

T.C.
HARRAN ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**MEZBAHA VE SIZINTI SULARININ ANAEROBİK
YUKARI AKIŞLI REAKTÖRDE ARITILABİLİRLİĞİ**

Hayati BOZKURT

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

ŞANLIURFA

2013

**T.C.
HARRAN ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**MEZBAHA VE SIZINTI SULARININ ANAEROBİK
YUKARI AKIŞLI REAKTÖRDE ARITILABİLİRLİĞİ**

Hayati BOZKURT

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

ŞANLIURFA

2013

Yrd. Doç. Dr. Hakkı GÜLŞEN'in danışmanlığında Hayati BOZKURT'un hazırladığı 'Mezbaha ve Sızıntı Sularının Anaerobik Yukarı Akışlı Reaktörde Arıtılabilirliği' konulu bu çalışma 29/06/2013/ tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında Yüksek Lisans tezi olarak kabul edilmiştir.

Danışman: Yrd. Doç. Dr. Hakkı GÜLŞEN

Üye: Yrd. Doç. Dr. Mustafa ASLAN

Üye: Yrd. Doç. Dr. Ayşe DEMİR YETİŞ

Bu Tezin Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında Yapıldığını ve Enstitümüz Kurallarına Göre Düzenlendiğini Onaylarım.

Prof. Dr. Seyit TEMİR
Enstitü Müdürü

Not: Bu tezde kullanılan özgün ve başka kaynaktan yapılan bildirişlerin, çizelge, şekil ve fotoğrafların kaynak gösterilmeden kullanımı, 5846 sayılı Fikir ve Sanat Eserleri Kanunundaki hükümlere tabidir.

İÇİNDEKİLER

	Sayfa No
ÖZ	ii
ABSTRACT	iii
TEŞEKKÜR	iv
ŞEKİLLER DİZİNİ	v
ÇİZELGELER DİZİNİ	vi
SİMGELER DİZİNİ	vii
1. GİRİŞ	1
2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR	3
2.1. Sızıntı Suyu ve Özellikleri	3
2.1.1. Sızıntı suyu ile ilgili önceki çalışmalar	3
2.1.2. Sızıntı suyu kalitesi	5
2.1.3. Sızıntı suyu bileşimi	7
2.1.4. Sızıntı suyu miktarı	10
2.1.5. Genç depo sızıntı suyu özellikleri	10
2.2. Mezbaha Atıksuyu ve Özellikleri	12
2.2.1. Mezbaha atıksuyu arıtma yöntemi	15
2.3. Anaerobik Arıtma ve Esasları	17
2.3.1. Anaerobik arıtma sistemlerinin avantaj ve dezavantajları	18
2.3.2. Anaerobik arıtma mikrobiyolojisi	19
2.3.3. Anaerobik arıtmada mikroorganizma	20
2.3.4. Anaerobik arıtma mekanizması	22
2.3.5. Anaerobik arıtma proseslerini etkileyen çevresel faktörler	26
2.3.6. Anaerobik arıtma sistemleri	37
3. MATERYAL ve YÖNTEM	45
3.1. Reaktör Dizaynı	45
3.2. Atıksu ve Aşısı	47
3.3. Analizler	49
3.3.1. Kimyasal analizler	49
3.3.2. Deneylerin yapılışı	49
4. ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMA	50
4.1. KOI Giderimi	50
4.2. AKM ve UAKM Giderimi	51
4.3. pH ve Alkalinite	53
4.4. AÇYR'de Biyogaz Üretimi ve Metan İçeriği	55
5. SONUÇLAR ve ÖNERİLER	57
KAYNAKLAR	59
ÖZGEÇMİŞ	61
ÖZET	62
SUMMARY	63

ÖZ

Yüksek Lisans Tezi

MEZBAHA VE SIZINTI SULARININ ANAEROBİK YUKARI AKIŞLI REAKTÖRDE ARITILABİLİRLİĞİ

Hayati BOZKURT

**Harran Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı**

**Danışman: Yrd. Doç. Dr. Hakkı GÜLŞEN
Yıl: 2013, Sayfa: 63**

Bu çalışmada, laboratuvar ölçekli anaerobik çamur yataklı reaktörde mezbaha ve sızıntı sularının arıtılabilirliği araştırılmıştır. Reaktör hacmi 1,5 litredir. Anaerobik çamur yataklı reaktör ısı odasında 35-37 C° de işletilmiştir. Oda sıcaklığı klima ve elektrikli ısıtıcılarla sağlanmıştır. Reaktörün hidrolik bekletme süresi 1gün olarak uygulanmıştır. Giriş atıksuyunun KOİ değeri 2000 mg/l civarındadır. Anaerobik çamur yataklı reaktörde ortalama % 90 civarında KOİ giderim verimi olmaktadır. AÇYR' de AKM giderim verimi ortalama %80 ve UAKM giderim verimi ise % 65 olarak bulunmuştur. Bu çalışma ile AÇYR' ün yüksek KOİ verimi, düşük çamur üretimi ve yüksek biyogaz üretimi ile mezbaha ve sızıntı suyu arıtımında iyi bir alternatif olabileceği ortaya konmuştur.

ANAHTAR KELİMELEER: Anaerobik çamur yataklı reaktör, sızıntı suyu, mezbaha atıksuyu

ABSTRACT

MSc Thesis

TREATABILITY OF SLAUGHTERHOUSE AND LANDFILL LEACHATE IN ANAEROBIC SLUDGE BED REACTOR

Hayati BOZKURT

**Harran University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Environmental Engineering**

**Supervisor: Assist. Prof. Dr. Hakkı GÜLŞEN
Year: 2013, Page: 63**

In this study, treatability of slaughterhouse and landfill leachate was investigated in an anaerobic sludge bed reactor (ASBR). Reactor volume is 1.5 liters. Anaerobic sludge bed reactor was operated in heat room 35-37 C°. The temperature of heat-room was provided air conditioning and electric heaters. The reactor has been applied to hydraulic retention time as 1 day. The influent wastewater is around 2000 mg/l COD value. Anaerobic sludge bed reactor go out around 90% of the average COD removal. The average SS removal efficiency is 80% and VSS removal efficiency is 65% in the ASBR. The ASBR may be a good alternative in treatment of slaughterhouse and leachate because high efficiency COD removal, low production sludge and high biogas production.

KEY WORDS : Anaerobic sludge bed reactor, landfill leachate, slaughterhouse wastewater.

TEŞEKKÜR

Yüksek Lisans eğitiminin her safhasında verdiği destek ve teşviklerinin yanı sıra yoğun çalışmalarının arasında bana ayırdığı zamandan dolayı saygıdeğer Hocam Yrd. Doç. Dr. Hakkı GÜLŞEN'e, eğitimim boyunca bana karşı göstermiş oldukları sabır ve desteklerinden dolayı eşim Nural BOZKURT'a ve çocuklarım Şevket, Zübeyir ve Mahmut Enes'e, teşekkürü borç bilirim.

ŞEKİLLER DİZİNİ

	Sayfa No
Şekil 2.1. Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyu oluşumu.....	4
Şekil 2.2. H ₂ kısmi basıncının metan üretimine etkisi.....	29
Şekil 3.1. Yukarı akışlı çamur yataklı anaerobik reaktörün şematik görünümü.....	45
Şekil 4.1. KOİ giderimi.....	51
Şekil 4.2. AKM'nin zamanla değişimi.....	52
Şekil 4.3. UAKM'nin zamanla değişimi.....	53
Şekil 4.4. AÇYR'de pH değişimi.....	54

ÇİZELGELER DİZİNİ

	Sayfa No
Çizelge 2.1. Evsel atık sızıntı suyu bileşimi.....	8
Çizelge 2.2. Sızıntı suyu tipik bileşimi.....	9
Çizelge 2.3. Genç depo sızıntı suyu özellikleri.....	11
Çizelge 2.4. Bukit Tagar çöp depolama alanı genç sızıntı suyu parametreleri.....	11
Çizelge 2.5. Çok büyük çöp depolama alanları için verilen genç ve yaşlı sızıntı suyu kompozisyonu.....	12
Çizelge 2.6. Entegre et ve mezbaha atıksularının özellikleri.....	13
Çizelge 2.7. Mezbahalarda oluşan birim kirlilik yükleri.....	14
Çizelge 2.8. Sektör; gıda sanayi.....	15
Çizelge 2.9. Aerobik ve anaerobik arıtma sistemlerinin avantaj ve dezavantajları.....	18
Çizelge 2.10. Anaerobik ayrışma adımlarında etkili olan mikroorganizmalar ve işlemler.....	19
Çizelge 2.11. Anaerobik süreçte rol oynayan metanojenlerin özellikleri.....	24
Çizelge 2.12. Metan mikroorganizmaları için optimum sıcaklık.....	27
Çizelge 2.13. Anaerobik ortamdaki çeşitli substratlar için teorik biyokütle dönüşüm ve optimum KOİ/N/P oranları.....	31
Çizelge 2.14. Anaerobik süreci etkileyen zararlı madde konsantrasyonu.....	34
Çizelge 2.15. Amonyum iyonu konsantrasyonunun anaerobik prosese etkisi.....	35
Çizelge 2.16. Çeşitli anaerobik reaktör tipleri için organik yükleme hızları ve KOİ giderimi.....	44
Çizelge 3.1. Aşı çamurunun özellikleri.....	48
Çizelge 4.1. KOİ analiz sonuçları.....	50
Çizelge 4.2. AKM analiz sonuçları.....	51
Çizelge 4.3. UAKM analiz sonuçları.....	52
Çizelge 4.4. Reaktörde pH değerleri.....	54

SİMGELER DİZİNİ

AAAF	Aşağı Akışlı Anaerobik Reaktör
AAZR	Anaerobik Akışkan Yataklı Reaktör
AÇZR	Anaerobik Çamur Yataklı Reaktör
AKM	Askıda Katı Madde
BOİ	Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
TOK	Toplam Organik Karbon
UAKM	Uçucu Askıda Katı Madde
YAAF	Yukarı Akışlı Anaerobik Reaktör

1. GİRİŞ

Farklı endüstrilerden çeşitli türde prosesler sonucunda ortaya çıkan ve deşarj edildikleri su ortamında olumsuz etkilere neden olan atıksular, inorganik yada organik kökenli maddeleri içermektedir. Bu endüstriyel atıksular deşarj edildikleri alıcı ortamlarda kirlenmelere ve ekolojik dengenin bozulmasına sebep olmaktadır. Özellikle atıksuların alıcı ortama vereceği zarar, hacimleri ve konsantrasyonuna bağlı olarak değişmektedir.

Atıksuların anaerobik çamur yataklı biyoreaktörlerde arıtılması üzerine dünyada birçok çalışma yapılmasına rağmen, mezbaha ve sızıntı sularının bu reaktörlerde arıtılabilirliği ile ilgili çalışmalar sınırlı sayıda kalmıştır. Kentleşme ve endüstriyel gelişmelere paralel olarak su harcamaları ve atıksu miktarındaki artış, yerleşim alanına olan talebin artışı, kalite kontrol ve standartlarındaki gelişmeler, su ve atıksu arıtımında daha etkin biyoteknolojilerin araştırılması çalışmalarını hızlandırmaktadır. Klasik biyolojik atık su arıtma prosesleri (aktif çamur, damlatmalı filtreler gibi) güvenilir, iyi dizayn edilmiş olmasına rağmen, kapasite ve verimlilikleri az olup, çok yer kaplamaktadırlar. Ayrıca azot, fosfor, mikrokirleticiler, koku ve gürültü kirliliği giderimi için yüksek standart gerekliliği de yeni ve gelişmiş arıtım teknolojilerini teşvik etmektedir. İleri biyolojik prosesler, yüksek kapasite ve verim, düşük çamur üretimi, daha kompakt tesis imkânları, dengeli işletme, gürültü ve koku giderimi gibi avantajlara sahiptir.

Depolama alanı sızıntı sularının en önemli iki kaynağı; atıktan açığa çıkan su ve yağıştır. Sızıntı sularının arıtımı; sızıntı suyunun miktarı, kalitesi ve deşarj edilecek alıcı ortama göre değişik şekillerde yapılabilir. Saha dışında arıtım; merkezi atıksu arıtma tesislerine nakil ve arazide yağmurlama sulaması şeklinde uygulanır. Saha içinde arıtım ise sızıntı suyunun geri devri, anaerobik biyolojik arıtım, aerobik biyolojik arıtım ve ilave fiziksel - kimyasal arıtım şeklinde olabilir.

Sızıntı sularının arıtımı, bir dizi biyolojik ve fiziksel – kimyasal proseslerin birlikte kullanımını gerektiren son derece zor ve pahalı bir işlemdir. Arıtma maliyetinin optimize edilebilmesi için biyolojik arıtmada anaerobik (havasız) proseslerin kullanılması büyük önem taşımaktadır. Bu sayede arıtma sonucu üretilen biyogazdan önemli oranda enerji geri kazanılarak, ekonomik ve çevresel olarak daha sürdürülebilir bir arıtma imkânı elde edilebilmektedir. Anaerobik çamur yataklı reaktörler, yüksek konsantrasyonlarda biyokütle bulundurması, düşük bekletme süresinde yüksek giderme verimi sağlaması, tıkanma probleminin olmaması ve düşük çamur üretimi sağlaması gibi avantajlara sahip olmasıyla katı atık depolama alanı sızıntı sularının ve mezbaha atıksularının arıtılmasındaki performansı araştırılacaktır.

Gıda sanayinde önemli bir yeri olan mezbahane endüstrisi, proseste kullanılan su hacmi ve kirletici konsantrasyonu bakımından önemli bir kirlilik kaynağı olarak karşımıza çıkmaktadır. Mezbaha ve entegre et tesislerinden gelen atıksular kimyasal olarak evsel atıksuya benzer fakat bunlara göre oldukça konsantre yapı sergilemektedir. Mezbahane endüstrisi atıksuları; yüksek miktarda organik madde (KOİ, BOİ), toplam askıda katı, toplam fosfor, toplam azot, yağ ve gres ihtiva eden ve biyolojik olarak ayrışabilen önemli bir çevre kirletici kaynağıdır. Bazı araştırmacılar farklı entegre et ve mezbahanelerde yaptıkları atıksu karakterizasyon çalışmalarında Çizelge 2.6.'da verilen değerleri elde etmişlerdir.

Bu çalışmanın amacı, anaerobik çamur yataklı reaktörlerin sızıntı suyu ve mezbaha atıksularının arıtımında kullanılması için gereken optimum dizayn ve işletme parametrelerinin belirlenerek AÇYR'nin pratikte uygulanabilirliğinin araştırılmasıdır. Çalışmanın belirlenen amacı doğrultusunda, Harran Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü Laboratuvarında kurulan pilot ölçekli anaerobik çamur yataklı reaktör (AÇYR)'de, Şanlıurfa katı atık düzenli depo alanı sızıntı suları ve Şanlıurfa-Harranova mezbaha atıksuları ile mezofilik şartlarda arıtılabilirlik ve biyogaz çalışmaları yapılmıştır.

2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

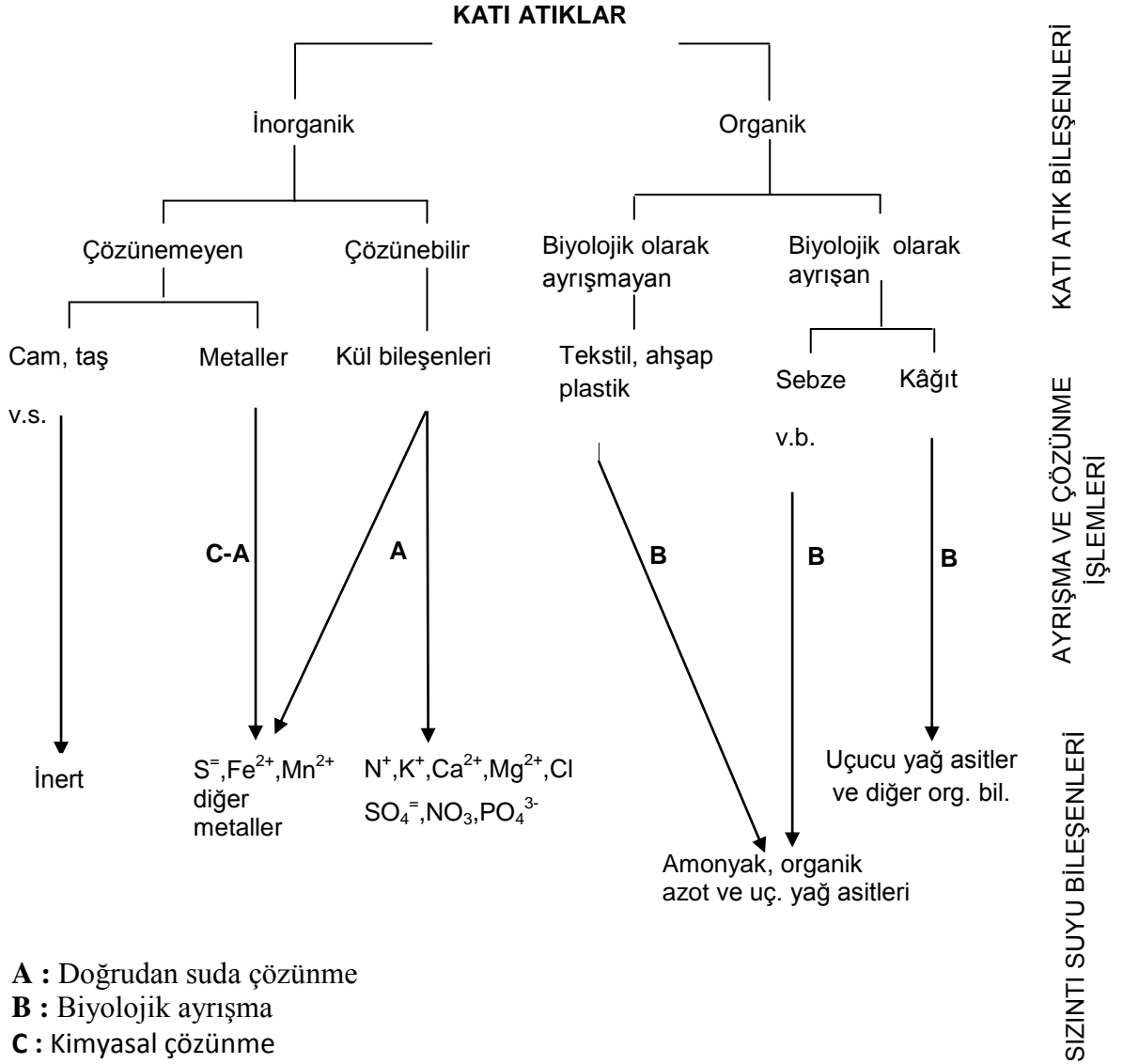
2.1. Sızıntı Suyu ve Özellikleri

Depolama alanı sızıntı sularının en önemli iki kaynağı; atıktan açığa çıkan su ve yağıştır. Sızıntı sularının arıtımı; sızıntı suyunun miktarı, kalitesi ve deşarj edilecek alıcı ortama göre değişik şekillerde yapılabilir. Saha dışında arıtım; merkezi atıksu arıtma tesislerine nakil ve arazide yağmurlama sulaması şeklinde uygulanır. Saha içinde arıtım ise sızıntı suyunun geri devri, anaerobik biyolojik arıtım, aerobik biyolojik arıtım ve ilave fiziksel - kimyasal arıtım şeklinde olabilir.

Sızıntı sularının arıtımı, bir dizi biyolojik ve fiziksel – kimyasal proseslerin birlikte kullanımını gerektiren son derece zor ve pahalı bir işlemdir. Arıtma maliyetinin optimize edilebilmesi için biyolojik arıtmada anaerobik (havasız) proseslerin kullanılması büyük önem taşımaktadır. Bu sayede arıtma sonucu üretilen biyogazdan önemli oranda enerji geri kazanılarak, ekonomik ve çevresel olarak daha sürdürülebilir bir arıtma imkanı elde edilebilmektedir. Anaerobik yukarı akışlı reaktörler, çok miktarda sabit biyokütle bulundurması, düşük bekletme süresinde yüksek giderme verimi sağlaması, tıkanma probleminin olmaması ve düşük çamur üretimi sağlaması gibi avantajlara sahip olmasıyla katı atık depolama alanı sızıntı sularının arıtılmasındaki performansı araştırılacaktır.

2.1.1.Sızıntı Suyu ile ilgili Önceki Çalışmalar

Sızıntı suyu katı atıkların içinden süzülerek bir takım kimyasal, fiziksel ve biyolojik reaksiyonlar sonucu oluşur ve toplama sistemleri ile dışarı alınır. Sızıntı suyu, katı atıkların ana bileşenlerinden kaynaklanan çok sayıdaki element ve bileşiği ihtiva eder. Şekil 2.1.'de katı atık bileşenleri ve sızıntı suyu oluşumu görülmektedir.



Şekil 2.1. Katı Atık Bileşenleri ve Sızıntı Suyu Oluşumu

2.1.2. Sızıntı Suyu Kalitesi

Sızıntı suyu kalitesi; katı atık bileşenleri, depo yaşı, depo alanının hidrojeolojik durumu, depo içindeki fiziksel, kimyasal ve biyolojik aktiviteler, katı atıktaki su miktarı, ısı, pH, redox potansiyeli, stabilizasyon derecesi, katı atık depolama yüksekliği, depolama sahasının işletilmesi ve iklim şartlarına göre değişir. Bunların içinde en önemlisi atık bileşenleridir. Organik ve inorganik bileşenlerin biyolojik, kimyasal ve fiziksel prosesleri genel olarak sızıntı suyu karakterini belirler.

Yüksek miktardaki organik maddeler için en önemli proses biyolojik prostestir. İnorganik atıkların çözünürlüğü de sızıntı suyu kompozisyonu için önemlidir. Atık bileşenleri ve reaksiyon ürünleri depo içinde süzülerek sızıntı suyu içinde eriyik veya gaz olarak dışarı çıkar. Değişik bileşenlerin azalması, tükenmesi ve redox potansiyeli, pH, sülfürler, iyonik kuvvet gibi kimyasal çevreden dolayı da atık ve sızıntı suyu kompozisyonu zamanla değişir.

Katı atık depolama alanına ilave edilen suyun miktarı maddelerin eriyebilirliği ve mikrobiyal parçalanmayı etkilediğinden sızıntı suyu kalitesini etkiler. Düşük hızlı filtrasyonda, anaerobik mikrobiyolojik aktivite sızıntı suyu organik madde konsantrasyonunu azaltan önemli bir faktördür. Ancak yüksek debili akımlarda ise çözünebilir organikler ve hatta mikrobiyal hücreler sızıntı suyu ile dışarı sürüklenebilirler. Bu gibi durumlarda mikrobiyolojik aktivite, sızıntı suyu kirletici konsantrasyonlarının azalmasında fazla rol oynamaz.

Katı atık depolama alanlarında oluşan sızıntı suyunun kalite ve miktarını etkileyen birçok sebep vardır. Sızıntı suyu oluşumunu etkileyen en önemli faktörler; yağın yağmur miktarı, yüzeysel akış, atığın depolanmadan önceki su muhtevası ve depolama alanının derinliğidir. Katı atık alanı içindeki parçalanma (ayırışma) üç fazda oluşur:

Aerobik Faz : Bu faz çok kısa sürer. Çünkü depolama alanı içinde oksijen çok azdır ve katı atıkların BOİ'si çok yüksektir. Bu fazda yüksek derecede ısı üretimi olur. Sıcaklık, ortamın mevcut sıcaklığının üzerine çıkar. NaCl gibi çözünebilir tuzlar sızıntı suyuna karışır.

Anaerobik Faz (Asit Üretimi) : Oksijen tükenir, fakültatif ve anaerobik organizmalar (asit bakterileri) parçalanmayı gerçekleştirir. Anaerobik parçalanma esnasında selüloz ve diğer ayrışabilir maddelerden asetik asit gibi uçucu yağ asitleri, amonyak ve CO₂ oluşur. Asetik asit pH'yı 4-5'e düşürür. Düşük pH inorganiklerin çözünürlüğünü artırır. Yüksek uçucu asitler yüksek KOİ'ye sebep olur. Redox potansiyeli sıfırın altına düşer.

Anaerobik Parçalanma (Metan Üretimi) : Metan üreten bakterilerin artması durumunda anaerobik parçalanmanın ikinci kademesi oluşur. Metan bakterileri anaerobik bakterilerdir ve pH 6,6-7,3 durumunda faaliyet gösterir. Fakültatif ve anaerobik organizmalar tarafından üretilen uçucu asitler ve diğer organik maddeler metan ve karbonikside dönüşürler. Böylece uçucu asitler en düşük seviyelere düşer ve CO₂ ile CH₄ karışımı gaz oluşur. Metan üretimiyle pH yükselmeye başlar. Normal pH'da çok az madde çözünür ve dolayısıyla iletkenlik düşer. Bununla beraber parçalanma prosesi devam ettiğinden bazı maddeler çözünmeye devam eder. Redox potansiyeli, anaerobik parçalanmanın ilk kademesindeki altına düşer ve bu da metan üretimi potansiyelini ve pH'daki artmayı gösterir.

2.1.3. Sızıntı Suyu Bileşimi

Benzer atıkların depolandığı sahalarda sızıntı sularının karakteri birbirinden çok farklı olabilmektedir. Bunda aşağıdaki faktörler rol oynamaktadır:

- Bir depo sahası diğer bir depodan sadece bir-iki yıl önce açılmış olsa dahi, atıklar kısmen ayrışmaya başlayacağından sızıntı suyu karakteri farklı olmaktadır.
- Herhangi bir şekilde depoya sızan temiz sular önemli seyrelmelere sebep olabilmektedir.
- Sızıntı suyu geçiş yolu üzerindeki katı atık çeşitleri ya da toprak yapısı da sızıntı suyunun karakterini değiştirmektedir.

Evsel katı atık sızıntı suyu bileşimleri Çizelge 2.1. ve 2.2.'de özetlenmiştir.

Çizelge 2.1. Evsel Atık Sızıntı Suyu Bileşimi

Parametre (mg/l)	Ön tedbirler ile ulaşılan değerler	Ön arıtımın yapılmadığı atıksuda			
		Asit üretimi safhası		Metan üretimi safhası	
		Aralık	Ortalama	Aralık	Ortalama
Q, m ³ /ha-gün	0.5-2	3-20	5	3-20	5
pH	7.5	4.5-7.5	6.1	7.5-9	8
KOİ	4000	6000-60000	22000	500-4500	3000
BOİ ₅	1000	4000-40000	13000	20-550	180
Ca	-	10-2500	1200	20-600	60
SO ₄ ⁼	-	70-1750	500	10-420	80
Zn	-	0.1-120	5	0.03-45	0.6
Fe	-	20-2100	780	3-280	15
Önemli değişim gösteren parametreler					
T.Azot	2000	50-5000	1350	-	-
NH ₃ -N	1800	30-3000	750	-	-
TOK	3000	100-5000	2100	-	-
Ağır Metaller (µg/l)					
Pb	-	8-1020	90	-	-
Cd	-	0.5-140	6	-	-
Cu	-	4-1400	80	-	-
Ni	-	20-2050	-	-	-
Hg	-	-	-	-	-
Cr	-	30-16000	300	-	-
AOX	4000	320-3350	2000	-	-

Çizelge 2.2. Sızıntı Suyu Tipik Bileşimi

Parametre (mg/l)	(Tchobanoglous, 1997)		(Wolz ve ark., 1992)
	Değişim	Aralığı	Ortalama
AOX			3,31
İletkenlik (μ S/cm)			8800
BOİ ₅	2000	- 30000	10000
TOK	1500	- 20000	6000
KÖİ	3000	- 45000	18000
TKM	200	- 1000	500
Org-N	10	- 600	200
NH ₃ -N	10	- 800	200
NO ₃ ⁻	5	- 40	25
Top.Fosfor	1	- 70	30
PO ₄ ⁼	1	- 50	20
Alkalinite (mgCaCO ₃ /l)	1000	- 10000	3000
pH	5.3	- 8.5	6
Top.sertlik (mgCaCO ₃ /l)	300	- 10000	3500
Ca ⁺⁺	300	- 3000	1000
Mg	50	- 1500	250
K ⁺	200	- 2000	300
Na ⁺	200	- 2000	500
Cl ⁻	100	- 3000	500
SO ₄ ⁼	100	- 1500	300
Top.Fe	50	- 600	60
Pb			0.4
Cd			0.07
Hg			0.008
Cu			0.32
Zn			1.84

2.1.4. Sızıntı Suyu Miktarı

Katı atık düzenli depolama alanı sızıntı suyu miktarı, nihai üst örtü tabakasının geçirimsizlik derecesi, iklim şartları, katı atık bileşimi, depo yaşı vb. faktörlere göre değişir. Sızıntı suyu miktarı kurak ve sıcak iklimli yerlerde düşük, yağışlı bölgelerde ise yüksektir (Hjelmar ve ark., 1995). İstanbul'daki düzenli depolama alanlarından açığa çıkması beklenen sızıntı suyu miktarı için ilk 5 yılda 2 m³/ha.gün, daha sonraki yıllarda ise 5 m³/ha.gün değerleri esas alınmıştır (CH2M-Hill-Antel, 1992). Uygulamada öngörülen bu değerlerden büyük sapmalar gözlenmiştir. İstanbul katı atık düzenli depolama alanlarındaki üzeri kapatılmamış atık hücrelerinden açığa çıkan sızıntı suyu miktarı 20-30 m³/ha.gün veya ~ 0,2 m³/ton KA' dır. Akdeniz iklim kuşağında sızıntı suyu oluşumu için 0,15 – 0,20 m³/ton KA değerleri verilmektedir (Fadel ve ark., 2002)

2.1.5. Genç Depo Sızıntı Suyu Özellikleri

Depolamanın ilk birkaç yılında, sızıntı suyu kolayca parçalanabilir organik maddeleri içerir ve uçucu yağ asitlerden dolayı asidik olur. pH 6-7 civarındadır. Genç depo sızıntı suyu, selüloz gibi kompleks organiklerin ve organik asitler gibi basit çözülmüş organiklerin biyolojik olarak indirgenmesinden meydana gelir. Genç depolama alanında bulunan kolayca parçalanabilir uçucu asitler KOİ'nin en büyük kısmını oluştururlar ve BOİ/KOİ oranı çok yüksektir. Atık yaşlandıkça sızıntı suyu içindeki kolayca parçalanabilen organik kirleticiler azalır ve bu yüzden KOİ düşer. Sızıntı suyunda yüksek miktardaki KOİ'nin yanında yine yüksek miktarda çözülmüş metaller ve inorganik tuzlar da bulunur. Genç depo sızıntı suyundaki kirletici konsantrasyonları Çizelge 2.3.'deki gibidir. Karşılaştırılabilmesi için evsel atıksu karakteristikleri de aynı tabloda verilmiştir.

Çizelge 2.3. Genç Depo Sızıntı Suyu Özellikleri (Mc.Bean ve ark., 1995)

	Sızıntı Suyu mg/l	Evsel Atık Su mg/l
KOİ	20000-40000	350
BOİ ₅	10000-20000	250
TOK	9000-15000	100
TUA(asetik asit olarak)	9000-1500	50
NH ₃ -N	1000-2000	15
Org-N	500-1000	10

Kortegast ve arkadaşlarının (2007) Malezya-Kuala Lumpur yakınlarındaki Bukit Tagar çöp depolama alanı için elde ettikleri genç depo sızıntı suyun karakterizasyonunu aşağıdaki Çizelge 2.4.'te gösterilmiştir.

Çizelge 2.4. Bukit Tagar çöp depolama alanı genç sızıntı suyu parametreleri

Parametre	Birim	Değer
pH		6 - 7,5
KOİ	mg/l	20000
BOİ ₅	mg/l	12000
Amonyak-N	mg/l	1250
Alkalinite (CaCO ₃)	mg/l	7500

Robinson'nun (2007) çok büyük katı atık depolama alanları için yaptığı sızıntı suyu kompozisyonu çalışmalarının sonuçları Çizelge 2.5.'te özetlenmiştir.

Çizelge 2.5. Çok büyük çöp depolama alanları için verilen genç ve yaşlı sızıntı suyu kompozisyonu

Parametre	Birim	Genç Sızıntı Suyu			Yaşlı Sızıntı Suyu		
		Maks.	Min.	Ort.	Maks.	Min.	Ort.
pH	-	7	5,5	6	8,5	7,5	8
KOİ	mg/l	50000	10000	20000	6000	2000	4000
BOİ ₅	mg/l	30000	4000	12000	1000	< 500	500
Amonyak-N	mg/l	2000	750	1250	4000	2000	3000
TOK	mg/l	20000	3000	8000	300	< 10	< 100
Alkalinite	mg/l	10000	2000	7500	30000	10000	20000

2.2. Mezbaha Atıksuyu ve Özellikleri

Farklı endüstrilerden çeşitli türde prosesler sonucunda ortaya çıkan ve deşarj edildikleri su ortamında olumsuz etkilere neden olan atıksular, inorganik yada organik kökenli maddeleri içermektedir. Bu endüstriyel atıksular deşarj edildikleri alıcı ortamlarda kirlenmelere ve ekolojik dengenin bozulmasına sebep olmaktadır. Özellikle atıksuların alıcı ortama vereceği zarar, hacimleri ve konsantrasyonuna bağlı olarak değişmektedir. Gıda sanayinde önemli bir yeri olan mezbahane endüstrisi, proseste kullanılan su hacmi ve kirlenici konsantrasyonu bakımından önemli bir kirlilik kaynağı olarak karşımıza çıkmaktadır. Mezbaha ve entegre et tesislerinden gelen atıksular kimyasal olarak evsel atıksuya benzer fakat bunlara göre oldukça konsantre yapı sergilemektedir.

Mezbahane endüstrisi atıksuları; yüksek miktarda organik madde (KOİ, BOİ), toplam askıda katı, toplam fosfor, toplam azot, yağ ve gres ihtiva eden ve biyolojik olarak ayrışabilen önemli bir çevre kirlenici kaynağıdır (Nunez ve ark., 1999). Bazı araştırmacılar farklı entegre et ve mezbahanelerde yaptıkları atıksu karakterizasyon çalışmalarında Çizelge 2.6.'da verilen değerleri elde etmişlerdir (Li ve ark., 1986; Norcroos ve ark., 1987; Manjunath ve ark., 2000).

Çizelge 2.6. Entegre et ve mezbaha atıksularının özellikleri

Parametre	Li ve ark. (1986)	Manjunath ve ark. (2000)	Norcross ve ark. (1987)
BOI5 (mg/l)	399-1037	600-3900	10000
KOI (mg /l)	628-1437	1100-7250	---
Yağ ve Gres (mg/l)	97-452	125-400	13000
TKN (mg/l)	44-126	90-150	---
PO4-P (mg/l)	10-16	8-15	---
NH3-N (mg/l)	25-105	---	---
AKM (mg/l)	92-430	300-2300	150
pH	6.3-7.2	6.5-7.3	4.5-11

Entegre et ve mezbaha endüstrisi atıksuları alıcı ortama herhangi bir arıtıma tabi tutulmadan deşarj edildiğinde, alıcı ortamın çözülmüş oksijeninin tüketilmesine ve su ortamının bozulmasına neden olmaktadır. Alıcı ortamda biriken ve organik partikül içeren çamurun yavaş bozunumu ile bu olay daha da hızlanmaktadır. Çözülmüş oksijenin tükenmesi, sudaki aerobik yaşamı özellikle de balıkları etkilemektedir. Oksijen tamamen tükendiğinde ise anaerobik ayrışma meydana gelmekte ve metan, hidrojen sülfür gibi istenmeyen ayrışma ürünleri oluşmaktadır. Deşarj edilen atıksularda bulunan toplam askıda maddeler, sularda dipsel birikimlere sebep olmakta ve bulanıklığa yol açmaktadır. Yağ-gres ise, su yüzeyinde film oluşturarak sudaki ışık ve oksijen transferini engellemekte ve sudaki aerobik yaşam üzerinde olumsuzluğa yol açmaktadır.

Bu atıksular içerdiği yüksek miktardaki kirleticiler sebebiyle deşarj öncesi arıtılması zorunlu olan atıksulardır. Mezbaha endüstrisi atıksularının içermiş olduğu kirleticiler nedeniyle arıtılması oldukça güç ve pahalıdır. Bu atıksuların arıtılması için çeşitli kimyasal ve biyolojik arıtma teknikleri kullanılmaktadır. Ancak bu nitelikteki bir atıksuyu arıtmak için bazı yöntemler tek başına kullanıldığında yetersiz kalmakta ya da işletme problemleri ortaya çıkmaktadır. Bu da çeşitli arıtma alternatiflerinin araştırılmasını zorunlu kılmaktadır.

Entegre et ve mezbaha tesisi atıksuları çok yüksek miktarlarda çözünmüş madde içerdiği için bu atıksular genellikle biyolojik arıtma yöntemleri ile arıtılmaktadır.

Aerobik ve anerobik biyolojik arıtma yöntemleri kullanılabilir. Anaerobik ve aerobik proseslerin işletilmesinde sıcaklık, yüksek organik yük, kalış süresinin uzunluğu, askıda katı madde konsantrasyonu gibi parametreler proses verimliliğini etkilemektedir. Dolayısıyla bu proseslerin devamlı kontrol altında tutulması gereklidir. İyi ve verimli bir biyolojik arıtma için ön arıtmanın bu tesislerde başarılı olarak gerçekleştirilmesi gerekmektedir. Ayrıca atıksu hacmi ve organik yük fazlalığı bu proseslerin uygulamasında karşılaşılan başlıca problemlerdendir. Çizelge 2.7. 'de mezbahalarda oluşan birim kirlilik yükleri verilmiştir.

Çizelge 2.7. Mezbahalarda oluşan birim kirlilik yükleri (kg/500 kg canlı ağırlık)

KESİLEN HAYVAN CİNSİ	BOİ (mg/l)	AKM(mg/l)	AZOT	YAĞ VE GRES(mg/l)
BÜYÜKBAŞ	9,40	6,70	1	0,31
KÜÇÜKBAŞ	4,53	5,00	0,49	0,25
ORTALAMA	6,97	5,85	0,75	0,85

Kanın yirmi günlük BOİ'nin 40500 mg/l, beş günlük BOİ'nin 15000-20000 mg/l olduğu belirtilmektedir. Padoklardan çıkan atık su miktarının 20-30 l/m²/gün olduğu ve ortalama 100 mg/l BOİ (Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı) içerdiği tahmin edilmektedir. Su kirliliği kontrolü yönetmeliğine göre mezbaha atıksuları için verilen deşarj standartları aşağıda verilmiştir (Çizelge 2.8.).

Çizelge 2.8. Sektör: Gıda Sanayi (Mezbahalar ve Entegre Et Tesisleri)

PARAMETRE	BİRİM	KOMPOZİT NUMUNE 2 SAATLİK	KOMPOZİT NUMUNE 24 SAATLİK
KOİ	mg/l	250	160
YAĞ VE GRES	mg/l	30	20
PH		6.9	6.9

2.2.1. Mezbaha Atıksuyu Arıtma Yöntemleri

Kimyasal Arıtma: Mezbaha ve entegre et tesislerinde atık suların arıtılmasında kimyasal arıtmanın yaygın olmadığı ve kimyasal arıtmadan çıkan suyun, sulama suyu olarak kullanılabilabileceği vurgulanmaktadır.

Elektrokoagülasyon: Elektrokoagülasyon yönteminin, entegre et ve et ürünleri endüstrisi atık sularının arıtılmasında alüminyum ve demir elektrotların kullanıldığı, elektrokoagülasyonda en yüksek KOİ (Kimyasal Oksijen İhtiyacı) giderim veriminin (%78.99) alüminyum elektrot ile elde edildiği belirtilmektedir.

Biyolojik Arıtma: Damlatmalı filtrasyon, aktif çamur sistemlerinde BOİ değerinde etkili arıtma verimi elde edilmektedir. Damlatmalı filtrasyon ile arıtmada %81-90; iki kademeli damlatmalı filtrasyon ile %95 oranında BOİ giderme verimi elde edildiğini, biyolojik arıtma amacıyla aktif çamur sistemi (%90-95 BOİ giderimi) veya oksidasyon hendekleri kullanılmakta olduğunu eklemiştir. Bildirildiğine göre et endüstrisi atık suyu arıtmada ise klasik ön çöktürme ve ön arıtma yerine flotasyon kullanılmakta ve bu şekilde yağ kapalı olmadan askıda katı partiküller yağ ile birlikte uzaklaştırılmaktadır. Damlatmalı filtrelerde atık sudaki yüksek BOİ nedeniyle 5/1 oranında geri besleme yapılmakta ve flotasyondan sonra %60 BOİ arıtımı sağlanmaktadır. Biyolojik arıtma basamağında damlatmalı filtreler, aktif çamur veya anaerobik temas prosesi kullanılmaktadır.

Fiziksel Arıtma: Şengül (1989) mezbaha atık sularının arıtılmasının ilk aşamasını ızgara ve elekten geçirme ile kıl, et, gübre, yüzen katı maddelerin, askıda katı maddelerin tutulması, yağ tutucular yardımıyla yağ ve gresin atık sudan uzaklaştırılmasını izleyen, daha sonra kullanılacak biyolojik arıtma sisteminin tipine bağlı olarak belirlenen ön çökeltme işlemi uygulaması olarak tanımlamıştır.

İleri Arıtma Teknikleri: Son yıllarda deşarj standartlarının daraltılması ve suların tekrar kullanılma ihtiyacı amacıyla ileri arıtma konusu gündemdedir. Atıksulardan suyun geri kazanılması veya atıksuların tekrar kullanımı, atıksuların bertaraf edilmesini oldukça kolaylaştırmaktadır. Konvansiyonel arıtma tesislerinde, uzaklaştırılmayan veya parçalanamayan dayanıklı (persistent) maddelerin zararsız hale getirilmesi için uygulanan tekniklere ileri arıtım teknikleri adı verilmektedir.

Birinci ve ikinci kademe arıtmalarında Biyolojik Oksijen İhtiyacı (BOİ) değerleri oldukça düşürülmekte ve zararlı mikroorganizmalar yok edilmektedir. Ancak, böyle sular Askıda Katı Madde (AKM) ve bol miktarda da suda çözünen organik ve inorganik maddeleri içerebilmektedir.

Çeşitli ileri arıtma teknikleri aşağıda verilmiştir.

- Membran Prosesleri
- İyon Değişirici Prosesleri
- Adsorpsiyon Prosesleri
- Ozonlama
- UV/Ozon/H₂O₂ Kombinasyonları
- Fenton Yöntemi
- Azot ve Fosfor Giderim Teknolojileri

2.3. Anaerobik Arıtma ve Esasları

Anaerobik (havasız) arıtma, kompleks organik atıkların, oksijensiz ortamda çeşitli tür ve özellikte mikroorganizma gruplarının faaliyetleri sonucunda biyolojik süreçlerle parçalanmak suretiyle, CH₄, CO₂, NH₃ ve H₂S gibi son ürünlere dönüştürülmesi şeklinde ifade edilir. Anaerobik arıtma; hidroliz, asit oluşumu ve metan oluşumu olmak üzere üç kademe meydana gelir. Hidroliz kademesinde; çözünemeyen, yüksek moleküllü organik maddeler (polisakkaridler, lipidler, proteinler) çözünebilir, enerji ve karbon hücresi kaynağı organik maddelere (monosakkaritler, şekerler, amino asitler ve serbest yağ asitleri) dönüşürler. Asit üretimi kademesinde; hidroliz kademesi ürünleri düşük moleküllü ara ürünlere, asetik aside, CO₂ ve H₂'e dönüşür. Metan üretimi kademesinde ise asit oluşumu safhasında oluşan ürünler CH₄ ve CO₂'e dönüştürülür.

Artan enerji maliyetleri, mevcut arıtma sistemlerinin yatırım ve işletme giderleri bakımından yeniden incelenmesini gündeme getirmiş ve bunun sonucu olarak, gerek çok değişik karakterli atıklara uygulanabilirliği, gerekse enerji tasarrufu sağlaması gibi avantajları nedeniyle anaerobik arıtma teknolojilerine son yıllarda giderek artan bir ilgi gösterilmektedir. Anaerobik arıtma teknolojisinde, özellikle 1970'ten başlayarak günümüze kadar gelen süreçte, anaerobik mikrobiyoloji, biyokimya, proses mühendisliği ve genetikteki araştırmalar sonucu önemli gelişmeler yaşanmıştır. Yakın geçmişte sadece biyolojik arıtma çamurlarının çürütülmesinde kullanılan anaerobik arıtma sistemleri günümüzde özellikle yüksek organik kirletici içeren gıda, içki, ilaç ve organik kimya endüstrileri atıksularının arıtımında geniş bir uygulama alanı bulmuştur.

2.3.1. Anaerobik Arıtma Sistemlerinin Avantaj ve Dezavantajları

Anaerobik arıtma sistemlerinin, aerobik (havalı) arıtma sistemlerine göre daha fazla avantaja sahip olması nedeniyle son yıllarda popülerliğini giderek arttırmıştır. Anaerobik arıtma sistemlerinin havalı sistemlere göre avantaj ve kısıtları Tablo 2.9.'da verilmiştir.

Çizelge 2.9. Aerobik ve anaerobik arıtma sistemlerinin avantaj ve dezavantajları
(Kettunen, 1997; Cillie ve ark., 1969)

AEROBİK	ANAEROBİK
Avantajları	Avantajları
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Geniş bir sıcaklık aralığında uygulanabilir ▪ İyi amonyum giderme verimine sahip ▪ Metal giderimi yapılabilir 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Yüksek atıksu debisi ve 5000 mg/l KOİ konsantrasyonundan daha büyük kirlilik yükleri için daha fizibil ▪ Havalandırma olmaması nedeniyle enerji ihtiyacı düşüktür. ▪ Çamur üretiminin az olması ▪ Proses esnasında oluşan metan sebebiyle 1000 kg KOİ giderimine karşılık 2700 kW-saat eşdeğeri net enerji üretimi ▪ Aerobik arıtmanın 5-10 katı organik yüklere müsait olması ▪ Düşük biyokütle üretimi sebebiyle azot ve fosfor gibi inorganik nütrient ihtiyacı, aerobik arıtma sistemlerinin nütrient ihtiyacının %5-20'sidir. ▪ Yüksek aktif biyokütle konsantrasyonu sayesinde reaktör hacmi azaltılabilir, şok yüklere ve toksik maddelere karşı sistemin direnci artırılabilir. ▪ Organik yükteki salınımlar tolere edilebilir ▪ Biyokütleyi sürekli besleme zorunluluğu yok ▪ Kötü koku problemi daha az
Dezavantajları	Dezavantajları
<ul style="list-style-type: none"> ▪ 1000 kg KOİ giderimine karşılık 500-2000 kW-sa havalandırma enerjisi gereklidir ▪ Çamur üretimi fazla ▪ Fosfor ilave etme gereği 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Prosesin ısıtılması için enerji gerekli ▪ Anaerobik proseslerde birim mikroorganizma başına substrat giderimi, benzer atıklarda aerobik proseslerdekinin 1/4-1/10'u kadar (Ketchum ve Earley, 1998) ▪ Aerobik olarak ayrıştırılabilen doymuş bazı hidrokarbonlar ve aromatikler anaerobik olarak arıtılamaz ▪ Biyokütle üretimi ve substrat giderme hızının düşük olması nedeniyle devreye alma süresi ve işletme problemlerinden sonra normal yüklemeye ulaşma süresi uzayabilir.

2.3.2. Anaerobik Arıtmanın Mikrobiyolojisi

Anaerobik arıtma sistemlerinde, henüz genetik özellikleri tam olarak bilinmeyen çok çeşitli tür ve özellikte mikroorganizma (archaeae) görev yapmaktadır. Bu mikroorganizma grupları genel bir bakış açısıyla *asit ve metan üreten archaeae* olarak sınıflandırılabilir. Anaerobik ayrışma sırasında gerçekleşen adımlarda etkili olan mikroorganizmalar işlevlerine göre Çizelge 2.10.'da verilmiştir.

Çizelge 2.10. Anaerobik ayrışma adımlarında etkili olan mikroorganizmalar ve işlevleri (Stronach ve ark., 1986)

Archeaelerin anaerobik ayrışmadaki işlevi	Mikroorganizma Tipi
Proteinlerin, amino asit ve şekerlere dönüştürülmesi	<i>Clostridium, Proteus vulgaris, Peptococcus, Bacteriodes, Bacillus, Vibrio</i>
Karbonhidratların, amino asit ve şekerlere dönüştürülmesi	<i>Clostridium, Acetovibrio cellulities, Staphylococcus, Bacteriodes</i>
Lipidlerin, yüksek moleküllü yağ asitleri, alkoller, amino asit ve şekerlere dönüştürülmesi	<i>Clostridium, Staphylococcus, Micrococcus</i>
Amino asit ve şekerlerin, yüksek moleküllü yağ asitleri ve alkollere dönüştürülmesi	<i>Zymomonas mobilis</i>
Amino asitlerin doğrudan asetata dönüştürülmesi	<i>Lactobacillus, Escherichia, Staphylococcus, Micrococcus, Pseudomonas, Desulfovibrio, Selenomonas, Veillonella, Sarcina, Streptococcus, Desulfobacter, Desulfuromonas, Bacillus</i>
Amino asitlerin, ara ürünlere dönüştürülmesi	<i>Clostridium, Eubacterium, Streptococcus</i>
Yüksek moleküllü yağ asitlerinin ve alkollerin, ara ürünlere dönüştürülmesi	<i>Clostridium, Syntrophomonas wolfei</i>
Ara ürünlerin, asetat ve hidrojene dönüştürülmesi	<i>Syntrophobacter wolinii, Syntrophomonas wolfei</i>
Asetatın, hidrojene dönüştürülmesi	<i>Clostridium aceticum</i>
Asetatın, metana dönüştürülmesi	<i>Methanosarchina, Methanothrix, Methanospirillum</i>
Hidrojenin, metana dönüştürülmesi	<i>Methanoplanus, Methanobacterium, Methanobrevibacterium</i>

Çözünmüş organik bileşikleri kullanan bakteriler, bu substratı butirik asit ve propiyonik aside ya da asetik asit ve hidrojene dönüştürürler. Bu oluşan butirik ve propiyonik asit asetat bakterileri tarafından kullanılarak asetik asit üretilir. Üretilen asetik asit, asetik asit kullanan metan bakterileri tarafından, üretilen hidrojen ise, hidrojen kullanan bakteriler tarafından metana dönüştürülür.

2.3.3 Anaerobik Arıtmada Mikroorganizma

Anaerobik süreçte rol oynayan bakteri grupları Chernicharo (1990) tarafından aşağıdaki gibi sınıflandırılmıştır.

- **Fermantatif Bakteriler**

Bu bakteri grubu anaerobik sürecin hidroliz ve asit fazında rol alır. Kompleks yapıdaki organik maddeler, çözünmüş hale gelmedikçe hücre zarından geçemezler. Karbonhidratlar, proteinler ve lipidler (selüloz, yarı selüloz, pektin, nişasta) gibi kompleks organik maddeler, fermantatif bakteriler tarafından üretilen proteazlar, lipazlar, amilazlar, selülazlar ve pektinazlar gibi hücre dışı enzimler vasıtasıyla daha küçük boyutta ve hücre zarından geçebilecek ürünlere dönüşürler. Bu ürünler hücre içine alınarak, etanol, bütirat, asetat gibi yeni ürünlere fermente edilirler. Fermantatif bakterilerin bu son ürünlerinin oluşumu kullanılan substrata ve ortam şartlarına bağlıdır. Örneğin, eğer ortamdaki H_2 kısmi basıncı düşük ise termodinamik olarak asetat ve karbondioksit gibi bileşiklerin oluşumu artar. Ya da tam tersi, eğer ortamdaki H_2 kısmi basıncı yüksek ise propionat ve diğer uzun karbon zincirli yağ asitlerinin oluşumu gerçekleşir.

Genel olarak fermantatif bakteriler faaliyetlerinde kullanılmak üzere, karbon kaynağı olarak organik asitlere ve karbondioksite, azot kaynağı olarak amonyağa, sülfür kaynağı olarak sülfide, vitamin B, hemin, menadione ve bazı mineral tuzlara ihtiyaç duyarlar.

- **Hidrojen Üreten Asetojenik Bakteriler**

Bu bakteri grubu, alkolleri, bazı aromatik bileşikleri, propionat ve diğer uzun karbon zincirli organik asitleri, asetata ve karbondioksite katabolize ettiklerinden anaerobik proses için oldukça önemlidirler.

Bu bakteri grubunun sadece bazı türleri izole edilerek incelenebilmiştir. Bu yüzden bu grubun temel nütrient ihtiyaçları hakkında çok az şey bilinmektedir. Bu bakteri grubu hakkında devam eden çalışmalar, bu bakterilerle, anaerobik ortamdaki H₂ kısmi basıncını düzenlemede etkili olan hidrojen tüketen asetojenik bakteriler arasında bir simbiyotik ilişki vardır. Eğer H₂ kısmi basıncı son derece düşük seviyelerde tutulursa, propionat ve diğer uzun karbon zincirli yağ asitlerinin asetata ve hidrojene dönüşümü artmaktadır. H₂ kısmi basıncının yüksek seviyelerinde ise bu dönüşüm gerçekleşmez ve metan ve karbondioksitin üretimi yerine sistemde uçucu asit birikmesi meydana gelir.

- **Hidrojen Tüketen Asetojenik Bakteriler**

Metan üretiminde kullanılacak olan asetat, bu bakteri grubu tarafından üretildiğinden dolayı homoasetojenler olarak da bilinen bu bakteri grubunun faaliyetleri anaerobik süreç için çok önemlidir. Bunlar hidrojen ve karbondioksiti kullanarak asetat üretmektedirler.

- **Metanojenik Bakteriler**

Metan bakterileri morfolojik olarak birbirine benzemeyen, farklılıklar gösteren bir gruptur. Bununla beraber tamamı anaerobik şartlarda faaliyet gösterirler ve benzer bir metabolik kapasiteye sahiptirler.

Metan bakterileri, *Archaeobacteria kingdom*'a dahildir. Metan bakterilerinden sadece *Methanosarcine sp.*, *Methanothrix soehngenii* ve *Methanococcus mazei* asetat kullanan türlerdir.

- **Sülfat İndirgeyen Bakteriler**

Sülfat indirgeyen bakteriler anaerobik ortamda sıklıkla bulunan, metan bakterileri tarafından kullanılan asetat ve H₂'yi tüketen bir bakteri grubudur. Anaerobik reaktörlerde bulunan üç çeşit bakteri tipi; Desulfovibrio, Desulfotomaculum, Desulfobulbus şeklindedir. Metan üretiminin sülfat inhibisyonuna uğraması aşağıdaki iki mekanizma ile açıklanabilir;

- Sülfat indirgeyen bakterilerin metan bakterileriyle hidrojen ve asetat kullanımını için rekabete girmesi. Ortamda sülfat konsantrasyonunun fazla olması halinde sülfat gideren bakteriler metan üreten bakteriler ile H₂ için rekabete girmektedir. Ancak ortamda yeterince sülfat olmaması durumunda sülfat gideren bakteriler asetik asit üreten bakteriler gibi H₂ üretecek tarzda faaliyet gösterebilmektedir.
- Sülfatın ortamda fazla miktarda bulunması, sülfat indirgeyen bakterilerin yüksek konsantrasyonlarda metan bakterileri için toksik etkisi bulunan sülfidi üretmesine ve dolayısı ile yine yüksek konsantrasyonlarda zehirli etkiye sahip H₂S üretimine neden olmaktadır.

Bu yüzden sülfat indirgeyen bakteriler anaerobik süreçte önemli bir rol üstlenmiştir. Çünkü sülfat indirgeyen bakteriler aynı substratlar için metan bakterileri ile rekabete girdiği gibi diğer taraftan bir miktar sülfid metan bakterilerinin çoğalması için gereklidir. Anaerobik süreçte rol oynayan bazı metanojenlerin özellikleri Tablo 2.11.'de verilmiştir.

2.3.4. Anaerobik Arıtma Mekanizması

Hidroliz Fazı: Kompleks yapıdaki organik maddeler, çözünmüş hale gelmedikçe hücre zarından geçemedikleri için mikroorganizmalarca kullanılamazlar. Karbonhidratlar, proteinler ve lipidler gibi kompleks organik maddeler, proteazlar, lipazlar, amilazlar, selülazlar ve pektinazlar gibi hücre dışı enzimler vasıtasıyla daha küçük boyutta ve hücre zarından geçebilecek çözünebilir ürünlere dönüşürler.

Hidroliz, oldukça yavaş bir süreçtir. Reaksiyon hızını etkileyen en önemli faktörler pH, sıcaklık, mikroorganizma bekletme süresidir. Özellikle lipidler çok yavaş hidroliz olduğundan önemli nispette yağ ve diğer yavaş hidroliz olan maddeler ihtiva eden atıkların anaerobik arıtımında hidroliz hız sınırlayıcı bir faktör olabilmektedir. Selüloz, ligninler doğada oldukça fazla bulunan organik bileşiklerdir ve çok yavaş hidroliz olurlar. Proteinler, hücre dışı enzimlerle peptonlar, peptidler ve amino asitlere hidrolize olurlar.

Proteinlerin hidrolizi sonucu üretilen amino asitler daha sonra uçucu yağ asitlerine (VFA), karbondioksite, hidrojen gazına ve sülfüre (S^{-2}) fermente olurlar. Lipidler, suda çözünmeyen ancak organik çözücülerde çözünebilen organik bileşiklerdir. Bunlarda ligninler gibi çok yavaş hidroliz olan maddelerdir.

Çizelge 2.11 : Anaerobik süreçte rol oynayan bazı metanojenlerin özellikleri
(Thiele ve Zeikus, 1988).

Aile	Morfoloji	Substrat	Optimum Sıcaklık	Optimum pH
Methanobacteriaceae				
Methanobacterium				
<i>M.formicicum</i>	rod	H ₂ format	37	7.0
<i>M.bryantii</i>	rod	H ₂	38	7.0
<i>M.thermoautotrophicum</i>	rod	H ₂	65-70	7.2-7.6
<i>M.wolfei</i>	rod	H ₂	55-65	7.0-7.6
<i>M.thermoalcaliphilum</i>	rod	H ₂	65	7.0-7.5
<i>M.amirhi</i>	rod	H ₂ format	60	7.5-8.5
<i>Methanobrevibacter</i>				
M.ruminantium	rod	H ₂ format	38	6.9-7.4
M.arboriphilus	rod	H ₂	30-37	7.2
Methanosphaera				
<i>M.stadtmaniae</i>	coccus	H ₂ metanol	36-40	7.5-8.0
Methanococcaceae				
<i>M.vannielii</i>	coccus	H ₂ format	36-40	6.5-6.9
<i>M.vertae</i>	coccus	H ₂ format	32-40	7.0-9.0
<i>M.maripaludis</i>	coccus	H ₂ format	38	6.7-7.4
<i>M.deltae</i>	coccus	H ₂ format	37	-
<i>M.thermolithotrophicum</i>	coccus	H ₂ format	65	6.5-7.5
<i>M.jannaschii</i>	coccus	H ₂	95	6.0
Methanomicrobiaceae				
Methanomicrobium				
<i>M.mobile</i>	rod	H ₂ format	40	6.1-6.9
<i>M.limicola</i>	planes	H ₂ format	40	7.0
Methanopirillum hungatei	sprillum	H ₂ format	30-37	6.6-7.4
Methanosarcinaceae				
<i>M.barkeri</i>	sarcina	H ₂ metanol Metilamin	35	7.0
<i>M.mazei</i>	coccus	Asetat H ₂ format met.aset.	40	6.0-7.0
<i>Methanotherix</i> <i>shoengenii</i>	filementous rod	asetat	37	7.4-7.8

Asit Fazı: Asit üretimi safhasında, hidroliz sonucu oluşan daha küçük ve hücre zarından geçebilecek boyutta çözünebilir ürünlerden, asit bakterileri tarafından asetik asit ve ara ürünler olan bütirik asit, propiyonik asit, valerik asit gibi uçucu yağ asitleri oluşturulur.

Asetik asit, asit bakterileri tarafından direkt olarak hidroliz ürünlerinden üretildiği gibi asetat bakterilerinin bazı uçucu yağ asitleri ve hidrojeni kullanmasıyla da üretilir. Asit fazında oluşan bu asitlerden sadece asetik asit metan bakterileri tarafından metan üretiminde kullanılabilir.

Asit üretim hızı metan üretim hızıyla kıyaslandığında daha yüksek olduğundan, hidroliz ürünlerindeki veya bu özellikteki maddelerin konsantrasyonundaki ani artış ortamdaki uçucu yağ asidi konsantrasyonunun yükselmesine, pH'ın düşmesine, böylece metan bakterilerinin inhibe olmasına neden olur. Bu nedenle sistemlerin organik yüklemesi sürekli kontrol altında tutulmalıdır.

Metan Fazı: Anaerobik sürecin sonuçlandığı bu fazda metan üretimi iki yolla gerçekleşir. Bunlardan birincisi, metan bakterileri tarafından asetik asidin parçalanması, ikincisi ise başka bir metan bakteri grubu tarafından hidrojen ve karbondioksitin sentezi sonucu metan üretilmesidir.

Hidrojen ve karbondioksiti kullanarak metan üreten bakteriler, asetik asidi kullanarak metan üreten bakterilere göre çok daha hızlı çoğalmalarına rağmen, anaerobik reaktörlerde üretilen metanın yaklaşık %30'u hidrojen ve karbondioksitten, %70'i ise asetik asidin parçalanmasından oluşmaktadır. (Jeris ve McCarty, 1965). Metan bakterileri asetik asit ve hidrojenin yanında tek karbonlu bazı bileşikleri de kullanabildiğinden metanol ve formik asitten de çok az miktarda metan üretilmektedir. Metan fazı asit fazına göre daha yavaş gerçekleştiğinden anaerobik süreç için genelde hız sınırlayıcı fazdır. Ancak özellikle lipidler gibi çok yavaş hidroliz olabilen maddelerin yüksek oranda bulunduran atıksular için hız belirleyici faz hidroliz fazı da olabilir.

2.3.5. Anaerobik Arıtma Proseslerini Etkileyen Çevresel Faktörler

Anaerobik proseslerde çok çeşitli metabolik özelliklere sahip mikroorganizma grupları rol oynamaktadır. Arıtma mekanizması bu mikroorganizma grupları üzerine kurulmuştur. Anaerobik proseslerden istenilen performansın alınabilmesi için bu süreçte görev yapan tüm mikroorganizma gruplarının birlikte uyum içinde faaliyet göstermeleri gerekir. Anaerobik mikroorganizma türlerinde çevresel değişikliklere karşı en hassas mikroorganizma türü metan üreten bakterilerdir. Kompleks organik maddelerin metana dönüşümünde de bu türler hız kısıtlayıcı bir rol oynamaktadır. Anaerobik arıtma sürecini doğrudan etkileyen, izlenmesi ve kontrol altında tutulması gereken başlıca parametreler şunlardır:

- Sıcaklık
- pH, Alkalinite ve Uçucu Asitler
- Nutrientler
- Zararlı Maddeler

Sıcaklık: Anaerobik proseslerde meydana gelen metabolik faaliyetlerin sıcaklığa olan hassasiyetinden dolayı, anaerobik arıtmada sıcaklık hem dizayn hem de işletme aşamalarında dikkat edilmesi gereken önemli bir parametredir.

Anaerobik arıtmada üç sıcaklık aralığı tanımlanmıştır;

Sakrofilik : < 20 °C

Mezofilik : 20-45 °C

Termofilik : 50-65 °C

45-50°C arası mezofilik ve termofilik arasında kaldığından dolayı bu sıcaklık aralığında kararsız işletme koşulları meydana gelir. Sakrofilik koşullarda anaerobik reaktörün işletmeye alma devresi oldukça uzun sürer. Ayrıca 20°C 'nin altında ve 70°C'nin üstünde metan verimi oldukça düşüktür.

Termofilik şartlar genelde ısıtma ihtiyacına duyduğundan dolayı işletme maliyetlerini arttırdığı için mezofilik aralık genelde daha fazla uygulama alanı bulmaktadır (McCarty, 1964). Bu yüzden termofilik şartların tatbiki zaten yüksek sıcaklığa sahip endüstri suları için daha uygundur. Optimum sıcaklık mezofilik sistemlerde $35\pm 3^{\circ}\text{C}$, termofilik sistemlerde $55\pm 2^{\circ}\text{C}$ olarak kabul edilmektedir (Stronach, Rudd ve Lester, 1986). Optimum sıcaklık aralıklarına ilaveten sıcaklıktaki ani değişiklikler, uygun sıcaklık aralığı içinde kalsa dahi metan bakterilerinin aktivitelerini son derece olumsuz etkiler. Termofilik ortamda 5°C 'lik ani sıcaklık değişimi inhibisyona yol açmaktadır (Fisher ve Greene, 1945).

Prosesin olumsuz etkilenmesini önlemek için Henze ve Harremoes (1983) tarafından sıcaklıktaki değişimin günde 1°C gibi çok yavaş bir hızda yapılması, Moes (1974) tarafından ise sıcaklık değişiminin günde $+2^{\circ}\text{C}$ 'yi aşmaması tavsiye edilmiştir. Metan mikroorganizmaları için optimum sıcaklıklar Tablo 2.12.'de verilmiştir.

Çizelge 2.12. Metan mikroorganizmaları için optimum sıcaklıklar

Optimum Sıcaklık, $^{\circ}\text{C}$	Mikroorganizma	Referans
33-40	<i>M. arboriphilus</i>	Zehnder ve Wuhrmann, 1977
35-40	<i>M. soehngeii</i>	Huser, 1981
50	<i>Methanosarcina strain TM-1</i>	Zinder ve Mah, 1979
65-70	<i>M. thermoautotrophicum</i>	Zeikus ve Wolf, 1972
83	<i>Methanothermus</i>	Stetter vd, 1981

pH, Alkalinite ve Uçucu Asitler: Bu üç parametre birbiriyle çok yakından ilgili olup anaerobik proseste iyi işletme şartlarının sağlanması için oldukça önemlidirler. Metan üreten bakteriler için çeşitli optimum pH değerleri ileri sürülmüştür. Bunlardan bazıları;

6.5 < pH < 7.1 (Van den Berg ve diğ., 1976)

6.6 < pH < 7.6 (McCarty, 1964)

6.8 < pH < 8.9 (Balch vd., 1979)

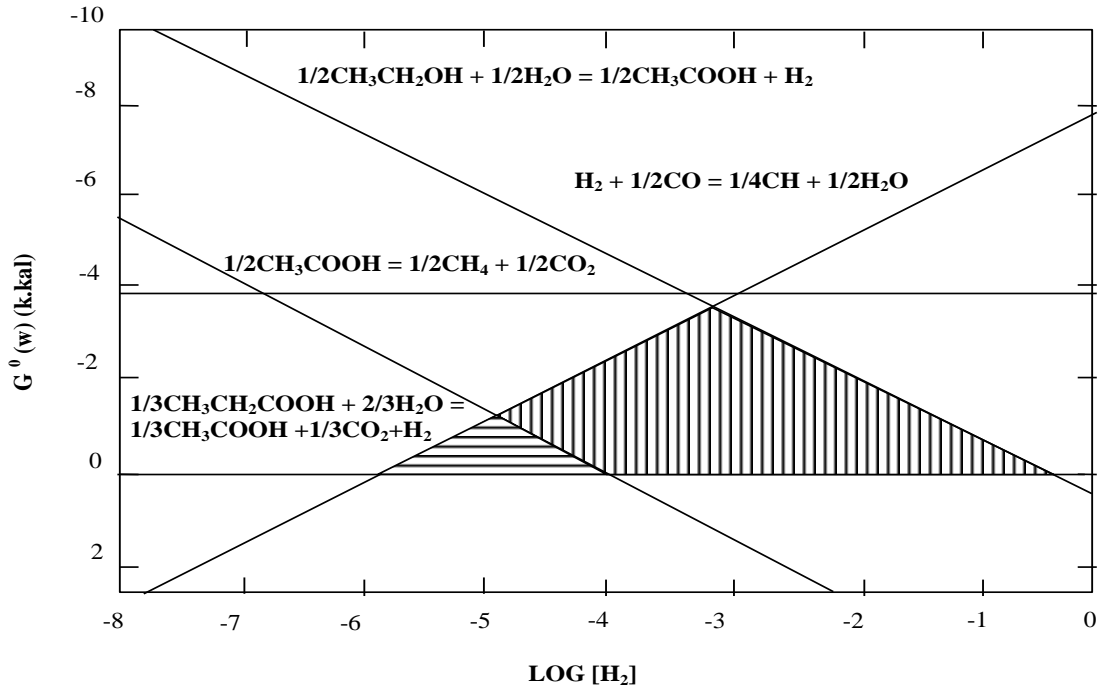
Bunun yanında asit bakterileri düşük pH değerlerine daha toleranslı olup optimum pH değeri 5 < pH < 6 şeklindedir ve bu aralık metan bakterileri için gerekli olandan daha düşüktür (Henze ve Harremoes, 1983).

Metan bakterileri için optimum pH değeri 6.6 < pH < 7.6 olarak verilmiştir (McCarty, 1964). Anderson ve diğ. (1982), ise optimum pH aralığının 6.5-8.2 arası olduğu sonucuna varmıştır. Sonuç olarak anaerobik sistemlerin işletilmesinde pH'nın 6.5'in altına düşmesi istenmez. Genelde pH ile ilgili anaerobik reaktörlerde karşılaşılan sorun, yüksek organik yükleme yapılması ve asit bakterilerinin metan bakterilerinin tükettiğinden daha fazla asit üretmesi sonucu ortamdaki uçucu asit konsantrasyonunun artmasıyla pH'nın düşmesi şeklinde gerçekleşir. Düşük pH metan bakterilerini inhibe eder ve bu olay metan üretiminin düşmesi hatta durması ile sonuçlanır. Bu yüzden anaerobik reaktördeki pH kontrolü genellikle metan bakterilerinin inhibisyonunu önlemek için yapılır. Anaerobik reaktörde pH'nın 6.5'in altına düşmesi asit bakterileri için optimum pH değerine yaklaşılması demektir. pH'taki bu düşüş asit bakterilerinin aktivitesinin normal işletme şartlarındakinden daha fazla artmasına neden olur.

Ancak pH'taki düşüş 5'in altına indiğinde asit bakterileri de inhibe olur. Bu durumda asit bakterileri tarafından asit üretimi durur ve reaktör içinde iyonlaşmamış asit konsantrasyonunda artış meydana gelir. pH'ın tekrar yükselmesini sağlamak için organik yük azaltılır ve Ca(OH)₂ (kireç), sodyum karbonat (Na₂CO₃), sodyum bikarbonat (NaHCO₃), amonyum bikarbonat (NH₄HCO₃) veya NaOH gibi kimyasallar ilave edilir.

Kireç ucuz ve kolay temin edilebilen bir kimyasal olmasına rağmen 6.5'in üzerindeki pH'larda çözünürlüğü sıfır olduğundan dolayı CaCO_3 şeklinde çökeceğinden kireç ancak pH 6.5'ten, küçük ise kullanılabilir (McCarty, 1964). Ayrıca kireç ilave edilmesiyle, kalsiyum, kalsiyum orto fosfat şeklinde kendine bağladığından dolayı fosforun tüketilmesi sonucu besi maddesi eksikliği meydana gelebilir (Mosey, 1983). Bu yüzden endüstri atıksularının arıtımında genellikle bir pH metre kontrolünde NaOH ilave edilmesi tercih edilmektedir.

Uygun işletme şartlarının sağlanmasında ortamdaki H_2 kısmi basıncının da gözlenmesinde fayda vardır. Ortamdaki H_2 kısmi basıncı 10^{-4} (100 ppm) atmosferin üstüne çıkarsa propiyonik asidin asetik aside dönüşümü dolayısıyla metan üretimi durur. H_2 kısmi basıncı 10^{-6} (1 ppm) atmosferin altına indiğinde ise H_2 'nin metana dönüşümü durmaktadır. Bu yüzden metan üretiminin devamı için H_2 kısmi basıncının 10^{-4} - 10^{-6} aralığında kalması gereklidir. H_2 kısmi basıncının metan üretimine etkisi Şekil 2.2.'de verilmiştir.



Şekil 2.2. H_2 kısmi basıncının metan üretimine etkisi (McCarty, 1982)

pH'nın düşmesi reaktördeki düzensizliğin başlangıcını değil sonucunu yansıttığından dolayı H₂ kısmi basıncı izlenerek pH düşmesi 1 gün önceden tespit edilerek etkin bir proses kontrolü yapılabilir (Öztürk, 1999).

Anaerobik sistemlerde uygun alkalinite miktarı, uçucu asitlerdeki ani artış ve pH'taki düşüşe karşı sistemi korur. 2500-5000 mg/l gibi yüksek CaCO₃ alkalinitesi, şok yüklemeler veya başka çevresel faktörler sonucu oluşacak uçucu asit konsantrasyonundaki artışa karşı oldukça yüksek tampon kapasitesine sahip olmasına rağmen (Sawyer ve Howard, 1954), asetik asit olarak toplam uçucu yağ asitlerinin konsantrasyonunun, toplam CaCO₃ alkalinitesine oranı, sistemin tampon kapasitesinin belirlenmesinde daha iyi bir yoldur ve bu değer < 0.1 olmalıdır (Kaspar ve Wuhrmann, 1978).

Alkalinite ve uçucu asitlerin her ikisi de kompleks organik maddelerin dekompozisyonuyla üretilir. Karbonik asit ve uçucu asitlerin pH'nın değişimine etkisi oldukça önemlidir. 6.0-7.5 pH aralığında anaerobik sistemin tampon kapasitesi, karbonik asitten hidrojen iyonuna dönüşüm ile dengede olan bikarbonat konsantrasyonundan kaynaklanır (Li ve Sutton, 1984).

Anaerobik proseste gerekli olan toplam alkalinite, karbondioksit dengesi için ihtiyaç duyulan bikarbonat alkalinitesinin ve uçucu asitlerin nötralizasyonu için ihtiyaç duyulan bikarbonat alkalinitesinin toplamıdır.

Besi Maddesi: Anaerobik süreçte görev yapan mikroorganizmalar çoğalma ve enzim aktiviteleri için besi maddelerine ihtiyaç duyarlar. Farklı metabolik yapıdaki mikroorganizma grupları farklı tür besi maddelerine ihtiyaç duyabileceğinden gerekli besi maddeleri yeteri kadar ortamda bulunmalıdır.

Evsel atıksular genellikle tüm bu nütrientleri yeteri kadar içerdiğinden besi maddeleri bakımından uygun şartları kendiliğinden sağlayan atıksulardır. Ancak endüstriyel atıksuların anaerobik arıtımında genellikle dışarıdan besi maddesi ilave edilmesine gerek duyulur.

NH_4^+ olarak azot ve PO_4^{-3} olarak fosfor tüm çoğalma ve enerji transfer aktiviteleri için önemli besi maddeleridir. Speece ve McCarty (1964) anaerobik biyokütleyi $\text{C}_5\text{H}_9\text{O}_3\text{N}$ ampirik ifadesiyle göstererek, N/Biyokütle oranını yaklaşık % 11 olarak ve fosfor ihtiyacını azot ihtiyacının % 15' i olarak tespit etmiştir. McCarty (1972, 1974) tarafından stokiometrik biyokütle kompozisyonu $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ şeklinde ifade edilerek N/P oranı 6.7 olarak kabul edilmiştir. Mosey (1981, 1983) ve Frostell (1985) tarafından makronütrientler için hesaplanan teorik biyokütle dönüşüm sabitleri ve optimum KOI/N/P oranları Çizelge 2.13.'te verilmiştir.

Çizelge 2.13. Anaerobik arıtmadaki çeşitli substratlar için teorik biyokütle dönüşüm sabitleri ve optimum KOI/N/P oranları

Substrat	Dönüşüm katsayısı kg/kgKOI	Optimum KOI/N/P oranı
Hidrojen	0.13	416 / 6.7 / 1
Asetik asit	0.038	1420 / 6.7 / 1
Propiyonik asit	0.12	451 / 6.7 / 1
Bütirik asit	0.16	338 / 6.7 / 1
Uzun zincirli yağ asitleri	0.14	386 / 6.7 / 1
Karbonhidratlar	0.22	246 / 6.7 / 1
Yağlar	0.14	386 / 6.7 / 1

KOI/N/P oranının anaerobik proseslerin işletmeye alma döneminde 300/6.7/1-500/6.7/1 tutulması tavsiye edilmektedir. Yüksek yüklü prosesler için KOI/N oranı yaklaşık 400/7, düşük yüklü prosesler için, (< 0.5 kg KOI/kg UAKM.gün) KOI/N oranı yaklaşık 1000/7 olarak hesap edilmiştir (Henze ve Harremoos, 1983). Çok yüksek seviyede azot miktarının olması zehirlilik etkisi yapmaktadır.

Bununla beraber, azot miktarı çok düşük seviyelerde olduğunda, daha hızlı olan asit bakterileri tarafından asit üretiminde kullanılır ve metan bakterilerine kullanabileceği çok az miktarda azot kalmaktadır. 95 mg/l'den yüksek fosfor konsantrasyonu, asetat kullanarak metan üreten bakteriler için inhibitör olduğu bilinmektedir (Van den Berg ve ark., 1976).

Metan bakterilerinin ihtiyaç duyduğu sülfür ihtiyacı karmaşık bir çevrim içerisinde. Çünkü bir taraftan sülfatın varlığında sülfat indirgeyen bakteriler hidrojen ve asetat gibi substratlar için metan bakterileri ile rekabete girerek metan üretimini sınırlandırırken, diğer taraftan metan bakterileri çoğalmak için bir miktar sülfite ihtiyaçta duymaktadır. Makro-nütrientler olarak adlandırılan N, P, C dışında mikro-nütrientler olarak bilinen elementlere de anaerobik proseslerin performansını arttırmak için ihtiyaç vardır. Bunlar; Na, K, Mg, Ca, Ba, Mo, Ni, Co, W, Se ve Fe elementleridir.

İnhibisyon ve Toksikite: Anaerobik süreçte çeşitli inhibitör ve toksik etki yapan maddeler metabolik faaliyetleri etkileyebilir. Bu maddeler sistemlere atıksu içeriği ile girebileceği gibi metabolik faaliyetler sonucu da üretilebilirler. Bu maddelerin etkili oldukları miktar maddenin türüne bağlı olarak çok farklı konsantrasyonlarda karşımıza çıkar (Tablo 2.14). Bununla birlikte inhibitör olan maddelerin çoğu belli değerler içinde kaldığı takdirde prosesin performansını artırıcı yönde etki yaparlar. Oksijen NO_3^- , H_2O_2 , SO_4^{2-} şeklinde bağlı bile olsa ortamda bulunmamalıdır. Yüksek konsantrasyonda NO_3^- içeren atıksuya anaerobik arıtmadan önce uygulanan bir ön denitrifikasyonun anaerobik proses verimini arttırdığı görülmüştür.

- **Amonyak İnhibisyonu**

Özellikle yüksek miktarda protein ve üre içeren atıksularda amonyak inhibisyonu problem yaratabilir. Amonyak inhibisyonunda, sıcaklık ve pH gibi ortam şartları inhibisyon derecesini etkiler. Toplam NH_4^+ konsantrasyonunun pH=7'de %1'i serbest amonyağa dönüşürken bu oran pH=8'de %10 değerine çıkar.



pH'in 7.2 ve daha küçük değerlerinde yukarıdaki eşitlik sola doğru çalışır ve inhibisyon amonyum iyonu konsantrasyonu ile ilişkilidir. Daha yüksek pH seviyelerinde ise eşitlik sağa doğru çalıştığından inhibisyon amonyak konsantrasyonu ile ilişkilidir.

Çizelge 2.14. Anaerobik süreci etkileyen zararlı madde konsantrasyonları

Kimyasal Adı	İyon	İnhibisyon		Referans
		Kabul edilebilir (mg/l)	Etkili (mg/l)	
Amonyum	NH ₄ ⁺	1500	> 3000	Kroeker ve diğ, 1979
Amonyak	NH ₃ -N	-	> 150	McCarty, 1964
Sülfid	H ₂ S	100	200	Mosey, 1974
Uçucu asitler	-	-	> 2000	Kroeker ve diğ, 1979
İyonlaşmamış UA	-	-	> 10	Duarte, 1980
Sodyum	Na ⁺	3500-5500	8000	McCarty, 1964
Potasyum	K ⁺	2500-4500	12000	McCarty, 1964
Kalsiyum	Ca ⁺⁺	2500-4500	8000	McCarty, 1964
Magnezyum	Mg ⁺⁺	1000-1500	3000	McCarty, 1964
** Demir	Fe ⁺⁺	400	800	Mosey, 1976
** Nikel	Ni ⁺⁺	400	800	Mosey, 1976
** Bakır	Cu ^{+/+2}	400	800	Mosey, 1976
** Kadmiyum	Cd ⁺⁺	400	800	Mosey, 1976
* Chromium	Cr ⁺⁺	2	3	Mosey, 1976
** Kurşun	Pb ^{+2/+3}	400	800	Mosey, 1976
** Çinko	Zn ⁺⁺	400	800	Mosey, 1976

* % toplam katılar ; ** meq/kg katı

McCarty ve Mc Kinney (1964) tarafından 150 mg/l'nin üzerinde serbest amonyak konsantrasyonunun metan bakterilerine toksik etki yaptığı bununla beraber amonyum iyonu konsantrasyonu için maksimum güvenlik limitinin 3000 mg/l olduğu sonucu çıkarılmıştır. Serbest amonyak konsantrasyonunun 150 mg/l üzerine çıktığı durumlarda toksik etki görülür ve tüm metanojenik aktivite durur. Amonyum iyonu konsantrasyonu ve etki şekli Çizelge 2.15.'te verilmiştir.

Çizelge 2.15. Amonyum iyonu konsantrasyonunun anaerobik prosese etkisi

Konsantrasyon (mg/l)	Etki
50-200	Faydalı
200-1000	Zararsız
1500-3000	İnhibitör (pH > 7.4)
> 3000	Toksik

Yüksek pH'larda toplam konsantrasyon 3000 mg/l'nin altında bile olsa pH'a bağlı olarak inhibisyon meydana gelmektedir. 1500 mg/l'nin üzerinde toplam amonyak konsantrasyonunun pH=7.9'da inhibisyon etkisinin olduğu rapor edilmiştir. Buna benzer başka bir çalışmada ise, pH = 7'de toplam amonyak konsantrasyonu 7000 mg/l değerinde bile bir inhibisyon gözlenmezken, serbest amonyak konsantrasyonu 80 seviyesinde iken pH'a bakılmaksızın toksik etki gözlenmiştir (Sathananthan, 1981).

• Sülfür İnhibisyonu

Metan bakterileri asetik asit ve hidrojeni enerji kaynağı olarak kullanarak metan üretimini sağlarlar. Sülfat indirgeyen bakterilerde aynı şekilde asetik asit ve hidrojeni enerji kaynağı olarak kullanarak sülfatı hidrojen sülfüre (H₂S) çevirirler. Ancak sülfat performansı metan bakterilerinininkinden daha yüksek olduğundan metan üretiminin düşmesine neden olurlar.

Bu durum genellikle yüksek organik yüklemelerde KOİ/SO₄ oranında meydana gelir. Bununla birlikte anaerobik sürecin asit fazı hiçbir şekilde etkilenmez. Anaerobik proste çok kısa bir alışma devresinden sonra 50-100 mg/l çözülmüş sülfid konsantrasyonu zararsızdır. 200 mg/l'ye kadar sülfid konsantrasyonu bir süre alışma devresi sonrası sürekli işletilen sistemlerde yine bir inhibisyon etkisi görülmez. >200 mg/l çözülmüş sülfid konsantrasyonunda ise metan üretimi inhibisyona uğrar (McCarty, 1964).

- **Ağır Metaller**

Ağır metaller anaerobik prosteeki metabolik faaliyetlerde kullanılan enzimlerin aktivitelerini durdurarak inhibisyon etki yaparlar. Ayrıca diğer zararlı maddelerden farklı olarak ağır metaller biyolojik olarak giderilemediğinden birikme özelliğine sahiptirler. Bu yüzden çok düşük konsantrasyonlarının bile proseslerde bulunması risklidir. Tolere edilebilir ağır metal konsantrasyonu, ağır metallerle birleşerek çözülmeyen sülfid tuzlarını oluşturan reaktördeki mevcut sülfid konsantrasyonu ile ilişkilidir. Sülfidler tek başlarına anaerobik proses için toksik olmalarına rağmen ağır metallerle birleşerek çözülmeyen sülfid tuzlarını oluşturduklarında hiçbir olumsuz etki göstermemektedirler (McCarty, 1964; Lawrence ve McCarty, 1965). Ağır metal toksisitesini kontrol etmenin en etkili yollarından biri metalleri çöktürmek için sülfat ilave edilmesidir. McCarty (1964) tarafından litre başına 1 mg bakır, çinko veya çöktürmek için litre başına yaklaşık 0.5 mg sülfat kullanılması, eğer bu oran esnasında yeterli olmazsa bu durumda sodyum sülfid veya bir sülfat tuzu ilave edilmesi tavsiye edilmiştir.

2.3.6. Anaerobik arıtma sistemleri

Anaerobik proste görev yapan bakterilerin reaktörde bulunma şekline göre reaktörler iki ana sınıfa ayrılır.

- Askıda Büyüyen Sistemler
- Biyofilm Sistemler

En çok bilinen başlıca sistemler şunlardır;

- a. Klasik Anaerobik Çamur Çürütücü
- b. Anaerobik Temas Reaktörü
- c. Anaerobik Filtre
- d. Anaerobik Çamur Yataklı Reaktör
- e. Anaerobik Akışkan Yataklı Reaktör (AAYR)
- f. Anaerobik Döner Diskler
- g. Anaerobik Çamur Yataklı Filtre
- h. Membranlı Anaerobik Reaktör
- i. Anaerobik Ardışık Kesikli Reaktör
- j. İki Kademeli Anaerobik Arıtma Sistemleri

a. Klasik Anaerobik Çamur Çürütücü

Genelde evsel arıtma çamurlarının çürütülmesinde kullanılan en eski ve en basit reaktör tipidir. Bu reaktörlerde mikroorganizma bekletme süresi, hidrolik bekletme süresine eşittir. Metan bakterilerinin yıkanmasını önlemek için çamur yaşının 10-12 günden az olmaması gerekir. Maksimum organik yükleme hızı $<4 \text{ kg KOI/m}^3 \cdot \text{gün}$ olmalıdır. Hacminin çok büyük oluşu ve çıkışta AKM konsantrasyonunun yüksek olmasından dolayı endüstriyel atıksu arıtımında pek kullanılmamaktadır (Öztürk, 1999).

b. Anaerobik Temas Reaktörü

Yüksek hidrolik bekletme süresini azaltmak, stabil reaktör performansı için uygun çamur bekletme süresini temin etmek için klasik anaerobik çamur çürütücüye çöktürme tankı ve geri devir ilave edilerek oluşturulmuştur. Bu şekilde daha yüksek çamur yaşı, daha yüksek verim ve daha küçük hacim elde edilmiştir. Bu sistemler anaerobik aktif çamur sistemi olarak da adlandırılırlar. Bununla beraber çöktürme tankında gaz çıkışının devam etmesi çökeltme verimini düşürdüğünden dolayı istenilen çöktürme verimini sağlamak için vakumlu gaz ayırıcı, termal şok gibi uygulamalara ihtiyaç vardır.

c. Anaerobik Filtre

Anaerobik filtreler, içerisinde kırma taş veya plastik dolgu malzemesi bulunan, aşağı akışlı veya yukarı akışlı olarak çalıştırılabilen, mikroorganizmaların bu dolgu malzemesine tutunarak çoğalıp arıtmayı gerçekleştirdiği bir sistemdir. İlk olarak yukarı akışlı olarak Young ve McCarty (1967) tarafından denenmiştir. Daha sonra aşağı akışlı olarak da uygulanmıştır. Düşük F/M oranlarından düşük çamur üretimi ve çamurun yüksek çökeltme özelliğinde oluşu pozitif özelliklere sahiptir. Biyokütle bekletme süresi, toplam yüzey alanını etkilediğinden dolgu malzemesi şekli ve boyutuyla ilişkilidir (Young ve Dahab, 1983). Bu sistemlerde yüksek çamur bekletme süreleri ve düşük çamur üretimi elde edilmektedir. Sistem yeni şartlara kolay adapte olabildiğinden çeşitli inhibitörlere maruz kalması durumunda genelde çok fazla biyokütle kaybı meydana gelmez. Anaerobik filtrelerin, sentetik dolgu malzemesinin pahalı olması, biyofilm oluşumunun uzun sürmesi nedeniyle işletmeye alma devresinin uzun sürmesi ve yüksek AKM içeren atıksular ın kısa sürede tıkanma ve kanallanmalara yol açması gibi dezavantajları vardır.

d. Anaerobik Çamur Yataklı Reaktör

Yukarı akışlı anaerobik çamur yatağı sistemi ilk olarak Lettinga tarafından Hollanda'da denenmiştir. Atıksu reaktörün alt kısmından beslenir ve arıtılmış su üst kısmından savaklanarak sistemi terk eder. Arıtma işlemi atıksuyun alt kısmında bulunan çökeltme hızı çok yüksek olan granüler çamur yatağının (1-5 mm) içinden geçişi sırasında gerçekleşir. Bu çamur yatağının üstündeki kısım ise çamur örtüsü olarak adlandırılır.

Yüksek çökeltme hızı (43 m/sa, SVI=10-20 ml/gr AKM) çamur yatağının 40-100 kg/m³ gibi çok yüksek bir biyokütle miktarı içermesine imkan verir. Çamur yatağının üst çamur örtüsünün biyokütle miktarı ise 15-30 kg/m³'tür. Çamur yatağındaki biyokütle miktarı sayesinde 60 kg KOİ/m³.gün gibi çok yüksek organik yükleme hızlarında bile iyi bir KOİ giderimi elde edilebilir. Ayrıca çok yüksek çökeltme hızı sayesinde 3-4 saat hidrolik bekletme sürelerinde bile önemli bir biyokütle kaybı gerçekleşmez (Öztürk, 1999). Beslenen atıksuyun organik madde muhtevasına bağlı olarak kuvvetli atık sularda çamur yatağı, zayıf atıksularda ise çamur örtüsü ağırlıklı rol oynar (Öztürk, 1999).

e. Anaerobik Döner Diskler

Anaerobik dönen biyolojik diskler Friedman ve Tait (1980) tarafından geliştirilmiştir. Bu konfigürasyon aerobik dönen biyolojik disklerle benzerdir. Ancak anaerobik dönen biyolojik diskler hava ile teması önlemek için izole edilirler. Bununla beraber anaerobik sistemlerde oksijen transferi yapılmadığından anaerobik sistemlerde kullanılan diskler aerobik sistemlerde kullanılanlardan daha büyüktür.

Bu reaktör tipinde mikroorganizmaların tutunması ve biyofilm oluşturması için inert plastik malzemeler kullanılır. Bu malzemeler kısmen veya tamamen suya batırılmış durumdadır ve tank içindeki atıksuyun akış yönünde dik ekseninde yavaş bir hızda dönmektedir. Anaerobik dönen biyolojik disklerde, diskler arasında kalan tutunmamış biyokütleyi hareket ettirebilecek kadar bir disk dönüş hızı sağlandığında katılma problemi ile karşılaşılmaz (Phoon, 1982). Bununla beraber, disk çapının artmasıyla hız da arttığından ve bu biyokütlenin tutunmasını engelleyebileceğinden dolayı bu tip reaktörlerin boyutlandırılmasında bu noktaya dikkat edilmelidir.

f. Anaerobik Çamur Yataklı Filtre

Çamur yataklı reaktörler ve yukarı akışlı anaerobik filtrelerin bazı özelliklerinin birleştirilmesiyle oluşturulan bu konfigürasyon Guiot ve Van den Berg (1985) tarafından denenmiştir. Yukarı akışlı çamur yataklı filtre olarak adlandırılan bu reaktörün üst kısmı anaerobik filtreleri andıran yüzen malzemelerle doldurulmuştur. Reaktör hacminin geriye kalan yaklaşık üçte ikilik alt kısmı ise yukarı akışlı çamur yataklarında olduğu gibi bir çamur yatağının gelişimi için ayrılmıştır.

Bu sistemler 20-40 kg KOİ/m³.gün arasında organik yüklemelerde % 80 KOİ giderimi sağlayabilmektedirler. Ayrıca bu sistemlerde dolgu hacmi en az seviyede olduğundan (% 8-25) dolgu malzemesi masrafları klasik anaerobik filtrelere kıyasla çok daha düşüktür.

g. Membranlı Anaerobik Reaktör

Ana kısmı tam karışimli anaerobik bir reaktörden oluşan bu sistemde katı madde ayırımında çökeltme yerine bir ultrafiltrasyon birimi kullanılmaktadır. Ultrafiltrasyon birimindeki gözenekli sentetik membran üzerinden akarken, suyu alınan biyokütle hemen sisteme geri döndürülmekte ve böylece çamur yaşı istenildiği kadar artırılabilir.

Genelde KOİ değeri 10000 mg/l'nin üzerindeki çok konsantre ve debisi nispeten küçük endüstriyel atıklar için uygun olan bu tür sistemlerle, aşı çamuruna fazlaca bağımlı olmaksızın 1-2 hafta sonunda 10-15 kg KOİ/m³.gün'lük organik yüklemelere ulaşılabilir.

h. Anaerobik Ardışık Kesikli Reaktör

Anaerobik ardışık kesikli reaktörde doldurma, arıtma, çökeltme ve boşaltma devrelerini ihtiva eden kesikli bir işletme uygulanır. Reaktör hacmi, sürekli beslenen reaktörlere göre bir miktar büyük tutularak mükemmel çökeltme özelliği olan granüler biyokütle ile yüksek verimde anaerobik arıtma sağlanabilir. Çökeltme süresi tipik olarak 30 dakika civarındadır. Anaerobik ardışık kesikli reaktörde uçucu asit konsantrasyonu genelde çok düşüktür. Bunun en önemli sebebi, sistemde düşük K_S seviyesinde çoğalabilen metan bakterilerinin selektif olarak gelişmesidir. Timur ve Öztürk (1997), evsel atıksu sızıntı sularıyla gerçekleştirdiği laboratuvar ölçekli Anaerobik ardışık kesikli reaktör deneyinde, mezofilik şartlarda ve 2.8 kg TOK/m³.gün'lük organik yüklerde %75'lik KOİ giderimi elde etmiştir. Söz konusu çalışmadaki doldurma, reaksiyon ve çökeltme süreleri sırasıyla 0.2, 22.5 ve 1.2 saat olup, sistem saatte sadece bir dakika süreyle karıştırılmıştır. Anaerobik ardışık kesikli reaktör önemli uygulama potansiyeli olan ve işletilmesi kolay bir sistem olarak gözükmektedir (Öztürk, 1999).

i. Anaerobik Kompost Reaktörleri

Anaerobik kompost reaktörleri katı madde oranı %20-35 olan organik katı atık ve/veya arıtma tesisi çamurlarının mezofilik veya termofilik işletme şartlarında anaerobik olarak kompostlaştırıldığı sistemlerdir. 3-4 haftalık hidrolik bekletme süresi sonunda zirai gübre değeri yüksek kompost elde edilen reaktörlerde proses esnasında 0.6-1 m³/kgUAKM_{gid} mertebesinde biyogaz üretimi de mümkün olmaktadır.

j. İki Kademeli Anaerobik Arıtma Sistemleri

Anaerobik arıtma sistemleri, asit ve metan üretiminin tek bir reaktörde meydana geldiği tek kademeli reaktör şeklinde uygulamak yerine bu iki safhanın ayrıldığı iki kademeli, asit reaktörü-metan reaktörü şeklinde kullanılabilen olup son yıllarda bu yöndeki eğilim gittikçe artmaktadır. Faz ayırımına gitmek suretiyle anaerobik arıtmada organik yükün %50'ye yakın oranda arttırılması mümkündür. Böyle bir uygulama ile toplam hacimde de %30-40 oranında bir küçülme sağlanabilmektedir.

• Diğer Anaerobik Sistemler ile Karşılaştırılması

Çeşitli anaerobik reaktör tipleri için organik yükleme hızları ve KOİ giderimi değerlendirilmiş (Çizelge 2.16) ve günümüzde yaygın olarak kullanılan üç ana sistem olan anaerobik çamur yataklı reaktör (AÇYR), anaerobik filtre (HF) ve anaerobik akışkan yataklı reaktörün (AAYR) proses davranışları bakımından bir mukayesesi yapılmıştır (Çizelge 2.17).

İşletme kolaylıkları ve yüksek kaliteli çıkış suyu elde edilmesine rağmen dolgu yataklı reaktörler yatak dolgu malzemelerinin pahalı olmalarından dolayı yüksek maliyet getirmektedirler. Ayrıca filtrelerde kanallanma ve katılaşma gibi problemler yaşanır. Yukarı akışlı çamur reaktörleri (UASBR) ve akışkan yataklı reaktörler yüksek miktarda biyokütle tutulmasına imkan sağlarlar. Bununla beraber yukarı akışlı çamur reaktörler aşırı hidrolik yüklemeye karşı hassastır. Ritman (1982), ayrı organik yüklemelerde anaerobik akışkan yataklı reaktörlerden diğer reaktör tiplerinden daha iyi verim elde edildiği sonucunu yaptığı model çalışmalardan çıkarmıştır. Akışkan yataklı reaktörlerin ilave bir avantajı, granüler aktif karbon gibi bir adsorban taşıyıcı kullanılmasıdır. Granüler aktif karbon biyolojik ve fizikokimyasal giderim mekanizmalarının verimini arttırmaktadır. Bu sayede biyolojik olarak giderilebilir organiklerin gideriminde stabilite sağlanmaktadır (Fox ve ark., 1988).

Çizelge 2.16. Çeşitli anaerobik reaktör tipleri için organik yükleme hızları ve KOİ giderimi (Van den Berg ve Kennedy, 1983).

Reaktör Tipi	Organik Yük (kgKOİ/m ³ .gün)	KOİ Giderimi (%)
Kontak Reaktörü	1-6	80-95
Yukarı Akışlı Reaktör	1-10	80-95
Aşağı Akışlı Reaktör	5-15	75-88
Akışkan Yataklı Reaktör	1-20	80-87
UASB	5-30	85-95

Çizelge 2.17. Yaygın olarak kullanılan anaerobik arıtma sistemlerinin karşılaştırılması (Hickey ve ark., 1991).

Karakteristik davranış	AÇYR	HF	AAYR
İşletmeye alma	-	-	-
Biyokütle (çamur) gelişimi	++	+	++
Sıvı fazın karışımı	-	+(+)	++
Hidrolik şoklara karşı koyma	-	++	++
Organik şoklara karşı koyma	+	+	+
Askıda katılara duyarsızlık	-	+	++
Tıkanmaya duyarsızlık	++	-	++
Biyokütle yüzme riski	-	+	+
Reaktörün kontrol ihtiyacı	+	+	-

- yetersiz, + iyi, ++ çok iyi

Javanovic ve ark. (1986) tarafından yapılan benzer bir çalışmada da KOİ giderim sıralaması aşağıdaki gibi verilmiştir;

AAAYR > YAAF > AAAF > AÇYR

AAAYR : Anaerobik Akışkan Yataklı Reaktör

YAAF : Yukarı Akışlı Anaerobik Reaktör

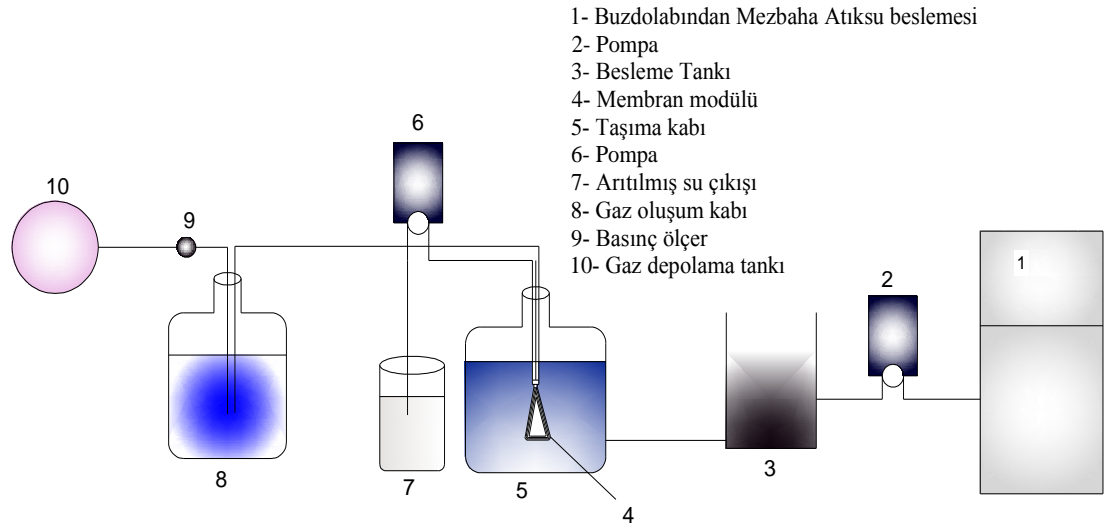
AAAF : Aşağı Akışlı Anaerobik Reaktör

AÇYR : Anaerobik Çamur Yataklı Reaktör

3.MATERYAL ve YÖNTEM

3.1. Reaktör Dizaynı

Çalışma kapsamında kullanılan reaktörde, besleme tankı, proses tankı, süzüntü suyunu deşarj eden peristaltik pompa, 3000 ml süzüntü suyu depolama tankı, membran modülü (hallow fiber), sıcaklık göstergesi, manometre, vanalar, PVC ve silikon bağlantı boruları bulunmaktadır (Şekil 3.1). Peristaltik pompanın düz ve ters çalışma esnasındaki hızı kontrol edilmiştir(MASTERFLEX C/L marka). Reaktör koyu renkli camdan ve taşıma kabı şeffaf fleksiglas malzemedan imal edilmiştir. Reaktörün üst kısmında gaz toplama balonu ve numune alma girişi bulunmaktadır. Reaktör toplam sıvı hacmi 1,5 litredir. Sistemde manometre bulunmaktadır. Anaerobik çamur yataklı reaktör ısı odasında 35-37 C^o de işletilmiştir. Oda sıcaklığı klima ve elektrikli ısıtıcılarla sağlanmıştır. Reaktörün hidrolik bekletme süresi 1gün olarak uygulanmıştır.



Şekil 3. 1. Yukarı Akışlı Çamur Yataklı Anaerobik Reaktörün Şematik Görünümü

Bu çalışmada; anaerobik çamur yataklı reaktörde mezbaha ve sızıntı sularının arıtılmasında verimleri incelenmiş ve optimizasyon sağlanmıştır. Sistemde kullanılacak aşı çamuru Amasya pakmaya anaerobik çamur çürütücüsünden alınmıştır. Sistemde kullanılan mezbaha atıksuyu Şanlıurfa-Harranova mezbaha tesisinden alınmıştır.

Sızıntı suyu ise Şanlıurfa katı atık depolama alanından temin edilmiştir. Alıştırma devresi süresince çamurda AKM ve UAKM ile çıkış suyunda KOİ analizleri yapılmıştır. Gaz oluşumu ve KOİ verimi izlenmiş ve işletmeye alınmıştır. pH ve alkalinite sürekli takip edilerek sistem kontrol altında tutulmuştur.



Resim 3.1. Çalışmada kullanılan anaerobik çamur yataklı reaktörün fotoğrafı

Laboratuar ölçekli anaerobik çamur yataklı reaktör Resim 3.1.'de görülmektedir. Sistemde silindirik şekilli anaerobik tank yer almaktadır. Reaktöre ayrıca numune alma vanaları ve proses besleme tankı bağlanmıştır. Proses besleme tankı içerisine mini dalgıç pompa yerleştirilmiştir. U borusu sistemine göre taşıma sistemine göre çalışan bir düzenek vasıtasıyla sistemdeki suyun akış şartlarında aynı seviyede kalması sağlanmıştır. Reaktöre musluk suyu doldurulup, sızdırmazlık ve sistem ısısının kontrolü yapılmıştır.

3.2. Atıksu ve Aşı

Amasya pakmaya atıksu anaerobik çamur çürütücüsünden alınan çamur karakterize edilerek, sistemde aşı çamuru olarak kullanılmıştır. Aşı çamuru ve atıksu özellikleri Çizelge 3.1.'de görülmektedir. Reaktör 1/3 oranında aşı/sentetik atıksu karışımıyla doldurulup, mezbaha ve sızıntı suyu ile beslenmiştir. Sistemde kullanılan mezbaha atıksuyu Harranova hayvan kesim tesisinden, sızıntı suyu ise katı atık depolama alanından alınmış ve besleme atıksuyunun KOİ'si 2000 mg/l olacak şekilde karıştırılarak reaktör beslenmiştir.

Çizelge 3.1. Aşı Çamurunun Özellikleri

Parametre	Birim Konsantrasyon	
	Atıksu	Aşı
KOİ mg/l	4000–5000	16000
AKM mg/l	1500–2200	7280
TKM mg/l	1600–3000	8100
TUKM mg/	1000–1300	16800
TN mg/l	150	270
TP mg/l	5	52
Sülfat mg/l		36
VFA (mgCaCO ₃ /l)	200-500	
Klorür mg/l		101
pH -	7–8,5	7.6
Alkalinite mg CaCO ₃ /l	1500–1800	2450

3.3. Analizler

3.3.1. Kimyasal analizler

Çalışma süresince toplam azot, toplam fosfor Nova 60 Spectraquant® (Merck) test kitleri kullanılarak spektrofotometre ile belirlenmiştir. Çalışmadaki pH değerleri multi parametre cihazı (Mettler Toledo –Seven Multi) ile ölçülmüştür. Alkalinite, KOİ, UAKM ve AKM Standart Metotlara göre periyodik olarak izlenmiştir. (AWWA, APHA, 1992).

3.3.2. Deneyleerin yapılışı

KOİ Analizi: Seyreltilmiş numuneden 10 ml alınarak bir şilifli erlene konur. Üzerine 5 ml standart dikromat çözeltisi ve 15 ml gümüşlü sülfürik asit reaktifi ilave edilerek soğutucuya takılır ve soğutma suyu ve ısıtıcı açılır. 2 saat kaynatıldıktan sonra ısıtıcı kapatılarak kaynamanın tamamen durması beklenir ve 30 ml distile su ile soğutucunun içi erlenin içine yıkanır ve oda sıcaklığına kadar soğuması beklenir. 2-3 damla ferroin indikatörü ilave edilerek, standart demir amonyum çözeltisi ile renk mavi-yeşilden kiremit kırmızısı rengine dönüncye kadar titre edilir.

AKM – UAKM Deneyi: İyice karıştırılmış örnekten 100 ml numune alınır ve vakum uygulayarak filtreden süzülür. En az bir saat süreyle etüvde 103-105 °C’ de kurutularak desikatörde oda sıcaklığına getirilir ve analitik terazide tartılarak TAKM bulunur. Daha sonra numune 500-550 °C’ de yakılır ve UAKM bulunur.

Alkalinite Tayini: 10 ml numune alınır ve distile su ile 50 ml’ ye tamamlanır. 0,02 N H₂SO₄ ile pH 4,5’ e ininceye kadar titre edilir.

4.ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMA

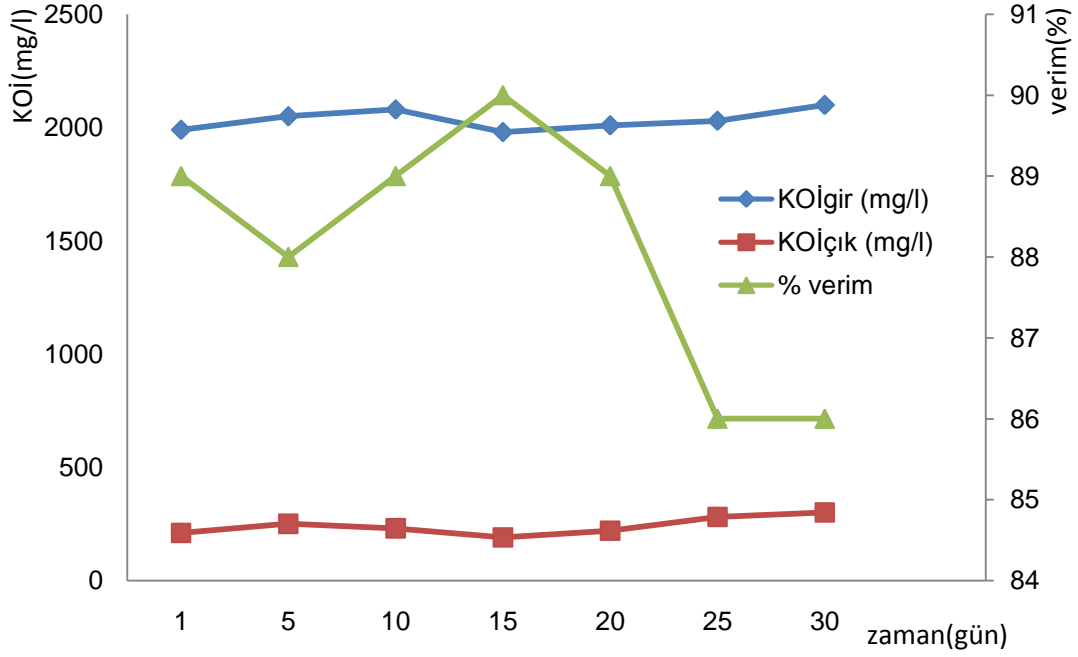
4.1. KOİ Giderimi

KOİ ve giderim verimi sonuçları Çizelge 4.1.'de gösterilmiştir.

Çizelge 4.1. KOİ analiz sonuçları

zaman (gün)	KOİ _{gir} (mg/l)	KOİ _{çık} (mg/l)	% verim
1	1990	210	89
5	2050	250	88
10	2080	230	89
15	1980	190	90
20	2010	220	89
25	2030	280	86
30	2100	300	86

KOI değerlerinin zamanla değişimi ve giderim verimi Şekil 4.1.'de gösterilmiştir. Besleme atıksuyunun KOİ değeri 2000 mg/l civarındadır. Çıkış suyunda yaklaşık olarak 250-400 mg/l civarında ölçülmüştür. Anaerobik çamur yataklı reaktörde ortalama % 90 civarında KOİ giderim verimi olmaktadır. Ancak bu KOİ giderim verimi stabil değildir. %86 ila %90 arasında değişmektedir. Çalışmanın 15. gününde verim %90' a ulaşmış ancak bundan sonraki 15 günlük sürede %86'ya düşmüştür. Bunun sebebinin zaman zaman olan ısıtma arızalarından dolayı sıcaklığın düşmesinden kaynaklandığı sanılmaktadır.



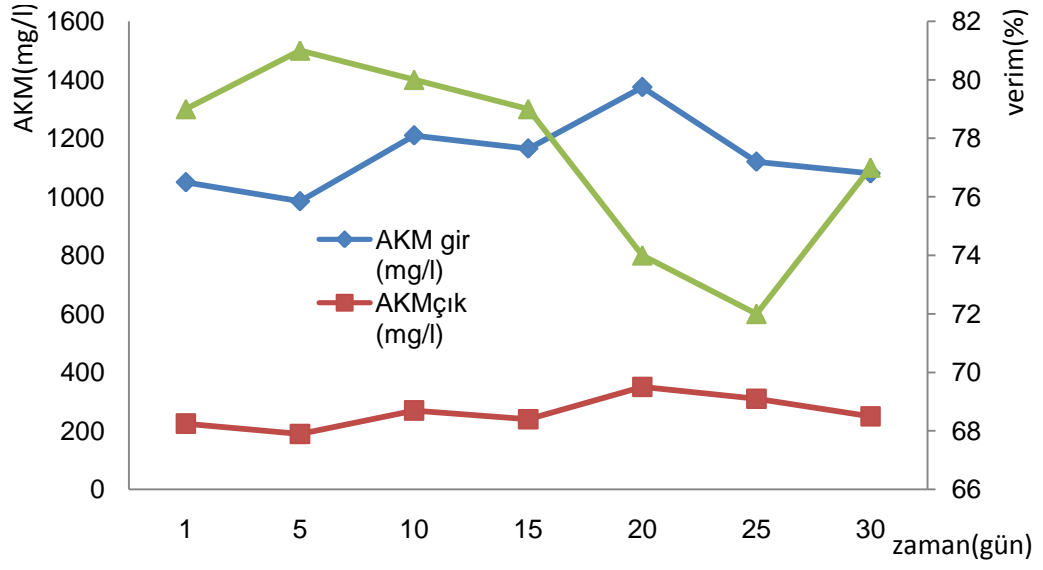
Şekil 4.1. KOI giderim verimi

4.2. AKM ve UAKM Giderimi

Periyodik olarak yapılan deneyler sonucunda AKM değerlerinin zamanla değişimi şekil 4.2.'de gösterilmiştir. Reaktör girişinden alınan numunelerde AKM değerleri 1000-1400 mg/l olarak ölçülmüş ve çıkış suyunda ise AKM değerleri yaklaşık 200- 400 mg/l civarına inmiştir (Çizelge 4.2.).

Çizelge 4.2. AKM analiz sonuçları

zaman (gün)	AKM _{gir} (mg/l)	AKM _{çık} (mg/l)	% verim
1	1050	225	79
5	985	190	81
10	1210	270	80
15	1165	240	79
20	1375	350	74
25	1120	310	72
30	1080	250	77

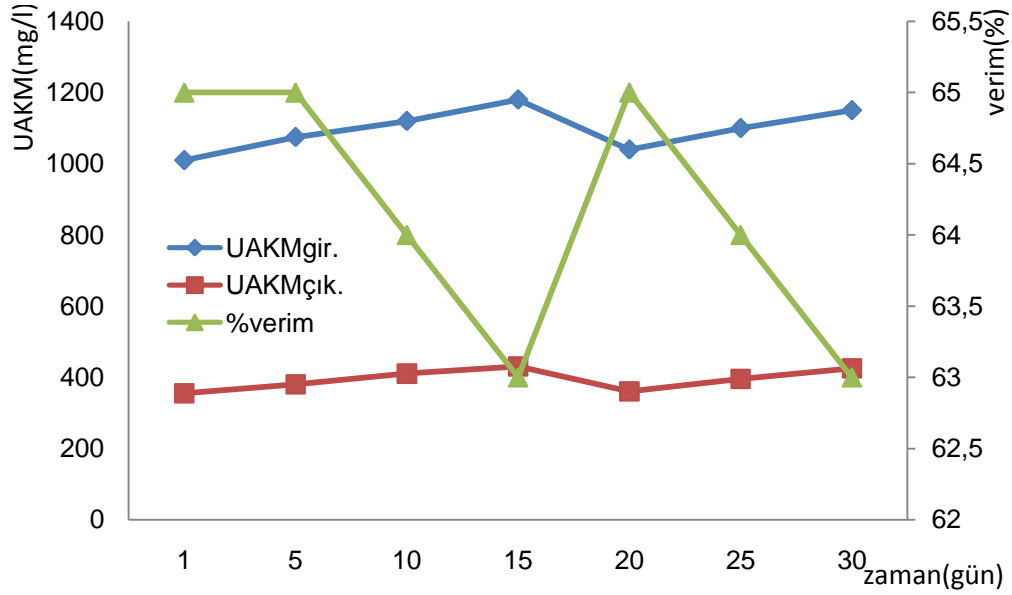


Şekil 4.2. AKM nin zamanla değişimi

Çizelge 4.3. UAKM analiz sonuçları

zaman (gün)	UAKM _{gir.} (mg/l)	UAKM _{çık.} (mg/l)	%verim
1	1010	355	65
5	1075	380	65
10	1120	410	64
15	1180	430	63
20	1040	360	65
25	1100	395	64
30	1150	425	63

UAKM değerlerinin zamanla değişimi şekil 4.3.'de görüldüğü gibi 1000-1200 mg/l olan UAKM değerleri ise çıkış suyunda 350-450 mg/l civarına inmiştir.



Şekil 4.3. UAKM 'nin zamanla değişimi

Anaerobik çamur yataklı reaktörde AKM giderim verimi ortalama %80 civarında olduğu deneysel çalışma sonucunda elde edilmiştir. Ancak zaman zaman verimin %72'lere kadar düştüğü gözlenmiştir. UAKM giderim verimi ise ortalama %65 civarında gerçekleşmiştir. Çalışmada 20 ve 25. günlerde AKM veriminde bir azalma olduğu görülmüştür. Yapılan deneysel çalışmada anaerobik çamur yataklı reaktörün iyi bir AKM giderimi sağladığı ortaya konmuştur. Bunun sonucu AÇYR' de fazla çamur üretiminin olmadığı görülmüştür.

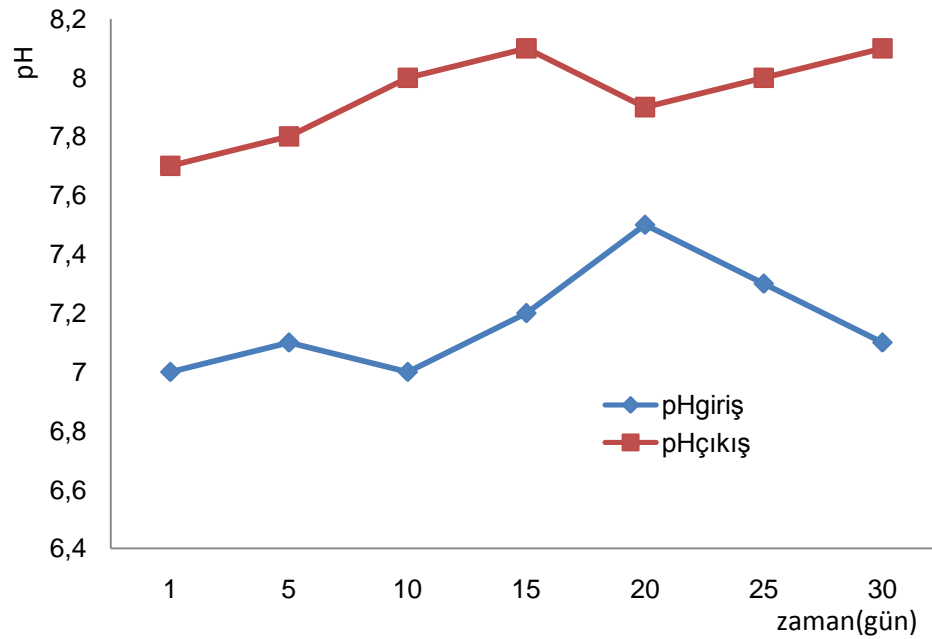
4.3. pH ve Alkalinite

Anaerobik arıtma için optimum pH aralığı 6,6 – 7,6 dır (McCarty, 1964). Bu aralığın dışındaki pH'lar özellikle metanojenleri olumsuz yönde etkilemektedir. Metan bakterileri için optimum pH aralığı 6,5 – 8,2 olarak kabul edilmektedir (Anderson ve diğ., 1982, Ozturk, 2007). Metan bakterilerinin asetat kullanım hızları pH>8 için ani düşme gösterir. Bunun sebebi yüksek pH'da amonyum azotunun (NH_4^+) ortamda serbest amonyak azotu haline (NH_3) geçmesi ve konsantrasyonun ani bir şekilde yükselerek inhibisyona sebep olmasındandır. Anaerobik arıtmanın ilk safhalarında organik asitlerin birikmesi sonucu pH hızlı bir şekilde düşebilmektedir.

Bu sebeple pH'nın kontrol edilerek 6,6'dan daha düşük değerlere inmemesi sağlanmalıdır. Reaktörde ölçülen pH değerleri Çizelge 4.4.'te gösterilmiştir. Şekil 4.4'te de görüldüğü gibi anaerobik çamur yataklı reaktörde besleme atıksuyunun pH değerleri 7 civarında iken çıkış suyunun pH değerleri 8 civarında olduğu görülmüştür.

Çizelge 4.4. Reaktördeki pH değerleri

	pH _{giriş}	pH _{çıkış}
1	7	7,7
5	7,10	7,8
10	7	8
15	7,2	8,1
20	7,5	7,9
25	7,3	8
30	7,1	8,1



Şekil 4.4. AÇYR' de pH değişimi

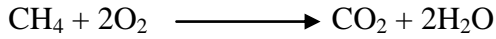
Anaerobik sistemlerde uygun alkalinite miktarı, uçucu asitlerdeki ani artış ve pH 'taki düşüğe karşı sistemi korur. Anaerobik mikroorganizmalar için anaerobik ortamdaki alkalinite 1000-4000 mgCaCO₃ aralığında olmalıdır (Öztürk, 2007).

2500-5000 mg/l gibi yüksek CaCO_3 alkalinitesi, şok yüklemeler veya başka çevresel faktörler sonucu oluşacak uçucu asit konsantrasyonundaki artışa karşı oldukça yüksek tampon kapasitesine sahiptir (Sawyer ve Howard, 1954). Anaerobik reaktörlerde $\text{pH} > 6,2-6,5$ olması halinde her zaman belli bir konsantrasyonda rezerv alkalinite bulunur. Rezerv alkalinite sadece bikarbonat alkalinitesi'dir.

Yapılan çalışmada sızıntı suyunun alkalinite 1500-2000 mgCaCO_3/l iken mezbaha atıksuyunda 100-200 mgCaCO_3/l civarındadır. İki atıksu karıştırılınca anaerobik arıtma için gerekli olan alkalinite sağlanmış olur. Yani mezbaha atıksuyundaki alkalinite eksikliği sızıntı suyu ile karıştırılarak dengelenmiştir.

4.5. AÇYR'de Biyogaz Üretimi ve Metan İçeriği

Anaerobik arıtmada oluşan biyogazın bileşimi CH_4 , CO_2 , H_2 , H_2S ve N_2 den meydana gelmektedir. Oluşan biyogazın yaklaşık $\geq 2/3$ 'ü CH_4 ve $< 1/3$ 'ü CO_2 'dir (Jeris ve Mc Carty, 1965). Anaerobik arıtmada üretilen metanın KOİ eşdeğeri,



Reaksiyon denklemiyle hesaplanabilir. Buna göre 16g CH_4 , 64g O_2 (64g KOİ) dir. KOİ'nin CH_4 'e dönüşüm oranı;

$$r_{\text{KOİ,CH}_4} = 0,25 \text{ kg CH}_4/\text{kg KOİ}$$

dir. Standart şartlarda (0°C , 760 mm civa basıncı)

$$r_{\text{KOİ,CH}_4} = 0,35 \text{ kg CH}_4/\text{kg KOİ}$$

karşılık gelir. İdeal mezofilik reaktör sıcaklığı olan 35°C ' de ise

$$r_{\text{KOİ,CH}_4} = 0,395 \text{ kg CH}_4/\text{kg KOİ}$$

alınabilir. Anaerobik arıtmada genellikle giderilen KOİ'nin %90-95'i metana, kalanı ise biyokütleyle dönüşmektedir. Aynı zamanda standart şartlarda 1m^3 metan 2,86 kg KOİ'ye eşdeğerdir (Perez ve ark., 1997 ve Öztürk, 2007).

Yapılan deneysel çalışmada biyogaz üretimi olmasına rağmen gaz lim cihazı bulunmadığından dolayı sağlıklı gaz toplanmamış ve gaz bileşimi lulememiřtir. Ancak sistemden düzenli ve sürekli olarak gaz çıkışının olduğu gözlenmiştir.

5. SONUÇLAR ve ÖNERİLER

Şanlıurfa düzenli katı atık depolama alanına ait orijinal sızıntı suları ve Şanlıurfa-Harranova mezbahasından alınan atıksu, yüksek aktif biyokütle konsantrasyonuna sahip, kompakt ve az alan ihtiyacı olan anaerobik çamur yataklı reaktörde (AÇYR) arıtılabilirliği çalışmaları yapılmıştır. Çalışmalarda, orijinal sızıntı suyu ve mezbaha atıksuyu seyreltilerek sisteme verilmiştir. Bu çalışmada hidrolik bekletme süresi sabit tutularak (1 gün), AÇYR'nin KOİ giderim verimi, biyogaz üretimi, sistemin metan verimi, uçucu ve askıda katı madde giderimi, araştırmaları yapılmıştır. Tüm bu çalışmalar boyunca AÇYR' nin sıcaklığı (35-37 C°), pH' sı (7-8) ve alkalitesi sürekli olarak izlenmiş ve kontrol altında tutulmuştur. AÇYR' de yapılan çalışmalar neticesinde aşağıdaki sonuçlar elde edilmiştir.

Giriş atıksuyunun KOİ değeri 2000 mg/l civarındadır. Çıkış suyunda yaklaşık olarak 250-400 mg/l civarında ölçülmüştür. Anaerobik çamur yataklı reaktörde ortalama % 90 civarında KOİ giderim verimi olmaktadır.

Reaktör giriş AKM değerleri 1000-1400 mg/l ve çıkışta ise AKM değerleri yaklaşık 200- 400 mg/l civarında ölçülmüştür. Girişte 1000-1200 mg/l olan UAKM değerleri ise çıkış suyunda 350-450 mg/l civarına inmiştir. AÇYR' de AKM giderim verimi ortalama %80 ve UAKM giderim verimi ise % 65 olarak bulunmuştur.

AÇYR, 35-37 C° de ve 1 gün hidrolik bekletme süresinde çalıştırılmıştır. Reaktörün pH' sı 7-8 aralığında tutulmuştur. Alkalitesi ise 800-1000 mg CaCO³/l aralığında gerçekleşmiştir. Sistemden sürekli ve düzenli olarak gaz çıkışı gözlenmiştir. Ancak gaz hacmi ve bileşimi laboratuvar yetersizliğinden ölçülememiştir.

Bu çalışmada elde edilen sonuçlara bağlı olarak aşağıdaki öneriler verilmiştir: Bu çalışma ile AÇYR' nin yüksek KOİ verimi, düşük çamur üretimi ve yüksek biyogaz üretimi ile mezbaha ve sızıntı suyu arıtımında iyi bir alternatif olabileceği ortaya konmuştur.

Günümüzde kullandığı enerjinin çoğunu ithal eden bir ülke gerçeği ve dünyada gitgide artan enerji ihtiyacı ve maliyeti söz konusu olduğundan ileriki yıllarda bu enerji darboğazın daha da derinleşeceği kaçınılmazdır. AÇYR, yüksek biyogaz üretimi ile alternatif bir yenilenebilir enerji kaynağıdır (Biyokütle enerjisi).

AÇYR yüksek hacimsel organik yüklemelerde çalıştırılabildiği için arazinin kısıtlı ve değerli olduğu yerlerde diğer arıtmalara göre çok az alan ihtiyacı nedeniyle tercih edilen bir ileri arıtma teknolojisidir.

AÇYR işletilmesi kolay bir sistem olup, 8 – 8,2 gibi yüksek pH'da çalışma, geniş sıcaklık aralığına duyarlılık (32 – 42°C), yüksek organik yükleme (30-40 kgKOİ/m³.gün) gibi şok yükleme etkilerine karşı dirençli olup sistem bunlardan etkilenmeden yeni duruma adapte olarak emniyetle çalıştırılabilmektedir. Halen laboratuarda biyogaz ve farklı organik yüklemelere karşı sızıntı suyu ve mezbaha atıksularının arıtılabilirlik çalışmaları devam etmektedir.

KAYNAKLAR

- AL-MUTAİRİ, N.Z., HAMODA, M.F., and AL-GHUSAIN, I., 2004. Coagulant Selection and Sludge Conditioning in a Slaughterhouse Wastewater Treatment Plant. *Bioresource Technology*, 95(2): 115-119.
- BALCH, W.E., FOX, G.E., MAGNUM, L.J., WOOSE, C.R., and WOLFE, R.S., 1979. Methanogens: Re-Evaluation of a Unique Biological Group, *Microbiol. Rev.*, 43(2): 260-296.
- CH2M HILL İNTERNATIONAL LTD., ANTEL ARITMA A.Ş., 1992. Municipal of Greater Istanbul Waste Management Study, İstanbul Anakenti Katı Atık Yönetimi Etüdü, İstanbul.
- CHERNICHARO, C.A.L., 1990. The Effect of temperature and substrate concentration on the performance of UASB reactors, Ph.D. Thesis, Department of Civil Engineering, University of Newcastle upon Tyne, 55, England.
- CILLIE, G.G., HENZEN, M.R., STANDER, G.J. and BAILLIE, R.D., 1969. Anaerobic Digestion - IV- The Applications of the Process in Waste Purification. *Water Research*, 3: 623-643.
- DONNELLY, T., and MC KEOWN, K.J., 1982. Identification and Control of Inhibition in the Anaerobic Treatment of Industrial Wastewater. *Process Biochem.*, 17(4): 928-932.
- FADEL, M., BOU-ZEİD, E., CHAHİNE, W., and ALAYLI, B., 2002. Temporal Variation of Leachate Quality from Pre-Sorted and Baled Municipal Solid Waste with High Organic and Moisture Content. *Waste Management*, 22: 269-282.
- FISCHER, A.J., and GREENE, R.A., 1945. Plant Scale Tests on Thermophilic Digestion. *Sew. Wks. J.*, 17(4): 718-729.
- FRIEDMAN, A.A., and TAIT, S.J., 1980. Anaerobic Rotating Biological Contactor for Carbonaceous Wastewater. *Journal Water Pollut. Cont. Fed.*, 52(8): 2257-2269.
- HENZE, M., and HARREMOES, P., 1983. Anaerobic Treatment of Wastewater in Fixed Film In Reactors - A Literature Review. *Water Science & Technology*, 15: 91-101. HICKEY, R.F., WU, W.M., VEIGA, M.C., and JONES, K., 1991. Start-up, Operation, Monitoring and Control of High-Rate Anaerobic Treatment Systems. *Water Science & Technology*, 24(8): 207-255.
- HJELMAR, O., JOHANESSEN, J.M., KNOX, K., EHRIG, H.J., FLYVBERG, J., WINTHER. P., and CHRISTENSEN, T.H., 1995. Composition and Management of Leachate from Landfills within the EU. In *Proc. 5th International Landfill Symposium*, 95, Italy.
- JERIS, J.S., and MC CARTY, P.L., 1965. The Biochemistry of Methane Fermentation Using C¹⁴ Tracers. *Journal Water Pollution Control Federation*, 37(2): 178-192.
- KASPAR, H.F., and WUHRMANN, K., 1978. Kinetic Parameters and Relative Turnovers of Some Important Catabolic Reactions in Digesting Sludge. *Applied Environmental Microbiology*, 36(1): 1-7.

- MC CARTY, P.L., 1964. Anaerobic Waste Treatment Fundamentals. Public Works, 95, part 1, 107-112, part 2, 123-126, part 3, 91-94, part 4, 95-99.
- MC CARTY, P.L., and MC KINNEY, I., 1964. Salt Toxicity in Anaerobic Digestion. J. Water Cont. Fed., 32: 299-415.
- MOSEY, F.E., 1983. New Developments in the Anaerobic Treatment of Industrial-Waste. Effluent Water Treat, 23(3): 85-93.
- MOSEY, F.E., 1981. Methane Formation of Organic Wastes. Trib. Cebedeau, 34: 453-454
- ÖZTÜRK, İ., 2007. Anaerobik Arıtma ve Uygulamaları. Su Vakfı Yayınları, 2. Baskı, İstanbul.
- ROBINSON, H.D., 2007. The Composition Of Leachates From VeryLarge Landfills: An International Review, CWRM, 8(1): 19-32.
- SAWYER, C.N., HOWARD, F.S. and PERSHE, E.R., 1954. Scientific Basis for Limiting of Digesters. Sewage and Ind. Waste, 26: 935-944.
- THIELE, J.H. AND ZEIKUS, J.G., 1988. Control of Interspecies Electron Flow During Anaerobic Digestion: Significance of Formate Transfer Versus Hydrogen Transfer During Syntrophic Methanogenesis in Flocs. Appl. Environ. Microbiol., 54(1): 20-29.
- VAN DEN BERG, L., PATEL, G.B., CLARK D.S. and LENTZ, C.P., 1976. Factors Affecting the Rate of Methane Formation From Acetic Acid by Enriched Methanogenic Cultures, Can. J. Microbial., 22(9): 1312-1319
- VAN DEN BERG, L. AND KENNEDY, K.J., 1983. Dairy Waste Treatment with Anaerobic Stationary Fixed Film Reactors. Water Science & Technology, 15(8-9): 359-368.
- YOUNG, J.C. AND DAHAP, M.F., 1983. Effect of Media Design the Performance of Fixed-Bed Anaerobic Reactors. Water Science and Technology, 15(8-9): 369-383.

ÖZGEÇMİŞ

1974 yılında Adıyaman'da doğdu. 1993 yılında Ankara Keçiören Çevre Sağlık Meslek Lisesi'nden mezun olarak Adıyaman Devlet Hastanesi'nde Röntgen Teknisyeni olarak göreve başladı. 2000 yılında Harran Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümünden mezun oldu. 2011 yılında Harran Üniversitesi'nde yüksek lisans eğitimine başladı. Evli ve üç çocuk babasıdır.

ÖZET

Şanlıurfa düzenli katı atık depolama alanına ait orijinal sızıntı suları ve Şanlıurfa-Harranova mezbahasından alınan atıksu, yüksek aktif biyokütle konsantrasyonuna sahip, kompakt ve az alan ihtiyacı olan anaerobik çamur yataklı reaktörde (AÇYR) arıtılabilirliği çalışmaları yapılmıştır. Çalışmalarda, orijinal sızıntı suyu ve mezbaha atıksuyu seyreltilerek sisteme verilmiştir. Bu çalışmada hidrolik bekletme süresi sabit tutularak (1 gün), AÇYR'ün KOİ giderim verimi, biyogaz üretimi, sistemin metan verimi, uçucu ve askıda katı madde giderimi, araştırmaları yapılmıştır. Tüm bu çalışmalar boyunca AÇYR' ün sıcaklığı (35-37 C°), pH' sı (7-8) ve alkalitesi sürekli olarak izlenmiş ve kontrol altında tutulmuştur. AÇYR' de yapılan çalışmalar neticesinde aşağıdaki sonuçlar elde edilmiştir.

Giriş atıksuyununun KOİ değeri 2000 mg/l civarındadır. Çıkış suyunda yaklaşık olarak 250-400 mg/l civarında ölçülmüştür. Anaerobik çamur yataklı reaktörde ortalama % 90 civarında KOİ giderim verimi olmaktadır. Reaktör giriş AKM değerleri 1000-1400 mg/l ve çıkışta ise AKM değerleri yaklaşık 200- 400 mg/l civarında ölçülmüştür. Girişte 1000-1200 mg/l olan UAKM değerleri ise çıkış suyunda 350-450 mg/l civarına inmiştir. AÇYR' de AKM giderim verimi ortalama %80 ve UAKM giderim verimi ise % 65 olarak bulunmuştur.

SUMMARY

Treatability of the Sanliurfa landfill leachate and Sanliurfa-Harranova slaughterhouse wastewater was investigated in an anaerobic sludge bed reactor (ASBR) at high concentrations of active biomass, anaerobic sludge bed that needs little space and compact reactor. The original landfill leachate and slaughterhouse wastewater can be diluted into the system. In this study, the hydraulic retention time has been fixed 1day. COD removal efficiency, the yield of methane in the biogas production, and the removal of suspended solids have been investigated. The temperature of the ASBR is 35-37 C° and reactor pH is 7-8 value.

The influent wastewater is around 2000 mg/l COD value. The effluent water is approximately 250-400 mg/l was measured around. Anaerobic sludge bed reactor go out around 90% of the average COD. The reactor 1000-1400 mg/l TSS input values and output values of the SS is about 200-400 mg/l was measured around. VSS 1000-1200 mg/l at the influent of the effluent values of the water to about 350-450 mg/l. The average SS removal efficiency is 80% and VSS removal efficiency is 65% in the ASBR.