

**T.C.
SÜLEYMAN DEMİREL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**BENTONİT VE PONZA İLE SULU ÇÖZELTİDEN VE TEKSTİL
ATIKSUYUNDAN BOYA ADSORPSİYONUNUN İNCELENMESİ**

Melda BAŞBUĞ

Danışman: Yrd.Doç.Dr. Mehmet KILIÇ

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
ISPARTA- 2008**

Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürlüğüne

Bu çalışma jürimiz tarafından ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI'nda oybirliği ile YÜKSEK LİSANS TEZİ olarak kabul edilmiştir.

Başkan:Prof.Dr. Mustafa Cengiz

Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Edebiyat Fakültesi, Kimya Bölümü, Isparta



Üye:Yrd.Doç.Dr.Mehmet Beyhan

Süleyman Demirel Üniversitesi, Mühendislik-Mimarlık Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Isparta



Üye:Yrd.Doç.Dr.Mehmet Kılıç

Süleyman Demirel Üniversitesi, Mühendislik-Mimarlık Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Isparta



ONAY

Bu tez 22/07/2008 tarihinde yapılan tez savunma sınavı sonucunda, yukarıdaki jüri üyeleri tarafından kabul edilmiştir.

/ /2008

Prof. Dr. Fatma KOYUNCU

Enstitü Müdürü

İÇİNDEKİLER

İÇİNDEKİLER.....	i
ÖZET.....	iii
ABSTRACT.....	iv
TEŞEKKÜR.....	v
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	vi
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	ix
SİMGELER VE KISALTMALAR.....	xi
1. GİRİŞ.....	1
2. KAYNAK ÖZETLERİ.....	6
2.1. Tekstil Atıksuyu ve Boyar Maddeler Hakkında Genel Bilgi.....	6
2.1.1. Tekstil Atıksularının Arıtılmasında Kullanılan Arıtım Yöntemleri.....	10
2.2. Adsorpsiyon Mekanizması.....	11
2.2.1. Adsorpsiyon Kinetikleri.....	12
2.2.2. Adsorpsiyon İzotermi.....	13
2.3. Bentonit Hakkında Genel Bilgi.....	15
2.4. Ponza Hakkında Genel Bilgi.....	21
3. MATERYAL VE YÖNTEM.....	25
3.1. Numuneler ve Kullanılan Malzemeler.....	25
3.2. Numunelerin Hazırlanması.....	27
3.3. Deneysel Çalışmalar.....	28
3.3.1. pH değerinin Boya Giderimine Etkisinin Belirlenmesi.....	28
3.3.2. Temas Süresinin Boya Giderimine Etkisinin Belirlenmesi.....	29
3.3.3. Adsorbent Dozunun Boya Giderimine Etkisinin Belirlenmesi.....	29
3.3.4. Kinetik Çalışmalar.....	30
3.3.4.1. Konsantrasyon ve Temas Süresinin Boya Giderimine Etkisinin Belirlenmesi.....	30
3.3.4.2. Sıcaklık ve Temas Süresinin Boya Giderimine Etkisinin Belirlenmesi.....	30
3.3.5. İzoterm Çalışmaları.....	31
3.3.6. Kolon Çalışması.....	31
3.3.7. FT-IR Analizleri.....	32

4. ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMA.....	33
4.1. Materyaller.....	33
4.2. pH değerinin Adsorpsiyona Etkisi.....	33
4.3. Temas Süresinin Adsorpsiyona Etkisi.....	36
4.4. Adsorbent Dozunun Adsorpsiyona Etkisi.....	38
4.5. Kinetik Çalışmalar.....	41
4.5.1. Başlangıç Boya Konsantrasyonunun Adsorpsiyon Kinetiğine Etkisi.....	41
4.5.2. Başlangıç Sıcaklığının Adsorpsiyon Kinetiğine Etkisi.....	46
4.6. İzoterm Çalışmaları.....	51
4.7. Kolon Çalışması.....	64
4.8. FT-IR Analizleri.....	72
5. SONUÇ.....	75
6. KAYNAKLAR.....	79
EKLER.....	84
ÖZGEÇMİŞ.....	87

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

BENTONİT VE PONZA İLE SULU ÇÖZELTİDEN VE TEKSTİL ATIKSUYUNDAN BOYA ADSORPSİYONUNUN İNCELENMESİ

Melda BAŞBUĞ

Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Juri: Prof.Dr. Mustafa CENGİZ

Yrd.Doç.Dr. Mehmet BEYHAN

Yrd.Doç.Dr. Mehmet KILIÇ (Danışman)

Bu tez çalışmasının amacı adsorbent olarak bentonit ve ponza kullanılarak sulu çözeltiden ve tekstil atıksuyundan boya adsorpsiyonunun incelenmesidir. Adsorpsiyon çalışmalarında ponza ham halde ve bir katyonik sürfaktan olan CDBA (cetyldimethylbenzylammonium chloride) ile muamele edilerek kullanılmıştır. Deneysel çalışmalar sonucunda elde edilen verilerden Dorasyn Red C2B adsorpsiyonu için bentonitin optimum pH değeri 1.1, ponzanın ve CDBA-ponzanın optimum pH değerleri ise 1.7 olarak belirlenmiştir. Her üç adsorbent numunesi için optimum temas süresi 60 dk' dır. Başlangıç boya konsantrasyonunun artmasıyla, bentonit, ponza ve CDBA-ponza numunelerinin adsorpsiyon kapasiteleri artmıştır. Sıcaklık değerinin artması bu üç numunenin de adsorpsiyon kapasitelerini azaltmıştır. Kinetik çalışmalar Pseudo II. derece kinetik modelin her üç adsorbentin boya adsorpsiyonuna Pseudo I. derece kinetik modelinden daha iyi uyum sağladığını göstermiştir. İzoterm çalışmalarının sonuçları bentonit üzerine boya adsorpsiyonunun, Langmuir izoterm modeline iyi uyum sağladığını, bunun yanında adsorplanan partiküllerin yüzeyde heterojen bir dağılım gösterdiğini ve yakalama bölgelerinde ise tek tabakalı bir adsorpsiyonun söz konusu olduğunu ifade etmektedir. Ponza boya adsorpsiyonunun her iki izoterm de iyi uyum sağlamadığı ancak CDBA-ponzanın Freundlich izotermine uyum sağladığı belirlenmiştir. Yapılan kolon çalışmasında adsorbentler polistiren plastik ile tutuklanarak kullanılmıştır. Ponza ve CDBA-ponza numuneleri kolonda yüksek boya giderimi vermiştir. Bu nedenle kolonda, tekstil atıksuyunun giderilmesi için adsorbent olarak ponza ve CDBA-ponza kullanılmıştır. FT-IR analizleri sonucunda adsorpsiyonda etkin grupların OH ve Si grupları olduğu belirlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Adsorpsiyon, Bentonit, Ponza, Boya, Tekstil atıksuyu, Kolon, Kinetik, İzoterm

2008, 87 sayfa

ABSTRACT

M. Sc. Thesis

THE INVESTIGATION OF THE ADSORPTION OF DYE FROM AQUEOUS SOLUTION AND TEXTILE WASTEWATER ONTO BENTONITE AND PUMICE

Melda BAŞBUĞ

Süleyman Demirel University Graduate School of Applied and Natural Sciences

Department of Environmental Engineering

Thesis Committee: Prof.Dr. Mustafa CENGİZ

Asst. Prof. Mehmet BEYHAN

Asst. Prof. Mehmet KILIÇ (Supervisor)

The objective of this thesis was to investigate the dye adsorption from aqueous solution and textile wastewater by using bentonite and pumice as adsorbent. Pumice was used by modifying itself with a cationic surfactant, cetyldimethylbenzylammonium chloride (CDBA), and as raw pumice in adsorption experiments. It was determined depending on the results obtained after experiments that the optimum pH value was 1.1 for adsorption by bentonite and 1.7 for adsorption by both pumice and CDBA-pumice. The optimum contact time was determined to be 60 min for all three adsorbent samples. The adsorption capacities of bentonite, pumice and CDBA-pumice increased with increasing initial dye concentration. The increasing value of temperature decreased the adsorption capacity of each adsorbent. Kinetic studies showed that Pseudo II. order kinetic model well fitted than Pseudo I. order kinetic model to all the adsorbent samples. The results of isotherm studies emphasizes that the dye adsorption onto bentonite was in a good accordance with Langmuir isotherm model and that the adsorbed particles showed heterogenous dispersion at the surface of the adsorbent and monolayer adsorption took place throughout the binding sites.. It was determined that pumice did not well fit to the two isotherm models while CDBA-pumice well fitted to Freundlich isotherm model. In column studies, the adsorbents were used by immobilizing themselves with polystyrene plastic. Pumice and CDBA-pumice resulted in higher dye removal efficiency for the column studies. Hence, pumice and CDBA-pumice was used as an adsorbent for dye removal from textile wastewater in the column. It was stated as a result of FT-IR analysis that OH and Si groups were more effective for dye adsorption.

Key Words: Adsorption, Bentonite, Pumice, Dye, Textile Wastewater, Column, Kinetic, Isotherm.

2008, 87 pages

TEŞEKKÜR

Tez çalışmam süresince tecrübesini, bilgisini ve desteğini benden esirgemeyen değerli danışman hocam Yrd. Doç. Dr. Mehmet Kılıç'a çok teşekkür ederim.

Ponza numunelerini sağladığı için Süleyman Demirel Üniversitesi, Pomza Araştırma ve Uygulama Merkezi'nden Prof. Dr. Lütfullah Gündüz'e ve Uzman Nükhet Şapcı'ya, tekstil atıksuyunu ve boyar maddeyi sağladığı için Uzm. Kimyager Mustafa Karaboyacı'ya ve yüksek lisans eğitimim süresince bilgilerini ve yardımlarını benden esirgemeyen bölümümdeki değerli hocalarıma teşekkür ederim.

1535-YL-07 No'lu proje ile tezimi maddi olarak destekleyen Süleyman Demirel Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Yönetim Birimi Başkanlığına teşekkür ederim.

Tez çalışmam süresince yardımlarını ve manevi desteğini eksik etmeyen yüksek lisans öğrencisi arkadaşım Seda Tözüm'e ve tüm dostlarıma teşekkür ederim.

Hayatım boyunca maddi ve manevi olarak hep yanımda olan, sahip olduğum tüm iyi değerlerin mimarı aileme, özverileri ve sevgileri için çok teşekkür ederim.

Melda BAŞBUĞ
ISPARTA, 2008

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 3.1. Kalibrasyon eğri çıkarmak için farklı konsantrasyonda hazırlanan boya çözeltileri.....	25
Şekil 4.1. Boya çözeltilisinin pH değişikliğinin ham-bentonitin adsorpsiyon kapasitesi üzerine etkisi.....	34
Şekil 4.2. Boya çözeltilisinin pH değişikliğinin ham-ponzanın adsorpsiyon kapasitesi üzerine etkisi.....	35
Şekil 4.3. Boya çözeltilisinin pH değişikliğinin CDBA-ponzanın adsorpsiyon kapasitesi üzerine etkisi.....	36
Şekil 4.4. Temas süresinin, ham-bentonitin Dorasyn Red C2B sentetik boyasını adsorplama kapasitesi üzerine etkisi.....	37
Şekil 4.5. Temas süresinin, ham-ponzanın Dorasyn Red C2B sentetik boyasını adsorplama kapasitesi üzerine etkisi.....	37
Şekil 4.6. Temas süresinin, CDBA-ponzanın Dorasyn Red C2B sentetik boyasını adsorplama kapasitesi üzerine.....	38
Şekil 4.7. Adsorbent dozunun, ham-bentonitin Dorasyn Red C2B sentetik boyasını adsorplama kapasitesi üzerine etkisi.....	39
Şekil 4.8. Adsorbent dozunun, ham-ponzanın Dorasyn Red C2B sentetik boyasını adsorplama kapasitesi üzerine etkisi.....	40
Şekil 4.9. Adsorbent dozunun, CDBA-ponzanın Dorasyn Red C2B sentetik boyasını adsorplama kapasitesi üzerine etkisi.....	40
Şekil 4.10. Başlangıç boya konsantrasyonunun ham-bentonitin adsorpsiyon kinetiğine etkisi.....	41
Şekil 4.11. Başlangıç boya konsantrasyonunun ham-ponzanın adsorpsiyon kinetiğine etkisi.....	43
Şekil 4.12. Başlangıç boya konsantrasyonunun CDBA-ponzanın adsorpsiyon kinetiğine etkisi.....	44
Şekil 4.13. Başlangıç sıcaklığının ham-bentonitin adsorpsiyon kinetiğine etkisi.....	46
Şekil 4.14. Başlangıç sıcaklığının ham-ponzanın adsorpsiyon kinetiğine etkisi.....	48
Şekil 4.15. Başlangıç sıcaklığının CDBA-ponzanın adsorpsiyon kinetiğine etkisi.....	50
Şekil 4.16. Ham-bentonitin boya adsorpsiyonunun 10 °C' deki Langmuir ve Freundlich izotermi.....	52

Şekil 4.17. Ham-bentonitin boya adsorpsiyonunun 20 °C' deki Langmuir ve Freundlich izotermi.....	52
Şekil 4.18. Ham-bentonitin boya adsorpsiyonunun 30 °C' deki Langmuir ve Freundlich izotermi.....	53
Şekil 4.19. Ham-bentonitin boya adsorpsiyonunun 40 °C' deki Langmuir ve Freundlich izotermi.....	53
Şekil 4.20. Ham-bentonitin boya adsorpsiyonunun 50 °C' deki Langmuir ve Freundlich izotermi.....	54
Şekil 4.21. Ham-ponzanın boya adsorpsiyonunun 10 °C' deki Langmuir ve Freundlich izotermi.....	56
Şekil 4.22. Ham-ponzanın boya adsorpsiyonunun 20 °C' deki Langmuir ve Freundlich izotermi.....	56
Şekil 4.23. Ham-ponzanın boya adsorpsiyonunun 30 °C' deki Langmuir ve Freundlich izotermi.....	57
Şekil 4.24. Ham-ponzanın boya adsorpsiyonunun 40 °C' deki Langmuir ve Freundlich izotermi.....	57
Şekil 4.25. Ham-ponzanın boya adsorpsiyonunun 50 °C' deki Langmuir ve Freundlich izotermi.....	58
Şekil 4.26. CDBA-ponzanın boya adsorpsiyonunun 10 °C' deki Langmuir ve Freundlich izotermi.....	60
Şekil 4.27. CDBA-ponzanın boya adsorpsiyonunun 20 °C' deki Langmuir ve Freundlich izotermi.....	60
Şekil 4.28. CDBA-ponzanın boya adsorpsiyonunun 30 °C' deki Langmuir ve Freundlich izotermi.....	61
Şekil 4.29. CDBA-ponzanın boya adsorpsiyonunun 40 °C' deki Langmuir ve Freundlich izotermi.....	61
Şekil 4.30. CDBA-ponzanın boya adsorpsiyonunun 50 °C' deki Langmuir ve Freundlich izotermi.....	62
Şekil 4.31. Ham-bentonitin tutuklanmış BB malzeme ile belirlenen Thomas modeli verilerinin ve deneysel verilerin kırılma eğrisi.....	64
Şekil 4.32. Ham-bentonitin tutuklanmış KB malzeme ile belirlenen Thomas modeli verilerinin ve deneysel verilerin kırılma eğrisi.....	65

Şekil 4.33. Ham-ponzanın tutuklanmış BB malzeme ile belirlenen Thomas modeli verilerinin ve deneysel verilerin kırılma eğrisi.....	66
Şekil 4.34. Ham-ponzanın tutuklanmış KB malzeme ile belirlenen Thomas modeli verilerinin ve deneysel verilerin kırılma eğrisi.....	67
Şekil 4.35. CDBA-ponzanın tutuklanmış BB malzeme ile belirlenen Thomas modeli verilerinin ve deneysel verilerin kırılma eğrisi.....	68
Şekil 4.36. CDBA-ponzanın tutuklanmış KB malzeme ile belirlenen Thomas modeli verilerinin ve deneysel verilerin kırılma eğrisi.....	69
Şekil 4.37. Tekstil atıksuyunun tutuklanmış KB ham-ponza ve tutuklanmış KB CDBA-ponza numuneleri ile seri bağlı kolonlarda belirlenen adsorpsiyon verileri ve Non-lineer regrasyon analizi ile belirlenen Thomas modeli verileri.....	71
Şekil 4.38. pH ayarlı tekstil atıksuyunun tutuklanmış KB ham-ponza ve tutuklanmış KB CDBA-ponza numuneleri ile seri bağlı kolonlarda belirlenen adsorpsiyon verileri ve Non-lineer regrasyon analizi ile belirlenen Thomas modeli verileri.....	71

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1. Boyama atıksularının karakteristikleri.....	6
Çizelge 2.2. Tekstil Liflerinin Boyanmasında Kullanılan Boyarmaddeler.....	7
Çizelge 2.3 Gelincik Bölgesi ponzalarının kimyasal bileşim değişimi.....	23
Çizelge 4.1. Farklı başlangıç konsantrasyonlarında ham-bentonit ile boya adsorpsiyonunun Non-lineer regrasyon analizi ile belirlenen Pseudo I. derece ve Pseudo II. derece kinetik sabitleri.....	42
Çizelge 4.2. Farklı başlangıç konsantrasyonlarında ham-ponza ile boya adsorpsiyonunun Non-lineer regrasyon analizi ile belirlenen Pseudo I. derece ve Pseudo II. derece kinetik sabitleri.....	43
Çizelge 4.3. Farklı başlangıç konsantrasyonlarında CDBA-ponza ile boya adsorpsiyonunun Non-lineer regrasyon analizi ile belirlenen Pseudo I. derece ve Pseudo II. derece kinetik sabitleri.....	45
Çizelge 4.4. Farklı başlangıç sıcaklıklarında ham-bentonitin boya adsorpsiyonunun Non-lineer regrasyon analizi ile belirlenen Pseudo I. derece ve Pseudo II. derece kinetik sabitleri.....	47
Çizelge 4.5. Farklı başlangıç sıcaklıklarında ham-ponzanın boya adsorpsiyonunun Non-lineer regrasyon analizi ile belirlenen Pseudo I. derece ve Pseudo II. derece kinetik sabitleri.....	48
Çizelge 4.6. Farklı başlangıç sıcaklıklarında CDBA-ponzanın boya adsorpsiyonunun Non-lineer regrasyon analizi ile belirlenen Pseudo I. derece ve Pseudo II. derece kinetik sabitleri.....	50
Çizelge 4.7. Ham-bentonitin boya adsorpsiyonunun Non-lineer regrasyon analiziyle belirlenen Langmuir ve Freundlich izoterm sabitleri.....	55
Çizelge 4.8. Ham- bentonit için R_L (ayırma faktörü) değerleri.....	55
Çizelge 4.9. Ham-ponzanın boya adsorpsiyonunun Non-lineer regrasyon analiziyle belirlenen Langmuir ve Freundlich izoterm sabitleri.....	59
Çizelge 4.10. Ham- ponza için R_L (ayırma faktörü) değerleri.....	59
Çizelge 4.11. CDBA-ponzanın boya adsorpsiyonunun Non-lineer regrasyon analiziyle belirlenen Langmuir ve Freundlich izoterm sabitleri.....	63
Çizelge 4.12. CDBA- ponza için R_L (ayırma faktörü) değerleri.....	63

Çizelge 4.13. Ham-bentonitin tutuklanarak iki farklı boyutta adsobent olarak kullanıldığı kolon çalışmalarından elde edilen verilerin Thomas modeline uygulanması ile elde edilen model parametreleri.....	66
Çizelge 4.14. Ham-ponzanın tutuklanarak iki farklı boyutta adsobent olarak kullanıldığı kolon çalışmalarından elde edilen verilerin Thomas modeline uygulanması ile elde edilen model parametreleri.....	68
Çizelge 4.15. CDBA-ponzanın tutuklanarak iki farklı boyutta adsobent olarak kullanıldığı kolon çalışmalarından elde edilen verilerin Thomas modeline uygulanması ile elde edilen model parametreleri.....	70
Çizelge 4.16. Tekstil atıksuyunun kendi pH değeri ile ve pH ayarlanarak yapılan kolon çalışmalarının Non-lineer regrasyon analizi ile Thomas modeline uygulanması ile elde edilen model parametreleri.....	72

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

AOX	Adsorplanabilir klorlu bileşikler
ADMI	Amerika boya imalatçıları enstitüsü renk birimi
BM	Boyar madde
C_e	Denge halinde çözültideki boya konsantrasyonu, mg/l
c_t	t süresinde çıkış boya konsantrasyonu, mg l ⁻¹
c₀	Giriş boya konsantrasyonu, mg l ⁻¹
CDBA	Cetyldimethylbenzylammonium chloride
CP	Cetylpyridinium chloride
CTAB	Cetyltrimethylammonium bromide
dk	Dakika
EN ISO	Avrupa Normu
EPI-DMA	Polyepichlorohydrin-dimethylamine
GAK	Granül aktif karbon
HTAB	Hexadecyl trimethyl ammonium bromide
k₁	Pseudo I. derece adsorpsiyonun denge hız sabiti, dk ⁻¹
k₂	Pseudo II derece . adsorpsiyonun denge hız sabiti, g mg ⁻¹ dk ⁻¹
k_{Th}	Thomas hız sabiti, ml dk ⁻¹ mg ⁻¹
K_f	Adsorpsiyon kapasitesini belirten Freundlich sabiti, mg g ⁻¹
K_L	Langmuir adsorpsiyon sabiti, (l/mg),
l	Litre
MB	Methylene blue
µm	Mikro metre
n	Adsorpsiyon şiddetini belirten Freundlich sabiti
q_e	Denge halinde adsorbe edilen boya miktarı, mg/g
q_{max}	Maksimum adsorpsiyon kapasitesi, mg/g
q_t	t süre sonundaki adsorbe edilen boya miktarı, mg/g
q₀	Dengede g adsorbent başına tutulan boya miktarı, mg g ⁻¹
R_L	Boyutsuz ayırma faktörü
t	Süre
UNEP	Birleşmiş Milletler Çevre Programı
UV	Ultra viole

x	Kolondaki adsorbent miktarını, g
v	Akış hızı, ml dk ⁻¹
V_{eff}	t süre sonunda çıkan hacim

1. GİRİŞ

Dünya nüfusunun artışına bağlı olarak artan yaşamasal ihtiyaçlar, beraberinde endüstriyel gelişmeleri de getirmiştir. İnsanoğlunun yaşam standartlarını yükseltmek amacıyla gerçekleştirilen endüstriyel faaliyetler neticesinde, çevre sağlığına önemli ölçüde zarar veren kirlilikler oluşmaktadır. Bu kirliliklerin önemli bir kısmını zehirli ağır metaller ve boyar maddeler oluşturur.

Boyar maddelerin, çeşitli endüstrilerde kullanım alanlarının artması, oluşan atıksuların renk yükünün artmasına neden olur. Bu atıksuların arıtılmadan deşarj edilmesi, alıcı su ortamının estetik görünümünü bozar ve sucul yaşamda tahribata neden olur. Alıcı su ortamlarıyla insan bünyesine ulaşabilen bu atıksuların insanlar üstünde de kanserojenik ve toksik etkileri vardır. Mevcut atıksu deşarj standartlarına göre renk sınırlayıcı bir parametre değildir ancak çevre ve insan sağlığı açısından ele alındığında arıtılması önem taşımaktadır.

Boyar maddeler kullandıkları endüstri koluna ve endüstriyel faaliyete göre çeşitlilik gösterirler. Boyar maddelerin en çok kullanıldığı endüstri kolları; tekstil, kağıt, deri, kauçuk, ilaç, gıda kozmetik ve boya endüstrileridir. Ülkemizde özellikle tekstil endüstrisinde hızlı bir gelişim olduğu göz önüne alınırsa, oluşan renkli atıksuların arıtılması çevre ve insan sağlığı açısından büyük önem taşımaktadır. Tekstil endüstrisi atıksuyunun, hacminin yüksek olduğu ve kullanılan kimyasal maddelere ve boyarmaddelere bağlı olarak karmaşık bir yapıya sahip olduğu bilinmektedir.

Tekstil endüstrisinde, sürekli iyileştirme amacıyla ürünlerin çeşitli kimyasallara, deterjanlara, ışığa ve ısıya dayanıklı olarak üretilmesi, kullanılan kimyasalların ve boyar maddelerin de biyolojik olarak parçalanmasını zorlaştırmaktadır. Ayrıca boyar maddelerin küçük miktarlarının bile, oldukça büyük su kütlelerini boyayabildiği düşünüldüğünde, doğanın, renk yükü çok ve biyolojik olarak parçalanması güç olan bu atıksuları, kendi doğal süreçleriyle arıtmasının oldukça güç olacağı ya da uzun süreler alacağı anlaşılabilmektedir. Bu doğal süreç esnasında alıcı su ortamında ve

ulaştığı ortamlardaki canlılarda toksik, kanserojenik ve mutajenik etkiler görülecek bununla birlikte alıcı ortamdaki estetik görünüm yok olacaktır.

Renk, atıksu deşarjında mevcut standartlara göre sınırlayıcı bir parametre olmamakla birlikte estetik açıdan bir problem yarattığı gibi, suyun yeniden kullanım imkanını da kısıtlamaktadır (Gönder ve Barlas, 2005). Birleşmiş Milletler Çevre Programı (UNEP) tarafından verilmiş olan kıyusal deşarj standardında renk için açık denizlere deşarj sırasında maksimum 1:40 seyrelmede renk oluşmaması, kapalı alanlarda ise 1:20 seyrelmede renk oluşmaması istenmektedir (Pala, 1998). Avrupa Birliği ülkelerinde ise Avrupa Normu EN ISO 7887 çerçevesinde endüstriyel atıksular için de renk parametresi ve sınırları verilmektedir (Barlas, 1999).

Boya üretim endüstrileri ve boyaların ve pigmentlerin kullanıldığı endüstrilerde, organik içerik ve rengin her ikisinin de yüksek olduğu atıksular üretilir. Dünya çapında yılda $7 \cdot 10^5$ ton, yaklaşık 10.000 farklı ticari boya ve pigment üretilir (Sponza ve Atalay, 2000; Kaykıoğlu ve Debik, 2006; Gomez vd., 2007). Boyalar, anyonik (direkt, asit ve reaktif boyalar), katyonik (bazık boyalar) ve non-iyonik (dispers boyalar) olarak sınıflandırılabilir (Hameed vd., 2007).

Boyama prosesi sırasında yaklaşık boyanın %10-15 nin atıksu akımına geçtiği hesaplanmıştır(Gomez vd., 2007). Tekstil endüstrisinde ürünlerin her kg'ı başına yaklaşık olarak 40-65 l atıksu meydana gelmektedir (Manu ve Chaudhari, 2002). Tekstil atıksularında bulunan önemli kirleticiler; biyolojik olarak zor ayrışan organik maddeler, renk, toksik maddeler ve inhibitör bileşikler, adsorplanabilir klorlu bileşikler (AOX), pH ve tuzlardır (Şen ve Demirer, 2003). Tekstil endüstrisi atıksularında KOİ/BOİ5 oranı 3–4 arasında değişmekte olup, bunun anlamı biyolojik olarak zor ayrışabilirliktir (Sponza ve Atalay, 2000). Bir tekstil endüstrisinden gelen atıksular, yüksek görünürlükte renk (3000- 4500 ADMI Units), KOİ (800–1600 mg/l), alkalinite, pH (9–11) ve toplam katılar (6000–7000 mg/l) ile karakterize edilmektedir (Manu ve Chaudhari, 2002).

Tekstil endüstrilerinde inert KOİ, yüksek molekül ağırlıklı sentetik boyalarla onların yan ürünlerinden ve klor ile halojen içeren ağartıcı kimyasal maddelerden (AOX) kaynaklanmaktadır. Yüzeysel sularda AOX birikimi de karsinojenik ve mutajenik etkilerin ortaya çıkmasına neden olmaktadır (Sponza ve Atalay, 2000).

Renkli atıksuların doğrudan alıcı ortalama deşarj edilmesinin kontrolsüz anaerobik şartlarda toksik-karsinojenik aromatik aminlerin oluşması gibi birincil çevresel etkisinin yanında estetik açıdan çevreye zarar vermesi gibi ikincil bir etkisi de vardır (Karapınar Kapdan ve Kargı, 2000). Renkli atık, alıcı su kütlesindeki ışık geçirgenliğini de engelleyerek biyolojik işlemin azalmasına veya tamamen durmasına sebep olmaktadır (Demir vd., 2000).

Su Kirliliği ve Kontrolü Yönetmeliğinde renk ve AOX standardı yoktur(Sponza ve Atalay, 2000). Ancak, boyarmadde içeren atıksuların ulaştıkları alıcı ortama olumsuz etkilerinin yanı sıra insan bünyesine ulaşması, böbrek fonksiyonlarına, üreme sistemine, karaciğer, beyin ve merkezi sinir sistemine sert tahribatlar yapabilir (Özcan ve Özcan, 2004a). Türkiye’de tekstil endüstrisindeki gelişim ve kullanılan boyar madde miktarı ve atıksu hacmi düşünüldüğünde, bu atıksuların arıtılması çevreye ve insan sağlığına karşı önemli bir sorumluluktur.

Boya içeren atık suların arıtılması için biyolojik, fiziksel ve kimyasal esaslı birçok yöntem kullanılmaktadır (Mahramanlıoğlu ve Arkan, 2002). Kullanılan bu yöntemler; anerobik arıtım (Kaykıoğlu ve Debik, 2006), flokülasyon/koagülasyon (Stephenson ve Sheldon, 1996), adsorpsiyon (Özcan vd, 2007; Mahramanlıoğlu ve Arkan, 2002), biyosorpsiyon (Aksu ve Tezer, 2005), ultra filitrasyon (Calabro vd., 1991), ozon(O₃) (Kocaer ve Aklan, 2007), fenton prosesi (Gönder ve Barlas, 2005; Arslan Alaton ve Teksoy, 2007), elektrokoagülasyon (Eyvaz vd., 2006), iyon değişimi (Kocaer ve Aklan, 2002) şeklinde sıralanabilir. Bu yöntemlerle elde edilen renk giderim veriminin atıksudaki boya türüne bağlı olarak değişiklik göstermesi, atıksulardan renk giderimi için en uygun metodun seçimini daha da zorlaştırmaktadır. Koagülasyonla renk gideriminde özellikle alum, FeCl₃ ve CaCl₂ kullanılmaktadır. Arıtma sonrasında, su içeriği yüksek bir çamurun, yüksek miktarda

oluşması bu yöntemin dezavantajıdır. Ozon, hidrojen peroksit (H₂O₂), fenton reagent, UV/ H₂O₂, klorlama, ultrafiltrasyon, elektrokimyasal gibi yöntemler ile çok yüksek renk giderim verimi elde edilmesine rağmen, oldukça pahalı yöntemlerdir (Karapınar Kapdan ve Kargı, 2000).

Adsorpsiyon, boya ların, pigmentlerin, ve diğer renk veren maddelerin giderimi için ve de BOI kontrolü için etkili ve ekonomik bir yöntemdir (Akbal, 2005). Atıksu içerisinde bulunan moleküller, adsorbent yüzeyine bağlanırlar, bu etkileşim; adsorpsiyon karakteristikleri ve fiziksel özellikler terimleri ile açıklanabilir. Aktif karbon, yüksek adsorpsiyon kapasitesi, yüksek yüzey alanı, mikroporoz yapısı ve yüksek derecedeki yüzey reaktivitesi ile en sık kullanılan adsorbenttir, fakat kullanımı ile ilgili bazı problemler vardır. Aktif karbon pahalıdır ve rejenerasyon için kullanılan solüsyonlar, ek atıksu oluşumuna neden olurken rejenerasyon sırasında %10–15 adsorbent ve tutma kapasitesi kaybına neden olur buda işletim maliyetine eklenir. Bu, boya ların adsorpsiyonu için daha ucuz ve kolay elde edilebilen materyallerin araştırılması sonucu doğurmuştur (Özcan ve Özcan, 2004a). Bu nedenle, akışkan solüsyonlardan tekstil boya larının arıtılması için, düşük maliyetli, yeni, bölgesel olarak uygulanabilen adsorbentler aktif karbon yerine alternatif olarak kullanılmaktadır (Özcan vd., 2007).

Rengin atıksulardan ucuz adsorbentler ile giderilmesi için yapılan araştırmalarda; zeolit, bentonit, montomorillonit, sepiyolit, smectite gibi killerin (Özcan ve Özcan, 2004a; Benkli vd., 2005; Baskaralingam vd., 2006; Kılıç Alpat vd., 2008), ponzanın (Akbal, 2005), zirai atıklar ve fermentasyon atıklarının (Aksu ve İsoğlu, 2006), kömürün (Mahramanlıoğlu ve Arkan, 2002), dip külü ve uçucu külün (Dinçer vd., 2007), talaşın ve kumun (Rauf vd., 2008) adsorbent olarak kullanıldığı bilinmektedir. Kullanılan materyallerin tümünün, kolay bulunabilir olması, yenilenebilir olması, bölgesel olarak uygulanabilir olması ve düşük maliyetli olması gibi önemli avantajları vardır.

Bu tez çalışmasında sentetik ve tekstil atıksuyundan boyarmaddelerin giderilmesi için adsorbent olarak ham ponza, modifiye edilmiş ponza ve ham bentonit

seçilmiştir. Seçilen bu ham materyaller, çevresel etkileri açısından temiz, ülkemizde ve bölgesel olarak bol miktarlarda buldukları için ucuzdur. Ülkemiz, bentonit ve ponza üretiminde dünya çapında ilk sıralarda bulunur. Bu ham maddelerin yararlı kullanım alanlarının araştırılması ve neticesinde kullanımının artması, ülke ekonomimize de katkı sağlayacaktır.

Yapılmış olan bu tez çalışmasında sentetik atıksudan ve tekstil atıksuyundan boyarmaddelerin giderilmesi için ham bentonit ve ham ponza temel materyal olarak ele alınmış, ham ponza modifiye edilmiştir. Bu tez çalışmasının amacı; (i) Ham ponza ve ham bentonitin renkli sulardan boyarmadde gideriminde alternatif bir adsorbent olarak incelenmesi, (ii) ham ponzanın modifiye edilerek adsorpsiyon kapasitesindeki değişimin gözlenmesi, (iii) ham bentonit, ham ponza ve modifiye ponza ile kesikli ve kolon çalışmaları yapılarak adsorpsiyon kinetikleri ve izotermelerinin belirlenmesidir.

2. KAYNAK ÖZETLERİ

2.1. Tekstil Atıksuyu ve Boyar Maddeler Hakkında Genel Bilgi

Tekstil endüstrisi, insanların gıda temininden sonra en önemli ihtiyaçlarından biri olan giyeceklerin üretildiği sektördür. Tekstil, Türkiye'nin en önemli sektörlerinden biridir ve atık üretiminin en fazla olduğu sektörlerden önde gelenidir (Gönüllü, 2004). Bu endüstri dalında çok çeşitli üretim prosesleri vardır. Bu nedenle birim atıksu miktarı, atıksuda bulunan kirletici tür ve konsantrasyonları farklılık göstermektedir (Ölmez vd., 2003). Çizelge 2.1. boyama atıksularının karakteristiklerini göstermektedir (Kocaer ve Alkan, 2002).

Çizelge 2.1 Boyama atıksularının karakteristikleri

BOYA TÜRÜ	ELYAF ÇEŞİDİ	RENK ADMI	BOİ, mg/l	TOK mg/l	AKM mg/l	ÇKM, mg/l	PH
Asit	Poliamid	4000	240	315	14	2028	5.1
1:2 Metal kompleks	Poliamid	370	570	400	5	3945	6.8
Bazik	Akrilik	5600	210	255	13	1469	4.5
Direkt	Viskoz	12500	15	140	26	2669	6.6
Reaktif, kesikli	Pamuklu	3890	0	150	32	12500	11.2
Reaktif, sürekli	Pamuklu	1390	102	230	9	691	9.1
Vat	Pamuklu	1910	294	265	41	3945	11.8
Dispers, yüksek sic.' ta	Polyester	1245	198	360	76	1700	10.2

Tekstil atıksularının ortak özellikleri; yüksek kimyasal oksijen ihtiyacı (yüksek KOI), yüksek biyolojik oksijen ihtiyacı (yüksek BOI), yüksek sıcaklık, yüksek pH, askıda katı maddeler ve çeşitli boyaların neden olduğu renktir (Demir vd., 2000). Tekstil atıksularındaki önemli kirleticiler, temel olarak organikler, renk, toksik maddeler, inhibitör bileşikler, yüzey aktif maddeler, klorlu bileşikler (AOX), pH ve tuzların yanı sıra boyarmaddelerdir (Sandhya ve Swaminathan, 2006). Tekstil endüstrisinde ürünlerin her kg'ı başına yaklaşık olarak 40–65 l atıksu meydana

gelmektedir (Manu ve Chaudhari, 2002). Tekstil endüstrisinde gerek oluşum miktarı gerekse içerdiği kirleticiler bakımından önem taşıyan atıksuların büyük bir çoğunluğu, boyama işlemlerinden kaynaklanmaktadır. Boyama işlemleri sonucu oluşan atıksuların en karakteristik kirletici parametrelerinden biri renk olup, bu tür atıksularda çözülmüş ve koloidal yapıda olabilen rengin başlıca kaynağı söz konusu işlemlerde kullanılan boyar maddelerdir (Ölmez vd., 2006).

Dünya çapında yılda $7 \cdot 10^5$ ton, yaklaşık 10.000 farklı ticari boya ve pigment üretilir (Sponza ve Atalay, 2000; Kaykıoğlu ve Debik, 2006; Gomez vd., 2007). Boyalar, anyonik (direkt, asit ve reaktif boyalar), katyonik (bazik boyalar) ve non-iyonik (dispers boyalar) olarak sınıflandırılabilir (Hameed vd., 2007). Tekstil liflerinin boyanmasında kullanılan boyarmaddeler Çizelge 2.2.' de görülmektedir (Kurtoğlu ve Şenol, 2004).

Çizelge 2.2. Tekstil Liflerinin Boyanmasında Kullanılan Boyarmaddeler

LİF TÜRÜ	KULLANILAN BOYARMADDELER
Yün, İpek	Asidik BM, Bazik BM, Reaktif BM, Metal-Kompleks BM
Pamuk, Keten, Viskoz	Direkt BM, Reaktif BM, Küp BM, Kükürt BM
Poliamid	Dispers BM, Asidik BM
Poliakrilonitril	Dispers BM, Bazik BM
Polyester	Dispers BM

Boyalar kimyasal yapılarına veya tekstil elyafa uygulanmalarına göre, yani boyama özelliklerine ve diğer renklendirme amaçlarına göre sınıflandırılabilir. Boyarmaddeler boyayabildikleri elyaf türüne göre de son yıllarda sınıflandırılabilirler. Kimyasal yapılarına göre en önemli boyarmaddeler içerdikleri nitrozo, nitro, monoazo, disazo, kinolin, azin, oksazin, antrakinin ve ftalosiyanın gibi gruplara göre değerlendirilmektedirler. Boyama özelliklerine göre ise Direkt, Küp, Reaktif ve Dispers gibi başlıklar altında toplanabilmektedir. Boyalar

boyayabildikleri elyaf türüne göre de son yıllarda sınıflandırılabilirler. Bu tür sınıflamaya göre boyalar 3 başlık altında toplanabilir. Selüloz esaslı elyaf boyamada kullanılan boyalar (Direkt, Küp, Reaktif boyalar vb.), Protein esaslı elyaf boyamada kullanılan boyalar (Asit, Metal-kompleks, Krom, Reaktif boyalar vb.) ve Sentetik elyaf boyamada kullanılan boyalar (Polyester elyaf için: Dispers boyalar, Poliakrilonitril elyaf için Katyonik boyalar, Poliamit elyaf için: Metal-kompleks boyalar vb.) olmak üzere üç grupta sınıflandırılabilirler (Akkurt vd., 2005).

Boyalar farklı kimyasal yapılar içermektedirler. Fakat genel olarak kromofor ve fonksiyon grubu olmak üzere iki bileşikten oluşmaktadır. Kromofor, boyanın rengi için önemli bir bileşiktir. Bir ya da birden çok bağ içermektedir. Bu bağlar değişkendir ve ışığı absorplayarak, boyanın parlak renkli görünümünü sağlamaktadırlar. Boyalarda en yaygın kullanılan kromofor grubu, azo grubudur. Diğer önemli gruplar indigo ve sülfür içermektedir. Fonksiyonel grup, boyanın pamuk ya da yün ipliğine bağlanmasını sağlamaktadır. Farklı tip tekstil materyallerinin boyanması için farklı tip fonksiyonel gruplar kullanılmaktadır (Kaykıoğlu ve Debik, 2006).

Pek çok boya sınıfından biri olan azo boyalar, tekstil endüstrisinde kullanılan boyaların yaklaşık olarak %60-70 'idir (Silva vd., 2004). Azo grubu boyalar (monoazo, diazo, triazo v polyazo) şuanda var olan en geniş (yaklaşık olarak 26.000 boya) kimyasal boya grubudur (Zohra vd., 2008). Bunların bazıları sucul toksidite yada alerjik etkiler gösterir ve indirgeyici şartlarda, kanserojenik olan aromatik aminleri üretirler (Silva vd., 2004). Bu boyalar, tipik olarak -N=N- şeklinde karakterize edilmektedir. (Kaykıoğlu ve Debik, 2006).

İndigo boyalar da, pamuklu kumaşları işleyen tekstil endüstrisinin önemli bir kısmını teşkil etmektedir. İndigo boyalar suda çözünmediği için karmaşık bir uygulama prosedürüne sahiptir. Günümüzde bu boyanın kullanımı, boyanın indirgenerek suda çözünebilir (leuco indigo) hale dönüştürülmesi ile yapılmaktadır. Modern tekstil boyama proseslerinde, indigo boyaların indirgenmesi sodyum ditiyonit ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$) gibi güçlü indirgenler kullanılarak gerçekleştirilmektedir. Bu durum, boyama

banyoları çıkış suyu ve yıkama sularında ciddi kirlenme problemlerine sebep olmaktadır. Zira indirgeyici maddeler sonuçta geri dönüştürülemeyen türlere yükseltgenmekte; sülfid, sülfat, tiosülfat ve toksik sülfid gibi maddeler boyama ünitelerinden gelen atıksuyu kirletmektedir. Ayrıca, yükseltgenme reaksiyonlarına hassas boyama banyolarının kararlı hale getirilmesi için kullanılan indirgeyici maddelerin gereğinden fazla kullanılması sonucunda da atıksularda, aerobik arıtım sürecini olumsuz yönde etkileyecek düzeyde ditiyonit bulunabilmektedir (Kaykioğlu ve Debik, 2006).

Asit boyalar, anyonik boya sınıfına girerler. Asit boyalar organo sülfonik asitlerdir ve ticari olarak kullanılan türleri suda iyi çözünebilen sodyum tuzlarıdır (Hameed vd., 2007). Asit boyalar genellikle poliamid fiberlerin, yün, ipek ve modifiye akriliklerin boyanmasında kullanılır. Dünya çapında en sıklıkla kullanılan boya sınıflarından biridir ve Türkiye 'de poliamid boyama sektöründe en büyük pazar payına sahiptir (Arlan Alaton ve Teksoy, 2007).

Modern tekstil boyalarının yapılarını ve renklerini korumaları için yüksek derecede kimyasal ve fotolitik kararlılığa sahip olması beklenmektedir. Bu yüzden boyalar güneş, deterjan, sabun ve sulara karşı dayanıklı olacak şekilde üretilmektedirler. Boyaların bu özellikleri atık suların temizlenmesi yöntemlerini de etkilemektedir (Mahramanlıoğlu ve Arkan, 2002).

Renkli atıksuların doğrudan alıcı ortalama deşarj edilmesinin kontrolsüz anaerobik şartlarda toksik-karsinojenik aromatik aminlerin oluşması gibi birincil çevresel etkisinin yanında estetik açıdan çevreye zarar vermesi gibi ikincil bir etkisi de vardır (Karapınar Kaptan ve Kargı, 2000). Alıcı sulara verilen renkli atıksular, su ortamındaki ışık geçirgenliğini azaltır ve fotosentetik aktiviteyi olumsuz yönde etkiler. Ayrıca boyar maddelerin bazı sucul organizmalarda birikmesi toksik ve kanserojenik ürünlerin meydana gelme riskini de beraberinde getirmektedir (Kocaer ve Alkan, 2002). Bu atıksuların düşük konsantrasyonlarda olsa bile var olması, oldukça görünürdür, ve arzu edilmez (Özcan vd., 2007). Renkli atıksuların alıcı ortama verilmesi ulaştığı insan bünyesine; böbrek fonksiyonlarına, üreme sistemine,

karaciğer, beyin ve merkezi sinir sistemine sert tahribatlar yapabilir (Özcan ve Özcan, 2004a). Doğal su kütleleri içerisinde rengin varlığı nedeniyle estetik bozulma meydana gelmekte ve çözünmüş oksijenin geçirimsizliği engellenmektedir. Su kütlelerinde çözünmüş oksijenin azalması su ortamında hayatı ciddi şekilde etkilemektedir (Kaykıoğlu ve Debik, 2006). Bu nedenle, böyle atıksulardan boyaların giderilmesi temel bir çevresel problemdir ve gereklidir, çünkü boyalar düşük konsantrasyonlarda bile görünürdür(Gomez vd., 2007).

2.1.1. Tekstil Atıksularının Arıtılmasında Kullanılan Arıtım Yöntemleri

Boyahane atık sularından rengin giderimi, hala tekstil boyama endüstrisinde karşılaşılan en önemli problemlerden biridir. Bu tekstil atıksularının, arıtılması için kullanılan çeşitli fiziksel, kimyasal, biyolojik, arıtım metotları vardır (Özcan vd., 2007). Tekstil endüstrisi atıksularının arıtılmasında en yaygın olarak kullanılan kimyasal yöntemler; oksidasyon yöntemleri, kimyasal çöktürme ve flokülasyon yöntemi ve Cucurbituril ile arıtım, fiziksel yöntemler; adsorpsiyon, membran filtrasyonu ve iyon değişimi, biyolojik yöntemler ise; aerobik arıtım, anaerobik arıtım ve biyosorpsiyon olarak sayılabilir (Kocaer ve Alkan, 2002).

Biyolojik arıtmadaki sınırlı renk giderimi temel olarak yumaklaştırma ve aktif çamurdaki askıda katı maddelere adsorpsiyon ile gerçekleşir (Ölmez vd., 2003). Azo, antraquinon ve indigo çekirdeğine sahip sentetik boyalar doğada hidrofilik olmaları nedeniyle mikrobiyal parçalanmaya dirençli olduklarından konvansiyonel aerobik yöntemlerle ayrıştırılamamaktadırlar (Sponza vd., 2000; Manu ve Chaudhari, 2002). Anaerobik arıtımla ise, azo bağının kırılmasıyla, anaerobik olarak parçalanamayan aromatik aminler de oluşabilmektedir. Boyar maddeler normalde sitotoksik, mutajenik veya kanserojenik değilken, anaerobik parçalanma sonucu oluşan aminler bu özellikleri gösterebilmektedir (Kocaer ve Alkan, 2002). Kimyasal koagülasyonda kimyasal ilavesi sonucu istenmeyen reaksiyonların meydana gelmesiyle ekstra kirlilik ve fazla çamur oluşur (Lin ve Chen, 1997). Oksidasyon yöntemlerinin uygulanmasını sınırlayan faktör ise toksik yan ürünlerin oluşma potansiyelidir. Diğer bir fiziksel metot olan membran filtrelerde, ayırmadan sonra kalan konsantre atığın

bertaraf problemlerine neden olması, sermaye giderlerinin yüksek olması, membranın tıkanma olasılığı gibi dezavantajlar söz konusudur. İyon değiştiriciler için en büyük dezavantaj ise kuşkusuz yöntemin maliyetidir (Kocaer ve Alkan, 2002).

Adsorpsiyon, boyalarn, pigmentlerin ve diğer renk veren maddelerin giderimi için ve de BOI kontrolü için etkili ve ekonomik bir yöntemdir (Akbal, 2005). Adsorpsiyonun bu geleneksel arıtım metotlarına göre özellikle çevresel bakış açısından önemli avantajları vardır(Özcan vd., 2007).

2.2. Adsorpsiyon Mekanizması

Adsorpsiyon ilk olarak 1785 yılında Lowitz tarafından gözlemlenmiş ve hemen ardından, şeker arıtımı süresince renk giderim prosesi olarak kullanılmıştır. 19.yüzyılın ikinci yarısında, Amerika da su arıtım tesisleri inaktif odun kömürü filtrelerini su safsızlaştırmada kullanmışlardır. Su arıtımı için ilk granül aktif karbon ünitesi (GAK), 1929 yılında (Almanya) Hamm’ da ve ardından 1930 yılında (Michigan) Bay-City’ de inşa edilmiştir (Hawari ve Mulligan, 2006).

Adsorpsiyon, klasik arıtım yöntemleriyle arıtılması güç olan zehirlilik, koku ve renk kirliliği yaratan kimyasal maddelerin, bu maddeleri tutabilecek yapıda olan katı maddelerin yüzeyinde kimyasal ve fiziksel bağlarla tutulma işlemdir. Tutma özelliği gösteren katı maddelere “adsorbent” adı verilir. Adsorbent tarafından tutulabilen maddeler ise “adsorbat” olarak adlandırılır. Adsorpsiyon fiziksel ve kimyasal olmak üzere iki sınıfa ayrılabilir.

Fiziksel adsorpsiyon prosesinde adsorplanmış molekülleri adsorbent yüzeyine bağlı tutan Van der Waals kuvvetidir ve tersinir bir olaydır (Göde, 2002). Adsorbent ve çözünen arasındaki çekim kuvvetleri moleküler olduğu zaman, çözücü ve çözünen arasındaki çekim kuvvetinden daha fazla olacağından, çözünen adsorbent yüzeyine adsorplanacaktır. Fiziksel adsorpsiyon prosesinde adsorplanmış tabaka birden fazla molekül kalınlığındadır.

Kimyasal adsorpsiyon prosesinde adsorbatlar, adsorbent yüzeyine kovalent bağla tutunurlar (Göde, 2002). Bu nedenle reaksiyon tek yönlüdür yani tersinmez yapıdadır. Adsorplanmış tabaka molekülleri tek tabaka kalınlığındadır.

Aktif karbon, yüksek adsorpsiyon kapasitesi, yüksek yüzey alanı, mikroporoz yapısı ve yüksek derecedeki yüzey reaktivesi ile en sık kullanılan adsorbenttir, fakat kullanımı ile ilgili bazı problemler vardır. Aktif karbon pahalıdır ve rejenerasyon için kullanılan solüsyonlar ek atıksu oluşumuna neden olurken, rejenerasyon sırasında %10–15 adsorbent ve tutma kapasitesi kaybına neden olur buda işletim maliyetini artırır. Bu durum adsorbent olarak daha ucuz ve kolay elde edilebilen materyallerin araştırılması sonucunu doğurmuştur. Adsorbent olarak genellikle bol miktarda bulunan doğal maddeler ya da düşük maliyetli atık ürünler kullanılır (Özcan ve Özcan, 2004a)

2.2.1. Adsorpsiyon Kinetikleri

Arıtma tesisi tasarımında kinetik parametrelerin bilinmesi büyük önem taşımaktadır. Adsorpsiyon kinetik parametrelerinin belirlenmesi için Pseudo I. derece ve Pseudo-II. derece kinetik modelleri kullanılabilir.

Pseudo-I. derece kinetik modelinin diferansiyel eşitliği aşağıdaki şekilde belirtilir:

$$dq_t/dt=k_1(q_e-q_t) \quad (2.1)$$

q_e ve q_t sırasıyla, denge halindeki ve t (dk) süre sonundaki adsorplanan boya miktarını ($mg\ g^{-1}$), k_1 ise Pseudo I. derece adsorpsiyonun denge hız sabitini (dk^{-1}) ifade eder. Eşitliğin (2.1), $t=0$ ve t değer aralığında iken, $q_t=0$ ve q_t değer aralığında integrali çözülmüşe aşağıdaki eşitlik elde edilir:

$$\log(q_e/(q_e-q_t))=(k_1/2.303)*t \quad (2.2)$$

Elde edilen denklem (2.2) lineer form elde etmek için yeniden düzenlenirse, denklemin lineer formu aşağıdaki şekilde olur:

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - (k_1/2.303) * t \quad (2.3)$$

Pseudo I. derece kinetik modelinin eşitliği aşağıdaki şekilde belirtilir:

$$1/(q_e - q_t) = 1/q_e + k_2 * t \quad (2.4)$$

k_2 , Pseudo I. derece adsorpsiyonun denge hız sabitini ($g \text{ mg}^{-1} \text{ dk}^{-1}$) ifade eder. Elde edilen denklem (2.4) lineer form elde etmek için yeniden düzenlenirse, denklemin lineer formu aşağıdaki şekilde olur:

$$t/q_t = 1/(k_2 * q_e^2) + (1/q_e) * t \quad (2.5)$$

2.2.2. Adsorpsiyon İzotermi

Elde edilen adsorbentlerin adsorpsiyon kapasitelerinin belirlenmesi için Langmuir ve Freundlich İzotermi kullanılmıştır.

Langmuir izoterm eşitliği adsorpsiyonun adsorbent üzerindeki homojen bölgelerde gerçekleştiğini ve eğer bir boyu molekülü bir bölgeye yerleşmişse bu bölgede başka bir adsorpsiyonun gerçekleşmeyeceğini varsayar. Langmuir izoterm modeli eşitliği aşağıdaki şekildedir:

$$q_e = (q_{\max} * K_L * C_e) / (1 + K_L * C_e) \quad (2.6)$$

q_e ; denge durumunda adsorbent üzerindeki boyu miktarını (mg/g), q_{\max} ; yüzeydeki tüm tektabaka (monolayer) alanla ilişkili olarak maksimum adsorpsiyon kapasitesini (mg/g), K_L ; Langmuir adsorpsiyon sabitini (l/mg), C_e ; denge halinde çözeltideki boyu konsantrasyonunu (mg/l), ifade eder.

Denklem (2.6) yeniden düzenlenip çözülrse lineer form aşağıdaki şekilde olur:

$$C_e/q_e=(1/q_{max}*K_L)+(C_e/q_{max}) \quad (2.7)$$

C_e/q_e-C_e grafiği, eğimi $1/q_{max}$, kesim noktası $(1/q_{max})*K_L$ olan bir doğru gsterir. Langmuir eşitliğinin temel karakteri boyutsuz ayırma faktörü R_L ile aşağıdaki şekilde tanımlanır:

$$R_L=1/(1+K_L*C_0) \quad (2.8)$$

C_0 ; en yksek giriş boya konsantrasyonunu (mg/l), K_L ; Langmuir adsorpsiyon sabitini (l/mg) ifade eder. R_L değeri izotermin tipini belirler. $R_L>1$ ise izoterm uygun olmayan, $R_L=1$ ise lineer, $0<R_L<1$ ise uygun olan ve $R_L=0$ ise izoterm tersinir olmayan şeklinde ifade edilir (Baskaralingam vd., 2006; Hameed vd., 2007).

Feundlich eşitliği heterojen sistemleri tanımlamak iain kullanılan ampirik bir eşitliktir, heterojenlik faktörü $1/n$ ile ifade edilir. Bu ampirik eşitlik aşağıdaki şekilde yazılabilir:

$$q_e=K_f*C_e^{1/n} \quad (2.9)$$

q_e ; denge halinde adsorbent üzerine adsorplanan boya miktarını (mg g⁻¹), K_f ; adsorpsiyon kapasitesini belirten Freundlich sabitini (mg g⁻¹), C_e ; çözeltideki boya konsantrasyonunu (mg/l) ve n ; adsorpsiyon şiddetini belirten Freundlich sabitini ifade eder. Denklem lineer formu iki tarafın logaritması alınarak aşağıdaki şekilde ifade edilir:

$$\log q_e=\log K_f+(1/n)*\log C_e \quad (2.10)$$

$\log q_e-\log C_e$ grafiğinin eğiminden ve kesim noktasından $1/n$ ve K_f değerleri belirlenir. Eğer $n=1$ ise adsorpsiyon lineerdir. Bu adsorpsiyon bölgelerinin homojen enerjide olduğunu (Langmuir modelinde olduğu gibi) ve adsorplanan türler arasında

bir etkileşim olmadığını belirtir. Eğer $1/n < 1$ ise, uygun adsorpsiyondur, adsorpsiyon kapasitesi artar ve yeni adsorpsiyon bölgeleri oluşur. Eğer $1/n \gg 1$ ise, adsorpsiyon bağları zayıflar ve uygun olmayan adsorpsiyon meydana gelir ve sonuç olarak adsorpsiyon kapasitesi azalır (Özcan vd., 2004b; Hameed vd., 2007).

Kolon adsorpsiyon prosesinin başarılı bir dizaynını yapmak için, çıkış suyunun konsantrasyon-zaman profilinin yada kırılma noktası eğrisinin tahmini gerekir. Dizaynda ayrıca, adsorbentin max. adsorpsiyon kapasitesi de bilinmelidir. Thomas modeli kolon performans teorisi için en genel ve en yaygın olarak kullanılan modeldir. Kolon adsorpsiyonunu açıklayan Thomas eşitliği aşağıdaki şekildedir:

$$c_t/c_0 = 1/[1 + \exp(k_{Th} * q_0 * x/v - k_{Th} * c_0 * t)] \quad (2.11)$$

k_{Th} ; Thomas hız sabitini ($ml \, dk^{-1} \, mg^{-1}$), q_0 ; dengede g adsorbent başına tutulan boya miktarını ($mg \, g^{-1}$), x ; kolondaki adsorbent miktarını (g), c_t ; t süresinde çıkış boya konsantrasyonunu ($mg \, l^{-1}$), c_0 ; giriş boya konsantrasyonunu ($mg \, l^{-1}$), v ; akış hızını ($ml \, dk^{-1}$), t ; akış süresini (dk, $t = V_{eff}/v$, V_{eff} , t süre sonunda çıkan hacim) ifade eder. Thomas modelinin lineer hali aşağıdaki şekilde ifade edilir:

$$\ln(c_0/c_t - 1) = (k_{Th} * q_0 * x/v) - (k_{Th} * c_0 * t) \quad (2.12)$$

$\ln(c_0/c_t - 1) - t$ grafiğinden verilen akış hızında lineer regrasyon analizi kullanılarak yada $c_t/c_0 - t$ grafiği ile non-lineer regrasyon analizi kullanılarak k_{Th} ve q_0 değerleri hesaplanabilir (Aksu ve Gönen, 2004; Han vd., 2007).

2.3. Bentonit Hakkında Genel Bilgi

Bentonit esas minerali montmorillonit olan killer için yaygın ve ticari olarak kullanılan bir terim olup en az %85 montmorillonit içeren yumuşak koloidal özellikli bir alüminyum hidrosilikattır. Bentonit, ticari anlamda suyla temasa geçince şişebilen, asitle aktiflendirilebilen, sondaj çamurlarını koyulaştıran ve geniş yüzey alanı gösteren bir kil mineralidir. Bentonitin, çeşitli endüstriyel proseslerde

kullanımı, yapısı ve bileşimi ile yakından ilgilidir. Tane boyu, tane şekli, yüzey kimyası, yüzey alanı, renk, aşındırma, viskozite, plastisite, absorpsiyon, adsorpsiyon vb. özellikler çeşitli endüstriyel alanlarda kullanımını önemli ölçüde etkilemektedir. (İpekoğlu vd., 1997).

Endüstriyel kullanımlar için bentonitin değerlendirilmesinde, kimyasal bileşimden ziyade fiziksel özellikleri önemlidir. Bentonitin kullanım alanları;

- sondaj sanayinde sondaj çamuru olarak,
- döküm sanayinde kalıpta genişleme ve deformasyonu önlemek için; silis kumuna %4–6 oranında ilave edilerek kullanılır,
- pelet sanayinde demir cevherinin peletlenmesinde kullanılır,
- gübre sanayinde granül gübre üretiminde taşıyıcı madde olarak; bitkiye suyun dengeli verilmesini, toprağın havalanmasını ve gübrenin her sulama periyodunda homojen olarak bitkiye verilmesini sağlamak için kullanılır,
- kağıt sanayinde modifiye edilerek kalsitin yerine kullanılır,
- kedi kumu olarak kullanılır,
- ağartma toprağı olarak; yenilebilir yağların ağartılmasında ve mineral yağların rejenerasyonunda kullanılır. Ağartma toprağının, yağ sektöründeki işlevi; renk pigmentlerinin (klorofiller, karotenoidler, hidrokarbonlar vs.) yüksek oranda adsorplanması, bakiye sabun tutulması, serbest yağ asitlerinde artışın önlenmesi, yüksek filtrasyon hızı, oksidasyon ürünlerinin önlenmesi, yağın peroksit değerinin düşürülmesi ve yağ içerisindeki ağır metallerin tutulmasıdır (İpekoğlu vd., 1997).

Son zamanlarda yapılan araştırmalarda bentonit üzerine yapılan çalışmalar bu katının adsorbent olarak oldukça etkili olduğunu göstermiştir. Bentonit, volkan küllerinden türeyen küçük cam parçacıklarının bozunuma uğramasıyla oluşan kildir. Bu süreç, başlangıçtaki volkan camının dokusunu korumakla beraber hidratize olmasını, baz ve muhtemelen silis kaybını gerektirir. Bentonitin temel bileşeni, leke çıkarıcı özellikteki kristalleşmiş kil mineralleridir. Bu mineraller sodyum ya da kalsiyumun yanı sıra demir ve magnezyum da içeren hidratlı alüminyum silikatlardan oluşur. Bentonitin, her birinden kendine özgü fiziksel özellikleri uyarınca yararlanılan iki ana

türü vardır. Sodyum bentonitler fazla miktarda su emerek gerçek hacimlerinin birkaç katına kadar şişebilir ve jel benzeri kütlelerin sürekli asılı halde kalmalarına yol açarlar. Bunlardan, barajlardan su sızmasını önlemekte sıva olarak; dökümhane kumları; asbest lifleri ve mineral yünlerin bağlayıcısı olarak; madencilik alanında sondaj çamuru olarak; su, meyve suyu ve içkilerin arıtılmasında ve sert suların kirecini almak için su yumuşatıcısı olarak; ayrıca portland çimentosu, beton, seramik, emülsiyon, böcek öldürücü, sabun, ilaç, boya ve kağıt üretiminde yararlanılır. Şişme özelliği bulunmayan kalsiyum bentonitler ise, çok ince taneli agregalar haline getirilerek çeşitli amaçlarla kullanılırlar (Alıcılar vd., 2003).

Türkiye bentonit rezervleri yaklaşık 281.000 milyon tondur. Türkiye geniş bentonit yataklarına sahip bir ülkedir. Yatakların büyük bölümü Marmara, Orta Karadeniz ile Orta Anadolu Bölgeleri'ndedir. Söz konusu yatakların az bir bölümü sondaj bentoniti, büyük bölümü peletleme bentoniti ile döküm bentoniti özelliğindedir. Kütahya, Ünye-Fatsa gibi bazı yataklar ise beyaz bentonit olup kağıt ve deterjan sanayinde kullanım alanı bulmaktadır. Ayrıca yağların ağırtılmasında da kullanılmaktadır.

Killerin geniş yararlılığı, spesifik yüzey alanlarının, yüksek kimyasal ve mekanik kararlılıklarının, yüzeysel ve yapısal çeşitliliklerinin bir sonucudur. Kimyasal doğaları ve por yapıları genellikle killerin sorpsiyon kabiliyetlerini belirler. Bentonit, ağırlıklı olarak montmorillonit kilidir, iki tetrahedral Si tabakası arasında yerleşmiş bir Al tabakası ile karakterize edilir. Tetrahedral tabakadaki Si^{+4} için Al^{+3} 'ün ve oktahedral tabakadaki Mg^{+2} için Al^{+3} 'ün izomorfoz konumuna bağlı olarak bentonitin yüzeyi net negatif yüklüdür. Bu yük dengesi, bentonit yüzeyindeki (Na^{+2} ve Ca^{+2}) değişebilir katyonlar ile dengelenir. Bentonitin tabakalı yapısı ıslanınca genişler. Bentonit yüzeyindeki hidrofilik çevrenin sonucunda, Na^{+} ve Ca^{+2} suyun varlığında güçlü olarak hidrate edilirler (Özcan ve Özcan, 2004a).

Asit boyalar suda çözünen negatif yüklü anyonik boyalardır ve tekstil fiberlerini boyamada kullanılırlar. Asit boyaların adsorpsiyonu için bentonit ile yapılan çalışmalarda, anyonik boyaların negatif yüklü olmasından dolayı, bentonit yüzeyi,

katyonik yüzey aktif maddeler ile yada asit ile modifiye edilir (Özcan ve Özcan, 2004a; Baskaralingam vd., 2006; Özcan vd., 2007). Kilin negatif yüklü yüzeyi ile anyonik boyalar arasındaki çekimin az olmasından dolayı bentonitin adsorbent olarak kullanıldığı sınırlı sayıda çalışma vardır (Özcan vd., 2004b). İyon değişim mekanizması ile inorganik katyonlar, organik yüzey aktif katyonlar ile yer değiştirir. Böylece, bu modifikasyon organokil olarak ifade edilir ve organik katyon, kili hidrofilik formdan hidrofobik forma dönüştürür. Sonuç olarak, organokilin adsorpsiyon kapasitesi doğal kille karşılaştırıldığında artar ve boyaların adsorpsiyonu için kullanılabilir. (Özcan vd., 2007).

Literatür araştırmaları sonucunda, çeşitli kil minerallerinin ve bentonitin farklı yüzey aktif maddeler, asit ya da katyonik polimerlerle muameleleri sonucu elde edilmiş olan adsorbentler ile yapılmış birçok boya giderim çalışması bulunmuştur. Özcan ve Özcan (2004) asit ile aktive edilmiş bentonitin AR57 (Nylosan Red EBL) ve AB294 (Nylosan Blue EBL) boyaalarını 20 °C’ de adsorplama kapasitesini belirlemek için yaptıkları çalışmada, asit aktif bentonitin her iki boya içinde adsorpsiyon kapasitesini çok yüksek bulmuşlardır. Yüzeyinde pozitif yüklerin var olmasıyla asit aktif bentonitin asit boyaaları adsorplamada çok büyük kapasiteye sahip olduğunu açıklamışlardır. Kullanılan boyaalarının asit aktif bentonit üzerine adsorpsiyonunun düşük pH değerlerinde arttığını belirtmişlerdir. Bunun nedenini sistem pH’ının artmasıyla negatif yüklü bölgeler artar ve pozitif yüklü bölgeler azalır, adsorbent üzerindeki negatif yüklü yüzey bölgeleri elektriksel itmeden dolayı boya anyonlarının adsorpsiyonunu tercih etmez şeklinde açıklamışlardır. Ayrıca kullanılan adsorbent dozu aralığında doz miktarı arttıkça adsorpsiyon kapasitesinin arttığını belirtmişlerdir. Yapılan bu çalışmada adsorpsiyon kinetiğinin her iki boya içinde ikinci dereceden adsorpsiyon kinetiğine uyduğunu belirtmişlerdir. Ayrıca sorpsiyon prosesinin kompleks olmasından dolayı tek kinetik modelin açıklamak için yeterli olmayacağını düşünmüşler ve intrapartiküler difüzyonun önemli bir rol oynadığını ancak hız belirleyici ana basamak olmadığını belirtmişlerdir. Yapılan izoterm çalışmaları neticesinde de her iki boyanın adsorpsiyonunda Freundlich izotermine uyduğunu belirtmişlerdir.

Baskaralingam vd. (2006) yapmış oldukları çalışmada AR 151 tekstil boyasını kullanmışlar ve adsorpsiyon deneyleri için bentoniti iki farklı organik katyon cetyldimethylbenzylammonium chloride (CDBA) ve cetylpyridinium chloride (CP) ile modifiye etmişlerdir. Katyonik yüzey aktif maddedeki azotun pozitif yükünün, alkali ve halka grupların varlığıyla stabilize edildiğini ve azot atomuna bağlanan farklı grupların adsorpsiyonu etkilediğini belirtmişlerdir. Solüsyonun pH değerinin önemli bir rol oynadığını, yüksek pH değerlerinde yüzeydeki pozitif yüklerin azalması sonucu boya anyonlarını adsorplamadığını belirtmişlerdir. Buna sebep olarak da elektriksel itmeyi ve alkali ortamlarda boya iyonları ile OH⁻ arasında rekabet oluşmasını göstermişlerdir. Bu çalışmada elde edilen deneysel sonuçlara bağlı olarak modifiye CDBA-bentonit ve CP-bentonitin renk giderimi için iyi birer adsorbent olacağını ifade etmişlerdir. Adsorbent dozunun, adsorpsiyon kapasitesine etkisini belirlemek için yaptıkları çalışmada doz miktarı arttıkça boya gideriminin de arttığını sonucuna ulaşmışlardır. Maksimum adsorpsiyonun CDBA-bentonit için 60 dk, CP-bentonit için 90 dk içinde olduğunu ve bu sürelerden sonra adsorpsiyon hızının yavaşladığını belirtmişlerdir. Adsorpsiyon izoterm verileri Langmuir izoterm modeline iyi uyum sağlamış ve kinetik veriler ise ikinci dereceden adsorpsiyon kinetiğine uyum sağlamıştır.

Zohra vd. (2008) bentoniti cetyltrimethylammonium bromide (CTAB) yüzey aktif maddesi ile modifiye etmişler ve Direct Red2 boyasının adsorpsiyonu için kullanmışlardır. Elde edilen sonuçlarda, CTAB-bentonitin Direct Red2 boyasının giderimi için etkili bir adsorbent olduğunu belirtmişlerdir. Yüksek boya konsantrasyonunda, yüksek sıcaklıkta ve yüksek pH değerinde adsorpsiyonun daha etkili olduğunu ifade etmişlerdir. pH 3–11 değer aralığındayken boya kararlı iken pH değerinin 3 değerinin altına inmesi ve 12 değerinin üstüne çıkması sonucunda boyanın formunun değiştiğini bu nedenle çalışmayı pH 3–11 aralığında gerçekleştirdiklerini belirtmişlerdir.

Benkli vd. (2005) bentoniti hexadecyl trimethyl ammonium bromide (HTAB) yüzey aktif maddesi ile modifiye etmişler ve anyonik azo boylar, CI Reactive Black 5, Red 239 ve Yellow 176 için adsorpsiyon kapasitelerini kolon çalışmasıyla

belirlemişlerdir. Boya giderimi black>yellow>red şeklinde gerçekleşmiştir. Farklı besleme hızları için yapılmış olan çalışmalarda düşük besleme hızının, yüksek besleme hızlarından daha etkili olduğunu belirlemişler ve nedenini boş yatakta temas süresinin artması neticesinde kolonun doygunluğa ulaşma süresinin uzaması olarak açıklamışlardır.

Han vd. (2007) doğal zeolitin methylene blue (MB) adsorpsiyonunu kolon çalışmasıyla araştırmışlar ve sonuçları lineer ve nonlineer olarak değerlendirmişlerdir. Doğal zeolitin MB giderimi için ucuz ve etkili bir adsorbent olduğu sonucuna varmışlardır. Farklı akış hızlarının, renk giderimi üzerine etkilerini belirlemek için yapılan çalışmada, düşük akış hızının boyanın zeolit ile temas süresini artırdığını ve bunun sonucunda boya iyonlarının gideriminin arttığını belirtmişlerdir. Düşük boya konsantrasyonlarında ise kırılma eğrilerinin dağıldığını ve kırılmanın yavaş meydana geldiğini, daha büyük konsantrasyonlarda ise kırılma eğrisinin daha keskin oluştuğunu belirtmişlerdir. Bu nedenle değişen konsantrasyon gradyanının doygunluk hızını ve kırılma süresini etkilediği sonucuna varmışlardır.

Yan Yue vd. (2007) yapmış oldukları çalışmada bentoniti Polyepichlorohydrin-dimethylamine (EPI-DMA) katyonik polimer ile modifiye etmişler ve çeşitli boyalar kullanarak adsorpsiyon kapasitesini belirlemişlerdir. Kullanılan polimer ile bentonit yüzeyinin pozitif yüklenmesi sağlanmış ve elde edilen EPI-DMA-bentonitin anyonik boyaları adsorplayabileceğini ifade etmişlerdir.

Eren ve Afşin (2008) doğal, Ni-doygun, Co-doygun ve Zn-doygun bentonit numuneleri ile crystal violet etkileşimi üzerine pH, ortamın iyonik gücü ve adsorpsiyon sıcaklığının etkisini ve bentonit yüzeyinin sorpsiyon prosesindeki rolünü araştırmışlardır. Katyon-doygun bentonitlerin adsorpsiyon kapasitesini ham ve asit aktive bentonitten daha yüksek bulmuşlardır. Metal katyon değişim prosesinin por genişliğine neden olduğunu ve basal ve yan yüzey gruplarının reaktivesinin artmasına neden olduğunu belirlemişlerdir.

Özcan vd. (2007) bentoniti Dodecyltrimethylammonium (DTMA) bromide ile modifiye etmişler ve DTMA-bentonitin Reactive Blue 19 anyonik boyanın giderimi için iyi bir adsorbent olduğunu belirtmişlerdir.

Tahir ve Rauf (2006) bentonitin akışkan solusyondan Malachite gren katyonik boyanın giderim kabiliyetini incelemişlerdir. 0.05 g bentonit kullanılarak pH 9 değerinde maksimum boya adsorpsiyonunu >90 olarak bulmuşlardır.

2.4. Ponza Hakkında Genel Bilgi

Türkiye, ponza rezervleri açısından oldukça önemli bir potansiyele sahiptir. Araştırılmış alanlarda yaklaşık 3 milyar m³ ponza rezervi olduğu tahmin edilmektedir. Ponza rezervlerinin İç Anadolu ve Doğu Anadolu bölgelerinde yoğunlaşmış olmasına karşılık, Akdeniz ve Ege bölgelerinde de ponza rezervlerine rastlanılmakta ve üretim faaliyetleri yapılmaktadır. Dünya ponza rezervleri bakımından önemli bir yere sahip olan Türkiye, 10'a varan birim hacim ağırlığı, renk ve doku kalitesine sahip ponza türleri ile oldukça yüksek dış pazar şansına sahiptir (Gündüz vd., 2001).

Ponza (pomza), boşluklu, süngerimsi, volkanik olaylar neticesinde oluşmuş, fiziksel ve kimyasal etkenlere karşı dayanıklı, gözenekli, camsı bir kayadır. Oluşumu sırasında, bünyedeki gazların, ani olarak bünyeyi terk etmesi ve ani soğuma nedeniyle, makro ölçekten mikro ölçüğe kadar sayısız gözenek içerir. Gözenekler arası genellikle bağlantısız boşluklu olduğundan (özellikle mikro gözenekler) permeabilitesi düşük, ısı ve ses yalıtımı oldukça yüksektir. İçerdiği gözenekler gözle görülebilecek boyutlardan, mikroskobik boyutlara kadar sayısız miktarda olup, her biri diğerinden camsı bir zarla yalıtılmıştır. Bu yüzden hafif, suda uzun süre yüzebilen, izolasyonu yüksek bir kayadır. Sertliği Mohs skalasına göre 5-6'dır. Ponzada gözenek hacimleri %85'e kadar çıkabilir. Kimyasal olarak %75'e varan silis içeriği bulunabilmektedir.

Ponzaların genel olarak bileşiminde:

- %60-75 SiO₂
- %13-17 Al₂O₃
- %1-3 Fe₂O₃
- %1-2 CaO
- %7-8 Na₂O-K₂O, ve
- eser miktarda TiO₂ ve SO₃

bulunmaktadır (Gündüz, 1998).

“Pomza” veya “Ponza” adı İtalyanca’ dan gelmektedir. Değişik dillerde farklı adlandırılır. Fransızca’ da “ponce”, İngilizce’ de orta taneli olanlara “pumice” denir. Doğal olarak ince taneli olanlara “pumicite” denilmektedir. Almanca’ da ise iri taneli olanlara “Bims” adı verilmektedir. Türkçe’ de ise süngertaşı, nasırtası, topuktaşı, hasırtası gibi adlarla bilinmektedir (Gür vd., 1997).

Asidik ve bazik volkanik faaliyetler neticesinde iki tür ponza oluşmuştur. Bunlar; asidik ponza ve bazik ponzadır. Asidik ponza silis oranı yüksek olup, inşaat sektöründe yaygın kullanım alanı bulabilmektedir. Diğer taraftan, bazik karakterli ponzalarda da alüminyum, demir, kalsiyum ve magnezyum bileşenlerinin daha yüksek oranlarda bulunması nedeniyle, diğer endüstri alanlarında kullanım alanı bulabilmektedir. Her iki tür de oluşum esnasında ani soğuma ve gazların bünyeyi ani olarak terk etmesi sonucu oldukça gözenekli bir yapı kazanmıştır. Ponza, volkanik cam olduğu için kolay öğütülür (Gündüz vd., 1998).

Tez çalışması için kullanılan ponza bir Isparta yöresi ponzası olan Gelincik ponzasıdır. Gelincik ponzası bu yörenin diğer ponzalarıyla karşılaştırıldığında gözenek yapısının diğerlerinden farklı olarak daha çok mikro-gözenek şeklinde olduğu görülmektedir. Gelincik ponzası kimyasal yapı itibariyle hakim olarak amorf silis içermektedir. Isparta yöresi ponzaları ile karşılaştırıldığında Gelincik ponzasının porozitesi daha fazla ve gerçek özgül ağırlığı daha düşüktür. Çizelge 2.3’ de farklı lokasyonlardan alınan gelincik ponzasının kimyasal bileşimindeki değişim görülmektedir (Gündüz vd., 1998).

Çizelge 2.3 Gelincik Bölgesi ponzalarının kimyasal bileşim değişimi

BİLEŞİM	LOKASYON I.	LOKASYON II.
SiO ₂	61	61
Al ₂ O ₃	16.9	17
Fe ₂ O ₃	2.4	2.7
CaO	3.4	3.1
MgO	0.7	0.8
Na ₂ O	5.4	5.2
K ₂ O	5.3	5.3
TiO ₂	0.3	0.1
P ₂ O ₅	0.1	0.1
MnO	0.1	0.3
SO ₃	0.1	0.1
A.K.	4	3.6

Deniz (1997) Isparta yöresine ait iki farklı kimyasal kompozisyona sahip Karakaya ve Gelincik ponzaları üzerinde kırılma özelliklerini incelemek için yaptığı çalışmada, Gelincik ponzasının değişik boyutlarda daha homojen bir boyutta ürün verdiğini belirtmiştir.

Ponza, sanayi sektöründe çeşitli amaçlarla kullanılır. Ponza, abrazif sanayinde, boya sanayinde, kimya sanayinde, metal sanayinde, diş ve plastik sanayinde, mobilya sanayinde, elektronik sanayinde, seramik yapımında, tekstilde ve tarım sektöründe kullanılır (Çevikbaş ve İlgün, 1997). Ponza taşı fenol ve fosfat iyonlarının gideriminde destek materyali olarak ve bazik boya gideriminde adsorbent olarak kullanılmıştır (Kaşıkara Pazarlıoğlu ve Telefoncu, 1997; Onar vd., 1997; Akbal, 2005).

Akbal (2005) iki farklı bazik boya ile yaptığı çalışmada boya giderimi için adsorbent olarak ponza kullanmıştır. Adsorpsiyon çalışmalarının neticesinde, bazik boyaların

giderimi için ponzanın iyi bir adsorbent olduğunu belirtmiştir. Artan boya konsantrasyonunun adsorpsiyon kapasitesini düşürdüğü ve artan adsorbent dozuyla da adsorpsiyon kapasitesinin arttığı sonucuna varmıştır. Elde edilen deneysel sonuçların Freundlich izotermine daha iyi uyum sağladığını belirtmiştir.

Chuan vd. (2004) fotokatalist anatase-tip TiO_2 partiküllerini doğal poroz silika ponza üzerine yerleştirmişlerdir. Elde ettikleri TiO_2 -yerleşmiş ponzanın akışkan solüsyondan Metilen blue adsorpsiyonunu ve foto katalitik performansını incelemişlerdir. Bunun için çalışmaları karanlıkta ve UV ışığı altında yapmışlardır. Sudaki boyanın anatase yerleştirilmiş ponza tarafından hızlıca parçalandığını belirtmişlerdir.

Kaşıkkara Pazarlıoğlu vd. (2005) *Phanerochaete chrysosporium* organizmasını $ZrOCl_2$ -aktive ponza yüzeyinde immobilize ederek dokuz farklı direct azo boyasının biyolojik olarak renksizleştirilmesini incelemişlerdir.

Catalfamo vd. (2006) bir ponza maden atığı olan lapillusun arıtımının alt ürünü olarak sentetik zeoliti ağır metal giderimi için kullanmışlardır ve en az diğer düşük maliyetli adsorbentler kadar etkili olduğunu belirtmişlerdir.

Kitiş vd. (2007) kuma alternatif olarak, ponzayı granüler destek materyali olarak kullanmışlar ve demirle kaplayarak atıksulardan doğal organik maddelerin (DOM) gideriminde adsorptiflik özelliğini incelemişlerdir. Yüksek adsorpsiyon kapasitesi baz alınarak nötral pH değerinde DOM giderimi için yeni bir adsorbent olabileceğini ve içme suyunda dezenfeksiyon yan ürünlerinin kontrolünde etkili olabileceğini belirtmişlerdir.

Yavuz vd. (2008) ponza ve ponza- polyacrylonitrile karışımı üzerine metal iyonlarının adsorpsiyonunu incelemişlerdir. Ponza tozlarının metal iyonlarının giderimi için etkili ve ucuz bir materyal olarak kullanılabileceğini belirtmişlerdir.

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1. Numuneler ve Kullanılan Malzemeler

Boya giderim deneyleri için kullanılan Dorasyn Red C2B sentetik boyası ve boyalı tekstil atıksuyu İpliksan A.Ş. 'den temin edilmiştir. Dorasyn Red boyası anyonik boya sınıfına giren bir asit boyadır. Boya çözeltisi 1g boyanın 1 litre safsu içerisinde çözülmesiyle hazırlanmıştır. Bu boya çözeltisi, stok boya çözeltisi olarak kullanılmış, çalışılan konsantrasyonlar bu çözülden belli oranlarda alınarak saf su ile seyreltilmiştir. Dorasyn Red boyasının HACH DR 5000 UV-Visible Spektrofotometre ile dalgaboyu taraması yapılmış ve dalgaboyu 516 nm olarak bulunmuştur. 1 g/l stok boya çözeltisinden 100 mg/l, 50 mg/l, 25 mg/l, 10 mg/l, 5 mg/l, 2.5 mg/l, 1 mg/l, 0.5 mg/l konsantrasyonlarda 100 ml boya çözeltileri hazırlanmıştır. Hazırlanan bu çözeltilerin adsorbans değerlerinden kalibrasyon eğrisi elde edilmiş ve boya giderim deneylerinden elde edilen adsorbans değerleri bu eğri kullanılarak konsantrasyon olarak ifade edilmiştir.



Şekil 3.1. Kalibrasyon eğrisi çıkarmak için farklı konsantrasyonda hazırlanan boya çözeltileri

Adsorbent olarak seçilen ponza numunesi Süleyman Demirel Üniversitesi Pomza Araştırma ve Uygulama Merkezi'den, bentonit ise Göltaş Çimento'dan temin edilmiştir. Temin edilen ham bentonitin BET yüzey alanı $38.101 \text{ m}^2/\text{g}$ ' dir. Ponza numunesi, Isparta yöresine ait Gelincik ponzasıdır. Ponza numunesi tez çalışmasında, muamelesiz halde ham-ponza ve katyonik bir yüzey aktif madde olan cetyldimethylbenzylammonium chloride (CDBA) ile muamele edilerek CDBA-ponza adıyla kullanılmıştır. CDBA ($\text{C}_{25}\text{H}_{46}\text{ClN}\cdot\text{H}_2\text{O}$) molekül ağırlığı 396.10 g/mol 'dür. Kolon çalışmasında geçirim vermesi için üç malzemedeki tutuklanarak kullanılmıştır. Deneysel çalışmalar süresince kullanılan cihazlar ve özellikleri aşağıda açıklanmıştır.

Isıtmalı Manyetik Karıştırıcı: Selecta marka Amimatic-E model ısıtıcılı manyetik karıştırıcı. 60~1600 devir/dakika aralığında karıştırma hızına sahiptir ve 50~350°C aralığında sıcaklıklara ayarlanabilmektedir.

Etüv: Nüve FN 500 marka, 0–250 °C değerleri arasında sıcaklık ayarı ve zaman ayarı yapılabilen etüv kullanılmıştır.

Spektrofotometre: Hach DR 5000 UV-Visible spektrofotometre kullanılmıştır.

pH Metre: pH değerleri Hana Instruments marka HI 9321 microprocessor model masa üstü pH metre ile ölçülmüştür.

Orbital İnkübatör: İç ortam sıcaklığı minimum 4°C, maksimum 60°C sıcaklığa kadar ayarlanabilen 0~400 devir/dakika çalkalama aralığında zaman kontrollü Gallenkamp marka orbital inkübatör kullanılmıştır.

Santrifüj: Hettich Rotofix 32 model santrifüj. 500~12000 devir/dakika değerleri arasında santrifüjleme işlemi yapan zaman kontrollü bir cihazdır.

Hassas Terazi: Presica marka XB 220A model, ölçüm aralığı 0.0001–220 g olan hassa terazi kullanılmıştır.

Peristaltik pompa: Longer Pump BT 100-1J model peristaltik pompa kullanılmıştır. Pompa 1-100rpm hız aralığında çalışmaktadır.

3.2. Numunelerin Hazırlanması

Ham-ponza ve ham-bentonit numuneleri 45 µm gözenek çaplı elekten geçirilmiş ve elek altında kalan kısım kullanılmıştır. Daha sonraki kullanımlar için numunelerde nem olabileceği varsayılarak, 60 °C sıcaklıkta etüvde kurutulduktan sonra nemden korumak için desikatörde bekletilmiştir. Bu ön işlemlerden geçen ham-ponza numunesi CDBA-ponza hazırlanmasında kullanılmıştır.

CDBA-ponzanın hazırlanması için, ham-ponza numunesi, 1 N NaCl çözeltisi ile 24 saat mekanik karıştırıcıda karıştırılmıştır. Karışım süresi sonunda su süzölmüş ve Cl iyonlarından temizleninceye kadar saf su ile yıkanmıştır. Cl iyonlarının ve diğer değişebilir katyonların temizlendiğini anlamak için negatif klor testi 0.1 N AgNO₃ çözeltisi ile yapılmıştır. Bunu için yıkama üst suyundan bir erlene bir miktar alınarak içerisine AgNO₃ çözeltisi damlatılmış ve çökelek oluşup oluşmadığı gözlenmiştir. Daha sonra numune 60 °C sıcaklıkta etüvde kurutulmuştur. Elde edilen bu numuneye Na-ponza denir. Na-ponza katyonik yüzey aktif madde ile modifiye edilerek kullanılmıştır. 10 ml, 0.1 N CDBA çözeltisi hazırlanmıştır. Hazırlanan bu çözelti, 500 ml saf su içerisinde çözölmüş 20 gr Na-ponza solösyonunun içine ağırlıkça % 0.5 (w/w) oranında katılmıştır. Daha sonra 24 saat 25°C de mekanik karıştırıcıda karışması sağlanmıştır. Karışım süresi bitince solösyon süzölmüştür ve saf su ile bromid iyonları gidinceye kadar iyice yıkanmıştır. Negatif bromid testi 0.1N AgNO₃ çözeltisi ile yapılmıştır. Yıkanan solösyon etüvde 60 °C' de kurtulmuştur. Elde edilen CDBA-ponza adsorpsiyon deneylerinde kullanılmak için desikatörde muhafaza edilmiştir (Özcan vd., 2004b; Baskaralingam vd., 2006).

Kolon çalışmasında adsorbent olarak kullanılacak malzemelerin geçirim vermesini sağlamak için malzemeler tutuklanmıştır. Tutuklama işlemi için Polistiren (PS) türü atık plastik madde, bir erlen içerisine konularak kloroformda çözölmüştür. İçerisine kullanılan plastik madde ile ağırlıkça 1/1 oranında adsorbent numunesi konmuş ve

homojen bir karışım olması sağlanmıştır. Daha sonra bu karışımdan kloroform uçurulmuş ve tutuklu malzeme blender yardımıyla öğütülmüştür. Öğütülen malzemeler önce 1 mm gözenek çaplı elekten daha sonra sırasıyla 500 µm, 300 µm eleklerden elenmiştir. 300 µm elek üstü ve 500 µm elek üstü malzemeler kolon çalışmasında adsorbent olarak kullanılmıştır (Kılıç, 2004).

3.3. Deneysel Çalışmalar

Boya giderim deneyleri için kullanılan Dorasyn Red boyasının pH değeri, NaOH ve HCl çözeltileri eklenerek pH metre ile ayarlanmıştır. Belirlenen adsorbent dozları hassas terazi de tartılarak kullanılmıştır. Hazırlanan adsorbentlerin, belli konsantrasyonlarda boya çözeltisi ile 30 ml' lik viallere konularak orbital inkübatörde belli sıcaklıklarda karışarak teması sağlanmıştır. Temas süresi sonunda numuneler santrifüj edilmiş ve üst suyun adsorbans değeri DR 5000 UV-Visible Spektrofotometre ile ölçülmüştür.

Kolon çalışması, 1cm kolon çaplı, musluklu cam kolon da gerçekleştirilmiştir. Peristaltik pompa ile boya çözeltisi kolona verilmiş ve kolon içerisindeki adsorbentten geçişi sağlamıştır. Musluk yardımıyla alınan çıkış suyunun konsantrasyon değeri belirlenmiştir.

3.3.1. pH değerinin Boya Giderimine Etkisinin Belirlenmesi

Ham-ponza, ham-bentonit ve CDBA-ponza numunelerinin herbirinden 0.1 g alınarak, 100 mg/l konsantrasyonda hazırlanan, pH değeri 1.1–6.7 değerleri arasında ayarlanan boya çözeltisi ile 30 ml'lik viallerde, 30°C' de, 90 dk, 200 rpm hızda orbital inkübatörde karışımları sağlanmıştır. Belirlenen temas süresi sonunda numuneler alınarak santrifüj edilmiş ve spektrofotometre ile üst suyun UV absorbans değerleri ölçülmüştür. Elde edilen adsorbans değerlerinden konsantrasyon değerleri belirlenerek, adsorpsiyon kapasiteleri hesaplanmıştır. Adsorpsiyon kapasitesinin en yüksek olduğu pH değeri optimum pH olarak belirlenmiştir.

Adsorpsiyon kapasitesini belirlemek için kullanılan denklem aşağıdaki şekildedir:

$$q_e=(C_0-C_e)v/w \quad (3.1)$$

q_e , adsorbent tarafından adsorplanan boya miktarını (mg g^{-1}), C_0 ve C_e , sırasıyla giriş ve denge boya konsantrasyonunu (mg l^{-1}), v çözelti hacmini (ml), w kullanılan adsorbentin kütlesini (g) ifade eder (Baskaralingam, 2006).

3.3.2. Temas Süresinin Boya Giderimine Etkisinin Belirlenmesi

Ham-ponza, ham-bentonit ve CDBA-ponza numunelerinden 0.1 g alınarak, 100 mg/l konsantrasyonda hazırlanan, pH değeri 1.5 olan boya çözeltisi ile 30°C' de belirlenen temas sürelerinde (5 dk–300 dk aralığında) orbital inkübatörde karışımları sağlanmıştır. Belirlenen temas süresi sonunda numuneler alınarak santrifüj edilmiş spektrofotometre ile UV absorbans değerleri ölçülmüştür. Elde edilen adsorbans değerlerinden konsantrasyon değerleri belirlenerek, adsorpsiyon kapasiteleri denklem (3.1) ile hesaplanmıştır. Adsorpsiyon kapasitesinin en yüksek olduğu temas süresi optimum temas süresi olarak belirlenmiştir.

3.3.3. Adsorbent Dozunun Boya Giderimine Etkisinin Belirlenmesi

Ham-ponza, ham-bentonit ve CDBA-ponza numunelerinden belirlenen adsorbent dozlarında (0.005–0.2 g aralığında) alınarak, 100 mg/l konsantrasyonda hazırlanan, pH değeri 1.1 ve 1.7 olarak ayarlanan boya çözeltileri ile 60 dk temas süresinde 30°C' de orbital inkübatörde karışımları sağlanmıştır. Belirlenen temas süresi sonunda numuneler alınarak santrifüj edilmiş ve spektrofotometre ile üst suyun UV absorbans değerleri ölçülmüştür. Elde edilen adsorbans değerlerinden konsantrasyon değerleri belirlenerek, adsorpsiyon kapasiteleri denklem (3.1) ile hesaplanmıştır. Adsorpsiyon giderim veriminin en yüksek olduğu adsorbent dozu, optimum doz olarak belirlenmiştir.

3.3.4. Kinetik Çalışmalar

Kinetik çalışmalar kapsamında konsantrasyon-temas süresi ve sıcaklık-temas süresi deneyleri yapılmıştır. Elde edilen sonuçların non-lineer regrasyon analizi ile çözümlenmiş I. ve II. Derece reaksiyon kinetiği modelleri kullanılarak belirlenen parametrelerle uyumluluğu değerlendirilmiştir.

3.3.4.1. Konsantrasyon ve Temas Süresinin Boya Giderimine Etkisinin Belirlenmesi

Ham-ponza, ham-bentonit ve CDBA-ponza numunelerinin her biri 24'er adet vialde, 0.15 g adsorbent numunesi olarak ayrı ayrı alınmıştır. 100 mg/l, 50 mg/l, 25 mg/l ve 5 mg/l boya çözeltileri hazırlanmış ve pH değerleri ham bentonit için 1.1 ve CDBA-ponza ve ham-ponza için 1.7 değerlerine ayarlanmıştır. Her bir konsantrasyon için 1 dk, 2.5 dk, 5 dk, 15 dk, 30 dk, 60 dk temas sürelerinde numuneler orbital inkübatör de 30°C' de 200 rpm' de çalkalanmıştır. Temas süreleri sonunda numuneler santrifüj edilmiş ve belirlenen temas süreleri sonunda konsantrasyon değerleri belirlenerek, her bir numunenin, t süre sonraki adsorpsiyon kapasitesi hesaplanmıştır.

3.3.4.2. Sıcaklık ve Temas Süresinin Boya Giderimine Etkisinin Belirlenmesi

Ham-ponza, ham-bentonit ve CDBA-ponza numunelerinden 0.15 g alınarak, 100 mg/l konsantrasyonda hazırlanan, pH değeri ham bentonit için pH 1.1' e, ham ponza ve CDBA-ponza için pH 1.7' ye ayarlanan boya çözeltileri ile adsorpsiyonu sağlanmıştır. Boya çözeltilerinin ve adsorbent numunelerinin 1, 2.5, 5, 15, 30, 60 dk temas sürelerinde sırasıyla 10, 20, 30, 40, 50 °C sıcaklıklarında 200 rpm de orbital inkübatörde karışımları sağlanmıştır. Belirlenen sıcaklıklarda yapılan deneylerde, temas süresi sonunda numuneler alınarak santrifüj edilmiş ve konsantrasyon değerleri belirlenmiştir. Belirlenen konsantrasyon değerlerinden her bir t süre sonundaki adsorpsiyon kapasiteleri belirlenmiştir.

3.3.5. İzoterm Çalışmaları

Ham-ponza, ham-bentonit ve CDBA-ponza numunelerinden 5 mg, 25 mg, 50 mg, 75 mg, 100 mg, 150 mg, 200 mg alınarak, 100 mg/l konsantrasyonda hazırlanan, pH değeri ham bentonit için pH 1,1'e, ham ponza ve CDBA ponza için pH 1,7'ye ayarlanan boya çözeltisi ile 60 dk temas süresinde sırasıyla 10, 20, 30, 40, 50 °C sıcaklıklarda 200 rpm de orbital inkübatörde karışımları sağlanmıştır. Belirlenen sıcaklıklarda yapılan deneylerde, temas süresi sonunda numuneler alınarak santrifüj edilmiş ve spektrofotometre ile üst suyun UV absorbans değerleri ölçülmüştür. Elde edilen adsorbans değerlerinden konsantrasyonlar belirlenerek her bir t süre sonundaki adsorpsiyon kapasiteleri hesaplanmış ve adsorbent dozunun ve başlangıç sıcaklığının boya adsorpsiyonu üzerine etkileri belirlenmiştir.

Yapılan bu izoterm çalışmaları sonunda elde edilen sonuçlar Langmuir ve Freundlich izoterm modelleri kullanılarak non-lineer regrasyon analizi ile çözümlenerek, izoterm sabitleri hesaplanmıştır. Deneysel sonuçların hangi izoterme daha iyi uyduğu belirlenmiştir.

3.3.6. Kolon Çalışması

Kolon çalışması için 1cm çaplı, musluklu cam kolon kullanılmıştır. Tutuklanmış malzemeler, küçük boyutlu malzeme ($300 \mu\text{m} < \text{küçük boyutlu malzeme} < 500 \mu\text{m}$) (KB) ve büyük boyutlu malzeme ($500 \mu\text{m} < \text{büyük boyutlu malzeme} < 1 \text{ mm}$) (BB) olarak iki farklı boyutta elenmiştir. 100 mg/l boya çözeltisi hazırlanarak pH değeri sırasıyla ham bentonit için 1.1 ve ham-ponza ve CDBA-ponza için 1.7 değerlerine ayarlanmıştır. Tutuklanmış malzemelerin her biri için ayrı ayrı yapılan deneylerde, destek malzemeleri olarak küçük cam kırıkları kullanılmıştır. Destek malzemesinin üstüne BB malzemedan 6 gr konularak kolona yerleştirilmiş ve 20 cm yatak yüksekliği elde edilmiştir. Hazırlanan boya çözeltisi peristaltik pompa ile 2.2 ml/dk debiyle kolona verilmiştir. Kolondan çıkan debi (5–600 dk) belli dakikalarda alınarak spektrofotometre ile UV adsorbans değerleri okunmuştur. Elde edilen sonuçlardan

konsantrasyonlar belirlenerek non-linear regrasyon analizi ile Thomas modeline uygulanmış ve parametreler belirlenerek adsorpsiyon kapasitesi yorumlanmıştır.

Tutuklanmış KB malzemedan ise 3 gr alınarak, destek malzemesi olarak küçük cam kırıkları kullanılmış kolona yerleştirilmiş ve 10 cm yatak yüksekliği elde edilmiştir. pH değerleri sırasıyla ham-bentonit için 1.1' e, ham-ponza ve CDBA-ponza için 1.7' ye ayarlanan boya çözeltileriyle her bir adsorbent numunesi için ayrı ayrı deney yapılmıştır. Hazırlanan boya çözeltisi peristaltik pompa ile 2.2 ml/dk debiyle kolona verilmiştir. Kolondan çıkan debi (5–600 dk) belli dakikalarda alınarak spektrofotometre ile UV adsorbans değerleri okunmuştur. Elde edilen sonuçlardan konsantrasyonlar belirlenerek lineer analizle Thomas modeline uygulanmış ve parametreler belirlenerek adsorpsiyon kapasitesi yorumlanmıştır.

Sentetik boya çözeltisi ile yapılan kolon çalışmasından elde edilen sonuçlara bağlı olarak kolonda en iyi renk giderimi veren tutuklanmış ham-ponza ve CDBA-ponza numuneleri tekstil atıksuyunun kolonda giderilmesi için adsorbent olarak kullanılmıştır. Bu çalışma için iki adet 1 cm çaplı kolon seri bağlı olarak kullanılmıştır. Birinci kolon içerisine 3 gr KB tutuklanmış ham-ponza ve ikinci kolon içerisine de 3 gr KB tutuklanmış CDBA- ponza konulmuştur. Birinci kolonun musluğundan çıkan debi bir silikon hortum vasıtasıyla ikinci kolonun girişine verilmiştir. Birinci kolon, peristaltik pompa ile 2.2 ml/dk debi ile beslenmiştir. Çıkan debiye bağlı olarak belli aralıklarla alınan numunelerin adsorbans değerleri spektrofotometre ile okunmuştur. Elde edilen sonuçlardan konsantrasyonlar belirlenerek Non-linear regrasyon analizi ile Thomas modeline uygulanmış ve parametreler belirlenerek adsorpsiyon kapasitesi yorumlanmıştır.

3.3.7. FT-IR Analizleri

Kullanılan adsorbent numunelerinin her birinin, ham halde, pH ayarlı halde ve boya tutmuş halde IR spektrumları Fourier Transform Infrared (FT-IR) spektrometresi (Perkin Elmer FT-IR BX-II) ile elde edilmiştir. Cihazın çözünürlüğü 4 cm^{-1} dir.

4. ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMA

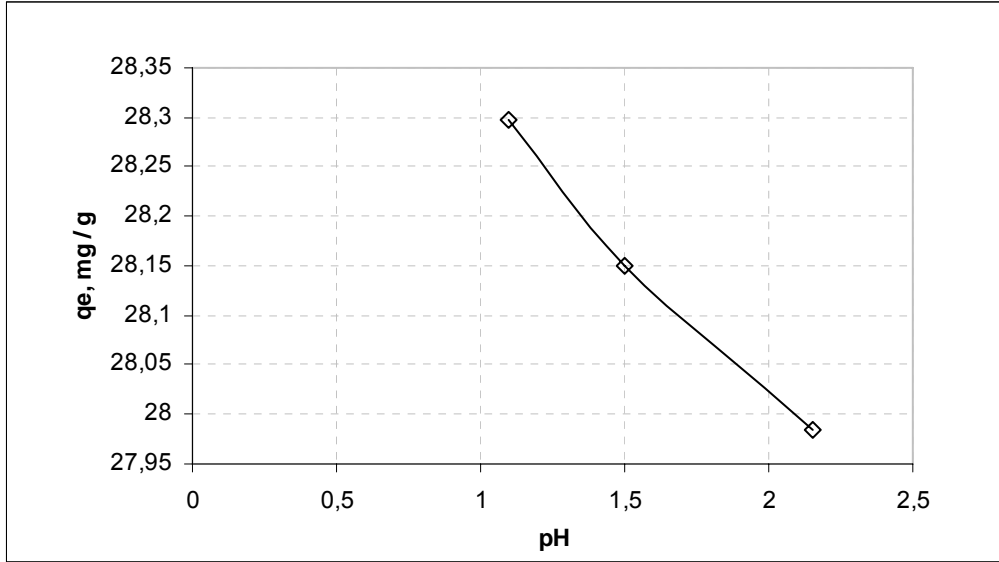
4.1. Materyaller

Dorasyn Red C2B sentetik boyasının ve tekstil atıksuyunun renk giderim çalışmaları için adsorbent olarak ham-ponza, CDBA-ponza ve ham-bentonit numuneleri kullanılmıştır. Bilindiği gibi bentonit yüzeyi net negatif yüklüdür. Bu nedenle bugüne kadar yapılan boya giderim çalışmalarında genellikle katyonik boyaların giderimi için ya da modifiye edilerek anyonik boyaların giderimi için kullanılmıştır (Özcan ve Özcan, 2004a; Eren ve Afşin, 2008). Benzer olarak ponza da adsorpsiyon çalışmalarında fenol ve fosfat gideriminde ön işlemlerden geçirilerek yada yüzeyi modifiye edilerek destek materyali olarak ve boya giderim çalışmasında ön işlem yapılmaksızın katyonik boyaların gideriminde kullanılmıştır (Kaşıkara Pazarlıoğlu ve Telefoncu, 1997; Onar vd., 1997; Akbal, 2005). Bu nedenle yapılan bu tez çalışmasında, kullanılan boyanın anyonik boya olması nedeniyle ham-ponza numunesi katyonik yüzey aktif madde (CDBA) ile modifiye edilmiş ve yüzeyin pozitif yüklenmesi sağlanarak anyonik boya giderimine etkisinin artırılması sağlanmıştır.

4.2. pH değerinin Adsorpsiyona Etkisi

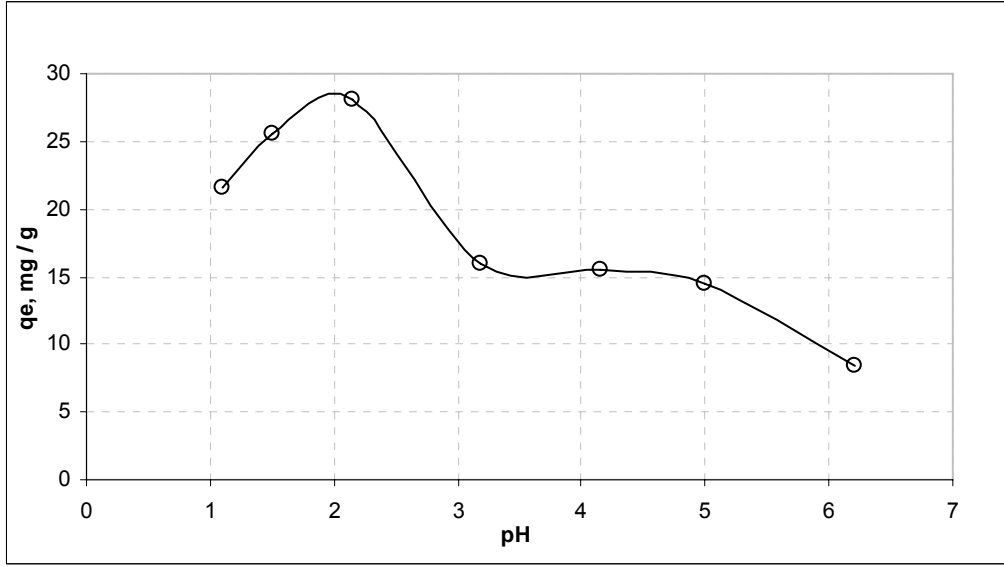
Boya adsorpsiyonunun en belirleyici parametresi çözeltinin pH değeridir. Çözeltinin pH değerinin adsorpsiyon mekanizmasına çok büyük etkisi vardır. Anyonik boyaların adsorpsiyonunda solüsyon pH değeri yüksek olursa OH⁻ iyonları boya anyonları ile rekabete girer ve adsorbent yüzeyi boya anyonlarını adsorplamayı tercih etmez. pH'ın artmasıyla negatif yüklü bölgeler artar ve pozitif yüklü bölgeler azalır, adsorbent üzerindeki negatif yüklü yüzey bölgeleri elektriksel itmeden dolayı boya anyonlarının adsorpsiyonunu tercih etmez (Özcan ve Özcan, 2004a). Bu nedenle ham halde kullanılan ponza ve bentonit ortam pH değerinin azalmasıyla protonlanmış ve anyonik boyayı tutmuştur.

Boya giderim deneyleri için kullanılan adsorbent numunelerinden biri olan ham bentonitin yüzeyinin negatif yüklü olmasından dolayı Şekil 4.1.' de görüldüğü gibi boya çözeltisinin pH değeri düşük iken bentonitin adsorpsiyon kapasitesi daha yüksektir. Buna sebep düşük pH değerlerinde adsorbent yüzeyindeki pozitif yüklü alanların artmasıdır. pH değeri 1.1' de adsorpsiyon kapasitesi en yüksek iken, pH değeri 2.15 değerinin üstünde çıkmaya başlayınca santrifüj sonrası bile üstsuda bulanıklık meydana gelmiş ve adsorbans değerleri okunamamıştır. Bunun nedeni olarak, yüksek pH değerlerinde OH⁻ iyonları ile bentonitin yapısında bulunan metal iyonları arasında meydana gelen reaksiyonların sonucunda oluşan metal hidroksitlerin bulanıklık meydana getirebileceği düşünülmektedir.



Şekil 4.1. Boya çözeltisinin pH değişikliğinin ham-bentonitin adsorpsiyon kapasitesi üzerine etkisi (adsorbent miktarı 0.1 g, boya konsantrasyonu 100 mg/l, sıcaklık 30 °C, temas süresi 90 dk, çözelti hacmi 30 ml, karışma hızı 200 rpm)

pH değerinin değişiminin ham bentonitin adsorpsiyon kapasitesi üzerine etkisi Şekil 4.2.'de görülmektedir. Artan pH değeri ile adsorpsiyon kapasitesi azalmaktadır. pH değeri 1.1 ile 1.7 değer aralığında sürekli artarken pH 2 değerinin üstüne çıkmaya başlayınca adsorpsiyon kapasitesi birden düşmeye başlar. Bu durum düşük pH değerlerinde adsorbent yüzeyindeki pozitif alanların artmasının bir sonucudur. pH değeri arttıkça OH⁻ iyonları artarak boya anyonları ile rekabet oluşturmuştur, bunun neticesinde adsorpsiyon kapasitesi düşmüştür.

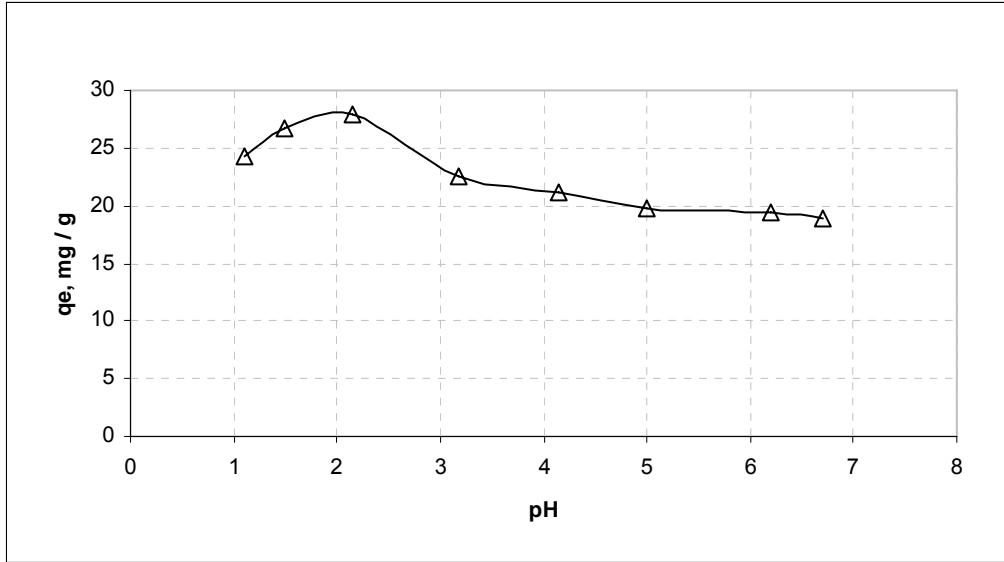


Şekil 4.2. Boya çözeltisinin pH değişikliğinin ham-ponzanın adsorpsiyon kapasitesi üzerine etkisi (adsorbent miktarı 0.1 g, boya konsantrasyonu 100 mg/l, sıcaklık 30 °C, temas süresi 90 dk, çözelti hacmi 30 ml, karışma hızı 200 rpm)

Ham-ponzanın yüzeyi, katyonik yüzey aktif madde (CDBA) ile modifiye edilerek yüzeyin organik katyonlar ile kaplanması sağlanmıştır. Böylece elde edilen CDBA-ponza yüzeyinin, pozitif yüklü olmasından dolayı anyonik boya adsorpsiyon kapasitesi yükseltilebilir. Boya çözeltisinin pH değerinin değişiminin CDBA-ponzanın adsorpsiyon kapasitesi üzerine etkisi Şekil 4.3.'de görülmektedir. pH değeri 1.1 ile 1.7 arasında artarken pH 2 değerinin üstüne çıktıkça, artan pH değeri ile adsorpsiyon kapasitesi azalmaktadır. Yüzeyi pozitif yüklü olduğu için boya çözeltisinin pH değeri azaldıkça, CDBA yüzeyindeki pozitif yüklü alanların sayısı da protonlanmadan dolayı artacaktır. Aksi halde pH değeri yükseldikçe boya çözeltisi içindeki OH⁻ iyonlarının sayısı artacak ve boya anyonları ile rekabet oluşturacaktır.

Özcan ve Özcan (2004a) asit boya giderimi için adsorbent olarak asit-aktif bentonit ile yaptıkları çalışmada, pH 2 değerinde maksimum adsorpsiyon kapasitesine ulaştıklarını belirtmişlerdir. Artan pH değerinde negatif yüklü alanların artacağını pozitif yüklü alanların azalacağını ve bu nedenle de negatif yüklü adsorbent yüzeyinin boya anyonlarını iteceğini belirtmişlerdir. Baskaralingam vd. (2006) asit boya giderimi için CDBA-bentonit ve CP-bentoniti adsorbent olarak kullandıkları çalışmada solüsyonun pH değerinin önemli bir rol oynadığını, yüksek

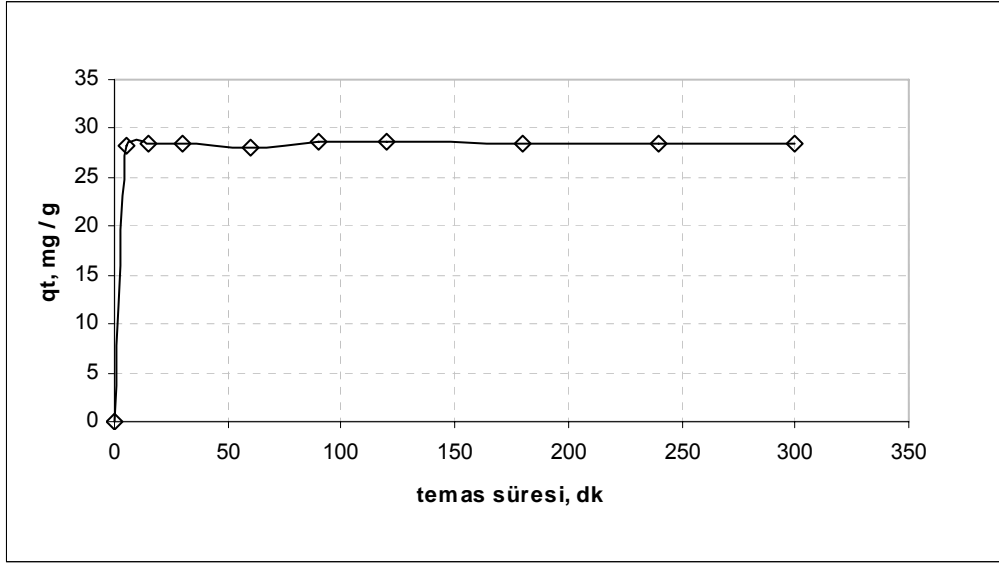
pH değerlerinde yzeydeki pozitif yklerin azalması sonucu boya anyonlarını adsorplamadığını belirtmişlerdir. Buna sebep olarak da elektriksel itmeyi ve alkali ortamlarda boya iyonları ile OH⁻ arasında rekabet oluşmasını göstermişlerdir.



Şekil 4.3. Boya çözeltilisinin pH değişikliğinin CDDBA-ponzanın adsorpsiyon kapasitesi üzerine etkisi (adsorbent miktarı 0.1 g, boya konsantrasyonu 100 mg/l, sıcaklık 30 °C, temas süresi 90 dk, çözelti hacmi 30 ml, karışma hızı 200 rpm)

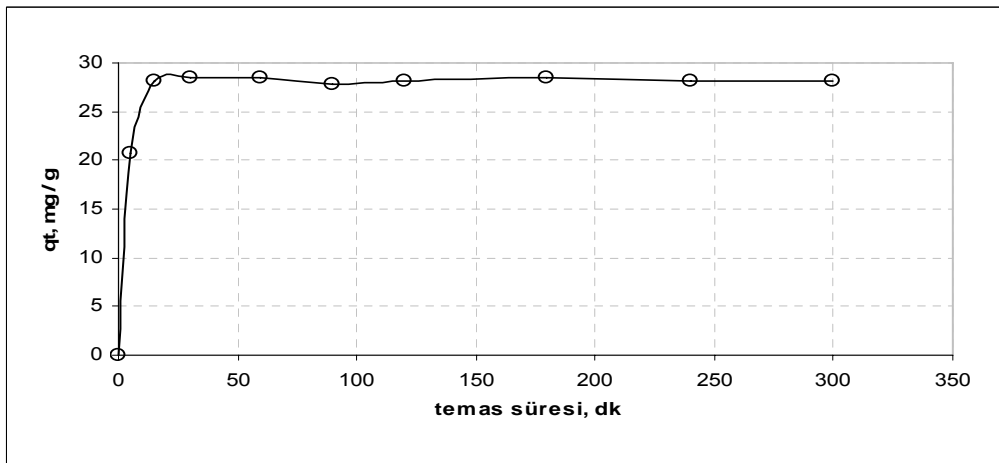
4.3. Temas Süresinin Adsorpsiyona Etkisi

Adsorpsiyon olayının gerçekleşmesi için adsorbent ile adsorplanan maddenin belli bir süre temas etmesi gerekir. Şekil 4. 4.' ten görüldüğü gibi temas süresinin ham-bentonitin adsorpsiyon kapasitesi üzerine etkisi ilk 60 dk içerisinde sürekli artmakta ve daha sonra adsorpsiyon hızı yavaşlamaktadır. İlk temas sürelerinde adsorbent hızlı bir adsorpsiyon gerçekleştirirken, doyumluğa ulaşmaya başladıkça adsorpsiyon kapasitesinde yavaşlama meydana gelmiştir. Bundan sonra yapılan adsorpsiyon çalışmalarında ham-bentonit için bu temas süresi kullanılmıştır.



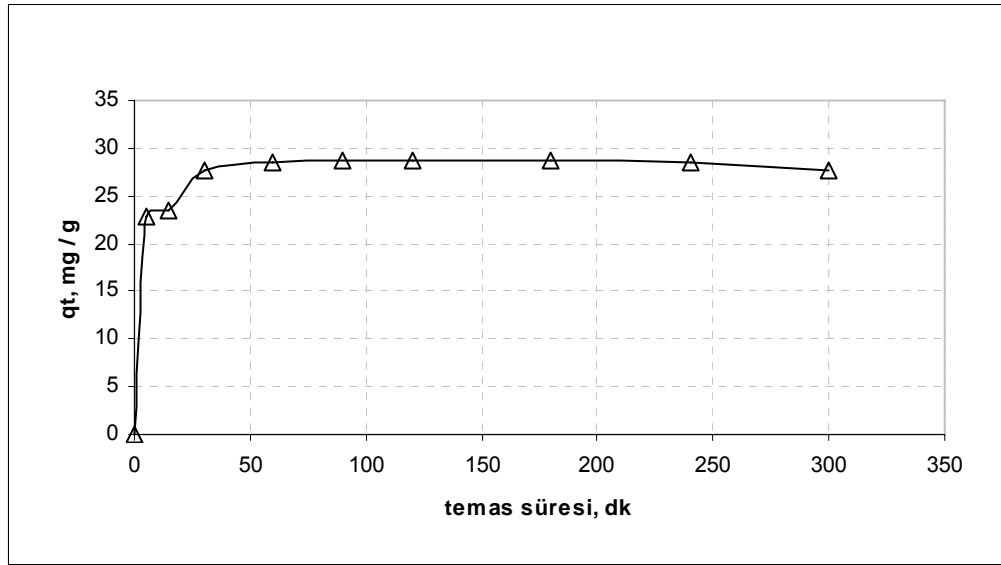
Şekil 4.4. Temas süresinin, ham-bentonitin Dorasyn Red C2B sentetik boyasını adsorplama kapasitesi üzerine etkisi (ham bentonit miktarı 0.1 g, boya konsantrasyonu 100 mg/l, pH 1.5, sıcaklık 30 °C)

Temas süresinin artmasıyla ham-ponzanın adsorpsiyon kapasitesinde meydana gelen değişim Şekil 4.5.'de görüldüğü gibi ilk 60 dk temas süresi içinde hızlı, daha sonra yavaştır. Bu süreden sonra çok büyük bir değişim meydana gelmemiştir. Bunun nedeni adsorbentin belli bir doygunluğa ulaştıktan sonra adsorpsiyon hızının yavaşlamasıdır.



Şekil 4.5. Temas süresinin, ham-ponzanın Dorasyn Red C2B sentetik boyasını adsorplama kapasitesi üzerine etkisi (ham bentonit miktarı 0.1 g, boya konsantrasyonu 100 mg/l, pH 1.5, sıcaklık 30 °C)

CDBA-ponza, ham-ponza ve ham-bentonit ile benzer olarak Şekil 4. 6.' da görüldüğü gibi ilk 60 dk hızlı bir adsorpsiyon gerçekleştirmiş, daha sonra adsorpsiyon kapasitesindeki artış yavaşlamıştır. Bundan sonraki çalışmalara CDBA-ponza için temas süresi 60 dk alınarak devam edilmiştir. Literatür araştırmaları sonucunda benzer çalışmalarda da belli bir temas süresine kadar adsorpsiyonun hızlı gerçekleştiği ve bu süreden sonra adsorbentin doygunluğa ulaşmasından dolayı adsorpsiyon hızında çok fazla bir değişim gözlenmediği görülmüştür (Özcan vd., 2004b; Baskaralingam vd., 2006).



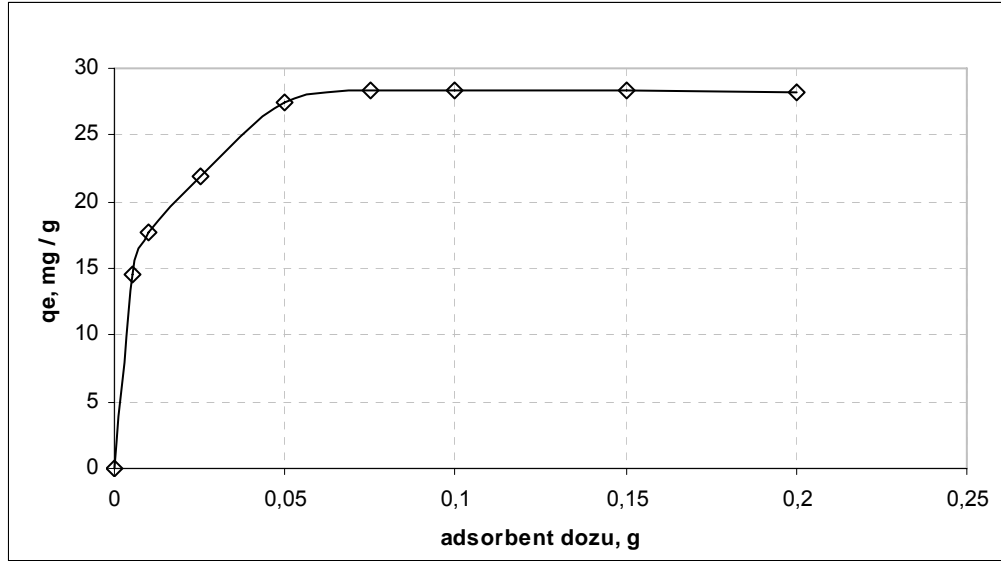
Şekil 4.6. Temas süresinin, CDBA-ponzanın Dorasyn Red C2B sentetik boyasını adsorplama kapasitesi üzerine etkisi (ham bentonit miktarı 0.1 g, boya konsantrasyonu 100 mg/l, pH 1.5, sıcaklık 30 °C)

4.4. Adsorbent Dozunun Adsorpsiyona Etkisi

Adsorbent dozu arttığında yüzey alanı artar ve boya anyonlarının tutulacağı daha çok adsorpsiyon alanı oluşur. Bu nedenle adsorbent dozu arttıkça adsorpsiyon kapasitesi de artar (Aksbal, 2005; Baskaralingam vd., 2006).

Ham-bentonit ile adsorbent dozunun etkisi üzerine yapılan çalışmada Şekil 4.7.'de görüldüğü gibi adsorbent dozunun artması ile adsorpsiyon kapasitesi artmıştır. 0.005–0.2 g adsorbent dozları aralığında 0.05 g adsorbent dozuna kadar adsorpsiyon

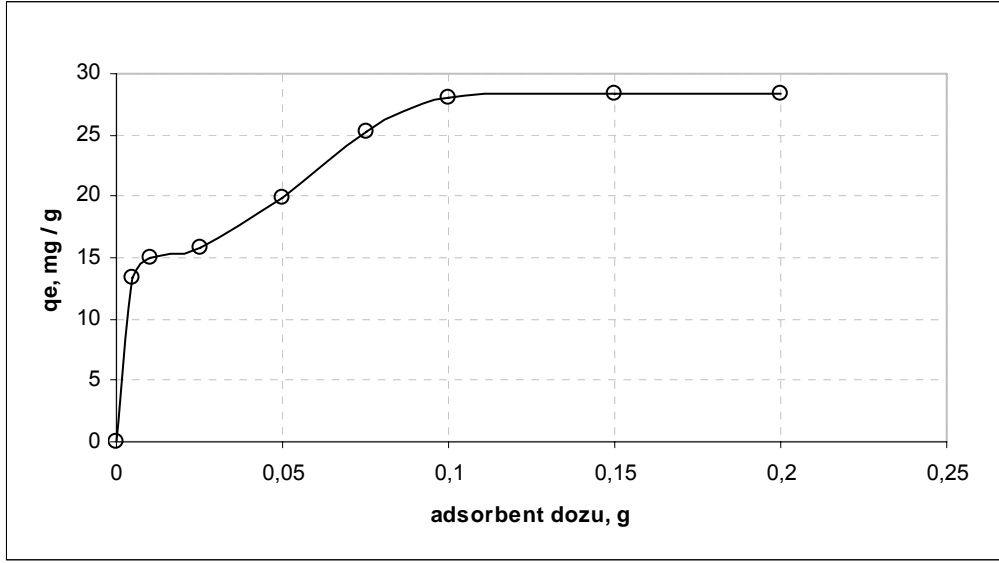
kapasitesinin artışı net bir şekilde görülmektedir. Bu aralıktaki adsorbent dozları oldukça düşüktür buna bağlı olarak yüzey alanı da düşüktür. Artan doz miktarıyla, yüzey alanı artmış boya molekülleri daha fazla tutulmuştur.



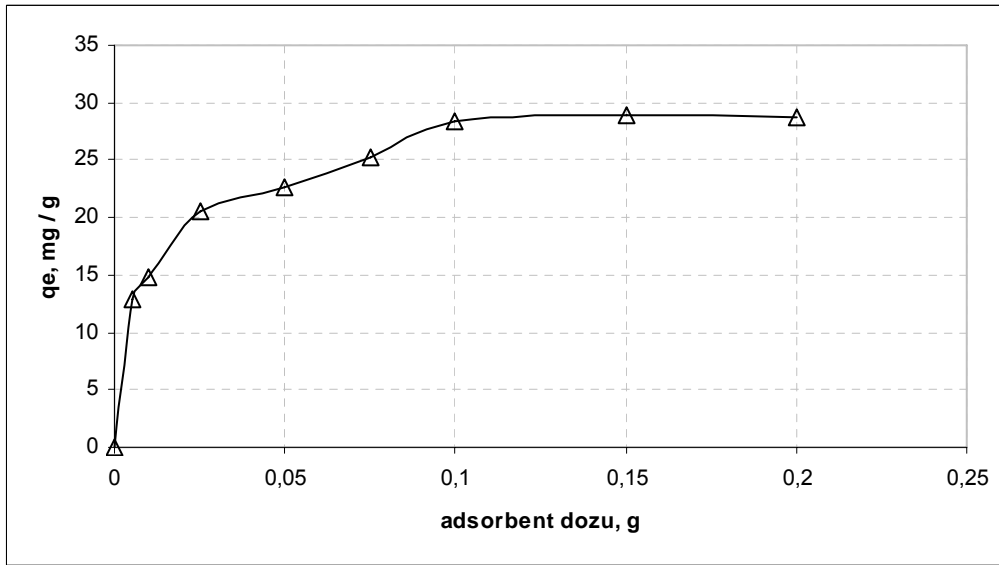
Şekil 4.7. Adsorbent dozunun, ham-bentonitin Dorasyn Red C2B sentetik boyasını adsorplama kapasitesi üzerine etkisi (boya konsantrasyonu 100 mg/l, pH değeri 1.1, sıcaklık 30 °C, temas süresi 60 dk)

Adsorpsiyon dozunun artması yüzey alanının artmasına ve adsorpsiyona uygun alanların artmasına neden olduğu için adsorbent olarak ham-ponza ve CDBA-ponza kullanıldığında da Şekil 4.8' de ve Şekil 4.9'da görüldüğü gibi artan adsorbent dozu ile birlikte her iki adsorbentin adsorpsiyon kapasitesi de artmıştır. Her üç adsorbent numunesi içinde 0.15 g adsorbent dozunun etkili doz olduğu kabul edilmiş bundan sonraki çalışmalarda bu doz kullanılmıştır.

Artan adsorbent dozuyla her üç malzeme içinde yüzey alanının artmasına bağlı olarak adsorpsiyon kapasitesinin arttığı görülmüştür Akbal (2005) iki farklı bazik boyanın giderimi için adsorbent olarak ham ponzayı kullandığı çalışmada artan adsorbent dozu ile adsorpsiyon kapasitesinin arttığını belirtmiştir.



Şekil 4.8. Adsorbent dozunun, ham-ponzanın Dorasyn Red C2B sentetik boyasını adsorplama kapasitesi üzerine etkisi (boya konsantrasyonu 100 mg/l, pH değeri 1.7, sıcaklık 30 °C, temas süresi 60 dk)



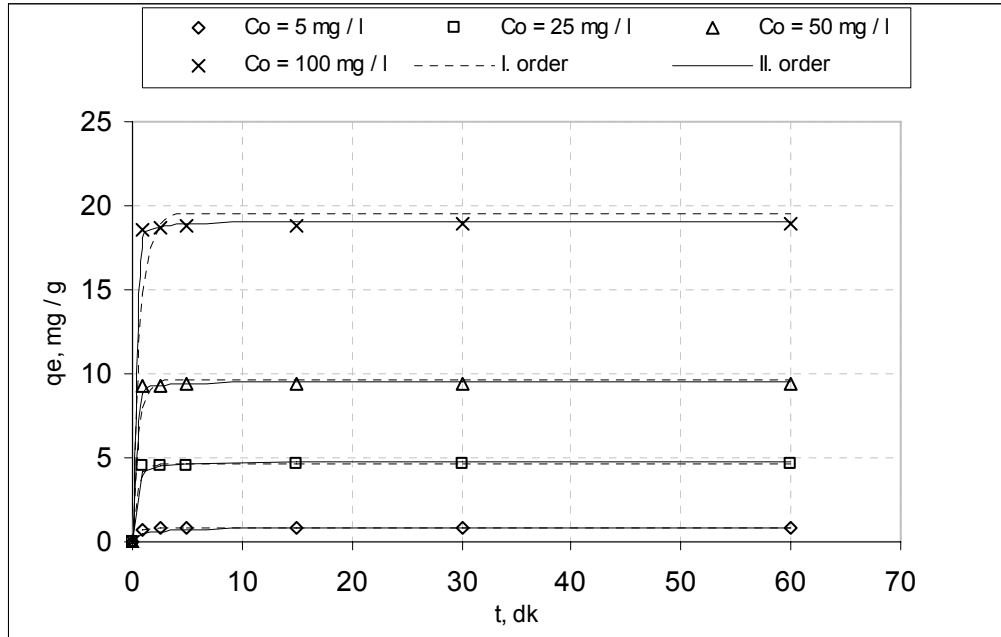
Şekil 4. 9. Adsorbent dozunun, CDBA-ponzanın Dorasyn Red C2B sentetik boyasını adsorplama kapasitesi üzerine etkisi (boya konsantrasyonu 100 mg/l, pH değeri 1.7, sıcaklık 30 °C, temas süresi 60 dk)

4.5. Kinetik Çalışmalar

Kinetik parametrelerin bulunması için konsantrasyon-temas süresi ve sıcaklık-temas süresi deneylerinin sonuçları non-lineer regrasyon analizi ile çözümlenerek, Pseudo I. ve II. derece kinetik modelleri kullanılarak belirlenen parametreler ile uyumlulukları incelenmiştir.

4.5.1. Başlangıç Boya Konsantrasyonunun Adsorpsiyon Kinetiğine Etkisi

Başlangıç boya konsantrasyonunun değişiminin ham-bentonitin boya adsorpsiyonu üzerine etkisi Şekil 4.10.' da görülmektedir. Boya konsantrasyonunun artmasıyla birlikte adsorpsiyon kapasitesinin de arttığı, temas süresinin ilk anlarında adsorpsiyonun çok hızlı geliştiği ve 60 dk temas süresi sonunda da dengeye vardığı görülmektedir.



Şekil 4.10. Başlangıç boya konsantrasyonunun ham-bentonitin adsorpsiyon kinetiğine etkisi (ham-bentonit 0.15 g, sıcaklık 30 °C, pH 1.1, karışım hızı 200 rpm)

Elde edilen deneysel verilerin nonlinear olarak çözümlenmesiyle ve Pseudo I. ve II. derece modellerine uygulanmasıyla elde edilen parametreler Çizelge 4.1' de görülmektedir.

Çizelge 4.1. Farklı başlangıç konsantrasyonlarında ham-bentonit ile boya adsorpsiyonunun Non-lineer regrasyon analizi ile belirlenen Pseudo I. derece ve Pseudo II. derece kinetik sabitleri (k_1 ; dk^{-1} ve k_2 ; $g\ mg^{-1}\ dk^{-1}$, q_e ; mg/g)

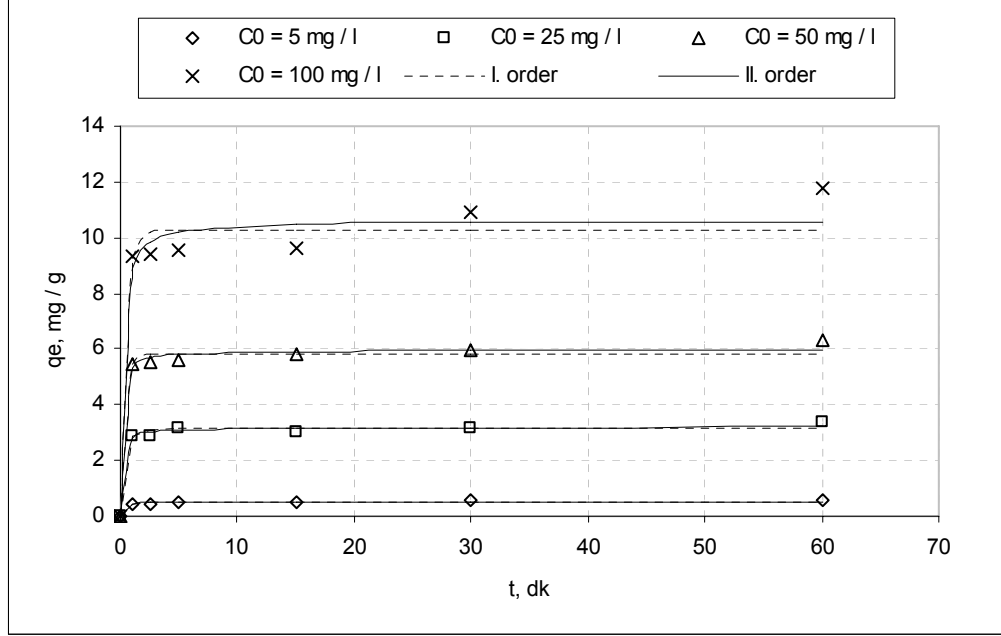
C_o , mg/l	Ham- bentonit Deneysel q_e	Pseudo I. derece kinetik sabitleri			Pseudo II. derece kinetik sabitleri		
		K_1	q_e	R^2	k_2	q_e	R^2
5	0.866	2.10361	0.843	0.8383	1.43	0.825	0.8928
25	4.645	1.87	4.699	0.7717	1.42	4.766	0.9912
50	9.458	1.78	9.6183	0.9757	1.23	9.583	0.9966
100	18.923	1.4	19.545	0.9463	0.92	19.098	0.9986

Ham-bentonitin 18.923 mg/g en yüksek q_e değerine, 100 mg/l boya konsantrasyonunda ulaştığı Çizelge 4.1.' den görülmektedir. Buna bağlı olarak konsantrasyonun artmasıyla birlikte deneysel olarak elde edilen q_e değerleri de artmıştır.

Deneysel verilere bağlı olarak hesaplanan kinetik Pseudo I. ve II. derece kinetik modellerinden elde edilen q_e değerlerinin de konsantrasyon artışı ile arttığı görülmektedir. Pseudo I. ve II. derece kinetik modellerinden elde edilen q_e değerlerinin, deneysel q_e değerleriyle uyumluluğu incelendiğinde Pseudo II. derece kinetik modelinin daha iyi uyum sağladığı görülmektedir. Bu uyumluluğu ifade eden R^2 değerleri tüm konsantrasyon değerlerinde Pseudo II. derece kinetik modelinde daha yüksektir. Ayrıca her iki model içinde hız sabitleri k_1 ve k_2 değerlerinin artan konsantrasyon değerleri ile azaldığı belirlenmiştir.

Ham ponzanın boya adsorpsiyon kinetiğine konsantrasyon değişiminin etkisi Şekil 4.11.' de görülmektedir. Artan konsantrasyon miktarına bağlı olarak adsorpsiyon

kapasitesi de artmaktadır. Temas süresinin ilk anlarında adsorpsiyon hızlı gelişmekte ve 60 dk temas süresi sonunda dengeye ulaşmaktadır.



Şekil 4.11. Başlangıç boya konsantrasyonunun ham-ponzanın adsorpsiyon kinetiğine etkisi (ham-ponza miktarı 0.15 g, sıcaklık 30 °C, pH 1.7, karışım hızı 200 rpm)

Deneysel olarak elde edilen sonuçların non-linner olarak çözümlenip Pseudo I. ve II. derece kinetik modellerine uygulanması sonucu elde edilen q_e değerleriyle uyumlulukları incelenmiş ve bu değerler Çizelge 4.2.2' de gösterilmiştir.

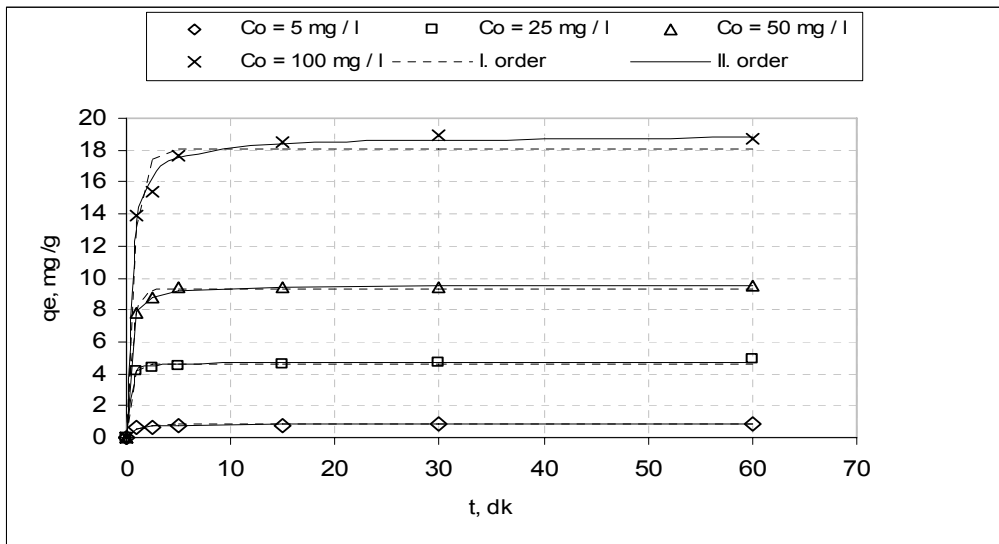
Çizelge 4.2. Farklı başlangıç konsantrasyonlarında ham-ponza ile boya adsorpsiyonunun Non-lineer regrasyon analizi ile belirlenen Pseudo I. derece ve Pseudo II. derece kinetik sabitleri (k_1 ; dk^{-1} ve k_2 ; $g\ mg^{-1}\ dk^{-1}$, q_e ; mg/g)

C_{o_0} mg/l	Ham-ponza Deneysel q_e	Pseudo I. derece kinetik sabitleri			Pseudo II. derece kinetik sabitleri		
		k_1	q_e	R^2	k_2	q_e	R^2
5	0.543	1.82099	0.499	0.345	6.54779	0.522	0.982
25	3.405	2.40183	3.128	0.282	2.09939	3.203	0.988
50	6.317	2.62617	5.846	0.986	1.33864	5.971	0.991
100	11.744	2.310087	10.255	0.954	0.48245	10.603	0.967

Artan konsantrasyon değerleri ile birlikte ham-ponzanın deneysel olarak elde edilen q_e değerleri de artmaktadır. Ham-ponzanın deneysel olarak elde edilen en yüksek q_e değeri 11.744 mg/g olup, bu değere 100 mg/l boya konsantrasyonunda ulaştığı Çizelge 4.2.' den görülmektedir.

Pseudo I. ve II. derece kinetik modelleri uygulanarak elde edilen q_e değerlerinin deneysel q_e değerleriyle uyumluluğu incelendiğinde, Pseudo II. derece kinetik modelin, daha uyumlu olduğu görülmektedir. Ayrıca deneysel ve model q_e değerlerinin uyumluluğunu ifade eden R^2 değerleri, her konsantrasyon değerinde Pseudo II. derece kinetik modeli için daha yüksek değerlerdedir. k_2 , hız sabitinin artan konsantrasyon değerleriyle azaldığı belirlenirken, k_1 hız sabiti ilk iki konsantrasyon değerinde azalma eğilimindeyken 50 mg/l boya konsantrasyonunda artmış, 100 mg/l boya konsantrasyonunda tekrar azalmıştır.

CDBA-ponzanın boya adsorpsiyon kinetiğine, konsantrasyon değişiminin etkisi Şekil 4.12.' de görülmektedir. Konsantrasyonun artması ile q_e değerleri de artar. Temas süresinin ilk anlarında adsorpsiyon hızlı gerçekleşirken, 60 dk temas süresi sonunda dengeye ulaşır.



Şekil 4.12. Başlangıç boya konsantrasyonunun CDBA-ponzanın adsorpsiyon kinetiğine etkisi (CDBA-ponza miktarı 0.15 g, sıcaklık 30 °C, pH 1.7, karışım hızı 200 rpm)

Deneysel verilerin non-lineer regrasyon analizi ile çözümlenip Pseudo I. ve II. derece kinetik modelleri uygulanmasıyla elde edilen parametreler Çizelge 4.3.'de görülmektedir.

Çizelge 4.3. Farklı başlangıç konsantrasyonlarında CDBA-ponza ile boya adsorpsiyonunun Non-lineer regrasyon analizi ile belirlenen Pseudo I. derece ve Pseudo II. derece kinetik sabitleri (k_1 ; dk^{-1} ve k_2 ; $g\ mg^{-1}\ dk^{-1}$, q_e ; mg/g)

C_0 , mg/l	CDBA-ponza Deneysel q_e	Pseudo I. derece kinetik sabitleri			Pseudo II. derece kinetik sabitleri		
		k_1	q_e	R^2	k_2	q_e	R^2
5	0.908	1.10493	0.808	0.603	2.2692	0.850	0.978
25	4.874	2.32733	4.631	0.507	1.42098	4.736	0.997
50	9.556	1.78615	9.324	0.995	0.4829	9.563	0.998
100	18.758	1.29788	18.10	0.978	0.13075	18.902	0.995

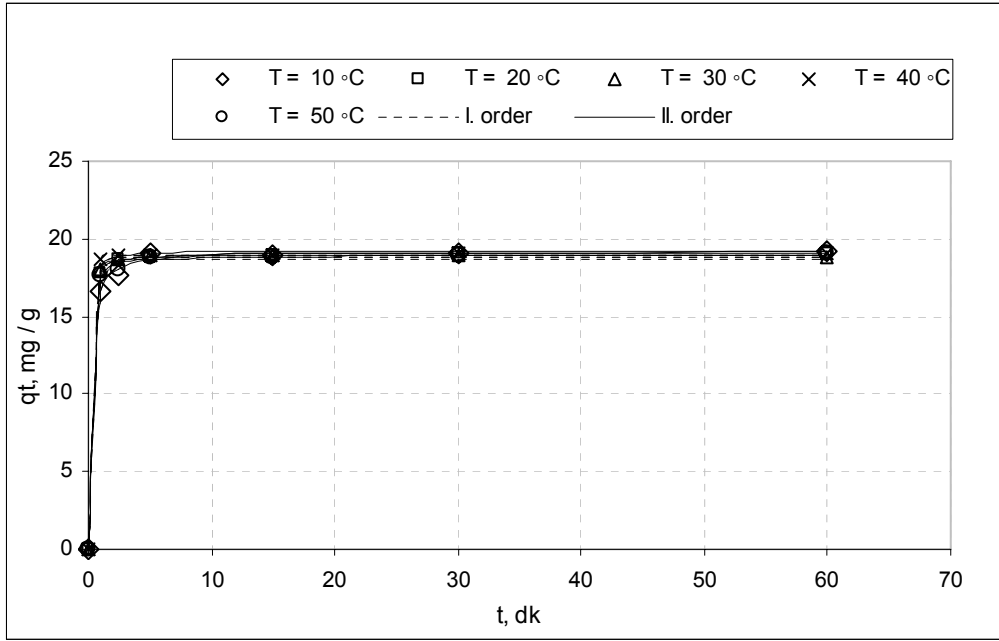
CDBA-ponzanın deneysel olarak belirlenen en büyük q_e değeri 18.758 mg/g 'dır. Bu değere 100 mg/l boya konsantrasyonunda ulaşılmıştır. Konsantrasyon değerinin artmasıyla CDBA-ponzanın adsorpsiyon kapasitesi de artmıştır.

Deneysel verilerin non-lineer regrasyon analizi ile çözümlenip Pseudo I. ve II. derece kinetik modellerine uygulanmasıyla elde edilen q_e değerlerinin, deneysel olarak elde edilen q_e değerleri ile uyumu karşılaştırıldığında, Pseudo II. derece kinetik modelinin daha uyumlu olduğu belirlenmiştir. Bu uyumluluğu ifade eden R^2 değerleri Pseudo II. derece kinetik modelinde daha yüksektir. k_2 hız sabiti değerleri, artan konsantrasyon miktarıyla düzenli olarak azalırken, k_1 hız sabiti, istikrarlı bir artış yada azalış göstermemiştir.

Adsorpsiyon prosesinin ilk safhalarında çok boş alan olduğu ve bununla beraber artan boya konsantrasyonunun çözültideki boya anyonlarının artışına neden olarak adsorpsiyon kapasitesini artırdığı sonucuna varılmıştır. Çünkü daha yüksek C_0 değerlerinde, büyük itici güçten dolayı, adsorbentin adsorpsiyon kapasitesinin daha etkili kullanımı beklenir (Baskaralingam vd., 2005; Zohra vd., 2008).

4.5.2. Başlangıç Sıcaklığının Adsorpsiyon Kinetiğine Etkisi

Başlangıç sıcaklığındaki değişimin ham-bentonitin boya adsorpsiyonu üzerine etkisi Şekil 4.13.' de görülmektedir. Sıcaklığa bağlı kalarak değişen temas sürelerinde meydana gelen değişimin adsorpsiyon kapasitesine dikkate değer ölçüde bir etkisi yoktur. Her sıcaklık değeri içinde ilk temas sürelerinde adsorpsiyon hızlı ilerlemekte ve 60 dk temas süresi sonunda dengeye ulaşmaktadır.



Şekil 4.13. Başlangıç sıcaklığının ham-bentonitin adsorpsiyon kinetiğine etkisi (ham-bentonit miktarı 0.15 g, pH 1.1, sıcaklık 30 °C, karışma hızı 200 rpm boya konsantrasyonu 100 mg/l)

Deneysel verilerin non-lineer regresyon analizi ile çözümlenip Pseudo I. ve II. derece kinetik modellerine uygulanmasıyla elde edilen kinetik parametreler Çizelge 4.4'de görülmektedir.

Çizelge 4.4. Farklı başlangıç sıcaklıklarında ham-bentonitin boya adsorpsiyonunun Non-linear regrasyon analizi ile belirlenen Pseudo I. derece ve Pseudo II. derece kinetik sabitleri (k_1 ; dk^{-1} ve k_2 ; $g\ mg^{-1}\ dk^{-1}$, q_e ; mg/g)

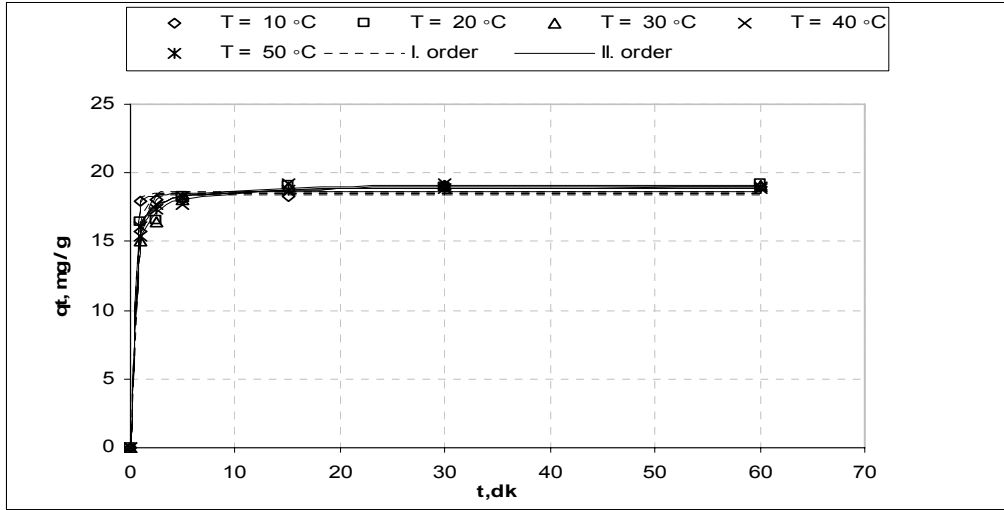
T, °C	Ham Bentonit Deneysel q_e	Pseudo I. derece kinetik sabitleri			Pseudo II. derece kinetik sabitleri		
		k_1	q_e	R^2	k_2	q_e	R^2
10	19.220	2.12127	18.828	0.716	0.32176	19.238	0.998
20	19.127	2.80332	18.929	0.913	0.73709	19.105	0.999
30	19.000	3.11623	18.867	0.999	1.04146	18.992	0.999
40	19.046	4.091787	18.990	0.999	0.87	19.252	0.998
50	19.055	2.86545	18.719	0.998	0.670608	18.944	0.999

Deneysel sonuçlardan da Çizelge 4.4.'de görüldüğü gibi farklı sıcaklıklarda elde edilen q_e değerleri arasında çok büyük farklılıklar yoktur. Ham-bentonitin en yüksek q_e değeri $19.220\ mg/g$ ' dır. Bu değer $10\ ^\circ C$ sıcaklıkta elde edilmiştir. Sıcaklık değeri 10 ila $30\ ^\circ C$ arasında değişirken q_e değerleri sürekli olarak azalmış, sıcaklık 40 ve $50\ ^\circ C$ arasında ise artma eğilimi göstermiştir. Özcan vd., (2007) benzer şekilde düşük sıcaklıkları tercih eden adsorpsiyon çalışmalarında, buna neden olarak artan sıcaklıkla birlikte adsorplanacak molekülün toplam enerjisinin artması neticesinde desorpsiyon eğiliminin de artmasını göstermişlerdir.

Pseudo I. ve II. derece kinetik modellerinin uygulanması ile elde edilen q_e değerlerinin deneysel veriler ile uyumluluğu incelendiğinde Pseudo II. derece kinetik modelin daha uyumlu veriler verdiği görülmektedir. Bu uyumluluğu ifade eden R^2 değerleri Pseudo II. derece kinetik modelinde tüm sıcaklık değeri için daha istikrarlı ve yüksektir. k_1 , hız sabitinin değeri 10 ila $40\ ^\circ C$ arasında artarken, $50\ ^\circ C$ sıcaklıkta azalmıştır. Özcan vd., (2007) de yapmış oldukları adsorpsiyon çalışmasında benzer şekilde, artan sıcaklığın dengeye yaklaşma hızını artırdığını ancak adsorpsiyon kapasitesini düşürdüğünü belirtmişlerdir. k_2 , hız sabitinin değeri ise 10 ila $30\ ^\circ C$ arasında artarken, 40 ve $50\ ^\circ C$ sıcaklıklarda azalmıştır.

Başlangıç sıcaklığındaki değişimin ham-ponzanın boya adsorpsiyonu üzerine etkisi Şekil 4.14.'te görülmektedir. Sıcaklığa bağlı kalarak değişen temas sürelerinde

meydana gelen değişimin adsorpsiyon kapasitesine dikkate değer ölçüde bir etkisi yoktur. Her sıcaklık değeri içinde ilk temas sürelerinde adsorpsiyon hızlı ilerlemekte ve 60 dk temas süresi sonunda dengeye ulaşmaktadır.



Şekil 4.14. Başlangıç sıcaklığının ham-ponzanın adsorpsiyon kinetiği üzerine etkisi (ham-ponza miktarı 0.15 g, pH 1.7, sıcaklık 30 °C, karışma hızı 200 rpm boya konsantrasyonu 100 mg/l)

Deneysel verilerin non-lineer regrasyon analizi ile çözümlenip Pseudo I. ve II. derece kinetik modellerine uygulanmasıyla elde edilen kinetik parametreler Çizelge 4.5'te görülmektedir.

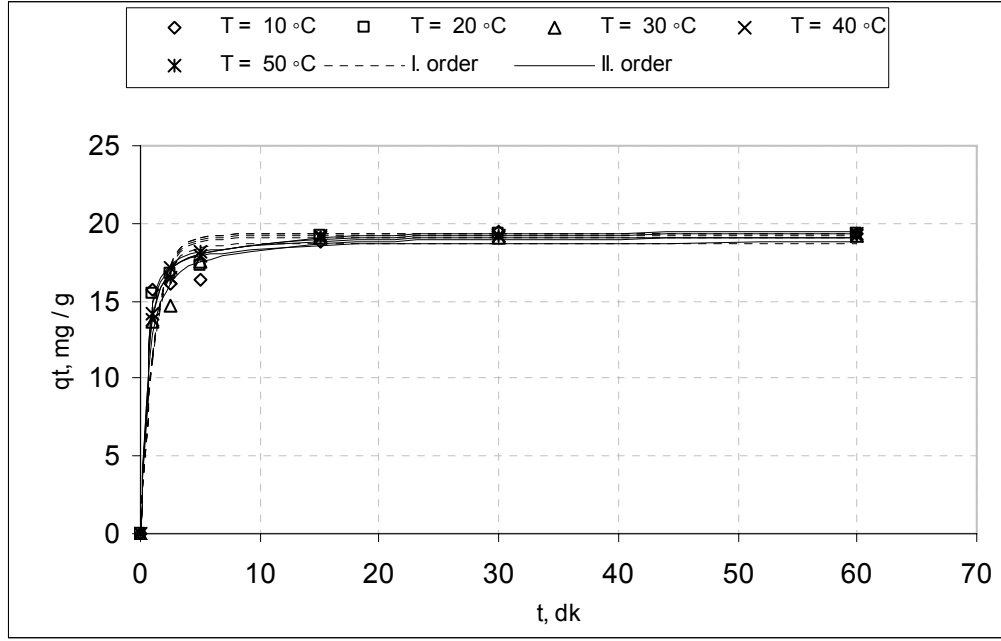
Çizelge 4.5. Farklı başlangıç sıcaklıklarında ham-ponzanın boya adsorpsiyonunun Non-lineer regrasyon analizi ile belirlenen Pseudo I. derece ve Pseudo II. derece kinetik sabitleri (k_1 ; dk^{-1} ve k_2 ; $g\ mg^{-1}\ dk^{-1}$, q_e ; mg/g)

T, °C	Ham ponza Deneysel q_e	Pseudo I. derece kinetik sabitleri			Pseudo II. derece kinetik sabitleri		
		k_1	q_e	R^2	k_2	q_e	R^2
10	19.063	3.4932	18.517	0.235	1.05672	18.684	0.998
20	19.191	2.09627	18.463	0.452	0.26712	19.014	0.994
30	19.123	1.59262	18.446	0.985	0.17539	19.129	0.997
40	19.174	1.72399	18.647	0.993	0.214589	19.199	0.998
50	18.855	1.97308	18.486	0.995	0.283804	18.932	0.999

Deneysel sonuçlardan da Çizelge 4.5.'te görüldüğü gibi ham bentonit ile benzer olarak farklı sıcaklıklarda elde edilen q_e değerleri arasında çok büyük farklılıklar yoktur. Ham-ponzanın en yüksek q_e değeri 19.191 mg/g' dır. Bu değer 20 °C sıcaklıkta elde edilmiştir. Sıcaklık değerlerinin değişimiyle q_e değerlerinde düzenli bir artma ya da azalma olmamıştır. En yüksek q_e değerine 20 °C' de ulaşılırken, en düşük değer 50 °C' de oluşmuştur. Buna bağlı olarak ham ponzanın boya adsorpsiyonunun da sıcaklığa dayanan ve düşük sıcaklıklı fiziksel adsorpsiyonu tercih ettiği söylenebilir (Özcan vd., 2007).

Pseudo I. ve II. derece kinetik modellerinin uygulanması ile elde edilen q_e değerlerinin deneysel veriler ile uyumluluğu incelendiğinde Pseudo II derece kinetik modelin daha uyumlu veriler verdiği görülmektedir. Bu uyumluluğu ifade eden R^2 değerleri Pseudo II. derece kinetik modelinde tüm sıcaklık değeri için daha istikrarlı ve yüksektir. k_1 , hız sabitinin değeri 10 ila 30 °C arasında azalırken, 40 ve 50 °C sıcaklıklarda artmıştır. k_2 , hız sabiti de benzer şekilde 10 ila 30 °C arasında azalırken, 40 ve 50 °C sıcaklıklarda artmıştır. Ancak k_1 ve k_2 hız sabitlerinin her ikisi de en yüksek değere 10°C' sıcaklıkta ulaşmışlardır.

Başlangıç sıcaklığındaki değişimin CDDBA-ponzanın boya adsorpsiyonu üzerine etkisi Şekil 4.15.'de görülmektedir. Sıcaklığa bağlı kalarak değişen temas sürelerinde meydana gelen değişimin adsorpsiyon kapasitesine dikkate değer ölçüde bir etkisi yoktur. Her sıcaklık değeri içinde ilk temas sürelerinde adsorpsiyon hızlı ilerlemekte ve 60 dk temas süresi sonunda dengeye ulaşmaktadır.



Şekil 4.15. Başlangıç sıcaklığının CDBA-ponzanın adsorpsiyon kinetiğine etkisi (CDBA-ponza miktarı 0.15 g, pH 1.7, sıcaklık 30 °C, karışma hızı 200 rpm boya konsantrasyonu 100 mg/l)

Deneysel verilerin non-linear regrasyon analizi ile çözümlenip Pseudo I. ve II. derece kinetik modellerine uygulanmasıyla elde edilen kinetik parametreler Çizelge 4.6’da görülmektedir.

Çizelge 4.6. Farklı başlangıç sıcaklıklarında CDBA-ponzanın boya adsorpsiyonunun Non-linear regrasyon analizi ile belirlenen Pseudo I. derece ve Pseudo II. derece kinetik sabitleri (k_1 ; dk^{-1} ve k_2 ; $g\ mg^{-1}\ dk^{-1}$, q_e ; mg/g)

T, °C	CDBA-ponza Deneysel q_e	Pseudo I. derece kinetik sabitleri			Pseudo II. derece kinetik sabitleri		
		k_1	q_e	R^2	k_2	q_e	R^2
10	19.420	0.9	19.012	0.461	0.19603	18.864	0.982
20	19.373	0.9	19.334	0.698	0.18463	19.206	0.994
30	19.233	0.9	18,699	0.959	0.10341	19.282	0.990
40	19.322	0.9	19.290	0.979	0.12593	19.555	0.999
50	19.216	0.9	19.206	0.972	0.13487	19.399	0.999

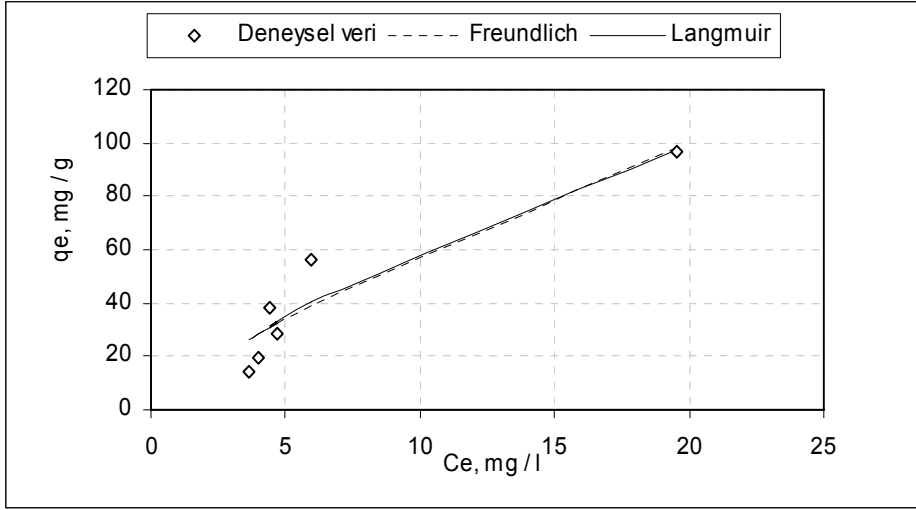
Çizelge 4.6.'da deneysel sonuçlardan da görüldüğü gibi ham-bentonit ve ham-ponza ile benzer olarak CDBA-ponzanın da farklı sıcaklıklarda elde edilen q_e değerleri arasında çok büyük farklılıklar yoktur. CDBA-ponzanın en yüksek q_e değeri 10 °C sıcaklıkta 19.420 mg/g iken en düşük değer 50 °C' de 19.216' mg/g dir. Buna bağlı olarak literatür bilgileri ışığında ham-ponza ve ham-bentonit ile aynı olarak CDBA-ponzanın boya adsorpsiyonunun da sıcaklığa dayanan, düşük sıcaklıklı fiziksel adsorpsiyonu tercih ettiği söylenebilir (Özcan vd., 2007).

Pseudo I. ve II. derece kinetik modellerinin uygulanması ile elde edilen q_e değerlerinin deneysel veriler ile uyumluluğu incelendiğinde Pseudo II. derece kinetik modelin daha uyumlu veriler verdiği görülmektedir. Bu uyumluluğu ifade eden R^2 değerleri Pseudo II. derece kinetik modelinde tüm sıcaklık değeri için daha istikrarlı ve yüksektir. k_1 , tüm sıcaklıklar için aynı değeri göstermiştir. k_2 , hız sabitinin değeri 10 ila 50 °C deki değerler karşılaştırıldığında azalma eğilimindedir.

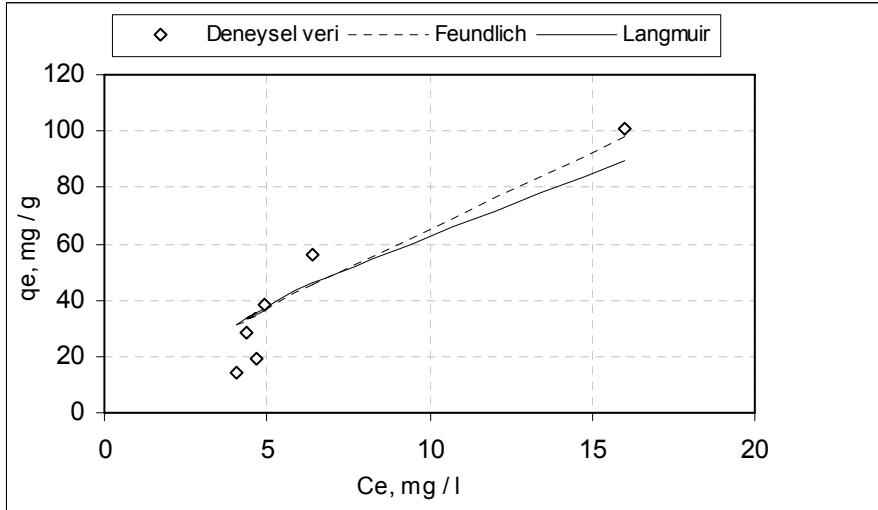
4.6. İzoterm Çalışmaları

Adsorbent dozu ve temas süresi değişiminin ham-bentonit, ham-ponza ve CDBA-ponza numunelerinin adsorpsiyon kapasitelerine etkilerinin belirlendiği deneysel veriler, Non-lineer regrasyon analizi ile çözümlenerek Langmuir ve Freundlich izoterm modellerine uygulanmış ve izoterm sabitleri belirlenmiştir.

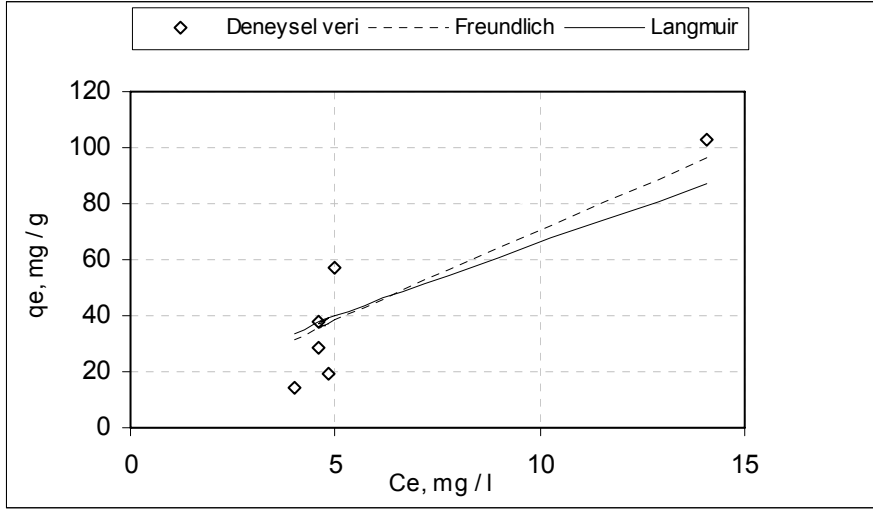
Ham-bentonitin adsorpsiyon kapasitesine, adsorbent dozu ve sıcaklık değişiminin etkilerinin belirlendiği deneysel verilerin, Non-lineer regrasyon analizi ile her sıcaklık değeri için çözümlenip Langmuir ve Freundlich modellerine uygulanmasıyla belirlenen q_e değerleriyle oluşturulan grafikleri Şekil 4.16., 4.17., 4.18., 4.19. ve 4.20.' de görülmektedir.



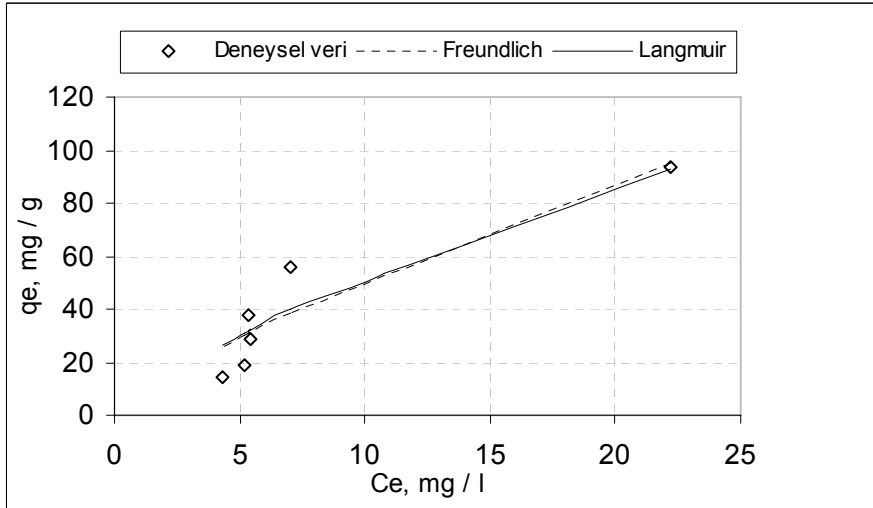
Şekil 4.16. Ham-bentonitin boya adsorpsiyonunun 10 °C’ deki Langmuir ve Freundlich izotermi (boya konsantrasyonu 100 mg/l, pH 1.1, temas süresi 60 dk, karıştırma hızı 200 rpm)



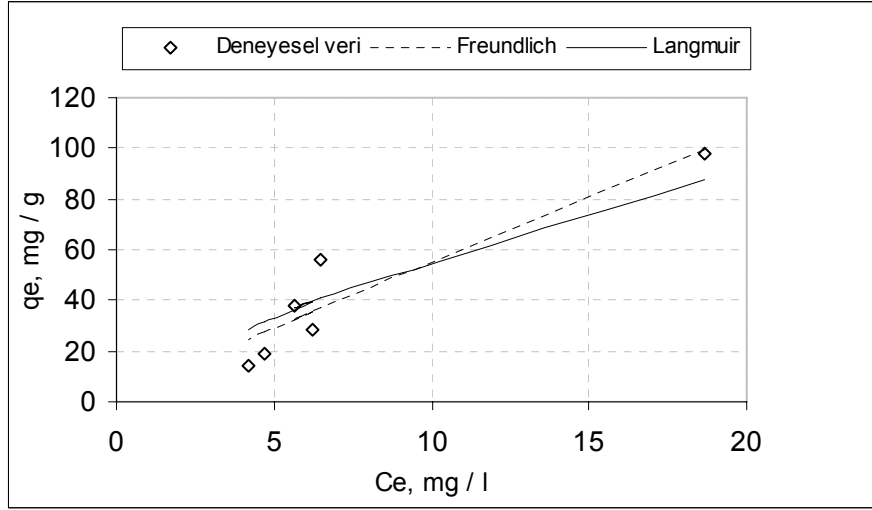
Şekil 4.17. Ham-bentonitin boya adsorpsiyonunun 20 °C’ deki Langmuir ve Freundlich izotermi (boya konsantrasyonu 100 mg/l, pH 1.1, temas süresi 60 dk, karıştırma hızı 200 rpm)



Şekil 4.18. Ham-bentonitin boya adsorpsiyonunun 30 °C’ deki Langmuir ve Freundlich izotermi (boya konsantrasyonu 100 mg/l, pH 1.1, temas süresi 60 dk, karıştırma hızı 200 rpm)



Şekil 4.19. Ham-bentonitin boya adsorpsiyonunun 40 °C’ deki Langmuir ve Freundlich izotermi (boya konsantrasyonu 100 mg/l, pH 1.1, temas süresi 60 dk, karıştırma hızı 200 rpm)



Şekil 4.20. Ham-bentonitin boya adsorpsiyonunun 50 °C’deki Langmuir ve Freundlich izotermi (boya konsantrasyonu 100 mg/l, pH 1.1, temas süresi 60 dk, karıştırma hızı 200 rpm)

Ham-bentonitin boya adsorpsiyonunun Non-lineer regrasyon analiziyle belirlenen Langmuir ve Freundlich izoterm sabitleri Çizelge 4.7. de görülmektedir. Deneysel olarak elde edilen en büyük q_e değeri 30 °C’de oluşmuştur. Sıcaklık değişimleri q_e değerlerinin düzenli olarak artmasına ya da azalmasına neden olmazken düşük sıcaklık değerlerindeki q_e değerleri, yüksek sıcaklıklara göre nispeten daha yüksektir.

Freundlich izoterm modelinin parametreleri incelendiğinde adsorpsiyon kapasitesini ifade eden K_f değerlerinin artan sıcaklık değerleri ile azaldığı görülmektedir. n değerlerinin 1 ila 10 arasında olması izotermün uygun olduğunun ifadesidir (Baskaralingam vd., 2006). Tüm sıcaklık değerlerinde $1 < n < 10$ olma koşulunu sağlamaktadır. K_f ve n değerinin en küçük olduğu sıcaklık 50 °C’dir. Bu durumda Dorasyn Red C2B ‘nin ham-bentonit ile adsorpsiyonunun düşük sıcaklıklarda yüksek değerlere ulaşma eğiliminde olduğu belirlenmiştir. Özcan vd. (2004b) de, bir anyonik boyanın gideriminde DTMA-bentoniti adsorbent olarak kullandıkları çalışmada, adsorpsiyonun düşük sıcaklığı tercih ettiğini belirtmişlerdir. Freundlich izoterm modelinin adsorpsiyona iyi uyum sağlamasına rağmen elde edilen sonuçlarda tüm sıcaklıklarda korelasyon katsayısı (R^2) Langmuir izoterm modelinde daha yüksektir.

Langmuir izoterm parametreleri incelendiğinde q_m değerlerinin artan sıcaklık değerleri ile azaldığı görülmektedir. K_L değerlerinin sıcaklığın artışıyla sabit bir değişimi olmadığı görülmektedir. K_L ve C_0 değerlerine bağlı olarak hesaplanan ve Çizelge 4.8.' de görülen R_L değerleri her sıcaklıkta 0 ile 1 arasındadır. $0 < R_L < 1$ ise bu izotermin uygun olduğu anlamına gelir (Baskaralingam vd., 2006).

Ham- bentonitin boya adsorpsiyonuna, sıcaklık ve konsantrasyon değişiminin etkisinin belirlenmesi için yapılan izoterm çalışmaları, adsorpsiyon bölgelerinin yüzeyde heterojen bir dağılım gösterdiğini desteklemektedir. Bu yakalama bölgelerinde ise tek tabakalı bir adsorpsiyonun söz konusu olduğu ifade edilebilir. Aksu ve Gönen (2004), canlı aktif çamur ile fenol biyosorpsiyon etme çalışması sonucunda her iki izoterm ile biyosorpsiyon olayının açıklanabileceğini belirtmiş ve fenolün biyomas yüzeyinde heterojen biçimde tutulduğunu ve bu heterojen bölgelerde tek tabakalı olarak biyosorbe edildiğini belirtmiştir.

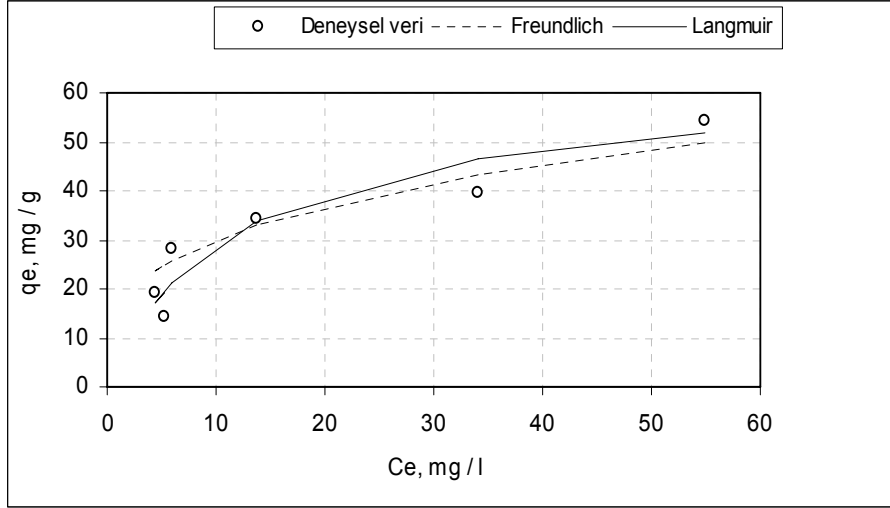
Çizelge 4.7. Ham-bentonitin boya adsorpsiyonunun Non-lineer regrasyon analiziyle belirlenen Langmuir ve Freundlich izoterm sabitleri (q_m ; mg/g, q_e ; mg/g, K_L ; l/mg, K_f ; mg/g)

Sıcaklık °C	Deneysel q_e	Freundlich			Langmuir		
		K_f	n	R^2	q_m	K_L	R^2
10	96.527	9.78	1,128	0.870	249.8	0.0327	0.884
20	100.832	9.56	1.19	0.907	249.3	0.0351	0.922
30	103.099	9.247	1.13	0.833	248.3	0.0385	0.841
40	93.394	8.05	1.25	0.856	237.6	0.0289	0.87
50	97.571	6.36	1.06	0.869	217.7	0.0358	0.893

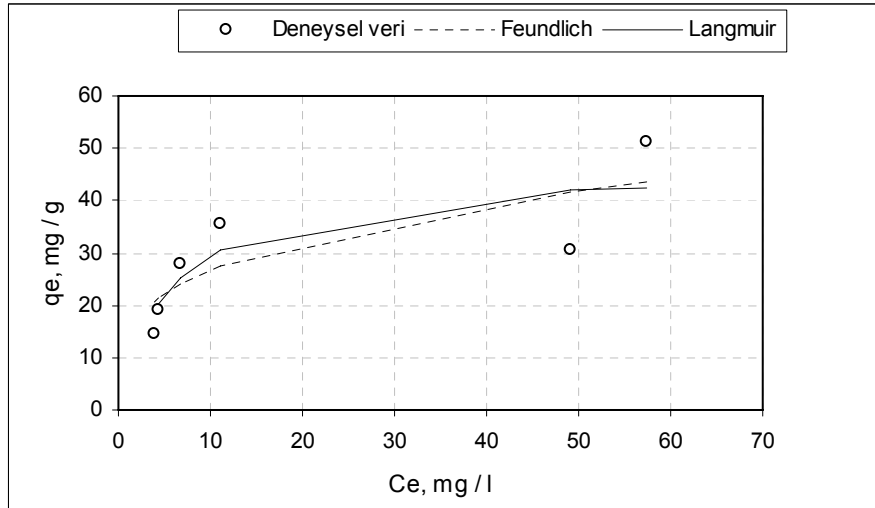
Çizelge 4.8. Ham- bentonit için R_L (ayırma faktörü) değerleri

Sıcaklık °C	R_L
10	0.234
20	0.221
30	0.206
40	0.257
50	0.218

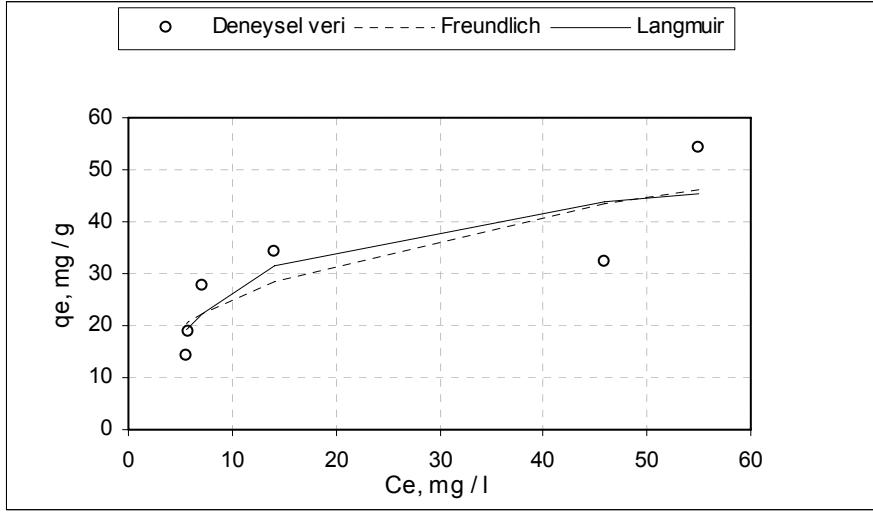
Ham-ponzanın adsorpsiyon kapasitesine, adsorbent dozu ve sıcaklık değişiminin etkilerinin belirlendiği deneysel verilerin, Non-linear regresyon analizi ile her sıcaklık değeri için çözümlenip Langmuir ve Freundlich modellerine uygulanmasıyla belirlenen q_e değerleriyle oluşturulan grafikleri Şekil 4.21., 4.22., 4.23., 4.24. ve 4.25.' de görölmektedir.



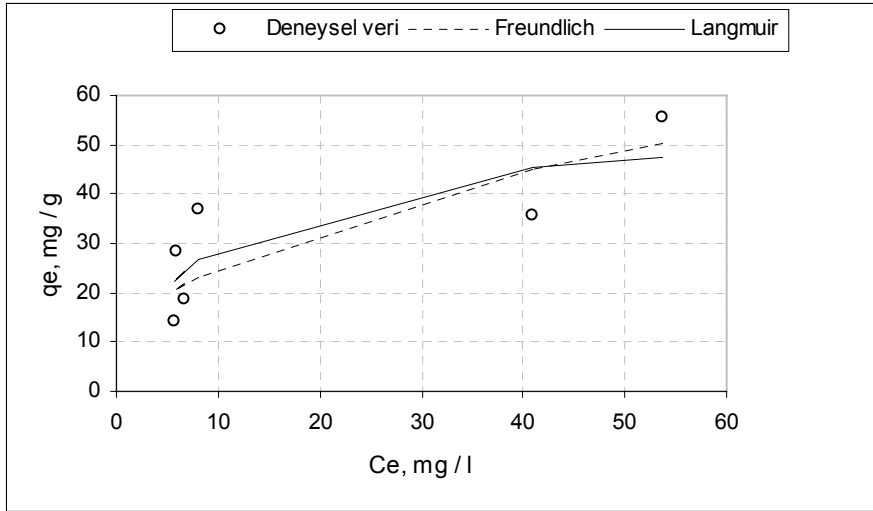
Şekil 4.21. Ham-ponzanın boya adsorpsiyonunun 10 °C' deki Langmuir ve Freundlich izotermi (boya konsantrasyonu 100 mg/l, pH 1.7, temas süresi 60 dk, karıştırma hızı 200 rpm)



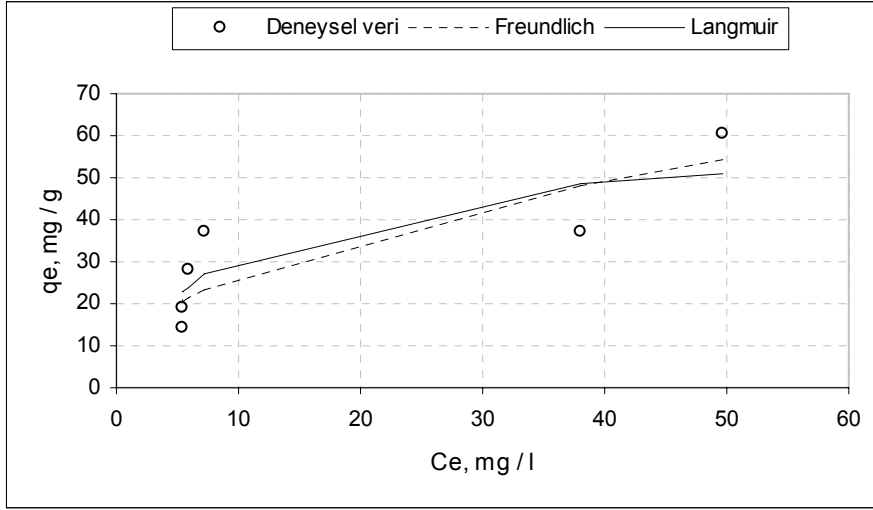
Şekil 4.22. Ham-ponzanın boya adsorpsiyonunun 20 °C' deki Langmuir ve Freundlich izotermi (boya konsantrasyonu 100 mg/l, pH 1.7, temas süresi 60 dk, karıştırma hızı 200 rpm)



Şekil 4.23. Ham-ponzanın boya adsorpsiyonunun 30 °C’ deki Langmuir ve Freundlich izotermleri (boya konsantrasyonu 100 mg / l, pH 1.7, temas süresi 60 dk, karıştırma hızı 200 rpm)



Şekil 4.24. Ham-ponzanın boya adsorpsiyonunun 40 °C’ deki Langmuir ve Freundlich izotermleri (boya konsantrasyonu 100 mg/l, pH 1.7, temas süresi 60 dk, karıştırma hızı 200 rpm)



Şekil 4.25. Ham-ponzanın boya adsorpsiyonunun 50 °C’deki Langmuir ve Freundlich izotermi (boya konsantrasyonu 100 mg/l, pH 1.7, temas süresi 60 dk, karıştırma hızı 200 rpm)

Ham-ponzanın boya adsorpsiyonunun Non-linear regrasyon analiziyle belirlenen Langmuir ve Freundlich izoterm sabitleri Çizelge 4.9. da görülmektedir. Deneysel olarak elde edilen en büyük q_e değeri 50 °C’ 60.305 mg/g’ dır. Sıcaklık değişimleri q_e değerlerinin düzenli olarak artmasına ya da azalmasına neden olmazken düşük sıcaklık değerlerindeki q_e değerleri, yüksek sıcaklıklara göre nispeten daha düşüktür.

Freundlich izoterm modelinin parametreleri incelendiğinde adsorpsiyon kapasitesini ifade eden K_f değerlerinin artan sıcaklık değerleri ile azaldığı görülmektedir. n değerlerinin 1 ila 10 arasında olması izotermün uygun olduğunun ifadesidir (Baskaralingam vd., 2006). Tüm sıcaklık değerlerinde $1 < n < 10$ olma koşulunu sağlamaktadır. K_f ve n değerinin en küçük olduğu sıcaklık 50 °C’ dir. Bu durumda Dorasyn Red C2B ‘nin ham-ponza ile adsorpsiyonunun düşük sıcaklıklarda yüksek değerlere ulaşma eğiliminde olduğu belirlenmiştir

Langmuir izoterm parametreleri incelendiğinde q_m değerlerinin artan sıcaklık değerlerinin tümünde ilk sıcaklık değerine göre azaldığı görülmektedir. K_L değerlerinin sıcaklığın artışıyla sabit bir değişimi olmadığı görülmektedir. K_L ve C_0 değerlerine bağlı olarak hesaplanan ve Çizelge 4.10.’da görülen R_L değerleri her

sıcaklıkta 0 ila 1 arasındadır. $0 < R_L < 1$ ise bu izotermin uygun olduğu anlamına gelir (Baskaralingam vd.,, 2006).

Ham-ponzanın boya gideriminin her iki izoterm tipi ile uyum sağlamadığı Çizelge 4.9’ da R^2 değerlerinden görülmektedir. Bunun yanı sıra CDBA ile modifiye edilmesi sonucunda izoterm modellerine uyum sağladığı görülmektedir.

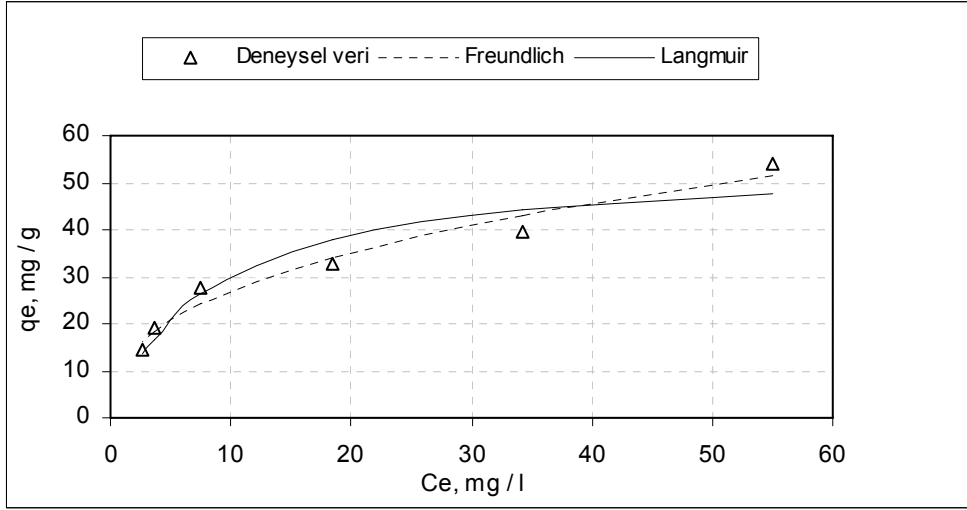
Çizelge 4.9. Ham-ponzanın boya adsorpsiyonunun Non-lineer regrasyon analiziyle belirlenen Langmuir ve Freundlich izoterm sabitleri (q_m ; mg/g, q_e ; mg/g, K_L ; l/mg, K_f ; mg/g)

Sıcaklık °C	Deneysel q_e	Freundlich			Langmuir		
		K_f	n	R^2	q_m	K_L	R^2
10	54.192	15.2	3.383	0.888	63	0.0842	0.875
20	51.237	14.2784	3.632	0.638	46.79	0.174	0.699
30	54.115	11.1077	2.806	0.706	53.507	0.1	0.72
40	55.542	10	2.461	0.652	54.909	0.118	0.640
50	60.305	10	2.314	0.696	60.094	0.1134	0.684

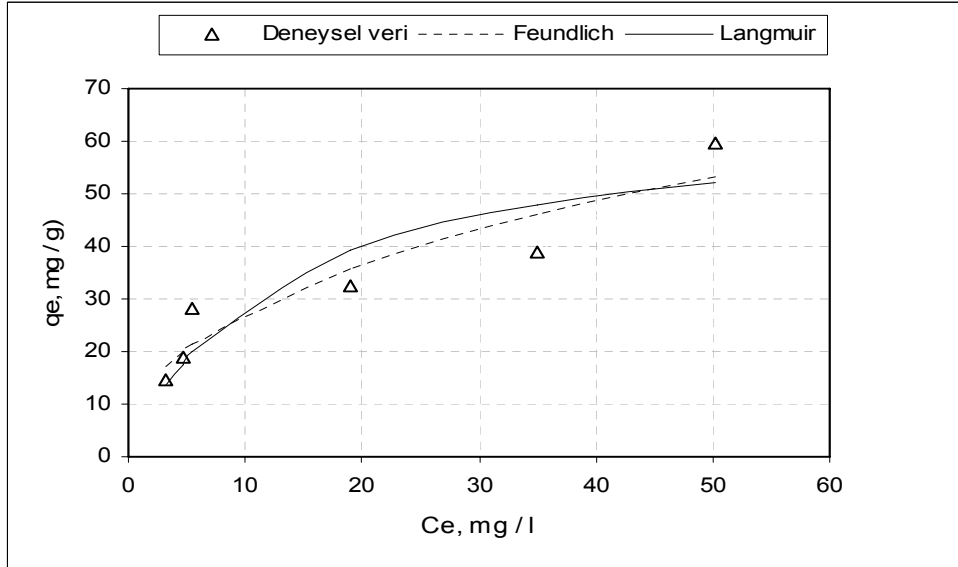
Çizelge 4.10. Ham-ponza için R_L (ayırma faktörü) değerleri

Sıcaklık °C	R_L
10	0.106
20	0.054
30	0.09
40	0.078
50	0.081

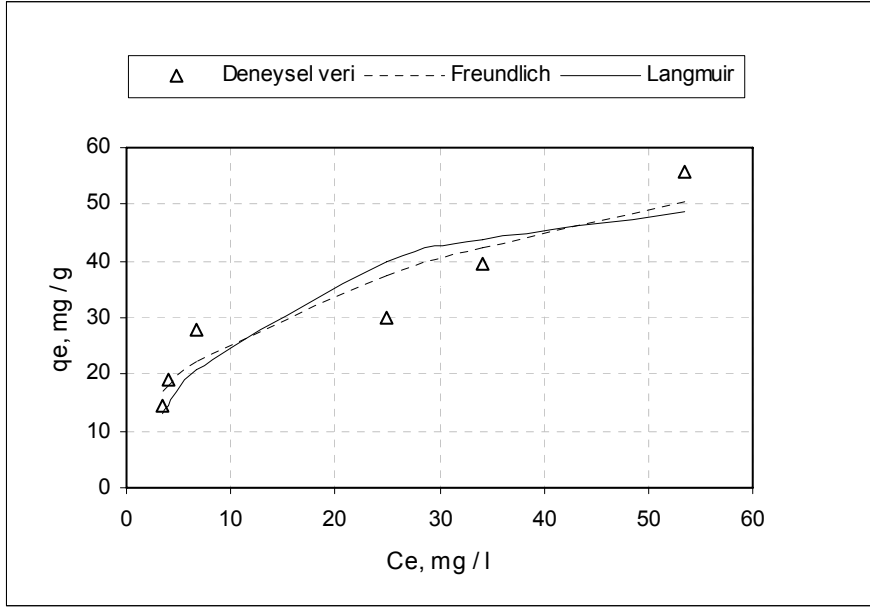
CDBA-ponzanın adsorpsiyon kapasitesine, adsorbent dozu ve sıcaklık değişiminin etkilerinin belirlendiği deneysel verilerin, Non-lineer regrasyon analizi ile her sıcaklık değeri için çözümlenip Langmuir ve Freundlich modellerine uygulanmasıyla belirlenen q_e değerleriyle oluşturulan grafikleri Şekil 4.26., 4.27., 4.28., 4.29. ve 4.30.’ de görülmektedir.



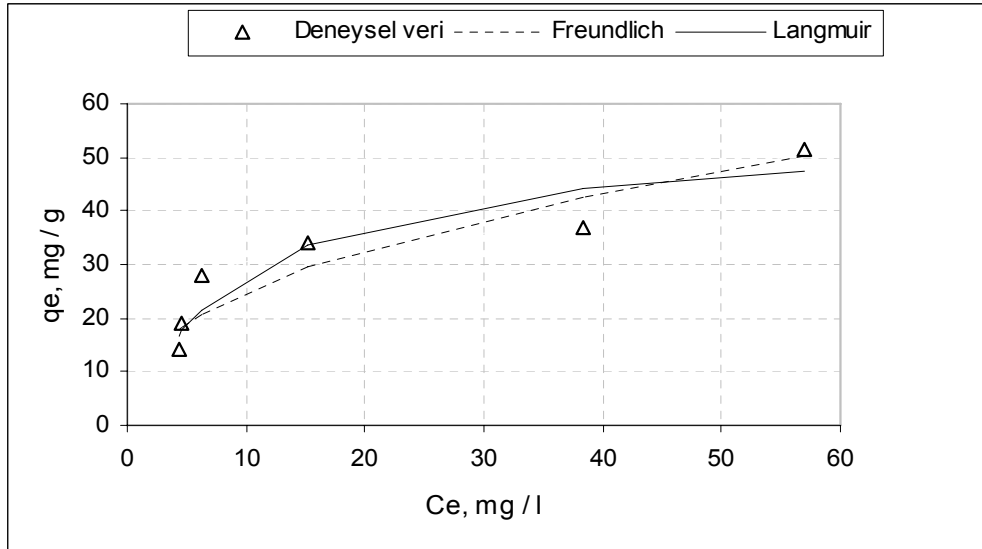
Şekil 4.26. CDBA-ponzanin boyanın adsorpsiyonunun 10 °C'deki Langmuir ve Freundlich izotermi (boyanın konsantrasyonu 100 mg/l, pH 1.7, temas süresi 60 dk, karıştırma hızı 200 rpm)



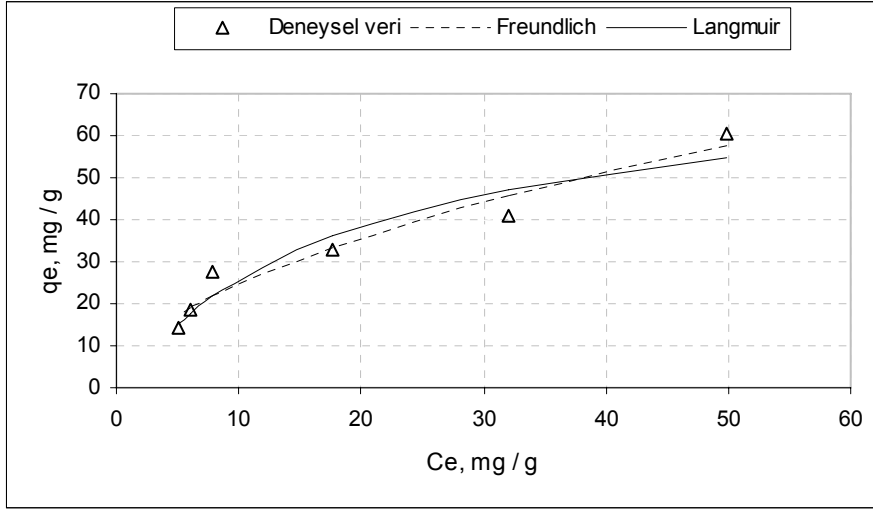
Şekil 4.27. CDBA-ponzanin boyanın adsorpsiyonunun 20 °C'deki Langmuir ve Freundlich izotermi (boyanın konsantrasyonu 100 mg/l, pH 1.7, temas süresi 60 dk, karıştırma hızı 200 rpm)



Şekil 4.28. CDBA-ponzanın boya adsorpsiyonunun 30 °C’ deki Langmuir ve Freundlich izotermi (boya konsantrasyonu 100 mg/l, pH 1.7, temas süresi 60 dk, karıştırma hızı 200 rpm)



Şekil 4.29. CDBA-ponzanın boya adsorpsiyonunun 40 °C’ deki Langmuir ve Freundlich izotermi (boya konsantrasyonu 100 mg/l, pH 1.7, temas süresi 60 dk, karıştırma hızı 200 rpm)



Şekil 4.30. CDBA-ponzanın boya adsorpsiyonunun 50 °C’ deki Langmuir ve Freundlich izotermi (boya konsantrasyonu 100 mg/l, pH 1.7, temas süresi 60 dk, karıştırma hızı 200 rpm)

CDBA-ponzanın boya adsorpsiyonunun Non-linear regrasyon analiziyle belirlenen Langmuir ve Freundlich izoterm sabitleri Çizelge 4.11. de görülmektedir. Deneysel olarak elde edilen en büyük q_e değeri 60.254 mg/g, 50 °C’ de oluşmuştur. Sıcaklık değişimleri q_e değerlerinin düzenli olarak artmasına ya da azalmasına neden olmamıştır.

Freundlich izoterm modelinin parametreleri incelendiğinde adsorpsiyon kapasitesini ifade eden K_f değerlerinin artan sıcaklık değerleri ile azaldığı görülmektedir. n değerlerinin 1 ila 10 arasında olması izotermün uygun olduğunun ifadesidir (Baskaralingam vd., 2006). Tüm sıcaklık değerlerinde $1 < n < 10$ olma koşulunu sağlamaktadır. K_f ve n değerinin en küçük olduğu sıcaklık 50 °C’ dir. Bu durumda Dorasyn Red C2B ‘nin CDBA-ponza ile adsorpsiyonunun düşük sıcaklıklarda yüksek değerlere ulaşma eğiliminde olduğu belirlenmiştir (Özcan vd., 2004b). Freundlich izoterm modelinin tüm sıcaklıklarda adsorpsiyona iyi uyum sağladığı ve korelasyon katsayısının (R^2) Langmuir izoterm modelinden daha yüksek değerler verdiği Çizelge 4.11.’de görülmüştür.

Langmuir izoterm parametreleri incelendiğinde q_m değerlerinin artan sıcaklık değerleri ile arttığı görülmektedir. K_L değerlerinin ise sıcaklığın artışıyla sabit bir değişimi olmadığı görülmektedir. K_L ve C_0 değerlerine bağlı olarak hesaplanan ve Çizelge 4.12.' de görülen R_L değerleri her sıcaklıkta 0 ila 1 arasındadır. $0 < R_L < 1$ ise bu izotermin uygun olduğu anlamına gelir (Baskaralingam vd.,, 2006). Ancak, elde edilen R^2 değerlerinin tüm sıcaklık değerlerinde Freundlich izoterm modelinde daha yüksek olduğu görülmektedir. Bu nedenle Freundlich izoterm modelinin adsorpsiyona daha iyi uyduğu belirlenmiştir. Freundlich izotermi heterojen sistemleri açıklamak için kullanılan bir izotermdir ve adsorpsiyonun tabakalı bir şekilde gerçekleştiğini varsayar. Ham-ponza ve CDBA-ponza numunelerinin izotermelere uyumu karşılaştırıldığında, elde edilen sonuçlar ponzanın modifiye edilmesinin, adsorpsiyon kapasitesini artırdığını göstermiştir.

Çizelge 4.11. CDBA-ponzanın boya adsorpsiyonunun Non-lineer regrasyon analiziyle belirlenen Langmuir ve Freundlich izoterm sabitleri(q_m ; mg/g, q_e ; mg/g, K_L ; l/ mg, K_f ; mg/g)

Sıcaklık °C	Deneysel q_e	Freundlich			Langmuir		
		K_f	n	R^2	q_m	K_L	R^2
10	54.013	11.30791	2.643	0.963	54.475	0.123851	0.903
20	59.643	10.6	2.423	0.880	65	0.08091	0.818
30	55.898	10.5	2.534	0.879	59.962	0.08	0.809
40	51.619	9.87	2.48	0.875	55.930	0.1	0.871
50	60.254	7.5	1.920	0.947	76.970	0.05	0.915

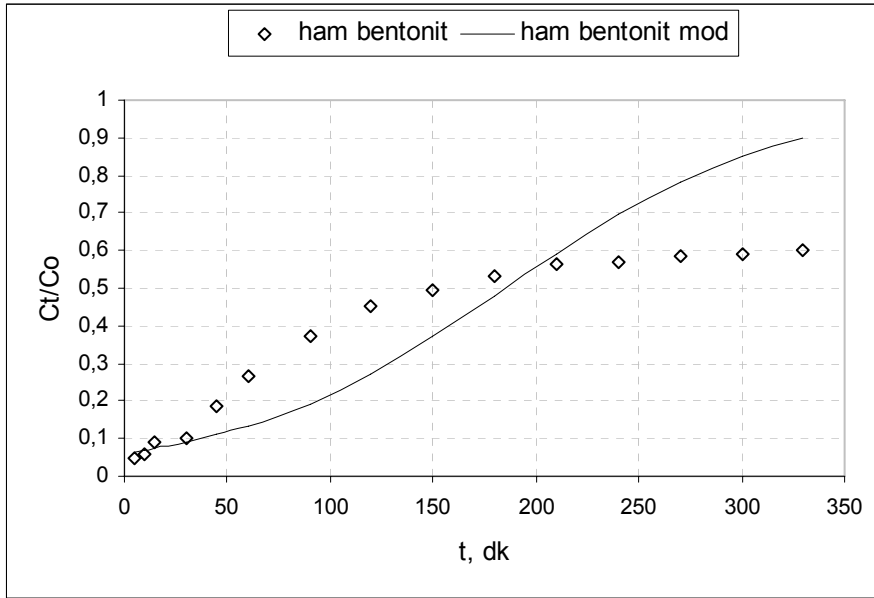
Çizelge 4.12. CDBA- ponza için R_L (ayırma faktörü) değerleri

Sıcaklık °C	R_L
10	0.074
20	0.109
30	0.11
40	0.1
50	0.16

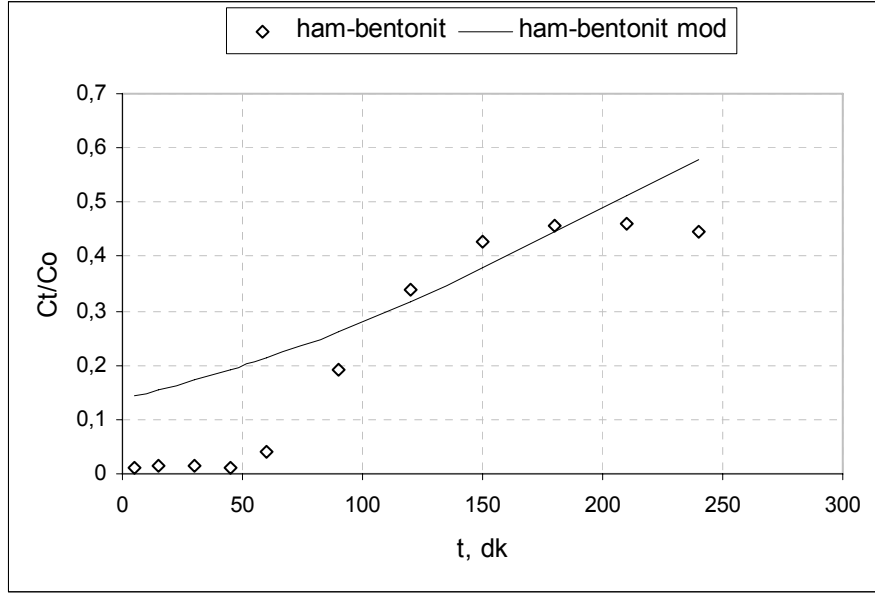
4.7. Kolon Çalışması

Kolon çalışmasında, peristaltik pompa ile kolona verilen boya çözeltisinin belirli zaman aralıklarında kolon çıkış suyundaki boya adsorbans değerleri ölçülmüş, elde edilen sonuçlardan konsantrasyonlar belirlenerek Non-lineer analizle Thomas modeline uygulanmış ve parametreler belirlenerek adsorpsiyon kapasitesi yorumlanmıştır.

Ham bentonitin büyük ve küçük boyutlu tutuklanmış malzemeleri ile belirlenen C_t değerlerinin Non-lineer regresyon analizi ile Thomas modeline uygulanması ile elde edilen grafikler Şekil 4.31. ve Şekil 4.32' de görülmektedir.



Şekil 4.31. Ham-bentonitin tutuklanmış BB malzeme ile belirlenen Thomas modeli verilerinin ve deneysel verilerin kırılma eğrisi (adsorbent miktarı 6 g, akış hızı 2.2 ml/dk, yatak yüksekliği 20 cm, pH 1.1)



Şekil 4.32. Ham-bentonitin tutuklanmış KB malzeme ile belirlenen Thomas modeli verilerinin ve deneysel verilerin kırılma eğrisi (adsorbent miktarı 3 g, akış hızı 2.2 ml/dk, yatak yüksekliği 10 cm, pH 1.1)

Elde edilen grafiklerden Şekil 4.31. ve Şekil 4.32.’ de görüldüğü gibi, tutuklanmış ham bentonitin farklı iki boyutta, adsorpsiyon eğilimleri farklılık göstermektedir. KB malzeme ilk 45 dk içerisinde düşük bir C_t/C_0 değerine sahipken, BB malzeme sürekli hızlı bir artış göstermiştir. BB malzemenin ilk 45 dk sonunda C_t/C_0 değeri 0.18 iken KB malzemenin bu süre sonundaki C_t/C_0 değeri 0.012’ dir. Ancak BB malzeme de 330 dk sonunda, KB malzemedeki ise 240 dk sonunda çıkış debisinde azalma meydana gelmeye başlamıştır.

Tutuklanmış ham-bentonitin kolon çalışması verilerinin Thomas modeline uygulanması ile elde edilen model parametreleri Çizelge 4.13.’ de görülmektedir. Kullanılan malzemenin boyutunun büyümesi K_{Th} hız sabitinin artmasına neden olurken, adsorbentin g başına adsorplanan boya miktarı q_0 azalmaktadır. Han vd. (2007) doğal zeolit ile kolonda methylene blue adsorpsiyonunu çalışmışlar ve Thomas modeline Lineer ve Non-linear regrasyon analizleri ile uygulamışlardır. Elde ettikleri sonuçlarda benzer şekilde artan akış hızı ve boya konsantrasyonu ile K_{Th} hız sabitinin arttığını, adsorbentin g başına adsorplanan boya miktarı q_0 değerinin ise

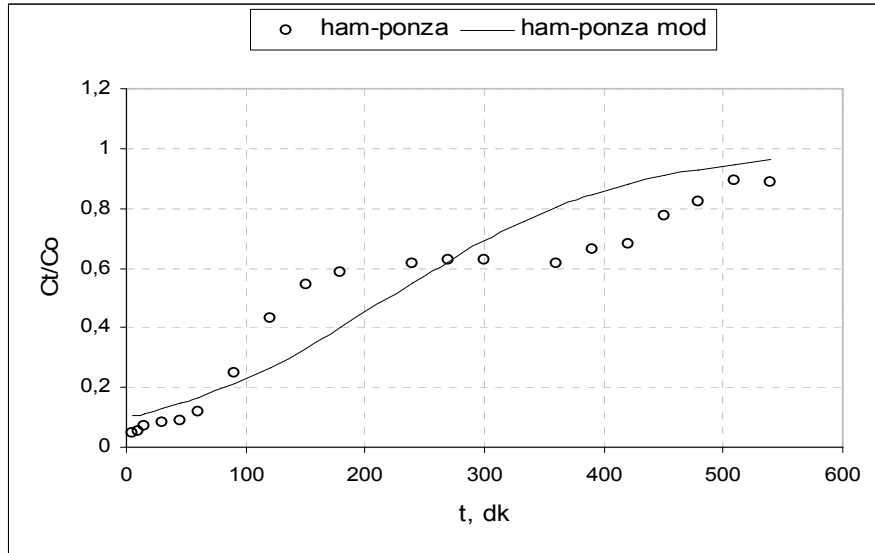
azaldığını belirtmişlerdir. Partikül boyutunun küçülmesi yüzey alanının artmasına neden olur bu yüzden K_{Th} hız sabiti azalır ancak q_0 artar.

Çizelge 4.13. Ham-bentonitin tutuklanarak iki farklı boyutta adsorbent olarak kullanıldığı kolon çalışmalarından elde edilen verilerin Thomas modeline uygulanması ile elde edilen model parametreleri (K_{Th} ; $ml\ dk^{-1}\ mg^{-1}$, q_0 ; mg/g)

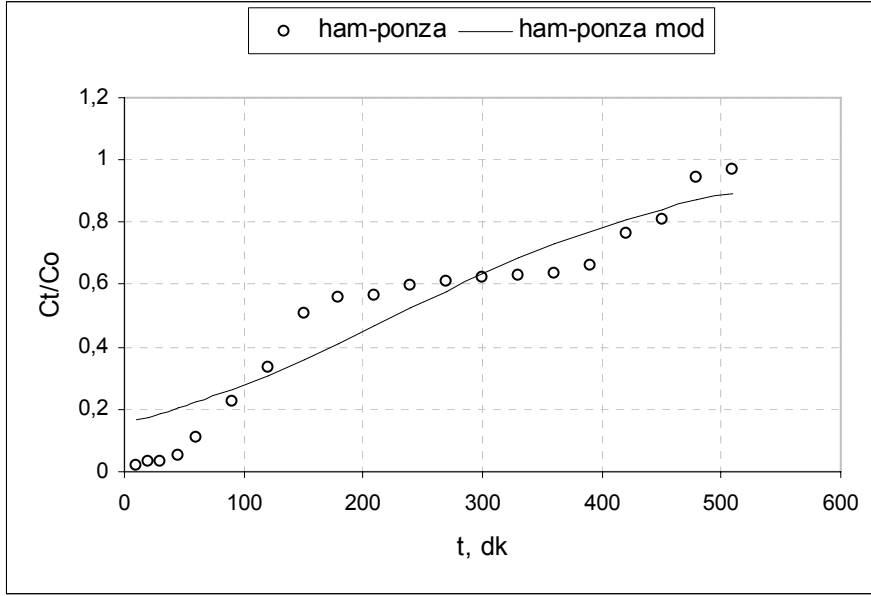
Ham-Bentonit	K_{Th} $ml\ mg^{-1}\ dk^{-1}$	q_0 mg/g	R^2
BB malzeme	0.00015	6784	0.807
KB malzeme	0.00009	15000	0.877

Malzeme boyutunun küçülmesi Çizelge 4.13.' den de görüldüğü gibi korelasyon katsayısının da (R^2) artmasına neden olmuştur.

Ham-ponzanın büyük ve küçük boyutlu tutuklanmış malzemeleri ile belirlenen C_t değerlerinin Non-lineer regrasyon analizi ile Thomas modeline uygulanması ile elde edilen grafikler Şekil 4.33. ve Şekil 4.34' te görülmektedir.



Şekil 4.33. Ham-ponzanın tutuklanmış BB malzeme ile belirlenen Thomas modeli verilerinin ve deneysel verilerin kırılma eğrisi (adsorbent miktarı 6 g, akış hızı 2.2 ml/dk, yatak yüksekliği 20 cm, pH 1.7)



Şekil 4.34. Ham-ponzanın tutuklanmış KB malzeme ile belirlenen Thomas modeli verilerinin ve deneysel verilerin kırılma eğrisi (adsorbent miktarı 3 g, akış hızı 2.2 ml/dk, yatak yüksekliği 10 cm, pH 1.7)

Deneysel olarak elde edilen verilerden de Şekil 4.33 ve Şekil 4.34'ten görüldüğü gibi ilk 45 dk sonunda BB malzemenin C_t/C_0 değeri 0.089 iken KB malzemenin C_t/C_0 değeri 0.056' dır. KB malzeme ile adsorpsiyon ilk temas sürelerinde daha yavaş ilerlemektedir. Her iki boyutlu malzemede de 180 dk sonunda ilk kırılma meydana gelmiş, 360 dk sonuna kadar adsorpsiyon yavaş bir artış göstermiştir. Daha sonra adsorpsiyon artışı tekrar hızlanmış ve 510 dk sonunda yatak doygunluğa ulaşmıştır.

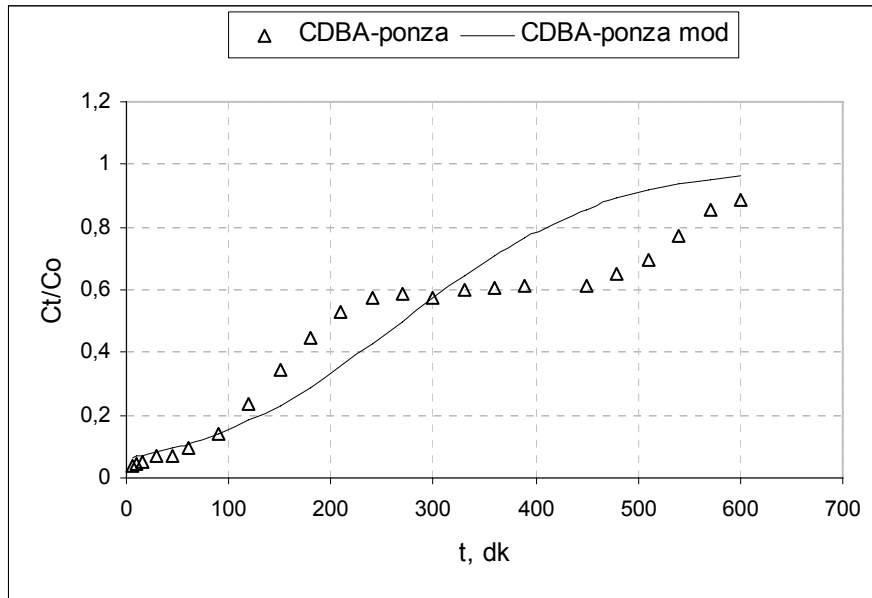
Tutuklanmış ham-ponzanın kolon çalışması verilerinin Thomas modeline uygulanması ile elde edilen model parametreleri Çizelge 4.14.'te görülmektedir. Malzeme boyutunun artması K_{Th} hız sabitinin artışına neden olurken, q_0 değeri azalmıştır. BB malzeme için K_{Th} hız sabiti $0.0001 \text{ ml mg}^{-1} \text{ dk}^{-1}$, KB malzeme için ise $0.000075 \text{ ml/dk mg}$ ' dır. Adsorbentin g başına adsorplanan boya miktarı q_0 BB malzemede 8080 mg/g , KB malzemede ise 16618 mg/g değerindedir. Malzeme boyutunun küçülmesi q_0 değerinin artışına neden olmuştur.

Çizelge 4.14. Ham-ponzanın tutuklanarak iki farklı boyutta adsorbent olarak kullanıldığı kolon çalışmalarından elde edilen verilerin Thomas modeline uygulanması ile elde edilen model parametreleri (K_{Th} ; $ml\ dk^{-1}\ mg^{-1}$, q_0 ; mg/g)

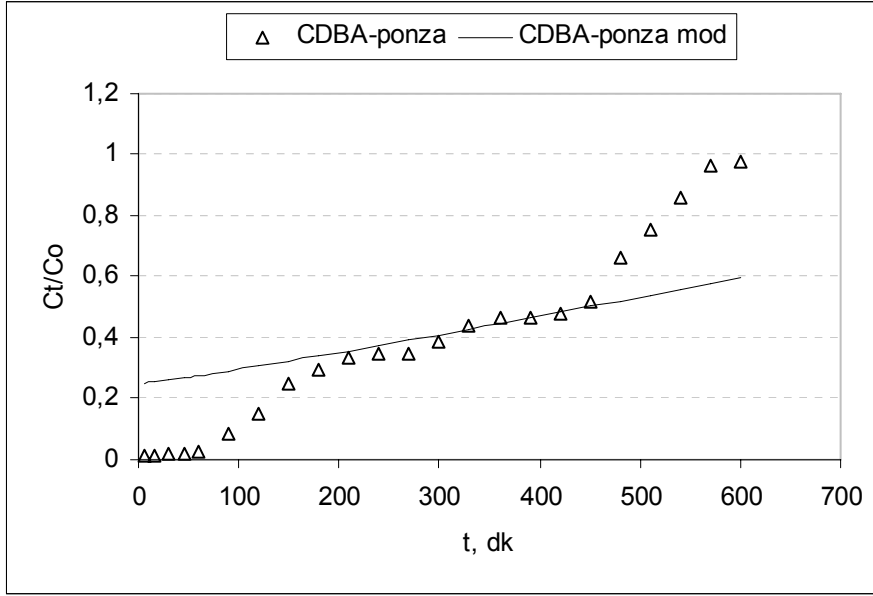
Ham-Ponza	K_{Th} $ml\ mg^{-1}\ dk^{-1}$	q_0 mg/g	R^2
BB malzeme	0.0001	8080	0.884
KB malzeme	0.000075	16618	0.904

Deneysel verilerin Non-linear regrasyon analizi ile Thomas modeline uygulanması ile elde edilen korelasyon katsayısı (R^2) değerleri de Çizelge 4.14.'ten görüldüğü gibi malzeme boyutunun artmasıyla azalmaktadır. Artan malzeme boyutu yüzey alanının da azalmasına neden olur, bu nedenle hız sabiti artarken yatak kapasitesi azalır.

CDDBA-ponzanın büyük ve küçük boyutlu tutuklanmış malzemeleri ile belirlenen C_t değerlerinin Non-linear regrasyon analizi ile Thomas modeline uygulanması ile elde edilen grafikler Şekil 4.35. ve Şekil 4.36' te görülmektedir.



Şekil 4.35. CDDBA-ponzanın tutuklanmış BB malzeme ile belirlenen Thomas modeli verilerinin ve deneysel verilerin kırılma eğrisi (adsorbent miktarı 6 g, akış hızı 2.2 ml/dk, yatak yüksekliği 20 cm, pH 1.7)



Şekil 4.36. CDBA-ponzanın tutuklanmış KB malzeme ile belirlenen Thomas modeli verilerinin ve deneysel verilerin kırılma eğrisi (adsorbent miktarı 3 g, akış hızı 2.2 ml/dk, yatak yüksekliği 10 cm, pH 1.7)

Deneysel olarak elde edilen verilerden de Şekil 4.35 ve Şekil 4.36'dan görüldüğü gibi ilk 60 dk sonunda BB malzemenin C_t/C_o değeri 0.093 iken KB malzemenin C_t/C_o değeri 0,028' dir. KB malzemenin 60 dk sonunda adsorpsiyon hızı artmış ve ilk kırılma noktası 210 dk sonunda C_t/C_o değeri 0.33 iken meydana gelmiştir. Bundan sonra ikinci kırılma noktası 450 dk sonunda C_t/C_o değeri 0.519 değerinde iken oluşmuş ve 600 dk sonunda yatak doygunluğa ulaşmıştır. BB malzemenin ilk kırılma noktası 240 dk sonunda C_t/C_o değeri 0.573 iken meydana gelmiştir. Daha sonra adsorpsiyon hızı azalarak artmıştır. 480 dk sonunda C_t/C_o değeri 0.649 iken adsorpsiyon hızı tekrar artmış ve 600 dk sonunda yatak doygunluğa ulaşmıştır.

Tutuklanmış CDBA-ponzanın kolon çalışması verilerinin Thomas modeline uygulanması ile elde edilen model parametreleri Çizelge 4.15.' te görülmektedir. CDBA-ponzanın da diğer adsorbent numuneleri gibi artan malzeme boyutunun artması K_{Th} hız sabitinin artışına neden olurken, q_o değeri azalmıştır. BB malzeme için K_{Th} hız sabiti $0.0001 \text{ ml mg}^{-1} \text{ dk}^{-1}$, KB malzeme için ise $0.000025 \text{ ml/dk mg}^{-1}$ dir. Adsorbentin g başına adsorplanan boya miktarı q_o BB malzemede 9891 mg/g , KB

malzemede ise 32800 mg/g değerindedir. Malzeme boyutunun küçülmesi q_0 değerinin artmasına neden olmuştur.

Çizelge 4.15. CDBA-ponzanın tutuklanarak iki farklı boyutta adsorbent olarak kullanıldığı kolon çalışmalarından elde edilen verilerin Thomas modeline uygulanması ile elde edilen model parametreleri (K_{Th} ; ml dk⁻¹ mg⁻¹, q_0 ; mg/g)

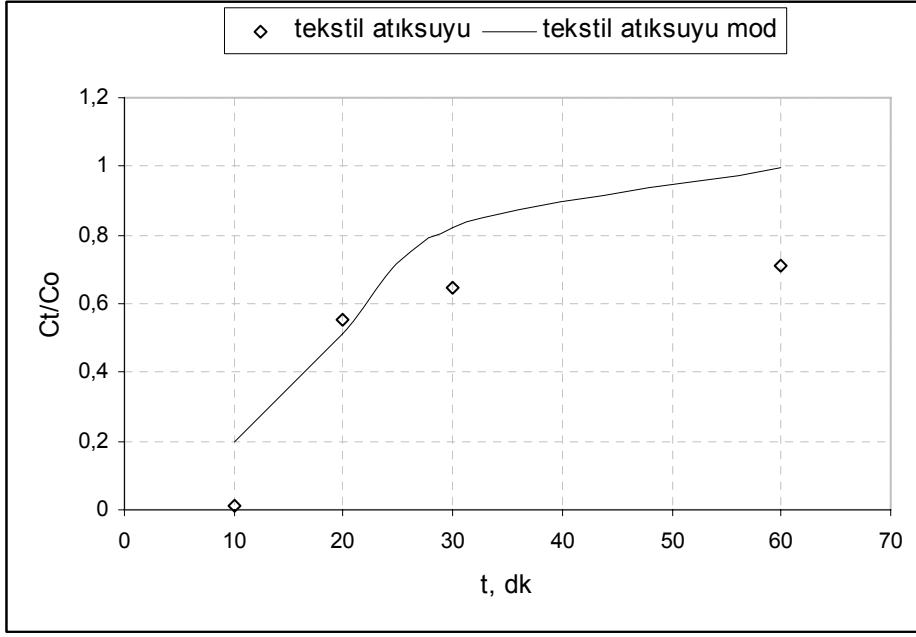
CDBA-Ponza	K_{Th} ml mg ⁻¹ dk ⁻¹	q_0 mg/g	R^2
BB malzeme	0,0001	9891	0,889
KB malzeme	0,000025	32800	0.958

Deneysel verilerin Non-lineer regrasyon analizi ile Thomas modeline uygulanması ile elde edilen korelasyon katsayısı (R^2) değerleri de Çizelge 4.15.'ten görüldüğü gibi malzeme boyutunun artmasıyla azalmaktadır.

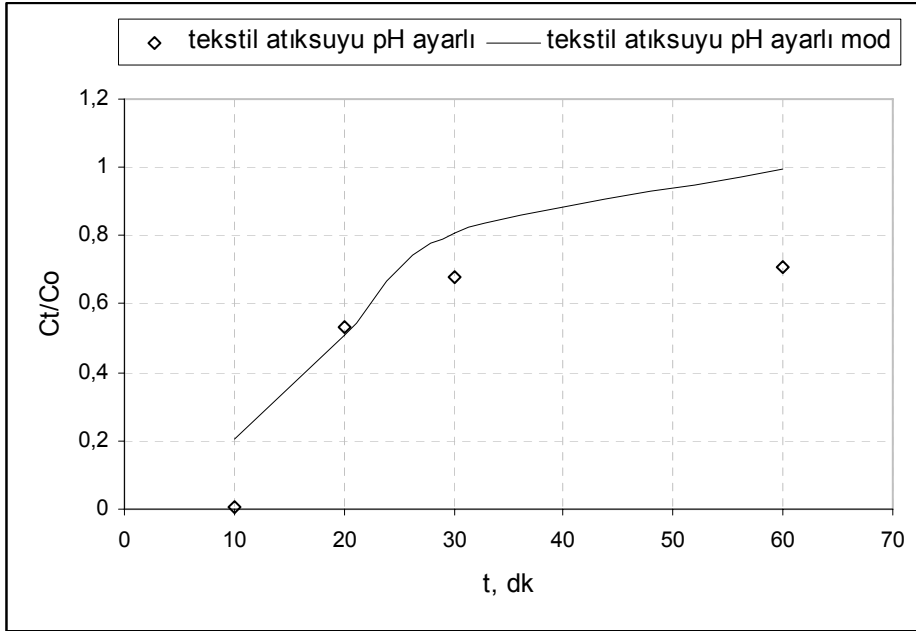
Kullanılan üç adsorbent numunesinin de artan malzeme boyutu ile yatak kapasitelerinin azaldığı buna ters olarak da hız sabitlerinin arttığı sonucuna ulaşılmıştır. Aksu ve Gönen (2004) immobilize aktif çamurla fenol biyosorpsiyonu çalışmaları sonucunda artan akış hızının K_{Th} değerini artırdığını, q_0 değerini ise azalttığını belirtmişlerdir. Bu nedenle büyük partikül boyutunun küçük partikül boyutuna oranla kolonda daha hızlı bir geçirim vermesinden dolayı Aksu ve Gönen (2004)'in yapmış olduğu yorum bu üç adsorbent numunesi için de geçerli olabilir. Yüksek q_0 değerlerinin sebebi olarak kolonda boyanın adsorbent tarafından adsorpsiyonunun yanı sıra, filtre etkisi ile de tutulması gösterilebilir.

Elde edilen verilerden Çizelge 4.14, 4.15 ve 4.16'da görüldüğü gibi korelasyon katsayıları ve q_0 değerleri diğerlerinden daha yüksek olan KB tutuklu ham-ponza ve KB tutuklu CDBA-ponza numuneleri tekstil atıksuyunun kolonda giderilmesi için adsorbent olarak kullanılmıştır.

Tekstil atıksuyu kolonda iki farklı şekilde, kendi pH değeri ile ve pH değeri ayarlanarak çalışılmıştır. Elde edilen sonuçlar Şekil 4.37 ve Şekil 4.38'de görülmektedir.



Şekil 4.37. Tekstil atıksuyunun tutuklanmış KB ham-ponza ve tutuklanmış KB CDBA-ponza numuneleri ile seri bağlı kolonlarda belirlenen adsorpsiyon verileri ve Non-linear regrasyon analizi ile belirlenen Thomas modeli verileri



Şekil 4.38. pH ayarlı tekstil atıksuyunun tutuklanmış KB ham-ponza ve tutuklanmış KB CDBA-ponza numuneleri ile seri bağlı kolonlarda belirlenen adsorpsiyon verileri ve Non-linear regrasyon analizi ile belirlenen Thomas modeli verileri

Elde edilen verilerden de Şekil 4.37 ve Şekil 4.38 de görüldüğü gibi pH değerinin ayarlanması sonucunda C_t/C_0 değerlerinde önemli bir değişiklik olmamıştır. Ancak ilk 10 dk süre sonunda pH ayarlı tekstil atıksuyunun C_t/C_0 değeri 0.008 iken pH ayarlanmamış tekstil atıksuyunun C_t/C_0 değeri 0.009 olarak bulunmuştur. Kullanılan tekstil atıksuyunun başlangıç konsantrasyonu 263 mg/l'dır. Tekstil atıksuyunun başlangıç boya konsantrasyonunun yoğun olması nedeniyle kırılma eğrisi kısa sürede oluşmaktadır. Artan giriş boya konsantrasyonu kırılma eğrisinin oluşma süresini kısaltır (Han vd., 2007).

Çizelge 4.16. Tekstil atıksuyunun kendi pH değeri ile ve pH ayarlanarak yapılan kolon çalışmalarının Non-lineer regrasyon analizi ile Thomas modeline uygulanması ile elde edilen model parametreleri (K_{Th} ; ml dk⁻¹ mg⁻¹, q_0 ; mg/g)

Tekstil atıksuyu	K_{Th} ml mg ⁻¹ dk ⁻¹	q_0 mg/g	R^2
pH ayarlı	0.000527	1900	0.871
pH ayarsız	0.000551	1890	0.845

Bu iki tekstil atıksuyunun Non-lineer regrasyon analizi ile elde Thomas parametrelerinden Çizelge 4.16. görüldüğü gibi, pH değişimi ile K_{Th} hız sabiti azalırken, adsorbentın g başına adsorplanan boya miktarı q_0 değeri artmaktadır. Ayrıca korelasyon katsayıda pH ayarlı tekstil atıksuyunda daha yüksek bir değere ulaşmıştır.

4.8. FT-IR Analizleri

FT-IR analizleri pH'ın adsorbentlerin üzerine etkisini, katyonik yüzey aktif madde ile modifikasyonun ponzanın yüzeyine etkisini ve boya tutmada etkin olan grupları belirlemek için yapılmıştır. Ham-bentonitin, ham halde (a), pH ayarlı halde (b) ve boya tutmuş halde (c) FT-IR spektrumları EK 1A' da verilmiştir. Ham-ponzanın, ham halde (a), pH ayarlı halde (b) ve boya tutmuş halde (c) FT-IR spektrumları EK 1B' de verilmiştir. Ham-ponzanın, ham halde (a), CDBA ile muameleli halde (b),

CDBA-ponza pH ayarlı (c) ve CDBA-ponza boya tutmuş halde (d) FT-IR spekturumları EK 1C' de verilmiştir.

EK 1A' da ham bentonitin, ham halde, pH ayarlı halde ve boya tutmuş halde FT-IR spektrumları görülmektedir. 3625 cm^{-1} 'de meydana gelen pik Al(Mg)-O-H geriliminden kaynaklanmaktadır. Bu pik pH etkisiyle bir değişme uğramamıştır fakat boya adsorpsiyonundan sonra pikin 3620 cm^{-1} 'e kaydığı görülmektedir. 1640 cm^{-1} 'de meydana gelen pik H-O-H bağından kaynaklanmaktadır. 1001 cm^{-1} 'de meydana gelen pik Si-O-Si gerilmesinden kaynaklanır. Tutulma sonucu bu pik 1014.47 cm^{-1} 'e kaymıştır (Tabak vd., 2007).

Sonuç olarak ham bentonitin ve boya adsorplamış bentonitin FT-IR spektrumları mukayese edildiğinde, bir pik kaybı ya da oluşumu gözlenmemiştir. Bu durum fiziksel yakalamanın adsorpsiyonda baskın olduğu fikrini verir. Bunun yanı sıra kimyasal yakalamada OH ve Si gruplarının etkin olduğu söylenebilir.

EK 1B' de ham-ponzanın, ham halde, pH ayarlı halde ve boya tutmuş halde FT-IR spektrumları görülmektedir. Bu spektrum tipik bir inorganik madde spektrumuna benzemektedir. Kimyasal bileşiminde % 60 oranında SiO_2 olan bu volkanik kayalık türünün O-Si-O titreşim piki 1010.72 cm^{-1} 'de görülmektedir. Bu pikte pH etkisiyle 994.69 cm^{-1} 'e, tutma sonucu ise 990.27 cm^{-1} 'e kayma görülmektedir (Bardakçı, 2008)

Sonuç olarak ham-ponzanın ve boya adsorplamış ham-ponzanın FT-IR spektrumları mukayese edildiğinde, bir pik kaybı ya da oluşumu gözlenmemiştir. Bu durum fiziksel yakalamanın adsorpsiyonda baskın olduğu fikrini verir. Bunun yanı sıra kimyasal yakalamada Si gruplarının etkin olduğu söylenebilir.

EK 1C' de ham-ponzanın, ham halde (a), CDBA ile muameleli halde (b), CDBA-ponza pH ayarlı (c) ve CDBA-ponza boya tutmuş halde (d) FT-IR spekturumları verilmiştir. 1010.72 cm^{-1} ' de meydana gelen O-Si-O titreşim piki, CDBA ile

muamele sonucunda 1001.27 cm^{-1} 'e, CDBA-ponzanın pH ayarlı halinde 992.46 cm^{-1} 'e, CDBA-ponzanın boya tutmuş halinde ise 994.19 cm^{-1} 'e kaymıştır.

Ham-ponzanın CDBA ile modifikasyonu sonucu yeni bir pik oluşumu ya da kaybı gözlemlenmemiştir.

5. SONUÇ

Yapılan tez çalışmasının amacı sentetik boya çözeltilisinden ve tekstil atıksuyundan boya giderimi için ham-bentonit, ham-ponza ve CDBA-ponza numunelerinin düşük maliyetli birer adsorbent olarak adsorpsiyon kapasitelerinin araştırılmasıdır. Bu kapsamda yapılan deneylerde kinetik ve izoterm parametreleri belirlenmiştir.

Boya adsorpsiyonunu belirleyen en önemli parametrelerden biri ortamın pH değeridir. pH değerinin etkisini belirlemek için yapılan deneyler sonucunda ham-bentonitin pH 1.1 değerinde, ham-ponza ve CDBA ponza numunelerinin ise pH 1.7 değerinde maksimum adsorpsiyon kapasitesine ulaştıkları görülmektedir. Ham-bentonit pH 1.1 değerinde 28.29 mg/g adsorpsiyon kapasitesine, ham-ponza ve CDBA-ponza numuneleri ise pH 1.7 değerinde sırasıyla 28 mg/g ve 27.8 mg/g adsorpsiyon kapasitesine ulaşmışlardır. Kullanılan her üç numunenin de adsorpsiyon kapasiteleri düşük pH değerlerinde daha yüksektir.

Adsorpsiyon çalışmalarının optimum temas sürelerinin belirlenmesi için çeşitli deneyler yapılmıştır. Bu deneylerden, her üç numunenin de ilk 30 dk temas süresi içerisinde hızlı bir adsorpsiyon gerçekleştirdiği, 60 dk temas süresi sonunda dengeye ulaştıkları ve bu süreden sonra adsorpsiyon kapasitelerindeki değişimin çok az olduğu sonucuna ulaşılmıştır. Bu nedenle her numune için optimum temas süresi 60 dk olarak belirlenmiştir. 60 dk temas süresi sonunda ham-bentonitin, ham-ponzanın ve CDBA-ponzanın adsorpsiyon kapasiteleri sırasıyla 27.97 mg/g, 28.48 mg/g ve 28.41 mg/g olarak bulunmuştur.

Optimum adsorbent dozunun belirlenmesi için yapılan deneylerde her üç numune içinde artan adsorbent dozuyla adsorpsiyon kapasitesinin arttığı sonucuna ulaşılmıştır. Her numune içinde optimum adsorbent dozu 0.15 g olarak belirlenmiştir. Bu adsorbent dozunda ham-bentonitin, ham-ponzanın ve CDBA-ponzanın adsorpsiyon kapasiteleri sırasıyla 28.41 mg/g, 28.34 mg/g ve 28.9 mg/g olarak bulunmuştur.

Başlangıç boya konsantrasyonunun adsorpsiyon kinetiğine etkilerini belirlemek için yapılan çalışmalarda elde edilen sonuçlar Non-lineer olarak çözülmüş ve Pseudo I. ve Pseudo II. derece kinetik modellerine uygulanmıştır. Ham-bentonitin, ham-ponzanın ve CDBA-ponzanın Pseudo II. derece kinetik modeline daha iyi uyum sağladığı sonucuna ulaşılmıştır.

Konsantrasyon değerlerindeki artış her üç adsorbent numunesinin adsorpsiyon kapasitesinin artışına neden olmuştur. 5, 25, 50, 100 mg/l boya konsantrasyon aralığında gerçekleştirilen deneylerde ham-bentonit, ham-ponza ve CDBA-ponza numuneleri en yüksek adsorpsiyon kapasitesine 100 mg/l boya konsantrasyonunda ulaşmıştır. 100 mg/ boya konsantrasyonunda ham-bentonitin, ham-ponzanın ve CDBA-ponzanın adsorpsiyon kapasiteleri sırasıyla 18.923 mg/g, 18.923 mg/g ve 18.758 mg/g olarak bulunmuştur.

Başlangıç sıcaklığının adsorpsiyon kinetiğine etkilerini belirlemek için yapılan çalışmalarda elde edilen sonuçlar Non-lineer olarak çözülmüş ve Pseudo I. ve Pseudo II. derece kinetik modellerine uygulanmıştır. Ham-bentonitin, ham-ponzanın ve CDBA-ponzanın Pseudo II. derece kinetik modeline daha iyi uyum sağladığı sonucuna ulaşılmıştır.

Sıcaklık değerindeki artış ham bentonitin ham-ponzanın ve CDBA-ponzanın adsorpsiyon kapasitesini önemli ölçüde değiştirmezken düşük sıcaklık değerlerinde adsorpsiyon kapasitesinin daha yüksek olduğu belirlenmiştir. 10–50 °C sıcaklık değerleri arasında gerçekleştirilen deneylerde ham-bentonitin en yüksek adsorpsiyon kapasitesi 10 °C sıcaklıkta 19.220 mg/g, ham-ponzanın en yüksek adsorpsiyon kapasitesi 20 °C sıcaklıkta 19.191 mg/g ve CDBA-ponzanın en yüksek adsorpsiyon kapasitesi 10 °C sıcaklıkta 19.420 mg/g'dır.

Her üç numunenin düşük sıcaklıklı fiziksel adsorpsiyonu tercih ettiği söylenebilir.

Adsorbent dozu ve temas süresi değişiminin, ham-bentonit, ham-ponza ve CDBA-ponza numunelerinin adsorpsiyon kapasitelerine etkilerinin belirlendiği deneysel

veriler, Non-linear regrasyon analizi ile çözümlenerek Langmuir ve Freundlich izoterm modellerine uygulanmış ve izoterm sabitleri belirlenmiştir.

İzoterm deneylerinden elde edilen sonuçlarda ham-bentonitin en yüksek adsorpsiyon kapasitesi 30 °C' de 103.099 mg/g olarak bulunmuştur. Deneysel verilerin Non lineer regrasyon analizi ile çözümlenerek Langmuir ve Freundlich izotermine uygulanmasıyla elde edilen R² değerleri, ham bentonitin boya adsorpsiyonunun Langmuir izotemine iyi uyum sağladığını göstermiştir. Her sıcaklık değeri için 0<R_L<1 arasındadır ve bu adsorpsiyonun Langmuir izotermine uygun olduğunu belirtir. Ancak Freundlich izoterm modelinin R² değerlerinin de Langmuir izotermine yakın değerler vermesi, adsorpsiyon bölgelerinin yüzeyde heterojen bir dağılım gösterdiğini desteklemektedir. Bu yakalama bölgelerinde ise tek tabakalı bir adsorpsiyon söz konusu olduğu ifade edilebilir. Ham-ponzanın Langmuir ve Freundlich izoterm modellerinden elde edilen R² değerleri, adsorpsiyonun her iki modele de iyi uyum sağlamadığını göstermiştir. Ham-ponzanın CDBA ile muamele edilmesi ile elde edilen CDBA-ponza numunesinin, Langmuir ve Freundlich izoterm modellerinden elde edilen R² değerleri ise adsorpsiyonun Freundlich adsorpsiyon izotermine iyi uyum sağladığını gösterir. Ham ponzanın CDBA ile modifiye edilmesi izoterm modellerine daha iyi uyum sağlamasına neden olmuştur.

Kolon çalışması neticesinde adsorbent olarak kullanılan malzemenin boyutunun azalmasıyla, Thomas hız sabiti K_{Th} değeri azalırken, adsorbentin g başına adsorplanan boya miktarı q₀ değerinin ise arttığı belirlenmiştir. BB boyutlu tutuklanmış ham bentonitin K_{Th} değeri 0.00015 ml mg⁻¹ dk⁻¹, q₀ değeri 6784 mg/g ve R² değeri 0.807'dir. KB boyutlu tutuklanmış ham bentonitin K_{Th} değeri 0.00009 ml mg⁻¹ dk⁻¹, q₀ değeri 15000 mg/g ve R² değeri 0.877'dir. BB boyutlu tutuklanmış ham-ponzanın K_{Th} değeri 0.0001 ml mg⁻¹ dk⁻¹, q₀ değeri 8080 mg/g ve R² değeri 0.884'tür. KB boyutlu tutuklanmış ham-ponzanın K_{Th} değeri 0.000075 ml mg⁻¹ dk⁻¹, q₀ değeri 16618 mg/g ve R² değeri 0.904'dür. BB boyutlu tutuklanmış CDBA-ponzanın K_{Th} değeri 0.0001 ml mg⁻¹ dk⁻¹, q₀ değeri 9891 mg/g ve R² değeri 0.889'dur. KB boyutlu tutuklanmış ham-ponzanın K_{Th} değeri 0.000025 ml mg⁻¹ dk⁻¹, q₀ değeri 32800 mg/g ve R² değeri 0.958'dir.

Kolon çalışmasından elde edilen deneysel verilerin Non-lineer regresyon analizi ile Thomas modeline uygulanması ile elde edilen korelasyon katsayısı değerleri KB ham-ponza ve KB CDBA-ponza için sırasıyla 0.904 ve 0.958 olarak bulunmuştur. Bu değerler en yüksek R^2 değerleri olduğu için tekstil atıksuyu çalışmalarında adsorbent olarak bu iki malzeme kullanılmışlardır.

Tekstil atıksuyunun pH değeri 1.7' ye ayarlanarak ve kendi pH değeri ile iki farklı şekilde kolonda giderimi çalışılmıştır. Elde edilen sonuçlar Non-lineer regresyon analizi ile Thomas modeline uygulanmıştır. Bunun sonucunda pH değişimi ile K_{Th} hız sabiti azalırken, adsorbentin g başına adsorplanan boya miktarı q_0 değeri artmaktadır. Ayrıca korelasyon katsayıda pH ayarlı tekstil atıksuyunda daha yüksek bir değere ulaşmıştır. pH ayarlı tekstil atıksuyunun K_{Th} değeri $0.000527 \text{ ml mg}^{-1} \text{ dk}^{-1}$, q_0 değeri 1900 mg/g ve R^2 değeri 0.871 'dir. pH ayarı yapılmayan tekstil atıksuyunun K_{Th} değeri $0.000551 \text{ ml mg}^{-1} \text{ dk}^{-1}$, q_0 değeri 1890 mg/g ve R^2 değeri 0.845 'dir.

FT-IR analizlerinden ham-bentonitin, ham-ponzanın ve CDBA-ponzanın ham hallerinin ve boya adsorplamış hallerinin FT-IR spektrumları mukayese edildiğinde, bir pik kaybı ya da oluşumu gözlenmemiştir. Bu durum fiziksel yakalamanın adsorpsiyonda baskın olduğu fikrini verir. Bunun yanı sıra kimyasal yakalamada OH ve SiO gruplarının etkin olduğu söylenebilir.

6. KAYNAKLAR

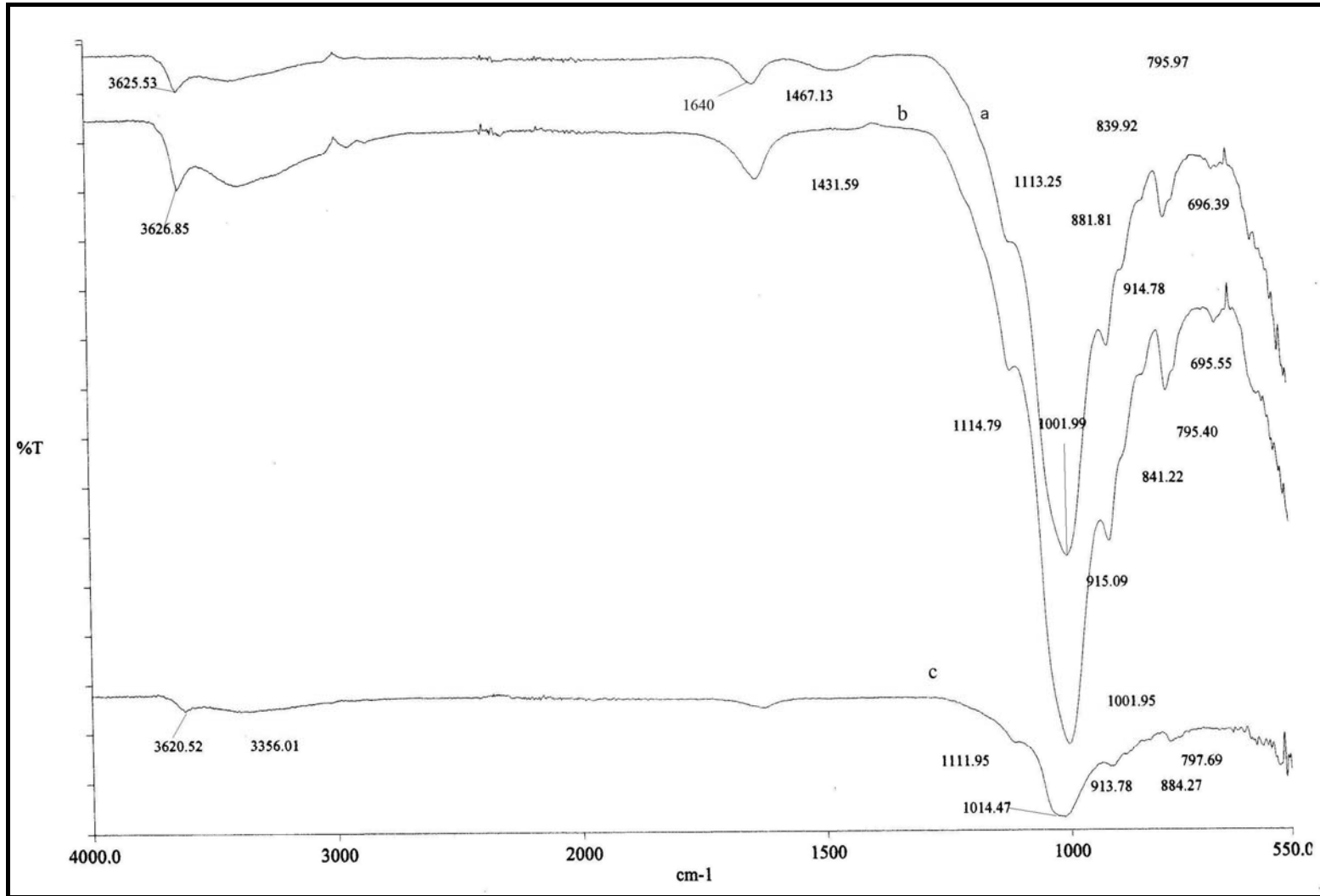
- Akbal, F., 2005. Adsorption of Basic Dyes From Aqueous Solution onto Pumice Powder. *Journal of Colloid and Interface Science*, 286, 455–458.
- Akkurt, F., Benli, S., Alıcılar, A., 2005. Dispers Kırmızı 1 Tekstil Boyasının Karakterizasyonu ve Uygulanabilirliğinin Araştırılması. *Gazi Üniv. Müh. Mim. Fak. Dergisi*, Cilt 20, No 4, 429–432.
- Aksu, Z., Gönen, F., 2004. Biosorption of phenol by immobilized activated sludge in a continuous packed bed: prediction of breakthrough curves. *Process Biochemistry*, 39, 599-613.
- Aksu, Z., Tezer, S., 2005. Biosorption Of Reactive Dyes On The Green Alga *Chlorella Vulgaris*. *Process Biochemistry*, 40, 1347–1361.
- Aksu, Z., Isoglu, I. A., 2006. Use Of Agricultural Waste Sugar Beet Pulp For The Removal of Gemazolturquoise Blue-G Reactive Dye from Aqueous Solution. *Journal of Hazardous Materials*, B137, 418–430.
- Alıcılar, A., Gürü, M., Murathan, A., Akkurt, F., 2003. Baca Gazlarındaki Azot Oksitlerin Bentonit Üzerine Adsorpsiyon Yoluyla Dolgulu Kolonlarda Giderilmesi. *G.Ü. Fen Bilimleri Dergisi*, 16(2), 319-325.
- Arslan Alaton, İ., Teksoy, S., 2007. Acid Dyebath Effluent Pretreatment Using Fenton's Reagent: Process Optimization, Reaction Kinetics and Effects on Acute Toxicity. *Dyes and Pigments*, 73, 31-39.
- Bardakçı, B. Bardakçı, B. Trietanolaminin *pomza/metal katkılı pomza* da adsorpsiyonunun IR spektroskopisi ile incelenmesi. <http://physics.comu.edu.tr/moseley/bbardakci.doc>, Erişim tarihi: 07.07.08.
- Barlas, H., 1999. Endüstriyel Atıksular İçin Renk Parametresi Önerisi. *Türkiye' de Çevre Kirlenmesi Öncelikleri Sempozyumu III*, 14-15 Ekim Gebze YTE., 576-585.
- Baskaralingam, P., Pulikesi, M., Elango, D., Ramamurthi, V., Sivanesan, S., 2006. Adsorption of Acid Dye onto Organobentonite. *Journal of Hazardous Materials*, B128, 138–144.
- Benkli, Y.E., Can, M.F., Turan, M., Çelik, M.S., 2005. Modification of organo-zeolite surface for the removal of reactive azo dyes in fixed-bed reactors. *Water Research*, 39, 487–493.
- Calabro, V., Drioli, E., Matera, F., 1991. Membrane Distillation İn The Textile Wastewater Treatment. *Desalination*, 83, 209-224.

- Catalfamo, P., Arrigo, I., Primerano, P., Corigliano, F., 2006. Efficiency of a zeolitized pumice waste as a low-cost heavy metals adsorbent. *Journal of Hazardous Materials*, B, 134, 140–143.
- Chuan, X.Y., Hirano, M., Inagaki M., 2004. Preparation and photocatalytic performance of anatase-mounted natural porous silica, pumice, by hydrolysis under hydrothermal conditions. *Applied Catalysis B: Environmental*, 51, 255–260.
- Çevikbaş, A., İlgün, F., 1997. Türkiye Ponza Yataklarının Jeolojisi ve Ekonomisi. I. Pomza Sempozyumu, 26-28 Haziran Isparta, 13-18.
- Demir, A., Kanat, G., Debik, E., Ağaçoğlu, H., 2000. Endüstriyel Atıksularının Arıtım, Denetim ve Kontrolü (Seminer notları). Yıldız Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul.
- Deniz, V., 1997. Isparta Yöresi İki Farklı Pomzanın Kırılma Özelliklerinin İncelenmesi. I. Isparta Pomza Sempozyumu Kitabı, 26-28 Haziran Isparta, 207-211.
- Dinçer, A. R., Güneş, Y., Karakaya N., 2007. Coal-based bottom ash (CBBA) waste material as adsorbent for removal of textile dyestuffs from aqueous solution. *Journal of Hazardous Materials* 141, 529–535.
- Eren, E., Afsin, B., 2008. Investigation of a basic dye adsorption from aqueous solution onto raw and pre-treated bentonite surfaces. *Dyes and Pigments* 76, 220-225.
- Eyvaz, M., Bayramoğlu, M., Kobya, M., 2006. Tekstil Endüstrisi Atıksularının Elektrokoagülasyon İle Arıtılması: Teknik Ve Ekonomik Değerlendirme. İtüdergisi/E Su Kirlenmesi Kontrolü, Cilt:16, Sayı:1-3, 55-65.
- Gomez, V., Larrenchi, M.S., Callao, M.P., 2007. Kinetik and Adsorption Study of Acid Dye Removal Using Activated Carbon. *Chemosphere*, 69, 1151-1158.
- Göde, F., 2002. Reçinelerle Ağır Metal Adsorpsiyonu ve Atık Sulara Uygulanması. S. Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, 119s, Konya.
- Gönder, Z. B., Barlas, H., 2005. Fenton Prosesi İle Renkli Atıksulardan Renk ve KOİ Giderimi. II.. Mühendislik Bilimleri Genç Araştırmacılar Kongresi, 17-18 Kasım 2005 İstanbul, 562-567.
<http://www.istanbul.edu.tr/mbgak/bildiriler/Cevre/C1-7.pdf>
Erişim tarihi: 22.04.08
- Gönüllü, M.T., 2004. Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Cilt1. Birsen Yayınevi, Kurtiş matbaası, Kod no: Y. 0029, 466s, İstanbul

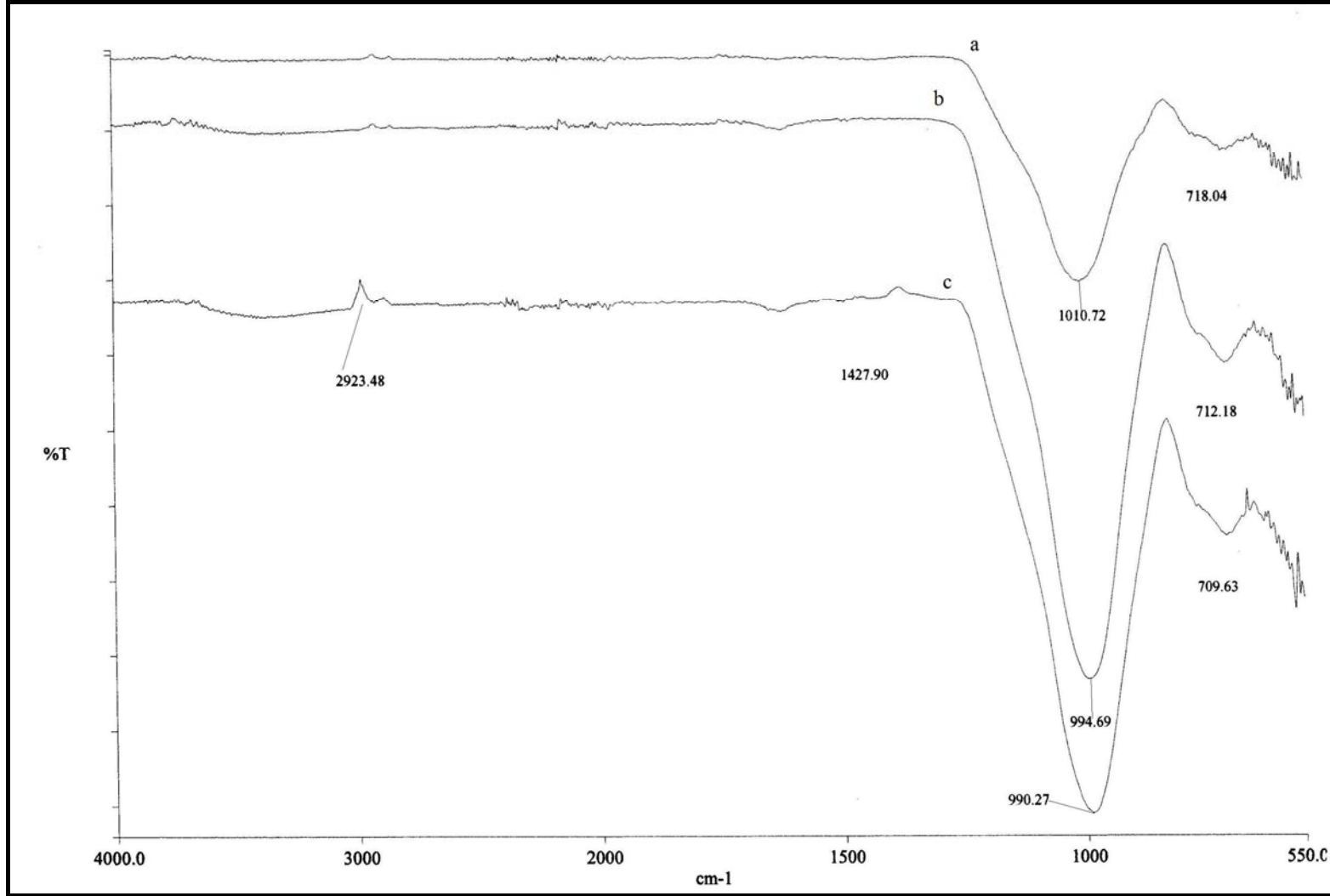
- Gündüz, L., Sarıışık, A., Tozaçan, B., Davraz, M., Uğur, İ., Çankıran, O., 1998. Pomza Teknolojisi Cilt I, 285s, Isparta.
- Gündüz, L., Rota, A., Hüseyin, A., 2001. Türkiye ve Dünyadaki Pomza Oluşumlarının Malzeme Karakteristiği Analizi. 4.Endüstriyel Hammaddeler Sempozyumu 18-19 Ekim İzmir, 175-188.
- Gür, K., Zengin, M., Uyanöz, R., 1997. Ponzanın Tarım ve Çevre Açısından Önemi. I. Isparta Ponzası Sempozyumu Kitabı, 26-28 Haziran Isparta, 125-132.
- Hameed, B.H., Ahmad, A.A., Aziz, N., 2007. Isotherms, Kinetics And Thermodynamics Of Acid Dye Adsorption On Activated Palm Ash. Chemical Engineering Journal, 133, 195-203.
- Han, R., Wang, Y., Zou, W., Wang, Y., Shi, J., 2007. Comparison of linear and nonlinear analysis in estimating the Thomas model parameters for methylene blue adsorption onto natural zeolite in fixed-bed column. Journal of Hazardous Materials, 145, 331-335.
- Hawari, A.H., Mulligan, C.N., 2006. Biosorption of lead(II), cadmium(II), copper(II) and nickel(II) by anaerobic granular biomass. Bioresource Technology, 97, 692-700.
- İpekoğlu, B., Kurşun, İ., Bilge, Y., Barut, A., 1997. Türkiye Bentonit Potansiyeline Genel Bir Bakış. 2. Endüstriyel Hammaddeler Sempozyumu, 16-17 Ekim İzmir, 51-57.
- Karapınar Kapdan, İ., Kargı, F., 2000. Atıksulardan Tekstil Boyar Maddelerinin Adsorpsiyonlu Biyolojik Arıtım ile Giderimi. Tübitak Turk J Engin Environ Sci, 24(2000), 161-169.
- Kaşıkkara Pazarlıoğlu, N., Telefoncu, A., 1997. Ponzanın Fenol İçeren Endüstriyel Atık Suların Biyokimyasal Arıtımında Kullanımı. I. Pomza Sempozyumu Kitabı, 26-28 Haziran Isparta, 25-29.
- Kaşıkkara Pazarlıoğlu, N., Öztürk Urek, R., Ergun, F., 2005. Biodecolourization of Direct Blue 15 by immobilized *Phanerochaete chrysosporium*. Process Biochemistry, 40, 1923-1929.
- Kaykıoğlu, G., Debik, E., 2006. Color Removal From Textile Wastewater With Anaerobic Treatment Processes (Anaerobik Arıtım Prosesleri ile Tekstil Atıksularından Renk Giderimi). Sigma Mühendislik Ve Fen Bilimleri Dergisi, 2006/4, 59-68.
- Kılıç, M., 2004. Kurşun(II) ve Cıva (II) İyonlarının Biyokütle Üzerine Adsorpsiyonunun İncelenmesi. S.D.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, 156s, Isparta.

- Kılınç Alpat, S., Özbayrak, Ö., Alpat, Ş., Akçay, H., 2008. The Adsorption Kinetics and Removal Of Cationic Dye, Toluidine Blue O, from Aqueous Solution with Turkish Zeolite. *Journal of Hazardous Materials*, 151, 213–220.
- Kitis, M., Kaplan, S.S., Karakaya, E., Yigit, N.O, Civelekoglu, G., 2007. Adsorption of natural organic matter from waters by iron coated pumice. *Chemosphere* 66, 130–138.
- Kocaer, F.O., Alkan, U., 2002. Boyar Madde İçeren Tekstil Atıksularının Arıtım Alternatifleri. *Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi*, Cilt 7, Sayı 1, 47-55.
- Kurtoğlu, N., Şenol, D., 2004. Tekstil ve Ekolojiye Genel Bakış, Karsinojen ve Alerjik Etki Yapabilen Tekstil Kimyasalları. *KSÜ Fen ve Mühendislik Dergisi*, 7(1), 26-31.
- Lin, S. H., Chen, M. L., (1997). Treatment of textile wastewater by electrochemical methods for reuse, *Water Research*, 31, 868–876.
- Mahramanlıoğlu, M., Arkan, B., 2002. Kömürden Elde Edilen Adsorbent ile Boyarmadde Uzaklaştırılması. *Türkiye 13 Kömür Kongresi Bildirileri Kitabı*, 29-31 Mayıs Zonguldak, 205-215.
- Manu, B., Chaudhari S., 2002. Anaerobic Decolorisation of Simulated Textile Wastewater Containing Azo Dyes. *Bioresource Technology*, 82, 225-231.
- Onar, A.N., Baklaya, N., Öztürk, B, 1997. Ponza Taşının Su Arıtım Teknolojisinde Kullanımı. *I. Pomza Sempozyumu Kitabı*, 26-28 Haziran Isparta, 31-38.
- Ölmez, T., Kabdaşlı, I., Tünay, O., 2003. Tekstil Endüstrisi Reaktif Boya Banyolarında Ozon İle Renk Giderimine Etki Eden Faktörlerin Belirlenmesi. *Su Kirliliği Kontrolü Dergisi*, Cilt 13, Sayı 1, sh. 19-24.
- Ölmez, T., Kabdaşlı, I., Tünay, O., 2006. Reaktif Boya Banyolarında Kullanılan İyon Tutucuların Yüksek Ph'da Ozon Oksidasyonu ile Renk Giderimi Üzerine Etkisi. *İtüdergisi/E Su Kirlenmesi Kontrolü*, Cilt:16, Sayı:1–3, 67–75.
- Özcan, A.S., Özcan, A., 2004a. Adsorption of Acid Dyes from Aqueous Solutions onto Acid-Activated Bentonite. *Journal of Colloid and Interface Science*, 276, 39–46.
- Özcan, A.S., Erdem, B., Özcan, A., 2004b. Adsorption of Acid Blue 193 from aqueous solutions onto Na-bentonite and DTMA- bentonite. *Journal of Colloid and Interface Science*, 280, 44–54.
- Özcan, A., Ömeroğlu, Ç., Erdoğan, Y., Özcan, A.S., 2007. Modification of Bentonite with a Cationic Surfactant: An Adsorption Study of Textile Dye Reactive Blue 19. *Journal Of Hazardous Materials* 140 , 173–179.

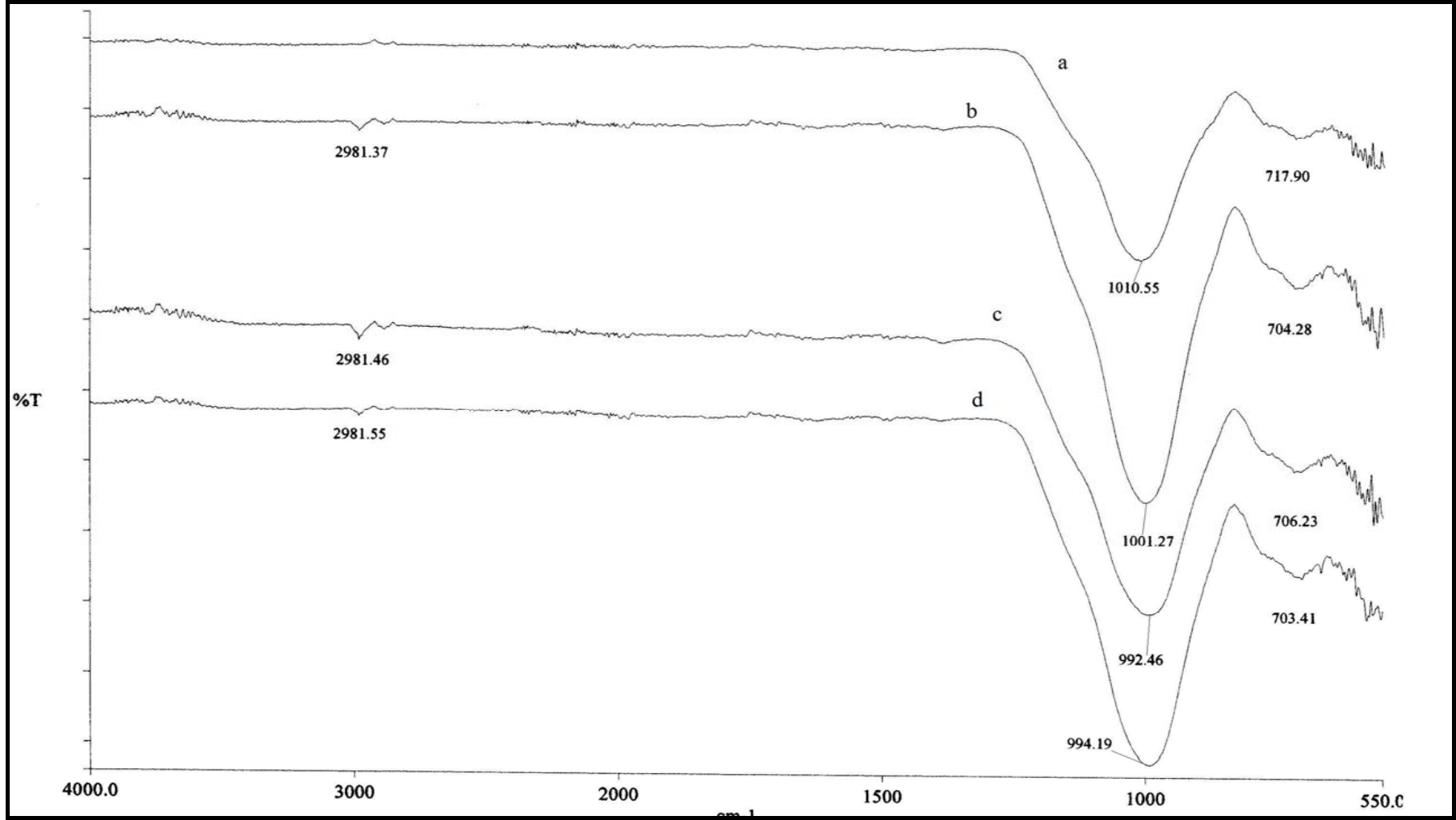
- Pala, A., 1998, Tekstil Atıksularının İstatistiksel Karakterizasyonu ve Kaynakta Renk Giderim Çalışmaları. İtü. 6. Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Sempozyumu, 3-5 Haziran 1998 İstanbul, 15-27.
- Rauf M.A., Bukallah, S.B., Hamour, F.A., Nasir, A.S., 2008. Adsorption of Dyes from Aqueous Solutions onto Sand and Their Kinetic Behavior. Chemical Engineering Journal, 137, 238–243.
- Sandhya, S., Swaminathan, K., 2006. Kinetic analysis of treatment of textile wastewater in hybrid column upflow anaerobic fixed bed reactor. Chemical Engineering Journal 122, 87–92.
- Silva, J.P., Sousa, S., Rodrigues, J., Antunes, H., Porter, J.J., Gonçalves, I., Ferreira-Dias, S., 2004. Adsorption of Acid orange 7 dye in aqueous solutions by spent brewery grains. Separation and Purification Technology, 40, 309–315.
- Sponza, D., Işık, M., Atalay, H., 2000. İndigo Boyar Maddelerinin Anaerobik Arıtılabilirliklerinin İncelenmesi. DEÜ Mühendislik Fakültesi Fen Ve Mühendislik Dergisi, Cilt: 2, Sayı: 3, 23-34.
- Stephenson, R. J., Sheldon, J. B. D, 1996. Coagulation And Precipitation of a Mechanical Pulping Effluent By: I Removal Of Carbon Color And Turbidity. Water Research, 30 (4), 781-792.
- Şen, S., Demirer, G.N., 2003. Anaerobic Treatment of Real Textile Wastewater With A Fluidized Bedreactor. Water Research, 37, 1868–1878.
- Tabak, A., Afsin, B., Çağlar, B., Koksall, E., 2007. Characterization and pillaring of a Turkish bentonite (Resadiye). Journal of Colloid and Interface Science, 313, 5-11.
- Tahir, S.S., Rauf, N., 2006. Removal of a cationic dye from aqueous solutions by adsorption onto bentonite clay. Chemosphere, 63, 1842–1848.
- Yan Yue, Q., Li, Q., Yu Gao B., Juan Yuan, A., Wang, Y., 2007. Formation and characteristics of cationic-polymer/bentonite complexes as adsorbents for dyes. Applied Clay Science, 35, 268–275.
- Yavuz, M., Gode, F., Pehlivan, E., Ozmert, S., Sharma, Y.C., 2008. An economic removal of Cu²⁺ and Cr³⁺ on the new adsorbents: Pumice and polyacrylonitrile/pumice composite. Chemical Engineering Journal 137, 453–461.
- Zohra, B., Aicha, K., Fatima, S., Nourredine, B., Zoubir D., 2008. Adsorption of Direct Red 2 on bentonite modified by cetyltrimethylammonium bromide. Chemical Engineering Journal, 136, 295–305.



EK1A. Ham-bentonitin, ham halde (a), pH ayarlı halde (b) ve boya tutmuş halde (c) FT-IR spektrumları



EK1B. Ham-ponzanın, ham halde (a), pH ayarlı halde (b) ve boya tutmuş halde (c) FT-IR spektrumları



EK1C. Ham-ponzanın, ham halde (a), CDBA ile muameleli halde (b), CDBA-ponza pH ayarlı (c) ve CDBA-ponza boya tutmuş halde (d) FT-IR spektrumları

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı :Melda BAŞBUĞ

Doğum Yeri veYılı: : Dinar 1980

Medeni Hali: : Bekar

Yabancı Dili : İngilizce



Eğitim Durumu (Kurum ve Yıl)

Lise : Antalya Anadolu Lisesi, 1995–1998

Lisans : Süleyman Demirel Üniversitesi Mühendislik Mimarlık
Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü, 1999–2003

Yayımları (SCI ve diğer makaleler)

1. Kitiş, M., Soroushian, F., Başbuğ, M., Köksal, A., 2003. Arıtma Süreçlerinde Ultraviyole Radyasyonu ile Dezenfeksiyon. Çevre Bilim ve Teknoloji Dergisi (Çevre Mühendisleri Odası), Cilt 1, Sayı 4, 3–17.