İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

EVSEL ATIKSULARIN DOĞAL ORTAM SICAKLIKLARINDA HAVASIZ ÇAMUR YATAKLI REAKTÖRDE ARITIMI VE İLAVE KİMYASAL ARITMA UYGULAMALARI

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Çevre Müh. Elis GÜNEŞ

Anabilim Dalı : ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ

Programı : ÇEVRE BİLİMLERİ VE MÜHENDİSLİĞİ

HAZİRAN 2008

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

EVSEL ATIKSULARIN DOĞAL ORTAM SICAKLIKLARINDA HAVASIZ ÇAMUR YATAKLI REAKTÖRDE ARITIMI VE İLAVE KİMYASAL ARITMA UYGULAMALARI

YÜKSEK LİSANS TEZİ
Çevre Müh. Elis GÜNEŞ
(501061706)

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 5 Mayıs 2008
Tezin Savunulduğu Tarih : 10 Haziran 2008

Tez Danışmanı : Doç.Dr. Çiğdem YANGIN GÖMEÇ
Diğer Jüri Üyeleri: Doç.Dr. Emine UBAY ÇOKGÖR (İ.T.Ü.)
Prof.Dr. Bahar KASAPGİL İNCE (B.Ü.)

HAZİRAN 2008

ÖNSÖZ

Bu çalışmanın yürütülmesi ve yönlendirilmesindeki değerli katkıları, çalışma boyunca gösterdiği ilgi, teşvik ve her konudaki desteği sebebiyle danışman hocam Doç. Dr. Çiğdem YANGIN GÖMEÇ'e teşekkürlerimi saygılarımla sunarım. Yüksek lisans eğitimim boyunca ilgi ve desteğini esirgemeyen sayın hocam Prof. Dr. Lütfi AKÇA'ya çok teşekkür ederim. Tezin savunma aşamasındaki katkılarıyla tezin geliştirilmesinde emeği geçen Doç. Dr. Emine UBAY ÇOKGÖR ve Prof. Dr. Bahar KASAPGİL İNCE'ye teşekkürlerimi sunarım.

Çalışma arkadaşlarım Çevre Mühendisi Banu HORASAN, Çevre Yüksek Mühendisi Ekrem ÖZYÜREK ve deneysel çalışmanın gerçekleştiği İTÜ Çevre Mühendisliği laboratuarı personeline çok teşekkür ederim.

Ayrıca manevi desteğinden dolayı Ahmet Burak BAŞPINAR'a ve İTÜ Çevre Mühendisliği Bölümü'ndeki değerli arkadaşlarım Kübra ERİÇYEL ve Ümit BALABAN'a teşekkürlerimi sunarım.

Son olarak, her zaman yanımda olan, bana inanan, güvenen ve haklarını hiçbir zaman ödeyemeyeceğim sevgili anneme, babama ve ağabeyime sonsuz teşekkür ederim.

Haziran, 2008 **Elis GÜNEŞ**

İÇİNDEKİLER

KISALTMALAR **v**
TABLO LİSTESİ **vi**
ŞEKİL LİSTESİ **vii**
SEMBOL LİSTESİ **viii**
ÖZET **ix**
SUMMARY **xii**

1. GİRİŞ **1**
1.1. Çalışmanın Anlam ve Önemi 1
1.2. Çalışmanın Amaç ve Kapsamı 2

2. HAVASIZ ARITMA **3**
2.1. Havasız Arıtmanın Esasları 4
2.2. Havasız Arıtmanın Avantajları ve Dezavantajları 7
2.3. Havasız Arıtmaya Etki Eden Faktörler 8
2.3.1. Besi maddesi dengesi 8
2.3.2. İz elementler 8
2.3.3. Oksitleyiciler 8
2.3.4. Toksik maddeler 8
2.3.5. Sıcaklık 8
2.3.6. pH 9
2.4. Havasız Arıtma Sistemleri 10
2.4.1. Havasız çamur yataklı reaktör (HÇYR) 11
2.5. Evsel Atıksuların Havasız Arıtımı 12
2.5.1. Evsel atıksu içeriği 13
2.5.2. Evsel atıksuların düşük sıcaklıklarda anaerobik arıtımı 14
2.5.3. Konu ile ilgili yapılmış çalışmalar 18

3. KİMYASAL ARITMA İLE BESİ MADDESİ (NUTRİENT) GİDERİMİ **23**
3.1. $FeCl_3$ İle Kimyasal Giderim 23
3.2. MAP Çöktürmesi İle Besi Maddesi Giderimi 25
3.2.1. MAP tanımı 26
3.2.2. MAP çöktürmesine etki eden faktörler 26
3.2.2.1. pH 27
3.2.2.2. Sıcaklık 28
3.2.2.3. Mg:N oranı 28
3.2.2.4. N:P oranı 28

3.2.2.5. Farklı magnezyum kaynakları 28
3.2.2.6. Yabancı iyonların varlığı 29
3.2.2.7. Reaksiyon süresi 29
3.3. Amonyak Sıyırma Yöntemi İle Besi Maddesi Giderimi 30
3.3.1. Amonyak sıyırma yönteminde tasarım kriterleri 32
3.3.2. Amonyak sıyırmasının avantaj ve dezavantajları 32

4. MATERYAL VE YÖNTEM 34
4.1. Amaç 34
4.2. Havasız Arıtma Çalışması 34
4.2.1. Yukarı akışlı havasız çamur yataklı reaktör (HÇYR) 34
4.2.2. Atıksu kaynağı 36
4.3. İlave Kimyasal Arıtma Çalışması 37
4.3.1. $FeCl_3$ ile kimyasal çökelme 37
4.3.2. MAP çöktürmesi 38
4.3.3. Amonyak sıyırma yöntemi 39
4.4. Analitik Yöntemler 40

5. BULGULAR VE DEĞERLENDİRME 41
5.1 HÇYR İle Havasız Arıtma 41
5.1.1. İşletme koşulları 41
5.1.2. Organik madde giderimi 41
5.1.3. Sıcaklık değişimi 43
5.1.4. pH ve alkalinite değişimleri 44
5.1.5. Askıda katı madde (AKM) değişimi 45
5.1.6. Biyogaz üretimi 47
5.1.7. Amonyak ve orthofosfat değişimleri 49
5.1.8. HÇYR'de aşı karakterizasyonu 50
5.2. İlave Kimyasal Arıtma Uygulamaları 50
5.2.1. $FeCl_3$ ile besi maddesi giderimi 50
5.2.2. MAP çöktürmesi ile besi maddesi giderimi 57
5.2.3. Amonyak sıyırma yöntemi ile besi maddesi giderimi 60

6. SONUÇ VE ÖNERİLER 65

KAYNAKLAR 67

ÖZGEÇMİŞ 73

KISALTMALAR

AKM	: Askıda Katı Madde
HÇYR	: Havasız Çamur Yataklı Reaktör
KAAY	: Kentsel Atıksuların Arıtımı Yönetmeliği
$KOİ_{top}$	: Toplam Kimyasal Oksijen İhtiyacı
$KOİ_{çöz}$	: Çözünmüş Kimyasal Oksijen İhtiyacı
$KOİ_{bp}$	: Biyolojik olarak giderilebilen KOİ
NH_3-N	: Amonyak Azotu
OYH	: Organik Yükleme Hızı
TKM	: Toplam Katı Madde
TKN	: Toplam Kjeldahl Azotu
UAKM	: Uçucu Askıda Katı Madde
UKM	: Toplam Uçucu Katı
UYA	: Uçucu Yağ Asidi

TABLO LİSTESİ

No		Sayfa
Tablo 2.1	Başlıca havasız mikroorganizma grupları……	4
Tablo 2.2	İstanbul'a ait evsel atıksu kompozisyonu…….	13
Tablo 2.3	Evsel veya eşdeğeri seyreltik atıksuların HÇYR'de arıtımı ile ilgili çalışmalar…….	16
Tablo 2.4	Yüksek hızlı havasız sistemlerde evsel atıksu arıtımının avantaj ve dezavantajları	17
Tablo 3.1	MAP öğelerinin reaksiyon zamanıyla giderim yüzdeleri…….	30
Tablo 4.1	Çalışmada gerçekleştirilen analizler ve ölçüm sıklıkları……..	37
Tablo 4.2	Çalışmada kullanılan giriş evsel atıksu karakterizasyonu……	37
Tablo 5.1	Ham evsel atıksu ile yapılan çalışmada gözlenen kirletici parametreler……..	42
Tablo 5.2	HÇYR'de gözlenen NH_3-N konsantrasyonları…….	49
Tablo 5.3	HÇYR'de gözlenen Ortho-P konsantrasyonları……...	49
Tablo 5.4	I. Jar-test çalışmasında HÇYR çıkışındaki atıksu karakterizasyonu	51
Tablo 5.5	Stokiyometrik ve stokiyometrik üzeri $FeCl_3$ dozajlarında gerçekleştirilen I. Jar-Test deneyinin sonuçları……	53
Tablo 5.6	Stokiyometrik ve stokiyometrik üzeri $FeCl_3$ dozajlarında gözlenen ortofosfat (mg PO_4-P/lt) ve $KOİ_{top}$ giderim verimleri……..	53
Tablo 5.7	II. Jar-Test çalışmasında HÇYR çıkışındaki atıksu karakterizasyonu……...	55
Tablo 5.8	Stokiyometrik ve stokiyometrik üzeri $FeCl_3$ dozajlarında gerçekleştirilen II. Jar-Test deneyinin sonuçları……..	55
Tablo 5.9	Stokiyometrik ve stokiyometrik üzeri $FeCl_3$ dozajlarında gözlenen ortofosfat (mg PO_4-P/lt) ve $KOİ_{top}$ giderim verimleri……..	56
Tablo 5.10	MAP çöktürmesi çalışmasında kullanılan HÇYR çıkış suyu karakterizasyonu……...	58
Tablo 5.11	MAP çöktürmesi sonucunda gözlenen NH_3-N giderim verimleri…	58
Tablo 5.12	HÇYR çıkış suyu karakterizasyonu (stokiyometrik üzeri MAP çalışması)……..	60
Tablo 5.13	MAP çöktürmesi ile pH=9'da stokiyometrik ve stokiyometrik üzeri dozajda elde edilen NH_3-N giderim verimleri…….	60
Tablo 5.14	I. Amonyak sıyırma çalışmasında HÇYR çıkış suyu karakterizasyonu……...	61
Tablo 5.15	I. Amonyak sıyırma çalışmasında zamanla NH_3-N konsantrasyonunun değişimi……	62
Tablo 5.16	II. Amonyak sıyırması çalışmasında HÇYR çıkış suyu karakterizasyonu……...	63
Tablo 5.17	II. Amonyak sıyırması çalışmasında zamanla NH_3-N konsantrasyonunun değişimi……	63

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa No

Şekil 2.1 : Havasız ayrışmanın aşamaları…….. 5
Şekil 2.2 : Havasız çamur yataklı reaktörün şematik görünümü……...…… 12
Şekil 3.1 : Amonyak sıyırmada kullanılan Countercurrent (Ters akım) Spray Reaktörü…… 31
Şekil 4.1 : Çalışmada kullanılan yukarı akışlı havasız çamur yataklı reaktörün görünümü…….. 35
Şekil 4.2 : HÇYR'nin şematik görünümü…….. 35
Şekil 4.3 : Besleme tankı…… 36
Şekil 4.4 : Jar-Test düzeneği……..…… 38
Şekil 4.5 : MAP deney düzeneği……..... 39
Şekil 4.6 : Amonyak sıyırma deney düzeneği…… 39
Şekil 5.1 : $KOİ_{top}$ konsantrasyonunun ve giderim veriminin zamanla değişimi 43
Şekil 5.2 : $KOİ_{çöz}$ konsantrasyonunun ve giderim veriminin zamanla değişimi 43
Şekil 5.3 : HÇYR'de sıcaklığın zamanla değişimi…… 44
Şekil 5.4 : HÇYR'de gözlenen pH değişimleri……..... 45
Şekil 5.5 : HÇYR'de gözlenen alkalinite değişimleri…..... 45
Şekil 5.6 : HÇYR'de AKM konsantrasyonunun zamanla değişimi……... 46
Şekil 5.7 : HÇYR'de UAKM konsantrasyonu zamanla değişimi……..... 46
Şekil 5.8 : KOİ ve AKM giderimi arasındaki ilişki……... 47
Şekil 5.9 : HÇYR boyunca TKM-UKM konsantrasyon değişimi……. 50
Şekil 5.10 : Jar-Test çalışmasında karıştırma işlemi…… 52
Şekil 5.11 : Jar-Test çalışmasında çökelme işlemi…….. 52
Şekil 5.12 : Stokiyometrik ve stokiyometrik üzeri $FeCl_3$ dozajlarında gözlenen orthofosfat (mg PO_4-P/lt) giderim verimleri……. 54
Şekil 5.13 : Stokiyometrik ve stokiyometrik üzeri $FeCl_3$ dozajlarında gözlenen $KOİ_{top}$ giderim verimleri……..... 54
Şekil 5.14 : Stokiyometrik ve stokiyometrik üzeri $FeCl_3$ dozajlarında gözlenen orthofosfat (mg PO_4-P/lt) giderim verimleri……. 56
Şekil 5.15 : Stokiyometrik ve stokiyometrik üzeri $FeCl_3$ dozajlarında gözlenen $KOİ_{top}$ giderim verimleri……..... 57
Şekil 5.16 : MAP çöktürmesi sonrası orijinal pH=7.57'de gerçekleşen çökelme……. 58
Şekil 5.17 : MAP çöktürmesi sonrası pH=8, pH=8,5, pH=9, pH=9,5'da oluşan çökelme…….. 59
Şekil 5.18 : Amonyak sıyırma sonrası gerçekleşen çökelme (t=0.5 saat)...……. 62
Şekil 5.19 : NH_3-N giderim veriminin zamanla değişimi (Çalışma 1)…… 62
Şekil 5.20 : NH_3-N giderim verminin Zamanla değişimi (Çalışma 2)……..…. 63

SEMBOL LİSTESİ

θ_h **:** Hidrolik bekletme süresi
θ_c **:** Çamur Yaşı

EVSEL ATIKSULARIN DOĞAL ORTAM SICAKLIKLARINDA HAVASIZ ÇAMUR YATAKLI REAKTÖRDE ARITIMI VE İLAVE KİMYASAL ARITMA UYGULAMALARI

ÖZET

Havasız arıtma prosesleri orta ve yüksek kirlilik yüklerine sahip atıksuların arıtımında yıllardan beri başarı ile uygulanmaktadır. Son yıllarda, farklı sıcaklık değerlerinde yapılan birçok araştırma, uygun proses tasarımı seçildiği taktirde, sıcaklık parametresinin havasız arıtma uygulamalarında kısıtlayıcı bir faktör olmadığını göstermiştir. Mikroorganizmaların istenilen sıcaklık değerlerine adaptasyonu sağlanırsa, reaktörlerin sakrofilik (düşük sıcaklık değerleri) şartlar altında dahi işletilebilecekleri ve sakrofilik havasız arıtmanın, orta ve düşük sıcaklıklarda deşarj edilen atıksular için çok uygun bir alternatif olabileceği belirtilmektedir. Genelde evsel atıksuların deşarj edildikleri sıcaklık değerleri 35^{o}C'nin altında olduğu için, mezofilik havasız arıtma sırasında ısıtma ihtiyacı duyulmaktadır. Bu sebeple düşük sıcaklıklarda (10-20^{o}C) işletilebilen havasız arıtma sistemleri çok daha düşük arıtma maliyetlerine olanak sağlayabilirler. Bazı dezavantajları olmasına rağmen, düşük sıcaklıklara sahip evsel atıksuların ilave ısıtma ihtiyacı göstermeyerek arıtılmaları, işletme maliyetlerini ve enerji ihtiyaçlarını önemli ölçüde azaltmaktadır. Bununla beraber anaerobik arıtma nütrient (besi maddesi) gideriminde etkili değildir. Eğer nutrient giderimine ihtiyaç varsa evsel atıksuyun arıtıldığı havasız arıtma sonrası ilave aerobik biyolojik arıtma veya fiziksel/kimyasal arıtma yöntemleri uygulanmalıdır. Bu çalışmada ileri arıtma alternatifi olarak MAP çöktürmesi, $FeCl_3$ ilavesi ve amonyak sıyırma işlemleri uygulanacaktır.

Çalışmanın amacı evsel atıksuların, floküler çamur ile aşılanmış ve doğal ortam sıcaklığında işletilen havasız çamur yataklı reaktör (HÇYR)'de arıtılabilirliğinin

incelenmesi ve anaerobik arıtma çıkışında nutrient (azot ve fosfor) açısından zengin çıkış sularına magnezyum amonyum fosfat (MAP) ve $FeCl_3$ ile kimyasal çökelme uygulanarak Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği (KAAY) Tablo 2'de verilen 'Kentsel Atıksu Arıtım Tesislerinden İleri Arıtıma İlişkin Deşarj Limitleri'ne göre eşdeğer nüfusu 10000-100000 arasında olan yerleşim bölgeleri için öngörülen deşarj standart değerlerinin sağlanabilirliğinin araştırılmasıdır.

Çalışma süresince HÇYR ortalama θ_h=11,8 saat ile yaklaşık 4,5 ay, ortalama θ_h=6,95 saat ile de 1 ay boyunca işletilmiş ve deneysel çalışma sonuçları değerlendirilmiştir. İlave ısıtma yapılmadan ortalama $KOİ_{top}$ giderim verimi %80 (%44-99) ve <30 mg/lt $KOİ_{çöz}$ çıkış konsantrasyonu gözlenmiştir. Ayrıca sonuçlar AKM'nin yüksek oranda reaktör içersinde tutularak çıkış suyundan uzaklaştırıldığını göstermiştir. Bu sebeple, $KOİ_{top}$ gideriminin çamur yatağında partiküler organik maddenin fiziksel işlemler ile gideriminden kaynaklandığı düşünülmektedir. Giriş $KOİ_{top}$ konsantrasyonunun düşük gözlendiği zamanlarda sistemde elde edilen giderimin de azaldığı gözlenmiştir. Böylece, $KOİ_{top}$ gideriminin sıcaklıktan değil, giriş atıksuyundaki organik madde ve AKM konsantrasyonundan etkilendiği belirlenmiştir.

Stokiyometrik (Fe^{+3}:P=1:1) ve stokiyometrik üzerinde gerçekleştirilen $FeCl_3$ ile kimyasal çökelme çalışmaları sonucunda, stokiyometrik dozajın 3 katı üzerinde gerekli deşarj standart değeri sağlanmıştır. Stokiyometrik dozajın 3 katı üzerinde %92 PO_4-P giderim verimi elde edilirken ilave $KOİ_{top}$ giderimi ise yaklaşık %50 oranında gerçekleştirilmiştir. $FeCl_3$ ile gerçekleştirilen ikinci çalışma sonucunda, stokiyometrik dozajın 2 katı üzerinde toplam fosfor açısından gerekli deşarj standart değeri sağlanmıştır. Bu oranda %85 PO_4-P giderim verimi elde edilirken ilave $KOİ_{top}$ giderimi yaklaşık %82 olarak gözlenmiştir.

Farklı pH değerlerinde gerçekleştirilen MAP çökelmesi çalışmasında ise pH=9'da stokiyometrik dozajda ($Mg:NH_3:PO_4$=1:1:1) NH_3-N giderim verimi (%21) elde edilmiştir. Bunun devamında pH=9'da stokiyometrik ve stokiyometrik üzeri ($Mg:NH_3:PO_4$=1:1:1,2 ve $Mg:NH_3:PO_4$=1,1:1:1,1) dozajlarda MAP çökelmesi uygulanmış ve NH_3-N giderim verimi (~%23) olarak stokiyometrik dozajda elde edilmiştir. Fakat NH_3-N açısından istenilen deşarj standardı sağlanamamıştır.

Havayla amonyak sıyırma ile gerçekleştirilen her iki çalışmada 24 saatlik havalandırma sonrası en yüksek NH_3-N giderim verimleri %60 ve %77 olarak elde edilmiştir. KAAY'de TN için verilen standart değere (NH_3-N≅TKN; NO_2 ve NO_3≅0 kabulu ile) 4 saatlik havalandırma sonrası ulaşılabilmiştir. Ayrıca PO_4-P giderim verimi de elde edilmiştir.

ANAEROBIC TREATMENT OF DOMESTIC WASTEWATERS IN UPFLOW ANAEROBIC SLUDGE BED (UASB) REACTOR AT TEMPERATE CONDITIONS AND CHEMICAL POST-TREATMENT APPLICATIONS

SUMMARY

Anaerobic processes have been generally applied successfully for the treatment of medium and high strength wastewaters. Many recent researches, conducted at various temperatures, revealed that temperature is not a limiting factor in anaerobic treatment applications if the appropriate process design is chosen. It is reported that if the microorganisms are acclimatized to desired temperatures, the reactors can be operated even under psychrophilic (low temperature) conditions. Psychrophilic anaerobic treatment becomes an attractive option for wastewaters, which are discharged at moderate to low temperatures. Since domestic sewage has a temperature lower than 35^{o}C, heating is required during mesophilic anaerobic treatment. Thus, psychrophilic anaerobic treatment systems allow substantially lower treatment costs due to their ability to operate at lower temperatures (10-20^{o}C). Despite some drawbacks, successful anaerobic treatment of many dilute streams, which are also low in temperature, without the addition of heat would be a significant achievement in reducing the operating costs and energy needs. However, anaerobic treatment has little influence on the nutrient removal. If nutrients are to be removed, additional aerobic biological or physical/chemical methods should be used after anaerobic treatment. In this study, chemical treatment with MAP precipitation, $FeCl_3$ addition and ammonia stripping will be applied as post treatment alternatives.

The aim of this study is to investigate the treatment potential of UASB reactor treating domestic wastewaters inoculated with flocculent seed sludge. Besides, additional chemical treatment applications (with MAP precipitation and $FeCl_3$ addition) will be also investigated for the effluents of the UASB reactors which are

rich in nutrients in order to provide the discharge standarts given in the related regulations. Operation of the UASBR with raw domestic wastewater during 4.5 months at a HRT=11.8 hr and 1 month at a HRT=6.95 hr yielded an average 80% (44-99%) total COD removal and <30 mg/lt soluble COD concentration. Results indicated that TSS coulde be retained in the reactor coupled with high total COD removals. Thus, it was considered that total COD removals were due to the entrapment of the particular organics inside the sludge bed by physical means. It was also observed that total COD removal was not affected by temperature but total COD and TSS in the effluent.

Results of the first study with $FeCl_3$ addition at stochiometric (Fe^{+3}:P=1:1) and above stochiometric ratios indicated that the required discharge standarts in the case of phosphorus concentration could be achieved at three times of the stochiometric ratio. At this ratio, around 92% PO_4-P with an additional 50% total COD removals could be observed. Results of the second study with $FeCl_3$ addition at stochiometric and above stochiometric ratios indicated that the required discharge standarts in the case of phosphorus concentration could be achieved at twice of the stochiometric ratio giving around 85% PO_4-P with an additional 82% total COD removals.

In MAP precipitation, conducted at various pH values (pH=original, pH=8.0, pH=8.5, pH=9.0 and pH=9.5), showed that the NH_3-N removal efficiency (~21%) could be achieved at the stochiometric ratio ($Mg:NH_3:PO_4$=1:1:1) at the pH value of 9.0. MAP precipitation study was repeated at the fixed pH=9.0 at stochiometric and above stochiometric ($Mg:NH_3:PO_4$=1:1:1,2 and $Mg:NH_3:PO_4$=1,1:1:1,1) ratios and the NH_3-N removal efficiency (~23%) could be observed at the stochiometric ratio at pH=9.0. However, the required discharge standart values could not be achieved in the case of NH_3-N concentration.

In two studies with ammonia stripping after 24 hour aeration maximum NH_3-N removal efficiencies were achieved as %60 and %70, respectively. It was observed that 4 hour aeration could be enough to provide the required discharge standarts (Assumption : NH_3-N≅TKN; NO_2 and NO_3≅0 Besides PO_4-P removal efficiency colud also be achieved.

1. GİRİŞ

1.1 Çalışmanın Anlam ve Önemi

Anaerobik arıtma prosesleri orta ve yüksek kirlilik yüklerine sahip atıksuların arıtımında yıllardan beri başarı ile uygulanmaktadır. Özellikle Türkiye gibi gelişmekte olan ülkelerde, işletilmeleri sırasında düşük enerji ihtiyaçları, düşük miktarlarda çamur oluşumu, bakım ve onarımlarının basit oluşu ve potansiyel biyogaz geri kazanımları sebepleriyle anaerobik sistemler konvansiyonel aerobik sistemlere kıyasla daha fazla tercih edilmektedir. Anaerobik sistemlerin, endüstriyel atıksular gibi yüksek kirlilik yüklerine sahip atıksuların arıtımında, pilot ve gerçek ölçekli sistemler ile yapılan uzun süreli çalışmalar sonucunda uygulanabilirliği kanıtlanmıştır. Ayrıca son yıllarda evsel atıksular gibi düşük kirlilik yüklerine sahip atıksuların arıtımında elde edilen başarılı sonuçlar neticesinde anaerobik arıtma, evsel atıksuların arıtımında da anaerobik sistemler uygulanmaya başlanmıştır.

Anaerobik arıtma sistemlerinin 20°C'nin altındaki sıcaklıklar ve düşük kirlilik yüküne sahip (seyreltik) atıksular için uygun bir arıtma alternatif olmadığı düşünülmekte ve bu sebeple anaerobik arıtma çalışmaları mezofilik şartlar (25-40°C, optimum sıcaklık 35°C) altında uygulanmaktaydı. Ancak farklı sıcaklık değerlerinde yapılan birçok araştırma, uygun proses tasarımı seçildiği taktirde, sıcaklık parametresinin havasız arıtma uygulamalarında kısıtlayıcı bir faktör olmadığını göstermiştir. Mikroorganizmaların istenilen sıcaklık değerlerine adaptasyonu sağlanırsa, reaktörlerin sakrofilik (10-20^{o}C) şartlar altında dahi işletilebilecekleri ve sakrofilik havasız arıtmanın, orta ve düşük sıcaklıklarda deşarj edilen atıksular için çok uygun bir alternatif olabileceği belirtilmektedir. Genellikle evsel atıksuların deşarj edildikleri sıcaklık değerleri 35^{o}C'nin altında olduğu için, mezofilik havasız arıtma sırasında ısıtma ihtiyacı duyulmaktadır. Bu sebeple düşük sıcaklıklarda işletilebilen havasız arıtma sistemleri çok daha düşük işletme

maliyetlerine olanak sağlayabilmektedir. Fakat anaerobik arıtma nütrient (besi maddesi) gideriminde etkili değildir. Bu sebeple nutrient gideriminin gerekli olduğu durumlarda anaerobik arıtmadan sonra ilave biyolojik arıtma veya fiziko-kimyasal arıtma yöntemleri uygulanmalıdır. Nutrient giderimi amacıyla uygulanan en yaygın fizikokimyasal arıtma alternatifleri MAP (struvit) çöktürmesi ve $FeCl_3$ ile arıtmadır. Ayrıca amonyak sıyırma yöntemi ile atıksulardan besi maddesi gideriminin başarılı uygulamaları bulunmaktadır.

1.2 Çalışmanın Amaç ve Kapsamı

Bu çalışmanın amacı düşük kirlilik yüküne sahip (seyreltik) evsel atıksuların, düşük sıcaklık şartlarında havasız arıtılabilirliğinin değerlendirilmesidie. Böylece sıcak ve ılıman iklim kuşağında bulunan Türkiye'de yer alan küçük yerleşim bölgeleri için alternatif bir arıtma sisteminin geliştirilmesi ve uygulanması planlanmıştır. Ayrıca anaerobik arıtma sonrasında elde edilen çıkış suyunun, alıcı ortam deşarj standartlarını sağlayabilmesi için ilave kimyasal arıtma alternatifleri uygulanarak nutrient giderimi araştırılmıştır. Bu kapsamda, floküler çamur ile aşılanmış evsel atıksuyun arıtıldığı laboratuar ölçekli bir Havasız Çamur Yataklı Reaktör (HÇYR) oda sıcaklığında işletilmiştir. Ayrıca HÇYR çıkış sularında $FeCl_3$ ilavesi ve MAP çöktürmesi, ve amonyak sıyırma yöntemleri ile ilave kimyasal arıtma uygulanarak nutrient giderimleri incelenmiştir.

2. HAVASIZ ARITMA

Anaerobik arıtma bir asırdan daha uzun bir süredir kullanılan en eski biyolojik atıksu arıtma proseslerinden biridir. Çürütücülerdeki ısıtma ve karıştırma sistemlerinin gelişimi ile havasız arıtma, çamur stabilizasyonu için en yaygın metotlardan biri haline gelmiştir **(Ubay, 1993).** Organik çökeltilerin çürümesi sonucu metan oluştuğu 18. yüzyıldan beri bilinmektedir. 19. yüzyılın ortalarında ise bu ayrışmada bakterilerin rol oynadığı anlaşılmıştır. Bununla birlikte havasız arıtmanın evsel atıksu arıtma tesisi çamurlarının çürütülmesinde kullanılabileceği 1881 yılında ortaya konmuş ve yeni reaktör tiplerinin geliştirilmesine yol açmıştır **(Öztürk, 2007).** Yakın zamana kadar sadece arıtma çamurlarının çürütülmesinde uygulanan havasız arıtma, son yıllarda endüstriyel ve evsel atıksuların arıtılması ile organik katı atıkların kompostlaştırılmasında da yaygın olarak kullanılmaya başlanmıştır.

Enerji maliyetlerinin hızla artmaya başladığı 1970'li yıllara kadar atıksu arıtımında en çok aerobik sistemler uygulanmaktaydı. Fakat artan enerji maliyetleri, mevcut arıtma sistemlerinin yatırım ve işletme giderleri bakımından yeniden incelenmesini gündeme getirmiş ve bunun sonucunda havasız arıtma sistemleri geliştirilmiştir. Fakat düşük sıcaklıklarda (<15°C) seyreltik ve düşük alkaliniteli atıksuların havasız arıtılmaları sonrasında $BOİ_5$ ve/veya N ve P açısından deşarj standartlarının sağlanmasında havasız arıtma tek başına yeterli olamamaktadır **(Öztürk, 2007).**

2.1 Havasız Arıtmanın Esasları

Anaerobik (havasız) arıtma, organik maddelerin oksijensiz ortamda ayrışması esnasında meydana gelen seri ve paralel çok adımlı biyokimyasal reaksiyonlardan oluşan, CH_4, CO_2, NH_3 ve H_2S gibi son ürünlerin elde edildiği biyolojik bir süreçtir **(Ubay, 1993).** Havasız ayrışma süreci esnasında açığa çıkan enerji mikroorganizmalarca hücre yenilenmesi ve biyokütle sentezinde kullanılır.

Anaerobik arıtma farklı mikroorganizma gruplarının birlikte rol aldığı oldukça karmaşık bir biyokimyasal süreçtir. Başlıca anaerobik mikroorganizma grupları, parçalanmış ürünleri asetik asit gibi daha basit yapılı organik maddelere dönüştüren asit bakterileri ile asit bakterileri tarafından üretilen hidrojen ve asetik asidi metan ve karbondioksite dönüştüren metan bakterileridir **(Tüylüoğlu, 2001).** Bu iki grupta kendi arasında alt gruplara ayrılmaktadır (Tablo 2.1).

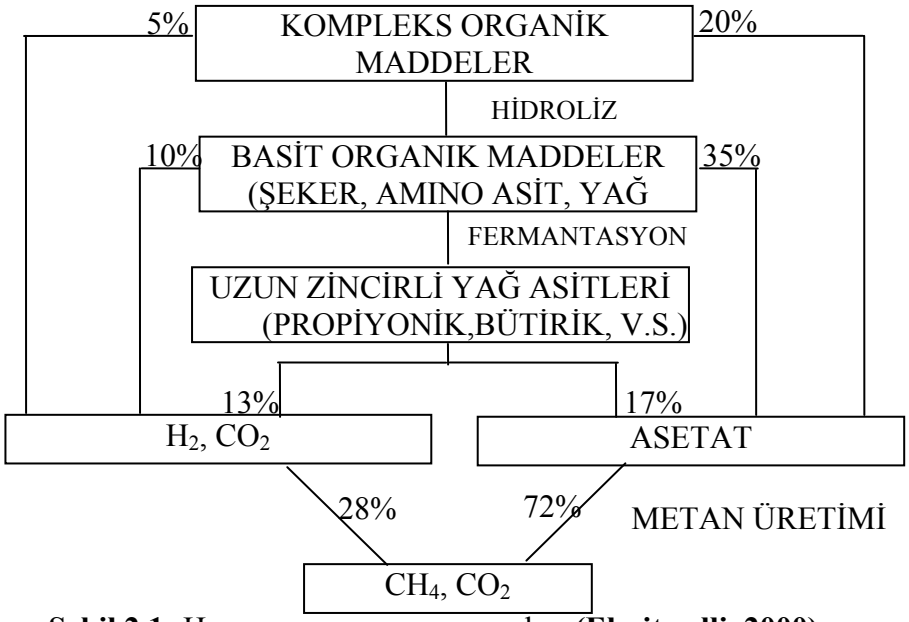
Tablo 2.1: Başlıca havasız mikroorganizma grupları **(Öztürk, 2007).**

ASİT BAKTERİLERİ	Bütirik, Propiyonik vb. Asit Üretenler
	Asetik Asit Üretenler
METAN BAKTERİLERİ	Asetik Asit Kullananlar
	Hidrojen Kullananlar

Kompleks organik maddelerin havasız ayrışması en genel halde üç aşamalı bir proses halinde ele alınabilir. Bu aşamalar;

- yüksek molekül ağırlıklı katı ve çözünmüş organik maddelerin hidrolizi,
- düşük molekül ağırlıklı organik maddelerin asit bakterilerince muhtelif uçucu yağ asitleri ve asetik asite dönüştürülmesi,
- asetik asit ve H_2 ile CO_2'den metan üretimi **(Öztürk, 2007).**

Havasız arıtmanın aşamaları Şekil 2.1'de gösterilmektedir. Bu aşamaların daha detaylı açıklaması şu şekildedir;



Şekil 2.1: Havasız ayrışmanın aşamaları **(Elmitwalli, 2000)**

a) Polimerik Bileşiklerin Hidrolizi: Polisakkaritler, proteinler ve lipidler gibi yüksek moleküllü organik maddeler hücre dışı enzimler ile hücre zarından geçebilecek çözünebilir ürünlere hidroliz olurlar **(Çifçi, 2005).**

Hidroliz, hücre dışı enzimlerce gerçekleştirilen oldukça yavaş bir süreçtir. Reaksiyon hızını etkileyen önemli faktörler pH, sıcaklık ve çamur yaşı (mikroorganizma bekleme süresi)'dır. Yağlar çok yavaş hidrolize oldukları için yüksek miktarda yağ ve diğer yavaş hidroliz olan maddeler ihtiva eden atıkların havasız arıtımında, hidroliz aşaması hız sınırlayıcı adım olabilmektedir. Özellikle bazı selülozlu atıkların havasız arıtımında da hidroliz hız kısıtlayıcı rol oynar. Lignin de oldukça kompleks bir maddedir ve bu sebeple lignin anaerobik şartlarda hiç hidrolize olmaz veya reaksiyon hızı çok düşük olarak gerçekleşir **(Öztürk, 2007).**

b) Asit Üretimi: Basit ve çözünebilir yapıdaki hidroliz kademesi ürünleri fermantasyon ve anaerobik oksidasyon ile düşük moleküllü ara ürünlere, asetik aside, CO_2'e ve H_2'e dönüşür **(Tüylüoğlu, 2001).**

c) Metan Üretimi: Asetik asit parçalanması veya H_2 ile CO_2'in sentezi sonucu metan (CH_4) üretimi gerçekleşmektedir. Asetik asit parçalayan bakterilere kıyasla metan üreten bakterilerin çoğalma hızları daha yüksek olmasından dolayı ortamda yeterli H_2 ve CO_2 olduğu sürece metan üretimi olur. Metan üretimi yavaş bir süreç

olmasından dolayı genellikle anaerobik arıtmada hız sınırlayıcı faktör olarak kabul edilebilir **(Çifçi, 2005).**

Metan bakterileri metan üretimi için; CO_2 + H_2, asetat, metanol, metilaminler ve karbonmonoksit gibi substratları kullanırlar. Metan üretimi ile ilgili reaksiyonlar Eşitlik 2.1, 2.2, 2.3, 2.4 ve 2.5'de verilmektedir **(Tchobanoglous ve diğ., 1991):**

$4H_2 + CO_2 \rightarrow CH_4 + 2H_2O$ **(2.1)**

$4HCOOH \rightarrow CH_4 + 3CO_2 + 2H_2O$ **(2.2)**

$CH_3COOH \rightarrow CH_4 + CO_2$ **(2.3)**

$4CH_3OH \rightarrow 3CH_4 + CO_2 + 2H_2O$ **(2.4)**

$4(CH_3)_3N + 12H_2O \rightarrow 9CH_4 + 3CO_2 + 6H_2O + 4NH_3$ **(2.5)**

Metan oluşumundaki en önemli iki yol; hidrojen ve karbondioksitin, metan ve suya dönüşmesi (Eşitlik 2.1) ve asetatın, metan ve karbondioksite parçalanmasıdır (Eşitlik 2.3). Organik atıkların etkili bir şekilde stabilize edildiği bir anaerobik arıtma sisteminde, asit ve metan bakterileri dinamik bir denge durumunda olmalıdır. Dinamik denge durumunu oluşturmak için reaktör içerisinde çözünmüş oksijen, ağır metaller ve sülfatlar gibi inhibisyon etkisi olan bileşikler bulunmamalıdır **(Tüylüoğlu, 2001).** Havasız reaktörlere beslenen atıksuyun yapısında sülfatın mevcut olması halinde metan üretimi ile birlikte sülfatın indirgenmesiyle oluşan sülfür de gözlenmektedir **(Öztürk, 2007).** Aynı zamanda ortamın pH'ı 6,6-7,6 aralığında olmalıdır. pH'ın 6,2 nin altına düşmesini önlemek için ortamda yeterli alkalinite olmalıdır, çünkü metan bakterileri bu pH'ın altında faaliyet gösterememektedirler. Anaerobik reaktörlerde yeterli arıtma olabilmesi için alkalinite 1000-5000 mg/lt arasında ve TUA/Alkalinite oranı $\leq$0,1 olmalıdır. Biyolojik aktivitenin yeterli derecede olabilmesi için azot ve fosfor gibi besi maddeleri de ortamda yeterli miktarda mevcut olmalıdır **(Tüylüoğlu, 2001).**

2.2 Havasız Arıtmanın Avantajları ve Dezavantajları

Havasız arıtmanın avantajları şu şekildedir;

- Proses oldukça yüksek organik yüklerde etkili bir performans gösterir. Zira aerobik (havalı) arıtma için gerekli yüksek oksijen transferi çok kirli sularda mümkün değildir Proses sonucunda bir enerji kaynağı olan metan gazı üretilir. Tüketilen her kg KOİ başına standart şartlarda 0,35 m^3 civarında metan üretilmektedir.
- Tüketilen organik madde başına üretilen çamur miktarı çok azdır. Bu aynı zamanda azot ve fosfor ihtiyacının aerobik arıtmaya göre daha az olmasını sağlar. Anaerobik arıtmada gerekli N ve P oranı aerobik arıtmadaki ihtiyacın %10'u kadardır.
- Anaerobik biyokütle, atıksu beslenmesi uzun süre dursa bile aktif kalabilmekte ve mevsimlik (kesikli) arıtma için iyi bir alternatif olmaktadır.
- Bu sistemler genellikle kapalı olarak tasarlandıklarından dolayı koku problemi yoktur.
- Havasız arıtma tesisleri, aerobik sistemlere kıyasla daha az alana ihtiyaç gösterirler.
- Anaerobik arıtmanın mekanik-ekipman maliyeti daha düşüktür.
- Çok farklı reaktör kapasitelerinde arıtma verimleri değişmeksizin uygulanabilir.
- Çıkış ürünleri (CO_2, CH_4) ölçülebildiği için organik yüklemenin otomatik olarak kontrol edilebilmesi mümkündür **(Tüylüoğlu, 2001; Öztürk, 2007; Ubay, 1993).**

Havasız arıtmanın dezavantajları ise şu şekilde sıralanabilir;

- Havasız arıtmada metan bakterilerinin büyüme hızı yavaş olduğundan işletmeye alma devresi daha uzundur.
- Düşük alkalinite içeren atıkların arıtımında ilave alkalinite ihtiyacı gözlenir.
- Bazı hallerde yüzeysel sulara deşarj standartları sağlanamadığından dolayı ilave arıtmaya ihtiyaç duyulmaktadır.

- Sülfatlı atıksularda H_2S ve koku problemi oluşmaktadır.
- Bazı tür endüstriyel atıklarda reaktör içinde ve boru aksamında ciddi inorganik çökelti ve taşlaşma sorunları gözlenmektedir **(Öztürk, 2007; Tüylüoğlu, 2001).**

2.3 Havasız Arıtmaya Etki Eden Faktörler

Anaerobik arıtmanın performansı üzerinde aşağıdaki çevresel şartlar etkili olmaktadır.

2.3.1 Besi maddesi dengesi: Mikroorganizmaların faaliyetleri karbon kaynağının yanında besi maddesine (nütrientlere) de bağlıdır. En önemli nütrientler azot (N) ve fosfor (P)'dur. Bu nutrient miktarları biyokütle dönüşüm oranına göre belirlenebilmektedir. Arıtma tesisinin işletmeye alma döneminde KOİ/N/P oranı 300/6,7/1-500/6,7/1 arasında olmalıdır **(Tüylüoğlu, 2001).**

2.3.2 İz elementler: N ve P'nin yanı sıra Na, K, Mg, Fe, S, Ni, Co, Mo, Se gibi iz elementler de anaerobik arıtma için gereklidir. Ni, Co gibi iz elementlerin az miktarlarda ilavesi anaerobik arıtma verimini arttırmaktadır **(Speece, 1983)**. Arıtma tesisinin verimi düşük olarak gözlenirse, iz elementlerin eksik olup olmadığına bakılmalıdır.

2.3.3 Oksitleyiciler: Havasız arıtmada kararlılığın sağlanabilmesi için ortamda kesinlikle serbest oksijen bulunmamalıdır. Oksijen kimyasal olarak bağlı olsa bile arıtma sürecini olumsuz etkilemektedir**.** Anaerobik arıtmada O_2, NO_3, H_2O_2, SO_4^{-2} gibi oksitleyici bileşikler ortamda bulunmamalıdır **(Aslan, 2002).**

2.3.4 Toksik maddeler: Ağır metaller, deterjanlar, dezenfektanlar, solventler ve kimyasal inhibitörler biyolojik aktiviteyi olumsuz yönde etkilemektedir **(Tüylüoğlu, 2001).**

2.3.5 Sıcaklık: Anaerobik arıtma, sakrofilik (<20°C), mezofilik (25-40°C, optimum sıcaklık 35°C), termofilik (50-60°C, optimum 55°C) olarak üç farklı sıcaklık aralığında gerçekleşmektedir. Metan üretimi sıcaklık artışıyla artmaktadır. Anaerobik

prosesler ani sıcaklık değişimlerine karşı duyarlı sistemlerdir. Havasız dönüşüm proseslerinin çeşitli biyolojik ve fiziksel faktörleri üzerinde sıcaklığın önemli etkisi bulunmaktadır. Örneğin, biyogaz üretim hızı, düşük sıcaklıklarda azalırken, termofilik şartlar altında pik değerlere ulaşabilir.

Havasız arıtma proseslerinde sıcaklığın etkisi çamur yaşıyla da ilgilidir. Çamur yaşı arttıkça, düşük sıcaklıklarda işletilen havasız sistemlerde yüksek organik madde giderimleri gözlenmektedir. Dolayısıyla reaktördeki biyokütle miktarı (çamur yaşı) arttıkça sistemin düşük sıcaklık etkilerini dengeleme kapasitesi de artar. Havasız arıtma sistemlerinde sıcaklığın olabildiğince sabit tutulması ve gün içersinde ±2°C'den fazla değişmemesi gerekir **(Price ve Cheremisinoff, 1981).**

2.3.6 pH: Metan üretiminde pH'ın etkisi, uçucu yağ asidi konsantrasyonu ile ilişkilidir. Havasız arıtmada önce hidroliz ve asit üretimi kademesi daha sonra da asit tüketimi yani metan üretimi kademesi dikkate alınmalıdır. Metan bakterileri asit bakterilerine kıyasla pH'a karşı daha duyarlıdırlar. Optimum pH aralığı 6,8-8,0'dir. pH'ın 6,2'nin altına düşmesi halinde metan üretimi belirgin bir şekilde düşer. Düşük pH'larda asit üretimi devam ederken metan üretimi durmaktadır.

Özellikle düşük tampon kapasiteli bir sistemde aşırı yükleme, pH düşüşüne ve metan üreten bakterilerin aktivitesinin azalmasına yol açar. Sonuçta reaktör tamamen işlemez hale gelir. pH=6,0'nın altında metan üretimi oldukça yavaş gerçekleşir. Bundan dolayı reaktör içerikleri, nihai uçucu yağ asidi birikimini nötralize etmek için yeterli tamponlama kapasitesine sahip olmalıdır. En iyi tampon bikarbonattır. Atıksuların alkalinitesi havasız reaktörlerde dengede bir pH değerinin sağlanabilmesinde yetersiz ise, alkalinite ilavesine bir alternatif olarak çıkış suyunun geri devri ile asidik pH değerinin uzaklaştırılması düşünülebilir. Biyogazdan CO_2'in adsoprsiyonu ve sonuçta oluşan metanın geri devri de etkili asit uzaklaştırılması için bir alternatiftir, ancak çıkış suyunun geri devrettirilmesi ekonomik olarak çok daha caziptir **(Haandel, 1994).**

2.4 Havasız Arıtma Sistemleri

Havasız arıtma sistemleri, önceleri evsel arıtma çamurlarının çürütülmesinde kullanılırken, son yıllarda özellikle evsel ve endüstriyel atıksuların arıtılmasında da başarıyla uygulanmaktadır. En çok kullanılan havasız arıtma sistemleri aşağıda ana hatlarıyla kısaca açıklanmıştır.

Havasız Temas Reaktörü: Havasız temas reaktörü, tam karışımlı bir havasız reaktör ile gaz ayırma ve çökelme birimlerini ihtiva eden geri devirli bir havasız biyolojik arıtma tesisidir. Çökelme bölmesinde çökelen çamur, reaktöre geri devrettirilerek çamur yaşı kontrol edilir **(Öztürk, 2007)**. Anaerobik mikroorganizmaların düşük sentez hızlarından dolayı tesisten uzaklaştırılacak fazla çamur miktarı çok azdır. Bu proses yüksek kirlilik ve özellikle yüksek AKM ihtiva eden atıksularda uygulanmaktadır **(Tüylüoğlu, 2001)**.

Havasız Filtreler: Havasız (anaerobik) filtreler yaklaşık 30 yıldan beri yüksek hızlı bir arıtma sistemi olarak kuvvetli organik endüstriyel atıksuların arıtımında başarıyla kullanılmaktadır **(Öztürk, 2007)**. Atıksulardaki karbonlu organik maddelerin arıtılması için kullanılan anaerobik filtre, içerisine farklı tipte filtre malzemesi ilave edilmiş bir reaktördür. Atıksu yukarı akışlı olarak beslenerek reaktör içersindeki malzemenin üzerinde tutunmuş anaerobik mikroorganizmalarla temas eder **(Tüylüoğlu, 2001)**.

Havasız Akışkan Yataklı Reaktör: Havasız akışkan yataklı reaktörlerde biyokütle küçük çaplı ağır destek tanecikleri üzerindeki biyofilm tabakası olarak gelişir. Yüksek orandaki aktif biyokütle konsantrasyonu sebebiyle, havasız akışkan yataklı reaktörler çok yüksek arıtma kapasitelerine ulaşılabilen, çok kompakt, az yer kaplayan ve son 20 yıldan bu yana kullanılan yüksek hızlı arıtma sistemleridir **(Öztürk, 2007)**.

Havasız Çamur Yataklı Filtre: Havasız çamur yataklı filtre, alt kısmı havasız çamur yatağı üst kısmı ise havasız filtre olarak teşkil edilen bir reaktördür. Filtre kısmının hacmi toplam hacmin %50-70'i arasında değişir. Bu kısımdaki dolgu yüksekliği 2 m'den az tutulmamalıdır. Bu tip reaktörlerde biyolojik arıtmanın çok

büyük bir kısmı alt kısımdaki havasız çamur yatağında gerçekleştirilir **(Öztürk, 2007)**.

Genleşmiş Yataklı Reaktör: Genleşmiş yataklı reaktörlerde, atıksu tabandan pompalanarak kum, antrasit ve aktif karbon gibi üzerinde biyolojik büyümenin gerçekleştiği uygun malzemelerin içerisinden geçer. Reaktör çıkış suyu geri devir ettirilerek giriş suyu seyreltilir ve genleştirilmiş ortamda biyolojik yatağın beslenebilmesi için uygun debi sağlanır **(Tüylüoğlu, 2001).**

Aşağı Akışlı Filtre : Bu reaktörde, yüzeyinde biyofilm oluşumu ile aynı zamanda gazın yukarıya çıkması ve katı maddelerin çökmesini sağlayacak kanallar bulunan özel plastik dolgu malzemeleri kullanılır **(Tüylüoğlu, 2001).**

Membranlı Havasız Reaktör : Ana kısmı tam karışımlı anaerobik bir reaktörden oluşan bu sistemde katı madde ayırımında çökeltme yerine bir ultrafiltrasyon birimi kullanılmaktadır. Ultrafiltrasyon birikimindeki gözenekli sentetik membran üzerinden akarken suyu alınan biyokütle hemen sisteme geri gönderilmekte ve böylece çamur yaşı istenildiği kadar arttırılabilmektedir **(Öztürk, 2007)**.

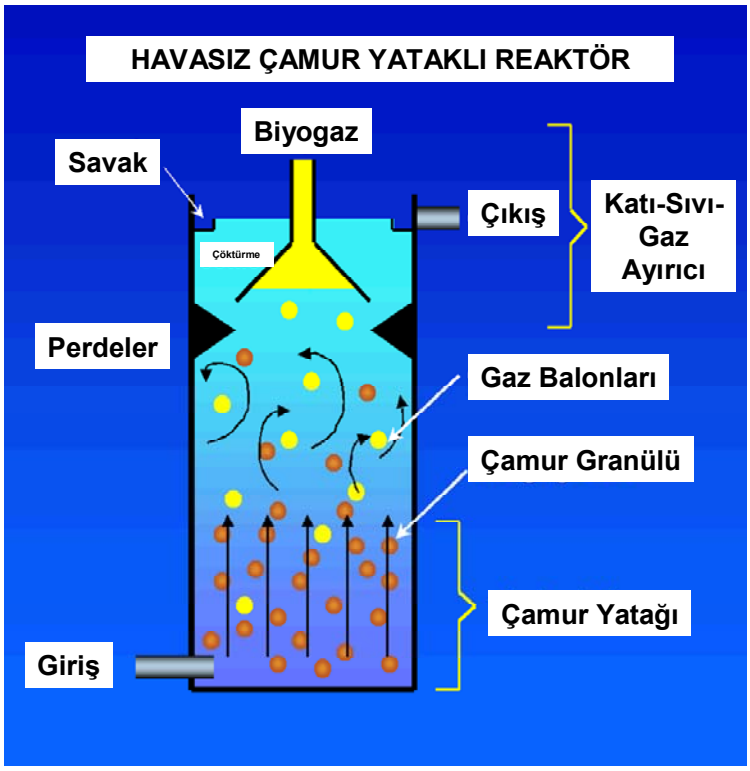
Perdeli Havasız Reaktör (APR): Bu tip reaktörler, perdeler teşkil ederek atıksu akımının yukarı akışlı olarak gerçekleştiği seri bağlı havasız çamur yataklı reaktörler olarak düşünülmektedir. Reaktördeki çamur (biyokütle) gaz üretimi ve sıvı akımı etkisiyle aşağı/yukarı hareket ederken aynı zamanda boyuna istikamette de yavaş bir hızla çıkışa doğru ilerler (**Öztürk, 2007)**.

Yukarı akışlı havasız çamur yataklı reaktörler, havasız filtrelere ilave edilen sentetik filtre malzemesinin pahalılığı ve AKM ile tıkanma, kanallanma, büyük debilerde aşırı yükleme ve biyokütle kaybı gibi olumsuzlukları taşımayan ve içerisinde yatak malzemesi olmayan, mikroorganizmaların yoğun granüller halinde bulunduğu sistemlerdir.

2.4.1 Havasız Çamur Yataklı Reaktör (HÇYR): Yukarı akışlı HÇYR'de arıtma, reaktörün alt kısmında bulunan çamur yatağında ve üst kesiminde bulunan çamur örtüsünde gerçekleşir. Beslenen atığın organik madde muhtevasına bağlı olarak,

kuvvetli atıklarda, çamur yatağı, seyreltik atıklarda ise çamur örtüsü arıtmada ağırlıklı rol oynamaktadır. Evsel atıksuların arıtımı için de uygun olan bu sistem ile 40,000 mg/lt'nin üzerindeki biyokütle konsantrasyonlarına ulaşılabilmektedir.

Çökelme hızı çok yüksek olan ağır aktif floklu veya granül çamur yatağı sayesinde, hidrolik bekleme süresinin (θ_h) 3-4 saat gibi düşük değerler alması halinde bile biyokütle kaybı olmaksızın sistem işletilebilmektedir. Yüksek verimi ve basit oluşu sebebiyle bugün için özellikle gelişmekte olan ülkeler olmak üzere dünyada en yaygın uygulama alanı bulan sistemdir **(Öztürk, 2007).** HÇYR'nin şematik görünümü Şekil 2.2'de gösterilmektedir.



Şekil 2.2: Havasız çamur yataklı reaktörün şematik görünümü

2.5 Evsel Atıksuların Havasız Arıtımı

Yapılan çalışmalar sonucunda evsel atıksuların havasız arıtımlarının maliyet ve işletme açısından uygulanabilir olduğu kanıtlanmıştır. Evsel atıksuların yukarı akışlı HÇYR ile arıtımında % 70 civarında $KOİ_{top}$ giderim verimine ulaşılmaktadır.

2.5.1 Evsel atıksu içeriği

Evlerin ve işyerlerinin oluşturduğu ve fabrikaların endüstriyel nitelik taşımayan pis sularının da dahil olduğu atıksu, evsel atıksu olarak adlandırılmaktadır. Evsel atıksular düşük kirlilik yüklerine rağmen, yüksek oranda partiküler KOİ, yağlı bileşikler, proteinler ve deterjanlar içermeleri sebebiyle oldukça kompleks yapıdadır. Bu kompleks yapının, havasız arıtma proseslerinde KOİ giderim verimi üzerinde önemli etkileri bulunmaktadır. Bunun yanında, çoğu durumda anaerobik arıtma sonrası ilave arıtma ve koku kontrolü gerekebilir. Evsel atıksu arıtımının amacı, atıksuda bulunan askıda katı madde, organik (biyolojik olarak ayrışabilen) madde, besi maddeleri (özellikle azot ve fosfor) ve patojen mikroorganizmalar gibi önemli kirlilik parametreleri arasından en azından bir parametrenin konsantrasyonunda belirgin bir azalmanın sağlanmasıdır. Evsel atıksularda kirliliğin en büyük kısmını partiküler maddeler oluşturur. Evsel atıksularda bulunan kirletici konsantrasyonlarındaki salınımların en büyük sebebi infiltrasyondur. Su tüketiminin çok kısıtlı olduğu ülkelerde, evsel atıksu nispeten daha konsantre halde bulunur. Örneğin Ürdün ve benzeri ülkelerde atıksuyun toplam KOİ konsantrasyonu ($KOİ_{top}$) 1,5-2,0 g/lt değerleri arasında gözlenirken, batı ülkelerinde gerçekleşen yüksek su tüketiminden dolayı $KOİ_{top}$ konsantrasyonu 0,2-0,7 g/lt değerleri arasında değişmektedir. İstanbul'a ait evsel atıksu kompozisyonu Tablo 2.2'de verilmektedir.

Tablo 2.2: İstanbul'a ait evsel atıksu kompozisyonu **(Orhon ve diğ., 1997).**

Kirletici	Birim	Değer (Aralık)
KOİ	mg/lt	220-1600
$BOİ_5$	mg/lt	73-680
AKM	mg/lt	140-755
TKN	mg/lt	22-165
NH_4^+	mg/lt	25-49
NO_3^-	mg/lt	0,005-0,17
Fosfor	mg/lt	5-32
PO_4^{-3}	mg/lt	2,15-4,3
Cl^-	mg/lt	85-120
Alkalinite	$mgCaCO_3$/lt	90-550

Evsel atıksuların havasız olarak arıtıldıkları proseslerin verimlerini etkileyen önemli çevresel parametreler; sıcaklık, pH, gerekli besi maddelerinin (azot ve fosfor gibi makro besi maddeleri ile diğer mikro besi maddeleri) varlığı ve giriş akımındaki zehirli madde konsantrasyonları olarak sayılabilir. Evsel atıksuların arıtılmaları sırasında sıcaklık dışındaki parametreler fazla önem taşımazlar. Makro ve mikro besi maddeleri evsel atıksularda oldukça fazla miktarlarda bulunmaktadır. Bakteriyel popülasyona zehirli etki gösterecek bileşikler ise evsel atıksularda önemli boyutlarda değildir. Mevcut kanalizasyon sistemlerinin tiplerinin (birleşik veya ayrık sistem) evsel atıksu kompozisyonu ve havasız arıtma verimi üzerinde önemli etkileri bulunmaktadır.

Evsel atıksuların havasız arıtımı ile ilgili gerçek sistemli uygulamalar organik endüstriyel atıksulara göre oldukça sınırlı kalmıştır. Düşük sıcaklıklarda evsel atıksu arıtımında HÇYR uygulamaları Hollanda'da 1976 yılından beri çalışılmaktadır. Dünyanın ilk kurulu atıksu artıma tesisi 1989 yılında Hindistan'ın Kanpur kentinde işletmeye alınmıştır. Kanpur'daki HÇYR 5000 m^3/gün kapasiteli olup o tarihten bu yana başarıyla işletilmektedir. Aynı yıllarda Kolombiya'nın Kali kentinde 64 m^3 hacimli bir deneme tesisi kurulmuştur. Brezilya'nın Sao Paulo kentinde araştırma ve deneme tesisi olarak kululan 120 m^3'lük havasız reaktör ise 1991 yılında devreye girmiştir. Bu arada Kolombiya'nın Camanga kentinde kurulan iki adet 3300 m^3 hacimli HÇYR ile Kanpur'daki 1200 m^3 hacimli HÇYR'ler de 1991 yılında işletmeye alınmıştır. Haydarabad kentinde Dünya Bankası mali desteği ile kurulması kararlaştırılan 50000 m^3/gün'lük büyük kapasiteli bir HÇYR bulunmaktadır. Ayrıca Latin Amerika, Endonezya, Guatemala ve Meksika gibi ülkelerde evsel atıksular gerçek ölçekli HÇYR teknolojisi ile başarıyla arıtılmaktadır. İtalya, İspanya, Portekiz, gibi Akdeniz ülkeleriyle Mısır gibi Afrika ülkelerinde de başarılı çalışmalar bulunmaktadır (**Öztürk, 2007).**

2.5.2 Evsel atıksuların düşük sıcaklıklarda anaerobik arıtımı

Orta ve yüksek kirlilik yüklerine sahip atıksuların havasız arıtımlarının ekonomik ve teknik açıdan uygulanabilir olduğu yapılan çalışmalar ile kanıtlanmıştır. Yakın zamana kadar havasız arıtma proseslerinin, genellikle 20°C'nin altındaki sıcaklıklarda işletilmeleri ve seyreltik atıkların arıtılmaları için elverişsiz olduğu

düşünülmekteydi. Günümüzde geliştirilen çeşitli reaktör tipleri ile yapılan araştırmalar ışığında, çevresel faktörlerin proseslerin performansları üzerindeki etkileri ile sürecin biyokimyasal gelişimi ayrıntılarıyla incelenmiş ve seyreltik atıkların düşük sıcaklıklarda bile havasız olarak arıtılabileceği ortaya konmuştur. Düşük kirlilik yüküne sahip evsel atıksuların havasız olarak arıtılmaları, havalı (aerobik) arıtma sistemlerine kıyasla, daha az çamur oluşumu, daha sınırlı enerji kaynağına ihtiyaç göstermeleri ve daha düşük işletme maliyetleri gibi üstünlüklere sahiptir.

Özellikle yüksek hızlı havasız sistemlerin, seyreltik atıksuların arıtılmalarında düşük sıcaklık değerlerinde bile oldukça etkili oldukları yapılan çalışmalarda belirtilmektedir **(Kato, 1994; Rebac, 1998; Gömeç, 2005).** Çözünmüş maddelerin düşük sıcaklıklarda giderimi biyolojik bir proses olmasına rağmen, bazı fiziksel mekanizmaların da rolü vardır. Ayrıca, yüksek aktif biyokütle konsantrasyonu, atıksu ile biyokütlenin iyi bir şekilde temas etmesi ve yüksek verimlerde gerçekleşen AKM giderimi, çözünmüş substrat giderimi için de önem taşımaktadır **(Agrawal ve diğ., 1997; Rebac, 1998; Lettinga ve diğ., 1999).**

Uygun şartlarda işletilen bir evsel atıksu arıtma sisteminde, uygulanan hidrolik ve organik yüklerde faaliyet gösterebilecek bakteriyel topluluğun gelişmesi gerekmektedir. Biyolojik olarak ayrışabilen maddelerin giderim verimini belirleyen etkenler arasında; kirletici maddenin yapısı, havasız artma için gerekli çevresel faktörlerin uygunluğu, aktif biyokütle teması, havasız rektörlerin tasarım parametreleri ve hidrolik bekletme süresi olarak sıralanabilir. Evsel atıksuların havasız arıtımında kullanılan en yaygın sistem yukarı akışlı HÇYR'ler olarak gözlenmektedir. Bu reaktörler, düşük ilk yatırım ve işletme maliyetlerine ihtiyaç gösteren basit sistemler olup, çeşitli endüstriyel atıksuların arıtımında yıllardır başarıyla uygulanmaktadır. Son yıllarda her türlü sıcaklık şartlarında gerçekleştirilen çalışmalar, uygun proses tasarımı ile havasız arıtma uygulamalarında sıcaklığın kısıtlayıcı bir faktör olmadığını ortaya koymaktadır. Yüksek hızlı havasız sistemler genellikle sıcaklık aralığı 25-40°C olan durumlarda uygulanmaktadır. 5-20°C gibi daha düşük sıcaklık aralıklarında işletilmeleri durumunda, yüksek hızlı reaktörler bir adaptasyon (aşılama) aşamasına ihtiyaç duyarlar. Evsel atıksuyun sıcaklık değeri 35°C'den düşük olduğu için, mezofilik şartlarda gerçekleşen havasız arıtma sırasında

ilave ısıtmaya ihtiyaç duyulmaktadır. Fakat, havasız arıtmanın düşük sıcaklıklarda (10-20°C) işletmelere izin vermesi, artıma maliyetlerini ve enerji ihtiyaçlarını belirgin bir şekilde düşürmektedir. Seyreltik atıksuların düşük sıcaklılarda havasız arıtımı bazı sorunlara sebep olabilir. Giriş akımındaki düşük KOİ konsantrasyonları, reaktör içerisinde çok düşük substrat seviyelerine ve düşük biyogaz üretimlerine sebep olmaktadır. Bunun sonucunda, düşük karıştırma hızı ve zayıf substrat-biyokütle teması gerçekleşir. Evsel atıksuların yüksek verimlerde havasız olarak arıtılabilmeleri ve reaktör içerisinde iyi bir karışımın sağlanabilmesi için sistemin yüksek hidrolik yüklerde beslenmesi gerekmektedir. Bu sebeple, seyreltik atıksuların havasız arıtımı sırasında gerekli olan reaktör hacimleri genellikle hidrolik bekleme süresine göre belirlenmelidir. Zira havasız reaktörün maksimum organik yükleme hızında çalıştırılması, rektörde çamurun yıkanmasına sebep olabilir. Ayrıca bazı durumlarda, düşük alkalinite de sorun teşkil edebilir **(Öztürk, 2007).** Tablo 2.3'de evsel veya eşdeğeri seyreltik atıksuların HÇYR'de arıtımı ile ilgili çalışmalardan örnekler verilmektedir.

Tablo 2.3: Evsel veya eşdeğeri seyreltik atıksuların HÇYR'de arıtımı ile ilgili çalışmalar **(Ubay, 1993; Gömeç, 2005; Öztürk, 2007)**

Giriş KOİtop		**Giriş AKM**	**Reaktörde Su Sıcaklığı**	**θ_h**	**Çıkış $KOİ_{top}$**		**Çıkış AKM**	**$KOİ_{top}$ Giderimi**
mg/L Ortalama	mg/L Aralık	mg/L Ortalama	°C	saat	mg/L Ortalama	mg/L Aralık	mg/L Ortalama	%
473	-	-	37	2,4-38	-	145-364	-	18-52
688	204-1253	-	12-16	24	150	79-304	-	78
493	117-1100	-	7-20	12	164	35-299	-	67
-	322-950	-	20	-	-	-	-	60-89
-	100-900	-	20	8-48	-	-	-	65-80
-	170-320	-	20	8	-	-	-	68-92
-	140-220	-	20	2-1	-	-	-	57-84
215	-	-	20	2	-	-	-	77
-	119-205	-	20	8-24	-	-	-	68-72
-	200-900	<300	8-20	-	-	-	-	50-85
-	500-700	-	12-18	7-12	-	-	-	40-60
300	32-780	-	5-28	6-24	70	65-114	50	67-78

Tablo 2.4'de Evsel atıksuların yüksek hızlı havasız sistemlerde arıtımlarının avantaj ve dezavantajları verilmektedir.

Tablo 2.4: Evsel atıksuların yüksek hızlı havasız sistemlerde arıtımlarının avantaj ve dezavantajları **(Elmitwalli, 2000)**

Avantajlar	Dezavantajlar
1. Özellikler tropik bölgelerde etkili organik madde giderimi	1. Uygun olmayan çamurla aşılandığında metanojen mikroorganizmaların düşük büyüme hızlarından dolayı işletmeye alma döneminin uzun sürmesi
2. Düşük inşaat maliyetlerine ve daha az alana ihtiyaç göstermeleri, özellikle sıcaklıkların > 20°C olduğu durumlarda yüksek yükleme hızlarına izin vermeleri	2. Düşük patojen giderimi
3. Düşük işletme-bakım maliyetleri, düşük enerji ve az ekipman ihtiyacı	3. Deşarj standartlarına uygun çıkış kalitesine ulaşabilmek için ilave arıtma ihtiyacı
4. Anaerobik ve fiziko-kimyasal arıtma proseslerine kıyasla daha az çamur üretimi	4. Düşük sıcaklıklarda düşük partikül madde giderimi
5. Enerji üretimi için kullanılabilecek biyogaz üretimi	5. Sülfatın sülfite indirgenmesi sırasında ortaya çıkabilecek koku problemi

Evsel atıksu kompozisyonları zaman ve yer farklılıklarından dolayı önemli derecede değişmektedir. Debi, konsantrasyon ve kompozisyon değiştiği zaman, anaerobik arıtma verimi oldukça azalmaktadır **(Elmitwalli, 2000)**. Organik madde konsantrasyonu birkaç saat içerisinde 2-10 kat çeşitlilik gösterebilmekte ve atıksu tipine bağlı olarak debi önemli oranda değişmektedir. Yağmur suyu ile evsel atıksuların birleşik kanal sistemi ile toplanması sonucunda oluşan atıksu karakterizasyonu büyük değişimler göstermektedir **(Lens ve diğ., 2001).** Askıda katı madde (AKM) evsel atıksuyun önemli KOİ fraksiyonlarını temsil etmektedir ve bu yüzden çamur yatağında çökelme ve filtrasyon gerçekleştiği için yüksek AKM

giderimi, yüksek toplam KOİ giderimine neden olmaktadır. Çamur yatağı içerisinde tutulma (entrapment), emilme (sorpsiyon) ve süzülme mekanizmaları filtrasyon sırasında görülen üç mekanizmadır ve giriş konsantrasyonu, sıcaklık, reaktör yüksekliği, hidrolik bekleme süresi, yukarı akış hızı, partikül büyüklüğü ve yoğunluğu AKM giderimini etkileyen temel etkenlerdir. Evsel atıksudaki organik maddenin yaklaşık % 70-80'i AKM'yi ve %20-30'u kolloidal partikül maddeyi temsil etmektedir **(Elmitwalli, 2000).**

Evsel atıksuların HÇYR ile arıtımında debi, kirlilik yükü, sülfat (SO_4^{2-}), AKM ve sıcaklık gibi faktörler arıtma verimini etkilemektedir. Atıksuların anaerobik arıtımında sıcaklık; bakterilerin yavaş büyümesi, düşük metanojenik aktivite, yavaş hidroliz ve yüksek asetat konsantrasyonlarında inhibisyon etkisine neden olmaktadır **(Çiftçi, 2005).**

2.5.3 Konu ile ilgili yapılmış çalışmalar

Gerçek ölçekli yukarı akışlı çamur yataklı reaktörler ile evsel atıksuların arıtımı ortalama hava sıcaklığı 30°C olan sıcak bölgelerde iyi verimlere ulaşmıştır **(Alaerts ve diğ., 1990; Elmitwalli, 2000; Mahmoud, 2002; Foresti, 2002)**. Cali (Kolombiya)'de pilot ölçekli reaktör ile evsel atıksu arıtımının teknik ve ekonomik yapılabilirliği araştırılarak bu teknolojinin gelişmiş ülkelerde kullanılması amaçlanmıştır **(Schellinkhout ve diğ., 1985; Kooijmans ve Van Velsen, 1986)**.

64 m^3'lük havasız bir reaktör 25°C'de (ortalama atıksu sıcaklığı) işletilmiştir. Reaktör seyreltilmiş çürümüş inek gübresi ile aşılanmıştır ve tesis 6 ay boyunca 8 saat hidrolik bekleme süresinde işletilmiştir. Cali'deki atıksu (KOİ=267 mg/lt, BOİ= 95 mg/lt) Avrupa ülkelerine göre oldukça seyreltik durumdadır. Ayrıca yüksek konsantrasyonlarda toplam ve uçucu askıda katı madde (AKM=215 mg/lt, UAKM= 108 mg/lt) olmasından dolayı girişteki KOİ/BOİ oranı daha yüksektir (2,1-4,4) **(Lettinga ve diğ., 1987).** AKM giderimi yaklaşık %70 iken, KOİ ve BOİ giderim verimi %75'den daha yüksek bulunmuştur. Fakültatif havuzlar ve oksidasyon hendekleri ile karşılaştırıldığında, özellikle ilk yatırım masrafları da ilave edildiğinde, yukarı akışlı havasız çamur yataklı reaktörler daha ekonomik ve kullanışlı bulunmuştur.

Lettinga ve arkadaşlarının (1983) yaptığı çalışmada, çürütülmüş evsel atıksu çamuru ile aşılanan 6 m^3'lük laboratuar ölçekli yukarı akışlı bir HÇYR 14-17 saat hidrolik bekleme sürelerinde işletilmiştir. Yapılan çalışmada 13-17°C'de %55-70 KOİ giderim verimlerine ulaşılmıştır. Çalışma sonucunda, düşük sıcaklık koşullarında bile yukarı akışlı HÇYR'nin evsel atıksu arıtımında kullanılmasının basit ve ucuz bir teknoloji olduğu belirtilmiştir.

Grin ve arkadaşları (1985) tarafından yukarı akışlı çamur yataklı reaktör ile evsel atıksu arıtımının araştırıldığı bir çalışmada 12°C'de ve θ_h=8 saat değerinde %75, θ_h=24 saat değerinde ise %70 KOİ giderim verimleri elde edilmiştir. Çözünmüş KOİ giderimi organik yüklemeye bağlı olmaksızın %60 civarındadır. 20°C sıcaklıkta θ_h'nin 48 saatten 4 saate düşürülmesine rağmen KOİ giderim veriminde belirgin bir değişiklik gözlenmemiş fakat metan dönüşüm oranı artmıştır. 15°C'den yüksek sıcaklıklarda KOİ giderimi, organik yüklemenin 0,9-1,6 kg KOİ/m^3 aralığında değişmesi ile belirgin bir şekilde etkilenmiştir. Ancak 12°C'den düşük sıcaklıklarda KOİ giderimi ve gaz üretimi önemli derecede azalmaktadır.

Schellinkhout ve arkadaşları (1985) tarafından yapılan çalışmada, tropikal iklim şartlarında evsel atıksuların yukarı akışlı çamur yataklı reaktör ile arıtımı incelenmiştir, 4-8 saat hidrolik bekleme sürelerinde $KOİ_{top}$ %65-82, $KOİ_{çöz}$ ise %83 oranında giderilmiştir. İşletmeye alındıktan sonra 3-4 saat hidrolik bekleme süresinde %78-85 BOİ giderim verimi elde edilmiştir. Hidrolik yükün 4-15,5 m^3/m^3.gün aralığında olması durumunda belirgin bir yatak genişlemesi gözlenmiştir.

De Man ve arkadaşları (1986) tarafından yapılan çalışmada; ham evsel atıksuyun arıtıldığı (KOİ: 500-700 mg/lt) 0,12, 6 ve 20 m^3 hacimlerine sahip üç ayrı reaktör verimleri araştırılmıştır. Reaktörler granüler çamur ile aşılanmış, 12-18°C sıcaklıklarda ve 7-12 saat hidrolik bekleme sürelerinde işletilmiştir. Çalışmada KOİ giderim verimi %40-60, BOİ giderim verimi %50-70 olarak bulunmuştur. 7-8°C sıcaklıklarda ve 9-14 saat hidrolik bekleme sürelerinde %45-65 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. 20 m^3 hacime sahip olan reaktör çok seyreltik atıksu (KOİ=350 mg/lt) ile beslenmiş, ancak 6-17°C sıcaklıklarda 12 saatten düşük hidrolik bekleme sürelerinde yüksek verime ulaşılamamıştır. Reaktör 740-1280 mg/lt KOİ'ye sahip farklı bir evsel atıksu ile beslendiğinde 10-15°C sıcaklıklarda ve 13-14 saat hidrolik

bekleme sürelerinde KOİ giderim verimi %16-48 olarak bulunmuştur. Fakat elde edilen bu performanslar sonucunda Hollanda'nın iklim koşullarında evsel atıksuyun yukarı akışlı çamur yataklı reaktör ile arıtımının uygun olmadığı kabul edilmiştir. Biyokütle ile atıksu temasının özellikle gaz karışımının zayıf olduğu düşük sıcaklıklarda, arıtma verimini önemli ölçüde etkilediği belirtilmiştir. Ancak düşük reaktör yüksekliğinde biyogaz üretiminin daha az olduğunu belirtmişlerdir. Düşük sıcaklıklarda evsel atıksuyun arıtımında yukarı akış hızının 0,5 m/saat'den fazla olduğu zaman AKM gideriminin önemli derecede düştüğü görülmüştür. 10-20°C sıcaklıklarda evsel atıksuyun yağmur suyundan ayrılması ile %80'e varan verim elde edilmiştir **(de Man ve diğ., 1988).**

Van Haandel ve Lettinga (1994) tarafından Brezilya'nın Pedregal kentinde, 160 m^3 kapasiteli yukarı akışlı HÇYR ile evsel atıksuyun arıtımı araştırılmıştır. Aşılama yapılmadan işletmeye alınan reaktör 24-26°C sıcaklıklarda ve 17; 5.6; 3; 2.6; 2.1 saat hidrolik bekleme sürelerinde işletilmiş ve %39-75 KOİ, %43-85 BOİ, %22-73 AKM giderimleri elde edilmiştir.

Viera ve arkadaşları (1994) Sumare'de (Sao Paulo), evsel atıksuların yukarı akışlı HÇYR ile arıtımını performans ve ekonomi açısından araştırmışlardır. 68 lt hacimli HÇYR çürütülmüş çamur ile aşılandıktan sonra 16-23°C (kış-yaz) sıcaklıklar arasında 7 saat hidrolik bekleme süresinde işletilmiştir. 8 aylık çalışma sonunda $KOİ_{çöz}$ =%57 ve $KOİ_{top}$ =%70 oranlarında giderilmiştir.

Singh ve Viraraghavan (1998) tarafından yapılan çalışmada 40 saat (işletmeye alma periyodu) ile 10 saat (9 aylık periyot sonunda) arasında hidrolik bekleme sürelerinde 20^oC sıcaklıkta evsel atıksuyun arıtımında granül gelişimi gözlenmiştir. Çalışmada $KOİ_{top}$=350-500 mg/lt ve $KOİ_{çöz}$=150-300 mg/lt konsantrasyonlarına sahip evsel atıksu kullanılmış ve $KOİ_{top}$=%60-75, $KOİ_{çöz}$=%70-85 olan giderim verimlerine ulaşılmıştır.

Uemura ve Harada (2000) orta ve düşük sıcaklık koşullarında (25-13^oC), 4-5 saat hidrolik bekleme sürelerinde evsel atısuyun yukarı akışlı çamur yataklı reaktör ile arıtımını araştırmıştır. 21,5 lt hacme sahip olan reaktör granüler çamur ile aşılandıktan sonra 6 ay boyunca evsel atıksu ile beslenmiştir. Çamur yatağında

alıkonulan çamurun hidrolizi sıcaklıktan önemli derecede etkilenmesine rağmen, işletme sıcaklığına bakılmaksızın yüksek $KOİ_{top}$ giderim verimine (%70 civarı) ulaşılmıştır. Toplam KOİ giderim oranı işletme sıcaklığından çok giriş kirlilik yüküne, özellikle de çamur KOİ konsantrasyonuna bağlı olmuştur. 25°C sıcaklıkta çamur yatağında alıkonulan çamurun %58'i hidroliz olurken, 13°C sıcaklıkta sadece % 33'ü hidroliz olmuştur.

Foresti (2001) tarafından yapılan çalışmada yukarı akışlı çamur yataklı reaktör ile ortam sıcaklığında 6-10 saat hidrolik bekleme sürelerinde ve 3 kg KOİ/m^3.gün'den düşük organik yükleme oranlarında %65-80 KOİ giderim verimleri elde edilmiştir. Ön çökeltim uygulanmış evsel atıksuyun arıtımında ortalama 16°C (kış) ve 25°C (yaz) sıcaklık koşullarında %50'den fazla KOİ giderim verimleri gözlenmiştir.

Lew ve arkadaşları (2003) tarafından yapılan çalışmada evsel atıksuyun arıtımı 5 lt hacme sahip yukarı akışlı çamur yataklı reaktör ile çeşitli sıcaklık koşullarında ve organik yükleme oranlarında araştırılmıştır. Reaktör granüler çamur ile aşılandıktan sonra başlangıç periyodunda, 28°C sıcaklıkta işletilerek hidrolik bekleme süresi 24 saatten 1 saate düşürülmüştür. 24-3 saat hidrolik bekleme süreleri arasında giriş KOİ konsantrasyonlarında gözlenen büyük salınımlarda bile çıkışta sabit KOİ konsantrasyonu gözlenmiş ve sadece biyolojik bir giderimin olduğu görülmüştür. Toplam KOİ giderim oranı %82 ve çözünmüş KOİ giderim oranı %84 olarak ölçülmüştür. 3 saatten daha düşük hidrolik bekleme sürelerinde KOİ giderim oranı düşmüştür. Sıcaklık azaldığında hidroliz oranı azalmış ve reaktördeki çamur birikimi artmıştır.

Yapılan gerçek ölçekli çalışmalara göre; **Draijer ve arkadaşları (1992)** tarafından 12 aylık bir araştırma ile 1200 m^3 kapasiteli bir sistemin verimi araştırılmıştır. Başlangıç periyodunda reaktöre aşılama yapılmamıştır, yaklaşık 10 haftalık başlangıç periyodundan sonra 6 saat hidrolik bekleme süresinde %74 KOİ, %75 BOİ, %75 AKM giderimleri elde edilmiştir.

Viera ve Garcia (1992) tarafından araştırılan 120 m^3 hacimli yukarı akışlı çamur yataklı reaktör ile 5 yıl süresinde oda sıcaklığında ve 5-15 saat hidrolik bekleme

süreleri arasında %54-65 KOİ, %60-72 BOİ, %62-75 AKM giderimleri elde edilmiştir.

Brezilya'da 106 lt hacimli yukarı akışlı HÇYR ile umut verici sonuçlar elde edildikten sonra 120 m^3 hacimli bir reaktör inşa edilmiştir **(Vieira ve Souza, 1986; Vieira, 1988).** Bu reaktör 5 yıl boyunca ortam sıcaklıklarında işletilmiştir. 2 mm'ye kadar yuvarlak ve elips şekilli çamur granülleri gözlenmiştir. 21-25^oC sıcaklıklar arasında yapılan çalışmada 265 mg/lt KOİ konsantrasyonuna sahip evsel atıksu için %50 KOİ ve %61 BOİ giderim verimleri elde edilmiştir.

3. KİMYASAL ARITMA İLE NUTRİENT GİDERİMİ

Atıksuların arıtımında fiziko-kimyasal yöntemler, biyolojik yöntemlere göre ilk yatırım masraflarının az olması, kontrolünün nispeten kolay olması, işletmeye geçiş süresinin çok kısa olması ve etkili fosfor, askıda katı madde ve renk giderebilmesi gibi avantajlara sahiptir. Bu yöntemler arasında en çok uygulanan yöntem $FeCl_3$ ile çöktürmedir.

3.1 $FeCl_3$ ile Kimyasal Giderim

Evsel atıksuların kimyasal işlemlerle arıtımında normal olarak kendi halinde çökelmeyen maddelerin kimyasal madde ilavesi ile çökelmesi ve zararlı mikroorganizmaların giderimi gerçekleştirilebilir. Koagülasyon işlemi askıda veya kolloidal formdaki kirletici maddeleri gidermek amacıyla uygulanır. Kolloidler 10^{-7}-10^{-8} cm partikül boyutu arasında olurlar.

Pıhtılaştırma ve yumaklaştırma işlemleri çökelmeyi arttırmak ve istenen berraklığı elde etmek üzere kimyasal madde ilavesiyle uygulanan işlemlerdir. Kimyasal arıtmada çok çeşitli tipte koagülant madde kullanılır. Koagülantlar katı ve sıvı formda satın alınabilirler. Bunlar tipik olarak inorganik maddeler olmakla beraber organik polimer teknolojisinin ürettiği daha ekonomik ve daha kolay elde edilen organik polimer maddeleri olup günümüzde koagülant yardımcısı ve koagülant olarak kullanılmaktadır. Eklenen bazı kimyasallar flok çaplarının büyümesine ve çökme hızının artmasına sebep olarak koagülasyonu hızlandırırlar **(Samsunlu, 2006)**.

Kimyasal pıhtılaştırma, çökelme işlemini hızlandırır. Pıhtılaştırma ve yumaklaştırma işlemleri birbirini takiben uygulanan ve birlikte kimyasal çöktürmeyi gerçekleştiren işlemlerdir. Pıhtılaştırma-yumaklaştırma işlemi üç adımdan oluşur. Bu adımlar;

1. Hızlı karıştırma
2. Yavaş karıştırma
3. Çöktürme

Kolloidlerin çöktürülmesi, kimyasal madde ilavesiyle gerçekleştirilir. İlave edilen kimyasal madde, kolloidlerin biraraya gelerek yumak oluşturmasını ve böylece çökelmesini sağlar. Arıtılacak suya eklenen kimyasal madde hızlı karıştırma ile suya karıştırılır. Kimyasal maddenin etkisiyle sudaki kirletici maddeler pıhtılaştırılır. Daha sonra yavaş karıştırma ile yumaklaşma sağlanır. Karıştırma hızı uygun ayarlandığı takdirde yumak partiküllerinin uygun büyüklüğe ulaşması sağlanarak çökeltilebilir. Hızlı karıştırma prosesi homojen karışımın ve başlangıçtaki tanecik temasının sağlanması açısından önem taşımaktadır.

Hızlı karıştırma işlemi süresi diğerlerine göre daha kısadır. Hızlı karıştırmada süre çok önemlidir. Eğer hızlı karıştırma uzun süre yapılacak olursa oluşan yumaklar ayrılıp parçalanırlar. Hızlı karıştırmada pedalların hızı da çok önemlidir. Eğer pedalların hızı çok yüksek olursa, yani pedallar çok hızlı dönerse oluşan floklar mekanik olarak parçalanır. Pedalların hızı çok yavaş olursa da gerekli karışım sağlanamaz. Bu durumda bazı tanecikler birleşerek yumak oluşturur **(Samsunlu, 2006)**.

Hızlı karıştırma işleminden sonraki adım yavaş karıştırma (yumaklaştırma)'dır. Yumaklaştırmada askıda katı maddelerin koagülant madde ile maksimum teması sağlanır. Yavaş karıştırma sırasında tanecikler birleşir. Yumaklaştırmada pedal yapısı ve hızı büyük önem taşır. Pedalların konumu ve hızı yumak oluşumunu hızlandıracak şekilde yapılır. Yavaş karıştırmada pedalların hızı yumakları askıda tutmayı sağlayacak ve oluşan yumakların parçalanmasını da engelleyecek seviyede olmalıdır. Yumakları kırmaksızın yeterli türbülansı sağlayan pedal hızının 0,6-0,9 m/sn olduğu bulunmuştur. Yumaklaştırma işleminden sonra çökelme işlemi gelir. Çökelme işlemi sırasında yumaklar sıvıdan ayrılarak katı-sıvı fazlar birbirinden ayrılır **(Samsunlu, 2006).**

Genellikle fiziko-kimyasal arıtma ile ilgili çalışmalarda kullanılan kimyasal maddeler $Al_2(SO_4)_2$, $FeCl_3$, $FeSO_4$ ve kireç'dir **(Özgen ve Sürücü, 1983).** Bunların içinde alum en pahalı olanıdır. Alum kullanımı daha çok hidroksit ve çamur oluşmasına sebep olur. Bu çamurun susuzlaştırılması çok zordur **(Arceivala, 2002).** Fosforun kimyasal çökelme ile gideriminde ilk etki ortofosfatın metal katyonlarıyla birleşmesi şeklinde olmaktadır. Polifosfatlar ve organik fosfor bileşikleri flok partikülleri üzerinde adsorbanlanarak verilmektedir **(Henze ve diğ., 1996).**

$FeCl_3$ ile kimyasal fosfor gideriminde kullanılan temel reaksiyon Eşitlik 3.1'de verilmektedir;

$$Fe^{3+} + H_n PO_4^{3-n} \leftrightarrow FePO_4 + nH^+ \qquad \textbf{(3.1)}$$

Eşitlik 3.1'e göre teorik olarak 1 mol Fe^{+3} ile 1 mol fosfor giderimi yapılabilmektedir. Ancak pratikte bu mümkün değildir. Bunun nedenleri, atıksuda bulunabilecek ve Fe^{+3} ile bileşik oluşturabilecek diğer iyonlar, suyun pH'sı ve sertlik değerlerinin yukarıdaki reaksiyona yapabileceği girişimlerdir. $FePO_4$ bileşiği en düşük çözünürlük değerini pH = 5,3'de almaktadır. Ancak nötr pH değerlerinde de yeterli fosfor giderimi sağlanabilmektedir. Kimyasal fosfor gideriminde optimum doz 1 – 3 mol Fe^{+3}/mol P olarak verilmektedir **(Metcalf&Eddy, 2003).**

3.2 MAP Çöktürmesi ile Besi Maddesi Giderimi

Azot ve fosfor arıtımında biyolojik ve fiziksel-kimyasal yöntemlerin maliyetlerinin yüksek olmasının yanı sıra, güç işletme koşulları bu yöntemlerin kullanımını sınırlamaktadır. Bu yüzden endüstriyel atıksulardan yüksek azot ve fosfor konsantrasyonlarının arıtımında güvenilir ve ekonomik teknolojilerin kullanımı gerekmektedir. Bu çerçevede, azot ve fosfor gideriminde diğer yöntemlere göre uygulama kolaylığı olan, yüksek oranda amonyak azotu ve fosfat giderebilen, proses sonucu oluşan çökeltinin gübre, fosfat sanayisi için bir ham madde, yangın direnç panelleri yapımında ve çimentolarda bağlayıcı materyal olarak kullanımının mümkün olduğu $MgNH_4PO_4.6H_2O$ (MAP) çöktürmesi uygun bir alternatif olarak karşımıza çıkmaktadır **(Schuilling ve Andrade, 1999).**

3.2.1 MAP tanımı

MAP ($MgNH_4PO_4.6H_2O$), magnezyum, amonyum ve fosfatın eşit molar konsantrasyonundan oluşan beyaz renkli, yavaş serbestleşen, kristal yapıda inorganik bir maddedir. MAP oluşumunu veren genel reaksiyon Eşitlik 3.2'de verilmiştir.

$$Mg^{2+} + NH4^{+} + PO_4^{3-} + 6H_2O \rightarrow MgNH_4PO_4.6(H_2O) \quad \textbf{(3.2)}$$

Eşitlik 3.2, MAP çökelmesinin karmaşık olan kimyasının basitleştirilmiş bir gösterimidir **(James ve Simon, 2002).**

MAP çökelmesi çekirdek oluşumu ve büyüme olmak üzere iki aşamaya bölünebilir. Çekirdek, öğe iyonların kristal embriyolarını oluşturmayı birleştirdiği zaman meydana gelir. Kristal büyümesi dengeye ulaşılana kadar devam eder ve sürekli olarak sistem MAP öğeleri ile yeniden beslenir **(James ve Simon, 2002).** Burada dikkat edilmesi gereken hususlardan birisi çökelmeyle oluşan kristalin gerçekten MAP olup olmadığının kontrol edilmesi gerekliliğidir. MAP'ı oluşturan iyonların konsantrasyonları pH'ın bir fonksiyonudur ve MAP çöktürmesi pH'a bağlı bir prosestir **(Öztürk, 2006).** Örneğin atıksuda kalsiyumun da bulunması durumunda çökeltinin, pH'a bağlı olarak MAP değil kalsiyum fosfat olma olasılığı vardır.

3.2.2 MAP çöktürmesine etki eden faktörler

MAP çökelmesine etki eden faktörler pH, Mg:N:P molar oranı, kullanılan magnezyum ve fosfat kaynağı, sıcaklık, reaksiyon süresi ve giriş amonyak konsantrasyonu olarak sıralanabilmektedir. Ortamda yabancı iyonların mevcudiyeti ise ya çökme kinetiğini ya da MAP içinde bulunan iyonların çökme verimini etkilemektedir. Ayrıca iyonik güç de MAP çözünürlüğünü artırarak çökelmeyi olumsuz olarak etkilemektedir **(Tünay ve diğ., 1999).** Yukarıda sayılan faktörlerden sıcaklık ve reaksiyon süresi (reaksiyon çok hızlı gerçekleştiği için) çökelme verimi üzerinde çok etkili değildir.

3.2.2.1 pH

Magnezyum amonyum fosfat çöktürmesinde bulunan türlerden amonyak ve fosfat, çözeltinin pH'ından etkilenmektedir. Örneğin amonyak azotu atıksularda pH'a bağlı olarak amonyak (NH_3) veya (NH_4^+) iyonu formlarında bulunabilmektedir **(Snoeyink ve Jenkins, 1980).** pH'taki artış amonyum iyonunun konsantrasyonunu azaltırken fosfat konsantrasyonunu artırmaktadır. $MgNH_4PO_4$ katı fazının çözünürlüğünün minimum olduğu dolayısıyla amonyak ve fosfat iyonlarının çözünürlüğünün minimum olduğu pH aralığında çalışılmalıdır. Ortam koşullarına göre bu pH aralığı değişmekle birlikte genel olarak 8-10 arasında olduğu görülmüştür **(Tünay ve diğ., 1995).** Çalışılan pH aralığına ve eklenen dozlara bağlı olarak ortamda $MgNH_4PO_4.6H_2O$ katı fazı dışında magnezyum fosfat ($Mg_3(PO_4)_2$) ve magnezyum hidroksit ($Mg(OH)_2$) katı fazları oluşabilmektedir.

Magnezyum amonyum fosfat çöktürmesinin verimini etkileyen en önemli unsur seçilen pH değeridir. MAP'ın çözünürlüğü büyük oranda pH'a bağlıdır. MAP çökelmesinin oluşabilmesi için ortamın alkali olması gerekmektedir çünkü asidik pH'larda MAP çözünmektedir. MAP oluşumu için pH'ın minimum 7 olması gerekmektedir **(Burns ve Finlayson, 1982).** Ancak seçilen pH aralığı ortam koşullarına, suyun yapısına, oluşabilecek kompleks türlere ve diğer katı fazlara göre değişmektedir

Tünay ve diğerleri (1999) tarafından yürütülen bir çalışmada ise, MAP çöktrümesinde minimum amonyak çözünürlüğünün, pH 8-10 aralığında gerçekleştiği sonucuna varılmıştır.

MAP çökelmesi için gerekli pH ayarı genellikle sodyum hidroksit (NaOH) ve magnezyum oksit (MgO) çözeltileri ile yapılmaktadır **(Dempsey, 1997).**

MAP çöktürmesinde pH'ın sürekli olarak aynı değerde sabit tutulmaması durumunda karşılaşılan problem MAP oluşumu esnasında açığa çıkan hidrojen iyonunun ortamın pH'ını düşürmesi ve dolayısıyla MAP çökelmesinin kendi kendini inhibe etmesidir.

3.2.2.2 Sıcaklık

Sıcaklık çözünürlük sabitlerini, pH'ı ve denge reaksiyon sabitlerini etkileyerek MAP çöktürme verimini etkilemektedir **(Durrant ve diğ., 1999).** MAP'ın çözünürlüğü, sıcaklığın düşmesiyle azalmaktadır. Sıcaklığın 0°C den 20°C'ye yükselmesi ile MAP çözünürlüğü de maksimum seviyeye çıkmaktadır **(Schulze-Rettmer, 1991).** Bununla beraber, sıcaklık, pH veya konsantrasyon gibi faktörlerle karşılaştırıldığında etkisi daha az olan bir parametredir. MAP çöktürmesi uygulamalarında genelde optimum sıcaklık 25°C olarak verilmiştir **(Maekawa ve diğ., 1995).** Sıcaklığın bir diğer önemli etkisi de magnezyum amonyum fosfatın çözünürlük çarpımı üzerinedir.

3.2.2.3 Mg:N oranı

Magnezyum amonyum fosfat çöktürmesi genellikle atıksularda amonyak giderimi için magnezyum ve fosfat ilave edilerek uygulanmaktadır. İlave edilen magnezyum ve fosfat dozajı MAP'ın verimini önemli ölçüde etkilemektedir. Başka bir deyişle atıksuyun Mg:N:P molar oranı arıtma verimi üzerinde önemli etkiye sahiptir **(Öztürk, 2006).**

3.2.2.4 N:P oranı

Mg:N:P oranı MAP çöktürmesinde nütrient giderme verimini etkilediği için önemli bir faktör olmasına rağmen, bu konu üzerine yapılan çalışmalar genellikle Mg:N oranı ağırlıklıdır. N:P oranı çok fazla bir çalışmada incelenmemiş ve ayrı bir konu olarak ele alınmamıştır **(Öztürk, 2006).**

3.2.2.5 Farklı magnezyum kaynakları

MAP çöktürmesinin oluşabilmesi için sisteme ilave edilen magnezyum kaynağı, sistemin verimine ve maliyetine olan etkisi nedeniyle önemli bir faktördür ve literatürde farklı magnezyum kaynaklarının denendiği çalışmalar mevcuttur. Bu çalışmalardan biri **Shin ve Lee (1997)** tarafından gerçekleştirilmiştir. Kok endüstrisi atıksularında yürütülen çalışmada magnezyum kaynağı olarak magnezyum klorür ($MgCl_2.6H_2O$), kuş gübresi ve deniz suyu denenmiştir ve sırasıyla %83, %72 ve %62

oranlarında amonyak; %97, %99 ve %95 oranlarında fosfor giderildiği yapılan deney sonuçlarında belirlenmiştir. Bu çerçevede deniz suyunun veriminin daha düşük olması nedeniyle giderme verimleri birbirine yakın olan kuş gübresi ve magnezyum klorür üzerinde durulmuştur. Maliyeti daha düşük olması sebebiyle de kuş gübresinin magnezyum kaynağı olarak kullanılması önerilmiştir. Literatürdeki çalışmalar incelendiğinde genel olarak magnezyum kaynağı olarak magnezyum klorür ve magnezyum oksitin kullanıldığı görülmektedir **(Öztürk, 2006).**

3.2.2.6 Yabancı iyonların varlığı

Ortamda yabancı iyonların mevcudiyeti ya çökme kinetiğini ya da MAP içinde bulunan iyonların çökelme verimini etkilemektedir. Bu tür iyonlara örnek olarak Ca^{2+} iyonu verilebilmektedir. Ortamda bulunan Ca^{2+} iyonu PO_4^{3-} iyonuyla reaksiyona girerek $Ca_3(PO_4)_2$ oluşumuna neden olabilmekte ve verimin düşmesine sebep olmaktadır **(Tünay ve diğ., 1999).**

3.2.2.7 Reaksiyon süresi

Shin ve Lee (1997)'nin çalışmasında kok endüstrisi atıksularında uygulanan MAP çökelmesi için reaksiyon süresi 1-60 dakika arasında seçilmiştir. Yapılan deneyler sonucunda nütrientlerin giderilmesi için minimum 10 dakikalık reaksiyon süresinin gerekli olduğu bununla beraber 60 dakikada fosforun çok az bir miktarının çözüldüğü görülmüştür. **Schulze-Rettmer (1991)**'in çalışmasında MAP çöktürmesi için gerekli reaksiyon süresinin 10-40 dakika arasında olduğu belirtilmiştir. Kok ve azot endüstrisi atıksularında yürütülen bir diğer çalışmada optimum reaksiyon süresinin 25 dakika olduğu saptanmıştır **(Zydbiewska ve Kula, 1991). Maekawa ve diğ. (1995)** tarafından domuz çiftliği atıksularında yürütülen çalışmada ise reaksiyon süresi 1 saat seçilmiştir. **Stratful (2001)** yaptığı çalışmada reaksiyon süresinin 1 dk' dan 180 dk'ya çıkartılmasıyla maksimum kristal büyüklüğünün 0,1 mm'den 3 mm'ye yükseldiği sonucuna varmıştır. **Stratful ve diğ., (2001)** yaptıkları bir çalışmada ise reaksiyon süresinin Mg^{2+}, NH^{4+} ve PO_4^{3-} giderimine etkisini incelemişlerdir. Tablo 3.1'de görüldüğü gibi reaksiyon süresinin 1 dk' dan 180 dk'ya çıkarılması ile verimde önemli bir artış olmamaktadır.

Tablo 3.1 MAP öğelerinin reaksiyon zamanıyla giderim yüzdeleri **(Stratful ve diğ., 2001)**

Zaman (dk)	Mg^{2+} giderimi (%)	NH_4^+ giderimi (%)	PO_4^{3-} giderimi (%)
1	91	49	87
60	96	55	95
180	95	51	91

3.3 Amonyak Sıyırma Yöntemi ile Besi Maddesi Giderimi

Amonyak yüzey sularında ve atıksularda doğal olarak bulunmaktadır. Yeraltı suyunda amonyak konsantrasyonu azdır. Çünkü toprak ve kil parçaları tarafından absorplanır ve kolaylıkla serbest hale geçemez. Amonyak çoğunlukla organik azotun deaminasyonu ve ürenin hidrolizinden meydana gelir.

Amonyak azotu atıksuyun havalandırılmasıyla gaz fazındaki amonyağın uçurulması ile giderilebilmektedir. Havayla amonyak sıyırma, atıksudaki amonyak miktarını düşürmek için uygulanan basit bir desorpsiyon yöntemi olmakla birlikte sahip olduğu bazı dezavantajlar bakım ve işletme maaliyetlerini arttırmaktadır. pH=7'de suda sadece amonyum iyonları mevcuttur. Amonyak pH=10,5-11,5 aralığında çözelti içerisinde çözünmüş gaz fazında mevcuttur. pH=7'den 11,5'e yükseltildiğinde gaz fazındaki amonyak konsantrasyonu artar ve havalandırma ile giderilebilir **(Metcalf&Eddy, 1991).**

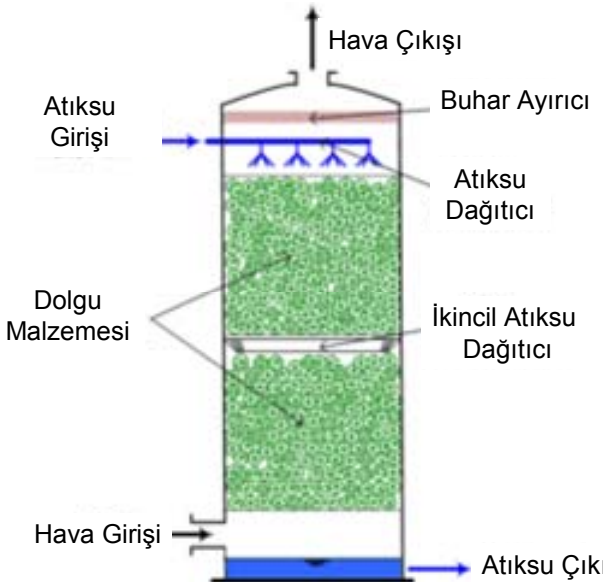
Bazı atıksular yüksek miktarda amonyak ya da amonyağa kolayca dönüşebilecek azot ihtiva ederler. Çoğu kez amonyak formuyla azotu gidermek, azotu nitrat azotuna dönüştürerek gidermekten daha kolay ve daha ucuzdur **(Culp ve diğ., 1978).**

Evsel atıksularda azot bileşikleri, proteinlerin biyolojik olarak ayrışmasından ve üre deşarjından kaynaklanmaktadır. Oluşan azot kompleks organik moleküllere tutunarak organik azotu oluşturmaktadır. Organik azot biyolojik olarak serbest amonyağa (NH_3^0) ya da amonyum iyonlarına (NH_4^+) dönüşmektedir. Bu iki tür

amonyak azotu olarak adlandırılmakta ve Eşitlik 3.3'de gösterildiği şekilde dengede bulunmaktadır. **(Peavy ve diğ., 1985).**

$$NH_4^+ \leftrightarrow NH_3^0 + H^+ \qquad \textbf{(3.3)}$$

Havayla amonyak sıyırma çalışmalarında en verimli reaktör countercurrent (ters akım) sprey reaktör olarak bulunmuştur (Şekil 3.1). Bu reaktörde yüksek miktarlarda havaya gereksinim duyulmaktadır. Reaktörün üst kısmında bulunan fan yardımıyla reaktörün alt kısmından yukarıya doğru hava çekilirken, reaktörün üstünden altına doğru atıksu pompalanır. Böylece serbest amonyak (NH_3) hava akımına düşen atıksu damlacıklarından sıyrılarak atmosfere karışmaktadır **(Culp ve diğ., 1978).**



Şekil 3.1: Amonyak sıyırma yönteminde kullanılan Countercurrent (Ters akım) Spray Reaktörü

Amonyak sıyırma, amonyak içeriği 10-100 mg/lt arasında değişen atıksularda iyi sonuçlar vermektedir. Daha yüksek amonyak konsantrasyonu (> 100 mg/lt) içeren atıksular için buhar sıyırma veya biyolojik yöntemlerin kullanılması daha ekonomik olmaktadır **(EPA, 2000).**

3.3.1 Amonyak sıyırma yönteminde tasarım kriterleri

Amonyak sıyırma sistemleri tasarlanırken dikkat edilmesi gereken hususlar aşağıda maddeler halinde verilmiştir;

- Hidrolik yükleme (0,1-0,2 lt/min/m^3)
- Hava akımı hızı (32-54 lt/min/m^3)
- Reaktördeki dolgu malzemesi yüksekliği (6,1-7,6 m)
- Atıksu pH (10,8-11,5) değeri
- Dolgu malzemesi (plastik veya tahta)
- Atıksu sıcaklığı (20°C'de %90-95 amonyak giderme verimi elde edilirken sıcaklığın 10°C'ye düşmesiyle amonyak giderme verimi %75'e düşmektedir).
- Atıksudaki amonyak konsantrasyonu.
- Üniform atıksu dağıtımı **(EPA, 2000).**

3.3.2 Amonyak sıyırma yönteminin avantajları ve dezavantajları

- Atıksuyun pH'ı ve sıcaklığı değişmediği sürece, atıksu salınımından etkilenmeyen işletilmesi basit bir sistemdir.
- Amonyak sıyırması mekanik bir yöntem olduğu için geri yıkama ve rejenerasyona gerek duyulmamaktadır.
- Amonyak sıyırması biyolojik sistemin performansını bozacak toksik bileşiklerden etkilenmemektedir.
- Amonyak sıyırmasında, atıksu sıyırma kulesine pompalandığı için bakım ve enerji gereksinimi artmaktadır.
- Sıcaklığın düşmesiyle amonyak giderimi düşmektedir.
- Amonyak sıyırması ile nitrit ve organik azot giderilememektedir.
- Gürültü problemlerine neden olmaktadır.
- Amonyak atmosfere genelde düşük miktarlarda (6 mg/m^3) salınmaktadır
- Amonyak ve sülfürdioksitin (SO_2) reaksiyona girmesinden hava kirliliği problemleri yaşanabilir.

Proseste pH'ın yükseltilmesi için kireç kullanılmakta bu nedenle maaliyet artmakta ayrıca pH'ın yüksek olması tahtadan yapılmış olan dolgu malzemesinin bozulmasına yol açmak gibi işletme ve bakım problemlerine neden olmaktadır **(EPA, 2000; Metcalf&Eddy, 1991).**

Amonyak sıyırması sırasında atmosfere salınan atık gaz içersindeki amonyağın önemli çevre etkileri bulunmaktadır ve özellikle tesiste çalışanların sağlığı açısından tehlikeli etkileri vardır. Bu sebeple büyük kapasitede işletilen gerçek ölçekli sistemlerde oluşan atık gazın bir kule yardımıyla arıtıldıktan sonra uzaklaştırılması gerekmektedir **(URL 1).**

Yangın ve arkadaşları (2002) tarafından yapılan bir çalışmada, hacimce %2,5 ve %2 oranında çöp sızıntı suyu ile karıştırılmış evsel atıksu ile beslenen HÇYR kullanılmıştır. HÇYR çıkış suyuna hava ile amonyak sıyırma 24 saat süreyle uygulanmış ve %89'luk NH_4 giderim verimi elde edilmiştir.

Kabdaşlı ve arkadaşları (2000) tarafından yapılan çalışmada ham sızıntı suyuna amonyak sıyırma işlemi uygulanmıştır. 4800, 6600 ve 8000 mg/lt kireç kullanılarak, pH sırasıyla 10, 11 ve 12'ye yükseltilmiştir. 2 saatlik havalandırmadan sonra amonyak giderim verimi pH=10 ve pH=11 için %20 civarlarında bulunmuş tatmin edici sonuç ise pH=12'de %72'lik giderme verimi ile elde edilmiştir. Dolayısıyla amonyak sıyırmada uygun pH değeri 12 olarak belirtilmiştir. Kireç dozlaması sonucu oluşan kimyasal çökelme ile ilave KOİ gideriminin de olduğu kaydedilmiştir.

4. MATERYAL VE YÖNTEM

4.1 Amaç

Bu bölümde, çalışmanın birinci kısmı olan, floküle çamur ile aşılanan lab-ölçekli bir HÇYR'nin performansını izlemek amacıyla periyodik olarak alınan numuneler ile yapılan deneyler anlatılmış ve çalışmanın ikinci kısmı olan HÇYR çıkış suyuna uygulanan ilave kimyasal arıtma çalışmalarına ait deney sonuçları değerlendirilmiştir.

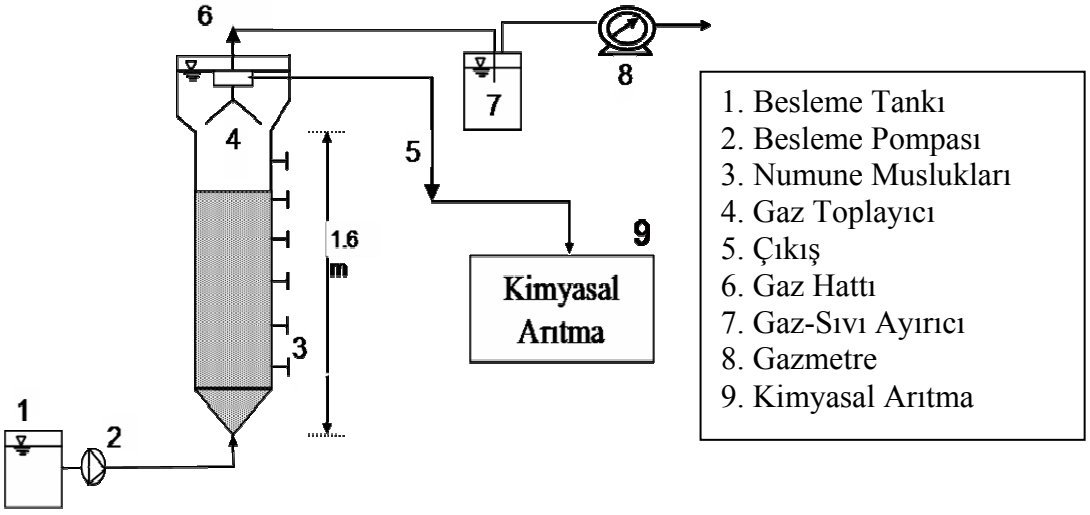
4.2 Havasız Arıtma Çalışması

4.2.1 Yukarı akışlı havasız çamur yataklı reaktör (HÇYR)

Çalışmada kullanılan HÇYR'nin şematik gösterimi Şekil 4.1'de verilmektedir. Etkili hacmi 30 lt olan laboratuar ölçekli HÇYR, sürekli beslenen sistem olarak işletilmiştir. Reaktörün yüksekliği 1,6 m, çapı ise 16 cm olup pleksicam malzemeden yapılmıştır. Reaktör ilave bir ısı kaynağı ile ısıtılmadan oda sıcaklığında çalıştırılmıştır. Çalışma süresince reaktör içersindeki sıcaklık 12-23°C aralığında ölçülmüştür. Reaktör patates ve mısır cipsi üreten Fritolay Firması'ndan alınan floküler anaerobik çamur ile %30 oranında aşılanmıştır. Aşı çamurunun AKM konsantrasyonu 9,57 g/lt, UAKM konsantrayonu 7,3 g/lt olarak ölçülmüş ve UAKM/AKM oranı yaklaşık %76 olarak hesaplanmıştır. Reaktör işletmeye alma aşamasının ilk haftasında 24 saatlik hidrolik bekletme süresi ile (θ_h), ikinci haftasından itibaren ise 18 saatlik θ_h ile 4 ay boyunca işletilmiştir. Bu çalışmada ise reaktör ortalama 11,8 saatlik θ_h ile 4,5 ay, ortalama 6,95 saatlik θ_h ile 1 ay boyunca işletilmiş ve deneysel çalışma sonuçları değerlendirilmiştir.



Şekil 4.1: Çalışmada kullanılan yukarı akışlı havasız çamur yataklı reaktörün görünümü



Şekil 4.2: HÇYR'nin şematik görünümü

4.2.2 Atıksu kaynağı

Çalışmada kullanılan HÇYR, İTÜ İnşaat Fakültesi'nin kantin ve tuvaletlerinden bir pompa yardımı ile 500 litre hacmine sahip giriş tankına beslenen evsel atıksu ile beslenmiştir (Şekil 4.3). Bunun en büyük avantajı atıksuyun herhangi bir süre beklemesine gerek kalmadan taze olarak reaktöre beslenebilmesidir. Böylece giriş atıksuyunun karakterinde, uygun olmayan şartlar altında bekletilmesinden dolayı, bir değişiklik gözlenmemiştir. Ayrıca atıksuyun homojen bir şekilde beslenebilmesi açısından besleme tankı tam karışımlı olarak çalıştırılmıştır. Atıksuyun homojen bir şekilde beslenebilmesi ve tank içerisinde çökelmenin engellenmesi ile daha konsantre bir giriş akımı reaktöre beslenmiştir. Anaerobik reaktörün giderim performansının etkili bir şekilde incelenebilmesi için giriş ve çıkış sularında pH, alkalinite, toplam kimyasal oksijen ihtiyacı ($KOİ_{top}$), çözünmüş kimyasal oksijen ihtiyacı ($KOİ_{çöz}$), TKN, NH_3-N, TP, Ortho-PO_4, AKM, UAKM parametreleri ölçülmüş, ayrıca reaktör içerisindeki sıcaklık ve hidrolik bekleme süresi (θ_h) sürekli olarak izlenmiştir. Reaktörde üretilen toplam gaz miktarı 24/12/07-15/05/08 tarihleri arasında izlenememiştir. Daha sonra temin edilen bir gazmetre ile gaz üretimi izlenmiştir. Havasız arıtma performansı Tablo 4.1'de verilen parametreler belirtilen sıklıkta ölçülerek değerlendirilmiştir. Ham atıksu karakterizasyonu Tablo 4.2'de verilmektedir. Atıksu karakterizasyonuna bakıldığında çalışmada kullanılan ham evsel atıksuyun çalışmanın büyük bir kısmında oldukça düşük kirlilik yüküne sahip (seyreltik) bir evsel atıksu olduğu anlaşılmaktadır.



Şekil 4.3: Besleme tankı

Tablo 4.1: Çalışmada gerçekleştirilen analizler ve ölçüm sıklıkları

Analizler	Ölçüm Sıklığı
$KOİ_{top}$	3/Hafta
$KOİ_{çöz}$	3/Hafta
TKN	1/Hafta
NH_3-N	1/Hafta
TP	1/Hafta
Ortho-PO_4	1/Hafta
AKM, UAKM	1/Hafta
Sıcaklık	Günlük
pH	Günlük
Alkalinite	Günlük
Gaz Miktarı (24/12/07-15/05/08)	-
Gaz Miktarı (16/05/08-06/06/08)	Günlük

Tablo 4.2: Çalışmada kullanılan giriş evsel atıksu karakterizasyonu

Parametre	Birim	Aralık
$KOİ_{top}$	mg/lt	45-700
$KOİ_{çöz}$	mg/lt	<30-75
AKM	mg/lt	<10-1590
UAKM	mg/lt	<10-244
TKN	mg/lt	11-34
NH_3-N	mg/lt	8-28
TP	mg/lt	2-7
Ortho-PO_4-P	mg/lt	1-5
pH	-	7,3-8,2
Alkalinite	mg$CaCO_3$/lt	115-433

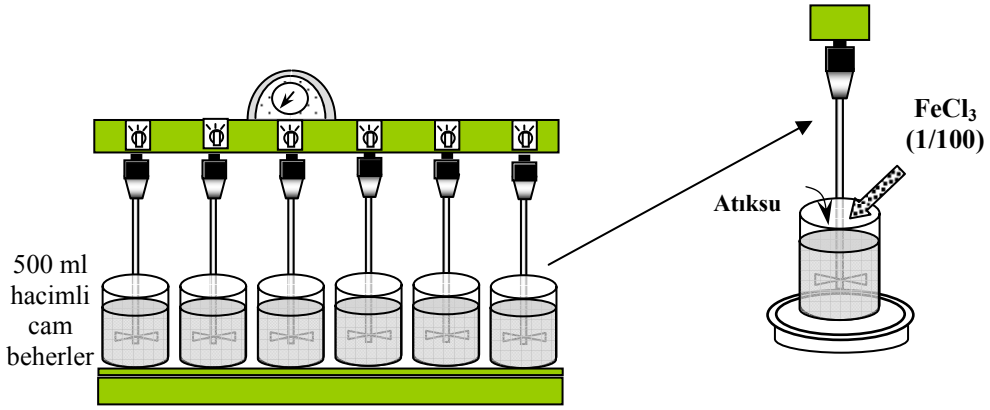
4.3 İlave Kimyasal Arıtma Çalışması

4.3.1 $FeCl_3$ ile kimyasal çökelme

Optimizasyon çalışması, 500 ml hacimli beherlerde stokiyometrik (Fe:P=1:1) ve stokiyometrik üzeri dozajlarda atıksuyun orijinal pH değerinde 6 farklı $FeCl_3$ dozajı ile gerçekleştirilmiştir. Jar-Test düzeneği kullanılarak 120 rpm hızında 1 dakika hızlı karıştırma, 40 rpm hızında ise 30 dakika yavaş karıştırma yapılmıştır. Oluşan

kimyasal çamurun çökelebilmesi için hızlı ve yavaş karıştırmadan sonra 60 dakika çökelme süresi uygulanmıştır. Çökelme sonrasında üst fazlarda KOİtop, ortho-PO_4 (mg PO_4-P/lt), bulanıklık, renk ve pH parametrelerine bakılmıştır.

Optimum koagülant dozunun seçimi ve optimum pıhtılaştırma koşullarının belirlenmesi için en çok uygulanan yöntem Jar-test'dir (Şekil 4.4). Jar-test kesikli olarak uygulanmaktadır. Pıhtılaştırma-yumaklaştırma işlemi sırasında gerçekleştirilecek giderimlerin tayininde kullanılır. Bu sayede en iyi çökelmeyi veren optimum doz belirlenir. Üst sıvı faz alınır ve bulanıklık, renk ve AKM ölçümleri gerçekleştirilir. Gözlemlere ve deney sonuçlarına bakılarak optimum koagülant dozu bulunur **(Samsunlu, 2006).**



Şekil 4.4: Jar-Test düzeneği

4.3.2 MAP çöktürmesi

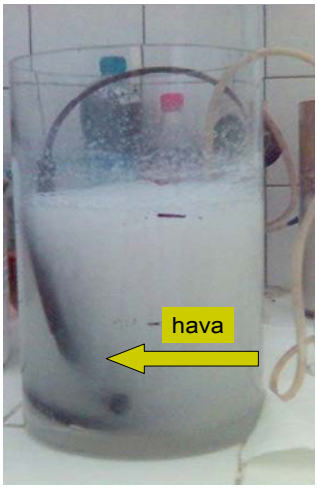
MAP çöktürmesi, 500 ml hacimli şilifli kapaklı erlenlerde $MgCl_2.6H_2O$ ve $NaH_2PO_4.2H_2O$ kimyasal maddeleri eklenerek gerçekleştirilmiştir. Kimyasal ilavesi ve ilk pH ölçümü hızlı karıştırma yapılarak gerçekleştirilmiştir. pH ayarlaması ise yavaş karıştırma sırasında yapılmıştır. 30 dakika çökelme süresinden sonra, üst fazdan alınan numuneler 0.45 μm'lik filtreden süzülmüştür **(Kabdaşlı ve diğ., 2002).** MAP stokiyometrik ($Mg:NH_4:P$=1:1:1) ve stokiyometrik üzeri dozajlarda farklı pH değerlerinde (pH: Orijinal, pH: 8, pH: 8,5, pH: 9, pH: 9,5) çalışılmıştır. pH ayarlaması 1N NaOH eklenerek gerçekleştirilmiştir. MAP deney düzeneği Şekil 4.5'de görülmektedir.



Şekil 4.5: MAP deney düzeneği

4.3.3 Amonyak sıyırma yöntemi

Amonyak sıyırma işlemi 3,5 lt silindir reaktörlerde 2 lt numune hacmi kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Havalandırma için difüzör kullanılmıştır. pH kireç [$Ca(OH)_2$] kullanılarak 12'ye ayarlanmıştır. Numune alma periyotları 30 dk, 1 st, 2 st, 4 st ve 24 st olarak seçilmiştir. Oluşan kimyasal çamurun çökelebilmesi için her numune alımından sonra bir saatlik çökelme uygulanmıştır **(Kabdaşlı ve diğ., 2000).** Alınan numuneler kaba filtreden süzülerek TKN, NH_3-N, $KOİ_{top}$, ortho-PO_4 ve TP analizleri gerçekleştirilmiştir. Amonyak sıyırma deney düzeneği Şekil 4.6'da görülmektedir.



Şekil 4.6: Amonyak sıyırması deney düzeneği

4.4 Analitik Yöntemler

$KOİ_{top}$, $KOİ_{çöz}$ ve AKM deneyleri su ve atıksu analizleri için kullanılan Standart Yöntemler'e (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater) göre gerçekleştirilmiştir **(Standart Methods, 1998).** Toplam ve çözünmüş KOİ analizleri dikromat kapalı-reflux kolorimetrik yöntem ile Hach DR/2010 Model spektrofotometre kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Numuneler 0,45 μm boşluk aralığına sahip selülozik nitrat filtrelerden filtre edildikten sonra süzüntü suyunda çözünmüş KOİ ölçümleri yapılmıştır. Ortofosfat deneyleri Molibdovanat yöntemi ile 430 nm'de Hach DR/2010 Model spektrofotometre kullanılarak ölçülmüştür. Renk ve bulanıklık Hach DR/2010 Model spektrofotometre kullanılarak gerçekleştirilecektir. pH değerleri Orion 520A Model pH metre ile tayin edilmiştir. Biyogaz üretimi Ritter Milligas Counter 770991000 model gazmetre ile ölçülmüştür.

5. BULGULAR VE DEĞERLENDİRMELER

5.1 HÇYR İle Havasız Arıtma

5.1.1 İşletme koşulları

Çalışmanın işletmeye alma döneminde yukarı akışlı çamur yataklı reaktör Fritolay Firmasından alınan floküler anaerobik çamur ile hacimsel bazda %30 oranında aşılanmıştır. Reaktör işletmeye alma aşamasının ilk haftasında 24 saatlik hidrolik bekletme süresi ile (θh), ikinci haftasından itibaren ise 18 saatlik hidrolik bekletme süresi ile 4 ay boyunca işletilmiştir. Bu çalışmada ise ortalama 11.8 saatlik hidrolik bekletme süresi ile oda sıcaklığında (12-23°C) 4.5 ay, 6,95 saatlik hidrolik bekletme süresi ile 1 ay süresince işletilen HÇYR'de elde edilen çalışma sonuçları değerlendirilmiştir. Çalışma boyunca organik yükleme hızı (OYH) 0,11-0,94 kg KOİ/m^3.gün arasında değişmiştir.

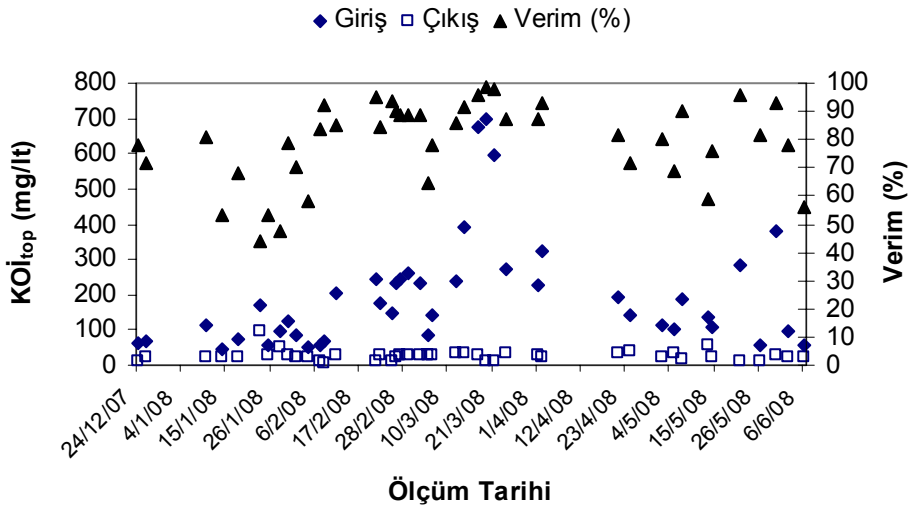
5.1.2 Organik madde giderimi

Tam karışımlı olarak beslenen evsel atıksuyun yukarı akışlı HÇYR ile $KOİ_{top}$ giderim verimi θh = 11,8 saat için ortalama %80 (%44-99) aralığında, θh = 6,95 saat için ortalama %66 (%56-81) aralığında bulunmuştur. Giriş $KOİ_{top}$ konsantrasyonu 45-700 mg/lt (ortalama 193 mg/lt) arasında değişim gösterirken çıkış $KOİ_{top}$ konsantrasyonu <30-95 mg/lt aralığında değişim göstermiştir. Giriş $KOİ_{çöz}$ konsantrasyonu ise <30-75 mg/lt arasında değişim gösterirken çıkış $KOİ_{çöz}$ konsantrasyonu <30 mg/lt olarak gözlenmiştir. Tablo 5.1'de ham evsel atıksu ile yapılan çalışmada gözlenen kirletici konsantrasyonları verilmektedir. Giriş $KOİ_{top}$ değerleri salınım göstermesine rağmen çıkıştaki $KOİ_{top}$ değerlerinde fazla değişim görülmemiştir. Genel olarak KOİ giderimi askıda katı maddelerin çamur yatağında fiziksel işlemler ile alıkonulmasından kaynaklanmıştır. Giriş ve çıkış

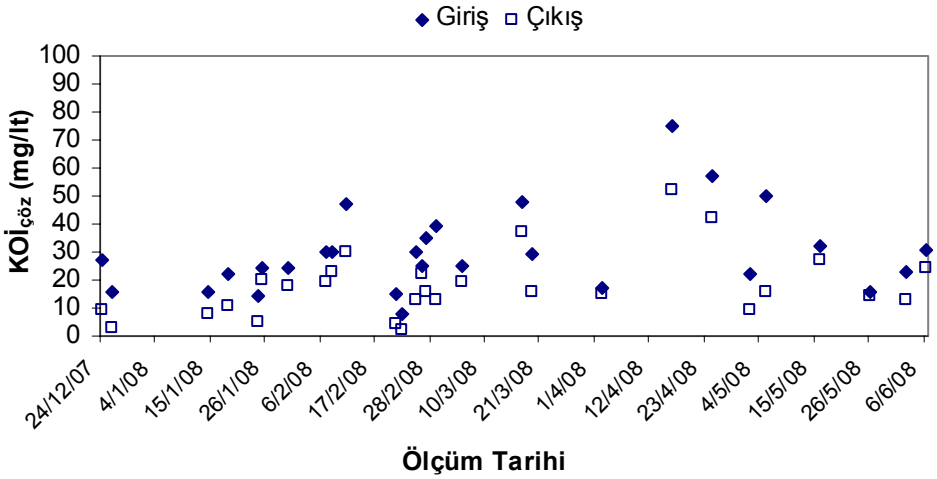
$KOİ_{top}$ ve $KOİ_{çöz}$ konsantrasyonlarının zamanla değişimleri sırasıyla Şekil 5.1 ve 5.2'de verilmektedir.

Tablo 5.1: Ham evsel atıksu ile yapılan çalışmada gözlenen kirletici parametreler

Parametre	**Birim**	**Maksimum**	**Minimum**	**Ortalama**
		Giriş		
$KOİ_{top}$	mg/lt	700	45	193
$KOİ_{çöz}$	mg/lt	75	<30	<30
pH	-	8,2	7,3	7,8
Alkalinite	mg $CaCO_3$/lt	433	115	250
AKM	mg/lt	1590	18	349
UAKM	mg/lt	244	18	107
		Çıkış		
$KOİ_{top}$	mg/lt	95	<30	<30
$KOİ_{çöz}$	mg/lt	-	-	<30
pH	-	8,4	7,2	7,8
Alkalinite	mg $CaCO_3$/lt	454	143	275
AKM	mg/lt	260	<10	31
UAKM	mg/lt	60	<10	22



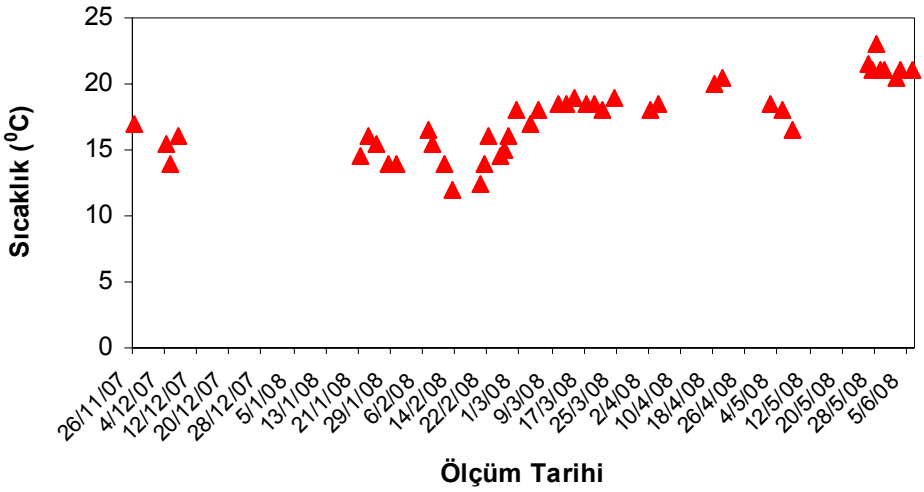
Şekil 5.1: $KOİ_{top}$ konsantrasyonunun ve giderim veriminin zamanla değişimi



Şekil 5.2: $KOİ_{çöz}$ konsantrasyonunun zamanla değişimi

5.1.3 Sıcaklık değişimi

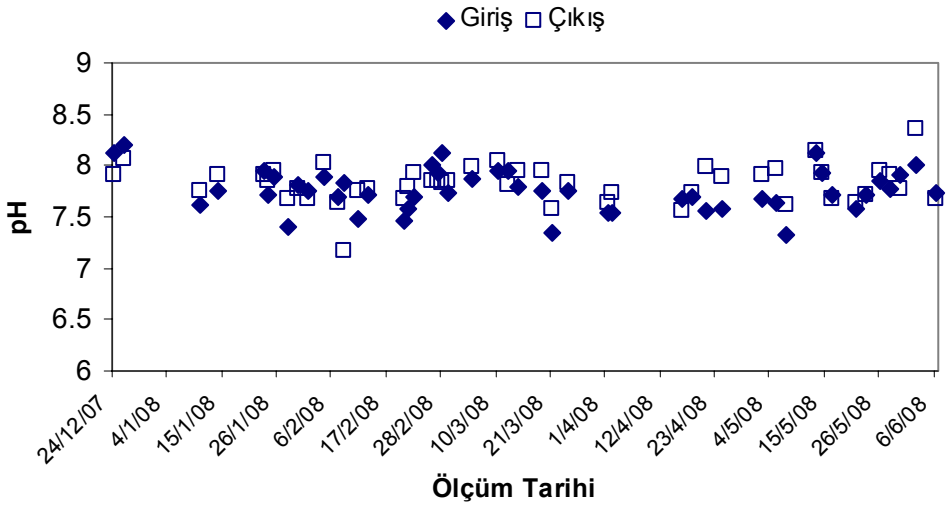
Çalışma süresince HÇYR'de sıcaklık değerinin artması amacıyla ilave bir ısıtma uygulanmamıştır. Reaktör içerisindeki atıksu sıcaklığı 12-23°C arasında değişiklik göstermiştir. HÇYR'de sıcaklık değişimi Şekil 5.3'de gösterilmiştir.



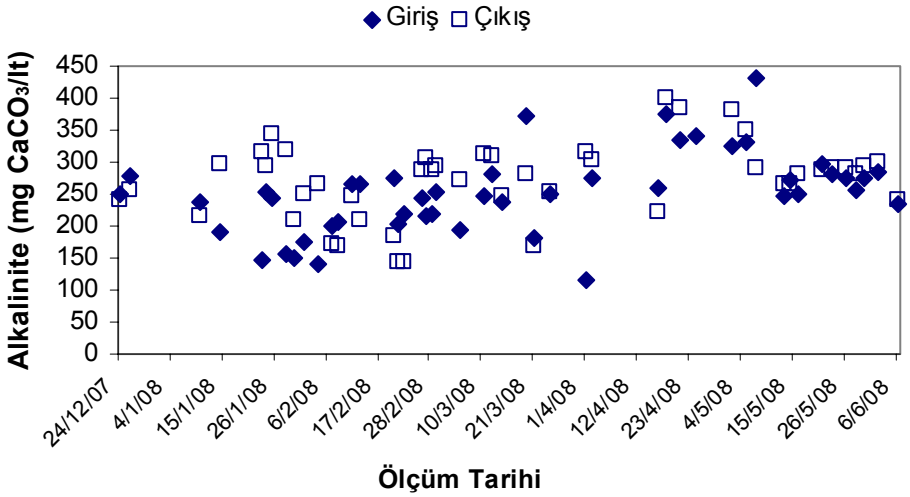
Şekil 5.3: HÇYR'de sıcaklığın zamanla değişimi

5.1.4 pH ve alkalinite değişimleri

Anaerobik proseslerin kararlılığının en önemli göstergelerinden olan pH ve alkalinite, çalışma süresince günlük olarak izlenmiştir. Çalışmada reaktördeki pH ve alkalinite miktarını dengelemek için kimyasal madde ilavesine gerek duyulmamıştır. Alkalinite değerleri reaktör açısından kritik seviyelerde gözlenmemiştir. Giriş pH değerleri 7,3-8,2 arasında değişim gösterirken, çıkış pH değerleri 7,2-8,4 arasında değişim göstermiştir. Giriş alkalinite değerleri 115-433 mg $CaCO_3$/lt arasında değişim gösterirken, çıkış alkalinite değerleri 143-454 mg $CaCO_3$/lt arasında değişim göstermiştir. Reaktör giriş ve çıkışındaki pH ve alkalinite değişimleri sırasıyla Şekil 5.4 ve 5.5'de verilmiştir.



Şekil 5.4: HÇYR'de gözlenen pH değişimleri



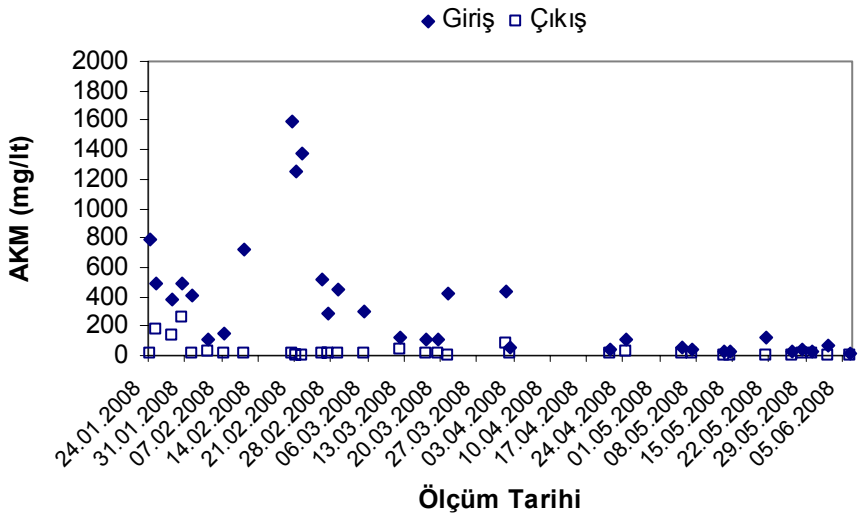
Şekil 5.5: HÇYR'de gözlenen alkalinite değişimleri

5.1.5 Askıda katı madde (AKM) değişimi

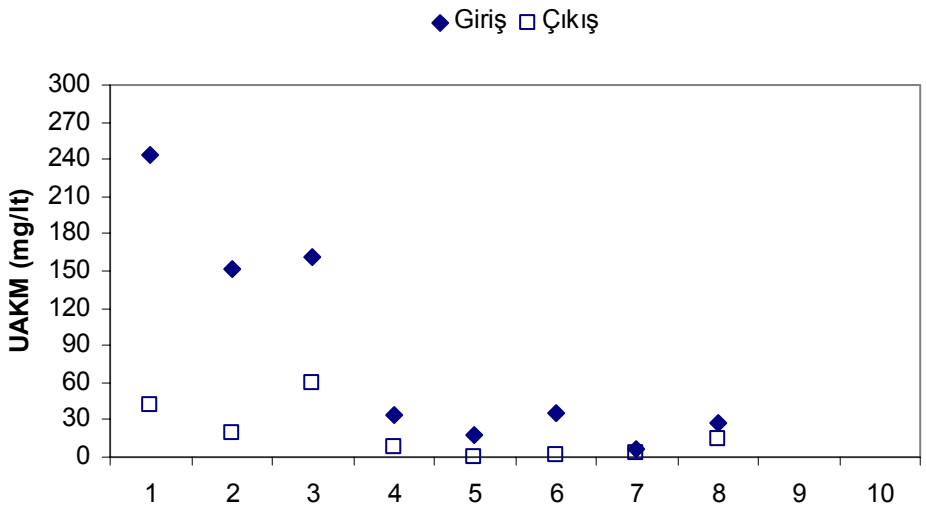
Giriş AKM konsantrasyonu en fazla 1590 mg/lt olarak gözlenmiştir ancak çalışmanın büyük bir kısmında 43-792 mg/lt arasında değişim göstermiştir. Çıkış AKM konsantrasyonu ise <10-260 mg/lt aralığında gözlenmiştir. Toplam KOİ giderimlerinin büyük oranda katı maddelerin çamur yatağı içersinde tutulması, ayrıca adsorpsiyon, çökelme ve filtrasyon gibi fiziksel proseslerden kaynaklandığı düşünülmektedir. Çıkış AKM konsantrasyonunun giriş AKM konsantrasyonunda gözlenen salınımdan etkilenmediği görülmektedir. Giriş ve çıkış AKM ve UAKM

konsantrasyonlarının zamanla değişimi sırasıyla Şekil 5.6 ve 5.7'de verilmektedir. Şekil 5.8'de ise KOİ ve AKM arasındaki ilişki verilmiştir.

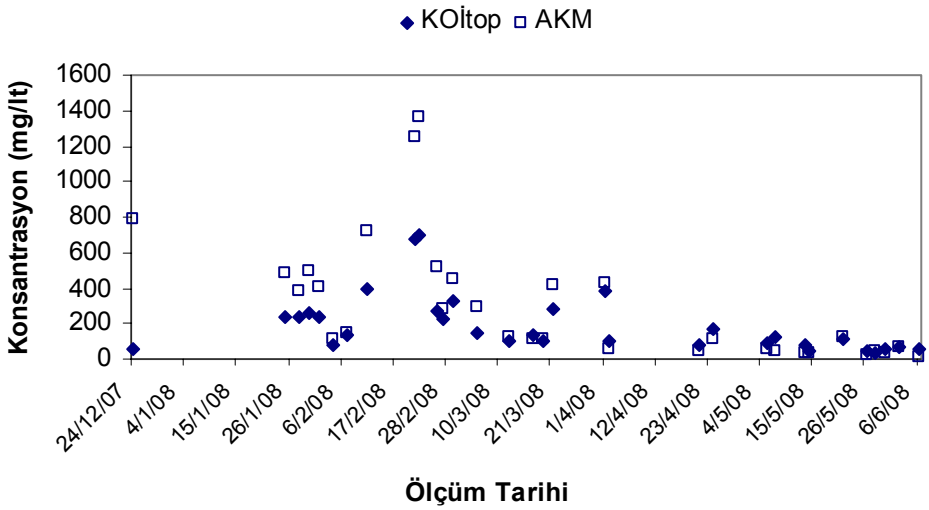
Düşük sıcaklıklarda evsel atıksuların anaerobik arıtımında, düşük hidroliz oranı anaerobik reaktörde AKM birikimine neden olarak metanojenik aktiviteye ve reaktör performansına zarar vermektedir **(Elmitwalli ve diğ., 2001).** Bu sebeple ön-çökeltim uygulanması tercih edilebilir.



Şekil 5.6: HÇYR'de AKM konsantrasyonunun zamanla değişimi



Şekil 5.7: HÇYR'de UAKM konsantrasyonunun zamanla değişimi



Şekil 5.8: KOİ ve AKM konsantrasyonları arasındaki ilişki

5.1.6 Biyogaz üretimi

Reaktörde üretilen biyogaz miktarı 24/12/07-15/05/08 tarihleri arasında izlenememiştir. 16/05/08-06/06/08 tarihleri arasında temin edilen gazmetre ile herhangi bir biyogaz üretimi gözlenememiştir. Ham evsel atıksu ile düşük sıcaklıklarda beslenen havasız reaktörlerde çok düşük biyogaz üretimleri olduğu belirtilmektedir. Bunun sebebi evsel atıksu ile beslenen havasız reaktörler içersinde çok düşük substrat seviyelerinin olmasıdır. Düşük biyogaz üretimleri aynı zamanda, reaktör içersinde düşük hızda karışıma sebep olmakta ve böylece yetersiz substrat-biyokütle teması gerçekleşmektedir. Düşük sıcaklıklarda gazların çözünürlüğü artmakta, böylece üretilen metan ve karbondioksitin büyük bir miktarı çıkış suyunda çözülerek reaktörlerden kaçabilmektedir (**Rodriguez ve diğ., 2001; Elmitwalli, 2000).** 16/05/08-06/06/08 tarihleri arasında HÇYR'de üretilmesi beklenen metan (CH_4) gazı Eşitlik 5.1 kullanılarak hesaplanabilir;

$$V_{CH4} = 0{,}35.[(S_0\text{-}S).(Q).(10^3 g/kg)^{-1}\text{-}1{,}42\ P_x] \qquad \textbf{(5.1)}$$

Burada;

V_{CH4} : Üretilen metan debisi (m^3/gün)

Q : Atıksu debisi (m^3/gün)

S_0 : Girişte biyolojik olarak giderilebilen KOİ (mg/lt)

S : Çıkışta biyolojik olarak giderilebilen KOİ (mg/lt)

P_x : Üretilen net biyokütle (kg UKM/gün)

0,35 = 1 kg $BOİ_u$ veya $KOİ_{bp}$'nin CH_4 eşdeğeri (T=35°C için 0,395≈0,40)

1,42 = 1 kg UKM'nin $BOİ_u$ veya $KOİ_{bp}$ eşdeğeri

Sistemde üretilen çamur miktarı ise Eşitlik 5.2 kullanılarak hesaplanabilir **(Metcalf&Eddy, 2003);**

$$P_x = \frac{Y.Q.(S_0 - S).10^{-3}}{1 + k_d.\theta_c} \qquad \textbf{(5.2)}$$

Burada;

Y : Biyokütleye dönüşüm oranı (mg UKM/mg $BOİ_{kullanılan}$) (Anaerobik reaksiyonlar için; 0,05-0,1)

k_d : İçsel solunum hızı sabiti ($gün^{-1}$) (Anaerobik reaksiyonlar için; 0,02-0,04)

θ_c : Çamur yaşı (gün)

Gazın izlenebildiği dönemdeki θ_h=6,95 saate karşılık gelen atıksu debisi Q = 0,1 m^3/gün için Eşitlik 5.1 ve 5.2 kullanılarak sistemde üretilmesi beklenen metan debisi hesaplanırsa:

$$P_x = \frac{0{,}05.0{,}1.(100 - 39).10^{-3}}{1 + 0{,}02.100} = 1{,}0.10^{-4}\ \text{kg/gün}$$

Burada;

S_0 =250 x 0,4=100 mg/lt (seyreltik evsel atıksular için $KOİ_{top}$ 250 mg/lt; $KOİ_{top}$'un çözünmüş kısmının %40 olduğu kabulu ile) **(Metcalf&Eddy, 2003).**

S = 100 x 0,39=39 mg/lt (evsel atıksularda $KOİ_{çöz}$ gideriminin %39 olduğu kabulu ile) **(Elmitwalli, 2000).**

θ_c = 100 gün **(Öztürk, 2007).**

Y = 0,05 mg UKM/mg $BOİ_{kullanılan}$

k_d = 0,02 $gün^{-1}$

$$V_{CH4} = 0{,}37.[(100\text{-}39).(0.1).(10^3 g/kg)^{-1}\text{-}1{,}42.(1{,}0.10^{-4})] = 2{,}2.10^{-3} m^3/gün$$

Burada;

0,37 = T=21°C için 1 kg $BOİ_u$ veya $KOİ_{bp}$'nin CH_4 eşdeğeri

Sistemde bir günde üretilmesi beklenen metan 2,2 lt olarak hesaplanmıştır. Buna göre giderilen 1 kg KOİ başına üretilen metan hacmi 0,36 m^3 olarak hesaplanarak evsel atıksular için verilen 0,1-0,3 $m^3/kgKOİ_{giderilen}$ aralığında bulunmuştur.

5.1.7 Amonyak ve orthofosfat değişimleri

HÇYR'nin giriş ve çıkışında NH_3-N ve orthofosfat parametreleri ölçülmüş ve sonuçlar sırasıyla Tablo 5.2 ve 5.3' de verilmektedir.

Tablo 5.2: HÇYR'de gözlenen NH_3-N konsantrasyonları

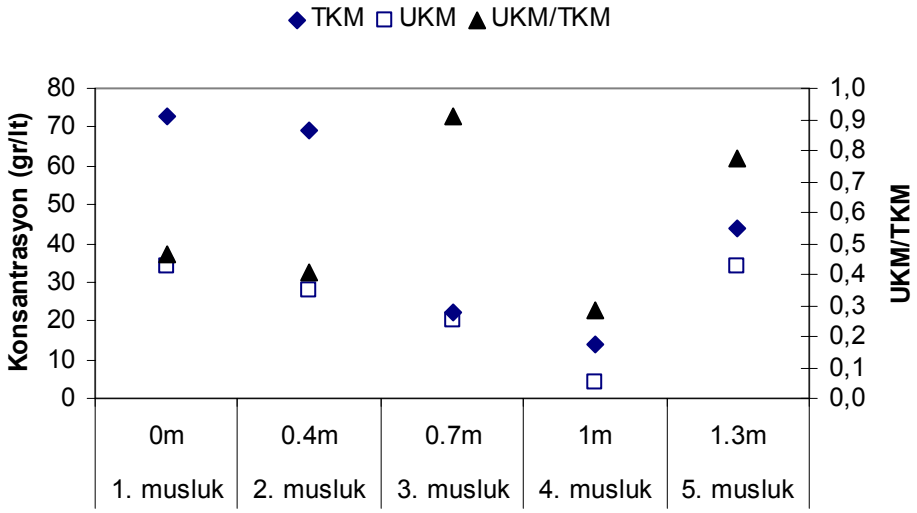
Ölçüm Tarihi	NH_3-N (mg/lt)	
	Giriş	Çıkış
08/02/08	7,9	13,4
22/02/08	13,2	13,0
29/02/08	16,6	15,8
10/03/08	13,7	25,6
13/03/08	23,9	26,9
21/04/08	24,7	33,3
24/04/08	23,9	33,9
14/05/08	26,3	28,8
26/05/08	16,9	21,8
02/06/08	27,7	26,3

Tablo 5.3: HÇYR'de gözlenen Orto-P konsantrasyonları

Ölçüm Tarihi	Ortho-P (mg/lt)	
	Giriş	Çıkış
08/02/08	1,0	1,4
20/02/08	2,0	1,8
27/02/08	2,0	2,7
14/03/08	1,0	3,6
17/03/08	2,0	2,0
24/03/08	2,2	2,3
21/04/08	4,9	7,3
07/05/08	4,7	3,6
14/05/08	2,9	3,4
26/05/08	2,1	3,1
02/06/08	3,0	2,2

5.1.8 HÇYR'de aşı karakterizasyonu

HÇYR'de aşı numunesinin farklı reaktör seviyelerinde tespit edilebilmesi amacıyla konulan musluklardan numune alınarak aşı karakterizasyonu gerçekleştirilmiştir. Reaktör içerisindeki aşının TKM ve UKM konsantrasyonları Şekil 5.9'da gösterilmiştir.



Şekil 5.9: HÇYR boyunca TKM-UKM konsantrasyon değişimi

5.2 İlave Kimyasal Arıtma Uygulamaları

5.2.1 $FeCl_3$ ile besi maddesi giderimi

KAAY Tablo 2'de verilen 'Kentsel Atıksu Arıtım Tesislerinden İleri Arıtıma İlişkin Deşarj Limitleri'ne göre eşdeğer nüfusu 10000-100000 arasında olan yerleşim bölgeleri için TP ve TN konsantrasyonları sırasıyla 2 mg/lt ve 15 mg/lt olmalıdır **(KAAY, 2006).** Bu çalışmada TP açısında emniyetli kısımda kalınması için limit değer 1 mg/lt olarak alınmıştır. Bu sebeple $FeCl_3$ ile gerçekleştirilen çalışmada, HÇYR çıkışında PO_4-P konsantrasyonu 3,08 mg/lt olarak ölçülmüş ve bu değerin 1 mg/lt'nin altına düşürülmesi amaçlanmıştır. $FeCl_3$ ile çökelme çalışmasında kullanılan HÇYR çıkış numunesinin karakterizasyonu Tablo 5.4'de verilmektedir.

Tablo 5.4: I. Jar-test çalışmasında HÇYR çıkışındaki atıksu karakterizasyonu

Parametre	Birim	Değer
PO_4-P	mg/lt	3,08
pH	-	7,67
$KOİ_{top}$	mg/lt	56
Bulanıklık	NTU	17
NH_3-N	mg/lt	18,4
Renk	Pt-Co	71
AKM	mg/lt	10

HÇYR girişinde 3,08 mg/lt PO_4-P konsantrasyonu için mol değerine geçilirse,

3.08 mg/lt PO_4-P = $3,08.10^{-3}/31 = 0,099355.10^{-3}$ mol/lt PO_4-P değeri bulunur.

500 ml (0,5 lt) numune içerisinde giderilmesi gereken fosfor konsantrasyonu = $0,5.0,099355.10^{-3} = 0,04968.10^{-3}$ mol/lt PO_4-P olarak hesaplanır.

Deney için kullanılan $FeCl_3$ çözeltisi içerisindeki Fe^{+3} konsantrasyonu İTÜ Çevre Mühendisliği Laboratuvarı'nda 219000 mg/lt olarak ölçülmüştür. Böylece stok çözeltiden 1/100 oranında seyreltilerek hazırlanan çözelti içerisindeki Fe^{+3} konsantrasyonu 2190 mg/L'dir. Buna göre hazırlanan 1/100 çözeltideki Fe^{+3}'ün mol konsantrasyonu

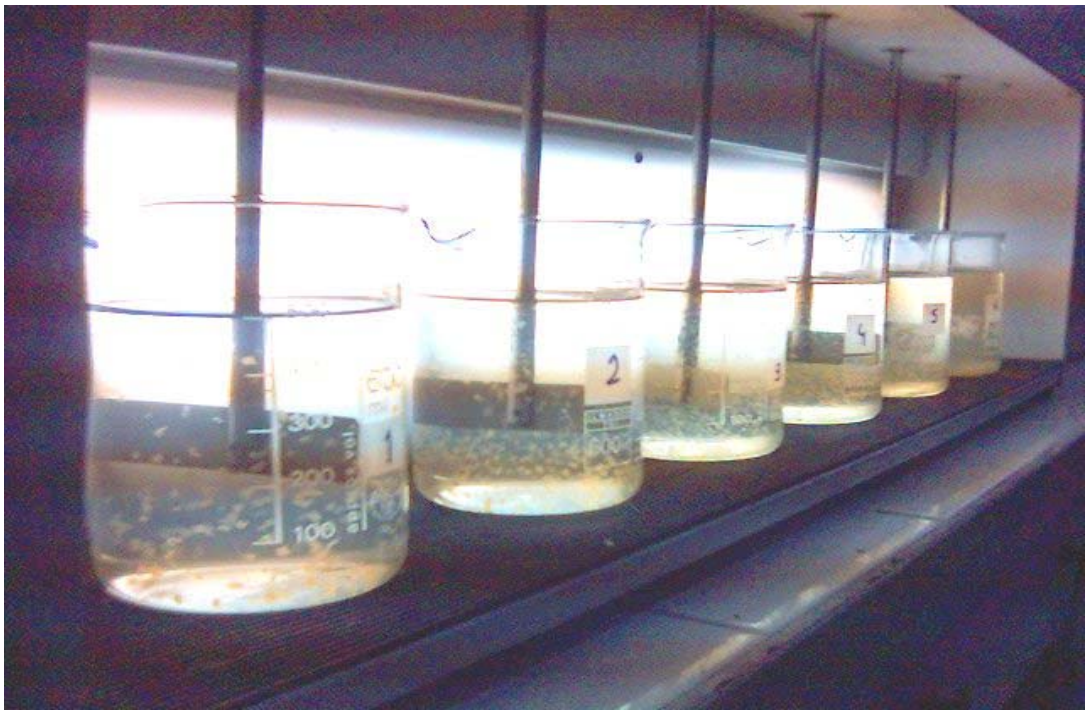
(2,190 g/lt)/(56 g/mol) =0,0391 mol/lt

Fe^{+3} ile kimyasal fosfor gideriminde teorik doz (mol Fe^{+3}/mol P) 1:1'dir. Stokiyometrik teorik doz (1:1) için 1/100 seyreltilmiş çözeltiden kullanılması gerekli hacim aşağıdaki gibi hesaplanmıştır.

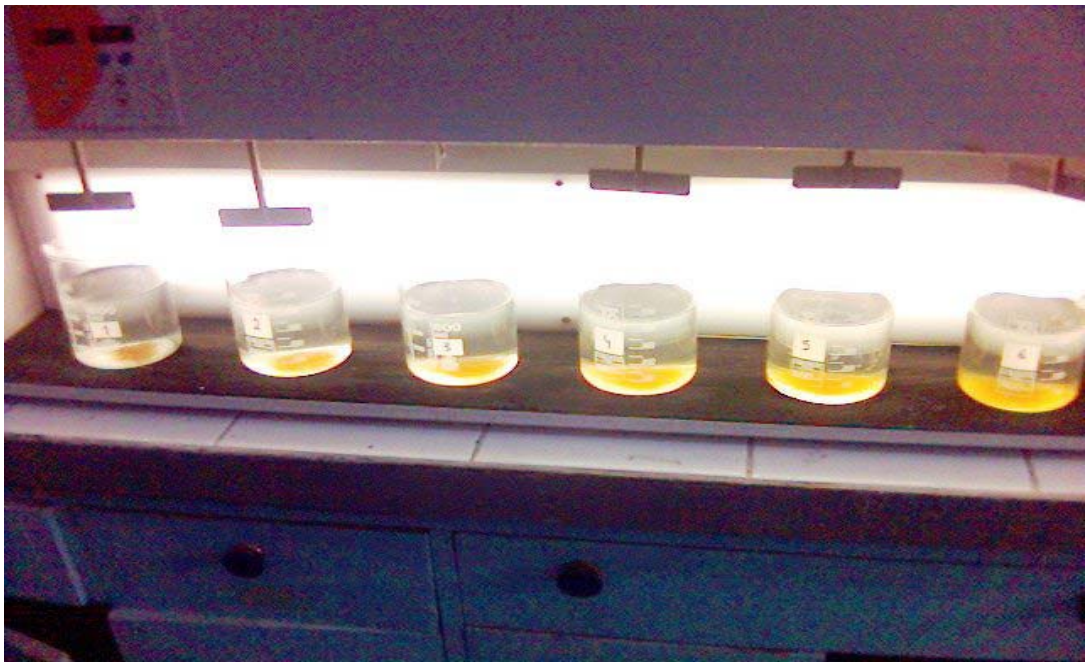
$(0,04968.10^{-3}).1000/0,0391 = 1,271$ ml

Buna göre stok çözeltiden 1/100 oranında seyreltilerek hazırlanan çözeltiden stokiyometrik ve stokiyometrik üzerinde kullanılması gereken hacimler uygulanarak gerçekleştirilen Jar-Test deneylerinin sonuçları Tablo 5.5'de verilmektedir. Şekil 5.10 ve 5.11'de ise Jar-Test çalışması sırasında karıştırma ve çökelme işlemleri görülmektedir. Tablo 5.6'de artan stokiyometrik dozlarda gerçekleştirilen fosfor ve $KOİ_{top}$ giderimleri verilmektedir. Buna göre hedeflenen 1 mg/lt'nin altındaki fosfor

konsantrasyonuna, stokiyometrik oranın ancak 3,0 katı üzerinde ulaşılmıştır (Şekil 5.12). Şekil 5.13'de artan dozlarda gözlenen $KOİ_{top}$ giderimleri gösterilmektedir.



Şekil 5.10: Jar-Test çalışmasında karıştırma işlemi



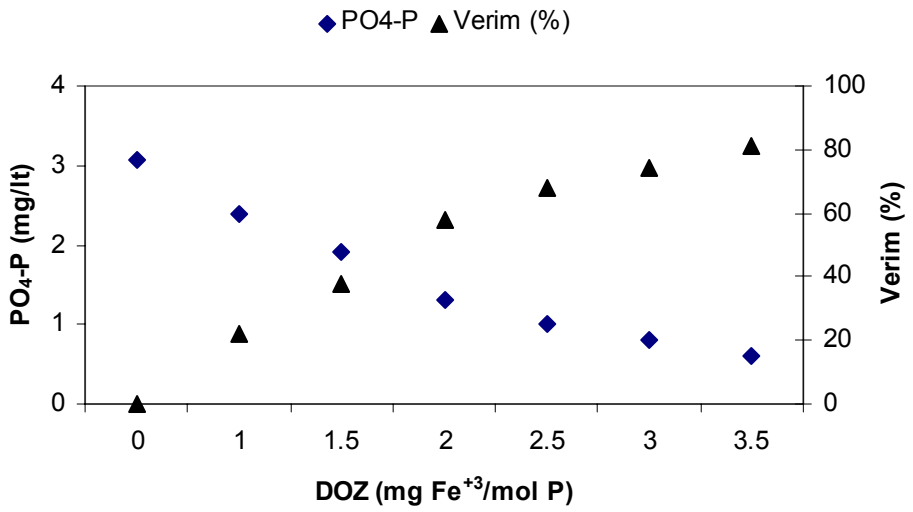
Şekil 5.11: Jar-Test çalışmasında çökelme işlemi

Tablo 5.5: Stokiyometrik ve stokiyometrik üzeri $FeCl_3$ dozajlarında gerçekleştirilen I. Jar-Test deneyinin sonuçları

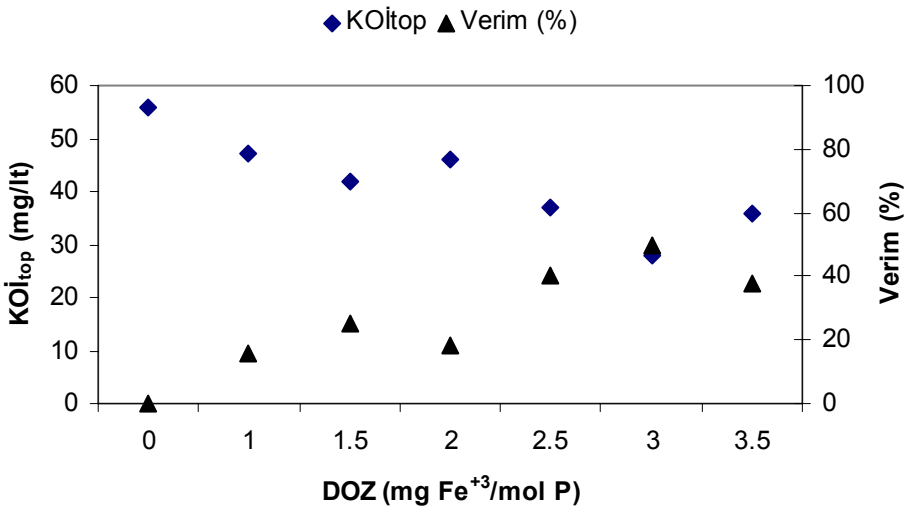
Stokiyometrik Dozaj (mol Fe^{+3}/mol P)	$FeCl_3$ Çözeltisi (1/100) (ml)	PO_4-P (mg/lt)	$KOİ_{top}$ (mg/lt)	Bulanıklık (NTU)	Renk (Pt-Co)	pH
1	1,271	2,4	47	9	61	7,80
1,5	1,9	1,9	42	17	49	7,68
2	2,542	1,3	46	8	44	7,60
2,5	3,18	1,0	37	14	41	7,49
3	3,813	0,8	28	13	40	7,52
3,5	4,45	0,6	36	16	42	7,43

Tablo 5.6 Stokiyometrik ve stokiyometrik üzeri $FeCl_3$ dozajlarında gözlenen orthofosfat (mg PO_4-P/lt) ve $KOİ_{top}$ giderim verimleri

Stokiyometrik Dozaj (mol Fe^{+3}/mol P)	PO_4-P (mg/lt)	PO_4-P Giderimi (%)	$KOİ_{top}$ (mg/lt)	$KOİ_{top}$ Giderimi (%)
0	3,08	0	56	0
1	2,4	22	47	16
2	1,9	38	42	25
3	1,3	58	46	18
4	1,0	68	37	40
5	0,8	74	28	50
6	0,6	81	36	38



Şekil 5.12: Stokiyometrik ve stokiyometrik üzeri $FeCl_3$ dozajlarında gözlenen orthofosfat (mg PO_4-P/lt) giderim verimleri



Şekil 5.13: Stokiyometrik ve stokiyometrik üzeri $FeCl_3$ dozajlarında gözlenen $KOİ_{top}$ giderim verimleri

$FeCl_3$ ile gerçekleştirilen ikinci Jar-Test çalışmasında, HÇYR çıkışındaki atıksu karakterizasyonu Tablo 5.7'de, stokiyometrik ve stokiyometrik üzerindeki $FeCl_3$ dozajlarında gerçekleştirilen Jar-Test sonuçları ise Tablo 5.8'de, stokiyometrik ve stokiyometrik üzerindeki $FeCl_3$ dozajlarında gözlenen ortofosfat (mg PO_4-P/lt) ve $KOİ_{top}$ giderim verimleri ise Tablo 5.9'da verilmektedir. HÇYR çıkışında 5,3 mg/lt olan PO_4-P konsantrasyonu, stokiyometrik ve stokiyometrik üzerindeki $FeCl_3$ dozajlarında çalışılarak, buna göre hedeflenen 1 mg/l'nin altındaki fosfor konsantrasyonuna, stokiyometrik oranın ancak 2,0 katı üzerinde ulaşılmıştır (Şekil 5.14 ve Şekil 5.15). Ayrıca HÇYR çıkışında 32,3 mg/lt olan TKN konsantrasyonu

stokiyometrik oranın 2 kat üzerinde 26,4 mg/lt'ye düşmüş ve % 18,2 TKN giderim verimi elde edilmiştir. TKN'nin toplam azota eşit ve atıksuyun nitrit ve nitrat içermediği kabulu ile KAAY Tablo 2'de verilen 'Kentsel Atıksu Arıtım Tesislerinden İleri Arıtıma İlişkin Deşarj Limitleri'ne göre eşdeğer nüfusu 10000-100000 arasında olan yerleşim bölgeleri için verilen TN ≤ 15 mg/lt değeri sağlanamamıştır.

Tablo 5.7: II. Jar-test çalışmasında HÇYR çıkışındaki atıksu karakterizasyonu

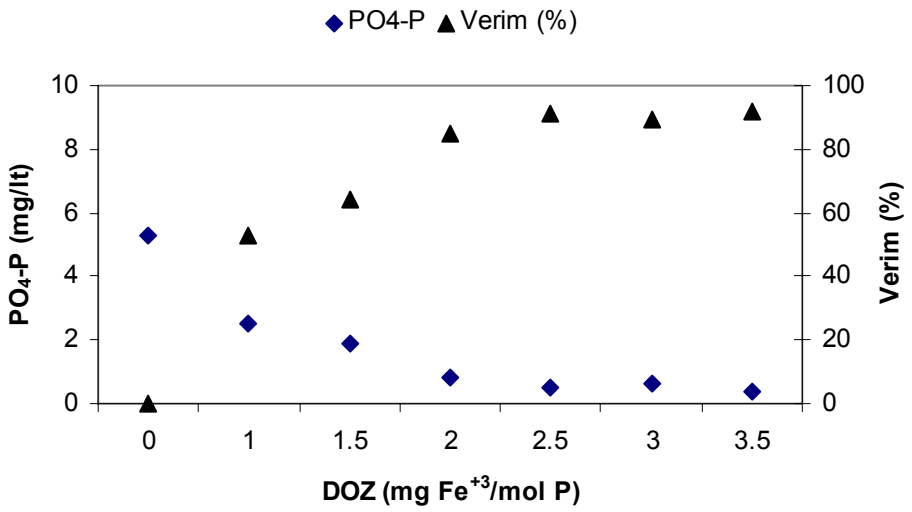
Parametre	Birim	Değer
PO_4-P	mg/lt	5.3
pH	-	7.69
$KOİ_{top}$	mg/lt	76
Bulanıklık	NTU	11
TKN	mg/lt	32.3
NH_3-N	mg/lt	30.6
AKM	mg/lt	28
Renk	PtCo	65

Tablo 5.8: Stokiyometrik ve stokiyometrik üzerindeki $FeCl_3$ dozajlarında gerçekleştirilen II. Jar-Test deneyinin sonuçları

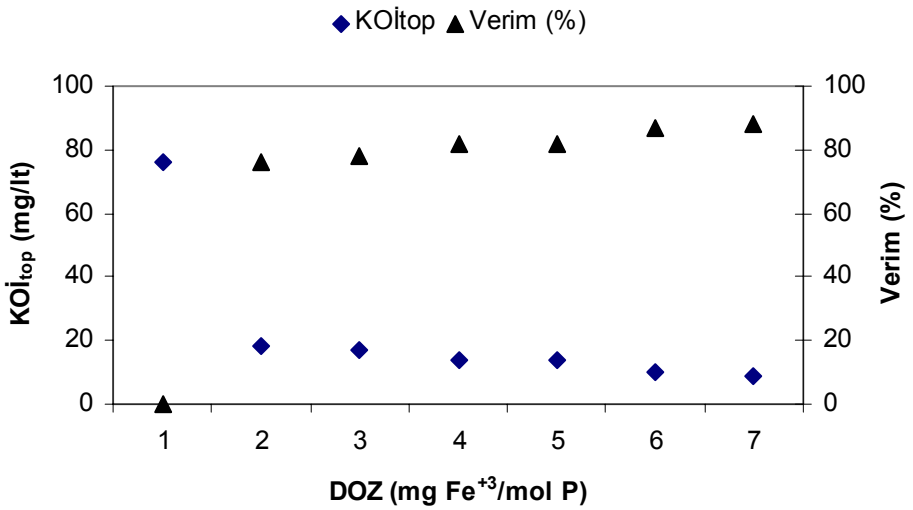
Stokiyometrik Dozaj (mol Fe^{+3}/mol P)	$FeCl_3$ Çözeltisi (1/100) (ml)	PO_4-P (mg/lt)	$KOİ_{top}$ (mg/lt)	Bulanıklık (NTU) süzülmüş	Renk (Pt-Co)	pH
1	1,31	2,5	18	6	57	7,59
1,5	1,97	1,9	17	11	52	7,53
2	2,62	0,8	14	9	50	7,42
2,5	3,275	0,5	14	7	38	7,40
3	3,93	0,6	10	4	39	7,34
3,5	4,585	0,4	9	7	36	7,32

Tablo 5.9 Stokiyometrik ve stokiyometrik üzeri $FeCl_3$ dozajlarında gözlenen ortofosfat (mg PO_4-P/lt) ve $KOİ_{top}$ giderim verimleri

Stokiyometrik Dozaj (mol Fe^{+3}/mol P)	PO_4-P (mg/lt)	PO_4-P Giderimi (%)	$KOİ_{top}$ (mg/lt)	$KOİ_{top}$ Giderimi (%)
0	5,3	0	76	0
1	2,5	53	18	76
1,5	1,9	64	17	78
2	0,8	85	14	82
2,5	0,5	91	14	82
3	0,6	89	10	87
3,5	0,4	92	9	88



Şekil 5.14: Stokiyometrik ve stokiyometrik üzerindeki $FeCl_3$ dozajlarında gözlenen orthofosfat (mg PO_4-P/lt) giderim verimleri



Şekil 5.15: Stokiyometrik ve stokiyometrik üzeri $FeCl_3$ dozajlarında gözlenen $KOİ_{top}$ giderim verimleri

5.2.2 MAP çöktürmesi ile besi maddesi giderimi

HÇYR çıkışında NH_3-N konsantrasyonu 30,6 mg/lt olan atıksuya farklı pH değerlerinde (orijinal pH=7,57, pH=8, pH=8,5, pH=9, pH=9,5) MAP çöktürmesi uygulanmıştır. Orijinal pH değerinde gerçekleştirilen MAP çalışmasında çökelme sonrası gözlenen çamur Şekil 5.16'da gösterilmektedir. MAP çökelmesinin uygulandığı HÇYR çıkış suyu karakterizasyonu Tablo 5.10'da verilmektedir. Stokiyometrik dozajda ($Mg:NH_4:PO_4$=1:1:1) elde dilen NH_3-N giderim verimleri Tablo 5.11'de verilmektedir. İlave edilen $MgCl_26H_2O$ ve $NaH_2PO_42H_2O$ kimyasal madde miktarları şu şekilde hesaplanmıştır;

30,6 mgNH_3-N/lt /14/1000= 0,00218M

$MgCl_26H_2O$= 203,30 gr/mol x 0,00218 mol/lt= 0,4442 gr/lt= 0,2221 gr/500 ml

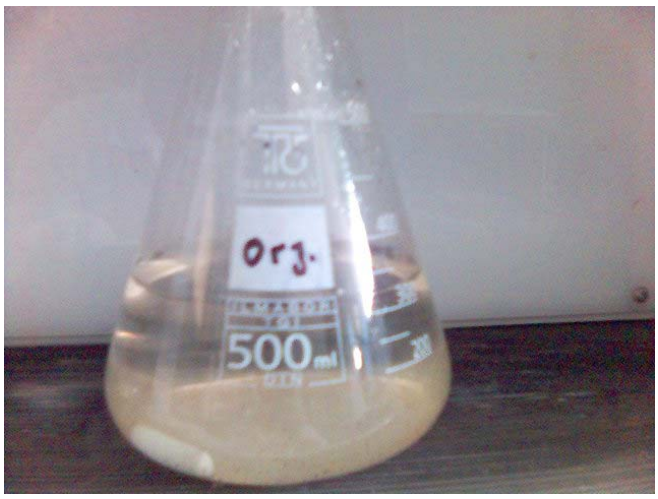
$NaH_2PO_42H_2O$= 156,01 gr/mol x 0,00218 mol/lt= 0,3400 gr/lt= 0,1700 gr/500ml

Tablo 5.10: MAP çöktürmesi çalışmasında kullanılan HÇYR çıkış suyu karakterizasyonu

Parametre	Birim	Değer
TP	mg/lt	5
pH	-	7,57
KOİ	mg/lt	76
TKN	mg/lt	33,2
NH_3-N	mg/lt	30,6
AKM	mg/lt	28

Tablo 5.11: MAP çöktürmesi sonucunda gözlenen NH_3-N giderim verimleri

pH	1N NaOH Sarfiyatı (ml)	Stokiyometrik Dozaj	NH_3-N (mg/lt)	Giderim (%)
Orj (7,57)	-	1:1:1	25,8	15,6
8	1,7	1:1:1	24,9	18,6
8.5	2,1	1:1:1	25,3	17,3
9	2,5	1:1:1	24,3	20,6
9.5	3,2	1:1:1	24,7	19,3



Şekil 5.16: MAP çöktürmesi sonrası orijinal pH=7,57'de gerçekleşen çökelme

Farklı pH değerlerinde gerçekleştirilen MAP çalışmasında çökelme sonrası gözlenen çamur miktarları Şekil 5.17'de gösterilmektedir.



Şekil 5.17: MAP çöktürmesi sonrası pH=8, pH=8,5, pH=9, pH=9,5'da oluşan çökelme

Şekil 5.16 ve Şekil 5.17'de görüldüğü gibi pH=8, pH=8.5, pH=9, pH=9.5'da oluşan çökelme, orijinal pH'da oluşan çökelmeye göre belirgin bir şekilde artmıştır. Tablo 5.11'de görüldüğü gibi NH_3-N giderim verimi (%21) pH=9'da elde edilmiştir. pH=9'da TKN ve $KOİ_{top}$ parametrelerine bakıldığında TKN değeri 26 mg/lt'ye düşmüş ve %22'lik TKN giderim verimi elde edilmiştir. $KOİ_{top}$ değeri ise 20 mg/lt'ye düşmüş ve HÇYR çıkışında ilave $KOİ_{top}$ giderim verimi elde edilmiştir.

MAP ile gerçekleştirilen ikinci çalışmada HÇYR çıkışında 33,9 mg/lt NH_3-N konsantrasyonuna sahip atıksuya pH=9'da stokiyometrik ($Mg:NH_4:PO_4$=1:1:1) ve stokiyometrik üzeri ($Mg:NH_4:PO_4$=1:1:1.2 ve 1.1:1:1.1) dozlarda MAP çökelmesi

uygulanmıştır. HÇYR çıkış suyu karakterizasyonu Tablo 5.12'de verilmektedir. Elde edilen sonuçlar Tablo 5.13'de gösterilmiştir.

Tablo 5.12: HÇYR çıkış suyu karakterizasyonu (stokiyometrik üzeri MAP çalışması)

Parametre	Birim	Değer
TKN	mg/lt	37.2
NH_3-N	mg/lt	33.9
TP	mg/lt	9
AKM	mg/lt	31
pH	-	7.89
Alkalinite	mg $CaCO_3$/lt	454
$KOİ_{top}$	mg/lt	95

Tablo 5.13: MAP çöktürmesi ile pH =9'da stokiyometrik ve stokiyometrik üzeri dozajda elde edilen NH_3-N giderim verimleri

pH	1N NaOH Sarfiyatı (ml)	Stokiyometrik Dozaj	NH_3-N (mg/lt)	Giderim (%)
9	2.7	1:1:1	26.3	22.4
9	3	1:1:1.2	27	20.3
9	3	1.1:1:1.1	26.7	21.2

Stokiyometrik ($Mg:NH_4:PO_4$=1:1:1) ve stokiyometrik üzeri ($Mg:NH_4:PO_4$=1:1:1.2 ve 1.1:1:1.1) dozlarda uygulanan MAP çökelmesinde ise en fazla verimi veren stokiyometrik dozda TKN ve $KOİ_{top}$ parametrelerine bakıldığında TKN değeri 29 mg/lt'ye düşmüş ve %22'lik TKN giderim verimi elde edilmiştir. $KOİ_{top}$ değeri ise 12 mg/lt'ye düşmüş ve HÇYR çıkışında ilave $KOİ_{top}$ giderim verimi elde edilmiştir.

5.2.3 Amonyak sıyırma yöntemi ile besi maddesi giderimi

HÇYR çıkışında NH_3-N konsantrasyonu 21,8 mg/lt olan atıksuya hava ile amonyak sıyırma işlemi uygulanmıştır. Orijinal pH=7,94 olan HÇYR çıkış atıksuyunun pH değeri kireç [$Ca(OH)_2$] kullanılarak 12'ye yükseltilmiştir. Numune alma periyodu 30dk, 2 st, 4 st ve 24 st olarak gerçekleştirilmiştir. Her numune alımından sonra bir

saatlik çökelme süresi uygulanmıştır. Şekil 5.18'de 30 dakikalık havalandırmadan sonra alınan numunede bir saatlik çökelme süresi sonrası oluşan çamur miktarı gösterilmektedir. Amonyak sıyırma işleminin uygulandığı HÇYR çıkış suyu karakterizasyonu Tablo 5.14'de verilmektedir. Zamanla NH_3-N konsantrasyonunun değişimi Tablo 5.15'de NH_3-N giderim verimi ise Şekil 5.19'da verilmektedir. Amonyak sıyırma ile HÇYR çıkışında 21,8 mg/lt olan NH_3-N konsantrasyonu 24 saatlik havalandırma sonunda 5,04 mg/lt'ye düşürülmüştür. %77 giderim verimi elde edilmiştir. TKN konsantrasyonu ise 22,4 mg/lt'den 6.72 mg/lt'ye düşürülerek %70 TKN giderim verimi elde edilmiştir. Ayrıca 9,6 mg/lt olan PO_4-P konsantrasyonu 3,2 mg/lt'ye düşürülmüş ve organik fosfor içermediği kabulu ile TP açısından deşarj limitleri sağlanamasa bile %66 oranında giderilmiştir.

Tablo 5.14: I. Amonyak sıyırma çalışmasında HÇYR çıkış suyu karakterizasyonu

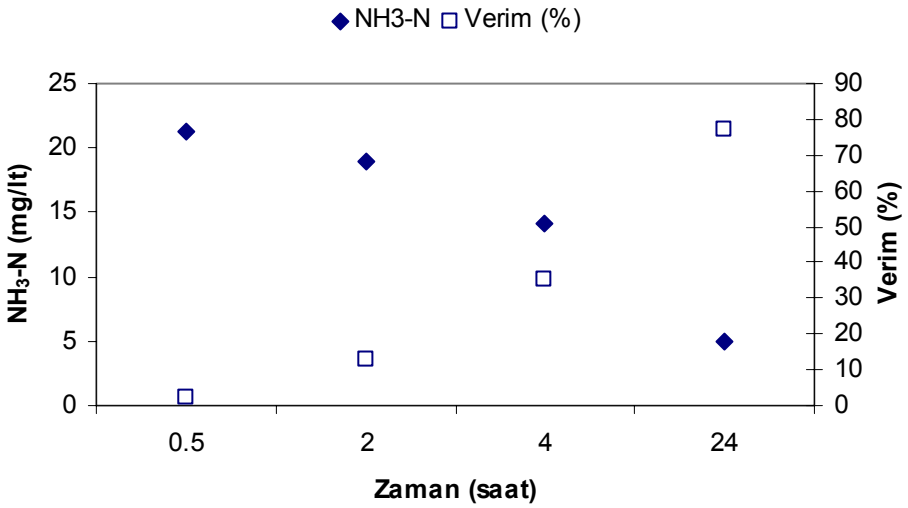
Parametre	**Birim**	**Değer**
TKN	mg/lt	22,4
NH_3-N	mg/lt	21,8
pH	-	7,94
Alkalinite	mg $CaCO_3$/lt	290
PO_4-P	mg/lt	9,6

Tablo 5.15: I. Amonyak sıyırma çalışmasında zamanla NH_3-N konsantrasyonun değişimi

Zaman (st)	**NH_3-N (mg/lt)**
0,5	21,3
2	19
4	14,14
24	5,04



Şekil 5.18: Amonyak sıyırması sonrası gerçekleşen çökelme(t=0,5 saat)



Şekil 5.19: NH_3-N giderim veriminin zamanla değişimi (çalışma 1)

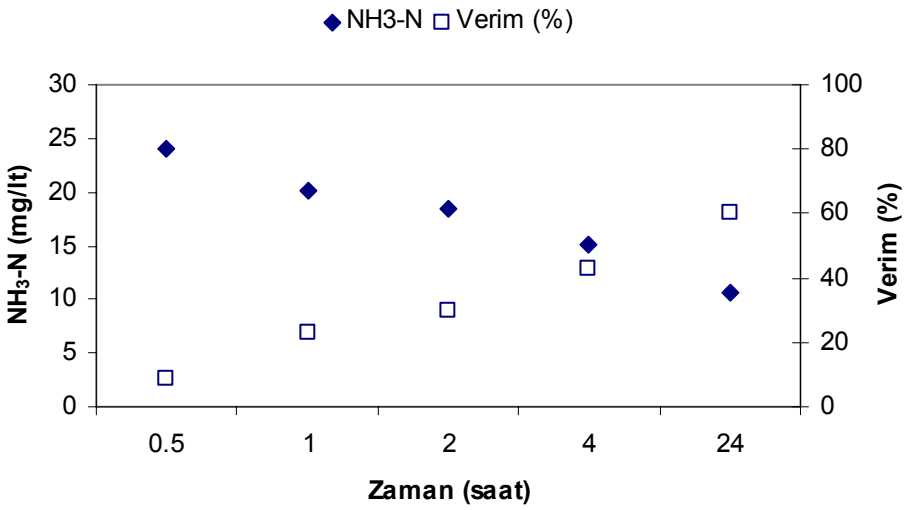
Amonyak sıyırma işleminin uygulandığı ikinci çalışmada ise HÇYR çıkışındaki atıksu karakterizasyonu Tablo 5.16'da, NH_3-N konsantrasyonunun zamanla değişimi Tablo 5.17'de, NH_3-N giderim verimi ise Şekil 5.20'de verilmektedir.

Tablo 5.16: II. Amonyak sıyırma çalışmasında HÇYR çıkış suyu karakterizasyonu

Parametre	Birim	Değer
TKN	mg/lt	26,9
NH_3-N	mg/lt	26,3
pH	-	7,94
Alkalinite	mg $CaCO_3$/lt	300
$KOİ_{top}$	mg/lt	<30
TP	mg/lt	2,3

Tablo 5.17: II. Amonyak sıyırma çalışmasında zamanla NH_3-N konsantrasyonun değişimi

Zaman (st)	NH_3-N (mg/lt)
0,5	24,1
1	20,2
2	18,5
4	15,1
24	10,6



Şekil 5.20: NH_3-N giderim verimlerinin zamanla değişimi (çalışma 2)

Amonyak sıyırma ile HÇYR çıkışında 26,3 mg/lt olan NH_3-N konsantrasyonu 24 saatlik havalandırma sonunda 10,6 mg/lt'ye düşürülmüş ve %60 giderim verimi elde edilmiştir. TKN konsantrasyonu ise 23,9 mg/lt'den 11,2 mg/lt'ye düşürülerek %58

TKN giderim verimi elde edilmiştir. Ayrıca 2,3 mg/lt olan TP konsantrasyonu 1,8 mg/lt'ye düşürülerek %22 oranında giderilmiştir.

KAAY Tablo 2'de verilen 'Kentsel Atıksu Arıtım Tesislerinden İleri Arıtıma İlişkin Deşarj Limitleri'ne göre eşdeğer nüfusu 10000-100000 arasında olan yerleşim bölgeleri için TN konsantrasyonu 15 mg/lt olmalıdır. Giriş atıksuyunun NH_3/TKN oranı yaklaşık 0,90 olduğu için, NH_3 konsantrasyonu TKN konsantrasyonuna eşit kabul edilebilir. Ayrıca atıksuyun nitrit ve nitrat içermediği kabul edilirse NH_3-N konsantrasyonu da toplam azota eşit kabul edilebilir. Buna göre her iki amonyak sıyırması çalışmasında 4 saat havalandırma sonrasında TN konsantrasyonu açısından istenilen deşarj limitlerinin sağlandığı görülmüştür.

6. SONUÇ VE ÖNERİLER

Düşük sıcaklıklarda seyreltik evsel atıksuların doğal sıcaklık şartlarında yüksek hızlı yukarı akışlı HÇYR ile arıtılabilirliği değerlendirilmiştir. Ayrıca nutrient (azot ve fosfor) açısından zengin çıkış sularına magnezyum amonyum fosfat (MAP), $FeCl_3$ ile kimyasal çökelme ve havayla amonyak sıyırma işlemleri uygulanarak KAAY Tablo 2'de verilen 'Kentsel Atıksu Arıtım Tesislerinden İleri Arıtıma İlişkin Deşarj Limitleri'ne göre eşdeğer nüfusu 10000-100000 arasında olan yerleşim bölgeleri için verilen limit değerlerin sağlanabilirliği araştırılmıştır.

Çalışma süresince reaktör içersindeki sıcaklık 12-23°C aralığında ölçülmüştür. Reaktör işletmeye alma aşamasının ilk haftasında 24 saatlik hidrolik bekletme süresi ile (θh), ikinci haftasından itibaren ise 18 saatlik θ_h ile 4 ay boyunca işletilmiştir. Bu çalışmada ise reaktör ortalama θ_h =11,8 saat ve ortalama θ_h=6,95 saat değerlerinde sırasıyla 4,5 ay ve 1 ay işletilerek deneysel çalışma sonuçları değerlendirilmiştir.

Evsel atıksuyun HÇYR'de arıtımı sonucunda elde edilen sonuçlar şu şekildedir;

Giriş $KOİ_{top}$ konsantrasyonu 45-700 mg/lt (ortalama 193 mg/lt) arasında değişim gösterirken çıkış $KOİ_{top}$ konsantrasyonu <30-95 mg/lt değişim göstermiştir.

Giriş $KOİ_{çöz}$ konsantrasyonu ise <30-75 mg/lt arasında değişim gösterirken çıkış $KOİ_{çöz}$ konsantrasyonu <30 mg/lt olarak gözlenmiştir.

İlave ısıtma yapılmadan %80 (%44-99) $KOİ_{top}$ giderim verimine ulaşılmıştır. $KOİ_{top}$ gideriminin çamur yatağında partiküler organik maddenin fiziksel işlemler ile gideriminden kaynaklandığı düşünülmektedir. Giriş KOİ konsantrasyonunun düşük gözlendiği zamanlarda KOİ gideriminin de azaldığı gözlenmiştir.

Ayrıca AKM sistem içerisinde ortalama %85 oranında tutulmuştur. $KOİ_{top}$ gideriminin sıcaklıktan değil, giriş atıksuyundaki katı madde ve organik madde konsantrasyonundan etkilendiği gözlenmiştir.

Reaktörlerde üretilen biyogaz miktarları 24/12/07-15/05/08 tarihleri arasında izlenememiştir. Daha sonra temin edilen bir gazmetre ile biyogaz üretimi izlenmiş fakat herhangi bir biyogaz üretimi gözlenmemiştir.

Her ne kadar havasız arıtma, organik madde gideriminde etkili ise de amonyum, fosfat ve sülfür gibi mineralize bileşiklerin gideriminde etkili olamamaktadır. Bu sebeple bu bileşikler ilave bir arıtma ile istenilen deşarj standartlarını sağlayabilecek seviyelere indirilmelidir. Bu sebeple düşük kirlilik yüküne sahip evsel atıksuların arıtıldığı sakrofilik HÇYR bir ön-arıtma alternatifi olarak düşünülmelidir.

$FeCl_3$ ile yapılan çalışmalarda stokiyometrik dozajın 2 ve 3 katı üzerinde atıksuyun organik fosfor içermediği kabulu ile TP açısından KAAY Tablo 2'de 'Kentsel Atıksu Arıtım Tesislerinden İleri Arıtıma İlişkin Deşarj Limitleri'ne göre eşdeğer nüfusu 10000-100000 arasında olan yerleşim bölgeleri için verilen $\leq$ 2 mg/lt değeri sağlanabilmiştir. Ayrıca $FeCl_3$ ilavesiyle ilave $KOİ_{top}$ giderimi gözlenmiştir.

Farklı pH değerlerinde yapılan MAP çöktürmesi çalışmasında ise pH=9'da stokiyometrik dozajda NH_3-N giderim verimi (%21) elde edilmiştir. Bunun devamında pH=9'da stokiyometrik ve stokiyometrik üzeri dozda MAP çöktürmesi denenmiş ve NH_3-N giderim verimi (%22,4) olarak stokiyometrik dozda ($Mg:NH_4:PO_4$=1:1:1) elde edilmiştir. Fakat ilgili yönetmelikteki limit değer sağlanamamıştır.

Havayla amonyak sıyırma işleminde ise 24 saat havalandırma sonrası > %60 oranında NH_3-N giderim verimleri elde edilmiş ve ilgili deşarj limitleri sağlanmıştır. Ayrıca fosfat PO_4-P giderimleri elde edilmiştir.

KAYNAKLAR

Agrawal, L.K., Okashi Y., Mochida, E., Okui, H., Ueki, Y., Harada, H. ve Alaerts, G.J., Veenstra, S., Bentvelsen, M., van Duijl, L.A., Lindfield, M., Specker, H., van Velsen, L., Wildschut, L., Lettinga, G., Hulshoff Pol, L. ve Zuidema, M., (1990). Feasibility of anaerobic sewage treatment in sanitation strategies in developing countries, *International Institute for Hydraulic and Environmental Engineering, IHE Report Series 20*, Delft, The Netherlands.

Agrawal, L.K., Harada, H. ve Okui, H., (1997). Treatment of Dilute Wastewaters in a UASB Reactor at a Moderate Temperature: Performance Aspects. *J. of Fermen. ve Bioeng.,* **83(2),** 197-184.

Alaerts, G.J., Veenstra, S., Bentvelsen, M., van Duijl, L.A., Lindfield, M., Specker, H., van Velsen, L., Wildschut, L., Lettinga, G., Hulshoff Pol, L., ve Zuidema, M., (1990). Feasibility of anaerobic sewage treatment in sanitation strategies in developing countries, International Institute for Hydraulic and Environmental Engineering, IHE Report Series 20, Delft, The Netherlands.

Arceivala S.J., (2002). Çevre Kirliliği Kontrolünde Atıksu Arıtımı, Birinci Baskı, İstanbul.

Barbosa, R.A. ve Sant'Anna Jr., G.L., (1989). Treatment of raw domestic sewage in an UASB reactors, *Water Research*, **23(12),** 1483-1989.

Burns, J. R., Finlayson, B., (1982). Solubility product of magnesium ammonium phosphate hexahydrade at various temperatures. *The Journal of Urology,* **128,** 426-428.

Culp, R.L., Wesner, G.M. ve Culp, G.L., 1978. *Handbook of Advanced Wastewater Treatment.* 2nd Ed. Van Nostrand Reinhold Co., NY.

Çifçi, D. İ., (2005). Evsel atıksuların doğal ortam sıcaklıklarında anaerobik arıtımı, *Yüksek Lisans Tezi*, İ.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

Dempsey, B., (1997). Removal and reuse of ammonia and phosphate by precipitation of struvite. *52nd Purdeu Industrial Waste Conference Proceedings*, Michigan, 369-375.

Draaijer, H., Maas, J.A.W., Schaapman, J.E., ve Khan, A., (1992). Performance of the 5 MLD UASB reactor for sewage treatment at Kanpur, India, *Water Science and Technology*, **25(7),** 123-133.

Durrant, A. E., Scrimshaw, M. D., Stratful, I., Lester, J. N., (1999). Review of the Feasibility of Recovering Phosphate from Wastewater for Use as a Raw Material by the Phosphate Industry, *Environmental Technology,* **20,** 749-758.

Elmitwalli, T.A., (2000). Anaerobic treatment of domestic sewage at low temperature, *PhD Thesis*, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands.

Elmitwalli, T., Zeeman, Gr., ve Lettinga, G., (2001). Anaerobic treatment of domestic sewage at low temperature, *Water Science and Technology,* **44(4)**, 33-40.

EPA, 2000. Wastewater technology fact sheet ammonia stripping, United States of Environmental Protection Agency, Washington D.C.

Foresti, E., (2001). Anaerobic treatment of domestic sewage: established Technologies and perspectives, *Proceedings of the Anaerobic Digestion 2001 Conferance on Anaerobic Conversion for Sustainability,* Antwerpen, Belgium, September 2-6, Part 1, 37-42.

Foresti, E., (2002). Anaerobic treatment of domestic sewage: established Technologies and perspectives, *Water Science and Technology*, **45(10),** 181-186.

Grin, P., Roesma, R. ve Lettinga, G., (1985). Anaerobic treatment of raw sewage in UASB reactors at temperatures 9-20°C, in Proceedings of the Seminar/Workshop on Anaerobic Treatment of Sewage, Switzenbaum, M.S., ed., Amherst, USA, 109-124.

Gömeç Ç.Y., (2005). A Comperative Evaluation of Anaerobic Treatment of Low Strenght Wastewaters at Mesophilic an Psychrophilic Temperatures, *Doktora Tezi,* İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, Türkiye.

Haandel, A. C., (1994). Influence of the digested COD concentration alkalinity requirements in anaerobic digesters, *Water Science and Technology*, **30(8),** 23-34.

Henze, M., Harremoes, P., Jansen, J., C., Arvin, E., (1996). Wastewater treatment biological and chemical processes, Chapter 8-10, Springer.

James, D., D. ve Simon A.P., (2002). Struvite Formation, Control and Recovery, *Water Research,* **36**, 3925-3940.

KAAY, 2006. Kentsel Atıksuların Arıtımı Yönetmeliği, Resmi Gazete, Tarih: 08.01.2006, Sayı: 26047.

Kabdaşlı, I., Tünay, O., Öztürk, İ., Yılmaz, S., ve Arıkan, O., (2000). Ammoniaremoval from young landfill leachate by magnesium phosphate precipitation and air stripping. *Water Science and Technology,* **41(1),** 237-240.

Kabdaşlı, I., Tünay, O., Çetin, M.S., Ölmez, T., (2002). Assessment of magnesiumammonium phosphateprecipitation for the treatment of leather tanning industry wastewaters. *Water Science and Technology,* **46(4-5),** 231-239.

Kato, M.T., (1994). The Anaerobic Teratment of Low Strenght Soluble Wastewaters, *PhD Thesis,* Department of Environmental Technology, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands.

Koojimans, J. L. ve van Velsen, E.M., (1986). Application of the UASB process for treatment of domestic sewage under sub-tropical conditions, the Cali Case, in *Anaerobic Treatment. A grown-up Technology*, Papers of the IAWQ-NVA Conferance on Advenced Wastewater Treatment (Aquatech 1996), Amsterdam, The Netherlands, 423-436.

Lens, P., Zeeman, G. ve Lettinga, G., (2001). Decentralised sanitation and reuse, *Concept system and implementation*, IWA Publishing, London, UK.

Lettinga, G., Roesma, R., ve Grin, P., (1983). Anaerobic treatment of raw domestic sewage at ambient temperatures using a granular bed UASB reactor, *Biotechnology and Bioengineering,* **25**, 1701-1723.

Lettinga, G., de Man, A., Grin, P., and Hulshoff Pol, L., (1987). Anaerobic wastewater treatment as an appropiate technology for developing countries, *Tribune Cebedeau*, **40(519),** 21-32.

Lettinga, G., Rebac, S., Parshina, S., Noezhvinikova, A., Lier, J., ve Stams, A., (1999). High-rate Anaerobic Treatmen of Wastewater at Low Temperatures. *J. of Fermen. and Bioeng.,* **80(5),** 499-506.

Lew, B., Belavski, M., Admon, S., Tarre, S. ve Gren, M., (2003). Temerature effect on UASB reactor operating for domestic waste water treatment in temperature climate regions, *Water Science and Technology***, 48(3),** 25-30.

Maekawa, T., Liao, C., Freng, X., (1995). Nitrogen and phosphorus removal for swine wastewater using intermittent aeration batch reactor followed by ammonium crystallization process. *Water Research,* **12,** 2643-2650.

Mahmoud, N.J.A., (2002). Anaerobic pre-treatment of sewage under low temperature (15°C) conditions in an integrated UASB digester system, *PhD. Thesis*, Wageningen University, Wageningen , The Netherlands.

de Man, A.W.A., Grin, P.C., Roesma, R.E., Grolle, K.C.F. ve Lettinga, G., (1986). Anaerobic treatment of municipal wastewater at low temperatures, in *Anaerobic Treatment. A grown-up Technology*, Papers of the IAWQ-NVA Conferance on Advenced Wastewater Treatment (Aquatech 1996), Amserdam, The Netherlands, 451-466.

de Man, A.W.A., van der Last, A.R.M. ve Lettinga, G., (1988). The use of EGSBand UASB anaerobic systems or low strenght soluble and complex wastewaters at temperatures ranging from 8 to 30°C, in *Proceedings of the 5th International Symposium on Anaerobic Digestion,* Hall, E.R. and Hobson, P.N., eds., Bologna, Italy, 197-208.

Metcalf&Eddy, (1991). Wastewater Engineering, Treatment Disposal, Reuse, *Third Edition* McGraw Hill Inc., New York, USA.

Metcalf&Eddy, (2003). Wastewater Engineering, Treatment Disposal, Reuse, McGraw Hill Inc., New York, USA.

Okashi, A., (1997). Treatment of raw sewage in a temperature climate using a UASB reactor and the hanging spone cubes process, in *Proceedings of the 8th International Conferance on Anaerobic Digestion,* Sendai, Japan, **2,** 200-207.

Orhon, D., Ateş, E., Sözen, S. ve Çokgör, E.U., (1997). Characterization and COD Fractionation of Domestic Wastewaters. *Environmental Pollution,* **95(2),** 191-204

Özgen, S., Sürücü, G., (1983). Kanalizasyon sularının fiziko-kimyasal arıtımında sodyum aluminat kullanımı, *Çevre'83 II. Ulusal Çevre Mühendisliği Sempozyumu*, İzmir.

Öztürk, M., (2006). Magnezyum amonyum fosfat (MAP) çöktürmesi ile atıksulardan azot ve fosfor giderimi, *Yüksek Lisans Tezi,* Cumhuriyet Üniversitesi, Sivas.

Öztürk, İ., (2007). Anaerobik arıtma ve uygulamaları, *Su vakfı yayınları*, İstanbul, Türkiye.

Peavy, H.S., Rowe, D.R., Tchobanoglous, G., 1985. Environmental Engineering. McGraw-Hill, Inc. United States of America.

Price, E.C. ve Cheremisinoff, P.N., 1981, Biogas production and utilization, *Ann Arbour Science.*

Rebac, S., (1998). Psychrophilic Anaerobic Teratment of Low Strenght Wastewaters, *PhD Thesis,* Department of Environmental Technology, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands.

Rodriguez, J.A., Pena, M.R. ve Manzi, M., (2001). Application of innovative methodology to improve the starting-up of UASB reactors treating domestic sewage, *Water Science and Technology*, **44(4),** 295-303.

Samsunlu, A., (2006). Atıksuların Arıtılması, İstanbul Teknik Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul.

Scellinkhout, A., Lettinga G., van Velsen, L. ve Louwe Kooijmans, J., (1985). The applications of the UASB reactor for direct treatment of domestic wastewater under tropical conditions, in *Proceedings of the Seminar/Workshop on Anaerobic of Sewage,* Switzenbaum, M.S., ed., Amherts, USA, 259-276.

Schuiling, R. D., Andrade, A., (1999). Recovery of struvite from calf manure.*Environmental Technology*, **20,** 767-768.

Schulze-Rettmer, R., (1991). The simultaneous chemical precipitation of ammonium and phosphate in the form of magnesium-ammonium-phosphate. *Water Science and Technology,* 659-667.

Shin, H. S., Lee, S. M., (1997). Removal of nutrients in wastewater by using magnesium salts. *Environmental Technology,* **19,** 283-290.

Sing, K.S. ve Viraraghavan, T., (1998). Start-up and operation of UASB reactors at 20°C for municipal wastewater treatment, *Journal of Fermantation and Bioengeenering,* **41(11),** 1082-1091.

Snoeyink, V.L. ve Jenkins, D., (1980). Water Chemistry, New York.

Speece, R. E., 1983. Anaerobic biotechnology for industrial waste water treatment, *Environ. Science and Technology*, **17(9),** 416A-427A.

Stratful, I., (2001). Conditions influencing the precipitation of magnesium ammonium phoshate, *Second Recovery Conferance,* Holland.

Stratful, I., Scrimshaw, M.D. ve Lester, J., (2001). Conditions influencing the precipitation of magnesium ammonium phoshate. *Water Research,* **35,** 4191-4199.

Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater, (1998). 20th edn, APHA/AWWA/Water Environment Federation, Washington DC, USA.

Tchobanoglous, G., 1991. Wastewater engineering treatment and disposal, Mc Graw-Hill, New York.

Tünay, O., Kabdaslı, I., Orhon, D., Ateş, E., (1995). Characterization and pollution profile of leather tanning industry in Turkey, *Water Science and Technology,* **32(12),** 1-9.

Tünay, O., Kabdaslı, I., Orhon, D., Kolçak, S., (1999). Ammonia removal by magnesium ammonium phosphate precipitation in industrial wastewaters. *Water Science and Technology,* **36(2-3)**, 225-228.

Tüylüoğlu, B. S., (2001). Evsel katı atık sızıntı sularının havasız çamur yataklı reaktörle arıtımı, *Doktora Tezi*, İ.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

Ubay, G., (1993). Evsel atıksuların havasız biyolojik arıtımı üzerine bir araştırma, *DoktoraTezi*, İ.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

Uemura, S. ve Harada, H., (2000). Treatment of sewage by a UASB reactor under moderate to low temperature conditions, *Bioresource Technology*, **72,** 275-282.

Van Haandel, A.C. ve Lettinga G., (1994). Anaerobic sewage treatment: a partical guide for regions with a hot climate, John Wiley&Sons Ltd., Chichester.

Vieira, S.M.M. ve Souza, M.E., (1986). Development ot technology fort he use of the UASB reactor in domestic sewage treatment, *Water Science and Technology,* **18(12),** 109-121.

Vieira, S.M.M., (1988). Anaerobik treatment of domestic sewage in Brazil-research, results and full-scale experience. *Proceedings of the 5th International Symposium on Anaerobic Digestion*, Bologna, Italy, 185-196.

Vieira, S.M.M., Garcia, A.D., (1992). Sewage treatment by UASB reactor: operating results and recommendations for design and utilization, *Water Science and Technology,* **25(7),** 143-158.

Vieira, S.M.M., Carvalho, J.L., Barijan, F.P.O. ve Rech, C.M., (1994). Application ot the UASN technology for sewage treatment in a small community at Sumare, Sao Paulo State, *Water Science and Technology*, **30(12).** 203-210.

Yangın, C., Yılmaz, S., Altınbaş, M., ve Öztürk, İ., (2002). A new process for the combined treatment of municipal wastewaters and landfill leachates coastal areas. *Water Science and Technology,* **46(8),** 111-118.

Zydbiewska, M.W., Kula, B., (1991). Removal of ammonia nitrogen by the precipitation method on the example of some selected wastewaters. *Water Science and Technology,* **24(7),** 229-234.

URL 1: www.leachate.co.uk/html/air_ammonia_stripping.html (son ziyaret tarihi, 10.07.2008)

ÖZGEÇMİŞ

Çevre Mühendisi Elis Güneş 1983 yılında Varna'da doğmuştur. Orta öğrenimini Arnavutköy Korkmaz Yiğit Süper Lisesi'nde tamamlamıştır. 2006 yılında Kocaeli Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nden mezun olup, aynı yıl girdiği İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı Çevre Bilimleri ve Mühendisliği Program'ına devam etmektedir. TÜBİTAK TARAL 105G047 nolu 'Düşük Masraflı Arıtma Teknolojilerinin Türkiye Şartlarına Göre Geliştirilmesi ve Marmara Bölgesi İçin Örnek Uygulama' projesinde aktif olarak çalışmalarını sürdürmektedir.