

**BİYOLOJİK ARITMA ÇAMURLARININ
ANAEROBİK ÇÜRÜTÜLMESİ VE ÜST SUYUN MAP
ÇÖKTÜRMESİ İLE ARITIMI**

126838

YÜKSEK LİSANS TEZİ
Çevre Müh.Beyza ATİLLA
501991087

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 13 Mayıs 2002
Tezin Savunulduğu Tarih : 29 Mayıs 2002

T.C. YÜKSEKÖĞRETİM KURULU
DOKÜMANTASYON MERKEZİ

Tez Danışmanı :

Prof.Dr. İzzet ÖZTÜRK

Diğer Jüri Üyeleri

Prof.Dr. Olcay TUNAY(İ.T.Ü.)

Doç.Dr. Ayşen ERDİNÇLER (B.Ü.)

HAZİRAN 2002

126838

ÖNSÖZ

Bu çalışmanın yürütülmesi ve yönlendirilmesindeki değerli katkıları, çalışma boyunca gösterdiği ilgi, teşvik ve desteği sebebi ile değerli hocam **Prof. Dr. İzzet Öztürk**'e teşekkürlerimi saygılarımla sunarım.

Çalışmam boyunca maddi manevi destek ve yardımlarını sürekli yanımda hissettiğim araştırma görevlisi **Çiğdem Yangın Gömeç**'e ve Araştırma görevlisi **Mahmut Altınbaş**'a, gaz ölçümlerindeki yardımlarından dolayı değerli hocam araştırma görevlisi **A. Osman Arıkan**'a şükranlarımı sunarım.

Çalışmamın her evresinde gösterdikleri sabır, destek ve sevgilerinden dolayı annem **Semiha Atilla**, babam **H.Yahya Atilla**, ve ablam **F.Tuba Burubatur**'a içten teşekkürlerimi arzederim.

Mayıs 2002

Beyza Atilla

İÇİNDEKİLER

TABLO LİSTESİ	v
ŞEKİL LİSTESİ	vi
ÖZET	vii
SUMMARY	viii
1.GİRİŞ	1
1.1. Konunun Önemi	1
1.2. Amaç ve Kapsam	1
2. HAVASIZ ARITMA	2
2.1. Havasız Arıtmanın Esasları	2
2.2. Anaerobik Çamur Çürütme	7
2.2.1. Anaerobik Çamur Stabilizasyonunun Amacı	8
2.2.2. Çamur Çürütücü Tipleri	10
2.2.3. Köpük Oluşumu Ve Kontrolü	10
2.2.4. İnhibütör ve Zehirli Maddeler	10
2.2.5. Çamur Çürütücülerin İşletmeye Alınması	11
2.2.6. Gaz Üretimi	12
2.3. Anaerobik çamur çürütme konusundaki önemli çalışmalar	13
3. MAGNEZYUM AMONYUM FOSFAT (MAP) ÇÖKTÜRMESİ İLE AZOT VE FOSFOR GİDERİMİ	17
3.1. Temel Kavramlar	17
3.2. MAP Çöktürmesi Uygulamaları	18
4. DENEYSEL ÇALIŞMALARIN PLANLANMASI, KULLANILAN DÜZENEKLER VE ÖLÇÜM YÖNTEMLERİ	22
4.1. Atık karakterizasyonu	22
4.1.1. Aşısız Anaerobik Çamur Çürütme için Sisteme Beslenen Atık Çamur Karakterizasyonu	22
4.1.2. Aşılı Anaerobik Çamur Çürütme Sitemi için Sisteme Beslenen Atık Çamur Karakterizasyonu	23
4.1.3. MAP Çöktürmesi Uygulanan Anaerobik Çürütücü Üst Suyunun Karakterizasyonu	25
4.1.4. Aşı Çamurunun Karakterizasyonu	26
4.2. Deneysel Çalışma Planı	26
4.3. Deney Düzenekleri	28
4.3.1. Anaerobik Reaktörler	28
4.3.2. MAP Çöktürmesi Düzeneği	30

5. DENEYSEL ÇALIŞMANIN SONUÇLARI VE DEĞERLENDİRMESİ	31
5. 1. Aşısız Anaerobik Çamur Çürütme Deneyleri	31
5. 2. Granüler Çamur Aşılı Anaerobik Çamur Çürütücü Reaktörleri	36
5. 2. 1 Reaktörlerde pH değişimi	36
5. 2. 2. Gaz Üretimi	37
5. 2. 3. Üretilen Gazların Bileşimi	38
5. 2. 4. Organik Madde Giderimi	40
5. 2. 5. AKM-UAKM giderimi	42
5. 2. 6. Alkalinite	44
5. 2. 7. Amonyak	44
5. 3. MAP Çöktürmesi Deney Sonuçları	45
6. SONUÇ VE ÖNERİLER	48
6.1. Sonuçlar	48
6.2. Öneriler	51
KAYNAKLAR	52
ÖZGEÇMİŞ	56

TABLO LİSTESİ

Sayfa No:

Tablo.2.1: Katı madde oranı %4.5 olan evsel atıksu arıtma tesisi çamurunun çürütüldüğü bir çürütücü için inhibitör zehirlilik sınır konsantrasyonları	11
Tablo 3.1: Farklı Sıcaklık Değerlerinde Belirlenen Çözünürlük Çarpımları.....	19
Tablo 3.2: Değişik pH'larda MAP Çöktürmesiyle NH_4 , Mg ve PO_4 Giderimi.....	19
Tablo 4.1: Aşısız Anaerobik Çamur Çürütme için Sisteme Beslenen Atık Çamur Karakterizasyonu.....	23
Tablo 4.2: Aşılı Anaerobik Çamur Çürütme Sitemi için Sisteme Beslenen Atık Çamur Karakterizasyonu.....	24
Tablo 4.3: MAP Çöktürmesi Uygulanan Anaerobik Çürütücü Üst Suyunun Karakterizasyonu.....	25
Tablo 4.4: Deneysel Çalışma Düzeni.....	27
Tablo 5.1: MAP çöktürmesi sonuçları.....	46

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa No:

Şekil 2.1 : Kompleks organik Maddelerin Havasız Ayrışma Safhası	3
Şekil 4.1 : Çamur Çürütme Sistemi.....	29
Şekil 4.2 : Çamur Çürütme Sistemi.....	29
Şekil 5.1 : Aşısız Reaktör Süzölmüş KOI Değerleri	32
Şekil 5.2 : Biyolojik Çamur İçeren Aşısız Reaktörün UYA Değerleri.....	32
Şekil 5.3 : Aşısız Reaktör Toplam Gaz Hacmi	33
Şekil 5.4 : Birincil Çamurla Beslenen Aşısız Reaktörde AKM-UAKM değişimi	34
Şekil 5.5 : Biyolojik Çamurla Beslenen Aşısız Reaktörde AKM-UAKM Değişimi	35
Şekil 5.6 : Karışık Çamurla Beslenen Aşısız Reaktörün AKM-UAKM Değişimi	35
Şekil 5.7 : Aşılı Reaktörlerdeki pH Profilleri.....	36
Şekil 5.8 : Aşılı Reaktörlerde Günlük Toplam Gaz Üretimlerinin Değişimi.....	37
Şekil 5.9 : Aşılı Reaktörlerde Toplam Gaz Üretimlerinin Değişimi.....	38
Şekil 5.10 : Birincil Çamur Yüklü Aşılı Reaktör CH ₄ -CO ₂ Oranlarının Değişimi.....	39
Şekil 5.11 : Biyolojik Çamur Yüklü Aşılı Reaktör CH ₄ -CO ₂ Oranlarının Değişimi.....	39
Şekil 5.12 : Karışım çamuru yüklü aşılı reaktör CH ₄ -CO ₂ Oranlarının Değişimi.....	39
Şekil 5.13 : Biyolojik Çamur Çürüten Aşılı Reaktörde Süzölmüş KOI- UYA değişimi.....	40
Şekil 5.14 : Karışık Çamur Çürütülen Aşılı Reaktörde Süzölmüş KOI –UYA değişimi.....	41
Şekil 5.15 : Birincil Çamur Çürütülen Aşılı Reaktörde Süzölmüş KOI –UYA Değişimi.....	41
Şekil 5.16 : Aşılı Reaktör Biyolojik çamur AKM-UAKM değerleri	42
Şekil 5.17 : Aşılı Reaktör Karışı (Birincil +Biyolojik) Çamuru AKM-UAKM değerleri.....	43
Şekil 5.18 : Aşılı Reaktör Birincil Çamur AKM-UAKM değerleri.....	43
Şekil 5.19 : Aşılı Reaktör Alkalinite Değişimi	44
Şekil 5.20 : Aşılı Reaktör Amonyak Değerleri	45
Şekil 5.21 : MAP deneyi sonuçları.....	45

ÖZET

Atıksuların arıtımı sırasında oluşan çamurlar gerekli önlemler alınmadığı takdirde çok önemli çevre sorunlarına sebep olmaktadır. Yüksek katı muhtevası içeren arıtma çamurlarının uzaklaştırılması oldukça zor işlemleri gerektirmektedir. Çamur bertaraf yöntemlerinden; havasız çamur çürütme prosesi, gerek çamur hacim ve ağırlığındaki azalma ve gerek biogaz oluşumu dolayısıyla yaygın olarak kullanılmaktadır. Ayrıca havasız (anaerobik) çürütme ile evsel orijinli çamurların organik içerikleri azaltılmaktadır. Yüksek oranda $\text{NH}_3\text{-N}$ içeren çürütücü üst sularından azot gideriminde ise giderek yaygınlaşan etkili bir arıtma tekniği MAP(Magnezyum Amonyum Fosfat) çöktürmesidir.

Bu çalışmada, evsel atıksuların biyolojik arıtımı sonucu oluşan birincil ve ikincil (Biyolojik) çamurların anaerobik çürütülmesi incelenmiş ve gaz üretimi gözlenmiştir. Anaerobik çürütme, mezofilik sıcaklık şartının sağlandığı bir su banyosu içerisine yerleştirilmiş model reaktörlerde gerçekleştirilmiştir. Havasız çürütme sonucunda elde edilen üst suyun ihtiva ettiği yüksek konsantrasyonlardaki nutrient (amonyak) MAP çöktürmesi ile giderilmiştir. $\text{Mg:NH}_4\text{:PO}_4=1:1:1$ stokiyometrik ve $\text{Mg:NH}_4\text{:PO}_4=1,1:1:1$ stokiyometrik üstü oranlarında pH 9.2'de MAP çöktürmesi çalışması yapılarak optimum amonyak giderimi sağlanmıştır. Bütün bu çalışmaların ışığında İSKİ Tuzla Biyolojik Atıksu Arıtma Sisteminin arıtma çamurlarının bertarafını sağlayacak bir sistem laboratuvar ölçekli olarak oluşturulmuştur. Çalışmanın sonucunda, UAKM giderimi ve suzulaştırmaya uygun çamur üretiminin gerçekleştiği saptanmıştır.

ANAEROBIC DIGESTION OF BIOLOGICAL TREATMENT SLUDGES AND THE TREATMENT OF THE SUPERNATANT BY SUTRIVITE PRECIPITATION

SUMMARY

Treatment sludges cause important environmental problems unless necessary precautions are taken. Disposal of these high solid content treatment sludges requires difficult operations. Recently, application of anaerobic sludge digestion has increased due to the reduction in sludge volume and weight, as well as production the biogas. Additionally, the organic content of the sludges originated from domestic sources reduces during anaerobic digestion. One of the most efficient techniques is MAP (Magnesium Amonium Phosphate) precipitation for nitrogen removal in wastewaters having high $\text{NH}_3\text{-N}$ concentrations.

In this study, anaerobic digestion of the primary and the secondary sludges which were produced from domestic wastewater biological treatment plants were investigated and gas production was observed. Anaerobic digestion was carried out lab-scale reactors placed in a water bath in which mesophilic temperature condition was (35°C) provided. Since the supernatant of anaerobic digestion reactors consist of high NH_3 concentrations, MAP precipitation applied for nutrient removal. MAP precipitation was applied at the stoichiometric ratio ($\text{Mg}:\text{NH}_4:\text{PO}_4=1:1:1$) as well as above the stoichiometric ratio ($\text{Mg}:\text{NH}_4:\text{PO}_4=1.1:1:1$) in order to find out the optimum ammonium removal at $\text{pH}=9.2$.

In this study, a lab –scale anaerobic digestion system was carried out the disposal of the treatment sludges of ISKI Tuzla Biological wastewater treatment plant. Results indicated that sufficient VSS removals and appropriate sludge productions for dewatering could be obtained.

1. GİRİŞ

1.1. Çalışmanın Anlam ve Önemi

Su kaynaklarımızın giderek kirlendiği günümüzde atıksuların arıtılarak alıcı ortamlara verilmesi daha da önem kazanmaktadır. Ancak atıksuların arıtılmaları sırasında oluşan çamurlar gerekli önlemler alınmadığı takdirde çok önemli çevre problemlerine sebep olmaktadır. Bu nedenle, oluşan bu çamurların bertarafı gerekmektedir. Çamur bertaraf yöntemlerinden; havasız çamur çürütme prosesi gerek çamurun hacim ve ağırlığındaki azalma gerekse biogaz oluşumu sebebiyle son yıllarda giderek yaygınlaşarak kullanılmaktadır. Ayrıca havasız çürütme ile evsel çamurların organik içerikleri azalmaktadır. MAP ise, besi maddelerinin kimyasal olarak giderimlerinde kullanılabilecek etkili bir arıtma tekniğidir. Bu çalışma ile evsel atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan yüksek miktarlardaki çamurların kontrolü incelenerek literatüre katkı sağlanmıştır.

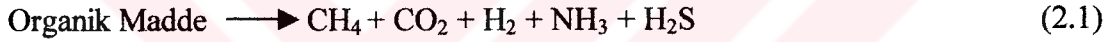
1.2.Amaç ve Kapsam

Havasız çamur çürütme işlemi uygulanarak Tuzla biyolojik atıksu arıtma tesisi çamurlarının aşısız ve az miktarda nitelikli (granüler) aşı ilavesi ile başlangıç aşamasında stabilizasyon verimi araştırılmıştır. Ayrıca aşılı havasız çamur çürütme sonrasında reaktör üst suyundaki yüksek konsantrasyonlardaki amonyak, MAP çöktürmesi ile arıtılarak geri kazanımı incelenmiştir. Reaktörlerin performanslarının belirlenebilmesi için, askıda katı madde (AKM) ve uçucu askıda katı madde (UAKM) konsantrasyonlarındaki azalma izlenmiştir. Ayrıca, üst suda çözünmüş Kimyasal Oksijen İhtiyacı (SCOD), toplam uçucu asit seviyesi ile reaktörde oluşan toplam gaz miktarı ve bileşimi belirlenmiştir.

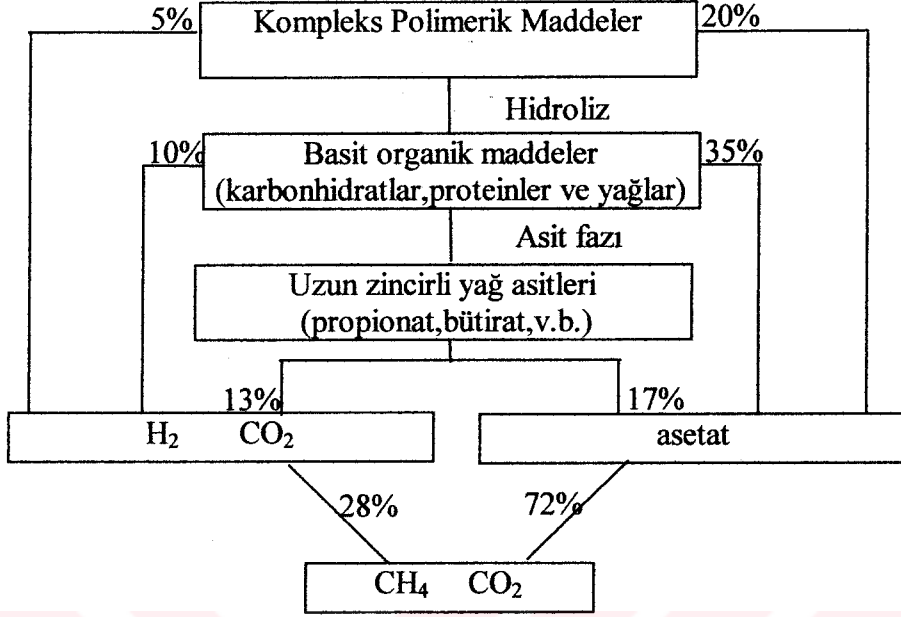
2. HAVASIZ ARITMA

2. 1. Havasız Arıtmanın Esasları

Havasız (Anaerobik) arıtma farklı mikroorganizma gruplarının rol aldığı oldukça kompleks bir biyokimyasal süreçtir. Mikroorganizmalar ve özellikle bakteriler, yüksek moleküler ağırlıktaki kompleks organik bileşiklerin metana dönüşümünde rol alırlar. Gerçekleşen genel reaksiyon şu şekildedir:



Bazı mantar ve Protozoalar anaerobik parçalanma içerisinde yer almakla birlikte asıl baskın mikroorganizmalar bakterilerdir. Organik bileşiklerin hidroliz ve fermentasyonunda *Bacteroides*, *Bifidobacterium*, *Clostridium*, *Lactobacillus*, *strepococcus* gibi zorunlu ve fakultatif anaerobik bakteri yer alır. Kompleks maddelerin CH_4 ve CO_2 gibi basit moleküllere dönüşümü dört grup bakteri tarafından gerçekleştirilir. Bahsi geçen bakteri grupları arasında sinerjetik bir ilişki söz konusudur.



Şekil. 2. 1. Kompleks Organik Maddelerin Havasız Ayrışma Safhası

Kompleks organik maddelerin havasız ayrışması en genel halde üç safhalı bir proses halinde ele alınabilir (Şekil 2.1.).

1. Yüksek molekül ağırlıklı katı ve çözünmüş organik maddelerin hidrolizi,
2. Düşük molekül ağırlıklı organik maddelerin asit bakterilerince muhtelif uçucu yağ asitleri ve müteakiben de asetik asite dönüştürülmesi,
3. Asetik asit, H_2 ve CO_2 den metan üretimi.

Havasız ayrışma sırasında oluşan enerji mikroorganizmalarca biyokütle sentezi ve hücre yenilenmesi şeklinde kullanılmaktadır.

1.Grup Bakteriler : Hidrolitik Bakteriler

Anaerobik bakteri grupları protein, selüloz, lignin, lipid gibi kompleks organik molekülleri amino asit, glukoz, Yağ asidi ve gliserol gibi monomerlere dönüştürebilmektedirler. Yeni bakteri grubu ise oluşturulan monomerleri kullanırlar. Selulaz, proteaz ve lipaz gibi ekstraselular enzimler kompleks moleküllerin hidrolizinde katalizör görevini üstlenmektedirler. Hidrolitik faz (Hidroliz), hücre dışı enzimlerce gerçekleştirilen oldukça yavaş bir süreçtir. Reaksiyon hızını etkileyen en önemli faktörler pH, sıcaklık ve çamur yası (mikroorganizma bekleme süresi) dır. Yağlar çok yavaş hidrolize olduğundan önemli nisbette yağ ve diğer yavaş hidrolize olan maddeler ihtiva eden atıkların havasız arıtımında hidroliz hız sınırlayıcı bir faktör olabilmektedir (Kennedy ve van den Berg,1982). Özellikle lignin içeren selülozik atıklar anaerobik parçalanma hızını sınırlandıran atıklar arasında yer almaktadır (Gabriel,1994).

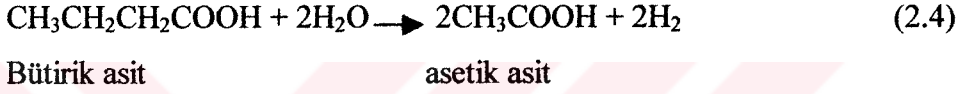
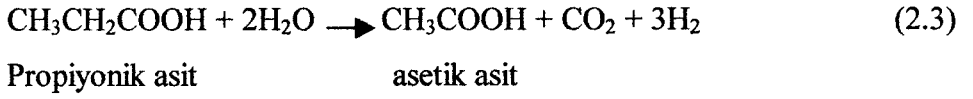
2. Grup Bakteriler : Fermantatif Asidojenik Bakteriler

Asit üretimi safhasında iki farklı bakteri grubu görev almaktadır. Birinci grup bakteriler (fermantasyon ve asidojenik bakteriler) organik polimerlerin hidrolizinde ve müteakiben de açığa çıkan oligomer ve monomerler gibi hidroliz ürünlerinin organik asit ve solventlere dönüştürülmesinde rol oynarlar. Clostridium gibi asit oluşturan asidojenik bakteriler şeker, aminoasit ve yağ asitlerini organik asitlere yani ikiden fazla karbonlu yağ asitlerine (asetik propionik, formik, laktik, bütirik, izobütirik, valerik, izovalerik, süksinik), alkollere ve ketonlara (etanol, metanol, gliserol ve aseton), asetata, CO₂ ve H₂'e dönüştürürler. Asetat, karbonhidrat fermentasyonunun ana ürünüdür. Oluşan ürünler kültür ortamının sıcaklığına, pH' ya, redoks potansiyeline ve bakteri tipine göre değişebilir (Öncel,1999).

3.Grup Bakteriler: Asetojenik Bakteriler

Syntroacter wolinii ve syntrophomonas wolfei gibi asetat ve H₂ üreten asetojenik bakteriler, propiyonik, bütirik asit gibi yağ asitlerini ve alkolleri asetata, H₂'e ve CO₂ dönüştürürler. Bu ürünler metanojenler tarafından kullanılırlar. Bu gruptaki bakteriler yağ asitlerini dönüştürmek için, düşük H₂ gazı kısmi basıncına ihtiyaç duyarlar ve bu nedenle H₂ konsantrasyonunun kontrolü gerekmektedir. Yüksek H₂

kısmi basıncı altında asetat oluşumu azalır ve substrat CH₄'a değil propiyonik asit, bütirik asit ve etanole dönüşür. Asetojenik bakteri ve metanojenler arasında simbiyotik ilişki vardır. Metanojenler, asetojen bakteriler için gereken düşük H₂ kısmi basıncını sağlarlar. Etanol, propiyonik asit ve bütirik asit, asetojen bakteriler tarafından aşağıdaki reaksiyon ile asetik aside dönüştürülür (Gabriel,1994).



Asetik asit bakterileri çoğalmaları için gerekli enerjiyi organik asit ve solventlerin asetik asit, H₂ ve CO₂' e parçalanması sonucu açığa çıkan enerjiden sağlarlar. Termodinamik sebeplerle asetik asit bakterileri sadece H₂ kullanan mikroorganizma alt grupları ile birlikte yaşarlar. Asetik asit bakterileri aynı zamanda H₂ üreten asetojenik bakteriler olarak da tanımlanırlar.

Düşük SO₄²⁻ konsantrasyonlarında belirgin olmamakla beraber sülfat gideren bakteriler de özellikle metan üretimini çeşitli şekillerde etkileyebilmektedir. Bu bakteriler bir yandan bazı organik asit ve alkollerini asetik asite oksitlerken aynı zamanda sülfatları da H₂S'e dönüştürmektedirler. H₂S konsantrasyonu metan bakterileri için lüzumlu bir nütriyent olduğundan, H₂S'in başka kaynaklardan karşılanmaması halinde ortamdaki sülfatın kullanılması gereklidir. Bununla birlikte SO₄²⁻ konsantrasyonu çok yüksek olursa, sülfat giderimi sonucu, H₂S konsantrasyonu metan bakterileri için zehirli olabilecek seviyelere ulaşabilir ve sülfat gideren bakteriler metan bakterileri ile H₂ için rekabete girebilirler. Ortamda yeterince SO₄²⁻ olmaması halinde sülfat gideren bakteriler asetik asit üreten bakteriler gibi H₂ üretecek tarzda faaliyet gösterebilmektedir.

4. Grup Metan Arkeleri

Metan üretimi yavaş bir süreçtir ve genellikle havasız arıtmada hız sınırlayıcı safha olarak kabul edilmektedir. Metan, asetik asidin parçalanması ve/veya H_2 ile CO_2 'in sentezi sonucu üretilir. Havasız reaktörlerde üretilen CH_4 'in takriben %30'u H_2 ve CO_2 'den %70'i ise asetik asidin parçalanmasından oluşmaktadır (Jeris ve Mc Carty, 1965). H_2 ve CO_2 den metan üreten arkeler, asetik asit kullanan bakterilere nazaran çok daha hızlı bir şekilde çoğalmaktadırlar. Dolayısı ile ortamda yeterli H_2 ve CO_2 olduğu ve H_2 kısmi basıncı da uygun olduğu sürece bu yolla CH_4 üretimi devam eder. Ancak metan üretimi safhasının her zaman hız sınırlayıcı olması söz konusu değildir, bazen hidroliz safhası daha kritik olabilir.

Metan arkeleri fizyolojik yapıları gereği en etkili şekilde pH =6.7-8.0 aralığında faaliyet gösterirler. Grup halinde metan arkelerinin kullanabilecekleri besin maddeleri oldukça sınırlı olup bunlar asetik asit, H_2 ve tek karbonlu bileşiklerdir. Sulu ortmalardaki dip çamurları ve evsel çamur çürütme tesislerindeki CH_4 'in %70'i asetik asidin metil grubundan, geri kalanı ise CO_2 den üretilmektedir.

Metan arkeleri geniş getiren rumenli hayvanların iştikembesinde ve sedimentte doğal olarak oluşurlar. Atıksularda ise metanojenik mikroorganizmaların gelişimi çok daha yavaştır. Toplam olarak bu gruptaki arkelerin organik maddeleri anaerobik parçalayarak atmosfere kattıkları metan gazı miktarı yılda 500- 800 milyon ton kadardır. Bu miktar fotosentez ile üretilen toplam organik maddenin %0,5'ini oluşturulur.

Metan arkeleri iki alt gruba ayrılırlar:

1. Hidrojenotrofik Metan arkeleri (hidrojen kullanan kemolitotroflar)

Bu arkeler H_2 ve CO_2 yi metana dönüştürürler.



Hidrojen kullanan metanojenler uçucu asitler ve alkollerin asetata dönüşümü için gerekli düşük H_2 gazı kısmi basıncı sağlarlar.

2. Asetotrofik Metan arkeleri; asetoklastik bakteri olarakta adlandırılırlar asetatı, CH₄ ve CO₂ ye dönüştürürler.



Asetoklastik arkeler asit oluşturan bakterilerden çok daha yavaş ürerler. Üretilen metanın 2/3'ü asetotrofik metanojen bakteriler tarafından asetatın dönüşümünden elde edilir. Diğer kısım hidrojenin CO₂'i indirgenmesi ile oluşur. Metan arkelerinin 49 türü tanımlanmıştır (Gabriel,1994).

2.2. Anaerobik Çamur Çürütme

Çamur Stabilizasyonu, için uzun yıllardan beri uygulanan en eski proseslerden olan anaerobik çürütme, moleküler oksijenin yokluğunda organik maddelerin mikroorganizmalar tarafından parçalanmasıdır. Anaerobik çürütmeye kompleks organik maddelerin metan ve diğer nihai ürünlere dönüşümü, mikrobiyolojik popülasyon ve metabolik aktivite tarafından koordine edilir(Günay,1998).

Anaerobik çürütmenin amacı; stabilize olmuş bir çamur üretmek, patojenleri azaltmak, uçucu katıların kısmen yok edilmesiyle çamur miktarını azaltmak ve metan üretmektir(Mc Carty,1964).

Anaerobik çürütmenin çamur arıtımında uygulanan diğer proseslere göre avantajları aşağıdaki gibidir(Mc Carty,1964).

- Sistem havasız olduğundan oksijen transferine gerek olmadığı için stabilizasyon verimi oksijenden bağımsızdır ve işletme maliyeti düşüktür.
- Metan önemli bir yan üründür.
- Giderilen organik maddelerin aerobik proseslere göre oldukça az bir kısmı biyokütleyle dönüştüğünden çamur üretimi çok düşüktür.
- Bekletme süresi uzun olduğu için patojenler inaktif olur.
- Çamur çürütme çıkış çamuru susuzlaştırma için ideal bir çamurdur. (Öztürk,1999).

Anaerobik arıtma birçok mikroorganizma grubunun rol aldığı karmaşık bir prosestir. Ancak iki grup bakterinin (asit ve metan bakterileri) esas görevi üstlendiği bilinmektedir. Bu iki grup bakteri de alt gruplara ayrılabilir.

Asit üreten bakteriler pH ve sıcaklık gibi çevresel değişikliklere karşı toleranslıdır. Bu tür bakterilerin büyüme hızı metan bakterilerine göre daha hızlıdır. Diğer taraftan metan bakterilerinin büyüme hızları düşük olup aktiviteleri pH, sıcaklık değişimi ve substrat bileşimine karşı daha hassastır. Bu grubun yavaş büyümesi, değişen çevre koşullarına karşı hassaslıkları ile birleştiğinde, proses, bozulmayla sonuçlanabilir.

Bu sebeple anaerobik prosesin sürekli kontrolü önemlidir. Eğer metan üretimi durursa ya da azalır, organik asitler birikir ve pH düşmeye başlar, CO_2/CH_4 oranı artar. Bu dengesizlik, stabilizasyonun durmasına kadar devam edebilir.

Anaerobik çürütücüler, prosesin verimliliğini sınırlandıran metan bakterilerine göre boyutlandırılırlar. Hidrolik bekletme süresi; metan ve sülfat bakterileri popülasyonu açısından oldukça önem arz ederken H_2 üreten asit bakterilerinin ve hidrolitik bakterilerin popülasyonunu fazla etkilemez. Asit oluşumuna kadar olan süreçte hız kısıtlayıcı safha hidrolizdir. Kompleks organikler çözüldükten sonra birikmeden hemen uçucu organik asitlere çevrilir.

2. 2.1. Anaerobik Çamur Stabilizasyonunun Amacı

Anaerobik çürütme ile atıksu katıları yapışkan ve kokulu bir karışımdan, kısmen kokusuz susuzlaştırılabilir ve insan sağlığı için zararsız bir biçime getirilebilir. Bu proseste çamurdaki organik katılar sıvılaştırılır, katı hacmi düşürülür, ve aynı çevrede yaşayan iki farklı bakteri gruplarının faaliyetleri sonucu çürütücüde faydalı metan gazı üretilir. Birinci grup, genellikle 'asit yapıcılar' olarak adlandırılan saprofitik organizmaları içerir. İkinci grup saprofitler tarafından üretilen asitleri kullanan 'metan üreticiler'dir Metan yapıcı bakteriler ham atıksularda asit yapıcılar kadar bol bulunmazlar. Çünkü çoğalabilmeleri için sağlanması gereken pH aralığı 6.6-7.6 değerleridir.

İyi bir çürütücü işletiminde, çürütücüde hem asit yapıcı hemde metan yapıcı bakterilerin çoğalabilmesi için uygun şartların sağlanması gerekir. Bu maksatla yükleme hızı veya organik katı beslemesi, uçucu asit alkalinite bağıntısı, karışım, ve sıcaklık değerleri kontrol edilmelidir. Genellikle çürütücülerde ham çamurdaki uçucu (organik) katılar %50-60 oranında azaltılmalıdır. organik katıları arzu edilen değere düşürmek için 5 ila 120 gün çürüme süresine ihtiyaç duyulabilir.

Bir anaerobik çamur çürütücü asit ve metan oluşturma hızları yaklaşık eşit olacak şekilde çalıştırılmalıdır; aksi takdirde reaksiyon dengede kalmaz. Dengesizlik büyük ölçüde aşırı asit fermentasyonundan kaynaklanır. Bu olay metan yapıcı bakterilerin asit yapıcıların hızına erişemedikleri zaman oluşur. Metan fermente eden bakterilerin asitleri metana dönüştürme hızları yavaşladığında çürütücü çok fazla asit içerir ve dengede olamama durumu artar. Literatürde 'standart hızlı' ve 'yüksek hızlı' çürütme terimleri kullanılır. Bu terimler, bakteriyel aktivite hızlarını değil çürütücüye yapılan organik madde yüklemesini ifade eder. Yüksek hızlı sistemlerde, daha fazla bakteriyel reaksiyonun oluşması için substrat (besin) ve aşı (organizma) miktarlarının en iyi şekilde karışımı sağlanır.

Yüksek hızlı anaerobik proseslerde en önemli faktör karışım ve reaktörün aşağıda şartları sağladığı kabul edilir.

1. Toplam çürütücü içeriğinden mümkün mertebe yararlanılması.
2. Ham çamurun, hızlı bir şekilde, tank içerisindeki çamur hacmine bastan basa dağıtılması.
3. Mikroorganizmaların substratla temas halinde olması.
4. Mikrobiyolojik reaksiyonların en düşük seviyede etkilenmesi için inhibe edici yan ürünlerinin tüm çamur kütleleri içinde seyreltilmesi.
5. Çürütücü içerisine alkalinite verilerek iyi bir pH kontrolünün sağlanması.
6. Tank içerisinde iyi bir ısı dağılımının sağlanması.
7. Dipte kum ve inert katıların veya yüzeyde yüzücü köpük türü maddelerin birikmesinin azaltılması.

Bir anaerobik çamur çürütücü, kendi özelliklerine uygun bakteri tipi olan üç ayrı sıcaklık bölgesinde veya aralığından birinde çalıştırılabilir. En düşük aralıkta (ısıtılmayan tankta) PSİKOFİLİK (Soğuk sıcaklık seven) mikroorganizmalar, orta sıcaklık aralığında MEZOFİLİK mikroorganizmalar ve yüksek sıcaklık aralığında TERMOFİLİK mikroorganizmalar bulunur.

Orta sıcaklık aralıklarındaki organizmalar MEZOFİLİK (ılık sıcaklık seven) BAKTERİLER olarak adlandırılırlar. Bunlar yaklaşık 20 °C ve 45 °C aralıklarında etkili olurlar. En optimum sıcaklık aralığı 30°C ila 38 °C aralığıdır. 35°C de çürüme 5 ila 50 gün (normal olarak 25-30 gün civarı) sürebilir. Bu süre gerekli ucucu katılardaki azalma derecesine ve karışımın yeterli olup olmamasına göre değişir. Yüksek hızlı prosesler genellikle mezofilik sıcaklık aralıklarında işletilir. Çürüme prosesinin istenilen ölçüde hızlı sürmesi için iyi bir karışımın sağlanması gerekir. Böylece organizmalar ve besin maddelerinin bir araya gelmesi sağlanır (Topacık, 2000).

2. 2. 2. Çamur Çürütücü Tipleri

Havasız çamur çürütücüler başlıca iki tiptir: düşük hızlı (standart) çürütücülerde ısıtma ve karıştırma uygulanmaz. Hidrolik bekletme süresi yörenin iklimine bağlı olarak 30-60 gün arasında değişir. Yüksek hızlı çürütücülerde ise havasız arıtma sürecini hızlandırmak gayesi ile ısıtma ve karıştırma uygulanır. Bu tip çürütücüler genellikle seri bağlı 2 reaktör tarzında tertip edilir. İkinci reaktör sıvı- katı ayrımını (çökeltme) gerçekleştirir ve çamur yaşının kontrolüne imkan verir (Öztürk,1999).

2. 2.3. Köpük Oluşumu Ve Kontrolü

Fazla miktarda gaz çıkışı çürütücülerde kaçınılmaz olarak kalıcı köpük tabakasına yol açabilir. Köpük oluşumu gaz çıkışının fazla olduğu işletmeye alma, inhibisyon sonrası iyileşme veya organik yükteki ani artıştan kaynaklanabilir.

2. 2. 4. İnhibitör ve Zehirli Maddeler

Çamur çürütücülerin organik maddeleri ayrıştırma verimleri, sisteme beslenen çamur içindeki çeşitli inhibitör maddeler sebebiyle belirli ölçüde değişim gösterir. Çamur

çürütme sürecini belirli oranda inhibe eden ve pratikte sık rastlanan inhibitör maddelerin zehirlilik eşikleri tabloda verilmiştir (Mosey vd.,1984).

Tablo.2.1. Katı madde oranı %4.5 olan evsel atıksu arıtma tesisi çamurunun çürütüldüğü bir çürütücü için inhibitör madde zehirlilik sınır konsantrasyonları

(Öztürk, 1999).

Madde	Zehirlilik eşiği (mg/l)
Anyonik deterjanlar	900
Metilen klorür,CH ₂ Cl ₂	1000
Kloroform,CHCl ₃	0.5-1.0
Karbon tetra klorür,CCl ₄	2-10
1,1,1-trikloreten	2.25
Monoklorobenzen	900
Ortodiklorobenzen	900
Peradiklorobenzen	1300*
Pentakloro fenol	1-2
Siyanür	3-30**
Zn	590***
Ni	530***
Pb	1800***
Cd	1000***
Cu	850***

*) atıksu arıtma tesisi girişindeki konsantrasyon

**) başlangıçta çok zehirli ancak zamanla anaerobik bakteriler alışabilir.

***) zehirlilik etkisi metal sülfürü oluşumuna bağlı olarak değişir.

2.2.5. Çamur Çürütücülerin İşletmeye Alınması

Atıksu çamurları ilk olarak yeni bir çürütücüye eklendiği zaman, doğal olarak oluşan bakteriler şeker, nişasta, ve çözülebilen azot gibi en kolay çürütülebilir hazır yiyeceğe saldırırlar. Anaerobik asit üreticileri bu yiyecekleri organik asitlere alkollere, karbondioksit ve biraz da hidrojen sülfüre çevirirler. Çamurun pH'ı 7 den 6 veya daha aşağıya düşer. Asit üretimi adımı daha sonra başlar ve 6-8 haftaya kadar sona erer. Bu zaman sırasında amonyak ve bi karbonat oluşur ve pH adım adım 6.8 civarına tekrar yükselir. Bu arada metan veya alkali fermentasyon fazları için ortam hazırlanır.Organik asitler metan fermente eden bakterilere besin oluşturular. Bu safhada karbondioksit ve daha çok metan gazı miktarları üretilir ve pH 7.0-7.2 ye yükselir. Alkali fermentasyonu bir kere iyi bir şekilde sağlanırsa, çürütücü çamurunun 7,0 –7,2 pH aralığında tutulması sağlanmalıdır.

Eğer çürütücüye çok fazla ham çamur eklenirse, asit fermente eden bakteriler baskın olur, pH'ı aşağıya çekecek, metan fermente eden bakteriler için istenmeyen şartlar oluşur. Eğer çürütücü bu olumsuz şartlarda kurtulursa, uçucu asitlerin kırılması, metan ve karbondioksit oluşumu genellikle çok hızlı olur. Çürütücü sonra köpürebilir ve bu esnada çamur katıları gaz emniyet tertibatına ve gaz hatlarına doğru itilebilir. Bozulmuş bir çürütücünün tekrar iyileşmesi 30-60 gün alabilir.

Bir çürütücünün başlangıç fazı için en kolay yol aş çamur (aktif olarak çürüeyebilen madde)'nin diğer çürütücüden alınmasıyla olur. Kullanılacak çamurun miktarı, karıştırma prosesleri, çürütücü boyutları ve çamur karakteristikleri gibi faktörlere bağlı olmakla beraber çürütücü kapasitesinin %10-50 arasında aş çamuru kullanılmaktadır.

Eğer yeterli karışım varsa köpürme problemi oluşmaz.

2.2.6. Gaz Üretimi

Çürütücü ilk başladığı an, skatole, İndole, merkaptanlar, ve hidrojen sülfür gibi çeşitli sayılarda azot ve sülfür maddelerini içeren aşırı kokulu gazlar üretilir. Bunların çoğu normal çürüme fazı sırasında üretilir, ama genelde çok zor farkedilebilen karbondioksit ve metan ile çok fazla seyreltilmişlerdir eğer istenirse ortamda olup olmadıkları test edilerek belirlenebilir.

Çürütücü başlangıç aşamasının ilk fazları sırasında, gazın çoğu karbondioksit (CO₂) ve hidrojen sülfür (H₂S) gazlarıdır. Bu birleşim yanmaz ve bu yüzden genellikle atmosfere sızar. Bu sızma sırasında operatörün sonuçlanabilecek potansiyel koku probleminin farkına varması gerekir. Metan formasyonu başlayıp, metan içeriği yaklaşık %60 a ulaştığı zaman gaz yanmaya hazır olur. Son olarak metan üretimi ortamda baskın olmalı ve %65-70 metan ve %30-35 CO₂ hacimlerinde gaz üretmelidir. Çürütücü gaz %50 metan içerirse yanacaktır ama metan içeriği %62'e yaklasana kadar yakıt olarak kullanılamaz. Üretilen gaz yanıcı olunca, motora güç vermesi yapıya ısınma sağlanması gibi sebeplerin yanında çürütücünün ısıtılması için de kullanılabilirler.

2.3. Anaerobik çamur çürütme konusundaki önemli çalışmalar

Kim ve diğ., (2001), pH=6.5 değerinde evsel atıksu arıtma tesisi ön çökeltim çamurunun mezofilik havasız çürütülmesini incelemişler ve bu pH değerinde reaktörün ilk 5 gün boyunca %26 AKM, %43 UAKM giderdiğini görmüşlerdir.

Krishna ve diğ., (1997), Anaerobik çamur Çürütmede Köpürmenin Sebep ve Sonuçlarını araştırmışlardır. Araştırmada 2 tip karıştırıcı kullanmışlardır. Mekanik karıştırıcısı kullanarak yaptıkları çalışmada 2.4 m, gaz karıştırıcısı kullanarak yaptıkları çalışmada ise 1.3 m köpük tabakası oluştuğunu gözlemlemişlerdir. Gaz karışımı reaktörün uçucu katıları parçalama miktarı mekanik karıştırıcıya göre daha az fakat giderim yüzdeleri fazladır. Gaz karıştırıcıda $0.74 \text{ m}^3/\text{kg}$ uçucu katı parçalanmıştır ve %62 uçucu katı giderimi olmuştur. Mekanik karıştırıcıda $0.93 \text{ m}^3/\text{kg}$ uçucu katı parçalanmış %54 uçucu katı giderimi olmuştur. Bu sonuçlarla gaz karıştırıcılı reaktörün mekanik olana göre köpükten daha çok etkilendiği ortaya konmuştur.

Li ve diğ., (1997), yumurta biçimindeki evsel çamur çürütme reaktörlerinde bakterilerin ekolojik analizini yapmışlardır. 1 yıllık bir çalışma periyodunda metan arkelerinin çeşitliliği, popülasyonu ve her bir organik materyalin ayrışma süreci incelenmiştir. Toplam 10 yumurta reaktörde konsantre çamurla reaktörlerin beslenmesi suretiyle 36°C deki mezofilik koşullarda 30 günlük bekletme sürelerinde çalışılmıştır. Ham çamurun temel bileşenleri olan protein, karbonhidrat ve yağların azalma verimleri sırayla %74.2, %55.2 ve %42.2 bulunmuştur. Sonuçta uçucu katı giderimi %54.2 ve KOI giderimi %60 olmuştur. m^3 konsantre çamur başına metan yüzdesi %60 olan 23.3 m^3 degradasyon gazı üretilmiştir. Çalışmaların sonucunda bekletme süresinin 30 günden 15 güne çekilebileceği ortaya konulmuştur.

Anaerobik mikrobiyolojik çürütme ile kompleks organik maddeler metan ve karbondioksit son ürünlerine; birbirini takip eden hidroliz, asidojenik, asetojenik ve metanojenik seri kademelerinden geçerek dönüştürülür (Gujer ve Zehnder, 1983). Asidojenik faz anaerobik dönüştürmede biyolojik fosfor gideriminde önemli bir rol oynamaktadır.

Haruki ve diğ., yaptıkları çalışmada mezofilik ve termofilik şartlar altında patojenik bakterilerin pasifleştirilmesini incelemişlerdir. Çalışma anaerobik ayrıştırma prosesinde ayrıştırma süresince patojenik bakterilerin inaktive oluşunun arazi çalışması ve deneysel labaratuar çalışmasını kapsamaktadır. Onyediyi ayrı arıtma tesisinden alınan numunelerdeki bakteriler sayılmış sayılanların içinde fekal koliform grubu enterococcus ve salmonella bulunmuştur. Fekal koliform en çok 10^5 MPN /g değeri ile birincil çamurda görülmüştür. Çürütme sonucunda ise bu değer 10^3 MPN/g'e inmiştir. Bunun sonucunda inorganik koagulant (tutucularda) suyun geri kazanılması, susuzlaştırma ve komposlaştırma işlemlerinin patojenik bakterileri inaktive ettiği onaylanmıştır. Ayrıca anaerobik çürütücülerde birincil çamur için patojenik bakterilerin inaktivite performansı incelenmiştir. Çalışmada mezofilik çürütücülerde fekal koliformun türü $10^2 - 10^4$ MPN/g mutlak HRT, termofilikte ise 10^0 MPN/g dir. Buradanda açıkça anlaşılacağı üzere patojenik mikroorganizmalar termofilik koşullarda mezofiliğe göre daha fazla inaktive edilmektedir.

Jules ve diğ., yüksek hızlı anaerobik atıksu arıtma sisteminde psyschrophilic ve termofilik şartları inceleyen çalışmalarında mezofilik çalışma aralığı $25-40^{\circ}\text{C}$, psychrophilic çalışma aralığı $<20^{\circ}\text{C}$ ve termofilik çalışma aralığı $> 45^{\circ}\text{C}$ kabulleriyle biyogaz üretiminin en az olduğu sıcaklığın en düşük sıcaklık olduğunu bulmuşlardır.

Wouter Ghyoot and Willy Verstraete, birincil çamurun kimyasal ön çöktürmeden sonra anaerobik ayrıştırılmasını incelemişlerdir. Yapılan bu çalışmada demir klorür kullanılmıştır. Fe/P oranı 0.8 olarak kullanıldığında giderimler; AKM %64 , KOI %50, TKN %22, TP %43, ortofosfat %51 olarak bulunmuştur. Deney evsel atıksular üzerinde yapılmış olup birincil ham çamurun anaerobik ayrışma sonucu UAKM giderimi %35, giderim hızı $0.6-0.79 \text{ kgUTKM/m}^3.\text{gün}$ bulunmuştur. Kimyasal ön çöktürme uygulanmış sistemde UTM giderimi %57 ve TM giderim hızı $1.36 \text{ kgUTKM/m}^3.\text{gün}$ olarak bulunmuştur. Metan giderimleri birincil (Ham) çamur için $519-612 \text{ ICH}_4 / \text{kg UTKM}$ dir. Kimyasal çöktürmeden geçmiş çamur için $299-395 \text{ ICH}_4 / \text{kg.UTKM}$ giderilen dir. Bu durum koagulant yardımı ile çöktürme sonucu organik maddelerin içeriğinin değiştiğini ifade etmektedir. Çöktürülmüş fosfor anaerobik ayrışma süresince süpernetanatta çözünmez. Çalışmalar ışığında kimyasal ön arıtmadan geçmiş çamurun ayrıştırıcının stabilizasyonunu bozucu etkisinin

olmadığı ve arıtma tesisiyle uyumlu ilave bir kimyasal ön çöktürmenin anaerobik ayrıştırıcılar için tavsiye edilebileceği sonucuna varılmıştır.

Hasegawa ve diğ., (2000), yaptıkları çalışmada organik çamurların ayrıştırılmasında termofilik aerobik bakterilerin anaerobik ayrıştırma için ön arıtma olarak kullanılmasını incelemişlerdir. pH 5-8.5 aralığında 60-70°C sıcaklıkta %25-30 UAKM düzeyinde önceden ısıtılmış çamur, izole edilmiş aerobik bakteriler tarafından ayrıştırılmıştır. Çalışmanın sonunda UAKM gideriminin %40 civarında olduğunu ve anaerobik çürütücüden biyogazın 1.5 kat daha fazla oluştuğunu tesbit etmişlerdir.

Ghosh ve diğ., (2000) yaptıkları çalışmada yüksek hızlı çift kademeli pilot ölçekli anaerobik çürütücülerde gaz üretimini incelemişlerdir. Reaktörün sıcaklığı, reaktöre beslenen yakıt içeriği, yükleme hızı, partiküler büyüklüğü ve selüloz, NaOH'la yada kireçle ön arıtımının sistem performansına etkisi incelemiş inceleme sırasında ekonomiklikte göz önünde bulundurulmuştur. Çalışmanın sonucunda iki kademeli (asit ve metan fazlarının ayrı reaktörlerde olması) çürütücülerde yüksek CH₄ oranı içeren yüksek gaz hacimlerinin oluştuğunu tesbit edilmiştir.

Lay ve diğ., (1997), Yaptıkları çalışmada yüksek katı muhtevallı çamur çürütücülerinden gaz üretime pH ve nem muhtevasının etkisini incelemişlerdir. Nem muhtevasının azalması ile metanojenik aktivitede meydana gelen azalmanın doğru orantılı olduğunu tesbit etmişlerdir. Nem muhtevası % 96'dan % 90'a düştüğünde metanojenik aktivitede %100'den % 53'e ani bir şekilde düşer. Metan üretimi pH 6.6-7.8 ,ve nem muhtevası %90-96 aralığında gerçekleşir. Optimum pH 6.8 olup, pH 6.1 in altında veya pH 8.3 ün üstünde sistem çökebilir. En iyi metan arkelerinin faaliyeti pH 6.7-7.4 aralığındadır fakat optimum pH 7.0-7.2 arasındadır. Metan üretimi ise pH <6.3 ve pH>7.8 de düşmektedir.

Oles ve diğ., (1997), iki kademeli termofilik /mezofilik çamur çürütme üzerinde çalışmışlardır. Laboratuvar ve gerçek ölçekli sistemlerde yaptıkları araştırmalar sonucunda 2 kademeli proseslerin (birinci yüksek yüklü termofilik (50-55°C) kademesi ve 2.kademe mezofilik (35-37°C) şartlar altında) yeterli bekletme süresiyle birlikte çamur çürütmede en iyi sonuca götürdüğünü tesbit etmişlerdir.

Eastman ve Ferguson, (1981). Yaptıkları çalışmada anaerobik çamur çürütmenin ve gaz üretiminin 14 . gün sonunda büyük oranda azaldığını ve 20. günden itibaren çok düşük gaz üretimlerine inildiğini gözlemlemişlerdir. pH 6.5 metanojen aktivitesinin olumsuz etkilenmeye başladığının göstergesidir. Aynı çalışmada asit fazda katı atığın fermentasyon ürünlerine dönüşmesinde hız kısıtlayıcı basamağın hidroliz olduğu tüm prosesin kinetiğinin birincil olarak hidroliz hızına bağlı olduğu bakterilerin artış hızına bağlı olmadığı belirtilmiştir. Çalışmada yağların asit fazında ayrışmadığı ve VFA nın reaksiyon şartlarından özellikle pH den etkilendiği saptanmıştır.



3. MAGNEZYUM AMONYUM FOSFAT (MAP) ÇÖKTÜRMESİ İLE AZOT VE FOSFOR GİDERİMİ

3.1. Temel Kavramlar

Amonyak ve fosfor gideriminde magnezyum amonyum fosfat (MAP) çöktürmesinin kullanılması birçok yönden avantajlıdır. Bunlar;

- 1- İki nütriyentin (N ve P) birlikte giderilmesi,
- 2- Nütrient konsantrasyonunun yüksek olduğu atıksularda uygulanmasının kolaylığı,
- 3- Proses sonucu oluşan çökeltinin gübre olarak kullanılabilirliğidir.

Diğer nütriyent giderme yöntemleri (biyolojik yöntemler, sıyırma, alum ve demir tuzlarının kullanımı, iyon değişimi ve ters osmoz) proseslerin karmaşıklığı, sadece bir nütriyentin giderimine olanak sağlaması, kalıcı kirleticiler meydana getirmesi ve konsantre atıksularda maliyetin yüksek olması gibi olumsuzluklar içermektedir.

Biyolojik yöntemlerle azot gideriminde atıksudaki azot bakteri bünyesinde toplanmakta ve böylece atıksudan oluşan çamura geçmektedir. Organik yükün az olduğu biyolojik arıtma tesislerinde %40 oranında azot giderimi sağlanmaktadır. Bu giderme verimi yetersiz olduğundan nitrifikasyon-denitrifikasyon prosesi gibi ileri arıtma yöntemleri uygulanmaktadır. Biyolojik arıtma sonrası kalan amonyum nitrifikasyon kademesinde nitrata denitrifikasyon kademesinde elementel azot ya da N_2O ya dönüşür. Denitrifikasyon prosesi 4 ya da 5 oksidasyon kademesinin olduğu ve O_2 nin bulunmadığı şartlarda özel bakteriler tarafından gerçekleşir. Bu proses (toplam) % 90 civarında bir verim sağlamaktadır, ancak bu prosesin birtakım dezavantajları vardır. Bunlar:

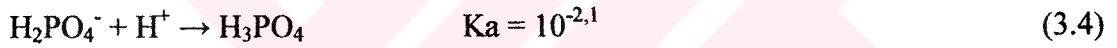
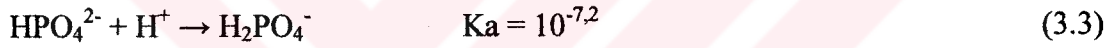
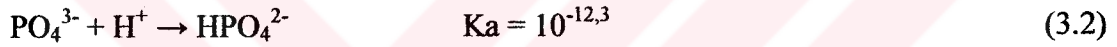
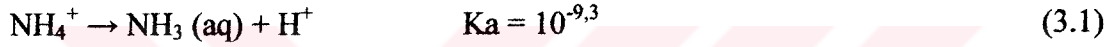
- 1-Çamur yaşı ve bekleme süresi yüksek olduğundan alan ihtiyacı fazladır.

2-Enerji tüketimi nitrifikasyon prosesindeki fazla hava ihtiyacından dolayı yüksektir.

3-Nitrifikasyon prosesi hassastır ve çevresel değişimlerden çabuk etkilenir.

4-Nitrifikasyon prosesi verimi azalan sıcaklıkla azalır (Kolçak, S.1999).

MgNH₄PO₄.6H₂O kristalinin mol ağırlığı 245 gr'dır. 1 gr azot 18 gr MAP katısı oluşturmaktadır. MAP basit bir tozdur ve asidik şartlarda çözünmektedir. Magnezyum amonyum fosfat çöktürmesinde ortamda bulunan türlerden amonyak ve fosfor ortam pH'sından etkilenmektedir. Atıksudaki amonyak ortam pH'sına bağlı olarak NH₃ ya da NH₄⁺ formunda bulunabilmektedir ancak MAP çöktürmesinin uygulanabilmesi için amonyağın NH₄⁺ formunda ortamda bulunması gereklidir. Amonyak ve fosforun ortamda oluşturdukları türler ortam pH'sına bağlıdır ve aşağıda gösterilmiştir(Snoeyink ve Jenkins, 1980).



Ortam pH'sındaki artış ile amonyum iyonunun konsantrasyonunu azaltırken fosfat iyonu konsantrasyonunda artışa sebep olmaktadır. Dolayısıyla MAP çöktürmesinde amonyak ve fosfor iyonlarının çözünürlüklerinin minimum olduğu pH değerinde çalışılmalıdır. MAP katısının çözünürlüğü ortam şartlarına göre değişmekle birlikte minimum çözünürlüğün pH 8-10 aralığında olduğu belirlenmiştir (Tünay ve diğ., 1997; Zdybiewska ve Kula, 1991; Shulze-Rettmer, 1991).

3.2. MAP Çöktürmesi Uygulamaları

MAP çöktürmesi üzerine etkili birçok faktör bulunmaktadır. Bunlar; sıcaklık, pH, dozaj, magnezyum kaynağı, reaksiyon süresidir.

MAP katısının çözünürlüğü sıcaklığın düşmesiyle azalmaktadır. MAP çöktürmesi uygulamalarında optimum sıcaklık 25°C olarak verilmiştir (Maekawa ve diğ., 1995). Sıcaklığın önemli bir etkisi de MAP katısının çözünürlük sabiti üzerinedir. Burns ve Finlayson (1982), yaptıkları çalışmada değişik sıcaklıklarda MAP'ın çözünürlük çarpımını belirlemişlerdir. Tablo 3.1'dan da görülebileceği gibi sıcaklığın artmasıyla

çözünürlük sabiti artış göstermektedir. Dolayısıyla seçilen sıcaklığın proses verimi üzerinde önemli bir etkisi olduğu söylenebilmektedir.

Tablo 3.1. Farklı Sıcaklık Değerlerinde Belirlenen Çözünürlük Çarpımları

Sıcaklık (°C)	PKç
25	13,12
35	12,97
38	12,94
45	12,84

$$pKç = -\log \left([Mg^{2+}] [NH_4^+] [PO_4^{3-}] \right) \quad (3.5)$$

Fraser (1996) yaptığı çalışmada stokiometrik dozda magnezyum ve fosfor ilavesi ile gerçekleştirdiği MAP çöktürmesinde farklı pH değerlerinde amonyak, fosfor ve magnezyumdaki değişimi incelemiştir. Tablo 3.2’de bu çalışmada elde edilen sonuçlar verilmiş ve MAP çöktürmesi için optimum pH’nın 8.8-9.4 arasında olduğu belirlenmiştir.

Tablo 3.2 Değişik pH’larda MAP Çöktürmesiyle NH₄, Mg ve PO₄ Giderimi

Ph	Giderilen Miktar (mol)			Giderilen Türler Arasındaki Molar Oran
	NH ₄ -N	Mg	PO ₄ -P	NH ₄ -N/Mg/PO ₄ -P
7.0	0	0	0	-
7.6	0.029	1.11	0.78	1.0/3.89/2.71
8.4	1.93	-	2.68	1.0/ - /1.39
8.8	2.57	2.88	3.07	1.0/1.12/1.19
9.0	2.71	3.05	3.23	1.0/1.12/1.19
9.2	2.93	3.5	3.33	1.0/1.19/1.14
9.4	2.86	3.33	3.45	1.0/1.17/1.21
9.8	2.57	3.5	5.32	1.0/1.36/1.37
10.0	2.21	3.58	3.58	1.0/1.62/1.62
10.5	0.79	3.87	3.07	1.0/4.92/3.90

Siegrist (1996), anaerobik çamur çürütücü üst fazında, seri bağlı 3 reaktör kullanarak MAP çöktürmesi uygulaması gerçekleştirmiştir. Sözkonusu uygulamada magnezyum kaynağı olarak MgO ve fosfor kaynağı olarak H₃PO₄ kullanılmıştır. Üretilen CO₂’nin sıyrıldığı 1. reaktöre H₃PO₄ ilavesi, 2. reaktöre ise Mg ilavesi yapılmış ve bu ünite de amonyağın %70’i giderilmiştir. 3. reaktörde ise NaOH ile pH 9’a ayarlanmaktadır.

Magnezyumun %30 stokiyometrik üstü ilave edildiği bu sistemde %85-90 amonyak giderme verimi elde edilmiştir.

Reaksiyon süresinin MAP çöktürmesi üzerine etkisini belirlemek üzere yürütülen bir çalışmada 10 dakikalık sürenin reaksiyon oluşması için yeterli olduğu, bu sürenin 60 dakikayı aştığı durumlarda MAP katısının çözünmesinden dolayı fosfor konsantrasyonunda az miktarda artış meydana geldiği belirtilmiştir (Shin ve Lee, 1997).

Zdybiewska ve Kula (1991), MAP çöktürmesini evsel atıksu ile azot ve kok endüstrisi atıksularında magnezyum kaynağı olarak $MgCl_2$ ve MgO kullanarak gerçekleştirmişlerdir. Çalışmada $MgCl_2$ yerine MgO kullanılması durumunda endüstriyel atıksularda proses veriminde azalma görülürken, evsel atıksularda herhangi bir değişim görülmemiştir.

İpek Çelen ve Mustafa Türkerin yapmış oldukları çalışmada anaerobik çürütücü çıkışındaki amonyak gideriminde MAP çöktürmesi üzerinde çalışmışlardır. Mg kaynağı olarak $MgCl_2$ ve MgO kullanmışlardır. MgO kullanıldığında giderimin %60-%70 olduğunu fakat $MgCl_2$ kullanıldığında giderimin %95'e çıktığını gözlemlemişlerdir. Sıcaklık olarak 25-40°C aralığında çalışıldığında giderimin % 90 larda olabileceği tesbit etmiş bu aralık dahilinde kalındığında sıcaklığın çok etkin bir parametre olmadığını belirtmişlerdir. pH aralığı olarak optimum pH 8.5 –9.0 arasında saptamışlardır.

MAP çöktürmesi sonucu elde edilen çökeltinin gübre olarak kullanılması ya da farklı işlemlere tabi tutularak MAP çöktürmesinde kullanılması prosesin maliyetinin düşürülmesi açısından oldukça önem taşımaktadır.

Rettmer (1991), evsel atıksulardaki amonyak ve fosforu gidermek için MAP çöktürmesi uygulamış ve prosesin maliyetini nitrifikasyon-denitrifikasyon prosesi ile kıyaslamışlardır. Magnezyum ve fosfor kaynağı olarak MgO ve H_3PO_4 kullanılması durumunda arıtma maliyeti her iki proses için 42 DM/m³ atıksu olarak gerçekleşmektedir. Ancak MAP çöktürmesi ile elde edilen gübre satılabilmekte ve elde edilen gelir proses maliyetini yarı yarıya azaltmaktadır.

MAP çöktürmesini etkileyen önemli faktörler, pH, sıcaklık, reaksiyon süresi ve M:N:P stokiyometrisi olarak sıralanabilmektedir. Ayrıca iyonik güç de MAP çözünürlüğünü artırarak çökelmeyi olumsuz yönde etkilemektedir.

Sıcaklık; pH veya dozaj gibi faktörlerle karşılaştırıldığında daha az etkili olan bir parametredir. Sıcaklığın 0°C dan 20°C a yükselmesi ile MAP çözünürlüğü de maksimum seviyeye yükselmektedir. Sıcaklık çözünürlük sabitlerini, pH, denge reaksiyon sabitlerini etkileyerek MAP çöktürmesi verimini etkilemektedir (Durrant ve diğ., 1999).

Booker ve diğ., (1999), MAP oluşumu için optimum pH 8.8-9.4 arasında olduğu sonucuna varılmıştır. Bu aralıkta, magnezyumun fosfor ile magnezyum fosfat komplekslerinin de oluşabileceği belirlenmiş, oluşan çökeltinin %80'ini MAP, %20'sini $MgHPO_4$ oluşturduğu sonucuna varılmıştır.

Stratful (2001), Sentetik çözeltilerde, $MgSO_4$, NH_4Cl ve Na_2HPO_4 kullanarak, Mg^{2+} , NH_4^+ ve PO_4^{3-} iyonlarının çeşitli konsantrasyonları ile çöktürme deneyleri yapmıştır. MAP iyonlarının yüzde olarak gideriminin, başlangıç iyon konsantrasyonlarının stokiyometrik olarak arttırılmasıyla yükselebileceği, 1:1:1 oranında amonyağın molar olarak fazlasının, iyon gideriminde çökeltinin saflığını arttırdığı gözlenmiştir. Reaksiyon süresinin 1 dk. dan 180 dk. ya çıkartılmasıyla maksimum kristal büyüklüğünün 0.1 mm'den 3 mm'ye yükseldiği sonucuna varılmıştır. pH etkilerinin gözlenmesi için yapılan daha sonraki deneylerde pH 7'de MAP'ın çökmediği, 7.5'te ise çökeltmenin az olduğu görülmüştür. pH 8-10 aralığında %85 fosfor giderimi, pH 9-10 aralığında ise % 97 magnezyum giderimi sağlanmıştır.

4. DENEYSEL ÇALIŞMALARIN PLANLANMASI,KULLANILAN DÜZENEKLER VE ÖLÇÜM YÖNTEMLERİ

Çalışmalarda kullanılan çamur İSKİ TUZLA biyolojik atıksu arıtma tesisinin ön çökeltim havuzundan (birincil), ve son çökeltim havuzundan (biyolojik) alınmıştır.

Tuzla Biyolojik Arıtma Tesisi, İstanbul'un Asya yakasındaki, Orhantepe (Dragos) ile Darıca arasında yer alan Darıca, Çayırova, Tuzla, Pendik, Kartal bölgelerinden kaynaklanan evsel ve endüstriyel atıksuların arıtılarak Marmara Denizi alt tabakasına deşarjını sağlamak üzere kurulmuştur. Tesise ayrıca Tuzla Dericiler Organize Sanayi Bölgesinden kaynaklanan ve İSKİ kanalizasyona deşarj yönetmeliğine göre ön arıtma uygulanan atıksularda arıtılmaktadır.

Deneysel çalışmalarda, İSKİ Tuza Atıksu Arıtma Tesisinde oluşan birincil (ham) ve ikincil (biyolojik) çamurların anaerobik olarak çürütülmesi ve stabilizasyon üst suyunda MAP (Mağnezyum amonyum fosfat çöktürmesi) ile azot, fosfor gideriminin değerlendirilmesi hedeflenmiştir. Aşı etkisinin değerlendirilebilmesi için çalışma hem aşı ilaveli hemde aşı ilavesiz gerçekleştirilmiştir.

4.1. Atık Karakterizasyonu

4.1.1. Aşısız Anaerobik Çamur Çürütme için Sisteme Beslenen Atık Çamur Karakterizasyonu

Aşısız Anaerobik Çamur Çürütme için İSKİ T.A.A.T'tan gelen çamurun karakterizasyonu Tablo 4.1 de görüldüğü gibidir .

Tablo 4.1. Aşısız Anaerobik Çamur Çürütme için Sisteme Beslenen Atık Çamur Karakterizasyonu.

Parametre	Birim	Birincil çamur	Biyolojik çamur
SüzülmüşKOI	mg/L	4289	1526
AKM	g/L	60	24
UAKM	g/L	28	13,5
UAKM/AKM	%	46	56
TKM	g/L	67	29
UTKM	g/L	31	14
%katı Madde	%	6.7	2.9

4.1.2. Aşılı Anaerobik Çamur Çürütme Sitemi için Sisteme Beslenen Atık Çamur Karakterizasyonu

Aşılı Anaerobik Çamur Çürütme Sitemi için Sisteme Beslenen Atık Çamur Karakterizasyonu Tablo 4.2 de verilmiştir.

Tablo 4.2. Aşılı Anaerobik Çamur Çürütme Sistemi için Sisteme Beslenen Atık Çamur Karakterizasyonu

Parametre	Birim	Birincil Çamur	Biyolojik Çamur	Birincil+Biyolojik Çamur Karışım
Süzülmüş KOI	mg/L	1738	442	1069
Toplam KOI	mg/L	36500	10875	22000
AKM	g/L	45	15	28
UAKM	g/L	20	8	14
UAKM/AKM	%	45	54	50
TKM	g/L	43	17	31
UTKM	g/L	18	10	16
TKN	mg/L	2044	1540	1904
Amonyak	mg/L	350	135	235
Toplam Fosfor	mg/L	31	36	31
Alkalinite	mg/L	2505	1150	3160
PH	-	6.32	6.42	6.46
Kapiler Emme Süresi	sn ⁻¹	571	433	1141

4.1.3. MAP Çöktürmesi Uygulanan Anaerobik Çürütücü Üst Suyunun Karakterizasyonu

MAP çöktürmesi uygulanan Anaerobik Çürütücü Üst Suyunun Karakterizasyonu tablo 4.3’de verilmiştir.

Tablo 4.3. MAP çöktürmesi uygulanan Anaerobik Çürütücü Üst Suyunun Karakterizasyonu

Parametre	Birim	Birincil Çamur	Biyolojik Çamur	Birincil+Biyolojik Çamur
ToplamKOI	mg/lt	833	542	600
Süzülmüş KOI	mg/lt	291	198	154
AKM	g/L	0.36	0.30	0.34
UAKM	g/L	0.23	0.20	0.17
UAKM/AKM	%	64	67	50
Alkalinite	mg/L	3136	1950	2312
Amonyak	mg/L	778	484	574
Orto-fosfat	mg/L	44	40	43
Toplam Sertlik	mg/L	867	1500	834
Ca Sertliği	mg/L	400	350	250
İletkenlik	Microohms/cm	8250	6250	7100

4. 1. 4. Aşı Çamurunun Karakterizasyonu

Aşı çamuru Paşabahçe Rakı Fabrikası Atıksu Arıtma Tesislerindeki yukarı akışlı havasız çamur yataklı çamur çürütme sisteminden temin edilmiştir.

4.2. Deneysel çalışma planı

Laboratuvarda gerçekleştirilen deneysel çalışma ile, seçilen çamurun karakterizasyonu yapılarak sonuçlar başlangıç için gerekli ön tahminlerde kullanılmıştır. Çalışmada İSKİ Tuzla Atıksu Arıtma Tesisinden sağlanan çamurlar kullanılmıştır. 5 litre hacmindeki 3 adet labratuar ölçekli reaktör kullanılmıştır. Anaerobik çamur çürütme aşılı ve aşısız olmak üzere iki ayrı çalışmada gerçekleştirilmiştir. 1. reaktöre birincil çamur, 2. reaktöre biyolojik çamur ve son reaktöre karışım (%50 birincil çamur+%50 biyolojik çamur) çamuru konmuştur. Aşılı Çamur Çürütme çalışmasının Stabilizasyonu sonucunda oluşan üst suyunda MAP çöktürmesi çalışması yapılmıştır.

Yapılan deneyler ve numune alma periyodları Tablo 4.4. de gösterilmiştir.

Tablo 4. 4. Deneysel çalışma düzeni

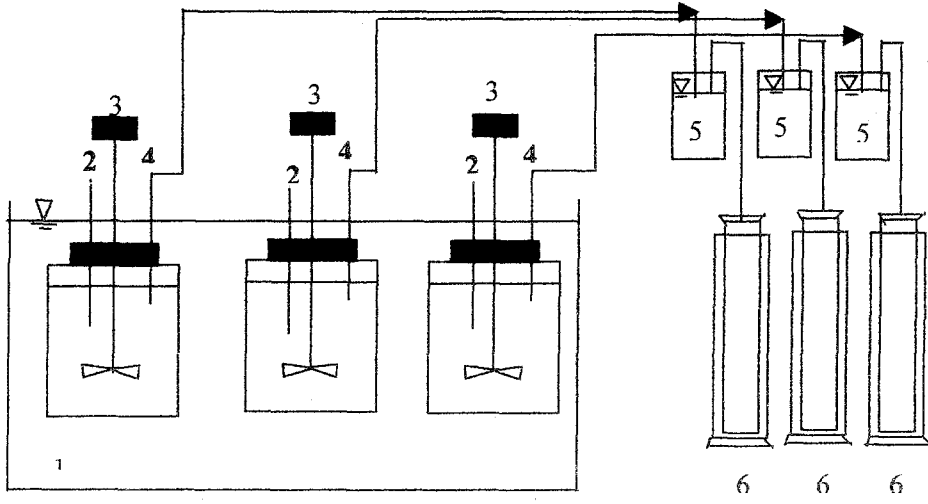
Parametre	Birim	Deneysel Çalışma Planı-Aşısız	Deneysel Çalışma Planı-Aşılı
PH	-	3 ölçüm/hafta	3 ölçüm/hafta
Sıcaklık	°C	Sürekli	sürekli
Gaz Hacmi	ml	Sürekli	sürekli
Gaz İçeriği	%	*	1 ölçüm/hafta
Amonyak	mg/L	*	3 ölçüm/hafta
Alkalinite	mg/L	*	3 ölçüm/hafta
İletkenlik	Microohms/cm	*	karakterizasyon
Toplam fosfor	mg/L	*	karakterizasyon
Kapiler Emme Süresi	sn ⁻¹	*	karakterizasyon
TKN	mg/L	*	karakterizasyon
Tolam KOI	mg/L	*	3 ölçüm/hafta
SüzülmüşKOI	mg/L	5 ölçüm/hafta	3 ölçüm/hafta
AKM-UAKM	g/L	5 ölçüm/hafta	3 ölçüm/hafta
TKM-UTKM	g/L	karakterizasyon	karakterizasyon
%katı madde	%	karakterizasyon	karakterizasyon
VFA(UYA)	mg/lt	*	3 ölçüm/hafta

* Ölçüm yapılmamıştır.

4.3. Deney Düzenekleri

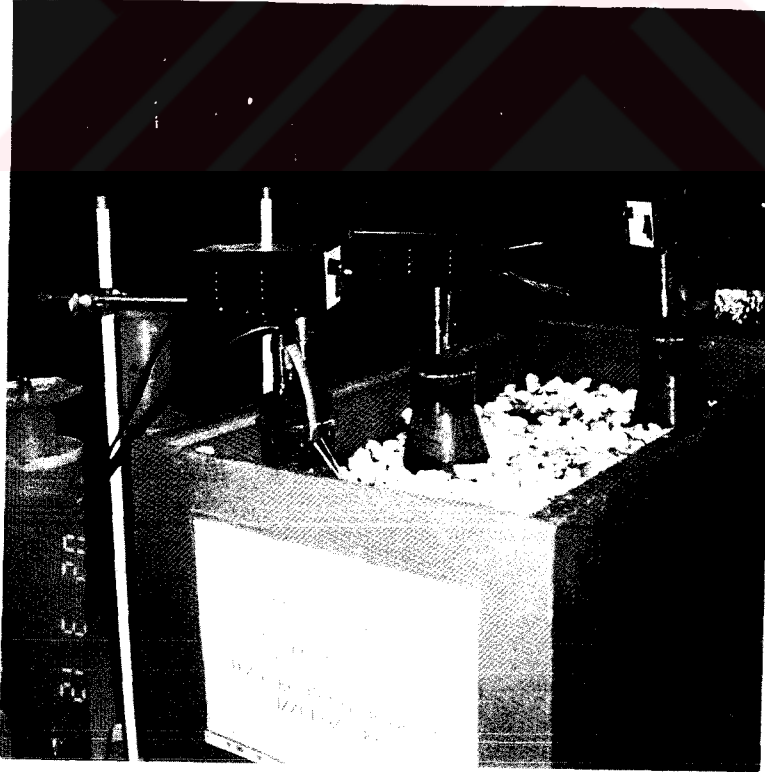
4.3.1. Anaerobik Reaktörler

Aşılı ve Aşısız anaerobik çamur çürütme işlemleri 5 litrelik 3 adet laboratuvar ölçekli cam reaktörlerde, termostat yardımıyla 35 °C sıcaklığına sabitlenmiş bir su banyosu içerisinde gerçekleştirilmiştir (şekil 4.1), (Şekil 4.2). Sistem kesikli olarak çalıştırılmıştır. Hava girişinin tamamen engellenebilmesi için reaktörlerin ağız kısımları plastik conta kapaklarla teçhizatlandırılmıştır. Kapakların üzerinde gaz toplama borusu, numune alma borusu ve mekanik karıştırıcı girişi bulunmaktadır. Herbir reaktör mekanik karıştırıcı kullanılması suretiyle sürekli karıştırılmıştır. Birinci reaktöre birincil çamur, 2. reaktöre biyolojik çamur ve son reaktöre ise karışım çamuru konulmuştur. Her bir reaktörden 50 şer ml alınan numuneler 30 dakikalık bir santrifüj süresinden sonra, oluşan santrifüj üst suyu üzerinden deneyler yapılmıştır. Aşısız reaktörler için santrifüj sonrası oluşan üst su önce kaba filtre sonra 0.45 lik filtre kağıdından geçirilmiş ve süzültüde KOI ölçümü yapılmıştır. Aşılı reaktörler için santrifüj sonrası oluşan üst su ters basınç sitemi ile 0.45 lik filtre kağıdından geçirildikten sonra KOI ölçülmüştür. Bulunan KOI değerleri süzölmüş KOI değerleri olarak adlandırılmıştır. Aşılı sistem için süzölmüş KOI ölçümünün yanı sıra Toplam KOI ölçümü de yapılmıştır. Toplam KOI ölçümü için alınan numune santrifüjden geçirilmeden 30 dakika sonigatörde homojenleştiriliktten sonra 50 kat seyreltilip kullanılmıştır. KOI deneylerinde kapalı refluks cihazı kullanılmıştır. Santrifüj işlemi sonrası oluşan pelte kısmı porselen krozelere konularak AKM ve UAKM ölçümlerinde kullanılmıştır. UYA ölçümleri Gaz kromotografıta ölçölmüştür. UYA ölçömlerinde değeriendirilen asitler; Asetik asit (HAc), Propiyonik asit (HPr), isobutirik asit (HIBu), butirik asit (HBu), Valerik asit (Val), ve isovalerik asit (IVaI)' dir.



- | | |
|--|----------------------|
| 1. Su Banyosu ($35 \pm 2^\circ\text{C}$) | 2. Numune Borusu |
| 3. Karıştırıcı | 4. Gaz Hattı |
| 5. Gaz Yıkama Şişesi | 6. Gaz Ölçüm Sistemi |

Şekil 4.1 Çamur Çürütme Sistemi



Şekil 4.2 Çamur Çürütme Sistemi

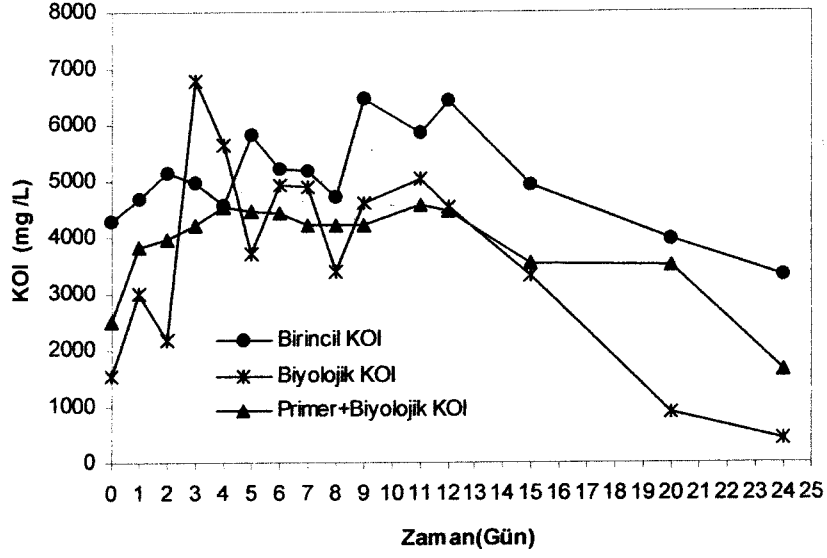
4.3.2. MAP Çöktürmesi Düzenegi

Anaerobik çamur çürütme işleminden sonra sistem çıkışında oluşan üst suda mevcut olan amonyak ve fosfor giderimini sağlamak amacıyla pH 8-10 aralığında 25 °C oda sıcaklığında, kapalı 330 ml lik BOI şişelerinde manyetik karıştırıcı yardımıyla MAP çöktürmesi gerçekleştirilmiştir. MAP çöktürmesi çalışmalarında magnezyum tuzu olarak $MgCl_2 \cdot 6H_2O$ ve fosfat tuzu olarak da $Na_2HPO_4 \cdot H_2O$ kullanılmıştır. Deneylerin yürütülüşünde pH ayarı NaOH ile yapılmıştır. MAP çöktürmesi deneylerinde, atıksuya mevcut magnezyum ve fosfat değerleri dikkate alınarak, amonyak molar konsantrasyonu kadar magnezyum ve fosfat ilave edilmiştir. Analizler sırasında $MgCl_2 \cdot 6H_2O$ ve $NaH_2PO_4 \cdot H_2O$ 1:1:1 ve 1.1:1:1 stokiyometrik oranlarında ve ham suda pH 9.2 de deneyler yapılmıştır. Ayrıca karışım çamurunda pH=8, pH=8.5, pH=9, pH=9.5, pH değerlerinde $Mg:NH_4:PO_4=1:1:1$ stokiyometrik oranlarında çalışılmıştır. pH ayarları NaOH ile yapılmıştır. Numunelere stokiyometrik oranlarda kimyasal ilavesi yapıldıktan sonra 1 saat manyetik karıştırıcı yardımı ile karıştırılmış 30 dakika çökelme işleminin tamamlanması beklenmiştir. Bekletilen numune üzerinden deneyler yapılmıştır.

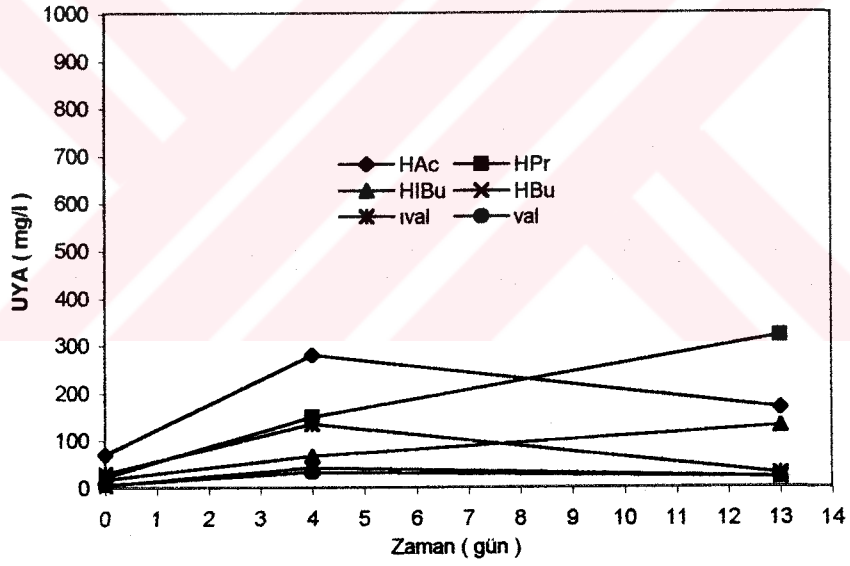
5. DENEYSEL ÇALIŞMANIN SONUÇLARI VE DEĞERLENDİRMESİ

5. 1. Aşısız Anaerobik Çamur Çürütme Deneyleri

Aşısız anaerobik reaktörler 25 gün süreyle 50 şer ml lik numuneler üzerinde yapılan analiz sonuçları şekil 5.1-5.6 da verilmiştir. Grafiklerdende anlaşıldığı gibi Hidroliz aşamasında kompleks moleküllerin daha basit molleküllere dönüştürülmesi sıvı faza organik madde yüklemesi yaptığından KOI değerinde ilk günlerde artış gözlenmiştir. Gözlemlenen artış biyolojik çamurla baslenen reaktörde 4. günde, birincil çamur içeren ve karışım çamuru içeren reaktörlerde 12. günde sona ermiştir. Biyolojik çamur içeren reaktör için 3. gün, diğer reaktörler için 12.günden itibaren daha sonraki aşamalar olan asit ve metan fazları gerçekleşmiştir. Bu iki fazda hidroliz aşamasında kolay ayrışabilir hale dönüştürülen organik moleküllerin ayrıştırılmasına paralel bir KOI düşüşü gözlenmiştir. Şekil5.2. de görüldüğü gibi biyolojik çamur içeren reaktör için yapılan UYA (uçucu yağ asitleri) ölçüm değerlerinde 4. gün itibariyle asit miktarında meydana gelen artış süzölmüş KOI değerleriyle paralel çıkmıştır. Sistemde KOI giderme verimi biyolojik çamur için % 72, birincil çamur için %23, karışık çamur için % 35 olarak gerçekleşmiştir.



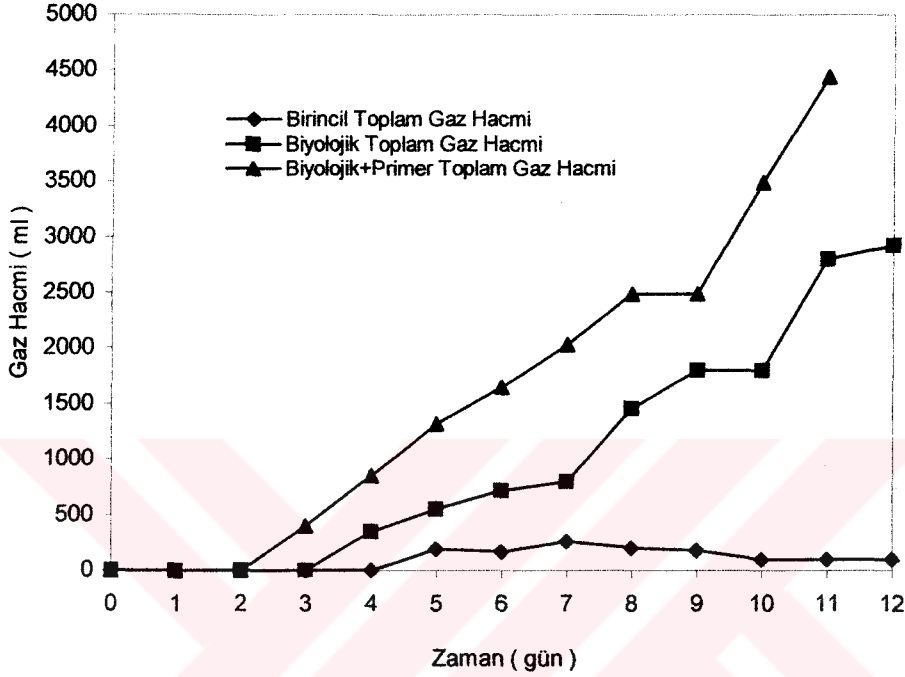
Şekil 5.1. Aşısız Reaktör Süzölmüş KOI değerleri



Şekil 5.2. Biyolojik çamur içeren aşısız reaktörün UYA değerleri

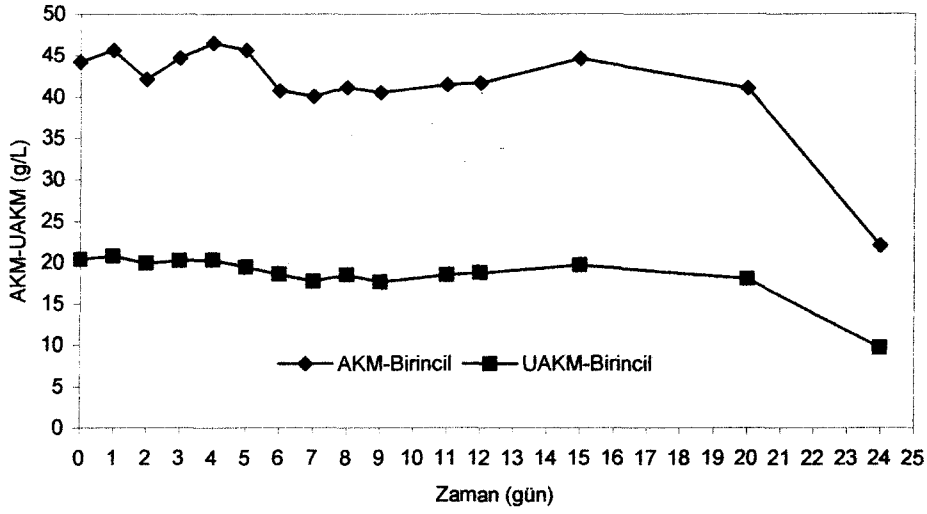
Aşısız reaktörlerde hidroliz aşaması boyunca gaz üretimi olmamıştır. Dördüncü günden itibaren asit ve metan fazları boyunca yüksek oranda gaz üretimi gözlenmiştir. Gaz üretiminin istenilen düzeyde oluşu sistemin iyi işlediğinin bir göstergesi olmuştur. Ancak birincil çamurun anaerobik ayrışması sırasında belirgin bir gaz üretimi gözlemlenememiştir. KOI ve AKM-UAKM giderimleri incelendiğinde birincil çamurun ayrışması sonucunda beklenen gaz çıkışının

gözlemlenemeyişinin gaz toplama sisteminde meydana gelen kaçaktan kaynaklanmış olacağı düşünülmekle birlikte ortamda bulunan mikroorganizma türlerinin sisteme etkiside sözkonusu olabilmektedir. Aşısız rektörlerde çalışma süresince üretilen toplam gaz miktarları Şekil 5.3 de verilmiştir.



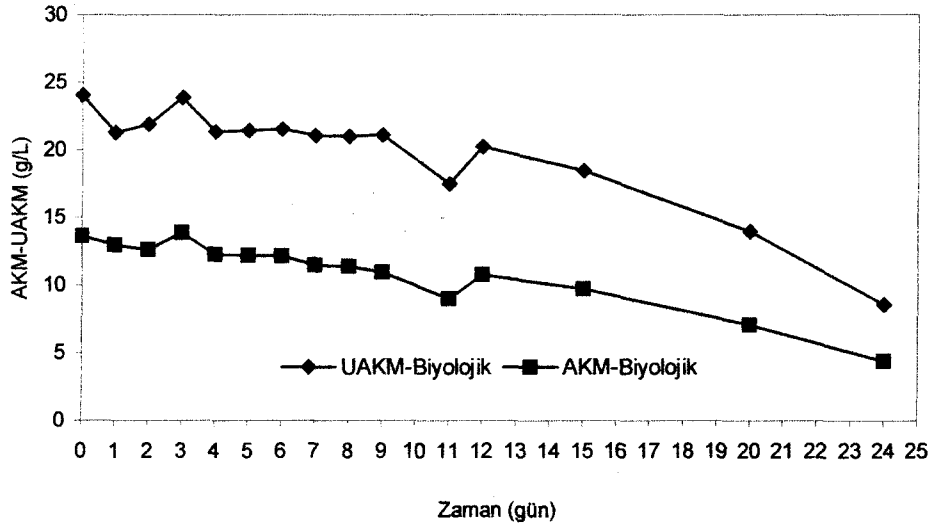
Şekil 5. 3. Aşısız Reaktör Toplam Gaz Hacmi

Aşısız reaktör için AKM-UAKM değerleri sekil 5.4 - 5.6'da gösterilmiştir. Çamur karakterizasyonlarından da anlaşılacağı üzere AKM_UAKM değerleri birincil çamurda, karışık çamura göre ve karışık çamurda ise biyolojik çamura oranla daha fazladır. AKM ve UAKM giderme verimleri biyolojik çamur için sırasıyla %64 ve %68 , birincil çamur için %50 ve %52, karışık çamuru için ise %57ve %64 olarak bulunmuştur.



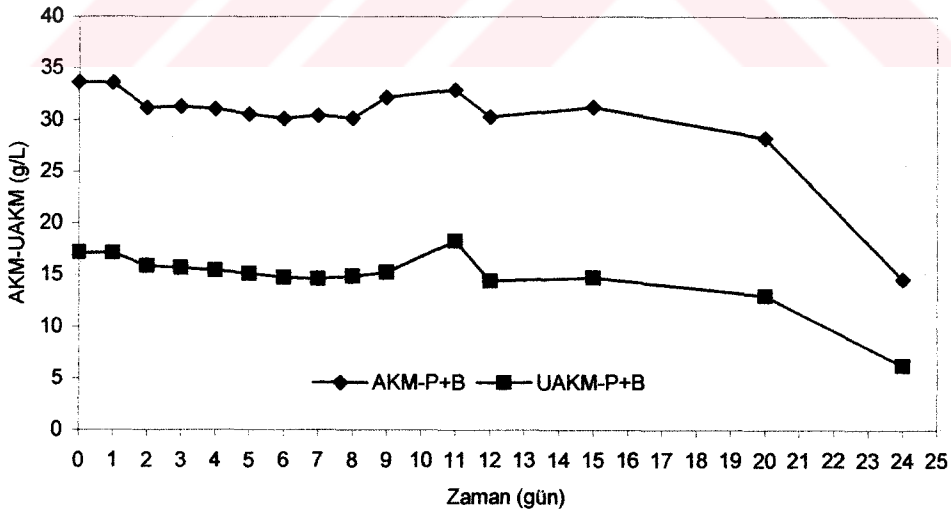
Şekil 5.4. Birincil Çamurla Beslenen Aşısız Reaktörde AKM-UAKM Değişimi

Beklenildiği gibi birincil çamur için başlangıç AKM ve UAKM değerleri diğer iki reaktöre göre yüksek çıkmıştır. Başlangıç AKM değeri 44 g/L bulunmuştur. Başlangıç değeri ilk 15 gün içinde salınımlı bir düşüş trendine girmiş 15 ve 20. günler arasında düşüş kararlı hale gelmiş ve 20. günden itibaren, reaksiyonun bittiği 24. güne kadar düşme trendinde bir hızlanma görülmüştür. UAKM değerlerindeki değişim de AKM değerlerine paralel gerçekleşmiştir. Reaksiyonların tamamlandığı 24.gün sonunda AKM değeri 22 g/L ye inmiştir ve giderim % 50 mertebesinde gerçekleşmiştir. Başlangıçtaki UAKM/AKM oranı %46 mertebesindeyken 24. gün sonunda %44 olmuştur. Oranın düşüşü organik maddelerin sistemden giderildiğinin bir göstergesidir.



Şekil 5.5. Biyolojik Çamurla Beslenen Aşısız Reaktörde AKM-UAKM değişimi

Biyolojik çamurda AKM ve UAKM giderimlerinde gözlenen salınımlı azalış 12. günden itibaren kararlı bir hal almıştır. Başlangıçtaki AKM değeri 24 g/L seviyelerinden 8.5 g/L mertebesine kadar inmiştir. Bu %64 lük giderim verimine karşı gelmektedir. Başlangıçta UAKM/AKM oranı %57 iken reaksiyon bitiminde %50 mertebesine düşmüştür.



Şekil 5. 6. Karışık (Birincil+Biyolojik) Çamur Yüklü Aşısız Reaktörde AKM-UAKM değişimi

Karışık çamurda meydana gelen AKM giderimi 12. güne kadar salınımlı gerçekleşmiş 12. günden itibaren 20. güne kadar kararlı hale geçmiş 20. günden reaksiyon bitimine karşı gelen 24. güne kadar hızlı bir düşüş göstermiştir.

Başlangıçta 34 g/L olarak tesbit edilen AKM değeri reaksiyon bitiminde 15 g/L mertebesine inmiştir. AKM giderme verimi % 57 olarak gerçekleşmiştir. Sistemde UAKM/AKM oranı %51'den %42 mertebesine düşmüştür.

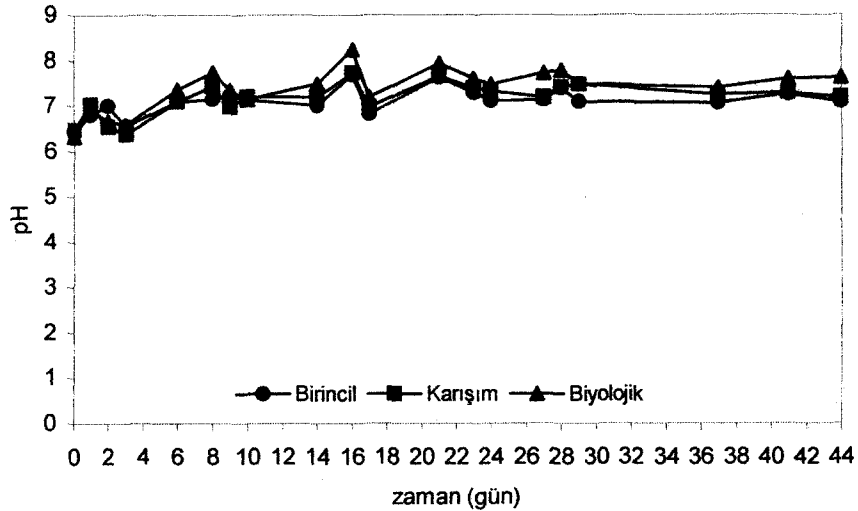
5. 2.Granüler Çamur Aşılı Anaerobik Çamur Çürütücü Reaktörleri

5.2.1 Reaktörlerde pH değişimi

Çalışmanın ikinci aşamasında, İSKİ Tuzla A.A.T.'dan alınan birincil çöktürme ve biyolojik arıtma çamurlarına ve bunların 1:1 nispetindeki karışımına Paşabahçe Rakı Fabrikası A.A.T'indeki Havasız Çamur Yataklı Reaktörden alınan granüler biyokütle ile %5 (hacim/hacim) oranında aşılama yapılmıştır.

Birinci aşamaya benzer şekilde, 3 adet 5 L'lik reaktörlere alınan çamurlar paralel olarak 45 gün boyunca anaerobik çürümeye tabi tutulmuş ve herbir sistemin performansı aralıklarla alınan 20 ml'lik numunelerde ölçülen çeşitli parametrelerin değişimleri ile izlenmiştir.

Şekil 5.7'de herbir reaktördeki pH değerlerinin zaman içerisindeki değişimi görülmektedir.

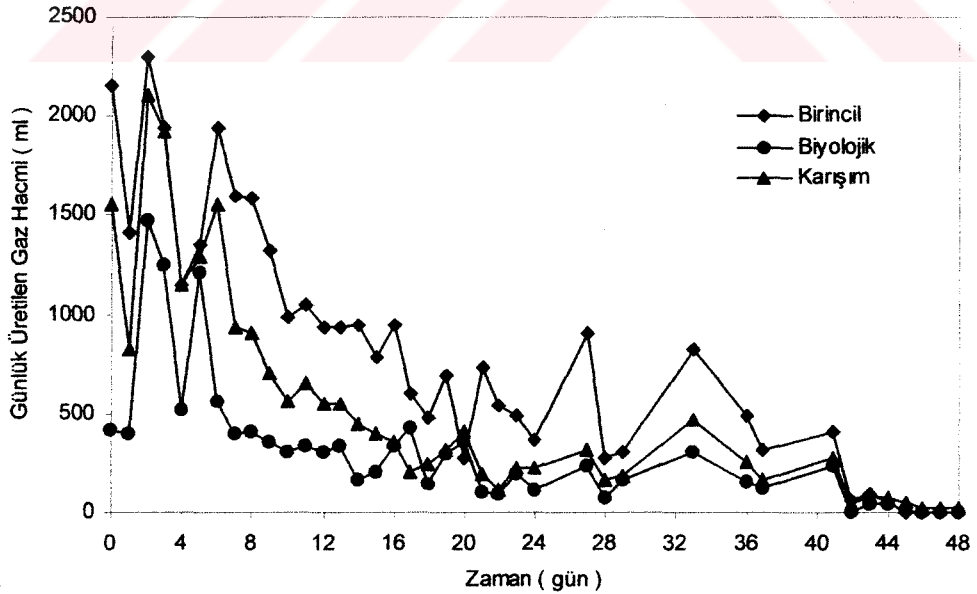


Şekil 5. 7. Aşılı reaktörlerdeki pH profilleri

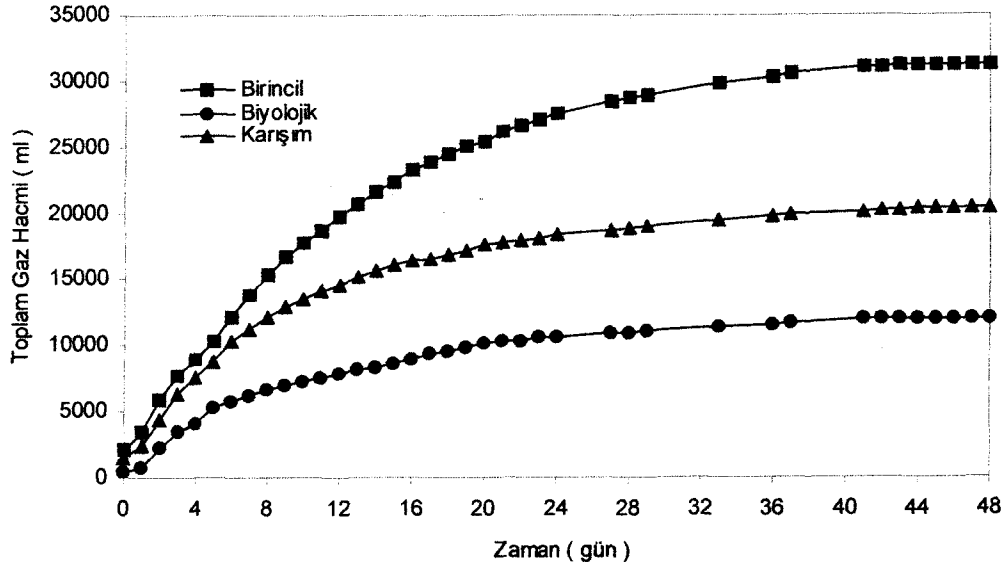
Şekil 5.7. den de görüldüğü gibi 3 reaktör arasında pH değişimleri açısından belirgin bir farklılık gözlenmemiştir. Her 3 reaktörde de pH nötr'e yakın bir aralıkta seyretmiştir. Bu durum tamamen sistemin doğal yapısı dahilinde gerçekleşmiş ve pH düzeltilmesi için herhangi bir kimyasal eklenmesine gerek kalmamıştır.

5.2.2. Gaz Üretimi

Sisteme verilen aşının çok aktif granüler bir aşı olması nedeniyle reaktörler işletmeye alındıkları ilk günden itibaren yüksek gaz üretimi gözlenmiştir. Aşı biyokütlesinin alışık olduğundan farklı (özellikle birincil çamur ve karışık çamurunda) atıkla karşılaşması nedeniyle bir aklımasyon zorluğu oluşmuştur. İlk 8 gün aşidan kaynaklanan aklımasyon süresi boyunca gaz üretimi yüksek salınımlar göstermiştir. 8. günden itibaren 43. güne kadar nisbeten kararlı bir gidiş gözlenmiş ve 43. günden itibaren 48. güne kadar ihmal edilebilecek düzeylerdeki gaz üretimi 48. gün itibariyle sıfırlanmıştır. Şekil 5.8'da reaktörde üretilen günlük toplam gaz hacimleri gösterildiğinden aklımasyon, kararlı hal ile üretimde azalma ve gaz üretiminin sonlandığı aralıklar belirgin bir şekilde ayırdedilebilmektedir.



Şekil 5. 8. Aşılı Reaktörlerde Günlük Toplam Gaz Üretimlerinin Değişimi



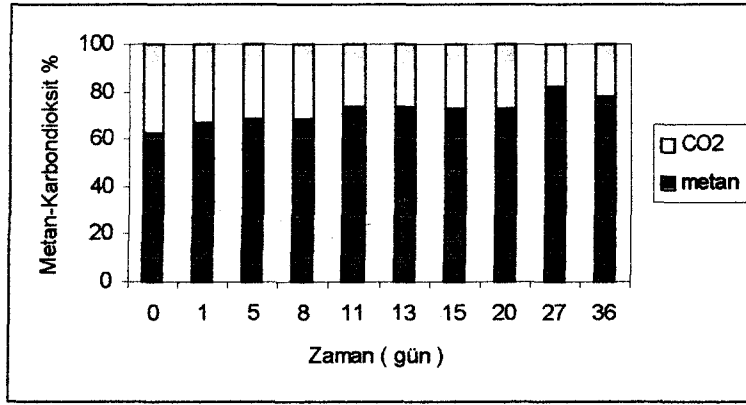
Şekil 5.9. Aşılı Reaktörlerde Toplam Gaz Üretimlerinin Değişimi

Şekil 5.9'dan da görüldüğü gibi gaz üretimi ilk 8 günde logaritmik bir artış göstermiştir. Daha sonra 8. ve 43. günler arasında giderek azalan bir artış olmuş 43. günün sonunda asimtotik (durgun) seyretmiştir. Başlangıçtan itibaren 48. günün sonunda gaz üretimi tamamlanmıştır.

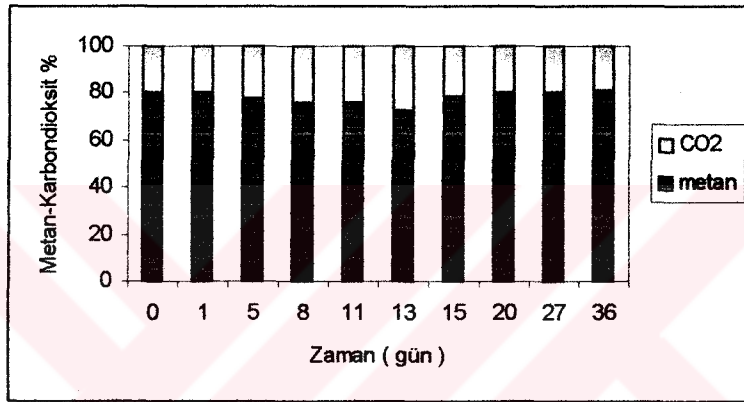
5.2.3. Üretilen Gazların Bileşimi

Aşılı reaktörlerde üretilen gaz hacimlerinin günlük ölçümlerinin yanı sıra haftada bir kez de gaz kromatografisi ile gaz bileşimleri saptanmıştır. Üretilen CO_2 oranları biyolojik aktivitenin düştüğünü gösteren sınır ($\%CO_2 > 40$) değerinin üzerine çıkmamıştır.

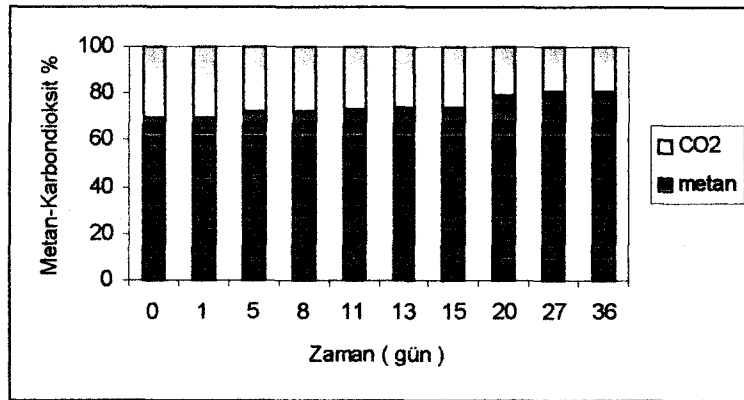
Biogaz bileşiminin belirlenmesi sırasında, gazın sadece metan ve CO_2 'den oluştuğu var sayılmış ve diğer bileşenler ihmal edilmiştir.



Şekil 5.10. Birincil Çamur Yüklü Aşılı Reaktör $\text{CH}_4\text{-CO}_2$ Oranlarının Değişimi



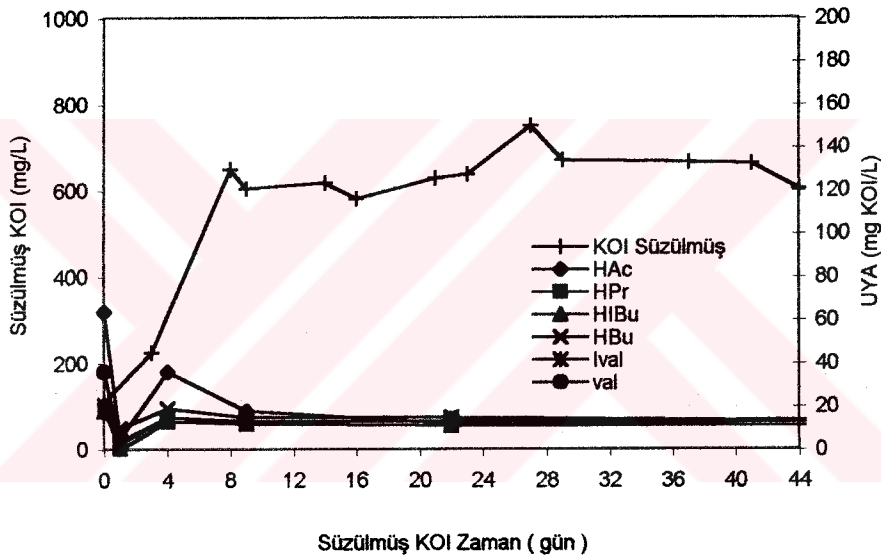
Şekil 5.11 Biyolojik Çamur Yüklü Aşılı Reaktör $\text{CH}_4\text{-CO}_2$ Oranlarının Değişimi



Şekil 5.12. Karışım Çamuru Yüklü Aşılı Reaktör $\text{CH}_4\text{-CO}_2$ Oranlarının Değişimi

5.2.4. Organik Madde Giderimi

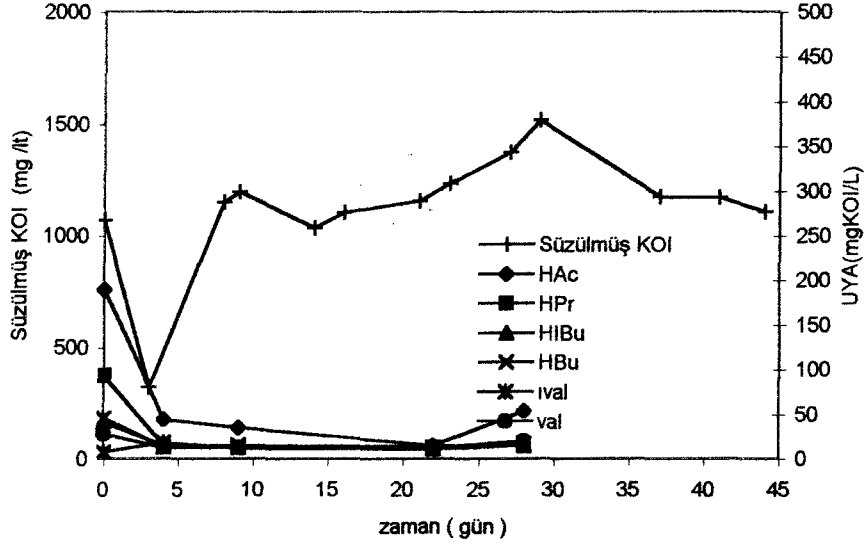
Biyolojik Çamurun çürütüldüğü reaktörden alınan numunelerde ölçülen süzölmüş (0.45µm milipore membran filtre) ile KOI değeri Şekil 5.13-5.15’de verilmektedir. Seçilen bazı süzölmüş KOI ölçümüne paralel olarak numunelerdeki uçucu yağ asitleri (UYA) de ölçölmüştür. Şekillerden de göröldüğü gibi süzölmüş KOI değeri ortalama 600 mg/L civarında iken UYA’ların toplamı ortalama 100mg/L mertebesinde dir. Süzölmüş KOI değeri ile UYA değeri arasındaki belirgin farkın ortamda bulunan ve UYA formunda olmayan organik maddelerin süzölmüş KOI’ye olan katkısından kaynaklandığı düşünölmektedir.



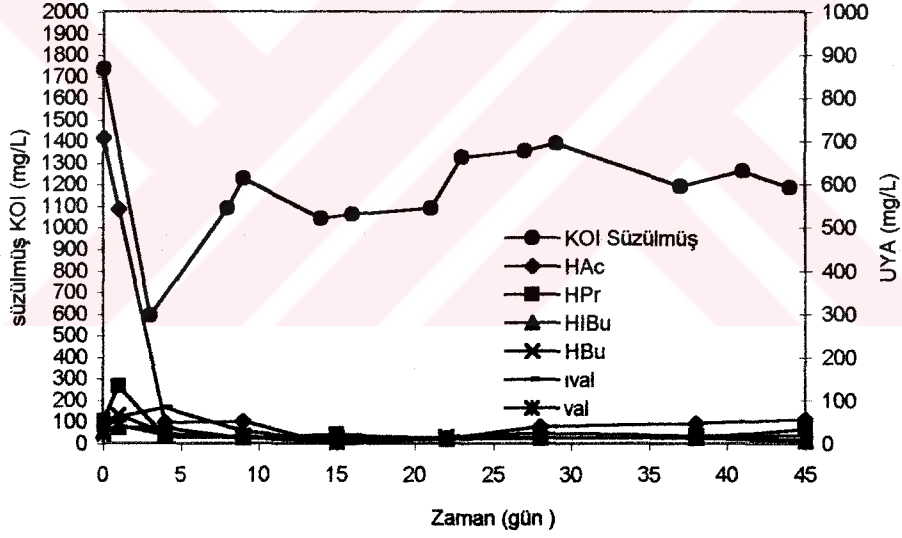
Şekil 5.13. Biyolojik Çamur Çürüten Aşılı Reaktörde Süzölmüş KOI- UYA değeri

Aşının çok aktif bir çamur olmasından dolayı ilk 3 gün kolay ayrışabilen KOI hemen giderilmiştir. Üçüncü günden itibaren 30. güne kadar hidroliz nedeniyle süzölmüş KOI de belirgin artışlar görölmüştür.

Süzölmüş KOI’ye benzer şekilde tüm UYA’lar ilk 3-4 gün içinde hızla tükenmiş daha sonra tüketim hızı oldukça azalmış ve neredeyse sabitlenmiştir.



Şekil 5.14. Karışık Çamur Çürütölen Aşılı Reaktörde Süzölmüş KOI –UYA değışimi

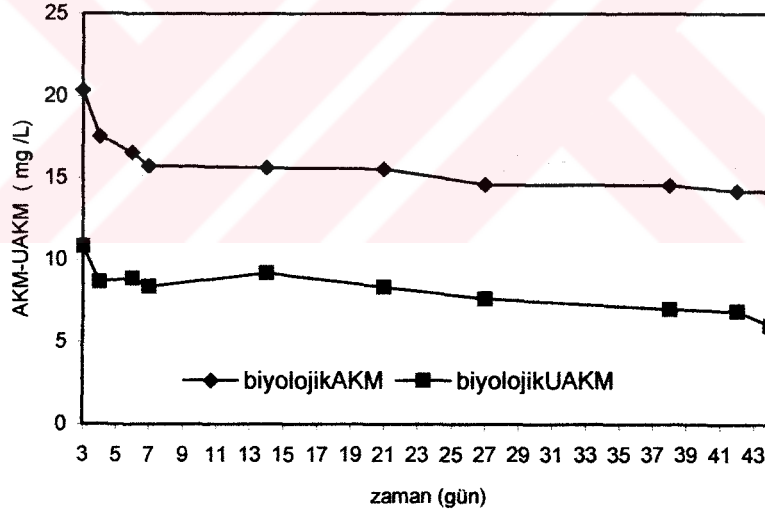


Şekil 5.15. Birincil Çamur Çürütölen Aşılı Reaktörde Süzölmüş KOI –UYA Değışimi

Süzölmüş KOI giderme verimi biyolojik çamur reaktöründe giderme verimi % 20, birincil çamur reaktöründe % 32, karışık çamur reaktöründe %21 dir. Grafiklerdende anlaşılacağı gibi bulunan UYA sonuçları KOI giderimleriyle paralellik göstermektedir.

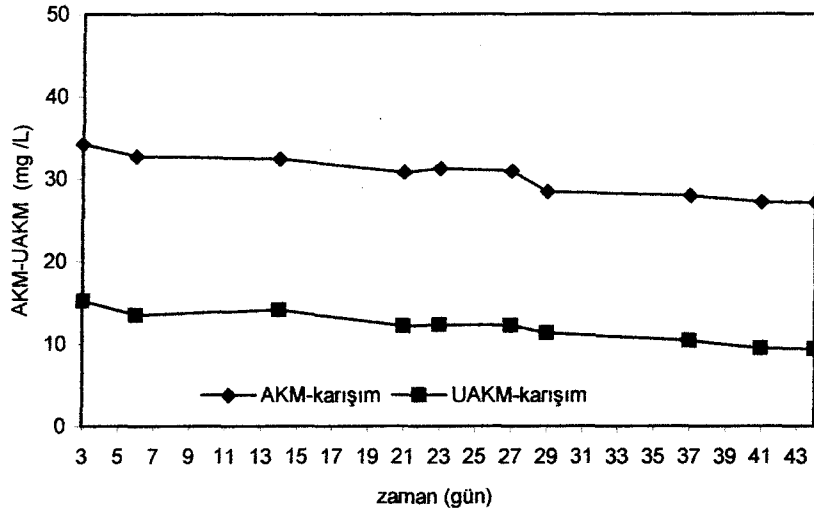
5.2.5. AKM-UAKM giderimi

AKM giderimi biyolojik çamurda %30, birincil çamurda %7, karışık çamurda ise %21 olarak bulunmuştur. UAKM giderim verimleri de biyolojik çamurda %44, birincil çamurda %30, karışım çamurunda %39'dur. AKM-UAKM değerleri Şekil 5.16- 5.18'de verilmiştir. Aşılı çamur çürütme sisteminden beklenen verimin aşısız çamur çürütme sisteminden daha fazla olmasıyken, beklenenin tersine verimin aşısız sisteme göre çok daha düşük olduğu gözlenmiştir. Gerçekleşen bu durum öncelikle sisteme verilen çamurun organik madde içeriğinin az olması, yani silt oranının fazla olması sonucu granüler aşının inorganik partiküllerle kuşatılarak aktivitesinin azaltılması ile açıklanabilir. Biyolojik çamur çürütülen reaktörde 40 gün içinde sağlanmış olan düşük verim sıfıra inmiş ve gaz çıkışı durmuştur. Reaktöre konulan çamurun başlangıç kapiler emme süresi anaerobik çürütme sonucunda biyolojik çamur da 433 S^{-1} 'den 255 S^{-1} 'e, birincil çamurda 572 S^{-1} 'den 309 S^{-1} 'e, karışım çamurunda 1144 S^{-1} 'den 208 S^{-1} 'e değerine düşmüştür.



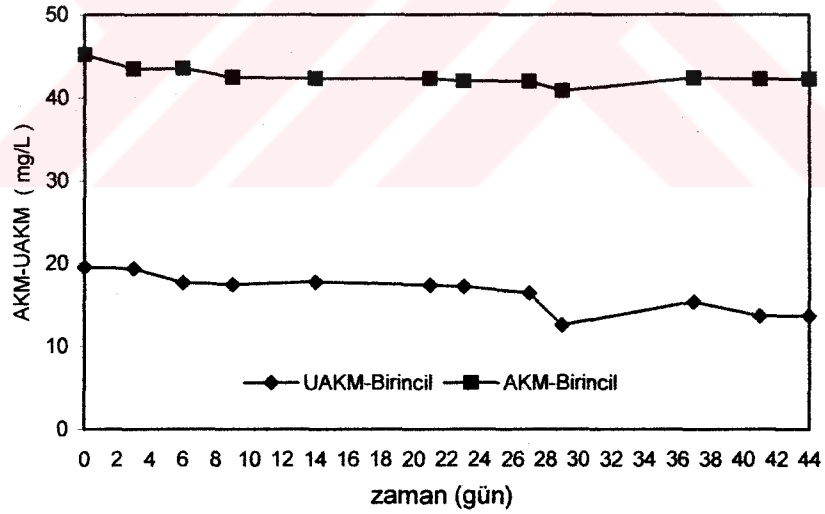
Şekil 5.16. Aşılı Reaktör Biyolojik Çamur AKM-UAKM Değerleri

Biyolojik çamur çürütme sırasında başlangıçta % 53 olan UAKM/AKM oranı reaksiyon bitiminde % 43 seviyesine inmiştir.



Şekil 5.17. Aşılı Reaktör Karışı (Birincil+Biyolojik) Çamuru AKM-UAKM Değerleri

Karışık çamurda başlangıçtaki UAKM/AKM oranı % 45 iken reaksiyon bitiminde bu oran % 35 değerine inmiştir.



Şekil 5.18. Aşılı Reaktör Birincil Çamur AKM-UAKM Değerleri

Birincil çamurda AKM giderimi %7 gibi düşük değerlerde seyretmesine karşılık UAKM giderimi AKM gideriminin 4 katından da fazla bir oranda olmuştur.

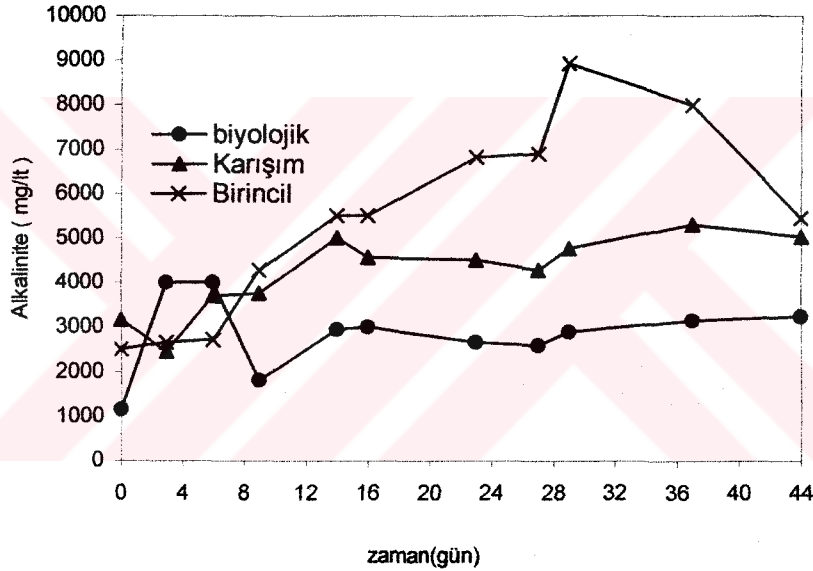
KOI sonuçları ile AKM-UAKM deney sonuçları karşılaştırıldığında birincil çamurda partiküler haldeki kirleticilerin çözünür forma geçemedikleri gözlemlenmektedir.

Birincil çamurda UAKM/AKM oranı başlangıçta %43 iken reaksiyon bitiminde % 32 mertebesine inmiştir.

Birincil, karışık ve biyolojik çamurlarına yapılan anaerobik çamur çürütme çalışmalarında gözlenen ortak sonuç UAKM/AKM oranlarının başlangıç değerlerine nisbeten %10'luk bir düşüş göstermesidir. Sistemde UAKM giderimi AKM giderimine göre daha fazla olmaktadır.

5.2.6. Alkalinite

Anaerobik ayrışma deneyleri boyunca tesbit edilen alkalinite değerleri Şekil 5.19'de gösterildiği gibidir.



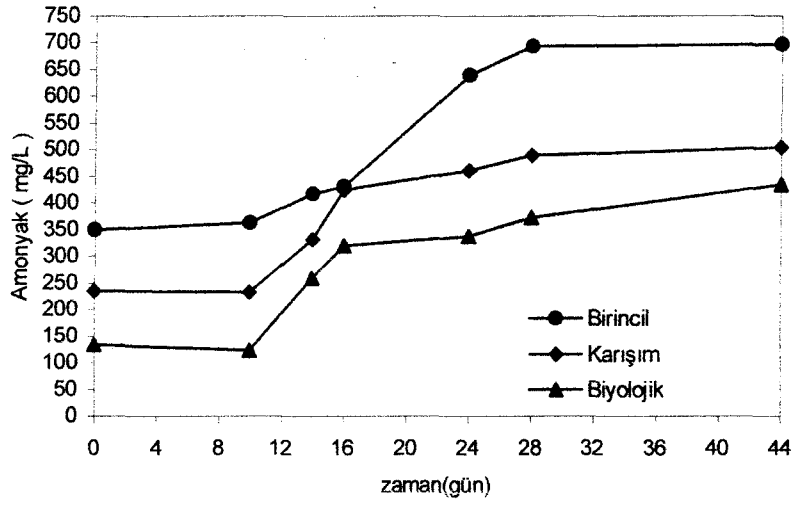
Şekil 5. 19. Aşılı Reaktör Alkalinite Değişimi

Beklenildiği gibi alkalinite değerleri zamanla artış göstermiştir. Her 3 çamur tipi için de başlangıç değerleri ile son değerler arasındaki ilişki kendi içlerinde paralel olarak gerçekleşmiştir.

5.2.7.Amonyak

Anaerobik çamur çürütme sürecinde organik azot amonyak azotuna dönüştürülür. Şekil 5.20'de verilen deney sonuçları amonyak değerlerinde zamanla meydana gelen artışı göstermektedir. Amonyak artışı en fazla birincil çamur reaktöründe olmuştur.

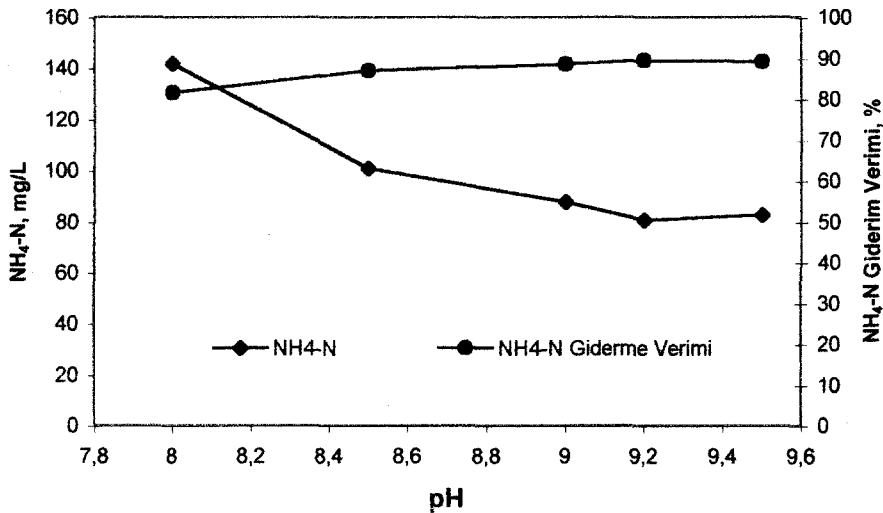
Biyolojik çamur ve karışık çamur da meydana gelen amonyak artışı birbirlerine paralel olarak gerçekleşmiştir.



Şekil 5. 20. Aşılı Reaktör Amonyak Değerleri

5.3. MAP Çöktürmesi Deney Sonuçları

Öncelikle maksimum amonyak gideriminin gerçekleştiği pH'ı bulmak amacıyla çürütülmüş Birincil çamurun üst suyuna 5 farklı pH'da MAP çöktürmesi uygulanmıştır. Elde edilen sonuçlar Şekil 5.21'de verilmiştir. Buna göre pH 9.2'de en yüksek amonyak giderimi (%90) gözlenmiştir.



Şekil 5.21. MAP deneyi sonuçları

Arıtma çamurlarının çürütülmesinden sonra oluşan üst faza pH 9.2’de farklı stokiyometrik oranlarda uygulanan MAP çöktürmesi sonuçları Tablo 5.1 de verilmiştir.

Tablo 5.1. MAP çöktürmesi sonuçları

Parametre	Kimyasal madde ilavesiz			Stokiyometrik Oranda (Mg:NH ₄ -N:PO ₄ ; 1:1:1)			Stokiyometrik Üstü (Mg:NH ₄ -N:PO ₄ ; 1.1:1:1)		
	P	B	PB	P	B	PB	P	B	PB
NH ₄ -N (mg/L)	642	422	477	84	164	82	50	128	55
NH ₄ -N Giderme Verimi (%)	18	13	17	89	66	86	94	74	91
KOI (mg/L)	687	255	470	628	288	481	480	287	453
KOI Giderme Verimi (%)	18	53	22	25	47	20	42	47	25
Orto-fosfat (mg/L)	6	5	4	80	220	88	27	207	40

P: Birincil çamur üst suyu; B: Biyolojik çamur üst suyu; PB: Karışık çamur üst suyu

Kimyasal madde ilavesiz sadece pH 9.2’ye yükseltilerek yürütülen çalışmada atıksudaki mevcut magnezyum ve orto-fosfatın MAP oluşturma etkisi incelenmiştir. Buna göre amonyağın %13-18 oranında giderildiği ve MAP oluşumunun oldukça düşük olduğu gözlenmiştir. Bununla beraber KOİ giderimi amonyak gideriminden bağımsız olarak biyolojik çamur üst suyunda % 53 elde edilmiştir. Yüksek oranda KOİ, çürütülmüş çamur üst suyu KOİ’sinin ~%70’i partiküler maddeden kaynaklandığı için MAP çöktürme prosesi esnasında çöktürme ile giderilmektedir. Birincil ve karışık çamur üst suyunda ise sırasıyla %18 ve %22 KOİ giderimi elde edilmiştir.

Stokiyometrik oranda kimyasal ilavesiyle pH 9.2’de yapılan MAP çalışmalarında Birincil ve karışık çamur üst suyunda amonyak giderimi %85-90 elde edilmiştir. Buna karşın biyolojik çamur üst suyunda ise giderim verimi %66 gibi düşük bir değerde kalmıştır. Orto-fosfat, karışık çamur üst suyunda 80 mg/L civarında iken biyolojik çamur üst suyunda ise 220 mg /L değerine ulaşmıştır. Biyolojik reaktörde orto-fosfatın yüksek olması amonyak giderim veriminin düşük olmasından kaynaklanmaktadır.

Stokiyometrik oranda kimyasal madde ilavesiyle MAP sonrası orto-fosfat değerlerinin yüksek olmasından dolayı magnezyum ilavesinin yüksek olduğu

stokiyometrik üstü çalışma yapılmıştır. Bu çalışmada en yüksek amonyak giderimi birincil çamur üst suyunda elde edilmiştir. Yüzde 94 giderme verimiyle amonyak konsantrasyonu 778 mg/L'den 50 mg/L mertebesine düşürülmüştür. Orto- fosfat konsantrasyonu ise stokiyometrik oranda eldilen 80 mg/L'den 27 mg/L'ye indirilmiştir. Benzer olarak MAP sonrası, karışık çamur üst suyunda da %91 giderme verimi ile çıkış amonyak konsantrasyonu 55 mg/L'dir. Buna karşılık, biyolojik çamur üst suyunda ise stokiyometrik üstü çalışmanın herhangi bir pozitif etkisi gözlenmemiş olup amonyak giderimi % 70 civarında kalmıştır. Bununla beraber MAP çöktürmesi sonucunda KOİ giderimi (~%50) kimyasal çöktürmeye benzer şekilde yüksek olduğu gözlenmiştir.

6. SONUÇ VE ÖNERİLER

6.1. Sonuçlar

Anaerobik çamur çürütme ve stabilizasyon üst suyunda MAP çöktürmesi çalışmasına ait deney sonuçlarının yorumlanması ile aşağıdaki sonuçlara ulaşılmıştır.

Aşı ilavesiz gerçekleştirilen çamur stabilizasyon sonucunda; AKM ve UAKM giderme verimleri biyolojik çamur için sırasıyla %64 ve %68, birincil çamur için %50 ve %52, karışık çamuru için ise %57 ve %64 olarak bulunmuştur.

Aşı ilaveli gerçekleştirilen çamur stabilizasyon sonucunda; AKM ve UAKM giderme verimleri biyolojik çamur için sırasıyla %30 ve %44 , birincil çamur için %7 ve %30 , karışık çamuru için ise %21 ve %39 olarak bulunmuştur.

Her iki sitemde UAKM, AKM giderimleri, KOI değişimleri, gaz üretim miktarları ve metan içerikleri istenilen düzeyde gerçekleşmiştir.

Aşılı sitemde Birincil çamur UAKM, AKM giderim verimi en düşük olan çamurdur. Bunun sebebi;

1. UTKM/TKM oranlarından anlaşılabileceği üzere inorganik madde içeriğinin biyolojik, karışık ve aşısız sistem çamurlarından daha fazla olmasıdır.
2. Atık çamurun geldiği İSKİ Tuzla A.A.T.'inde silt yüklemesinden en çok etkilenen proses çamuru ön çöktürmeden alınan birincil çamurdur.

Aşılı ve aşısız sitemde yapılan çalışmalarda en yüksek verim biyolojik çamurda olmuştur.

Aşı ilaveli sistem Biyolojik, Karışık ve Birincil çamurlarında UAKM, AKM giderimlerinin daha az olmasının diğer bir sebebi hidroliz safhasının problemli olmasıdır. Kolay ayrışmayan organik maddelerin aşılı sistemde fazla olması hidroliz

safhasının kısıtlayıcı safha olmasına neden olmuştur. Bu durum süzölmüş KOI grafiklerinde net bir şekilde gözlenmiştir.

Aşı ilaveli sisteme %5 oranında eklenen aşı üzerinde aralarında sinerjetik ilişki bulunan iki etki söz konusudur.

1- Reaksiyonun başlamasından itibaren 4. Günü sonunda sistemde mevcut bulunan silt granöler aşının etrafını sarmış ve aktivitesini olumsuz yönde etkilemiştir.

2- Paşabahçe rakı fabrikası anaerobik yukarı akışlı atıksu arıtma tesisinden alınan aşı hidroliz safhasına alışkın olmayan bir aşıdır.

Aşılı ve Aşısız sistem mukayeseleri çamur karakteristiklerinin birbirlerinden farklı olması nedeniyle yapılamamıştır. Fakat her iki sistem için geçerli olan ortak nokta AKM,UAKM giderimlerinin olması, KOI eğrilerinin UYA ile uyumlu bir şekilde oluşması, ve biogaz üretimlerinin gerçekleşmesidir. Yapılan laboratuvar ölçekli çalışmaların deney sonuçları her iki sisteminde başarılı olduğu sonucuna bizi götürmüştür.

Aşılı ve Aşısız sistem arasındaki fark en genel anlamda, aşılı sisteme yüklenen çamurda özellikle birincil çamurda silt oranının yüksek olması ve kolay ayrışmayan (kompleks) organik maddelerin hidroliz safhasını kısıtlayıcı safha kılabilen düzeyde fazla olmasıdır.

Aşı ilaveli sistemde kapiler emme süresi biyolojik, birincil ve karışım çamurlarında %41, %46 ve %82 nisbetinde azalmıştır. Kapiler emme süresinin azalması ile çamur susuzlaştırma prosesi için daha uygun hale gelmiştir.

Üretilen toplam gaz hacimlerinden faydalanılarak yapılan hesaplamalarla giderilen UAKM miktarları ile teorik olarak giderilmesi gereken miktarlar kıyaslanmıştır.üretilen toplam gaz 12080mlt=12.08lt.

Biyolojik için metan oranı=%78 dir.

$$12.080 * 0.78=9.4224 \text{ lt CH}_4/\text{gün}$$

$$[9.4224 \text{ lt CH}_4/\text{gün}] /0.395 =23.85 \text{ gr KOI}$$

23.85gr KOI *1grUAKM /1.5 gr KOI eşdeğeri=15.9 gr/lt.gün UAKM giderimi olmalı ,deneysel olarak bulunan giderim ise; 4.79gr/lt* 5lt =23.95 gr /gün dür.

$$Y_{CH_4} = 9.4224/23.95 = 0.394 \text{ lt CH}_4 / \text{gr VSS}$$

$(0.394 \text{ lt CH}_4 / \text{gr VSS}) / 0.78 = 0.504 \text{ L/ gVSS gid. (0.75- 1.12) L/ gVSS gid. Sınır değerlerinin altındadır.}$

Benzer şekilde yapılan hesaplamalar sonucunda birincil çamurda $Y_{CH_4} = 1.058 \text{ L/ gVSS gid. (0.75- 1.12) L/ gVSS gid. Sınır değerleri arasındadır.}$

Karışım çamurunda $Y_{CH_4} = 0.698 \text{ L/ gVSS gid. (0.75- 1.12) L/ gVSS gid. Sınır değerlerinin altındadır.}$

Kimyasal madde ilavesiz pH 9.2'de, Stokiyometrik oranda pH 9.2'de, ve magnezyum ilavesinin yüksek olduğu stokiyometrik üstü pH 9.2'de yapılan MAP çöktürmesi çalışmasının sonucunda en yüksek verimin magnezyum ilavesinin yüksek olduğu stokiyometrik üstü pH 9.2'de yapılan çalışma olduğu anlaşılmıştır. Bu çalışmada en yüksek amonyak giderimi primer çamuru üst suyunda %94 giderme verimi ile sağlanmıştır. Orto- fosfat konsantrasyonu ise stokiyometrik oranda elde edilen 80 mg/L'den 27 mg/L'ye indirilmiştir. Benzer olarak MAP sonrası, karışık çamur üst suyunda amonyak giderimi %91, biyolojik çamur üst suyunda % 70 civarında olmuştur. MAP çöktürmesi sonucunda KOİ giderimi (~%50) kimyasal çöktürmeye benzer şekilde yüksek gerçekleşmiştir. Sonuçlar yapılan benzeri çalışmalarla mukayese edildiğinde MAP çöktürmesinde beklenen giderimin fazlasıyla elde edildiğini ortaya koymaktadır.

6.2. Öneriler

Anaerobik çamur çürütme öncesi sitemde bulunan silt ve inorganik maddeler giderildikten sonra çamur çürütme tankına verilmelidir.

Sisteme ilave edilen aşı anaerobik çamur çürütme reaktörlerinden alınmış hidroliz safhasına adabte olabilecek türde olmalıdır.



KAYNAKLAR

- Booker, N. A., Priestly, A.J., Fraser, I.H.**(1999) Structive formation in wastewater treatment plants: opportunities for nutrient recovery. *Environmental Technology*,20, 777-782.
- Boone, D.R. and Byrant, M:P.**, (1980) Propionate-Degrading Bacterium SyntrophabacterWolinii Sp. Nov. Gen. Nov., from Methanogenic ecosystem, Appl.Environ: Microbiology, 40 (3), 626-632.
- Borzacconi L., Lopez I. and Andio C.**, (1997). Hidrolysis constantand VFA inhibition in Acidogenic Phase of MSW Anaerobic Degradation Wat.sci.Tech.Vol.36.No.6-7,pp.479-484.1997 IAWQ.Publiahed by Elsevier Science Ltd.Printed in Great Britain.0273-1223/97\$17.00+0.00.
- Burns, J.R., Finlayson, B.**, (1982). Solubility product of magnesium ammonium phosphate Hexahydrate at various temperatures, *The Journal of Urology*, 128, 426-428.
- Çelen, İ. and Türker, M.**, (2001) Recovery of Ammonia as Struvite from Anaerobic Digester Effluents, *Second Phosphate Recovery Conference*, Holland.
- Durrant, A. E., Scrimshaw, M. D., stratful,I., Lester, J. N.** (1999) Review of the feasibility of recovering phosphate from wastewater for ose as a row material by the phosphate industry. *Enviromental Tecnology*, 20, 749-758.
- Eastman, J. A., Fergusaoon, J. F.**, (1981). Solubilization of particulate organic carbon during the acid phase of anaerobic digestion-Jonual WPCF, Volume 53,Number3,pp 352-366.
- Fraser, I.H.**, (1996). Simultaneous Removal of Amonia and Phosphate From Wastewater by Precipitation of struvite using magnesia. MappSc Thesis, Deakin University, Victoria, Australia.
- Gabriel, B.**, (1994) Wastewater Microbiology, 1.baskı, New York.**Ghosh, S.**,
- Ghosh, S., Henry, M. P., Sajjad, A., Mesinger, M. C. ve Arora, J. L.**, (2000). Pilot-Scale gasification of municipal solid waste by high-rate and two-phase anaerobic digestion (TPAD). *Science and Tecnology* vol 41 No.3 pp101-110 @ publishing 2000 IWA Publishing .
- Ghyoot, W. and Verstraete, W.**, (1997). Anaerobic Digestion Of Primary sludge From Chemical pre-Precipitation. Wat.sci.Tech.Vol.36.No.6-7,pp.357-

365. 1997 IAWQ.Publiahed by *Elsevier Science Ltd*.Printed in Great Britain.0273-1223/97\$17.00+0.00 .

Gujer, W. and Zehnder, A.J., (1983) Conversion Processes in anaerobic Digestion,*Wat.Sci.Tecnology*,**15**,pp.127-167.

Günay, A., (1998). Anaerobik Çürütücülerde karışım Şartlarının Çürütücü Verimine Etkisinin Araştırılması,Yüksek Lisans Tezi, İ.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Bölümü.

Henry, M. P., Sajjad, A., Mesinger, M. C. ve Arora, J. L., (2000). Pilot-Scale gasification of municipal solid waste by high-rate and two-phase anaerobic digestion (TPAD). *Science and Tecnology* vol **41** No.3 pp101-110 @ publishing 2000 IWA Publishing .

Hasegawa, S., Shiota, N., Katsura, K. and Akashi, A., (2000). Solubilization of organic sludge by thermophilic aerobic bacteria as a pretreatment for anaerobic digestion-*water Science and Tecnology* vol **41** No.3 pp163-169 @ publishing.

Jeris, J. S., Mc Carty, P., (1965) Biochemistry of Methane Fermantation Using C14 Tracers,*JWPSF*.37,178.

Kennedy, K. J. and Van den Berg, L., (1982) Anaerobic Digestion of Piggery Waste Using a Stationary Fixed Film Reactor, *Agricultural Wastes*, **4**, 151-158.

Kim, M., Yangın, Ç., Ahn,Y. And Speece, R.E. (2001). Anaerobic Digestion Elutriated Phased Treatment (ADEPT); The role of pH and nutrients, 9th *World Congress Anaerobic Digestion 2001, 2-5 September, Antwerpen, Belgium, Part 1*, 799-804.

Kolçak, S., (1999). Atıksulardan kimyasal çöktürme ile azot giderimi ve deri endüstrisinde uygulama. Yüksek Lisans Tezi.

Krishna R.P., Craney K. C. and Wendell H.Kido., (1997). Causes and Effects of Foaming in Anaerobic Sludge Digesters.*Wat.sci.Tech*.Vol.**36**.No.6-7,pp.463-470,.1997 IAWQ.Publiahed by *Elsevier Science Ltd*.Printed in Great Britain.0273-1223/97\$17.00+0.00.

Lay, J., Li, Y., ve Nokie, T., (1997). Influences of pH and Moisture Content on the Methane Production in High-Solids Sludge Digestion, *Wat.sci.Tech*. pp.1518-1997. IAWQ.Publiahed by *Elsevier Science Ltd*.Printed in Great Britain.0043-1354/97\$17.00+0.00 .

Li Y. Y., Mizuno O., Miyahara T., Nokie T. and Katsumata K., (1997). Ecological Analysis of the bacterial system in full-scale egg-shaped digester treating sewage sludge *Wat.sci.Tech*.Vol.**36**.No.6-7,pp.471-478.1997 IAWQ.Publiahed by *Elsevier Science Ltd*.Printed in Great Britain.0273-1223/97\$17.00+0.00.

- Maekawa, T., Liao, C.M., Feng, X.D., (1995).** Nitrogen and phosphorus removal for Swine Wastewater Using Intermittent Aeration Batch Reactor Followed by Ammonium Crystallization process, *Wat.Res.*, 29(12),2643-2650.
- Mc Carty, P., (1964)** Anaerobic Waste Treatment Fundamentals, Part I, II, III and IV, Public works.
- Mosey, F.E. and Foulkes, M., (1984)** Control of Anaerobic Digestion process, In *Swage Sludge stabilization and disinfection*, Ed. A.M. Bruce.
- Novak, J.T., and Carlson, D.A., (1970)** The Kinetics of Anaerobic Long Chain Fatty Acid degradation, *Journal WPCF*,42,11,1932-1943.
- Ohnistenon, M., Lie, E., Jönsson, K., Johansson, P., Welander, T.,** Increasing substrate for polyphosphate accumulating bacteria in municipal waste water through hydrolysis and fermentation of sludge in primary clarifiers. *Water Environment Research*, Volume 70, Number 2 .
- Oles, J., Dichtl, N., Niehoff, H., (1997)** Full Scale Experience of two stage Thermophilic Sludge Digestion *Wat.sci.Tech.* Vol.36.No.6-7, pp.449-456, 1997. IAWQ. Published by Elsevier Science Ltd. Printed in Great Britain. 0273-1223/97\$17.00+0.00 .
- Öncel, T., (1999).** Tekstil Fabrikası Atıksularının Biyolojik Arıtımında Elde Edilen Dipçamurundan Biyogaz Üretimi Koşullarının Araştırılması –Yüksek Lisans Tezi. Mersin Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Bölümü.
- Öztürk, İ., (1999).** Anaerobik Biyoteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları. Su Vakfı Yayınları, İstanbul.
- Öztürk v.d., (2001).** İSKİ Tuzla Projesi.
- Pavlostathis, S.G., Giraldo Gomez, E. (1991)** Kinetics of Anaerobic treatment, *Wat.Sci.Tech.*, 24, 8, pp.35-59.
- Scharer, J. M., Moo-Young, M., (1979)** Methane Generation by Anaerobic Digestion of Cellulose –Containing Wastes, *Adv. Biochem. Eng.*, 11, 85.
- Schulze-Rettmer, R. (1991)** The simultaneous chemical precipitation
- Shin, H.S., Lee, S. M. (1997)** Removal of nutrients in wastewater by using magnesium salts, *Environmental Technology*, 19, 283-290.
- Siegrist, H. (1996)** Nitrogen removal from digester supernatant comparison of chemical and biological methods, *Water Science and Technology*, 19, 283-290.
- Snoeyink, V.L., Jenkins, B., (1980).** Water Chemistry, J. Willy and Sons. of ammonium and phosphate in the form of magnesium- ammonium-phosphate, *Water Science and Technology*, 23, 659-667.

- Stratful, I.** (2001) Conditions influencing the precipitation of magnesium ammonium phosphate, *Second Phosphate Recovery Conference*, Holland.
- Thorndahl, U.,** (1993) Nitrogen removal from reject water, *Environmental Conference*, Edinburgh.
- Topacık, D.,** (2000). Atıksu Arıtma Tesisleri İşletme El Kitabı ,İstanbul Büyükşehir Belediyesi İSKİ Genel Müdürlüğü yayınları.
- Tünay O., kabdaşlı,I., Orhon,D., Kolçak,S.** (1997) Ammonia Removal by Magnesium phosphate Precipitation in Industrial Wastewaters,*Water Science and Technology*, **36**, 2-3, 225-228.
- Watanbe, H., Kitamura, T., Ochi, S., and Ozaki, M.,** (1997) Inactivation of pathogenic Bacteria under Mesophilic and Thermophilic conditions *Wat.sci.Tech.Vol.36.No.6-7,pp.25.* 1997 IAWQ.Publiashed by Elsevier Science Ltd.Printed in Great Britain.0273-1223/97\$17.00+0.00.
- Van Lier, J. B., Rebac, S., and Gatze, L.,** (1997). High-rate Anaerobic Wastewater Treatment Under Psychrophilic And Thermofilic Conditions. *Wat.sci.Tech.Vol.35.No.10,pp.199-206.*1997 IAWQ.Publiashed by Elsevier Science Ltd.Printed in Great Britain.0273-1223/97\$17.00+0.00 .
- Zdybiewska, M. W., Kula** (1991) Removal of ammonia nitrogen by the precipitation method on example of some selected wastewaters, *Water Science and Technology*, **24**, 7, 229-234

ÖZGEÇMİŞ

03.05.1977 tarihinde Mersinde doğdu. Orta öğrenimini Mersin Dumlupınar lisesinde tamamladı. 1999 yılında İstanbul Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümünden mezun oldu. 1999-2000 öğretim yılında Yüksek Lisans İngilizce Hazırlık kısmını bitirdi. 2000 yılında İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Bölümünde Yüksek Lisans Programına başladı.



İTÜ YÜKSEKÖĞRETİM KURULU
DOKÜMANTASYON MERKEZİ