

**ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**Şeyda BARIŞIK**

**BAZI ENDÜSTRİLERDEN ÇIKAN ATIK ÇAMURLARIN BOYAR  
MADDE GİDERİMİNDE ADSORBAN OLARAK KULLANIMININ  
İNCELENMESİ**

**ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

**ADANA, 2009**

**ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**BAZI ENDÜSTRİLERDEN ÇIKAN ATIK ÇAMURLARIN  
BOYAR MADDE GİDERİMİNDE ADSORBAN OLARAK  
KULLANIMININ İNCELENMESİ**

**Şeyda BARIŞIK**

**ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

Bu tez 23/01/2009 tarihinde aşağıdaki jüri üyeleri tarafından oybirliği/oyçokluğu ile kabul edilmiştir.

İmza:.....

Doç. Dr. Mesut BAŞIBÜYÜK

Danışman

İmza:.....

Prof. Dr. Ahmet YÜCEER

Üye

İmza:.....

Yrd. Doç. Dr. Ramazan BİLGİN

Üye

Bu tez Enstitümüz Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında hazırlanmıştır.

Kod No:

**Prof. Dr. Aziz ERTUNÇ**

**Enstitü Müdürü**

**İmza ve mühür**

Bu çalışma Çukurova Üniversitesi Araştırma Projeleri Birimi Tarafından Desteklenmiştir.

Proje No: MMF2008YL7

**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**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**BAZI ENDÜSTRİLERDEN ÇIKAN ATIK ÇAMURLARIN  
BOYAR MADDE GİDERİMİNDE ADSORBAN OLARAK  
KULLANIMININ İNCELENMESİ**

**Şeyda BARIŞIK**

**ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ  
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

**Danışman:** Doç. Dr. Mesut BAŞIBÜYÜK

**Yıl:** 2009, **Sayfa:** 88

**Jüri:** Doç. Dr. Mesut BAŞIBÜYÜK

Prof. Dr. Ahmet YÜCEER

Yrd. Doç. Dr. Ramazan BİLGİN

Bu çalışmada bazik boyar madde Astrazon Blue FGRL ve asidik boyar madde Telon Red AFG'nin arıtımında Çatalan İçme Suyu Arıtma Tesisi ve İsken Sugözü Termik Santrali baca gazı atıksularının arıtımı sonucu ortaya çıkan atık çamurların adsorban olarak kullanımı incelenmiştir. Temel adsorpsiyon çalışmaları her iki boyar maddenin de atık çamurlar tarafından adsorplandığını göstermiştir. Yapılan denge deneylerinden elde edilen sonuçlar Langmuir ve Freundlich izoterm modellerine uygulanarak bu modellere ait sabitler elde edilmiştir. Bu çalışmalara ek olarak kinetik çalışmalarda gerçekleştirilmiş olup elde edilen sonuçlar her iki boyar madde ve çamur sistemine en iyi yalancı ikinci dereceden kinetik modelinin uyum sağladığını göstermiştir. Ayrıca her iki boya-çamur sisteminin Gibbs serbest enerji değerleri de hesaplanmış ve negatif değerler bulunmuştur. Gibbs serbest enerjisinin negatif değerlerde bulunması adsorpsiyonun kendiliğinden gerçekleştiğini göstermektedir. Elde edilen sonuçlara göre her iki çamurunda söz konusu boyar maddelerin gideriminde adsorban olarak kullanılabileceğini göstermektedir.

**Anahtar Kelimeler:** Arıtma Çamuru, Boyar Madde, Adsorpsiyon, Kinetik

## **ABSTRACT**

### **M.Sc. THESIS**

#### **INVESTIGATION OF THE USE OF WASTE SLUDGES GENERATED FROM VARIOUS INDUSTRIES AS AN ADSORBENT FOR THE DYE REMOVAL**

**Şeyda BARIŞIK**

**ÇUKUROVA UNIVERSITY  
INSTITUTE OF NATURAL AND APPLIED SCIENCE  
DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING**

**Supervisor:** Assoc. Prof. Dr. Mesut BAŞIBÜYÜK

**Year: 2009, Pages: 88**

**Jury:** Assoc. Prof. Dr. Mesut BAŞIBÜYÜK

Prof. Dr. Ahmet YÜCEER

Assist. Prof. Dr. Ramazan BİLGİN

In this study the adsorption properties of two waste sludges from municipal water treatment plant and coal fired power plant were investigated for the removal of Astrazon Blue FGRL and Telon Red AFG. Basic adsorption studies indicated that the both dyes were adsorbed to some degree by each waste sludges. The results from the equilibrium experiments have been applied to Langmuir and Freundlich isotherm models and the constants of each model were derivated. Kinetics of the adsorption of dye-sludge system were also examined and it was found that kinetics of both adsorption processes were best described by pseudo-second order model. The Gibbs free energies of both processes were also calculated and negative values were found; indicating the spontaneity of the adsorption process. From the findings, it can be concluded that both sludges can be used as adsorbent for the removal of these two dyes.

**Keywords:** Treatment Sludge, Dyestuff, Adsorption, Kinetics.

## TEŞEKKÜR

Tez çalışmasının her aşamasında bana yön veren, desteğini ve güleryüzünü esirgemeyen, değerli bilgileri ve tecrübelerinden faydalandığım danışman hocam Sayın Doç. Dr. Mesut BAŞIBÜYÜK’e, bölüm başkanı Prof. Dr. Ahmet YÜCEER’e;

Tez çalışmam süresince bana destek veren işimle ilgili istemiyerek de olduysa meydana gelen geçikme ve hatalarımı mazur gören Yönetim Kurulu Üyemiz Sayın Haluk TÜRK’e ve Üretim Direktörümüz Sayın Erol AYDIN’a;

Laboratuvar çalışmalarında yardımlarını esirgemeyen ve Çalışma dönemim boyunca bilgilerinden ve deneyimlerinden yararlandığım ve destek gördüğüm, arkadaşım Serpil SAVCI’ya, İbrahim NAZ’a, Gökhan YAMAN’a ve tüm çalışma arkadaşlarıma;

Çalışmalarında gerekli olan boyar maddeleri temin eden Sayın Yrd. Doç.Dr. Olcayto KESKİNKAN’a

Tüm hayatım boyunca olduğu gibi tez çalışması süresince de moral desteği veren Canım Annem’e ve Babam’a;

Yüksek Lisans Dönemi boyunca her konuda yardımcı olan, desteğini hep yanımda hissettiğim Canım Kardeşim’e ve Ekrem MUTLU’ya

VE

İsmini sayamadığım fakat yardımı geçen diğer tüm hocalarım ve arkadaşlarıma; teşekkür ederim.

## İÇİNDEKİLER

## SAYFA

|                                                                       |      |
|-----------------------------------------------------------------------|------|
| ÖZ.....                                                               | I    |
| ABSTRACT .....                                                        | II   |
| TEŞEKKÜR.....                                                         | III  |
| İÇİNDEKİLER.....                                                      | IV   |
| ÇİZELGELER DİZİNİ .....                                               | VI   |
| ŞEKİLLER DİZİNİ .....                                                 | VIII |
| KISALTMALAR DİZİNİ.....                                               | X    |
| 1. GİRİŞ.....                                                         | 1    |
| 1.1. İçme Suyu Arıtma Tesisi Atık Çamuru.....                         | 1    |
| 1.1.1. Ön Çökeltme .....                                              | 4    |
| 1.1.2. Yumuşatma Çökeltme Tankı .....                                 | 4    |
| 1.1.3. Koagülasyon ve Sedimentasyon.....                              | 5    |
| 1.1.4. Filtre Geri Yıkama Çamuru .....                                | 6    |
| 1.2. Termik Santrali Bacagazı Desülfürizasyon Ünitesi Atıksuları..... | 6    |
| 1.2.1. Bacagazı Desülfürizasyon Ünitesi.....                          | 7    |
| 1.2.2. Bacagazı Desülfürizasyon Ünitesi – Atıksu Arıtma Tesisi .....  | 10   |
| 1.3. Boyar Maddeler .....                                             | 12   |
| 1.3.1. Sınıflandırma Sistemleri .....                                 | 13   |
| 1.3.1.1. Kimyasal Sınıflandırma.....                                  | 13   |
| 1.3.1.2. Kullanım yada Uygulama Metotlarına Göre Sınıflandırma ....   | 14   |
| 1.3.2. Boyar Madde İçeren Atık Suların Çevre Üzerine Etkisi .....     | 18   |
| 1.4. Boyar Maddelerin Giderimi İçin Kullanılan Yöntemler .....        | 22   |
| 1.4.1. Kimyasal Yöntemler .....                                       | 22   |
| 1.4.2. Fiziksel Yöntemler .....                                       | 23   |
| 1.4.3. Biyolojik Yöntemler .....                                      | 25   |
| 1.5. Adsorpsiyon ile Boyar Madde Giderimi .....                       | 26   |
| 1.6. Adsorpsiyon Teorisi.....                                         | 29   |
| 1.6.1. Adsorpsiyon İzotermi.....                                      | 33   |
| 1.6.2. Adsorpsiyon Kinetiği.....                                      | 36   |
| 1.6.3. Yalancı İzotermi .....                                         | 39   |

|                                                      |    |
|------------------------------------------------------|----|
| 1.6.4. Adsorpsiyon Termodinamiği .....               | 40 |
| 1.6.5. İzoterm Verilerinin Kullanımı.....            | 41 |
| 1.7. Adsorbanın Yenilenmesi .....                    | 42 |
| 1.7.1. Tek Kullanımlık Sistemler .....               | 42 |
| 1.7.2. Saha Dışında Yeniden Aktifleştirme .....      | 43 |
| 1.7.3. Saha İçinde Yeniden Aktifleştirme .....       | 43 |
| 1.7.4. Yenileme Sistemleri .....                     | 43 |
| 2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR.....                            | 45 |
| 3. MATERYAL VE METOD .....                           | 49 |
| 3.1. Materyal.....                                   | 49 |
| 3.1.1. Çalışmada Kullanılan Boyar Madde .....        | 49 |
| 3.1.2. Çalışmada Kullanılan Adsorban Maddeler .....  | 49 |
| 3.2. Metod .....                                     | 50 |
| 3.3. Uygunluk Analizleri.....                        | 51 |
| 4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA.....              | 52 |
| 4.1. Başlangıç Adsorpsiyon Deneyleri.....            | 52 |
| 4.2. Adsorpsiyon İzotermi.....                       | 53 |
| 4.3. Adsorpsiyon Kinetiği .....                      | 56 |
| 4.3.1. Adsorpsiyon Hızını Etkileyen Basamaklar ..... | 56 |
| 4.3.2. Kinetik Modeller .....                        | 61 |
| 4.4. Yalancı İzotermi .....                          | 68 |
| 4.5. Adsorpsiyon Termodinamiği.....                  | 71 |
| 5. SONUÇ VE ÖNERİLER.....                            | 73 |
| KAYNAKLAR.....                                       | 75 |
| ÖZGEÇMİŞ .....                                       | 88 |

|                                                                                                                                                                      |    |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Çizelge 1.1.</b> Bacagazı Desülfürizasyonu ve Alçıtaşı Oluşum Reaksiyonları .....                                                                                 | 8  |
| <b>Çizelge 1.2.</b> Kimyasal Yapılarına Göre Kromojen Gruplar (Başer ve İnancı,<br>1990; Kurbanova ve ark., 1998).....                                               | 13 |
| <b>Çizelge 1.3.</b> Kullanım Şekline Göre Boyar Maddelerin Sınıflandırılması<br>(Hunger, 2003). ....                                                                 | 18 |
| <b>Çizelge 1.4.</b> Solunum Yolları ve Deride Tahrişe Neden Olan Boyar Maddeler<br>(Hatch, 1984; Hatch ve Maibach, 1998; Hatch ve Maibach, 2000)....                 | 20 |
| <b>Çizelge 1.5.</b> Tüketiciler Üzerinde Sağlık Açısından Risk Taşıyan Dispers Boyar<br>Maddeler (McKay, 2001) .....                                                 | 20 |
| <b>Çizelge 1.6.</b> Potansiyel Kanserojen Boyar Maddeler (IARC, U.S. National<br>Toxicology Program, EU Directive) .....                                             | 21 |
| <b>Çizelge 1.7.</b> Adsorpsiyon Bağlantılı Tipik Çevresel Konular (Dabrowski, 2001)..                                                                                | 26 |
| <b>Çizelge 1.8.</b> Endüstrilerde Kullanılan Temel Adsorban Tipleri (Dabrovvski,<br>2001).....                                                                       | 27 |
| <b>Çizelge 1.9.</b> $R_L$ Değerleri ve İzoterm Tipleri .....                                                                                                         | 35 |
| <b>Çizelge 2.1.</b> Asidik Boyama Atıksularında Renk Giderimi (Tünay ve ark, 1996)..                                                                                 | 46 |
| <b>Çizelge 2.2.</b> Reaktif Boyama Atıksularında Renk Giderimi (Tünay ve ark, 1996)                                                                                  | 46 |
| <b>Çizelge 2.3.</b> Cüruf ve Granül Aktif Karbon Performansları (Fu ve Viraraghavan,<br>2001).....                                                                   | 47 |
| <b>Çizelge 2.4.</b> Boyar Madde Uzaklaştırılması İşleminde Kullanılan Düşük<br>Maliyetli Bazı Adsorbanlar .....                                                      | 48 |
| <b>Çizelge 3.1.</b> Astrazon Blue FGRL ve Telon Red AFG Boyar Maddelerinin<br>Maksimum Absorbans Yaptığı Dalga Boyu ( $\lambda_{max}$ ) ve Bazı<br>Özellikleri ..... | 49 |
| <b>Çizelge 4.1.</b> Çeşitli Boya-Sorbent Sistemleri İçin Freundlich Katsayılarının<br>Karşılaştırılması. ....                                                        | 54 |
| <b>Çizelge 4.2.</b> Çeşitli Boya-Sorbent Sistemleri İçin Langmuir Katsayılarının<br>Karşılaştırılması .....                                                          | 56 |
| <b>Çizelge 4.3.</b> Film Difüzyonu Hız Katsayıları ( $k=dakika^{-1}$ ).....                                                                                          | 57 |

|                     |                                                                                                                                                                                    |    |
|---------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Çizelge 4.4.</b> | Birinci Dereceden Hız Katsayılarının DeneySEL ve Teorik Değerleri<br>( $k_{1,ad}$ ) (dakika <sup>-1</sup> ) .....                                                                  | 65 |
| <b>Çizelge 4.5.</b> | İkinci Dereceden Hız Katsayılarının DeneySEL ve Teorik Değerleri<br>(k) (g/mg. dakika).....                                                                                        | 66 |
| <b>Çizelge 4.6.</b> | Astrazon Blue FGRL'nin Çatalan İçmesuyu Arıtma Tesisi Atık<br>Çamuru Yalancı İkinci Dereceden Hız Katsayılarının ( $k_{2,ad}$ )<br>(g/mg.dakika) DeneySEL ve Teorik Değerleri..... | 66 |
| <b>Çizelge 4.7.</b> | Telon Red'in İsken Sugözü Termik Santrali Baca Gazı Arıtma<br>Çamuru Yalancı İkinci Dereceden Hız Katsayılarının ( $k_{2,ad}$ )<br>(g/mg.dakika) DeneySEL ve Teorik Değerleri..... | 66 |
| <b>Çizelge 4.8.</b> | Yalancı ve Gerçek İzotermilerin Karşılaştırılması.....                                                                                                                             | 69 |
| <b>Çizelge 4.9.</b> | Gibbs Serbest Enerji Değerleri.....                                                                                                                                                | 72 |

|                                                                                                                                                                                 |    |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Şekil 1.1.</b> Bacagazı arıtma ünitesi bulunan bir termik santral akım şeması .....                                                                                          | 7  |
| <b>Şekil 1.2.</b> Islak sistem bacagazı desülfürizasyon ünitesi şeması.....                                                                                                     | 9  |
| <b>Şekil 1.3.</b> Bacagazı arıtma ünitesine bağlı atıksu arıtma tesisi şeması.....                                                                                              | 11 |
| <b>Şekil 1.4.</b> Çözelti içerisindeki aktif karbon partikülü tasviri (Mckay, 1995).....                                                                                        | 31 |
| <b>Şekil 1.5.</b> Aktif çamurun sentetik boyar madde adsorpsiyonundan: (1) önceki görüntüsü, (2) sonraki görüntüsü (Annadurai ve ark., 2002) .....                              | 32 |
| <b>Şekil 1.6.</b> Karbon partikülü yapısının yaklaşık tasviri .....                                                                                                             | 37 |
| <b>Şekil 4.1.</b> Telon Red ve Astrazon Blue FGRL'nin çatalan içme suyu arıtma tesisi çamuru üzerine başlangıç adsorpsiyon izotermi ( $C_0=50\text{mg/L}$ ) .....               | 52 |
| <b>Şekil 4.2.</b> Telon Red ve Astrazon Blue FGRL'nin isken sugözü termik santrali baca gazı arıtma çamuru üzerine başlangıç adsorpsiyon izotermi ( $C_0=50\text{mg/L}$ ) ..... | 53 |
| <b>Şekil 4.3.</b> Telon Red ve Astrazon Blue FGRL'nin çatalan içmesuyu arıtma tesisi ve isken sugözü termik santrali atık çamuru freundlich izoterm grafiği.....                | 54 |
| <b>Şekil 4.4.</b> Telon Red ve Astrazon Blue FGRL'nin çatalan içmesuyu arıtma tesisi ve isken sugözü termik santrali atık çamuru langmuir izoterm grafiği. ....                 | 55 |
| <b>Şekil 4.5.</b> Astrazon Blue FGRL'nin çatalan içmesuyu arıtma tesisi atık çamuru film difüzyonu. ....                                                                        | 57 |
| <b>Şekil 4.6.</b> Telon Red'in çatalan içmesuyu arıtma tesisi atık çamuru film difüzyonu .....                                                                                  | 58 |
| <b>Şekil 4.7.</b> Astrazon Blue FGRL isken sugözü termik santrali baca gazı arıtma çamuru film difüzyonu. ....                                                                  | 58 |
| <b>Şekil 4.8.</b> Telon Red isken sugözü termik santrali baca gazı arıtma çamuru film difüzyonu. ....                                                                           | 59 |
| <b>Şekil 4.9.</b> Telon Red'in çatalan içmesuyu arıtma tesisi atık çamuru parçacık içi difüzyon etkisi. ....                                                                    | 59 |
| <b>Şekil 4.10.</b> Astrazon Blue FGRL'nin çatalan içmesuyu arıtma tesisi atık çamuru parçacık içi difüzyon etkisi. ....                                                         | 60 |

|                    |                                                                                                                                                                                  |    |
|--------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Şekil 4.11.</b> | Astrazon Blue FGRL isken sugözü termik santrali baca gazı arıtma çamuru parçacık içi difüzyon etkisi.....                                                                        | 60 |
| <b>Şekil 4.12.</b> | Telon Red isken sugözü termik santrali baca gazı arıtma çamuru parçacık içi difüzyon etkisi. ....                                                                                | 61 |
| <b>Şekil 4.13.</b> | Astrazon Blue FGRL çatalan içme suyu arıtma tesisi atık çamuru birinci dereceden hız grafiği. ....                                                                               | 61 |
| <b>Şekil 4.14.</b> | Telon Red çatalan içme suyu arıtma tesisi atık çamuru birinci dereceden hız grafiği. ....                                                                                        | 62 |
| <b>Şekil 4.15.</b> | Astrazon Blue FGRL isken sugözü termik santrali baca gazı arıtma çamuru birinci dereceden hız grafiği. ....                                                                      | 62 |
| <b>Şekil 4.16.</b> | Telon Red isken sugözü termik santrali baca gazı arıtma çamuru birinci dereceden hız grafiği. ....                                                                               | 63 |
| <b>Şekil 4.17.</b> | Astrazon Blue FGRL isken sugözü termik santrali baca gazı arıtma çamuru ikinci dereceden hız grafikleri.....                                                                     | 63 |
| <b>Şekil 4.18.</b> | Telon Red isken sugözü termik santrali baca gazı arıtma çamuru ikinci dereceden hız grafikleri. ....                                                                             | 64 |
| <b>Şekil 4.19.</b> | Astrazon Blue FGRL'nin çatalan içmesuyu arıtma tesisi atık çamuru ikinci dereceden hız grafiği.....                                                                              | 64 |
| <b>Şekil 4.20.</b> | Telon Red'in çatalan içmesuyu arıtma tesisi atık çamuru ikinci dereceden hız grafiği. ....                                                                                       | 65 |
| <b>Şekil 4.21.</b> | Astrazon Blue FGRL'nin çatalan içmesuyu arıtma tesisi atık çamuru ve telon red'in isken sugözü termik santrali baca gazı arıtma çamuru yalancı ikinci dereceden hız grafiği..... | 67 |
| <b>Şekil 4.22.</b> | Çatalan içme suyu arıtma tesisi atık çamuru astrazon blue yalancı langmuir izoterm grafiği. ....                                                                                 | 69 |
| <b>Şekil 4.23.</b> | Çatalan içme suyu arıtma tesisi atık çamuru astrazon blue yalancı freundlich izoterm grafiği .....                                                                               | 70 |
| <b>Şekil 4.24.</b> | İsken sugözü termik santrali baca gazı arıtma çamuru telon red yalancı langmuir izoterm grafiği.....                                                                             | 70 |
| <b>Şekil 4.25.</b> | İsken sugözü termik santrali baca gazı arıtma çamuru telon red yalancı freundlich izoterm grafiği .....                                                                          | 71 |

## **KISALTMALAR DİZİNİ**

**KOİ:** Kimyasal Oksijen İhtiyacı

**GAC:** Granüle Aktif Karbon

**TOC:** Toplam Organik Karbon

**BOİ<sub>5</sub>:** Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı

**1. GİRİŞ**

Su, tüm endüstrilerde kullanılan en yaygın çözücüdür. Bundan dolayı içerisinde organik veya inorganik farklı sınıflardan ve özelliklerden çok çeşitli kirleticilerin olması beklenir. Boyar maddeler, endüstrilerden -tekstil başta olmak üzere- kaynaklanan atık su içerisinde arıtımı çok güç olan kalıcı kimyasal oksijen ihtiyacının (KOİ) ana kaynağını teşkil ederek ileri arıtım ihtiyacını doğurur. Endüstrilerin öngörüsü sonucu, üretilen ürünün kullanım sahasına bağlı olarak, ürün yapısının dış etkilere karşı dirençli olması sağlanır. Boyar madde yapısı değişik çevre koşullarına karşı (nem, bakteriyolojik etki, güneş ışığı gibi) ürünü dayanıklı hale getirecek şekilde teşkil edilmiştir. Bu direnç aynı zamanda başka bir problemi beraberinde getirerek, oluşan atıksuda arıtım güçlüğüne neden olur. Elde edilen atıksu karakteri sert ve kalıcı KOİ teşkil etmektedir. Endüstri kaynaklı atıksuların arıtımında renk giderimi söz konusu olduğunda genelde standart prosedürlü arıtım sistemleri (aerobik arıtım gibi) etkisiz veya yetersiz kalır. Bu tip atıksularda renk giderimini sağlamak için farklı öneriler geliştirilmiştir. Bunlar arasında ozon, ultrafiltrasyon, anaerobik biyoteknoloji, kimyasal indirgeme, doğal adsorbanlar gibi bazı yöntemler yer almaktadır.

Bu yöntemler arasında en fazla rağbet edileni adsorpsiyon yöntemidir. Bu uygulama için ise kullanılan başlıca maddeler toz veya granül aktif karbondur. Bazı endüstriler yüksek su gereksinimi nedeniyle çok fazla atıksu üretir. Bunun neticesinde adsorban madde kullanımındaki artış, arıtım maliyetlerini olumsuz etkiler. Olumsuz etkiyi azaltmak için maliyeti az veya geri dönüşüm ürünü olan kil (Atun ve ark, 1998), atık arıtım çamuru (Fujita ve ark., 1998), mısır sapı, arpa kabuğu (Robinson ve ark., 2001) denenmiştir.

**1.1. İçme Suyu Arıtma Tesisi Atık Çamuru**

Yüzeysel ve/veya yeraltından elde edilen ham suyun arıtılması sırasında çöktürme yoluyla sudan uzaklaştırılan kimyasal maddeler ve diğer istenmeyen maddeler atık çamur olarak adlandırılır. Su arıtma tesisi çamurlarının bertaraf

edilmesi pahalı ve karmaşık bir işlemdir.

İçme suyu arıtımında, özellikle yüzeysel su kaynaklarından temin edilen suların arıtımında koagülasyon temel bir prosestir. Koagülasyon elektriksel yük dengesini bozarak, kolloidal sistemin destabilizasyonu, çökelek içinde hapsetme, adsorblama ve çökelme sırasında sürüklenme gibi birden fazla mekanizmanın etken olduğu bir işlemdir. İçme suyu artma tesislerinde kolloid, renk, bakteri, alg ve çözünmüş organik maddeler gibi istenmeyen çeşitli safsızlıkların gideriminde demir üç klorür, alum, kireç, ve çeşitli polimerler koagulant olarak yaygın bir şekilde kullanılmaktadır.

Koagülasyon ve su yumuşatma ünit elerinden çıkan çamurlar çok yüksek miktarda su içermektedir. Çamurun yaklaşık %98'i sudan oluşmakta ve 20 kilogram katı kimyasal çökeltiye 980 kg su eşlik etmektedir. En kötü yaklaşımla suyun ve çökeltinin yoğunluklarının eşdeğer olduğunu varsayalım, bu durumda suya eklenen her 20 kg - kimyasal için yaklaşık olarak 1 m<sup>3</sup> çamur üretilecektir. Bu rakam en küçük bir su arıtma tesisi (yaklaşık 0,05 m<sup>3</sup>/s) için bile yılda 800 m<sup>3</sup> çamur üretimi anlamına gelmektedir (Başbüyük ve ark. 2002). Bu rakamların büyüklüğü söz konusu çamurun hammadde değeri göz önüne alındığında daha da büyük önem kazanmaktadır.

İçme suyu arıtma tesisleri ve bunlardan çıkan atıklar genel olarak 4 kategoriye ayrılabilirler. Birinci olarak bulanıklık, renk, bakteri, alg, bazı organik bileşikler ve çoğu zaman demir ve/veya mangan gidermek amacıyla yüzeysel sularda koagülasyon, filtrasyon ve oksidasyon gerçekleştiren su arıtma tesisleridir. Bu tesisler koagülasyonda genel olarak alum ve demir tuzları kullanmakta olup iki atık akımı vardır. Bunlar sedimantasyon tankında oluşan çamur ve filtre geri yıkaması sonucunda çıkan atıklardır. İkincisi ise, soda külü, sodyum hidroksit, kireç ile kalsiyum ve magnezyum giderilen proseslerin uygulandığı arıtma tesisleridir. Bu tesisler arıtma çamurlarını ve filtre geri yıkama atıklarını oluştururlar. Gerek olduğu durumlarda tesisler su yumuşatma ve koagülasyon ünitelerini beraber uygularlar. Su yumuşatma tesisleri atıkları uygun yönetimlerini etkileyen radyum gibi iz inorganik elementleri içerebilirler.

Üçüncü ise özellikle arsenik, radyum, flor, nitrat gibi iz inorganik

elementlerin giderilmesi için planlanmış arıtma tesisleridir. Bu tesislerde adsorbsiyon, ters osmoz, iyon değıştirme gibi prosesler kullanılır. Bu tesisler, kullanılmış adsorbsiyon materyalleri gibi katı ve sıvı atıkları oluştururlar.

Uçucu bileşikler giderilirken hava fazlı atıkların oluşturduğu arıtma tesisleri dördüncü kategoridedir. Aşağıda arıtma tesislerinden meydana gelen atık türleri verilmiştir.

Hidroliz olan metal tuzları veya organik polimerler su arıtma işleminde suya askıdaki katı madde, kolloidler ve çözünmüş kontaminantları koagüle etmek için eklenirler. Bu koagulantlar ve bunların uzaklaştırdığı safsızlıklar çökelme tankının tabanına çökelir ve çamuru oluştururlar. Bu çamurlar kullanılan koagulanta bağlı olarak alum çamuru, demir çamuru veya polimerik çamur gibi hangi koagülant kullanılıyorsa o isimlerle anılmaktadır. Ortaya çıkan bu atıklar su arıtma tesisinin ürettiği atığın %70'ini oluşturmaktadır. Bu çamurlar kireç ve kireç soda karışımı kullanılarak su yumuşatma işlemi uygulanan arıtma tesislerinde üretilen arıtma çamurları tesiste üretilen atıkların % 25'ini oluşturmaktadır. Atık ürünlerinin çoğu su yumuşatma ve koagülasyon ünitelerinin kullanıldığı arıtma tesislerinde oluşmaktadır.

Temel içme suyu demir ve alum bazlı kimyasalları koagulant olarak kullanılırlar. Jelatinimsi polimerik hidroksitleri oluşumu ile alüminyum ve ferrik iyonları partikül veya çözünmüş organik ve inorganik kontaminantların koagülasyon ve adsorbsiyonunda çok etkilidir, çöktürölmüş metal iyonları sedimentasyon ve filtrasyon ile toplanır ve yoğunlaştırılmaları ve susuzlaştırılmaları çok zordur. Bu çamurlar % 80 oranında metal hidroksitler içerirler (Cornwel ve ark., 1981). İçme suyu arıtma tesislerinde bu işlem sonucu Avrupa da yılda 4 milyon ton çamur üretildiği ve bu oranın önümüzdeki yıllarda bu miktarın ikiye katlanması beklenmektedir (Albertin ve ark, 1990). İçme suyu arıtma tesisleri çamurları tehlikeli olmayan atık kapsamındadır (EU Directive 1991). İçme suyu arıtma tesislerinden çıkan atık çamurları içme suyu arıtma tesisleri açısından bir atık olarak değerdendirilip atılmaktadır. Ancak bu çamurların koagulant olarak yeniden kullanılması mümkün olup, bu durumda bu atık çamurları atık olmaktan çıkıp hammadde olarak değerdendirilebilmektedir. Arıtma çamurları içerisindeki ahım ve demir hidroksitler amfoterik özelliklerinden dolayı hem bazik hem de asidik ortamda

çözünürler. Arıtma çamurların amfoterik özelliklerinden dolayı sistemin pH basit olarak ayarlayarak metal hidroksitlerin geri kazanılması iki yolla mümkündür. Birincisi, çamur şartlandırarak katının miktarını ve hacmini mümkün olduğunca düşürmek, ikincisi ise asit ve alkali çamuru liç yöntemiyle kazanarak koagülant olarak kullanmaktır.

Su arıtma tesislerinden genel olarak ön çökeltme, çökeltme, filtre geri yıkama gibi arıtma poreslerinden çamur üretilir.

### **1.1.1. Ön Çökeltme**

Fazla miktarda askıda katı madde içeren yüzeysel su kaynaklarından su temin edilen tesislerde koagülasyondan önce ilk çökeltme uygulanır. Bunun amacı koagülasyonda fazla miktarda katı maddenin toplanmasını önlemektir. Toplanan bu katı maddeler kum, kil, şilt ve organik bileşiklerdir.

### **1.1.2. Yumuşatma Çökeltme Tankı**

Soda ve kireç kullanılarak çöktürme ile su yumuşatma ünitelerinden meydana gelen tortular hemen hemen saf kimyasallardan oldukça yüksek kararsız karışımlara dönecektir. Teorik olarak, her 1 mg/L kalsiyum sertliğinin giderilmesinde 1 mg/L  $\text{CaCO}_3$  çamuru oluşur. Her bir magnezyum sertliğinin giderilmesinde ise 0,6 mg/L magnezyum çamuru oluşur. Kireçle su yumuşatma ünitelerinde meydana gelen çamur miktarı aşağıdaki gibi formüle edilebilir.

$$M_s = 86,40 Q(\text{Ca}_G + 0,58 \text{Mg}_G + L_A)$$

Burada;

$M_s$  = üretilen kuru çamur, kg/gün

$Q$  = tesisin debisi  $\text{m}^3/\text{s}$

$\text{Ca}_G$  = Giderilen Kalsiyum Sertliği, mg/L

$\text{Mg}_G$  = Giderilen Magnezyum Sertliği, mg/L

$L_A$  = Kireç dozu mg/L  $CaCO_3$

Yüzeysel suların yumuşatılmasında meydana gelen çamurlarda bu eşitlik geçerli değildir. Bu kireç çamuruna ilave olarak metal koagulantların çökmesi ve askıda katı maddelerin koagülasyonundan meydana gelen çamurlarla artacaktır.

### 1.1.3. Koagülasyon ve Sedimentasyon

Koagülasyon işlemi için genel olarak alüminyum ve demir tuzları kullanılmaktadır. Örneğin alüminyumun kullanıldığı durumda çözünmeyen alüminyum kompleksi  $Al(H_2O)_3(OH)_3$  oluşmakta ve bu durumda eklenen her kilogram alum için 0,44 kg kimyasal çamur oluşmaktadır.

Suda bulunan herhangi bir askıda madde eşit miktarda yani bulunduğu miktar kadar çamur üretecektir. Bulanıklıktan dolayı ortaya çıkan çamur miktarı kesin olmamakla birlikte pek çok sular için korelasyon mevcuttur. Karbon polimerler ve kil yaklaşık olarak eklenen her kilogram kimyasal başına eşit miktarda çamur üretmektedir. Alum koagülasyonu sonucunda üretilen çamur miktarı ile aşağıdaki yaklaşım yazılabilir:

$M_s = 86,40 Q (0,44 A + SS + M)$

$M_s$  = üretilen kuru çamur, kg/gün

$Q$  = tesisin debisi  $m^3/s$

$A$  = alum dozu, mg/L

$SS$  = ham sudaki askıda katı madde

$M$  = kil, polimer ve karbon gibi eklenen muhtelif kimyasallar, mg/L

Sedimentasyon tankından çıkan alum çamuru yaklaşık olarak %1 askıda katı madde içeriğine sahiptir. Bunun yüzde 20 ila 40'ı organik ve kalanı inorganik veya şiltten oluşmaktadır. Alum çamurunun pH sı 5,5 ila 7,5 arasında bulunmaktadır. Sedimentasyon tankından çıkan alum çamuru genelde yüksek miktarda mikroorganizma içermesine rağmen kötü koku oluşturmaz.

**1.1.4. Filtre Geri Yıkama Çamuru**

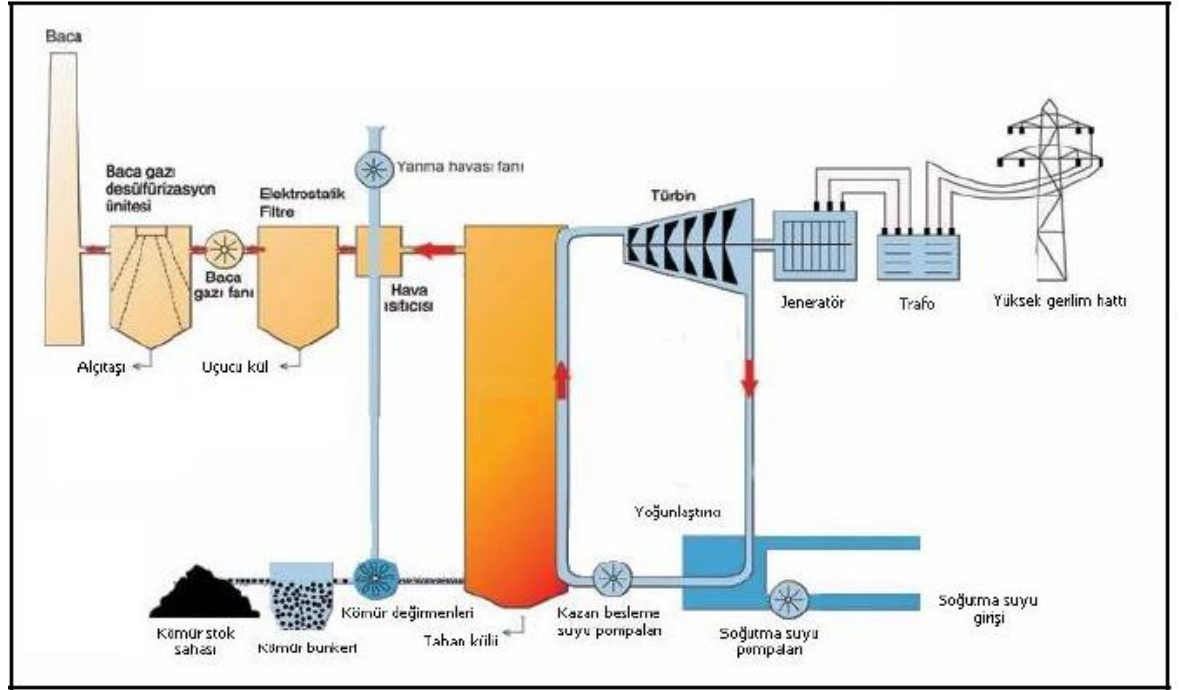
Tüm su arıtma tesislerinde filtrasyon ünitelerinden düşük AKM içeren fazla miktarda yıkama suyu meydana gelir. Geri yıkama suyu miktarı genellikle tesis debisinin %2-3'dür. Geri yıkama ünitesi suları içerisindeki katılar çökeltme ünitesindeki katılara benzer niteliktedir. Filtrelerde biyolojik büyüme geliştiğinden, filtrelerin geri yıkama suları çökeltme tankında bulunan katılardan daha fazla miktarda organik katı madde içerir (Davis ve Cornwell, 1991).

**1.2. Termik Santrali Bacagazı Desülfürizasyon Ünitesi Atıksuları**

Termik santrallerin en önemli çevre boyutu, fosil yakıt içerisinde bulunan kükürdün yanması sonucu oluşan ve atmosferik bir kirletici olan kükürt dioksittir.  $SO_2$ 'nin insan ve çevre sağlığı açısından olumsuz etkileri göz önüne bulundurulduğunda, düşük kükürt içeren yakıt kaynağı kullanılması ile beraber baca gazı arıtımın da bir zorunluluk haline gelmiştir. Günümüzde birçok termik santral, baca gazından  $SO_2$ 'yi uzaklaştırmak için değişik desülfürizasyon teknikleri uygulamaktadır.

Desülfürizasyon işleminin temeli baca gazında bulunan  $SO_2$ 'nin baca gazı üzerine püskürtülen bir absorban maddeye bağlanarak katı halde ortamdan uzaklaştırılmasıdır. Bu işlem kuru veya sulu olmak üzere iki şekilde yapılmaktadır. Sulu sistem desülfürizasyon işlemlerinde, sülfürsüzleştirme sonrası açığa çıkan atık suyun arıtılması gerekmektedir. Bu atıksuyun arıtımda yaygın olarak kullanılan kimyasal işlemler koagülasyon ve flokülasyondur. Ancak koagülasyon sonrası açığa çıkan koagülasyon çamuru içerebileceği bileşenlere bağlı olarak birçok ülkenin çevre yönetmeliklerine göre tehlikeli atık niteliği taşımaktadır. Yine çevresel düzenlemelerin getirdiği hukuki zorunluluğa bağlı olarak bu atık çamurların özel deponi alanlarında depolanması zorunludur. Özel deponi alanlarının inşası ve işletilmesi, oldukça zahmetli olmakla beraber maliyeti de yüksektir (Taşeli, 2007).

Çalışmanın yapıldığı termik santralde, ıslak sistem bacagazı arıtma ünitesi bulunmaktadır.



Şekil 1.1. Bacagazı arıtma ünitesi bulunan bir termik santral akım şeması

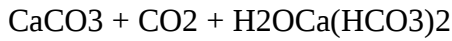
### 1.2.1. Bacagazı Desülfürizasyon Ünitesi

Pulvarize kömürün yakıt olarak kullanıldığı sabit yataklı termik santral sistemlerine, elektrostatik filtrelerde tozundan arındırılmış olan bacagazı içeriğindeki  $\text{SO}_2$ 'nin tutulup uzaklaştırılması için bacagazı desülfürizasyon ünitelerinden geçer. Burada kireçtaşı çözeltisi ile yıkanarak başta  $\text{SO}_2$  olmak üzere diğer kirleticilerden arındırılır ve bacaya gönderilerek atmosfere bırakılır. Çalışmanın yapıldığı termik santralde ıslak sistem desülfürizasyon ünitesi kuruludur ve  $\text{SO}_2$ 'yi tutmak üzere absorbent olarak deniz suyu ile sulandırılmış kireçtaşı çözeltisi kullanılmaktadır. Böyle bir ıslak desülfürizasyon prosesi sayesinde sadece  $\text{SO}_2$  değil, aynı zamanda bacagazı içerisinde bulunan diğer kirleticiler olan ağır metaller,  $\text{F}^-$ ,  $\text{Cl}^-$  gibi iyonlar da yıkayıcı kule içerisinde bulunan suda çözünerek uzaklaştırılmaktadır.

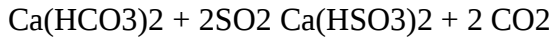
Tesise dışarıdan getirtilen ve %95'den fazla  $\text{CaCO}_3$  içeren kireçtaşı, kireçtaşı değirmenlerinde deniz suyu ortamında öğütülerek toz hale getirilmekte ve elde edilen sulu kireçtaşı çözeltisi absorpsiyon kulesinin üst bölgesinden bacagazı üzerine farklı seviyelerden püskürtülerek reaksiyona girmesi sağlanmaktadır. Reaksiyona girmemiş olan  $\text{CaCO}_3$ 'ün fazlası geri dönüşüm pompalarıyla çekilerek tekrar bacagazı üzerine gönderilir ve böylece  $\text{CaCO}_3$ 'ün tamamı reaksiyona girer. Bacagazı desülfürizasyonu ve alçıtaşı oluşum reaksiyonları Çizelge 1.2'de, ıslak sistem bir bacagazı desülfürizasyon ünitesinin şeması Şekil 1.7.'de, verilmiştir.

**Çizelge 1.1.** Bacagazı Desülfürizasyonu ve Alçıtaşı Oluşum Reaksiyonları

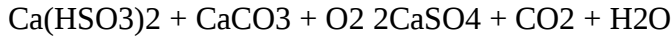
Kireç taşının ayrışması



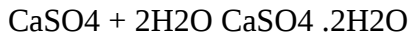
$\text{SO}_2$  ile reaksiyon



Oksidasyon

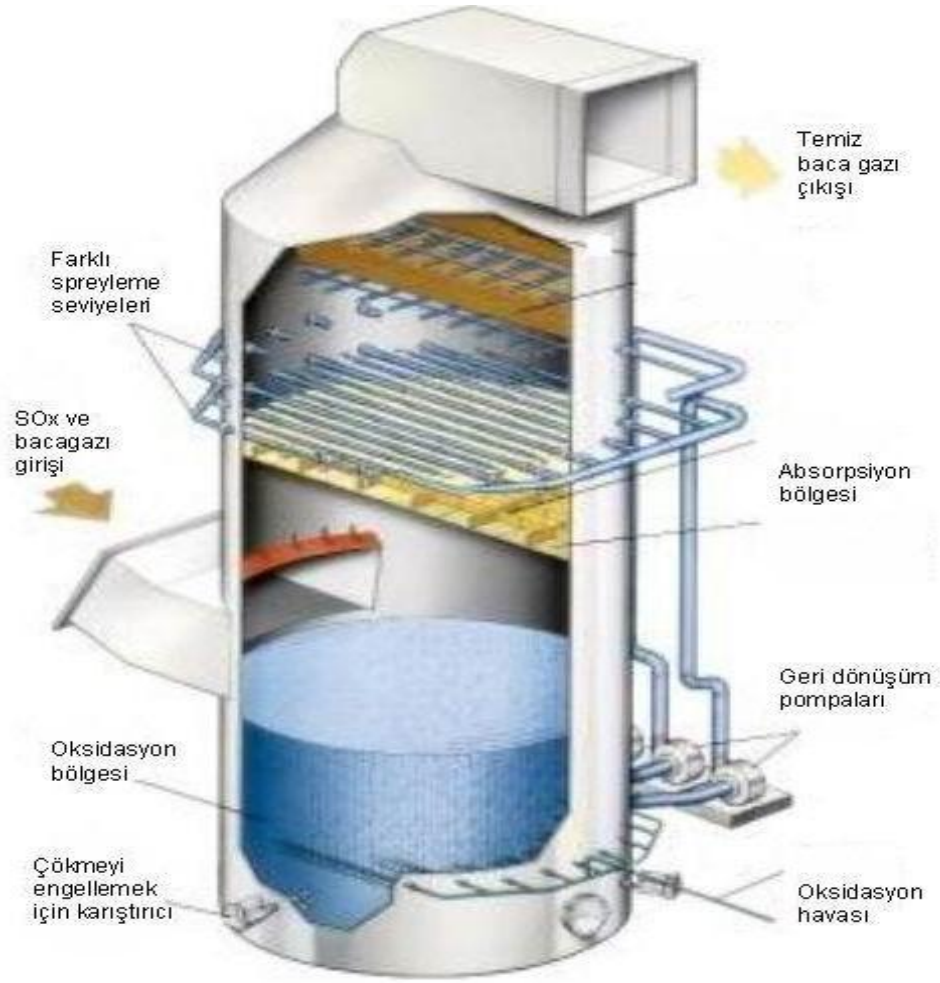


Alçıtaşı oluşumu



Net reaksiyon:





**Şekil 1.2.** Islak sistem bacagazı desülfürizasyon ünitesi şeması

Zincirleme reaksiyon sonrası oluşan ve dibe çöken sulu alçıtaşı ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ) çamuru, kule içerisinde ki seviye 1,5m'ye ulaştınca pompalarla kuleden uzaklaştırılır. Bu çamurun alçıpan yapımında kullanılabilmesi için suyundan ve tuzundan arındırılması gerekmektedir. Bu amaçla alçıtaşı çamuru vakumlu taşıma bantları üzerinden geçirildikten sonra saf su ile yıkanır. Böylece ortalama % 10 neme sahip saf  $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  elde edilir.

Absorbent olarak kireçtaşının kullanıldığı bir ıslak sistem bacagazı arıtma tesislerinin en önemli avantajı, elde edilen  $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 'ın başka sanayilerde alçıtaşı olarak kullanılabilmesidir. Ancak, yukarıda da bahsedildiği gibi ürünün suyundan uzaklaştırılması ve yıkanması gerekmektedir.

Alçıtaşı susuzlaştırma sonrası elde edilen filtrat, yıkayıcı kule içerisindeki klorür ( $\text{Cl}^-$ ) ve sülfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) iyonları gibi çözülmüş tuzların konsantrasyonunun sabit kalması ve dengenin bozulmaması için bacagazı arıtma ünitesinde tekrar kullanılamaz ve atık su olarak sistemden uzaklaştırılır. Söz konusu bu atıksu yüksek oranda katı madde ve çözülmüş iyonlarla beraber ağır metalleri de içermektedir.

Bacagazı desülfürizasyonu sonrası açığa çıkan atıksuda bulunan katı maddeler;

- Alçıtaşı ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ )
- Kalsiyum karbonat ( $\text{CaCO}_3$ )
- Magnezyum karbonat ( $\text{MgCO}_3$ )
- Kalsiyum florür ( $\text{CaF}_2$ ),
- Kireçtaşı içinde bulunan safsızlıklar,
- Elektrostatik çöktürücüde tutulamamış olan uçucu küldür.

Atıksuda bulunan çözülmüş iyonlar ise ağırlıklı olarak klorür ( $\text{Cl}^-$ ) iyonu, magnezyum ( $\text{Mg}^{2+}$ ) iyonu ve sülfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) iyonudur. Kömürün yapısında eser olarak bulunan As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sn ve Zn gibi ağır metaller de yine bacagazı arıtma ünitesinden çıkan atıksuya geçerler. Bu nedenle bu suyun deşarj edilmeden önce kirleticilerinden arındırılması gerekmektedir (ICON, 2000) .

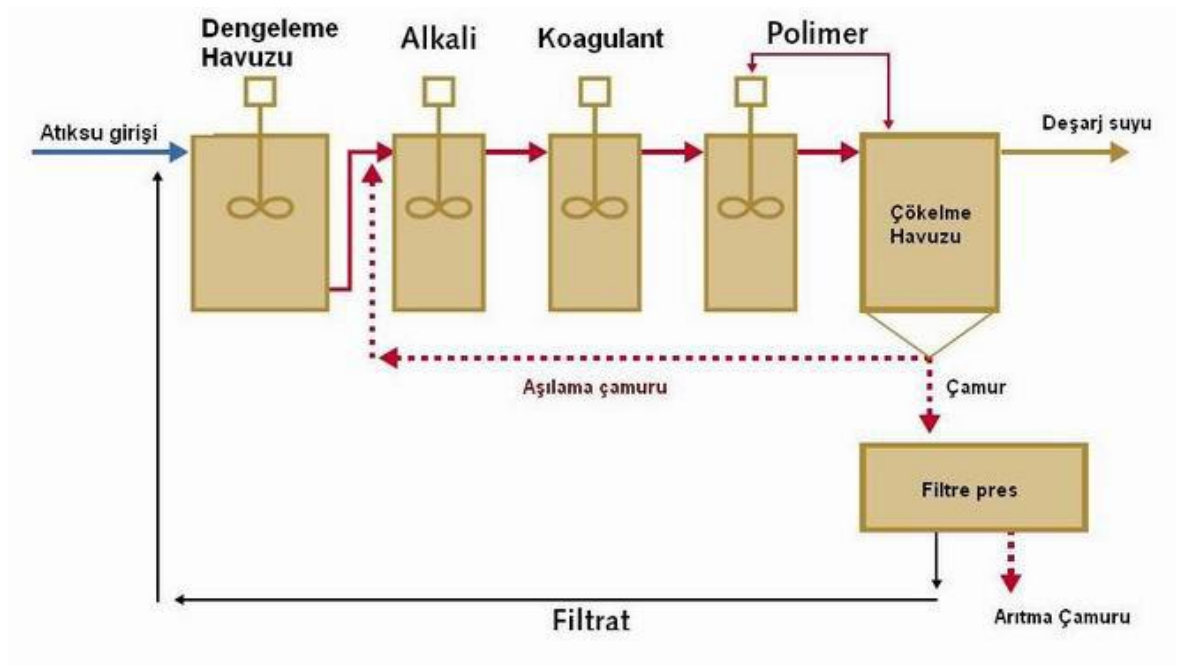
### **1.2.2. Bacagazı Desülfürizasyon Ünitesi – Atıksu Arıtma Tesisi**

Alçıtaşı filtrasyonu sonrası ortaya çıkan atık suda ağır metal ve diğer kirleticilerin arıtılması için kimyasal arıtım sistemi uygulanmaktadır. Kimyasal arıtım sistemleri, suda çözülmüş veya askıda halde bulunan maddelerin fiziksel durumunu değiştirerek çökelmelerini sağlamak üzere uygulanan arıtım prosesleridir. Kimyasal arıtım işleminde, uygun pH değerinde atıksuya kimyasal maddeler (koagülant, polielektrolit vb.) ilave edilmesi sonucu, uzaklaştırılmak istenen kirletici maddeler çökelti olarak çamur halinde sudan ayrılır. Arıtım işlemi nötralizasyon, koagülasyon ve flokülasyon (yumaklaştırma) olmak üzere üç ana aşamadan oluşur.

Nötralizasyon; asidik ve bazik karakterdeki atıksuların uygun pH değerinin ayarlanması amacıyla yapılan asit veya baz ilavesi işlemidir.

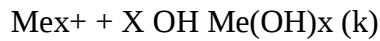
Koagülasyon; koagülant maddelerin uygun pH'da atıksuya ilave edilmesi ile atıksuyun bünyesindeki kolloidal ve askıda katı maddelerle birleşerek flok oluşturmaya hazır hale gelmesi işlemidir.

Flokülasyon atıksuyun uygun hızda karıştırılmasıyla koagülasyon işlemi ile oluşturulmuş küçük taneciklerin, birbiriyle birleşmesi ve kolay çökebilecek flokların oluşturulması işlemidir. Tipik bir ıslak sistem bacagazı arıtma ünitesine bağlı atıksu arıtma tesisi Şekil 1.3'te şematik olarak gösterilmiştir.



**Şekil 1.3.** Bacagazı arıtma ünitesine bağlı atıksu arıtma tesisi şeması

Termik santral bacagazı arıtma ünitesi atıksularında ağır metal kirliliği bilinen bir gerçektir (Enoch ve ark., 1994, Lefers ve ark., 1987). Asidik özellik gösteren bu tarz atıksulardan ağır metallerin bir miktar giderilmesi için kullanılan en basit ve etkin yöntem, atıksuya baz ekleyerek ortam pH'nın 7'nin üstüne çekilmesi ve asidik ortamda çözünebilir bazı ağır metallerin, çözünmeyen metal hidroksitleri şeklinde sudan uzaklaştırılmasıdır.



Bu nedenle, termik santral bacagazı arıtma ünitesi atıksularında ilk aşamada alkali eklenmesi bir zorunluluktur. Bu amaçla kullanılan en yaygın bazlar sodyum hidroksit (NaOH) ve kalsiyum hidroksit ( $\text{Ca(OH)}_2$ ) tir.

### **1.3. Boyar Maddeler**

İlk sentetik boyar madde 1856'da keşfedilmiştir. İlk olarak boya endüstrileri boya kromojeni (boyar maddenin renginden sorumlu temel atom düzeni) prensibini keşfetti. Bir iki istisna dışında bugün kullanılan tüm boyalar 1800'lerde keşfedilmiştir. Boya endüstrisinin kapsamı ve gelişimi ayrılmaz şekilde tekstil endüstrisine bağlıydı. Dünya tekstil üretimi 1990'da tahmini 35x106 tondur. En önemli iki tekstil lifi pamuk ve polyesterdir. Sonuç olarak, boya üreticileri üretim çalışmaları bu iki lif üzerinde yoğunlaştırmıştır (Gordon ve ark., 1995).

Boyar maddeler 400nm-700nm arasında görünür ışığı absorbe edebilme yetenekleriyle karakterize edilir ve ışığı absorbe ederek renkli görünürler. Çok değişik yapıda olan ve değişik amaçlarla kullanılan bu bileşiklerin çeşitli sınıflandırmaları mevcuttur. Renklendiriciler iki büyük gruba ayrılırlar;

- İnorganik Boyarmaddeler
- Organik Boyarmaddeler

Renklendiriciler, ya boyalar ya da pigmentlerdir. Pigmentler su ortamında çözünmemeleriyle karakterize edilirler. Diğer taraftan su ortamında tümüyle çözünebilen boyalar tekstil materyalleri, saç, tırnak ve deri gibi çeşitli maddelere uygulanırlar (Zollinger H., 1991).

Boyalar genellikle iki anahtar bileşenden oluşan küçük moleküllerdir. Bunlardan kromofor grup, boyaya rengini veren grup; fonksiyonel grup ise boyanın kumaşta sabitlenmesini sağlayan gruptur (Correia V.M., Stephenson T. , Judd S.J., 1994).

### 1.3.1. Sınıflandırma Sistemleri

#### 1.3.1.1. Kimyasal Sınıflandırma

Boyalar için en uygun sınıflandırma yöntemi kimyasal yapılarına göre sınıflandırmadır ve birçok avantajı vardır. Öncelikle ait olduğu grubun karakteristik nitelikleri kolaylıkla anlaşılabilir olması, örneğin azo boyalar (güçlü, nitelikleri her açıdan iyi, maliyet-etkinlik oranı çok iyi) ve anthrakinon boyalar (zayıf, pahalı), ikinci olarak bir düzine kadar kullanılabilir grubun olması ve en önemlisi hem sentetik boya kimyagerleri hem de boya teknolojisi uzmanları tarafından en yaygın kullanılan sınıflandırma yöntemi olmasıdır.

Boyar madde molekülleri, aromatik yapı gibi, görünür ışığı (400-750 nm dalga boyunda) absorbe eden kromojen ve/veya oksokrom gruplarını içermektedir. Kromojen gruplar, kromofor adı verilen grupları içeren aromatik yapıdır. Kromofor renk verici anlamındadır ve kimyasal yapılarına göre 7 gruba ayrılırlar. Çizelge 1.2’de bu gruplar belirtilmiştir.

**Çizelge 1.2.** Kimyasal Yapılarına Göre Kromojen Gruplar (Başer ve ark.1990; Kurbanova ve ark., 1998)

| <b>Kimyasal Yapı Grupları</b> | <b>İçerdikleri Bağlar</b>        |
|-------------------------------|----------------------------------|
| i- Nitroso grubu              | -NO (veya = N-OH)                |
| ii- Nitro grubu               | -NO <sub>2</sub> (veya =NO . OH) |
| iii- Azo grubu                | -N=N-                            |
| iv- Etilen grubu              | =C=C=                            |
| v- Karbonil grubu             | =C=O                             |
| vi- Karbon-azot grubu         | =C=NH ve -CH=N-                  |
| vii- Kükürt grubu             | =C=S ve ≡C-S-S-C≡                |

Kromojenlerin tam olarak boyar madde özelliği kazanabilmesi için “oksokrom” adı verilen ikinci seri grup moleküllerinin bileşiğe bağlanması gerekmektedir. Oksokrom gruplar kromojene bağlanarak hem renk şiddeti hem de renk denkliliğini arttırmaktadır. Bunlar genellikle -NH<sub>2</sub>, -OH gibi tuz oluşturan gruplar veya bunların türevi çözünebilir radikaller -COOH veya -SO<sub>3</sub> H’dır. Bu

oksokromozomlar, kromoforlar, kromojenler boyaların sınıflandırılmasında rol oynarlar, fakat  $-\text{OH}$ ,  $-\text{NH}_2$ ,  $-\text{SO}_3 \text{ H}$ ,  $-\text{COOH}$  gibi radikaller boyaların kimyasal sınıflandırılmasından sorumludurlar (Shreve, R.N., Brink, J.A., 1977). Boyar maddeler boyama özelliklerine göre aşağıdaki gibi sınıflandırılmaktadırlar (Seventekin, N., 1988).

- Bazik Boyarmaddeler
- Substantif (Direkt) Boyarmaddeler
- Diazolama Boyarmaddeleri
- Asit Boyarmaddeleri
- Mordan Boyarmaddeler
- Küp Boyarmaddeleri
- Suda Çözünen Küp Boyarmaddeleri (İndigosoller)
- Reaktif Boyar Maddeler
- Kükürt Boyarmaddeleri
- İnkişaf (Naftol) Boyarmaddeleri
- Oksidasyon Boyarmaddeleri
- Ftalogen Boyarmaddeleri
- Dispersiyon Boyarmaddeleri
- Pigment Boyarmaddeleri

Bazik boyarmaddeler katyonik boyarmaddeler olup, renkli bir katyon ile renksiz bir anyondan ibarettir (Seventekin, N., 1988).

### **1.3.1.2. Kullanım yada Uygulama Metotlarına Göre Sınıflandırma**

**Reaktif Boyalar:** Bu boya formu liflere kovalent bağlarla bağlanır, genelde pamuk, bunun yanında küçük çapta yün ve naylonda da kullanılır. Ticari olarak 1956'da piyasaya çıkan bu boya türü, basit boyama yöntemiyle yıkanmaya karşı çok yüksek oranda dayanıklılık sağlamıştır. Direkt boyalara göre reaktif boyaların market avantajı kimyasal yapılarının daha basit olması ve boyamanın daha parlak olmasıdır. Yüksek saflıktaki reaktif boyalar, tekstilde jet baskı işleminde özellikle pamuk için

kullanılır (Gregory ve ark. 1983).

**Dispers Boyalar:** Bunlar suda çözünmeyen anyonik boyalardır ve hidrofobik liflerin boyanmasında kullanılır. Etkili olarak polyester üzerinde, daha küçük ölçekli olarak da naylon, selüloz, selüloz asetat ve akrilik lifler üzerinde kullanılır. Elektronik fotoğrafçılık sektöründe, termal transfer baskı ve termal transferle boya yayma işlemlerinde dispers sınıfa dahil boyar maddeler kullanılır.

**Direkt Boyar Maddeler:** Bu suda çözünebilir anyonik boyar maddeler, öncelikli olarak pamuk, yeniden üretilmiş selüloz, kağıt ve deri boyamada, daha az oranda da naylonda kullanılır.

**Diazolama Boyar Maddeleri,** molekülünde diazolanabilecek serbest  $-NH_2$  grubu içeren bazı substantif boyar maddeler lif üzerinde diazolama ve uygun bir kenetleme komponentiyle molekülü büyütür ve yaş haslıkları yükseltebilmektedir. Bu tip boyarmaddelere diazolama boyarmaddeleri adı verilmektedir (Seventekin, N., 1988).

**Vat Boyar Maddeler:** Suda çözünmeyen boyar maddeler çoğunlukla selülozik liflere uygulanır. Uygulamada alkali (genelde sodyum hidrojen sülfür kullanılır) banyosundan geçirilmiş çözünebilir ve renksiz haldeki tuzları kullanılır.

**Sülfür Boyar Maddeler:** Sodyumsülfidi indirgen madde şeklinde kullanarak alkali banyosundan geçirildikten sonra pamuk üzerine uygulanır. Sayısal olarak oldukça küçük bir boyar madde grubudur. Düşük maliyet ve yıkanmaya karşı gösterdiği yüksek direnç bu boyar maddeyi ekonomik açıdan önemli bir sınıf yapar. Bununla birlikte çevresel görüş açısından da dezavantajlı bir gruptur (Hunger, 2003).

**Katyonik (Bazik) Boyar Maddeler:** Suda çözülebilen katyonik boyar maddeler, kağıt, modifiye edilmiş naylon ve polyester üzerine uygulanır. Bu grup suda çözülür ve çözelti içerisinde renkli katyonlara ayrılır. Bu nedenle sıkça katyonik boya adıyla da anılırlar. Bazı bazik boyalar biyolojik aktivite gösterirler ve tıpta antiseptik olarak kullanılırlar.

**Asit Boyar Maddeler:** Anyonik ve suda çözünebilen bu boyalar, naylon, yün, ipek ve modifiye edilmiş akrilik üzerinde kullanılır. Bunun yanı sıra belirli bir ölçüde kağıt, deri, jet boyama, yiyecek ve kozmetik alanlarında da kullanılır.

**Mordan Boyar Maddeler**, metal iyonları (genellikle krom) ile iç kompleks oluşturabilen asit boyarmaddelerdir. Bu boyarmaddeler bir yandan asit boyarmaddelerinde olduğu gibi elektrostatik çekim kuvvetleri ile diğer yandan metal iyonları vasıtasıyla koordinatif olarak protein liflerine bağlandığından, elde edilen boyamaların yaş ve ışık haslıkları yüksektir (Seventekin, N., 1988).

**Küp Boyar Maddeleri**, suda çözünmeyen boyarmaddeler olup boyama amacı için bazik ortamda indirgenmek suretiyle suda çözünür hale getirilir ve bu haliyle boyama yapılır. Boyamadan sonra lif üzerinde oksidasyona tabi tutularak tekrar çözünmez hale getirilir. Yüksek ışık ve yaş haslığı gösteren boyarmaddelerdir (Seventekin, N., 1988).

**İndigosoller**, indirgenmiş küp boyarmaddelerinin  $H_2SO_4$  ile yapmış oldukları esterlerin sodyum tuzları olup suda çözünmektedirler. Bu boyarmaddeler ile boyama yaptıktan sonra sabunlaştırma ve oksidasyon işlemi yaparak çözünmez, küp boyarmaddesi şekline dönüştürülürler (Seventekin, N., 1988).

**Kükürt Boyar Maddeleri**, suda çözünmeyen boyarmaddeler olup boyama amacı için bazik ortamda  $Na_2S$  ile indirgenerek suda çözünür hale getirilir. İndirgenmiş haliyle boyama yapıldıktan sonra oksitlenek tekrar çözünmez hale getirilmektedir. Fiyatlarının ucuz olması, haslıklarının iyi olması nedeniyle pamuk boyamacılığında çok kullanılan bir boyarmadde grubudur. Ancak renkleri mattır (Seventekin, N., 1988).

**İnkişaf Boyar Maddeleri**, suda çözünen iki komponentin (Naftolat ve Diazonyum tuzu) lif üzerinde birleşmesiyle oluşan azo boyarmaddeleridir. Komponentlerin her biri yalnız başlarına suda çözünürlerken lif üzerinde birleştiklerinde suda çözünmez hale gelmektedirler. Bu nedenle de yaş haslıkları yüksektir (Seventekin, N., 1988).

**Oksidasyon Boyar Maddeleri**, küçük moleküllü ara maddelerin (aromatik aminler) asidik ortamda oksidasyonu sonucu lifler üzerinde oluşturulan boyarmaddelerdir (Seventekin, N., 1988).

**Ftalogen Boyar Maddeleri**, İsoindol türevlerinin metal veya metal tuzlarıyla oluşturmuş olduğu boyarmaddelerdir. Suda çözünmeyen ftalosiyeninler pigment boyarmaddesi olarak basmacılıkta ve sentetik liflerin lif çekimleri sırasında

boyanmasında kullanılmaktadırlar. Sülfo grubu içeren suda çözünen fitalosiyanin boyarmaddeleri ise substantif boyarmaddesi olarak kullanılmaktadırlar (Seventekin, N., 1988).

**Dispersiyon Boyar Maddeleri**, suda eser miktarda çözünebilen, bu nedenle sudaki dispersiyonları halinde uygulanabilen boyar maddelerdir. Bu boyarmaddeler, boyama işlemi sırasında dispersiyon ortamından hidrofob elyaf üzerine difüzyon yolu ile çekilmektedirler (Başer ve ark. 1990).

**Pigment Boyar Maddeleri**, suda çözünmeyen boyarmaddeler olup liflere karşı herhangi bir afinitesi de yoktur. Bunların lifleri boyaması, boyarmadde pigmentinin life bir yardımcı madde (binder) aracılığıyla yapıştırılması şeklinde olmaktadır (Seventekin, N., 1988).

**Çözünen Boyar Maddeler:** Bunlar suda çözünmeyen fakat başka çözeltiler içinde çözünebilen, sülfonik asit, karboksilik asit grubu gibi çözülebilir kutuplardan yoksun boyalardır. Plastikler, benzin, yağlar ayrıca hidrokarbonlar veya yağ asitlerinin esterlerini içeren hayvansal ve petrol ürünü yağlı maddelerin renklendirilmesinde kullanılır.

Boyaların kullanımlarına göre sınıflandırması Çizelge 1.3’de özetlenmiştir. Ayrıca çizelgede yer almamasına rağmen boyalar, tıp ve elektronik gibi ileri teknoloji uygulamalarında da kullanılır.

**Çizelge 1.3.** Kullanım Şekline Göre Boyar Maddelerin Sınıflandırılması (Hunger, 2003).

| Sınıf                      | Başlıca Uygulanan Maddeler                                                                     | Uygulama Metodları                                                                                                               |
|----------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Asit                       | Naylon, yün, ipek, kağıt, mürekkep ve deri                                                     | Genelde nötrden asidik boya banyoları ile                                                                                        |
| Azoik içerikte ve Düzende  | Pamuk, yapay ipek, selüloz asetat ve polyester                                                 |                                                                                                                                  |
| Bazik                      | Kağıt, modifiye naylon, polyester ve mürekkep                                                  | Asidik boya banyosundan uygulanır                                                                                                |
| Direkt                     | Pamuk, yapay ipek, kağıt, deri ve naylon                                                       | Nötr veya çok az alkali banyosundan (eklenmiş elektrolit içeren) uygulanır                                                       |
| Dispers                    | Polyester, poliamid, asetat, akrilik ve plastik                                                | Yüksek sıcaklık ve basınç altında sıvı yayılımı veya düşük ısıda taşıma yöntemi: desteklenerek pişirilir veya ısıyla sabitlenir. |
| Flüoresan Parlaklık Verici | Sabunlar ve deterjanlar, tüm lifler, yağlar, boyalar ve plastikler                             | Solüsyon, yayılım veya bir kütle içerisinde askıda halde                                                                         |
| Yiyecek, İçki ve Kozmetik  | Yiyecekler, içecekler ve kozmetikler                                                           |                                                                                                                                  |
| Mordant                    | Yün, deri, oksitlenmeyen alüminyum                                                             | Krom tuzları ile birleşme                                                                                                        |
| Oksidasyon Bazlı           | Saç, kürk ve pamuk                                                                             | Aromatik aminler ve fenollerin madde üzerinde okside olması                                                                      |
| Reaktif                    | Pamuk, yün, ipek ve naylon                                                                     | Isı ve pH etkisi altında lif üzerindeki fonksiyonel grubun boyanın aktif tarafıyla kovalent bağ oluşturması.                     |
| Çözünen                    | Plastik, benzin, vernik ve cilalar, cam boyaları, mürekkep, hayvansal ve fosil kaynaklı yağlar | Substrat içerisinde çözülme                                                                                                      |
| Sülfür                     | Pamuk ve yapay ipek                                                                            | Bir tank içerisinde aromatik maddeye sodyum sülfite eklenir ve çözülmez sülfüre oksitlenir.                                      |
| Vat                        | Pamuk, yapay ipek, yün                                                                         | Suda çözülmeyen bu boyalar sodyum hidrojen sülfür ile çözülebilir hale gelir, lif üzerinde biter ve yeniden oksitlenir.          |

### 1.3.2. Boyar Madde İçeren Atık Suların Çevre Üzerine Etkisi

(Banat ve ark. 1996), yaptıkları literatür taramasındaki bilgilere göre, boyar maddelerde bulunan sentetik organik pigmentlerin kompleks kimyasal yapılarından dolayı boyar maddeler mikrobiyolojik yıkılmaya dayanıklıdır ve uzun yıllar bozunmadan kalabilmektedirler. Boyar maddeler gün ışığında, suda, sabunla v.b. şekilde bozunmaya uğramazlar ve boyar madde içeren atık suların iyileştirilmesi zordur. Boyar madde içeren atık sular doğal bir su ortamına karıştıkları zaman ışığın yansımaya neden oldukları için ışığın suya girişini engellerler. Bu yüzden

fotosentezi aksi yönde etkilerler. Toksisite değerlerinden dolayı toplu balık ölümleri gibi doğal ortamlarında yaşamakta olan canlılara etki ederler. Ortamın florasının ve faunasının değişimine yol açıp ekolojik dengenin bozulmasına neden olurlar.

Memeli hayvanlarda azo boyaların indirgenmesi bağırsaktaki bazı bakteriler ve karaciğerdeki hepatik enzimler tarafından gerçekleştirilmektedir. İndirgenme sonucu ortaya çıkan aromatik yapıdaki moleküller canlıya toksik etkide bulunmaktadır (Rafii ve ark. 1995). Mikroorganizmalar tarafından doğada boyar madde moleküllerinin degradasyonu yavaş olmaktadır. Yani boyanın yüksek derişimleri kalıcıdır ve akümüle olmaktadır. Bununla beraber, oluşabilecek herhangi bir indirgenme, aromatik aminler gibi ( $C_6H_5-NH_2$ ) toksik olan, çevreye uyumsuz küçük moleküllerin ortaya çıkmasına neden olabilir (Talarposhti ve ark. 2000).

Çevresel ve kimyasal tüzükler 30 yıldan daha uzun süredir var. Batı Avrupa Boyar Madde Üretim Endüstrisi yıllarca boyaların toksikolojik ve ekolojik özellikleri üzerine araştırmalar yapmıştır. Sonuç olarak bugün Avrupa’da boya üreticilerinden ürettikleri her maddenin potansiyel zararlarını belirtmeleri ile ilgi birçok kanun ve düzenleme vardır. Toksikolojik çalışmalar, boyaları bir çok yönden ele alır; öncelikli olarak 1) Akut Zehirlilik, 2) Deri ve göz tahrişi, 3) Tekrarlanan uygulamalar sonucu zehirlilik, 4) Hassaslaştırma, 5) Mutajen özelliği, 6) Kanserojen özelliği.

**Akut Zehirlilik.** İlk adım olarak, boyar maddenin akut zehirliliği 67/548/EEC sayılı AB direktiflerine göre uygun olan deney ve değerlendirmelerden geçirilir. Cilt ve göz tahrişi de dahil olmak üzere akut etkilerini içeren veriler belirlenir (Anliker, 1989).

**Hassaslaştırma.** Tekstilde kullanılan boyar maddelerden kaynaklı deri reaksiyonları dermatologlar tarafından tespit edilmiştir (Hatch ve ark. 2000). Bu noktadan hareketle bazı reaktif boyar maddeler tekstil işçilerinde, deride temasla oluşan dermatitis, alerjik iltihaplar, burun iltihabı, mesleki astım veya diğer alerjik reaksiyonlara neden olduğu anlaşılmıştır. Çizelge 1.4’de görüldüğü üzere 21 çeşit reaktif boyar maddenin alerjik semptomlara yol açtığı tespit edilmiştir.

**Çizelge 1.4.** Solunum Yolları ve Deride Tahrişe Neden Olan Boyar Maddeler (Hatch, 1984; Hatch ve ark. 1998; Hatch ve ark. 2000).

| C.I. Adı            |                    |                    |
|---------------------|--------------------|--------------------|
| Reactive Black 5    | Reactive Orange 4  | Reactive Orange 91 |
| Reactive Blue 114   | Reactive Orange 12 | Reactive Red 29    |
| Reactive Blue 204   | Reactive Orange 14 | Reactive Red 65    |
| Reactive Violet 33  | Reactive Orange 16 | Reactive Red 66    |
| Reactive Yellow 25  | Reactive Orange 64 | Reactive Red 123   |
| Reactive Yellow 39  | Reactive Orange 67 | Reactive Red 219   |
| Reactive Yellow 175 | Reactive Orange 86 | Reactive Red 225   |

Riski azaltmak için, toz boyar maddenin oluşturacağı tehlikeden, boyar maddeyi sıvı halde kullanarak veya uygun kişisel koruma ekipmanları ile kaçınmak gerekir. Dispers boyar maddeler, eğer poliamid yada yarı-asetat üzerinde boyanmışsa alerjik deri reaksiyonu oluşturma potansiyeli vardır (Wattie, 1987).

Almanya Tüketiciyi Koruma Enstitüsü, ticari olarak ulaşılabilir dispers boyar maddeleri değerlendirmeye alarak Çizelge 1.5'te belirtilen dispers boyar maddelerin sağlık açısından tüketiciler için risk taşıdığına kararlaştırmış ve kıyafetler üzerinde kullanılmamasını önermiştir.

**Çizelge 1.5.** Tüketiciler Üzerinde Sağlık Açısından Risk Taşıyan Dispers Boyar Maddeler (McKay, 1996).

| C.I. Adı              | C.I. No |
|-----------------------|---------|
| Disperse Blue 1       | 64500   |
| Disperse Blue 35      |         |
| Disperse Blue 106     | 11935   |
| Disperse Blue 124     | 111938  |
| Disperse Yellow 3     | 11855   |
| Disperse Orange 3     | 11005   |
| Disperse Orange 37/76 |         |
| Disperse Red 1        | 1110    |

Bu zamana kadar hiçbir ülkede kullanımın yasaklanmasıyla ilgili herhangi bir yasal zorunluluk yoktur. Sadece bazı organizasyonlar, Uluslar arası Tekstil Ekolojisi Test ve Araştırma Kurumu (Öko-Tex) gibi, bazı boyar maddelerin eco-etiketlerini kabul etmemektedir (Öko-Tex Standarts, 2000).

**Mutajen Özelliği.** Bazı boyar maddeler potansiyel mutojendir. Maddenin mutojen özelliğini tahmin etmede kullanılan öncelikli yöntem Ames Testidir. Bakteri tabanlı bir test yöntemidir. Azo boyar maddelerin mutajen özelliğini belirlemede, Ames testinden türetilen ve daha kesin sonuçlar veren Prival Test yöntemi

geliştirilmiştir.

**Kanserojen Özelliği.** Boyar maddelerin akut veya kısa dönem etkileri genel olarak iyi bilinen bir konudur. Çalışma ortamında havada bulunan kimyasal madde konsantrasyonunu belirlenen sınır değerlerin altında tutarak ve bu maddelerle fiziksel temastan kaçınarak ortamı kontrol altında tutulabilir. Diğer yandan kronik etkiler uzun yıllar yapılan deneysel çalışmalar sonunda ancak ortaya çıkartabilmektedir. Boyar madde üretimi sırasında ve bazı uygulama noktalarında çalışan işçilerde, özellikle mesane bölgesinde istatıksel olarak yüksek oranda iyi huylu ve kötü huylu tümör tespit edilmiştir, bu kayıtlar 1930-1960 yılları arasında boyar madde üretimi yapan ülkelerde belirlenmiştir (Heuper, 1969; Gregory, 1991). Hayvanlarla yapılan testlere göre bazı boyar maddelerin kanserojen oldukları kanıtlanmıştır ve insanlar üzerinde de muhtemel kanserojen oldukları belirlenmiştir. Çizelge 1.6'da hayvanlar üzerindeki kanser yapıcı etkileri belirlenmiş ve insanlar üzerinde de potansiyel tehdit teşkil eden boyar maddeler listelenmiştir.

**Çizelge 1.6.** Potansiyel Kanserojen Boyar Maddeler (IARC, U.S. National Toxicology Program, EU Directive).

| C.I. Adı           | C.I. No | Kimyasal Sınıf | Sınıflandırma       |                    |                    |
|--------------------|---------|----------------|---------------------|--------------------|--------------------|
|                    |         |                | IARC <sup>(a)</sup> | NTP <sup>(b)</sup> | EEC <sup>(c)</sup> |
| Acid Dye           | 16155   | Azo            | 2B <sup>(d)</sup>   |                    |                    |
| Acid Red 26        | 16150   | Azo            | 2B                  |                    |                    |
| Acid Violet 49     | 42640   | Trifenilmetan  | 2B                  |                    |                    |
| Basic Yellow 2     | 42100   | Ketonimine     | 2B                  |                    |                    |
| Basic Red 9        | 42500   | Trifenilmetan  | 2B                  | B                  | Kat. 2             |
| Basic Violet 14    | 42510   | Trifenilmetan  | 2B                  |                    |                    |
| Disperse Orange 11 | 60700   | Anthraquinone  |                     | B                  |                    |
| Disperse.Blue 1    | 64500   | Anthraquinone  | 2B                  | B                  | Kat. 2             |
| Solvent Yellow 1   | 11000   | Azo            | 2B                  |                    | Kat. 2             |
| Soivent Yellovv 2  | 11020   | Azo            | 2B                  | B                  |                    |
| Solvent Yellow 34  | 41001:1 | Difenilmetan   | 2B                  |                    |                    |

(a) Uluslararası Kanser Araştırma Ajansı (IARC): 2B: insan üzerinde muhtemel kanserojen etki (IARC).

(b) Birleşik Devletler Toksikoloji Programı, 9. NTP Raporu, B: insanda kanserojen etkisi beklenen (U.S.National Toxicology Program).

(c) EEC Ek 1: Kat. 2: insana kanserojen etkisini gösteren yeterli kanıt olması. (EU Directive)

(d) Grup I olarak sınıflandırılan ürün (insan üzerinde kanserojen etki).

**1.4. Boyar Maddelerin Giderimi İçin Kullanılan Yöntemler**

Literatürde tekstil atıksularının renk gideriminde kullanılan özel bir arıtma prosesi gösterilmemekle birlikte genellikle çoğu uygulanabilir metotların bileşimi kullanılmaktadır. Bu metotlarla elde edilen renk giderim veriminin atıksudaki boya türüne bağlı olarak değişiklik göstermesi, atıksulardan renk giderimi için en uygun yöntemin seçimini daha da zorlaştırmaktadır (Kapdan ve ark. 2000).

Geçmişte tekstil endüstrisi atıksularının arıtımı için belediye arıtma sistemleri kullanılmıştır. Bu sistemler boya giderimi için test edilip geliştirilmiştir. Bununla birlikte çoğu etkili metotlar, daha az hassas dirençli sentetik boyaların gideriminde yetersiz kalmıştır. Öncelikle bu metotlar, kullanılan fiziksel ve kimyasal arıtma proseslerine dayalıdır ve zaman zaman da biyolojik arıtma ile birlikte kullanılmaktadır (Banat ve ark. 1996). Atık suyun çeşidine göre kullanılacak olan yöntem değişmektedir. Uygulanabilecek bu yöntemler kimyasal, fiziksel, fizikokimyasal, biyolojik yöntemler olarak ayrılır (Talarposhti ve ark. 2001; Robinson ve ark. 2001).

**1.4.1. Kimyasal Yöntemler**

Kimyasal olarak kullanılan en yaygın renk giderimi yöntemleri oksidasyon ve koagulasyondur.

Kimyasal oksidasyon, bileşiğin oksidasyon halinin arttığı bir prosestir. Kimyasal indirgeme ise, bileşiğin oksidasyon halinin azalması olarak tanımlanır. Organik bileşiklerin oksidasyonunda oksijen ilavesi, hidrojen uzaklaştırması, elektron uzaklaştırması reaksiyonları gerçekleşir. Oksidasyon uygulama kolaylığı açısından tercih edilmesinin yanında yüksek bir işletme maliyeti vardır. En önemli oksitleyici ajan  $H_2O_2$ 'dir. Bu ajanın UV ışığı gibi tetikleyici bir etkiye ihtiyacı vardır. Kullanılan diğer kimyasal işlemler ise;  $H_2O_2$ -Fe(II) tuzları (Fenton Reaktifi), ozonlama, fotokimyasal işlemler, sodyum hipoklorit (NaOCl), elektrokimyasal parçalama olarak sıralanabilir (Hsu ve ark. 1998; Robinson ve ark. 2001).

Genellikle tüm yüzeysel sular, evsel ve endüstriyel atıksularda bulunan askıda kendiliğinden çökelemeyen taneciklerin, fiziksel ve kimyasal etkilerle bir araya getirilmesi işlemi “Koagülasyon” (pıhtılaştırma), bir araya gelen bu maddelerin yumak haline getirilmesi işlemi ise “Flokülasyon” (yumaklaştırma).

Kimyasal koagülasyon su artımında anyonik ve organik. bileşiklerin, renk, bulanıklık ve askıda katı maddelerin, zararlı bakterilerin ve patojenlerin, koku ve tad oluşturan maddelerin, alg ve planktonların giderilmesinde kullanılır (Şengül ve ark., 1995).

Ozonlama ve klorlama yöntemleriyle de rengin tamamen giderilmesi mümkündür. Ancak ozon üretiminin ekonomik olmaması, çıkış suyunda ozon miktarını arttırması, klorlama sonucunda da karsinojen klorlu organik bileşiklerin meydana gelmesi bu metotların kullanımını kısıtlamaktadır. Ancak, normal düzeyde ve yüksek düzeydeki kuvvetli atık sular için ozonasyon rengi gidermek için yeterli görülmesine karşın bulanıklılığı gidermek için yeterli değildir (Daniş, Ü., ve ark., 1998).

#### **1.4.2. Fiziksel Yöntemler**

Atık sulardan renk giderimi için kullanılan fiziksel yöntemler; adsorpsiyon, membran filtrasyonu, elektrokinetik koagülasyon ve iyon değişimini kapsamaktadır (Liu, R., ve ark., 2000).

Adsorpsiyon prosesi tamamı ile adsorban yani tutucu-toplayıcı maddenin mikrokristal yapısına bağlıdır. Mikrokristallerin birbirine bağlanmasını yüzeysel fonksiyonel gruplar sayesinde olur (Yonge ve Keinath, 1986). Adsorpsiyon işlemi alıcı-verici mekanizması şeklinde, yüzeysel fonksiyonel grupların adsorbat molekülüne elektron vermesiyle gelişir. Adsorban yüzeyindeki bu fonksiyonel grupların konumu, adsorban/adsorbat bağlarının şekline ve dolayısı ile işlemin kimyasal mı fiziksel mi olacağını belirler.

Fiziksel adsorpsiyonda Van Der Waals ve fiziksel bağlar oluşur ve işlem tersinirdir. Polarizasyon gibi elektron transferi gerçekleşmez, (bataklık kömürü, talaş, uçucu kül, kil, mısır püskülü, pirinç kabuğu vs.). Diğer yandan, kimyasal

adsorpsiyon iyonik ve kovalent bağ formlarını içerir, yüksek enerji gereksinimi vardır ve tersinmez bir prosestir (iyon değiştirme, elektrokinetik koagülasyon gibi işlemler) (McKay, 1996). Çok spesifik bir prosestir, geniş bir ısı aralığında oluşması mümkündür, bunun yanında fiziksel proses daha düşük ısılarda gerçekleşir.

Adsorpsiyon sistemleri içerisinde, her iki yöntemde analizler ve materyal özelliklerin ışığında uygulanabilir yöntemlerdir.

Adsorpsiyon atık sulardan boyarmadde, pestisit, fenol vb. gibi çeşitli çözünebilir organik maddelerin gideriminde kullanıldığı gibi içme suyundan doğal renk, koku, tat unsurlarını gidermek amacıyla da uygulanabilir. Atık su arıtımında adsorban olarak genellikle granüle aktif karbon (GAC) kullanılmaktadır. Ancak eldesinin ve rejenerasyonunun oldukça pahalı olması, GAC'nin kullanımını kısıtlamaktadır. Adsorpsiyonla renk gideriminde yaygınlaştırılması ve geliştirilmesi için adsorpsiyon kapasitesi yüksek, elde edilmesi kolay, rejenerasyon gerektirmeyen, ucuz adsorban maddelerin bulunması gerekmektedir (Yeh, R., ve ark., 1995).

Sıvı faz adsorpsiyonu, askıda katıların, koku, organik madde ve yağların sulu akımlardan giderilmesi için etkili bir teknik olduğunu göstermiştir. Aktif karbon, bu prosesler için oldukça yaygın kullanılan bir adsorbandır fakat organik maddelerin adsorpsiyonu için yüksek bir kapasiteye sahip olmasına karşın maliyeti oldukça yüksektir. Kömür, uçucu kül, odun, silikajel, bentonit kili, mısır sapı, Hindistan cevizi kabuğu, pirinç kabuğu ve pamuk atıkları renk giderimi için çeşitli verimliliklerde uygulanmıştır (Juang, R.S., 1997).

Koagülasyon (pıhtılaştırma) prosesi, çözünmeyen boyaları etkin olarak giderir örneğin dispers boyalar gibi, ancak çözünebilir boyalar için etkin değildir. Koagülasyon prosesi boyunca oldukça fazla miktarda çamur oluşur, oluşan bu çamur da tek başına bakıldığında bir kirleticidir ve arıtım maliyetini arttırır (Daniş, Ü., ve ark., 1998).

İyon değişimi yöntemiyle de renk giderimi sağlanabilmesine rağmen, ekonomik nedenlerden dolayı bu yöntemler yaygın olarak uygulanamamaktadır (Kuo, W.G., 1992).

**1.4.3. Biyolojik Yöntemler**

Çürükçül mantarlar, enzimlerle (lignin peroksidaz ve mangan peroksidaz gibi) boyar maddeleri indirgeyebilmektedirler. Bu amaç için kullanılan diğer enzimler glikoz-1-oksidaz ve glikoz-2-oksidaz gibi lakkaz ve bir fenoloksidaz enzimi ile birlikte,  $H_2O_2$  üreten enzimlerdir. Bu enzimler aynı zamanda lignin degradasyonu için kullanılan enzimlerdir (Robinson ve ark. 2001).

(Banat ve ark.1996) bildirdiklerine göre, azo boyar maddeler ticari olarak en fazla üretilen boyalardır ve mikroorganizmalar tarafından parçalanamamaktadır. Fakat bu boyar maddeler *Phanerochaete chrysosporium* tarafından degrade edilebilmektedir. *Phanerochaete chrysosporium* gibi diğer mantarların da boyar madde içeren atık suları renksizleştirdikleri de araştırmacılar tarafından gösterilmiştir.

Değişik ortamlardan alınan mikrobiyal kültürlerin karışımının boyar madde moleküllerinin çift azo bağlı kromofor gruplarını parçalayarak 15 günde atık suyun renksizleştirildiği gösterilmiştir. Bir boyar madde karışımının biyofilm ve serbest büyüme ortamlarında anaerobik bakteriler tarafından 24-30 saat içinde renksizleştiği ispatlanmıştır. Bakterilerin azo boyar maddeleri metabolize etme yetenekleri birçok araştırmacı tarafından halen araştırılmaktadır (Banat ve ark. 1996).

Anaerobik sistemler, azo ve diğer suda çözünebilen boyar maddelerin giderimini sağlayabilmektedirler. Bu işlem, aerobik sistemlerdeki serbest moleküler oksijen yerine, hidrojeni kullanan oksidasyon-redüksiyon reaksiyonları ile gerçekleşmektedir. Anaerobik yıkım metan ( $CH_4$ ), karbondioksit ( $CO_2$ ) ve hidrojen sülfür ( $H_2S$ ) oluşumu ile sonuçlanmaktadır (Metcalf ve ark. 2003).

Azo boyar maddeler mikrobiyal elektron zincirinin indirgenmiş flavin nükleotidleri için oksitleyici ajan olarak rol oynamakta ve flavin nükleotidlerinin oksitlenmesi ile aynı zamanda indirgenir ve renksizleştirilirler. Bu işlem meydana gelirken, etkin bir renksizleştirme için ilave bir karbon kaynağına ihtiyaç duyulur. Laboratuar ölçekli çalışmalarda ek karbon kaynağı olarak çoğunlukla glikoz kullanılır. Bu ek karbon kaynağı metana ve karbondioksite dönüşürken elektronlar ortaya çıkar. Bu noktada devreye son elektron tutucusu olarak azo boyar maddeler

devreye girer. Elektronlar boyar maddelerle azo bağları parçalamak üzere reaksiyona girerler ve renksizleşme sağlanır.

Aerobik sistemlerin boyar maddeleri parçalama yeteneği yoktur (Basibuyuk ve ark. 1997a).

Anoksik arıtım ile nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) ve nitrat ( $\text{NO}_3^-$ )'ın oksijensiz ortamda azot gazına ( $\text{N}_2$ ) dönüşümlerini sağlamak (denitrifikasyon) ve bu sayede atık sudaki azotun uzaklaştırılması sağlanmaktadır. Denitrifikasyon için gerekli çevre şartları, Nitritifikasyon için gerekli şartlarla hemen hemen aynıdır (Metcalf ve ark. 2003). Anaerobik renksizleştirme sırasında oluşan aromatik aminlerin nitrat indirgeyici bakteriler tarafından degradasyona uğradıkları da gösterilmiştir (Evans, 1988).

### 1.5. Adsorpsiyon ile Boyar Madde Giderimi

İnsanlar tarafından gerçekleştirilen en küçük bir aktivite doğal çevre ile direkt olarak bağlantılıdır. Teknolojik gelişim ile insan çevresi temel bileşenleri arasındaki dengeyi korumak için, itici güç olacak uygun teknolojiler kullanılmalı ki yer altı ve yer üstü su kaynakları, toprak ve hava yapısının sürekliliği ve gelişimi sağlansın.

**Çizelge 1.7.** Adsorpsiyon Bağlantılı Tipik Çevresel Konular (Dabrowski, 2001).

| <b>Bölgesel Çevre Sorunları</b>       |                                                                                                                                                                                               |
|---------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Baca Gazı Arıtımı                     | $\text{SO}_x$ , $\text{NO}_x$ ve civa emisyonlarının uzaklaştırılması                                                                                                                         |
| Çözünmüş Madde Giderimi               | Uçucu Organik Bileşiklerin çevre ortamından uzaklaştırılması                                                                                                                                  |
| Atıksu Arıtımı                        | Organikler, Azot ve Fosfat giderimi, atıksulardan besi maddesi uzaklaştırılması veya giderimi                                                                                                 |
| İçme Suyu Arıtımı                     | İçme Suyu Arıtımı, İleri Atıksu Arıtımı                                                                                                                                                       |
| Kurutucu Nemsizleştirme Teknolojileri | İç Hava Kalitesi geliştirilmesi, hava kirleticilerinin uzaklaştırılması ve kurutucular tarafından direkt olarak mikroorganizmaların adsorpsiyon yöntemiyle uzaklaştırılması yada öldürülmesi. |
| <b>Global Çevre Sorunları</b>         |                                                                                                                                                                                               |
| Global Tehlike Kontrolü               | Sera Etkisi yaratan gazların ( $\text{CO}_2$ , $\text{CH}_4$ , $\text{N}_2\text{O}$ ) emisyon kontrolü                                                                                        |
| Ozon Tabakasının Boşalması            | Ozon Tabakasını zayıflatan emisyonların kontrolü çerçevesinde kloroflorokarbon gazlarının iyileştirilmesi.                                                                                    |

Adsorpsiyon atık su arıtımında sıklıkla kullanılan bir işlem olmamasına

rağmen, arıtılmış atık suların daha iyi bir kaliteye sahip olması için ileri arıtım yöntemi olarak kullanılmaktadır. Ama gelecek vadede bir yöntem olarak, özellikle sıvı faz adsorpsiyonu, yani bir çözeltide bulunan bir maddenin adsorban tarafından seçici olarak adsorpsiyonu, askıda katı madde, koku, organik maddeler, ağır metal ve boyar madde gibi kirletici maddelerin gideriminde etkin bir yöntem olarak kabul edilmektedir (Wong ve ark. 2004). Bu işlem toksik ve biyolojik parçalanmaya dayanıklı maddelerin gideriminde önemli bir yere sahiptir (Metcalf ve ark. 2003). Yüksek hacimlerdeki atık sularda bulunan düşük konsantrasyonlu kirleticilerin gideriminde etkin ve düşük maliyetli bir yöntem olması da tercih sebebi olmaktadır (Aksu ve ark. 2001). Adsorpsiyonun önemli avantajlarından biri de, geleneksel atık su arıtma tesislerinden çıkan fazla çamur oluşumunun bu işlemde görülmemesidir (Ho ve ark. 1999; Dakiky ve ark. 2002). Geleneksel biyolojik atık su arıtım tesisleri de birer adsorpsiyon sistemi olarak kabul edilebilir. Ama bu tür sistemlerin verimini sınırlayan bazı sorunlar vardır (Liu ve ark., 2003):

1. Askıda bulunan adsorbanın işlemde sonra sudan ayrılması,
2. Adsorban sürekliliğinin sağlanması,
3. Kullanılan adsorbanın geri kullanımı.

Endüstrilerde şu anda kullanılan ticari adsorban çeşitlerinin birçoğu Çizelge 1.8’de belirtilmiştir.

**Çizelge 1.8.** Endüstrilerde Kullanılan Temel Adsorban Tipleri (Dabrowski, 2001)

| Karbon Adsorbanlar                                                                         | Mineral Adsorbanlar                                                                                                                     | Diğer Adsorbanlar                                                                                                |
|--------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Aktif Karbon<br>Aktif Karbon Fiber<br>Mezokarbon Mikro taneler<br>Karbonlu nanometaryeller | Silika Jel<br>Aktif Aluminyumoksit<br>Metal Oksitler<br>Metal Hidroksitler<br>Zeolit<br>Kil Mineralleri<br>İnorganik<br>Nanomateryaller | Sentetik Polimer<br>Kompozit Adsorbanlar:<br>(kompleks mineral-karbon,<br>Zn, Ca içerikli)<br>Karışık Sorbentler |

Adsorpsiyon işlemini daha etkin ve az maliyetli bir hale getirmek için bir çok araştırmacı ucuz ve yenilenebilir adsorbanlar bulmaya çalışmaktadırlar. Maliyet azalımı ve etkinlik için öngörülen yollardan biri adsorpsiyonun doğasının anlaşılmasıdır (Ho ve ark. 1999).

Kağıt, plastik, yiyecek, kozmetik ve tekstil gibi sanayiler boyar maddeleri kullanarak ürünlerini renklendirmektedirler. Tekstil endüstrisinde; açık elyaf, iplik üretimi ve terbiyesi, dokunmuş kumaş terbiyesi, pamuklu tekstil ve benzerleri, yün yıkama, terbiye dokuma, örgü kumaş terbiyesi, halı terbiyesi, sentetik tekstil terbiyesi gibi kuruluşlar yer almaktadır. Dolayısıyla bu tür sanayilerden kaynaklanan atık sularda bulunan en önemli kirletici içerik boyar maddelerdir. Bir çok boyar madde kompleks yapısından ve ksinebiyotik özelliğinden (biyokimyasal parçalanmaya dayanıklı) dolayı geleneksel atık su arıtım sistemleri ile uzaklaştırılamamaktadır. Boyar maddelerin sularda neden oldukları problemlerin bazıları şunlardır (Slokar ve ark. 1998; Van Der Zee ve ark., 2001; Robinson ve ark. 2002):

- Su yüzeyini güneş ışığının ve diğer gerekli maddelerin geçişini önleyecek şekilde kaplamaları ve bu nedenle fotosenteze aksi etkileri,
- Sedimentlerde anaerobik olarak parçalanmaları sonucu ortaya çıkan toksik özellikteki aminlerin oluşumu,
- Ulaştıkları ortamlardaki flora ve faunaya doğrudan ya da dolaylı etkileri.

Sulardan boyar maddelerin uzaklaştırılması için kimyasal, fiziksel, biyokimyasal metotlar uygulanmaktadır. Biyokimyasal olarak, boyar madde içeren suların renksizleştirilmesi renge neden olan “- C = C -” ve “- N = N -” bağlarının parçalanması ile oluşur ki bu bağların parçalanması aromatik halkaların oluşması ile sonuçlanır (Slokar ve ark. 1998). Boyar madde kullanan endüstrilerde en geniş ve verimli fiziksel metot aktif karbon adsorpsiyonudur. Ama maliyeti çok yüksektir. Bu durum boyar madde gideriminden sonra aktif karbonun rejenerasyonunda gerekli olan kimyasal maddelerden kaynaklanmaktadır (Robinson ve ark. 2002). Bu sorun birçok araştırmacıyı alternatif adsorban çeşitleri bulmak için çalışmalar yapmaya itmiştir.

Adsorpsiyon ile renk giderimini etkileyen faktörlerden boyar madde ile ilgili olanlar; Molekül yapısı, moleküle bağlı grupların yerleri, boyar maddenin sudaki çözünürlüğü, boyar madde konsantrasyonudur. Bu faktörlere ek olarak, adsorban yüzey alanı, partikül büyüklüğü, sıcaklık, pH ve temas süresi de etkilemektedir (Robinson ve ark. 2001). Nötr pH şartlarında anyonik boyar madde molekülü ile

negatif yüklü aktif çamur yüzeyi arasındaki elektriksel itim gücü adsorpsiyonu aksi yönde etkilemektedir (Al Duri, 1996). Suda iyi çözünen boyar maddeler daha az adsorbe olurlar. Buna en iyi örnek asidik boyar maddelerdir. Çözünürlükleri sülfonlanma derecesi ile doğru orantılıdır. Azo boyar maddeler için de aynı durum söz konusudur. Monoazo boyar maddeler az, diazo boyar maddeler ise monoazo, antrakinin, trioetoksazin ve phthalocyanineslere oranla daha fazla adsorplanabilmektedirler. (Dohanyos ve ark. 1978; Al Duri, 1996; Churchley ve ark. 2000; Chu ve ark. 2002a; Yu ve ark. 2004).

Avrupa Birliği çevre yönetmeliklerine (Direktif 91/271, Birleşik Krallık, U.K., 1997 tarihli çevre politikası) göre renk parametresi öncelikli kirletici olarak kabul edilmektedir ve atık sulardan renk uzaklaştırılması zorunlu bir işlemdir (Robinson ve ark., 2002). Ama ülkemizdeki yönetmeliklerde şu an için atıksulardan rengin (boyar maddelerden kaynaklanan) uzaklaştırılmasıyla ilgili bir şart yoktur. Yönetmeliklerimizde sadece kıta içi su kaynaklarının sınıflarına göre kalite kriterleri, rekreasyon amacıyla kullanılan kıyı ve deniz sularının sağlanması gereken standart değerler ve deniz suyunun genel kalite kriterleri ile ilgili olarak renk parametresi önemlidir. Ama boyar maddelerin giderimi ile ilgili bir şart yoktur (Türk Çevre Mevzuatı Ciltli, 1999).

Bu çalışmada, birçok endüstrinin atıksu bertarafında, ileri ve yüksek maliyetli bir arıtım gerektirdiğinden, boyar madde giderimi için uygun prosesler ile maliyeti en alt seviyede tutacak sarf maddeleri denenecektir. Kullanılacak adsorban demir klorür çamuru içme suyu arıtma tesisi atığı durumunda olduğundan, verim elde edilmesi durumunda iki yönlü fayda sağlanmış olunacaktır.

### **1.6. Adsorpsiyon Teorisi**

Bir fazda bulunan iyon ya da moleküllerin, bir diğer fazın yüzeyinde yoğunlaşması ve konsantre olması işlemi olarak tanımlanmaktadır (havada veya suda bulunan kirleticilerin aktif karbon üzerine adsorpsiyonu, kirlenmiş olan havanın veya suyun iyileştirilmesinde sıklıkla kullanılan bir işlemdir). Birikim gösteren maddeye adsorbat (adsorbate), adsorplayan katıya adsorban (adsorbent) denilmektedir. Üç tip

adsorpsiyon çeşidi vardır:

- Fiziksel
- Kimyasal
- Değişim (İyon değişimi gibi)

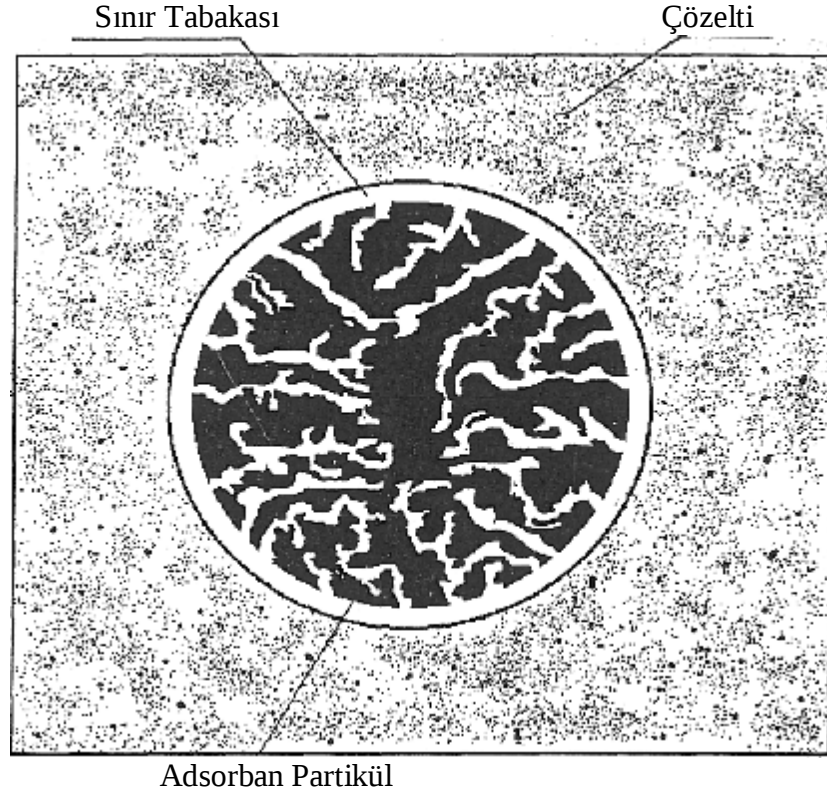
Fiziksel adsorpsiyon, moleküller arası düşük çekim gücünden veya Van der Walls' kuvvetlerinden dolayı meydana gelmektedir. Adsorbe olan molekül katı yüzeyinde belirli bir yere bağlanmamıştır, yüzey üzerinde hareketli bir durumdadır. Bununla birlikte, adsorbat adsorbanın yüzeyinde birikir ve gevşek bir tabaka oluşturur. Fiziksel adsorpsiyon genellikle geri dönüşümlüdür (tersinir).

Kimyasal adsorpsiyon ise daha kuvvetli güçlerin etkisi sonucu oluşur (kimyasal bileşiklerin oluşumu). Genellikle adsorbat yüzey üzerinde bir molekül kalınlığında bir tabaka oluşturur, moleküller yüzey üzerinde hareket etmezler. Adsorban yüzeyinin tamamı bu mono moleküler tabaka ile kaplandığında, adsorbanın adsorplama kapasitesi bitmiş olur. Bu tür adsorpsiyon çok nadir olarak geri dönüşümlüdür (tersinmez). Adsorbe olan maddenin uzaklaştırılması için (rejenerasyon) adsorbanın yüksek sıcaklıklara kadar ısıtılması gibi işlemler uygulanır.

Değişim (exchange) adsorpsiyonu, adsorbat ile yüzey arasındaki elektriksel çekim ile olmaktadır. İyon değişimi bu sınıfa dahil edilir. Burada, zıt elektrik yüklerine sahip olan adsorbat ile adsorban yüzeyinin birbirlerini çekmesi önem kazanmaktadır. Elektrik yükü fazla olan iyonlar ve küçük çaplı iyonlar daha iyi adsorbe olurlar.

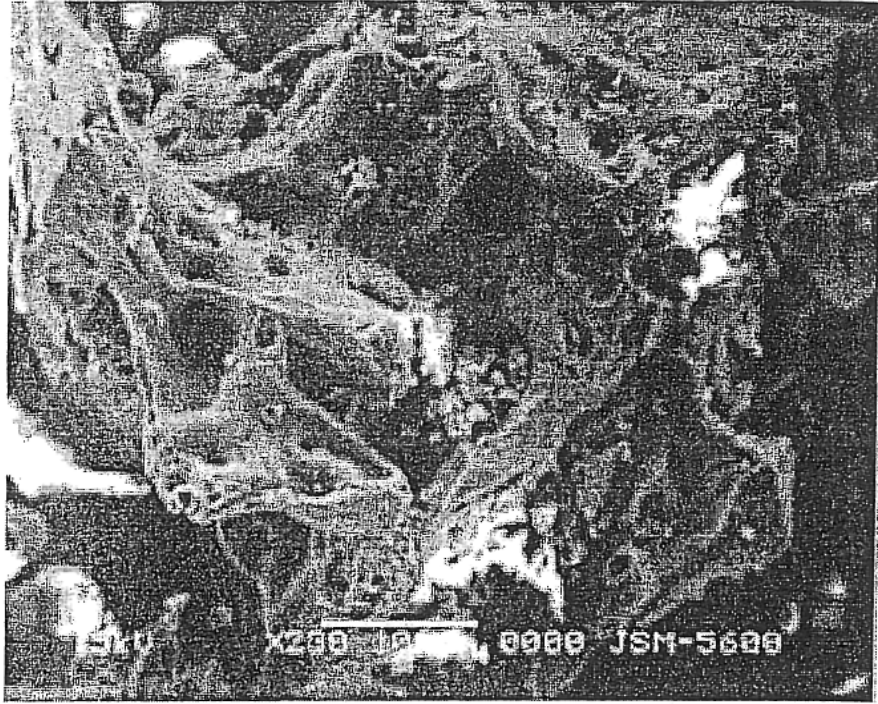
Gazların adsorpsiyonu sırasında basınç yükseltilecek olunursa, adsorban daha fazla miktarda madde adsorplayacaktır. Çözeltilerin adsorpsiyonu için de aynı kural geçerlidir. Çözeltinin adsorpsiyonu, adsorbe olacak maddenin doğasına ve çözelti içerisindeki konsantrasyonuna bağlıdır. Bir diğer önemli faktör ise sıcaklıktır (Sawyer ve ark. 1978).

Adsorpsiyonun hızı ve miktarı adsorban yüzeyinin bir fonksiyonudur. Bunun için, aktif karbon ( $1000 \text{ m}^2/\text{g}$ ) gibi kütlesine oranla yüzey alanı büyük olan maddeler kullanılır. Şekil 1.4'de bir aktif karbon taneciği tasvir edilmiştir.

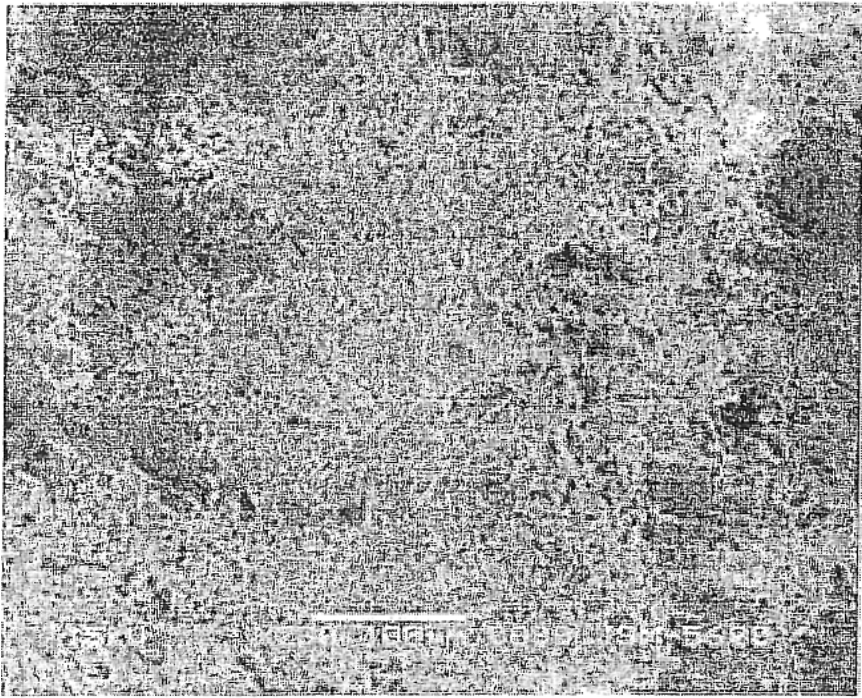


**Şekil 1.4.** Çözelti içerisindeki aktif karbon partikülü tasviri (Mckay, 1996).

Şekil 1.5’de Annadurai ve ark. (2002), yaptığı bir çalışmadan alınmış, mikroskop görüntülerinde aktif çamurun adsorpsiyon öncesi ve sonrası yapısı tespit edilmiştir.



(1)



(2)

**Şekil 1.5.** Aktif çamurun sentetik boyar madde adsorpsiyonundan: (1) önceki görüntüsü, (2) sonraki görüntüsü (Annadurai ve ark. 2002)

### 1.6.1. Adsorpsiyon İzotermi

Adsorpsiyon, adsorban yüzeyinde biriken madde konsantrasyonu ve çözeltide kalan madde konsantrasyonu arasında bir denge oluşuncaya kadar devam eder. Gazlar için konsantrasyon genellikle mol yüzdesi veya kısmi basınç olarak verilir. Çözeltiler içinse konsantrasyon kütle birimleri olarak verilir (mg/L, ppm v.s.).

Matematiksel olarak bu denge adsorpsiyon izotermi ile açıklanmaktadır. Zaman içerisinde Jaeger ve Erdös tarafından oluşturulan genel bir formülden yola çıkarak birçok araştırmacı, farklı izoterm denklemleri ortaya koymuşlardır. En genel kullanım gören izotermi Freundlich ve Langmuir denklemleridir. (Aksu ve ark., 1999; Aksu, 2001; Aksu ve ark. 2001; Ng ve ark., 2003; Wong ve ark., 2004;).

Freundlich, çözeltilerin adsorpsiyonunu açıklamak için Eşitlik 1'i türetmiştir.

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

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

$q_e$ : Birim adsorban üzerine adsorplanan madde miktarı (mg/g)

$K_F$ : Deneyel olarak hesaplanır. Adsorpsiyon kapasitesi.

$n$ : Adsorpsiyon yoğunluğu.

Freundlich izoterm denkleminde (Eşitlik 1) eşitliğin her iki tarafının da logaritmasını alarak doğrusal hale getirilir (Eşitlik 2).

$$\log q_e = \log K_F + \frac{1}{n} \log C_e \quad (2)$$

$\log q_e$ 'nin  $\log C_e$ 'ye karşı değişimi grafiğe dökülmesiyle  $K_F$  ve  $n$  sabitleri bulunur. Grafikten elde edilen doğrunun y eksenini kesim noktası  $\log K_F$ 'yi ve eğimi de  $1/n$ 'i vermektedir.  $n > 1$  değeri adsorpsiyon işleminin elverişli olduğunu göstermektedir (Chiou ve ark. 2002).

Langmuir izotermi, tek tabakalı homojen adsorpsiyonu açıklamak için

kullanılmaktadır. Teori şu varsayımlar üzerinden hareketle geliştirilmiştir:

- Yüzeyde düzenli bir adsorpsiyon enerjisinin var olması,
- Maksimum adsorpsiyon durumunda yüzeyde çözünmüş moleküllerden oluşan doygun bir tabaka oluşması,
- Yüzey düzleminde adsorbatlarda hareketlilik olmaması.

Bu izotermi açıklayan bir çok kaynak vardır, kaynaklardaki terimsel ifadeler farklılık göstermelerine rağmen işaret ettikleri sonuç aynıdır (Eşitlik 3-5).

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{K_L} + \left( \frac{a_L}{K_L} \right) C_e \quad (3)$$

$$q_e = \frac{Q_{\max} a_L C_e}{1 + a_L C_e} \quad (4)$$

$$q_e = \frac{K_L C_e}{1 + a_L C_e} \quad (5)$$

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

$q_e$ : Birim adsorban üzerine adsorplanan madde miktarı (mg/g)

$K_L$ : Adsorbatın adsorptivitesine bağlı olan sabit (L/g).

$a_L$ : Adsorpsiyon enerjisine bağlı olan sabit (L/mg).

$Q_{\max}$ : Adsorbanın maksimum adsorplama kapasitesi (mg/g).

$Q_{\max}$  ( $K_L/a_L$ ) tek tabakalı adsorban kapasitesini göstermektedir (mg/g).  $C_e/q_e$  değerinin,  $C_e$  değerine göre değişimi grafiğe dökülmesiyle ortaya çıkan doğrunun eğimi ve kesim noktası sırasıyla  $a_L/K_L$  ve  $1/K_L$  sabitlerinin değerini verecektir. Burada  $Q_{\max}$  değeri adsorbanın maksimum adsorplama kapasitesini verecektir. Özellikle tek tabakalı adsorpsiyonun meydana geldiği heterojen adsorpsiyon sistemlerinde bu izoterm denge durumunu net olarak açıklayamaz. Adsorpsiyonun elverişliliğini bulmak için boyutsuz RL (dağılma) sabiti hesaplanır (Eşitlik 6) ve bu

sabitin 0 ile 1 arasında değerler alması elverişlilik durumunun sağlandığına işaret eder (Çizelge 1.9) (Aksu ve ark. 2001; Bayat, 2002; Basibuyuk ve ark. 2003; Ho ve ark. 2004).

$$R_L = \frac{1}{1 + bC_0} \quad (6)$$

b ( $a_L$ ): Langmuir sabiti (L/mg)

C<sub>0</sub>: Maddenin çözeltideki başlangıç derişimi (mg/L)

**Çizelge 1.9.** R<sub>L</sub> Değerleri ve İzoterm Tipleri

| R <sub>L</sub> Değerleri | İzoterm Tipi      |
|--------------------------|-------------------|
| R <sub>L</sub> >1        | Elverişli Olmayan |
| R <sub>L</sub> =1        | Lineer            |
| 0< R <sub>L</sub> <1     | Elverişli         |
| R <sub>L</sub> = 0       | Tersinmez         |

Brunauer, Emmett ve Teller tarafından geliştirilen BET izotermi, çok tabakalı adsorpsiyonun açıklanabilmesi için, Langmuir izotermine göre daha kullanışlıdır. Bu model, adsorbatın yüzeyde birden fazla tabaka oluşturduğunu varsaymaktadır ve bu açıdan Langmuir izoterminin her bir tabakaya uygulanmış şeklidir (Sawyer ve ark. 1978).

Bir adsorpsiyonunun hangi izotermle daha iyi açıklandığının bulunması için deneysel olarak elde edilen veriler tüm izoterm denklemlerine uygulanıp grafiğe dökülür. Verilerin doğrusal bir grafik oluşturduğu (korelasyon katsayısının bulunmasına yardımcı olur) izoterm çeşidi o adsorpsiyon için en uygun olanıdır. Ama bir veya daha fazla izoterm de uygun olabilmektedir.

Özel durumlarda kullanılan bazı izotermelere örnek olarak aşağıdaki izotermeler verilebilir (Ho ve ark., 2002a):

- Temkin: Sorpsiyon ısısındaki düşüşün logaritmik yerine lineer düşüş gösterdiği sistemler için.
- Dubinin-Radushkevich: Karakteristik sorpsiyon eğrisinin adsorbanın gözenekli yüzeyine bağlı olduğu sistemler için.

- Toth: Örneğin karbon üzerindeki fenolik bileşikler gibi heterojen sistemler için.

- Sips: Bir molekülün iki siteyi de kapsadığı durumlarda.

Adsorpsiyonu etkileyen en önemli etkenlerden biri de adsorbatın çeşitli özellikleridir. Suda çözünebilen (hidrofilik) bir madde, suda daha az çözünen (hidrofobik) diğer bir maddeye göre daha az adsorbe olacaktır. Aynı şekilde hidrofilik ve hidrofobik olan iki grubu içeren bir molekülün hidrofobik ucu tutunmayı sağlayacaktır. Molekül büyüklüğü de adsorpsiyonu etkilemektedir. Adsorbanın gözenek büyüklüğüne en uygun büyüklükte olan molekül daha iyi adsorbe olacaktır. Değişim adsorpsiyonuna ait özel bir durum olarak, iyonize olmuş maddeler nötral maddelere göre daha az adsorbe olacaktır. Genel olarak, maddelerin nötral olduğu pH aralıklarında adsorpsiyon hızı artar. Çok bileşenli çözeltiler içerisinde bulunan bir madde, saf olarak bulunduğu çözeltideki durumuna göre daha az adsorbe olur. Bunun nedeni, aynı çözücüde birlikte bulunduğu diğer maddelerle olan adsorbe olma rekabetidir (Sawyer ve ark. 1978).

### **1.6.2. Adsorpsiyon Kinetiği**

Adsorpsiyon kinetiğinin anlaşılması ile etkin adsorbat-adsorban temas süresi yani alıkoyma süresi bulunur. Adsorpsiyon kinetiğinin irdelenmesi adsorpsiyon işleminin hızına etki eden adsorpsiyon basamaklarının anlaşılması için önemli bir adımdır (Ho ve ark. 1999). Bir çözeltide bulunan adsorbatın adsorban tarafından adsorplanması işleminde 4 ana basamak vardır (Savvyer ve ark. 1978; Chu ve ark. 2002; Keskinan ve ark., 2003).

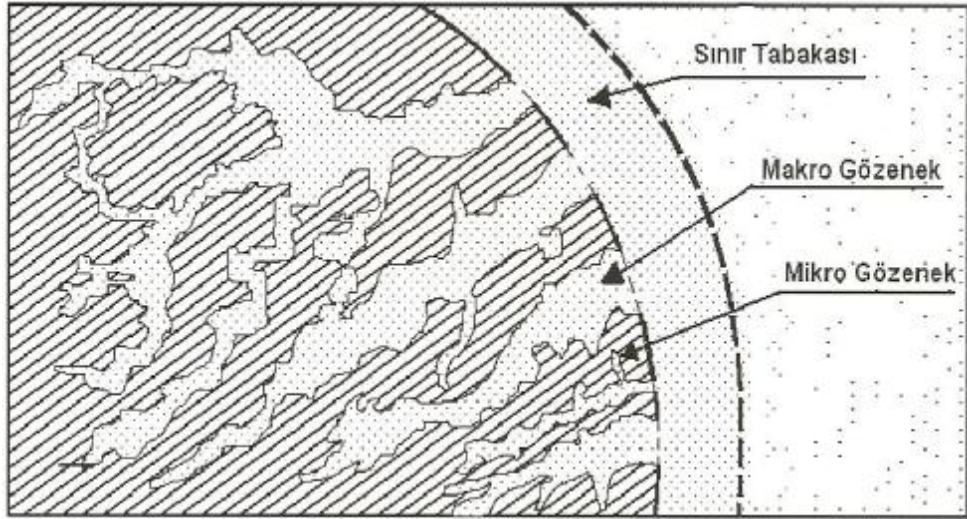
1. Gaz ya da sıvı fazda bulunan adsorbat, adsorbanı kapsayan bir film tabakası sınırına doğru difüze olur (bulk solution transporf). Bu basamak, adsorpsiyon düzeneğinde belirli bir hareketlilik (karıştırma) olduğu için çoğunlukla ihmal edilir.

2. Film tabakasına gelen adsorbat buradaki durgun kısımdan geçerek adsorbanın gözeneklerine doğru ilerler (sınır tabakası difüzyomi) (film mass transfer/boundary layer diffusion). Genelde bu adım prosesin ilk birkaç dakikalık

süresince gerçekleşir.

3. Sonra adsorbanın gözenek boşluklarında hareket ederek adsorpsiyonun meydana geleceği yüzeye doğru ilerler (parçacık içi difüzyon) (intraparticle diffusion). Bu basamak adsorpsiyonun en temel basamağıdır ve birkaç saatten fazla süre gereklidir.

4. en son olarak da adsorbatın adsorbanın gözenek yüzeyine tutunması meydana gelir (sorpsiyon).



**Şekil 1.6.** Karbon partikülü yapısının yaklaşık tasviri

Şekil 1.6'da adsorpsiyonun olduğu basamakların kaba bir tasviri sunulmuştur.

Eğer adsorbanın 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 ölçülmeyecek kadar hızlı olduğundan ve ilk basamak da iyi bir karıştırma olduğu düşünülerek adsorpsiyon hızına aksi bir etki yapmayacakları için 2. ve 3. basamaklar hız belirleyicidir. (Chu ve ark. 2002a,b; Başbüyük ve ark. 2003; 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 (Basibüyük ve ark. 2003).

Adsorpsiyon işleminin ilk birkaç dakikasında sınır tabakası difüzyonunun etkisinin olup olmadığını anlamak için (Eşitlik 7)  $-\log C_t/C_0$  değerinin zamana (ilk 5-10 dakikalık kısım için) karşı grafiği çıkartılır. Meydana gelen eğrinin doğrusallığı ne kadar bire yakınsa sınır tabakası difüzyonunun etkisinin o kadar önemli olduğu söylenebilir. Adsorpsiyon işlemine parçacık içi difüzyonunun etkisinin bulunması için ise  $q_t$  değerinin zamanın kareköküne (Eşitlik 8) karşı grafiği çıkartılarak anlaşılır. Eğim, hız sabitini verecektir (Waranusantigul ve ark. 2003).

$$-kt = 2.303 \log \frac{C_t}{C_0} \quad (7)$$

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

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

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

$$k_p = \frac{q_t}{t^{0.5}} \quad (8)$$

$q_t$ : t zamanında birim adsorban üzerene adsorplanan adsorbat miktarı (mg/g)

$t$ : zaman (dakika)

$k_p$ : Parçacık içi difüzyon hız sabiti (mg/g dakika<sup>0.5</sup>)

Adsorpsiyon hızını belirlemek için kullanılan eşitlikler şunlardır (Raji ve ark. 1998; Zhuang ve ark. 1998; Kapoor ve ark. 1999; Aksu, 2001; Benguella ve ark. 2002; Başibüyük ve ark. 2003; Keskinan ve ark. 2003; Keskinan ve ark. 2004):

Birinci derece Lagergren eşitliği:

$$\log \frac{(q_e - q_t)}{q_e} = -\frac{k_{1,ad} t}{2.303} \quad (9)$$

Yalancı ikinci dereceden reaksiyon hız eşitliği:

$$\frac{1}{q_t} = \left[ \frac{1}{k_{2,ad} q_{eq}^2} \right] + \frac{1}{q_{eq}} t \quad (10)$$

İkinci dereceden hız eşitliği

$$\frac{1}{(q_e - q_t)} = \frac{1}{q_e} + kt \quad (11)$$

$K_{1,ad}$ : Lagergren adsorpsiyon hız sabiti (dakika<sup>-1</sup>)

$K_{2,ad}$ : Yalancı ikinci dereceden adsorpsiyon hız sabiti (g/mg.dakika)

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

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

$q_{eq}$ : Hesaplanan, 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  $t$  değerine karşı ayrı ayrı grafiğe konulmalarıyla  $k_{1,ad}$ ,  $k_{2,ad}$  ve  $k$  değerleri hesaplanır. Deneylerden elde edilen veriler, grafikler yardımıyla değerlendirilerek adsorpsiyona en uygun izoterm ve adsorpsiyon hızının derecesi bulunur.

### 1.6.3. Yalancı İzotermiler

Yalancı izoterm kavramını ilk olarak Ho ve ark. (2004) ortaya koymuşlardır. Böyle bir durumdan söz etmek için öncelikle adsorpsiyon işleminin yalancı ikinci dereceden hız denkleminde uyması gereklidir. Eşitlik 10 yardımı ile elde edilen  $q_{eq}$  değeri kullanılarak Eşitlik 12 ile  $C_{ep}$  hesaplanır.

$$C_{ep} = C_0 - \frac{q_{eq} m_s}{V} \quad (12)$$

$C_{ep}$ : Hesaplanan, işlem sonrası çözeltide kalan adsorbat konsantrasyonu (mg/L)

$C_0$ : Başlangıç adsorbat konsantrasyonu (mg/L)

$m_s$ : Kullanılan adsorban kütlesi (gram)

$V$ : Deney toplam hacmi (litre)

Eşitlik 10 ile hesaplanan  $q_{eq}$  ve Eşitlik 12 ile hesaplanan  $C_{ep}$  kullanılarak elde edilen izotermeler yalancı izotermeler olarak adlandırılmaktadır.

#### 1.6.4. Adsorpsiyon Termodinamiği

Adsorpsiyonda adsorbat, birikim ile daha düzenli hale geçtiği için entropi azalır. Adsorpsiyonun spontane olması (kendiliğinden olabilme) için Eşitlik 13’de  $\Delta H$  ve  $\Delta G$  değerlerinin negatif (ekzotermik) olması gerekir (Tünay ve ark. 1996; Dakiky ve ark. 2002; Nollet ve ark. 2003).

$$\Delta G^0 = \Delta H^0 - T\Delta S^0 \quad (13)$$

$\Delta G^0$ : Serbest enerji değişimi, Gibbs serbest enerjisi (kJ/mol)

$\Delta H^0$ : Entalpi değişimi (kJ/mol)

$\Delta S^0$ : Entropi değişimi (kJ/mol K)

$T$ : Mutlak sıcaklık (Kelvin)

Belirli bir sıcaklıkta yapılan adsorpsiyon işleminin Gibbs serbest enerjisini bulmak için öncelikle denge sabiti olan  $K_c$  Eşitlik 14 yardımı ile hesaplanır. (Aksu, 2002; Dakiky ve ark. 2002; Nollet ve ark. 2003).

$$K_c = \frac{C_a}{C_e} \quad (14)$$

$K_c$ : Denge sabiti

$C_a$ : Adsorban tarafından tutulan madde konsantrasyonu (mg/L)

$C_e$ : Çözeltide kalan madde konsantrasyonu (mg/L)

Eşitlik 14 yardımı ile bulunan  $K_c$ ’nin  $C_e$ ’ye karşı grafiğe dökülmesi ile bulunan  $K_c^0$  Eşitlik 15’e yerleştirilerek adsorpsiyonun Gibbs serbest enerjisi bulunur

(Dakiky ve ark. 2002; Nollet ve ark. 2003).

$$\Delta G^0 = -RT \ln K_c^0 \quad (15)$$

$$\ln K_c^0 = \frac{\Delta S^0 - \Delta H^0}{R} \times \frac{1}{T} \quad (16)$$

R= Gaz Sabiti (8,314 J/mol K)

Eşitlik 16 kullanılarak,  $\ln K_c^0$  değerinin  $1/T$  değerine karşı grafiğe geçirilmesiyle oluşan doğrunun eğimi ve kesim noktası ile  $\Delta H^0$  ve  $\Delta S^0$  hesaplanmaktadır. (Nollet ve ark., 2003)

$\Delta H^0$ 'ın pozitif değerleri adsorpsiyonun endotermik,  $\Delta G^0$ 'ın negatif değerleri adsorpsiyonun spontane (ekzotermik) olduğunu göstermektedir. Diğer bir değişle adsorpsiyon işleminin uygulanabilirliği entalpi ve Gibss serbest enerjisinin negatif olması ile anlaşılabilir.  $\Delta S^0$ 'nin pozitif değerleri ise katı/çözelti ara yüzeyindeki rastlantısallığın artışını göstermektedir.

#### 1.6.5. İzoterm Verilerinin Kullanımı

Adsorpsiyon izotermi, tek basamaklı kesikli (batch) adsorpsiyon sistemlerinin tasarımında kullanılmaktadır. Sisteme giren ve sistemden çıkan maddelere göre kütle eşitliği yazılır. (Eşitlik 17)

$$V(C_0 - C_1) = W(Q_1 - Q_0) = WQ_1 \quad (17)$$

V:Çözeltinin Hacmi (L)

$C_0$ :Adsorpsiyon öncesi litre çözeltide çözünmüş olan gram adsorbat (g/L)

$C_1$ :Adsorpsiyon sonrası çözeltide kalan adsorbat (g/L)

W:Adsorban miktarı

$Q_0$ :Adsorpsiyon öncesi gram adsorban üzerine adsorplanmış adsorbat miktarı ( $Q_0=0$ ) (g/g)

$Q_1$ =Adsorpsiyon sonrası gram adsorban üzerine adsorplanmış adsorbat miktarı ( $q_e$ ) (g/g)

Eşitlik 17’i düzenlenecek olunursa,  $q_e$  yerine deneysel olarak bulunan ve adsorpsiyonu en iyi açıklayan izotermin  $q_e$  değeri yazılırsa Eşitlik 18 elde edilir.

$$\frac{W}{V} = \frac{C_0 C_1}{q_e} = \frac{C_0 C_e}{\left[ \frac{Q_{\max} a_L C_e}{1 + a_L C_e} \right]} = \frac{C_0 C_e}{\left[ K_F C_e^{\frac{1}{n}} \right]} \quad (18)$$

Eşitlik 18 yardımıyla belirli bir hacimdeki (V) atık suda bulunan kirleticinin, istenilen derişime kadar düşürülmesi için gerekli adsorban miktarı bulunabilir. Deneysel veriler sayesinde ön bir tahminde bulunarak tasarım yapılması kolaylaşır (Doğan ve ark. 2003).

### 1.7. Adsorbanın Yenilenmesi

Kullanılan adsorpsiyon işlemi ve adsorbanın geri dönüşümü için uygulanan sistem dizaynı bir bütün olarak ele alınır. Adsorpsiyon ve geri kullanım prosesleri temel olarak birbirinden bağımsız işlemler olmalarına rağmen, adsorbanın faydalı kullanımı göz önünde bulundurulduğunda sistemin kullanım oranına bağlı olarak yenileme sistemi şu durumlara göre seçilir:

#### 1.7.1. Tek Kullanımlık Sistemler

Bu sistemde adsorbanlar tek kullanımlıktır, adsorbatla tam olarak doyduktan sonra yerine yenileri getirilir, atıl haldekiler yakılarak veya arazi doldurma yöntemi ile bertaraf edilir. Düşük yatırım maliyeti, düşük iş gücü gereksinimi bu sistemin avantajlarıdır. Bu noktada sistemin maliyeti doğrudan adsorbana bağlı olduğu için en düşük maliyetli hammaddeler ya da başka proseslerin atıkları kullanılarak maliyet asgari değerde tutulur.

**1.7.2. Saha Dışında Yeniden Aktifleştirme**

Kullanılmış adsorbanı yeniden aktif hale getirmek veya düzenlemek için bazı ekipmanlara ihtiyaç duyulur. Bu işlemler tesis dışında gerçekleştirileceği için ek maliyet işçilik ve taşımadır. Ekonomik limitler, düzenleme giderleri, yeniden aktifleştirme işçilik ve taşımadır. Ekonomik limitler, düzenleme giderleri, yeniden aktifleştirme maliyeti ve taşıma giderlerine bağlı olsa da pahalı bir adsorban için bu yöntem 175-300 kg/gün adsorban kullanım oranıyla sınırlıdır. (McKay, 1996)

**1.7.3. Saha İçinde Yeniden Aktifleştirme**

Gerekli işlem elemanlarının tamamı: pompalar, drenaj ve temas odaları, taşıma hatları, susuzlaştırma ve reaktifleştirme üniteleri bu yöntemde tesis içinde inşaa edilmelidir. Bu sistem en yüksek yatırım maliyetine ve reaktifleştirme fırınları için ek enerji kaynağına ihtiyaç duyacaktır. Pahalı adsorbanlar için 300 kg/gün kullanım oranının üzerinde ekonomik olabilir (McKay, 1996).

**1.7.4. Yenileme Sistemleri**

Yenileme prosesi adsorplanmış bileşikler, adsorban gözeneği-tüm makro ve mikro gözenekler dahil- yüzeyinden uzaklaştırma işlemidir.

Diğer sistemlerin araştırılmasına rağmen yenileme prosesi, pratikte sınırlı bir kullanım alanına sahiptir. Geliştirilmekte olan yeniden kullanım sistemleri:

- Termal Yenileme
- Kızıl Ötesi Işıyla Yenileme
- Biyolojik Yöntemle Yenileme
- Süper Kritik Akışkanlar

**Termal Yenileme:** Değişik tipteki ocaklar yardımıyla kademeli olarak ısıtmak suretiyle yüzeyde adsorplanan maddelerin uzaklaştırıldığı yöntemdir. İlk olarak su muhteviyatı buharlaşır ve adsorbatlar yüzeyden yükselir daha sonra adsorbatlar iyice ayrılarak buharlaşmaya başlar en son olarak adsorbanın yapısal

özelliğini yeniden kazandırma, reaktivasyonu için gerekli ısı işlem uygulanır.

**Kızıl Ötesi Işıkla Yenileme:** Temel olarak doymuş haldeki adsorbanlar, 1,5-2,5 cm kalınlığında tabakalar halinde hareketli bantlarda işleminden geçirilir. Sırasıyla kurutma, piroliz ve reaktivasyon işlemleri uygulanır en son olarak söndürme işleminin ardından yeniden kullanılabilir hale gelir.

**Biyolojik Yöntemle Yenileme:** Bu yöntemin uygulanabilirliği adsorbatın biyolojik olarak parçalanabilir olmasına bağlıdır ancak bu şekilde yataklar üzerine serilerek yenileme yapılabilir.

**Süper Kritik Akışkanlar:** Çok kritik koşullar altında cryogenic akışkan maddenin özelliği potansiyel bir yenileme yöntemidir. Adsorbatın özelliğine uygun akışkan kullanılırsa gözeneklerin içerisinden geçerken adsorbatı çözerek adsorbandan ayrılması sağlanır (McKay, 1996).

**2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR**

Namasivayam ve ark. (2001) hindistancevizi lifinin Acid violet, Acid brilliant blue, Rhodamine B ve Methlene blue boyar maddelerini maksimum adsorplama kapasitelerini sırasıyla 7,34 - 5,57 - 94,73 - 120,43 mg/g olarak bulmuşlardır.

Robinson ve ark. (2002) 5 farklı reaktif boyar maddenin (Cibacron Yellow C-2R, Cibacron Red C-2G, Cibacron Blue C-R, Remazol Black B ve Remazol Red RB) buğday samanı ve elma posası tarafından adsorpsiyonu ile ilgili çalışmalarında adsorban olarak her iki maddenin etkin kullanılabileceklerini göstermişlerdir.

Netpradit ve ark. (2004) azo reaktif boyar maddelerin (Reactive Red 2, Reactive Red 120, Reactive Red 141) metal hidroksit çamuru ile adsorpsiyonu konulu çalışmalarında birim adsorban kütlesi tarafından adsorplanan adsorbat miktarını 42-66 mg/g olarak bulmuşlardır.

Wong ve ark. (2004), Acid Green 25, Acid Orange 10, Acid Orange 12, Acid Red 18, Acid Red 73 boyar maddelerinin chitosan (bir tür kitin polimeri) tarafından sırasıyla 645,1 mg/g, 922,9 mg/g, 973,33 mg/g, 693,2 mg/g, 728,2 mg/g maksimum adsorplama kapasitelerini bulmuşlardır.

Koprivanocn ve ark. (1993), organik boya endüstrisi atık sularının renk giderim çalışmalarında inorganik koagülant ( $\text{FeCl}_3$ ) organik flokülant (levaflac Reu ve colfloc 3915) kullanmışlardır. Demir klorür için optimum pH aralığı 2,5-4 organik koagülantlar için ise 6-7 olduğunu belirtmişlerdir. Demir klorürün TOC ve COD gideriminde iyi sonuçlar alınmasına karşın reactive boyaların renk gideriminde etkili olmadığı tespit edilmiştir. Organik flokülantlarla ise etkili renk giderim sonuçları elde edilebileceğini belirtiyorlar.

Altınbaş ve ark (1995),  $\text{BOI}_5$  ve KOI konsantrasyonu sırasıyla 600-5000 mg/L ve 1400-1750 mg/L arasında değişen tekstil endüstrisi atıksularına alüminyum sülfat, demir klorür, kireç ve kalsiyum karbonat ile pıhtılaştırma-yumaklaştırma işlemi uygulayarak en iyi sonucun % 42 KOI giderimi ile pH 6'da alüminyum sülfat ve kireç kombinasyonunda elde edildiğini bildirmektedir. Aynı atıksuyun F/M oranı 0,05-0,55 arasında değişen aktif çamur sisteminde arıtılması neticesinde KOI

giderimi % 60 ile % 90 arasında değişirken iki sistemin birlikte kullanılması ile KOI giderimi % 94'e yükseldiğini bildirmişlerdir.

Basıbuyuk ve ark. (2003) tarafından bildirildiğine göre, Pagga ve ark. (1986) tekstil boyar maddelerinin aktif çamur ile arıtımında adsorpsiyonun ana proses olduğunu belirtmişlerdir.

Mehrafa ve arkadaşları (1995) Tekstil boyama endüstrisi atık sularında renk gideriminde koagülasyon flokülasyon uygulamışlardır. Koagülant olarak kullanılan  $MgCO_3$ 'ün 1000mg/L'si bazik ortamda (pH 10) sülfür boya için % 90'nın üzerinde renk giderimi elde etmişlerdir. Kullanılan diğer koagülant  $FeSO_4$ 'ün yüksek dozlarda (14000mg/L) vat boyaların renk gideriminde etkili olduğunu belirtmişlerdir.

Tünay ve ark. (1996) tekstil atıksularındaki rengin giderilmesi konusunda yaptıkları çalışmada farklı koagülant maddelerle asidik boyalardan ve reaktif boyalardan ileri gelen rengin giderimini araştırmıştır. Bu araştırma sonucunda alüminyum sülfat'ın diğer koagülantlara göre renk gideriminde daha etkili olduğu tespit edilmiştir. Elde edilen sonuçlar Çizelge 2.1 ve 2.2'de görülmektedir (Tünay ve ark., 1996).

**Çizelge 2.1.** Asidik Boyama Atıksularında Renk Giderimi (Tünay ve ark. 1996).

| Koagülantlar    | Doz (mg/L) | pH  | RENK<br>( $P_t-C_0$ Unit) |       | Giderim<br>% | KOI (mg/L) |       | Giderim |
|-----------------|------------|-----|---------------------------|-------|--------------|------------|-------|---------|
|                 |            |     | Giriş                     | Çıkış |              | Giriş      | Çıkış |         |
| $FeCl_3$ +Kireç | 750        | 7,3 | 890                       | 720   | 19           | 2500       | 2030  | 18      |
| Alüm+Kireç      | 500        | 7,5 | 890                       | 400   | 55           | 2500       | 2125  | 15      |
| $FeSO_4$ +Kireç | 750        | 9,0 | 890                       | 420   | 53           | 2500       | 2030  | 18      |
| $FeSO_4$ +Kireç | 1000       | 9,0 | 890                       | 400   | 55           | 2500       | 1960  | 22      |

**Çizelge 2.2.** Reaktif Boyama Atıksularında Renk Giderimi (Tünay ve ark. 1996).

| Koagülantlar    | Doz (mg/L) | pH   | RENK<br>( $P_t-C_0$ Unit) |       | Giderim<br>% | KOI (mg/L) |       | Giderim |
|-----------------|------------|------|---------------------------|-------|--------------|------------|-------|---------|
|                 |            |      | Giriş                     | Çıkış |              | Giriş      | Çıkış |         |
| $FeSO_4$ +Kireç | 250        | 10,5 | 230                       | 20    | 91           | 390        | 190   | 51      |
| $FeSO_4$ +Kireç | 250        | 9,4  | 230                       | 50    | 78           | 390        | 135   | 65      |
| $FeSO_4$ +Kireç | 350        | 9,3  | 230                       | 35    | 85           | 390        | 145   | 63      |
| Alüm+Kireç      | 250        | 7-3  | 230                       | 70    | 70           | 390        | 155   | 60      |
| Alüm+Kireç      | 250        | 7,8  | 230                       | 40    | 83           | 390        | 130   | 67      |

Başıbüyük ve ark. (2001), yaptıkları çalışmada içme suyu atıksu arıtma tesisinden çıkan atık demir klorür çamurunun reaktif, direkt, dispers, asidik ve bazik

boyar maddelerin giderim potansiyelini incelemişler. Yapılan deneylerde dispers ve reaktif boyar maddelerin çamur tarafından adsorplanmadığını tespit etmişler. Direkt, asidik ve bazik boyar maddelerin ise adsorplandığı görmüşler ve deney sonuçlarının Langmuir ve Freundlich izotermlerine uygunluğunu incelemişlerdir.

Fu ve ark. (2002), asidik, bazik ve dispers boyalar üzerinde yaptıkları çalışmada su içerisinde iyonik safsızlıkları gidermek için çelik endüstrisi cürufu kullanmışlar, adsorpsiyon kapasitesini granül aktif karbonla karşılaştırmışlar ve Çizelge 2.3'deki sonuçları bulmuşlardır.

**Çizelge 2.3.** Cüruf ve Granül Aktif Karbon Performansları (Fu ve ark. 2001).

| Boya           | Cüruf için giderim verimi (%) | Granül aktif karbon için giderim verimi (%) |
|----------------|-------------------------------|---------------------------------------------|
| Basic Blue 9   | 4,0                           | 99,9                                        |
| Acid Blue 29   | 46,5                          | 100                                         |
| Acid Red 91    | 74,0                          | 99,4                                        |
| Disperse Red 1 | 93,8                          | 48,6                                        |

Chaudhary ve ark. (2002) krom hidroksit çökeleğinin methylene blue, reactive blue, congo red, disperse orange adsorplamada kullanmışlar. Düşük pH düzeyinde pozitif yüklü çökelek yüzeyinin reactive blue ve congo red anyonları üzerine, yüksek pH da negatif yüklü hidroksitin methylene blue katyonları üzerine ve partikül çekiminden faydalanarak nötr haldeki disperse orange üzerinde çalışmışlar ve pH gibi, yüzey yükündeki değişimin de hızlandırıcı olarak elektrik yüklü boya türlerinin gideriminde kullanılabileceği belirlenmiştir.

Baran ve ark. (2003),  $\text{TiO}_2$  içeren çözelti içerisinde anyonik, Acid Orange 7, Reactive Red 45, Acid Yellow 23 ve katyonik, Basic Blue 41, Basic Orange 66 boyar maddelerinin adsorpsiyonu incelemişler. Belirli bir UV ( $\lambda_{\text{max}}$  366 nm) ışığa tabi tutarak ve ortama  $\text{FeCl}_3$  ekleyerek adsorpsiyonda meydana gelecek değişiklikleri incelemişler.  $\text{FeCl}_3$ 'ün adsorpsiyon prosesine olan olumlu etkisi gözlenmekle birlikte, adsorpsiyonla renksizleştirme işleminin,  $\text{FeCl}_3$  konsantrasyonuna, solüsyondaki  $\text{TiO}_2$  miktarına ve başlangıç boya konsantrasyonuna bağlı olduğu gözlenmiştir.

Çizelge 2.4'de düşük maliyetli adsorbanların kullanıldığı bir takım

çalışmalardan bazıları sunulmuştur. Bu çalışmalarda elde edilen adsorpsiyon değerleri olumlu ve gelişime açık olarak belirtilmiştir.

**Çizelge 2.4.** Boyar Madde Uzaklaştırılması İşleminde Kullanılan Düşük Maliyetli Bazı Adsorbanlar.

| Adsorbat                                                                                                                                            | Adsorban                                                                         | Kaynak                                                                                                         |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Cibacron Yellow C-2R<br>Cibacron Red C-2G<br>Cibacron Biue C-R<br>Remazol Black B,<br>Acid Violet 17                                                | Arpa kabuğu ve Mısır<br>koçanı,<br>Buğday sapı<br>Elma posası<br>Portakal kabuğu | T. Robinson, B. Chandran,<br>P. Nigam (2001; 2002)<br>Remazol Red RB<br>C. Namasivayam, K. Kadirvelu<br>(2001) |
| DirectRed<br>Acid Brilliant Blue                                                                                                                    | Muz özü                                                                          | D. Prabha, M. Kumutha,<br>C.Namasivvayam, 1997                                                                 |
| Methylene Blue                                                                                                                                      | Spirodella Polrrhıza                                                             | Waranusantigul ve ark.,<br>(2003)                                                                              |
| Reactive Briliiant Blue KN-R<br>Reactive Brilliant Orange K-GN<br>Reactive Brilliant Red K-2BP<br>Acid Anthraquinone Blue<br>Acid Turquoise Blue 2G | Reçine                                                                           | Yu ve ark. (2004)                                                                                              |

**3. MATERYAL VE METOD****3.1. Materyal****3.1.1. Çalışmada Kullanılan Boyar Madde**

Astrazon Blue FGRL ve Telon Red AFG boyar maddeleri kullanılmıştır. Boyar maddeler Ciba firmasından temin edilmiştir. Boyar madde çözeltileri saf su kullanılarak hazırlanan stok boyar madde çözeltisinin (1000 mg/L) seyreltilmesi ile hazırlanmıştır.

Boyar maddelerin 50, 100, 200, 400 ve 800 mg/L konsantrasyonlarda hazırlanan standart çözeltilerinin, boyar maddelerin maksimum absorbans gösterdiği dalga boyunda absorbansı saptanarak konsantrasyon absorbans grafiği çizilmiştir. Adsorpsiyon deneylerinde boyar madde çözeltisinin konsantrasyonu, boyar maddelerin konsantrasyon-absorbans grafiğinden hesaplanmıştır.

Astrazon Blue FGRL ve Telon Red AFG boyar maddelerinin maksimum absorbans verdiği dalga boyu ve çeşitli özellikleri Çizelge’de verilmiştir.

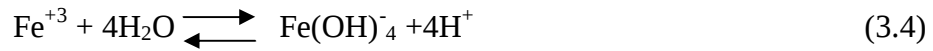
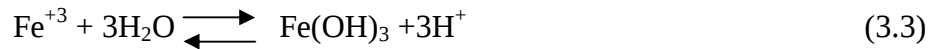
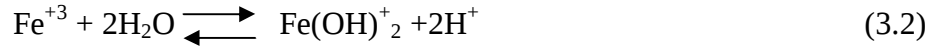
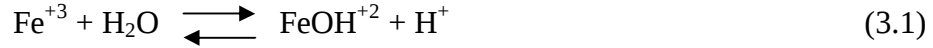
**Çizelge 3.1.** Astrazon Blue FGRL ve Telon Red AFG Boyar Maddelerinin Maksimum Absorbans Yaptığı Dalga Boyu ( $\lambda_{max}$ ) ve Bazı Özellikleri

| Ticari Adı         | Yapı     | Dalga Boyu (nm) | Renk    | Fiziksel Durumu |
|--------------------|----------|-----------------|---------|-----------------|
| Astrazon Blue FGRL | Katyonik | 668             | Mavi    | Toz             |
| Telon Red AFG      | Anyonik  | 556             | Kırmızı | Toz             |

**3.1.2. Çalışmada Kullanılan Adsorban Maddeler**

Çalışmada kullanılan atık çamur İskan Sugözü Termik Santrali ve Çatalan İçme Suyu Arıtma Tesisinden sağlanmıştır. Termik Santralden alınan çamur kurutulduktan sonra deneysel çalışmalarda kullanılmıştır. Uygun seyreltik çözeltiyi elde etmek için saf su kullanılmıştır. İçme suyu arıtma tesisinde kendiliğinden çökemeyen kolloidal maddelerin giderilmesi amacıyla demir üç klorür kullanılmaktadır. Ham suya ilave edilen demir üç klorür uygun pH’da (8-8,5)

Fe(OH)<sub>3</sub> flokları haline gelir. Su içerisindeki kil veya diğer kolloidal formdaki maddeler demir hidroksit floklarıyla çökeltilerek sudan uzaklaştırılır.



### 3.2. Metod

Kullanılan demir klorür çamurunun askıda katı madde ölçümleri standart metotlara uygun yapılmıştır. Boyar madde ölçümleri spektrofotometrik (Chebios Optimum One UV-VIS) olarak daha önceden belirtilmiş olan maksimum absorbans veren dalga boyları olan Astrazon Blue FGRL için 668 nm Telon Red AFG için 556 nm de yapılmıştır.

Adsorpsiyon deneyleri 20 °C sabit sıcaklıkta gerçekleştirilmiştir. Yapılan adsorpsiyon testleri İçme Suyu Arıtma Tesisinden alınan çamur için 1 litrelik beherler içerisinde karıştırılarak konulan 50 mililitrelik boyar madde ve çamur çözeltilerinin Jar testi cihazı ile sürekli karışım (50 rpm) sağlanması ile yapılmıştır. Hazırlanan her bir karışım 100 ml olup, kullanılan çamurun katı madde konsantrasyonu 1778 mg/L olarak hazırlanmıştır.

Termik Santralden alınan çamur için adsorpsiyon deneyleri 1 litrelik beherler içerisinde karıştırılarak konulan 1 gram kuru çamur ve 100 ml boyar madde çözeltileri olarak yapılmıştır.

Langmuir ve Freundlich İzoterm sabitlerinin elde edilmesi amacıyla çeşitli başlangıç boyar madde konsantrasyonları (50, 100, 200, 400 ve 800 mg/L) uygulanmıştır. Temas süresi 160 dakikadır. İşlem sonrası kalan boyar madde miktarı

karışımın santrifüjlenerek (3000 rpm 10 dakika) duru fazın spektrofotometre ile ölçülmesi ile bulunmuştur.

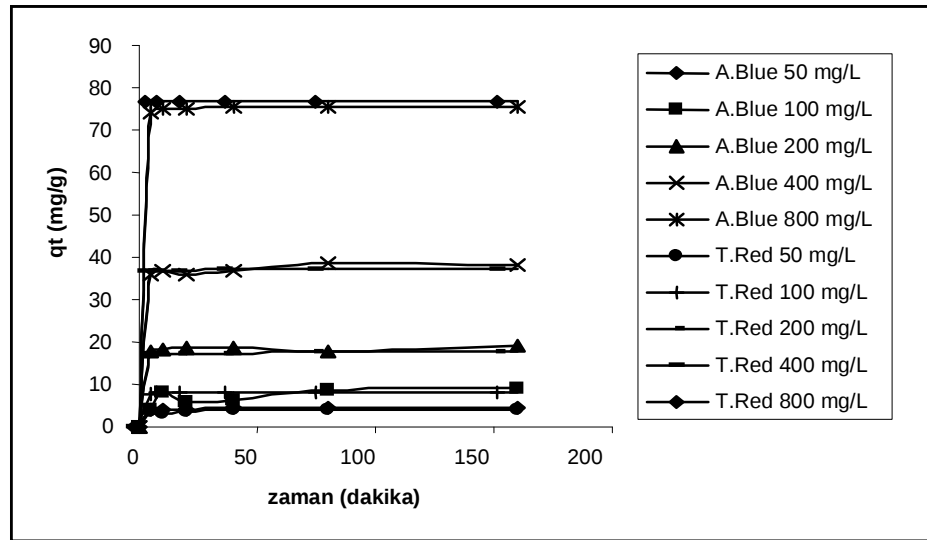
### **3.3. Uygunluk Analizleri**

Adsorpsiyon çalışmalarında izotermelere, kinetik modellere ve diğer matematiksel modellere olan uygunluk analizleri en düşük kareler regresyonu metodu ( $R^2$ ) (lineer) uygulanmıştır, sonuçlar ise korelasyon katsayısı (R) olarak gösterilmiştir (Berthouex ve ark. 2002).

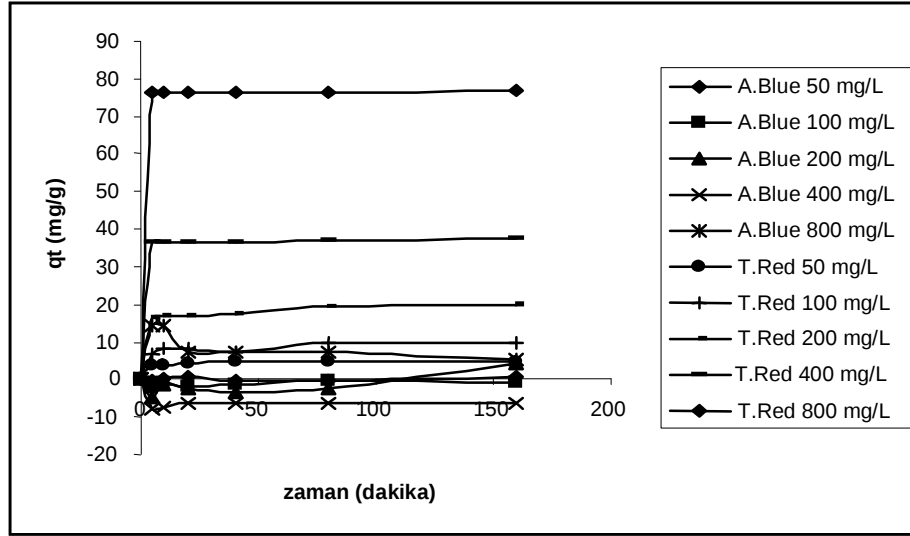
## 4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA

## 4.1. Başlangıç Adsorpsiyon Deneyleri

Başlangıç adsorpsiyon deneyleri Astrazon Blue FGRL ve Telon Red AFG boyar maddelerinin her iki çamur tarafından adsorplandığını göstermiştir. (Şekil 4.1.1-4.1.2) Bununla birlikte Astrazon Blue FGRL boyar maddesinin İçme Suyu Arıtma Tesisi Atık çamurunun adsorplama kapasitesi  $Q_{max} = 1179,444$  mg/g, Termik Santrali Baca Gazı Arıtma çamurunun adsorplama kapasitesi  $Q_{max} = 7,537$  mg/g elde edilirken, Telon Red AFG boyar maddesinin İçme Suyu Arıtma Tesisi atık çamurunun adsorplama kapasitesi  $Q_{max} = 78,745$ mg/g, Termik Santrali atık çamurunun adsorplama kapasitesi  $Q_{max} = 0,0091$ mg/g değeri elde edilmiştir. Her iki çamur için de, ilk 40 dakika içerisinde dengeye nerdeyse tamamıyla ulaşıldığı görülmüştür.



Şekil 4.1. Telon Red ve Astrazon Blue FGRL'nin İçme Suyu Arıtma Tesisi atık çamuru üzerine başlangıç adsorpsiyon izotermi ( $C_0=50$ mg/L)



Şekil 4.2. Telon Red ve Astrazon Blue FGRL'nin Termik Santral Baca Gazı Arıtma çamuru üzerine başlangıç adsorpsiyon izotermi ( $C_0=50\text{mg/L}$ )

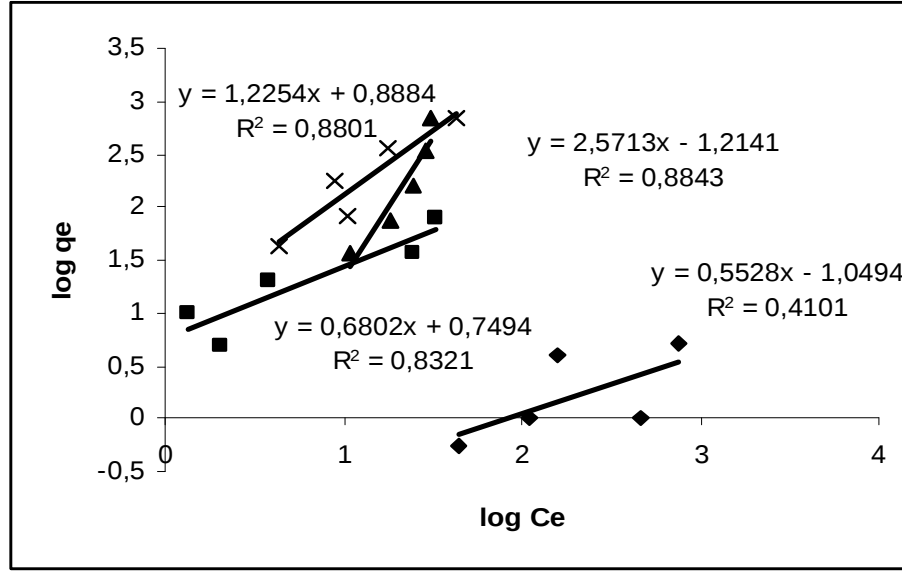
#### 4.2. Adsorpsiyon İzotermi

Termik Santrali ve İçme Suyu Arıtma Tesisi atık çamurlarının asidik ve bazik boyar maddeler için Langmuir ve Freundlich İzoterm Modelleri uygulanmıştır. 50, 100, 200, 400 ve 800 mg/L başlangıç konsantrasyonlarına sahip boyar madde çözeltilerinin her iki çamur için 160 dakikalık temas süresi sonunda elde edilen veriler yardımıyla boyar maddelerin izoterm katsayıları hesaplanmıştır. Hesaplanan Freundlich ve Langmuir İzoterm sabitleri Tablo 4.2 ve Tablo 4.3'de verilmiştir.

Freundlich izoterminin linerize edilmiş şekli Eşitlik 1'de verilmiştir (Chiou ve ark. 2002).

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

Burada;  $C_e$ : Adsorpsiyon sonrası çözeltide kalan maddenin konsantrasyonu (mg/L),  $q_e$ : Birim adsorbent üzerine adsorplanan madde miktarı (mg/g),  $K_F$ : Deneysel olarak hesaplanan adsorpsiyon kapasitesi (L/g),  $n$ : Adsorpsiyon yoğunluğunu göstermektedir.



**Şekil 4.3.** Telon Red ve Astrazon Blue FGRL'nin İçme Suyu Arıtma Tesisi atık çamuru ve Termik Santral atık çamuru Freundlich İzoterm Grafiği; x:İçme Suyu Arıtma Tesisi atık çamuru Astrazon Blue FGRL, ▲:İçme Suyu Arıtma Tesisi atık çamuru Telon Red, ■:Termik Santral atık çamuru Telon Red, ◆:Termik Santral atık çamuru Astrazon Blue FGRL

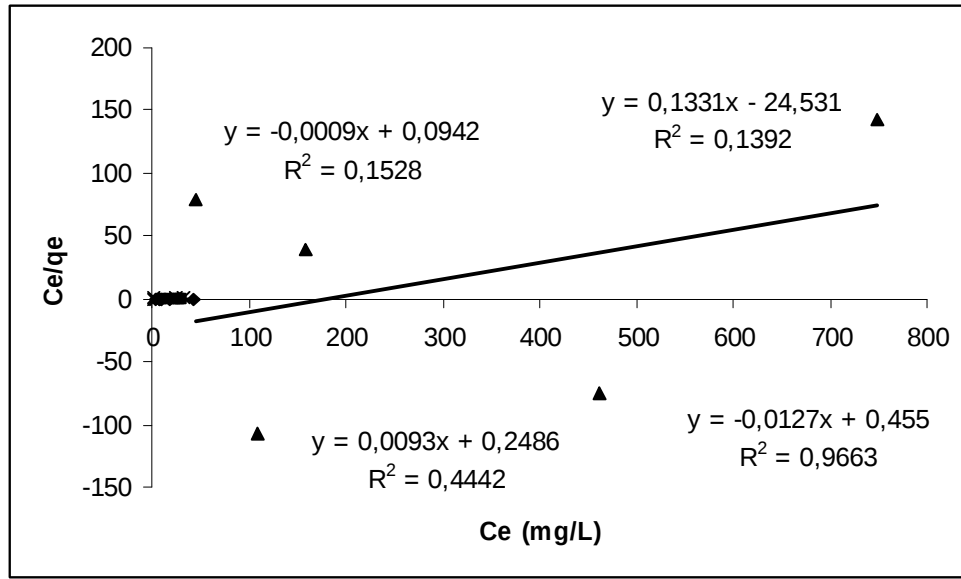
**Çizelge 4.1.** Çeşitli Boya-Sorbent Sistemleri İçin Freundlich Katsayılarının Karşılaştırılması.

| Adsorban                                              | Boyar Madde  | $K_f$  | n     | R      |
|-------------------------------------------------------|--------------|--------|-------|--------|
| İçme Suyu Arıtma Tesisi Atık Çamuru (bu çalışma)      | A. Blue FGRL | 7,733  | 0,816 | 0,9381 |
| Termik Santral Baca Gazı Arıtma Çamuru (bu çalışma)   | A. Blue FGRL | 0,0892 | 1,808 | 0,6403 |
| İçme Suyu Arıtma Tesisi Atık Çamuru (bu çalışma)      | T. Red       | 0,061  | 0,388 | 0,940  |
| Termik Santral Baca Gazı Arıtma Çamuru (bu çalışma)   | T. Red       | 5,615  | 1,470 | 0,912  |
| Caulerpa lentillifera (Marungrueng ve Pavasant, 2006) | A. Blue FGRL | 0,77   | 1,10  | 0,9866 |
| Sepiolit (Karagozoglu vd.,2007)                       | A. Blue FGRL | 5,294  | 2,052 | 0,9929 |
| Uçucu Kül (Karagozoglu vd.,2007)                      | A. Blue FGRL | 4,761  | 2,133 | 0,9934 |
| Aktif Karbon (Karagozoglu vd.,2007)                   | A. Blue FGRL | 5,952  | 2,044 | 0,9843 |

Langmuir izotermi, adsorbant yüzeyinin enerji açısından benzer olduğu varsayımıyla, tek tabakalı homojen adsorpsiyonu açıklamak için kullanılmaktadır. Langmuir izoterminin linerize edilmiş formu aşağıda verilmiştir (Eşitlik 2).

$$\frac{C_e}{q} = \frac{1}{K_L} + \left( \frac{q}{K_L} \right) C_e \quad (2)$$

Burada;  $C_e$ : Adsorpsiyon sonrası çözeltide kalan maddenin konsantrasyonu (mg/L),  $q_e$ : Birim adsorbent üzerine adsorplanan madde miktarı (mg/g),  $K_L$ : Adsorbentin adsorptivitesine bağlı olan sabit (L/g),  $a_L$ : Adsorpsiyon enerjisine bağlı olan sabit (L/mg) (McKay, 1996).



**Şekil 4.4.** Telon Red ve Astrazon Blue FGRL'nin İçme Suyu Arıtma Tesisi atık çamuru ve Termik Santral atık çamuru Langmuir İzoterm Grafiği; x:İçme Suyu Arıtma Tesisi atık çamuru Telon Red, ♦:İçme Suyu Arıtma Tesisi atık çamuru Astrazon Blue FGRL, ■:Termik Santral atık çamuru Telon Red, ▲:Termik Santral atık çamuru Astrazon Blue FGRL.

**Çizelge 4.2.** Çeşitli Boya-Sorbent Sistemleri İçin Langmuir Katsayılarının Karşılaştırılması.

| Adsorban                                              | Boyar Madde  | $K_L$<br>(L/g) | $a_L$<br>( L/mg) | $Q_{max}$<br>(mg/g) | R     |
|-------------------------------------------------------|--------------|----------------|------------------|---------------------|-------|
| İçme Suyu Arıtma Tesisi Atık Çamuru (bu çalışma)      | A. Blue FGRL | 10,615         | -0,009           | -<br>1179,444       | 0,390 |
| Termik Santral Baca Gazı Arıtma Çamuru (bu çalışma)   | A. Blue FGRL | -0,040         | -0,005           | 7,537               | 0,373 |
| İçme Suyu Arıtma Tesisi Atık Çamuru (bu çalışma)      | T. Red       | 2,197          | -0,027           | -78,745             | 0,983 |
| Termik Santral Baca Gazı Arıtma Çamuru (bu çalışma)   | T. Red       | 4,022          | 0,037            | 0,0091              | 0,666 |
| Caulerpa lentillifera (Marungrueng ve Pavasant, 2006) | A. Blue FGRL | 0,743          | 0,020            | 37,17               | 0,957 |
| Sepiolit (Karagozoglu vd.,2007)                       | A. Blue FGRL | 0,995          | 0,006            | 155,52              | 0,997 |
| Uçucu Kül (Karagozoglu vd.,2007)                      | A. Blue FGRL | 0,730          | 0,005            | 128,21              | 0,998 |
| Aktif Karbon(Karagozoglu vd.,2007)                    | A. Blue FGRL | 0,998          | 0,005            | 181,50              | 0,997 |

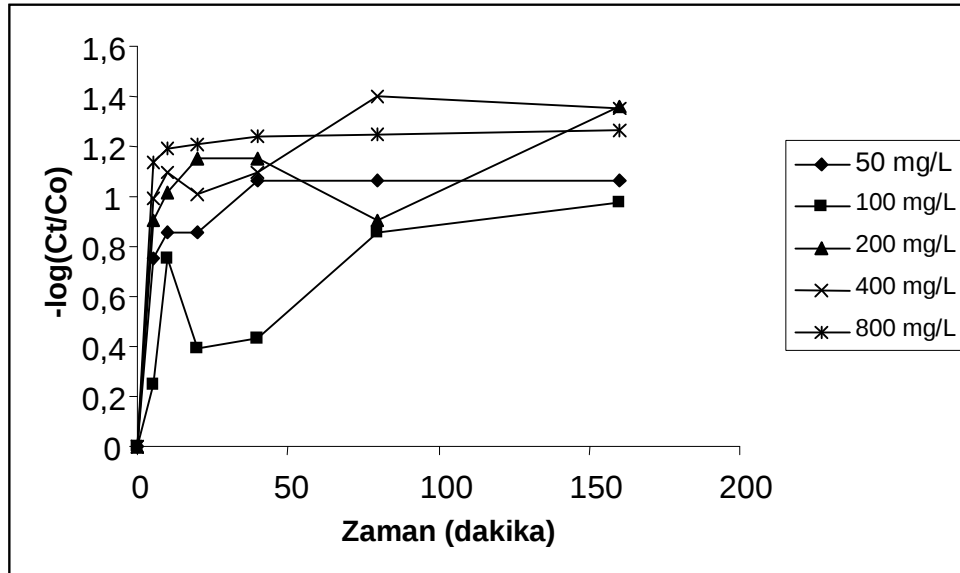
### 4.3. Adsorpsiyon Kinetiği

#### 4.3.1. Adsorpsiyon Hızını Etkileyen Basamaklar

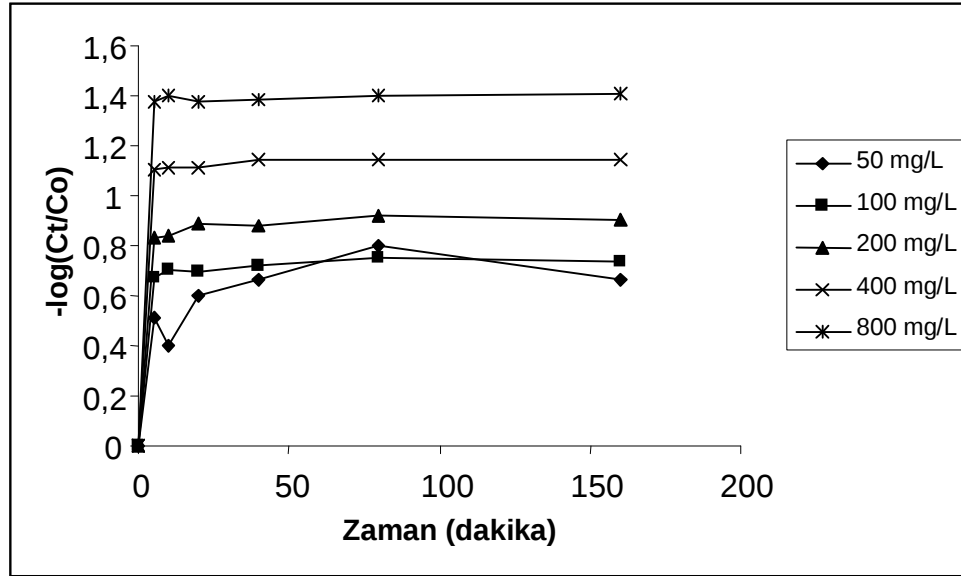
Adsorpsiyon kinetiğinin irdelenmesi adsorpsiyon işleminin hızına etki eden adsorpsiyon basamaklarının anlaşılması için önemli bir adımdır (Ho ve ark. 1999). Film difüzyonu basamağının etkisini incelemek için  $-\log(C_t/C_0)$  değerlerinin zamana karşı grafiğe dökülmesiyle elde edilen grafiklerin ilk 5-10 dakikalık kısmının doğrusallığına bakılır. Bu durum birçok araştırmacı tarafından da rapor edilmiştir. Bir adsorpsiyon sisteminin kinetiği incelenirken birinci dereceden, yalancı ikinci dereceden ve ikinci dereceden hız kinetiği modeline uygunluğuna bakılmalıdır (Chu ve ark. 2002a; Basibuyuk ve ark. 2003).

Çizelge 4.3. Film Difüzyonu Hız Katsayıları ( $k=\text{dakika}^{-1}$ )

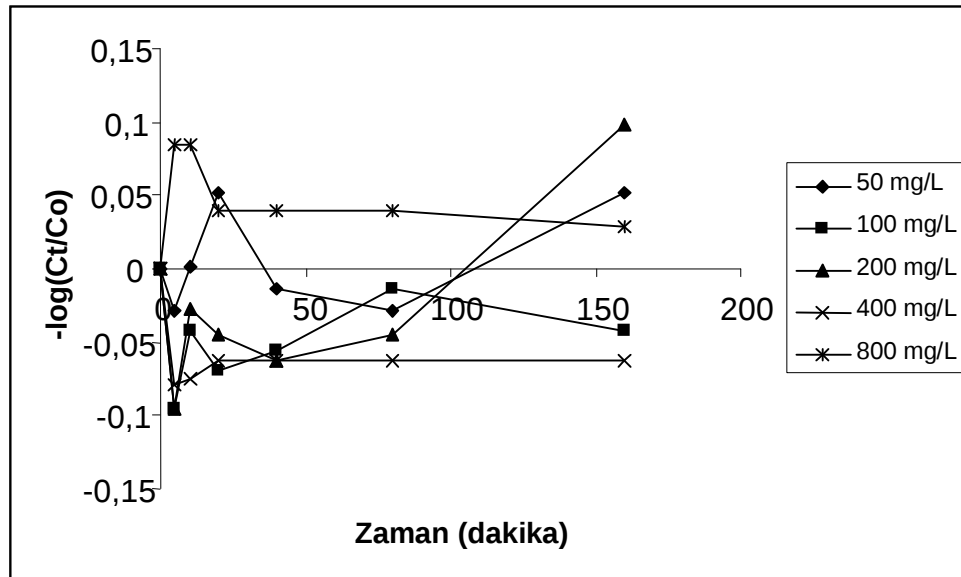
| Adsorban                               | Boyarmadde   | Başlangıç Boyarmadde Konsantrasyonu (mg/L) |         |         |         |        |
|----------------------------------------|--------------|--------------------------------------------|---------|---------|---------|--------|
|                                        |              | 50                                         | 100     | 200     | 400     | 800    |
| İçme Suyu Arıtma Tesisi Atık Çamuru    | A. Blue FGRL | 0,0853                                     | 0,0754  | 0,1013  | 0,1098  | 0,1191 |
| Termik Santral Baca Gazı Arıtma Çamuru | A. Blue FGRL | 0,0002                                     | -0,0042 | -0,0028 | -0,0075 | 0,0085 |
| İçme Suyu Arıtma Tesisi Atık Çamuru    | T. Red       | 0,0401                                     | 0,0702  | 0,084   | 0,1114  | 0,14   |
| Termik Santral Baca Gazı Arıtma Çamuru | T. Red       | 0,0681                                     | 0,0744  | 0,0774  | 0,1061  | 0,1362 |



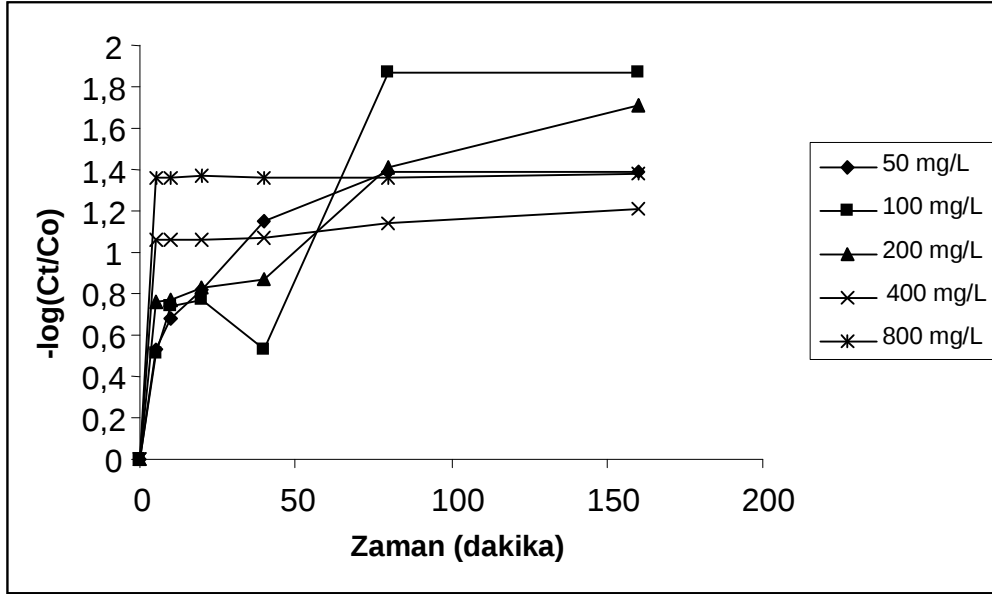
Şekil 4.5. Astrazon Blue FGRL'nin İçme Suyu Arıtma Tesisi atık çamuru film difüzyonu.



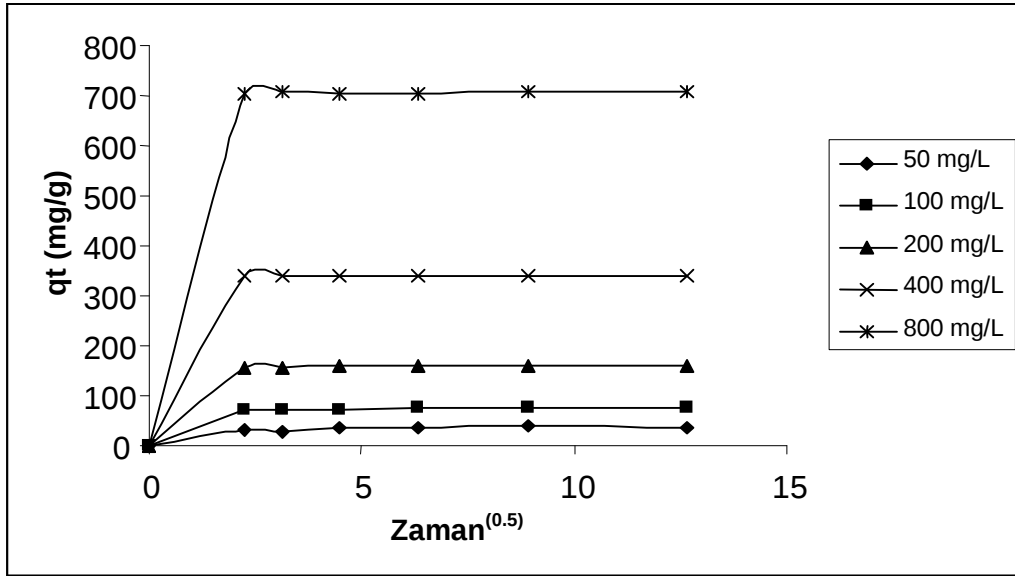
Şekil 4.6. Telon Red'in İçme Suyu Arıtma Tesisi atık çamuru film difüzyonu



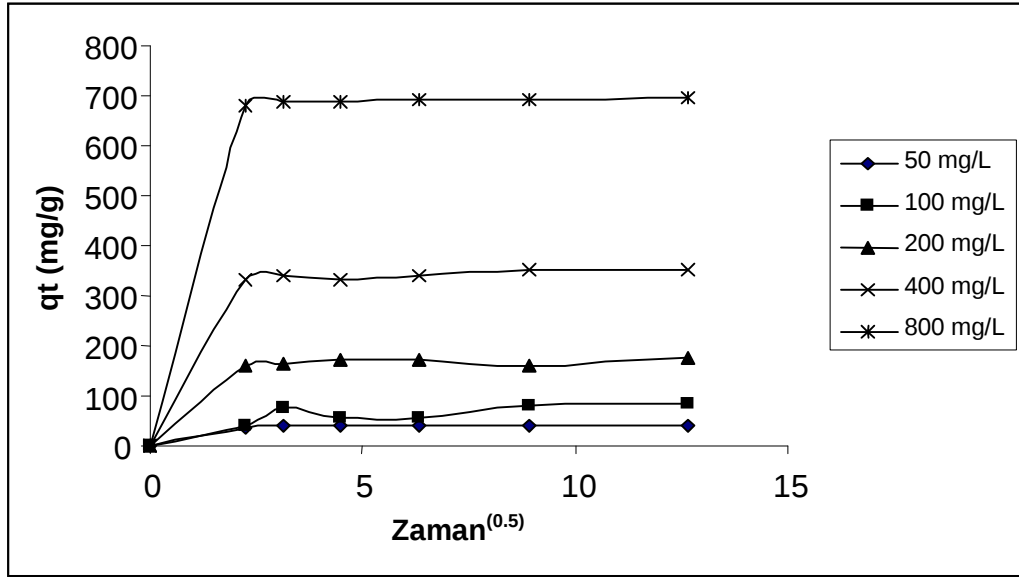
Şekil 4.7. Astrazon Blue FGRL Termik Santral Baca Gazı arıtma çamuru film difüzyonu.



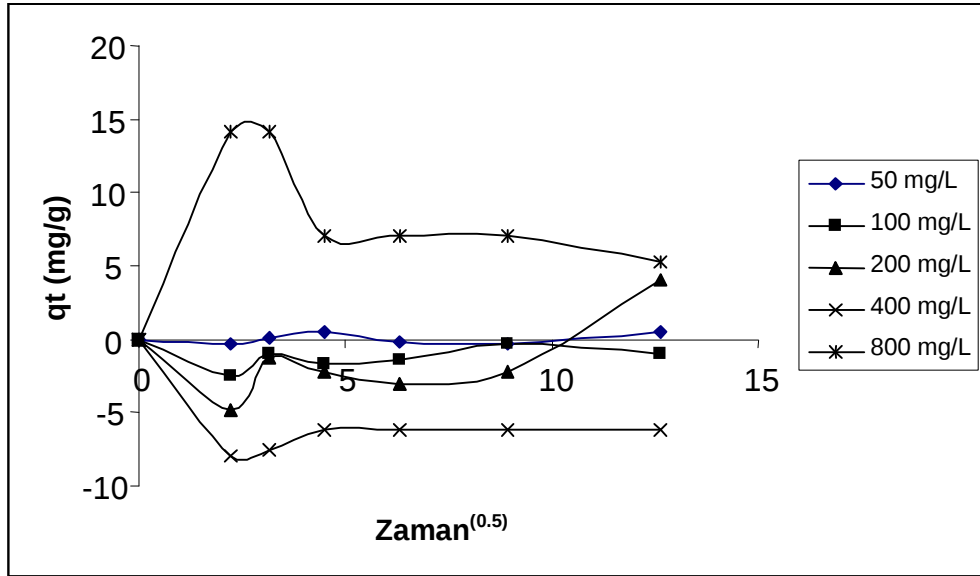
Şekil 4.8. Telon Red Termik Santral Baca Gazı arıtma çamuru film difüzyonu.



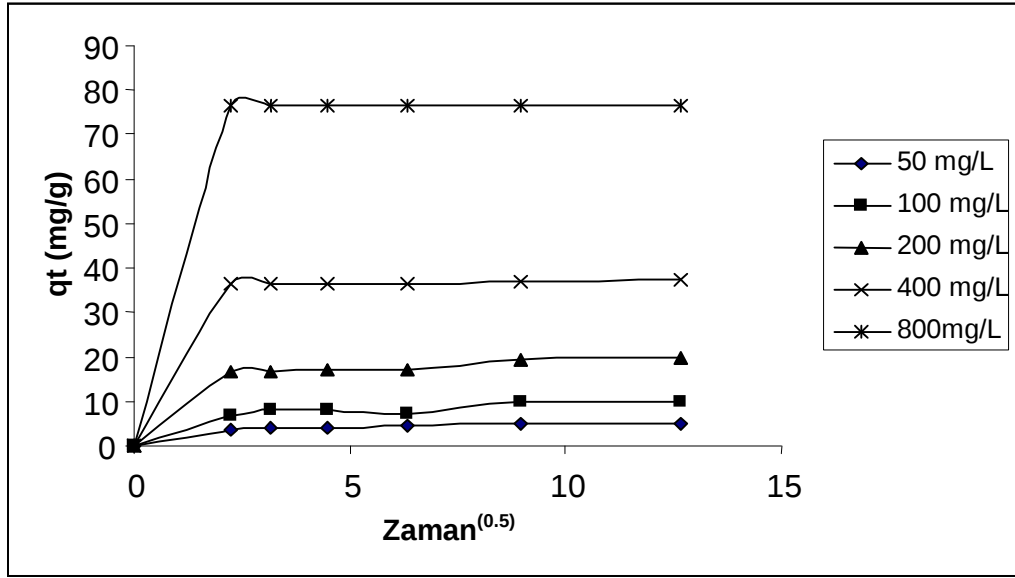
Şekil 4.9. Telon Red'in İçme Suyu Arıtma Tesisi atık çamuru parçacık içi difüzyon etkisi.



Şekil 4.10. Astrazon Blue FGRL'nin İçme Suyu Arıtma Tesisi atık çamuru parçacık içi difüzyon etkisi.



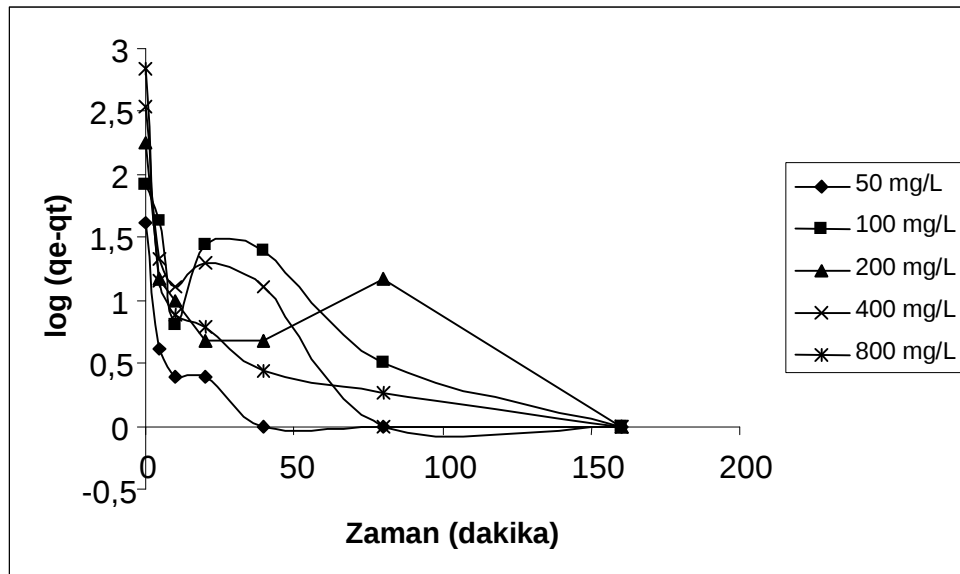
Şekil 4.11. Astrazon Blue FGRL Termik Santral Baca Gazı arıtma çamuru parçacık içi difüzyon etkisi.



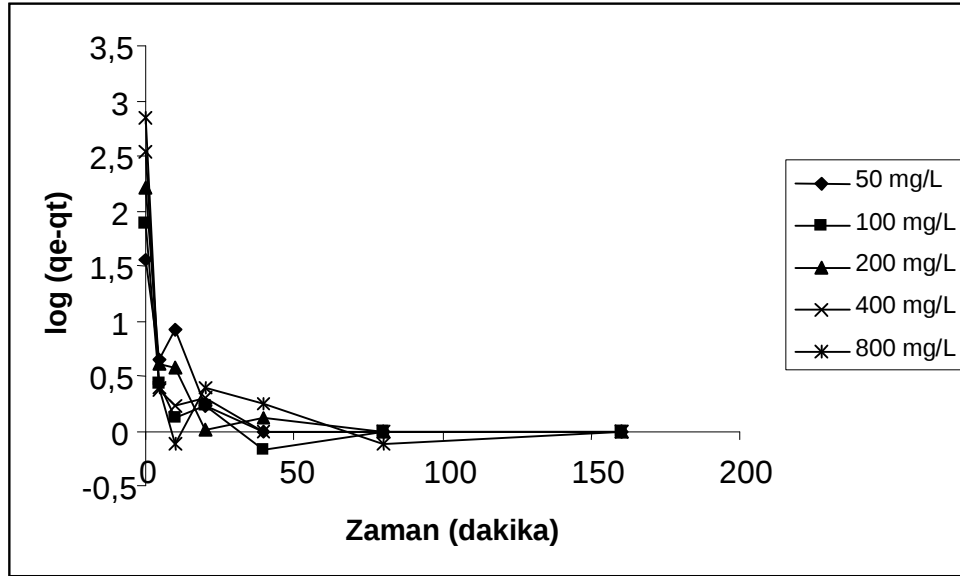
Şekil 4.12. Telon Red Termik Santral Baca Gazı arıtma çamuru parçacık içi difüzyon etkisi.

#### 4.3.2. Kinetik Modeller

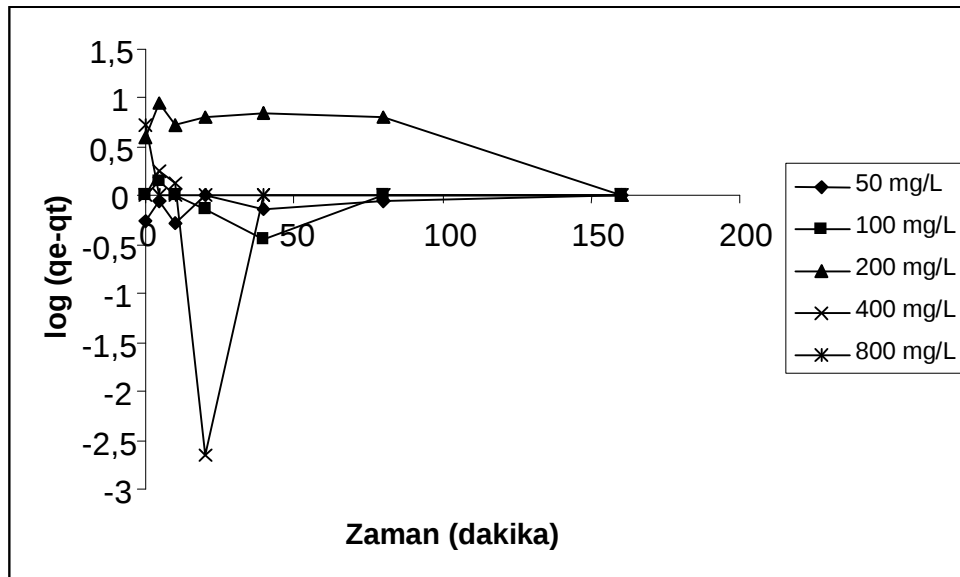
Bir adsorpsiyon sisteminin kinetiği incelenirken birinci dereceden, yalancı ikinci dereceden ve ikinci dereceden hız kinetiği modellerine uygunluğuna bakılmaktadır (Aksu, 2001; Benguella ve ark. 2002; Basibuyuk ve ark. 2003).



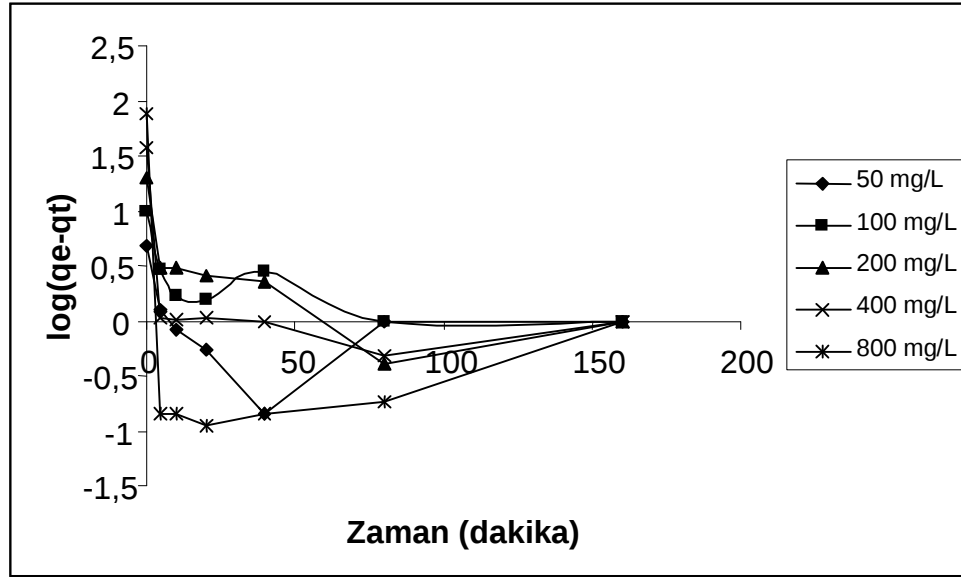
Şekil 4.13. Astrazon Blue FGRL İçme Suyu Arıtma Tesisi atık çamuru birinci dereceden hız grafiği.



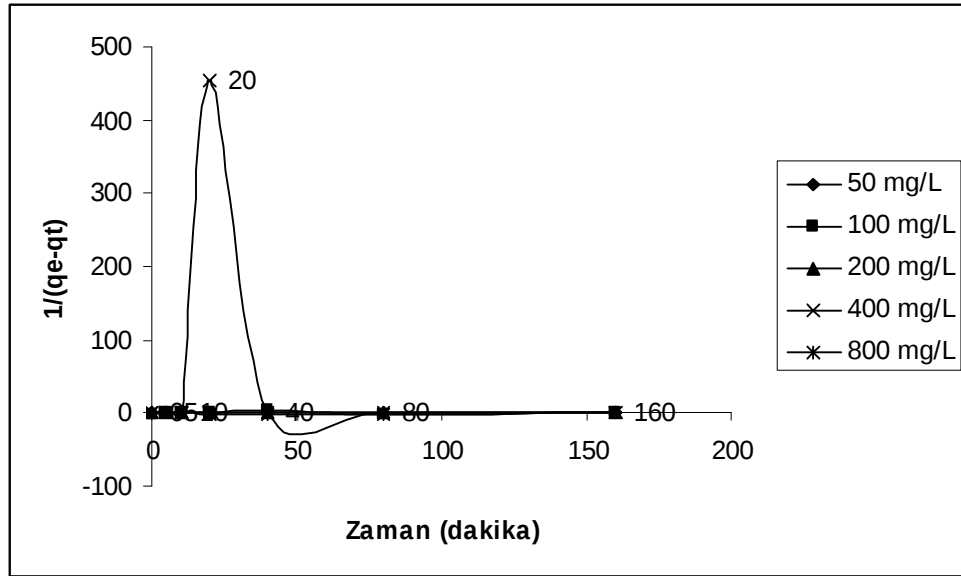
Şekil 4.14. Telon Red İçme Suyu Arıtma Tesisi atık çamuru birinci dereceden hız grafiği.



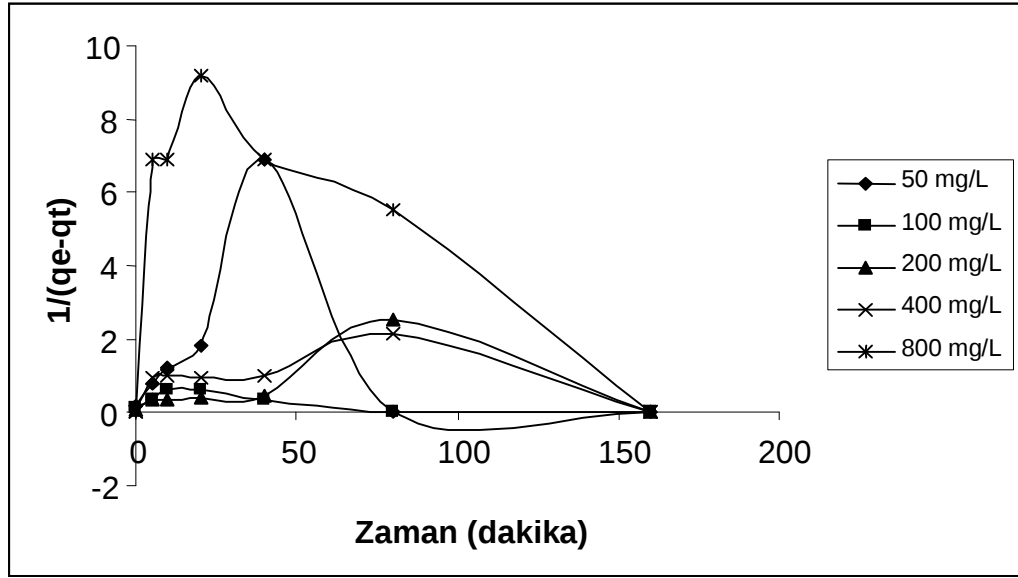
Şekil 4.15. Astrazon Blue FGRL Termik Santral Baca Gazı arıtma çamuru birinci dereceden hız grafiği.



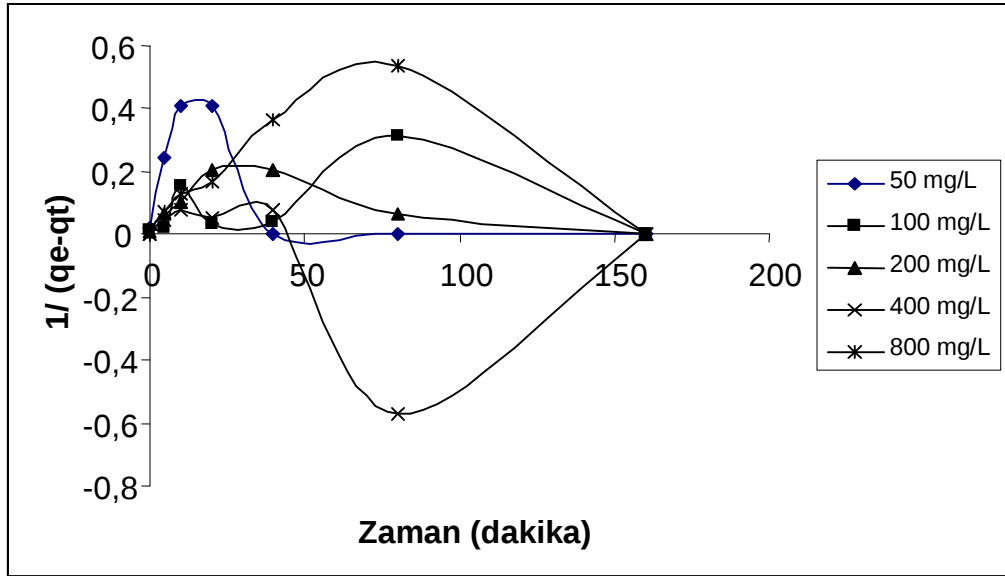
Şekil 4.16. Telon Red Termik Santral Baca Gazı arıtma çamuru birinci dereceden hız grafiği.



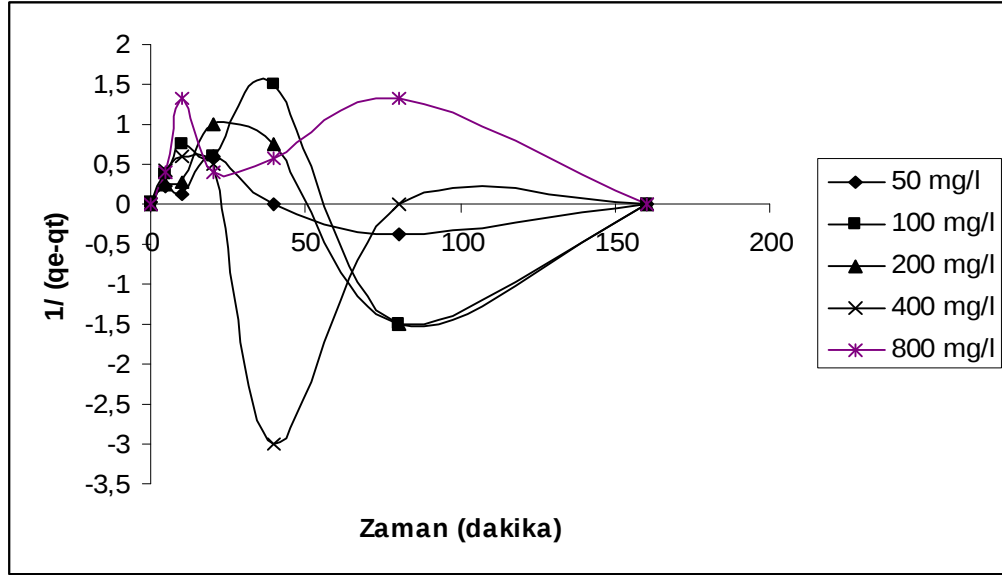
Şekil 4.17. Astrazon Blue FGRL Termik Santral Baca Gazı arıtma çamuru ikinci dereceden hız grafikleri.



Şekil 4.18. Telon Red Termik Santral Baca Gazı arıtma çamuru ikinci dereceden hız grafikleri.



Şekil 4.19. Astrazon Blue FGRL'nin İçme Suyu Arıtma Tesisi atık çamuru ikinci dereceden hız grafiği.



**Şekil 4.20.** Telon Red'in Çiğme Suyu Arıtma Tesisi atık çamuru ikinci dereceden hız grafiği.

**Çizelge 4.4.** Birinci Dereceden Hız Katsayılarının Deneysel ve Teorik Değerleri ( $k_{1,ad}$ ) ( $\text{dakika}^{-1}$ ).

| Çiğme Suyu Arıtma Tesisi Atık Çamuru A. Blue Başlangıç Boya Konsantrasyonu (mg/L) | $q_e$ (cal) | $q_e$ (exp) | $k_{1,ad}$ | $R^2$  |
|-----------------------------------------------------------------------------------|-------------|-------------|------------|--------|
| 50                                                                                | 5,0629      | 41,968      | 0,0140     | 0,3647 |
| 100                                                                               | 36,399      | 82,177      | 0,0237     | 0,7539 |
| 200                                                                               | 22,651      | 175,730     | 0,0186     | 0,4681 |
| 400                                                                               | 1,0287      | 351,343     | 0,0283     | 0,6536 |
| 800                                                                               | 25,194      | 695,600     | 0,0251     | 0,4497 |

| Çiğme Suyu Arıtma Tesisi Atık Çamuru T. Red Başlangıç Boya Konsantrasyonu (mg/L) | $q_e$ (cal) | $q_e$ (exp) | $k_{1,ad}$ | $R^2$  |
|----------------------------------------------------------------------------------|-------------|-------------|------------|--------|
| 50                                                                               | 5,9937      | 36,0533     | 0,0154     | 0,4172 |
| 100                                                                              | 4,004       | 75          | 0,0126     | 0,2096 |
| 200                                                                              | 6,675       | 160,904     | 0,0165     | 0,2717 |
| 400                                                                              | 6,517       | 341,056     | 0,0165     | 0,2073 |
| 800                                                                              | 7,356       | 706,793     | 0,0165     | 0,1806 |

| Termik Santral Baca Gazı Arıtma Çamuru Telon Red Başlangıç Boya Konsantrasyonu (mg/L) | $q_e$ (cal) | $q_e$ (exp) | $k_{1,ad}$ | $R^2$  |
|---------------------------------------------------------------------------------------|-------------|-------------|------------|--------|
| 50                                                                                    | 0,9808      | 4,7941      | 0,0025     | 0,0185 |
| 100                                                                                   | 3,241       | 9,8666      | 0,0089     | 0,4268 |
| 200                                                                                   | 4,4106      | 19,6125     | 0,0138     | 0,4501 |
| 400                                                                                   | 2,3653      | 37,5427     | 0,0096     | 0,1504 |
| 800                                                                                   | 1,9449      | 76,6712     | 0,0023     | 0,003  |

**Çizelge 4.5.** İkinci Dereceden Hız Katsayılarının Deneyisel ve Teorik Değerleri (k) (g/mg. dakika).

| İçme Suyu Arıtma Tesisi Atık Çamuru A. Blue Başlangıç Boya Konsantrasyonu (mg/L) | qe (cal) | qe (exp) | k       | R <sup>2</sup> |
|----------------------------------------------------------------------------------|----------|----------|---------|----------------|
| 50                                                                               | 4,282    | 41,968   | -0,0018 | 0,278          |
| 100                                                                              | 13,071   | 82,177   | 0,0002  | 0,0059         |
| 200                                                                              | 8,481    | 175,730  | -0,0005 | 0,1239         |
| 400                                                                              | 69,444   | 351,343  | -0,0013 | 0,1061         |
| 800                                                                              |          | 695,600  | 0,0003  | 0,0061         |

| İçme Suyu Arıtma Tesisi Atık Çamuru T. Red Başlangıç Boya Konsantrasyonu (mg/L) | qe (cal) | qe (exp) | k       | R <sup>2</sup> |
|---------------------------------------------------------------------------------|----------|----------|---------|----------------|
| 50                                                                              | 5,479    | 36,0533  | -0,0021 | 0,1777         |
| 100                                                                             | 1,955    | 75       | -0,0059 | 0,1334         |
| 200                                                                             | 2,953    | 160,904  | -0,0051 | 0,1326         |
| 400                                                                             | 7,830    | 341,056  | -0,0018 | 0,0068         |
| 800                                                                             | 1,558    | 706,793  | -0,0015 | 0,0244         |

| Termik Santral Baca Gazı Arıtma Çamuru Telon Red Başlangıç Boya Konsantrasyonu (mg/L) | qe (cal) | qe (exp) | k       | R <sup>2</sup> |
|---------------------------------------------------------------------------------------|----------|----------|---------|----------------|
| 50                                                                                    | 0,519    | 4,7941   | -0,0082 | 0,0372         |
| 100                                                                                   | 2,391    | 9,8666   | -0,0028 | 0,3774         |
| 200                                                                                   | 2,131    | 19,6125  | 0,0024  | 0,0262         |
| 400                                                                                   | 1,077    | 37,5427  | -0,0014 | 0,0131         |
| 800                                                                                   | 0,156    | 76,6712  | -0,0295 | 0,2215         |

**Çizelge 4.6.** Astrazon Blue FGRL'nin İçme Suyu Arıtma Tesisi Atık Çamuru Yalancı İkinci Dereceden Hız Katsayılarının ( $k_{2,ad}$ ) (g/mg.dakika) Deneyisel ve Teorik Değerleri

| Başlangıç Boya Konsantrasyonu (mg/L) | qe(cal) | qe(exp) | $k_{2,ad}$ | R     |
|--------------------------------------|---------|---------|------------|-------|
| 50                                   | 42,194  | 41,968  | 0,046      | 0,999 |
| 100                                  | 84,033  | 82,177  | 0,001      | 0,993 |
| 200                                  | 175,438 | 175,730 | 0,005      | 0,999 |
| 400                                  | 357,142 | 351,343 | 0,004      | 0,999 |
| 800                                  | 714,285 | 695,600 | 0,009      | 1     |

**Çizelge 4.7.** Telon Red'in Termik Santral Baca Gazı Arıtma Çamuru Yalancı İkinci Dereceden Hız Katsayılarının ( $k_{2,ad}$ ) (g/mg.dakika) Deneyisel ve Teorik Değerleri.

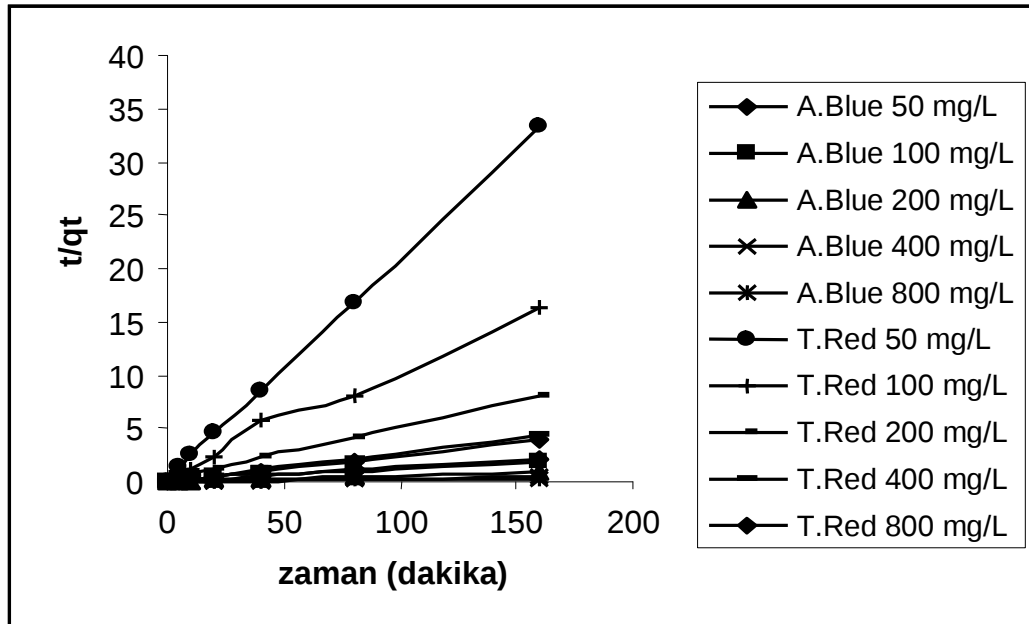
| Başlangıç Boya Konsantrasyonu (mg/L) | qe(cal) | qe(exp) | $k_{2,ad}$ | R     |
|--------------------------------------|---------|---------|------------|-------|
| 50                                   | 4,847   | 4,794   | 0,128      | 0,999 |
| 100                                  | 10,030  | 9,866   | 0,023      | 0,994 |
| 200                                  | 19,762  | 19,612  | 0,023      | 0,999 |
| 400                                  | 37,593  | 37,542  | 0,060      | 0,999 |
| 800                                  | 76,923  | 76,671  | 0,338      | 1     |

Yalancı ikinci dereceden hız modeli için denklem (Eşitlik 3) aşağıda verilmiştir (Ho ve ark. 2004).

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_{2,ad} q_{eq}^2} + \frac{1}{q_{eq}} t \quad (3)$$

Burada,  $q_{eq}$ , dengede boya adsorbatın kütlesi (mg/g),  $q_t$ ,  $t$  (dakika) zamanında boyanın kütlesi,  $k_{2,ad}$  yalancı ikinci dereceden adsorpsiyon hız sabiti ( $g \text{ mg}^{-1} \text{ min}^{-1}$ ).

Astrazon Blue FGRL'nin İçmesuyu Arıtma Tesisi Çamuru (Çizelge 4.6) ve Telon Red'in Termik Santral Arıtma Çamuru (Çizelge 4.7) sistemlerinin yalancı ikinci dereceden hız katsayılarının deneysel ve teorik değerleri hesaplanmıştır. Sonuçların her iki sistem için de yalancı ikinci dereceden hız denklemine en iyi uyum sağladığı görülmüştür (Şekil 4.21).



**Şekil 4.21.** Astrazon Blue FGRL'nin İçme Suyu Arıtma Tesisi atık çamuru ve telon red'in Termik santral Baca Gazı arıtma çamuru yalancı ikinci dereceden hız grafiği.

Elde edilen bulgulara göre, kinetik modeller arasında bu sisteme en uyan modelin yalancı ikinci dereceden hız modeli olduğu anlaşılmaktadır. İkinci

dereceden modelin korelasyon katsayıları da her nekadar iyiysede yalancı ikinci dereceden modelinki daha iyi olduğu gözükmemektedir.

#### **4.4. Yalancı İzotermeler**

Adsorban kapasitesi, adsorban yüzeyini ve adsorbata olan yatkınlığını (afinite) açıklayan ve denge çalışmaları ile bulunan izoterm katsayılarının yardımı ile ortaya konmaktadır. Bir çok durumda denge kapasitesi bilinmemektedir, diğer taraftan bazı adsorpsiyon sistemlerinde dengeye ulaşmak uzun süreler almaktadır. Adsorpsiyon hızı yalancı ikinci dereceden hız eşitliğine uyan sistemler için yalancı izotermelerden de bahsetmek olasıdır. (Ho ve ark. 2004) Ho ve ark. yaptıkları çalışmada adsorban olarak odunsu eğrelti otunu kullanarak kadmiyumun adsorplanmasını araştırmışlar ve yalancı izotermelerin uygunluklarının çok yüksek olduğunu belirtmişlerdir. Çizelgede bu çalışma sonuçlarından elde edilen yalancı ve gerçek izotermelerinin korelasyon katsayıları belirtilmiş olup bu sonuçların Ho ve ark.'ın çalışmalarıyla nispeten paralellik gösterdiği gözlenmiştir. Ho tarafından 1995 yılında geliştirilen yalancı ikinci dereceden hız denklemi ile hızın, adsorbat konsantrasyonundan bağımsız olarak, katı fazdaki adsorpsiyon kapasitesine ve zamana bağlı olduğu gösterilmiştir.

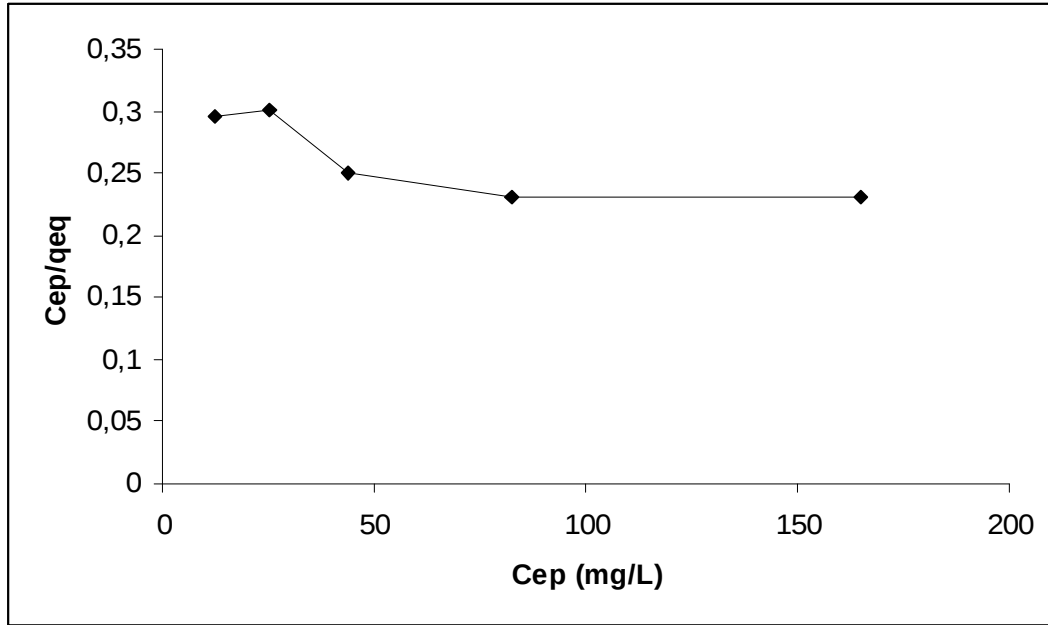
Adsorban kapasitesi, adsorban yüzeyini ve adsorbata olan yatkınlığını açıklayan ve denge çalışmaları ile bulunan izoterm katsayılarının yardımı ile ortaya konmaktadır. Birçok durumda denge kapasitesi bilinmemektedir. Ama yalancı ikinci dereceden hız denklemi sayesinde etkili adsorpsiyon kapasitesi ve başlangıç sorpsiyon hızı rahatlıkla hesaplanabilmektedir. Yalancı ikinci dereceden hız denkleminde elde edilen katsayılar yardımı ile ortaya konulan yalancı izotermeler ile adsorpsiyon kapasitesi hesaplanabilmektedir (Ho ve ark. 2004; Wong ve ark. 2004).

Adsorpsiyon hızı yalancı ikinci dereceden hız eşitliğine uyan sistemler için yalancı izotermelerden de bahsetmek olasıdır. (Ho ve ark. 2004). Bu çalışmadaki adsorpsiyon işlemi her iki çamur içinde böyle bir durum arz etmekte olduğu için yalancı izotermeler aşağıdaki şekilde hesaplanmıştır ve gerçek izotermelerle karşılaştırması Şekil 4.8'de verilmiştir. Bu verilere göre gerçek izotermelerin yalancı

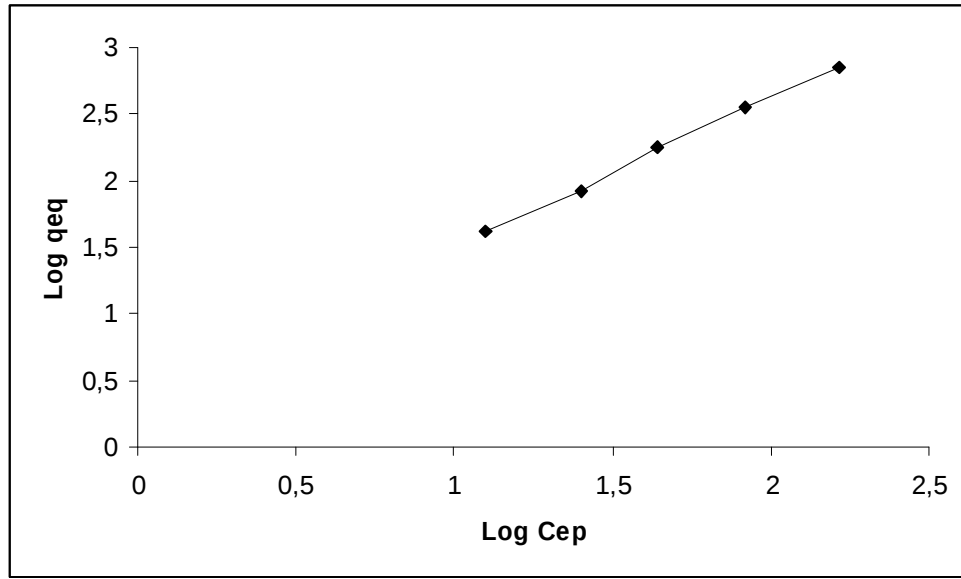
izotermelere göre daha uygun olduğu bulunmuştur. Bu çalışmada ise gerçek ve yalancı izotermeler karşılaştırıldığında İçme suyu arıtma tesisi çamuru için en uygun izotermelerin yalancı izotermeler, Termik Santral Baca Gazı Arıtma tesisi çamuru için de en uygun izotermin gerçek Freundlich izoterminin (R=0,912) olduğu görülmüştür.

**Çizelge 4.8.** Yalancı ve Gerçek İzotermelerin Karşılaştırılması

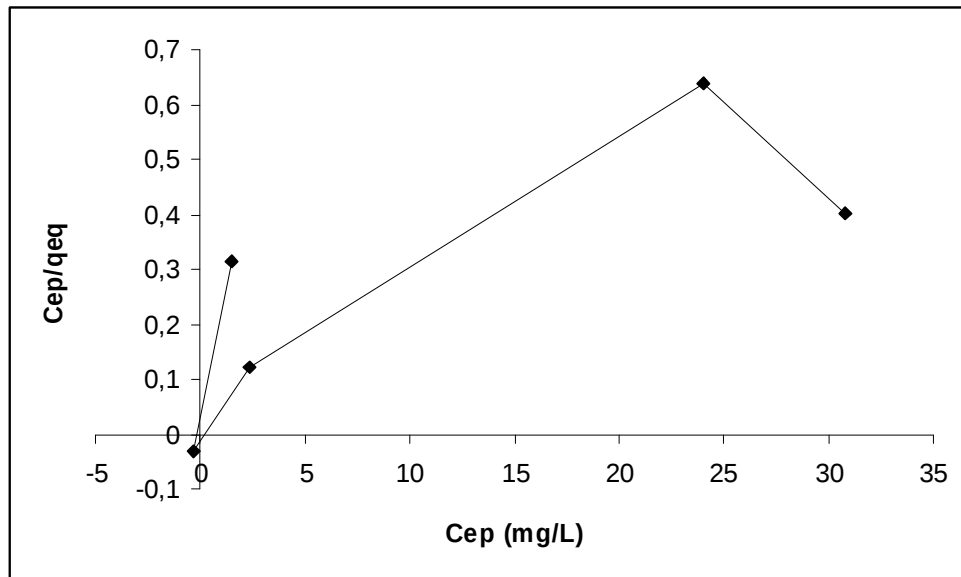
|                                                           | Langmuir    |              | Freundlich  |              |
|-----------------------------------------------------------|-------------|--------------|-------------|--------------|
|                                                           | Gerçek<br>R | Yalancı<br>R | Gerçek<br>R | Yalancı<br>R |
| İçme Suyu Arıtma Tesisi Atık Çamuru<br>Astrazon Blue FGRL | 0,390       | 0,799        | 0,9381      | 0,998        |
| Termik Santral Baca Gazı Arıtma<br>ÇamuruTelon Red        | 0,666       | 0,769        | 0,912       | 0,895        |



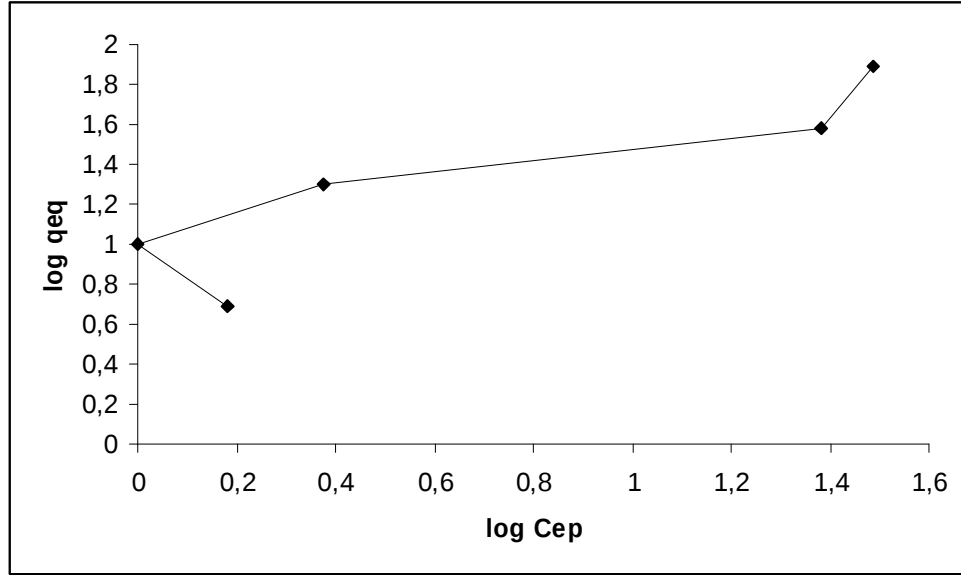
**Şekil 4.22.** İçme Suyu Arıtma Tesisi Atık Çamuru astrazon blue yalancı Langmuir izoterm grafiği.



Şekil 4.23. İçme Suyu Arıtma Tesisi Atık Çamuru astrazon blue yalancı Freundlich izoterm grafiği.



Şekil 4.24. Termik Santral Baca Gazı Arıtma Çamuru telon red yalancı Langmuir izoterm grafiği.



**Şekil 4.25.** Termik Santrali Baca Gazı Arıtma Çamuru telon red yalancı Freundlich izoterm grafiği.

#### 4.5. Adsorpsiyon Termodinamiği

Termodinamik açıdan adsorpsiyon işlemini incelemek işlemin uygulanabilirliği açısından önemlidir. İşlemin Gibbs serbest enerjisinin negatif çıkması adsorpsiyonun kendiliğinden meydana gelmesini işaret etmektedir (Aksu 2002, Ho, 2003). Çizelge 4.9’da yapılan çalışma için Gibbs serbest enerji değerleri verilmiştir.

Belirli bir sıcaklıkta yapılan adsorpsiyon işleminin Gibbs serbest enerjisini ( $\Delta G^0$ ) bulmak için öncelikle denge sabiti olan  $K_c$  aşağıdaki denklem yardımı ile hesaplanmaktadır (Eşitlik 4).

$$K_c = C_a / C_e \quad (4)$$

Burada,  $K_c$  denge sabiti,  $C_a$  adsorban tarafından tutulan madde konsantrasyonu (mg/L),  $C_e$  çözeltide kalan madde konsantrasyonu (mg/L).

Eşitlik 4 yardımı ile elde edilen  $K_c$  denge sabitleirnin başlangıç boyar madde konsantrasyonlarına karşı grafiğe geçirilmeleriyle oluşan doğrunun kesim noktası  $K_c^0$  değerini verecektir.

Eşitlik 4 yardımı ile bulunan  $K_c$ 'nin  $C_e$ 'ye karşı grafiğe geçirilmesi ile bulunan  $K_c^0$  Eşitlik 5'e yerleştirilerek adsorpsiyonun Gibbs serbest enerjisi bulunur (Dakiky ve ark. 2002, Nollet ve ark. 2003).

$$\Delta G^0 = -RT \ln K_c^0 \quad (5)$$

Burada,  $K_c^0$  termodinamik denge sabiti, R, gaz sabiti (J/molK), T sıcaklık (K).

Bu çalışma için bulunan Gibbs serbest enerjileri İçme Suyu arıtma tesisi çamuru için negatif, Termik Santral baca gazı arıtma çamurunda Telon Red için negatif, Astrozan Blue FGRL için pozitif bulunmuştur. Yani boyar maddenin İçmesuyu arıtma tesisi çamuru için her iki boyar maddenin de adsorplama işlemi sisteme dışardan enerji eklemesi olmadan meydana gelebilmektedir. Bu çalışmanın sonuçları aşağıda çizelgede verilmiştir.

**Çizelge 4.9.** Gibbs Serbest Enerji Değerleri.

| Adsorban                                            | Adsorbat           | $\Delta G^0$ (kJ/mol) | T (Sıcaklık $^0K$ ) |
|-----------------------------------------------------|--------------------|-----------------------|---------------------|
| İçme Suyu Arıtma Tesisi Atık Çamuru (bu çalışma)    | Astrazon Blue FGRL | -6,341                | 298                 |
| İçme Suyu Arıtma Tesisi Atık Çamuru (bu çalışma)    | Telon Red          | -1,2623               | 298                 |
| Termik Santral Baca Gazı Arıtma Çamuru (bu çalışma) | Telon Red          | -9,780                | 298                 |
| Termik Santral Baca Gazı Arıtma Çamuru (bu çalışma) | Astrazon Blue FGRL | 6,958                 | 298                 |

**5. SONUÇ VE ÖNERİLER**

Bu çalışmada aşağıda verilen sonuçlara ulaşılmıştır.

1. İçme Suyu Arıtma Tesisi ve Termik Santral Baca Gazı Arıtma çamurunun Telon Red ve Astrazon Blue FGRL boyar maddesini adsorplama kapasiteleri incelenmiş olup her iki çamurunda etkin birer adsorban oldukları görülmüştür. Bununla birlikte Astrazon Blue bazik boyar maddesini Termik Santral atık çamurunun, İçme Suyu Arıtma Tesisi çamuruna oranla daha iyi adsorpladığı ve maksimum adsorplama kapasitesi sırasıyla 7,537 mg/g, Telon Red asidik boyar maddesini Termik Santral çamurunun, İçme Suyu Arıtma Tesisi çamuruna oranla daha iyi adsorpladığı ve maksimum adsorplama kapasitesi 0,0091 mg/g olduğu bulunmuştur.

2. Astrazon Blue ve Telon Red boyar maddesinin İçme Suyu Arıtma Tesisi ve Termik Santral Baca Gazı Arıtma çamuru ( $R=0,9381$ ,  $K_f=7,733$ ,  $n=0,816$ ;  $R=0,940$ ,  $K_f=0,061$ ,  $n=0,388$ ) ( $R=0,6403$ ,  $K_f=0,0892$ ,  $n=1,808$ ;  $R=0,912$ ,  $K_f=5,615$ ,  $n=1,470$ ) tarafından adsorpsiyonu Freundlich İzotermine daha iyi uymaktadır.

3. Astrazon Blue ve Telon Red boyar maddesinin her iki çamur tarafından da adsorpsiyonun hızları yalancı ikinci derecen hız denkleminde uyduğu görülmüştür.

4. Yalancı ikinci dereceden hız denkleminde ve katsayılarından yola çıkarak hesaplanan yalancı izoterm ile gerçek izoterm karşılaştırıldığında, Telon Red'in Termik Santral Çamuru ve Astrazon Blue FGRL'nin İçmesuyu Arıtma Tesisi Çamuru sistemlerinin her ikisinin de yalancı ikinci dereceden izoterm modeline çok iyi uyum sağladığı görülmüştür.

5. Her iki işlemde termodinamik açıdan incelendiğinde İçme Suyu Arıtma Tesisi çamurunda Astrazon Blue FGRL boyar maddesi (-6,341 kJ/mol) Telon Red boyar maddesi için (-1,2623 kJ/mol) Termik Santral Baca Gazı arıtma çamurunda Astrazon Blue FGRL boyar maddesi (6,958 kJ/mol) Telon Red boyar maddesi (-9,780 kJ/mol) adsorplamalarında Gibbs serbest enerjilerinin negatif değerde olanlarının her iki adsorpsiyon işlemin de kendiliğinden gerçekleşebileceği bulunmuştur.

Yukarıda belirtilen sonuçlar ışığında, özellikle İçme suyu arıtma tesisi arıtma çamuru sistemlerinde Astrazon Blue FGRL ve Telon Red boyar maddesinin gideriminde ana işlemin biosorpsiyon olduğu, Termik santral bacagazı arıtma çamuru sistemlerinde ise Astrazon Blue FGRL ve Telon Red boyar maddesinin gideriminde biosorpsiyonun yardımcı bir işlem olduğu görüşüne varılmıştır.

Bu çalışmada elde edilen sonuçların geliştirilmesi, çeşitlendirilmesi ve uygulanabilirliğinin arttırılması açısından aşağıda belirtilen önerilerin uygulanması düşünülmüştür.

1. Farklı pH değerleri etkisinin incelenmesi,
2. Farklı sıcaklıkların etkilerinin incelenmesi
3. Desorpsiyon çalışmaları ile adsorbanların tekrar kullanılabilirliğinin incelenmesi
4. Adsorpsiyon kolonlarının kurulup tam bir uygulanabilirlik çalışmalarının yapılması.
5. Adsorpsiyon sonrası ortaya çıkan adsorban/adsorbat bileşmine haiz olan atık çamurun nihai uzaklaştırılması.
6. İşlemden çıkan çamurun çevresel etkilerinin ve bertaraf çalışmalarının incelenmesi,
7. Demir Klorür çamuru ile çeşitli boyar maddeler üzerinde de çalışılarak kapsamlı bir karakterizasyon sağlanması,
8. Adsorpsiyon etkisini tam olarak gözleyebilmek için arıtma tesisi uygulamasının laboratuvar ölçeği ile denemeler yapılabilir.

## KAYNAKLAR

- AKSU, Z. and AKPINAR, D., 2001 Competitive Biosorption Of Phenol And Chromium (VI) From Binary Mixtures Onto Dried Anaerobic Activated Sludge. *Biochemical Engineering Journal*, 7:183-193.
- AKSU, Z., 2001. Biosorption Of Reactive Dyes By Dried Activated Sludge:Equilibrium And Kinetic Modelling. *Biochemical Eng.J.*, 7:79-84
- AKSU, Z., 2002.Determination Of The Equilibrium, Kinetic And Thermodynamic Parameters Of The Batch Biosorption Of Nickel(II) Ions Onto *Chlorella Vulgaris*. *Process Biochemistry*, 39:89-99
- AKSU, Z., YENER, J., 2001. A Comparative Adsorption/Biosorption Study Of Mono Chlorinated Phenols Onto Various Sorbents. *Waste Management*, 21:695-702
- AKSU, Z., ÇALIK, A.İ DURSUN, A. Y., DEMIRCAN, Z., 1999. Biosorption Of Iron (III)-Cyanide Complex Anions To *Rhizopus arrhizus*: Application Of Adsorption Isoterms. *Process Biochem.*, 34:483-491.
- ALBERTIN, P., BABATO, F., MASTELLA, C., NAVAIZIO, G.C., 1989. Caratteristiche e Possibilita Smaltimento Dei Fanghi Potabilizzazione, *Inquinamento*, 1, 38-44
- ALAM M.Z., MUYIBI S.A., TORAMAE J., Statistical Optimization Of Adsorption Processes For Removal Of 2,4-Dichlorophenol By Activated Carbon Derived From Oil Palm Empty Fruit Bunches *Journal Of Environmental Sciences –China* 19 (6): 674-677 2007
- AL DURI, B., 1996. Adsorption Modelling And Mass Transfer. G. McKay editor. *Use Of Adsorbents For The Removal Of Pollutants From Wastewaters*, CRC Press, s.133-173
- ALTINBAS U.; DOKMECI S.; BARISTIRAN A. 1995. Treatability Study Wastewater From Textile Industry *Environmental Technology* pp. 389-394(6)
- ANLIKER, R., 1989, *J.Soc. Dyers Colour*. 95:317-326.

- ANNADURAI, G., JUANG, R.S., YEN, P.S., LEE, D.J., 2002, "Use Of Thermally Treated Waste Biological Sludge As Dye Adsorbent".
- ARSLAN G., ATAKOL O. Şehir İçme Suyu Arıtma Tesislerinden Çamur Atıklarının Değerlendirme Yollarının Araştırılması S.Ü. Fen Edebiyat Fakültesi Dergisi Sayı 25 (2005) 73-78
- DAI, M., 1998. Mechanism Of Adsorption For Dyes On Activated Carbon. J. Colloid Interf. Sci. 198, 6-10.
- BHATTACHARYYA, K.G., SARMA, A., 2003. Adsorption Characteristics Of The Dye, Birillant Gren, On Neem Leaf Powder. Dyes and Pigments 57, 211-222
- ATUN, G., HISARLI, G., SHELDIRCK, W.S., MUHLER, M. 2003. Adsorptive Removal Of Methylene Blue From Colored Effluents On Fuller's Earth. J. Colloid Interf. Sci. 261, 32-39
- ARTOLA, A., MARTIN, M., BALAGUER, M.D., RIGOLA, M., 2000. Isotherm Model Analysis For The Adsorption Of Cd(II), Cu(II), Ni(II), And Zn(II) On Anaerobically Digested Sludge, Jour. Of Colloid and Inter Sci., 232:64-70
- BANAT, I., NIGAM, P., SINGH, D. And MARCHANT, R., 1996. Microbial Decolorization Of Textile Dye-Containing Effluents: A Review. Bioresource Technology, 58:217-227
- BASIBUYUK, M., and FORSTER, C. F., 2003 An Examination Of Adsorption Characteristics Of a Basic Dye (Maxilon Red BL-N) On To Live Activated Sludge System. Process Biochem., 38:1311-1316.
- BASIBUYUK, M., YILMAZ, T., KAYRANLI, B., YÜCEER A., and FORSTER, C.F., 2002. The Use Of Waterworks Sludge For The Treatment Of Dye Wastes. Environmental Technology, 23:345-351.
- 1997a. The Use Of Sequential Anaerobic/Aerobic Process For The Biotreatment Of Simulated Dyeing Wastewater. Environmental Technology, 28:843-845.
- 1997b. An Examination Of The Treatability Of A Simulated Textile Wastewater Containing Maxilon Red BL-N Process Biochemistry, 32(6):523-527.

- BASIBUYUK M., UNLU S., and KALAT D.G., Use Of Wterworks Sludge, Ferric Chloride and Alum For The Treatment Of Papermill Wastewater Asian Journal Of Chemistry Vol. 16, No. 1 (2004), 103-112 Faculty Of Engineer And Architecture, Department Of Environmental Engineering.
- BASIBUYUK M., KALAT D.G. The Use Of Waterworks Sludge For The Treatment Of Vegetable Oil Refinery Industry Wastewater Environmental Technology Vol.25.pp 373-380 Faculty Of Engineer And Architecture, Department Of Environmental Engineering Received 22 April 2003; Accepted 24 Feb 2004
- BAŞER, İ., ve İNANICI, Y. 1990. Boyarmedde Kimyası. Marmara Üni.Yayın No:482, İstanbul, 214s.
- BAYAT, B., 2002. Comparative Study Of Adsorption Properties Of Turkish Fly Ashes: I.The Case Of Nickel(II), Copper(II) And Zinc(II). Journal Of Hazardous Materials, 95(3):251-273.
- BENGUELLA, B., and BENAİSSA, H., 2002. Cadmium Removal From Aqueous Solutions By Chitin: Kinetic And Equilibrium Studies. Water Res., 36:2463-74.
- BERTHOUEX, P.M., BORWN, L.C., 2002. Statistics For Environmental Engineers. Lewis Pub., CRC Pres, USA, e-book.
- BHATNAGAR A., MINOCHA A.K., JEON B.H., et al. Adsorption of Orange G Dye On Paper Mill Sludge:Equilibrium and Kinetic Modeling Fresenius Environmental Bulletin 16 (9A): 1049-1055 2007
- BITTON, G., 1994. Wastewater Microbiology. Wiley-Liss Inc., New York, 450s.
- BROWN, G., and LABOUREUR, P., 1983. The Degradation Of Dyestuffs: Part I Primary Degradation Undder Anaerobic Conditions. Chemosphere, 12:396-404.
- CARLIELL, C. M., BARCLAY, S.J. and BUCKLEY, C.A., 1996. Treatment Of Exhausted Recative Dyebath Effluent Using Anaerobic Digestion Laboratory And Full-Scale Trials. Water SA, 22:225-233

- 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
- ,2003. Adsorption Behavior Of Reactive Dye In Aqueous Solution On Chemical Cross Linked Chitosan beads. *Chemosphere*, 50:1095-1105.
- CHOI, Y. S. And CHO, J. H., 1996. Color Removal From Dye Wastewater Using Vermiculite. *Environmental Technology*, 17:1169-1180
- CHU, H. C. and CHEN, K.M., 2002A. Reuse Of Activated Sludge Biomass: I. Removal Of Basic Dyes From Wastewater by Biomass. *Process Bio.*, 37:595-600.
- ,2002b. Reuse Of Activated Sludge Biomass: II. The Rate Process For The Adsorption Of Basic Dyes On Biomass. *Process Bio.*, 37: 1129-1134.
- CHUNG, K.T., STEVENS, S.E. and CERNIGILIA, C.E., 1992. The Reduction Of Azo Dyes By The Intestinal Microflora. *Critic. Rev. Microbiol.*, 18:175-190.
- CHURCHLEY, J.H., GREAVES, A. J., HUTCHINGS, M. G., JAMES, A.E., PHILLIPS, D. A. S., 2000. The Development Of A Laboratory Method For Quantifying The Bioelimination Of Anionic, Water Soluble Dyes By A Biomass. *Water Res.*, 34(5): 1673-79
- CORREIA V. M.; STEPHENSON T. ; JUDD S. J.; 1994. Characterisation Of Textile Wastewaters - a Review *Environmental Technology* ISSN 0959-3330.
- COUNCIL OF EUROPEAN COMMUNITIES, 1991. Directive Concerning Urban Waste Water Treatment (91/271/EEC) *Offic. J. Eur. Comm.* L135/40.
- DABROWSKI, A., 2001. Adsorption-From Theory to Practise, *Advances in Colloid and Interface Science*, 93 (2001) 135-224.
- DAKIKY, M., KHAMIS, M., MANASSRA, A., MER'EB, M., 2002. Selective Adsorption Of Chromium(IV) In Industrial Wastewater Using Low-Cost Abundantly Available Adsorbents. *Advances in Environ. Res.*, 6:533-540
- DAVIS, ML & CORNWELL, DA 1991, *Introduction to Environmental Engineering*, 3rd edn, McGraw Hill, Boston.

- DEY, S., MAITI, T. K. And BHATTACHARYYA, B. C., 1994. Production Of Some Extracellular Enzymes By A Lignin Peroxidase-Producing Brown Rot Fungus, *Polyporus Ostreiformis*, And Its Comparative abilities For Lignin Degradation And Dye Decolorization. *Applied and Environmental Microbiology*, 60(11): 4216-4218.
- DOĞAN, M., ALKAN, M., 2003. Removal Of Methyl Violet From Aqueous Solution By Perlite. *Journal Of Colloid and Interface Sci.*, 267(1):32-41.
- DOHANYOS, M., MADERA, V., SEDLACEK, M., 1978. Removal Of Organic Dyes By Activated Sludge. *Prog. Wat. Tech.*, 10(5,6):559-575.
- DONG, D. LI, Y., ZHANG, J., HUA, X., 2003a. Comparison Of The Adsorption Of Lead, Cadmium, Copper, Zinc And Barium To Freshwater Surface Coatings, *Chemosphere*, 51:369-373.
- DONLON, B., RAZO-FLORES, E., LUIJTEN, M., SWARTS, H., LETTINGA, G. And FIELD, J., 1997. Detoxification And Partial Mineralization of The Azo Dye Mordant Orange 1 In A Continuous Upflow Anaerobic Sludge-Blanket Reactor. *Appl. Microbiol. Biotechnol*, 47:83-90
- ENOCH, G. D., VAN DEN BROEKE, W. F., SPIERING, W.; 1994. Removal of Heavy Metals and Suspended Solids From Wet Lime (Stone) – Gypsum Flue Gas Desulphurisation Plants by Means of Hydrophobic and Hydrophilic Crossflow Microfiltration Membrane. *Journal of Membrane Science*, 87: 191-198.
- EVANS, W.C., 1988. Anaerobic Degradation Of Aromatic Compounds. *Ann. Rev. Microbial*, 42:289-317.
- FORSTER C.F., YÜCEER A., KAYRANLI B., YILMAZ T., BASIBUYUK M., The Use Waterworks Sludge For The Treatment Of Dye Wastes Faculty Of Engineer And Architecture, Department Of Environmental Engineering *Environmental Technology*, Vol. 23. pp 345-351 2002
- FU, Y. Ve VIRARAGHAVAN, T., 2002. Removal Of Congo Red From An Aqueous Solution By Fungus *Aspergillus Niger*. *Advances in Environmental Research*, 7:239-247.
- GORDON, P.F., GREGORY, P., *Organic Chemistry in Colour*, Springer-Verlag,

- Berlin, 1983 GREGORY, P., High Technology Applications Of Organic Colorant, Plenum, New York, 1991.
- GRIMES, S.M., CHAUDHARY, A.J., GANGULI, B., 2002. "The Use Of Chromium Waste Sludge For The Adsorption Of Colour From Dye Effluent Streams", Journal Of Chemical Technology and Biotechnology.
- GUELLIL, A., THOMAS, F., BLOCK, J.C., BERSILLON, J.L., GINESTET, P., 2001. Trasfer Of Organic Matter Between Wastewater And Activated Sludge Flocs, Water Res., 35:143-150
- HATCH, K.L., Textile Research, 54(1984)664-682.
- HATCH, K.L., MAIBACH, H.I., Textile Chemistry Colorist 30(1998) 22-26.
- HATCH, K.L., MAIBACH, H.I., Contact Dermatitis 42(2000) 187-195.
- HEUPER, W.C., Occupational and Environmental Cancers Of The Urinary System, Yale University Press, 1969(216).
- HO, Y.S., PORTER, J.F., MCKAY, G., 2002a. Equilibrium Isoterm Studies For The Sorption Of Divalent Metal Ions Onto Peat: Copper, Nickel, And Lead Single Component Systems. Water, Air, and Soil Pollution, 141:1-33.
- HO, Y.-S., CHIANG, T.H., HSUEH, Y.M., Baskin. Removal of Basic Dye From Aqueous Solution Using Tree Fern As a Biosorbent. Process Biochem.
- HO, Y.S., MCKAY, G., 1999. Pseudo-Second Order Model For Sorption Process. Process Biochem., 34:451-465.
- HO, Y.S., WANG, C.C., 2004. Pseudo-Isotherms For The Sorption Of Cadmium Ion Onto Tree Fern. Process Biochem., 39:759-763.
- HSU, Y.C., YEN, C.H., and HUANG, H.C., 1998. Multistage Treatment Of High Strength Dye Wastewater By Coagulation And Ozonation. J.Chem. Technol. Biotechnol, 71: 71-76.
- HUNGER, K., 2003 Industrial Dyes Chemistry, Properties, Applications.
- ICON Aritma Tesisleri Ltd, 2000. Wastewater Treatment In Thermal Power Plants In Thermal Power Plants, Treatment of Washing Water Out of a Flue Gas Desulphurisation Process. Avusturya, 151s.

- INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER (IARC)  
Monographs On The Evaluation Carcinogenic Risks to Humans, Lyon,  
2001.
- JINDAROM C., MEEYOO V., KITIYANAN B., et al. Surface Characterization And  
Dye Adsorptive Capacities Of Char Obtained From Pyrolysis/Gasification  
Of Sewage Sludge Chemical Engineering Journal 133 (1-3): 239-246 Sep  
15 2007
- JUANG R-S., TSENG R-L ., Wu F-C., LEE S-H., 1997. Paper Adsorption Behavior  
Of Reactivite Dyes From Aqueous Solutions On Chitosan
- KAPOOR, A., VIRARAGHAVAN, T., CULLIMORE, D.R., 1999. Removal Of  
Heavy Metals Using The Fungus *Aspergillus Niger* Bioresource Techo.,  
70: 95-104
- KAPDAN K.İ., KARGI F., Atıksulardan Tekstil Boyar Maddelerinin Adsorpsiyonlu  
Biyolojik Arıtım Giderimi Turk J. Engin Environ Sci 24 (2000), 161-169  
Tubitak 16 Nov 1998
- KESKINKAN, O., GOKSU, M.Z.L., YUCEER, A., BASIBUYUK, M., FORSTER,  
C.F., 2003. Heavy Metal Adsorption Characteristics Of A Submerged  
Aquatic Plant (*Myriophyllum Spicatum*). Process Biochem., 39(2):179-  
183.
- KESKINKAN, O., GOKSU, M. Z. L., BASIBUYUK, M., FORSTER, C. F., 2004.  
Heavy Metal Adsorption Properties Of A Submerged Aquatic Plant  
(*Ceratophyllum Demersum*).Bioresource Technology, 92(2):197-200.
- KHATTRI, S. D., and SINGH, M.K., 2000. Colour Removal From Synthetic Dye  
Wastewater Using A Bioadsorbent. Water, Air and Soil Pollution,  
12:283-294
- KLUMPP, E., CONTRERAS-ORTEGA, C., KLAHRE, P., TINO, F.J., YAPAR, S.,  
PORTILLO, C., STEGEN, S., QUEIROLO, F., SCHWUGER, M.J.,  
2004. Sorption Of 2,4-Dichlorophenol On Modified Hydrotalcites.  
Colloids and Surface A:Physicochemical and Engineering Aspects,  
230(1-3):111-116.

- KONDURA, R., RAMASKRISHNA, T., VIRARAGHAVAN, 1998. "Use Of Slag For Dye Removal".
- KURBANOVA, R., MIRZAOĞLU, R., AHMEDOVA, G., ŞEKER, R., ve OZCAN, E., 1998. Boya ve Tekstil Kimyası ve Teknolojisi. Selçuk Üni. Fen-Edeb. Fakültesi Yay. No:34, Konya, 264.
- KUO W. G.; 1992. Decolorizing Dye Wastewater With Fenton's Reagent. Chineseculture univ., dep. textile eng., Taipei 11114, TAIWAN, PROVINCE DE CHINE ISSN 0043-1354
- LEDAKOWICZ, S., SOLECKA, M., ZYLLA, R., 2001 Biodegradation, Decolourisation And Detoxification Of Textile Wastewater Enhanced By Advanced Oxidation Process. Journal of Biotechnology, 89:175-184.
- LIN, S., and LIU, W.Y., 1994. Continuous Treatment Of Textile Water By Ozonation And Coagulation. J. Environ. Engng (N.Y), 120:437-446.
- LIU R., Hu E., Chen Z., Fredrickson T., Zhu Y., Kirkpatrick R., Zhang G-F., Johanson K., Sung C-M., and Winkler J., 2000. Cloning and Characterization-of a Novel Human Class I Histone Deacetylase That Functions as a Transcription Repressor.
- LIVERSIDGE, R.,M., LLOYD, G.J., WASE, D.A.J., FORSTER, C.F., 1997. Removal Of Basic Blue 41 Dye From Aqueous Solution By Linseed Cake. Process Biochemistry, 32(6):473-477.
- LOYD, C.K., GOARDMAN, G.D., and MICHELSEN, D.L., 1992. Anaerobic/Aerobic Treatment Of A Textile Dye Wastewater. Hazard. Ind. Wastes, 24:593-601.
- MAGDY, Y.H., DAIFULLAH, A.A.M., 1998. Adsorption Of A Basic Dye from Aqueous Solutions Onto Sugar-Industry-Mud In Two Modes Of Operations. Waste Management, 18(4):219-226.
- MCKAY, G., Use of Adsorbents For The Removal Of Pollutants From Wastewater, CRC, 1996.
- MCKAY, G., PORTER, J.F. And PRASAD, G.R., 1999. The Removal Of Dye Colours From Aqueous Solutions By Adsorption On Low-Cost Materials. Water, Air, and Soil Pollution 114:423-438.

- METCALF and EDDY, 2003. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. George Tchobanoglous, Franklin L. Burton (Editor), H.David Stensel, New York, McGraw-Hill Pub., 1819s.
- MOUNIR B., PONS M.N., ZAHRAA O., et al. Sep 30 2007 Discoloration of a Red Cationic Dye By Supported TiO<sub>2</sub> Photocatalysis Journal of Hazardous Materials 148. (3): 513-520
- NAMASIVAYAM, C., DINESH KUMAR, M., SELVI, K., ASHRUFFUNISSA BEGUM, R., VANATHI, T., ve YAMUNA, R.T., 2001. 'Waste' Coir Pith- A Potential Biomass For The Treatment Of Dyeing Wastewaters. Biomass and Bioenergy, 21(6):477-483.
- NAMASIVAYAM C., PRABHA, D., KUMUTHA, M., 1997. "Removal Of Direct Red and Acid Brilliant Blue By Adsorption On To Banana Pith".
- NASSAR, M.M., MAGDY, Y.H., 1997. Removal Of Different Basic Dyes From Aqueous Solutions By Adsorption On Palm-Furit Brunch Particles, Chem. Eng. Journal, 66:223-226.
- NETPRADIT, THIRAVETYAN, P., TOWPRAYOON, S., 2004. Asorption Of Three Azo Reactive Dyes By Metal Hydroxide Sludge: Effect Of Temperature, Ph, And Electrolytes. Journal of Colloid and Interface Science, 270(2):255-261.
- NG, J.C.Y., CHEUNG, W.H., MCKAY, G., 2003. Equilibrium Studies For The Sorption Of Lead From Effluents Using Chitosan. Chemosphere, 52:1021-1030.
- NIGAM, P., MC MULLAN, G., BANAT, I.M., and MARCHANT, R., 1996. Decolourisation Of Effluent From The Textile Industry By A Microbial Consortium. Biotechnology Letters, 18(1):117-120.
- NOLLET, H., ROELS, M., LUTGEN, P., Van der Meeren, p., VERSTAETE, W., 2003. Removal Of PCBs From WAstewater Using Fly Ash, Chemosphere, 53:655-665.
- NOVAES, R.F.V., 1986. Microbiology Of Anaerobic Digestion. Water Science Technology, 18 (12):1-14.

- OTERO, M., ROZADA, F., CALVO, L.F., GARCIA, A.I., MORAN, A., 2002. "Kinetic And Equilibrium Modeling Of The Methylene Blue Removal From Solution By Adsorbents Materials Produced From Sewage Sludges. ÖKO-TEX STANDARD 100, Edition 01/2000.
- ÖZACAR, M., ŞENGİL, İ.A., 2003. Adsorption Of Reactive Dyes On Calcined Alutine From Aqueous Solutions. *Journal Of Hazardous Materials*, B98:211-224.
- PAGGA, U., BROWN, D., 1986. The Degradation Of Dyestuffs: Part II Behaviour Of Dyestuffs In Aerobic Biodegradation Tests. *Chemosphere*, 15 (4): 479-491.
- PANSWAD, T., LUANGDILOK, W., 2000. Decolorization Of Reactive Dyes With Different Molecular Structures Under Different Environmental Conditions. *Wat.Res.*, 34 (17):4177-7184.
- PHILLIPS, D., 1996. Environmentally Friendly, Productive And Reliable: Priorities For Cotton Dyes And Dyeing Process. *J. Soc. Dyers Color*, 112:183-186.
- RAFII, F., MOOREİ J.D., RUSELER-VAN EMBDEN, J.G.H. and CERNIGLIA, C.E., 1995. Bacterial Reduction Of Azo Dyes Used In Foods, Drugs And Cosmetics, *Microecology and Therapy*, 25:147-156.
- RAJAGURU, P., KALAISELVI, K., PALANIVEL, M., and SUBBURAM, V., 2000. Biodegradation Of Azo Dyes In A Sequential Anaerobic-Aerobic System. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 54:268-273.
- RAJI, C., ANIRUDHAN, T.S., 1998. Batch Cr(VI) Removal By Polyacrylamide Grafted Sawduts: Kinetics And Thermodynamics. *Water Res.*, 32 (12):3773-80.
- RAZO-FLORES, E., LUIJTEN, M., DONLON, B.A., LETTINGA, G. And FIELD, J.A., 1997. Complete Biodegradation Of The Azo Dye Azodisalicylate Under Anaerobic Conditions. *Environ. Sci. Technol.*, 31:2098-2103.
- ROBINSON, T., CHADRAN, B., NIGAM, P., 2002. Removal Of Dyes From A Synthetic Textile Dye Effluent By Bisorption On Apple Pomace And Wheat Straw. *Water Res.*, 36:2824-2830.

- ROBINSON, T., CHADRAN, B., NIGAM, P., 2001. "Removal Of Dyes From A Synthetic Textile Dye Effluents By Bisorption On Apple Pomace And Wheat Straw. Water Res., 36:2824-2830.
- ROBINSON, T., MCMULLAN, G., MARVHANT, R., ve NIGAM, P., 2001. Remediation Of Dyes In Textile Effluent: A Critical Review On Current Treatment Technologies With Proposed Alternative. Bioresource Technology, 77:247-255.
- ÖBEK E., TATAR Y.Ş., HASAR H., ARSLAN E.I., İPEK UBEYDE Kentsel ve Edüstriyel Atıksu Arıtma Tesisi Arıtma Çamurlarındaki Ağır Metal Düzeylerinin Değerlendirilmesi, F.Ü Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi, 16 (1), 31-38, 2004.
- SADHASIVAM S., SAVITHA S., SWAMINATHAN K., Exploitation of Trichoderma Harzianum Mycelial Waste For The Removal Of Rhodamine 6G From Aqueous Solution Journal Of Environmental Manegement 85 (1): 155-161 Oct 2007.
- SIRLANUNTAPBOON S., SADAHIRO O., SALEE P., Some Properties Of a Granular Activated Carbon Sequencing Batch Reactor (GAC-SBR) System For Treatment Of Textile Wastewater Containing Direct Dyes Journal Of Environmental Manegement 85 (1): 162-170 Oct 2007.
- SAWYER, C.N., MCCARTY, P.L., 1978. Chemistry For Environmental Engineering. McGraw Hill Inc., Singapore, 519s.
- SEVENTEKİN, N., 1988. Effect Of Yarn Properties On Thermal Comfort Of Knitted Fabrics
- SHREVE, R.N., BRİNK, J.A., 1977. Chemical Process Industries New York Page:905.
- SIVARAJ, R., NAMASIVAYAM, C., KADIRVELU, K., "Orange Peel As an Adsorbents In The Removal Of Acid Violet 17 (Acid Dye) From Aqueous Solutions"2000.
- SLOKAR, Y.M., Le Marechal, A.M., 1998. Methods Of Decoloration Of Textile Wastewaters. Dyes and Pigments, 37 (4):335-356.

- SPEECE, R.E., 1996. Anaerobic Biotechnology For Industrial Wastewater. Archae Pres, U.S.A., 416s.
- TALARPOSHTI, S.M., DONNELLY, T., ANDERSON, G.K., 2001. Colour Removal From A Simulated Dye Wastewater Using A Two-Phase Anaerobic Packed Bed Reactor, Water Research, 35 (2):425-432.
- TAŞELİ, B. K., 2007. The Impact of The European Landfill Directive On Waste Management Strategy and Current Legislation In Turkey's Specially Protected Areas. Resources, Conservation and Recycling 52 (2007) 119–135.
- TÜNAY, O., ve KABDAŞLI, 1996. I. Fiziksel İ.T.Ü. Yayınları, İstanbul, 168s.
- TÜRKİYE ÇEVRE VAKFI, 1999. Türk Çevre Mevzuatı Cilt:II, Ankara.
- TSANG D.C.W., HU J., LIU M.Y., et al. Activated Carbon Produced From Waste Wood Pallets: Adsorption of Three Classes of Dyes Water Air And Soil Pollution 184 (1-4): 141-155 Sep 2007.
- U.S. DEPARTMENT OF HEALTH AND HUMAN SERVICES, National Toxicology Program, Technical Report Series.
- VAN DER ZEE, F.P., LETTINGA, G., and FIELD, J.A., 2001. Azo Dye Decolorisation By Anaerobic Granular Sludge. Chemosphere, 44:1169-1176.
- VANDEVIVERE, P.C., BIANCHI, R., and VERSTRAETE, W., 1998. Treatment And Reuse Of Wastewater From The Textile Wet-Processing Industry: Review Of Emerging Technologies. Chem. Technol. Biotechnol., 72:289-302.
- YONGE D. R. ; KEINATH T. M.; 1986. The Effects of non-Ideal Competition on Multi-Component Adsorption Equilibria ISSN 0043-1303.
- YU, Y., ZHUANG, Y.Y., WANG, Z.H., QIU, M.Q., Adsorption Of Water-Soluble Dyes Onto Modified Resin, Chemosphere, 54 (3):425-30.
- WALKER, G.M., and WEATHERLEY, L.R., 2000. Biodegradation And Biosorption Of Acid Anthraquinone Dye. Environmental Pollution, 108:219-223.

- WARANUSANTIGUL, P., POKETHITIYOOK, P., KRUATRACHUE, M.,  
UPATHAM, E.S., 2003. Kinetics Of Dye (Methylene Blue) Biosorption  
By Giant Duckweed (*Spirodela Polyrhiza*). *Environmental Pollution*,  
125:385-392.
- WATTIE, J.M.J. *Soc. Dyers Colour*. 103 (1987):304-307.
- WENG C.H., PAN Y.F., Adsorption Of a Cationic Dye (Methylene Blue) Onto  
Spent Activated Clay *Journal Of Hazardous Materials* 144 (1-2): 355-362  
Jun 1 2007
- WEI X.C., VIADERO R.C., Adsorption And Precoat Filtration Studies Of Synthetic  
Dye Removal By Acid Mine Drainage Sludge *Journal Of Environmental  
Engineering-ASCE* 133 (6): 633-640 Jun 2007
- WONG, Y.C., SZETO, Y.S., CHEUNG, W.H., MCKAY, G., 2004. Adsorption Of  
Acid Dyes On Chitosan-Equilibrium Isotherm Analyses. *Process  
Biochem.*, 39:693-702.
- WU H.F., WANG S.H., KONG H.L., et al. Determination Of Bulk Mass Transfer  
Coefficient Of Biosorption On Sludge Granule Based on Liquid  
Membrane Mass Transfer Mechanism *Bioresource Technology* 98 (15):  
2953-2957 Nov 2007
- ZOLLINGER, H., 1991. *Color Chemistry* Weinheim AATA Number:26-859.

## ÖZGEÇMİŞ

1982 yılında Adana’da doğdum. İlk, orta ve lise eğitimimi Adana’da tamamladıktan sonra 2001 yılında Çukurova Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği bölümüne başladım. 2005 yılında lisans eğitimimi tamamladım. Özel kuruluşlarda Çevre Mühendisi olarak görev aldıktan sonra 2007 yılında ŞA-RA Enerji İnş. Tic. ve San. A.Ş.’de Çevre Mühendisi olarak göreve başladım. 2006 yılında Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda lisansüstü eğitimime başladım. Halen ŞA-RA Enerji İnş. Tic. ve San. A.Ş.’de görevime devam etmekte ve Çukurova Üniversitesi’nde lisansüstü çalışmalarımı sürdürmekteyim.