

**T. C.**  
**GEBZE YÜKSEK TEKNOLOJİ ENSTİTÜSÜ**  
**MÜHENDİSLİK VE FEN BİLİMLERİ**  
**ENSTİTÜSÜ**

**ARDIŞIK KESİKLİ REAKTÖRLERDE**  
**ORGANİK MADDE GİDERİMİ**

**Zişan Pınar SÖZER**  
**YÜKSEK LİSANS TEZİ**  
**ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

**GEBZE**

**2009**

**T. C.**  
**GEBZE YÜKSEK TEKNOLOJİ ENSTİTÜSÜ**  
**MÜHENDİSLİK VE FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**ARDIŞIK KESİKLİ REAKTÖRLERDE**  
**ORGANİK MADDE GİDERİMİ**

**Zişan Pınar SÖZER**  
**YÜKSEK LİSANS TEZİ**  
**ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

**TEZ DANIŐMANI**  
**Doç. Dr. Güleda ENGİN**

**GEBZE**  
**2009**

## ÖZET

**TEZİN BAŞLIĞI:** Ardışık Kesikli Reaktörlerde Organik Madde Giderimi

**YAZAR ADI:** Zişan Pınar SÖZER

Bu çalışmada antibiyotik içerikli atıksuların ardışık kesikli reaktörlerde biyolojik yöntemlerle arıtılabilirliği incelenmiştir. Bu amaç doğrultusunda deneylerde, birçok işletme kolaylığı sayesinde ardışık kesikli bir reaktör kullanılmıştır. Çalışmanın amacı biyolojik atıksu arıtma tesislerine gelen antibiyotik içerikli evsel atıksuların aktif çamur metoduyla arıtılabilirliğinin araştırılmasıdır. Bu amaç doğrultusunda, ardışık kesikli bir reaktörde etken maddesi levofloksasin olan antibiyotik farklı konsantrasyonlarda denenerak evsel atıksulardaki giderimi incelenmiştir.

İzmit Tütünçiftlik Evsel Atıksu Arıtma Tesisinden temin edilen aktif çamur çalışmalarda kullanılmıştır. Çalışma boyunca ana reaktör (R-A) ve kontrol reaktörü (R-K) olmak üzere iki reaktör işletmeye alınmış ve eş zamanlı olarak çalıştırılmışlardır. Levofloksasin etken maddeli antibiyotiğin farklı konsantrasyonları (0.5, 0.75, 1.0 mg/L) denenerak, Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) giderim verimi, Toplam Kjedadhl Azotu (TKN), amonyak (NH<sub>3</sub>), pH, çözünmüş oksijen konsantrasyonu parametreleri günlük olarak ölçülmüştür.

Çalışmada R-A'ya, farklı zaman dilimlerinde reaktör içindeki konsantrasyonu bilinen levofloksasin çözeltisinden ilave edilmiş ve aktif çamura yaptığı etkiler gözlenmiştir. Sisteme ilave edilen levofloksasin konsantrasyonunun artışıyla aktif çamur üzerindeki etkisinin arttığı ve mikroorganizmalar üzerinde belli bir toksik etki yarattığı tespit edilmiştir.

## SUMMARY

**THESIS TITLE:** Organic Substance Removal in Sequencing Batch Reactors

**AUTHOR:** Zişan Pınar SÖZER

In this study, the treatability of wastewaters was investigated by biological treatment methods in the presence of antibiotics. For this purpose, a sequencing batch reactor was used due to their simplicity of operation. The main aim of the study is to investigate the treatability of domestic wastewaters having antibiotics by means of activated sludge method. In order to fulfil this aim, different concentrations of levofloksasin active substance was introduced to the sequencing batch reactor used in this study treating domestic wastewater.

The activated sludge used was supplied from Izmit Tutunciftlik Sewage Treatment Plant. During the study, the main reactor (R-A) and the control reactor (R-K) were operated simultaneously. In order to observe the effect of different concentrations (0.5, 0.75, 1.0 mg/L) of antibiotic having levofloksasin as the active substance, important operational parameters such as COD, TKN, NH<sub>3</sub>, DO and pH were measured daily.

During the study, a known amount of levofloksasin solution was introduced to the R-A reactor at different time periods in order to observe the negative effects of levofloksasin on the activated sludge. It was determined that as the concentration of levofloksasin solution was increased within the system, the negative effect on the activated sludge was increased and the toxic effect on the microorganisms with an increase in the levofloksasin concentration was also observed.

## TEŞEKKÜR

Tez çalışmam süresince bana yardımcı olup, ilgisini, manevi desteğini ve bilgilerini esirgemeyen, değerli zamanını ayıran, tez danışmanım Doç. Dr. Güleda Engin'e,

Bu çalışmam boyunca verdikleri bilgi ve emeklerinden dolayı, Arş. Gör. Dr. Mahir İnce ve Arş. Gör. Elif Şentürk'e,

Her zaman yanımda olan ve yardımları esirgemeyen arkadaşım Tuğba Öztürk'e,

Beni her zaman motive eden ve çalışmam boyunca verdiği emeklerinden dolayı eşim Yücel Sözer'e,

Hayatımın her noktasında maddi manevi desteklerini ve yardımlarını esirgemeyen babam Nurettin Yıldız, annem Yüksel Yıldız ve kardeşim Güven Yıldız'a teşekkürlerimi sunarım.

# İÇİNDEKİLER DİZİNİ

ÖZET	i
SUMMARY	ii
TEŞEKKÜR	iii
İÇİNDEKİLER	iv
ŞEKİLLER DİZİNİ	v
ÇİZELGELER DİZİNİ	vi
1. GİRİŞ	1
2. BİYOLOJİK ATIKSU ARITIMI	3
2.1. Aerobik Arıtma	4
2.1.1. Asılı Yöntemler	5
3. ARDIŞIK KESİKLİ REAKTÖRLER	10
4. ANTİBİYOTİK KULLANIMI VE ARITMA TESİSLERİ ÜZERİNDEKİ BİLİNER ETKİLERİ	17
5. MATERYAL METOD	22
5.1. Kullanılan Reaktörler	22
5.2. İşletim Prensibi	24
5.2.1. R-K (Kontrol Reaktörü) İşletme Koşulları	24
5.2.2. R-A (Levofloksasin Çözeltisi İçeren Reaktör) İşletme Koşulları	25
5.3. Kullanılan Aktif Çamur ve Özellikleri	26
5.4. Sentetik Atıksu Özellikleri	26
5.5. Kullanılan Antibiyotik ve Özellikleri	28
5.6. Tayin Metotları	28
6. SONUÇLAR	35
6.1. Kontrol Reaktörü	35
6.2. R-A (Levofloksasin Çözeltisi İçeren Reaktör)	37
7. DEĞERLENDİRME	46
KAYNAKLAR DİZİNİ	48
ÖZGEÇMİŞ	52

## ŞEKİLLER DİZİNİ

<b><u>Sekil</u></b>	<b><u>Sayfa</u></b>
2.1. Klasik Bir Aktif Çamur Tesisi Akım Şeması.	6
3.1. AKR'de Yer Alan Fazlar.	12
4.1. Tedavi Gruplarına Göre İlaç Kullanım Oranları 2001 (İlaç Endüstrisi İşverenler Sendikası- IMS/Türkiye).	18
5.1. Çalışmalarda Kullanılan Reaktörler.	23
5.2. Çalışma Düzenegi.	24
5.3. SVI Deney Sistemi.	32
6.1. Kontrol Reaktöründe İşletmeye Alma Sürecindeki KOİ Giderim Verimi.	35
6.2. Kontrol Reaktöründe İşletmeye Alma Sürecindeki Amonyak Konsantrasyon Değişimi.	36
6.3. Kontrol Reaktöründe İşletmeye Alma Sürecindeki TKN Konsantrasyon Değişimi.	37
6.4. KOİ Giderim Veriminin Zamanla Değişimi (Levofloksasin konsantrasyonu, 0.5 mg/L).	38
6.5. Amonyak Konsantrasyonunun Zamanla Değişimi (Levofloksasin konsantrasyonu, 0.5 mg/L).	39
6.6. TKN Konsantrasyonunun Zamanla Değişimi (Levofloksasin konsantrasyonu, 0.5 mg/L).	39
6.7. KOİ Giderim Veriminin Zamanla Değişimi (Levofloksasin konsantrasyonu, 0.75 mg/L).	40
6.8. Amonyak Konsantrasyonunun Zamanla Değişimi (Levofloksasin konsantrasyonu, 0.75 mg/L).	41
6.9. TKN Konsantrasyonunun Zamanla Değişimi (Levofloksasin konsantrasyonu, 0.75 mg/L).	42
6.10. KOİ Giderim Veriminin Zamanla Değişimi (Levofloksasin konsantrasyonu, 1 mg/L).	43
6.11. Amonyak Konsantrasyonunun Zamanla Değişimi (Levofloksasin konsantrasyonu, 1 mg/L).	44
6.12. TKN Konsantrasyonunun Zamanla Değişimi (Levofloksasin konsantrasyonu, 1 mg/L).	45

## ÇİZELGELER DİZİNİ

<b><u>Çizelge</u></b>	<b><u>Sayfa</u></b>
2.1. Aktif çamur prosesi ve prosesin farklı uygulamaları.	9
5.1. Kullanılan Sentetik Atıksu.	27
5.2. Numunedeki Amonyak Miktarına Bağlı Olarak Alınması Önerilen Numune Miktarı.	30

# 1. GİRİŞ

Antibiyotikler birçok hastalığın tedavisinde yaygın olarak kullanılan ve hastalığa neden olan mikroorganizmalara göre farklı etken maddesi içeren ilaçlardır. Antibiyotiklerin bağışıklık sistemini güçlendiren ilaçlar olduğu düşüncesi, enfeksiyon olmasa da bu ilaçların kullanılmasına sebebiyet vermektedir. Bilinçsizce ve fazla kullanılması evsel atıksularda antibiyotik oranında artış meydana getirmektedir. Mevsimsel değişikliklerle birlikte soğuk algınlığı gibi rahatsızlıkların artması ve enfeksiyonun hemen kontrol altına alınmak istenmesi sebebiyle bilinçsiz ilaç kullanımı da artmaktadır.

İnsanlar tarafından alınan antibiyotiklerin büyük bölümü vücuttan atılan dışkı vasıtasıyla kanalizasyon sistemine geçer ve atıksu arıtma tesislerine deşarj edilirler. Dolayısıyla bu atıksular; evsel atıksu arıtma tesislerinin biyolojik arıtım proseslerine gelir ve birçok arıtma probleminin oluşmasına sebep olurlar. Burada tam arıtılmadıklarından bazı farmasotik aktif bileşikler hemen hemen hiç değişmeden atıksu arıtma tesislerinden alıcı ortamlara deşarj edilebilirler.

Biyolojik arıtma sistemlerinde görülen toksik maddelerin, cinsine, konsantrasyonuna, arıtmayı gerçekleştiren mikroorganizma topluluğuna, çamur yaşına, atıksuyun toksik maddeye maruz kalma süresine, sıcaklığına göre arıtma sistemlerine olan etkileri de değişmektedir. Antibiyotikler atıksularda istenmeyen toksik maddelerdendir. Biyolojik arıtma sistemlerinde antibiyotik aktif maddelerinin sistem üzerinde oluşturdukları toksik etki yüzünden iyi bir arıtma verimi elde edilemez ve hatta arıtma sisteminin çökmesine neden olabilirler.

Bir aktif çamur biyolojik arıtma prosesi olan Ardışık Kesikli Reaktörler (AKR) genellikle küçük sistemlerde kullanılır. Temel olarak tek bir tank veya paralel şekilde çalışan birkaç tanktan oluşan bu sistemler sırasıyla doldurma, reaksiyon, çökeltme, boşaltma ve dinlendirme fazlarından meydana gelir. AKR sistemleri organik ve besin maddelerinin uzaklaştırılması için uygun proseslerdir. Basit tasarımı, kolay ve esnek çalışılabilirliği gibi avantajlara sahip olan, aynı zamanda kontrolleri

kolay olup bekleme süreleri uzatılabilen bu reaktörlerin toksik madde ve şok yüklemelere karşı dirençli olmaları da arıtımda tercih edilme nedenleri arasındadır.

Bu çalışmanın amacı biyolojik atıksu arıtma tesislerine gelen antibiyotik içerikli evsel atıksuların aktif çamur metoduyla arıtılabilirliğinin araştırılmasıdır. Bu amaç doğrultusunda, ardışık kesikli bir reaktörde etken maddesi levofloksasin olan antibiyotik farklı konsantrasyonlarda denenerek atıksulardaki giderimi incelenmiştir.

Tezin ikinci bölümünde biyolojik atıksu arıtımı hakkında genel bir bilgi verilmiş olup tezde çalışılan biyolojik arıtma sistemlerinden aerobik arıtma sistemi ve aktif çamur sistemi ile ilgili anlatıma yer verilmiştir.

Üçüncü bölümde, çalışmada kullanılmak için seçilen ardışık kesikli reaktörlerden bahsedilmiş ve bu reaktörün tercih edilmesinin nedenleri anlatılmıştır.

Dördüncü bölümde, antibiyotik kullanımı ve arıtma tesisleri üzerindeki bilinen etkileri belirtilmiş olup, ülkemizde fazla miktarda antibiyotik tüketilmesi ve bunun sonucunda atıksular da toksik etki oluşmasıyla arıtma tesislerinde meydana gelen problemlerden bahsedilip bu alanda yapılan çalışmalara yer verilmiştir.

Beşinci bölümde deneysel çalışmada kullanılan reaktörler ve aktif çamur ile antibiyotik özellikleri ve yapılan analiz metotları anlatılmıştır. Altıncı bölümde ise bu tez kapsamında elde edilen sonuçlar ve yorumları yer almaktadır. Yedinci bölümde de genel bir değerlendirme yapılmıştır.

## 2. BİYOLOJİK ATIKSU ARITIMI

Biyolojik arıtmanın amacı atıksu içerisindeki çözünmüş ve askıda (kolloid) halde bulunan kirleticilerin aerobik veya anaerobik şartlarda giderilmesi ve organik maddenin daha kararlı hale getirilmesidir. Biyolojik arıtma ile evsel atıksuların organik madde içeriği belirli sınırlarda azaltılır. Mekanik ön arıtma ile birlikte uygulanan bu proses, ikinci kademe arıtma olarak da adlandırılır. Kaba maddelerin giderilmesinde en etkili yöntem çöktürme işlemi olmasına rağmen, biyolojik arıtma prosesi kolloidal ve çözünmüş organik maddelerin giderilmesinde en uygun yöntemdir [Samsunlu, 2006].

Evsel atıksu arıtımında en etkili ve verimli olan biyolojik proseslerin, [Metcalf and Eddy, 1991] organik madde gideriminde elverişli bir yöntem olduğu kabul edilmektedir [Sirianuntapiboon and Hongsisuwan, 2006].

Biyolojik arıtma atıksu içerisinde bulunan mikroorganizmalar yardımıyla gerçekleşmektedir. Biyolojik arıtmayı sağlayan mikroorganizma topluluğuna biyokütle, mikroorganizmalar tarafından besin olarak kullanılan maddelere de substrat adı verilir. Mikroorganizmalara uygun yaşam koşulları sağlanırsa ortamda bulunan kirletici maddeleri biyolojik olarak parçalayarak stabil hale getirir ve kendi yaşamlarını sürdürürler [Kestioğlu, 2001].

Atıksu içerisinde mikroorganizma hücrelerinin askıda kalması arıtmanın tam olarak gerçekleşmemiş olduğunu gösterir. Çünkü biyolojik arıtmada amaç mikroorganizma hücrelerine dönüşen organik maddelerin çökerek atıksudan ayrılmasıdır. Bundan dolayı aerobik ve anaerobik reaktörlerden sonra son çökeltme havuzları yapılmaktadır [Samsunlu, 2006].

“Biyolojik arıtma yöntemleri (biyoprosesler) fiziksel ve kimyasal yöntemlerle kıyasla önemli avantajlara sahiptirler [Kargı, 1995].

1. Biyoprosesler normale yakın şartlarda işletilebilirler (oda sıcaklığı, atmosferik basınç, nötrale yakın pH değerleri)
2. Biyolojik yöntemler oldukça spesifik katalitik dönüşümler içerirler.
3. Biyolojik dönüşümler otokatalitik olup dönüşüm devam ettikçe organizma konsantrasyonu artar ve dönüşüm hızlanır.
4. Polimerik ve tehlikeli atıklar biyolojik yöntemlerle giderilebilirler.
5. Biyolojik arıtma sistemleri daha düşük yatırım ve işletme giderleri gerektirdiklerinden kimyasal yöntemlere tercih edilirler.”

Biyolojik arıtma sistemleri ortamdaki oksijenin varlığına göre aerobik ve anaerobik olarak ikiye ayrılırlar.

## 2.1. Aerobik Arıtma

Aerobik arıtma, mikroorganizmalar aracılığıyla organik maddelerin parçalandığı biyolojik arıtım sistemidir. Mikroorganizmalar çözünmüş oksijeni kullanarak organik maddeleri kendi enerji ihtiyaçları için gerekli olan CO<sub>2</sub> üretiminde kullanırlar [Grady, 1980].

Aerobik arıtma katı, sıvı ve gaz atıklara uygulanabilen ve oksijen varlığında, azot ve kükürtlü bileşiklerin CO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ve SO<sub>4</sub><sup>-2</sup> e yükseltgenmesini sağlayan biyolojik bir proses yöntemidir. Bu yöntemde sıvı atıklar; aktif çamur, damlatmalı filtre, biyodisk, akışkan yatak ya da oksidasyon havuzları ile birlikte uygun organizmalar aracılığıyla oksitlenebilirler [Kargı, 1995].

Mikroorganizmalar oksijen varlığında karbonlu bileşikleri parçalayarak CO<sub>2</sub> ve H<sub>2</sub>O'ya dönüştürürler. En kolay parçalanan bileşikler karbohidratlardır. Azotlu bileşikler ise önce amonyağa daha sonra nitrat formuna dönüşürler [Kestioğlu, 2001].

Aerobik arıtma prosesi genel olarak iki sınıfa ayrılır. Birincisi, arıtmayı yapan bakterilerin askıda bulunduğu aktif çamur sistemleridir. İkincisi ise, arıtmayı yapan

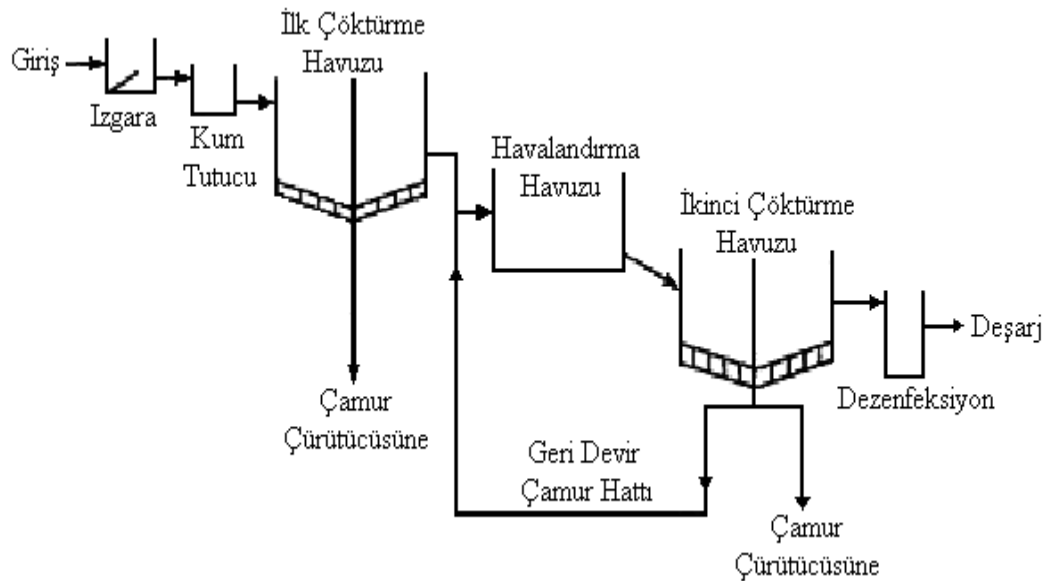
bakterilerin sabit bir tabaka oluşturduğu sistemler olan damlatmalı filtreler ve biodisklerdir [Grady, 1980]. Bölüm 2.1.1’de bu tez kapsamında kullanılan asılı yöntemler kısaca anlatılmıştır.

### **2.1.1. Asılı yöntemler**

Askıda çoğalan biyolojik arıtma sistemlerinde organik kirlilik, reaktör içinde askıda (süspanse) bulunan mikroorganizmalar tarafından ortamdan biyokütle olarak uzaklaştırılır. Karıştırılarak askıda tutulan biyokütle çökeltme tankında dibe çökeler. Dipte toplanan ve arıtma çamuru olarak adlandırılan biyokütle sistemden uzaklaştırılır. Askıda çoğalma sistemleri aktif çamur sistemi, havalandırma havuzları, stabilizasyon havuzları gibi kısımlarda incelenir. En yaygın kullanılan sistem ise aktif çamur prosesidir [Samsunlu, 2006].

#### ***Aktif çamur sistemi***

Aktif çamur prosesi, evsel atıksu arıtma tesislerinde en yaygın olarak uygulanan biyolojik arıtma metodudur. Bu proses, mikroorganizmalar tarafından atıksu içerisindeki çözünmüş ve partiküler organik maddelerin biyolojik olarak parçalanması sonucu biyokütle ve enerjiye dönüştürülmesi prensibine dayanmaktadır [Gernaey et.al.,2004].



**Şekil 2.1.** Klasik Bir Aktif Çamur Tesisi Akım Şeması.

Bu proses, doğal olarak kabul edilebilir bir çıkış suyunun oluşumu için iki bağımsız karakteristiğe dayanmaktadır. Birinci özellik mikroorganizmalar tarafından süspansiyon ve koloidal organik maddelerin tam asimilasyonu sonucu  $CO_2$ , su ve daha birçok inert maddeler gibi son ürünlerin oluşumudur. Aktif çamur prosesinin bu ilk fazı genellikle substrat kullanımı olarak ifade edilmektedir. İkinci faz, yüksek kalitede çıkış suyunun oluşturulması için düşük Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ) olan son ürün elde edilebilmek amacıyla mikroorganizmaların ve diğer süspansiyon maddelerin veya koloidal bileşiklerin kolayca çökebilir kütleye flokülasyonudur [Scruggs ve Randall, 1998].

Aktif çamur metodunda, havalandırma havuzu ve son çökeltme havuzu birbirine bağlı olarak çalışmaktadır. Aktif çamur, biyolojik aktivite gösteren çamur anlamındadır ve atık suyun biyolojik olarak arıtılması da havalandırma havuzundaki aktif çamur vasıtasıyla olmaktadır. Son çökeltme havuzunda çöken çamur flokları aktif çamur olarak havalandırma havuzuna geri devredilmektedir. Aktif çamurun fazlası son çökeltme havuzunda atık olarak uzaklaştırılmaktadır. Atık çamurun uzaklaştırılması ile havalandırma havuzundaki çamur miktarı ayarlanabilmektedir. Fazla çamurun alınması aktif çamur sisteminin kararlılığını ve verimli çalışmasını sağlamaktadır [Samsunlu, 2006].

Aktif çamur, kimyasal olarak karbonhidratlar, proteinler, yağlar ve nükleik asitler gibi biyokimyasal bileşiklerin ana kaynağını oluşturan karbondan meydana gelir. Ayrıca azot, fosfor ve düşük miktarlarda diğer elementleri de içerir. Elementlerden birinin eksik olması durumunda ortama ilave edilmesi gerekebilir. Özellikle azot ve fosforun eksik olması dengeli mikroorganizma büyümesini engellemektedir [Gaudy and Rozich 1992].

Aktif çamur metoduyla yapılan biyolojik arıtmada, yüksek bir arıtma verimi ve atıksudaki organik maddelerin, tam olarak adsorbe olabilmeleri için sistemde yeterli miktarda aktif çamur bulunması ve yeterli temas yüzeyine sahip olmaları gereklidir. Son çökeltme havuzunda çamur floklarına tutunmuş olan maddelerin tamamen çökebilmesi için aktif çamur iyi floklaşma ve çökme özelliğine sahip olmalıdır. Aktif çamurun fiziksel özelliklerini (çökeltme) belirleyen en önemli parametre çamur hacim indeksidir [Samsunlu, 2006].

Verimli bir aktif çamur sistemi dizaynı yapılmak ve işletilmek isteniyorsa, mikroorganizmaların sistem içindeki önemi iyi bilinmelidir. Aktif çamur prosesinde bakteri en önemli mikroorganizmadır. Reaktör içinde, organik maddenin bir kısmı aerobik ve fakültatif bakteriler tarafından yeni hücre üretiminde kullanılacak enerji ihtiyacını karşılamak için kullanılır. Organik maddenin küçük bir kısmı  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^-$  ve  $\text{CO}_2$  gibi düşük enerjili bileşiklere dönüştürülür. Bu arada son ürünler oluşmadan önce bazı ara ürünler ortaya çıkar [Metcalf and Eddy, 1991].

Aktif çamur prosesinin verimli bir şekilde çalışabilmesi için aşağıda belirtilen hususlara dikkat edilmesi gerekmektedir;

- 1-Ortamın mikroorganizmaların yaşamına elverişli yani, ortamın pH değeri ve sıcaklığı uygun olmalı,
- 2-Sistemde mikroorganizma kütlelerine oluşturabilecek seviyede karbon, azot ve fosfor bulunmalı (C/N/P, 100/5/1 ile 100/10/1 arasında olması gerekiyor),
- 3-Mikroorganizmaların aktivitesini düşürecek inhibitörler bulunmamalı,
- 4-Yeterli miktarda mikroorganizma bulunmalı (geri devirler sağlanır),
- 5-Sisteme verilen hava, mikroorganizma yaşamı için yeterli olmalı, ancak oluşan flokları kırarak parçalayacak şiddette olmamalı,

- 6-Arıtmayı sağlayacak maddeler dominant hale getirilmeli,
- 7-Geri devir ve fazla çamur çekilme prosesleri istenen seviyede olmalı,
- 8-İstenecek verimi sağlayacak tarzda bekleme süresi seçilmelidir [Kestioğlu, 2001, Metcalf and Eddy, 1991, Kargı, 1995].

Aktif çamur prosesi, atıksuların biyolojik olarak arıtılmasında kolaylıkla uygulanabilen esnek bir sistemdir. Bu nedenle klasik bir aktif çamur sisteminin yanında birçok farklı uygulamaları da (modifikasyon) bulunmaktadır. Çizelge 2.1’de aktif çamur prosesinin farklı uygulamaları belirtilmiş ve özellikleri açıklanmıştır.

**Çizelge 2.1.** Aktif çamur prosesi ve prosesin farklı uygulamaları [Metcalf and Eddy, 1991].

Proses	Açıklamalar
Aktif çamur metodu	Bu tür sistemde, bir havalandırma havuzu, son çöktürme havuzu ve geri devir çamur tertibatı vardır. Fazla çamur ya geri devir hattından ya da havalandırma havuzundan alınarak uzaklaştırılır. Geri devir çamuru, çökeltme havuzundan gelen sularla karışarak havalandırma havuzuna girerken kabarcıklı ya da mekanik havalandırma ile karıştırılır. Havalandırma sırasında organik maddelerin adsorpsiyonu, flokülasyonu (yumaklaştırma) ve oksidasyonu meydana gelir. Bu karışım son çöktürme havuzuna alınır ve çökebilir maddeler sudan ayrılır, çökeltmiş çamur geri devrettirilir.
Tam karışım	Bu tip prosede amaç, ideal bir tam karışım havuzun akım şartlarını sağlamaktır. Çökeltme havuzundan gelen su ve geri devir çamuru havalandırma havuzuna birkaç noktadan verilir. Havalandırma havuzundaki, organik yüklem ve havalandırma havuzu boyunca oksijen ihtiyacı üniform bir dağılım gösterirler. Kabarcıklı ya da mekanik havalandırıcılar kullanılır.
Kontakt stabilizasyonu	Bu tür sistemlerde mevcut atık suyun arıtılmasını ve aktif çamurun stabilizesi için birbirinden ayrı iki havuz için kullanılır. Havalandırma için gerekli hacim klasik havalandırma sistemlerinin yarısından daha azdır. Stabilize olmuş aktif çamur, çökeltmiş atıksu veya ham atıksu ile kontakt havuzundan karıştırılır. Bu karışım son çöktürme havuzunda çöktürülür ve geri devir çamuru organik maddeleri stabilize edebilmek için (çamur) havalandırma tankında havalandırılır.
Uzun havalandırma sistemleri	Bu sistemler klasik aktif çamur sistemlerine benzerler ve bakteri çoğalma eğrisinin iç solunum fazında çalışır. Nispeten düşük organik yük değeri ile uzun bir havalandırma süresi gerektirirler. Bu nedenle bu tip sistemler genellikle küçük yerleşim yerlerinde prefabrik paket tesislerde kullanılırlar.
Yüksek hızlı havalandırma	Yüksek hızlı havalandırma, yüksek hızlı, askıda katı madde konsantrasyonu çok büyük olan havalandırma havuzlarının büyük hacimsel yüklere maruz bırakıldığı sistemlerdir. Bu sistem sayesinde yüksek F/M oranları, uzun hücre alıkonma zamanı nispeten küçük hidrolik bekletme sürelerinde sağlanır. Yeterli karışımın sağlanması oldukça önemlidir.
Ardışık kesikli reaktör(AKR-SBR)	Bu sistemlerde, aktif çamur proseslerinin bütün adımlarının gerçekleştiği ve tek kademeli tam karışım reaktör içeren doldur-boşalt tipinde reaktör sistemidir. Aktif çamur havuzundaki karışım (mixed liquor), bütün çevrimlerde reaktörde kalır ve böylece ayrık ikincil çöktürme tankı ihtiyacı olmaz.

### 3. ARDIŞIK KESİKLİ REAKTÖRLER

Ardışık kesikli reaktör (AKR) sistemi klasik tip biyolojik arıtma sisteminde oluşabilecek işletme sorunlarının çözülmesi (ipliksi bakteri üremesi, elektrik sarfiyatının yüksek oluşu vb.) amacıyla geliştirilmiş bir aktif çamur biyolojik arıtma yöntemidir.

AKR sistemleri temel prensipleri açısından doldur ve boşalt bazına dayalı bir şekilde işletilen aktif çamur sistemleri olarak tanımlanabilir. Arıtma verimini artırmak amacıyla çeşitli proses modifikasyonlarının geliştirilmesi ile son zamanlarda önem kazanmaya başlamış eski bir sistemdir. 1914 ile 1920 yılları arasında işletmeye alınan aktif çamur tesislerinin tamamı doldur ve boşalt sistemleri olarak tasarlanmıştır. Sürekli sistemler daha sonra geliştirilmiştir. 1960'lı yıllarda, gerekli yeni teknoloji ve ekipmanların geliştirilmesiyle de ardışık kesikli reaktörler yeniden ilgi görmeye başlamıştır [Taşlı, 1996].

AKR'ler sürekli besleme yapılmayan, dönüşüm tamamlanıncaya kadar reaksiyona giren maddenin reaktörde bekletildiği ve daha sonra boşaltıldığı reaktörlerdir. Basit tasarımı, kolay ve esnek çalışılabilirliği, eş zamanlı Nitrojen ve BOD giderimi gibi avantajlara sahip olan, aynı zamanda kontrolleri kolay olup bekleme süreleri uzatılabilen bu reaktörlerin dezavantajı ise, doldurulup boşaltılması sırasında zaman kaybına neden olmasıdır [Kiso et al., 2005, Şahinkaya ve Dilek, 2005]. AKR sistemleri toksik madde ve şok yüklemelere karşı dirençli olup ve yüksek MLSS içermektedirler [Sirianuntapiboon and Hongsrisuwan, 2006]. Bu prosesler konvansiyonel sürekli akışlı aktif çamur sistemleri için uygulanabilir bir alternatif olarak gösterilmektedir [Chan and Lim, 2007].

AKR sistemleri son yıllarda sürekli sistemlere göre enerji maliyetinin, arıtılması gereken çamur miktarının, alan ve ekipman ihtiyacının az olması gibi üstünlüklerinden dolayı evsel atıksuların arıtılmasında yaygın bir şekilde kullanılmaya başlanmıştır [Zeng et. Al., 2003].

AKR'ler de sürekli aktif çamur sistemlerinin tersine, hem biyolojik reaksiyonlar hem de biyokütlenin çökeltmesi aynı tank içerisinde gerçekleştirilmektedir. Belirli bir periyotta doldurulup boşaltılan bu sistemlerde, doldurma fazı tamamlandıktan sonra doldurulmuş olan reaktör arıtma girişindeki değişikliklerden etkilenmez. Reaksiyon fazının süresi ile çöktürme ve boşaltma fazlarının süresi arıtma amacına bağlı olarak seçilebilir. Doldurma fazıyla başlayıp boşaltma fazıyla biten bu sistem sürekli olarak tekrarlanır. Sistem periyodunun uzunluğu ve sıklığı uzun vadedeki hedeflere göre seçilebilir [Çetin ve ark, 2005].

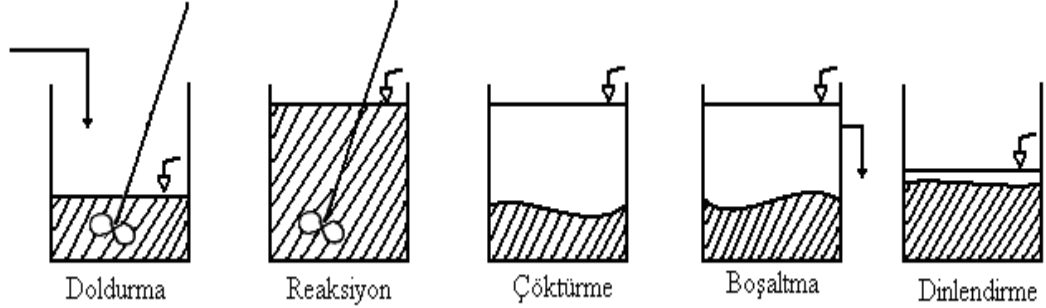
Yüzeysel su kaynaklarına nütrent deşarjlarındaki özellikle Avrupa Birliği'nin getirdiği son düzenlemeler ile organik karbon ve fosfat giderimi ile birlikte nitrifikasyon ve denitrifikasyon işlemlerinin gerçekleştirilmesi için de AKR sistemleri modifiye edilmektedir [Metcalf and Eddy, 1991].

AKR sisteminde çözülmüş substrat giderimi yüksek bir hızla meydana gelmektedir. Bu sistemde çözülmüş substrat giderimi çok etkin bir şekilde gerçekleştiğinden, iyi bir giderimin elde edilme başarısı sistemde iyi çökeltme özelliklerine sahip bir bakteri topluluğunun oluşturulmasına bağlıdır [Cimşit, 1986].

Bir aktif çamur biyolojik arıtma prosesi olan AKR'ler genellikle küçük sistemlerde kullanılır. Temel olarak tek bir tank veya paralel şekilde çalışan birkaç tanktan oluşmaktadır. Sistem sırasıyla doldurma, reaksiyon, çökeltme, boşaltma ve dinlendirme fazlarından meydana gelir. AKR sistemleri organik ve besin maddelerinin uzaklaştırılması için uygun proseslerdir [Metcalf and Eddy, 1991, Taşlı ve ark., 1997].

Şekil 3.1.'de AKR sisteminin çalışma düzeni verilmektedir. Beş temel işletme fazı bulunan AKR sistemlerinde, ilk olarak atıksu tankı beslenir ve bir önceki çevrim sonunda çökmüş olarak tankta bulunan biyokütle ile karıştırılır (doldurma). Daha sonra biyolojik reaksiyon için yeterli süre sağlanır (reaksiyon), bu işlem sonucunda mikroorganizmalar çöktürülerek (çökeltme) arıtılmış sudan ayrılır (boşaltma). Arıtılmış su boşaltıldıktan sonra, sistemin bir sonraki doldurma fazına geçilir

(dinlendirme). Bazı kaynaklarda dinlendirme fazı ölü zaman fazı olarak da adlandırmaktadır. Bu fazların toplamı ise bir çevrimin toplam süresini gösterir [Taşlı, 1996].



**Şekil 3.1.** AKR'de Yer Alan Fazlar.

AKR sistemlerinde arıtma ihtiyacına veya kullanım amacına göre dinlendirme fazı kaldırılabilir veya eklenebilir. Bir AKR sistemi ihtiyaca göre bir veya birkaç reaktörden oluşabilir. Tek reaktörlü sistemler daha çok kırsal kesimlerin evsel atıksularının veya kesikli çalışan endüstrilerden kaynaklanan atıksuların arıtımında kullanılır. Zaman saatleri yardımıyla motor ve valfer çalıştırılabilir. Sürekli atıksu akımlarında ise 2 veya 3 tanklı sistemler uygulanır [Cimşit,1986].

### ***AKR fazlarında uygulanabilecek alternatifler***

Şekil 3.1'de belirtilen 5 temel işletme fazının (doldurma, reaksiyon, çöktürme ve boşaltma, dinlendirme) kontrolleri seviye sensörleri, zaman saatleri ve mikroprosesörlerle yapılmaktadır. Aşağıda her periyodun tanımlaması yapılmaktadır.

#### ***Doldurma fazı***

Tek tanklı bir sistemde doldurma fazının başlangıcından dinlendirme fazının sonuna kadar, çok tanklı sistemlerde ise ilk tankın doldurma fazı başlangıcından sonuncu tankın dinlendirme fazının tamamlanmasına kadar geçen süre toplam çevrim süresidir. Ardışık olarak doldurulan çok tanklı sistemlerde kriter, bir tankın

doldurulması tamamlanmadan önce, dolan tankı takip eden tankın boşaltma fazının sona ermesidir.

Belirlenecek olan AKR sayısı, giriş suyu tasarım debisine olduğu kadar çökeltme ve boşaltma sürelerine de bağlıdır. Eğer çökeltme ve boşaltma fazları tamamlanana kadar reaktöre atıksu girişi olmayacak ise tek bir reaktör tasarlanabilir. Fakat giriş suyu debisi yüksek ve depolanma imkanı yoksa paralel çalışan birden fazla reaktör tasarlanır [Ökten, 2002].

Doldurma sırasında ham atıksu tankta bir önceki çevirimden kalan biyokütle üzerine eklenir. Tank içerisindeki sıvı hacmi başlangıç seviyesinden maksimum seviyeye ulaşıncaya kadar artar. Genellikle ilk hacim ( $V_0$ ) toplam hacmin ( $V_T$ ) en az %25'i ve en fazla %70'i kadar olmaktadır. Hedeflenen yükleme, bekletme süresi ve organizmaların istenilen çökeltme özellikleri gibi bir takım faktörlere dayandırılarak  $V_0$  hacmi belirlenir. Doldurma zamanı ise tankın hacmine, debideki günlük değişimlerin büyüklüğüne ve paralel tank sayısına bağlıdır. Eğer sistemdeki atıksu debisi fazla ve tank sayısı az ise doldurma süresinin uzun tutulması gerekebilir [Taşlı, 1996].

### ***Reaksiyon fazı***

Doldurma sırasında başlayan reaksiyonlar, reaksiyon basamağında tamamlanır. Reaksiyon periyodunda istenilen oksijen konsantrasyonuna ulaşacak şekilde havalandırma yapılmaktadır.

Su seviyesi reaksiyon boyunca maksimum değerdedir. Kolay bir şekilde çamur yaşını kontrol etmenin bir yolu olarak çamur uzaklaştırılması reaksiyon fazı sırasında yapılabilir. Örneğin, çamur yaşı her gün sistemden atılan maksimum çamur hacmi fraksiyonunun tersine eşit olacaktır. Reaksiyon periyoduna ayrılan süre toplam çevrim süresinin %50'sinden fazla ya da reaksiyonunun doldurma fazı esnasında tamamlanması halinde %0'ı kadar düşük olabilir. Reaksiyon süresinin sona ermesi bir zaman belirlemesiyle yapılabilir [Taşlı, 1996].

Yüksek konsantrasyonda toksisite içeren, organik endüstriyel atıksuları arıtmak için ardışık kesikli reaktör tasarlanmışsa, reaksiyon fazında uzun süreli havalandırma yapılır. Bu tür toksisite içeren atıksulara doldurma fazında, substrat konsantrasyonunu toksik seviyelere ulaşmasına engel olmak amacıyla uygulanan sürekli havalandırma, çamur çökeltme özelliğinin bozulmasına neden olan filamentli mikroorganizmaların çoğalmasını desteklemesi açısından sakıncalıdır. Bu nedenle doldurma fazına kısa süreli bir karıştırma periyodu eklemek uygun olmaktadır [Ökten, 2002].

### ***Çökeltme fazı***

AKR'ler de katıların sudan ayrılması çok durgun bir ortamda gerçekleşmektedir. Çökeltme tankın kendisinde gerçekleşmekte olup, sürekli sistemlerde görülebilen çökeltme havuzundaki giriş ve çıkış akımı gibi çamurun ataletini bozabilecek durumlar meydana gelmemektedir. Çökeltme fazında süre tipik olarak 0,5-1,5 saat arasında değişmektedir. Genellikle bu süre çamur tabakasının boşaltma işlemi sırasında boşaltma işlemini gerçekleştiren mekanizmanın altında kalması ve boşalma bitinceye kadar yükselmemesi için yeterli olmaktadır. Çamur uzaklaştırma işlemi reaksiyon fazı yerine çökeltme fazının sonuna doğru yapılması durumunda, çamurun reaksiyon fazındakinden daha yoğun olduğu dikkate alınmalıdır [Taşlı, 1996].

### ***Boşaltma fazı***

Değişik şekillerde boşaltma mekanizması olabilmektedir. Tankın sabit bir seviyesine monte edilmiş, debisi otomatik pompa ile düzenlenen basit bir boru bir sistemi olabileceği gibi, yüzeye ya da yüzeyin hemen altına monte edilen seviyesi ayarlı veya yüzen bir savakla da yapılabilir. Sabit konumlu boşaltma düzenekleri sistemin esnekliğine kısıtlama getirdikleri için tavsiye edilmemektedir.

Boşaltma fazının süresi toplam çevirim süresinin %5'i ile %30'unun üzerindeki değerlerde değişmektedir. Bu süre çamur kabarmasıyla oluşabilecek problemler sebebiyle uzun tutulmamalıdır [Taşlı, 1996].

### ***Dinlendirme fazı***

Boşaltma işleminin tamamlanması ile tank tekrar atıksu almaya hazırdır. Eğer doldurma fazındaki tankın su seviyesinin belirlenen bir değere ulaşması gerekiyorsa, boşaltılan tankın beklenmesi gerekecektir. Boşaltma ile doldurma arasındaki bu süre dinlenme fazı olarak adlandırılmaktadır.

Sistemden çamur uzaklaştırılması bu fazda yapılabilir. Çamur uzaklaştırılmasından sonra dinlenme fazı sırasında karıştırma ve/veya havalandırma işleminin başlatılıp başlatılmaması sistemin amacına göre değişebilmektedir.

Alternatif bir yöntem olarak, boşaltma işleminin bitmesinden sonra doldurma işleminin hemen başlatılması sonucu dinlenme süresinin elimine edilmesi mümkün olmaktadır [Taşlı, 1996].

### ***AKR'lerin Avantajları***

AKR'lerin klasik aktif çamur sistemlerine göre başlıca avantajları aşağıda özetlenmektedir:

- Sisteme günlük veya mevsimsel atıksu yüküne bağlı olarak gerekli sayıda reaktör eklenebilir veya çıkarılabilir.
- Sistem doldurma işlemi sırasında bir dengeleme tankı fonksiyonu görerek hem pik debileri ve hem de şok yüklemeleri, çıkış kalitesinde bir bozulma olmadan tolere edilebilir.

- Çıkış suyu periyodik olarak boşaltıldığından, atıksu belirlenen çıkış limitlerinin sağlayıncaya kadar reaktörde tutulabilir.
- Sistemde reaksiyon ve çökeltme işlemlerinin aynı tankta gerçekleşmesi pratikte uygulama kolaylığı gösterir.
- Atıksu debisinin tasarım kapasitesinin altında olduğu durumlarda seviye sensörleri yardımıyla havalandırma ve/veya karıştırma işlemleri için gereksiz güç kaybı önlenir.
- Biyokütle istenildiği kadar reaktörde tutulabildiği için hidrolik koşullar nedeniyle sistemden kaçması söz konusu değildir.
- Aktif çamur sürekli reaktörde mevcut olduğundan çamur geri devri için pompa gerekmez.
- Katı-sıvı ayırımı ideal sakinliğe yakın bir ortamda gerçekleşir.
- Doldurma fazı sırasında işletme stratejilerinin değiştirilerek filamentli mikroorganizmaların gelişmesi kontrol altına alınabilir.
- Temel işletme fazlarının tamamlanması için seçilen toplam çevirim süresi fazlar arasında istenildiği gibi dağıtılabılır. Aynı işlem konvansiyonel bir aktif çamur sistemlerinde yapılabilmesi tank hacimlerinin sabit olması nedeniyle olanaksızdır.
- AKR'ler alan yerine zamanla çalışma esnekliği sayesinde düşük enerji, fazla çamur ve insan gücüne dayalı çalıştırabileceği gibi, yüksek enerji, az çamur ve daha az insan gücü gerektiren bir sistem olarak da çalıştırılabilir [Taşlı, 1996, Cimşit, 1986].

## 4. ANTİBİYOTİK KULLANIMI VE ARITMA TESİSLERİ ÜZERİNDEKİ BİLİNER ETKİLERİ

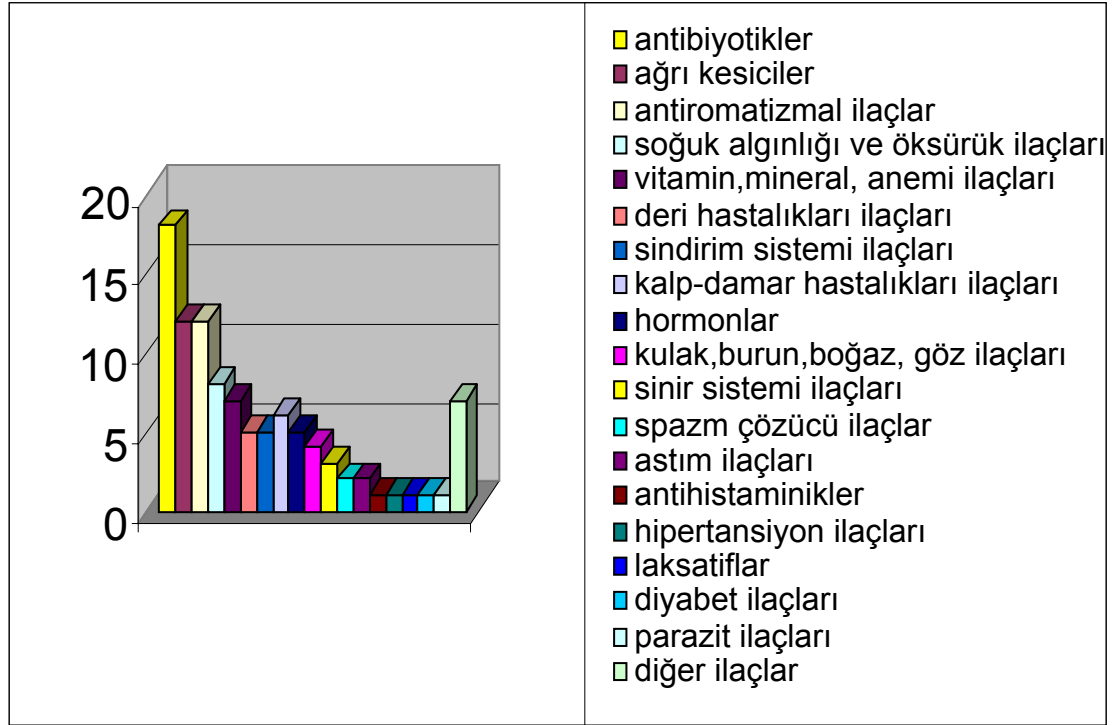
Son yıllarda ilaç sektörüne ait ürünler ve özellikle antibiyotik kullanımı, çevre açısından endişe verici boyuta ulaşmıştır. Sağlık Bakanlığının 1999 yılı verilerine göre ülkemiz ilaç endüstrisinde 84'ü ilaç üreticisi, 12'si hammadde üreticisi ve 38'i ithalatçı olmak üzere 134 kuruluş faaliyet göstermektedir. Durum, ilaç üretimi yönünden ele alındığında ise Türkiye'de tedavi gruplarına göre antibiyotikler %20 ile birinci sırayı almaktadırlar [IMS, 1999].

Antibiyotikler, birçok hastalığın tedavisinde yaygın olarak kullanılan ilaçlardır. Bu ilaçlar hastalığa neden olan bakterilerin metabolizmasını bozarak hastalık yapma etkilerini yok etme veya onları öldürme özelliğine sahiptirler. Antibiyotikler, enfeksiyonu hemen kontrol altına almak amacıyla, doktorların hastalarına verdiği ilaçlar arasında ilk sırayı almaktadır. Buna insanların bilinçsizce kullandığı antibiyotikler de eklenince fazla miktarda antibiyotik tüketimi meydana gelmekte ve sonucunda birçok problemin oluşmasını kaçınılmaz hale getirmektedir.

Dünyada antibiyotik tüketiminin yıllık 100 000 – 200 000 ton arasında olduğu tahmin edilmektedir. Avrupa Birliği'nde 1996 yılında yaklaşık 10 200 ton antibiyotik tüketilmiştir. Bu miktarın yaklaşık %50'si veteriner ilaçlarında ve büyümeyi destekleyici maddelerde kullanılmıştır [Kümmerer, 2002].

Avrupa Birliği (AB) ve İsviçre'de 1999 yılında 13 288 ton antibiyotik kullanıldığını FEDESA'nın (Avrupa Hayvan Sağlığı Federasyonu) verilerini esas alarak belirtmiştir. AB ülkelerinde tüketilen antibiyotiğin %65'i insan tıbbında, %29'u veteriner hekimlikte, %6'sı ise büyüme faktörü olarak kullanılmıştır. Antibiyotiklerin büyüme faktörü olarak kullanımı AB ülkelerinde yasaklandığından veteriner hekimlikte kullanılan bölümü de azalmıştır. ABD'de 2000 yılında üretilen yaklaşık 16 200 ton antibiyotiğin %70 i çiftlik hayvanı yetiştiriciliğinde kullanılmış olup bu miktar insan tıbbında kullanılanın 8 katı kadardır [Kümmerer, 2003].

Şekil 4.1’de görüldüğü gibi yıllık ilaç tüketiminin %20’den fazlası antibiyotiklerdir ve Türkiye’de en çok satılan ilaç grubudur. Genel bir değerlendirme yapılırsa bilinçsiz kullanım oranı %40- 50 dolaylarındadır. Reçetesiz antibiyotik kullanım oranı %32’dir.



**Şekil 4.1.** Tedavi Gruplarına Göre İlaç Kullanım Oranları 2001 (İlaç Endüstrisi İşverenler Sendikası- IMS/Türkiye).

İlaç sektörünün mali büyüklüğünün tamamına yakınına sahip olan gelişmiş ülkelerde tüketim sıralamasında antibiyotikler beşinci sırada yer alırken, ülkemizde birinci sırada bulunmaktadır. Ülkemizde 40 dolar olan yıllık kişi başına ilaç tüketiminin % 21’ini antibiyotikler ve benzeri ilaçlar oluşturmaktadır [Eroğlu ve ark, 2003].

Antibiyotiklerin insan vücudu tarafından az miktarda emilmesi ve bundan dolayı hiç değişmeden ya da dönüşerek idrar ve dışkı olarak vücuttan atıldığı bilinmektedir. Tıbbi olarak kullanılan antibiyotiklerin %90 gibi önemli bir kısmı boşaltım sonucu hedef mikroorganizmanın (insan ve hayvan) vücudundan dışarı atılarak kanalizasyon sistemine karışmaktadır [Balcıoğlu ve Ötker, 2002]. Almanya’da insan tıbbında kullanılan antibiyotik miktarı yaklaşık olarak 400 ton/yıl olduğu ve bunun 2/3’ü kanalizasyon sistemlerine verildiği bilinmektedir [Gartiser et

al., 2007]. Bunun sonucunda, antibiyotik maddeler evsel atıksulara ve oradan da evsel atıksu arıtma tesislerine gelirler. Eğer arıtma tesislerinde bertaraf edilmeden çıkarlarsa yüzey sularına ve içme sularına karışırlar [Kümmerer et al.,2000]. Bu şekilde doğaya ulaşan antibiyotiklerin bir kısmı yarı ömürlerinin uzun olması nedeniyle uzun yıllar doğada bulunabilirler. Kullanımının yasaklanmış olmasına rağmen İtalya’da göl ve nehirlerde 21 yıl dayanıklı olabilen klofibrin asidine rastlandığı bulunmuştur [Zuccato et al., 2000].

Birçok çalışma eczacılık ürünlerinin yerel satışı ile evsel atıksu arıtma tesislerine girişlerini ve bunların konsantrasyonu arasındaki bağlantıyı göstermektedir. Bu da evsel atıksu arıtma sistemlerine gelen atıksuyun ciddi olarak antibiyotik ve türevlerini içerdiği anlamına gelmektedir. Antibiyotiklerin özellikle biyolojik olarak aktif olmak için dizayn edilmelerinden diğer kimyasallardan daha düşük konsantrasyonlarda dahi olumsuz etki oluşturabildiği bilinmektedir. Bununla birlikte tek bir kimyasala göre, farklı etken maddeli antibiyotikler daha düşük konsantrasyonlarda bile ciddi biçimde olumsuz etkiye sahip olabilmektedirler [Gulkowska et al., 2008].

Bu maddeler kullanıldığı miktara ve salınım oranına bağlı olarak evsel atıksu arıtma tesislerine ulaşırlar ve burada indirgenmezlerse sucul ortama girmeleri kaçınılmaz olmaktadır. Sonuçta girdikleri ortamda bakterileri etkileyebilir ve bunun neticesinde doğal döngüyü bozabilirler. Bu bakımdan antibiyotiklerin çevreye etkilerine dikkat edilmesi gerekir. Antibiyotiklerin çevreye etkisi hakkında ilgili yapılan çalışmalara bakıldığında çok az bilgi elde edilmektedir. Antibiyotiklerin mikroorganizmalar yapacağı olumsuz etkileri ve özellikle mikroorganizma popülasyonu üzerindeki etkisinin incelenmesi gerekmektedir [Alexy et al, 2004].

Atıksuyun içerisinde antibiyotiğin bulunması, suyun yeniden kullanılması ve su kaynak planlanması için mücadele edilmesi gereken bir problemdir [Gulkowska et al., 2008].

Biyolojik arıtma, ilaç endüstrisi atıksularının arıtılmasında en uygun arıtma alternatifi olarak gösterilmektedir. Fakat bu atıksular yapısı gereği biyolojik arıtmaya direk olarak verilmemekte bu sebeple bir ön arıtmaya tabi tutulmaları gerekmektedir. İlaç üretiminden kaynaklanan atıksular, organik madde ve organik azot içeriği bakımından oldukça yüksek değerlere ulaşmakta ve bünyelerinde genellikle çözünmüş kirleticiler içermektedirler [EPA 1991]. Biyolojik olarak bozunamayan madde konsantrasyonu yüksek olan antibiyotik formülasyon atıksuları doğrudan biyolojik arıtmaya verildiğinde iyi bir arıtma verimi elde edilemez. Bunun sebebi ise bu tür atıksuların dirençli bakterilerin oluşumuna yol açmasıdır [Kümmerer et,al., 2000].

Aktif maddelerin karakteristik fonksiyonel grupları ve pH gibi faktörler, bu bileşiklerin biyolojik çamur yüzeyine tutunmasında belirleyici rol oynar. Bu açıdan aktif maddeler sistemden arıtılmamış olarak atık çamur yoluyla çıkar ve doğal çevreye verilmiş olurlar [Gürses, 2004]. 1980'den beri, antibiyotikler, değişik ağrı kesicileri ve hücre gelişimini durduran birçok ilaç türü atıksu arıtma tesislerinden atık olarak yüzey sularına karışmaktadır. Bunların bir kısmı da hastanelerden gelmektedir. Son zamanlarda yer altı ve içme sularını da tehdit etmeye başlamaktadır [Kümmerer et,al., 2000]. Antibiyotiklerin çevreye girişi kullanılan ilaçların dozu ve miktarına, vücuttan atılma sıklığına, ilacın katılara tutulma eğilimine ve atıksu arıtma tesisindeki mikroorganizmaların yapısına bağlı olarak değişebilmektedir.

Sucul ortamlarda bulunan antibiyotik etken maddelerinin biyolojik parçalanabilirliği çok düşük olduğundan genellikle ileri oksidasyon yöntemleriyle (ozonlama, fenton, foto-fenton gibi) giderimi üzerinde yoğunlaşmıştır [Gürses 2004, Arslan-Alaton ve Gurses, 2004, Witte et al., 2008].

Biyolojik arıtma tesislerinde toksisiteye neden olan yüksek konsantrasyondaki antibiyotik atıksuları biyolojik arıtmaya verilmeden önce kimyasal bir ön arıtma işleminin uygulanması gerektiğine karar verilmiştir [Arslan-Alaton and Gurses, 2004].

Bazı çalışmalarda özellikle evsel atıksu arıtma tesislerinin biyolojik arıtma yapacak şekilde tasarlanmalarından dolayı, antibiyotik ve benzeri bileşiklerin etkin bir şekilde giderilebilmeleri için kimyasal ve biyolojik oksidasyon işlemlerinin ardışık olarak kullanılması gerektiği bildirilmiştir [Arslan Alaton et al., 2004].

Kümmerer ve arkadaşları (2000) klinik açıdan önemli bazı antibiyotik ilaçlarının biyolojik olarak parçalanabilirliği ve genotoksitite üzerine çalışmışlardır. Test edilen kimyasalların hiçbiri biyolojik olarak parçalanabilir özellikte bulunmamış ve genotoksik oldukları belirtilmiştir.

Gürses (2004) tarafından yapılan tez çalışmasında, refrakter ve toksik yapısı, ayrıca yaygın kullanımı nedeniyle seçilen Penisilin Prokoin G (PPG) içeren sentetik antibiyotik formülasyon atıksuyunun pH 3'te Foto-Fenton-benzeri ve fenton-benzeri ileri oksidasyon prosesleri ile arıtılabilirliği incelenmiş ve her iki prosesinde PPG antibiyotik atıksuyunun tam olarak detoksifikasyonunun sağlanmasında uygun oksidasyon yöntemleri olduğu sonucuna varılmıştır.

Balcıoğlu ve Örtter (2002), sentetik olarak hazırlanmış sefalosporin, penisilin ve kinolon grubu antibiyotik içeren atıksu numunelerinin biyolojik arıtılabilirliğinin artırmak için bu atıksuların ozonlama ile kimyasal ön arıtılabilirliğini incelemiş olup ozonlama prosesinin bu tür atıksular için etkili bir yöntem olduğunu belirtmişlerdir.

## 5. MATERYAL-METOT

Bu çalışmada antibiyotik içerikli atıksuların ardışık kesikli reaktörlerde biyolojik yöntemlerle arıtılabilirliği incelenmiştir. Bu amaç doğrultusunda deneylerde, birçok işletme kolaylığı sayesinde ardışık kesikli bir reaktör kullanılmıştır. Deneylerde, giriş atıksuyunun değişkenliğini önleyerek sonuçların birbiriyle karşılaştırılmasını kolaylaştırmak amacıyla sentetik atıksu ile çalışılmasının uygun olduğu düşünülmüştür.

Kullanılan reaktör hakkında bilgi, hazırlanan sentetik atıksu içeriği ve etken madde özellikleri, analitik deneyler aşağıda sunulmuştur.

### 5.1. Kullanılan Reaktörler

Deneyel çalışmalarda iki adet reaktör kullanılmıştır (Şekil 5.1). Bunlar sırası ile kontrol amacı ile kullanılan ve hiçbir antibiyotik ilavesi yapılmayan kontrol reaktörü (R-K) ve antibiyotik ilavesinin gerçekleştiği ardışık kesikli reaktördür (R-A).

Deneyde kullanılan ardışık kesikli reaktör sisteminin fotoğrafı Şekil 5.1’de, şematik olarak gösterimi Şekil 5.2’de sunulmuştur.

Çapı 17 cm, yüksekliği 22 cm ve ceket kalınlığı 3 cm olan paslanmaz çelikten yapılmış silindirik reaktör kullanılmıştır. Reaktörün ceket kısmından istenilen sıcaklıkta su sirkülasyonu yapılarak reaktör sıcaklığı sabit tutulmuştur (25 °C).

Sisteme hava, merkezi hava kaynağından sağlanan ve laboratuarda bulunan bir hava musluğu vasıtasıyla temin edilmiştir. Verilen havanın habeler halinde reaktörde girişini sağlamak amacıyla havayı veren hortum ucuna hava taşı

takılmıştır. Hava debisi sistemdeki çözünmüş oksijen konsantrasyonunun 2 mg/L'nin altına düşmeyecek şekilde ayarlanmıştır.

Karıştırıcının hızı istenilen düzeyde ayarlanabilmekle beraber, deneyler reaktör hacminde tam karışımın yeterli ölçüde sağladığı sabit bir karıştırma hızında yürütülmüştür. Karıştırıcı tabandan ayarlı olup sabit hızı 250 devir/dakika olarak ayarlanmıştır.

Buharlaşma ile kütle kaybının önlenmesi için reaktörün üzeri streç film ile kapatılmıştır.

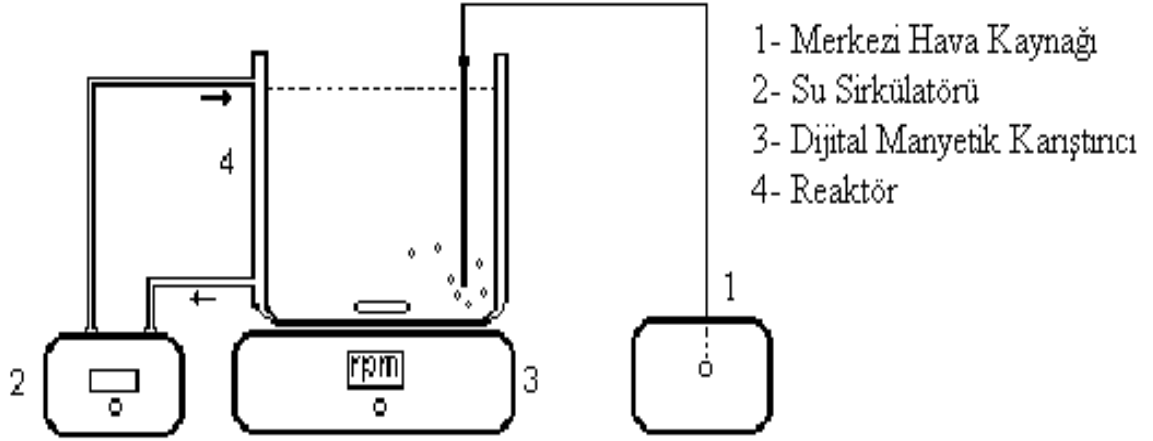


Kontrol reaktörü (10 L)



Antibiyotik içeren aerobik reaktör (3 L)

**Şekil 5.1.** Çalışmalarda Kullanılan Reaktörler.



Şekil 5.2. Çalışma Düzenegi.

## 5.2. İşletim Prensibi

### 5.2.1. R-K (Kontrol Reaktörü) İşletme Koşulları

#### *Alıştırma periyodu*

Başlangıç periyodunda, İzmit Tütünçiftlik Evsel Atıksu Arıtma Tesisindeki havalandırma havuzundan alınan aktif çamurun işletme koşullarına uyum sağlayabilmesi amacıyla 30 gün havalandırma ve karıştırma işlemlerine tabi tutulmuş ve günlük olarak sentetik atıksu beslemesi yapılarak çamur yaşı 10 gün'de sabit tutulmuştur. Kontrol reaktöründe sıcaklık ayarlaması yapılmamış olup ortam sıcaklığında (25°C) ve 250 devir/dakika karıştırma hızı ile işletilmiştir.

Çamur adaptasyonu başlangıcında çamur rengi oldukça koyu iken, adaptasyon süresi ilerledikçe kullanılan sentetik atıksuyun özelliğine bağlı olarak çamur rengi açılmış ve bal sarısı bir renk haline dönüşmüştür.

### *İşletim*

Deneysel çalışmalarda doldurma ile dinlendirmeye kadar geçen toplam süre 24 saattir. Çalışmada faz süreleri doldurma (doldurma, havalandırma, karıştırma) 1 saat, reaksiyon 20 saat, çöktürme 2 saat, çıkış suyu alma (boşaltma) 30 dakika ve dinlendirme 30 dakika olacak şekilde ayarlanmıştır.

Doldurma işlemi karıştırma ve havalandırma ile birlikte yapılmıştır. Sentetik atıksu bir büret yardımıyla reaktöre beslenmiştir.

KOİ, Toplam Kjeldahl Azotu (TKN), Amonyak (NH<sub>3</sub>), pH, Çözünmüş oksijen parametreleri günlük olarak ölçülmüştür.

Günlük izlenimler rutin olarak sistem kararlı hale gelene kadar devam etmiş ve sistem kararlı hale geldiği zaman antibiyotiğin, aktif çamur arıtma performansına etkisini görmek için R-K ile eş zamanlı olarak antibiyotikli çözeltinin ilave edileceği R-A reaktörü çalıştırılmıştır. Antibiyotikli çözeltinin ilave edileceği reaktör için aktif çamur kontrol reaktöründen temin edilmiştir. Bu sayede iki reaktörün özelliklerinin aynı olması sağlanmıştır. Daha sonraki antibiyotik dozunun arttırıldığı evrelerde ikinci reaktör tamamen temizlenip kontrol reaktöründen alınan çamurla yeniden çalıştırılmıştır. Böylece antibiyotiğin farklı konsantrasyonları denenmiştir.

Deneysel çalışma süresince yapılmış olan bütün deneyler ve ölçülen parametreler son faz (dinlendirme) değerlerini göstermektedir. Sentetik atıksu haftalık olarak hazırlanmıştır.

### **5.2.2. R-A (Levofloksasin Çözeltisi İçeren Reaktör) İşletme Koşulları**

Sistem kararlı hale geldiğinde antibiyotik deneme sürecine başlanmıştır. İlk denemede ana reaktör içerisinde kontrol reaktöründen 3L aktif çamur alınarak 0.5 mg/L antibiyotik konsantrasyonu olacak şekilde belli bir miktar antibiyotik çözeltisi

katılmıştır. AKR fazları ve günlük ölçümleri 10 gün süreyle devam ettirilmiştir. Daha sonra izleyen denemelere geçilmiştir. İkinci deneme için reaktör boşaltılıp kontrol reaktöründen alınan belli miktarda aktif çamur reaktör içine ilave edilerek yeni çamurla çalışmaya devam edilmiştir.

İkinci denemede reaktör içerisinde 0.75 mg/L antibiyotik konsantrasyonu olacak şekilde bir miktar antibiyotik çözeltisi katılıp aynı ölçümler yapılmıştır. Tekrar reaktör boşaltılıp kontrol reaktöründen yeni çamurla doldurulmuş ve çalışmaya devam edilmiştir.

Üçüncü denemede reaktör içerisinde 1 mg/L antibiyotik konsantrasyonu olacak şekilde bir miktar antibiyotik çözeltisi katılıp aynı ölçümler yapılmıştır.

Deneysel çalışma boyunca R-A reaktöründeki çamur yaşı 15 gün olarak sabit tutulmaya çalışılmıştır.

### **5.3. Kullanılan Aktif Çamur ve Özellikleri**

Deneylerde kullanılan aktif çamur İzmit Tütünçiftlik Evsel Atıksu Arıtma Tesisinin havalandırma havuzundan temin edilmiş özel bir soğutma ve havalandırma kap içerisinde laboratuara getirilmiştir. Mikroorganizmalar 30 gün süreyle aşağıda hazırlanışı açıklanan sentetik atıksu için adaptasyona tabi tutulmuşlardır. Burada elde edilen aktif mikroorganizmalar deneysel sisteme aşılanmışlardır.

### **5.4. Sentetik Atıksu ve Özellikleri**

Sentetik evsel nitelikli atıksu hazırlanmış ve içeriği Çizelge 5.1’de verilmiştir. Sentetik evsel nitelikli atıksuyun KOİ değeri 350 - 500 mg/L aralığında olacak şekilde hazırlanmıştır. Aynı zamanda hazırlanan sentetik atıksuyun NH<sub>3</sub> (Amonyak) konsantrasyonu 15 mg/L, TKN konsantrasyonu 53 mg/L olarak hesaplanmıştır.

Sentetik evsel nitelikli atıksuyun uzun süre beklemesi halinde septik şartların gelişmesi göz önünde bulundurularak çalışma boyunca az miktarlarda hazırlanmıştır. Aynı gün içinde kullanılamaması halinde sıcaklığı 4 °C olan soğuk depoda saklanmıştır. Soğuk depodan alınan atıksu oda sıcaklığına getirilerek besi maddesi olarak kullanılmıştır.

Deneysel çalışma boyunca atıksu hazırlama işlemi musluk suyu kullanılarak yapılmıştır. Musluk suyunda katkı olmadığı kabul edilmiştir. Çalışmada hazırlanan sentetik atıksu için kimyasal madde miktarı hassas terazide tartılarak ayarlanmış, bu kimyasallar çeşme suyuna ilave edilip, manyetik karıştırıcıda karıştırılarak su içinde çözünmesi sağlanmıştır.

**Çizelge 5.1.** Kullanılan Sentetik Atıksu.

Kimyasal Madde	(mg/ L musluk suyu)
$C_6H_{12}O_6$	3600
$NH_4Cl$	462
$KH_2PO_4$	105
$K_2HPO_4$	45
$FeCl_3 \cdot 6H_2O$	15
$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	300
$CaCl_2$	22,5
$NaHCO_3$	882

## 5.5. Kullanılan Antibiyotik ve Özellikleri

Bu çalışmada eczaneden temin edilen levofloksasin etken maddesine sahip bir antibiyotik kullanılmıştır. Bu antibiyotiğin seçilmesinin nedeni, yapılan bir çalışmada levofloksasinin toksisitesine bakılması ve mikroorganizma ile aktif çamur üzerine toksik etkisinin % 2 olarak belirlenmesidir [Öztürk, 2008].

Antibiyotiğe, çalışmada kullanılmadan önce bir ön işlem uygulanmıştır. Antibiyotik, havanda parmakla basıldığı zaman üzerinde parmak izi çıkacak şekilde dövülerek toz haline getirilmiştir. Toz haline getirildikten sonra saf suda çözülmüştür.

## 5.6. Tayin Metotları

### **Analitik metotlar**

Atıksu arıtım verimini takip edebilmek üzere deneyler boyunca yürütülen analitik analizler (KOİ, NH<sub>3</sub>, TKN, MLSS ve SVI) aşağıda maddeler halinde verilmiştir. Deneyler esnasında pH, çözünmüş oksijen ve sıcaklık değerleri sürekli olarak ölçülmüş ve sistemin sıcaklığı 25 °C civarında tutulmuştur. Yapılan çalışmalarda, Hach-Lange pH-meter ile pH ölçümleri yapılırken, sıcaklık Nüve BS 402 sirkülötör ile sabit tutulmuştur. Deney süresince karışım, Heidolph MR 3001 K manyetik karıştırıcı ile sağlanmıştır.

### ***Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)***

KOİ analizi için sistemden alınan örnekler 0.45µm'lik membranlardan süzülerek çözünmüş KOİ olarak Standart Metot STM 5220 C'ye göre analiz edilmiştir [APHA, 1992]. KOİ için kapalı refluks titrasyon metodu kullanılmıştır.

Pek çok organik madde kromik ve sülfirik asit karışımının kaynatılmasıyla oksitlenir. Numune, potasyum dikromatla (K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>) güçlü asit çözeltisinde refluks

edilir. Parçalamadan sonra kalan  $K_2Cr_2O_7$ , ferrous amonyum sülfat ile titre edilir. Böylece harcanan  $K_2Cr_2O_7$ 'nin miktarı ve oksijene eşitlenmesiyle oksitlenebilen maddeler hesaplanır. Farklı hacimde numuneler kullanıldığında reaktiflerin ağırlıkları, hacimleri ve dayanım sabitlerinin oranları korunur. Eğer daha kısa sürelerde aynı sonuçlar elde edilirse, standart 2 saat refluks zamanı azaltılabilir.

İlk olarak tüpler ve kapaklar %20'lik  $H_2SO_4$  ile yıkanır. Tablodan numune ve reaktif hacimlerine göre tüp seçilir. Titrasyon için mikrobüret kullanılır. Numune tüpe konur, üzerine parçalama çözeltisi ilave edilir. Dikkatlice sülfirik asit reaktifi tüpe konur. Asit tabakası numune-parçalama çözeltisi tabakasının altında oluşur. Tüplerin kapakları sıkıca kapatılır ve tamamen karıştırılır. Daha sonra tüpler  $150\text{ }^\circ\text{C}$ 'de 2 saat termoreaktöre konur. İki saat sonra alınan numuneler oda sıcaklığına soğutulur. Civalı sülfat çökebilir fakat bu analizi etkilemeyecektir. Tüpler titrasyonun kolay yapılması için cam beherlere boşaltılır. İçerisine 0.10 mL (2 damla) ferroin indikatörü ilave edilir. Standardize edilmiş 0.10 M FAS ile titre edilirken karıştırılır. Son nokta mavi-yeşilden kırmızımsı kahveye döndüğü zamandır.

Laboratuara uygulanan KOİ prosedüründe Standard Methods 5520 C Closed Reflux Method'unda verilen prosedür üzerinden bazı düzenlemeler yapılmıştır. FAS titrantı 0.1 M yerine 0.025 M olarak hazırlanmaktadır.

Hesaplama:

$$KOI = \frac{(A - B)M8000}{V}$$

KOİ: Numunedeki kimyasal oksijen ihtiyacı (mg  $O_2$ /L)

A: Şahit için kullanılan FAS, mL

B: Numune için kullanılan FAS, mL

M: FAS'ın molaritesi, 0,025 M

8000 = oksijenin miliequivalent ağırlığı x 1000 mL/L

V: Numune hacmi

**Arıtım verimi hesabı:** Arıtım veriminin hesaplanmasında aşağıdaki eşitlik kullanılmıştır.

$$E (\%) = (C_0 - C_e / C_0) * 100$$

E: Giderim verimi (%),

C<sub>0</sub>: başlangıç kirletici madde konsantrasyonu (mg/L),

C<sub>e</sub>: Arıtım sonrası kirletici madde konsantrasyonudur (mg/L).

### ***Amonyak Azotu (NH<sub>3</sub>)***

NH<sub>3</sub> analizi STM 4500-NH<sub>3</sub> C metoduna göre yapılmıştır [APHA, 1992]. Çevre mühendisleri genel olarak dört önemli azot formu ile ilgilenirler. Bunlar; amonyak azotu, nitrat azotu, nitrit azotu ve organik azot formları olup, yüzeysel sularda ve kirletilmiş sularda ölçülmesi gereken azot şekilleridir. Sularda amonyak azotu tayini yöntemleri; nesslerizasyon, distilasyon yöntemi ve iyon seçici elektrot yöntemleridir. Bu çalışmada, “distilasyon yöntemi” kullanılmıştır.

**Çizelge 5.2.** Numunedeki Amonyak Miktarına Bağlı Olarak Alınması Önerilen Numune Miktarı.

<b>Numunedeki Amonyak Azotu, mg/L</b>	<b>Numune Hacmi, mL</b>
5-10	250
10-20	100
20-50	50
50-100	25

Çizelge 5.2’de verilen bilgilere göre 1 L’lik kjeldahl balonuna numune konulur. 25 mL borat tampon çözeltisi eklenir. Cam balondaki hacim 250 mL olacak şekilde amonyak içermeyen saf su ile seyreltilir. 300 mL’lik bir erlen içine 50 mL borik asit (tashiron indikatörü ilavesi yapılmış) konulur ve erlen distilasyon cihazına yerleştirilir. Distilasyon işlemine erlendeki çözelti miktarı 250 mL oluncaya kadar devam edilir. Erende toplanan çözelti soluk lavanta rengine dönünceye kadar 0.02 N standart sülfürik asit çözeltisi ile titre edilir. Burada standart sülfürik asit çözeltisinin 1 mL’si 280 µg amonyak azotuna karşılık gelir.

Hesaplama:

Numunedeki amonyak azotunu hesaplamak için aşağıdaki denklem kullanılır:

$$[NH_3 - N] = 280 \frac{S}{V}$$

Burada  $[NH_3-N]$  mg/L cinsinden amonyak azotu konsantrasyonu, S mL cinsinden sülfürik asit sarfiyatı ve V mL cinsinden alınan numune hacmidir.

### ***Toplam Kjeldahl Azotu (TKN)***

TKN analizi STM 4500-N<sub>org</sub> B Macro-Kjeldahl metoduna göre yapılmıştır [APHA, 1992]. Kjeldahl metodu, organik azotu ölçmenin bir yoludur. Kjeldahl metodunda sudaki organik azot parçalanarak amonyağa dönüştürülür ve suda zaten bulunan amonyak ile birlikte ölçülerek Toplam Kjeldahl Azotu (TKN) olarak anılır. TKN ile amonyak azotu tayininde elde edilen sonuçlar arasındaki fark organik azotu verir. Toplam N ile TKN-N genelde karıştırılır. Toplam N ayrıca nitrat ve nitriti de kapsar. Eğer bir suda nitrat ve nitrit yoksa o zaman Toplam N, TKN-N'ye eşit olacaktır.

Tahmini TKN konsantrasyonu göre belli bir hacimde numune alınarak kjeldahl balonuna konulur. Numunenin üzerine 50 mL parçalama reaktifi eklenir. Parçalama reaktifinden sonra birkaç adet cam boncuk kjeldahl balonuna içine bırakılır. Kjeldahl balonu parçalama cihazına konulur ve parçalama fanı açılır. Cam balonun içinde yaklaşık 10 mL numune kalıncaya kadar (beyaz duman yok oluncaya kadar) parçalama işlemine devam edilir. Parçalama işlemi tamamlandıktan sonra, cam balondaki numune 300 mL' ye tamamlanır. Daha sonra 50 mL sodyum hidroksit tiyosülfat çözeltisi eklenir. Cam balon distilasyon cihazına yerleştirilir. Bir erlene 50 mL borik asit (tashiron indikatörü ilavesi yapılmış) konulur ve distilasyon cihazına yerleştirilir. Distilasyon işlemi başlatılır ve erlende 250-300 mL arası numune toplanana kadar distilasyon işlemine devam edilir. Oluşan distilat 0.02 N standart sülfürik asit çözeltisi ile soluk lavanta rengine dönünceye kadar titre edilir.

Hesaplama:

Numunedeki Toplam Kjeldahl Azotunu hesaplamak için aşağıdaki denklem kullanılır:

$$[TKN - N] = 280 \frac{S}{V}$$

Burada [TKN-N] mg/L cinsinden Toplam Kjeldahl Azotu konsantrasyonu, S mL cinsinden sülfürik asit sarfiyatı ve V mL cinsinden alınan numune hacmidir.

### ***Çamur Hacim İndeksi (SVI)***

Çamur hacim indeksi (SVI) çalışma süresince çamurun çökelme özelliğinin bozulup bozulmadığının anlaşılması açısından takip edilmiştir. SVI değerleri genelde 90-100 mL/g arasında değişmektedir. Şekil 5.3'te SVI deney sistemi sunulmuştur.



**Şekil 5.3.** SVI Deney Sistemi.

### *Askıda Katı Madde (MLSS)*

MLSS ölçümleri askıda katı madde tayini yöntemine göre yapılmıştır. Bu ölçümler sistemin çamur yaşını sabit tutmak amacıyla zaman zaman gerçekleştirilmiştir. Bu metod, gravimetrik ölçüm yöntemini kapsamaktadır. İyi karışmış olan numuneyi önceden tartılmış olan standart glass fiber filtreden geçirerek filtre üzerinde kalan kısım 103-105°C de kurutulur. Filtre kağıdının ağırlığındaki artış toplam askıda katı maddeyi verir. Eğer askıda katı maddeler süzme esnasında filtrenin tıkanmasına sebep oluyorsa filtrenin gözenek çapı artırılır yada numunenin hacmi azaltılır. Toplam askıda katı maddenin tahmini için toplam katı maddeden toplam çözünmüş katı maddenin farkı alınır.

Filtre kağıdı filtrasyon aparatına yerleştirilir vakum uygulanır ve 20 mL saf su ile 3 kez yıkanır. Tüm su gidene kadar vakum uygulamaya devam edilir. Sonra yıkama durdurulur. Filtrasyon aparatından filtre kağıdı alınır ve alüminyum tartım kabına yerleştirilerek etüvde 103-105°C de 1 saat kurutulur. Eğer uçucu katılar ölçülecekse 550°C de 15 dk kurutulur ve sonra desikatörde dengeye gelinceye kadar (yaklaşık 20 dakika) soğutulur. Bu işleme ağırlıktaki değişim önceki tartımdan % 4 'den az olana kadar devam edilir.

Numunenin hacmi 2.5–200 mg arasında katı madde birikecek şekilde seçilir. Eğer filtreden geçirilen hacim minimum kalıntı miktarının sağlanmasına yetmez ise numunenin hacmini 1 L ye çıkarılabilir. Eğer filtrasyon süresi 10 dk dan fazla bir süre alıyorsa hacim azaltılır.

Filtre düzeneğinde filtreleme tamamlandıktan sonra filtre kağıdı 1 saat 103-105 °C'de kurutulup desikatörde dengeye gelinceye kadar soğutulur ve tartım işlemi gerçekleştirilir. Filtre kalıntısı ağırlık farkından askıda katı madde konsantrasyonu hesaplanır.

Hesaplama:

$$\text{mg/L Toplam AKM /L} = [(A-B)*1000/ \text{mL(numune)}]$$

A: Filtre kağıdı + Kalıntı ağırlığı, mg

B: Filtre kağıdı ağırlığı, mg

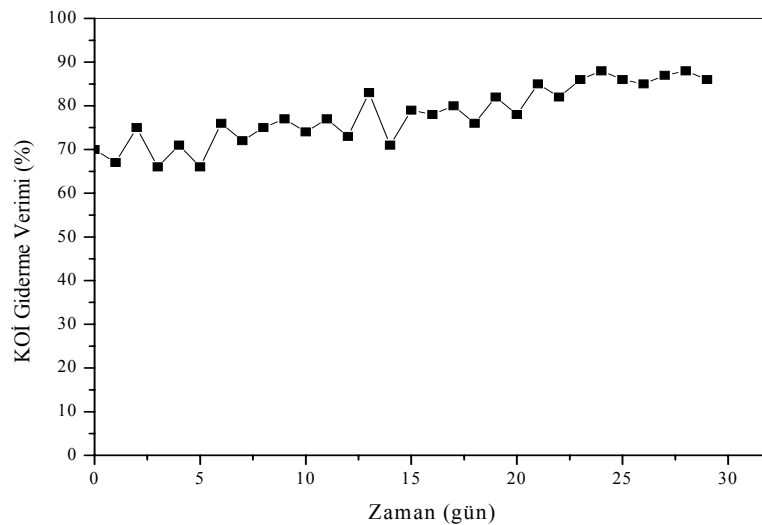
Bu çalışma kapsamında sürekli olarak MLSS değişimi izlenmiş ve değerlerin 2500 – 3000 mg/L aralığında değiştiği gözlenmiştir.

## 6. SONUÇLAR

### 6.1. Kontrol Reaktörü

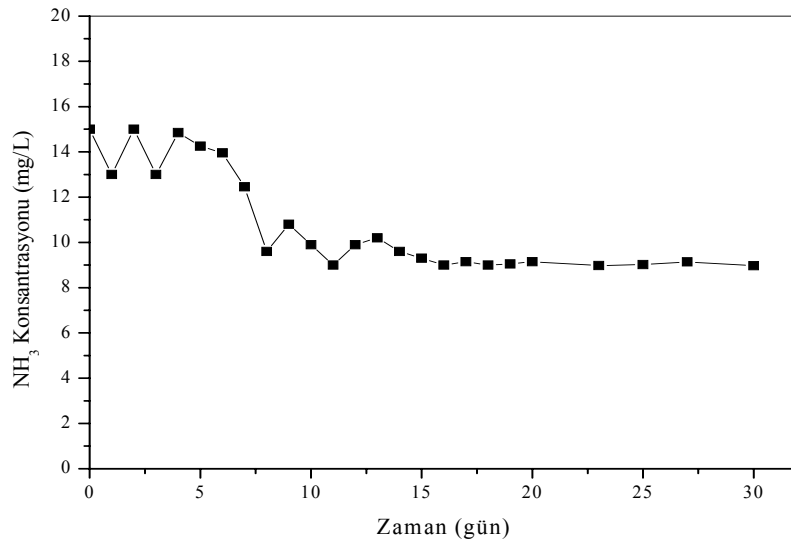
Çalışmada kontrol reaktörü kararlı hale gelene kadar 30 gün boyunca işletilmiştir. İşletmeye alınma süresince elde edilen KOİ giderim verimi, NH<sub>3</sub> ve TKN konsantrasyon değişimleri sırasıyla Şekil 6.1, 6.2 ve 6.3'te gösterilmektedir.

Çalışmada kontrol reaktörünün işletmeye alınma sürecinde Şekil 6.1'de görüldüğü gibi %66 - 88 arasında KOİ giderimi söz konusudur. İşletmeye alınan kontrol reaktöründe ilk on günde KOİ giderim veriminin %66 - 75 arasında sürekli değiştiği gözlenmiştir. Bunun nedeni aktif çamurun işletme koşullarına adapte olmaya çalışmasıdır. Onuncu günden sonra, verimde artış olmuş ve %71 - 83 arasında değişmiştir. Bu değişim yirmi günden sonra %85 ile 88 arasında salınım göstermiştir. Şekil 6.1'den görülebileceği gibi aktif çamur yirminci günün sonunda kararlı hale gelmiştir.



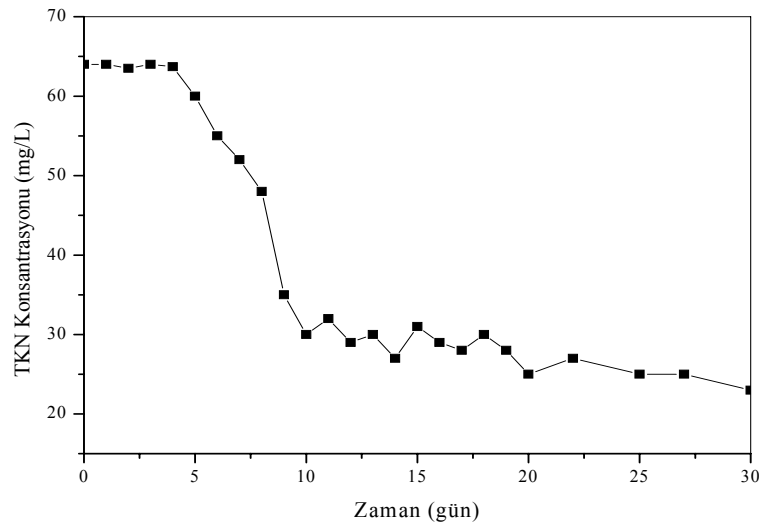
**Şekil 6.1.** Kontrol Reaktöründe İşletmeye Alma Sürecindeki KOİ Giderim Verimi.

Kontrol reaktöründeki amonyak konsantrasyonunun zamanla değişimi Şekil 6.2’de gösterilmektedir. Reaktörün işletmeye alındığı ilk beş gün mikroorganizmaların adaptasyon sürecine denk geldiği için amonyak konsantrasyonunun salınım gösterdiği gözlenmiştir. Beşinci gün ile onuncu gün arasında konsantrasyonda belli bir azalma görülmüş ve bu azalma giderek kararlı hal şartlarının sağlandığını göstermektedir. Onuncu günden sonra sistem kararlı bir hal almıştır. Sistemin dengeye ulaştığı bu kararlı halde amonyak konsantrasyonu yaklaşık olarak 8.5 mg/L olarak tespit edilmiştir.



**Şekil 6.2.** Kontrol Reaktöründe İşletmeye Alma Sürecindeki Amonyak Konsantrasyon Değişimi.

Şekil 6.3’te kontrol reaktöründeki TKN konsantrasyonunun zamanla değişimi verilmiştir. Şekilden de görüldüğü gibi TKN konsantrasyonundaki değişim, NH<sub>3</sub> konsantrasyonundaki değişim ile benzerlik göstermekle beraber bu parametre için daha az salınım olduğu gözlenmiştir. Aktif çamur kararlı hale geldiğinde TKN konsantrasyonu 25 mg/L olarak ölçülmüştür.



**Şekil 6.3.** Kontrol Reaktöründe İşletmeye Alma Sürecindeki TKN Konsantrasyon Değişimi.

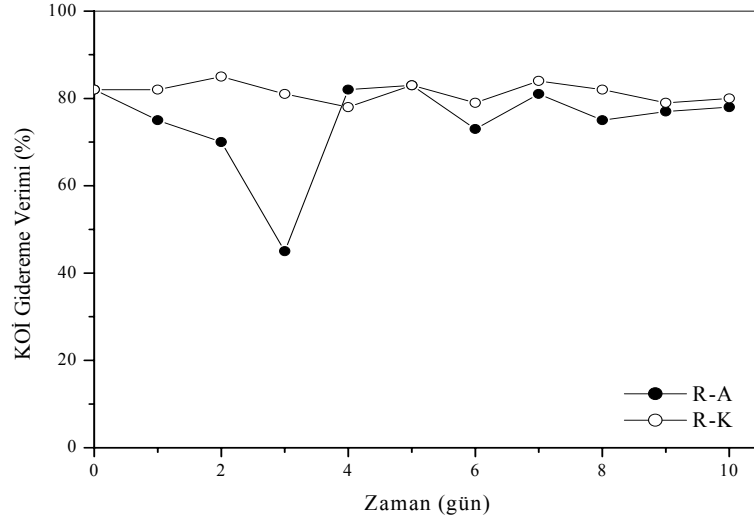
Şekil 6.1, 6.2 ve 6.3'te görüldüğü gibi sistem onbeşinci günden itibaren kararlı hale gelmiştir. KOİ giderimi, amonyak ve TKN konsantrasyonu değişimi birbirleri ile uyum içerisindedir.

Kontrol reaktöründe işletme boyunca pH 8 – 9 ve çözülmüş oksijen konsantrasyonu ise 2 – 4 mg/L arasında değiştiği gözlenmiştir. Çalışma boyunca çamur yaşı 10 gün olarak sabit tutulmuştur.

## 6.2. R-A (Levofloksasin Çözeltisi İçeren Reaktör)

Kontrol reaktöründeki sistem kararlı hale geldiğinde levofloksasinin evsel atıksu arıtımı performansı üzerine etkisi incelenmiştir. Kontrol reaktöründen temin edilen aktif çamur R-A'ya alınarak üç farklı konsantrasyonda levofloksasin çözeltisinden ilave yapılmıştır. Çalışma boyunca ana reaktör ve kontrol reaktörü eş zamanlı olarak işletilmiştir.

İlk olarak R-A'ya, reaktör içindeki konsantrasyonu 0.5 mg/L olacak şekilde levofloksasin çözeltisinden ilave edilmiştir. levofloksasin KOİ giderimi üzerine etkisi Şekil 6.4'te sunulmuştur.

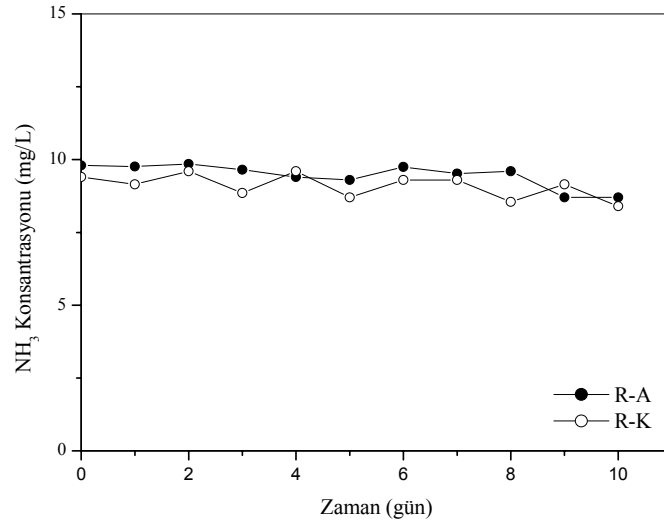


**Şekil 6.4.** KOİ Giderim Veriminin Zamanla Değişimi (Levofloksasin konsantrasyonu, 0.5 mg/L).

Reaktöre levofloksasin çözeltisi ilavesinden sonra KOİ giderim verimi ilk gün %82'den %75'e, ikinci gün %70'e ve üçüncü gün ise %45'e düştüğü gözlenmiştir. Sistemin dördüncü günü ise KOİ giderme verimi tekrar % 82'ye yükselmiştir. Sonraki günlerde verimin %73 – 82 arasında değiştiği ve sonuçların kontrol reaktörüne paralel olduğu belirlenmiştir.

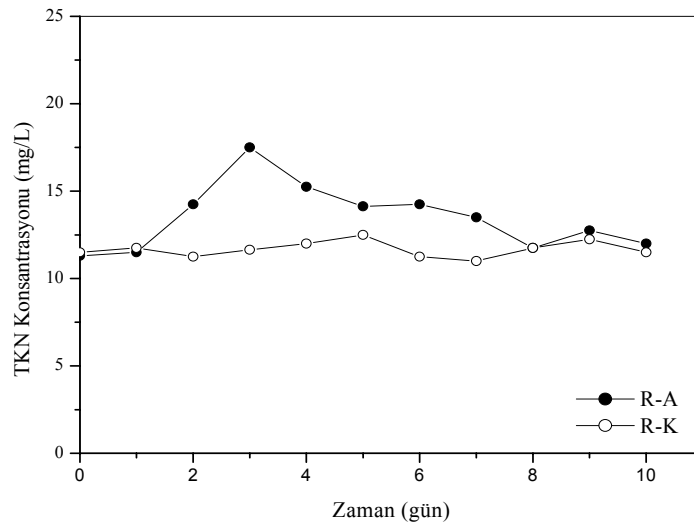
Burada levofloksasin 0.5 mg/L'lik konsantrasyonunun aktif çamur üzerine ilk günlerde toksik etki gösterdiği ve arıtım veriminin düşmesine sebep olduğu görülmüştür. Aktif çamur, bu etkiye dört gün sonunda adapte olabilmıştır. Reaktördeki aktif çamur yedinci günden itibaren dengeye gelmiş ve hemen hemen kontrol reaktörüyle aynı seviyede bir arıtma verimine ulaştığı gözlenmiştir.

R-A'da  $\text{NH}_3$  konsantrasyonunun zamanla değişimi ise Şekil 6.5'te sunulmuştur.  $\text{NH}_3$  konsantrasyonu 9.5 mg/L civarında seyretmiştir. Levofloksasin  $\text{NH}_3$  konsantrasyonuna fazla etkisi olmadığı görülmüştür.



**Şekil 6.5.** Amonyak Konsantrasyonunun Zamanla Değişimi (Levofloksasin konsantrasyonu, 0.5 mg/L).

Şekil 6.6’da gösterildiği gibi TKN konsantrasyonları ilk üç gün yükselmiş ve akabinde düşüş göstererek sekizinci gün itibariyle dengelenmiştir. Bu gün itibariyle kontrol reaktörü ile paralel sonuçlar göstermiştir. TKN konsantrasyonu dengede yaklaşık 12 mg/L olduğu görülebilir.

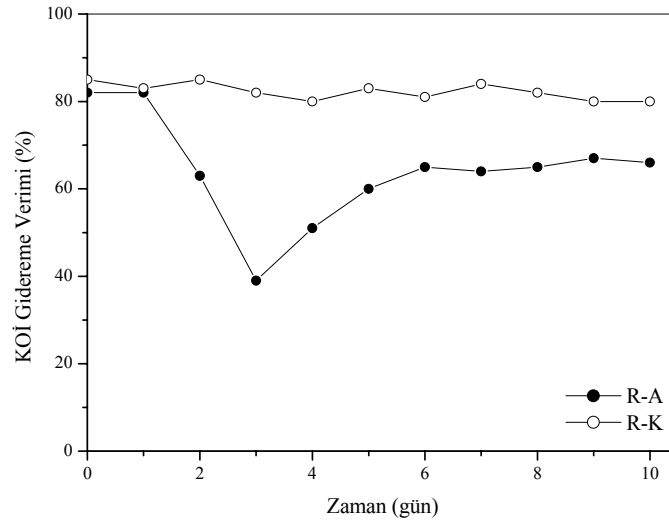


**Şekil 6.6.** TKN Konsantrasyonunun Zamanla Değişimi (Levofloksasin konsantrasyonu, 0.5 mg/L).

0.5 mg/L levofloksasin konsantrasyonunda levofloksasinin aktif çamur üzerine etkisinin kısa süreli olduğu gözlenmiştir. Bu etkiyi üçüncü gün itibariyle aktif çamur tolere etmiş ve sekizinci günde sistem dengeye ulaşmıştır.

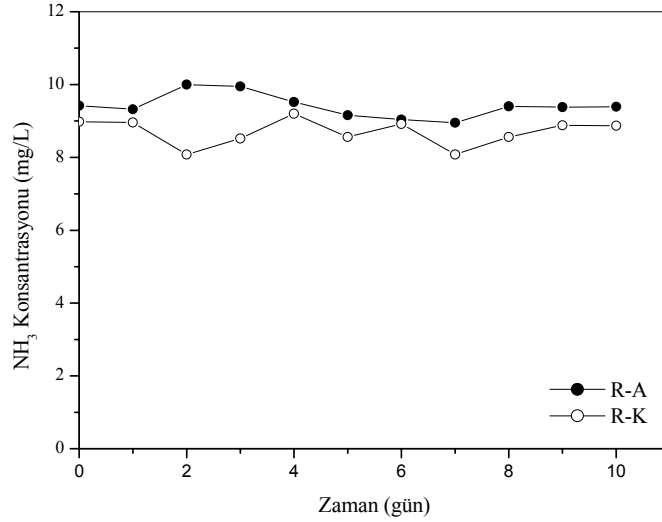
Elde edilen sonuçlar göstermiştir ki 0.5 mg/L'lik levofloksasin aktif çamur üzerinde çok etkili değildir. Bu nedenle ilave edilen levofloksasin konsantrasyonu arttırılarak 0.75 mg/L'ye çıkartılmıştır. Çalışmanın bu aşamasında R-A'ya R-K'den yeni aktif çamur koyularak levofloksasin ilavesi yapılmıştır. Gerekli ölçümler yapılarak sistem performansı takip edilmiştir.

İlave edilen levofloksasin KOİ giderimi üzerine etkisi Şekil 6.7'de sunulmuştur. Şekilde görüldüğü gibi KOİ giderim verimi ilk gün % 82'den %63'e, ikinci gün %39'e kadar düştüğü görülmüştür. Üçüncü gün % 51'e yükselmiş ve dördüncü gün %60 a kadar çıkmıştır. Sonraki beş gün verimin %64 ile %67 arasında değişerek sabitlendiği görülmüştür. Eş zamanlı olarak çalıştırılan kontrol reaktöründe ise KOİ giderim veriminin %80 – 85 aralığında olduğu görülmektedir. İlave edilen 0.75 mg/L konsantrasyonundaki levofloksasinin aktif çamura negatif bir etkisi olduğu belirlenmiştir.



**Şekil 6.7.** KOİ Giderim Veriminin Zamanla Değişimi (Levofloksasin konsantrasyonu, 0.75 mg/L).

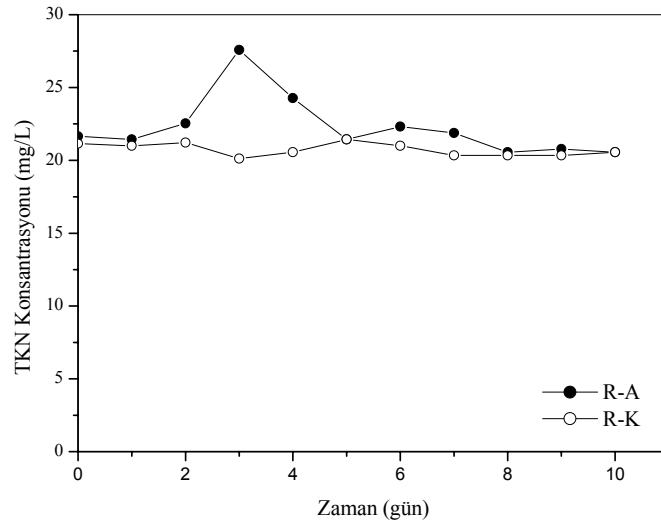
Şekil 6.8 ve 6.9'da sırasıyla  $\text{NH}_3$  ve TKN konsantrasyonlarının zamanla değişimi verilmiştir.



**Şekil 6.8.** Amonyak Konsantrasyonunun Zamanla Değişimi (Levofloksasin konsantrasyonu, 0.75 mg/L).

Şekil 6.8'den de görüldüğü gibi amonyak konsantrasyonunun zamanla değişimi üzerine antibiyotiğin fazla bir etkisi yoktur. İlk günlerde belli bir etki gözlenirse de daha sonra R-K içindeki  $\text{NH}_3$  konsantrasyonuna yakın değerler elde edilmiştir.  $\text{NH}_3$  konsantrasyonu yaklaşık olarak 9.30 mg/L'dir.

TKN konsantrasyonundaki değişim hemen hemen amonyak konsantrasyonundaki değişimle aynıdır. Şekil 6.9'da görüldüğü gibi TKN konsantrasyonu beşinci gün itibariyle 22 mg/L civarında ve R-K ile benzerlik göstermiştir.

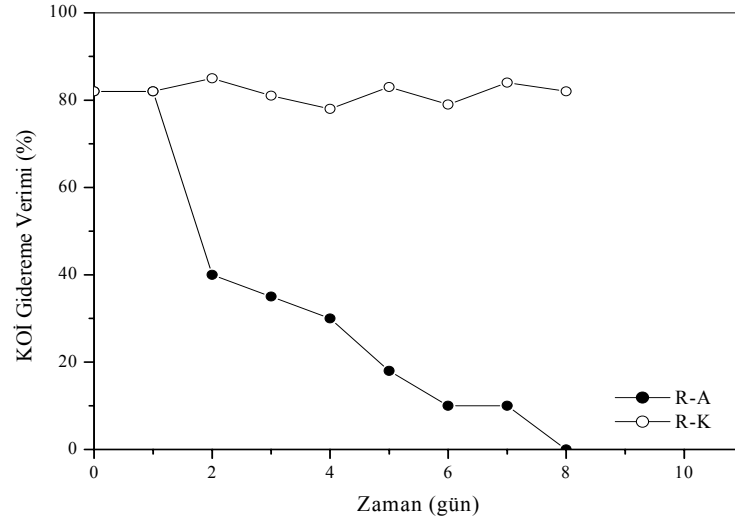


**Şekil 6.9.** TKN Konsantrasyonunun Zamanla Değişimi (Levofloksasin konsantrasyonu, 0.75 mg/L).

Levofloksasin konsantrasyonunun 0.75 mg/L olduğu ikinci deneme de on gün işletilmiştir. Bunun nedeni sistemin dengeye ulaştığının açıkça görülmüş olmasıdır. Beklenildiği üzere levofloksasin konsantrasyonu arttıkça aktif çamur üzerine olumsuz etkisi artmıştır. Bu düşüncüyü güçlendirmek için üçüncü bir deneme daha yapılmıştır.

R-A yine R-K'dan alınan yeni aktif çamur ile doldurulmuş ve levofloksasin konsantrasyonu 1 mg/L olacak şekilde levofloksasin ilave edilmiştir.

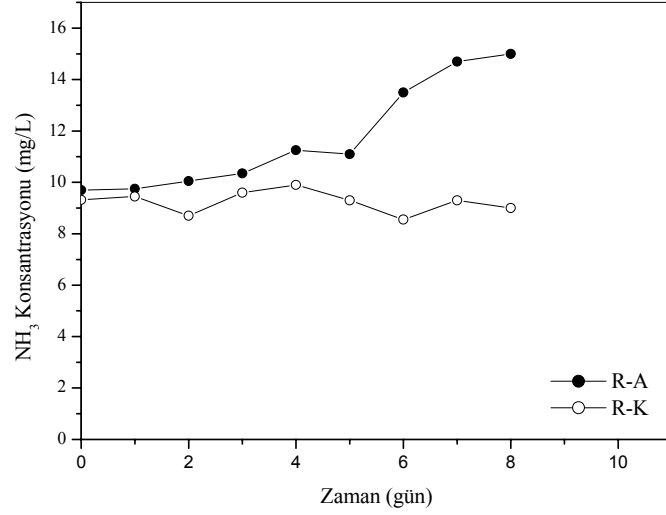
Bu denemede elde edilen KOİ giderim verim sonuçları Şekil 6.10'da gösterilmiştir. Reaktöre levofloksasin çözeltisi katıldıktan sonra KOİ giderim verimi ilk gün % 82'den %40'a, ikinci gün %35'e, üçüncü gün %30'a, dördüncü gün %18'e, beşinci gün %10'a, altıncı gün yine %10'a ve yedinci gün verimin tamamen sıfırlanmasından dolayı herhangi bir KOİ giderimi gözlenmemiştir. Sonuç itibariyle yedinci günde tüm mikroorganizmaların öldüğü söylenebilir. Eş zamanlı olarak işletilen kontrol reaktöründe ise verim yaklaşık olarak %80 civarında seyretmiştir.



**Şekil 6.10.** KOİ Giderim Veriminin Zamanla Değişimi (Levofloksasin konsantrasyonu, 1 mg/L).

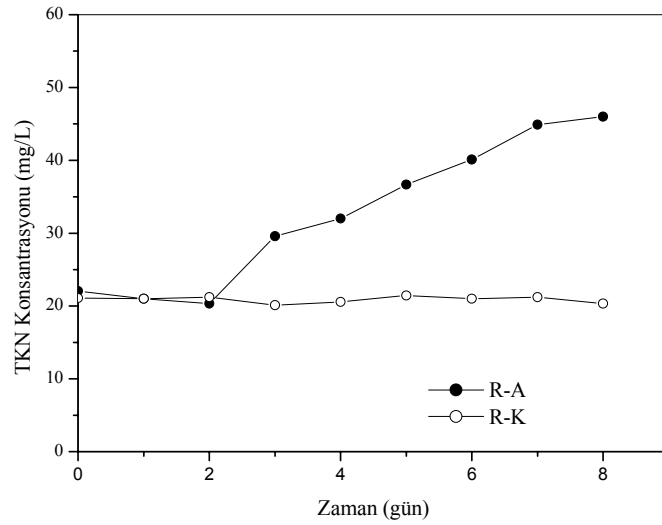
Sonuç olarak levofloksasin 1 mg/L lik konsantrasyonunun aktif çamur üzerine toksik etki gösterdiği ve biyolojik artım ile verimli bir şekilde artılamadığı, tamamen mikroorganizmayı öldürdüğü gözlemlenmiştir.

Toksik etkinin gözlemlendiği 1 mg/L konsantrasyonundaki antibiyotik ilavesinde  $\text{NH}_3$  ve TKN konsantrasyonunun zamanla değişimleri sırasıyla Şekil 6.11 ve 12'de verilmektedir.



**Şekil 6.11.** Amonyak Konsantrasyonunun Zamanla Değişimi (Levofloksasin konsantrasyonu, 1 mg/L).

Şekil 6.11 ve 6.12'den de görüldüğü gibi NH<sub>3</sub> ve TKN konsantrasyonları, reaktöre ilave edilen levofloksasinden dolayı mikroorganizmaların toksik etkiye maruz kalmalarından mikroorganizmaların faaliyetlerini gerçekleştiremedikleri ve buna bağlı olarak adı geçen parametrelerde artış gözlenmiştir. Bu değerlerde artış görülmesinin nedeni günlük beslemeden dolayı R-A içindeki konsantrasyon birikimi olarak açıklanabilir. Mikroorganizmaların ölmesiyle beraber bu değerler maksimuma ulaşmıştır.



**Şekil 6.12.** TKN Konsantrasyonunun Zamanla Değişimi (Levofloksasin konsantrasyonu, 1 mg/L).

R-A'ya yapılan üç farklı levofloksasin (0.5, 0.75 ve 1.0 mg/L) konsantrasyonunun arıtım performansına etkisi incelenmiştir. Son denemede elde edilen sonuçlar dikkate alınarak daha yüksek konsantrasyonlara çıkma gereği duyulmamıştır. Yapılan çalışmalar sonucu levofloksasin konsantrasyonunun artışı arıtma performansını düşürmüş ve mikroorganizmalar üzerinde belli bir toksik etki yarattığı ortaya konmuştur. Ancak bu tez kapsamında levofloksasin etkin maddesine sahip antibiyotığın hangi mekanizmaya bağlı olarak ve ne derecede etkili olduğu araştırılmamıştır.

## 7. DEĞERLENDİRME

Bu tez kapsamında ardışık kesikli reaktörlerde levofloksasin\_etken maddeli antibiyotiğin farklı konsantrasyonlarının (0.5, 0.75, 1.0 mg/L) denenerek, Levofloksasin içerikli atıksuların biyolojik yöntemlerle arıtılabilirliği incelenmiştir. Çalışmada kullanılan aktif çamur İzmit Tütünçiftlik Eysel Atıksu Arıtma Tesisinden alınmıştır. Sistemde KOİ, Toplam Kjeldahl Azotu (TKN), NH<sub>3</sub>, pH, çözülmüş oksijen parametreleri günlük olarak ölçülmüştür.

Yapılan çalışmada, evsel atıksu arıtma tesisi aktif çamur kültürü ile yapılan 0.5 mg/L ve 0.75mg/L levofloksasin konsantrasyonu deneme aşamalarında arıtım veriminde ilk günlerde %60 yakın verim düşüşü gözlenmiş ancak dördüncü ve beşinci günlerde mikroorganizmaların levofloksasin etken maddesine adapte oldukları ve verimin tekrar kontrol reaktörüne yakın seviyelerde yükselerek dengeye geldiği görülmüştür. Sistemin dengeye gelmesiyle farklı bir konsantrasyon denemesi için levofloksasin konsantrasyonu biraz daha artırılarak 1 mg/L'lik konsantrasyonda üçüncü bir deneme daha yapılmıştır. Bu denemede başlangıcından itibaren verimde sürekli bir düşüş yaşanmış ve sekizinci günün sonunda verimin sıfırlandığı, mikroorganizmaların işlevsel faaliyetlerini tamamen kaybettiği görülmüştür. Sonuç olarak levofloksasinin 1 mg/L lik konsantrasyon denemesinde olumlu sonuçlar alınmadığı ve aktif çamur üzerine toksik etki gösterdiği, biyolojik arıtım ile verimli bir şekilde arıtılmadığı kabul edilmiştir.

Dolayısıyla, evsel atıksu çamur içerisinde mikroorganizma, levofloksasin etkin maddesinin belli bir miktar konsantrasyonundan sonra antibiyotik giderimi için uygun olmadığı söylenebilir.

Çalışma süresince bir ardışık kesikli reaktör (AKR) kullanılmıştır. AKR sistemlerinin organik ve besi maddelerinin uzaklaştırılması için uygun prosesler olması, aynı zamanda basit tasarımları, kolay ve esnek çalışılabilirliği gibi avantajlarının bulunması ve kontrollerinin sürekli sistemlere göre daha kolay olması bu çalışmada bu reaktör tipinin tercih edilmesini sağlamıştır. Ayrıca bu sistemlerde

bekleme süreleri uzatılabilmektedir. Toksik madde ve şok yüklemelere karşı nispeten dirençli olmaları da önemli bir avantaj olarak karşımıza çıkmaktadır. Antibiyotik çözeltileri içeren atıksuların biyolojik arıtılabilirliği ile ilgili çalışmalar kısıtlıdır. AKR kullanılarak yapılan çalışmalar ise yok denecek kadar az olması bu çalışmanın orijinal tarafını ortaya çıkarmaktadır.

Bu çalışma kapsamında antibiyotiklerin sadece tek bir etken maddesi üzerinde çalışılmıştır. Ancak bilindiği gibi atıksu arıtma tesislerine gelen atıksular farklı antibiyotikleri bir arada içerebilmektedir. İleriki çalışmalarda antibiyotik etken maddelerinin birbirine etkileri açısından daha detaylı araştırılmalıdır. Antibiyotik ve benzeri farmakolojik ürünlerin arıtımı üzerine yapılan çalışmaların sayısının az olması nedeniyle yapılan bu çalışmanın bundan sonraki çalışmalar için yol gösterici olacağı düşünülmektedir.

## KAYNAKLAR DİZİNİ

Arslan-Alaton, İ., Dogruel, S., Baykal, E., Gerone, G., (2004) Combined chemical and biological oxidation of penicilin formulation effluent, *Journal of Environmental Management*, 73, 155–163.

Arslan-Alaton, İ., Gürses, F., (2004) Penisilin Prokain G Antibiyotik Formülasyon Atıksuyunun Fenton- Benzeri ve Foto-Fenton-Benzeri İleri Oksidasyon Prosesleri ile Arıtılabilirliğinin İncelenmesi, *SKKD*, 14, 11-16.

Alexy, R., Kümpel T., Kümmerer, K., (2004) Assessment of degradation of 18 antibiotics in the Closed Bottle Test, *Chemosphere*, 57, 505–512.

Balcıoğlu, A.I. and Ötker, M., (2002) Oxidative treatment of antibiotics in pharmaceutical effluents, 5th Specialised Conference on small water and wastewater treatment systems, İstanbul, Turkey september, 24-26.

Chan, C.H., Lim, P.E., (2007) Evaluation of Sequencing Batch Reactor Performance with Aerated and Unaerated FILL Periods in Treating Phenol-Containing Wastewater, *Bioresource Teachnology*, 98, 1333-1338.

Cimşit, Y., (1986) Ardışık Kesikli Reaktörlerle Kuvvetli Atıksuların Arıtım Esasları, Doktora Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, İstanbul.

Çetin E., Yılmaz G., Temizsoy A., (2005) Eysel atıksulardan ardışık kesikli reaktörlerle nutrient giderimi, İstanbul Üniversitesi, MBGAK.

EPA, (1991) Guides to Pollution Prevention .The Parmaceutical Industry. US Enviromental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, 5-9.

Eroğlu L, Çalangu S, Tuna R, (2003) Ülger işçi I:Antibiyotikleri akılcı kullanıyor muyuz?, *ANKEM Derg.*, 17(4), 352-60.

Gartiser, S., Urich, E., Alexy, R., Kümmerer, K., (2007) Ultimate Biodegradation and Elimination of Antibiotics in Inherent Tests. Elsevier, 67, 604- 613.

Gaudy, A.F.Jr., Rozich, A.F., (1992) Desing and Operation of Activated Sluge Processes Using Respirometry, LEWIS publishhers, Chelsea, Michigan.

Gernaey, K.V., Loosdrecht Van M.C.M, M. Henze M. L.ind, Jorgensen S.B., (2004) Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: state of the art, Enviromental Modeling and Software, 19, 763-783.

Grady, L.C.P., LİM, H.C, (1980) Pollution Engineering and Technology, Biological Wastewater Treatment Theory and Application, Pergamon Ltd., London.

Gulkowska, A., Leung, H.W., So, M.K., Taniyasu, S., Yamashita. N., Yeung, L.W.Y., Richardson, B.J., Lei, A.P., Giesy, J.P., Lam, P.K.S., (2008) Removal of Antibiotics from Wastewater by Sewage Treatment Facilities in Hong Kong and Shenzhen, China, Water Research, 42, 395- 403.

Gürses, F., (2004) Antibiyotik Formülasyon Atıksularının Fenton-Benzeri ve Foto-Fenton-Benzeri İleri Oksidasyon Prosesleri ile Arıtılabilirliğinin İncelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, İstanbul.

Information Medical Statistics, (1999) IMS, Health Turkey.

Kargı, F., (1995) Çevre Mühendisliğinde Biyoprosesler, D.E.Ü. Mühendislik Fakültesi Basım Ünitesi, İzmir.

Kestioğlu, K., (2001) Atıksu Arıtımında Biyokimyasal Prosesler, Cilt-1, Uludağ Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Vıpaş Yayını, Bursa.

Kiso, Y., Jung, Y.J., Park, M.S., Wang, W., Shimase, M., Yamada, T., Min, K.S., (2005) Coupling of Sequencing Batch Reactor and Mesh Filtration: Operational Parameters and Wastewater Treatment Performance, Water Research, 39, 4887 - 4898.

Kümmerer, K., Al-Ahmad, A. And Mersch-Sundermann, V., (2000) Biodegradability of some antibiotics, elimination of the genotoxicity and affection of wastewater bacteria in a simple test, *Chemosphere*, 40, 701-710.

Kümmerer, K., (2002) Introduction : Pharmaceuticals in the environment- Chapter 1; Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs) as environmental pollutants, EPA.

Kümmerer, K., (2003) Significance of antibiotics in the environment, *journal of Antimicrobial Chemotherapy*, 52, 5-7.

Metcalf and Eddy (1991) *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. 3rd ed., McGraw- Hill Publishing, New York.

Ökten, H.E., (2002) *Ardışık Kesikli Reaktörlerle Sızıntı Sularından Biyolojik Azot Gideriminin Modellenmesi*, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, İstanbul.

Öztürk, T., (2008) *Aktif Çamur Biyokütlesi Üzerine Farklı Etken Maddelere Sahip Antibiyotik Türlerinin Toksikite Etkisinin Belirlenmesi*, Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü , İstanbul.

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

Scruggs, C.E., C.W. Randall, (1998), Evaluation of Filamentous Microorganisms Growth Factor: in an Industrial Wastewater Activated Sludge System, *Water Science Tech.*, 7, 263-270.

Sirianuntapiboon, S., Hongrisuwan, T., (2007) Removal of Zn<sup>2+</sup> and Cu<sup>2+</sup> a Sequencing Batch Reactor (SBR) system, *Bioreasource Technology*, 98, 808-818.

Şahinkaya, E., Dilek, F.B., (2006) Effect of Biogenetic Substrate Concentration on the Performance of Sequencing Batch Reactor Treating 4-CP and 2,4 -DCP mixtures, *Journal of Hazardous Materials*, 137, 282-287.

Taşlı R., Artan N., Orhan D., (1997) The influence of different substrates on enhanced biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor, *Water Science Tech.*, 35, 75-80.

Taşlı, R., (1996) *Ardışık Kesikli Reaktörlerde Biyolojik Aşırı Fosfor Giderimi*, Doktora Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, İstanbul.

Zeng R.J., Lemaire, R., Yuan, Z., Keller, J., (2003) Simultaneous Nitrification, Denitrification, and Phosphorus Removal in a Lab-Scale Sequencing Batch Reactor, *Biotechnology and Bioengineering*, 84(2), 170-178.

Zuccato E., Calamari D., Natangelo M., Fanelli R., (2000) Presence of Therapeutic Drugs in the Environment, *The Lancet*, 355,1789-1790.

## ÖZGEÇMİŞ

1980 yılında Bayburt'ta doğan Zişan Pınar Sözer ilk ve orta öğrenimini Gümüşhane'de, lise öğrenimini İstanbul'da tamamladı. 2004 yılında Atatürk Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü'nde lisans eğitimini bitirdi. 2006 - 2007 bahar yarıyıl döneminde Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Bölümü'nde yüksek lisans programına başladı.