

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

**KENTSEL ATIKSUYUN MEMBRAN BİYOREAKTÖR
İLE ARITILMASI VE MODELLENMESİ**

DOKTORA TEZİ

Çevre. Y. Müh. Turgay DERE

Enstitü Anabilim Dalı : ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ

Tez Danışmanı : Prof. Dr. Recep İLERİ

Haziran 2010

T.C.
SAKARYA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

KENTSEL ATIKSUYUN MEMBRAN BİYOREAKTÖR
İLE ARITILMASI VE MODELLENMESİ


DOKTORA TEZİ

Çevre. Y. Müh. Turgay DERE


Enstitü Anabilim Dalı : ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ

Bu tez 30/06/2010 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Oybirliği ile kabul edilmiştir.


Prof. Dr.
M. Talha GÖNÜLLÜ
Jüri Başkanı


Doç. Dr.
Mehmet ÇAKMAKÇI
Üye

Prof. Dr.
Recep İLERİ
Üye


Prof. Dr.
Osman TUTKUN
Üye


Yrd. Doç. Dr.
Fatih KARADAĞLI
Üye

TEŞEKKÜR

Doktora tez çalışmam sũresince değerli bilgi ve yardımlarını esirgemeyen, çalışmalarımı her aşamada izleyip değerlendirerek yũn veren Sn. Prof. Dr. Recep İLERİ'ye minnet ve řũkranlarımı sunarım.

Çalışmalarım esnasında değerli yardım ve desteklerini esirgemeyen Sn. Prof. Dr. Osman TUTKUN'a ve Sn. Yrd. Doç. Dr. Fatih KARADAğLI'ya řũkranlarımı sunarım.

Çalışmalarım esnasında bana yardımcı olan bũtũn arkadaşlarıma teőekkũr ederim. Hayatım boyunca daha iyi bir seviyeye gelmem için maddi ve manevi desteklerini esirgemeyen çok değerli aileme řũkranlarımı sunarım

Ayrıca çalışmamı destekleyen Sakarya Üniversitesi BAPK'a da (Proje No: 2008. 50. 02.002, Proje adı: "Kentsel Atıksuyun Membran Biyoreaktũr ile Arıtılması ve Modellenmesi") řũkranlarımı sunarım.

İÇİNDEKİLER

TEŞEKKÜR.....	ii
İÇİNDEKİLER.....	iii
SİMGELER VE KISALTMALAR LİSTESİ	vi
ŞEKİLLER LİSTESİ.....	xii
TABLolar LİSTESİ.....	xii
ÖZET	xxxiv
SUMMARY	xxxv
BÖLÜM 1.AMAÇ VE KAPSAM	1
BÖLÜM 2.LİTERATÜR ARAŞTIRMASI	4
2.1.Kentsel Atıksular	4
2.1.1.Kentsel atıksuların genel özellikleri	4
2.1.2.Adapazarı Karaman kentsel atıksu arıtma tesisi atıksu özellikleri	10
2.1.3.Kentsel atıksuların geri kazanımı	10
2.1.4.Kentsel atıksu arıtma yöntemleri	12
2.2.Ardışık Kesikli Biyoreaktör (AKR).....	15
2.2.1.Genel prosesin tanımlanması.....	15
2.2.2.Ardışık kesikli biyoreaktör avantajları	17
2.2.3.Ardışık kesikli biyoreaktörün kentsel atıksu uygulamaları	17
2.3.Membran Biyoreaktör.....	19
2.3.1.Genel prosesin tanımlanması.....	19
2.3.1.1.Membran biyoreaktörde kullanılan membran modülleri	20
2.3.2.Membran biyoreaktör avantajları	26
2.3.3 Membran biyoreaktörün kentsel atıksu uygulamaları	27
2.4. Membran Modelleri	32

BÖLÜM 3. MATERYAL VE METOD.....	43
3.1.Gerçek Ölçekli Tesis, Atıksu ve Aktif Çamur.....	43
3.2.Laboratuar Ölçekli Tesis ve Atıksu.....	49
3.3.Ölçülen Parametreler.....	52
3.3.1.Askıda katı madde.....	53
3.3.2.Kimyasal oksijen ihtiyacı.....	53
3.3.3.Biyokimyasal oksijen ihtiyacı.....	54
3.3.4.Toplam azot.....	55
3.3.5.Toplam fosfor.....	55
3.3.6.pH.....	56
3.3.7.Bulanıklık.....	56
3.3.8.Renk.....	56
3.3.9.İletkenlik.....	56
3.3.10.Çözünmüş oksijen.....	57
3.3.11.Kalsiyum.....	57
3.3.12.Magnezyum.....	57
3.3.13.Sodyum.....	57
3.3.14.Sodyum adsorpsiyon oranı.....	57
3.4.Mikrobiyolojik inceleme.....	58
BÖLÜM 4. PİLOT ÖLÇEKLİ ARDIŞIK KESİKLİ BİYOREAKTÖR ÇALIŞMALAR VE BULGULAR.....	62
4.1.Deneysel Çalışmalar.....	62
4.1.1.Reaksiyon kinetiği çalışmaları.....	78
4.1.2.Çökeltme kinetiği çalışmaları.....	81
4.2.Modelleme.....	89
4.2.1.Reaksiyon kinetiği modellemesi.....	89
4.2.2.Çökeltme kinetiği modellemesi.....	130
4.2.3.Arıtma verimi modellemesi.....	135
4.2.3.1.Arıtma verimi deneysel çalışmaları ile modelin karşılaştırılması.....	172

4.3. Ardışık Kesikli Biyoreaktör Verimine Etki Eden Parametrelerin Etki Sıralamasının Belirlenmesi	177
4.4. Ölçüm Parametre Değerlerinin İstatistiksel Olarak İncelenmesi.....	178
4.4.1. İhtimal hesabı yöntemi	178
4.4.2. Varyans hesabı yöntemi.....	189
4.4.3. Tek örneklem t-testi yöntemi.....	197
BÖLÜM 5. PİLOT ÖLÇEKLİ BİYOLOJİK ÖN ARITMALI TÜBÜLER MEMBRAN SİSTEMİ ÇALIŞMALAR VE BULGULAR.....	212
5.1. Deneysel Çalışmalar	212
5.1.1. Tübüler membranın arıtma performansının ölçülmesi	212
5.1.2. Tübüler membranın temizlenmesinden sonra farklı giriş konsantrasyonlarında arıtma veriminin incelenmesi.....	221
5.1.3. Tübüler membranın çıkış akı değerlerinin belirlenmesi.....	237
5.1.4. Pilot ölçekli biyolojik ön arıtmalı tübüler membran sistemi çıkış suyu değerlerinin standart değerler ile karşılaştırılması	239
5.2. Modelleme	246
5.2.1 Modifiye edilmiş seri direnç model uygulaması	246
5.2.2. ANSYS (FLOTTRAN) uygulaması.....	265
5.3. Ölçüm Parametre Değerlerinin İstatistiksel Olarak İncelenmesi.....	273
5.3.1. İhtimal hesabı yöntemi	273
5.3.2. Varyans hesabı yöntemi.....	281
5.3.3. Tek örneklem t-testi yöntemi.....	287
BÖLÜM 6. SONUÇLAR ve ÖNERİLER	298
KAYNAKLAR.....	317
ÖZGEÇMİŞ	324

SİMGELER VE KISALTMALAR LİSTESİ

A	:Membran Filtrasyon Alanı; Ardışık Kesikli Membran Biyoreaktör Taban Alanı, m ²
A _{kesit alan}	:Membran Kesit Alanı, m ²
A/A ₀	:Gözenek tıkama oranı
AKM	:Askıda Katı Madde
AKMBR	:Ardışık Kesikli Membran Biyoreaktör
AKR	:Ardışık Kesikli Biyoreaktör,
akr(giriş) :	Ardışık Kesikli Biyoreaktör Girişi
A _{yanalyüzey}	:Membran Yanal Yüzey Alanı, m ²
α	:Spesifik direnç, m kg ⁻¹
α_o	:Spesifik direnç katsayısı, m/kg*Pa
α_{01}	:Laminer Akımda Hesaplanan Spesifik Direnç Katsayısı, m/kg*Pa
α_{02}	:Türbülanslı Akımda Hesaplanan Spesifik Direnç Katsayısı, m/kg*Pa
α_1	:Gözenek Tıkama Parametresi (Membran Yüzeyine Doğru Konvekte Edilmiş Kirleticinin Birim Kütlesi Başına Düşen Tıkanmış Membran Gözenek Alanı)
α_{pore}	:Membrandan Geçerek Filtrelenen Kirleticinin Birim Kütlesi Başına Düşen Gözenek İçinde Toplanmış Kirletici Hacmi
BOİ, BOİ ₅	:Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı, mg/L, kg/m ³
C	:Kirletici Konsantrasyonu, mg/L, kg/m ³
C _o	:Tübüler Membrana Giriş Atıksuyu AKM Konsantrasyonu
°C:	:Sıcaklık Birimi
CaCO ₃ :	:Kalsiyum Karbonat
Ca ²⁺	:Kalsiyum
C _b	:Kitlesel Kirletici Konsantrasyonu, mg/L, kg/m ³
Cd:	:Kadmiyum

C_g	:Jel Konsantrasyonu, mg/L, kg/m ³
$C_g(\text{teorik ort})$:Teorik Olarak Hesaplanan Jel Konsantrasyonu, mg/L, kg/m ³
Cr	:Krom
CN ⁻	:Siyanür
$C_n S_n$:Sulama Suyu Sınıfı
CO ₂	:Karbondioksit
C_s	:Çıkış AKM Konsantrasyonu, mg/L, kg/m ³
$C_{\text{süzüntü}}$:Tübüler Membrana Çıkış Atıksuyu AKM Konsantrasyonu, mg/L, kg/m ³
\bar{C}	:Ortalama Kirletici Konsantrasyonu, mg/L, kg/m ³
Ç.O.	:Çözünmüş Oksijen, mg/L
D	:Difüzyon Sabiti (katsayısı), m ² /sn
D_1	:Laminer Akımda Hesaplanan Difüzyon Sabiti, m ² /sn
d_p, d	:Atıksudaki Partikül Çapı, mm, m
d:	:Membran İç Çapı, mm, cm, m
ΔC_s	:Membran Giriş Çıkış Konsantrasyon farkı, mg/L, kg/m ³
ΔP	:Transmembran Basıncı, Pa, Bar
$\Delta \pi$:Membrana Karşı Gelen Osmotik Basınç Farkı, mg/L, kg/m ³
DS	:Kuru Madde Miktarı, mg/L, kg/m ³
δ_m	:Membran Kalınlığı, m
$\delta_.,$:Sınır Tabakası Kalınlığı, m
δ_1	:Laminer Akımda Oluşan Sınır Tabakası Kalınlığı, m
δ_2	:Türbülanslı Akımda Oluşan Sınır Tabakası Kalınlığı, m
E.N	:Eşdeğer Nüfus
E	:Optimum Arıtma Verimi, %
E_{akr}	:AKR'de Hesaplanan Arıtma Verimi, %
E_M	:Membran Arıtma Verimi, %
EMS	:Toplam Koliform Sayısı
Fe^{2+}	:Demir İyonu
f'	:Membrana Doğru Konvekte Edilmiş Kirletici Fraksiyonu
g	:Yerçekimi İvmesi
$H_{ç,h}$:Çöken Çamur Yüksekliği, cm, m

H_{azalma}	:Çamur Yüksekliğindeki Azalma, cm, m
$H_{katedilen}$:AKR'de Çamur Çökelirken Katettiği Mesafe (yükseklik), cm, m
H_t	:AKR'de Toplam Çamur Yüksekliği, cm, m
J_S	:Membrandan Geçen Akı, m^3/m^2*saat , m^3/m^2*sn
J_{25}	:25 °C'de Membrandan Geçen Akı, m^3/m^2*saat , m^3/m^2*sn
J_v	:Membranda Oluşan Ortalama Süzüntü Akısı, m^3/m^2*saat , m^3/m^2*sn
J_{vlim}	:Membranda Jel Polarizasyon Modeline Göre Hesaplanan Akı, m^3/m^2*saat , m^3/m^2*sn
$J_{v(teorik)}$:Teorik Olarak Hesaplanan Membranda Oluşan Ortalama Süzüntü Akısı, m^3/m^2*saat , m^3/m^2*sn
k	:AKR'de:Kinetik Katsayısı, Reaksiyon Sabiti; Membranda Kütle Transfer Katsayısı, $saat^{-1}$
K	:Potasyum
K_2O	:Potasyum Oksit
$KOİ$:Kimyasal Oksijen İhtiyacı, mg/L, kg/m^3
K_s	:Membranda Çözünmüş Maddelerin Geçirimsizlik Katsayısı
L	:Membran Uzunluğu, m
m	:Kütle
MBR	:Membran Biyoreaktör
Mg^{2+}	:Magnezyum
$MLSS$:Karışım Anında Reaktörden Alınan Aktif Çamur Ve Atıksu Karışım Halinde İken Alınan Numunenin Askıda Katı Madde Değeri
μ, μ_{su}	:Çözelti veya Suyun Dinamik Viskozitesi, $Pa*sn$
N	:Toplam Gözenek Sayısı
Na	:Sodyum
$NaOH$:Sodyum Hidroksit
NH_3	:Amonyum
NH_3-N	:Amonyum Azotu
NH_4-N	:Amonyak Azotu
NO_3^-	:Nitrat İyonu
NTU	:Bulanıklık Birimi.
O_2	:Oksijen Gazı

Pe	:P'eclet Sayısı
P _ç	:Membran Çıkış Basıncı, Pa, Bar
P _g	:Membran Giriş Basıncı, Pa, Bar
P _s	:Membran Ortasından Süzülürke Oluşan Basınç, , Pa, Bar
PO ₄	:Fosfat
Q	:Debi, m ³ /m ² *saat, m ³ /m ² *sn
Q _o	:Temiz Membrandaki İlk Süzüntü Debisi; Ardışık Kesikli Biyoreaktörde Her Seansta Arıtılan Atıksu Debisi, m ³ /m ² *saat, m ³ /m ² *sn
Q _{0min}	:AKR'de Her Seansta Arıtılan Minimum Atıksu Debisi, m ³ /m ² *saat, m ³ /m ² *sn
Q _{0ort}	:AKR'de Her Seansta Arıtılan Ortalama Atıksu Debisi, m ³ /m ² *saat, m ³ /m ² *sn
Q _{maks}	:AKR'de Her Seansta Arıtılan Maksimum Atıksu Debisi, m ³ /m ² *saat, m ³ /m ² *sn
R	:Membran Yarıçapı, mm, m
Re	:Reynold Sayısı,
R _{m'su} : R _m	:Temiz Membran Direnci, (Tıkanmış Membranın Hidrolik Direnci), m ⁻¹
r _o	:Gözenek Yarıçapı
R _{p0}	:Membran Üzerine İlk Toplanan Kısımın Direnci, m ⁻¹
R _P	:Membranın Dış Yüzeyi Üzerinde Oluşan Kek Direnci(Konsantrasyon Polarizasyonundan Kaynaklanan Hidrolik Direnç)
R'	:Kek Tabakasının Spesifik Direnci
RES	:Renklilik Sayısı
SAR	:Sodyum Adsorpsiyon Oranı
SBR	:Ardışık Kesikli Biyoreaktör
σ _o	:Osmotik Yansıma Sabiti
S	:Membran Filtrasyonu İçin Kullanılabilir Alan
S _o	:Giriş KOİ Konsantrasyonu, mg/L, kg/m ³
S _e	:Çıkış KOİ Konsantrasyonu, mg/L, kg/m ³
S _f	:AKR'de Doldurma Süresi Sonundaki KOİ Konsantrasyonu , mg/L, kg/m ³

SKKY	:Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği Teknik Usuller Tebliği
SO ₄ ²⁻	:Sülfat İyonu
SSV	:Çökebilir Çamur Hacmi, L, m ³
SVI	:Çamur Hacim İndeksi, mL/g
TKN	:Toplam Kjehldal Azotu
TN	:Toplam Azot, mg/L
TOİ	:Toplam Oksijen İhtiyacı mg/L
TOK	:Toplam Organik Karbon
t _ç	:AKR'de Çökelme Süresi, saat
t _f	:AKR Doldurma Süresi, saat
TP	:Toplam Fosfor, mg/L
t _r	:AKR Reaksiyon(Havalandırma,Karıştırma) Süresi, saat
t _{rmin}	:AKR'de Minimum Reaksiyon Süresi, saat
t _{rmaks}	:AKR'de Maksimum Reaksiyon Süresi, saat
t _{süzüntü}	:Süzüntü Suyu Elde Edilene Kadar Geçen Süre, saat
U _o	:Membran Giriş Hızı, m/sn
UF	:Ultrafiltrasyon
V	:AKR'de Mutlak Çökelme Hızı, cm/dakika
V _a	:AKR'de Çöken Çamur Hacmi, L, m ³
V _{ab}	:AKR'ün Doldurma Süreci Başlamadan Önceki Aktif Hacmi, L, m ³
V _{abmin}	:AKR'de Doldurma Süreci Başlamadan Önceki Minimum Aktif Hacmi, L, m ³
V _{abmaks}	:AKR'de Doldurma Süreci Başlamadan Önceki Maksimum Aktif Hacmi, L, m ³
V _{atıksu}	:Atıksu Hacmi, L, m ³
V _b	:AKR Boş Hacmi, L, m ³
V _{bmin}	:AKR'ün Minimum Boş Hacmi, L, m ³
V _{bmaks}	:AKR'ün Maksimum Boş Hacmi, L, m ³
V _ç	:AKR'de Çamur Çökelme Hızı, cm/dakika
V _e	:AKR'de Etkin Çökelme Hızı, cm/dakika
V _{giriş}	:Tübüler Membrana Giriş Atıksuyu Hacmi, L, m ³
V _{konsantre}	:Konsantre (Jel) Atıksuyu Hacmi, L, m ³

V_{su}	:Su Hacmi, L, m ³
$V_{süzüntü}$:Tübüler Membran Çıkış Atıksuyu Hacmi, L, m ³
V_w	:AKR'de Suyun Artan Çökelme Hızı, m/sn, cm/dakika
X	:Karışım Anında Reaktörden Alınan Aktif Çamur Ve Atıksu Karışım Halinde İken Alınan Numunenin Askıda Katı Madde Değeri, mg/L
Zn	:Çinko
γ	:Kinematik Vizkozite, Su İçin $1 \cdot 10^{-4} \text{ cm}^2 / \text{dakika}$
ρ_p, ρ_d	:Atıksudaki Partikül Yoğunluğu, g/cm ³
ρ_{su}, ρ	:Sıvının Yoğunluğu, Su İçin $1000 \text{ kg/m}^3, 1 \text{ g/cm}^3$

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 2.1. Tipik bir ardışık kesikli biyoreaktör akış diyagramı	16
Şekil 2.2. Membran biyoreaktörünün akım şeması	20
Şekil.2.3. Membran proseslerin arıtma mekanizmalarının şematik gösterimi	21
Şekil 2.4. Membran proseslerin işletim şekilleri.....	21
Şekil 2.5. Tübüler membranın şematik gösterimi	23
Şekil 2.6. MBR konfigürasyonları	24
Şekil 2.7. Konsantrasyon polarizasyonu olayının şematik gösterimi	33
Şekil 2.8. Membran yüzeyinde meydana gelen direnç türleri.....	34
Şekil 3.1 Adapazarı (Karaman) kentsel atıksu arıtma tesisi akım şeması.....	44
Şekil 3.2. Laboratuvar ölçekli pilot tesis deneylerinde kullanılan Adapazarı (Karaman) kentsel atıksu arıtma tesisinin havalandırma havuzu çıkışından alınan aktif çamur fotoğrafı	45
Şekil 3.3. 2009 yılı Adapazarı (Karaman) kentsel atıksu arıtma tesisinin havalandırma havuzu çıkışı verilerine göre aktif çamurun, çamur hacim indeksi ortalama aylık değişimi	47
Şekil 3.4. 2009 yılı Adapazarı (Karaman) kentsel atıksu arıtma tesisinin havalandırma havuzu çıkışı verilerine göre aktif çamurun, çökebilir çamur hacmi ortalama aylık değişimi	48
Şekil 3.5. 2009 yılı Adapazarı (Karaman) kentsel atıksu arıtma tesisinin havalandırma havuzu çıkışı verilerine göre aktif çamurun, kuru madde miktarlarının ortalama aylık değişimi	48
Şekil 3.6. 2009 yılı Adapazarı (Karaman) kentsel atıksu arıtma tesisinin havalandırma havuzu çıkışı verilerine göre aktif çamurun, organik madde yüzdesi ortalama aylık değişimi	49
Şekil 3.7. Tübüler membran biyoreaktörün şematik gösterimi.....	50
Şekil 3.8. Ardışık kesikli biyoreaktörün şematik gösterimi	51

Şekil 3.9. Ardışık kesikli tübüler membran biyoreaktör entegre sisteminin şematik gösterimi	52
Şekil 3.8. Numunelerde fotoğraflanan flog yapısı ve indikatör mikroorganizmalar, (a) Flok yapısı 40x, (b) Arcella sp. 40x, (c) Epistylis sp. 40x, (d) Vorticella sp. 40x.	61
Şekil 4.1. Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin çıkış suyu askıda katı madde (AKM) konsantrasyonuna etkisi ($AKM_{giriş} = 277 \text{ mg/L}$)	64
Şekil 4.2. Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin askıda katı madde (AKM) arıtma verimine etkisi ($AKM_{giriş} = 277 \text{ mg/L}$)	64
Şekil 4.3. Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin AKR çıkış suyu kimyasal oksijen ihtiyacı ($KOİ$) konsantrasyonuna etkisi ($KOİ_{giriş} = 206 \text{ mg/L}$)	66
Şekil 4.4. Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin kimyasal oksijen ihtiyacı ($KOİ$) arıtma verimine etkisi ($KOİ_{giriş} = 206 \text{ mg/L}$)	66
Şekil 4.5. Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin çıkış suyu biyolojik oksijen ihtiyacı ($BOİ$) konsantrasyonuna etkisi ($BOİ_{giriş} = 101 \text{ mg/L}$)	67
Şekil 4.6. Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin biyolojik oksijen ihtiyacı ($BOİ$) arıtma verimine etkisi ($BOİ_{giriş} = 101 \text{ mg/L}$)	68
Şekil 4.7. Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin çıkış suyu toplam azot (TN) konsantrasyonuna etkisi ($TN_{giriş} = 152 \text{ mg/L}$)	69
Şekil 4.8. Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin toplam azot (TN) arıtma verimine etkisi ($TN_{giriş} = 152 \text{ mg/L}$)	69
Şekil 4.9. Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin çıkış suyu toplam fosfor (TP) konsantrasyonuna etkisi ($TP_{giriş} = 4.3 \text{ mg/L}$)	71
Şekil 4.10. Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin toplam fosfor (TP) arıtma verimine etkisi ($TP_{giriş} = 4.3 \text{ mg/L}$)	71
Şekil 4.11. Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin çıkış suyu bulanıklık değerlerine etkisi ($Bulanıklık_{giriş} = 260 \text{ NTU}$)	73
Şekil 4.12. Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin bulanıklık arıtma verimine etkisi ($Bulanıklık_{giriş} = 260 \text{ NTU}$)	73
Şekil 4.13. Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin çıkış suyu renk değerlerine etkisi ($Renk_{giriş} = 46.7 \text{ RES}$)	75

Şekil 4.14.Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin renk artıma verimine etkisi (Renk _{giriş} = 46.7 RES)	75
Şekil 4.15.Reaksiyon sabitinin AKR çıkış suyu KOİ konsantrasyonuna etkisi.....	80
Şekil 4.16.Reaksiyon sabitinin KOİ arıtma verimine etkisi.....	80
Şekil 4.17.AKR'ye farklı giriş AKM konsantrasyonlarında çökeltme hızlarının zamana bağlı olarak davranışı.....	85
Şekil 4.18.AKR'ye farklı giriş AKM konsantrasyonlarında çamur yüksekliklerinin zamana bağlı olarak davranışı	87
Şekil 4.19.AKR'de farklı çamur konsantrasyonlarında gözlenen maksimum hızlar	88
Şekil 4.20.Laboratuar ölçekli ardışık kesikli reaktörün hacimlerinin şematik gösterimi	89
Şekil 4.21. t_r - S_e İlişkinine Q_o Etkisinin Simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_a=7.7$ L; $V_{ab}=34$ L; $V_b=40$ L; $t_r=0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m ³)	90
Şekil 4.22. S_o - S_e ilişkisine Q_o etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_a=7.7$ L; $V_{ab}=34$ L; $V_b=40$ L; $t_r=1.5$ saat; $t_f=0.5$ saat)	91
Şekil 4.23. V_a - S_e ilişkisine Q_o 'ın etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_{ab}=34$ L; $V_b=40$ L; $t_r=1.5$ saat; $t_f=0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m ³)	92
Şekil 4.24. V_b - S_e ilişkisine Q_o Etkisinin Simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_a=7.7$ L; $V_{ab}=34$ L; $t_r=1.5$ saat; $t_f=0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m ³).....	93
Şekil 4.25. V_{ab} - S_e ilişkisine Q_o etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_a=7.7$ L; $V_b=40$ L; $t_r=1.5$ saat; $t_f=0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m ³).....	94
Şekil 4.26. Q_o - S_e ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_a=7.7$ L; $V_b=40$ L; $t_r=1.5$ saat; $t_f=0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m ³).....	95
Şekil 4.27. S_o - S_e ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu ($Q_o=0.012$ m ³ /saat; $k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_a=7.7$ L; $V_b=40$ L; $t_r=1.5$ saat; $t_f=0.5$ saat).....	96
Şekil 4.28. V_a - S_e ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu ($Q_o=0.012$ m ³ /saat; $k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_b=40$ L; $t_r=1.5$ saat; $t_f=0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m ³).....	97
Şekil 4.29. V_b - S_e ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu ($Q_o=0.012$ m ³ /saat; $k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_a=7.7$ L; $t_r=1.5$ saat; $t_f=0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m ³).....	98
Şekil 4.30. t_r - S_e ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu ($Q_o=0.012$ m ³ /saat; $k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_a=7.7$ L; $V_b=40$ L; $t_f=0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m ³).....	99

Şekil 4.31. Q_o - S_e ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_a=7.7$ L; $V_{ab}=34$ L; $V_b=40$ L; $t_f=0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m ³)	100
Şekil 4.32. S_o - S_e ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_a=7.7$ L; $V_{ab}=34$ L; $V_b=40$ L; $t_f=0.5$ saat; $Q_o=0.012$ m ³ /saat)	101
Şekil 4.33. V_a - S_e ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $S_o=0.206$ m ³ ; $V_{ab}=34$ L; $V_b=40$ L; $t_f=0.5$ saat; $Q_o=0.012$ m ³ /saat)	102
Şekil 4.34. V_b - S_e ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $S_o=0.206$ m ³ ; $V_{ab}=34$ L; $V_a=7.7$ L; $t_f=0.5$ saat; $Q_o=0.012$ m ³ /saat)	103
Şekil 4.35. V_{ab} - S_e ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $S_o=0.206$ m ³ ; $V_a=7.7$ L; $V_b=40$ L; $t_f=0.5$ saat; $Q_o=0.012$ m ³ /saat)	104
Şekil 4.36. Q_o - S_e ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $S_o=0.206$ m ³ ; $V_b=40$ L; $V_{ab}=34$ L; $t_f=0.5$ saat; $t_r=1.5$ saat)	105
Şekil 4.37. V_b - S_e ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $S_o=0.206$ m ³ ; $V_{ab}=34$ L; $t_f=0.5$ saat; $t_r=1.5$ saat; $Q_o=0.012$ m ³ /saat)	106
Şekil 4.38. t_r - S_e ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $S_o=0.206$ m ³ ; $V_b=40$ L; $V_{ab}=34$ L; $t_f=0.5$ saat; $Q_o=0.012$ m ³ /saat)	107
Şekil 4.39. S_o - S_e ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_b=40$ L; $V_{ab}=34$ L; $t_f=0.5$ saat; $Q_o=0.012$ m ³ /saat; $t_r=1.5$ saat)	108
Şekil 4.40. V_{ab} - S_e ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_b=40$ L; $S_o=0.206$ m ³ ; $t_f=0.5$ saat; $Q_o=0.012$ m ³ /saat; $t_r=1.5$ saat)	109
Şekil 4.41. Q_o - S_e ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_{ab}=34$ L; $V_a=7.7$ L; $V_b=40$ L; $t_f=0.5$ saat; $t_r=1.5$ saat)	110
Şekil 4.42. V_a - S_e ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_{ab}=34$ L; $Q_o=0.012$ m ³ /saat; $V_b=40$ L; $t_f=0.5$ saat; $t_r=1.5$ saat)	111
Şekil 4.43. V_b - S_e ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_{ab}=34$ L; $V_a=7.7$ L; $Q_o=0.012$ m ³ /saat; $t_f=0.5$ saat; $t_r=1.5$ saat)	112
Şekil 4.44. t_r - S_e ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu ($Q_o=0.012$ m ³ /saat; $k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_{ab}=34$ L; $V_a=7.7$ L; $V_b=40$ L; $t_f=0.5$ saat)	113
Şekil 4.45. V_{ab} - S_e ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu ($Q_o=0.012$ m ³ /saat; $k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_a=7.7$ L; $V_b=40$ L; $t_f=0.5$ saat; $t_r=1.5$ saat)	114
Şekil 4.46. Q_o - S_e ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu ($Q_o=0.012$ m ³ /saat; $k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_{ab}=34$ L; $V_a=7.7$ L; $t_f=0.5$ saat; $t_r=1.5$ saat)	115

Şekil 4.47. S_o - S_e ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu ($Q_o= 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$; $V_a=7.7 \text{ L}$; $t_f= 0.5 \text{ saat}$; $t_r=1.5 \text{ saat}$)	116
Şekil 4.48. V_a - S_e ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu ($Q_o = 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$; $S_o= 0.206 \text{ kg/m}^3$; $t_f= 0.5 \text{ saat}$; $t_r=1.5 \text{ saat}$).....	117
Şekil 4.50. V_{ab} - S_e ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu ($Q_o= 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $S_o= 0.206 \text{ kg/m}^3$; $k= 0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_a=7.7 \text{ L}$; $t_f= 0.5 \text{ saat}$; $t_r=1.5 \text{ saat}$)	118
Şekil 4.51. t_r - S_e ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu ($Q_o= 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$; $V_a=7.7 \text{ L}$; $t_f= 0.5 \text{ saat}$; $S_o =0.206 \text{ kg/m}^3$)	119
Şekil 4.52. t_r - S_e ilişkisine k etkisinin simülasyonu ($Q_o= 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$; $V_a=7.7 \text{ L}$; $V_b = 40 \text{ L}$; $t_f= 0.5 \text{ saat}$; $S_o =0.206 \text{ kg/m}^3$).....	120
Şekil 4.53. S_o - S_e ilişkisine k etkisinin simülasyonu ($Q_o= 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$; $V_a=7.7 \text{ L}$; $V_b = 40 \text{ L}$; $t_f= 0.5 \text{ saat}$; $t_r= 1.5 \text{ saat}$)	121
Şekil 4.54. V_a - S_e ilişkisine k etkisinin simülasyonu ($Q_o= 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$; $S_o=0.206 \text{ kg/m}^3$; $V_b = 40 \text{ L}$; $t_f= 0.5 \text{ saat}$; $t_r= 1.5 \text{ saat}$).....	122
Şekil 4.55. V_b - S_e ilişkisine k etkisinin simülasyonu ($Q_o= 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$; $S_o=0.206 \text{ kg/m}^3$; $V_a= 7.7 \text{ L}$; $t_f= 0.5 \text{ saat}$; $t_r= 1.5 \text{ saat}$).....	123
Şekil 4.56. V_{ab} - S_e ilişkisine k etkisinin simülasyonu ($Q_o= 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $V_b=40 \text{ L}$; $S_o=0.206 \text{ kg/m}^3$; $V_a= 7.7 \text{ L}$; $t_f= 0.5 \text{ saat}$; $t_r= 1.5 \text{ saat}$)	124
Şekil 4.57. Q_o - S_e ilişkisine k etkisinin simülasyonu ($V_{ab}=34 \text{ L}$; $V_b=40 \text{ L}$; $S_o=0.206 \text{ kg/m}^3$; $V_a= 7.7 \text{ L}$; $t_f= 0.5 \text{ saat}$; $t_r= 1.5 \text{ saat}$)	125
Şekil 4.58. AKR'de reaksiyon süresinin deneysel ve teorik olarak çıkış suyu KOİ konsantrasyonlarına etkisinin karşılaştırılması ($k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $t_f=0.5 \text{ saat}$; $Q_o=0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $S_o=0.206 \text{ kg/m}^3$; $V_a=7.7 \text{ L}$; $V_b=40 \text{ L}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$)	129
Şekil 4.59. AKR, beher ve teorik çökelme hızlarının zamana bağlı davranışlarının karşılaştırılması ($Q_o= 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_{ab}=0.034 \text{ m}^3$; $V_a=0.0077 \text{ m}^3$; $V_b= 0.040 \text{ m}^3$; $t_f= 0.5 \text{ saat}$; $t_r=1.5 \text{ saat}$; $S_o =0.206 \text{ kg/m}^3$; $X=3.15 \text{ kg/ m}^3$; $\gamma=0.01 \text{ cm}^2/\text{dk}$; $\rho_d=1.07 \text{ g/cm}^3$; $\rho=1 \text{ g/cm}^3$; $d=0.01 \text{ cm}$).....	133
Şekil 4.60. AKR, beher ve teorik çamur yüksekliklerinin zamana bağlı değişimi ($Q_o= 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_{ab}=0.034 \text{ m}^3$; $V_a=0.0077 \text{ m}^3$; $V_b= 0.040 \text{ m}^3$; $t_f= 0.5 \text{ saat}$; $t_r=1.5 \text{ saat}$; $S_o =0.206 \text{ kg/m}^3$; $X=3.15 \text{ kg/ m}^3$; $\gamma=0.01 \text{ cm}^2/\text{dk}$; $\rho_d=1.07 \text{ g/cm}^3$; $\rho=1 \text{ g/cm}^3$; $d=0.01 \text{ cm}$)	134

Şekil 4.61 t_r -E ilişkisine Q_o etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_a=7.7$ L; $V_{ab}=34$ L; $V_b=40$ L; $t_f=0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m ³).....	135
Şekil 4.62. S_o -E ilişkisine Q_o etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_a=7.7$ L; $V_{ab}=34$ L; $V_b=40$ L; $t_r=1.5$ saat; $t_f=0.5$ saat)	136
Şekil 4.63. V_a -E ilişkisine Q_o 'ın Etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_{ab}=34$ L; $V_b=40$ L; $t_r=1.5$ saat; $t_f=0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m ³).....	137
Şekil 4.64. V_b -E ilişkisine Q_o Etkisinin Simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_a=7.7$ L; $V_{ab}=34$ L; $t_r=1.5$ saat; $t_f=0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m ³).....	138
Şekil 4.65. V_{ab} -E ilişkisine Q_o etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_a=7.7$ L; $V_b=40$ L; $t_r=1.5$ saat; $t_f=0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m ³).....	139
Şekil 4.66. Q_o -E ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_a=7.7$ L; $V_b=40$ L; $t_r=1.5$ saat; $t_f=0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m ³).....	140
Şekil 4.67. S_o -E ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu ($Q_o=0.012$ m ³ /saat; $k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_a=7.7$ L; $V_b=40$ L; $t_r=1.5$ saat; $t_f=0.5$ saat	141
Şekil 4.68. V_a -E ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu ($Q_o=0.012$ m ³ /saat; $k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_b=40$ L; $t_r=1.5$ saat; $t_f=0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m ³).....	142
Şekil 4.69. V_b -E ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu ($Q_o=0.012$ m ³ /saat; $k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_a=7.7$ L; $t_r=1.5$ saat; $t_f=0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m ³)	143
Şekil 4.70. t_r -E ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu ($Q_o=0.012$ m ³ /saat; $k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_a=7.7$ L; $V_b=40$ L; $t_f=0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m ³)	144
Şekil 4.71. Q_o -E ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_a=7.7$ L; $V_{ab}=34$ L; $V_b=40$ L; $t_f=0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m ³).....	145
Şekil 4.72. S_o -E ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_a=7.7$ L; $V_{ab}=34$ L; $V_b=40$ L; $t_f=0.5$ saat; $Q_o=0.012$ m ³ /saat).....	146
Şekil 4.73. V_a -E ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $S_o=0.206$ m ³ ; $V_{ab}=34$ L; $V_b=40$ L; $t_f=0.5$ saat; $Q_o=0.012$ m ³ /saat)	147
Şekil 4.74. V_b -E ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $S_o=0.206$ m ³ ; $V_{ab}=34$ L; $V_a=7.7$ L; $t_f=0.5$ saat; $Q_o=0.012$ m ³ /saat).....	148
Şekil 4.75. V_{ab} -E ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $S_o=0.206$ m ³ ; $V_a=7.7$ L; $V_b=40$ L; $t_f=0.5$ saat; $Q_o=0.012$ m ³ /saat)	149
Şekil 4.76. Q_o -E ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $S_o=0.206$ m ³ ; $V_b=40$ L; $V_{ab}=34$ L; $t_f=0.5$ saat; $t_r=1.5$ saat)	150

Şekil 4.77. V_b -E ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $S_o=0.206$ m ³ ; $V_{ab}=34$ L; $t_f=0.5$ saat; $t_r=1.5$ saat; $Q_o=0.012$ m ³ /saat)	152
Şekil 4.78. t_r -E ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu ($S_o=0.206$ m ³ ; $V_b=40$ L; $V_{ab}=34$ L; $t_f=0.5$ saat; $Q_o=0.012$ m ³ /saat; $k=0.60$ saat ⁻¹)	153
Şekil 4.79. S_o -E ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_b=40$ L; $V_{ab}=34$ L; $t_f=0.5$ saat; $Q_o=0.012$ m ³ /saat; $t_r=1.5$ saat)	154
Şekil 4.80. V_{ab} -E ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_b=40$ L; $S_o=0.206$ m ³ ; $t_f=0.5$ saat; $Q_o=0.012$ m ³ /saat; $t_r=1.5$ saat)	155
Şekil 4.81. Q_o -E ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_{ab}=34$ L; $V_a=7.7$ L; $V_b=40$ L; $t_f=0.5$ saat; $t_r=1.5$ saat)	156
Şekil 4.82. V_a -E ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_{ab}=34$ L; $Q_o=0.012$ m ³ /saat; $V_b=40$ L; $t_f=0.5$ saat; $t_r=1.5$ saat)	157
Şekil 4.83. V_b -E ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_{ab}=34$ L; $V_a=7.7$ L; $Q_o=0.012$ m ³ /saat; $t_f=0.5$ saat; $t_r=1.5$ saat)	158
Şekil 4.84. t_r -E ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu ($Q_o=0.012$ m ³ /saat; $k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_{ab}=34$ L; $V_a=7.7$ L; $V_b=40$ L; $t_f=0.5$ saat)	159
Şekil 4.85. V_{ab} -E ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu ($Q_o=0.012$ m ³ /saat; $k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_a=7.7$ L; $V_b=40$ L; $t_f=0.5$ saat; $t_r=1.5$ saat)	160
Şekil 4.86. Q_o -E ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu ($Q_o=0.012$ m ³ /saat; $k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_{ab}=34$ L; $V_a=7.7$ L; $t_f=0.5$ saat; $t_r=1.5$ saat)	161
Şekil 4.87. S_o -E ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu ($Q_o=0.012$ m ³ /saat; $k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_{ab}=34$ L; $V_a=7.7$ L; $t_f=0.5$ saat; $t_r=1.5$ saat)	162
Şekil 4.88. V_a -E ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu ($Q_o=0.012$ m ³ /saat; $k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_{ab}=34$ L; $S_o=0.206$ kg/m ³ ; $t_f=0.5$ saat; $t_r=1.5$ saat)	163
Şekil 4.89. V_{ab} -E ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu ($Q_o=0.012$ m ³ /saat; $S_o=0.206$ kg/m ³ ; $k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_a=7.7$ L; $t_f=0.5$ saat; $t_r=1.5$ saat)	164
Şekil 4.90. t_r -E ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu ($Q_o=0.012$ m ³ /saat; $k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_{ab}=34$ L; $V_a=7.7$ L; $t_f=0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m ³)	165
Şekil 4.91. t_r -E ilişkisine k etkisinin simülasyonu ($Q_o=0.012$ m ³ /saat; $V_{ab}=34$ L; $V_a=7.7$ L; $V_b=40$ L; $t_f=0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m ³)	166
Şekil 4.92. S_o -E ilişkisine k etkisinin simülasyonu ($Q_o=0.012$ m ³ /saat; $V_{ab}=34$ L; $V_a=7.7$ L; $V_b=40$ L; $t_f=0.5$ saat; $t_r=1.5$ saat)	167

Şekil 4.93.Va-E ilişkisine k etkisinin simülasyonu ($Q_o= 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$; $S_o=0.206 \text{ kg/m}^3$; $V_b = 40 \text{ L}$; $t_f= 0.5 \text{ saat}$; $t_r= 1.5 \text{ saat}$)	168
Şekil 4.94.Vb-E ilişkisine k etkisinin simülasyonu ($Q_o= 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$; $S_o=0.206 \text{ kg/m}^3$; $V_a= 7.7 \text{ L}$; $t_f= 0.5 \text{ saat}$; $t_r= 1.5 \text{ saat}$).....	169
Şekil 4.95.Vab-E ilişkisine k etkisinin simülasyonu ($Q_o= 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $V_b=40 \text{ L}$; $S_o=0.206 \text{ kg/m}^3$; $V_a= 7.7 \text{ L}$; $t_f= 0.5 \text{ saat}$; $t_r= 1.5 \text{ saat}$).....	170
Şekil 4.96.Qo-E ilişkisine k etkisinin simülasyonu ($V_{ab}=34 \text{ L}$; $V_b=40 \text{ L}$; $S_o=0.206$ kg/m^3 ; $V_a= 7.7 \text{ L}$; $t_f= 0.5 \text{ saat}$; $t_r= 1.5 \text{ saat}$)	171
Şekil 4.97.Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin deneysel ve teorik olarak çıkış suyu KOİ konsantrasyonlarına etkisinin karşılaştırılması ($k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $Q_o=0.012 \text{ m}^3/\text{Sa}$; $S_o=0.206 \text{ kg/m}^3$; $V_a=7.7 \text{ L}$; $V_b=40 \text{ L}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$)	176
Şekil 4.98.Reaksiyon süresinin deneysel ve teorik olarak KOİ arıtma verimine etkisinin karşılaştırılması ($k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $Q_o=0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $S_o=0.206 \text{ kg/m}^3$; $V_a=7.7 \text{ L}$; $V_b=40 \text{ L}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$)	176
Şekil 4.99.AKR Çıkış suyu AKM değerlerinin ihtimal hesabına göre grafiksel olarak incelenmesi	180
Şekil 4.100.AKR çıkış suyu KOİ değerlerinin ihtimal hesabına göre grafiksel olarak incelenmesi	181
Şekil 4.101.AKR çıkış BOİ değerlerinin ihtimal hesabına göre grafiksel olarak incelenmesi	182
Şekil 4.102.AKR çıkış suyu TN değerlerinin ihtimal hesabına göre grafiksel olarak incelenmesi	184
Şekil 4.103.AKR çıkış suyu TP değerlerinin ihtimal hesabına göre grafiksel olarak incelenmesi	185
Şekil 4.104.AKR çıkış suyu Bulanıklık değerlerinin ihtimal hesabına göre grafiksel olarak incelenmesi	187
Şekil 4.105.AKR çıkış suyu Renk değerlerinin ihtimal hesabına göre grafiksel olarak incelenmesi	188
Şekil 5.1.Tübüler membranda giriş suyu AKM konsantrasyonuna göre çıkış suyu AKM konsantrasyonu değişimi ve AKM giderme verimi	213
Şekil 5.2.Tübüler membranda giriş KOİ konsantrasyonuna göre çıkış KOİ konsantrasyonu değişimi ve KOİ giderme verimi	214

Şekil 5.3. Tübüler membranda giriş BOİ konsantrasyonuna göre çıkış BOİ konsantrasyonu değişimi ve BOİ giderme verimi	216
Şekil 5.4. Tübüler membranda giriş TN konsantrasyonuna göre çıkış TN konsantrasyonu değişimi ve TN giderme verimi	217
Şekil 5.5. Tübüler membranda giriş TP konsantrasyonuna göre çıkış TP konsantrasyonu değişimi ve TP giderme verimi	218
Şekil 5.6. Tübüler membranda giriş Bulanıklık konsantrasyonuna göre çıkış Bulanıklık konsantrasyonu değişimi ve Bulanıklık giderme verimi	219
Şekil 5.7. Tübüler membranda giriş Renk konsantrasyonuna göre çıkış Renk konsantrasyonu değişimi ve Renk giderme verimi	220
Şekil 5.8. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş AKM konsantrasyonlarında, tübüler membrandan geçen atıksuyun hacmine bağlı olarak elde edilen çıkış AKM konsantrasyonu ve tübüler membran AKM arıtma verimi	222
Şekil 5.9. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten, farklı giriş AKM konsantrasyonlarında, atıksuyun tübüler membrandan geçiş süresine bağlı olarak elde edilen çıkış suyu AKM konsantrasyonu ve AKM arıtma verimi	223
Şekil 5.10. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş KOİ konsantrasyonlarında, tübüler membrandan geçen atıksuyun hacmine bağlı olarak elde edilen çıkış KOİ konsantrasyonu ve tübüler membran KOİ arıtma verimi	224
Şekil 5.11. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten, farklı giriş KOİ konsantrasyonlarında, atıksuyun tübüler membrandan geçiş süresine bağlı olarak elde edilen çıkış suyu KOİ konsantrasyonu ve KOİ arıtma verimi	225
Şekil 5.12. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş BOİ konsantrasyonlarında, tübüler membrandan geçen atıksuyun hacmine bağlı olarak elde edilen çıkış BOİ konsantrasyonu ve tübüler membran BOİ arıtma verimi	227

Şekil 5.13. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten, farklı giriş BOİ konsantrasyonlarında, atıksuyun tübüler membrandan geçiş süresine bağlı olarak elde edilen çıkış suyu BOİ konsantrasyonu ve BOİ arıtma verimi.....	228
Şekil 5.14. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş TN konsantrasyonlarında, tübüler membrandan geçen atıksuyun hacmine bağlı olarak elde edilen çıkış TN konsantrasyonu ve tübüler membran TN arıtma verimi.....	230
Şekil 5.15. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten, farklı giriş TN konsantrasyonlarında, atıksuyun tübüler membrandan geçiş süresine bağlı olarak elde edilen çıkış suyu TN konsantrasyonu ve TN arıtma verimi.....	231
Şekil 5.16. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş TP konsantrasyonlarında, tübüler membrandan geçen atıksuyun hacmine bağlı olarak elde edilen çıkış TP konsantrasyonu ve tübüler membran TP arıtma verimi	232
Şekil 5.17. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten, farklı giriş TP konsantrasyonlarında, atıksuyun tübüler membrandan geçiş süresine bağlı olarak elde edilen çıkış suyu TP konsantrasyonu ve TP arıtma verimi.....	233
Şekil 5.18. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş bulanıklık konsantrasyonlarında, tübüler membrandan geçen atıksuyun hacmine bağlı olarak elde edilen çıkış Bulanıklık konsantrasyonu ve tübüler membran Bulanıklık arıtma verimi	234
Şekil 5.19. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten, farklı giriş Bulanıklık konsantrasyonlarında, atıksuyun tübüler membrandan geçiş süresine bağlı olarak elde edilen çıkış Bulanıklık konsantrasyonu ve Bulanıklık arıtma verimi.....	235
Şekil 5.20. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş Renk konsantrasyonlarında, tübüler membrandan geçen atıksuyun hacmine bağlı olarak elde edilen çıkış Renk konsantrasyonu ve tübüler membran Renk arıtma verimi.....	236

Şekil 5.21. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten, farklı giriş Renk konsantrasyonlarında, atıksuyun tübüler membrandan geçiş süresine bağlı olarak elde edilen çıkış Renk konsantrasyonu ve Renk arıtma verimi	237
Şekil 5.22.6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizlendikten sonra kullanılan 0.2 μ m gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesinde arıtılan farklı giriş AKM konsantrasyonlu atıksulardan elde edilen akı değerleri	239
Şekil 5.23. Tübüler membran biyoreaktor giriş ve çıkış suyu kalitelerinin karşılaştırılması.....	246
Şekil 5.24. $\ln(C_o) - J_v$ grafiğine bağlı olarak "k" kütle transfer katsayısı ve "C _g " jel konsantrasyonunun hesaplanması.....	250
Şekil 5.25. $C_o - J_v$ parametreleri arasındaki ilişkiye en yakın eğilim çizgisi grafiği.....	252
Şekil 5.26. $C_{ort}^* \Delta P - \Delta P / J_v$ grafiğine en uygun eğilim çizgisinin bulunuşu ve ilgili parametrelerin grafikten elde edilişi	255
Şekil 5.27. Farklı giriş AKM konsantrasyonlarına bağlı olarak membran kek kalınlığı değişimi	262
Şekil 5.28. Tübüler membranda farklı giriş atıksuyu AKM konsantrasyonlarında, deneysel akı değerleri ile modifiye edilmiş seri direnç modeline göre hesaplanan süzüntü akısı değerlerinin karşılaştırılması ($V_{süzüntü} = 0.001 \text{ m}^3 = 1 \text{ L}$)	264
Şekil 5.29. Tübüler membranda farklı giriş atıksuyu AKM konsantrasyonlarında, deneysel akı değerleri ile modifiye edilmiş seri direnç modeline göre hesaplanan süzüntü akısı değerlerinin karşılaştırılması ($V_{süzüntü} = 0.002 \text{ m}^3 = 2 \text{ L}$)	264
Şekil 5.30. Mikro ölçekte oluşturulan meşlerin (100 x 100) görünümü	266
Şekil 5.31. Tübüler membranda dik akışlı ve laminer akım modeli gösterimi	266
Şekil 5.32. Atıksu akım hızındaki değişimin düğüm noktalarına göre görsel olarak incelenmesi	268
Şekil 5.33. Atıksu akım hızındaki değişimin vektörel olarak incelenmesi	268
Şekil 5.34. 5.5 mm'lik tübüler membran çapı boyunca oluşan hız değişimi	269
Şekil 5.35. 0.75 m'lik membran boyunca oluşan hız değişimi	270
Şekil 5.36. 5.5 mm lik membran çapı boyunca oluşan y eksenindeki hız değişimi.....	271

Şekil 5.37.1.5 m uzunluğundaki tübüler membran boyunca basınçtaki değişim.....	272
Şekil 5.38.0.75' m uzunluğundaki tübüler membran boyunca basınçtaki değişim	272
Şekil 5.39.Membran ıkış KOİ değerlerinin ihtimal hesabına göre grafiksel olarak incelenmesi	274
Şekil 5.40.Membran ıkış BOİ değerlerinin ihtimal hesabına göre grafiksel olarak incelenmesi	276
Şekil 5.41.Membran ıkış TN değerlerinin ihtimal hesabına göre grafiksel olarak incelenmesi	277
Şekil 5.42.Membran ıkış TP değerlerinin ihtimal hesabına göre grafiksel olarak incelenmesi	279
Şekil 5.43.Membran ıkış Renk değerlerinin ihtimal hesabına göre grafiksel olarak incelenmesi	280

TABLolar LİSTESİ

Tablo 2.1. Ham evsel atıksu özellikleri	6
Tablo 2.2. Ham evsel atık suyun tipik özellikleri	7
Tablo 2.3. Değişik atıksulardaki KOİ, BOİ ₅ ve BOİ ₅ /KOİ oranları	9
Tablo 2.4. Kentsel atıksu arıtım tesislerinden ikincil arıtıma ilişkin deşarj limitleri..	11
Tablo 2.5. Kentsel atıksu arıtım tesislerinden ileri arıtıma ilişkin deşarj limitleri.....	12
Tablo 2.6. Dahili ve harici MBR'lerin karşılaştırılması	25
Tablo 2.7. MBR sistemi üreticilerinin ürünlerinin teknik özellikleri.....	26
Tablo 2.8. Evsel ve kentsel atıksu arıtımında MBR uygulamaları	30
Tablo 3.1. Çalışmada kullanılan fiziksel arıtmadan geçmiş kentsel atıksuyun karakterizasyonu	45
Tablo 3.2. 2009 Yılı Adapazarı (Karaman) kentsel atıksu arıtma tesisinin havalandırma havuzu çıkışı verilerine göre aktif çamurun, çamur hacim indeksi, çökebilir çamur hacmi, kuru madde miktarı ve organik madde yüzdesi ortalama aylık değişimleri	46
Tablo 3.3. Çalışmada kullanılan numunelere ait giriş-çıkış konsantrasyonları ve giderim verimi	60
Tablo 4.1. Fiziksel arıtmadan geçmiş (kum tutucu çıkışı) atıksu ve aktif çamur karışımı karakteristikleri.....	62
Tablo 4.2 Pilot ölçekli ardışık kesikli biyoreaktörde arıtma sonunda elde edilen suyun özellikleri	63
Tablo 4.3 Reaksiyon süresine bağlı olarak ardışık kesikli biyoreaktörden çıkış suyu askıda katı madde (AKM) konsantrasyonları ve arıtma verimleri	63
Tablo 4.4.Reaksiyon süresine bağlı olarak elde edilen ardışık kesikli biyoreaktör çıkış suyu kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) konsantrasyonları ve arıtma verimleri	68

Tablo 4.5. Reaksiyon süresine bağlı olarak ardışık kesikli biyoreaktörden çıkış suyu biyolojik oksijen ihtiyacı (BOI_5) konsantrasyonları ve arıtma verimleri ..	67
Tablo 4.6. Reaksiyon süresine bağlı olarak ardışık kesikli biyoreaktör çıkış suyu toplam azot (TN) konsantrasyonları ve arıtma verimleri	68
Tablo 4.7. Reaksiyon süresine bağlı olarak ardışık kesikli biyoreaktör çıkış suyu toplam fosfor (TP) konsantrasyonları ve arıtma verimleri	70
Tablo 4.8. Reaksiyon süresine bağlı olarak elde edilen ardışık kesikli biyoreaktör çıkış suyu bulanıklık değerleri ve arıtma verimleri.....	72
Tablo 4.9. Reaksiyon süresine bağlı olarak elde edilen ardışık kesikli biyoreaktör çıkış suyu renk değerleri ve arıtma verimleri.....	74
Tablo 4.10. Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin iletkenlik arıtma verimine etkisi	76
Tablo 4.11. Çökelme süresine bağlı olarak elde edilen ardışık kesikli biyoreaktör çıkış suyu kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) konsantrasyonları ve arıtma verimleri	77
Tablo 4.12. “ Q_o/V_{ab} ” oranına bağlı olarak elde edilen ardışık kesikli biyoreaktör çıkış suyu kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) konsantrasyonları ve arıtma verimleri (reaksiyon süresi=1.5 saat, çökelme süresi=1.5 saat, $V_b = 40$ L).....	77
Tablo 4.13. Ardışık kesikli biyoreaktör deneyi optimum çalışma şartları	78
Tablo 4.14. Optimum şartlara bağlı olarak farklı “k” reaksiyon sabitlerinde hesaplanan KOİ arıtma verimleri.....	79
Tablo 4.15. Farklı metotlarla hesaplanan “k” reaksiyon sabiti değerleri	81
Tablo 4.16. Deneysel AKR çökelme analizleri (Sıvı Yüksekliği =33 cm).....	82
Tablo 4.17. Deneysel beher çökelme analizleri	83
Tablo 4.18. AKR’ye farklı giriş AKM konsantrasyonlarında çamur çökelme hızının zamana bağlı değişimi	84
Tablo 4.19. AKR’ye farklı giriş AKM konsantrasyonlarında çamur yüksekliklerinin zamana bağlı değişimi	86
Tablo 4.20. Teorik yaklaşımla hesaplanan optimum AKR şartlarındaki çıkış KOİ konsantrasyonları ($Q_o= 0.012$ m ³ /saat; $k=0.60$ saat ⁻¹ ; $V_{ab}=34$ L; $V_a=7.7$ L; $V_b=40$ L; $t_f= 0.5$ saat; $S_o =0.206$ kg/m ³).....	126

Tablo 4.20. (Devamı) Teorik yaklaşımla hesaplanan optimum AKR şartlarındaki çıkış KOİ konsantrasyonları ($Q_o=0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$; $V_a=7.7 \text{ L}$; $V_b=40 \text{ L}$; $t_f=0.5 \text{ saat}$; $S_o=0.206 \text{ kg/m}^3$)	127
Tablo 4.20. (Devamı) Teorik yaklaşımla hesaplanan optimum AKR şartlarındaki çıkış KOİ konsantrasyonları ($Q_o=0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$; $V_a=7.7 \text{ L}$; $V_b=40 \text{ L}$; $t_f=0.5 \text{ saat}$; $S_o=0.206 \text{ kg/m}^3$)	128
Tablo 4.21. Ardışık kesikli reaktörde deneysel ve teorik olarak reaksiyon süresinin çıkış KOİ konsantrasyonuna etkisinin karşılaştırılması	128
Tablo 4.22. Teorik yaklaşımla hesaplanan optimum AKR şartlarındaki KOİ giderme verimleri ($Q_o=0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$; $V_a=7.7 \text{ L}$; $V_b=40 \text{ L}$; $t_f=0.5 \text{ saat}$; $S_o=0.206 \text{ kg/m}^3$)	173
Tablo 4.22. (Devamı) Teorik yaklaşımla hesaplanan optimum AKR şartlarındaki KOİ giderme verimleri ($Q_o=0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$; $V_a=7.7 \text{ L}$; $V_b=40 \text{ L}$; $t_f=0.5 \text{ saat}$; $S_o=0.206 \text{ kg/m}^3$)	174
Tablo 4.22. (Devamı) Teorik yaklaşımla hesaplanan optimum AKR şartlarındaki KOİ giderme verimleri ($Q_o=0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$; $V_a=7.7 \text{ L}$; $V_b=40 \text{ L}$; $t_f=0.5 \text{ saat}$; $S_o=0.206 \text{ kg/m}^3$)	175
Tablo 4.23. Ardışık kesikli biyoreaktörde deneysel ve teorik olarak reaksiyon süresinin çıkış suyu KOİ giderme verimine etkisinin karşılaştırılması	175
Tablo 4.24. Ardışık kesikli biyoreaktör KOİ arıtma verimine ($\%E_{akr}$) etki eden parametrelerin etki sıralamasının belirlenmesi (simülasyonlara göre)....	177
Tablo 4.25. AKR çıkış suyu AKM ölçümlerinin küçüklük sırası ve çizim pozisyonları	179
Tablo 4.26. AKR çıkış suyu AKM deneysel değerlerinin ihtimal hesabı istatistiksel analizi.....	180
Tablo 4.27. AKR çıkış suyu KOİ ölçümlerinin küçüklük sırası ve çizim pozisyonları	181
Tablo 4.28. AKR çıkış suyu KOİ deneysel değerlerinin ihtimal hesabı istatistiksel analizi.....	182
Tablo 4.29. AKR çıkış suyu BOİ ölçümlerinin küçüklük sırası ve çizim pozisyonları	182

Tablo 4.30. AKR çıkış suyu BOİ deneysel değerlerinin ihtimal hesabı istatistiksel analizi.....	183
Tablo 4.31. AKR çıkış suyu TN ölçümlerinin küçüklük sırası ve çizim pozisyonları	183
Tablo 4.32. AKR çıkış suyu TN deneysel değerlerinin ihtimal hesabı istatistiksel analizi.....	184
Tablo 4.33. AKR çıkış suyu TP ölçümlerinin küçüklük sırası ve çizim pozisyonları	185
Tablo 4.34. AKR çıkış suyu TP deneysel değerlerinin ihtimal hesabı istatistiksel analizi.....	186
Tablo 4.35. AKR çıkış suyu Bulanıklık ölçümlerinin küçüklük sırası ve çizim pozisyonları	186
Tablo 4.36. AKR çıkış suyu Bulanıklık deneysel değerlerinin ihtimal hesabı istatistiksel analizi.....	187
Tablo 4.37. AKR çıkış suyu Renk ölçümlerinin küçüklük sırası ve çizim pozisyonları	188
Tablo 4.38. AKR çıkış suyu Renk deneysel değerlerinin ihtimal hesabı istatistiksel analizi.....	189
Tablo 4.39. AKR çıkış suyu AKM deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel değerlendirilmesi	190
Tablo 4.40. AKR çıkış suyu AKM deneysel değerlerinin varyans hesabı istatistiksel analizi.....	190
Tablo 4.41. AKR çıkış suyu KOİ deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel değerlendirilmesi	191
Tablo 4.42. AKR çıkış suyu KOİ deneysel değerlerinin varyans hesabı istatistiksel analizi.....	191
Tablo 4.43. AKR çıkış suyu BOİ deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel değerlendirilmesi	192
Tablo 4.44. AKR çıkış suyu BOİ deneysel değerlerinin varyans hesabı istatistiksel analizi.....	192
Tablo 4.45. AKR çıkış suyu TN deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel değerlendirilmesi	193

Tablo 4.46. AKR çıkış suyu TN deneysel değerlerinin varyans hesabı istatistiksel analizi.....	193
Tablo 4.47. AKR çıkış suyu TP deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel değerlendirilmesi	194
Tablo 4.48. AKR çıkış suyu TP deneysel değerlerinin varyans hesabı istatistiksel analizi.....	194
Tablo 4.49. AKR çıkış suyu Bulanıklık deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel değerlendirilmesi	195
Tablo 4.50. AKR çıkış suyu Bulanıklık deneysel değerlerinin varyans hesabı istatistiksel analizi.....	195
Tablo 4.51. AKR çıkış suyu Renk deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel değerlendirilmesi	196
Tablo 4.52. AKR çıkış suyu Renk deneysel değerlerinin varyans hesabı istatistiksel analizi.....	196
Tablo 4.53. AKR çıkış suyu AKM deneysel değerlerinin tek örneklem t-testi istatistiksel analizi.....	198
Tablo 4.54. AKR çıkış suyu KOİ deneysel değerlerinin tek örneklem t-testi istatistiksel analizi.....	199
Tablo 4.55. AKR çıkış suyu BOİ deneysel değerlerinin tek örneklem t-testi istatistiksel analizi.....	200
Tablo 4.56. AKR çıkış suyu TN deneysel değerlerinin tek örneklem t-testi istatistiksel analizi.....	201
Tablo 4.57. AKR çıkış suyu TP deneysel değerlerinin tek örneklem t-testi istatistiksel analizi.....	202
Tablo 4.58. AKR çıkış suyu Bulanıklık deneysel değerlerinin tek örneklem t-testi istatistiksel analizi.....	203
Tablo 4.59. AKR çıkış suyu Renk deneysel değerlerinin tek örneklem t-testi istatistiksel analizi.....	204
Tablo 4.60. AKR deneysel AKM parametresi için istatistiksel yöntemlerin karşılaştırılması ve kabul edilebilirliği	205
Tablo 4.61. AKR deneysel KOİ parametresi için istatistiksel yöntemlerin karşılaştırılması ve kabul edilebilirliği	206

Tablo 4.62. AKR deneysel BOİ parametresi için istatistiksel yöntemlerin karşılaştırılması ve kabul edilebilirliği	207
Tablo 4.63. AKR deneysel TN parametresi için istatistiksel yöntemlerin karşılaştırılması ve kabul edilebilirliği	208
Tablo 4.64. AKR deneysel TP parametresi için istatistiksel yöntemlerin karşılaştırılması ve kabul edilebilirliği	209
Tablo 4.65. AKR deneysel Bulanıklık parametresi için istatistiksel yöntemlerin karşılaştırılması ve kabul edilebilirliği	210
Tablo 4.66. AKR deneysel Renk parametresi için istatistiksel yöntemlerin karşılaştırılması ve kabul edilebilirliği	211
Tablo 5. 1. Tübüler membranın AKM giderme verimi	212
Tablo 5.2. Tübüler membranın KOİ giderme verimi	214
Tablo 5.3. Tübüler membranın BOİ giderme verimi	215
Tablo 5.4. Tübüler membranın TN giderme verimi	217
Tablo 5.5. Tübüler membranın TP giderme verimi	218
Tablo 5.6. Tübüler membranın Bulanıklık (NTU) giderme verimi	219
Tablo 5.7. Tübüler membranın Renk (RES) giderme verimi	220
Tablo 5.8. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş AKM konsantrasyonlarında elde edilen çıkış AKM konsantrasyonları ve AKM arıtma verimi	221
Tablo 5.9. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş KOİ konsantrasyonlarında elde edilen çıkış KOİ konsantrasyonları ve KOİ giderme verimi	224
Tablo 5.10. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş BOİ konsantrasyonlarında elde edilen çıkış BOİ konsantrasyonları ve BOİ arıtma verimi	226
Tablo 5.11. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş TN konsantrasyonlarında elde edilen çıkış TN konsantrasyonları ve TN arıtma verimi	229
Tablo 5.12. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş TP konsantrasyonlarında elde edilen çıkış TP konsantrasyonları ve TP arıtma verimi	232

Tablo 5.13. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş Bulanıklık konsantrasyonlarında elde edilen çıkış Bulanıklık konsantrasyonları ve Bulanıklık arıtma verimi.....	234
Tablo 5. 14. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş renk (RES) konsantrasyonlarında elde edilen çıkış Renk (RES) konsantrasyonları ve Renk (RES) arıtma verimi	245
Tablo 5.15. 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizlendikten sonra kullanılan 0.2 μm gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesinde arıtılan farklı giriş AKM konsantrasyonlu atıksulardan elde edilen akı değerleri (membran uzunluğu (L) = 1.5 m; membran çapı (d) = $5.5 \cdot 10^{-3}$ m; membran yanal yüzey alanı ($A_{\text{yanalyüzey}} = \pi \cdot d \cdot L$) = 0.026 m ²).....	238
Tablo 5.16. Ardışık kesikli tübüler membran biyoreaktör sisteminin çıkış değerlerinin SKKY Tablo 21.4: sektör:evsel nitelikli atıksular standart değerleriyle karşılaştırılması.....	240
Tablo 5.17. Ardışık kesikli tübüler membran biyoreaktör sisteminin çıkış değerlerinin SKKY teknik usuller tebliği Tablo 2: göller, göletler, bataklıklar ve baraj haznelerinin ötrofikasyon sınır değerleri standart değerleriyle karşılaştırılması.....	241
Tablo 5.18. Ardışık kesikli tübüler membran biyoreaktör sisteminin çıkış değerlerinin SKKY EK-4 Tablo.1 ve Tablo 2:kentsel atıksu arıtma tesislerinden ileri arıtma ilişkin deşarj limitleriyle karşılaştırılması	242
Tablo 5.19. ABD ve Avrupa Birliğindeki ülkeler ile Türkiye SKKY kentsel atıksu arıtma tesislerinden ileri arıtma ilişkin deşarj limitlerinin tübüler membran sistemi giriş ve çıkış suyu değerleriyle karşılaştırılması (Kraume ve diğ. ,2004).	243
Tablo 5.20. Ardışık kesikli tübüler membran biyoreaktör sisteminin çıkış değerlerinin SKKY Ekler Tablo 1: kıta içi su kaynaklarını sınıflarına göre kalite kriterleri standart değerleriyle karşılaştırılması	244
Tablo 5.21. Ardışık kesikli tubuler membran biyoreaktor sisteminin çıkış değerlerinin SKKY teknik usuller tebliği Tablo 4: sulama sularının sınıflandırılmasında esas alınan sulama suyu kalite parametreleri sınır değerleri standart değerleriyle karşılaştırılması.....	245

Tablo 5.22. Deneysel olarak gözlemlenen ve hesaplanan membran ve atıksu parametreleri	251
Tablo 5.22.(Devamı).Deneysel olarak gözlemlenen ve hesaplanan membran ve atıksu parametreleri	253
Tablo 5.23. Tübüler membranda farklı giriş atıksuyu AKM konsantrasyonlarında ve laminer akımda, oluşan sınır tabakası kalınlıklarının ve modifiye edilmiş seri direnç modeline göre süzüntü akısı değerlerinin değişimi ve hesaplanan spesifik direnç katsayıları ve difüzyon katsayıları ($\rho_p = 1070 \text{ kg/m}^3$; $d_p = 0,10 \text{ } \mu\text{m}$; ; $L = 1.5 \text{ m}$, $d = 5.5 * 10^{-3} \text{ m}$; $A_{\text{yanalyüzey}} = 0.026 \text{ m}^2$; $\mu_{\text{su}} = 8.90 * 10^{-4} \text{ Pa.sn}$; ; $R_{\text{m'su}} = 3.37 * 10^{13} \text{ m}^{-1}$; $Q_o = 3.47 * 10^{-5} \text{ m}^3/\text{sn}$; $A_{\text{kesit alan}} = \pi d^2/4 = 2.37 * 10^{-5} \text{ m}^2$; $U_o = Q_o/A_{\text{kesit alan}} = 1.46 \text{ m/sn}$)	258
Tablo 5.24. Farklı giriş atıksuyu AKM konsantrasyonlarında, türbülanslı akımda dittus-boelter difüzyon katsayısı eşitliği kullanılarak hesaplanan sınır tabakası kalınlığı, spesifik direnç katsayısı ve modifiye edilmiş seri direnç modeline göre elde edilen süzüntü akısı değerleri ($k = 1 * 10^{-5} \text{ m/sn}$; $L = 1.5 \text{ m}$, $d = 5.5 * 10^{-3} \text{ m}$; $A_{\text{yanalyüzey}} = 0.026 \text{ m}^2$; $\mu_{\text{su}} = 8.90 * 10^{-4} \text{ Pa.sn}$; $\rho_{\text{su}} = 1000 \text{ kg/m}^3$; $R_{\text{m'su}} = 3.37 * 10^{13} \text{ m}^{-1}$; $Q_o = 3.47 * 10^{-5} \text{ m}^3/\text{sn}$; $A_{\text{kesit alan}} = \pi d^2/4 = 2.37 * 10^{-5} \text{ m}^2$; $U_o = Q_o/A_{\text{kesit alan}} = 1.46 \text{ m/sn}$)	260
Tablo 5.25. Laminer ve türbülanslı akımda tübüler membranda oluşabilecek kek kalınlıklarının karşılaştırılması ve hesaplanan spesifik direnç sabitlerinin ve difüzyon katsayılarının karşılaştırılması	261
Tablo 5.26. Tübüler membranda farklı giriş atıksuyu AKM konsantrasyonlarında, deneysel akı değerleri ile modifiye edilmiş seri direnç modeline göre hesaplanan süzüntü akısı değerlerinin karşılaştırılması	263
Tablo 5.27. Membran çıkış KOİ ölçümlerinin küçüklük sırası ve çizim pozisyonları	274
Tablo 5.28. Membran çıkış KOİ deneysel değerlerinin ihtimal hesabı istatistiksel analizi	275
Tablo 5.29. Membran çıkış BOİ ölçümlerinin küçüklük sırası ve çizim pozisyonları	275
Tablo 5.30. Membran çıkış BOİ deneysel değerlerinin ihtimal hesabı istatistiksel analizi	276

Tablo 5.31. Membran çıkış TN ölçümlerinin küçüklük sırası ve çizim pozisyonları	277
Tablo 5.32. Membran çıkış TN deneysel değerlerinin ihtimal hesabı istatistiksel analizi	278
Tablo 5.33. Membran çıkış TP ölçümlerinin küçüklük sırası ve çizim pozisyonları	278
Tablo 5.34. Membran çıkış TP deneysel değerlerinin ihtimal hesabı istatistiksel analizi	279
Tablo 5.35. Membran çıkış Renk ölçümlerinin küçüklük sırası ve çizim pozisyonları	280
Tablo 5.36. Membran çıkış Renk deneysel değerlerinin ihtimal hesabı istatistiksel analizi	281
Tablo 5.37. Membran çıkış KOİ deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel değerlendirilmesi	282
Tablo 5.38. Membran çıkış KOİ deneysel değerlerinin varyans hesabı istatistiksel analizi	292
Tablo 5.39. Membran çıkış BOİ deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel değerlendirilmesi	283
Tablo 5.40. Membran çıkış BOİ deneysel değerlerinin varyans hesabı istatistiksel analizi	283
Tablo 5.41. Membran çıkış TN deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel değerlendirilmesi	284
Tablo 5.42. Membran çıkış TN deneysel değerlerinin varyans hesabı istatistiksel analizi	284
Tablo 5.43. Membran çıkış TP deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel değerlendirilmesi	285
Tablo 5.44. Membran çıkış TP deneysel değerlerinin varyans hesabı istatistiksel analizi	285
Tablo 5.45. Membran çıkış Renk deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel değerlendirilmesi	286
Tablo 5.46. Membran çıkış Renk deneysel değerlerinin varyans hesabı istatistiksel analizi	286
Tablo 5.47. Membran çıkış KOİ deneysel değerlerinin tek örneklem t-testi istatistiksel analizi	288

Tablo 5.48. Membran çıkış BOİ deneysel değerlerinin tek örneklem t-testi istatistiksel analizi.....	289
Tablo 5.49. Membran çıkış TN deneysel değerlerinin tek örneklem t-testi istatistiksel analizi.....	290
Tablo 5.50. Membran çıkış TP deneysel değerlerinin tek örneklem t-testi istatistiksel analizi.....	291
Tablo 5.51. Membran çıkış Renk deneysel değerlerinin tek örneklem t-testi istatistiksel analizi.....	292
Tablo 5.52. Membran çıkış deneysel KOİ parametresi için istatistiksel yöntemlerin karşılaştırılması ve kabul edilebilirliği	293
Tablo 5.53. Membran çıkış deneysel BOİ parametresi için istatistiksel yöntemlerin karşılaştırılması ve kabul edilebilirliği	304
Tablo 5.54. Membran çıkış deneysel TN parametresi için istatistiksel yöntemlerin karşılaştırılması ve kabul edilebilirliği	305
Tablo 5.55. Membran çıkış deneysel TP parametresi için istatistiksel yöntemlerin karşılaştırılması ve kabul edilebilirliği	306
Tablo 5.56. Membran çıkış deneysel Renk parametresi için istatistiksel yöntemlerin karşılaştırılması ve kabul edilebilirliği	297

ÖZET

Anahtar kelimeler: Kentsel Atıksu, Ardışık Kesikli Biyoreaktör (AKR), Protozoa, Metazoa, Reaksiyon Kinetiği, Çökeltme Kinetiği, Reaksiyon Süresi (tr), Çökeltme Süresi (tç), Tübüler Membran, Deşarj, Sulama Suyu, Model, İstatistiksel Analiz

Ardışık kesikli membran biyoreaktör, su kaynaklarının gittikçe azaldığı ve su tüketiminin gittikçe arttığı kentsel yaşamda, kullanılmış suyun geri kazanımında büyük bir önem arz eden ileri arıtma prosesidir.

Bu çalışmada, pilot ölçekli ardışık kesikli biyoreaktör ile tübüler membran entegre edilerek kentsel atıksuyun arıtılması ve sulama suyu elde edilmesi, ardışık kesikli biyoreaktör (AKR) sistemi ile kentsel atıksuyun farklı reaksiyon sürelerinde (tr) ve çökeltme sürelerinde (tç) arıtma verimleri incelenerek, kentsel atıksular için biyoreaktörün optimum çalışma şartlarının bulunması, AKR ve tübüler membran sisteminin modellenerek işletme esnasında sistemin arıtma performansına etki edebilecek parametrelerin incelenmesi amaçlanmıştır.

Çalışmalar sırasında; sıcaklık, pH, Askıda Katı Madde (AKM), iletkenlik, Çözünmüş Oksijen (ÇO), Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ), Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ) Toplam Azot (TN), Toplam Fosfor (TP) gibi parametrelerin ölçümü yapılarak çalışma koşulları gözlemlenmiştir. Aktif çamur flok yapılarının incelenmesi ile protozoa ve metazoaların teşhisi için binoküler faz kontrast ışık mikroskopunda 10x, 40x ve 100x'lik büyütmelemler kullanılarak Ardışık Kesikli Biyoreaktörün (SBR) atıksu giderim verimi ve aktif çamurdaki protozoa ve metazoa çeşitliliği incelenmiştir. Arıtılmış kentsel atıksuyun özellikleri deşarj standartlarıyla karşılaştırılmıştır. Arıtılmış su parametrelerinin istatistiksel analizi yapılmıştır.

Yapılan çalışmalar sonucunda elde edilen verilerin deşarj standartlarının altında olduğu görülmüştür. Ayrıca çıkan sonuçlar sulama suyu kriterleri açısından da değerlendirilmiş ve ardışık kesikli tübüler membran entegre sistem çıkış suyunun sulama suyu olarak kullanılabileceği tespit edilmiştir. Optimum çalışma şartlarındaki AKR arıtma verimi % 83'e tekabül eden k kinetik katsayısı 0,60 sa⁻¹ iken, reaksiyon süresinin artırılmasıyla deneysel olarak elde edilen arıtma verimleri ile modellemeyle elde edilen arıtma verimleri karşılaştırılmış, yaklaşık değerler ve kinetik eğilimler gözlemlenmiştir. Tübüler membran sistemi arıtma verimi modellemesi yapılarak membran içindeki akımda laminer akımın hakim olduğu tespit edilmiştir.

ADVANCED TREATMENT OF URBAN (MUNICIPAL) WASTEWATER BY INTEGRATED TUBULAR MEMBRANE BIOREACTOR AND MODELING

SUMMARY

Key words: Urban Wastewater, Sequencing Batch Reactor (SBR), Protozoa, Metazoa, Reaction Kinetic, Settling Kinetic, Reaction Time, Settling Time, Tubular Membrane, Discharge, Irrigation Water, Model, Statistical Analysis

In the urban life, for water resources decreased and water consumption steadily increasing problems's solution is sequencing batch membrane bioreactor advanced wastewater treatment process.

In this study, pilot-scale sequencing batch bioreactor with a tubular membrane are integrated to obtain urban wastewater treatment for irrigation water, sequencing batch bioreactor (SBR) system for urban wastewater with different reaction times (t_r) and deposition times (t_c) treatment efficiency review and the reactor's optimum conditions to be identified, after the model of the SBR and the tubular membrane system, during operation of the system affect the performance of treatment was to investigate the parameters. Temperature, pH, suspended Solids (TSS), conductivity, dissolved oxygen (CO), chemical Oxygen Demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD), total nitrogen (TN), total phosphorus (TP) parameters such as measurements of operating conditions was observed. Activated sludge flock structure by examining protozoa and metazoaların for the diagnosis of binocular phase contrast light microscope with 10x, 40x and 100x ² enlargements were used in Sequencing Batch Bioreactor (SBR) wastewater removal efficiency and sludge protozoa and metazoa diversity were examined. wastewater discharge standards, compared with treated municipal wastewater characteristics. Treated wastewater parameters were statistically analyzed.

As a result, studies of the data obtained were found to be below the discharge standards. The results also in terms of criteria for irrigation water has been evaluated and integrated system output SBR tubular membrane can be used as irrigation water have been identified. Optimum working conditions in the SBR treatment efficiency to 83% corresponding kinetic coefficient of 0.60 h^{-1} , while the reaction time be increased experimentally obtained treatment efficiency and modeling obtained purification yields were compared, the approximate value and the kinetic trends were observed. Tubular membrane system treatment efficiency in modeling the flow inside the membrane was found to be dominated by laminar flow.

BÖLÜM 1. AMAÇ VE KAPSAM

Kent yaşamının gereklerinden biri de kullanılmış suların toplanması ve alıcı ortama zarar vermeyecek şekilde arıtıldıktan sonra deşarj edilmesidir. Özellikle faydalı kullanım imkânları kaybolmamış alıcı ortamların mutlak korunması gereklidir. Bu sebeple Türkiye’de yürürlükteki mevzuata uygun olarak, tüm belediyelerimizin atıksu arıtma sorunları günümüz teknolojisine uygun çözümlerle giderilmelidir (Erdoğan ve diğ., 2006).

Atıksuların günümüz teknolojisine uygun çözümlerle arıtılması için uygulanan kentsel atıksu arıtma proseslerinin karşılaştırılmasında belli başlı hedefler göz önüne alınmıştır. Bunlar:

- Prosesin kompleks olmaması
- Daha az yer kaplaması
- Çıkış suyu kalitesini artırması
- Yatırım ve işletme ekonomisinin minimuma indirilmesi
- İşletmesinin sürekli kesintisiz olması
- İşletme problemlerinin minimum ve kolaylıkla giderilebilir olması

şeklindedir.

Bu hedeflere bir arada ulaştırabilecek bir proses olma kabiliyetindeki membran biyoreaktörlerin, kent yaşamı devam ettikçe, her zaman büyük bir öneme sahip olabileceği göz ardı edilmeden, bu proseslerle ilgili uygulamaların, kent hayatının mevcut olduğu her alanda arttırılması ihtiyacı da süreklilik arz edebilir.

Membran biyoreaktör prosesinin bir ünitesi olan ardışık kesikli biyoreaktör, kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) , fosfor ve azot arıtımını çöktürme işlemleri ile birlikte gerçekleştirebilen bir işletme sistemidir. Yaptığı işlev açısından, membran biyoreaktörün arıtma veriminde etkili bir işletme sistemi olabileceği ve membran kirlilik yükünü azaltarak membranın yüksek performansta çalışabileceği gözlemlenebilir.

Sürekli akımlı biyoreaktörde her ne kadar süreklilik söz konusu olsa da membran, oluşan çamurlarla kısa vadeli aralıklarla tıkanabilir. Bu ise ilgili proste yine sürekliliği engelleyebilir veya işletme masraflarını artırabilir. Ardışık kesikli biyoreaktörün (AKR, SBR) bu proste kullanılması membranı tıkayabilecek çamurun biyoreaktörde çökeltilerek işletme verimine ve maliyetine olumsuz yönde etkisini büyük oranda kaldırabilir. Ayrıca membran biyoreaktör (MBR) çıkış suyu kalitesinde olumlu yönde etkiler görülebilir.

Ardışık kesikli membran biyoreaktör (AKMBR) iki basamaktan oluşmaktadır:

1. Ardışık kesikli biyoreaktör
2. Membran

Bu çalışmanın ana amacı, kentsel atıksuların Ardışık kesikli tübüler membran biyoreaktör (biyolojik ön arıtmalı tübüler membran sistemi) ile arıtılması ve sulama suyu olarak geri kazanılmasıdır. Kentsel atıksuyun ardışık kesikli biyoreaktör ile arıtılmasında reaksiyon ve çökeltme safhalarının optimum şartları ile kinetiklerinin belirlenmesi ve modellenmesidir. Ayrıca, pilot ölçekli biyolojik ön arıtmalı tübüler membran sisteminin deneysel olarak incelenmesi ve modellenmesidir.

Ardışık kesikli membran biyoreaktörün kentsel atıksu arıtımındaki etkileri deneysel olarak iki aşamada incelenmiştir. Birinci aşama olan AKR'ün kentsel atıksu arıtma verimine etkisi incelenmiş, alınan deneysel verilere göre AKR teorik olarak modellenmeye çalışılmıştır. Teorik çalışmaya en uygun "k" reaksiyon sabiti araştırması yapılmıştır. Ayrıca AKR'de çökeltme analizleri deneysel ve teorik olarak gerçekleştirilmeye çalışılmıştır.

İkinci aşama olan biyolojik ön arıtmalı tübüler membran sisteminin kentsel atıksu arıtma verimine etkileri incelenmiş, alınan deneysel verilere göre membranın teorik olarak modellenmesine çalışılmıştır.

Pilot  lekli biyolojik  n arıtmalı tübüler membran sisteminin kentsel atıksu arıtma verimine etkisi ve geri kazanımı deneysel olarak araştırılmış olup, çıkış suyu verileri sulama suyu standartlarıyla karşılaştırılmıştır.

Ayrıca, deneysel ölçüm parametre değerlerinin istatistiksel olarak incelenmesi üç farklı yöntem kullanılarak yapılmış, deneysel sonuçların istatistiksel olarak kabul edilebilirliği irdelenmiş ve üç yöntemin sonuçları karşılaştırılmıştır.

Ardışık kesikli biyoreaktör ve tübüler membranın deneysel ve teorik sonuçları elde edildikten sonra ayrıntılı olarak yorum ve tartışmaları literatür ile birlikte yapılarak yapılan çalışmanın anlam ve önemi ifade edilmiştir.

BÖLÜM 2. LİTERATÜR ARAŞTIRMASI

2.1. Kentsel Atıksular

2.1.1. Kentsel atıksuların genel özellikleri

Atıksu karakterizasyonu, uygun arıtma sistemlerinin tasarımı ve tesisin düzgün bir şekilde işletilmesi açısından çok önemlidir. Kentsel atıksular genellikle ham evsel atıksular ile ön arıtmadan geçmiş endüstriyel atıksulardan oluşmaktadır. Bu yüzden bu atıksular çok farklı özelliklere sahiptir ve ekonomik bir arıtma için karakterizasyonunun bilinmesi gerekmektedir (Eren ve diğ., 2007).

Tablo 2.1.'de ham, yani hiç arıtılmamış ve bir işleme tabi tutulmamış tipik evsel atıksu özellikleri verilmektedir. Tablodan da görüleceği gibi, atıklar çok büyük oranda karbon, azot, fosfor gibi organik besinlerden ve yüksek konsantrasyonda mikroorganizmalardan oluşmaktadır. Bunlar hemen bozunmaya yatkın olup, kanallardan akarken bile biyolojik bozunmaları devam eder. Böylece zaman içinde atık suyun bazı özellikleri de değişmektedir. Tablodaki bütün değerler, projelendirilmede kolay kullanılmaları ve farklı toplumlar için kolay kıyaslanmaları bakımından g/kişi-gün biriminde verilmiştir. Toplumlar arasında, özellikle de gelişmekte olan ve gelişmiş toplumlar arasında su tüketimi çok farklı olabildiğinden, mg/L olarak verilen değerler bazen yanlış algılanma durumlarına yol açabilir.

Atıksudaki kirleticilerin konsantrasyonlarına bağlı olarak atıksuyu, zayıf, orta ve kuvvetli olarak sınıflandırmak mümkündür (Tablo 2.2). Kirleticiler ve konsantrasyonları, günün saatine, haftanın gününe, yılın ayına ve diğer yerel

şartlara bağılı olarak değişim gösterdiğinden tablodaki veriler yalnızca yol gösterici değerler olup tasarımda o yere ait gerçek veriler esas alınmalıdır.

Kanalizasyon sisteminin etkili çalışması durumunda, BOI_5 genellikle ortalama 54 g/kişi-gün civarındadır. Gelişmekte olan bazı bölgelerde üretilen atık suyun tamamı kanalizasyon sistemine dahil edilmediğinden, BOI_5 30-40 g/kişi-gün seviyesinde olabilir. Eğer kanalizasyonda birleşik sistem kullanılıyor ise, BOI_5 % 40 daha yüksek, yani 77 g/kişi-gün mertebesinde olur. Ofislerde, okullarda ve diğer yarı zamanlı kullanılan mekânlarda BOI_5 54 g/kişi-gün olan normal değerin yarısı, hatta daha da azı olabilir. Restoranlarda ve kafeteryalarda ise yapılan her yemek servisinin BOI_5 'na etkisi 54 g/kişi-gün değerinin dörtte biri olarak kabul edilir. Gelişmiş ölkelerde ortalama BOI yükü ve ~ 60 g/N-gün alınmaktadır (web.deu.edu.tr/atiksu/ana58/kapak.pdf).

Tablo 2.1. Ham evsel atıksuyun özellikleri (Arceivala, 2002)

Madde	Atıklarda bulunan değeri (g/kişi-gün)
BOİ ₅	45-54
KOI	1.6-1.9xBOİ ₅
Toplam organik karbon	0.6-1.0xBOİ ₅
Toplam katı maddeler	170-220
Askıda katı maddeler	70-145
Kum (inorganik, 0.2mm ve yukarısı)	5-15
Madeni yağ	10-30
Alkalinite (kalsiyum karbonat olarak, CaCO ₃)	20-30
Klorür	4-8
Toplam azot	6-12
Organik azot	≈0.4xtoplam N
Serbest amonyak	≈ 0.6xtoplam N
Nitrit azotu	-
Nitrat azotu	≈0.0-0.5xtoplam N
Toplam fosfor	0.6-4.5
Organik fosfor	≈0.3 x toplam P
İnorganik (orto-polifosfatlar)	≈0.7 x toplam P
Potasyum (K ₂ O olarak)	2.0-6.0
Askıda bulunan mikroorganizmalar (100 ml atıksu içinde)	
Toplam bakteri	
Koliform	
Faecal Streptococci	10 ⁹ - 10 ¹⁰
Salmonella typhosa	10 ⁹ - 10 ¹⁰
Protozoa kistleri	10 ⁵ -10 ⁶
Helminth yumurtaları	10 ¹ -10 ⁴
Virüsler (plak oluşturan birimler)	10 ³ miktarına kadar
	10 ³ miktarına kadar
	10 ² - 10 ⁴

Tablo 2.2. Ham evsel atık suyun tipik özellikleri (Metcalf & Eddy , 2000 ve 2004)

Kirleticiler	Birim	Konsantrasyon		
		Zayıf	Orta	Kuvvetli
Toplam katı	mg/L	350	720	1200
Toplam çözünmüş Katı	mg/L	250	500	850
Sabit	mg/L	145	300	525
Uçucu	mg/L	105	200	325
Askıda Katı	mg/L	100	220	350
Sabit	mg/L	20	55	75
Uçucu	mg/L	80	165	275
Çökebilir Katılar	mL/L	5	10	20
BOİ ₅ (20°C)	mg/L	110	220	400
Toplam Organik Karbon	mg/L	80	160	290
KOİ	mg/L	250	500	1000
Azot (Toplam N olarak)	mg/L	20	40	85
Organik azot	mg/L	8	15	35
Serbest amonyum azotu	mg/L	12	25	50
Nitrit azotu	mg/L	0	0	0
Nitrat azotu	mg/L	0	0	0
Fosfor (Toplam Fosfor olarak)	mg/L	4	8	15
Organik	mg/L	1	3	5
İnorganik	mg/L	3	5	10
Klorürler	mg/L	30	50	100
Sülfat	mg/L	20	30	50
Alkalinite (CaCO ₃ olarak)	mg/L	50	100	200
Yağ-Gres	mg/L	50	100	150
Toplam Koliform	no/100mL	10 ⁶ -10 ⁷	10 ⁷ -10 ⁸	10 ⁷ -10 ⁹
Uçucu Organik Bileşikler	µg/L	<100	100-400	>400

Endüstriyel atıksuların özellikleri, endüstriden endüstriye oldukça farklılıklar göstermektedir. Aynı daldaki endüstrilerde bile, kullanılan hammaddeler ve uygulanan proseslerin farklılığı, diğer birçok faktörle birlikte çıkan atık suyun yapısında farklılıklar oluşturmaktadır.

Tablo 2.3’de bir takım tipik değerler verilmiş olsa da, bu konuda genelleme yapmak zordur.

Yiyecek endüstrisi, indirgendikleri zaman nehirlerdeki çözünmüş oksijen miktarını düşüren organikleri daha çok içerir ve bu da balıkları ve sudaki hayatı olumsuz etkiler. Koku ve anaerobik ortam oluşabilir. Bazı besin endüstrileri sadece mevsimsel olarak çalışır ve genellikle katı atıklar üretirler.

İçecek endüstrisi atıkları, yiyecek endüstrisi ve evsel atıklara benzetmekle birlikte çok yüksek BOİ değerleri içerebilir. Yemek ve içecek endüstrisi atıkları bitkileri sulama suyu amacıyla kontrollü olarak kullanılabilir. Atıksuda katı madde miktarı ve renk problem olabilir. Biyolojik arıtma sırasında besi maddesi ilavesi gerekebilir. Tekstil endüstrisindeki ana problemler boya bölümünden renk, işleme esnasında NaOH'dan kaynaklanan yüksek pH ve ani oynamalar görülmektedir. Makine yağları, yüksek BOİ, sülfidler ve Zn sektör çeşidine göre diğer kirletici parametrelerdir. Kimya endüstrisi atıksularında ise yağ emisyonları, sülfid ve fenoller, makine yağları, katılar, yüksek pH, fosfatlar ve indirgenemeyen organikler içerebilirler. Tipik etkileri ise tat ve koku problemleri, zehirlenme olabilmektedir. Ayrıca termal kirlenmeye yol açabilir. Metal üretiminden kaynaklanan atıksuda Cr, Cd, CN⁻, Zn metal kirlilikleri görülebilir. Bazı metaller besi zincirinde kalırlar. Tabakhanelerden kaynaklanan atıksuların tipik yapıları kıl, katı madde, çamur, BOİ, azot, krom, sülfid kirliliği, yüksek pH ve kokudur (web.deu.edu.tr/atiksu/ana58/kapak.pdf).

Tablo 2.3. Değişik atıksulardaki KOİ, BOİ ve BOİ/KOİ oranları (Arceivala, 2002)

Atıksu cinsi	KOİ(mg/L)	BOİ (mg/L)	BOİ/KOİ
Evsel	500	220	0.44
Mezbahane	3500	2000	0.57
Süt Endüstrisi	1800	900	0.5
Lastik Endüstrisi	5000	3300	0.66
Deri Endüstrisi	13 000	1270	0.1
Tekstil Endüstrisi			
Arıtılmamış	1360	660	0.48
Biyolojik arıtılmış	116	5	0.04
Un Endüstrisi			
Arıtılmamış	620	226	0.36
Biyolojik arıtılmış	250	30	0.12

2.1.2. Adapazarı Karaman kentsel atıksu arıtma tesisi atıksu özellikleri

Tesis, konutlardan ve endüstriden kaynaklanan atık sularının tümünü arıtmak üzere tasarlanmıştır. Sanayi kuruluşları, zehirli madde, ağır metal veya başka bir kirletici içeren atık sularını pis su toplama sistemine boşaltmadan önce ön arıtmadan geçirmek zorundadır.

Adapazarı Atıksu Arıtma Tesisi'ne gelen ortalama debi 161.089 (120.546-199.754) m³/gün'dür. Atıksuyun ortalama giriş sıcaklığı ve pH değerleri sırasıyla 16.15 °C ve 7.66'dır. Atıksu Arıtma Tesisine gelen atıksuyun karakterizasyonunun belirlenmesi için belirli aralıklarla tesisin giriş ve çıkışından iki yıl boyunca (2004-2005) numuneler alınmış ve numunelerde KOİ, BOİ₅, AKM, NH₄-N, PO₄-P gibi parametreler ölçülmüştür. Ölçüm sonuçlarına göre tesis girişinde; KOİ:127–448 mg/L, BOİ₅: 66–170 mg/L, AKM: 55–336 mg/L, NH₄-N: 8.95–29.4 mg/L, PO₄-P: 2.33–19.34 mg/L aralığında değiştiği gözlemlenmiştir (Eren ve diğ., 2007).

2.1.3. Kentsel atıksuların geri kazanımı

Çevre ve Orman Bakanlığı tarafından hazırlanan Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği'nin Birinci Bölümü Madde 1.'de "Bu Yönetmeliğin amacı, kentsel atıksuların toplanması, arıtılması ve deşarjı ile belirli endüstriyel sektörlerden kaynaklanan atıksu deşarjının olumsuz etkilerine karşı çevreyi korumaktır." ve Madde 2.'de "Bu Yönetmelik, kanalizasyon sistemlerine boşaltılan kentsel ve belirli endüstriyel atıksuların toplanması, arıtılması ve deşarjı, atıksu deşarjının izlenmesi, raporlanması ve denetlenmesi ile ilgili teknik ve idari esasları kapsar." ifadeleri kentsel atıksuların geri kazanımında ve çevreye deşarjında zararlı etkilerini minimuma indirmede büyük bir önem arz etmektedir.

Aynı yönetmelikte ikincil arıtım ve ileri arıtıma yönelik deşarj limitleri belirtilmiştir. Bu değerler Tablo 2.4. ve Tablo 2.5.'de gösterilmektedir

Tablo 2.4. Kentsel atıksu arıtım tesislerinden ikincil arıtıma ilişkin deşarj limitleri* (Çevre ve Orman Bakanlığı, 2006)

Parametreler	Konsantrasyon (mg/l)	Minimum arıtma verimi (%)	Referans ölçüm metodu
Nitrifikasyonsuz ¹ Biyokimyasal oksijen ihtiyacı (20°C’de BOİ ₅)	25	70-90 40 Madde 8 (c)	Homojen, filtre edilmemiş, çökeltilmemiş ham örnek. Tamamen karanlık ortamda 20°C ±1°C’de beş günlük inkübasyondan önce ve sonra çözünmüş oksijenin ölçülmesi. Bir nitrifikasyon inhibitörünün ilavesi
Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ)	125	75	Homojen, filtre edilmemiş, çökeltilmemiş ham örnek. potasyum dikromat yöntemi.
Toplam askıda katı madde (TAKM)	35 35 Madde 8 (c) (10000 E.N.’den fazla) 60 Madde 8 (c) 2000-10000E.N.)	90 ² 90 Madde 8 (c) (10000 E.N.’den fazla) 70 Madde 8 (c) (2000-10000 E.N.)	-Temsili örneğin 0,45 µm membran ile filtrasyonu. 105 °C’de kurutulması ve tartılması. - Temsili örneğin santrifüj edilmesi (ortalama 2800- 3200 g.lık ivme ile en az beş dakika kadar),105 °C’de kurutulması ve tartılması.

* Konsantrasyon değerleri veya arıtma verimleri uygulanacaktır.

¹ Eğer BOİ₅ ile yerine kullanılan parametre arasında korelasyon kurulabilirse, bu parametre bir başka parametre ile değiştirilebilir: toplam organik karbon (TOK) yada toplam oksijen ihtiyacı (TOİ) gibi.

² Bu şart yerleşim biriminin büyüklüğüne bağlıdır.

Lagünlerden deşarjlara ilişkin analizler filtre edilmiş örnekler üzerinde yapılmakla birlikte; filtre edilmemiş su örneklerinde toplam askıda katı madde konsantrasyonu 150 mg/l’yi aşmamalıdır.

Tablo 2.5. Kentsel atıksu arıtım tesislerinden ileri arıtıma ilişkin deşarj limitleri*(Çevre ve Orman Bakanlığı, 2006)

Parametreler	Konsantrasyon	Minimum arıtma verimi (%)	Referans Ölçüm Metodu
Toplam fosfor	2 mg/l P (10.000-100.000 E.N.) 1 mg/l P (100.000 E.N.'den fazla)	80	Moleküler absorpsiyon spektrofotometre
Toplam azot ¹	15 mg/l N (10.000-100.000 E.N.) 10 mg/l N (100.000 E.N.'den fazla) ²	70-80	Moleküler absorpsiyon spektrofotometre

*Yerel şartlara bağılı olarak parametrelerin biri veya ikisi birden uygulanabilir.Konsantrasyon değerleri veya arıtma verimleri uygulanacaktır

2.1.4. Kentsel atıksu arıtma yöntemleri

Atıksu arıtımı, suların çeşitli kullanımlar sonucu atıksu haline dönüşerek yitirdikleri kimyasal, fiziksel ve bakteriyolojik özelliklerinin bir kısmını veya tamamını tekrar kazandırabilmek ve/veya boşaldıkları alıcı ortamın doğal, fiziksel, kimyasal, bakteriyolojik ve ekolojik özelliklerini değiştirmeyecek hale getirebilmek için uygulanan fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtma işlemlerinin biri veya birkaçı olarak tanımlanabilir. Genel olarak atıksu arıtımını fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtım olmak üzere üç gruba ayırmak mümkündür (Damar, 2009).

Fiziksel arıtım yöntemleri;

Fiziksel arıtım prosesleri, atıksuyun içerdiği askıda koloidal partikülleri ve diğer iri katı maddeleri sudan ayırarak, ileriki proseslere arıtılmak üzere hazırlayan yöntemlerdir.Bu yöntemler aşığıdaki gibi sıralanabilir:

- i) Izgara ve kalbur yardımı ile büyük boyutlu asılı katı taneciklerin ayrılması
- ii) Kum tutucular yardımı ile büyük boyutlu asılı katı taneciklerin ayrılması
- iii) Yağ tutucular yardımı ile suda yüzen maddelerin ayrılması
- iv) Çöktürme havuzlarında kendi ağırlığı ile çökebilen ince maddelerin ayrılması ve yüzdürme yöntemi ile hafif maddelerin yüzeyden alınması

v) Nötralleştirme

Kimyasal arıtım yöntemleri;

Kimyasal arıtma prosesleri atıksudaki bileşiklerin kimyasal yapısını değiştirerek onları arıtmaya yarar. Kimyasal arıtma proseslerinde daha az zararlı veya zararsız atıklar oluşur. Kimyasal arıtım yöntemleri şu şekilde sıralanabilir:

- 1) pH ve nötralizasyon
- 2) Pıhtılaştırma ve topraklaştırma
- 3) Yumaklaştırma
- 4) Kimyasal çöktürme
- 5) Dezenfeksiyon

Atıksuların daha ileri düzeyde arıtılması amacı ile kullanılan fizikokimyasal yöntemler arasında;

- 1) Adsorpsiyon
- 2) İyon değiştirme
- 3) Ekstraksiyon
- 4) Ters osmoz
- 5) Elektrodializ sayılabilir

Biyolojik arıtım yöntemleri;

Bu işlemlerde yapay ve doğal biyolojik tesislerde, kendi ağırlığı ile çökemeyen asılı ya da kolloidal taneciklerle çözülmüş organik maddelerin giderilmesi organizmalar tarafından sağlanır. Bu maddeleri suda yaşayan canlılar besin ve enerji kaynağı olarak kullanırlar. Bu kullanım sırasında organik maddelerin bir kısmı hücre için gerekli yeni maddelerin biyosentezinde kullanılır. Atıksuların biyolojik arıtımında önem taşıyan başlıca mikroorganizmalar; bakteriler, mantarlar, algler, protozoalar; rotiferler, kabuklular ve virüslerdir. Biyolojik arıtım yöntemleri doğal ve yapay biyolojik yöntemler olmak üzere iki grupta incelenebilir. Doğal biyolojik yöntemler atıksuların sulama tarlaları, sızdırma alanları, zemin filtreleri, kullanılmış su bekletme havuzları yardımıyla doğal olarak arıtımın sağlandığı yöntemlerdir. Yapay biyolojik yöntemler ise, doğal yöntemlere kıyasla daha erken arıtma sistemleri olup; yüksek ve hızlı arıtma kapasitesi, az yer kaplaması, pis koku ve zararlı böceklenmenin kontrol edilebilmesi

nedeniyle özellikle kentlerde ve yoğun endüstri bölgelerinde yaygın uygulama alanı bulmaktadır. Yapay biyolojik arıtma yöntemleri arasında; oksidasyon havuzları, oksidasyon hendekleri, çeşitli aktif çamur işlemleri ve damlatmalı filtreler sayılabilir (Damar, 2009).

Biyolojik arıtma sistemleri çözünebilir ve partikül halindeki organik bileşiklerin arzu edilen dönüşümüne etki etmek için mikroorganizmaların güvenli olduğu bir bölgedir

Biyolojik prosesler, organik ve mineral (NH_3 , Fe^{2+} vb.) kirleticileri okside eden ve O_2 , NO_3^- , SO_4^{2-} veya CO_2 'i indirgeyen mikroorganizmaları üretmek amacıyla dizayn edilmiş sistemler olarak tanımlanabilir (Rittmann, 1987).

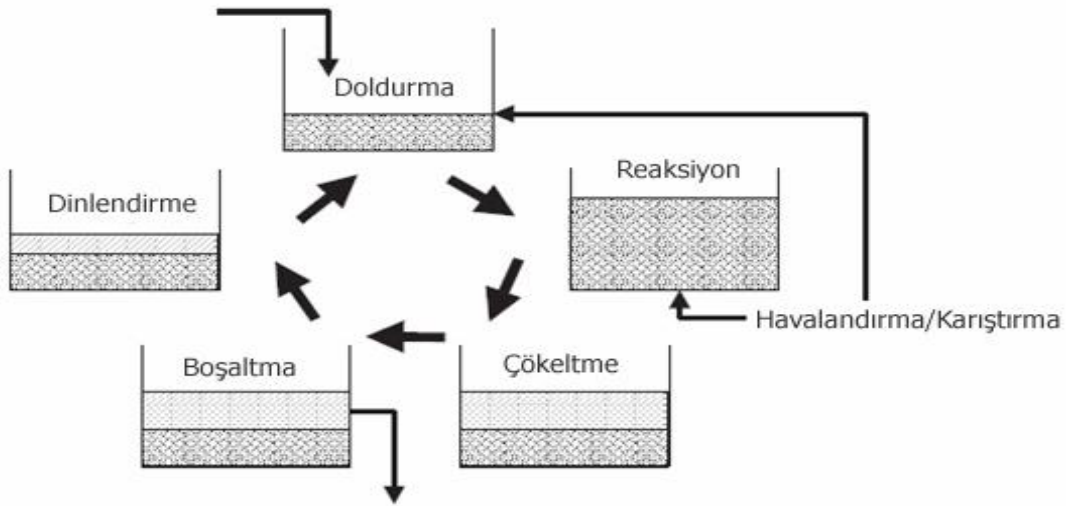
Klasik biyolojik atıksu arıtma prosesleri, organik ve azot bileşiklerinin parçalanmasını sağlayan mikroorganizmaların havalandırma havuzundaki konsantrasyonunu arttırmak amacıyla biyokütlenin son çökeltim havuzundan havalandırma havuzuna geri devirli olarak verilmesini sağlar. Membran ayırma teknikleri, biyoteknoloji ve atıksu arıtımında biyokütle döngüsü için uygulanmıştır (Strathman, 1985).

2.2. Ardışık Kesikli Biyoreaktör (AKR)

Ardışık kesikli biyoreaktör (AKR), doldur-boşalt reaktörler olarak adlandırılan reaktör grubuna dahildir. Reaktör hacmi sürekli sistemlerde sabit kalmasına rağmen, ardışık kesikli reaktörde anla değişir. Sürekli aktif çamur sistemlerinin tersine, hem biyolojik reaksiyonlar hem de biokütlenin çökeltilmesi aynı tank içinde meydana gelir. Ardışık kesikli reaktör sistemi tek tank sistemi olarak adlandırılır. Ardışık kesikli reaktör, birçok özellikleri ile doldur-boşalt sistemlerden ayrılır. Ardışık kesikli reaktörler belirli bir periyotta doldurulur ve boşaltılırlar. Doldurma fazı tamamlandıktan sonra, doldurulmuş olan reaktör arıtma girişindeki değişikliklerden artık etkilenmez. Doldurma fazı tamamlandıktan sonra, havalandırılmalı veya havalandırmasız reaksiyon fazının süresi ile çöktürme ve boşaltma fazlarının süresi arıtma amacına bağlı olarak seçilebilir. AKR döngüsü doldurma fazıyla başlayarak boşaltma fazıyla veya isteğe bağlı olarak boş fazıyla biterek sürekli olarak tekrarlanır. Sistem periyodunun uzunluğu ve sıklığı uzun vadedeki hedeflere göre seçilebilir (Çetin ve diğ., 2005).

2.2.1. Genel prosesin tanımlanması

Ardışık kesikli biyoreaktör (AKR) sistemi, bir aktif çamur biyolojik arıtma prosesidir. Ardışık kesikli biyoreaktör (AKR) sistemleri, sürekli (plug flow) ve tam karışım (complete mixed) sistem özellikleri gösteren melez (hybrid) sistemlerdir. Ardışık kesikli biyoreaktörler (AKR) çözülebilen, askıda katı madde ve nutrient gideriminde kullanılmaktadır. Yağ, şeker, karbonhidrat ve proteinlerin gideriminde %99.9 etkindir (Gürsoy, 2006). Biyolojik nutrient giderimi istenildiği zaman, reaksiyon çevrimindeki basamaklar belli sayı ve sırada anaerobik, anoksik ve oksik (havalı) fazları sağlamak için ayarlanır (Uygur ve diğ., 2005). AKR prosesi birbirini takip eden 5 fazdan oluşmaktadır. Bunlar sırası ile; doldurma, reaksiyon, çöktürme, boşaltma ve bekleme fazlarından oluşmakta ve Şekil 2.1.'de gösterilmektedir.



Şekil 2.1. Tipik bir ardışık kesikli biyoreaktör akış diyagramı (Gürsoy, 2006)

Yukarıda belirtilen fazların açıklamaları aşağıda yapılmıştır:

Doldurma: Ham atıksuyun sisteme alındığı fazdır. Bu faz arıtım amacına bağlı olarak statik, karıştırmalı ve havalandırılmalı olabilir. Tek tanklı sistemlerde bir çevrim süresi, doldurma fazı başından bekletme fazı sonuna kadar geçen zaman, çok tanklı sistemlerde ise ilk reaktörde doldurma fazının başlamasından son reaktörde dinlendirme fazı sonuna kadar geçen zamandır. Çok tanklı sistemlerde tanklar ardışık olarak dolar. Bir tankın doldurma fazı tamamlanmadan bir sonra solacak olan tankın boşaltma fazının sona ermiş olması gerekir. Ancak tek tanktan oluşan ardışık kesikli reaktörlerin maliyeti en düşüktür. Çünkü bu sistem daha az bileşenden oluşmaktadır ve en basit kontrol sistemine ihtiyaç duymaktadır.

Reaksiyon: İstenilen reaksiyonların tamamlandığı fazdır. Bu fazda karbon giderimi için arıtma ihtiyacına bağlı olarak karıştırma, havalandırma veya karıştırma ve havalandırma birlikte kullanılabilir.

Çökeltme: Mikroorganizmaların artılmış atıksudan ayrıldığı fazdır. Çökeltme tankın içinde gerçekleştiğinden çok durgun bir ortam sağlanır. Bu faz tipik olarak 0.5-1.5 saat sürmektedir.

Boşaltma: Arıtılmış atıksuyun sistemden uzaklaştırıldığı fazdır. Çamur yükselmesi ile oluşabilecek problemler nedeniyle fazla uzun tutulmamalıdır.

Dinlendirme: Boşaltma fazı bittikten sonra doldurma fazı başlayana kadar geçen süredir. Bu faz boşaltma fazı biter bitmez doldurma fazının başlaması ile elimine edilebilir.

Ardışık kesikli reaktörlerin evsel ve endüstriyel atıksuların arıtımında kolaylıkla kullanılabilir. Yüksek miktarda karbon oksidasyonu, nitrifikasyon, denitrifikasyon ve fosfor giderimi sağlanır (Gürsoy, 2006).

2.2.2. Ardışık kesikli biyoreaktör avantajları

Ardışık kesikli biyoreaktörler (AKR) de son yıllarda sürekli sistemlere göre enerji maliyetinin, arıtılması gereken çamur miktarının, alan ve ekipman ihtiyacının az olması gibi üstünlüklerden dolayı evsel atıksuların arıtılmasında yaygın bir şekilde kullanılmaya başlanmıştır (Meyer ve diğ., 2005). Ardışık kesikli işlemden, KOİ ve fosfor giderimine ilave olarak basit bir havalandırma şiddeti ayarlamasıyla, bir devir zamanı içinde nitrifikasyon ve denitrifikasyon yoluyla azot gideriminin yapıldığı çeşitli modifikasyonlarla, alıcı ortam standartlarının sağlanması mümkündür. AKR sistemi ayrıca, atıksu bileşimindeki hem kısa süreli günlük hem de uzun zamanlı mevsimsel çeşitliliği karşılaması, denitrifikasyon yada ileri biyolojik fosfor giderimi esnasında nütrient giderimi için enerji temelli karbon kullanarak kümülatif oksijen ihtiyacını azaltması, daha az atık çamur üretimi, çıkış suyundaki askıdaki katı madde miktarını düşük tutması gibi avantajlara da sahiptir (Köseoğlu, 2004) (Çetin ve diğ., 2005).

2.2.3. Ardışık kesikli biyoreaktörün kentsel atıksu uygulamaları

Ardışık kesikli işletme ile atıksuların arıtılması konusunda literatürde çok sayıda çalışma vardır.

Umble ve Ketchum'un 1997 yılında evsel bir atıksuyun biyolojik arıtımı için ardışık kesikli reaktör üzerinde çalışmışlardır. 12 saatlik toplam çevrim zamanında BOİ₅, Toplam Katı Madde ve NH₃-N giderimleri sırasıyla %98, %90 ve %89 giderme verimleri elde etmişlerdir.

Chang ve Hao 1996 yılında, ardışık kesikli reaktörün performansını etkileyen proses parametrelerini tanımlamak için nutrient giderimini incelemişlerdir. 6 saatlik çevrim zamanında 10 günlük çamur yaşında KOİ, toplam azot ve fosfat giderim verimlerini sırasıyla %91, %98 ve %98 bulmuşlardır.

Ho Nam Chang ve diğerleri 2000 yılında, AKR'ün proses performanslarını etkileyen önemli parametreleri tanımlamak için 30 litrelik küçük ölçekli AKR sisteminde deneysel çalışmalar yapmışlardır. 100, 200 mg/L'lik BOİ derişimlerinde değişik hidrolik alıkonma süreleri denenerek azot ve fosforun optimum giderim verimleri bulunmuştur. 1-3-2 saatlik anaerobik- aerobik-anoksik çevrimde 6 saatlik çevrim zamanı ve 200 mg/L BOİ yüklemesinde azot ve fosfor giderimi açısından en iyi sonuçlar elde edilmiştir.

Sang-Il Lee ve diğerleri 1997'de AKR ile nutrient gideriminde asetat yerine fermente edilmiş hayvan atıkları kullanmışlar ve hayvan atığı kullanıldığında elde edilen sonuçlarda önemli bir değişiklik gözlenmemiştir. İki durumda da %90 toplam azot giderimi ve %89 toplam fosfor giderimi gerçekleştirilmiştir.

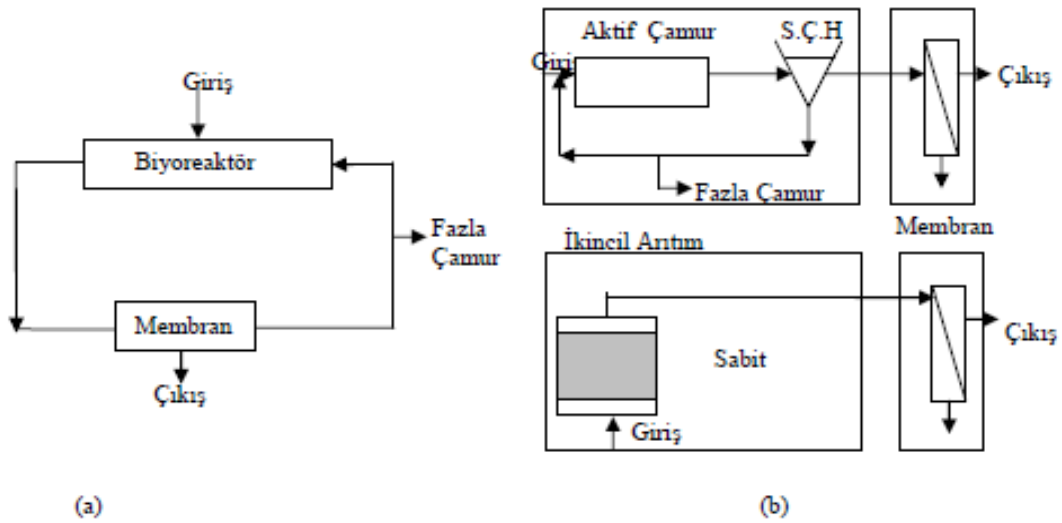
Çetin ve diğerlerinin 2005 yılında yaptıkları deneysel çalışmalarda, Bahçeşehir evsel atıksu arıtma tesisi giriş yapısından temin edilen ve pH'sı 7.2-7.6, KOİ konsantrasyonu 320-480 mg/L, NH₃-N konsantrasyonu 25-35 mg/L ve O-PO₄ konsantrasyonu 8-10 mg/L olan evsel atıksu kullanılmıştır. Reaktör, oda sıcaklığında işletilmiş ve herhangi bir sıcaklık kontrolü yapılmamıştır. Reaktörde reaksiyon süreleri otomatik zaman saatleriyle her bir döngü 4 saat olacak şekilde günde 6 çevrim yapmak üzere ayarlanmıştır. Buna göre besleme 30 dk, karıştırma ve havalandırma 180 dk ve çöktürme 20 dk yapılarak bir döngü tamamlanmıştır. Çalışmada sonuç olarak %50-70 KOİ, %70-95 NH₄-N, %40-70 O-PO₄ giderim verimleri elde edilmiştir.

Gürtekin'in 2009'da yaptığı bir çalışmada, laboratuvar ölçekli ardışık kesikli reaktörde aktif çamurun çökebilirliğine sıcaklığın ve sıcaklıkta meydana gelecek 5 °C'lik artış ve azalmanın etkisi araştırılmıştır. Reaktörler, Elazığ Evsel Atıksu Arıtma tesisinden getirilen atıksuyla beslenmiştir. Sıcaklığın 20 °C olduğu reaktörde en düşük çamur hacim indeksi, çıkış suyu bulanıklık değeri ve daha yüksek çökelme hızı elde edilmiştir. Sıcaklığın artması (20 °C'den 25 °C ve 30 °C'e) ve azalması (20 °C'den 5 °C, 10 °C ve 15 °C'e) durumunda çamur hacim indeksi, çıkış suyu bulanıklık değeri artmış ve çökelme hızı azalmıştır. Sıcaklıkta yapılan 5 °C'lik artış (20 °C'den 25 °C'ye) ve azalma (25 °C'den 20 °C'ye) ise, çamur hacim indeksinin artmasıyla sonuçlanmıştır.

2.3. Membran Biyoreaktör

2.3.1. Genel prosesin tanımlanması

Membran biyoreaktör, biyolojik parçalanma ve membran ayırma işlemi şeklindeki iki temel prosesin kombinasyonu olarak tanımlanabilir. Membran ünitesinde süspansiyon katıların ve biyolojik parçalanmayı gerçekleştiren mikroorganizmaların arıtılan sudan ayrılması, Şekil 2.2a.'da olduğu gibi tek proses olarak ifade edilebilir. Bütün biyokütle, hem reaktördeki mikroorganizma bekletme zamanını (çamur yaşı) hem de çıkış suyunun dezenfeksiyonunu sağlamak amacıyla sistem içinde tutulmaktadır. Buna göre; MBR prosesi, membran filtrasyonunun aktif çamur veya sabit film prosesleri gibi biyolojik proseslerin akım yönüne yerleştirildiği arıtma proseslerinden ayırt edilmelidir. Bu durumda, MBR prosesi üçüncü arıtma tekniği olarak ifade edilebilir (Şekil 2.2b).



Şekil 2.2. Membran biyoreaktörünün akım şeması (Hasar, 2001)

Binaların deprem performansı, uygulanan deprem etkisi altında yapı sisteminde oluşması beklenen hasarın durumu ile ilişkilidir ve dört farklı hasar durumu için tanımlanmıştır. Deprem geçirmiş binaların deprem sonrası hasar durumlarının belirlenmesi için de aynı tanımlar kullanılabilir.

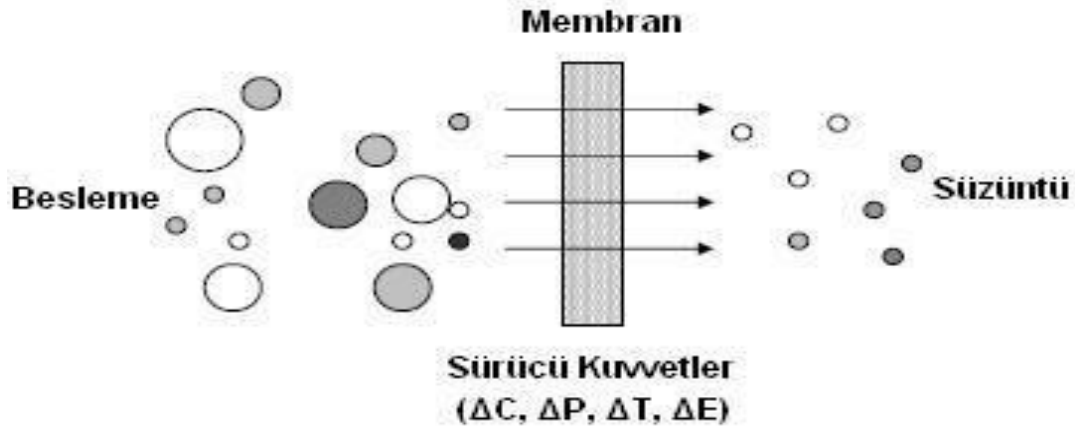
MBR prosesinin genel işletimi Şekil 2.2a.'da gösterilmiştir. Giriş suyu biyoreaktöre girmekte ve burada biyokütle ile temasa geçmektedir. Karışım, biyoreaktörden pompalanmakta ve basınç altında membrandan filtrelenmektedir. Bütün biyokütle biyoreaktöre geri devir hattı ile verilirken, süzüntü suyu sistemden dışarıya atılmaktadır. Fazla çamur sabit bir çamur yaşını sağlamak için dışarı atılmakta ve membran düzenli bir şekilde geri yıkama, kimyasal yıkama veya her ikisiyle temizlenmektedir (Hasar, 2001).

2.3.1.1. Membran biyoreaktörde kullanılan membran modülleri

Son yüzyılda atıksu arıtımı için aktif çamur olarak çalışan biyolojik sistemler kullanılmıştır.

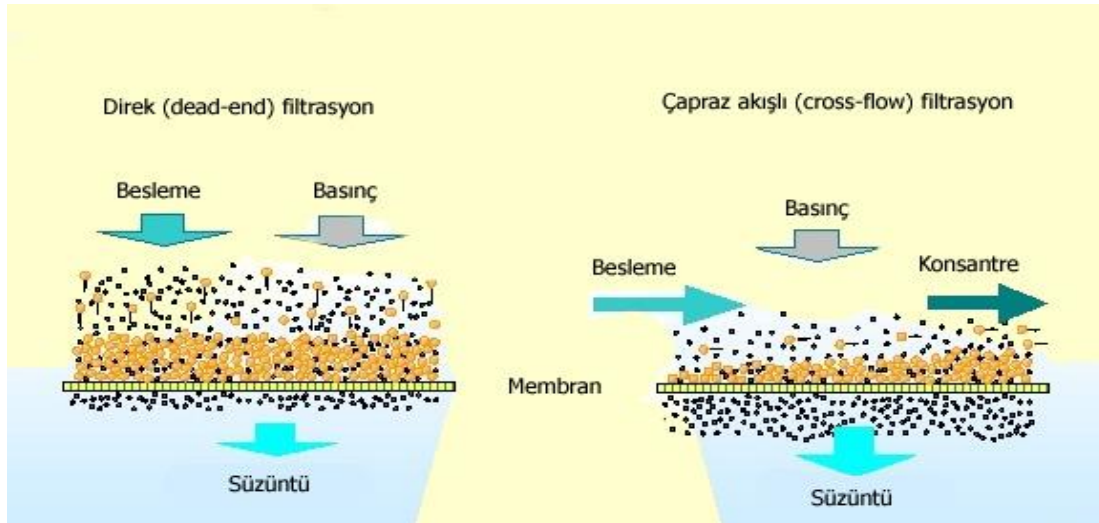
Biyokütle, tipik olarak arıtılan sudan çökticilerde ayrılır. Membran proseslerden mikro ve ultrafiltrasyon, daha hassas deşarj ihtiyaçlarını sağlayabilmek için üçüncül atıksu arıtımı olarak kullanılabilir.

Membran proseslerin arıtma mekanizmalarının şematik gösterimi Şekil 2.3.'de gösterilmiştir.



Şekil.2.3. Membran proseslerin arıtma mekanizmalarının şematik gösterimi (Mulder, 1992)

Membran proseslerin işletim şekilleri Şekil 2.4.'de gösterilmiştir



Şekil 2.4. Membran proseslerin işletim şekilleri (Eren, 2006)

Mikrofiltrasyon membranlar (gözenek büyüklüğü 0.08-4 μm) hemen hemen bakterilerin tamamını gidermeyi sağlar. Böylece dezenfeksiyon için gerekli klorlama seviyesi azalır. Neticede dezenfeksiyonla oluşan tehlikeli ara ürünlerin oluşumu da minimize edilmiş olur.

Daha sıkı gözenekli ultrafiltrasyon membranlar (gözenek büyüklüğü 0.01-0.08 μm) son arıtılan sudaki doğal organik maddeleri azaltırken, virüsleri ve koloidal maddelerin çoğunu da tutar.

Dünyada kentsel atıksu arıtımı için Kubota, Zenogem, ZeeWeed, Orelis, Biosuf ve Aduf marka biyoreaktör sistemlerin çok geniş ölçekli uygulamaları vardır. (1000 $\text{m}^3/\text{gün}$ 'ü aşan kapasiteli MBR'sistemler) (Stephenson, 2000).

Magara ve Itoh (1991), Chaize ve Huyard (1991), Ahn ve Song Kyung (1999), Krauth (1996) ve diğer araştırmacılar, çalışmalarında ultrafiltrasyon membranları kullanmışlar ve gerek kaliteli çıkış suyu performansı gerekse yüksek ve stabil akı elde etmişlerdir. Krauth (1996) ultrafiltrasyondan sonra çıkış suyuna nanofiltrasyon uygulamış, daha iyi çıkış suyu kalitesi sağlamasına rağmen akıda oldukça düşük bir değer elde edilmiştir (0.05 $\text{L}/\text{m}^2 \cdot \text{saat}$).

Yüksek ve stabil akı için membran seçiminin önemi vurgulayan Magara ve Itoh, ultrafiltrasyon membran olarak kullandıkları polimer membranlardan olan polisülfon membranların, poliakrilonitril ve poliolefin membranlardan daha düşük süzüntü sağladıklarını tespit etmişlerdir (Hasar, 2001).

MBR'ler için kullanılan membran modülleri şunlardır:

Tüp şeklinde: türbülanslı akımı ve mekanik membran temizlemesini geliştirmek için kullanılır.

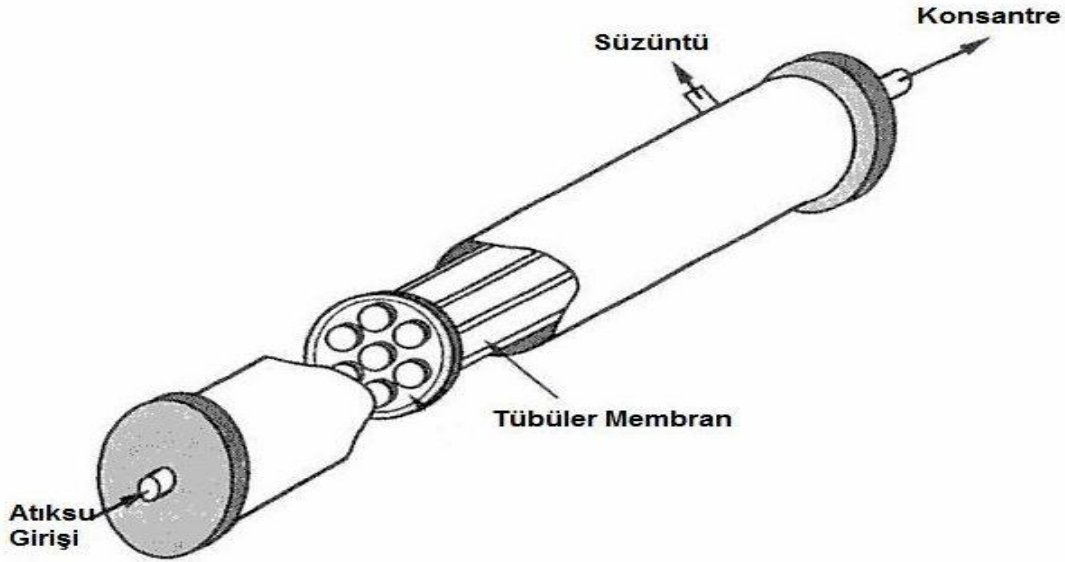
Plaka ve çerçeve ucuz ve kullandıktan sonra atılabilir.

Döner disk :uygun membran yüzey alanı sağlar.

Delikli elyaf : en yüksek membran yüzey alanı sağlar. Genellikle beslemeyi kaplayan elyafın dış yüzeyi üzerindeki sıkı tabakayla birlikte asimetric delikli elyaf membranlar kullanılır (Marrot, 2004).

Tübüler membran modülü:

Tübüler membranın şematik gösterimi Şekil 2.5.'de gösterilmiştir.



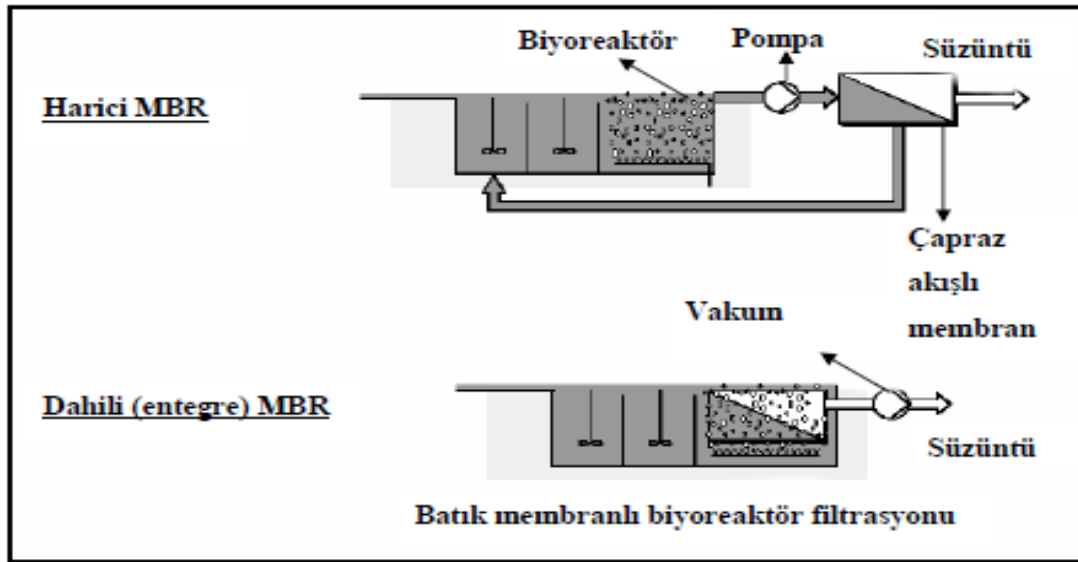
Şekil 2.5. Tübüler membranın şematik gösterimi (Zeman ve Zydney, 1986)

Tübüler membranlar değişik sayılarda tüp içerirler ve uzunluk olarak 6m'ye ulaşabilirler. Tübüler membran modülü gözenekli paslanmaz çelik veya plastik bir tübe direkt olarak polimer çözeltisinin döküm yapılmasıyla hazırlanır. Yani membranlar paslanmaz çelik tüpler ile desteklenmiş olurlar. Çoğu tasarımlarda tüpler seri bağlıdır. Bu sebeple besi kanallarının çapı büyük verildiği sürece geri kazanımı maksimuma çıkarmak için bir modül çoklu geçiş konfigürasyonu şeklinde çalışabilir. Bu modül sisteminin avantajları besi çözeltisi akış hızının kolayca ayarlanması ve besi kanalları ve daha da önemlisi ürün kanallarının mekanik olarak kolayca temizlenebilmesidir. Bu da sık temizliğin gerekli olduğu gıda ve günlük gıda uygulamaları için uygunluk sağlar. Tübüler konfigürasyon temizliğinin kolay olmasının yanında önemli bir avantajı da çoğu şartlar altında çok fazla basınç düşmesi olmadan türbülans akışı sağlayacak kadar büyük bir tüp çapına sahip olmasıdır. Bu özellik onu tıkanmaya karşı çok dirençli yapar. Fakat bu modülün iki dezavantajı vardır: 1) geniş besi kanallarından (ve modüller üzerinden çok miktarda suyu pompalamak için gerekli ekipmandan) dolayı yüksek enerji kullanımı ve 2)

modüllerinin paketleme yoğunluğunun düşük olmasından kaynaklanan yüksek yatırım maliyeti (Köseoğlu, 2005).

2.3.1.2. Membran biyoreaktör konfigürasyonları

Uygulanmakta olan MBR sistemleri harici (sıvı/biyokütle ayrımının çapraz akışlı membran filtrasyonu ile ayrı bir ünite de gerçekleştiği) ve dahili-entegre (sıvı/biyokütle ayrımının biyoreaktör içinde batık membranlar ile gerçekleştiği) olmak üzere 2 ana konfigürasyondadır (Şekil 2.6).



Şekil 2.6. MBR konfigürasyonları (Judd, 2002)

Dahili Membran Biyoreaktörlerde farklı amaçlar için genellikle iki tür havalandırma uygulanır. Reaktör tabanındaki difüzörlerden verilen kaba hava kabarcıklı havalandırma ile biyokütlenin oksijen ihtiyacı hedeflenir. Öte yandan membran yüzeyine uygulanan ince hava kabarcıklı havalandırma ile membran yüzeyine maddelerin birikip akıyı azaltması engellenmeye çalışılır. Yükselen hava kabarcıkları membran yüzeyinde türbülanslı karşı akım yaratıp (yaklaşık 1 m/s), membran yüzeyinde materyallerin birikmesini azaltır, böylece sistem daha etkin çalışır. Reaktördeki türbülanslı karışım ve reaktör hidroliğinden dolayı iki havalandırma türü de pratikte hem temizleme hem de oksijen ihtiyacı taleplerini karşılayabilir. Diğer bir deyimle uygulamada iki havalandırmanın da sonuçlarını ayırt etmesi zordur. Konfigürasyon seçeneğine karar vermek spesifik uygulamaya bağlı olsa da genellikle

dahili MBR'lar daha sık uygulanmaktadır. İki konfigürasyonun karşılaştırılması Tablo 2.6.'da sunulmuştur.

Tablo 2.6. Dahili ve harici MBR'lerin karşılaştırılması (Yiğit, 2007)

Dahili/Entegre MBR	Harici MBR
Yüksek havalandırma masrafı	Düşük havalandırma masrafı
Düşük pompa masrafı	Yüksek pompa masrafı
Düşük akı (büyük alan ihtiyacı)	Yüksek akı (küçük alan ihtiyacı)
Daha nadir temizleme ihtiyacı	Daha sık temizleme ihtiyacı
Düşük işletme maliyeti	Yüksek işletme maliyeti
Yüksek ilk yatırım maliyeti	Düşük ilk yatırım maliyeti

Dahili batık MBR'ler daha düşük işletme akılarında çalıştırıldıkları için daha fazla geçirimsizliğe (permeabiliteye) dolayısıyla da daha fazla hidrolik verimliliğe sahiptirler. Düşük akı ile çalışmak batık MBR'lerde önemlidir. Çünkü bu uygulama membran kirlenmesini veya tıkanmasını minimize eder. İleriki bölümlerde tartışılacağı gibi membran tıkanması MBR'lerin en önemli dezavantajlarından birisi olup, maliyeti artırıcı ve işletmeyi zorlaştırıcı temizleme mekanizmalarını gerektirir. Dahili batık MBR'ler harici MBR'lere göre daha düşük pompaj masrafları gerektirse de daha yoğun havalandırma ihtiyacı arz ederler. Bunun nedeni havalandırmanın membran tıkanmasını engelleyici ana yöntem olmasıdır. Ayrıca, batık MBR'lerde düşük akı ile çalışılması sabit süzüntü suyu debisi üretimi baz alındığında daha fazla membran yüzey alanı (dolayısıyla daha fazla ilk yatırım maliyeti) gerektirir. Ancak bu dezavantajlara rağmen, orta ve büyük ölçekli kentsel atıksu arıtmaları için genellikle seçilen ve uygulanan konfigürasyon dahili batık MBR'lerdir (Judd, 2002).

Tablo 2.7.'de değişik MBR sistemi üreticilerinin ürünlerinin teknik özellikleri ve karşılaştırılmaları verilmiştir. Değişik ürünlerin teknik avantajları hakkında tartışmalar olsa da temel hususlar membran maliyetleri, sistem bütünlüğü, işlerliği, tıkanma kontrolü ve müteakip temizleme mekanizmasıdır. Membran üretim maliyetlerinin gittikçe düşmesi ve MBR uygulamalarının gittikçe artmasına rağmen bu yeni teknoloji alanında üzerinde daha çok çalışılan konu ve dikkate alınması gereken husus membranların tıkanmasıdır. Çünkü membranların tıkanması pompaj ve havalandırma gereksinimlerini direk etkileyip dolayısıyla da sistem maliyetini önemli ölçüde etkiler. Daha az tıkanan veya ucuz maliyetle daha kolay temizlenebilen membranların geliştirilmesi için yoğun araştırma-geliştirme çalışmaları yapılmaktadır.

Tablo 2.7. MBR sistemi üreticilerinin ürünlerinin teknik özellikleri (* Üretici tarafından önerilen) (Judd, 2006)

Parametre	Kubota	Mitsubishi Rayon	Zenon	Orelis veya Wehrle	Microdyn-Nadir (Bu Çalışma)
Membran geometrisi	Düz tabakalı (flat plate)	Gözenekli fiber (hollow fiber)	Gözenekli fiber (hollow fiber)	Tübüler	Tübüler
Proses konfigürasyonu	Dahili (batık)	Dahili (batık)	Dahili (batık)	Harici	Harici
Ortalama hava hızı(m/sn)	0.05	0.03	0.1	-	-
Ortalama sıvı hızı (m/sn)	0.5*	-	-	1-3	1
Transmembran basıncı (bar)	0.05-0.15	0.1-0.5	0.1-0.5	2-5	1.5-3
Akı (L/m ² .h)	15-35	20-50	40-70	70-130	38-122
Permeabilite (L/m ² .saat /bar)	250-500	100-200	150-400	25-35	10-32

2.3.2. Membran biyoreaktör avantajları

Klasik biyolojik atıksu arıtma proseslerinde zamanla inert madde birikimi meydana gelmekte ve biyokütlenin canlılığı oldukça azalmakta; biyokütleyi belli bir oranda tutmak için sıvıdan ayrılan çamurun geri devrettirilerek reaktörde biriken konsantr halini havalandırmada güçlüklerle karşılaşmaktadır.

MBR'nin oluşumunda biyolojik atıksu arıtma prosesine doğrudan membran birimini eklemenin birçok avantajları vardır:

1. Membran arzu edilen biyokütle ayırımını sağlar. Böylece konvansiyonel aktif çamur sistemlerinin dizayn ve işletilmesinde çok önemli bir yer tutan çökeltici ihtiyacı elimine edilmiş olur.
2. Biyokütlenin biyoreaktörde alıkonulması, daha iyi mikrobiyal popülasyon kontrolü sağlar; nitrifikasyon için ve daha kompleks organik maddelerin parçalanması için ihtiyaç duyulan ve çok yavaş gelişen mikroorganizmaların gelişmesini kolaylaştırır (Çiçek, 2001).
3. Ayrıca membran birçok extraselüler enzimleri ve çözünebilir oksidantları alıkoyabilir(bu enzimler ve oksidantlar, atıksu arıtımı için daha aktif biyolojik çevre oluştururlar) (Çiçek, 1999).
4. Ayrıca aktif çamur yüksek biyokütle konsantrasyonlarında tutulabilir. Sonuç olarak toplam sistem hacmi azalır ve tesisin kapladığı alan da azalır (Marrot, 2004).
5. Havalandırma tankındaki karışık sıvı konsantrasyonu(mixed liquor), kentsel atıksu MBR'larda genelde 25.000 mg/L'dir. Konvansiyonel aktif çamur sisteminde ise <5.000 mg/L'dir (çökelmede oluşacak problemlerden kaçınmak için bu konsantrasyon düşük seviyede tutulur).
6. MBR sistemlerle çalışan bazı endüstriyel prosesler de, daha yüksek biyokütle konsantrasyonlarında başarıyla çalışabilir (>80.000 mg/L).
7. Yüksek biyokütle konsantrasyonunun kullanımı, çamur bertarafıyla ilgili maliyeti azaltabilir (Marrot, 2004).
8. MBR'ler ayrıca atıksuda bulunan nutrient seviyelerindeki dalgalanmaları daha iyi idare edebilir (Çiçek, 2003).

2.3.3 Membran biyoreaktörün kentsel atıksu uygulamaları

MBR sistemleri ilk olarak kentsel atıksuların arıtılması ve yeniden kullanılması için kullanılmıştır (Çiçek, 2002). MBR'ler, kompakt oluşları ve yeniden kullanılabilir çıkış suyu kalitesi elde edilebilmesi gibi avantajları nedeniyle, arazi sıkıntısı olan bölgelerde ideal bir atıksu arıtım teknolojisi olarak değerlendirilmektedir. Bu nedenlerden dolayı birçok farklı MBR sistemleri tasarlanmıştır (Yiğit, 2007).

On yıl öncesine kadar membran ünitelerinin yüksek maliyetleri nedeni ile kentsel atıksuların MBR teknolojisi ile arıtılması sadece küçük ölçeklerle sınırlı kalmıştır (Muller vd., 1995). Hollanda'da gerçekleştirilen bir çalışmada, evsel atıksuların aerobik membran sistemi ile başarılı bir şekilde arıtılabildiğini, fakat prosesin yüksek basınç ve havalandırma maliyetleri nedeniyle makul bulunmadığı belirlenmiştir (Muller vd., 1995). Bir diğer çalışmada da çarpaz akışlı (cross flow) mikrofiltrasyon prosesinin ileri bir arıtma tekniği olarak kullanılmasının daha etkili olduğu belirtilmiştir (Ottoson vd., 2006). Fakat membran tasarımı ve optimizasyonundaki gelişmelere ve membran teknolojisi üzerinde çalışan firma sayısının artmasına paralel olarak, kentsel atıksuların MBR sistemleri ile arıtılmasında maliyetlerin önemli oranda azalacağı düşünülmektedir (Çicek, 2002).

Son on yıldan günümüze kadar polimer kimyasındaki gelişmeler, polimer üreticileri arasındaki rekabetten dolayı membran fiyatları oldukça düşmüştür (Daigger ve diğ., 2005). MBR sistemi ile arıtılan suların geri kullanılması ile birlikte MBR sistemlerinin yatırım maliyetleri neredeyse konvansiyonel sistemlerle aynı olmaktadır (Galil ve Levinsky, 2007).

Evsel atıksu arıtımı için pilot ölçekli tam karışimli 4.5 litrelik biyoreaktöre, 800 den 1200 rpm'e kadar işletilen karıştırıcı ile 80 litre/saatlik hızla hava akımı sağlanmıştır. Membran modülü ultrafiltrasyon kullanılmış olup 1.5 m/sn yatay akım hızı ile işletilmiştir. Transmembran basıncı 1 bar dan 2 bar'a kadar olup, membran modülünde biriken kısım reaktöre geri döndürülmüştür. Giriş KOİ si 250-500 mg/L iken, Çıkış KOİ si <30 mg/L elde edilmiştir. Giriş TKN'si 65-150 mg/L iken, çıkış TKN'si 10 mg/L elde edilmiştir (Çiçek, 2003).

Evsel atıksu arıtımı için pilot ölçekli 14 litrelik biyoreaktör kullanılmış olup, dış merkezli pompa ile membran boyunca yüksek akım hızı (250 L/saat) temin edilirken biyoreaktör karışımı da sağlanmıştır. Membran modülü olarak karşı akımlı mikrofiltrasyon modülü kullanılmıştır. 100 cm uzunluğundaki seramik membran modülünde 19 tane dairesel kanal birleştirilmiştir (kanal çapı 3.3 mm). Her modülün yüzey alanı 0.2 m² olup mikrofiltrasyon gözenek ölçüsü 0.2 µm'dir. Serbest süspansiyon katı maddelerin bulunduğu atıksuyun yüksek kalitede arıtımı gerçekleştirilmiştir. Membran tıkanmasını azaltmak için periyodik geri yıkama uygulanmıştır. Organik yükleme hızı > 13 kg KOİ/m³.gün olduğunda % 95-99 KOİ giderimi olmuştur. Giriş KOİ'si 900 mg/L olmasına rağmen hidrolik bekleme zamanı 1.5 saate kadar düşmüştür. Yüksek biyokütle konsantrasyonunda (20 g/L), biyoreaktörün atıksu arıtımı için elverişli olduğu görülmüştür. (Muller, 1995).

Evsel ve kentsel atıksu arıtımında MBR uygulamaları Tablo 2.8.'de verilmiştir.

Tablo 2.8. Evsel ve kentsel atıksu arıtımında MBR uygulamaları (Hasar,2001)

Membran Tipi	Konfigrasyonu	İşletme ölçeği	Arıtma Verimi	Uygulanan ülke
Seramik UF	Plaka ve çerçeve (havalandırma havuzu çıkışı)	Tam ölçekli (Ortalama 125 m ³ /gün)	Çıkış KOİ'si <5 mg/L	Japonya
Polimerik UF	Delikli Elyaf (havalandırma havuzu içi)	Pilot ölçekli (<1.5 m ³ /gün)	Çıkış KOİ'si <10 mg/L	Japonya
Polimerik UF	Boru şeklinde (havalandırma havuzu çıkışı)	Pilot ölçekli (360-840 m ³ /gün)	Çıkış toplam karbon'u <12 mg/L	Hollanda
Seramik UF	Boru şeklinde (havalandırma havuzu çıkışı)	Pilot Ölçekli (2.4-4.8 m ³ /gün)	KOİ giderimi > % 94	Fransa
Seramik UF	Boru şeklinde (havalandırma havuzu çıkışı)	Tezgaah ölçekli (0.16 m ³ /gün)	KOİ giderimi > % 98	USA
Polimerik UF	Delikli Elyaf (havalandırma havuzu içi)	Pilot ölçekli (2.6-5 m ³ /gün)	KOİ giderimi >% 96.5	Kanada/Fransa
Polimerik UF	Kutucuk-disk (havalandırma havuzu çıkışı)	Pilot ölçek (48 m ³ /gün)	Çıkış KOİ'si <5 mg/L	Kore
Polimerik MF	Delikli Elyaf (havalandırma havuzu içi)	Pilot ölçek (1.4- 3.8 m ³ /gün)	Çıkış BOİ ₅ 'i < 3 mg/L	USA
Polimerik UF	Delikli Elyaf (havalandırma havuzu içi)	Pilot ölçek (6-9 m ³ /gün)	KOİ giderimi > % 95	Almanya
Polimerik UF	Delikli Elyaf (havalandırma havuzu içi)	Pilot ölçekli (46- 74 m ³ /gün)	KOİ giderimi >%93	Hollanda
Polimerik UF	Plaka ve çerçeve (havalandırma havuzu içi)	Pilot ölçekli (48- 72 m ³ /gün)	KOİ giderimi >% 91	Hollanda
Polimerik UF	Delikli Elyaf (havalandırma havuzu içi)	Tam ölçekli (750 m ³ /gün)	Çıkış BOİ'si <1 mg/L	USA
Polimerik UF	Delikli Elyaf (havalandırma havuzu içi)	Tam ölçekli (9000 m ³ /gün)	KOİ giderimi >%95	USA

Kentsel atıksular, evsel nitelikli ve endüstriyel nitelikli atıksuları ihtiva etmektedir. Endüstriyel atıksuların en önemli iki özelliği yüksek organik yükler ve arıtmaya dirençli bileşiklerdir. Bu yüzden geleneksel arıtım tekniklerinin yanında MBR gibi alternatif arıtma teknolojilerine ihtiyaç duyulmaktadır (Brik ve diğ., 2006).

Aerobik membran biyoreaktör sistemleri, endüstriyel atıksuların arıtılmasında anaerobik arıtımla birlikte kullanılan bir arıtma teknolojisi haline gelmiştir. Genel olarak yüksek miktarda KOİ değerine sahip atıksular, anaerobik sistemler ile arıtıldığından dolayı, endüstriyel atıksularda MBR teknolojisi de bu proses etrafında geliştirilmiştir (Çiçek, 2002). İlk olarak Degremont firması seramik ultrafiltrasyon membran ekipmanı içeren bir aerobik biyoreaktör tasarlayarak, Fransa'daki bir kozmetik endüstrisi atıksularının arıtılmasında uygulamaya başlamıştır. Bu arıtma sisteminde, çıkış suyu kalitesinin doğrudan kullanıma uygun nitelikte olduğu gözlenmiştir (Brik ve diğ., 2006).

Gıda endüstrisi proseslerinde oldukça fazla miktarlarda su tüketilmekte ve yüksek organik madde içeriğine sahip atıksu oluşmaktadır. Endüstrinin temel kirletici yüklerini ise yüksek BOİs ve KOİ yanında, toplam askıda katı madde, yağ-gres ve nütrientler oluşturmaktadır (Çiçek, 2002). Güney Afrika'da geliştirilen ve Anaerobik Çürütme-Ultrafiltrasyon (ADUF) olarak adlandırılan sistem, bir süt işleme tesisinde uygulamaya alınmıştır. Bu sistemde KOİ %97 oranında arıtılmış ve koloidal maddeler etkili bir şekilde uzaklaştırılmıştır (Ross ve diğ., 1992). Japonya'da gerçekleştirilen bir çalışmaya göre, alkol işleme proseslerinden kaynaklanan atıksuların pilot ölçekli bir anaerobik MBR sisteminde arıtılması sonucu %98 KOİ giderimi ($7 \text{ kg/m}^3\text{-gün KOİ yüklemesinde}$) elde edilmiştir. Ayrıca, bu çalışmada düşük miktarda biyokütle ve yüksek miktarda metan gazı elde edilmiştir (Nagano ve diğ., 1992). Amerika'da bir otomobil fabrikasında sentetik metal sıvıları ve yüksek miktarda yağ gres içeren, $116 \text{ m}^3/\text{gün}$ debiye ve $6.3 \text{ kg KOİ/m}^3\text{.gün}$ yüke sahip atıksular, aerobik MBR sistemi ile arıtılmıştır. Sonuç olarak %94 KOİ arıtımı elde edilmiş ve yağ-gres içeriğinde önemli oranda düşüş sağlanmıştır (Knoblock vd., 1994).

2.4. Membran Modelleri

Sıcaklığa bağlı verim modellemesi

Membrandan geçen akım, az veya çok miktarda çözünmüş maddeleri taşır. Bu çözünmüş maddelerin akısı, membrandan geçen çözünmüş maddelerin konsantrasyon farklılıkları ile doğru orantılıdır. Membrandan geçen çözünmüş madde akısı,

$$J_s = K_s \cdot \Delta C_s \quad (2.1)$$

olarak ifade edilir.

ΔC_s : Konsantrasyon farkı

K_s : Çözünmüş maddelerin geçirimsizlik katsayısı

Sıcaklık, hem su akımını hem de osmotik basıncı etkilemektedir. Geçirgenlik katsayısı, sıcaklık ile artmaktadır. Sıcaklıktaki her bir 1 °C lik artış ile, membranın akı değeri, %3 civarında artmaktadır. Sıcaklığa bağlı olarak akıdaki düzeltme,

$$J_T = J_{25} \cdot (1.03)^{(T-25)} \quad (2.2)$$

ifadesi ile yapılmaktadır (Koyuncu, 2001). Literatürden bulunan bu eşitliklerden faydalanarak aşağıdaki membran verim denklemini yazabiliriz:

$E_M = (C_o - C_s) / C_o$ ise $(C_o - C_s) = E_M \cdot C_o$ elde edilir. Buradan $\Delta C_s = C_o - C_s = C_o \cdot E_M$ olarak yazılabilir. ΔC_s , 2.1 nolu eşitliğinde yerine koyulduğunda $J_s = K_s \cdot C_o \cdot E_M$ elde edilir.

Bu ifadeden

$$E_M = J_s / (K_s \cdot C_o) \quad (2.3)$$

elde edilir. 2.2 nolu eşitlik 2.3 nolu eşitlikte yerine yazıldığında

$$E_M = \frac{J_{25} \cdot (1,03)^{(t-25)}}{K_s \cdot C_o} \quad (2.4)$$

elde edilir.

Burada;

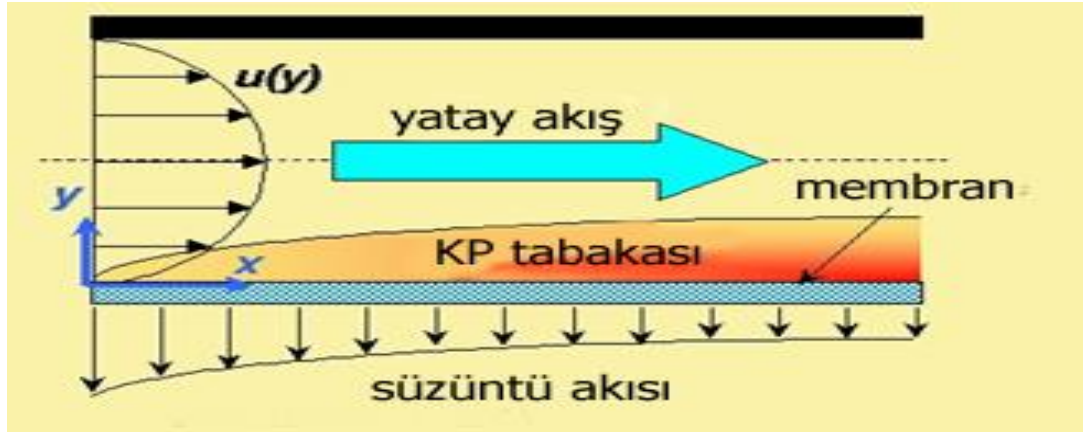
ΔC_s : Konsantrasyon farkını,

K_s : Çözülmüş maddelerin geçirimsizlik katsayısını tanımlamaktadır.

K_s , 5×10^{-3} ile 10^{-4} arasında değişmekte olup, K_s ' nin en düşük değeri, en yüksek giderme verimini ifade etmektedir (Koyuncu, 2001).

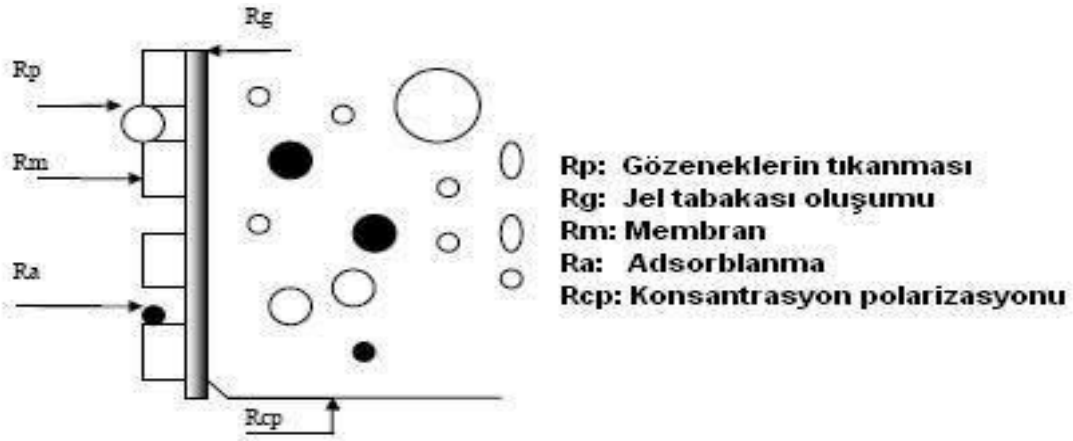
Tıkanma Modelleri

Konsantrasyon polarizasyonu olayının şematik gösterimi Şekil 2.7.'de gösterilmiştir.



Şekil 2.7. Konsantrasyon polarizasyonu olayının şematik gösterimi (Eren, 2006)

Membran yüzeyinde meydana gelen direnç türleri Şekil 2.8.'de gösterilmiştir.



Şekil 2.8. Membran yüzeyinde meydana gelen direnç türleri (Mulder, 1992)

Akı düşüşünü ve alt tıkanma mekanizmalarını anlamayı sağlamak için farklı modelleme yaklaşımları kullanılmalıdır. Prosesle ilgili kullanılacak modellemelerde temel parametre akıdır. Tıkanmanın ana doğası ve tıkanmaya sebep olan bileşenlerin önem dereceleri incelenmelidir. MBR'lerde tıkanma, aşırı derecede kompleks bir olay olabilmesine rağmen, akı düşüş verisini analiz etmek ve tıkanma mekanizmasını tanımlamak için en genel yaklaşım aşağıdaki klasik tıkanma modellerinden birini kullanmaktır:

- Standart gözenek tıkanma modeli,
- Ara gözenek tıkanma modeli,
- Gözenek daralması modeli
- Kek filtrasyonu modeli

Bu modellerin her biri Darcy kanunu esasına dayalı olarak, süzüntü debisi şöyle ifade edilmiştir:

$$Q = \frac{\Delta P - \sigma_0 \Delta \pi}{\mu(R_m + R_p)} A \quad (2.5)$$

Burada,

- μ : Çözelti veya suyun viskozitesi,
- ΔP : Transmembran basıncı,
- R_m : Temiz membran direnci
- R_p : Membranın dış yüzeyi üzerinde oluşan kek direnci

- A : Filtrasyon için kullanılabilir alan
 σ_o : Osmotik yansıma sabiti
 $\Delta\pi$: Membrana karşı gelen osmotik basınç farkını ifade etmektedir.

Osmotik yansıma sabiti, mebranın kirleticiyi ön seçicilik ölçüsüdür. Bu sabit tam alıkoyan membran için 1'den, hiç alıkoymayan membran için 0'a kadar değişir. Osmotik basınç terimi ultrafiltrasyon membranlar için veya daha küçük koloidal maddelerin tutulmasının yeteri kadar olduğu ağır bir şekilde tıkanmış mikrofiltrasyon membranlar için önemli olabilmesine rağmen, klasik tıkanma modellerinde eşitlik 2.4'deki osmotik basınç ihmal edilir (Ho and Zydney, 2006).

Standart Gözenek Tıkanma Modeli:

Kullanılabilir membran alanı azalırken, hacimsel akım hızı da düşer. Kek oluşumu ihmal edilebilir derecededir ($R_p=0$). Süzüntü tıkanma hızının, membranın yüzeyine doğru olan kirleticinin konvektif akımıyla orantılı olduğu kabul edilir:

$$\frac{dA}{dt} = -\alpha_1 \cdot Q \cdot C_b \quad (2.6)$$

Burada,

C_b : Kitlesel kirletici konsantrasyonu

α_1 : gözenek tıkanma parametresi (membran yüzeyine doğru konvekte edilmiş kirleticinin birim kütlesi başına düşen kapanmış membran gözenek alanı)ni ifade etmektedir.

2.5 nolu eşitlik 2.6 nolu eşitlikte yerine koyulduğunda zamanın fonksiyonu olarak süzüntü debisi için aşağıdaki eşitlik elde edilir:

$$\frac{Q}{Q_0} = \exp\left(-\frac{\alpha_1 \Delta P C_b}{\mu R_m} t\right) \quad (2.7)$$

Burada,

Q_0 :temiz membrandaki ilk süzüntü debisini ifade etmektedir (Hermia, 1982; Zydney and Colton, 1986).

Ara Gözenek Tıkanma Modeli:

Membran yüzeyi üzerine partiküller toplandığı zaman bu partiküllerin üzerine iniş yapan partiküllerin de olabileceği ihtimalini göz önüne alarak hesaplama yapar. Bu durumda gözenek tıkanma hızının (oranının) (A/A_0) açık kalan membranın fraksiyonel alanıyla orantılı olduğu kabul edilir. Böylece süzüntü debisi aşağıdaki gibi olur:

$$\frac{Q}{Q_0} = (1 + \frac{\alpha_1 \Delta P C_b}{\mu R_m} t)^{-1} \quad (2.8)$$

Gözenek Daralma Modeli:

Membranın bir dizi paralel silindirik gözeneklerin birleşiminden oluştuğu kabul edilir. Partiküllerin veya agregatların membran hacminin içinde gözenek duvarları üzerinde düzenli olarak toplandığı kabul edilir. Gözenek hacmindeki değişim oranının membrana doğru olan partikül konveksiyon hızıyla orantılı olduğu da bununla beraber kabul edilir:

$$\frac{d}{dt}(N\pi r_p^2 \delta_m) = -\alpha_{pore} Q C_b \quad (2.9)$$

Burada,

N : toplam gözenek sayısı

δ_m : membran kalınlığı

α_{pore} :membrandan geçerek filtrelenen kirleticinin birim kütlesi başına düşen gözenek içinde toplanmış kirletici hacmini ifade etmektedir.

Membran direnci gözenek yarıçapının fonksiyonu olarak hesaplanır. Bu hesaplama yapılırken, silindirik gözeneklerin paralel sırası boyunca oluşabilecek laminar akım için kullanılan Hagen-Poiseuille eşitliği kullanılır:

$$R_m = \frac{8 \cdot \delta_m}{N \cdot \pi \cdot r_p^4} \quad (2.10)$$

Akım debisi, 2.5, 2.9 ve 2.10 nolu eşitlikler birleştirilerek hesaplanır:

$$\frac{Q}{Q_0} = \left(1 + \frac{\alpha_{pore} Q_0 C_b}{\pi \cdot r_0^2 \cdot \delta_m} t\right)^{-2} \quad (2.11)$$

Burada,

r_0 : İlk gözenek yarıçapını ifade etmektedir (Meng ve diğ., 2005).

Kek Filtrasyon Modeli:

Düzenli oluşan kekin membranın daha üst yüzeyinde olduğu kabul edilir. Ayrıca membrana doğru olan partikül konveksiyon hızıyla kek hidrolik direncinin yükselme hızının orantılı olduğu da kabul edilir:

$$\frac{dR_p}{dt} = f' R' J C_b \quad (2.12)$$

Burada,

f' : Membrana doğru konvekte edilmiş kirletici fraksiyonu(kısmı). membran gerçekten büyüyen keki toplar

R' : Kek tabakasının spesifik direncini ifade etmektedir.

Eşitlik (2.5), eşitlik (2.12)'de yerine koyulursa aşağıdaki integrasyon elde edilir:

$$\frac{Q}{Q_0} = \left(1 + \frac{2f' R' Q_0 C_b}{A_0 R_m} t\right)^{-1/2} \quad (2.13)$$

Membran biyoreaktörlerdeki tıkanma en çok kek filtrasyon modeli kullanılarak analizlenir (Nuengjamnong, 2005). Bu modellerin matematiksel gelişimi varsayımlar üzerinde daha detaylı tartışmalar olmuştur. Birçok araştırmacı farklı modellerin lineerleştirilmiş formlarını kullanan deneysel verileri yerine koyarak elde edilen grafik vasıtasıyla bu klasik tıkanma modellerini kullanmışlardır.

Ara tıkanma modeli için (eşitlik (2.8)), zamana (t) karşı 1/Q grafiği; kek filtrasyon modeli için (eşitlik (2.14)), zamana karşı 1/Q² grafiğiyle süzüntü debisi lineerleştirilebilir. Varsayılan Tıkanma mekanizması, farklı fonksiyonel ilişkiler kullanılarak elde edilen veri grafiği ile gözlenen lineer korelasyonları karşılaştırarak tanımlanmıştır. Uzun zamanda önerilen baskın tıkanma mekanizması kek filtrasyon modeli kullanılarak lineerleştirilebilir.

Akı düşüşü için deneysel veriler, sıklıkla klasik tıkanma modelleri kullanılarak analizlenmiştir. Bir çok araştırmalar, proteinlerin, polisakkaritlerin, koloidal demirin, doğal organik maddelerin, latex partiküllerin filtrasyonu boyunca tıkanma mekanizmasında bir geçiş olduğunu vurgulamışlardır. Ho ve Zydney tıkanma davranışındaki bu geçişi tanımlamak için gözenek tıkanma modeli ve kek filtrasyon modelini birleştirerek bir model geliştirmişlerdir. Bu modelde, kirleticiler ilk önce temiz membran üzerinde toplanır. Filtrasyon için uygun alan azalır. Klasik gözenek tıkanma modeline karşılık, bu ilk toplanan kısmın akışkan akımını en düşük kısmi geçirgen durumda olduğu kabul edilir. (burada düzgün olarak tıkanmış gözenekler boyunca küçük sonlu bir akım vardır) Membran yüzeyinde daha ağır bir tıkanma olduğu zaman, oluşan tabaka üzerinde kirleticiler doğrudan toplanmaya başlayacaktır. Bu da birikintinin gelişmesiyle birlikte ilişkilendirilen akıma karşı hidrolik dirençte artışa sebep olacaktır (Ho and Zydney, 2000):

$$Q = Q_0 \left[\exp\left(-\frac{\alpha \Delta PC_b}{\mu R_m} t\right) + \int_0^t \frac{\alpha \Delta PC_b}{\mu(R_m + R_p)} \exp\left(-\frac{\alpha \Delta PC_b}{\mu R_m} t_p\right) dt_p \right] \quad (2.14)$$

Burada,

R_p : t ve t_p nin bir fonksiyonudur.

$$R_p = (R_m + R_{p0}) \sqrt{1 + \frac{2fR'\Delta PC_b}{\mu(R_m + R_{p0})^2} (t - t_p) - R_m} \quad (2.15)$$

Burada,

R_{p0} : Membran üzerine ilk toplanan kısmın direnci

t_p : Toplanan kısmın büyümeye başladığı süre

Eşitlik (2.15) kesin olarak, protein toplamasıyla ilk oluşan tıkanmayla beraber membranın her bir bölgesinde farklı zamanlarla ilişkilendirilmiş membran yüzeyi üzerindeki toplanan tabaka direncindeki varyasyon için hesaplama yapar.

Modifiye Edilmiş Seri Direnç Modeli

Seri Direnç Modelinde ortalama süzüntü akısı aşağıdaki formülasyonla hesaplanabilir:

$$J_v = \frac{1}{\mu(R_M + R_p)} \Delta P \quad (2.16)$$

Burada,

J_v : Ortalama süzüntü akısı ($m \text{ sn}^{-1}$)

μ : Suyun dinamik viskozitesi (Pa sn)

R_M : Tıkanmış membranın hidrolik direnci (m^{-1})

R_p : Konsantrasyon polarizasyonundan kaynaklanan hidrolik direnç (m^{-1})

ΔP : Transmembran basıncı (Pa) ifade etmektedir.

Konsantrasyon polarizasyonundan kaynaklanan hidrolik direnç ise şöyle ifade edilebilir:

$$R_p = \alpha \frac{N}{S} \quad (2.17)$$

Burada,

α : spesifik direnç ($m \text{ mol}^{-1}$)

N : mol sayısı

S : alanı (m²) ifade etmektedir.

Denklem (2.17)'den, $R_p = \alpha \delta \bar{C}$ şeklinde yazılabilir. $\alpha = \alpha_o \Delta P$ olarak yazılırsa $R_p = \alpha_o \delta \bar{C} \Delta P$ elde edilir.

Burada,

α : spesifik direnç katsayısı (m mol⁻¹Pa⁻¹)

δ : sınır tabakası kalınlığı (m)

\bar{C} : ortalama kirletici konsantrasyonu(g l⁻¹)

ΔP : Transmembran basıncı(Pa) ifade etmektedir.

Ortalama konsantrasyon ise sınır tabakasından dönen çözünen madde için kütle dengesi:

$$CJ_v - D \frac{\partial C}{\partial x} = 0 \quad (2.18)$$

Burada,

C : Kirletici konsantrasyonu(g l⁻¹)

D: Difüzyon sabiti (m² s⁻¹)

J_v: ortalama süzüntü akısını (m sn⁻¹) ifade etmektedir.

Denklem (2.18)'den

$$C(x) = C_o \exp\left(\frac{J_v}{D}\right)x \quad (2.19)$$

elde edilir. Ortalama kirletici konsantrasyonu, \bar{C} :

$$\bar{C} = \frac{\int_0^\delta C(x)dx}{\delta} \quad (2.20)$$

olarak ifade edilebilir. Bu denklem aşağıdaki hale dönüştürülebilir:

$$\bar{C} = \frac{C_o}{Pe} (\exp Pe - 1) \quad (2.21)$$

Burada,

Pe : Peclet sayısını ifade etmektedir.

$$Pe = \frac{J_v \delta}{D} = \frac{J_v}{k} \quad (2.22)$$

Eşitlik (2.21) ve eşitlik (2.22), $R_p = \alpha_o \delta \bar{C} \Delta P$ eşitliğinde yerine yazılırsa

$$R_p = \frac{\alpha_o C_o \delta}{Pe} (\exp Pe - 1) \Delta P \quad (2.23)$$

elde edilir. Eşitlik (2.23), eşitlik (2.16)'da yerine koyulursa

$$J_v = \frac{\Delta P}{\mu R_{M'} + (\alpha_o C_o \delta \mu / Pe) (\exp Pe - 1) \Delta P} \quad (2.24)$$

elde edilir. Eşitlik (2.24) düzenlendiğinde

$$\frac{\Delta P}{J_v} = \mu R_{M'} + \frac{\alpha_o \mu \delta C_o}{Pe} (\exp Pe - 1) \Delta P \quad (2.25)$$

elde edilir.

Jel Polarizasyon modeline göre

$$J_{v \text{ lim}} = k \cdot \ln \frac{C_g}{C_o} \quad (2.26)$$

eşitliği kullanılarak $J_{vlim} - \ln C_0$ grafiği elde edilir. Grafik lineerleştirilerek hesaplanan eğimden k reaksiyon sabiti; $J_{vlim} = 0$ olduğunda elde edilen $\ln C_g$ değerinden, C_g jel konsantrasyonu hesaplanır. Grafik lineerleştirilerek hesaplanan eğimden elde edilen k reaksiyon sabiti; (2.25) nolu denklemde “ Pe ” sayısını hesaplamada kullanılır.

Eşitlik (2.25)’de

$$C_{ort} = \frac{\alpha_o \mu \delta C_o}{Pe} (\exp Pe - 1) \quad (2.27)$$

Eşitlik (2.27)’de yerine koyulursa

$$\frac{\Delta P}{J_v} = \mu R_{M'} + C_{ort} \cdot \Delta P \quad (2.28)$$

elde edilir.

Eşitlik (2.28) ifadesine bağlı olarak (bu denklem membran seri direnç modeline ve jel polarizasyon modeline bağlı olarak bulunmuştur.), $\Delta P/J_v - C_{ort} \times \Delta P$ grafiği çizilip grafiğe en uygun eğilim çizgisi bulunmuştur. Bu eğilim çizgisinin y eksenini kestiği nokta ve çizginin eğiminden faydalanılarak denklemdeki diğer parametreler (μ , $R_{M'}$, α_o , δ) bulunabilir (Paris ve diğ., 2002).

BÖLÜM 3. MATERYAL VE METOD

3.1. Gerçek Ölçekli Tesis, Atıksu ve Aktif Çamur

Gerçek Ölçekli Tesis

Gerçek ölçekli tesis ve atıksu ile ilgili bilgi verilmesinin ana amacı; laboratuvar ölçekli pilot tesis deney çalışmalarında gerçek tesise ait fiziksel arıtmadan geçmiş (kum tutucu çıkışı) atıksuyu ve aktif arıtma çamuru kullanılmasıdır.

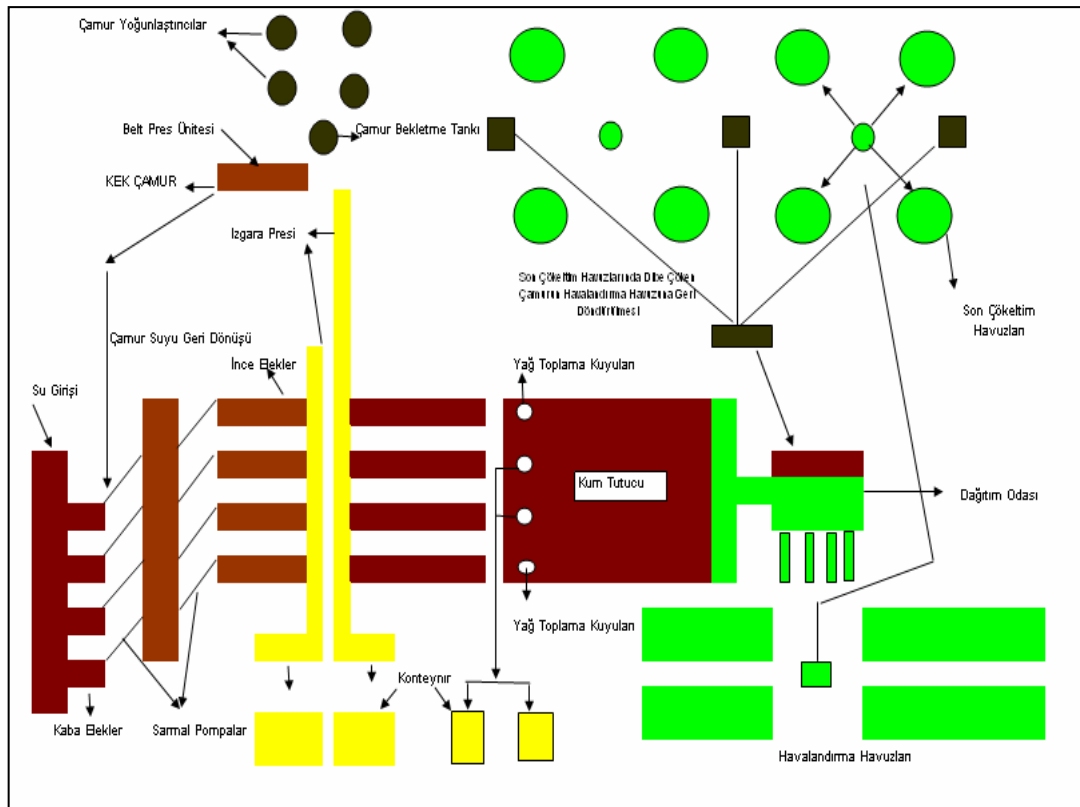
Adapazarı (Karaman) Kentsel Atıksu Arıtma Tesisi'ne ait biyolojik atıksu arıtma tesisinin akım şeması Şekil 3.1.'de gösterilmiştir.

Tesis, konutlardan ve endüstriden kaynaklanan atık sularının tümünü arıtmak üzere tasarlanmıştır. Sanayi kuruluşları, zehirli madde, ağır metal veya başka bir kirletici içeren atık sularını pis su toplama sistemine boşaltmadan önce ön arıtmadan geçirmek zorundadır. Tesis kuru havalarda günde 198800 m³/gün, yağışlı havalarda 271941 m³/gün atık suyu arıtacak kapasitededir. Atık suyun arıtılması sonucunda, tam kapasite çalışmada günde yaklaşık 932 m³/gün %30 kuru maddeli çamur keki elde edilecektir. Tesise gelen atık sudaki organik kirlilik (Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı) takriben 225 mg/L olup, çıkış değerleri arıtmadan sonra deşarj sınır değeri olan 30 mg/L'den daha düşük seviyelerde gerçekleşmektedir.

Şekil 3.1.'de verilen arıtma tesisi aşağıdaki birimlerden oluşmaktadır;

- Kaba elekler
- Sarmal pompa istasyonu
- İnce elekler
- Havalandırılmalı kum tutucu
- Yağ toplama kuyuları

- Havalandırma havuzu (uzun havalandırmalı aktif çamur)
- Son çökeltim havuzu
- Çamur yoğunlaştırıcı
- Çamur geri devir pompa istasyonu
- Çamur bekletme tankı
- Belt pres filtre



Şekil 3.1 Adapazarı (Karaman) kentsel atıksu arıtma tesisi akım şeması (Eren ve diğ., 2007)

Atıksu

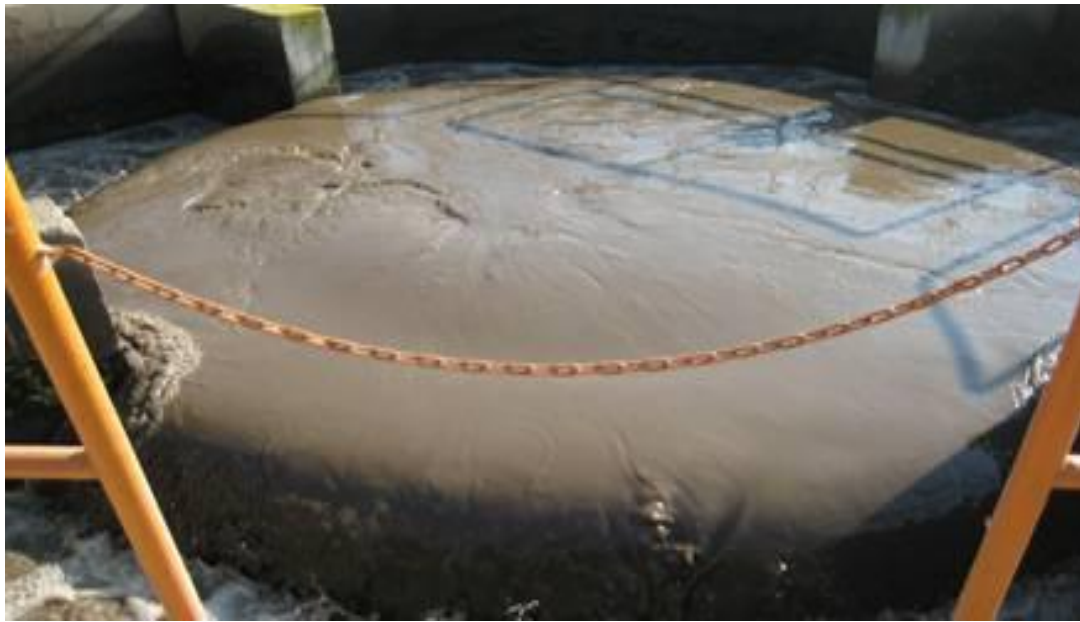
Çalışmada Adapazarı (Karaman) Kentsel Atıksu Arıtma Tesisi fiziksel arıtmadan geçmiş (kum tutucu çıkışı) atıksu ve aynı tesisin aktif çamur çıkışından alınan aktif çamur kullanılmış olup, fiziksel arıtmadan geçmiş atıksuyun karakterizasyonu Tablo 3.1.'de verilmiştir.

Tablo 3.1. Çalışmada kullanılan fiziksel arıtmadan geçmiş kentsel atıksuyun karakterizasyonu

Parametre	Birim	Değer
BOİ	mg/L	119
KOİ	mg/L	226
TN (toplam azot)	mg/L	174
TP (toplam fosfor)	mg/L	5.3
AKM	mg/L	138
Sıcaklık	°C	21
pH	-	7.2
İletkenlik	µS	1.3
Bulanıklık	NTU	106
Renk	m ⁻¹	36.2

Aktif Çamur

Çalışmada Adapazarı (Karaman) kentsel atıksu arıtma tesisinin havalandırma havuzu çıkışından alınan aktif çamur kullanılmış olup (Şekil 3.2.), 2009 yılı Adapazarı (Karaman) kentsel atıksu arıtma tesisinin havalandırma havuzu çıkışı verilerine göre aktif çamurun, çamur hacim indeksi, çökebilir çamur hacmi, kuru madde miktarı ve organik madde yüzdesi ortalama aylık değişimleri Tablo 3.2.'de verilmektedir.

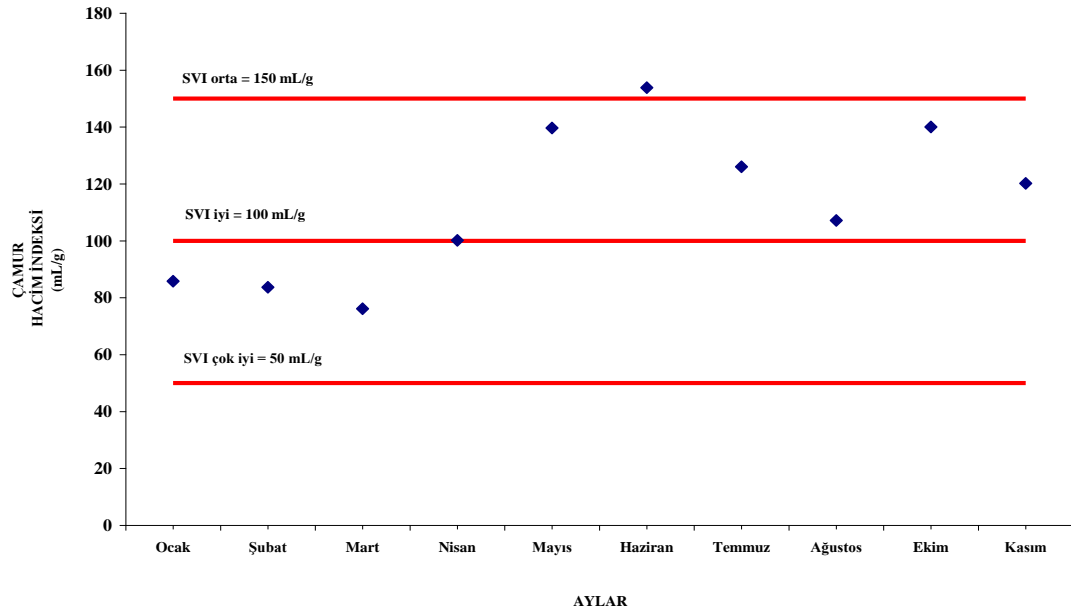


Şekil 3.2. Laboratuvar ölçekli pilot tesis deneylerinde kullanılan Adapazarı (Karaman) kentsel atıksu arıtma tesisinin havalandırma havuzu çıkışından alınan aktif çamur fotoğrafı

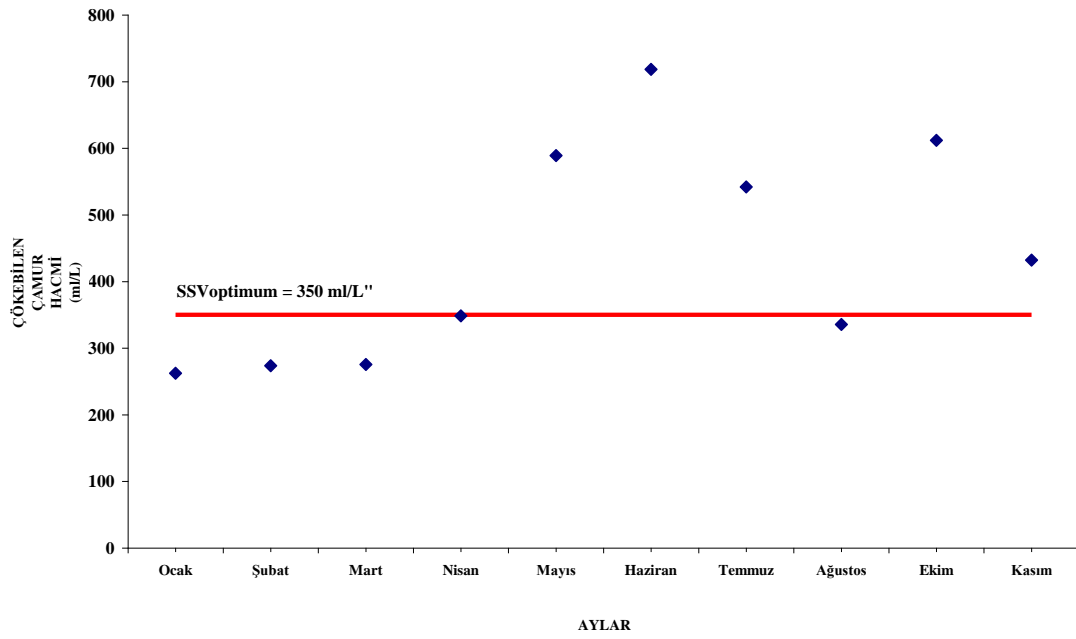
Tablo 3.2. 2009 Yılı Adapazarı (Karaman) Kentsel Atıksu Arıtma Tesisi'nin havalandırma havuzu çıkışı verilerine göre aktif çamurun, çamur hacim indeksi, çökebilen çamur hacmi, kuru madde miktarı ve organik madde yüzdesi ortalama aylık değişimleri

	Tipik Aralıklar	Ocak _{ort.}	Şubat _{ort.}	Mart _{ort.}	Nisan _{ort.}	Mayıs _{ort.}	Haziran _{ort.}	Temmuz _{ort.}	Ağustos _{ort.}	Eylül _{ort.}	Ekim _{ort.}	Kasım _{ort.}	Aralık _{ort.}
Kuru Madde Miktarı (DS) (g/L)	2-4	3.05	3.31	3.40	3.48	4.22	4.69	4.23	3.13	-	4.38	3.57	-
Çökebilin Çamur Hacmi (SSV) (mL/L)	350	262.40	273.70	275.60	348.60	589.00	718.40	541.84	335.63	-	611.79	432.22	-
Çamur Hacim İndeksi (SVI) (mL/g)	50-100	85.79	83.65	76.12	100.18	139.63	153.85	126.00	107.18	-	140.01	120.16	-
Organik Madde Yüzdesi (%)	40-60	61.19	58.77	51.87	58.66	64.04	64.31	-	64.97	-	69.34	67.36	-

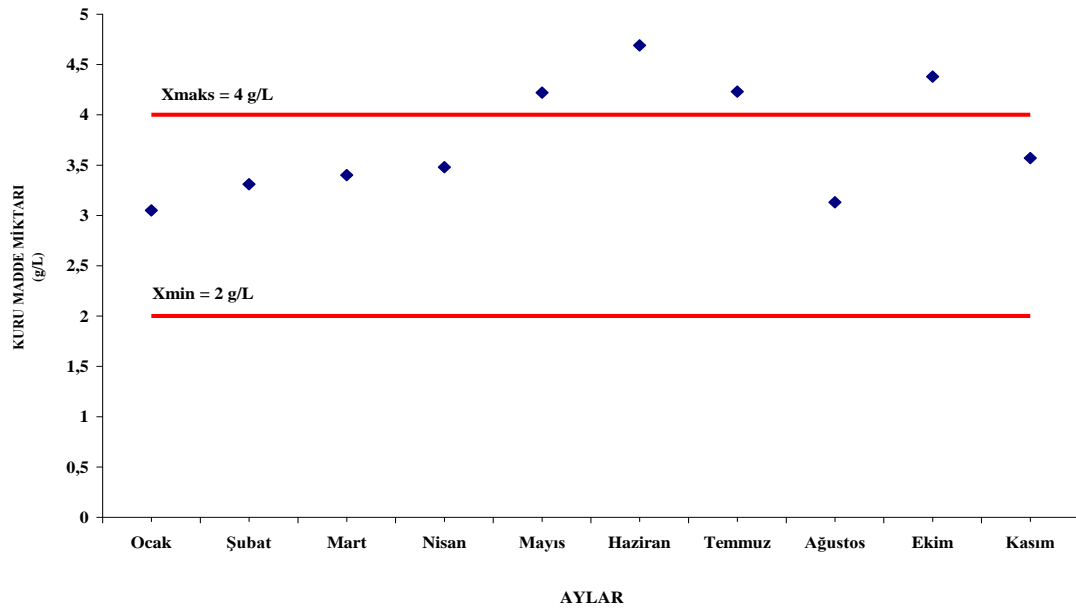
2009 Yılı Adapazarı (Karaman) kentsel atıksu arıtma tesisinin havalandırma havuzu çıkışı verilerine göre aktif çamurun, çamur hacim indeksi, çökebilir çamur hacmi, kuru madde miktarı ve organik madde yüzdesi ortalama aylık değişimleri, sırasıyla Şekil 3.3., Şekil3.4., Şekil 3.5. ve Şekil 3.6.'da gösterilmektedir.



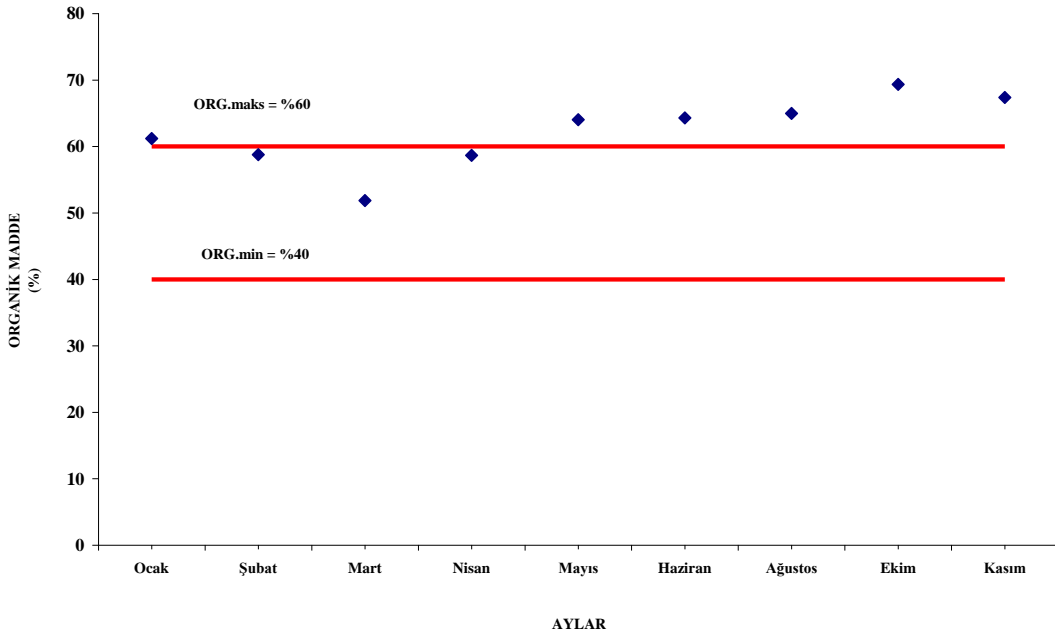
Şekil 3.3. 2009 yılı Adapazarı (Karaman) kentsel atıksu arıtma tesisinin havalandırma havuzu çıkışı verilerine göre aktif çamurun, çamur hacim indeksi ortalama aylık değişimi



Şekil 3.4. 2009 yılı Adapazarı (Karaman) kentsel atıksu arıtma tesisinin havalandırma havuzu çıkışı verilerine göre aktif çamurun, çökebilir çamur hacmi ortalama aylık değişimi



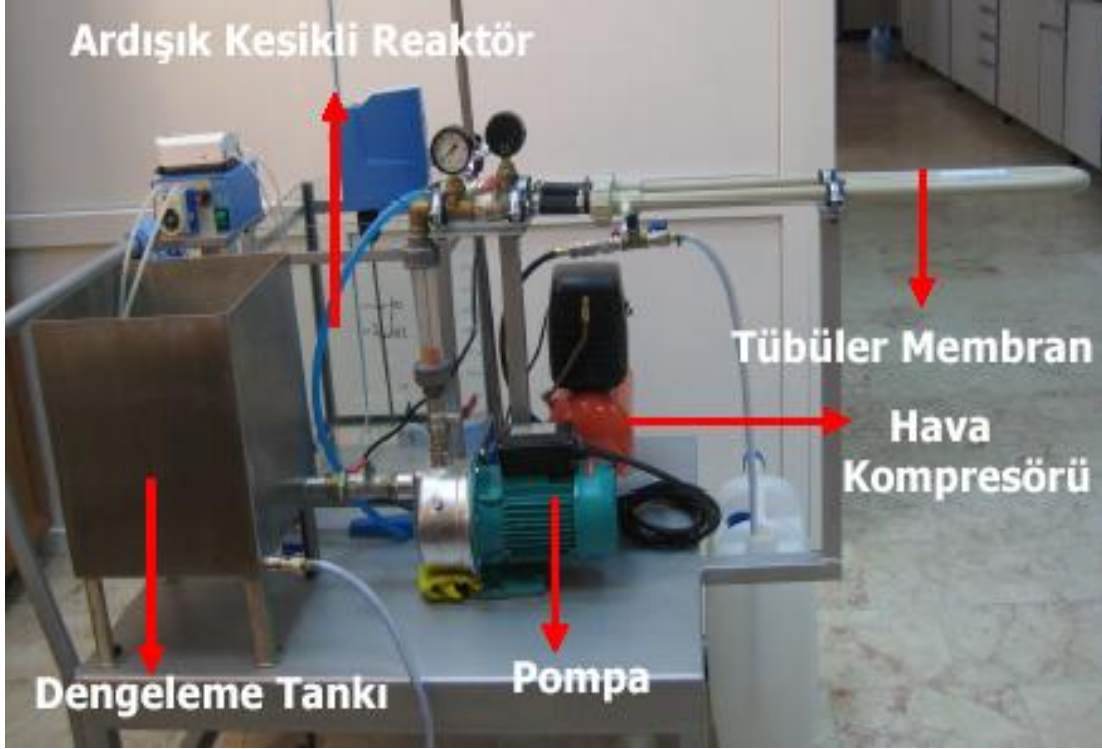
Şekil 3.5. 2009 yılı Adapazarı (Karaman) kentsel atıksu arıtma tesisinin havalandırma havuzu çıkışı verilerine göre aktif çamurun, kuru madde miktarlarının ortalama aylık değişimi



Şekil 3.6. 2009 yılı Adapazarı (Karaman) kentsel atıksu arıtma tesisinin havalandırma havuzu çıkışı verilerine göre aktif çamurun, organik madde yüzdesi ortalama aylık değişimi

3.2. Laboratuvar Ölçekli Tesis ve Atıksu

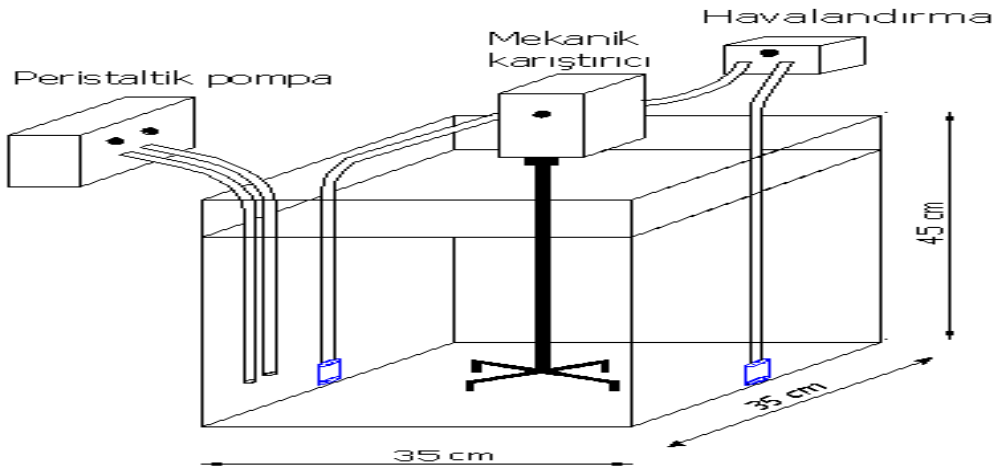
Deneysel çalışmalar, laboratuvar ölçekli toplam hacmi 55 L, çalışma hacmi 40 L olan bir ardışık kesikli reaktör (AKR) ile laboratuvar ölçekli giriş debisi 125 L/saat ve giriş hızı 1.46 m/s olan tübüler membranın entegresinden oluşturulan Membran Biyoreaktör (MBR) sistemi ile yürütülmüştür. Çalışmada kullanılan Membran Biyoreaktörün şematik gösterimi Şekil 3.7.' de gösterilmiştir.



Şekil 3.7. Tübüler membran biyoreaktörün şematik gösterimi

Cam malzemeden yapılan reaktörün taban kenarları 35 cm, yüksekliği 45 cm'dir. Havalandırma reaktöre yerleştirilen hava taşlarıyla, reaktör içinde çözülmüş oksijen konsantrasyonu 2 mg/L'nin üzerinde olacak şekilde dakikada 2500 cm³ hava pompalayan çift çıkışlı akvaryum pompası ile sağlanmıştır. Reaktörde karışımı sağlamak amacıyla 1200 devir/dakikada sabit olarak çalıştırılan mekanik karıştırıcı kullanılmıştır. Reaktöre atıksu beslemesi ve boşaltılması peristaltik pompalar ile gerçekleştirilmiştir.

Çalışmada kullanılan ardışık kesikli reaktörün şematik gösterimi Şekil 3.8.' de gösterilmiştir.



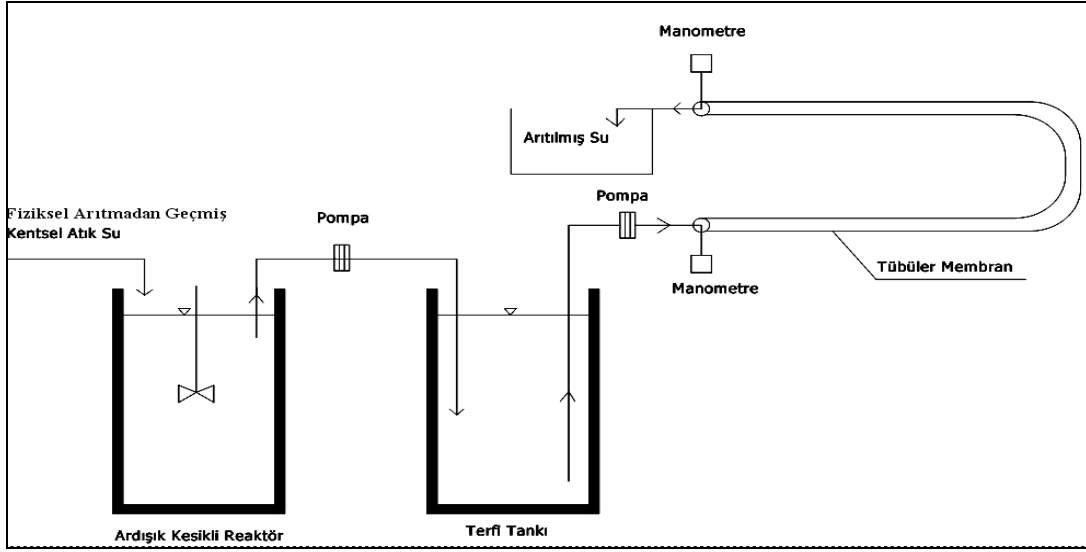
Şekil 3.8. Ardışık kesikli biyoreaktörün şematik gösterimi

Reaktör aktif hacmi 40 L olacak şekilde; Adapazarı Karaman kentsel atıksu arıtma tesisi'nden alınan 34 L aktif çamur, 6 L atıksu ile beslenerek devreye alınmıştır.

Ardışık Kesikli Reaktörün çalışma süreleri 0.5 saat doldurma, 1.5 saat çökeltme, 0.5 saat boşaltma olacak şekilde sabit tutularak, reaksiyon süresi 0.5 saat, 1 saat, 1.5 saat, 2 saat, 4 saat olacak şekilde değiştirilmiştir. 1.5 saatlik çökeltme süresinin sonunda üst faz (6 L) peristaltik pompayla çekilmiştir. Bu işlem beş farklı reaksiyon süresi için tekrarlanarak deneysel çalışmalar yapılmıştır ve evsel atıksu için optimum reaksiyon süresi belirlenmiştir.

Polipropilenden yapılmış olan tübüler membranın uzunluğu 1.5 m, çapı 0.55 cm, filtrasyon alanı 250 cm^2 , gözenek boyutu $0.2 \text{ }\mu\text{m}$, serbest akım alanı 0.24 cm^2 ve ortalama transmembran basıncı 3.70 bar'dır.

Çalışmada kullanılan ardışık kesikli tübüler membran biyoreaktörün şematik gösterimi Şekil 3.9.'da gösterilmiştir.



Şekil 3.9. Ardışık kesikli tübüler membran biyoreaktör entegre sisteminin şematik gösterimi

Çalışmada Adapazarı (Karaman) kentsel atıksu arıtma tesisi fiziksel arıtmadan geçmiş (kum tutucu çıkışı) atıksu ve aynı tesisin aktif çamur çıkışından alınan aktif çamur kullanılmış olup, fiziksel arıtmadan geçmiş atıksuyun karakterizasyonu Tablo 3.1'de verilmiştir.

3.3. Ölçülen Parametreler

Laboratuar ölçekli pilot tesisin kurulması esnasında gerçek tesise ait arıtma tesisinin fiziksel arıtımından geçmiş (kum tutucu çıkışı) atıksu numunesi ve aynı tesisin havalandırma havuzu çıkışından alınan aktif çamur numunesi ile çalışılmıştır.

Askıda katı madde (AKM), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ), toplam azot (TN), toplam fosfor (TP), pH, bulanıklık, renk, iletkenlik, çözülmüş oksijen (ÇO), kalsiyum (Ca^{2+}), magnezyum (Mg^{2+}) ve sodyum adsorpsiyon oranı (SAR) parametreleri ölçülmüştür.

3.3.1. Askıda katı madde

Suda ya da atıksudaki askıda ve çözülmüş maddelerin uçucu olmayanları katı maddeler olarak tanımlanır. Askıda katı madde (AKM), suyun 103 – 105 °C’de sabit tartıma getirilen filtreden süzülmesi ve sonra filtrenin aynı sıcaklıkta kurutulması ile sabit tartıma getirilmesi ile tayin edilir. Ağırlık farkı askıda katı miktarı verir (Çiçek., 2006). Atıksudaki askıda katı madde miktarı mg/L olarak ölçülmüştür. Cihazın markası ve modeli SARTORIUS ROCKER 300’dür. AKM analizinde vakum filtrasyon standı, 1adet 1 lt lik manyetik emilim hunisi, vakum regülatörü (23 L/dakika), filtre (CAM), 47 mm’lik filtre, hortum ve tıpasından oluşan donanım kullanılmıştır. Kurutma işlemi 105 °C civarında markası ve modeli NÜVE FN 400 olan etüvde (100 -250 °C) gerçekleştirilmiştir. Tartım işlemlerinde ölçüm aralığı 0-200 g , markası ve modeli AND GR200 olan hassas terazi kullanılmıştır.

3.3.2.KOİ

Kimyasal olarak oksitlenebilen organik maddelerin oksijen ihtiyacı KOİ ile ifade edilir. KOİ asit ortamda kuvvetli bir kimyasal oksitleyici (potasyum dikromat gibi) vasıtasıyla ölçülür. Kimyasal olarak oksitlenebilecek bileşikler, biyolojik olarak oksitlenebileceklerden daha fazla olduğundan, kimyasal oksijen ihtiyacı, biyolojik oksijen ihtiyacından daha büyüktür. Tasfiye edilmemiş atıksular için $BOI_5/KOİ=0.4-0.8$ (ortalama 0.65) alınabilir.

Yapılan çalışmalar sonucunda, biyolojik arıtma sistemlerinde substratın biyolojik ayrışması sonucunda, zor ayrışan (inert) ürünlerin oluştuğu saptanmış ve biyolojik arıtma tesislerinde, atıksudaki organik maddenin biyolojik ayrışmasının farklı mekanizma ve hızlarda meydana geldiği deneysel olarak tespit edilmiştir.

Evsel atıksulardan biyolojik nütrient gideriminde, atıksudaki organik karbon-azot-fosfor arasındaki denge çok önemlidir. Biyolojik azot- fosfor gideriminde, arıtılmış atıksudaki kalan biyolojik olarak organik madde miktarı önemlidir.

Kuvvetli atıksuların arıtımında gerek ham atıksuda bulunan gerekse biyolojik arıtım sırasında oluşan ve konvansiyonel arıtma yöntemleri ile arıtımı mümkün olmayan inert organik maddeler deşarj standartlarına ulaşılmasını engelleyebilmektedir. Dolayısı ile biyolojik arıtma tesislerinin değerlendirilmesinde KOİ'nin bileşenlerinin belirlenmesi yararlıdır. KOİ'nin bileşenlerine ayrılması inert ve biyolojik olarak parçalanabilen KOİ'nin belirlenmesidir.

Biyolojik olarak parçalanmayan KOİ'nin de kolay parçalanmayan ve zor parçalanmayan olmak üzere bileşenleri belirlenmelidir. İntert KOİ'de tekrar çözünmüş inert ve partikül inert olmak üzere bileşenlere ayrılır.

KOİ, mg/L olarak ölçülmüştür. Ölçüm, marka ve modeli merck nova 60 olan, küvet ve reaktif testlerle 12 farklı dalga boyunda çalışan spektrofotometrede aşağıdaki test kitleri kullanılarak yapılmıştır:

Kit no:114895 COD Cell Test Method: photometric 15 - 300 mg/L Spectroquant®

Kit no:114560 COD Cell Test Method: photometric 4.0 - 40.0 mg/L Spectroquant®
(<http://www.merck-chemicals.com.tr>)

3.3.3. BOİ₅

20°C'de 5 günlük süre içerisinde mikroorganizmalar tarafından organik maddelerin parçalanması için gereken oksijen miktarıdır. BOİ₅ biyolojik arıtma tesisleri için en önemli değerdir. Genel olarak şehir atıksularında ortalama 200-400 mg/L'dir. BOİ₅ ile bir işletme suyunun organik kirliliği de ölçülebilir. BOİ₅ yükü 60'a bölünürse (çöktürülmüş numunede 40'a bölünürse) çıkan sayı (kirlilik yükü) nüfus eşdeğerini verir (Bakıcı, 2010).

BOİ, mg/L olarak ölçülmüştür. Ölçüm, marka ve modeli Merck Nova 60 olan, küvet ve reaktif testlerle 12 farklı dalga boyunda çalışan spektrofotometrede aşağıdaki test kitleri kullanılarak yapılmıştır:

Kit no: 100687 BOD Cell Test Method: photometric 0.5 - 3000 mg/L Spectroquant® (<http://www.merck-chemicals.com.tr>)

3.3.4. Toplam azot

İçme ve kullanma suları ile yüzeysel suların ve kirlenmiş su kütlelerinin içerdiği azot ve azotlu maddeler ölçülerek, suyun kalitesi hakkında karar verilebilmektedir. Toplam Azot (TN), mg/L olarak ölçülmüştür. Ölçüm cihazı, marka ve modeli merck nova 60 olan spektrofotometredir. Aşağıdaki test kitleri kullanılarak ölçüm yapılmıştır:

Kit no:100613 Nitrogen (total) Cell Test Method: photometric, DMP 0.5 - 15.0 mg/L N Spectroquant®

Kit no:114763 Nitrogen (total) Cell Test Method: photometric, DMP 10 - 150 mg/L N Spectroquant® (<http://www.merck-chemicals.com.tr>).

3.3.5. Toplam fosfor

Fosfor, temel besi maddelerinden biri olması nedeniyle, canlı hayatında büyük önem taşımaktadır. Evsel atıksular; sentetik deterjanlar ve organik madde, bünyesinde bulunan fosfatlar nedeniyle önemli miktarda fosfor içermektedir. Biyolojik arıtma uygulamalarında, gerekli fosforu sağlamak amacıyla fosfat ilavesi söz konusu olabilmektedir. Toplam Fosfor (TP), mg/L olarak ölçülmüştür. Ölçüm cihazı, marka ve modeli merck nova 60 olan spektrofotometredir. Aşağıdaki test kiti kullanılarak ölçüm yapılmıştır:

Kit no:114543 Phosphate Cell Test Method: photometric, PMB 0.05 - 5.00 mg/L PO₄-P 0.2 - 15.3 mg/L PO₄³⁻ 0.11 - 11.46 mg/L P₂O₅ Spectroquant® (<http://www.merck-chemicals.com.tr>)

3.3.6. pH

pH bir çözeltilinin asitlik veya bazlık derecesini tarif eden ölçü birimidir. Açılımı "Power of Hydrogen" (Hidrojenin Gücü)'dir (<http://tr.wikipedia.org/wiki/PH>) Ölçüm , marka ve modeli HANNA pH 8314 olan pH metre cihazıyla yapılmıştır.

3.3.7. Bulanıklık

Bulanıklık askıda katı madde içeren suların ışık geçirgenliğinin bir ölçüsüdür. Ölçüm birimi NTU (Nephelometric Turbidity Units) olarak ölçülmüştür. Ölçüm cihazı (0-1000 NTU) arasında ölçüm yapmaktadır. Markası Scientific Micro 100'dür. 100 mL'lik küvete ölçüm yapılacak olan numune konulur ve kuvet cihazın bölmesine yerleştirilerek numunenin bulanıklığı ölçülmektedir.

3.3.8. Renk

Sularda renk organik maddelerin suyla temasında çözünmeleriyle meydana gelir. Bu sular pek çok askıda madde ihtiva ederler. Spektrometrik metotda bir maddenin görüldüğü renginin komplementer rengindeki dalga boyu absorplanır ve spektrofotometre yardımıyla absorplanma miktarı tespit edilip renklilik miktarı hassas bir şekilde belirlenir. Spektrofotometrik metot, içme sularına, yüzeysel sulara, evsel ve endüstriyel atıksulara uygulanabilir (Köseoğlu, 2004). Renk ölçümleri için, Avrupa Normu EN ISO 7887'ye göre belirlenen standartlar esas alınarak, RES (Renklilik Sayısı) parametresi uygulanmıştır. RES parametresinin birimi m^{-1} olarak verilmiştir. Absorbans değerleri RES sayısına dönüştürülmüştür,

3.3.9. İletkenlik

Suyun elektrik iletme yeteneğidir. Su içinde çözünmüş mineral miktarı arttıkça, suyun iletkenliği artar (http://www.saf-su.com/suyun_iletkenligi.html). Ölçü birimi mikroSiemens/cm'dir. Suda iletkenlik, iletkenlik ölçerle ölçülür. Ölçümü cihazın probunun numune içine daldırılması ile ölçülmektedir. Ölçüm cihazı (0-2000 μ S) arasında ölçüm yapmaktadır. Markası HI 8633'dür.

3.3.10. Çözünmüş oksijen

Çözünmüş oksijen, su içinde çözünmüş halde bulunan oksijen konsantrasyonudur. Oksijenin sudaki çözünürlüğü mg/L olarak ölçülmüştür. Ölçüm aralığı (0-19.9 mg/L) arasındadır. Markası HACH HQ 30 d'dir.

3.3.11.Kalsiyum

Kalsiyum, sodyum adsorpsiyon oranını (SAR) hesaplamak için, Adasu Karaman kentsel atıksu arıtma tesisi laboratuvarında uluslararası kabul edilen S.M 3120 B analiz metodu uygulanarak ölçülmüştür.

3.3.12. Magnezyum

Magnezyum, sodyum adsorpsiyon oranını (SAR) hesaplamak için, Adasu Karaman kentsel atıksu arıtma tesisi laboratuvarında uluslararası kabul edilen S.M 3120 B analiz metodu uygulanarak ölçülmüştür.

3.3.13. Sodyum

Sodyum, sodyum adsorpsiyon oranını (SAR) hesaplamak için, Adasu Karaman kentsel atıksu arıtma tesisi laboratuvarında uluslararası kabul edilen S.M 3120 B analiz metodu uygulanarak ölçülmüştür.

3.3.14. SAR (sodyum adsorpsiyon oranı)

Sodyum adsorpsiyon oranı (SAR) sulama sularında sodyum miktarı önemli bir yer tutar. Toprağın yapısını bozarak, geçirgenliğini azaltan ve sulamadan sonra zeminin üst seviyelerinde soğrulan sodyum, toprak yüzeyinde kaymak şeklinde sert bir kabuğun oluşmasına neden olur ve bitki köklerinin havalanması engellenir. Ayrıca, sodyum, bitkiler için zehirli bir ortam oluşturur. Cinsine bakılmaksızın, sodyumca doymuş topraklarda bitkiler çok az gelişir veya gelişmezler. Sudaki sodyum miktarı % olarak şöyle bulunur:

$$\% \text{ Na} = 100 (\text{ Na} + \text{ K}) / (\text{ Ca} + \text{ Mg} + \text{ K} + \text{ Na})$$

Yukarıdaki bağıntının yerine daha kullanışlı olan eşitlik

Sodyum adsorpsiyon oranı (SAR) = $\text{ Na} / [(\text{ Ca} + \text{ Mg}) / 2]^{1/2}$ şeklindedir.

SAR'a göre sulama suları aşağıdaki gibi sınıflanabilir:

Suyun Niteliği	SAR (%)
Çok İyi Özellikte Sulama Suları	< 10
İyi Özellikte Sulama Suları	10-18
Orta Özellikte Sulama Suları	18-26
Fena Özellikte Sulama Suları	26 >

3.4. Mikrobiyolojik İnceleme

Mikroorganizmalar depoladıkları bazı maddeler veya varlıklarını tetiklemekte olan maddeler sayesinde tesis su karakteri konusunda oldukça sağlıklı bilgiler vermektedir. Bu şekilde su kalitesini takip etmek mümkün olabilmektedir. Bu nedenle mikroorganizma popülasyonunun atıksu arıtma tesisi giriş ve çıkış su kalitesini temsil ettiği göz ardı edilmemelidir. Aktif çamurda Opercularia ve Trachelophyllum cinslerine ait türler ve Vorticella microstoma türünün varlığı genellikle düşük kalite göstergeleri olarak kabul edilir. Oysaki Aelosoma sp., Arcella sp., Carchesium sp., Epistylis sp., Euglypha sp., Euplotes sp., order Monogononta, Peranema sp., Trithigmostoma sp., Trochilia sp., Vorticella aquadulcis and Zoothamnium sp., türlerin ortamda bulunması ortamın yüksek kalitede olduğunun göstergesidir (Ginoris, 2007).

Deneysel çalışmada ardışık kesikli reaktördeki protozoa, metazoalar ve oluşan çamurun flok yapısı mikroskopta incelenmiştir. Bunun için reaktörden karışım anında aktif çamurdan ve çökeltme anındaki dip çamurundan numuneler alınarak incelenmiştir. Alınan görüntüler için OLYMPUS BX51T faz kontrast ışık mikroskobunda 10x, 40x ve 100x' lik büyütme kullanılmıştır. 10x büyütme flok yapılarının incelenmesinde, 40x ve 100x büyütme protozoa ve metazoaların teşhislerinde kullanılmıştır.

İlk alınan numunede çamur hacim indeksi (SVI) 76 mL/gr olarak ölçülmüştür. KOİ giriş değeri 206 mg/L' den 35 mg/L' ye düşmüş ve %83' lük bir verim sağlanmıştır. BOİ giriş değeri 101 mg/L' den 9 mg/L' ye düşmüştür. BOİ giderim verimi % 91 olmuştur. AKM giriş konsantrasyonu 277 mg/L, çıkış konsantrasyonu 13 mg/L ve Toplam azot (TN) giriş konsantrasyonu 152 mg/L, çıkış konsantrasyonu 7.9 mg/L' dir. Her iki parametre için %95' lik giderim verimi sağlanmıştır. Bu parametrelere göre atıksu arıtımı yüksek bir verimle gerçekleşmiştir. Toplam fosfor (TP) parametresi için konsantrasyon 4.3 mg/L' den 2.73 mg/L' ye düşmüştür. Giderim verimi % 36' dır ve diğer parametrelerle karşılaştırıldığında oldukça düşüktür.

Ayrıca Renk gideriminde % 77 ve bulanıklıkta % 95 verim elde edilmiştir (Tablo 3.3.).

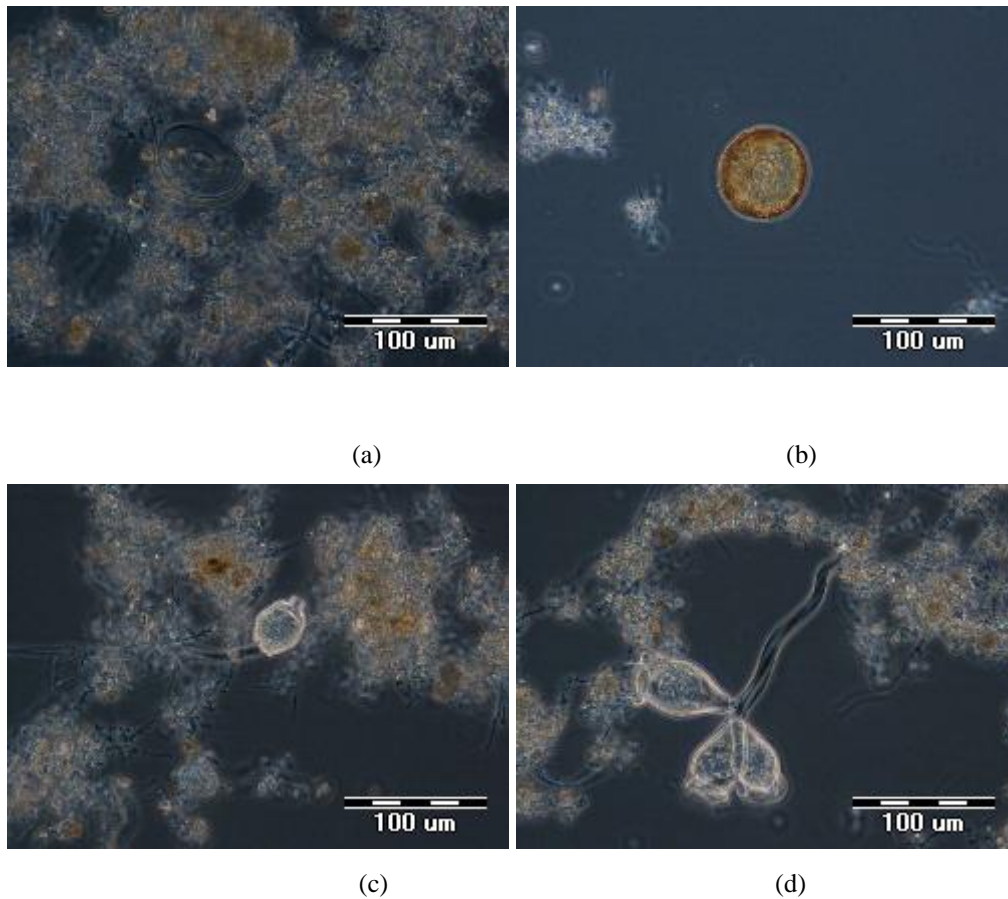
Tablo 3.3. Çalışmada kullanılan numunelere ait giriş-çıkış konsantrasyonları ve giderim verimi

Parametre	Birim	I. Numune			II. Numune		
		AKR _{giriş}	AKR _{çıkış}	Verim(%)	AKR _{giriş}	AKR _{çıkış}	Verim(%)
Sıcaklık	°C	21.4	22	-	20.6	21	-
pH	-	9.4	7.68	-	7.2	7.7	-
BOI	mg/L	101	9	91	119	9	92
KOI	mg/L	206	35	83	226	35	85
Toplam Azot (TN)	mg/L	152	7.9	95	174	7.3	96
Toplam Fosfor (TP)	mg/L	4.3	2.73	36	5.3	0.65	88
AKM	mg/L	277	13	95	138	20	85
İletkenlik	µS	4.2	4	5	1.3	1.5	-
Bulanıklık	NTU	260	17	95	106	12	89
Renk	m ⁻¹	46.7	10.7	77	36.2	14.6	60

Flok yapısı I. numunede hem karışım fazında hem de çökelme fazında sıkı bir haldedir. Bu özellikleri ile flok Tipi 1'e uymaktadır. I numunede *Arcella sp.*' ye yoğun olarak rastlanmıştır. I. numunede karışım fazındaki aktif çamurda iyi bir aktif çamurun indikatörü olan *Arcella sp.*, *Epistylis sp.* ve *Vorticella sp.* gibi cinsleri görülmektedir. Ayrıca *Scyphidia sp.*, *Philodina sp.*, *Ulothrix sp.*, *Diffugia sp.* gibi cinslerde aktif çamurda gözlenmiştir. I. numunede çökelme fazındaki dip çamurunda *Epistylis sp.*, *Vorticella sp.*, *Acineta sp.*, *Arcella sp.*, *Ulothrix sp.*, Rotifer cinslerine rastlanmıştır. *Ulothrix sp.* bir algdir ve I. numunede hem karışım fazında hem de çökelme fazında bu cins gözlemlenmiştir.

II. numunede çamur hacim indeksi (SVI) 75 mL/gr olarak ölçülmüştür. KOİ giriş 226 mg/L' den 35 mg/L' ye düşmüş ve % 85' lik bir verim sağlanmıştır. BOİ değeri 119 mg/L' den 9 mg/L' ye düşmüş % 92' lik ve toplam azot (TN) 174 mg/L' den 7.3 mg/L' ye düşmüş %96'lık bir verim sağlanmıştır. Toplam fosforun (TP) I. numunedekine göre giderim verimi (%88) oldukça yükselmiştir. 5.3 mg/L olan fosfor konsantrasyonu 0.65 mg/L düşmüş ve fosfor % 88'lik bir verimle artırılmıştır. Renk parametresinde verim % 60 ve bulanıklıkta % 89 olmuştur (Tablo 3.3.).

Flok yapısı II. numunede hem karışım fazında hem de çökelme fazında sıkı bir haldedir yani bunun sıkı bir flok yapısı vardır. Bu özellikleri ile flok tipi 1'e uymaktadır. II. numunede karışım fazındaki aktif çamurda *Arcella* sp., *Cocconeis* sp., *Diffugia* sp., *Vorticella* sp. cinsleri gözlenmiştir. Bu numunede *Diffugia* sp. miktar olarak artış göstermiştir. II. numunede çökelme fazındaki dip çamurunda *Diffugia* sp., Rotifer, *Volvox* sp., *Vorticella* sp., *Arcella* sp. ortamda hakimdir ve *Diffugia* sp. miktarı I numuneye oranla fazladır. *Cocconeis* sp. bir diatom ve *Volvox* sp. bir algdir. II. numunede karışım ve çökelme fazındaki dip çamurunda gözlenmişlerdir. Atıksu kirlilik karakteristiklerindeki verimin yüksekliği de düşünüldüğünde II. numunedeki çamurun iyi bir artım verimi sağlayan mikroorganizmaları içeren çamur olduğundan söz edilebilir. Numunelerde gözlenen bazı mikroorganizmalara ait fotoğraflar Şekil 3.8.' de verilmiştir.



Şekil 3.8. Numunelerde fotoğraflanan flog yapısı ve indikatör mikroorganizmalar, (a) Flok yapısı 40x, (b) *Arcella* sp. 40x, (c) *Epistylis* sp. 40x, (d) *Vorticella* sp. 40x.

BÖLÜM 4. PİLOT ÖLÇEKLİ ARDIŞIK KESİKLİ BİYOREAKTÖR ÇALIŞMALARI VE BULGULAR

4.1. Deneysel Çalışmalar

Pilot ölçekli ardışık kesikli biyoreaktörde arıtımı gerçekleştirilen fiziksel arıtmadan geçmiş (Kum Tutucu Çıkışı) atıksu ve aktif çamur karışımı karakteristikleri Tablo 4.1.'de verilmektedir. Tablo 4.2.'de ise arıtma sonunda elde edilen suyun özellikleri verilmektedir.

Tablo 4.1. Fiziksel arıtmadan geçmiş (kum tutucu çıkışı) atıksu ve aktif çamur karışımı karakteristikleri

AKM _{akr(giriş)}	277 mg/L
KOİ _{akr(giriş)}	206 mg/L
BOİ _{akr(giriş)}	101 mg/L
Toplam Fosfor _{akr (giriş)}	4.30 mg/L
Toplam Azot _{akr(giriş)}	152 mg/L
Bulanıklık _{akr (giriş)}	260 NTU
Renk _{akr(giriş)}	46.7 m ⁻¹
İletkenlik _{akr(giriş)}	4.2 µS
pH _{akr(giriş)}	9.4
Sıcaklık _{akr(giriş)}	21.4 °C

Tablo 4.2. Pilot ölçekli ardışık kesikli biyoreaktörde arıtma sonunda elde edilen suyun özellikleri

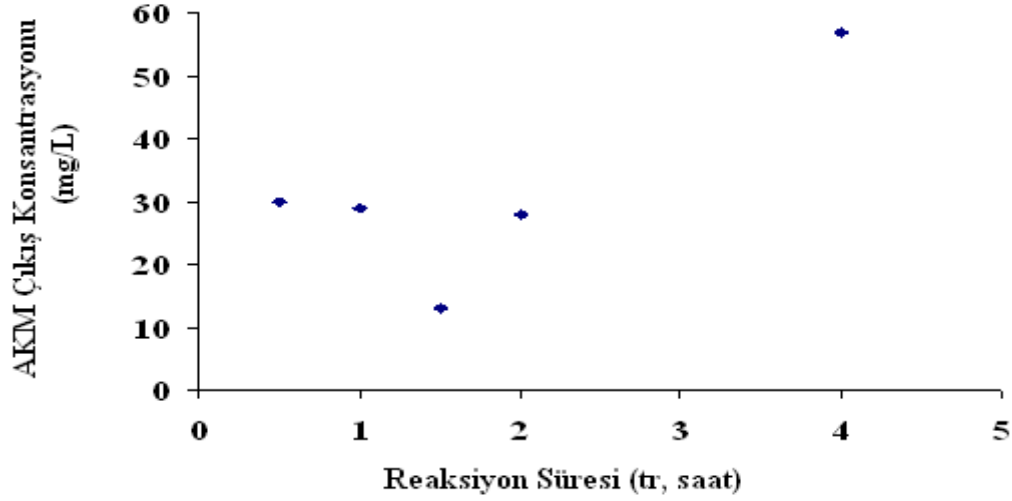
AKM _{akr(çıkış)}	31.4 mg/L
KOİ _{akr(çıkış)}	37 mg/L
BOİ _{akr(çıkış)}	10 mg/L
Toplam Fosfor _{akr(çıkış)}	2.79 mg/L
Toplam Azot _{akr(çıkış)}	9.3 mg/L
Bulanıklık _{akr(çıkış)}	27 NTU
Renk _{akr(çıkış)}	9.8 m ⁻¹
İletkenlik _{akr(çıkış)}	4.1 µS
pH _{akr(çıkış)}	7.6-7.9
Çözünmüş Oksijen	5.35 mg/L
Çamur Hacim İndeksi, SVI	63 mL/g

Reaksiyon süresine bağlı olarak ardışık kesikli biyoreaktörden (AKR) çıkış suyu askıda katı madde (AKM) konsantrasyonları ve arıtma verimleri Tablo 4.3.'de verilmiştir.

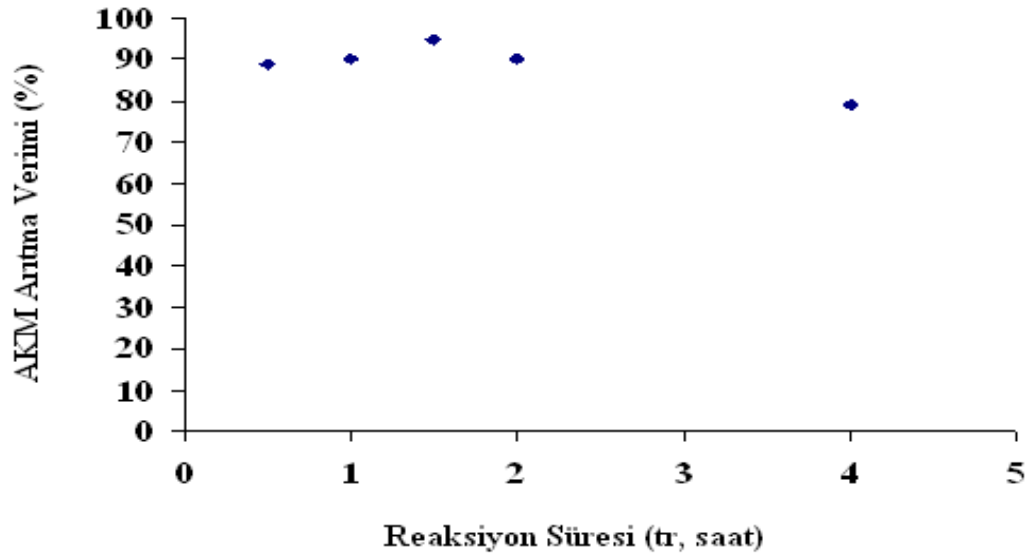
Tablo 4.3. Reaksiyon süresine bağlı olarak ardışık kesikli biyoreaktörden çıkış suyu askıda katı madde (AKM) konsantrasyonları ve arıtma verimleri

Reaksiyon Süresi (t _r , saat)	Giriş AKM (mg/L)	Çıkış AKM (mg/L)	Arıtma Verimi (%)
0.5	277	30	89
1	277	29	90
1.5	277	13	95
2	277	28	90
4	277	57	79

Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin çıkış suyu askıda katı madde (AKM) konsantrasyonuna ve askıda katı madde (AKM) arıtma verimine etkisi sırasıyla Şekil 4.1. ve Şekil 4.2.'de gösterilmiştir.



Şekil 4.1. Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin çıkış suyu askıda katı madde (AKM) konsantrasyonuna etkisi ($AKM_{giriş} = 277$ mg/L)



Şekil 4.2. Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin askıda katı madde (AKM) arıtma verimine etkisi ($AKM_{giriş} = 277$ mg/L)

Şekil 4.1. ve Şekil 4.2'ye göre reaksiyon süresi 1.5 saate kadar AKM giderme verimi %95'e yükselmesine rağmen, 1.5 saatten sonra 2 saatlik karıştırma süresinde AKM giderme verimi %90'a, 4 saatlik karıştırma süresinde ise %79'a düşmüştür.

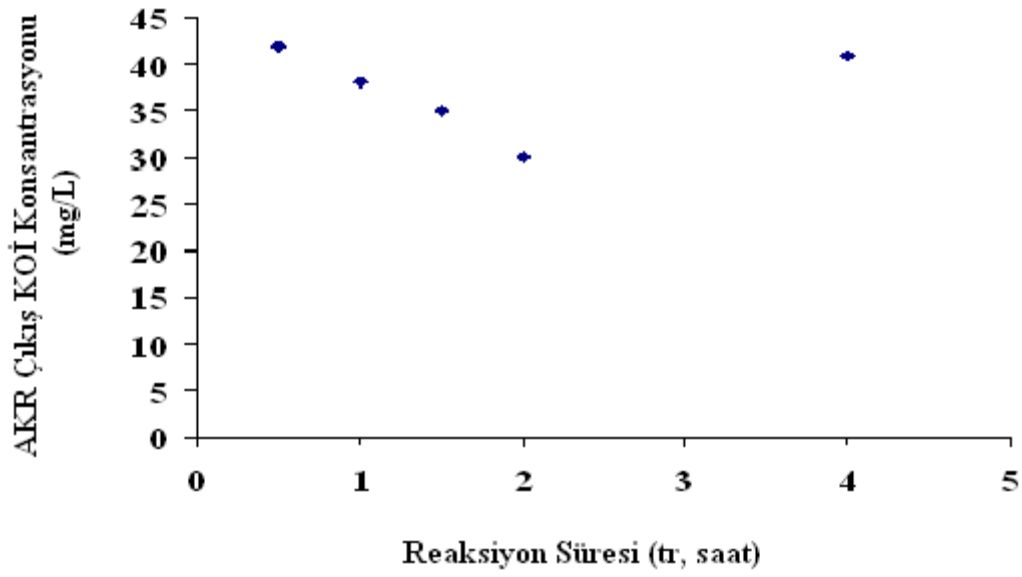
Askıda katı madde doğal sularda ışık geçirgenliğini azaltıp dip birikintilerine yol açarak ya da doğrudan zarar vererek su canlılarını etkiler. Kanallarda ve arıtma sistemlerinde önlem alınması ihtiyacını ortaya koyar. Bu özellikleri ile AKM yüzey sularında ve atıksularda önemli bir parametredir (Ho and Zydney, 2006). AKR'nin 1.5 saatlik reaksiyon süresinde yüksek oranda AKM giderme verimi arıtılan suyun doğal ortamdaki zararlarını büyük oranda ortadan kaldıracaktır.

Reaksiyon süresine, bağlı olarak elde edilen ardışık kesikli biyoreaktör çıkış suyu kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) konsantrasyonları ve arıtma verimleri Tablo 4.4.'de verilmiştir.

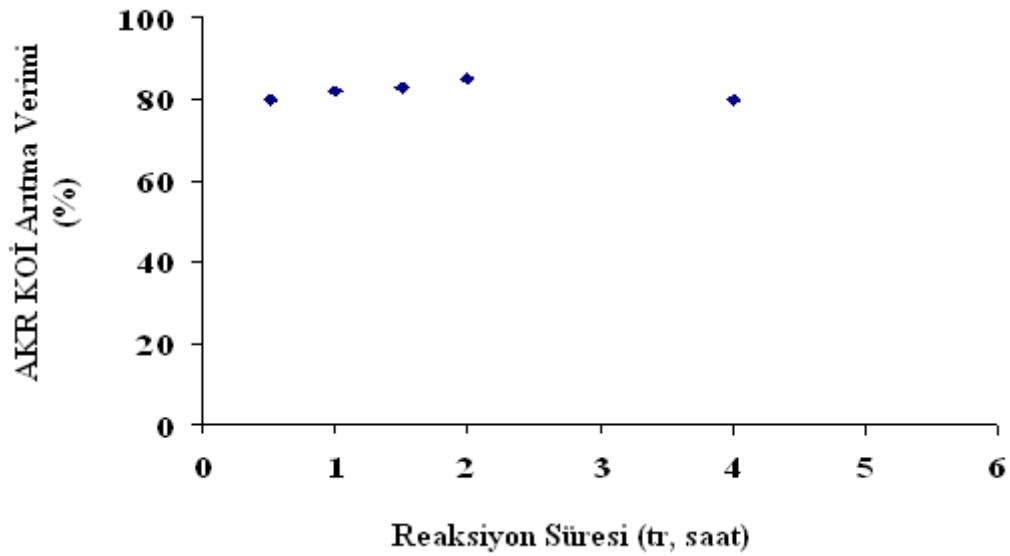
Tablo 4.4. Reaksiyon süresine bağlı olarak elde edilen ardışık kesikli biyoreaktör çıkış suyu kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) konsantrasyonları ve arıtma verimleri

Reaksiyon Süresi (t_r , saat)	Giriş KOİ (mg/L)	Çıkış KOİ (mg/L)	Verim (%)
0.5	206	42	80
1	206	38	82
1.5	206	35	83
2	206	30	85
4	206	41	80

Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin AKR çıkış suyu kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) konsantrasyonuna ve kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) arıtma verimine etkisi sırasıyla Şekil 4.3. ve Şekil 4.4.'de gösterilmiştir.



Şekil 4.3. Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin AKR çıkış suyu kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) konsantrasyonuna etkisi ($KOİ_{giriş} = 206$ mg/L)



Şekil 4.4. Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) arıtma verimine etkisi ($KOİ_{giriş} = 206$ mg/L)

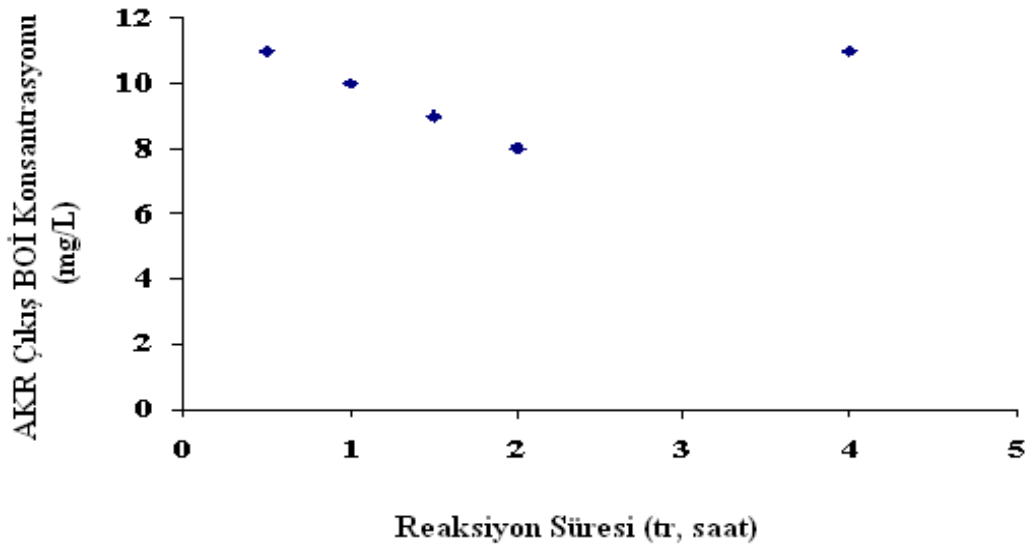
Tablo 4.4., Şekil 4.3., ve Şekil 4.4.'e göre reaksiyon süresi 2 saate kadar KOİ arıtma verimi %85'e yükselmesine rağmen, reaksiyon süresini 4 saate çıkardığımızda KOİ arıtma veriminde %5'lik düşüş gözlenmiştir.

Reaksiyon süresine bağı olarak ardışık kesikli biyoreaktörden çıkış suyu biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOI_5) konsantrasyonları ve arıtma verimleri Tablo 4.5.'de verilmiştir.

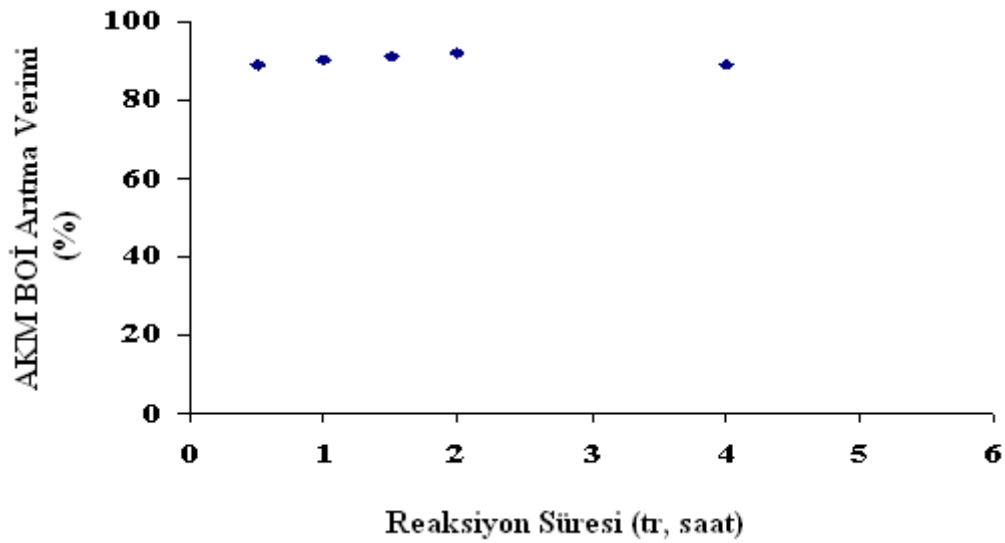
Tablo 4.5. Reaksiyon süresine bağı olarak ardışık kesikli biyoreaktörden çıkış suyu biyolojik oksijen ihtiyacı (BOI_5) konsantrasyonları ve arıtma verimleri

Reaksiyon Süresi (t_r , saat)	Giriş BOI_5 (mg/L)	Çıkış BOI_5 (mg/L)	Verim (%)
0.5	101	11	89
1	101	10	90
1.5	101	9	91
2	101	8	92
4	101	11	89

Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin çıkış suyu biyolojik oksijen ihtiyacı (BOI_5) konsantrasyonuna ve biyolojik oksijen ihtiyacı (BOI_5) arıtma verimine etkisi sırasıyla Şekil 4.5. ve Şekil 4.6.'da gösterilmiştir.



Şekil 4.5. ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin çıkış suyu biyolojik oksijen ihtiyacı (BOI_5) konsantrasyonuna etkisi ($BOI_{giriş} = 101$ mg/L)



Şekil 4.6 Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ5) arıtma verimine etkisi (BOİgiriş= 101 mg/L)

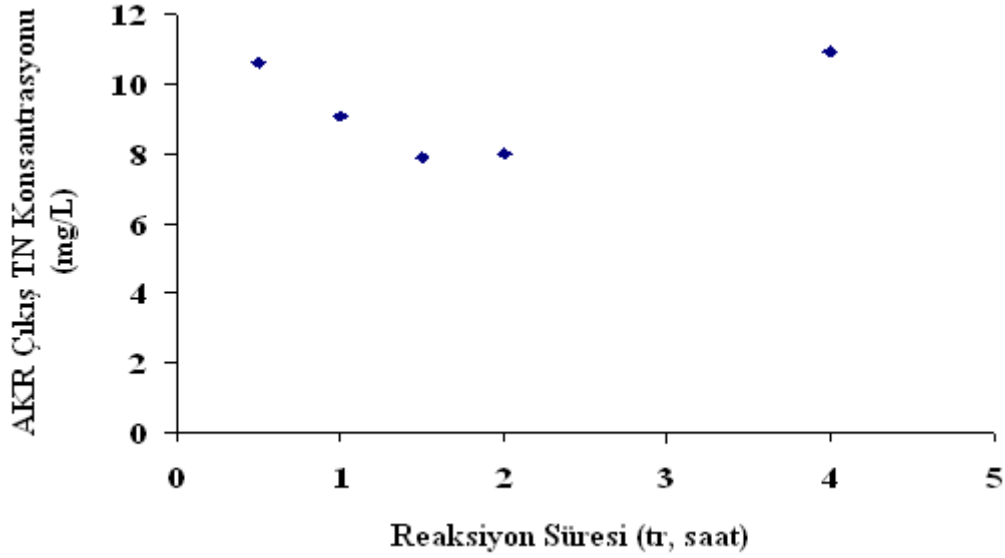
Tablo 4.5., Şekil 4.5. ve Şekil 4.6.'ya göre, reaksiyon süresi 2 saate kadar biyolojik oksijen ihtiyacı arıtma verimi %92'ye yükselmesine rağmen, reaksiyon süresini 4 saate çıkardığımızda biyolojik oksijen ihtiyacı arıtma veriminde %3'lük düşüş gözlenmiştir. 1.5 saatlik reaksiyon süresi için biyolojik oksijen ihtiyacı arıtma verimi %91, optimum arıtma verimi olarak kabul edilebilir.

Reaksiyon süresine bağlı olarak ardışık kesikli biyoreaktör çıkış suyu toplam azot (TN) konsantrasyonları ve arıtma verimleri Tablo 4.6.'da verilmiştir.

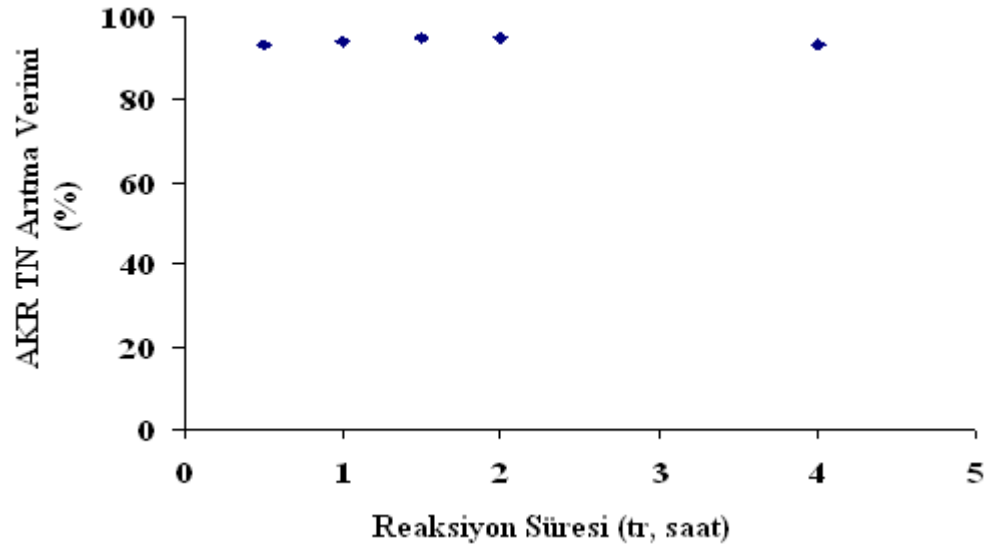
Tablo 4.6. Reaksiyon süresine bağlı olarak ardışık kesikli biyoreaktör çıkış suyu toplam azot (TN) konsantrasyonları ve arıtma verimleri

Reaksiyon Süresi (t_r , saat)	Giriş TN (mg/L)	Çıkış TN (mg/L)	Verim (%)
0.5	152	10.6	93
1	152	9.1	94
1.5	152	7.9	95
2	152	8.0	95
4	152	10.9	93

Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin çıkış suyu toplam azot (TN) konsantrasyonuna ve toplam azot (TN) arıtma verimine etkisi sırasıyla Şekil 4.7. ve Şekil 4.8.'de gösterilmiştir.



Şekil 4.7 Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin çıkış suyu toplam azot (TN) konsantrasyonuna etkisi ($TN_{giriş} = 152$ mg/L)



Şekil 4.8. Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin toplam azot (TN) arıtma verimine etkisi ($TN_{giriş} = 152$ mg/L)

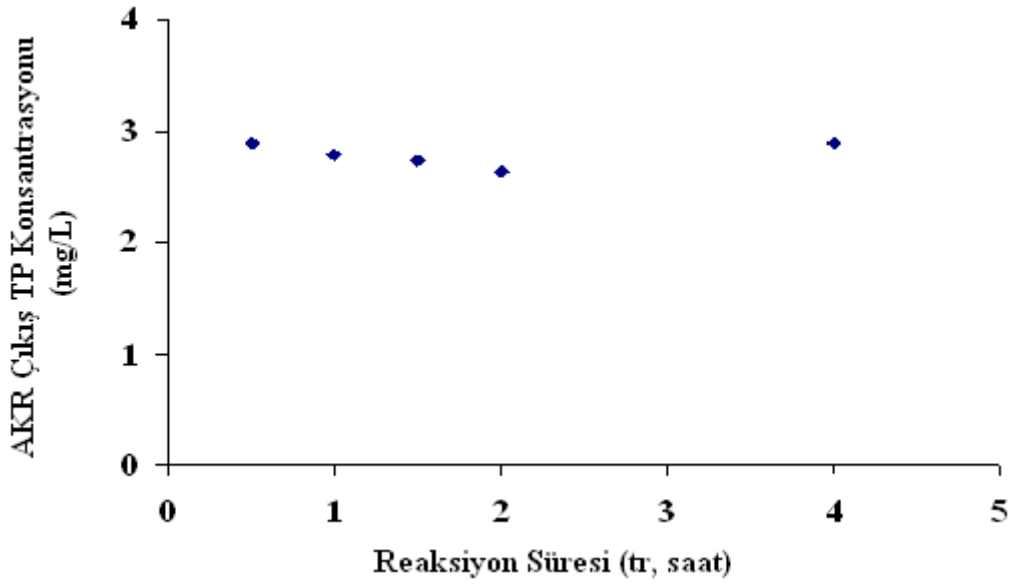
Tablo 4.6., Şekil 4.7. ve Şekil 4.8'e göre, 0.5-4 saat reaksiyon sürelerinde toplam azot arıtma verimlerinde yaklaşık değerler olduğu ve toplam azot arıtma verimi 1.5 saatlik reaksiyon süresinde %95'lik seviyeye ulaşmıştır.

Reaksiyon süresine bağlı olarak ardışık kesikli biyoreaktör çıkış suyu toplam fosfor (TP) konsantrasyonları ve arıtma verimleri Tablo 4.7.'de verilmiştir.

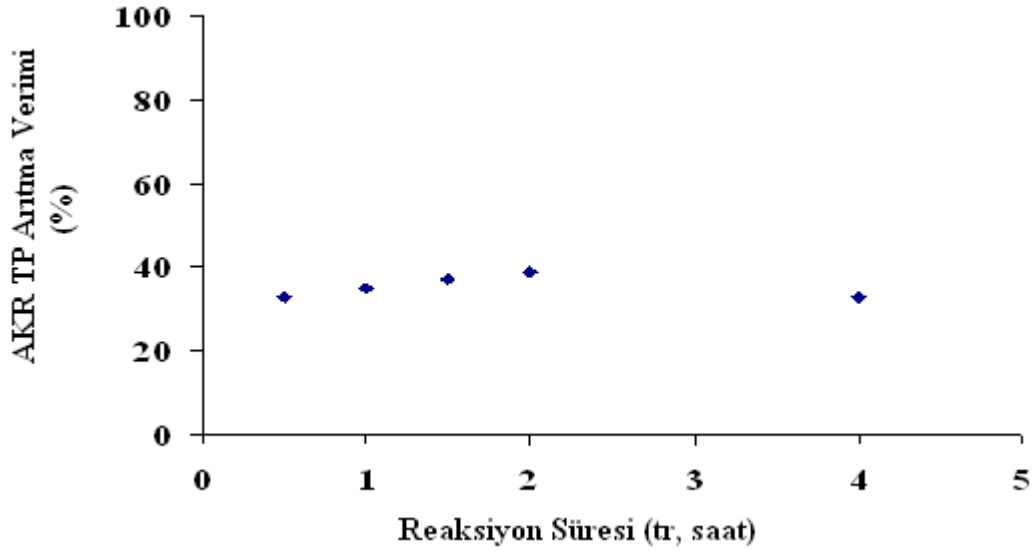
Tablo 4.7. Reaksiyon süresine bağlı olarak ardışık kesikli biyoreaktör çıkış suyu toplam fosfor (TP) konsantrasyonları ve arıtma verimleri

Reaksiyon Süresi (t _r ,saat)	Giriş TP (mg/L)	Çıkış TP (mg/L)	Verim (%)
0.5	4.3	2.89	33
1	4.3	2.78	35
1.5	4.3	2.73	37
2	4.3	2.64	39
4	4.3	2.89	33

Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin çıkış suyu toplam fosfor (TP) konsantrasyonuna ve toplam fosfor (TP) arıtma verimine etkisi sırasıyla Şekil 4.9. ve Şekil 4.10.'da gösterilmiştir.



Şekil 4.9. Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin çıkış suyu toplam fosfor (TP) konsantrasyonuna etkisi ($TP_{giriş} = 4.3 \text{ mg/L}$)



Şekil 4.10 Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin toplam fosfor (TP) arıtma verimine etkisi ($TP_{giriş} = 4.3 \text{ mg/L}$)

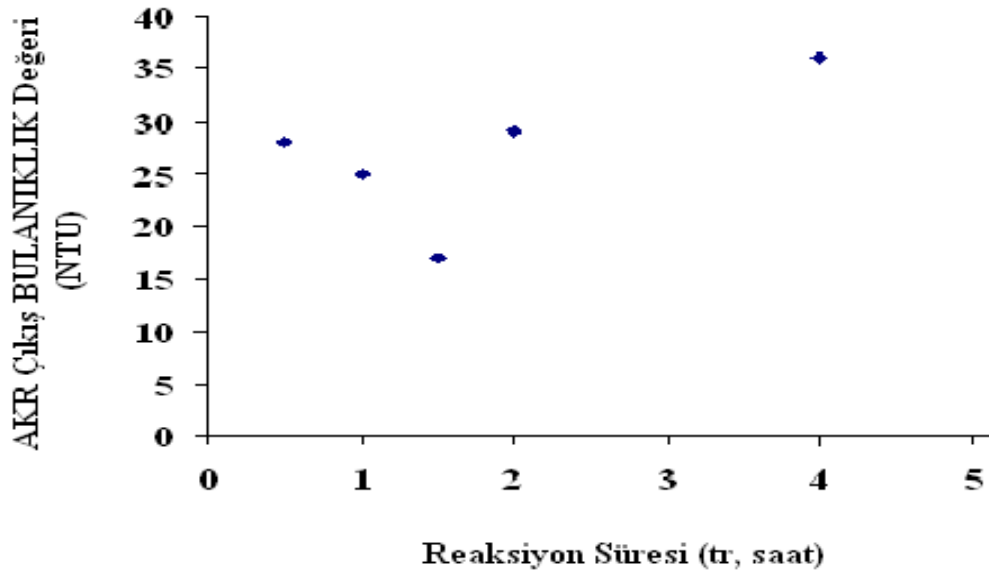
Tablo 4.7., Şekil 4.9. ve Şekil 4.10'a göre, 0.5-4 saat reaksiyon süresi aralığında toplam fosfor arıtma verimlerinin birbirine yakın ve düşük değerler aldığı ve toplam fosfor arıtma veriminin 2 saatlik reaksiyon süresinde maksimum toplam fosfor arıtma veriminin %39'a ulaştığı görülmüştür.

Reaksiyon süresine bağlı olarak elde edilen ardışık kesikli biyoreaktör çıkış suyu bulanıklık değerleri ve arıtma verimleri Tablo 4.8’de verilmiştir.

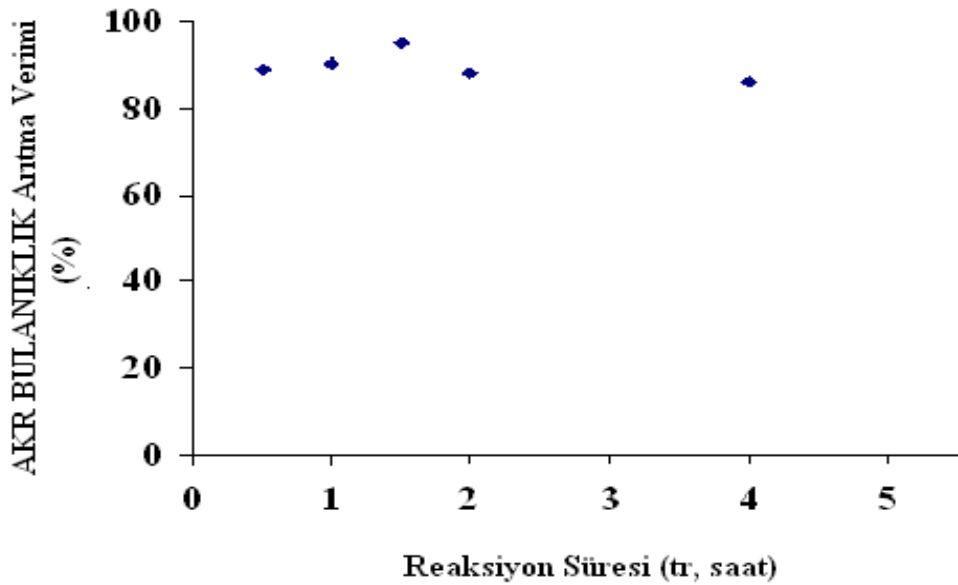
Tablo 4.8. Reaksiyon süresine bağlı olarak elde edilen ardışık kesikli biyoreaktör çıkış suyu bulanıklık değerleri ve arıtma verimleri

Reaksiyon Süresi (t _r ,saat)	Giriş Bulanıklık (NTU)	Çıkış Bulanıklık (NTU)	Verim (%)
0.5	260	28	89
1	260	25	90
1.5	260	17	95
2	260	29	88
4	260	36	86

Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin çıkış suyu bulanıklık değerleri ve bulanıklık arıtma verimine etkisi sırasıyla Şekil 4.11. ve Şekil 4.12.’de gösterilmiştir.



Şekil 4.11. Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin çıkış suyu bulanıklık değerlerine etkisi (Bulanıklık_{giriş}= 260 NTU)



Şekil 4.12. Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin bulanıklık arıtma verimine etkisi (Bulanıklık_{giriş}= 260 NTU)

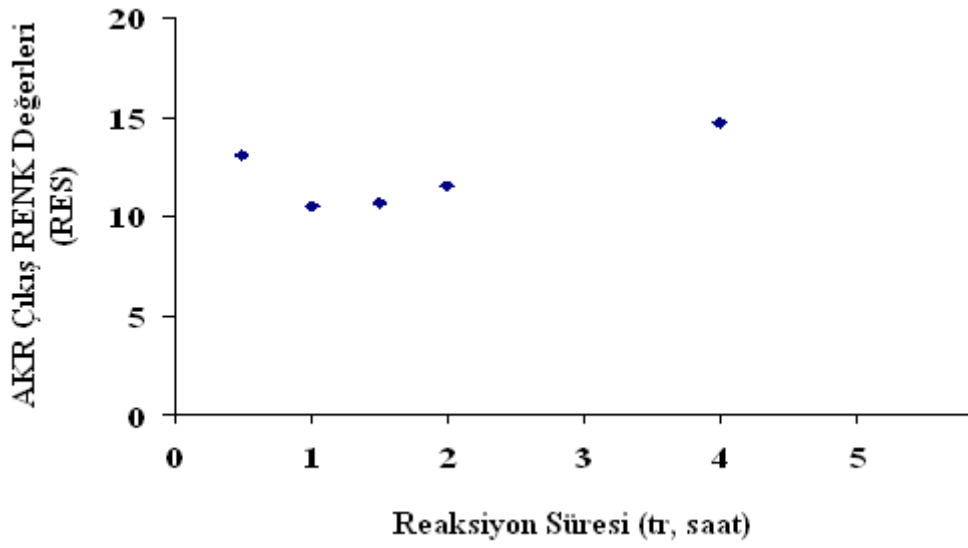
Tablo 4.8., Şekil 4.11. ve Şekil 4.12'ye göre, reaksiyon süresi 1.5 saate kadar bulanıklık arıtma verimi %95'e yükselmesine rağmen, 1.5 saatten sonra 2 saatlik reaksiyon süresinde bulanıklık arıtma verimi %88'e, 4 saatlik reaksiyon süresinde ise %86'ya düşmüştür.

Reaksiyon süresine bağı olarak elde edilen ardışık kesikli biyoreaktör çıkış suyu renk değerleri ve arıtma verimleri Tablo 4.9’da verilmiştir.

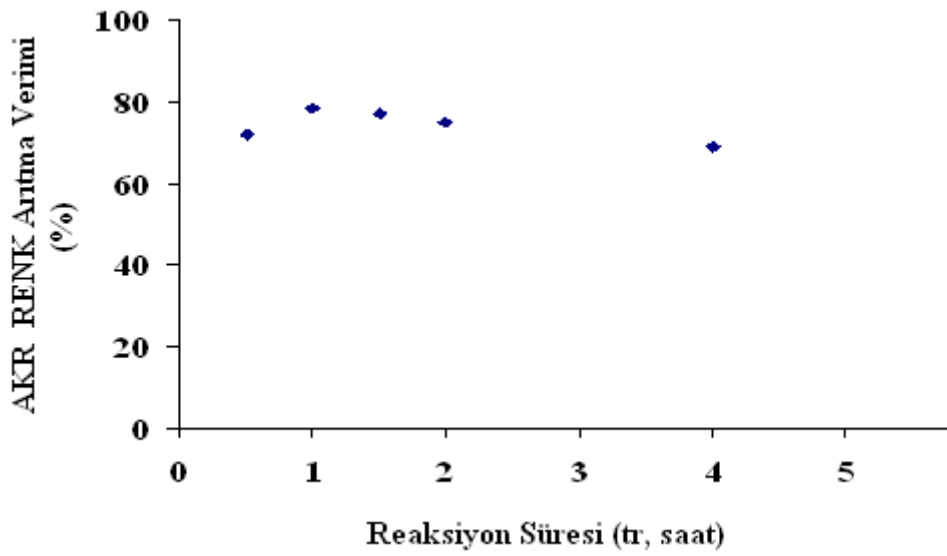
Tablo 4.9. Reaksiyon süresine bağı olarak elde edilen ardışık kesikli biyoreaktör çıkış suyu renk değerleri ve arıtma verimleri

Reaksiyon Süresi (t _r ,saat)	Giriş Renk (RES)	Çıkış Renk (RES)	Verim (%)
0.5	46.7	13.1	72
1	46.7	10.5	78
1.5	46.7	10.7	77
2	46.7	11.5	75
4	46.7	14.7	69

Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin çıkış suyu renk değerleri ve renk arıtma verimine etkisi sırasıyla Şekil 4.13. ve Şekil 4.14.’de gösterilmiştir.



Şekil 4.13. Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin çıkış suyu renk değerlerine etkisi (Renk_{giriş}= 46.7 RES)



Şekil 4.14. Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin renk arıtma verimine etkisi (Renk(giriş)= 46.7 RES)

Tablo 4.9., Şekil 4.13. ve Şekil 4.14'e göre reaksiyon süresi 1 saate kadar bulanıklık arıtma verimi %78'e yükselmesine rağmen, 1.5 saat, 2 saat ve 4 saatlik reaksiyon sürelerinde renk arıtma verimleri sırasıyla %77, %75 ve %69'a düşmüştür.

Reaksiyon süresine bağlı olarak elde edilen ardışık kesikli biyoreaktör çıkış suyu iletkenlik değerleri ve arıtma verimleri Tablo 4.10'da verilmiştir.

Tablo 4.10. Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin iletkenlik arıtma verimine etkisi

Reaksiyon Süresi (t_r , saat)	Giriş İLETKENLİK (μS)	Çıkış İLETKENLİK (μS)	Verim (%)
0.5	4.2	4	5
1	4.2	3.9	3
1.5	4.2	4	5
2	4.2	3.8	9
4	4.2	4.8	-

Tablo 4.10'a göre, AKR kentsel atıksu iletkenlik arıtma verimi %3-9 aralığında performans göstermiştir.

Reaksiyon süresine, çökelme süresine ve " Q_o/V_{ab} " oranına bağlı olarak elde edilen, ardışık kesikli biyoreaktör çıkış suyu kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) konsantrasyonları ve arıtma verimleri sırasıyla Tablo 4.4, Tablo 4.11 ve Tablo 4.12'de verilmiştir.

Tablo 4.11. Çökelme süresine bağlı olarak elde edilen ardışık kesikli biyoreaktör çıkış suyu kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) konsantrasyonları ve arıtma verimleri

Çökelme Süresi (t_c , saat)	Giriş KOİ (mg/L)	Çıkış KOİ (mg/L)	Verim (%)
0.5	206	39	81
1	206	39	81
1.5	206	35	83
2	206	34	83
4	206	36	83

Tablo 4.12. " Q_0/V_{ab} " oranına bağlı olarak elde edilen ardışık kesikli biyoreaktör çıkış suyu kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) konsantrasyonları ve arıtma verimleri (reaksiyon süresi=1.5 saat, çökelme süresi=1.5 saat, $V_b = 40$ L)

$V_{Atıksu}/V_b$ (%)	Q_0/V_{ab} (saat^{-1})	Giriş KOİ (mg/L)	Çıkış KOİ (mg/L)	Verim (%)
5	0.105	226	50	78
10	0.222	226	40	82
15	0.353	206	35	83
20	0.500	226	35	85
25	0.667	226	33	85

Tablo 4.4, Tablo 4.11 ve Tablo 4.12'ye göre, pilot ölçekli ardışık kesikli biyoreaktörde deneysel olarak yapılan arıtma verimi çalışmaları da ardışık kesikli biyoreaktör deneyi optimum çalışma şartları tespit edilerek Tablo 4.13'de özetlenmiştir.

Tablo 4.13. Ardışık kesikli biyoreaktör deneyi optimum çalışma şartları

Parametre	Sembol	Değer (1)	Değer (2)
Giriş KOİ	S_o	206 L	0.206 m^3
Su hacmi	V_{su}	6 L	0.006 m^3
Debi	$Q = V_{su}/t_f$	12 L/saat	$0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$
Çamur hacim indeksi	SVI (ÇHİ)	63 mL/g	-
Reaksiyon süresi	t_r	1.5 saat	-
Doldurma süresi	t_f	0.5 saat	-
Reaktörün boş hacmi	V_b	40 L	0.04 m^3
Çöken çamur hacmi	V_a	7.7 L	0.0077 m^3
Çöken çamur yüksekliği	h	6.5 cm	0.0065 m
Reaktör taban alanı	A	1190 cm^2	0.119 m^2
Doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacmi	V_{ab}	34 L	0.034 m^3

4.1.1. Reaksiyon kinetiği çalışmaları

Doldurma fazı sonundaki substrat konsantrasyonu, hacmin ve doldurma süresince giderilen substratın kinetiğinin fonksiyonudur (Droste, 1997). Bu fonksiyonu ifade etmek için doldurma fazındaki kütle denkleği aşağıdaki gibi yazılır:

Giren – Çıkan + Üretilen = Birikim

$$Q S_o - 0 + r_{sf} V = \frac{d}{dt} (V S) \quad (4.1)$$

$$\frac{dS}{dt} + \frac{Q}{V} S + k S = \frac{Q}{V} S_o \quad (4.2)$$

$$S_f = \frac{S_o \cdot Q}{k \cdot V_b} + \left[\frac{V_a}{V_b} \cdot S_e - \frac{Q \cdot S_o}{V_b \cdot k} \right] \cdot e^{-k \cdot \frac{V_{ab}}{Q}} \quad (4.3)$$

$$S_e = \left[\left(\frac{S_o \cdot Q}{k \cdot V_b} + \left(\frac{V_a}{V_b} \cdot S_e - \frac{Q \cdot S_o}{V_b \cdot k} \right) \cdot e^{-k \cdot \frac{V_{ab}}{Q}} \right) \cdot e^{-k \cdot t_r} \right] \quad (4.4)$$

(Köseoğlu, 2004; Damar, 2009).

Bu denkleme göre; $S_e = f(S_o, Q, V_b, V_a, t_r, V_{ab}, k)$ olduğuna göre, S_e (ardışık kesikli biyoreaktör çıkış suyu KOİ konsantrasyonu) değeri, yedi parametreye bağlı bir fonksiyondur. Bu denkleme göre k değerini bulalım:

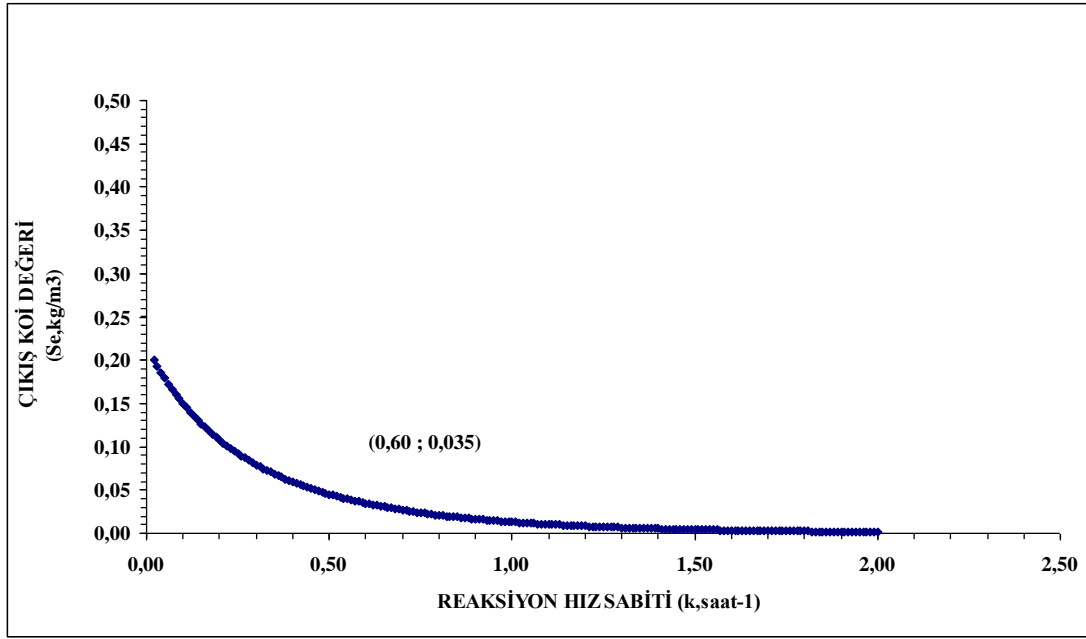
Optimum şartlarda yapılan ölçümlere göre ardışık kesikli biyoreaktör KOİ konsantrasyonu giderim veriminin %83'üne karşılık gelen k (reaksiyon sabiti) değeri bulunur.

Optimum şartlara bağlı olarak farklı " k " reaksiyon sabitlerinde hesaplanan KOİ arıtma verimleri Tablo 4.14.'de verilmiştir. Hesaplamalarda EXCEL-2003 Microsoft Office Programı kullanılmıştır.

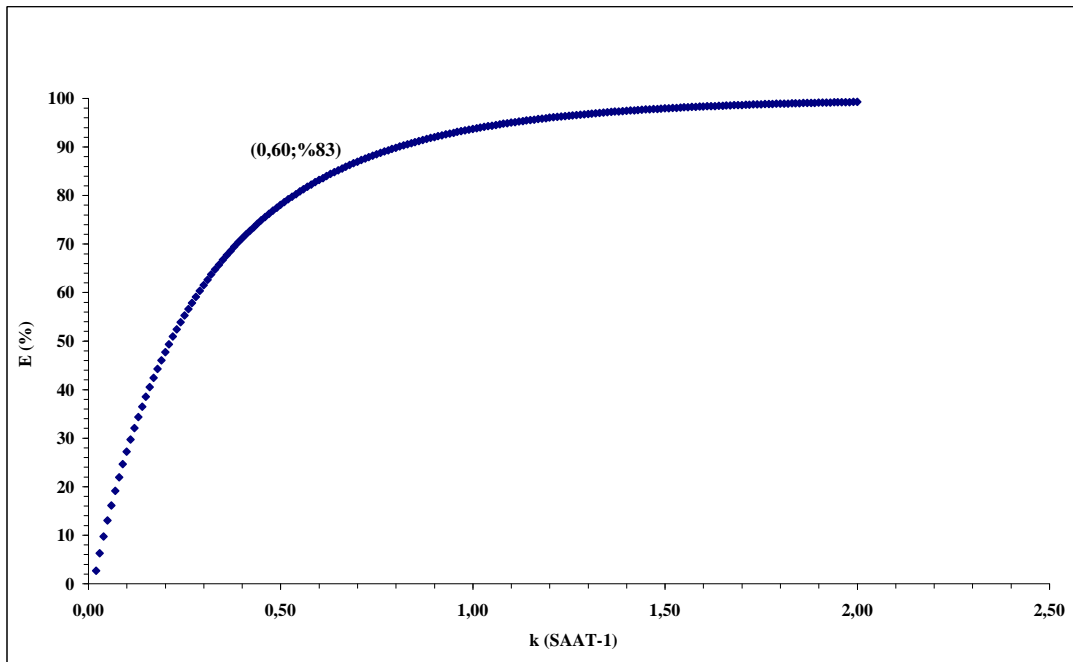
Tablo 4.14. Optimum şartlara bağlı olarak farklı " k " reaksiyon sabitlerinde hesaplanan KOİ arıtma verimleri

AKR GİRİŞ		AKR							AKR ÇIKIŞI	
$Q_o(m^3/saat)$	$S_o (kg/m^3)$	$V_a(m^3)$	$V_b(m^3)$	$V_{ab}(m^3)$	$t_r(saat)$	$t_r(saat)$	$k (s^{-1})$	$S_r(kg/m^3)$	$S_e(kg/m^3)$	E_{akr}
0.012	0.206	0.0077	0.04	0.034	0.5	1.5	0.50	0.10	0.0452	78
0.012	0.206	0.0077	0.04	0.034	0.5	1.5	0.510	0.09	0.0440	79
0.012	0.206	0.0077	0.04	0.034	0.5	1.5	0.52	0.09	0.0429	79
0.012	0.206	0.0077	0.04	0.034	0.5	1.5	0.53	0.09	0.0417	80
0.012	0.206	0.0077	0.04	0.034	0.5	1.5	0.54	0.09	0.0406	80
0.012	0.206	0.0077	0.04	0.034	0.5	1.5	0.55	0.09	0.0396	81
0.012	0.206	0.0077	0.04	0.034	0.5	1.5	0.56	0.09	0.0385	81
0.012	0.206	0.0077	0.04	0.034	0.5	1.5	0.57	0.09	0.0376	82
0.012	0.206	0.0077	0.04	0.034	0.5	1.5	0.58	0.09	0.0366	82
0.012	0.206	0.0077	0.04	0.034	0.5	1.5	0.59	0.09	0.0356	83
0.012	0.206	0.0077	0.04	0.034	0.5	1.5	0.60	0.09	0.0347	83
0.012	0.206	0.0077	0.04	0.034	0.5	1.5	0.61	0.08	0.0338	84
0.012	0.206	0.0077	0.04	0.034	0.5	1.5	0.62	0.08	0.0330	84
0.012	0.206	0.0077	0.04	0.034	0.5	1.5	0.63	0.08	0.0321	84
0.012	0.206	0.0077	0.04	0.034	0.5	1.5	0.64	0.08	0.0313	85
0.012	0.206	0.0077	0.04	0.034	0.5	1.5	0.65	0.08	0.0305	85

Tablo 4.14.'e göre reaksiyon sabitinin AKR çıkış suyu KOİ konsantrasyonuna ve KOİ arıtma verimine etkisi Şekil 4.15. ve Şekil 4.16.'da gösterilmiştir.



Şekil 4.15. Reaksiyon sabitinin AKR çıkış suyu KOİ konsantrasyonuna etkisi



Şekil 4.16. Reaksiyon sabitinin KOİ arıtma verimine etkisi

Tablo 4.14., Şekil 4.15. ve Şekil 4.16. incelendiğinde; kentsel atıksu ardışık kesikli biyoreaktör giriş KOİ konsantrasyonu 0.206 kg/m^3 (=206 mg/L) olduğunda, çıkış KOİ konsantrasyonu (Se) 0.035 kg/m^3 (=35 mg/L), optimum arıtma verimi (E) %83 olarak gözlemlendiği ve reaksiyon sabitinin (k) 0.60 saat^{-1} olduğu tespit edilmiştir.

Literatürdeki klasik aktif çamur ile kentsel atıksu üzerine yapılan bir çalışmaya göre; reaksiyon sabitinin $k = 0.33 \text{ saat}^{-1}$ olduğunda kentsel atıksu KOİ arıtma verimi %40, $k = 0.35 \text{ saat}^{-1}$ olduğunda ise verimin %37 olduğu ilgili çalışmalarda gözlemlenmiştir (<http://www.osbuk.org/Atıksu/Bolum05.pdf>). Bu yapılan tez çalışmasında ise; reaksiyon sabitinin $k = 0.33 \text{ saat}^{-1}$ olduğunda kentsel atıksu KOİ giderme verimi %65, $k = 0.35 \text{ saat}^{-1}$ olduğunda ise verimin %67 olduğu gözlemlenmiştir.

Ayrıca bu çalışmada, $k = 0.60 \text{ saat}^{-1}$ olduğunda kentsel atıksu KOİ giderme verimi %83 olarak bulunmuştur. Reaksiyon sabitinin artışıyla arıtma verimi üstel olarak artış göstermektedir. Deneysel verilere en uygun reaksiyon sabitinin $k = 0.60 \text{ saat}^{-1}$ olduğu tespit edilmiştir (Tablo 4.14).

Tablo 4.15’de farklı metotlarla hesaplanan “k” reaksiyon sabiti değerleri özetlenmiştir.

Tablo 4.15. Farklı metotlarla hesaplanan “k” reaksiyon sabiti değerleri

1. Derece Kinetiğine Göre Reaksiyon Sabiti (saat^{-1}, k)	Droste, 1997 Kinetiğine Göre Reaksiyon Sabiti (saat^{-1}, k)
1.33	0.60

4.1.2. Çökelme kinetiği çalışmaları

Fiziksel arıtmadan geçmiş (kum tutucu çıkışı) atıksu numunesi ve aktif çamur çıkışından alınan aktif çamur numunesi karışımının deneysel AKR ve beher çökelme analizleri Tablo 4.16 ve Tablo 4.17’de verilmiştir.

Tablo 4.16. Deneysel AKR çökelme analizleri (Sıvı Yüksekliği =33 cm)

Zaman (dk)	Aktif Çamurun Yüksekliği (cm)	Aktif Çamurun Katettiği Mesafe (cm)	Çökelme Hızı (V _c) (cm/dk)	Çökelme Hızı (V _c) (m/saat)
0	33.00	0.00	0.000	0.000
0.25	32.50	0.50	2.000	1.200
0.5	32.00	1.00	2.000	1.200
0.75	31.00	2.00	2.667	1.600
1.25	29.30	3.70	2.960	1.776
1.5	28.05	4.95	3.300	1.980
1.75	26.95	6.05	3.457	2.074
2	25.63	7.37	3.685	2.211
2.25	24.63	8.37	3.720	2.232
2.5	23.34	9.66	3.864	2.318
2.75	22.24	10.76	3.913	2.348
3	20.99	12.01	4.003	2.402
3.25	20.01	12.99	3.997	2.398
3.5	19.13	13.87	3.964	2.378
3.75	18.24	14.76	3.937	2.362
4	17.72	15.28	3.821	2.293
4.25	17.11	15.89	3.740	2.244
4.5	16.51	16.49	3.665	2.199
4.75	16.01	16.99	3.578	2.147
5	15.62	17.38	3.477	2.086
5.25	15.42	17.58	3.349	2.010
5.75	14.83	18.17	3.161	1.896
6.25	14.43	18.57	2.972	1.783
6.75	14.08	18.92	2.804	1.682
7.25	13.73	19.27	2.658	1.595
7.75	13.53	19.47	2.513	1.508
8.75	12.94	20.06	2.293	1.376
9.75	12.64	20.36	2.089	1.253
10.75	12.34	20.66	1.922	1.153
11.75	11.96	21.04	1.791	1.075
12.75	11.64	21.36	1.676	1.005
14.75	11.16	21.84	1.481	0.889
16.75	10.78	22.22	1.327	0.796
18.75	10.39	22.61	1.206	0.724
20.75	10.11	22.89	1.103	0.662
25.75	9.61	23.39	0.909	0.545
30.75	9.13	23.87	0.776	0.466
35.75	8.65	24.35	0.681	0.409
45.75	8.25	24.75	0.541	0.325
55.75	7.90	25.10	0.450	0.270
65.75	7.70	25.30	0.385	0.231
75.75	7.50	25.50	0.337	0.202
90	7.5	25.50	0.283	0.170

Tablo 4.17. Deneysel beher çökme analizleri

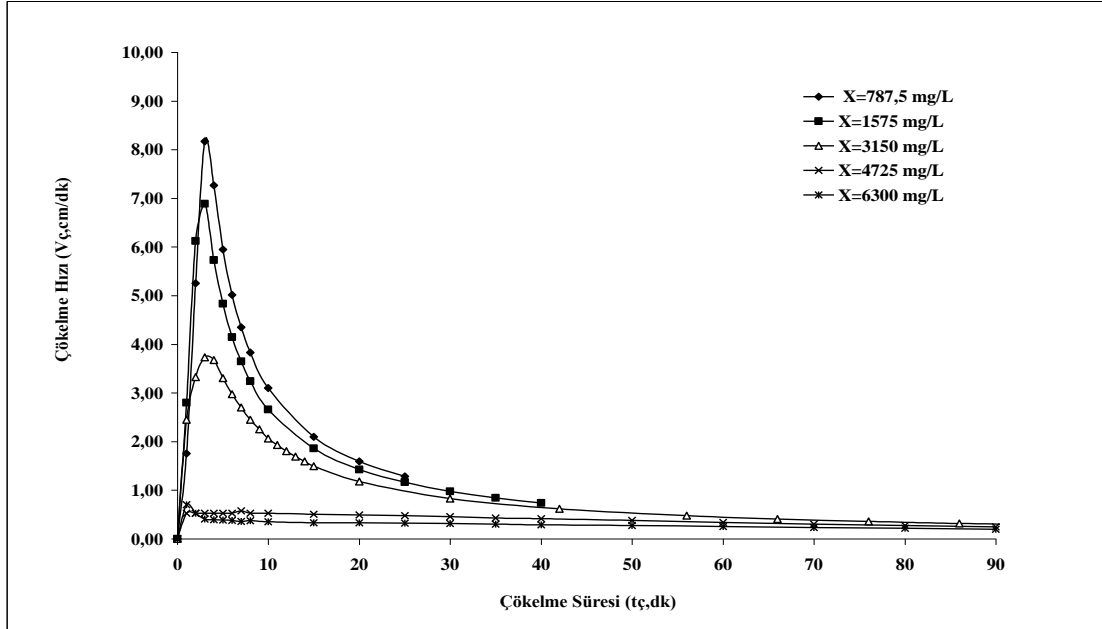
Sıvı Yüksekliği :35 cm (Beher Analizi) (V=1000 ml)					
Hacim (ml)	Zaman (dk)	Aktif Çamurun Katettiği Mesafe (cm)	Aktif Çamurun Yüksekliği (cm)	Çökme Hızı (cm/dk)	Çökme Hızı (m/saat)
1000	0	0.00	35.00	0.0000	0.0000
930	1	2.45	32.55	2.4500	1.4700
810	2	6.65	28.35	3.3250	1.9950
680	3	11.20	23.80	3.7333	2.2400
580	4	14.70	20.30	3.6750	2.2050
528	5	16.52	18.48	3.3040	1.9824
490	6	17.85	17.15	2.9750	1.7850
460	7	18.90	16.10	2.7000	1.6200
440	8	19.60	15.40	2.4500	1.4700
422	9	20.23	14.77	2.2478	1.3487
410	10	20.65	14.35	2.0650	1.2390
395	11	21.18	13.83	1.9250	1.1550
382	12	21.63	13.37	1.8025	1.0815
372	13	21.98	13.02	1.6908	1.0145
362	14	22.33	12.67	1.5950	0.9570
359	15	22.44	12.57	1.4957	0.8974
328	20	23.52	11.48	1.1760	0.7056
290	30	24.85	10.15	0.8283	0.4970
260	42	25.90	9.10	0.6167	0.3700
240	56	26.60	8.40	0.4750	0.2850
230	66	26.95	8.05	0.4083	0.2450
222	76	27.23	7.77	0.3583	0.2150
220	86	27.30	7.70	0.3174	0.1905
217	106	27.41	7.60	0.2585	0.1551

AKR'ye farklı giriş AKM konsantrasyonlarında çamur çökme hızının zamana bağlı değişimi Tablo 4.18.'de verilmiştir.

Tablo 4.18. AKR'ye farklı giriş AKM konsantrasyonlarında çamur çökelme hızının zamana bağlı değişimi (X: AKM konsantrasyonu; $V_{\text{ç}}$:Çökelme hızı; t: Çökelme süresi)

X(mg/L)	787.5	1575	4725	6300	3150	X(mg/L)
t (dk)	$V_{\text{ç}}$ (cm/dk)	$V_{\text{ç}}$ (cm/dk)	$V_{\text{ç}}$ (cm/dk)	$V_{\text{ç}}$ (cm/dk)	$V_{\text{ç}}$ (cm/dk)	t (dk)
0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0000	0
1	1.75	2.80	0.52	0.70	2.4500	1
2	5.25	6.13	0.52	0.53	3.3250	2
3	8.17	6.88	0.52	0.41	3.7333	3
4	7.26	5.73	0.52	0.39	3.6750	4
5	5.95	4.83	0.52	0.39	3.3040	5
6	5.02	4.14	0.52	0.38	2.9750	6
7	4.35	3.65	0.57	0.36	2.7000	7
8	3.83	3.24	0.52	0.37	2.4500	8
10	3.10	2.66	0.52	0.35	2.2478	9
15	2.10	1.86	0.50	0.33	2.0650	10
20	1.59	1.43	0.49	0.33	1.9250	11
25	1.28	1.16	0.48	0.32	1.8025	12
30		0.97	0.46	0.32	1.6908	13
35		0.84	0.43	0.30	1.5950	14
40		0.74	0.41	0.29	1.4957	15
50			0.38	0.27	1.1760	20
60			0.34	0.25	0.8283	30
70			0.30	0.23	0.6167	42
80			0.27	0.21	0.4750	56
90			0.25	0.20	0.4083	66
					0.3583	76
					0.3174	86
					0.2585	106

AKR'ye farklı giriş AKM konsantrasyonlarında çamur çökelme hızının zamana bağlı davranışı Şekil 4.17.'de gösterilmiştir.



Şekil 4.17 AKR'ye farklı giriş AKM konsantrasyonlarında çökelme hızlarının zamana bağlı olarak davranışı

Şekil 4.17. incelendiğinde, aktif çamur askıda katı madde konsantrasyonu (MLSS,AKM) arttıkça, AKR'de çökelme hızı yavaşlamakla beraber, aynı çökelme davranışlarını göstermektedir.

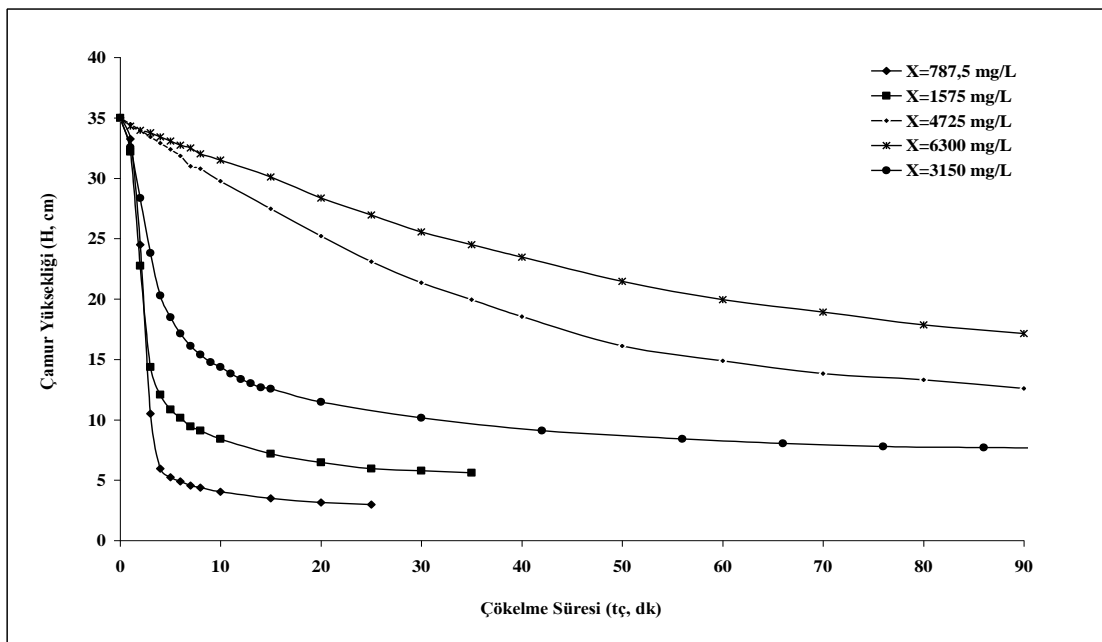
AKR'ye farklı giriş AKM konsantrasyonlarında çamur yüksekliklerinin zamana bağlı değişimi Tablo 4.19.'da verilmiştir.

Tablo 4.19. AKR'ye farklı giriş AKM konsantrasyonlarında çamur yüksekliklerinin zamana bağlı değişimi

X (mg/L)	787.5	1575	4725	6300	3150	X (mg/L)
t (dk)	H _{azalma} (cm)	H _{azalma} (cm)	H _{azalma} (cm)	H _{azalma} (cm)	H _{azalma} (cm)	t (dk)
0	35.00	35.00	35.00	35.00	35.00	0
1	33.25	32.20	34.48	34.30	32.55	1
2	24.50	22.75	33.95	33.95	28.35	2
3	10.50	14.35	33.43	33.78	23.80	3
4	5.95	12.08	32.90	33.43	20.30	4
5	5.25	10.85	32.38	33.08	18.48	5
6	4.90	10.15	31.85	32.73	17.15	6
7	4.55	9.45	30.98	32.52	16.10	7
8	4.38	9.10	30.80	32.03	15.40	8
10	4.03	8.40	29.75	31.50	14.77	9
15	3.50	7.18	27.48	30.10	14.35	10
20	3.15	6.48	25.20	28.35	13.83	11
25	2.98	5.95	23.10	26.95	13.37	12
30		5.78	21.35	25.55	13.02	13
35		5.60	19.95	24.50	12.67	14
40		5.43	18.55	23.45	12.57	15
50			16.10	21.46	11.48	20
60			14.88	19.95	10.15	30
70			13.83	18.90	9.10	42
80			13.30	17.85	8.40	56
90			12.60	17.15	8.05	66
					7.77	76
					7.70	86
					7.60	106

Farklı çamur konsantrasyonu ile çökelme hızı arasındaki ilişkiyi inceleyebilmek için, artan çamur konsantrasyonlu bir çökme silindirleri serisi kurulur. Normal olarak çöken çamur ve supernatant arasında belirgin bir ara faz oluşur. Zamanın bir fonksiyonu olarak bu ara fazın yüksekliğinin takip edilmesiyle verilmiş olan statik çökelme eğrisi belirlenir (Verstraete, 1999).

AKR'ye farklı giriş AKM konsantrasyonlarında çamur yüksekliklerinin zamana bağlı davranışı Şekil 4.18.'de gösterilmiştir.

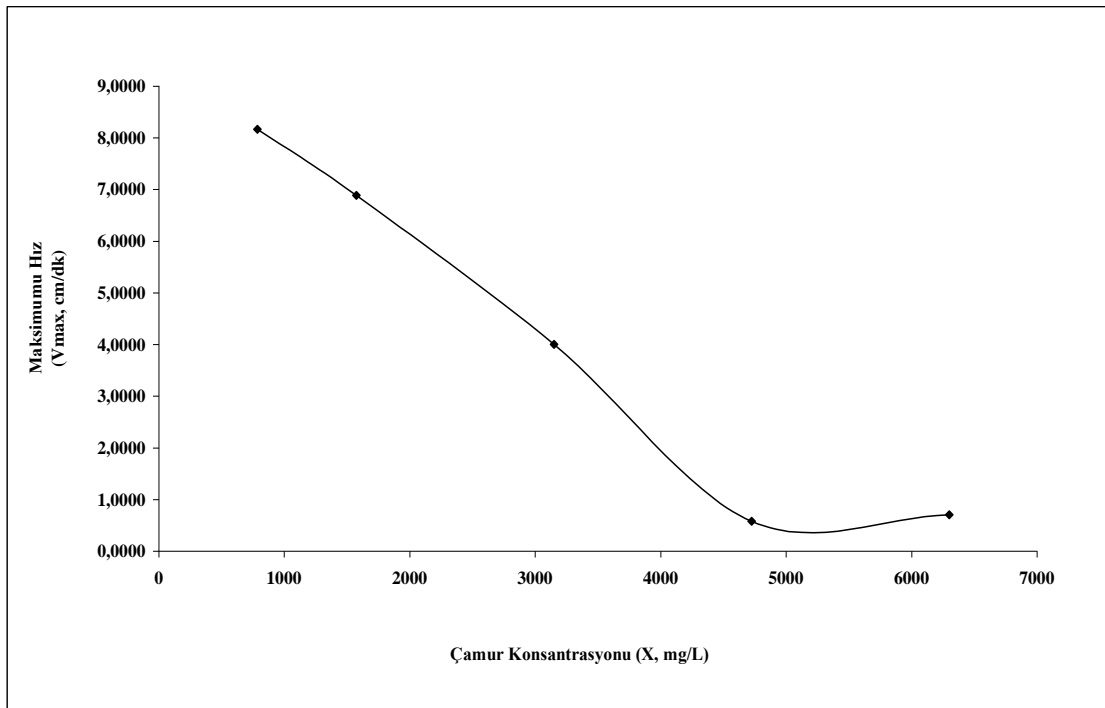


Şekil 4.18. AKR'ye farklı giriş AKM konsantrasyonlarında çamur yüksekliklerinin zamana bağlı olarak davranışı

Şekil 4.18 incelendiğinde yüksek hücre konsantrasyonu (3150-4725 mg/L) olması halinde çökelmenin hızlı olduğu ve 10-30 dakika arasında dengeye geldiği, yani çökelmenin durduğu gözlemlenmiştir. Düşük hücre konsantrasyonu (1575-787.5 mg/L) olması halinde ise, çökelmenin yavaş olduğu ve 75 - 90 dakika civarında çökelmenin durduğu gözlemlenmiştir.

Literatürde (Verstraete, 1999) süt endüstrisi veya kanalizasyon atıksuyunu arıtmak için yapılan benzer çalışmada, süt endüstrisi veya kanalizasyon atıksuyundan gelen farklı aktif çamur konsantrasyonları için statik çökeltme eğrileri davranışının, bu kentsel atıksu çalışmasında gözlemlenen davranış ile benzerlik gösterdiği tespit edilmiştir.

AKR'de farklı çamur konsantrasyonlarında gözlenen maksimum hızlar Şekil 4.19.'da gösterilmiştir.



Şekil 4.19. AKR'de farklı çamur konsantrasyonlarında gözlenen maksimum hızlar

Şekil 4.19. incelendiğinde, farklı AKM konsantrasyonlarında gözlenen maksimum hızların AKM konsantrasyonuna bağlı grafiği çizilmiş, AKM arttıkça maksimum hızların üstel olarak azaldığı görülmüştür.

4.2. Modelleme

4.2.1. Reaksiyon kinetiği modellemesi

Doldurma fazı sonundaki substrat konsantrasyonu, hacmin ve doldurma süresince giderilen substratın kinetiğinin fonksiyonudur. Bu fonksiyonu ifade etmek için doldurma fazındaki kütle denge denklemi (Droste, 1997);

Giren – Çıkan + Üretilen = Birikim

$$Q S_0 - 0 + r_{sf} V = \frac{d}{dt} (V S) \quad (4.1)$$

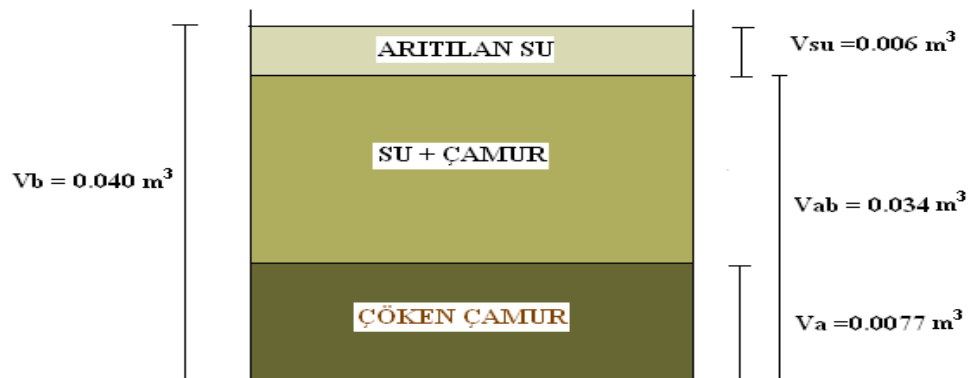
$$\frac{dS}{dt} + \frac{Q}{V} S + k S = \frac{Q}{V} S_0 \quad (4.2)$$

$$S_f = \frac{S_0 \cdot Q}{k \cdot V_b} + \left[\frac{V_a}{V_b} \cdot S_e - \frac{Q \cdot S_0}{V_b \cdot k} \right] \cdot e^{-k \frac{V_{ab}}{Q}} \quad (4.3)$$

$$S_e = \left[\left(\frac{S_0 \cdot Q}{k \cdot V_b} + \left(\frac{V_a}{V_b} \cdot S_e - \frac{Q \cdot S_0}{V_b \cdot k} \right) \cdot e^{-k \frac{V_{ab}}{Q}} \right) \cdot e^{-k \cdot t_r} \right] \quad (4.4)$$

(Köseoğlu, 2004; Damar, 2009).

Laboratuar ölçekli ardışık kesikli reaktörün hacimlerinin şematik gösterimi Şekil 4.20.'de gösterilmiştir.



Şekil 4.20. Laboratuar ölçekli ardışık kesikli reaktörün hacimlerinin şematik gösterimi

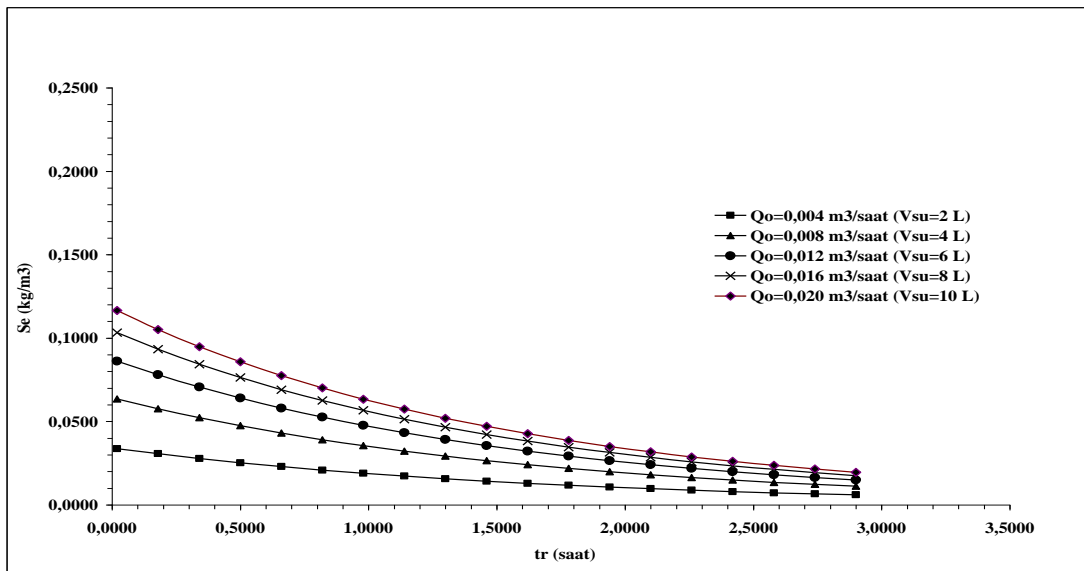
Bu denkleme göre; $S_e = f(S_o, Q, V_b, V_a, t_r, V_{ab}, k)$ olduğuna göre, S_e (ardışık kesikli biyoreaktör çıkış suyu KOİ konsantrasyonu) değeri, yedi parametreye bağlı bir fonksiyondur. Bu denkleme göre optimum k değerini 0.60 bulmuştuk (Bölüm 4.1.1).

Teorik olarak kullandığımız model (Droste, 1997), ardışık kesikli biyoreaktörü (AKR) tanımlamada, ilgili sınır şartlarında kullanılabilir.

Teorik Yaklaşımına Göre Simülasyon Çalışmaları

Reaksiyon süresi (t_r) ile Çıkış KOİ Konsantrasyonu (S_e) arasındaki ilişkiye, ardışık kesikli biyoreaktörde artırılmak üzere her seans başında ve doldurma süresince ($t_r=0.5$ saat) verilen debinin (Q_o) etkisini ve derecesini inceleyebilmek amacıyla simülasyon çalışması yapılmıştır. Simülasyon çalışması yapılırken diğer altı parametre ($k, V_a, V_{ab}, V_b, t_f, S_o$) optimum değerleri sabit tutulmuştur.

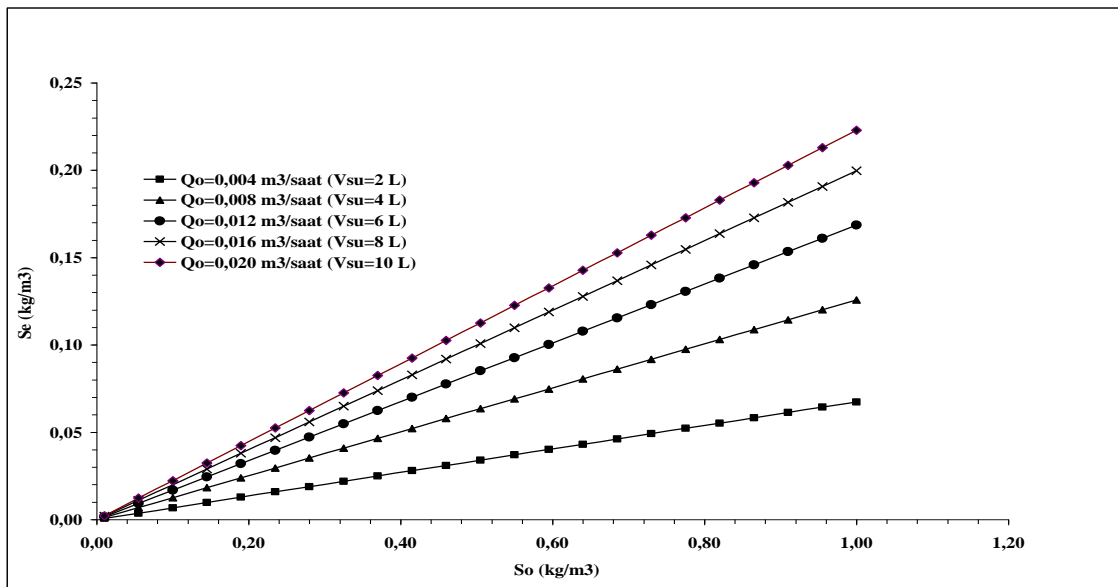
t_r - S_e ilişkisine Q_o etkisinin simülasyonu Şekil 4.21.'de gösterilmiştir.



Şekil 4.21. t_r - S_e ilişkisine Q_o etkisinin Simülasyonu ($k=0.60$ saat⁻¹; $V_a=7.7$ L; $V_{ab}=34$ L; $V_b=40$ L; $t_f=0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m³)

Şekil 4.21.'e göre reaksiyon süresi arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu doğrusal olmayan (nonlinear) bir tarzda azalış göstermekte ve debi artışı ile beraber KOİ konsantrasyonundaki azalma hızı düşmektedir. Aynı eğilimi göstermekle beraber reaksiyon süresi arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonları da birbirine yakınlaşmaktadır. Debinin artması, arıtma tesisine giren KOİ yükünü (Debi x Konsantrasyon) arttırdığından dolayı, yüksek debilerde, çıkış KOİ konsantrasyonunun, düşük debilerdeki çıkış KOİ konsantrasyonlarına göre daha yüksek olduğu ve bunun da beklenen ve mantıklı bir sonuç olduğu tespit edilmiştir.

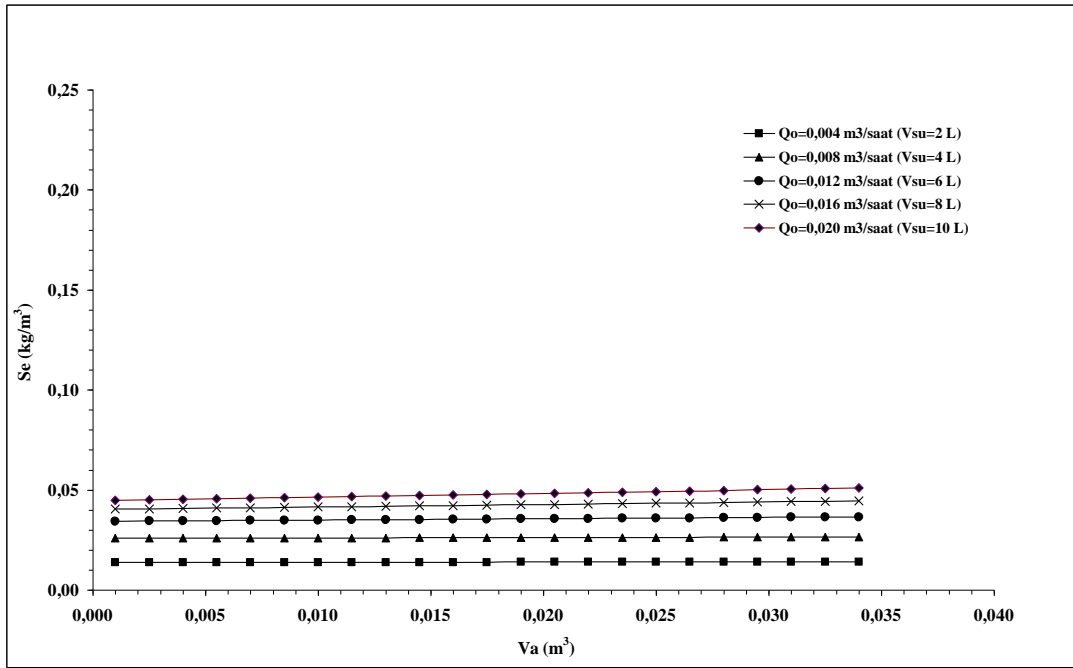
S_o - S_e ilişkisine Q_o etkisinin simülasyonu Şekil 4.22.'de gösterilmiştir.



Şekil 4.22. S_o - S_e ilişkisine Q_o etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat⁻¹; $V_a=7.7$ L; $V_{ab}=34$ L; $V_b=40$ L; $t_r=1.5$ saat; $t_f=0.5$ saat)

Şekil 4.22.'ye göre, giriş KOİ konsantrasyonu (S_o) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) lineer olarak artmakta, debi artışı ile beraber çıkış KOİ konsantrasyonu artma hızı aynı eğilimi göstermekle beraber, giriş KOİ konsantrasyonu arttıkça çıkış KOİ miktarları da birbirinden uzaklaşmaktadır.

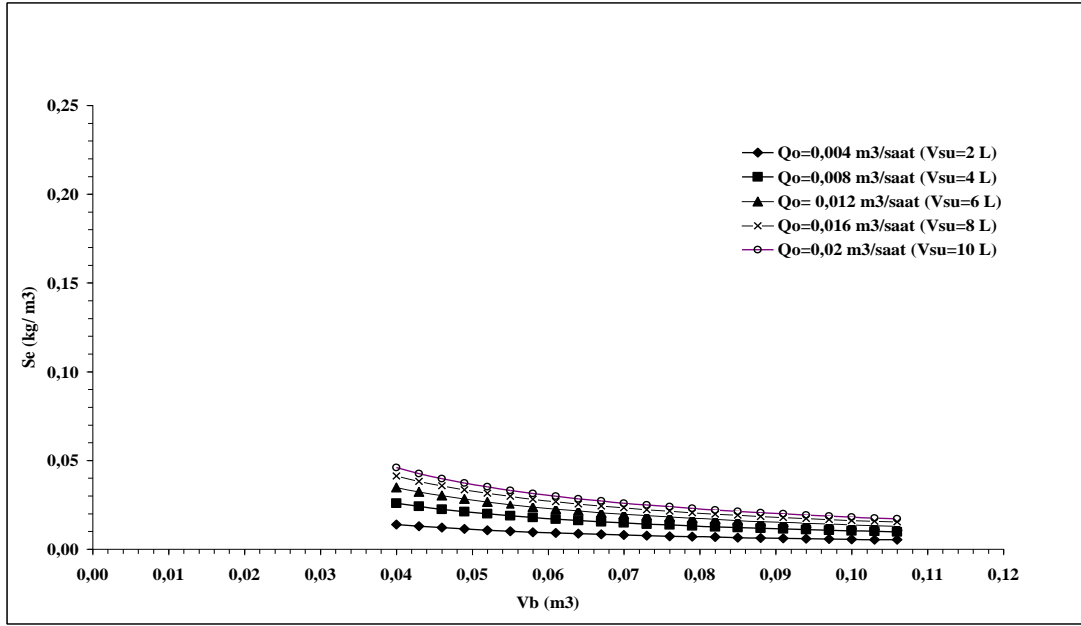
V_a - S_e ilişkisine Q_o etkisinin simülasyonu Şekil 4.23.'de gösterilmiştir.



Şekil 4.23. V_a - S_e ilişkisine Q_o 'nın etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat⁻¹; $V_{ab}=34$ L; $V_b=40$ L; $t_r=1.5$ saat; $t_f=0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m³)

Şekil 4.23.'e göre, AKR'de çöken çamur hacmi (V_a) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusallığını korumakta ve değişiklik gözlemlenmemektedir. Fakat debi (Q_o) artışı ile beraber, çıkış KOİ değerlerinde yükselme olduğu görülmektedir.

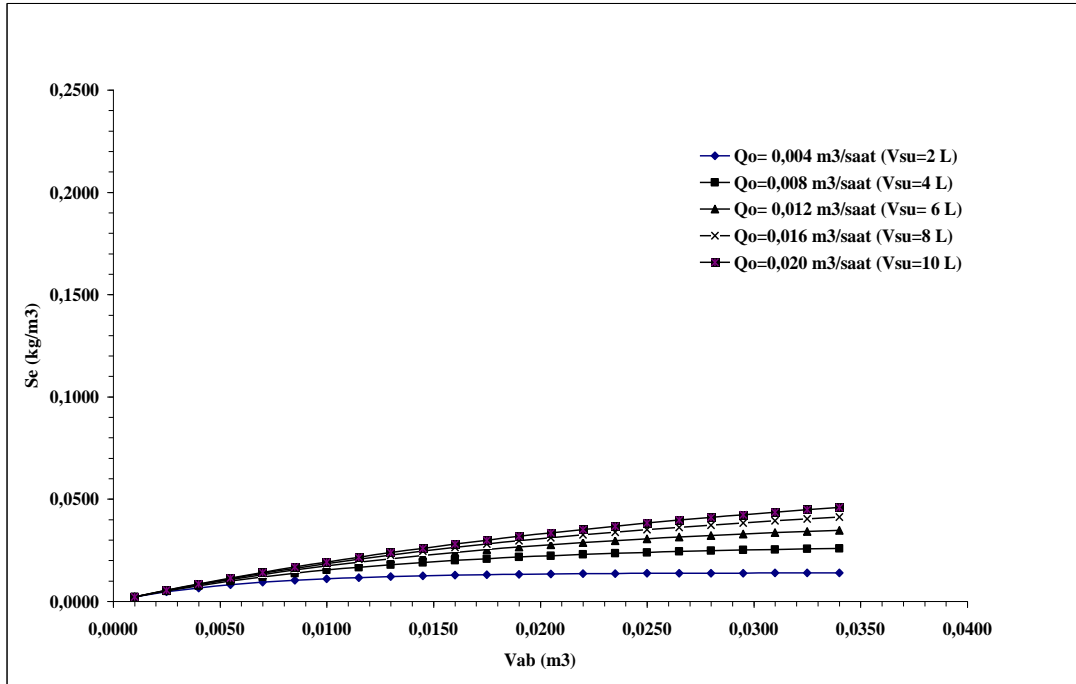
V_b - S_e ilişkisine Q_o etkisinin simülasyonu Şekil 4.24.'de gösterilmiştir.



Şekil 4.24. V_b - S_e ilişkisine Q_o etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat⁻¹; $V_a=7.7$ L; $V_{ab}=34$ L; $t_r=1.5$ saat; $t_f=0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m³)

Şekil 4.24.'e göre; reaktörün boş hacmi (V_b) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlinear) bir tarzda az seviyede azalış göstermekte ve debi (Q_o) artışı ile beraber KOİ konsantrasyonundaki (S_e) azalma hızı az seviyede düşmektedir. Aynı eğilimi göstermekle beraber reaktörün boş hacmi (V_b) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonları (S_e) da birbirine daha da yakınlaşmaktadır.

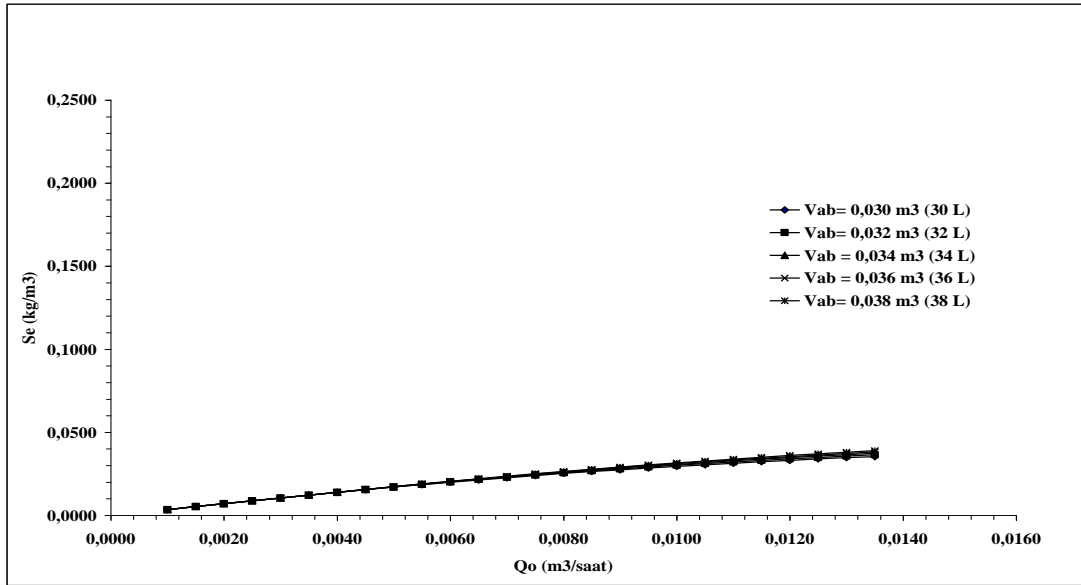
V_{ab} - S_e ilişkisine Q_o etkisinin simülasyonu Şekil 4.25.'de gösterilmiştir



Şekil 4.25. V_{ab} - S_e ilişkisine Q_o etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat⁻¹; $V_a=7.7$ L; $V_b=40$ L; $t_r=1.5$ saat; $t_f=0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m³)

Şekil 4.25.'e göre, AKR doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacim (V_{ab}) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlineer) olarak az miktarda artmaktadır.

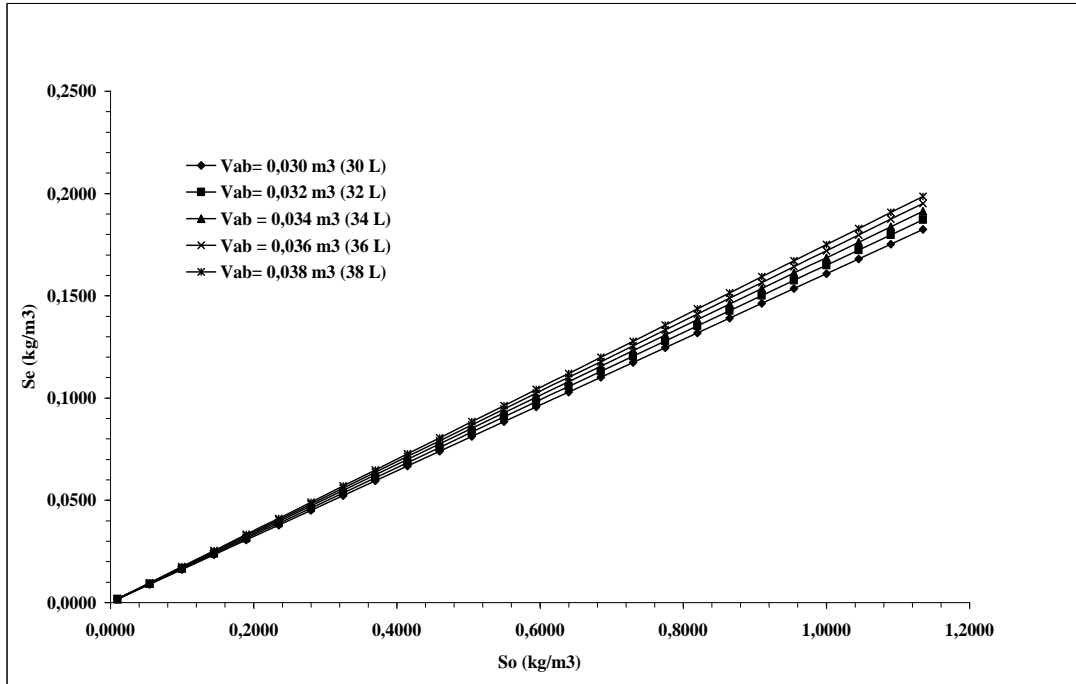
Q_o - S_e ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu Şekil 4.26.'da gösterilmektedir.



Şekil 4.26. Q_o - S_e ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat⁻¹; $V_a=7.7$ L; $V_b=40$ L; $t_r=1.5$ saat; $t_f=0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m³)

Şekil 4.26'ya göre, Ardışık kesikli biyoreaktörde her seansta artırılan atıksu debisi (Q_o) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlinear) olarak az miktarda artmaktadır

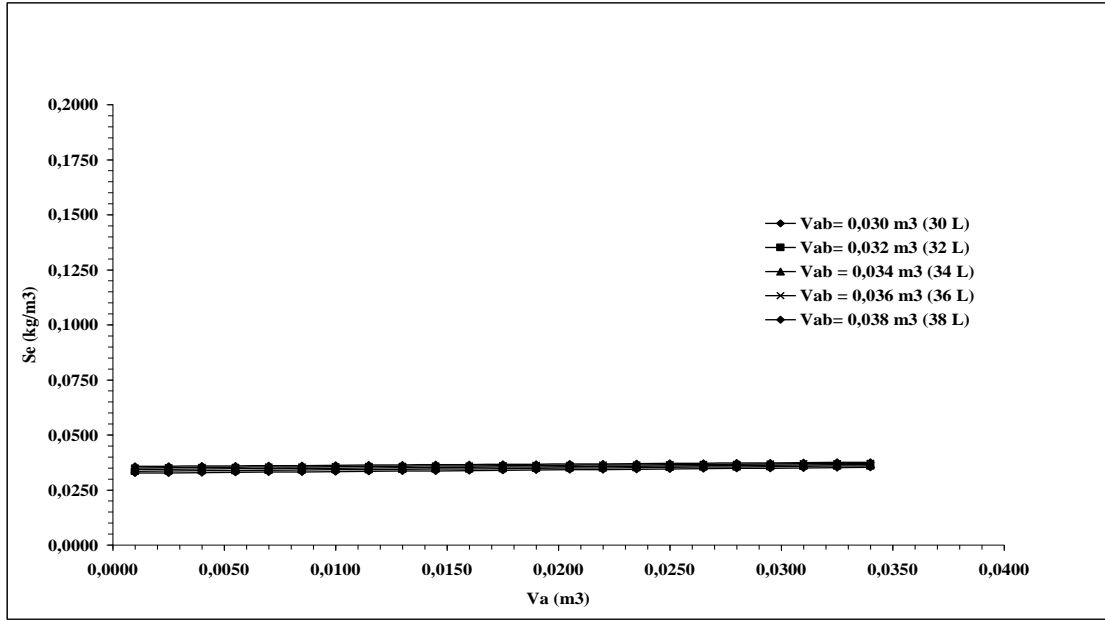
S_o - S_e ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu Şekil 4.27.'de gösterilmektedir.



Şekil 4.27. S_o - S_e ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu ($Q_o= 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_a=7.7 \text{ L}$; $V_b=40 \text{ L}$; $t_r=1.5 \text{ saat}$; $t_f= 0.5 \text{ saat}$)

Şekil 4.27.'ye göre, giriş KOİ konsantrasyonu (S_o) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) lineer olarak artmaktadır. Doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacim (V_{ab}) artarken, çıkış KOİ konsantrasyonunun (S_e) çok az arttığı görülmektedir.

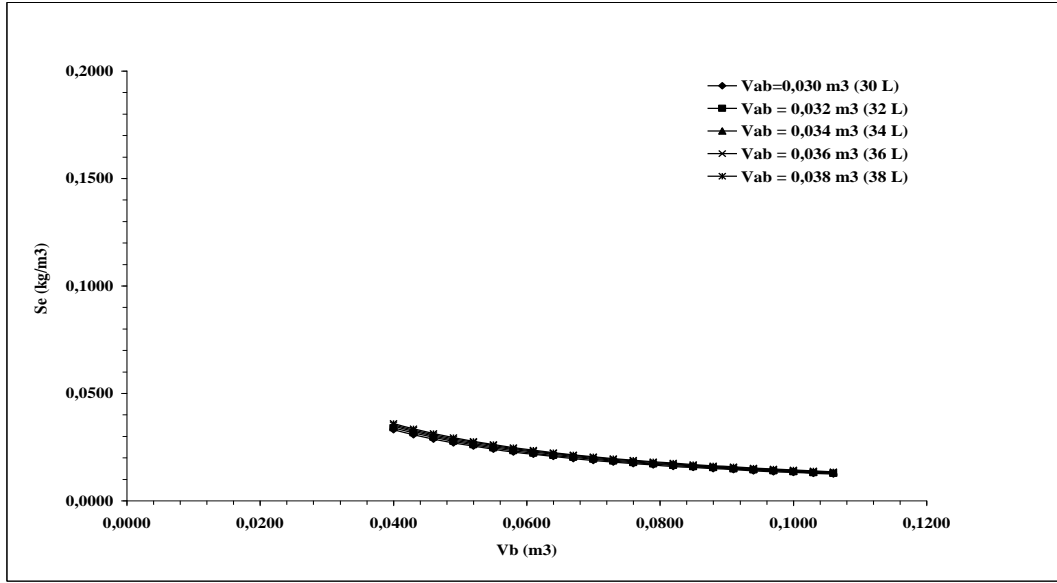
V_a - S_e ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu Şekil 4.28.'de gösterilmektedir.



Şekil 4.28. V_a - S_e ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu ($Q_o = 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_b=40 \text{ L}$; $t_r=1.5 \text{ saat}$; $t_f= 0.5 \text{ saat}$; $S_o=0.206 \text{ kg/m}^3$)

Şekil 4.28.'e göre, AKR'de çöken çamur hacmi (V_a) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusallığını korumakta ve S_e değerinde bir değişiklik gözlemlenmemektedir.

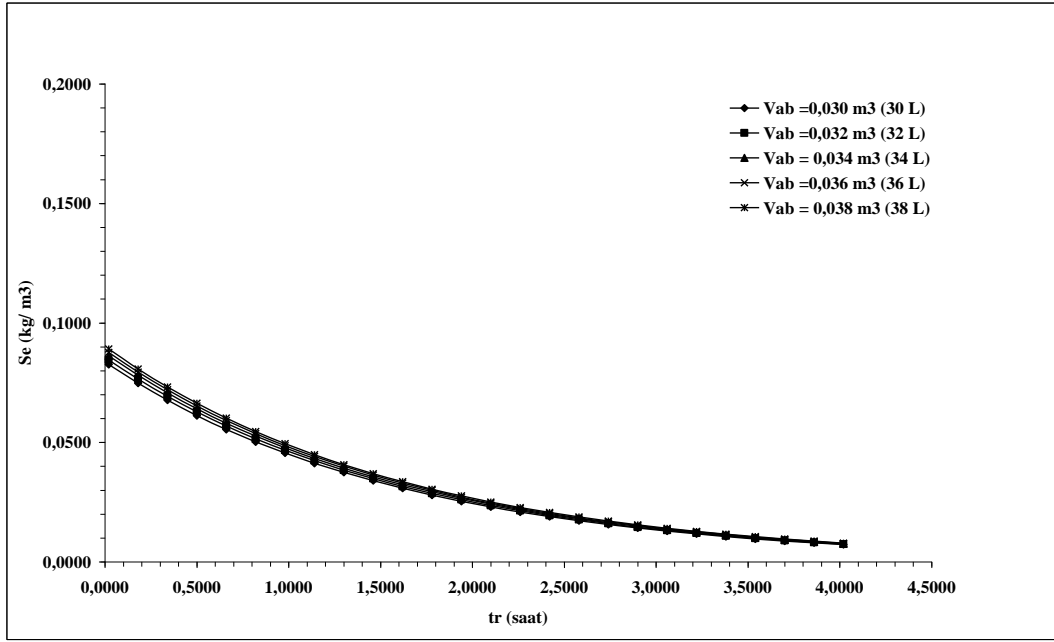
V_b - S_e ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu Şekil 4.29.'da gösterilmektedir.



Şekil 4.29. V_b - S_e ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu ($Q_o = 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_a=7.7 \text{ L}$; $t_r=1.5 \text{ saat}$; $t_f = 0.5 \text{ saat}$; $S_o=0.206 \text{ kg/m}^3$)

Şekil 4.29.'a göre, reaktörün boş hacmi (V_b) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlineer) bir tarzda az seviyede azalış göstermekte ve doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacim (V_{ab}) artışı ile beraber KOİ konsantrasyonundaki (S_e) azalma hızı değişmemektedir.

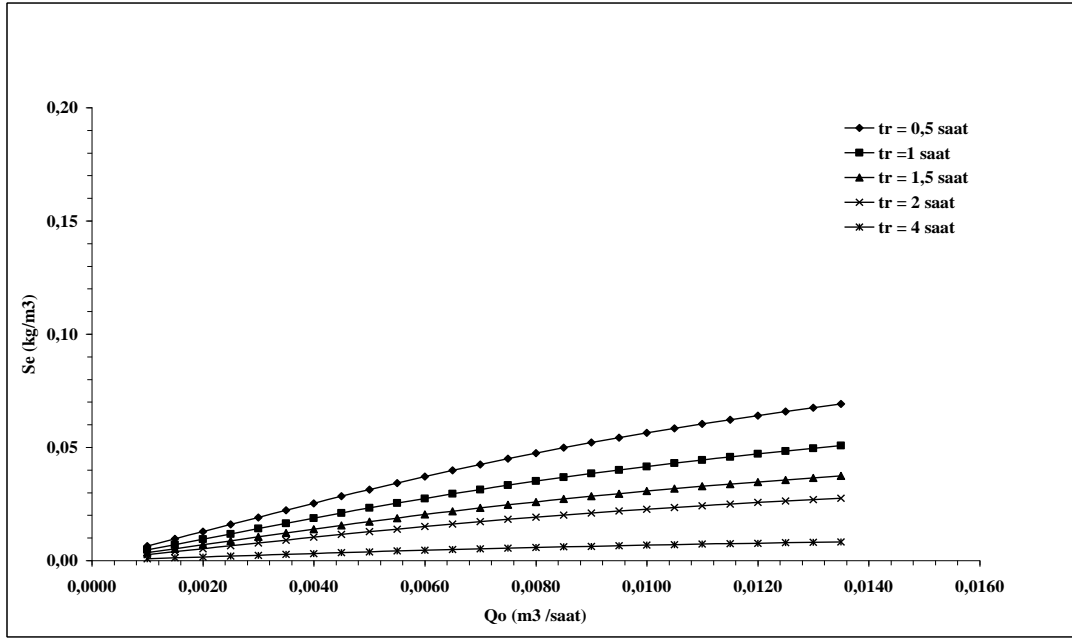
t_r - S_e ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu Şekil 4.30.'da gösterilmiştir.



Şekil 4.30. t_r - S_e ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu ($Q_o = 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_a=7.7 \text{ L}$; $V_b=40 \text{ L}$; $t_f= 0.5 \text{ saat}$; $S_o=0.206 \text{ kg/m}^3$)

Şekil 4.30.'a göre, reaksiyon süresi (t_r) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlineer) bir tarzda azalış göstermekte ve doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacmin (V_{ab}) artışı ile beraber KOİ konsantrasyonundaki (S_e) azalma hızı düşmektedir. Aynı eğilimi göstermekle beraber doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacim (V_{ab}) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonları (S_e) da birbirine çok yakınlasmaktadır.

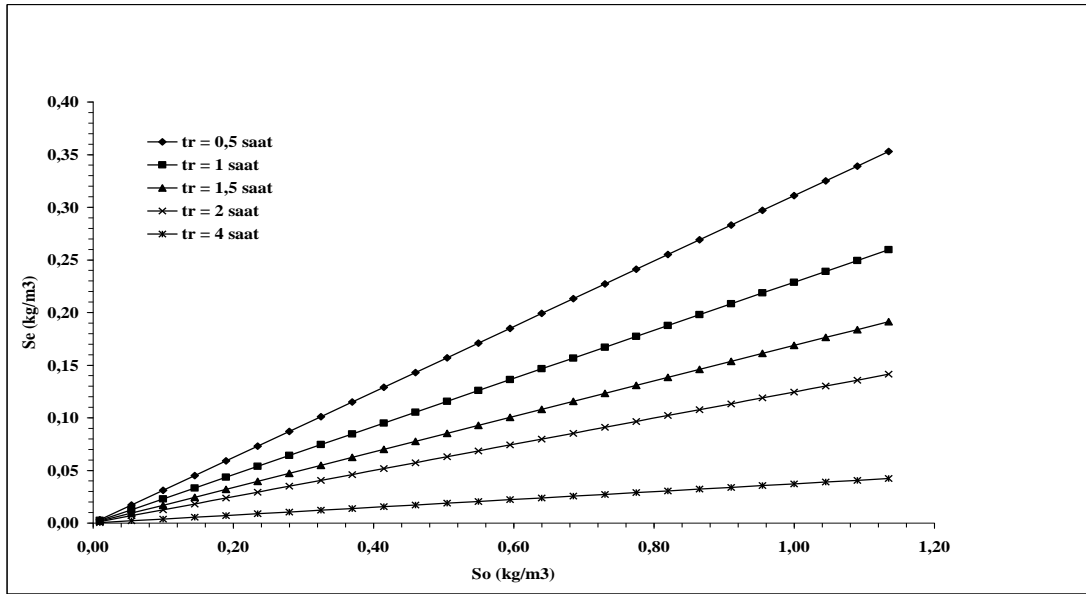
Q_o - S_e ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu Şekil 4.31.'de gösterilmiştir.



Şekil 4.31. Q_o-S_e ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu (k=0.60 saat⁻¹; V_a=7.7 L; V_{ab}=34 L; V_b=40 L; t_r=0.5 saat; S_o=0.206 kg/m³)

Şekil 4.31.'e göre, ardışık kesikli biyoreaktörde her seansta arıtılan atıksu debisi (Q_o) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlineer) olarak artmaktadır. Q_o-S_e ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu yapıldığında, reaksiyon süresi arttıkça KOİ çıkış konsantrasyonunun azaldığı görülmektedir.

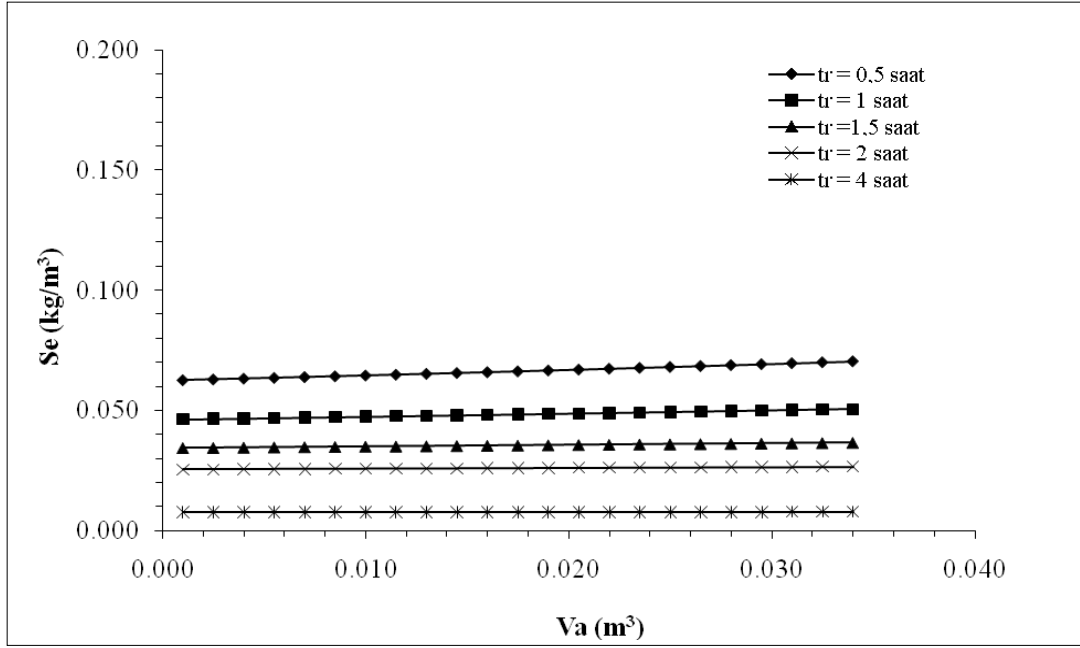
S_o-S_e ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu Şekil 4.32.'de gösterilmiştir.



Şekil 4.32 S_o-S_e ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu (k=0.60 saat⁻¹; V_a=7.7 L; V_{ab}=34 L; V_b=40 L; t^f=0.5 saat; Q_o=0.012 m³/saat)

Şekil 4.32.'ye göre, giriş KOİ konsantrasyonu (S_o) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) lineer olarak artmaktadır. Reaksiyon süresi (t_r) artarken, çıkış KOİ konsantrasyonunun (S_e) düştüğü görülmektedir.

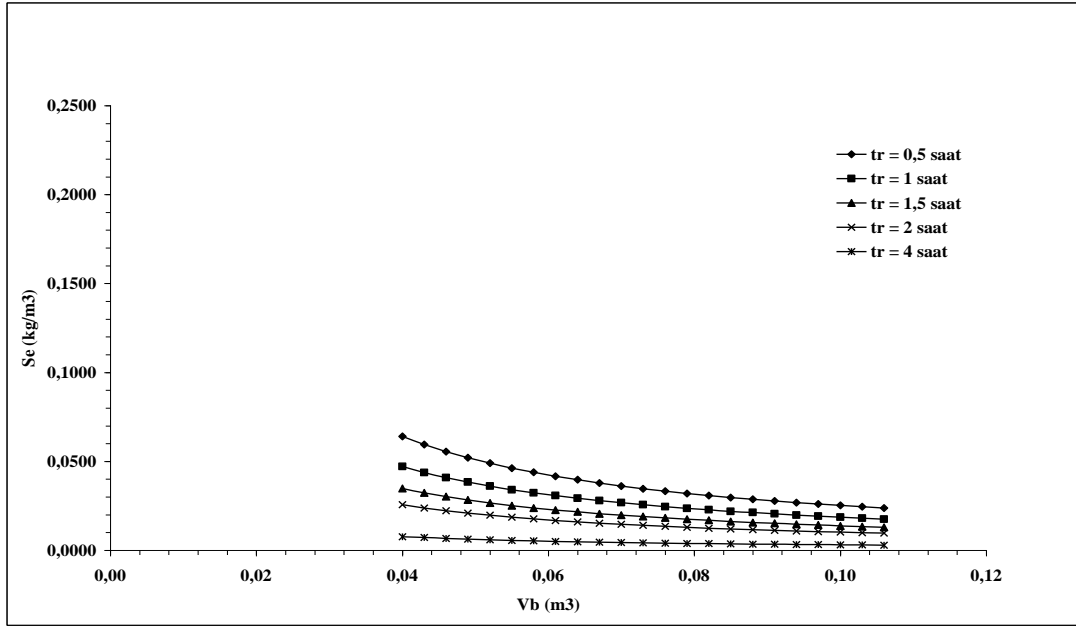
V_a-S_e ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu Şekil 4.33.'de gösterilmiştir.



Şekil 4.33. V_a - S_e ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat⁻¹; $S_o=0.206$ m³; $V_{ab}=34$ L; $V_b=40$ L; $t_r=0.5$ saat; $Q_o=0.012$ m³/saat)

Şekil 4.33.'e göre, AKR'de çöken çamur hacmi (V_a) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusallığını korumakta ve S_e değerinde çok az ve ihmal edilebilecek bir seviyede değişiklik gözlemlenmektedir.

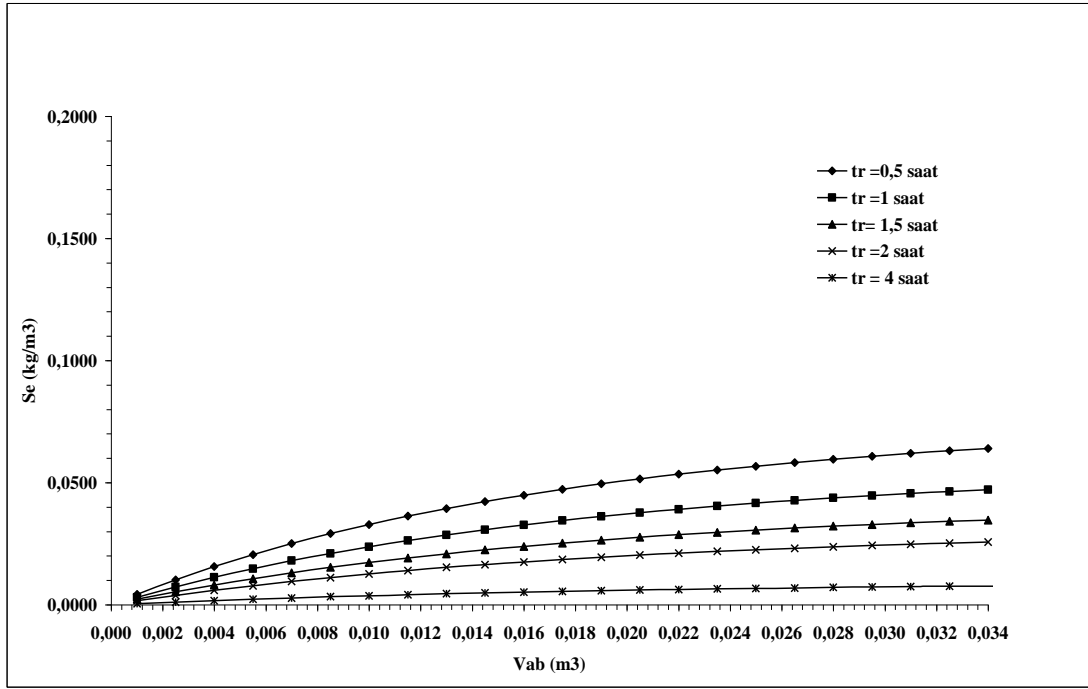
V_b - S_e ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu Şekil 4.34.'de gösterilmiştir.



Şekil 4.34. V_b - S_e ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat⁻¹; $S_o=0.206$ m³; $V_{ab}=34$ L; $V_a=7.7$ L; $t_f=0.5$ saat; $Q_o=0.012$ m³/saat)

Şekil 4.34.'e göre, reaktör boş hacmi (V_b) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlinear) bir tarzda azalış göstermekte ve reaksiyon süresi (t_r) artışı ile beraber çıkış KOİ konsantrasyonundaki azalma hızı düşmektedir. Aynı eğilimi göstermekle beraber reaksiyon süresi arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonları da birbirine yakınlaşmaktadır.

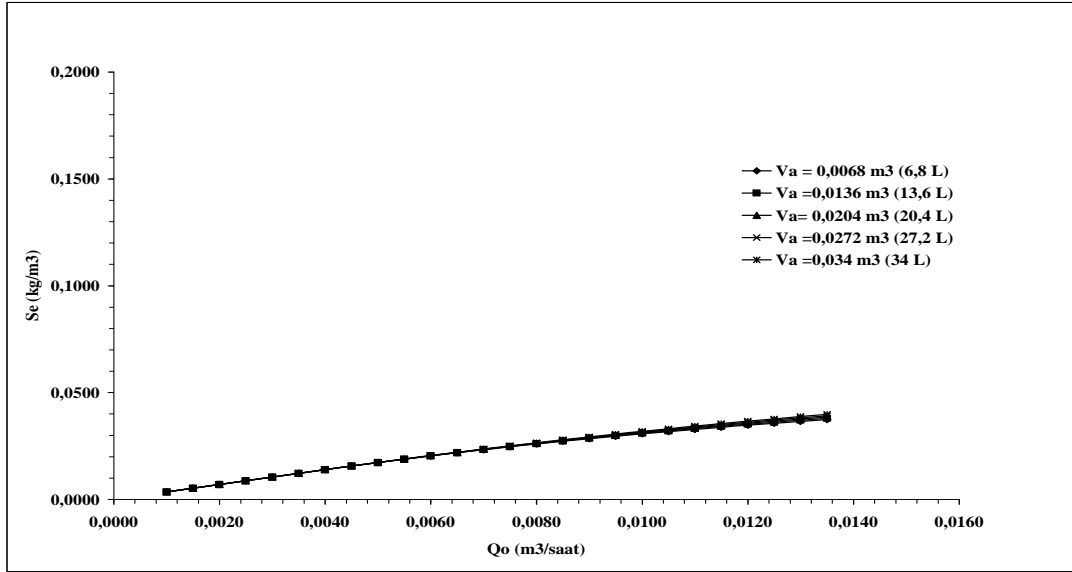
V_{ab} - S_e ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu Şekil 4.35'de gösterilmiştir.



Şekil 4.35 V_{ab} - S_e ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat⁻¹; $S_o=0.206$ m³; $V_a=7.7$ L; $V_b=40$ L; $t_f=0.5$ saat; $Q_o=0.012$ m³/saat)

Şekil 4.35.'e göre, AKR doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacim (V_{ab}) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlineer) olarak az miktarda artmaktadır. Reaksiyon süresi (t_r) artarken, çıkış KOİ konsantrasyonunun (S_e) düştüğü görülmektedir.

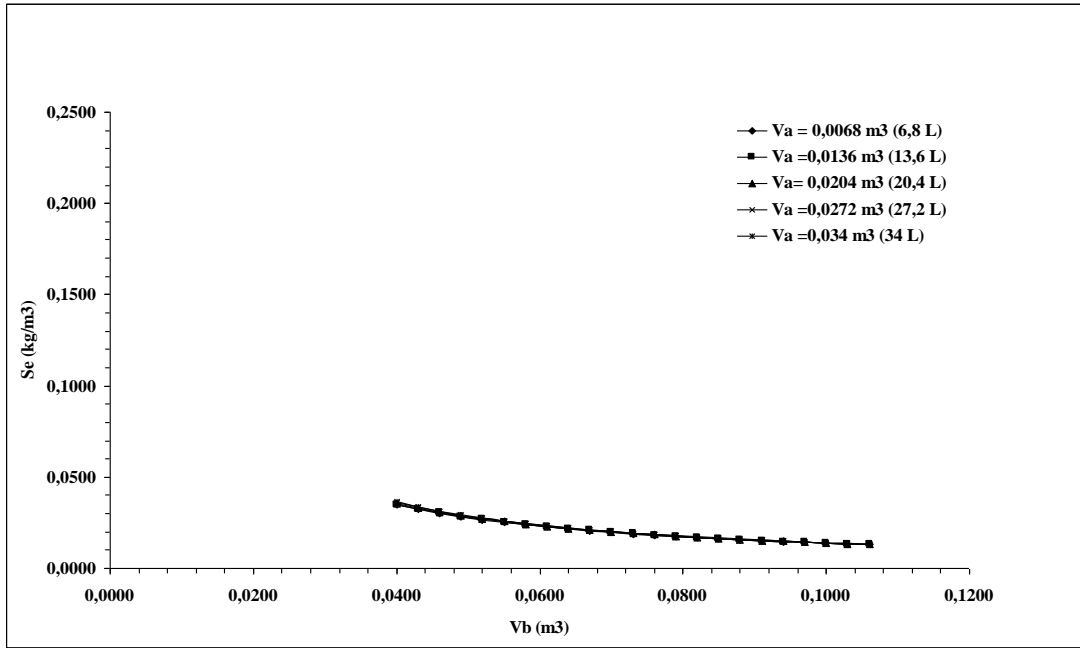
Q_o - S_e ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu Şekil 4.36.'da gösterilmiştir.



Şekil 4.36. Q_o - S_e ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat⁻¹; $S_o=0.206$ m³; $V_b=40$ L; $V_{ab}=34$ L; $t_f=0.5$ saat; $t_r=1.5$ saat)

Şekil 4.36.'ya göre, ardışık kesikli biyoreaktörde her seansta artırılan atıksu debisi (Q_o) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlinear) olarak az miktarda artmaktadır. Q_o - S_e ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu irdelendiğinde, çöken çamur hacminin (V_a) etkili bir parameter olmadığı görülmektedir.

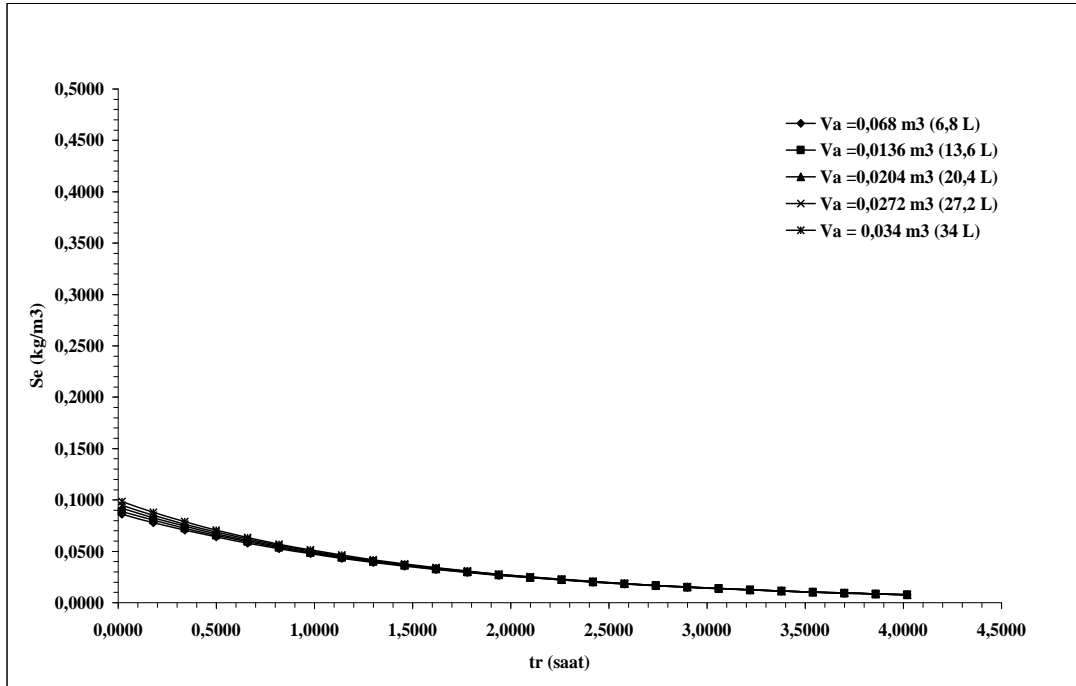
V_b - S_e ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu Şekil 4.37.'de gösterilmiştir.



Şekil 4.37. V_b - S_e ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat⁻¹; $S_o=0.206$ m³; $V_{ab}= 34$ L; $t_f= 0.5$ saat; $t_r= 1.5$ saat; $Q_o=0.012$ m³/saat)

Şekil 4.37.'ye göre, reaktörün boş hacmi (V_b) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlineer) bir tarzda az seviyede azalış göstermekte ve çöken çamur hacmi (V_a) artışı ile beraber KOİ konsantrasyonundaki (S_e) azalma hızı değişmemektedir.

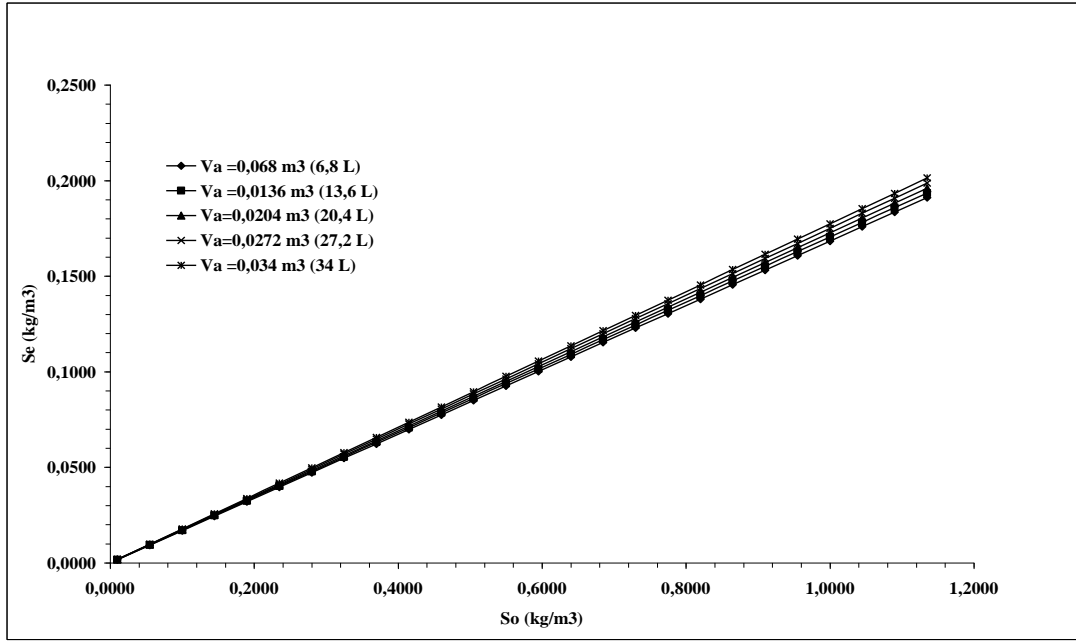
t_r - S_e ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu Şekil 4.38.'de gösterilmektedir.



Şekil 4.38. t_r - S_e ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat⁻¹; $S_o=0.206$ m³; $V_b=40$ L; $V_{ab}=34$ L; $t_f=0.5$ saat; $Q_o=0.012$ m³/saat)

Şekil 4.38.'e göre, reaksiyon süresi (t_r) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlineer) bir tarzda azalış göstermekte ve çöken çamur hacminin (V_a) artışı ile beraber KOİ konsantrasyonundaki (S_e) azalma hızı düşmektedir.

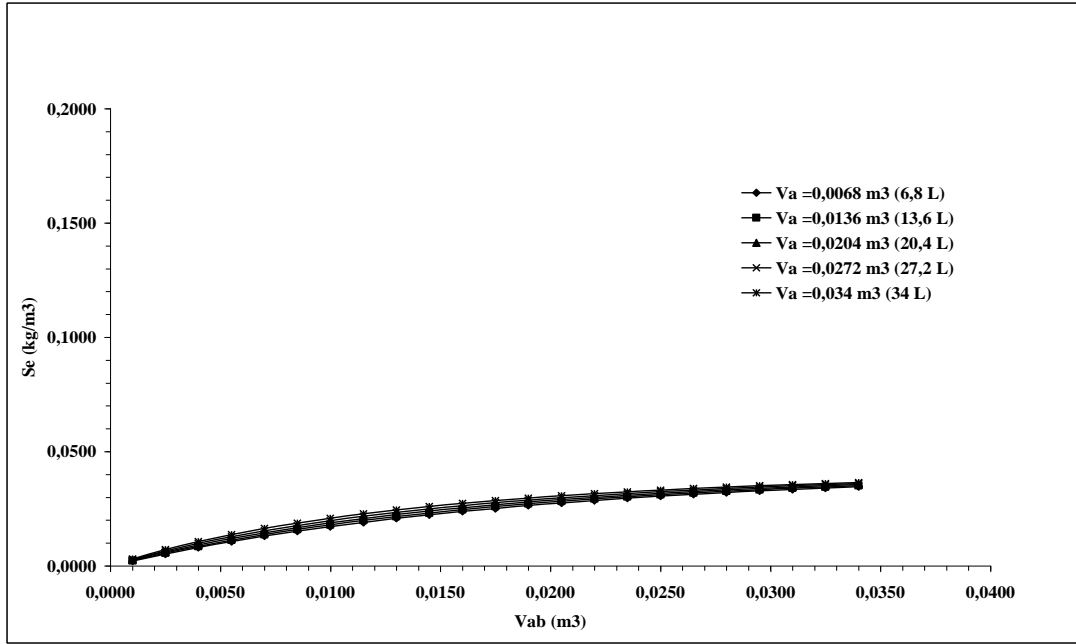
S_o - S_e ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu Şekil 4.39.'da gösterilmiştir.



Şekil 4.39. So-Se ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat⁻¹; $V_b=40$ L; $V_{ab}= 34$ L; $t_f= 0.5$ saat; $Q_0=0.012$ m³/saat; $t_r=1.5$ saat)

Şekil 4.39.'a göre, giriş KOİ konsantrasyonu (S_o) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) lineer olarak artmaktadır. Çöken çamur hacmi (V_a) artarken, çıkış KOİ konsantrasyonunun (S_e) çok az arttığı görülmektedir.

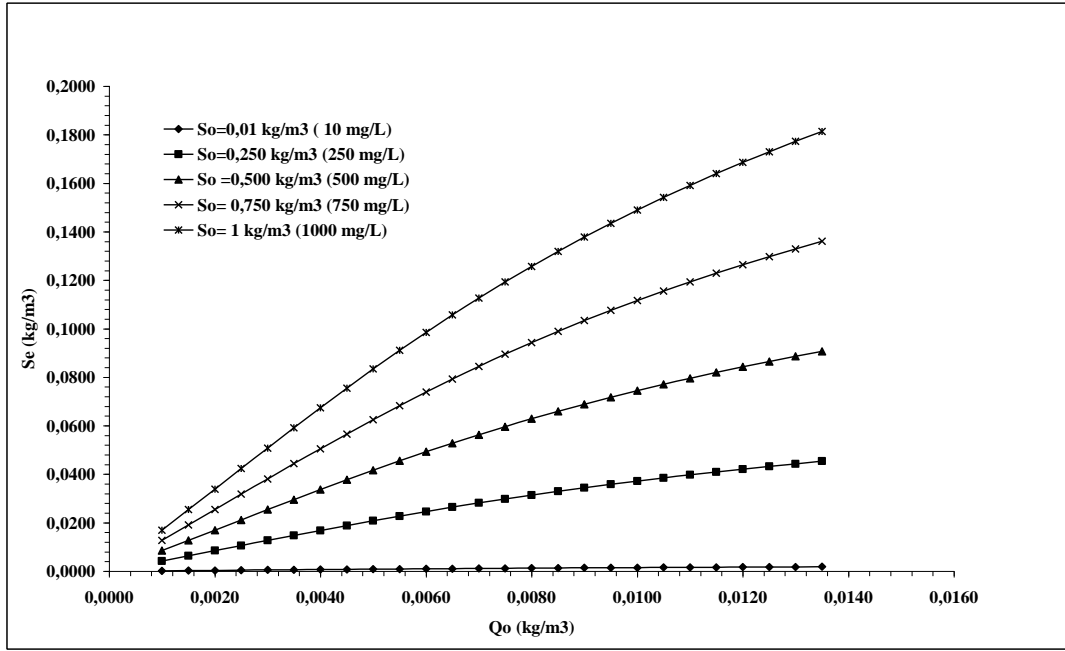
V_{ab} - S_e ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu Şekil 4.40.'da gösterilmiştir.



Şekil 4.40. V_{ab} - S_e ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat⁻¹; $V_b=40$ L; $S_o= 0.206$ m³; $t_f= 0.5$ saat; $Q_o=0.012$ m³/saat; $t_r=1.5$ saat)

Şekil 4.40.'a göre, ardışık kesikli biyoreaktörde doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacmi (V_{ab}) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlinear) olarak az miktarda artmaktadır. Fakat çöken çamur hacminin (V_a) etkisinin olmadığı görülmektedir.

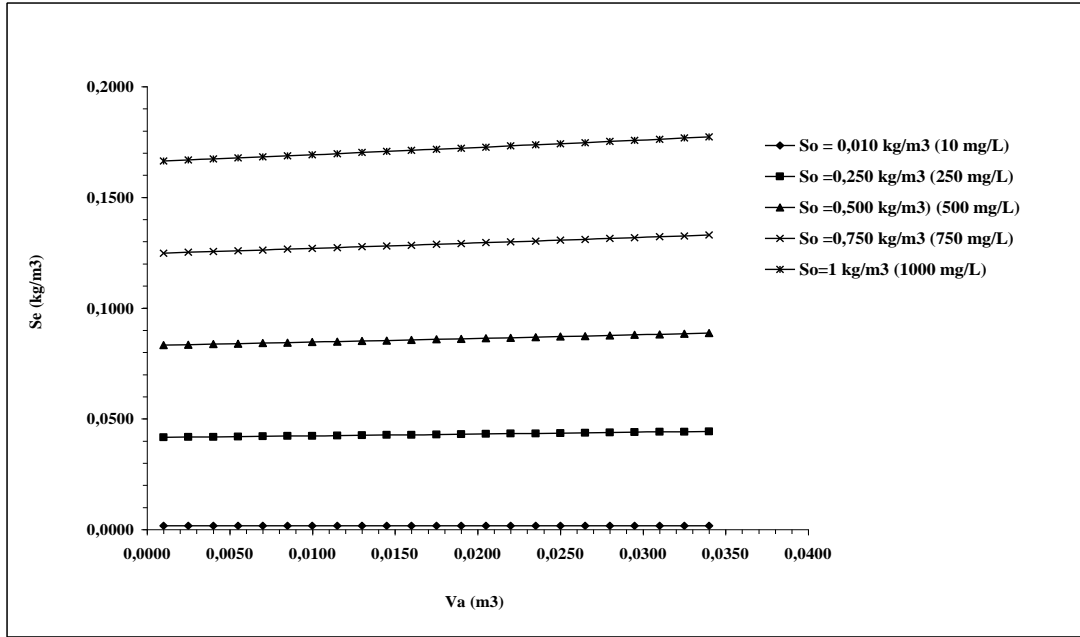
Q_o - S_e ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu Şekil 4.41.'de gösterilmiştir.



Şekil 4.41. Q_o - S_e ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat⁻¹; $V_{ab}=34$ L; $V_a=7.7$ L; $V_b=40$ L; $t_f=0.5$ saat; $t_r=1.5$ saat)

Şekil 4.41.'e göre, ardışık kesikli biyoreaktörde her seansta artırılan atıksu debisi (Q_o) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlinear) olarak artmaktadır. Giriş KOİ konsantrasyonu (S_o) ve her seansta artırılan atıksu debisi (Q_o) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonunun (S_e) doğrusal olmayan (nonlinear) artış hızı artmaktadır.

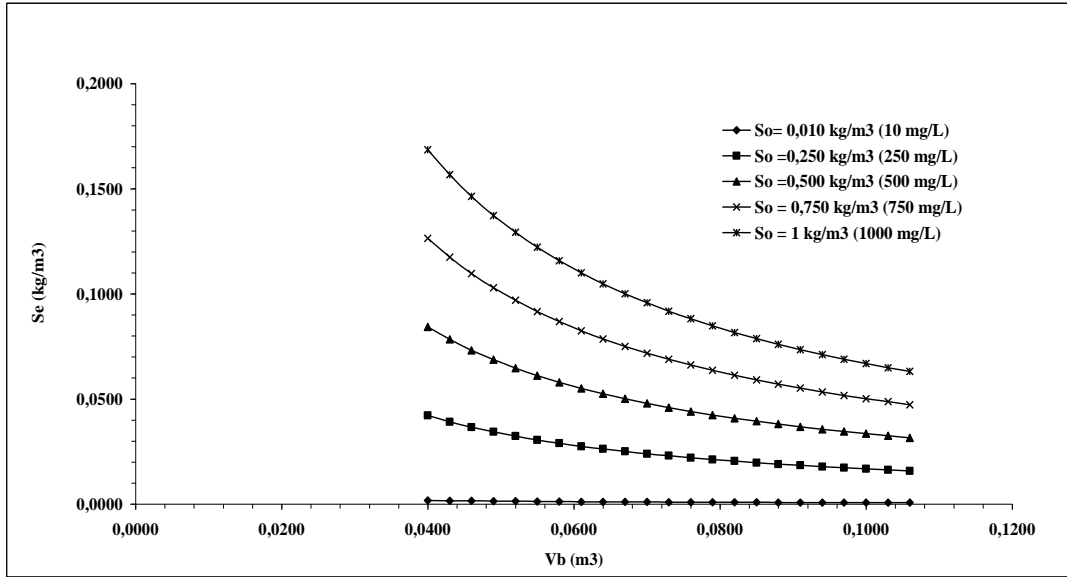
V_a - S_e ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu Şekil 4.42.'de gösterilmiştir.



Şekil 4.42. Va-Se ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu ($k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$; $Q_o= 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $V_b=40 \text{ L}$; $t_f= 0.5 \text{ saat}$; $t_r=1.5 \text{ saat}$)

Şekil 4.42.'ye göre, AKR'de çöken çamur hacmi (V_a) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusallığını korumakta ve S_e değerinde çok az bir seviyede değişiklik gözlemlenmektedir. V_a - S ilişkisine S_o etkisi irdelendiğinde, giriş KOİ konsantrasyonunun (S_o), çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) üzerine etkin olduğu ve giriş konsantrasyonu arttıkça çıkış konsantrasyonunun arttığı görülmektedir.

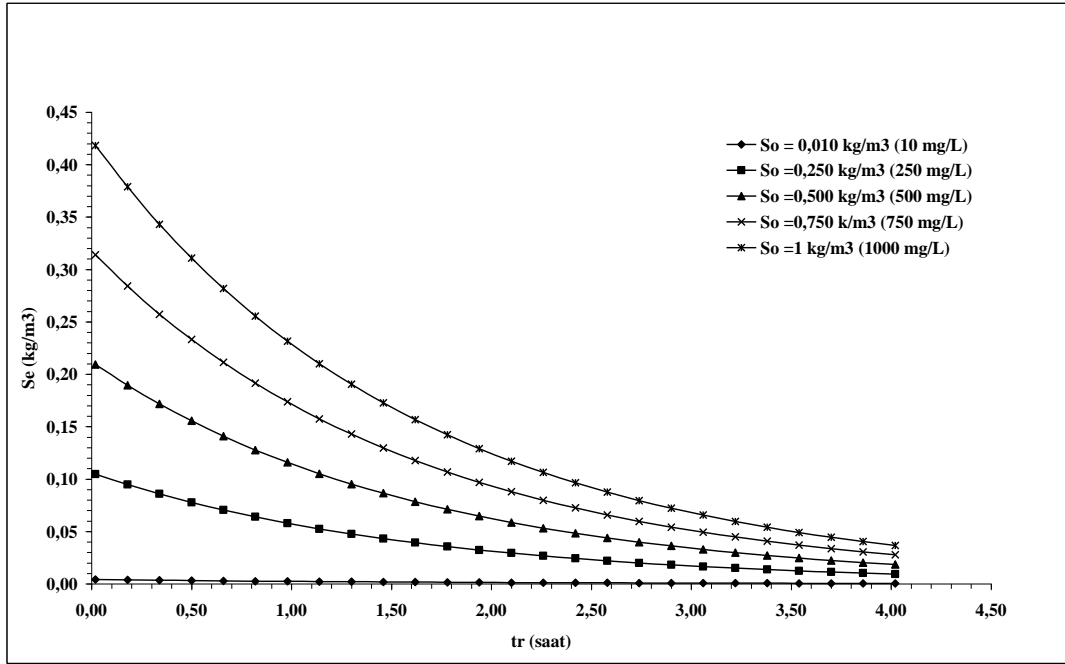
V_b - S_e ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu Şekil 4.43.'de gösterilmiştir.



Şekil 4.43. V_b - S_e ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat⁻¹; $V_{ab}=34$ L; $V_a=7.7$ L; $Q_o=0.012$ m³/saat; $t_f=0.5$ saat; $t_r=1.5$ saat)

Şekil 4.43.'e göre, reaktörün boş hacmi (V_b) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlinear) bir tarzda azalış göstermektedir. V_b - S_e ilişkisine S_o etkisi irdelendiğinde, giriş KOİ konsantrasyonunun (S_o), çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) üzerine etkin olduğu ve giriş konsantrasyonu arttıkça çıkış konsantrasyonunun arttığı görülmektedir.

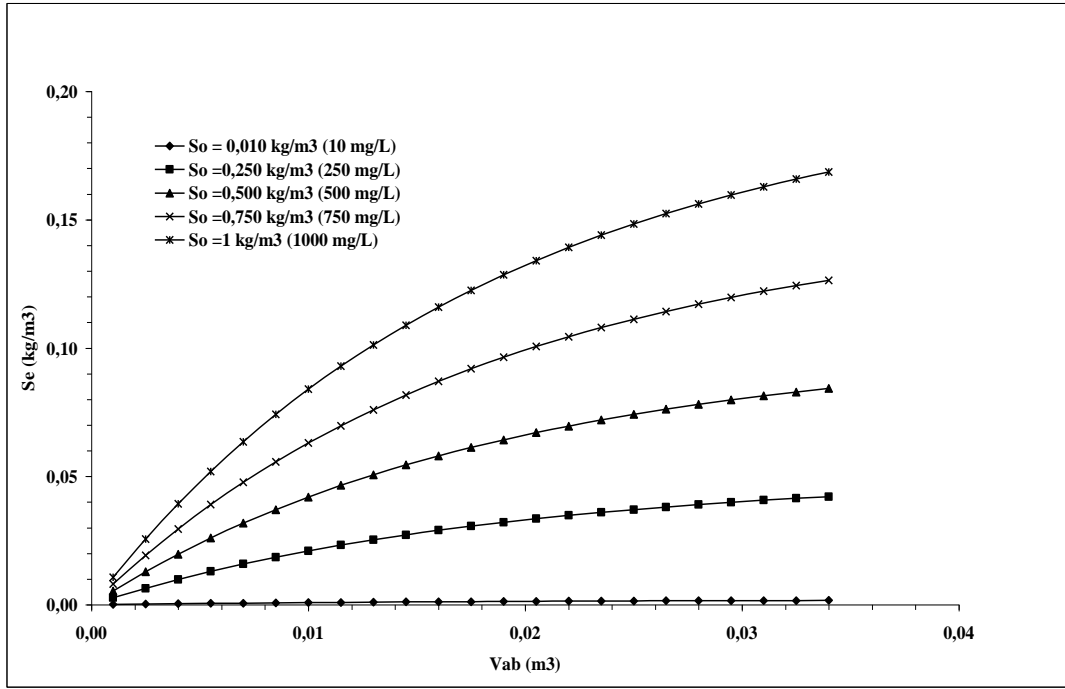
t_r - S_e ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu Şekil 4.44'de gösterilmiştir.



Şekil 4.44. tr-Se ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu ($Q_o = 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k = 0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_{ab} = 34 \text{ L}$; $V_a = 7.7 \text{ L}$; $V_b = 40 \text{ L}$; $t_f = 0.5 \text{ saat}$)

Şekil 4.44.'e göre, reaksiyon süresi (t_r) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlinear) bir tarzda azalış göstermektedir. t_r - S_e ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu irdelendiğinde, giriş KOİ konsantrasyonunun (S_o), reaksiyon süresinin (t_r) 1.5 saat olmasına kadar etkin bir şekilde çıkış KOİ konsantrasyonunu (S_e) azalttığı, $t_r = 1.5 - 4$ saat aralığında ise azalış hızının çok düştüğü ve dengeye geldiği görülmektedir. Hatta reaksiyon süresinin artması ile birlikte çıkış KOİ konsantrasyonunu (S_e) değerlerinin birbirine çok yaklaştığı görülmektedir. Bu simülasyondan da görüleceği üzere, giriş KOİ konsantrasyonunun (S_o) 10 - 1000 mg/L aralığında, reaksiyon süresinin (t_r) optimum değerinin 1.5 - 2 saat civarında olabileceği görülmektedir.

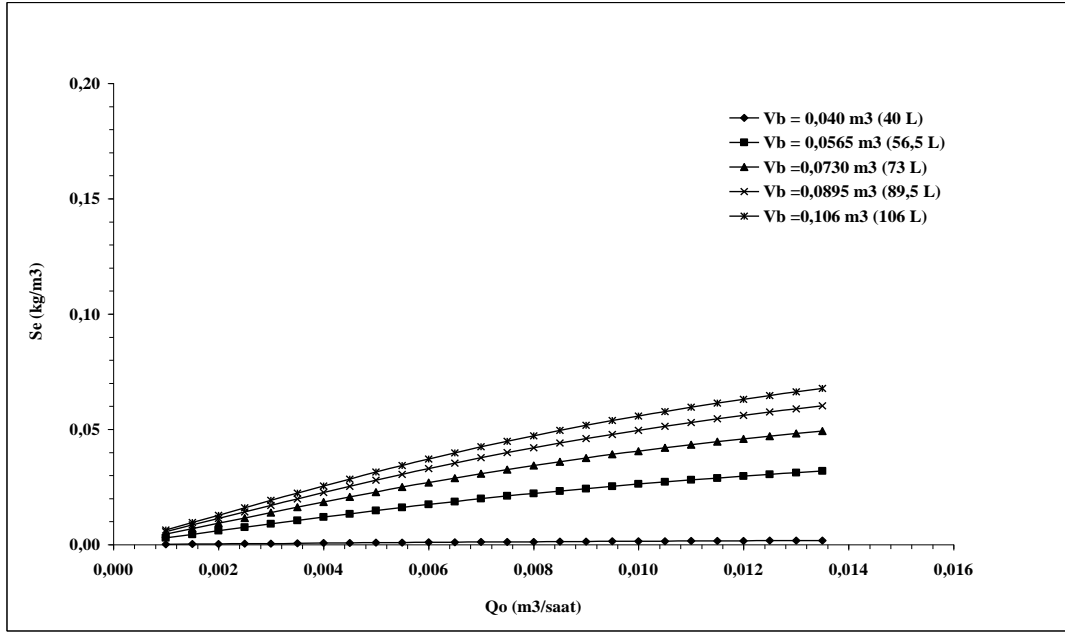
V_{ab} - S_e ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu Şekil 4.45.'de gösterilmiştir.



Şekil 4.45. V_{ab} - S_e ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu ($Q_o = 0.012$ m³/saat; $k = 0.60$ saat⁻¹; $V_a = 7.7$ L; $V_b = 40$ L; $t_f = 0.5$ saat; $t_r = 1.5$ saat)

Şekil 4.45.'e göre, ardışık kesikli biyoreaktörde doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacmi (V_{ab}) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlineer) olarak artmaktadır.

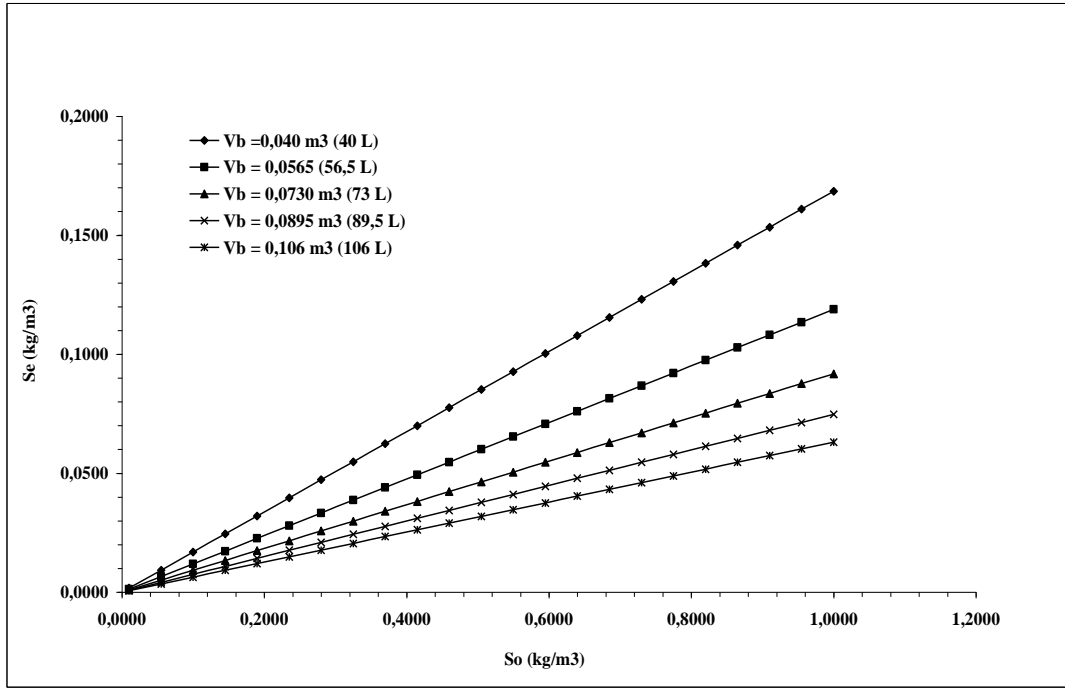
Q_o - S_e ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu Şekil 4.46'da gösterilmektedir.



Şekil 4.46. Qo-Se ilişkisine Vb etkisinin simülasyonu ($Q_o = 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k = 0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_{ab} = 34 \text{ L}$; $V_a = 7.7 \text{ L}$; $t_f = 0.5 \text{ saat}$; $t_r = 1.5 \text{ saat}$)

Şekil 4.46'ya göre, ardışık kesikli biyoreaktörde her seansta artırılan atıksu debisi (Q_o) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlinear) olarak az miktarda artmaktadır. Reaktörün boş hacmi (V_b) büyüdükçe, çıkış KOİ konsantrasyonlarında azalış görülmektedir.

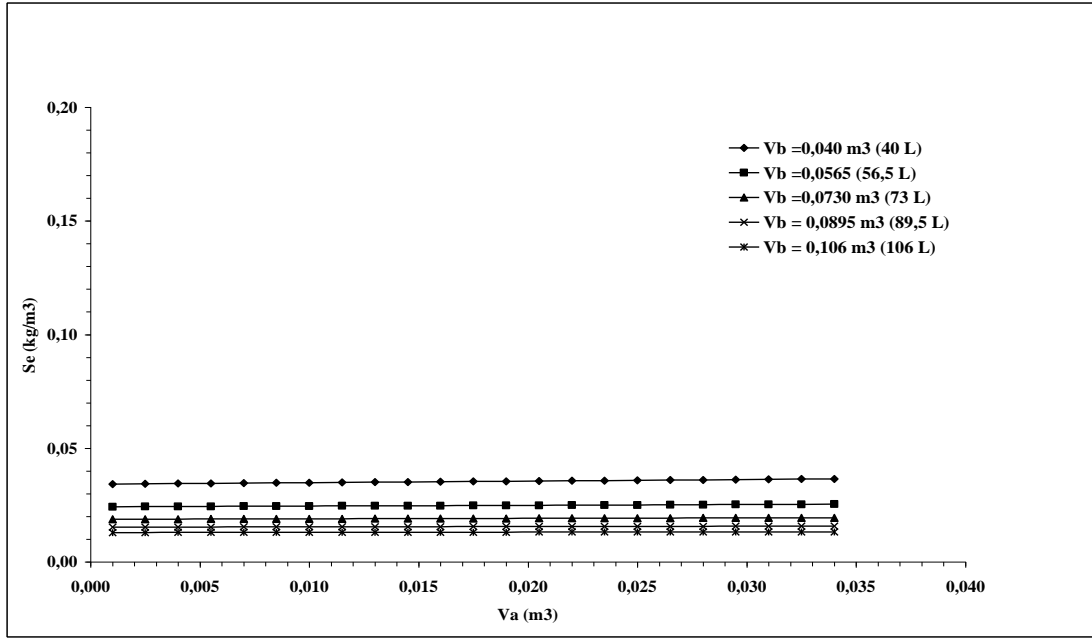
So-Se ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu Şekil 4.47.'de gösterilmiştir.



Şekil 4.47. S_o - S_e ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu ($Q_o = 0.012$ m³/saat; $k = 0.60$ saat⁻¹; $V_{ab} = 34$ L; $V_a = 7.7$ L; $t_f = 0.5$ saat; $t_r = 1.5$ saat)

Şekil 4.47.'ye göre, giriş KOİ konsantrasyonu (S_o) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) lineer olarak artmaktadır. Reaktör boş hacmi (V_b) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonunun (S_e) düştüğü görülmektedir.

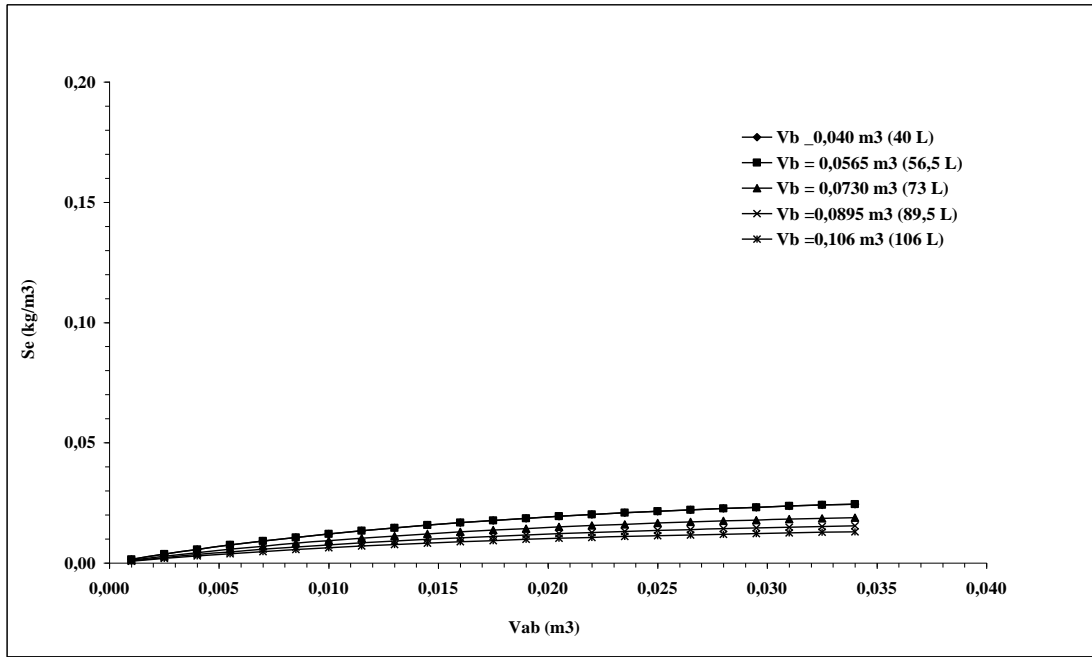
V_a - S_e ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu Şekil 4.48.'de gösterilmiştir.



Şekil 4.48. Va-Se ilişkisine Vb etkisinin simülasyonu ($Q_0 = 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$; $S_0= 0.206 \text{ kg/m}^3$; $t_f= 0.5 \text{ saat}$; $t_r=1.5 \text{ saat}$)

Şekil 4.48.'e göre, AKR'de çöken çamur hacmi (V_a) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusallığını korumakta ve S_e değerinde çok az ve ihmal edilebilecek bir seviyede değişiklik gözlemlenmektedir.

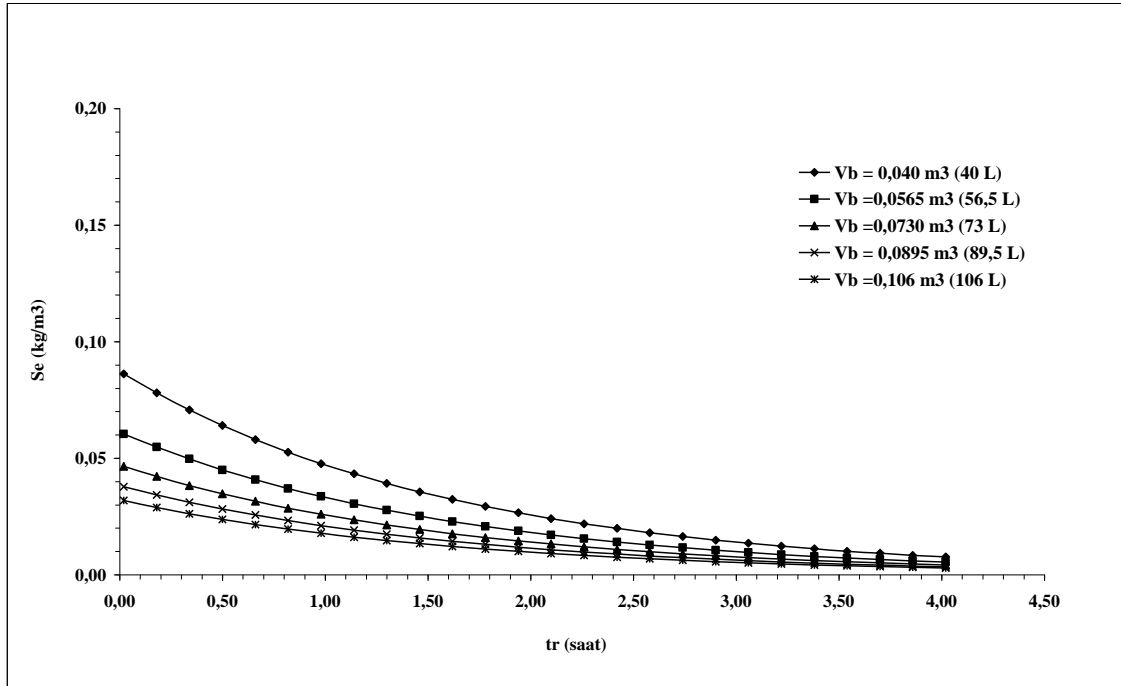
V_{ab} - S_e ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu Şekil 4.49.'da gösterilmektedir.



Şekil 4.50. Vab-Se ilişkisine Vb etkisinin simülasyonu ($Q_0 = 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $S_0 = 0.206 \text{ kg/m}^3$; $k = 0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_a = 7.7 \text{ L}$; $t_f = 0.5 \text{ saat}$; $t_r = 1.5 \text{ saat}$)

Şekil 4.50.'ye göre, ardışık kesikli biyoreaktörde doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacim (V_{ab}) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlinear) olarak az miktarda artmaktadır. Reaktörün boş hacmi (V_b) büyüdükçe, çıkış KOİ konsantrasyonlarında azalış görülmektedir.

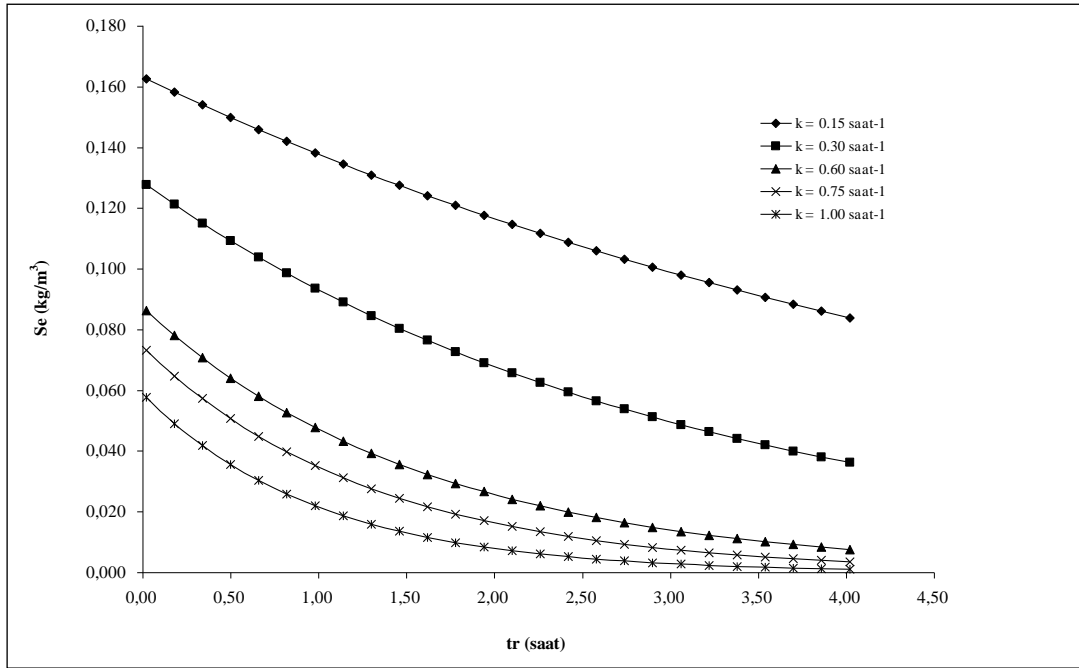
t_r - S_e ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu Şekil 4.51.'de gösterilmiştir.



Şekil 4.51. t_r - S_e ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu ($Q_0= 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$; $V_a=7.7 \text{ L}$; $t_f= 0.5 \text{ saat}$; $S_0=0.206 \text{ kg/m}^3$)

Şekil 4.51.'e göre, reaksiyon süresi arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu doğrusal olmayan (nonlinear) bir tarzda azalış göstermekte ve reaktör boş hacmi (V_b) artışı ile beraber KOİ konsantrasyonundaki azalma hızı düşmektedir. Aynı eğilimi göstermekle beraber reaksiyon süresi arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonları da birbirine yakınlaşmaktadır.

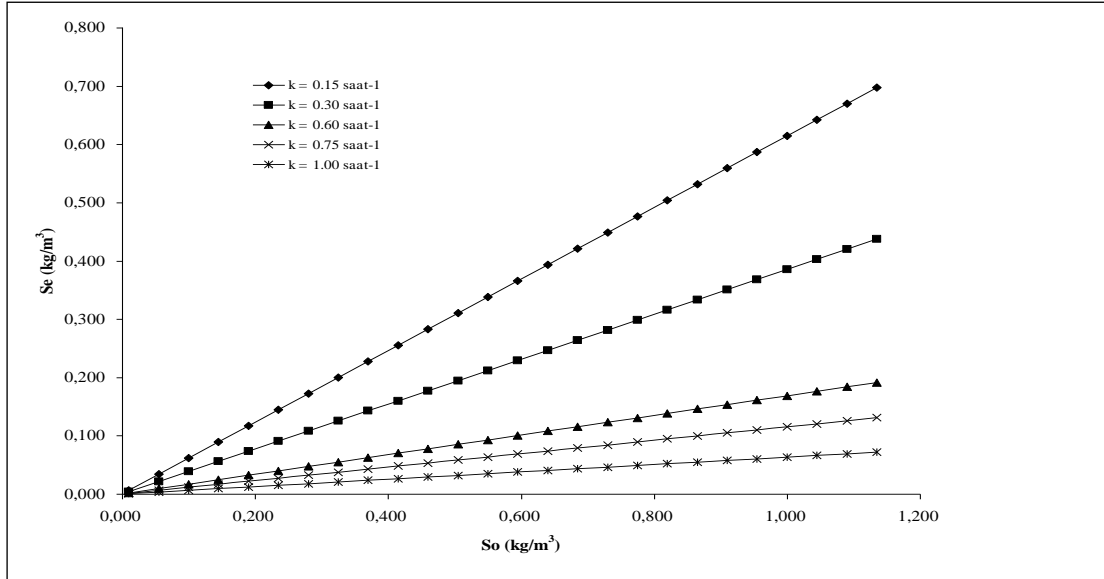
t_r - S_e ilişkisine k etkisinin simülasyonu Şekil 4.52'de gösterilmektedir.



Şekil 4.52. t_r - S_e ilişkisine k etkisinin simülasyonu ($Q_0=0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$; $V_a=7.7 \text{ L}$; $V_b=40 \text{ L}$; $t_f=0.5 \text{ saat}$; $S_0=0.206 \text{ kg/m}^3$)

Şekil 4.52.'ye göre, reaksiyon süresi arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu doğrusal olmayan (nonlinear) bir tarzda azalış göstermekte ve reaksiyon sabiti (k) artışı ile beraber KOİ konsantrasyonundaki azalma hızı düşmektedir. Reaksiyon sabitinin (k) kinetik üzerine çok etkin bir parametre olduğu ve reaksiyon sabiti (k) arttıkça, reaksiyon hızlanmakta, çıkış konsantrasyonu (S_e) daha kısa sürede dengeye gelmektedir. Aynı eğilimi göstermekle beraber reaksiyon süresi (t_r) ve reaksiyon sabiti (k) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonlarının birbirine daha yakın değerlere ulaştığı görülmektedir.

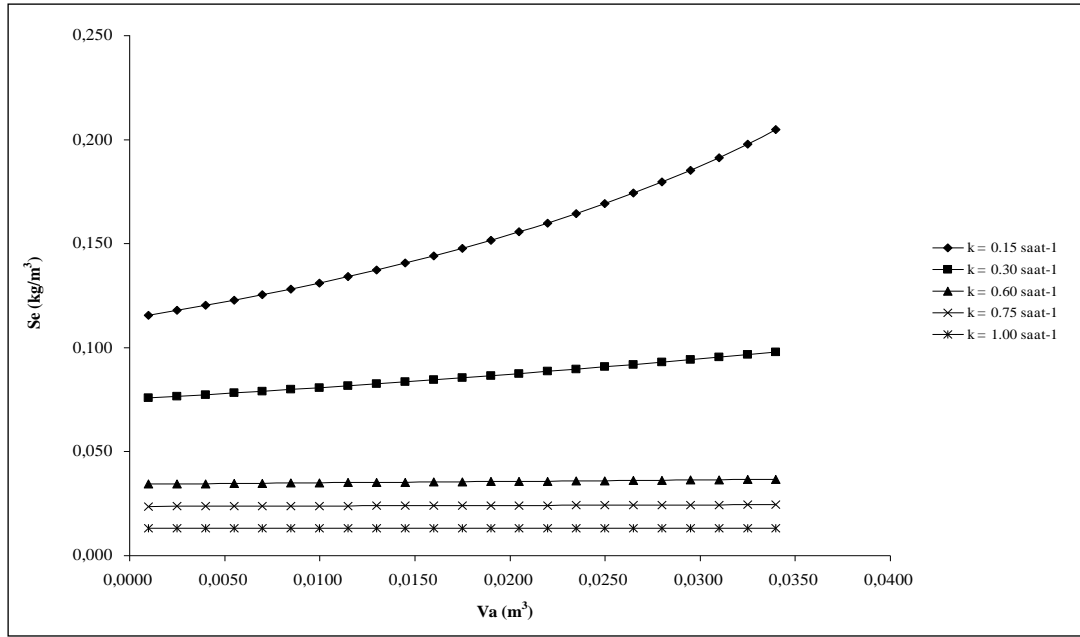
S_0 - S_e ilişkisine k etkisinin simülasyonu Şekil 4.53'de gösterilmektedir.



Şekil 4.53. So-Se ilişkisine k etkisinin simülasyonu ($Q_0 = 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $V_{ab} = 34 \text{ L}$; $V_a = 7.7 \text{ L}$; $V_b = 40 \text{ L}$; $t_f = 0.5 \text{ saat}$; $t_r = 1.5 \text{ saat}$)

Şekil 4.53'e göre, giriş KOİ konsantrasyonu (S_o) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) lineer olarak artmaktadır. Reaksiyon sabiti (k) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonunun (S_e) düştüğü görülmektedir.

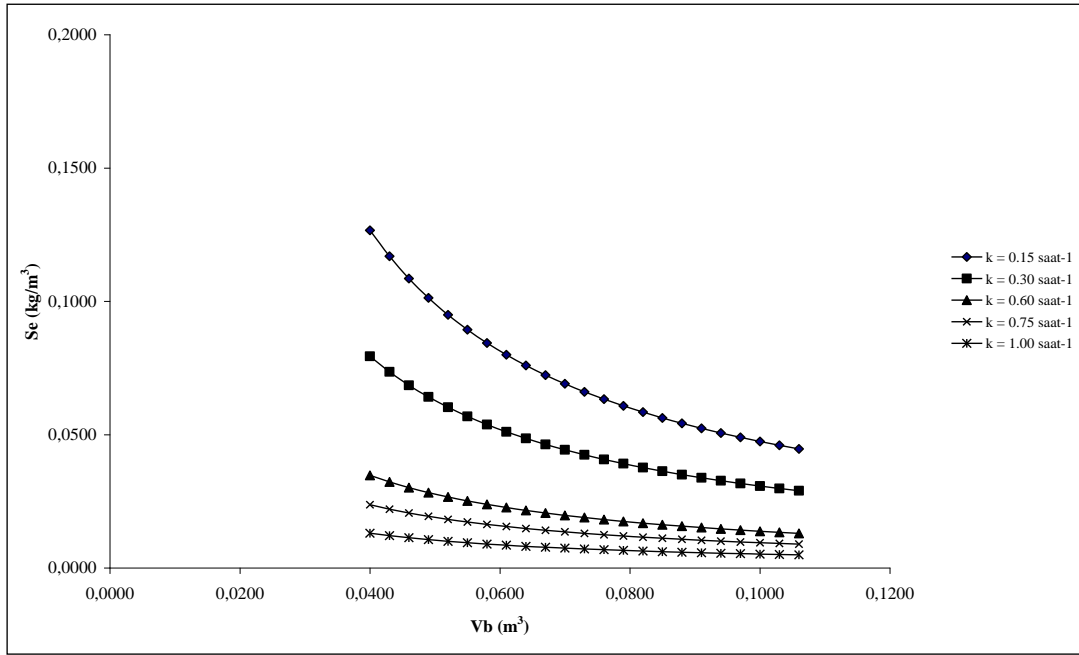
V_a - S_e ilişkisine k etkisinin simülasyonu Şekil 4.54.'de gösterilmektedir.



Şekil 4.54. Va-Se ilişkisine k etkisinin simülasyonu ($Q_0 = 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $V_{ab} = 34 \text{ L}$; $S_0 = 0.206 \text{ kg/m}^3$; $V_b = 40 \text{ L}$; $t_f = 0.5 \text{ saat}$; $t_r = 1.5 \text{ saat}$)

Şekil 4.54.'e göre, ardışık kesikli biyoreaktörde çöken çamur hacmi (V_a) arttıkça, $k = 0.60 - 1.00 \text{ saat}^{-1}$ aralığında, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal (lineer) olarak gitmekte ve miktarda bir değişiklik olmamaktadır. Fakat $k = 0.30 - 0.15 \text{ saat}^{-1}$ aralığında ise çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlineer) tarzda artmakta ve reaksiyon sabiti (k) daha küçük değerlere ulaştıkça, çöken çamur hacminin etkisi (V_a) daha belirgin olmakta ve çıkış konsantrasyonu (S_e) değeri artmaktadır.

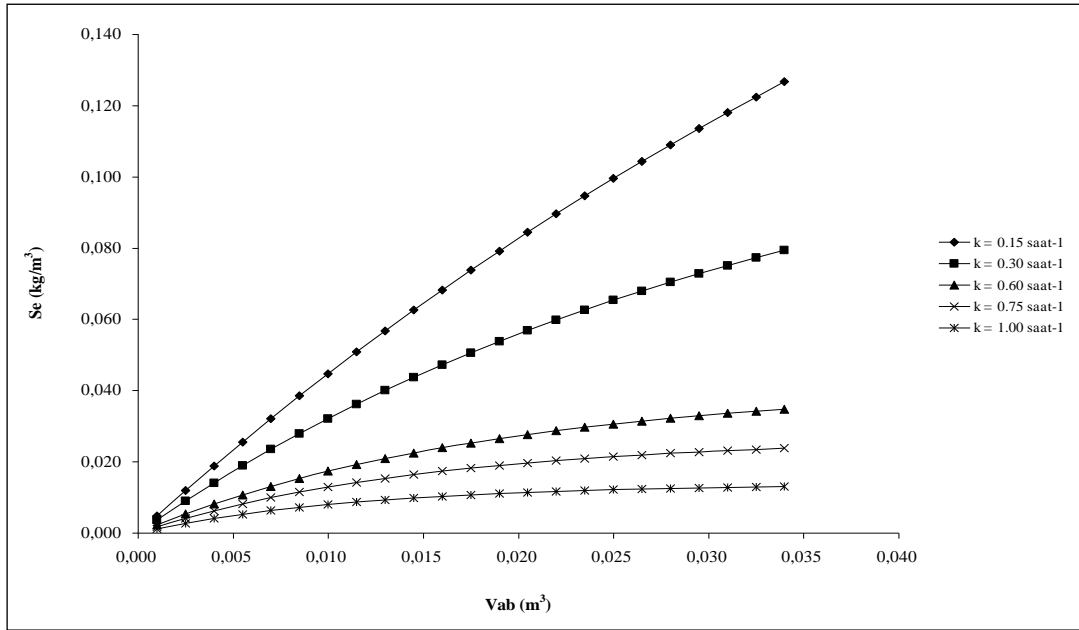
$V_b - S_e$ ilişkisine k etkisinin simülasyonu Şekil 4.55'de gösterilmektedir.



Şekil 4.55. V_b - S_e ilişkisine k etkisinin simülasyonu ($Q_0 = 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $V_{ab} = 34 \text{ L}$; $S_0 = 0.206 \text{ kg/m}^3$; $V_a = 7.7 \text{ L}$; $t_f = 0.5 \text{ saat}$; $t_r = 1.5 \text{ saat}$)

Şekil 4.55'e göre, ardışık kesikli biyoreaktörde reaktör boş hacmi (V_b) arttıkça, $k = 0.60 - 1.00 \text{ saat}^{-1}$ aralığında, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlinear) olarak gitmekte ve az miktarda bir değişiklik olmaktadır. Fakat $k = 0.30 - 0.15 \text{ saat}^{-1}$ aralığında ise çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlinear) tarzda azalmakta ve reaksiyon sabiti (k) daha küçük değerlere ulaştıkça, reaktör boş hacminin (V_b) etkisi daha belirgin olmaktadır.

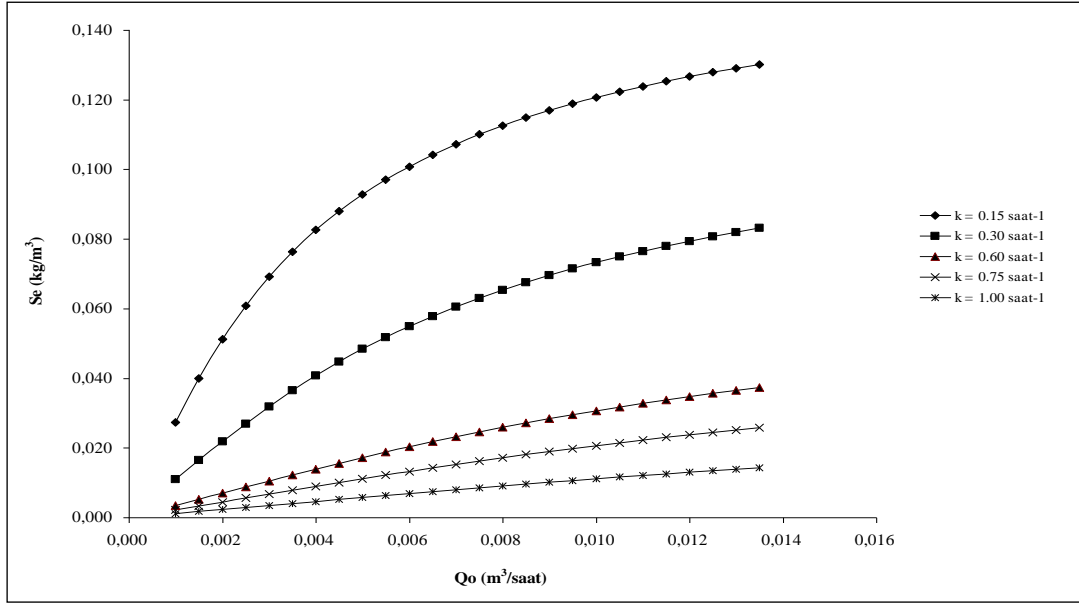
V_{ab} - S_e ilişkisine k etkisinin simülasyonu Şekil 4.56.'da gösterilmektedir.



Şekil 4.56. Vab-Se ilişkisine k etkisinin simülasyonu ($Q_0 = 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $V_b = 40 \text{ L}$; $S_0 = 0.206 \text{ kg/m}^3$; $V_a = 7.7 \text{ L}$; $t_f = 0.5 \text{ saat}$; $t_r = 1.5 \text{ saat}$)

Şekil 4.56.'ya göre, ardışık kesikli biyoreaktörde doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacmi (V_{ab}) arttıkça, $k = 0.60 - 1.00 \text{ saat}^{-1}$ aralığında, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlinear) olarak artmakta ve az miktarda bir değişiklik olmaktadır. Fakat $k = 0.30 - 0.15 \text{ saat}^{-1}$ aralığında ise çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlinear) tarzda artmakta ve reaksiyon sabiti (k) daha küçük değerlere ulaştıkça, doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacmi (V_{ab}) etkisi daha belirgin olmaktadır.

Q_0 - S_e ilişkisine k etkisinin simülasyonu Şekil 4.57.'de gösterilmektedir.



Şekil 4.57. Q_o - S_e ilişkisine k etkisinin simülasyonu ($V_{ab}=34$ L; $V_b=40$ L; $S_o=0.206$ kg/m^3 ; $V_a= 7.7$ L; $t_f= 0.5$ saat; $t_r= 1.5$ saat)

Şekil 4.57'ye göre, ardışık kesikli biyoreaktörde her seansta arıtılan atıksu debisi (Q_o) değeri arttıkça, $k= 0.60 - 1.00$ $saat^{-1}$ aralığında, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlinear) olarak artmakta ve az miktarda bir değişiklik olmaktadır. Fakat $k=0.30-0.15$ $saat^{-1}$ aralığında ise çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlinear) tarzda artmakta ve reaksiyon sabiti (k) daha küçük değerlere ulaştıkça, her seansta arıtılan atıksu debisi (Q_o) etkisi daha belirgin olmaktadır.

Her seansta arıtılan atıksu debisi (Q_o) değerinin davranışı, doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacmi (V_{ab}) değerinin davranışı ile benzerlik göstermektedir. Bu da Ardışık kesikli biyoreaktörde, her seansta belirli ve tecrübelerle dayalı miktarda " Q_o/V_{ab} " oranında arıtmanın yapılabileceğini göstermektedir. Bu tez çalışmasında kentsel atıksuyun ardışık kesikli biyoreaktörde arıtılabilmesi için bulunan optimum " Q_o/V_{ab} " oranının " 12 L/saat / 34 L = 0.353 $saat^{-1}$, reaksiyon süresi $t_r = 1.5$ saat, çökelme süresi $t_c = 1.5$ saat ve KOİ giderme veriminin de %83 civarında olduğu bulunmuştur (bkz. Tablo 4.4., Tablo 4.11. ve Tablo 4.12.).

4.2.1.1. Reaksiyon kinetiği deneysel çalışmaları ile modelin karşılaştırılması

Teorik yaklaşımla hesaplanan optimum AKR şartlarındaki çıkış KOİ konsantrasyonları Tablo 4.20.'de verilmiştir.

Tablo 4.20. Teorik yaklaşımla hesaplanan optimum AKR şartlarındaki çıkış KOİ konsantrasyonları ($Q_0=0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$; $V_a=7.7 \text{ L}$; $V_b=40 \text{ L}$; $t_f=0.5 \text{ saat}$; $S_0=0.206 \text{ kg/m}^3$)

tr(saat)	Se(kg/m³)
0.0500	0.0846
0.1000	0.0820
0.1500	0.0795
0.2000	0.0771
0.2500	0.0747
0.3000	0.0724
0.3500	0.0702
0.4000	0.0681
0.4500	0.0660
0.5000	0.0640
0.5500	0.0621
0.6000	0.0602
0.6500	0.0584
0.7000	0.0566
0.7500	0.0549
0.8000	0.0533
0.8500	0.0516
0.9000	0.0501
0.9500	0.0486
1.0000	0.0471
1.0500	0.0457
1.1000	0.0443
1.1500	0.0430
1.2000	0.0417
1.2500	0.0404
1.3000	0.0392
1.3500	0.0380
1.4000	0.0369
1.4500	0.0358
1.5000	0.0347
1.5500	0.0337

Tablo 4.20. (Devamı) Teorik yaklaşımla hesaplanan optimum AKR şartlarındaki çıkış KOİ konsantrasyonları ($Q_0= 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$; $V_a=7.7 \text{ L}$; $V_b=40 \text{ L}$; $t_f= 0.5 \text{ saat}$; $S_0=0.206 \text{ kg/m}^3$)

tr(saatt)	Se(kg/m³)
1.6000	0.0327
1.6500	0.0317
1.7000	0.0307
1.7500	0.0298
1.8000	0.0289
1.8500	0.0281
1.9000	0.0272
1.9500	0.0264
2.0000	0.0256
2.0500	0.0249
2.1000	0.0241
2.1500	0.0234
2.2000	0.0227
2.2500	0.0220
2.3000	0.0214
2.3500	0.0207
2.4000	0.0201
2.4500	0.0195
2.5000	0.0189
2.5500	0.0184
2.6000	0.0178
2.6500	0.0173
2.7000	0.0168
2.7500	0.0163
2.8000	0.0158
2.8500	0.0153
2.9000	0.0149
2.9500	0.0144
3.0000	0.0140
3.0500	0.0136
3.1000	0.0132
3.1500	0.0128
3.2000	0.0124
3.2500	0.0120
3.3000	0.0117
3.3500	0.0113

Tablo 4.20. (Devamı) Teorik yaklaşımla hesaplanan optimum AKR şartlarındaki çıkış KOİ konsantrasyonları ($Q_0= 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$; $V_a=7.7 \text{ L}$; $V_b=40 \text{ L}$; $t_f= 0.5 \text{ saat}$; $S_0=0.206 \text{ kg/m}^3$)

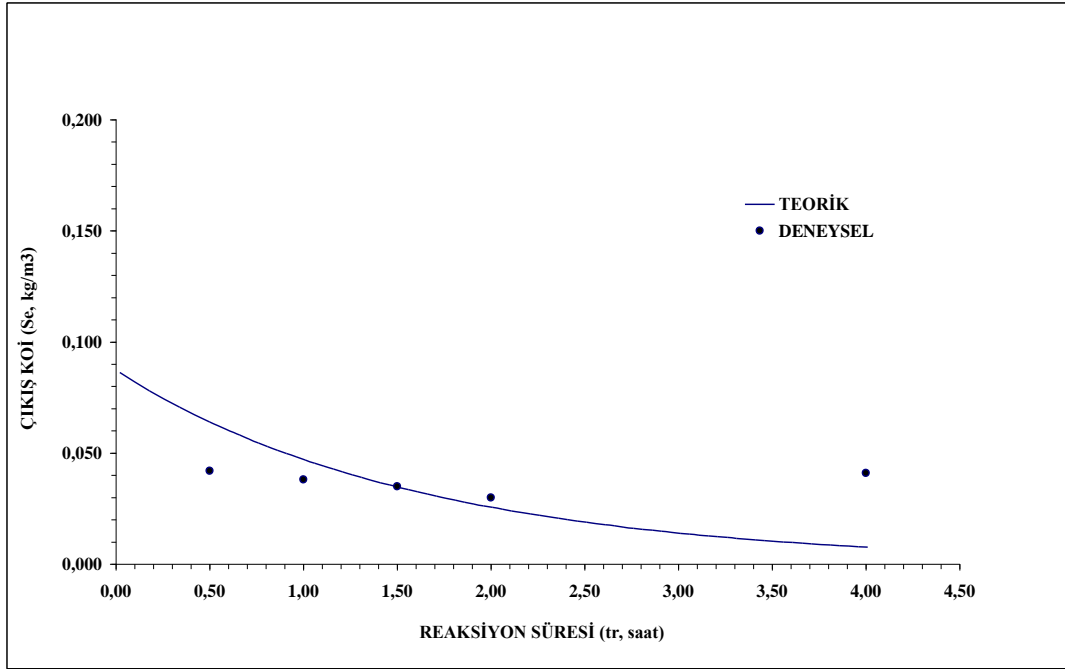
tr(saatt)	Se(kg/m³)
3.4000	0.0110
3.4500	0.0107
3.5000	0.0104
3.5500	0.0100
3.6000	0.0097
3.6500	0.0095
3.7000	0.0092
3.7500	0.0089
3.8000	0.0086
3.8500	0.0084
3.9000	0.0081
3.9500	0.0079
4.0000	0.0077

Ardışık kesikli biyoreaktörde, deneysel ve teorik olarak reaksiyon süresinin çıkış KOİ konsantrasyonuna etkisinin karşılaştırılması Tablo 4.21.'de verilmiştir.

Tablo 4.21. Ardışık kesikli reaktörde deneysel ve teorik olarak reaksiyon süresinin çıkış KOİ konsantrasyonuna etkisinin karşılaştırılması

Reaksiyon Süresi (t_r,saat)	Giriş KOİ (S_0, mg/L)	Deneysel Çıkış KOİ (S_e, mg/L)	Teorik Çıkış KOİ (S_e, mg/L)
0.5	206	42	64
1	206	38	47
1.5	206	35	35
2	206	30	26
4	206	41	8

Optimum işletme şartlarında, AKR'de reaksiyon süresinin deneysel ve teorik olarak çıkış suyu KOİ konsantrasyonlarına etkisinin karşılaştırılması Şekil 4.58.'de gösterilmiştir.



Şekil 4.58. AKR'de reaksiyon süresinin deneysel ve teorik olarak çıkış suyu KOİ konsantrasyonlarına etkisinin karşılaştırılması ($k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $t_f=0.5 \text{ saat}$; $Q_0=0.012 \text{ m}^3/\text{Saat}$; $S_0=0.206 \text{ kg/m}^3$; $V_a=7.7 \text{ L}$; $V_b=40 \text{ L}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$)

AKR kinetiğini (doldurma-çökeltme-boşaltma) yansıtabilecek deneylerde; deney süresinin uzun olması (toplam: 21.5 saat), aynı başlangıç koşullarının elde edilmesi zorluğu sebebiyle deney süresince elde edilen çıkış KOİ'leri ile teorik çalışma karşılaştırıldığında, reaksiyon sürelerine göre bazı farklılıkların görüldüğü anlaşılmaktadır. Reaksiyon süresi 1 saate kadar, Çıkış KOİ deney sonucunun (38 mg/L) modelden (47 mg/L) daha düşük çıktığı, reaksiyon süresi 1 -2 saat aralığında deney sonuçları ile model sonuçlarının birbirine yakın olduğu ve reaksiyon süresi 4 saat olduğunda çıkış KOİ deney sonucunun (41 mg/L) modelden (8 mg/L) daha yüksek olduğu tespit edilmiştir. Bu sonuçlara göre; optimum reaksiyon süresinin 1.5 saat civarında olması makul ve uygundur. Ayrıca deneysel ve teorik çalışma karşılaştırıldığında; modelin davranışı ile deneysel davranışın benzerlik gösterdiği söylenebilir.

Bu tez çalışmasının ana amaçlarından biri de, kentsel atıksuyun biyolojik ön arıtmasında kullanılan ve tübüler membranın önüne yerleştirilmiş bir proses olarak Ardışık Kesikli Biyoreaktör (AKR) mekanizmasını ve kinetiğinin modellenmesini daha iyi anlayabilmek amacına yöneliktir. Çünkü bu yeni reaktör tipi (AKR: reaksiyon ve çökeltme aynı tank içerisinde) klasik kesikli veya sürekli reaktör tipinden ayrı davranış göstermekte olup, kendine ait bir mekanizması söz konusudur. Çünkü aynı tank içerisinde yapılan çökeltme safhasında da KOİ giderimi halen devam etmekte olan bir mekanizmadır ve çökeltme safhasında iyi çökeltmeyen biyokütlelerin bir kısmı arıtılmış su içerisinde askıda veya çözünmüş olarak kalması muhtemel olup çıkış KOİ'sini salınlı hale getirebilme riski bulunmaktadır. Bunun için AKR'lerin gerçek hayattaki arıtma uygulamalarında büyük avantajlarının (tank sayısının azlığı, enerji tasarrufu, evsel ve endüstriyel atıksulara uygulanabilirliği vb.) yanında işletme risklerini de beraberinde getirmektedir. Bunun için ardışık kesikli biyoreaktör tasarımının ve işletilmesinin atıksudan atıksuya değişebileceği göz önüne alınarak, çok dikkatlice yapılması gerekmektedir. Bu nedenle tez çalışmasındaki deney, model ve simülasyon çalışmalarının ana sebeplerinden biri de reaksiyon ve çökeltme sürelerinin optimum olarak belirlenmesi ve ardışık kesikli reaktörün çıkış konsantrasyonuna ve giderim verimine etki eden parametrelerin etki ve derecesinin belirlenmesi amacına yöneliktir.

4.2.2. Çökeltme kinetiği modellemesi

4.2.2.1. Çökeltme kinetiği deneysel çalışmaları ile modelin karşılaştırılması

Yapılan literatür çalışması sonucunda da AKR sistemlerindeki çökeltme kinetiğinin genel olarak engelli çökeltme kinetiğine uyabileceği düşünülmektedir.

Bu çökeltme türünde, partikül maddelerin çökeltmesi Stokes kanunları (Hazen ve Newton) ile ifade edilir:

$$V = \frac{1}{18} * \frac{g}{\gamma} \left(\frac{\rho_d}{\rho} - 1 \right) d^2 \quad (4.5.)$$

Burada,

- V = mutlak çökelme hızı (cm/dk)
 g = yerçekimi ivmesi
 γ = kinematik vizkozite, su için $0.01 \text{ cm}^2/\text{dk}$
 ρ_d = partikül yoğunluğu, (g/cm^3)
 ρ = sıvının yoğunluğu, su için $1.0 \text{ g}/\text{cm}^3$
 d = partikül çapı (cm)
 t_ϕ = AKR çökelme süresi (dk)
 V_ϕ = AKR çökelme hızı (cm/dk)
 X = AKM konsantrasyonu (g/cm^3) nu ifade etmektedir.

Bu kanun partikülün etrafındaki sıvı akışının laminar olduğu durumlarda geçerlidir. Ayrıca bu kanun sadece sıvı fazının sabit olduğu durumlar için geçerlidir. Bu nedenle o mutlak çökelme hızını verir. Aktif çamur durumunda, çökelen floklar tankın dibinden yukarıya doğru eşit su hacimlerini çıkarırlar. Çökelen katı akışının yanında, çamurun çökmesini engelleyen yükselen bir sıvı akışı vardır. Bu özellikle, yüksek çamur seviyesi ve büyük çamur flokları durumunda bu şekildedir.

Lineer çökelme periyodu, başlangıç konsantrasyonundaki çamurun çökebilirliği için örnek olarak alınır.

Etkili çökme;

$$V_e = V - V_w \quad (4.6.)$$

denklemlerle ifade edilir (Köseoğlu, 2004).

Burada,

- V_e = etkin çökelme hızı
 V = mutlak çökme hızı
 V_w = suyun artan çökelme hızını ifade etmektedir.

V_w , hacimsel çamur konsantrasyonunun bir fonksiyonu olduğundan dolayı yukarıda verilen denkleme dönüştürülebilir:

$$V_e = V \left(1 - \gamma \left(\frac{H_c}{H_t * X} \right)^{2/3} \right) \quad (4.7)$$

Laminer çökeltmede, küresel tanecikler için; $\gamma=2.0$ 'dır. (Köseoğlu, 2004).

yol = hız x zaman ifadesinden aşağıdaki eşitlik yazılabilir:

$$H_{\text{katedilen}} = V_e * t \quad (4.8)$$

Burada,

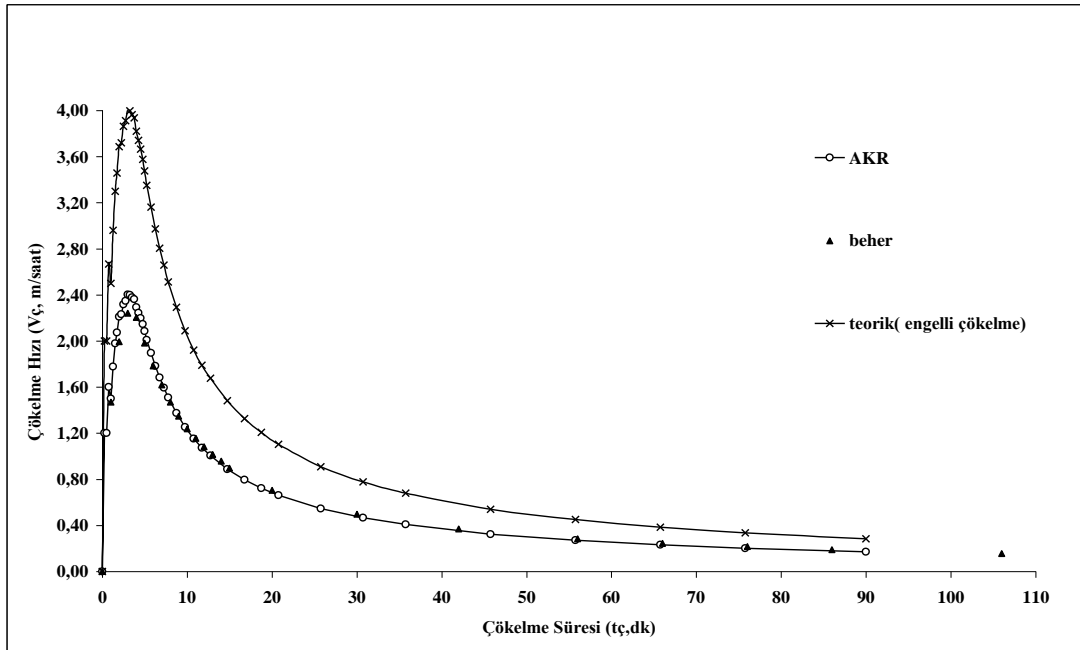
H_c : çöken çamur yüksekliği

H_t : toplam yükseklik

$H_{\text{katedilen}}$: çamur çökelirken katettiği mesafe (yükseklik)

t : zamanı ifade etmektedir.

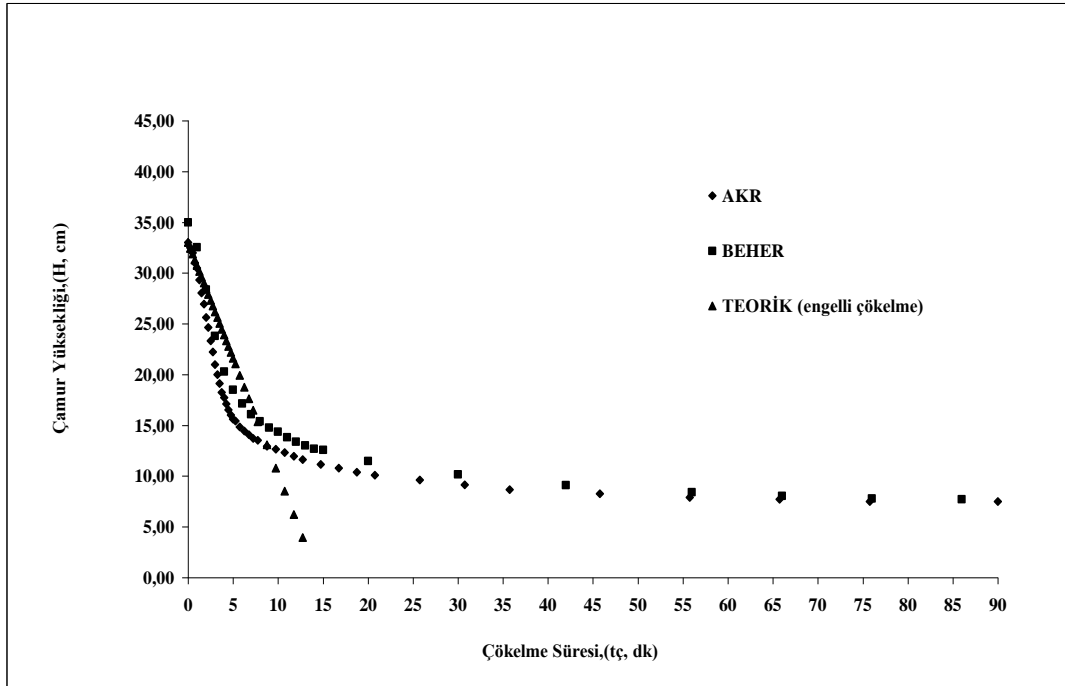
AKR'den ve beherden elde edilen çökeltme hızları ile teorik olarak hesaplanarak elde edilen çökeltme hızlarının, zamana bağlı davranışlarının karşılaştırılması Şekil 4.59.'da gösterilmiştir.



Şekil 4.59. AKR, beher ve teorik çökeltme hızlarının zamana bağlı davranışlarının karşılaştırılması ($Q_0 = 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k = 0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_{ab} = 0.034 \text{ m}^3$; $V_a = 0.0077 \text{ m}^3$; $V_b = 0.040 \text{ m}^3$; $t_f = 0.5 \text{ saat}$; $t_r = 1.5 \text{ saat}$; $S_0 = 0.206 \text{ kg/m}^3$; $X = 3.15 \text{ kg/m}^3$; $\gamma = 0.01 \text{ cm}^2/\text{dk}$; $\rho_d = 1.07 \text{ g/cm}^3$; $\rho = 1 \text{ g/cm}^3$; $d = 0.01 \text{ cm}$)

Şekil 4.59'a göre, çökeltme süresi arttıkça yaklaşık ilk 5 dakikalık süreçte çökeltme hızı logaritmik olarak artmakta, daha sonra 90. dakikaya kadar çökeltme hızı üstel olarak azalma göstermektedir. Deneysel çalışmalar farklı hacimli AKR ve beherde gerçekleştirilmiş olmasına rağmen çökeltme hızları aynı eğilimi göstermektedir. Yapılan teorik yaklaşımla çökeltme hızı davranışı iyi tanımlanabilmekle beraber, teorik yaklaşımda hesaplanan çökeltme hızı değerleri deneysel değerlere göre yükseklik arz etmektedir.

AKR'den ve beherden elde edilen çamur yükseklikleri ile teorik olarak hesaplanarak elde edilen çamur yüksekliklerinin, zamana bağlı değişiminin karşılaştırılması Şekil 4.60'da gösterilmiştir.



Şekil 4.60. AKR, beher ve teorik çamur yüksekliklerinin zamana bağlı değişimi ($Q_0 = 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k = 0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_{ab} = 0.034 \text{ m}^3$; $V_a = 0.0077 \text{ m}^3$; $V_b = 0.040 \text{ m}^3$; $t_f = 0.5 \text{ saat}$; $t_r = 1.5 \text{ saat}$; $S_0 = 0.206 \text{ kg/m}^3$; $X = 3.15 \text{ kg/m}^3$; $\gamma = 0.01 \text{ cm}^2/\text{dk}$; $\rho_d = 1.07 \text{ g/cm}^3$; $\rho = 1 \text{ g/cm}^3$; $d = 0.01 \text{ cm}$)

Şekil 4.60'a göre, çökme süresi artarken AKR çamur yüksekliği önce lineer olarak azalmış daha sonra lineerliğini kaybedip üstel olarak azalma göstermiştir. Yapılan teorik yaklaşım, çökme süresinin yaklaşık olarak ilk 7-8 dakikasını tanımlayabilmektedir. İlk 7-8 dakikayı tanımlayabilen teorik yaklaşımdaki parametrelerin simülasyon çalışmalarında en etkili parametrelerin partikül yoğunluğu, partikül çapı ve suyun kinematik viskozitesinin olduğu gözlemlenmiştir.

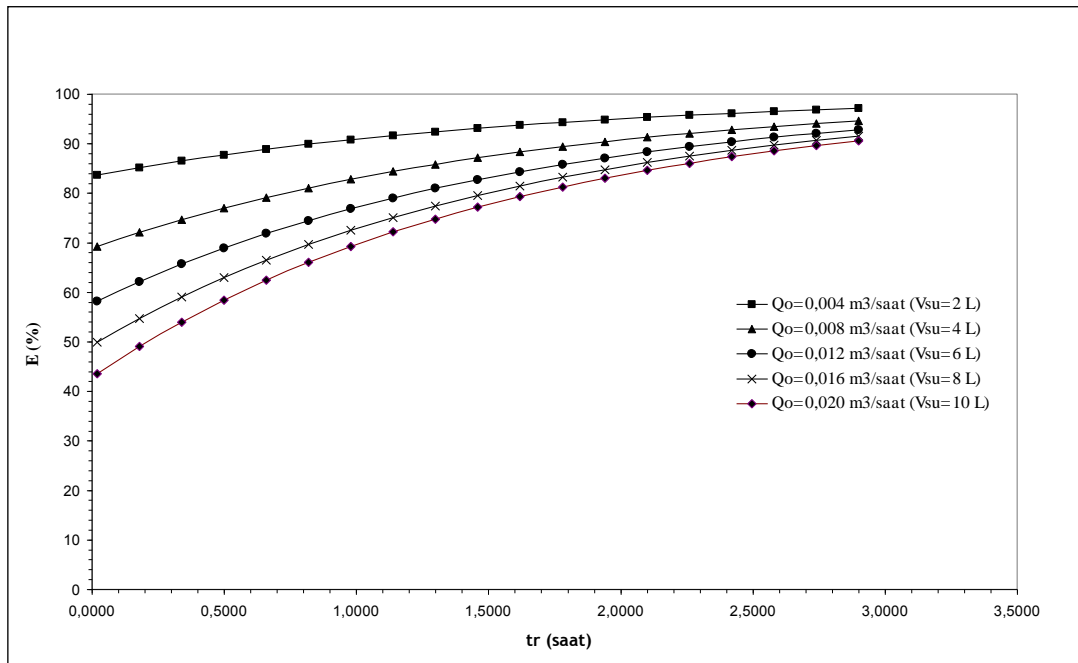
AKR'den elde edilen deneysel çamur çökme yüksekliklerinin zamana bağlı değişim verileri altıncı dereceden bir polinom olarak ifade edilebilir:

$$\text{Çamur yüksekliği (H,cm)} = 1 \times 10^{-8} \times t_{\text{ç}}^6 - 3 \times 10^{-6} \times t_{\text{ç}}^5 + 3 \times 10^{-4} \times t_{\text{ç}}^4 - 1,67 \times 10^{-2} \times t_{\text{ç}}^3 + 0.4307 \times t_{\text{ç}}^2 - 5.2005 \times t_{\text{ç}} + 33.873 \quad (R^2 = 0.9842) \quad (4.9.)$$

4.2.3. Arıtma verimi modellenmesi

Reaksiyon süresi (t_r) ile KOİ arıtma verimi (E) arasındaki ilişkiye, ardışık kesikli biyoreaktörde arıtılmak üzere, her seans başında ve doldurma süresince ($t_f=0.5$ saat) verilen debinin (Q_o) etkisini ve derecesini inceleyebilmek amacıyla simülasyon çalışması yapılmıştır. Simülasyon çalışması yapılırken diğer altı parametre (k , V_a , V_{ab} , V_b , t_f , S_o) optimum değerleri sabit tutulmuştur.

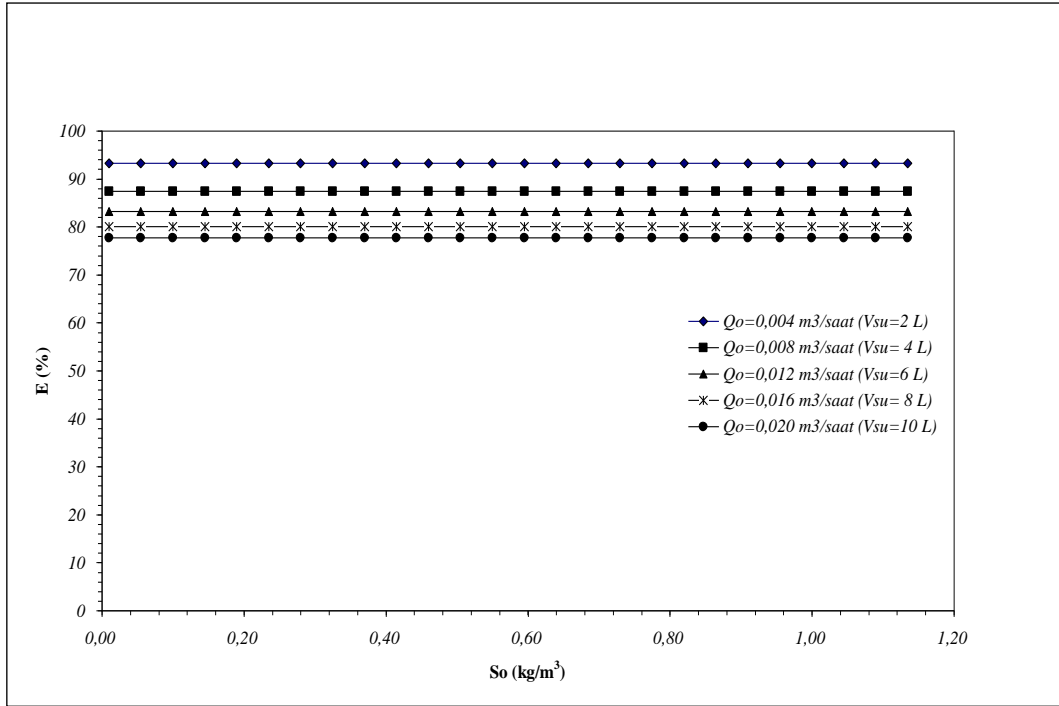
t_r -E ilişkisine Q_o etkisinin simülasyonu Şekil 4.61. 'de gösterilmiştir.



Şekil 4.61 t_r -E ilişkisine Q_o etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat⁻¹; $V_a=7.7$ L; $V_{ab}=34$ L; $V_b=40$ L; $t_f=0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m³)

Şekil 4.61.'e göre; optimum reaksiyon süresi (t_r) 1.5 saate karşılık gelen küçük ($Q_o=0.004$ m³/saat, $V_{atıksu}=2$ L) ve büyük ($Q_o=0.020$ m³/saat, $V_{atıksu}=10$ L) debilerdeki KOİ giderme verimleri sırası ile; %93 ve %77 olduğu görülmektedir. Yapılan simülasyona göre, debi beş kat artmasına rağmen KOİ giderme veriminde %16'lık bir azalma olduğu görülmektedir.

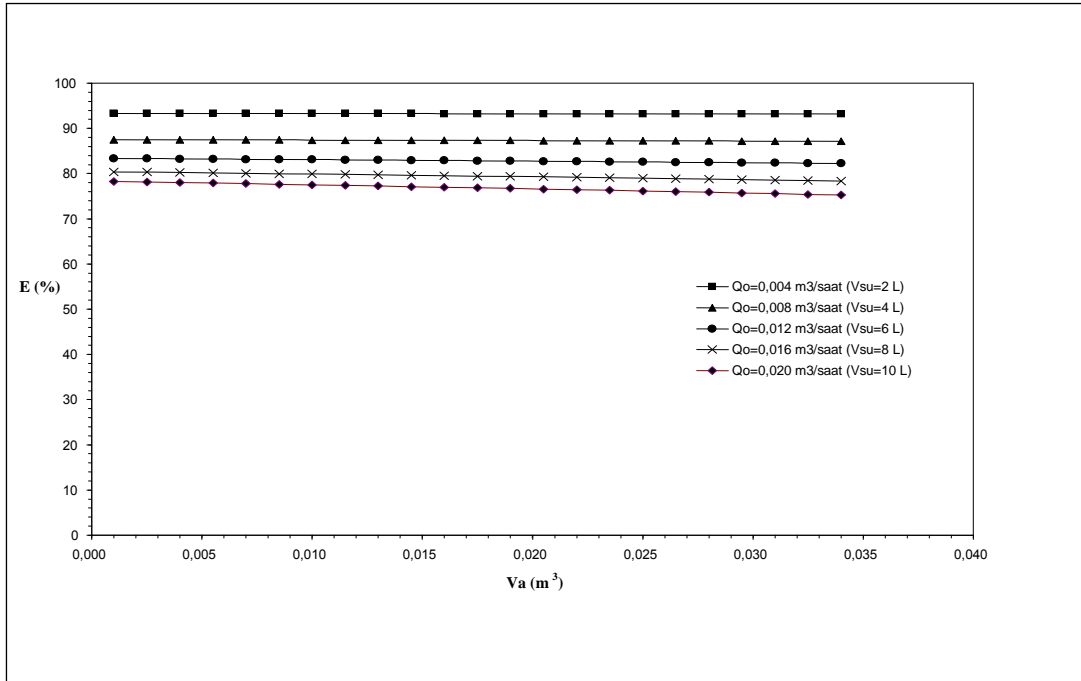
S_o -E ilişkisine Q_o etkisinin simülasyonu Şekil 4.62'de gösterilmiştir.



Şekil 4.62. S_o -E ilişkisine Q_o etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat⁻¹; $V_a=7.7$ L; $V_{ab}=34$ L; $V_b=40$ L; $t_r=1.5$ saat; $t_f=0.5$ saat)

Şekil 4.62'ye göre, giriş KOİ konsantrasyonu $0.01-1.135$ kg/m³ (10-1135 mg/L) aralığında yapılan simülasyonda, KOİ giderme verimlerinin değişmediği gözlemlenmektedir. Giriş KOİ konsantrasyonu (S_o) 0.206 kg/m³ (206 mg/L) olduğunda, küçük ($Q_o = 0.004$ m³/saat, $V_{atıksu}=2$ L) ve büyük ($Q_o = 0.020$ m³/saat, $V_{atıksu}=10$ L) debilerdeki KOİ giderme verimleri sırası ile; %93 ve %77 olduğu görülmektedir.

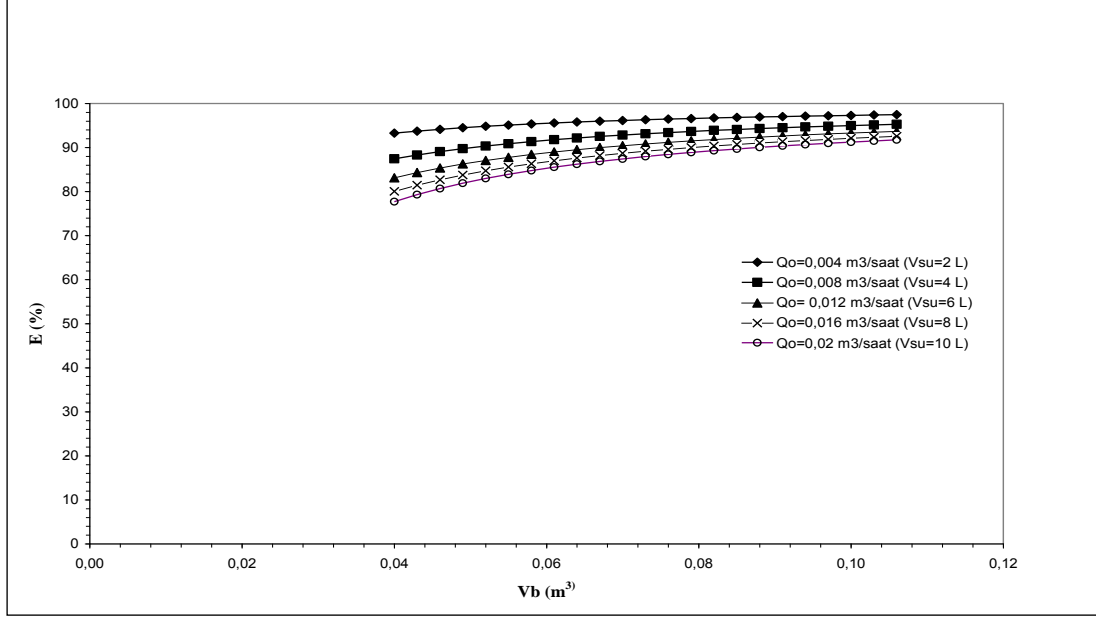
V_a -E ilişkisine Q_o etkisinin simülasyonu Şekil 4.63.'de gösterilmiştir.



Şekil 4.63. Va-E ilişkisine Qo'nun Etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat⁻¹; $V_{ab}=34$ L; $V_b=40$ L; $t_r=1.5$ saat; $t_f=0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m³)

Şekil 4.63.'e göre, küçük ($V_a=0.001$ m³ =1 L) ve büyük ($V_a=0.034$ m³= 34 L) çöken çamur hacimleri aralığına, KOİ giderme verimlerinde küçük debi için değişiklik olmadığı, fakat büyük debi için az bir azalma olduğu görülmektedir. Çöken çamur hacmi (V_a) değeri ($V_a=0.0077$ m³=7.7 L) olduğunda, küçük ($Q_o=0.004$ m³/saat, $V_{atıksu}=2$ L) ve büyük ($Q_o = 0.020$ m³/saat, $V_{atıksu}=10$ L) debilerdeki KOİ giderme verimleri sırası ile; %93 ve %77 olduğu görülmektedir.

V_b -E ilişkisine Q_o etkisinin simülasyonu Şekil 4.64.'de gösterilmiştir.

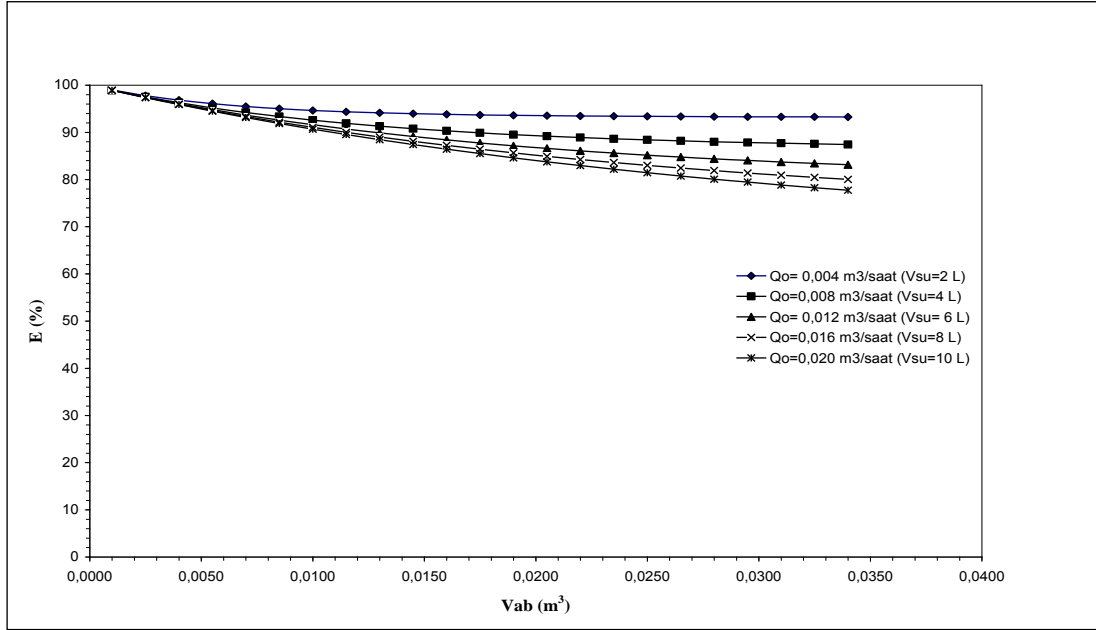


Şekil 4.64. Vb-E ilişkisine Q_o etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat⁻¹; $V_a=7.7$ L; $V_b=34$ L; $t_r=1.5$ saat; $t_f=0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m³)

Şekil 4.64.'e göre, reaktörün boş hacmi (V_b) değeri ($V_b=0.040$ m³= 40 L) olduğunda, küçük ($Q_o=0.004$ m³/saat, $V_{atıksu}=2$ L) ve büyük ($Q_o=0.020$ m³/saat, $V_{atıksu}=10$ L) debilerdeki KOİ giderme verimleri sırası ile; %93 ve %78 olduğu görülmektedir. Yapılan simülasyona göre, reaktörün boş hacmi (V_b) değeri ($V_b=0.040$ m³=40 L) olduğunda, debi beş kat artmasına rağmen KOİ giderme veriminde %15'lik bir azalma olduğu görülmektedir.

Reaktörün boş hacmi (V_b) değeri ($V_b = 0.106$ m³= 106 L) olduğunda, küçük ($Q_o=0.004$ m³/saat, $V_{atıksu}=2$ L) ve büyük ($Q_o = 0.020$ m³/saat, $V_{atıksu}=10$ L) debilerdeki KOİ giderme verimleri sırası ile; yaklaşık %98 ve %92 olduğu görülmektedir. Yapılan simülasyona göre, reaktörün boş hacmi (V_b) değeri 2.65 kat x 40 L ($V_b = 0.106$ m³= 106 L) olduğunda, debi beş kat artmasına rağmen KOİ giderme veriminde %6'lık bir azalma olduğu görülmektedir. Ardışık Kesikli Biyoreaktörde, V_b -E ilişkisine Q_o etkisinin simülasyonu alınan değer aralıklarında irdelendiğinde, reaktor hacminin belirli miktarda büyümesinin (2.65 kat), debiden kaynaklanan salınımları (5 kat) tolere edebileceği görülmektedir.

V_{ab} -E ilişkisine Q_o etkisinin simülasyonu Şekil 4.65.'de gösterilmiştir.

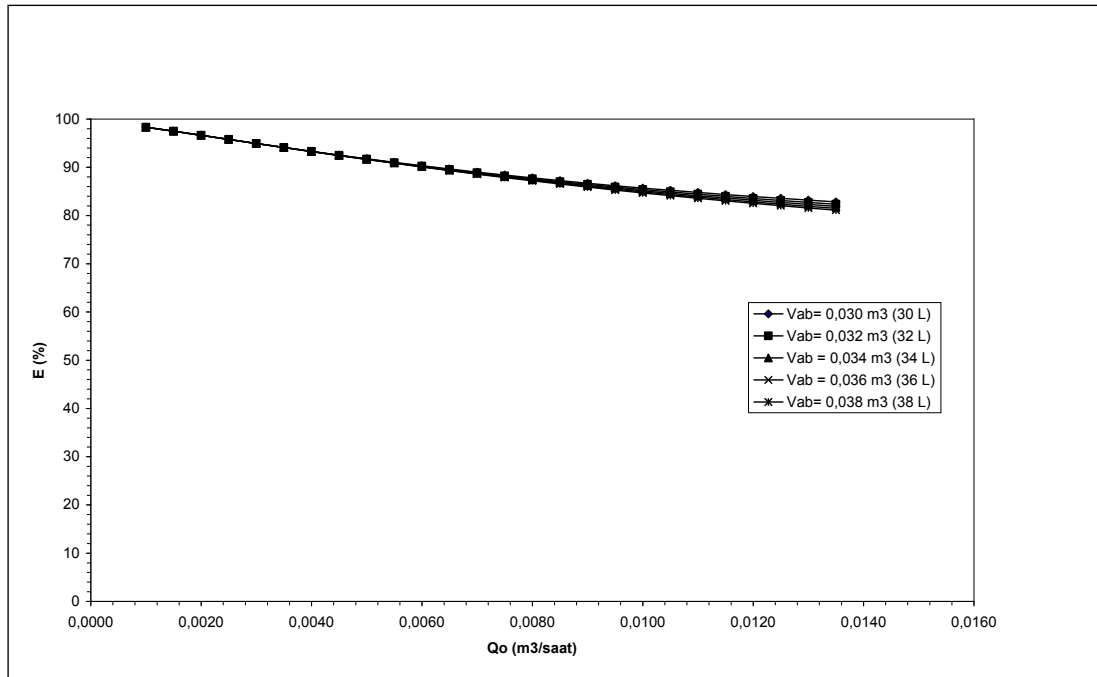


Şekil 4.65. V_{ab}-E ilişkisine Q_o etkisinin simülasyonu ($k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_a=7.7 \text{ L}$; $V_b=40 \text{ L}$; $t_r=1.5 \text{ saat}$; $t_f=0.5 \text{ saat}$; $S_o=0.206 \text{ kg/m}^3$)

Şekil 4.65.'e göre doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacim (V_{ab}) değeri ($V_{ab}=0.034 \text{ m}^3=34 \text{ L}$) olduğunda, küçük ($Q_o = 0.004 \text{ m}^3/\text{saat}$, $V_{atıksu}=2 \text{ L}$) ve büyük ($Q_o = 0.020 \text{ m}^3/\text{saat}$, $V_{atıksu}=10 \text{ L}$) debilerdeki KOİ giderme verimleri sırası ile; %93 ve %78 olduğu görülmektedir. Yapılan simülasyona göre, doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacim (V_{ab}) değeri ($V_{ab} = 0.034 \text{ m}^3=34 \text{ L}$) olduğunda, debi beş kat artmasına rağmen KOİ giderme veriminde %15'lik bir azalma olduğu görülmektedir.

Doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacim (V_{ab}) değeri ($V_{ab} = 0.019 \text{ m}^3=19 \text{ L}$) olduğunda, küçük ($Q_o = 0.004 \text{ m}^3/\text{saat}$, $V_{atıksu}=2 \text{ L}$) ve büyük ($Q_o = 0.020 \text{ m}^3/\text{saat}$, $V_{atıksu}=10 \text{ L}$) debilerdeki KOİ giderme verimleri sırası ile; yaklaşık %94 ve %85 olduğu görülmektedir. Yapılan simülasyona göre, doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacim (V_{ab}) değeri yaklaşık 1.79 kat azaltma x 34 ($V_{ab}= 0.019 \text{ m}^3=19 \text{ L}$) olduğunda, debi beş kat artmasına rağmen KOİ giderme veriminde %9'luk bir azalma olduğu görülmektedir. Ardışık Kesikli Biyoreaktörde, V_{ab}-E ilişkisine Q_o etkisinin simülasyonu alınan değer aralıklarında irdelendiğinde, doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacmin belirli miktarda azaltılmasının (1.79 kat azaltma), debiden kaynaklanan salınımları (5 kat) tolere edebileceği görülmektedir.

Q_o -E ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu Şekil 4.66'da gösterilmektedir.

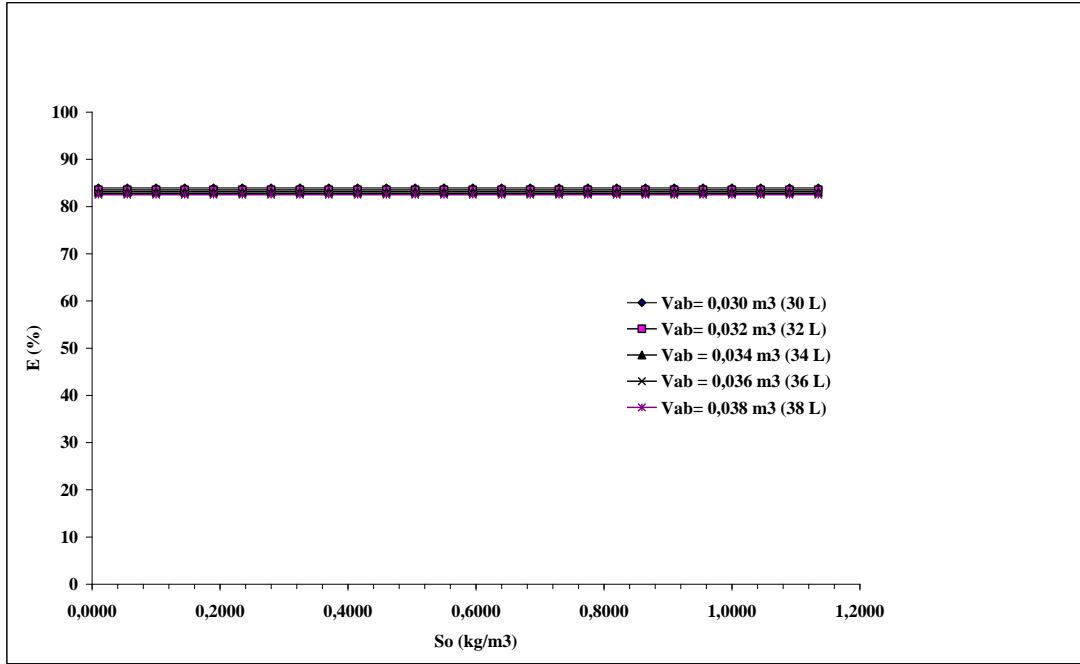


Şekil 4.66. Q_o -E ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat⁻¹; $V_a=7.7$ L; $V_b=40$ L; $t_r=1.5$ saat; $t_f=0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m³)

Şekil 4.66.'ya göre, ardışık kesikli biyoreaktörde her seansta artırılan atıksu debisi (Q_o) değeri ($Q_o = 0.012$ m³/saat = 12 L/saat = 6 L/0.5 saat) olduğunda, küçük ($V_{ab}=0.030$ m³, $V_{atıksu}=10$ L) ve büyük ($V_{ab} = 0.038$ m³, $V_{atıksu}= 2$ L) doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacimlerdeki KOİ giderme verimleri önemli bir fark olmadığı görülmektedir.

Q_o -E ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu irdelendiğinde, doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacmin (V_{ab}) etkisi olmadığı, fakat debinin 13.5 kat ($Q_{omin}=0.001$ m³/saat, $Q_{omaks}=0.0135$ m³/saat) artmasına rağmen KOİ giderme veriminde %17'lik bir azalma olduğu (%98 ve %81) gözlemlenmektedir.

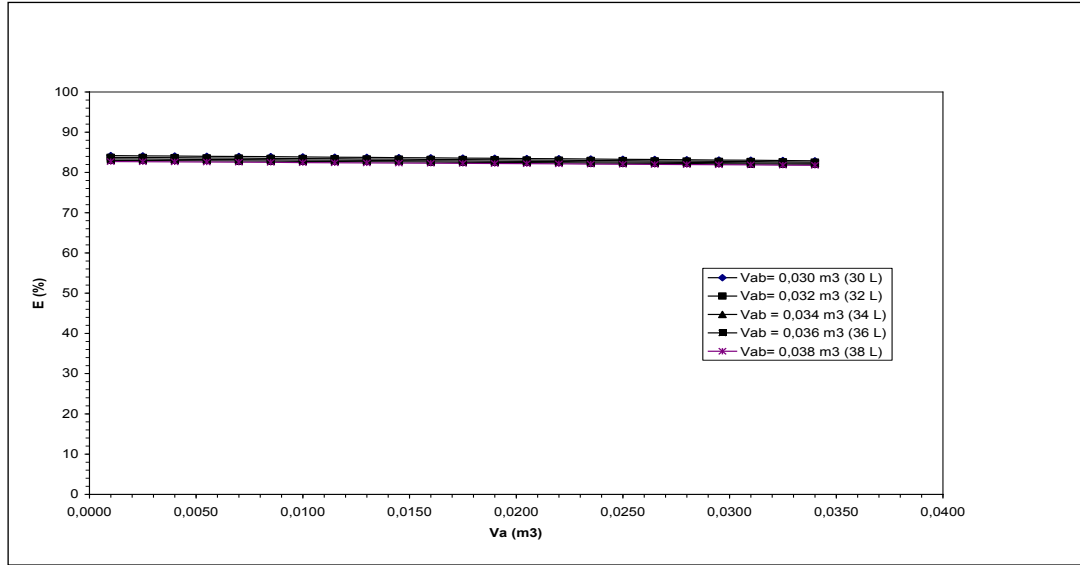
S_o -E ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu Şekil 4.67'ye gösterilmektedir.



Şekil 4.67. So-E ilişkisine Vab etkisinin simülasyonu ($Q_o = 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k = 0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_a = 7.7 \text{ L}$; $V_b = 40 \text{ L}$; $t_r = 1.5 \text{ saat}$; $t_f = 0.5 \text{ saat}$)

S_o -E ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu irdelendiğinde (Şekil 4.67.), $S_o = 0.01 - 1.135 \text{ kg/m}^3 = 10 - 1135 \text{ mg/L}$ aralığında KOİ giderme verimleri arasında bir fark olmadığı ve verimin de yaklaşık %83 civarında olduğu görülmektedir.

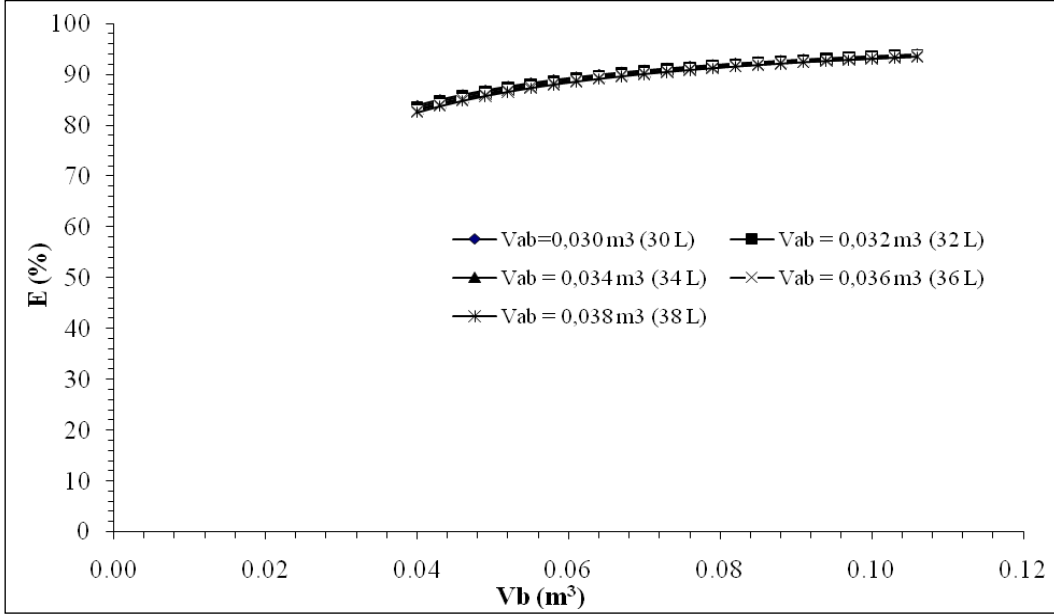
V_a -E ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu Şekil 4.68.'de gösterilmiştir.



Şekil 4.68. V_a -E ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu ($Q_o = 0.012$ m³/saat; $k=0.60$ saat⁻¹; $V_b=40$ L; $t_r=1.5$ saat; $t_f= 0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m³)

V_a -E ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu (Şekil 4.68) irdelendiğinde, $V_a=0.001$ - 0.034 m³=1-34 L aralığında KOİ giderme verimleri arasında bir fark olmadığı ve verimin de yaklaşık %83 civarında olduğu görülmektedir.

V_b -E ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu Şekil 4.69.'da gösterilmektedir.

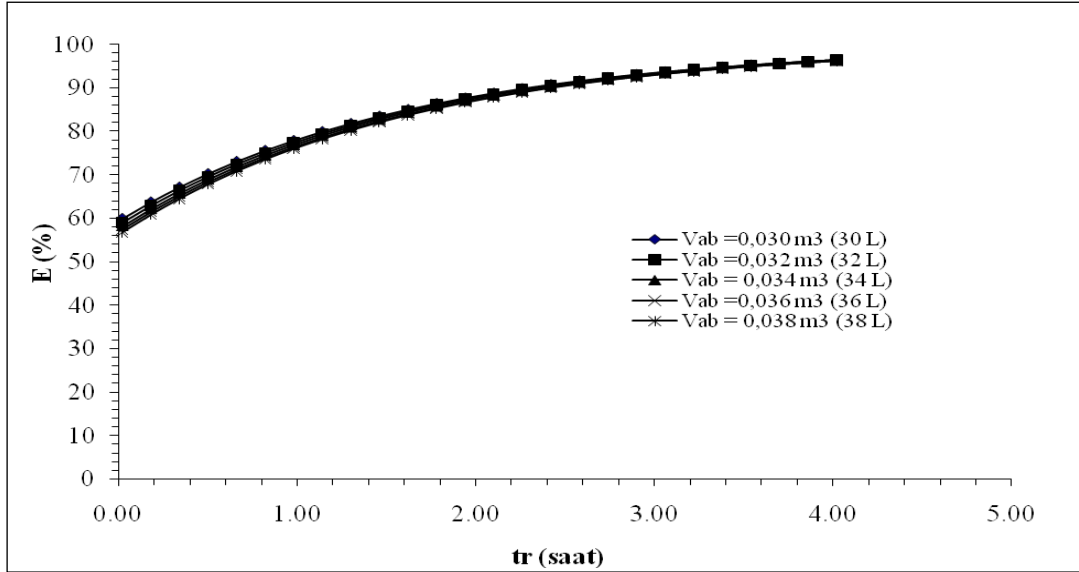


Şekil 4.69. Vb-E ilişkisine Vab etkisinin simülasyonu ($Q_0 = 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_a=7.7 \text{ L}$; $t_r=1.5 \text{ saat}$; $t_f = 0.5 \text{ saat}$; $S_0=0.206 \text{ kg/m}^3$)

Şekil 4.69'a göre, ardışık kesikli biyoreaktörde, reaktörün boş hacmi ($V_b=0.040 \text{ m}^3 = 40 \text{ L}$) olduğunda, küçük ($V_{ab} = 0.030 \text{ m}^3$, $V_{atıksu}=10 \text{ L}$) ve büyük ($V_{ab} = 0.038 \text{ m}^3$, $V_{atıksu}= 2 \text{ L}$) doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacimlerdeki KOİ giderme verimleri önemli bir fark olmadığı (%84 ve % 83) görülmektedir.

V_b -E ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu (Şekil 4.69.) irdelendiğinde, doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacmin (V_{ab}) çok az bir etkisi olduğu, fakat reaktörün boş hacminin 1.27 kat ($V_{b\text{min}} = 0.040 \text{ m}^3 = 40 \text{ L}$, $V_{b\text{maks}} = 0.106 \text{ m}^3 = 106 \text{ L}$) artmasına rağmen, KOİ giderme veriminde yaklaşık %10'luk bir artma olduğu (yaklaşık %84 ve %94) gözlemlenmektedir.

t_r -E ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu Şekil 4.70'de gösterilmiştir.



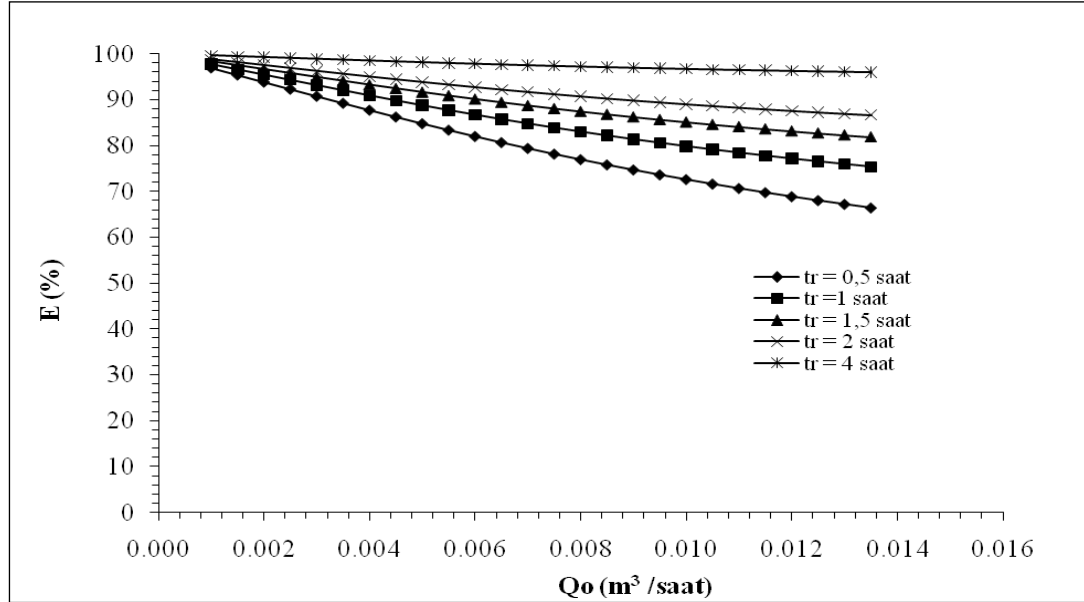
Şekil 4.70. tr-E ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu ($Q_o = 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k = 0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_a = 7.7 \text{ L}$; $V_b = 40 \text{ L}$; $t_f = 0.5 \text{ saat}$; $S_o = 0.206 \text{ kg/m}^3$)

t_r -E ilişkisine V_{ab} etkisinin simülasyonu (Şekil 4.70.) irdelendiğinde, reaksiyon süresi ($t_r = 1.5 \text{ saat}$) olduğunda, küçük ($V_{ab} = 0.030 \text{ m}^3 = 30 \text{ L}$, $V_{atıksu} = 10 \text{ L}$) ve büyük ($V_{ab} = 0.038 \text{ m}^3 = 38 \text{ L}$, $V_{atıksu} = 2 \text{ L}$) doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacimlerdeki KOİ giderme verimleri arasında önemli bir fark olmadığı (yaklaşık %84 ve %82) görülmektedir.

Yapılan simülasyona göre, reaksiyon süresi (t_r) değeri 2.67 kat x 1.5 saat ($V_{ab\text{min}} = 0.030 \text{ m}^3 = 30 \text{ L}$, $V_{atıksu} = 10 \text{ L}$; $V_{ab\text{maks}} = 0.038 \text{ m}^3 = 38 \text{ L}$, $V_{atıksu} = 2 \text{ L}$) artırıldığında, KOİ giderme veriminde %13 ve %14'lük bir artış olduğu (yaklaşık %97 ve %96) görülmektedir.

Yapılan simülasyona göre, reaksiyon süresi $t_r = 0.02 - 4.02 \text{ saat}$ aralığında, V_{ab} etkisi görünmemekle birlikte, reaksiyon süresinin verimi artırıcı (doğrusal olmayan, nonlinear) etkisi olarak sırasıyla, yaklaşık %58 ve %96 KOİ giderme verimlerinin elde edilebildiği görülmektedir.

Yapılan simülasyona göre, doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacmin (V_{ab}), 1.5 saatlik reaksiyon süresine kadar %4'lük bir azaltıcı etkisi olduğu, 1.5 saat ile 4 saatlik reaksiyon sürelerinde KOİ giderme verimi üzerinde etkisi olmadığı görülmektedir. Q_o -E ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu Şekil 4.71.'de gösterilmiştir.



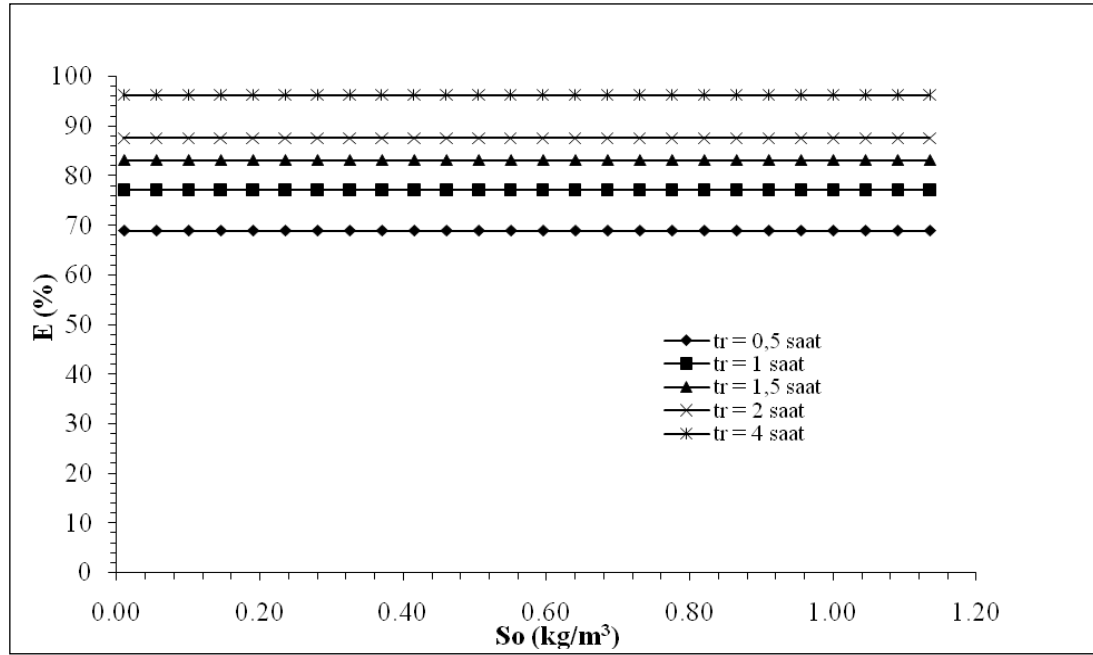
Şekil 4.71 Q_o -E ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat⁻¹; $V_a=7.7$ L; $V_{ab}=34$ L; $V_b=40$ L; $t_f=0.5$ saat; $S_o=0.206$ kg/m³)

Q_o -E ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu (Şekil 4.71.) irdelendiğinde, her seansta artırılan atıksu debisi (Q_o)değeri ($Q_o = 0.012$ m³/saat = 12 L/saat = 6 L/ 0.5 saat) olduğunda, küçük ($t_r = 0.5$ saat) ve büyük ($t_r = 4$ saat) reaksiyon sürelerindeki KOİ giderme verimleri sırası ile; %69 ve %96 olduğu görülmektedir. Yapılan simülasyona göre, her seansta artırılan atıksu debisi (Q_o)değeri ($Q_o = 0.012$ m³/saat) olduğunda, reaksiyon süresi 8 kat ($t_r = 0.5$ saat, $t_r = 4$ saat) artırıldığında, KOİ giderme veriminde %27'lik bir artma olduğu görülmektedir.

Her seansta artırılan atıksu debisi (Q_o)değeri ($Q_o = 0.004$ m³/saat) olduğunda, küçük ($t_r = 0.5$ saat) ve büyük ($t_r = 4$ saat) reaksiyon sürelerindeki KOİ giderme verimleri sırası ile; yaklaşık %88 ve %99 olduğu görülmektedir. Yapılan simülasyona göre, reaksiyon süresi $t_r = 1.5$ saat için; her seansta artırılan atıksu debisi (Q_o) değeri $Q_o=0.004$ m³/saat olduğunda (3 kat azaltma x 0.012 m³/saat), KOİ giderme veriminde %10'luk bir artma olduğu görülmektedir.

Yapılan simülasyona göre, her seansta artırılan atıksu debisi (Q_o)değeri, $Q_{\text{omin}} = 0.0010 \text{ m}^3/\text{saat}$, $Q_{\text{oort}} = 0.0069 \text{ m}^3/\text{saat}$ ve $Q_{\text{omaks}} = 0.0135 \text{ m}^3/\text{saat}$ olduğunda, KOİ giderme verimleri üzerine reaksiyon süresi etkisinin arttığı ve sırası ile; %2.7, %18.1 ve %29.5'luk verim farklılığının olduğu görülmektedir.

S_o -E ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu Şekil 4.72.'de gösterilmiştir.

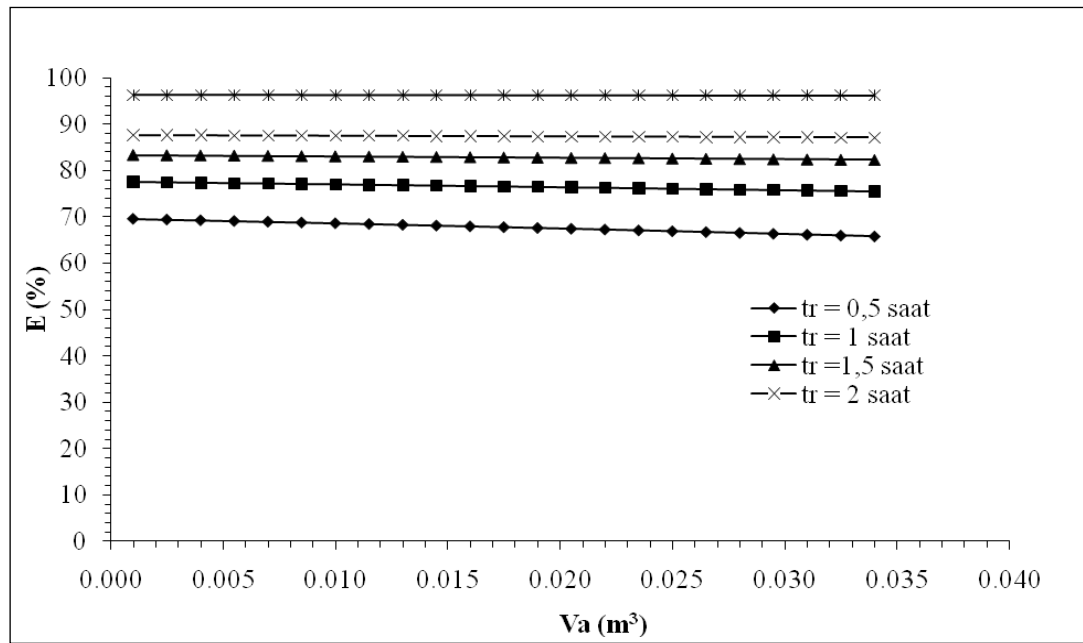


Şekil 4.72. S_o -E ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu ($k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_a=7.7 \text{ L}$; $V_b=34 \text{ L}$; $V_c=40 \text{ L}$; $t_f=0.5 \text{ saat}$; $Q_o=0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$)

S_o -E ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu (Şekil 4.72.) irdelendiğinde, reaksiyon süresi $t_r = 1.5 \text{ saat}$ alındığında. $S_o=0.01-1.135 \text{ kg/m}^3=10-1135 \text{ mg/L}$ aralığındaki değişimde, KOİ giderme verimleri arasında bir fark olmadığı ve verimin de yaklaşık %83 civarında olduğu görülmektedir. Laboratuvar ölçekli ardışık kesikli biyoreaktör, kentsel atıksuyun $S_o=0.01-1.135 \text{ kg/m}^3=10-1135 \text{ mg/L}$ 'lik giriş KOİ konsantrasyonunu arıtım verimi düşmeksizin tolere ettiği görülmektedir. Bu simülasyondan da anlaşılacağı üzere, diğer işletme parametrelerinin optimizasyonunun sağlanması halinde, ardışık kesikli biyoreaktörün giriş KOİ konsantrasyonundaki salınımları tolere edebileceği anlaşılmaktadır. Bu da reel çalışmalar açısından önemli bir avantaj teşkil etmektedir.

Giriş KOİ konsantrasyonu $S_o = 0.206 \text{ kg/m}^3$ alındığında, $t_r = 0.5 - 4$ saat aralığındaki değişimde, KOİ giderme verimleri sırasıyla; yaklaşık %69 ve %96 olarak tespit edilmiştir. Simülasyona göre, giriş KOİ konsantrasyonu $S_o = 0.206 \text{ kg/m}^3$ alındığında, $t_r = 0.5 - 4$ saat aralığındaki değişimde, KOİ giderme verimlerinde %27'lik bir artış olduğu görülmektedir.

V_a -E ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu Şekil 4.73.'de gösterilmiştir.

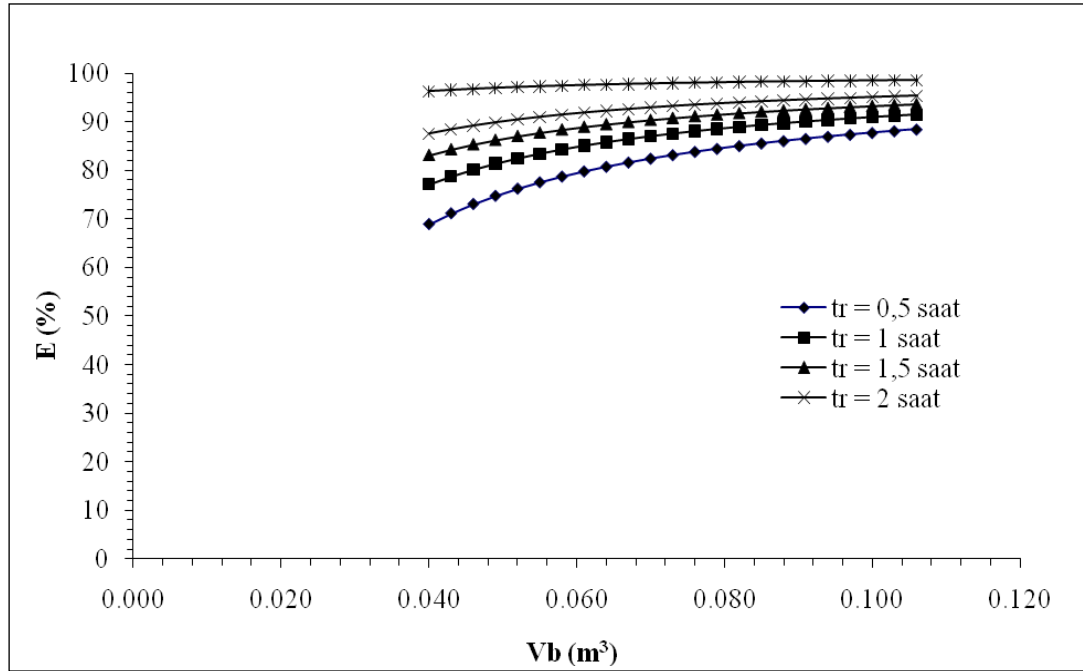


Şekil 4.73. V_a -E ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu ($k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $S_o=0.206 \text{ m}^3$; $V_{ab}=34 \text{ L}$; $V_b=40 \text{ L}$; $t_f=0.5 \text{ saat}$; $Q_o=0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$)

V_a -E ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu (Şekil 4.73.) irdelendiğinde, reaksiyon süresi $t_r=1.5$ saat alındığında, $V_a=0.001-0.034 \text{ m}^3 = 1-34 \text{ L}$ aralığında KOİ giderme verimleri arasında bir fark olmadığı ve verimlerin de yaklaşık %82 - 83 civarında olduğu görülmektedir.

AKR'de çöken çamur hacmi $V_a = 0.0077 \text{ m}^3 = 7.7 \text{ L}$ alındığında, $t_r = 0.5 - 4$ saat aralığındaki değişimde, KOİ giderme verimleri sırasıyla; yaklaşık %69 ve %96 olarak tespit edilmiştir. Simülasyona göre, AKR'de çöken çamur hacmi $V_a=0.0077 \text{ m}^3=7.7 \text{ L}$ alındığında, $t_r = 0.5 - 4$ saat aralığındaki değişimde, KOİ giderme verimlerinde %27'lik bir artış olduğu görülmektedir.

V_b -E ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu Şekil 4.74.'de gösterilmiştir.

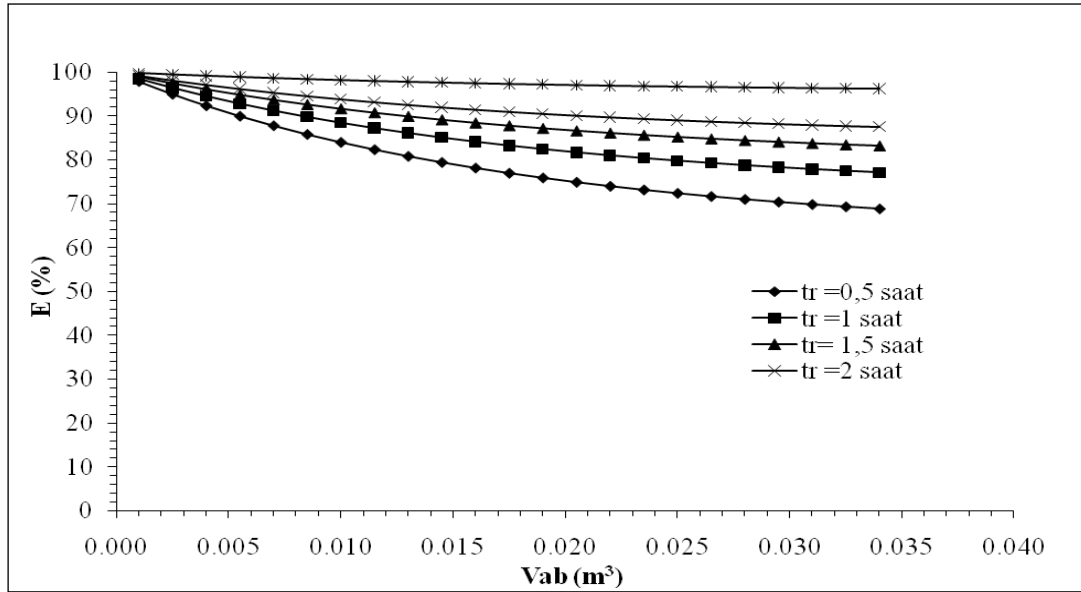


Şekil 4.74. V_b -E ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat⁻¹; $S_o=0.206$ m³; $V_{ab}=34$ L; $V_a=7.7$ L; $t_f=0.5$ saat; $Q_o=0.012$ m³/saat)

V_b -E ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu (Şekil 4.74.) irdelendiğinde, reaktörün boş hacmi (V_b) değeri ($V_b = 0.040$ m³= 40 L) olduğunda, küçük ($t_r = 0.5$ saat) ve büyük ($t_r = 4$ saat) reaksiyon sürelerindeki KOİ giderme verimleri sırası ile; %69 ve %96 olduğu görülmektedir. Yapılan simülasyona göre, reaktörün boş hacmi (V_b) değeri ($V_b = 0.040$ m³= 40 L) olduğunda, reaksiyon süresi sekiz kat artarken KOİ giderme veriminde %27'lik bir artma olduğu görülmektedir. Yapılan simülasyona göre, reaktörün boş hacmi (V_b) değeri ($V_b = 0.106$ m³= 106 L) olduğunda, reaksiyon süresi sekiz kat artarken KOİ giderme veriminde %10'luk bir artma olduğu görülmektedir.

Reaksiyon süresi $t_r = 1.5$ saat alındığında, küçük ($V_b = 0.040$ m³= 40 L) ve büyük ($V_b = 0.106$ m³= 106 L) reaktörün boş hacimlerdeki KOİ giderme verimleri sırası ile; yaklaşık %89 ve %99 olduğu görülmektedir. Yapılan simülasyona göre, reaktörün boş hacmi (V_b) değeri 2.65 kat x 40 L ($V_b = 0.106$ m³= 106 L) olduğunda, reaksiyon süresi $t_r = 1.5$ saat alındığında, KOİ giderme veriminde %10'luk bir artış olduğu görülmektedir.

V_{ab} -E ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu Şekil 4.75.'de gösterilmiştir.



Şekil 4.75. V_{ab} -E ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat⁻¹; $S_o=0.206$ m³; $V_a=7.7$ L; $V_b=40$ L; $t_f=0.5$ saat; $Q_o=0.012$ m³/saat)

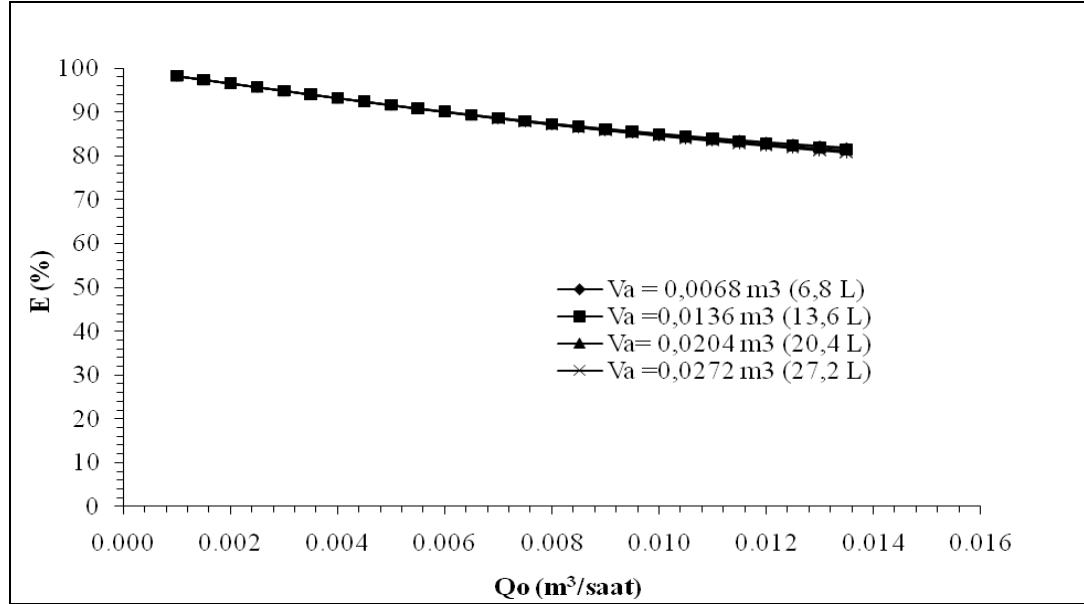
V_{ab} -E ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu (Şekil 4.75.) irdelendiğinde, doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacim (V_{ab}) değeri ($V_{ab} = 0,034$ m³ = 34 L) olduğunda, küçük ($t_r = 0.5$ saat) ve büyük ($t_r = 4$ saat) reaksiyon sürelerindeki KOİ giderme verimleri sırası ile; %69 ve %96 olduğu görülmektedir. Yapılan simülasyona göre, doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacim (V_{ab}) değeri ($V_{ab} = 0,034$ m³ = 34 L) olduğunda, reaksiyon süresi 8 kat ($t_r = 0.5$ saat, $t_r = 4$ saat) artırıldığında KOİ giderme veriminde %27'lik bir artma olduğu görülmektedir.

Reaksiyon süresi $t_r = 1.5$ saat alındığında, küçük ($V_{ab} = 0.001$ m³= 1 L) ve büyük ($V_{ab} = 0.034$ m³= 34 L) doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacimlerdeki KOİ giderme verimleri sırası ile; yaklaşık %100 ve %83 olduğu görülmektedir. Yapılan simülasyona göre, doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacim (V_{ab}) değeri 34 kat x 1 L ($V_{ab} = 0.034$ m³= 34 L) olduğunda, reaksiyon süresi $t_r = 1.5$ saat alındığında KOİ giderme veriminde %17'lik bir azalma olduğu görülmektedir.

V_{ab} -E ilişkisine t_r etkisinin simülasyonu (Şekil 4.75.) irdelendiğinde, doldurma süresi başlamadan önceki aktif hacim (V_{ab}) değeri arttıkça verimin düştüğü, fakat reaksiyon

süresi arttıkça, V_{ab} etkisini azaltıcı yönde rol oynadığı ve KOİ giderme verimi üzerine arttırıcı etkisi olduğu görülmektedir.

Q_o -E ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu Şekil 4.76.'da gösterilmiştir.



Şekil 4.76. Q_o -E ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat⁻¹; $S_o=0.206$ m³; $V_b=40$ L; $V_{ab}= 34$ L; $t_f= 0.5$ saat; $t_r= 1.5$ saat)

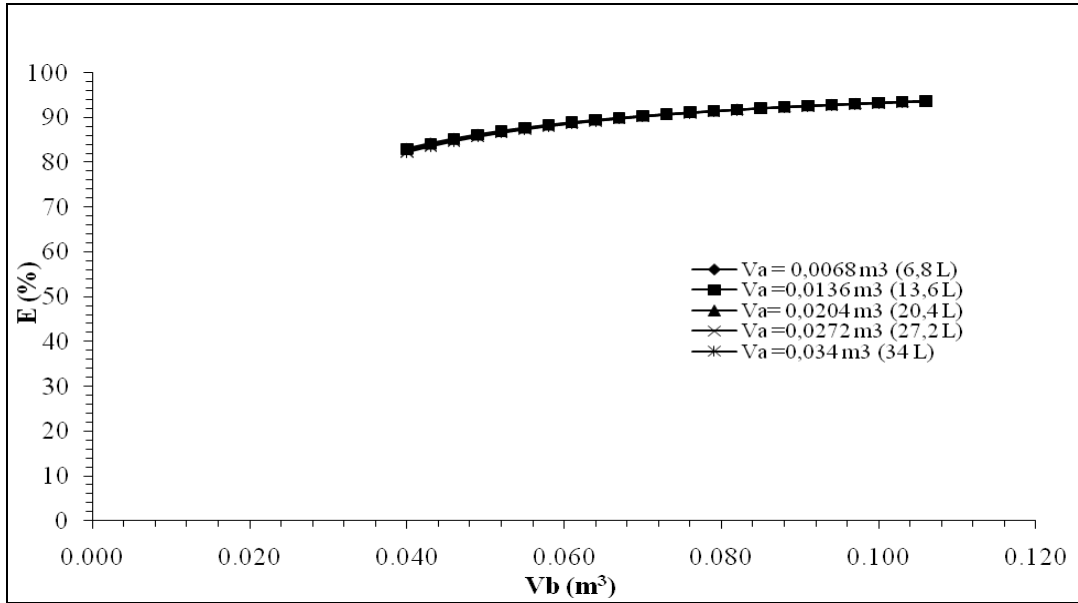
Q_o -E ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu (Şekil 4.76.) irdelendiğinde, Ardışık kesikli biyoreaktörde her seansta artırılan atıksu debisi (Q_o) değerleri için, küçük ($V_a = 0.0068$ m³ = 6.8 L) ve büyük ($V_a = 0.0272$ m³ = 27.2 L) çöken çamur hacimlerindeki KOİ giderme verimleri arasında önemli bir fark olmadığı görülmektedir.

Q_o -E ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu irdelendiğinde, çöken çamur haciminin (V_a) etkisi olmadığı, fakat debinin 13.5 kat ($Q_{omin} = 0.001$ m³/saat, $Q_{omaks} = 0.0135$ m³/saat) artmasına rağmen, KOİ giderme veriminde yaklaşık %17'lik bir azalma olduğu (yaklaşık %98 ve %81) gözlemlenmektedir.

Ardışık kesikli biyoreaktörde, Q_o -E ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu alınan değer aralıklarında irdelendiğinde, çöken çamur hacminin (V_a) belirli miktarda arttırılmasının (4 kat arttırma), debiden kaynaklanan artış salınımları (13.5 kat) tolere edebileceği görülmektedir.

Gerçek uygulamalarda, debi salınımları ya biyoreaktör sayısı artırılarak tolere edilebilir ya da reaktördeki aktif çamuru KOİ çıkış kalitesini bozmayacak şekilde maksimum değerlerde tutularak çözümlenebilir. Batık membran uygulamasının (aktif çamur reaktörün içerisine membranın yerleştirilmi halidir) ana sebeplerinden biri de aktif çamur konsantrasyonunu maksimum değerlerde tutmaktadır (Hasar, 2001). Fakat batık membran teknolojisi, ardışık kesikli biyoreaktör teknolojisi için uygun değildir. ardışık kesikli biyoreaktörlerde reaksiyon süresi sonunda çökeltme fazı uygulaması yapılarak, seans seans çalıştırılmasına rağmen, batık membran teknolojisi sürekli çalıştırılmaktadır. Bunun için ardışık kesikli biyoreaktör ile membrane teknolojisinin entegrasyonunu yapabilmek için, membranın AKR içine değil, AKR sonrasına konulması; verim, tıkanma probleminin azaltılması ve işletmecilik açısından daha uygundur.

Vb-E ilişkisine Va etkisinin simülasyonu Şekil 4.77.'de gösterilmiştir.

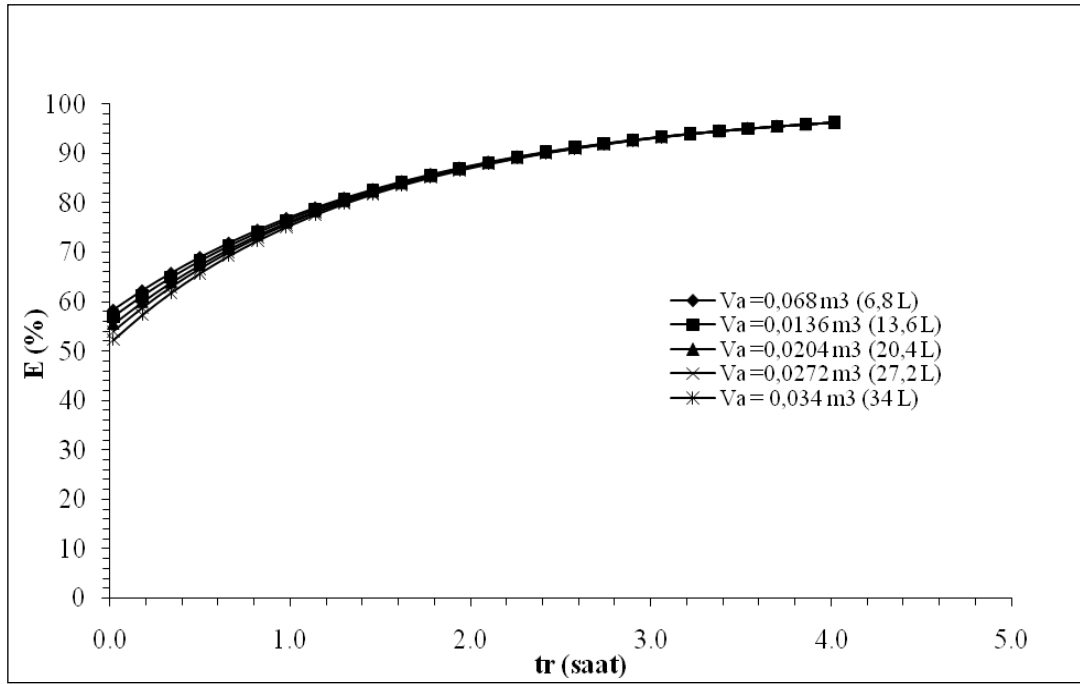


Şekil 4.77. V_b -E ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat⁻¹; $S_o=0.206$ m³; $V_{ab}= 34$ L; $t_f= 0.5$ saat; $t_r= 1.5$ saat; $Q_o=0.012$ m³/saat)

V_b -E ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu (Şekil 4.77.) irdelendiğinde, Ardişık kesikli biyoreaktörde, küçük ($V_a=0.0068$ m³ =6.8 L) ve büyük ($V_a = 0.034$ m³ = 34 L) çöken çamur hacimlerindeki KOİ giderme verimleri arasında önemli bir fark olmadığı görülmektedir.

V_b -E ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu (Şekil 4.77.) irdelendiğinde, çöken çamur hacminin (V_a) çok az bir etkisi olduğu, fakat reaktörün boş hacmi 1.27 kat ($V_{bmin}=0.040$ m³ = 40 L, $V_{bmaks} =0.106$ m³ =106 L) artarken, KOİ giderme veriminde yaklaşık %12'luk bir artma olduğu (yaklaşık %82 ve %94) gözlemlenmektedir.

t_r -E ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu Şekil 4.78.'de gösterilmektedir.

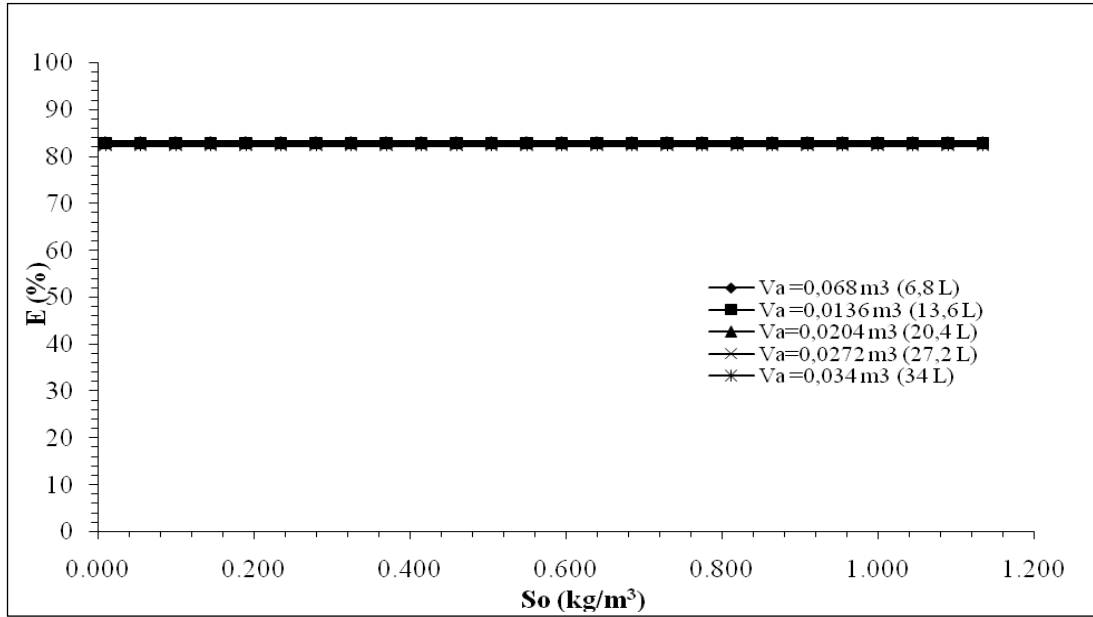


Şekil 4.78. t_r -E ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu ($S_o=0.206 \text{ m}^3$; $V_b=40 \text{ L}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$; $t_f=0.5 \text{ saat}$; $Q_o=0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k=0.60 \text{ saat}^{-1}$)

t_r -E ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu (Şekil 4.78.) irdelendiğinde, reaksiyon süresi ($t_r=1.5 \text{ saat}$) olduğunda, küçük ($V_a = 0.0068 \text{ m}^3 = 6.8 \text{ L}$) ve büyük ($V_a = 0.034 \text{ m}^3 = 34 \text{ L}$) çöken çamur hacimlerdeki KOİ giderme verimleri arasında önemli bir fark olmadığı (yaklaşık %82-83) görülmektedir.

t_r -E ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu irdelendiğinde, çöken çamur hacminin (V_a) etkisinin olmadığı, etkili parametrenin reaksiyon süresi olduğu görülmektedir.

S_o -E ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu Şekil 4.79.'da gösterilmiştir.

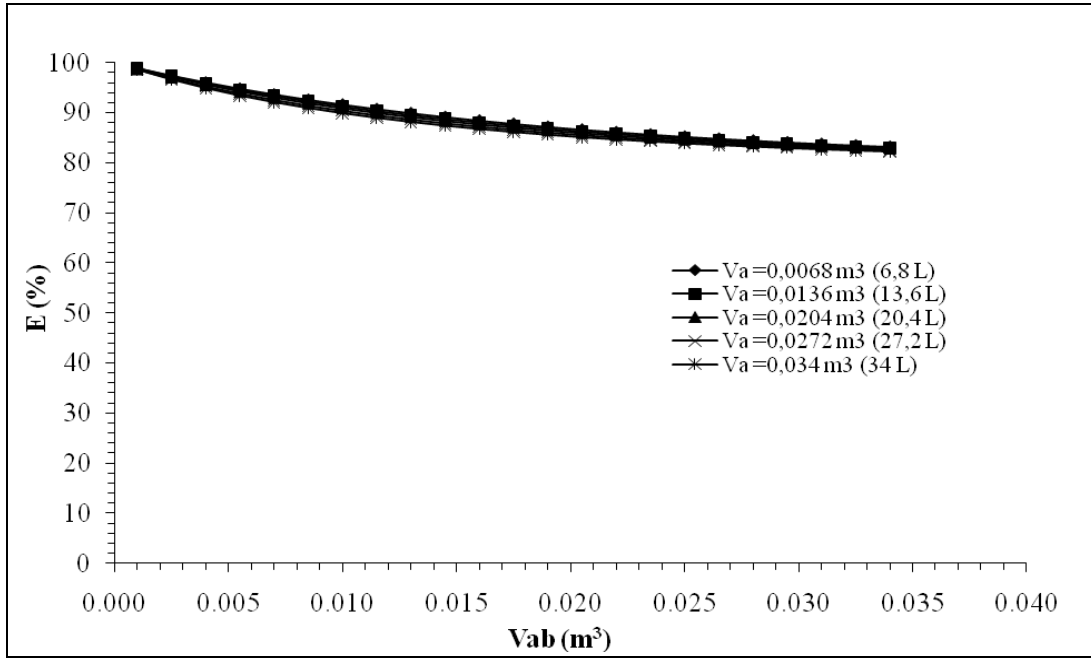


Şekil 4.79. S_o -E ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat⁻¹; $V_b=40$ L; $V_{ab}= 34$ L; $t_f= 0.5$ saat; $Q_o=0.012$ m³/saat; $t_r=1.5$ saat)

S_o -E ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu (Şekil 4.79.) irdelendiğinde, $S_o = 0.01-1.135$ kg/m³ = 10-1135 mg/L aralığında KOİ giderme verimleri arasında bir fark olmadığı ve verimin de yaklaşık %83 civarında olduğu görülmektedir.

S_o -E ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu (Şekil 4.79.) irdelendiğinde, çalışılan giriş konsantrasyonları (S_o) ve çöken çamur hacmi (V_a) değerlerinin, KOİ giderme veriminin üzerine etkisinin olmadığı görülmektedir.

V_{ab} -E ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu Şekil 4.80'de gösterilmiştir.

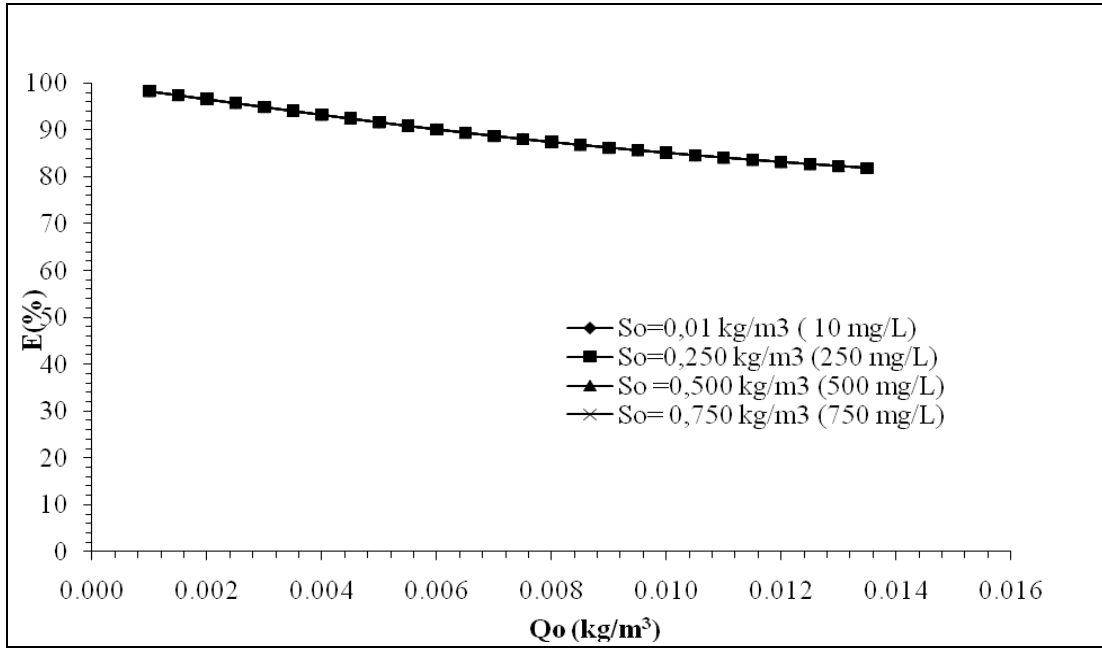


Şekil 4.80. V_{ab} -E ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat⁻¹; $V_b=40$ L; $S_o=0.206$ m³; $t_f=0.5$ saat; $Q_o=0.012$ m³/saat; $t_r=1.5$ saat)

V_{ab} -E ilişkisine V_a etkisinin simülasyonu (Şekil 4.80.) irdelendiğinde, ardışık kesikli biyoreaktörde küçük ($V_a = 0.0068$ m³ = 6.8 L) ve büyük ($V_a = 0.034$ m³ = 34 L) çöken çamur hacimlerindeki KOİ giderme verimleri arasında önemli bir fark olmadığı görülmektedir.

Şekil 4.80.'e göre, çöken çamur hacimin (V_a) etkisi olmadığı, fakat doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacimin 34 kat ($V_{abmin} = 0.001$ m³ = 1 L, $V_{abmaks} = 0.034$ m³ = 34 L) artmasına rağmen, KOİ giderme veriminde yaklaşık %18'lik bir azalma olduğu (yaklaşık %100 ve %82) gözlemlenmektedir.

Q_o -E ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu Şekil 4.81'de gösterilmiştir.



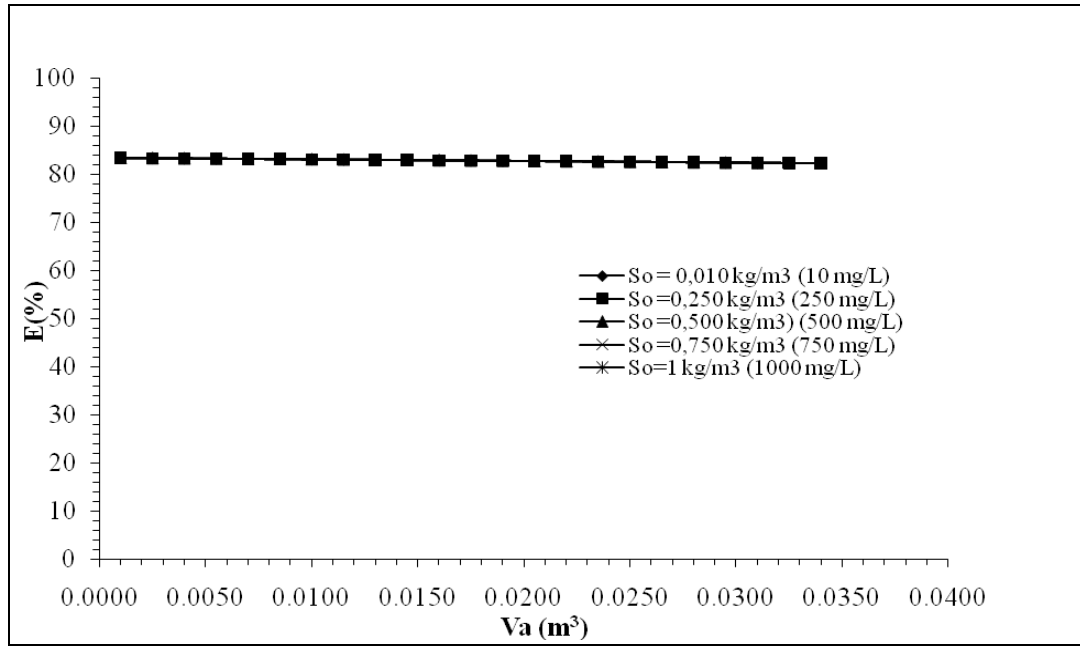
Şekil 4.81. Qo-E ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat⁻¹; $V_{ab}=34$ L; $V_a=7.7$ L; $V_b=40$ L; $t_f=0.5$ saat; $t_r=1.5$ saat)

Q_o -E ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu (Şekil 4.81.) irdelendiğinde, küçük ($S_o=0.01$ kg/ m³=10 mg/L) ve büyük ($S_o=1$ kg/ m³=1000 mg/L) giriş KOİ konsantrasyonlarındaki KOİ giderme verimleri arasında önemli bir fark olmadığı görülmektedir.

Şekil 4.81.'e göre, çalışılan aralıklarda, giriş KOİ konsantrasyonunun (S_o) etkisi olmadığı, fakat her seansta arıtılan atıksu debisinin 13.5 kat ($Q_{\min} = 0.001$ m³/saat =1 L/saat, $Q_{\max} = 0.0135$ m³/saat =13.5 L/saat) artmasına rağmen, KOİ giderme veriminde yaklaşık %16'lık bir azalma olduğu (yaklaşık %98 ve %82) gözlemlenmektedir.

Q_o -E ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu (Şekil 4.81.) irdelendiğinde, ardışık kesikli biyoreaktörde, çalışılan her seansta arıtılan atıksu debisi (Q_o) ve giriş KOİ konsantrasyonu (S_o) aralığında, debinin %16'lık bir azalma etkisinin yanında, giriş konsantrasyonunun önemli bir etkisinin olmadığı görülmektedir. Bu da ardışık kesikli biyoreaktör uygulamasının, debi ve giriş konsantrasyonu sınımlarını tolere edebileceği ve başarılı arıtma yapabileceğini göstermektedir.

V_a -E ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu Şekil 4.82.'de gösterilmiştir.



Şekil 4.82. V_a -E ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu ($k=0.60$ saat⁻¹; $V_{ab}=34$ L; $Q_o= 0.012$ m³/saat; $V_b=40$ L; $t_f= 0.5$ saat; $t_r=1.5$ saat)

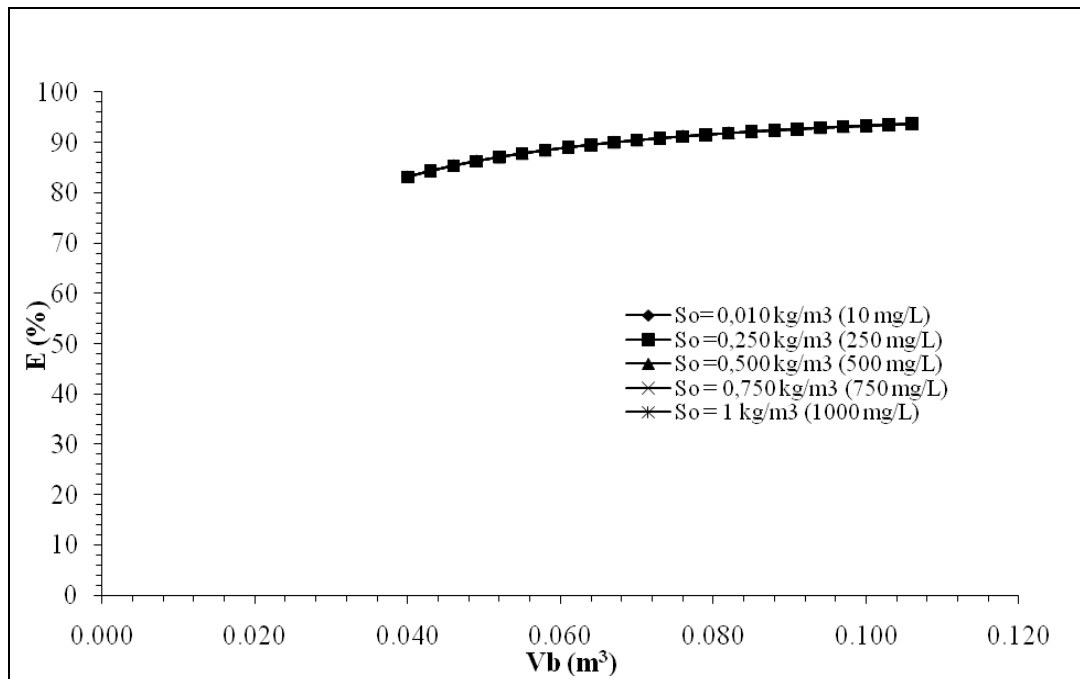
V_a -E ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu (Şekil 4.82.) irdelendiğinde, küçük ($S_o=0.01$ kg/ m³ = 10 mg/L) ve büyük ($S_o=1$ kg/ m³ = 1000 mg/L) giriş KOİ konsantrasyonlarındaki KOİ giderme verimleri (%83 - %82) arasında önemli bir fark olmadığı ve giriş konsantrasyonu (S_o) salınımlarını tolere ettiği görülmektedir.

Şekil 4.82'ye göre, giriş KOİ konsantrasyonunun (S_o) etkisi olmadığı, fakat ardışık kesikli biyoreaktörde çöken çamur hacminin 34 kat ($V_{amin} = 0.001$ m³/ =1 L, $V_{amaks} = 0.034$ m³= 34 L) artmasına rağmen, KOİ giderme veriminde yaklaşık %1'lik bir azalma olduğu (yaklaşık %83 ve %82) gözlemlenmektedir. Buradan da ardışık kesikli biyoreaktörün, çöken çamur hacminin (V_a) salınımlarını tolere edebileceği görülmektedir. Bunun pratik uygulamalardaki anlamı, ardışık kesikli biyoreaktördeki aktif çamurun daha yüksek çamur yaşlarında çalıştırılabilmesi, seyrek aralıklarla çamur atılması ve filtre preslerin kesikli çalıştırılmasına olanak sağlamasıdır. Yüksek çamur yaşlarında çalıştırılan (yaklaşık 30 gün, klasik aktif çamur yaşı : 3 – 10 gün) ardışık kesikli biyoreaktördeki çamur kalitesini kontrol etmenin pratik yöntemi, haftalık ölçümlerde İmhoff Konisi ölçümündeki değer, 350 mL/L değerini geçmemesidir. Bu ve buna yakın değerlere ulaşıldığında, biyoreaktörden

hesaplamalara göre çamur çekimi yapılmalıdır. Çamur çekiminde dikkat edilmesi gereken husus, günlük atılan çamurun, günlük gelen atıksu debisinin %10-15'ini geçmemesi sağlanmalıdır.

Çamur kalitesinin kontrol edilmesinin diğer bir yöntemi de; çamur hacim indeksine ($SVI = \frac{CHI}{100} = 50 - 150 \text{ mL/g}$) ve çıkış KOİ kalitesine (standardına) bakılmasıdır.

V_b -E ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu Şekil 4.83.'de gösterilmiştir.



Şekil 4.83. V_b -E ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu ($k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$; $V_a=7.7 \text{ L}$; $Q_o=0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $t_f=0.5 \text{ saat}$; $t_r=1.5 \text{ saat}$)

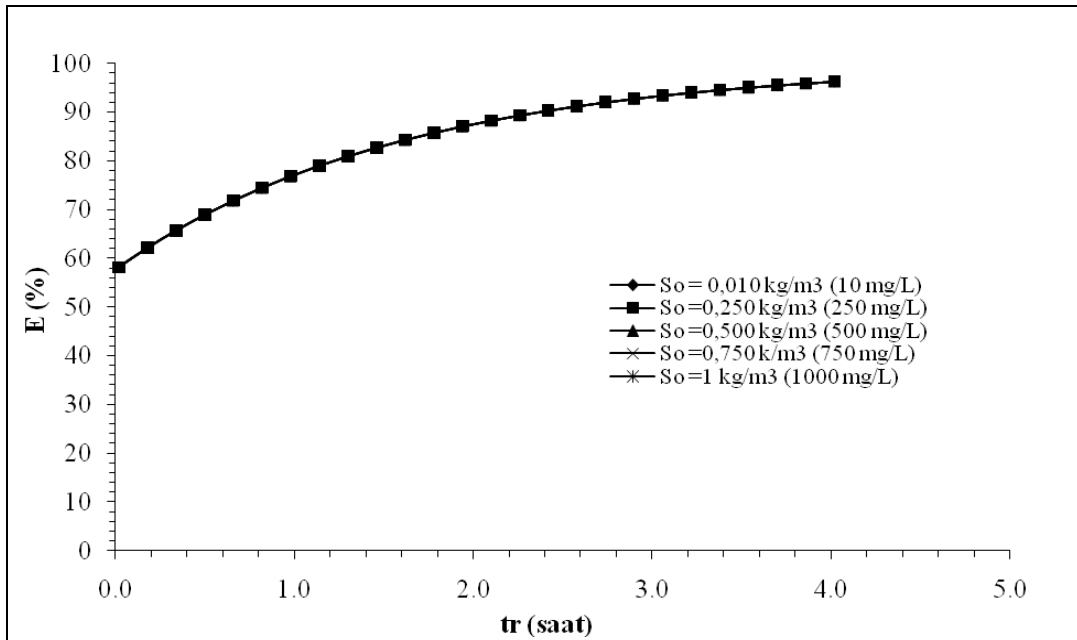
Şekil 4.83.'e göre, küçük ($S_o=0.010 \text{ kg/m}^3=10 \text{ mg/L}$) ve büyük ($S_o=1 \text{ kg/m}^3=1000 \text{ mg/L}$) giriş KOİ konsantrasyonlarındaki KOİ giderme verimleri arasında bir fark olmadığı görülmektedir.

V_b -E ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu (Şekil 4.83.) irdelendiğinde, çalışılan simülasyon değerleri arasında giriş KOİ konsantrasyonunun KOİ giderim verimi üzerine ihmal edilebilecek seviyede çok az bir etkisi olduğu görülmektedir. Fakat reaktörün boş hacmi 1.27 kat ($V_{bmin}=0.040 \text{ m}^3=40 \text{ L}$, $V_{bmaks}=0.106 \text{ m}^3=106 \text{ L}$)

artarken, KOİ giderme veriminde yaklaşık %11'lik bir artma olduğu (yaklaşık %83 ve %94) gözlemlenmektedir.

Şekil 4.83. simülasyonu irdelendiğinde, çalışılan simülasyon değerleri arasında giriş KOİ konsantrasyonunun artmasının KOİ giderim verimi üzerine etkili olmadığı görülmektedir. Buradan çıkarılacak sonuca göre de ardışık kesikli biyoreaktörün işletme şartlarının optimum tutulması halinde yüksek verimlerde çalıştırılabileceği görülmektedir.

t_r -E ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu Şekil 4.84.'de gösterilmiştir.

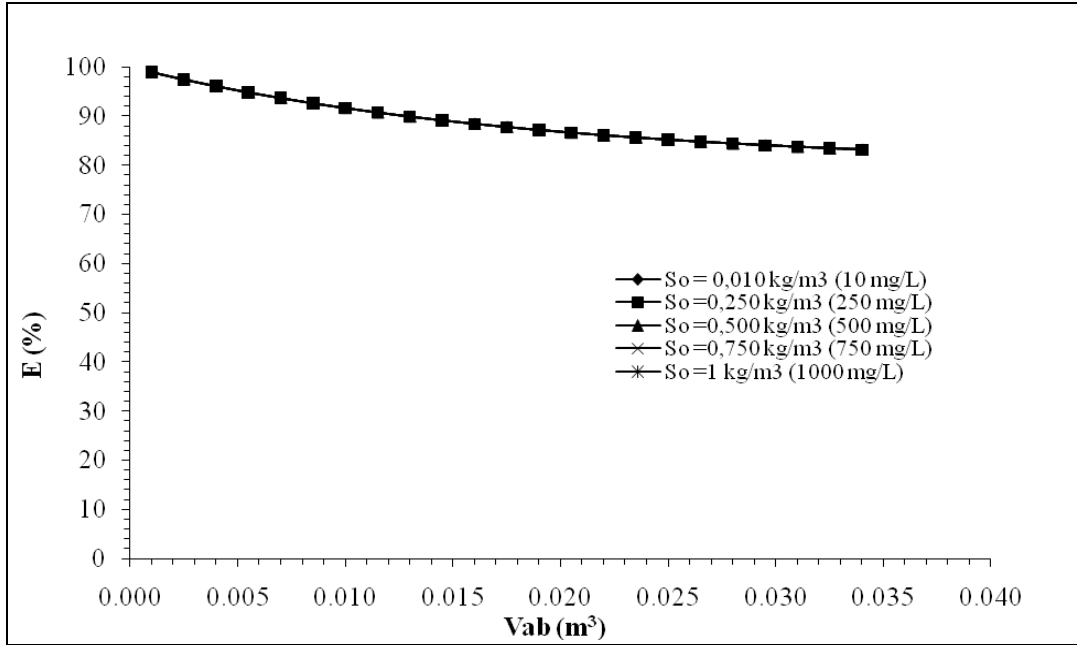


Şekil 4.84. t_r -E ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu ($Q_o = 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k = 0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_{ab} = 34 \text{ L}$; $V_a = 7.7 \text{ L}$; $V_b = 40 \text{ L}$; $t_f = 0.5 \text{ saat}$)

t_r -E ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu (Şekil 4.84.) irdelendiğinde, küçük ($S_o = 0.010 \text{ kg/m}^3 = 10 \text{ mg/L}$) ve büyük ($S_o = 1 \text{ kg/m}^3 = 1000 \text{ mg/L}$) giriş KOİ konsantrasyonlarındaki KOİ giderme verimleri arasında bir fark olmadığı görülmektedir. Bu simülasyondan da görüleceği üzere, giriş KOİ konsantrasyonu $S_o = 10 - 1000 \text{ mg/L}$ aralıklarında ardışık kesikli biyoreaktörün kentsel atıksu arıtımında verimli ve başarı ile kullanılabileceği görülmektedir.

Şekil 4.84'e göre, reaksiyon süresi 8 kat ($t_{\min} = 0.5$ saat, $t_{\max} = 4$ saat) artarken, KOİ giderme veriminde yaklaşık %27'lik bir artma olduğu (yaklaşık %69 ve %96) gözlemlenmektedir.

V_{ab} -E ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu Şekil 4.85.'de gösterilmiştir.

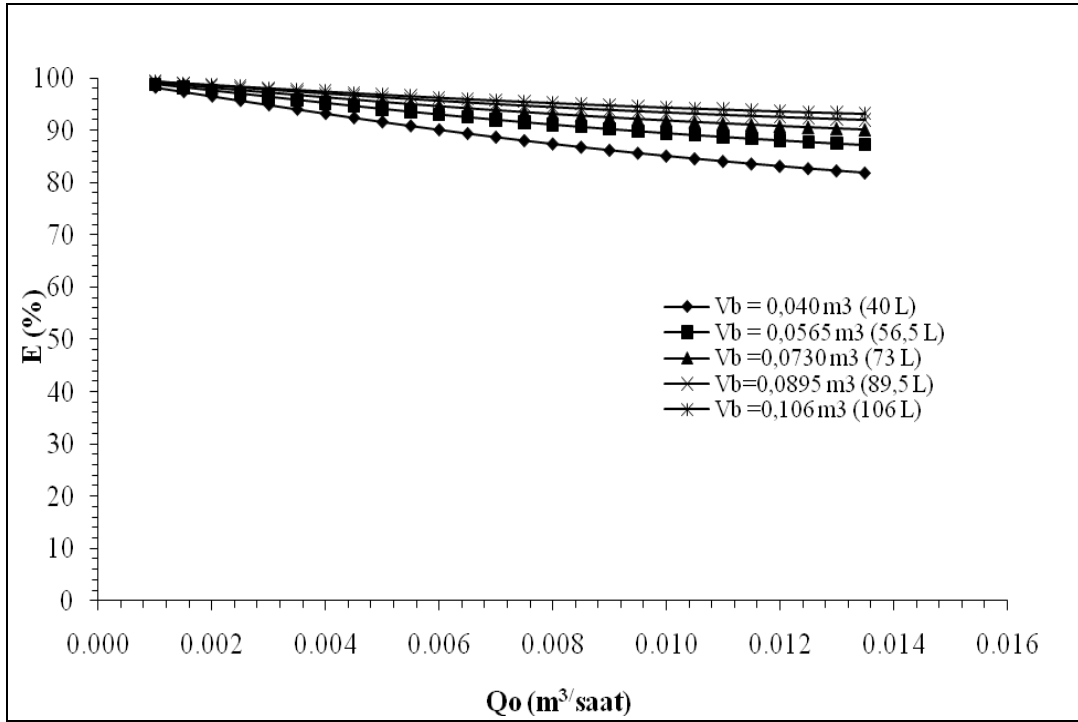


Şekil 4.85. V_{ab} -E ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu ($Q_o = 0.012$ m³/saat; $k = 0.60$ saat⁻¹; $V_a = 7.7$ L; $V_b = 40$ L; $t_f = 0.5$ saat; $t_r = 1.5$ saat)

V_{ab} -E ilişkisine S_o etkisinin simülasyonu (Şekil 4.85.) irdelendiğinde, küçük ($S_o = 0.01$ kg/ m³ = 10 mg/L) ve büyük ($S_o = 1$ kg/ m³ = 1000 mg/L) giriş KOİ konsantrasyonlarındaki KOİ giderme verimleri arasında bir fark olmadığı görülmektedir.

Şekil 4.85.'e göre, giriş KOİ konsantrasyonunun (S_o) etkisi olmadığı, fakat doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacminin 34 kat ($V_{ab\min} = 0.001$ m³=1 L, $V_{ab\max} = 0.034$ m³ =34 L) artmasına rağmen KOİ giderme veriminde yaklaşık %16'lık bir azalma olduğu (yaklaşık %99 ve %83) gözlemlenmektedir.

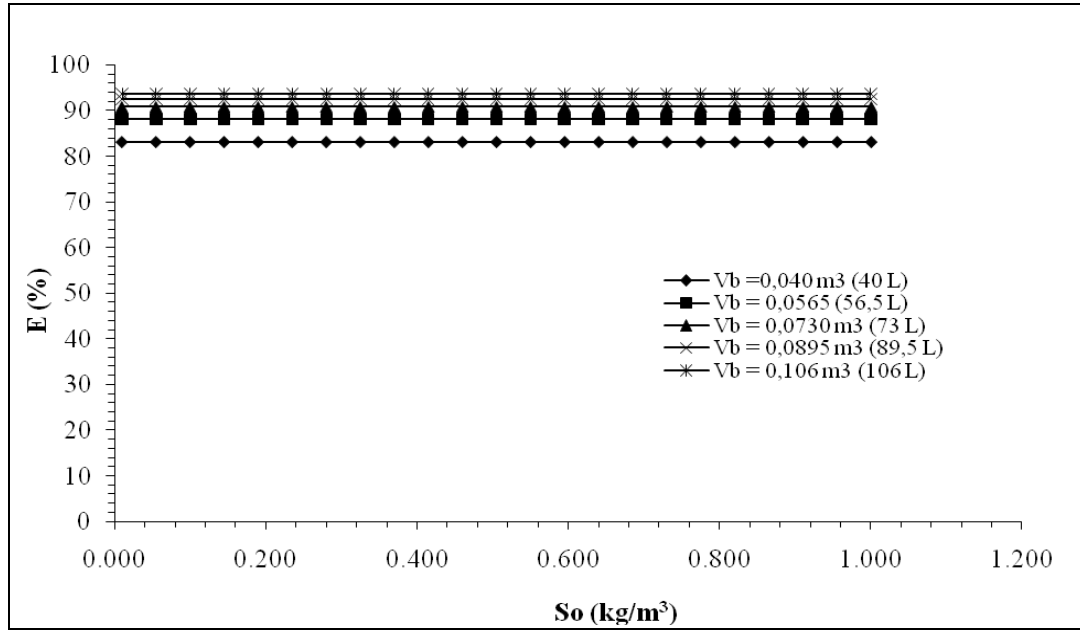
Q_o -E ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu Şekil 4.86.'da gösterilmektedir.



Şekil 4.86. Qo-E ilişkisine Vb etkisinin simülasyonu ($Q_o = 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k = 0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_{ab} = 34 \text{ L}$; $V_a = 7.7 \text{ L}$; $t_f = 0.5 \text{ saat}$; $t_r = 1.5 \text{ saat}$)

Q_o -E ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu (Şekil 4.86) irdelendiğinde, her seansta arıtılan atıksu debisi (Q_o) değeri ($Q_o = 0.012 \text{ m}^3/\text{saat} = 12 \text{ L/saat}$) olduğunda, küçük ($V_b = 0.040 \text{ m}^3 = 40 \text{ L}$) ve büyük ($V_b = 0.106 \text{ m}^3 = 106 \text{ L}$) reaktörün boş hacimlerdeki KOİ giderme verimleri sırası ile; yaklaşık %84 ve %94 olduğu görülmektedir. Yapılan simülasyona göre, reaktörün boş hacim (V_b) değeri ($V_b = 0.040 \text{ m}^3 = 40 \text{ L}$) alındığında, her seansta arıtılan atıksu debisi 13 kat ($Q_o = 0.001 \text{ m}^3/\text{saat}$, $Q_o = 0.0130 \text{ m}^3/\text{saat}$) artmasına rağmen, KOİ giderme verimlerinde (%99 ve %82) %17'lik bir azalma olduğu görülmektedir.

S_o -E ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu Şekil 4.87.'de gösterilmiştir.

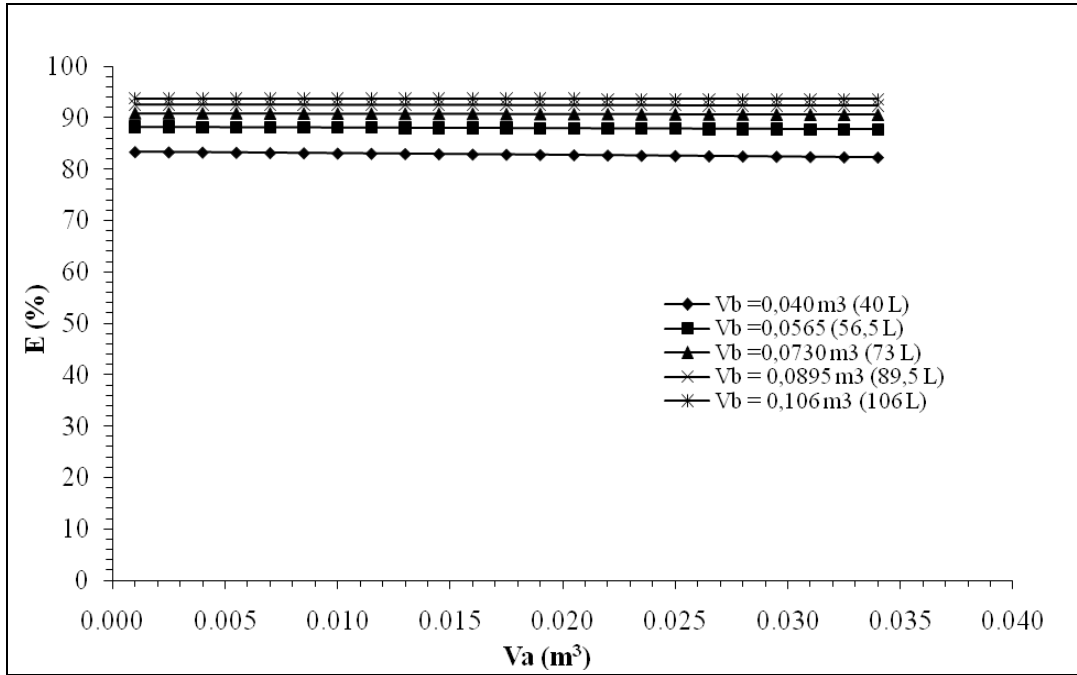


Şekil 4.87. S_o -E ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu ($Q_o = 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k = 0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_{ab} = 34 \text{ L}$; $V_a = 7.7 \text{ L}$; $t_f = 0.5 \text{ saat}$; $t_r = 1.5 \text{ saat}$)

S_o -E ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu (Şekil 4.87.) irdelendiğinde, reaktörün boş hacmi $V_b = 0,040 \text{ m}^3 = 40 \text{ L}$ alındığında, $S_o = 0.01-1.135 \text{ kg/m}^3 = 10-1135 \text{ mg/L}$ aralığındaki değişimde, KOİ giderme verimleri arasında bir fark olmadığı ve verimin de yaklaşık %83 civarında olduğu görülmektedir. Laboratuvar ölçekli ardışık kesikli biyoreaktör, kentsel atıksuyun $S_o = 0.01-1.135 \text{ kg/m}^3 = 10-1135 \text{ mg/L}$ 'lik giriş KOİ konsantrasyonunu arıtım verimi düşmeksizin tolere ettiği görülmektedir.

Giriş KOİ konsantrasyonu $S_o = 0.206 \text{ kg/m}^3$ alındığında, $V_b = 0.040 \text{ m}^3-0.106 \text{ m}^3 = 40 \text{ L}-106 \text{ L}$ aralığındaki değişimde, KOİ giderme verimleri sırasıyla; yaklaşık %82 ve %94 olarak tespit edilmiştir. Simülasyona göre, Giriş KOİ konsantrasyonu $S_o = 0.206 \text{ kg/m}^3$ alındığında, $V_b = 0.040 \text{ m}^3-0.106 \text{ m}^3 = 40 \text{ L}-106 \text{ L}$ aralığındaki değişimde, KOİ giderme verimlerinde %12'lik bir artış olduğu görülmektedir.

V_a -E ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu Şekil 4.88.'de gösterilmiştir.

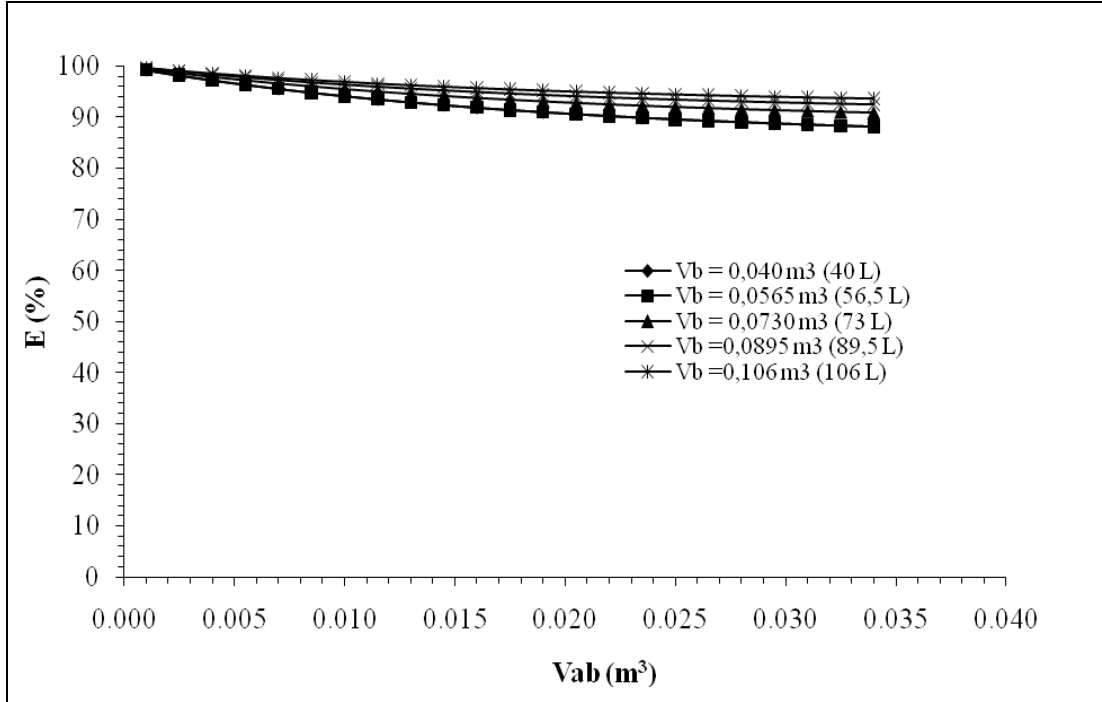


Şekil 4.88. V_a -E ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu ($Q_0= 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$; $S_0= 0.206 \text{ kg/m}^3$; $t_f= 0.5 \text{ saat}$; $t_r=1.5 \text{ saat}$)

V_a -E ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu (Şekil 4.88.) irdelendiğinde, reaktörün boş hacmi $V_b = 0.040 \text{ m}^3 = 40 \text{ L}$ alındığında, $V_a = 0.001-0.034 \text{ m}^3 = 1-34 \text{ L}$ aralığında KOİ giderme verimleri arasında bir fark olmadığı ve verimlerin de yaklaşık %83 civarında olduğu görülmektedir.

AKR'de çöken çamur hacmi $V_a = 0.0077 \text{ m}^3 = 7.7 \text{ L}$ alındığında, $V_b = 0.040 \text{ m}^3-0.106 \text{ m}^3=40 \text{ L}-106 \text{ L}$ aralığındaki değişimde, KOİ giderme verimleri sırasıyla; yaklaşık %83 ve %94 olarak tespit edilmiştir. Simülasyona göre, AKR'de çöken çamur hacmi $V_a = 0.0077 \text{ m}^3 = 7.7 \text{ L}$ alındığında, $V_b = 0.040 \text{ m}^3-0.106 \text{ m}^3=40 \text{ L}-106 \text{ L}$ aralığındaki değişimde, KOİ giderme verimlerinde %11'lik bir artış olduğu görülmektedir.

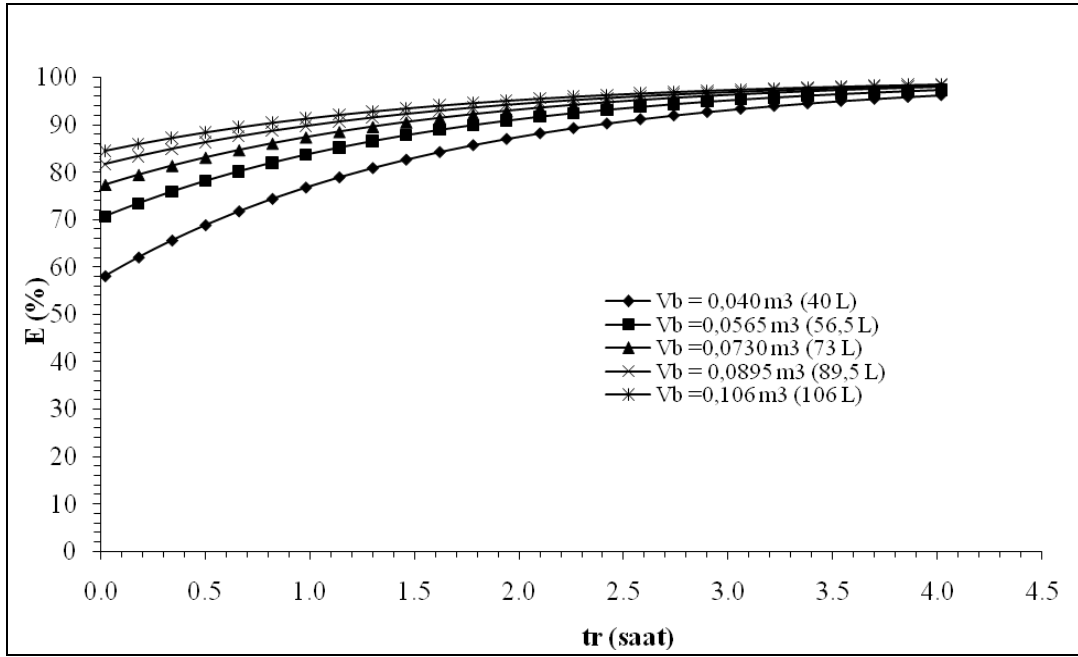
V_{ab} -E ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu Şekil 4.89.'da gösterilmektedir.



Şekil 4.89. Vab-E ilişkisine Vb etkisinin simülasyonu ($Q_0 = 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $S_0 = 0.206 \text{ kg/m}^3$; $k = 0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_a = 7.7 \text{ L}$; $t_f = 0.5 \text{ saat}$; $t_r = 1.5 \text{ saat}$)

V_{ab} -E ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu (Şekil 4.89.) irdelendiğinde, doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacim (V_{ab}) değeri ($V_{ab} = 0.034 \text{ m}^3 = 34 \text{ L}$) olduğunda, küçük ($V_b = 0.040 \text{ m}^3 = 40 \text{ L}$) ve büyük ($V_b = 0.106 \text{ m}^3 = 106 \text{ L}$) reaktörün boş hacimlerdeki KOİ giderme verimleri sırası ile; yaklaşık %88 ve %94 olduğu görülmektedir. Yapılan simülasyona göre, reaktörün boş hacim (V_b) değeri ($V_b = 0.040 \text{ m}^3 = 40 \text{ L}$) alındığında, doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacim 2.65 kat ($V_{ab} = 0.040 \text{ m}^3 = 40 \text{ L}$, $V_{ab} = 0.106 \text{ m}^3 = 106 \text{ L}$) artmasına rağmen, KOİ giderme verimlerinde (yaklaşık %100 ve %91) yaklaşık %9'luk bir azalma olduğu görülmektedir. Bu simülasyondan da görüleceği üzere V_b değerinin verim üzerine çok fazla etkisi olmadığı görülmektedir. Bu da ardışık kesikli biyoreaktör çalışmalarında, reaktör tasarımının ve boyutlandırmasının dikkatlice yapılması gerektiğini, optimum hacmin dikkatlice hesaplanmasının ve gereksiz şekilde büyük hacimlerin seçilmemesinin önemli olduğunu göstermektedir. Ardışık kesikli biyoreaktörde toplam hacim; çöken çamur hacmi, çamur – su karışımı hacmi, arıtılan su hacmi ve hava payı toplamından oluşmaktadır.

t_r -E ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu Şekil 4.90.'da gösterilmiştir.

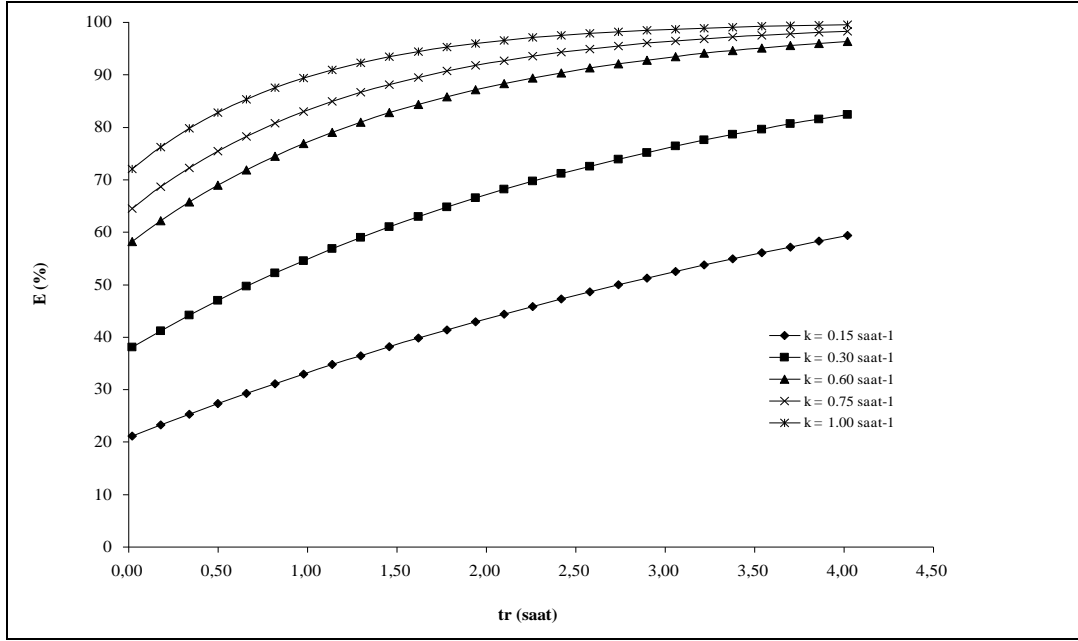


Şekil 4.90. t_r -E ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu ($Q_0 = 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k = 0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_{ab} = 34 \text{ L}$; $V_a = 7.7 \text{ L}$; $t_f = 0.5 \text{ saat}$; $S_0 = 0.206 \text{ kg/m}^3$)

t_r -E ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu (Şekil 4.90.) irdelendiğinde, optimum reaksiyon süresi (t_r) 1.5 saate karşılık gelen küçük ($V_b = 0.040 \text{ m}^3 = 40 \text{ L}$) ve büyük ($V_b = 0.106 \text{ m}^3 = 106 \text{ L}$) reaktör hacimlerindeki KOİ giderme verimleri sırası ile; yaklaşık %83 ve %94 olduğu görülmektedir. Yapılan simülasyona göre, reaktör hacmi $V_b = 0.040 \text{ m}^3 = 40 \text{ L}$ alındığında, reaksiyon süresi 8 kat (0.5-4 saat) artmasına rağmen KOİ giderme veriminde (%58 -%97) %41'lik bir artma olduğu görülmektedir.

t_r -E ilişkisine V_b etkisinin simülasyonu irdelendiğinde, reaktör boş hacimin (V_b) çok etkin bir parametre olmamasına rağmen, reaksiyon süresinin (t_r) çok etkin bir parametre olduğu görülmektedir.

t_r -E ilişkisine k etkisinin simülasyonu Şekil 4.91.'de gösterilmektedir.

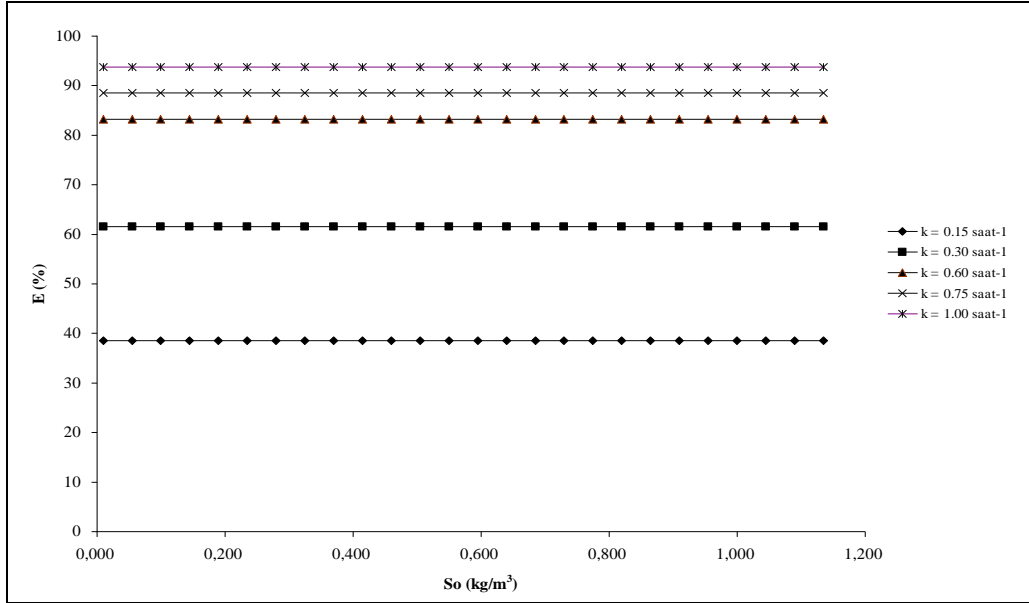


Şekil 4.91. tr-E ilişkisine k etkisinin simülasyonu ($Q_o= 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$; $V_a=7.7 \text{ L}$; $V_b = 40 \text{ L}$; $t_f= 0.5 \text{ saat}$; $S_o =0.206 \text{ kg/m}^3$)

t_r -E ilişkisine k etkisinin simülasyonu (Şekil 4.91.) irdelendiğinde, optimum reaksiyon süresi (t_r) 1.5 saate karşılık gelen küçük ($k= 0.15 \text{ saat}^{-1}$) ve büyük ($k= 1.00 \text{ saat}^{-1}$) reaksiyon sabitlerindeki KOİ giderme verimleri sırası ile; yaklaşık %38 ve %93 olduğu görülmektedir. Yapılan simülasyona göre, reaksiyon sabiti $k= 0.60 \text{ saat}^{-1}$ alındığında, reaksiyon süresi 8 kat (0.5-4 saat) artmasına rağmen KOİ giderme veriminde (%69 -%96) %27'lik bir artma olduğu görülmektedir.

t_r -E ilişkisine k etkisinin simülasyonu irdelendiğinde, KOİ giderme verimi üzerine; reaksiyon süresi (t_r) etkin bir parametre olmakla birlikte, reaksiyon sabitinin (k) çok daha etkin bir parametre olduğu görülmektedir.

S_o -E ilişkisine k etkisinin simülasyonu Şekil 4.92.'de gösterilmektedir.

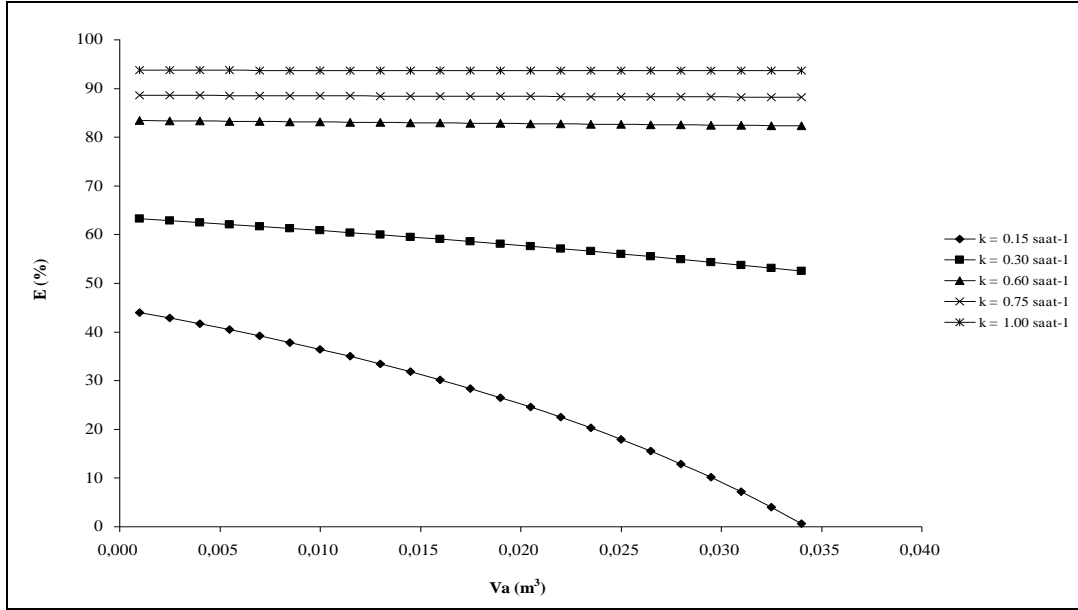


Şekil 4.92. So-E ilişkisine k etkisinin simülasyonu ($Q_0 = 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $V_{ab} = 34 \text{ L}$; $V_a = 7.7 \text{ L}$; $V_b = 40 \text{ L}$; $t_f = 0.5 \text{ saat}$; $t_r = 1.5 \text{ saat}$)

S_0 -E ilişkisine k etkisinin simülasyonu (Şekil 4.92.) irdelendiğinde, reaksiyon sabiti $k = 0.60 \text{ saat}^{-1}$ alındığında, $S_0 = 0.01-1.135 \text{ kg/m}^3 = 10-1135 \text{ mg/L}$ aralığındaki değişimde, KOİ giderme verimleri arasında bir fark olmadığı ve verimin de yaklaşık %83 civarında olduğu görülmektedir. k reaksiyon sabiti parametresinin işletme boyunca yaklaşık sabit olacak şekilde (kentsel atıksu için $k = 0.60 \text{ saat}^{-1}$ civarında) işletme şartlarının optimum olarak tutulabilmesinin önemli olduğu ve laboratuvar ölçekli Ardışık Kesikli Biyoreaktör, kentsel atıksuyun $S_0 = 0.01-1.135 \text{ kg/m}^3 = 10-1135 \text{ mg/L}$ 'lik giriş KOİ konsantrasyonunun arıtım verimi düşmeksizin tolere ettiği görülmektedir.

Giriş KOİ konsantrasyonu $S_0 = 0.206 \text{ kg/m}^3$ alındığında, reaksiyon sabiti $k = 0.15 \text{ saat}^{-1} - 1.00 \text{ saat}^{-1}$ aralığındaki değişimde, KOİ giderme verimleri sırasıyla; yaklaşık %38 ve %93 olarak tespit edilmiştir. Simülasyona göre, Giriş KOİ konsantrasyonu $S_0 = 0.206 \text{ kg/m}^3$ alındığında, reaksiyon sabiti $k = 0.15 \text{ saat}^{-1} - 1.00 \text{ saat}^{-1}$ aralığındaki değişimde, KOİ giderme verimlerinde %55'lik bir artış olduğu görülmektedir. Bu da k reaksiyon sabitinin KOİ giderme verimi üzerine çok etkin bir parametre olduğu anlaşılmaktadır.

V_a -E ilişkisine k etkisinin simülasyonu Şekil 4.93.'de gösterilmektedir.

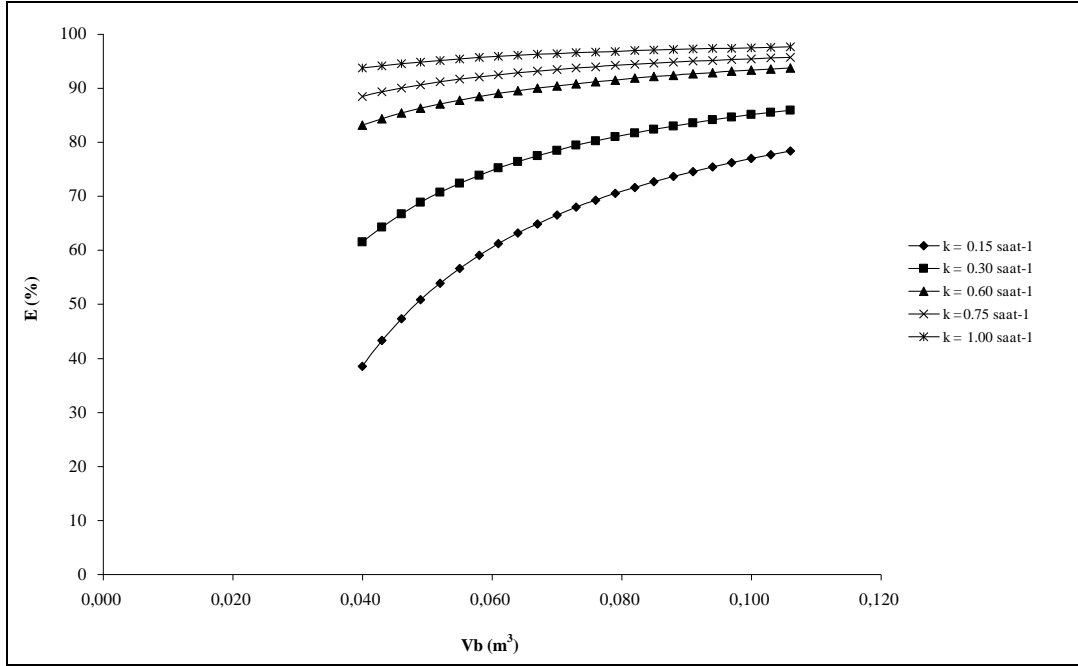


Şekil 4.93. Va-E ilişkisine k etkisinin simülasyonu ($Q_0 = 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $V_{ab} = 34 \text{ L}$; $S_0 = 0.206 \text{ kg/m}^3$; $V_b = 40 \text{ L}$; $t_f = 0.5 \text{ saat}$; $t_r = 1.5 \text{ saat}$)

V_a -E ilişkisine k etkisinin simülasyonu (Şekil 4.93.) irdelendiğinde, reaksiyon sabiti $k = 0.60 \text{ saat}^{-1}$ alındığında, $V_a = 0.0010\text{-}0.034 \text{ m}^3 = 1\text{-}34 \text{ L}$ aralığındaki değişimde, KOİ giderme verimleri arasında bir fark olmadığı (fark %1) ve verimin de yaklaşık %83 civarında olduğu görülmektedir. k reaksiyon sabiti parametresinin düşmesi halinde ($k \leq 0.30 \text{ saat}^{-1}$) KOİ giderim verimi (%E) üzerine çok etkin olduğu ve k reaksiyon sabiti düştükçe verimin oldukça düştüğü gözlemlenmektedir.

Çöken çamur hacmi $V_a = 0.0077 \text{ m}^3 = 7.7 \text{ L}$ olduğunda, reaksiyon sabiti $k = 0.15 - 1.00 \text{ saat}^{-1}$ aralığındaki değişimde, KOİ giderme verimleri sırasıyla; yaklaşık %39 ve %94 olarak tespit edilmiştir. Simülasyona göre, çöken çamur hacmi $V_a = 0.0077 \text{ m}^3 = 7.7 \text{ L}$ alındığında, reaksiyon sabiti $k = 0.15 - 1.00 \text{ saat}^{-1}$ aralığındaki değişimde, KOİ giderme verimlerinde %55'lik bir artış olduğu görülmektedir. Bu da k reaksiyon sabitinin KOİ giderme verimi üzerine çok etkin bir parametre olduğu anlaşılmaktadır.

V_b -E ilişkisine k etkisinin simülasyonu Şekil 4.94.'de gösterilmektedir.

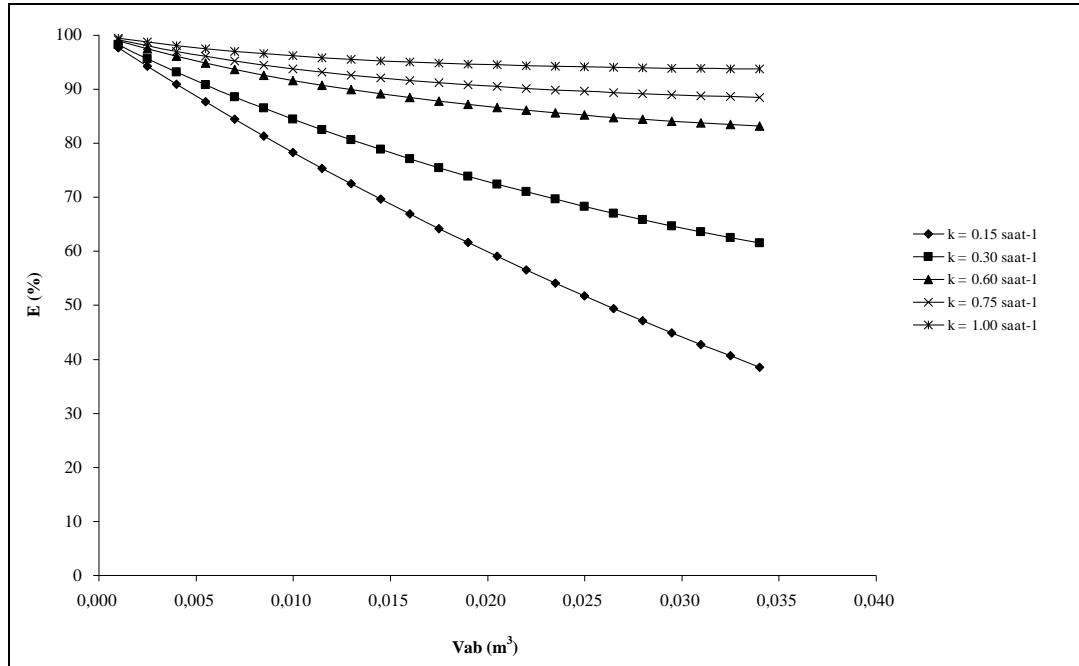


Şekil 4.94. Vb-E ilişkisine k etkisinin simülasyonu ($Q_0 = 0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $V_{ab} = 34 \text{ L}$; $S_0 = 0.206 \text{ kg/m}^3$; $V_a = 7.7 \text{ L}$; $t_f = 0.5 \text{ saat}$; $t_r = 1.5 \text{ saat}$)

V_b -E ilişkisine k etkisinin simülasyonu (Şekil 4.94.) irdelendiğinde, reaksiyon sabiti $k = 0.60 \text{ saat}^{-1}$ alındığında. $V_b = 0.040-0.106 \text{ m}^3 = 40-106 \text{ L}$ aralığındaki değişimde, KOİ giderme verimleri arasında bir fark olduğu (fark %11) ve verimin de yaklaşık %83-94 civarında olduğu görülmektedir. k reaksiyon sabiti parametresinin düşmesi halinde ($k \leq 0.30 \text{ saat}^{-1}$) KOİ giderim verimi (%E) üzerine çok etkin olduğu ve k reaksiyon sabiti düştükçe verimin oldukça düştüğü ve boş reaktör hacmi (V_b) arttıkça giderme veriminin arttığı fakat giderme verimleri arasındaki farkın azaldığı gözlemlenmektedir.

Boş reaktör hacmi $V_b = 40 \text{ L}$ olduğunda, reaksiyon sabiti $k = 0.15 - 1.00 \text{ saat}^{-1}$ aralığındaki değişimde, KOİ giderme verimleri sırasıyla; yaklaşık %39 ve %94 olarak tespit edilmiştir. Simülasyona göre, Boş reaktör hacmi $V_b = 40 \text{ L}$ alındığında, reaksiyon sabiti $k = 0.15 - 1.00 \text{ saat}^{-1}$ aralığındaki değişimde, KOİ giderme verimlerinde %55'lik bir artış olduğu görülmektedir. Bu da k reaksiyon sabitinin KOİ giderme verimi üzerine çok etkin bir parametre olduğu anlaşılmaktadır.

V_{ab} -E ilişkisine k etkisinin simülasyonu Şekil 4.95.'de gösterilmektedir.



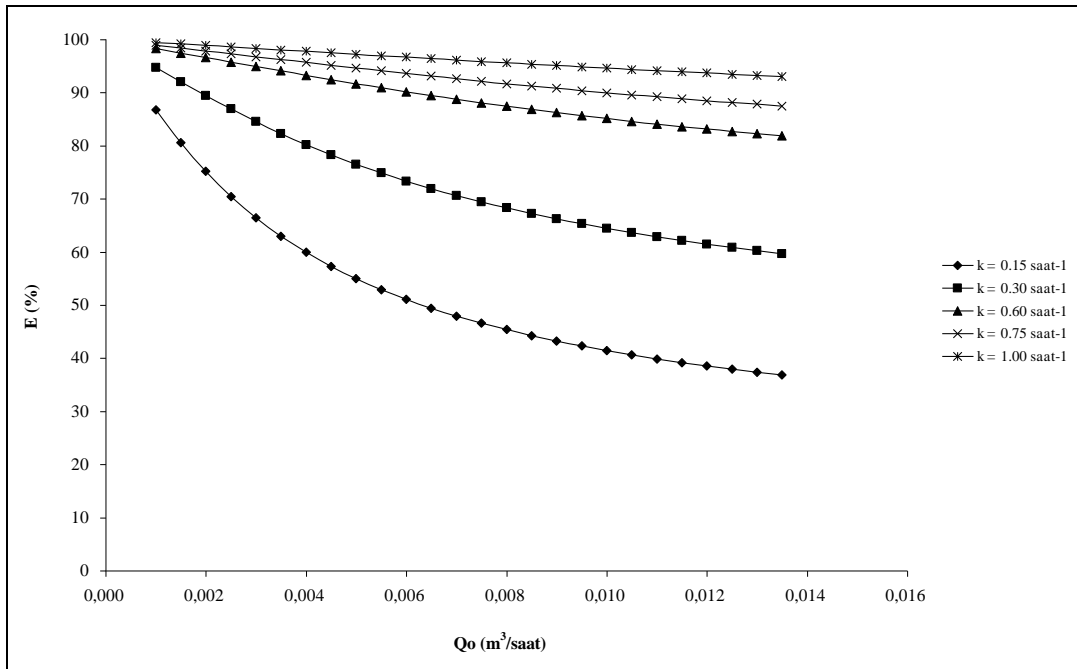
Şekil 4.95. V_{ab}-E ilişkisine k etkisinin simülasyonu (Q_o= 0.012 m³/saat; V_b=40 L; S_o=0.206 kg/m³; V_a= 7.7 L; t_f= 0.5 saat; t_r= 1.5 saat)

V_{ab}-E ilişkisine k etkisinin simülasyonu (Şekil 4.95.) irdelendiğinde, reaksiyon sabiti $k = 0.60 \text{ saat}^{-1}$ alındığında. $V_{ab} = 0.001-0.034 \text{ m}^3 = 1-34 \text{ L}$ aralığındaki değişimde, KOİ giderme verimleri arasında bir fark olduğu (fark %16) ve verimin de yaklaşık %99'dan %83'e düştüğü görülmektedir. k reaksiyon sabiti parametresinin düşmesi halinde ($k \leq 0.30 \text{ saat}^{-1}$) KOİ giderim verimi (%E) üzerine çok etkin olduğu ve k reaksiyon sabiti düştükçe verimin oldukça düştüğü ve doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacmi (V_{ab}) arttıkça giderme veriminin azaldığı ve giderme verimleri arasındaki farkın arttığı gözlemlenmektedir.

Doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacmi $V_{ab} = 34 \text{ L}$ olduğunda, reaksiyon sabiti $k = 0.15 - 1.00 \text{ saat}^{-1}$ aralığındaki değişimde, KOİ giderme verimleri sırasıyla; yaklaşık %39 ve %94 olarak tespit edilmiştir. Simülasyona göre, doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacmi $V_{ab} = 34 \text{ L}$ alındığında, reaksiyon sabiti $k = 0.15 - 1.00 \text{ saat}^{-1}$ aralığındaki değişimde, KOİ giderme verimlerinde %55'lik bir azalma olduğu görülmektedir. Bu da k reaksiyon sabitinin KOİ giderme verimi üzerine çok etkin bir parametre olduğu anlaşılmaktadır.

Yapılan simülasyon sonucuna göre; doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacmi (V_{ab}) değeri, çöken çamur hacmi (V_a) ile reaktör boş hacmi (V_b) arasında olmak zorundadır. Çamurun kaliteli ve iyi çökmesi durumlarında her zaman V_b ve V_{ab} değerleri V_a 'dan büyük olacaktır. O halde gerçek uygulamalarda V_b tasarım parametresi olurken V_{ab} ve V_a değerleri ise işletme parametreleridir. k reaksiyon sabiti ise biyoproses, işletme şartları ve giren atıksuyun özelliklerinden etkilenen kritik bir parametredir.

Q_o -E ilişkisine k etkisinin simülasyonu Şekil 4.96.'da gösterilmektedir.



Şekil 4.96. Q_o -E ilişkisine k etkisinin simülasyonu ($V_{ab}=34$ L; $V_b=40$ L; $S_o=0.206$ kg/m³; $V_a= 7.7$ L; $t_f= 0.5$ saat; $t_r= 1.5$ saat)

Q_o -E ilişkisine k etkisinin simülasyonu (Şekil 4.96.) irdelendiğinde, reaksiyon sabiti $k = 0.60$ saat⁻¹ alındığında. $Q_o = 0.001-0.0135$ m³/saat = 1-13.5 L/saat aralığındaki değişimde, KOİ giderme verimleri arasında bir fark olduğu (fark %17) ve verimin de yaklaşık %99'dan %82'ye düştüğü görülmektedir. k reaksiyon sabiti parametresinin düşmesi halinde ($k \leq 0.30$ saat⁻¹) KOİ giderim verimi (%E) üzerine çok etkin olduğu ve k reaksiyon sabiti düştükçe verimin oldukça düştüğü ve her seansta artırılan atıksu debisi (Q_o) arttıkça giderme veriminin azaldığı ve giderme verimleri arasındaki farkın arttığı gözlemlenmektedir.

Her seansta arttırılan atıksu debisi $Q_o = 12 \text{ L/saat} = 6 \text{ L}/0.5 \text{ saat}$ olduğunda, reaksiyon sabiti $k=0.15 - 1.00 \text{ saat}^{-1}$ aralığındaki değişimde, KOİ giderme verimleri sırasıyla; yaklaşık %39 ve %94 olarak tespit edilmiştir. Simülasyona göre, her seansta arttırılan atıksu debisi $Q_o = 12 \text{ L/saat} = 6 \text{ L}/0.5 \text{ saat}$ alındığında, reaksiyon sabiti $k= 0.15 - 1.00 \text{ saat}^{-1}$ aralığındaki değişimde, KOİ giderme verimlerinde %55'lik önemli bir artma olduğu görölmektedir. Bu da k reaksiyon sabitinin KOİ giderme verimi üzerine arttırıcı ve etkin bir parametre olduğu anlaşılmaktadır.

Yapılan simülasyon sonucuna göre; her seansta arttırılan atıksu debisi (Q_o) değeri, arttıka, verimde belirli bir miktar (çalışma aralığında %17) verim düşüklüğü olmakla birlikte reaksiyon sabiti (k) arttıka, verimde önemli bir miktarda (çalışma aralığında %55) verim artışı tespit edilmiştir.

4.2.3.1. Arıtma verimi deneysel çalışmalarını ile modelin karşılaştırılması

Teorik yaklaşımla hesaplanan optimum AKR şartlarındaki KOİ giderme verimleri Tablo 4.22.'de verilmiştir.

Tablo 4.22. Teorik yaklaşımla hesaplanan optimum AKR şartlarındaki KOİ giderme verimleri ($Q_0=0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$; $V_a=7.7 \text{ L}$; $V_b=40 \text{ L}$; $t_f=0.5 \text{ saat}$; $S_0=0.206 \text{ kg/m}^3$)

$t_r(\text{saat})$	$S_c(\text{kg/m}^3)$	$E_{\text{akr}} = [(S_0 - S_c)/S_0] \times 100$
0	0.0872519	57.64
0.0125	0.0872282	57.66
0.025	0.0872046	57.67
0.05	0.0871581	57.69
0.1	0.0870671	57.73
0.15	0.0869791	57.78
0.2	0.0868938	57.82
0.25	0.0868112	57.86
0.3	0.0867312	57.90
0.35	0.0866537	57.94
0.4	0.0865786	57.97
0.45	0.0865059	58.01
$t_r=0.5$	$t_r=0$	$S_f=0.0864354$ $S_e=0.0871842$ $E_{\text{akr}(f)}=58.04$ $E_{\text{akr}(e)}=57.68$
	0.55	0.0845165 58.97
	0.6	0.0819332 60.23
	0.65	0.0794313 61.44
	0.7	0.0770083 62.62
	0.75	0.0746613 63.76
	0.8	0.072388 64.86
	0.85	0.0701859 65.90
	0.9	0.0680526 66.96
	0.95	0.0659859 67.97
	1	0.0639836 68.94
	1.05	0.0620436 69.88
	1.1	0.0601639 70.79
	1.15	0.0583424 71.68
	1.2	0.0565774 72.54
	1.25	0.054867 73.37
	1.3	0.0532094 74.17
	1.35	0.0516029 74.95
	1.4	0.0500459 75.71
	1.45	0.0485368 76.44
	1.5	0.0470741 77.15
	1.55	0.0456564 77.84
	1.6	0.044282 78.50
	1.65	0.0429498 79.15
	1.7	0.0416584 79.78
	1.75	0.0404064 80.39
	1.8	0.0391927 80.97
	1.85	0.038016 81.55
	1.9	0.0368751 82.10
	1.95	0.035769 82.64
	2	0.0346965 83.16
	2.05	0.0336567 83.66
	2.1	0.0326484 84.15
	2.15	0.0316707 84.63

Tablo 4.22. (Devamı) Teorik yaklaşımla hesaplanan optimum AKR şartlarındaki KOİ giderme verimleri ($Q_0=0.012$ m³/saat; $k=0.60$ saat⁻¹; $V_{ab}=34$ L; $V_a=7.7$ L; $V_b=40$ L; $t_f=0.5$ saat; $S_0=0.206$ kg/m³)

t_r (saat)	S_e (kg/m ³)	$E_{akr} = [(S_0 - S_e)/S_0] \times 100$
2.2	0.0307227	85.09
2.25	0.0298034	85.53
2.3	0.028912	85.97
2.35	0.0280475	86.38
2.4	0.0272091	86.79
2.45	0.0263961	87.19
2.5	0.0256076	87.57
2.55	0.024843	87.94
2.6	0.0241013	88.30
2.65	0.0233821	88.65
2.7	0.0226845	88.99
2.75	0.0220079	89.32
2.8	0.0213517	89.64
2.85	0.0207152	89.94
2.9	0.0200978	90.24
2.95	0.019499	90.53
3	0.0189182	90.82
3.05	0.0183547	91.09
3.1	0.0178082	91.36
3.15	0.0172781	91.61
3.2	0.0167639	91.86
3.25	0.0162651	92.10
3.3	0.0157812	92.34
3.35	0.0153118	92.57
3.4	0.0148565	92.79
3.45	0.0144148	93.00
3.5	0.0139863	93.21
3.55	0.0135706	93.41
3.6	0.0131673	93.61
3.65	0.0127761	93.80
3.7	0.0123965	93.98
3.75	0.0120283	94.16
3.8	0.0116711	94.33
3.85	0.0113245	94.50
3.9	0.0109883	94.67
3.95	0.0106621	94.82
4	0.0103456	94.98
4.05	0.0100386	95.13
4.1	0.0097407	95.27
4.15	0.0094517	95.41
4.2	0.0091713	95.55
4.25	0.0088992	95.68
4.3	0.0086352	95.81
4.35	0.0083791	95.93
4.4	0.0081306	96.05

Tablo 4.22. (Devamı) Teorik yaklaşımla hesaplanan optimum AKR şartlarındaki KOİ giderme verimleri ($Q_0=0.012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $k=0.60 \text{ saat}^{-1}$; $V_{ab}=34 \text{ L}$; $V_a=7.7 \text{ L}$; $V_b=40 \text{ L}$; $t_f=0.5 \text{ saat}$; $S_0=0.206 \text{ kg/m}^3$)

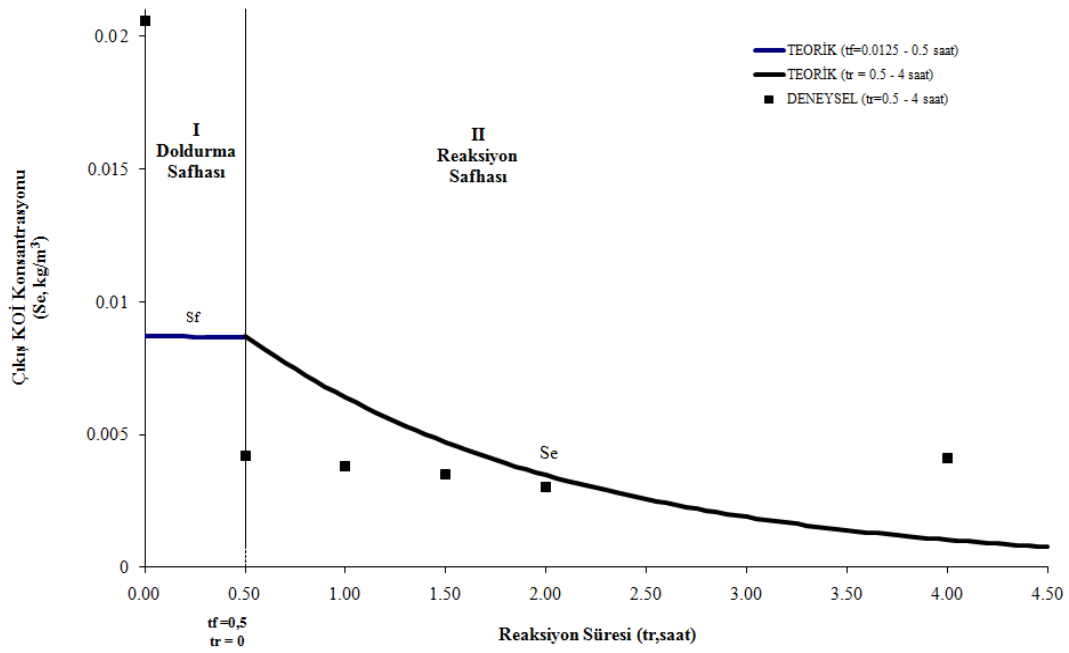
tr(saatt)	Se(kg/m³)	Eakr =[(So-Se)/So] x 100
4.45	0.0078896	96.17
4.5	0.0076556	96.28

Tablo 4.23'de ardışık kesikli biyoreaktörde, deneysel ve teorik olarak, reaksiyon süresinin çıkış KOİ konsantrasyonuna ve KOİ giderme verimine etkisinin karşılaştırılması yapılmıştır.

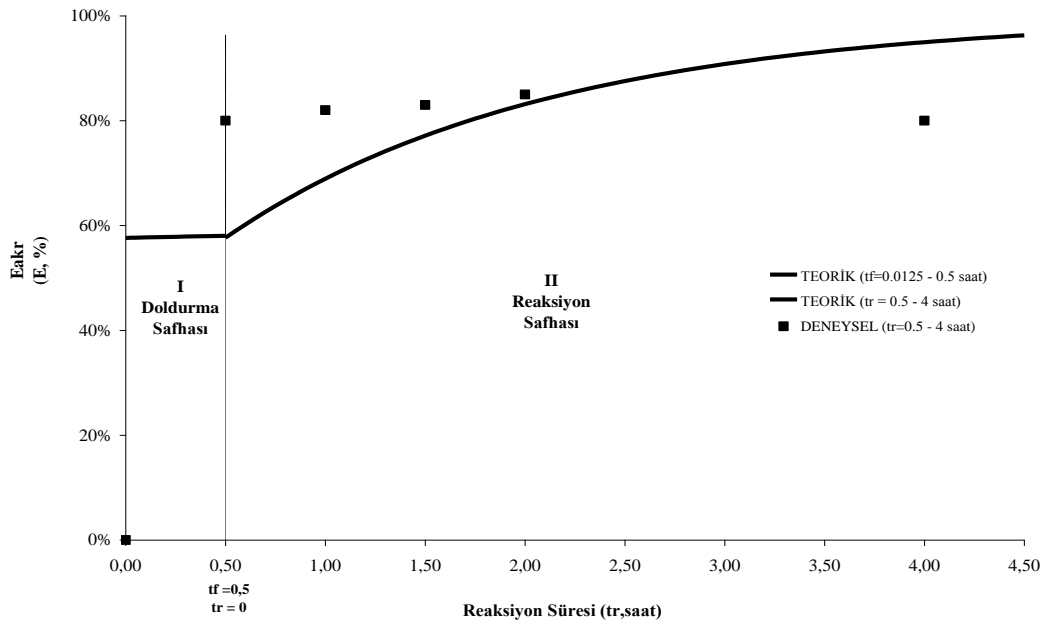
Tablo 4.23. Ardışık kesikli biyoreaktörde deneysel ve teorik olarak reaksiyon süresinin çıkış suyu KOİ giderme verimine etkisinin karşılaştırılması

Reaksiyon Süresi (t_r,saat)	Giriş KOİ (S₀, mg/L)	Deneysel Çıkış KOİ (S_e,mg/L)	Teorik Çıkış KOİ (S_e, mg/L)	Deneysel Verim (%)	Teorik Verim (%)
0 (t _f =0.5 saat)	206	206	87	0	58
0.5	206	42	64	80	69
1	206	38	47	82	77
1.5	206	35	35	83	83
2	206	30	26	85	87
4	206	41	8	80	96

Şekil 4.97. ve Şekil 4.98.'de ardışık kesikli biyoreaktörde, deneysel ve teorik olarak, reaksiyon süresinin çıkış KOİ konsantrasyonuna ve KOİ arıtma verimine etkisinin karşılaştırılması gösterilmiştir.



Şekil 4.97. Ardışık kesikli biyoreaktörde reaksiyon süresinin deneysel ve teorik olarak çıkış suyu KOİ konsantrasyonlarına etkisinin karşılaştırılması ($k=0.60$ saat^{-1} ; $Q_0=0.012$ m^3/Saat ; $S_0=0.206$ kg/m^3 ; $V_a=7.7$ L; $V_b=40$ L; $V_{ab}=34$ L)



Şekil 4.98. Reaksiyon süresinin deneysel ve teorik olarak KOİ arıtma verimine etkisinin karşılaştırılması ($k=0.60$ saat^{-1} ; $Q_0=0.012$ m^3/Saat ; $S_0=0.206$ kg/m^3 ; $V_a=7.7$ L; $V_b=40$ L; $V_{ab}=34$ L)

4.3. Ardışık Kesikli Biyoreaktör Verimine Etki Eden Parametrelerin Etki Sıralamasının Belirlenmesi

Ardışık kesikli biyoreaktör çalışmalarında, reaktör tasarımının ve boyutlandırmasının dikkatlice yapılması, optimum hacmin dikkatlice hesaplanması önemlidir. Ardışık kesikli biyoreaktörde toplam hacim (V_b); çöken çamur hacmi (V_a), doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacim (V_{ab}), su + çamur karışımı hacmi ($V_{ab} - V_a$), arıtılan su hacmi ($V_b - V_{ab}$) ve hava payı (minimum %10 hacim veya yükseklik) toplamından oluşmaktadır.

Ardışık kesikli biyoreaktör çalışmalarında; $S_e = f(S_o, Q, V_b, V_a, t_r, V_{ab}, k)$ ve $E = (S_o - S_e)/S_o$ olduğuna göre, S_e (ardışık kesikli biyoreaktör çıkış suyu KOİ konsantrasyonu) değeri, yedi parametreye bağlı bir fonksiyondur. Bu parametrelerden Q ve S_o parametreleri giren atıksuyun karakterizasyonunu, k reaktörde oluşan biyolojik reaksiyonun hız sabitini, t_r reaksiyonun süresini ve V_b, V_{ab}, V_a ise ardışık kesikli reaktöre has hacimleri ifade etmektedir. E_{akr} (%) değeri ise arıtma verimini ifade etmektedir (Tablo 4.24.).

Tablo 4.24. Ardışık kesikli biyoreaktör KOİ arıtma verimine ($\%E_{akr}$) etki eden parametrelerin etki sıralamasının belirlenmesi (simülasyonlara göre)

PARAMETRELER	t_r	S_o	Q_o	V_a	V_b	V_{ab}	k
t_r	-	%0	-%16	-%1	%11	-%2	%55
S_o	%27	-	-%16	-%1	%12	-%1	%55
Q_o	%27	%0	-	-%1	%10	%0	%55
V_a	%27	%0	-%16	-	%11	-%1	%55
V_b	%27	%0	-%15	-%1	-	-%1	%55
V_{ab}	%27	%0	-%15	-%1	%5	-	%55
k	%27	%0	-%15	-%1	%11	-%1	-

Tablo 4.24.'ün mantığı örnek olarak, t_r parametresinin arıtma verimi ($\%E_{akr}$) ile ilişkisine beş adet k değerinin simülasyonuna bakılarak (bkz., Şekil 4.91 t_r - E ilişkisine k etkisinin simülasyonu ($Q_o = 0,012 \text{ m}^3/\text{saat}$; $V_{ab} = 34 \text{ L}$; $V_a = 7.7 \text{ L}$; $V_b = 40 \text{ L}$; $t_r = 0.5 \text{ saat}$; $S_o = 0.206 \text{ kg/m}^3$)) reaksiyon süresi $t_r = 1.5 \text{ saat}$ 'e karşılık gelen beş adet eğrideki maksimum ve minimum verim arasındaki fark %55'tir. Tablo 4.24.'deki eksi (-) değerleri, parametre değeri büyüdükçe verim üzerine azaltıcı

etkisini, normal değerler ise parameter değeri büyüdükçe verim üzerine arttırıcı etkisini ifade etmektedir.

Tablo 4.24.'e göre, kentsel atıksuyun ardışık kesikli biyoreaktör ile KOİ arıtma verimine etki eden parametrelerin laboratuvar ölçekli optimum çalışma değerleri ve bunlardan küçük ve büyük simülasyon değerlerine göre, parametre etki sıralaması; k , t_r , Q_o , V_b , V_{ab} , V_a ve S_o olarak sıralanabilir.

4.4. Ölçüm Parametre Değerlerinin İstatistiksel Olarak İncelenmesi

Bilimsel araştırmada özellikle de verilerin özetlenmesi ve manidarlık (anlamlılık) testi istatistiksel analizi gerekli kılmaktadır (Yılmaz, 2006). Bu testlerden İhtimal Hesabı Yöntemi, Varyans Hesabı Yöntemi ve Tek Örneklem t-Testi Yöntemi tanıtılarak çalışma boyunca elde edilen çıkış askıda katı madde (AKM) miktarı, kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), toplam azot (TN), toplam fosfor (TP), bulanıklık ve renk değerlerinin istatistiksel olarak incelenmesi ve elde edilen AKM, KOİ, BOİ, TN, TP, bulanıklık ve renk değerlerinin istatistiksel olarak kabul edilebilirliği araştırılmıştır.

4.4.1. İhtimal hesabı yöntemi

Askıda katı madde (AKM) miktarı, kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), toplam azot (TN), toplam fosfor (TP), bulanıklık ve renk değerlendirilmesinin yapılabilmesi için öncelikle yapılması gerekenler vardır. Varolan değerler küçükten büyüğe doğru sıralanmıştır. Her ölçümün küçüklük sırası (m) gösterilmelidir. Çizim pozisyonu değeri varolan değerlerin sayısı (n) 50'den az olduğunda ($n < 50$ iken) $((m-0,5)/n) \times 100$ olmaktadır.

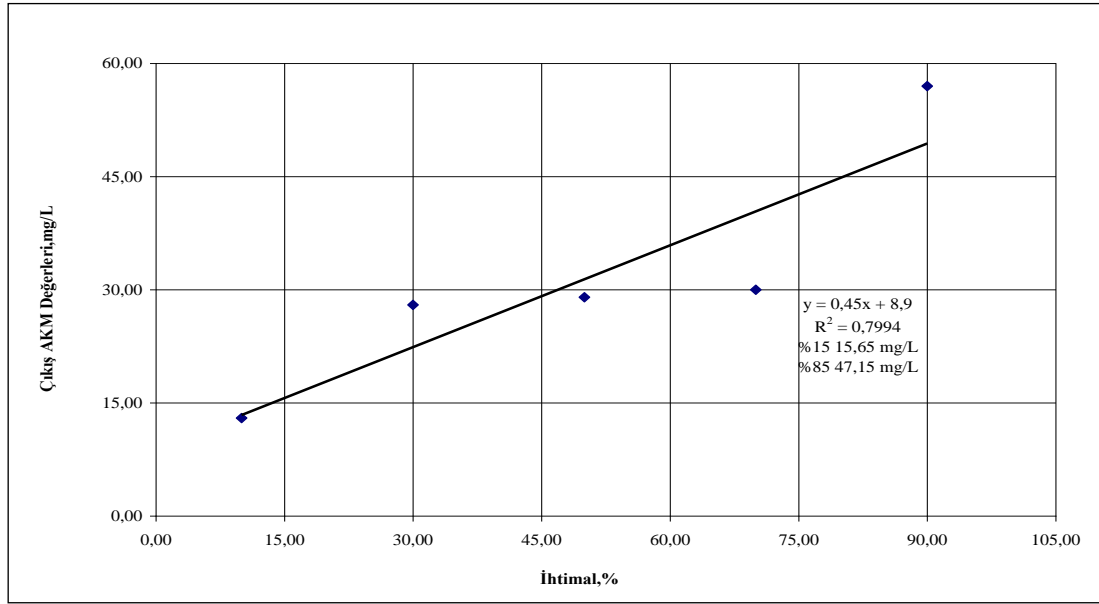
Daha sonra ihtimal hesabına göre istatistiksel değerlendirme yönteminin grafiksel çizimi yapılmıştır. (x ve y değerlerine göre noktalanmış değerlere (plot) göre en uygun (fit) doğrusal çizgi (lineer) geçirilir, bilgisayar programına göre doğrunun denklemi $y=ax+b$ olarak %15 ve %85 ya da %10 ve %90'a ait değerlerden faydalanılarak standart sapma $\sigma_{İHTİMAL}$ değeri hesaplanmıştır (doğrusal çizgi üzerinde baştan ne

kadar gidildiyse sondan da o kadar geriye gelmek şartıyla). %50 değeri ise ihtimal hesabı istatistiksel değerlendirme metoduna göre ihtimal hesabına göre ortalama değerini verdiğiinden bu değere $\sigma_{\text{İHTİMAL}}$ değeri eklenip çıkarılarak elde edilen iki adet değerler arasında n adet değer sayısının yarısı ve daha fazlası arasında kalması halinde istatistiksel değerlendirilen n adet deney sonucu hakkında “uygun, kabul edilebilir ve anlamlı bulunmuştur” denilebilmektedir.

AKR Çıkış Suyu AKM Deneysel Değerlerinin İhtimal Hesabı İstatistiksel Analizi

Tablo 4.25. AKR çıkış suyu AKM ölçümlerinin küçüklük sırası ve çizim pozisyonları

AKR Çıkış AKM(mg/L)	Her Ölçümün Küçüklük Sırası (m)	Çizim Pozisyonu $((m-0.5)/n)*100$
13	1	10.00
28	2	30.00
29	3	50.00
30	4	70.00
57	5	90.00



Şekil 4.99. AKR Çıkış suyu AKM değerlerinin ihtimal hesabına göre grafiksel olarak incelenmesi

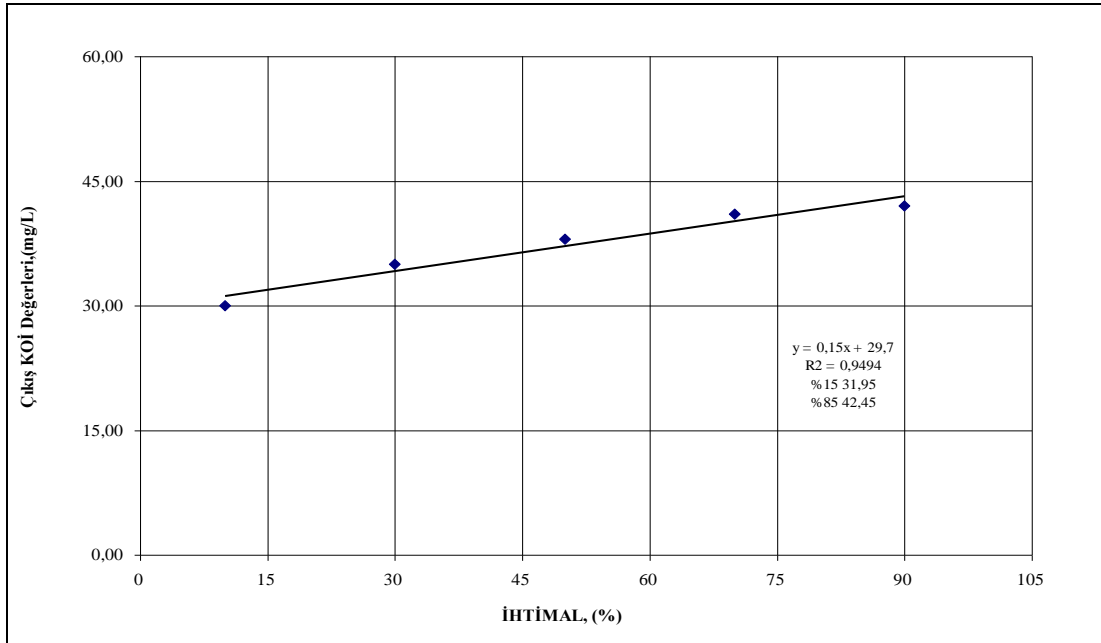
Tablo 4.26. AKR çıkış suyu AKM deneysel değerlerinin ihtimal hesabı istatistiksel analizi

$S_{15\%}$	$S_{85\%}$	$S_{50\%}$	$\sigma_{İHTİMAL}$ ($S_{85\%}-S_{15\%}$)/2	$S_{50\%} - \sigma_{İHTİMAL}$	$S_{50\%} + \sigma_{İHTİMAL}$	İhtimal Hesabı İstatistiksel Analizi
15.65	47.15	31.4	15.75	15.65	47.15	15.65 ile 47.15 arasında $3 \geq (n/2)$ değer var AKR çıkış AKM deneysel değerleri ihtimal hesabı istatistiksel analize göre uygun.kabul edilebilir ve anlamlı bulunmuştur

AKR Çıkış Suyu KOİ Deneysel Değerlerinin İhtimal Hesabı İstatistiksel Analizi

Tablo 4.27. AKR çıkış suyu KOİ ölçümlerinin küçüklük sırası ve çizim pozisyonları

AKR Çıkış KOİ(mg/L)	Her Ölçümün Küçüklük Sırası (m)	Çizim Pozisyonu ((m-0.5)/n)*100
30	1	10.00
35	2	30.00
38	3	50.00
41	4	70.00
42	5	90.00



Şekil 4.100. AKR çıkış suyu KOİ değerlerinin ihtimal hesabına göre grafiksel olarak incelenmesi

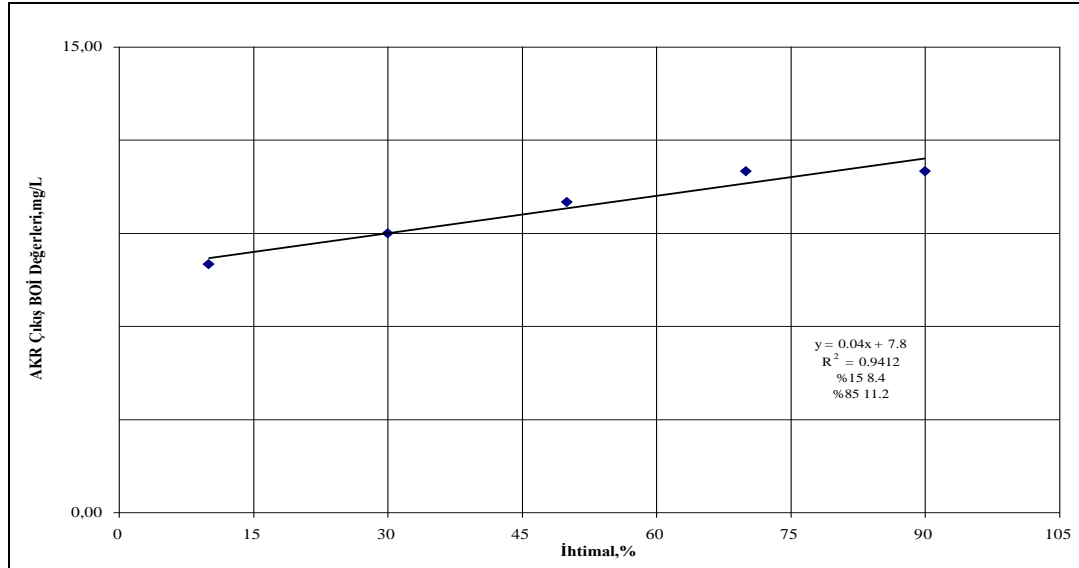
Tablo 4.28. AKR çıkış suyu KOİ deneysel değerlerinin ihtimal hesabı istatistiksel analizi

$S_{15\%}$	$S_{85\%}$	$S_{50\%}$	$\sigma_{\text{İHTİMAL}}$ ($S_{85\%}-S_{15\%}$)/2	$S_{50\%} - \sigma_{\text{İHTİMAL}}$	$S_{50\%} + \sigma_{\text{İHTİMAL}}$	İhtimal Hesabı İstatistiksel Analizi
31.95	42.45	37.2	5.25	31.95	42.45	31.95 ile 42.45 arasında $4 \geq (n/2)$ değer var AKR çıkış KOİ deneysel değerleri ihtimal hesabı istatistiksel analize göre uygun kabul edilebilir ve anlamlı bulunmuştur

AKR Çıkış Suyu BOİ Deneysel Değerlerinin İhtimal Hesabı İstatistiksel Analizi

Tablo 4.29. AKR çıkış suyu BOİ ölçümlerinin küçüklük sırası ve çizim pozisyonları

AKR Çıkış BOİ(mg/L)	Her Ölçümün Küçüklük Sırası (m)	Çizim Pozisyonu $((m-0.5)/n)*100$
8	1	10.00
9	2	30.00
10	3	50.00
11	4	70.00
11	5	90.00



Şekil 4.101. AKR çıkış BOİ değerlerinin ihtimal hesabına göre grafiksel olarak incelenmesi

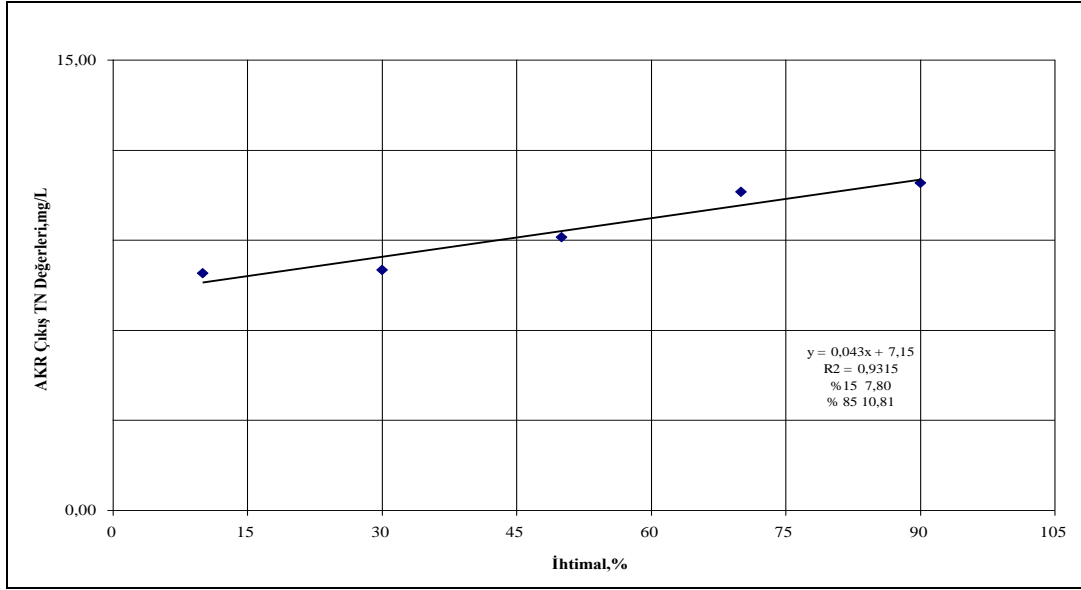
Tablo 4.30. AKR çıkış suyu BOİ deneysel değerlerinin ihtimal hesabı istatistiksel analizi

$S_{15\%}$	$S_{85\%}$	$S_{50\%}$	$\sigma_{\text{İHTİMAL}}$ ($S_{85\%}-S_{15\%}$)/2	$S_{50\%} - \sigma_{\text{İHTİMAL}}$	$S_{50\%} + \sigma_{\text{İHTİMAL}}$	İhtimal Hesabı İstatistiksel Analizi
8.4	11.20	9.80	1.40	8.40	11.20	8.40 ile 11.20 arasında $4 \geq (n/2)$ değer var AKR çıkış BOİ deneysel değerleri ihtimal hesabı istatistiksel analize göre uygun.kabul edilebilir ve anlamlı bulunmuştur

AKR Çıkış Suyu TN Deneysel Değerlerinin İhtimal Hesabı İstatistiksel Analizi

Tablo 4.31. AKR çıkış suyu TN ölçümlerinin küçüklük sırası ve çizim pozisyonları

AKR Çıkış TN (mg/L)	Her Ölçümün Küçüklük Sırası (m)	Çizim Pozisyonu $((m-0.5)/n)*100$
7.9	1	10.00
8	2	30.00
9.1	3	50.00
10.6	4	70.00
10.9	5	90.00



Şekil 4.102. AKR çıkış suyu TN değerlerinin ihtimal hesabına göre grafiksel olarak incelenmesi

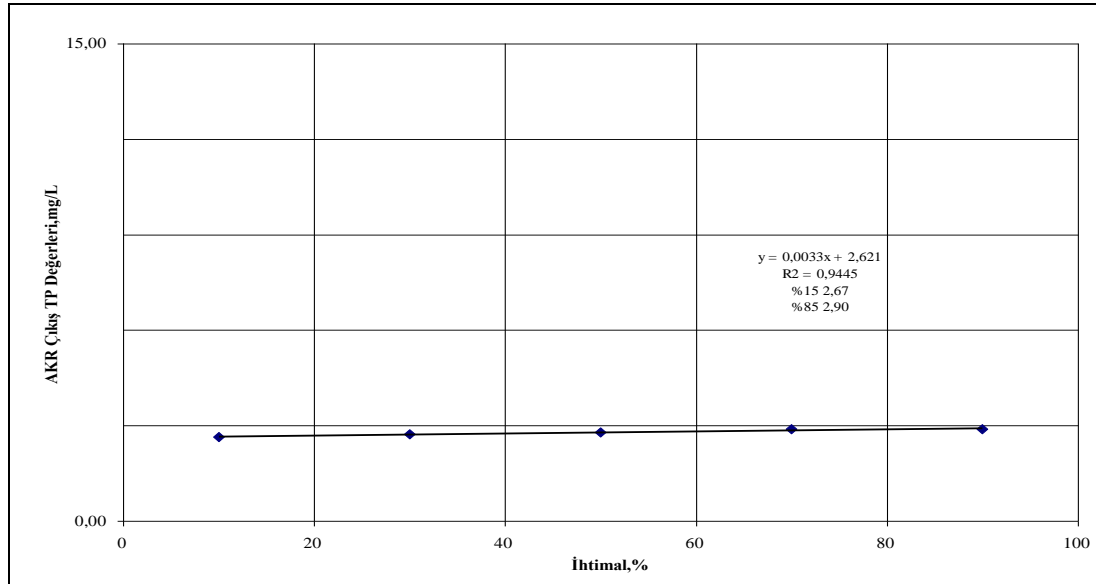
Tablo 4.32. AKR çıkış suyu TN deneysel değerlerinin ihtimal hesabı istatistiksel analizi

$S_{15\%}$	$S_{85\%}$	$S_{50\%}$	$\sigma_{İHTİMAL}$ ($S_{85\%}-S_{15\%}$)/2	$S_{50\%} - \sigma_{İHTİMAL}$	$S_{50\%} + \sigma_{İHTİMAL}$	İhtimal Hesabı İstatistiksel Analizi
7.795	10.805	9.3	1.505	7.795	10.805	7.795 ile 10.805 arasında $3 \geq (n/2)$ değer var AKR çıkış TN deneysel değerleri ihtimal hesabı istatistiksel analize göre uygun.kabul edilebilir ve anlamlı bulunmuştur

AKR Çıkış Suyu TP Deneysel Değerlerinin İhtimal Hesabı İstatistiksel Analizi

Tablo 4.33. AKR çıkış suyu TP ölçümlerinin küçüklik sırası ve çizim pozisyonları

AKR Çıkış TP (mg/L)	Her Ölçümün Küçüklük Sırası (m)	Çizim Pozisyonu $((m-0.5)/n)*100$
2.64	1	10.00
2.73	2	30.00
2.78	3	50.00
2.89	4	70.00
2.89	5	90.00



Şekil 4.103. AKR çıkış suyu TP değerlerinin ihtimal hesabına göre grafiksel olarak incelenmesi

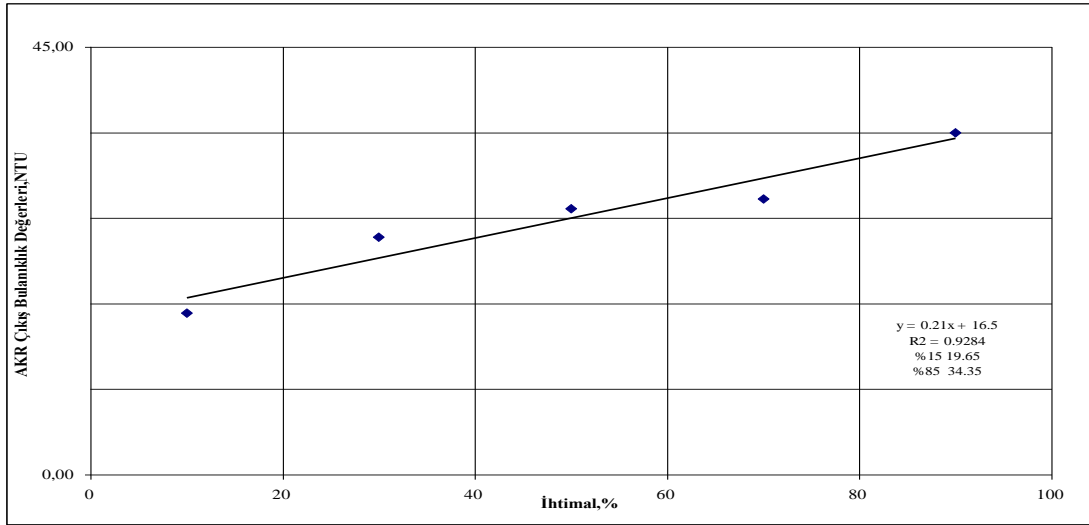
Tablo 4.34. AKR çıkış suyu TP deneysel değerlerinin ihtimal hesabı istatistiksel analizi

$S_{15\%}$	$S_{85\%}$	$S_{50\%}$	$\sigma_{\text{İHTİMAL}}$ ($S_{85\%}-S_{15\%}$)/2	$S_{50\%} - \sigma_{\text{İHTİMAL}}$	$S_{50\%} + \sigma_{\text{İHTİMAL}}$	İhtimal Hesabı İstatistiksel Analizi
2.6705	2.9015	2.786	0.1155	2.6705	2.9015	2.6705 ile 2.9015 arasında $4 \geq (n/2)$ değer var AKR çıkış TP deneysel değerleri ihtimal hesabı istatistiksel analize göre uygun.kabul edilebilir ve anlamlı bulunmuştur

AKR Çıkış Suyu Bulanıklık Deneysel Değerlerinin İhtimal Hesabı İstatistiksel Analizi

Tablo 4.35. AKR çıkış suyu Bulanıklık ölçümlerinin küçüklük sırası ve çizim pozisyonları

AKR Çıkış Bulanıklık (NTU)	Her Ölçümün Küçüklük Sırası (m)	Çizim Pozisyonu $((m-0.5)/n)*100$
17	1	10.00
25	2	30.00
28	3	50.00
29	4	70.00
36	5	90.00



Şekil 4.104. AKR çıkış suyu Bulanıklık değerlerinin ihtimal hesabına göre grafiksel olarak incelenmesi

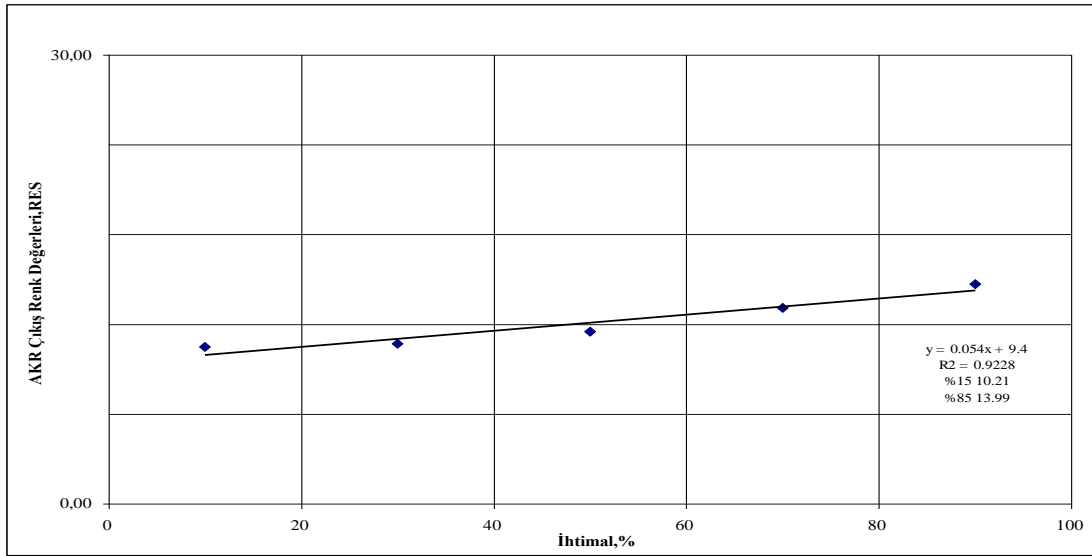
Tablo 4.36. AKR çıkış suyu Bulanıklık deneysel değerlerinin ihtimal hesabi istatistiksel analizi

$S_{15\%}$	$S_{85\%}$	$S_{50\%}$	$\sigma_{İHTİMAL}$ ($S_{\%85} - S_{\%15}$)/2	$S_{\%50} - \sigma_{İHTİMAL}$	$S_{\%50} + \sigma_{İHTİMAL}$	İhtimal Hesabı İstatistiksel Analizi
19.65	34.35	27	7.35	19.65	34.35	19.65 ile 34.35 arasında $3 \geq (n/2)$ değer var AKR çıkış TP deneysel değerleri ihtimal hesabı istatistiksel analize göre uygun.kabul edilebilir ve anlamlı bulunmuştur

AKR Çıkış Suyu Renk Deneysel Değerlerinin İhtimal Hesabı İstatistiksel Analizi

Tablo 4.37. AKR çıkış suyu Renk ölçümlerinin küçüklük sırası ve çizim pozisyonları

AKR Çıkış Renk (RES)	Her Ölçümün Küçüklük Sırası (m)	Çizim Pozisyonu $((m-0.5)/n)*100$
17	1	10.00
25	2	30.00
28	3	50.00
29	4	70.00
36	5	90.00



Şekil 4.105. AKR çıkış suyu Renk değerlerinin ihtimal hesabına göre grafiksel olarak incelenmesi

Tablo 4.38. AKR çıkış suyu Renk deneysel değerlerinin ihtimal hesabı istatistiksel analizi

$S_{15\%}$	$S_{85\%}$	$S_{50\%}$	$\sigma_{\text{İHTİMAL}}$ ($S_{85\%}-S_{15\%}$)/2	$S_{50\%} - \sigma_{\text{İHTİMAL}}$	$S_{50\%} + \sigma_{\text{İHTİMAL}}$	İhtimal Hesabı İstatistiksel Analizi
10.21	13.99	12.1	1.89	10.21	13.99	10.21 ile 13.99 arasında $4 \geq (n/2)$ değer var AKR çıkış TP deneysel değerleri ihtimal hesabı istatistiksel analize göre uygun.kabul edilebilir ve anlamlı bulunmuştur

4.4.2. Varyans hesabı yöntemi

Deneysel olarak elde edilen verilerin varyans hesabı istatistiksel yöntemine göre değerlendirilmesinin yapılabilmesi için öncelikle yapılması gerekenler vardır. Deneysel değerlerin aritmetik ortalaması hesaplanmalıdır. Varolan deneysel değerlerden (X) aritmetik ortalama değeri ($X_{\text{ART.ORT.}}$) farkı alınarak işleme devam edilmektedir. Daha sonra elde edilen bu değerlerin karesi $(X-X_{\text{ART.ORT.}})^2$ hesaplanarak bulunan bu değerler toplanmaktadır. Bulunan toplam değer varolan veri sayısının bir eksiğine bölünerek hesaplanmaktadır. Varyans hesabı istatistiksel değerlendirme metoduna göre aritmetik ortalama değerine σ_{VARYANS} değeri eklenip çıkarılarak elde edilen iki adet değerler arasında n adet değer sayısının yarısı ve daha fazlası arasında kalması halinde istatistiksel değerlendirilen n adet deney sonucu hakkında “uygun, kabul edilebilir ve anlamlı bulunmuştur” denilebilmektedir.

AKR Çıkış Suyu AKM Deneysel Değerlerinin Varyans Hesabı İstatistiksel Analizi

Tablo 4.39. AKR çıkış suyu AKM deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel değerlendirilmesi

Çıkış AKM(mg/L)	AKM _{art.ort.}	(x-AKM _{art.ort.})	(x-AKM _{art.ort.}) ²
30	31.4	-1.4	1.96
29	31.4	-2.4	5.76
13	31.4	-18.4	338.56
28	31.4	-3.4	11.56
57	31.4	25.6	655.36
		$\sum[(x-AKM_{art.ort.})^2] =$	1013.20

Tablo 4.40. AKR çıkış suyu AKM deneysel değerlerinin varyans hesabı istatistiksel analizi

S^2 $\sum[(x-AKM_{art.ort.})^2]/(n-1)$	$\sigma_{varyans}$ $(S^2)^{(1/2)}$	AKM _{art.ort.} - $\sigma_{varyans}$	AKM _{art.ort.} + $\sigma_{varyans}$	Varyans Hesabı İstatistiksel Analizi
253.30	15.92	15	47	15 ile 47 arasında $3 \geq (n/2)$ değer var. AKR çıkış AKM deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel analize göre uygun,kabul edilebilir ve anlamlı bulunmuştur.

AKR Çıkış Suyu KOİ Deneysel Değerlerinin Varyans Hesabı İstatistiksel Analizi

Tablo 4.41. AKR çıkış suyu KOİ deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel değerlendirilmesi

Çıkış KOİ(mg/L)	KOİ _{art.ort.}	(x-KOİ _{art.ort.})	(x-KOİ _{art.ort.}) ²
30	37.2	-7.2	51.84
35	37.2	-2.2	4.84
38	37.2	0.8	0.64
41	37.2	3.8	14.44
42	37.2	4.8	23.04
		$\sum[(x-KOİ_{art.ort.})^2] =$	94.80

Tablo 4.42 AKR çıkış suyu KOİ deneysel değerlerinin varyans hesabı istatistiksel analizi

S^2 $\sum[(x-KOİ_{art.ort.})^2]/(n-1)$	$\sigma_{varyans}$ $(S^2)^{(1/2)}$	KOİ _{art.ort.} - $\sigma_{varyans}$	KOİ _{art.ort.} + $\sigma_{varyans}$	Varyans Hesabı İstatistiksel Analizi
23.70	4.87	32	42	32 ile 42 arasında $4 \geq (n/2)$ değer var. AKR çıkış KOİ deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel analize göre uygun.kabul edilebilir ve anlamlı bulunmuştur.

AKR Çıkış Suyu BOİ Deneysel Değerlerinin Varyans Hesabı İstatistiksel Analizi

Tablo 4.43. AKR çıkış suyu BOİ deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel değerlendirilmesi

Çıkış BOİ(mg/L)	BOİ _{art.ort.}	(x-BOİ _{art.ort.})	(x-BOİ _{art.ort.}) ²
8	9.8	-1.8	3.24
9	9.8	-0.8	0.64
10	9.8	0.2	0.04
11	9.8	1.2	1.44
11	9.8	1.2	1.44
		$\sum[(x-BOİ_{art.ort.})^2] =$	6.80

Tablo 4.44. AKR çıkış suyu BOİ deneysel değerlerinin varyans hesabı istatistiksel analizi

S ² $\sum[(x-BOİ_{art.ort.})^2]/(n-1)$	$\sigma_{varyans}$ (S ²) ^(1/2)	BOİ _{art.ort.} - $\sigma_{varyans}$	BOİ _{art.ort.} + $\sigma_{varyans}$	Varyans Hesabı İstatistiksel Analizi
1.70	1.30	8	11	8 ile 11 arasında $5 \geq (n/2)$ değer var. AKR çıkış BOİ deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel analize göre uygun.kabul edilebilir ve anlamlı bulunmuştur.

AKR Çıkış Suyu TN Deneysel Değerlerinin Varyans Hesabı İstatistiksel Analizi

Tablo 4.45. AKR çıkış suyu TN deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel değerlendirilmesi

Çıkış TN(mg/L)	TN _{art.ort.}	(x- TN _{art.ort.})	(x- TN _{art.ort.}) ²
7.9	9.3	-1.4	1.96
8	9.3	-1.3	1.69
9.1	9.3	-0.2	0.04
10.6	9.3	1.3	1.69
10.9	9.3	1.6	2.56
		$\sum[(x- TN_{art.ort.})^2] =$	7.94

Tablo 4.46. AKR çıkış suyu TN deneysel değerlerinin varyans hesabı istatistiksel analizi

S ² $\sum[(x-TN_{art.ort.})^2]/(n-1)$	$\sigma_{varyans}$ (S ²) ^(1/2)	TN _{art.ort.} - $\sigma_{varyans}$	TN _{art.ort.} + $\sigma_{varyans}$	Varyans Hesabı İstatistiksel Analizi
1.99	1.41	8	11	8 ile 11 arasında $4 \geq (n/2)$ değer var. AKR çıkış TN deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel analize göre uygun.kabul edilebilir ve anlamlı bulunmuştur.

AKR Çıkış Suyu TP Deneysel Değerlerinin Varyans Hesabı İstatistiksel Analizi

Tablo 4.47. AKR çıkış suyu TP deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel değerlendirilmesi

Çıkış TP(mg/L)	TP _{art.ort.}	(x- TP _{art.ort.})	(x- TP _{art.ort.}) ²
2.64	2.786	-0.146	0.021316
2.73	2.786	-0.056	0.003136
2.78	2.786	-0.006	0.000036
2.89	2.786	0.104	0.010816
2.89	2.786	0.104	0.010816
		$\sum[(x- TP_{art.ort.})^2] =$	0.046120

Tablo 4.48. AKR çıkış suyu TP deneysel değerlerinin varyans hesabı istatistiksel analizi

S ² $\sum[(x-TP_{art.ort.})^2]/(n-1)$	$\sigma_{varyans}$ (S ²) ^(1/2)	TP _{art.ort.} - $\sigma_{varyans}$	TP _{art.ort.} + $\sigma_{varyans}$	Varyans Hesabı İstatistiksel Analizi
0.01	0.11	2.68	2.89	2.68 ile 2.89 arasında $4 \geq (n/2)$ değer var. AKR çıkış TP deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel analize göre uygun.kabul edilebilir ve anlamlı bulunmuştur.

AKR Çıkış Suyu Bulanıklık Deneysel Değerlerinin Varyans Hesabı İstatistiksel Analizi

Tablo 4.49. AKR çıkış suyu Bulanıklık deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel değerlendirilmesi

Çıkış Bulanıklık (NTU)	Bulanıklık _{art.ort.}	(x-BULANIKLIK _{art.ort.})	(x-BULANIKLIK _{art.ort.}) ²
17	27	-10	100
25	27	-2	4
28	27	1	1
29	27	2	4
36	27	9	81
		$\sum[(x-BULANIKLIK_{art.ort.})^2]$	= 190.00

Tablo 4.50. AKR çıkış suyu Bulanıklık deneysel değerlerinin varyans hesabı istatistiksel analizi

S^2 $\sum[(x-BULANIKLIK_{art.ort.})^2]/(n-1)$	$\sigma_{varyans}$ $(S^2)^{(1/2)}$	BULANIKLIK _{art.ort.} ort - $\sigma_{varyans}$	BULANIKLIK _{art.ort.} + $\sigma_{varyans}$	Varyans Hesabı İstatistiksel Analizi
47.50	6.89	20.11	33.89	20.11 ile 33.89 arasında $4 \geq (n/2)$ değer var. AKR çıkış Bulanıklık deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel analize göre uygun.kabul edilebilir ve anlamlı bulunmuştur.

AKR Çıkış Suyu Renk Deneysel Değerlerinin Varyans Hesabı İstatistiksel Analizi

Tablo 4.51. AKR çıkış suyu Renk deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel değerlendirilmesi

Çıkış Renk (RES)	RENK _{art.ort.}	(x-RENK _{art.ort.})	(x-RENK _{art.ort.}) ²
10.5	12.1	-1.6	2.56
10.7	12.1	-1.4	1.96
11.5	12.1	-0.6	0.36
13.1	12.1	1	1
14.7	12.1	2.6	6.76
		$\sum[(x-RENK_{art.ort.})^2]$	12.64

Tablo 4.52. AKR çıkış suyu Renk deneysel değerlerinin varyans hesabı istatistiksel analizi

S^2 $\sum[(x-RENK_{art.ort.})^2]/(n-1)$	$\sigma_{varyans}$ $(S^2)^{(1/2)}$	RENK _{art.ort.} - $\sigma_{varyans}$	RENK _{art.ort.} + $\sigma_{varyans}$	Varyans Hesabı İstatistiksel Analizi
3.16	1.78	10.32	13.88	10.32 ile 13.88 arasında $4 \geq (n/2)$ değer var. AKR çıkış Renk deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel analize göre uygun.kabul edilebilir ve anlamlı bulunmuştur.

4.4.3. Tek örneklem t-testi yöntemi

Bu test genellikle herhangi bir konuda belirli öngörülerde bulunulduğunda bu öngörünün doğruluk derecesini test etmek amacıyla uygulanır (<http://www.istatistikanaliz.com/t-testi.asp>; Uluşık, 2007).

t-testi uygulaması için online ortamda hazırlanmış hesap makinesi kullanılmıştır (<http://www.graphpad.com/quickcalcs/OneSampleT2.cfm>)

Tablo 4.53. AKR çıkış suyu AKM deneysel değerlerinin tek örneklem t-testi istatistiksel analizi

AKM										
Anlam Değeri	Gerçek Ortalama	Hipotez Ortalama	Gerçek Ortalamanın Standart Sapması (SD)	Gerçek Ortalama ile Hipotez ortalama arasındaki fark	Gerçek Ortalama ile Hipotez ortalama arasındaki farkın standart hatası (SEM)	Test Değeri (t)	Gözlem Sayısı (N)	Serbestlik Derecesi (df)	İstatistiksel Olarak Anımlı Gözlem Sayısı	Deney Verilerinin İstatistiksel Olarak Kabul Edilebilirliği
P =0.0129< 0.05 (Veriler Normal Dağılım Göstermiyor)	31.40	1	15.92	30.40	7.12	4.2711	5	4	4 (Güven Düzeyi %95)	Normal Dağılım Göstermediği Kabul Edilebilir.

Tablo 4.54. AKR çıkış suyu KOİ deneysel değerlerinin tek örneklem t-testi istatistiksel analizi

KOİ										
Anlam Değeri	Gerçek Ortalama	Hipotez Ortalama	Gerçek Ortalamanın Standart Sapması (SD)	Gerçek Ortalama ile Hipotez Ortalama Arasındaki Fark	Gerçek Ortalama ile Hipotez Ortalama Arasındaki Farkın Standart Hatası (SEM)	Test Değeri (t)	Gözlem Sayısı (N)	Serbestlik Derecesi (df)	İstatistiksel Olarak Anamlı Gözlem Sayısı	Deney Verilerinin İstatistiksel Olarak Kabul Edilebilirliği
P =<0.0001< 0.05 (Veriler Normal Dağılım Göstermiyor)	37.20	1	4.87	36.20	2.18	16.6272	5	4	4 (Güven Düzeyi %95)	Normal Dağılım Göstermediği Kabul Edilebilir.

Tablo 4.55. AKR çıkış suyu BOİ deneysel değerlerinin tek örneklem t-testi istatistiksel analizi

BOİ										
Anlam Değeri	Gerçek Ortalama	Hipotez Ortalama	Gerçek Ortalamanın Standart Sapması (SD)	Gerçek Ortalama ile Hipotez Ortalama Arasındaki Fark	Gerçek Ortalama ile Hipotez Ortalama Arasındaki Farkın Standart Hatası (SEM)	Test Değeri (t)	Gözlem Sayısı (N)	Serbestlik Derecesi (df)	İstatistiksel Olarak Anamlı Gözlem Sayısı	Deney Verilerinin İstatistiksel Olarak Kabul Edilebilirliği
P =0.0001< 0.05 (Veriler Normal Dağılım Göstermiyor)	9.80	1	4.87	8.80	1.30	15.0919	5	4	3 (Güven Düzeyi %95)	Normal Dağılım Göstermediği Kabul Edilebilir.

Tablo 4.56. AKR çıkış suyu TN deneysel değerlerinin tek örneklem t-testi istatistiksel analizi

TN										
Anlam Değeri	Gerçek Ortalama	Hipotez Ortalama	Gerçek Ortalamanın Standart Sapması (SD)	Gerçek Ortalama ile Hipotez Ortalama Arasındaki Fark	Gerçek Ortalama ile Hipotez Ortalama Arasındaki Farkın Standart Hatası (SEM)	Test Değeri (t)	Gözlem Sayısı (N)	Serbestlik Derecesi (df)	İstatistiksel Olarak Anamlı Gözlem Sayısı	Deney Verilerinin İstatistiksel Olarak Kabul Edilebilirliği
P =0.0002< 0.05 (Veriler Normal Dağılım Göstermiyor)	9.30	1	1.409	8.30	0.63	13.1729	5	4	3 (Güven Düzeyi %95)	Normal Dağılım Göstermediği Kabul Edilebilir.

Tablo 4.57. AKR çıkış suyu TP deneysel değerlerinin tek örneklem t-testi istatistiksel analizi

TP										
Anlam Değeri	Gerçek Ortalama	Hipotez Ortalama	Gerçek Ortalamanın Standart Sapması (SD)	Gerçek Ortalama ile Hipotez Ortalama Arasındaki Fark	Gerçek Ortalama ile Hipotez Ortalama Arasındaki Farkın Standart Hatası (SEM)	Test Değeri (t)	Gözlem Sayısı (N)	Serbestlik Derecesi (df)	İstatistiksel Olarak Anamlı Gözlem Sayısı	Deney Verilerinin İstatistiksel Olarak Kabul Edilebilirliği
P =<0.0001< 0.05 (Veriler Normal Dağılım Göstermiyor)	2.786	1	0.11	1.786	0.05	37.1922	5	4	0 (Güven Düzeyi %95)	Kabul Edilemez.

Tablo 4.58. AKR çıkış suyu Bulanıklık deneysel değerlerinin tek örneklem t-testi istatistiksel analizi

BULANIKLIK										
Anlam Değeri	Gerçek Ortalama	Hipotez Ortalama	Gerçek Ortalamanın Standart Sapması (SD)	Gerçek Ortalama ile Hipotez Ortalama Arasındaki Fark	Gerçek Ortalama ile Hipotez Ortalama Arasındaki Farkın Standart Hatası (SEM)	Test Değeri (t)	Gözlem Sayısı (N)	Serbestlik Derecesi (df)	İstatistiksel Olarak Anamlı Gözlem Sayısı	Deney Verilerinin İstatistiksel Olarak Kabul Edilebilirliği
P =0.0011< 0.05 (Veriler Normal Dağılım Göstermiyor)	27	1	6.89	26	3.08	8.4355	5	4	3 (Güven Düzeyi %95)	Normal Dağılım Göstermediği Kabul Edilebilir.

Tablo 4.59. AKR çıkış suyu Renk deneysel değerlerinin tek örneklem t-testi istatistiksel analizi

RENK										
Anlam Değeri	Gerçek Ortalama	Hipotez Ortalama	Gerçek Ortalamanın Standart Sapması (SD)	Gerçek Ortalama ile Hipotez Ortalama Arasındaki Fark	Gerçek Ortalama ile Hipotez Ortalama Arasındaki Farkın Standart Hatası (SEM)	Test Değeri (t)	Gözlem Sayısı (N)	Serbestlik Derecesi (df)	İstatistiksel Olarak Anamlı Gözlem Sayısı	Deney Verilerinin İstatistiksel Olarak Kabul Edilebilirliği
P =0.0002< 0.05 (Veriler Normal Dağılım Göstermiyor)	12.10	1	1.778	11.10	0.795	13.9625	5	4	4 (Güven Düzeyi %95)	Normal Dağılım Göstermediği Kabul Edilebilir.

Tablo 4.60. AKR deneysel AKM parametresi için istatistiksel yöntemlerin karşılaştırılması ve kabul edilebilirliği

İstatistiksel yöntem	AKM									
	Anlam Değeri	Gerçek Ortalama	Hipotez Ortalama	Gerçek Ortalamanın Standart Sapması	Gerçek Ortalama ile Hipotez ortalama arasındaki farkın standart hatası	Test Değeri	Gözlem Sayısı	Serbestlik Derecesi	İstatistiksel Olarak Anamlı Gözlem Sayısı	Deneysel Verilerinin İstatistiksel Olarak Kabul Edilebilirliği
İhtimal Hesabı Yöntemi	-	31.40	-	15.75	-	-	5	4	3	Kabul edilebilir.
Varyans Hesabı Yöntemi	-	31.40	-	15.92	-	-	5	4	3	Kabul edilebilir.
Tek Örneklem t-Testi Yöntemi	P = 0.0129 < 0.05 (Veriler Normal Dağılım Göstermiyor)	31.40	1	15.92	7.12	4.2711	5	4	4 (Güven Düzeyi %95)	Normal Dağılım Göstermediği Kabul Edilebilir.

Tablo 4.61.AKR deneysel KOİ parametresi için istatistiksel yöntemlerin karşılaştırılması ve kabul edilebilirliği

İstatistiksel yöntem	KOİ									
	Anlam Değeri	Gerçek Ortalama	Hipotez Ortalama	Gerçek Ortalamannın Standart Sapması	Gerçek Ortalama ile Hipotez ortalama arasındaki farkın standart hatası	Test Değeri	Gözlem Sayısı	Serbestlik Derecesi	İstatistiksel Olarak Anamlı Gözlem Sayısı	Deney Verilerinin İstatistiksel Olarak Kabul Edilebilirliği
İhtimal Hesabı Yöntemi	-	37.20	-	5.25	-	-	5	4	4	Kabul edilebilir.
Varyans Hesabı Yöntemi	-	37.20	-	4.87	-	-	5	4	4	Kabul edilebilir.
Tek Örneklem t-Testi Yöntemi	$P = < 0.0001 < 0.05$ (Veriler Normal Dağılım Göstermiyor)	37.20	1	4.87	2.18	16.6272	5	4	4 (Güven Düzeyi %95)	Normal Dağılım Göstermediği Kabul Edilebilir.

Tablo 4.62. AKR deneysel BOİ parametresi için istatistiksel yöntemlerin karşılaştırılması ve kabul edilebilirliği

İstatistiksel yöntem	BOİ									
	Anlam Değeri	Gerçek Ortalama	Hipotez Ortalama	Gerçek Ortalamannın Standart Sapması	Gerçek Ortalama ile Hipotez ortalama arasındaki farkın standart hatası	Test Değeri	Gözlem Sayısı	Serbestlik Derecesi	İstatistiksel Olarak Anlamlı Gözlem Sayısı	Deney Verilerinin İstatistiksel Olarak Kabul Edilebilirliği
İhtimal Hesabı Yöntemi	-	9.80	-	1.40	-	-	5	4	4	Kabul edilebilir.
Varyans Hesabı Yöntemi	-	9.80	-	1.30	-	-	5	4	5	Kabul edilebilir.
Tek Örneklem t-Testi Yöntemi	P =0.0001 < 0.05 (Veriler Normal Dağılım Göstermiyor)	9.80	1	1.30	0.58	15.0919	5	4	3 (Güven Düzeyi %95)	Normal Dağılım Göstermediği Kabul Edilebilir.

Tablo 4.63. AKR deneysel TN parametresi için istatistiksel yöntemlerin karşılaştırılması ve kabul edilebilirliği

İstatistiksel yöntem	TN									
	Anlam Değeri	Gerçek Ortalama	Hipotez Ortalama	Gerçek Ortalamının Standart Sapması	Gerçek Ortalama ile Hipotez ortalama arasındaki farkın standart hatası	Test Değeri	Gözlem Sayısı	Serbestlik Derecesi	İstatistiksel Olarak Anlamlı Gözlem Sayısı	Deneysel Verilerinin İstatistiksel Olarak Kabul Edilebilirliği
İhtimal Hesabı Yöntemi	-	9.30	-	1.505	-	-	5	4	3	Kabul edilebilir.
Varyans Hesabı Yöntemi	-	9.30	-	1.410	-	-	5	4	4	Kabul edilebilir.
Tek Örneklem t-Testi Yöntemi	P =0.0002< 0.05 (Veriler Normal Dağılım Göstermiyor)	9.30	1	1.409	0.63	13.1729	5	4	3 (Güven Düzeyi %95)	Normal Dağılım Göstermediği Kabul Edilebilir.

Tablo 4.64. AKR deneysel TP parametresi için istatistiksel yöntemlerin karşılaştırılması ve kabul edilebilirliği

İstatistiksel yöntem	TP									
	Anlam Değeri	Gerçek Ortalama	Hipotez Ortalama	Gerçek Ortalamının Standart Sapması	Gerçek Ortalama ile Hipotez ortalama arasındaki farkın standart hatası	Test Değeri	Gözlem Sayısı	Serbestlik Derecesi	İstatistiksel Olarak Anlamlı Gözlem Sayısı	Deneysel Verilerinin İstatistiksel Olarak Kabul Edilebilirliği
İhtimal Hesabı Yöntemi	-	2.786	-	0.1155	-	-	5	4	4	Kabul edilebilir.
Varyans Hesabı Yöntemi	-	2.786	-	0.11	-	-	5	4	4	Kabul edilebilir.
Tek Örneklem t-Testi Yöntemi	$P = < 0.0001 < 0.05$ (Veriler Normal Dağılım Göstermiyor)	2.786	1	0.11	0.05	37.1922	5	4	0 (Güven Düzeyi %95)	Kabul Edilemez.

Tablo 4.65. AKR deneysel Bulanıklık parametresi için istatistiksel yöntemlerin karşılaştırılması ve kabul edilebilirliği

İstatistiksel yöntem	BULANIKLIK									
	Anlam Değeri	Gerçek Ortalama	Hipotez Ortalama	Gerçek Ortalamamın Standart Sapması	Gerçek Ortalama ile Hipotez ortalama arasındaki farkın standart hatası	Test Değeri	Gözlem Sayısı	Serbestlik Derecesi	İstatistiksel Olarak Anlamlı Gözlem Sayısı	Deney Verilerinin İstatistiksel Olarak Kabul Edilebilirliği
İhtimal Hesabı Yöntemi	-	27	-	7.35	-	-	5	4	3	Kabul edilebilir.
Varyans Hesabı Yöntemi	-	27	-	6.89	-	-	5	4	4	Kabul edilebilir.
Tek Örneklem t-Testi Yöntemi	P =0.0011< 0.05 (Veriler Normal Dağılım Göstermiyor)	27	1	6.89	3.08	8.4355	5	4	3 (Güven Düzeyi %95)	Normal Dağılım Göstermediği Kabul Edilebilir.

Tablo 4.66. AKR deneysel Renk parametresi için istatistiksel yöntemlerin karşılaştırılması ve kabul edilebilirliği

İstatistiksel yöntem	RENK									
	Anlam Değeri	Gerçek Ortalama	Hipotez Ortalama	Gerçek Ortalamının Standart Sapması	Gerçek Ortalama ile Hipotez ortalama arasındaki farkın standart hatası	Test Değeri	Gözlem Sayısı	Serbestlik Derecesi	İstatistiksel Olarak Anlamlı Gözlem Sayısı	Deneysel Verilerinin İstatistiksel Olarak Kabul Edilebilirliği
İhtimal Hesabı Yöntemi	-	12.10	-	1.89	-	-	5	4	4	Kabul edilebilir.
Varyans Hesabı Yöntemi	-	12.10	-	1.78	-	-	5	4	4	Kabul edilebilir.
Tek Örneklem t-Testi Yöntemi	P =0.0002< 0.05 (Veriler Normal Dağılım Göstermiyor)	12.10	1	1.778	0.795	13.9625	5	4	4 (Güven Düzeyi %95)	Normal Dağılım Göstermediği Kabul Edilebilir.

BÖLÜM 5. PİLOT ÖLÇEKLİ BİYOLOJİK ÖN ARITMALI TÜBÜLER MEMBRAN SİSTEMİ ÇALIŞMALARI VE BULGULAR

5.1. Deneysel Çalışmalar

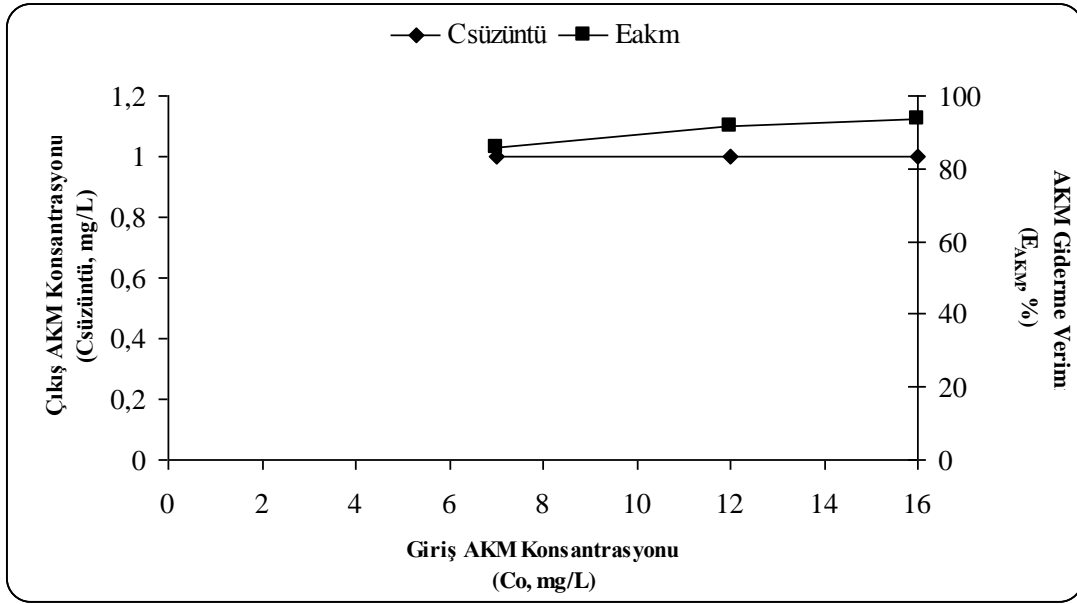
5.1.1. Tübüler membranın arıtma performansının ölçülmesi

Membran teknolojilerinden biri olan tübüler membranın arıtma performansının ölçülmesinde en önemli parametrelerden biri askıda katı madde (AKM) giderimidir. Tübüler membranın askıda katı madde (AKM) giderme verimi Tablo 5.1.'de verilmiştir.

Tablo 5. 1.Tübüler membranın AKM giderme verimi

$V_{\text{süzüntü}}$ (Litre)	$t_{\text{süzüntü}}$ (saat)	C_o (AKM) (mg/L)	$C_{\text{süzüntü}}$ (AKM) (mg/L)	E_{AKM} (%)
0	0	7	-	-
22	6.78	7	1	86
35	10.79	12	1	92
50	15.42	16	1	94

Tübüler membranda giriş suyu AKM konsantrasyonuna göre çıkış suyu AKM konsantrasyonu değişimi ve AKM giderme verimi Şekil 5.1.'de gösterilmiştir.



Şekil 5.1. Tübüler membranda giriş suyu AKM konsantrasyonuna göre çıkış suyu AKM konsantrasyonu değişimi ve AKM giderme verimi

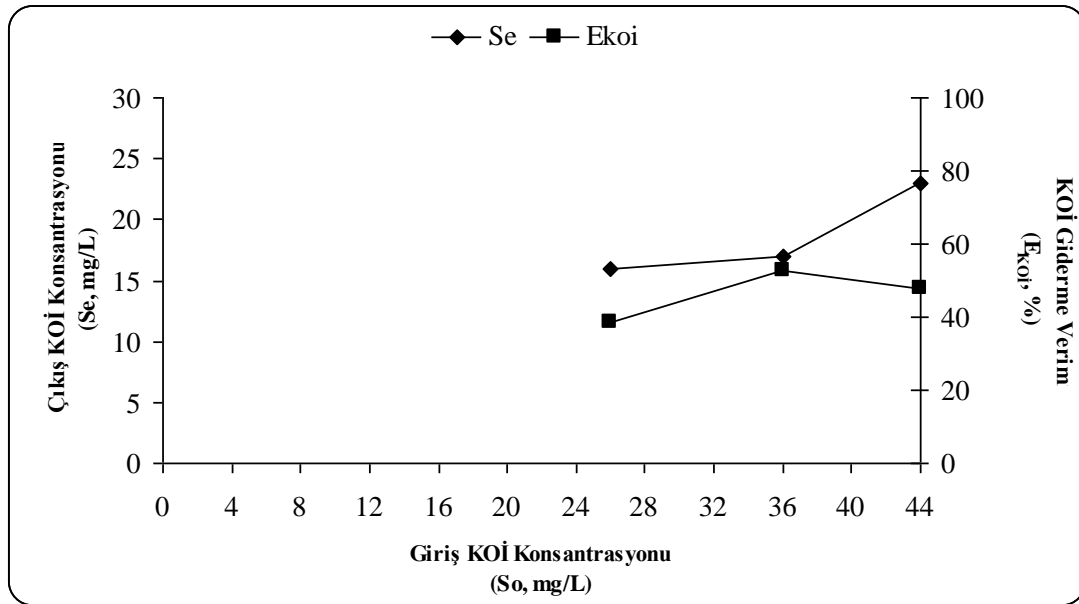
Tablo 5.1.ve Şekil 5.1.'e göre, tübüler membran ünitesinden, biyolojik ön arıtmadan geçmiş 50 Litre'lik atıksuyun süzüntü suyu olarak oluşması 15.42 saat'lik bir işletme sürecinde meydana gelmiştir. Giriş AKM konsantrasyonları 7-16 mg/L iken membrandan çıkış AKM konsantrasyonları yaklaşık 1 mg/L olarak ölçülmüştür. Tübüler membran ünitesinin AKM giderme verimleri % 86-94 olarak hesaplanmıştır. Tübüler membran ünitesinin askıda katı madde (AKM) arıtma performansının .yüksek olduğu görülmektedir. Zaten membran teknolojisinin en önemli özelliklerinden biri de askıda katı madde (AKM) tutma kapasitelerinin yüksek olmasıdır. Sistemde kullanılan 0.2 µm gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesinin de askıda katı madde (AKM) tutma kapasitesinin de yüksek olduğu görülmektedir.

Membran teknolojilerinden biri olan tübüler membranın arıtma performansının ölçülmesinde en önemli parametrelerden bir diğeri de kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) giderimidir. Tübüler membranın kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) giderme verimi Tablo 5.2.'de verilmiştir.

Tablo 5.2. Tübüler membranın KOİ giderme verimi

$V_{\text{süzüntü}}$ (Litre)	$t_{\text{süzüntü}}$ (saat)	S_0 (KOİ, mg/L)	S_e (KOİ, mg/L)	$E_{\text{KOİ}}$ (%)
0	0	26	-	-
22	6.78	26	16	38
35	10.79	36	17	53
50	15.42	44	23	48

Tübüler membranda giriş KOİ konsantrasyonuna göre çıkış KOİ konsantrasyonu değişimi ve KOİ giderme verimi Şekil 5.2.'de gösterilmiştir.



Şekil 5.2. Tübüler membranda giriş KOİ konsantrasyonuna göre çıkış KOİ konsantrasyonu değişimi ve KOİ giderme verimi

Tablo 5.2. ve Şekil 5.2.'ye göre, tübüler membran ünitesinden, biyolojik ön arıtmadan geçmiş 50 Litre'lik atıksuyun süzöntü suyu olarak oluşması 15.42 saat'lik bir işletme sürecinde meydana gelmiştir. Giriş KOİ konsantrasyonları 26-44 mg/L iken membrandan çıkış KOİ konsantrasyonları 16-23 mg/L aralığında ölçülmüştür. Tübüler membran ünitesinin KOİ giderme verimleri % 38-53 olarak hesaplanmıştır. Tübüler membran ünitesinin kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) arıtma performansının normal olduğu görülmektedir. Membran teknolojilerinde genellikle askıda katı madde (AKM) tutma yüksek performanslarına karşı, çözülmüş organik

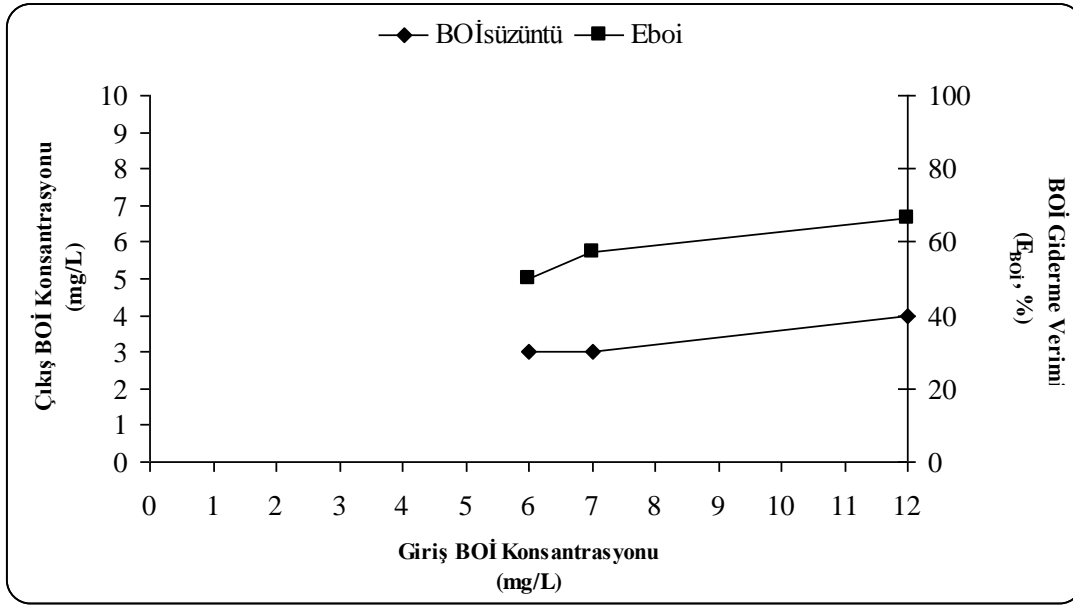
ve inorganik maddeleri tutma verimleri biraz daha düşüktür. Zaten membran teknolojisinin ana amacı, ön arıtmadan geçmiş atıksuların ileri derecede arıtılmasını sağlamaktır. Sistemde kullanılan 0.2 µm gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesinin kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) tutma kapasitesinin % 50 civarında olması beklenen bir performanstır. Bu tez çalışmasının ana amaçlarından biri de, sulama suyu kalitesinde bir çıkış suyu elde etmek amacı olduğundan dolayı, 0.2 µm gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesinin performansı bu amaç için uygun olduğu gözlemlenmektedir.

Tübüler membranın arıtma performansının ölçülmesinde, tez çalışmasında kullanılan atıksuyun kentsel nitelikli atıksu (yaklaşık % 75 evsel nitelikli ve % 25 endüstriyel nitelikli) olması nedeni ile önemli parametrelerden bir diğeri de biyokimyasal kimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) giderimidir. Tübüler membranın biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) giderme verimi Tablo 5.3.'de verilmiştir.

Tablo 5.3. Tübüler membranın BOİ giderme verimi

$V_{\text{süzüntü}}$ (Litre)	$t_{\text{süzüntü}}$ (saat)	$BOİ_0$ (mg/L)	$BOİ_{\text{süzüntü}}$ (mg/L)	$E_{BOİ}$ (%)
0	0	6	-	-
22	6.78	6	3	50
35	10.79	7	3	57
50	15.42	12	4	67

Tübüler membranda giriş BOİ konsantrasyonuna göre çıkış BOİ konsantrasyonu değişimi ve BOİ giderme verimi Şekil 5.3.de gösterilmiştir.



Şekil 5.3. Tübüler membranda giriş BOİ konsantrasyonuna göre çıkış BOİ konsantrasyonu değişimi ve BOİ giderme verimi

Tablo 5.3. ve Şekil 5.3.'e göre, giriş BOİ konsantrasyonları 6-12 mg/L iken membrandan çıkış BOİ konsantrasyonları 3-4 mg/L aralığında ölçülmüştür. Tübüler membran ünitesinin BOİ giderme verimleri % 50-67 olarak hesaplanmıştır. Tübüler membran ünitesinin biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) arıtma performansının normal olduğu görülmektedir. Sistemde kullanılan 0.2 µm gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesinin biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) tutma kapasitesinin % 60 civarında olduğu görülmektedir. Tübüler membrana gelen atıksuyun ortalama BOİ/KOİ oranı 0.233 civarındadır. Bu nitelikteki bir suyun artık biyolojik arıtmadan ziyade ileri fiziksel veya kimyasal arıtmayla arıtılabileceği bilimsel olarak görülmektedir. Bu nedenle sulama suyu elde edilebilmesi amacı için ileri fiziksel arıtma olan membran teknolojisinin seçilmesi bilimsel açıdan uygundur. Membran modülünün seçilmesi ise çıkış suyunun ne amaç ile kullanılacağına bağlıdır. 0.2 µm gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesi bu nedenle seçilmiş olup; BOİ, KOİ, AKM arıtma performansı amaca uygun bulunmuştur.

Bu çalışmanın ana amaçlarından biri de kentsel atıksuyun membran biyoreaktör entegre sisteminde arıtılarak sulama suyu kalitesinde bir çıkış suyu elde edebilmek ve bu suyun sulama amaçlı kullanılmasını sağlamaktır. Bu nedenle tübüler

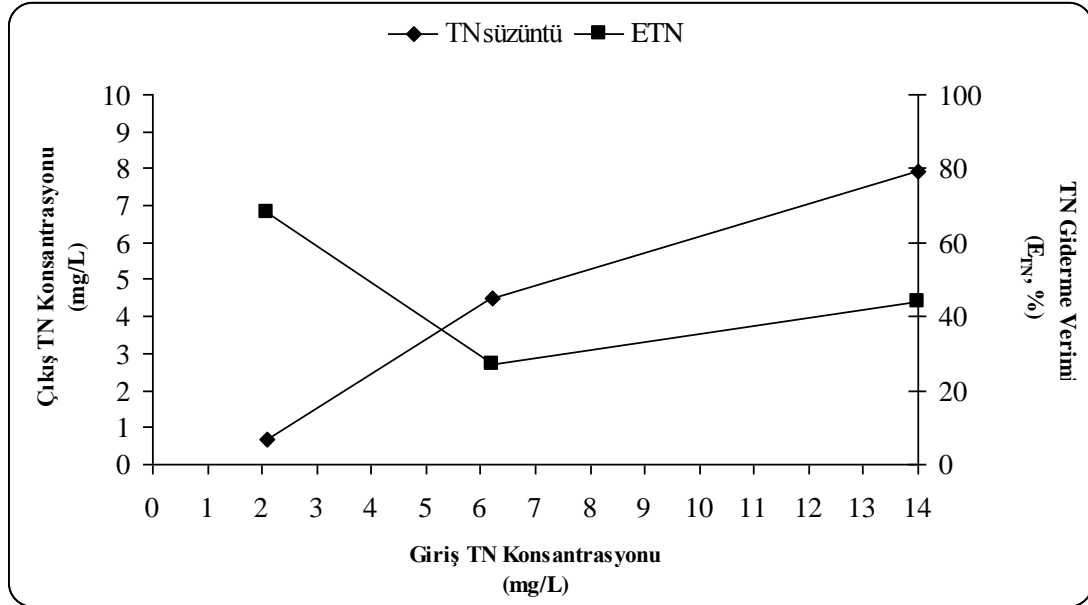
membranın performansını ölçmede toplam azot (TN), toplam fosfor (TP), bulanıklık ve renk ölçümleri de yapılarak, membranın arıtma performansı değerlendirilmiştir.

Tübüler membranın toplam azot (TN) giderme verimi Tablo 5.4.'de verilmiştir.

Tablo 5.4.Tübüler membranın TN giderme verimi

$V_{\text{süzüntü}}$ (Litre)	$t_{\text{süzüntü}}$ (saat)	TN_0 (mg/L)	$TN_{\text{süzüntü}}$ (mg/L)	E_{TN} (%)
0	0	2.1	-	-
22	6.78	2.1	0.68	68
35	10.79	6.2	4.5	27
50	15.42	14	7.9	44

Tübüler membranda giriş TN konsantrasyonuna göre çıkış TN konsantrasyonu değişimi ve TN giderme verimi Şekil 5.4.'de gösterilmiştir.



Şekil 5.4. Tübüler membranda giriş TN konsantrasyonuna göre çıkış TN konsantrasyonu değişimi ve TN giderme verimi

Tablo 5.4.ve Şekil 5.4'e göre, giriş TN konsantrasyonları 2.1-14 mg/L iken membrandan çıkış TN konsantrasyonları 0.68-7.90 mg/L aralığında ölçülmüştür.

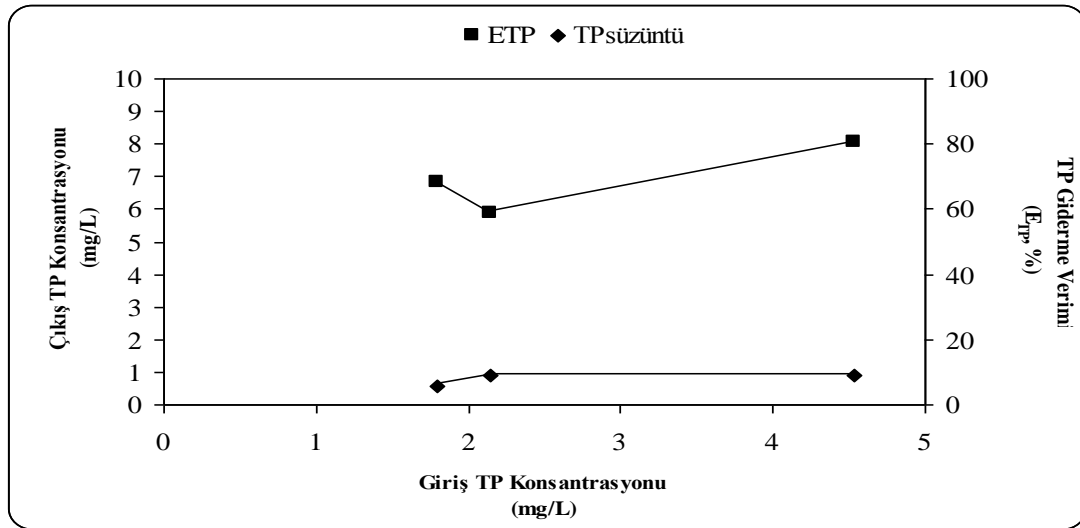
Tübüler membran ünitesinin TN giderme verimleri % 27-68 olarak hesaplanmıştır. Tübüler membran ünitesinin toplam azot (TN) arıtma performansının normal olduğu görülmektedir.

Tübüler membranın toplam fosfor (TP) giderme verimi Tablo 5.5.de verilmiştir.

Tablo 5.5.Tübüler membranın TP giderme verimi

$V_{\text{süzüntü}}$ (Litre)	$t_{\text{süzüntü}}$ (saat)	TP_0 (mg/L)	$TP_{\text{süzüntü}}$ (mg/L)	E_{TP} (%)
0	0	4.53	-	-
22	6.78	4.53	0.89	80
35	10.79	1.79	0.57	68
50	15.42	2.15	0.89	59

Tübüler membranda giriş TP konsantrasyonuna göre çıkış TP konsantrasyonu değişimi ve TP giderme verimi Şekil 5.5.'de gösterilmiştir.



Şekil 5.5.Tübüler membranda giriş TP konsantrasyonuna göre çıkış TP konsantrasyonu değişimi ve TP giderme verimi

Tablo 5.5.ve Şekil 5.5'e göre, giriş TP konsantrasyonları 2.15-4.53 mg/L iken membrandan çıkış TP konsantrasyonları 0.57-0.89 mg/L aralığında ölçülmüştür. Tübüler membran ünitesinin TP giderme verimleri % 59-80 olarak hesaplanmıştır.

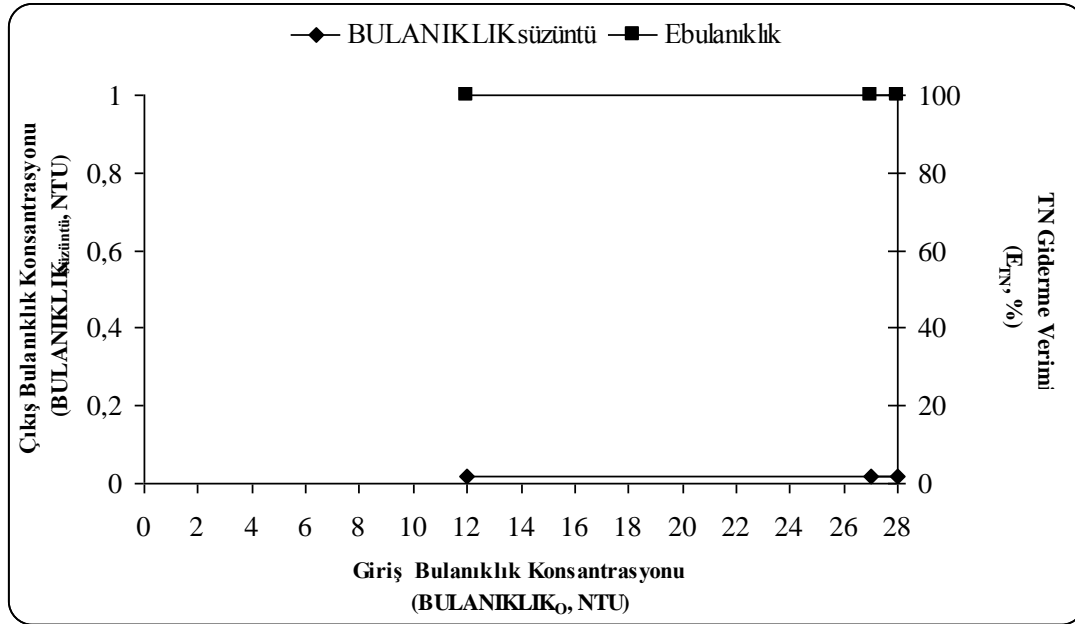
Tübüler membran ünitesinin toplam fosfor (TP) arıtma performansının normal olduğu görülmektedir.

Tübüler membranın Bulanıklık (NTU) giderme verimi Tablo 5.6.'da verilmiştir.

Tablo 5. 6.Tübüler membranın Bulanıklık (NTU) giderme verimi

$V_{\text{süzüntü}}$ (Litre)	$t_{\text{süzüntü}}$ (saat)	BULANIKLIK ₀ (NTU)	BULANIKLIK _{süzüntü} (NTU)	E _{BULANIKLIK} (%)
0	0	27	-	-
22	6.78	27	0.02	100
35	10.79	28	0.02	100
50	15.42	12	0.02	100

Tübüler membranda giriş bulanıklık konsantrasyonuna göre çıkış bulanıklık konsantrasyonu değişimi ve bulanıklık giderme verimi Şekil 5.6.'da gösterilmiştir.



Şekil 5.6. Tübüler membranda giriş Bulanıklık konsantrasyonuna göre çıkış Bulanıklık konsantrasyonu değişimi ve Bulanıklık giderme verimi

Tablo 5.6. ve Şekil 5.6'ya göre, giriş bulanıklık konsantrasyonları 12-27 NTU iken membrandan çıkış bulanıklık konsantrasyonları 0.02 NTU ölçülmüştür. Tübüler membran ünitesinin bulanıklık giderme verimleri % 100 olarak hesaplanmıştır.

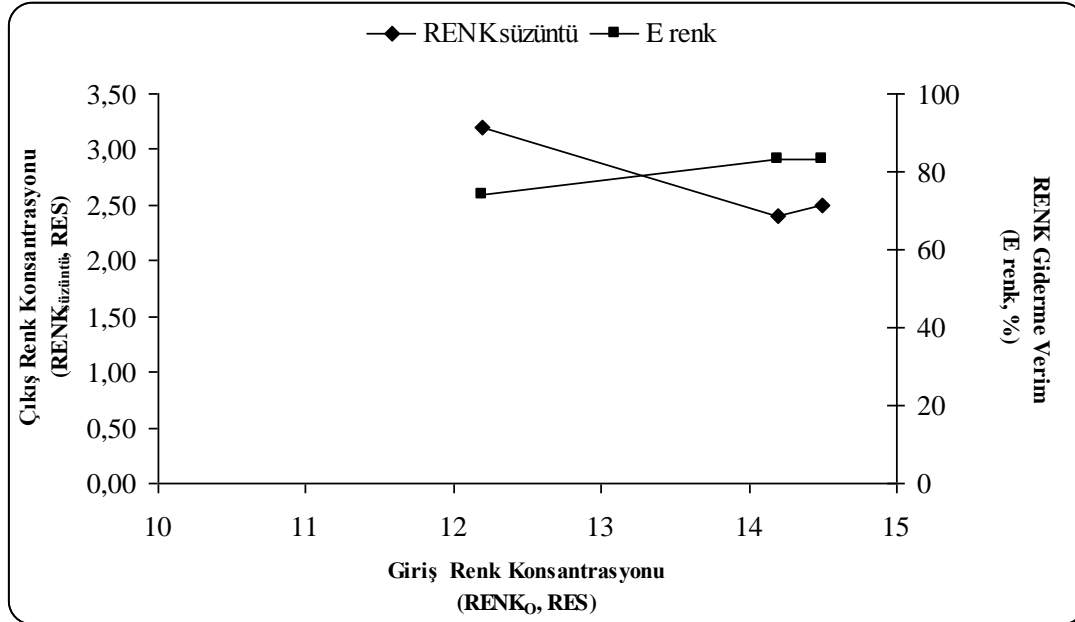
Tübüler membran ünitesinin bulanıklık arıtma performansının çok yüksek olduğu görülmektedir.

Tübüler membranın renk (RES) giderme verimi Tablo 5.7.'de verilmiştir.

Tablo 5.7. Tübüler membranın Renk (RES) giderme verimi

$V_{\text{süzüntü}}$ (Litre)	$t_{\text{süzüntü}}$ (saat)	$RENK_0$ (RES)	$RENK_{\text{süzüntü}}$ (RES)	E_{RENK} (%)
0	0	12.2	-	-
22	6.78	12.2	3.2	74
35	10.79	14.2	2.4	83
50	15.42	14.5	2.5	83

Tübüler membranda giriş Renk konsantrasyonuna göre çıkış Renk konsantrasyonu değişimi ve Renk giderme verimi Şekil 5.7.'de gösterilmiştir.



Şekil 5.7. Tübüler membranda giriş Renk konsantrasyonuna göre çıkış Renk konsantrasyonu değişimi ve Renk giderme verimi

Tablo 5.7. ve Şekil 5.7.'e göre, giriş Renk konsantrasyonları 12.2-14.5 RES iken membrandan çıkış Renk konsantrasyonları 2.4-3.2 RES aralığında ölçülmüştür.

Tübüler membran ünitesinin bulanıklık giderme verimleri % 74-83 aralığında hesaplanmıştır. Tübüler membran ünitesinin renk arıtma performansının yüksek olduğu görülmektedir.

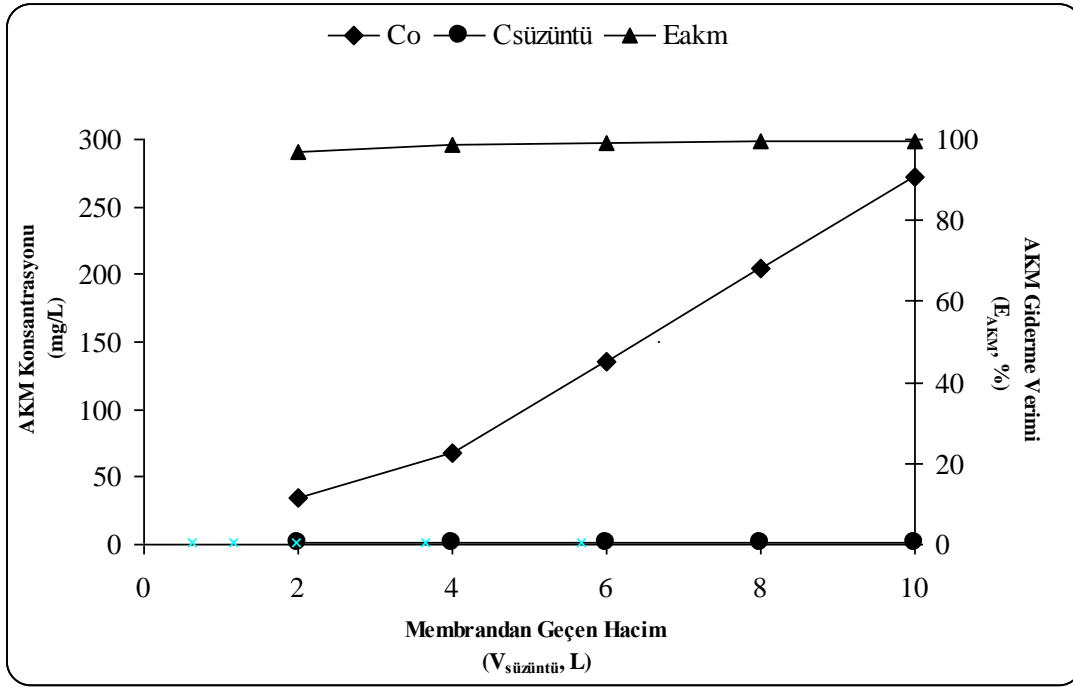
5.1.2. Tübüler membranın temizlenmesinden sonra farklı giriş konsantrasyonlarında arıtma veriminin incelenmesi

Membran teknolojilerinden biri olan tübüler membranın, atıksuda en önemli parametrelerden biri olan askıda katı maddenin (AKM) farklı giriş AKM konsantrasyonlarında arıtma verimini incelemek için tübüler membranın 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizlendikten sonra, farklı giriş askıda katı madde (AKM) konsantrasyonlarında elde edilen çıkış askıda katı madde (AKM) konsantrasyonları ve askıda katı madde (AKM) arıtma verimi Tablo 5.8.'de verilmiştir.

Tablo 5.8. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş AKM konsantrasyonlarında elde edilen çıkış AKM konsantrasyonları ve AKM arıtma verimi

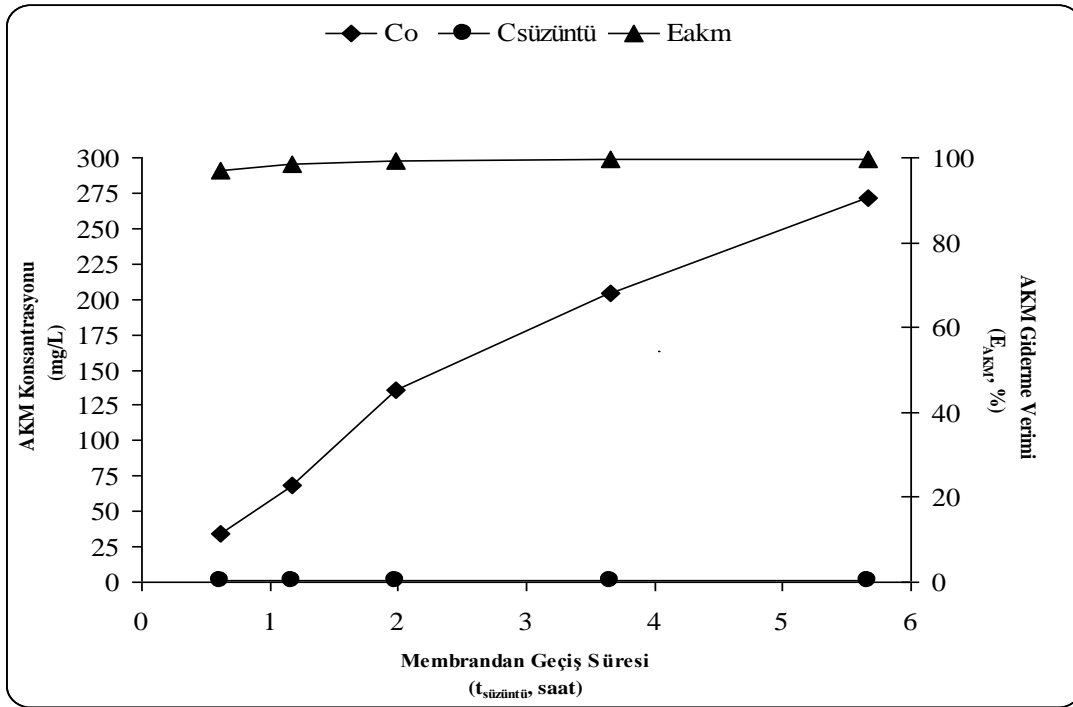
$V_{\text{süzüntü}}$ (Litre)	$t_{\text{süzüntü}}$ (saat)	C_o (AKM) (mg/L)	$C_{\text{süzüntü}}$ (AKM) (mg/L)	E_{AKM} (%)
2	0.61	34	1	97
4	1.16	68	1	99
6	1.98	136	1	99
8	3.65	204	1	100
10	5.67	272	1	100

Tübüler membranın 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı askıda katı madde (AKM) konsantrasyonlarında, tübüler membrandan geçen atıksuyun hacmine bağlı olarak elde edilen çıkış askıda katı madde (AKM) konsantrasyonu ve tübüler membran askıda katı madde (AKM) arıtma verimi Şekil 5.8.'de gösterilmiştir.



Şekil 5.8. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş AKM konsantrasyonlarında, tübüler membrandan geçen atıksuyun hacmine bağlı olarak elde edilen çıkış AKM konsantrasyonu ve tübüler membran AKM arıtma verimi

Tübüler membranın 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı askıda katı madde (AKM) konsantrasyonlarında, atıksuyun tübüler membrandan geçiş süresine bağlı olarak, elde edilen çıkış askıda katı madde (AKM) konsantrasyonu ve tübüler membran askıda katı madde (AKM) arıtma verimi Şekil 5.9 'da gösterilmiştir.



Şekil 5.9. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten, farklı giriş AKM konsantrasyonlarında, atıksuyun tübüler membrandan geçiş süresine bağlı olarak elde edilen çıkış suyu AKM konsantrasyonu ve AKM arıtma verimi

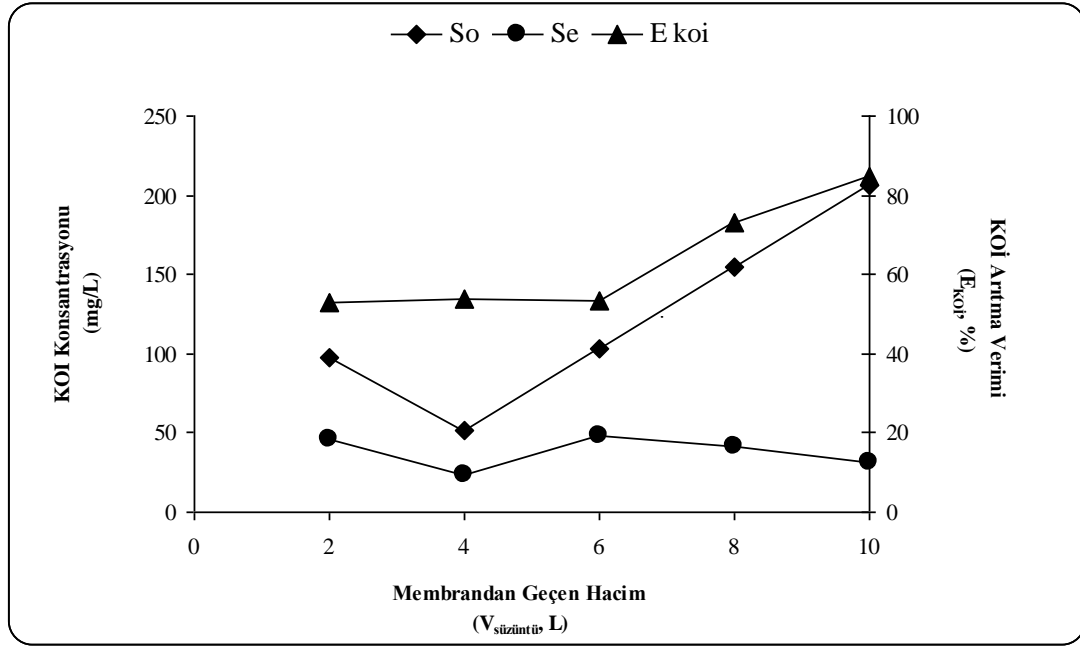
Tablo 5.8., Şekil 5.8.ve Şekil 5.9.'a göre, tübüler membran ünitesinden, biyolojik ön arıtmadan geçmiş 10 Litre'lik atıksuyun süzüntü suyu olarak oluşması 5.67 saat'lik bir işletme sürecinde meydana gelmiştir. Giriş AKM konsantrasyonları 34-272 mg/L aralığında iken membrandan çıkış AKM konsantrasyonları yaklaşık 1 mg/L olarak ölçülmüştür. Tübüler membran ünitesinin AKM arıtma verimleri % 97-100 olarak hesaplanmıştır. Sistemde kullanılan 0.2 μm gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesinin 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile 3 dakika kadar temizlendikten sonra arıtma veriminin yüksek olduğu görülmektedir.

Tübüler membranın 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) konsantrasyonlarında elde edilen çıkış kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) konsantrasyonları ve kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) arıtma verimi Tablo 5.9.'da verilmiştir.

Tablo 5.9. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş KOİ konsantrasyonlarında elde edilen çıkış KOİ konsantrasyonları ve KOİ giderme verimi

$V_{\text{süzüntü}}$ (Litre)	$t_{\text{süzüntü}}$ (saat)	S_0 (KOİ, mg/L)	S_e (KOİ, mg/L)	$E_{\text{KOİ}}$ (%)
2	0.61	98	46	53
4	1.16	52	24	54
6	1.98	103	48	53
8	3.65	155	42	73
10	5.67	206	31	85

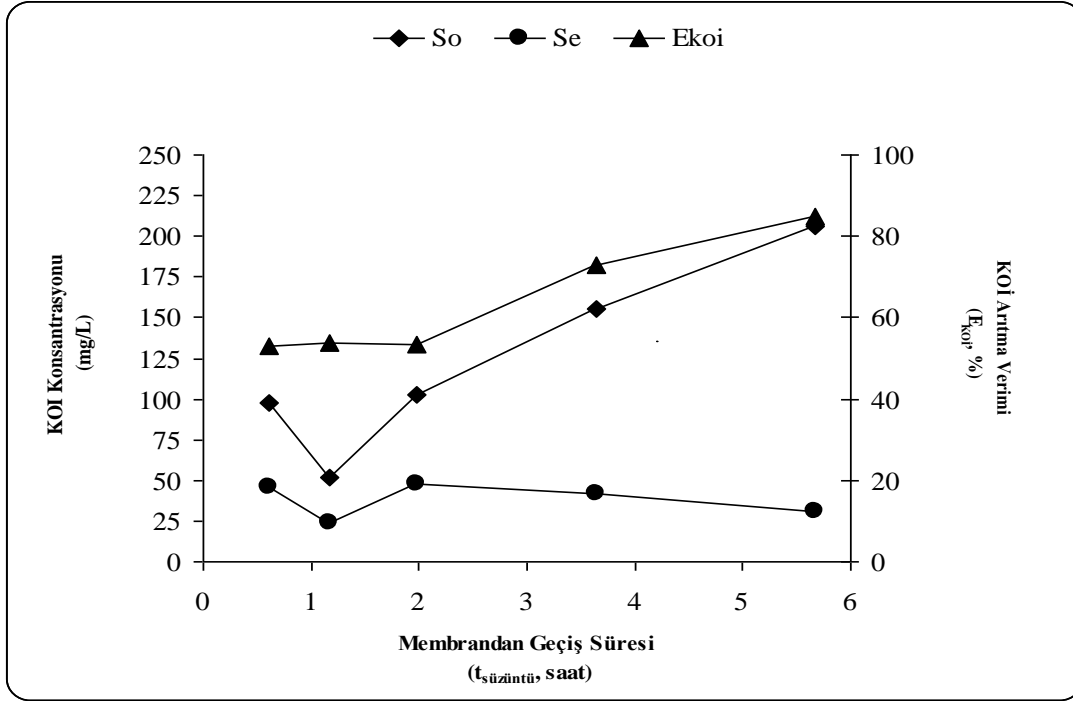
Tübüler membranın 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı KOİ konsantrasyonlarında, tübüler membrandan geçen atıksuyun hacmine bağlı olarak elde edilen çıkış KOİ konsantrasyonu ve tübüler membran askıda katı madde KOİ arıtma verimi davranışı Şekil 5.10.'da gösterilmiştir.



Şekil 5.10. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş KOİ konsantrasyonlarında, tübüler membrandan geçen atıksuyun hacmine bağlı olarak elde edilen çıkış KOİ konsantrasyonu ve tübüler membran KOİ arıtma verimi

Tübüler membranın 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile temizledikten, farklı giriş KOİ konsantrasyonlarında, atıksuyun tübüler membrandan geçiş süresine bağlı

olarak elde edilen çıkış suyu KOİ konsantrasyonu ve KOİ arıtma verimi Şekil 5.11.'de gösterilmiştir.



Şekil 5.11. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten, farklı giriş KOİ konsantrasyonlarında, atıksuyun tübüler membrandan geçiş süresine bağlı olarak elde edilen çıkış suyu KOİ konsantrasyonu ve KOİ arıtma verimi

Tablo 5.9., Şekil 5.10. ve Şekil 5.11.'e göre, tübüler membran ünitesinden, biyolojik ön arıtmadan geçmiş 10 Litre'lik atıksuyun süzüntü suyu olarak oluşması 5.67 saat'lik bir işletme sürecinde meydana gelmiştir. Giriş KOİ konsantrasyonları 98-206 mg/L aralığında iken membrandan çıkış KOİ konsantrasyonları 24-46 mg/L aralığında ölçülmüştür. Tübüler membran ünitesinin KOİ giderme verimleri % 53-85 olarak hesaplanmıştır. Sistemde kullanılan 0.2 μ m gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesinin 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile 3 dakika kadar temizlendikten sonra kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) arıtma veriminin normal olduğu görülmektedir. Giriş KOİ konsantrasyonu 206 mg/L iken %85'lik yüksek KOİ arıtma verimi hesaplanmıştır. Membran teknolojilerinde çözülmüş organik ve inorganik maddeleri tutma verimleri askıda katı maddeleri tutma verimlerine nazaran daha düşüktür. Sulama suyu kalitesinde çıkış suyu elde etmek amacıyla, 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile 3 dakika kadar temizlendikten sonra 0.2 μ m gözeneğe

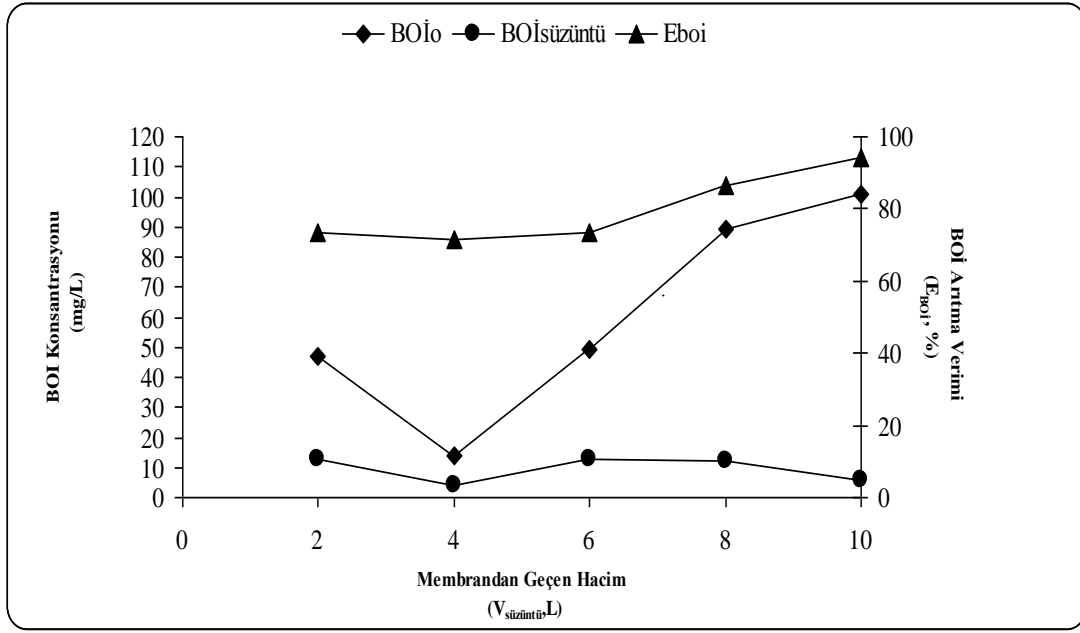
sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesinin kullanılmasıyla arıtılan suyun kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) konsantrasyonu açısından uygun olduğu gözlemlenmektedir.

Tübüler membranın 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ) konsantrasyonlarında elde edilen çıkış biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ) konsantrasyonları ve biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ) arıtma verimi Tablo 5.10'da verilmiştir.

Tablo 5.10. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş BOİ konsantrasyonlarında elde edilen ıkış BOİ konsantrasyonları ve BOİ arıtma verimi

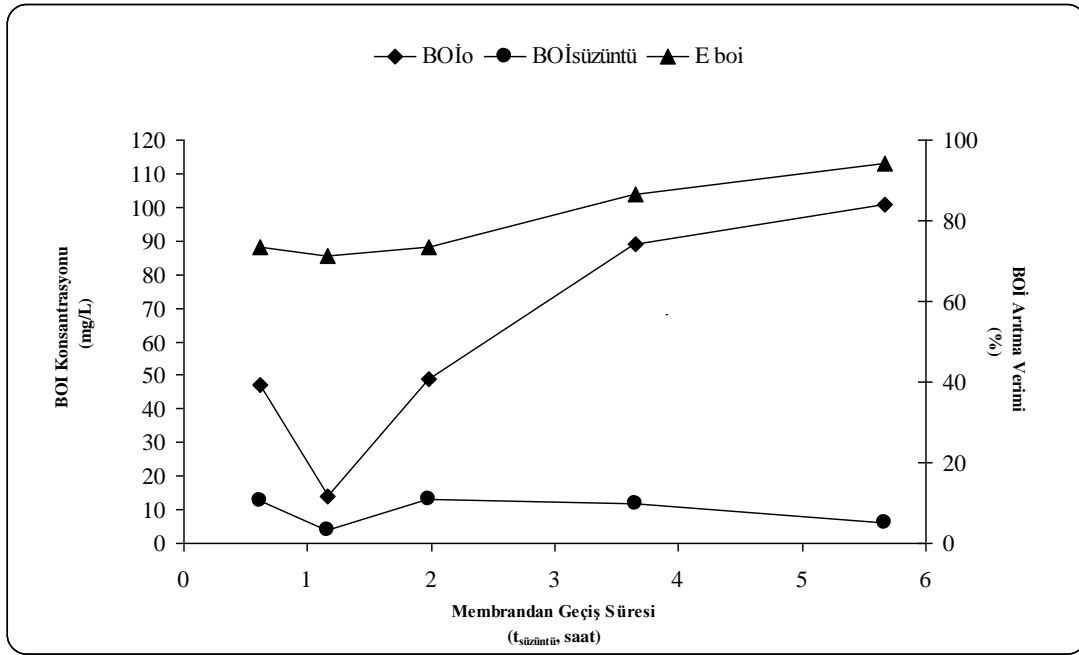
$V_{\text{süzüntü}}$ (Litre)	$t_{\text{süzüntü}}$ (saat)	$BO\ddot{I}_0$ (mg/L)	$BO\ddot{I}_{\text{süzüntü}}$ (mg/L)	$E_{BO\ddot{I}}$ (%)
2	0.62	47	12.5	73
4	1.17	14	4	71
6	1.98	49	13	73
8	3.65	89	12	87
10	5.67	101	6	94

Tübüler membranın 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı BOİ konsantrasyonlarında, tübüler membrandan geçen atıksuyun hacmine bağlı olarak elde edilen ıkış BOİ konsantrasyonu ve tübüler membran BOİ arıtma verimi Şekil 5.12.'de gösterilmiştir.



Şekil 5.12. Tübül membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş BOİ konsantrasyonlarında, tübül membrandan geçen atıksuyun hacmine bağlı olarak elde edilen çıkış BOİ konsantrasyonu ve tübül membran BOİ arıtma verimi

Tübül membranın 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile temizledikten, farklı giriş BOİ konsantrasyonlarında, atıksuyun tübül membrandan geçiş süresine bağlı olarak elde edilen çıkış suyu BOİ konsantrasyonu ve BOİ arıtma verimi Şekil 5.13.'de gösterilmiştir.



Şekil 5.13. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten, farklı giriş BOİ konsantrasyonlarında, atıksuyun tübüler membrandan geçiş süresine bağlı olarak elde edilen çıkış suyu BOİ konsantrasyonu ve BOİ arıtma verimi

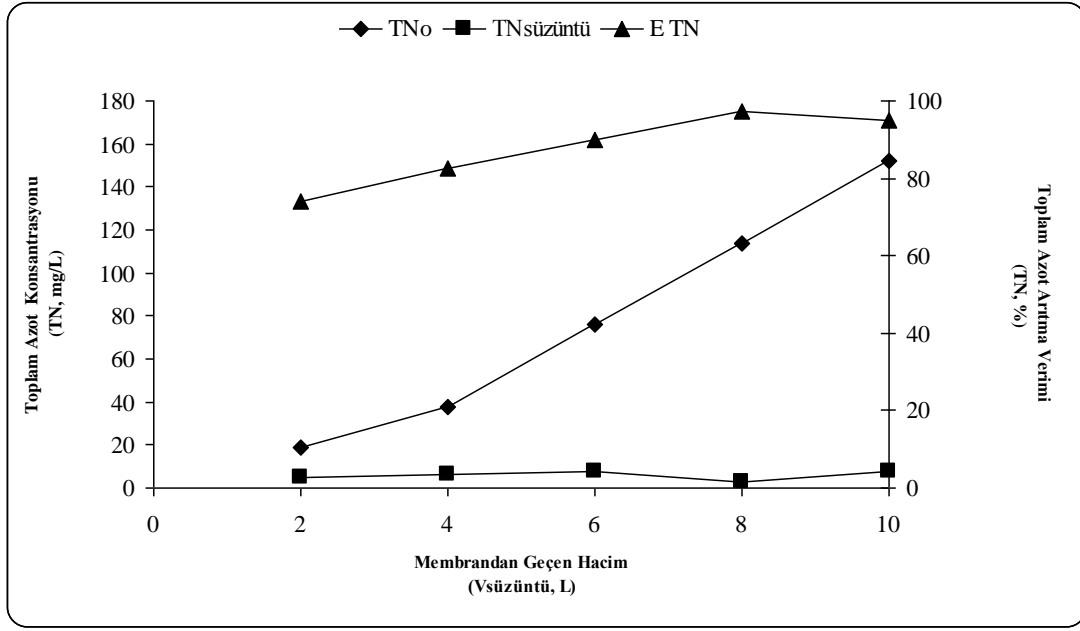
Tablo 5.10., Şekil 5.12. ve Şekil 5.13.'e göre, giriş BOİ konsantrasyonları 14-101 mg/L aralığında iken membrandan çıkış BOİ konsantrasyonları 4-13 mg/L aralığında ölçülmüştür. Tübüler membran ünitesinin BOİ giderme verimleri % 71-94 olarak hesaplanmıştır. 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile 3 dakika kadar temizlendikten sonra kullanılan 0.2 μ m gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesinin biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) arıtma veriminin normal olduğu görülmektedir. Giriş BOİ konsantrasyonu 101 mg/L iken %94'lük yüksek BOİ arıtma verimi hesaplanmıştır. Tübüler membrana gelen atıksuyun ortalama BOİ/KOİ oranı 0.458 civarındadır. Bu nitelikteki bir suyun artık biyolojik arıtmadan ziyade ileri fiziksel veya kimyasal arıtmayla arıtılabileceği bilimsel olarak görülmektedir. Bu nedenle sulama suyu elde edilebilmesi amacı için ileri fiziksel arıtma olan membran teknolojisinin seçilmesi bilimsel açıdan uygundur. 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile 3 dakika kadar temizlendikten sonra 0.2 μ m gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran modülü, BOİ, KOİ, AKM sulama suyu kalitesinde çıkış suyu elde etmek amacıyla kullanılabilir.

Tübüler membranın 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş toplam azot (TN) konsantrasyonlarında elde edilen çıkış toplam azot (TN) konsantrasyonları ve toplam azot (TN) arıtma verimi Tablo 5.11'de verilmiştir.

Tablo 5.11. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş TN konsantrasyonlarında elde edilen çıkış TN konsantrasyonları ve TN arıtma verimi

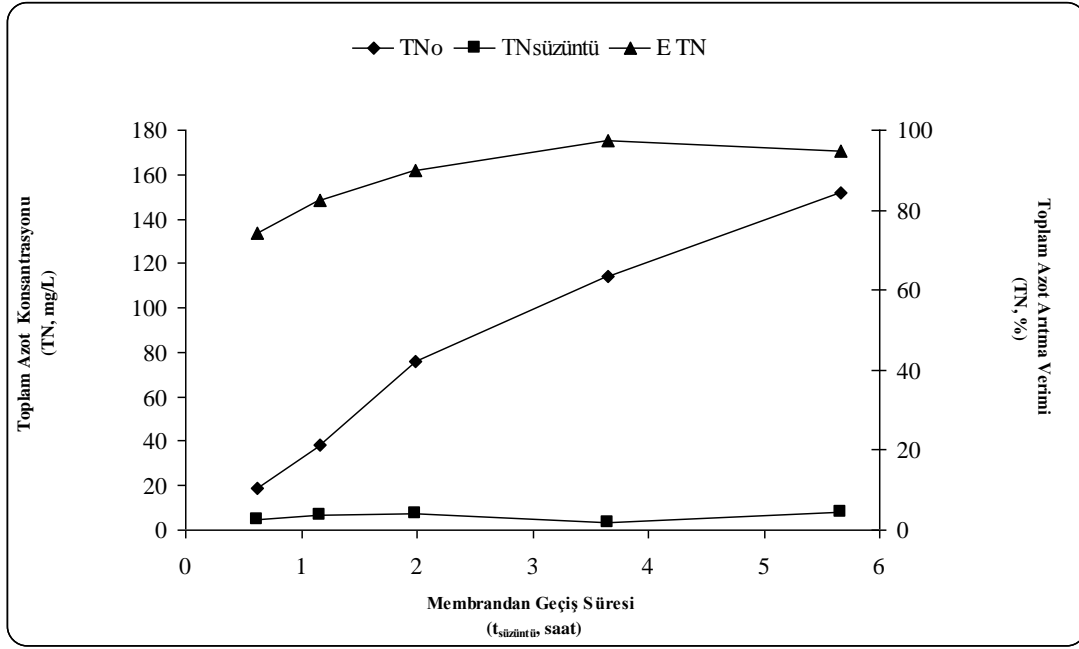
$V_{\text{süzüntü}}$ (Litre)	$t_{\text{süzüntü}}$ (saat)	TN_0 (mg/L)	$TN_{\text{süzüntü}}$ (mg/L)	E_{TN} (%)
2	0.62	19	4.9	74
4	1.17	38	6.6	83
6	1.98	76	7.7	90
8	3.65	114	3.1	97
10	5.67	152	7.8	95

Tübüler membranın 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı TN konsantrasyonlarında, tübüler membrandan geçen atıksuyun hacmine bağlı olarak elde edilen çıkış TN konsantrasyonu ve tübüler membran TN arıtma verimi Şekil 5.14.'de gösterilmiştir.



Şekil 5.14. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş TN konsantrasyonlarında, tübüler membrandan geçen atıksuyun hacmine bağlı olarak elde edilen çıkış TN konsantrasyonu ve tübüler membran TN arıtma verimi

Tübüler membranın 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile temizledikten, farklı giriş TN konsantrasyonlarında, atıksuyun tübüler membrandan geçiş süresine bağlı olarak elde edilen çıkış TN konsantrasyonu ve TN arıtma verimi Şekil 5.15.'de gösterilmiştir.



Şekil 5.15. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten, farklı giriş TN konsantrasyonlarında, atıksuyun tübüler membrandan geçiş süresine bağlı olarak elde edilen çıkış suyu TN konsantrasyonu ve TN arıtma verimi

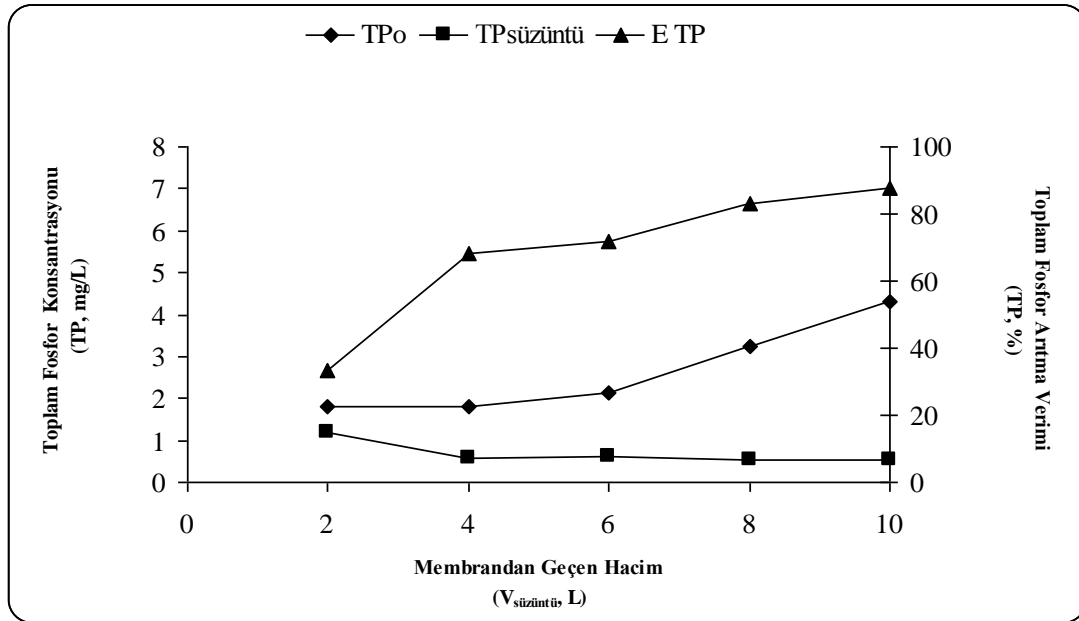
Tablo 5.11., Şekil 5.14 ve Şekil 5.15'e göre, giriş TN konsantrasyonları 19-152 mg/L aralığında iken membrandan çıkış TN konsantrasyonları 3.10-7.80 mg/L aralığında ölçülmüştür. Tübüler membran ünitesinin TN giderme verimleri % 74-97 olarak hesaplanmıştır. 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile 3 dakika kadar temizlendikten sonra kullanılan 0.2 μ m gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesinin toplam azot (TN) arıtma veriminin yüksek olduğu görülmektedir.

Tübüler membranın 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş toplam fosfor (TP) konsantrasyonlarında elde edilen çıkış toplam fosfor (TP) konsantrasyonları ve toplam fosfor (TP) arıtma verimi Tablo 5.12'de verilmiştir.

Tablo 5.12. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş TP konsantrasyonlarında elde edilen çıkış TP konsantrasyonları ve TP arıtma verimi

$V_{\text{süzüntü}}$ (Litre)	$t_{\text{süzüntü}}$ (saat)	TP_0 (mg/L)	$TP_{\text{süzüntü}}$ (mg/L)	E_{TP} (%)
2	0.62	1.8	1.2	33
4	1.17	1.79	0.57	68
6	1.98	2.15	0.61	72
8	3.65	3.23	0.55	83
10	5.67	4.3	0.54	87

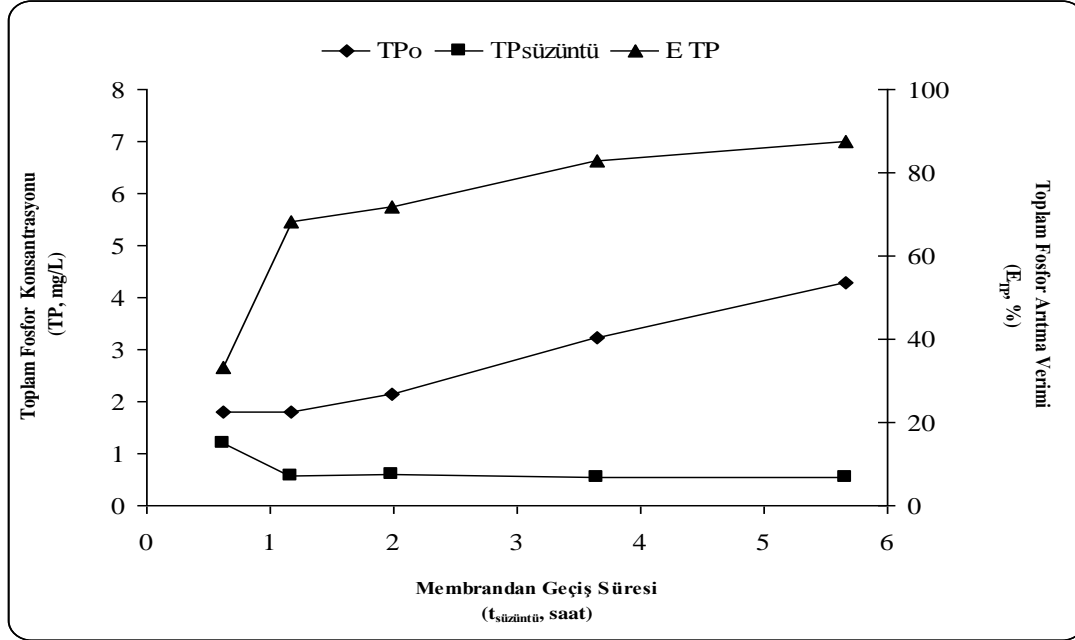
Tübüler membranın 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı TP konsantrasyonlarında, tübüler membrandan geçen atıksuyun hacmine bağlı olarak elde edilen çıkış TP konsantrasyonu ve tübüler membran TP arıtma verimi Şekil 5.16.'da gösterilmiştir.



Şekil 5.16 Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş TP konsantrasyonlarında, tübüler membrandan geçen atıksuyun hacmine bağlı olarak elde edilen çıkış TP konsantrasyonu ve tübüler membran TP arıtma verimi

Tübüler membranın 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile temizledikten, farklı giriş TP konsantrasyonlarında, atıksuyun tübüler membrandan geçiş süresine bağlı olarak

elde edilen çıkış TP konsantrasyonu ve TP arıtma verimi Şekil 5.17.'de gösterilmiştir.



Şekil 5.17. Tübler membranın 6 Bar'lık (6*10⁵ Pa) hava basıncı ile temizledikten, farklı giriş TP konsantrasyonlarında, atıksuyun tübler membrandan geçiş süresine bağlı olarak elde edilen çıkış suyu TP konsantrasyonu ve TP arıtma verimi

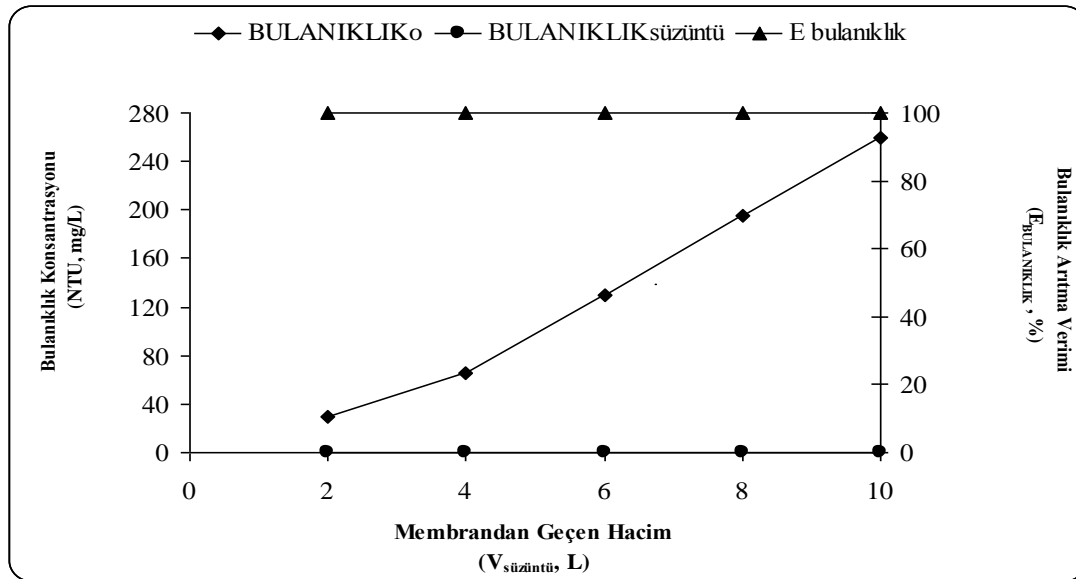
Tablo 5.12, Şekil 5.16. ve Şekil 5.17.'ye göre, giriş TP konsantrasyonları 1.79-4.30 mg/L aralığında iken membrandan çıkış TP konsantrasyonları 0.54-1.20 mg/L aralığında ölçülmüştür. Tübler membran ünitesinin TP giderme verimleri % 33-87 olarak hesaplanmıştır. 6 bar'lık (6*10⁵ pa) hava basıncı ile 3 dakika kadar temizlendikten sonra kullanılan 0.2 µm gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübler membran ünitesinin toplam fosfor (TP) arıtma veriminin normal olduğu görülmektedir.

Tübler membranın 6 bar'lık (6*10⁵ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş Bulanıklık (NTU) konsantrasyonlarında elde edilen çıkış Bulanıklık (NTU) konsantrasyonları ve Bulanıklık (NTU) arıtma verimi Tablo 5.13.'de verilmiştir.

Tablo 5.13. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş Bulanıklık konsantrasyonlarında elde edilen çıkış Bulanıklık konsantrasyonları ve Bulanıklık arıtma verimi

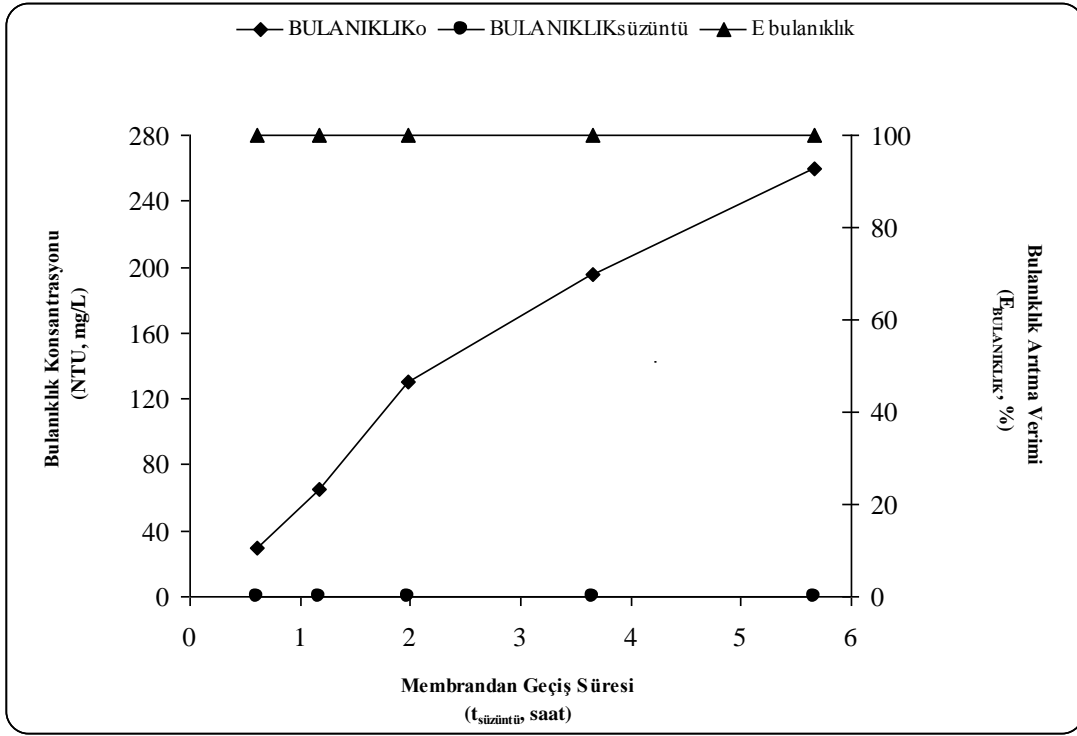
$V_{\text{süzüntü}}$ (Litre)	$t_{\text{süzüntü}}$ (saat)	BULANIKLIK ₀ (NTU)	BULANIKLIK _{süzüntü} (NTU)	E _{BULANIKLIK} (%)
2	0,62	30	0,02	100
4	1,17	65	0,02	100
6	1,98	130	0,02	100
8	3,65	195	0,02	100
10	5,67	260	0,02	100

Tübüler membranın 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı bulanıklık konsantrasyonlarında, tübüler membrandan geçen atıksuyun hacmine bağlı olarak elde edilen çıkış bulanıklık konsantrasyonu ve tübüler membran bulanıklık arıtma verimi Şekil 5.18. 'de gösterilmiştir.



Şekil 5.18. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş bulanıklık konsantrasyonlarında, tübüler membrandan geçen atıksuyun hacmine bağlı olarak elde edilen çıkış Bulanıklık konsantrasyonu ve tübüler membran Bulanıklık arıtma verimi

Tübüler membranın 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile temizledikten, farklı giriş Bulanıklık konsantrasyonlarında, atıksuyun tübüler membrandan geçiş süresine bağlı olarak elde edilen çıkış Bulanıklık konsantrasyonu ve Bulanıklık arıtma verimi Şekil 5.19. 'da gösterilmiştir.



Şekil 5.19. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten, farklı giriş Bulanıklık konsantrasyonlarında, atıksuyun tübüler membrandan geçiş süresine bağlı olarak elde edilen çıkış Bulanıklık konsantrasyonu ve Bulanıklık arıtma verimi

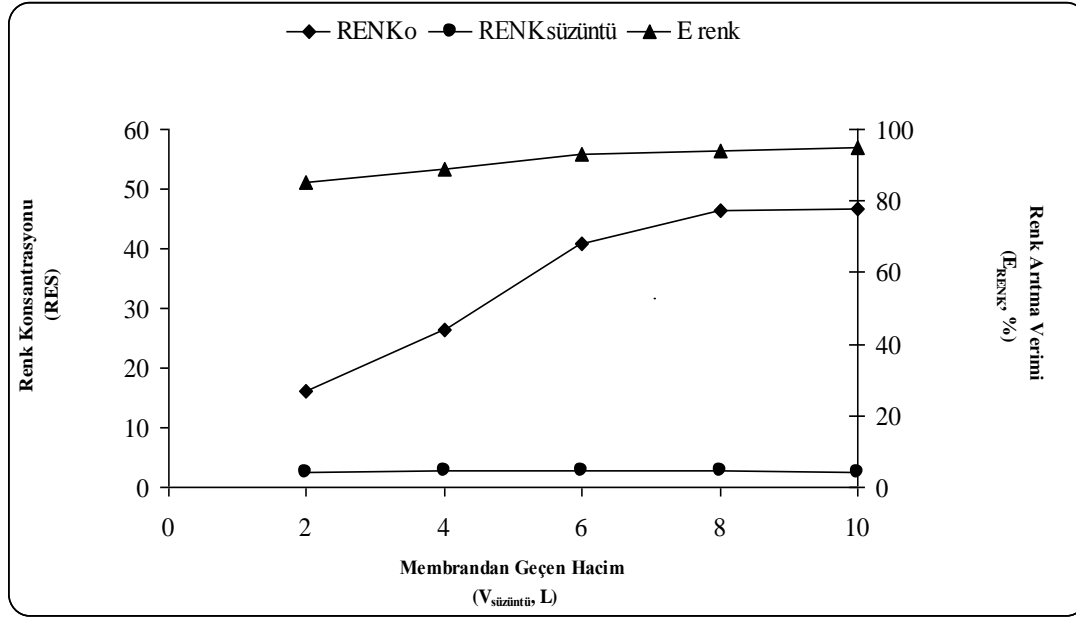
Tablo 5.13., Şekil 5.18. ve Şekil 5.19.'a göre, giriş bulanıklık konsantrasyonları 30-260 NTU aralığında iken membrandan çıkış bulanıklık konsantrasyonları 0.02 NTU ölçülmüştür. Tübüler membran ünitesinin bulanıklık giderme verimleri % 100 olarak hesaplanmıştır. 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile 3 dakika kadar temizlendikten sonra kullanılan 0.2 μm gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesinin bulanıklık arıtma veriminin çok yüksek olduğu görülmektedir.

Tübüler membranın 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş Renk (RES) konsantrasyonlarında elde edilen çıkış Renk (RES) konsantrasyonları ve Renk (RES) arıtma verimi Tablo 5.14.'de verilmiştir.

Tablo 5. 14. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş renk (RES) konsantrasyonlarında elde edilen çıkış Renk (RES) konsantrasyonları ve Renk (RES) arıtma verimi

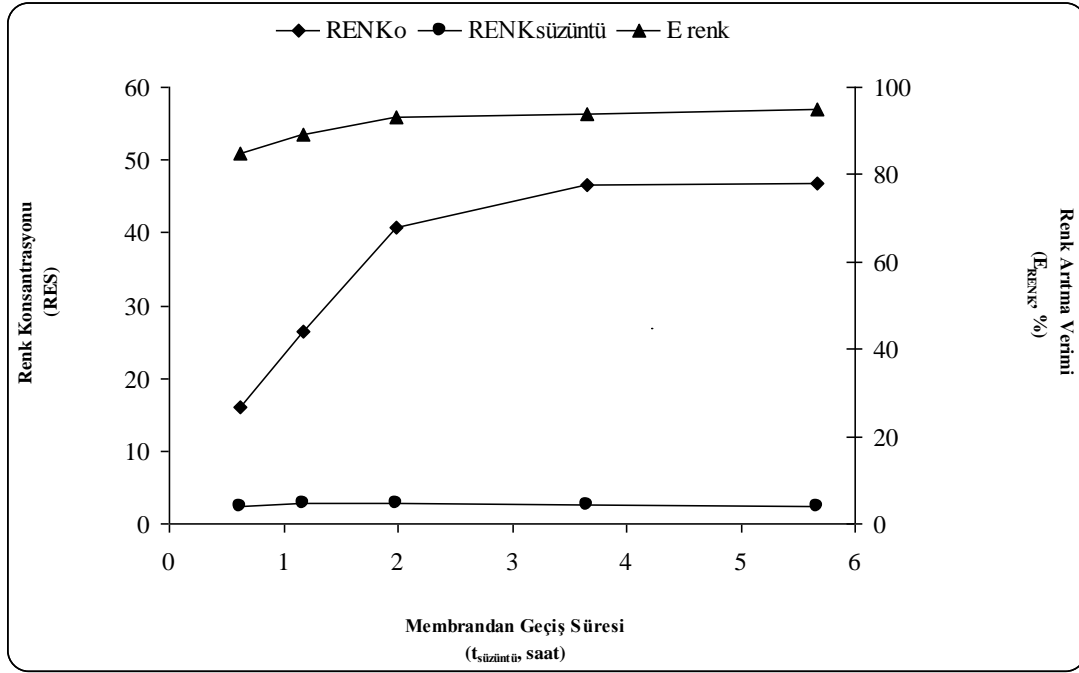
$V_{\text{süzüntü}}$ (Litre)	$t_{\text{süzüntü}}$ (saat)	$RENK_0$ (RES)	$RENK_{\text{süzüntü}}$ (RES)	E_{RENK} (%)
2	0.62	16	2.4	85
4	1.17	26.4	2.8	89
6	1.98	40.7	2.9	93
8	3.65	46.5	2.7	94
10	5.67	46.7	2.4	95

Tübüler membranın 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı renk konsantrasyonlarında, tübüler membrandan geçen atıksuyun hacmine bağlı olarak elde edilen çıkış renk konsantrasyonu ve tübüler membran renk arıtma verimi Şekil 5.20.'de gösterilmiştir.



Şekil 5.20. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten sonra, farklı giriş Renk konsantrasyonlarında, tübüler membrandan geçen atıksuyun hacmine bağlı olarak elde edilen çıkış Renk konsantrasyonu ve tübüler membran Renk arıtma verimi

Tübüler membranın 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile temizledikten, farklı giriş Renk konsantrasyonlarında, atıksuyun tübüler membrandan geçiş süresine bağlı olarak elde edilen çıkış renk konsantrasyonu ve renk arıtma verimi Şekil 5.21.'de gösterilmiştir.



Şekil 5.21. Tübüler membranın 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizledikten, farklı giriş Renk konsantrasyonlarında, atıksuyun tübüler membrandan geçiş süresine bağlı olarak elde edilen çıkış Renk konsantrasyonu ve Renk arıtma verimi

Tablo 5.14., Şekil 5.20.ve Şekil 5.21.'e göre, giriş Renk konsantrasyonları 16.00-46.70 RES aralığında iken membrandan çıkış Renk konsantrasyonları 2.40-2.90 RES aralığında ölçülmüştür. Tübüler membran ünitesinin renk giderme verimleri % 85-95 olarak hesaplanmıştır. 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile 3 dakika kadar temizlendikten sonra kullanılan 0.2 μ m gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesinin Renk arıtma veriminin yüksek olduğu görülmektedir.

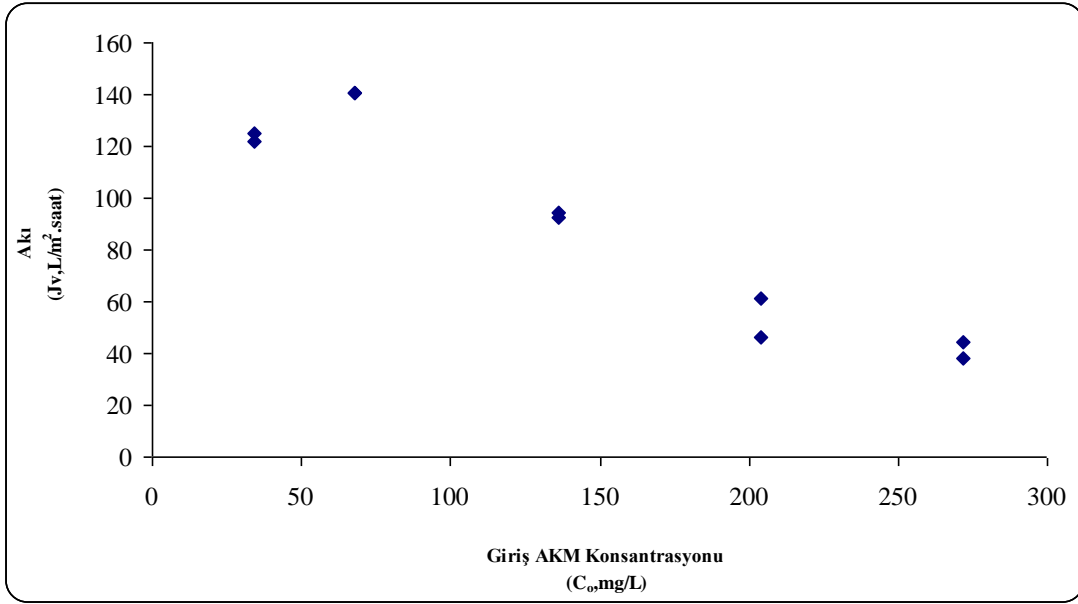
5.1.3. Tübüler membranın çıkış akı değerlerinin belirlenmesi

6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile 3 dakika kadar temizlendikten sonra kullanılan 0.2 μ m gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesinde arıtılan farklı giriş AKM konsantrasyonlu atıksulardan elde edilen akı değerleri Tablo 5.15.'de verilmiştir.

Tablo 5.15. 6 Bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizlendikten sonra kullanılan $0.2 \mu\text{m}$ gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesinde arıtılan farklı giriş AKM konsantrasyonlu atıksulardan elde edilen akı değerleri (membran uzunluğu (L) = 1.5 m; membran çapı (d) = $5.5 \cdot 10^{-3}$ m; membran yanal yüzey alanı ($A_{\text{yanal yüzey}} = \pi \cdot d \cdot L$) = 0.026 m^2)

DENEYSEL				HESAPLAMA (Paris, 2002)		
$V_{\text{giriş}}$ (L)	C_0 (AKM) (mg/L)	$t_{\text{süzüntü}}$ (sn)	$V_{\text{süzüntü}}$ (L)	$t_{\text{süzüntü}}$ (saat)	$J_v = V_{\text{süzüntü}} / (A_{yy} \cdot t_{\text{süzüntü}})$ ($\text{m}^3 / \text{m}^2 \text{ sn}$) ($\times 10^{-5}$)	$J_v = V_{\text{süzüntü}} / (A_{yy} \cdot t_{\text{süzüntü}})$ ($\text{L} / \text{m}^2 \text{ saat}$)
2	34	1140	1	0.32	3.39	121.90
2	68	990	1	0.28	3.90	140.37
2	136	1500	1	0.42	2.57	92.65
2	204	2280	1	0.63	1.69	60.95
2	272	3150	1	0.88	1.23	44.12
2	34	2220	2	0.62	3.48	125.20
2	68	1980	2	0.55	3.90	140.37
2	136	2940	2	0.82	2.63	94.54
2	204	6000	2	1.67	1.29	46.32
2	272	7260	2	2.02	1.06	38.28

6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile 3 dakika kadar temizlendikten sonra kullanılan $0.2 \mu\text{m}$ gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesinde arıtılan farklı giriş AKM konsantrasyonlu atıksulardan elde edilen akı değerleri Şekil 5.22.'de gösterilmiştir.



Şekil 5.22. 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ Pa) hava basıncı ile temizlendikten sonra kullanılan $0.2 \mu\text{m}$ gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesinde arıtılan farklı giriş AKM konsantrasyonlu atıksulardan elde edilen akı değerleri

Tablo 5.15 ve Şekil 5.22.'ye göre, giriş AKM konsantrasyonu 34-272 mg/L aralığında arttıkça, tübüler membran süzüntü akısında $140.37-38.28 \text{ L/m}^2$ saat aralığında genel olarak düşüşler gözlenmiştir.

5.1.4. Pilot ölçekli biyolojik ön arıtmalı tübüler membran sistemi çıkış suyu değerlerinin standart değerler ile karşılaştırılması

Ardışık kesikli tübüler membran biyoreaktör sisteminin çıkış değerlerinin SKKY evsel nitelikli atıksular standart değerleriyle karşılaştırılması Tablo 5.16.'da verilmiştir.

Tablo 5.16. Ardışık kesikli tübüler membran biyoreaktör sisteminin çıkış değerlerinin SKKY Tablo 21.4: sektör:evsel nitelikli atıksular standart değerleriyle karşılaştırılması

Parametre	Birim	Kompozit numune 2 saatlik	Kompozit numune 24 saatlik	AKR Çıkış (Membran Giriş)	Membran Çıkış
Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı(BOI ₅)	mg/L	40	35	10	5
Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOI)	mg/L	120	90	36	17
Askıda Katı Madde (AKM)	mg/L	40	25	16	1
pH	-	6-9	6-9	7.8	7.5

Ardışık kesikli tübüler membran biyoreaktör sisteminin çıkış değerlerinin SKKY evsel nitelikli atıksular standart değerleriyle karşılaştırılması (Tablo 5.16.) yapıldığında; AKR çıkış değerlerinin deşarj standartlarını sağladığı görülmektedir. Bununla birlikte bu çalışmanın ana amacı sulama suyu kalitesinde bir su elde etmek olduğundan dolayı membran teknolojisi kullanılarak daha kaliteli bir su edilmek istenmiştir. Membran çıkış değerleri de bu hedefi doğrulamaktadır. Özellikle AKM gideriminin tübüler membran teknolojisi ile çok yüksek olduğu görülmektedir. Bu da hedef (sulama suyu) ile membran teknolojisi (MF-UF, 0.2 µm gözenekli) kullanımının uyumlu olduğunu göstermektedir.

Ardışık kesikli tübüler membran biyoreaktör sisteminin çıkış değerlerinin SKKY teknik usuller tebliği göller, göletler, bataklıklar ve baraj haznelerinin ötrofikasyon sınır değerleri standart değerleriyle karşılaştırılması Tablo 5.17.'de verilmiştir.

Tablo 5.17. Ardışık kesikli tübüler membran biyoreaktör sisteminin çıkış değerlerinin SKKY teknik usuller tebliği Tablo 2: göller, göletler, bataklıklar ve baraj haznelerinin ötrofikasyon sınır değerleri standart değerleriyle karşılaştırılması

Parametre	Birim	Çeşitli kullanımlar için (doğal olarak tuzlu, acı ve sodalı göller dahil)	AKR Çıkış (Membran Giriş)	Membran Çıkış
pH	-	6-10.5	7.8	7.5
Kimyasal Oksijen İhtiyacı(KOİ)	mg/L	8	36	17
ÇO	mg/L	5	3.5	3.5
Askıda Katı Madde (AKM)	mg/L	40	16	1
Toplam koliform sayısı (EMS)/100 ml	-	1000	-	0
Toplam Azot (TN)	mg/L	1	14	7.9
Toplam Fosfor (TP)	mg/L	0.1	2.15	0.89

Ardışık kesikli tübüler membran biyoreaktör sisteminin çıkış değerlerinin Ötrofikasyon sınır değerleriyle karşılaştırılması (Tablo 5.17.) yapıldığında; genellikle AKR çıkış değerlerinin sağlamadığı, fakat membran çıkış değerlerinin pH, ÇO, AKM ve EMS değerleri açısından sağladığı görülmektedir. Bununla birlikte ötrofikasyon sınır değerleri açısından, membran çıkış suyunun KOİ, TN ve TP açısından sağlamadığı görülmektedir. Fakat bu çalışmanın ana amacı çıkış suyunun ötrofikasyon riski olan göl gibi durgun alıcı ortama vermek değil, ana amacı sulama suyu olarak kullanılmasıdır. Çıkış suyunun sulama suyu olarak kullanılmasında; kalan KOİ, TN ve TP değerlerinin belirli oranda faydalı olacaktır. Bu tabloda en çarpıcı sonuç, toplam koliform bakterinin (EMS) çıkış suyunda hiç bulunmamasıdır. Bu sonuç sulama suyunun kullanımının bakteri ve sağlık açısından önemlidir.

Ardışık kesikli tübüler membran biyoreaktör sisteminin çıkış değerlerinin SKKY kentsel atıksu arıtma tesislerinden ileri arıtıma ilişkin deşarj limitleriyle karşılaştırılması Tablo 5.18.'de verilmiştir.

Tablo 5.18. Ardışık kesikli tübüler membran biyoreaktör sisteminin çıkış değerlerinin SKKY EK-4 Tablo.1 ve Tablo 2:kentsel atıksu arıtma tesislerinden ileri arıtıma ilişkin değarj limitleriyle karşılaştırılması

Parametre	Birim	Konsantrasyon	AKR �ıkış (Membran Giriş)	Membran �ıkış
Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı(BOİ)	mg/L	25	10	5
Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)	mg/L	125	36	17
Askıda Katı Madde (AKM)	mg/L	35	16	1
TP	mg/L)	1	2.15	0.89
TN	(mg/L)	10	14	7.9

Ardışık kesikli tübüler membran biyoreaktör sisteminin çıkış değerlerinin ileri arıtıma ilişkin değarj limitleriyle karşılaştırılması (Tablo 5.18.) yapıldığında; AKR sisteminin çıkışının ileri standartları BOİ, KOİ, AKM açısından sağladığı, TP ve TN açısından sağlamadığı görülmektedir. Bununla birlikte tübüler membran sisteminin ise tablodaki tüm parametreler açısından ileri kademeli standartları sağladığı görülmektedir.

ABD ve Avrupa Birliğindeki bazı ülkeler ile Türkiye SKKY kentsel atıksu arıtma tesislerinden ileri arıtıma ilişkin değarj limitlerinin tübüler membran sistemi giriş ve çıkış suyu değerleriyle karşılaştırılması Tablo 5.19'da verilmiştir.

Tablo 5.19. ABD ve Avrupa Birliğindeki ülkeler ile Türkiye SKKY kentsel atıksu arıtma tesislerinden ileri arıtıma ilişkin deşarj limitlerinin túbüler membran sistemi giriş ve çıkış suyu değerleriyle karşılaştırılması (Kraume ve diğ. ,2004).

Parametre	Birim	AB	ABD	SKKY (Türkiye)	AKR Çıkış (Membran Giriş)	Membran Çıkış
Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı(BOİ)	mg/L	25	1	25	10	5
Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)	mg/L	125	10	125	36	17
TP	mg/L)	1 - 2	0.1	1	2.15	0.89
TN	(mg/L)	10 - 15	1	10	14	7.9

ABD ve Avrupa Birliğindeki ülkeler (AB) ile Türkiye SKKY kentsel atıksu arıtma tesislerinden ileri arıtıma ilişkin deşarj limitlerinin túbüler membran sistemi giriş ve çıkış suyu değerleriyle karşılaştırılması yapıldığında, AKR çıkış (membran giriş) değerlerinin BOİ, KOİ ve TN açısından AB ve SKKY standartlarını sağladığı, fakat TP açısından sağlamadığı görülmektedir. Membran çıkış değerlerinin BOİ, KOİ, TN ve TP açısından AB ve SKKY standartlarını sağladığı, fakat ABD standartlarını sağlamadığı görülmektedir. Tablo 5.19'da verilen bu standart değerleri hassas bölge direkt deşarj standartlarını kapsamaktadır. Bu çalışmanın ana amacı direkt deşarj yapmak değil, çıkış suyunun sulama suyu amaçlı kullanımını kapsamaktadır.

Ardışık kesikli túbüler membran biyoreaktör sisteminin çıkış değerlerinin SKKY Ekler Tablo 1: kıta içi su kaynaklarını sınıflarına göre kalite kriterleri standart değerleriyle karşılaştırılması Tablo 5.20.'de verilmiştir.

Tablo 5.20. Ardışık kesikli tübüler membran biyoreaktör sisteminin çıkış değerlerinin SKKY Ekler Tablo 1: kıta içi su kaynaklarını sınıflarına göre kalite kriterleri standart değerleriyle karşılaştırılması

Parametre	Birim	AKR �ıkış (Membran Giriş)	Su Kalite Sınıfları	Membran �ıkış	Su Kalite Sınıfları
Sıcaklık	�C	22	I	29	II
Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı(BOI ₅)	mg/L	10	III	5	II
Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOI)	mg/L	36	II	17	I
Askıda Katı Madde (AKM)	mg/L	16	-	1	-
pH	-	7.8	I	7.5	I
Toplam Fosfor (TP)	mg/L	2.15	IV	0.89	IV
Toplam Azot (TN)	mg/L	14	III	7.9	II

Ardışık kesikli tübüler membran biyoreaktör sisteminin çıkış değerlerinin SKKY Ekler Tablo 1: kıta içi su kaynaklarını sınıflarına göre kalite kriterleri standart değerleriyle karşılaştırılması (Tablo 5.20.) yapıldığında, AKR  ıkış suyu değerlerinin sıcaklık ve pH açısından su kalite sınıfı: I, KOİ açısından su kalite sınıfı: II, BOİ ve TN açısından su kalite sınıfı: III ve TP açısından su kalite sınıfı: IV olduğu tespit edilmiştir.

Tübüler membran çıkış suyu değerlerinin pH ve KOİ açısından su kalite sınıfı: I, sıcaklık, BOİ ve TN açısından su kalite sınıfı: II ve TP açısından su kalite sınıfı: IV olduğu tespit edilmiştir.

Tablo 5.20.detaylı olarak incelendiğinde; tübüler membranın suyun sıcaklığının arttırdığı (22  C ‘den 29  C ‘ye) ve TP değerinde 2.15 mg/L‘den 0.89 mg/L‘ye düşmesine rağmen su kalite sınıfının (IV) değişmediği tespit edilmiştir.

BOİ ve TN açısından; su kalite sınıfı III'den II'ye düştüğü yani su kalitesinin yükseldiği gözlenmektedir. KOİ açısından; su kalite sınıfı II'den I'e düştüğü yani su kalitesinin yükseldiği gözlenmektedir. pH açısından su kalite sınıfının (I) değişmediği gözlenmektedir.

Ardısık kesikli tübüler membran biyoreaktor sisteminin çıkış değerlerinin SKKY teknik usuller tebliği Tablo 4: sulama sularının sınıflandırılmasında esas alınan sulama suyu kalite parametreleri sınır değerleri standart değerleriyle karşılaştırılması Tablo 5.21'de verilmiştir.

Tablo 5.21. Ardısık kesikli tubuler membran biyoreaktor sisteminin çıkış değerlerinin SKKY teknik usuller tebliği Tablo 4: sulama sularının sınıflandırılmasında esas alınan sulama suyu kalite parametreleri sınır değerleri standart değerleriyle karşılaştırılması

Kalite Kriterleri	Birim	Sulama Suyu Sınıfı (kullanılabilir)	Membran Çıkış	Durum
EC ₂₅ x 10 ⁶		750 - 2000	1700	III. Sınıf Kullanılabilir
Sodyum Adsorpsiyon Oranı (SAR)		<10	8.74	I. Sınıf Çok İyi
Toplam Tuz Konsantrasyonu	mg/L	525 - 1400	-	-
Sulama Suyu Sınıfı		C ₁ S ₃ , C ₂ S ₃ , C ₃ S ₃ , C ₃ S ₂ , C ₃ S ₁	C ₃ S ₂	III. Sınıf Kullanılabilir
NO ₃	mg/L	10-30	7.18	II. Sınıf İyi

AKMBR entegre sistemi çıkış suyu Nitrat değerinin SKKY sulama suyu nitrat standart değeriyle karşılaştırıldığında sulama suyu olarak kullanılabilceği Tablo 5 21.'de gösterilmiştir. SKKY'ye göre Nitrat içeriği açısından II sınıf (iyi) sulama suyu olarak kullanılabilir (Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği Teknik Usuller Tebliği, 2006).

Ardışık kesikli tübüler membran biyoreaktör entegre sisteminin (AKMBR) çıkış suyunun, sulama suyu sınıfı (C_3S_2) açısından değerlendirildiğinde, sulama suyu olarak kullanılabilceği görülmektedir.

Tübüler membran biyoreaktör giriş ve çıkış suyu kalitelerinin karşılaştırılması Şekil 5.23’de gösterilmiştir.



Şekil 5.23. Tübüler membran biyoreaktör giriş ve çıkış suyu kalitelerinin karşılaştırılması

5.2. Modelleme

5.2.1. Modifiye edilmiş seri direnç model uygulaması

Seri direnç modelinde ortalama süzüntü akısının aşağıdaki formülasyonla hesaplanabilir (Paris ve diğ.,2002).

$$J_v = \frac{1}{\mu(R_M + R_p)} \Delta P \quad (5.1)$$

Burada,

J_v : ortalama süzüntü akısı ($m \text{ sn}^{-1}$)

- μ : suyun dinamik viskozitesi (Pa sn)
 R_M : tıkanmış membranın hidrolik direnci (m^{-1})
 R_p : konsantrasyon polarizasyonundan kaynaklanan hidrolik direnç (m^{-1})
 ΔP : transmembran basıncı (Pa) ifade etmektedir.

Konsantrasyon polarizasyonundan kaynaklanan hidrolik direnç ise şöyle ifade edilebilir:

$$R_p = \alpha \frac{m}{S} \quad (5.2)$$

Burada,

- α : spesifik direnç ($m \text{ kg}^{-1}$)
 m : kütle (kg)
 S : alanı (m^2) ifade etmektedir.

5.2. nolu eşitlik $R_p = \alpha \delta \bar{C}$ şeklinde yazılabilir. $\alpha = \alpha_o \Delta P$ olarak yazılırsa $R_p = \alpha_o \delta \bar{C} \Delta P$ olur.

Burada,

- α_o : spesifik direnç katsayısı ($m \text{ kg}^{-1} \text{ Pa}^{-1}$)
 δ : sınır tabakası kalınlığı (m)
 \bar{C} : ortalama kirletici konsantrasyonu (kg m^{-3})
 ΔP : transmembran basıncı (Pa) ifade etmektedir.

Ortalama konsantrasyon ise sınır tabakasından dönen çözünen madde için kütle denge denklemi yazılabilir.

$$CJ_v - D \frac{\partial C}{\partial x} = 0 \quad (5.3)$$

Burada,

C : kirletici konsantrasyonu (kg m^{-3})

D : difüzyon sabiti (katsayısı) ($\text{m}^2 \text{sn}^{-1}$)

J_v : ortalama süzüntü akısını (m sn^{-1}) ifade etmektedir.

(5.3) nolu denklemden

$$C(x) = C_o \exp\left(\frac{J_v}{D}\right)x \quad (5.4)$$

elde edilir.

$x=0$ δ sınır şartlarında $C(x)$ fonksiyonunun ortalaması aşağıdaki eşitlikle bulunabilir:

$$\bar{C} = \frac{\int_0^\delta C(x)dx}{\delta} \quad (5.5)$$

ifadesinden

$$\bar{C} = \frac{C_o}{Pe}(\exp Pe - 1) \quad (5.6)$$

elde edilir.

Burada, $Pe = \frac{J_v \delta}{D} = \frac{J_v}{k}$ dir. (Pe : Peclet sayısı)

5.6.nolu eşitlik, $R_p = \alpha_o \delta \bar{C} \Delta P$ eşitliğinde yerine yazılırsa,

$$R_p = \frac{\alpha_o C_o \delta}{Pe}(\exp Pe - 1) \Delta P \quad (5.7)$$

elde edilir. 5.7 nolu eşitlik, 5.1 nolu eşitlikte yerine koyulursa,

$$J_v = \frac{\Delta P}{\mu R_{M'} + (\alpha_o C_o \delta \mu / Pe)(\exp Pe - 1) \Delta P} \quad (5.8)$$

elde edilir. 5.8. nolu eşitlik düzenlenirse,

$$\frac{\Delta P}{J_v} = \mu R_{M'} + \frac{\alpha_o \mu \delta C_o}{Pe} (\exp Pe - 1) \Delta P \quad (5.9)$$

ifadesi elde edilir (Paris ve diğ.,2002)

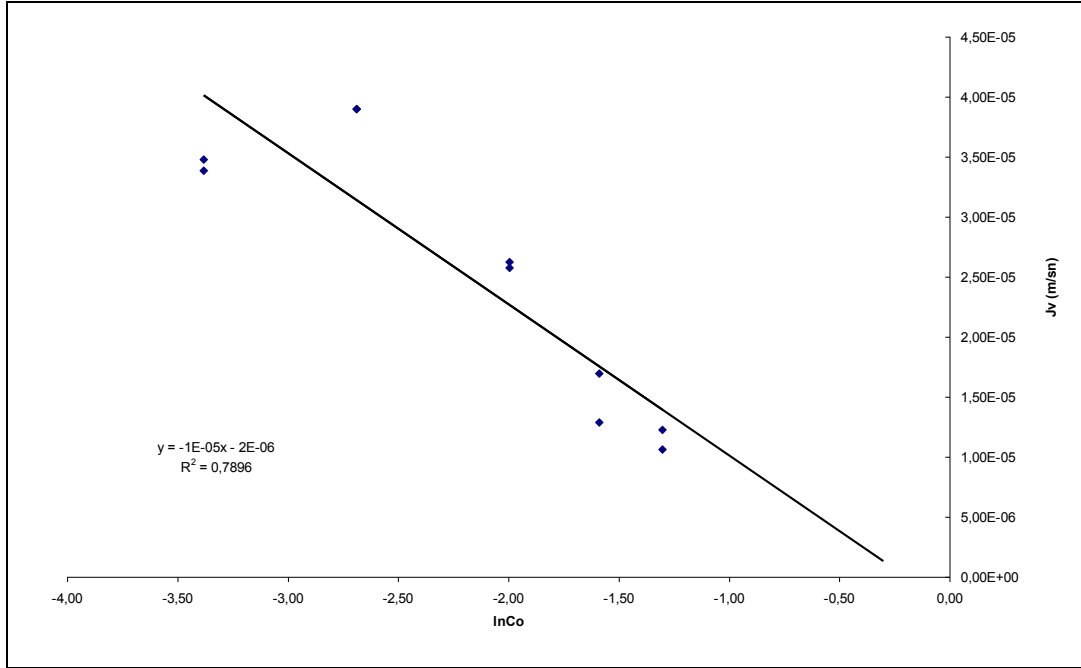
Boyutsuz Pe' clet sayısını hesaplamak için k kütle transfer katsayısı, jel polarizasyon modeli kullanılarak elde edilebilir.

Jel polarizasyon modeli, ultrafiltrasyon sonucu elde edilen deneysel verileri korele etmek için en çok kullanılan modellerden biridir (Yeh, 1996).

Temelini “ince film teorisi” oluşturan bu model, membrane yüzeyinde oluşan jel konsantrasyonunun (C_g) sınırladığı akıyı hesaplamak için kullanılabilir.

Bu modele göre, jel konsantrasyonu kirletici miktarına, jel tabakası kalınlığı ise uygulanan basınçla birlikte yükselmektedir.

“ $J_{v\lim} = k \cdot \ln \frac{C_g}{C_o}$ ” jel polarizasyon denkleminde $J_{v\lim}$ 'e karşılık gelen $\ln C_0$ grafiği çizilir. Grafik sonucu elde edilen eğim, $-k$ değerine eşittir.. Grafikte $J_{v\lim} = 0$ olduğu nokta–extrapolasyon ile $-\ln C_g$ değerini verir. Buradan da jel konsantrasyonu (C_g) değeri bulunur.



Şekil 5.24. $\ln(Co)$ - J_v grafiğine bağlı olarak “k” kütle transfer katsayısı ve “ C_g ” jel konsantrasyonunun hesaplanması

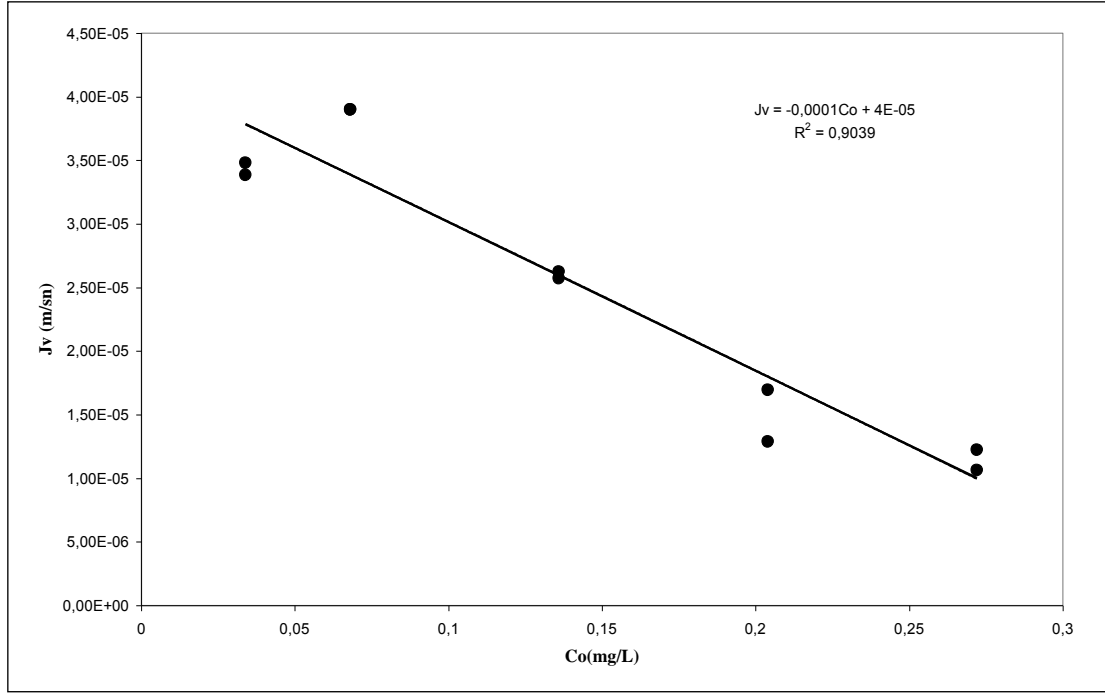
$Y = -1.10^{-5}x - 2.10^{-6} = J_v = k \cdot \ln Co - k \cdot \ln C_g$ denkleminde $k = 1.10^{-5}$ m/sn bulunur. $J_{v\lim} = 0$ olan noktada $k \cdot \ln C_g = -2.10^{-6}$ dir. Buradan $\ln C_g = -0.2$ ve $C_{g(\text{teorik ort})} = 0.818 \text{ kg/m}^3$ olarak hesaplanır.

Deneysel olarak gözlemlenen ve hesaplanan membran ve atıksu parametreleri Tablo 5.22.’de verilmiştir.

Tablo 5.22. Deneysel olarak gözlemlenen ve hesaplanan membran ve atıksu parametreleri

$t_{\text{süzüntü}}$ (sn)	$V_{\text{giriş}}$ 10^{-3} (m^3)	$V_{\text{(konsantre)}}$ 10^{-3} (m^3)	$V_{\text{süzüntü}}$ (m^3)	$D \cdot 10^{-3}$ (m)	L (m)	$A_{yy} = \pi \cdot d \cdot L$ 10^{-2} (m^2)	$J_v = V_s / (A_{yy} \cdot t)$ ($m^3/m^2 \text{ sn}$) ($\times 10^{-5}$)	C_o (kg/m^3)	$\ln C_o$	k (kütle transfer katsayısı) (m/sn) ($\times 10^{-5}$)	C_g (deneysel) (Jel Konsantrasyonu) (kg/m^3)	C_g (teorik) (Jel Konsantrasyonu) (kg/m^3)
1140	0.002	-	0.001	5.5	1.5	2.59	3.39	0.034	-3.38		-	-
990	0.002	-	0.001	5.5	1.5	2.59	3.90	0.068	-2.69		-	-
1500	0.002	-	0.001	5.5	1.5	2.59	2.57	0.136	-2.00		-	-
2280	0.002	-	0.001	5.5	1.5	2.59	1.69	0.204	-1.59		-	-
3150	0.002	-	0.001	5.5	1.5	2.59	1.23	0.272	-1.30		-	-
2220	0.002	0.156	0.002	5.5	1.5	2.59	3.48	0.034	-3.38	1.455	0.372	-
1980	0.002	0.162	0.002	5.5	1.5	2.59	3.90	0.068	-2.69	1.915	0.521	-
2940	0.002	0.144	0.002	5.5	1.5	2.59	2.63	0.136	-2.00	1.456	0.828	-
6000	0.002	0.100	0.002	5.5	1.5	2.59	1.29	0.204	-1.59	0.921	0.828	-
7260	0.002	0.127	0.002	5.5	1.5	2.59	1.06	0.272	-1.30	0.678	1.296	-
										$k_{\text{teorik}}=1.285$	$C_g(\text{ort}) = 0.769$	$C_g(\text{teorik ort.})= 0.818$

Tübüler membrana giriş atıksuyu AKM konsantrasyonu (C_o) ve tübüler membran çıkış ortalama süzüntü akısı (J_v) parametreleri arasındaki ilişki ve en yakın eğilim çizgisi grafiği Şekil 5.24'de gösterilmiştir.



Şekil 5.25.Co-Jv parametreleri arasındaki ilişkiye en yakın eğilim çizgisi grafiği

Şekil 5.25.e göre tübüler membrana giriş atıksuyunun AKM konsantrasyonu (C_o) arttıkça, membrandan çıkan ortalama süzüntü akısında (J_v) doğrusala yakın, yüksek derecede bir düşüş görülmüştür. Bu durum membran yüzey AKM kirletici yükünün artarak membran geçirgenliğini azaltmasıyla açıklanabilir.

$$\frac{\Delta P}{J_v} = \mu R_{M'} + \frac{\alpha_o \mu \delta C_o}{Pe} (\exp Pe - 1) \Delta P \quad \text{denkleminde} \quad C_{ort} = \frac{\alpha_o \mu \delta C_o}{Pe} (\exp Pe - 1)$$

yerine koyulduğunda denklemin son hali aşağıdaki gibi olur (Paris, 2002).

$$\frac{\Delta P}{J_v} = \mu R_{M'} + C_{ort} \cdot \Delta P \quad (5.10)$$

5.10. nolu eşitlikten ortalama süzüntü akısı (J_v) denklemi elde edilebilir:

$$J_v = \frac{\Delta P}{\mu_{su} R_{M'} + (\alpha_o C_o \delta \mu_{su} / Pe)(e^{Pe} - 1) \Delta P} \quad (5.11)$$

Membran direnç modeline ve jel polarizasyon modeline bağlı olarak bulunan bu modele. “Modifiye Edilmiş Seri Direnç Modeli” adı verilebilir (Paris ve diğ.,2002).

Bu modele göre, ortalama süzüntü akısı (J_v), transmembran basıncının (ΔP), suyun dinamik viskozitesinin (μ), tıkanmış membranın hidrolik direncinin ($R_{M'}$), spesifik direnç katsayısının (α_o), tübüler membrana giriş atıksuyunun AKM konsantrasyonunun (C_o), sınır tabakası kalınlığının (δ) ve Pe’clet sayısının (Pe) bir fonksiyonudur.

Tablo 5.22.(Devamı).Deneysel olarak gözlemlenen ve hesaplanan membran ve atıksu parametreleri

P_{giriş} (Pa)	P_{çıkış} (Pa)	ΔP (P_g+P_ç)/2 (Pa)	ΔP/J_v (10¹⁰)	C_{ort} (C_o/Pe)*((e^{Pe})-1)	Pe J_v/k_(teorik)	C_{ort}*ΔP (10⁵)
400000	380000	390000	1.15	0.29	3.386	1.12
400000	380000	390000	1.00	0.84	3.899	3.29
400000	370000	385000	1.50	0.64	2.574	2.46
400000	360000	380000	2.24	0.53	1.693	2.03
400000	360000	380000	3.10	0.53	1.225	2.03
400000	380000	390000	1.12	0.31	3.478	1.20
400000	380000	390000	1.00	0.84	3.899	3.29
400000	370000	385000	1.47	0.66	2.626	2.56
400000	360000	380000	2.95	0.42	1.287	1.58
400000	360000	380000	3.57	0.49	1.063	1.84

Transmembran basıncını (ΔP) hesaplariken aşağıdaki basınç ölçümleri kullanılır:

P_g : Membran giriş basıncı

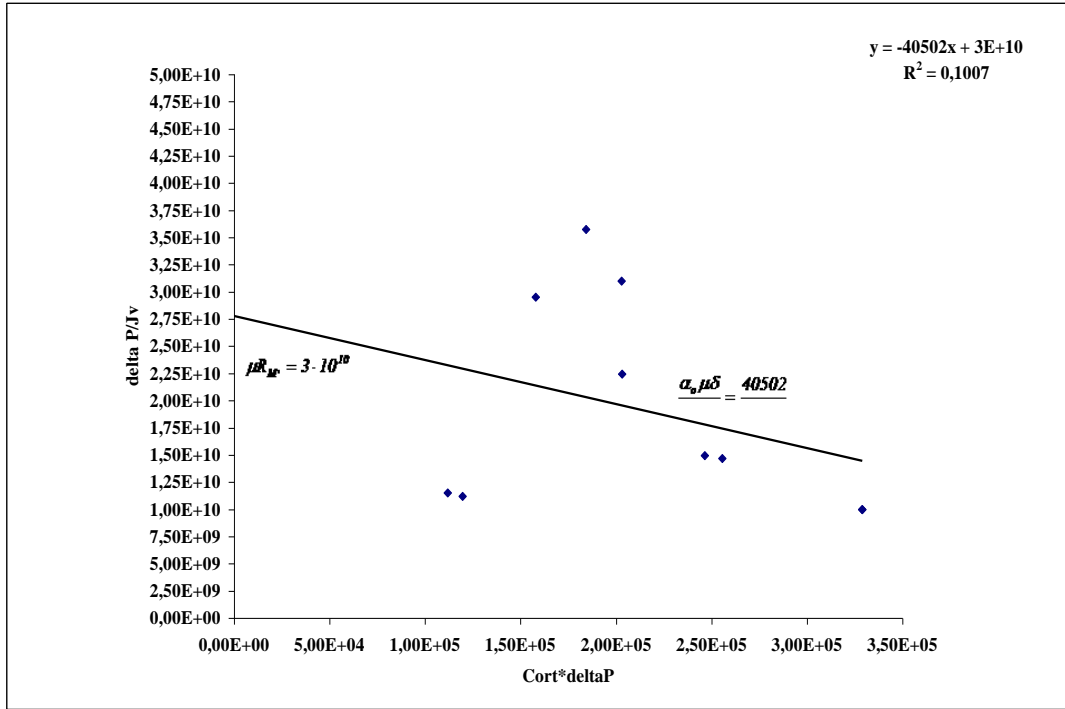
$P_ç$: Membran çıkış basıncı

P_s : Membran ortasından süzülürken oluşan basınç.

Ölçülen bu basınçlara göre, transmembran basıncı $\Delta P = \frac{P_g + P_ç}{2} - P_s$ denklemiyle hesaplanır (Evenblij, 2006).

Deneysel olarak yapılan çalışmada, mevcut membranın basınç kapasitesi, pompa seçerken kısıtlayıcı rol oynamıştır. Bu nedenle 4 bar ($4 \cdot 10^5$ pascal) lık basınçla çalışan pompa kullanılmıştır. Bu durum ise membranın geri döngülü işletilmesinde, tübüler membran arıtma veriminin düşmesiyle beraber enerji kaybına sebep olmuştur. Tübüler membranın arıtma verimini arttırmak ve enerji kaybını önlemek için, tübüler membran ortasından süzüntü alınmadan kentsel atıksu arıtımı gerçekleştirilmiştir. Böylece tübüler membran ortasından süzüntü alırken oluşacak basınç $P_s = 0$ değerini alır. Bu durumda $\Delta P = \frac{P_g + P_ç}{2}$ olarak ifade edilir.

5.10. nolu eşitliğe göre, $\Delta P/Jv - \text{Cort}^* \Delta P$ grafiği çizilip grafiğe en uygun eğilim çizgisi bulunmuştur. Bu eğilim çizgisinin y eksenini kestiği nokta ve çizginin eğiminden faydalanılarak denklemdeki diğer parametreler bulunabilir (Şekil 5.26.).



Şekil 5.26. Cort* ΔP - $\Delta P/Jv$ grafiğine en uygun eğilim çizgisinin bulunuşu ve ilgili parametrelerin grafikten elde edilişi

Şekil 5.26.'ya göre, " $\mu * R_M = 3 * 10^{10}$ " ve " $\alpha_o * \mu * \delta = 40502$ " bulunmuştur. Suyun dinamik viskozitesi $\mu = 8.90 * 10^{-4}$ Pa.sn'dir (Cheng ve Gau, 1997).

Suyun dinamik viskozite değerini " $\mu * R_M = 3 * 10^{10}$ " ifadesinde yerine koyarsak, tıkanmış membranın hidrolik direncini (R_M) hesaplayabiliriz:

$$8.90 * 10^{-4} * R_M = 3 * 10^{10} \text{ ise } R_M = 3.37 * 10^{13} \text{ m}^{-1} \text{ elde edilir.}$$

Farklı hesaplamalarla, farklı spesifik direnç katsayıları ve sınır tabakası kalınlıkları bulunmuştur.

Akı deney sonuçlarına bağlı olarak spesifik kek direncini ifade etmek için, sınır tabakası kalınlığı bilinmelidir. Oluşan sınır tabakasını deneysel olarak ölçmek çok zordur. Homojen sınır tabakası için (laminer akım), sınır tabakası kalınlığı aşağıdaki denklemlerle hesaplanabilir (Lee ve Clark, 1998):

$$\delta_1 = \frac{(C_o \cdot V_{giriş} - C_g \cdot V_{konsantre} - C_{süzüntü} \cdot V_{süzüntü})}{\rho_p \left(1 - \frac{0.11}{\sqrt{d_p}} - 0.053\right) \cdot A_{yanalyüzey}} \quad (5.12)$$

Burada;

- δ_1 :sınır tabakası kalınlığı (m)
 C_o :tübüler membrana giriş atıksuyu AKM konsantrasyonu (kg/m³)
 $V_{giriş}$:tübüler membrana giriş atıksuyu hacmi (m³)
 C_g :jel konsantrasyonu (kg/m³)
 $V_{konsantre}$:konsantre (jel) atıksuyu hacmi (m³)
 $C_{süzüntü}$:tübüler membrana çıkış atıksuyu AKM konsantrasyonu (kg/m³)
 $V_{süzüntü}$:tübüler membran çıkış atıksuyu hacmi (m³)
 ρ_p :atıksudaki partikül yoğunluğu (kg/m³)
 d_p :atıksudaki partikül çapı (µm)
 $A_{yanal yüzey}$:membranın yanal yüzey alanını (m²) ifade etmektedir.

Difüzyon katsayısına (D) ve kütle transfer katsayısına (k) bağlı olarak, sınır tabakası kalınlığı hesaplanabilir(Paris, 2002):

$$\delta = \frac{D}{k} \quad (5.13)$$

Difüzyon katsayısına (D_1) ve kütle transfer katsayısına (k) bağılı olarak, sınır tabakası kalınlığı $\delta_1 = \frac{D_1}{k}$ ifadesi elde edilir.

Tübüler membranda, farklı giriş atıksuyu AKM konsantrasyonlarında (C_0) ve laminer akımda, oluşan sınır tabakası kalınlıklarının (δ_1) ve modifiye edilmiş seri direnç modeline göre süzüntü akısı (J_v) değerlerinin değişimi ve hesaplanan spesifik direnç katsayıları (α_{01}) ve difüzyon katsayıları (D_1) Tablo 5.23.'de verilmiştir.

Tablo 5.23. Tübüler membranda farklı giriş atıksuyu AKM konsantrasyonlarında ve laminer akımda, oluşan sınır tabakası kalınlıklarının ve modifiye edilmiş seri direnç modeline göre süzüntü akısı değerlerinin değişimi ve hesaplanan spesifik direnç katsayıları ve difüzyon katsayıları ($\rho_p = 1070 \text{ kg/m}^3$; $d_p = 0,10 \text{ } \mu\text{m}$, ; $L = 1.5 \text{ m}$, $d = 5.5 * 10^{-3} \text{ m}$; $A_{\text{yanalyüzey}} = 0.026 \text{ m}^2$; $\mu_{\text{su}} = 8.90 * 10^{-4} \text{ Pa.sn}$; $R_{\text{m'su}} = 3.37 * 10^{13} \text{ m}^{-1}$; $Q_o = 3.47 * 10^{-5} \text{ m}^3/\text{sn}$; $A_{\text{kesit alan}} = \pi d^2/4 = 2.37 * 10^{-5} \text{ m}^2$; $U_o = Q_o/A_{\text{kesit alan}} = 1.46 \text{ m/sn}$)

C_o (kg/m^3)	$V_{\text{giriş}}$ 10^{-3} (m^3)	C_g (deneysel) (kg/m^3)	$V_{\text{(konsantre)}}$ 10^{-3} (m^3)	$C_{\text{süzüntü}}$ (kg/m^3)	$V_{\text{süzüntü}}$ (m^3)	δ_1 $\frac{(C_o \cdot V_{\text{giriş}} - C_g \cdot V_{\text{konsantre}} - C_{\text{süzüntü}} \cdot V_{\text{süzüntü}})}{\rho_p (1 - \frac{0.11}{\sqrt{d_p}} - 0.053) \cdot A_{\text{yanalyüzey}}}$ (m)	α_{o1} ($40502 / \mu_{\text{su}} * \delta_1$) 10^{12} (m/kg*Pa)	D_1 ($\delta_1 * k$) (m^2/sn)	ΔP ($\frac{P_g + P_f}{2}$) 10^4 (Pa)	Pe ($J_{\text{v(deneysel)}}/k$) k	$J_{\text{v(teorik)}}$ $\frac{\Delta P}{\mu_{\text{su}} R_{M'} + (\alpha_{o1} C_o \delta_1 \mu_{\text{su}} / Pe)(e^{(Pe)} - 1) \Delta F}$ 10^{-5} ($\text{m}^3/\text{m}^2\text{sn}$)
0.034	0.002	-	-	0.001	0.001	-	-	-	39	3.386	-
0.068	0.002	-	-	0.001	0.001	-	-	-	39	3.899	-
0.136	0.002	-	-	0.001	0.001	-	-	-	38.5	2.574	-
0.204	0.002	-	-	0.001	0.001	-	-	-	38	1.693	-
0.272	0.002	-	-	0.001	0.001	-	-	-	38	1.225	-
0.034	0.002	0.372	0.156	0.001	0.002	0.0307	148.18	0.03	39	3.478	1.12
0.068	0.002	0.521	0.162	0.001	0.002	0.1912	23.81	0.19	39	3.899	0.90
0.136	0.002	0.828	0.144	0.001	0.002	0.5811	7.83	0.58	38.5	2.626	0.95
0.204	0.002	0.828	0.100	0.001	0.002	1.2457	3.65	1.25	38	1.287	1.04
0.272	0.002	1.296	0.127	0.001	0.002	1.4522	3.13	1.45	38	1.063	1.01

Türbülanslı akım sistemlerinde kütle transfer katsayısı (k) Dittus-Boelter eşitliği ile hesaplanabilir (Cheng ve Gau, 1997):

$$k = 0.023 \frac{U_0^{0.8} D^{0.67}}{d^{0.2} (\mu_{su} / \rho_{su})^{0.47}} \quad (5.14)$$

5.14. nolu eşitlikten faydalanarak difüzyon katsayısını (D) aşağıdaki gibi ifade edebiliriz:

$$D = \left(\frac{k \cdot d^{0.2} \cdot (\mu_{su} / \rho_{su})^{0.47}}{0.023 \cdot U_0^{0.8}} \right)^{(1/0.67)} \quad (5.15)$$

5.15. nolu eşitlik ,5.13. nolu eşitlikte yerine koyulduğunda

$$\delta_2 = \left[\left(\frac{k \cdot d^{0.2} \cdot (\mu_{su} / \rho_{su})^{0.47}}{0.023 \cdot U_0^{0.8}} \right)^{(1/0.67)} \right] \cdot \left[\frac{1}{k} \right] \quad (5.16)$$

elde edilir.

Yapılan deneysel çalışmada membrandan geçen (giriş) akımın Reynolds sayısı $Re = \rho_{su} \cdot U_0 \cdot d / \mu_{su} = 9036$ olarak hesaplanmıştır. $Re = 9036 > 2100$ olduğu için akımın türbülanslı olduğu tespit edilmiştir. Dittus-Boelter eşitliğinden faydalanarak elde edilen 5.15. difüzyon katsayısı (D) eşitliğiyle, sınır tabakası kalınlığı (δ_2) hesaplamasında kullanılan difüzyon katsayıları da (D_2) bulunmuş olacaktır.

Farklı giriş atıksuyu AKM konsantrasyonlarında (C_0), türbülanslı akımda, Dittus-Boelter difüzyon katsayısı eşitliği kullanılarak hesaplanan sınır tabakası kalınlığı (δ_2), spesifik direnç katsayısı (α_{02}) ve modifiye edilmiş seri direnç modeline göre elde edilen süzüntü akısı (J_v) değerleri Tablo 5.24.'de verilmiştir.

Tablo 5.24. Farklı giriş atıksuyu AKM konsantrasyonlarında, türbülanslı akımda dittus-boelter difüzyon katsayısı eşitliği kullanılarak hesaplanan sınır tabakası kalınlığı, spesifik direnç katsayısı ve modifiye edilmiş seri direnç modeline göre elde edilen süzüntü akısı değerleri ($k = 1 \cdot 10^{-5}$ m/sn; $L = 1.5$ m, $d = 5.5 \cdot 10^{-3}$ m; $A_{\text{yanalyüzey}} = 0.026$ m²; $\mu_{\text{su}} = 8.90 \cdot 10^{-4}$ Pa.sn; $\rho_{\text{su}} = 1000$ kg/m³; $R_{\text{m'su}} = 3.37 \cdot 10^{13}$ m⁻¹; $Q_0 = 3.47 \cdot 10^{-5}$ m³/sn; $A_{\text{kesit alan}} = \pi d^2/4 = 2.37 \cdot 10^{-5}$ m²; $U_0 = Q_0/A_{\text{kesit alan}} = 1.46$ m/sn)

C_o (kg/m³)	D₂ ($\delta_2 \cdot k$) 10⁻⁸ (m²/sn)	δ_2 (m) $[(\frac{k \cdot d^{0.2} \cdot (\mu_{\text{su}} / \rho_{\text{su}})^{0.47}}{0.023 \cdot U_0^{0.8}})^{(1/0.67)}] \cdot [\frac{1}{k}]$	α_{o2} (40502/ $\mu_{\text{su}} \cdot \delta_2$) 10⁸ (m/kg*Pa)	ΔP $\Delta P = \frac{P_g + P_f}{2}$ 10⁴ (Pa)	Pe (J_v(deneysel) /k)	J_v(teorik) $\frac{\Delta P}{\mu_{\text{su}} R_{M'} + (\alpha_{o1} C_o \delta_2 \mu_{\text{su}} / Pe)(e^{(Pe)} - 1) \Delta P}$ 10⁻⁵ (m³/m²sn)
0.034	0.898	0.09	5.07	39	3.386	1.13
0.068	0.898	0.09	5.07	39	3.899	0.90
0.136	0.898	0.09	5.07	38.5	2.574	0.96
0.204	0.898	0.09	5.07	38	1.693	0.99
0.272	0.898	0.09	5.07	38	1.225	0.99
0.034	0.898	0.09	5.07	39	3.478	1.12
0.068	0.898	0.09	5.07	39	3.899	0.90
0.136	0.898	0.09	5.07	38.5	2.626	0.95
0.204	0.898	0.09	5.07	38	1.287	1.04
0.272	0.898	0.09	5.07	38	1.063	1.01

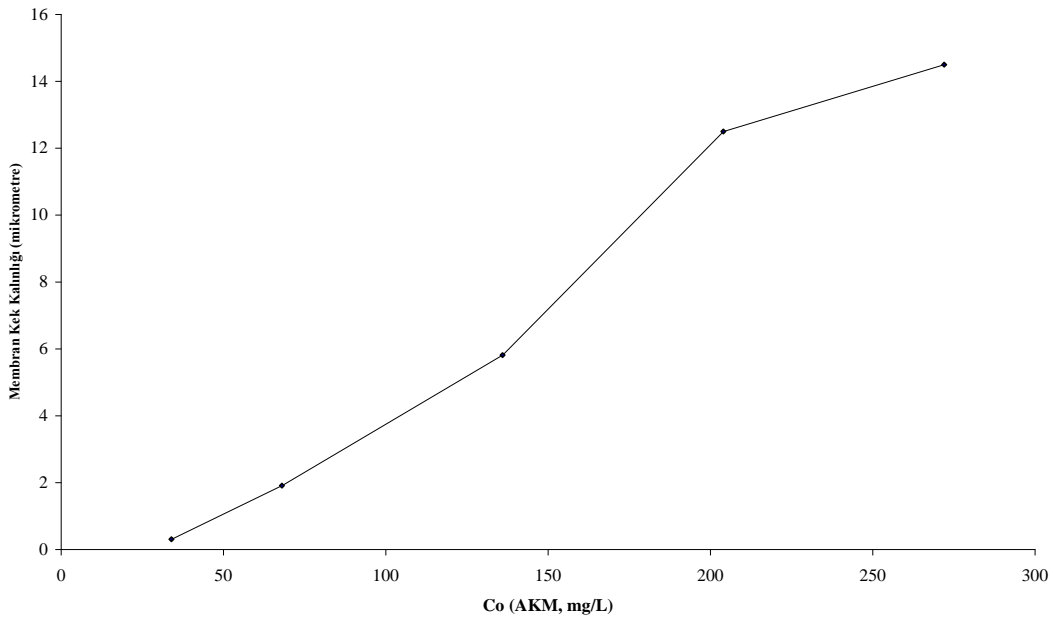
Laminer ve türbülanslı akımda, tübüler membranda oluşabilecek kek kalınlıklarının karşılaştırılması ve hesaplanan spesifik direnç sabitlerinin ve difüzyon katsayılarının karşılaştırılması Tablo 5.25.'de verilmiştir.

Tablo 5.25. Laminer ve türbülanslı akımda tübüler membranda oluşabilecek kek kalınlıklarının karşılaştırılması ve hesaplanan spesifik direnç sabitlerinin ve difüzyon katsayılarının karşılaştırılması

δ_1 (Laminer Akımda)	δ_2 (Türbülanslı Akımda)	α_{o1} $40502 \mu_{su} * \delta_1$	α_{o2} $40502/\mu_{su} * \delta_2$	D_1 ($\delta_1 * k$)	D_2 ($\delta_2 * k$)
$\frac{(C_o \cdot V_{girif} - C_g \cdot V_{konsantr} - C_{süzüntü} \cdot V_{süzüntü})}{\rho_p (1 - \frac{0.11}{\sqrt{d_p}} - 0.053) \cdot A_{yanal yüzey}}$	$[\frac{k \cdot d^{0.2} \cdot (\mu_{su} / \rho_{su})^{0.47}}{0.023 \cdot U_0^{0.8}}]^{(1/0.67)} \cdot [\frac{1}{k}]$	10^{12} (m/kg*Pa)	10^8 (m/kg*Pa)	m^2/sn	10^{-8} m^2/sn
10^{-5} (m)	(m)				
0.0307	0.09	148.18	5.07	0.03	0.898
0.1912	0.09	23.81	5.07	0.19	0.898
0.5811	0.09	7.83	5.07	0.58	0.898
1.2457	0.09	3.65	5.07	1.25	0.898
1.4522	0.09	3.13	5.07	1.45	0.898

Tablo 5.25.'e göre, yapılan 5 farklı Co konsantrasyonunda (AKM = 34 - 272 mg/L) deneysel çalışmada laminar akım kabulünde tübüler membranda oluşabilecek kek kalınlığı aralığı ($\delta_1 = 0.0307 * 10^{-5} - 1.4522 * 10^{-5} \text{ m} = 0.0307 * 10^{-2} - 1.4522 * 10^{-2} \text{ mm} = 0.307 - 14.522 \text{ } \mu\text{m}$) olurken; türbülanslı akım kabulünde ise tübüler membranda oluşabilecek kek kalınlığı ($\delta_2 = 0.09 \text{ m} = 90 \text{ mm}$) olduğu görülmektedir. Bu sonuçlara göre; her ne kadar giriş akısı (Jv) türbülanslı olmakla birlikte, hem çıkış akısı ve hem de tübüler membranın içerisindeki akının çıkan kek kalınlığı sonuçlarının mantıklılığı açısından laminar akımın hakim, mantıklı ve kabul edilebilir olduğu görülmektedir. Çünkü bu çalışmada, tübüler membranın işletilmesinde seçilen yöntem dik akışlı (dead-end flow) yöntemdir. Tübüler membranın işletilmesi sırasında giriş vanası ve sadece süzüntü vanası açık bulundurulmak suretiyle dik akışlı sistem elde edilmiştir. Bu sistemde de laminar akımın teorik olarak da hakim olacağı söylenebilir. Çünkü eldeki imkanlara göre deneysel olarak tübüler membranın içerisindeki akımı ölçme şansı bulunmamaktadır. Bu nedenle Tablo 5.25.'deki hesaplamalar hem laminar kabulü ve hem de

türbülanslı akım kabulüne göre hesaplanarak sonuçları bilimsel olarak tartışılmıştır. Bu çalışmada kullanılan tübüler membranın iç çap kalınlığı 5.5 mm olduğundan dolayı laminar akım sonuçları bilimsel olarak daha anlamlıdır. Tübüler membranın gözenek çapı 0.2 μm olduğundan dolayı sistemden geçen suyun içerisindeki AKM'lerin molekül çapı suyun molekül çapından daha büyük olduğundan dolayı, söz konusu AKM'ler gözeneklerde kalmakta ve süzüntü suyu küçük akı ve laminar akım olarak yüksek kalitede bir sulama suyu olarak çıktığı tespit edilmiştir. Membranın gözeneklerinden geçemeyen söz konusu organik ve inorganik maddeler membran yüzeyinde birikim yapabilmekte ve polarizasyon sorunu oluşturabilmektedir. Bu da membranın belirli sürelerle hava ile veya kimyasal maddelerle temizlenmesini ve tekrar devreye alınmasını gerektirmektedir. Gerçek uygulamalarda da membranın ömrü olarak 0.5 – 5 yıl gibi süreler membran üreticileri tarafından verilebilmektedir. Bu süre atıksuyun karakterizasyonuna, çıkış standartlarına ve işletme şartlarına göre değişebilmektedir.



Şekil 5.27. Farklı giriş AKM konsantrasyonlarına bağlı olarak membran kek kalınlığı değişimi

Şekil 5.27'ye göre, yapılan 5 farklı Co konsantrasyonunda (AKM = 34 - 272 mg/L) deneysel çalışmada laminar akım kabulünde tübüler membranda oluşabilecek kek kalınlığı (δ_1) aralığı 0.307 – 14.522 μm olduğu ve doğrusal olmayan bir şekilde giriş AKM konsantrasyonu arttıkça membran kek kalınlığının arttığı görülmektedir. Bu da membran kek kalınlığı ile giriş AKM konsantrasyonu arasında beklenen ve önemli bir ilişki olduğu görülmektedir. Buradan da anlaşılacağı üzere membran öncesinde ön arıtma yapmanın çok önemli bir temel işlem (ön filtreleme) veya temel proses (ön kimyasal veya ön biyolojik) olduğu anlaşılmaktadır.

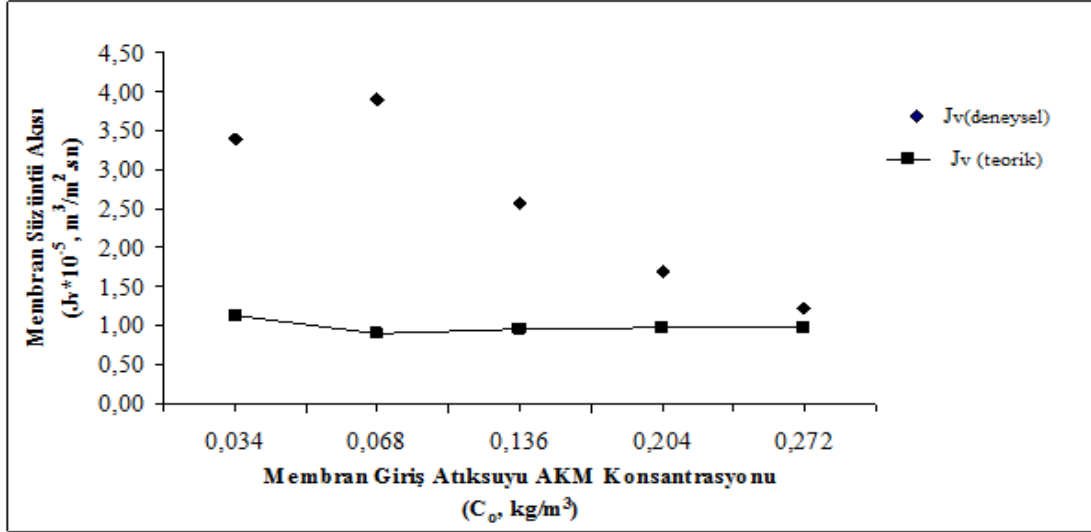
5.2.1.1. Deneysel çalışma ile modelin karşılaştırılması

Tübüler membranda farklı giriş atıksuyu AKM konsantrasyonlarında (C_o), deneysel akı ($J_{v(\text{deneysel})}$) değerleri ile modifiye edilmiş seri direnç modeline göre hesaplanan süzüntü akısı ($J_{v(\text{teorik})}$) değerlerinin karşılaştırılması Tablo 5.26'da verilmiştir.

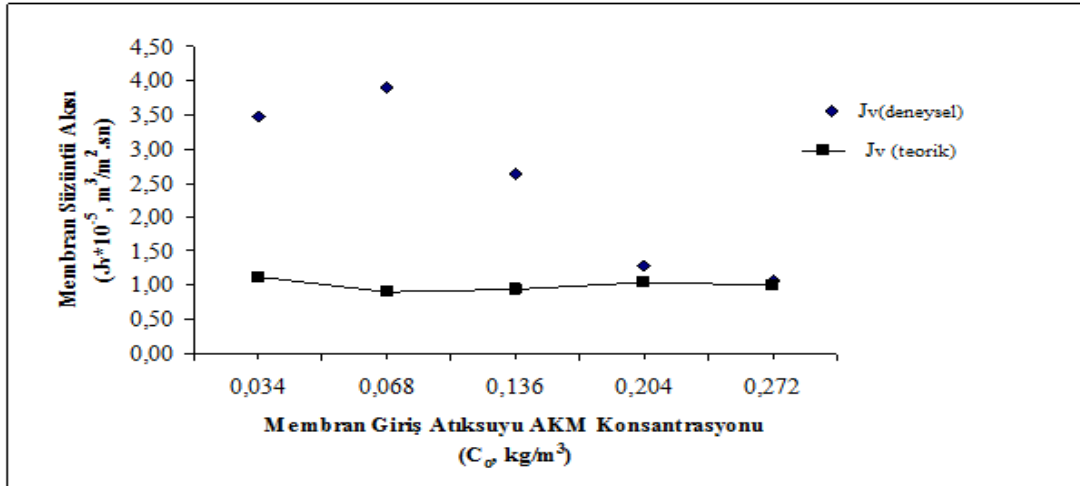
Tablo 5.26. Tübüler membranda farklı giriş atıksuyu AKM konsantrasyonlarında, deneysel akı değerleri ile modifiye edilmiş seri direnç modeline göre hesaplanan süzüntü akısı değerlerinin karşılaştırılması

C_o (AKM)	$V_{\text{süzüntü}}$	$J_{v(\text{deneysel})}$ $V_s/(A_{yy} * t)$	$J_{v(\text{teorik})}$
			$\frac{\Delta P}{\mu_{su} R_M' + (\alpha_o C_o \delta \mu_{su} / Pe)(e^{(Pe)} - 1)\Delta P}$
(kg/m^3)	(m^3)	10^{-5} ($\text{m}^3/\text{m}^2 \text{ sn}$)	10^{-5} ($\text{m}^3/\text{m}^2 \text{ sn}$)
0.034	0.001	3.39	1.13
0.068	0.001	3.90	0.90
0.136	0.001	2.57	0.96
0.204	0.001	1.69	0.99
0.272	0.001	1.23	0.99
0.034	0.002	3.48	1.12
0.068	0.002	3.90	0.90
0.136	0.002	2.63	0.95
0.204	0.002	1.29	1.04
0.272	0.002	1.06	1.01

Tübüler membranda farklı giriş atıksuyu AKM konsantrasyonlarında (C_0), deneysel akı ($J_{v(\text{deneysel})}$) değerleri ile modifiye edilmiş seri direnç modeline göre hesaplanan süzüntü akısı ($J_{v(\text{teorik})}$) değerlerinin karşılaştırılması Şekil 5.28.ve Şekil 5.29.'da gösterilmiştir.



Şekil 5.28. Tübüler membranda farklı giriş atıksuyu AKM konsantrasyonlarında, deneysel akı değerleri ile modifiye edilmiş seri direnç modeline göre hesaplanan süzüntü akısı değerlerinin karşılaştırılması ($V_{\text{süzüntü}} = 0.001 m^3 = 1 L$)



Şekil 5.29. Tübüler membranda farklı giriş atıksuyu AKM konsantrasyonlarında, deneysel akı değerleri ile modifiye edilmiş seri direnç modeline göre hesaplanan süzüntü akısı değerlerinin karşılaştırılması ($V_{\text{süzüntü}} = 0.002 m^3 = 2 L$)

Şekil 5.28. ve Şekil 5.29.'a göre, iki farklı süzüntü suyu hacmi (1 L ve 2 L) olmak üzere, süzüntü suyu hacminin fazlalığının ve dolayısıyla azda olsa tıkanma yapıp yapmayacağına gözlemlenmesi amacıyla şekillerde de belirtildiği gibi iki farklı

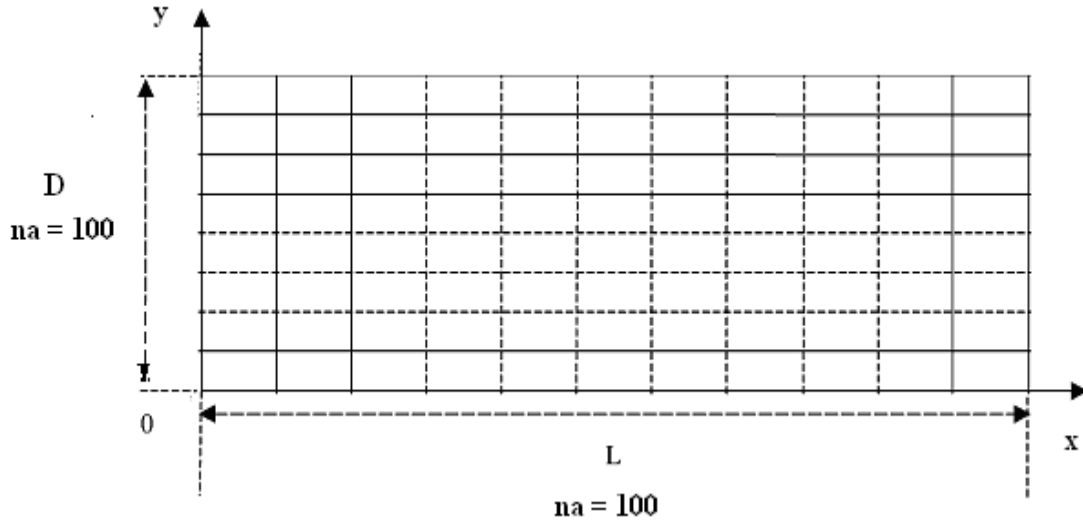
deney yapılmıştır. Bu iki adet deneyde; giriş atıksuyu AKM konsantrasyonu (C_0) ile deneysel akı (J_v) değerlerinin davranışlarının benzer olduğu görülmektedir. Deney çalışmaları ile model arasında yapılan karşılaştırmalarda ise şekillerdeki noktalar arasında farklılık var gibi görünmekle birlikte, söz konusu akı değerlerinin J_v (deneysel) $1.06 \cdot 10^{-5} - 3.48 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3/\text{m}^2\text{sn}$ ve J_v (teorik) $0.90 \cdot 10^{-5} - 1.12 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3/\text{m}^2\text{sn}$ gibi küçük değerler olmasından dolayı aslında birbirlerine çok yakın olduğu ifade edilebilir.

5.2.2. ANSYS (FLOTRAN) uygulaması

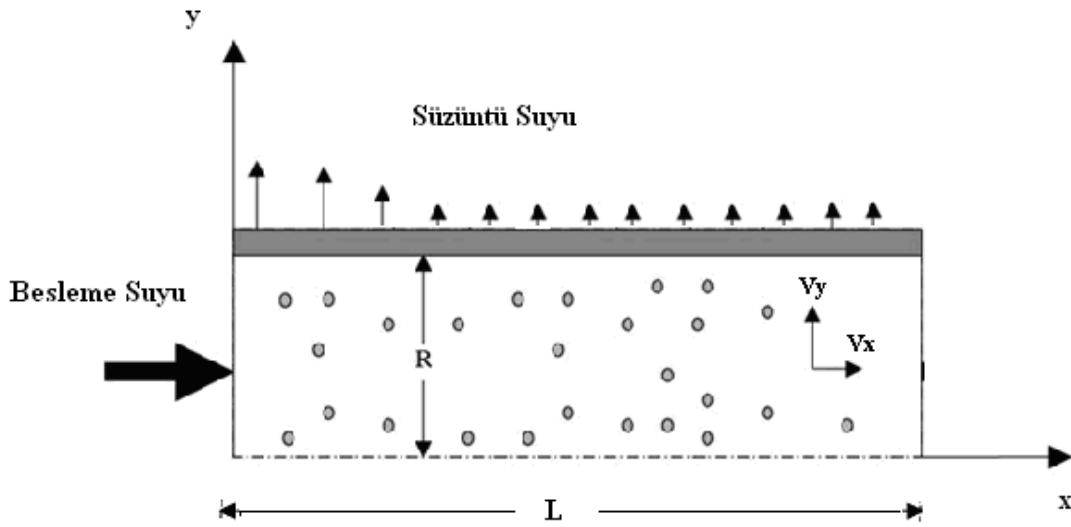
ANSYS (FLOTRAN CFD- h method) akışkan problemlerini çözmek için kullanılan sonlu eleman analiz programıdır. Bu program süreklilik denklemi ve Navier-Stokes denklemlerinin kombinasyonu esasına dayanır (Gürlek, 2003).

ANSYS (flotran) programı kullanılarak akışkanın membran içindeki hız ve basınç değişimleri incelenmiştir.

Analiz yapılırken eleman tipi “2D- Fluid-141” olarak seçilmiştir. Modelleme alanı oluşturulurken membran uzunluğu ve çapına bağlı olarak, (0;0) ve (1.5;0.0055) koordinatlarına sahip dikdörtgen bir alan oluşturulmuştur. Olurturulan modelleme alanı hem x eksen yönünden, hem de y eksen yönünden $100 \cdot 100$ meşe ayrılarak düğüm noktaları oluşturulmuştur (Şekil 5.30.).



Şekil 5.30. Mikro ölçekte oluşturulan meşlerin (100 x 100) görünümü



Şekil 5.31. Tübüler membranda dik akışlı ve laminar akım modeli gösterimi

Meşlere ayrılan iki boyutlu (x ve y) modellenmiş membran alanına, akışkanın (atıksuyun) aşağıda verilen özellikleri uygulanarak membran alanı içerisinde geçen akışkanın hız ve basınç değişimleri incelenmiştir (Şekil 5.30., Şekil 5.31.).

Analizde kullanılan parametre değerleri aşağıda verilmiştir:

$V_{giriş}$: 1.46 m/sn
$V_{çıkış(optimum)}$: $1.31 \cdot 10^{-3}$ m/sn

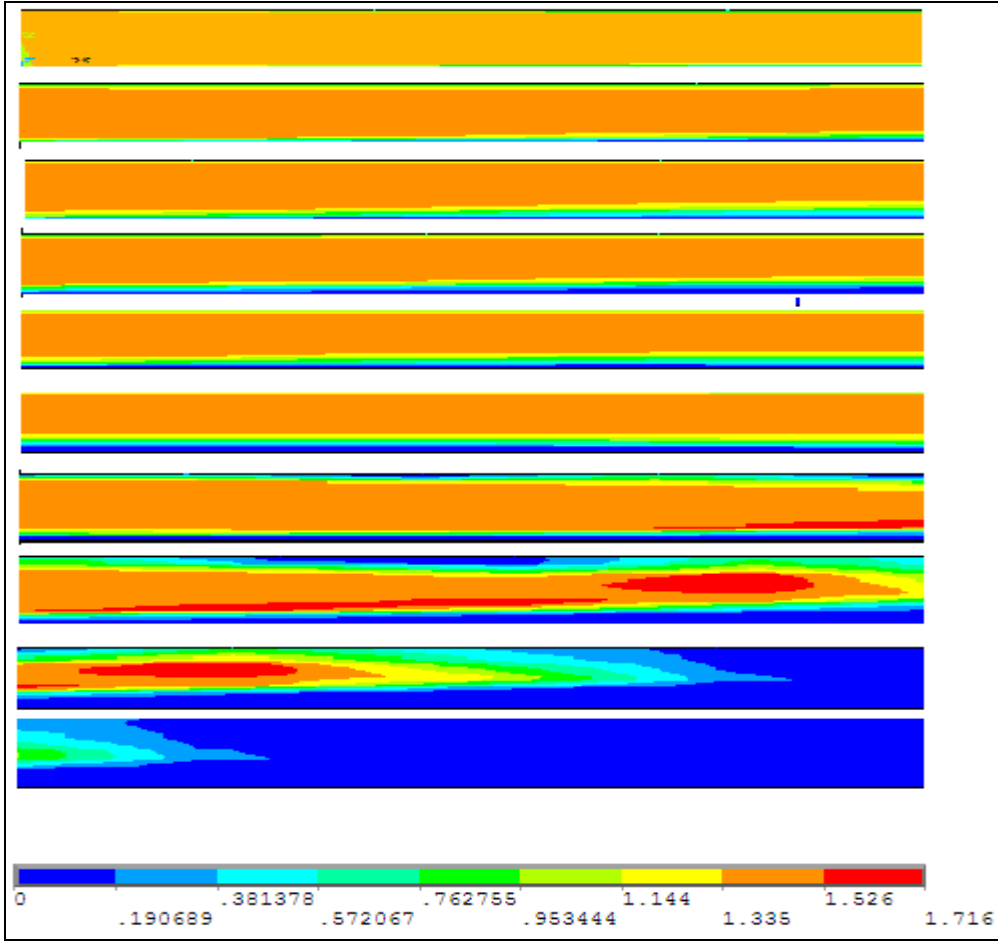
$P_{\text{giriş}}$: $4 \cdot 10^5 \text{ kg/m.s}^2 \text{ (Pa)} = 4 \text{ bar}$
$P_{\text{çıkış(optimum)}}$: $3.70 \cdot 10^5 \text{ kg/m.sn}^2 \text{ (Pa)} = 3.7 \text{ bar}$
Membran uzunluğu (L)	: 1.50 m
Membran genişliği (D)	: $5.50 \cdot 10^{-3} \text{ m}$
Meşlere ayırma	: 100*100
İterasyon sayısı	: 100
Akışkan yoğunluğu	: $1000 \text{ kg/m}^3 = 1 \text{ g/cm}^3$
Akışkan Viskozitesi	: $8.90 \cdot 10^{-4} \text{ kg/m.sn}$

ANSYS (FLOTTRAN) programı ile yapılan kabuller şunlardır:

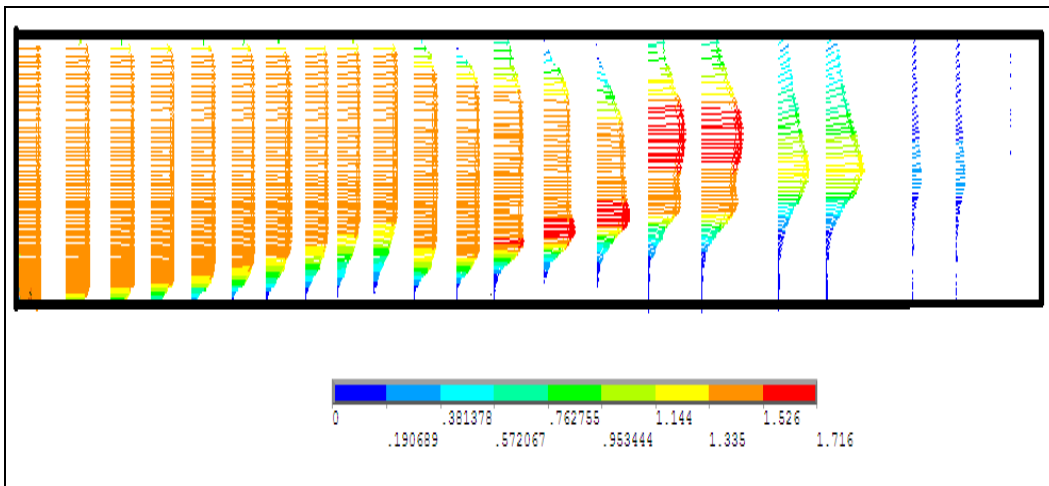
- İletkenlik ve özgül ısı etkisi ihmal edilmiştir.
- Sıcaklık sabit alınmıştır.
- Kararlı şartlarda, adiyabatik, laminer ve sıkıştırılmaz bir akışkan kabul edilmiştir.
- İki boyutlu akışkan modeli olarak incelenmiştir.

5.2.2.1. Tübüler membrandaki hız analizi

Tübüler membrandaki atıksu akım hızındaki değişimin düğüm noktalarına göre görsel ve vektörel olarak incelenmesi Şekil 5.32. ve Şekil 5.33.'de gösterilmiştir.

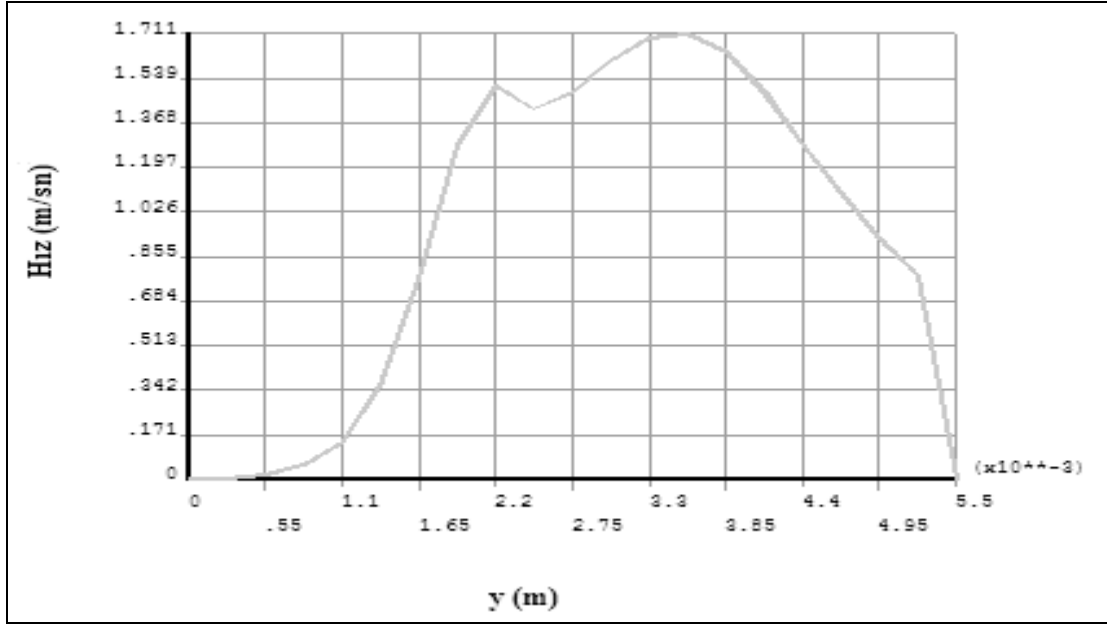


Şekil 5.32. Atıksu akım hızındaki değişimin düğüm noktalarına göre görsel olarak incelenmesi



Şekil 5.33. Atıksu akım hızındaki değişimin vektörel olarak incelenmesi

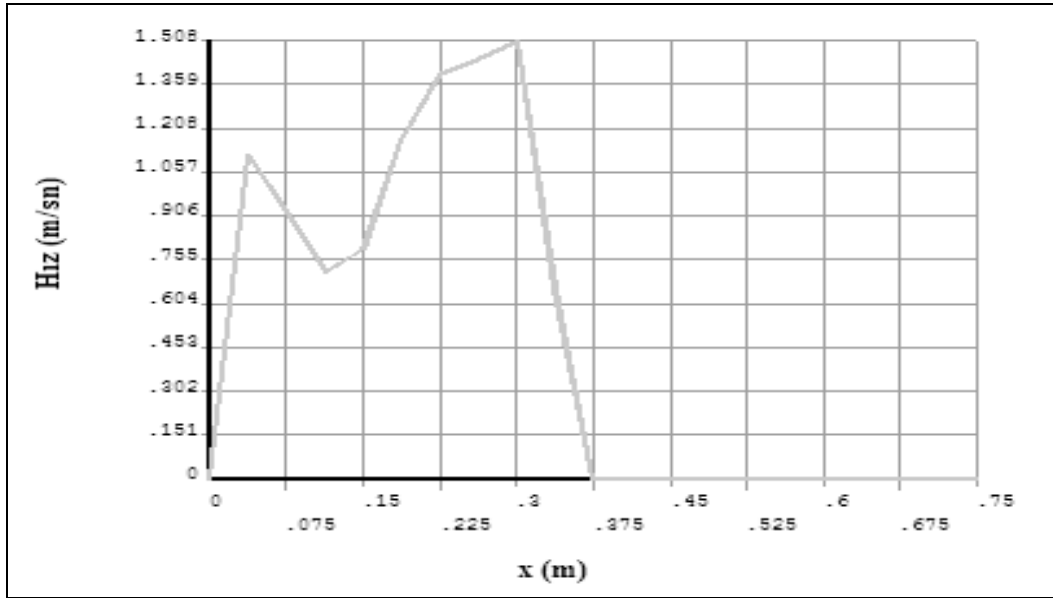
5.5 mm lik tübüler membran çapı boyunca oluşan hız değişimi Şekil 5.34.'de gösterilmiştir.



Şekil 5.34. 5.5 mm'lik tübüler membran çapı boyunca oluşan hız değişimi

Bu çalışmada, tübüler membran hız analizi Şekil 5.34.'de görsel olarak görüldüğü gibi, tübüler membranın uzunluğunun yaklaşık 0.375 m olduğu kesitten itibaren hız değişimi olmamaktadır (mavi renk ile gösterilen kısım). Çalışmada kullanılan 0.2 μm gözenekli tübüler membranın iç çapı 5.5 mm'dir. Şekil 5.34'de görüldüğü gibi maksimum hız (1.711 m/sn), çapın ortalarında oluşurken, kenar kısımlarında (cidar) ise sifıra yakın ($1.31 \cdot 10^{-3}$ m/sn) değerler olduğu ANSYS (FLOTTRAN) programı analizinde görülmektedir. Tübüler membran ile yapılan deneysel çalışmalarda; membran giriş hızı 1.46 m/sn iken optimum çıkış süzüntü suyu hızı $1.31 \cdot 10^{-3}$ m/sn olduğundan dolayı, program hız sınır şartları olarak bu değerler verilmiştir.

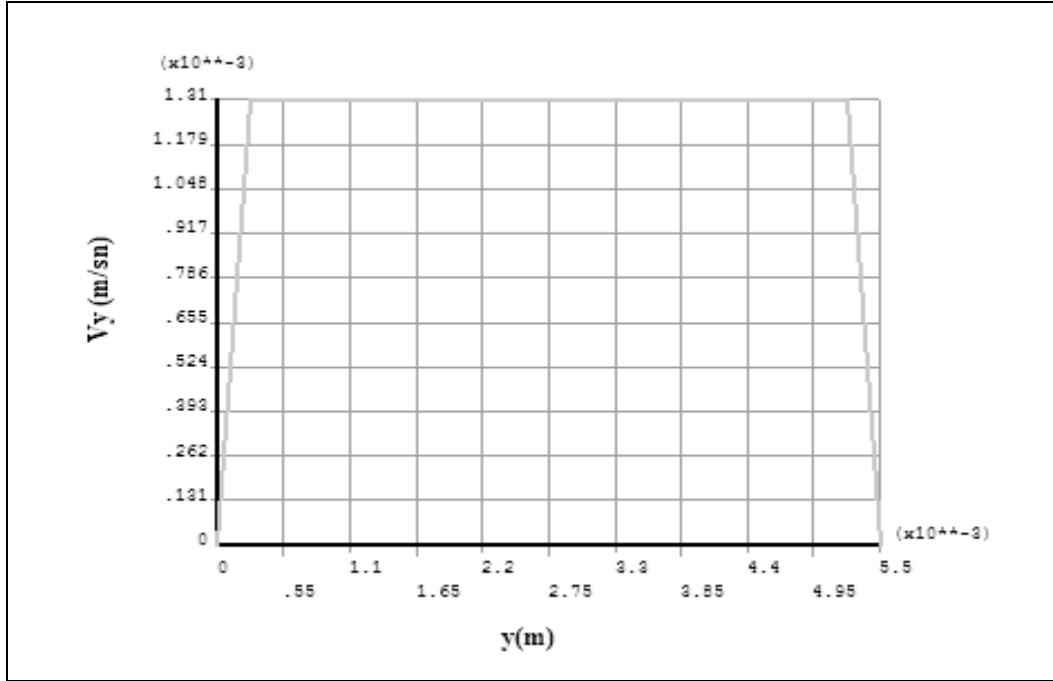
0.75 m'lik membran boyunca oluşan hız değişimi Şekil 5.35. 'de gösterilmiştir.



Şekil 5.35. 0.75 m'lik membran boyunca oluşan hız değişimi

Şekil 5.35. analiz edildiğinde; çalışmada kullanılan 1.5 m uzunluğundaki tübüler membranın giriş kısmına denk gelen 0 – 0.375 m'lik kısımdaki hız dağılımı artarak maksimuma ulaşmakta (1.508 m/sn) ve daha sonra laminer akım şartları oluşturularak hız değeri minimuma doğru gitmekte ve bu hız değerinde süzüntü çıkış suyu oluşturmaktadır. Bu çalışmada tübüler membranın işletme şartları olarak konsantre çıkış vanası kapatıldığından dolayı dik akışlı (dead-end flow) akım şartları ve laminer akım şartları oluştuğu ve program analizinde kabul edilen laminar akım kabulünün uygun olduğu görülmektedir.

5.5 mm lik membran çapı boyunca oluşan y eksenindeki hız değişimi Şekil 5.36. 'da gösterilmiştir.

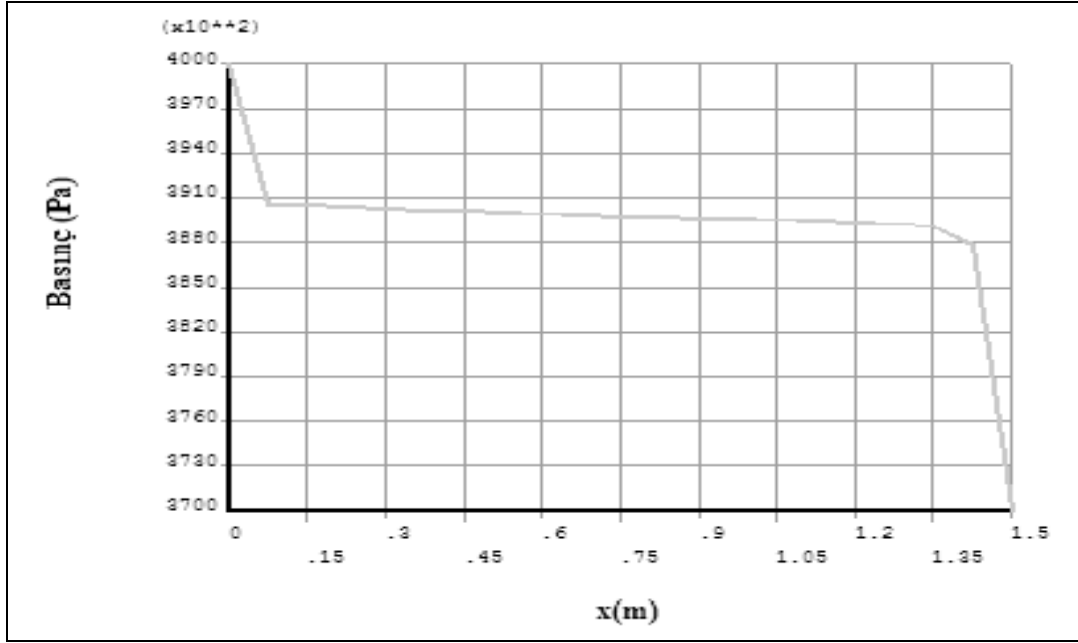


Şekil 5.36. 5.5 mm lik membran çapı boyunca oluşan y eksenindeki hız değişimi

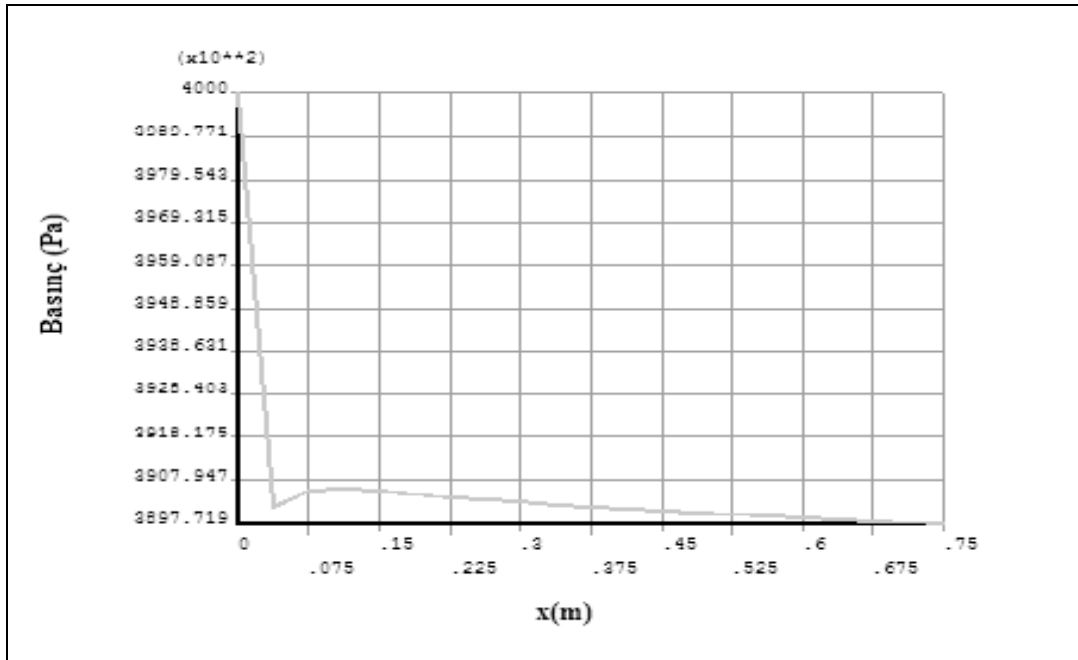
Şekil 5.36.'da görüldüğü gibi 5.5 mm'lik membran çapı boyunca oluşan y eksenindeki hız değişimlerinin ihmal edilebilecek boyutta küçük ($0-1.31 \cdot 10^{-3}$ m/sn) olduğu görülmektedir. Bu sonuca göre tübüler membranda oluşan bileşke hızın (V , m/sn) membran uzunluğunca oluşan x eksenindeki hıza eşit olabileceği görülmektedir.

5.2.2.2. Tübüler membrandaki basınç analizi

1.5 m ve 0.75 m uzunluğunda tübüler membran boyunca basınçtaki değişim Şekil 5.37. ve Şekil 5.38.'de verilmiştir.



Şekil 5.37. 1.5 m uzunluğundaki tübüler membran boyunca basınçtaki değişim



Şekil 5.38. 0.75' m uzunluğundaki tübüler membran boyunca basınçtaki değişim

Şekil 5.37. ve Şekil 5.38.'e göre, tübüler membran boyunca basınçtaki azalma, 0-0.075 m aralığında yaklaşık 0.10 bar (4 bar'dan 3.90 bar'a düşmesi); 0.075-1.425 m aralığında yaklaşık 0.01 bar (3.89 bar'dan 3.88 bar'a düşmesi); 1.425 -1.5 m aralığında yaklaşık 0.18 bar (3.88 bar'dan 3.70 bar'a düşmesi) olduğu görülmektedir.

ANSYS (FLOTRAN) sonlu elemanlar programı sadece basıncı x yönünde analiz etmektedir. Böylece y yönünde basınç değişimin olmayacağı kabulü yapılmaktadır.

5.3. Ölçüm Parametre Değerlerinin İstatistiksel Olarak İncelenmesi

Bilimsel araştırmada özellikle de verilerin özetlenmesi ve manidarlık (anlamlılık) testi istatistiksel analizi gerekli kılmaktadır (Yılmaz, 2006). Bu testlerden İhtimal Hesabı Yöntemi, Varyans Hesabı Yöntemi ve Tek Örneklem t-Testi Yöntemi tanıtılarak çalışma boyunca elde edilen çıkış askıda katı madde (AKM) miktarı, kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), toplam azot (TN), toplam fosfor (TP), bulanıklık ve renk değerlerinin istatistiksel olarak incelenmesi ve elde edilen AKM, KOİ, BOİ, TN, TP, bulanıklık ve renk değerlerinin istatistiksel olarak kabul edilebilirliği araştırılmıştır.

5.3.1. İhtimal hesabı yöntemi

Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), toplam azot (TN), toplam fosfor (TP), bulanıklık ve renk değerlendirilmesinin yapılabilmesi için öncelikle yapılması gerekenler vardır. Varolan değerler küçükten büyüğe doğru sıralanmıştır. Her ölçümün küçüklük sırası (m) gösterilmelidir. Çizim pozisyonu değeri varolan değerlerin sayısı (n) 50'den az olduğunda ($n < 50$ iken) $((m - 0,5)/n) \times 100$ olmaktadır.

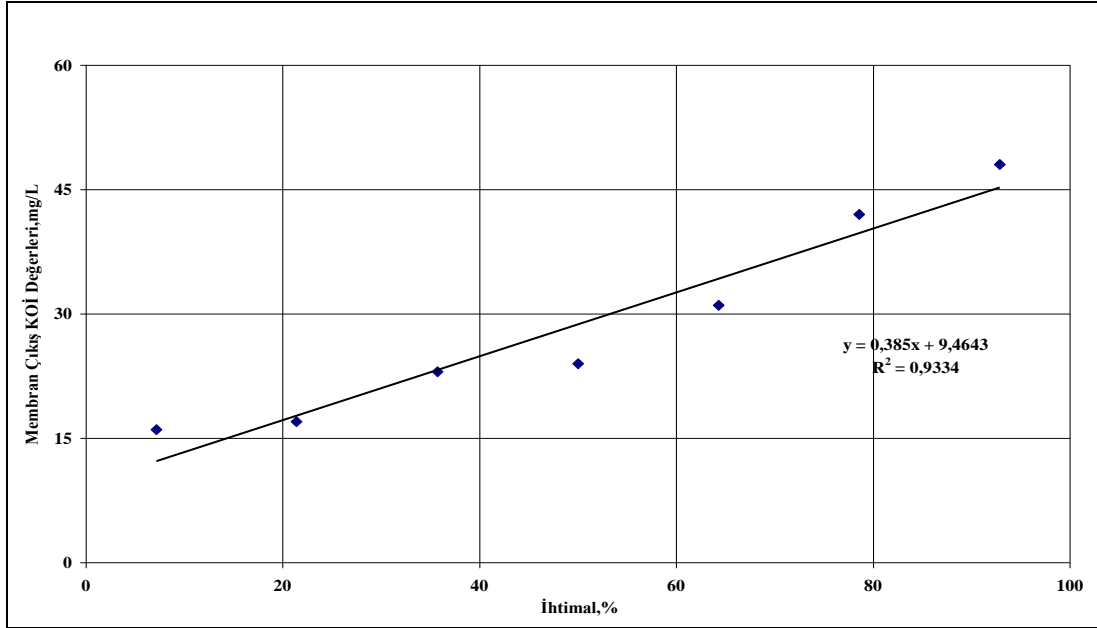
Daha sonra ihtimal hesabına göre istatistiksel değerlendirme yönteminin grafiksel çizimi yapılmıştır. (x ve y değerlerine göre noktalanmış değerlere (plot) göre en uygun (fit) doğrusal çizgi (lineer) geçirilir, bilgisayar programına göre doğrunun denklemi $y = ax + b$ olarak) %15 ve %85 ya da %10 ve %90'a ait değerlerden faydalanılarak standart sapma $\sigma_{İHTİMAL}$ değeri hesaplanmıştır (doğrusal çizgi üzerinde baştan ne kadar gidildiyse sondan da o kadar geriye gelmek şartıyla). %50 değeri ise ihtimal hesabı istatistiksel değerlendirme metoduna göre ihtimal hesabına göre ortalama değerini verdiğinden bu değere $\sigma_{İHTİMAL}$ değeri eklenip çıkarılarak elde edilen iki adet değerler arasında n adet değer sayısının yarısı ve daha fazlası arasında kalması

halinde istatistiksel değerlendirilen n adet deney sonucu hakkında ‘‘uygun, kabul edilebilir ve anlamlı bulunmuştur’’ denilebilmektedir

Membran ıkış KOİ Deneysel Değerlerinin İhtimal Hesabı İstatistiksel Analizi

Tablo 5.27. Membran ıkış KOİ ölçümlerinin küçüklük sırası ve çizim pozisyonları

Membran KOİ(mg/L)	Her Ölçümün Küçüklük Sırası (m)	Çizim Pozisyonu $((m-0.5)/n)*100$
16	1	7.14
17	2	21.43
23	3	35.71
24	4	50.00
31	5	64.29
42	6	78.57
48	7	92.86



şekil 5.39. Membran ıkış KOİ değerlerinin ihtimal hesabına göre grafiksel olarak incelemeesi

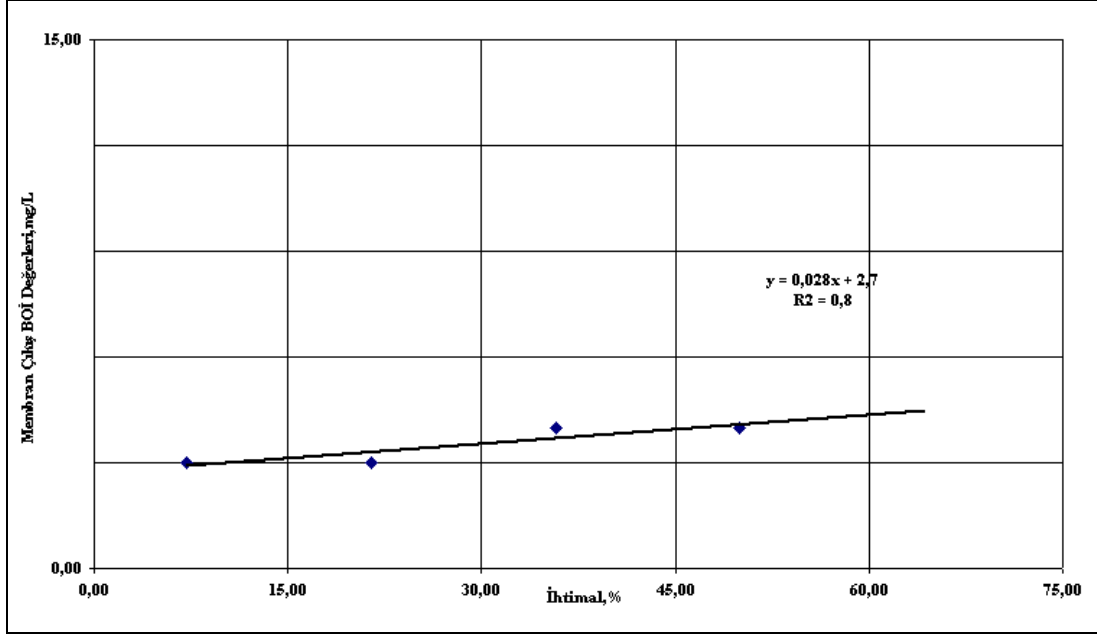
Tablo 5.28. Membran çıkış KOİ deneysel değerlerinin ihtimal hesabı istatistiksel analizi

$S_{15\%}$	$S_{85\%}$	$S_{50\%}$	$\sigma_{\text{İHTİMAL}}$ $(S_{85\%}-S_{15\%})/2$	$S_{50\%} - \sigma_{\text{İHTİMAL}}$	$S_{50\%} + \sigma_{\text{İHTİMAL}}$	İhtimal Hesabı İstatistiksel Analizi
15.24	42.19	28.71	13.48	15.24	42.19	15.24 ile 42.19 arasında $6 \geq (n/2)$ değer var Membran çıkış KOİ deneysel değerleri ihtimal hesabı istatistiksel analize göre uygun.kabul edilebilir ve anlamlı bulunmuştur

Membran Çıkış BOİ Deneysel Değerlerinin İhtimal Hesabı İstatistiksel Analizi

Tablo 5.29. Membran çıkış BOİ ölçümlerinin küçüklük sırası ve çizim pozisyonları

Membran Çıkış BOİ(mg/L)	Her Ölçümün Küçüklük Sırası (m)	Çizim Pozisyonu $((m-0.5)/n)*100$
3	1	7.14
3	2	21.43
4	3	35.71
4	4	50.00
6	5	64.29
12	6	78.57
13	7	92.86



Şekil 5.40. Membran çıkış BOİ değerlerinin ihtimal hesabına göre grafiksel olarak incelenmesi

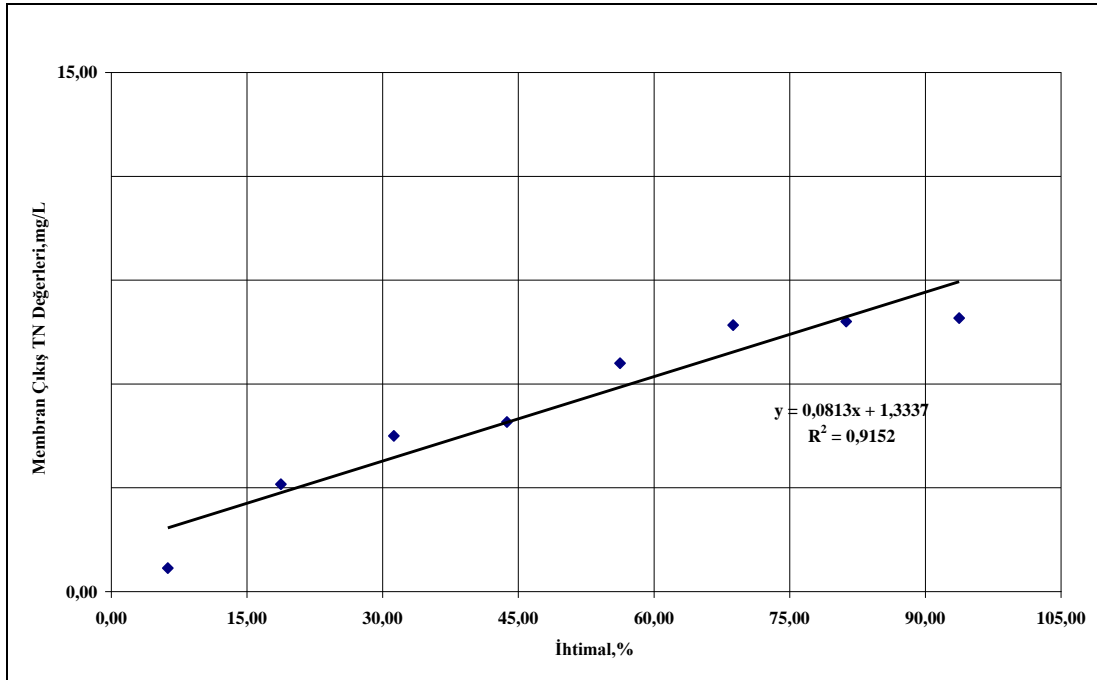
Tablo 5.30. Membran çıkış BOİ deneysel değerlerinin ihtimal hesabı istatistiksel analizi

$S_{15\%}$	$S_{85\%}$	$S_{50\%}$	$\sigma_{İHTİMAL}$ ($S_{85\%}-S_{15\%}$)/2	$S_{50\%} - \sigma_{İHTİMAL}$	$S_{50\%} + \sigma_{İHTİMAL}$	İhtimal Hesabı İstatistiksel Analizi
3.12	5.08	4.10	0.98	3	5	3 ile 5 arasında $4 \geq (n/2)$ değer var Membran çıkış BOİ deneysel değerleri ihtimal hesabı istatistiksel analize göre uygun.kabul edilebilir ve anlamlı bulunmuştur

Membran Çıkış TN Deneysel Değerlerinin İhtimal Hesabı İstatistiksel Analizi

Tablo 5.31. Membran çıkış TN ölçümlerinin küçüklük sırası ve çizim pozisyonları

Membran Çıkış TN (mg/L)	Her Ölçümün Küçüklük Sırası (m)	Çizim Pozisyonu $((m-0.5)/n)*100$
0.68	1	6.25
3.1	2	18.75
4.5	3	31.25
4.9	4	43.75
6.6	5	56.25
7.7	6	68.75
7.8	7	81.25
7.9	8	93.75



Şekil 5.41. Membran çıkış TN değerlerinin ihtimal hesabına göre grafiksel olarak incelenmesi

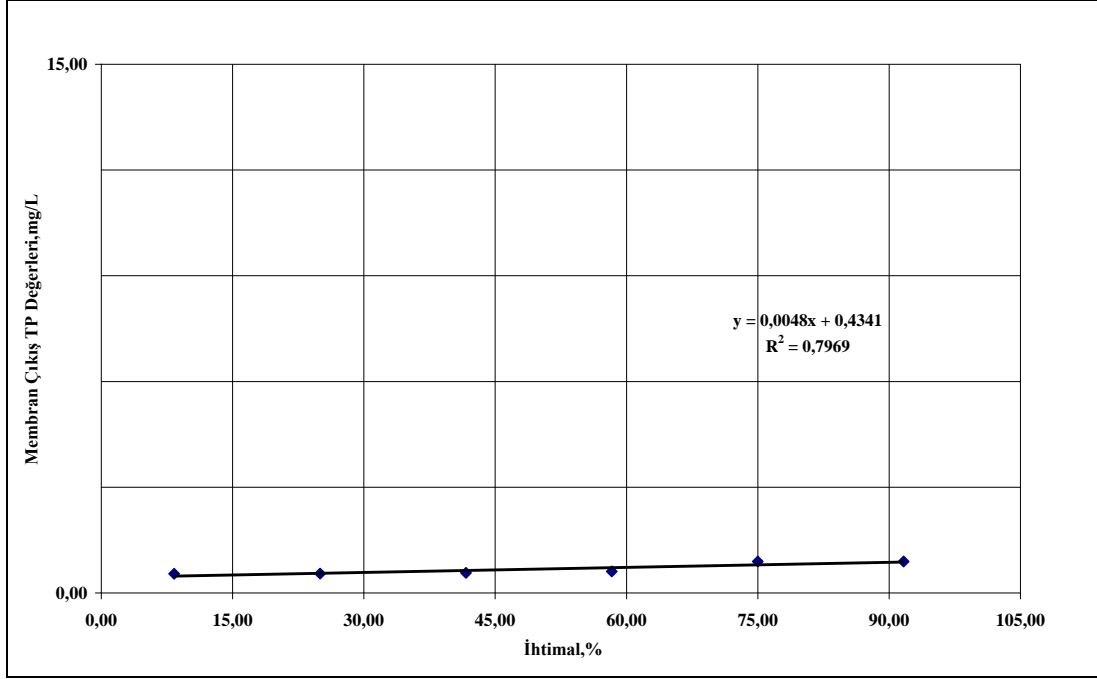
Tablo 5.32. Membran çıkış TN deneysel değerlerinin ihtimal hesabı istatistiksel analizi

$S_{15\%}$	$S_{85\%}$	$S_{50\%}$	$\sigma_{\text{İHTİMAL}}$ $(S_{85\%}-S_{15\%})/2$	$S_{50\%} - \sigma_{\text{İHTİMAL}}$	$S_{50\%} + \sigma_{\text{İHTİMAL}}$	İhtimal Hesabı İstatistiksel Analizi
2.55	8.24	5.40	2.85	2.55	8.24	2.55 ile 8.24 arasında $7 \geq (n/2)$ değer var Membran çıkış TN deneysel değerleri ihtimal hesabı istatistiksel analize göre uygun.kabul edilebilir ve anlamlı bulunmuştur

Membran Çıkış TP Deneysel Değerlerinin İhtimal Hesabı İstatistiksel Analizi

Tablo 5.33. Membran çıkış TP ölçümlerinin küçüklük sırası ve çizim pozisyonları

Membran Çıkış TP (mg/L)	Her Ölçümün Küçüklük Sırası (m)	Çizim Pozisyonu $((m-0.5)/n)*100$
0.54	1	8.33
0.55	2	25.00
0.57	3	41.67
0.61	4	58.33
0.89	5	75.00
0.89	6	91.67



Şekil 5.42. Membran çıkış TP değerlerinin ihtimal hesabına göre grafiksel olarak incelenmesi

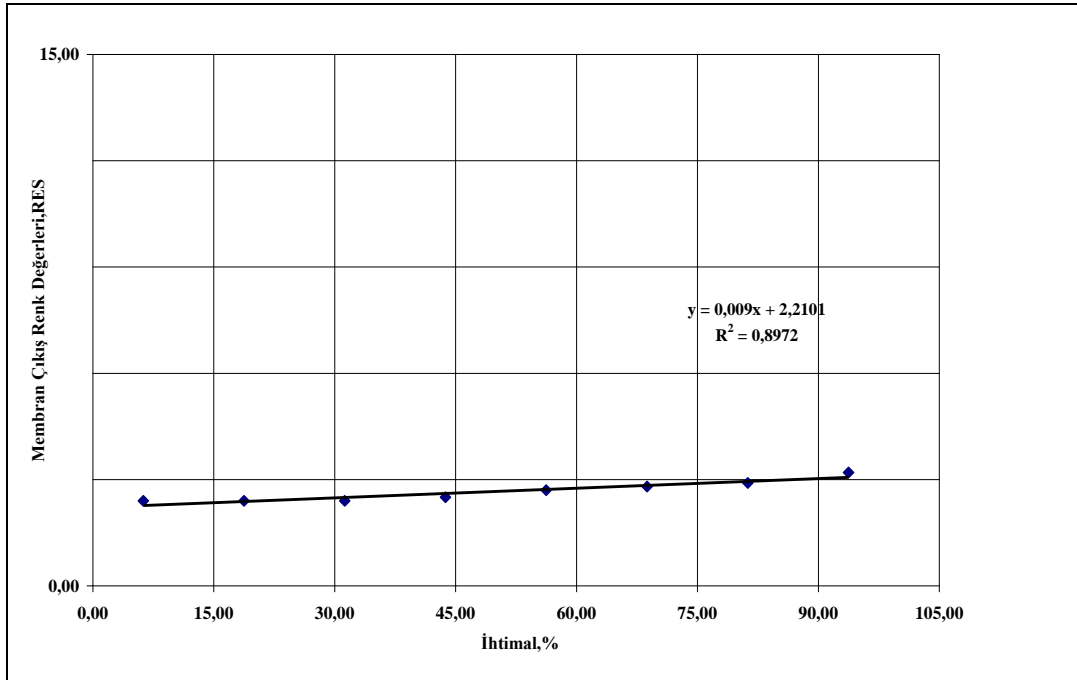
Tablo 5.34. Membran çıkış TP deneysel değerlerinin ihtimal hesabı istatistiksel analizi

$S_{15\%}$	$S_{85\%}$	$S_{50\%}$	$\sigma_{İHTİMAL}$ ($S_{85\%}-S_{15\%}$)/2	$S_{50\%} - \sigma_{İHTİMAL}$	$S_{50\%} + \sigma_{İHTİMAL}$	İhtimal Hesabı İstatistiksel Analizi
0.51	0.84	0.67	0.17	0.51	0.84	0.51 ile 0.84 arasında $4 \geq (n/2)$ değer var Membran çıkış TP deneysel değerleri ihtimal hesabı istatistiksel analize göre uygun.kabul edilebilir ve anlamlı bulunmuştur

Membran Çıkış Renk Deneysel Değerlerinin İhtimal Hesabı İstatistiksel

Tablo 5.35. Membran çıkış Renk ölçümlerinin küçüklük sırası ve çizim pozisyonları

MEMBRAN Çıkış Renk (RES)	Her Ölçümün Küçüklük Sırası (m)	Çizim Pozisyonu $((m-0.5)/n)*100$
2.4	1	6.25
2.4	2	18.75
2.4	3	31.25
2.5	4	43.75
2.7	5	56.25
2.8	6	68.75
2.9	7	81.25
3.2	8	93.75



Şekil 5.43. Membran çıkış Renk değerlerinin ihtimal hesabına göre grafiksel olarak incelenmesi

Tablo 5.36. Membran çıkış Renk deneysel değerlerinin ihtimal hesabı istatistiksel analizi

$S_{15\%}$	$S_{85\%}$	$S_{50\%}$	$\sigma_{\text{İHTİMAL}}$ ($S_{85\%}-S_{15\%}$)/2	$S_{50\%} - \sigma_{\text{İHTİMAL}}$	$S_{50\%} + \sigma_{\text{İHTİMAL}}$	İhtimal Hesabı İstatistiksel Analizi
2.35	2.98	2.66	0.32	2.35	2.98	2.35 ile 2.98 arasında $7 \geq (n/2)$ değer var Membran çıkış TP deneysel değerleri ihtimal hesabı istatistiksel analize göre uygun.kabul edilebilir ve anlamlı bulunmuştur

5.3.2. Varyans hesabı yöntemi

Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), toplam azot (TN), toplam fosfor (TP), bulanıklık ve renk değerlerinin varyans hesabı istatistiksel yöntemine göre değerlendirilmesinin yapılabilmesi için öncelikle yapılması gerekenler vardır. Deneysel değerlerin aritmetik ortalaması hesaplanmalıdır. Varolan deneysel değerlerden (X) aritmetik ortalama değeri ($X_{\text{ART.ORT.}}$) farkı alınarak işleme devam edilmektedir. Daha sonra elde edilen bu değerlerin karesi $(X - X_{\text{ART.ORT.}})^2$ hesaplanarak bulunan bu değerler toplanmaktadır. Bulunan toplam değer varolan veri sayısının bir eksiğine bölünerek hesaplanmaktadır. Varyans hesabı istatistiksel değerlendirme metoduna göre aritmetik ortalama değerine σ_{VARYANS} değeri eklenip çıkarılarak elde edilen iki adet değerler arasında n adet değer sayısının yarısı ve daha fazlası arasında kalması halinde istatistiksel değerlendirilen n adet deney sonucu hakkında “uygun, kabul edilebilir ve anlamlı bulunmuştur” denilebilmektedir.

Membran Çıkış KOİ Deneysel Değerlerinin Varyans Hesabı İstatistiksel Analizi

Tablo 5.37. Membran çıkış KOİ deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel değerlendirilmesi

Çıkış KOİ(mg/L)	KOİ _{art.ort.}	(x-KOİ _{art.ort.})	(x-KOİ _{art.ort.}) ²
16	28.71	-12.71	161.65
17	28.71	-11.71	137.22
23	28.71	-5.71	32.65
24	28.71	-4.71	22.22
31	28.71	2.29	5.22
42	28.71	13.29	176.51
48	28.71	19.29	371.94
		$\sum[(x-KOİ_{art.ort.})^2] =$	907.43

Tablo 5.38. Membran çıkış KOİ deneysel değerlerinin varyans hesabı istatistiksel analizi

S^2 $\sum[(x-KOİ_{art.ort.})^2]/(n-1)$	$\sigma_{varyans}$ $(S^2)^{(1/2)}$	KOİ _{art.ort.} - $\sigma_{varyans}$	KOİ _{art.ort.} + $\sigma_{varyans}$	Varyans Hesabı İstatistiksel Analizi
151.24	12.30	16	41	16 ile 41 arasında $5 \geq (n/2)$ değer var. Membran çıkış KOİ deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel analize göre uygun.kabul edilebilir ve anlamlı bulunmuştur.

Membran Çıkış BOİ Deneysel Değerlerinin Varyans Hesabı İstatistiksel Analizi

Tablo 5.39. Membran çıkış BOİ deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel değerlendirilmesi

Çıkış BOİ(mg/L)	BOİ _{art.ort.}	(x-BOİ _{art.ort.})	(x-BOİ _{art.ort.}) ²
3	6.43	-3.43	11.76
3	6.43	-3.43	11.76
4	6.43	-2.43	5.90
4	6.43	-2.43	5.90
6	6.43	-0.43	0.18
12	6.43	5.57	31.04
13	6.43	6.57	43.18
3	6.43	-3.43	11.76
		$\sum[(x-BOİ_{art.ort.})^2] =$	109.71

Tablo 5.40. Membran çıkış BOİ deneysel değerlerinin varyans hesabı istatistiksel analizi

S^2 $\sum[(x-BOİ_{art.ort.})^2]/(n-1)$	$\sigma_{varyans}$ $(S^2)^{(1/2)}$	BOİ _{art.ort.} - $\sigma_{varyans}$	BOİ _{art.ort.} + $\sigma_{varyans}$	Varyans Hesabı İstatistiksel Analizi
18.29	4.28	2	11	2 ile 11 arasında $5 \geq (n/2)$ değer var. Membran çıkış BOİ deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel analize göre uygun.kabul edilebilir ve anlamlı bulunmuştur.

Membran Çıkış TN Deneysel Değerlerinin Varyans Hesabı İstatistiksel Analizi

Tablo 5.41. Membran çıkış TN deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel değerlendirilmesi

Çıkış TN(mg/L)	TN _{art.ort.}	(x- TN _{art.ort.})	(x- TN _{art.ort.}) ²
0.68	5.40	-4.72	22.25
3.1	5.40	-2.30	5.28
4.5	5.40	-0.90	0.81
4.9	5.40	-0.50	0.25
6.6	5.40	1.20	1.45
7.7	5.40	2.30	5.30
7.8	5.40	2.40	5.77
7.9	5.40	2.50	6.26
		$\sum[(x- TN_{art.ort.})^2] =$	47.37

Tablo 5.42. Membran çıkış TN deneysel değerlerinin varyans hesabı istatistiksel analizi

S^2 $\sum[(x-TN_{art.ort.})^2]/(n-1)$	$\sigma_{varyans}$ $(S^2)^{(1/2)}$	TN _{art.ort.} - $\sigma_{varyans}$	TN _{art.ort.} + $\sigma_{varyans}$	Varyans Hesabı İstatistiksel Analizi
6.77	2.60	3	8	3 ile 8 arasında $7 \geq (n/2)$ değer var. Membran çıkış TN deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel analize göre uygun.kabul edilebilir ve anamlı bulunmuştur.

Membran Çıkış TP Deneysel Değerlerinin Varyans Hesabı İstatistiksel Analizi

Tablo 5.43. Membran çıkış TP deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel değerlendirilmesi

Çıkış TP(mg/L)	TP _{art.ort.}	(x- TP _{art.ort.})	(x- TP _{art.ort.}) ²
0.54	0.68	-0.14	0.02
0.55	0.68	-0.13	0.02
0.57	0.68	-0.11	0.01
0.61	0.68	-0.06	0.00
0.89	0.68	0.22	0.05
0.89	0.68	0.22	0.05
		$\sum[(x- TP_{art.ort.})^2] =$	0.14

Tablo 5.44. Membran çıkış TP deneysel değerlerinin varyans hesabı istatistiksel analizi

S^2 $\sum[(x-TP_{art.ort.})^2]/(n-1)$	$\sigma_{varyans}$ $(S^2)^{(1/2)}$	TP _{art.ort.} - $\sigma_{varyans}$	TP _{art.ort.} + $\sigma_{varyans}$	Varyans Hesabı İstatistiksel Analizi
0.03	0.17	0.51	0.84	0.51 ile 0.84 arasında $4 \geq (n/2)$ değer var. Membran çıkış TP deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel analize göre uygun.kabul edilebilir ve anlamli bulunmuştur.

Membran Çıkış Renk Deneysel Değerlerinin Varyans Hesabı İstatistiksel Analizi

Tablo 5.45. Membran çıkış Renk deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel değerlendirilmesi

Çıkış Renk(RES)	RENK _{art.ort.}	(x-RENK _{art.ort.})	(x-RENK _{art.ort.}) ²
2.4	2.66	-0.26	0.07
2.4	2.66	-0.26	0.07
2.4	2.66	-0.26	0.07
2.5	2.66	-0.16	0.03
2.7	2.66	0.04	0.00
2.8	2.66	0.14	0.02
2.9	2.66	0.24	0.06
3.2	2.66	0.54	0.29
		$\sum[(x-RENK_{art.ort.})^2]$	0.60

Tablo 5.46. Membran çıkış Renk deneysel değerlerinin varyans hesabı istatistiksel analizi

S^2 $\sum[(x-RENK_{art.ort.})^2]/(n-1)$	$\sigma_{varyans}$ $(S^2)^{(1/2)}$	RENK _{art.ort.} - $\sigma_{varyans}$	RENK _{art.ort.} + $\sigma_{varyans}$	Varyans Hesabı İstatistiksel Analizi
0.09	0.29	2.37	2.95	2.37 ile 2.95 arasında $7 \geq (n/2)$ değer var. Membran çıkış Renk deneysel değerleri varyans hesabı istatistiksel analize göre uygun.kabul edilebilir ve anlamlı bulunmuştur.

5.3.3. Tek örneklem t-testi yöntemi

Bu test genellikle herhangi bir konuda belirli öngörülerde bulunulduğunda bu öngörünün doğruluk derecesini test etmek amacıyla uygulanır (<http://www.istatistikanaliz.com/t-testi.asp>; Uluşık. 2007).

t-testi uygulaması için online ortamda hazırlanmış hesap makinesi kullanılmıştır (<http://www.graphpad.com/quickcalcs/OneSampleT2.cfm>)

Tablo 5.47. Membran çıkış KOİ deneysel değerlerinin tek örneklem t-testi istatistiksel analizi

KOİ										
Anlam Değeri	Gerçek Ortalama	Hipotez Ortalama	Gerçek Ortalamanın Standart Sapması (SD)	Gerçek Ortalama ile Hipotez Ortalama Arasındaki Fark	Gerçek Ortalama ile Hipotez Ortalama Arasındaki Farkın Standart Hatası (SEM)	Test Değeri (t)	Gözlem Sayısı (N)	Serbestlik Derecesi (df)	İstatistiksel Olarak Anlamlı Gözlem Sayısı	Deney Verilerinin İstatistiksel Olarak Kabul Edilebilirliği
P =0.0010< 0.05 (Veriler Normal Dağılım Göstermiyor)	28.71	1	12.30	27.71	4.65	5.9624	7	6	5 (Güven Düzeyi %95)	Normal Dağılım Göstermediği Kabul Edilebilir.

Tablo 5.48. Membran çıkış BOİ deneysel değerlerinin tek örneklem t-testi istatistiksel analizi

BOİ										
Anlam Değeri	Gerçek Ortalama	Hipotez Ortalama	Gerçek Ortalamanın Standart Sapması (SD)	Gerçek Ortalama ile Hipotez Ortalama Arasındaki Fark	Gerçek Ortalama ile Hipotez Ortalama Arasındaki Farkın Standart Hatası (SEM)	Test Değeri (t)	Gözlem Sayısı (N)	Serbestlik Derecesi (df)	İstatistiksel Olarak Anlamlı Gözlem Sayısı	Deney Verilerinin İstatistiksel Olarak Kabul Edilebilirliği
P =0.0153 <0.05 (Veriler Normal Dağılım Göstermiyor)	6.43	1	4.28	5.43	1.62	3.3588	7	6	5 (Güven Düzeyi %95)	Normal Dağılım Göstermediği Kabul Edilebilir.

Tablo 5.49. Membran çıkış TN deneysel değerlerinin tek örneklem t-testi istatistiksel analizi

TN										
Anlam Değeri	Gerçek Ortalama	Hipotez Ortalama	Gerçek Ortalamanın Standart Sapması (SD)	Gerçek Ortalama ile Hipotez Ortalama Arasındaki Fark	Gerçek Ortalama ile Hipotez Ortalama Arasındaki Farkın Standart Hatası (SEM)	Test Değeri (t)	Gözlem Sayısı (N)	Serbestlik Derecesi (df)	İstatistiksel Olarak Anlamlı Gözlem Sayısı	Deney Verilerinin İstatistiksel Olarak Kabul Edilebilirliği
P =0.002< 0.05 (Veriler Normal Dağılım Göstermiyor)	5.3975	1	2.6013	4.3975	0.9197	4.7814	8	7	4 (Güven Düzeyi %95)	Normal Dağılım Göstermediği Kabul Edilebilir.

Tablo 5.50. Membran çıkış TP deneysel değerlerinin tek örneklem t-testi istatistiksel analizi

TP										
Anlam Değeri	Gerçek Ortalama	Hipotez Ortalama	Gerçek Ortalamanın Standart Sapması (SD)	Gerçek Ortalama ile Hipotez Ortalama Arasındaki Fark	Gerçek Ortalama ile Hipotez Ortalama Arasındaki Farkın Standart Hatası (SEM)	Test Değeri (t)	Gözlem Sayısı (N)	Serbestlik Derecesi (df)	İstatistiksel Olarak Anlamlı Gözlem Sayısı	Deney Verilerinin İstatistiksel Olarak Kabul Edilebilirliği
P =0.0052< 0.05 (Veriler Normal Dağılım Göstermiyor)	0.6750	1	0.1683	-0.3250	0.0687	4.7314	6	5	0 (Güven Düzeyi %95)	Kabul Edilemez.

Tablo 5.51. Membran çıkış Renk deneysel değerlerinin tek örneklem t-testi istatistiksel analizi

RENK										
Anlam Değeri	Gerçek Ortalama	Hipotez Ortalama	Gerçek Ortalamanın Standart Sapması (SD)	Gerçek Ortalama ile Hipotez Ortalama Arasındaki Fark	Gerçek Ortalama ile Hipotez Ortalama Arasındaki Farkın Standart Hatası (SEM)	Test Değeri (t)	Gözlem Sayısı (N)	Serbestlik Derecesi (df)	İstatistiksel Olarak Anlamlı Gözlem Sayısı	Deney Verilerinin İstatistiksel Olarak Kabul Edilebilirliği
P =0.0001< 0.05 (Veriler Normal Dağılım Göstermiyor)	2.662	1	0.292	1.662	0.103	16.0780	8	7	0 (Güven Düzeyi %95)	Kabul Edilemez..

Tablo 5.52. Membran çıkış deneysel KOİ parametresi için istatistiksel yöntemlerin karşılaştırılması ve kabul edilebilirliği

İstatistiksel yöntem	KOİ									
	Anlam Değeri	Gerçek Ortalama	Hipotez Ortalama	Gerçek Ortalamanın Standart Sapması	Gerçek Ortalama ile Hipotez ortalama arasındaki farkın standart hatası	Test Değeri	Gözlem Sayısı	Serbestlik Derecesi	İstatistiksel Olarak Anamlı Gözlem Sayısı	Deney Verilerinin İstatistiksel Olarak Kabul Edilebilirliği
İhtimal Hesabı Yöntemi	-	28.71	-	13.48	-	-	7	6	6	Kabul edilebilir.
Varyans Hesabı Yöntemi	-	28.71	-	12.30	-	-	7	6	5	Kabul edilebilir.
Tek Örneklem t-Testi Yöntemi	P =0.0010< 0.05 (Veriler Normal Dağılım Göstermiyor)	28.71	1	12.30	4.65	5.9624	7	6	5 (Güven Düzeyi %95)	Normal Dağılım Göstermediği Kabul Edilebilir.

Tablo 5.53. Membran çıkış deneysel BOİ parametresi için istatistiksel yöntemlerin karşılaştırılması ve kabul edilebilirliği

İstatistiksel yöntem	BOİ									
	Anlam Değeri	Gerçek Ortalama	Hipotez Ortalama	Gerçek Ortalamanın Standart Sapması	Gerçek Ortalama ile Hipotez ortalama arasındaki farkın standart hatası	Test Değeri	Gözlem Sayısı	Serbestlik Derecesi	İstatistiksel Olarak Anlamlı Gözlem Sayısı	Deney Verilerinin İstatistiksel Olarak Kabul Edilebilirliği
İhtimal Hesabı Yöntemi	-	6.43	-	0.98	-	-	7	6	4	Kabul edilebilir.
Varyans Hesabı Yöntemi	-	6.43	-	4.28	-	-	7	6	5	Kabul edilebilir.
Tek Örneklem t-Testi Yöntemi	P =0.0153< 0.05 (Veriler Normal Dağılım Göstermiyor)	6.43	1	4.28	1.62	3.3588	7	6	5 (Güven Düzeyi %95)	Normal Dağılım Göstermediği Kabul Edilebilir.

Tablo 5.54. Membran çıkış deneysel TN parametresi için istatistiksel yöntemlerin karşılaştırılması ve kabul edilebilirliği

İstatistiksel yöntem	TN									
	Anlam Değeri	Gerçek Ortalama	Hipotez Ortalama	Gerçek Ortalamanın Standart Sapması	Gerçek Ortalama ile Hipotez ortalama arasındaki farkın standart hatası	Test Değeri	Gözlem Sayısı	Serbestlik Derecesi	İstatistiksel Olarak Anlamlı Gözlem Sayısı	Deneysel Verilerinin İstatistiksel Olarak Kabul Edilebilirliği
İhtimal Hesabı Yöntemi	-	5.3975	-	2.85	-	-	8	7	7	Kabul edilebilir.
Varyans Hesabı Yöntemi	-	5.3975	-	2.60	-	-	8	7	7	Kabul edilebilir.
Tek Örneklem t-Testi Yöntemi	P =0.002< 0.05 (Veriler Normal Dağılım Göstermiyor)	5.3975	1	2.6013	0.9197	4.7814	8	7	4 (Güven Düzeyi %95)	Normal Dağılım Göstermediği Kabul Edilebilir.

Tablo 5.55. Membran çıkış deneysel TP parametresi için istatistiksel yöntemlerin karşılaştırılması ve kabul edilebilirliği

İstatistiksel yöntem	TP									
	Anlam Değeri	Gerçek Ortalama	Hipotez Ortalama	Gerçek Ortalamanın Standart Sapması	Gerçek Ortalama ile Hipotez ortalama arasındaki farkın standart hatası	Test Değeri	Gözlem Sayısı	Serbestlik Derecesi	İstatistiksel Olarak Anlamlı Gözlem Sayısı	Deneysel Verilerinin İstatistiksel Olarak Kabul Edilebilirliği
İhtimal Hesabı Yöntemi	-	0.6750	-	0.17	-	-	6	5	4	Kabul edilebilir.
Varyans Hesabı Yöntemi	-	0.6750	-	0.17	-	-	6	5	4	Kabul edilebilir.
Tek Örneklem t-Testi Yöntemi	P =0.0052< 0.05 (Veriler Normal Dağılım Göstermiyor)	0.6750	1	0.1683	0.0687	4.7314	6	5	0 (Güven Düzeyi %95)	Kabul Edilemez.

Tablo 5.56. Membran çıkış deneysel Renk parametresi için istatistiksel yöntemlerin karşılaştırılması ve kabul edilebilirliği

İstatistiksel yöntem	RENK									
	Anlam Değeri	Gerçek Ortalama	Hipotez Ortalama	Gerçek Ortalamasının Standart Sapması	Gerçek Ortalama ile Hipotez ortalama arasındaki farkın standart hatası	Test Değeri	Gözlem Sayısı	Serbestlik Derecesi	İstatistiksel Olarak Anlamlı Gözlem Sayısı	Deneysel Verilerinin İstatistiksel Olarak Kabul Edilebilirliği
İhtimal Hesabı Yöntemi	-	2.662	-	0.32	-	-	8	7	7	Kabul edilebilir.
Varyans Hesabı Yöntemi	-	2.662	-	0.29	-	-	8	7	7	Kabul edilebilir.
Tek Örneklem t-Testi Yöntemi	P =0.0001 < 0.05 (Veriler Normal Dağılım Göstermiyor)	2.662	1	0.292	0.103	16.0780	8	7	0 (Güven Düzeyi %95)	Kabul Edilemez.

BÖLÜM 6. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Bu çalışmanın amacı, kentsel atıksuların ardışık kesikli tübüler membran biyoreaktör ile arıtılması ve sulama suyu olarak geri kazanılmasıdır. Kentsel atıksuyun ardışık kesikli biyoreaktör ile arıtılmasında reaksiyon ve çökelme safhalarının optimum şartlarının ve kinetiklerinin belirlenmesi ve modellenmesidir. Ayrıca, pilot ölçekli biyolojik ön arıtmalı tübüler membran sisteminin deneysel olarak incelenmesi ve modellenmesidir.

Ardışık kesikli membran biyoreaktörün kentsel atıksu arıtımındaki etkileri deneysel olarak iki aşamada incelenmiştir. Birinci aşama olan ardışık kesikli reaktörün (AKR,SBR) kentsel atıksu arıtım verimine etkisi incelenmiş, alınan deneysel verilere göre AKR teorik olarak modellenmeye çalışılmıştır. Teorik çalışmaya en uygun “k” reaksiyon sabiti araştırması yapılmıştır. Ayrıca ardışık kesikli reaktörde çökelme analizleri deneysel ve teorik olarak gerçekleştirilmeye çalışılmıştır.

İkinci aşama olan tübüler membran sisteminin kentsel atıksu arıtım verimine etkileri incelenmiş, alınan deneysel verilere göre membranın teorik olarak modellenmesine çalışılmıştır.

Pilot ölçekli biyolojik ön arıtmalı tübüler membran sisteminin kentsel atıksu arıtım verimine etkisi ve geri kazanımı deneysel olarak araştırılmış olup, çıkış suyu verileri sulama suyu standartlarıyla karşılaştırılmıştır.

Ayrıca, deneysel ölçüm parametre değerlerinin istatistiksel olarak incelenmesi üç farklı yöntem kullanılarak yapılmış, deneysel sonuçların istatistiksel olarak kabul edilebilirliği irdelenmiş ve üç yöntemin sonuçları karşılaştırılmıştır.

Çalışmada Adapazarı (Karaman) kentsel atıksu arıtma tesisi fiziksel arıtmadan geçmiş (kum tutucu çıkışı) atıksu ve aynı tesisin aktif çamur çıkışından alınan aktif çamur kullanılmıştır.

Deneyisel çalışmalar, laboratuvar ölçekli ardışık kesikli reaktör (AKR) ile laboratuvar ölçekli tübüler membranın entegresinden oluşturulan membran biyoreaktör (MBR) sistemi ile yürütülmüştür.

Mikrobiyolojik incelemede ardışık kesikli biyoreaktörün aktif çamurunun hem karışım hemde dip çamurundan alınan örneklerde iyi bir aktif çamurun indikatörü olan *Arcella* sp., *Epistylis* sp. ve *Vorticella* sp. gibi cinslere sıkça rastlanmıştır.

Pilot ölçekli ardışık kesikli biyoreaktör farklı reaksiyon (karıştırma,havalandırma) sürelerinde işletildiğinde 1.5 saate kadar AKM giderme verimi %95'e yükselmesine rağmen, reaksiyon süresi 1.5 saatten 2 saate çıkarıldığında AKM giderme verimi %90'a, 4 saatlik karıştırma süresinde ise %79'a düşmüştür.

Reaksiyon süresi 2 saate kadar KOİ giderme verimi %85'e yükselmesine rağmen, reaksiyon süresi 4 saate çıkarıldığında KOİ giderme veriminde %5'lik düşüş olmuştur.

Reaksiyon süresi 2 saate kadar BOİ giderme verimi %92'ye yükselmesine rağmen, reaksiyon süresi 4 saate çıkarıldığında BOİ giderme veriminde %3 düşmüştür. 1.5 saatlik reaksiyon süresi sonunda elde edilen %91 BOİ giderme verimi, optimum giderme verimi olarak kabul edilebilir.

0.5-4 saat aralığındaki reaksiyon sürelerinde toplam azot giderme verimlerinde yaklaşık değerler olduğu ve maksimum toplam azot giderme verimi 1.5 saatlik reaksiyon süresinde %95'lik seviyeye ulaşmıştır.

0.5-4 saat aralığındaki reaksiyon sürelerinde toplam fosfor giderme verimlerinde yaklaşık ve düşük değerler olduğu ve maksimum toplam fosfor giderme verimi 2 saatlik reaksiyon süresinde %39 seviyeye ulaşmıştır.

Reaksiyon süresi 1.5 saate kadar maksimum bulanıklık arıtma verimi %95'e yükselmesine rağmen, 1.5 saatten sonra ve 2 saatlik karıştırma süresinde bulanıklık arıtma verimi %88'e, 4 saatlik karıştırma süresinde ise %86'ya düşmüştür.

Reaksiyon süresi 1 saate kadar renk arıtma verimi %78'e yükselmesine rağmen, 1.5 saat, 2 saat ve 4 saatlik karıştırma süresinde renk arıtma verimi sırasıyla %77, %75 ve %69'a düşmüştür.

Pilot ölçekli ardışık kesikli biyoreaktöre kentsel atıksu giriş KOİ değeri $0,206 \text{ kg/m}^3$ ($=206 \text{ mg/L}$) olduğunda, 1.5 saatlik reaksiyon süresi sonunda çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) $0,035 \text{ kg/m}^3$ ($=35 \text{ mg/L}$) elde edilmiş, optimum giderme verimi (E) %83 olarak hesaplanmıştır.

AKR'de k reaksiyon sabitinin artışıyla arıtma verimi üstel olarak artış göstermektedir. Deneysel verilere en uygun reaksiyon sabiti $k = 0,60 \text{ saat}^{-1}$ olarak hesaplanmıştır.

AKR'de aktif çamur askıda katı madde konsantrasyonu (MLSS,AKM) arttıkça, çökeltme hızı yavaşlamakla beraber, aynı çökeltme davranışlarını göstermiştir.

Yüksek hücre konsantrasyonu ($3150-4725 \text{ mg/L}$) olması halinde çökeltmenin hızlı olduğu ve 10-30 dakika arasında dengeye ulaşmış, düşük hücre konsantrasyonu ($1575-787.5 \text{ mg/L}$) olması halinde ise, çökeltme hızı yavaşlamış ve 75 - 90 dakika civarında çökeltme durmuştur.

Süt endüstrisi veya kanalizasyon atıksuyundan gelen farklı aktif çamur konsantrasyonları için statik çökeltme eğrileri davranışının, kentsel atıksu çalışmasında gözlemlenen davranış ile benzerlik gösterdiği tespit edilmiştir.

AKR'de, kentsel atıksu AKM konsantrasyonu arttıkça, maksimum çökeltme hızlarının üstel olarak azalmıştır.

AKR'de yapılan simülasyon çalışmalarına göre, reaksiyon süresi (t_r) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlineer) bir tarzda azalmış ve her

seansta arıtılan atıksu debisi (Q_o) artışı ile beraber çıkış KOİ (S_e) konsantrasyonundaki azalma hızı düşmüştür. Her seansta arıtılan atıksu debisinin (Q_o) artması, arıtma tesisine giren KOİ yükünü arttırdığından dolayı, yüksek debilerde, çıkış KOİ konsantrasyonunun, düşük debilerdeki çıkış KOİ konsantrasyonlarına göre daha yüksek olduğu ve bunun da beklenen ve mantıklı bir sonuç olduğu tespit edilmiştir.

Reaksiyon süresi (t_r) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlinear) bir tarzda azalış göstermekte ve doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacmin (V_{ab}) artışı ile beraber KOİ konsantrasyonundaki (S_e) azalma hızı düşmektedir.

Reaksiyon süresi (t_r)- çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) ilişkisine giriş KOİ konsantrasyonu (S_o) etkisinin simülasyonu irdelendiğinde, giriş KOİ konsantrasyonunun (S_o), reaksiyon süresinin (t_r) 1.5 saat olmasına kadar etkin bir şekilde çıkış KOİ konsantrasyonunu (S_e) azaltmış, $t_r = 1.5 - 4$ saat aralığında ise azalış hızı çok düşmüş ve dengeye gelmiştir. Hatta reaksiyon süresinin (t_r) artması ile birlikte çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) değerleri birbirine çok yaklaşmıştır. Bu simülasyondan da görüleceği üzere, giriş KOİ konsantrasyonunun (S_o) 10 -1000 mg/L aralığında, reaksiyon süresinin (t_r) optimum değerinin 1.5 – 2 saat civarında olabileceği görülmektedir.

Reaksiyon süresi (t_r) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlinear) bir tarzda azalış göstermiştir. Çöken çamur hacminin (V_a) artışı ile beraber çıkış KOİ konsantrasyonundaki (S_e) azalma hızı düşmüştür. Reaktör boş hacmi (V_b) artışı ile beraber çıkış KOİ konsantrasyonundaki (S_e) azalma hızı düşerek çıkış KOİ konsantrasyonları birbirine yakınlaşmıştır. Reaksiyon sabiti (k) artışı ile beraber KOİ konsantrasyonundaki azalma hızı düşmüştür. Reaksiyon sabiti (k), kinetik üzerine çok etkin bir parametre olduğu için, reaksiyon sabiti (k) arttıkça, reaksiyon hızlanmakta, çıkış konsantrasyonu (S_e) daha kısa sürede dengeye gelmektedir. Aynı eğilimi göstermekle beraber reaksiyon süresi (t_r) ve reaksiyon sabiti (k) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonlarının birbirine daha yakın değerlere ulaşmıştır.

Ardışık kesikli biyoreaktörde her seansta arıtılan atıksu debisi (Q_o) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlinear) olarak az miktarda artmaktadır. Giriş KOİ konsantrasyonu (S_o) ve her seansta arıtılan atıksu debisi (Q_o) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonunun (S_e) doğrusal olmayan (nonlinear) artış hızı artmaktadır. Reaktörün boş hacmi (V_b) büyüdükçe, çıkış KOİ konsantrasyonları (S_e) azalmaktadır.

Ardışık kesikli biyoreaktörde her seansta arıtılan atıksu debisi (Q_o) değeri arttıkça, $k=0.60 - 1.00$ saat⁻¹ aralığında, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlinear) olarak artmakta ve az miktarda bir değişiklik olmaktadır. Fakat $k=0.30-0.15$ saat⁻¹ aralığında ise çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlinear) tarzda artmakta ve reaksiyon sabiti (k) daha küçük değerlere ulaştıkça, her seansta arıtılan atıksu debisi (Q_o) etkisi daha belirgin olmaktadır.

Her seansta arıtılan atıksu debisi (Q_o) değerinin davranışı, doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacmi (V_{ab}) değerinin davranışı ile benzerlik göstermektedir. Bu da Ardışık Kesikli Biyoreaktörde, her seansta belirli ve tecrübelerle dayalı miktarda “ Q_o/V_{ab} ” oranında arıtmanın yapılabileceğini göstermektedir. Bu tez çalışmasında kentsel atıksuyun Ardışık Kesikli Biyoreaktörde arıtılabilmesi için bulunan optimum “ Q_o/V_{ab} ” oranının “ $12 \text{ L/saat} / 34 \text{ L}=0.353 \text{ saat}^{-1}$ ”, reaksiyon süresi $t_r = 1.5$ saat, çökme süresi $t_c = 1.5$ saat ve KOİ giderme veriminin de %83 civarında olduğu bulunmuştur

AKR giriş suyu KOİ konsantrasyonu (S_o) arttıkça, çıkış suyu KOİ konsantrasyonu (S_e) lineer olarak artmakta, her seansta arıtılan atıksu debisi (Q_o) arttığına çıkış KOİ konsantrasyonu artma hızı aynı eğilimi göstermekle beraber, giriş KOİ konsantrasyonu arttıkça çıkış KOİ konsantrasyonları da birbirinden uzaklaşmaktadır.

AKR giriş KOİ konsantrasyonu (S_o) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) lineer olarak artmaktadır. Doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacim (V_{ab}) artarken, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) çok az artmaktadır. Reaksiyon süresi (t_r) artarken, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) düşmektedir. Çöken çamur hacmi (V_a) artarken, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) çok az artmaktadır. Reaktör boş hacmi (V_b) arttıkça, çıkış KOİ

konsantrasyonu (S_e) düşmektedir. Reaksiyon sabiti (k) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonunun (S_e) düşmektedir.

Ardışık kesikli biyoreaktörde her seansta arıtılan atıksu debisi (Q_o) - çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) ilişkisine çöken çamur hacminin (V_a) etkili bir parametre olmadığı tespit edilmiştir.

AKR'de çöken çamur hacmi (V_a) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusallığını korumakta ve S_e değerinde çok az bir seviyede değişiklik gözlemlenmektedir. Giriş KOİ konsantrasyonunun (S_o), çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) üzerine etkin olduğu ve giriş konsantrasyonu arttıkça çıkış konsantrasyonunun arttığı görülmüştür.

Ardışık kesikli biyoreaktörde çöken çamur hacmi (V_a) arttıkça, $k= 0.60 - 1.00$ saat⁻¹ aralığında, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal (lineer) olarak gitmekte ve miktarda bir değişiklik olmamaktadır. Fakat $k=0.30-0.15$ saat⁻¹ aralığında ise çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlinear) tarzda artmakta ve reaksiyon sabiti (k) daha küçük değerlere ulaştıkça, çöken çamur hacminin etkisi (V_a) daha belirgin olmakta ve çıkış konsantrasyonu (S_e) değeri artmaktadır.

Ardışık kesikli biyoreaktörün boş hacmi (V_b) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlinear) bir tarzda az seviyede azalış göstermekte ve debi (Q_o) artışı ile beraber KOİ konsantrasyonundaki (S_e) azalma hızı az seviyede düşmektedir. Doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacim (V_{ab}) artışı ile beraber KOİ konsantrasyonundaki (S_e) azalma hızı değişmemektedir. Reaksiyon süresi (t_r) artışı ile beraber çıkış KOİ konsantrasyonundaki (S_e) azalma hızı düşmektedir. Çöken çamur hacmi (V_a) artışı ile beraber KOİ konsantrasyonundaki (S_e) azalma hızı değişmemektedir. Giriş KOİ konsantrasyonunun (S_o), çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) üzerine etkin olduğu ve giriş konsantrasyonu arttıkça çıkış konsantrasyonunun arttığı görülmektedir.

Ardışık kesikli biyoreaktörde reaktör boş hacmi (V_b) arttıkça, $k= 0.60 - 1.00$ saat⁻¹ aralığında, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlinear) olarak

gitmekte ve az miktarda bir değişiklik olmaktadır. Fakat $k=0.30-0.15$ saat⁻¹ aralığında ise çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlinear) tarzda azalmakta ve reaksiyon sabiti (k) daha küçük değerlere ulaştıkça, reaktör boş hacminin (V_b) etkisi daha belirgin olmaktadır.

AKR'de, doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacim (V_{ab}) arttıkça, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlinear) olarak az miktarda artmaktadır. Reaksiyon süresi (t_r) artarken, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) düşmektedir. Fakat çöken çamur hacminin (V_a) etkisinin olmadığı görülmektedir. Reaktörün boş hacmi (V_b) büyüdükçe, çıkış KOİ konsantrasyonlarında (S_e) azalış görülmektedir.

Ardışık kesikli biyoreaktörde doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacmi (V_{ab}) arttıkça, $k= 0.60 - 1.00$ saat⁻¹ aralığında, çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlinear) olarak artmakta ve az miktarda bir değişiklik olmaktadır. Fakat $k=0.30-0.15$ saat⁻¹ aralığında ise çıkış KOİ konsantrasyonu (S_e) doğrusal olmayan (nonlinear) tarzda artmakta ve reaksiyon sabiti (k) daha küçük değerlere ulaştıkça, doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacmi (V_{ab}) etkisi daha belirgin olmaktadır.

Ardışık kesikli biyoreaktörde, deneysel ve teorik olarak reaksiyon süresinin çıkış KOİ konsantrasyonuna etkisinin karşılaştırılması yapılırken AKR kinetiğini (doldurma-çökeltme-boşaltma) yansıtabilecek deneylerde; deney süresinin uzun olması (toplam:21.5 saat), aynı başlangıç koşullarının elde edilmesi zorluğu sebebiyle, reaksiyon sürelerine göre bazı farklılıkların görüldüğü anlaşılmaktadır. Reaksiyon süresi 1 saate kadar, çıkış KOİ deney sonucunun (38 mg/L) modelden (47 mg/L) daha düşük çıktığı, reaksiyon süresi 1 -2 saat aralığında deney sonuçları ile model sonuçlarının birbirine yakın olduğu ve reaksiyon süresi 4 saat olduğunda çıkış KOİ deney sonucunun (41 mg/L) modelden (8 mg/L) daha yüksek olduğu tespit edilmiştir. Bu sonuçlara göre; optimum reaksiyon süresinin 1.5 saat civarında olması makul ve uygundur. Ayrıca deneysel ve teorik çalışma karşılaştırıldığında; modelin davranışı ile deneysel davranışın benzerlik gösterdiği söylenebilir.

Bu tez çalışmasının ana amaçlarından biri de, kentsel atıksuyun biyolojik ön arıtmasında kullanılan ve tübüler membranın önüne yerleştirilmiş bir proses olarak

Ardışık kesikli biyoreaktör (AKR) mekanizmasını ve kinetiğinin modellenmesini daha iyi anlayabilmek amacına yöneliktir. Çünkü bu yeni reaktör tipi (AKR: reaksiyon ve çökeltme aynı tank içerisinde) klasik kesikli veya sürekli reaktör tipinden ayrı davranış göstermekte olup, kendine ait bir mekanizması söz konusudur. Çünkü aynı tank içerisinde yapılan çökeltme safhasında da KOİ giderimi halen devam etmekte olan bir mekanizmadır ve çökeltme safhasında iyi çökelemeyen biyokütlelerin bir kısmı arıtılmış su içerisinde askıda veya çözünmüş olarak kalması muhtemel olup çıkış KOİ'sini salınımlı hale getirebilme riski bulunmaktadır. Bunun için AKR'lerin gerçek hayattaki arıtma uygulamalarında büyük avantajlarının (tank sayısının azlığı, enerji tasarrufu, evsel ve endüstriyel atıksulara uygulanabilirliği vb.) yanında işletme risklerini de beraberinde getirmektedir. Bunun için ardışık kesikli biyoreaktör tasarımının ve işletilmesinin atıksudan atıksuya değişebileceği göz önüne alınarak, çok dikkatlice yapılması gerekmektedir. Bu nedenle tez çalışmasındaki deney, model ve simülasyon çalışmalarının ana sebeplerinden biri de reaksiyon ve çökeltme sürelerinin optimum olarak belirlenmesi ve ardışık kesikli reaktörün çıkış konsantrasyonuna ve giderim verimine etki eden parametrelerin etki ve derecesinin belirlenmesi amacına yöneliktir.

AKR'den ve beherden elde edilen çökeltme hızları ile teorik olarak hesaplanarak elde edilen çökeltme hızlarının, zamana bağlı davranışlarının karşılaştırılması yapılırken çökeltme süresi arttıkça yaklaşık ilk 5 dakikalık süreçte çökeltme hızı logaritmik olarak artmakta, daha sonra 90. dk ya kadar çökeltme hızı üstel olarak azalma göstermektedir. Deneysel çalışmalar farklı hacimli AKR ve Beherde gerçekleştirilmiş olmasına rağmen çökeltme hızları aynı eğilimi göstermektedir. Yapılan teorik yaklaşımla çökeltme hızı davranışı iyi tanımlanabilmekle beraber, teorik yaklaşımda hesaplanan çökeltme hızı değerleri deneysel değerlere göre yükseklik arz etmektedir.

AKR'den ve beherden elde edilen çamur yükseklikleri ile teorik olarak hesaplanarak elde edilen çamur yüksekliklerinin, zamana bağlı değişiminin karşılaştırılması yapılırken çökeltme süresi artarken AKR çamur yüksekliği önce lineer olarak azalmış daha sonra lineerliğini kaybedip üstel olarak azalma göstermiştir. Yapılan teorik yaklaşım, çökeltme süresinin yaklaşık olarak ilk 7-8 dakikasını tanımlayabilmektedir. İlk 7-8 dakikayı tanımlayabilen teorik yaklaşımdaki parametrelerin simülasyon

çalışmalarında en etkili parametrelerin partikül yoğunluğu, partikül çapı ve suyun kinematik viskozitesinin olduğu gözlemlenmiştir.

Kentsel atıksuyun ardışık kesikli biyoreaktör ile KOİ arıtma verimine etki eden parametrelerin laboratuvar ölçekli optimum çalışma değerleri ve bunlardan küçük ve büyük simülasyon değerlerine göre, parametre etki sıralaması; k , t_r , Q_o , V_b , V_{ab} , V_a ve S_o olarak sıralanabilir.

$k = 0.15 - 1.00 \text{ saat}^{-1}$ aralığındaki değişimde, AKR KOİ giderme verimlerinde %55'lik bir artış olduğu görülmektedir. Bu da k reaksiyon sabitinin KOİ giderme verimi üzerine çok etkin bir parametre olduğu anlaşılmıştır.

Diğer işletme parametrelerinin optimizasyonunun sağlanması halinde, ardışık kesikli biyoreaktörün debi ve giriş KOİ konsantrasyonundaki salınımları tolere edebileceği ve başarılı bir arıtma yapabileceği anlaşılmıştır. Bu da reel çalışmalar açısından önemli bir avantaj teşkil etmektedir.

Gerçek uygulamalarda, debi salınımları ya biyoreaktör sayısı artırılarak tolere edilebilir ya da reaktördeki aktif çamuru KOİ çıkış kalitesini bozmayacak şekilde maksimum değerlerde tutularak çözümlenebilir. Batık membran uygulamasının (aktif çamur reaktörün içerisine membranın yerleştirilmi halidir) ana sebeplerinden biri de aktif çamur konsantrasyonunu maksimum değerlerde tutmaktadır. Fakat batık membran teknolojisi, ardışık kesikli biyoreaktör teknolojisi için uygun değildir. Ardışık kesikli biyoreaktörlerde reaksiyon süresi sonunda çökeltme fazı uygulaması yapılarak, seans seans çalıştırılmasına rağmen, batık membran teknolojisi sürekli çalıştırılmaktadır. Bunun için ardışık kesikli biyoreaktör ile membran teknolojisinin entegrasyonunu yapabilmek için, membranın AKR içine değil, AKR sonrasına konulması; verim, tıkanma probleminin azaltılması ve işletmecilik açısından daha uygundur.

AKR'de giriş KOİ konsantrasyonunun artmasının KOİ giderim verimi üzerine etkili olmadığı gözlenmiştir. Buradan çıkarılacak sonuca göre de ardışık kesikli biyoreaktörün işletme şartlarının optimum tutulması halinde yüksek verimlerde

çalıştırılabileceğidir. Giriş KOİ konsantrasyonu $S_o = 10 - 1135$ mg/L aralıklarında ardışık kesikli biyoreaktörün kentsel atıksu arıtımında verimli ve başarı ile kullanılabilceği görülmüştür.

V_b değerinin verim üzerine çok fazla etkisi olmadığı görülmektedir. Bu da ardışık kesikli biyoreaktör çalışmalarında, reaktör tasarımının ve boyutlandırmasının dikkatlice yapılması gerektiğini, optimum hacmin dikkatlice hesaplanmasının ve gereksiz şekilde büyük hacimlerin seçilmemesinin önemli olduğunu göstermektedir.

Doldurma süresi başlamadan önceki aktif hacim (V_{ab}) değeri arttıkça AKR KOİ arıtma veriminin düştüğü, fakat reaksiyon süresi arttıkça, V_{ab} etkisini azaltıcı yönde rol oynadığı ve KOİ giderme verimi üzerine arttırıcı etkisi olduğu görülmektedir.

Ardışık kesikli biyoreaktörün, çöken çamur hacminin (V_a) salınımlarını tolere edebileceği tespit edilmiştir. Bunun pratik uygulamalardaki anlamı, ardışık kesikli biyoreaktördeki aktif çamurun daha yüksek çamur yaşlarında çalıştırılabilmesi, seyrek aralıklarla çamur atılması ve filtre preslerin kesikli çalıştırılmasına olanak sağlamasıdır. Yüksek çamur yaşlarında çalıştırılan (yaklaşık 30 gün, klasik aktif çamur yaşı : 3 – 10 gün) ardışık kesikli biyoreaktördeki çamur kalitesini kontrol etmenin pratik yöntemi, haftalık ölçümlerde imhoff konisi ölçümündeki değerin, 350 mL/L değerini geçmemesidir. Bu ve buna yakın değerlere ulaşıldığında, biyoreaktörden hesaplamalara göre çamur çekimi yapılmalıdır. Çamur çekiminde dikkat edilmesi gereken husus, günlük atılan çamurun, günlük gelen atıksu debisinin %10 -15'ini geçmemesi sağlanmalıdır.

Yapılan simülasyon sonucuna göre; doldurma süreci başlamadan önceki aktif hacmi (V_{ab}) değeri, çöken çamur hacmi (V_a) ile reaktör boş hacmi (V_b) arasında olmak zorundadır. Çamurun kaliteli ve iyi çökmesi durumlarında her zaman V_b ve V_{ab} değerleri V_a 'dan büyük olacaktır ($V_b > V_{ab} > V_a$). O halde gerçek uygulamalarda V_b tasarım parametresi olurken V_{ab} ve V_a değerleri ise işletme parametreleridir. k reaksiyon sabiti ise biyoproses, işletme şartları ve giren atıksuyun özelliklerinden etkilenen kritik bir parametredir.

Deneysel AKR çıkış suyu AKM, KOİ, BOİ, TN, TP, Bulanıklık ve Renk Parametrelerine üç farklı istatistiksel yöntem uygulanmıştır. AKM, KOİ, BOİ, TN, Bulanıklık ve Renk Parametreleri için sırasıyla İhtimal Hesabı Yöntemine göre “istatistiksel olarak kabul edilebilir”, Varyans Hesabı Yöntemine göre “istatistiksel olarak kabul edilebilir” ve Tek Örneklem t-Testi Yöntemine göre “ istatistiksel olarak normal dağılım göstermediği kabul edilebilir” sonuçları elde edilmiştir. TP parametresi için ise İhtimal Hesabı Yöntemine göre “istatistiksel olarak kabul edilebilir”, Varyans Hesabı Yöntemine göre “istatistiksel olarak kabul edilebilir” ve Tek Örneklem t-Testi Yöntemine göre “ istatistiksel olarak normal dağılım göstermediği kabul edilemez” sonuçları elde edilmiştir.

Tübüler membranın arıtma performansı deneysel olarak incelenirken, Tübüler membran ünitesinin askıda katı madde (AKM) arıtma performansının .yüksek olduğu (% 86-94) görülmektedir. Zaten membran teknolojisinin en önemli özelliklerinden biri de askıda katı madde (AKM) tutma kapasitelerinin yüksek olmasıdır. Sistemde kullanılan 0.2 µm gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesinin de askıda katı madde (AKM) tutma kapasitesinin de yüksek olduğu görülmektedir.

Tübüler membran ünitesinin KOİ giderme verimleri % 38-53 olarak hesaplanmıştır. Tübüler membran ünitesinin kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) arıtma performansının normal olduğu görülmektedir. Membran teknolojilerinde genellikle askıda katı madde (AKM) tutma yüksek performanslarına karşı, çözülmüş organik ve inorganik maddeleri tutma verimleri biraz daha düşüktür. Zaten membran teknolojisinin ana amacı, ön arıtmadan geçmiş atıksuların ileri derecede arıtılmasını sağlamaktır. Sistemde kullanılan 0.2 µm gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesinin kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) tutma kapasitesinin % 50 civarında olması beklenen bir performanstır. Bu tez çalışmasının ana amaçlarından biri de, sulama suyu kalitesinde bir çıkış suyu elde etmek amacı olduğundan dolayı, 0.2 µm gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesinin performansı bu amaç için uygun olduğu gözlemlenmektedir.

Tübüler membran ünitesinin BOİ giderme verimleri % 50-67 olarak hesaplanmıştır. Tübüler membran ünitesinin biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) arıtma

performansının normal olduğu görülmektedir. Sistemde kullanılan 0.2 µm gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesinin biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) tutma kapasitesinin % 60 civarında olduğu görülmektedir. Tübüler membrana gelen atıksuyun ortalama BOİ/KOİ oranı 0.233 civarındadır. Bu nitelikteki bir suyun artık biyolojik arıtmadan ziyade ileri fiziksel veya kimyasal arıtmayla arıtılabileceği bilimsel olarak görülmektedir. Bu nedenle sulama suyu elde edilebilmesi amacı için ileri fiziksel arıtma olan membran teknolojisinin seçilmesi bilimsel açıdan uygundur. Membran modülünün seçilmesi ise çıkış suyunun ne amaç ile kullanılacağına bağlıdır. 0.2 µm gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesi bu nedenle seçilmiş olup; BOİ, KOİ, AKM arıtma performansı amaca uygun bulunmuştur.

Bu çalışmanın ana amaçlarından biri de kentsel atıksuyun membran biyoreaktör entegre sisteminde arıtılarak sulama suyu kalitesinde bir çıkış suyu elde edebilmek ve bu suyun sulama amaçlı kullanılmasını sağlamaktır. Bu nedenle tübüler membranın performansını ölçmede toplam azot (TN), toplam fosfor (TP), bulanıklık ve renk ölçümleri de yapılarak, membranın arıtma performansı değerlendirilmiştir.

Tübüler membran ünitesinin TN giderme verimleri % 27-68 olarak hesaplanmıştır. Tübüler membran ünitesinin toplam azot (TN) arıtma performansının normal olduğu görülmektedir.

Tübüler membran ünitesinin TN giderme verimleri % 59-80 olarak hesaplanmıştır. Tübüler membran ünitesinin toplam fosfor (TP) arıtma performansının normal olduğu görülmektedir.

Tübüler membran ünitesinin bulanıklık giderme verimleri % 100 olarak hesaplanmıştır. Tübüler membran ünitesinin bulanıklık arıtma performansının çok yüksek olduğu görülmektedir.

Tübüler membran ünitesinin bulanıklık giderme verimleri % 74-83 aralığında hesaplanmıştır. Tübüler membran ünitesinin renk arıtma performansının yüksek olduğu görülmektedir.

Tübüler membran ünitesinin AKM arıtma verimleri % 97-100 olarak hesaplanmıştır. Sistemde kullanılan 0.2 µm gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesinin 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile 3 dakika kadar temizlendikten sonra arıtma veriminin yüksek olduğu görülmektedir.

Tübüler membran ünitesinin KOİ giderme verimleri % 53-85 olarak hesaplanmıştır. Sistemde kullanılan 0.2 µm gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesinin 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile 3 dakika kadar temizlendikten sonra kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) arıtma veriminin normal olduğu görülmektedir. Giriş KOİ konsantrasyonu 206 mg/L iken %85'lik yüksek KOİ arıtma verimi hesaplanmıştır. Membran teknolojilerinde çözülmüş organik ve inorganik maddeleri tutma verimleri askıda katı maddeleri tutma verimlerine nazaran daha düşüktür. Sulama suyu kalitesinde çıkış suyu elde etmek amacıyla, 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile 3 dakika kadar temizlendikten sonra 0.2 µm gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesinin kullanılmasıyla arıtılan suyun kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) konsantrasyonu açısından uygun olduğu gözlemlenmektedir.

Tübüler membran ünitesinin BOİ giderme verimleri % 71-94 olarak hesaplanmıştır. 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile 3 dakika kadar temizlendikten sonra kullanılan 0.2 µm gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesinin biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) arıtma veriminin normal olduğu görülmektedir. Tübüler membrana gelen atıksuyun ortalama BOİ/KOİ oranı 0.458 civarındadır. Bu nitelikteki bir suyun artık biyolojik arıtmadan ziyade ileri fiziksel veya kimyasal arıtmayla arıtılabileceği bilimsel olarak görülmektedir. Bu nedenle sulama suyu elde edilebilmesi amacı için ileri fiziksel arıtma olan membran teknolojisinin seçilmesi bilimsel açıdan uygundur. 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile 3 dakika kadar temizlendikten sonra 0.2 µm gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran modülü, BOİ, KOİ, AKM sulama suyu kalitesinde çıkış suyu elde etmek amacıyla kullanılabilir.

Tübüler membran ünitesinin TN giderme verimleri % 74-97 olarak hesaplanmıştır. 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile 3 dakika kadar temizlendikten sonra kullanılan 0.2 µm gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesinin toplam azot (TN) arıtma veriminin yüksek olduğu görülmektedir.

Tübüler membran ünitesinin TP giderme verimleri % 33-87 olarak hesaplanmıştır. 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile 3 dakika kadar temizlendikten sonra kullanılan 0.2 μm gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesinin toplam fosfor (TP) arıtma veriminin normal olduğu görülmektedir.

Tübüler membran ünitesinin bulanıklık giderme verimleri % 100 olarak hesaplanmıştır. 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile 3 dakika kadar temizlendikten sonra kullanılan 0.2 μm gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesinin bulanıklık arıtma veriminin çok yüksek olduğu görülmektedir.

Tübüler membran ünitesinin renk giderme verimleri % 85-95 olarak hesaplanmıştır. 6 bar'lık ($6 \cdot 10^5$ pa) hava basıncı ile 3 dakika kadar temizlendikten sonra kullanılan 0.2 μm gözeneğe sahip olan (MF-UF) tübüler membran ünitesinin renk arıtma veriminin yüksek olduğu görülmektedir.

Tübüler membran giriş AKM konsantrasyonu 34-272 mg/L aralığında arttıkça, tübüler membran süzüntü akısında 140.37-38.28 L/m² saat aralığında genel olarak düşüşler gözlenmiştir.

Ardışık kesikli tübüler membran biyoreaktör sisteminin çıkış değerlerinin SKKY evsel nitelikli atıksular standart değerleriyle karşılaştırılması yapıldığında; AKR çıkış değerlerinin deşarj standartlarını sağladığı görülmektedir. Bununla birlikte bu çalışmanın ana amacı sulama suyu kalitesinde bir su elde etmek olduğundan dolayı membran teknolojisi kullanılarak daha kaliteli bir su edilmek istenmiştir. Membran çıkış değerleri de bu hedefi doğrulamaktadır. Özellikle AKM gideriminin tübüler membran teknolojisi ile çok yüksek olduğu görülmektedir. Bu da hedef (sulama suyu) ile membran teknolojisi (MF-UF, 0.2 μm gözenekli) kullanımının uyumlu olduğunu göstermektedir.

Ardışık kesikli tübüler membran biyoreaktör sisteminin çıkış değerlerinin ötröfikasyon sınır değerleriyle karşılaştırılması yapıldığında; genellikle AKR çıkış değerlerinin sağlamadığı, fakat membran çıkış değerlerinin pH, ÇO, AKM ve EMS değerleri açısından sağladığı görülmektedir. Bununla birlikte ötröfikasyon sınır değerleri

açısından, membran çıkış suyunun KOİ, TN ve TP açısından sağlamadığı görülmektedir. Fakat bu çalışmanın ana amacı çıkış suyunun ötrofikasyon riski olan göl gibi durgun alıcı ortama vermek değil, ana amacı sulama suyu olarak kullanılmasıdır. Çıkış suyunun sulama suyu olarak kullanılmasında; kalan KOİ, TN ve TP değerlerinin belirli oranda faydalı olacaktır. Bu tabloda en çarpıcı sonuç, toplam koliform bakterinin (EMS) çıkış suyunda hiç bulunmamasıdır. Bu sonuç sulama suyunun kullanımının bakteri ve sağlık açısından önemlidir.

Ardışık kesikli tübüler membran biyoreaktör sisteminin çıkış değerlerinin ileri arıtıma ilişkin deşarj limitleriyle karşılaştırılması yapıldığında; AKR sisteminin çıkışının ileri standartları BOİ, KOİ, AKM açısından sağladığı, TP ve TN açısından sağlamadığı görülmektedir. Bununla birlikte tübüler membran sisteminin ise tablodaki tüm parametreler açısından ileri kademeli standartları sağladığı görülmektedir.

ABD ve Avrupa Birliğindeki ülkeler (AB) ile Türkiye SKKY kentsel atıksu arıtma tesislerinden ileri arıtıma ilişkin deşarj limitlerinin tübüler membran sistemi giriş ve çıkış suyu değerleriyle karşılaştırılması yapıldığında, AKR çıkış (membran giriş) değerlerinin BOİ, KOİ ve TN açısından AB ve SKKY standartlarını sağladığı, fakat TP açısından sağlamadığı görülmektedir. Membran çıkış değerlerinin BOİ, KOİ, TN ve TP açısından AB ve SKKY standartlarını sağladığı, fakat ABD standartlarını sağlamadığı görülmektedir.

Ardışık kesikli tübüler membran biyoreaktör sisteminin çıkış değerlerinin SKKY Ekler Tablo 1: kıta içi su kaynaklarını sınıflarına göre kalite kriterleri standart değerleriyle karşılaştırılması yapıldığında, AKR çıkış suyu değerlerinin sıcaklık ve pH açısından su kalite sınıfı: I, KOİ açısından su kalite sınıfı: II, BOİ ve TN açısından su kalite sınıfı: III ve TP açısından su kalite sınıfı: IV olduğu tespit edilmiştir.

Tübüler membran çıkış suyu değerlerinin pH ve KOİ açısından su kalite sınıfı: I, sıcaklık, BOİ ve TN açısından su kalite sınıfı: II ve TP açısından su kalite sınıfı: IV olduğu tespit edilmiştir.

Tübüler membranın suyun sıcaklığını arttırdığı (22 °C ‘den 29 °C ‘ye) ve TP değerinde 2.15 mg/L’den 0.89 mg/L’ye düşmesine rağmen su kalite sınıfının (IV) değişmediği tespit edilmiştir.

BOİ ve TN açısından; su kalite sınıfı III’den II’ye düştüğü yani su kalitesinin yükseldiği gözlenmektedir. KOİ açısından; su kalite sınıfı II’den I’e düştüğü yani su kalitesinin yükseldiği gözlenmektedir. pH açısından su kalite sınıfının (I) değişmediği gözlenmektedir.

AKMBR entegre sistemi çıkış suyu nitrat değerinin SKKY sulama suyu nitrat standart değeriyle karşılaştırıldığında sulama suyu olarak kullanılabilceği tespit edilmiştir. SKKY’ye göre Nitrat içeriği açısından II sınıf (iyi) sulama suyu olarak kullanılabilir

Ardışık kesikli tübüler membran biyoreaktör entegre sisteminin (AKMBR) çıkış suyunun, sulama suyu sınıfı (C₃S₂) açısından değerlendirildiğinde, sulama suyu olarak kullanılabilceği görülmektedir.

Yapılan 5 farklı Co konsantrasyonunda (AKM = 34 - 272 mg/L) deneysel çalışmada laminar akım kabulünde tübüler membranda oluşabilecek kek kalınlığı aralığı, modifiye seri direnç modeline göre, $\delta = 0.0307 \cdot 10^{-5} - 1.4522 \cdot 10^{-5}$ m = $0.0307 \cdot 10^{-2} - 1.4522 \cdot 10^{-2}$ mm = 0.307 – 14.522 µm olurken; türbülanslı akım kabulünde ise tübüler membranda oluşabilecek kek kalınlığı $\delta_2 = 0.09$ m = 90 mm olduğu görülmektedir. Bu sonuçlara göre; her ne kadar giriş akısı (Jv) türbülanslı olmakla birlikte, hem çıkış akısı ve hem de tübüler membranın içerisindeki akının çıkan kek kalınlığı sonuçlarının mantıklılığı açısından laminar akımın hacim, mantıklı ve kabul edilebilir olduğu görülmektedir. Çünkü bu çalışmada, tübüler membranın işletilmesinde seçilen yöntem dik akışlı (dead-end flow) yöntemdir. Tübüler membranın işletilmesi sırasında giriş vanası ve sadece süzöntü vanası açık bulundurulmak suretiyle dik akışlı sistem elde edilmiştir. Bu sistemde de laminar akımın teorik olarak da hacim olacağı söylenebilir. Çünkü eldeki imkanlara göre deneysel olarak tübüler membranın içerisindeki akımı ölçme şansı bulunmamaktadır. Bu çalışmada kullanılan tübüler membranın iç çap kalınlığı 5.5 mm olduğundan dolayı laminar akım sonuçları bilimsel olarak daha anlamlıdır. Tübüler membranın gözenek çapı 0.2 µm olduğundan dolayı sistemden

geçen suyun içerisindeki AKM'lerin molekül çapı suyun molekül çapından daha büyük olduğundan dolayı, söz konusu AKM'ler gözeneklerde kalmakta ve süzüntü suyu küçük akı ve laminar akım olarak yüksek kalitede bir sulama suyu olarak çıktığı tespit edilmektedir. Membranın gözeneklerinden geçemeyen söz konusu organik ve inorganik maddeler membran yüzeyinde birikim yapabilmekte ve polarizasyon sorunu oluşturabilmektedir. Bu da membranın belirli sürelerle hava ile veya kimyasal maddelerle temizlenmesini ve tekrar devreye alınmasını gerektirmektedir. Gerçek uygulamalarda da membranın ömrü olarak 0.5 – 5 yıl gibi süreler membran üreticileri tarafından verilebilmektedir. Bu süre atıksuyun karakterizasyonuna, çıkış standartlarına ve işletme şartlarına göre değişebilmektedir.

Yapılan 5 farklı Co konsantrasyonunda (AKM = 34 - 272 mg/L) deneysel çalışmada laminer akım kabulünde tübüler membranda oluşabilecek kek kalınlığı (δ_1) aralığı 0.307 – 14.522 μm olduğu ve doğrusal olmayan bir şekilde giriş AKM konsantrasyonu arttıkça membran kek kalınlığının arttığı görülmektedir. Bu da membran kek kalınlığı ile giriş AKM konsantrasyonu arasında beklenen ve önemli bir ilişki olduğu görülmektedir. Buradan da anlaşılacağı üzere membran öncesinde ön arıtma yapmanın çok önemli bir temel işlem (ön filtreleme) veya temel proses (ön kimyasal veya ön biyolojik) olduğu anlaşılmaktadır.

Tübüler membranda farklı giriş atıksuyu AKM konsantrasyonlarında (C_o), deneysel akı ($J_{v(\text{deneysel})}$) değerleri ile modifiye edilmiş seri direnç modeline göre hesaplanan süzüntü akısı ($J_{v(\text{teorik})}$) değerlerinin karşılaştırılmasında iki farklı süzüntü suyu hacmi (1 L ve 2 L) olmak üzere, süzüntü suyu hacminin fazlalığının ve dolayısıyla azda olsa tıkanma yapıp yapmayacağına gözlemlenmesi amacıyla şekillerde de belirtildiği gibi iki farklı deney yapılmıştır. Bu iki adet deneyde; giriş atıksuyu AKM konsantrasyonu (C_o) ile deneysel akı (J_v) değerlerinin davranışlarının benzer olduğu görülmektedir. Deney çalışmaları ile model arasında yapılan karşılaştırmalarda ise şekillerdeki noktalar arasında farklılık var gibi görünmekle birlikte, söz konusu akı değerlerinin $J_{v(\text{deneysel})}$ $1.06 \cdot 10^{-5}$ - $3.48 \cdot 10^{-5}$ $\text{m}^3/\text{m}^2\text{sn}$ ve $J_{v(\text{teorik})}$ $0.90 \cdot 10^{-5}$ - $1.12 \cdot 10^{-5}$ $\text{m}^3/\text{m}^2\text{sn}$ gibi küçük değerler olmasından dolayı aslında birbirlerine çok yakın olduğu ifade edilebilir.

Çalışmada kullanılan 0.2 µm gözenekli tübüler membranın iç çapı 5.5 mm'dir. Maksimum hız (1.711 m/sn), çapın ortalarında oluşurken, kenar kısımlarında (cidar) ise sifira yakın ($1.31 \cdot 10^{-3}$ m/sn) değerler olduğu ANSYS (FLOTRAN) programı analizinde görülmektedir. Tübüler membran ile yapılan deneysel çalışmalarda; membran giriş hızı 1.46 m/sn iken optimum çıkış süzüntü suyu hızı $1.31 \cdot 10^{-3}$ m/sn olduğundan dolayı, program hız sınır şartları olarak bu değerler verilmiştir.

1.5 m uzunluğundaki tübüler membranın giriş kısmına denk gelen 0 – 0.375 m'lik kısımdaki hız dağılımı artarak maksimuma ulaşmakta (1.508 m/sn) ve daha sonra laminer akım şartları oluşturarak hız değeri minimuma doğru gitmekte ve bu hız değerinde süzüntü çıkış suyu oluşturmaktadır. Bu çalışmada tübüler membranın işletme şartları olarak konsantre çıkış vanası kapatıldığından dolayı dik akışlı (dead-end flow) akım şartları ve laminer akım şartları oluştuğu ve program analizinde kabul edilen laminar akım kabulünün uygun olduğu görülmektedir.

5.5 mm'lik membran çapı boyunca oluşan y eksenindeki hız değişimlerinin ihmal edilebilecek boyutta küçük ($0-1.31 \cdot 10^{-3}$ m/sn) olduğu görülmektedir. Bu sonuca göre tübüler membranda oluşan bileşke hızın (V, m/sn) membran uzunluğunca oluşan x eksenindeki hıza eşit olabileceği görülmektedir.

ANSYS (FLOTRAN) programı iki boyutlu analizine göre tübüler membran boyunca basınç, 0-0.075 m aralığında 4 bar'dan 3.90 bar'a; 0.075-1.425 m aralığında 3.90 bar'dan 3.88 bar'a; 1.425 -1.5 m aralığında 3.88 bar'dan 3.70 bar'a düşmüştür.

Deneysel Membran çıkış suyu KOİ, BOİ, TN, TP, Bulanık ve Renk Parametrelerine üç farklı istatistiksel yöntem uygulanmıştır. KOİ, BOİ ve TN Parametreleri için sırasıyla İhtimal Hesabı Yöntemine göre “istatistiksel olarak kabul edilebilir”, Varyans Hesabı Yöntemine göre “istatistiksel olarak kabul edilebilir” ve Tek Örneklem t-Testi Yöntemine göre “ istatistiksel olarak normal dağılım göstermediği kabul edilebilir” sonuçları elde edilmiştir. TP ve Renk parametreleri için ise İhtimal Hesabı Yöntemine göre “istatistiksel olarak kabul edilebilir”, Varyans Hesabı Yöntemine göre “istatistiksel olarak kabul edilebilir” ve Tek Örneklem t-Testi

Yöntemine göre “ istatistiksel olarak normal dağılım göstermediği kabul edilemez” sonuçları elde edilmiştir.

KAYNAKLAR

ARCEIVALA, S. J., Çevre Kirliliği Kontrolünde Atıksu Arıtımı. (Çeviren: V. Balman), Tata – Mc Graw Hill., 2002.

BAKICI, İ., Atıksu Arıtma Tesisinin İşletilmesi, http://www.cem.yildiz.edu.tr/3-egitim/lisans/ders_notlari/0414011-aatt/atıksu_arıtma_tesisinin_isletilmesi.pdf, 17, Mart 2010.

BRIK, M., SCHOEBERL, P., CHAMAM, B., BRAUN, R., FUCHS, W., Advanced Treatment of Textile Wastewater Towards Reuse Using a Membrane Bioreactor, Process Biochem., 41, 1751-1757, 2006.

CHANG, C. H., & HAO, O. J., Sequencing Batch Reactor System For Nutrient Removal: Orp And Ph Profiles. J. Chem. Technol. Biotechnol. 67: 27-38, 1996.

CHENG, T. W., YEH, H. M. and GAU, C. T., Resistance Analyses For Ultrafiltration in Tubular Membrane Module, Separation Science and Technology, 32:16, 2623 — 2640, 1997

COPPEN, J., Advanced Wastewater Treatment Systems, Courses Eng4111 and 4112 Research Project, University of Southern Queensland Faculty of Engineering and Surveying, 2004.

ÇETİN, E., YILMAZ, G., TEMİZSOY, A., Evsel Atıksulardan Ardışık Kesikli Reaktörlerde Nutrient Giderimi, Mühendislik Bilimleri Genç Araştırmacılar Kongresi, İstanbul, 17–19 Kasım 2005.

Çevre ve Orman Bakanlığı, Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği, 26047-08.01.2006

ÇİÇEK, A., Çevre Sağlığı, Anadolu Üniversitesi Açıköğretim Fakültesi Ön Lisans Programı Yayınları, Yayın No:880, Bölüm 8, Eskişehir, 2006.

ÇİÇEK, N., MACOMBER, J., DAVEL, J., SUIDAN, M.T., AUDIC, J., and GENESTET, P., Effect of Solids Retention Time on The Performance and Biological Characteristics of a Membrane Bioreactor, Water Sci. and Technol., 43: 43–50, 2001.

ÇİÇEK, N., A Review of Membrane Bioreactors and Their Potential Application in the Treatment of Agricultural Wastewater, Biosystems Engineering, University of Manitoba, Winnipeg, Manitoba, Canada R3t 5v6, Volume 45, 2003.

ÇİÇEK, N., Membrane Bioreactors in the Treatment of Wastewater Generated from Agricultural Industries and Activities, Proceedings of The AIC Meeting, Saskatoon, Saskatchewan, Canada, 2002.

ÇİÇEK, N., FRANCO, J.P., SUIDAN, M.T., URBAIN, V., and MANEM, J., Characterization and Comparison of a Membrane Bioreactor and a Conventional Activated-Sludge System in the Treatment of Wastewater Containing High-Molecular-Weight Compounds. Water Environ. Res., 71: 64–70,1999.

DAIGGER, G.T., RITTMANN, B.E., ADHAM, S., ANDREOTTOLA, G., Are Membrane Bioreactors Ready for Widespread Application?, Environ. Sci. Technol., 39(19), 399a-406a, 2005.

DAMAR, Y., Tekstil Endüstrisi Atıksularının Ardışık Kesikli Biyoreaktör ile Arıtılması ve Modellenmesi, Doktora Tezi, T.C.Sakarya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, 2009.

DROSTE, R. L., Theory and Practice of Water and Wastewater Treatment, John Wiley & Sons. Inc. P. 557, Pp 574-578, 1997.

EIKELBOOM, D. H., Process Control of Activated Sludge Plants by Microscopic Investigation, IWA Publishing, UK, 2000.

ERDOĞAN, A. O., ORHON, D., SÖZEN, S., GÖRGÜN, E., Türkiye’de Optimum Maliyete Dayalı Atıksu Arıtma Tesisi Tasarımı, İTÜ Dergisi/D Mühendislik Cilt:5, Sayı:2, Kısım:1, 13-24, Nisan 2006.

EREN, B., Yapay Sinir Ağları ile Membran Proses Verimine Etki Eden Parametrelerin Analizi, Sakarya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, 2006.

EREN, B., SUROĞLU, B., ATEŞ, A., İLERİ, R., KELEŞ, R., Adapazarı Kentsel Atıksu Arıtma Tesisi Atıksuyunun Karakterizasyonunun İncelenmesi ve Değerlendirilmesi, Üniversite Öğrencileri 2. Çevre Sorunları Kongresi, İstanbul, 16–18 Mayıs 2007.

EVENBLIJ, H., Filtration Characteristics in Membrane Bioreactors, Page 88,19 June 2006.

GALIL, N.I., LEVINSKY, Y., Sustainable Reclamation and Reuse of Industrial Wastewater Including Membrane Bioreactor Technologies: Case Studies, *Desalination*, 202, 411-417, 2007.

GINORIS, Y.P., AMARALB, A.L., NICOLAUB, A., COELHOA, M.A.Z., FERREIRAB, E.C., Recognition of Protozoa and Metazoa Using Image Analysis Tools, Discriminant Analysis, Neural Networks and Decision Trees, *Analytica Chima Acta*, 595, 160-169, 2007.

GÜRLEK, C., PINARBAŞI, A., Düşük Re Sayısında Vasküler (Damarsal) Tüp Daralmalarında Gözlemlenen Akış Değişimlerinin Nümerik Analizi, DEÜ Mühendislik Fakültesi Fen Ve Mühendislik Dergisi, Cilt 5, Sayı:2, Sh:1, 7 Mayıs 2003.

GÜRSOY, F., Tekstil Endüstrisi Atıksularının Ardışık Kesikli Reaktör İle Arıtılması Verimine Etki Eden Parametrelerin Simülasyonu, Yüksek Lisans Tezi, T.C. Sakarya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, 2006.

GÜRTEKİN, E., Ardışık Kesikli Reaktörde Aktif Çamurun Çökebilirliğine Sıcaklığın Etkisi, Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi, 25 (1-2) 99 – 107, 2009.

HASAR, H., Batık Membran-Aktif Çamur Sistemlerinin Arıtma Kapasitesinin Geliştirilmesi ve Modellenmesi, Doktora Tezi, T.C. Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Elazığ, 2001.

HERMIA, J., Constant Pressure Blocking Filtration Laws-Application to Power-Law Non-Newtonian Fluids, *Trans. Inst. Chem. Eng.-Lond.*, 60: 183–187, 1982

HO, C.C., and ZYDNEY, A.L., A Combined Pore Blockage and Cake Filtration Model for Protein Fouling During Microfiltration., *J. Colloid Interface Sci.*, 232: 389–399, 2000.

HO, C.C., and ZYDNEY, A.L., Overview of Fouling Phenomena and Modeling Approaches for Membrane Bioreactors, *Separation Science and Technology*, 41: 1231–1251, 2006.

HO, N. C., RA, K. M., BYUNG, G. P., SEONG-JIN, L., DONG, W. C., WOO, G. L., SEOK, L. S., & YONG, H. A., Simulation of Sequential Batch Reactor (SBR) Operation for Simultaneous Removal of Nitrogen and Phosphorus. *Bioprocess Eng.* 23: 513-521, 2000.

<http://www.graphpad.com/quickcalcs/onesamplet2.cfm>, Nisan 2010.

<http://www2.aku.edu.tr/~gocak/2007dersnot/egitimbilimleri/mehmetuluisik.pdf>, Mart 2010.

<http://www.istatistikanaliz.com/t-testi.asp>, Nisan 2010.

<http://www.merck-chemicals.com.tr>, Şubat 2010.

<http://www.osbuk.org/atiksu/bolum05.pdf>, Mart 2010.

http://www.saf-su.com/suyun_iletkenligi.html, Mart 2010.

<http://tr.wikipedia.org/wiki/ph>, Mart 2010.

JUDD, S.J., *The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment*, Elsevier, Oxford, UK, 2006.

KNOBLOCK, M.D., SUTTON, P.M., MISHRA, P.N., GRUPTA, K., JANSON, A., *Membrane Biological Reactor System for Treatment Oily Wastewaters*. *Water Environment Research*, 66(2), 133-139. 1994.

KOYUNCU, İ., *Nanofiltrasyon Membranları ile Tuz Gideriminde Organik İyon Etkisi*, Doktora Tezi, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Ekim, 2001.

KÖSEOĞLU, G., *Tekstil Endüstrisi Atıksularındaki Renk Sorununun İleri Aktif Çamurlu Ardışık Kesikli Biyoreaktör İle Giderilmesi*, Yüksek Lisans Tezi, T.C Sakarya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, 2004.

KÖSEOĞLU, H., *Hibrit Siyanürleme Ve Yüksek Basıncılı Membran Prosesiyle Madencilik Atıksularından Gümüş Geri Kazanımı-Sentetik Su Deneyleri*, Yüksek Lisans Tezi, T.C. Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Isparta, 2005.

KRAUME, M., and BRACKLOW, U., and DREWS, A., and VOCKS, M., *Nutrients Removal in MBRs For Municipal Wastewater Treatment*. *IWA Specialized Conference On Water Environment-Membrane Technology*, 453-464, Seoul/Korea, 07-10.06.2004.

MARROT, B., BARRIOS, M.A., MOULIN, P., and ROCHE, N., *Industrial Wastewater Treatment in a Membrane Bioreactor, A Review*. *Environ. Prog.*, 23: 59-68., 2004.

MENG, F.G., ZHANG, H.M., LI, Y.S., ZHANG, X.W., and YANG, F.L., Application of Fractal Permeation Model to Investigate Membrane Fouling in Membrane Bioreactor, *J. Membrane Sci.*, 262: 107–116, 2005.

METCALF & EDDY, *Wastewater Treatment, Disposal and Reuse*, Mc Graw Hill Publishing, 2000-2004.

MEYER, R.L., ZENG, R.J., GIUGLIANO V., BLACKALL L.L., Challenges For Simultaneous Nitrification, Denitrification And Phosphorus Removal In Microbial Aggregates: Mass Transfer Limitation And Nitrous Oxide Production., *Fems Microbiology Ecology.*, Vol. 52, Issue 3, 1, 329-338.,2005.

MULDER M., *Basic Principles of Membrane Technology*, Kluwer Academic Publisher, Netherlands 1992.

MULLER, E.B., STOUTHAMER, A.H., VERSEVELD, H.W., EIKELBOOM, D.H., Aerobic Domestic Wastewater Treatment in a Pilot Plant with Complete Sludge Retention by Cross-Flow Filtration, *Water Research*, 29(4), 1179-1189, 1995.

NAGANO, A., ARIKAWA, E., KOBAYASHI, H., The Treatment of Liquor Wastewater Containing High Strength Suspended Solids by Membrane Bioreactor System, *Water Sci. And Techn.*, 26(3-4), 887-895, 1992.

NUENGJAMNONG, C., KWEON, J.H., CHO, J., POLPRASERT, C., and AHN, K.H., Membrane Fouling Caused by Extracellular Polymeric Substances during Microfiltration Processes, *Desalination*, 179: 117–124, 2005.

OTTOSON J., HANSEN, A., BJÖRLENÍUS, B., NORDER, H., STENSTRÖM, T.A., Removal of Viruses, Parasitic Protozoa and Microbial Indicators in Conventional and Membrane Processes in a Wastewater Pilot Plant. *Water Research*, 40, 1449-1457, 2006.

ÖĞLENİ, N., ARAS, A., ÖĞLENİ, Ö., Bulking and Bulking Problems Caused by Filamentous Microorganisms, *FEB*, Vol. 18, No.3, 2009.

PARIS, J., GUICHARDON, P., CHARBIT, F., Transport Phenomena in Ultrafiltration: a New Two-Dimensional Model Compared with Classical Models, *Journal Of Membrane Science* 207 43–58, 2002.

RITTMANN, B.E., *Aerobic Biological Treatment*, *Env. Sci. Tech.*, 21, 128-36. 1987.

ROSS, W.R., BERNARD, J.P., STROHWALD, N.K.H., GROBLER, C.J., SANETRA, C.J., Practical Application of The Adulf Process to The Full-Scale Treatment of Maizeprocessing Effluent, *Water Sci. And Techn.*, 25(10):27-39, 1992.

SANG-ILL, L, JONG-HO, P, KWANG-BAIK, K., BEN K., Effect of Fermented Swine Wastes on Biological Nutrient Removal in Sequencing Batch Reactors. *Wat. Res.*31: 1807-1812, 1997.

STEPHENSON, T.J., JEFFERSON, B., and BRINDLE, K., *Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment*; IWA Publishing, London, 2000.

STRATHMAN, H., *Membranes And Membrane Processes In Biotechnology. Trends In Biotechnology*, 3, 112-8. 1985.

UMBLE, A. K., & KETCHUM, Al.,: A Strategy For Coupling Municipal Wastewater Treatment Using The Sequencing Batch Reactor With Effluent Nutrient Recovery Through Aquaculture. *Wat. Sci. Tech*; 35: 177-184, 1997.

UYGUR, A., KARGI,F., BAŞKAYA, H. S., Ardişık Zamanlı Kesikli Biyoreaktörde Biyolojik Nitrient Gide riminde Hidrolik Alıkonma Süresinin Optimizasyonu, *Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi*, Cilt 9, Sayı 1, 2004.

VERSTRAETE, W., *Biotechnological Processes in Environmental Technology*, Course Notes, University of Gent, Belgium, 1998-1999.

<http://deu.edu.tr/atiksu/ana58/kapak.pdf>, Mart 2010.

YEH, H.M., Modified Gel-Polarization Model for Ultrafiltration in Hollow-Fiber Membrane Modules, *Sep. Sci. Technol.* 31 (2) 201. 1996.

YILMAZ, İ., *Verilerin Çözümlemesi-İlişki-Korelasyon*, T.C.Ankara Üniversitesi Eğitim Bilimleri Enstitüsü Eğitim Yönetimi, Teftişi, Ekonomisi ve Planlaması Yüksek Lisans Programı, Ankara, 2006.

YİĞİT, N.Ö., *Membran Biyoreaktörü ile (MBR) Evsel Atıksu Arıtımı*, Doktora Tezi, SDÜ Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Isparta, 2007.

YONGHUN, L., MARK, M. C., *Modeling of Flux Decline During Crossflow Ultrafiltration of Colloidal Suspensions*, Department of Civil And Environmental Engineering, University of Illinois at Urbana Champaign, 205 N. Mathews Avenue, Urbana, Il 61801, USA, 1 May 1998.

ZYDNEY, A.L. and COLTON, C.K., A Concentration Polarization Model for The Filtrate Flux in Cross-Flow Microfiltration of Particulate Suspensions, Chem. Eng. Commun., 47: 1–21,1986.

ZEMAN, L.J., ZYDNEY, A.L., Microfiltration and ultrafiltration principles and applications, Marcel Dekker Inc., Newyork, USA, 1996.

ÖZGEÇMİŞ

Turgay DERE. 31.03.1976 tarihinde Malatya’da doğdu. İlk, orta ve lise eğitimini Malatya’da tamamladı. 1992 yılında başladığı Gaziantep Üniversitesi Mühendislik Fakültesi İnşaat Mühendisliği Bölümü’nden 1997 yılında Fırat Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümüne geçiş yaptı. 2001 yılında Fırat Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümünden mezun oldu. 2001-2002 eğitim yılında Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı Çevre Teknolojisi Bilim Dalı’nda yüksek lisansa başladı. 2004 yılında yüksek lisans mezunu oldu. 2004-2005 eğitim yılında Sakarya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı’nda doktora başladı. Doktora eğitimi halen devam etmektedir.