

**ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**DOKTORA TEZİ**

**Behzat BALCI**

**ATIKSULARDAN BİSFENOL-A GİDERİMİNDE BİYOTİK VE ABİYOTİK  
SÜREÇLERİN ARAŞTIRILMASI**

**ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

**ADANA, 2014**

**ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**ATIKSULARDAN BİSFENOL-A GİDERİMİNDE BİYOTİK VE ABİYOTİK  
SÜREÇLERİN ARAŞTIRILMASI**

**Behzat BALCI**

**DOKTORA**

**ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

Bu tez ....../....../2014 Tarihinde Aşağıdaki Jüri Üyeleri Tarafından  
Oybirliği/Oyçokluğu İle Kabul Edilmiştir.

|                                                  |                                           |                                        |
|--------------------------------------------------|-------------------------------------------|----------------------------------------|
| .....<br>Prof. Dr. Olcayto KESKİNKAN<br>DANIŞMAN | .....<br>Prof. Dr. Mesut BAŞIBÜYÜK<br>ÜYE | .....<br>Prof. Dr. Ahmet YÜCEER<br>ÜYE |
|--------------------------------------------------|-------------------------------------------|----------------------------------------|

|                                         |                                                 |
|-----------------------------------------|-------------------------------------------------|
| .....<br>Doç. Dr. Ramazan BİLGİN<br>ÜYE | .....<br>Yrd. Doç. Dr. Havva Duygu ÖZSOY<br>ÜYE |
|-----------------------------------------|-------------------------------------------------|

Bu tez Enstitümüz Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında hazırlanmıştır.  
**Kod No:**

**Prof. Dr. Mustafa GÖK  
Enstitü Müdürü**

**Bu çalışma Ç.Ü. Araştırma Projeleri Birimi tarafından desteklenmiştir.  
Proje No: MMF2010D4**

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

## ÖZ

### DOKTORA TEZİ

#### ATIKSULARDAN BİSFENOL-A GİDERİMİNDE BİYOTİK VE ABİYOTİK SÜREÇLERİN ARAŞTIRILMASI

Behzat BALCI

ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ  
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

Danışman :Prof. Dr. Olcayto KESKİNKAN  
Yıl: 2014, Sayfa: 129  
Jüri :Prof. Dr. Olcayto KESKİNKAN  
:Prof. Dr. Ahmet YÜCEER  
:Prof. Dr. Mesut BAŞIBÜYÜK  
:Doç. Dr. Ramazan BİLGİN  
:Yrd. Doç. Dr. Havva Duygu ÖZSOY

Bisfenol-A, halk sağlığına ve ekolojik çevreye olan olumsuz etkilerinden dolayı öncelikli endüstriyel kirleticiler sınıfına girmiştir. Bu çalışmada, Bisfenol-A'nın (BFA) atıksulardan biyotik ve abiyotik yöntemler ile giderimi araştırılmıştır. Çalışma başlıca iki aşamada gerçekleştirilmiştir. Birinci aşamada BFA'nın aktif çamur biyokütlesi ve saf *Pseudomonas aeruginosa* biyokütlesi tarafından biyotik giderimi araştırılmıştır. İkinci aşamada BFA'nın aktif çamur biyokütlesi üzerine adsorpsiyonu araştırılmıştır. Çalışmalarda sıcaklık, biyokütle ve BFA konsantrasyonunun BFA giderimi üzerine etkisi araştırılmıştır. Deneysel bulgular, atıksulardan BFA gideriminde temel giderim mekanizmasının biyolojik parçalanma olduğunu ve giderim üzerine sıcaklığın, BFA ve biyokütle konsantrasyonunun etkili olduğunu göstermiştir. 3000 mg/L aktif çamur biyokütlesi uygulamasında, 10 mg/L BFA'nın 20 °C'de 180 dakikada tamamen giderildiği tespit edilmiştir. *P. aeruginosa* uygulamasında, tek karbon kaynağı olarak 5 mg/L BFA kullanıldığında 15, 25 ve 35 °C sıcaklıklar için BFA'nın sırasıyla 8, 6 ve 4 günde tamamen giderildiği bulunmuştur. 30 mg/L BFA kullanımında ise 11. günde %76,6 oranında BFA'nın giderildiği tespit edilmiştir. Çalışmanın ikinci aşamasında aktif çamur biyokütlesinin BFA'yı adsorpsiyonla belirli bir miktar giderebildiği ve Langmuir izotermine göre 20 °C'de adsorpsiyon kapasitesinin 3,55 mg/g olduğu hesaplanmıştır. Çalışmalarda kullanılan istatistiksel metotlara göre  $p < 0,05$  önem değeri ile BFA'nın aktif çamur ile biyotik gideriminde sıcaklık, BFA ve biyokütle konsantrasyonunun etkisinin anlamlı olduğu bulunmuştur.

**Anahtar Kelimeler:** Atıksular, Bisfenol- A, Aktif Çamur, *Pseudomonas aeruginosa*

## ABSTRACT

### PhD THESIS

# INVESTIGATION OF BIOTIC AND ABIOTIC REMOVAL PROCESSES OF BISPHENOL-A FROM WASTEWATERS

Behzat BALCI

ÇUKUROVA UNIVERSITY  
INSTITUTE OF NATURAL AND APPLIED SCIENCES  
DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING

Supervisor :Prof.Dr. Olcayto KESKİNKAN  
Year: 2014, Pages: 129  
Jury :Prof.Dr. Olcayto KESKİNKAN  
:Prof. Dr. Ahmet YÜCEER  
:Prof. Dr. Mesut BAŞIBÜYÜK  
:Asst. Prof. Dr. Ramazan BİLGİN  
:Assoc. Prof. Dr. Havva Duygu ÖZSOY

Due to the adverse effects of Bisphenol-A (BPA) onto public health and ecological environment it becomes to be priority pollutant. In this study, removal of Bisphenol-A from wastewater by biotic and abiotic methods were investigated. The study was conducted in two main stages. In the first stage biotic removal of BPA by activated sludge biomass and pure *Pseudomonas aeruginosa* biomass were investigated. In the second stage the adsorption of BPA onto activated sludge biomass was investigated. In the studies effect of temperature, BPA and the biomass concentration on the removal of BPA were investigated. Experimental results showed that the main removal mechanism of BPA from wastewater was biodegradation and the effect of temperature, BPA and biomass concentrations were important for the removal of BPA. Using 3000 mg/L activated sludge biomass It was determined that 10 mg/L BPA completely removed at 20°C in 180 minutes. Using *P. aeruginosa*, 5 mg/L as a sole carbon source BPA was completely degraded at 15, 25 and 30 °C in 8, 6 and 4 days, respectively. It was also determined that using 30 mg/L BPA the degradation ratio was 76,6% in 11 days. At the second stage of the study, it was founded that activated sludge biomass removed BPA by adsorption at certain levels and adsorption capacity was 3,55 mg/g at 20 °C according to Langmuir isotherm. According to the statistical methods it was founded that the effect of temperature, BPA and biomass concentrations on biotic removal of BPA by activated sludge was significant with  $p<0,05$  value.

**Key Words:**Wastewaters, Bisphenol-A, Activated Sludge, *Pseudomonas aeruginosa*

## **TEŞEKKÜR**

Çalışmamda tüm desteklerinden dolayı değerli hocam ve danışmanım Prof. Dr. Olcayto KESKİNKAN'a teşekkür ederim. Ayrıca bu tezin yapılmasına izin veren ve tüm olanakları kullandıran Çukurova Üniversitesi Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı Başkanlığı'na, tezin yapılmasına maddi destek sağlayan Çukurova Üniversitesi Rektörlüğü Bilimsel Araştırma ve Projeler Birimi'ne teşekkür ederim. Tez çalışmamda benden desteklerini esirgemeyen tüm hocalarıma, mesai arkadaşlarıma ve aileme teşekkür ederim.

## İÇİNDEKİLER

## SAYFA

|                                                                   |     |
|-------------------------------------------------------------------|-----|
| ÖZ .....                                                          | I   |
| ABSTRACT .....                                                    | II  |
| TEŞEKKÜR.....                                                     | III |
| İÇİNDEKİLER .....                                                 | IV  |
| ÇİZELGELER DİZİNİ .....                                           | VII |
| ŞEKİLLER DİZİNİ.....                                              | IX  |
| 1. GİRİŞ .....                                                    | 1   |
| 1.1. Bisfenol-A Hakkında Genel Bilgiler .....                     | 2   |
| 1.1.1. BFA'nın Çevresel Açıdan Akibeti .....                      | 4   |
| 1.1.2. BFA'ın Canlı Hayatına Etkileri.....                        | 6   |
| 1.2. Biyolojik Parçalanma.....                                    | 8   |
| 1.3. Karışık Bir Biyokütle Olarak Aktif Çamur Sürecine Bakış..... | 8   |
| 1.4. Sorpsiyon ( Tutunma, Bağlanma) .....                         | 9   |
| 1.4.1. Adsorpsiyon Teorisi .....                                  | 10  |
| 1.4.2. Adsorpsiyon İzotermi.....                                  | 10  |
| 1.4.2.1. Langmuir izotermi.....                                   | 11  |
| 1.4.2.2. Freundlich izotermi .....                                | 12  |
| 1.4.2.3. Dubinin-Radushkevich İzotermi .....                      | 13  |
| 1.4.2.4. Jovanovic İzotermi .....                                 | 14  |
| 1.4.2.5. Vieth-Sladek İzotermi .....                              | 14  |
| 1.4.2.6. Fritz-Schlunder İzotermi .....                           | 15  |
| 1.4.3. Adsorpsiyon Kinetiği.....                                  | 15  |
| 1.4.3.1. Kinetik Modeller .....                                   | 17  |
| 2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR.....                                         | 21  |
| 3. MATERYAL VE METOT .....                                        | 27  |
| 3.1. Materyal .....                                               | 27  |
| 3.1.1. Aktif Çamur.....                                           | 27  |
| 3.1.2. Sentetik Atıksu .....                                      | 27  |
| 3.1.3. Bisfenol-A .....                                           | 27  |

|                                                                                                                     |    |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 3.1.4. <i>Pseudomonas aeruginosa</i> .....                                                                          | 29 |
| 3.2. Metot .....                                                                                                    | 29 |
| 3.2.1. BFA'nın Aktif Çamur Tarafından Giderimi.....                                                                 | 29 |
| 3.2.1.1. Aktif Çamur Denemelerinde Kullanılan İstatistiksel Metotlar ..                                             | 31 |
| 3.2.2. BFA'nın İnaktif Biyokütle Tarafından Adsorpsiyon ile Giderimi .....                                          | 32 |
| 3.2.2.1. Adsorpsiyon Denemelerinde Kullanılan İstatistiksel Metotlar ..                                             | 33 |
| 3.2.3. BFA'nın <i>Pseudomonas aeruginosa</i> ile Biyolojik olarak Giderimi .....                                    | 34 |
| 3.2.3.1. BFA'nın <i>P. aeruginosa</i> ile Biyolojik Giderim Deneylerinde<br>Kullanılan İstatistiksel Metotlar ..... | 38 |
| 3.2.4. BFA Tayin Yöntemi .....                                                                                      | 38 |
| 4. BULGULAR VE TARTIŞMA .....                                                                                       | 41 |
| 4.1. BFA'nın Biyotik Giderimi Denemelerinden Elde Edilen Bulgular.....                                              | 41 |
| 4.1.1. Aktif Çamur ile Yapılan Denemelerden Elde Edilen Bulgular .....                                              | 41 |
| 4.1.1.1. BFA Konsantrasyonunun Etkisi.....                                                                          | 41 |
| 4.1.1.2. Aktif Çamur Biyokütle Konsantrasyonunun Etkisi .....                                                       | 46 |
| 4.1.1.3. Biyotik Giderime Sıcaklığın Etkisi .....                                                                   | 50 |
| 4.1.1.4. Bulguların İstatistiksel Değerlendirilmesi .....                                                           | 52 |
| 4.1.1.5. Aktif Çamur ile BFA Giderim Kinetiği .....                                                                 | 56 |
| 4.1.2. <i>Pseudomonas aeruginosa</i> ile Yapılan Denemelerden Elde Edilen<br>Bulgular .....                         | 60 |
| 4.1.2.1. BFA Konsantrasyonu, Sıcaklık ve Karbon Kaynağının Etkisi ..                                                | 60 |
| 4.1.2.2. Bulguların İstatistiksel Değerlendirmesi.....                                                              | 67 |
| 4.2. BFA'nın İnaktif Çamur Biyokütlesi Üzerine Adsorpsiyonu ile İlgili<br>Bulgular .....                            | 70 |
| 4.2.1. BFA Konsantrasyonu, Temas Zamanı ve Sıcaklık ile İlgili Bulgular ..                                          | 70 |
| 4.2.2. Adsorpsiyon Deney Bulgularına Dayalı Adsorpsiyon İzotermi.....                                               | 73 |
| 4.2.2.1. Langmuir İzotermi.....                                                                                     | 73 |
| 4.2.2.2. Freundlich İzotermi .....                                                                                  | 77 |
| 4.2.2.3. Dabunin-Raduskevich (D-R) İzotermi .....                                                                   | 78 |
| 4.2.2.4. Jovanovic İzotermi .....                                                                                   | 79 |
| 4.2.2.5. Vieth-Sladek İzotermi .....                                                                                | 80 |

|                                                                         |     |
|-------------------------------------------------------------------------|-----|
| 4.2.2.6. Beş Parametrelî Fritz-Schlunder İzotermi.....                  | 82  |
| 4.2.3. Bulguların İstatistiksel Değerlendirmesi .....                   | 86  |
| 4.2.4. BFA'nın Adsorpsiyon Kinetiği .....                               | 87  |
| 4.2.4.1. Lagergren Eşitliği .....                                       | 88  |
| 4.2.4.2. İkinci Dereceden Kinetik .....                                 | 92  |
| 4.2.4.3. Yalancı İkinci Derece.....                                     | 96  |
| 4.2.4.4. Elovich Kinetik Modeli.....                                    | 100 |
| 4.2.4.5. Parçacık İçi Difüzyon.....                                     | 102 |
| 4.3. BFA'nın Biyotik ve Abiyotik Giderimlerinin Karşılaştırılması ..... | 104 |
| 5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER .....                                           | 107 |
| 6. KAYNAKLAR .....                                                      | 111 |
| ÖZGEÇMİŞ .....                                                          | 129 |

## ÇİZELGELER DİZİNİ

## SAYFA

|               |                                                                                                                                      |    |
|---------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Çizelge 1.1   | Bazı Ülkelerde Yıllık BFA Üretimi .....                                                                                              | 3  |
| Çizelge 1.2.  | Bazı Ülkelerdeki Yüzey Suları, Musluk Suları, Arıtma Tesisleri ve<br>Çöp Sızıntı Sularında Tespit Edilmiş BFA Konsantrasyonları..... | 5  |
| Çizelge 1.3.  | Bazı Ülkelerde İnsan İdrarlarında Yapılan BFA Tarama Sonuçları.....                                                                  | 7  |
| Çizelge 3.1.  | ISO Standart Taslağında Verilen Sentetik Atık Su Formülü .....                                                                       | 28 |
| Çizelge 3.2.  | BFA'nın Fiziksel Ve Kimyasal Özellikleri .....                                                                                       | 28 |
| Çizelge 3.3.  | BFA'nın Aktif Çamur ile Giderimde Uygulanan Parametreler .....                                                                       | 30 |
| Çizelge 3.4.  | BFA'nın İnaktif Çamur ile Adsorpsiyonunda Uygulanan Parametreler<br>.....                                                            | 33 |
| Çizelge 3.5.  | Bazal Mineral Ortamı .....                                                                                                           | 36 |
| Çizelge 4.1.  | Sıcaklık için Varyans Analizi Sonuçları .....                                                                                        | 53 |
| Çizelge 4.2.  | BFA Konsantrasyonu için Varyans Analizi Sonuçları .....                                                                              | 53 |
| Çizelge 4.3.  | Biyokütle Miktarları için Varyans Analizi Sonuçları .....                                                                            | 54 |
| Çizelge 4.4.  | Çoklu Regresyon Modeli Sabitleri.....                                                                                                | 54 |
| Çizelge 4.5.  | 30°C için Sıfırıncı Derece Reaksiyon Kinetiği Parametreleri .....                                                                    | 58 |
| Çizelge 4.6.  | 20°C için Sıfırıncı Derece Reaksiyon Kinetiği Parametreleri .....                                                                    | 58 |
| Çizelge 4.7.  | 10°C için Sıfırıncı Derece Reaksiyon Kinetiği Parametreleri .....                                                                    | 58 |
| Çizelge 4.8.  | 30°C için Birinci Derece Reaksiyon Kinetiği Parametreleri .....                                                                      | 59 |
| Çizelge 4.9.  | 20°C için Birinci Derece Reaksiyon Kinetiği Parametreleri .....                                                                      | 59 |
| Çizelge 4.10. | 10°C için Birinci Derece Reaksiyon Kinetiği Parametreleri .....                                                                      | 59 |
| Çizelge 4.11. | Sıcaklık İçin Varyans Analizi Sonuçları.....                                                                                         | 67 |
| Çizelge 4.12. | Başlangıç BFA Konsantrasyonu için Varyans Analizi Sonuçları.....                                                                     | 67 |
| Çizelge 4.13. | Çoklu Regresyon Modeli Sabitleri.....                                                                                                | 68 |
| Çizelge 4.14. | Langmuir Eşitlikleri Parametreleri .....                                                                                             | 76 |
| Çizelge 4.15. | 30, 20 ve 10 °C Derece Sıcaklıklar için Freundlich İzotermi<br>Parametreleri .....                                                   | 77 |
| Çizelge 4.16. | 30, 20 ve 10 °C Derece Sıcaklıklar için D-R İzotermi Parametreleri..                                                                 | 79 |
| Çizelge 4.17. | 30, 20 ve 10 °C Derece Sıcaklıklar için Jovanovic İzotermi<br>Parametreleri .....                                                    | 80 |

|                                                                                                                       |     |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Çizelge 4.18. 30, 20 ve 10 °C Derece Sıcaklıklar için Vieth –Sladek İzotermi Parametreleri.....                       | 81  |
| Çizelge 4.19. 30, 20 ve 10°C Derece Sıcaklıklar için Beş Parametreleri Fritz-Schlunder İzotermi Parametreleri.....    | 83  |
| Çizelge 4.20. 30 °C (a), 20 °C (b) ve 10 °C (b) Sıcaklıklar için Adsorpsiyon İzoterm Sabitleri .....                  | 85  |
| Çizelge 4.21. Sıcaklık için Varyans Analizi Sonuçları .....                                                           | 86  |
| Çizelge 4.22. Başlangıç BFA Konsantrasyonu için Varyans Analizi Sonuçları.....                                        | 86  |
| Çizelge 4.23. Adsorpsiyon için Çoklu Regresyon Model Sabitleri .....                                                  | 87  |
| Çizelge 4.24. 30, 20 ve 10°C Sıcaklıklar için Lagergen Kinetiği Parametreleri .....                                   | 90  |
| Çizelge 4.25. Deneysel $q_e$ değerleri ile Lagergren Eşitliğinden Hesaplanan $q_e$ Değerleri.....                     | 92  |
| Çizelge 4.26. 30, 20 ve 10°C Sıcaklıklar için İkinci Derece Kinetik Parametreleri ..                                  | 94  |
| Çizelge 4.27. Deneysel $q_e$ değerleri ile İkinci Derece Kinetik Eşitliğinden Hesaplanan $q_e$ Değerleri .....        | 96  |
| Çizelge 4.28. 30, 20 ve 10°C Sıcaklıklar için Yalancı İkinci Derece Kinetik Parametreleri .....                       | 98  |
| Çizelge 4.29. Deneysel $q_e$ değerleri ile Yalancı İkinci Derece Kinetik Eşitliğinden Hesaplanan $q_e$ Değerleri..... | 100 |
| Çizelge 4.30. 30, 20 ve 10°C Sıcaklıklar için Elovich Parametreleri .....                                             | 102 |
| Çizelge 4.31. 30, 20 ve 10°C Sıcaklıklar için Parçacık içi Difüzyon Parametreleri                                     | 104 |

## ŞEKİLLER DİZİNİ

## SAYFA

|                                                                                                         |    |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Şekil 1.1. BFA'nın Üretimi.....                                                                         | 3  |
| Şekil 3.1. Aktif Çamurun Aklimize Edilmesinde Kullanılan Havalandırma<br>Mezürler .....                 | 31 |
| Şekil 3.2. Aktif Çamur ile Yapılan Çalışmalarda Kullanılan Kesikli Reaktörler ....                      | 32 |
| Şekil 3.3. <i>Pseudomonas aeruginosa</i> İzolasyonu ve Çoğaltılmasını Gösteren Akım<br>Şeması .....     | 36 |
| Şekil 3.4. Ölçümlerde Kullanılan Spektrofotometre.....                                                  | 37 |
| Şekil 3.5. Cetrimit agar'da üretilmiş <i>Pseudomonas aeruginosa</i> .....                               | 37 |
| Şekil 3.6. BFA Kalibrasyon Eğrisi Grafiği (a), BFA'ya Ait Pik (b).....                                  | 39 |
| Şekil 3.7. BFA Tayininde Kullanılan HPLC/UV Cihazı .....                                                | 40 |
| Şekil 4.1. 30 °C'de 1000 mg/L Aktif Çamur ile BFA Giderim Grafiği .....                                 | 41 |
| Şekil 4.2. 30 °C'de 2000 mg/L Aktif Çamur ile BFA Giderim Grafiği .....                                 | 42 |
| Şekil 4.3. 30 °C'de 3000 mg/L Aktif Çamur ile BFA Giderim Grafiği .....                                 | 42 |
| Şekil 4.4. 30 °C'de 4000 mg/L Aktif Çamur ile BFA Giderim Grafiği .....                                 | 42 |
| Şekil 4.5. 20 °C'de 1000 mg/L Aktif Çamur ile BFA Giderim Grafiği .....                                 | 43 |
| Şekil 4.6. 20 °C'de 2000 mg/L Aktif Çamur ile BFA Giderim Grafiği .....                                 | 43 |
| Şekil 4.7. 20 °C'de 3000 mg/L Aktif Çamur ile BFA Giderim Grafiği .....                                 | 43 |
| Şekil 4.8. 20 °C'de 4000 mg/L Aktif Çamur ile BFA Giderim Grafiği .....                                 | 44 |
| Şekil 4.9. 10 °C'de 1000 mg/L Aktif Çamur ile BFA Giderim Grafiği .....                                 | 44 |
| Şekil 4.10. 10 °C'de 2000 mg/L Aktif Çamur ile BFA Giderim Grafiği .....                                | 44 |
| Şekil 4.11. 10 °C'de 3000 mg/L Aktif Çamur ile BFA Giderim Grafiği .....                                | 45 |
| Şekil 4.12. 10 °C'de 4000 mg/L Aktif Çamur ile BFA Giderim Grafiği .....                                | 45 |
| Şekil 4.13. 10 °C'de Altı farklı BFA Konsantrasyonu için Biyokütle Etkisini<br>Gösteren Grafikler.....  | 47 |
| Şekil 4.14. 20 °C'de Altı farklı BFA Konsantrasyonu için Biyokütle Etkisini<br>Gösteren Grafikler ..... | 48 |
| Şekil 4.15. 30 °C'de Altı farklı BFA Konsantrasyonu için Biyokütle Etkisini<br>Gösteren Grafikler.....  | 49 |

|                                                                                        |    |
|----------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Şekil 4.16. 4000 mg/L Biyokütle ile Altı Farklı BFA Konsantrasyonu için                |    |
| Sıcaklığın Etkisini Gösteren Grafikler .....                                           | 51 |
| Şekil 4.17. Çoklu Regresyon Eşitliğinden Hesaplanan “ $y_{GV}$ ” değerlerine Karşı     |    |
| Deneysel “ $y_{GV}$ ” Değerleri .....                                                  | 55 |
| Şekil 4.18. 20 °C 2000 mg/L Biyokütle için Haldane Eşitliği Grafiği .....              | 57 |
| Şekil 4.19. 15°C’de Tek Karbon Kaynağı Olarak BFA’nın <i>P.aeruginosa</i> ile          |    |
| Giderim Grafiği .....                                                                  | 61 |
| Şekil 4.20. 25°C’de Tek Karbon Kaynağı Olarak BFA’nın <i>P.aeruginosa</i> ile          |    |
| Giderim Grafiği .....                                                                  | 61 |
| Şekil 4.21. 35°C’de Tek Karbon Kaynağı Olarak BFA’nın <i>P.aeruginosa</i> ile          |    |
| Giderim Grafiği .....                                                                  | 61 |
| Şekil 4.22. 35 °C’de 30 mg/L BFA için Karbon Kaynağının Etkisini Gösteren              |    |
| Grafik.....                                                                            | 62 |
| Şekil 4.23. 35°C’de 20 mg/L BFA için Karbon Kaynağının Etkisini Gösteren               |    |
| Grafik. ....                                                                           | 62 |
| Şekil 4.24. 35 °C’de 10 mg/L BFA için Karbon Kaynağının .....                          | 63 |
| Şekil 4.25. 35 °C’de 5 mg/L BFA için Karbon Kaynağının .....                           | 63 |
| Şekil 4.26. 2, 1 ve 0,5 g/L Glukoz Konsantrasyonlarında <i>P.aeruginosa</i> ’nın Optik |    |
| Yoğunluk Değişimini Gösteren Grafik.....                                               | 64 |
| Şekil 4.27. 5 mg/L BFA’nın <i>P.aeruginosa</i> ile Gideriminde Sıcaklığın Etkisini     |    |
| Gösteren Grafik.....                                                                   | 65 |
| Şekil 4.28. 10 mg/L BFA’nın <i>P.aeruginosa</i> ile Gideriminde Sıcaklığın Etkisini    |    |
| Gösteren Grafik .....                                                                  | 65 |
| Şekil 4.29. 20 mg/L BFA’nın <i>P.aeruginosa</i> ile Gideriminde Sıcaklığın Etkisini    |    |
| Gösteren Grafik.....                                                                   | 66 |
| Şekil 4.30. 30 mg/L BFA’nın <i>P.aeruginosa</i> ile Gideriminde Sıcaklığın Etkisini    |    |
| Gösteren Grafik .....                                                                  | 66 |
| Şekil 4.31. 30 °C (a), 20 °C (b) ve 10 °C (c) için Adsorpsiyon Denge Grafikleri.....   | 71 |
| Şekil 4.32. 30, 20 ve 10 °C için 1’nolu Langmuir Eşitliği Grafiği .....                | 74 |
| Şekil 4.33. 30, 20 ve 10 °C için 2’nolu Langmuir Eşitliği Grafiği .....                | 75 |
| Şekil 4.34. 30, 20 ve 10 °C için 3’nolu Langmuir Eşitliği Grafiği .....                | 75 |

|                                                                                                                                             |     |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Şekil 4.35. 30, 20 ve 10 °C için 4'nolu Langmuir Eşitliği Grafiği .....                                                                     | 76  |
| Şekil 4.36. 30, 20 ve 10 °C Derece Sıcaklıklar İçin Freundlich İzotermi Grafiği .....                                                       | 77  |
| Şekil 4.37. 30, 20 ve 10 °C Derece Sıcaklıklar İçin D-R İzotermi Grafiği.....                                                               | 79  |
| Şekil 4.38. 30, 20 ve 10 °C Derece Sıcaklıklar İçin Jovanovic İzotermi Grafiği .....                                                        | 80  |
| Şekil 4.39. 30 (a), 20 (b) ve 10 °C (c) Sıcaklıklar İçin Vieth –Sladek İzotermi<br>Grafikleri.....                                          | 81  |
| Şekil 4.40. 30 (a), 20 (b) ve 10°C (c) Derece Sıcaklıklar için Beş Parametreleri Fritz-<br>Schlunder İzotermi Grafikleri .....              | 83  |
| Şekil 4.41. 30 (a), 20 (b) ve 10°C (c) Sıcaklıklar için Lagergen Kinetiği Grafikleri                                                        | 89  |
| Şekil 4.42. 30 (a), 20 (b) ve 10 (c) °C için Deneysel $q_e$ ile Lagergren Eşitliğinden<br>Hesaplanan $q_e$ Grafiği .....                    | 91  |
| Şekil 4.43.30 (a), 20 (b) ve 10°C (c) Sıcaklıklar için İkinci Derece Kinetiği<br>Grafikleri .....                                           | 93  |
| Şekil 4.44. 30 (a), 20 (b) ve 10 (c) °C için Deneysel $q_e$ ile İkinci Derece Kinetik<br>Eşitliğinden Hesaplanan $q_e$ Grafiği .....        | 95  |
| Şekil 4.45. 30 (a), 20 (b) ve 10°C (c) Sıcaklıklar için Yalancı İkinci Derece<br>Kinetik .....                                              | 97  |
| Şekil 4.46. 30 (a), 20 (b) ve 10 (c) °C için Deneysel $q_e$ ile Yalancı İkinci Derece<br>Kinetik Eşitliğinden Hesaplanan $q_e$ Grafiği..... | 99  |
| Şekil 4.47. 30 (a), 20 (b) ve 10°C (c) Sıcaklıklar için Elovich Kinetiği .....                                                              | 101 |
| Şekil 4.48. 30 (a), 20 (b) ve 10°C (c) Derece Sıcaklıklar için Parçacık içi<br>Difüzyon.....                                                | 103 |
| Şekil 4.49. 30 °C 2000 mg/L Biyokütle ile Abiyotik ve Biyotik Giderim Farklarını<br>Gösteren Grafikler.....                                 | 105 |

## 1. GİRİŞ

Günümüzde insan sağlığını etkileyen en önemli problemlerin başında çevre kirliliği yer almaktadır. Özellikle endüstriyel prosesler neticesinde oluşan kirleticiler daha karmaşıktır. İnsanlarının ve gelecek nesillerin hiç şüphesiz vazgeçilmez ihtiyacı ve yaşam kaynağı sudur. Ancak, günümüz endüstrilerinde üretim prosesi sonucu olarak atıksular oluşmakta ve bunlar bir seri arıtma işleminden geçerek alıcı ortamlara deşarj edilmektedir. Araştırmacılar devamlı olarak atıksuların arıtılmasında en uygun süreçlerin geliştirilmesi amaçlı çalışmalar yürütmektedirler. Bu çalışmaların amacı, alıcı ortamları dolayısıyla da insan sağlığını korumaktır.

Günümüzde arıtma tesislerine ulaşan atıksular, kişisel bakım ürünleri, farmasötikler, evsel ve endüstriyel kimyasallar gibi karmaşık ksenobiyotik organik maddeleri içermektedir. Ksenobiyotik terimi canlı yaşam sürecine yabancı, daha önce canlının karşılaşmadığı anlamını taşımaktadır. Yani doğal olarak bulunmayan, endüstriyel faaliyetler ile oluşan maddelerdir (Eriksson ve ark., 2003). Geleneksel atıksu arıtma tesisleri ksenobiyotik organik kimyasalları doğrudan gidermek için tasarlanmamıştır ancak arıtma tesislerinde ksenobiyotik organik kimyasallar, başlıca olarak sorpsiyon, biyolojik ve/veya kimyasal parçalanma, uçuculuk ve sıyırma mekanizmaları ile su fazından belirli miktarlarda giderilebilmektedir (Fauser ve ark., 2003).

Bisfenol-A (BFA), polikarbonat plastiklerin ve epoksi reçinelerin üretiminde yaygın olarak kullanılan organik kimyasal bir maddedir. BFA, atıksu arıtma tesisleri çıkış sularında belirli oranlarda mevcut olup alıcı ortamlara transfer olabilmektedir (Furhacker ve ark., 2004). BFA'nın endokrin bozucu bir kimyasal olmasının ortaya çıkması ve ekolojik çevreye olan potansiyel olumsuz etkilerinden dolayı acil önlem alınması gereken kirleticiler sınıfına girmiştir (Liao ve ark., 2012; Chapin ve ark., 2008). Ayrıca BFA'nın kanser, diyabet, karaciğer ve böbrek fonksiyonları bozuklukları gibi bazı hastalıklarla ilişkili olduğunu gösteren çalışmalar ortaya koyulmuştur (Wetherill ve ark., 2002).

BFA kalıntıları, evsel atıksu arıtma tesisleri giriş sularında, çıkış sularında, yüzeysel sularda, yer altı sularında, çöp sızıntı sularında hatta musluk sularında dahi

tespit edilmiştir (Ching ve ark., 2013; Focazio ve ark., 2008; Urbatzka ve ark., 2007; Vethaak ve ark., 2005; Yamamoto ve ark., 2001; Shao ve ark., 2008). Bu durum insanların BFA'ya olan potansiyel maruziyet riskini ortaya koymaktadır. Özellikle düşük konsantrasyonlarda uzun süreli maruziyetin ne gibi sağlık risklerinin ortaya çıkaracağını tahmin etmek oldukça zordur. Bu durum acil önlem alınması gereken bir durumdur.

Geleneksel arıtma tesisleri BFA gibi ksenobiyotik kimyasalları verimli bir şekilde gidermek için tasarlanmamıştır. BFA aktif çamur sistemlerinde giderim oranı büyük oranda farklılıklar göstermektedir. Bu farklılık Lee ve Peart (2000) tarafından gerçek atıksu arıtma tesislerinde yapılan ölçümler ile ortaya koyulmuştur. Giderim oranlarındaki bu farklılıklar birçok parametreye bağlı olabilmektedir.

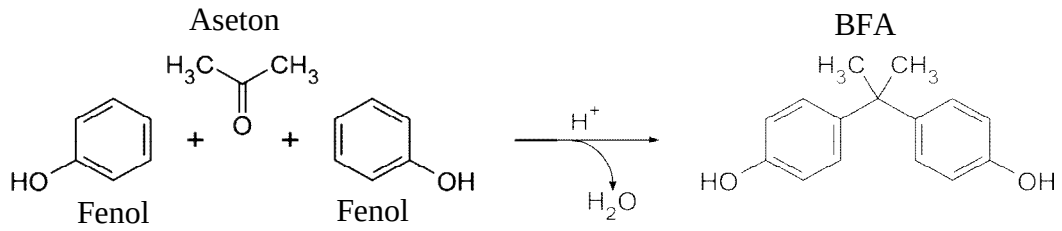
Bu çalışmadaki amaç BFA'nın aktif çamur tarafından gideriminde sıcaklık, biyokütle ve BFA konsantrasyonunun etkisini ve giderimin biyotik (biyolojik giderim) ve abiyotik (adsorpsiyon) temellerinin açıklanmasını sağlamaktır. Ayrıca aktif çamur sistemlerinde önemli bir tür olan *Pseudomonas aeruginosa* mikroorganizmasının tek bir tür olarak BFA'yı biyolojik giderim potansiyelinin araştırılması da amaçlanmıştır. Elde edilen sonuçlar ile aktif çamur sistemlerinde BFA'nın optimum bir şekilde giderim şartları yeniden değerlendirilebilecek BFA'lı atıksuları arıtan aktif çamur sistemlerinin dizaynında bu çalışmadan elde edilen sonuçlar katkıda bulunabilecektir.

### 1.1. Bisfenol-A Hakkında Genel Bilgiler

Bisfenol-A (BFA) genel olarak 2,2- (4,4-dihidroksidifenil) propane ismi ile de kullanılmakta olup, 2 mol fenol ve 1 mol asetonun birleştirilmesi ile elde edilen kimyasal bir maddedir. BFA iki farklı proses ile üretilir. Birincisi, fenolün asetonla düşük pH ve yüksek sıcaklık şartlarında katalizörler eşliğinde kondense edilmesidir. Ham BFA daha sonra distilasyon yoluyla saflaştırılır. İkinci proses de birinci prosese benzer şekilde olup farklı katalizörler ve saflaştırma teknikleri kullanılır.

Üretilen BFA'nın %99,9'u polikarbonat, epoksi reçineleri, alevlenme geciktiricileri ve diğer bazı özel ürünlerin üretiminde aracı olarak kullanılır ( Staples

ve ark., 1998). BFA'nın en yaygın kullanıldığı alan polikarbonat üretimidir. BFA atıksu arıtma tesislerinin giriş ve çıkış sularında mevcut olup deşarj ile alıcı ortamlara ulaşabilmektedir (Meesters ve Schroder, 2002).



Şekil 1.1. BFA'nın Üretimi ( Prokop ve ark., 2004)

Çizelge 1.1 Bazı Ülkelerde Yıllık BFA Üretimi (Jiao ve ark., 2008)

| Endüstriyel Üretim | BFA Üretimi,<br>10 <sup>3</sup> ton/yıl |
|--------------------|-----------------------------------------|
| ABD                | 1075                                    |
| Brezilya           | 27                                      |
| Belçika            | 220                                     |
| Almanya            | 456                                     |
| Hollanda           | 410                                     |
| İspanya            | 280                                     |
| Rusya              | 165                                     |
| Çekoslovakya       | 8,5                                     |
| Polonya            | 12                                      |
| Çin                | 167                                     |
| Tayvan             | 615                                     |
| Japonya            | 611                                     |
| Kore               | 260                                     |
| Singapur           | 230                                     |
| Tayland            | 160                                     |

**1.1.1. BFA'nın Çevresel Açıdan Akibeti**

BFA'nın yüzeysel sulara geçiş yollarının başında atıksu arıtma tesisi çıkış sularında ki BFA kaynakları gelir. BFA, atıksu arıtma tesisleri giriş suları, çıkış suları aynı zamanda çamur içerisinde de tespit edilmiştir (Furhacker ve ark., 2004). BFA biyolojik parçalanmaya hazır bir madde olmasına rağmen pek çok iyi tasarlanmış modern evsel ve endüstriyel atıksu arıtma tesislerinin çıkış sularında tespit edilmiştir. Çöp sızıntı sularında BFA konsantrasyonu maksimum 17,2 mg/L olarak tespit edilmiştir (Yamamoto ve ark., 2001). BFA, eser miktarlarda birçok Avrupa ülkesindeki nehir sularında da tespit edilmiştir. Avusturya, Belçika, İsviçre, Almanya ve Hollanda'da BFA konsantrasyonları 776 ng/L' ye kadar tespit edilmiştir. Ren ve Meuse nehirlerinde, BFA konsantrasyonları sırasıyla 1000 ng/L ve 21220 ng/L gibi yüksek konsantrasyonlarda tespit edilmiştir (Fromme ve ark., 2002). Aktif çamur ile işletilen arıtma tesislerinde BFA giderimi olmasına rağmen giderim oranları, farklı arıtma tesislerine göre büyük oranda farklılık gösterdiği, çalışmalar ile ortaya koyulmuştur (Nasu ve ark., 2001). Giderim oranlarındaki farklılıklar arıtma tesislerinin işletim şartlarından, tiplerinden ve giriş atıksuyunun kompozisyonundan kaynaklanabilmektedir.

Çizelge 1.2. Bazı Ülkelerdeki Yüzey Suları, Musluk Suları, Arıtma Tesisleri ve Çöp Sızıntı Sularında Tespit Edilmiş BFA Konsantrasyonları

| Bölge       | Kaynak                    | Konsantrasyon    | Referans                 |
|-------------|---------------------------|------------------|--------------------------|
| Japonya     | Nehir Suyu                | 0,01-1,9 µg/L    | Matsumoto, 1982          |
| Portekiz    | Nehir Suyu                | 0,07-4,0 µg/L    | Azevedo ve ark., 2001    |
| Tayvan      | Nehir Suyu                | 0,059-0,228 µg/L | Lin, 2001                |
| ABD         | Dere Suyu                 | Maks: 12 µg/L    | Kolpin ve ark., 2002     |
| Almanya     | Nehir Suyu                | 4-92 ng/L        | Stachel ve ark., 2003    |
| Çin         | Nehir Suyu                | 19,1- 106 µg/L   | Jin ve ark., 2004        |
| İtalya      | Nehir Suyu                | 0,207 µg/L       | Urbatzka ve ark., 2007   |
| Japonya     | Nehir Suyu                | 19 µg/L          | Crain ve ark., 2007      |
| Japonya     | Deniz Suyu                | 0,19–10,38 ng/L  | Kim ve ark., 2004        |
| ABD         | Yer altı Suyu             | 1,9 µg/L         | Focazio ve ark., 2008    |
| Avusturalya | Eysel Art. Gir. Suyu      | 23,02 µg/L       | Al-Rifai ve ark., 2007   |
| Kanada      | Eysel Art. Çık. Suyu      | 0,031–0,223 µg/L | Lee ve Peart, 2000       |
| İspanya     | Eysel Art. Çık. Suyu      | 2,01–24,32 µg/L  | Aguayo ve ark., 2004     |
| Hollanda    | Eysel Art. Çık. Suyu      | 0,043–4,09 µg/L  | Vethaak ve ark., 2005    |
| Avusturya   | Kağıt End. Çık. Suyu      | 28–72 µg/L       | Furhacker ve ark., 2000  |
| Japonya     | Kağıt End. Çık. Suyu      | 8–370 µg/L       | Fukazawa ve ark., 2001   |
| Japonya     | Teh. Atık. Dep. Sız. Suyu | 0,5–2980 µg/L    | Yasuhara ve ark., 1999   |
| Japonya     | Teh. Atık. Dep. Sız. Suyu | 0,5–17200 µg/L   | Yamamoto ve ark., 2001   |
| Japonya     | Eysel Çöp Sız. Suyu       | 26–8400 µg/L     | Urase ve Miyashita, 2003 |
| Japonya     | Eysel Çöp Sız. Suyu       | 5400 µg/L        | Yamada ve ark., 1999     |
| Almanya     | İçme suyu                 | 2 ng/L           | Kuch, 2001               |
| Çin         | Musluk Suyu               | 15–63 ng/L       | Shao ve ark., 2008       |
| Çin         | Musluk Suyu               | 38,9–55,8 ng/L   | Zhou ve ark., 2009       |
| Çin         | Nehir Sedimenti           | 0,6–59,6 ng/L    | Lei ve ark., 2008        |
| Tayvan      | Nehir Sedimenti           | 329–10500 ng/L   | Lin, 2001                |
| Almanya     | Nehir Sedimenti           | 7–1630 ng/L      | Stachel, 2005            |
| ABD         | Deniz Sedimenti           | 1,5–5,0 ng/L     | Stuart ve ark., 2005     |
| Almanya     | Atık Çamur                | 4–1363 ng/L      | Fromme ve ark., 2002     |
| Kanada      | Atık Çamur                | 33–36700 ng/L    | Lee ve Peart, 2000       |

### 1.1.2. BFA'nın Canlı Hayatına Etkileri

Endokrin bozucular; endokrin sistemin gelişimi ve fonksiyonunu değiştiren ekzojen madde veya maddeler karışımlarıdır. Bu maddeler, hormonların üretim, salınım, bağlanma, taşınma, aktivite, yıkım ve vücuttan atılımları üzerine etki etmektedirler. Doğada doğal olarak bulunabildiği gibi değişik sentetik ve endüstriyel ürünlerin içerisinde de yer almaktadırlar (Yeşilkaya, 2008). BFA'nın bir çok çalışmada östrojenik özellikler göstermesinin ortaya konulmuş olmasından dolayı endokrin bozucu kimyasal olarak tanımlanmıştır (Chapin ve ark., 2008). BFA insanlarda östrojen reseptörüne bağlanıp, reseptörü aktif hale getirebilmektedir. Ancak bu bağlanma eğilimi 17- $\beta$  estradiol'a göre 1000 ile 5000 kez daha zayıftır (Roy ve ark., 2009). Bunun yanında BFA tiroid hormonu reseptörü gibi diğer endokrin reseptörlerine de bağlanma özelliği göstermektedir (Diamanti ve ark., 2009). Yapılan bazı çalışmalar, insan kan serumundaki ortalama BFA konsantrasyonundan daha düşük konsantrasyonların bazı hayvanların kanında bulunmasının kötü yan etkiler ortaya çıkardığını bildirmiştir (Welsons ve ark., 2003; Talsness ve ark., 2000). Howdessel ve ark., (1999) yaptıkları bir çalışmada BFA'ya maruz bırakılan dişi farelerin erginlik döneminin erken geliştiğini ortaya koymuşlardır. Erkek farelerin BFA 'ya maruz bırakıldığı bazı çalışmaların neticesinde farelerin testislerinde önemli oranda büyüme ve ağırlık artışı, prostatta büyüme ve küçülme, sperm üretiminde azalma, karaciğer ve böbrek fonksiyonlarında bozulma gibi sonuçlar elde edilmiştir (Atanassova ve ark., 2000; Takahashi ve Oishi, 2003). Kemirgenlerde yapılan başka bir çalışmada BFA'nın serumda bulunan miktarları ile pankreasta bulunan ve insulin üreten beta hücrelerinin glukozu karşı aşırı duyarlı olması ve insulin direnci geliştirmesi arasında ilişki olduğu saptanmıştır (Alonso ve ark., 2006). Bir çalışmada 80  $\mu$ g/L BFA konsantrasyonun Akdeniz gökkuşağı balığı (*Coris julis*) türünde üreme sistemini bozduğu ve çift cinsiyetli türlerin ortaya çıkmasına neden olduğunu bildirilmiştir (Alo ve ark., 2005). Yapılan başka bir çalışma sazan balıklarında 1  $\mu$ g/L BFA konsantrasyonu gibi düşük bir seviyenin cinsiyet hücrelerinde bozulmalar ortaya çıkardığını bildirilmiştir (Sohoni ve ark., 2001). Altın balığının (*Carassius auratus*) 4 hafta boyunca 40  $\mu$ g/L BFA

konsantrasyonuna maruz bırakılması neticesinde erkek balıklarda dişileşmeye neden olan vitellogen proteinin sentezlenmesine neden olduğu ortaya çıkmıştır (Ishibashi ve ark., 2001). Uzun çene kaya balığının (*Chasmichthys dolichognathus*) 0,1 µg/L gibi düşük bir BFA konsantrasyonuna maruz bırakılması ile bu balık türünde östrojen üretiminin inhibe edildiği ortaya çıkmıştır (Baek ve ark., 2003). Pençeli Afrika kurbağasında 22,8 µg/L BFA konsantrasyonuna maruz bırakılması neticesinde cinsiyet değişimi ortaya çıkmıştır (Levy ve ark., 2004).

BFA, insan vücudundan idrar yolu ile konjugatlar (birleşik, yapışık) şeklinde atıldığından dolayı insanların BFA'ya maruziyetlerini belirlemede kullanılan yöntemler idrar numunelerinde BFA konjugatlarının ve kandaki BFA seviyelerinin tespit edilmesidir. Çok düşük BFA konsantrasyonlarının insanlarda prostat kanseri, dolaşım bozuklukları, karaciğer enzim bozuklukları ve tip 2 diyabet riskini arttırabileceği düşünülmektedir (Wetherill ve ark., 2002). Çizelge 1.3'de bazı ülkelerde insan idrarında yapılan BFA taraması sonuçları verilmiştir.

Çizelge 1.3. Bazı Ülkelerde İnsan İdrarlarında Yapılan BFA Tarama Sonuçları

| Ülke               | Konsantrasyon   | Referans               |
|--------------------|-----------------|------------------------|
| Birleşik Devletler | 1,9 - 3,7 ng/mL | Calafat ve ark., 2005  |
| Almanya            | 2,1 -2,74 ng/mL | Becker ve ark., 2009   |
| Kore               | Ort. 0,64 ng/mL | Hong ve ark., 2009     |
| Kanada             | 0,9- 1,50 ng/mL | Bushnik ve ark., 2010  |
| İspanya            | Ort. 4,2 ng/mL  | Casas ve ark., 2011    |
| İtalya             | 3,2- 4,4 ng/mL  | Galloway ve ark., 2010 |
| Hindistan          | 1,59 ng/mL      | Zhang ve ark., 2011    |

## 1.2. Biyolojik Parçalanma

Ksenobiyotiklerin biyolojik olarak parçalanması  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$  ve diğer inorganik moleküllere minerilizasyonu şeklinde veya ksenobiyotiklerin bir veya daha fazla organik metabolite trasformasyonu şeklinde olabilmektedir. Ksenobiyotiklerin biyolojik olarak parçalanması, ksenobiyotik kimyasalın biyolojik olarak kullanılabilir yapıda olması, yüksek öncelikli karbon kaynağının olmaması, yeterli biyokütlenin olması ve mikroorganizmaların gerekli spesifik enzimlere sahip olması yada üretilabiliyor olması halinde beklenen bir durumdur. Kometabolizma ile giderim ise ksenobiyotik maddenin, mikroorganizmanın büyümesinde rol oynayan başka bir substratın varlığında gideriminin olması durumudur (Connell, 1997).

## 1.3. Karışık Bir Biyokütle Olarak Aktif Çamur Sürecine Bakış

Aktif çamur süreci, atıksu arıtımını gerçekleştiren mikroorganizmaların askıda büyüme özelliklerine sahip olduğu bir aerobik biyolojik arıtma yöntemidir. Aktif çamur süreçleri genellikle kendisinden önce yer alan bir ön çökeltme havuzuna sahiptir. Aktif çamur süreci ilk defa 1900'li yılların başında İngiltere'nin Manchester kentinin atıksularının arıtılması amacı ile uygulanmıştır. Yaygın olarak kullanılması ise 1940'lı yıllara dayanmaktadır (Toprak, 2000).

Havalandırma prosesi atıksu ile mikroorganizmaların karıştırıldığı ve oksijen ihtiyacını karşılamak için havalandırıldığı kısımdır. Burada organik maddeler ve atıklar mikroorganizmalar tarafından son ürünlere ve yeni biyokütle üretimi için metabolize edilir. Havalandırma işlemi çökelmeyi engelleyecek ve tam karışımı sağlayacak kadar yeterli olmalıdır. Havalandırma havuzundaki muhtevanın tümüne karışık sıvı denir (Droste, 1997).

Havalandırma havuzundan alınan karışık sıvı, çökeltme havuzuna verilir ve burada flok halinde olan mikroorganizmalar çöktürülerek çıkış suyundan giderilir. Çökeltme havuzunun tabanına çökelmiş sıvı fazdan ayrılmış mikroorganizmalar, çökeltme tankının altından sistemden alınırlar. Bu mikroorganizmalar aktifleştirilmiş

mikroorganizmalardır. Bu yüzden de terminolojik olarak aktif çamur adı verilmektedir (Muslu, 1996).

Karışık bir biyokütle olarak aktif çamurun biyolojik parçalanmada etkili olduğu bilinmektedir. Bunun yanında tek bir türün biyolojik parçalanmada etkinliğini gösteren çalışmalara yaygın olarak rastlanmaktadır ( Charin ve ark., 2013; Chai ve ark., 2013; Guiying ve ark., 2012; Chen ve ark., 2008). Bu çalışmalar arasında *Pseudomonas* cinsi ön plana çıkmaktadır ( Tisana ve ark., 2014; Maria ve ark., 2014).

*Pseudomonas* cinsi düz ve kıvrık çubuklara sahiptir ki bunlar 0,5 ila 1 mikron uzunluğunda ve hareketli, bir veya birkaç kutupsal flagellaya sahiptir. Aerobiktirler, fonksiyonel trikarboksilik asit döngüsüne sahiptirler ve substratları CO<sub>2</sub>'ye oksitlerler. *Pseudomonas*'ların birçoğu geniş bir çeşitliliğe sahip çok sayıda organik maddeyi parçalayabilirler. Bu bakımından mineralizasyon süreçlerinde ve atıkların arıtımında büyük öneme sahiptirler. Özellikle *Pseudomonas aeruginosa* deneysel olarak çok önemlidir. Bu tür ile yapılan çalışmalar önemli fizyolojik ve biyokimyasal bulguları ortaya çıkarmıştır (Prescott, 1993).

#### 1.4. Sorpsiyon ( Tutunma, Bağlanma)

Birçok ksenebiyotik kimyasal belirli miktarlarda çamura bağlanarak atık çamur ile birlikte giderilebilir. Çamura bağlanma adsorpsiyon veya absorpsiyon şeklinde olabilir. Adsorpsiyon, katı fazın yüzeyine tutunma şekliyle gerçekleşirken absorpsiyon ise katı fazın için difüzyon mekanizmasıyla gerçekleşir. Biyokütle üzerine ksenobiyotiklerin adsorpsiyonu hidrofobik özellikler ve elektrostatik etkileşimlerin sonucu ile gerçekleşir. Adsorbe halde bulunan ksenobiyotik maddeler biyolojik parçalanma için uygun bir pozisyonda değildir. Ancak sıvı fazdaki konsantrasyonun düşmesi ile adsorbe edilen ksenobiyotik desorpsiyon ile sıvı faza tekrar geçebilir.

### 1.4.1. Adsorpsiyon Teorisi

Adsorpsiyon bir yüzey veya ara kesit üzerinde maddenin birikimi ve değişimini artırması olarak tanımlanabilir. Bu işlem herhangi iki değişik fazın ara kesitinde meydana gelebilir; sıvı-sıvı, gaz-katı, sıvı-katı gibi. Yüzeyde tutulan maddeye ‘adsorplanan’, yüzeyinde tutanlara ‘adsorban’ denir. Adsorpsiyon ise bir fazda bulunan atom veya moleküllerin diğer fazda bulunan atom veya moleküller arasından oldukça homojen biçimde geçerek bu faza yerleşmesidir. Adsorpsiyon ve absorpsiyonun ortak adına ‘sorpsiyon’ denir (Şengül ve Küçükgül, 1997). Adsorpsiyon temel olarak fiziksel ve kimyasal olarak 2’ye ayrılır:

1- Fiziksel adsorpsiyonda, adsorbat ve adsorbent molekülleri arasında olan Van der Waals kuvvetleri etkin durumdadır. İki molekül arasında elektron transferi gerçekleşmez. Fiziksel adsorpsiyon tersinir olmasından dolayı desorpsiyon da mümkün olmaktadır. Fiziksel adsorpsiyon çok tabakalı olabilmekle beraber adsorbat molekülleri tüm adsorbent yüzeyinde hareketli durumda olabilmektedir. Fiziksel adsorpsiyon işleminin gerçekleşmesi için ortama dışardan herhangi bir enerji verilme gereksinimi yoktur.

2- Kimyasal adsorpsiyonda adsorbent ve adsorbat arasında elektron alışverişi söz konusudur. Adsorbent ile adsorbat birbirlerine daha kuvvetli kimyasal bağlar ile bağlıdır. Bu durum kimyasal ortamı gerektiği gibi değiştirmedikçe desorpsiyona imkân vermez. Adsorbat, adsorbent yüzeyinde tek noktada kimyasal olarak bağlıdır. Kimyasal adsorpsiyonun gerçekleşebilmesi için ortama dışarıdan ilave enerji vermek gerekir (Smith, 1981).

### 1.4.2. Adsorpsiyon İzotermi

Adsorplanabilen madde miktarı, bu maddenin eriyik içindeki konsantrasyonunun ve sıcaklığın bir fonksiyonudur. Genel olarak adsorplanan madde miktarı, sabit sıcaklıkta konsantrasyonun bir fonksiyonu olarak tayin edilir. Ortaya çıkan fonksiyona adsorpsiyon izotermi adı verilir (Muslu, 2000).

Adsorpsiyon bir denge tepkimesine benzer ve çözeltide kalan çözünen derişimi ile yüzeye tutulan çözünen derişimi arasında dinamik bir dengeye ulaşınca kadar sürer. Dengenin bu durumunda çözünenin katı ve sıvı fazları arasında belirli bir dağılımı vardır. Dağılım oranı adsorpsiyon işleminde denge durumunun bir ölçüsüdür. Adsorpsiyon dengesini belirtmek için sabit sıcaklıkta dengede çözeltide kalan çözünen derişimine karşı katı sorbentin birim ağırlığında adsorbe edilen çözünen miktarı grafiğe geçirilir (Aksu ve ark.,1993).

#### 1.4.2.1. Langmuir izotermi

Yaygın olarak kullanılan bu izoterm 1919 yılında Langmuir tarafından geliştirilmiştir (Langmuir, 1916). Bu izoterm, adsorbent yüzeyinde adsorplayıcı noktaların olduğunu farz eder. Her adsorplayıcı noktanın bir molekül adsorplayacağını kabul ederek oluşan tabakanın bir molekül kalınlığında bir tabaka olacağını ifade eder. Langmuir izoterminde adsorpsiyon, adsorbat konsantrasyonunun artışı ile doğrusal olarak artış gösterir. Denge halinde maksimum adsorpsiyon kapasitesine ulaşılmış ve yüzey tek tabakayla kaplanmış olur. Bu durumdan itibaren adsorbe edilen adsorbat miktarı sabitlenir. Langmuir izoterminde adsorpsiyon enerjisi tek düze dağılım gösterir (Benefield ve ark., 1982). Langmuir modelinin 4 farklı eşitliği aşağıda verilmiştir.

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{K_L q_{maks}} + \left( \frac{1}{q_{maks}} \right) C_e \quad (1.1)$$

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{K_L q_{maks} C_e} + \frac{1}{q_{maks}} \quad (1.2)$$

$$q_e = q_{maks} - \left( \frac{1}{K_L} \right) \frac{q_e}{C_e} \quad (1.3)$$

$$\frac{q_e}{C_e} = K_L q_{maks} - K_L q_e \quad (1.4)$$

$C_e$ : Adsorpsiyon sonrası çözeltide kalan maddenin konsantrasyonu (mg/L)

$q_e$ : Birim adsorbent üzerine toplanan madde miktarı (mg/gr)

$K_L$ : Adsorbatın adsorptivitesine bağlı olan sabit (l/mg)

$q_{maks}$ : Adsorbentın maximum adsorplama kapasitesi (mg/g)

Birinci eşitlikte  $C_e/q_e$ 'nin  $C_e$ 'ye karşı grafiğe geçirilmesi elde edilen doğrunun eğiminden ve kesim noktasından sırasıyla  $q_{maks}$  ve  $K_L$  değerleri hesaplanır. İkinci eşitlikte  $1/q_e$  nin  $1/C_e$  ye karşı grafiğe geçirilmesi ile elde edilen doğrunun kesim noktasından ve eğiminden sırasıyla  $1/q_{maks}$  ve  $K_L$  değeri bulunur. Üçüncü eşitlikte  $q_e$  nin  $q_e/C_e$  ye karşı grafiğe geçirilmesi ile elde edilen doğrunun kesim noktasından ve eğiminden  $q_{maks}$  ve  $K_L$  değerleri hesaplanır. Dördüncü eşitlikte  $q_e/C_e$  nin  $q_e$  ye karşı grafiğe geçirilmesi ile elde edilen doğrunun eğiminden ve kesim noktasından sırası ile  $K_L$  ve  $q_{maks}$  değerleri hesaplanır (Itodo ve ark., 2009).

#### 1.4.2.2. Freundlich izotermi

Freundlich, adsorpsiyon prosesini ifade eden ampirik bir denklem geliştirmiştir. Freundlich'e göre bir adsorbentin yüzeyi üzerinde bulunan adsorpsiyon alanları heterojen olup farklı türdeki adsorpsiyon alanlarından teşkil edilmiştir. Freundlich izotermi, heterojen yüzey üzerinde adsorpsiyon ısısının ve ilgisinin eşit olarak dağılmadığı çok tabakalı adsorpsiyon proseslerinde kullanılabilmektedir.

$$q_e = K_F C_e^{\frac{1}{n}} \quad (1.5)$$

$C_e$ : Adsorpsiyon sonrasında çözeltide kalan maddenin konsantrasyonu (mg/L)

$q_e$ : Birim adsorbent üzerine toplanan madde miktarı (mg/g)

$K_F$ : Deneyssel olarak hesaplanır. Adsorpsiyon kapasitesi (L/mg)

$n$ : Adsorpsiyon yoğunluğu (birimsiz)

Freundlich izoterm denkleminde eşitliğin her iki tarafının da logaritması alınarak doğrusal hale getirilir.

$$\log q_e = \log K_F + \frac{1}{n} \log C_e \quad (1.6)$$

$\log q_e$ 'nin  $\log C_e$ 'ye karşı değişiminin grafiklendirilmesiyle oluşan doğrunun y eksenini kesim noktası  $\log K_F$ 'yi ve eğimi de  $1/n$ 'i vermektedir. “n” değerinin 1'den büyük olarak bulunması adsorpsiyon işleminin elverişli olduğunu göstermektedir.  $1/n$  değerinin büyüklüğü heterojeniteninde fazlalığını gösterir (Chiou ve Li, 2002). Freundlich izotermi sıvı fazdaki adsorbat konsantrasyonunun artmasıyla adsorbent yüzeyine bağlanma gücünün de arttığını varsayar (Namasivayam ve ark., 1997).

Freundlich izotermi organik ve inorganik bileşiklerin çok sayıda adsorbent türü ile adsorpsiyonunu tanımlayabilmektedir. Freundlich eşitliği güçlü bir eşitlik olmasından birçok adsorpsiyon ve desorpsiyon prosesine uyum sağlar. Özellikle heterojen adsorbent sistemlerin tanımlanmasında mükemmel uyum göstermektedir (Febrianto ve ark., 2009).

#### 1.4.2.3. Dubinin-Radushkevich İzotermi

Dubinin-Radushkevich (D-R) gaz fazından adsorpsiyon için ortaya konan mikro gözenek hacim doldurma teorisine dayanılarak türetilmiştir. Bu izoterm adsorbe edilen bir tabakanın çoklu tabaka karakteri sergilediğini varsayar. D-R adsorpsiyon izotermi, adsorpsiyon enerjisini hesaplamada kullanılır. Bu enerji değerleri, adsorpsiyonun işleyişi hakkında bilgi verir. Enerji değerinin 8 kJ/mol'dan küçük olması durumunda Van der Waals kuvvetlerinin etkili olduğu anlaşılır.

$$\ln q_e = \ln q_{maks} - B_D e^2 \quad (1.7)$$

$q_{maks}$ : Maksimum adsorpsiyon kapasitesi (mg/g)

$B_D$ : Adsorpsiyon enerjisi ile ilgili sabit ( $\text{mol}^2 \text{kJ}^{-2}$ )

$$E = \frac{1}{2B_D^{0.5}} \quad (1.8)$$

$\varepsilon$  : Polanyi sabiti

$$e = RT \ln \left( 1 + \frac{1}{C_e} \right) \quad (1.9)$$

$\ln q_e$ 'nin  $\varepsilon^2$  'ye karşı grafiği geçirilmesi ile  $B_D$  ve  $q_{maks}$  bulunur (Onyango ve ark., 2004; Dabrowski, 2001).

#### 1.4.2.4. Jovanovic İzotermi

Jovanovic modeli, homojen katı yüzeylerde adsorpsiyon mekanizmasından çıkartılan matematiksel bir ifadedir. Bu model, adsorpsiyon olayının spesifik olmayan, yan etkileşimler olmaksızın ve adsorplanma işleminin gerçekleştiği katı yüzeyin tek tabakalı bir mekanizmayla kaplandığını varsayar. Jovanovic modelinin lineer olmayan matematiksel eşitliği aşağıdaki gibidir (Rafael ve ark., 2013).

$$q_e = q_m \left( 1 - e^{(K_j C_e)} \right) \quad (1.10)$$

$q_m$ : Maksimum adsorpsiyon kapasitesi, mg/g

$K_j$ : Jovanovic izoterm sabiti, L/g (Hadi ve ark., 2010).

#### 1.4.2.5. Vieth-Sladek İzotermi

Vieth-Sladek 1965 yılında lineer olan bir bileşen ve Langmuir eşitliklerinin lineer olmayan bir bileşeninin kombinasyonundan oluşan bir model ortaya koymuşlardır. Yaptıkları çalışmaya göre modelin lineer kısmı camsı bir polimerin amorf bölgelerinde çözünen gaz moleküllerine karşılık gelirken, lineer olmayan kısım ise polimerin küçük deliklerinde ya da mikro boşluklarında tutunan gaz moleküllerine karşılık gelir. Mikro boşluklarda tutunan gaz moleküllerinin hareketsiz

olduğunu kabul eder (Crank, 1975). Üç parametrelili Vieth-Sladek modelinin matematiksel ifadesi aşağıda verilmiştir (Alexsandro ve ark., 2011).

$$q_e = K_{vs} C_e + \frac{q_m b_{vs} C_e}{1 + b_{vs} C_e} \quad (1.11)$$

$q_m$ : Maksimum adsorpsiyon kapasitesi, mg/g

$K_{vs}$  ve  $\beta_{vs}$ : Vieth-Sladek izoterm sabitleri

#### 1.4.2.6. Fritz-Schlunder İzotermi

Fritz ve Schlunder geniş alanlı denge adsorpsiyonunu ifade edebilen beş parametrelili ampirik bir adsorpsiyon izotermi geliştirmişlerdir. Lineer olmayan eşitlik aşağıdaki gibidir;

$$q_e = \frac{q_{maks} K_1 C_e^{m_1}}{1 + K_2 C_e^{m_2}} \quad (1.12)$$

$K_1$ ,  $K_2$ ,  $m_1$  ve  $m_2$  izoterm sabitleri olup  $m_1$  ve  $m_2 \leq 1$  koşulu vardır (Hamdaoui ve Naffrechoux, 2007).

#### 1.4.3. Adsorpsiyon Kinetiği

Adsorpsiyon kinetiğinin anlaşılması ile adsorbat ile adsorbentin temas süresi tespit edilir. Adsorpsiyon basamaklarının daha iyi anlaşılabilmesi için adsorpsiyon kinetiğinin araştırılması önem teşkil eder (Ho ve McKay, 1999). Bir çözeltide bulunan adsorbatın adsorbent tarafından adsorplanması 4 temel aşamada gerçekleşir: (Chu ve Chen, 2002; Keskinan ve ark., 2003).

1. Adsorbat, adsorbenti kapsayan bir film tabakası sınırına doğru difüze olur. Adsorpsiyon işlemi sırasında belirli bir hızla karıştırma işlemi yapıldığından bu aşama göz önünde bulundurulmaz.
2. Sınır tabakası difüzyonu: Film tabakasına gelen adsorbat buradaki durgun kısımdan ilerleyerek adsorbentin por yapısına doğru nüfuz eder.
3. Parçacık içi difüzyon: Bu aşama da adsorbat adsorbentin gözenek boşluklarında hareket ederek tutunacağı yüzeye doğru ilerler.
4. Sorpsiyon: Bu aşamada adsorbat adsorbentin gözenek yüzeyine tutunur.

Eğer adsorbentin bulunduğu faz hareketsiz ise, birinci basamak en yavaş ve adsorpsiyon hızını belirleyen basamak olabilmektedir. Bu nedenle, eğer akışkan hareket ettirilirse, yüzey tabakasının kalınlığı azalacağı için adsorpsiyon hızı artacaktır. Son basamak ölçülemeyecek kadar hızlı olduğundan ve ilk basamak da iyi bir karıştırma olduğu düşünülerek adsorpsiyon hızına aksi bir etki yapmayacakları için 2. ve 3. basamak hız belirleyicidir (Basibuyuk ve Forster, 2003; Chu ve Chen, 2002; Keskinan ve ark., 2003). Sınır tabakası difüzyonu adsorpsiyon işleminin ilk birkaç dakikasında, parçacık içi difüzyon ise adsorpsiyon işleminin geri kalan daha uzun bir süresinde meydana geldiği için, adsorpsiyon hızını tam olarak etkileyen basamağın parçacık içi difüzyon olduğu söylenebilir (Basibuyuk ve Forster, 2003).

Adsorpsiyon işleminin ilk birkaç dakikasında sınır tabakası difüzyonunun etkisinin araştırmak için  $-\log C_t/C_0$  değerinin zamana ( ilk 5-10 dk'lık kısım için) karşı grafiği çıkartılır. Oluşan eğrinin doğrusallığının 1'e yakınlık derecesi film difüzyonunun eksininin bir ölçüsüdür. Adsorpsiyon işlemine parçacık içi difüzyonunun etkisinin bulunması ise  $q_t$  değerinin zamanın kareköküne karşı grafiği çıkartılarak anlaşılır. Eğim hız sabitini verecektir (Waranusantigul ve ark., 2003).

$$-k_t = 2.303 \log \frac{C_t}{C_0} \quad (1.13)$$

$C_t$ : Her temas zamanında çözeltide kalan adsorbat derişimi (mg/L)

$C_0$ : Başlangıçtaki adsorbat derişimi (mg/L)

k: Sınır tabakası difüzyonu sabiti (zaman<sup>-1</sup>)

$$k_p = \frac{q_t}{t^{0.5}} \quad (1.14)$$

q<sub>t</sub>: t zamanında birim adsorbent üzerine adsorplanan miktar (mg/g)

t: zaman (dk)

k<sub>p</sub>: Parçacık içi difüzyon hız sabiti (mg/g dk<sup>0.5</sup>)

#### 1.4.3.1. Kinetik Modeller

**Lagergren Modeli:** Adsorpsiyon sistemlerinin reaksiyon derecelerini belirlemede birçok kinetik model kullanılmaktadır. Genel olarak kullanılan kinetik model Lagergren tarafından geliştirilen birinci dereceden reaksiyon denklemidir (Ho ve Wang, 2004). Lagergren eşitliği, adsorpsiyon oranını adsorpsiyon kapasitesine göre değerlendiren birinci derece bir eşitliktir (Ho, 2006). Reaksiyon denklemi aşağıda (Eşitlik. 1.7) ifade edilmiştir.

$$\log \frac{q_e - q_t}{q_e} = -\frac{k_{1,ad} t}{2.303} \quad (1.15)$$

q<sub>e</sub>: Denge halinde adsorbe edilen madde miktarı (mg/g)

q<sub>t</sub>: Herhangi bir zamanda adsorbe edilen madde miktarı (mg/g)

k<sub>1,ad</sub>: Lagergren adsorpsiyon hız sabiti (dk<sup>-1</sup>)

Kinetik eşitliklere deneysel sonuçları uygulayabilmek için denge zamanındaki “q<sub>e</sub>” değerini tespit etmek gerekmektedir. Aslında “q<sub>e</sub>” değerinin tam olarak elde edilmesi oldukça zordur. Bunun nedeni pek çok adsorpsiyon prosesinde adsorblanan ve adsorban arasındaki etkileşim ilk hızlı tepkiden sonra oldukça yavaş cereyan etmesidir. Bu durum denge zamanına kesin olarak ulaşıp ulaşılmadığını anlamayı zorlaştırır. Bu gibi durumlarda en yaklaşık bir “q<sub>e</sub>” değeri seçilir. Seçilen en yaklaşık

“ $q_e$ ” değerine ait denge zamanından sonraki zamanlardaki “ $q_t$ ” değerleri  $q_e$  değerine oldukça yakındır. Pek çok adsorpsiyon prosesinde Lagergren eşitliği bütün temas zamanına değil, ilk 20-30 dakikalık sürece uygunluk gösterir. Lagergren eşitliğinin “ $k_1$ ” değeri başlangıç adsorbat konsantrasyonuna bağlı olarak değişir. Genellikle “ $k_1$ ” değeri adsorbat konsantrasyonunun artmasıyla azalır. Sıcaklık ve pH değişimlerinin “ $k_1$ ” değerine olan etkisi sadece denge anındaki veri ile ortaya koyulamamaktadır (Gupta ve Bhattacharyya, 2011).

**Yalancı İkinci Derece Modeli:** Ho tarafından 1995 yılında geliştirilen yalancı ikinci dereceden hız denklemi hızın adsorbat konsantrasyonundan bağımsız, katı fazdaki adsorpsiyon kapasitesine ve zaman bağlı olduğunu göstermiştir.

$$\frac{1}{q_t} = \frac{1}{q_e} + \frac{1}{k_2 q_e^2} \frac{1}{t} \quad (1.16)$$

$k_2$ : Yalancı ikinci dereceden adsorpsiyon hız sabiti (g/mg.dk) (Ghoveisi ve ark., 2013).

$k_2$  değeri sıklıkla pH, sıcaklık ve çalkalama şiddeti gibi işletme parametrelerine bağlı olarak değişir. Genellikle  $k_2$  değerinin zaman ölçeklendirme faktörü olarak yorumlandığı yerlerde, sıvı fazdaki adsorbat konsantrasyonunun artmasıyla  $k_2$  değeri azalır. Problemin karmaşıklığından ve numerik farklılık gibi faktörlerden dolayı pH ve sıcaklığın  $k_2$  üzerindeki etkisi teorik olarak çalışılmamıştır. Hem pH hemde sıcaklığın etkisi sistemin denge zamanı özellikleri ile sınırlı değildir ancak bu parametrelerin kinetik işlemler sırasında etkisi vardır. Adsorblananın yüzey altı bölgeye transfer olmasının önemi, deneysel işlem sırasında farklı çalkalama şiddetlerinin uygulanmasıyla tanımlanabilir. Yüksek çalkalama şiddetlerinde, çözünenin yüzeyaltı tabaka içine transfer olma hızı maksimum bir sabite ulaşırken, yüzeyaltı tabaka hacmi minimum bir sabite ulaşır ve ihmal edilebilir.

Yalancı ikinci derece eşitliği aynı zamanda Langmuir kinetiklerinin özel bir türü olarak yorumlanır. Bu yorumlama adsorbat konsantrasyonunun zaman içinde sabit kaldığını ve toplam bağlanma sitlerinin denge zamanında adsorplanan adsorbat konsantrasyonuna bağlı olduğunu varsayar (Gupta ve Bhattacharyya, 2011).

**Elovich Modeli:** Elovich kinetik modeli katı yüzeyler üzerine çeşitli inorganik maddelerin adsorbsiyon ve desorbsiyon kinetiklerini belirlemek için ortaya koyulmuştur (Sparks, 2002). Elovich eşitliği katı yüzeyin enerjik olarak heterojen olduğunu ve düşük yüzey kaplanmasında ne desorpsiyonun ne de adsorplananların birbirleri arasındaki etkileşimlerinin adsorpsiyon kinetiğini etkilemeyeceğini varsayar (Gupta ve Bhattacharyya, 2011). Elovich eşitliğinin lineer hali aşağıdaki gibidir:

$$q_t = \frac{1}{b} \ln(ab) + \frac{1}{b} \ln t \quad (1.17)$$

Elovich eşitliğinde  $\alpha$ , adsorpsiyon hızını (mg/g.dk),  $\beta$  (g/mg) kimyasal sorpsiyon için aktivasyon enerjisini ve yüzey kapsamayı genişletmek ile ilgili sabittir. Bu sabitler  $q_t$ 'nin  $\ln t$ 'ye karşı grafiğe geçirilmesi ile elde edilir (Ekte ve ark., 2012).

Elovich eşitliği uzun süreli adsorpsiyon proseslerinde desorpsiyonun ihmal edilmesinden dolayı denge zamanından uzak olan adsorbat adsorbet etkileşimlerinin ilk kısmı ile sınırlanmaktadır. (Gupta ve Bhattacharyya, 2011).

**İkinci dereceden hız eşitliği:**

$$\frac{1}{(q_e - q_t)} = \frac{1}{q_e} + kt \quad (1.18)$$

k: İkinci dereceden adsorpsiyon hız sabiti (g/mg.dk)

$q_e$ : Denge meydana geldiği zaman adsorbe edilen madde miktarı (mg/g)

$q_t$ : Herhangi bir zamandaki adsorbe edilmiş olan madde miktarı (mg/g)

$\log(q_e - q_t)$ ,  $t/q_t$  ve  $1/(q_e - q_t)$  değerlerinin t karşı ayrı ayrı grafiğe dökülmesiyle  $k_{1,ad}$ ,  $k_{2,ad}$  ve k değerleri hesaplanır.



## 2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

BFA'nın atıksulardan giderimi ile ilgili literatür bilgisine bakıldığında çalışmaların genellikle biyolojik parçalanma ve adsorpsiyona dayandığı görülmektedir. Aşağıda bu çalışmaların bazıları özet olarak verilmiştir.

Chairin ve ark. (2013), Bir mantar türü olan *Trametes polyzona* ile BFA'nın biyolojik parçalanmasını, lakkaz enzimi ve bir redoks mediatörü olan 1-hidroksibenzotriazol varlığında gerçekleştiğini göstermişlerdir. Çalışmaya göre BFA, lakkaz enzimi ve 1-hidroksibenzotriazol varlığında 1 saatlik sürede %12 giderilmiştir. Bu süreden sonra 1-hidroksibenzotriazol miktarındaki düşüşe bağlı olarak giderim oranının da düştüğünü tespit etmişlerdir. Tekrar 1-hidroksibenzotriazol ilave edilmesi ile 3 saat sonunda tamamen giderildiğini ortaya koymuşlardır.

Chai ve ark. (2013), .BFA'nın 26 farklı toprak mantarı türüyle parçalanmasını araştırdıkları çalışmada, 11 mantar türünün karanlık ortamda, bazal mineral ortamda, tek karbon kaynağı olarak 40 mg/L BFA'yı 14 günde giderdiği tespit edilmiştir. *Aspergillus terreus* türünün %99 'dan fazla olarak en yüksek giderimi sağlayan tür olduğunu bulmuşlardır. *Rhizopus stoonifer* türünün ise %25 ile en düşük sağlayan tür olduğunu tespit etmişlerdir.

Guiying ve ark. (2013), yeni izole edilen *Bacillus sp.* suşu ile BFA'nın biyolojik parçalanmasını çalışmışlardır. Çalışmada sıcaklık (20, 35, 40 °C), pH (6, 7, 8) ve BFA konsantrasyonunun ( 5, 10, 15, 20, 30 mg/L) etkisini araştırmışlardır. En yüksek giderim oranları pH 7'de ve 35°C'de gerçekleştiğini bildirmişlerdir. Giderim verimi BFA konsantrasyonunun artmasıyla % 92,9 dan % 66,3'e düştüğünü tespit etmişlerdir. 20 mg/L BFA'nın üzerindeki konsantrasyonlarda inhibisyon etkisini olduğunu ileri sürmüşlerdir.

Zang ve ark. (2007) evsel katı atık sızıntısından izole edilen *Achromobacter xylosoxidans* suşu ile BFA'nın aerobik olarak degradasyonunu çalışılmışlardır. Hücre miktarı OD<sub>600</sub> yöntemine göre belirlemişlerdir. 0,09 abs başlangıç hücre yoğunluğu ile tek karbon kaynağı olarak kullandıkları 10 ppm BFA'nın 30 °C'de 3. günde %22,42 giderilebildiğini tespit etmişlerdir. Başlangıç hücre yoğunluğunu 0,24 abs,

0,36 abs, 0,43 abs ve 0,61 abs olarak değiştirdiklerinde giderimin sırasıyla % 30,11, % 34,82, % 45,95 ve % 49,72 olarak değiştiğini tespit etmişlerdir. Başlangıç hücre yoğunluğunun artmasıyla giderim veriminin de arttığını ileri sürmüşlerdir. Başlangıç hücre yoğunluğunu sabit tutup, başlangıç BFA konsantrasyonlarını 3, 5, 10, 20 ve 50 mg/L olarak değiştirdiklerinde giderim verimlerini sırasıyla % 91,84, % 86,03, % 46,63, % 25,26 ve %18,23 olarak tespit etmişlerdir.

Chen ve ark. (2008), BFA'nın membran biyoreaktöründe giderimini araştırmışlar ve farklı hidrolik bekletme zamanlarında (8 saat, 5,3 saat, 3,9 saat) çıkış BFA değerinin önemli ölçüde değişmediğini görmüşlerdir. Çalışmada hidrolik bekletme zamanının BFA gideriminde çok etkili olmadığını ileri sürmüşlerdir.

Lobos ve ark. (1992), plastik üretimi atıksu arıtma tesisinden izole edilmiş olan gram negatif bakteri suşu MV1 ile BFA'nın biyolojik olarak parçalanmasını araştırmışlardır. Yapılan çalışmada BFA'nın tek karbon kaynağı olarak kullanılabilirliğini bulmuşlardır. Toplam karbon analizi sonucunda BFA'nın %60'nın CO<sub>2</sub>'ye mineralize olduğu, % 20'sinin yeni bakteri hücrelerine sentezlendiğini ve diğer % 20'sinin organik bileşiklere dönüştüğünü tespit etmişlerdir.

Sasaki ve ark. (2005), yaptıkları çalışmada tek karbon kaynağı olarak ve ilave karbon kaynaklarında BFA'nın *Sphingomonas sp.* ile biyolojik olarak parçalanabilirliğini araştırmışlardır. Yapılan çalışmada 115 mg/L BFA'nın, 10g/L tripton ve 5 g/L maya ekstresi ile birlikte 30 °C'de 6 saatte tamamen giderildiğini tespit etmişlerdir. BFA'nın bazal mineral ortamda tek karbon kaynağı olarak kullanılması durumunda tamamen giderilmesinin 117 saat sürdüğünü tespit etmişlerdir. Bu durumunda *Sphingomonas sp.* BFA'nın biyolojik olarak parçalanmasında ilave karbon ve azot kaynaklarının etkili olduğunu ortaya koymuşlardır.

Kang ve Kondo (2002), BFA'nın 13 farklı nehir suyu örneğinde BFA'nın biyolojik olarak parçalanmasını araştırmışlardır. 4, 20 ve 30 °C'lerde >10000, 2000-10000 ve <2000 CFU/mL bakteri sayılarının biyolojik parçalanmaya olan etkilerini araştırmışlardır. 30 °C'de >10000, 2000-10000 ve <2000 CFU/mL için BFA'nın yarılanma süreleri sırasıyla 2-3 ve 6 gün, 20 °C'de 10, 15 ve 20 gün olarak tespit etmişlerdir. 4°C için BFA'nın biyolojik parçalanma oranlarını, 20. günde >10000,

2000-10000 ve <2000 CFU/mL için sırasıyla %40, %20 ve %10 olarak bildirmişlerdir.

Kang ve Kondo (2002b), nehir suyundan izole edilen bakteri ile BFA'nın aerobik ve anaerobik şartlarda biyolojik parçalanmasını araştırdıkları çalışmada aerobik şartlarda 1 ppm BFA'nın yarılanma süresinin 2-3 gün olduğunu tespit etmişlerdir. Aerobik şartlarda 7. günde BFA'nın %90'nın üzerinde giderildiğini bildirmişlerdir. 10. gün sonunda BFA tespit limitinin altına indiğini görmüşlerdir. Anaerobik şartlarda ise 10. gün de BFA gideriminin %10'dan daha düşük olduğunu bildirmişlerdir.

Kim ve ark. (2007), BFA'nın 30 günlük çamur yaşına sahip nitrifikasyon süreçli aktif çamur sisteminde gideriminin araştırılmasında, iki farklı reaktörde azot kaynağı olarak ayrı ayrı nitrit ve amonyum azotu kullanmışlardır. 10 ppm BFA için nitrit ilavesi ile ilk 24 saat önemli bir BFA gideriminin olmadığını ancak 48 saat sonrasında BFA konsantrasyonunda önemli ölçüde düşüş olduğunu tespit etmişlerdir. Amonyum azotu ilavesi ile yaptıkları çalışmada BFA konsantrasyonunun 12 saat sonunda 10 ppm'den 3 ppm'in altına indiğini tespit etmişlerdir. Bu durumda, BFA degradesyonunun nitrit oksidasyonundan ziyade amonyum oksidasyonu ile yakından ilişkili olduğunu ileri sürmüşlerdir. Amonyum oksidasyonu ile birlikte 100 ppm'lik BFA konsantrasyonunun bir günlük sürede 50 ppm'in altına indiğini tespit etmişlerdir.

Yamakana ve ark. (2008), BFA'nın *Sphingomonas* sp. ve *Sphingomonas yanoikuyae* ile aktif karbon varlığında biyolojik olarak parçalanmasını araştırdıkları çalışmada, aktif karbonun varlığında her iki bakteri de BFA'yı parçalayıp, temel parçalanma ürünü olan 4-hidroksiasetofenen bileşiğini ortama vermediğini tespit etmişlerdir. 300 mg/L BFA'nın aktif karbon varlığında 8,1 mg/L düştüğünü ve kalan bu BFA miktarının bakteri tarafından hızlıca biyolojik olarak parçalandığını tespit etmişlerdir. Böylece aktif karbon ve belirtilen mikorganizmalar ile birlikte BFA'nın gideriminin daha hızlı ve etkili olduğunu ileri sürmüşlerdir.

Oshima ve ark. (2006), Japonya'da topladıkları toprak numunelerinden izole ettikleri AO1 bakteri suşu ile BFA'nın biyolojik parçalanmasını çalışmışlardır. 100 mg/L BFA'nın malt ekstresi, maya ekstresi, pepton ve glukoz gibi karbon

kaynaklarının varlığında 6 saat sonunda ölçülebilir limitin altına düştüğünü tespit etmişlerdir. 100 mg/L BFA'nın %0,1 ve %1 lik glukoz çözeltilerinde ise 48 saat sonunda ölçülebilir limitin altına düştüğünü tespit etmişleridir.

Masuda ve ark. (2007), evsel atıksudan izole ettikleri BFA'ya toleransı olan *Pseudomonas monteilii* N-502 suşu ile BFA'nın biyolojik parçalanmasını çalışmışlardır. 500 mg/L BFA'nın 0,2 g/L maya ekstresi içeren mineral tuz ortamında 6. gün sonunda %93,6, 7. gün sonunda ise tamamen giderildiğini tespit etmişlerdir. Ca, Mg ve Folik asit ilavesi ile BFA'nın biyolojik parçalanmasının yaklaşık %14 arttığını ileri sürmüşlerdir.

Brahima ve ark. (2011), BFA'nın membran biyoreaktöründen elde edilen çamur üzerine adsorpsiyonunu çalışmışlardır. 0,45 ile 18,2 ppm aralığında BFA konsantrasyonlarında yaptıkları adsorpsiyon deneyleri sonunda Langmuir ve Freundlich izotermine uygunluk tespit etmişlerdir. Langmuir izotermi sabiti olan  $K_L$ 'yi 0,370 L/g ve maksimum adsorpsiyon kapasitesi olan  $q_{maks}$  değerinde 0,833 mg/g olarak bulmuşlardır. Freundlich sabiti olan  $K_F$  değerini 0,2306 ve "n" değerini 1,22 olarak bulmuşlardır.  $R^2$  katsayıları Langmuir ve Freundlich için sırasıyla 0,99 ve 0,995 olarak bildirmişleridir.

Guangming ve ark. (2006), kesikli adsorpsiyon deneyleri ile BFA'nın nehir sedimentleri üzerinde adsorpsiyonunu araştırdıkları çalışmada BFA'nın sediment üzerine adsorpsiyonunu tanımlayan en iyi izoterm modelini Freundlich izotermi olarak bulmuşlardır. Freundlich izotermi için  $R^2$  değerleri; 0,991 ile 0,997 arasında tespit etmişlerdir. Freundlich  $K_F$  değerini 0,0072 ile 0,0178, "n" değerini 0,6944 ile 0,8106 arasında bulmuşlardır. BFA'nın farklı noktalardan alınan çeşitli nehir sedimentleri ile adsorpsiyonunda maksimum adsorpsiyon kapasitesine ulaşma süresinin 0,67 saat ile 3,67 saat arasında olduğunu bildirmişlerdir.

Zhao ve ark. (2007), BFA'nın aerobik aktif çamur ile adsorpsiyonunu çalışmışlardır. 10, 20 ve 30 °C sıcaklıklar için yaptıkları çalışmadan elde ettikleri veriyi Freundlich izoterm modeline uygulamışlar ve her sıcaklık için 0,99'dan büyük  $R^2$  değerleri bulmuşlardır.  $1/n$  değerlerini 1,04 ile 1,10 arasında, Freundlich sabiti olan  $K_F$  değerlerini 0,22 ile 0,334 arasında hesaplamışlardır.

Zhao ve ark. (2008), BFA'nın anaerobik çamur üzerine kesikli deneyler ile BFA adsorpsiyonunu araştırdıkları çalışmada biyolojik giderimi en aza indirmek için biyokütle otoklavlamışlardır. Yaptıkları çalışma sonucunda BFA'nın anaerobik biyokütle tarafından 15 dakikada %89,1 oranında adsorplanabildiğini bildirmişlerdir. Adsorpsiyon mekanizmasının en iyi Freundlich izotermine uyduğunu ve desorpsiyon çalışmaları sonucunda BFA'nın anaerobik çamura adsorpsiyonunun çok kısmi olarak tersinir olduğunu bildirmişlerdir.



### 3. MATERYAL VE METOT

#### 3.1. Materyal

##### 3.1.1. Aktif Çamur

Çalışmada kullanılan aktif çamur biyokütlesi Adana'da yerel bir meşrubat sanayisinin aktif çamur arıtma tesisinin havalandırma havuzundan temin edilmiştir. Aynı gün laboratuara getirilen biyokütle, sentetik atıksu ile beslenip, hava pompaları ile havalandırılmaya başlanmıştır. Meşrubat sanayisinde biyokütle, tesisin atıksuyu ile beslendiğinden dolayı sistemin sentetik atıksuya aklimize olup, dengeye ulaşması için 450-500 mg/L Kimyasal Oksijen İhtiyacına (KOİ) sahip sentetik atıksuyla yaklaşık 30 gün boyunca, 3000 mg/L biyokütle ile işletilmiştir. Biyokütle miktarını istenilen seviyede tutmak için belirli aralıklarda hesaplanan miktarda karışık sıvıdan çamur atımı gerçekleştirilmiştir. Sistemin biyokütle artışı ve çıkış suyu KOİ değeri açısından dengeye ulaşması ile 1000, 2000, 3000, 4000 mg/L biyokütle içerecek şekilde dört farklı sistem kurulmuştur. Hidrolik bekletme süresi 24 saat olarak uygulanmıştır.

##### 3.1.2. Sentetik Atıksu

Çalışmada kullanılan sentetik evsel atıksu bileşimi ISO11733 standartına göre hazırlanmış olup hazırlanan atıksuyun KOİ değeri 450-500 mg/L civarındadır. Sentetik atıksuyun bileşimi Çizelge 3.1' de verilmiştir.

##### 3.1.3. Bisfenol-A

Çalışmada kesikli sistem aktif çamur reaktörlerinde BFA giderimi araştırılmıştır. Kullanılan BFA analitik saflıkta olup merck marka kimyasallarından temin edilmiştir. BFA'nın fiziksel ve kimyasal özellikleri Çizelge 3.2' de verilmiştir.

Çizelge 3.1. ISO Standart Taslağında Verilen Sentetik Atık Su Formülü (ISO 11733)

| Bileşen                                              | Kons. (mg/L) |
|------------------------------------------------------|--------------|
| Pepton                                               | 192          |
| Et ekstraktı                                         | 138          |
| Glukoz monohidrat                                    | 19           |
| Amonyum klorit (NH <sub>4</sub> Cl)                  | 23           |
| K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>                      | 16           |
| Na <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> .2H <sub>2</sub> O) | 32           |
| NaHCO <sub>3</sub>                                   | 294          |
| NaCl                                                 | 60           |
| FeCl <sub>3</sub> .6H <sub>2</sub> O                 | 40           |
| Musluk suyu                                          | 1 L          |

Çizelge 3.2 BFA'nın Fiziksel Ve Kimyasal Özellikleri (Philip ve ark., 1987)

|                  |                                                |
|------------------|------------------------------------------------|
| Molekül Formülü  | C <sub>15</sub> H <sub>16</sub> O <sub>2</sub> |
| Mol kütlesi      | 228 g/mol                                      |
| Yoğunluğu        | 1,20 g/cm <sup>3</sup>                         |
| Suda Çözünürlüğü | 120 25 °C)                                     |
| Erime Noktası    | 153-157 °C                                     |
| Kaynama Noktası  | 170 °C 0,2 mm Hg                               |
| Buhar basıncı    | 190 °C 87 Pa                                   |

#### 3.1.4. *Pseudomonas aeruginosa*

Çalışmada BFA'nın aktif çamur biyokütlesinde yaygın olarak bulunan *Pseudomonas aeruginosa* tarafından biyolojik olarak parçalanabilirliği de araştırılmıştır. *Pseudomonas aeruginosa* türü, aktif çamurdan izole edilmiştir. İzolasyon ve bakteri identifikasyon yöntemi kısım 3.2.3'de verilmiştir.

### 3.2. Metot

BFA'nın aktif çamur biyokütlesi ve *Pseudomonas aeruginosa* biyokütlesi ile biyotik giderimi (biyolojik giderim) ayrıca kimyasal olarak aktifliği en aza indirilmiş çamur biyokütlesi (inaktif çamur) tarafından BFA'nın abiyotik giderimi (adsorpsiyon ile giderim) çalışılmıştır.

#### 3.2.1. BFA'nın Aktif Çamur Tarafından Giderimi

BFA'nın aktif çamur tarafından gideriminde 500 mL'lik erlenmayerler de 300 mL hacminde biyokütle ve sentetik atıksu karışımı içerecek şekilde ardışık kesikli aktif çamur sistemi kullanılmıştır. Havalandırma işlemi, sıcaklık ayarlı çalkalayıcıda 350 rpm şiddetinde karıştırma ile 4-5 mg/L çözünmüş oksijen sağlanmıştır. Ardışık kesikli sistemin işletilmesi 4 basamakta gerçekleştirilmiştir. 1. basamakta aktif çamur içeren reaktör sentetik atıksu ile doldurulur. Bu işlem organik şoklamanın önüne geçmek için 30 dakikalık bir zamanda pompa ile gerçekleştirilir. 2. basamakta karıştırma işlemi yapılarak 24 saat boyunca havalandırma ve reaksiyon sağlanır. Bu durumda hidrolik bekletme süresi de 24 saat olmaktadır. Bu aşamada reaksiyon gerçekleşir. 3. aşamada katı faz ile sıvı fazın birbirinden ayrılması için aktif çamur 30 dk. boyunca çökmeye bırakılır. 4. aşamada durulmuş olan üst faz pompa ile 20 dakikalık bir zaman içerisinde boşaltılır. BFA'nın aktif çamur ile gideriminde biyokütle miktarının etkisini belirleyebilmek için 1000, 2000, 3000 ve 4000 mg/L biyokütle miktarları ile çalışılmıştır. Aktif çamur içeren erlenlere 450 mg/L KOİ içeren sentetik atıksu ile besleme gerçekleştirilmiştir. BFA'nın başlangıç

konsantrasyonunun etkisini belirleyebilmek için stok BFA çözeltisinden hesaplanan hacimlerde aktarma yapılarak aktif çamur içeren erlenlerde 5, 10, 20, 30, 40 ve 50 mg/L BFA konsantrasyonları sağlanmıştır. Farklı biyokütle değerleri ve başlangıç BFA konsantrasyonlarının etkisi ile birlikte sıcaklığın etkisini belirleyebilmek için 10, 20 ve 30 °C sıcaklıklara ayarlanmış çalkalayıcılarda deneyler başlatılmıştır. Sıcaklık değişimleri sırasında 7 gün boyunca biyokütle sıcaklığa adapte olması için sadece sentetik atıksu ile beslenmiştir Işığın etkisini engellemek için erlenmayerler alüminyum folyo ile kaplanmıştır. Çalışılan her sıcaklıkta, her BFA konsantrasyonu için biyokütlesiz kontrol deneyleri yapılmıştır. Süreci ifade eden Çizelgeler aşağıda Çizelge 3.3’ de verilmiştir.

Çizelge 3.3 BFA’nın Aktif Çamur ile Giderimde Uygulanan Parametreler

| SICAKLIK  | 30 °C     |    |    |    |    |    |           |    |    |    |    |    |           |    |    |    |    |    |           |    |    |    |    |    |
|-----------|-----------|----|----|----|----|----|-----------|----|----|----|----|----|-----------|----|----|----|----|----|-----------|----|----|----|----|----|
| Biyokütle | 1000 mg/L |    |    |    |    |    | 2000 mg/L |    |    |    |    |    | 3000 mg/L |    |    |    |    |    | 4000 mg/L |    |    |    |    |    |
| BFA, mg/L | 5         | 10 | 20 | 30 | 40 | 50 | 5         | 10 | 20 | 30 | 40 | 50 | 5         | 10 | 20 | 30 | 40 | 50 | 5         | 10 | 20 | 30 | 40 | 50 |

| SICAKLIK  | 20 °C     |    |    |    |    |    |           |    |    |    |    |    |           |    |    |    |    |    |           |    |    |    |    |    |
|-----------|-----------|----|----|----|----|----|-----------|----|----|----|----|----|-----------|----|----|----|----|----|-----------|----|----|----|----|----|
| Biyokütle | 1000 mg/L |    |    |    |    |    | 2000 mg/L |    |    |    |    |    | 3000 mg/L |    |    |    |    |    | 4000 mg/L |    |    |    |    |    |
| BFA, mg/L | 5         | 10 | 20 | 30 | 40 | 50 | 5         | 10 | 20 | 30 | 40 | 50 | 5         | 10 | 20 | 30 | 40 | 50 | 5         | 10 | 20 | 30 | 40 | 50 |

| SICAKLIK  | 10 °C     |    |    |    |    |    |           |    |    |    |    |    |           |    |    |    |    |    |           |    |    |    |    |    |
|-----------|-----------|----|----|----|----|----|-----------|----|----|----|----|----|-----------|----|----|----|----|----|-----------|----|----|----|----|----|
| Biyokütle | 1000 mg/L |    |    |    |    |    | 2000 mg/L |    |    |    |    |    | 3000 mg/L |    |    |    |    |    | 4000 mg/L |    |    |    |    |    |
| BFA, mg/L | 5         | 10 | 20 | 30 | 40 | 50 | 5         | 10 | 20 | 30 | 40 | 50 | 5         | 10 | 20 | 30 | 40 | 50 | 5         | 10 | 20 | 30 | 40 | 50 |



Şekil 3.1. Aktif Çamurun Aklimize Edilmesinde Kullanılan Havalandırılmalı Mezürler

#### 3.2.1.1. Aktif Çamur Denemelerinde Kullanılan İstatistiksel Metotlar

BFA'nın aktif çamur sisteminde giderilmesinde sıcaklığın, başlangıç BFA konsantrasyonunun ve aktif çamur biyokütle miktarının etkisini istatistiksel olarak belirleyebilmek adına 0,05 önem düzeyine göre varyans analizi yapılmıştır. Varyans analizi yapabilmek için tüm çalışma konusunu içeren hipotezler kurulmuştur. Bu hipotezler aşağıda verilmiştir.

Aktif çamur biyokütlesi ile ilgili hipotezler:

$H_0$  hipotezi: BFA'nın aktif çamur ile giderilmesinde biyokütle miktarının etkisi yoktur.

$H_1$  hipotezi: BFA'nın aktif çamur ile giderilmesinde biyokütle miktarının etkisi vardır.

Sıcaklık ile ilgili hipotezler:

$H_0$  hipotezi: BFA'nın aktif çamur ile giderilmesinde sıcaklığın etkisi yoktur.

$H_1$  Hipotezi: BFA'nın aktif çamur ile giderilmesinde sıcaklığın etkisi vardır.

BFA konsantrasyonu ile ilgili hipotezler:

$H_0$  Hipotezi: BFA'nın aktif çamur ile giderilmesinde BFA konsantrasyonunun etkisi yoktur.

H<sub>1</sub> Hipotezi: BFA'nın aktif çamur ile giderilmesinde BFA konsantrasyonunun etkisi vardır.

Ayrıca BFA'nın aktif çamur ile giderim verimine sıcaklık, biyokütle ve BFA konsantrasyonunun etki derecelerini belirleyebilmek için lineer çoklu regresyon yöntemi ile model oluşturulmuştur. Varyans analizi ve çoklu regresyon modeli IBM Statistics SPSS 20.0 programına göre yapılmıştır (Çelik, 2011).



Şekil 3.2. Aktif Çamur ile Yapılan Çalışmalarda Kullanılan Kesikli Reaktörler

### 3.2.2. BFA'nın İnaktif Biyokütle Tarafından Adsorpsiyon ile Giderimi

Aktif çamur sistemlerinde kirleticilerin önemli giderim mekanizmalarından biride adsorpsiyondur. BFA'nın adsorpsiyonla giderimini belirleyebilmek için biyolojik parçalanma düzeylerini en aza indirmek gerekmektedir. Bunun için reaktörlerde 2 g/L olacak şekilde sodyum azid eklenmiştir (Diana, 2010). Literatürde biyolojik parçalanmayı inhibe etmek için otoklavlama yöntemi de bildirilmiştir (Zhao ve ark., 2008). Ancak bu yöntemde otoklav basıncı ve sıcaklığından dolayı aktif

çamur floklarının adsorpsiyon mekanizmasını etkileyecek şekilde dağıldığı ve daha ufak floklara ayrıldığı gözlemlenmiştir. Flok yapısının canlı biyokütlerdeki flok yapısıyla benzer yapıda olabilmesi için otoklavlama yerine sodyum azid yöntemi seçilmiştir. Çalışmada BFA'nın başlangıç konsantrasyonunun etkisini belirleyebilmek ve adsorpsiyon izoterm verilerinin elde edilebilmesi adına 5, 10, 20, 30, 40 ve 50 mg/L başlangıç BFA konsantrasyonlarının, 2000 mg/L biyokütle tarafından adsorpsiyonu çalışılmıştır. Aynı zamanda adsorpsiyon mekanizmasında sıcaklığın etkisini belirleyebilmek adına 10, 20 ve 30 °C olmak üzere üç farklı sıcaklık değeri çalışılmıştır. Adsorpsiyonun denge zamanı tespit edebilmek için belirli aralıklar ile numune alınıp kalıntı BFA tayini yapılmıştır. Çalışma şeması Çizelge 3.4'te verilmiştir.

Çizelge 3.4 BFA'nın İnaktif Çamur ile Adsorpsiyonunda Uygulanan Parametreler

| Biyokütle | 2000 mg/L |    |    |    |    |    |       |    |    |    |    |    |       |    |    |    |    |    |
|-----------|-----------|----|----|----|----|----|-------|----|----|----|----|----|-------|----|----|----|----|----|
| SICAKLIK  | 30 °C     |    |    |    |    |    | 20 °C |    |    |    |    |    | 10 °C |    |    |    |    |    |
| BFA, mg/L | 5         | 10 | 20 | 30 | 40 | 50 | 5     | 10 | 20 | 30 | 40 | 50 | 5     | 10 | 20 | 30 | 40 | 50 |

### 3.2.2.1. Adsorpsiyon Denemelerinde Kullanılan İstatistiksel Metotlar

BFA'nın inaktif çamur biyokütlesi tarafından adsorpsiyonla giderilmesi üzerine sıcaklığın, başlangıç BFA konsantrasyonunun etkisini istatistiksel olarak belirleyebilmek adına 0,05 önem düzeyine göre varyans analizi yapılmıştır. Varyans analizi yapabilmek için tüm çalışma konusunu içeren hipotezler kurulmuştur. Bu hipotezler aşağıda verilmiştir.

Sıcaklık ile ilgili hipotezler:

$H_0$  hipotezi: BFA'nın inaktif çamur ile adsorpsiyonunda sıcaklığın etkisi yoktur.

$H_1$  Hipotezi: BFA'nın inaktif çamur ile adsorpsiyonunda sıcaklığın etkisi vardır.

Konsantrasyon ile ilgili hipotezler:

H<sub>0</sub> Hipotezi: BFA'nın inaktif çamur ile adsorpsiyonunda BFA konsantrasyonunun etkisi yoktur.

H<sub>1</sub> Hipotezi: BFA'nın inaktif çamur ile adsorpsiyonunda BFA konsantrasyonunun etkisi vardır.

BFA'nın inaktif çamur biyokütlesi ile adsorpsiyonunda sıcaklık ve BFA konsantrasyonunun etki derecelerini belirleyebilmek için lineer çoklu regresyon yöntemi ile model oluşturulmuştur.

### 3.2.3. BFA'nın *Pseudomonas aeruginosa* ile Biyolojik olarak Giderimi

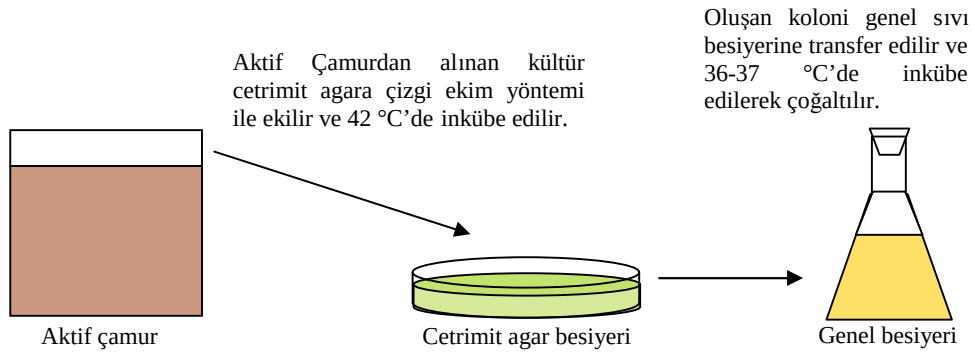
Çalışmanın bu aşamasında BFA'nın *P.aeruginosa* tarafından biyolojik olarak giderimi araştırılmıştır. 120 gün boyunca sentetik atıksu ve 10 mg/L BFA ile beslenmiş reaktörden *P.aeruginosa* izolasyonu gerçekleştirilmiştir. Bu işlem için *P.aeruginosa* için seçici besi yeri olan gliserollü cetrimit agar kullanılmıştır. 120 gün boyunca sentetik atıksu ve BFA ile beslenmiş reaktörden alınan örnek steril edilmiş katı cetrimit agar besiyerinin yüzeyine öze yardımıyla çizgi ekim yöntemiyle ekilmiş ve 42 °C' de 48 saat boyunca inkübe edilmiştir. Gliserollü cetrimit agarda 42 °C' de üreyebilen ve yeşil pigment oluşturan organizmanın *Pseudomas aeruginosa* olması güçlü bir ihtimaldir (Collins, 1979). Ancak elde edilen organizmanın *P. aeruginosa* olup olmadığını kesinleştirmek için ileri düzeyde deneyler yapılmıştır. Bu amaçla ilk olarak adı BBL™ Crystal™ Enteric/Nonfermenter ID Kit olan ticari bir bakteri identifikasyon yöntemi ile organizmanın 30 farklı substratı kullanıp kullanmadığına bakılmış ve elde edilen bulgulardan ticari kitin belirlemiş olduğu hesap yöntemine göre *P. aeruginosa* olduğu anlaşılmıştır (Barborosa ve ark., 2001). Daha ileri bir tanı yöntemi olan PCR ile PA-SS-F GGGGGATCTTCGGACCTCA ve PA-SS-R TCCTTAGAGTGCCACCCG primerleri kullanılarak 16SrDNA bölgesi incelenmiş ve DNA fragmant büyüklüğü 956bp bulunarak organizmanın *P.aeruginosa* olduğu ispatlanmıştır (Spilker ve ark., 2003). PCR ve BBL deneyleri Çukurova Üniversitesi Tıp Fakültesi Tıbbi Mikrobiyoloji Bölümü Laboratuvarı ile birlikte yürütülmüştür. Cetrimit agarda oluşan organizmalardan tek bir koloni emniyet kabininde öze ile sıyrılıp 5 g/L pepton, 2,5 g/L maya ektresi ve 1 g/L glukoz içeren steril sıvı

besiyerine ekilip, 36–37 °C’ de inkübasyona bırakılmıştır. Böylece cetrimit agar da elde edilen tek bir koloni genel sıvı besiyerinde çoğaltılmıştır. Sterilizasyon işlemleri 121 °C’de, 15 dakika otoklavlanarak yapılmıştır. Çoğaltılan *P.aeruginosa* ile BFA’nın biyolojik olarak giderimi çalışılmıştır. Mikroorganizma miktarı spektrofotometre kullanılarak 600 nm dalga boyunda optik yoğunluğa (OD<sub>600</sub>) göre tayin edilmiştir. BFA’nın *P.aeruginosa* ile biyolojik giderimin denemelerinde başlangıç mikroorganizma miktarı OD<sub>600</sub> göre 0,1 abs olarak ayarlanmıştır. Bu değer PCA katı besiyerinde yapılan sayıma göre yaklaşık olarak  $2,6 \times 10^7$  CFU/mL’dir (1 mL’de koloni oluşturan organizma sayısı). Çalışmada sıcaklığın, BFA konsantrasyonunun ve BFA ile birlikte ilave karbon kaynağı olarak glukozun etkisi araştırılmıştır. Çalışmalar 500 mL erlenmayerlerde 250 mL sıvı hacminde gerçekleştirilmiştir. BFA’nın tek karbon kaynağı olarak kullanıldığı çalışmada 15, 25 ve 35 °C’ de bazal mineral sıvı ortamında 5, 10, 20 ve 30 mg/L BFA konsantrasyonu olacak şekilde sabit mikroorganizma miktarı ile çalışılmıştır. Ayrıca BFA’nın ilave karbon kaynağı olarak glukoz varlığında giderimini tespit etmek amacıyla bazal mineral sıvı ortamında 0,5, 1 ve 2 g/L içerecek şekilde glukoz ilave edilerek sıcaklığı 35 °C’ ye ayarlanmış inkübatörde çalışılmıştır. Çalışma da kullanılan tüm malzemeler dış ortamdan gelebilecek başka organizmaların mevcudiyetini en aza indirmek için önceden otoklavlama işlemi ile steril edilmiştir. Çoğaltılan mikroorganizmalar steril edilmiş 50 ml’lik falkon santrifüj tüplerine emniyet kabininde bek alevi yanında aktarılıp ağzı kapalı bir şekilde 5000 rpm’de 45 dk santrifüj edilmiştir. Dibe çöktürülen mikroorganizmaların üst fazı ayrılıp, steril distile su ile yıkanıp tekrar santrifüj edilmiştir. Mikroorganizmaları organik madde kalıntılarından arındırmak için bu yıkama işlemi 3 kez tekrarlanmıştır. Vorteks cihazında mikroorganizmalar 30 dk. şiddetli bir şekilde çalkalanıp homojen hale getirilmiştir. Bazal mineral ve glukozlu bazal mineral çözeltileri kullanmadan önce steril edilmiştir. Ancak BFA otoklav altında yapısal olarak bozulabileceğinden, steril edilmiş çelik filtrasyon düzeneğine yerleştirilen 0,2 µm gözenek çapına sahip steril filtre kağıdından geçirilmiştir. Çalışma için tüm erlenmayerler steril edilmiş ve numune alma işlemi de uv kabinde bek alevi yanında steril pipetler ile yapılmıştır.

Mikroorganizmaların adsorpsiyon ile BFA giderimini ayırabilmek için otoklavlanmış mikroorganizmalar ile aynı şartlarda çalışma yapılmıştır.

Çizelge 3.5 Bazal Mineral Ortamı (Lobos ve ark., 1992)

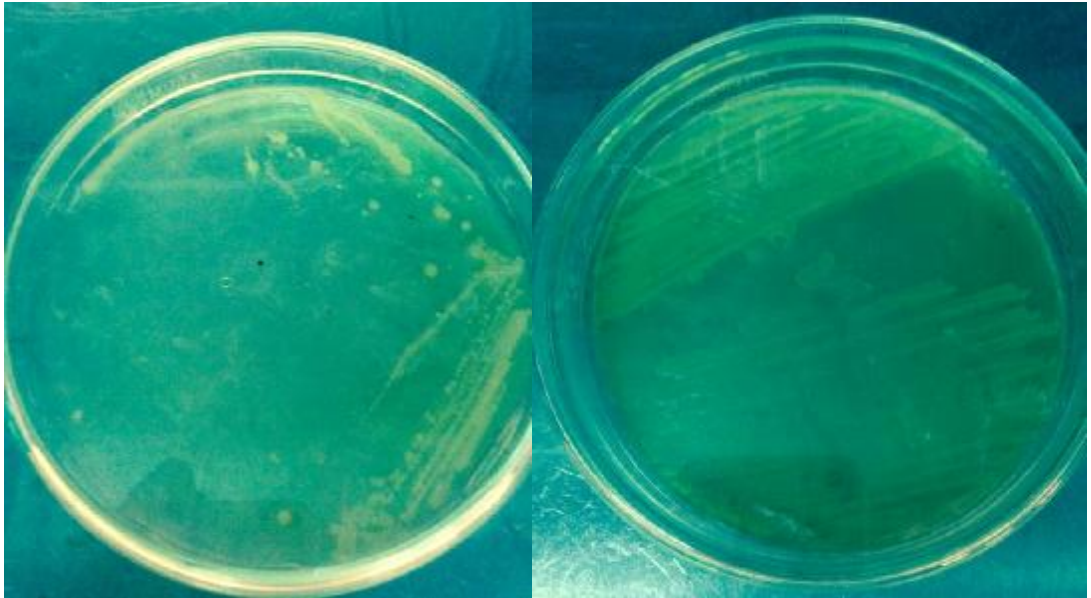
| Bileşik                              | Miktar (g/L) |
|--------------------------------------|--------------|
| K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>      | 4,35         |
| KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>      | 1,7          |
| NH <sub>4</sub> Cl                   | 2.1          |
| MgSO <sub>4</sub>                    | 0,2          |
| MnSO <sub>4</sub>                    | 0,05         |
| FeSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O | 0.01         |
| CaCl <sub>2</sub> 2H <sub>2</sub> O  | 0.03         |
| pH: 6,8-7,2                          |              |



Şekil 3.3. *Pseudomonas aeruginosa* İzolasyonu ve Çoğaltılmasını Gösteren Akım Şeması



Şekil 3.4. Ölçümlerde Kullanılan Spektrofotometre



Şekil 3.5 Cetrimit agar'da üretilmiş *Pseudomonas aeruginosa*

### 3.2.3.1. BFA'nın *P. aeruginosa* ile Biyolojik Giderim Deneylerinde Kullanılan İstatistiksel Metotlar

BFA'nın *P. aeruginosa* tarafından giderimi üzerine sıcaklığın, başlangıç BFA konsantrasyonunun etkisini istatistiksel olarak belirleyebilmek adına 0,05 önem düzeyine göre varyans analizi yapılmıştır. Varyans analizi yapabilmek için tüm çalışma konusunu içeren hipotezler kurulmuştur. Bu hipotezler aşağıda verilmiştir.

Sıcaklık ile ilgili hipotezler:

$H_0$  hipotezi: BFA'nın *Pseudomonas aeruginosa* tarafından gideriminde sıcaklığın etkisi yoktur.

$H_1$  Hipotezi: BFA'nın *Pseudomonas aeruginosa* tarafından gideriminde sıcaklığın etkisi vardır.

Konsantrasyon ile ilgili hipotezler:

$H_0$  Hipotezi: BFA'nın *Pseudomonas aeruginosa* tarafından gideriminde BFA konsantrasyonunun etkisi yoktur.

$H_1$  Hipotezi BFA'nın *Pseudomonas aeruginosa* tarafından gideriminde BFA konsantrasyonunun etkisi vardır.

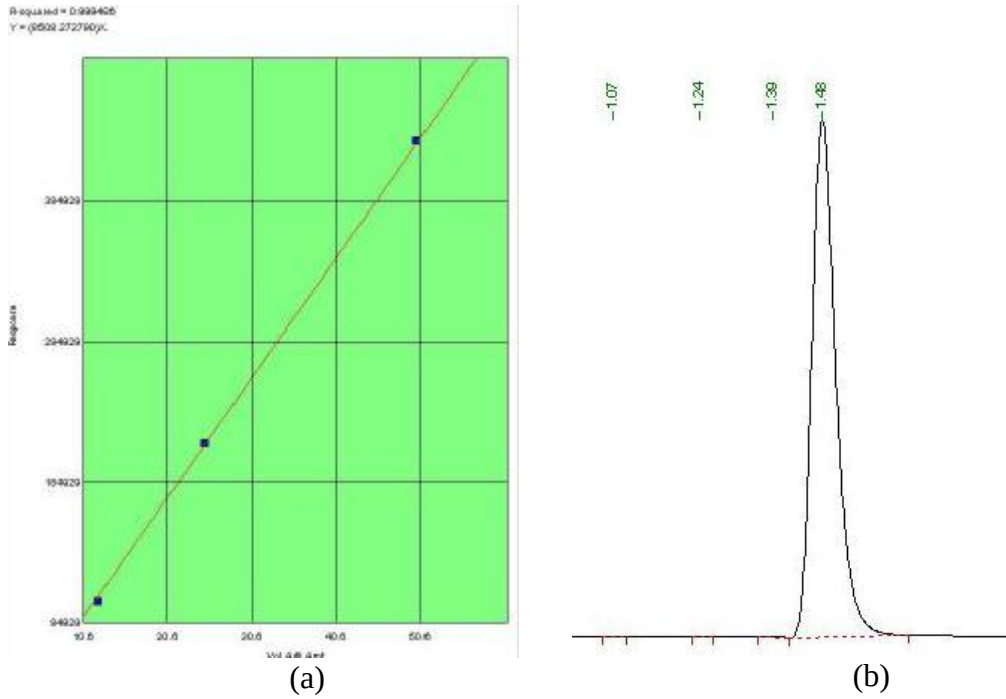
BFA kirleticisinin *Pseudomonas aeruginosa* tarafından gideriminde BFA konsantrasyonunun ve sıcaklığın etki derecelerini belirleyebilmek için çoklu regresyon yöntemi ile model oluşturulmuştur.

### 3.2.4. BFA Tayin Yöntemi

BFA analizi için numuneler önce katı faz ekstraksiyon işleminden geçirilmiştir. Katı faz ayırma işleminde Oasis HLB kartuşları kullanılmış olup sırasıyla metanol ile 3 mL/dk vakum altında şartlandırma, ultra saf su ile kartuşu 3 mL/dk hız ile yıkama, BFA içeren atıksu 2 mL/dk hızla istenilen miktarda olmak üzere kartuşa yükleme, BFA ile birlikte tutunması muhtemel olan maddelerin kartuştan ayrılması için 3 mL %2'lik metanol çözeltisi ile 20 mL/dk hızla kartuşu yıkama ve son olarak kartuş üzerinde tutulan etken maddenin geri kazanılması için istenilen miktarda metanol ile 2 mL/dk hızla geri kazanma işlemi uygulanmıştır.

(Kang ve Kondo, 2005). Daha sonra HPLC/UV cihazında BFA tespiti %100 metanol mobil fazında 278 nm dalga boyunda Zorbax Eclipse XDB-C18 4,6x150mm 5 µm kolonu kullanılarak 10µL enjeksiyon hacminde 1,0 mL/dak akış hızında gerçekleştirilmiştir.

BFA tayini için HPLC/UV cihazından 12,5, 25, ve 50 mg/L konsantrasyonlar için hazırlanan kalibrasyon eğrisi üzerinden numunelerde ki BFA miktarları tayin edilmiştir. Hazırlanan kalibrasyon eğrisinin  $R^2$  değeri 0,99948'dir. Yukarıda anlatılan HPLC ölçüm şartlarında BFA 'ya ait pik 1,48. dakikada tespit edilmiştir.



Şekil 3.6. BFA Kalibrasyon Eğrisi Grafiği (a), BFA'ya Ait Pik (b)



Şekil 3.7 BFA Tayininde Kullanılan HPLC/UV Cihazı

#### 4. BULGULAR VE TARTIŞMA

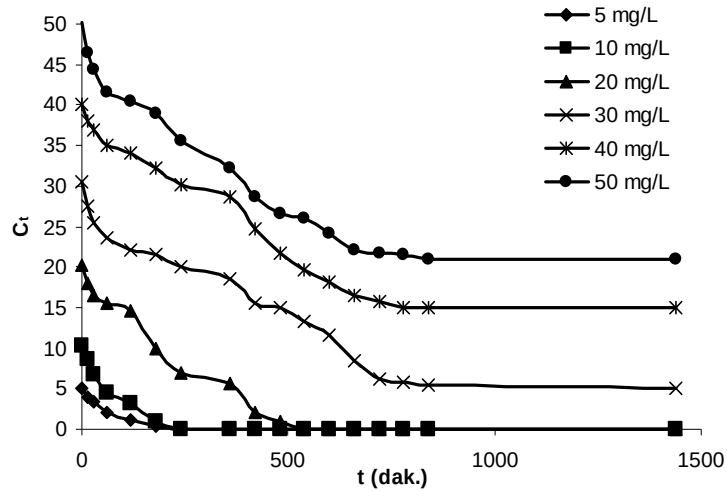
##### 4.1. BFA'nın Biyotik Giderimi Denemelerinden Elde Edilen Bulgular

Çalışmanın birinci aşamasında, BFA'nın aktif çamur ile biyotik olarak giderim denemelerinden elde edilen bulgular Şekil 4.1-12'de verilmiştir.

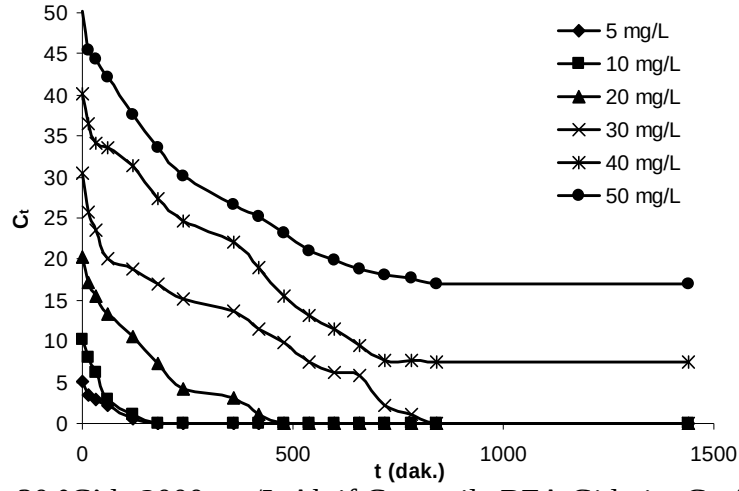
##### 4.1.1. Aktif Çamur ile Yapılan Denemelerden Elde Edilen Bulgular

##### 4.1.1.1. BFA Konsantrasyonunun Etkisi

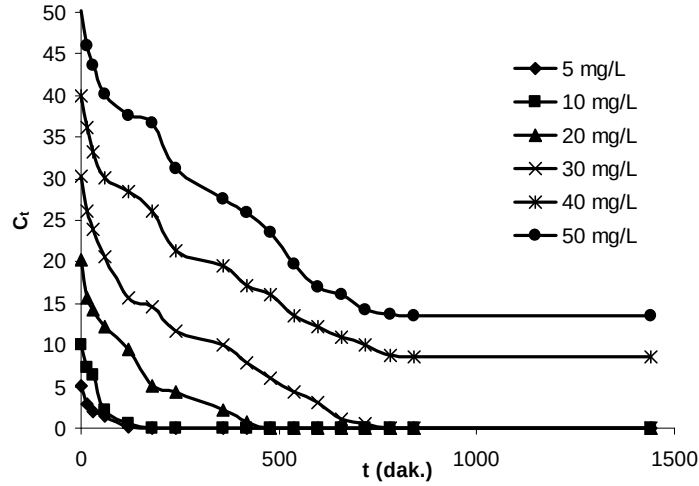
Şekil 4.1-12'de grafiklerde zamana karşı "t" zamandaki kalıntı BFA konsantrasyonlarını ( $C_t$ , mg/L) gösteren grafikler, farklı sıcaklık ve biyokütle uygulamalarından elde edilmiştir.



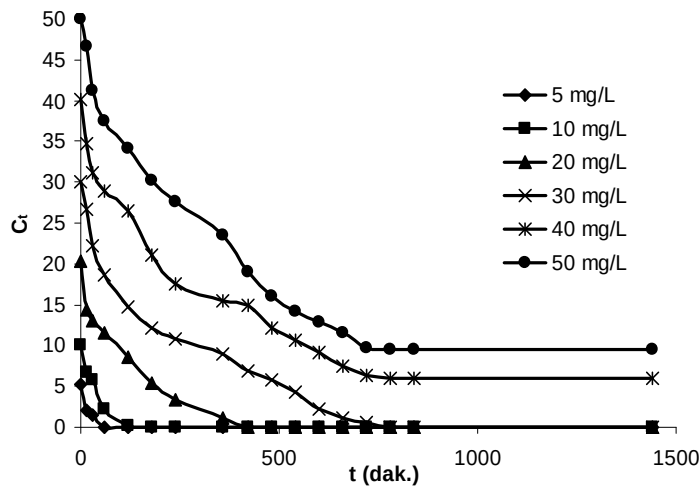
Şekil 4.1. 30 °C'de 1000 mg/L Aktif Çamur ile BFA Giderim Grafiği



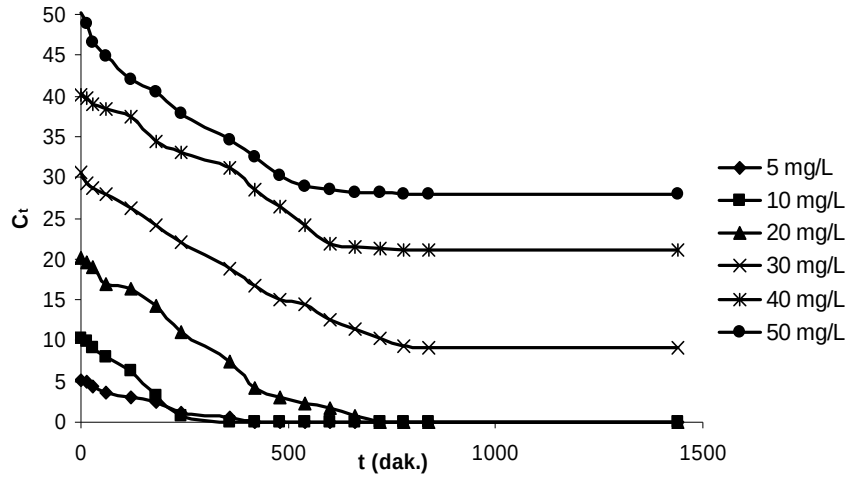
Şekil 4.2. 30 °C'de 2000 mg/L Aktif Çamur ile BFA Giderim Grafiği



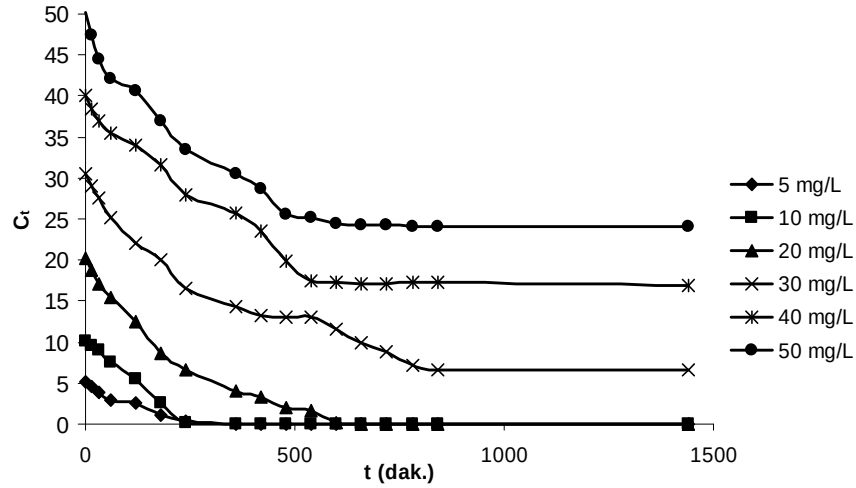
Şekil 4.3. 30 °C'de 3000 mg/L Aktif Çamur ile BFA Giderim Grafiği



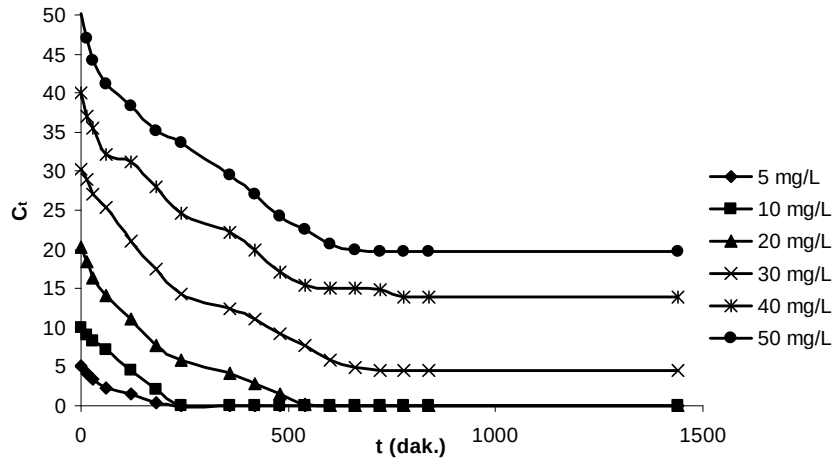
Şekil 4.4. 30 °C'de 4000 mg/L Aktif Çamur ile BFA Giderim Grafiği



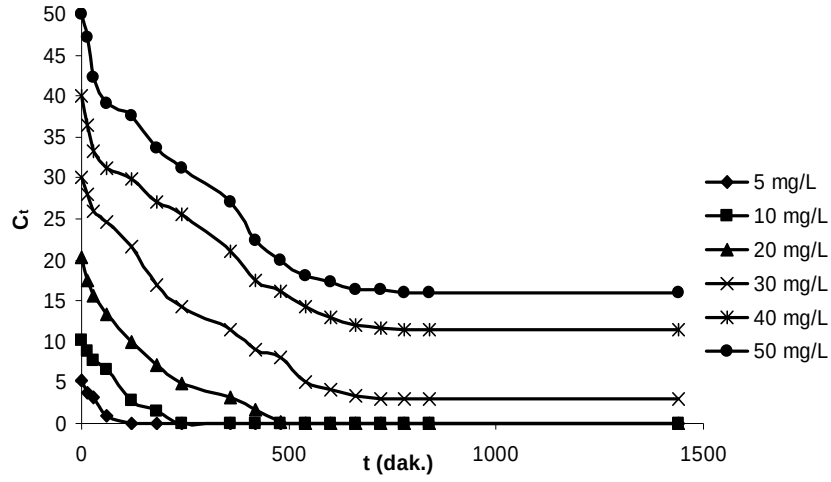
Şekil 4.5. 20 °C'de 1000 mg/L Aktif Çamur ile BFA Giderim Grafiği



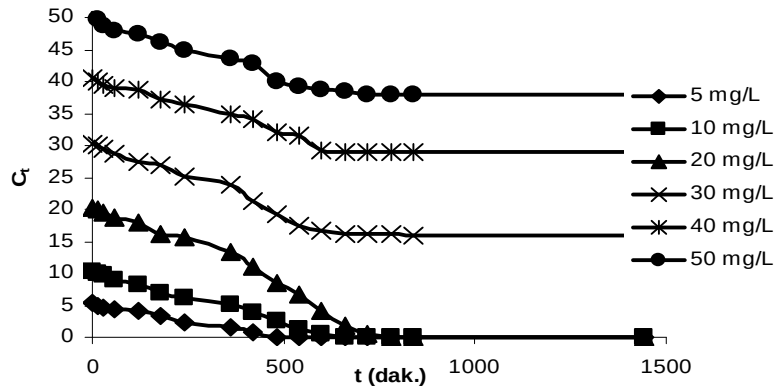
Şekil 4.6. 20 °C'de 2000 mg/L Aktif Çamur ile BFA Giderim Grafiği



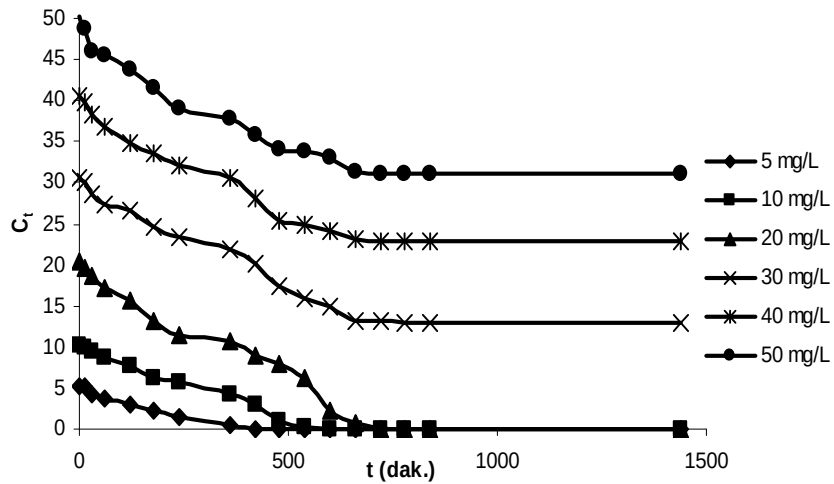
Şekil 4.7. 20 °C'de 3000 mg/L Aktif Çamur ile BFA Giderim Grafiği



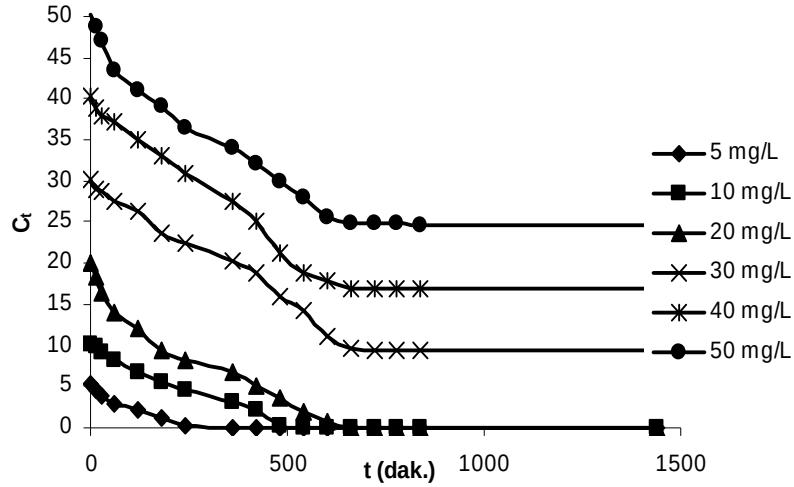
Şekil 4.8. 20 °C'de 4000 mg/L Aktif Çamur ile BFA Giderim Grafiği



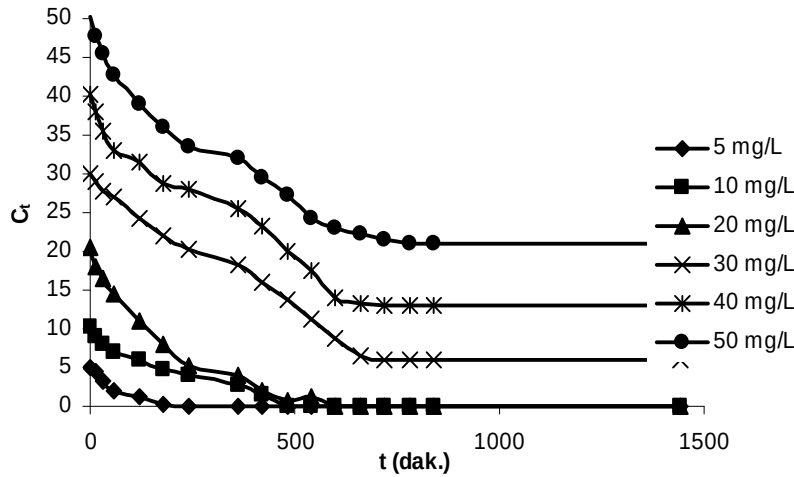
Şekil 4.9. 10 °C'de 1000 mg/L Aktif Çamur ile BFA Giderim Grafiği



Şekil 4.10. 10 °C'de 2000 mg/L Aktif Çamur ile BFA Giderim Grafiği



Şekil 4.11. 10 °C’de 3000 mg/L Aktif Çamur ile BFA Giderim Grafiği



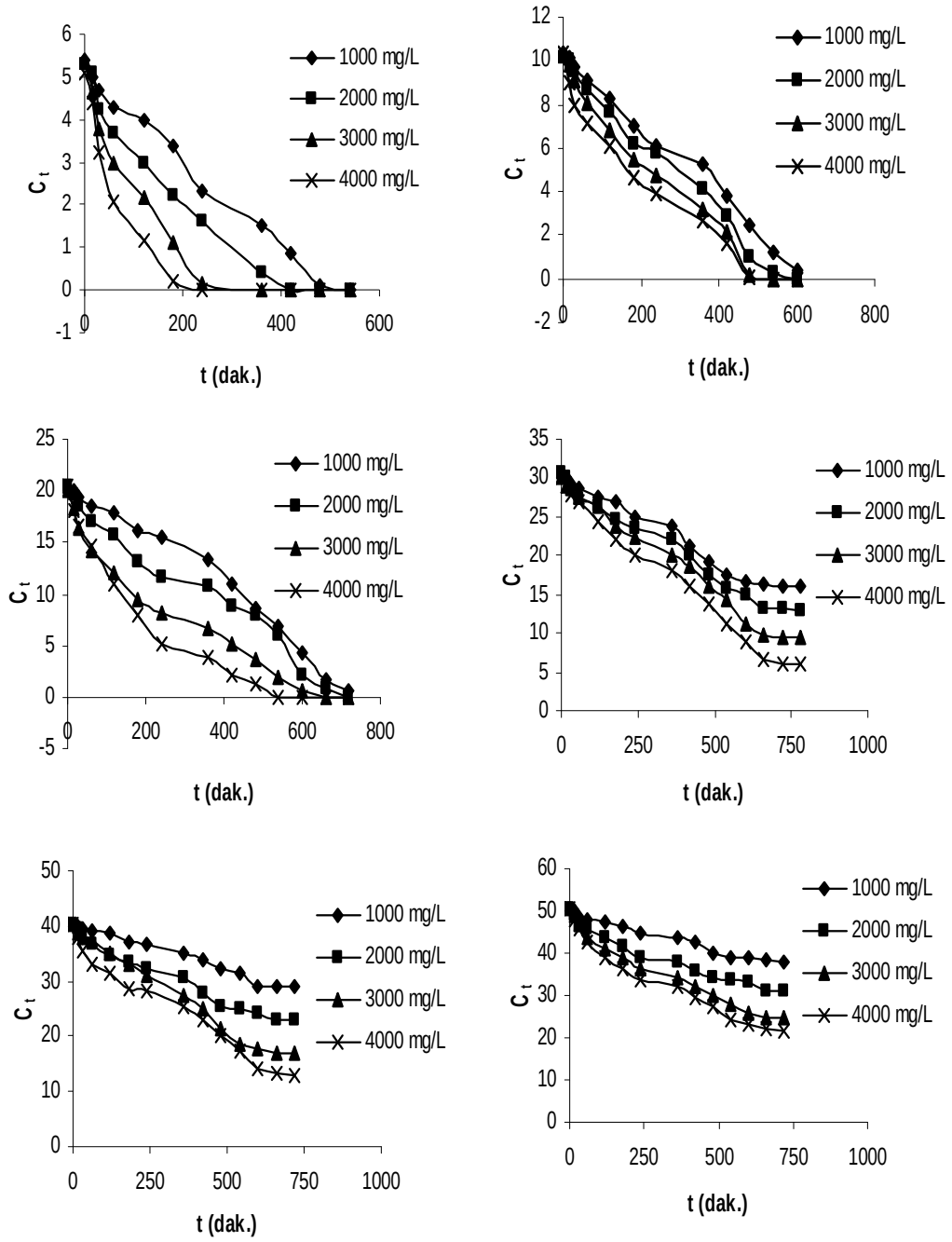
Şekil 4.12. 10 °C’de 4000 mg/L Aktif Çamur ile BFA Giderim Grafiği

Şekil 4.1-12’den görüldüğü üzere BFA’nın aktif çamur biyokütlesi ile biyotik olarak giderilmesinde, BFA konsantrasyonunun artmasının BFA giderim verimini etkilediği görülmektedir. Çalışılan tüm sıcaklık ve biyokütle konsantrasyonlarının tamamında 5, 10 ve 20 mg/L’lik BFA konsantrasyonlarının tamamen giderildiği bulunmuştur. Bunun dışında 30 mg/L BFA denemesinde 20 °C’de 2000 mg/L aktif çamur biyokütlesi uygulandığında BFA’nın 720 dakikada % 70 giderilirken, 40 mg/L BFA’nın % 57, 50 mg/L BFA konsantrasyonunun ise % 51 giderildiği tespit edilmiştir. Biyotik giderimin aktif çamur denemelerinde, 40 ve 50 mg/L’lik BFA konsantrasyonlarında %100 giderim verimi elde edilememiştir. BFA

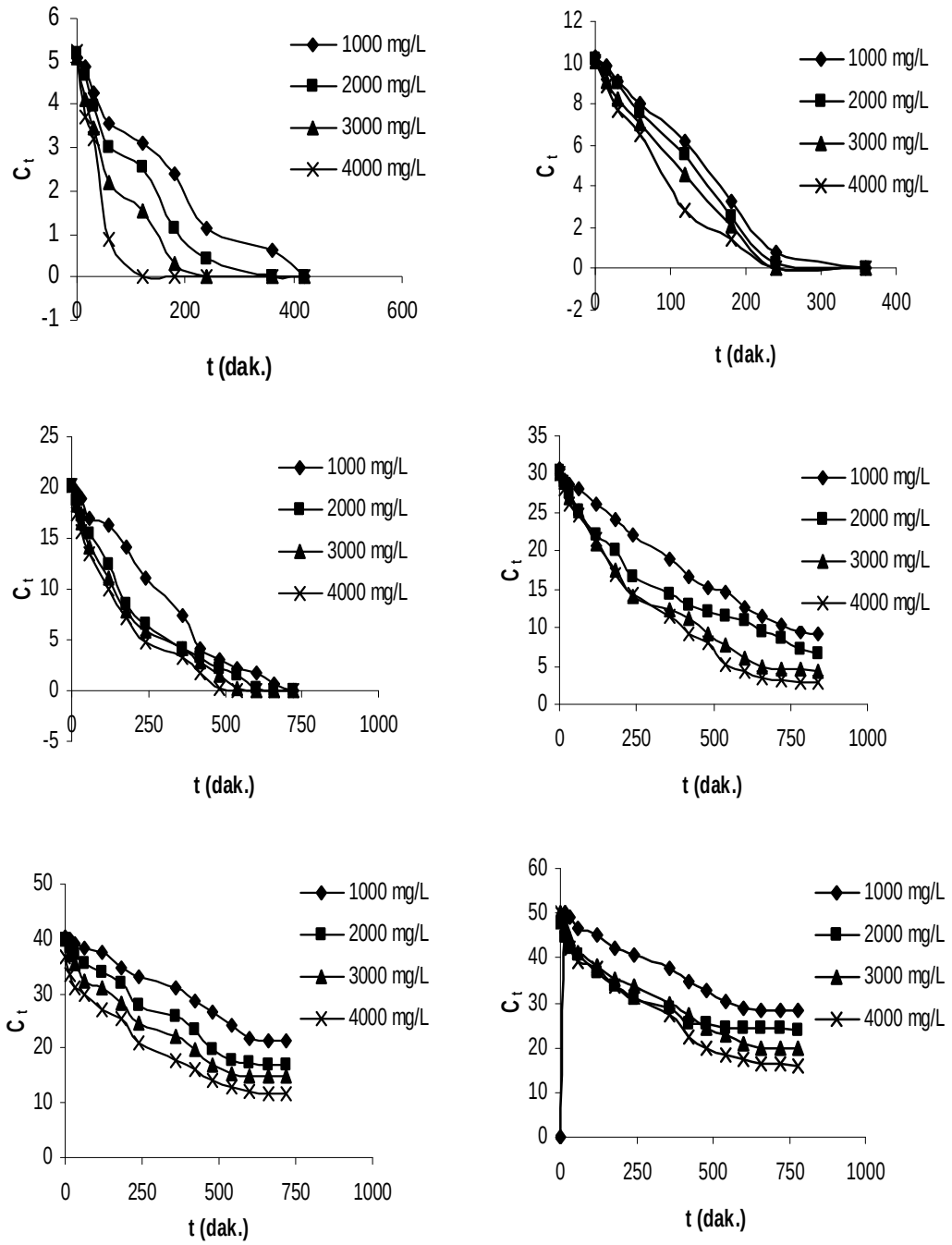
konsantrasyonunun arttırılması durumunda giderim süresinin de arttığı görülmüştür. Örneğin 10 mg/L BFA, 20 °C’de 2000 mg/L aktif çamur biyokütlesi tarafından 180 dakikada tamamen giderilirken, 20 mg/L BFA’nın tamamen giderilmesinin 480 dakika sürdüğü tespit edilmiştir. Kaynaklarda BFA’nın aktif çamur ile giderim çalışmaları sınırlı olup Kim ve ark. (2008), 30 °C’de 1000 mg/L nitrifikasyon bakterilerinin yaygın olduğu aktif çamur biyokütlesi ile 10 mg/L BFA’nın 12. saatte % 70 giderildiğini tespit etmişlerdir. Ancak bu çalışmada 30 °C’de 1000 mg/L aktif çamur biyokütlesi tarafından 10 mg/L BFA 6 saatte %100 giderilmiştir. Kim ve ark. (2008) aynı çalışmada 100 mg/L BFA’nın 24 saat sonunda % 50’den fazla giderildiğini de bildirmişlerdir. Bu çalışmada ise 50 mg/L BFA 24 saat sonunda % 58 giderilmiştir. Bu çalışmada 50 mg/L ‘nin üzerinde BFA konsantrasyonlarının etkisi araştırılmamıştır. Buna rağmen giderim verimlerindeki bu fark kullanılan biyokütlenin özelliklerinden kaynaklanabileceği düşünülmektedir. Nitekim bu çalışmadan farklı olarak Kim ve ark.’nın (2008) kullandıkları biyokütle, 30 gün çamur yaşına sahip ve nitrifikasyon bakterilerinin ağırlıklı olduğu bir biyokütledir. Bu çalışmada ise BFA’nın biyotik gideriminde kullanılan biyokütle 10 gün çamur yaşında işletilen aktif çamurdan hazırlanmıştır.

#### **4.1.1.2. Aktif Çamur Biyokütle Konsantrasyonunun Etkisi**

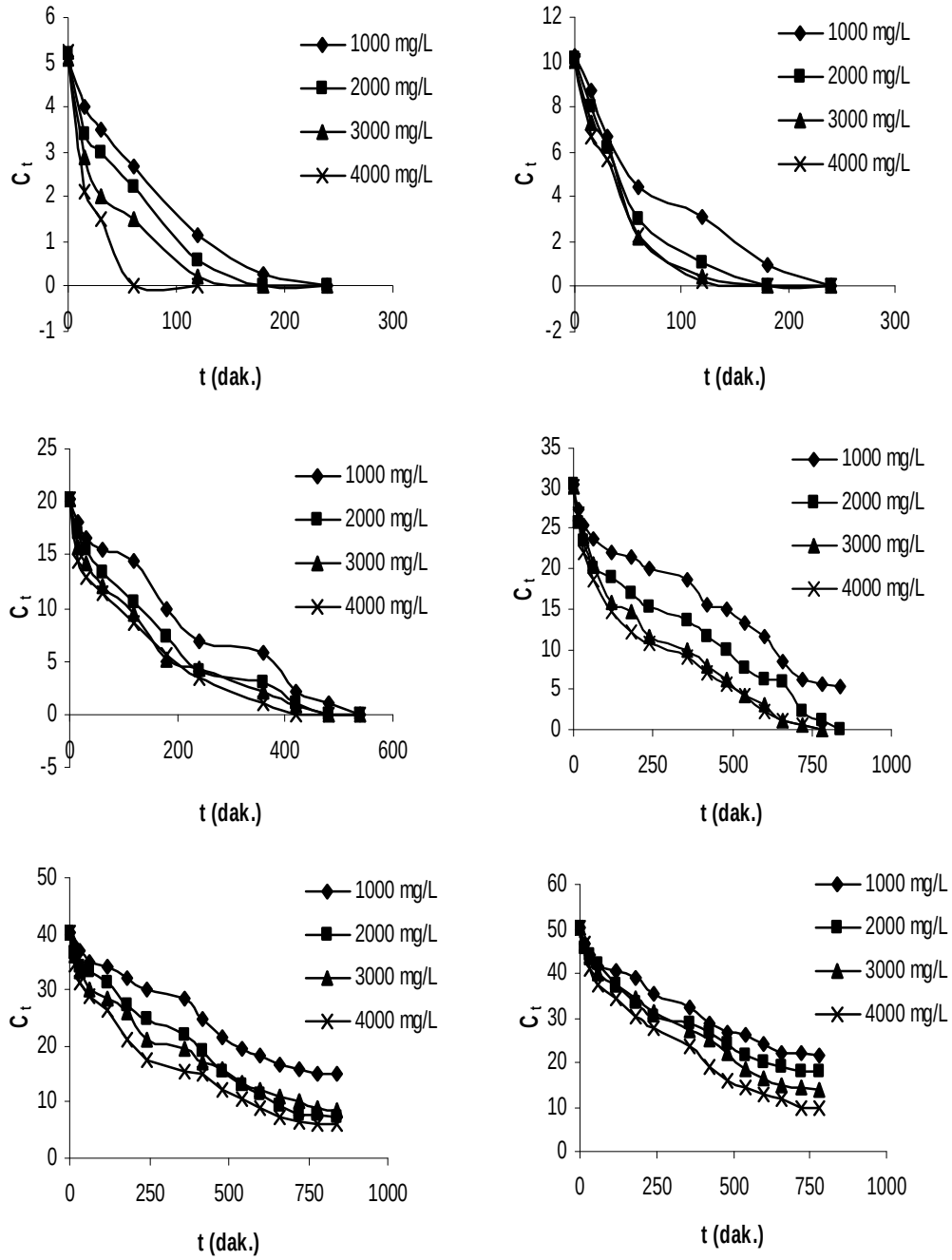
Uygulanan farklı sıcaklık ve farklı BFA konsantrasyonları için biyokütle konsantrasyonlarının etkisini gösteren grafikler Şekil. 4.13-15’de verilmiştir.



Şekil 4.13. 10 °C’de Altı farklı BFA Konsantrasyonu için Biyokütle Etkisini Gösteren Grafikler



Şekil 4.14. 20 °C’de Altı farklı BFA Konsantrasyonu için Biyokütle Etkisini Gösteren Grafikler

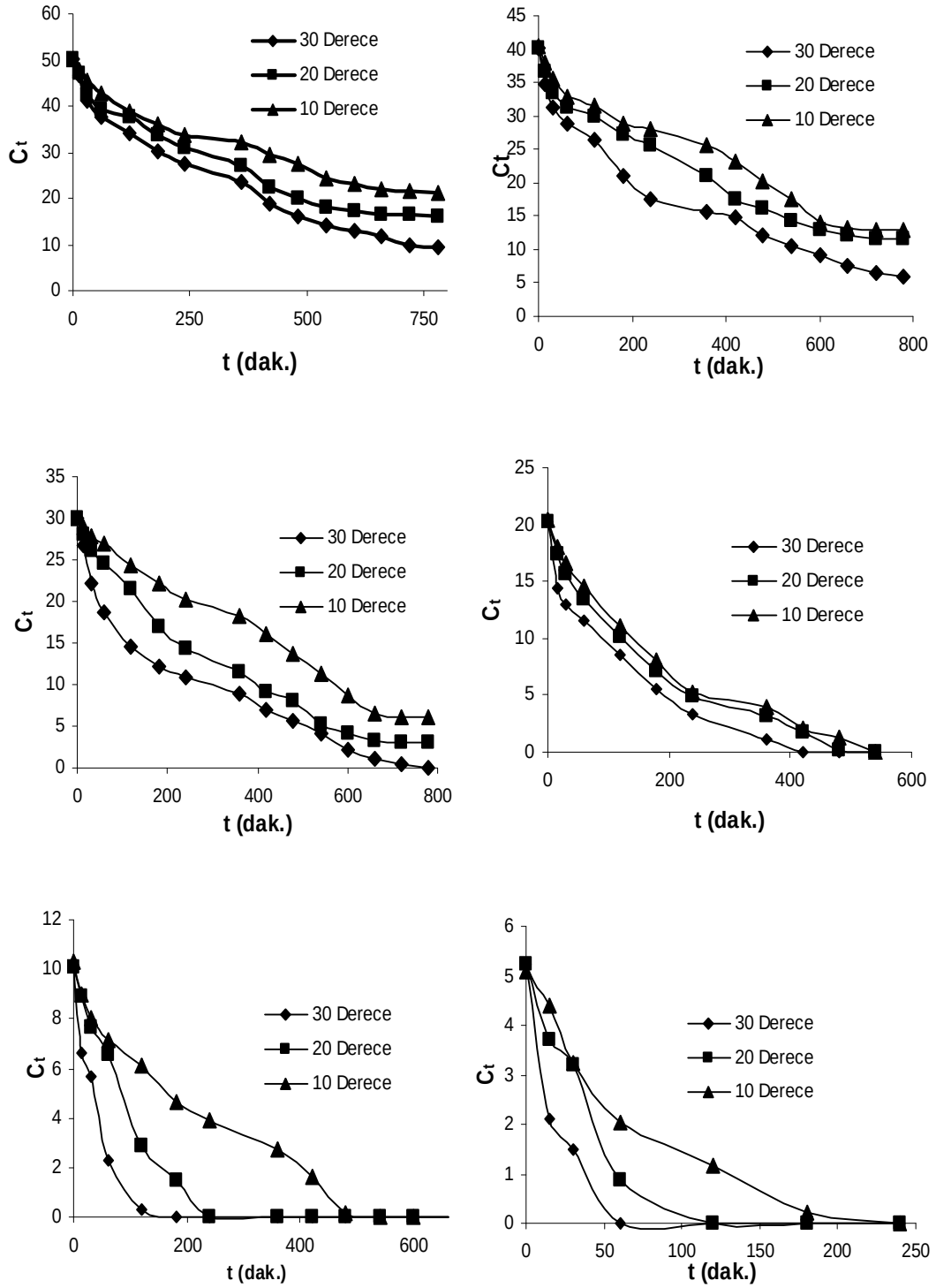


Şekil 4.15. 30 °C’de Altı farklı BFA Konsantrasyonu için Biyokütle Etkisini Gösteren Grafikler

Grafiklerden de görüldüğü üzere aktif çamur biyokütlesinin artırılması BFA giderim oranlarını önemli ölçüde arttırmıştır. Bu durumun, tahmin edileceği üzere biyokütlenin artmasıyla biyolojik parçalamayı gerçekleştiren mikroorganizmaların sayısının artmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Örneğin 30 °C’de 1000 mg/L aktif çamur biyokütlesi kullanılması durumunda 50 mg/L BFA konsantrasyonu 12 saatte % 56 giderilirken, 2000 mg/L aktif çamur biyokütlesi ile % 64, 3000 mg/L aktif çamur biyokütlesi ile % 71 ve 4000 mg/L aktif çamur biyokütlesi ile % 81 oranında giderilmiştir. Bu bulgulara göre, 50 mg/L gibi yüksek BFA konsantrasyonlarının verimli bir şekilde aktif çamur sistemlerinde giderilebilmesi için yüksek biyokütle miktarlarına ihtiyaç duyulacağı ortaya çıkmaktadır. Deneysel çalışmalar aynı zamanda aktif çamur biyokütle konsantrasyonunun BFA ‘nın giderim süresi üzerinde de etkili olduğunu göstermiştir. 20 °C’de 5 mg/L BFA konsantrasyonunun tamamen giderilmesi 1000 mg/L aktif çamur biyokütlesi ile 420 dakikada gerçekleşirken, 2000 mg/L aktif çamur biyokütlesi ile 360 dakikada, 3000 mg/L aktif çamur biyokütlesi ile 240 dakika ve 4000 mg/L aktif çamur biyokütlesi kullanılması durumunda ise 120 dakikada gerçekleşmiştir. Bu durumun sentetik atıksu ortamında bulunan BFA başına düşen mikorganizma sayısının artmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.

#### 4.1.1.3. Biyotik Giderime Sıcaklığın Etkisi

Şekil 4.16’da 4000 mg/L aktif çamur biyokütle uygulamasında altı farklı BFA konsantrasyonu için sıcaklığın etkisini gösteren grafikler verilmiştir.



Şekil 4.16. 4000 mg/L Biyokütle ile Altı Farklı BFA Konsantrasyonu için Sıcaklığın Etkisini Gösteren Grafikler

Birinci aşamada sıcaklığın etkisini göstermek için yapılan çalışmalardan elde edilen bulgulara göre, aktif çamur biyokütlesi ile BFA'nın biyotik gideriminde sıcaklığın artmasıyla giderim veriminde arttığı tespit edilmiştir. Örneğin 720 dakikada 30 °C'de 50 mg/L BFA'nın 4000 mg/L aktif çamur biyokütlesi uygulamasında % 81 giderilirken, 20 ve 10 °C'lerde sırasıyla % 67 ve % 57 oranında giderildiği tespit edilmiştir. Ayrıca sıcaklığın artması aktif çamurda BFA'nın biyotik giderim hızını da arttırdığı görülmüştür. Bu durumu bulgulara göre açıklamak gerekirse, 5 mg/L BFA'nın 4000 mg/L aktif çamur biyokütlesi uygulamasında tamamen giderilmesi 30 °C'de 60 dakika sürerken 20 ve 10 °C'lerde sırasıyla 120 ve 240 dakika sürdüğü tespit edilmiştir. Atıksuyun sıcaklığı, bünyesinde taşınan termal enerjiyi gösterir. Biyolojik aktivite hızı sıcaklığa bağlıdır. Belirli bir değere kadar artan sıcaklık ile biyolojik aktivite hızı da artar (Toprak, 2000). Kaynaklara göre aerobik ve mezofilik bakteriyal faaliyet için optimum sıcaklık aralığı 25 ile 35 °C arasındadır. Aerobik biyolojik giderim ve nitrifikasyon süreçleri sıcaklığın 50 °C'ye yükselmesi ile durur. Sıcaklığın 5 °C'ye düşmesiyle aktif çamur bakterilerinin fonksiyonları durma noktasına gelir (Metcalf ve Eddy, 2003). Sıcaklığın değişmesiyle ortaya çıkan bu gibi durumlar, kirleticilerin mineralizasyonunda görev yapan bakterilerin fonksiyonları etkilediğinden nihayetinde kirleticilerin giderimi üzerinede etki etmektedir. Bu çalışmada sıcaklık ile ilgili denemelerde görüldüğü gibi kaynaklarda verilen bilgilere paralel bulgular elde edilmiştir.

#### 4.1.1.4. Bulguların İstatistiksel Değerlendirilmesi

Çalışmanın bu kısmına kadar elde edilen bulguların istatistiksel değerlendirmesi, aktif çamur biyokütlesi ile yapılan çalışmalardan elde edilen bulgulara dayanmaktadır. Çalışmada kurulan hipotezlerin ardından yapılan varyans analizi ve çoklu regresyon analizinden elde edilen sonuçlar Çizelge 4.1-4'de verilmiştir.

Çizelge 4.1. Sıcaklık için Varyans Analizi Sonuçları

| <b>SICAKLIK</b> |                 |    |              |        |             |
|-----------------|-----------------|----|--------------|--------|-------------|
|                 | Kareler Toplamı | df | Kareler ort. | F      | p           |
| Gruplar Arası   | 7182,025        | 2  | 3591,013     | 10,427 | <b>,000</b> |
| Grup İçi        | 23763,496       | 69 | 344,398      |        |             |
| Toplam          | 30945,521       | 71 |              |        |             |

Bu çalışmada, sıcaklığın BFA giderimi üzerine etkisini ortaya koyabilmek için yapılan denemelerden elde edilen bulgulara dayalı varyans analizine göre üç farklı sıcaklık grubundaki giderim verimlerinin aralarındaki farkın  $p < 0,05$  önem değerine göre istatistiksel açıdan anlamlı olduğu ortaya çıkmıştır. Bu sonuç sıcaklıkla ilgili yapılan deneysel çalışmanın gösterdikleri ile uyum içindedir. Bu durumda sıcaklık ile ilgili kurulmuş olan hipotezlerden  $H_0$  hipotezi reddedilmiş ve  $H_1$  hipotezi kabul edilmiştir. Dolayısıyla BFA'nın aktif çamur sistemlerinde biyolojik gideriminde sıcaklığın etkisinin olduğu istatistiksel olarak ta ortaya koyulmuştur.

Çizelge 4.2 BFA Konsantrasyonu için Varyans Analizi Sonuçları

| <b>BFA KONSANTRASYONU</b> |                 |    |              |        |             |
|---------------------------|-----------------|----|--------------|--------|-------------|
|                           | Kareler Toplamı | df | Kareler ort. | F      | p           |
| Gruplar Arası             | 13563,546       | 5  | 2712,709     | 10,300 | <b>,000</b> |
| Grup İçi                  | 17381,976       | 66 | 263,363      |        |             |
| Toplam                    | 30945,521       | 71 |              |        |             |

Bu çalışmada, BFA konsantrasyonunun, BFA giderimi üzerine etkisini ortaya koyabilmek için yapılan denemelerden elde edilen bulgulara dayalı varyans analizine göre altı farklı BFA konsantrasyon grubuna ait giderim verimlerinin aralarındaki farkın  $p < 0,05$  önem değerine göre istatistiksel açıdan anlamlı olduğu ortaya çıkmıştır. Bu durumda BFA konsantrasyonu ile ilgili kurulmuş olan hipotezlerden  $H_0$  hipotezi reddedilmiş,  $H_1$  hipotezi kabul edilmiştir. Dolayısıyla BFA'nın aktif çamur sistemlerinde biyolojik gideriminde BFA konsantrasyonunun etkisinin olduğu istatistiksel olarak ta ortaya koyulmuştur.

Çizelge 4.3. Biyokütle Miktarları için Varyans Analizi Sonuçları

| BİYOKÜTLE     |                 |    |              |       |             |
|---------------|-----------------|----|--------------|-------|-------------|
|               | Kareler Toplamı | df | Kareler ort. | F     | p           |
| Gruplar Arası | 4515,478        | 3  | 1505,159     | 3,873 | <b>,013</b> |
| Grup İçi      | 26430,043       | 68 | 388,677      |       |             |
| Toplam        | 30945,521       | 71 |              |       |             |

Bu çalışmada, aktif çamur biyokütle konsantrasyonunun BFA giderimi üzerine etkisini ortaya koyabilmek için yapılan denemelerden elde edilen bulgulara dayalı varyans analizine göre dört farklı aktif çamur biyokütle konsantrasyon grubuna ait giderim verimlerinin aralarındaki farkın  $p < 0,05$  önem değerine göre istatistiksel açıdan anlamlı olduğu ortaya çıkmıştır. Aktif çamur biyokütle konsantrasyonu ile ilgili kurulmuş olan hipotezlerden  $H_0$  hipotezi reddedilmiş olup  $H_1$  hipotezi kabul edilmiştir. BFA'nın aktif çamur sistemlerinde biyolojik gideriminde aktif çamur biyokütle konsantrasyonunun etkisinin olduğu istatistiksel olarak ta ortaya koyulmuştur.

Çizelge 4.4. Çoklu Regresyon Modeli Sabitleri

| Değişkenler                               | Sabitler |           | R <sup>2</sup> | t       | p    |
|-------------------------------------------|----------|-----------|----------------|---------|------|
|                                           | B        | Std. Hata |                |         |      |
| Sabit                                     | 5,785    | 4,919     | 0,738          | 2,382   | ,24  |
| Sıcaklık                                  | 1,202    | 0,157     |                | 7,941   | ,000 |
| Biyokütle                                 | 7,077    | 1,150     |                | 6,403   | ,000 |
| C <sub>o</sub>                            | -0,791   | 0,81      |                | -10,460 | ,000 |
| Bağımlı Değişken: BFA giderim verimi (GV) |          |           |                |         |      |

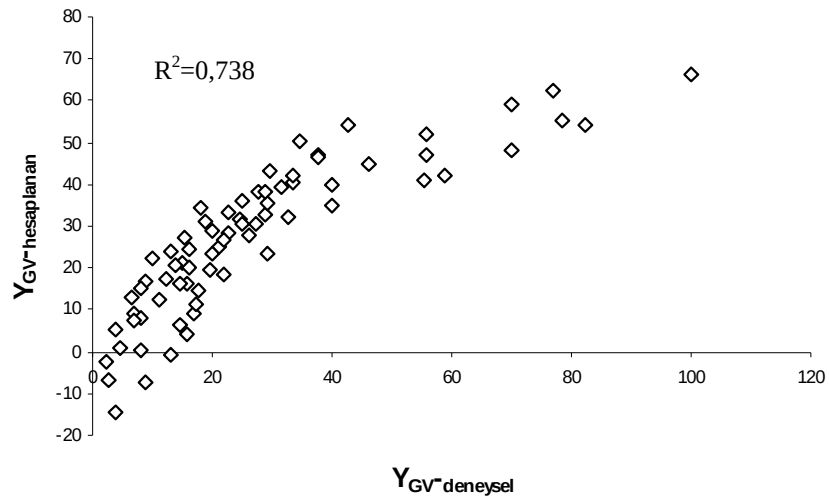
Bu çalışmada, bulguları istatistiksel olarak değerlendirmede kullanılan çoklu regresyon modeli, bir bağımlı değişkenin birden fazla bağımsız değişken tarafından etkilendiği durumlarda bağımlı değişken ile bağımsız değişkenler arasındaki ilişkinin derecesini belirlenmede kullanılan bir yöntemdir. Çoklu regresyon modelinden elde edilen  $R^2$  değeri (Çizelge 4.4) bağımsız değişkenlerin tamamının bağımlı değişkendeki değişimin % olarak ne kadarını açıkladığını gösterir (Çelik, 2011).

Çoklu regresyon yönteminden elde edilen veriler göz önüne alındığında sıcaklık, biyokütle ve başlangıç BFA konsantrasyonunun giderim verimindeki değişimin yaklaşık % 74'ünü açıkladığı görülmektedir. Bu modele göre bağımlı

değişkendeki % 26 ‘lük olan kısım başka faktörlere bağımlı olduğu sonucu çıkmaktadır. Sabitlerden elde edilen modelin eşitliği aşağıda verilmiştir.

$$y_{GV} = 5,785 + 1,202x_{Sıcaklık} + 7,077x_{Biyokütle} - 0,792x_{Co}$$

Yukarıdaki eşitlikte bağımsız değişkenlerin önündeki katsayılar bu değişkenler ile bağımlı değişken arasındaki ilişkinin derecesinin bir ölçüsüdür. BFA konsantrasyonunu gösteren  $C_o$  değişkeninin katsayısının negatif çıkmasının nedeni BFA konsantrasyonunun artması ile BFA giderim veriminin azalmasından kaynaklanmaktadır. Yukarıdaki eşitlikte tanımlanmış olan sıcaklık, biyokütle ve BFA konsantrasyonlarının değerlerinin yerine koyulması ile hesaplanan giderim verimleri tahmin edilir. Şekil 4.17’de çoklu regresyon modelinden hesaplanan “ $y_{GV}$ ” değerlerine karşı deneysel “ $y_{GV}$ ” değerlerinin grafiği verilmiştir.



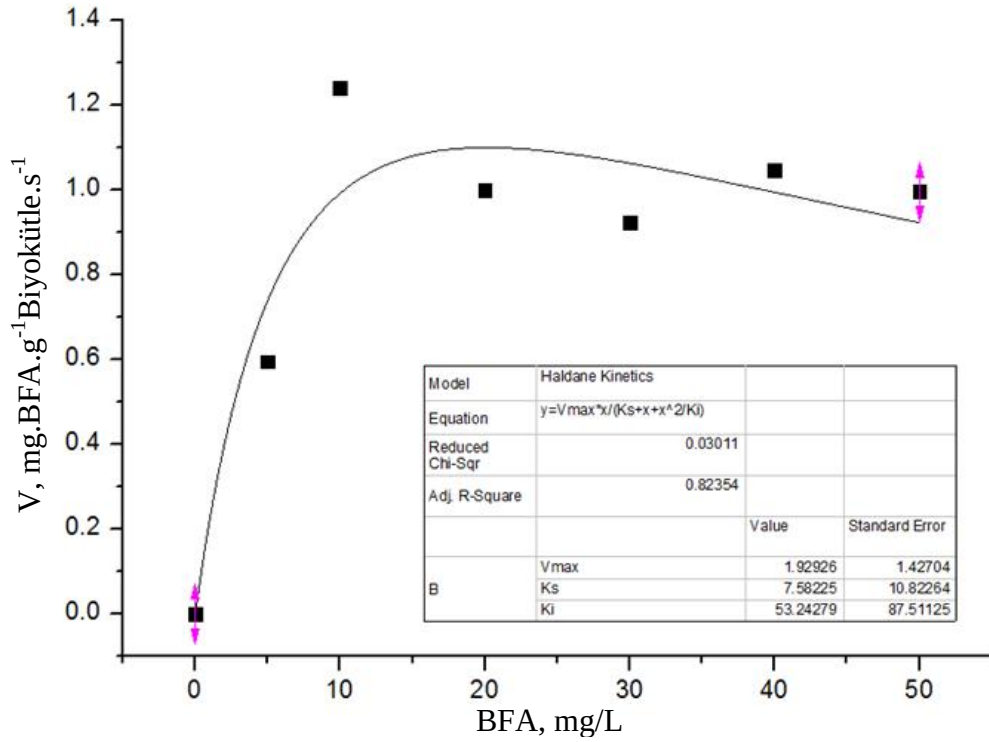
Şekil 4.17. Çoklu Regresyon Eşitliğinden Hesaplanan “ $y_{GV}$ ” değerlerine Karşı Deneysel “ $y_{GV}$ ” Değerleri

#### 4.1.1.5. Aktif Çamur ile BFA Giderim Kinetiği

BFA'nın aktif çamur ile gideriminde uygulanan BFA konsantrasyonlarının inhibisyon etkisini, en yüksek özgün büyüme hızını ve substrat yarı doygunluk sabitini belirleyebilmek için Haldane eşitliği kullanılmıştır.

$$V = \frac{V_{maks} \cdot S}{K_s + S + \frac{S^2}{K_i}} \quad (4.1)$$

V ve  $V_{maks}$  sırasıyla özgün ve en yüksek özgün substrat giderim hızı ( $\text{mg.BFA.g}^{-1}\text{Biyokütle.s}^{-1}$ ), S,  $K_s$  ve  $K_i$  sırasıyla substrat, substrat yarı doygunluk sabiti ve inhibisyon konsantrasyonudur ( $\text{mg/L}$ ). Haldane eşitliğindeki parametreler Origin 3.0 programı kullanılarak çözülmüştür (Şekil 4.18. Bu çalışmada Haldane kinetik eşitliğindeki parametreleri ortaya koymak için 2000 mg/L biyokütle konsantrasyonu ve 20 °C sıcaklık seçilmiştir (Deng ve ark., 2011).



Şekil 4.18. 20 °C 2000 mg/L Biyokütle için Haldane Eşitliği Grafiği

Haldane kinetiğinden, özgün ve en yüksek özgün substrat giderim hızı olan  $V_{maks}$ ; 1,929 mg.BFA.g<sup>-1</sup>.Biyokütle.s<sup>-1</sup>, yarı doygunluk sabiti olan  $K_s$ ; 7,582 mg/L ve inhibisyon konsantrasyonu olan  $K_i$ ; 53,242 mg/L olarak hesaplanmıştır.

Aktif çamur tarafından BFA'nın giderim kinetiğini tahmin edebilmek için bulgulardan elde edilen değerler sıfırıncı ve birinci dereceden reaksiyon kinetiği eşitlikleri için de kullanılmıştır. Bu kinetik eşitliklerden elde edilen  $R^2$  değerlerinin 1'e olan yakınlığına göre kinetik modele uyup uymadığı değerlendirilmiştir. Sıfırıncı derece reaksiyon kinetiğinden elde edilen kinetik sabitler Çizelge 4.5-7'de birinci derece kinetiğinden elde edilen kinetik sabitler ise Çizelge 4.8-10'da verilmiştir.

Çizelge 4.5. 30°C için Sıfırıncı Derece Reaksiyon Kinetiği Parametreleri

| Biyokütle | BFA Konsantrasyonu, Parametreler |                |         |                |         |                |         |                |         |                |         |                |
|-----------|----------------------------------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|
|           | 5 mg/L                           |                | 10 mg/L |                | 20 mg/L |                | 30 mg/L |                | 40 mg/L |                | 50 mg/L |                |
|           | k                                | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> |
| 1000 mg/L | 0,206                            | 0,922          | 0,0478  | 0,906          | 0,038   | 0,965          | 0,0276  | 0,961          | 0,0329  | 0,986          | 0,0366  | 0,966          |
| 2000 mg/L | 0,0259                           | 0,892          | 0,0539  | 0,868          | 0,0421  | 0,914          | 0,0313  | 0,934          | 0,0427  | 0,982          | 0,0412  | 0,942          |
| 3000 mg/L | 0,0236                           | 0,754          | 0,0534  | 0,821          | 0,0406  | 0,881          | 0,0361  | 0,919          | 0,0375  | 0,940          | 0,0466  | 0,967          |
| 4000 mg/L | 0,0788                           | 0,844          | 0,0516  | 0,807          | 0,0411  | 0,875          | 0,035   | 0,883          | 0,0405  | 0,913          | 0,0513  | 0,941          |

Çizelge 4.6. 20°C için Sıfırıncı Derece Reaksiyon Kinetiği Parametreleri

| Biyokütle | BFA Konsantrasyonu, Parametreler |                |         |                |         |                |         |                |         |                |         |                |
|-----------|----------------------------------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|
|           | 5 mg/L                           |                | 10 mg/L |                | 20 mg/L |                | 30 mg/L |                | 40 mg/L |                | 50 mg/L |                |
|           | k                                | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> |
| 1000 mg/L | 0,0119                           | 0,957          | 0,0315  | 0,950          | 0,030   | 0,971          | 0,0274  | 0,990          | 0,0294  | 0,990          | 0,0334  | 0,964          |
| 2000 mg/L | 0,0146                           | 0,905          | 0,0317  | 0,926          | 0,030   | 0,920          | 0,0279  | 0,928          | 0,0386  | 0,987          | 0,0379  | 0,937          |
| 3000 mg/L | 0,0201                           | 0,909          | 0,0414  | 0,996          | 0,0319  | 0,916          | 0,0371  | 0,946          | 0,0416  | 0,964          | 0,0424  | 0,960          |
| 4000 mg/L | 0,0423                           | 0,887          | 0,0421  | 0,962          | 0,0349  | 0,908          | 0,0415  | 0,964          | 0,0407  | 0,962          | 0,0482  | 0,951          |

Çizelge 4.7. 10°C için Sıfırıncı Derece Reaksiyon Kinetiği Parametreleri

| Biyokütle | BFA Konsantrasyonu, Parametreler |                |         |                |         |                |         |                |         |                |         |                |
|-----------|----------------------------------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|
|           | 5 mg/L                           |                | 10 mg/L |                | 20 mg/L |                | 30 mg/L |                | 40 mg/L |                | 50 mg/L |                |
|           | k                                | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> |
| 1000 mg/L | 0,0100                           | 0,989          | 0,0159  | 0,992          | 0,0269  | 0,979          | 0,0223  | 0,986          | 0,0169  | 0,989          | 0,0189  | 0,979          |
| 2000 mg/L | 0,0123                           | 0,962          | 0,0173  | 0,990          | 0,0268  | 0,978          | 0,0247  | 0,986          | 0,0257  | 0,978          | 0,0263  | 0,956          |
| 3000 mg/L | 0,015                            | 0,878          | 0,0185  | 0,981          | 0,0297  | 0,947          | 0,0293  | 0,991          | 0,036   | 0,992          | 0,0361  | 0,966          |
| 4000 mg/L | 0,0206                           | 0,876          | 0,0175  | 0,956          | 0,0357  | 0,925          | 0,0332  | 0,991          | 0,0368  | 0,971          | 0,0394  | 0,952          |

Çizelge 4.8. 30°C için Birinci Derece Reaksiyon Kinetiği Parametreleri

| Biyokütle | BFA Konsantrasyonu, Parametreler |                |         |                |         |                |         |                |         |                |         |                |
|-----------|----------------------------------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|
|           | 5 mg/L                           |                | 10 mg/L |                | 20 mg/L |                | 30 mg/L |                | 40 mg/L |                | 50 mg/L |                |
|           | k                                | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> |
| 1000 mg/L | 0,0100                           | 0,989          | 0,0159  | 0,992          | 0,0269  | 0,979          | 0,0223  | 0,986          | 0,0169  | 0,989          | 0,0189  | 0,979          |
| 2000 mg/L | 0,0123                           | 0,962          | 0,0173  | 0,990          | 0,0268  | 0,978          | 0,0247  | 0,986          | 0,0257  | 0,978          | 0,0263  | 0,956          |
| 3000 mg/L | 0,015                            | 0,878          | 0,0185  | 0,981          | 0,0297  | 0,947          | 0,0293  | 0,991          | 0,036   | 0,992          | 0,0361  | 0,966          |
| 4000 mg/L | 0,0206                           | 0,876          | 0,0175  | 0,956          | 0,0357  | 0,925          | 0,0332  | 0,991          | 0,0368  | 0,971          | 0,0394  | 0,952          |

Çizelge 4.9. 20°C için Birinci Derece Reaksiyon Kinetiği Parametreleri

| Biyokütle | BFA Konsantrasyonu, Parametreler |                |         |                |         |                |         |                |         |                |         |                |
|-----------|----------------------------------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|
|           | 5 mg/L                           |                | 10 mg/L |                | 20 mg/L |                | 30 mg/L |                | 40 mg/L |                | 50 mg/L |                |
|           | k                                | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> |
| 1000 mg/L | 0,0041                           | 0,971          | 0,0061  | 0,949          | 0,0042  | 0,964          | 0,0015  | 0,995          | 0,0009  | 0,978          | 0,00089 | 0,989          |
| 2000 mg/L | 0,0141                           | 0,943          | 0,0073  | 0,852          | 0,0046  | 0,995          | 0,0017  | 0,981          | 0,0014  | 0,984          | 0,0012  | 0,977          |
| 3000 mg/L | 0,0079                           | 0,952          | 0,0085  | 0,968          | 0,0048  | 0,986          | 0,0026  | 0,987          | 0,0016  | 0,988          | 0,0013  | 0,987          |
| 4000 mg/L | 0,0041                           | 0,971          | 0,0108  | 0,959          | 0,0054  | 0,991          | 0,032   | 0,983          | 0,0017  | 0,987          | 0,0017  | 0,985          |

Çizelge 4.10. 10°C için Birinci Derece Reaksiyon Kinetiği Parametreleri

| Biyokütle | BFA Konsantrasyonu, Parametreler |                |         |                |         |                |         |                |         |                |         |                |
|-----------|----------------------------------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|
|           | 5 mg/L                           |                | 10 mg/L |                | 20 mg/L |                | 30 mg/L |                | 40 mg/L |                | 50 mg/L |                |
|           | k                                | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> |
| 1000 mg/L | 0,0024                           | 0,918          | 0,002   | 0,987          | 0,0018  | 0,928          | 0,0010  | 0,977          | 0,0005  | 0,977          | 0,0004  | 0,979          |
| 2000 mg/L | 0,0048                           | 0,951          | 0,0025  | 0,994          | 0,002   | 0,979          | 0,0012  | 0,976          | 0,0008  | 0,987          | 0,0006  | 0,975          |
| 3000 mg/L | 0,0076                           | 0,967          | 0,0032  | 0,996          | 0,0036  | 0,959          | 0,0015  | 0,953          | 0,0013  | 0,981          | 0,0010  | 0,984          |
| 4000 mg/L | 0,0127                           | 0,981          | 0,0036  | 0,985          | 0,0054  | 0,985          | 0,0021  | 0,944          | 0,0012  | 0,980          | 0,0011  | 0,981          |

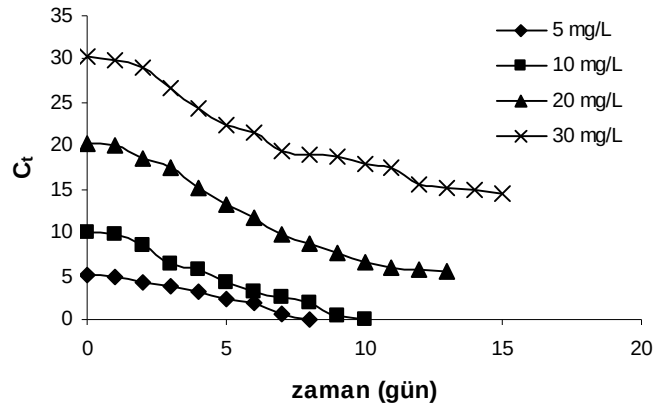
Çizelge 4.5-10’da bakıldığında elde edilen deneysel veriler 1. derece kinetik eşitliklere uygulandığında ortaya çıkan  $R^2$  değerleri göz önüne alınırsa, görülüyor ki bulunan katsayılar sıfırıncı derece  $R^2$  değerlerine göre daha yüksek çıkmaktadır. Bu durumda elde ettiğimiz deneysel veriler birinci derece reaksiyon kinetiği ile daha iyi açıklanabildiği söylenebilir.

#### 4.1.2. *Pseudomonas aeruginosa* ile Yapılan Denemelerden Elde Edilen Bulgular

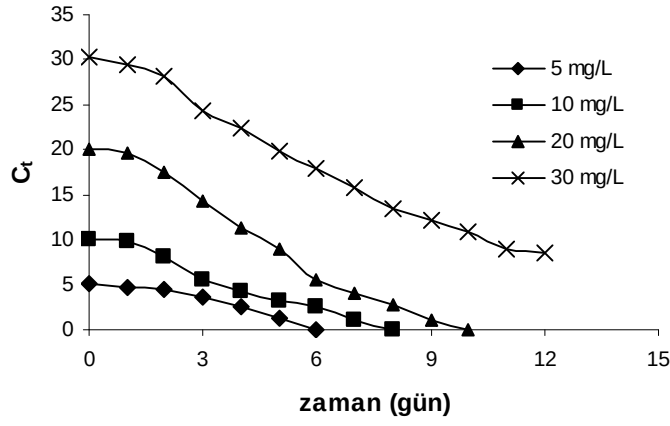
Bu bölümde BFA’nın *P.aeruginosa* tarafından biyotik giderimi ile ilgili bulgular verilmiştir.

##### 4.1.2.1. BFA Konsantrasyonu, Sıcaklık ve Karbon Kaynağının Etkisi

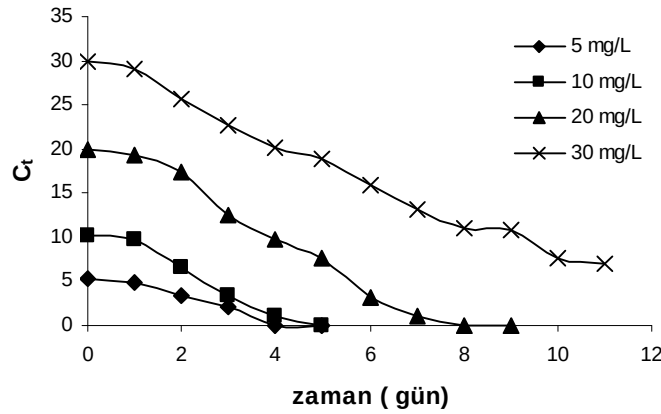
Çalışmanın bu kısmında 120 gün boyunca BFA içeren sentetik atıksu ile beslenen aktif çamur kültüründen izole edilen *P.aeruginosa* ile BFA’nın biyolojik giderim denemelerine ait bulgular ortaya koyulmuştur. Karbon kaynağı olarak sadece BFA kullanılması durumunda 15, 25 ve 35 ° C için elde edilen BFA giderim grafikleri Şekil 4.19-21’de verilmiştir. Bu bölümünde farklı sıcaklık ve BFA konsantrasyonları uygulanmasına rağmen mikroorganizma sayısında anlamlı bir değişim görülmemiştir. Diğer bir ifade ile çevresel koşullardan bazıları değişse bile mikroorganizma sayısında ki artış ölçülebilir olmamıştır. Bu durumunun karbon kaynağı olarak sadece ksenebiyotik bir olan madde BFA’nın bulunmasından kaynakladığı düşünülmektedir.



Şekil 4.19. 15°C'de Tek Karbon Kaynağı Olarak BFA'nın *P.aeruginosa* ile Giderim Grafiği

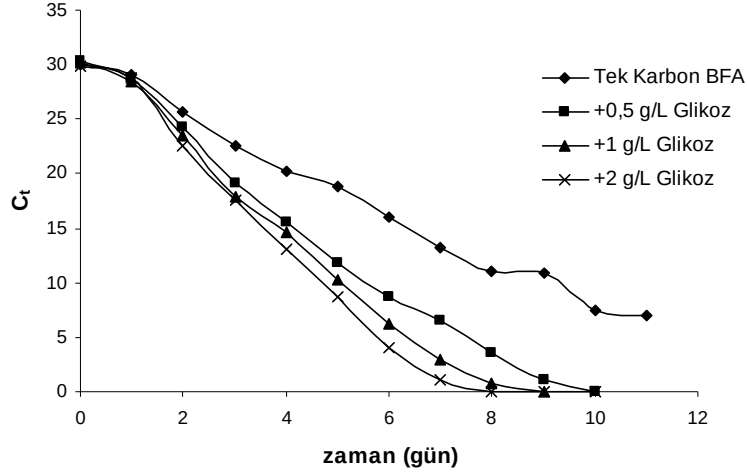


Şekil 4.20. 25°C'de Tek Karbon Kaynağı Olarak BFA'nın *P.aeruginosa* ile Giderim Grafiği

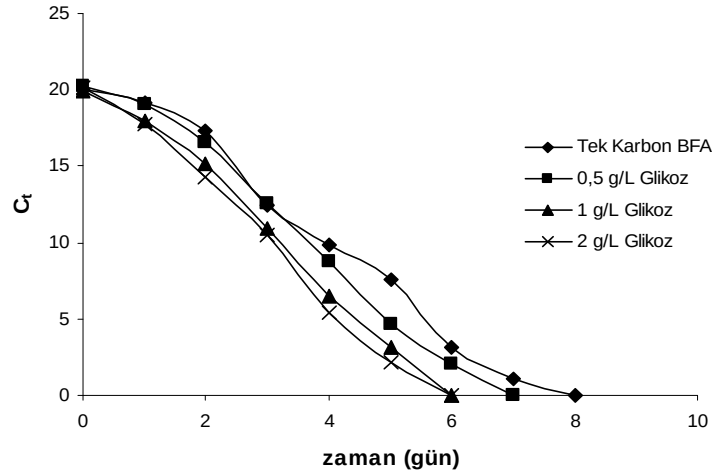


Şekil 4.21. 35°C'de Tek Karbon Kaynağı Olarak BFA'nın *P.aeruginosa* ile Giderim Grafiği

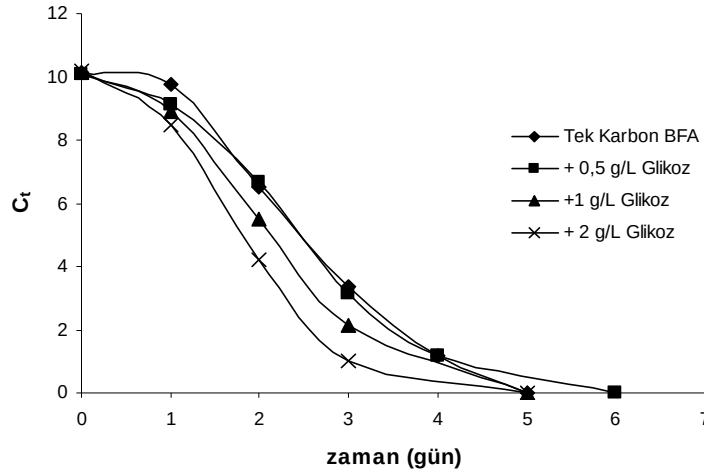
Ek karbon kaynağı olarak sırasıyla 0,5, 1 ve 2 g/L glukoz kullanıldığı denemelerden elde edilen bulguların karbon kaynağı olarak sadece BFA kullanıldığı denemelerden elde edilen bulgular ile karşılaştırması Şekil 4.22-25’de verilmiştir.



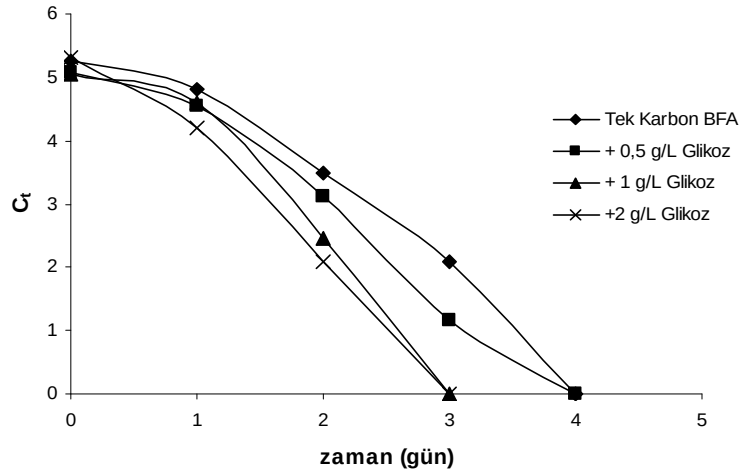
Şekil 4.22. 35 °C’de 30 mg/L BFA için Karbon Kaynağının Etkisini Gösteren Grafik



Şekil 4.23. 35°C’de 20 mg/L BFA için Karbon Kaynağının Etkisini Gösteren Grafik.



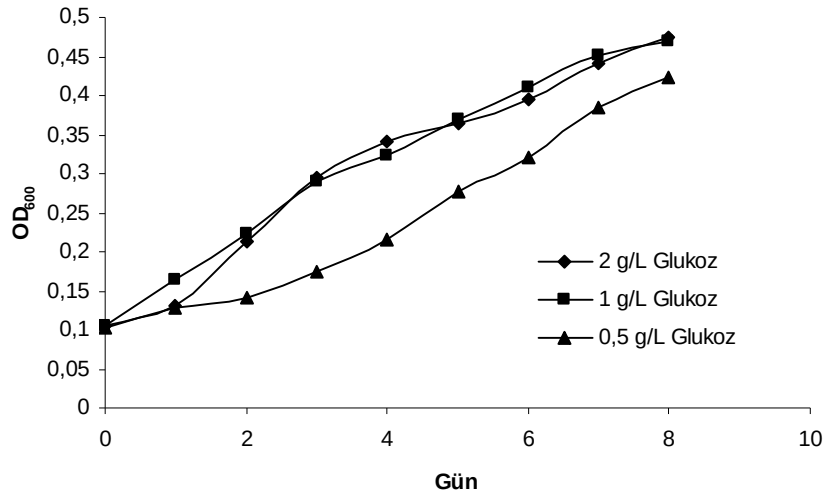
Şekil 4.24. 35 °C’de 10 mg/L BFA için Karbon Kaynağının Etkisini Gösteren Grafik



Şekil 4.25. 35 °C’de 5 mg/L BFA için Karbon Kaynağının Etkisini Gösteren Grafik

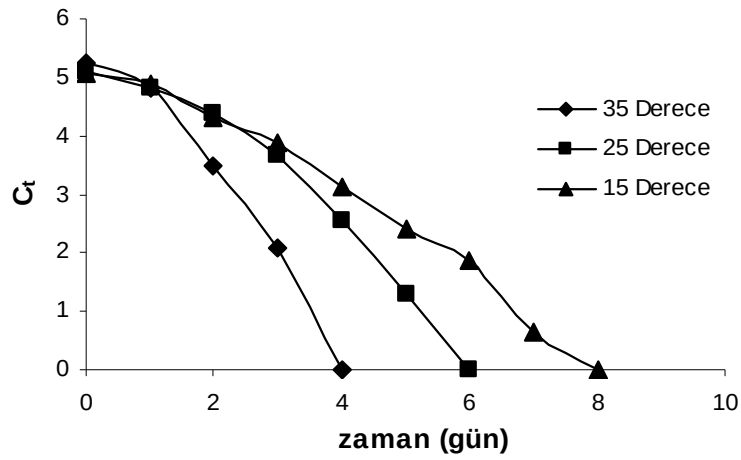
Şekil 4.22-25’de verilen grafiklerde ilave karbon kaynağının etkisi görülmektedir. BFA, glukoz varlığında daha yüksek oranlarda giderilmektedir. Ayrıca glukoz konsantrasyonu arttıkça BFA giderim oranında arttığı görülmektedir. Örneğin, 5 mg/L BFA’ın 35 ° C’de tek karbon kaynağı olarak kullanılması durumunda 4 günde tamamen giderilirken, 2 g/L ilave glukoz ile birlikte

kullanılmasında 2 günde tamamen giderilmiştir. Ayrıca 30 mg/L BFA'nın tek karbon kaynağı kullanılmasıyla tamamen giderilemezken ilave karbon kaynağı varlığında tamamen giderilmiştir. Bu durumun, glukoz varlığında mikroorganizmaların daha hızlı büyümesi böylece mg BFA başına düşen mikroorganizma miktarından kaynaklandığı düşünülmektedir. Şekil 4.26'da üç farklı ilave glukoz konsantrasyonunda *P.aeruginosa*'nın büyüme grafiği optik yoğunluk değişimi olarak verilmiştir.

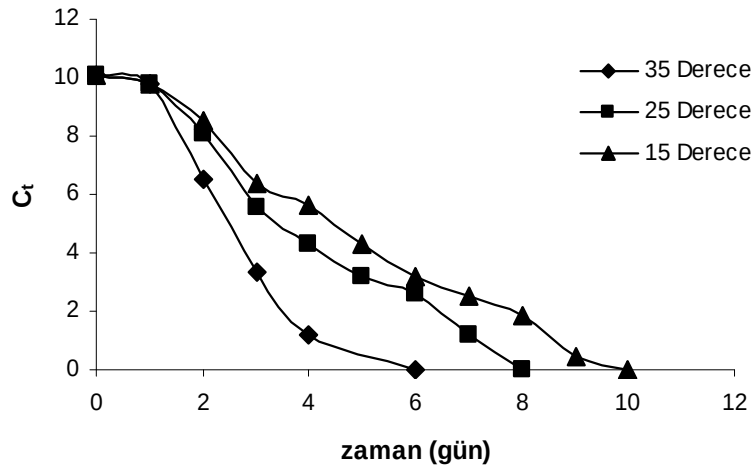


Şekil 4.26. 2, 1 ve 0,5 g/L Glukoz Konsantrasyonlarında *P.aeruginosa*'nın Optik Yoğunluk Değişimini Gösteren Grafik

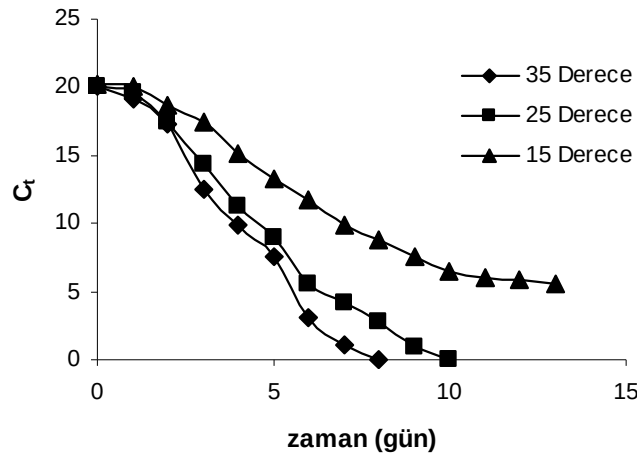
BFA'nın *P.aeruginosa* ile gideriminde sıcaklığın etkisini göstermek için 15, 25 ve 35 °C'nin uygulandığı denemelerden elde edilen sonuçlar Çizelge 4.27-30'da verilmiştir.



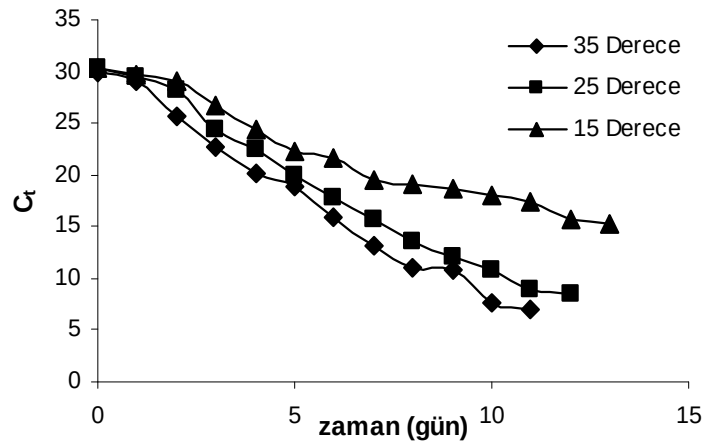
Şekil 4.27. 5 mg/L BFA'nın *P.aeruginosa* ile Gideriminde Sıcaklığın Etkisini Gösteren Grafik



Şekil 4.28. 10 mg/L BFA'nın *P.aeruginosa* ile Gideriminde Sıcaklığın Etkisini Gösteren Grafik



Şekil 4.29. 20 mg/L BFA'nın *P.aeruginosa* ile Gideriminde Sıcaklığın Etkisini Gösteren Grafik



Şekil 4.30. 30 mg/L BFA'nın *P.aeruginosa* ile Gideriminde Sıcaklığın Etkisini Gösteren Grafik

BFA'nın *P.aeruginosa* ile giderim çalışmasında sıcaklığın etkisi Şekil 4.27-30'da görüldüğü üzere sıcaklığın artması *P.aeruginosa* tarafından BFA giderimini arttırmıştır. 5 mg/L BFA'nın tek karbon kaynağı olarak kullanılması halinde 35 °C'de 4 günde, 25 °C'de yaklaşık 6 günde ve 15 °C'de ise 8. gün içerisinde tamamen giderildiği görülmüştür. 20 mg/L BFA, 15 °C'de tam olarak giderilemezken 35 ve 25 °C 'lerde tamamen giderilmiştir. Tahmin edileceği üzere sıcaklığın enzim aktivasyonunun ve mikroorganizmaların çoğalmasında etkili olmasından dolayı bu sonuca ulaşıldığı düşünülmektedir.

Masuda ve ark. (2007), evsel atıksulardan izole ettikleri BFA'ya toleransı olan *Pseudomonas monteilii* N-502 suşu ile BFA'nın biyolojik giderimini çalışmışlardır. 500 mg/L BFA'nın 0,2 g/L maya ekstresi içeren mineral tuz ortamında 6. gün sonunda %93,6, 7. gün sonunda ise tamamen parçalandığını tespit etmişlerdir. Bu çalışmada ise çalışılan en yüksek BFA konsantrasyonu 30 mg/L' dir ve 2 g/L glukoz ilavesi ile birlikte bu konsantrasyon ancak 8 günde tamamen giderilebilmiştir. Bu sonuç Masuda ve ark.'nın (2007) buldukları sonuca göre çok düşük kalmaktadır. Ancak Masuda ve ark.'nın (2007) kullandıkları tür bu çalışmada kullanılan türden farklıdır ve ilave karbon kaynağı olarak glukoz yerine maya ekstresi kullanmışlardır. İki çalışmanın sonuçları, aynı cins mikroorganizmaların farklı türlerinin bile BFA giderim oranlarında büyük farklılıklar olduğunu göstermektedir.

#### 4.1.2.2. Bulguların İstatistiksel Değerlendirmesi

BFA'nın *P.aeruginosa* tarafından giderim denemeleri ile ilgili bulguların istatistiksel yönden değerlendirilmesi amacıyla kurulan hipotezlerin ardından yapılan varyans analizi ve çoklu regresyon analizinden elde edilen sonuçlar Çizelge 4.11-13'de verilmiştir.

Çizelge 4.11. Sıcaklık İçin Varyans Analizi Sonuçları

| SICAKLIK      |                 |    |              |       |              |
|---------------|-----------------|----|--------------|-------|--------------|
|               | Kareler Toplamı | df | Kareler ort. | F     | Önem değeri  |
| Gruplar Arası | 2706,100        | 2  | 1353,050     | 3,099 | <b>0,095</b> |
| Grup İçi      | 3930,091        | 9  | 436,677      |       |              |
| Toplam        | 6636,191        | 11 |              |       |              |

Çizelge 4.12. Başlangıç BFA Konsantrasyonu için Varyans Analizi Sonuçları

| BAŞLANGIÇ BFA KONSANTRASYONU |                 |    |              |       |             |
|------------------------------|-----------------|----|--------------|-------|-------------|
|                              | Kareler Toplamı | df | Kareler ort. | F     | Önem değeri |
| Gruplar Arası                | 3011,923        | 3  | 1003,974     | 2,216 | <b>,164</b> |
| Grup İçi                     | 3624,269        | 8  | 453,034      |       |             |
| Toplam                       | 6636,191        | 11 |              |       |             |

Çizelge 4.13. Çoklu Regresyon Modeli Sabitleri

| Model                                                | Sabitler |           | R <sup>2</sup> | t     | Önem değeri |
|------------------------------------------------------|----------|-----------|----------------|-------|-------------|
|                                                      | B        | Std. Hata |                |       |             |
| Sabit                                                | 38,09    | 10,157    | 0,83           | 3,75  | 0,005       |
| Sıcaklık                                             | 1,81     | 0,396     |                | 4,56  | 0,001       |
| C <sub>0</sub>                                       | -1,615   | 0,337     |                | -4,79 | 0,001       |
| Bağımlı Değişken (y <sub>gv</sub> ) : Giderim verimi |          |           |                |       |             |

BFA'nın *P.aeruginosa* tarafından giderim denemeleri ile ilgili bulguların varyans analizine uygulanmasından elde edilen sonuçlarına göre; sıcaklık ve konsantrasyon grupları arasındaki fark  $p < 0,05$  değerine göre anlamlı değildir. Ancak Şekil 4.19-21'de BFA konsantrasyonunun etkisi, Şekil 4.28-30'da biyolojik giderime sıcaklığın etkisi görülmektedir. Varyans analizine göre sıcaklığın ve BFA konsantrasyonunun etkisi önemsiz gibi görünse de konuya Çevre Mühendisliği ve ekolojik açıdan yaklaşılması gerekir. BFA'nın canlılar üzerinde yaptığı etkileri araştıran bilim insanları çok düşük BFA konsantrasyonlarının dahi canlı hayatı olumsuz etkilediğini tespit etmişleridir. Örneğin Uzun çene kaya balığının (*Chasmichthys dolichognathus*) 0,1 µg/L gibi düşük bir BFA konsantrasyonuna maruz bırakılması ile bu balık türünde östrojen üretiminin inhibe edildiği ortaya çıkmıştır (Baek ve ark., 2003). Bu durumda sıcaklığın BFA'nın biyolojik parçalanması ve giderim verimi üzerine etkisi bu açıdan önemli olduğu söylenebilir.

BFA'nın *P.aeruginosa* ile biyolojik giderim verileri çoklu regresyon modeline uygulanmış ve bu modelden elde edilen modelin R<sup>2</sup> değeri 0,83 olarak hesaplanmıştır. Bu modele göre BFA'nın *P.aeruginosa* ile biyolojik gideriminin %83'i sıcaklık ve BFA konsantrasyonu tarafından açıklanmaktadır. Bu istatistiksel yöntemden elde edilen sonuçlar varyans analizine göre daha uygun ve bu çalışma için uyumlu sonuçlar sergilemektedir. Modelin eşitliği aşağıda verilmiştir. Eşitlikte sıcaklık ve konsantrasyon değişkenlerine ait katsayılar bu değişkenlerin bağımlı değişkene olan etkisinin derecesini göstermektedir.

$$y = 45,348 + 18,096x_{\text{Sıcaklık}} - 13,0403x_{\text{Co}}$$

BFA'nın *P.aeruginosa* saf kültür ile biyolojik giderim hızının aktif çamur ile gerçekleştirilen giderim hızına göre düşük olduğu bulunmuştur. Otoklavlanmış ölü *P.aeruginosa* kültürü ile yapılan abiyotik giderim çalışmasında, giderim oranının önemsizmeyecek derecede düşük olması giderimin çok büyük oranda biyolojik olduğunu göstermektedir. *Pseudomonas aeruginosa* aktif çamur sistemlerinde yaygın bulunan ve biyolojik parçalanma süreçlerinde etkili olan bir mikroorganizma türüdür. Ancak aktif çamur sistemlerinde BFA'nın çok daha hızlı bir şekilde giderilmesi, aktif çamur kültür ortamında canlı çeşitliliğinin etkisinden kaynaklanabileceği düşünülmektedir.

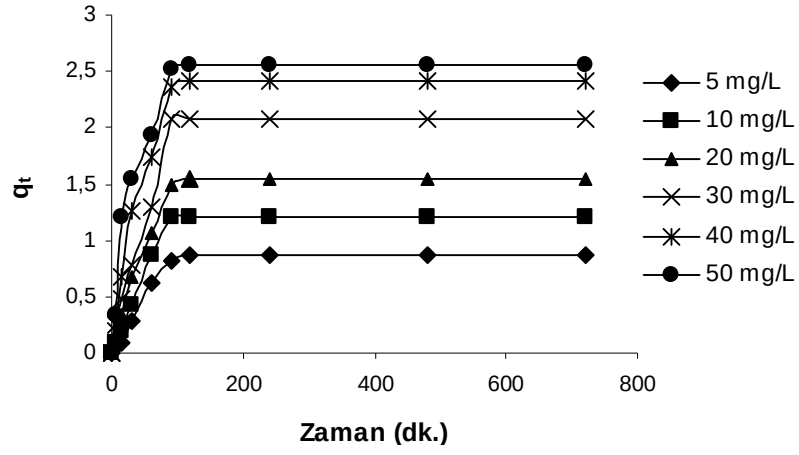
#### **4.2. BFA'nın İnaktif Çamur Biyokütlesi Üzerine Adsorpsiyonu ile İlgili Bulgular**

Bu bölümde BFA'nın 2000 mg/L inaktif çamur biyokütlesi tarafından adsorpsiyonu ile ilgili bulgular verilmiştir.

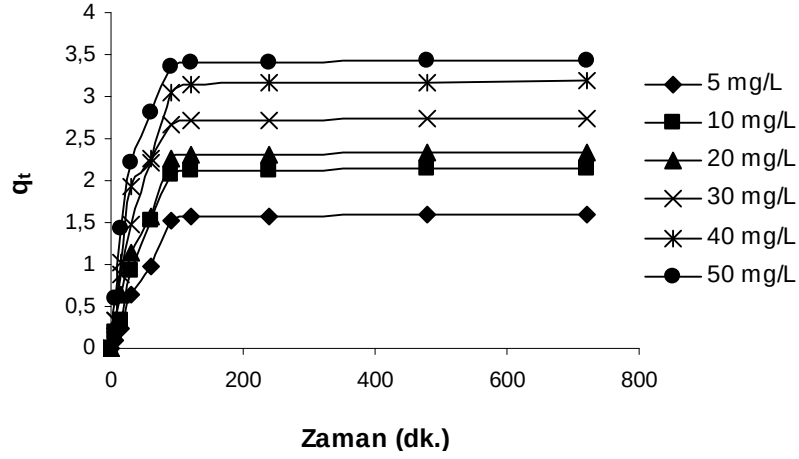
##### **4.2.1. BFA Konsantrasyonu, Temas Zamanı ve Sıcaklık ile İlgili Bulgular**

BFA konsantrasyonunun, temas süresinin ve sıcaklığın adsorpsiyon üzerine etkisini gösteren grafikler Şekil 4.31'de verilmiştir.

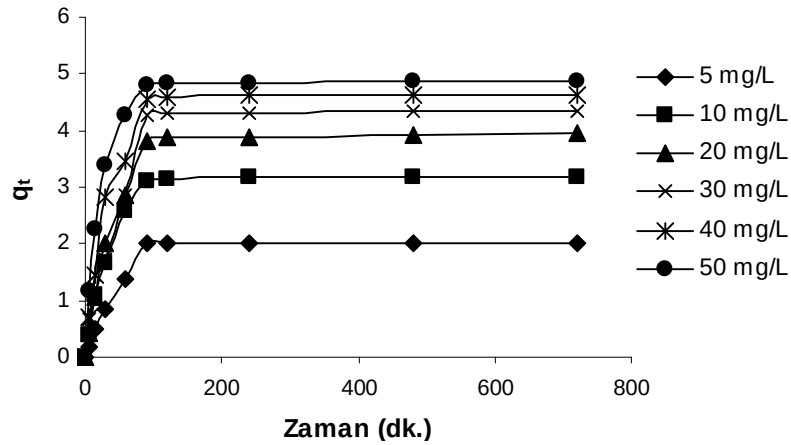
Denge grafiklerindeki " $q_t$ " değerleri biyokütlenin gramı başına mg cinsinden " $t$ " zamanında adsorplanan BFA miktarını göstermektedir. Gupta ve Bhattacharyya'ya göre (2011), bu değer zaman ilerledikçe artar ve bir süre sonra doygunluğa ulaşır. Denge zamanındaki  $q_t$  değeri  $q_e$  değeri olarak kabul edilir ve izoterm parametrelerinin hesaplanmasında bu değer kullanılır. Aslında bu  $q_e$  değerini teorik olarak tespit etmek oldukça zordur. Adsorpsiyon mekanizmasında başlangıç sürelerinde adsorpsiyon çok hızlı gerçekleşir. Denge zamanında adsorpsiyon çok yavaş ilerleyebilir ve  $q_t$  değerindeki artış çok azalarak ilerler. Denge zamanındaki  $q_t$  değeri aslında en yaklaşık  $q_e$  değeridir (Gupta ve Bhattacharyya, 2011).



(a)



(b)



(c)

Şekil 4.31. 30 °C (a), 20 °C (b) ve 10 °C (c) için Adsorpsiyon Denge Grafikleri

Yapılan deneylerde 6 farklı BFA konsantrasyonu için yaklaşık 90. dakikada adsorpsiyon sürecinin dengeye oldukça yaklaştığı tespit edilmiştir. 5, 10, 20, 30, 40 ve 50 mg/L BFA konsantrasyonlarının her biri için  $q_e$  değeri 90. dakikadaki  $q_t$  değeri olarak seçilmiş ve izotermilerin hesaplanmasında bu değer kullanılmıştır. Zhao ve ark. (2007), inaktif çamurla BFA'nın adsorpsiyonunu çalışmışlar ve 15 dakikada adsorpsiyonun % 81 oranında tamamlandığını ileri sürmüşlerdir. Bu çalışmada ise adsorpsiyonun % 80'nin tamamlanması 75 dakika sürdüğü görülmüştür. Zhao ve ark. (2007), yaptıkları çalışmada bu çalışmadan farklı olarak BFA konsantrasyonlarını  $\mu\text{g/L}$  mertebelerinde çalışmışlardır. Adsorpsiyon süreçlerinde adsorplanan maddenin konsantrasyonu adsorpsiyon sürecini doğrudan etkileyebilen bir parametredir. Bu çalışmada ise mg/L mertebesinde BFA konsantrasyonları uygulanmış olup bu durumun adsorpsiyonun dengeye ulaşma süresini uzatabilecek unsurlardan biri olabileceği düşünülmektedir. Ayrıca Zhao ve ark. (2007), aktif çamurun biyolojik aktivitesini durdurmak için biyokütleyi, 121 °C'de 1,5 atm basınçta, 15 dakika otoklavlama işlemine tabi tutarak inaktif hale getirmişlerdir. Bu çalışmada ise otoklavlama yerine sodyum azid kimyasal yöntemi kullanılmıştır. Bu çalışmada biyokütleyi inaktif hale getirmek için otoklavlama yöntemi de denenmiştir. Ancak otoklavlama işleminin yüksek sıcaklık ve basınç altında gerçekleşmesinden dolayı biyokütlenin doğal morfolojisinden farklı olarak daha küçük yapılara dağıldığı gözlemlenmiştir. Adsorbanın tane boyutu ile adsorpsiyon kapasitesi arasında genel olarak negatif bir ilişki olmasından dolayı biyokütlenin otoklavlanmasının adsorpsiyon sürecini etkileyebileceği düşünülmektedir. Bu nedenlerden dolayı yapılan adsorpsiyon denemelerinde biyokütlenin doğal morfolojisini korunmak için sodyum azid yöntemi ile biyokütle inaktif hale getirilmiştir. Ayrıca bölgesel olarak aktif çamur biyokütlelerinin farklı özellikler gösterebilmesi de adsorpsiyon sürecini etkileyebilen unsurlardan biri olabilmektedir.

Şekil 4.31' de görüldüğü üzere  $q_t$  değerleri BFA konsantrasyonunun artmasıyla artmaktadır. 30 °C' de yapılan adsorpsiyon denemelerinde 5 mg/L BFA için  $q_e$  değeri 0,829 mg/g iken daha yüksek konsantrasyonlarda örneğin 20 ve 50 mg/L BFA konsantrasyonları için sırasıyla 1,49 ve 2,5 mg/g olarak bulunmuştur.

Adsorpsiyon çalışmalarında sıcaklığın da  $q_e$  değeri üzerine etkili olduğu deneysel bulgulardan tespit edilmiştir. Örneğin, 50 mg/L BFA konsantrasyonu için yapılan adsorpsiyon çalışmasında 30, 20 ve 10 °C'ler için bulunan  $q_e$  değerleri sırasıyla 2,5, 3,34 ve 4,78 mg/g'dır. Görüldüğü gibi sıcaklığın düşmesiyle adsorpsiyon kapasitesi de artmaktadır. Bu durum BFA'nın aktif çamur ile adsorpsiyonunun ekzotermik yani dışarıya ısıveren bir reaksiyon olduğunu göstermektedir. Kaynaklar, BFA adsorpsiyonunda sıcaklık düştükçe adsorpsiyonun artması olayını adsorpsiyonun ekzotermik olmasıyla açıklamaktadır. Xianghong ve ark. (2011), BFA'nın silikon dioksit üzerine yaptığı adsorpsiyon çalışmasında bu çalışmaya benzer olarak sıcaklığın azalmasıyla adsorpsiyon kapasitesinin arttığını ortaya koymuşlardır.

#### 4.2.2. Adsorpsiyon Deney Bulgularına Dayalı Adsorpsiyon İzotermi

Adsorpsiyonun süreç ve mekanizmasını daha iyi anlayabilmek BFA'nın inaktif biyokütle tarafından adsorpsiyon çalışmasından elde edilen bulgular, adsorpsiyon mekanizmalarını tahmin etmeye çalışan bazı adsorpsiyon izoterm modellerine uygulanmıştır. İzoterm eşitliklerinin grafiğe geçirilmesi neticesinde elde edilen denklemlerde  $R^2$  değerinin 1'e olan yakınlığına bakılmıştır. Bilindiği gibi çoğu zaman  $R^2$  değerinin 1'e yakınlığı, izotermin adsorpsiyonu açıklama gücünün bir ölçüsüdür (Chio ve Li, 2002).

##### 4.2.2.1. Langmuir İzotermi

Adsorpsiyon çalışmasından elde edilen bulgular, Langmuir izoterminin dört farklı eşitliğine de uygulanmıştır. İzoterm sabitleri 10, 20 ve 30°C sıcaklıkların her biri için ayrı olarak hesaplanmıştır. Bu sayede sıcaklığın izoterm sabitleri üzerine olan etkisi ortaya koyulmaya çalışılmıştır. Langmuir izoterminin dört farklı lineer eşitliği aşağıda verilmiştir.

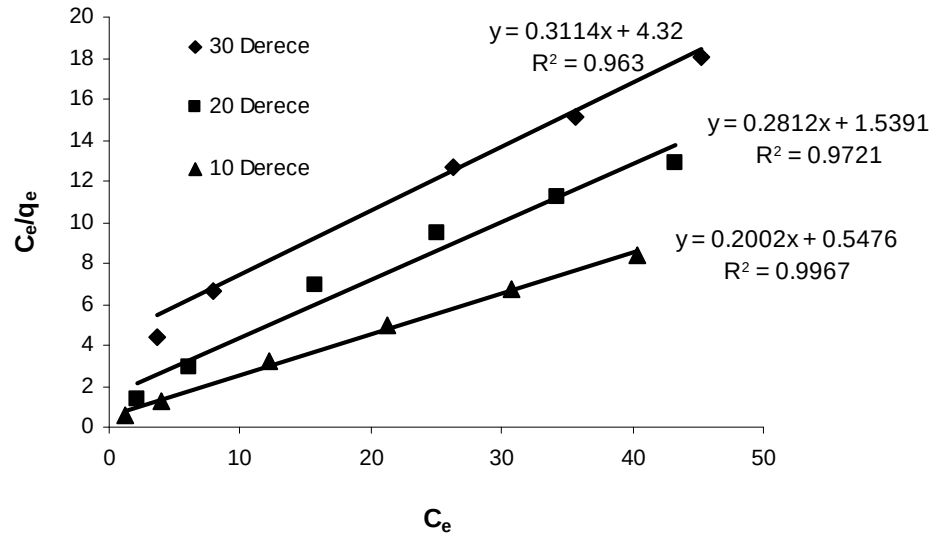
$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{K_L q_{maks}} + \left( \frac{1}{q_{maks}} \right) C_e \quad (1.1)$$

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{K_L q_{maks} C_e} + \frac{1}{q_{maks}} \quad (1.2)$$

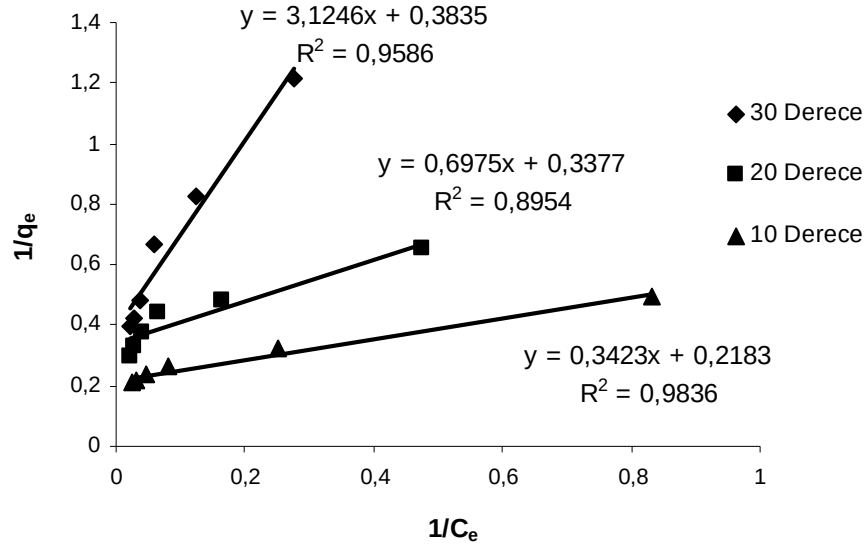
$$q_e = q_{maks} - \left( \frac{1}{K_L} \right) \frac{q_e}{C_e} \quad (1.3)$$

$$\frac{q_e}{C_e} = K_L q_{maks} - K_L q_e \quad (1.4)$$

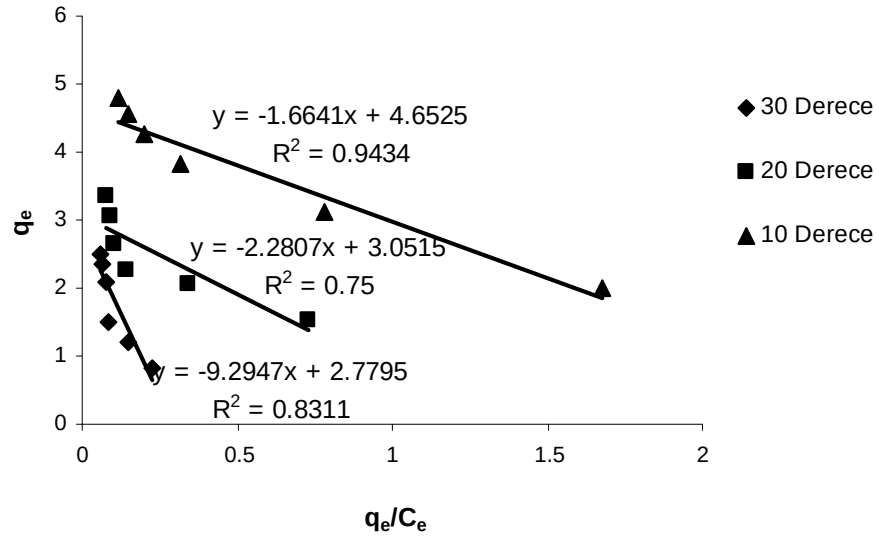
Langmuir eşitliklerinden elde edilen grafikler Şekil 4.32-35 'de verilmiştir. Eşitliklerden elde edilen parametreler ise Çizelge 4.14' de verilmiştir.



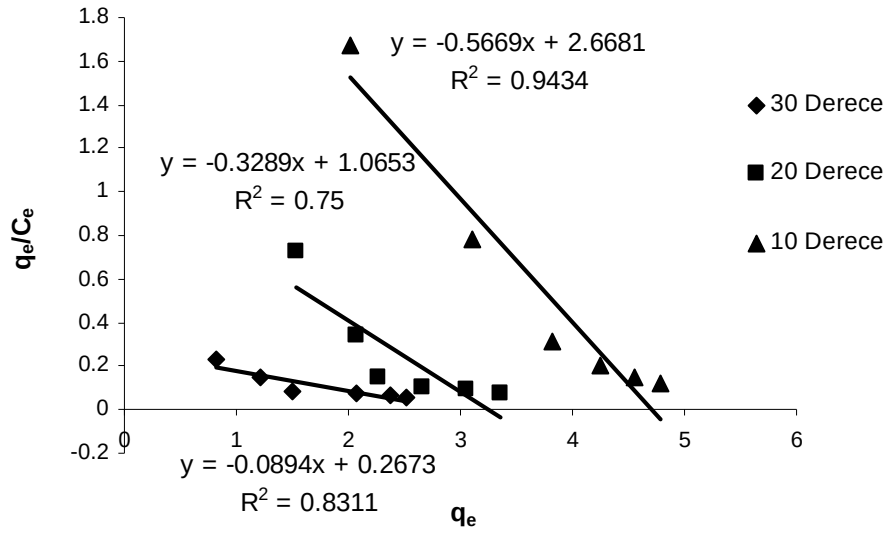
Şekil 4.32. 30, 20 ve 10 °C için 1'nolu Langmuir Eşitliği Grafiği



Şekil 4.33. 30, 20 ve 10 °C için 2'nolu Langmuir Eşitliği Grafiği



Şekil 4.34. 30, 20 ve 10 °C için 3'nolu Langmuir Eşitliği Grafiği



Şekil 4.35. 30, 20 ve 10 °C için 4' nolu Langmuir Eşitliği Grafiği

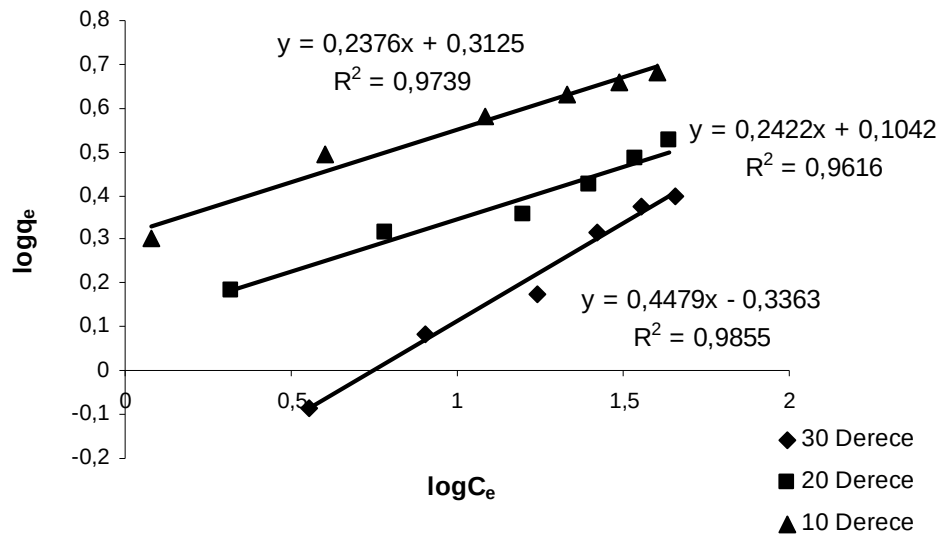
Çizelge 4.14. Langmuir Eşitlikleri Parametreleri

| Langmuir Eşitlik No | 30 °C                    |                      |                | 20 °C                    |                      |                | 10 °C                    |                      |                |
|---------------------|--------------------------|----------------------|----------------|--------------------------|----------------------|----------------|--------------------------|----------------------|----------------|
|                     | q <sub>maks</sub> (mg/g) | K <sub>L</sub> (L/g) | R <sup>2</sup> | q <sub>maks</sub> (mg/g) | K <sub>L</sub> (L/g) | R <sup>2</sup> | q <sub>maks</sub> (mg/g) | K <sub>L</sub> (L/g) | R <sup>2</sup> |
| 1                   | 3,21                     | 0,072                | 0,963          | 3,55                     | 0,183                | 0,972          | 4,99                     | 0,366                | 0,996          |
| 2                   | 2,6                      | 0,123                | 0,958          | 2,96                     | 0,484                | 0,895          | 4,58                     | 0,637                | 0,983          |
| 3                   | 2,779                    | 0,107                | 0,831          | 3,051                    | 0,438                | 0,75           | 4,652                    | 0,6                  | 0,943          |
| 4                   | 2,989                    | 0,089                | 0,831          | 3,23                     | 0,328                | 0,75           | 4,713                    | 0,566                | 0,943          |

Adsorpsiyon denemelerinden elde edilen bulguların Langmuir eşitliklerinden en iyi birinci eşitliğe uyduğu görülmektedir. Langmuir (1.1) eşitliğinden elde edilen q<sub>maks</sub> değerleri göz önüne alındığında, sıcaklığın düşmesiyle adsorpsiyon kapasitesinin arttığı ortaya çıkmaktadır. Böylece BFA'nın çamur tarafından adsorpsiyonunun ekzotermik bir reaksiyon olduğu Langmuir (1.1) izotermi ile de ortaya çıkmaktadır. 30 °C, 20 °C ve 10 °C sıcaklıklar için q<sub>maks</sub> değeri sırasıyla; 3,21, 3,55 ve 4,99 mg/L olarak hesaplanmıştır.

#### 4.2.2.2. Freundlich İzotermi

BFA'nın inaktif çamur biyokütlesi üzerine adsorpsiyonu çalışmasından elde edilen bulgular bu alanda yaygın olarak kullanılan bir izoterm olan Freundlich izoterminde uygulanmıştır. 30 °C, 20 °C ve 10 °C sıcaklıklar için Freundlich izoterminin grafiği Şekil 4.36' da verilmiştir. Freundlich izoterminden elde edilen parametreler ise Çizelge 4.15'de verilmiştir.



Şekil 4.36. 30, 20 ve 10 °C Derece Sıcaklıklar İçin Freundlich İzotermi Grafiği

Çizelge 4.15. 30, 20 ve 10 °C Derece Sıcaklıklar için Freundlich İzotermi Parametreleri

| 30 °C |                          |                | 20 °C |                          |                | 10 °C |                          |                |
|-------|--------------------------|----------------|-------|--------------------------|----------------|-------|--------------------------|----------------|
| n     | K <sub>F</sub><br>(L/mg) | R <sup>2</sup> | n     | K <sub>F</sub><br>(L/mg) | R <sup>2</sup> | n     | K <sub>F</sub><br>(L/mg) | R <sup>2</sup> |
| 2,232 | 2,169                    | 0,985          | 4,128 | 1,271                    | 0,961          | 4,208 | 2,053                    | 0,973          |

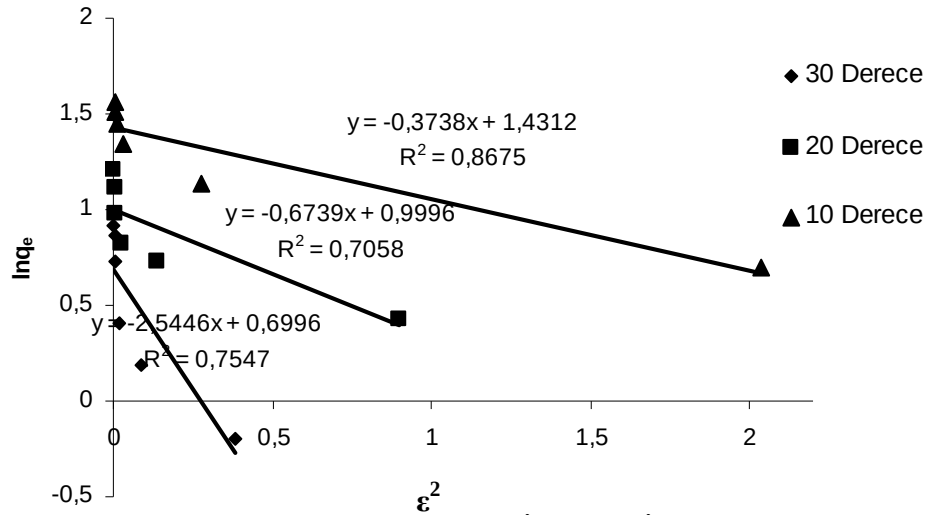
BFA'nın inaktif biyokütle tarafından adsorpsiyonunun Freundlich izotermi için R<sup>2</sup> değerleri 30, 20 ve 10 °C sıcaklıklar için sırasıyla 0,985, 0,961 ve 0, 973 olarak hesaplanmıştır. Her ne kadar bu değerlerin arasındaki fark çok fazla olmasa bile Freundlich izoterminde daha iyi uyum gösteren sıcaklığın 30 °C olduğu

görülmüştür. Ayrıca heterojenite faktörü olan “n” değerinin 1’den büyük olması adsorpsiyon mekanizmasının elverişli olduğunu göstermektedir. Freundlich izotermi heterojen yüzey üzerinde adsorpsiyon ısısının ve ilgisinin eşit olarak dağılmadığı, çok tabakalı adsorpsiyonu iyi açıklayan bir izoterm olarak ön plana çıkmaktadır (Chiou ve Li, 2002). Zhao ve ark. (2008), aktif çamur ile BFA’nın adsorpsiyonu çalışmasında adsorpsiyon prosesinin en iyi Freundlich izotermi ile açıklandığını ileri sürmüşlerdir.  $1/n$  değerini 1,04 ile 1,1 arasında en yüksek  $R^2$  değerini ise 0,995 olarak bulmuşlardır. Bu çalışmada  $1/n$  değerleri 0,237 ile 0,44 arasında bulunmuştur. Guangming ve ark., (2006), nehir BFA’nın nehir sedimenti üzerine olan adsorpsiyonunun 0,997  $R^2$  değeri ile en iyi Freundlich izotermine uyduğunu göstermişlerdir.  $1/n$  değerinin 0,694 ile 0,81 arasında hesaplamışlardır. Bu çalışmada Freundlich izotermine olan uygunluk sıcaklık ile değişkenlik göstermekte olup  $R^2$  değeri 0,961 ile 0,985 arasında bulunmuştur.

Görüldüğü gibi adsorpsiyon çalışmasından elde edilen bulgular hem Langmuir hem de Freundlich izotermine uygunluk göstermektedir. Kaynaklar Langmuir izoterminin bir katı yüzeye bazı moleküllerin tek tabakalı adsorpsiyonunu iyi açıkladığını bildirmektedir (Benfield ve ark., 1982). Ancak bu çalışmada kullanılan biyokütlenin heterojen bir yüzeye sahip olduğunu ve çoklu tabaka adsorpsiyonu için uygun koşullar sergileyebileceği düşünülürse elde edilen bulguların Freundlich izoterm modelinde uyum göstermesi inaktif çamurun heterojen bir yüzeye sahip olmasından dolayı beklenen bir durumdur.

#### 4.2.2.3. Dabunin-Raduskevich (D-R) İzotermi

En yüksek adsorpsiyon kapasitesini hesaplamak ve diğer izotermi ile karşılaştırmak amacıyla BFA’nın inaktif çamur biyokütlesi tarafından adsorpsiyonundan elde edilen bulgular D-R izotermine de uygulanmıştır. 30 °C, 20 °C ve 10 °C sıcaklıklar için D-R izoterminin grafiği Şekil 4. 37’ de ve elde edilen parametreler ise Çizelge 4.16’da verilmiştir.



Şekil 4.37. 30, 20 ve 10 °C Derece Sıcaklıklar İçin D-R İzotermi Grafiği

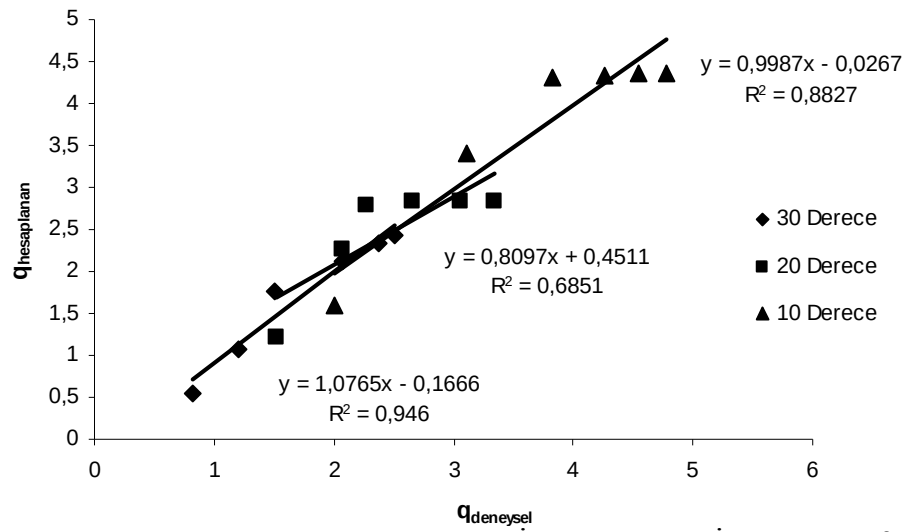
Çizelge 4.16. 30, 20 ve 10 °C Derece Sıcaklıklar için D-R İzotermi Parametreleri

| 30 °C                |                              |       | 20 °C                |                              |       | 10 °C                |                              |       |
|----------------------|------------------------------|-------|----------------------|------------------------------|-------|----------------------|------------------------------|-------|
| $q_{maks}$<br>(mg/g) | $B_D$<br>( $mol^2 kJ^{-2}$ ) | $R^2$ | $q_{maks}$<br>(mg/g) | $B_D$<br>( $mol^2 kJ^{-2}$ ) | $R^2$ | $q_{maks}$<br>(mg/g) | $B_D$<br>( $mol^2 kJ^{-2}$ ) | $R^2$ |
| 2,012                | 2,544                        | 0,754 | 2,71                 | 0,673                        | 0,705 | 4,173                | 0,373                        | 0,867 |

İnaktif biyokütle tarafından BFA'nın adsorpsiyonunda elde edilen verinin D-R izotermine uygulandığında elde edilen  $R^2$  değerleri 30 °C, 20 °C ve 10 °C derece sıcaklıklar için sırasıyla 0,754, 0,705 ve 0,867 olarak hesaplanmıştır. Bu durumda BFA'nın inaktif biyokütle tarafından adsorpsiyon sürecinin açıklanmasında D-B izotermi Langmuir ve Freundlich izotermelerinden elde edilen parametre değerleri ile karşılaştırılınca uygun bir izoterm olarak değerlendirilmemiştir.

#### 4.2.2.4. Jovanovic İzotermi

En yüksek adsorpsiyon kapasitesini tahmin edebilmek ve diğer izoterm modelleriyle karşılaştırmak amacıyla 30 °C, 20 °C ve 10 °C derece sıcaklıklar için elde edilen Jovanovic izotermi grafiği Şekil 4. 38' de, elde edilen parametreler ise Çizelge 4.17'de verilmiştir.



Şekil 4.38. 30, 20 ve 10 °C Derece Sıcaklıklar İçin Jovanovic İzotermi Grafiği

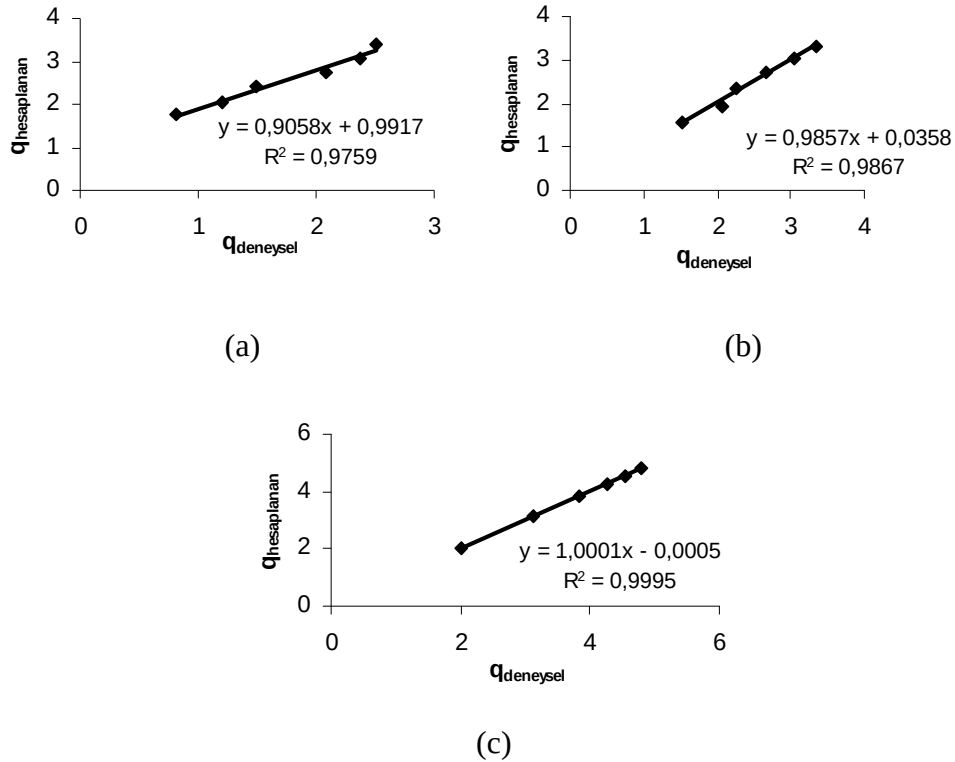
Çizelge 4.17. 30, 20 ve 10 °C Derece Sıcaklıklar için Jovanovic İzotermi Parametreleri

| 30 °C             |         |       | 20 °C             |        |       | 10 °C             |        |       |
|-------------------|---------|-------|-------------------|--------|-------|-------------------|--------|-------|
| $q_{\text{maks}}$ | $K_J$   | $R^2$ | $q_{\text{maks}}$ | $K_J$  | $R^2$ | $q_{\text{maks}}$ | $K_J$  | $R^2$ |
| 2,543             | -0,0687 | 0,946 | 2,840             | -0,263 | 0,685 | 4,345             | -0,382 | 0,882 |

İnaktif biyokütle tarafından BFA'nın adsorpsiyonunda elde edilen verinin Jovanovic izotermine uygulandığında elde edilen  $R^2$  değerleri 30 °C, 20 °C ve 10 °C sıcaklıklar için sırasıyla 0,946, 0,685 ve 0,882 olarak bulunmuştur. Bu  $R^2$  sonuçlarına göre, adsorpsiyon sürecinin Jovanovic izotermi tarafından iyi açıklanamadığı sonucu çıkartılmaktadır.

#### 4.2.2.5. Vieth-Sladek İzotermi

30 °C, 20 °C ve 10 °C derece sıcaklıklar için Vieth –Sladek izotermi grafiği Şekil 4. 39'da ve elde edilen parametreler Çizelge 4.18'de verilmiştir.



Şekil 4.39. 30 (a), 20 (b) ve 10 °C (c) Sıcaklıklar İçin Vieth –Sladek İzotermi Grafikleri

Çizelge 4.18. 30, 20 ve 10 °C Derece Sıcaklıklar için Vieth –Sladek İzotermi Parametreleri

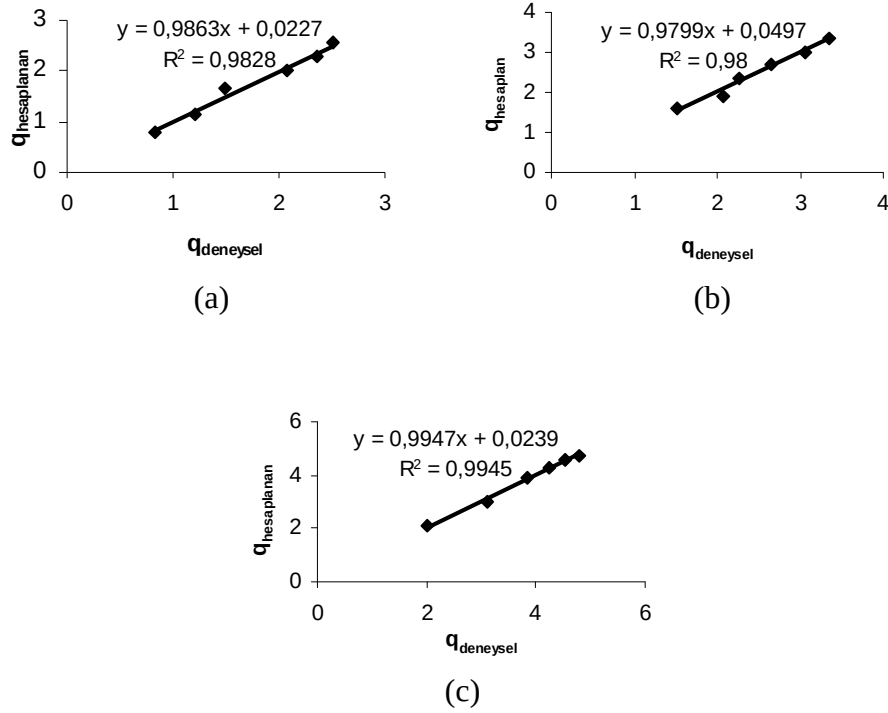
| Sıcaklık | Parametreler |       |         |       |
|----------|--------------|-------|---------|-------|
|          | $q_{maks}$   | K     | $\beta$ | $R^2$ |
| 30 °C    | 1,33         | 0,029 | 0,310   | 0,975 |
| 20 °C    | 1,90         | 0,033 | 1,74    | 0,986 |
| 10 °C    | 3,88         | 0,025 | 0,862   | 0,999 |

İnaktif biyokütle tarafından BFA'nın adsorpsiyonunda elde edilen verinin Vieth–Sladek izotermine uygulandığında  $R^2$  değerleri 30 °C, 20 °C ve 10 °C sıcaklıklar için sırasıyla 0,975, 0,986 ve 0,999 olarak bulunmuştur. Vieth-Sladek izotermi için sıcaklık düştükçe  $R^2$  değerlerinin arttığı görülmektedir. Ayrıca Vieth-Sladek izotermi tahmin ettiği  $q_{maks}$  değerleri sıcaklık azaldıkça artan bir durum

sergilemektedir. 10 °C için  $q_{maks}$  değeri 3,88 mg/g olarak hesaplanmıştır. Bu izoterminden elde edilen  $R^2$  değerleri Langmuir izotermi ile karşılaştırıldığında daha yüksek olduğu görülmektedir. Langmuir izotermi 10 °C’ de 0,996  $R^2$  değeri ile tahmin ettiği maksimum adsorpsiyon kapasitesi 4,99 mg/g’ dır. Aynı şartlarda Vieth-Sladek izotermi ise 0,999  $R^2$  değeri ile maksimum adsorpsiyon kapasitesini 3,88 mg/g olarak tahmin etmiştir. Ancak şu belirtilmelidir ki bazı durumlarda  $R^2$  değerinin yüksek çıkması adsorpsiyonun açıklanmasında tek başına yeterli olamamaktadır. Deneysel bulgularda  $q_t$  değerinin yani birim zamanda biyokütlenin gramı başına adsorplanan BFA miktarının 10 °C de 4,78 mg/g’a kadar çıktığı görülmüştür. Bu durumda her ne kadar Vieth-Sladek izoterminin  $R^2$  değeri Langmuir izotermine göre daha yüksek olsada Langmuir izoterminin 10 °C de tahmin ettiği 4,99 mg/g adsorpsiyon kapasitesi,  $q_e$  değerlerine bakıldığında, Vieth-Sladek izoterminin tahmin ettirdiği 3,88 mg/g’lık adsorpsiyon kapasitesine göre daha yakındır. Bu yüzden Langmuir izotermi adsorpsiyon kapasitesini belirlemede daha uygun görünmektedir.

#### 4.2.2.6. Beş Parametrelili Fritz-Schlunder İzotermi

BFA’nın inaktif biyokütle tarafından adsorpsiyonundan elde edilen veri 5 parametrelili geniş alanlı denge adsorpsiyonunu ifade edebilen ampirik bir adsorpsiyon izotermi olan Fritz-Schlunder izotermine uygulanmasından elde edilen grafikler Şekil 4.40’ de ve parametreler Çizelge 4.19’da verilmiştir.



Şekil 4.40. 30 (a), 20 (b) ve 10°C (c) Derece Sıcaklıklar için Beş Parametreleri Fritz-Schlunder İzotermi Grafikleri

Çizelge 4.19. 30, 20 ve 10°C Derece Sıcaklıklar için Beş Parametreleri Fritz-Schlunder İzotermi Parametreleri

| Sıcaklık | Parametreler |       |       |       |       |       |
|----------|--------------|-------|-------|-------|-------|-------|
|          | $q_{maks}$   | $k_1$ | $k_2$ | $m_1$ | $m_2$ | $R^2$ |
| 30 °C    | 2,33         | 0,321 | 0,669 | 0,459 | 0,008 | 0,982 |
| 20 °C    | 1,006        | 0,354 | -0,75 | -0,04 | 0,04  | 0,980 |
| 10 °C    | 3,22         | 0,74  | 0,23  | 0,428 | 0,5   | 0,994 |

İnaktif biyokütle tarafından BFA'nın adsorpsiyonunda elde edilen verinin beş parametrelili Fritz-Schlunder izotermine uygulandığında elde edilen  $R^2$  değerleri 30°C, 20°C ve 10°C sıcaklıklar için sırasıyla 0,982, 0,980 ve 0,994 olarak bulunmuştur. Bu izoterm modelin çözülmesinde  $m_1$  ve  $m_2$  'nin 1'den küçük olma şartı vardır. Tüm sıcaklıklarda  $m_1$  ve  $m_2$  değerleri 1'den küçük olma şartı sağlanmıştır. Bu izotermde de Vieth Sladek izotermine benzer bir durum karşımıza çıkmaktadır.  $R^2$  değerleri yüksek olmasına rağmen izotermin tahmin ettiği

adsorpsiyon kapasitesi 3,22 mg/g olması deneysel bulgularla uyumlu olmayan bir sonuç ortaya çıkarmaktadır.

Çizelge 4.20’de Adsorpsiyon süreçlerinde kullanılan tüm adsorpsiyon izotermelerinin sabitleri üç farklı sıcaklık için verilmiştir.

Adsorpsiyon izotermelerinde elde edilen parametreler göz önüne alındığında her ne kadar Vieth-Sladek ve Fritz-Schlunder izotermelerinden elde edilen  $R^2$  değerleri yüksek olsada bu izotermelerin tahmin ettiği adsorpsiyon kapasiteleri deneysel bulgulara göre daha düşük kalmaktadır. Langmuir izoterminin 30, 20 ve 10 °C için tahmin ettiği adsorpsiyon kapasiteleri sırasıyla 3,21, 3,55 ve 4,99 mg/g’dir. Deneysel bulgulardan elde edilen sonuçlara göre 50 mg/L BFA kullanılması durumunda denge zamanında (90. dk.) hesaplanan  $q_t$  değerleri 30, 20 ve 10 °C için sırasıyla 2,51, 3,35 ve 4,78 mg/g’dir. Bu durumda adsorpsiyon kapasitesini en iyi tahmin eden izoterm modelinin Langmuir izoterm modeli olduğuna karar verilmiştir.

Çizelge 4.20. 30 °C (a), 20 °C (b) ve 10 °C (c) Sıcaklıklar için Adsorpsiyon İzoterm Sabitleri

| Model           | 30 °C      |         |       |         |       |       |
|-----------------|------------|---------|-------|---------|-------|-------|
| Langmuir        | $q_{maks}$ | $K_L$   |       | $R^2$   |       |       |
|                 | 3,21       | 0,072   |       | 0,963   |       |       |
| Freundlich      | $n$        | $K_F$   |       | $R^2$   |       |       |
|                 | 2,232      | 2,169   |       | 0,985   |       |       |
| D-R             | $q_{maks}$ | $B_D$   |       | $R^2$   |       |       |
|                 | 2,012      | 2,544   |       | 0,754   |       |       |
| Jovanovic       | $q_{maks}$ | $K_J$   |       | $R^2$   |       |       |
|                 | 2,543      | -0,0687 |       | 0,946   |       |       |
| Vieth-Sladek    | $q_{maks}$ | $K$     |       | $\beta$ | $R^2$ |       |
|                 | 1,33       | 0,029   |       | 0,310   | 0,975 |       |
| Fritz-Schlunder | $q_{maks}$ | $k_1$   | $k_2$ | $m_1$   | $m_2$ | $R^2$ |
|                 | 2,33       | 0,321   | 0,669 | 0,459   | 0,008 | 0,98  |

(a)

| Model           | 20 °C      |        |       |         |       |       |
|-----------------|------------|--------|-------|---------|-------|-------|
| Langmuir        | $q_{maks}$ | $K_L$  |       | $R^2$   |       |       |
|                 | 3,55       | 0,183  |       | 0,972   |       |       |
| Freundlich      | $n$        | $K_F$  |       | $R^2$   |       |       |
|                 | 4,128      | 1,271  |       | 0,961   |       |       |
| D-R             | $q_{maks}$ | $B_D$  |       | $R^2$   |       |       |
|                 | 2,71       | 0,673  |       | 0,705   |       |       |
| Jovanovic       | $q_{maks}$ | $K_J$  |       | $R^2$   |       |       |
|                 | 2,840      | -0,263 |       | 0,685   |       |       |
| Vieth-Sladek    | $q_{maks}$ | $K$    |       | $\beta$ | $R^2$ |       |
|                 | 1,90       | 0,033  |       | 1,74    | 0,986 |       |
| Fritz-Schlunder | $q_{maks}$ | $k_1$  | $k_2$ | $m_1$   | $m_2$ | $R^2$ |
|                 | 1,006      | 0,354  | -0,7  | -0,04   | 0,04  | 0,980 |

(b)

| Model           | 10 °C      |        |       |         |       |       |
|-----------------|------------|--------|-------|---------|-------|-------|
| Langmuir        | $q_{maks}$ | $K_L$  |       | $R^2$   |       |       |
|                 | 4,99       | 0,366  |       | 0,996   |       |       |
| Freundlich      | $n$        | $K_F$  |       | $R^2$   |       |       |
|                 | 4,208      | 2,053  |       | 0,973   |       |       |
| D-R             | $q_{maks}$ | $B_D$  |       | $R^2$   |       |       |
|                 | 4,173      | 0,373  |       | 0,867   |       |       |
| Jovanovic       | $q_{maks}$ | $K_J$  |       | $R^2$   |       |       |
|                 | 4,345      | -0,382 |       | 0,882   |       |       |
| Vieth-Sladek    | $q_{maks}$ | $K$    |       | $\beta$ | $R^2$ |       |
|                 | 3,88       | 0,025  |       | 0,862   | 0,999 |       |
| Fritz-Schlunder | $q_{maks}$ | $k_1$  | $k_2$ | $m_1$   | $m_2$ | $R^2$ |
|                 | 3,22       | 0,74   | 0,23  | 0,428   | 0,5   | 0,994 |

(c)

#### 4.2.3. Bulguların İstatistiksel Değerlendirmesi

BFA'nın inaktif biyokütle tarafından adsorpsiyonu denemeleri ile ilgili bulguların istatistiksel yönden değerlendirilmesi amacıyla kurulan hipotezlerin ardından yapılan varyans analizi ve çoklu regresyon analizinden elde edilen sonuçlar Çizelge 4.21-23'de verilmiştir.

Çizelge 4.21. Sıcaklık için Varyans Analizi Sonuçları

| SICAKLIK      |                 |    |              |       |             |
|---------------|-----------------|----|--------------|-------|-------------|
|               | Kareler Toplamı | df | Kareler ort. | F     | Önem değeri |
| Gruplar Arası | 1987,98         | 2  | 993,9        | 3,416 | 0,06        |
| Grup İçi      | 4364,27         | 15 | 290,9        |       |             |
| Toplam        | 6352,2          | 17 |              |       |             |

Varyans analizine üç farklı sıcaklık grubu arasında ki farkın  $p < 0,05$  değerine göre (0,06) önemsiz olduğu görülmektedir. İstatistiksel açıdan sıcaklık arasındaki fark numerik olarak önemsiz gibi görülsede Çevre Mühendisliği açısından bu fark önemli olabilmektedir. Örneğin, kaynaklarda  $0,1 \mu\text{g/L}$  gibi çok düşük BFA konsantrasyonunun sucul canlılara olumsuz etkilerinin olduğu gösterilmektedir (Baek ve ark., 2003). Bu durumda sıcaklığa bağlı adsorpsiyon giderim verimleri arasında küçük gibi görünen farklar önem kazanabilmektedir. Farklı sıcaklıklarda elde edilen  $q_e$  değerlerine bakıldığında, 30, 20 ve  $10^\circ\text{C}$  için sırasıyla 2,51, 3,35 ve 4,88 mg/g'dır. Elde edilen bu değerler sıcaklığın etkisinin önemli olduğunu ortaya koymaktadır.

Çizelge 4.22. Başlangıç BFA Konsantrasyonu için Varyans Analizi Sonuçları

| BAŞLANGIÇ BFA KONSANTRASYONU |                 |    |              |       |             |
|------------------------------|-----------------|----|--------------|-------|-------------|
|                              | Kareler Toplamı | df | Kareler ort. | F     | Önem değeri |
| Gruplar Arası                | 3734,6          | 5  | 746,9        | 3,424 | 0,037       |
| Grup İçi                     | 2617,6          | 12 | 218,1        |       |             |
| Toplam                       | 6352,2          | 17 |              |       |             |

Bu çalışmada, aktif çamur biyokütle konsantrasyonunun BFA'nın adsorpsiyonu üzerine etkisini ortaya koyabilmek için yapılan denemelerden elde edilen bulgulara dayalı varyans analizine göre altı farklı BFA konsantrasyon grubuna ait giderim verimlerinin aralarındaki farkın  $p < 0,05$  önem değerine göre istatistiksel açıdan anlamlı olduğu ortaya çıkmıştır. BFA konsantrasyonu ile ilgili kurulmuş olan hipotezlerden  $H_0$  hipotezi reddedilmiş olup  $H_1$  hipotezi kabul edilmiştir.

Çizelge 4.23. Adsorpsiyon için Çoklu Regresyon Model Sabitleri

| Model                                    | Sabitler |           | R <sup>2</sup> | t      | Önem değeri |
|------------------------------------------|----------|-----------|----------------|--------|-------------|
|                                          | B        | Std. Hata |                |        |             |
| Sabit                                    | 74,958   | 6,688     | 0,803          | 11,208 | 0,00        |
| Sıcaklık                                 | -1,285   | 0,264     |                | -4,870 | 0,00        |
| C <sub>0</sub>                           | -0,826   | 0,135     |                | -6,106 | 0,00        |
| Bağımlı Değişken, y: Giderim Verimi (GV) |          |           |                |        |             |

Çoklu regresyon modelinden elde edilen  $R^2$  değeri göz önüne alındığında bağımsız değişkenler olan sıcaklık ve başlangıç BFA konsantrasyonunun bağımlı değişkendeki değişimin yaklaşık %80'ini açıkladığı görülmektedir. Sabitlerden elde edilen modelin eşitliği aşağıda verilmiştir.

$$Y_{GV} = 74,958 - 1,285x_{Sıcaklık} - 0,826x_{C_0}$$

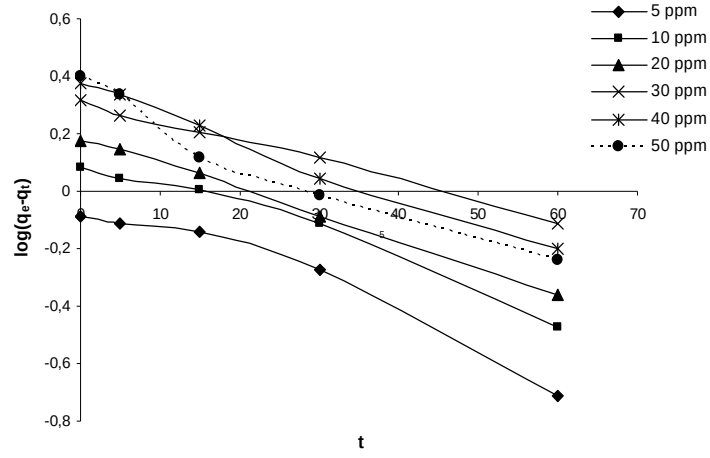
BFA'nın adsorpsiyonunun ekzotermik bir reaksiyon olmasından dolayı modelde elde edilen sıcaklık bağımsız değişkenin çarpım katsayısının negatif çıkmaktadır.

#### 4.2.4. BFA'nın Adsorpsiyon Kinetiği

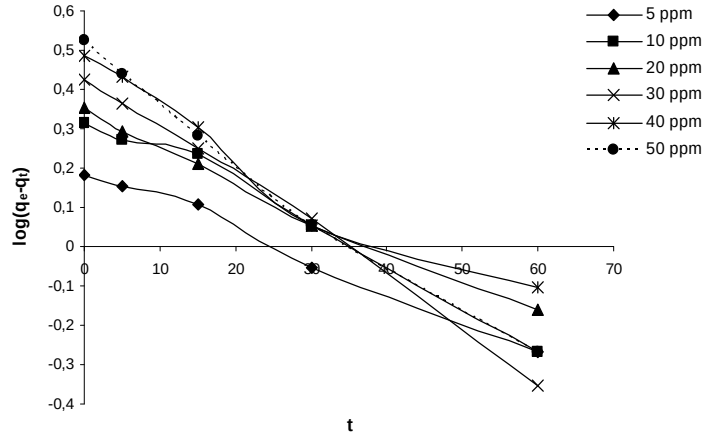
BFA'nın inaktif biyokütle tarafından adsorpsiyon mekanizmasının kinetiği hakkında tahminlerde bulunabilmek için 10, 20 ve 30°C sıcaklıklarda elde edilen veri bazı kinetik modellere uygulanmıştır. Kinetik modele olan uygunluk elde edilen  $R^2$  değerine göre değerlendirilmiştir. Elde edilen bulgular aşağıda verilmiştir.

**4.2.4.1. Lagergren Eşitliği**

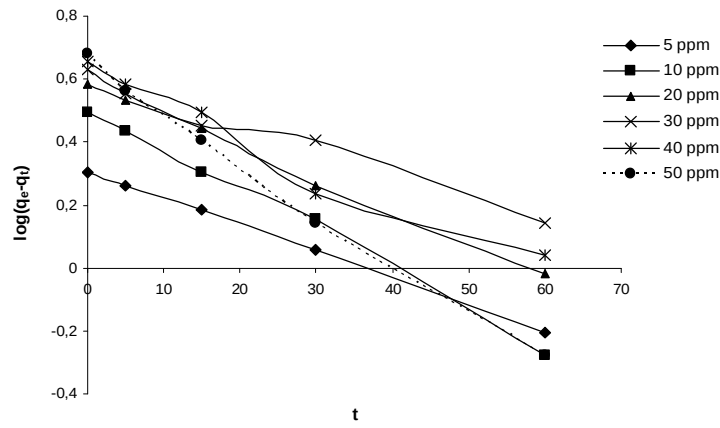
BFA'nın inaktif biyokütle tarafından adsorpsiyonundan elde edilen bulgular adsorpsiyon hızını, adsorpsiyon kapasitesine göre değerlendiren birinci derece bir eşitlik olan Lagergren eşitliğine uygulanmıştır (Ho, 2006). Elde edilen grafikler Şekil 4.41' de, parametreler Çizelge 4.24'de verilmiştir.



(a)



(b)



(c)

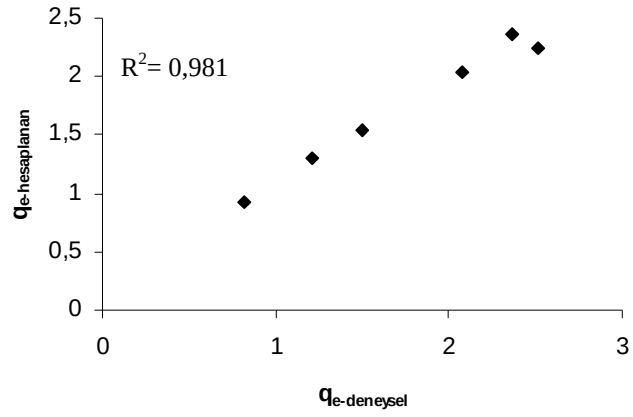
Şekil 4.41. 30 (a), 20 (b) ve 10°C (c) Sıcaklıklar için Lagergen Kinetiği Grafikleri

Çizelge 4.24. 30, 20 ve 10°C Sıcaklıklar için Lagergen Kinetiği Parametreleri

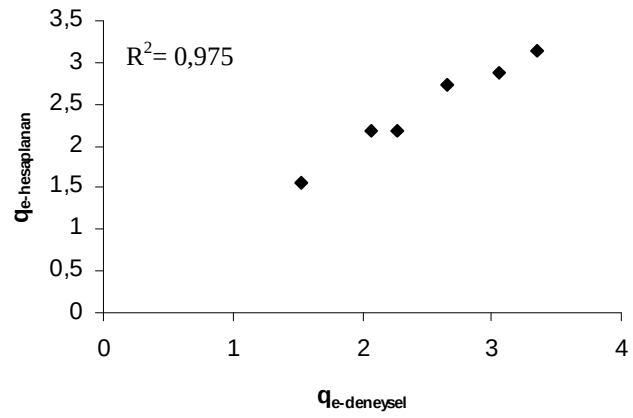
| BFA Konsantrasyonu | Parametreler               | Sıcaklık |        |        |
|--------------------|----------------------------|----------|--------|--------|
|                    |                            | 30°C     | 20°C   | 10°C   |
| 5 mg/L             | $k_1$ (dak <sup>-1</sup> ) | 0,0241   | 0,0177 | 0,0195 |
|                    | $R^2$                      | 0,948    | 0,996  | 0,999  |
| 10 mg/L            | $k_1$ (dak <sup>-1</sup> ) | 0,0211   | 0,0225 | 0,0292 |
|                    | $R^2$                      | 0,97     | 0,985  | 0,995  |
| 20 mg/L            | $k_1$ (dak <sup>-1</sup> ) | 0,0209   | 0,0198 | 0,0232 |
|                    | $R^2$                      | 0,998    | 0,992  | 0,997  |
| 30 mg/L            | $k_1$ (dak <sup>-1</sup> ) | 0,0297   | 0,0294 | 0,0175 |
|                    | $R^2$                      | 0,997    | 0,968  | 0,977  |
| 40 mg/L            | $k_1$ (dak <sup>-1</sup> ) | 0,0225   | 0,0234 | 0,0241 |
|                    | $R^2$                      | 0,993    | 0,946  | 0,965  |
| 50 mg/L            | $k_1$ (dak <sup>-1</sup> ) | 0,0241   | 0,0303 | 0,0363 |
|                    | $R^2$                      | 0,947    | 0,989  | 0,995  |

Lagergren eşitliğinden elde edilen  $R^2$  değerleri, sıcaklık ve başlangıç BFA konsantrasyonuna bağlı olarak değişim gösterdiği ortaya çıkmıştır. Örneğin 5 mg/L başlangıç BFA konsantrasyonu için sıcaklık arttıkça  $R^2$  değerinin düştüğü görülmektedir. 5mg/L için 10 °C’de 0,999  $R^2$  değeri ile Lagergren eşitliğine çok iyi uyduğu görülmektedir. Ancak aynı konsantrasyon için 30°C’de  $R^2$  değeri 0,948 olarak hesaplanmıştır.

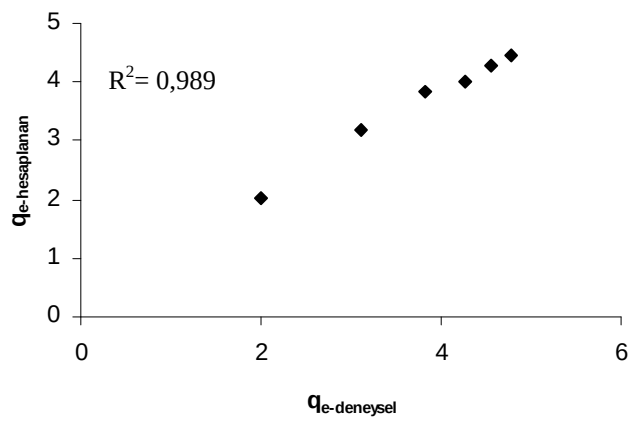
Adsorpsiyon çalışmalarında deneysel olarak tespit edilen denge zamanında gram biyokütle başına adsorplanan mg BFA olan  $q_e$  değerlerine karşı, Lagergren eşitliğinin grafiğe geçirilmesi ile elde edilen doğrunun denkleminde hesaplanan  $q_e$  değerleri karşılaştırılmıştır. Deneysel “ $q_e$ ” değerleri ile Lagergren eşitliğinin hesapladığı  $q_e$  değerleri arasındaki yakınlık ve doğrusal ilişki modelin adsorpsiyon sürecini kinetik bakımdan açıklamasının bir ölçüsü olarak değerlendirilmiştir. Deneysel  $q_e$  değerleri ile Lagergren kinetik eşitliğinden hesaplanan  $q_e$  değerlerinin grafiği Şekil 4.42’de karşılaştırılması ise Çizelge 4.25’de verilmiştir.



(a)



(b)



Şekil 4.42. 30 (a), 20 (b) ve 10 (c) °C için Deneyisel  $q_e$  ile Lagergren Eşitliğinden Hesaplanan  $q_e$  Grafiği

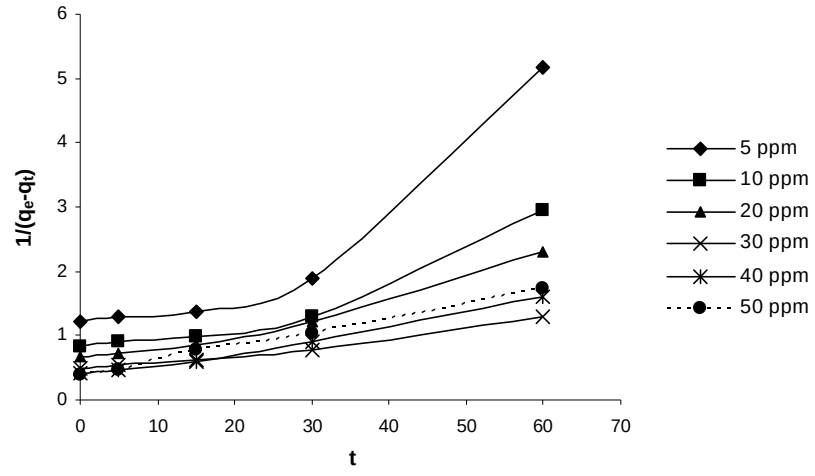
Çizelge 4.25. Deneysel  $q_e$  değerleri ile Lagergren Eşitliğinden Hesaplanan  $q_e$  Değerleri

| BFA<br>Konsantrasyonu | Sıcaklık            |                      |                     |                      |                     |                      |
|-----------------------|---------------------|----------------------|---------------------|----------------------|---------------------|----------------------|
|                       | 30 °C               |                      | 20 °C               |                      | 10 °C               |                      |
|                       | $q_{e\text{-den.}}$ | $q_{e\text{-hesp.}}$ | $q_{e\text{-den.}}$ | $q_{e\text{-hesp.}}$ | $q_{e\text{-den.}}$ | $q_{e\text{-hesp.}}$ |
| 5 mg/L                | 0,821               | 0,926                | 1,527               | 1,555                | 2,009               | 2,023                |
| 10 mg/L               | 1,207               | 1,294                | 2,068               | 2,177                | 3,110               | 3,176                |
| 20 mg/L               | 1,497               | 1,542                | 2,266               | 2,187                | 3,827               | 3,819                |
| 30 mg/L               | 2,077               | 2,041                | 2,660               | 2,728                | 4,258               | 4,017                |
| 40 mg/L               | 2,367               | 2,355                | 3,054               | 2,870                | 4,54                | 4,285                |
| 50 mg/L               | 2,512               | 2,243                | 3,349               | 3,140                | 4,784               | 4,446                |

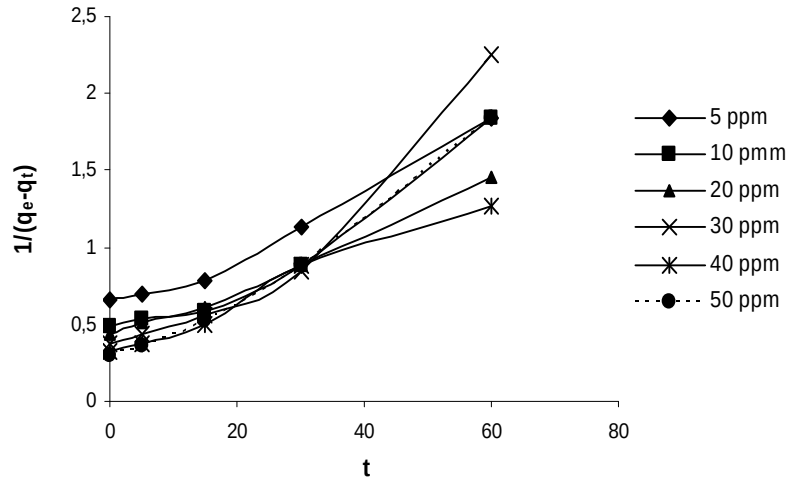
Şekil 4.42’den ve Çizelge 4.25’ten görüldüğü gibi Lagergren eşitliğinden hesaplanan  $q_e$  değerleri deneysel olarak tespit edilen  $q_e$  değerlerine yakın bulunmuştur. Modelin özellikle 10°C ‘de deki tahmin ettiği değerler 0,989  $R^2$  değeri ile oldukça başarılıdır. BFA’nın inaktif çamur biyokütlesi tarafından adsorpsiyonu denemelerinden elde edilen bulgular Lagergren kinetik eşitliği ile uyumlu sonuçlar ortaya koymuştur.

#### 4.2.4.2. İkinci Dereceden Kinetik

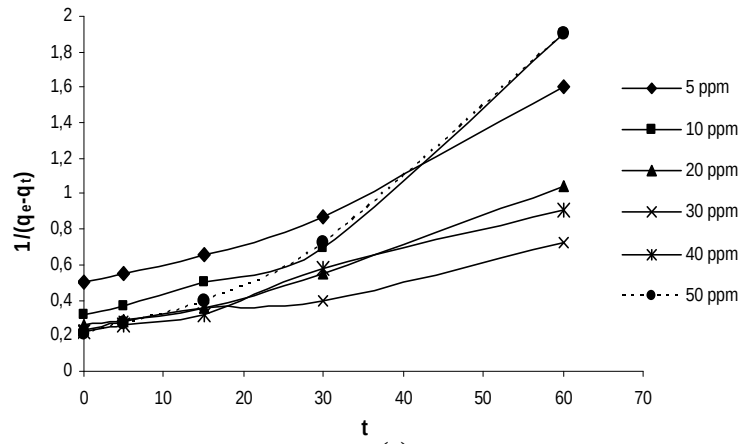
BFA’nın inaktif biyokütle tarafından adsorpsiyonundan elde edilen bulgular ikinci dereceden kinetik modele uygulanmıştır. İkinci derece grafikleri Şekil 4.43’de, parametreleri Çizelge 4.26’ de verilmiştir.



(a)



(b)



(c)

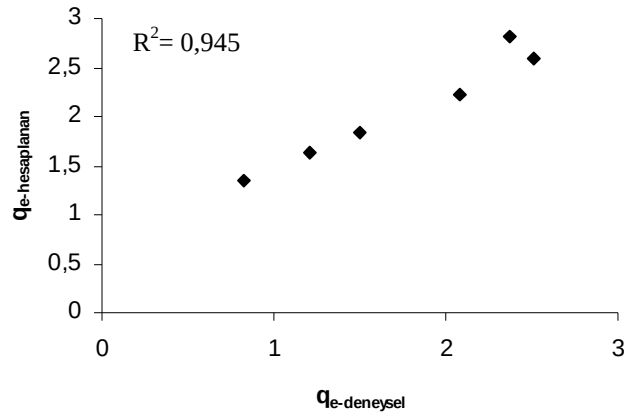
Şekil 4.43.30 (a), 20 (b) ve 10°C (c) Sıcaklıklar için İkinci Derece Kinetiği Grafikleri

Çizelge 4.26. 30, 20 ve 10°C Sıcaklıklar için İkinci Derece Kinetik Parametreleri

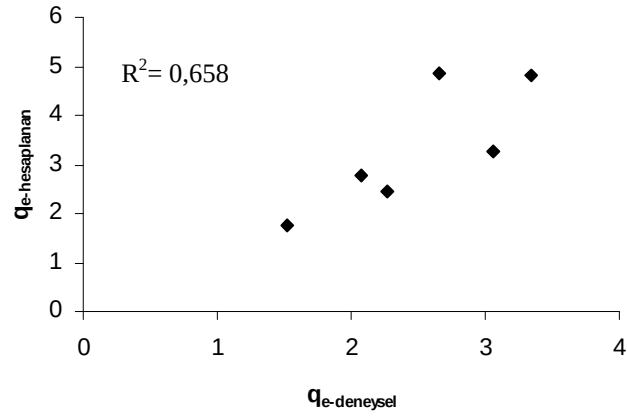
| BFA Konsantrasyon | Parametreler     | Sıcaklık |        |        |
|-------------------|------------------|----------|--------|--------|
|                   |                  | 30°C     | 20°C   | 10°C   |
| 5 mg/L            | $k_2$ (g/mg.dak) | 0,0658   | 0,0203 | 0,0185 |
|                   | $R^2$            | 0,883    | 0,977  | 0,968  |
| 10 mg/L           | $k_2$ (g/mg.dak) | 0,0353   | 0,0229 | 0,0262 |
|                   | $R^2$            | 0,913    | 0,0943 | 0,928  |
| 20 mg/L           | $k_2$ (g/mg.dak) | 0,0276   | 0,017  | 0,0132 |
|                   | $R^2$            | 0,967    | 0,992  | 0,975  |
| 30 mg/L           | $k_2$ (g/mg.dak) | 0,0133   | 0,0312 | 0,0078 |
|                   | $R^2$            | 0,973    | 0,932  | 0,963  |
| 40 mg/L           | $k_2$ (g/mg.dak) | 0,0199   | 0,0165 | 0,0119 |
|                   | $R^2$            | 0,986    | 0,981  | 0,987  |
| 50 mg/L           | $k_2$ (g/mg.dak) | 0,0223   | 0,0261 | 0,0283 |
|                   | $R^2$            | 0,996    | 0,980  | 0,954  |

İkinci derece kinetik modelden elde edilen  $R^2$  değerlerine genel olarak bakıldığında Lagergren eşitliğine göre daha düşük olduğu görülmektedir.

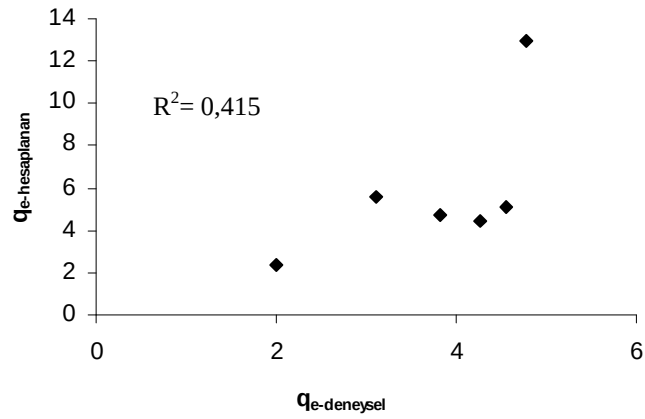
Adsorpsiyon bulgularının ikinci derece kinetik eşitliğine uygulanması ile ikinci derece eşitlikten  $q_e$  değerleri hesaplanmıştır. Deneysel  $q_e$  değerleri ile ikinci derece kinetik eşitliğinden hesaplanan  $q_e$  değerlerinin grafiği Şekil 4.44’de karşılaştırılması ise Çizelge 4.27’de verilmiştir.



(a)



(b)



(c)

Şekil 4.44. 30 (a), 20 (b) ve 10 (c) °C için Deneysel  $q_e$  ile İkinci Derece Kinetik Eşitliğinden Hesaplanan  $q_e$  Grafiği

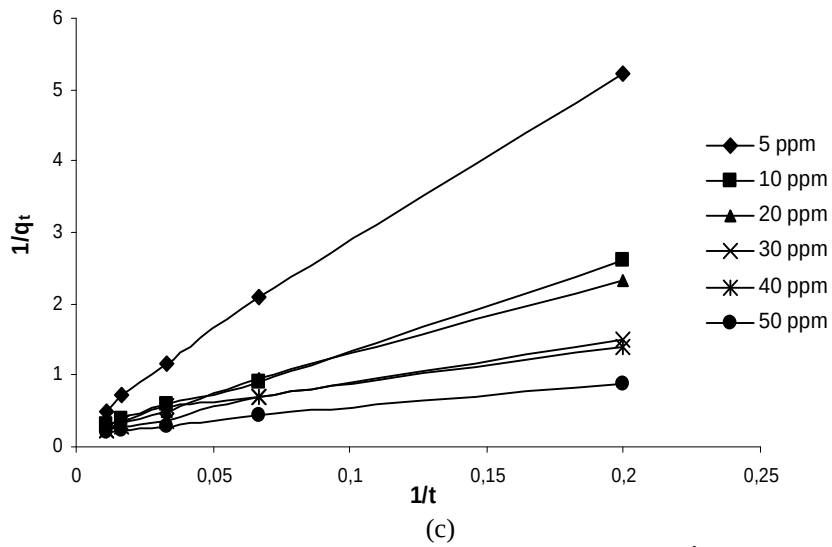
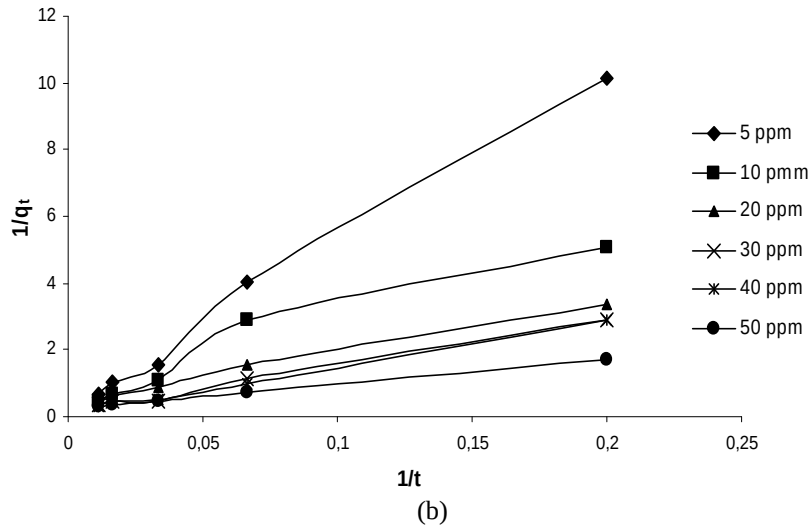
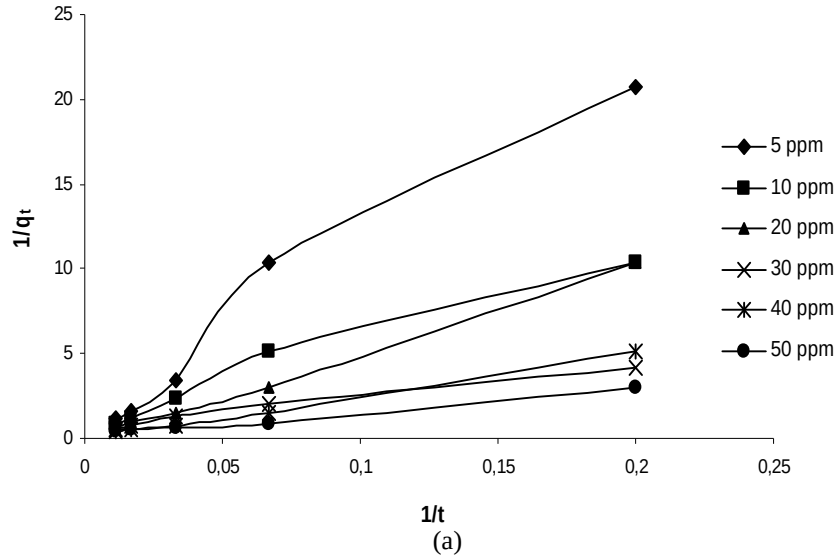
Çizelge 4.27. Deneysel  $q_e$  değerleri ile İkinci Derece Kinetik Eşitliğinden Hesaplanan  $q_e$  Değerleri

| BFA<br>Konsantrasyonu | Sıcaklık     |               |              |               |              |               |
|-----------------------|--------------|---------------|--------------|---------------|--------------|---------------|
|                       | 30 °C        |               | 20 °C        |               | 10 °C        |               |
|                       | $q_{e-den.}$ | $q_{e-hesp.}$ | $q_{e-den.}$ | $q_{e-hesp.}$ | $q_{e-den.}$ | $q_{e-hesp.}$ |
| 5 mg/L                | 0,821        | 1,348         | 1,527        | 1,742         | 2,009        | 2,336         |
| 10 mg/L               | 1,207        | 1,626         | 2,068        | 2,778         | 3,110        | 5,534         |
| 20 mg/L               | 1,497        | 1,835         | 2,266        | 2,463         | 3,827        | 4,739         |
| 30 mg/L               | 2,077        | 2,227         | 2,660        | 4,854         | 4,258        | 4,442         |
| 40 mg/L               | 2,367        | 2,825         | 3,054        | 3,268         | 4,54         | 5,066         |
| 50 mg/L               | 2,512        | 2,584         | 3,349        | 4,831         | 4,784        | 12,937        |

Şekil 4.44 ve Çizelge 4.27 incelendiğinde, ikinci derece kinetik modelin eşitliğinden  $q_e$  değerleri 30 °C ‘de için deneysel  $q_e$  değerleri ile yakınlık göstermektedir. Değerlerin arasında doğrusal bir ilişki olup  $R^2$  değeri 0,945 olarak hesaplanmıştır. Ancak modelin başarısı sıcaklığın düşmesiyle azalmaktadır. Örneğin 20 °C’ de 30 mg/L BFA konsantrasyonu için deneysel  $q_e$  2,26 mg/g iken, ikinci derece kinetik modelin bu değer için tahmini 4,84 mg/g olmuştur. Ayrıca 10 °C ‘de 50 mg/L BFA konsantrasyonu için deneysel  $q_e$  değeri 4,784 mg/g iken, ikinci derece kinetik modelin bu değer için tahmini 12,937 mg/g’ dır. Adsorpsiyon denemelerinden elde edilen bulgular ikinci derece kinetik modele uygulandığında model 30 °C için başarılı bir  $q_e$  tahmini sergilerken, 20 °C ve 10 °C’ler için başarılı sonuçlar vermemiştir. Bu durum Şekil 4.44’deki grafiklerden elde edilen 20 ve 10°C’ler için sırasıyla 0,658 ve 0,415 olan  $R^2$  değerlerinden de anlaşılmaktadır.

#### 4.2.4.3. Yalancı İkinci Derece

İkinci derece grafikleri Şekil 4.45’de, parametreleri Çizelge 4.28’de verilmiştir.



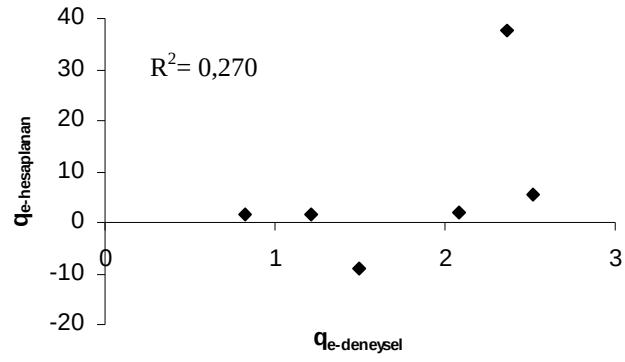
Şekil 4.45. 30 (a), 20 (b) ve 10°C (c) Sıcaklıklar için Yalancı İkinci Derece Kinetik

Çizelge 4.28. 30, 20 ve 10°C Sıcaklıklar için Yalancı İkinci Derece Kinetik Parametreleri

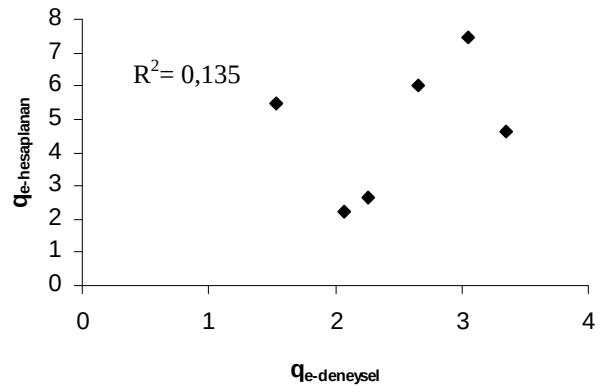
| BFA Konsantrasyon | Parametreler     | Sıcaklık |          |         |
|-------------------|------------------|----------|----------|---------|
|                   |                  | 30°C     | 20°C     | 10°C    |
| 5 mg/L            | $k_2$ (g/mg.dak) | 0,00418  | 0,000667 | 0,00408 |
|                   | $R^2$            | 0,964    | 0,993    | 0,998   |
| 10 mg/L           | $k_2$ (g/mg.dak) | 0,00945  | 0,00829  | 0,0024  |
|                   | $R^2$            | 0,972    | 0,942    | 0,998   |
| 20 mg/L           | $k_2$ (g/mg.dak) | 0,00023  | 0,00952  | 0,00245 |
|                   | $R^2$            | 0,996    | 0,992    | 0,998   |
| 30 mg/L           | $k_2$ (g/mg.dak) | 0,0154   | 0,00202  | 0,00108 |
|                   | $R^2$            | 0,977    | 0,991    | 0,977   |
| 40 mg/L           | $k_2$ (g/mg.dak) | 0,000029 | 0,00131  | 0,00572 |
|                   | $R^2$            | 0,993    | 0,995    | 0,986   |
| 50 mg/L           | $k_2$ (g/mg.dak) | 0,00250  | 0,00641  | 0,00955 |
|                   | $R^2$            | 0,98     | 0,999    | 0,996   |

Yalancı ikinci derece kinetik eşitliği son yıllarda kirleticilerin sulu çözeltilerden adsorpsiyon ile giderilmesinde yaygın olarak kullanılmaktadır. Bu modelin avantajı deneysel olarak denge anındaki adsorpsiyon kapasitesini bilmeye ihtiyaç duymamasıdır (Ho, 2006). Bu durum özellikle denge süresine çok geç ulaşan adsorpsiyon süreçlerinde yalancı ikinci derece kinetik modelin kullanımı yaygın hale getirmektedir. Adsorpsiyon bulgularının yalancı ikinci derece kinetik modele uygulanmasından elde edilen  $k_2$  değerleri Çizelge 4.28’de görüldüğü gibi ikinci dereceden elde edilen  $k$  değerlerine göre daha düşük bulunmuştur.

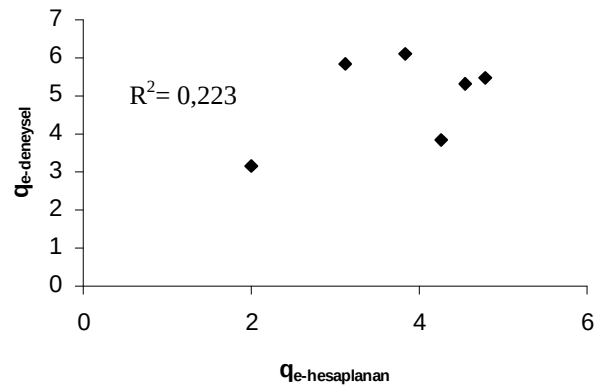
Adsorpsiyon bulgularının yalancı ikinci derece kinetik eşitliğine uygulanması ile ikinci derece eşitlikten  $q_e$  değerleri hesaplanmıştır. Deneysel  $q_e$  değerleri ile yalancı ikinci derece kinetik eşitliğinden hesaplanan  $q_e$  değerlerinin grafiği Şekil 4.46’da karşılaştırılması ise Çizelge 4.29’da verilmiştir.



(a)



(b)



(c)

Şekil 4.46. 30 (a), 20 (b) ve 10 (c) °C için Deneysel  $q_e$  ile Yalancı İkinci Derece Kinetik Eşitliğinden Hesaplanan  $q_e$  Grafiği

Çizelge 4.29. Deneysel  $q_e$  değerleri ile Yalancı İkinci Derece Kinetik Eşitliğinden Hesaplanan  $q_e$  Değerleri

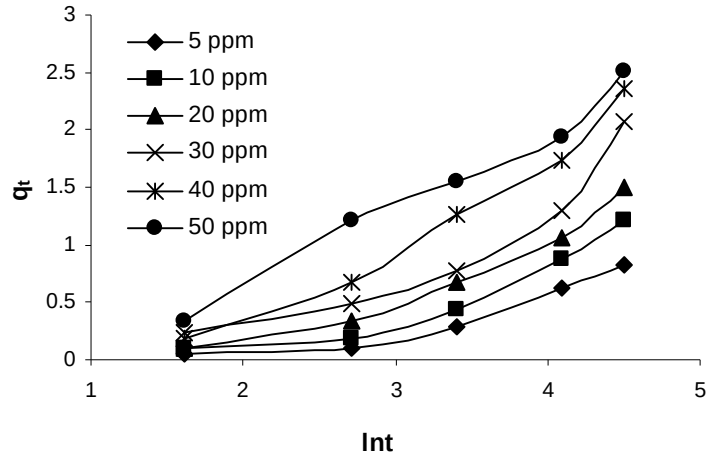
| BFA<br>Konsantrasyonu | Sıcaklık            |                      |                     |                      |                     |                      |
|-----------------------|---------------------|----------------------|---------------------|----------------------|---------------------|----------------------|
|                       | 30 °C               |                      | 20 °C               |                      | 10 °C               |                      |
|                       | $q_{e\text{-den.}}$ | $q_{e\text{-hesp.}}$ | $q_{e\text{-den.}}$ | $q_{e\text{-hesp.}}$ | $q_{e\text{-den.}}$ | $q_{e\text{-hesp.}}$ |
| 5 mg/L                | 0,821               | 1,517                | 1,527               | 5,450                | 2,009               | 3,146                |
| 10 mg/L               | 1,207               | 1,455                | 2,068               | 2,231                | 3,110               | 5,855                |
| 20 mg/L               | 1,497               | -9,174               | 2,266               | 2,625                | 3,827               | 6,124                |
| 30 mg/L               | 2,077               | 1,869                | 2,660               | 6,020                | 4,258               | 3,833                |
| 40 mg/L               | 2,367               | 37,453               | 3,054               | 7,452                | 4,54                | 5,328                |
| 50 mg/L               | 2,512               | 5,447                | 3,349               | 4,604                | 4,784               | 5,482                |

Şekil 4.46 ve Çizelge 4.29’da görüldüğü gibi adsorpsiyon denemelerinden elde edilen deneysel  $q_e$  değerleri ile yalancı ikinci derece kinetik eşitliğinden hesaplanan  $q_e$  değerleri arasında ki yakınlık ve doğrusallık ilişkisi oldukça zayıftır. Elde edilen bu bulgulara göre, adsorpsiyon kinetiğinin tanımlanmasında yalancı ikinci derece kinetik model uygun bir model değildir.

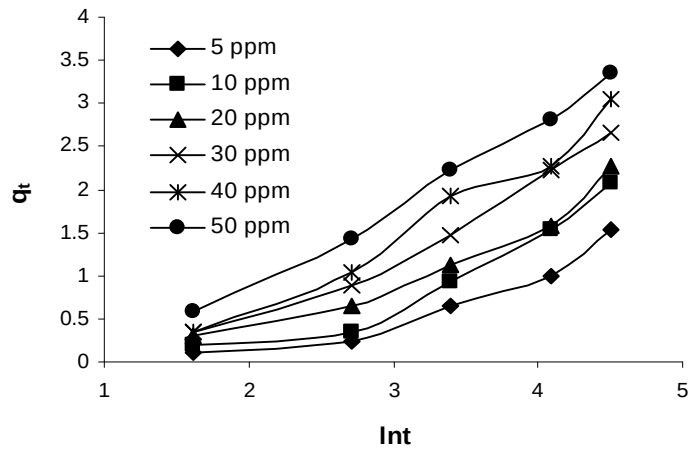
#### 4.2.4.4. Elovich Kinetik Modeli

BFA’nın inaktif biyokütle tarafından adsorpsiyonunun elde edilen veriyi, katı yüzeyin enerjik olarak heterojen olduğunu ve yüzeyin düşük seviyede kaplanması durumunda ne desorpsiyonun ne de adsorbatların birbirleri arasındaki etkileşimlerinin adsorpsiyon kinetiğini etkilemeyeceğini varsayan Elovich modeline uygulanmıştır (Gupta ve Bhattacharyya, 2011). Elovich grafikleri Şekil 4.44’de, parametreleri Çizelge 4.27’de verilmiştir.

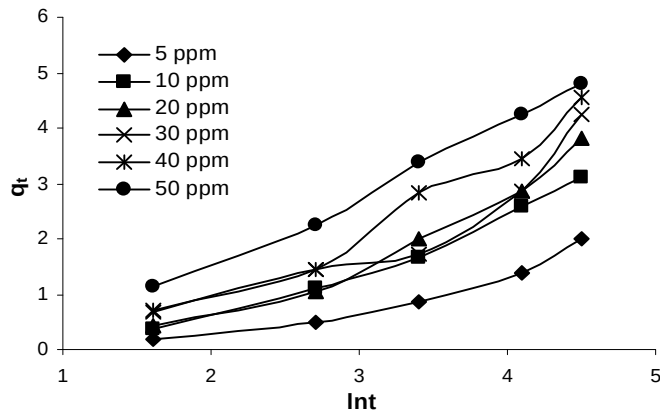
Elovich kinetik modeline adsorpsiyon verisi uygulandığı zaman elde edilen  $R^2$  değerlerinin özellikle 40 ve 50 mg/L yüksek BFA konsantrasyonlarında yüksek çıktığı görülürken 5 ve 10 mg/L düşük BFA konsantrasyonlarında düşük çıktığı görülmektedir.



(a)



(b)



(c)

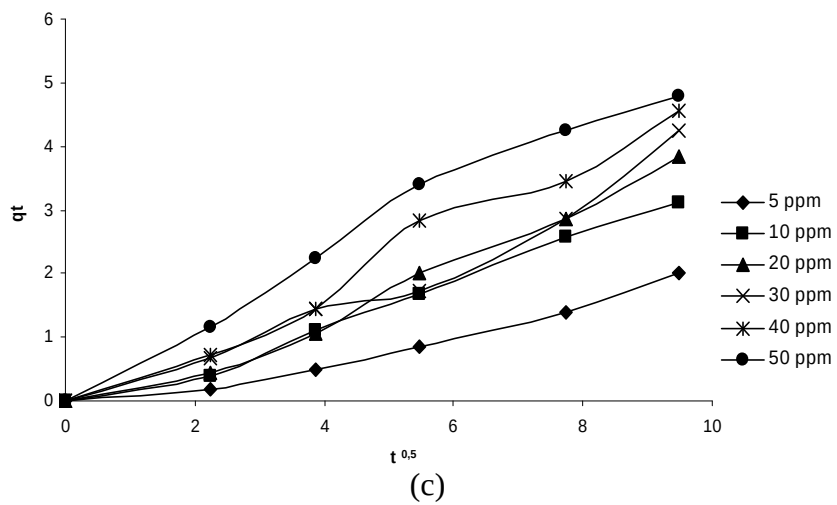
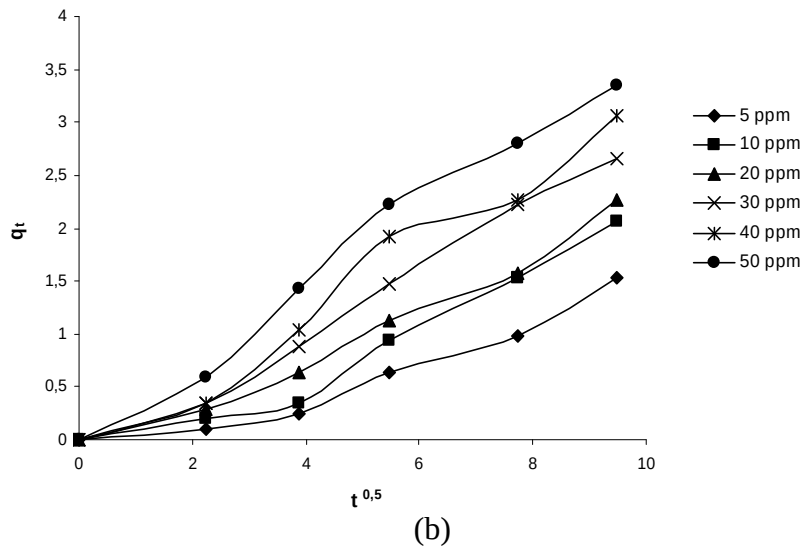
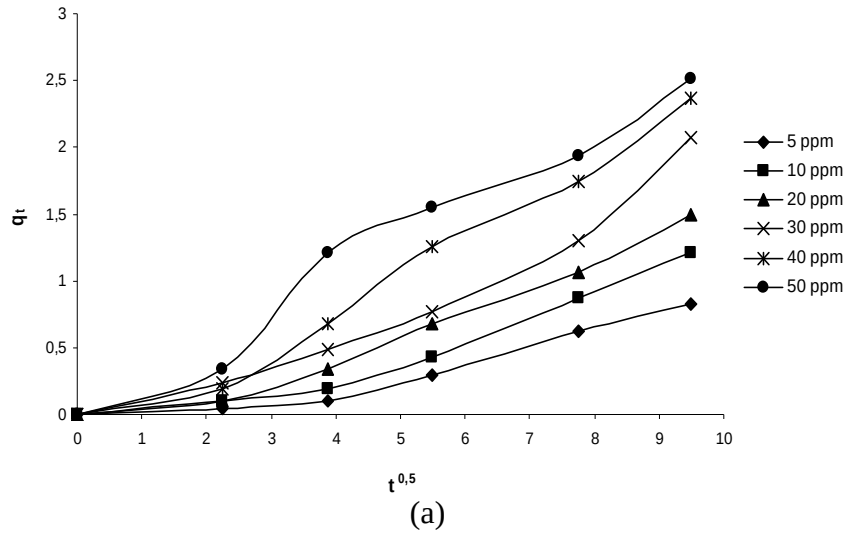
Şekil 4.47. 30 (a), 20 (b) ve 10°C (c) Sıcaklıklar için Elovich Kinetiği

Çizelge 4.30. 30, 20 ve 10°C Sıcaklıklar için Elovich Parametreleri

| BFA Konsantrasyon | Parametreler | Sıcaklık |        |       |
|-------------------|--------------|----------|--------|-------|
|                   |              | 30°C     | 20°C   | 10°C  |
| 5 mg/L            | $\beta$      | 3,65     | 2,114  | 1,661 |
|                   | $\alpha$     | 0,0417   | 0,0796 | 0,118 |
|                   | $R^2$        | 0,869    | 0,884  | 0,904 |
| 10 mg/L           | $\beta$      | 2,63     | 1,534  | 1,059 |
|                   | $\alpha$     | 0,0632   | 0,118  | 0,235 |
|                   | $R^2$        | 0,869    | 0,898  | 0,972 |
| 20 mg/L           | $\beta$      | 2,12     | 1,54   | 0,865 |
|                   | $\alpha$     | 0,107    | 0,153  | 0,258 |
|                   | $R^2$        | 0,928    | 0,922  | 0,947 |
| 30 mg/L           | $\beta$      | 1,7      | 1,123  | 0,881 |
|                   | $\alpha$     | 0,118    | 0,222  | 0,3   |
|                   | $R^2$        | 0,845    | 0,970  | 0,866 |
| 40 mg/L           | $\beta$      | 1,37     | 1,103  | 0,765 |
|                   | $\alpha$     | 0,154    | 0,232  | 0,364 |
|                   | $R^2$        | 0,959    | 0,968  | 0,953 |
| 50 mg/L           | $\beta$      | 1,42     | 1,05   | 0,778 |
|                   | $\alpha$     | 0,231    | 0,325  | 0,581 |
|                   | $R^2$        | 0,979    | 0,992  | 0,993 |

#### 4.2.4.5. Parçacık İçi Difüzyon

BFA'nın inaktif biyokütle tarafında adsorpsiyonunda parçacık içi difüzyonun etkili olup olmadığı belirleyebilmek için elde edilen veri parçacık için difüzyon modeline uygulanmıştır. Parçacık içi difüzyon grafikleri Şekil 4.45'de, parametreleri Çizelge 4.28'de verilmiştir.



Şekil 4.48. 30 (a), 20 (b) ve 10°C (c) Derece Sıcaklıklar için Parçacık içi Difüzyon

Çizelge 4.31. 30, 20 ve 10°C Sıcaklıklar için Parçacık içi Difüzyon Parametreleri

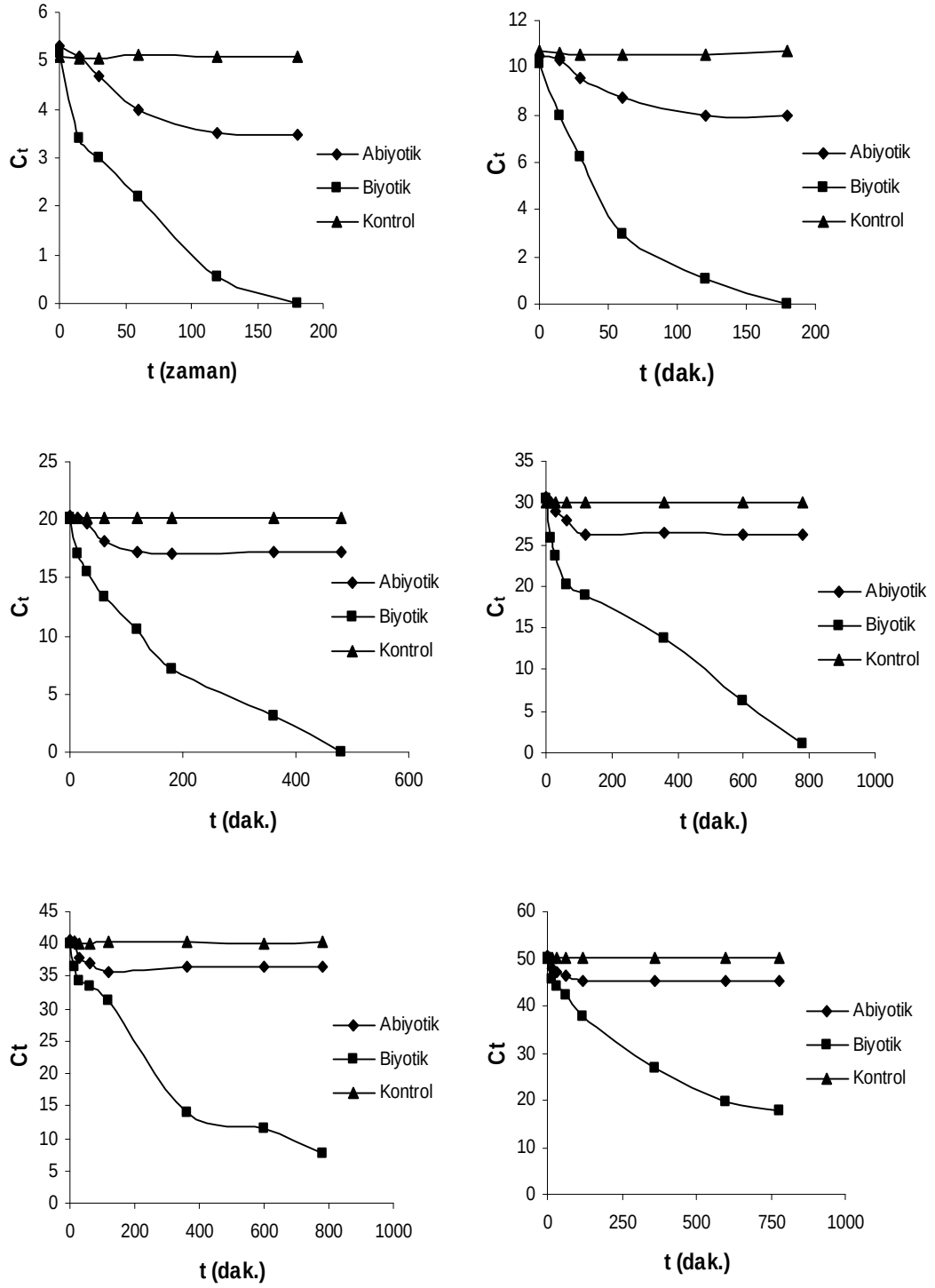
| T(°C) | Başlangıç BFA Konsantrasyonu |                |         |                |         |                |         |                |         |                |         |                |
|-------|------------------------------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|
|       | 5 mg/L                       |                | 10 mg/L |                | 20 mg/L |                | 30 mg/L |                | 40 mg/L |                | 50 mg/L |                |
|       | k                            | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> | k       | R <sup>2</sup> |
| 10 °C | 0,213                        | 0,959          | 0,345   | 0,988          | 0,416   | 0,978          | 0,43    | 0,963          | 0,489   | 0,98           | 0,522   | 0,981          |
| 20 °C | 0,162                        | 0,931          | 0,227   | 0,947          | 0,238   | 0,975          | 0,299   | 0,966          | 0,331   | 0,973          | 0,367   | 0,987          |
| 30 °C | 0,0922                       | 0,913          | 0,131   | 0,928          | 0,163   | 0,958          | 0,296   | 0,987          | 0,258   | 0,974          | 0,268   | 0,973          |

Elde edilen R<sup>2</sup> değerlerinden BFA'nın inaktif biyokütle tarafından adsorpsiyonunda parçacık içi difüzyonunun genel olarak etkili olduğu ve bu etkinin düşük sıcaklıklarda ve yüksek BFA konsantrasyonlarında daha güçlü olduğu Çizelge 4.28'de elde edilen R<sup>2</sup> değerlerinden anlaşılmaktadır.

BFA'nın inaktif çamur biyokütlesi ile adsorpsiyonunun denemelerinden elde edilen bulgular adsorpsiyon kinetiğini tanımlayabilmek adına bazı kinetik modellere uygulanmıştır. Kinetik modellerden elde edilen sonuçlara göre adsorpsiyon kinetiğini açıklayan en iyi kinetik modelin birinci derece bir eşitlik olan Lagregren kinetik modeli olduğu ortaya çıkmıştır.

#### 4.3. BFA'nın Biyotik ve Abiyotik Giderimlerinin Karşılaştırılması

Şekil 4.46'da 30°C 2000 mg/L biyokütle miktarı ile biyotik, abiyotik ve biyokütlesiz kontrol çalışmalarında BFA'nın konsantrasyonlarındaki değişimler görülmektedir. Kontrol deneylerinde BFA'nın konsantrasyonlarında dikkate değer bir değişme olmamıştır. BFA'nın aktif çamur sistemlerinde giderimindeki biyolojik parçalanma ve adsorpsiyon ile giderim oranlarını anlayabilmek yapılan aktif ve inaktif biyokütle çalışmaları BFA'nın aktif çamur sistemlerinde esas giderim mekanizmasının biyolojik giderim olduğunu göstermiştir.



Şekil 4.49. 30 °C 2000 mg/L Biyokütle ile Abiyotik ve Biyotik Giderim Farklarını Gösteren Grafikler

Grafiklerde, biyotik deneylerde elde edilen değerlerin abiyotik deneylerde elde edilen değerlerin eğiliminden oldukça farklı olduğu hemen göze çarpmaktadır. Örneğin Şekil 4.46'da biyotik giderimde 5 mg/L BFA'nın 180 dakikada tamamen giderilirken, aynı zaman süresinde abiyotik olarak 3,6 mg/L 'ye kadar giderilmiştir. Aynı eğilimin BFA konsantrasyonu artsa bile değişmediği yine Şekil 4.46'da görülmektedir. Örneğin biyotik giderimde 30 mg/L BFA 720 dakikada 2,15 mg/L'ye düşerken aynı sürede abiyotik giderimle ancak 26,3 mg/L 'ye kadar düşebilmiştir. Tüm bu bulgular göz önüne alındığında, BFA'nın aktif çamur sistemlerinde temel giderim mekanizmasının biyotik giderim olduğu sonucu ortaya çıkmaktadır.

## 5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Bu çalışmada sentetik atıksudan BFA'nın biyotik ve abiyotik giderim denemelerinden elde edilen sonuçlar aşağıda sunulmuştur.

- 1- BFA'nın aktif çamur ile gideriminde temel mekanizma canlı mikroorganizmalara dayanmaktadır, dolayısıyla giderim “biyolojik giderim” dir.
- 2- BFA'nın aktif çamur ile giderimine başlangıç BFA konsantrasyonunun etkisi vardır. Varyans analizinden elde edilen bulgulara göre  $H_1$  hipotezi kabul edilmiş ve BFA konsantrasyonunun BFA gideriminde etkisinin önemli olduğu sonucuna varılmıştır.
- 3- 5, 10 ve 20 mg/L BFA konsantrasyonları, 1000, 2000, 3000 ve 4000 mg/L 'lik aktif çamur biyokütlesi tarafından 10, 20 ve 30 °C sıcaklıkların hepsinde tamamen giderebilmektedir.
- 4- BFA'nın aktif çamur sitemlerinde giderimine aktif çamur biyokütle miktarının etkisi vardır. Varyans analizinden elde edilen bulgulara göre  $H_1$  hipotezi kabul edilmiş ve aktif çamur biyokütle miktarının etkisinin BFA gideriminde önemli olduğu sonucuna varılmıştır.
- 5- 50 mg/L BFA, 30 °C sıcaklıkta ve 10 saatte 1000, 2000, 3000 ve 4000 mg/L'lik aktif çamur biyokütleleri tarafından sırasıyla % 52, % 60, % 68 ve % 74 verimle giderilmiştir.
- 6- BFA'nın aktif çamur sistemlerinde giderimine sıcaklığın etkisi vardır. Varyans analizinden elde edilen bulgulara göre  $H_1$  hipotezi kabul edilmiş ve sıcaklığın etkisinin önemli olduğu sonucuna varılmıştır. Buna göre belirli bir değere kadar sıcaklık arttıkça arıtma verimi artmaktadır.
- 7- 50 mg/L BFA, 4000 mg/L aktif çamur biyokütlesi tarafından 10 saatte 10, 20 ve 30 °C sıcaklıklar için sırasıyla % 54, % 66 ve % 74 verimle giderilmiştir.

- 8- 20 °C’de 10 mg/L BFA’nın 3000 mg/L biyokütle ile tamamen giderilebilmesi için yaklaşık 180 dakika gerekmektedir.
- 9- BFA’nın aktif çamur sistemlerinde giderimi diğer kinetik modeller ile karşılaştırıldığında birinci derece reaksiyon kinetiğine yakınlık göstermektedir.
- 10- Haldane kinetiğinden elde edilen verilere göre 53,2 mg/L BFA aktif çamur için inhibisyon konsantrasyonudur.
- 11- BFA’nın *P. aeruginosa* ile biyolojik parçalanması aktif çamura göre çok yavaş gerçekleşmektedir.
- 12- *P. aeruginosa* tarafından BFA’nın adsorpsiyonla abiyotik giderimi önemsenmeyecek düzeydedir.
- 13- *P. aeruginosa* tek karbon kaynağı olarak 20 mg/L BFA 7. gün içinde 15, 25 ve 35 °C sıcaklıklar için sırasıyla % 51, % 79 ve % 94 oranında gidermiştir.
- 14- BFA’nın *P. aeruginosa* ile biyolojik gideriminde elde edilen veri istatistiksel yöntem olarak çoklu regresyon modeli ile desteklenmiştir.
- 15- BFA’nın *P. aeruginosa* ile giderimini ilave karbon kaynağının (glukoz) varlığında artmaktadır. Örneğin 30 mg/L BFA 35 °C’de glukozsuz, 0,5 mg/L glukozlu, 1 g/L glukozlu ve 2 g/L glukozlu mineral ortamında 8 günde sırasıyla % 63, % 88, % 97 ve % 100 oranında giderilmiştir.
- 16- BFA’nın adsorpsiyonunda sıcaklık azaldıkça adsorpsiyon kapasitesi artmaktadır, adsorpsiyon süreci ekzotermiktir.
- 17- Adsorpsiyon kapasitesini en iyi tahmin eden izoterm Langmuir izotermidir.
- 18- Adsorpsiyon kinetiğinin tanımlanmasında birinci derece Lagergren kinetik modeli diğer modellere göre daha başarılıdır.

Bu çalışmanın sonucunda daha ileri düzeyde yapılması gereken çalışmalar aşağıda özetlenmiştir;

- 1- Askıda büyüyen biyokütleden farklı olarak atıksudan BFA gideriminde yapışık büyüyen (Biyofilm) biyokütle süreçlerinin verimi araştırılabilir.
- 2- Askıda büyüyen mikroorganizmaların kullanıldığı sistemlerde sürekli akışlı sistemler kurularak çamur yaşı, hidrolik bekleteme süresi gibi diğer parametrelerin etkisi araştırılabilir.
- 3- BFA'nın biyolojik parçalanması sırasında ara ve nihai parçalanma ürünleri uygun yöntemler ile araştırılabilir.
- 4- Ülkemizde atıksu arıtma tesislerinin giriş ve çıkış sularında, yer altı ve yüzeysel su kaynaklarında, çöp sızıntı sularında BFA'nın varlığı ve miktarları araştırılabilir.
- 5- Aktif çamurdan izole edilebilecek olan diğer mikroorganizmalar ile BFA'nın biyolojik olarak parçalanması araştırılabilir.



## 6. KAYNAKLAR

- AGUAYO S, MUNOZ MJ, DE LA TORRE A, ROSET J, DE LA PENA E, CARBALLO M.,2004 Identification of Organic Compounds and Ecotoxicological Assessment of Sewage Treatment Plants (STP) Effluents. *Sci Total Environ.*328: 69–81.
- AKSU, A., SAG, Y., NOURBAKHS, M., KUTSAL. T., 1993. Atıksulardaki Bakır, Krom Ve Kurşun İyonlarının Çeşitli Mikroorganizmalarla Adsorplanarak Giderilmesinin Karşılaştırmalı Olarak İncelenmesi. *Turkish Journal Of Engineering & Environmental Sciences*, 19: 285-293
- AKSU, Z., YENER, J., 2001.A Comparative Adsorption/Biosorption Study Of Mono-Chlorinated Phenols On To Various Sorbents. *Waste Management*, 21:695 -702
- ALEXANDRO M.M. VARGAS, ANDRE L. C., MARCOS H. K., TAIS L. S., VITOR C., 2011. Adsorption of Methylene Blue on Activated Carbon Produced from Flamboyant pods (*Delonix regia*): Study of Adsorption Isotherms and Kinetic Models. *Chemical Engineering Journal* 168: 722–730.
- ALONSO-MAGDALENA P., MORIMOTO S., RIPOLL C., FUENTES E., NADAL A.2006. The Estrogenic Effect of Bisphenol A Disrupts Pancreatic Beta-Cell Function in Vivo and Induces Insulin Resistance. *Environ Health Perspect.*114: 106-12.
- AL-RIFAI, J.H., GABELISH, C.L., SCHÄFER, A.I., 2007. Occurrence of Pharmaceutically Active and Non-Steroidal Estrogenic Compounds in Three Different Wastewater Recycling Schemes in Australia. *Chemos.* 69: 803-815.
- ALO, R., FACCIOLO, R.M., MADEO, M., GUISI, G., CARELLI, A., CANONACO, M., 2005. Effects of the Xenoestrogen Bisphenol A in Diencephalic Regions of the Teleost Fish *Coris Julis* occur Preferentially Via Distinct Somatostatin Receptor Subtypes. *Brain Res. Bull.* 65: 267–273.
- AMARAL MENDES JJ. 2002. The Endocrine Disrupters: a Major Medical Challenge. *Food Chem Toxicol.* 40:781–788.

- ATANASSOVA N, MCKINNELL C, TURNER KJ, WALKER M, FISHER JS, MORLEY M, MILLAR MR, GROOME NP, SHARPE RM. 2000. Comparative Effects of Neonatal Exposure of Male Rats to Potent and Weak (environmental) Estrogens on Spermatogenesis at Puberty and The Relationship to Adult Testis Size And Fertility: Evidence for Stimulatory Effects of Low Estrogen Levels. *Endocrinology*. 141: 3898-907.
- AZEVEDO DA, LACORTE S, VIANA P, BARCELO D., 2001. Occurrence of Nonylphenol and Bisphenol A in Surface Waters from Portugal. *J Braz Chem*, 12:532–537.
- BASIBUYUK, M. And FORSTER, C.F, 2003. An Examination Of Adsorption Characteristics Of Basic Dye On To Live Activated Sludge System. *Process Biochem.*, 38:1311-1316
- BAEK, H.J., PARK, M.H., LEE, Y.D., KIM, H.B., 2003. Effect of in Vitro Xenoestrogens on Steroidogenesis in Mature Female Fish, *Chasmichthys Dolichognathus*. *Fish Phys. Biochem.* 28: 413-414.
- BARBOSA F. C. B.,. MAYER M. P. A, E. SABA-CHUJFI, S. CAI. 2001. Subgingival Occurrence And antimicrobial Susceptibility of Enteric Rods and pseudomonads from Brazilian Periodontitis Patients. *Oral Microbiol Immunol*: 16: 306–310.
- BENEFIELD, L. D., JUDKINS, J. F., WEAND, B. L., 1982. *Process Chemistry for Water and Wastewater Treatment*. Prentice-Hall, Inc, Englewood Cliffs, New Jersey.
- BECKER, K. GÖEN, T., SEIWERT, M., CONRAD, A., PICK-FUB, H., MÜLLER, J., WITTASSEK, M., SCHULZ, C., KOLOSSA-GEHRING, M., 2009. GerES IV: Phthalate Metabolites and Bisphenol A in Urine of German Children. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 212:685– 692.
- BRAHIMA S., PATRICK D., GERARDO B., JEAN F. 2011, Modeling of Sorption of Bisphenol A in Sludge Obtained from a Membrane Bioreactor Process, *Chem. Eng. Jour.* 172:61– 67.

- BUSHNIK, T., HAINES, D., LEVALLOI, P., LEVESQUE, J., 2010. Lead and Bisphenol A Concentrations in the Canadian Populations. Stat. Can. Health Rep. 21:7–18.
- CALAFAT, A.M., KUKLENYIK, Z., REIDY, J.A., CAUDILL, S.P., NEEDHAM, L.L. 2005. Urinary Concentrations of Bisphenol A and 4-Nonylphenol in a Human Reference Population. Environ. Health Perspect. 113, 391–395.
- CASAS, L., FERNANDEZ, M.F., LLOP, S., GUXENS, M., BALLESTER, F., OLEA, N., IRUZUN, M.B., RODRIUEZ, L.S.M., RIAÑO, I., TARDON, A., VRIJHEID, M., CALAFAT, A.M., SUNYER, J., 2011. Urinary Concentrations of Phthalates and Phenols in a Population of Spanish Pregnant Women and Children. Environ. Int. 37: 858–866.
- CHARLES A STAPLES', PHILIP B. DOM, GARY M. KLECKA, SANDRA T. O'BLOOK', and LYNNE R HARIS., 1998. A Review of The Environmental Fate, Effects, and Exposures of Bisphenol A., Chemosphere, 53(10): 2149-2173.
- CHAPIN, R.E., ADAMS, J., BOEKELHEIDE, K., GRAY JR., L.E., HAYWARD, S.W., LEES, P.S., MCINTYRE, B.S., PORTIER, K.M., SCHNORR, T.M., SELEVAN, S.G., VANDENBERGH, J.G., WOSKIE, S.R., 2008. NTP-CERHR Expert Panel Report on the Reproductive and Developmental Toxicity of Bisphenol A. Birth Defects Res., Part B. 83:157– 395.
- CHANG Z. , GUANGMING Z. \*, LI Y. , JIAN Y. , JIANBING L., GUOHE H., BEIDOU X., HONGLIANG L. 2007. Aerobic Degradation of Bisphenol A by *Achromobacter xylosoxidans* Strain B-16 isolated from Compost Leachate of Municipal Solid Waste. Chemosphere 68: 181–190.
- CHIOU, M.-S., LI, H.-Y., 2002. Equilibrium And Kinetic Modeling Of Adsorption Of Reactive Dye On Cross-Linked Chitosan Beads. Journal Of Hazardous Materials, 93(2): 233-248
- CHIL., LIG J., YIK., H., COLI S., CHIN J. 2013. The Potential Role of Water Quality Parameters on Occurrence of Nonylphenol and Bisphenol-A and Identification of Their Discharge Sources in the River Ecosystems. Chemosphere 91: 904–911.

- CHU H.C, CHEN K.M., 2002. Reuse of Activated Sludge Biomass: II. The Rate Processes for the Adsorption of Basic Dyes on Biomass. *Process Biochemistry* 37 : 1129–1134
- CRAIN, D.A., ERIKSEN, M., IGUCHI, T., JOBLING, S., LAUFER, H., LEBLANC, G.A., GUILLETTE, L.J., 2007. An ecological assessment of bisphenol-A: evidence from comparative biology. *Reprod. Toxicol.* 24: 225-239.
- C. AKMIL BASAR, 2006. Applicability of the Various Adsorption Models of Three Dyes Adsorption Onto Activated Carbon Prepared Waste Apricot, *J. Hazard. Mater.* 135 (1–3): 232–241.
- CONNELL D.W.1997. *Basic Concepts of Environmental Chemistry*. CRC Press LLC, ISBN 0-87371-998-0506 .
- ÇELİK. Y. 2011. *Byoistatistik Bilimsel Araştırma SPSS*. 1.Baskı Yusuf Çelik. S:369-381.
- DABROWSKI A. 2001. Adsorption from Theory to Practice *Advances in Colloid and Interface Science* 93: 135-224.
- DAKIKY, M., KHAMIS, M., MANASSRA, A., MER'EB, M., 2002. Selective Adsorption Of Chromium In Industrial Wastewater Using Low-Cost Abudantly Available Adsorbents. *Advances In Environ. Res.*, 6:533- 540
- DENG-M, XIN H.,A, CHAO S.SHU-GUANG W , MAO-HONG F.B, XIAO-MING LI, 2011. Aerobic Granulation for Methylene Blue biodegradation in a Sequencing Batch Reactor.*Desalination.* 276 :233 – 238.
- DIAMANTI-KANDARAKIS, E., BOURGUIGNON, J.P., GIUDICE, L.C., HAUSER, R., PRINS, G.S., SOTO, A.M., ZOELLER, R.T., GORE, A.C., 2009. Endocrine-Disrupting Chemicals: an Endocrine Society Scientific Statement. *Endocrine Rev.* 30, 293–342.
- DIANA S. A. 2010. Fate of Pharmaceuticals in the Environment and in Water Treatment Systems. CRC Press. S: 354.
- DU B.,2003. The Fate and Modeling of Environmental Disrupting Chemicals (EDCs) in a Typical Sewage Treatment Plant. Beijing: Dissertation submitted to Tsinghua University for the master's degree.

- DROSTE R., L.,1997. Theory And Practice Of Water And Wastewater Treatment. John Wiley & Sons Inc. 799s.
- ECB, 2003, European Chemicals Bureau, European Union Risk Assessment Report 4,4'-Isopropylidenediphenol(Bisphenol-A). EINECS No: 201-245-8 Office for Official Publications of the European Communities,
- EKPETE O.A., M.HORSFALL JNR, A.I. SPIFF. 2012. Kinetics Of Chlorophenol Adsorption Onto Commercial And Fluted Pumpkin Activated Carbon In Aqueous Systems. Asian Journal Of Natural & Applied Sciences. 1:106-117.
- ERIKSSON E, AUFFARTH K, EILERSEN AM, HENZE H, LEDIN A.2003. Household chemicals and personal care products as sources for xenobiotic organic compounds in grey wastewater. Water SA. 29: 135-146
- FARAH J.F.,1 Nour Sh. EL-GENDY.2013. Performance, Kinetics and Equilibrium in Biosorption of Anionic Dye Acid Red 14 by the Waste Biomass of *Saccharomyces cerevisiae* as a Low-Cost Biosorbent. Turkish J Eng Env Sci.. 37: 146 – 161.
- FAUSER P, VIKELSOE J, SORENSEN PB, CARLSEN L. 2003. Phthalates, Nonylphenols and LAS in an Alternately Operated Wastewater Treatment Plant – Fate Modelling Based on Measured Concentrations in Wastewater and Sludge. Water Resources, 37: 1288-1295.
- FEBRIANTO J., KOSASIH AN., SUNARSO J., JU YH. , INDRASWATI N., ISMADJĠ S.2009. Equilibrium and Kinetic Studies in Adsorption of Heavy Metals Using Biosorbent: A Summary of Recent Studies, Journal of Hazardous Materials 162: 616–645.
- FUKAZAWA H, HOSHINO K, SHIOZAWA T, MATSUSHITA H, TERAOKA Y., 2001. Identification and Quantification of Chlorinated Bisphenol-A in Wastewater from Wastepaper Recycling Plants. Chemos. 44:973–979.
- FURHACKER M., SCHARF S., WEBER H., 2004. Bisphenol A: Emissions from Point Sources. Chemosphere 41: 751–756.
- FROMME H, KÜCHLER T, OTTO T, PILZ K, MÜLLER J, WENZEL A 2002. . Occurrence of Phthalates and Bisphenol A and F in the Environment. Water Res. 36:1429–38.

- FOCAZIO, M.J., KOLPIN, D.W., BARNES, K.K., FURLONG, E.T., MEYER, M.T., ZAUGG, S.D., BARBER, L.B., THURMAN, E.M., 2008. A National Reconnaissance of Pharmaceuticals and Other Organic Wastewater Contaminants in the United StatesII. Untreated Drinking Water Sources. *Sci. Total Environ.* 402: 2-3.
- FURUN L., BOQUING L., ZHEYONG S., ZHENG L., YAYAN Y., YURONG X., 1990. Treatment of Wastewater Containing Bisphenol-A. *Wat. Treat.* 5, 105-124.
- GALLOWAY, T., CIPELLI, R., GURALNIK, J., FERRUCCI, L., BANDINELLI, S., CORSI, A.M., MONEY, C. MCCORMACK, P., MELZER, D., 2010. Daily Bisphenol A Excretion and Associations with Sex Hormone Concentrations: Results from the Inchiante Adult Population Study. *Environ. Health Perspect.* 118: 1603–1608
- GHJSEN RT, HOOGENBOEZEM W. 2000.. Endocrine Disrupting Compounds in the Rhine and Meuse Basin: Occurrence in Surface, Process and Drinking Water. Association of River Waterworks.
- GUANGMING Z. , CHANG Z. , GUOHE H. , JIAN Y. , QIN W. , JIANBING L., BEIDOU X. , HONGLIANG L., 2006. “Adsorption Behavior of Bisphenol A on Sediments in Xiangjiang River, Central-south China , *Chemos.* 65: 1490–1499.
- GURSES A., DOGAR C., YALCIN M., ACIKYILDIZ M., BAYRAK R., AND KARACA S., 2006 “ The adsorption kinetics of the cationic dye methylene blue onto clay” *J. of Haz. Mat.*,vol. 131: 217-228.
- GUPTA SUSMITA SEN, KRISHNA G. BHATTACHARYYA. 2011. Kinetics of adsorption of metal ions on inorganic materials: A review. *Advances in Colloid and Interface Science.*162(1–2):39–58
- GUIYING L. LEI Z., PO-KEUNG W.B, XINPING H., YU L., JUKUN X., TAICHENG A., 2012. Biodegradation and Detoxification of Bisphenol A with one Newly-isolated Strain *Bacillus* sp. GZB: Kinetics, Mechanism and Estrogenic Transition. *Bioresource Technology* 114: 224–230

- GIMBERT, F., MORIN-CRINI, N., RENAULT, F., BADOT, P.M., CRINI, G., 2008. Adsorption Isotherm Models For Dye Removal by Cationized Starch-Based Material in a Single Component System: Error Analysis. *Journal of Hazardous Materials* 157: 34–46.
- HAMDAOUI O, NAFFRECHOUX E. 2007. Modeling of Adsorption Isotherms of Phenol and Chlorophenols onto Granular Activated Carbon. Part II. Models with more Than Two Parameters. *J Hazard Mater.* 147(1-2):401-11.
- HADI M., MOHAMMAD R. S., GORDON M., 2010. Equilibrium Two-Parameter Isotherms Of Acid Dyes Sorption by Activated carbons: Study of residual errors. *Chem. Eng. Journ.* 160: 408–416
- HAYATO Y., KUNIHICO M, TAKASHI O ,TATSUHIKO O., KIYOFUMI S., 2008. Efficient Microbial Degradation of Bisphenol A in the Presence of Activated Carbon. *Journ. of Bioscn. and Bioeng.* 105(2): 157–160.
- HOWDESHELL KL, HOTCHKISS AK, THAYER KA, VANDENBERGH JG, VOM SAAL FS. 1999. Exposure to Bisphenol A Advances Puberty. *Nature.* 401:763-4.
- HO YUH-SHAN. 2006. Review of Second-Order Models for Adsorption Systems. *Journal of Hazardous Materials B.* 136: 681–689
- HONG, Y.C., PARK, E.Y., PARK, M.S., KO, J.A., OH, S.Y., KIM, H., LEE, K.H., LEEM, J.H., HA, E.H., 2009. Community Level Exposure to Chemicals and Oxidative Stress in Adult Population. *Toxicol. Lett.* 184: 139–144.
- H. GHOVEISI., J. FARHOUDI., MH. OMID., A. MAHDAVI MAZDEH. 2013. Comparison of Different Methods for Linear Regression of Pseudo Second Order Adsorption Kinetics of Cadmium. *Jourl of Civ. Eng. and Urb.* 3, Issue 2: 73-76.
- ISHIBASHI, H., TACHIBANA, K., TSUCHIMOTO, M., SOYANO, K., ISHIBASHI, Y., NAGAE, M., KOHRA, S., TAKAO, Y., TOMINAGA, N., ARIZONO, K., 2001. In Vivo Testing System for Determining the Estrogenic Activity of Endocrine-Disrupting Chemicals (EDCs) in Goldfish (*Carassius auratus*). *J. Health Sci.* 47 (2): 213-218.

- ISO 11733:2004. Water Quality –Determination of the Elimination Biodegradability of Organic Compounds in an Aqueous Medium-Activated Sludge Simulation Test.
- ITODO,A.U; HAPPINESS,U.O;OBAROH,I.O;USMAN,A.U AND AUDU S.S 2009. Temkin,R-D,Langmuir and Freundlich Adsorption Isotherms of Industrial Dye Uptake unto H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> Catalyzed Poultry Waste Bioadsorbent. J. Sci. Technol Res. 8 (1):52-56.
- JEONG-HUN K., FUSAO K. 2005. Bisphenol A Degradation in Seawater is Different from that in River Water. Chemos. 60: 1288–1292
- JEONG-HUN KANG, FUSAO KONDO.2005. Bisphenol A Degradation in Seawater is Different from that in River Water.Chemos. 60(9):1288–1292.
- Jl, YOUNG K., KEUNGARP R. , EUI JUNG K. , WOO SEOK C., GI CHEOL C., IK-KEUN Y. 2007. Degradation of Bisphenol A and Nonylphenol by Nitrifying Activated Sludge. Process Biochemistry 42: 1470–1474.
- JIANHUA C. , XIA H. , Duujong L., 2008. Bisphenol A Removal by a Membrane Bior. Pro. Biochem., 43: 451–456.
- J. CRANK., 1975. The Mathematics of Diffusion. Second Edition. Oxford University Press. p: 329
- JIN X, JIANG G, HUANG G, LIU J, ZHOU Q.,2004. Determination of 4-Tert-octylphenol, 4-Nonylphenol and bisphenol A in Surface Waters from the Haihe River in Tianjin by Gas Chromatography-Mass Spectrometry with selected Ion Monitoring. Chemos. 56:1113–1119
- JIAO, F.R. JIAO, X.J. SUN, Z.T. PANG. 2008. Production and Market Analysis of Bisphenol A. Chem Ind, 26 (9) : 21 – 33.
- JOSEPH Y. FARAH, NOUR SH. EL-GENDY. 2013. Performance, Kinetics and Equilibrium in Biosorption of Anionic Dye Acid Red 14 by the Waste Biomass of *Saccharomyces cerevisiae* as a Low-Cost Biosorbent. T. J Eng Env Sci. 37: 146 -161.
- JOHN H. L., TERRY K. L., TAH-MUN S.. 1992. Biodegradation Of Bisphenol-a and Other Bisphenols by A Gram-Negative Aerobic Bacterium. App. Env. Mic., 1823-1831.

- JUNMING Z., YONGMEI L., CHAOJIE Z., QINGLING Z., QI Z. 2008 Sorption and Degradation of Bisphenol A by Aerobic Activated Sludge. *Jourl of Hazardous Materials*, 155: 305–311.
- KANG, J.H., KONDO, F., 2002. Bisphenol A Degradation by Bacteria Isolated From River Water. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 43: 265-269.
- KANG, J.H., KONDO, F., 2002b. Effects of Bacterial Counts and Temperature on the Biodegradation of Bisphenol A in River Water. *Chemos.* 49, 493–498.
- KESKINKAN, O., M.Z.L. GÖKSU, A. YUCEER, M. BAŞIBUYUK, C.F. FORSTER, 2003. “Heavy Metal Adsorption Characteristics of a Submerged Aquatic Plant (*Myriophyllum spicatum*)”. *Process Biochemistry* 39: 179-183.
- KHAN A.R, R. ATAULLAH, A. AL-HADDAD, 1997. Equilibrium Adsorption Studies of Some Aromatic Pollutants from Dilute Aqueous Solutions on Activated Carbon at Different Temperatures, *J. Colloid Interface Sci.* 194 : 154–165.
- KHAN A. R., I. R. AL-WAHEAB A. AL-HADDAD. A .1996. Generalized Equation for Adsorption Isotherms for Multi-Component Organic Pollutants in Dilute Aqueous Solution. *Environmental Technology*, 17(1): 13-23.
- KOLPIN DW, FURLONG ET, MEYER MT, THURMAN EM, ZAUGG SD, BARBER LB, BUXTON HT., 2002. Pharmaceuticals, Hormones, and Other Organic Wastewater Contaminants in U.S. Streams, 1999–2000: a National Reconnaissance. *Environ Sci Technol.* 36:1202– 1211.
- KO-ICHI O., YUJI T., TOMOAKI N., YOSHINOBU M. 2007. Isolation and Characterization of a Novel Bacterium, *Sphingomonas bisphenolicum* Strain AO1, that Degrades Bisphenol A. *Biodegradation*, 18:247–255.
- KIM DM, NAKADA N, HORIGUCHI T, TAKADA H, SHIRAISHI H, NAKASUGI O., 2004. Numerical Simulation of Organic Chemicals in a Marine Environment Using a Coupled 3D Hydrodynamic and Ecotoxicological Model. *Mar Pollut Bull.* 48:671–678.
- KUCH, H.M., BALLSCHMITER, K., 2001. Determination of Endocrine-Disrupting Phenolic Compounds and Estrogens in Surface and Drinking Water by

- HRGC-(NCI)-MS in the Picogram Per Liter Range. *Environ. Sci. Technol.* 35: 3201-3206.
- K. VIJAYARAGHAVAN , T.V.N. PADMESH , K. PALANIVELU , M. VELAN.,2006. Biosorption of nickel(II) ions onto *Sargassum wightii*: Application of Two-Parameter and Three-Parameter Isotherm Models. *Journal of Hazardous Materials B133*: 304–308
- LATORRE, A., LACORTE, S., BARCELO, D., 2003. Presence of Nonylphenol, Octylphenol and Bisphenol-A in Two Aquifers Close to Agricultural, Industrial and Urban Areas. *Chemos.* 57: 111–116.
- LEE HB, PEART TE.2000 Bisphenol-A Contamination in Canadian Municipal and Industrial Wastewater and Sludge Samples. *Water Qual Res J Can.* 35(2):283– 298.
- LEI BL, LUO JP, ZHA JM, HUANG SB, LIU C, WANG ZJ.2008. Distribution of Nonylphenols and Bisphenol-A in the Sediments of Wenyuhe River. *Environ Chem.* ;27:314–7.
- LIN PH. 2001.Study on the Estrogenic Active Substances in the Environment. Study report (EPA-90-E3S5-02-01) submitted to the Taiwan Environmental Protection Administration, Taipei, Taiwan.
- LIN, P.H., 2001. Study on the Estrogenic Active Substances in the Environment. Study Report (EPA-90-E3S5-02-01) submitted to the Taiwan Environmental Protection Administration, Taipei, Taiwan.
- LIAO, C., LIU, F., KANNAN, K., 2012 Bisphenol S, a New Bisphenol Analogue, in Paper Products and Currency Bills and its Association with Bisphenol A Residues. *Environ. Sci. Technol.* 46: 6515-6522.
- LEVY, G., LUTZ, I., KRUGER, A., KLOAS, W., 2004. Bisphenol A Induces Feminization In *Xenopus Laevis* Tadpoles. *Environ. Res.* 94:102-111.
- LOBOS JH, LEIB TK, SU TM. 1992. Biodegradation of Bisphenol A and Other Bisphenols by a Gram-Negative aerobic Bacterium. *Appl Environ Microbiol.* 58(6):1823-1831.
- LANGMUIR. 1916. The Constitution and Fundamental Properties of Solids and Liquids. *Journal of the American Chemical Society*, 38:2221–2295.

- MATSUMOTO, G. 1982. Comparative Study on Organic Constituents in Polluted and Unpolluted Inland Aquatic Environments-III. *Water Res.*16:551–557.
- M. FURHACKER, S. SCHARF, H. WEBER,. 2004. Bisphenol A: Emissions From Point Sources, *Chemosphere* 41:751–756.
- MEESTERS, R.J.W., SCHRODER, H.F., 2002. Simultaneous Determination of 4-Nonylphenol and Bisphenol A in Sewage Sludge. *Anal. Chem.* 74 (14): 3566– 3574.
- METCALF, EDDY. GEORGE T., FRANKLIN L., H. DAVID S., 2003. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. McGraw-Hill Education.
- NASU M,. GOTO M,. KATO H,. OSHIMA Y,. TANAKA H,. 2001. Study on Endocrine Disrupting Chemicals in Wastewater Treatment Plants, *Water Sci. Technol.* 43: 101–108.
- MARIA V. TUTTOLOMONDO, GISELA S. A., MARTIN F., LUIS E. 2014. Removal of Azo Dyes from Water by Sol–Gel Immobilized *Pseudomonas sp.* *Journ. of Env. Chem. Eng.*2 : 131–136.
- MIDORI M., YOSHIKI Y., SHUN U. ,AKIRA I. 2007. Isolation of Bisphenol A Tolerant/Degrading *Pseudomonas monteilii* Strain N-502. *Extremophiles*, 11:355–362.
- MUSLU, YILMAZ, 2000. Çözümlü Problemlerle Temel Prosesler, Aktif Yayın.
- MICHAEL H. J., AYEBAEMI I. S. 2005. Equilibrium Sorption Study of  $Al^{3+}$ ,  $Co^{2+}$  and  $Ag^{+}$  in Aqueous Solutions by Fluted Pumpkin (*Telfairia Occidentalis* HOOK f) Waste Biomass. *Acta Chim. Slov.* 52: 174–181.
- NITYANAND S. M., ATUL K. M., M.ASCE. 2010. Biosorptive Color Removal: Applicability of Equilibrium Isotherm Models. *Pract. Period. Hazard. Toxic Radioact. Waste Manage.*14:25-36.
- NITYANAND S. M., ATUL K. M., M.ASCE. 2010. Biosorptive Color Removal: Applicability of Equilibrium Isotherm Models. *Pract. Period. Hazard. Toxic Radioact. Waste Manage.*14:25-36.
- ONYANGO MS, KOJIMA Y, AOYI O, BERNARDO EC, MATSUDA H., 2004 Adsorption Equilibrium Modeling and Solution Chemistry Dependence of

- Fluoride Removal from Water by Trivalent-Cationexchanged Zeolite F-9. *J Colloid Interface Sci* .279:341–350.
- PHILIP B., CHI-SU C., JOSEPH J .1987. Degradation Of Bisphenol-A in Natural Waters. *Chemosphere*, 16 (7): 1501-1507.
- POPOVA, A., CHRISTOV, M., ve VASILEV, A., 2007. Inhibitive Properties of Quaternary Ammonium Bromides of N-Containing Heterocycles on Acid Mild Steel Corrosion. Part I: Gravimetric and Voltammetric Results. *Corrosion Science* 49: 3276-3289.
- PRESCOTT L. M., HARLAY J.P., KLEIN D.A., 1993. *Microbiology*, Second Edition, Wm. C. Brown Publishers, IOWA, USA.
- PROKOP Z., HANKOVÁ L., JEŘÁBEK K. 2004. Bisphenol A Synthesis – Modeling of Industrial Reactor and catalyst Deactivation. *Reactive and Functional Polymers*. 60:77-83.
- P. SENTHIL KUMAR, S. RAMALINGAM , C. SENTHAMARAI , M. NIRANJANAA , P. VIJAYALAKSHMI , S. SIVANESAN,.2010. Adsorption of Dye from Aqueous Solution by Cashew Nut Shell: Studies on Equilibrium Isotherm, Kinetics and Thermodynamics of Interactions. *Desalination* 261: 52–60
- RAFAEL C.I. FONTAN, LUIS A. MINIM, RENATA C.F. BONOMO, LUIS HENRIQUE M. DA SILVA , VALERIA P.R. 2013. Minim. Adsorption Isotherms and Thermodynamics of  $\alpha$ -lactalbumin on an Anionic Exchanger. *Fluid Phase Equilibria*. 348: 39– 44.
- RADKE C.J, J.M. PRAUSNITZ. 1972. Adsorption of Organic Solutes from Dilute Aqueous Solutions on Activated Carbon *Ind. Eng. Chem. Fundam.*, 11: 445–450.
- REDLICH, O. AND PETERSON, D.L.: 1959, "A Useful Adsorption Isotherm", *J. Physical Chemistry*. 63: 1024- 1026.
- RICARDO D. ANDRADE P.1,2, ROBERTO LEMUS M.3, CARMEN E. PÉREZ C. 2011. Models Of Sorption Isotherms For Food: Uses And Limitations *Vitae*, *Revista De La Facultad De Química Farmacéutica* ISSN 0121-4004 / ISSN 2145-2660. Volumen 18(3): 325-334.

- R. HAN, J. ZHANG, P. HAN, Y.WANG, Z. ZHAO, M.TANG. 2009. Study of Equilibrium, Kinetic and Thermodynamic Parameters About Methylene Blue Adsorption onto Natural Zeolite, *Chem. Eng. J.*, Vol. 145, pp.496–504.
- ROY, J.R., CHAKRABORTY, S., CHAKRABORTY, T.R. 2009. Estrogen-Like Endocrine Disrupting Chemicals Affecting Puberty in Humans – a Review. *Med. Sci. Monit.* 15: 137– 145.
- R. SAURE, E.-U. SCHLINDER. 1995. Sorption Isotherms for Methanol, Benzene and Ethanol on Poly(vinyl acetate) (PVAc). *Chem. Eng. and Pro.* 34: 305-316.
- SASAKI M., JUN-ICHI M., KO-ICHI O., YOSHINOBU M., TETSUAKI T. 2005. Biodegradation of bisphenol A by cells and Cell Lysate from *Sphingomonas* sp. strain AO1. *Biodegradation* ,16: 449–459.
- SPIPKER T., COENYE T., VANDAMME P., LIPUMA J. 2003. PCR-Based Assay for Differentiation of *Pseudomonas aeruginosa* from Other *Pseudomonas* Species Recovered from Cystic Fibrosis Patients. *JOURNAL OF CLINICAL MICROBIOLOGY*, May, p. 2074–2079.
- STAPLES, P.B. DORN, G.M. KLECKA, D.R. BRANSON, S.T. O'BLOCK, L.R. HARIS. 1998. A Review of the Environmental Fate, Effects, and Exposures of Bisphenol A. *Chemosphere*, 36: 2149 – 2173.
- SHAO XL, MA J, WEN G., 2008. Investigation of Endocrine Disrupting Chemicals in a Drinking Water Work Located in Songhua River Basin. *Chin J Environ Sci.* 29: 2723–8.
- STACHEL B, EHRHORN U, HEEMKEN OP, LEPOM P, REINCKE H, SAWAL G, THEOBALD N., 2003. Xenoestrogens in the River Elbe and its Tributaries. *Environ Pollut.*124:497–507.
- SMITH, J., M., 1981. *Chemical Engineering Kinetics*, McGraw-Hill International Book London.
- SHENG H. L., CHENG P. H., 2001. Adsorption of Hydrazoic acid from Aqueous Solution by Macroreticular Resin. *Journ. of Haz. Mat.* 84: 217–228.

- STACHEL B, JANTZEN E, KNOTH W, KRUGER F, LEPOM P, OETKEN M.,2005 The Elbe Flood in August 2002-Organic Contaminants in Sediment Samples Taken After the Flood Event. J Environ Sci Heal A.40:265–87.
- STUART JD, CAPULONG CP, LAUNER KD, PAN X. 2005. Analyses of Phenolic Endocrine Disrupting Chemicals in Marine Samples by Both Gas and Liquid Chromatography–Mass Spectrometry. J Chromatogr A1079:136–45.
- SOHONI, P., TYLER, C.R., HURD, K., CAUNTER, J., HETHERIDGE, M., WILLIAMS, T., WOODS, C.,EVANS, M., TOY, R., GARGAS, M., SUMPTER, J.P., 2001. Reproductive Effects of Longterm Exposure to Bisphenol A in the Fathead Minnow (*Pimephales promelas*). Environ. Sci. Technol. 35: 2917-2925.
- SPARKS, D.L., 2002. Environmental Soil Chemistry. Academic Press, Second Edition, 350 p., USA.
- ŞENGÜL, F. ve KÜÇÜKGÜL, E.Y., 1997. Çevre Mühendisliğinde Fiziksel Kimyasal Temel İşlemler ve Süreçler. DEÜ Müh. Fak. Basım Ünitesi, 4. Baskı, İzmir, 153, 9-1.
- TALSNESS, C., FIALKOWSKI, O., GERICKE, C., MERKER, H.J., CHAHOUD, I., 2000. The Effects of Low and High Doses of BPA on the Reproductive System of Female and Male rat Offspring. Congenit Anomal (Kyoto) 40, S94–S107.
- TAKAHASHI, O., OISHI, S.2003 Testicular Toxicity of Dietarily or Parenterally Administered Bisphenol A in Rats and Mice. Food Chem Toxicol. 41: 1035-44.
- TISANA N., SHOTA O., DAİZO K, YUTAKA N., TAKAHISA T., ALISA S. V., JUNICHI K.2014. Degradation of Chloroanilines by Toluene Dioxygenase from *Pseudomonas putida* T57. Journ.of Biosci. and Bioeng.117(3): 292–297.
- TOPRAK H. 2000. Aktif Çamur Sürecinin işletilmesi. Dokuz Eylül Ün. Müh. Fak. Yay. No: 257.
- TÜNAY, O. Ve KAPDAŞLI, 1996. I .Fiziksel Kimya İstanbul Teknik Üniversitesi Yayınları, 168s.

- THANUNCHANOK C., THITINARD N., AKIRA W. ,YASUHIKO A., CHARTCHAI K.,SAISAMORN L. 2013. Biodegradation of Bisphenol A and Decolorization of Synthetic Dyes by Laccase from White-Rot Fungus, *Trametes polyzona*. *Appl. Biochem. Biotechnol.* 169:539–545.
- URASE, T, MIYASHITA, K. Factors Affecting the Concentration of Bisphenol A in Leachates from Solid Waste Disposal Sites and its Fate in Treatment Processes. *J Mater Cycles Waste Manag* . 5:77–82.
- URBATZKA, R., VAN CAUWENBERGE, A., MAGGIONI, S., VIGANÒ, L., MANDICH, A., BENFENATI, E., LUTZ, I., KLOAS, W., 2007. Androgenic and Antiandrogenic Activities in Water and Sediment Samples from the river Lambro, Italy, Detected by Yeast Androgen Screen and Chemical Analyses. *Chemos.* 67: 1080-1087.
- VETHAAK AD, LAHR J, SCHRAP SM, BELFROID AC, RIJS GBJ, GERRITSEN A, DE BOER J, BULDER AS, GRINWIS GCM, KUIPER RV, LEGLER J, MURK TAJ, PEIJNENBURG W, VERHAAR HJM, DE VOOGT .,2005 An Integrated Assessment of Estrogenic Contamination and Biological Effects in the Aquatic Environment of The Netherlands. *Chemos.* 59:511–524.
- WELSONS, W.V., THAYER, K.A., JUDY, B.M., TAYLOR, J.A., CURRAN, E.M., VOM SAAL, F.S., 2003. Large Effects From Small Exposures. I. Mechanisms for EDCs with Estrogenic Activity. *Environ. Health Perspect.* 111: 994–1006.
- WENZEL, A., MULER, J., TERNES, T., 2003. Study on Endocrine Disrupters in Drinking Water Final Report, Schmallingenberg and Wiesbaden *Env.D.1/Etu/2000/0083*.
- W. KORNER, U. BOLZ,W.,2000. Input/output Balance of Estrogenic Active Compounds in a Major Municipal Sewage Plant in Germany, *Chemosphere* 40: 1131–1142.
- WETHERILL, Y.B., PETRA, C.E., MONK, K.R., PUGA, A., KNUDSEN, K.E., 2002. The Xenoestrogen BPA Induces Inappropriate Androgen Receptor Activation and Mitogenesis in Prostate Adenocarcinoma cells. *Mol. Cancer Ther.* 7: 515–524.

- WEN CHAI, YUICHI HANDA, MASAKO SUZUKI, MICHIIHIKO SAITO, NAKAHIDE KATO, C. AKIRA HORIUCHI. 2005. Biodegradation of Bisphenol A by Fungi. *App. Biochem. Biotech.* 120: 175-182.
- XIANGHONG F. BING T., HONGMEI M., XUEFEN W. 2011. Adsorption Behavior of Environmental Hormone Bisphenol A on to Mesoporous Silicon Dioxide. *Bull. Korean Chem. Soc.* 32:2560-2564.
- YAMADA, I., URASE, T., MATSUO, T., SUZUKI, N., 1999. Constituents of organic pollutants in leachates from different types of landfill sites and their fate in the treatment process. *J. Jpn. Soc. Water Environ.* 22: 40-45.
- YASUHARA A, SHIRAISHI H, NISHIKAWA M, YAMAMOTO T, NAKASUGI O, OKUMURA T, KENMOTSU K, FUKUI H, NAGASE M, KAWAGOSHI Y., 1999. Organic Components in Leachates from Hazardous Waste Disposal Sites. *Waste Manage Res.* 17:186–197.
- YAMAMOTO T, YASUHARA A, SHIRAISHI H, NAKASUGI O., 2001. Bisphenol- A in Hazardous Landfill Leachates. *Chemo.* 42: 415–418.
- YEŞİLAKAYA EDİZ., *Endokrin Bozucular.* 2008. Gazi Üniversitesi Tıp Fakültesi Çocuk Sağlığı Ve Hastalıkları Anabilim Dalı. *Güncel Pediatri Dergisi.* 9(6): 76-82.
- YAMAMOTO T, YASUHARA A, SHIRAISHI H, NAKASUGI O., 2001. Bisphenol A in Hazardous Waste Landfill Leachates. *Chemosphere* 42(4):415–8.
- YI LI , JING LI, CHAO WANG, PEIFANG WANG. 2010. Growth Kinetics and Phenol Biodegradation of Psychrotrophic *Pseudomonas putida* LY1. *Bioresource Technology* 101: 6740–6744.
- YU L., YA-JUAN L., 2008. Biosorption Isotherms, Kinetics and Thermodynamics. *Sep. and Purif. Tech.* 61: 229–242.
- ZHAO JM, LI YM, ZHOU Q, ZHANG CJ, ZENG QL. 2008. Sorption Behavior of Bisphenol A on Anaerobic Sludge, *Huan Jing Ke Xue.* 29(6):1681-6.
- ZHANG, Z., ALOMIRAH, H., CHO, H.S., LI, Y.F., LIAO, C., MINH, T.B., MOHD, M.A., NAKATA, H., REN, N., KANNAN, K., 2011. Urinary

- Bisphenol A Concentrations and Their Implications for Human Exposure in Several Asian Countries. Environ. Sci. Technol. 45: 7044–7050..
- ZHOU HD, HUANG X, WANG XL, WEN XH. 2009. Evaluation of Estrogenicity of Sewage Samples from Beijing. China Environ Sci. 30:3590–5.
- ZORLUGENÇ F., 2010, Ozmotik Dehidrasyon Uygulamasının Trabzon Hurması Meyvelerinin Kuruma Davranışı Ve Ürün Kalitesi Üzerine Etkileri. Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Gıda Mühendisliği Anabilim Dalı, Doktora Tezi.



## **ÖZGEÇMİŞ**

1979 yılında Almanya'nın Berlin şehrinde doğdu. 2000 yılında Çukurova Üniversitesi Çevre Mühendisliği bölümü kazandı. 2004 yılında lisans programından mezun olup 2005 yılında Çukurova Üniversitesi Çevre Mühendisliği bölümünde yüksek lisans programına başladı. Yüksek lisans öğrenimim devam ederken 2006 yılında Çukurova Üniversitesi Çevre Mühendisliği bölümünde araştırma görevlisi olarak atandı. 2007 yılında doktora programına başladı.