FISTIK ENDÜSTRİSİ ATIKSULARININ ÖN ARITIMI VE AEROBİK ORTAMDA BİYOLOJİK OLARAK ARITILABİLİRLİĞİNİN İNCELENMESİ

Sevtap DOĞRU

Yüksek Lisans Tezi
Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı
Prof. Dr. Alper NUHOĞLU
2013
Her Hakkı Saklıdır

ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

FISTIK ENDÜSTRİSİ ATIKSULARININ ÖN ARITIMI VE AEROBİK ORTAMDA BİYOLOJİK OLARAK ARITILABİLİRLİĞİNİN İNCELENMESİ

Sevtap DOĞRU

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

ERZURUM
2013

Her Hakkı Saklıdır

T.C.
ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

TEZ ONAY FORMU

FISTIK ENDÜSTRİSİ ATIKSULARININ ÖN ARITIMI VE AEROBİK ORTAMDA BİYOLOJİK OLARAK ARITILABİLİRLİĞİNİN İNCELENMESİ

Prof. Dr. Alper NUHOĞLU danışmanlığında, Sevtap DOĞRU tarafından hazırlanan bu çalışma 28/02/2013 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda Yüksek Lisans tezi olarak **oybirliği** ile kabul edilmiştir.

Başkan : Prof. Dr. Alper NUHOĞLU *İmza* :

Üye : Doç. Dr. Osman Nuri ATA *İmza* :

Üye : Yrd. Doç. Dr. Şahset İRDEMEZ *İmza* :

Yukarıdaki sonucu onaylıyorum

Prof. Dr. İhsan EFEOĞLU
Enstitü Müdürü

Bu çalışma BAP, projeleri kapsamında desteklenmiştir.
Proje No: 2011/421

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

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

FISTIK ENDÜSTRİSİ ATIKSULARININ ÖN ARITIMI VE AEROBİK ORTAMDA BİYOLOJİK OLARAK ARITILABİLİRLİĞİNİN İNCELENMESİ

Sevtap DOĞRU

Atatürk Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Alper NUHOĞLU

Bu çalışma iki aşamada yürütülmüştür. Çalışmanın ilk aşamasında antep fıstığı endüstrisinden kaynaklanan atıksuların öncelikle atıksu karakterizasyonu daha sonra ön arıtım çalışması yapılmıştır. Kimyasal arıtılabilirlik çalışmalarında koagülant olarak kil, $AlCl_3$, $Al_2(SO_4)_3$, $Fe_2(SO_4)_3$ ve $FeCl_3$ kullanılmıştır. Kimyasal arıtılabilirlik deneyleri sonucunda en iyi koagülant $AlCl_3$ olarak tespit edilmiştir. Optimum dozajda ve optimum pH değerinde $AlCl_3$ ile %99.6 askıda katı madde (AKM) giderme verimi, %65.8 kimyasal oksijen (KOİ) giderme verimi ve %85.5 toplam fenol giderme verimi elde edilmiştir.

İkinci aşama, fıstık sanayi atıksuyunun aerobik şartlarda kesikli olarak arıtımının incelenmesi, kinetik parametrelerin hesaplanması ve aerobik şartlar altında fıstık atıksuyu gideriminin matematiksel olarak modellenmesini kapsamaktadır. Başlangıç fıstık atıksuyu konsantrasyonu ve spesifik büyüme hızı arasındaki ilgi için Andrew, Han-Levenspiel, Luong ve Aiba biyokinetik eşitlikleri karşılaştırılmış ve bu eşitliklerdeki parametreler hesaplanmıştır. En iyi uyumu sağlayan biyokinetik eşitliği Aiba olarak bulunmuş ve bu eşitlikte yer alan μ_{max}, K_s ve K_i parametrelerine ait değerler sırasıyla 0.25 sa^{-1}, 19 mg/L, 516 mg/L olarak hesaplanmıştır.

2013, 122 Sayfa

Anahtar Kelimeler: Antep fıstığı atıksuyu, ön arıtım, kinetik, biyolojik arıtım, aerobik arıtım

ABSTRACT

Ms Thesis

THE PRE-TREATMENT OF PISTACHIO INDUSTRY WASTEWATER AND THE INVESTIGATION OF BIOLOGICAL TREATABILITY OF THEM IN TO THE AEROBIC CONDITIONS

Sevtap DOĞRU

Atatürk University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Environmental Engineering

Supervisor: Prof. Dr. Alper NUHOĞLU

This study was carried out at two stages. The first stage of this study; characterization of wastewater pistachio industry was done then pretreatment was investigated. Clay, $AlCl_3$, $Al_2(SO_4)_3$, $Fe_2(SO_4)_3$ and $FeCl_3$ were used as coagulant of chemical treatability study. At the end of the chemical treatment phase, best coagulant $AlCl_3$ has been identified. At optimal dosage and optimal value of pH, 99.6% of suspended solid (SS) removal efficiency, 65.8% of chemical oxygen demand (COD) removal efficiency and 85.5% total phenol removal efficiency were obtained by using $AlCl_3$.

The second stage of this study conducted under aerobic conditions include, estimation of kinetics parameters and the mathematical modeling of pistachio industry wastewater removal for aerobic conditions. The Andrew, Han-Levenspiel, Luong and Aiba biokinetic equations were employed for the relation between specific growth rate and initial pistachio wastewater concentration and parameters of this equation was estimated. The best fit biokinetic equation of this study was found by using Aiba and the kinetic coefficient of this equation μ_{max} , K_s and K_i were found respectively also, 0.25 h^{-1}, 19 mg/L, 516 mg/L.

2013, 122 pages

Keywords: Pistachio wastewater, pretreatment, kinetic, biodegradation, aerobic degradation

TEŞEKKÜR

Bu çalışma Prof. Dr. Alper NUHOĞLU danışmanlığında Atatürk Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümünde yapılarak Yüksek Lisans Tezi olarak sunulmuştur. Çalışma aynı zamanda 2011/421 proje numaralı BİLİMSEL ARAŞTIRMA PROJESİ olup A.Ü. Bilimsel Araştırma Projeleri Birimi tarafından desteklenmiştir.

Çalışma süresince, özellikle denemeler esnasında ve tezin hazırlanmasında, desteğini ve hoşgörüsünü esirgemeyen değerli hocam Sayın Prof. Dr. Alper NUHOĞLU'na tüm samimiyetimle sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Lisans, Yüksek Lisans öğrenimim boyunca ve Tez çalışmam esnasında her zaman desteğini ve yardımlarını gördüğüm değerli hocalarım Sayın Yrd. Doç. Dr. Zeynep CEYLAN'a ve Sayın Yrd. Doç. Dr. Şahset İRDEMEZ'e teşekkürlerimi sunarım. Manevi destekleriyle her zaman yanımda olan, çalışmalarım boyunca tüm konularda benimle bilgilerini paylaşan, yaydığı pozitif enerji ve dostluk duygusuyla beni sürekli motive eden Sayın Arş. Gör. Tuba BAYRAM'a teşekkür ederim.

Çalışmalarımda yardımı gördüğüm ve fikirlerinden yararlandığım Sayın Uzman Necdet DEĞERMENCİ' ye ve çalışmalar boyunca desteklerini esirgemeyen, Sayın Yrd. Doç. Dr. Fatma TORUN, Sayın Aysun ALTIKAT, Sayın Arş. Gör. Sinan KUL, Sayın Gökçe DEĞERMENCİ, Sayın Arş. Gör. Zeynep KARAKAŞ'a teşekkürü bir borç bilirim.

Tüm imkânlarından yararlandığım ve mezunu olmaktan her zaman gurur duyduğum Atatürk Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nün değerli öğretim üyeleri ve personeline de teşekkür ederim.

Hayatımın her anında büyük bir sabırla, benim için her türlü fedakarlığı yapan, bugünlere gelmemde katkıları olan, maddi ve manevi destekleriyle güç aldığım

sevgili anneme sonsuz minnet ve teşekkürlerimi sunarım.

Tez çalışmam süresince hep yanımda olan ve desteklerini hiç esirgemeyen sevgili Erdin YEŞİLYURT'a teşekkür ederim.

Sevtap DOĞRU

Şubat 2013

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....i
ABSTRACT.....ii
TEŞEKKÜR.....iii
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ.....viii
ŞEKİLLER DİZİNİ.....ix
ÇİZELGELER DİZİNİ.....xv
1. GİRİŞ.....1
2. KURAMSAL TEMELLER.....3
2.1. Fıstık Üretiminin Tarihçesi.....3
2.2. Antep Fıstığının Besleyici Özellikleri.....3
2.3. Antep Fıstığının Türkiye'deki Durumu.....5
2.4. Antep Fıstığının Dünyadaki Durumu.....7
2.5. Fıstık Üretimi.....9
2.5.1. Kurutma.....9
2.5.2. Kavlatma.....10
2.5.3. Çıtlatma.....13
2.5.4. Kavurma.....14
2.5.5. Depolama.....15
2.6. Fıstık Sanayinin Akım Şeması.....16
2.7. Antep Fıstığı Kabuğunun Değerlendirilmesi.....16
2.8. Fıstık Endüstrisi Atıksularının Özellikleri.....17
2.9. Kimyasal Koagülasyon prosesi.....17
2.9.1. Pıhtılaşma-Yumaklaştırma.....17
2.9.1.a. Kolloidal sistem.....18
2.9.1.b. Kolloidlerin stabilitesi.....19
2.9.1.c. Kolloidlerin Destabilizasyonu.....20
2.9.2. Yumaklaştırma mekanizması.....21
2.9.3. Atıksu arıtımında kullanılan bazı koagülantlar ve özellikleri.....21
2.9.4. Killer.....22

2.10. Biyolojik Atıksu Arıtımı 24
2.10.1. Biyolojik arıtım ve mikrobiyal kinetik 25
2.10.2. Kinetik modellerin çözümü ve kinetik parametrelerin belirlenmesi 31
2.11. Kaynak Özetleri 32
3. MATERYAL ve YÖNTEM 39
3.1. Materyal 39
3.1.1. Kimyasal maddeler 39
3.1.2. Atıksu 39
3.1.3. Organizma 39
3.1.4. Kullanılan kil ve özellikleri 40
3.1.5. Deneysel sistem 40
3.2. Yöntem 41
3.2.1. KOİ analizi 41
3.2.2. Askıda katı madde tayini 42
3.2.3. Toplam Fenol konsantrasyonunun ölçülmesi 44
3.2.4. Fenol analizi 45
3.2.5. Amonyak analizi 45
3.2.6. Nitrat analizi 46
3.2.7. Yağ ve gres ölçümleri 46
3.2.8. pH, ÇO ve iletkenlik ölçümleri 47
3.2.9. Nitrat ve nitrit konsantrasyonlarının belirlenmesi 47
3.2.10. Fosfat ölçümleri 48
3.2.11. Toplam organik karbon (TOK) ve toplam azot (TN) ölçümleri 48
3.2.12. Aerobik şartlar altında reaktörün işletilmesi 48
3.2.13. Kinetik parametre değerlerinin hesaplanması 49
4. ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMA 50
4.1. Fıstık Atıksuyunun Karakterizasyonu 50
4.2. Pilot Tesisten Alınan Atıksuyun Kimyasal Arıtımı 51
4.2.1. Kimyasal koagülasyon ve flokülasyon işlemi ile arıtım 51
4.3. Kesikli Arıtım 65
4.3.1 Aerobik ortamda fıstık atıksuyu giderimi 65
4.4.1. Aerobik şartlar altında kesikli ortamda atıksuyun giderim kinetiği 72

4.4.1.a. Andrew-Halden modeli ile atıksuyun giderim kinetiği 73
4.4.1.b. Luong modeli ile atıksuyun giderim kinetiği 76
4.4.1.c. Han-Levenspiel modeli ile atıksuyun giderim kinetiği 78
4.4.1.d. Aiba modeli ile atıksuyun giderim kinetiği 80
4.4.2. Kesikli arıtımın modelle uyumunun incelenmesi 84
4.4.2.a. Andrew modeli ile uyumunun incelenmesi 84
4.4.2.b. Luong modeli ile uyumunun incelenmesi 88
4.4.2.c. Han-Levespiel modeli ile uyumunun incelenmesi 92
4.4.2.d. Aiba modeli ile uyumunun incelenmesi 96
4.4.3. Farklı kinetik parametreler ile model uyumunun incelenmesi 100
4.4.3.a. Farklı kinetik parametreler ile Andrew modelinin uyumunun incelenmesi 100
4.4.3.b. Farklı kinetik parametreler ile Luong modelinin uyumunun incelenmesi 104
4.4.3.c. Farklı kinetik parametreler ile Han-Levenspiel modelinin uyumunun incelenmesi 107
4.4.3.d. Farklı kinetik parametreler ile Aiba modelinin uyumunun incelenmesi 111
5. SONUÇ ve ÖNERİLER 115
KAYNAKLAR 119
ÖZGEÇMİŞ 123

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

AKM	Askıda katı madde (mg/L)
b	Mikroorganizma ölüm sabiti (sa^{-1})
BOİ	Biyolojik oksijen ihtiyacı (mg/L)
F/M	Birim mikroorganizma basına verilen substrat, çamur yükü (kgKOİ/kg VSSgün)
k	Birim mikroorganizma başına maksimum substrat kullanımı (sa^{-1})
K	Kinetik modellerde substrat inhibisyonu için kullanılan düzenleyici sabit (mg/L)
K_i	Substratın inhibisyona bağlı ayrışma sabiti (mg/L)
K_s	Doygunluk sabiti, maksimum büyüme hızının yarısındaki substrat konsantrasyonu (mg/L)
KOİ	Kimyasal oksijen ihtiyacı (mg/L)
m,n	Deneysel düzeltme
S	Substrat konsantrasyonu (mg/L)
Sm	Kritik inhibisyon konsantrasyonu (mg/L)
S_o	Başlangıç substrat konsantrasyonu (mg/L)
TKM	Toplam katı madde
TOK	Toplam organik karbon
Y	Üreme verimi, dönüşüm oranı (mg MLSS/mg KOİ)
μ	Özgül büyüme hızı (sa^{-1})
μ_e*	Deneyler esnasında ölçülen en büyük özgül büyüme hızı (sa^{-1})
μ_{max}	Maksimum özgül büyüme hızı (sa^{-1})
μ_i	Tahmin edilen özgül büyüme hızı (sa^{-1})

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1. Antepfıstığı ağaçları 4
Şekil 2.2. Türkiye'de Antep fıstığı Üretim-İhracat ve Tüketim (1999-2006) 6
Şekil 2.3. Önemli antepfıstığı üreticisi ülkelerin üretim-tüketim ve ihracat miktarları (1999-2006) 7
Şekil 2.4. Kurutmanın İçi 10
Şekil 2.5. Kavlatma işlemi 11
Şekil 2.6. Titreşimli Eleğin Şematik Gösterimi 12
Şekil 2.7. Titreşimli Eleğin Genel Görünümü 13
Şekil 2.8. Çıtlatma yapan insanlar 14
Şekil 2.9. Fıstık sanayisi akım şeması 16
Şekil 2.10. Negatif yüklü küresel bir kolloidin etrafındaki benzer ve zıt iyonların dağılımı (Faust ve Aly 1983). 20
Şekil 2.11. Killerin sınıflandırılması (Mustafaoğlu 2011). 23
Şekil 2.12. Montmorillonit kil minerali örneği 24
Şekil 2.13. Özgül büyüme hızının substrat konsantrasyonu ile değişimi 26
Şekil 2.14. Substrat inhibisyonu için monod diyagramının değişimi (Haldene eğrisi) 29
Şekil 3.1. Çalışmada kullanılan jar test düzeneği 41
Şekil 3.2. KOİ Konsantrasyonu kalibrasyon eğrisi 42
Şekil 3.3. AKM Konsantrasyonu Kalibrasyon eğrisi 43
Şekil 3.4. Mikroorganizma konsantrasyonunun belirlenmesinde kullanılan kalibrasyon eğrisi 43
Şekil 3.5. Toplam fenol konsantrasyonu kalibrasyon eğrisi 44
Şekil 3.6. Fenol konsantrasyonu kalibrasyon eğrisi 45
Şekil 3.7. Yağ-gres analizinde kullanılan kalibrasyon eğrisi 47
Şekil 3.8. Mikroorganizma besleme 48
Şekil 4.1 Farklı çökelme sürelerinin AKM, KOİ ve TKM giderim verimine etkisi 52
Şekil 4.2 Farklı çökelme sürelerinin bulanıklılık ve bulanıklılık giderim verimine etkisi 52

Şekil 4.3. Farklı çökelme sürelerinin yağ konsantrasyonu ve yağ giderim verimine etkisi 53
Şekil 4.4. Farklı koagülant maddelerin AKM giderim verimine etkisi 55
Şekil 4.5. Farklı koagülant maddelerin KOİ giderim verimine etkisi 55
Şekil 4.6. Farklı koagülant maddelerin toplam fenol giderim verimine etkisi 56
Şekil 4.7. Farklı koagülant maddelerin çöktürme sürelerinin bulunması 57
Şekil 4.8. Farklı koagülant maddelerin çöktürme sürelerinin bulunması (30 dakika sonra) 57
Şekil 4.9. Farklı $AlCl_3$, $Al_2(SO_4)_3$ ve $FeCl_3$ dozajlarında AKM giderim verimine etkisi 59
Şekil 4.10. Farklı $AlCl_3$, $Al_2(SO_4)_3$ ve $FeCl_3$ dozajlarında KOİ giderim verimine e tkisi 59
Şekil 4.11. Farklı $AlCl_3$, $Al_2(SO_4)_3$ ve $FeCl_3$ dozajlarında toplam fenol giderim verimine etkisi 60
Şekil 4.12. Farklı pH'lar da $AlCl_3$, $Al_2(SO_4)_3$ ve $FeCl_3$ AKM giderim verimine etkisi 63
Şekil 4.13. Farklı pH'lar da $AlCl_3$, $Al_2(SO_4)_3$ ve $FeCl_3$ KOİ giderim verimine etkisi .. 63
Şekil 4.14. Farklı pH'lar da $AlCl_3$, $Al_2(SO_4)_3$ ve $FeCl_3$ toplam fenol giderim verimine etkisi 64
Şekil 4.15. Kesikli arıtımda kullanılan deney düzeneği 65
Şekil 4.16. So=50 mg/L atıksuyun başlangıç KOİ konsantrasyonun ve mikroorganizma derişiminin zamanla değişimi 66
Şekil 4.17. So=100 mg/L atıksuyun KOİ başlangıç konsantrasyonun ve mikroorganizma derişiminin zamanla değişimi 67
Şekil 4.18. So=250 mg/L atıksuyun KOİ başlangıç konsantrasyonun ve mikroorganizma derişiminin zamanla değişimi 67
Şekil 4.19. So=500 mg/L atıksuyun KOİ başlangıç konsantrasyonun ve mikroorganizma derişiminin zamanla değişimi 68
Şekil 4.20. So=750 mg/L atıksuyun KOİ başlangıç konsantrasyonun ve mikroorganizma derişiminin zamanla değişimi 68

Şekil 4.21. So=1000 mg/L atıksuyun KOİ başlangıç konsantrasyonun ve mikroorganizma derişiminin zamanla değişimi 69
Şekil 4.22. So=50 mg/L atıksuyun başlangıç fenol konsantrasyonun ve mikroorganizma derişiminin zamanla değişimi 69
Şekil 4.23. So=100 mg/L atıksuyun başlangıç fenol konsantrasyonun ve mikroorganizma derişiminin zamanla değişimi 70
Şekil 4.24. So=250 mg/L atıksuyun başlangıç fenol konsantrasyonun ve mikroorganizma derişiminin zamanla değişimi 70
Şekil 4.25. So=500 mg/L atıksuyun başlangıç fenol konsantrasyonun ve mikroorganizma derişiminin zamanla değişimi 71
Şekil 4.26. So=750 mg/L atıksuyun başlangıç fenol konsantrasyonun ve mikroorganizma derişiminin zamanla değişimi 71
Şekil 4.27. So=1000 mg/L atıksuyun başlangıç fenol konsantrasyonun ve mikroorganizma derişiminin zamanla değişimi 72
Şekil 4.28. Özgül büyüme hızının bulunuşu (250mg/L atıksu konsantrasyonu için) 73
Şekil 4.29. Andrew tarafından tanımlanan eğriye uygunluğunu gösteren grafik 75
Şekil 4.30. Andrew eşitliğini içeren modelde hesaplanan ve ölçülen μ değerlerinin kıyaslanması 76
Şekil 4.31. Luong tarafından tanımlanan eğriye uygunluğunu gösteren grafik 77
Şekil 4.32. Luong eşitliğini içeren modelde hesaplanan ve ölçülen μ değerlerinin kıyaslanması 78
Şekil 4.33. Han-Levenspiel tarafından tanımlanan eğriye uygunluğunu gösteren grafik 79
Şekil 4.34. Han-Levenspiel eşitliğini içeren modelde hesaplanan ve ölçülen μ değerlerinin kıyaslanması 79
Şekil 4.35. Aiba tarafından tanımlanan eğriye uygunluğunu gösteren grafik 81
Şekil 4.36. Aiba eşitliğini içeren modelde hesaplanan ve ölçülen μ değerlerinin kıyaslanması 81
Şekil 4.37. Andrew eşitliğini içeren modelde 50 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu 85
Şekil 4.38. Andrew eşitliğini içeren modelde 100 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu 86

Şekil 4.39. Andrew eşitliğini içeren modelde 250 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....86
Şekil 4.40. Andrew eşitliğini içeren modelde 500 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....87
Şekil 4.41. Andrew eşitliğini içeren modelde 750 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....87
Şekil 4.42. Andrew eşitliğini içeren modelde 1000 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....88
Şekil 4.43. Luong eşitliğini içeren modelde 50 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....89
Şekil 4.44. Luong eşitliğini içeren modelde 100 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....89
Şekil 4.45. Luong eşitliğini içeren modelde 250 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....90
Şekil 4.46. Luong eşitliğini içeren modelde 500 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....90
Şekil 4.47. Luong eşitliğini içeren modelde 750 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....91
Şekil 4.48. Luong eşitliğini içeren modelde 1000 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....91
Şekil 4.49. Han-Levespiel eşitliğini içeren modelde 50 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu 93
Şekil 4.50. Han-Levespiel eşitliğini içeren modelde 100 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu 93
Şekil 4.51. Han-Levespiel eşitliğini içeren modelde 250 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu 94
Şekil 4.52. Han-Levespiel eşitliğini içeren modelde 500 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu 94
Şekil 4.53. Han-Levespiel eşitliğini içeren modelde 750 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu 95
Şekil 4.54. Han-Levespiel eşitliğini içeren modelde 1000 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu 95

Şekil 4.55. Aiba eşitliğini içeren modelde 50 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....97
Şekil 4.56. Aiba eşitliğini içeren modelde 100 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....97
Şekil 4.57. Aiba eşitliğini içeren modelde 250 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....98
Şekil 4.58. Aiba eşitliğini içeren modelde 500 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....98
Şekil 4.59. Aiba eşitliğini içeren modelde 750 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....99
Şekil 4.60. Aiba eşitliğini içeren modelde 1000 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....99
Şekil 4.61. Andrew eşitliğini içeren modelde. 50 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....101
Şekil 4.62. Andrew eşitliğini içeren modelde. 100 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....101
Şekil 4.63. Andrew eşitliğini içeren modelde. 250 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....102
Şekil 4.64. Andrew eşitliğini içeren modelde. 500 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....102
Şekil 4.65. Andrew eşitliğini içeren modelde. 750 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....103
Şekil 4.66. Andrew eşitliğini içeren modelde. 1000 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....103
Şekil 4.67. Luong eşitliğini içeren modelde. 50 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....104
Şekil 4.68. Luong eşitliğini içeren modelde. 100 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....105
Şekil 4.69. Luong eşitliğini içeren modelde. 250 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....105
Şekil 4.70. Luong eşitliğini içeren modelde. 500 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....106

Şekil 4.71. Luong eşitliğini içeren modelde. 750 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....106
Şekil 4.72. Luong eşitliğini içeren modelde. 1000 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....107
Şekil 4.73. Han-Levenspiel eşitliğini içeren modelde. 50 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu 108
Şekil 4.74. Han-Levenspiel eşitliğini içeren modelde. 100 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu 108
Şekil 4.75. Han-Levenspiel eşitliğini içeren modelde. 250 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu 109
Şekil 4.76. Han-Levenspiel eşitliğini içeren modelde. 500 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu 109
Şekil 4.77. Han-Levenspiel eşitliğini içeren modelde. 750 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu 110
Şekil 4.78. Han-Levenspiel eşitliğini içeren modelde. 1000 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu 110
Şekil 4.79. Aiba eşitliğini içeren modelde. 50 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....111
Şekil 4.80. Aiba eşitliğini içeren modelde. 100 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....112
Şekil 4.81. Aiba eşitliğini içeren modelde 250 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....112
Şekil 4.82. Aiba eşitliğini içeren modelde 500 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....113
Şekil 4.83. Aiba eşitliğini içeren modelde 750 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....113
Şekil 4.84. Aiba eşitliğini içeren modelde 1000 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu.....114

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1. Antep fıstığının bazı sert kabuklu meyve türleri ve sığır eti ile besin değerleri yönünden karşılaştırılması (100 gr. Kuru meyvede) 5
Çizelge 2.2. Dünya kabuklu Antepfıstığı Üretimi (ton) 8
Çizelge 2.3. Atıksu arıtımında kullanılan koagülantlar ve uygulama koşulları 22
Çizelge 2.4. Substrat inhibisyonun büyüme hızı üzerinde çeşitli modeller 32
Çizelge 3.1. Sıvı besi ortamının içeriği (100 g/L KOİ için) 40
Çizelge 4.1. Atıksu karakterizasyonu 50
Çizelge 4.2. Farklı çökelme sürelerinin AKM, KOİ, TKM ve bulanıklılık giderim verimleri 51
Çizelge 4.3. Aynı şartlarda farklı çöktürme sürelerinin belirlenmesi için AKM, KOİ ve toplam fenol giderim verimleri 54
Çizelge 4.4. Aynı şartlarda koagülant madde cinsi ve miktarının belirlenmesi için AKM, KOİ ve toplam fenol giderim verimleri 58
Çizelge 4.5. Çalışmada $AlCl^3$ ile yürütülen deneylerde elde edilen giderim verimleri 61
Çizelge 4.6. Çalışmada $Al_2(SO_4)_3$ ile yürütülen deneylerde elde edilen giderim verimleri 62
Çizelge 4.7. Çalışmada $FeCl_3$ ile yürütülen deneylerde elde edilen giderim verimleri 62
Çizelge 4.8. Sınır koşulları 82
Çizelge 4.9. Modellerin kinetik sabitleri 83
Çizelge 4.10. Hesaplanan biyokinetik parametrelerin karşılaştırılması 83

1. GİRİŞ

Sanayileşme hareketi, teknolojik gelişmeyi ve yapısal değişimleri sağlamakla birlikte, birçok toplumsal sorunu da beraberinde getirmiştir. Bu sorunların en önemlisi çevre kirliliğidir. Sanayileşmenin, gelişen teknolojinin yaşamımıza getirdiği konfor yanında, bu gelişmelerin doğaya ve çevreye verdiği kirliliğin boyutu her geçen gün hızla artmaktadır.

Çeşitli kaynaklardan bırakılan farklı yapıdaki ve yüksek miktarlardaki tehlikeli kimyasallar ile çevre sürekli olarak kirletilmektedir. Kirleticilerin ana kaynağı endüstriyel faaliyetler ve tarımsal uygulamalardır. Bu kirleticiler modern yaşama katkı sağlamasına rağmen bunların çoğu suda, toprakta ve havada birikebilir. Çevre koruma açısından önlemler alınmadığı ve uygun teknolojiler kullanılmadığı takdirde çevre üzerinde olumsuz sonuçlar doğuran bir dengesizlik sorunu ortaya çıkmaktadır. Bunun sonucunda da kaynaklar giderek tahrip olmakta, çevre hızla kirlenmektedir. Sanayinin gelişmesi ile özellikle son 30 yılda kimyasal ve toksik madde kullanımında önemli artış olmuştur. Birçok teknoloji dalında hammadde ve ara ürün olarak bu maddelerin kullanılması sonucu üretilen atıksuların toksik etkileri çevreyi ciddi şekilde tehdit etmektedir. Su kirliliği, günümüzde karşılaşılan çevre sorunlarının en önemlilerinden birisini oluşturmaktadır. Ülkemizde su kirliliğine etki eden unsurlar; sanayileşme, kentleşme, nüfus artışı, zirai mücadele ilaçları ve kimyasal gübreler olarak gruplandırılabilir. Kirleticiler alıcı su ortamında; estetik kirlenmeye, zehirli bir reaksiyona sebep olabildiği gibi su canlılarının yaşam şartlarını bozan taban birikmelerine sebep olur. Ayrıca biyolojik olarak ayrışarak veya çürüyerek oksijen sarfına neden olduğundan dolayı bu su çevresinden yararlanan insan grupları ve diğer canlı hayatı için tehlikeli durumların doğmasına sebep olmaktadır.

Çevre kirlenmesinin tümüyle ortadan kaldırılması bugünkü teknolojik, ekonomik olanaklar ve çevre bilinci açısından bakıldığında imkânsız gibi görülmektedir. Tüm modern yaşamdan vazgeçilmesi halinde elde edilecek olan sadece daha çok kirlenmenin durdurulması olacak, ancak bugüne kadar olan kirliliğin birikintisi uzun

yıllar devam edecektir. Bu durumda yapılması gereken; bir yandan çevre içinde daha çok kirlenmenin olabildiğince önlenmesi, öte yandan mevcut kirliliğin bertaraf edilmesi olacaktır.

Bu çalışmada ülkemizin Güney Doğu Anadolu Bölgesi'nde bulunan Gaziantep yöresinde yetiştirilen Antep Fıstığının üretimi ve işlenmesinden kaynaklanan atık suyun özelliklerinin belirlenmesi ve ön arıtımıyla birlikte aerobik ortamda biyolojik arıtımı incelenmiştir. Bu çalışmanın ilk bölümünde öncelikle fıstık atıksuyunun karakterizasyonu yapılmış, daha sonra da ön arıtım işlemlerinin etkinliği araştırılmıştır. Çalışmanın ikinci bölümünde ise, aerobik şartlar altında karışık kültür ile biyolojik giderim performansı incelenmiş ve kinetik parametreler hesaplanmıştır.

Literatür araştırması Antep fıstığını işleyen endüstrilerin atıksularının arıtımına ilişkin bir çalışma yapılmadığını göstermektedir. Bu konuda yapılacak çalışma, sadece Türkiye ve Dünya literatürüne katkı sağlamayacak aynı zamanda da ülkemize Fıstık endüstrisi atıksuyu arıtımı konusunda teknolojik ve ekonomik bir seçenek sunabilecektir.

2. KURAMSAL TEMELLER

2.1. Fıstık Üretiminin Tarihçesi

Pistacia cinsinin hemen bütün türlerine sert kabuklu fıstık denirse de bu isim doğru olarak sadece P*istacia vera* L. türüne verilir. *Pistacia* cinsi içerisindeki 10 veya daha fazla sayıdaki türlerden sadece *Pistacia vera* L. (antepfıstığı) ticari alanda değere sahip olup, kuru yemiş olarak alınıp satılan ve meyveleri yenen bir ürün olarak kabul edilir (Dağdeviren ve Erdoğan 1996).

Antep fıstığının kültüre alınışı çok eskilere dayanmaktadır. İlk olarak -Güneydoğu Anadolu' ya yerleşen Etiler tarafından kütüre alındığını, o çağlarda kral sofralarına girdiğini, dolayısıyla eskilerden beri kültür çeşitlerinin bulunduğunu ve meyve değerinin bilindiğini belirtmektedirler. Antep fıstığı, miladi I. yy' da Roma'ya, oradan İspanya'ya daha sonra da Fransa'ya yayılmıştır. Fıstığın Amerika'ya geçişi ise, 1853-54 yıllarına rastlamaktadır (Lemaister 1959).

Antepfıstığı, dünyada kuzey ve güney yarım kürelerinin 30- 45 derece paralellerinin uygun mikroklimalarında yetişmektedir. Vavilov'a göre Antepfıstığı'nın iki gen merkezi bulunmaktadır;

1.ORTA ASYA GEN MERKEZİ; Hindistan'ın kuzeyi, Afganistan, Tacikistan, Pakistan

2.YAKINDOĞU GEN MERKEZİ; Anadolu, Kafkasya, İran ve Türkmenistan Ülkemiz yakın doğu gen merkezi içerisinde yer almaktadır (Özbek ve Ayfer 1959).

2.2. Antep Fıstığının Besleyici Özellikleri

Ülkemizde antepfıstığı sulama yapılmayan, taşlık, kayalık alanlarda ve fakir topraklarda bile yetiştirilebilen, lezzetli ve besin değeri yüksek olan antepfıstığı, özel iklim şartları

istemektedir. Antepfıstığı; yaz ayları kurak ve sıcak (yaz ayları ortalama sıcaklığı 25°C), fakat kış ayları da oldukça soğuk (kış ayları ortalama sıcaklığı (7.0–7.4°C) olan bölgelerde ekonomik anlamda ürün verebilmektedir (Ayfer 1990).



Şekil 2.1. Antepfıstığı ağaçları

Meyvelerin kralı, olarak bilinen Antep fıstığı, besleyici özelliği ve lezzeti ile çok önemli bir yere sahiptir. Protein noksanlığının bitkisel üretimle karşılanması, son yıllarda ve özellikle gelişmiş ülkelerde hızla artmaktadır. Antep fıstığı'nın protein, vitamin ve diğer mineral maddeler bakımından zengin oluşu, onun daha da cazip duruma getirmektedir. Antep fıstığının 100 gramının bileşimi, bazı sert kabuklu meyve türleri ve sığır eti ile besin değerlerinin karşılaştırılması Çizelge 2.1'de verilmiştir (Woodroof 1982).

Çizelge 2.1. Antep fıstığının bazı sert kabuklu meyve türleri ve sığır eti ile besin değerleri yönünden karşılaştırılması (100 gr. Kuru meyvede)

	Antep fıstığı	Badem	Fındık	Ceviz	Sığır eti
Protein (g)	23,5	19	12,6	14,8	13,6
Yağ (%)	56,4	54	62,4	64	41
Karbonhidrat (%)	19	20	16,7	16,8	-
Ca (mg)	131	234	209	99	8
P (mg)	500	504	337	380	124
Fe (mg)	7,3	4,7	3,4	3,1	2
Na (mg)	-	4	2	2	65
K (mg)	972	773	704	450	355
Vitamin A (IU)	230	0	-	30	80
Vitamin B1 (mg)	0,67	0,24	0,46	0,33	0,06
Vitamin B2 (mg)	-	0,92	-	0,13	0,12
Vitamin B6 (mg)	1,4	3,5	0,9	0,9	3,3
Vitamin C (mg)	30	-	-	2	-
Vitamin E (mg)	5,2	-	-	-	-
Kalori (kal)	594	598	634	651	428
Nem (%)	5,3	4,7	5,8	3,5	44,8

Çizelge 2.1'de görüldüğü gibi Antep fıstığı meyvesini yoğunlaştırılmış bir enerji hapı olarak tarif etmek mümkündür. Antep fıstığı, sığır etinden protein yönünden iki kat, fosfor yönünden dört kat üstün olmasının yanında potasyum, demir, A ve B1 vitamini yönünden de oldukça zengindir.

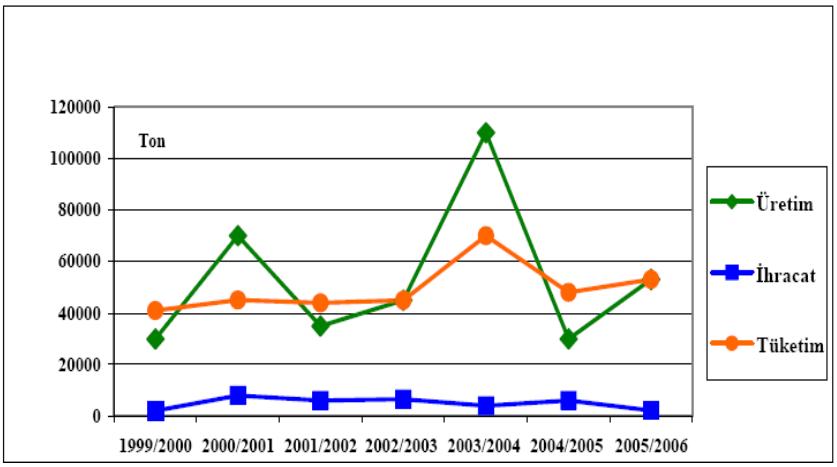
2.3. Antep Fıstığının Türkiye'deki Durumu

Üretimimizin %94'ü, Güneydoğu Anadolu Bölgesi'nde karşılanmakla beraber son istatistiklere göre 56 ilimizde antepfıstığı yetiştiriciliği yapılmaktadır. Antep fıstığı son 10 yıl içerisinde özellikle Ege bölgesinde yaygınlaşmışsa da geniş bir üretim alanı bulamamıştır. Antepfıstığı araştırma Enstitüsü tarafından Ege Bölgesi'nde; Aydın, Muğla, Manisa-Yuntdağı, İzmir-Bergama, Çanakkale, Akdeniz Bölgesinde; Senir, Orta Anadoluda; Karaman, Ankara-Beypazarı, Karadeniz Bölgesi'nde; Tokat, Sivas-Suşehri, Elazığ, Malatya gibi yörelerde özellikle yabani türler üzerine aşılamalar yapılmış ancak ekonomik olarak yetiştiricilik yaygınlaşmamıştır (Arpacı *et al.* 1997).

Yurdumuzun Antepfıstığı üretimi 1961 yılında 11 ilde gerçekleştirilirken, su anda 56 ilde üretim yapılmaktadır. 1951 yılında 5 527 000 adet civarında bulunan ağaç varlığı, 1996 verilerine göre 44 080 000 adete ulaşmıştır. Ağaç varlığındaki bu artışa paralel olarak meyve üretimi de büyük artış göstermiştir. Mevcut antepfıstığı ağaçlarının %54' ü meyve vermekte, %46' si ise meyve vermemektedir (Ak vd 1999).

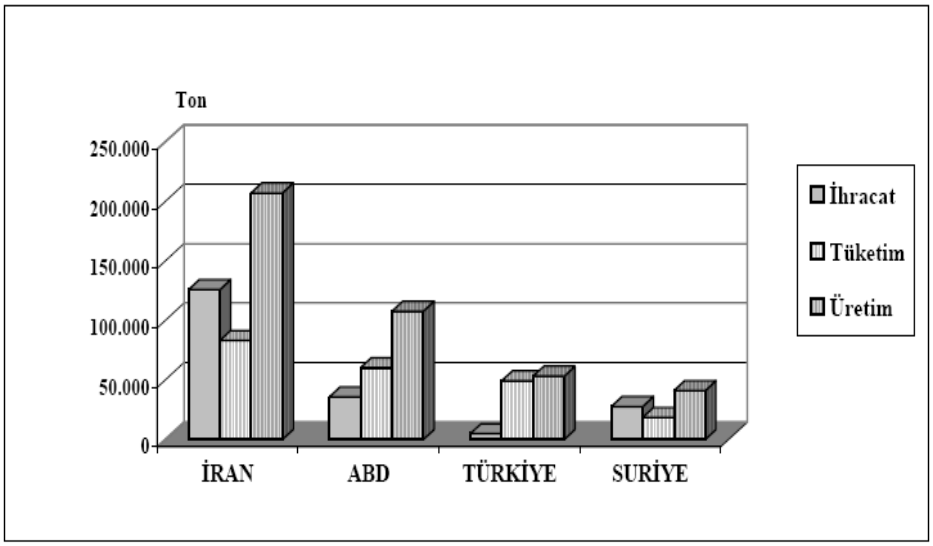
Türkiye'de kuru kabuklu Antep fıstığı tüketimi mahsule bağlı değişmekte olup ortalama olarak 25.000 tondur. Ürünün kıt olduğu yıllarda tüketim 20.000 ton dolayında iken bol olan yıllarda 30.000 tona çıkmaktadır (Ak ve Kaşka 1992).

Şekil 2.2'de Türkiye'de antepfıstığı üretim-ihracat ve tüketim miktarları verilmiş olup 1999-2006 yılları arasında üretimin artmasına rağmen ihracatta herhangi bir değişikliğin olmadığı görülmüştür.



Şekil 2.2. Türkiye'de Antep fıstığı Üretim-İhracat ve Tüketim (1999-2006)

Şekil 2.3'de önemli antepfıstığı üreticisi ülkelerin üretim-tüketim ve ihracat miktarları verilmiş olup, ülkemizdeki ihracat miktarının diğer ülkelere göre az olduğu görülmüştür.



Şekil 2.3. Önemli antepfıstığı üreticisi ülkelerin üretim-tüketim ve ihracat miktarları (1999-2006) (Tunalıoğlu ve Taşkaya 2005)

Antepfıstığı yetiştiriciliği, Güneydoğu Anadolu Projesi (GAP) ile yeni bir döneme girmektedir. Sulu koşullarda antepfıstığı yetiştirme imkanı doğmaktadır. Mevcut tesisler yanında, yeni kurulacak tesisler de sulanabilecektir. Bu yöndeki materyal (anaç ve çeşit), teknoloji ve mekanizasyonun planlanması gerekmektedir. Antepfıstığı Araştırma Enstitüsü'nce çalışmalar çeşit ve anaç seçimi konularında yürütülmektedir.Bunun sonucunda verim ve kalite yönünden ileri düzeydeki üretici ülkelere ulaşılması hedeflenmektedir.

2.4. Antep Fıstığının Dünyadaki Durumu

Dünyada Antep fıstığı üreten ülkeler genellikle kuzey yarımkürede bulunmaktadır. Bu ülkeler arasında İran, A.B.D. ve Türkiye üretim miktarı yönünden uzun yıllardır ilk üç sırayı paylaşırken, son yıllarda A.B.D Antep fıstığı üretimine büyük hız vermiş ve ülkemizden daha fazla üretim miktarına ulaşmıştır (Arpacı vd 2000; Ak ve Kaşka 1992).

Dünyada Antep fıstığı üretimi ülkeler itibariyle Çizelge 2.2'de verilmektedir.

Çizelge 2.2. Dünya kabuklu Antepfıstığı Üretimi (ton)

ÜLKELER	**2003**	**2004**	**2005**	**2006**	**2007**	**2008**	Ortalama
İran	306192	184899	229657	230000	230000	150000	221791
ABD	53980	157397	128367	107955	108598	110000	111050
Türkiye	90000	30000	60000	110000	73416	130000	82236
Suriye	47600	21200	44642	73183	52066	50000	48115
Çin	30000	32000	34000	36000	38000	30000	33333
Yunanistan	7930	7917	9365	8228	9000	8000	8407
Toplam							504932

A.B.D'deki antepfıstığı yetiştiriciliği, düzenli ve geniş bir araştırma neticesinde başlamıştır.1930'lu yıllarda İran ve Orta Doğudan seleksiyon yapılarak yeni çeşit ıslahına başlamış, 1960'lı yıllarda elde edilen çeşit ve anaçlarla 1970'li yıllarda devletinde desteklemesi sonucu sulu koşullarda çok büyük (5-10 bin dekar) antepfıstığı bahçeleri tesis edilmiştir. A.B.D günümüzdeki üretimiyle dünyada ikinci büyük üretici ülke konumuna gelmiştir. Bu hızlı gelişme;

- Yetiştiriciliğin sulu koşullarda, nematodlarla ve hastalıklara dayanıklı anaçla, verimli ve kaliteli tek çeşitle yapılması,
- Standardizasyon, pazarlama ve tanıtım organizasyonun iyi yapılması,
- Güçlü üretici birliğinin oluşturulması gibi nedenlere bağlamak mümkündür.
- A.B.D.'de çoğunlukla damla sulama sistemi kullanılmaktadır. Uygun ve yeterli gübreleme yapılmakta, mekanik budama sistemi uygulanmaktadır. Öteki bakım tedbirlerinin de tamamlanmasıyla 25-30 yaşlarındaki bir ağacın ortalama 16-18 kg ürün alınabilmektedir.

2.5. Fıstık Üretimi

Antepfıstığının olgunluk dönemi; Gaziantep ve Şanlıurfa gibi sıcak bölgelerde Ağustos ayının ikinci yarısı ile Eylül ayı başları olmaktadır. Bu bölgelerde hasat işlemlerinin Ağustos ayının sonlarına doğru başlayarak Eylül ayının sonlarına kadar sürdüğü tespit edilmiştir.

Ülkemizde antep fıstığı hasadında ve işlenmesinde mekanizasyon düzeyi oldukça düşüktür ve el emeğine dayalıdır (Anonim 1999). ABD' de ise ürünün tamamı mekanik olarak hasat edilmektedir. Meyveler dallardan titreşimle ayrılmaktadır. Mekanik hasat çok büyük kolaylıklar sağlamaktadır. Yaklaşık 2 dakikada üç ağacın ürünü toplanmaktadır.

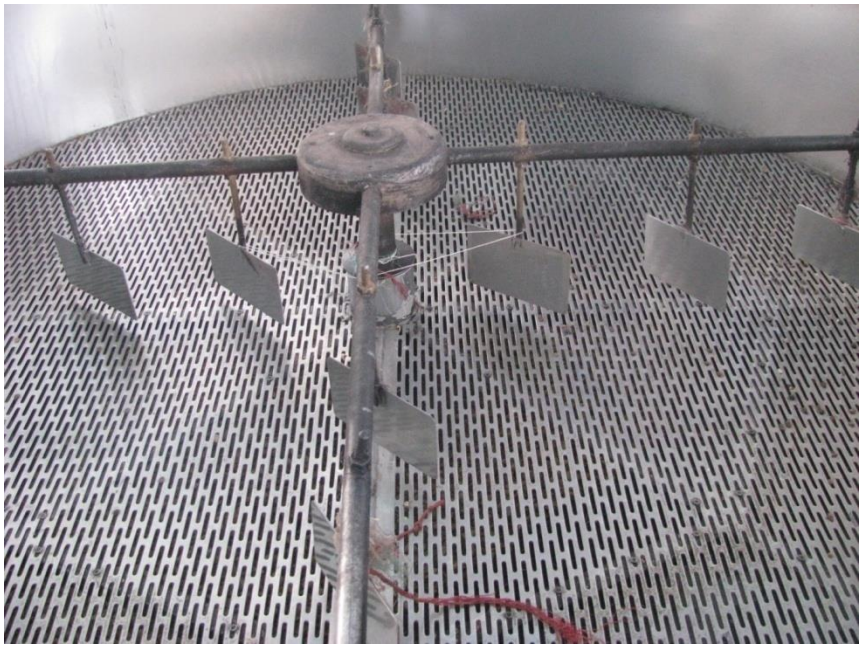
Antepfıstığı hasattan sonra ayıklanıp, kurutulduğu yerlere yani sergi yerlerine taşınmaktadır. Meyvelerin ağaçtan koparılıp, muhafaza için ambara girinceye kadar yapılan, taneleme, ayıklama ve kurutma işlemlerine sergi işlemleri denilmektedir. Sergi yerleri genellikle antepfıstığı bahçelerinin içerisinde bulunmaktadır. Sergi yeri işlemleri tamamlanan meyveler 50–70 kg'lık jüt çuvallara doldurularak muhafaza edilmektedirler (Karaca 1995).

2.5.1. Kurutma

Ülkemizde hasat edilen meyveler sergi yerlerinde ayıklanıp, güneşte kurutulur. Sergi yerleri genellikle antepfıstığı bahçelerinin içerisindedir. Yani hasat edilmiş taze antepfıstığının kırmızı kabuğundaki nem miktarı %78, sert kabuğundaki nem miktarı %24, iç meyvede ise bu oran %37'dir.Meyvenin tamamındaki toplam nem oranı %40-50 arasında değişmektedir. Uygun hava koşullarında sergi yerinde kurutmaya alınan antepfıstığı meyvelerindeki nem oranı 3-4 gün içinde %3-5'e düşmektedir. Nem oranı %6 olan antepfıstığı meyvesinin yumuşak kabuğu toplam ağırlığın %18.04, sert kabuk %37.93 iç ise %44.03'nü oluşturmaktadır. Sergi yerlerinde kurutma esnasında, meyvelerin toprakla temasının kesilmesi için kurutulacak antepfıstığı meyvelerinin bir

bez üzerine serilmesi gerekmektedir**.** Kurutma işlemi ürün kalitesini doğrudan etkiler. Sergi yerlerinde kurutmaya alınan antepfıstıklarının, serim kalınlığı 3-5 cm'yi geçmemelidir. İyi bir kurutma sağlamak için, yavaşça karıştırma yapılmalıdır. Karıştırma esnasında meyvenin kırmızı kabuğuna zarar verilmemelidir. Kurutulan fıstıklar, eleme ve boylama işlemi yapıldıktan sonra jüt çuvallara konulmalıdır.

Aslında hasat edilen ürünlerin mekanik kurutucu ile kurutulması küf gelişimi ve mikotoksin oluşumunu önleme açısından büyük önem taşımaktadır. Fakat maliyetin artması ve bu bölgelerde hava neminin çok yüksek olmaması bir bakıma çiftçi açısından büyük bir avantajdır. Genelde dış pazar kayıtlarından takip edilecek olursa aflatoksin, genelde iran kökenli fıstıklarda daha yoğun ve limitlerin üzerinde çıkmaktadır.



Şekil 2.4. Kurutmanın İçi

2.5.2. Kavlatma

Kavlatma, meyvede kırmızı kabuğun sert kabuktan ayrılarak çıkarılmasıdır. Bu işlem ülkemizde genellikle kurutma ve depolamadan sonra işleme, pazarlama öncesi yapılır.

Kavlak antep fıstıklarının kurutulmasına ve depolanmasına daha fazla özen gösterilmelidir. Çünkü kavlak antepfıstıkları kuru kırmızı kabuklu antepfıstıklarına oranla daha fazla küf sporu enfeksiyonuna uğramaktadır.

Kuru kırmızı kabuklu antepfıstığının işlenmesi beş aşamadan oluşmaktadır;

- ❖ Kırmızı kabuğun su veya buharla yumuşatılması,
- ❖ Yumuşayan kabuğun devliplerde veya fiberglas merdanelerde ezilmesi,
- ❖ Ezilen kabukların eleklere ayrılması,
- ❖ Meyvelerin yıkanarak temizlenmesi,
- ❖ Meyvelerin sıcak hava ile kurutulması şeklindedir.

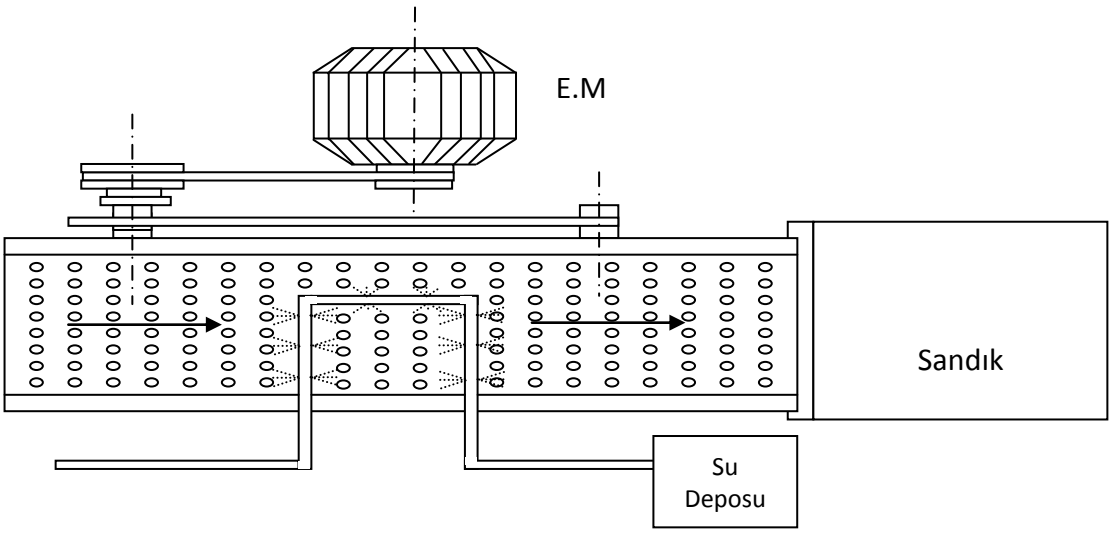
Antepfıstığının kavlatılması için farklı yöntemler halen uygulanmaktadır. Bunlar tel fırçalı dairesel hareketli yatay kavlatıcı, fırçalı-kayışlı kavlatıcı, dairesel fırçalı dikey kavlatıcı ve halen çok yaygın olarak kullanılan devliplerdir (Sabancı ve Çelik 1985).



Şekil 2.5. Kavlatma işlemi

Kuru kırmızı kabuğun yumuşayıp gevşemesi; su veya buharla sağlanır. Bu işlem mümkün olduğu kadar kısa sürede yapılmalı ve kullanılan su temiz, içilecek nitelikte olmalıdır. Islatma havuzları genellikle betondan yapılmakta, işleme kolaylığı yönünden havuzlar çok derin olmamalıdır. Havuz yüksekliği 1-1.5 metre, kapasiteleri ise 2-5 ton arasında değişmektedir. Islatma süresi 4-6 saat kadardır. Buharlı ıslatma daha kısa süreli olmakta, su iç meyveye geçmeyip, sadece dış kırmızı kabuğu ıslatmakta ve antepfıstığı kalitesi yüksek olmaktadır.

Islanan antepfıstıkları, dış kabuklarından ayrılması için devliplere gönderilir. Devlip; bir eksen çevresinde dönen ve halk arasında değirmen taşı olarak bilinen yatay ve dikey iki kara taştan ibarettir. Devliplere bir seferde 250 kg kadar antepfıstığı konulmaktadır. Islanıp, gevşek yapı alan kırmızı kabuk, birisi hareketli iki taş arasında sürtünme yolu ile sıyrılır ve kemik kabuktan ayrılır. Titreşimli eleklerden geçirilerek kırmızı kabuktan ayrılan meyveler temiz su ile yıkanır. Bu işlemlerden sonra antepfıstıklarındaki nem oranı %25'e kadar çıkmaktadır (Yaman 2000).



Şekil 2.6. Titreşimli Eleğin Şematik Gösterimi

Titreşimli Elek;

Bu eleklerde uzunluk 2-4 m arasında, genişlik ise 1-2 m arasında değişmekte olup buradan elde edilen sert kabuklu fıstıklar içi boş ve dolu olanların ayrımı için havuzlara sevk edilmektedir.



Şekil 2.7. Titreşimli Eleğin Genel Görünümü

Yıkanan antep fıstıkları, sıcak hava ile kurutulur. Kurutma cihazlarıyla 1-2 saat içerisinde sıcak havayla nem oranı %6-7 oransal neme kadar kurutma yapılmaktadır. Daha yüksek nem oranlarında meyvelerde küfler gelişmekte, mikotoksin (küf zehri) oluşmakta ve kalitede kayıpları meydana gelmektedir.

2.5.3. Çıtlatma

Antepfıstığı meyvelerinin kemik kabuklarının boyuna olarak meyvenin olgunlaşması sırasında kendiliğinden veya sonradan mekanik olarak açılmasına çıtlama denilmektedir. Çıtlaklık çeşit özelliklerine göre değişim göstermektedir. Ancak normal kültürel tedbirlerin yapıldığı bahçelerden elde edilen ürünlerin genellikle %50-70'i

çıtlak olmaktadır. Antepfıstığı çeşitlerinde çıtlama oranı varyasyon göstermektedir. Örneğin; çıtlama oranı Siirt çeşidi için kuru koşullarda %96 iken, Ohadi çeşidinde %93 ve Uzun çeşidinde ise aynı koşullarda bu oran %76'dır (Arpacı vd 1997).

Bazı antepfıstığı meyvelerinde fizyolojik olarak sert kabuk açık halde bulunurken (çıtlak), bazılarında çıtlamamış olarak kalabilmektedir. Bu karışık halde olan taneleri ayırma elle veya makinelerle yapılmaktadır. Ayrılan açık ve kapalı tanelerden kapalı olanlar çıtlatma veya kırma işlemine tabi tutulmaktadır. Çıtlama işlemi bu işlerde kullanılan özel antepfıstığı pensleri ve çekiçlerle ev ve işletmelerde yapılmaktadır. Çıtlama ve ayırma işlemi genellikle çocuklar ve kadınlar tarafından yapılmaktadır. Bir işçi bir günde ortalama 15-20 kg antepfıstığı çıtlatabilmektedir.



Şekil 2.8. Çıtlatma yapan insanlar

2.5.4. Kavurma

Antepfıstığının en yaygın tüketimi kavrulmuş tuzlu Antep fıstığı şeklindedir. Kavrulmuş tuzlu antepfıstığı, kavlak çıtlak antepfıstıklarının, 130-140°C sıcaklık derecesinde, %1 tuz oranında, 25 dakika süre ile kavrulmasıyla elde edilir. Kavurmadan

önce antepfıstıklarında boylama yapılırsa meyvelerin ısı ve tuz oranlarında bir homojenlik sağlanmış olur.

Dış satım için hazırlanan antepfıstıkları tuz oranları iç piyasa için hazırlananlara oranla daha düşük tutulmaktadır.

Gaziantep'te tuzlu antepfıstığı yapan işletmelerde, yaklaşık 25 adet kavurma kazanı bulunmakta, kavurma kazanlarının kapasiteleri 200 kg kadardır. Antepfıstığı kavurma kazanlarından çıkan antepfıstıklarının soğutma şekli ve süresi de antepfıstığının kalitesi üzerinde etkili olmaktadır.

Soğuma işlemi işletmelerde farklı şekilde uygulanmakta bazı işletmelerde serilerek soğutulurken, bazılarında ise üst üste yığılarak bir gece bu şekilde bekletilmekte yavaş yavaş soğutulması sağlanmaktadır.

Kavrulmuş antepfıstıkları piyasaya iki kat torba içerisinde sunulmaktadır. Antepfıstıkları önce naylon torbaya sonra bez veya jüt çuvallara konmaktadır. Bez torbalar 60 kg' lık, jüt çuvallar ise 100 kg'lık kavrulmuş tuzlu antepfıstığı almaktadır. Dış satımlarda kavrulmuş antepfıstıklarını net 10 kg antepfıstığı alan teneke kutulara konmaktadır. İki teneke kutu bir karton kutuya konularak 20 kg'lık ambalajlar halinde piyasaya sürülmektedir.

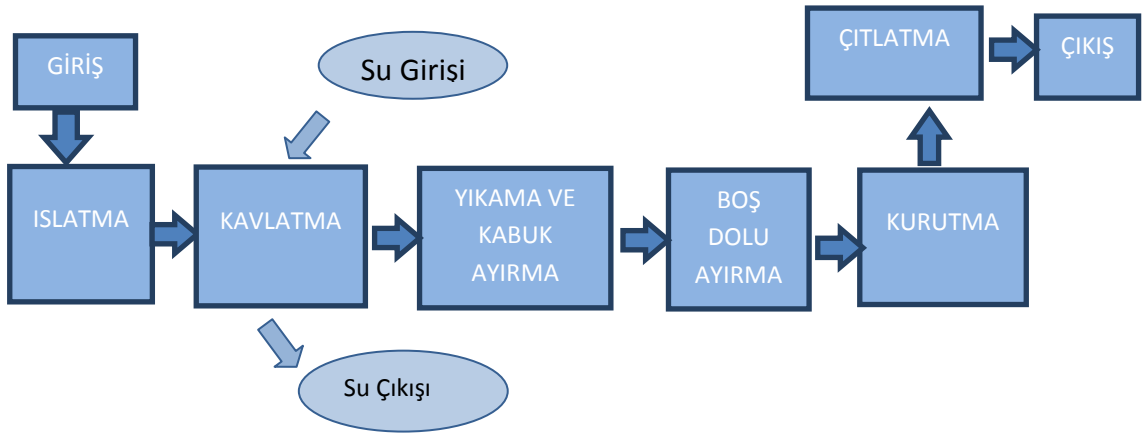
2.5.5. Depolama

Ülkemizde modern donanımlı antepfıstığı muhafaza depoları yoktur. Antepfıstığı genellikle, ev veya işletmelerin kullanılmayan bir bölümünde ya da ucuz kiralanan boş dükkan veya ambarlarda muhafaza edilmektedir. Antepfıstığı meyvelerinin üzerindeki kırmızı kabuğu ile muhafaza edilmesi, meyveyi dış etkenlerin zararlarından korumakta ve güvelenmeyi engellemektedir.

Kuru kırmızı kabuğuyla kurutulan fıstıklar uygun depo şartlarında uzun süre (2-3 yıl kadar) bozulmadan saklanabilmektedir. Kavlak antepfıstıkları ise, uzun süre depoda bekleyememekte ve yaklaşık olarak 3-4 ay sonra güvelenmeye ve kurtlanmaya başlamaktadır.

2.6. Fıstık Sanayinin Akım Şeması

Antepfıstığının kırmızı dış kabuğunun soyulması birbirini izleyen 6 ayrı aşamadan oluşmaktadır. Bu kademelerde yapılan işlemler şematik olarak Şekil 2.9'de gösterilmiştir:



Şekil 2.9. Fıstık sanayisi akım şeması

2.7. Antep Fıstığı Kabuğunun Değerlendirilmesi

Ülkemizde miktar olarak kısıtlı üretilen Antep fıstığı, fabrikalarda işlem gördükten sonra geriye kalan kabuk kısmı çoğunlukla yakacak olarak kullanılmaktadır. Ancak fındık kabuğu ile karıştırılarak sunta yapımında da kullanımı görülmektedir. Ayrıca kabuklar yine başka tarımsal atıklarla preslenerek şömine odunu imalatında kullanılmaktadır (Ak ve Kaşka 1992).

2.8. Fıstık Endüstrisi Atıksularının Özellikleri

Antep fıstığını işleyen endüstrilerde kış ve yaz mevsimlerinde fıstık miktarına bağlı olarak ürün miktarında değişiklik olmaktadır.

Yapılan incelemeler ve araştırmalar sonucunda, kavlatma ve kabuk ayırma esnasında günde ortalama 100 m^3 su kullanıldığı ve 1 ton Antep fıstığından 20 m^3 atıksu oluştuğu saptanmıştır. Bu oran işletmenin büyüklüğüne bağlı olarak değişiklik gösterebilmektedir.

Fıstık endüstrisi atıksuları, yüksek organik madde içeriği, yoğun süspanse halde katılar ve polifenoller gibi kirletici özelliği yüksek olan organik maddeleri içermektedir.

2.9. Kimyasal Koagülasyon prosesi

2.9.1. Pıhtılaşma-Yumaklaştırma

Bazı içme suları, yüzey suları, evsel ve endüstriyel atıksular içerisinde mikro kirletici maddeler içerirler. Bunu gidermek için çeşitli organik ve/veya inorganik kimyasallar ekleyerek (koagülant, koagülasyona yol açan maddeler) pıhtılaşma oluşumu, bu koagülantlar yardımıyla kolloid parçacıkların durağan hallerinin bozulması ve sonuçta tek başına çökmeyen bu parçacıkların bir araya gelerek kolayca çökebilen kümeler haline dönüşmesi işleminin bütünü koagülasyon olarak tanımlanır. Yumaklaştırma işlemi ise pıhtılaşmış taneciklerin yumaklar teşkil ederek çökebilir büyüklüğe ulaşmasıdır.

Pıhtılaştırma ve yumaklaştırma işlemi içme suyu ve atıksu arıtımında mikro kirleticilerin, anyonik ve organik bileşiklerin, renk, bulanıklık ve askıda katı maddelerin, zararlı bakterilerin ve proteinlerin, tad ve koku oluşturan maddelerin, alg ve planktonların giderilmesinde kullanılır (Şengül ve Küçükgül 1995).

Avantajları:

- Günümüzde çoğu arıtma tesislerinde kullanılmaktadır.
- İzleme noktaları gerektirmez.
- Kullanılan kimyasallar ucuzdur.
- Proses büyük ölçekli uygulamalarda kullanılabilir.

Dezavantajları:

- Koagülasyon küçük ve kesikli sistemler için kolayca kullanılabilecek bir yöntem değildir, yüksek maliyet, eğitimli operatör ihtiyacı söz konusudur.
- İşlem sadece dar bir pH aralığında ve koagülant dozunda etkilidir.
- Proseste yüksek miktarda çamur oluşmakta ve bu çamuru kurutmak onu düzenlemek, bertaraf etmek oldukça zahmetli ve zordur.
- Kullanılan kimyasalların güvenli bir yerde ve şekilde depolanması gerekir.

2.9.1.a. Kolloidal sistem

Koagülasyonun mantığını daha iyi anlayabilmek için kolloid yapıları anlamak gerekir. Koagülasyon, askıda ve kolloid formdaki atık maddelerin giderilmesinde kullanılır. 1nm (10^{-7} cm)- 0.1nm (10^{-8} cm) boyuttaki parçacıklar kolloid olarak tanımlanırlar. Bu partiküller kendiliklerinden çökelmezler ve klasik fiziksel arıtma yöntemleriyle giderilemezler. Atıksudaki kolloidler hidrofobik veya hidrofilik olabilirler. Hidrofobik kolloidler (çamur, vs.) sıvı ortama bir yakınlık göstermezler ve elektrolit ortamda kararsızdırlar. Bunlar kolayca koagüle olabilirler. Proteinler gibi hidrofilik kolloidler ise suya yakınlık gösterirler. Absorbe olan su flokülasyonu geciktirir ve bu yüzden etkin bir koagülasyon için özel işlem gerektirir (Eckenfelder 1989).

Kolloidal sistemler suya olan ilgilerine göre hidrofil ve hidrofob olarak ikiye ayrılır. Su sever tanelerin suya olan ilgileri taneciğin üzerindeki OH, COOH, NH_2 gibi polar gruplardan ileri gelir.

2.9.1.b. Kolloidlerin stabilitesi

Su kaynaklarında görülen kolloid parçacıkların bir kısmı termodinamik olarak durağan haldedirler ve durağanlıkları zor bozulduğu için yavaş koagüle olurlar. Sabun ve deterjanda bulunan ve "misel" adı verilen bazı bileşikler, mikro kirleticiler, nişasta, büyük polimerler ve bazı hümik maddeler bu türdendir. Buna rağmen, bazı kolloidler termodinamik olarak durağan değildir ve kolayca koagüle edilirler.

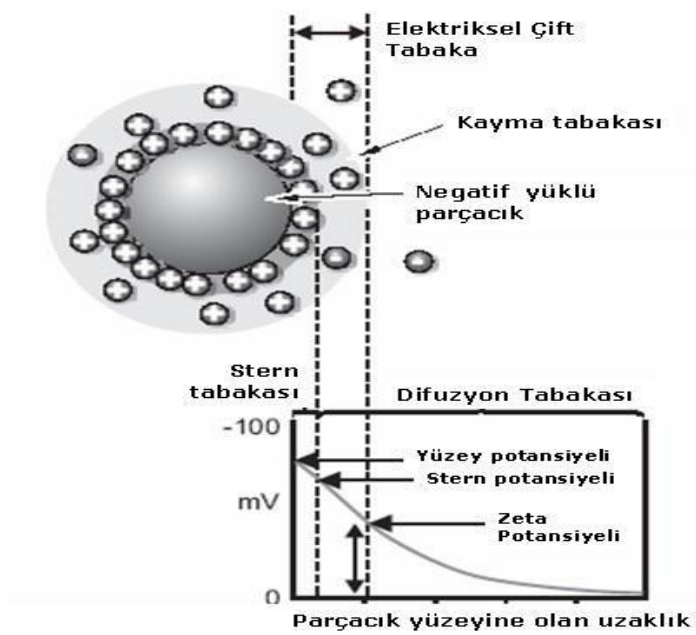
Kolloidler, tanecik yapıyı oluşturan moleküllerin uç kısmında bulunan reaktif grupların ayrışması veya su ortamında bulunan iyonların tanecik yüzeyinde adsorblanması ile meydana gelen ve birincil yük olarak adlandırılan bir elektriksel yüke sahiptir. Su ve atıksu arıtımında karşılaşılan kolloidlerin çoğunun birincil yükü negatiftir.

İçerisinde kolloid parçacıkların da bulunduğu bir su kütlesinin net bir elektrik yükü yoktur. Bu nedenle (-) yüklü kolloid parçacıklar su kütlesi içerisindeki (+) yüklerle dengelenmektedir. Böyle bir sistem Şekil 2.10'de verilmiştir.

Şekil 2.10.'de gösterilen model araştırmacı O. Stern tarafından geliştirilmiştir. Şekildeki yüzeyi (-) yüklü bir kolloid parçacığın etrafında oluşan iyon kümesi şematik olarak iki tabaka halinde görülmektedir. Bu iki tabakadan parçacığın hemen dışında yer alan ve daha ince olanı parçacığın (-) yüzey yükünü dengelemek üzere oluşan Stern Tabakası'dır. Stern tabakasının hemen dışındaki ise daha geniş olan yaygın tabaka (Gouy Chapman tabakası) yer alır. Bu iki tabakaya çift tabaka denir.

Çift tabakada kolloidin yüküne zıt yükler bulunmasına rağmen aynı yüklü iyonlarda bulunur. Tanecik yüzeyinden uzaklaştıkça + ve – yükler denkleşmeye başlar ve belli bir mesafede konsantrasyonlar birbirine eşit olur. Bu noktaya izoelektrik nokta denir ve bu

noktada potansiyel sıfırdır. Tanecikler birlikte hareket eden sıvı tabaka ile birlikte hareket etmeyen sıvı tabaka arasındaki yüzeye kesme yüzeyi denir. Kesme yüzeyindeki elektrostatik potansiyele de zeta potansiyeli denir ve bu yüzey ayrılma düzlemini karakterize eder. İki benzer kolloidal tanecik aynı elektriksel yüke sahip olduklarında birbirlerini iterler ve itme kuvvetleri mesafe ile ters orantılıdır. Çekme kuvvetleri ise Van der Waals ile Brownian hareketlerinden doğan kinetik enerjiden dolayı ortaya çıkar. Kolloidal sistemin net stabilitesi tanecikleri etkileyen temas yüzeyindeki itme ve çekme enerjilerinin toplanması ile belirlenir. Yükün işareti ve büyüklüğü sıvı fazın iyon içeriği ve pH ile yakından ilgilidir.



Şekil 2.10. Negatif yüklü küresel bir kolloidin etrafındaki benzer ve zıt iyonların dağılımı (Faust ve Aly 1983).

2.9.1.c. Kolloidlerin Destabilizasyonu

Kolloidal destabilizasyon, kolloidlerin stabililiğinin bozularak taneciklerin agregasyon teşkil etmesidir. Destabilizasyon pıhtılaştırma-yumuşaklaştırma işleminin ilk safhası olan pıhtılaştırma sürecinde gerçekleşir. 4 farklı destabilizasyon mekanizması vardır.

Bunlar çift tabakanın sıkıştırılması, adsorbsiyonla yük nötralizasyonu, çökelek içinde tutma ve adsorbsiyonla tanecikler arası köprü oluşturma olarak sıralanır (Faust 1983).

2.9.2. Yumaklaştırma mekanizması

Destabilize olmuş taneciklerin çarpışarak daha büyük ve çökebilir floklar haline gelmesi yumaklaştırma işlemi olarak tanımlanmaktadır. Destabilize olmuş taneciklerin yumaklaştırılmasında üç mekanizma etkin rol oynar, Bunlar perikinetik yumaklaşma, ortokinetik yumaklaşma ve çökelme hızları farkından dolayı yumaklaşmadır (Faust 1983).

2.9.3. Atıksu arıtımında kullanılan bazı koagülantlar ve özellikleri

Pıhtılaştırma tam olarak koagülant dozuna ve ortamın pH'ına bağlıdır. Alüminyum tuzları ile optimum koagülasyon pH 5-7, demir tuzları ile pH 4-10 arasında gerçekleşir. Bu tip pıhtılaştırma işleminde kolloidler hidrate polimerik yapı içerisinde tutulur. Su ve atıksu arıtma işlemlerinde en çok kullanılan koagülant Alüm [$Al_2(SO_4)_3.18H_2O$] dür. Alüminyum hidroksit genellikle $Al_2O_3.xH_2O$ kimyasal formundadır ve amfoterdir. Hem baz hem de asit gibi davranış gösterebilir. Alüm flokları yaklaşık olarak pH=7'de en az çözünür durumdadır. pH=7,6'nın altında flok yükü pozitif, pH 8,2'nin üstünde negatiftir (Eckenfelder 1989).

Demir tuzları da yaygın olarak kullanılan bir koagülandır. pH 3-13 aralığında çözünmeyen sulu demir oksit oluşur. Asidik pH da flok yükü pozitif alkali pH da negatif, pH: 6.5-8.0 aralığında ise karışık yüklüdür. Ortamda anyonların bulunması flokülasyon derecesini etkiler. Sülfat iyonu asit aralığında flokülasyonu artırır, alkali aralığında ise düşürür. Klorür iyonu hem asit hem bazik pH da biraz artırır.

Çizelge 2.3. Atıksu arıtımında kullanılan koagülantlar ve uygulama koşulları (Eckenfelder 1989).

Kimyasal proses	**Dozaj mg/l**	**pH**	**Açıklama**
Kireç	150-500	9-11	Kolloid koagülasyonu ve P. giderimi. Düşük alkalinitede, yüksek ve değişken P. Temel reaksiyonlar: $Ca(OH)_2+Ca(HCO_3)_2 \rightarrow 2CaCO_3 +2H_2O$ $MgCO_3+Ca(OH)_2 \rightarrow Mg(OH)_2 +CaCO_3$
Alum	75-250	4,5-7	Kolloid koagülasyonu ve P giderimi. Yüksek alkalinitede, Düşük ve kararlı P. Temel reaksiyonlar: $Al_2(SO_4)_3 + 6H_2O \rightarrow 2Al(OH)_3 + 3H_2SO4$
$FeCl_3$, $FeCl_2$	35-150	4-7	Kolloid koagülasyonu ve P giderimi.
$FeSO_4.7H_2O$	70-200	4-7	Yüksek alkalinitede, düşük ve kararlı P. Çıkış suyunda bir miktar demirin olmasına izin veriliyorsa veya kontrol edilebiliyorsa. Ekonomik atık demir kaynağı varsa (çelik end.). Temel reaksiyonlar: $FeCl_3+3H_2O \rightarrow Fe(OH)_3 + 3HCl$
Katyonik Polimer	2-5	Fark yok	Kolloid koagülasyonu veya metalle birlikte koagülasyon yardımcısı olarak. İnert kimyasal birikimi istenmediğinde,
Anyonik ve bazı iyonik olmayan polimerler	0.25-1	Fark yok	Flokülasyon ve çöktürme hızını arttırmak için yardımcı olarak ve filtrasyon için flokları güçlendirmek için.
Ağartıcılar ve kil	3-20	Fark yok	Çok seyreltik koloidal karışımları ağırlaştırmak için.

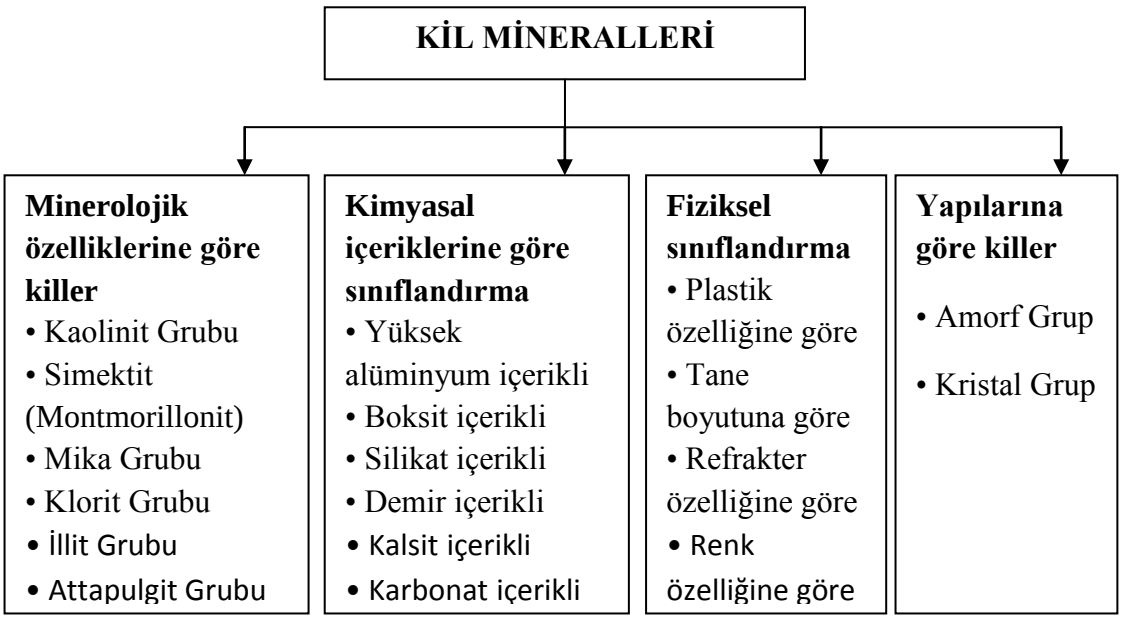
2.9.4. Killer

Killer, çok ince taneli sedimanter oluşumlar olup, su ile muamele edildiklerinde plastik özellik kazanan, Al_2O_3 içeriği yüksek olan minerallerdir. Bu mineraller, genellikle feldspatların veya volkanik kayaçların belirli şartlar altında ayrışması sonucu meydana gelmişlerdir.

Havanın ve suların etkisi altında kayaların aşınmasıyla oluşan killer ya oluştukları yerde veya taşınarak başka yerde toplanırlar. Jeolojik olarak kil kimyasal bileşimi sulu

alüminyum silis veya bazen de sulu magnezyum silis olan tane boyu çok küçük ve plastik özelliklere sahip doğal bir malzeme olarak tanımlanabilir. Kilin mühendislik tanımı ise; ana kimyasal bileşimi yine sulu alüminyum silis ve diğer bazı elementlerden oluşan plastik ve kohezif özelliğine sahip, kuruduğu zaman büzülen, ıslandığı zaman şişen ve sıkıştırıldığında suyunu dışarıya atabilen, kolloidal tane boyundaki ince dokulu toprak malzeme olarak tanımlanır.

Kil minerallerinin çok büyük ve karmaşık bir mineral dizisine sahip olmaları, içeriklerindeki yabancı maddelerin varlığı, oluşum yeri ve özelliklerinin değişik oluşu gibi etmenlerden dolayı değişik kategorilerde sınıflandırılabilirler.



Şekil 2.11. Killerin sınıflandırılması (Mustafaoğlu 2011).

Montmorillonit kil minerali: Montmorillonit (MMT), bentonit kilinin bir minerali olup, simektit ailesinin (genişleyen kafes yapılı killer) bir üyesidir. Bazı bentonitlerin MMT oranı %90'a kadar çıkmaktadır (İdiz 2008). MMT minerolojik özelliğine göre simektit grubuna, kimyasal olarak silikat içerikli gruba, yapısına göre kristal kil minerallerinin üç tabakalı kil minerali grubuna dahildir.



Şekil 2.12. Montmorillonit kil minerali örneği

2.10. Biyolojik Atıksu Arıtımı

Biyolojik arıtma; atıksuyun içinde bulunan kolloidal veya çözünmüş organik maddelerin mikroorganizmalarca parçalanması, yeni hücrelere ve çökebilen biyolojik floklar ile sıvının içinde kalan veya gaz olarak atmosfere bırakılan sabit inorganik bileşenlere dönüşmesidir. Biyolojik arıtma sistemleri değişik şekillerde sınıflandırılabilir. Ortamda oksijen varlığına göre aerobik, anoksik ve anaerobik olarak sınıflandırılan bu sistemler, kullanılan organizmaların sistemdeki durumuna göre süspanse ve bağlı (biyofilm) sistemler olarak da sınıflandırılmaktadır. Solunum metabolizmasında elektron alıcısı olarak moleküler oksijenin kullanıldığı proses aerobik, moleküler oksijenin olmadığı, nitrat gibi oksitlenmiş inorganik bileşiklerin elektron alıcısı olarak kullanıldığı proses anoksik ve oksijenin ne bağlı ne moleküler olarak bulunmadığı durumlarda fermantasyonla enerji üreten organizmalarla gerçekleştirilen proses anaerobik olarak tanımlanır (Tchobanoglous *et al.* 2003).

Aerobik sistemler süspanse ve bağlı sistemler olarak işletilmektedir. Aktif çamur ve modifikasyonları, havalandırmalı lagünler ve stabilizasyon havuzları süspanse aerobik sistemlerin en yaygın kullanılan çeşitleridir. Biyofilm ve süspanse-biyofilm birleşik sistemlerin en çok tercih edilenleri ise damlatmalı filtreler, döner biyodiskler, paket yatak ve akışkan yatak reaktörler olarak sayılabilir. Aktif çamur prosesinde; atıksuya karıştırılan mikroorganizmalar, havalandırma yoluyla oksijen sağlandığında bir araya gelerek aktif mikrobiyal kütleyi oluştururlar ve organik maddeyi kullanarak çoğalırlar.

Bu sayede organik maddeyi de stabilize ederler. Atıksuların biyolojik arıtılmasındaki temel amaç organik maddeleri kararlı biçimlere dönüştürmek ve oluşan biyokütleyi su ortamından uzaklaştırmaktır. Hücre dokusu haline dönüştürülen bileşikler su ortamından uzaklaştırılmadıkça, suyun arıtımı tam olarak sağlanmış sayılmaz. Çünkü bu hücre dokularının kendileri de organik yapıya sahiptir ve sudan ayrılmadıkça, sadece gaz ürünlere dönüştürülen miktarı kadar arıtım gerçekleştirilmiş olur. Atıksu arıtımında hücre yapısı ve görevlerine göre çok çeşitli türler yer almakla birlikte, özellikle bakteriler önemli rol oynamaktadır. Bunların dışında, mantarlar, algler, protozoalar ve rotiferalar da atıksu arıtımında işlevleri olan diğer türlerdir (İleri 2000; Tchobanoglous *et al.* 2003).

2.10.1. Biyolojik arıtım ve mikrobiyal kinetik

Atıksu arıtımında kullanılan biyolojik prosesin performansı substrat kullanım dinamiklerine ve mikrobiyal büyümeye bağlıdır. Böyle sistemlerin etkili dizaynı ve işletilmesi, meydana gelen biyolojik reaksiyonları ve mikroorganizma büyümesini yürüten temel prensiplerin anlaşılmasını gerektirmektedir. Kinetik modeller, bazı temel kabuller çerçevesinde atıksu içerisindeki besi maddelerinin uzaklaştırılmasını tanımlamak amacıyla kullanılırlar. Çoğu biyolojik arıtım prosesi oldukça kompleks, birbirleriyle etkileşim halinde ve karışık mikrobiyolojik popülasyonlar içermektedir. Bu nedenle, atıksu arıtma sistemlerinin matematiksel olarak modellenmeleri son derece önem taşımaktadır. Mikrobiyal büyüme kinetiği; bir biyolojik reaktördeki susbstrat oksidasyonunu ve toplam süspanse katı konsantrasyonunu oluşturan biyokütlenin üretimini açıklamaktadır. Atıksuların arıtılmasına yönelik, basit olmakla birlikte en yaygın olarak kullanılan model Monod kinetiğidir (Winkler 1981; Schügerl 1991; Tchobanoglous *et al.* 2003).

Atıksu arıtımında kullanılan biyolojik prosesin performansı, substrat kullanım dinamiklerine ve mikrobiyal büyümeye bağlıdır. Organizmalar büyüdükçe konsantrasyon, büyüme ve nütrient giderme hızları artar**.**

Özgül büyüme hızı;

$$\mu.t = \ln\left(\frac{x_t}{x_o}\right) \tag{2.12}$$

şeklinde ifade edilir.

Mikroorganizmaların büyüme hızı, üssel üreme evresinde Monod tarafından

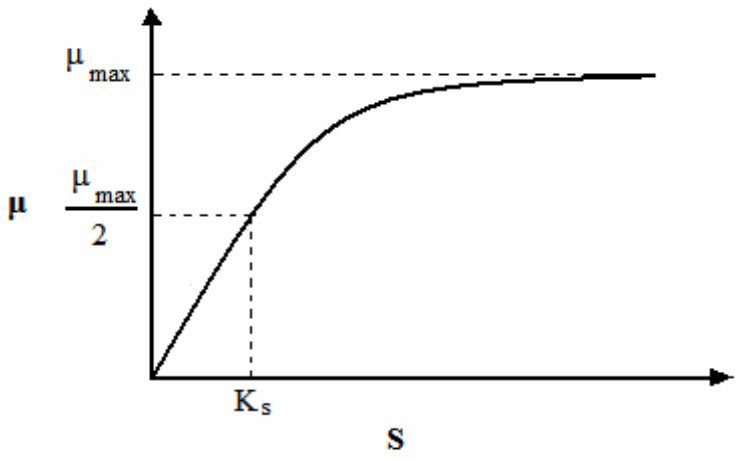
$$\mu = \frac{dx}{dt} \tag{2.13}$$

şeklinde tanımlanmaktadır.

Ayrıca spesifik büyüme hızının substrat derişimine bağımlılığı aşağıdaki eşitlik ile gösterilmiştir.

$$\mu = \mu_{max} \cdot \frac{S}{K_s + S} \tag{2.14}$$

2.14. bağıntısının şematik bir gösterimi Şekil 2.13'de verilmektedir.



Şekil 2.13. Özgül büyüme hızının substrat konsantrasyonu ile değişimi

Şekil 2.16'den substrat konsantrasyonu artısı ile özgül büyüme hızının maksimum bir değere doğru arttığı görülmektedir. (2.14) ifadesindeki S değeri K_s değerinden çok büyük olduğunda K_s ihmal edilirse, bu durum sayısal olarak da görülebilir. K_s ve μ_{max} değerleri kullanılan mikroorganizma ve besiyerindeki büyümeyi sınırlayan substrat cinsine göre değişmektedir. Monod denklemi daha çok yüksek hücre konsantrasyonlarında düşük hızlar ile gerçekleşen reaksiyonların tanımlanmasında kullanılmaktadır. Reaksiyonun çok daha hızlı gerçekleştiği durumlarda Monod karakteristik eğrisinde sapmalar meydana gelmekte ve reaksiyon kinetiğini tanımlamakta yetersiz kalmaktadır.

Evsel atıksularda ve bazı endüstriyel atıksularda mevcut çoğu organik bileşikler doğal orijinlidir ve aerobik veya anaerobik proseslerdeki yaygın bakterilerle indirgenebilirler. Ancak, şimdilerde genel olarak xenobiyotik bileşikler terimiyle ifade edilen 70 000 üzerinde sentetik organik kimyasal vardır. Ne yazık ki; bu organik bileşiklerin bazıları çevre ve insan sağlığı açısından potansiyel toksisiteye sahip olmaları ve biyolojik indirgenmeye karşı gösterdikleri direnç yüzünden atıksu arıtımındaki yegane problem durumundadır.

Biyolojik arıtımda atıksularda mevcut fenoller, ağır metaller, pestisitler, antibiyotikler, aromatik hidrokarbonlar ve klorlu çözücüler mikroorganizmalar tarafından salgılanan enzimlere bağlanarak, enzimlerin aktivitelerini düşürürler. Enzimle katalizlenen bir reaksiyonun hızını düşüren her madde "inhibitör" olarak adlandırılır. İnhibitörün varlığı mikroorganizmaların metabolizmasının bozulmasına neden olmaktadır. Tıpkı enzim sistemlerinde olduğu gibi inhibitörler, mikroorganizmaların bünyesine girebilmeleri yönünden substrat ile yarışabilirler. Yani kompetitif (yarışmalı) inhibisyona neden olabilirler. Kompetitif inhibitör gerçek substratın metabolize edilemeyen bir analogu olabileceği gibi enzimin alternatif bir substratı veya enzimatik bir reaksiyonun ürünü de olabilir. Kompetitif inhibitörün etkisi; inhibitör konsantrasyonu, substrat konsantrasyonu ile substrat ve inhibitörün enzime olan bağıl afinitelerine bağlıdır.

Gelişmeyi sınırlayan substrat ile mikroorganizmanın reaksiyonu düzenlenirse, enzim

kinetiği için geçerli olan ve mikroorganizma üremesine de uygulanabilen eşitliklerden, mikrobiyal inhibisyon kinetiğinin nedenleri anlaşılabilir (Erarslan 2003; Tchobanoglous *et al.* 2003). Deneysel sonuçlarla kompetitif inhibitör varlığında elde edilen üreme kinetiği;

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \frac{S}{K_s(1+\frac{I}{K_i}) + S} \tag{2.15}$$

ile verilmektedir.

Kompetitif inhibitör varlığında μ_{max} değişmezken K_s değeri artmaktadır. Bu artış mevcut enzimin tam afinite ve afinitesiz biçimler arasındaki dağılımından kaynaklanır.

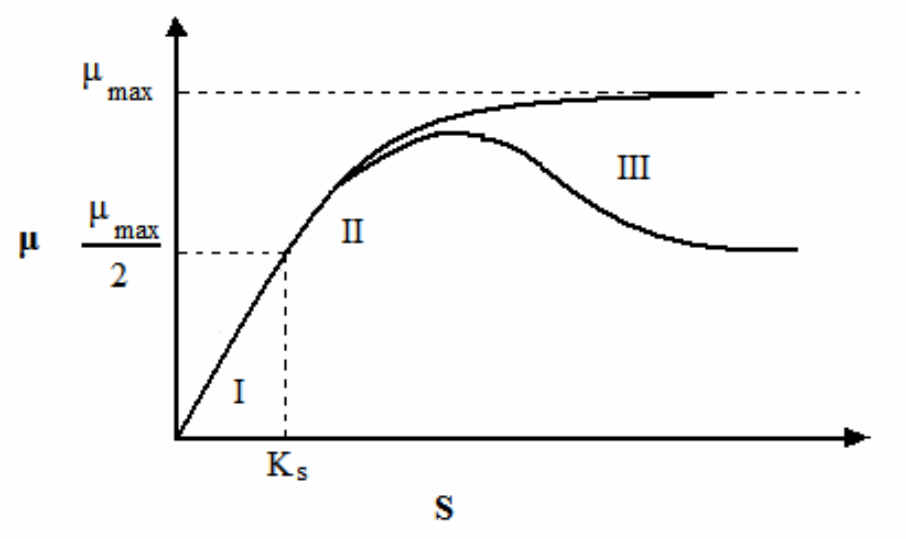
Klasik nonkompetitif inhibitör, enzimin aktif bölgesine substrat bağlanmasına bir etki yapmaz. Aynı şekilde substrat-inhibitör bağlanmasına etkisi yoktur. Non kompetitif inhibisyonda inhibitör ve substrat birbirinden bağımsız olarak farklı bölgelerde enzime bağlanırlar (Rittmann and Mc.Carty 2001). Mikroorganizmaların nonkompetitif (yarışmasız) inhibisyonları ise tıpkı enzim inhibisyonun da olduğu gibi düşünülerek, denge denklemi;

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \frac{S}{K_s(1+\frac{I}{K_i}) + (1+\frac{S}{K_S})} \tag{2.16}$$

şeklinde ifade edilir.

Nonkompetitif inhibitör varlığında μ_{max} değeri inhibitör yokluğunda gözlenen μ_{max} değerinden daha küçük olurken K_s değeri değişmez.

İnhibisyonun yaygın bir tipi de self inhibisyondur. Haldene ya da Andrews kinetikleri olarak adlandırılır. Bu durumda substratın enzim-katalizli giderimi substratın kendi yüksek konsantrasyonları tarafından yavaşlatılır. Genellikle substrat konsantrasyonunun çok yüksek olduğu durumlarda substrat inhibisyonu gözlenmektedir. Şekil 2.14'de gösterildiği gibi, bu durumlarda Monod diyagramında artan substrat konsantrasyonuna göre sapmalar olmaktadır.



Şekil 2.14. Substrat inhibisyonu için monod diyagramının değişimi (Haldene eğrisi)

Substrat inhibisyonu söz konusu olduğunda denklem;

$$\mu = \mu_{max} . \frac{S}{(K_s + S) + (1 + \frac{S}{K_i})} \tag{2.17}$$

şeklinde tanımlanmaktadır.

Substratın çok düşük olduğu koşullarda K_i yanında S ihmal edilebileceğinden, gerekli düzenlemeler yapıldığında I. bölge için Monod denklemi geçerli olacaktır. II. bölgede substrat inhibisyonu ortaya çıkmakta ve bu bölgede (2.17) olarak verilen eşitlik geçerli

olmaktadır. Substrat konsantrasyonunun çok yüksek olduğu III. bölgede ise substrat inhibisyon etkisi de çok fazla olmakta ve K_i >> Ks durumu geçerlilik kazanmaktadır.

Böyle durumlarda Ks /K_i ifadesi çok küçük olacağından;

$$\mu = \mu_{\max} . \frac{S}{K_s + S + (\frac{S^2}{K_i})} \tag{2.18}$$

ifadesi elde edilecektir. Haldene eğrisinin tepe noktasında dμ/dS sıfıra eşit olduğundan, eşitliğin birinci türevi alınıp sıfıra eşitlendiğinde μ_{max} değerine karşı S değeri, $S = (K_s . K_i)^{1/2}$ olmaktadır (İleri 2000; Male and Pretoruis 2001; Erarslan 2003).

Substrat inhibisyonu, fenol gibi toksik kimyasalların arıtımı için önem taşımaktadır. Bu inhibisyonda substratın enzim katalizli giderimi substratın kendi yüksek konsantrasyonları tarafından yavaşlatılır. Substrat inhibisyonun da, μ değeri, substratın baslangıç konsantrasyonunun artışı ile bir sınır değer olan μ_{max} değerine kadar artar. Ancak daha yüksek substrat konsantrasyonlarında bu değerin altına düşer.

(2.18) numaralı denklem 1930 yılında Haldene tarafından bulunduğu için Haldene denklemi olarak adlandırılır. Haldene denkleminde maksimum spesifik büyüme hızının substrat konsantrasyonu arttıkça sıfıra yaklaştığı görülür. Haldene denklemi fenol gideriminin hem saf hem karışık kültür ile gerçekleştirildiği arıtım kinetiğini açıklamakta kullanılmaktadır (D'Adamo *et al.* 1984; Lallai and Mura 1989a; Kumaran and Paruchuri 1997). Ancak fenol arıtımının incelendiği pek çok çalışmada yüksek fenol konsantrasyonlarında yetersiz kaldığı da tartışılmaktadır. Spesifik büyüme oranının tüm dinamik durumlar boyunca substrat konsantrasyonunun bir fonksiyonu olmadığı ve ara ürünlerin de göz önüne alınması gerektiği yapılan çalışmalarla belirlenmiştir (Allsop *et al.* 1993; Saez and Rittmann 1993; Wang and Loh 1999; Nuhoğlu and Yalçın 2005; Vazquez *et al.* 2006).

2.10.2. Kinetik modellerin çözümü ve kinetik parametrelerin belirlenmesi

Matematik modelleri kurmak için şu kurallar gözlenmelidir:

1) Fiziksel sistemler ele alındığı zaman bilinmeyen sayısı kadar eşitlik olmalıdır.
2) Diğer bilinmeyen değerlerin öteki denklemlerden elde edilebilmesi koşuluyla herhangi bir eşitlik tek bir bilinmeyen değer için çözülebilir.
3) Eşitlikler, her bir eşitlikten bir bilinmeyen çözecek biçimde sırayla kurulmalıdır (Gültekin ve Gülen 2001).

Bir modelden optimum çözümün elde edilmesinde iki yöntem vardır. Bu yöntemler analitik ve nümerik yöntemlerdir. Analitik yöntemler matematiksel tümdengelimin kullanımını içermektedir ki bu matris veya cebir gibi çeşitli matematik branşların uygulamalarını gerektirmektedir.

Nümerik yöntemler modelde bulunan kontrol değişkenlerin çeşitli değerleri denenerek elde edilmektedir. Elde edilen sonuçlar karşılaştırılmakta ve en iyi çözümün elde edildiği kontrol değişkenlerin değerleri seçilmektedir. Bazı uygulamalar deneme ve yanılma yönteminden tekrarlama yöntemine kadar değişen çeşitli yöntemleri içerir. Tekrarlama yöntemi optimum çözümün elde edilmesinde daha iyi sonuç vermektedir (Bender *et al.* 1976; Ruggeri *et al.* 1988).

Analitik yöntemler differansiyel denklemlerin integrasyonunu içerir. Differansiyel denklemlerin nümerik integrasyonunda ise direkt olarak deneysel veriler kullanılır ve bu yöntemdeki hatalar integrasyonun deneysel veriler kullanılarak yapılmasından kaynaklanmaktadır (Ruggeri *et al.* 1988). Nümerik integrasyon yöntemleri:

1) Yamuk kuralı
2) Simpson kuralı
3) Euler tek adım metodu ve
4) Runga-Kutta metotlarını içerir.

Bu metotlardan Runga-Kutta metodu oldukça fazla kullanılmakta olup oldukça güçlü bir metottur (Gültekin ve Gülen 2001).

Substrat inhibisyonun büyüme hızı üzerindeki çeşitli kinetik modeller Çizelge 2.4'de verilmiştir.

Çizelge 2.4. Substrat inhibisyonun büyüme hızı üzerinde çeşitli modeller

Model	Denklem	Referans
Andrew	$\mu = \frac{\mu_{\max} S}{(K_s + S)(1 + \frac{S}{K_i})}$	Andrews, 1968
Luong	$\mu = \frac{\mu_{\max} S}{K_s + S}\left[1 - \frac{S}{S_m}\right]^n$	Luong, 1987
Han-Levenspiel	$\mu = \mu_{\max}\left[1 - \frac{S}{S_m}\right]^n \frac{S}{S + K_s - \left[1 - \frac{S}{S_m}\right]^m}$	Han-Levenspiel, 1988
Aiba	$\mu = \frac{\mu_{\max} S}{K_s + S}\exp\left(-\frac{S}{K_i}\right)$	Aiba, 1968

2.11. Kaynak Özetleri

Literatür araştırması sonucu Antep fıstığını işleyen endüstrilerin atıksularının arıtımına ilişkin bir çalışma yapılmadığından benzer atıksular ile yapılmış çalışmalar bize yol gösterecektir.

Saleem *et al.* (2007) ilaç sanayi atıksu arıtımı için fizikokimyasal bir çalışma yapmıştır. Koagülasyonun verimi, flokülasyon, çöktürme, kum filtrasyonunu takiben aktif karbon adsorpsiyonu belirlenmiştir. Test edilen koagülantların (alüminyum sülfat, demir, klorür ve demir sülfat) çok etkin olmadıkları ve TÇK, BOİ, KOİ ve bulanıklık giderimi için yüksek dozaja ihtiyaç duyulduğu bulunmuştur. Alüminyum sülfat, test edilen koagülantlar arasında en etkili olarak bulunmuş ve TÇK, BOİ, KOİ ve bulanıklık için sırasıyla %79.6, %34.8, %48.6 ve %69.2 oranında giderim sağlamıştır. Aktif karbon adsorpsiyonda daha sonra fenol, TÇKM, TAKM, BOİ ve KOİ'yi sırayla %99.9, %99.1, %21.4, %81.3 ve %71.1 oranında giderimin gerçekleştiği görülmüştür.

Katı atık depolama sahası sızıntı sularının kimyasal çöktürme ile arıtımında $Ca(OH)_2$ (kireç), $A1_2(SO_4)_3$ (alüm), $FeCl_3$, Na_2S ve $FeSO_4$ gibi koagülantlar kullanılmaktadır. Katı atık depolama sahası sızıntı sularının kimyasal arıtımında esas amaç ağır metalleri ve kısmen organik maddeleri gidermektir. Kimyasal çöktürme ile sızıntı sularından organik madde gideriminde yüksek verimler elde edilememekte ve genellikle KOİ giderimi %30'u geçmemektedir (Ehrig 1989).

Diamadopoulos (1994) stabilize katı atık sızıntı suyu üzerinde kireç, alüm ve demir klorür kullanarak kimyasal arıtma deneyleri gerçekleştirmiştir. Başlangıç KOİ'si 835-1506 mg/L arasında değişen sızıntı suyunda pH ayarlaması yapmadan 3.1 g/L kireç ile %18, 4995 mg/L alüm ile %39 ve 3525 mg/L demir klorür ile %40 KOİ giderimleri elde edilmiştir. sızıntı suyunun pH'ını 4,8'e düşürüp gerçekleştirdikleri ön arıtımda 0,8 g/L $FeCl_3$ kullanarak maksimum %56 KOİ giderimi sağlamışlardır.

Amokrane *et al.* (1997) yaptıkları çalışmada 4100 mg/L KOİ içeren çöp sızıntı suyunda koagülasyon-flokülasyon uygulaması yürütmüşler, alüm ile %42 ve demir klorür ile %55 KOİ giderimi sağlamışlardır.

Wang *et al.* (2002) yaptıkları sızıntı suyunun ön arıtımı çalışmasında giriş KOİ konsantrasyonu 5800 mg/L olan numuneye pH=3-8 arasında $FeCl_3$ dozlamışlardır. KOİ giderimi için optimum dozu 500 mg/L (%20'ye varan giderim) bulmuşlardır. Renk

giderimi için ise 1 g/L'de %60'lara varan giderim elde etmişlerdir. pH ayarlamasında ise 3-8 arasında fazla değişimin gözlenmediği görülmüştür. pH 3'te en fazla giderimin olduğu bunun da %25'lerde kaldığı gözlemlenmiştir. Fakat renk giderimi için pH 3'ün diğerlerine göre daha etkili olduğu ve %80'lerde giderim sağlandığı görülmüştür.

Özbelge vd (2002), lastik-tekstil atıksularından fenolün uzaklaştırılmasında değişik koagülantlar ($Al_2(SO_4)_3$, $Fe_2(SO)_3$, $FeSO_4$, $FeCl_3$) kullanarak koagülasyon metodunu denemiş, sonuç olarak 23^0C' de ve pH 12 de %50'lik $FeCl_3$ çözeltisi ile sönmüş kireç ($Ca(OH)_2$) kullanarak %94'lik bir arıtma verimi sağlamışlardır.

Fahim vd (2001), bir konserve balık tesisinin atıksularının arıtılmasında koagülasyon – flokülasyon metodunu denemişler ve $FeCl_3$ ve $Al_2(SO_4)_3$ koagülantlarını kullanarak, kireçli ($Ca(OH)_2$) ve kireç kullanmadan denemeler yapmışladır. En iyi sonuçları, $FeCl_3$ (0,4 g/l) ve $Ca(OH)_2$ (0,2 g/l) kullarak elde etmişler ve sırasıyla 989 ve 1324 mg/l olan $BOİ_5$ ve KOİ değerlerini, sırasıyla 204 ve 320 mg/l'ye düşürmüşlerdir.

Keskinoğlu vd (2005), bir zeytinyağı fabrikasının atıksularındaki, fenol, yağ ve KOİ uzaklaştırılmasında, ilk aşamada asit kraking ve bunu takiben koagülasyon ve adsorpsiyon, ayrıca ileri oksidasyon işlemlerini denemişlerdir. Asit kraking işlemi ile koagülasyon metodunun verimli bir yol olduğunu belirtmişler ve kullandıkları $Al_2(SO_4)_3$ ve $FeCl_3$ koagülantlarının, KOİ ve fenol uzaklaştırmada yaklaşık aynı sonuçları elde ettiklerini belirtmişlerdir (%94–95 KOİ, %90–91 fenol).

Tatsi ve diğ. (2003) olgun ve genç sızıntı suyunda gerçekleştirdikleri ön arıtımda pH'ı 10'a kireçle ayarlayarak koagülant olarak $FeCl_3$ kullanmışlardır. Olgun sızıntı suyunda 2 g/L'de %75 KOİ ve 1 g/L'de %100' e yakın renk giderimi sağlamışlardır. Genç sızıntı sularında ise pH 10'da 1 g/L'de %25 KOİ, %93 renk giderimi sağlamışlardır. koagülant madde olarak alüm kullandıklarında ise Olgun sızıntı suyunda 0,7 g/L'de %66 KOİ ve 1 g/L'de %95 renk giderimi elde etmişlerdir. Genç sızıntı suyunda gerçekleştirdikleri analizlerde ise pH 10'da 0,5 g/L'de %25'e yakın KOİ, %95 renk giderimi sağlamışlardır.

Seyreltme; karasuyun içerisindeki organik madde konsantrasyonunun azaltılması açısından önemli bir yöntemdir. Seyreltme amacıyla su kullanılır. Su olarak, sulama suyu veya yakında bulunan bir göl ya da nehirden alınabilmektedir. Zeytin karasuyunun kirlilik yükü ve çevre kirliliği arasındaki ilişki, arıtma prosesinin seçilmesinde önemli bir faktördür (Boari and mancini 1990).

Mikroorganizmalar zeytin karasuyundaki fenolleri zararsız hale getirebilmektedir. Bazı tür bakteriler ve mantarlar zeytin karasuyunda bulunan fenolleri, karbon kaynağı olarak kullanarak enerji üretmek için parçalayabilmektedir. Mikroorganizmaların karasudaki fenolik bileşikleri aerobik parçalayabilmesi için laktaz ve polifenoloksidazları üretimi önem arz eder (Archibald *et al.* 1990).

Karasuyun kimyasal arıtımı amacıyla kullanılan kimyasal bileşiklerden bazıları $FeCl_3$, H_2SO_4, HCl ve $Ca(OH)_2$'dir. Yapılan kimyasal arıtabilirlik çalışmalarında koagülant olarak genellikle $Ca(OH)_2$ kullanılmıştır. Oktav *et al.* (2000), %26 KOİ ve %39 AKM giderme verimi, Lolos *et al.* (1994), %28 AKM, %77 yağ-gres giderimi sağlamışlardır. Tsonis *et al.* (1989) %20-30 KOİ giderme verimi, Aktaş vd (2001) %42-46 KOİ, %29-47 TKM, %41-53 UKM, %95-96 yağ-gres, %63-74 polifenol, %61-80 seviyesinde azot giderme verimi elde etmişlerdir.

Karasuyun fizikokimyasal arıtmadan sonra evsel atıksularla arıtılıp arıtılamayacağının araştırıldığı bir çalışmada karasu numunelerinde, asitle parçalama, fizikokimyasal arıtılabilirlik çalışmaları farklı koagülant dozlarında denenmiş, KOİ, AKM, fenol giderme verimleri incelenmiş ve her bir koagülant için optimum dozlar belirlenmiştir. Kimyasal arıtılabilirlik çalışmalarında en uygun giderme verimleri; 8 000 mg/L alüm dozunda %69 KOİ, %74 fenol ve %87 AKM bulunmuştur. 8 000 mg/L demir(III) klorür dozunda ise %80 KOİ, %79 fenol ve %91 AKM ve 6 000 mg/L Ca(OH)2 dozunda %80 KOİ, %85 fenol ve %86 AKM olarak bulunmuştur (Mert vd 2008).

Zeytin karasuyunun seri arıtımında santrifüj ve filtrasyon proseslerinin seri

uygulanması önemli bir arıtma performansı ortaya koymuştur. Filtrasyon son artım olarak aktif kilin adsorbsiyon özelliğinin kullanılmasıyla sağlanmıştır. Fenollerin, pH ve KOİ'nin farklı konsantrasyonlarında aktif kilin arıtım performansı maksimum seviyeye ulaşmıştır. Adsorbsiyon kapasitesi test edilen aktif kilin dengeye ulaştığı sürenin 4 saatten az olduğu saptanmıştır. Maksimum fenol giderme verimi %81 ve organik madde giderme verimi %71 deneysel olarak ortaya konmuştur. (Al-Malah *et al.* 2000).

Aerobik mikroorganizmaların, oksijen varlığında, kirlilikleri yükseltgeyerek parçalaması temeline dayanan aerobik arıtma, karasudaki kirletici fraksiyonunun bozunmasını sağlar ve çıkış suyundaki toksisiteyi azaltır (Paraskeva and Diamadopoulos 2006). Aerobik arıtmada, genellikle atıksuda küçük miktarlarda bulunan çözünmüş ve kolloidal haldeki kirlilikler giderilmektedir (İkizoğlu ve Haskök 2005).

Aerobik arıtma ile karasuda 24 saatte elde edilen %80 mertebesindeki KOİ giderme veriminin önemli düzeyde olduğu ifade edilmiştir (Scioli and Vollaro, 1997). Ancak bu verimin laboratuvar koşullarında ve özel bakteri kullanımı ile gerçekleştiği belirtilmektedir. Tüketilen oksijenin suya aynı hızda verilebilmesi için, %20-25 gibi yüksek verimli difüzörler veya saf oksijen kullanılması gerekmektedir (Oktav ve Özer 2002).

Karasuyun Geotrichum, Aspergillus ve Candida tropicalis mikroorganizmalarıyla aerobik arıtımının gerçekleştirildiği bir çalışmada, Geotrichum, Aspergillus ve C.tropicalis mikroorganizmalarıyla sırasıyla, KOİ'de %55, %52.5, %62.8 ve polifenollerde ise %46.6, %44.3 ve %51.7 oranlarında giderme verimi sağlanmıştır (Fadil vd 2003).

Santrifüj ile ön arıtımdan geçen karasuyun tek hücreli maya ve mantarlarla biyolojik ayrışabilirliğinin araştırıldığı bir çalışmada, kesikli reaktörde biyokütle kullanılarak, 35

°C sıcaklık ve pH=4.5'da karasuyun aerobik bozunması ile %86 KOİ, %70 toplam fosfor giderme verimine ulaşılmıştır (Caffaz *et al.* 2007).

Karasuyun aerobik arıtımının laboratuvar ve pilot ölçekte denendiği bir başka çalışmada ise, fenolik madde maksimum %82-90 ve KOİ %86-91 oranlarında giderilmiştir (Tziotzios *et al.* 2007).

Ergül vd (2009) karasuyu seyreltmeden ve nütrient eklemeden, Trametes versicolor mantarını kullanarak biyolojik olarak arıtmaya çalışmışlar ve %78 oranında toplam fenolleri gidermişlerdir.

Zeytin karasuyunun matematiksel modellemesinin yapılmasının amaçlandığı bir çalışmada *Pleurotus ostreatus* kullanılmış spesifik büyüme hızı 0,02 sa^{-1}, biokütle sabiti 0,063 g AKM/g KOİ olarak bulunmuştur (Aggelis *et al.* 2003).

Zeytin karasuyunun biyolojik arıtılabilirliği incelendiği bir çalışmada %25, %50, %75 ve %100 oranlarında seyreltilerek karasu numuneleri hazırlanmış, 5 günlük bir çalışmanın sonunda %64,3 toplam KOİ, %66,6 çözünmüş KOİ giderimi gözlenmiştir. Aynı çalışmada karasuyun matematiksel modellemesi yapılmaya çalışılmış biokütle sabiti 0,30 g AKM/g KOİ, biyolojik olarak parçalanamayan, toplam ve çözünmüş KOİ değerleri sırasıyla 3 ve 2 g/L olarak bulunmuştur (Pelillo *et al.* 2006).

Kapdan *et al.* (2003), yapılan çalışmada Türkiye'de tekstil endüstrisinde yaygın bir kullanım alanı olan Reaktif Red 195 boyasında farklı hidrolik alıkonma süresinin, başlangıç KOİ derişimi ve boyar madde konsantrasyonunun renk ve KOİ giderimi üzerine etkileri incelenmiştir. Deneyler bekleme süreleri 12–72 saat, KOİ konsantrasyonu 1000- 8000 mg/L, boyar madde konsantrasyonu ise 50-400mg/L arasında değişen oranlarda yapılmıştır. Yapılan deneysel çalışmalar 18 saat bekleme süresinde, 3000mg/L başlangıç KOİ konsantrasyonu ve 100 mg/L boyar madde konsantrasyonu ile anaerobik reaktörde %85 oranında renk giderimi elde

edilmiştir. Aerobik reaktörde renk giderimi %15 olarak gözlenmiş, KOİ giderim verimi ise %90'a kadar ulaşmıştır.

3. MATERYAL ve YÖNTEM

3.1. Materyal

3.1.1. Kimyasal maddeler

Çalışmada kullanılan bütün kimyasal maddeler ticari olarak (Merck ve Sigma kalitesinde) olup Atatürk Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümünden sağlanmıştır.

3.1.2. Atıksu

Çalışmada kullanılan fıstık atıksuyu, Gaziantep ilinde bulunan antep fıstığı işleme fabrikasından temin edilmiştir.

3.1.3. Organizma

Fıstık atıksuyunun aerobik ortamda gideriminde kullanılan mikroorganizmalar Erzincan Kenti Atıksu Arıtma Tesisi çöktürme havuzundan alınan aktif çamur ile sürekli olarak beslenen süt endüstrisi atıksuyunun besleme tankından alınmıştır. Mikroorganizmaların canlılıklarını sürdürebilmeleri için kullanılan sıvı besi ortamı; karbon kaynağı olarak fıstık endüstrisi atıksuyu ile beslenerek mikroorganizmaların atıksuya adaptasyonu sağlanmaya çalışılmıştır ve aşağıdaki bileşenlerden oluşmaktadır.

Çizelge 3.1. Sıvı besi ortamının içeriği (100 g/L KOİ için)

Kimyasal madde	**Miktar (mg/L)**
Amonyum sülfat ($(NH_4)_2SO_4$)	72,22
Magnezyum sülfat ($MgSO_4.7H_2O$)	10
Demir III klorür ($FeCl_3.6H_2O$)	0,1
Mangan sülfat ($MnSO_4.H_2O$)	10
Kalsiyum klorür ($CaCl_2$)	2
Potasyum fosfat (KH_2PO_4)	50
Potasyum di fosfat (K_2HPO_4)	100

3.1.4. Kullanılan kil ve özellikleri

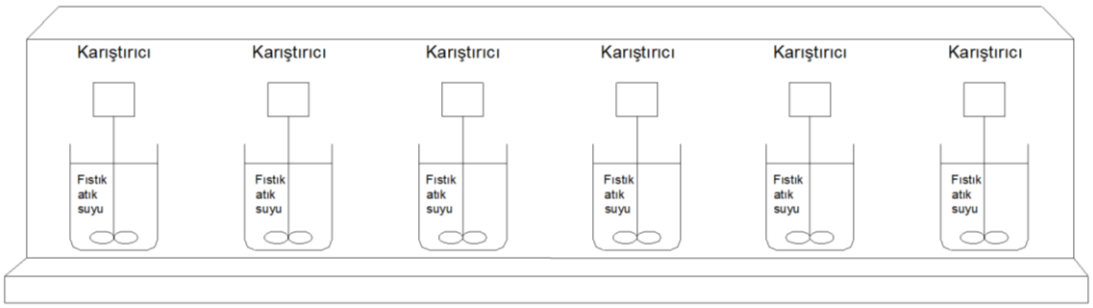
Bu çalışmada, koagülant yardımcısı ve adsorbent olarak Anka Nanoteknoloji Ltd. Şirketi tarafından Erzurum'un Narman ilçesinden çıkarılan doğal kil kullanılmıştır. Mineral, öncelikle doğal olarak kurutulduktan sonra 110°C'de etüvde 4 saat kurutma işlemine tabi tutulmuş, daha sonra öğütülmüş ve ASTM standart elekler kullanılarak elenmiş ve 0,5 mm boyutundaki kil bu çalışmada kullanılmıştır.

3.1.5. Deneysel sistem

Çalışmanın ilk kısmında ön arıtma için jar test düzeneği kullanılmıştır. Jar testinde yavaş karıştırma 25 devir/dakika'da, hızlı karıştırma ise 300 devir/dakika'da gerçekleştirilmiştir. Jar test düzeneği için her bir 500 ml beherlere %10 oranında seyreltilmiş fıstık atıksuyu kullanılmıştır ve hesaplamalarda da seyreltme oranı dikkate alınarak hesaplanmıştır. PH ayarlamaları NaOH ve H_2SO_4 ile yapılmıştır. Çeşitli kimyasal maddeler ile koagülasyon-flokülasyon işlemleri gerçekleştirilmiştir. Çöktürme işlemi sonrası supernatant kısmından alınan örnekle organik kirleticilerin %KOİ, %AKM ve % toplam fenol giderimleri gözlenmiştir. Çalışmada kullanılan jar test düzeneği Şekil 3.1'te verilmektedir.

Çalışmanın ikinci kısmında aerobik şartlar altında 500 ml hacme sahip erlenler ile çalkalayıcı kullanarak 150 devir/dakika çalkalama hızıyla kesikli denemeler yapılmıştır.

Denemeler ortalama 25°C sıcaklıkta ve pH seviyesi 7-8 aralığında olmak koşuluya yapılmıştır.

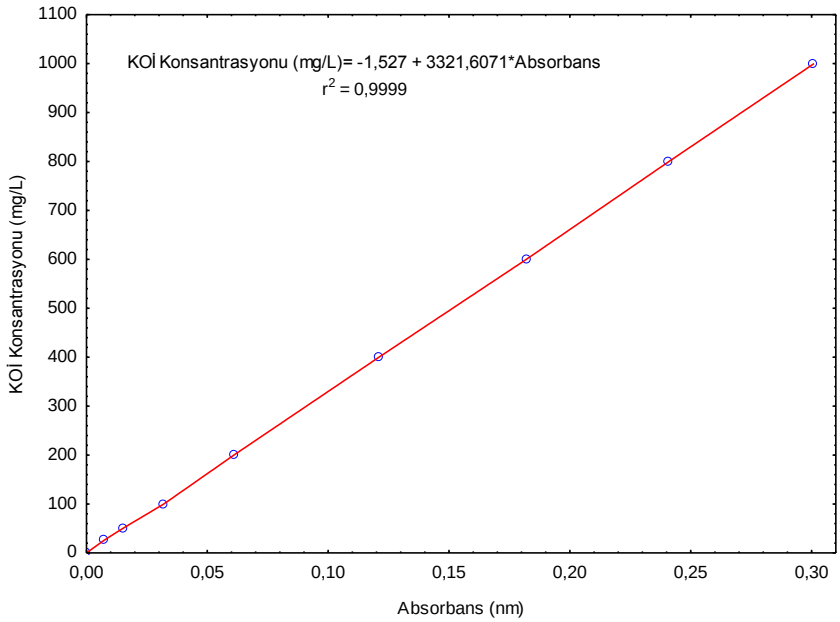


Şekil 3.1. Çalışmada kullanılan jar test düzeneği

3.2. Yöntem

3.2.1. KOİ analizi

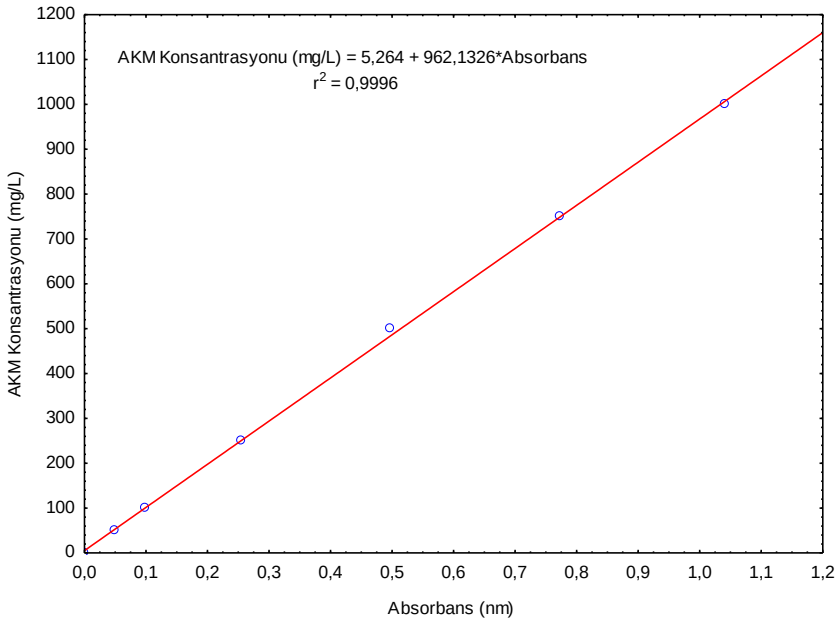
Çalışmada KOİ analizi Standart Metotlarda (APHA 2005) ifade edilen yöntemlere göre yapılmıştır. Alınan numune filtre kâğıdından süzülerek filtrelenmiş KOİ analizi yapılmıştır. KOİ ölçümü için, 850 mg potasyum hidrojen fitalat 0.5 L saf suda çözülerek 2000 mg/L KOİ stok çözeltisi elde edilmiş ve bu çözeltiden standartlar hazırlanmıştır. Daha sonra bu standartlardan 1.5 ml alınarak üzerine litresinde 10.216 g $K_2Cr_2O_7$, 167 ml H_2SO_4 ve 33 g $HgSO_4$ bulunan parçalama çözeltisinden 1 ml ve son olarak litresinde 11 g AgSO4 bulunan H_2SO_4 asit çözeltisinden 1.5 ml eklenerek 148±2°C'de 2 saat boyunca bir termoreaktörde (WTW marka CR3000 model) ısıtılmıştır. Daha sonra reaktörden alınan örnekler oda sıcaklığına gelinceye kadar soğutularak 600 nm'de spektrofotometrede (Spekol 1100, Carl Zeiss Technology) absorbans değerleri okunarak Şekil 3.2'de verilen kalibrasyon eğrisi çizilmiştir.



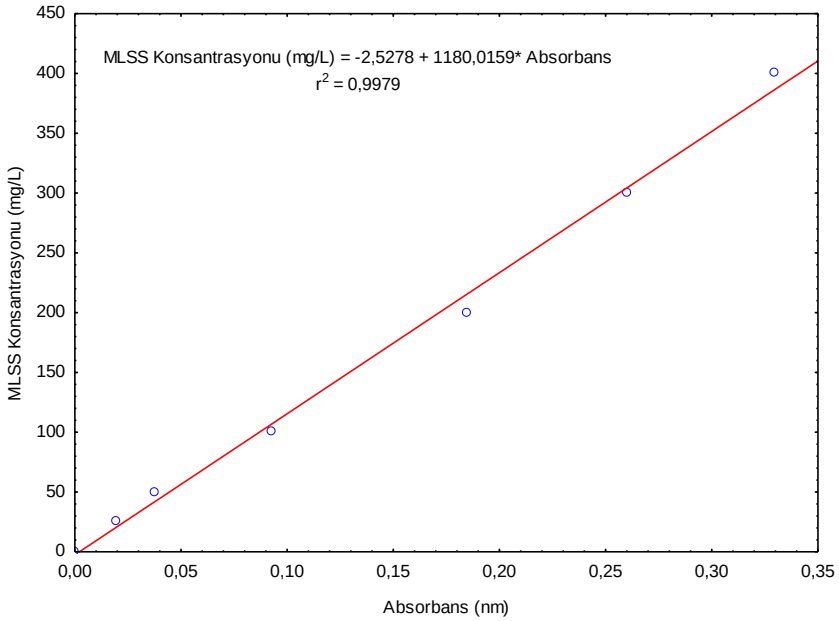
Şekil 3.2. KOİ Konsantrasyonu kalibrasyon eğrisi

3.2.2. Askıda katı madde tayini

Çalışmada mikroorganizma konsantrasyonunun ölçümleri spektrofotometrik olarak Spekol 1100 (Carl Zeiss Technology) marka spektrofotometrede yapılmıştır. Standart metotlara göre 525nm'de kalibrasyon eğrisi hazırlanmış ve mikroorganizma konsantrasyonları bu eğriye göre bulunmuştur. Ayrıca gravimetrik olarakta mikroorganizma konsantrasyonu Standart Metot'a göre tayin edilmiştir (APHA, 1995). İyice karıştırılan numune sabit tartıma getirilmiş ve filtre kağıdından süzülmüştür. Filtre kağıdı 105°C'de yaklaşık 2 saat kurutulup yeniden sabit tartıma getirilerek ağırlığı tartılmış ve konsantrasyon hesaplanmıştır.



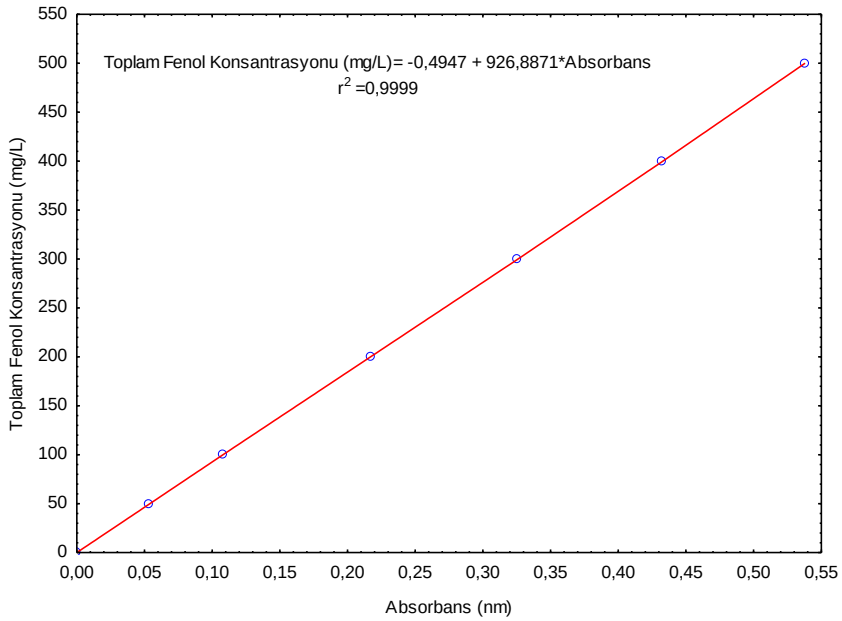
Şekil 3.3. AKM Konsantrasyonu Kalibrasyon eğrisi



Şekil 3.4. Mikroorganizma konsantrasyonunun belirlenmesinde kullanılan kalibrasyon eğrisi

3.2.3. Toplam Fenol konsantrasyonunun ölçülmesi

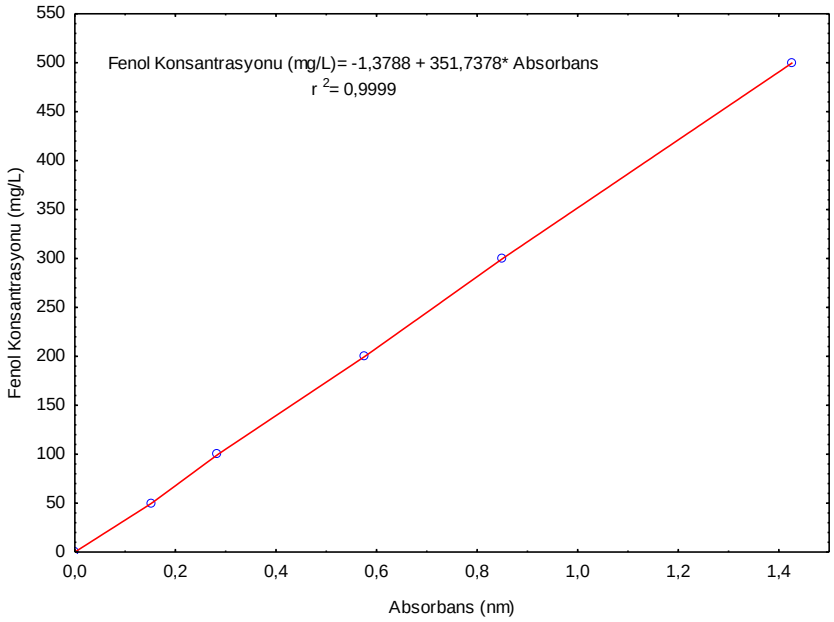
Toplam fenol Folin-Ciocalteau metodu kullanılarak belirlenmiştir. Kalibrasyon eğrisi için gallik asitten hazırlanan stok çözelti kullanıldı. Stok çözelti için 0,5 gr gallik asit 10 ml etanol de çözülüp 100 ml' ye saf su ile tamamlandı. Numunelerden 20 pl alınıp 1,58 ml saf su ve daha sonra 100 pl folin ilave edildi. Yaklaşık 8 dakika bekledikten sonra üzerine 300 pl sodyum karbonat çözeltisi ilave edilerek 20°C'de 2 saat bekledikten sonra 765 nm de okunarak toplam fenol analizleri yapıldı (Anonim 2008).



Şekil 3.5. Toplam fenol konsantrasyonu kalibrasyon eğrisi

3.2.4. Fenol analizi

Fenol konsantrasyonu 4-aminoantiprin metodu kullanılarak spektrofotometrik olarak tayin edilmiştir (Clesceri *et al.* 1998). Bu amaçla 1 g fenolün 1 litre saf suda çözülmesiyle hazırlanan stok fenol çözeltisinden 100 ml' de 100, 200, 300, 400 ve 500 mg fenol içerecek şekilde standartlar hazırlandı. Balon jojelerden her birine 2,5 ml NH_4OH ve pH=7,9±0,1 olacak şekilde pH'sı 6,8 olan standart fosfat tamponu eklendi. 1 ml 20 g/L 4-aminoantiprin konulup iyice karıştırıldıktan sonra 1 ml 8 g/L $K_3Fe(CN)_6$ eklendi ve yine iyice karıştırıldı. 15 dakika renk oluşumunun tamamlanması beklendikten sonra 510 nm'de (1 cm ışık yolu olan küvetle) SPEKOL 1100 (Carl Zeiss Technology) marka spektrofotometrede hazırlanan fenol konsantrasyonlarına karşılık gelen absorbans değerleri okundu (Anonim 2008).



Şekil 3.6. Fenol konsantrasyonu kalibrasyon eğrisi

3.2.5. Amonyak analizi

NH_3 konsantrasyonu, Thermo Orion marka 290A+ iyon seçici elektrot ile yapılmıştır. İyon seçici elektrot ile ölçüm yapmak için bir kalibrasyon eğrisi

oluşturulmuştur. Kalibrasyon eğrisini elde etmek için, elektrot çeşitli miktarlarda NH_4Cl den hazırlandı ve bir seri çözeltiye daldırılarak milivolt değerleri okundu. Çözeltiler 1 000 mg/L NH_4Cl çözeltisinden seyreltme yolu ile 1, 10, 100 ve 1 000 mg/L'lik numuneler hazırlandı. Ölçüm için 150 ml' lik bir erlene 1 mg/l' lik 100 ml NH_4Cl içeren çözelti boşaltıldı ve bir magnet ile manyetik karıştırıcıda karıştırmaya başlandı ve daha sonra elektrot batırılarak 10 N'lik 1 ml NaOH ilave edildi. Birkaç dakika beklendi ve okuduğunuz mV değeri kaydedildi. Sonrasında daha yüksek konsantrasyon değerine sahip çözeltilerle okuma yapıldı. Ayrıca mevcut Merck firmasına ait 14752 nolu hazır kitleri kullanılarak spektrofotometrede kolorimetrik olarak bakıldı (Anonim 2008).

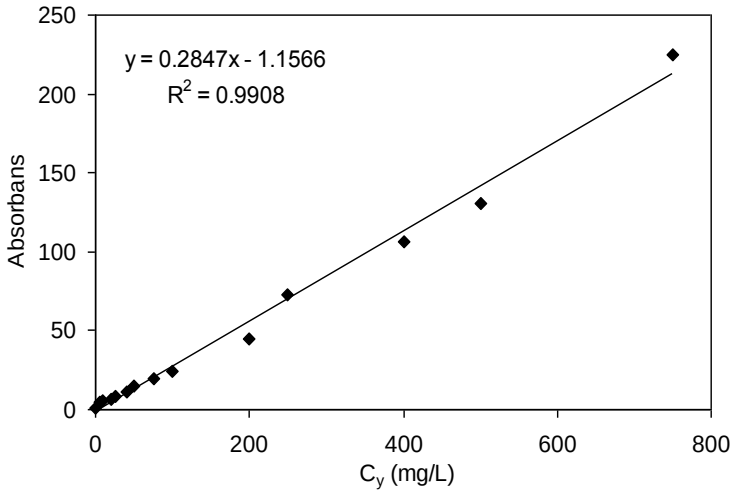
3.2.6. Nitrat analizi

NO_3^- konsantrasyonu, Thermo Orion marka 290A+ iyon seçici elektrotla Standart Metotlar kitabında belirtildiği şekilde belirlenmiştir. Bu amaçla çeşitli miktarlarda $NaNO_3$ tan kalibrasyon eğrisi hazırlandı. Ayrıca mevcut Merck firmasına ait 14764 nolu hazır kitleri kullanılarak spektrofotometrede kolorimetrik olarak ölçüldü (Anonim 2008).

3.2.7. Yağ ve gres ölçümleri

Yağ ve gres ölçümleri "Yağ-Gres, Petrol-Hidrokarbonu" ölçüm cihazı (Wilksir HATR-T2) kullanılarak yapılmıştır. Cihaz IR bölgede çalışmakta olup yağ-gres standardı olarak 30 numara (30W) motor yağı kullanılmış ve aşağıdaki prosedüre göre kalibre edilerek yağ ve gres analizleri yapılmıştır. Cihazın kalibrasyonunda kütlesel ppm (mg/l) kullanılmıştır. Dereceli silindire 0,1 g yağ koyulduktan sonra üzeri hegzan kullanılarak 100 ml'ye tamamlanmış ve bu stok çözeltiden belirli oranlarda hegzan ile seyreltilerek cihazda absorbans değerleri okunmuş ve ve Şekil 3.7'de verilen kalibrasyon eğrisi hazırlanmıştır. Numunelerde yağ ve gres analizi yapılırken öncelikle numunenin pH' sı 2'nin altına 1:1'lik HCl ile düşürülmüş daha sonra belirli miktarda hegzan numuneye ilave edilerek hegzanın yağ ve gresi

ekstrakte etmesi sağlandıktan sonra yağ-gres ölçüm cihazı aracılığı ile yağ-gres analizleri yapılmıştır (Anonim 2008).



Şekil 3.7. Yağ-gres analizinde kullanılan kalibrasyon eğrisi

3.2.8. pH, ÇO ve iletkenlik ölçümleri

Reaktördeki pH ve sıcaklık elektrometrik metoda göre WTW marka multiline P4 model çoklu parametre ölçer cihazı yardımıyla sürekli olarak ölçülerek kaydedilmiştir. Membran elektrot metoduna göre, oksimetre probunun numuneye daldırılması ile numunedeki çözünmüş oksijen miktarı okunarak belirlenmiştir (APHA 1995).

3.2.9. Nitrat ve nitrit konsantrasyonlarının belirlenmesi

Nitrat ve nitrit konsantrasyonlarının ölçümleri Dionex ICS 3000 marka iyonkromotografi cihazı ile yapılmıştır.

3.2.10. Fosfat ölçümleri

Fosfat analizi amonyum vanadomolibdat kullanılarak spektrofotometrede 400 nm dalga boyunda absorbans ölçülmesi neticesinde tayin edilmiştir.

3.2.11. Toplam organik karbon (TOK) ve toplam azot (TN) ölçümleri

Toplam organik karbon ve toplam azot ölçümleri Teldyne-Tekmar Apollo 9000 TOC-TN analiz cihazı kullanılarak yapılmıştır.

3.2.12. Aerobik şartlar altında reaktörün işletilmesi

Yaklaşık bir ay boyunca mikroorganizmalar aerobik ortamda fıstık atıksuyuna alıştırıldıktan sonra kesikli denemelere başlanmıştır. Kesikli denemelerde mikroorganizma konsantrasyonları sabit tutularak farklı konsantrasyonlardaki fıstık atıksuyu erlene ilave edilip zamana göre kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), fenol ve mikroorganizma konsantrasyonlarının değişimi takip edilmiştir.



Şekil 3.8. Mikroorganizma besleme

3.2.13. Kinetik parametre değerlerinin hesaplanması

Özgül üreme hızı (μ) değerlerinin hesaplanması için bu çalışmada özgül üreme hızı (2.12) nolu denklem kullanılarak hesaplanmıştır. Her bir deney için başlangıç mikroorganizma konsantrasyonunun t anındaki mikroorganizma konsantrasyonuna bölümünün logaritması alınarak bulunan değerlerle zaman arasında grafik çizilip lineer kısmın eğiminden özgül üreme hızı değeri hesaplanmıştır.

Başlangıç KOİ konsantrasyonları (S) ile özgül üreme hızları (μ), Çizelge 2.7 deki matematiksel denklemler göz önüne alınarak doğrusal olmayan regresyona tabi tutulmuş ve Andrew eşitliğinde yer alan μ_{max} , K_s ve K_i değerleri, Luong eşitliğinde yer alan μ_{max} , K_s, S_i ve n değerleri, Han-Levenspiel eşitliğinde yer alan μ_{max} , K_s, m ve n değerleri, Aiba eşitliğinde yer alan μ_{max}, K_s ve K_i değerleri hesaplanmıştır. Doğrusal olmayan regresyon için STATISTICA 7.0 yazılımında non-lineer hesaplama modülü kullanılmıştır.

4. ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMA

4.1. Fıstık Atıksuyunun Karakterizasyonu

Yapılan çalışmalar sonucunda, fıstık endüstrisinden kaynaklanan atıksuların yüksek derecede kirlilik içerdiği, bunun için de kesinlikle alıcı ortama deşarj edilmeden önce arıtılması ve Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'nde (S.K.K.Y.) belirtilen alıcı ortam standartlarının sağlandıktan sonra deşarjı gerekmektedir. Çizelge 4.1'de fıstık endüstrisinden alınan atıksuların iki farklı dönem ve farklı işletmelerden alınmış olup bu atıksuların içerdiği kirletici parametrelerin tespiti için yapılan analiz sonuçları gösterilmiştir.

Çizelge 4.1. Atıksu karakterizasyonu

Ölçülen Paremetre	1. Dönem Değerleri	2. Dönem Değerleri
TKOİ (mg/L)	20891	15700
ÇKOİ (mg/L)	9137	4520
PKOİ (mg/L)	11754	11184
AKM (mg/L)	9600	6100
TKM (mg/L)	16384	11710
TOC (mg/L)	3410	3225
TN (mg/L)	125,5	116
BOİ (Nihai BOİ)	3742	3074
Toplam Fenol (mg/L)	1750	354,34
Fenol (mg/L)	52,26	13,45
Amonyak (mg/L)	1,31	1,02
Yağ (mg/L)	11,37	9,6
PH	5,99	5,5
Sıcaklık (^{0}C)	18	18
İletkenlik (ms/cm)	2,69	2,67
Bulanıklılık (NTU)	995	990
Cl^-	-	290,67
NO_3^-	-	0,61
SO_4^{-2}	-	37,32
PO_4^{-3}	-	6,7
Na^+	-	337,79
NH_4^+	-	2,58
K^+	-	650,8
Mg^+	-	24,18
Ca^+	-	121,127

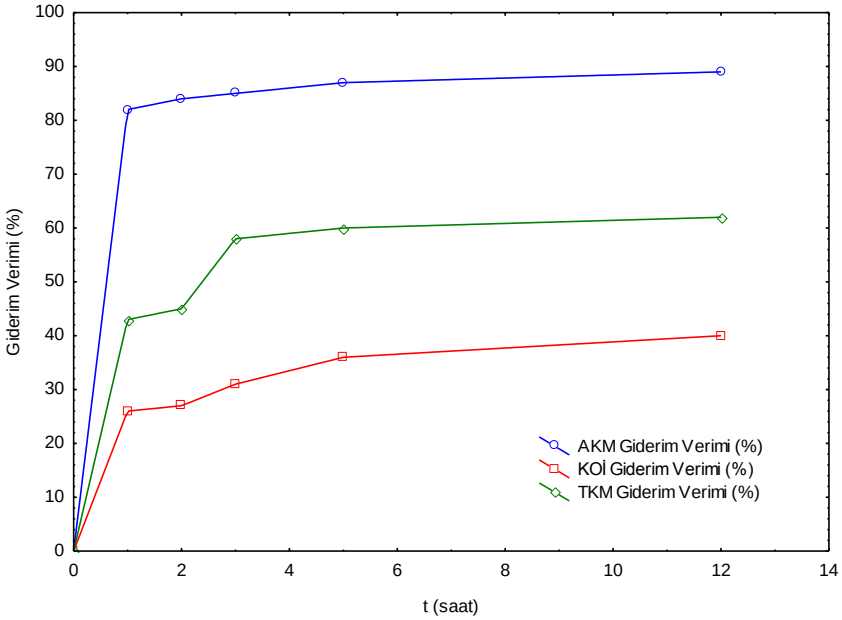
4.2. Pilot Tesisten Alınan Atıksuyun Kimyasal Arıtımı

4.2.1. Kimyasal koagülasyon ve flokülasyon işlemi ile arıtım

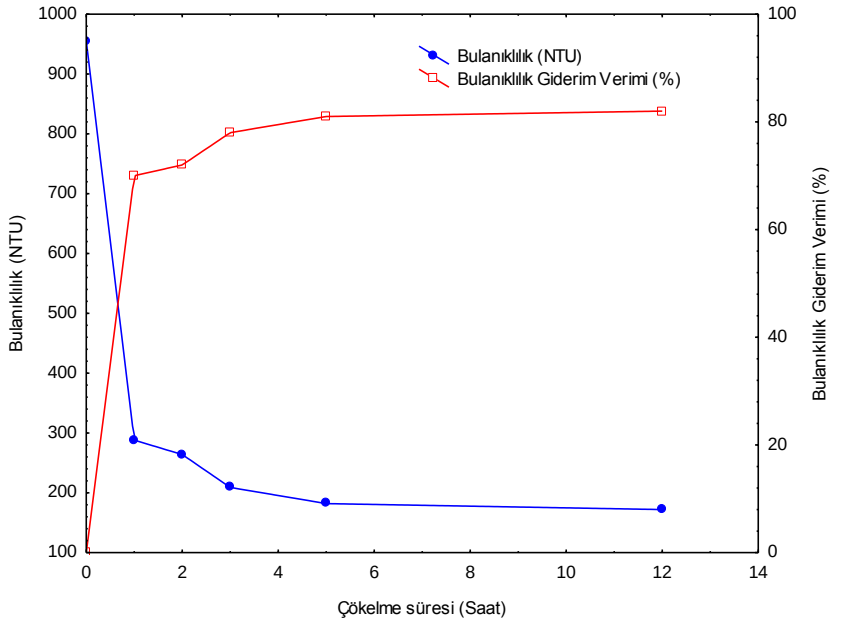
Çalışmada ilk işlem olarak, fıstık işleme tesisinden alınan atıksu hiçbir işleme tabi tutulmadan sadece farklı sürelerde çökelmeye bırakılmıştır. Basit çökelme işleminden sonra, atıksuyun üst kısmından alınan numunede Çizelge 4.2'de görüldüğü gibi KOİ, AKM, TKM ve bulanıklılık giderimleri ölçülmüştür.

Çizelge 4.2. Farklı çökelme sürelerinin AKM, KOİ, TKM ve bulanıklılık giderim verimleri

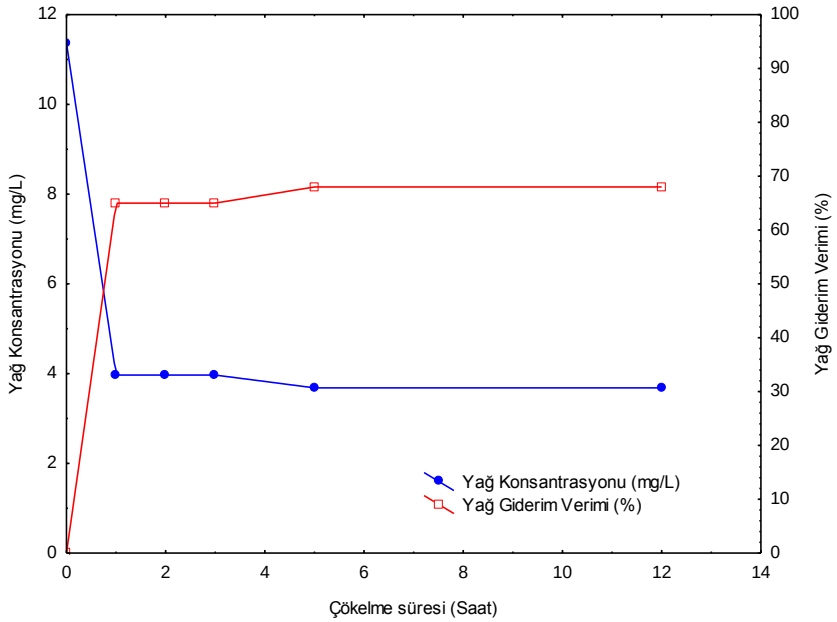
Bekletme t (saat)	AKM Giderim Verimi (%)	KOİ Giderim Verimi (%)	TKM Giderim Verimi (%)	Bulanıklılık Giderim Verimi (%)	Yağ Giderim Verimi (%)
0	0	0	0	0	0
1	82	26	43	70	65
2	84	27	45	72	65
3	85	31	58	78	65
5	87	36	60	81	68
12	89	40	62	82	68



Şekil 4.1 Farklı çökelme sürelerinin AKM, KOİ ve TKM giderim verimine etkisi



Şekil 4.2 Farklı çökelme sürelerinin bulanıklılık ve bulanıklılık giderim verimine etkisi



Şekil 4.3. Farklı çökelme sürelerinin yağ konsantrasyonu ve yağ giderim verimine etkisi

Şekil 4.1 ve Şekil 4.3 arasındaki grafiklerde görüldüğü gibi 1 saate kadar giderim verimlerinin en yüksek düzeye ulaştığı daha sonra pek değişim olmadığı gözlenmiştir. Çöktürme işlemleri sonunda %82 AKM, %26 KOİ, %43 TKM, %70 Bulanıklılık ve %65 yağ giderim verimi elde edilmiştir. Ayrıca Çizelge 4.2'de verilen sonuçlar atıksuyun basit çökelme özelliğinin iyi olduğu görülmüştür. Ön çöktürme uygulanması halinde atıksuyun arıtılabilirliği üzerinde önemli miktarda olumlu etkisinin olacağı anlaşılmıştır.

Daha sonra atıksuya farklı koagülant maddeler kullanılarak jar testi deneyleri yürütülmüş. Atıksuyun kimyasal arıtma deneyleri için altılı jar-test cihazı kullanılmıştır. Deneylerde 800 mL hacmindeki 6 beherin içine 500 mL atıksu konulmuş ve seçilen koagülantlar atıksuya dozlanmıştır. pH ayarı için 1 N H_2SO_4 veya 1 N NaOH kullanımı tercih edilmiştir. Çökme işlemi sonrasında atıksuyun üst kısmından alınan örneklerde KOİ, AKM ve Toplam fenol giderim verimleri hesaplanmıştır. Bu deneyler kapsamında koagülant madde olarak montmorillionit kili, alüminyum klorür, alum, demirsülfat ve demir 3 klorür kullanılmıştır.

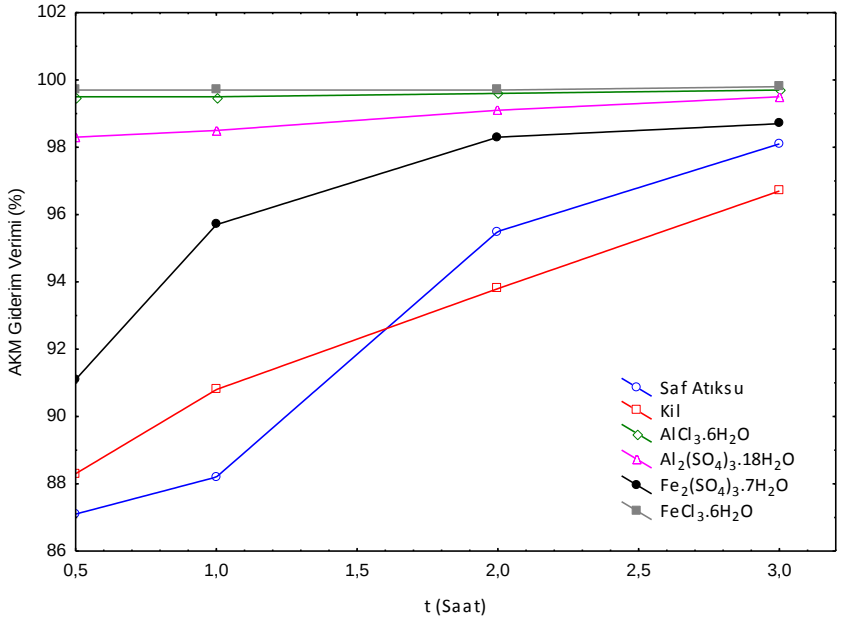
Denemeler esnasında en iyi pH aralığında, optimum koagülant cinsi ve dozajı araştırılmıştır.

Kimyasal Koagülasyon çalışmasının birinci aşamasında aynı şartlarda uygun çöktürme süresinin belirlenmesi için çalışma yapılmıştır. Bu çalışmada herbirine 1 gr/L koagülant madde dozajı eklenmiş pH 6.5'e ayarlanmış ve karıştırma hızları ise, 300 rpm' de 3 dakika hızlı karıştırma, 25 rpm' de 15 dakika yavaş karıştırma ve 30 dakika, 1 saat ve 3 saat farklı çöktürme işlemleri uygulanmıştır. Çizelge 4.3'den farklı çöktürme sürelerinin belirlenmesi için AKM, KOİ ve toplam fenol giderim verimleri verilmiştir. Şekil 4.4 ile Şekil 4.6 arasındaki grafiklerde farklı koagülant maddeler için AKM, KOİ ve toplam fenol konsantrasyonlarının zamana karşı değişimini göstermektedir.

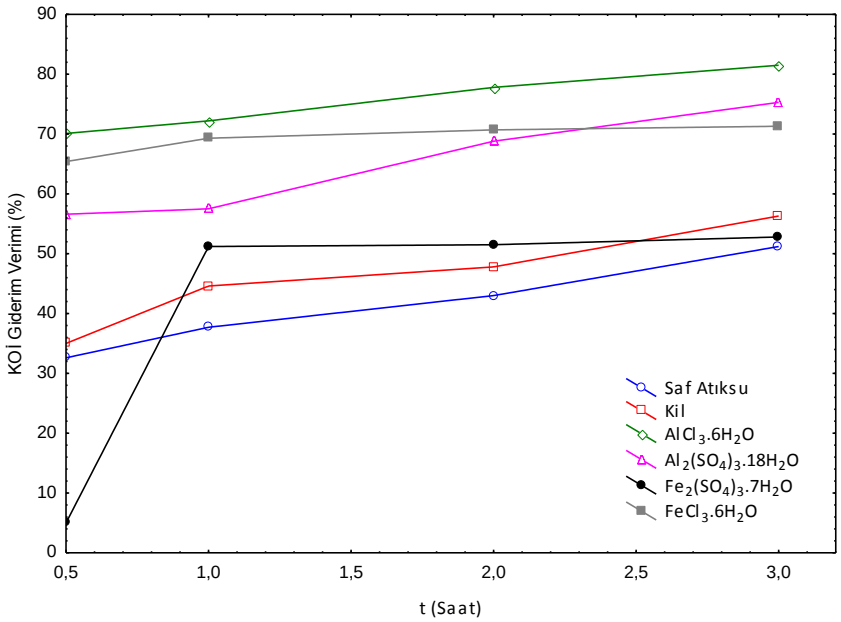
Çizelge 4.3. Aynı şartlarda farklı çöktürme sürelerinin belirlenmesi için AKM, KOİ ve toplam fenol giderim verimleri

Koagülant madde	AKM Giderme Verimi (%)				KOİ Giderme Verimi (%)				Toplam Fenol Giderme Verimi (%)			
	30 dakika	1 saat	2 saat	3 saat	30 dakika	1 saat	2 saat	3 saat	30 dakika	1 saat	2 saat	3 saat
Saf Atıksu	87,1	88,2	95,5	98,1	41,0	44,4	45,8	66,8	32,6	37,7	43,0	51,2
Kil	88,3	90,8	93,8	96,7	42,1	44,2	47,3	53,3	35,0	44,6	47,8	56,3
$AlCl_3$	99,5	99,5	99,6	99,7	65,4	65,5	68,0	68,2	70,1	72,2	77,8	81,5
$Al_2(SO_4)_3$	98,3	98,5	99,1	99,5	62,7	64,3	68,2	68,5	56,6	57,5	68,8	75,3
$Fe_2(SO_4)_3$	91,1	95,7	98,3	98,7	48,8	51,2	51,5	52,8	5,0	13,0	15,2	18,3
$FeCl_3$	99,7	99,7	99,7	99,8	65,4	69,3	70,7	71,3	65,5	73,9	74,4	77,3

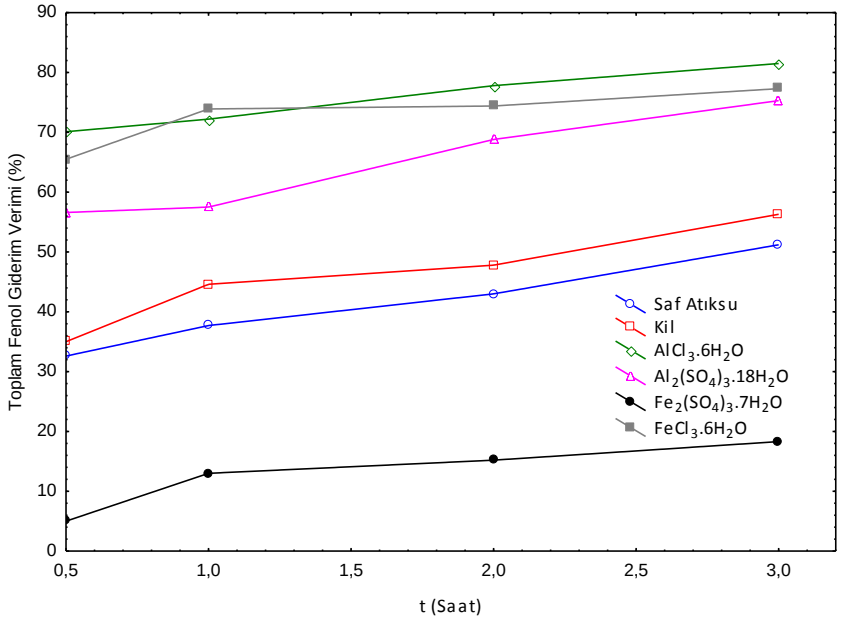
*(Saf Atıksu: koagülant madde ilave edilmeden jar testine tabi tutulmuştur.)



Şekil 4.4. Farklı koagülant maddelerin AKM giderim verimine etkisi



Şekil 4.5. Farklı koagülant maddelerin KOİ giderim verimine etkisi



Şekil 4.6. Farklı koagülant maddelerin toplam fenol giderim verimine etkisi

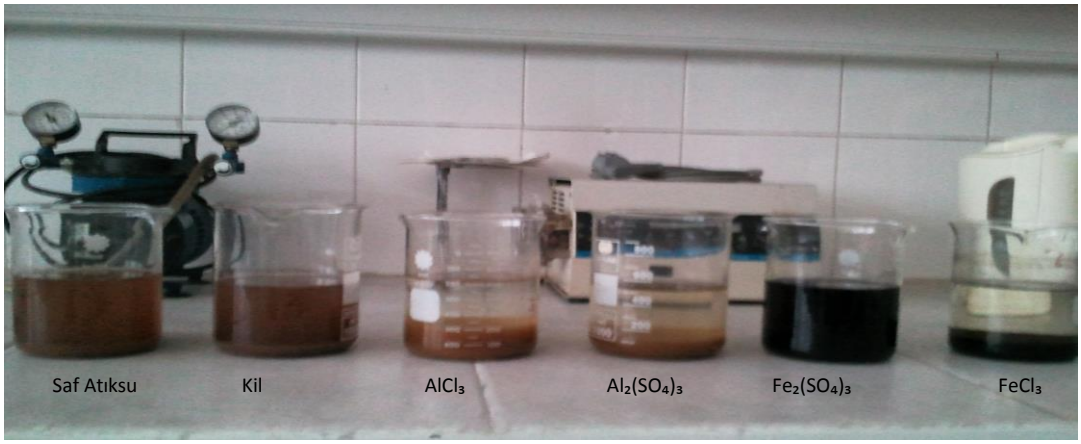
1 gr/L Koagülant madde dozajı ve pH 6,5 da elde edilen en yüksek AKM konsantrasyonu giderim veriminin %99,8 olduğu $FeCl_3$'ün 3 saatte, KOİ konsantrasyonu giderim veriminin %71,3 olduğu $FeCl_3$'ün 3 saatte ve toplam fenol konsantrasyonu giderim veriminin %81,5 olduğu $AlCl_3$'ün 3 saatte çöktüğü görülmüştür. Çizelge 4.3'de dikkat edildiğinde 30 dakikaya kadar yüksek giderim verimleri gözlenmiş ve 30 dakikadan sonra fazla giderim olmamıştır. Bu yüzden ideal çöktürme süresi 30 dakika olarak belirlenmiştir.

Koagülant madde ilave edilmeden yapılan jar testi deneyi ile yüzey yükünün indirgenmesi, zıt yüke sahip elektrolitin ortamda mevcut olmasından dolayı elektriksel çift tabakanın itme potansiyeli değişmemiş ve bu yüzden de istenilen arıtma verimlerinin elde edilemediği düşünülmektedir.

Çalışmada kil ve alüminyum sülfatın arıtma verimlerinin iyi olmadığı görülmektedir bundan dolayı diğer aşamalarda bu iki koagülant kullanılmamıştır.



Şekil 4.7. Farklı koagülant maddelerin çöktürme sürelerinin bulunması



Şekil 4.8. Farklı koagülant maddelerin çöktürme sürelerinin bulunması (30 dakika sonra)

Şekil 4.7 ve Şekil 4.8'deki grafiklerde jar testinden sonra 30 dakika çöktürme işleminin şekilleri verilmektedir. Şekilde görüldüğü gibi $AlCl_3$, $Al_2(SO_4)_3$ ve $FeCl_3$'ün bulanıklılıklarında önemli ölçüde olumlu fark olduğu görülmektedir.

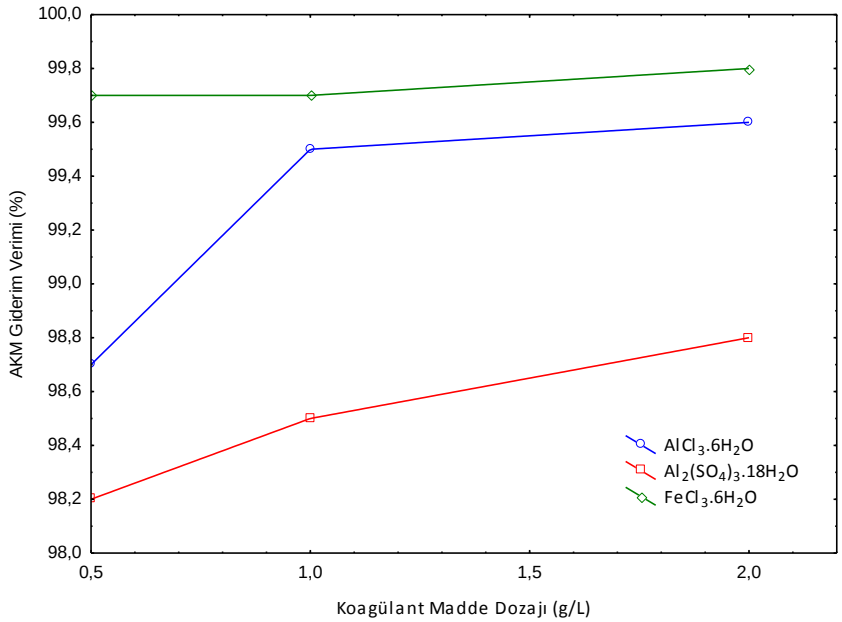
Kimyasal koagülasyon çalışmasının ikinci aşamasında, ilk aşamadaki en iyi verimi sağlayan üç koagülant ($AlCl_3$, $Al_2(SO_4)_3$ ve $FeCl_3$) seçildikten sonra herbir behere 0.5 gr , 1 gr ve 2 gr koagülant maddeler eklenip pH 6.5'e ayarlanmış ve karıştırma hızları

da 300 rpm’ de 3 dakika hızlı karıştırma, 25 rpm’ de 15 dakika yavaş karıştırma ve 30 dakika çöktürme işlemleri uygulanmıştır.

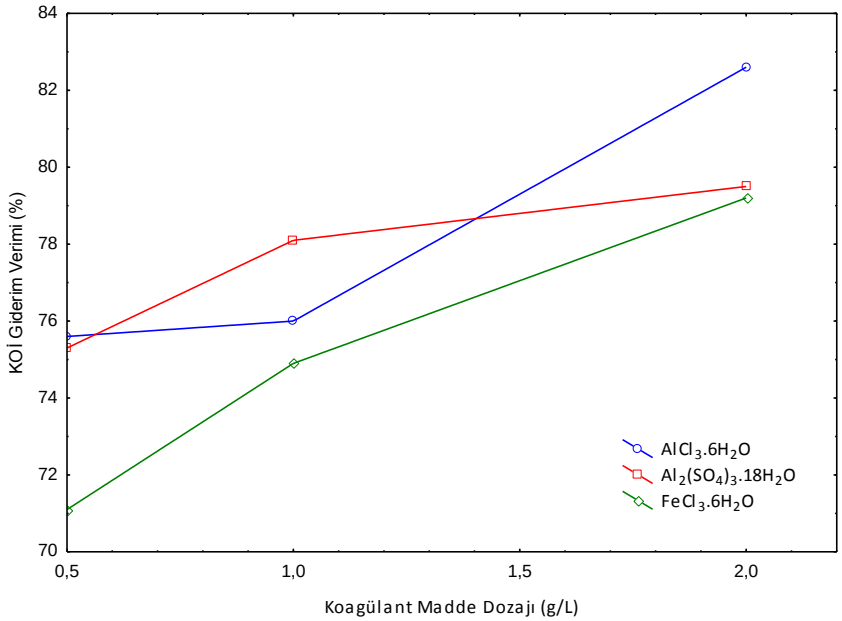
Çizelge 4.4' de koagülant madde cinsi ve miktarının belirlenmesi için AKM, KOİ ve toplam fenol giderim verimleri verilmiştir. Şekil 4.7 ile Şekil 4.9 arasındaki grafiklerde farklı koagülant dozajları için AKM, KOİ ve toplam fenol konsantrasyonlarının zamana karşı değişimini göstermektedir.

Çizelge 4.4. Aynı şartlarda koagülant madde cinsi ve miktarının belirlenmesi için AKM, KOİ ve toplam fenol giderim verimleri

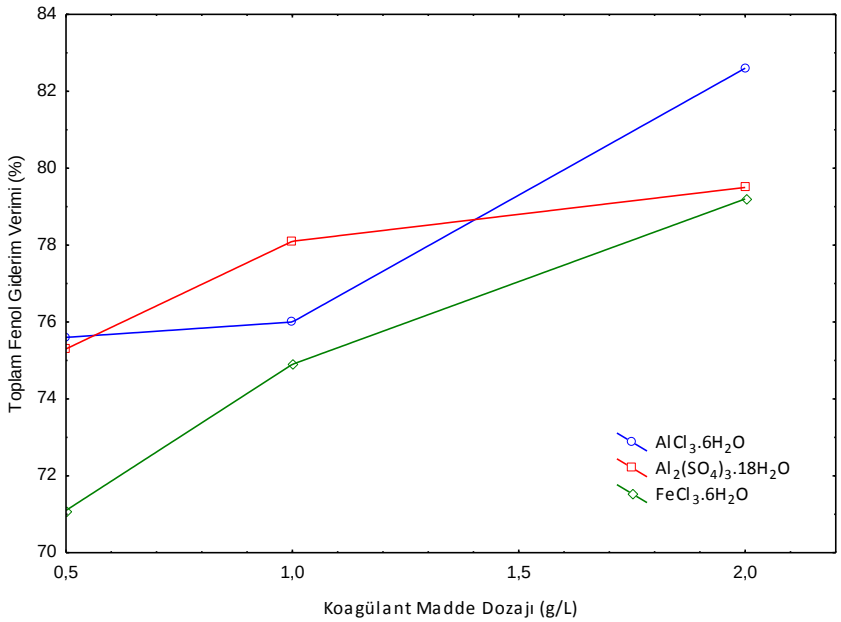
Koagülant madde	Koagülant Dozajı (g/L)	AKM Giderim Verimi (%)	KOİ Giderim Verimi (%)	Toplam Fenol Giderim Verimi (%)
$AlCl_3$	0,5	98,7	59,5	75,6
$AlCl_3$	1	99,5	66,8	76,0
$AlCl_3$	2	99,6	72,4	82,6
$Al_2(SO_4)_3$	0,5	98,2	54,6	75,3
$Al_2(SO_4)_3$	1	98,5	65,3	78,1
$Al_2(SO_4)_3$	2	98,8	72,4	79,5
$FeCl_3$	0,5	99,7	63,5	71,1
$FeCl_3$	1	99,7	69,0	74,9
$FeCl_3$	2	99,8	69,8	79,2



Şekil 4.9. Farklı $AlCl_3$, $Al_2(SO_4)_3$ ve $FeCl_3$ dozajlarında AKM giderim verimine etkisi



Şekil 4.10. Farklı $AlCl_3$, $Al_2(SO_4)_3$ ve $FeCl_3$ dozajlarında KOİ giderim verimine etkisi



Şekil 4.11. Farklı $AlCl_3$, $Al_2(SO_4)_3$ ve $FeCl_3$ dozajlarında toplam fenol giderim verimine etkisi

Çizelge 4.4'de $AlCl_3$ ile en yüksek AKM giderim veriminin 2 gr koagülant madde ilavesi ile %99,6, KOİ giderim veriminin %72, toplam fenol konsantrasyonu giderim veriminin %82,6, $Al_2(SO_4)_3$ ile en yüksek AKM giderim veriminin 2 gr koagülant madde ilavesi ile %98,8, KOİ giderim veriminin %72, toplam fenol giderim veriminin %79,5, $FeCl_3$ ile en yüksek AKM giderim veriminin 2 gr koagülant madde ilavesi ile %99,8, KOİ giderim veriminin %70 , toplam fenol giderim veriminin %79,2 olduğu görülmüştür. Optimum koagülant dozundan daha fazla miktarda koagülant madde kullanılması, atıksuyun arıtımında istenmeyen başka problemlere yol açacaktır. Atıksu miktarı ve deney düzeneği göz önüne alınarak laboratuar şartlarında yapılan bu denemelerde koagülant dozları arasındaki fark çok azdır. Gerçek uygulamalarda kilogramlarca koagülant madde kullanılacağı düşünülürse, optimum koagülant dozunun tespitinin çalışmada ne kadar önemli olduğu anlaşılmaktadır. Bundan dolayı optimum dozaj üç koagülant içinde 1 gr/L olarak tespit edilmiştir.

Kimyasal Koagülasyon çalışmasının üçüncü aşamasında ise ikinci aşamadaki en iyi verimi 1gr/L koagülant miktarında sağlanmıştır. Bu yüzden aynı şartlarda pH değişimin

etkisini araştırmak için 1 g/L koagülant kullanılarak ve 300 rpm'de 3 dakika hızlı karıştırma, 25 rpm'de 15 dakika yavaş karıştırma ve 30 dakika çöktürme için pH 1 - 12 arasındaki değerler ile deneyler yapılmıştır. pH ayarı için 1 N H_2SO_4 veya 1 N NaOH çözeltileri kullanılarak pH 1-12 arasındaki değerler ayarlanmıştır. Çizelge 4.5 ile Çizelge 4.7 arasındaki tüm tablolarda koagülant maddelerin ($AlCl_3$, $Al_2(SO_4)_3$ ve $FeCl_3$) uygun pH aralığının bulunması için AKM, KOİ ve toplam fenol giderim verimleri verilmiştir. Şekil 4.10 ile Şekil 4.12 arasındaki grafiklerde uygun pH aralığının bulunması için AKM, KOİ ve toplam fenol konsantrasyonlarının zamana karşı değişimini göstermektedir.

Çizelge 4.5. Çalışmada $AlCl^3$ ile yürütülen deneylerde elde edilen giderim verimleri

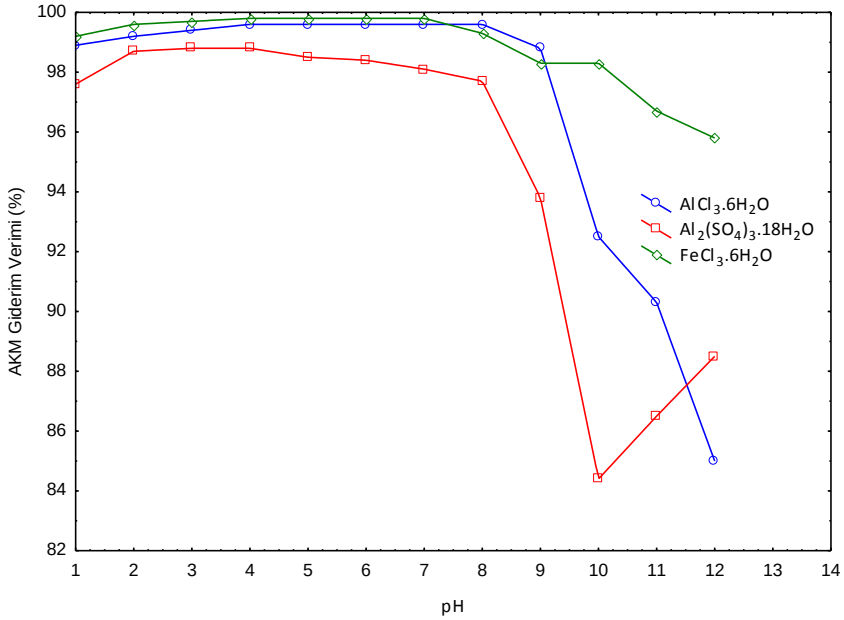
pH	AKM Giderim Verimi (%)	KOİ Giderim Verimi (%)	Toplam Fenol Giderim Verimi (%)
1	98,9	41,1	4,0
2	99,2	42,7	5,9
3	99,4	46,4	17,8
4	99,6	50,2	33,5
5	99,6	53,7	61,6
6	99,6	65,8	85,5
7	99,6	62,4	88,8
8	99,6	59,3	91,8
9	98,8	57,2	90,4
10	92,5	55,0	86,5
11	90,3	50,7	76,5
12	85,0	43,2	62,1

Çizelge 4.6. Çalışmada $Al_2(SO_4)_3$ ile yürütülen deneylerde elde edilen giderim verimleri

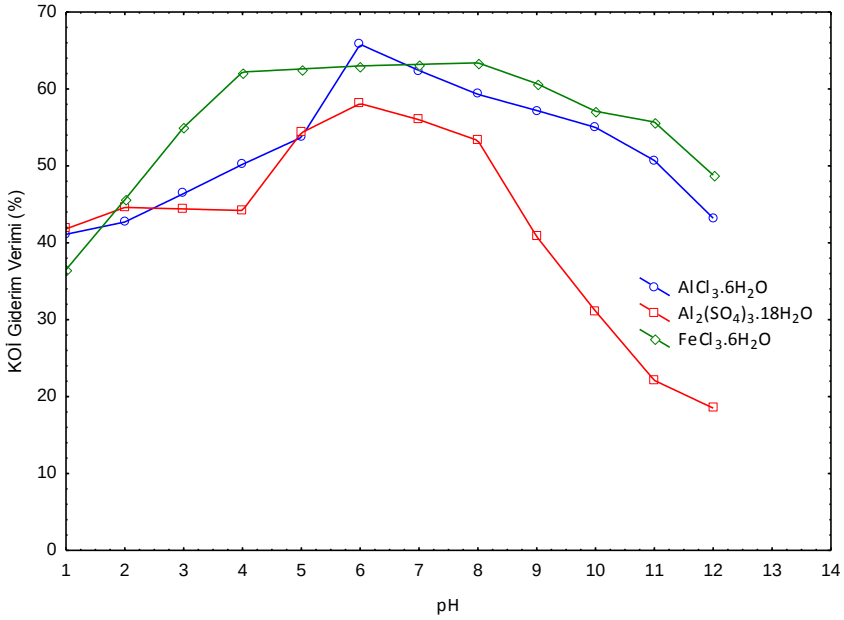
pH	AKM Giderim Verimi (%)	KOİ Giderim Verimi (%)	Toplam Fenol Giderim Verimi (%)
1	97,6	41,8	15,4
2	98,7	44,6	22,9
3	98,8	44,4	20,6
4	98,8	44,2	19,8
5	98,5	54,3	30,9
6	98,4	58,1	78,8
7	98,1	56,0	78,2
8	97,7	53,3	77,4
9	93,8	40,8	44,6
10	84,4	31,1	10,9
11	86,5	22,1	10,3
12	88,5	18,5	8,6

Çizelge 4.7. Çalışmada $FeCl_3$ ile yürütülen deneylerde elde edilen giderim verimleri

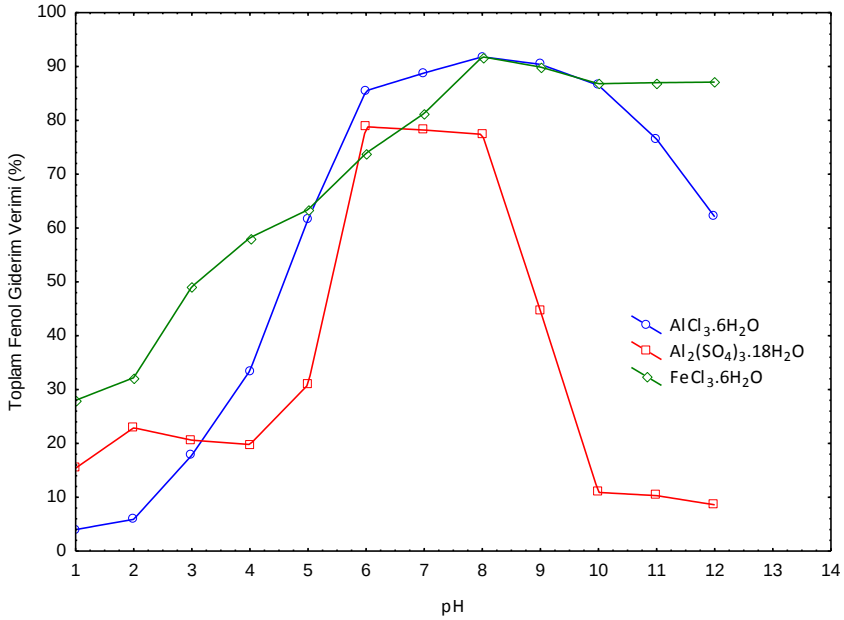
pH	AKM Giderim Verimi (%)	KOİ Giderim Verimi (%)	Toplam Fenol Giderim Verimi (%)
1	99,2	36,5	28
2	99,6	45,6	32,2
3	99,7	55	49,1
4	99,8	62,2	58,2
5	99,8	62,6	63,4
6	99,8	63	73,9
7	99,8	63,2	81,3
8	99,3	63,4	91,8
9	98,3	60,7	89,9
10	98,3	57,1	86,8
11	96,7	55,7	87
12	95,8	48,8	87,1



Şekil 4.12. Farklı pH'lar da $AlCl_3$, $Al_2(SO_4)_3$ ve $FeCl_3$ AKM giderim verimine etkisi



Şekil 4.13. Farklı pH'lar da $AlCl_3$, $Al_2(SO_4)_3$ ve $FeCl_3$ KOİ giderim verimine etkisi



Şekil 4.14. Farklı pH'lar da $AlCl_3$, $Al_2(SO_4)_3$ ve $FeCl_3$ toplam fenol giderim verimine etkisi

Çizelge 4.5' de yapılan pH optimizasyonu neticesinde $AlCl_3$ için optimum pH 6 değeri ile AKM giderim verimi %99.6, KOİ giderim verimi %65.8 ve Toplam fenol giderim verimi %85.5 değerleri ile optimum pH olarak belirlenmiştir. $Al_2(SO_4)_3$ için optimum pH 6 değeri için AKM giderim verimi %98.4, KOİ giderim verimi %58.1 ve Toplam fenol giderim verimi %78.8 değerleri ile optimum pH olarak belirlenmiştir. Son olarak $FeCl_3$ için optimum pH 8 değeri için AKM giderim verimi %99.3, KOİ giderim verimi %63.4 ve Toplam fenol giderim verimi %91.8 değerleri ile optimum pH olarak belirlenmiştir.

Fıstık endüstrisi atıksuyunun ön arıtımında koagülant madde olarak kullanılan kimyasal maddeler düşük pH'larda çalışılması durumunda çökelme özelliği daha iyi floklar elde edilmiştir. Yüksek pH'larda ise, zayıf flok oluştuğu ve süpermatent kısmında askıda katı madde bulunduğu belirlenmiştir. Bu yüzden yüksek pH' lar da istenen arıtma veriminine ulaşılamamıştır.

Yapılan kimyasal arıtılabilirlik çalışmaları neticesinde $AlCl_3$'ün daha iyi sonuç verdiği ve 1 gr/L'lik doz eşliğinde, pH 6 değerinde ve karıştırma hızları da 300 rpm'de 3 dakika hızlı karıştırma, 25 rpm'de 15 dakika yavaş karıştırma ve 30 dakika çöktürme işlemleriyle maksimum AKM, KOİ ve toplam fenol giderim verimleri bulunmuştur.

4.3. Kesikli Arıtım

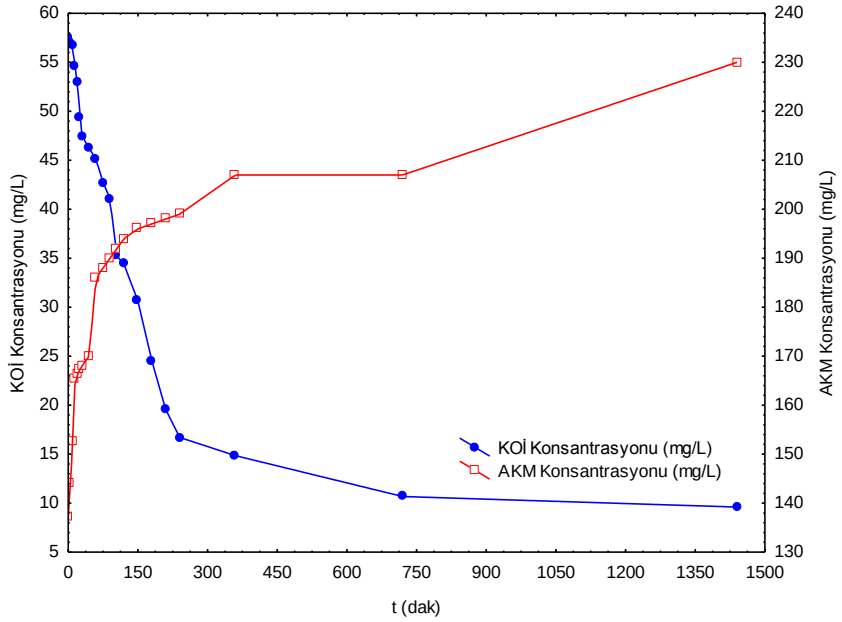


Şekil 4.15. Kesikli arıtımda kullanılan deney düzeneği

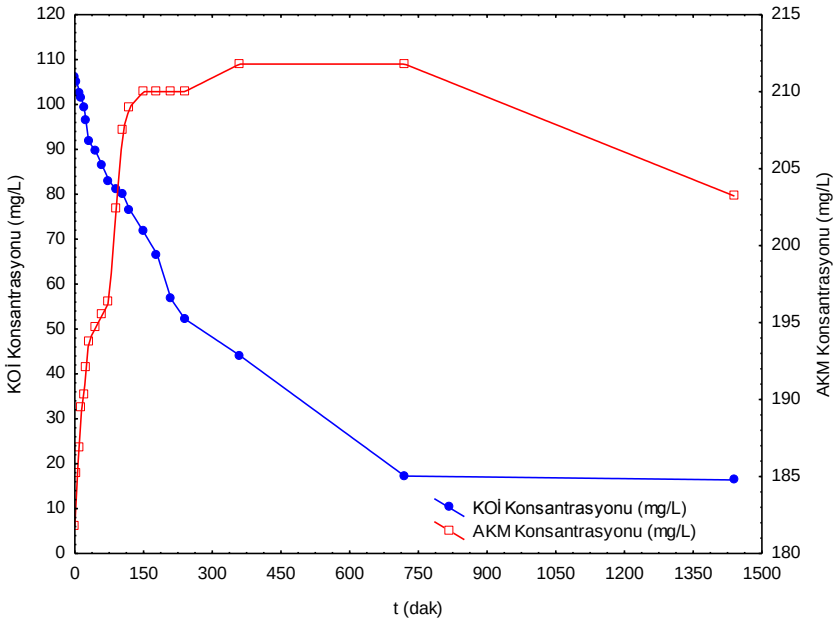
4.3.1 Aerobik ortamda fıstık atıksuyu giderimi

Mikroorganizmaların aerobik şartlar altında yaklaşık bir ay boyunca fıstık atıksuyuna alışmaları sağlanmıştır. Daha sonra başlangıç KOİ konsantrasyonları 50 ile 1000 mg/L arasında değişen miktarlarda fıstık atıksuyu ortama ilave edilerek kesikli denemelere başlanmıştır. Çalışma süresi boyunca pH 7±1 aralığında, sıcaklık 25±1°C ve karıştırma hızı 150±1 devir/dak'dır. Farklı başlangıç KOİ konsantrasyonlarının ve mikroorganizma derişimlerinin zamanla değişimi Şekil 4.16 ile Şekil 4.21 arasındaki tüm grafiklerde görülmektedir. Tüm grafiklerde fıstık atıksuyunun kolay parçalanan organik kısmının zamanla mikroorganizmalar tarafından tüketildiği gözlemlenmiş, KOİ konsantrasyonu arttıkça mikroorganizmaların ortama adapte olma süreleri uzamış ve

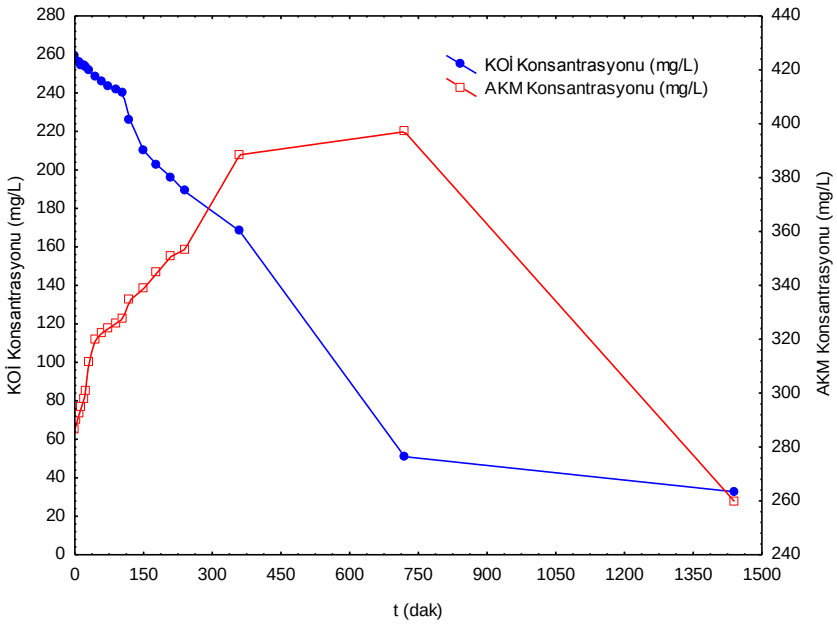
buna paralel olarak da KOİ giderim süreleri artmıştır. Şekil 4.16 ile Şekil 4.21 arasındaki grafiklerden mikroorganizma konsantrasyonlarının zamana karşı değişimi alınarak, özgül üreme hızları hesaplanmıştır. Mikroorganizma konsantrasyonları kullanılırken üssel üreme evresindeki verilerin alınmasına özen gösterilmiştir. Mikroorganizmaların özgül üreme hızlarını hesaplayabilmek için (2.12) bağıntısı kullanılmıştır. Grafiksel çözüm için apsise zaman (t), ordinata mikroorganizmaların t anındaki konsantrasyonlarının başlangıç konsantrasyonuna bölümünün logaritmasını gösteren değerler alınıp doğrusal kısmın eğiminden özgül üreme hızı μ hesaplanmıştır.



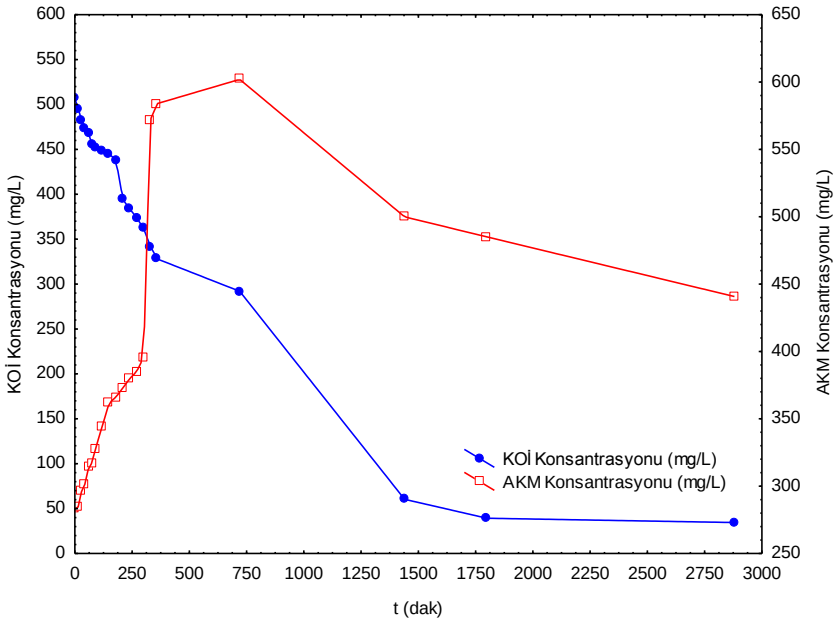
Şekil 4.16. So=50 mg/L atıksuyun başlangıç KOİ konsantrasyonun ve mikroorganizma derişiminin zamanla değişimi



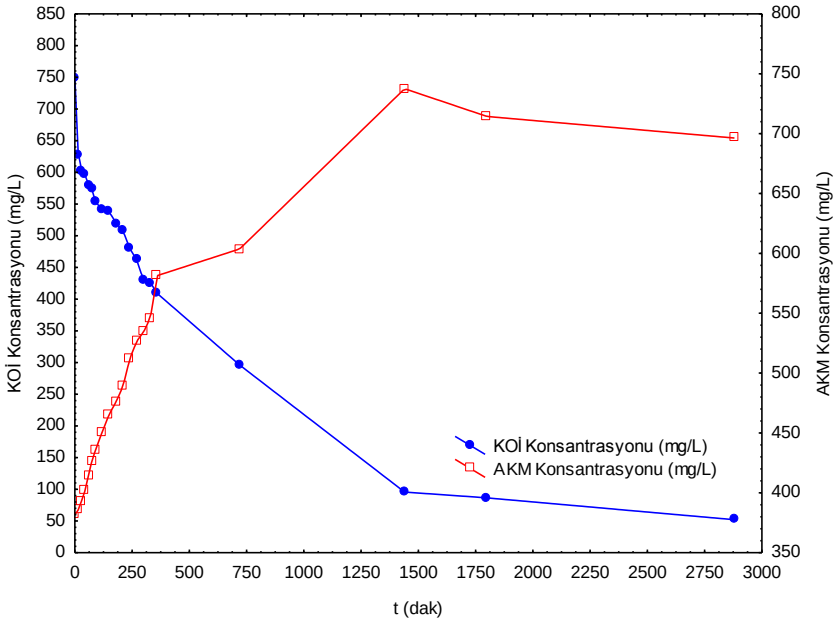
Şekil 4.17. So=100 mg/L atıksuyun KOİ başlangıç konsantrasyonun ve mikroorganizma derişiminin zamanla değişimi



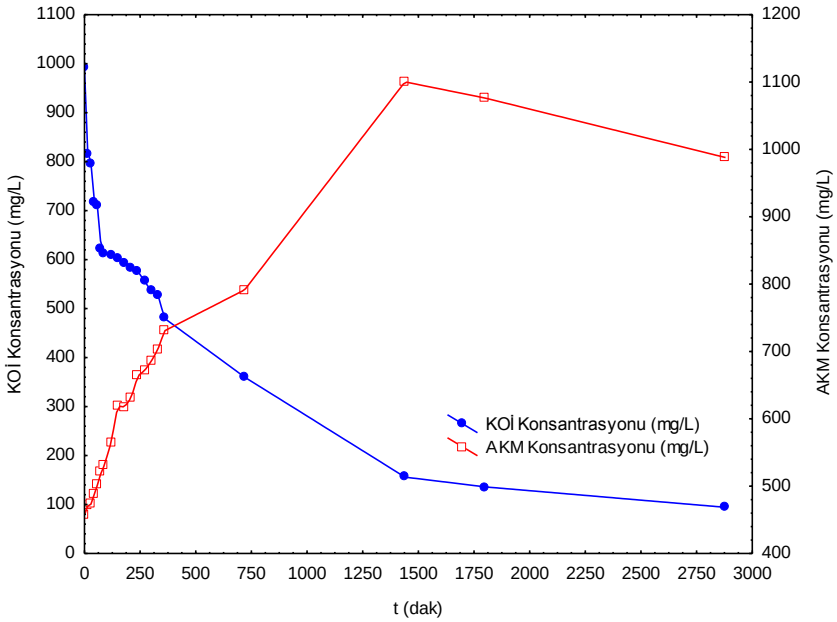
Şekil 4.18. So=250 mg/L atıksuyun KOİ başlangıç konsantrasyonun ve mikroorganizma derişiminin zamanla değişimi



Şekil 4.19. So=500 mg/L atıksuyun KOİ başlangıç konsantrasyonun ve mikroorganizma derişiminin zamanla değişimi

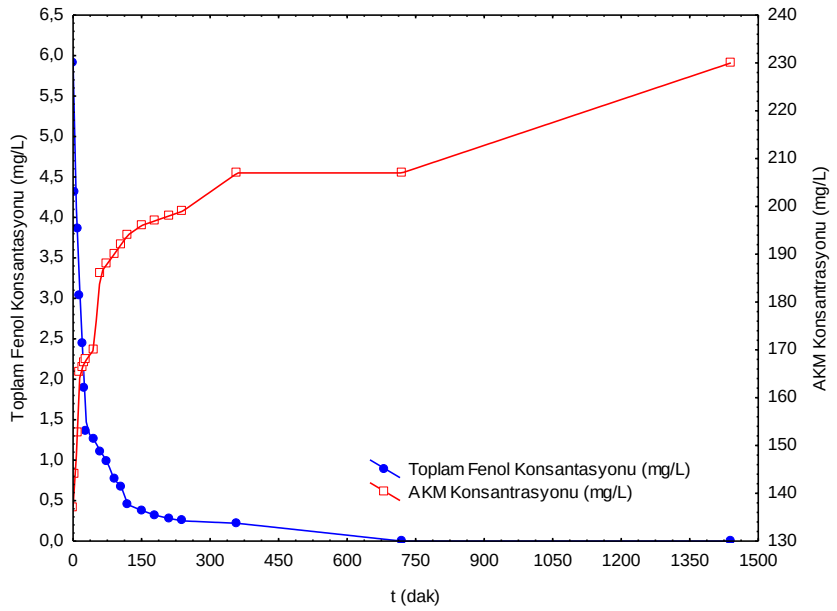


Şekil 4.20. So=750 mg/L atıksuyun KOİ başlangıç konsantrasyonun ve mikroorganizma derişiminin zamanla değişimi

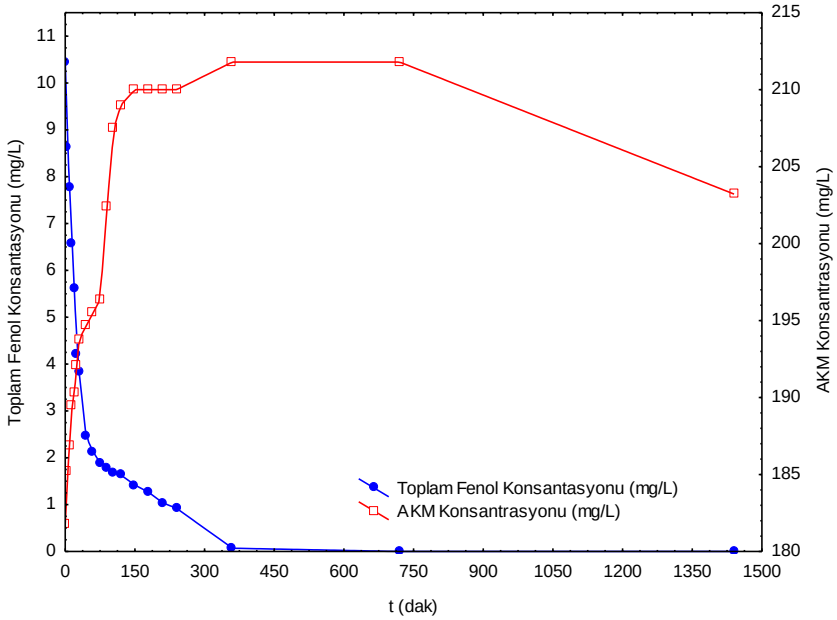


Şekil 4.21. So=1000 mg/L atıksuyun KOİ başlangıç konsantrasyonun ve mikroorganizma derişiminin zamanla değişimi

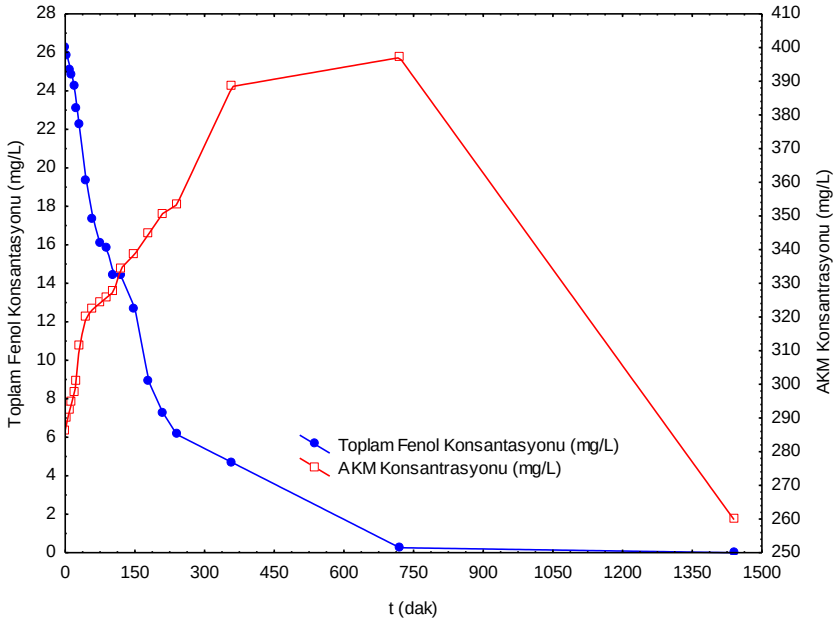
Zamana karşı mikroorganizma konsantrasyonu ve toplam fenol konsantrasyonlarının değişimi Şekil 4.22 ile Şekil 4.27 arasındaki grafiklerde görülmektedir.



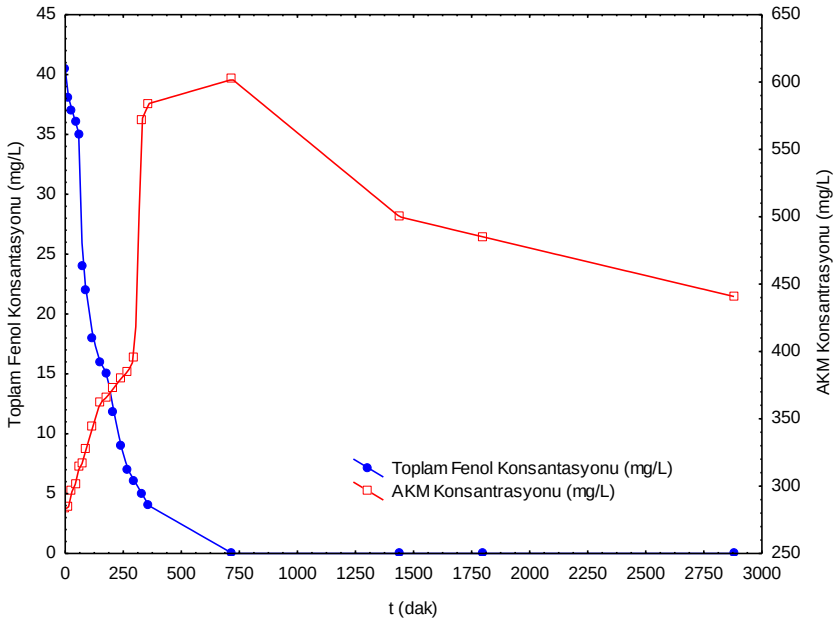
Şekil 4.22. So=50 mg/L atıksuyun başlangıç fenol konsantrasyonun ve mikroorganizma derişiminin zamanla değişimi



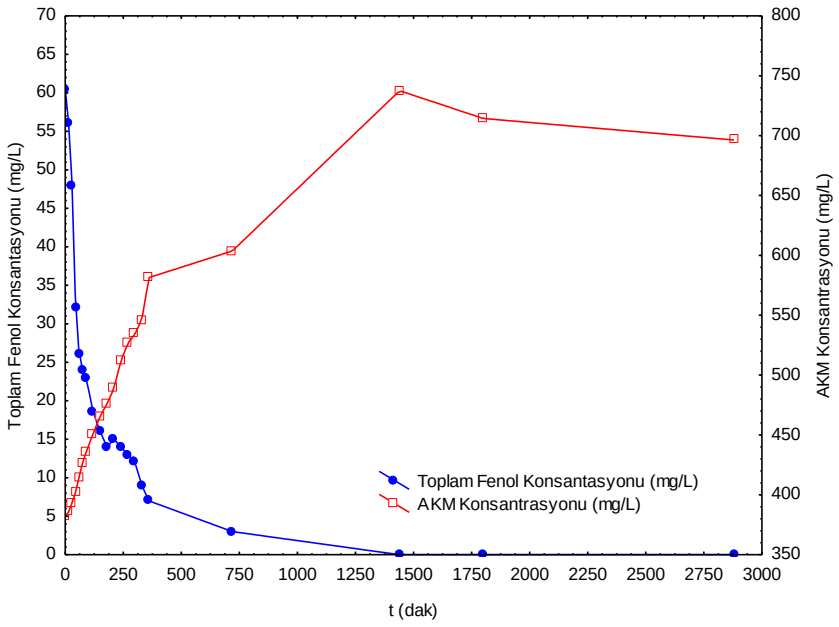
Şekil 4.23. So=100 mg/L atıksuyun başlangıç fenol konsantrasyonun ve mikroorganizma derişiminin zamanla değişimi



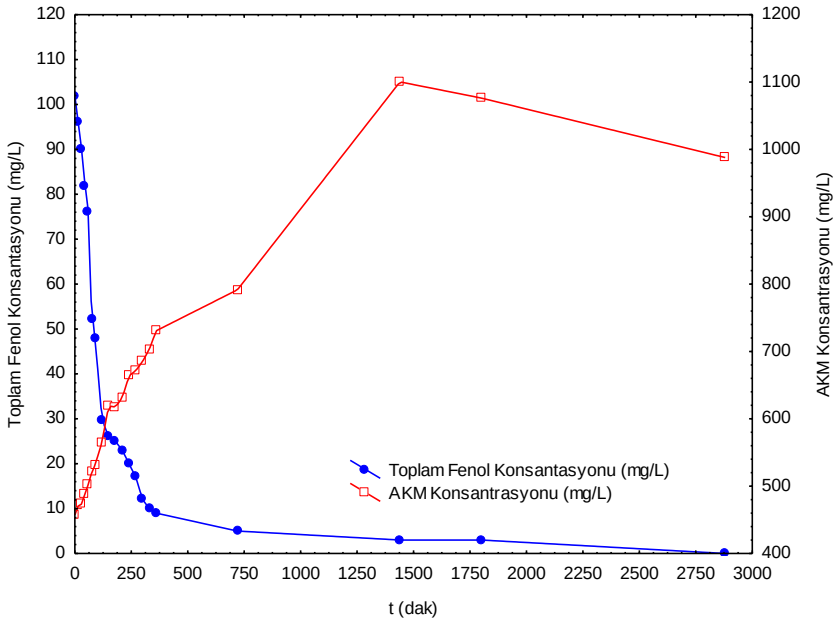
Şekil 4.24. So=250 mg/L atıksuyun başlangıç fenol konsantrasyonun ve mikroorganizma derişiminin zamanla değişimi



Şekil 4.25. So=500 mg/L atıksuyun başlangıç fenol konsantrasyonun ve mikroorganizma derişiminin zamanla değişimi



Şekil 4.26. So=750 mg/L atıksuyun başlangıç fenol konsantrasyonun ve mikroorganizma derişiminin zamanla değişimi

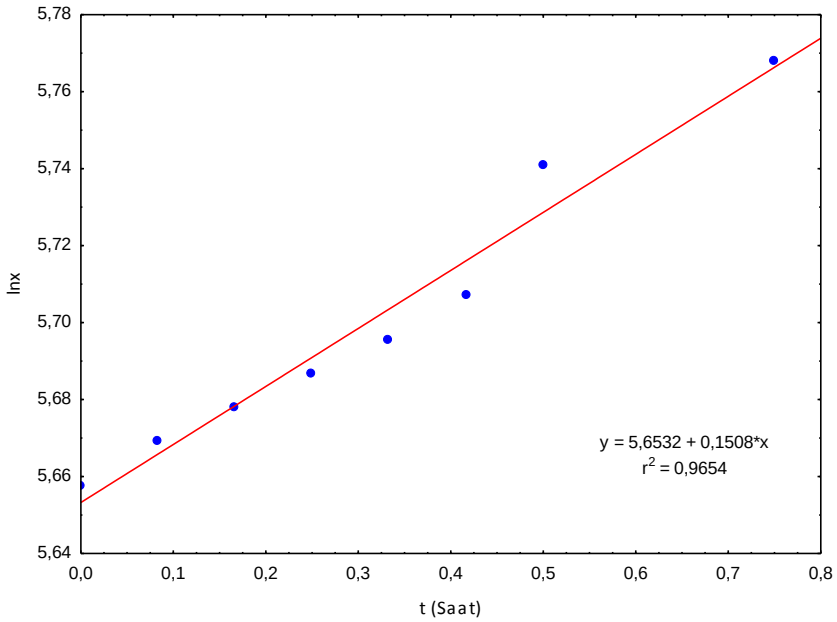


Şekil 4.27. So=1000 mg/L atıksuyun başlangıç fenol konsantrasyonun ve mikroorganizma derişiminin zamanla değişimi

Kinetik katsayıların bulunmasında Bölüm 2'de anlatılan ve sık olarak kullanılan substrast inhibisyonu moddelleri çalışılmıştır.

4.4.1. Aerobik şartlar altında kesikli ortamda atıksuyun giderim kinetiği

Mikroorganizmaların üreme kinetikleri ortaya konulurken dikkat edilmesi gereken en önemli noktalardan birisi μ ve S arasındaki ilgiyi gösteren eşitliğin seçilmesidir. Mikroorganizmaların özgül üreme hızlarını hesaplayabilmek için (2.12) bağıntısı kullanılmıştır. Şekil 4.16 ile Şekil 4.21 arasındaki grafiklerden mikroorganizma konsantrasyonlarının zamana karşı değişimi alınarak, özgül üreme hızları hesaplanmıştır. Her bir başlangıç atıksu konsantrasyonunun üssel üreme fazında elde edilen mikroorganizma konsantrasyonlarının ln'i ile zaman arasında çizilen grafiklerden özgül üreme hızları hesaplanmıştır. Hesaplama biçimine örnek olarak 250 mg/L başlangıç KOİ konsantrasyonu için hazırlanan grafik Şekil 4.28'de görülmektedir.



Şekil 4.28. Özgül büyüme hızının bulunuşu (250mg/L atıksu konsantrasyonu için)

Mikroorganizmaların çoğalma hızına substratların inhibisyon etkisini, matematiksel olarak açıklayan birçok model geliştirilmiştir. Bunlar aşağıda sıralanmaktadır.

4.4.1.a. Andrew-Halden modeli ile atıksuyun giderim kinetiği

Literatürde toksik inhibe edici substratlar için, verilerine en iyi biçimde uyması sebebiyle araştırmacılar daha çok Haldene biyokinetik modelini tercih etmişlerdir. Bu model gerek saf ve gerekse de karışık mikroorganizma kültürlerinin kullanıldığı birçok çalışmada kullanılmıştır. Eşitlik (2.18)'den de görüldüğü gibi Haldene eşitliğinde üç adet biyokinetik parametre bulunmaktadır. Bunlar μ_{max}, K_s ve K_i'dir. Biyokinetik modelin bir anlam ifade edip, matematiksel modelleme çalışmalarında kullanılabilmesi için bahsedilen bu üç parameterenin sayısal değerlerinin hesaplanması gereklidir. Sayısal değerlerin hesaplanması için gerek parametre sayısının çok olması ve gerekse de Haldene eğrisinin sadece bir kısmının doğrusal olması sebebiyle doğrusal yöntem yerine doğrusal olmayan (non-linear) regresyon yöntemi kullanılmıştır. Doğrusal olmayan regresyon yöntemiyle parametre hesaplanması işlemi yapıldığında, dikkate alınması gereken en önemli unsur kullanılan deneysel verilere uyacak eğrinin anlam

ifade etmeyen çeşitli parametre değerleriyle sağlanması durumudur (Rozich *et al.* 1985). Bu durumdan sakınmak için μ_{max}, K_s ve K_i'nin özellikle karışık kültürlerin kullanıldığı çalışmalarda hangi aralıklarda ölçüldüğü tespit edilmiştir. Çalışmada doğrusal olmayan regresyon işlemi için STATISTICA bilgisayar programının non-lineer estimation modülü kullanılmıştır. (2.18) nolu eşitlik yardımıyla hesaplanan μ değerleri ve buna karşılık gelen S değerlerinin STATISTICA yazılımında yukarıda bahsedilen modül kullanılarak doğrusal olmayan regresyona tabi tutulması neticesinde Haldene eşitliğinde yer alan μ_{max}, K_s ve K_i değerleri hesaplanır.

Andrew' in 1968'de geliştirmiş olduğu (4.1) nolu eşitlik bakteri büyüme hızından yola çıkılarak hesaplanmış ve Halden ise, enzim kinetiğini esas alarak hesaplamalar yapmıştır. Bu çalışma da ise, kullandığımız tüm moddelerde mikrobiyal üreme esas alınmıştır.

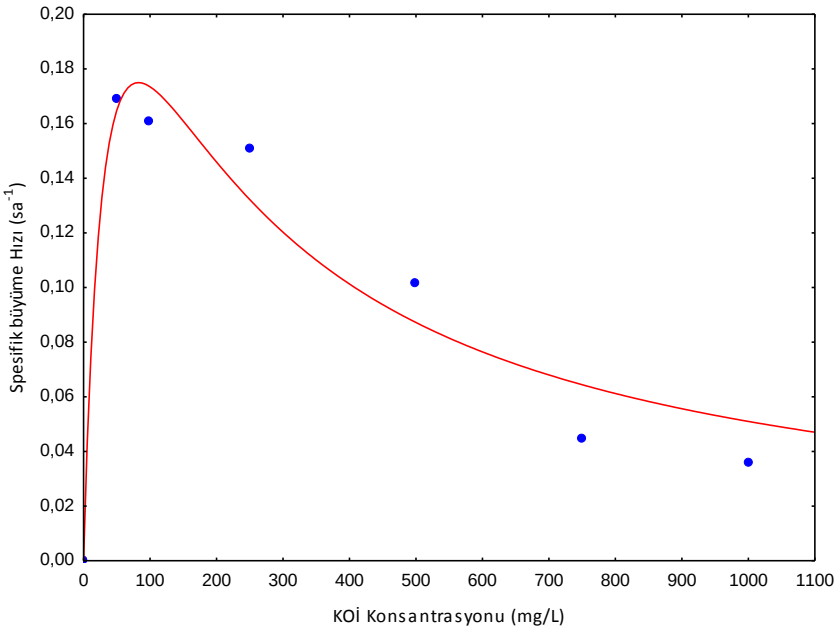
$$\mu = \frac{\mu_{\max} S}{(K_s + S)(1 + \frac{S}{K_I})} \qquad (4.1)$$

Bu model aslında 1925'te Haldane ve Briggs tarafından iki substrat molekülünün bir çeşit inaktif olmayan enzim grubunun inhibisyon kinetiğini açıklamak için geliştirilmiştir. Boon ve Laudelaut daha sonra bu bağıntının nitrobakter için uygulanabileceğini belirlemişlerdir. Bu eşitlik birçok araştırıcı tarafından yüksek substrat konsantrasyonlarında çoğalma hızının belirlenmesi için uygun olmuştur. $k_i \gg k_s$ olduğunda bu eşitlik (4.2) nolu eşitliğe dönüşmektedir (Tanyolaç vd 2001)

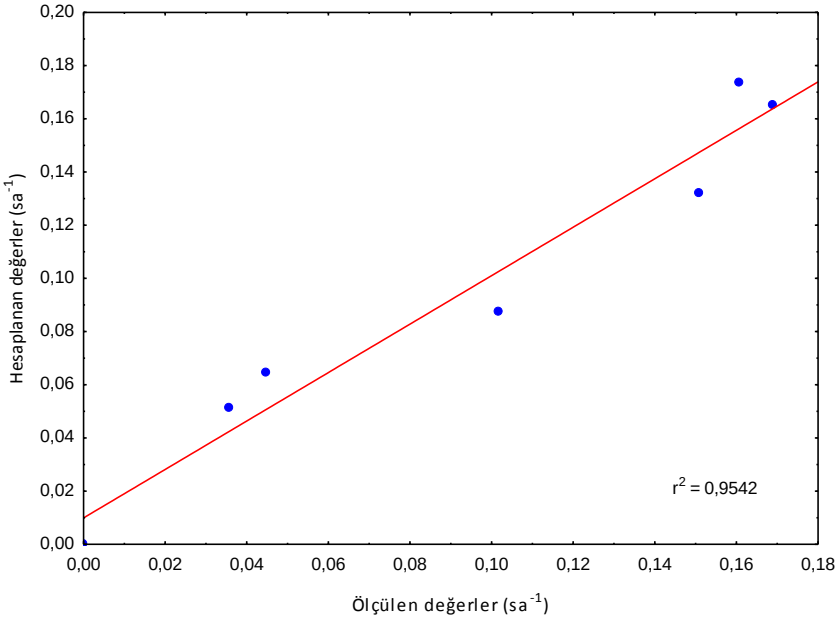
$$\mu = \frac{\mu_{\max} S}{(K_s + S + \frac{S^2}{K_I})} \qquad (4.2)$$

k_i'nin çok yüksek olduğu durumlarda bu eşitlik Monod ifadesine dönmektedir.

Eşitlik (4.1)'de görüldüğü gibi Andrew eşitliğinde üç adet biyokinetik parametre bulunmaktadır. Bunlar μ_{max}, K_s ve K_i'dir. Andrew eşitliğinde yer alan parametreler hesaplandığında μ_{max}, K_s ve K_i değerleri sırasıyla 1.1257 sa^{-1}, 126.969 mg/L, 53.7951 mg/L dir. Hesaplanan bu değerler esas alınarak çizilen eğri ve deneysel veriler Şekil 4.29'de gösterilmiştir. Andrew eşitliğini ve bu kinetik parametre değerlerini kullanılarak çizilen eğri için regresyon katsayısı (r^2)=0.9542 olarak bulunmuştur. Ayrıca Andrew eşitliği kullanılarak hesaplanan teorik μ değerleriyle, deneysel olarak bulunan μ değerleri Şekil 4.30'de verilmektedir.



Şekil 4.29. Andrew tarafından tanımlanan eğriye uygunluğunu gösteren grafik



Şekil 4.30. Andrew eşitliğini içeren modelde hesaplanan ve ölçülen μ değerlerinin kıyaslanması

4.4.1.b. Luong modeli ile atıksuyun giderim kinetiği

$S/k_i \ll 1$ olduğunda (4.1) nolu eşitlik Taylor serisi analizi ile (4.3) nolu eşitliğe dönmektedir (Tanyolaç vd 2001)

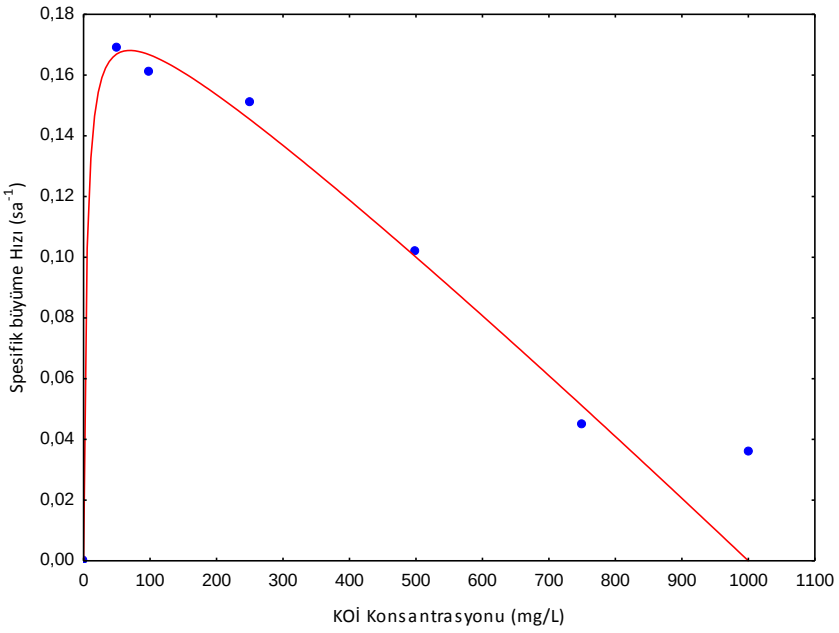
$$\mu \approx \frac{\mu_{max} S}{K_s + S}\left[1 - \frac{S}{K_i}\right] \tag{4.3}$$

(4.3) nolu eşitliğe göre Luong 1987'de substrat inhibisyonunu açıklamak için nonlineer bir ifade geliştirilmiştir. Bu ifade daha önce 1980'de Levenspiel tarafından türetilmiştir (Tanyolaç vd 2001).

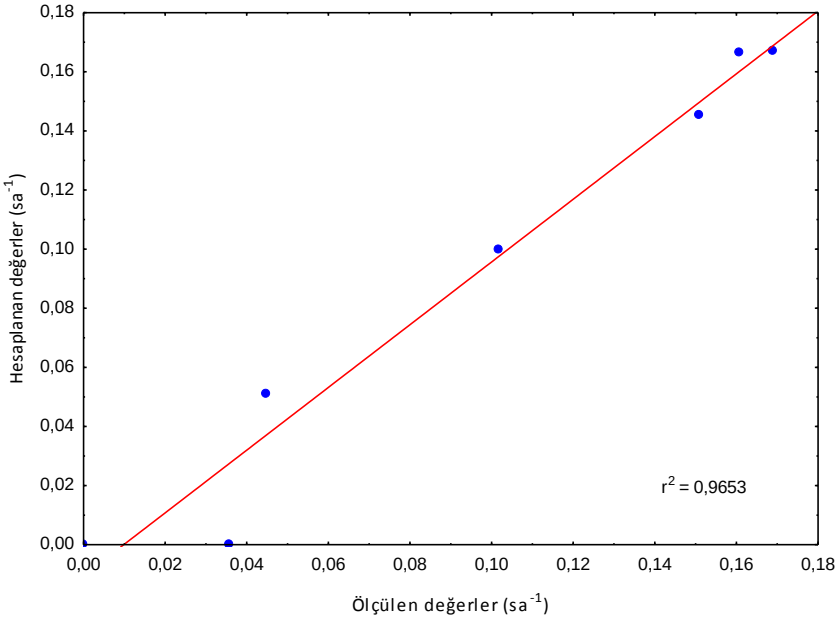
$$\mu = \frac{\mu_{max} S}{K_s + S}\left[1 - \frac{S}{S_m}\right]^n \tag{4.4}$$

Sm: çoğalmanın tamamen inhibe olduğu maksimum substrat konsantrasyonu

Eşitlik (4.4)'de görüldüğü gibi Luong eşitliğinde dört adet biyokinetik parametre bulunmaktadır. Bunlar μ_{max}, K_s, n ve S_m'dir. Luong eşitliğinde yer alan parametreler hesaplandığında μ_{max}, K_s, n ve S_m değerleri sırasıyla 0.189367 sa^{-1}, 4.6084 mg/L, 1.09079 ve 1000 mg/L dir. Hesaplanan bu değerler esas alınarak çizilen eğri ve deneysel veriler Şekil 4.31'de gösterilmiştir. Luong eşitliğini ve bu kinetik parametre değerlerini kullanılarak çizilen eğri için regresyon katsayısı (r^2)=0.9653 olarak bulunmuştur. Ayrıca Luong eşitliği kullanılarak hesaplanan teorik μ değerleriyle, deneysel olarak bulunan μ değerleri Şekil 4.32'de verilmektedir.



Şekil 4.31. Luong tarafından tanımlanan eğriye uygunluğunu gösteren grafik

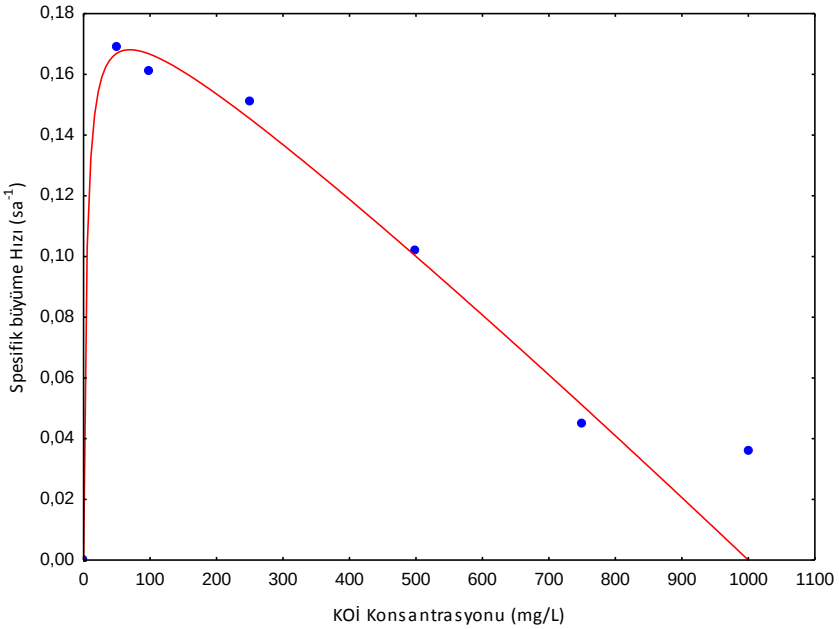


Şekil 4.32. Luong eşitliğini içeren modelde hesaplanan ve ölçülen μ değerlerinin kıyaslanması

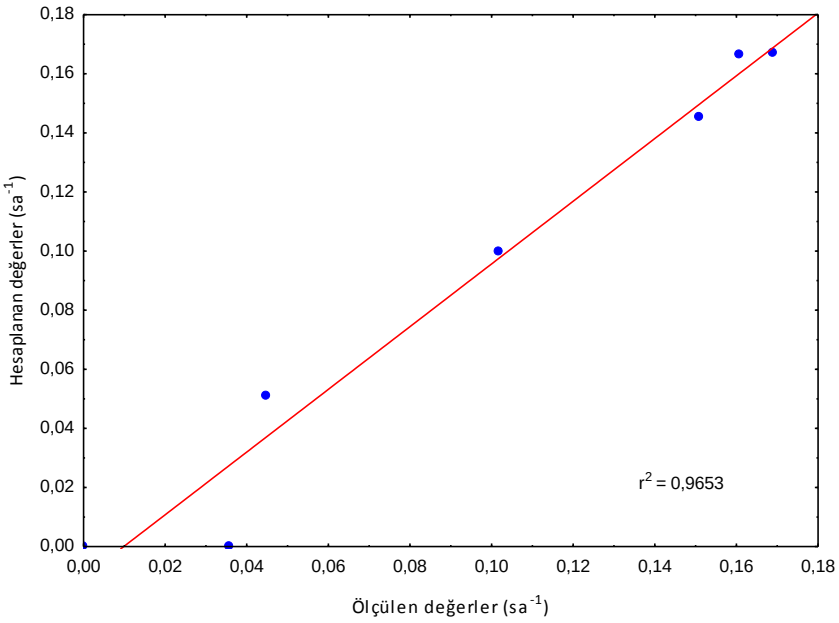
4.4.1.c. Han-Levenspiel modeli ile atıksuyun giderim kinetiği

$$\mu = \mu_{\max}\left[1-\frac{S}{S_m}\right]^{n}\frac{S}{S+K_s-\left[1-\frac{S}{S_m}\right]^{m}} \qquad (4.5)$$

Eşitlik (4.5)'de görüldüğü gibi Han-Levenspiel eşitliğinde beş adet biyokinetik parametre bulunmaktadır. Bunlar μ_{max}, K_s , S_m, n ve m'dir. Han-Levenspiel eşitliğinde yer alan parametreler hesaplandığında μ_{max}, K_s , S_m, n ve m değerleri sırasıyla 0.189556 sa^{-1}, 5.613083 mg/L, 1000 mg/L, 1.099077, 1 dir. Hesaplanan bu değerler esas alınarak çizilen eğri ve deneysel veriler Şekil 4.33'de gösterilmiştir. Han-Levenspiel eşitliğini ve bu kinetik parametre değerlerini kullanılarak çizilen eğri için regresyon katsayısı (r^2)=0.9653 olarak bulunmuştur. Ayrıca Han-Levenspiel eşitliği kullanılarak hesaplanan teorik μ değerleriyle, deneysel olarak bulunan μ değerleri Şekil 4.34'de verilmektedir.



Şekil 4.33. Han-Levenspiel tarafından tanımlanan eğriye uygunluğunu gösteren grafik



Şekil 4.34. Han-Levenspiel eşitliğini içeren modelde hesaplanan ve ölçülen μ değerlerinin kıyaslanması

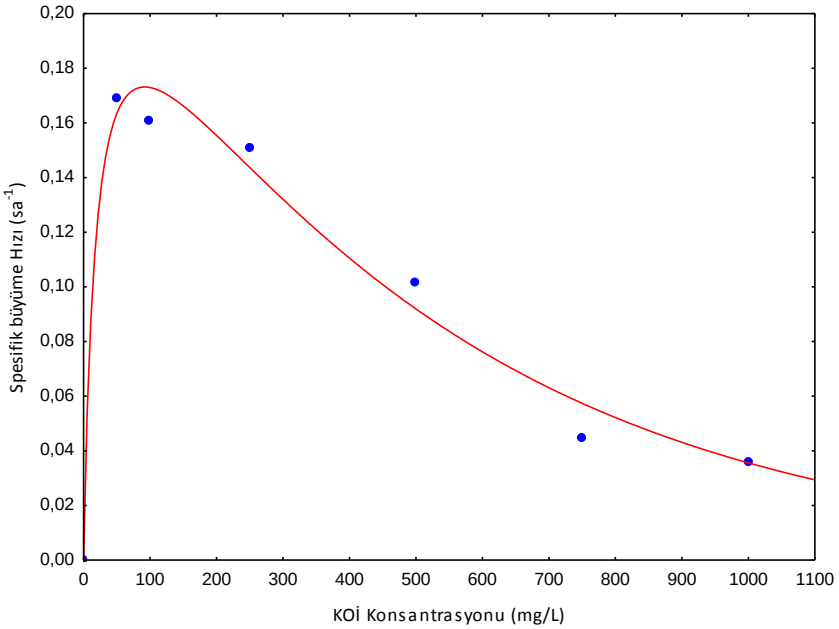
4.4.1.d. Aiba modeli ile atıksuyun giderim kinetiği

Aiba tarafından 1968'de ürün inhibisyonunu açıklamak için belirlenen ekponansiyel ifadeyi belirtmektedir (Tanyolaç vd 2001).

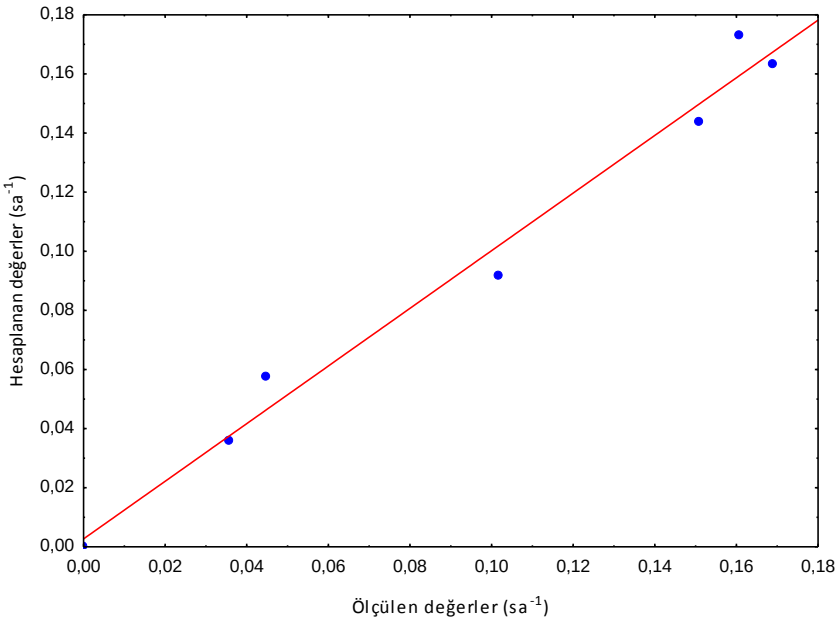
$$\mu = \frac{\mu_{max} S}{K_s + S} \exp\left(-\frac{S}{K_i}\right) \tag{4.6}$$

Bu model yine maksimum substrat konsantrasyonlarında çoğalmanın tamamıyla inhibe olduğu durumda başarısızlığa uğramaktadır.

Eşitlik (4.6)'de görüldüğü gibi Aiba eşitliğinde üç adet biyokinetik parametre bulunmaktadır. Bunlar μ_{max}, K_s ve K_i'dir. Aiba eşitliğinde yer alan parametreler hesaplandığında μ_{max}, K_s ve K_i değerleri sırasıyla 0.2517 sa^{-1}, 19.9013 mg/L ve 516.4340 mg/L dir. Hesaplanan bu değerler esas alınarak çizilen eğri ve deneysel veriler Şekil 4.35'de gösterilmiştir. Aiba eşitliğini ve bu kinetik parametre değerlerini kullanılarak çizilen eğri için regresyon katsayısı (r^2)=0.9827 olarak bulunmuştur. Ayrıca Aiba eşitliği kullanılarak hesaplanan teorik μ değerleriyle, deneysel olarak bulunan μ değerleri Şekil 4.36'de verilmektedir.



Şekil 4.35. Aiba tarafından tanımlanan eğriye uygunluğunu gösteren grafik



Şekil 4.36. Aiba eşitliğini içeren modelde hesaplanan ve ölçülen μ değerlerinin kıyaslanması

Bu modellerin tümü mikroorganizmaların çoğalmasında enzimlere substratların inhibisyon etkisini, matematiksel olarak ifade etmektedir. Enzim inhibisyonu

çalışılırken inhibisyon türüne karar verilmesinde ilk adım inhibisyon türünün grafik metotlarla belirlenmesiydi. Son yıllarda bilgisayar teknolojisinin hızla gelişmesi enzim inhibisyon kinetiğinin lineerleştirme ve grafik yöntemlere gerek duymadan non-lineer regresyon çözüm teknikleriyle belirlenmesini sağlamaktadır. Non-lineer regresyon çözüm tekniklerinde deneysel veriler birçok inhibisyon modeline uyum sağlamakta ve en uygun modelin seçilmesi çeşitli değerlendirme kriterlerine bağlı olmaktadır. İstatistiki parametreler bu değerlendirme kriterlerinden biridir. Literatürde mikroorganizmaların inhibitörler varlığında çoğalması ile ilgili birçok çalışma mevcuttur. Bu çalışmalarda μ_{max}; maksimum çoğalma hızı, K_s; yarıdoygunluk sabiti ve K_i; inhibisyon katsayısı gibi birçok parametre ya grafik yöntemlerle veya non-lineer regresyon çözüm teknikleriyle belirlenebilmektedir (Antunes *et al.* 2003).

Kinetik analizler yapıldıktan sonra elde edilen sonuçların değerlendirilmesinde Çizelge 4.8'deki sınır koşullarından faydalanılmıştır (Luong 1987). Deneysel sonuçlara en iyi uyan modelleri tespit etmek amacıyla bu modeller ile kinetik katsayıların bulunması sırasında çeşitli kısıt koşulları kullanılmış, kısıt koşullarını sağlayan modeller arasında $\sum(\mu - \mu_i)^2$ toplamının en küçük olan modelin kinetik katsayıları alınmış ve deneysel sonuçlara en iyi uyan model tespit edilmiştir. Deneyler sonucunda bulunan kinetik sabitler Çizelge 4.9'da verilmektedir.

Çizelge 4.8. Sınır koşulları

$K_s \leq K_i$
$\mu_e^* \leq \mu max \leq 3\mu_e^*$
$K_s \leq$ 1000 mg/l

μ_e^* değeri deneyler sırasında ölçülen en büyük spesifik büyüme hızı

Çizelge 4.9. Modellerin kinetik sabitleri

Model	$\mu_{max}(sa^{-1})$	K_s	K_i	S_m	n	m	$\sum(\mu-\mu_i)^2$
Andrew	1,1257	126,97	53,7951	-	-	-	$1{,}35.10^{-3}$
Han-Levenspiel	0,189556	5,6131	-	1000	1,099	1	$1{,}39.10^{-3}$
Luong	0,189367	4,6084	-	1000	1,099	-	$1{,}39.10^{-3}$
Aiba	0,2517	19,9013	516,434	-	-	-	$4{,}9.10^{-4}$

Benzer atıksularla yapılan çalışmalar ile bu çalışmada ki, Andrew, Luong, Aiba ve Han-Levenspiel modellerindeki hesaplanan biyokinetik parametreleri (μ_{max}, K_s, K_i , S_m, n ve m) Çizelge 4.10'da karşılaştırılmıştır.

Çizelge 4.10. Hesaplanan biyokinetik parametrelerin karşılaştırılması

Model	$\mu_{max}(sa^{-1})$	K_s	K_i	S_m	n	m	Referans
Luong	0,643	94,5	-	900	0,85		Saravanan ve diğ. (2009)
Han-Levenspiel	0,5561	77,75	-	900	1	1	
Andrew	0,536	2,43	2,42	-	-	-	Agarwal ve diğ. (2009)
Han-Levenspiel	0,162	58,73	-	14,91	0,622	34,98	
Luong	0,367	2,48	-	1681	220,1	-	
Aiba	0,369	2,49	7,59	-	-	-	
Han-Levenspiel	0,2901	252,1	-	720	1	1	Dey ve Mukherjee (2010)
Luong	0,1291	59,39	-	1148	0,9	-	
Aiba	0,2579	200,3	502	-	-	-	
Luong	0,0238	46,67	-	400	2,1	-	Saravanan ve diğ. (2011)
Han-Levenspiel	0,0257	40,55	-	400	0,6	1	
Andrew	1,1257	126,97	53,7951	-	-	-	Bu Çalışmada
Han-Levenspiel	0,189556	5,6131	-	1000	1,099	1	
Luong	0,189367	4,6084	-	1000	1,099	-	
Aiba	0,2517	19,9013	516,434	-	-	-	

4.4.2. Kesikli arıtımın modelle uyumunun incelenmesi

Matematiksel modelleme bilimin birçok dalında olduğu gibi biyolojik proseslerde de son derece faydalı bir yöntemdir. Matematiksel modelleme yardımıyla oldukça karmaşık olan biyolojik proseslerin davranışı anlaşılabilir, sistemde yer alan çeşitli bileşenlerin konsantrasyonları hesaplanabilir, kullanılan sistemle ilgili farklı işletme senaryoları denenebilir ve oluşturulan model eğitim ve araştırma amaçlarıyla kullanılabilir.

4.4.2.a. Andrew modeli ile uyumunun incelenmesi

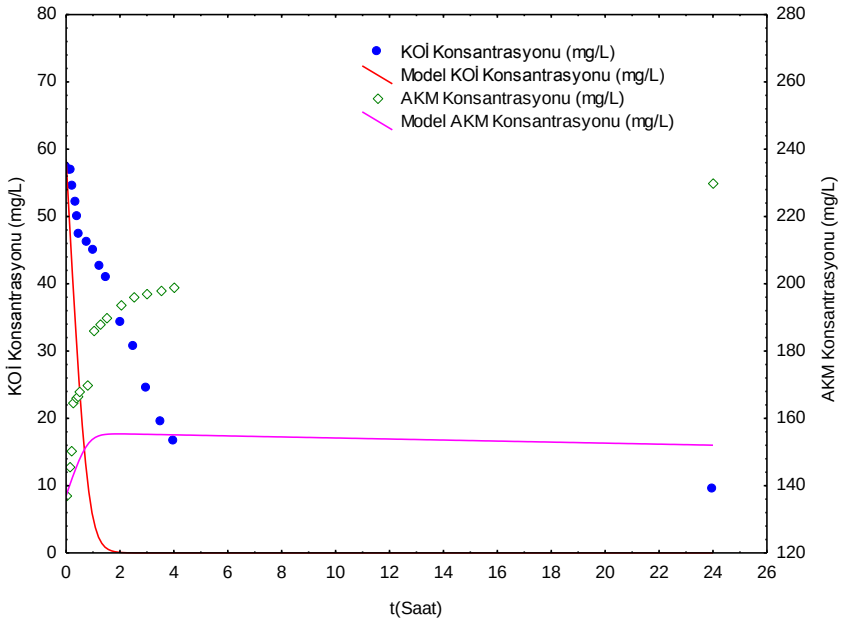
Çalışmanın bu kısmında Andrew' in önerdiği biyokinetik model kullanılarak detayları bölüm 2'de anlatılan eşitlikler yardımıyla sistemi tanımlayan matematik model kurulmuş ve Andrew eşitliğinde yer alan parametre değerleri olarak bu çalışmada hesaplanmış olan değerler alınmıştır. Andrew modeli katsayıları ile sistemin kesikli modelinin sonuçları, BERKELEY MADONNA programının 8.3.18 versiyonu kullanılarak aşağıda verilen (4.7) ve (4.8) nolu iki adet diferansiyel denklemin Runge Kutta metodu ile eş zamanlı olarak çözülerek zamana karşı reaktör içindeki KOİ, mikroorganizma değerlerinin değişimleri modelle hesaplanmıştır. (4.7) ve (4.8) ifadelerinde Andrew modelinin katsayıları kullanılmıştır. Dönüşüm oranı Y=0.32 (g/g) ve mikroorganizma ölüm hız sabiti b=0.001 sa^{-1} alınmıştır.

$$\frac{dS}{dt} = -\frac{\mu_m S.X}{\left[(K_s+S).\left(1+\frac{S}{K_i}\right)\right].Y} \tag{4.7}$$

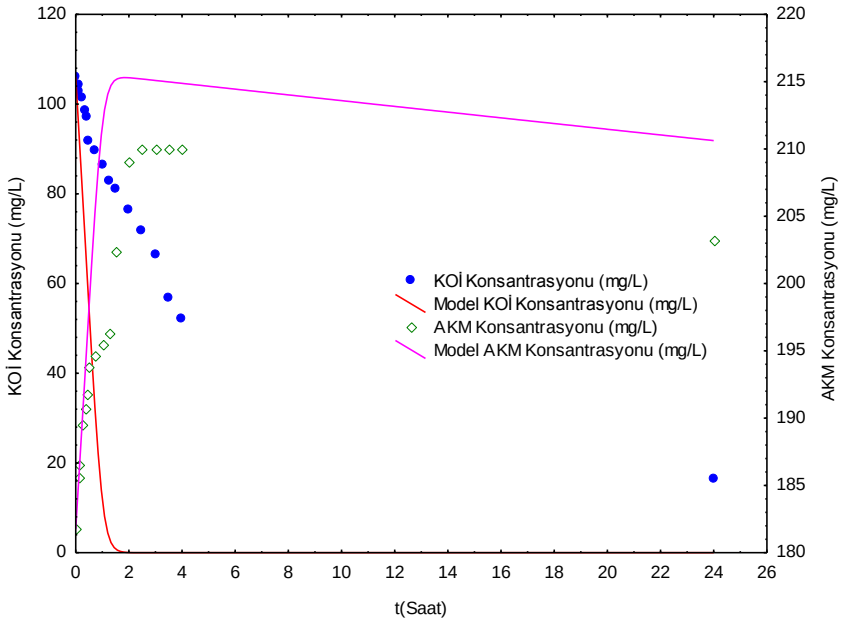
$$\frac{dX}{dt} = \frac{\mu_m S.X}{\left[(K_s+S).\left(\frac{S}{K_i}\right)\right]} - b.X \tag{4.8}$$

Modelle hesaplanan katsayılar ve deneyde ölçülen değerler arasındaki sapma oranını azaltmak için BERKELEY MADONNA programının curve fit özelliği kullanılarak b=0,0005- 0,008 sa^{-1} ve Y=0,2-0,9 (g/g) arasında program çalıştırılmıştır. Programda en

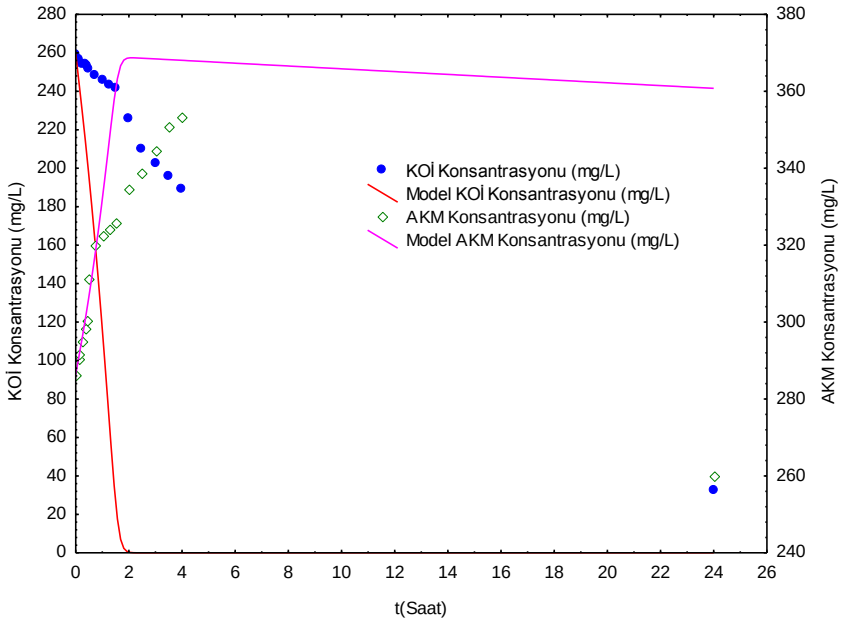
iyi uyum b=0.001 sa^{-1} ve Y=0,32 (g/g) değeri girildiğinde bulunmuştur. Model, 50-1000 mg/L aralığında atıksu konsantrasyonları için uygulanmış ve elde edilen şekiller aşağıda sunulmuştur. Şekil 4.37 ile Şekil 4.42 arasındaki grafiklerde 50 mg/L, 100 mg/L, 250 mg/L, 500 mg/L, 750 mg/L ve 1000 mg/L başlangıç atıksu konsantrasyonları için reaktördeki KOİ ve mikroorganizma derişimlerinin 2 bileşenli basit model takımının eş zamanlı çözümüyle elde edilen değerlerle birlikte gösterimi verilmektedir.



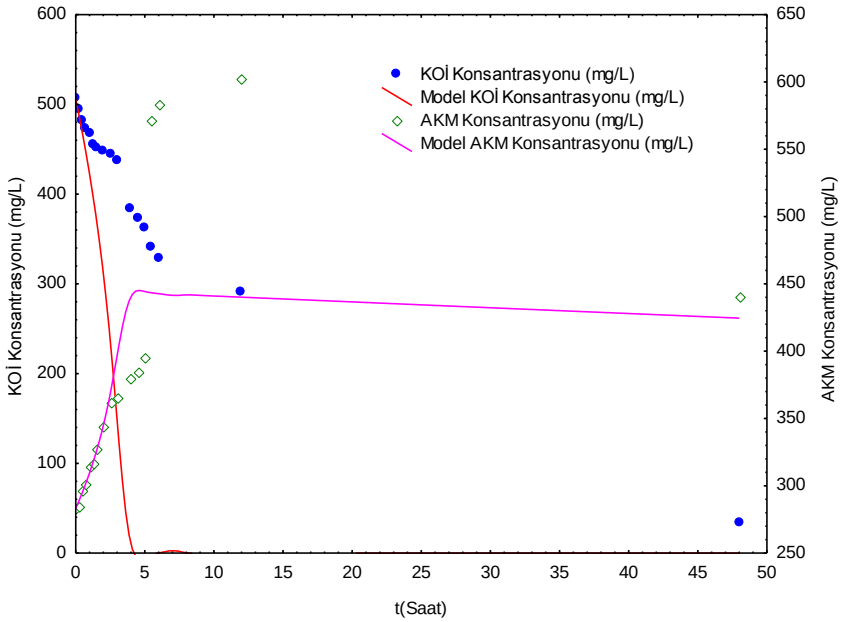
Şekil 4.37. Andrew eşitliğini içeren modelde 50 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu



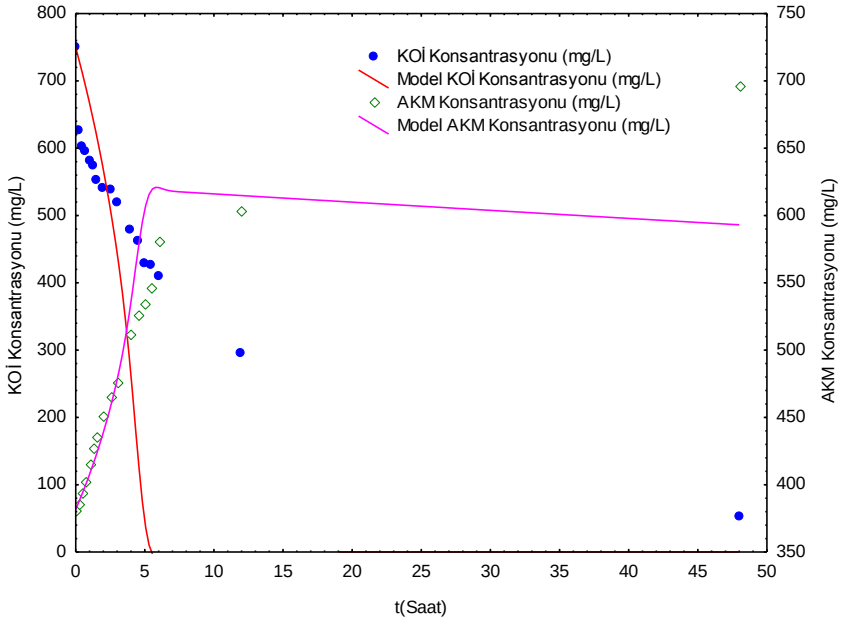
Şekil 4.38. Andrew eşitliğini içeren modelde 100 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu



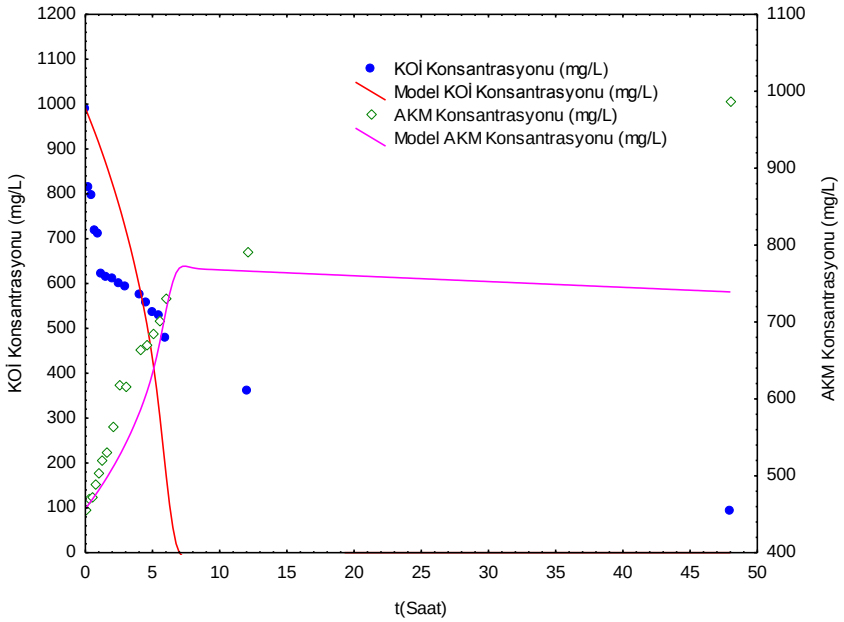
Şekil 4.39. Andrew eşitliğini içeren modelde 250 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu



Şekil 4.40. Andrew eşitliğini içeren modelde 500 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu



Şekil 4.41. Andrew eşitliğini içeren modelde 750 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu



Şekil 4.42. Andrew eşitliğini içeren modelde 1000 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu

4.4.2.b. Luong modeli ile uyumunun incelenmesi

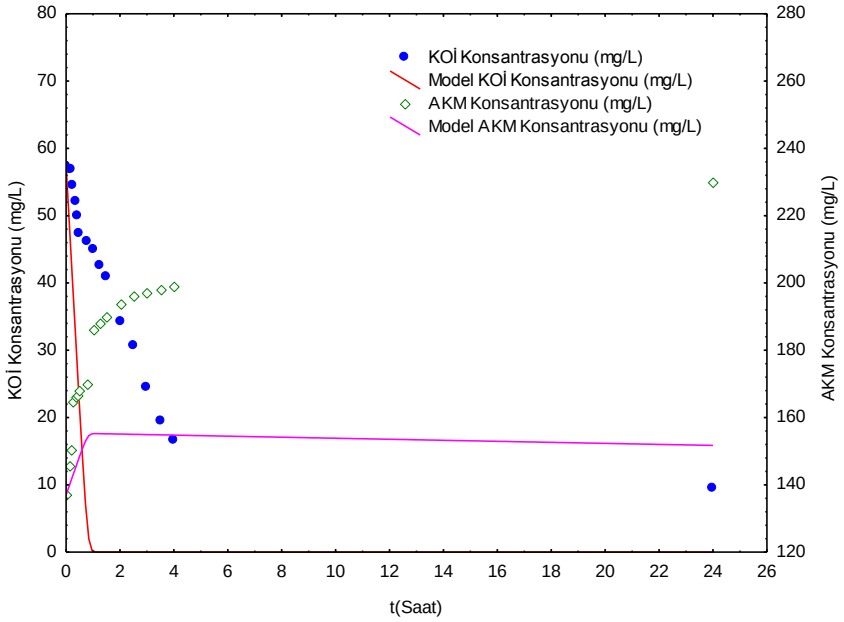
$$\frac{dS}{dt} = -\frac{\mu_m S.X}{(K_s+S).Y}.\left[1-\frac{S}{S_m}\right]^n \tag{4.9}$$

$$\frac{dX}{dt} = \frac{\mu_m S.X}{K_s+S}\left[1-\frac{S}{S_m}\right]^n - b.X \tag{4.10}$$

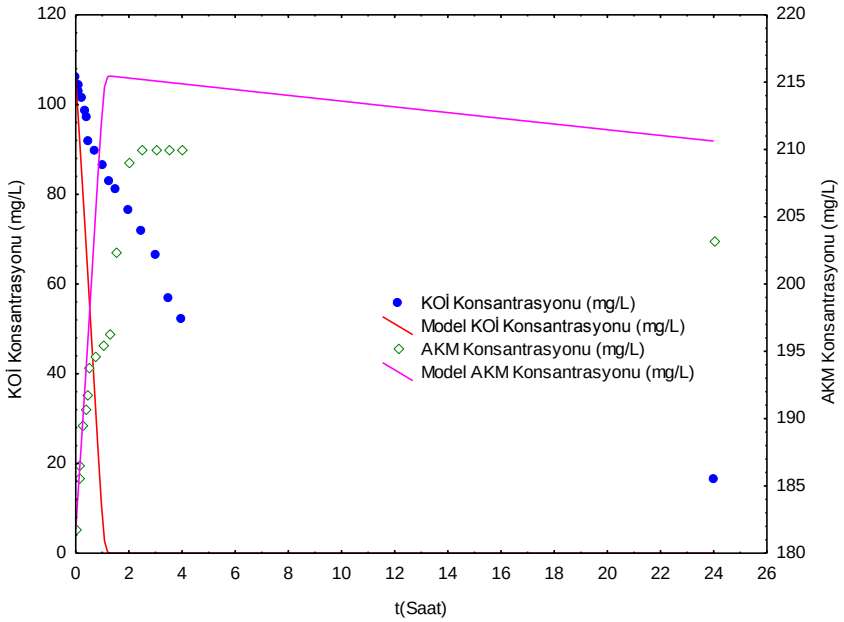
(4.9) ve (4.10) denklemleri aynı anda çözülerek zamana karşı reaktör içindeki KOİ, mikroorganizma değerlerinin değişimleri modelle hesaplanmıştır. (4.9) ve (4.10) ifadelerinde Luong modelinin katsayıları kullanılmıştır. Dönüşüm oranı Y=0.32 (g/g) ve mikroorganizma ölüm hız sabiti b=0.001 sa^{-1} alınmıştır.

Model, 50-1000 mg/L aralığında atıksu konsantrasyonları için uygulanmış ve elde edilen şekiller aşağıda sunulmuştur. Şekil 4.43 ile Şekil 4.48 arasındaki grafiklerde 50 mg/L, 100 mg/L, 250 mg/L, 500 mg/L, 750 mg/L ve 1000 mg/L başlangıç atıksu konsantrasyonları için reaktördeki KOİ ve mikroorganizma derişimlerinin 2 bileşenli

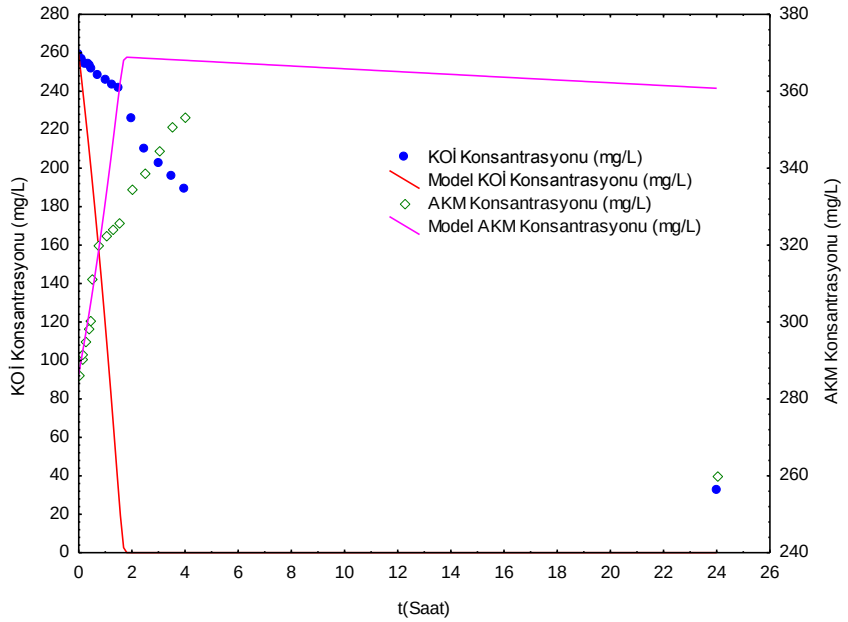
basit model takımının eş zamanlı çözümüyle elde edilen değerlerle birlikte gösterimi verilmektedir.



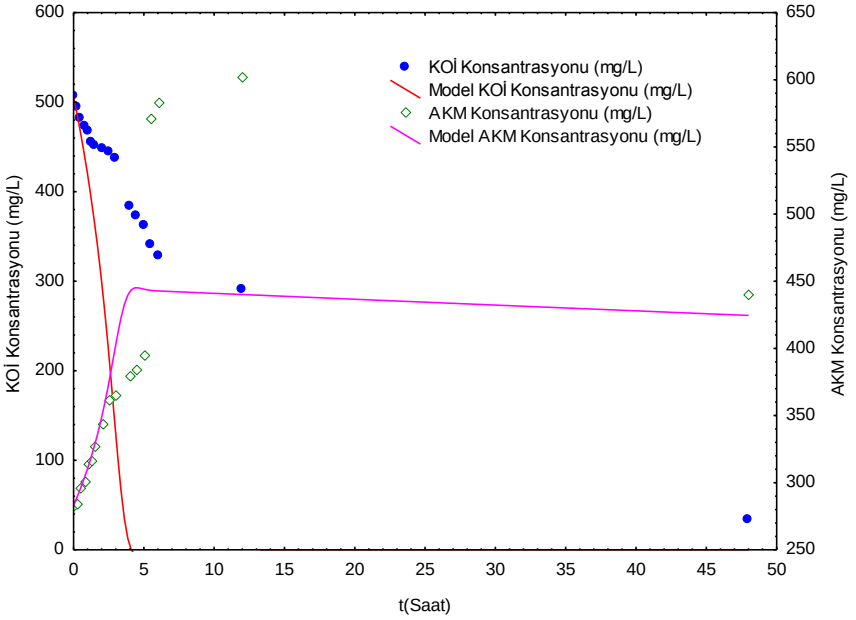
Şekil 4.43. Luong eşitliğini içeren modelde 50 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu



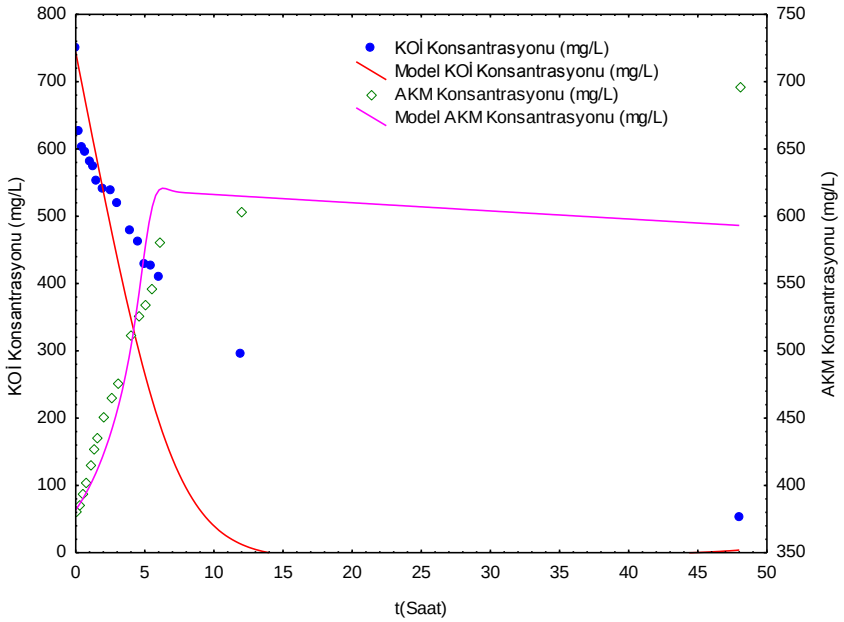
Şekil 4.44. Luong eşitliğini içeren modelde 100 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu



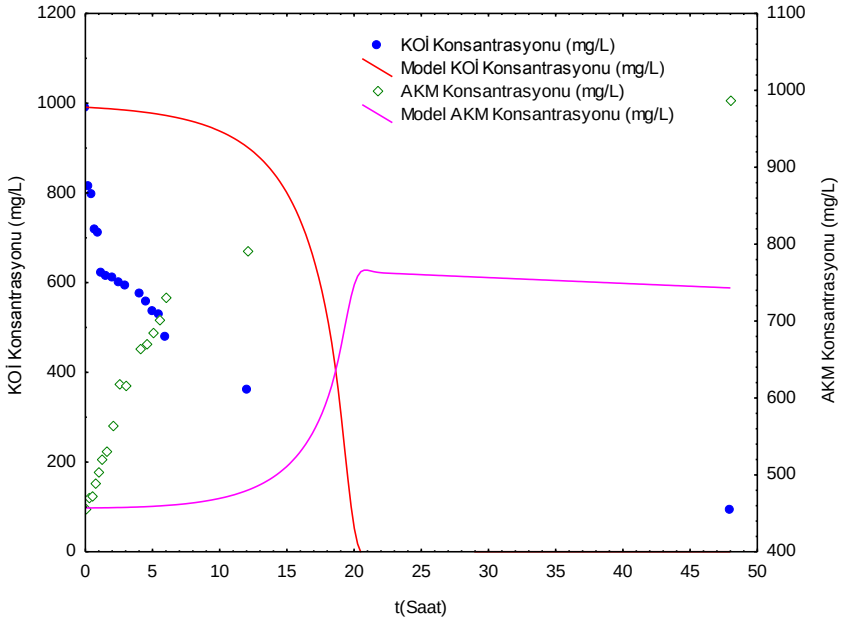
Şekil 4.45. Luong eşitliğini içeren modelde 250 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu



Şekil 4.46. Luong eşitliğini içeren modelde 500 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu



Şekil 4.47. Luong eşitliğini içeren modelde 750 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu



Şekil 4.48. Luong eşitliğini içeren modelde 1000 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu

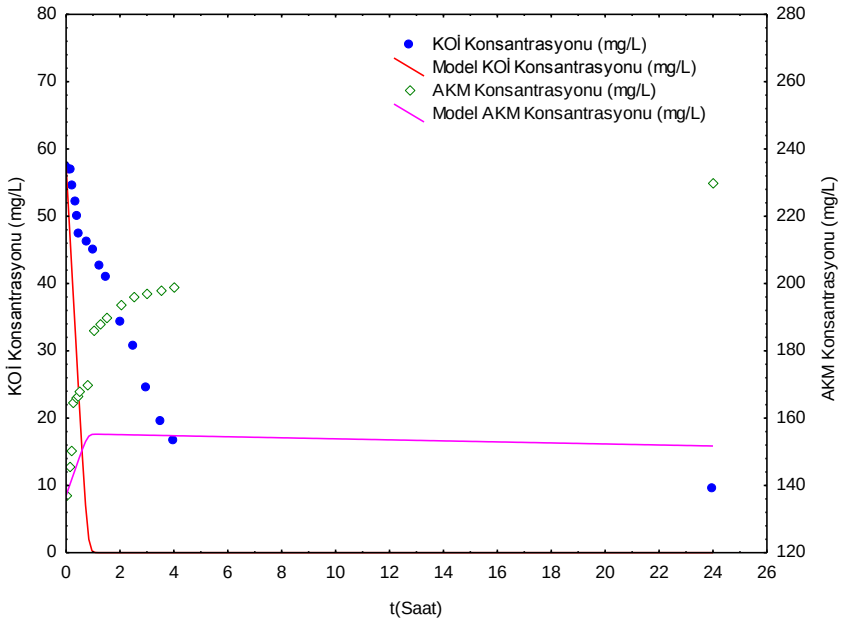
4.4.2.c. Han-Levespiel modeli ile uyumunun incelenmesi

$$\frac{dS}{dt} = -\frac{\mu_m S.X.\left(1-\frac{S}{S_m}\right)^n}{\left[K_s+S-\left(1-\frac{S}{S_m}\right)^m\right].Y} \tag{4.11}$$

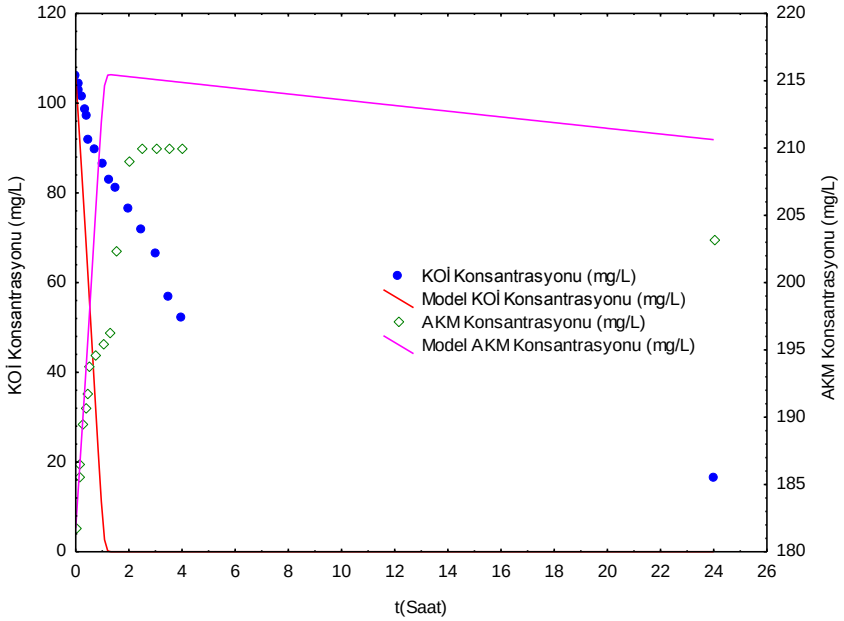
$$\frac{dX}{dt} = \frac{\mu_m S.X.\left(1-\frac{S}{S_m}\right)^n}{\left[K_s+S-\left(1-\frac{S}{S_m}\right)^m\right]} - b.X \tag{4.12}$$

(4.11) ve (4.12) denklemleri aynı anda çözülerek zamana karşı reaktör içindeki KOİ, mikroorganizma değerlerinin değişimleri modelle hesaplanmıştır. (4.11) ve (4.12) ifadelerinde Han-Levespiel modelinin katsayıları kullanılmıştır. Dönüşüm oranı Y=0.32 (g/g) ve mikroorganizma ölüm hız sabiti b=0.001 sa^{-1} alınmıştır.

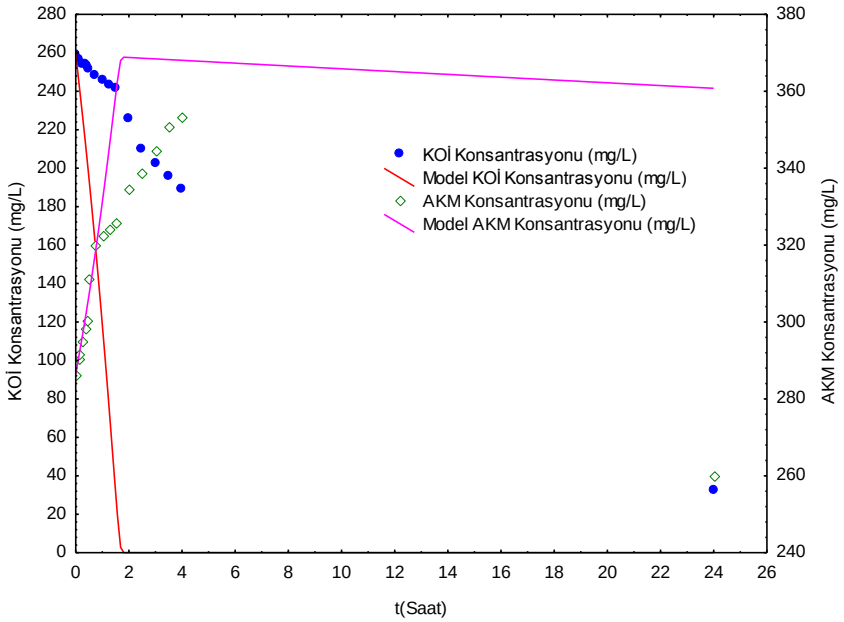
Model, 50-1000 mg/L aralığında atıksu konsantrasyonları için uygulanmış ve elde edilen şekiller aşağıda sunulmuştur. Şekil 4.49 ile Şekil 4.54 arasındaki grafiklerde 50 mg/L, 100 mg/L, 250 mg/L, 500 mg/L, 750 mg/L ve 1000 mg/L başlangıç atıksu konsantrasyonları için reaktördeki KOİ ve mikroorganizma derişimlerinin 2 bileşenli basit model takımının eş zamanlı çözümüyle elde edilen değerlerle birlikte gösterimi verilmektedir.



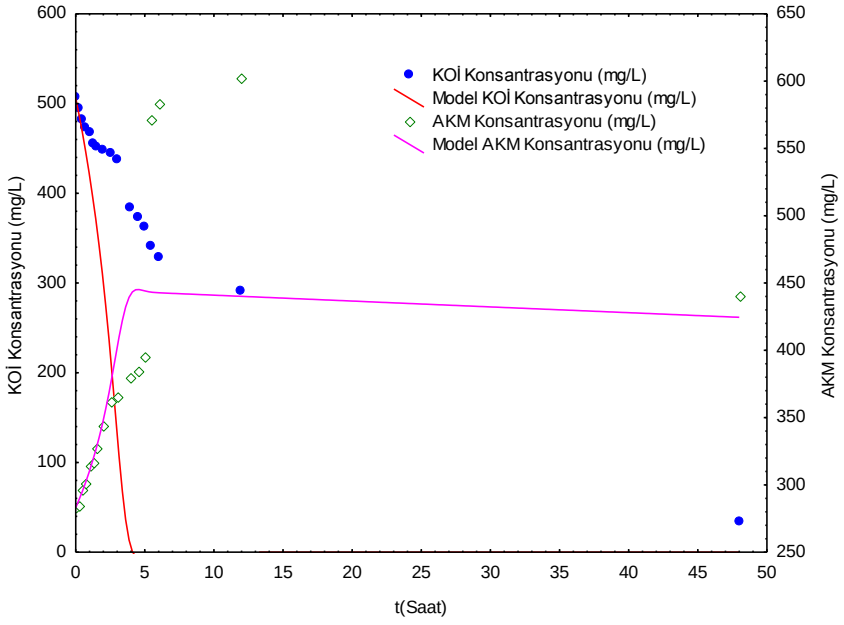
Şekil 4.49. Han-Levespiel eşitliğini içeren modelde 50 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu



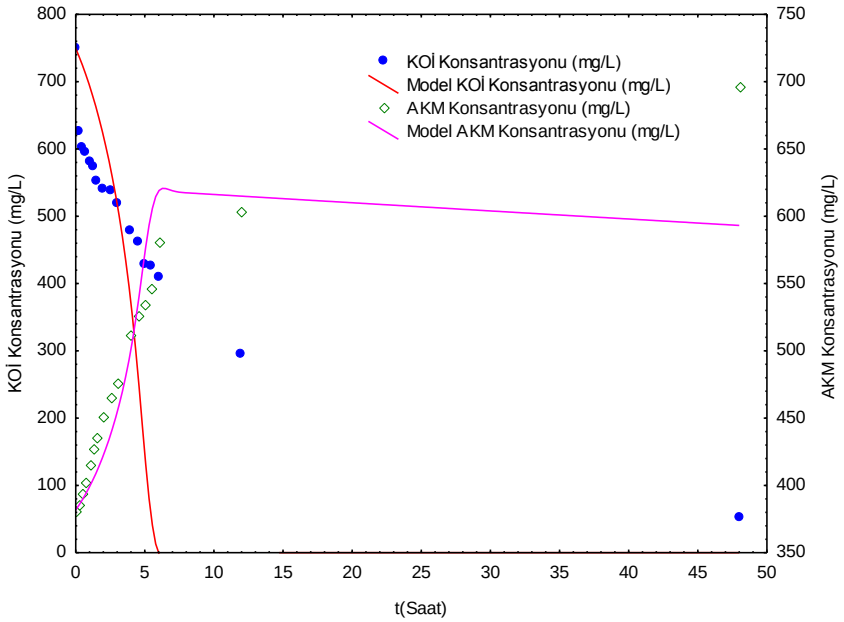
Şekil 4.50. Han-Levespiel eşitliğini içeren modelde 100 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu



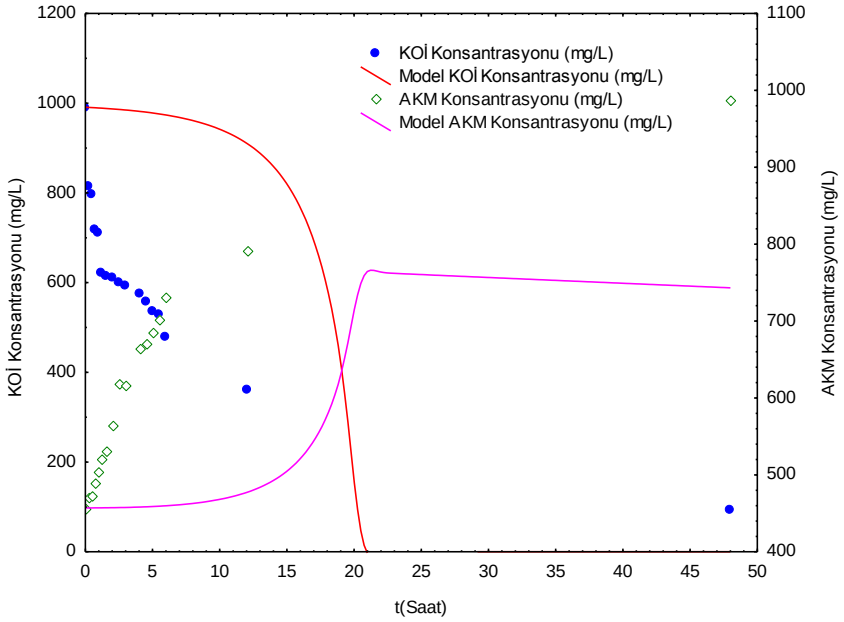
Şekil 4.51. Han-Levespiel eşitliğini içeren modelde 250 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu



Şekil 4.52. Han-Levespiel eşitliğini içeren modelde 500 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu



Şekil 4.53. Han-Levespiel eşitliğini içeren modelde 750 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu



Şekil 4.54. Han-Levespiel eşitliğini içeren modelde 1000 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu

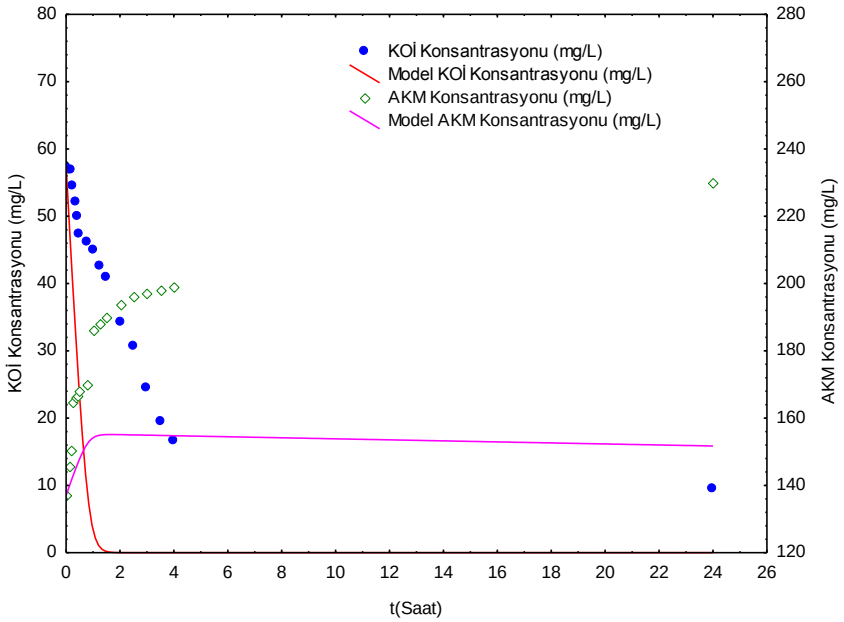
4.4.2.d. Aiba modeli ile uyumunun incelenmesi

$$\frac{dS}{dt} = -\frac{\mu_m S.X}{[K_S+S].Y}.exp\left(-\frac{S}{K_i}\right) \quad (4.13)$$

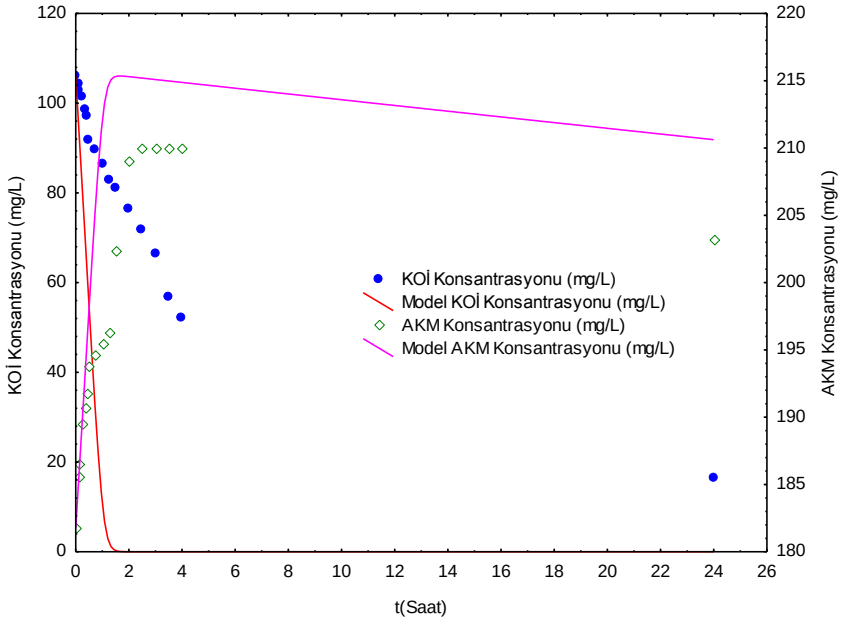
$$\frac{dX}{dt} = \frac{\mu_m S.X}{[K_S+S]}.exp\left(-\frac{S}{K_i}\right) - b.X \quad (4.14)$$

(4.13) ve (4.14) denklemleri aynı anda çözülerek zamana karşı reaktör içindeki KOİ, mikroorganizma değerlerinin değişimleri modelle hesaplanmıştır. (4.13) ve (4.14) ifadelerinde Aiba modelinin katsayıları kullanılmıştır. Dönüşüm oranı Y=0.32 (g/g) ve mikroorganizma ölüm hız sabiti b=0.001 sa^{-1} alınmıştır.

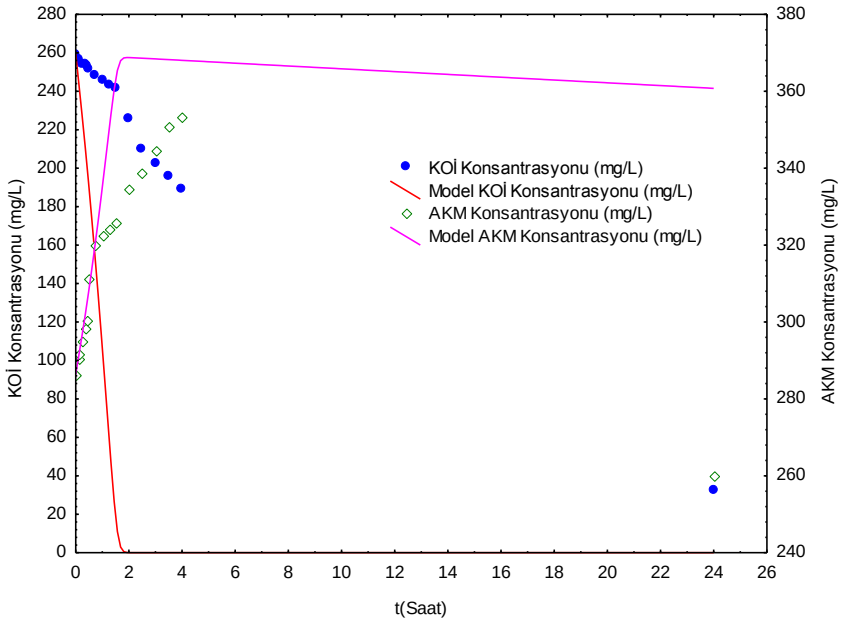
Model, 50-1000 mg/L aralığında atıksu konsantrasyonları için uygulanmış ve elde edilen şekiller aşağıda sunulmuştur. Şekil 4.55 ile Şekil 4.60 arasındaki grafiklerde 50 mg/L, 100 mg/L, 250 mg/L, 500 mg/L, 750 mg/L ve 1000 mg/L başlangıç atıksu konsantrasyonları için reaktördeki KOİ ve mikroorganizma derişimlerinin 2 bileşenli basit model takımının eş zamanlı çözümüyle elde edilen değerlerle birlikte gösterimi verilmektedir.



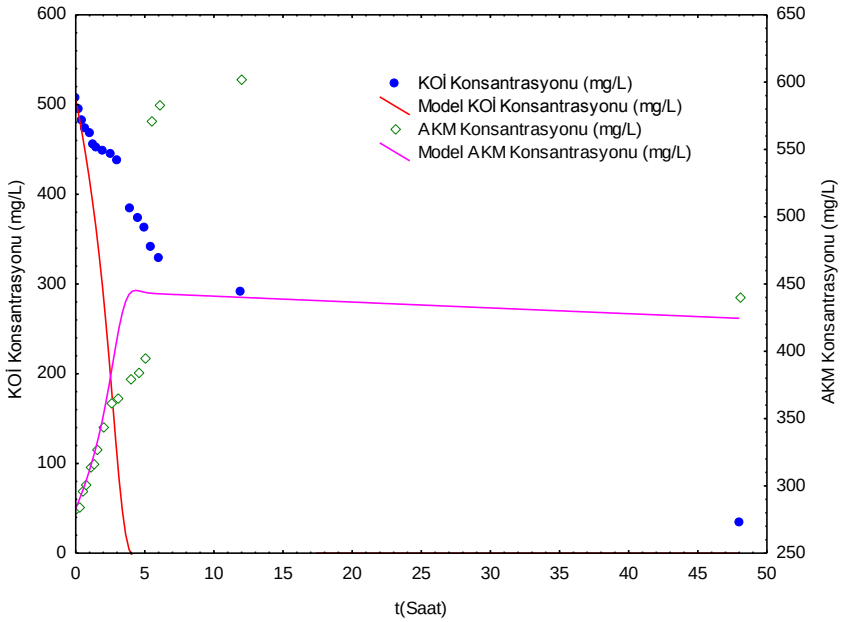
Şekil 4.55. Aiba eşitliğini içeren modelde 50 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu



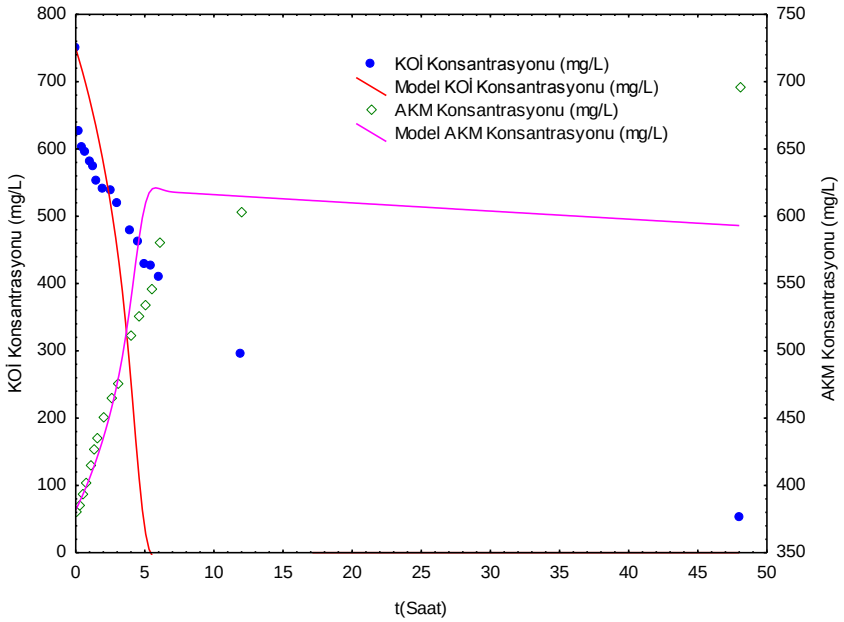
Şekil 4.56. Aiba eşitliğini içeren modelde 100 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu



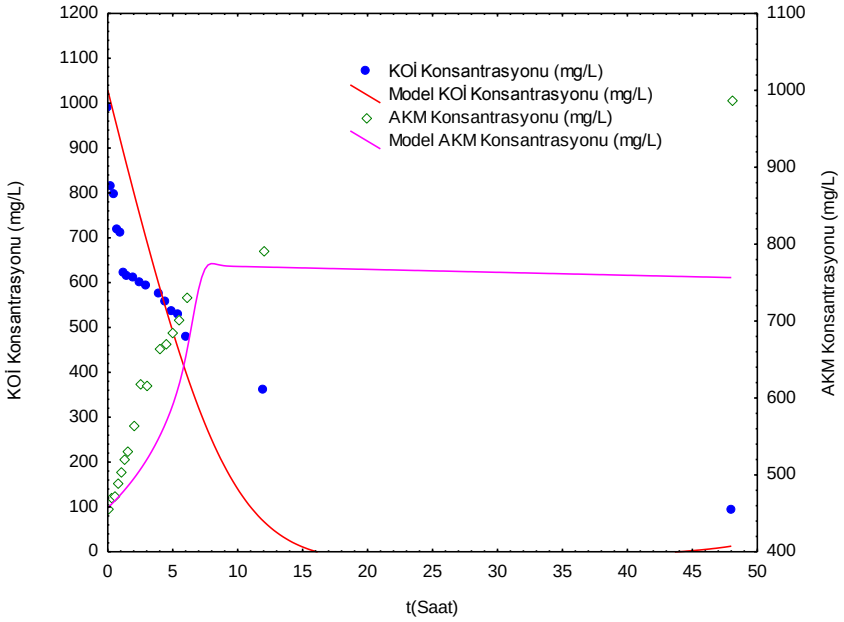
Şekil 4.57. Aiba eşitliğini içeren modelde 250 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu



Şekil 4.58. Aiba eşitliğini içeren modelde 500 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu



Şekil 4.59. Aiba eşitliğini içeren modelde 750 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu



Şekil 4.60. Aiba eşitliğini içeren modelde 1000 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu

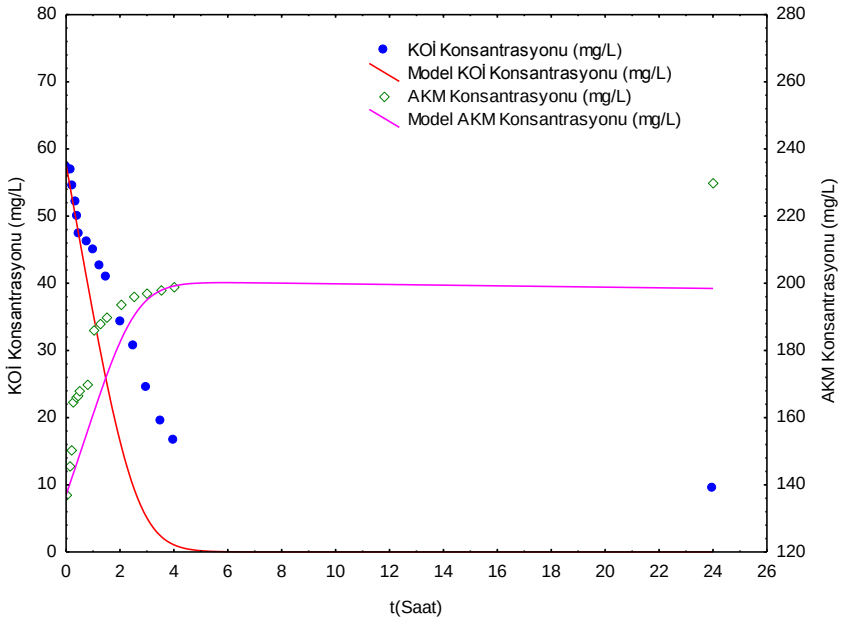
Görüldüğü gibi mikroorganizma ve KOİ konsantrasyonunun artışı model tarafından gerçekte ölçülenden daha fazla bulunmuştur. KOİ ve AKM için aynı model katsayıları

kullanılarak elde edilen profiller bu değerlerde sapmalar olduğu görülmüştür. Bu sapmaları iyileştirebilmek için BERKELEY MADONNA programının curve fit özelliği kullanılarak b=0,0005- 0,008 sa^{-1} ve Y=0,2-1 (g/g) arasında program tekrar çalıştırılmıştır. Model, 50-1000 mg/L aralığında atıksu konsantrasyonları için farklı dönüşüm oranı ve mikroorganizma ölüm hız sabitleri bulunmuş ve elde edilen şekiller aşağıda sunulmuştur.

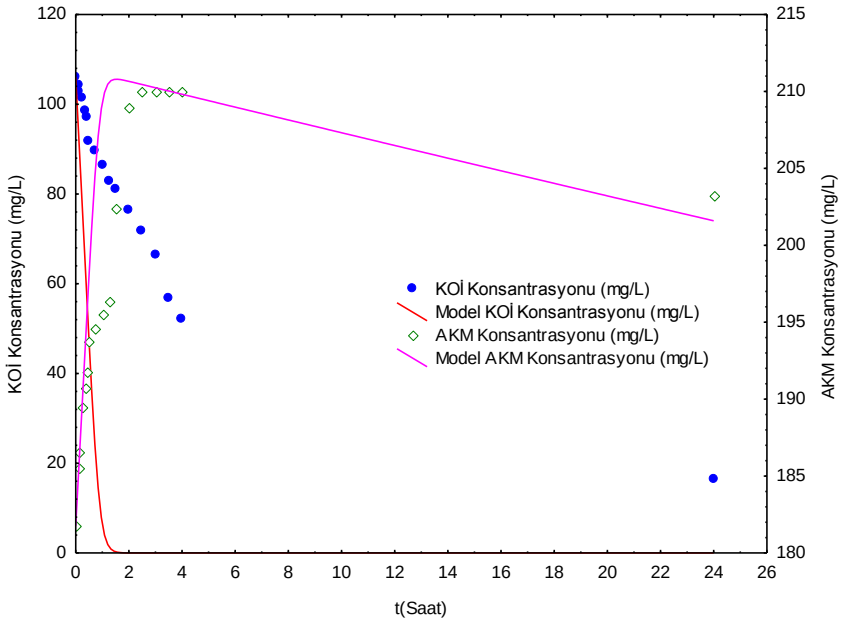
4.4.3. Farklı kinetik parametreler ile model uyumunun incelenmesi

4.4.3.a. Farklı kinetik parametreler ile Andrew modelinin uyumunun incelenmesi

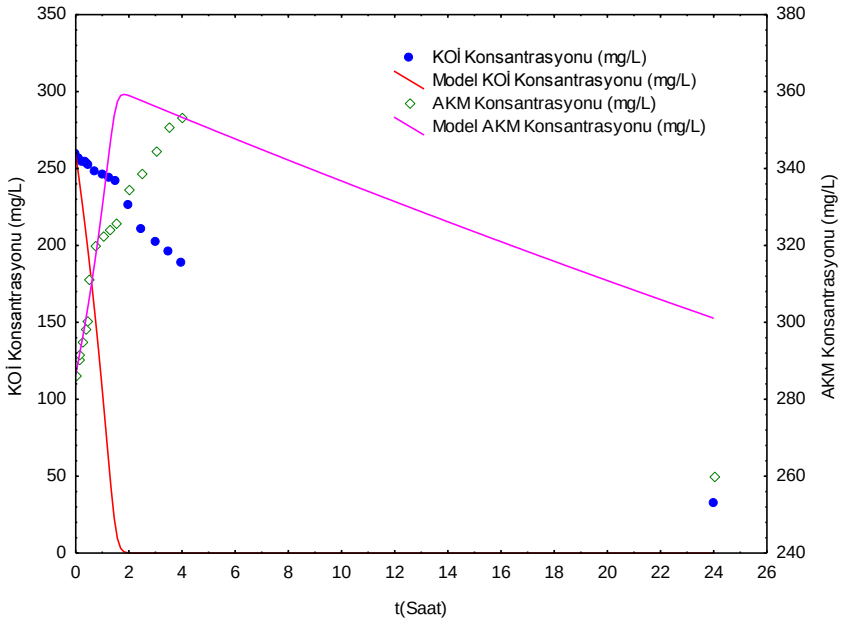
Model, 50-1000 mg/L aralığında atıksu konsantrasyonları için uygulanmış ve elde edilen şekiller aşağıda sunulmuştur. Şekil 4.61 ile Şekil 4.66 arasındaki grafiklerde 50 mg/L, 100 mg/L, 250 mg/L, 500 mg/L, 750 mg/L ve 1000 mg/L başlangıç atıksu konsantrasyonları için reaktördeki KOİ ve mikroorganizma derişimlerinin 2 bileşenli basit model takımının eş zamanlı çözümüyle elde edilen değerlerle birlikte gösterimi verilmektedir. Burada BERKELEY MADONNA programının curve fit özelliği kullanılarak en iyi dönüşüm oranı Y=1.11 (g/g) ve mikroorganizma ölüm hız sabiti b=0.0005 sa^{-1} olarak bulunmuştur.



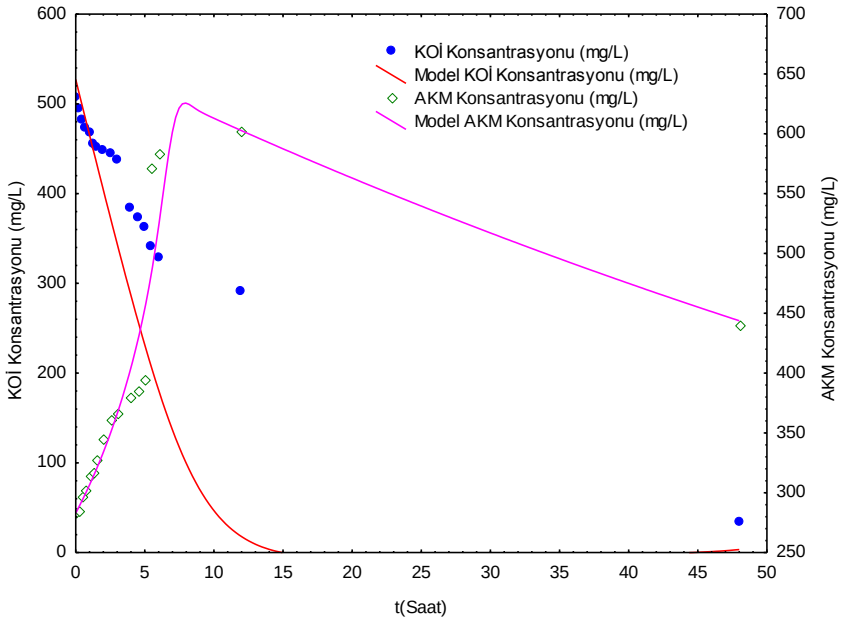
Şekil 4.61. Andrew eşitliğini içeren modelde. 50 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu
*(Y=1.11 (g/g) ve b=0.0005 sa^{-1}**)**



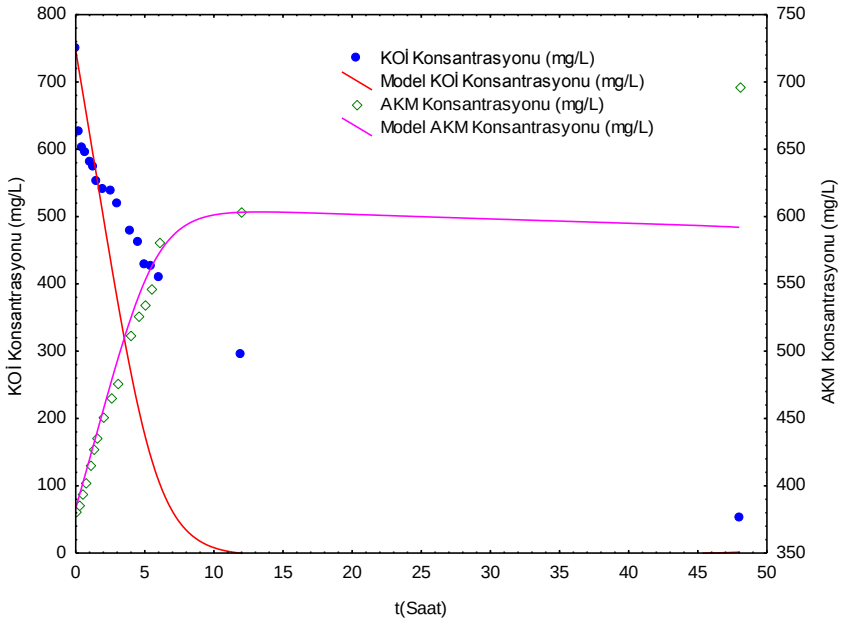
Şekil 4.62. Andrew eşitliğini içeren modelde. 100 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu
*(Y=0.28 (g/g) ve b=0.002 sa^{-1}**)**



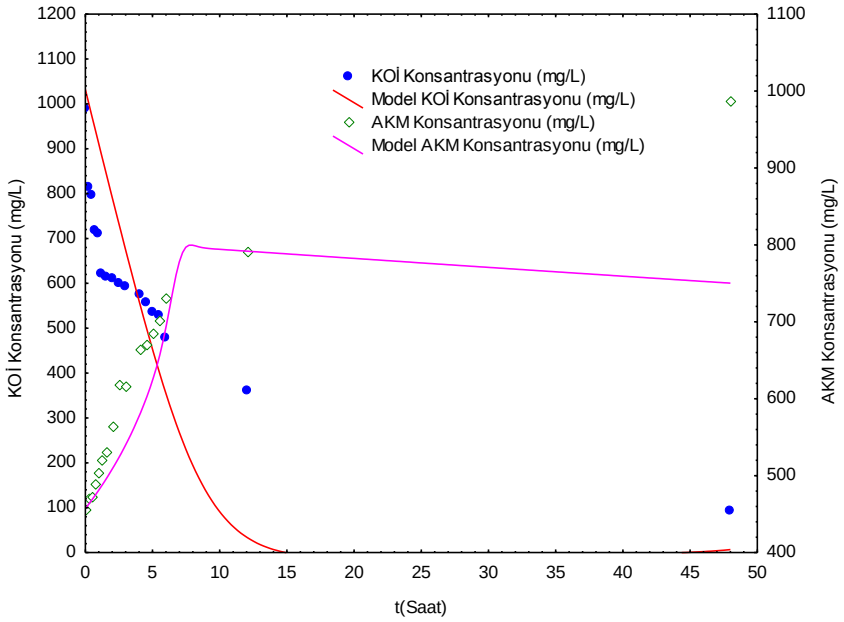
Şekil 4.63. Andrew eşitliğini içeren modelde. 250 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu
*(Y=0.3 (g/g) ve b=0.008 sa^{-1}**)**



Şekil 4.64. Andrew eşitliğini içeren modelde. 500 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu
*(Y=0.73 (g/g) ve b=0.0085 sa^{-1}**)**



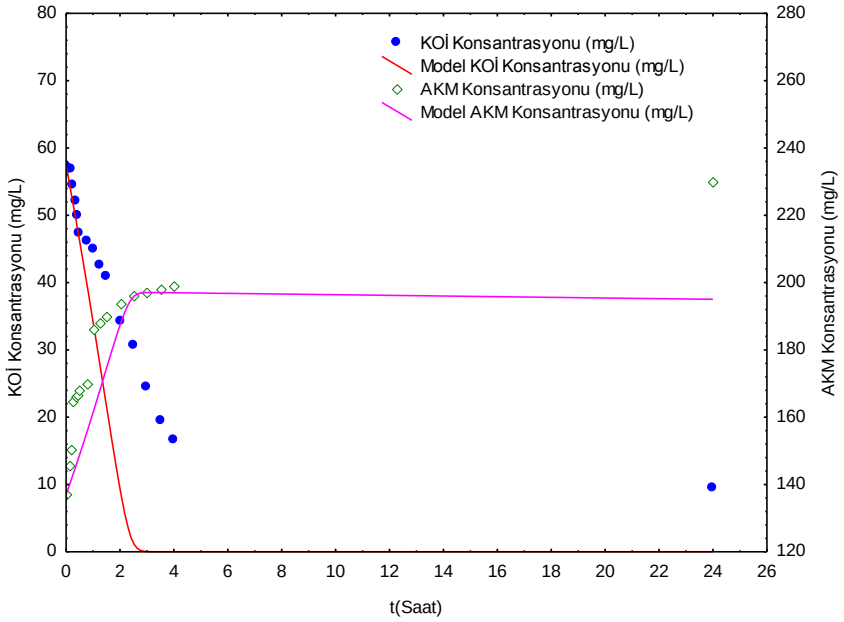
Şekil 4.65. Andrew eşitliğini içeren modelde. 750 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu
*(Y=0.3 (g/g) ve b=0.0005 sa^{-1}**)**



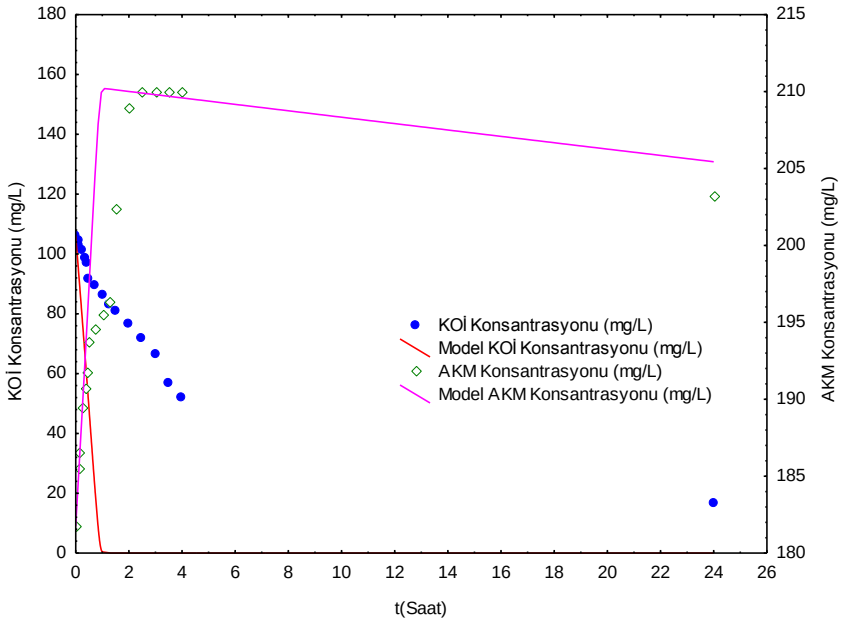
Şekil 4.66. Andrew eşitliğini içeren modelde. 1000 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu
*(Y=0.35 (g/g) ve b=0.0015 sa^{-1}**)**

4.4.3.b. Farklı kinetik parametreler ile Luong modelinin uyumunun incelenmesi

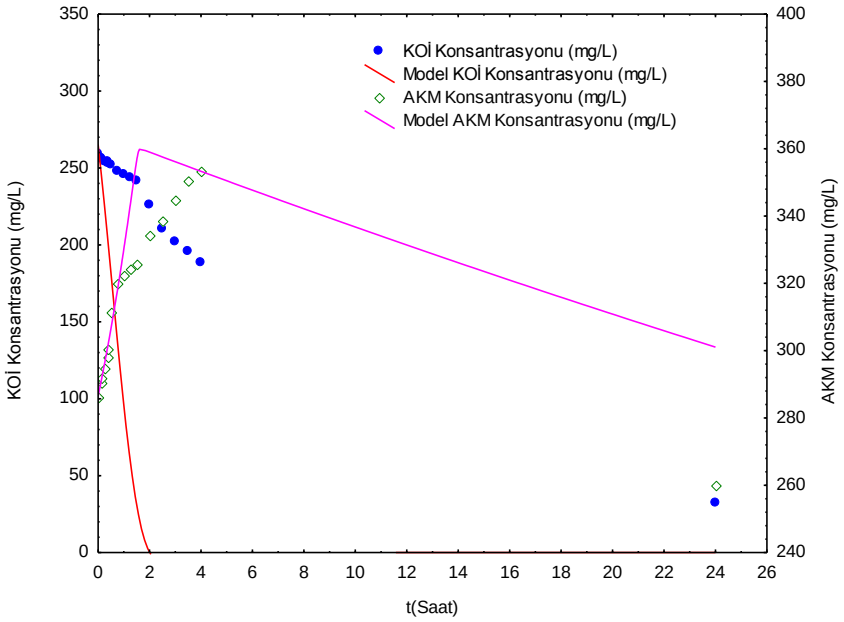
Model, 50-1000 mg/L aralığında atıksu konsantrasyonları için uygulanmış ve elde edilen şekiller aşağıda sunulmuştur. Şekil 4.67 ile Şekil 4.72 arasındaki grafiklerde 50 mg/L, 100 mg/L, 250 mg/L, 500 mg/L, 750 mg/L ve 1000 mg/L başlangıç atıksu konsantrasyonları için reaktördeki KOİ ve mikroorganizma derişimlerinin 2 bileşenli basit model takımının eş zamanlı çözümüyle elde edilen değerlerle birlikte gösterimi verilmektedir. Burada BERKELEY MADONNA programının curve fit özelliği kullanılarak en iyi dönüşüm oranı Y=1.05 (g/g) ve mikroorganizma ölüm hız sabiti b=0.0005 sa^{-1} olarak bulunmuştur.



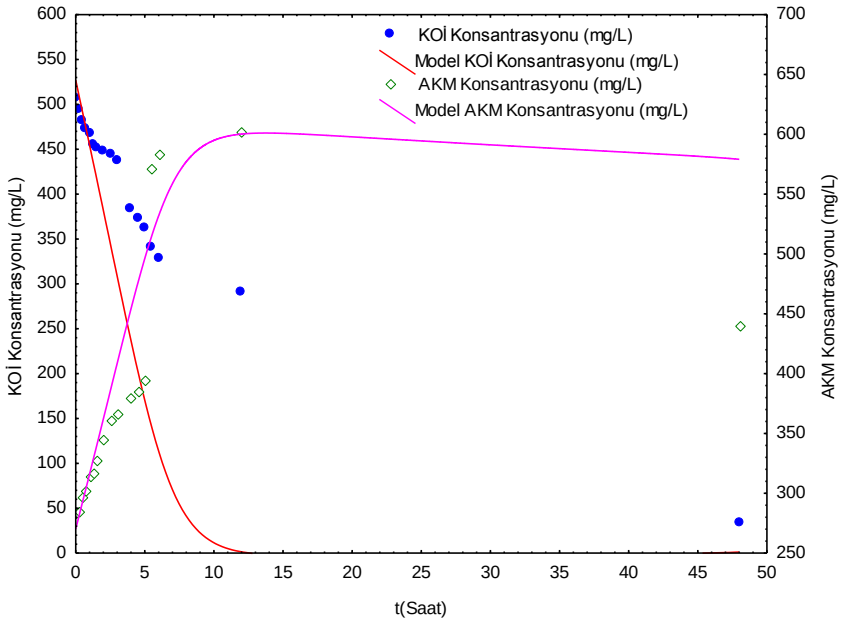
Şekil 4.67. Luong eşitliğini içeren modelde. 50 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu
*(Y=1.05(g/g) ve b=0.0005 sa^{-1}**)**



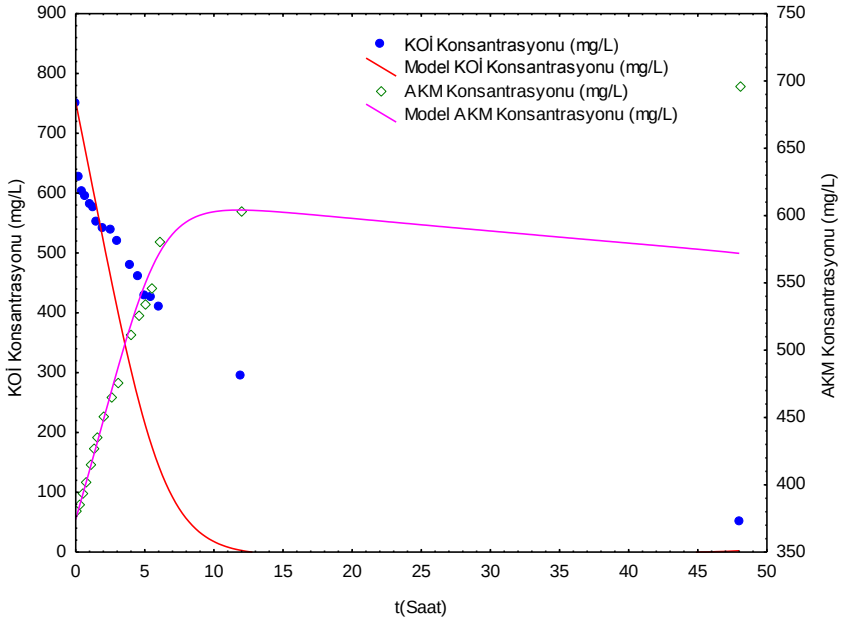
Şekil 4.68. Luong eşitliğini içeren modelde. 100 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu
*(Y=0.27 (g/g) ve b=0.001 sa^{-1}**)**



Şekil 4.69. Luong eşitliğini içeren modelde. 250 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu
*(Y=0.3 (g/g) ve b=0.008 sa^{-1}**)**

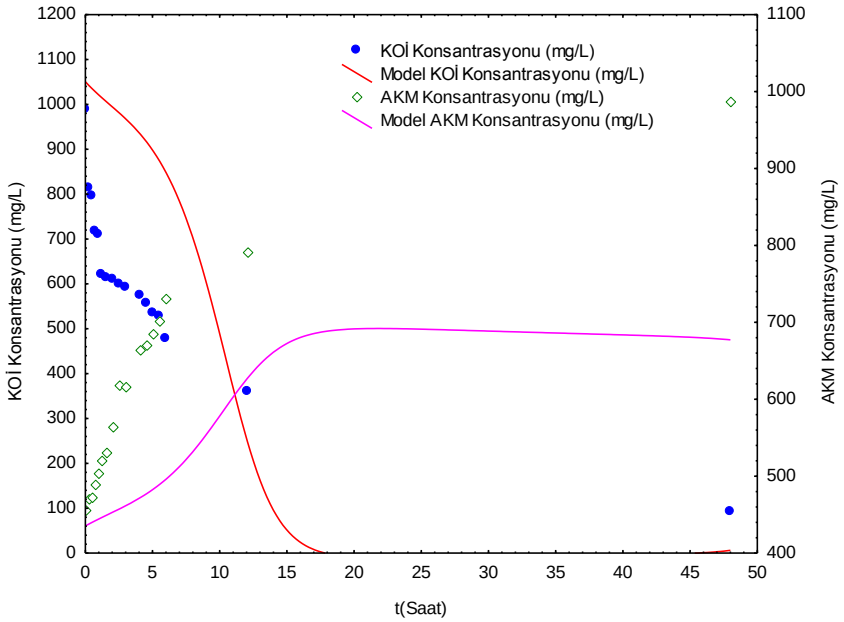


Şekil 4.70. Luong eşitliğini içeren modelde. 500 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu
*(Y=0.64 (g/g) ve b=0.001 sa^{-1}**)**



Şekil 4.71. Luong eşitliğini içeren modelde. 750 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu

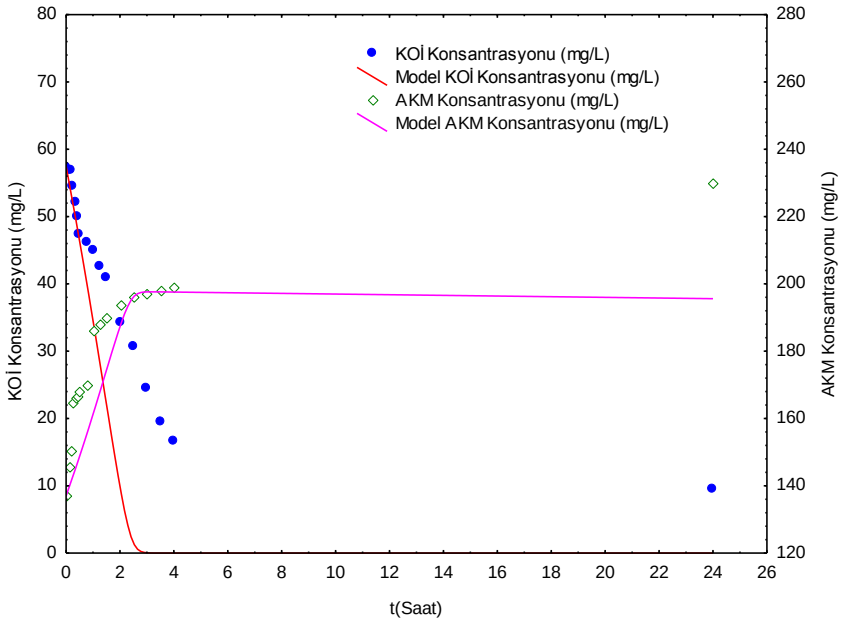
*(Y=0.31 (g/g) ve b=0.0015 sa^{-1}**)**



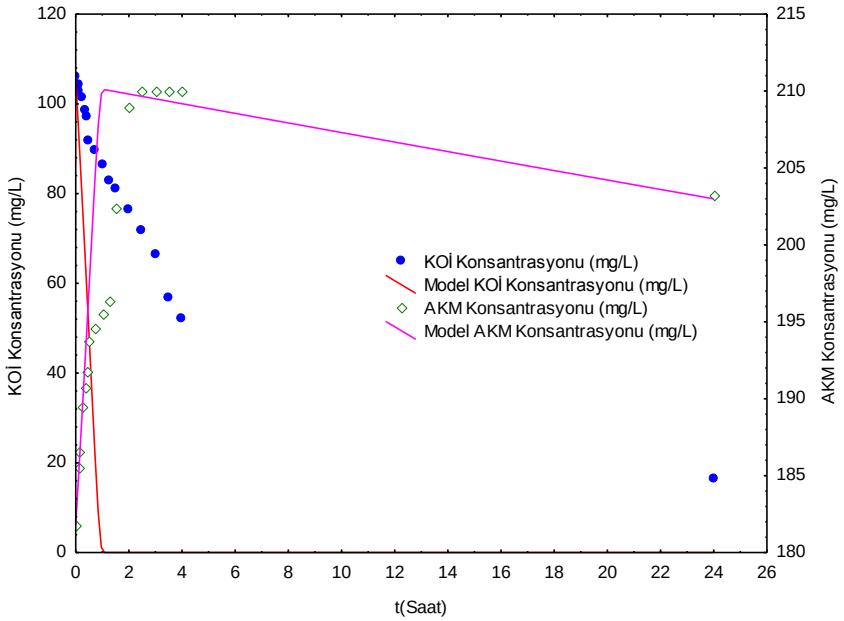
Şekil 4.72. Luong eşitliğini içeren modelde. 1000 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu
*(Y=0.24 (g/g) ve b=0.0005 sa^{-1}**)**

4.4.3.c. Farklı kinetik parametreler ile Han-Levenspiel modelinin uyumunun incelenmesi

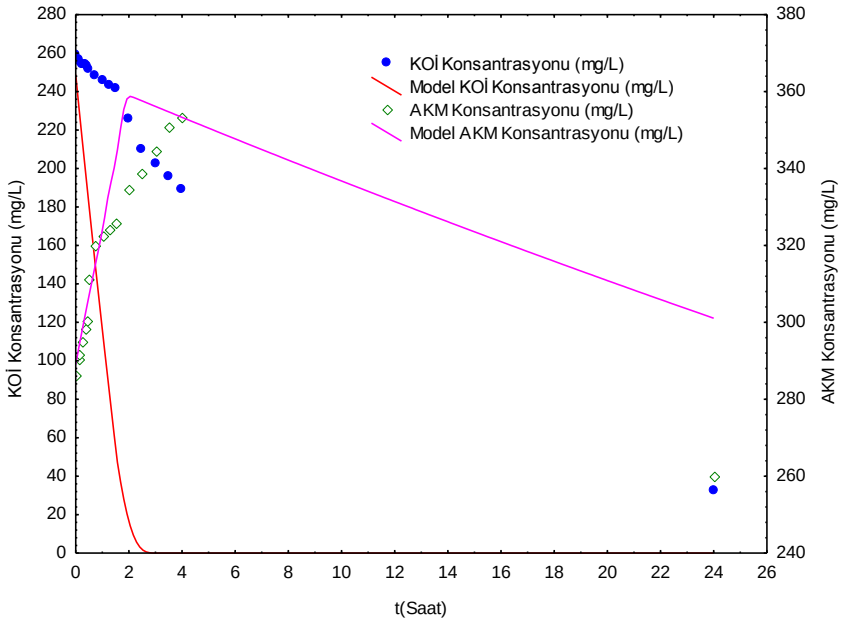
Model, 50-1000 mg/L aralığında atıksu konsantrasyonları için uygulanmış ve elde edilen şekiller aşağıda sunulmuştur. Şekil 4.73 ile Şekil 4.78 arasındaki grafiklerde 50 mg/L, 100 mg/L, 250 mg/L, 500 mg/L, 750 mg/L ve 1000 mg/L başlangıç atıksu konsantrasyonları için reaktördeki KOİ ve mikroorganizma derişimlerinin 2 bileşenli basit model takımının eş zamanlı çözümüyle elde edilen değerlerle birlikte gösterimi verilmektedir. Burada BERKELEY MADONNA programının curve fit özelliği kullanılarak en iyi dönüşüm oranı Y=1.06 (g/g) ve mikroorganizma ölüm hız sabiti b=0.0005 sa^{-1} olarak bulunmuştur.



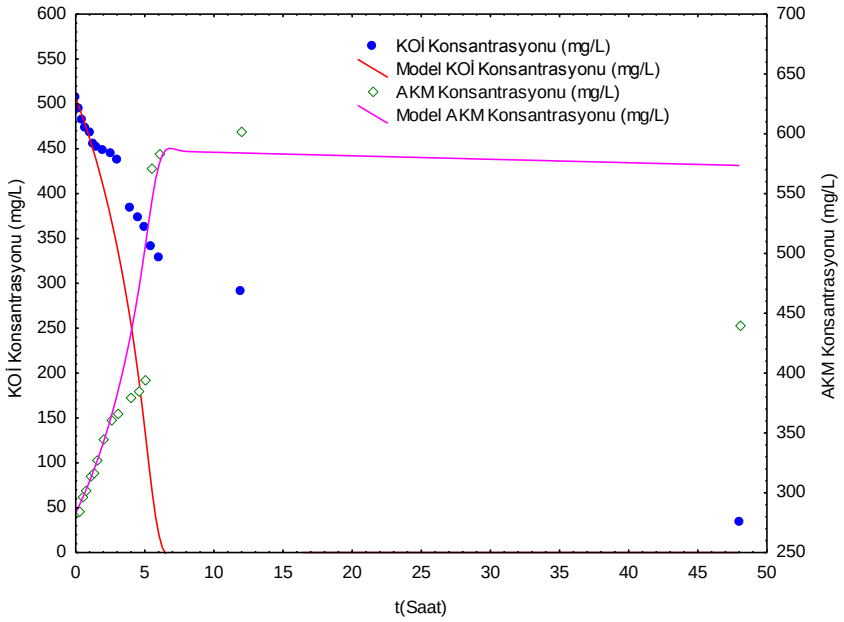
Şekil 4.73. Han-Levenspiel eşitliğini içeren modelde. 50 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu
*(Y=1.06 (g/g) ve b=0.0005 sa^{-1}**)**



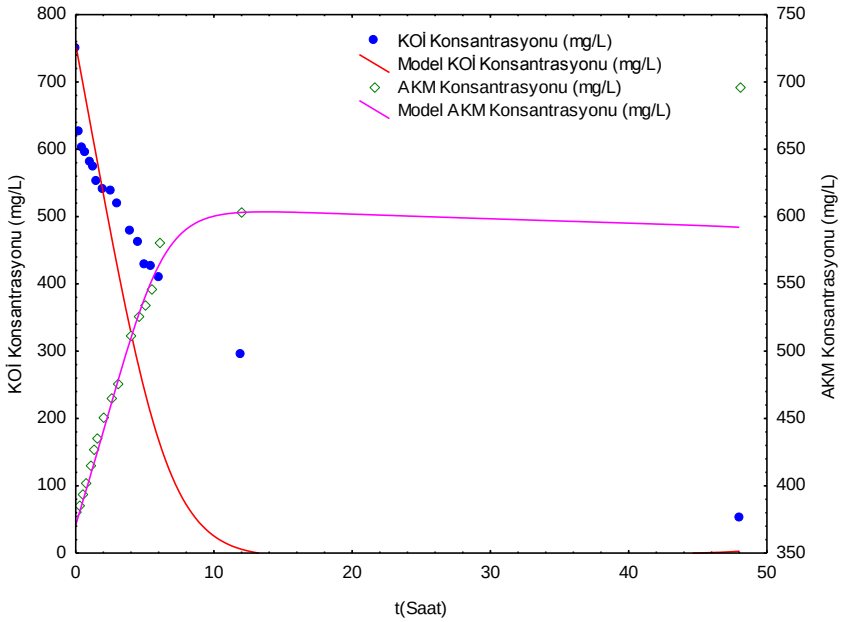
Şekil 4.74. Han-Levenspiel eşitliğini içeren modelde. 100 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu
*(Y=0.27 (g/g) ve b=0.0015 sa^{-1}**)**



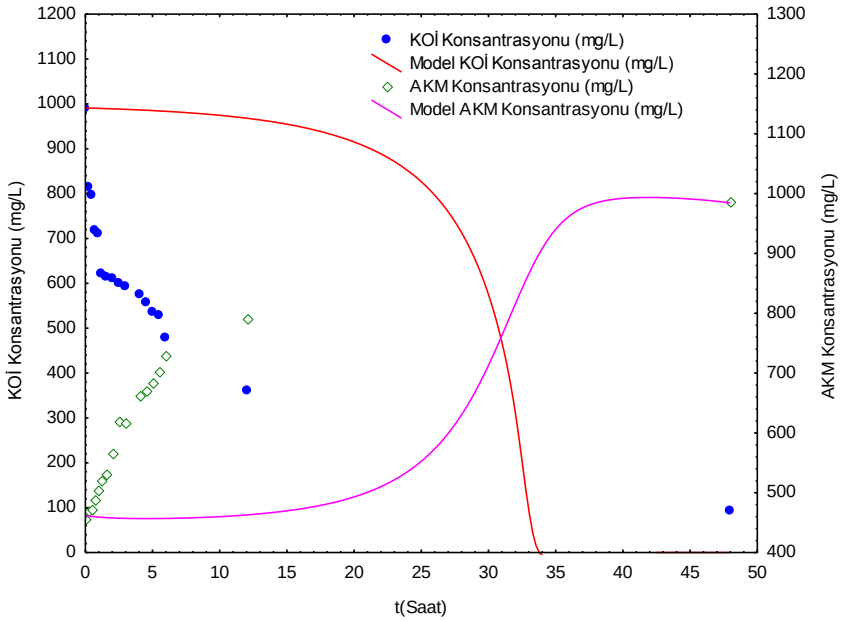
Şekil 4.75. Han-Levenspiel eşitliğini içeren modelde. 250 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu
*(Y=0.3 (g/g) ve b=0.008 sa^{-1}**)**



Şekil 4.76. Han-Levenspiel eşitliğini içeren modelde. 500 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu
*(Y=0.6 (g/g) ve b=0.0005 sa^{-1}**)**



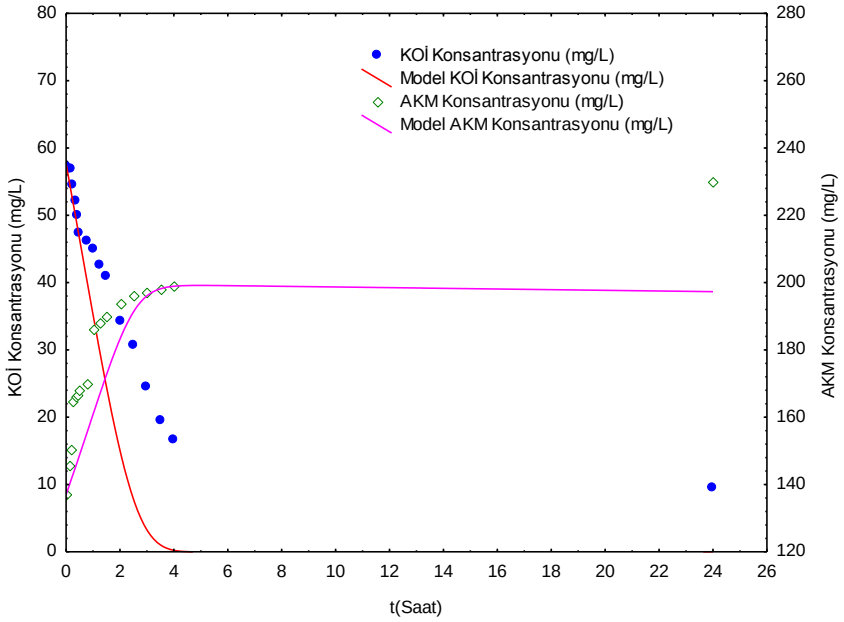
Şekil 4.77. Han-Levenspiel eşitliğini içeren modelde. 750 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu
*(Y=0.3 (g/g) ve b=0.0005 sa^{-1}**)**



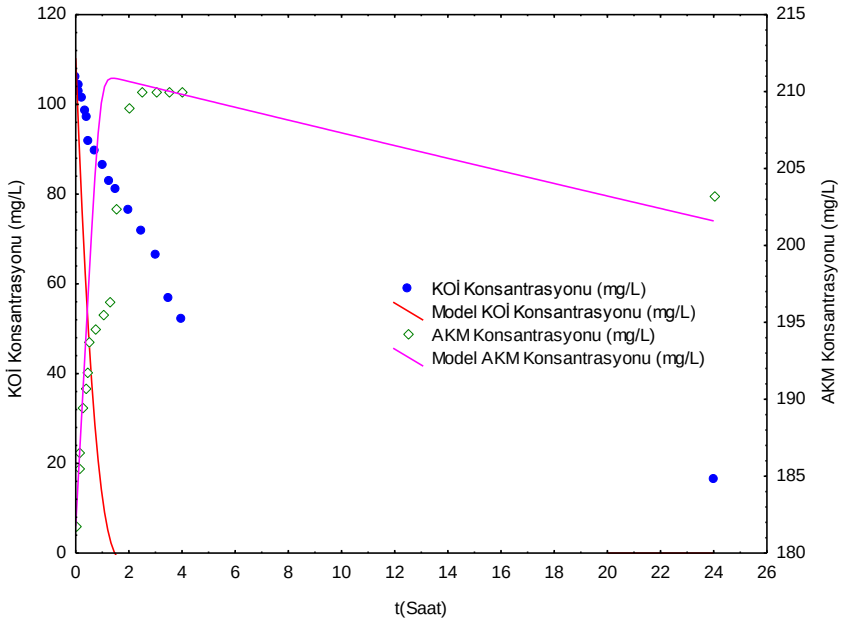
Şekil 4.78. Han-Levenspiel eşitliğini içeren modelde. 1000 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu
*(Y=0.55 (g/g) ve b=0.0005 sa^{-1}**)**

4.4.3.d. Farklı kinetik parametreler ile Aiba modelinin uyumunun incelenmesi

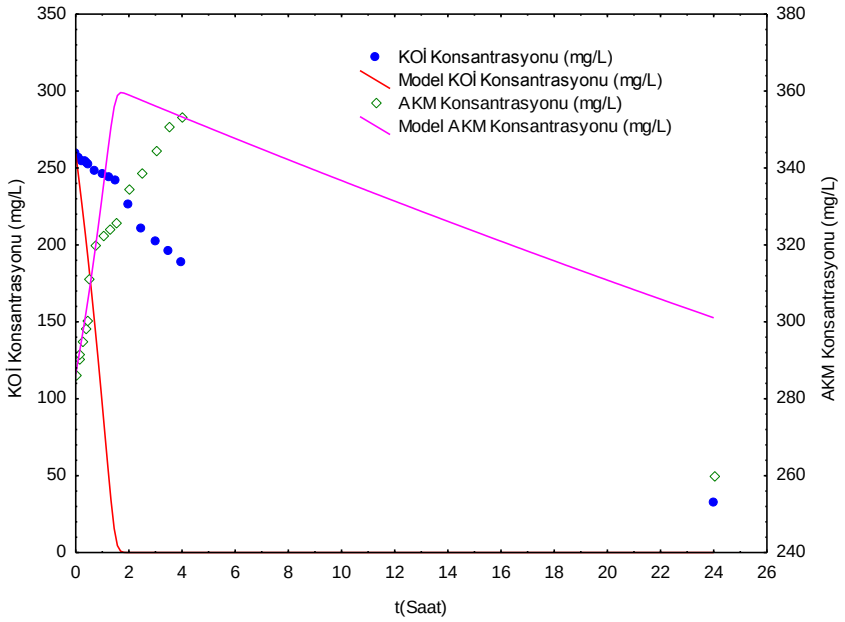
Model, 50-1000 mg/L aralığında atıksu konsantrasyonları için uygulanmış ve elde edilen şekiller aşağıda sunulmuştur. Şekil 4.79 ile Şekil 4.54 arasındaki grafiklerde 50 mg/L, 100 mg/L, 250 mg/L, 500 mg/L, 750 mg/L ve 1000 mg/L başlangıç atıksu konsantrasyonları için reaktördeki KOİ ve mikroorganizma derişimlerinin 2 bileşenli basit model takımının eş zamanlı çözümüyle elde edilen değerlerle birlikte gösterimi verilmektedir. Burada BERKELEY MADONNA programının curve fit özelliği kullanılarak en iyi dönüşüm oranı Y=1.09 (g/g) ve mikroorganizma ölüm hız sabiti b=0.0005 sa^{-1} olarak bulunmuştur.



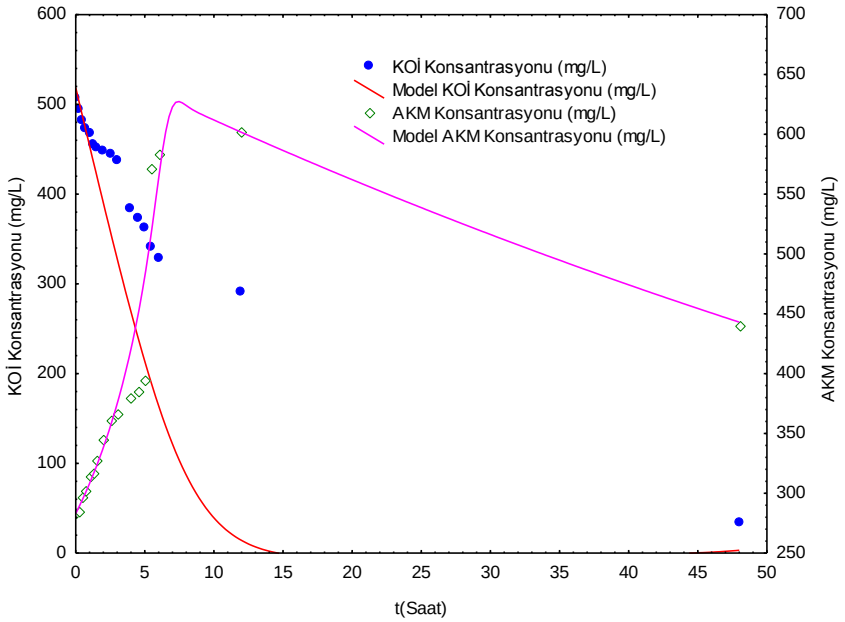
Şekil 4.79. Aiba eşitliğini içeren modelde. 50 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu
*(Y=1.09 (g/g) ve b=0.0005 sa^{-1}**)**



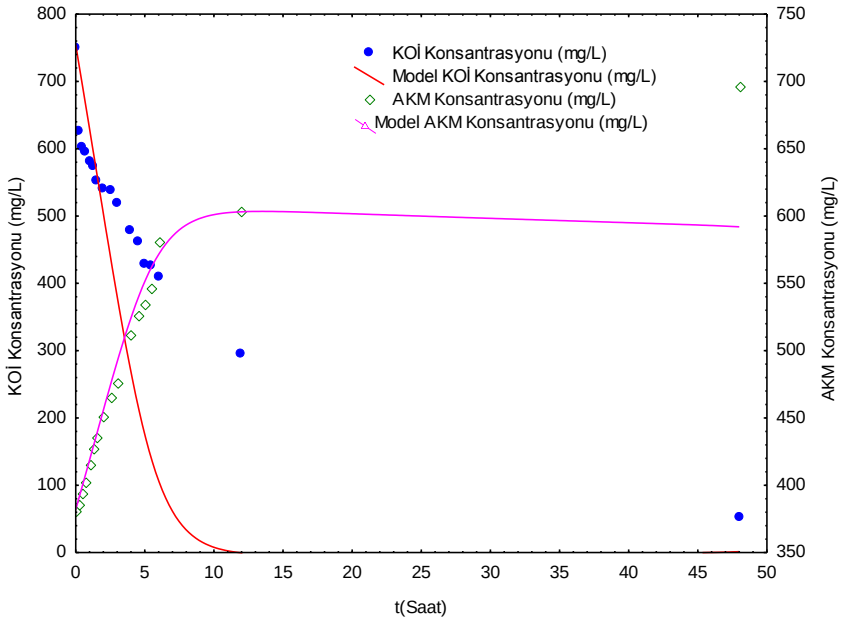
Şekil 4.80. Aiba eşitliğini içeren modelde. 100 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu
*(Y=0.28 (g/g) ve b=0.002 sa^{-1}**)**



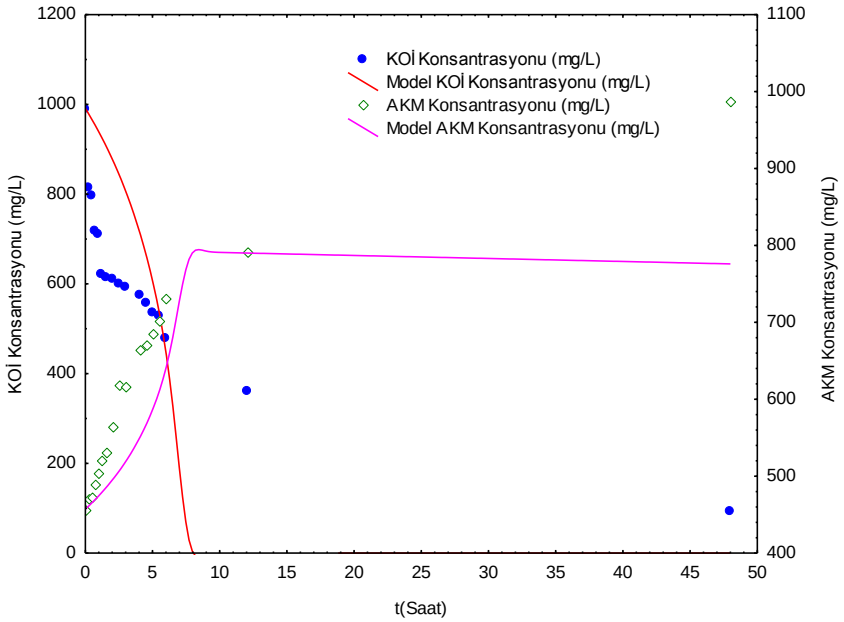
Şekil 4.81. Aiba eşitliğini içeren modelde 250 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu
*(Y=0.3 (g/g) ve b=0.008 sa^{-1}**)**



Şekil 4.82. Aiba eşitliğini içeren modelde 500 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu
*(Y=0.73 (g/g) ve b=0.0085 sa^{-1}**)**



Şekil 4.83. Aiba eşitliğini içeren modelde 750 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu
*(Y=0.3 (g/g) ve b=0.0005 sa^{-1}**)**



Şekil 4.84. Aiba eşitliğini içeren modelde 1000 mg/L KOİ ve AKM değerinin zamanla değişiminin modelle uyumu
*(Y=0.34 (g/g) ve b=0.0005 sa^{-1}**)**

Fıstık endüstrisi atıksuları karmaşık bileşenlerden oluşan bir yapı şeklinde olduğundan, denenen modellerin hiçbirisi ölçülen substrat değişim profillerini yansıtmada başarılı olmamıştır. Denenen modellerin tamamı substratların daha kısa sürelerde parçalayacağını tahmin etmişlerdir.

5. SONUÇ ve ÖNERİLER

Türkiye antep fıstığı işleyen endüstriler bakımında dünya'da 3. sırada yer almasına rağmen modern tesislerde üretim yapan firma sayısı oldukça azdır. Diğer yandan bu endüstriden kaynaklanan atıksular, doğal ortamların kirlenmesine önemli ölçüde katkıda bulunmaktadır.

Bu çalışmada yüksek KOİ içeriğine sahip fıstık endüstrisi atıksularının arıtılabilirği farklı yöntemler kullanılarak denenmiş en uygun arıtma yöntemi belirlenmiştir. Deneysel çalışmalar boyunca kullanılan atıksu Gaziantep ili sınırlarında faliyet gösteren bir sanayi kuruluşundan temin edilmiştir.

Önemli bir toksik kirletici olan fıstık atıksuyunun ön arıtımı ve biyolojik olarak arıtılabilirliğinin incelendiği bu çalışmanın ilk bölümünde fıstık atıksuyunun ön arıtımı, ikinci bölümünde ise aerobik şartlar altında karışık kültür ile biyolojik giderim performansı incelenmiş ve kinetik parametreler hesaplanmıştır. Yapılan denemelerden elde elde edilen sonuçlar aşağıda verilmiştir.

Ön arıtım çalışmalarında basit çökelme işlemi uygulandığında 1 saat sonunda AKM giderim verimi %82, KOİ giderim verimi %26, TKM giderim verimi %43, bulanıklılık giderim verimi %70 ve yağ giderim verimi %65 olarak bulunmuştur. Bulunan sonuçlardan atıksuyun basit çökelme özelliğinin iyi olduğu görülmüştür. Ön çöktürme uygulanması halinde atıksuyun arıtılabilirliği üzerinde önemli miktarda olumlu etkisinin olacağı anlaşılmıştır.

- Kimyasal arıtılabilirlik çalışmalarında koagülant olarak Kil, $AlCl_3$, alum, $Fe_2(SO_4)_3$ ve $FeCl_3$ kullanılmıştır. Deneyler sonucunda optimum koagülant dozajları, optimum çöktürme süresi, optimum pH değerleri ve elde edilen KOİ, AKM ve Toplam fenol giderme verimleri belirlenmiştir. Optimum Koagülant dozajının tespitinde 0.5 gr/L, 1 g/L ve 2 gr/L koagülant madde, optimum çöktürme süresinin tespitinde 30

dakika, 1saat ve 3 saat çöktürme ve optimum pH tespitinde pH 1-12 arasındaki değerlerde kimyasal arıtılabilirlik deneyleri yürütülmüştür. Kimyasal arıtılabilirlik deneyleri sonucunda optimum dozaj üç koagülant için de 1 gr/L olarak tespit edilmiştir. optimum pH değeri $AlCl_3$ ve $Al_2(SO_4)_3$ için 6, $FeCl_3$ için 8, olarak bulunmuştur. Optimum dozajda ve optimum pH değerinde $AlCl_3$ ile %99.6, $Al_2(SO_4)_3$ ile %98.4 ve $FeCl_3$ ile %99.3 AKM giderme verimleri, $AlCl_3$ ve $Al_2(SO_4)_3$ için 6, $FeCl_3$ için 8, olarak bulunmuştur. Optimum dozajda ve optimum pH değerinde $AlCl_3$ ile %65.8, $Al_2(SO_4)_3$ ile %58.1 ve $FeCl_3$ ile %63.4 KOİ giderme verimleri, $AlCl_3$ ve $Al_2(SO_4)_3$ için 6, $FeCl_3$ için 8, olarak bulunmuştur. Optimum dozajda ve optimum pH değerinde $AlCl_3$ ile %85,5, $Al_2(SO_4)_3$ ile %78.8 ve $FeCl_3$ ile %91.8 Toplam fenol giderme verimleri elde edilmiştir. Diğer kimyasallarla karşılaştırıldığında en iyi sonuç veren koagülant $AlCl_3$ olduğu tespit edilmiştir.

- Kimyasal maddelerin koagülant olarak seçiminde en yüksek giderimin $AlCl_3$'de ulaşılmasına rağmen kararlı bir konum oluşturulmadığından $AlCl_3$'ü yüksek pH lar için uygun olmadığı sonucu çıkarılmaktadır. Ancak düşük pH'lar da ön arıtım için istenen verimlere ulaşıldığı söylenebilir. Diğer kimyasallarla karşılaştırıldığında KOİ, AKM ve Toplam fenol giderimi için en uygun koagülant $AlCl_3$ 'tür. $AlCl_3$ den sonra sırasıyla $FeCl_3$ $Al_2(SO_4)_3$, kil ve $Fe_2(SO_4)_3$ gelmektedir. Fıstık sularında Koagülasyon-Flokülasyon işlemi sonrası çıkış suyu renginde yüksek giderim verimlerine ulaşıldığı görülmektedir.

- Yapılan fıstık atıksuyu ön arıtımı çalışması AKM gideriminde yüksek giderim verimlerine ulaşılmasına rağmen, KOİ giderimlerinde yüksek verimlere ulaşılamamıştır.

- Erzincan kenti aktif çamur tesisinden elde edilen karışık kültür kullanılarak aerobik ortamda değişen fıstık atıksuyu (50-1000 mg/L) konsantrasyonlarında başarılı bir şekilde arıtılmıştır. Biyolojik olarak kolay parçalanan organik madde içeriğinden dolayı 12 saat sonunda 50 mg/L substrat konsantrasyonu için %83, 100 mg/L substrat konsantrasyonu için %85, 250 mg/L substrat konsantrasyonu için

%87, 500 mg/L substrat konsantrasyonu için %88, 750 mg/L substrat konsantrasyonu için %87, 1000 mg/L substrat konsantrasyonu için %84 seviyesinde bir giderim verimleri sağlanmıştır.

➢ Spesifik üreme hızı ve fıstık atıksuyu konsantrasyonları arasındaki ilgi için, biyokinetik eşitlikleri karşılaştırılmıştır.

- Andrew biyokinetik eşitliğinde yer alan kinetik katsayılar μ_{max}, K_s ve K_i parametrelerine ait değerler sırasıyla 1.1257 sa^{-1}, 126.97 mg/L ve 53.7951 mg/L olarak bulunmuş ve Andrew modeli ile en iyi uyum b=0.001 sa^{-1} ve Y=0.32 (g/g) değerleri girildiğinde bulunmuştur.
- Han-Levenspiel biyokinetik eşitliğinde yer alan kinetik katsayılar μ_{max}, K_s, S_m, n ve m parametrelerine ait değerler sırasıyla 0.189556 sa^{-1}, 5.6131 mg/L ,1000 mg/L, 1.099 ve 1 olarak bulunmuş ve Han-Levenspiel modeli ile en iyi uyum b=0.001 sa^{-1} ve Y=0.32 (g/g) değerleri girildiğinde bulunmuştur.
- Luong biyokinetik eşitliğinde yer alan kinetik katsayılar μ_{max}, K_s, S_m, n ve m parametrelerine ait değerler sırasıyla 0.189367 sa^{-1}, 4.6084 mg/L ,1000 mg/L, 1.099 ve 1 olarak bulunmuş ve Luong modeli ile en iyi uyum b=0.001 sa^{-1} ve Y=0.32 (g/g) değerleri girildiğinde bulunmuştur.
- Aiba biyokinetik eşitliğinde yer alan kinetik katsayılar μ_{max}, K_s ve K_i parametrelerine ait değerler sırasıyla 0.2517 sa^{-1}, 19.9013 mg/L ve 516.434 mg/L olarak bulunmuş ve Aiba modeli ile en iyi uyum b=0.001 sa^{-1} ve Y=0.32 (g/g) değerleri girildiğinde bulunmuştur.

➢ Model eşitlikleri ve kinetik parametre değerlerini kullanılarak çizilen eğri için regresyon katsayısı(r^2), Andrew modeli için r^2=0.9542, Luong modeli için r^2=0.9653, Han-Levenspiel modeli için r^2=0.9653 ve Aiba modeli için r^2=0.9827 olarak bulunmuştur.

➢ Kinetik analizlerde μ değeri için en küçük kareler farkının küçük değerler olması inhibisyonunun substrat inhibisyonuna uygun olduğunu göstermektedir. Sınır

koşullarını sağlayan modeller arasında $\sum(\mu - \mu_i)^2$ değerlerinin küçük olan model aiba olarak bulunmuştur.

➢ Fakat dönüşüm oranı ve mikroorganizma ölüm hız sabiti yeteri kadar çalışmamıza uyum sağlamamıştır bu nedenle her bir model ve konsantrasyon için yeniden denendiğinde Aiba eşitliğini içeren model en iyi uyumu sağlamaktadır. Bu modeldeki 50 mg/L KOİ değeri için; b=0.0005 sa^{-1} veY=1.09 (g/g), 100 mg/L KOİ değeri için; b=0.0002 sa^{-1} veY=0.28 (g/g), 250 mg/L KOİ değeri için; b=0.008 sa^{-1} veY=0.3 (g/g), 500 mg/L KOİ değeri için; b=0.0085 sa^{-1} ve Y=0.73 (g/g), 750 mg/L KOİ değeri için; b=0.0005 sa^{-1} veY=0.3 (g/g), 1000 mg/L KOİ değeri için; b=0.0005 sa^{-1} veY=0.34 (g/g) olarak dönüşüm oranı ve mikroorganizma ölüm hız sabitleri bulunmuştur.

Y değeri reaktör içindeki biyokütle konsantrasyonunu ve sistemden atılan çamur miktarını vermektedir. Y değerinin yüksek olması reaktörde yüksek miktarda miktarda biyokütle olduğunu göstermektedir.

➢ Fıstık endüstrisi atıksuları karmaşık bileşenlerden oluşan bir yapı şeklindedir. Substrat olarak düşünüldüğünde bu yapı karbonhidratlar, proteinler ve yağlardan oluşmaktadır. Ayrıca polifenolik bileşikler ve atıksuların içindeki kolloidal yapılar biyolojik bozunma sürelerinde gecikmelere sebep olabilmektedir. Bunlara bağlı olarak denenen modellerin hiçbirisi ölçülen substrat değişim profillerini yansıtmada başarılı olmamıştır. Denenen modellerin tamamı substratların daha kısa sürelerde parçalayacağını tahmin etmişlerdir.

➢ Bu çalışmanın daha kapsamlı fıstık atıksuyunun biyolojik arıtım incelemelerine yol göstereceği düşünülmektedir.

KAYNAKLAR

Agarwal, R., Mahanty, B., Dasu, V., (2009). Modeling growth of cellulomonas cellulans NRRL B 4567 under substrate inhibition nduring cellulase production. Chem. Biochem. Eng.,23(2);213-218

Aggelis, G., Iconomou, D., Christau, M., Bokas, D., Kotzailias, S., Christou, G., Tsagou, V., Papanikolaou, S., 2003, Phenolic removal in a model olive oil mill wastewater using pleurotus ostreatus in bioreactor cultures and biological evaluation of the process.Water Research, 32, 3897-3904.

Aiba S, Shoda M, Nagatami M (1968). Kinetics of product inhibition in alcohol fermentation, Biotechnol. Bioeng., 10, 845-864.

Ak, B.E. ve KAŞKA, H., (1992), "Antepfıstığı Yetiştiriciliğinde Sık Dikimin Verime Etkisi Üzerinde Bir Araştırma", Türkiye 1. Ulusal Bahçe Bitkileri Kongresi Cilt1 163-166, İZMİR.

AK, B.E., KAŞKA, N., ve AÇAR, I., 1999. Dünya'da ve GAP Bölgesi'nde Antepfıstığı Üretimi, Yetiştirme ve İşleme Yöntemlerinin Karşılaştırılması. GAP I. Tarım Kongresi, Şanlıurfa.

Aktaş E., İmre S., Ersoy L. (2001): "Characterization and Lime Treatment of Olive Mill Wastewater" Water Research, Vol. 9, pp. 2336-2340.

Allsop, P. J., Chisti, Y., Young, M.M. and Sullivan, G.R., 1993. Dynamics of phenol degradation by Pseudomonas putida. Biotechnol. and Bioeng. 41, 572-580.

Al-Malah K. Azam M. Abu-Lail N. "Olive mills effluent (OME) wastewater post-treatment usingactivated clay" Jordan, (2000).

Amokrane, A., Comel, C., Veron, J., 1997. Landfill Leachates Pretreatment by Coagulation-Flocculation, Water Research, 31(11), 2775-2782.

Andrews, J.F. A mathematical model for the continuous culture of microorganisms utilizing inhibitory substrates. Biotechnol. Bioeng., 10, 707-723 (1968).

ANONİM, 1999. GAP'ta Yetişecek Ürün Profili. GAP İdaresi Bilgi Broşürü, Şanlıurfa.

Antunes, F., Marinho, H. S., Barreto, M. C., Pavão, M. L. and Pinto, R.E., 2003. Diagnosis of enzyme inhibition based on the degree of inhibition, Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - General Subjects, 1624, 11- 20.

Archibald S. Paice, M.G. and Jurasek, L. Decolorization of Craft Bleachery Effluent Chromofore by Trametes versicolor, Enzyme and Microbial Tecnology, 12:846-853 pp.(1990).

Arpacı, S., Akkök, F. Tekin, H., 1995.Sulu ve Kuru Koşullarda Antepfıstığı Yetiştiriciliğinden Verim ve Ürün Değişimlerinin İncelenmesi.Türkiye 2. Ulusul Bahçe Bit. Kong.1995.ADANA.

Arpacı, S., H. Tekin ve H. S. Atlı, 1997. Türkiye'de Yabani Pistacia Türlerinin yayılım Alanları. In-Situ Projesi Gelişme Raporu. Antepfıstığı Araş. Enst. Müd. Gaziantep.

Arpacı, S., Tekin, H., Burak, M. ve Atlı, H. S., (2000) "2000 Bazı Antepfıstığı Çeşitlerinin Kış Soğukları Ve İlkbahar Geç Donlarına Dayanıklılıklarının Belirlenmesi" (2000 Yılı Gelişme Raporu), Antepfıstığı Araş. Enstitüsü. Gaziantep.

Ayfer, M., 1990. Antepfıstığının Dünü Bugünü ve Geleceği. Türkiye 1. Antepfıstığı Sempozyumu. Gaziantep, s.14-23.

Bender, F.E., Kramer, A., Kahan, G., 1976. System Analysis for the Food Industry. The Avi Publishing Company, USA, 468s.

Boari, G., Mancini, I.M. (1990). Combined treatments of urban and olive mill effluents in Apulia, Italy. Proc. IAWPRC Symp. on Waste Management Problems in Agro

Industries; Istanbul, Turkey, 25–27 Sep. 1989. Water Sci. Technol., 22 (9), 235–240

Bond, A. W., 1961. The Behaviour of Suspensions. J. Inst. Water Eng. 15, 494

Caffaz, S., Caretti, C., Morelli, M., Lubello, C., Azzari, E. (2007) Olive mill wastewater biological treatment by fungi biomass, Water Science & Technology, 55(10), 89-97.

D'Adamo, P.D., Rozich, A.F. and Gaudy Jr, A.F., 1984. Analysis of growth data with inhibitory carbon sources. Biotechnol. and Bioeng., 24, 397-402.

DAĞDEVİREN, İ., ve ERDOĞAN, İ., 1996. Antepfıstığı Yetiştiriciliği. GAP Bölgesinde Sulu Koşullarda Bitkilerin Yetiştirilme Teknikleri. T.C. Başbakanlık Güneydoğu Anadolu Projesi Bölge Kalkınma İdaresi Başkanlığı, Ankara

Dey, S., Mukherjee, S., (2010). Performance and kinetic evaluation of phenol biodegradation by mixed microbial culture in a batch reactor. International Journal of Waster Resources and Environmental Engineering,2(3); 40-49.

Duran, M. Ve DEMİRER, G.N., 1997. Su Arıtımında Temel İşlemler. Lazer Ofset, Ankara, 2003.

Eckenfelder, W. W. Jr., 1989. Industrial Water Polution Control (Second Edition), McGraw-Hill Internal Editions, Civil Engineering Series, Printed in Singapore.

Ehrig, H.J., 1989., Leachate quality. Academic Press, London, 213-229, 1989. Diamadopoulos, E., 1994. Characterization and Treatment of Recirculation-Stabilized Leachate, Water Research, 28.(12), 2439-2445.

Erarslan, A. 2003, Enzim karakterizasyonu ve stabilizasyonu uygulamalalı egitim kursu: Enzim kinetigi notları, TÜB_TAK, Marmara Arastırma Merkezi, GMBAE. 97 s, Gebze, Kocaeli.

Ergül, F.E., Sargın, S., Öngen, G., Sukan, F.V. (2009) Dephenolisation of olive mill wastewater using adapted Trametes versicolor, International Biodeterioration & Biodegradation, 63(1), 1-6.

Fadil, K., Chahlaoui, A., Ouahbi, A., Zaida, A., Borja, R. (2003) Aerobic biodegradation and detoxification of wastewaters from the olive oil industry, International Biodeterioration & Biodegradation, 51, 37-41.

Fahim, F.A., Fleit, D., H., Ibrahim, A., M., El-Dars, F., M., S., "Evaluation of some methods for fish canning wastewater treaatment", Water, Air and Soil Pollution, 127: 205 – 226 (2001).

Faust, S.D. ve Aly, O.M., 1983.Chemistry of Water Treatment. Butterworth Publishers, 723p.

Göknil, H., Toröz, İ. ve ÇİMŞİT, Y., 1984. Endüstriyel Atıksuların Kontrol ve Kısıtlama Esasları Projesi- Tekstil Endüstrisi. İTÜ Çevre ve Şehircilik Araştırma Merkezi, 282s.

Gültekin, S., Gülen, J., 2001. Kimya Mühendisliğinde Matematiksel Modelleme. Kimya-Metalurji Fakültesi, Kimya Mühendisliği Bölümü, İSTANBUL, 112s.

Haldane, J. B. S., Enzymes, MIT Press, Cambridge, MA, 1965, pp. 84.

Han, K. and Levenspiel, O. Extended Monod kinetics for substrate, product, and cell inhibition. Biotechnol. Bioeng., 32, 430-437 (1988).

Handley, J. , 1974. Sedimentation: On Introduction to Solids Flux Theory. Water Pollution Control, 73, 230-239

İkizoğlu, E., Haskök, S. (2005) Zeytin karasuyunun fiziksel, kimyasal ve ileri oksidasyon yöntemleri ile arıtımı, Su ve Çevre Teknolojileri Dergisi, Sayı 4, 36-40.

İleri, R., 2000, Çevre Biyoteknolojisi, Degisim Yayınları, I. baskı, 661 s, Adapazarı.

Kapdan, İ.K., Öztekin, R. 2003. Decolorization of Textile Dyestuff Reactive Orange 16 in Fed-Batch Reactor under Anaerobic Condition. Enzym and Microbial Technology, 33:231–235.

Karaca, R., 1995. Antepfıstığı Hasadı İşleme Tekniği ve Muhafazası. Antepfıstığı Yetiştirme Tekniği. Antepfıstığı Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü, Yayın No: 4, Gaziantep. s. 89–103.

Keskinoğlu, K., Yonar, T., Azbar, N., "Feasibility of physico – chemical treatment and advanced oxidation processes (AOPs) as a means of pretreatment of olive mill effluent (OME)", Process Biochemistry, 40: 2409 – 2416 (2005).

Kırıl Mert, B., Kestioğlu, K., Yalılı Kılıç, M. (2008) Zeytinyağı endüstrisi atıksularının kimyasal arıtma sonrası evsel atıksularla birlikte arıtılabilirliğinin respirometrik yöntemle araştırılması, Ekoloji Çevre Dergisi, 17(66), 39-46.

Kumaran, P. and Paruchuri, Y. L., 1997. Kinetics of phenol biotransformation. Water Research 31 (1), 11-22.

Lallai, A. and Mura, G., 1989a. Kinetics of growth for mixed cultures of microorganisms growing on phenol. The Chem. Eng. Journal, 41 (3), B55 B60.

Lemaister, J.(1959). LE pistacher (Etude bibliographigue). Fruits 14, 57-77

Lolos, G., Skardilis, A., Parissaki, G. (1994) Polluting characteristics and lime precipitation of olive mill wastewater, Journal of Environmental Science and Health, Part A: Enviromental Science and Engineering, 29(7), 1349-1356.

Luong JHJ. Generalization of Monod kinetics for analysis of growth data with substrate inhibition. Biotechnol. Bioeng., (1987);29, 242–248.

Male, P.C. and Pretoruis, W.A., 2001. Aerobic treatment of inhibitory wastewater using a high-pressure bioreactor with membrane separation. Water Science and Technology 43 (11), 51–58.

Monod J (1949). The growth of bacterial cultures. Annu. Rev. Microb. 3, 371-394.

Nuhoğlu, A. and Yalçın, B., 2005. Modelling of phenol removal in a batch reactor. Process Biochemistry 40, 1233–1239.

Oktav, E., Özer, A. (2002) Zeytinyağı endüstrisi atıksularının özellikleri ve arıtım alternatifleri, 1. Zeytinyağı Üretiminde Çevre Sorunları ve Çözümleri Çalıştayı, Zeytinli/Edremit-Balıkesir, Bildiriler Kitabı, 51-65.

Oktav, E., Şengül, F. (2003) "Zeytinyağı üretimi atıksularının Arıtılabilirliği Üzerine Bir Çalışma", İTÜ 7. Endüstriyel Kirlenme Sempozyumu-2000 Bildiriler Kitabı, s. 51-58, İstanbul.

Özbek, S., M, Ayfer. (1959). Türkiye'de Antepfıstğı Anaçları ve Aşı Tekniği. 1959 yıllığı fasikül 4, A.Ü.Z.F

Özbelge, T., A., Özbelge, Ö., H., Ba_kaya, S., Z., "Removal of phenolic compounds from rubber – textile wastewaters by physico – chemical methods" , Chemical Engineering and Processing, 41: 719 – 730 (2002).

Pelillo, M.,, Rincon, B., Raposo, F., Marko, A., Borja, R., 2006. Mathematical modelling of the aerobic degradation of two-phase olive mill effluents in a batch reactor. Biochemical Engineering Journal, 30, 308-315.

Rittmann, B. E.; McCarty, P. L. 2001, Environmental Biotechnology: Principles and Applications, Mc Graw-Hill, NY.

Rozich, A.F. and Gaudy Jr, A.F., 1985. Response of phenol-acclimated activated sludge process to quantitative shoch loading. J. Wat. Pollut. Control Fed. 57, 795-804.

Ruggerı, B., Specchıa, V., Sassı, G., Gıanetto, A., 1988. Numerical Estimation of Biokinetic Parameters. The Chemical Engineering Journal, 39: B17-B24.

Sabancı, A., ve Çelik, M., 1985. Antepfıstığı Üretiminde Mekanizasyon ve Değerlendirme İşlemlerinde Kullanılan Makine Özellikleri. Tarımsal 46 Mekanizasyon 9. Ulusal Kongresi, Ç.Ü. Ziraat Fak. Tar. Mak. Böl, Adana. s.58–70.

Saez, P.B. and Rittmann B.E., 1993. Biodegradation kinetics of a mixture containinga primary substrate (phenol) and an inhibitory co-metabolite (4-chlorophenol). Biodegradation 4, 3–21.

Saleem, M.,2007, Pharmaceutıcal Wastewater Treatment: A Physıcochemıcal Study Journal Of Research (Science), Bahauddin Zakariya University, Multan, Pakistan. Vol. 18, No. 2 Pp. 125-134.

Saravanan, R.,Pakshirajan, K., Saha, P. (2009). Batch growth kinetics of an indigenous mixed microbial culture utilizing m-cresol as the sole carbon source.Journal of Hazardous Materials,162; 476-481.

Saravanan, R.,Pakshirajan, K., Saha, P. (2011). Kinetics of phenol degradation and growth of predominant pseudomonas species in a simple batch stirred tank rector.Bulgarian Chemical Communications,43(4); 502-509.

Schügerl, C., 1991. Bioreaction Engineering: Charecteristics Features of Bioreactor, 2. John Wiley Sons, 393 p. UK.

Şengül, F., and Y. Küçükgül. "Çevre Mühendisliğinde Fiziksel-Kimyasal Temel İşlemler ve Süreçler, Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Yayınbları, 3." Baskı, İzmir (1995).

Tanyolaç, D., Salih, B. and Tanyolaç, A., 2001. Inhibition kinetics of a commercial mixed culture by ammonium sulfate, Biochemical Engineering Journal, 7, 177 182.

Tatsi, A.A., Zouboulis, A.I., Matis, K.A., Samaras, P., 2003. Coagulation Flocculation Pretreatment of Sanitary Landfill Leachates, Chemosphere 53,737 744.

Tchobanoglous, G., Burton, F.L. and Stensel, H.D., 2003. Wastewater Engineering. Treatment and Reuse. Fourth edition. McGraw-Hill Inc. 1820 p, NewYork.

Tsonis, S.P., Tsola, V.P., Grigoropoulos, S.G. (1989) Systematic characterization and chemical treatment of olive mill wastewater, Toxicology and Enviromental Chemistry, 20(1), 437-457.

Tunalıoğlu, R. ve Taşkaya B., 2005. Fındık & Antepfıstığı Durum ve Tahmin 2005/2006, Tarımsal Ekonomi Araştırma Enstitüsü, F-AF-D&T /138 / Ekim 2005, Ankara.

Tziotzios, G., Michailakis, S., Vayenas, D.V. (2007) Aerobic biological treatment of olive mill wastewater by olive pulp bacteria, International Biodeterioration & Biodegradation, 60, 209-214.

Vazquez-Rodriguez, G., Youssef, C.B. and Waissman-Vilanova, J., 2006. Two-step modeling of the biodegradation of phenol by an acclimated activated sludge. Chemical Engineering Journal 117, 245–252.

Wang, S.J. and Loh, K.C., 1999. Modeling the role of metabolic intermediates in kinetics of phenol biodegradation. Enzyme and Microbial Technology, 25 (3-5), 177-184.

Wang, Z., Zhang, Z., Lin, Y., Deng N., Tao, T., Zhuo, K.,2002. Landfill Leachate Treatment by a Coagulation-Photooxidation Process, Journal of Hazardous Meterials B95, 153-159.

Winkler, M.A., 1981, Biological Treatment of Wastewater, Ellis-Horwood Ltd., 300 p, England.

Woodroof, J.G. (1982). Tree Nuts Production, Processing, Products, Avi Publishing company Inc. Westport, Connecticut pp., 572-603.

Yaman, A., 2000, “Salt Migration In Pistachio Nut” Gaziantep Üniversitesi Gıda Mühendisliği Bölümü ss.30-44.

ÖZGEÇMİŞ

1988 yılında İstanbul'da doğdu. İlköğrenimini İstanbul'da, orta öğrenimini Edirne'de tamamladı. 2006 yılında Atatürk Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nde yüksek öğrenimine başladı. 2010 yılında mezun olarak, aynı yılın Eylül ayında Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Teknolojisi Anabilim Dalı'nda Yüksek Lisans eğitimine başladı.