

KOCAELİ ÜNİVERSİTESİ * FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**EVSEL ORGANİK ATIKLARIN ANAEROBİK VE AEROBİK
ÇÜRÜTÜLMESİ**

DOKTORA TEZİ

Y. Müh. Sevgi FERSİZ

Anabilim Dalı : Çevre Mühendisliği

Danışman : Doç. Dr. Sevil VELİ

KOCAELİ, 2010

KOCAELİ ÜNİVERSİTESİ * FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**EVSEL ORGANİK ATIKLARIN ANAEROBİK VE AEROBİK
ÇÜRÜTÜLMESİ**

DOKTORA TEZİ

Y.Müh. Sevgi FERSİZ

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih: 18 Haziran 2010

Tezin Savunulduğu Tarih: 21 Eylül 2010

Tez Danışmanı

Doç.Dr. Sevil VELİ

(.....)

Üye

Prof.Dr. H.Savaş AYBERK

(.....)

Üye

Doç.Dr. Mehmet KOBYA

(.....)

Üye

Yrd.Doç.Dr. Nilüfer HİLMİOĞLU

(.....)

Üye

Yrd. Doç. Dr. Beyhan PEKEY

(.....)

KOCAELİ, 2010

ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR

Avrupa’da organik atıkların ön arıtımsız olarak depolama alanlarına boşaltımı yasaklanmıştır. Avrupa Birliği yasalarıyla uyum gereği gelecekte ülkemizde de bu konuyla ilgili kısıtlamalar getirilecektir. Bu nedenle katı atıkların, özellikle yemek atıklarının çürüme ve kompostlama prosesleri ile ön arıtımı araştırılması gereken bir konudur. Bu çalışma ile bu alandaki boşluğun doldurulması amaçlanmıştır.

Tezimin ilk aşamasından sonuna kadar bilgi, yorum ve desteklerini gördüğüm değerli danışman hocam Sayın Doç. Dr. Sevil VELİ’ye

Bana sunduğu destek ve sağladığı araştırma imkanları sebebiyle değerli hocam Mühendislik Fakültesi Dekanı ve Çevre Mühendisliği Bölüm Başkanı Sayın Prof. Dr. Savaş AYBERK’e,

Doktora çalışmam sırasında bana İzmit Pakmaya Üretim Tesisindeki tüm laboratuvar imkanlarını açan, çalışmamın yürütülmesi ve yönlendirilmesindeki katkıları, gösterdikleri yakın ilgi ve destekleri nedeniyle Sayın Doç. Dr. Mustafa TÜRKER ve Sayın Doç. Dr. Levent DAĞAŞAN’a

Tezime katkılarını ve yardımlarını esirgemeyen tez izleme jüri üyem Sayın Yrd. Doç. Dr. Nilüfer HİLMİOĞLU’na,

Tezimin deneysel çalışmalarında desteklerini ve yardımlarını gördüğüm Pakmaya Araştırma Geliştirme Laboratuvarı çalışanlarına, özellikle Faik ÇALIŞKAN ve Özgür T. SANCAR’a,

Sağladıkları imkanlar ve kolaylıklar nedeniyle Köseköy Meslek Yüksekokulu Müdürü Sayın Yrd. Doç. Dr. İbrahim SERTÇELİK’e ve değerli çalışma arkadaşlarıma,

Çalışmamda emeği olan herkese ve özellikle her zaman yanımda olan eşim Necdet FERSİZ’e, tüm aileme ve sevdiklerime sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Çevre Yük. Müh. Sevgi FERSİZ

İÇİNDEKİLER

ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR	i
İÇİNDEKİLER	ii
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	iv
TABLolar DİZİNİ	vi
SEMBOLLER	vii
ÖZET.....	ix
İNGİLİZCE ÖZET.....	x
1. GİRİŞ	1
2. GENEL BİLGİLER	4
2.1. Katı Atık.....	4
2.2. Avrupa Birliği Depolama Direktifi	7
2.2.1. Depolama direktifinin etkisi.....	8
2.3. Yemek Atıkları.....	9
2.3.1. Yemek atıklarının alternatif arıtım yöntemleri	11
2.4. Anaerobik Arıtma.....	12
2.4.1. Mikrobiyoloji	13
2.4.2. Biyogaz üretim prosesini etkileyen faktörler	15
2.4.2.1. Sıcaklık.....	15
2.4.2.2. pH.....	15
2.4.2.3. Toksisite	15
2.4.3. Atıkların sınıflandırılması ve karakterizasyonu	16
2.4.4. Anaerobik arıtımda kullanılan reaktörler	16
2.4.4.1. Tek kademeli sistemler	16
2.4.4.2. İki kademeli sistemler	17
2.4.4.3. Doldur-boşalt sistemler	17
2.4.5. Anaerobik reaktör çıkış suyu	18
2.4.6. Türkiye'nin biyogaz üretim potansiyeli	18
2.4.7. Dünya'da biyogaz üretim potansiyeli	19
2.5. Aerobik Arıtma	20
2.5.1. Aerobik çürüme.....	20
2.5.2. Kompostlama	21
2.5.2.1. Kompostlama işlemine etki eden parametreler	23
2.5.2.2. Kompostlama prosesinin aşamaları.....	27
2.5.2.3. Kompostlamadan önce katı atıkların arıtımı	27
2.5.2.4. Kompostlama metotları.....	27
2.5.2.5. Kompost stabilitesi ve olgunluğunun değerlendirilmesi.....	28
3. MALZEME VE YÖNTEM.....	32
3.1. Yemek Atıklarının Karakterizasyonu ve Bileşimi	32
3.2. Deneysel Prosedürler	33
3.2.1. Anaerobik ve aerobik çürüme	33
3.2.2. Aerobik kompostlama	35

3.3. Analiz Yöntemleri	37
4. BULGULAR VE TARTIŞMA	38
4.1. Anaerobik Çürüme Sonuçları.....	38
4.2. Aerobik Çürüme Çalışma Sonuçları	51
4.3. Aerobik Kompostlama Çalışması Sonuçları	61
5. AEROBİK ÇÜRÜME ÇALIŞMASINDA SOLUNUM PARAMETRELERİ.....	68
5.1. CO ₂ Oluşum Hızı	68
5.2. Suda Çözünmüş Toplam Organik Karbon Değeri ve CO ₂ Üretim Hızı	70
6. KİNETİK ÇALIŞMALARI	73
6.1. Anaerobik Çürüme Çalışması Kinetiği	73
6.2. Aerobik Çürüme Kinetiği.....	75
6.3. Aerobik Kompostlama Kinetiği	76
7. SONUÇLAR VE ÖNERİLER	79
KAYNAKLAR	85
EKLER.....	93
KİŞİSEL YAYINLAR VE ESERLER	103
ÖZGEÇMİŞ	104

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1: Çürüme prosesi şeması	14
Şekil 2.2: Kompostlama işlemi	22
Şekil 3.1: Anaerobik ve aerobik çürüme çalışmalarında kullanılan reaktör şeması ..	33
Şekil 3.2: Anaerobik ve aerobik çürüme çalışması deney düzeneği	34
Şekil 3.3: Aerobik kompostlama çalışması deney düzeneği	36
Şekil 4.1: Toplam biyogaz oluşumu ve biyogaz üretim hızı, a) % 5 TKM, b) %7 TKM, c) %10 TKM	40
Şekil 4.2: Toplam metan oluşumu ve metan üretim hızı: a) % 5 TKM, b) %7 TKM, c) %10 TKM	41
Şekil 4.3: Farklı TKM oranlarına göre spesifik biyogaz üretimi (a), spesifik metan üretimi (b)	42
Şekil 4.4: Anaerobik çürümeye TKM'nin zamana göre değişimi	43
Şekil 4.5: Anaerobik çürümeye UKM'nin zamana göre değişimi	44
Şekil 4.6: Anaerobik çürümeye KOİ'nin zamana göre değişimi	44
Şekil 4.7: Anaerobik çürümeye TOK'un zamana göre değişimi: a) toplam TOK, b) çözülmüş TOK	45
Şekil 4.8: Anaerobik çürümeye UYA konsantrasyonlarının zamana göre değişimi ..	46
Şekil 4.9: Anaerobik çürümeye alkalinite konsantrasyonlarının zamana göre değişimi	47
Şekil 4.10: Anaerobik çürümeye azotlu bileşiklerin zamana göre değişimi: a) NH_4^+ -N konsantrasyonları, b) Organik N konsantrasyonları	48
Şekil 4.11: Anaerobik çürümeye a) EC değişimi, b) protein, karbonhidrat ve yağ miktarı değişimi, c) kalori miktarı değişimi	50
Şekil 4.12: Aerobik çürümeye farklı katı madde oranlarına göre reaktör ve ortam sıcaklığının zamana göre değişimi: a) %5 TKM, b) %7 TKM, c) %10 TKM	53
Şekil 4.13: Aerobik çürümeye pH'ın zamana göre değişimi	54
Şekil 4.14: Aerobik çürümeye TKM'nin zamana göre değişimi	54
Şekil 4.15: Aerobik çürümeye UKM'nin zamana göre değişimi	55
Şekil 4.16: Aerobik çürümeye KOİ'nin zamana göre değişimi: a) toplam KOİ, b) çözülmüş KOİ	56
Şekil 4.17: Aerobik çürümeye TOK'un zamana göre değişimi: a) toplam TOK, b) çözülmüş TOK	57
Şekil 4.18: Aerobik çürümeye azotlu bileşiklerin zamana göre değişimi: a) NH_4^+ -N konsantrasyonları, b) Organik N konsantrasyonları	58
Şekil 4.19: Aerobik çürümeye a) protein, karbonhidrat ve yağ miktarının zamana göre değişimi, b) kalori miktarının zamana göre değişimi	59
Şekil 4.20: Aerobik çürümeye çıkış gazındaki % O_2 ve CO_2 'nin zamana göre değişimi: a) %5 TKM, b) %7 TKM, c) %10 TKM	60
Şekil 4.21: Aerobik kompostlamada ortam ve kompost sıcaklığının zamana göre değişimi	62
Şekil 4.22: Aerobik kompostlamada pH'ın zamana göre değişimi	63

Şekil 4.23: Aerobik kompostlamada TKM ve UKM'nin zamana göre değişimi	63
Şekil 4.24: Aerobik kompostlamada KOİ ve TOK'un zamana göre değişimi: a) toplam KOİ ve toplam TOK, b) çözünmüş KOİ ve çözünmüş TOK.....	64
Şekil 4.25: Aerobik kompostlamada NH_4^+ -N ve Organik N'nin zamana göre değişimi	65
Şekil 4.26: Aerobik kompostlamada a) protein, karbonhidrat ve yağ miktarının zamana göre değişimi, b) kalori miktarının zamana göre değişimi	65
Şekil 5.1: Toplam CO_2 oluşumu ve CO_2 üretim hızının zamana göre değişimi: a) % 5 TKM, b) %7 TKM, c) %10 TKM.....	69
Şekil 5.2: Çürüme hızı olarak ifade edilen çeşitli göstergeler arasındaki korelasyonlar	71
Şekil 6.1: Anaerobik çürüme çalışmasında CH_4 TOK'un Monod Kinetiği	74
Şekil 6.2: Aerobik çürüme çalışması için CH_4 TOK'un birinci dereceden kinetiği	76
Şekil 6.3: Aerobik kompostlama çalışması için CH_4 TOK'un birinci dereceden kinetiği	77
Şekil 6.4: Aerobik kompostlama çalışmasında Arrhenius eşitliği	78

TABLolar DİZİNİ

Tablo 2.1: Belediye katı atık göstergeleri (D.İ.E., 2003).....	5
Tablo 2.2: Ülkemizde üretilen katı atıkların % bileşimi (Durmuşoğlu, 2005)	6
Tablo 2.3: AB üyesi ülkelerde ayrı toplanan ve kompostlanan evsel organik atık miktarı (Frick ve diğ.,1999)	7
Tablo 2.4: Biyogaz bileşimi (http://www.biyogaz.com/bgn.htm)	12
Tablo 2.5: 1 m ³ biyogazın enerji eşdeğeri (Tarım ve Köyişleri Bakanlığı, 2010).....	12
Tablo 2.6: Ülkemizdeki biyogaz üretim kapasitesi (Türker, 2008)	19
Tablo 2.7: Gelişmekte olan ülkelerde biyogaz tesisi sayısı ve Avrupa Birliği ülkelerinde biyogaz tesisi ile üretimleri (Güç ve Yılmaz, 2008)	20
Tablo 2.8: Hızlı kompostlama için optimum koşullar (Öztürk ve Bildik, 2005).....	23
Tablo 3.1: İzmit Pakmaya Fabrikası yemekhane atıklarının karakterizasyonu	32
Tablo 3.2: Pilot ölçekli reaktöre yerleştirilen katı atıkların bileşimi ve miktarları....	34
Tablo 3.3: Laboratuvar ölçekli reaktöre yerleştirilen katı atıkların bileşimi ve miktarları	36
Tablo 3.4: Parametreler ve ölçüm yöntemleri.....	37
Tablo 4.1: Anaerobik çürüme işlemi için hazırlanan başlangıç karışımlarının fiziksel ve kimyasal değerleri	38
Tablo 4.2: Anaerobik çürüme işlemi sonucu oluşan biyogazın bileşimi	39
Tablo 4.3: Aerobik çürüme işlemi için hazırlanan başlangıç kompost karışımının fiziksel ve kimyasal değerleri	52
Tablo 4.4: Aerobik kompostlama işlemi için hazırlanan başlangıç kompost karışımının fiziksel ve kimyasal değerleri	61
Tablo 4.5: Anaerobik çürüme çalışmalarındaki stabilite göstergeleri	66
Tablo 4.6: Aerobik çürüme ve aerobik kompostlama çalışmalarındaki stabilite göstergeleri.....	67
Tablo 5.1: Aerobik çürümede CO ₂ üretim hızlarının standart değerlerle karşılaştırılması	72
Tablo 6.1: Anaerobik çürümede hesaplanan kinetik katsayılar	75
Tablo 6.2: Farklı katı madde oranlarına göre hız sabitleri	76

SEMBOLLER

A	: Van't Hoff-Arrhenius katsayısı
E _a	: Aktivasyon enerjisi, (kJ /mol)
G ₀	: Çıkış gazının hızı, (m ³ /sa)
K _s	: Yarı doyumluk substrat derişimi, (g çTOK/l)
k _{max}	: Maksimum substrat giderim hız sabiti, (g çTOK/g TKM x sa)
r	: Substrat giderim hızı, (g çTOK/ l x sa)
r _{max}	: Maksimum substrat giderim hızı, (g çTOK/ l x sa)
R	: İdeal gaz sabiti, 8.314 x 10 ⁻³⁰ kJ /mol,
S	: Substrat derişimi, (g çTOK/ l)
t	: Reaksiyon zamanı, (sa)
T	: Mutlak sıcaklık, (K)
X	: Anaerobik çamurdaki TKM derişimi, (g/l)
W _{çTOK}	: karışımdaki kg çTOK miktarı (katı bazda)
W _o	: karışımın kuru ağırlığı, (kg)
Z	: Çıkış gazındaki CO ₂ ağırlığı, (g CO ₂ /m ³)
α	: reaksiyon derecesini belirleyen indis
γ _{CO₂}	: CO ₂ oluşum hızı, (g CO ₂ /sa/kg çTOK)
γ _{çTOK}	: karışım materyalindeki çTOK degradasyon hızı, (kg çTOK /sa)

Alt indisler

Max	: Maksimum
0	: Çıkış gazı
CO ₂	: Karbondioksit

Kısaltmalar

AB	: Avrupa Birliği
BOİ	: Biyolojik Oksijen İhtiyacı, (mg/l)
Cç	:Suda Çözünmüş Karbon, (mg/l)
çKOİ	: Suda Çözünmüş Kimyasal Oksijen İhtiyacı, (mg/l)
D.İ.E.	: Devlet İstatistik Enstitüsü
çTKN	: Suda Çözünmüş Toplam Kjeldahl Azot, (mg/l)
çTOK	: Suda Çözünmüş Toplam Organik Karbon, (mg/l)
EC	: Elektriksel İletkenlik, (mS/cm)
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı, (mg/l)
Nç	: Suda Çözünmüş Azot, (mg/l)
SBR	: Sıralı yığın teknolojisi
SOUR	: Spesifik Oksijen Alış Hızı, (mg O ₂ / g UKM/ sa)
TOK	:Toplam Organik Karbon,(mg/l)

TKN : Toplam Kjeldahl Azot, (mg/l)
TKM :Toplam Katı Madde, (mg/l)
UKM : Uçucu Katı Madde, (mg/l)
UYA : Uçucu Yağ Asidi, (mg/l asetik asit)

EVSEL ORGANİK ATIKLARIN ANAEROBİK VE AEROBİK ÇÜRÜTÜLMESİ

Sevgi FERSİZ

Anahtar Kelimeler: Evsel organik atık, yemek atığı, anaerobik çürüme, aerobik çürüme, kompostlama.

Özet: Bu çalışmada, İzmit Pakmaya Fabrikası yemekhanesinden alınan yemek atıklarının anaerobik, aerobik çürütülmesi ve aerobik kompostlanarak atık içeriğinin geri kazanılması ve bu proseslerin etkinliğinin ortaya konulması amaçlanmıştır.

Anaerobik çürüme çalışmasında biyogaz ve metan üretimi izlenmiştir. Çalışma süresi sonunda katı madde oranlarına göre (%5–7–10 TKM) sırasıyla 466–501–498 l/kg UKMekl metan üretimi gerçekleşmiş, TKM’de %20–20–7, UKM’de %51–46–28, toplam KOİ’de %46–45–40, toplam TOK’da %64–25–65 oranlarında azalma görülmüştür. Aerobik çürüme çalışmasında sıcaklık ve pH parametreleri serbest bırakılmıştır ve çalışma süresi sonunda katı madde oranlarına göre TKM’de %25–25–10, UKM’de % 36–55–41, toplam KOİ’de %57–39–32, toplam TOK’da % 57–50–41 oranlarında azalma görülmüştür. Aerobik kompostlama çalışmasında (%55 TKM) TKM ve UKM’de yaklaşık %30, toplam KOİ’de %18, toplam TOK’da %30 oranlarında azalma görülmüştür.

çTOK parametresine göre hesaplanan CO₂ üretim hızları, katı madde oranlarına göre aerobik çürümede 38.53–35.07 – 28.41 g CO₂ /sa/ kg çTOK olarak bulunmuştur.

Anaerobik ve aerobik proseslere birinci dereceden reaksiyon kinetiği uygulanmış ve hız sabitleri hesaplanmıştır. Aerobik kompostlama çalışmasında reaksiyon hız sabiti ile sıcaklık arasındaki ilişki Arrhenius denklemi ile verilmiş ve aktivasyon enerjisi 5096 kJ /mol olarak hesaplanmıştır.

Bu çalışmada yemek atıklarının içerisindeki organik madde miktarı geri kazanılmış ve kullanılan bu proseslerin etkili bir ön arıtım metodu olduğu görülmüştür.

ANAEROBIC AND AEROBIC DIGESTION OF MUNICIPAL ORGANIC SOLID WASTES

Sevgi FERSİZ

Key Words: Municipal organic solid waste, food waste, anaerobic digestion, aerobic digestion, composting.

Abstract: In this study, it is aimed to digest the food waste taken from Izmit Pakmaya factory cafeteria anaerobically and aerobically and to recover the waste content by aerobic composting and to reveal the effectiveness of these processes.

In the study of anaerobic digestion, according to the solid matter content (5-7-10 % TS), methane production was 466-501-498 l/kg VS_{add}, 51-46-28% decrease on VS, 46-45-40% decrease on COD, 64-25-65% decrease on TOC were observed, respectively. At the end of Aerobic digestion study, according to the solid matter content, 36-55-41% decrease on VS, 57-39-32% decrease on COD, 57-50-41% decrease on TOC were observed, respectively. In the study of aerobic composting (55% TS), a decrease of about 30% on TS and VS, of 18% on COD, of 30% on TOC was observed.

It was found that CO₂ production rates calculated according to TOC parameter were found to be 38.53-35.07-28.41 g CO₂ /h/ kg sTOC for aerobic digestion according to the solid matter.

Anaerobic and aerobic processes were applied to the first order reaction kinetics and rate constants were calculated. In the study of aerobic composting, the relationship between the reaction rate constant and temperature is given by Arrhenius equation.

In this study, the amount of organic matter in food waste was recycled and these processes were found to be an effective method of pretreatment.

1. GİRİŞ

Yemek atıkları evsel atıkların ana bileşenidir. Yemek atıkları toplama, taşıma sırasında çürüme eğiliminde olmakta ve depolanma sırasında koku, sızıntı suyu gibi problemlere sebep olmaktadır (Durlak ve diğ., 1997; Wang ve diğ., 1999).

Yemek atıklarının tekrar kullanımı ve depolanmasının çevresel etkilerini azaltmak için bu atıkların etkili bir yönetime ihtiyacı vardır. Bu amaçla bir takım politikalar geliştirilmelidir. Bu politikalar, yemek atıklarının azaltımı, kaynağında ayrımı, geri dönüşümün genişletilmesidir. Birçok ülkede özellikle 2005 yılından itibaren organik atıkların ön arıtımsız direk depolama alanlarına boşaltımı yasaklanmıştır. Bu nedenle, yemek atığı yönetimi son zamanlarda dikkati çekmektedir. Geri dönüşümün hızla artması ve depolamanın azaltılması ile yemek atıklarının kompostlanmasında kısa zamanda büyük değişiklikler olmuştur.

Yemek atığı biyolojik bir atıktır ve kompostlama prosesi ile atık geri kazanılabilir. Bununla beraber, yemek atıklarının yüksek nem miktarı, yüksek tuzluluk ve düşük pH gibi çeşitli sınırlayıcı özellikleri nedeniyle geri kazanım yüzdesi diğer evsel atıklardan daha düşüktür. Büyük ölçekli yemek atığı arıtım faaliyetlerinde, üretim merkezlerinin geniş dağılımı nedeniyle taşımada ve depolamada bazı problemler oluşturmaktadır. Bu yüzden üretim merkezlerinde yemek atıklarının geri kazanım ve ön arıtım metotlarının geliştirilmesi gerekmektedir.

Kesikli beslemeli operasyon ile kapalı kapta kompostlama, üretim merkezlerinde kullanışlı bir metot olarak bilinmektedir. Son zamanlarda Avrupa’da ve Japonya’da kapalı kapta kompostlama sistemleri geliştirilmiştir. Bu yöntem restoran, hastane ve evlerde üretilen öğün atıkları ve mutfak atıkları için kullanılabilir.

Araştırmaların çoğu yapay ham materyal kullanılarak laboratuvar ölçekli kompostlama sistemleriyle yapılmıştır (Kwon ve Lee, 2004a).

Avrupa Birliği (AB) 2020 yılına yönelik olarak enerji planında, biyoyakıtların toplam yakıt tüketimindeki payının %10'a ulaşmasını hedeflemiştir. Organik atıklardan biyogaz eldesine yönelik enerji tesislerinin hızlı ve kolay kurulabilmesi ve ayrıca Ülkemizde enerji çeşitliliği sağlanması ağıısından gerekli çalışmaların yapılması önemlidir. Yenilenebilir temiz enerji ve kimyasal madde eldesine yönelik bu yeni biyoteknolojik yaklaşım aynı zamanda atık azaltımı, kirlilik önleme ve temiz üretim kavramları ile de uyum içerisindedir. Bu yaklaşım çerçevesinde organik atıklar sadece arıtılmaları bazında değil, buna ek olarak, enerji ve ürün elde edilebilecek bir hammadde olarak da değerlendirilmektedir (Brunt ve diğ., 1995).

Bu nedenle çalışmada, yemek atıklarının anaerobik, aerobik ürütölerek ve aerobik kompostlanarak atık içerisindeki organik madde miktarının geri kazanılması ve anaerobik çürüme ile değerli bir gaz olan metan üretiminin gerçekleştirilmesi amaçlanmıştır.

Bu amaç doğrultusunda anaerobik ve aerobik çürüme prosesleri pilot ölçekli reaktörde aerobik kompostlama prosesi laboratuvar ölçekli reaktörde yürütölmüştür. Yürütölen deneysel çalışmalar aşağıdaki adımlar doğrultusunda oluşmaktadır.

- Yemek atıklarının genel özelliklerinin belirlenmesi amaı ile karakterizasyon çalışması yapılmıştır. Katı madde oranları, anaerobik ve aerobik çürüme çalışmalarında %5–7–10, aerobik kompostlama çalışmasında ise %55 olarak belirlenmiştir.
- Anaerobik ve aerobik çürüme prosesinde belirlenen parametreler incelenmiştir. Anaerobik arıtım sonrasında biyogaz üretimi gerçekleştirilmiştir.
- Yemek atıkları %55 katı madde oranında olacak şekilde talaş ile karıştırılmış ve aerobik olarak kompostlanmıştır.
- Biyoreaktörlerin performansı, özönmüş organik karbon parçalanma oranı, uçucu katı madde (UKM) kaybı, metan üretim hızı olarak göröntölenmiştir.

- Yemek atıkları ile yapılan proseslere reaksiyon kinetiği uygulanmıştır. Reaksiyon hız sabitleri ve korelasyon katsayıları hesaplanmıştır.
- Aerobik kompostlama çalışmasında reaksiyon hız sabiti ile sıcaklık arasındaki ilişki Arrhenius denklemi ile verilmiştir.

2. GENEL BİLGİLER

2.1. Katı Atık

Katı atık, evsel, ticari ve endüstriyel işlevler sonucu oluşan, üreticisi tarafından atılmak istenen ve toplumun huzuru, çevrenin korunması için düzenli bir şekilde bertaraf edilmesi gereken istenmeyen maddelerdir.

Devlet İstatistik Enstitüsü (D.İ.E.), belediyelere yönelik çalışmalardan elde ettiği verilere göre evsel nitelikli katı atığın %65'i organik atık, %23'ü kül ve cüruf, %12'si geri kazanılabilir kısımdan oluşmaktadır. Devlet İstatistik Enstitüsü'nün 1994–1996 yıllarını içeren “Belediye Çöp Envanteri” verilerine bakıldığında günlük katı atık miktarı yıllara göre artış göstermektedir (0.97–1.23–1.39 kg/kişi/gün). Tablo 2.1’de gösterilen 2001 yılı Belediye katı atık istatistikleri anketi sonuçlarına göre katı atık toplama hizmeti verilen belediyelerden, 2001 yılı yaz mevsiminde ortalama 12.5 milyon ton, kış mevsiminde ortalama 12.6 milyon ton ve yıllık ortalama 25.1 milyon ton katı atık toplandığı belirlenmiştir. Bu sonuçlara göre kişi başı günlük ortalama katı atık miktarı, yaz mevsimi için 1,28 kg/kişi-gün, kış mevsimi için 1,32 kg/kişi-gün ve yıllık ortalama ise 1,31 kg/kişi-gün olarak bulunmuştur. Depolama alanlarında yemek atıkları, kötü koku, sızıntı suyunun yeraltı ve yüzey sularını kirletmesi gibi ciddi problemlere yol açmaktadır ve ayrıca depolama alanlarında büyük yer kaplamaktadır.

Tablo 2.1: Belediye katı atık göstergeleri (D.İ.E., 2003)

Temel Göstergeler	2001 yılı
Toplam belediye sayısı	3215
Katı atık hizmeti verilen belediye sayısı	2915
Toplanan katı atık miktarı (milyon ton/yıl)	25.1
Kişi başı ortalama katı atık miktarı (kg/kişi-gün)	1.31
Kişi başı yaz mevsimi ortalama katı atık miktarı (kg/kişi-gün)	1.28
Kişi başı kış mevsimi ortalama katı atık miktarı (kg/kişi-gün)	1.32
Katı atık hizmeti verilen nüfusun toplam nüfusa oranı (%)	77.44
Katı atık hizmeti verilen nüfusun belediye nüfusa oranı (%)	98.32
Katı atık bertaraf tesisleri	
Katı atık bertaraf tesisleri ile hizmet edilen nüfusun toplam nüfusa oranı (%)	23.63
Düzenli depolama tesisi	
Sayısı	12
Kapasitesi (milyon ton)	261.3
Bertaraf edilen belediye katı atık miktarı (milyon ton/yıl)	8.3
Bertaraf edilen tıbbi atık miktarı (1000 ton/yıl)	13
Kompost Tesisi	
Sayısı	3
Kapasitesi (1000 ton)	299
Bertaraf edilen katı atık miktarı (1000 ton/yıl)	218
Yakma tesisi	
Sayısı	3
Kapasitesi (1000 ton)	44
Bertaraf edilen katı atık miktarı (1000 ton/yıl)	11
Katı Atık Yönetmeliğini yerine getirmeme sebeplerine göre belediye sayısı	
Yönetmeliği bilmeyen	942
Maddi imkansızlıklar	1768

Avrupa Birliği (AB) Katı Atık Düzenli Depolama Y

Aerobik ve anaerobik kompostlama, bu alanda ulusal stratejik plan gereği, öncelikli teknoloji konumundadır. Bu yüzden; kompostlaştırma teknolojisinin Türkiye genelindeki yaygın uygulamalarına ışık tutucu, detaylı, bilimsel ve teknolojik araştırmalar ile pilot ölçekli uygulamalara ihtiyaç duyulmaktadır (Çekmecelioğlu, 2006).

Ülkemizde üretilen katı atıkların % bileşimi Tablo 2.2’de gösterilmektedir. Evsel katı atıkların miktarı ve bileşimleri şehirlerin özelliklerine, halkın sosyal ve ekonomik durumuna, iklimine, kullanılan yakıt cinsine ve bunlara benzer diğer faktörlere bağlıdır.

Tablo 2.2: Ülkemizde üretilen katı atıkların % bileşimi (Durmuşoğlu, 2005)

Kaynaklar	Gıda Atıkları	Kağıt Atıkları	Plastikler	Tekstil Atıkları	Bahçe Atıkları	Cam	Metal	Toz, kül vs.
Antalya	55	14	4	2	5	3	3	14
Balıkesir	67	8	3	2	3	3	5	9
Bursa	53.1	18.4	11.6	1.5	2	3.4	3	7
Denizli	55	14	2	2.5	2.5	2	3	19
Gaziantep	64.4	14.8	6	1	1	3.1	1.4	8.3
İstanbul	48	8.4	11.4	2.9	6.3	4.6	2.3	16.5
İzmir	60.9	11.4	12.2	2.5	0.2	4.8	2.2	5.8
Kocaeli	65.4	6.6	5.4	1.1	3.1	1.4	0.8</	

2.2. Avrupa Birliği Depolama Direktifi

Artan çevre duyarlılığı ve yükselen çevre standartları Avrupa’da yeni kompostlama faaliyetlerinin gelişmesini teşvik etmektedir. Avrupada uygulanan politikalar sayesinde organik atıkların kompostlanmasında kaynak ayırımına doğru hızlı bir gelişim sergilenmiştir. Avrupa’da her yıl yaklaşık 60 milyon ton potansiyel geri kazanılır organik atık üretildiği tahmin edilmektedir (D.H.V., 1997).

Avrupa’da yaklaşık 9 milyon ton organik atık kaynak ayrımı, ev tipi kompostlama ve merkezi kompostlama ile geri kazanılmıştır. Bununla beraber, AB üyesi devletler için geri kazanılan organik madde miktarlarında büyük farklar vardır. Tablo 2.3’de AB Üyesi Ülkelerde ayrı toplanan ve kompostlanan evsel organik atık miktarları gösterilmektedir.

Tablo 2.3: AB üyesi ülkelerde ayrı toplanan ve kompostlanan evsel organik atık miktarı (Frick ve diğ.,1999)

AB Üyesi Ülkeler	Evsel organik atık		Kompost ürünü
	Geri kazanılan organik atık miktarı ('000 ton)	Her ülkede toplam geri kazanım (%)	Miktarı ('000 ton)
Hollanda	1800	90	650
Danimarka	500	55	250
Avusturya	1100	50	500
Almanya	4000	45	2000
Belçika	320	34	160
İsveç	250	16	100
Lüksemburg	7	14	3
Finlandiya	70	10	30
İngiltere	317	6	159
Fransa	400	3	150
İtalya			

Böylece biyoparçalanabilir atıkların depolanması nedeniyle oluşan çevresel problemler minimize edilmiştir. AB Direktifi (1999) ile atık depolama gibi birçok çevresel konularda uygulamalar getirilmiştir. Hollanda ve Almanya gibi ülkelerde başarılı atık yönetimi programları geliştirilmiştir. AB Direktifi, biyoparçalanabilir atıkların toplanması, işlenmesi ve kompostlama sektörlerinin gelişmesinde önemli bir etkiye sahiptir. AB Direktifinin genel hedefleri aşağıdaki gibi özetlenebilir.

- Üye devletler arasında depolama standartlarına uyum
- Atık gaz emisyonlarının azaltılması
- Biyoparçalanabilir evsel atıkların arıtımı/geri dönüşümü için ayrı toplamanın teşvik edilmesi
- Depolama ücretlerinin ve çevresel maliyetlerinin azaltılmasıdır.

2.2.1. Depolama direktifinin etkisi

AB Direktifi toprakta biyolojik parçalanabilir evsel atık miktarını sınırlamıştır. Biyolojik atık miktarının limitlendirilmesi kompostlama gibi uygun arıtım yöntemlerine doğru atığı yönlendirmektedir. AB Direktifine göre depolama ile uzaklaştırılan biyolojik evsel atık miktarı azaltılmalıdır. Buna göre

- 2010 yılına kadar 1995 yılında üretilen miktarın %75'i
- 2013 yılına kadar 1995 yılında üretilen miktarın %50'i
- 2020 yılına kadar 1995 yılında üretilen miktarın %35'i azaltılmalıdır.

Son beş yılda Avrupada merkezi kompostlama faaliyetleri sayısı her yıl ortalama %25 büyümüştür. 1999'da kompostlanan evsel atıkların miktarı önceki yıla göre %21, 2000 yılında ise 1999 yılına göre %29 büyüme görülmüştür (Slater ve Frederickson, 2001).

2.3. Yemek Atıkları

Yemek atıkları evsel atıkların ana bileşenidir. Yemek atıkları toplama, taşıma sırasında çürüme eğilimindedir ve depolanma sırasında koku, sızıntı suyu gibi problemlere sebep olmaktadır (Durlak ve diğ., 1997; Wang ve diğ., 1999).

Yemek atıkları depolama, yakma, geri kazanım metotları ile arıtılmaktadır (Park ve diğ., 2001). Yiyecek endüstrileri ve evlerde yemek hazırlama işlemleri sonucu oluşan atıklardan dolayı şehirlerdeki organik atık miktarı artmaya başlamıştır. Bu atıkların kompostlanarak geri kazanımı enerji kaybının önlenmesi açısından teşvik edilmektedir (Hogland ve diğ., 2003, Adhikari ve diğ., 2008). Kompost pazarının gelişimi, oluşan ürünün kaliteli, stabil olmasına ve kompostlama sisteminin etkinliğine bağlıdır. Günümüzde atık üretiminin hızla artması etkili bir atık yönetimi stratejilerinin uygulanmasını gerektirmektedir. Atık yönetimi atığın yeni bir madde ya da enerji olarak geri kazanılmasını sağlamaktadır. Atığın tekrar kullanılması ve depolamanın çevresel etkilerini azaltmak için yemek atıklarının etkili bir yönetime ihtiyacı vardır. Bu amaçla bazı politikalar geliştirilmiştir. Bunlar, yemek atığı üretim miktarının azaltımı, kaynağında ayrımı, geri dönüşümün genişletilmesidir.

Özellikle 2005 yılından itibaren organik atıkların direk depolama alanlarına boşaltımı yasaklanmıştır. Bu politikalar nedeniyle yemek atığı yönetimi son zamanlarda dikkati çekmektedir. Geri dönüşümün hızla artması ve atık depolamanın azalması ile atık yönetimi konusunda büyük değişiklikler olmuştur (Lee ve diğ., 2007).

Yemek atıklarının büyük bir kısmı depolama alanlarına gömülmektedir. Bu atıkların depolama alanlarına gömülmesiyle, depo alanlarının azalması, sera gazlarının artması ve yeraltı su kirliliği gibi problemlere yol açmaktadır (Selvam ve diğ., 2010).

Kore hükümeti 1997 yılından itibaren büyük restoranlara ve kafeteryalara yemek atıklarının azaltılması ve geri dönüşümün sağlanması için yaptırım getirmiştir. Bi

gibi çeşitli sınırlayıcı özellikleri nedeniyle geri kazanım yüzdesi diğer evsel atıklardan daha düşüktür. Büyük ölçekli yemek atıkları arıtım faaliyetlerinde, üretim merkezlerinin geniş dağılımı nedeniyle taşımada ve depolamada bazı problemler oluşturmaktadır. Bu yüzden üretim merkezlerinde yemek atığının geri kazanımı ve ön arıtım metotlarının geliştirilmesine ihtiyaç duyulmaktadır.

Kompostlama evsel organik atıkların geri kazanımı için kullanılan bir yöntemdir. Organik atıkların büyük bir bölümünü yemek atıkları oluşturmaktadır. Kompostlama prosesinin iyileştirilmesi için nem miktarı, pH ve C/N oranı kontrol edilmelidir (Zucconi ve de Bertoldi, 1987). Kesikli beslemeli sistem ile yemek atıkları üretim merkezlerinde kapalı kaptaki kompostlanabilir. Bu yöntem kullanışlı bir metot olarak bilinmektedir (Kim ve diğ., 2008). Son zamanlarda Avrupa’da ve Japonya’da kapalı kaptaki kompostlama sistemleri geliştirilmiştir. Kesikli beslemeli sistemde, ham materyal periyodik olarak sisteme eklenir ve deşarjsız arıtılmaktadır. Kesikli sistem restoran, hastane ve evlerden üretilen öğün atıkları ve mutfak atıkları için kullanılmaktadır. Yapılan araştırmaların çoğunda yapay ham materyal kullanılarak laboratuvar ölçekli kompostlama sistemleri gerçekleştirilmiştir (Kwon ve Lee, 2004a, 2004b).

Yemek atıklarının çürütülmesi uygun ve etkili arıtım metodu olarak son zamanlarda araştırılmaktadır. Çürüme performansı sıcaklık ve karıştırma gibi işletim koşullarının kontrolü ile gerçekleşmektedir. Yemek atıklarının çürütülmesi ile atık miktarının azaltılması, uzun süreli işleme uygunluğu bakımından etkili bir prosestir. Çürüme prosesinin kullanımı ile işletim parametrelerinin reaktör performansını nasıl etkilediği, sulu faz mikrobiyal reaksiyonların matematiksel modellenmesi, reaktör sistemlerinin büyütülmesi gibi konularda daha ciddi araştırmaların yapılması gereklidir (Yun ve diğ., 2005).

Yun ve diğ. (2000)’de yaptıkları çalışma sonuçlarına göre yemek atıklarının yüksek hızlı aerobik biyoparçalanması ile çürütülmesi etkili bir metot olarak kullanılmıştır. Yemek atıklarının biyoparçalanmasında biyoreaktör performans

karbon parçalanması ile oksijen tüketiminin yakın ilişkili olduğu bulunmuş ve bu ilişki çözünmüş oksijen değişiminden hesaplanmıştır.

Aynı çalışmada yemek atığının geleneksel yöntemle kompostlaması ve çürütülmesi karşılaştırıldığında, çürüme prosesinin hızlı ve minimal yemek atığı ile sonuçlandığı görülmüştür. Çürüme prosesinde, askıda katı miktarı maksimum 7.9 g/l.gün hızı ile yok olmuştur. Yemek atığındaki karbonlu bileşiklerin %82'si 5. gün sonunda parçalanmıştır. Araştırmaların çoğunda çürüme proseslerinin çürüme hızı ve miktarı üzerinde durulmuştur. Yapılan çalışmada pilot ölçekli uzun süreli işletimde (50 l hacimde) biyoreaktörde yemek atıklarının çürütülmesi pratik bir uygulama olarak değerlendirilmiştir. Kafe ve restoranlardan yemek atıkları günlük olarak toplanarak eklenmiş ve O₂ gereksinimi tahmin edilmiştir (Park ve diğ., 2002).

Yun ve diğ. (2000)'de yaptıkları çalışmalarda sulu faz sistemini kullanarak oksijen transferini arttırmış ve çürüme hızını yükseltmişlerdir. Aerobik mikroorganizmalar için sulu faz sistemi katı faz sistem ile karşılaştırıldığında daha iyi çevresel şartlar sağlandığını bulmuşlardır.

Forster-Carneiro ve diğ. (2008b)'de üniversitede oluşan yemek atıklarının biyometan oluşum prosesini analiz etmişlerdir. Altı reaktörde, üç farklı toplam katı (%20, 25, 30) ve iki farklı aşı yüzdesi (%20–30 mezofilik çamur) denemişlerdir. Çalışmada yemek atıklarının biyodegradasyonu %20 TKM, %30 aşı ve 20–60 gün arasında gerçekleştirilmiş ve 0.49 l CH₄/g UKM metan üretimi elde edilmiştir.

2.3.1. Yemek atıklarının alternatif arıtım yöntemleri

Yemek atıklarının geri dönüşüm yüzdesinin arttırılması için hayvan yiyeceği ve gübre olarak geri kazanım metotları uygulanmaktadır. Fiziksel ve kimyasal bileşimleri birbirlerinden

2.4. Anaerobik Arıtma

Anaerobik arıtma (havasız arıtma), organik atıkların oksijensiz ortamda biyolojik süreçlerle parçalanması ve CH₄, CO₂, NH₃, H₂S gibi son ürünlere dönüştürülmesi olarak tanımlanmaktadır. Tipik bir biyogaz bileşimi Tablo 2.4’de verilmiştir.

Tablo 2.4: Biyogaz bileşimi (<http://www.biyogaz.com/bgn.htm>)

Bileşenler	Hacimce %’si
CH ₄	40–80
CO ₂	20–50
H ₂ S	0.0005–0.0002
NH ₃	0.0005–0.0001
N ₂	0–3
H ₂	0–5

Havasız arıtmanın tercih edilmesini gerektiren pek çok sebep bulunmaktadır:

- Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) > 1500 mg/l olan atıksuların havasız arıtımı, havalı arıtmaya göre önemli oranda daha ekonomiktir.
 - Havasız arıtma ile enerji tüketilmez, biyoenerji (biyogaz) üretilir.
 - Havasız arıtma sistemlerinde oluşan biyolojik çamur miktarı havalı sistemlere göre çok azdır.
 - Havasız arıtma tesisleri, havalı sistemlere göre daha az alan kaplar, mekanik-ekipman maliyeti daha düşüktür, mevsimlik endüstriler için çok uygundur.
 - Havasız arıtma sistemlerinin ardından basit havalı arıtma sistemleri ile birlikte çevre dostu entegre bir arıtma sistemi halinde uygulanabilmektedir.
- 1 m³ biyogazın diğer yakıtlar cinsinden enerji eşdeğerleri Tablo 2.5’de verilmiştir.

Tablo 2.5: 1 m³ biyogazın enerji eşdeğ

1 m³ biyogaz,

- 1.25 kW elektrik üretir,
- 60 W'lık lambayı 7 saat yakabilir,
- 4 kişilik bir ailenin üç yemeğini pişirir,
- 300 litrelik buzdolabını 3 saat çalıştırır,
- 2 beygir gücündeki (HP) motoru bir saat çalıştırır (Türker, 2008).

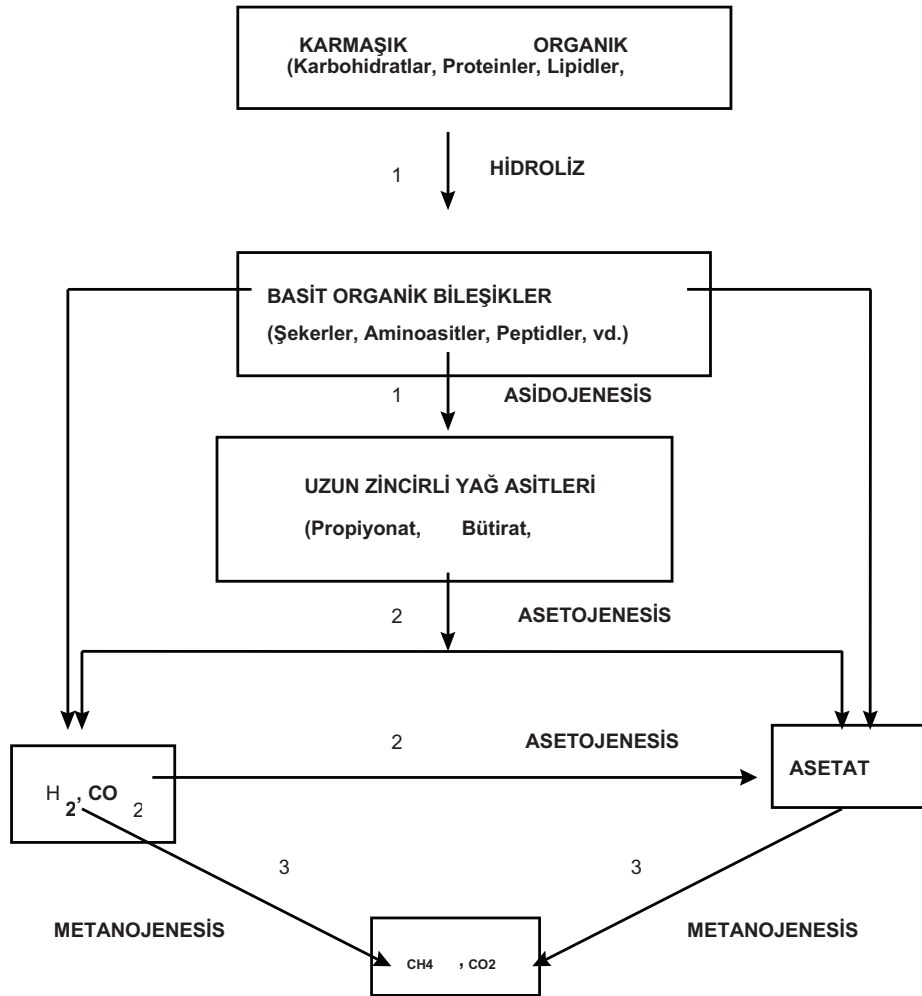
Havasız arıtmanın üstünlükleri yanında bazı kısıtları da bulunmaktadır. Bunlar aşağıda sıralanmıştır.

- İşletmeye alma devresinin daha uzun olması
- Seyreltik ve karbonhidratlı atıklarda düşük alkaliniteye bağlı ilave alkalinite ihtiyacı
- Bazı hallerde yüzeysel sulara deşarj kriterlerinin sağlanamaması (Top N, P)
- Seyreltik atıklarda üretilen metanın reaktörlerin 35 °C de ısıtılması için yeterli olmayışı
- Sülfatlı atık sularda H₂S ve koku problemi
- Nitrifikasyon imkanı olmayışı
- Klorlu organiklerin havasız arıtmada, havalı arıtmaya göre daha zararlı oluşu
- Düşük sıcaklıklarda arıtma hızının düşük oluşu
- Yüksek biyokütle aktivitelerinin oluşabilmesi için NH₄ konsantrasyonlarının 40–70 mg/l gibi yüksek seviyelerde tutulma gereği
- Bazı tür endüstriyel atıklarda reaktör içinde ve boru aksamında ciddi inorganik çökelti ve taşlaşma sorunlarıdır (Öztürk, 1999).

2.4.1. Mikrobiyoloji

Anaerobik çürüme prosesinde, farklı rolleri olan üç mikroorganizma grubu Şekil 2.1'de görüldüğü gibi, toplam çürüme prosesinin çeşitli adımlarını gerçekleştirmek için gereklidir. Bu adımlar:

1. Atıkta bulunan polimer ve monomerlerin hidrolizi ve fermentasyonundan sorumlu olan mikroorganizmaların faaliyeti sonucu, başlıca asetat, hidrojen ve değişen oranlarda propiyanat ve butirat gibi uçucu yağ asitleri ile biraz alkol üretilmektedir.
2. Zorunlu (obligate) hidrojen üreten asetojenik bakteri propiyanat ve bütiratı asetat ve hidrojene dönüştürmektedir.
3. İki grup metanojenik arke (archae) sırasıyla asetat ve hidrojenden metan üretmektedir (Türker, 2008).



Şekil 2.1: Çürüme prosesi şeması

Anaerobik fermentasyon, asit üretim fazını (hidroliz ve acidogenesis) takiben asit tüketim fazını (methanogenesis) içermektedir (Selvam, 2010). Hidroliz prosesini hızlandırmak için enzimatik ön arıtım veya ham maddenin partikül boyutu azaltılabilir. İşletim ücreti düşünüldüğünde düşük maliyetli metotlar geliştirilmelidir.

2.4.2. Biyogaz üretim prosesini etkileyen faktörler

Anaerobik arıtmı etkileyen en önemli çevre faktörleri, sıcaklık, pH, atık bileşimi ve toksinlerdir.

2.4.2.1. Sıcaklık

Diğer mikroorganizmalarda olduğu gibi, anaerobik bakterilerin üreme hızları belli bir değere kadar sıcaklıkla artar ve daha sonra artan sıcaklıkla azalmaktadır. Organik atıkların anaerobik arıtmı üç sıcaklık aralığında yapılmaktadır. Bunlar, psikrofilik bölge ($<25^{\circ}\text{C}$), mezofilik bölge ($25-40^{\circ}\text{C}$) ve termofilik bölgedir ($>45^{\circ}\text{C}$).

2.4.2.2. pH

Anaerobik çürüme 6–8.5 gibi dar bir pH aralığında gerçekleşmektedir. Popülasyondaki her bir mikroorganizma grubunun optimum pH aralığı vardır (Türker, 2008).

2.4.2.3. Toksisite

Anaerobik bozunma için en genel inhibitör amonyaktır. Yüksek azot içeren atıkların anaerobik arıtımında oluşan amonyak, metanojenik mikroorganizmaların inhibisyonuna yol açarak biyogaz üretimini önemli oranda düşürmektedir. Biyogaz üretiminin düşmesi karbonlu organik madde giderimini olumsuz yönde etkileyerek sistemin verimini azaltmaktadır. Toplam amonyak azotunun 50–200 mg/l seviyelerinde anaerobik mikroorganizmalar için yararlı bir makro besin maddesi, 1500–3000 mg/l seviyelerinde pH >7.4 için inhibitör, 3000 mg/l'den yüksek konsantrasyonlarda ise pH'ya bağlı olmadan toksik etkiye sahiptir. Diğer taraftan bazı araştırmacılar ise pH >7.5 seviyelerinde 1500 mg/l'den oldukça yüksek toplam amonyak azotu konsantrasyonlarında yeterli anaerobik arıtmanın sağlandığını rapor etmişlerdir (Eldem ve Öztürk, 2006).

Yüksek sülfatlı atıkların anaerobik arıtılması sırasında oluşan hidrojen sülfürde amonyum gibi, inhibasyona sebep olmaktadır. Literatürde inhibasyona, serbest hidrojen sülfürün sebep olduğu kabul edilmektedir. Toplam 100–300 mg/l hidrojen sülfür veya 50–150 mg/l serbest hidrojen sülfür derişimleri ciddi inhibasyona sebep olmaktadır.

2.4.3. Atıkların sınıflandırılması ve karakterizasyonu

Anaerobik arıtmaya uygun organik kökenli atıklar genel olarak tarımsal atıklar, arıtma çamurları, hayvansal yan ürünler, evsel katı atıklar ve endüstriyel atıklar olmak üzere sınıflandırılabilir.

2.4.4. Anaerobik arıtmada kullanılan reaktörler

Katı atıkların arıtımında anaerobik teknolojilerin başarılı bir şekilde uygulanması için yüksek hızlı anaerobik biyoreaktörlerin kullanılması ve geliştirilmesi gereklidir (Lissens ve diğ., 2001). Reaktörün dizaynı anaerobik parçalayıcının performansını etkilemektedir. Buna göre anaerobik proseslerde kullanılan sistemler kısaca özetlenmiştir.

2.4.4.1. Tek kademeli sistemler

Tek kademeli sistemlerde bütün biyokimyasal reaksiyonlar tek bir reaktör içerisinde gerçekleşirken, iki kademeli sistemlerde reaksiyonlar iki ayrı reaktörde gerçekleşmektedir. Tek kademeli sistemler spesifik özellikleri, basit dizaynı ve proses kontrolü, düşük yatırım ücreti nedeniyle gelişen ülkelerde daha çok tercih edilmektedir (Bouallagui ve diğ., 2005).

Avrupa’da anaerobik arıtmada kullanılan gerçek ölçekli tesislerin %90’ı tek kademeli sistemlerdir (Lissens, 2001). Tek kademeli sistemler işletme koşullarına göre “ıslak (düşük katılı)” ve “kuru (yüksek katılı)” sistemler olarak ayrılmaktadır (Dereli, 2005).

2.4.4.2. İki kademeli sistemler

Anaerobik arıtma sürecinde gerçekleşen reaksiyonlar farklı optimum çevresel şartları gerektirmektedir. Bu sebeple iki veya daha fazla kademeli sistemler geliştirilmiştir. Anaerobik arıtma süresinin farklı adımlarında gerçekleşen reaksiyonları, ayrı ayrı reaktörlerde optimize etmek reaksiyon hızını ve biyogaz miktarını arttırabilmektedir. Bu amaçla genelde iki kademeli sistemler kullanılır ve birinci reaktörde hidrolizin hız sınırlayıcı kademe olduğu hidroliz-asidifikasyon reaksiyonları, ikinci reaktörde ise yavaş mikrobiyal büyümenin hız sınırlayıcı olduğu asetojenesis ve metanojenesis reaksiyonları gerçekleşmektedir. Bu iki ana kademe farklı reaktörlerde gerçekleştirildiğinden, metan üretiminin gerçekleştiği ikinci reaktör yüksek biyokütle konsantrasyonlarında ve yüksek çamur yaşlarında çalıştırmak mümkündür. İki kademeli sistemlerin en önemli üstünlüğü, tek kademeli sistemlerde kararsız performanslara yol açabilen bazı atık türlerinin daha kararlı bir şekilde arıtılabilmesidir (Dereli, 2005).

2.4.4.3. Doldur-boşalt sistemler

Doldur-boşalt sistemlerde, reaktörler aşu maddesi eklenerek veya eklenmeden taze atıkla doldurulmaktadır (Bouallagui ve diğ., 2005). Reaktöre beslenen atığın katı madde içeriği %30–40 arasındadır. Sızıntı suyunun geri devredilmesi ve kontrol edilebilen sıcaklıklarda işletilmesi nedeniyle düzenli depolama alanlarında üretilen biyogazdan 50–100 kat daha fazla biyogaz üretilmektedir.

Doldur-boşalt sistemlerin basit tasarımı ve kontrolü, ağır ve kaba parçalardan etkilenmemesi, düşük yatırım ve işletme maliyetleri bu sistemlerin özellikle gelişmekte olan ülkeler için cazip kılmaktadır (Dereli, 2005).

Anaerobik fermentasyon, fermentörün yeni materyalle beslenme biçimine göre de çeşitlenmektedir. Bu açıdan anaerobik fermentasyonu 3 grupta incelemek mümkündür.

a) Sürekli fermentasyon, bu fermentasyon biçiminde organik madde fermentöre her gün belirli miktarlarda verilir ve aynı oranlarda fermente olmuş materyal günlük olarak fermentörden alınmaktadır. Bu fermentasyon şeklinde gaz üretimi sürekli olmaktadır.

b) Beslemeli kesikli fermentasyon, burada fermentör başlangıçta belirli oranda organik madde ile doldurulur ve geri kalan hacim fermentasyon süresine bölünerek günlük miktarlarla tamamlanmaktadır. Belirli fermentasyon süresi sonunda fermentör tamamen boşaltılarak yeniden doldurulmaktadır.

c) Kesikli fermentasyon, burada fermentör başlangıçta organik madde ile tamamen doldurulur, fermentasyon süresi sonunda fermentör boşaltılarak yeniden doldurulmaktadır (Alibaş ve diğ., 2009).

2.4.5. Anaerobik reaktör çıkış suyu

Anaerobik çıkış suyu yüzey sularına deşarj edilmeden önce ileri arıtımı gereklidir. Endüstrileşmiş ülkelerde, anaerobik arıtma tek başına özellikle KOİ ve azot giderimi açısından deşarj standartlarına ulaşmayabilir (Tilche, ve diğ., 1996). Sıralı yığın teknolojisi (SBR) ve anoksik/aerobik proses ile karbon ve azot giderimi başarılı bir şekilde uygulanmaktadır. Garrido ve diğ. (2001)'de geleneksel SBR teknolojisi ile KOİ ve azotta %98–99 oranında arıtma giderimi elde etmişlerdir.

2.4.6. Türkiye'nin biyogaz üretim potansiyeli

Ülkemizdeki hayvan sayısı, yıllık yaş gübre üretimi ve potansiyel biyogaz üretim kapasitesi Tablo 2.6'da verilmiştir.

Tablo 2.6: Ülkemizdeki biyogaz üretim kapasitesi (Türker, 2008)

Hayvan cinsi	Sayısı (adet)	Yaş Gübre (ton/yıl)	Biyogaz Üretim Potansiyeli (m ³ /yıl)	Taş kömürü eşdeğeri (ton/yıl)
Sığır	11 054 000	40 347 100	994 860 000	710 613
Koyun-keçi	38 030 000	26 621 000	1 901 500 000	1 358 215
Tavuk-hindi	243 510 453	5 357 207	487 020 906	347 871
Toplam	292 594 453	72 325 307	1 672 030 906*	2 416 699

*18°C'deki miktardır. Optimum fermentör sıcaklığında çalışması durumunda bu rakamın 2-2.5 milyar m³ arasında olması öngörülmektedir.

Türkiye'nin yıllık biyogaz üretim potansiyeli 2.5 milyon ton taş kömürüne eşdeğerdir. Bunun tamamını ekonomik olarak kullanmak mümkün değildir. Hayvan gübrelere eğer organik evsel ve endüstriyel atıklar ilave edilirse biyogaz potansiyelinin daha da artması söz konusudur. Bu konuda en önemli dar boğaz, hayvan yetiştiriciliğinin dağınık ve küçük çiftliklerde olması, biyogaz tesisi kurmak için gerekli teknik ve mali kaynakların bulunamamasıdır. Ayrıca ülkemiz tropik iklim kuşağı aksine yaz kış sıcaklık farklarının fazla olması kış döneminde biyogaz tesislerinin eğer sıcaklık kontrolü yoksa performanslarının düşmesine sebep olmaktadır. Tesis boyutunun büyümesiyle birlikte daha teknik donanımlı biyogaz tesisleri yapmak mümkün olmaktadır. Son zamanlarda yaşadığımız kuş gribi vakası, hayvancılığın daha profesyonelce çiftliklerde yapılmasını gündeme getirmiştir. Kritik büyüklüğe sahip çiftliklerde uzmanlar tarafından işletilecek biyogaz tesislerinin kurulması, biyogaz üretimini daha cazip hale getirecektir (Türker, 2008).

2.4.7. Dünya'da biyogaz üretim potansiyeli

Dünya'da hayvan gübresinden kurulu biyogaz tesislerinin %80'i Çin'de, %10'u Hindistan, Nepal ve Tayvan'da ve geri kalanı diğer ülkelerde bulunmaktadır. Çeşitli ülkelerde kurulu biyogaz tesis dağılımı ve Avrupa Birliği ülkelerinde hayvan gübresi kullanılarak inşa edilen biogaz tesisi sayıları ile biyogaz üretim miktarları Tablo 2.7'de verilmiştir (Güç ve Yılmaz, 2008).

Tablo 2.7: Gelişmekte olan ülkelerde biyogaz tesisi sayısı ve Avrupa Birliği ülkelerinde biyogaz tesisi ile üretimleri (Güç ve Yılmaz, 2008)

				Biyogaz Üretimi	
Ülkeler	Biyogaz Tesisi Sayısı	Ülkeler	Biyogaz Tesisi Sayısı	TW/h/yıl	PJ*
Çin	7.000.000	Avusturya	>90	1410	32900
Hindistan	2.900.000	Danimarka	39	45150	1.052.090
Kore	29.000	Hollanda	3	1.960	45.630
Brezilya	2.300	İtalya	70	6.880	160.250
Bangladeş	280	Norveç	4	0.620	14.450
Nepal	49.500	Portekiz	16	1.520	35.300
		İspanya	6	0.026	625
		İsveç	12	19.430	452.700
		İsviçre	59	1.790	41.700

*:1 050 090 J =1.05 PJ

2.5. Aerobik Arıtma

2.5.1. Aerobik çürüme

Aerobik çürüme, biyolojik olarak parçalanabilir organik bileşiklerin aerobik biyolojik reaksiyonlar ile parçalandığı bir çamur stabilizasyon işlemidir (Bernard ve Gray, 2000). Çürüme prosesi hem aerobik hemde anaerobik olarak gerçekleştirilmektedir (Novak ve diğ., 2003). Temel amaç çamur kütlesini ve hacmini azaltarak biyolojik stabil bir ürün oluşturmaktır (Komilis, 2006). Çamur biyokütlesi karbondioksit (CO_2) ve suya (H_2O) okside olurken, organik azot amonyuma (NH_4^+) minerilize olmaktadır. Ortamda yeterli çözünmüş oksijen ve alkalinite mevcut ise NH_4^+ nitrifikasyon prosesi ile NO_3^- okside olmaktadır (Al-Ghusain ve diğ., 2002). Anaerobik çürümeyle karşılaştırıldığında daha düşük koku problemi ve esnek işletim koşullarına sahiptir.

Aerobik çürüme prosesinin avantajları aşağıdaki şekilde sıralanabilir (İleri, 2000).

- Uçucu katı madde indirgenmesi anaerobik çürüme ile elde edilene yakındır
- Substrattaki BOİ konsantrasyonları oldukça düşüktür

- Kolayca bertaraf edilebilecek kokusuz, humusa benzer, biyolojik olarak stabil bir son ürün elde edilir
- Oluşan çamurun su alma karakteristikleri çok iyidir
- Çamurun gübreleme değeri yüksektir
- İşletme problemleri azdır
- Yatırım maliyetleri düşüktür.

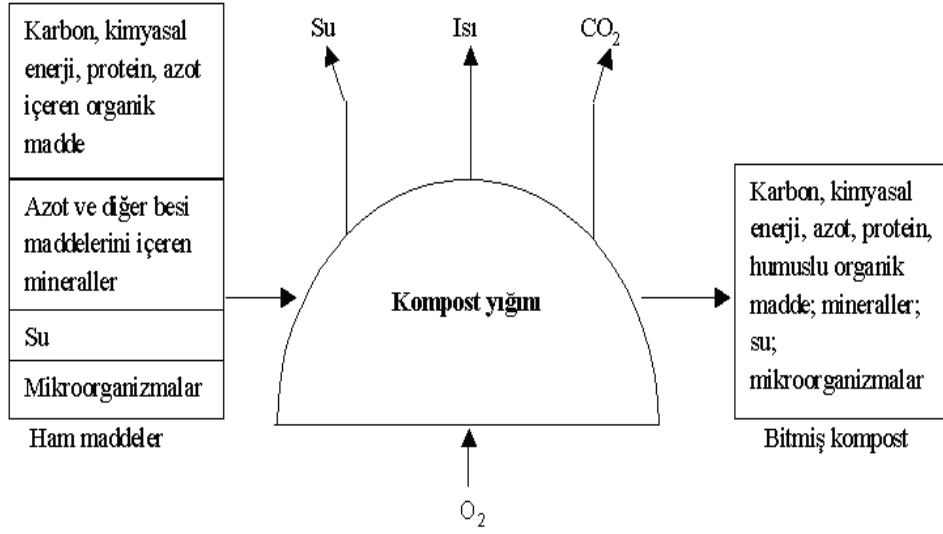
Aerobik çürümenin bazı dezavantajları ise şu şekilde sıralanabilir (Benefield ve Randall, 1980, Metcalf ve Eddy, 1991).

- Sisteme gerekli olan oksijenin temin edilmesinde görülen güç maliyeti yüksektir.
- Mekanik olarak susuzlaştırılması güç çamur meydana gelir
- Proses sıcaklık, tankın yerleştirilme durumu ve tank materyalinin tipi ile önemli ölçüde etkilenir
- Metan gibi faydalı bir ürün meydana gelmez.

Aerobik çürüme, aktif çamur prosesine benzerdir. Ortamdaki substat tüketildikten sonra mikroorganizmalar yaşamsal faaliyetlerini sürdürebilmek için gerekli enerjiyi elde etmek maksadı ile kendi protoplazmalarını kullanmaya başlarlar. Bu da mikroorganizmaların endojen faza geçmelerine neden olur. Yani aerobik oksitlenen hücre dokuları karbondioksit, su ve amonyak üretmeye başlar (Metcalf ve Eddy, 1991) .

2.5.2. Kompostlama

Kompostlama işlemi, katı atıkların kontrollü koşullarda biyolojik olarak ayrıştırılmasıdır (Ayberk, 1998). Kompostlamada organik maddeler harcanırken, mikroorganizmalar oksijeni tüketmektedirler (Şekil 2.2). Aktif kompostlama esnasında fazla miktarda ısı ve karbon dioksit (CO₂) üretilmekte ve su buharı havaya karışmaktadır.



Şekil 2.2: Kompostlama işlemi

Kompostlama gübre, biyolojik arıtma tesisi çamuru, yaprak, kağıt ve yiyecek atıkları gibi organik maddelerin mikroorganizmalar vasıtasıyla kompost adı verilen toprağımsı bir yapıya dönüştürüldüğü biyolojik bir işlemdir. Bu işlem yaprak ve diğer organik atıkların doğal olarak çürütüldüğü işlemle aynıdır. Kompostlamada sadece şartlar kontrol altına alınarak organik maddelerin daha hızlı çürümesi sağlanmaktadır (Öztürk ve Bildik, 2005). Kompostlama birçok atık yönetimi amaçlarının yerine getirildiği bir süreçtir. Bu amaçlar stabilizasyon, hacim azaltma ve patojenlerin temel inaktivasyonu ile sağlığın korunmasıdır. Stabilizasyonun amacı, çürümeyen, oksijen tüketmeyen, koku üretmeyen ve zararlı hayvanlar bulundurmeyen bir materyal üretmektir. Kompostlama sonucu oluşan ürünler yararlıdır. Kompost, bitki yetiştirmede nütrient olarak, toprak iyileştirmede organik madde olarak ve bitki hastalığını önlemede koruyucu olarak kullanılabilir.

Kompostlamanın yararlarına rağmen bazı çevresel problemlere sebep olabilmektedir. Eğer kompostlama sırasında amonyak miktarı fazla olursa ötrifikasyon ve asidifikasyon oluşmaktadır. Küçük miktarda sera gazları, metan ve azot oksit kompostlama esnasında normal olarak oluşmaktadır. Kompostlama esnasında meydana gelen pis kokulu maddeler ciddi problemlere sebep olabilmektedir (Vining, 2002).

2.5.2.1. Kompostlama işlemine etki eden parametreler

Kompostlama mikrobiyal bir prosestir ve kompostlama prosesi mikroorganizmaların bireysel aktivitesiyle gerçekleşmektedir. Kompostlamadaki mikrobiyal yaşamı etkileyen çevresel faktörlerin kontrolü ve anlaşılması önemlidir. Mikroorganizmalar için en önemli parametreler, sıcaklık, oksijen, nem, pH, yapı, kıvam, partikül boyutu ve substrat kompozisyonudur (Vining, 2002). Tablo 2.8’de hızlı kompostlama için optimum koşullar gösterilmektedir.

Tablo 2.8: Hızlı kompostlama için optimum koşullar (Öztürk ve Bildik, 2005)

Parametre	Optimum aralık
Karbon azot oranı (C:N)	25:1–30:1
Nem muhtevası	%50–60
Oksijen konsantrasyonu	>>%5
Partikül boyutu (cm çap)	Değişir
pH	6.5–8.0
Sıcaklık (°C)	54–60

a) Oksijen ve havalandırma: Kompostlama genellikle organik atıkların aerobik parçalanması olarak tanımlanmaktadır. Kompostlama sisteminde çok yoğun biyolojik bir aktivite vardır. Sonuçta oksijen tüketimi ve CO₂ üretimi görülmektedir. Aktif kompostta gözenek boşluklarındaki oksijen birkaç dakikada tüketilmektedir. Bu yüzden sürekli hava temini prosesin aerobik kalması için önemlidir (Vining, 2002, de Guardia ve diğ., 2008).

Kulcu ve Yaldiz (2008)’de yaptıkları çalışmada, karanfil atıkları ile tavuk gübresini 3 farklı hava akımı yönü kullanarak kompostlamışlardır. Bunlar R1-emme (aşağı yönlü), R2-üflemlili (yükselen yukarı yönlü), R3–karışık, şeklindedirler. Reaktörlerdeki homojen sıcaklık dağılımını sağlamak için kompostlamada en uygun hava akım yönünün bulunması amaçlanmıştır. Her havalandırma metodunun etkisi materyaldeki sıcaklık, nem miktarı, CO₂ ve O₂ oranı ve kuru madde kayıpları gibi parametrelerin değişiminin gözlenmesi ile değerlendirilmiştir. Sonuçlardan, R3’ün daha fazla homojen sıcaklık dağılımı ve kompostlama prosesi boyunca daha yüksek kuru madde kaybı ile sonuçlandığı görülmüştür. VanderGheynst ve diğ. (1997)’de

pilot ölçekli reaktörler ile havalı statik yataklı ve kapalı kapta kompostlama prosesinin simülasyon çalışmasını yapmışlardır. Deneyler sentetik yemek atığı ve parçalanmış biyokatı ile 4 farklı havalandırma hızı ve 2 farklı nem miktarı kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Sıcaklık ve O₂ profillerinin uzaysal ve zamansal analizi sistemdeki değişimi temsil etmiştir. Sentetik yemek atıklı deneylerde havalandırma hızının artması ile kümülatif oksijen tüketimi ve oksijen tüketim hızının arttığı görülmüştür. Bununla beraber biyokatı ile yapılan deneylerde havalandırma hızının artması kümülatif oksijen tüketimini düşürmüştür. Maksimum sıcaklık sentetik yemek atıklı deneylerde 58–74 °C, biyokatılı deneylerde 43–60 °C arasında değişmiştir.

b) Besi maddeleri: Substrat ve amendment (düzenliyiçi) genellikle kompostlamada kullanılan iki terimdir. Teknik olarak bakıldığında, substrat normalde atıkları ifade etmektedir. Bu atıklar kompostun başlıca maddesidir. Amendment ise prosesi yapısal, biyolojik ve kimyasal olarak geliştirmek için kullanılan bir maddedir. Substrat ve amendment bileşimine bağlı olarak kompostlama prosesinin hızlı ya da yavaş olmasını sağlamaktadır.

The Central Public Health and Environment Engineering Organization (2000)'de kompostlamada azot, fosfor ve potasyum (N, P, K) miktarlarının %1'den büyük olması ve azotun bitkiler tarafından tam kullanılması için nitrat formunda olması gerektiğini belirtmişlerdir. Azot mikroorganizmalar tarafından yeni hücre yapımında kullanılmaktadır. Kompostlama prosesinde karbon kullanımı azot kullanımından daha fazla olmaktadır (Bhattacharyya ve diğ., 2001).

Kompostlama sırasında amonyak azotu miktarı azalırken nitrat miktarı zamanla yükselmekte ve amonyağın uçuculuğu nedeniyle azot kaybı görülmektedir (Verma ve diğ., 1999 ve Körner ve diğ., 2003). Polprasert (1996)'da anaerobik tipli reaktörlerde yaptıkları çalışmada azot kaybı olmadığını ve nitrat formunda kaldığını göstermişlerdir.

Arslan (2005)'de yaptıkları çalışmada sebze-meyve atıkları (marul, patates, elma atıkları), arıtma çamuru ve ağaç talaşları gibi atıkları karıştırarak aerobik kompostlama yapılmıştır. Kompostlamaya etki eden faktörler araştırarak kompostlamanın temel parametreleri olan havalandırma, C/N oranı, partikül boyutlarının optimum değerlerini tespit etmişlerdir. Buna göre stabiletinin temel göstergesi olan C/N oranındaki azalma esas alınarak 10 l/dak hava miktarı, C/N= 25 oranı ve 2 cm'lik partikül boyutu optimum değerler olarak elde edilmiştir.

Potasyum kompost kütlesinden kolayca sızıntı oluşturabilen tek elementtir. Polprasert (1996)'da yaptıkları çalışmada potasyum miktarının kompostlama sonunda arttığını göstermişlerdir. Bazı lifli malzemeler, saman veya ahşap yongalarının kullanımı ile potasyum kaybı önlenmiştir.

Yemek atıkları ile yapılan kompost toprak şartlandırıcısı olarak kullanıldığında sodyum miktarı analiz edilmelidir. Toprakta sodyum birikimi (Na^+) birçok olumsuz doğa olayına sebep olmaktadır. Toprak pH'sının ve iyonlarının değişimiyle toprak yapısı ve hidroliği bozulmaktadır (Quadri ve Schubert, 2002).

Kompostlama sırasında oluşan sızıntı suyu çözünmüş nütrientlerce ve mikroorganizmalarca zengindir. Bu nedenle kompostlama prosesinde sızıntı suyunun bir kısmı prosesin etkinliğini arttırmak için reaktöre geri gönderilebilir. Diğer bir seçenek de olgunlaşma fazında sızıntı suyunun evaporasyonudur. Olgunlaşma fazında kalan katılar toplanarak kompostlamada yığın örtüsü olarak eklenebilir (Iyengar ve Bhave, 2006).

c) Nem: Bütün yaşayan organizmaların suya ihtiyacı vardır. Bu nedenle nem kompostlama prosesi için önemlidir. Fakat aşırı nem kompost matrisinde hava boşluklarını azaltmakta ve oksijen limitasyonuna sebep olmaktadır. Kompostlamada nem muhtevasının %40–65 arasında olması tavsiye edilmektedir. Lu ve diğ. (2008)'de pilot ölçekli biyoreaktör kullanarak atık çamur ile arpa atıklarını yüksek hızlı kompostlamışlardır. Optimum karışım ve nem oranı % 35–40 ve % 55–60 olarak bulunmuştur.

d) pH: Kompostlama esnasındaki pH, amino asit ve organik asitlerin oluşumu nedeniyle nötral değerlerin altına düşmekte, sonra asitlerin tüketimi, karbondioksitin oluşumu ve amonyumun üretimi nedeniyle nötral değerlerin üstüne yükselmektedir. (Seo ve diğ., 2004).

e) Sıcaklık: Atıkların aerobik parçalanması ekzotermik bir prosestir ve ısı üretimi gerçekleşmektedir. Üretilen ısı ya kompost kütlesinde kalır artan bir sıcaklıkla sonuçlanır ya da yüzeyden radyasyon ve hava geçişi ile ayrılmaktadır.

Kompost esnasında sıcaklığın yükselmesi mikroorganizmaların aktivitelerini belirleyen önemli bir faktördür. Her mikrobiyal tür sadece belirli sıcaklık aralığında büyüebilir. Mezofilik organizmalar 40–45 °C’de aktivite gösterirken termofilik organizmalar bu sıcaklıklardan daha yüksek sıcaklıklarda (55 °C) faaliyet göstermektedirler. Isı üretimi mikrobiyal aktiviteden kaynaklanmaktadır. Kompost prosesinin sıcaklığı başlangıçta yükselir. Daha sonra kullanılabilir organik madde miktarındaki azalma ile mikrobiyal aktivite düşer. Sonuçta sıcaklıkta düşme görülür ve stabilizasyon gerçekleşir (Iyengar ve Bhave, 2006).

f) Porozite, yapı, kıvam ve partikül boyutu: Kompostlaştırılacak katı atıklar genellikle 0.5–2 cm boyutlarına gelecek şekilde öğütülür. Daha küçük parçacıklar, daha fazla yüzey alanına sahip olduklarından tercih edilebilirler ancak çok küçük parçacıklar hava akımıyla sürüklenebilecekleri ve taşımada zorluk çıkaracakları için pratikte pek tercih edilmezler.

g) Süre: Kompostlaştırma süresi kolay-zor parçalanabilen atıklara ve kompostlama sistemlerine göre değişmektedir. Genellikle 5–7 hafta arasında değişmekle birlikte kolay parçalanabilen katılar için bu süre 3 hafta, zor parçalanabilen katılar için ise kompostlaştırma süresi 9–10 haftaya kadar uzayabilmektedir. Biyokompostlaştırılacak atıklar belirli aralıklarla (haftada bir-iki defa) karıştırılır ve böylece daha homojen bir havalandırma sağlanmaktadır. Uygun nem içeriği ve C/N oranına ek olarak havalandırma kompostlaştırma periyodunu en kısa süreye indirmektedir. Prosesi yavaşlatan koşullar ise nemin azalması, yüksek C/N oranı,

düşük sıcaklık, yetersiz havalandırma ve büyük partiküllerdir. İstenen kompostlaştırma süresi amaçlanan kompostun yapısına bağlı olup, genellikle 3–6 ay sürmektedir.

2.5.2.2. Kompostlama prosesinin aşamaları

Kompostlamada üç ana aşama vardır.

- Faz 1, mezofilik büyüme aşaması, bakteriyal büyüme ve 25–40 °C arasındaki sıcaklık ile karakterize edilmektedir.
- Faz 2, bakteri, mantar ve aktinomisetler (birincil tüketiciler) 50–60 °C termofilik sıcaklıklarda selüloz, lignin ve diğer dayanıklı maddeleri parçalamaktadırlar. Bu sıcaklık seviyesinde patojenleri ve kirleticileri yok etmek için en az 1 gün tutmak gereklidir.
- Faz 3, olgunlaşma aşamasında sıcaklık stabildir ve fermentasyon olayları meydana gelmektedir. Nitrifikasyon reaksiyonları ile materyaller humusa çevrilmektedir. Amaç stabil ve düşük C/N oranına sahip bir madde üretmektir. Örneğin, arıtılmamış organik bir madde C/N 30 iken, kompostlanan maddede bu oran 15'dir (Scotland, 2000).

2.5.2.3. Kompostlamadan önce katı atıkların arıtımı

Kompostlama işleminde mikroorganizmaların aktiviteleri, üzerinde bulunduğu yüzeyin toplam alanıyla bağlantılıdır. Bu nedenle çürüme hızının artması için kompostlama öncesi atıkların parçalanması sağlanmalıdır. Ayrıca katı atık içindeki kompostlanamayan maddelerin kompost kütesinden ayrımı reaktör içinde gereksiz yer tutmaması açısından önemlidir. (Brunt ve diğ., 1995).

2.5.2.4. Kompostlama metotları

Açık alanlarda kompostlaştırma (yığın) ve kapalı kompostlaştırma (silo, hücre) adı altında birçok yöntem geliştirilmiştir.

Kompostlaştırma işleminde dört metot kullanılmaktadır. Bunlar:

- Pasif Yığınlar
- Windrows
- Havalandırmalı Statik Yığınlar
- In – Vessel Sistemleridir.

2.5.2.5. Kompost stabilitesi ve olgunluğunun değerlendirilmesi

Kompostun toprakta güvenli bir biçimde kullanılması için stabilite ya da olgunluk derecesi önemlidir. Stabilite organik madde miktarına, fitotoksik bileşiklerin, bitki ya da hayvan patojenlerinin yokluğuna bağlıdır (Mathur ve diğ., 1993).

Kompost olgunluğu genellikle kompostun tarımsal değeri ile ilgilidir. Olgunluk parametresi bitki büyüme potansiyeline ya da fitotoksisiteye bağlı iken stabilite parametresi kompostun mikrobiyal aktivitesi ile ilgilidir. Bununla beraber fitotoksik bileşikler stabil olmayan komposttaki mikroorganizmalar tarafından üretildiğinden stabilite ve olgunluk genellikle birlikte değerlendirilen parametrelerdir (Zuconni ve diğ., 1985).

Haug (1993)'de, kompostun depolama ve son ürün olarak kullanımı sırasında koku problemlerinin olmadığı, oksijen tüketiminin azaldığı durumlarda etkili bir şekilde stabilize olduğunu göstermiştir. Kompost stabilitesinin değerlendirilmesi için evrensel kabul edilen standartlar yoktur. Birkaç Avrupa ülkesi kendi şartlarını üretmiştir ve diğerleri Avrupa komisyonu 2001 (EC, 2001) proseslerini kullanmaktadırlar. Bu prosesler kompost örneğinin oksijen alışı ve karbondioksit verişinin belirlenmesi ya da kompost örneğinin ısınma potansiyeli, uçucu katı madde miktarı, C/N oranı, hümifikasyon indeksi, nitrifikasyon gibi parametrelerdir. Bu metotların belirlenmesi zaman alıcıdır ve yapılması için kapsamlı araçlar gerekmektedir. Tam ölçekli kompostlama ünitelerinde kompost stabilitesi ve olgunluğunu test eden rutin metotlar belirli özelliklere sahiptir. Bu metotlar basit, sade ve kolay kullanımlıdır. Bu testler kompost aşamalarını belirler. Literatürde bu

metotları tarif eden testler mevcuttur. Bunlar çimlenme testi, SOUR testi, kendi kendine ısınma testi, Solvita[®], enzimatik stabilite testi ve C/N oranlarıdır.

Çimlenme testi (Germination index): Çimlenme indeksi bir olgunluk testidir ve karışımdaki bitkilerin boy uzunluğunun büyümesini temel almaktadır. Bu test, farklı aşamalardaki kompost ekstraktının fitotoksitesini yansıtmaktadır (Zucconi ve de Bertoldi, 1987).

Spesifik oksijen alış hızı (SOUR, Specific oxygen uptake rate): SOUR, mikroorganizmaların organik maddeleri parçalarken kullandıkları O₂ miktarıdır (Lasaridi ve Stentiford, 1998). Düşük SOUR, organik maddenin büyük bir kısmının parçalandığını ve stabil bir son ürün oluştuğunu göstermektedir.

Kendi kendine ısınma testi (Self-heating test): Mikrobiyal solunumun indirek ölçümüdür. Dewar kabına konan örnek sıcaklığının yükselmesi ile belirlenmektedir (F.C.Q.A.O., 1994). Yüksek sıcaklıklara ulaşılması materyalin stabil olmadığını göstermektedir. Bu metot düşük ücretli ve basit olması nedeniyle birçok ülkede uygulanmaktadır (Lasaridi ve Stentiford 1998).

Solvita[®] testi: Bu metot ile kompost kütleindeki CO₂ ve NH₃ miktarı anlık olarak ölçülür. Test çok basittir ve 4 saat sonra sonuç vermektedir. Solvita[®] olgunluk testi stabil olmayan materyal için 1, olgun kompost için 8 aralığında değerlendirilir. SOUR ve Solvita[®] testleri kompost stabilitesi ve olgunluğunu göstergemede diğer metotlara göre daha hızlı, basit ve kolaydır (Sánchez-Monedero ve diğ., 2002, Solvita[®], 1999).

Enzimatik stabilite testleri: Aerobik çürüme sistemlerinde biyokatı stabilitesinin enzimatik tahminidir (Coello-Oviedoa ve diğ., 2005). Bu parametre aerobik çamur çürütücülerin rutin kontrolünde basit, hızlı ve düşük ücretli olması dolayısıyla etkili bir araçtır.

C/N oranı ve diğer parametreler: Renk, koku ve sıcaklık gibi fiziksel özellikler kompost kütleinin parçalanma aşaması hakkında bilgi vermektedir. Kompost

olgunluğunun belirlenmesi için kimyasal metotlar daha yaygın olarak kullanılmaktadır. Bu metotlar katı fazdaki ve sulu fazdaki kompost ekstraktının C/N oranı, inorganik azot miktarı, kation değiştirme kapasitesi, kompost yapısındaki organik maddelerinin hümifikasyon derecesinin belirlenmesi ile uygulanmaktadır. Chanyasak ve Kubota (1981)'de kompost olgunluğu için suda çözünür organik C/organik N oranını 5–6 olarak önermişlerdir. Olgun kompostta suda ekstrakte olan organik N konsantrasyonu genellikle çok düşük olduğundan bu oranın değerlendirilmesi bazen zor olmaktadır. Bu sebeple yeni bir stabilite indeksi olarak kompost olgunluğu için Hue ve Liu (1995)'de suda çözünür organik karbon/ toplam organik azot oranını <0.70 olarak belirlemişlerdir. Kompost olgunluğunun belirlenmesinde nitrifikasyon derecesinde kullanılmaktadır. Kompost materyalinde NH_4^+ konsantrasyonunun düşmesi ve NO_3^- oluşması kompostun kullanılabilir olduğunu göstermektedir (Finsten ve Miller, 1985). Kompost karışımında yüksek miktarda NH_4^+ olması kompostun stabil olmadığını göstermektedir. Olgun kompostta NH_4^+ miktarı %0.04 olarak sınırlanmıştır (Zuconni ve de Bertoldi, 1987). Kation değiştirme kapasitesi de olgun kompostun değerlendirilmesinde kullanılmaktadır. Organik maddenin oksidasyonu ile kation değiştirme kapasitesi yükselmektedir. Olgunluk indeksi olarak, kation değiştirme kapasitesi > 60 meq/100g değerinde önerilmiştir. Stabilizasyon ve olgunluk kompost karışımında hümik benzeri maddelerin oluşumunu gerektirdiği için, organik maddenin hümifikasyon derecesi olgunluk kriteri olarak genelde kabul edilmektedir.

Sonuç olarak kompostun olgunluğu onun mikrobiyal stabilitesi ile değerlendirilmektedir. Stabilite değerlendirmesi, oksijen tüketimi, solunum aktivitesi ve ısı üretiminin belirlenmesi ile yapılmaktadır (Hue ve Liu, 1995). Kompostlama prosesi sırasında zamanla organik atıkların C/N oranı düşmektedir. Evsel atıkların kompostlanmasında C/N oranının 12'den düşük olması kompostun olgunluk derecesini göstermektedir (Bernal ve diğ., 1998).

Kompost kütlesinin sürekli görüntülenmesi ya da analizlenmesi, zaman ve alan sınırlamaları nedeniyle olanaksızdır. Bu nedenle yeni operasyon göstergelerinin geliştirilmesine ihtiyaç vardır. Bu amaçla çıkış gazı kondensatı kullanılmaktadır.

Çıkış gazı kondensatı organik atıkların mikrobiyal olarak parçalanması sırasında oluşan ürünlerin gaz metabolitlerini içermektedir. Geleneksel bir indeks olan NH_3 (amonyak) gazı, aerobik kompostlama prosesinde protein gibi azotlu organik bileşiklerin, dekompozisyon prosesinin değerlendirilmesinde kullanılmaktadır. NH_3 oluşumu aerobik kompostlama prosesinin kontrolünde önemli bir faktördür. Bununla birlikte NH_3 miktarının sürekli görüntülenmesi için genel bir adsorpsiyon metodu mümkün değildir. Bu amaçla çıkış gazındaki NH_3 miktarının tahmini için kondensat özellikleri kullanılmaktadır (Kwon ve Lee, 2004b).

3. MALZEME VE YÖNTEM

Bu bölümde yemek atıklarının karakterizasyonu ve bileşimi, çalışmada kullanılan reaktörler ve analiz yöntemleri sunulmaktadır.

3.1. Yemek Atıklarının Karakterizasyonu ve Bileşimi

Çalışmada kullanılan yemek atıkları İzmit Pakmaya Fabrikası yemekhanesinden alınmıştır. Atıklar, parçalayıcıdan geçirilmeden önce kemik ve çekirdek gibi sert ve homojenliği bozacak kısımları çıkartılmıştır. Deneylerde kullanılmak üzere yemek atıkları, parçalayıcıdan geçirilerek belli bir parçacık büyüklüğüne getirilmiş ve karıştırılmıştır. Daha sonra karakterizasyon çalışmaları yapılmıştır. Bu çalışmaların sonucu Tablo 3.1’de verilmiştir.

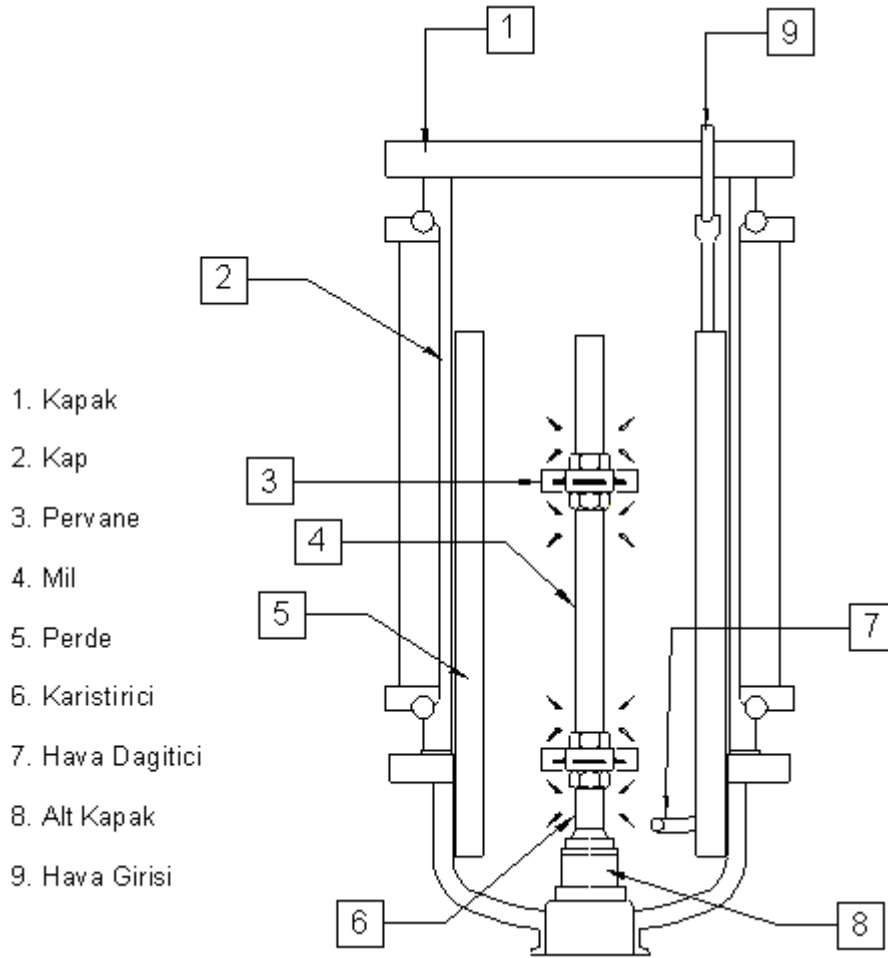
Tablo 3.1: İzmit Pakmaya Fabrikası yemekhane atıklarının karakterizasyonu

	Ortalama
pH	6.5
TKM, %	35
UKM, % (Katı bazda)	97
g NH ₄ -N/kg (Katı bazda)	2.67
g TKN/kg (Katı bazda)	23
KOİ, g/l	486.93
TOK, % (Katı bazda)	42
C/N	18.3
EC, dS/m	1.98
Protein, % (Katı bazda)	19.6
Karbonhidrat, % (Katı bazda)	38
Yağ, % (Katı bazda)	28
Kalori, cal/g	5059

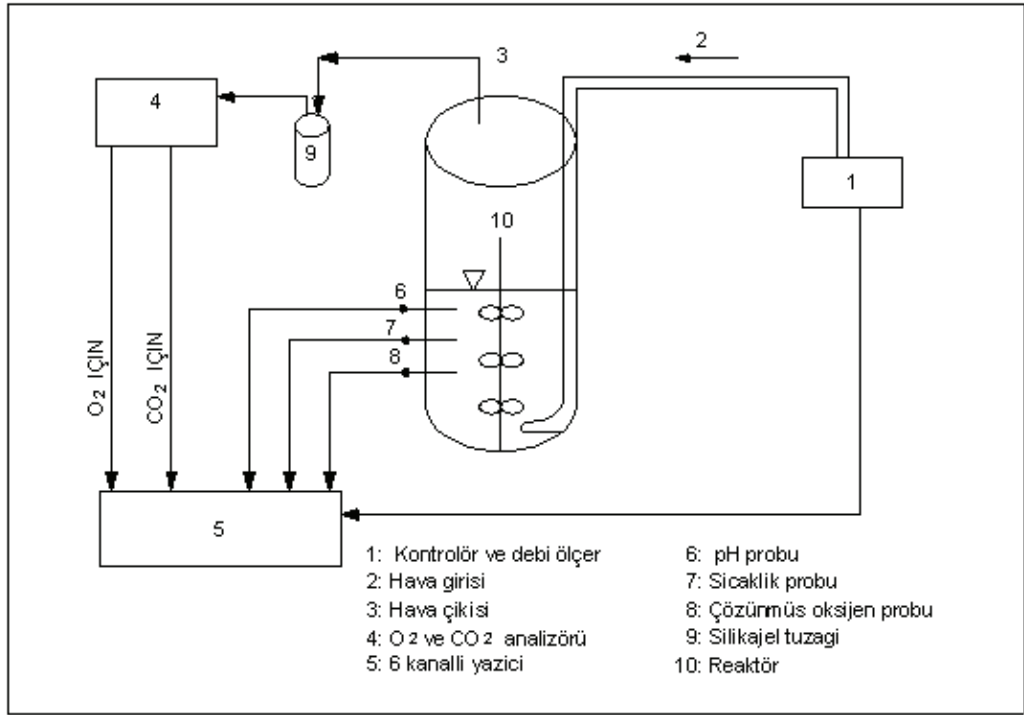
3.2. Deneysel Prosedürler

3.2.1. Anaerobik ve aerobik çürüme

Aerobik ve anaerobik çürüme çalışmaları, İzmit Pakmaya Fabrikası Araştırma Geliştirme laboratuvarında tam karışım ve havalandırılmalı, paslanmaz çelikten yapılmış 100 l'lik bir reaktörde yürütülmüştür. Çalışma hacmi 50 l olarak belirlenmiştir. Reaktörün şeması Şekil 3.1'de ve deney düzeneği ise Şekil 3.2'de gösterilmektedir.



Şekil 3.1: Anaerobik ve aerobik çürüme çalışmaları için kullanılan reaktör şeması



Şekil 3.2: Anaerobik ve aerobik çürüme çalışması deney düzeneği

Anaerobik çürüme çalışmasında 10 l anaerobik çamur, aerobik çürüme çalışmasında ise 10 l aerobik çamur aşı olarak kullanılmış ve her iki çalışma için 40 l yemek atığı reaktöre ilave edilmiştir. Anaerobik ve aerobik çürüme çalışmalarında reaktöre yerleştirilen atıkların bileşimi Tablo 3.2’de gösterilmektedir.

Tablo 3.2: Pilot ölçekli reaktöre yerleştirilen katı atıkların bileşimi ve miktarları

Katı atık	Bileşimi, %	Miktarı, l
Yemek atığı	80	40
Aşı (Anaerobik/aerobik çamur)	20	10

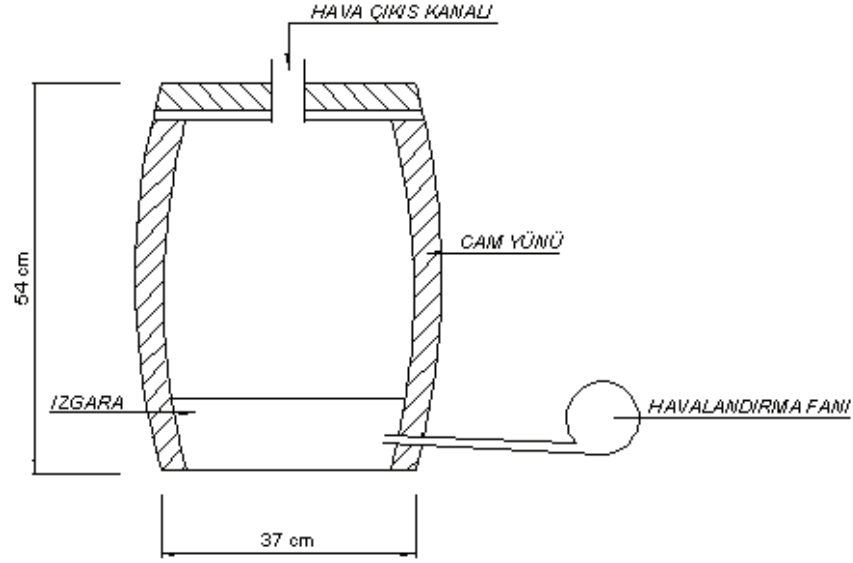
Çürüme çalışmalarında katı madde oranı %5–7–10 olarak seçilmiş ve karışımlar 30 gün süre ile izlenmiştir. Belli zaman aralıklarında alınan numuneler analiz edilerek biyolojik parçalanma belirlenmiştir.

Pilot ölçekli reaktör gövdesine monte edilmiş olan pH, sıcaklık ve O₂ elektrotları ile reaktör içerisindeki karışım sürekli izlenmiş ve bilgisayar ortamında kaydedilmiştir. Anaerobik çürüme çalışmasında sıcaklık 36°C’de sabit tutulmuştur. pH değişimleri sodyum hidroksit (6 N NaOH çözeltisi) ve sülfürik asit (0.1 N H₂SO₄) çözeltileri kullanılarak pH=7.2’de kontrol edilmiştir. Anaerobik reaktörde mikroorganizmaların flok yapılarını bozmamak için 50 rpm hızıyla sürekli olarak karıştırılmıştır. Anaerobik çürüme çalışmalarında reaktör çıkışından alınan gaz toplama balonlarında toplanmıştır. Oluşan CH₄ ve CO₂ gazlarının derişimleri gaz analizörü (Servomeks 2550 Analyser System) ile belirlenirken H₂S gazının derişimi drager metodu ile belirlenmiştir.

Aerobik çürüme çalışmasında hava 1 l hava/dak/kg TKM olarak verilmiştir. Aerobik çürüme çalışmasında deney başlangıcından itibaren havalandırıcı sürekli devrede kalmıştır. Aerobik reaktör, ortama verilen havanın düzgün dağıtılması, atık kütlesinin homojen olarak dağılması için 120 rpm’de karıştırılmıştır. Aerobik çürüme sonucunda oluşan gaz, gaz analizörüne bağlanarak CO₂ ve O₂ derişimleri sürekli izlenmiş ve bilgisayar ortamında kaydedilmiştir. Aerobik çürüme çalışmasında köpük oluşumunu engellemek için reaktöre birkaç damla köpük kırıcı eklenmiştir.

3.2.2. Aerobik kompostlama

Aerobik kompostlama çalışmaları, 37 cm çapında, 54 cm yüksekliğinde 75 l hacme sahip reaktörde yapılmıştır. Kompost reaktöründen numune alınabilmesi için reaktörün üst kısmı kapaklı yapılmıştır. Reaktöre hava girişi ve çıkışını sağlamak için üst kapak ve alt kısımda delikler açılmıştır. Reaktörün alt tabanında hava akımının kompost kütlesi içerisine üniform dağılımını sağlamak amacıyla tel örgü yerleştirilmiştir. Reaktörden ısı kaybını önlenmesi için reaktörün dışı cam yünü ile sıkı bir şekilde sarılmıştır. Kullanılan reaktör Şekil 3.3’de gösterilmektedir.



Şekil 3.3: Aerobik kompostlama çalışması deney düzeneği

Bu çalışmada aşı maddesi olarak İzmit Pakmaya Fabrikası Atıksu Arıtma Tesisinden 1 l aerobik çamur alınmıştır. 19 kg yemek atığı ve talaş ile karıştırılarak %55 lik bir başlangıç Toplam Katı Madde oranı elde edilmiştir. Aşı maddesi ile biyokütle ilavesi sağlanmıştır. Eklenen talaş kompost reaktörü içinde hacim maddesi olarak görev almıştır. Verilecek hava miktarı hava debimetresi ile ölçülerek reaktöre 1 l/dak/kg TKM hava verilerek 30 gün süre ile izlenmiştir. Reaktöre yerleştirilen katı atık bileşiminin özellikleri Tablo 3.3’de gösterilmektedir.

Tablo 3.3: Laboratuar ölçekli reaktöre yerleştirilen katı atıkların bileşimi ve miktarları

Katı atık	Bileşimi, %	Miktarı
Yemek atığı	86	18 kg
Talaş	5	1 kg
Aşı (Aerobik çamur)	9	2 l

Reaktör gövdesine monte edilmiş olan, kompost termometresi ile reaktör içerisindeki sıcaklık sürekli izlenmiş ve belli zaman aralıklarında alınan numuneler analiz edilerek biyolojik parçalanma belirlenmiştir. Numuneler 105°C’de 24 saat süreyle kurutulmuştur. Kurutulan numuneler, kahve öğütücünde öğütülmüş, 60 mesh (0.250 mm) elekten elenmiş ve belirlenen parametreler incelenmiştir.

3.3. Analiz Yöntemleri

Deneysel çalışma süresince ölçülen parametreler ve ölçüm yöntemleri Tablo 3.4’de gösterilmektedir. Reaktörden alınan numunelerde Toplam Katı Madde (TKM), Uçucu Katı Madde (UKM), Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ), çözünmüş KOİ (çKOİ), Toplam Organik Karbon (TOK), çözünmüş TOK (çTOK), amonyum azotu ($\text{NH}_4^+\text{-N}$), organik azot, Uçucu Yağ Asidi (UYA), alkalinite, protein, karbonhidrat, yağ, kalori, elektriksel iletkenlik (EC), sıcaklık, pH, aerobik çürümeye çıkış gazındaki O_2 ve CO_2 , anaerobik çürümeye oluşan biyogazın CH_4 , CO_2 ve H_2S parametreleri tayin edilmiştir. Sıcaklık ve pH parametreleri sürekli olarak izlenmiştir. Kullanılan analiz yöntemleri Standart Metotlar (APHA, 2005)’a ve Türk Standartlar Enstitüsü (TS ISO, 2006)’ne uygun olarak yapılmıştır ve Ek A’da gösterilmektedir. Kullanılan bütün kimyasallar analitik saflıktadır ve Ek B’de gösterilmektedir. Aerobik, anaerobik ve kompostlama çalışmalarında numuneler 1., 3., 4., 5., 9., 10., 13., 18., 25., 30. günlerde alınmış ve bu parametreler belirlenmiştir.

Tablo 3.4: Parametreler ve ölçüm yöntemleri

Parametre	Ölçüm Yöntemleri
Sıcaklık	
pH	4500-H ⁺ B Elektrometrik Yöntem
TKM	2540 B: 103-105 °C Gravimetrik Yöntem
UKM	2540 E: 550 °C Gravimetrik Yöntem
TOK	5310 B: Yüksek Sıcaklıkta Yakma Yöntemi
KOİ	5220 D: UV Spektrofotometrik Yöntem
$\text{NH}_4\text{-N}$	4500-NH ₃ B: Destilasyon-Titrasyon Yöntemi
Organik N	4500-N _{org} B: Makro Kjeldahl Yöntemi
O_2/CO_2 , CH_4	6211 B combustible –gas indicator MethodServomex, Gaz Analiz Cihazı
Alkalinite	2320 B: Titrimetrik Yöntem
Uçucu yağ asidi	2310 B Titrimetrik Yöntem
Protein	Makro Kjeldahl Yöntemi
Karbonhidrat	Spektrofotometrik
Yağ	5520 D Soxhlet Ekstraksiyon Yöntemi
Kalori	TSE Standartı
Elektriksel İletkenlik	2520 B Elektriksel İletkenlik Yöntem

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

Bu çalışmada yemek atıklarının anaerobik, aerobik çürütülmesi ve aerobik kompostlanarak atık içerisindeki organik madde içeriğinin geri kazanılması incelenmiştir. Çalışmayı üç bölümde toplamak mümkündür. Birinci bölümde anaerobik çürüme, ikinci bölümde aerobik çürüme ve üçüncü bölümde aerobik kompostlama çalışmaları yapılmıştır.

4.1. Anaerobik Çürüme Sonuçları

%5–7–10 TKM oranlarında hazırlanan yemek atığı karışımları reaktöre yerleştirilerek anaerobik çürüme çalışmaları yapılmıştır. Anaerobik çürüme çalışmasında başlangıç karışımlarının özellikleri Tablo 4.1’de gösterilmektedir.

Tablo 4.1: Anaerobik çürüme işlemi için hazırlanan başlangıç karışımlarının fiziksel ve kimyasal değerleri

Parametre	% 5 TKM	% 7 TKM	% 10 TKM
TKM, mg/l	50000	70000	100000
UKM, mg/l	38000	33965	78029
KOI, mg/l	58800	72054	147400
TOK, mg/l	17000	19353	36000
NH ₄ ⁺ -N, mg/l	384	1292	584
TKN, mg/l	1600	2115	2210
UYA, mg/l	1000	1500	3000
Alkalinite, mg/l	4246	12686	2750
Karbonhidrat, % KM	33	32	45
Protein, % KM	25	19	23
Yağ, % KM	32	35	22
Kalori, cal/g	4502	5200	4121

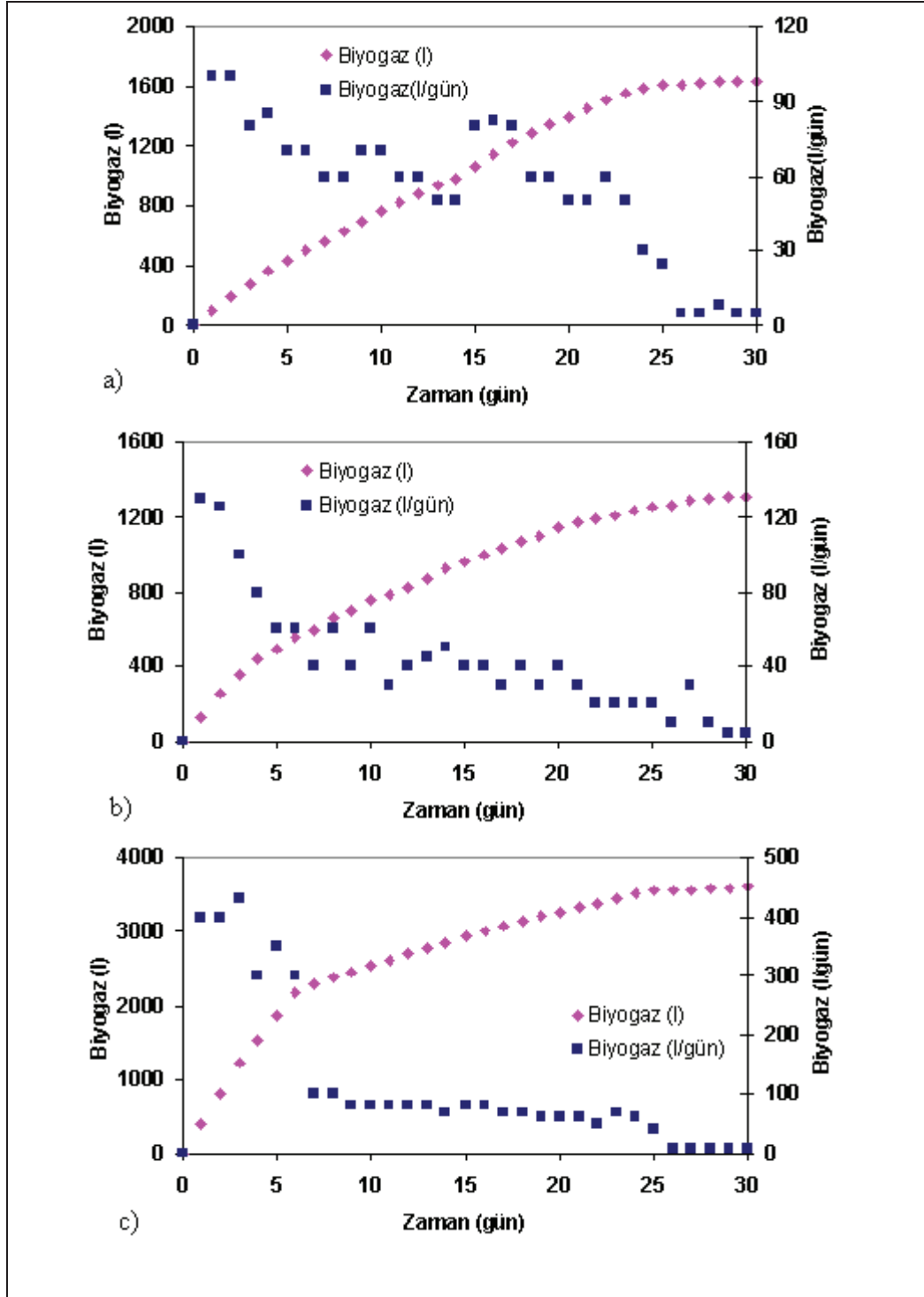
Anaerobik arıtma sonucu oluşan biyogaz üretimi günlük olarak ölçülmüştür. Katı madde oranlarına göre oluşan biyogazın bileşimi Tablo 4.2’de gösterilmiştir.

Tablo 4.2: Anaerobik çürüme işlemi sonucu oluşan biyogazın bileşimi

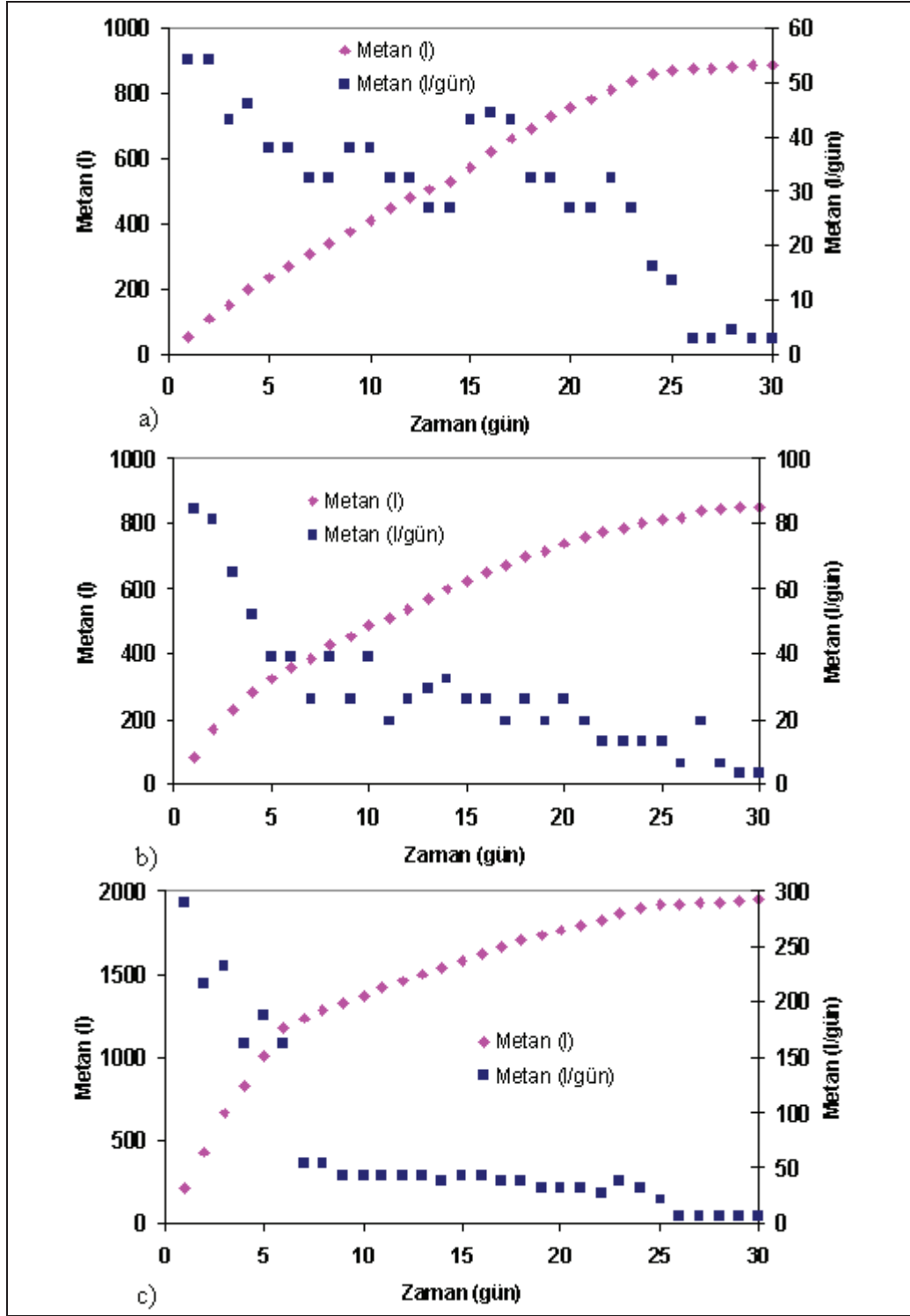
Gaz Kompozisyonu, %			
Parametre	% 5 TKM	%7 TKM	%10 TKM
CH₄	54	65	65
CO₂	40	33	33
H₂S	1.75	2	2

% 5–7–10 TKM’de toplam biyogaz oluşumu ve biyogaz üretim hızı, toplam metan oluşumu ve metan üretim hızları, spesifik biyogaz ve metan üretimi Şekil 4.1 – 4.3’de gösterilmektedir.

Şekil 4.1(a, b, c)’de tüm karışımlar için anaerobik çürüme çalışmasının başlamasıyla hızlı bir biyogaz oluşumu gözlenmiştir. Daha sonra biyogaz üretim hızı azalmaya başlamıştır. Şekil 4.1a’da 9. günden sonra tekrar biyogaz üretiminin arttığı görülmüştür. Deney süresi sonunda biyogaz üretimi sıfıra yaklaşmış ve çalışma sonlandırılmıştır. 30 gün çalışma süresi sonunda % 5–7–10 katı madde oranları için 1640- 1310 -3600 l biyogaz üretimi gerçekleşmiştir. En fazla biyogaz üretiminin % 10 katı madde oranında elde edildiği görülmüştür.



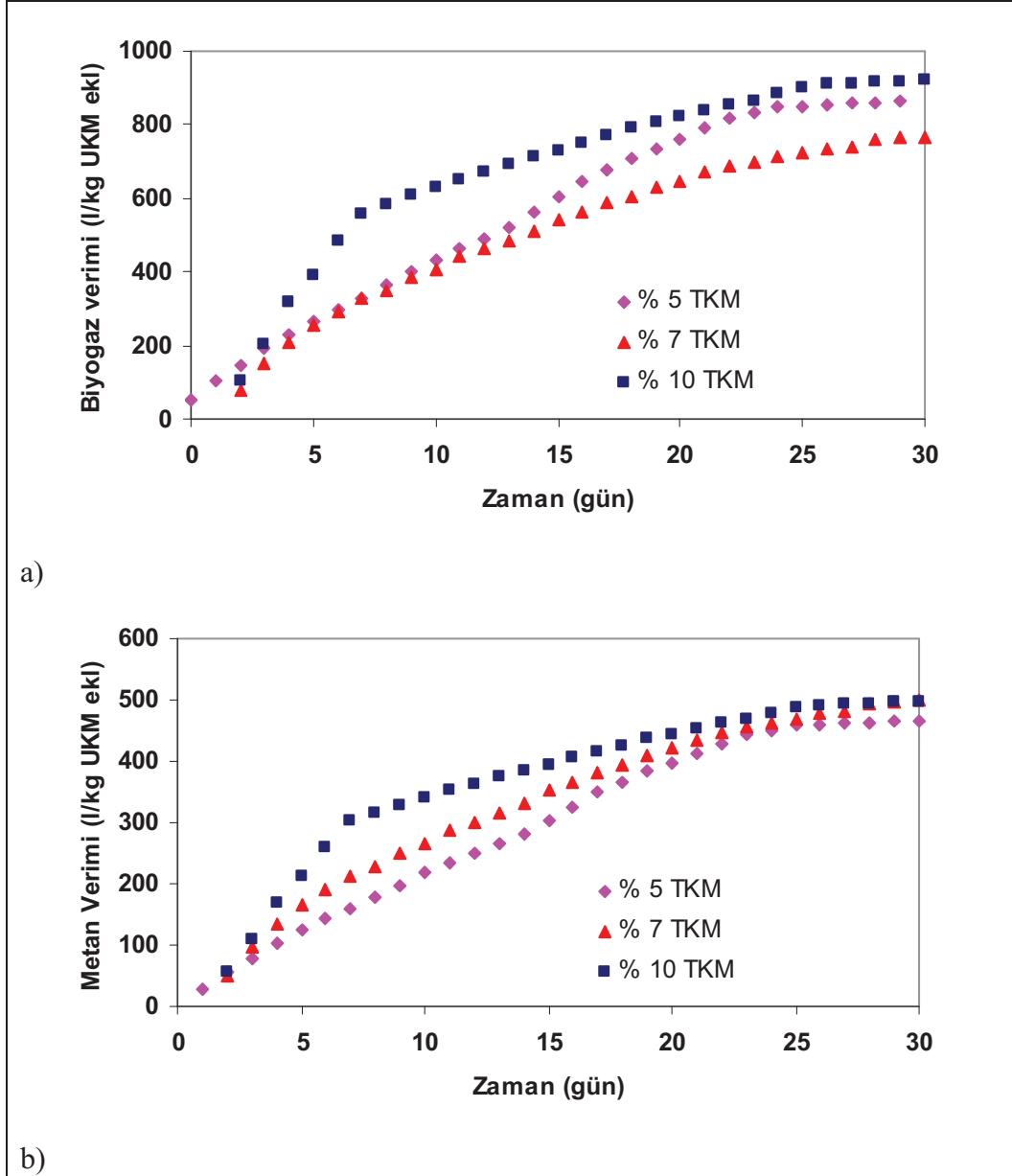
Şekil 4.1: Toplam biyogaz oluşumu ve biyogaz üretim hızı, a) % 5 TKM, b) %7 TKM, c) %10 TKM



Şekil 4.2: Toplam metan oluşumu ve metan üretim hızı: a) % 5 TKM, b) %7 TKM, c) %10 TKM

Şekil 4.2 (a, b, c)'de farklı katı madde oranlarına göre toplam metan oluşumu ve metan üretim hızları gösterilmektedir. Oluşan biyogaz, katı madde oranlarına göre

%54–65–65 metan içeriğine sahiptir. Çalışma süresinin başlangıcında hızlı biyogaz üretimiyle beraber metan verimi de artmıştır. Anaerobik çürüme çalışma süresi sonunda metan oluşum hızı yavaşlamış ve % 5–7–10 katı madde oranları için 886–852 -1944 l metan üretimi gerçekleşmiştir.

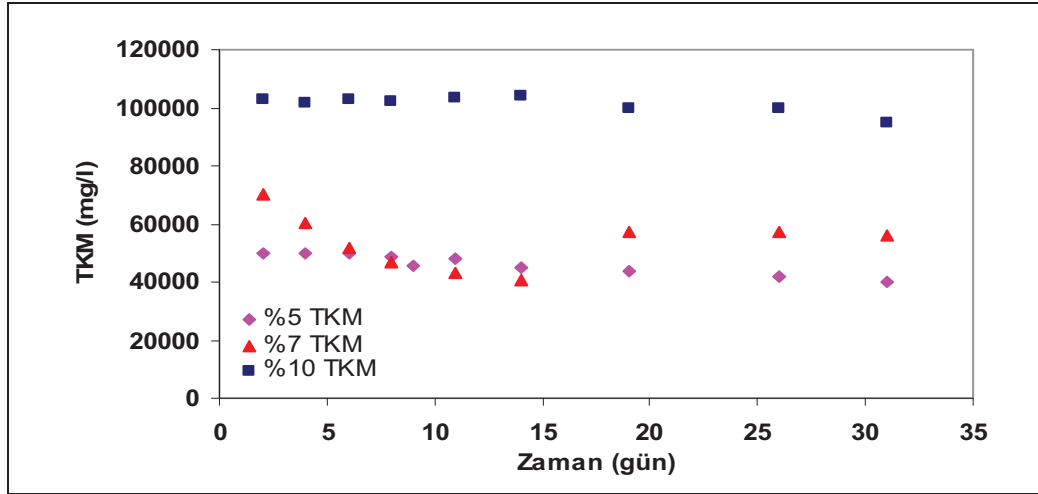


Şekil 4.3: Farklı TCM oranlarına göre spesifik biyogaz üretimi (a), spesifik metan üretimi (b)

Şekil 4.3a ve 4.3b incelendiğinde, %10 katı madde oranında ilk 6 gün diğer katı madde oranlarına göre daha hızlı bir biyogaz ve metan üretimi görülmüştür. En fazla

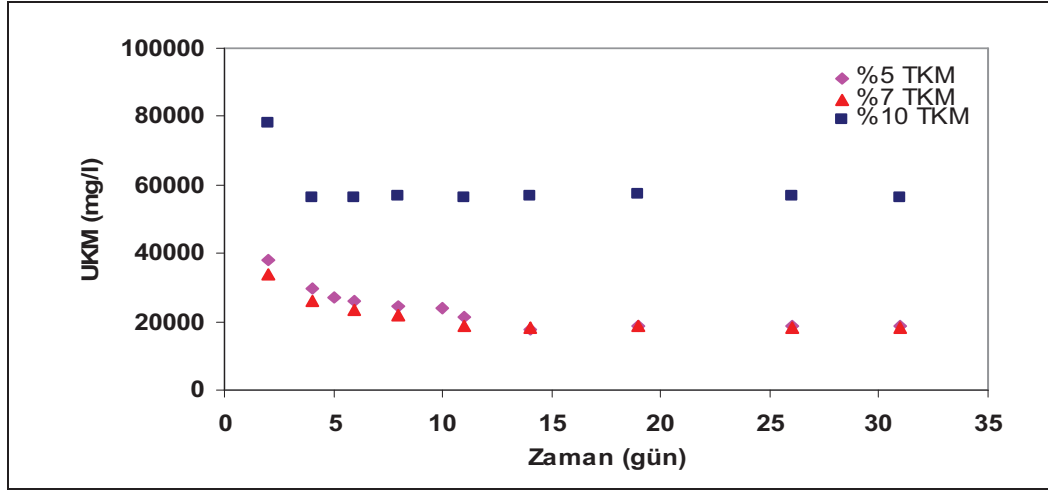
biyogaz üretim verimi %10 TKM oranında elde edilmiştir. Daha sonra %5 ve %7 TKM oranlarında görülmüştür. Anaerobik arıtmada biyogaz üretim hızı belirlenirken eklenen kg UKM başına üretilen biyogaz ve metan değeri önemlidir. Çalışmada elde edilen biyogaz üretimi katı madde oranlarına göre 863–771–923 l/kg UKMekl, metan üretimi ise 466–501–498 l/kg UKMekl olarak elde edilmiştir.

Anaerobik çürüme çalışmalarında TKM, UKM, KOİ, toplam TOK, çözünmüş TOK, UYA, alkalinite, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, Organik N, EC, protein, karbonhidrat, yağ ve kalori parametrelerindeki değişimler incelenmiş ve Şekil 4.4 – 4.11’de gösterilmiştir.



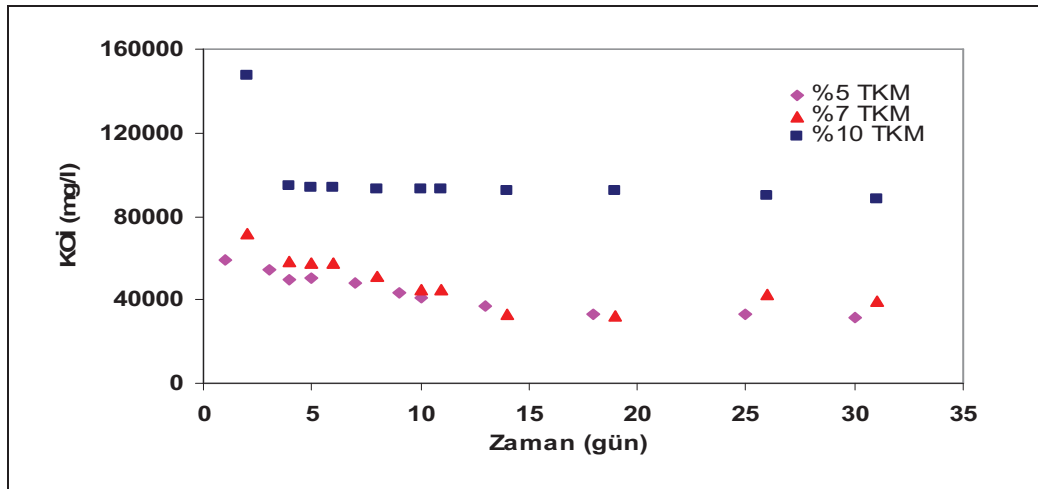
Şekil 4.4: Anaerobik çürümede TKM'nin zamana göre değişimi

%5 TKM’de 50000 mg/l başlangıç katı madde oranı 30 gün sonunda 40000 mg/l’ye inmiştir. % 7 TKM katı madde oranında biyokütle üretimi nedeniyle zamanla katı madde miktarında artma görülmüştür. %10 TKM’de fazla bir azalma görülmemiştir (Şekil 4.4). Anaerobik çürüme sonunda katı madde oranlarına göre TKM’de %20–20–7 oranlarında azalma görülmüştür. Yemek atığındaki TKM değeri selüloz, lignin gibi zor parçalanan bileşikleri ve mikroorganizma konsantrasyonlarını da içerdiğinden dolayı katı madde oranında fazla bir azalma görülmemiştir.



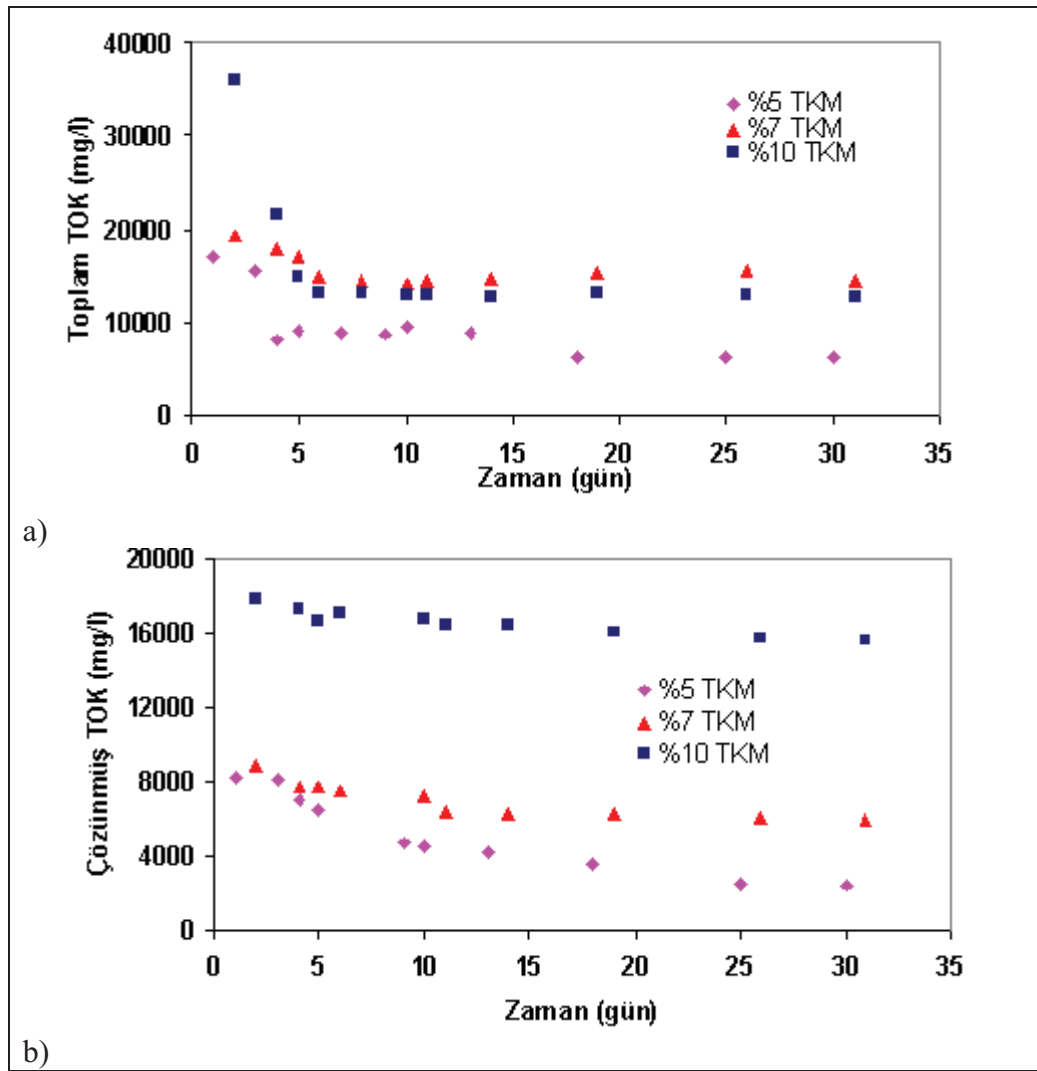
Şekil 4.5: Anaerobik çürümeye UKM'nin zamana göre değişimi

Şekil 4.5'de %5 ve %7 TKM'de ilk 13 gün, %10 TKM'de ise ilk 3 gün hızlı bir UKM giderimi olduğu görülmektedir. %10 TKM'de ise ilk 3 günden sonra parçalanma hızı düşmüştür. Parçalanmış organik madde, metan ve karbondioksit dönüştürülmüştür. En yüksek UKM giderimi % 5 katı madde oranında %51 olarak elde edilmiştir. %7 TKM ve %10 TKM için sırasıyla %46-28 oranlarında giderim elde edilmiştir. Literatür verileri incelendiğinde meyve ve sebze atıklarının anaerobik çürütülmesi çalışmasında %58–75, tavuk ve inek gübresinin anaerobik çürümeye çalışması sonunda %45–55 UKM giderimi gerçekleşmiştir (Bouallagui ve diğ., 2003, Callaghan ve diğ., 1999). Bu çalışmada elde edilen sonuçlar literatür değerleri ile uyumlu bulunmuştur.



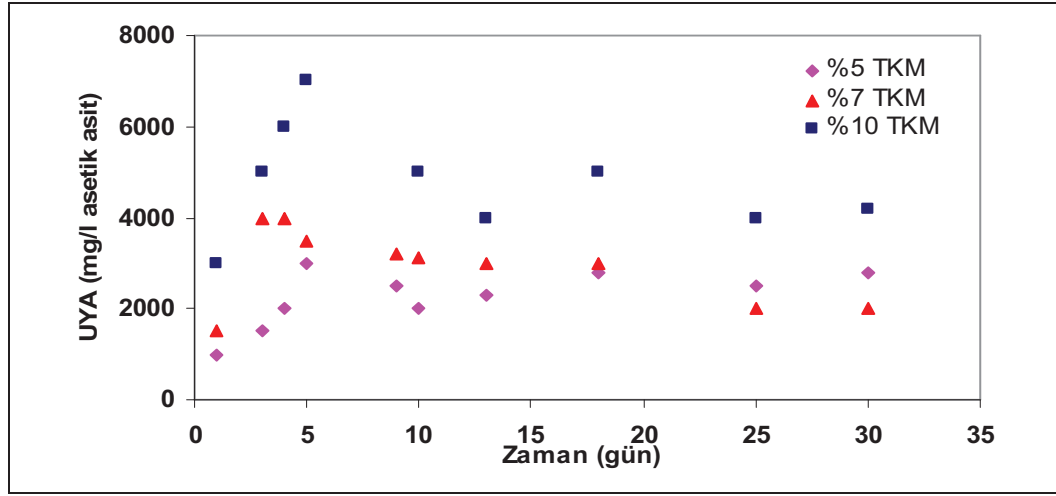
Şekil 4.6: Anaerobik çürümeye KOİ'nin zamana göre değişimi

Bu çalışmada belirli aralıklarla alınan numunelerde KOİ ölçümü yapılmıştır. KOİ'deki azalma ayrışmanın metan fazına geçmeye başladığını göstermektedir. Şekil 4.6'ya göre %10 TKM'de ilk 3 gün hızlı bir KOİ giderimi olmuştur. 30 gün sonunda %5 TKM'de 31470 mg/l, %7-10 TKM'de ise 39667 ve 88000 mg/l değerleri elde edilmiştir. Giderim verimleri ise katı madde oranlarına göre (%5-7-10 TKM) sırasıyla %46-45-40 oranlarında gerçekleştirilmiştir. Literatür çalışmalarına bakıldığında Llaneza Coalla ve diğ. (2009)'da elma atığı ile yaptıkları çalışmada %80 KOİ giderimi gerçekleştirmişlerdir.



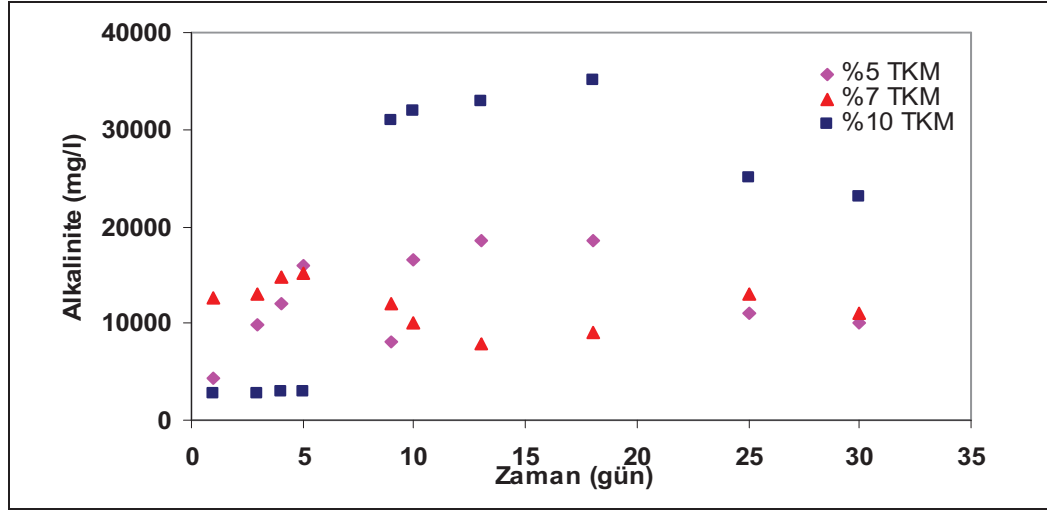
Şekil 4.7: Anaerobik çürümeye TOK'un zamana göre değişimi: a) toplam TOK, b) çözülmüş TOK

Şekil 4.7’de anaerobik çürümedeki toplam ve çözünmüş TOK değişimi gösterilmektedir. Tüm karışımlarda TOK değerlerinin ilk 4 gün hızlı bir parçalanma ile azaldığı görülmektedir. Deneysel çalışmalar tamamlandığında katı madde oranlarına göre Toplam TOK değerleri %64–25–65 azalarak 6200–14467 ve 12600 mg/l değerlerine inmiştir. %5 TKM’de çözünmüş TOK değeri diğer katı maddelere göre daha fazla bir parçalanma ile azalmıştır. Deney süresi sonunda çözünmüş TOK 2354–5917–15600 mg/l değerlerine inmiştir.



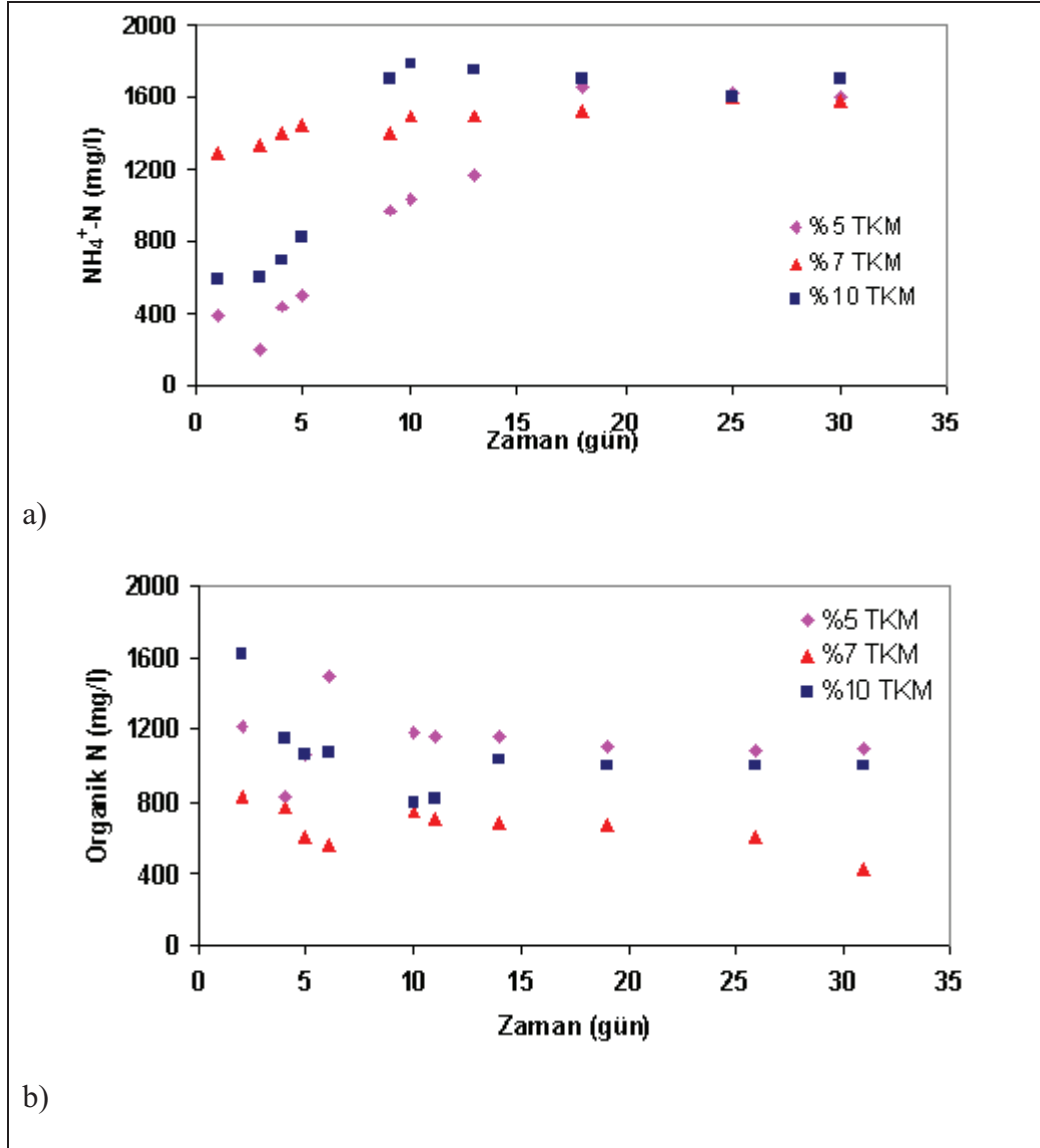
Şekil 4.8: Anaerobik çürümede UYA konsantrasyonlarının zamana göre değişimi

Anaerobik çürümedeki UYA konsantrasyonlarındaki değişim Şekil 4.8’de gösterilmektedir. İlk hafta kolay parçalanabilir bileşiklerin biyolojik parçalanması ile yüksek asit üretimi gözlenmiştir. En fazla UYA birikimi %10 katı madde oranında görülmüştür. Reaktörlerin metanlaşma fazına geçmesi nedeniyle uçucu yağ asiti konsantrasyonu azalmaya başlamış ve uçucu yağ asitleri ve diğer organik maddeler karbondioksit ve metana dönüşmüştür. Uçucu yağ asiti kullanımı ile 25. günden sonra uçucu yağ asitleri en düşük seviyelerine ulaşmıştır.



Şekil 4.9: Anaerobik çürümeye alkalinite konsantrasyonlarının zamana göre değişimi

Şekil 4.9'a göre uçucu yağ asitlerinin kullanımı ile birlikte alkalinite de artış görülmektedir. Alkalitenin düşük olması uçucu yağ asitlerinin birikmesine yol açmaktadır. Yemek atıkları içerisinde kolay ayrışabilen organik maddenin hızlı bir şekilde ayrışması uçucu yağ asidi birikimine sebep olabileceği için ortamda yeterli alkalitenin bulunması, pH'nın tamponlanması açısından önemlidir. Düşük alkalinite değerlerinde ortamdaki asitler pH değerinin düşmesine sebep olarak biyolojik aktivitenin yavaşlamasına veya tamamen durmasına yol açabilirken, yüksek alkalinite değerleri sistemi düzensiz pH değişimlerine karşı tamponlamaktadır (Speece, 1996).

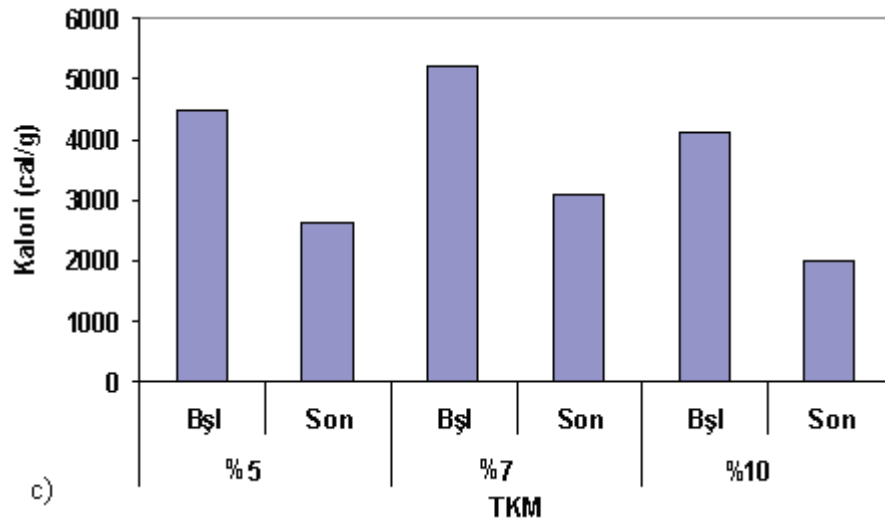
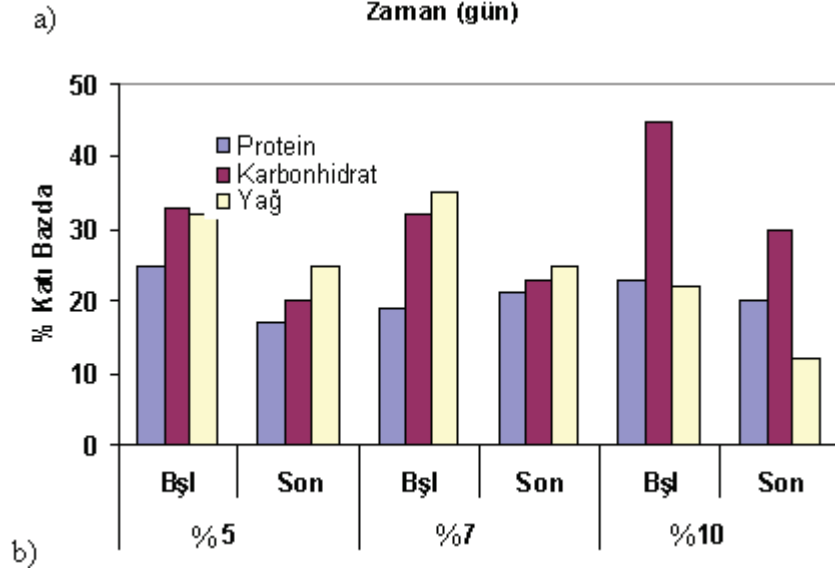
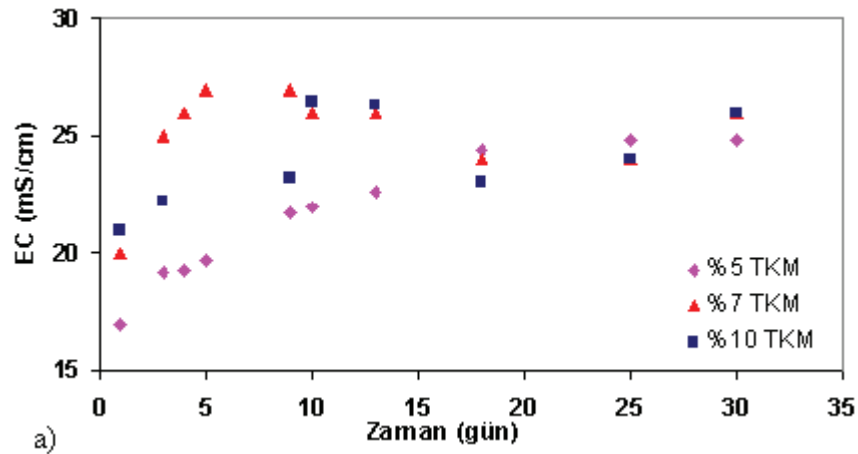


Şekil 4.10: Anaerobik çürümeye azotlu bileşiklerin zamana göre değişimi: a) NH_4^+-N konsantrasyonları, b) Organik N konsantrasyonları

Şekil 4.10a incelendiğinde, anaerobik çürüme çalışmasında tüm katı maddelerde NH_4^+-N konsantrasyonlarının zamanla arttığı görülmektedir. Bu artış yemek atıklarının hidrolizi nedeniyle (Forster-Carneiro ve diğ., 2008b). %5 TKM’de 18. güne kadar artış gözlenmiş 18. günden sonra çürüme işlemi bitinceye kadar 1600 mg/l seviyelerinde devam etmiştir. %7 ve %10 TKM’de 9. güne kadar NH_4^+-N miktarı hızla yükselmiş daha sonra çürüme işlemi bitinceye kadar 1700 mg/l seviyelerinde ilerlemiştir. Anaerobik ayrışma ürünü olan amonyum, protein, üre ve aminoasit içeren organik maddelerin hidrolizi sonucu açığa çıkar ve sulu çözeltilerde ortamın pH’sına bağlı olarak iyonlaşmış (NH_4^+) veya iyonlaşmamış (NH_3) halinde

bulunabilmektedir. Atıkların ayrışması sırasında ortaya çıkan azotun büyük bir kısmını amonyak azotu oluşturmaktadır. Amonyak, yüksek pH değerlerinde (>7.4) 1500–3000 mg/l konsantrasyonlarda bulunduğu takdirde inhibasyon etkisi yapmaktadır. Amonyum konsantrasyonu 3000 mg/l'yi geçtiğinde ise sistemde metan üretimi pH'ya bağlı olmadan durmaktadır (Pohland ve diğ., 1992). Anaerobik çürüme işlemi boyunca pH kontrolü yapıldığı için NH_4^+ -N'ün bu konsantrasyonlarında metan üretimi inhibe olmamıştır.

Toplam katı maddedeki azalma ile organik N (mg/l) miktarında çalışma süresince azalma görülmüştür. 11. günden sona organik N miktarı sabit bir oranda (1165–680–1028 mg/l) ilerlemiştir (Şekil 4.10b). Karbonlu maddelerde olduğu gibi, organik maddeye bağlı bulunan azot, biyolojik olarak ayrışabilen ya da ayrışamayan çözünmüş ve partiküler kısımlara ayrılmaktadır. Bu nedenle 11. günden sonra organik N miktarı belirli bir değerde sabit olarak ilerlemiştir.



Şekil 4.11: Anaerobik çürümeye a)EC değişimi, b) protein, karbonhidrat ve yağ miktarı değişimi, c) kalori miktarı değişimi

Şekil 4.11a'dan görüldüğü gibi tüm karışımlarda EC değerinde belirgin bir yükselme gözlenmiştir. Elektriksel iletkenlik değeri (EC) iyonik gücün bir fonksiyonudur. Çözünmüş katı madde konsantrasyonlarının belirlenmesi için suyun elektriksel iletkenliği ölçülerek yaklaşık bir tahminde bulunabilmektedir (Wong ve diğ., 2001).

Şekil 4.11b'de yemek atığı içerisindeki karbonhidrat, yağ ve protein miktarlarındaki değişimler gösterilmektedir. Organik maddenin üç temel ögesi olan karbonhidrat, yağ ve proteinden elde edilecek biyogaz ve metan miktarı karşılaştırıldığında en fazla metan verimi yağ bileşiği kazandırmaktadır. Karışımdaki karbonhidrat miktarının protein miktarından fazla olması hidrojen ve karbondioksit oluşumunu arttırmaktadır. Bu durumda asit miktarı artmakta, pH değeri ise azalmakta, böylece arıtım yavaşlayarak metan üretimi düşmektedir (Chynoweth, 1987).

Bu çalışmada prosese giren ve çıkan yemek atığının kalori miktarları, kalorimetre cihazı ile belirlenmiştir. Çürüme sırasında enerji üretim değerleri UKM kütleindeki değişiklikler temel alınarak hesaplanmıştır. Anaerobik çürüme işlemi sonunda kalori değerlerinin azaldığı görülmüştür (Şekil 4.11c).

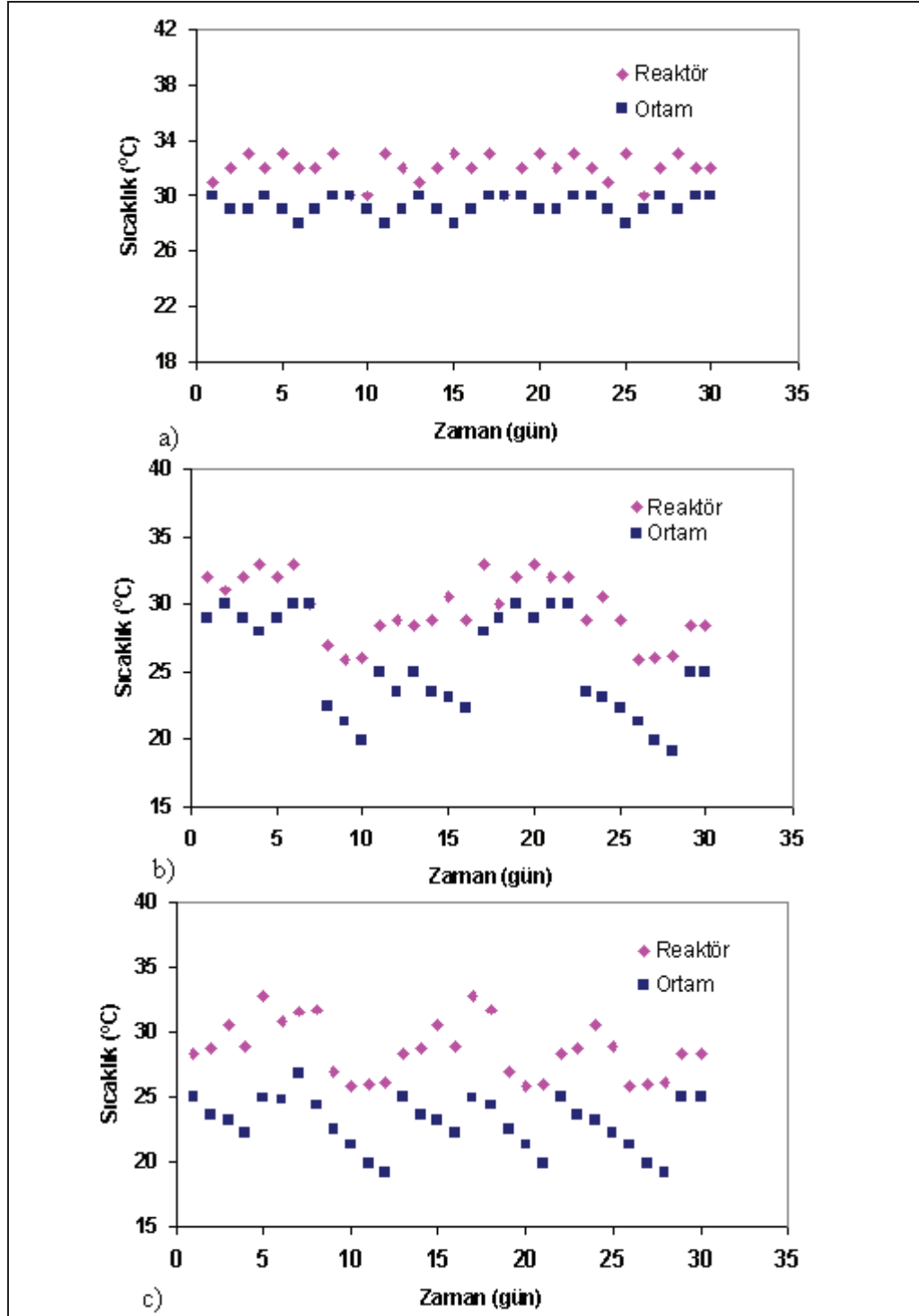
4.2. Aerobik Çürüme Çalışma Sonuçları

Aerobik çürüme işlemi için hazırlanan %5–7–10 TKM oranlarına sahip başlangıç karışımlarının fiziksel ve kimyasal değerleri Tablo 4.3'de gösterilmektedir.

Aerobik çürümede sıcaklık önemli bir parametredir. Katı madde oranlarına göre reaktör ve ortam sıcaklıklarındaki değişimler Şekil 4.12'de gösterilmektedir.

Tablo 4.3: Aerobik çürüme işlemi için hazırlanan başlangıç kompost karışımının fiziksel ve kimyasal değerleri

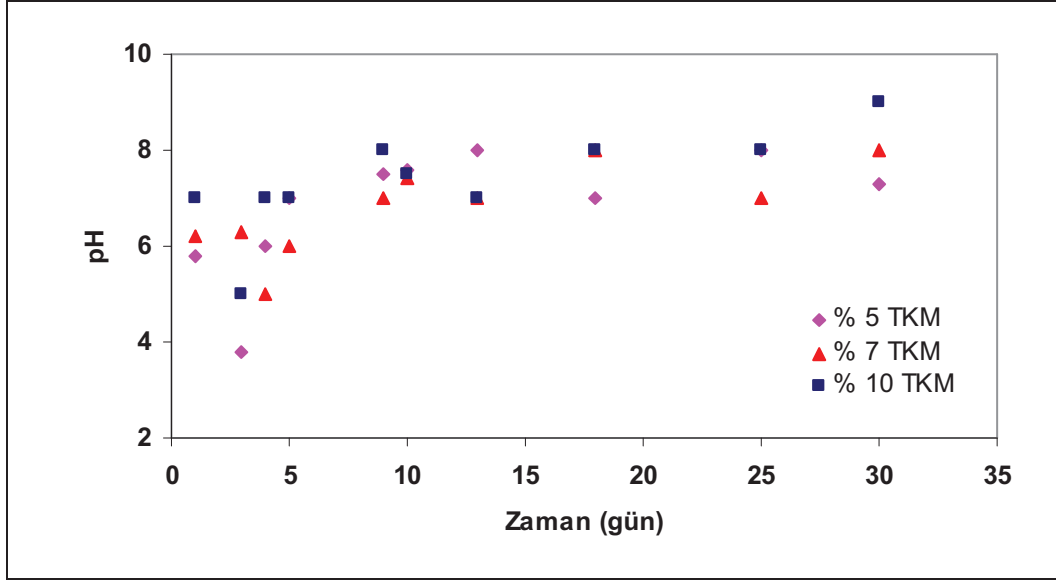
Parametre	% 5 TKM	% 7 TKM	% 10 TKM
pH	5.8	6.2	7
TKM, mg/l	50000	70000	100000
UKM, mg/l	37914	69030	84657
Toplam KOİ, mg/l	86391	117525	169450
çKOİ, mg/l	38425	54780	83102
Toplam TOK, mg/l	27633	33716	37960
çTOK, mg/l	13299	15413	18500
NH₄⁺-N, mg/l	739	519	437
TKN, mg/l	2031	2961	2205
çTKN, mg/l	820	1184	888
Karbonhidrat, % KM	25	23	15
Protein, % KM	26	24	13
Yağ, % KM	27	24	14
Kalori, cal/g	4450	5000	5550
C/N	14:1	11:1	8:1



Şekil 4.12: Aerobik çürümeye farklı katı madde oranlarına göre reaktör ve ortam sıcaklığının zamana göre değişimi: a) %5 TKM, b) %7 TKM, c) %10 TKM

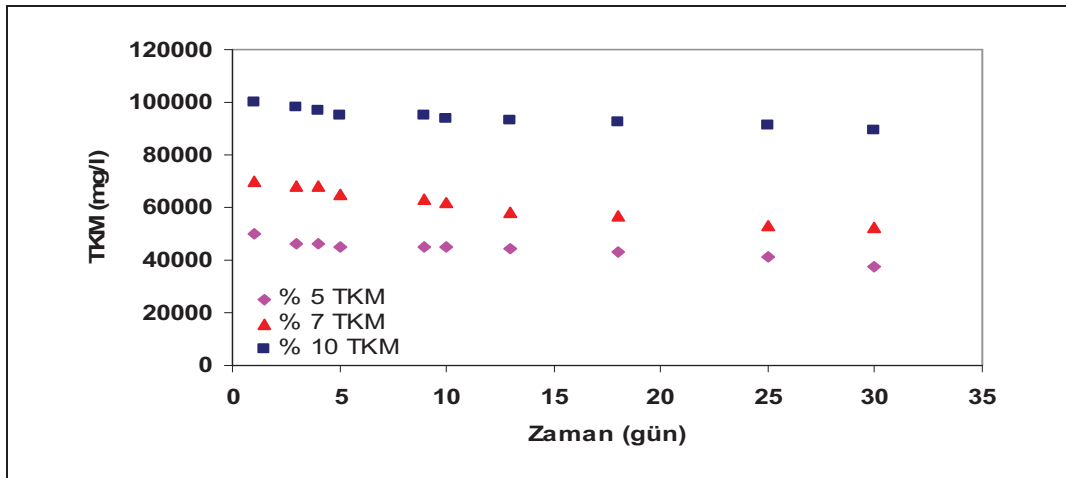
Şekil 4.12(a, b, c)'de görüldüğü gibi tüm katı madde oranları için aerobik çürüme işlemi süresi boyunca reaktör sıcaklıkları ortam sıcaklıklarından büyük olmuştur. Çürüme çalışmalarında sıcaklık mezofilik sıcaklık seviyelerinde devam etmiştir.

Aerobik çürüme çalışmalarında pH, TKM, UKM, toplam KOİ, çözülmüş KOİ, toplam TOK, çözülmüş TOK, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, Organik N, EC, protein, karbonhidrat, yağ ve kalori parametreleri ve çıkış gazındaki % $\text{O}_2\text{-CO}_2$ değişimleri incelenmiş ve Şekil 4.13–4.20’de gösterilmiştir.



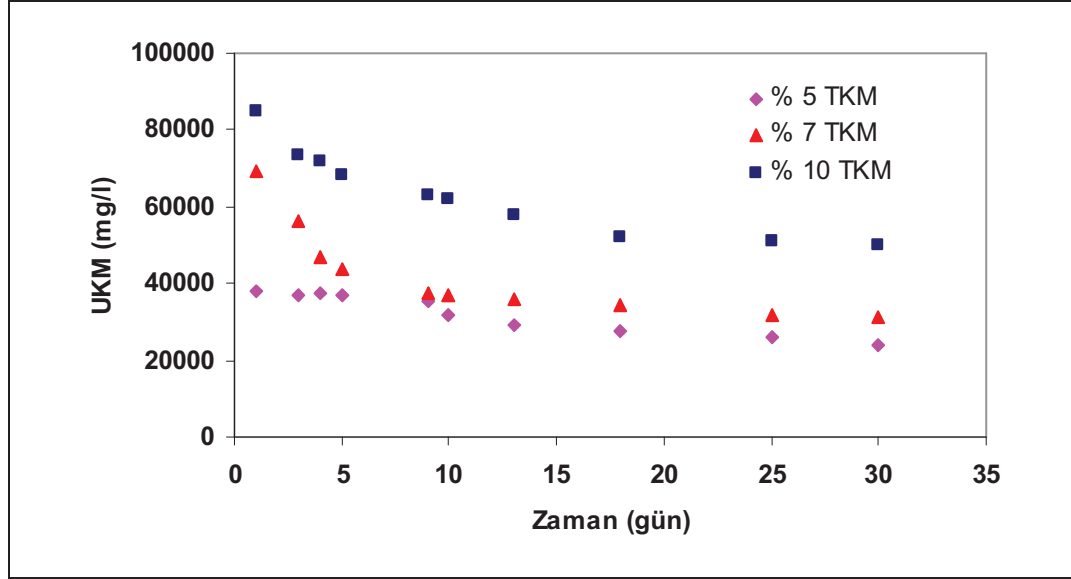
Şekil 4.13: Aerobik çürümede pH'nın zamana göre değişimi

Şekil 4.13’de tüm karışımlarda deneyin başlangıcından sonra zamanla pH’nın düştüğü görülmektedir. pH’daki değişimler çürüme karışımında amonyak-amonyum dengesi ile ilgilidir. Daha sonra zamanla pH değerlerindeki artış, proses stabilitesini göstermektedir. Sonuçların çürüme teorisi ile uyumlu olduğu bulunmuştur.



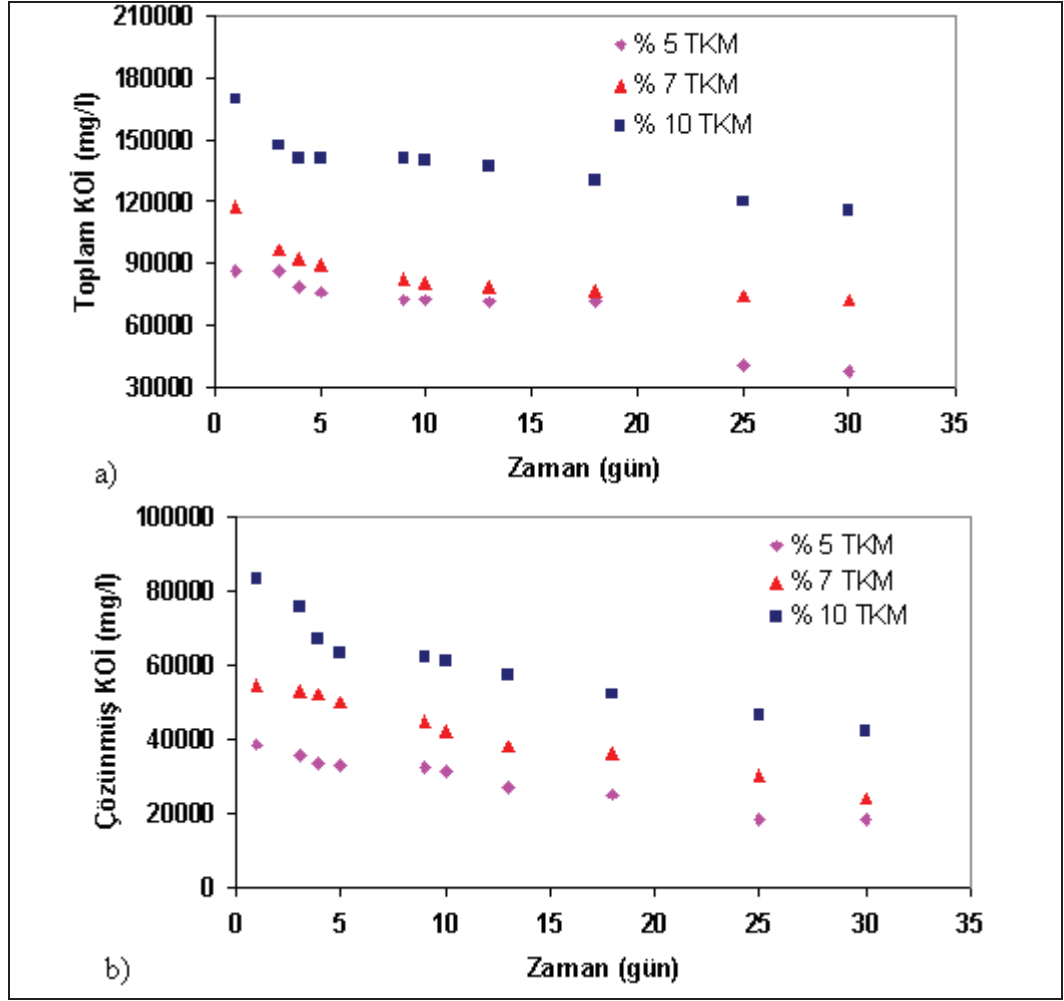
Şekil 4.14: Aerobik çürümede TKM'nin zamana göre değişimi

Aerobik çürüme işlemi süresince kullanılan atıklar orijinal halde % 29 ile 41 arasında katı madde içermektedir (Tablo 3.1). Şekil 4.14’de reaksiyon süresi boyunca TKM değerlerinin azaldığı görülmektedir. 30 gün reaksiyon süresi sonrasında toplam katı madde miktarları %25–25–10 oranlarında azalarak 37500–52450–89630 mg/l değerlerinde kalmıştır.



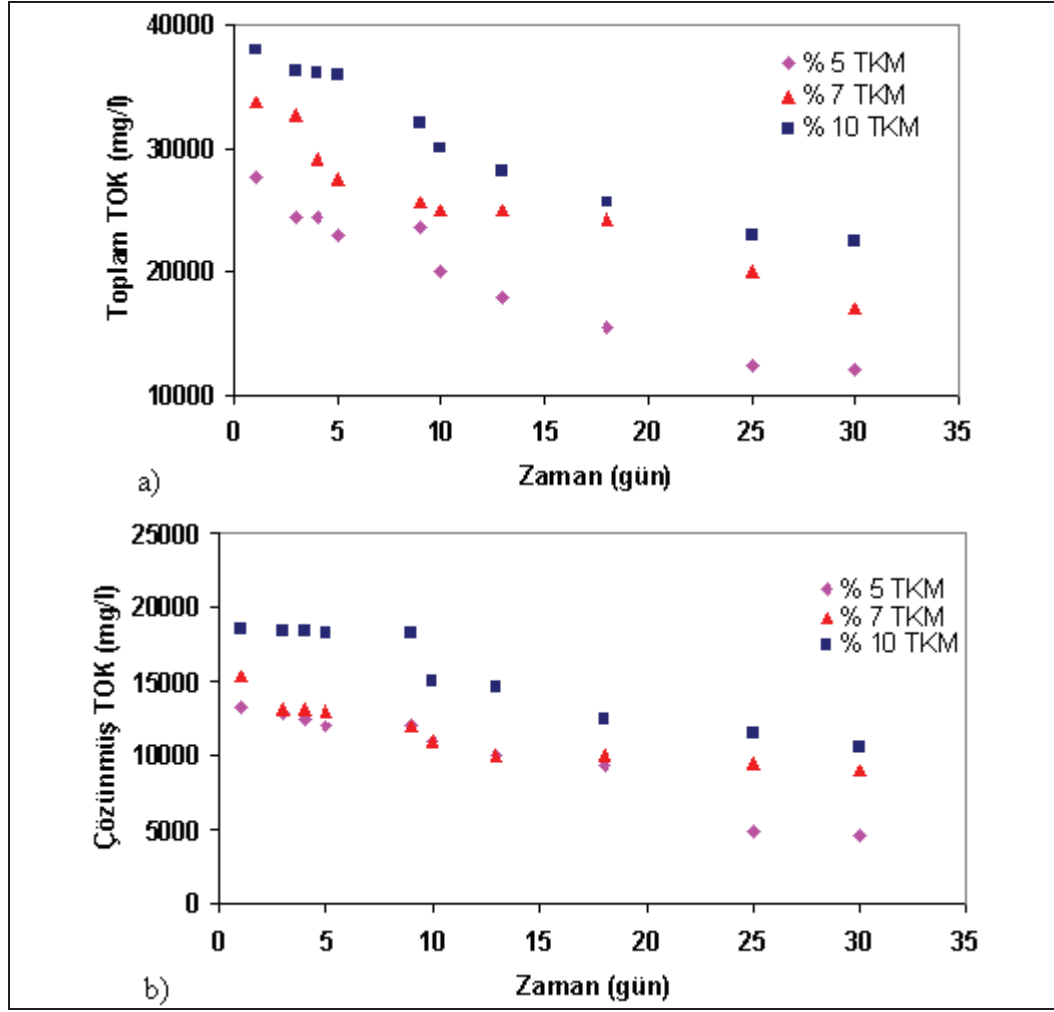
Şekil 4.15: Aerobik çürümede UKM'nin zamana göre değişimi

Şekil 4.15’den görüldüğü gibi giriş atığının organik madde içeriği 38000 ile 85000 aralığında değişmektedir. Aerobik çürüme işlemi sonunda katı madde oranlarına göre UKM değerleri % 36–55–41 oranlarında azalmıştır. Çürüme işleminin başarı ölçütlerinden biri olarak UKM değeri kullanılmıştır. İlk 19 gün kolay parçalanabilen bileşiklerin parçalanması ile UKM miktarları hızla azalmış, daha sonra sabit kalmıştır. UKM değerinin belli bir değerde sabit kalması yemek atıklarının selüloz ve lignin gibi zor parçalanabilen bileşikler içermesinden kaynaklanmaktadır.



Şekil 4.16: Aerobik çürümeye KOİ'nin zamana göre değişimi: a) toplam KOİ, b) çözünmüş KOİ

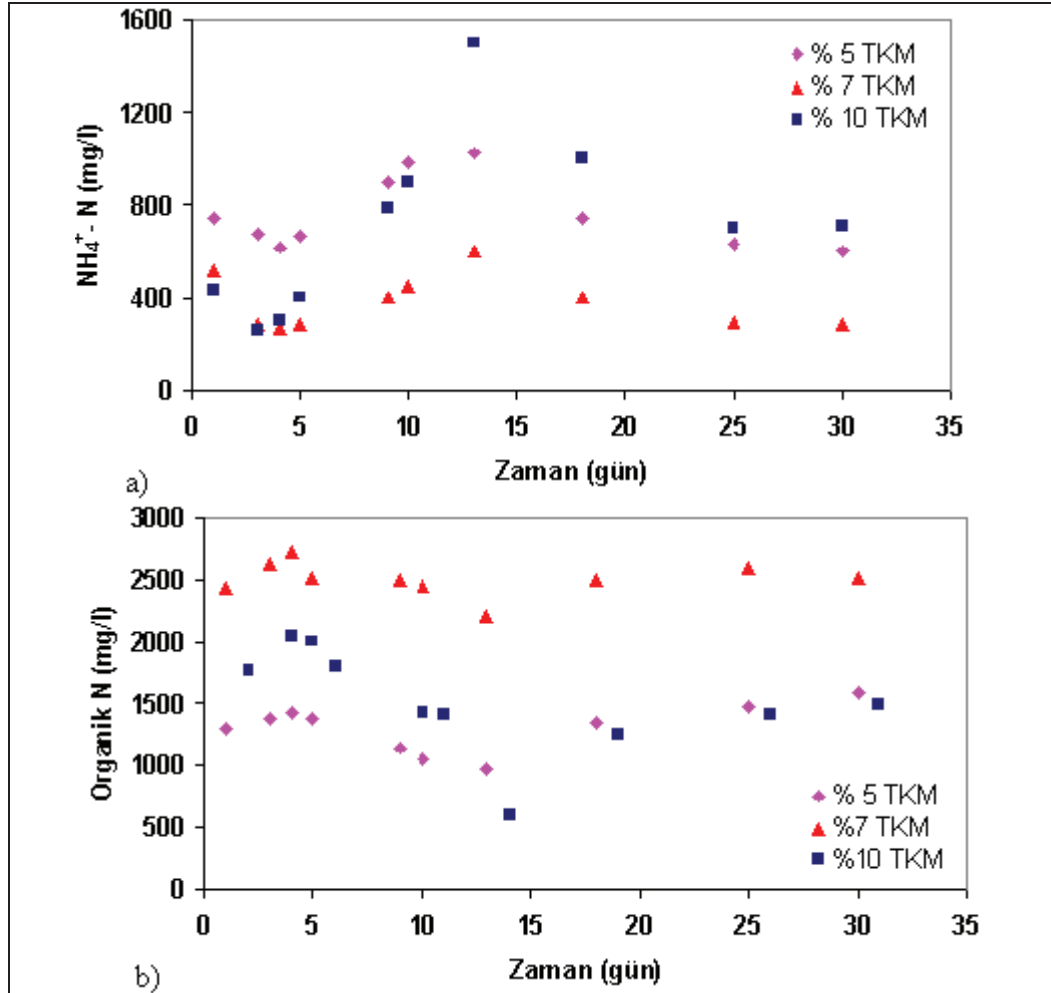
Başlangıç kompost karışımında yemek atıklarının KOİ miktarı TCM oranlarına göre değişmektedir. Yemek atığındaki organik madde biyolojik olarak parçalandıkça toplam KOİ değeri azalma eğilimindedir. 30 gün işletim sonunda toplam KOİ değerleri %57–39–32 oranlarında azalmıştır (Şekil 4.16a). KOİ organik madde muhtevasının oksijen eşdeğerinin bir ölçüsüdür. KOİ (mg/l), operasyon göstergesi olarak yaygın olarak kullanılmaktadır. Çözünmüş KOİ, kolay biyoparçalanabilir KOİ değeridir. Şekil 4.16b'den giriş atığındaki çözünmüş KOİ değerlerinin katı madde oranlarına göre 38000 ile 83000 mg/l aralığında değiştiği görülmektedir. Çözünmüş KOİ değeri aerobik çürümeye işlemi sırasında %65–42–43 oranlarında azalarak katı madde oranlarına göre 18000–24080–42300 mg/l değerlerine inmiştir.



Şekil 4.17: Aerobik çürümeye TOK'un zamana göre değişimi: a) toplam TOK, b) çözünmüş TOK

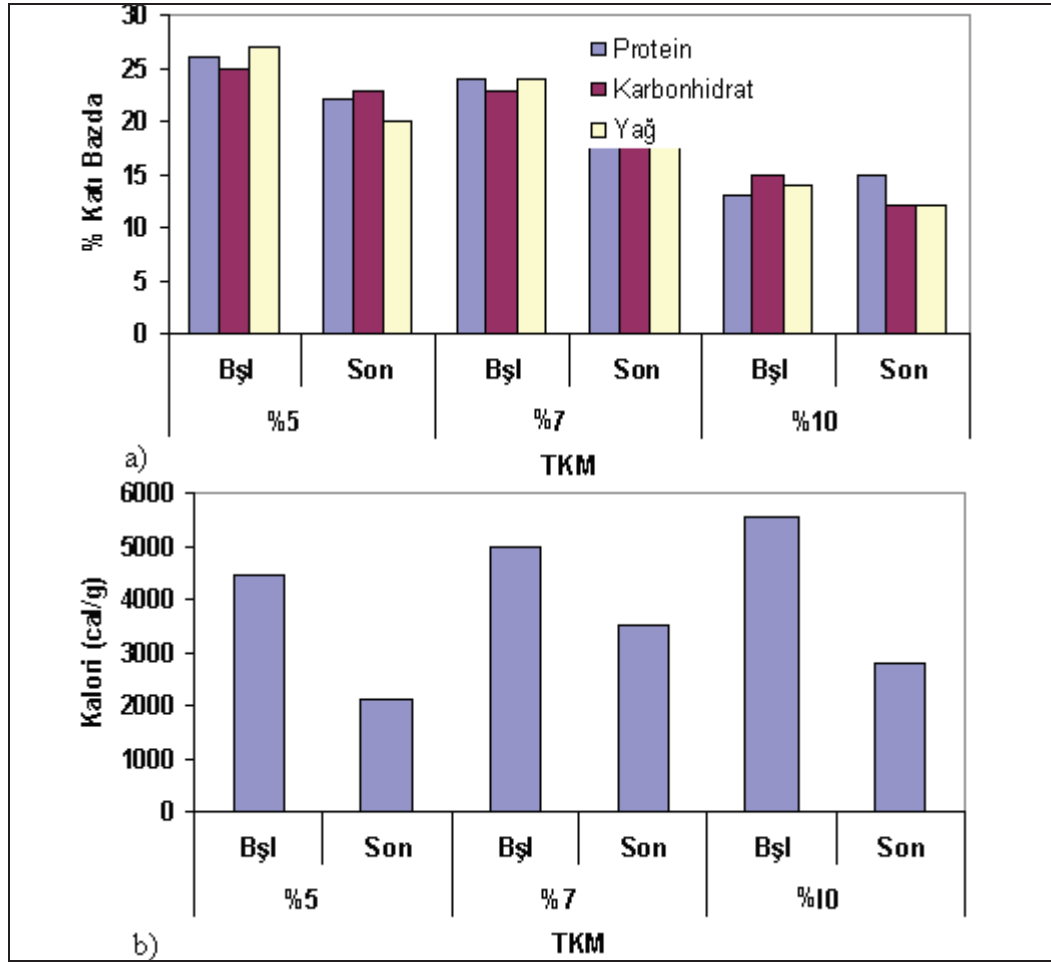
Aerobik çürümeye işleminde giriş numunelerindeki TOK değerleri 27630 ile 38000 mg/l, çıkış atığında ise 12000 ile 22500 mg/l aralığında değişmektedir. 30 gün sonunda mikroorganizmalar tarafından kullanılabilir madde miktarı azaldığı için tüm karışımlarda TOK değerinde daha fazla bir azalma görülmemektedir (Şekil 4.17a). Deney süresi sonunda toplam TOK değerlerinde %57–50–41 azalma görülmüştür. TOK parametresi çözünebilir organik madde yapısı hakkında bilgi vermesi bakımından oldukça önemlidir. Çözünmüş TOK değeri reaksiyon başlangıcında hızla mikroorganizmalar tarafından parçalanarak karbondioksit ve suya dönüştürülmüştür. Çözünmüş TOK parametresi kolay parçalanabilen organik bileşikler UKM ve TKM'den daha iyi ifade etmektedir.

Çürüme işlemi sonunda çözünmüş TOK katı madde oranlarına göre %65–42–43 oranlarında azalarak 4600–9000–10500 mg/l değerlerinde bulunmuştur (Şekil 4.17b).



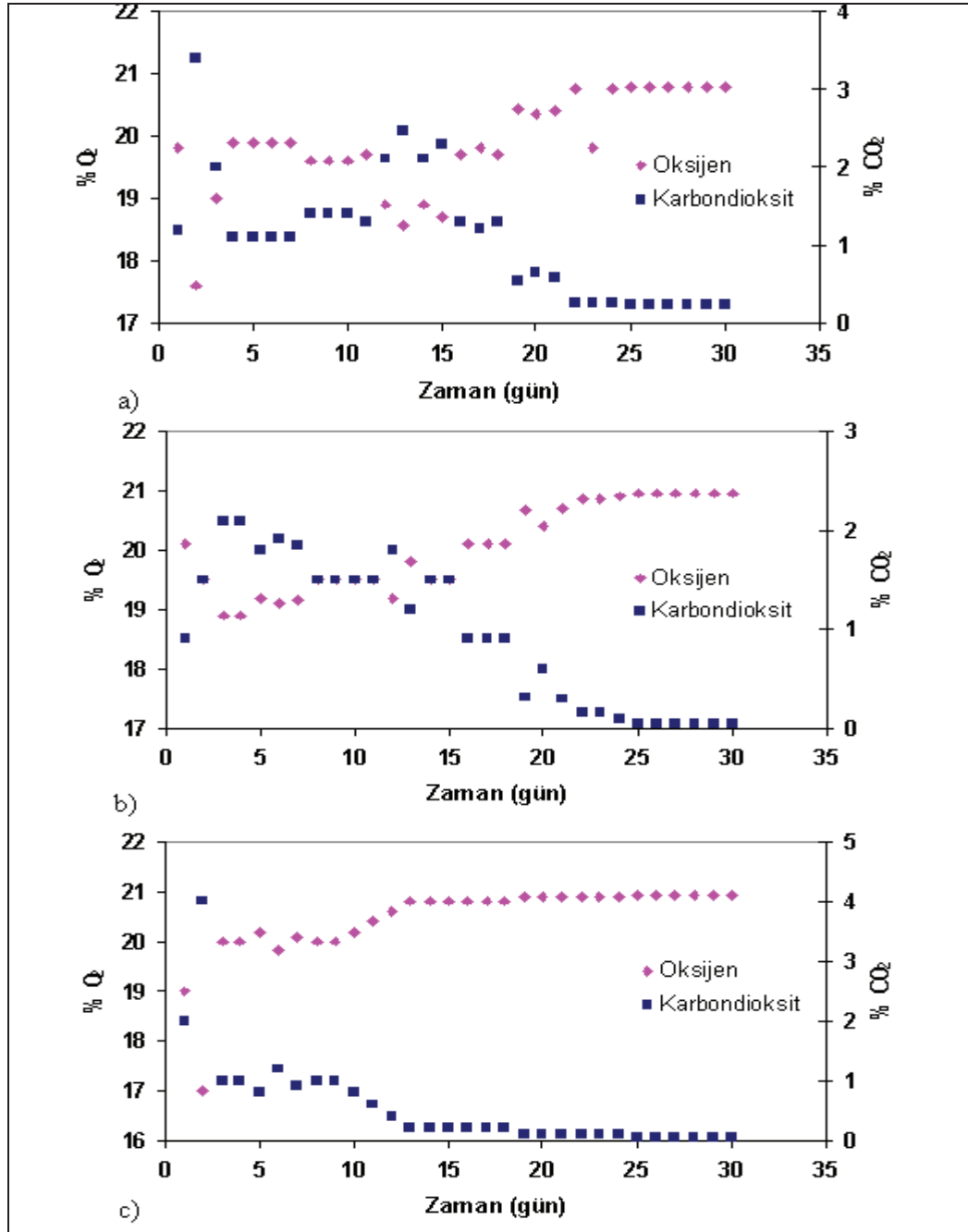
Şekil 4.18: Aerobik çürümede azotlu bileşiklerin zamana göre değişimi: a) $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ konsantrasyonları, b) Organik N konsantrasyonları

Şekil 4.18a incelendiğinde aerobik çürütücüye giriş numunelerinde amonyum azotu içeriği 430–750 mg/l gibi yüksek bir değerde olduğu görülmektedir. Çıkışta ise 280–710 mg/l arasında değişmektedir. NH_4^+ iyonlarının bol miktarda bulunması ortam pH'sının sürekli yüksek olmasına neden olmaktadır. Giriş atığında organik azot içeriği 2000–3000 mg/l arasında, çıkış atığında ise organik azot içeriği ise 1290–2500 mg/l aralığında değişmektedir (Şekil 4.18b).



Şekil 4.19: Aerobik çürümeye a) protein, karbonhidrat ve yağ miktarının zamana göre değişimi, b) kalori miktarının zamana göre değişimi

Şekil 4.19a’da aerobik çürümeye protein, karbonhidrat ve yağ miktarları gösterilmektedir. Giriş atığının protein içeriği % 13–26 aralığındadır. Aerobik çürümeye işlemi sırasında mikroorganizmaların faaliyeti sonucu proteinler aminoasitlere dönüşmekte, aminoasitlerin son parçalanma ürünü olan NH_4^+ ve/veya NH_3 sıcaklık ve pH değerleri nedeniyle amonyak buharı halinde ortamı terk etmektedir. Bu yüzden işlem sırasında önemli ölçüde protein kaybı olmaktadır. Çıkış atığında protein içeriği %15–22 arasında değişmektedir. Çıkış atığında karbonhidrat miktarı %8–20, yağ miktarı %14–26 oranlarında azalmaktadır. Şekil 4.19b’de aerobik çürümeye kalori miktarı gösterilmektedir. Çürümeye prosesinde mikroorganizmaların yemek atıklarındaki UKM’yi parçalaması nedeniyle reaktörlerdeki karışımların kalorifik değerleri azalmaktadır.



Şekil 4.20: Aerobik çürümeye çıkış gazındaki % O₂ ve CO₂'nin zamana göre değişimi: a) %5 TKM, b) %7 TKM, c) %10 TKM

Şekil 4.20(a, b, c)'de reaksiyon zamanına göre çıkış gazındaki % O₂ ve CO₂ değişimi gösterilmektedir. CO₂ oluşumu ve O₂ tüketimi aerobik çürümeye organik atıkların degradasyon hızını göstermektedir. Çürümeye işleminin ilk günlerinde organik maddenin kolay çözülebilir kısımları hızlı bir şekilde metabolize olmaktadır. Bu nedenle tüm karışımlarda reaksiyon başladığında çıkış gazındaki %O₂ miktarı hızla

düşerken %CO₂ miktarı artmaktadır. Reaksiyon süresi boyunca tüm katı madde oranları için çıkış gazındaki O₂ miktarının %5 'in altına düşmemesi ortamın aerobik olarak kaldığının bir göstergesi olmaktadır. Daha sonra parçalanabilir organik maddelerin azalması nedeniyle mikroorganizmaların oksijen ihtiyacı da azalmakta ve çıkış gazındaki %O₂ miktarı artmaktadır. Oksijen kullanım hızının düşmesi çürüme işleminin tamamlandığının bir göstergesi olmaktadır.

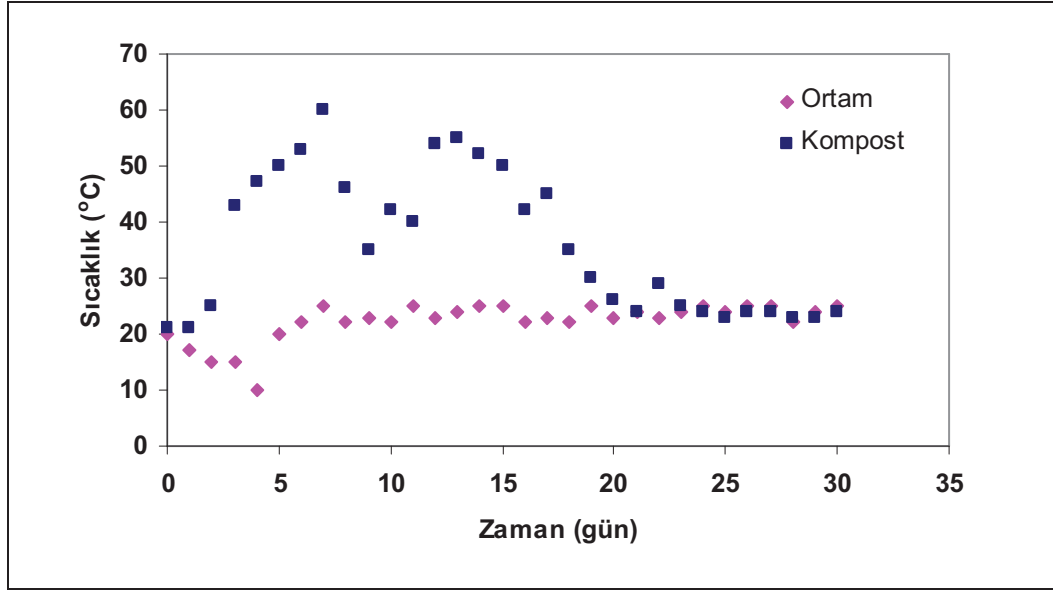
4.3. Aerobik Kompostlama Çalışması Sonuçları

Aerobik kompostlama işlemi için hazırlanan %55 TKM oranına sahip başlangıç kompost karışımının fiziksel ve kimyasal değerleri Tablo 4.4'de gösterilmektedir.

Tablo 4.4: Aerobik kompostlama işlemi için hazırlanan başlangıç kompost karışımının fiziksel ve kimyasal değerleri

Parametre	%55 TKM
pH	7
TKM, g	11500
UKM, g	9500
KOİ, g/l	91.2
TOK, g/l	20
NH ₄ , g/l	0.22
TKN, g/l	1.53
Protein, %	16
Karbonhidrat, %	27
Yağ, %	20
Kalori, cal/g	4400

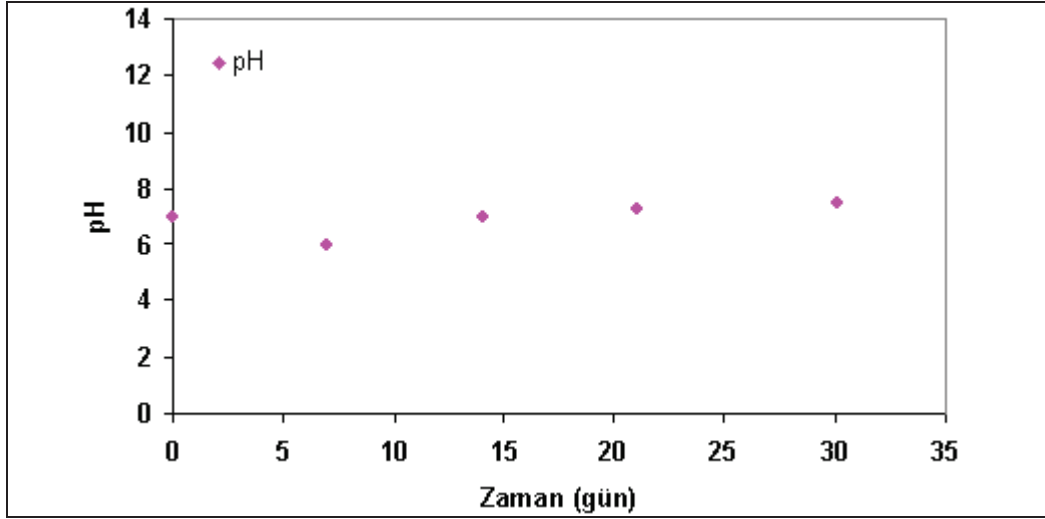
% 55 katı madde oranına göre reaktör ve ortam sıcaklıklarındaki değişim Şekil 4.21'de gösterilmektedir.



Şekil 4.21: Aerobik kompostlamada ortam ve kompost sıcaklığının zamana göre değişimi

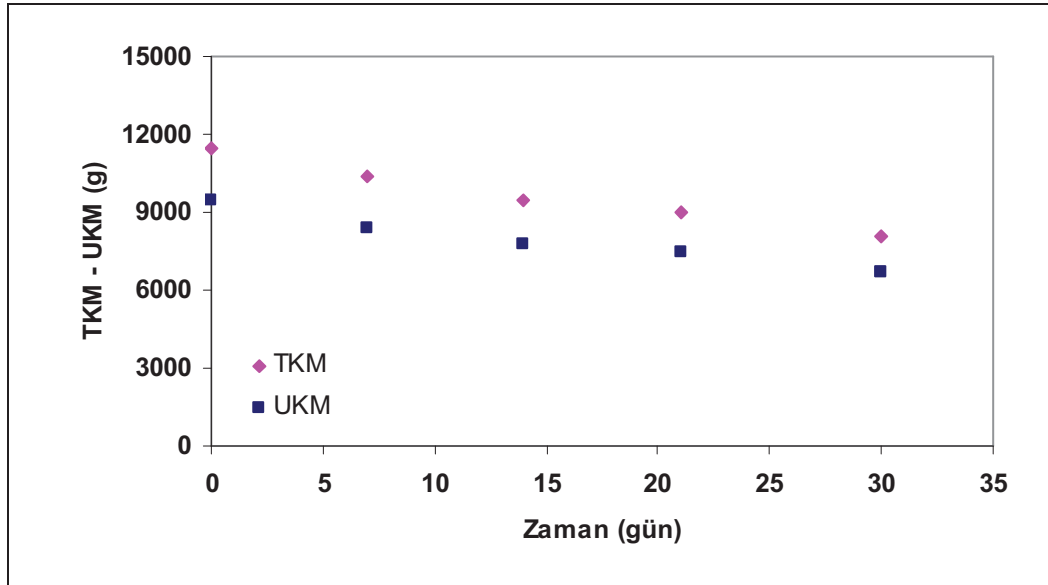
Şekil 4.21’de reaktör sıcaklığı başlangıçta ortam sıcaklığında ilerlemiş, 2. günden sonra organik maddenin parçalanması nedeniyle yükselmeye başlamıştır. Sıcaklığın yükselmesi için gerekli enerji organik maddenin bozunması sırasında açığa çıkan ısı ile karşılanmaktadır. Organik maddenin oksidasyonu sırasında açığa çıkan ısının bir kısmı yeni hücre asimilasyonunda kullanılırken bir kısmı da sistemin sıcaklığını 50–60°C sıcaklıklara çıkararak pastörizasyonu sağlamaktadır. 14.günden sonra sıcaklık giderek azalmaya başlamış ve ortam sıcaklığı seviyelerine ulaşılmıştır. Buda kompostlama işleminin sonlandığı göstermektedir.

Aerobik kompostlama çalışmalarında pH, TKM, UKM, toplam KOİ, çözülmüş KOİ, toplam TOK, çözülmüş TOK, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, Organik N, EC, protein, karbonhidrat, yağ ve kalori parametrelerindeki değişimler incelenmiş ve Şekil 4.22–4.26’da gösterilmiştir.



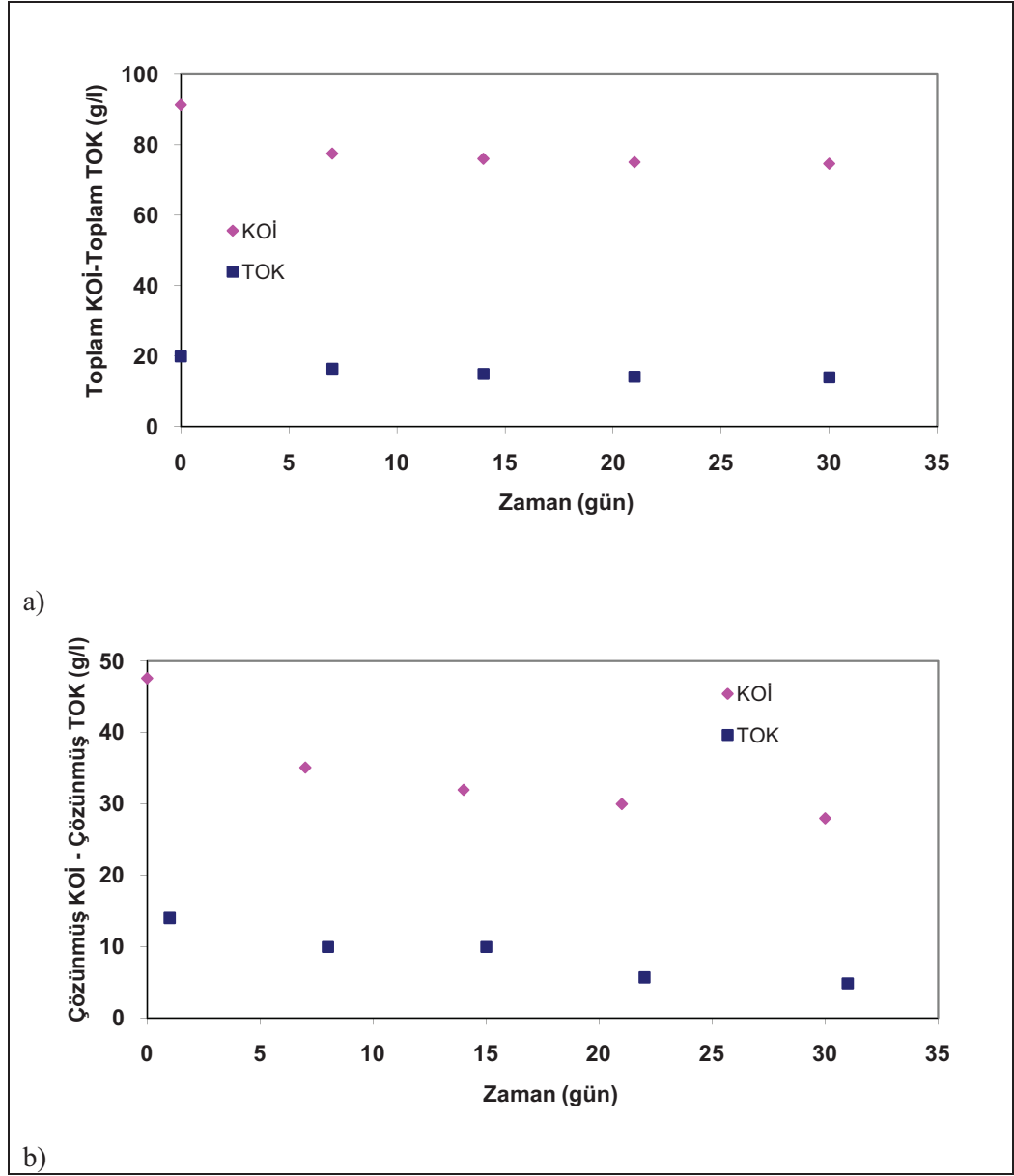
Şekil 4.22: Aerobik kompostlamada pH'ın zamana göre değişimi

Çalışmada pH bir miktar azalmakta daha sonra artarak 7–8 arasında değişmiştir (Şekil 4.22). pH değerindeki bu artış, prosesin stabilitesini göstermektedir.



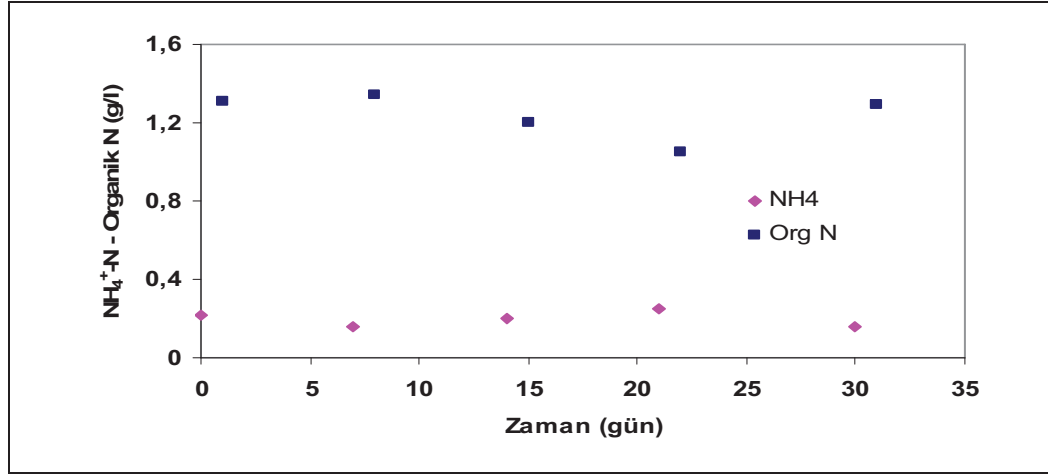
Şekil 4.23: Aerobik kompostlamada TKM ve UKM'nin zamana göre değişimi

Havalı kompostlaştırma süresince reaktördeki TKM ve UKM'nin zamana göre değişimi Şekil 4.23'de gösterilmiştir. TKM ve UKM yemek atıklarındaki organik maddenin mikroorganizmalar tarafından ayrışması nedeniyle azalma eğilimindedir. Deney süresi sonunda TKM ve UKM'de yaklaşık %30 azalma görülmüştür.



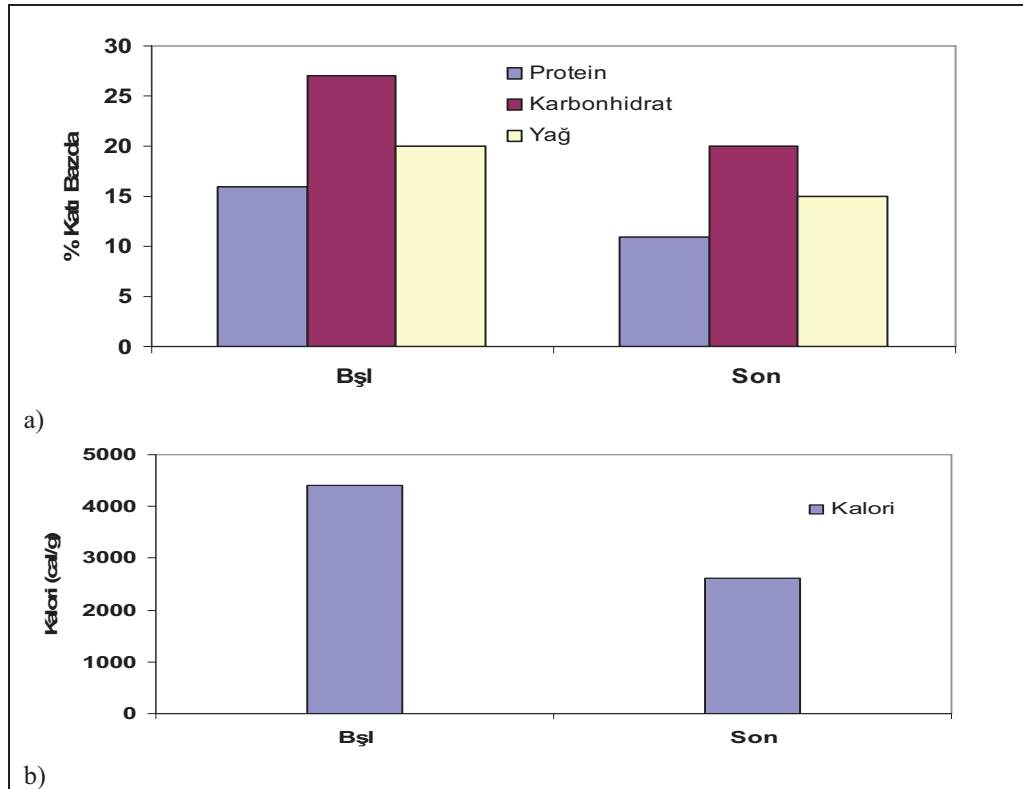
Şekil 4.24: Aerobik kompostlamada KOİ ve TOK'un zamana göre değişimi: a) toplam KOİ ve toplam TOK, b) çözünmüş KOİ ve çözünmüş TOK

30 gün işletimden sonra toplam KOİ ve toplam TOK sırasıyla 74.6 g/l ve 14 g/l seviyelerinde kalmıştır (Şekil 4.24). Kompostlamanın başlangıcında toplam KOİ'nin %52'si çKOİ, Toplam TOK'un % 70'i çTOK'dir. Kompostlama sırasında çKOİ değerinde %41 ve çTOK değerlerinde %68 oranlarında azalma görülmüştür. 30 gün kompostlama çalışmasından sonra 28 g/l çKOİ, 4.9 g/l çTOK değerine ulaşılmıştır (Şekil 4.24b).



Şekil 4.25: Aerobik kompostlamada NH_4^+-N ve Organik N'nin zamana göre değişimi

Şekil 4.25'de NH_4^+-N ve Organik N'nin reaksiyon zamanına göre değişimi gösterilmektedir. Giriş atığında NH_4^+-N miktarı 0.22 g/l, organik N miktarı ise 1.53 g/l'dir. Kompostlama sırasında organik maddenin parçalanması ile organik azot miktarı azalmış, NH_4^+-N miktarı ise aynı seviyelerde kalmıştır.



Şekil 4.26: Aerobik kompostlamada a) protein, karbonhidrat ve yağ miktarının zamana göre değişimi, b) kalori miktarının zamana göre değişimi

Şekil 4.26a'dan görüldüğü gibi aerobik kompostlama çalışmasında giriş atığı %16–27–20 oranında protein-karbonhidrat-yağ içermektedir. Şekil 7.26b'de ise giriş atığı 4400 cal/g kalori değerine sahiptir. Kompostlama çalışması sırasında organik madde içeriğinin mikroorganizmalar tarafından ayrıştırılması nedeniyle protein, karbonhidrat, yağ ve kalori değerleri azalmıştır.

Oluşan ürünlerin stabilitesini belirlemek için 30. gün sonunda anaerobik çürüme çalışması için çTOK, Toplam TOK, C/N, UYA/Alkalinite, aerobik çürüme ve kompostlama çalışmaları için ise suda çözünmüş C/N (C_c/N_c), $(C/N)_{son}/(C/N)_{başlangıç}$, C_c parametreleri incelenmiştir. Bu değerlere göre oluşan ürünün stabil olduğu görülerek çalışma sonlandırılmıştır. Tablo 4.5–4.6'da bu çalışmada hesaplanan stabilite göstergeleri ile literatürde önerilen değerler karşılaştırılmıştır.

Tablo 4.5: Anaerobik çürüme çalışmalarındaki stabilite göstergeleri

Parametre	Anaerobik Çürüme			Literatür Verileri	
	%5 TKM	%7 TKM	%10 TKM	Önerilen Değerler	Kaynaklar
çTOK, mg/l	6200	14467	12600	< 24644	Forster-Carneiro ve diğ. 2008a.
Toplam TOK, g/kg TKM	155	258	133	< 377-445	Tambone ve diğ. 2009. Orzi ve diğ., 2010. Borowski ve Szopa, 2007.
C/N	2,3	7,2	4,6	3,43	Tambone ve diğ. 2009.
UYA/Alkalinite	0.28	0.18	0.18	< 0.28	Bouallagui ve diğ. 2009.

Tablo 4.5'e göre anaerobik çürüme çalışması için çTOK, Toplam TOK ve UYA/Alkalinite parametrelerinin tüm karışımlarda istenen aralıkta olduğu, C/N oranına bakıldığında ise sadece %5'lik karışımın önerilen değerde elde edildiği gözükmemektedir.

Tablo 4.6: Aerobik çürüme ve aerobik kompostlama çalışmalarındaki stabilite göstergeleri

Parametre	Aerobik Çürüme			Aerobik Kompostlama	Literatür Verileri	
	% 5 TKM	% 7 TKM	% 10 TKM	% 55 TKM	Önerilen değerler	Kaynaklar
$C_ç/N_ç$	3.8	6.4	10,5	10	5 – 6	Chanyasak ve Kubato, 1981, Hue ve Liu, 1995
$(C/N)_{son}/(C/N)_{baş}$ 1	0.4	0.5	0.57	0.77	0.49–0.85 0.55 – 0.7 0.45 – 0.6	Jimenez ve Garcia, 1989 Aydın ve Kocasoy, 2002 Tosun, 2003
$C_ç$	0.46	0.90	1.05	0.49	< % 1.7	Chang ve diğ. 2006, Bernal ve diğ. 1998

Aerobik çürüme ve kompostlama çalışmalarında stabilite göstergesi olarak suda çözülmüş C/N ($C_ç/N_ç$), $(C/N)_{son}/(C/N)_{baş}$ langıç, $C_ç$ parametreleri kullanılmıştır. Aerobik çürüme çalışması için $C_ç/N_ç$ parametresi incelendiğinde %5 ve %7 TKM oranları önerilen aralıkta olduğu, %10 TKM'nin ise bu sınırı aştığı bulunmuştur. $(C/N)_{son}/(C/N)_{baş}$ langıç parametresi için ise tüm karışımlar önerilen aralıktadır. Üçüncü bir gösterge olarak da $C_ç$ değeri kullanılmıştır. $C_ç$ değeri, %5–7–10 TKM oranları için literatürde önerilen değerler arasındadır. Aerobik kompostlama çalışmasında sadece $C_ç/N_ç$ sınır değerinin üstünde bulunmuş, diğerlerinde istenen aralıklarda elde edilmiştir.

Elde edilen bu veriler doğrultusunda çürüme ve kompostlama çalışmaları için yeterli alıkonma sürelerinde işleme tabi tutulduğu ve istenen arıtma verimlerine ulaşıldığı görülmektedir.

5. AEROBİK ÇÜRÜME ÇALIŞMASINDA SOLUNUM PARAMETRELERİ

Aerobik koşullarda mikroorganizmaların en temel aktivitesi solunumdur. Mikroorganizmalar tarafından tüketilen O₂ ve üretilen CO₂ miktarı, mikroorganizma aktivitesinin bir göstergesi olarak kabul edilmektedir. Prosesin izlenmesi ve optimizasyonunun sağlanmasında solunum parametrelerinden faydalanılmaktadır.

Biyolojik sistemlerde solunum aktivitesinin değerlendirilmesinde tüketilen O₂/üretilen CO₂'i belirleyen test tekniklerinden faydalanılmaktadır. Tüketilen O₂'ni belirleyen test teknikleri sistemde oluşan çözünmüş oksijen azalması veya sisteme transfer edilen O₂ miktarı belirlemesini esas almaktadır. Üretilen CO₂'i belirleyen test teknikleri, sıvıdaki CO₂ derişimindeki artış veya gaz akımına transfer olan CO₂'in belirlenmesine dayanmaktadır (Genç, 2007).

5.1. CO₂ Oluşum Hızı

Aerobik çürüme çalışmasında CO₂ oluşum hızı ile çıkış gazından elde edilen toplam CO₂ oluşumu Denklem 5.1'deki gibi hesaplanmaktadır.

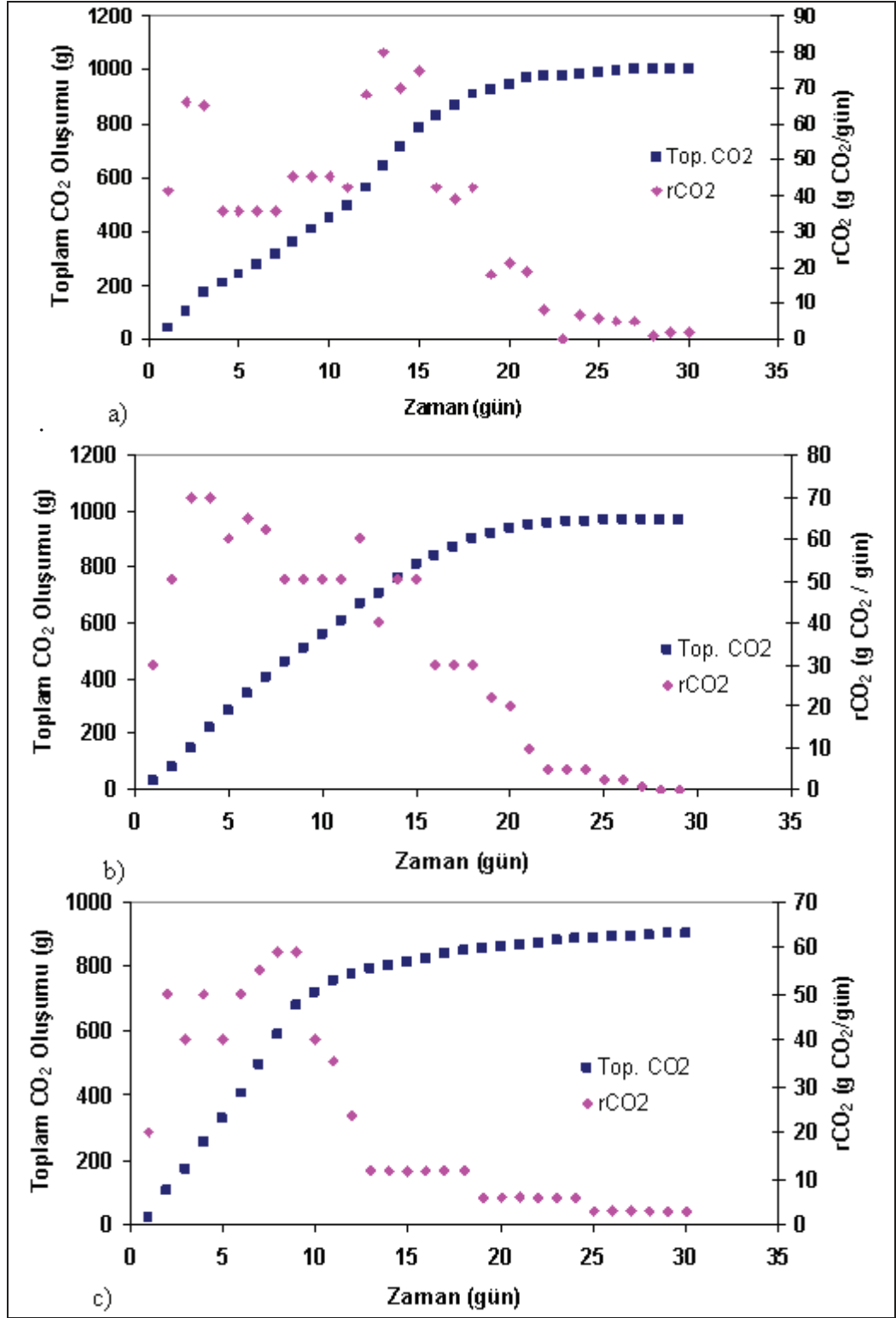
$$\text{Toplam CO}_2 \text{ üretimi} = \sum_0^t \int G_o Z dt \quad (5.1)$$

G₀: Çıkış gazının hızı, m³ / sa

Z: Çıkış gazındaki CO₂ ağırlığı, g CO₂ /m³

t: Reaksiyon zamanı, sa (Kwon ve Lee, 2004a).

Oksijen tüketimi ve karbondioksit oluşum hızı aerobik kompostlama prosesinde organik atıkların degradasyon hızının göstergesi olarak kullanılmaktadır. Farklı katı madde oranlarına sahip yemek atıklarının aerobik çürütüldüğü bu çalışmada elde edilen CO₂ oluşumları Şekil 5.1(a, b, c)'de gösterilmiştir.



Şekil 5.1: Toplam CO₂ oluşumu ve CO₂ üretim hızının zamana göre değişimi: a) % 5 TKM, b) %7 TKM, c) %10 TKM

Şekil 5.1(a, b, c)'de farklı katı madde oranlarına göre toplam CO₂ oluşumu ve CO₂ üretim hızları karşılaştırılmıştır. Reaktörlerdeki organik maddenin minerilizasyonu nedeniyle CO₂ üretimi gerçekleşmiştir. Tüm katı madde oranlarında ilk 14 gün hızlı bir CO₂ oluşumu gözlenmiştir. Daha sonra CO₂ üretim hızı kademeli olarak azalmaya başlamış ve deney süresi sonunda CO₂ üretimi sıfıra yaklaşmıştır. Bu da çürüme işleminin sonlandığını göstermektedir.

5.2. Suda Çözünmüş Toplam Organik Karbon Değeri ve CO₂ Üretim Hızı

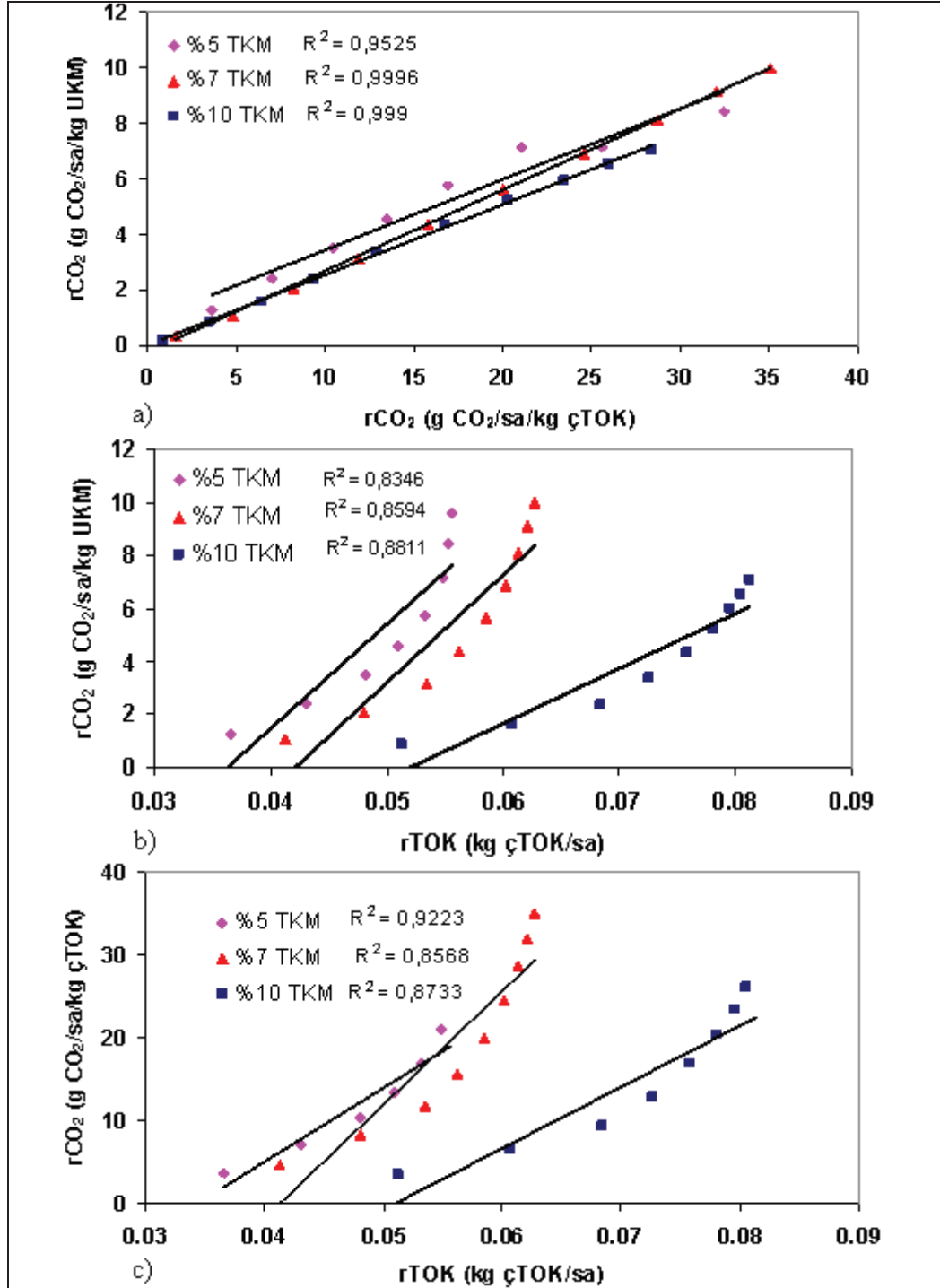
Biyolojik atıkların parçalanması karbondioksit oluşum hızı ile karakterize edilmektedir. Birçok araştırmacı CO₂ oluşum hızını reaksiyon zamanı, uçucu ve kuru katı madde ve ham materyaldeki karbon miktarı gibi biyoparçalanabilir organik madde başına üretilen toplam CO₂ miktarı olarak belirlemişlerdir (Bach, 1984, Nakasaki ve diğ., 1985, Fujita, 1993). Aerobik çürüme çalışmaları için çTOK miktarına göre CO₂ oluşumu Denklem 5.2'deki gibi hesaplanmaktadır.

$$\gamma_{CO_2} = \frac{G_0 Z}{W_{\text{çTOK}}} \quad (5.2)$$

γ_{CO_2} : CO₂ oluşum hızı, g CO₂ /sa / kg çTOK

$W_{\text{çTOK}}$: karışımdaki kg çTOK miktarı (katı bazda)

Oksijen tüketimi ve karbondioksit oluşum hızı aerobik kompostlama prosesinde organik atıkların degradasyon hızının göstergesi olarak kullanılmaktadır. CO₂ oluşum hızı birim zamanda ve biyoparçalanabilir organik madde başına oluşan CO₂ miktarı olarak ifade edilmektedir. CO₂ oluşum hızı g CO₂ /sa/ kg UKM olarak ifade edilmektedir. Bununla beraber UKM miktarı organik atığın biyoparçalanabilir bölümünün göstergesi olarak etkisiz kalmaktadır. Bu, organik atığın biyoparçalanmayan ya da zor biyoparçalanılan bölümleri olan selüloz, lignin gibi maddeleri içermesi nedeniyledir. Bu nedenle çTOK değeri yeni bir parametre olarak, kolay parçalanabilen bileşiklerin göstergesi olarak kullanılmaktadır. Şekil 5.2 ve 5.3'den çTOK değerinin diğer parametrelerle uyumlu olduğu görülmektedir.



Şekil 5.2: Çürüme hızı olarak ifade edilen çeşitli göstergeler arasındaki korelasyonlar

Şekil 5.2’de çürüme prosesini değerlendirmek için $\dot{C}TOK$ uygunluğu araştırılmış ve diğer kompostlama hız göstergeleri ile karşılaştırılmıştır. Şekil 5.2a’da saatte giderilen UKM ve $\dot{C}TOK$ başına üretilen CO₂ miktarı karşılaştırılmış ve bu parametrelerin birbiri ile uyumlu olduğu görülmüştür. Şekil 5.2b ve 5.2c’de saatte

giderilen kg $\dot{C}TOK$ değeri diğer hız göstergeleri ile karşılaştırılmıştır. R^2 değerleri 0.7–1.0 arasında olması modelin doğruluğu hakkında bilgi vermektedir. Tablo 5.1’de katı madde oranlarına göre CO_2 üretim hızları gösterilmektedir. Bu çalışmada bulunan değerler literatürde verilen değerlerin birbirleriyle uyumlu olduğunu göstermektedir. %10 TKM CO_2 üretim hızı diğer %5 ve 7 katı madde oranlarına göre daha düşük bulunmuştur. CO_2 üretim hızlarına (γCO_2) bakıldığında çalışmada, katı madde oranlarına göre sırasıyla 0.05 – 0.06 – 0.08 kg $\dot{C}TOK$ /sa giderilmiştir. %10 katı madde oranında γCO_2 (kg $\dot{C}TOK$ /sa) değeri diğer katı madde oranlarına göre daha yüksek olduğu görülmüştür. Literatür değerleri karşılaştırıldığında bu çalışmada daha iyi sonuçlar elde edildiği görülmektedir (Tablo 5.1)

Tablo 5.1: Aerobik çürümeye CO_2 üretim hızlarının standart değerlerle karşılaştırılması

Parametre	%5 TKM	%7 TKM	%10 TKM	Literatür Verileri	
				Önerilen değer	Kaynak
g CO_2 / sa/ kg UKM	9.59	9.99	7.05	4.20– 9.82	Fujita, 1993
mol CO_2 / sa / g TKM	0.04	0.2	0.26	0.08–0.13	Nakasaki ve diğ. 1985
g CO_2 / sa/ kg $\dot{C}TOK$	38.53	35.07	28.41	10.66–39.35	Kwon ve Lee, 2004a
kg $\dot{C}TOK$ /sa	0.05	0.06	0.08	0.013 – 0.043	Kwon ve Lee, 2004a

6. KINETİK ÇALIŞMALARI

Proses kinetiği arıtma sistemlerinin işletilmesi ve geliştirilmesinde merkezi bir rol oynamaktadır. Biyolojik proseslerde mikrobiyoloji ve biyokimyasal süreçler baz alındığında, kinetik analiz, kontrol ve tasarımı için mantıksal bir temel sağlamaktadır. İlave olarak, proses kinetiği, atık kullanım hızlarının konsantrasyona bağlı ifadesini ve bu hızlara operasyonel ve çevresel faktörlerin etkilerini tanımlamaktadır. Kinetik bilgisi proses optimizasyonunu, stabil bir işletmeyi ve iyi bir proses kontrolünü sağlamaktadır (Pavlostathis ve Girolardo-Gomez, 1991).

Bu çalışmada anaerobik çürüme, aerobik çürüme ve aerobik kompostlama prosesleri için kinetik çalışmalar yapılmıştır.

6.1. Anaerobik Çürüme Çalışması Kinetiği

Yemek atıklarının anaerobik arıtma kinetiği incelendiği bu bölümde, kararlı halde organik yük ve çıkış ÇTOK değerleri için en uygun kinetik modelin monod tipi olduğu belirlenmiştir. Substrat konsantrasyonunun zamana göre değişimi ve buna bağlı olarak substrat giderim hızları Monod Kinetiği ile ifade edilmiş ve stokiyometrik katsayılar belirlenmiştir (Denklem 6.1).

Monod modeli ve onun benzeri olan modeller, substrat içinde çözünebilen organik madde ile mikrobiyal büyümeyi ifade etmek için kullanılmaktadır. Biyolojik parçalanmayı ifade için kullanılan Monod Kinetiğinde, Michaelis-Menten enzim reaksiyon kinetigi temel alınmaktadır (Gaudy ve Gaudy, 1980, Genç, 1999, Sponza ve diğ., 2000). Bu modelde;

$$\frac{ds}{dt} = r = \frac{(r_{\max} \cdot xS)}{K_s + S} \quad (6.1)$$

Burada,

r: Substrat giderim hızı, g çTOK/ l x sa

$r_{\max}$: ($k_{\max} \times X$), Maksimum substrat giderim hızı, g çTOK/ l x sa

S: Substrat (çTOK) derişimi, g çTOK/ l

t: Zaman, sa

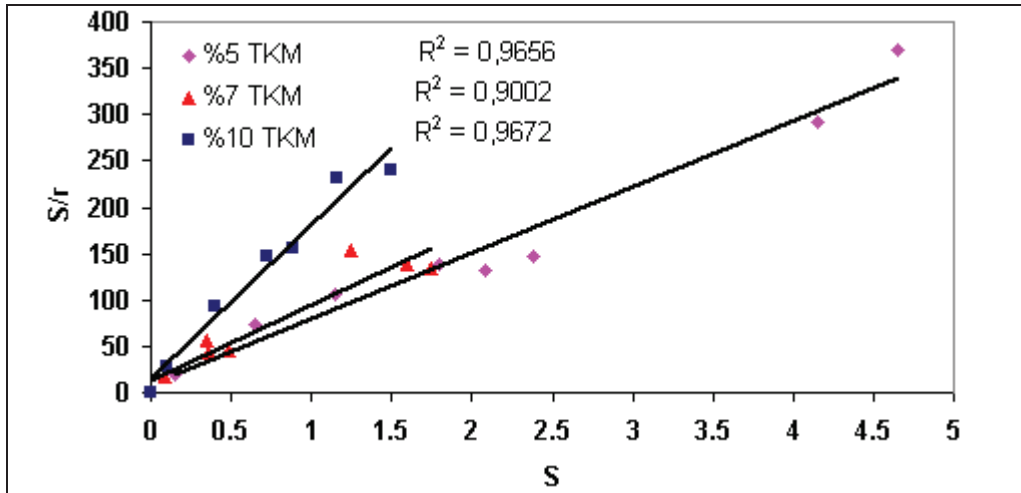
K_s : Yarı doygunluk substrat (çTOK) derişimi, g/l

$k_{\max}$: Maksimum substrat giderim hız sabiti, g çTOK/g TKM x sa

X: Anaerobik çamurdaki TKM derişimi, g/l

$$S/r = (S/r_{\max}) + (K_s/r_{\max}) \quad (6.2)$$

Buna göre anaerobik çürüme çalışmaları için farklı katı madde oranlarına göre hesaplamalar yapılmış ve sonuçlar Şekil 6.1’de gösterilmektedir.



Şekil 6.1: Anaerobik çürüme çalışmasında çTOK'un Monod Kinetiği

Şekil 6.1 incelendiğinde R^2 degerinin 1'e yakın olduğu görülmektedir. Bu nedenle deneylerden elde edilen verilerin monod kinetik modeline uygunluğu görülmektedir. Deneyisel çalışmalardan elde edilen kinetik katsayılar Tablo 6.1’de gösterilmektedir.

Tablo 6.1: Anaerobik çürümeye hesaplanan kinetik katsayılar

Katı Madde Oranı	$r_{\max}$ g, çTOK/ l*sa	X, g TKM/ l	$k_{\max}$, 1/sa	K_s , g çTOK/ l
%5	0.014	50	2.8×10^{-4}	8.2
%7	0.012	70	1.7×10^{-4}	13.7
%10	0.006	100	6.0×10^{-5}	14.8

%5 katı madde oranında maksimum substrat giderim hızı ($r_{\max}$) diğer katı madde oranlarına göre yüksek hesaplanmıştır. Bu da anaerobik mikroorganizmaların %7–10 katı madde oranlarına göre daha hızlı bir şekilde çTOK’u tükettiği anlamına gelmektedir.

6.2. Aerobik Çürüme Kinetiği

Aerobik çürüme prosesi kinetiği birinci dereceden kinetik denklemlerle ifade edilmektedir. Yemek atıklarının aerobik olarak çürütüldüğü bu çalışmada çTOK değeri sistemi daha iyi ifade ettiği için kinetik çalışmalarda bu parametre kullanılmıştır.

Biyolojik proseslerde reaksiyon hız eşitliği olarak çTOK degradasyonu aşağıdaki gibi verilmiştir (Kwon ve Lee, 2004a),

$$\gamma_{\text{çTOK}} = -\frac{d(W_0 W_{\text{çTOK}})}{dt} = k_{\text{çTOK}} W_t^{\alpha} \quad (6.3)$$

$\gamma_{\text{çTOK}}$: karışım materyalindeki çTOK degradasyon hızı, kg çTOK /sa

$W_{\text{çTOK}}$: karışım materyalindeki çTOK oranı, %

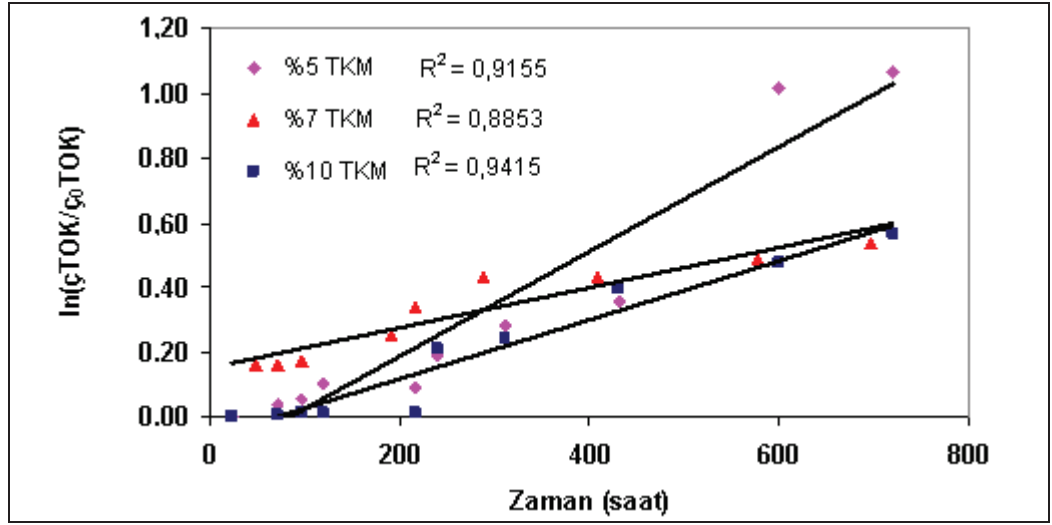
W_0 : karışımın kuru ağırlığı, kg

$-d(W_0 W_{\text{çTOK}})/dt$: çTOK kütlesindeki değişim hızı (negatif işareti dekompozisyon nedeniyle çTOK’nin zamana karşı düşme eğiliminde olduğunu gösterir.

α : reaksiyon derecesini belirleyen indis

k : reaksiyon hız sabiti

Aerobik çürüme çalışmasında farklı katı madde oranlarına göre hesaplamalar yapılmış ve sonuçlar Şekil 6.2’de gösterilmektedir.



Şekil 6.2: Aerobik çürüme çalışması için çTOK’un birinci dereceden kinetiği

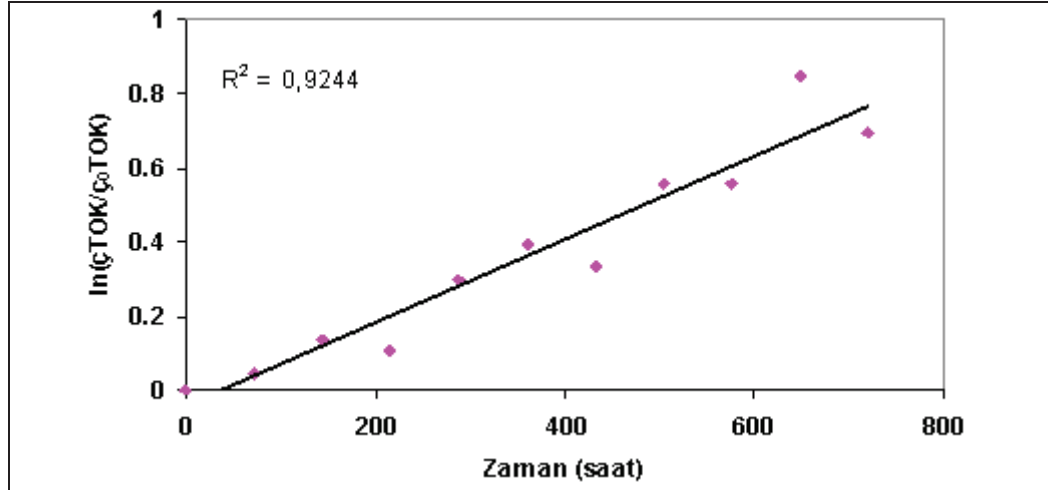
çTOK değeri için hesaplanan kinetik çalışma sonuçlarına göre R^2 değerleri 0.88–0.94 olarak bulunmuştur (Şekil 6.2). Tablo 6.2’de ise farklı katı madde oranlarına göre hız sabitleri gösterilmektedir. Bu veriler değerlendirildiğinde %7 TKM’de reaksiyon daha hızlı gerçekleşmektedir.

Tablo 6.2: Farklı katı madde oranlarına göre hız sabitleri

	%5 TKM	%7 TKM	%10 TKM
k (1/sa)	0.0016	0.0060	0.0009

6.3. Aerobik Kompostlama Kinetiği

% 55 TKM oranına sahip aerobik kompostlama çalışması reaksiyon kinetiği Denklem 6.3 göre hesaplanmış ve sonuçlar Şekil 6.3’de gösterilmiştir.



Şekil 6.3: Aerobik kompostlama çalışması için çTOK'un birinci dereceden kinetiği

Kesikli kompostlama çalışmasının değerlendirilmesinde yemek atığının suda çözünür toplam organik karbon miktarı (çTOK) kullanılmıştır. çTOK miktarı organik atığın kolay biyoparçalanır bileşenlerini daha iyi temsil etmektedir. Şekil 6.3'e göre reaksiyon hız sabiti 0.0011 1/sa, korelasyon katsayısı 0.9244 bulunmuştur.

Aerobik kompostlama çalışmasında sıcaklığın etkisi Arrhenius denklemi kullanılarak açıklanmaktadır. Bir tepkimenin aktivasyon enerjisinin yüksek olması, o tepkimenin daha zor başlayacağı anlamına gelmektedir. Arrhenius denklemi aşağıdaki gibi hesaplanmaktadır (Haug, 1993).

$$\frac{d(\ln k)}{dt} = \frac{Ea}{RT^2} \quad (6.4)$$

veya

$$\ln k = C - \frac{Ea}{R} \left(\frac{1}{T} \right), \quad (6.5)$$

veya

$$k = e^{C - \frac{Ea}{R} \left(\frac{1}{T} \right)} = Ae^{-\frac{Ea}{R} \left(\frac{1}{T} \right)}, \quad (6.6)$$

Burada,

E_a = Aktivasyon enerjisi, kJ /mol,

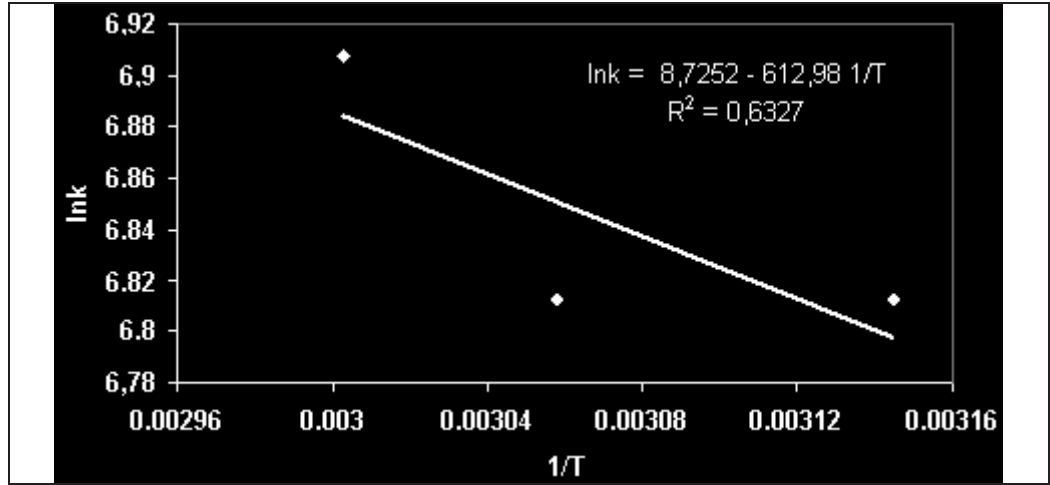
R = İdeal gaz sabiti, 8.314 J / Kmol,

T = Mutlak sıcaklık,

k ve C = sabit,

A = Sıklık faktörüdür. Reaksiyon hızına bağlı, Van't Hoff-Arrhenius katsayısıdır.

Aerobik kompostlama çalışmasına Arrhenius denklemi uygulanmış ve Şekil 6.4'de gösterilmiştir.



Şekil 6.4: Aerobik kompostlama çalışmasında Arrhenius eşitliği

Şekil 6.4'de elde edilen sonuçlardan iyi bir lineer ilişki olduğu görülmektedir. Aktivasyon enerjisi 5096 kJ /mol olarak hesaplanmıştır.

7. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Anaerobik, aerobik çürüme ve kompostlama organik atıkların arıtımında kullanılan önemli proseslerdir. Çalışmada basit tasarım, proses kontrolü ve daha düşük yatırım ücreti nedeniyle kesikli ve tek basamaklı sistem kullanılmıştır. Anaerobik ve aerobik çürüme çalışması %5–7–10 katı madde oranında, aerobik kompostlanması ise %55 katı madde oranında gerçekleştirilmiş ve sonuçlar aşağıda gösterilmiştir.

İlk aşamada yemek atıkları anaerobik çürüme prosesi ile metan gazına dönüştürülerek kullanışlı bir enerji kaynağı elde edilmiştir. Oluşan biyogazın metan içeriği katı madde oranlarına göre %54–65–65 olarak bulunmuştur.

- Anaerobik çürümede deney süresi sonunda %5–7–10 TKM oranlarına göre sırasıyla biyogaz üretimi 863–771–923 l/kg UKMekl, metan üretimi ise 466–501–498 l/kg UKMekl elde edilmiştir. %5 TKM’de organik madde içeriğinin %7 TKM’ye göre yüksek olması, daha fazla biyogaz üretimine neden olmuştur. Bu çalışmada en yüksek biyogaz üretimi (923 l/kg UKMekl) %10 başlangıç katı madde oranında elde edilmiştir. En yüksek metan üretimine bakıldığında ise %7 katı madde oranında üretildiği görülmüştür.

- Anaerobik çürüme sonunda katı madde oranlarına göre (%5–7–10) sırasıyla TKM’de %20–20–7, UKM’de %51–46–28, toplam KOİ’de %46–45–40, toplam TOK’da %64–25–65, çözünmüş TOK’da %71–34–13 oranlarında azalma görülmüştür.

- Anaerobik çürümede UYA konsantrasyonun, prosesinin stabilite düzeyi ve metabolik durumu açısından önemli bir gösterge olduğu görülmüştür. UYA konsantrasyonunun yükselmesi, asetat kullanan metanojenlerin inhibe olduğunu göstermektedir. Anaerobik çürüme çalışmasında en fazla UYA birikimi %10 katı

madde oranında 7000 mg/l asetik asit olarak görülmüştür. Anaerobik çürüme çalışmasında 5. günden sonra metanojenik aktivite sebebiyle uçucu yağ asiti konsantrasyonu azalmaya başlamıştır. UYA 4000 mg/l'nin altında optimum değerdedir (Llaneza Coalla ve diğ., 2009). Bu çalışmada da tüm katı maddelerde 25. günden sonra UYA bu şartı sağlamıştır.

- Anaerobik sistemlerde optimum metan oluşumu için gerekli toplam alkalinite değeri 2000–3500 mg/l CaCO_3 'dır (Öztürk, 1999). Bu çalışmada alkalinite değeri 30 gün sonunda katı madde oranlarına göre sırasıyla 10000–11000–23000 mg/l CaCO_3 'dır. Buna göre, atıkların anaerobik ayrışması için gerekli olan toplam alkalinitenin tüm karışımlarda mevcut olduğu görülmüştür.

- Amonyakın metanojenik şartlarda giderimi mümkün olmadığından, atıkların anaerobik ayrışması sırasında amonyak konsantrasyonları zamanla çok önemli bir şekilde azalmamıştır. Deney süresi sonunda NH_4^+ -N konsantrasyonları 1600–1580–1700 mg/l olmuştur. Katı madde oranlarına göre çalışma süresi sonunda organik azot miktarı ise %10–49–39 oranlarında azalma görülmüştür.

- Çürüme sonucunda oluşan ürünün toprakta kullanımı açısından EC değeri önemlidir. Çürüme sırasında katı madde kaybı ve organik materyalin ayrışması ile fosfat gibi mineral tuzların ve amonyum iyonlarının ortaya çıkmasıyla tüm karışımlarda EC değerinde belirgin bir yükselme gözlenmiştir.

- Anaerobik çürüme çalışmasında organik maddenin üç temel ögesi olan karbonhidrat, yağ ve protein deney süresi sonunda başlangıç oranlarına göre azalmıştır.

- Anaerobik çürüme işlemi sonunda kalori değeri, yemek atıklarının organik madde içeriğindeki azalma nedeniyle deney süresi sonunda azalmıştır. Farklı katı madde oranlarına göre kalori değerlerinde başlangıç miktarlarına göre %42–40–51 oranlarında azalma görülmüştür.

Aerobik çürüme çalışmaları pilot ölçekli reaktörde gerçekleştirilmiştir. Reaktöre hava, bir kompresör vasıtasıyla debisi ayarlanarak ve rotometreden geçirilerek 1 l hava /dak/ kg TKM olacak şekilde verilmiştir.

- Aerobik çürüme işlemi süresi boyunca reaktör sıcaklıkları 26 – 33 °C arasında, ortam sıcaklıkları ise 19 – 30 °C arasında değiştiği gözlenmiştir.

- Deneyin başlangıcından sonra kolay biyoparçalanabilir organik bileşiklerin hızla parçalanmasıyla oluşan CO₂ ve yüksek uçucu organik asitler nedeniyle pH düşmüştür. Daha sonra pH, organik azotlu bileşiklerin biyodegradasyonu ile oluşan NH₃ gazıyla beraber hızla artmıştır.

- Aerobik çürüme çalışmasında deney süresi sonunda katı madde oranlarına göre (%5–7–10) sırasıyla TKM’de %25–25–10, UKM’de % 36–55–41, toplam KOİ’de %57–39–32, çözülmüş KOİ’de %53–56–49, toplam TOK’da % 57–50–41, çözülmüş TOK’da % 65–42–43 oranlarında azalma görülmüştür.

- Çürüme çalışmalarının ilk günlerinde basit şekerlerin hızla parçalanmasıyla NH₄⁺-N miktarlarında yükselme görülmüştür. Amonyak, pH’nın yükselmesi ile gaz halinde ortamdaki uzaklaşmış ve atığın azot içeriğinde büyük bir azalmaya neden olmuştur. Organik azot miktarları %5 ve %7 TKM’de giriş miktarlarına göre arttığı görülmüştür. Bu artış, organik maddenin azalması ile oluşan kütle kaybı nedeniyle gerçekleşmiştir.

- Mikroorganizmaların yemek atıklarındaki biyoparçalanabilir bölümleri azaltması nedeniyle reaktörlerdeki karışımların protein, karbonhidrat, yağ ve kalorifik değerleri zamanla azalmıştır.

- O₂ tüketimi ve CO₂ oluşumu aerobik çürümede organik atıkların degradasyon hızını göstermektedir. Çıkış gazındaki O₂ ve CO₂ değerleri % 5 TKM’de sırasıyla 17.6–20.7, 0.23–3.4 aralığında, % 7 TKM’de sırasıyla 18.9–20.95, 0.05–2.1 aralığında, % 10 TKM’de ise sırasıyla 17.0–20.95, 0.05–4.0 aralığında görülmüştür.

Aerobik çürüme işleminde çıkış gazındaki O₂ miktarı %5 'in altına düşmemiştir. Böylece ortam şartları sürekli aerobik olarak devam etmiştir.

- Farklı katı madde oranlarına göre reaksiyon süresi sonunda 1005–970–901 g CO₂ oluşumu gözlenmiştir.
- Çözünmüş TOK parametresi aerobik çürüme prosesinin etkinliğini ortaya koymuş ve CO₂ üretim hızları bu değere göre hesaplanmıştır. %5–7–10 katı madde oranlarına göre sırasıyla 38.53 – 35.07 – 28.41 g CO₂ /sa/ kg çTOK üretilmiştir.
- Çürüme prosesinin değerlendirilmesinde çTOK parametresinin uygunluğu araştırılmıştır. g CO₂ /sa/ kg UKM ve kg çTOK/sa gibi diğer kompostlama hız göstergeleri ile karşılaştırılmış ve R² değerleri 0.8346–0.9223 aralığında bulunmuştur. çTOK değerinin diğer parametrelerle uyumlu olduğu görülmüştür.

Aerobik kompostlamada sıcaklık, prosesin bir fonksiyonu olup, kompostlaştırmada önemli rol oynamaktadır. Bu çalışmada biyolojik aktivite sonucu reaktör sıcaklığında hızlı bir artış görülmüş ve 7. gün 60°C sıcaklık seviyesine ulaşılmıştır. Sıcaklık 14. günden sonra giderek azalmaya başlamış ve ortam sıcaklığı seviyelerine düşmüştür.

- Aerobik kompost çalışmasında pH 7–8 arasında değişmiştir. pH'daki bu değişimden reaktörde anaerobik ortam koşullarının oluşmadığı görülmüştür.
- Aerobik kompostlama çalışma süresi sonunda %55 katı madde oranına göre TKM ve UKM'de yaklaşık %30, toplam KOİ'de %18, çözünmüş KOİ'de %41, toplam TOK'da %30, çözünmüş TOK'da %68 oranlarında azalma görülmüştür.
- Çalışma süreleri sonunda hesaplanan stabilite göstergeleri literatürde önerilen değerlerle karşılaştırılmıştır. Anaerobik çürüme çalışması için çTOK, Toplam TOK ve UYA/Alkalinite parametrelerinin tüm karışımlarda istenen aralıkta olduğu, C/N oranına bakıldığında ise sadece %5'lik karışımın önerilen değerde elde edildiği görülmektedir. % 10 katı maddeli aerobik çürüme çalışması ve kompostlama

çalışması için Cç/Nç parametresi sınır değerler arasında bulunamamıştır. Fakat diğer katı madde oranlarında bu değer sağlanmıştır. Olgunluk göstergeleri incelendiğinde çürüme ve kompostlama çalışmalarının yeterli olgunluğa sahip olduğu görülmüştür.

- Anaerobik arıtım kinetiği incelenmiş ve yemek atıklarının giderim kinetiğinin Monod modeline uyduğu belirlenmiştir. Monod kinetiğine göre kinetik ve stokiyometrik katsayılar hesaplanmıştır. Toplam organik karbon miktarına göre hesaplanan maksimum substrat giderim hızı katı madde oranlarına göre sırası ile 0.014, 0.012, 0.006 g çTOK/ l x sa olarak bulunmuştur.

- Aerobik çürüme ve kompostlama çalışması için kinetik çalışmalar yapılmış ve sonuçların birinci dereceden kinetiğe uyduğu görülmüştür. Aerobik çürüme çalışmasında R^2 değerleri katı madde oranlarına göre sırasıyla 0.92–0.89–0.94, hız sabitleri 0.0016–0.1531–0.0009 1/sa olarak bulunmuştur. Aerobik kompostlama için ise R^2 değeri 0.92, hız sabiti 0.0011 1/sa olarak bulunmuştur. Bu sonuçlardan aerobik çürüme çalışmasında %7 katı madde oranında çürüme işleminin daha hızlı gerçekleştiği görülmüştür.

- Aerobik kompostlama çalışmasında sıcaklığın etkisi Arrhenius denklemi ile açıklanmıştır. Elde edilen sonuçların kompostlama prosesinin birinci dereceden reaksiyon hız modelini doğruladığı görülmüştür.

- Yemek atıklarının arıtılması amacıyla yapılan bu çalışmada anaerobik çürüme ve aerobik çürüme prosesleri karşılaştırılmıştır. Anaerobik çürüme prosesinde toplam TOK değerleri %5 ve % 7 katı madde oranları için %65 oranlarında giderilmiştir. Aerobik çürüme prosesinde TOK değerleri ise %41–57 oranlarında arıtılmıştır. Bu iki proses karşılaştırıldığında anaerobik çürüme prosesinin giderim verimlerinin daha iyi olduğu görülmüştür. Ayrıca anaerobik çürüme ile metan üretimi gerçekleştirilmiştir.

- Hem anaerobik hemde aerobik çürüme çalışmaları kendi aralarında değerlendirildiğinde %5 katı madde oranında TOK ve KOİ giderim verimlerinin

yüksek olduğu görülmüştür. Bunun nedeni %5'lik karışımın mikroorganizmalar için daha iyi çevresel şartlar oluşturmalarını göstermektedir.

- Bu çalışma ile yemek atıkları belli bir kotaya uygun olarak, düzenli depolama alanları dışında arıtılması sağlanmış, yemek atıkları içerisindeki organik madde içeriği geri kazanılmış ve etkili bir atık yönetimi gerçekleştirilmiştir.

Ülkemizde etkili bir katı atık yönetimi uygulamak için, katı atıkların kaynağında ayrılmasının teşvik edilmesi, organik atıkların depolama alanlarına gömülmesinin yasaklanması ve iklim değişikliğini önleme politikalarını içeren yasal düzenlemelerin yapılması gereklidir. Ayrıca anaerobik ve aerobik çürüme ürünlerinin toprak şartlandırıcısı olarak kullanımı teşvik edilmelidir.

Organik atıklardan biyogaz eldesine yönelik enerji tesislerinin hızlı ve kolay kurulabilmesi ve ayrıca Ülkemizde enerji çeşitliliği sağlanması açısından gerekli çalışmaların yapılması önemlidir. Yapılan çalışma ile bu boşluğun doldurulması amaçlanmış ve çalışmada organik atıklar hem arıtılmış, hemde enerji ve ürün elde edilecek bir hammadde olarak değerlendirilmiştir.

Gelecekte yapılacak çalışmalarda anaerobik çürüme, aerobik çürüme ve kompostlama prosesleri için maliyet analizlerinin yapılması çalışmaların ekonomik durumunu göstermesi açısından önemlidir. Ayrıca anaerobik çürüme çıkışına aerobik çürüme prosesinin uygulanması ve arıtma verimlerinin incelenmesi araştırılması gereken bir konudur.

KAYNAKLAR

Adhikari B.K., Barrington S., Martinez J., King S., “Characterization of food waste and bulking agents for composting”, *Waste management*, 28, 5, 795–804, (2008).

Alibaş, K., Ulusoy, Y., Tekin, Y., *Biyogaz üretim* [online], <http://www20.uludag.edu.tr/~yahyau/biyogaz.htm> (**Ziyaret tarihi 11 Mart 2009**).

Al-Ghusain, İ., Hamoda, M.F., El-Ghany, M.A., “Nitrogen transformations during aerobic/anoxic sludge digestion”, *Bioresource Technology*, 85, 147–154, (2002).

APHA, “Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater”, 21st end, *American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation*, Washington, DC, (2005).

Arslan, E.I., “Sebze ve meyve atıklarının kompostlanmasında etkili faktörlerin araştırılması”, Doktora Tezi, *Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü*, Elazığ, 7, (2005).

Ayberk, S., “Katı Atıklar ve Kontrolü”, Çevre Mühendisliği Öğrencileri İçin Ders Notları, *Kocaeli Üniversitesi*, 1, (1998).

Aydın, G.G., Kocasoy, G., “Investigation of appropriate initial composting and aeration method for co-composting of yard waste and market wastes”, *ISWA' 2002 Dünya Çevre Kongre ve Fuarı*, 1277-1284, İstanbul. (2002).

Bach, P.D., Shoda, M., Kubota, H., “Rate of composting of dewatered sewage sludges in continuously mixed isothermal reactor”, *Journal of Fermentation Technology*, 62, 285–92, 1984.

Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J., “Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes”, *Bioresource Technology*, 63, 91-99, (1998).

Benefield L.D., Randall C.W., “Biological process design for wastewater treatment”, *Prentice-Hall, Inc*, NJ, (1980).

Bernard, S., Gray, N.F., “Aerobic digestion of pharmaceutical and domestic wastewater sludges at ambient temperature”, *Water Research*, 34, 3, 725-734, (2000).

Bhattacharyya, P., Chakrabarti, K., Chakraborty, A., Bhattacharyya, B., “Microbial biomass and activities of soils amended with municipal solid waste compost”, *Journal of Indian Society of Soil Science*, 49, 1, 98–104, (2001).

Biyogaz Bileşimi [online], (<http://www.biyogaz.com/bgn.htm>) (**Ziyaret tarihi: 22 Nisan 2010**).

Bouallagui, H., Ben Cheikh, R., Marouani, L., Hamdi, M., “Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in tubular digester”, *Bioresource Technology*, 86, 85-89, (2003).

Bouallagui, H., Touhami, Y., Ben Cheikh, R., Hamdi, M., “Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes”, *Process Biochemistry*, 40, 989-995, (2005).

Bouallagui, H., Lahdheb, H., Ben Romdan, E., Rachdi, B., Hamdi, M., “Improvement of fruit and vegetable waste anaerobic digestion performance and stability with co-substrates addition”, *Journal of Environmental Management*, 90, 1844–1849, (2009).

Borowski, S., Szopa, J.S., “Experiences with the dual digestion of municipal sewage sludge”, *Bioresource Technology*, 98, 1199–1207, (2007).

Brunt, L.P., Dean R.B., Patrick P.K., “Katı Atık Yönetimi”, *Dünya Sağlık Örgütü Avrupa Bölgesel Bürosu Kopenhag, TMMOB Çevre Mühendisleri Odası*, (kompostlama bölümü) (1995).

Callaghan, F.J., Wase, D.A.J., Thayanithy, K., Forster, C.F., “Co-digestion of waste organic solids: batch studies”, *Bioresource Technology*, 67, 117-122, (1999).

Central Public Health and Environment Engineering Organization (CPHEEO), “Manual on Municipal Solid Waste Management”, *Government of India*, New Delhi, India, (2000).

Chang, J.I., Tsai, J.J., Wu, K.H., “Thermophilic composting of food waste”, *Bioresource Technology*, 97, 116–122, (2006).

Chanyasak, V., Kubota, H., “Carbon/organic nitrogen ratio in water extract as measure of compost degradation”, *J. Ferment. Technology*, 59, 215-219. (1981).

Chynoweth, P.D., “Anaerobic Digestion of Biomass”, *Elsevier Applied Science Publishers Ltd*, England, 1-14, (1987).

Coello-Oviedoa, M.D., Barragán-Sánchez, J., Quiroga-Alonso, J.M., “Enzymatic estimation of biosolids stability in aerobic digestion systems”, *Enzyme and Microbial Technology*, 36, 191–197, (2005).

Çekmecelioğlu, D. “Kapalı Sistem Kompostlama metodunun optimal kontrol için sonlu elemanlar analiz (fem) yöntemiyle model ve simulasyonu”, Orta Doğu Teknik Üniversitesi, Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinatörlüğü, (2006).

de Guardia, A., Petiot, C., Rogeau, D., “Influence of aeration rate and biodegradability fractionation on composting kinetics”, *Waste Management*, 28, 73–84, (2008).

Dereli, R.K., “Evsel organik katı atıklar ve arıtma tesisi çamurlarının birlikte anaerobik arıtımının modellenmesi, Yüksek Lisans Tezi, *İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü*, İstanbul, 32-50, (2005).

D.H.V., “Composting in the European Union”, *European Commussion, Final report, DGXI*, (1997).

D.İ.E. 2003, Belediye katı atık göstergeleri [online], <http://www.tuik.gov.tr>, (**Ziyaret tarihi: 22 Nisan 2010**).

Durlak, S.K., Biswas, P., Shi, J., “Equilibrium analysis of the effect of temperature, moisture and sodium content on heavy metal emissions from municipal solid waste incinerators”, *J. Hazard. Mater.*, 56, 1–20, (1997).

Durmuşoğlu E., “Katı Atıklar” Doktora Ders Notları”, *Kocaeli Üniversitesi Çevre Mühendisliği ABD*, (2005).

EC, Avrupa Birliği Katı Atık Düzenli Depolama Yönergesi (99/31/EC), *Official Journal of the European Communities*, (1999).

EC (European Commission), “Biological treatment of biowaste”, **Working document, 2nd draft**, (2001).

Eldem, N.Ö., Öztürk, İ., “Anaerobik arıtmada pH ve amonyak inhibisyonu”, *itüdergisi/d mühendislik*, 5, 1, 1, 3-14, (2006).

F.C.Q.A.O (Federal Compost Quality Assurance Organization), “Methods Book for the Analysis of Compost”. Ed. W. Bidlingmaier, *Univ. of Essen*, (1994).

Finstein, M.S., Miller, F.C., “Principles of composting leading to maximization of decomposition rate, odor control, and cost effectiveness”, In *Composting of agricultural and other wastes*, ed. J. K. R. Gasser., *Elsevier Applied Science Publ.*, Barking, Essex, pp. 13-26. (1985).

Forster-Carneiro, T., Pe´rez M., Romero, L.I., “Thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic fraction of municipal solid waste”, *Bioresource Technology*, 99, 6763–6770, (2008a).

Forster-Carneiro, T., Perez, M., Romero, L.I., “Influence of total solid and inoculums contents on performance of anaerobic reactors treating food waste”, *Bioresource Technol.*, 99, 6994-7002, (2008b).

Frick K., Bidlingmaier W., Muller W., “Low Cost pre-treatment of Waste Landfill Emissions-Does Mechanically Biologically Treated Waste Facilitate the Operation of Low Environmental Impact Landfills”, In: Bidlingmaier W, de Bertoldi M, Diaz L, Papaddimitriou FK, editors, 857–867, (ISBN 2-930894-20-3), (1999).

Fujita KJ., “Composting Technology”, *Gihodo Shuppan Co. Ltd.*, (1993) .

Garrido, J.M., Omil, F., Arrojo, B., Mendez, R., Lema, J.M., “Carbon and nitrogen removal from a wastewater of an industrial dairy laboratory with a coupled anaerobic filter-sequencing batch reactor system, *Water Sci. Technol.*, 43, 249-256, (2001).

Gaudy, A.F., Gaudy, E.T., “Microbiology for Environmental Scientists and Engineers, *McGraw-Hill Companies*, (1980).

Genç, N., “Arıtma çamurlarının aerobik kompostlama ve çürütme prosesleri” Doktora Tezi, *Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü*, Samsun, 57-61, (1999).

Genç, N., “Solunum parametrelerinin organik atık arıtımında kullanım amaçları”, *İstanbul Ticaret Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*, 11, 1-16, (2007/1).

Güç, M., Yılmaz, V., “Organik Atıklardan Kaynaklı Sera Gazları Salınımlarının Azaltılmasında Anerobik Bozundurma'nın Önemi”, *VII. Ulusal Temiz Enerji Sempozyumu, UTES'2008*, İstanbul, 17-19 Aralık (2008).

Haug RT., “The Practical Handbook of Compost Engineering”, *Lewis Publishers*, (1993).

Hogland, W., Bramryd, T., Marques, M., Nimmermark, S., “Physical, chemical and biological processes for optimizing decentralized composting”, *Compost Sci. Util.*, 11, 4, 330–336, (2003).

Hue, N.V., Liu, J., “Predicting compost stability”, *Compost Sci. Utilization*, 3, 8–15, (1995).

Iyengar, S.R., Bhave, P.P., “In-vessel composting of household wastes”, *Waste Management*, 26, 1070–1080, (2006).

İleri, R., “Çevre Biyoteknolojisi”, *Değişim Yayınları*, 388-389, (2000).

Jimenez, E.I., Garcia, V.P., “Evaluation of city refuse compost maturity”, *Biol. Wastes*, 27, 115–142, (1989).

Kim, J.D., Park, J.S., In, B.H., Kim, D., Namkoong, W., “Evaluation of pilot-scale in-vessel composting for food waste treatment”, *Journal of Hazardous Materials*, 154, 272–277, (2008).

Komilis, D.P., “A kinetic analysis of solid waste composting at optimal conditions”, *Waste Management*, 26, 82–91, (2006).

Körner, I., Braukmeimer, J., Herrenklage, J., Leikam, K., Ritzkowski, M., Schlegelmilch, M., Stegmann, R., “Investigation and optimization of composting process – test systems and practical examples”, *Waste Management*, 23, 17–26, (2003).

Kulcu, R., Yaldiz, O., “Effects of air flow directions on composting process temperature profile”, *Waste Management*, 28, 10, 1766-1772, (2008).

Kwon, S.H., Lee, D.H., “Evaluation of Korean food waste composting with fed-batch operations I: using water extractable total organic carbon contents (TOCw)”, *Process Biochemistry*, 39, 1183–1194 (2004a).

Kwon, S.H., Lee, D.H., “Evaluation of Korean food waste composting with fed-batch operations II: using properties of exhaust gas condensate”, *Process Biochemistry*, 39, 1047–1055, (2004b).

Lasaridi, K.E., Stentiford, E.I., “A simple respirometric technique for assessing compost stability”, *Water Research*, 32, 12, 3717-3723, (1998).

Lee, S.H., Choi, K.I., Osako M., Dong J.I., “Evaluation of environmental burdens caused by changes of food waste management systems in Seoul”, *Korea Science of the Total Environment*, 387, 42–53, (2007).

Lilie, S.H., J.R. Pringle, “Reserve carbonhydrate metabolism in *Saccharomyces cerevisiae* response to nutrient limitation”, *Journal of Bacteriology*, 143, 1384-1394, (1980).

Lissens, G., Vandevivere, P., De Baere, L., Biey, E.M., Verstrate, W., “Solid waste digesters: process performance and practice for municipal solid waste digestion”, *Water Sci. Technol.*, 44, 91-102, (2001).

Llaneza Coalla, H., Blanco Fernández, J.M., Morís Morán, M.A., López Bobo, M.R., “Biogaz generation apple pulp”, *Bioresource Technology*, 100, 3843-3847, (2009).

Lu, L.A., Kumar, M., Tsai, J.C., Lin, J.G., “High-rate composting of barley dregs with sewage sludge in a pilot scale bioreactor”, *Bioresource Technology*, 99, 7, 2210-2217, (2008).

Mathur, S.P., Owen, G., Dinel, H., Schnitzer, M., “Determination of compost biomaturity I Literature review”, *Biol. Agric. Hortic.*, 10, 65–85, (1993).

Metcalf and Eddy, Inc, Tchobanoglous, G., Burton, F.L., “Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse”, **McGraw Hill Companies**, (1991).

Moe, C.L., Reingans, R.D., “Global challenges in water, sanitation, and health”, **Journal Water Health**, 4, 41-57, (2006).

Nakasaki, K, Sasaki, M., Shoda, M., Kubota, H., “Change in microbial numbers during thermophilic composting of sewage sludge with reference to CO₂ evolution rate”, **Applied Environmental Microbiology**, 49, 37–41, (1985).

Novak, J.T., Sadler, M.E., Murthy, S.N., “Mechanisms of floc destruction during anaerobic and aerobic digestion and the effect on conditioning and dewatering of biosolids”, **Water Research**, 37, 3136–3144, (2003).

Orzi, V., Cadena, E., D’Imporzano, G., Artola, A., Davoli, E., Crivelli, M., Adani, F., “Potential odour emission measurement in organic fraction of municipal solid waste during anaerobic digestion: Relationship with process and biological stability parameters”, **Bioresource Technology**, In Pres, Coreected Proof, (2010).

Ouatmane, A., Provenzano, M.R., Hafidi, M., Senesi, N., “Compost maturity assessment using calorimetry, spectroscopy and chemical analysis”, **Compost Sci. Util.**, 8, 2, 124–134, (2000).

Öztürk, İ., “Anaerobik Biyoteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları”, **Su Vakfı Yayınları**, İstanbul, 2-5, (1999).

Öztürk M., Bildik, B., 2005, *Hayvan Çiftliklerinde Kompost Üretimi* [online], Çevre ve Orman Bakanlığı, <http://www2.cevreorman.gov.tr/KompostUretim.html> (**Ziyaret tarihi 20 Nisan 2009**).

Park, J.I., Yun, Y.S., Park, J.M., “Oxygen-limited decomposition of food wastes in a slurry bioreactor”, **J. Ind. Microbiol Biotechnol**, 27, 67–71, (2001).

Park, J.I., Yun, Y.S., Park, J.M., “Long-term operation of slurry bioreactor for decomposition of food wastes”, **Bioresource Technology**, 84, 101–104, (2002).

Pavlostathis, S.G., Girollo-Gomez, E., “Kinetics of Anaerobic Treatment. Anaerobic treatment technology for municipal and industrial wastewater”, **Wat. Sci. Technol.**, 24, 35-65, (1991).

Pohland, F.G., Cross, W.H., Gould, J.P., Reinhart, D.R., “The behavior organic priority pollutants codisposed with municipal refuse”, **US Agency, EPA Coop. Agreement CR-812158**, (1992).

Polprasert, C., “Organic Waste Recycling – Technology and Management”, **Wiley, Chichester, West Sussex**, (1996).

Quadir, M., Schubert, S., “Degradation processes and nutrient constraints in sodic soils”, *Land Degradation and Development*, 13, 275–294, (2002).

Sánchez-Monedero, M.A., Urpilainen, S.T., Cabañas-Vargas, D.D., Kamilaki A., Stentiford, E.I., “Assesing the Stability and Maturity of Compost at Large-Scale Plants”, *XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitariay Ambiental Cancún*, Mexico, 27-31 october, (2002).

Scotland, R., “Composting technologies and systems: possibilities for the advancement of scottish waste treatment”, *A synopsis on behalf of The REMADE Programme, Project Reference : Org01-1*, Research Contractor: Caledonian Shanks Centre for Waste Management Glasgow Caledonian University, 2, (2000).

Selvam, A., Xu S.Y., Gu, X.Y., Wong, J.W.C., “Food waste decomposition in leachbed reactor: Role of neutralizing solutions on the leachate quality”, *Bioresource Technology*, 101, 1707-1714, (2010).

Seo, J.Y., Heo, J.S., Kim, T.H., Joo, W.H., Crohn, D.M., “Effect of vermiculite addition on compost produced from Korean food wastes”, *Waste Management*, 24, 981–987, (2004).

Slater, R.A., Frederickson, J., “Composting municipal waste in the UK: some lessons from Europe”, *Resources, Conservation and Recycling*, 32, 359–374, (2001).

Solvita® (1999), *Guide to Solvita® testing for compost maturity index* [online], Woods End Research Laboratory, Inc. USA, http://www.solvita.com/compost_info.html (**Ziyaret tarihi: 12 Nisan 2010**).

Speece, R.E., “Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters”, *Archae Press*, Nashville, Tennessee, USA, (1996).

Sponza, D., Işık, M., Atalay, H., “İndigo boyar maddelerinin anaerobik arıtılabilirliklerinin incelenmesi”, *DEÜ Mühendislik Fakültesi Fen ve Mühendislik Dergisi*, 2, 3, 23–34, (2000).

Stewart, P.R., “Analytical Methods for Yeast in Methods in Cellular Biology”, Edited by D.W Prescott, *Academic Pres*, 112-145, (1975).

Tambone, F., Genevini, P., D’Imporzano, G., Adani, F., “Assessing amendment properties of digestate by studying the organic matter composition and the degree of biological stability during the anaerobic digestion of the organic fraction of MSW”, *Bioresource Technology*, 100, 3140–3142, (2009).

Tarım ve Köyişleri Bakanlığı, 2010, [online], http://www.tarim.gov.tr/%5Cfiles%5Csanal_kutuphane%5Cbiyogaz%5Cbiyogaz.htm, (**Ziyaret tarihi: 5 Ocak 2010**).

Tilche, A., Bortone, G., Garuti, G., Malaspina, F., “Post-treatment of anaerobic effluents”, *Antonie Van Leeuwenhoek*, 69, 47-59, (1996).

Tosun, İ., “Gül işleme posasının evsel katı atıklarla birlikte kompostlaşabilirliği”, Doktora Tezi, **Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü**, İstanbul, (2003).
Türker, M., “Anaerobik Biyoteknoloji ve Biyoenerji Üretimi”, 1. baskı, **Çevkor**, 10-70, (2008).

TS ISO 1928, TÜRK STANDARDI - INTERNATIONAL STANDARD “Katı Mineral Yakıtlar-Bombalı kalorimetrik metot ile üst ısı değerlerinin tayini ve alt ısı değerlerinin hesaplanması”, Kasım, 2006.

VanderGheynst, J.S., Gossett J.M., Walker, L.P., “High-solids aerobic decomposition: pilot-scale reactor development and experimentation”, **Process Biochemistry**, 32, 5, 361–375, (1997).

Verma, L.N., Rawat, A.K., Rathore, G.S., “Composting process as influenced by the method of aeration”, **Journal of Indian Society of Soil Science**, 47, 2, 368–371, (1999).

Vining, M.A., “Bench-scale compost reactors system and the self-heating capabilities”, Master Thesis, **Louisiana State University and Agricultural and Mechanical College**, (2002).

Wang, K.S., Chiang, K.Y., Lin, S.M., Tsal, C.C., Sun, C.J., “Effects of chlorides on emissions of toxic compounds in waste incineration: study on partitioning characteristics of heavy metal”, **Chemosphere**, 38, 1833–1849, (1999).

Wong, J.W.C., Mak, K.F., Chan, N.W., Lam, A., Fang, M., Zhou, L.X., Wu, Q.T., Liao, X.D., “Co-composting of soybean residues and leaves in Hong Kong”, **Bioresource Technology**, 76, 99–106, (2001).

Yun, Y.S., Park, J.I., Park, J.M., “High-rate slurry-phase decomposition of food wastes: indirect performance estimation from dissolved oxygen”, **Process Biochemistry**, 40, 1301–1306, (2005).

Yun, Y.S., Park, J.I., Suh, M.S., Park, J.M., “Treatment of food wastes using slurry-phase decomposition”, **Bioresource Technology**, 73, 21-27, (2000).

Zuconni, F., de Bertoldi, M., “Compost: Production, Quality and Use”, **Elsevier Applied Science**, 30–50, (1987).

Zuconni, F., Monaco, A., Forte, M., de Bertoldi, M., “Phytotoxins during the Stabilization of Organic Matter in Composting of Agricultural and other Wastes, ed J.K.R. Gasser, **Elsevier Applied Science Publ.**, 73–85, (1985).

EKLER

EK-A. Analiz Yöntemleri

Bu çalışma kapsamında yürütülen analizler Standart Metodlar (APHA, 2005)'a ve TS ISO (2006)'ya uygun olarak yapılmış ve bu analiz yöntemleri aşağıda detaylı olarak verilmiştir.

1. pH

Çürüme deneylerinde pH denetimi reaktöre monte edilmiş pH probu ile sağlanmıştır. Kompostlama çalışmasında alınan numune pH'sı 1/10 oranında saf su ile karıştırılarak Mettler Toledo marka (HA265-S7/120) pH elektrodu ile ölçülmüştür.

2. Sıcaklık

Aerobik ve anaerobik çürütücüde sıcaklık PT 100 sıcaklık ölçer probu ile sürekli olarak ölçülmüş ve kaydedilmiştir. Kompostlama çalışmasında ise kompost kütlesine yerleştirilen kompost termometresi yardımıyla gerçekleştirilmiştir.

3. Toplam Katı Madde (TKM) Analizi

TKM analizleri, Standart Metotlar (APHA, 2005)'de verilen 2540 B nolu "Gravimetrik Metodu"na uygun olarak yapılmıştır. Daha önceden nemi alınan, ağırlığı bilinen krozeeye uygun miktarda numune konulmuştur. 105 °C'de 24 saat Herarus markalı etüvde kurutulduktan sonra tekrar tartılmış ve gerekli hesaplar yapılmıştır.

$$TKM = [(B-A) \times 1000] / \text{numune miktarı} = \text{mg/l}$$

B: Son tartım

A: İlk Tartım

4. Toplam uçucu katı madde (UKM) Analizi

UKM analizleri, Standart Metotlar (APHA, 2005)'de verilen 2540 E nolu "Gravimetrik Metodu"na uygun olarak yapılmıştır. TKM'si belirlenen numune hassas terazide tartılmıştır. 550 °C'de kül fırınında 4 saat yakıldıktan sonra tekrar tartılmış ve gerekli hesaplamalar yapılmıştır.

$$[(B-A)-(C-A)] / (B-A) \times 100 = \% \text{ Organik Madde}$$

- A: Kroze ağırlığı (g)
B: Numune+Kroze (g)
C: Yanma sonrası numune+kroze (g)

5. İletkenlik

İletkenlik ölçümü Standart Metotlar (APHA, 2005)'de verilen 2520 B nolu "Elektriksele İletkenlik Metodu'na" uygun olarak yapılmıştır. Anaerobik çürümeye direk numunedey, kompostlama çalışmasında ise numune 1/10 oranında saf su ile karıştırılarak iletkenlik değeri ölçülmüştür.

6. Amonyum Azotu ölçümü

Amonyum Azotu analizleri, Standart Metotlar (APHA, 2005)'de verilen 4500 NH₃ B nolu "Ön destilasyon Metodu"na uygun olarak yapılmıştır.

Distilasyon işlemi amonyağın girişim yapan birçok maddeden ayrılmasını sağlamaktadır. Distilasyonda, buhar faz yoğunlaştırılarak borik asit çözeltisi içinde toplanmaktadır. Bu çözelti daha sonra kuvvetli bir asit ile titre edilerek amonyak azotu tayini yapılmaktadır.

Kullanılan çözeltiler

- Sodyum tiyosülfat çözeltisi: 3.5 g Na₂S₂O₃.H₂O suda çözülür ve 1 l'ye tamamlanır. Bu çözelti haftalık olarak hazırlanır. 500 ml numunede 1 mg/l bakiye kloru gidermek için bu çözeltiden 1 ml ilave etmek yeterlidir.
- 6 N NaOH çözeltisi: 240 g NaOH suda çözülür ve 1 l'ye seyreltilir.
- Borik asit çözeltisi: 20 g H₃BO₃ çözeltisi bir miktar suda çözülür ve 1 l'ye tamamlanır.
- Borat tampon çözeltisi: 88 ml NaOH, 500 ml yaklaşık 0.025 M sodyum tetraborat (Na₂B₄O₇) çözeltisine (9.5 g Na₂B₄O₇·10 H₂O/l) ilave edilir ve 1 l'ye seyreltilir.
- Karışık indikaör çözeltisi: 2000 mg metil kırmızı indikatörü, 100 ml %95'lik etil veya isopropil alkolde çözülür. Her iki çözelti ile birleştirilir. Aylık olarak hazırlanır.

Deneyin yürütülüşü

50 ml kloru giderimi numunedey alınır ve distile su ile 500 ml'ye tamamlanır. 25 ml borat tamponu ilave edildikten sonra 6 N NaOH ve bir pH metre kullanılarak pH 9.5'e getirilir. pH'sı ayarlanmış numune, yaklaşık 15 dakika (bu süre numunenin amonyak içeriğine ve destilasyonda kullanılan miktara göre değişir) buhar destilasyonuna tabi tutulur. Soğutucu çıkış ucu absorbant çözeltinin içinde kalacak şekilde ve 6–10 ml/dak'lık bir hızla destilasyon yapılır. Destilat, borik asit çözeltisi içinde toplanır. Borik asit içerisine absorblanan amonyak azotu ise 0.02 N H₂SO₄ ile titre edilerek belirlenir. Numuneye uygulanan işlemler şahit olarak distile su kullanılarak tekrarlanır.

Deney Sonucunun Hesaplanması

1 ml 0.02 N H₂SO₄, 280 µg N' ye tekabül eder. Titrasyonda sarf edilen H₂SO₄ miktarından amonyak azotu derişimi aşağıdaki denklem yardımı ile bulunabilir.

$$mgNH_4^+ - N / l = \frac{(A - B)}{Numune(ml)}$$

A: Numunenin titrasyonunda kullanılan H₂SO₄ hacmi (ml)

B: Şahit için kullanılan H₂SO₄ hacmi (ml)

7. Toplam Kjeldahl Azotu (TKN) Analizi

Sularda bulunan başlıca azot türleri; amonyak azotu (NH₃-N), nitrat azotu (NO₃⁻-N), nitrit azotu (NO₂⁻-N) ve organik azottur. Düşük veya yüksek miktarda organik azot içeren numunelere makro-kjeldahl metodu uygulanarak organik azot miktarı bulunur. Kjeldahl azotu, organik azot ve amonyak azotunun toplamıdır.

Ölçüm Esasları

TKN analizleri, Standart Metotlar (APHA, 2005)' de verilen 4500 N_{org} B nolu "Makro Kjeldahl Metodu" na uygun olarak yapılmıştır.

H₂SO₄ ve CuSO₄ katalisti varlığında, bazı organik maddelerin amino azotu, amonyuma dönüşür. Baz ilavesinden sonra amonyak alkali ortamdan ayrılır ve distile edilerek, sülfürik asit veya borik asit içerisine absorbe olur. Amonyak ise; kolorimetrik olarak, amonyak seçici elektrodu kullanılarak veya titrimetrik yol ile belirlenebilir.

Kullanılan Çözeltiler

- Parçalama çözeltisi: 134 g K₂SO₄ ve 7.3 g CuSO₄, yaklaşık 800 ml su içinde çözülür. 134 ml konsantre H₂SO₄ ilave edilir. 1 l' ye distile su ile tamamlanır. Karıştırılır, kristallenmesini önlemek için 20 °C'nin altında tutulur.
- Sodyum tiyosülfat çözeltisi: 3.5 g Na₂S₂O₃.5H₂O suda çözülür ve 1 l' ye tamamlanır. Bu çözelti haftalık olarak hazırlanır. 500 ml numunede 1mg/l bakiye kloru gidermek için bu çözeltiden 1 ml ilave etmek yeterlidir.
- 6 N NaOH çözeltisi: 240 g NaOH suda çözülür ve 1 l' ye seyreltilir.
- Borik asit çözeltisi: 20 g H₃BO₃ çözeltisi bir miktar suda çözülür ve 1 l' ye tamamlanır.
- Borat tampon çözeltisi: 88 ml 0.1 N NaOH, 500 ml yaklaşık 0.025 M sodyum tetraborat (Na₂B₄O₇) çözeltisine (9.5 g Na₂B₄O₇.10 H₂O /l) ilave edilir ve 1 l' ye seyreltilir.
- Karışık indikatör çözeltisi: 2000 mg metil kırmızısı indikatörü, 100 ml %95' lik etil veya isopropil alkolde çözülür. 100 mg metilen mavisi 50 ml %95' lik etil veya isopropil alkolde çözülür. Her iki çözelti birleştirilir. Aylık olarak hazırlanır.

Deneyin Yürütülüşü

Kjeldahl balonuna alınan 50 ml numune üzerine 10 ml parçalama çözeltisi, 20 ml derişik H_2SO_4 ilave edilip, 375–385 °C’ de, beyaz SO_3 dumanları çıkıncaya kadar ısıtılır. Parçalama işlemi uygulanan numune berrak veya açık sarı olduktan sonra 30 dakika daha kaynatılır. Parçalama işlemi yaklaşık olarak 2–2.5 saattir. Parçalanan numune oda sıcaklığına kadar soğutulur ve kjeldahl balonu yıkatılarak numune 100 ml’ ye tamamlanır. 100 ml’ ye tamamlanmış numuneden 20–50 ml alınıp, borat tampon çözeltisi ilave edilir. 6 N NaOH ile pH yaklaşık 11’ in üzerine çıkartılır. pH 11’ in üzerine getirilen numune buhar destilasyonuna tabi tutulur. Destilat 50 ml indikatörlü borik asit çözeltisi içinde tutulur. Destilasyon işleminde, soğutucu ucunun borik asit seviyesinin altında kalacak biçimde ayarlanmasına ve distilasyon hızının 6–10 ml/dak arasında tutulmasına dikkat edilmelidir.

Yapılan çalışmada, parçalanmış ve 100 ml’ ye tamamlanmış numunenin 20 ml’ si için destilasyon süresi 15 dakika olarak uygun bulunmuştur. Borik asit içerisinde tutulan amonyak, standart 0.02 N H_2SO_4 titrasyon çözeltisi ile açık leylak rengine kadar titre edilerek tayin edilmiştir. 1 ml 0.02 N H_2SO_4 , 280 µg N’ ye tekabül eder.

Deney Sonucunun Hesaplanması

$$TKN \text{ (mg/l)} = \frac{(100 \times A)}{50} \times 50 \text{ (mg/l)}$$

- A : Destilatın 0.02 N H_2SO_4 ile titrasyonu sonucu bulunan NH_3 -N değeri (mg/l)
100 : Numunenin digestion işleminden sonra tamamlandığı son hacim (ml)
50 : Parçalanmış numunenin destilasyonda kullanılan kısmı (ml)
50 : Başlangıçta kullanılan numune hacmi (ml)

$$\text{Protein miktarı} = TKN \times 6.25$$

8. Alkalinite Tayini

Bir suyun alkalinitesi; o suyun kuvvetli bir asidi, belirtilen bir pH değerine kadar nötrale edebilme kapasitesidir. Ölçülen değer, saptamada kullanılan pH’ nın son noktası ile önemli ölçüde değişebilir.

Ölçüm Esasları

Alkalinite analizi, Standart Metotlar (APHA, 2005)’ de verilen 2320 B nolu “Titrasyon Metodu” na uygun olarak yapılmıştır.

Numunede bulunan asidin dissosiyasyonu (iyonlaşması) veya bir tuzun hidrolizi sonucunda oluşmuş hidroksil iyonları, standart bir asit ile titrasyon yolu ile nötrale edilir. Alkalinite, kullanılan son nokta pH’ ına bağlı olarak tanımlanır.

Titrasyon; oda sıcaklığında, kalibre edilmiş bir pH metre veya renk indikatörleri ile gerçekleştirilmelidir.

Kullanılan Çözeltiler

- a) 0.1 N standart H_2SO_4 çözeltisi: 28 ml konsantre H_2SO_4 bir pipet ile alınarak daha önceden balonjojeye konmuş distile su üzerine ilave edilerek 1 l' ye tamamlanır.
- b) 0.02 N standart H_2SO_4 çözeltisi: 200 ml 0.1 N standart asit 1000 ml' ye seyreltilir. 15 ml 0.05 N Na_2CO_3 kullanılarak titrasyon yapılmak suretiyle standardize edilir. Hazırlanan bu 0.02 N asit çözeltisinin 1 ml' si 1 mg $CaCO_3$ ' a eşdeğerdir.
- c) 0.05 N Na_2CO_3 çözeltisi: 3-5 g Na_2CO_3 , etüvde 250 °C' de 4 saat kurutulur ve desikatörde soğutulur. Bu maddeden 2.5 g tartılır. Tartılan miktar 1 litrelik balonjojede distile suda çözülür ve litreye tamamlanır. Bu çözelti en fazla bir hafta dayanıklıdır.
- d) Metil oranj indikatör çözeltisi: 500 mg metil oranj 1 l distile suda çözülür. pH 3.7 son noktasını belirlemek için kullanılır.
- e) Fenol fitalein indikatör çözeltisi: 5 g fenolfitalein, 500 ml %95' lik etil veya izopropil alkolde çözülür, distile su ile 1l' ye tamamlanır. pH 8.3 son noktasını belirlemek için kullanılır.

Deneyin Yürütülüşü

Numune hacmi 20 ml veya daha fazla titrasyon çözeltisi harcanacak şekilde seçilir. Numunenin sıcaklığı oda sıcaklığına getirilir. Eğer serbest klor varsa 1 damla 0.1 M sodyum tiyosülfat çözeltisi ilave edilir. 5 damla indikatör çözeltisi konularak beyaz bir zemin üzerinde dönüm noktasını gösteren kararlı renk değişimine kadar, standart asit çözeltisi ile titrasyon yapılır.

Deneyin Sonucunun Hesaplanması

$$\text{Toplam alkalinite (mg } CaCO_3 / l \text{ cinsinden)} = \frac{AxNx50000}{mlNumuneHacmi}$$

A: Kullanılan asit miktarı (ml)

N: Kullanılan asidin normalitesi (N)

9. Uçucu Yağ Asidi Tayini

Anaerobik sistem içerisinde üretilen ve tüketilen uçucu yağ asitlerinin tespit edilmesi ile sistem performansının takip edilmesi sağlanır.

Ölçüm Esasları

Standart Metotlar (APHA, 2005)' de verilen 2310 B nolu "Titrasyon Metodu" na uygun olarak yapılmıştır.

Kullanılan Çözeltiler

- a) Fosforik asit, (%85 derişik) H_3PO_4
- b) Sodyum Hidroksit çözeltisi, (0.1 N) NaOH
- c) Fenolftalein İndikatör çözeltisi, (%1'lik)

Deneyin Yürütölüşü

100 ml numune analiz için alınır. Bunun üzerine 5 ml %85'lik derişik Fosforik asit yavaşça ilave edilir. Hazırlanan örnek, distilasyon balonu içerisine konularak ısıtılır. 500 ml distilat buhar yardımı ile toplanır. Geri soğutucu altında elektromag kuş yuvalı ısıtıcıya konarak 10 dakika süre ile kaynatılır. Daha sonra oda sıcaklığına gelen destilatın üstüne üç damla Fenolftalein indikatörü damlatılır ve 0.1 N NaOH çözeltisi ile uçuk pembe renk görülünceye kadar titre edilir. Sarfiyat (S) kaydedilir.

Deneyin Sonucunun Hesaplanması

Uçucu Yağ Asiti Miktarı (Asetik Asit Cinsinden) (mg/l) = $S \times F \times 1.05 \times 60$

S : 0.1 N NaOH çözeltisinden sarf edilen miktar (ml)

F : 0.1 N NaOH çözeltisinin faktörü

10. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ölçümü

KOİ deneyleri Standart Metotlar bölüm 5220 B 'de belirtilen açık refluks metoduna göre yapılmıştır. KOİ analizleri CADAS 30 spektrofotometre cihazı ile Dr Lange kuvet testleri kullanılarak yapılmıştır. Uygun konsantrasyonlarda seyreltilen numuneden 2 ml alınıp kite konduktan sonra 148 °C'de Dr Lange LT 100 Termostatlı ısıtıcıda 2 saat bekletilmiş, daha sonra spektrofotometrede okuma yapılmıştır.

Toplam KOİ numune karıştırıcı ile sürekli karıştırılırken alınan numunenin KOİ değeridir. Üst sıvı KOİ, çözünmüş KOİ değeridir. Alınan numune 10 dak santrifüj edildikten sonra 0.45 µm filtre kağıdından süzöldükten sonra ölçölen KOİ değeridir.

11. Toplam Organik Karbon (TOK) ölçümü

Toplam Organik Karbon (TOK), katalitik oksidasyon yöntemi ile belirlenmiştir. Bu amaç için yüksek sıcaklıkta (850-900 °C) bakıroksit katalizörü kullanılan Ionics Marka 1555 B Model karbon tayin cihazı kullanılmıştır. TOK ve çTOK değerleri KOİ ve çKOİ hesaplamalarına göre bulunmuştur.

12. Gaz Analizi

Anaerobik çürümede biyogaz üretimi gaz flow metre ile belirlenmiştir. Aerobik çürütücü (O_2 , CO_2) ve anaerobik çürütücü (CO_2 , CH_4) çıkış gazlarının bileşimi Servomex 1101 2550 markalı gaz analiz cihazı ile yapılırken H_2S gazı ölçömleri Drager metodu ile yapılmıştır.

13. Yağ Miktarı Tayini (Gravimetrik)

Yağ miktarı ölçümü soxhelet ekstraksiyon cihazı kullanılarak petrol eteri çözücüsü yardımı ile numune ekstrakte edilir ve gravimetrik olarak tayin edilir. 250 ml'lik balon sabit tartıma getirilir. Ağırlık kaydedilir. Yaklaşık 30 gram kadar örnek tartılır. Ekstraksiyon kartuşunun üzeri pamuk yumağı ile kapatılır. Ekstraksiyon kartuşu soxhelet cihazına yerleştirilir. Tartımı alınmış 250 ml'lik balona 200 ml petrol eteri konulur ve soğutucuya konur. 120 dak ekstraksiyon sürdürülür. Çözücü distile edilir. Balon kurutma kabinine alınır ve 30 dak 40 °C'de kalan çözücünün tamamı uzaklaştırılır.

$$\%yağ = \frac{x - y}{s} \times 100$$

burada:

x = Toplama balonunun son tartım değeri (g)

y = Toplama balonunun sabit tartım değeri (g)

s = Tartım (g)

14. Toplam Karbonhidrat Tayini (Kolorimetrik)

Karbonhidrat miktarının anthron reaktifi ile glukoz ünitelerine parçalanarak elde edilen rengin adsorbansının spektrofotometrik tayini esasına dayanır (Stewart, 1975 ve Lilie ve Pringle, 1980).

0.5 M TCA (Trikloroasetik asit) çözeltisi: 40.85 gramı 500 ml'lik balon içerisinde tartılır. Bir miktar destile suda çözülerek 500 ml'ye tamamlanır.

Anthron reaktifinin hazırlanması: 1 gram anthron 1000 ml konsantre H₂SO₄ içerisinde eritilir. Anthron deney yapılacağı anda hazırlanmalıdır. Aksi halde beklediğinde çözeltinin rengi yeşile döner.

Santrifüj tüpüne 4 ml 0.5 M TCA konarak tüp mikserinde maya iyice çözülene kadar 5 dakika karıştırılır. Numune kaynayan su banyosunda 15 dakika bekletilir. Süre sonunda tekrar karıştırılarak 3500 rpm'de 10 dakika santrifüjlenir. Üst sıvı 50 ml'lik balona alınır. Kalan çökelek tekrar aynı işlemler yapılarak yıkatılır. 50 ml'lik balonda üst sıvılar distile su ile hacme tamamlanır. 50 ml'lik balonda toplanmış olan ekstraktlardan numune için ayrılmış tüpe 1 ml ekstrakt, blank olarak ayrılmış tüpe de 1 ml destiel su pipetlenir. Tüplere 5'er ml anthron reaktifi ilave edilerek hızlıca karıştırılır. Kaynar su banyosunda 10 dakika bırakılır. Kaynama işlemi bitince tüpler soğutulurak oluşan renkler 630 nm dalga boyunda UV 1240 markalı spektrofotometre de adsorbans olarak okunur. Sonuçlar µg/ml glüköz cinsinden verilir.

$$\frac{Absorbans - Blank + 0,0072}{0,005} * 0,95 \mu g / ml glüköz$$

15. Kalorimetri Ölçümü

Bu çalışmada kalorifik sonuçlar ISO 1928:1995E metoduna uygun olarak LECO AC 500 markalı kalorimetre cihazı ile ölçülmüştür. Belli ağırlıktaki örnek, reaksiyon kabı içerisindeki kaba konur ve bomba yaklaşık 30 atm. basınç altında oksijen ile doldurulur. Örnek içindeki ince bir tel elektrik akımı ile ısıtılarak reaksiyon başlatılır. Reaksiyon başladığında reaksiyon hızlı şekilde gerçekleşir ve büyük miktarda ısı açığa çıkar. Bu ısı kalorimetre etrafındaki suyun sıcaklığının artışından belirlenir.

EK-B. Kullanılan Kimyasal Maddeler

Analizlerde kullanılan kimyasal maddelerin listesi Ek-B' de verilmiştir.

H₂SO₄
NaOH
H₃BO₃
Na₂B₄O₇
Na₂S₂O₃.H₂O
Na₂CO₃
Metil kırmızısı indikatörü
Metil mavisi indikatörü
Metil oranj indikatörü
Ferroin indikatörü
Etil alkol
Anthron(C₁₄H₁₀O)
Ortofosforik asit
K₂C₂O₇
K₂SO₄
CuSO₄
Na₂S₂O₃
Potasyum dikromat
Trikloro asetik asit (TCA) (CCl₃COOH)

Ek-C. Kullanılan Ekipmanlar

Kullanılan ekipmanların listesi Ek-C’de verilmiştir.

Bioengineering marka sürekli karışımli tank reaktör

Minitrace 6000 marka 6 kanallı yazıcı

Servomex marka O₂ ve CO₂ analizörü

WTW, Oxi-323-B/Set, Oximeter marka Çözünmüş oksijen probu

Pt-100 Sıcaklık probu

Mettler Toledo marka (HA265-S7/120) pH elektrodu

WTW LF 330 iletkenlik ölçer

Millipore AP40 filtre kağıdı

Heraeus marka etüv

Carbolite CW-F1200 kül fırını

Desikatör

Heraeus Sepatech Omnifuge 2.0 RS marka santrifüj

Ionics marka 1555B modeli karbon tayin cihazı

CADAS 30 spektrofotometre

Sartorius marka hassas terazi

Buchi marka yakma ünitesi

Buchi marka destilasyon ünitesi

LECO AC 500 marka kalorimetre cihazı

Soxhelet ekstraksiyon cihazı

KİŞİSEL YAYINLAR VE ESERLER

Uluslararası SCIENCE SITION INDEX’e giren dergide yayınlanmış makale

- Mustafa Türker, Sevgi Fersiz, Sevil Veli, "Kinetics of thermo chemical hydrolysis of biomass: a comparative study of waste activated sludge and yeast", *Journal of Residuals Science & Technology*, 5, 1, 41–50, (2008).
- Sevgi Fersiz, Mustafa Türker, Sevil Veli, “Thermochemical hydrolysis of waste activated sludge”, *Journal of Residuals Science Technology*, 1, 4, 233–238, (2005).

Ulusal Kongre ve Sempozyumlardaki Yayınları

- Sevgi Fersiz, Sevil Veli, Levent Dağışan, Mustafa Türker, “Kompostlamada Vinasın Etkisi”, *9. Ulusal Kimya Mühendisliği Kongresi*, Ankara, 22–25 Haziran (2010).
- Sevgi Fersiz, Mustafa Türker, Sevil Veli, "Ekmek Mayasının Termokimyasal Hidrolizi", *14. Ulusal Biyoteknoloji Kongresi*, Eskişehir, 111-114, (2005).
- Sevgi Fersiz, Mustafa Türker, Sevil Veli, "Arıtma Çamurlarının Termokimyasal Hidrolizi", *I. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu*, İzmir, 495- 504, (2005).
- Mustafa Türker, Sevgi Fersiz, Sevil Veli, “ Atık Arıtma Çamurlarının Ön Arıtım Yöntemleri”, *III. Ulusal Katı Atık Kongresi*, İzmir, 319–326, (2005).
- Sevgi Fersiz, Mustafa Türker, Sevil Veli, "Arıtma Çamurlarının Minimizasyon Stratejileri”, *III. Ulusal Katı Atık Kongresi*, İzmir, 209- 216, (2005).

Proje Bilgileri

- 2007/075 proje nolu “Maya Endüstrisi Atığı Olan Vinasın Kompostlaştırılması ve Değerlendirilmesi” isimli *Kocaeli Üniversitesi Bilimsel Araştırma Fonu Projesi*’nde yardımcı araştırmacı (Mayıs, 2010 tamamlandı).

Ödül Bilgileri

- Kocaeli Üniversitesi Teşvik Ödülü, 2006

ÖZGEÇMİŞ

1979 yılında İzmit'te doğdu. İlk, orta ve lise öğrenimini İzmit'te tamamladı. 1996 yılında girdiği Kocaeli Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nden 2000 yılında Çevre Mühendisi olarak mezun oldu. 2004 yılında Kocaeli Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda Yüksek Lisans öğrenimini tamamladı. 2001 yılından beri Kocaeli Üniversitesi Köseköy Meslek Yüksekokulu'nda Uzman olarak görev yapmakta olup, evli ve bir çocuk annesidir.