

**KEMİĞİN SULU ÇÖZELTİLERDEN RENK
GİDERİMİNDE KULLANILABİLİRLİĞİNİN
İNCELENMESİ**

AYBEN POLAT

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
2010**

**CUMHURİYET ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**KEMİĞİN SULU ÇÖZELTİLERDEN RENK GİDERİMİNDE
KULLANILABİLİRLİĞİNİN İNCELENMESİ**

AYBEN POLAT

YÜKSEK LİSANS TEZİ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

**TEZ DANIŞMANI
DOÇ. DR. ULUSOY BALI**

**SİVAS
2010**

Bu alışma Cumhuriyet Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü tez yazım kurallarına uygun olarak hazırlanmış ve jürimiz tarafından evre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda yüksek lisans tezi olarak kabul edilmiştir.

Başkan Yrd. Doç. Dr. nsal AÇIKEL _____

ye Yrd. Doç. Dr. Ergün PEHLİVAN _____

ye (Danışman) Doç. Dr. Ulusoy BALI _____

ONAY

Bu tez çalışması, .../.../20... tarihinde Enstitü Yönetim Kurulu tarafından belirlenen ve yukarıda imzaları bulunan jüri yeleri tarafından kabul edilmiştir.

Prof. Dr. Sezai ELAGÖZ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ MÜDÜRÜ

Bu tez, Cumhuriyet Üniversitesi Senatosu'nun 24.09.2008 tarihli ve 7 sayılı toplantısında kabul edilen Fen Bilimleri Enstitüsü Tez Yazım Klavuzu adlı yönergeye göre hazırlanmıştır.

ÖZET

KEMİĞİN SULU ÇÖZELTİLERDEN RENK GİDERİMİNDE KULLANILABİLİRLİĞİNİN İNCELENMESİ

Ayben POLAT

Yüksek Lisans Tezi, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. Ulusoy BALI

2010, 111 sayfa

Bu çalışmada, sulu çözeltilerden kemik ve aktif karbonla Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin giderimi incelenmiştir. Bu amaçla laboratuvar ölçekli kesikli deneyler yürütülmüştür. Boyarmadde giderimi için denge izotermelerini açıklamak amacıyla Langmuir ve Freundlich modelleri uygulanmış ve adsorpsiyon izotermine Langmuir modeline uyduğu görülmüştür. Adsorpsiyon mekanizmasını incelemek için dört kinetik model olan yalancı birinci dereceden, yalancı ikinci dereceden, elovich ve partikül içi difüzyon modelleri test edilmiştir. Her iki boyarmaddenin adsorpsiyonunun da yalancı ikinci dereceden model ile açıklandığı gösterilmiştir. Dört modelin kinetik parametreleri de hesaplanmıştır. Adsorpsiyon kapasitesi üzerine pH, sıcaklık, adsorban partikül boyutu ve konsantrasyonu, boya konsantrasyonu ve tuz ilavesinin (NaCl formunda) etkisi de çalışılmıştır. Sıcaklığın önemli bir etkiye sahip olmadığı gözlenirken, azalan pH ve adsorban partikül boyutları ve artan boya ve tuz konsantrasyonları adsorpsiyon kapasitesinin artırmıştır.

Anahtar kelimeler: Adsorpsiyon, kemik, boyarmadde, aktif karbon

ABSTRACT

INVESTIGATION OF USABILITY OF BONE FOR THE REMOVAL OF DYE FROM AQUEOUS SOLUTIONS

Ayben POLAT

Master of Science Thesis, Environmental Engineering Department

Supervisor: Assoc. Prof. Dr. Ulusoy BALI

2010, 111 pages

In this study, removal of Remazol Turquoise Blue G-133 and Procion Red HE-3B dyestuffs from aqueous solutions by adsorption onto bone and activated carbon has been investigated. For this purpose, lab-scale batch experiments were carried out. The Langmuir and Freundlich models were applied to describe the equilibrium isotherms for dye uptake and the Langmuir model agreed well with experimental data. Four kinetic models, pseudo-first-order, pseudo-second-order, Elovich and intraparticle diffusion were tested to investigate the adsorption mechanisms. It was shown that the adsorption of both dyes could be best described by the pseudo-second-order model. Kinetic parameters of the four models were also calculated. The effect of pH, temperature, adsorbent particle size and concentration, dye concentration and adding salt (in the form of NaCl) on the adsorption capacities has also been studied. While it was observed that the temperature did not have a significant effect, decreasing pH and adsorbent particle size, increasing dye and salt concentrations, increased adsorption capacity.

Anahtar kelimeler: Adsorption, bone, dyestuff, activated carbon.

TEŞEKKÜR

Lisans ve yüksek lisans öğrenimim boyunca benden hiçbir destek ve emeği esirgemeyen, büyük bilgi birikimiyle beni en iyi şekilde yönlendiren ve yetiştiren değerli danışman hocam Sayın Doç. Dr. Ulusoy BALI'ye sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Maddi ve manevi olarak her zaman yanımda olan ve beni destekleyen babam Çetin POLAT ve annem Sema POLAT'a ve ayrıca adsorban madde olarak kullandığımız kemiğin hazırlanmasında büyük yardımlarını gördüğüm Çevre Yüksek Mühendisi Şaban TAŞKESEN'e ve laboratuvar çalışmalarım sırasındaki yardımlarından dolayı Çevre Mühendisi Zinnur YILMAZ' a teşekkür ederim.

İlgi ve yardımlarından dolayı değerli hocalarım Sayın Doç. Dr. Meltem SARIOĞLU CEBECİ' ye, Sayın Yrd. Doç. Dr. Ergün PEHLİVAN'a ve Sayın Yrd. Doç. Dr. Ünsal AÇIKEL'e ve başta Cumhuriyet Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Sekreteri Sayın Murat YILDIRIM olmak üzere tüm Fen Bilimleri Enstitüsü personeline teşekkürü bir borç bilirim.

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	iii
ABSTRACT.....	iv
TEŞEKKÜR.....	v
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	viii
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	xiii
1 GİRİŞ.....	1
2 BOYARMADDELER.....	3
2.1 Boyarmaddelerin Sınıflandırılması.....	3
2.1.1 Çözünürlüklerine Göre Boyarmaddeler.....	5
2.1.1.1 Suda Çözünen Boyarmaddeler.....	5
2.1.1.2 Suda Çözünmeyen Boyarmaddeler.....	5
2.1.1.3 Substratta Çözünen Boyarmaddeler.....	5
2.1.2 Boyama Özelliklerine Göre Boyarmaddeler.....	6
2.1.2.1 Direkt Boyarmaddeler.....	6
2.1.2.2 Bazik (Katyonik) Boyarmaddeler.....	6
2.1.2.3 Asidik Boyarmaddeler.....	7
2.1.2.4 Sülfür Boyarmaddeler.....	7
2.1.2.5 Reaktif Boyarmaddeler.....	7
2.1.2.6 Mordan Boyarmaddeler.....	7
2.1.2.7 Küpe Boyarmaddeler.....	7
2.1.2.8 Metal Kompleks Boyarmaddeler.....	8
2.1.2.9 Dispers Boyarmaddeler.....	8
2.1.2.10 Pigment Boyarmaddeler.....	8
2.1.3 Kimyasal Yapılarına Göre Boyarmaddeler.....	8
2.1.3.1 Azo Boyarmaddeler.....	8
2.1.3.2 Nitro ve Nitrozo Boyarmaddeler.....	8
2.1.3.3 Polimetin Boyarmaddeler.....	9
2.1.3.4 Arilmetin Boyarmaddeler.....	9
3 BOYARMADDELERİN ÇEVREYE ETKİLERİ.....	10
4 ATIKSULARDAN BOYARMADDE GİDERİM YÖNTEMLERİ.....	11
4.1 Kimyasal Yöntemler.....	11
4.1.1 Kimyasal Oksidasyon.....	11
4.1.2 Kimyasal Çöktürme.....	12
4.2 Biyolojik Yöntemler.....	13
4.2.1 Aerobik Arıtma.....	13
4.2.2 Anaerobik Arıtma.....	14
4.3 Fiziksel Yöntemler.....	15
4.3.1 Membran Sistemler.....	15
4.3.2 Adsorpsiyon.....	16

5 ADSORPSİYON.....	17
5.1 Adsorpsiyon Türleri.....	18
5.1.1 Fiziksel Adsorpsiyon.....	18
5.1.2 Kimyasal Adsorpsiyon.....	18
5.1.3 Biyolojik Adsorpsiyon.....	19
5.1.4 Değişim Adsorpsiyonu.....	20
5.2 Adsorpsiyona Etki Eden Faktörler.....	20
5.2.1 Adsorbanın Yüzey Alanı ve Partikül Boyutu.....	21
5.2.2 Adsorbatın Moleküler Yapısı.....	21
5.2.3 pH'ın Etkisi.....	21
5.2.4 Sıcaklığın Etkisi.....	21
5.2.5 Karıştırma Hızı.....	22
5.2.6 Çözünürlük.....	22
5.3 Düşük Maliyetli Adsorbanlar.....	22
5.4 Aktif Karbon.....	23
5.4.1 Aktif Karbon Rejenerasyonu ve Reaktivasyonu.....	25
6 LABORATUAR ÇALIŞMALARI.....	27
6.1 Materyal ve Metot.....	27
6.1.1 Adsorban Maddeler.....	27
6.1.2 Çalışmada Kullanılan Boyarmaddeler.....	27
6.1.2.1 Remazol Turquoise Blue G-133.....	27
6.1.2.2 Procion Red HE-3B.....	28
6.1.3 Deneysel Düzenek ve Prosedür.....	29
6.2 Deneysel Bulgular.....	30
6.2.1 Denge Süresinin Belirlenmesi.....	30
6.2.2 Adsorpsiyon İzotermelerinin Belirlenmesi.....	32
6.2.2.1 Freundlich İzotermi.....	33
6.2.2.2 Langmuir İzotermi.....	37
6.2.3 Boya Konsantrasyonunun Adsorpsiyon Üzerine Etkisi.....	43
6.2.4 Adsorban Konsantrasyonunun Adsorpsiyon Üzerine Etkisi.....	46
6.2.5 pH'ın Adsorpsiyon Üzerine Etkisi.....	50
6.2.6 Sıcaklığın Adsorpsiyon Üzerine Etkisi.....	54
6.2.7 Tane Boyutunun Adsorpsiyon Üzerine Etkisi.....	56
6.2.8 Tuz Konsantrasyonunun Adsorpsiyon Üzerine Etkisi.....	58
6.2.9 Kinetik Çalışması.....	64
6.2.9.1 Yalancı Birinci Dereceden Hız Eşitliği.....	65
6.2.9.2 Yalancı İkinci Dereceden Hız Eşitliği.....	73
6.2.9.3 Partikül İçi Difüzyon Modeli.....	81
6.2.9.4 Elovich Hız Eşitliği.....	89
7 SONUÇLAR.....	101
KAYNAKLAR.....	104
ÖZGEÇMİŞ	111

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1	Boyarmadde sınıflandırması (Babuşçu, 2007).....	4
Şekil 5.1	Elektron mikroskopu ile aktif karbonun gözenek yapısı (http://www.activated-carbon.com).....	24
Şekil 6.1	Remazol Turquoise Blue G-133'ün kimyasal yapısı (Demirbaş ve Nas, 2009).....	28
Şekil 6.2	Procion Red HE-3B' nin kimyasal yapısı (Arıca ve diğ., 2007).....	29
Şekil 6.3	Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyar maddelerinin kemik üzerine adsorpsiyonunda denge süresinin belirlenmesi.....	31
Şekil 6.4	Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyar maddelerinin aktif karbon üzerine adsorpsiyonunda denge süresinin belirlenmesi.....	32
Şekil 6.5	Freunlich izotermi (Wang ve diğ., 2004).....	34
Şekil 6.6	Remazol Turquoise Blue G-133 boyar maddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunda Freunlich İzotermi.....	35
Şekil 6.7	Remazol Turquoise Blue G-133 Boyarmaddesinin aktif karbon üzerine adsorpsiyonunda Freundlich İzotermi.....	36
Şekil 6.8	Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunda Freundlich İzotermi.....	36
Şekil 6.9	Procion Red HE-3B boyarmaddesinin aktif karbon üzerine adsorpsiyonunda Freundlich İzotermi.....	37
Şekil 6.10	Langmuir adsorpsiyon izotermi (Wang ve diğ., 2004).....	38
Şekil 6.11 (a)	Langmuir izoterminin klasik lineer formu (Wang ve diğ., 2004)...	39
Şekil 6.11 (b)	Langmuir izoterminin yüksek konsantrasyonlar için modifiye edilmiş lineer formu (Wang ve diğ., 2004).....	39
Şekil 6.12	Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunda Langmuir izotermi.....	40
Şekil 6.13	Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin aktif karbon üzerine adsorpsiyonunda Langmuir İzotermi.....	40
Şekil 6.14	Procion Red HE-3B boyar maddesinin kemik tozu üzerine adsorpsiyonunda Langmuir İzotermi.....	41
Şekil 6.15	Procion Red HE-3B boyar maddesinin aktif karbon üzerine adsorpsiyonunda Langmuir İzotermi.....	41
Şekil 6.16	Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin kemik üzerine adsorpsiyonunda adsorpsiyon kapasitesi üzerine boya konsantrasyonunun etkisi.....	43
Şekil 6.17	Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin aktif karbonla adsorpsiyonunda adsorpsiyon kapasitesi üzerine boya konsantrasyonunun etkisi.....	44
Şekil 6.18	Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin kemik üzerine adsorpsiyonunda adsorpsiyon kapasitesi üzerine adsorban konsantrasyonunun etkisi.....	47
Şekil 6.19	Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin aktif karbon üzerine adsorpsiyonunda adsorpsiyon kapasitesi üzerine adsorban konsantrasyonunun etkisi	47

Şekil 6.20 Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin kemik üzerine adsorpsiyonunda adsorpsiyon kapasitesi üzerine pH'ın etkisi.....	51
Şekil 6.21 Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin aktif karbon üzerine adsorpsiyonunda adsorpsiyon kapasitesi üzerine pH'ın etkisi.....	51
Şekil 6.22 Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyar maddelerinin kemik üzerine adsorpsiyonunda tane boyutunun adsorpsiyon kapasitesi üzerine etkisi.....	57
Şekil 6.23 Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin kemik üzerine adsorpsiyonunda tuz konsantrasyonunun adsorpsiyon kapasitesi üzerine etkisi.....	60
Şekil 6.24 Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin aktif karbon üzerine adsorpsiyonunda tuz konsantrasyonunun adsorpsiyon kapasitesi üzerine etkisi.....	61
Şekil 6.25 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında yalancı birinci dereceden hız eşitliği grafiği.....	66
Şekil 6.26 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında yalancı birinci dereceden hız eşitliği grafiği.....	67
Şekil 6.27 Procion HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında yalancı birinci dereceden hız eşitliği grafiği.....	67
Şekil 6.28 Procion HE-3B boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında yalancı birinci dereceden hız eşitliği grafiği.....	68
Şekil 6.29 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı pH'larda yalancı birinci dereceden hız eşitliği grafiği.....	68
Şekil 6.30 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı pH'larda yalancı birinci dereceden hız eşitliği grafiği.....	69
Şekil 6.31 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı pH'larda yalancı birinci dereceden hız eşitliği grafiği.....	69
Şekil 6.32 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı pH'larda yalancı birinci dereceden hız eşitliği grafiği.....	70
Şekil 6.33 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı sıcaklıklarda yalancı birinci dereceden hız eşitliği grafiği.....	70
Şekil 6.34 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı sıcaklıklarda yalancı birinci dereceden hız eşitliği grafiği.....	71
Şekil 6.35 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı sıcaklıklarda yalancı birinci dereceden hız eşitliği grafiği.....	71

Şekil 6.36 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı sıcaklıklarda yalancı birinci dereceden hız eşitliği grafiği.....	72
Şekil 6.37 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı tane boyutlarında yalancı birinci dereceden hız eşitliği grafiği.....	72
Şekil 6.38 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı tane boyutlarında yalancı birinci dereceden hız eşitliği grafiği.....	73
Şekil 6.39 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında yalancı ikinci dereceden hız eşitliği grafiği.....	74
Şekil 6.40 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında yalancı ikinci dereceden hız eşitliği grafiği.....	75
Şekil 6.41 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında yalancı ikinci dereceden hız eşitliği grafiği.....	75
Şekil 6.42 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında yalancı ikinci dereceden hız eşitliği grafiği.....	76
Şekil 6.43 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunda farklı pH'larda yalancı ikinci dereceden hız eşitliği grafiği.....	76
Şekil 6.44 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunda farklı pH'larda yalancı ikinci dereceden hız eşitliği grafiği.....	77
Şekil 6.45 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunda farklı pH'larda yalancı ikinci dereceden hız eşitliği...	77
Şekil 6.46 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunda farklı pH'larda yalancı ikinci dereceden hız eşitliği...	78
Şekil 6.47 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunda farklı sıcaklıklarda yalancı ikinci dereceden hız eşitliği grafiği.....	78
Şekil 6.48 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı sıcaklıklarda yalancı ikinci dereceden hız eşitliği grafiği.....	79
Şekil 6.49 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı sıcaklıklarda yalancı ikinci dereceden hız eşitliği grafiği.....	79
Şekil 6.50 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı sıcaklıklarda yalancı ikinci dereceden hız eşitliği grafiği.....	80
Şekil 6.51 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı tane boyutlarında yalancı ikinci dereceden hız eşitliği grafiği.....	80
Şekil 6.52 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı tane boyutlarında yalancı ikinci dereceden hız eşitliği grafiği.....	81

Şekil 6.53 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında partikül içi difüzyon modeli grafiği.....	82
Şekil 6.54 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında partikül içi difüzyon modeli grafiği.....	82
Şekil 6.55 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında partikül içi difüzyon modeli grafiği.....	83
Şekil 6.56 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında partikül içi difüzyon modeli grafiği.....	83
Şekil 6.57 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı pH'larda partikül içi difüzyon modeli grafiği...	84
Şekil 6.58 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı pH'larda partikül içi difüzyon modeli grafiği...	84
Şekil 6.59 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı pH'larda partikül içi difüzyon modeli grafiği...	85
Şekil 6.60 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı pH'larda partikül içi difüzyon modeli grafiği...	85
Şekil 6.61 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı sıcaklıklarda partikül içi difüzyon modeli grafiği.....	86
Şekil 6.2 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı sıcaklıklarda partikül içi difüzyon modeli grafiği.....	86
Şekil 6.63 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı sıcaklıklarda partikül içi difüzyon modeli grafiği.....	87
Şekil 6.64 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı sıcaklıklarda partikül içi difüzyon modeli grafiği.....	87
Şekil 6.65 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı tane boyutlarında partikül içi difüzyon modeli grafiği.....	88
Şekil 6.66 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı tane boyutlarında partikül içi difüzyon modeli grafiği.....	88
Şekil 6.67 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında elovich hız eşitliği grafiği.....	89
Şekil 6.68 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında elovich hız eşitliği grafiği.....	90
Şekil 6.69 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında elovich hız eşitliği grafiği.....	90
Şekil 6.70 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında elovich hız eşitliği grafiği.....	91

Şekil 6.71 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı pH'larda elovich hız eşitliği grafiği.....	91
Şekil 6.72 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı pH'larda elovich hız eşitliği grafiği.....	92
Şekil 6.73 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı pH'larda elovich hız eşitliği grafiği.....	92
Şekil 6.74 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı pH'larda elovich hız eşitliği grafiği.....	93
Şekil 6.75 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı sıcaklıklarda elovich hız eşitliği grafiği.....	93
Şekil 6.76 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı sıcaklıklarda elovich hız eşitliği grafiği.....	94
Şekil 6.77 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı sıcaklıklarda elovich hız eşitliği grafiği.....	94
Şekil 6.78 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı sıcaklıklarda elovich hız eşitliği grafiği.....	95
Şekil 6.79 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı tane boyutlarında elovich hız eşitliği grafiği...	95
Şekil 6.80 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı tane boyutlarında elovich hız eşitliği grafiği...	96

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 5.1	Fiziksel ve kimyasal adsorpsiyonun özellikleri (Ruthven, 1984).....	19
Çizelge 6.1	Remazol Turquoise Blue G-133'ün özellikleri (Demirbaş ve Nas, 2009).....	28
Çizelge 6.2	Procion Red HE-3B'nin özellikleri (Arıca ve diğ., 2007; Zhang ve diğ., 2004).....	29
Çizelge 6.3	Adsorpsiyon izoterm sabitleri.....	42
Çizelge 6.4	Boya konsantrasyonunun verim üzerine etkisi.....	45
Çizelge 6.5	Kemik adsorpsiyonunda adsorban konsantrasyonunun verim üzerine etkisi.....	48
Çizelge 6.6	Aktif karbon adsorpsiyonunda adsorban konsantrasyonunun verim üzerine olan etkisi.....	49
Çizelge 6.7	pH'ın verim üzerine etkisi.....	52
Çizelge 6.8	Sıcaklığın adsorpsiyon kapasitesi ve verim üzerine olan etkisi.....	55
Çizelge 6.9	Tane boyutunun verim üzerine etkisi.....	58
Çizelge 6.10	Kemik tozu adsorpsiyonu için tuz konsantrasyonunun verim üzerine etkisi.....	62
Çizelge 6.11	Aktif karbon adsorpsiyonu için tuz konsantrasyonunun verim üzerine olan etkisi.....	63
Çizelge 6.12	Deneylerde kullanılan matematiksel kinetik eşitlikleri (Dizge ve diğ., 2009).....	64
Çizelge 6.13	Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin adsorpsiyonunda farklı boya konsantrasyonu değerleri için hesaplanan kinetik kat sayıları.....	97
Çizelge 6.14	Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin adsorpsiyonunda farklı pH değerleri için hesaplanan kinetik kat sayıları.....	98
Çizelge 6.15	Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin adsorpsiyonunda farklı sıcaklık değerleri için hesaplanan kinetik kat sayıları.....	99
Çizelge 6.16	Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin kemik tozuyla adsorpsiyonunda farklı tane boyutları değerleri için hesaplanan kinetik kat sayıları.....	100

1. GİRİŞ

Dünyadaki hızlı büyüme ve endüstrileşme çevre kirliliği sorunlarını da beraberinde getirmektedir. Su kirliliği günümüzde karşılaşılan en önemli çevre kirliliklerinden birini oluşturmaktadır. Su kirliliğinin azaltılmasının ve su kaynaklarının korunmasının sağlanabilmesi için su kirleticilerinin kaynaklarının, yayılma mekanizmalarının ve etkilerinin bilinmesi gerekmektedir (Özdemir, 2006).

Çeşitli atıksular biyolojik olarak parçalanması zor ya da imkansız olan boyar maddeler içerirler. Boyarmadde içeren atıksu oluşturan sanayiler arasında tekstil, boya, gıda ve deri endüstrileri sayılabilir (Turabik ve Kumbur, 2003). Tekstil sektörü dünyada ve ülkemizde önde gelen sektörlerden birisi olup gün geçtikçe gelişmekte ve dolayısıyla yüksek miktarda boyar madde içeren ve tekstil sektöründen kaynaklanan atık sular ciddi problemler yaratmaktadır. Hayatımızı kolaylaştırmak amacıyla üretilen ürünler için, biyolojik parçalanmaya karşı dirençli boyarmaddeler zamanla daha çok kullanılmaya başlanmıştır. Bu boyarmaddelerin çok az bir miktarı bile alıcı ortamlarda istenmeyen durumlara yol açmaktadır. Bunun nedeni aromatik yapılarından dolayı toksik ve karsinojenik etkilere neden olmalarının yanı sıra alıcı ortam eğer su ekosistemi ise burada güneş ışığının geçişini önleyerek canlı ortama zarar vermeleridir (Erkurt, 2006a). Boyar maddelerin büyük bir kısmı birbirine azo köprüsü ile bağlı olan azo grubundandır. Bu yüksek renkli bileşikler atıksuyu estetik olarak kötüleştirerek, normal hayat için gerekli olan çözünmüş oksijen miktarını da azaltırlar. (Armağan ve diğ., 2003). Ayrıca boyarmaddeler belirli derişimlerin üzerinde içerdikleri metal iyonları ve klorürler nedeniyle suda yaşayan canlılara toksik etki de yapmaktadırlar (Aydın, 2009).

Boyar maddelerin, çevre üzerindeki olumsuz etkilerini engellemek için alıcı ortamlara deşarj edilmeden önce atık sulardan giderilmesi gerekir (Balcı, 2007). Atık sulardan boyar madde uzaklaştırılmasında pıhtılaştırma önemli atık bırakarak kullanılabilen, oksidasyon KOI uzaklaştırılmasında etkisiz kalmakta, biyolojik yöntem boyaların toksik olmasından dolayı uygulanamamaktadır. Bu sebeplerden dolayı adsorpsiyon boyar madde uzaklaştırılmasında en uygun yöntem olarak gözükmektedir (Çınarlı ve diğ., 2005).

Adsorpsiyon özellikle endüstriyel atık sularda istenmeyen derişimlerdeki zehirlilik oluşturan maddelerin giderimi için oldukça yaygın olarak kullanılmaktadır.

Bu tür atık suların arıtımında adsorban olarak aktif karbon yaygın olarak kullanılmakta ve belirgin bir üstünlük sağlamaktadır. Ancak, aktif karbon, fazla miktarda kullanılması ve rejenarasyon güçlüğü gibi olumsuz özellikleri göz önüne alındığında, maliyetin bir hayli artmasına yol açmaktadır. Bu problemin giderilmesi amacıyla, aktif karbona oranla düşük maliyetli ve temini kolay adsorbanlara yönelik çalışmalar yoğun bir şekilde yapılmaktadır. Bu adsorbanlara uçucu kül, kömür, kil, pomza taşı, perlit, curuf, sepiyolit (lüle taşı) gibi ucuz adsorbanlar örnek verilebilir (Hazırbulan, 2006). Ayrıca kemik de son dönemlerde kullanılan düşük maliyetli adsorbanlar arasında yer almaktadır (Taşkesen, 2009; Al-Asheh ve diğ., 1999; Ko ve diğ., 2001; Choy ve McKay, 2005).

Bu çalışmada Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin kemik ve aktif karbon kullanılarak sulu çözeltilerden giderimi incelenmiş, izoterm ve kinetik çalışmaları yapılmıştır.

2. BOYARMADDELER

Materyallerin (kumaş, elyaf v.b.) kendilerini renkli hale getirmede uygulanan maddelere “BOYAR MADDE” denir (Tantekin, 2006). Boyarmaddeler 400 nm - 700 nm arasında görünür ışığı absorbe edebilme yetenekleriyle karakterize edilir ve ışığı absorbe ederek renkli görünürler (Savcı, 2005).

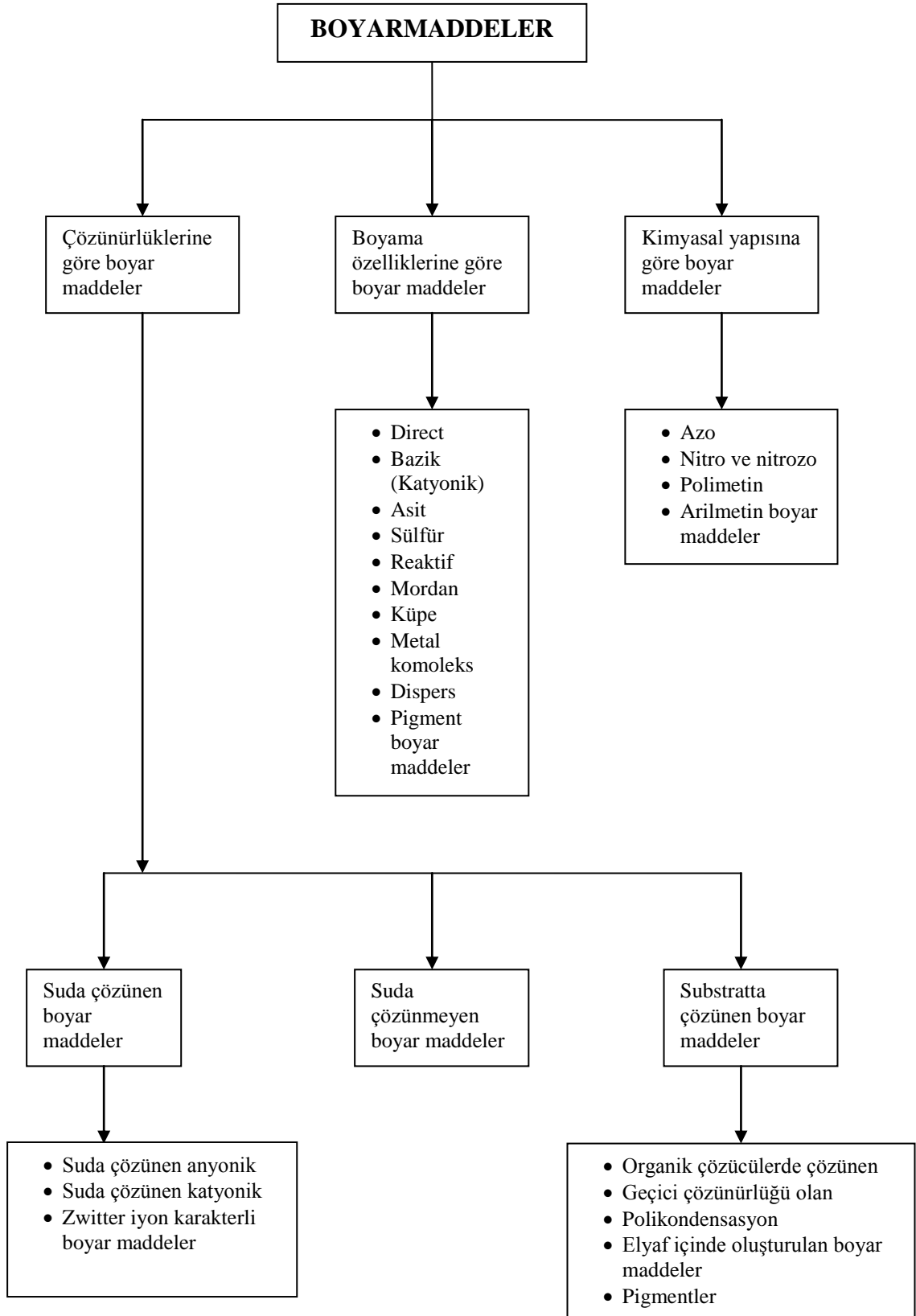
Boyalar genellikle iki anahtar bileşenden oluşan küçük moleküllerdir. Bunlardan kromofor grup, boyaya rengini veren grup; fonksiyonel grup ise boyanın materyalde sabitlenmesini sağlayan gruptur (Savcı, 2005). Bütün renkli organik bileşikler rengi oluşturan doymamış kromofor grubu içerirler. Bu grubu taşıyan bileşiklere kromojen denir. Bir kromojenin boyarmadde olabilmesi için molekülde kromofordan başka oksokrom adı verilen amino ($-NH_2$), yer değiştiren amino ($-NHR$, $-NR_2$), hidroksil ($-OH$), metoksil (OCH_3), sülfonik ($-SO_3H$) ve karboksil ($-COOH$) gruplarının da bulunması gerekir (Şeker, 2007). Kromofor grupları; nitro ($R.NO_2$), nitrozo (N_2O), azo ($-N=N-$), karbonil ($C=O$), etilenik çifte bağ ($-C=C-$), tiyokarbonil ($-C=S-$) gibi çifte bağlı gruplardan oluşur (Yılmaz, 2007).

Boyar maddeler renk verecekleri yüzey üzerine bir veya birkaç fiziksel bağla bağlanır. Bu bağlar; hidrojen bağları, Van der Waals, elektrostatik veya koordinasyon bağlarıdır. Belirli durumlarda kovalent bağlarla da kimyasal olarak bağlanırlar (Akın, 2006).

2.1 Boyar Maddelerin Sınıflandırılması

Boyar maddeler; genel olarak çözünürlük, kimyasal yapı, boyama özellikleri gibi çeşitli karakteristikleri göz önüne alınarak sınıflandırılırlar (Erkurt, 2006b).

Boyalar farklı özellik ve kimyasal yapılarına bağlı olarak kendi aralarında gruplar halinde Şekil 2.1'deki gibi sınıflandırılmıştır (Babuşçu, 2007).



Şekil 2.1 Boyarmadde sınıflandırması (Babuşçu, 2007)

2.1.1 Çözünürlüklerine Göre Boyarmaddeler

2.1.1.1 Suda Çözünen Boyarmaddeler

Boyarmadde molekülü en az bir tane tuz oluşturabilen grup taşır. Sentez esnasında kullanılan başlangıç maddeleri suda çözünen grup içermiyorsa, bu grubu boyarmadde molekülüne sonradan ilave etmek suretiyle çözünürlük iyonla sağlanabilir. Ancak boyarmadde sentezinde tercih edilen yöntem, başlangıç maddelerinin iyonik grup içermeleridir. Suda çözünebilen boyarmaddeler tuz teşkil edebilen grubun karakterine göre 3'e ayrılır (Nas, 2006).

- **Suda Çözünen Anyonik Boyarmaddeler:** Suda çözünen grup olarak en çok sülfonik ($-SO_3$), kısmen de karboksilik (COO^-) asitlerin sodyum tuzlarını içerirler ($-SO_3Na$ ve $-COONa$). Renk, anyonun mezomerisinden ileri gelir (Nas, 2006).
- **Suda Çözünen Katyonik Boyarmaddeler:** Molekülün çözünürlüğünü sağlayan grup olarak bir bazik grup (örneğin $-NH_2$), asitler ile tuz teşkil etmiş halde bulunur. Asit olarak anorganik asitler (HCl) veya $(COOH)_2$ gibi organik asitler kullanılır (Tantekin, 2006).
- **Zwitter İyon Karakterli Boyarmaddeler:** Moleküllerinde hem asidik hem de bazik gruplar bulunur ve bir iç tuz oluştururlar. Boyama esnasında bazik veya nötral ortamda anyonik boyarmadde gibi davranırlar (Nas, 2006).

2.1.1.2 Suda Çözünmeyen Boyarmaddeler

Tekstilde ve diğer alanlarda kullanılan, suda çözünmeyen boyar maddeler çeşitli gruplara ayrılabilir (Yılmaz, 2007).

2.1.1.3 Substratta Çözünen Boyarmaddeler

Suda çok ince süspansiyonları halinde dağıtırlar. Özellikle sentetik elyaf üzerinde uygulanan dispersiyon boyar maddeleri bu sınıfa girer (Yılmaz, 2007).

- **Organik Çözücülerde Çözünen Boyarmaddeler:** Bu sınıfta yer alan boyarmaddeler uygun organik çözücüde çözünebilenlerdir (Kuruloğlu, 2006). Solvent boyarmaddeleri de denilen bu boyarmaddeler sprey veya lak halinde uygulanır. Vaks, petrol ürünleri ve matbaa mürekkebinin renklendirilmesinde kullanılırlar (Nas, 2006).

- **Geçici Çözünürlüğü Olan Boyar Maddeler:** Bu gruba giren boyar maddeler çeşitli indirgeme maddeleri ile suda çözünebilir hale getirildikten sonra elyafa uygulanabilmektedirler. Daha sonra elyaf içinde iken yeniden yükseltgenerek suda çözünmez hale getirilmektedirler. Küpe ve kükürt boyarmaddeleri bu şekilde uygulanmaktadırlar (Kuruloğlu, 2006).
- **Polikondensasyon Boyarmaddeler:** Son yıllarda geliştirilen ve elyaf üzerine uygulanırken veya uygulandıktan sonra birbiri ile veya başka moleküllerle kondense olarak büyük moleküller oluşturan boyar maddelerdir (Pekkuz, 2006).
- **Elyaf İçinde Oluşturulan Boyarmaddeler:** Elyaf içinde kimyasal bir reaksiyon ile iki ayrı bileşenden oluşturulan boyar maddeler bu sınıfa girer. Bunlar, suda çözünmeyen pigmentlerdir (Nas, 2006).
- **Pigmentler:** Pigment boyarmaddeleri, suda çözünmeyen boyarmaddeler olup liflere karşı herhangi bir afinitesi de yoktur. Bunların lifleri boyaması, boyarmadde pigmentinin life bir yardımcı madde aracılığıyla yapıştırılması şeklinde olmaktadır (Savcı, 2005).

2.1.2 Boyama Özelliklerine Göre Boyarmaddeler

Bu sınıflandırmada, boyama teknolojisinde boyar maddenin kimyasal yapısı ile değil onun hangi yöntemle elyafı boyadığına bakılır ve boyarmaddenin sınıflandırılması boyama özelliklerine göre yapılır (Gökkuş, 2006).

2.1.2.1 Direkt Boyarmaddeler

Direct boyarmaddeler genellikle sülfonik asitlerin, bazen de karboksilik asitlerin sodyum tuzlarıdır. Yani renkli kısmı oluşturan iyon anyon şeklindedir. Pek çoğu yapı bakımından azo-boyarmaddeleri grubuna girer. Liflere Van der Waals kuvvetleri ile bağlanırlar. Direkt boyarmaddeler ucuzlukları, boyama işlemlerinin çok basit oluşu ve boyama sırasında elyafın yıpranmaması gibi üstünlükleri nedeni ile önemlerini korumaktadırlar (Karaca, 2007).

2.1.2.2 Bazik (Katyonik) Boyarmaddeler

Bunlar organik bazların hidroklorürleri şeklinde veya asetat tuzları şeklindedir. Yani renkli kısım katyondur. Pozitif yük taşıyıcı olarak N ve S atomu içerirler. Bazik olarak etki ettiklerinden sulu çözeltide boyarmadde katyonu, elyafın anyonik gruplarıyla,

elyaf-boyarmadde tuzunu meydana getirir. Bazik boyarmaddelerin en karakteristik özellikleri parlaklıkları ve renk şiddetidir (Birgöl, 2006).

2.1.2.3 Asidik Boyarmaddeler

Asidik boyar maddeler genellikle yün, ipek, poliamid, kağıt, deri ve besin maddelerinin boyanmasında kullanılırlar. Moleküllerinde bir veya birden fazla sülfonik asit (SO_3H) grubu veya karboksilik asit (COOH) grubu içermektedirler (Erkurt, 2006a).

2.1.2.4 Sülfür Boyarmaddeler

Sülfür boyalar nitro ve amino grupları içeren amino bileşiklerin sülfür veya sodyum sülfid ile yüksek sıcaklıkta reaksiyonu sonucu elde edilir. Genellikle koyu mavi, siyah, kahverengi gibi koyu renkleri kullanılır (Gökkuş, 2006).

2.1.2.5 Reaktif Boyarmaddeler

Elyaf üzerine kimyasal kovalent bağ ile bağlanan bu boyarmaddeler selülozik elyaf, yün, ipek, poliamid boyamada kullanılırlar. Boyama sürekli, yarı sürekli yapılabilir (Gökkuş, 2006). Reaktif boyarmaddeler uygun koşullar altında lif ile kimyasal reaksiyona girerek, (boyarmadde-lif) kovalent bağ kurma özelliğine sahip tek boyarmadde sınıfıdır (Özdemir, 2007).

2.1.2.6 Mordan Boyarmaddeler

Bu boyalar asidik veya bazik fonksiyonel gruplar içerirler. Bitkisel ve hayvansal elyaf ile kararsız bileşikler oluştururlar. Boyamadan önce mordanlama yapılır ve mordan olarak Al, Sn, Fe, Cr tuzları kullanılır. Daha sonra krom bileşikleri katıldıktan sonra boyama gerçekleştirilir (Gökkuş, 2006). Mordan sözcüğü, boyar maddeyi elyafa tespit eden madde veya bileşim anlamını taşır. Birçok doğal ve sentetik boyar madde bu sınıfa girmektedir (Erkurt, 2006b).

2.1.2.7 Küpe Boyarmaddeler

Karbonil grubu içeren ve suda çözünmeyen boyarmaddelerdir. Bunlar indirgeme ile suda çözünür hale getirilirler ve bu halde iken elyafa çektirilirlir. Daha sonra oksidasyonla yeniden çözünmez hale getirilirler. İndirgenme aracı olarak sodyum ditiyonit ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$), oksidasyon için hava oksijeni kullanılır. İndirgenme sonucu

boyarmadde molekülündeki keto grubu enol grubuna dönüşür. Daha çok selülozik kısmen protein elyafın boyanması ve baskısında kullanılırlar (Bişgin, 2006).

2.1.2.8 Metal Kompleks Boyarmaddeler

Belirli gruplara sahip azo boyarmaddeleri ile metal iyonlarının kompleks oluşturması sonucu meydana gelen boyar maddelere metal kompleks boyarmaddeler adı verilmektedir. Kompleks oluşumunda azo grubunun rol oynadığı bilinmektedir. Metal katyonu olarak Co, Cr, Cu ve Ni iyonları yaygın olarak kullanılmaktadır (Kuruloğlu, 2006).

2.1.2.9 Dispers Boyarmaddeler

Suda eser miktarda çözünebilen, bu nedenle sudaki dispersiyonları halinde uygulanabilen boyar maddelerdir. Boyar madde, boyama işlemi sırasında dispersiyon ortamında hidrofob elyaf üzerine difüzyon yolu ile çekilir. Boyama, boyar maddenin elyaf içinde çözünmesi şeklinde gerçekleşir (Ekinci, 2007).

2.1.2.10 Pigment Boyarmaddeler

Pigment boyar maddeler, bağlayıcı madde denilen sentetik reçineler ile elyaf yüzeyine bağlanan boyar maddelerdir (Erkurt, 2006b).

2.1.3 Kimyasal Yapısına Göre Boyarmaddeler

Kimyasal yapılarına göre boyar maddeler dört grupta sınıflandırılır.

2.1.3.1 Azo Boyarmaddeler

Azo boyar maddeleri, organik boyarmaddelerin en önemli sınıfını oluşturur. Bunlar, yapılarındaki kromofor grup olan azo (-N=N-) grubu ile karakterize edilir. Bu gruptaki azot atomları sp^2 hibritleşmesi ile karbon atomlarına bağlanır (Yaman, 2009) Moleküldeki azo grubuna göre mono, dis, tris, tetrakis azo boyarmaddeleri olarak tanımlanırlar (Bişgin, 2006).

2.1.3.2 Nitro ve Nitrozo Boyarmaddeler

Bu sınıf boyarmaddeler kimyasal yapılarında nitro veya nitrozo grubu ile birlikte elektrodonör grup (-OH-, -NR₂-) içerir. Nitrozo bileşikleri yalnız başlarına hiçbir

boyarmadde özelliği taşımazlar. Ağır metal tuzları ile meydana getirdikleri kompleksler boyarmadde özelliği gösterirler. Yün, ipek ve kağıt boyanmasında uygundur (Akın, 2006).

2.1.3.3 Polimetin Boyarmaddeler

Bir amonyum grubu ile biten, konjuge karbon atomları zinciri içeren bir kromofor grupla karakterize edilirler. Buna ilave olarak; bir azot, kükürt ya da oksijen atomu içerirler. En önemli kullanım alanı fotoğrafçılıktır (Akın, 2006).

2.1.3.4 Arilmetin Boyarmaddeler

Genel formülleri $Ar-X=Ar$ şeklindedir. X, $-CH=$ veya $-N=$ şeklinde olabilir. Bu grup boyarmaddelerin elektrofil özelliklerinden dolayı sayısız karakteristik reaksiyonları vardır. Yüksek ışık haslıklarında akrilik elyafı boyamada kullanılırlar (Akın, 2006).

3. BOYARMADDELERİN ÇEVREYE ETKİLERİ

Renk atıksularda çoğunlukla ilk fark edilen kontaminasyondur. Sudaki çok küçük miktardaki (10-50 mg/L) boya su yüzeyinin gaz çözünürlüğü ile gaz geçirgenliğini etkiler (Dizge ve diğ., 2007). Deşarj edilen renkli atık sular, fotosentez için gerekli olan ışığın geçirgenliğini azaltmakta ve ekosisteme önemli ölçüde zararlar vermektedir (Mazmancı ve diğ., 2003).

Boyarmadde içeren atık suların doğrudan alıcı ortama 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 (Kapdan ve Kargı, 1998). Düşük konsantrasyonlarda bile boyar madde içeren atık sular alıcı ortama deşarj edildiklerinde istenmeyen estetik problemlere yol açarlar. Boyar maddeler yapılarında bulunan sentetik organik pigmentlerin kompleks kimyasal yapılarından dolayı bakteriyolojik olarak ayrıştırılmaya karşı direnç gösterirler. Bazı azoik boyalar anaerobik parçalanmaya uğramasına rağmen parçalanma sırasında aromatik aminler oluştuğundan dolayı çevre üzerine oldukça olumsuz etkiler oluşturabilmektedir (Balcı, 2007).

Birçok boyalar bazı mikroorganizmalar için toksik etkiye sahip olup inhibisyona sebep olabilirler (Armağan, 2003).

Boyalar, kimyasal içerikleri ve ışık geçirgenlikleri açısından sahip oldukları kararlı yapıları nedeniyle doğal çevrede uzun süre etkili olumsuzluklara neden olmaktadır. Boyaların deşarjı ekotoksik tehlikeleri de beraberlerinde getirmektedir ve sonuç olarak besin zinciri yoluyla insan vücudunda birikerek potansiyel tehlikelere neden olabilmektedir (Bişgin, 2006).

Organik maddelerin ve boyar maddelerin balıklar üzerinde toksik etkiler yaptığı çeşitli araştırmacılar tarafından gösterilmiştir. Günümüzde, boyaların zehirli özellikler taşıdığı, bazı boyaların çalışma ortamında belirlenen düzeylerde tutulması gerekliliği, az miktarda fakat uzun süreli maruz kalmalarda kronik etkilerin göz önünde tutulma zorunluluğu, boya ile çalışan işçiler üzerinde araştırılarak bulunmuştur. Benzidin türevli boyarmaddelerin insan sağlığı üzerinde kanserojen etki yaptığı bilinmektedir (Gökkuş, 2006).

4. ATIKSULARDAN BOYARMAKDE GİDERİM YÖNTEMLERİ

Boyar madde içeren atık sulardan renk giderimi için kullanılan kesin bir yöntem yoktur. Atık suyun çeşidine göre kullanılacak yöntem de değişiklik göstermektedir. Bu yöntemler kimyasal, fiziksel ve biyolojik yöntemler olarak sıralanabilir (Balcı, 2007).

4.1 Kimyasal Yöntemler

4.1.1 Kimyasal Oksidasyon

Kimyasal oksidasyon işleminin kullanım amacı, istenmeyen zararlı kimyasal maddelerin zararsız bileşiklere dönüştürülmesidir (Samsunlu, 2006).

Kimyasal oksidasyon, serbest haldeki veya bir bileşiğin yapısında bulunan bir elementin, oksidasyon düzeyinin yani değerliğinin redoks reaksiyonları esnasında elektron vermesi sonucunda yükseltilmesi olayıdır. (Samsunlu, 2006).

Kimyasal oksidasyon işlemi ile Mn^{+2} , Fe^{+2} , S^{0} , CN^- gibi anorganik maddeler ve fenoller, aminler, hümik asitler gibi organik maddeler, renk, tat, koku oluşturan alg ve bakteriler ile toksik bileşikler giderilebilir (Samsunlu, 2006).

Kimyasal oksidasyonla renk giderimindeki amaç, boyarmaddelerin kromofor gruplarının renk veremez duruma getirilmesi ve indirgenen ara ürünlerin biyolojik oksidasyona uygun formlara dönüştürülmesidir. Bütün boyalar birçok konjuge olmuş veya aromatik bağlar içerirler ve oksidasyon için seçilen oksidan, doymamış bağlarla reaksiyon vererek bileşiği daha küçük molekülü bileşiklere indirger (Sevimli, 2000). Kimyasal oksidasyonla boya içeren atıksudan boyanın uzaklaştırılması, boya molekülündeki aromatik halkanın açılmasını sağlayan oksidasyonla gerçekleşir (Karaca, 2007).

Boyarmaddelerin oksidasyonla giderilmesi için ozonlama, fenton prosesi, klorklama, klordioksit, hipoklorit, hidrojen peroksit, ıslak hava oksidasyonu, fotokatalitik oksidasyon ve bunların kombinasyonu (H_2O_2/UV , O_3/UV , O_3/H_2O_2 , $O_3/H_2O_2/UV$) gibi yöntemler kullanılmaktadır (Sevimli, 2000).

Ölmez ve diğ. (2003) yapmış oldukları bir çalışmada ozon oksidasyonu ile tekstil endüstrisi reaktif boya banyoları atıksularından renk giderimini incelemişler ve 1600Pt-Co birimi renge sahip atıksuyun 600mg/L ozon dozajında 55Pt-Co birimi renk değerine ulaştığını ifade etmişlerdir. Gökkuş ve Çiner (2010) fenton oksidasyonu ile

Dispers Sarı 119 ve Dispers Kırmızı 167 boyarmaddelerini içeren atıksulardan renk giderimini araştırmışlardır ve optimum koşullarda Dispers Sarı 119 için % 97, Dispers Kırmızı 169 için ise % 96 renk giderme verimine ulaştıklarını belirtmişlerdir.

4.1.2 Kimyasal Çöktürme

Kimyasal çöktürme suda çözülmüş veya askıda bulunan maddelerin fiziksel durumunu değiştirerek çökelmelerini sağlamak için uygulanan bir arıtma işlemidir. Kimyasal madde ilavesi sonucu çöktürülmek istenen maddeler çökeleğe geçer ve atıksudan ayrılır (Peker, 2007).

Kimyasal çöktürme endüstriyel atıksu arıtımında sık kullanılan bir yöntemdir. Bu teknikle bulanıklık, renk, zararlı bakteri ve patojenler, alg ve diğer planktonlar, koku yaratan ve alg çoğalmasına sebep olan fosfatlar giderilmiş olur (Eren, 2002).

Boyar maddelerin kimyasal arıtım yöntemlerinden biri de kimyasal flokleştirme ve çöktürme yöntemidir. Bu yöntemde atık suya ilave edilen bazı kimyasallar ile çözülmüş ve kolloidal halde bulunan maddeler, yumaklaştırma ve çökeltme ile sudan ayrılırlar. Kimyasal çöktürmenin kullanılan koagülantlar nedeniyle çıkış suyunda fazla miktarda atık çamur oluşması gibi bir dezavantajı vardır (Balcı, 2007).

En çok kullanılan kimyasallar arasında $Al_2(SO_4)_3$, $FeCl_3$, $FeSO_4$ ve kireç sayılabilir (Kocaer ve Alkan, 2002). Boyar maddeler çöktürme esnasında flokların içinde tutularak veya metal hidroksitlere bağlanarak çökerler. Metal hidroksitler hem çöktürücü hem de koagülant olarak etki ederler (Gökkuş, 2006).

Üstün ve Solmaz (2007) yapmış oldukları bir çalışmada organize sanayi bölgesi atıksularından kimyasal çöktürme ile renk giderimini incelemişler ve optimum işletme şartlarında % 70 renk giderme verimi sağlamışlardır. Uzal ve diğ. (2005) indigo boyama atıksuyunun kimyasal çöktürme ile arıtımını incelemişlerdir. Bu çalışma kapsamında 500mg/L $Al_2(SO_4)_3.18H_2O$ koagülant konsantrasyonunda % 89 renk giderme verimi, 100mg/L $FeCl_3.6H_2O$ koagülant konsantrasyonunda ise % 83 renk giderme verimi elde etmişlerdir.

4.2 Biyolojik Yöntemler

4.2.1 Aerobik Arıtma

Çözünmüş oksijen mevcudiyetinde mikroorganizmaların organik ve inorganik maddeleri ayrıştırmasına ve kararlı hale dönüştürmesine dayanan reaksiyonların gerçekleştiği sistemler aerobik sistemlerdir. Organik atıklar aerobik mikroorganizmalarca ayrıştırılarak enerji temin edilir ve yeni hücreler oluşturulur (Samsunlu, 2006).

Aerobik arıtım sistemleri hem evsel hem de endüstriyel atık suların arıtılmasında en çok kullanılan sistemlerden biridir. Arıtımı gerçekleştiren aerobik mikroorganizmaların askıda büyüme ya da yapışık büyüme özelliğine sahip olduğu arıtma yöntemidir (Erkurt, 2006a).

Suda iyi çözünen bazik, direkt ve bazı azo boya atıklarının olması durumunda mikroorganizmalar, bu tür bileşikleri biyolojik olarak indirgeyememekle birlikte boyanın bir kısmını adsorbe ederek atıksuyun rengini almakta ve renk giderimi sağlanabilmektedir. Azo boyar maddeler gibi sentetik boyaların aerobik şartlar altında mikrobiyal parçalanmaya dirençli olmasının nedeni boya malzemelerinin, kimyasal ve ışık kaynaklı oksidatif etkiler sonucu, renklerinin solmamasını sağlayacak şekilde sentezlenmeleridir. Boyar maddelerin biyodegradasyonunu zorlaştıran diğer bir faktör ise moleküler ağırlıklarının yüksek olması nedeniyle biyolojik hücre zarından geçişlerinin zor olmasıdır (Kocaer ve Alkan, 2002).

Aerobik renk giderimi amacıyla en yaygın olarak kullanılan sistem aktif çamur ünitesidir. Boyar maddeler kompleks kimyasal yapılarından dolayı biyolojik parçalanmaya karşı oldukça dayanıklıdır. Biyolojik parçalanma gerçekleşmekle birlikte yavaştır (Kuruloğlu, 2006).

Aktif çamur ünitesi kullanılarak yapılan aerobik renk giderimi çalışmalarında renk gideriminin büyük bir kısmının boyar maddenin biyolojik olarak parçalanmasından ziyade bakteri üzerine adsorpsiyonu ile gerçekleştiği gözlenmiştir (Kuruloğlu, 2006).

Damar ve diğ. (2005) ardışık kesikli reaktörlerde (aerobik koşullarda) tekstil endüstrisi atıksularından renk giderimini incelemiştir ve % 83 renk giderme verimi elde etmişlerdir.

4.2.2 Anaerobik Arıtma

Anaerobik arıtma, organik atıkların oksijensiz ortamda biyolojik süreçlerle parçalanmak suretiyle, CH₄, CO₂, NH₃ ve H₂S gibi son ürünlere dönüştürülmesi olarak tanımlanmaktadır (Öztürk, 1999).

Boyar maddelerle yapılan anaerobik parçalanma çalışmaları, özellikle aerobik ortamda parçalanamayan suda çözünebilir reaktif azo boyarmaddeler üzerinde yoğunlaşmıştır. Çift bağlı azot halkasına bağlı bu boyaların aerobik proseslerle arıtılabilirliğinin mümkün olmaması anaerobik arıtmanın ön arıtma olarak kullanılmasını gerektirmektedir. Anaerobik olarak renk gideriminin gerçekleşebilmesi için ilave karbon kaynağına ihtiyaç vardır. İlave karbon metan ve karbondioksite dönüştürülmekte ve elektronlar açığa çıkmaktadır. Bu elektronlar elektron taşıma zincirinden son elektron alıcısına yani azo-reaktif boyaya taşınmakta ve boyayla reaksiyona girerek azo bağına indirgenmektedir. Böylece anaerobik parçalanma sonucunda azo boyar maddelerdeki renkten sorumlu azo bağı kırılmakta ve renk giderimi sağlanmaktadır. Bu olay oksijen tarafından inhibe edilmektedir. Bu nedenle boya atıklarını renksizleştirmek için ilk adım azo köprüsünün indirgenerek parçalandığı anaerobik koşullar altında arıtım olmalıdır (Kocaer ve Alkan, 2002).

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. Bu nedenle anaerobik sistemler aerobik arıtmadan önce yer alan bir ön arıtım yöntemi olarak önerilmektedirler. Çünkü aromatik aminler, aromatik bileşiğin halkasının açılmasına neden olabilmekte ve hidroksilasyonla aerobik ortamda mineralize olabilmektedirler. Böylece boya madde içeren atıksuların kombine anaerobik-aerobik proseslerle arıtılması sonucu ilk basamakta etkili bir renk giderimi sağlanmakta ve anaerobik ortamda dirençli olan aromatik aminler aerobik basamakta giderilebilmektedir (Kocaer ve Alkan, 2002).

Sponza ve diğ. (2000) indigo boyarmaddelerinin anaerobik arıtılabilirliklerini incelemişler ve %100' lük bir renk giderme verimi elde ettiklerini belirtmişlerdir.

4.3 Fiziksel Yöntemler

4.3.1 Membran Sistemler

Membran, iki fazı veya ortamı birbirinden ayıran ve bir taraftan diğer tarafa maddelerin seçici bir şekilde taşınmasını sağlayan ince ve geçirgen bir tabaka olarak ifade edilir. Membranların sayesinde sağlanan seçici kütle transferi; konsantrasyon farkı, basınç farkı ve elektriksel potansiyel farkı gibi itici güçler yardımıyla gerçekleşmektedir (Gönüllü, 2004).

Bu metot atıkların arıtılması, konsantre edilmesi, en önemlisi sürekli şekilde boyarmaddelerin atıksudan ayrılabilmesi ile karakterizedir. En büyük dezavantajı oldukça yüksek yatırım maliyeti olmasıdır. Sistemde atıksuyun membrandan dışarı çıkabilmesi için kimyasal potansiyel, basınç, elektrik gibi zorlayıcı kuvvetler uygulanmaktadır (Mazmancı, 2003).

Membran sistemlerinin hali hazırda atıksudan boyayı uzaklaştırmada, arıtmadan çıkan suyun yeniden kullanılması ve bazı boyar maddelerin geri kazanımı gibi çok iyi avantajları vardır (Aydın, 2009).

Bu yöntemle boyanın sürekli olarak arıtılması, konsantre edilmesi ve en önemlisi atıksudan ayrılması mümkün olmaktadır. Diğer yöntemlere göre en önemli üstünlüğü sistemin sıcaklığa, beklenmedik bir kimyasal çevreye ve mikrobiyal aktiviteye karşı dirençli olmasıdır. Ters osmoz membranları çoğu iyonik türler için %90'nın üzerinde verim gösterir ve yüksek kalitede bir permeat eldesi sağlar. Boya banyoları çıkış sularındaki boyalar ve yardımcı kimyasallar tek bir basamakta giderilmiş olur. Ancak yüksek ozmotik basınç farklılığı ters osmoz uygulamalarını sınırlandırmaktadır. Nanofiltrasyon membranları negatif yüzeysel yüklerinden dolayı iyon seçicidirler. Yani, çok valanslı anyonlar tek valanslı anyonlara göre daha sıkı tutulurlar. Membranların bu karakteristiğine bağlı olarak boyalı atıksularda bulunan bir kısım yardımcı kimyasal membrandan geçebilmektedir. Yapılan çalışmalar, membran filtrasyonu ile, çıkış suyunda düşük konsantrasyonda boyar madde içeren tekstil endüstrilerinde suyun tesise geri kazandırılmasının mümkün olduğunu göstermektedir. Ancak yöntem, suyun yeniden kullanımı açısından önemli bir parametre olan çözünmüş katı madde içeriğini düşürmez. Membran teknolojileri, ayırmadan sonra kalan konsantre atığın bertaraf problemlerine neden olması, sermaye giderlerinin yüksek

olması, membranın tıkanma olasılığı ve yenilenme gerekliliği gibi dezavantajlara da sahiptir (Kocaer ve Alkan, 2002).

Çapar ve diğ. (2004) halı boyama atıksularının membran proseslerle arıtımını incelemişlerdir. Baskı boyama atıksularında %90' ın üzerinde, asit boyama atıksularında ise % 82 renk giderme verimi sağlamışlardır.

4.3.2 Adsorpsiyon

Atıksu arıtımı ile ilgili olarak adsorpsiyon; atıksuda çözünmüş olarak bulunan bazı moleküllerin uygun bir katı yüzey üzerinde tutulması olarak tanımlanabilir (Peker, 2007). Atıksuların çoğu kompleks yapıda olup içerdikleri maddelerin adsorplanma kapasiteleri farklıdır. Moleküler yapı, çözünürlük gibi özellikler adsorplanma kapasitesini etkiler (Öztürk ve diğ., 2005). Adsorpsiyon prosesi, boya/sorbent etkileşimi, adsorbanın yüzey alanı, tanecik büyüklüğü, sıcaklık, pH ve temas süresi gibi pek çok fiziko-kimyasal faktörün etkisi altındadır (Kocaer ve Alkan, 2002).

Adsorpsiyon; atıksulardan boyarmadde, pestisit, fenol vb. gibi çeşitli çözünebilir organik maddelerin gideriminde kullanıldığı gibi içme suyundan doğal renk, koku, tat unsurlarını gidermek amacıyla da uygulanabilmektedir (Turabik ve Kumbur, 2003).

Boya içeren atıksuların arıtılmasına dayanan prosesler arasında, adsorpsiyon proseslerinin diğerlerine göre bazı avantajları vardır (Mahramanlıoğlu ve Arkan, 2002).

Bu avantajları ;

1. Konsantrasyon değişikliklerinden daha az etkilenme,
2. Zehirleyici kimyasallardan etkilenmeme,
3. Tasarım ve operasyonlarda (işletimlerde) geniş esneklik ve
4. Adsorpsiyon proseslerinde organik maddelerin uzaklaştırılma verimlerinin yüksek olması olarak sıralayabiliriz.

5. ADSORPSİYON

Adsorpsiyon uygun bir arakesit yüzeyi üzerinde maddelerin biriktiği bir işlemdir. Ara kesitte sıvı fazdan giderilen maddeye adsorbat, adsorbatın üzerinde toplandığı katı, sıvı ya da gaz faza da adsorbent yada adsorban denir. Adsorpsiyon atıksu arıtımında yaygın olarak kullanılmaz fakat toksisite içeren arıtılmış atıksu çıkışlarının daha iyi bir kaliteye sahip olması için kullanılır. Atıksuların adsorpsiyonu biyolojik arıtmadan geçmiş sular için bir tür iyileştirme prosesi olarak düşünülür. Bu durumda aktif karbon (adsorban madde) organik maddenin geri kalan kısmını gidermek için kullanılır (Metcalf & Eddy, 2004).

Çözünmüş bir maddenin bir katı yüzeye tutunabilmesi için;

1. Çözünmüş maddenin çözüldüğü ortamdan alınması
2. Çözünmüş maddenin katı yüzeyinden uzaklaştırılması
3. Çözünmüş maddenin yüzeye bağlanması gerekmektedir.

Bu bağlamda yüzeye tutunma için en önemli yürütücü kuvvetler çözünmüş parçacıkların hidrofobik özellikleri ve çözünmüş parçacıklar ile adsorplayan yüzey arasındaki çekimdir. Çözünmüş madde çözücü sistemine ne kadar kuvvetle bağlanmışsa, yani hidrofobik özellikleri ne kadar zayıf ise, yüzeye tutunma eğilimi o denli az olur (Peker, 2007).

Adsorpsiyon hızı çeşitli kütle taşınım mekanizmalarından biri tarafından sınırlanır (Reynolds ve Richards, 1996).

1. Sıvı filmine yada adsorbanı saran sınır tabakasına sulu çözüldüğü ortamdan maddenin taşınımı
2. Sıvı film boyunca kirleticinin difüzyonu
3. Adsorban katısı içindeki kılcallar yada porlar boyunca kirletici difüzyonu
4. Kılcal duvarlar yada yüzeyler üzerinde kirleticinin adsorpsiyonu.

Genellikle ikinci adım film difüzyonu, üçüncü adım da por difüzyonu olarak adlandırılır. Hız belirleyici aşama genellikle film difüzyonu aşaması (2. aşama), bazı durumlarda da por difüzyonu aşamasıdır (3. aşama) (Reynolds ve Richards, 1996).

Adsorpsiyon prosesinin kullanıldığı bazı su ve atıksu arıtım uygulamaları aşağıda verilmiştir (Babuşçu, 2007):

- Bazı ağır metallerin giderilmesinde,
- Deklorizasyon amacıyla kullanılmaktadır.

- Küçük miktarda toksik bileşiklerin (fenol gibi) sudan uzaklaştırılmasında,
- Endüstriyel atıksulardan kalıcı organik maddelerin ve rengin giderilmesinde,
- İstenmeyen tat ve kokuların giderilmesinde,
- Biyolojik arıtmayla giderilemeyen pestisitlerin sudan uzaklaştırılmasında,
- Deterjan kalıntılarının sudan uzaklaştırılmasında,
- Nitro ve kloro bileşikleri gibi özel organik maddelerin uzaklaştırılmasında,
- TOK ve KOI ihtiyacının azaltılmasında kullanılmaktadır.

5.1 Adsorpsiyon Türleri

Adsorplanacak maddenin, çözücünden katı yüzeye adsorpsiyonu genellikle, katı yüzeye olan yüksek afinitesinden ileri gelir. Afinite fiziksel, kimyasal ve iyonik kuvvetlere bağlıdır. Bu nedenle, çözülmüş parçacıklar ile adsorplayan yüzey arasındaki çekim kuvvetlerinin türüne bağlı olarak farklı adsorpsiyon türleri tanımlanmaktadır (Tantekin, 2006).

5.1.1 Fiziksel Adsorpsiyon

Fiziksel adsorpsiyonda taneciğin (adsorbanın) üzerine adsorbe olan moleküller fiziksel kuvvetlerle yüzeye bağlı olup birden fazla tabaka oluşturabilirler (Samsunlu, 2006).

Fiziksel adsorpsiyon esas olarak Van der Waals kuvvetlerinden meydana gelir ve tersinirdir. Çözünen madde ve adsorban arasındaki çekme kuvvetinin moleküler gücü çözünen madde ve çözücü arasındaki çekme kuvvetinden daha büyük olduğunda çözünen madde adsorban yüzeyine adsorplanacaktır. Aktif karbon adsorpsiyonu fiziksel adsorpsiyona bir örnektir (Reynolds ve Richards, 1996).

Fiziksel adsorpsiyon, düşük adsorpsiyon ısısı ile karakterize edilir (<10 kcal/mol) ve adsorpsiyonun derecesi sıcaklık yükseldikçe azalır. Fiziksel adsorpsiyon (özellikle düşük derişim aralıklarında ayırmanın gerekli olduğu durumlarda) önemli endüstriyel ayırma işlemlerinin temelini teşkil etmektedir (Kayacan, 2007).

5.1.2 Kimyasal Adsorpsiyon

Kimyasal adsorpsiyon adından da anlaşılacağı gibi kimyasal bir reaksiyon gerektirir (Wang ve diğ., 2004). Kimyasal adsorpsiyonda tanecik (adsorban) ile adsorbe olan

molekül arasında kimyasal bağlar oluşur (Samsunlu, 2006). Bu tip adsorpsiyon tersinir değildir ve reaksiyon ısısına denk bir adsorpsiyon ısısına sahiptir. Bu değer 20-100 kcal/mol civarında olup, sıcaklık arttıkça adsorpsiyon ısısının da arttığı tespit edilmiştir. Kimyasal adsorpsiyon tek tabaka (monomoleküler) olmaktadır. Ayrıca, birçok hallerde, kimyasal adsorpsiyon katının bütün yüzeyinde gerçekleşmeyip aktif merkez denilen ve teorisi Taylor tarafından yapılmış bazı merkezlerde kendini göstermektedir (Mackee ve Honold, 1978). Yüzeyde moleküllerin bağlanacağı aktif noktalar bittiğinde adsorpsiyon durur (Babuşçu, 2007).

Kimyasal adsorpsiyon hızı fiziksel adsorpsiyona göre daha düşüktür. Çünkü kimyasal adsorpsiyon süreçleri belirli bir aktivasyon enerjisi ile karakterize edildiği için ancak belirli minimum sıcaklık üzerinde reaksiyon hızla gelişir. Kimyasal adsorpsiyon, maddenin kaynama noktasının hatta kritik sıcaklığının üzerindeki sıcaklıklarda gerçekleşir (Öncü, 2006). Çizelge 5.1’de fiziksel ve kimyasal adsorpsiyonun özellikleri verilmiştir.

Çizelge 5.1 Fiziksel ve kimyasal adsorpsiyonun özellikleri (Ruthven, 1984)

Fiziksel Adsorpsiyon	Kimyasal Adsorpsiyon
<ul style="list-style-type: none"> - Adsorpsiyon ısısı buharlaşma gizli ısısının iki veya üçte biridir. - Seçici değildir. - Tek veya çok tabakalı olabilir. - Adsorplanan maddeler disosiasyona uğramaz. - Düşük sıcaklıkta etkindir. - Hızlı, aktiflenmemiş ve tersinirdir. - Adsorplayıcı polarize olduğundan elektron transferi meydana gelmez. 	<ul style="list-style-type: none"> - Adsorpsiyon ısısı buharlaşma gizli ısısının yaklaşık üç katıdır. - Önemli ölçüde seçicidir. - Tek tabakalıdır. - Adsorplanan maddeler disosiyeye olabilirler. - Geniş sıcaklık aralığında olur. - Aktiflenmiş, yavaş ve tersinmezdir. - Elektron transferi ile yüzey ve adsorplanan arasında kimyasal bağlar oluşur.

5.1.3 Biyolojik Adsorpsiyon

Biyosorpsiyon, çeşitli bileşenlerin (organik, inorganik, metal iyonu, vb.), biyolojik kökenli malzemeler tarafından (bakteri, maya, küf mantarı, alg vb. ölü ya da canlı mikroorganizma kütlesi, hayvan ve bitkilerden elde edilen biyopolimerler, tarımsal atıklar vb.) ortam pH’ına ve sıcaklığa bağlı olarak pasif alınımı olarak tanımlanır. Pasif alınım, biyosorbent yüzeyindeki aktif merkezlere yüzey adsorpsiyonu, kompleks ve şelat oluşumu, iyon değişimi gibi mekanizmalarla gerçekleşir (Akın, 2006). Bu yöntemde mikroorganizma cinsine göre düşük aktivasyon geçerli olup, bunun yanı sıra biyosorpsiyonun gerçekleştiği tabaka sayısı ve geri dönüşüm konusunda yeterli çalışma

yapılmamıştır. Biyosorpsiyon, yüzey alanına bağlı biyokimyasal mekanizmaların açıklanması açısından çok önemlidir (Gül ve diğ., 2005).

Hem canlı hem de ölü biyokütle (ısı ile öldürülmüş, kurutulmuş, asit ve/veya kimyasal olarak muamele görmüş) tehlikeli organiklerin gideriminde kullanılabilir. Su arıtımında, biyosorpsiyonda ölü mikrobiyal hücrelerin kullanımı daha avantajlıdır çünkü ölü organizmalar toksik atıklardan etkilenmezler, sürekli bir besin maddesi temini gerektirmezler ve rejenere edilip birçok kez tekrar kullanılabilirler. Ölü hücreler herhangi bir kokma veya çürüme oluşmadan oda sıcaklığında depolanabilir ve uzun süreler kullanılabilirler. İşletimleri kolay ve rejenarasyonları basittir. İnaktive edilmiş biyokütle tarafından bağlanma mekanizması, kirleticinin kimyasal özelliklerine (tür, büyüklük, iyonik yük), biyokütle türü, hazırlanışı ve spesifik yüzey özelliklerine, çevre koşullarına (pH, sıcaklık, iyonik güç) ve çözeltideki yarışan organik veya inorganik ligandların varlığına bağlıdır (Aksu, 2005).

5.1.4 Değişim Adsorpsiyonu

Değişim adsorpsiyonu adsorbat ile yüzey arasındaki elektriksel çekim tarafından karakterize edilen adsorpsiyonu tanımlamak için kullanılır. Bir maddenin iyonları, elektriksel çekimin bir sonucu olarak yüzey üzerindeki zıt yüklü alanda toplanır. Genellikle 3 değerlikli iyonlar gibi daha büyük yüklü iyonlar zıt yüklü alanlara 1 değerlikli iyonlar gibi daha küçük yüklü iyonlardan daha iyi adsorplanırlar. Ayrıca küçük çaplı iyonlar daha iyi adsorbe olurlar (Sawyer ve diğ., 1994).

Belli başlı iki iyon değiştirici grup vardır. Bunlar fonksiyonel grupları, sulu ortamdaki katyonlarla tepkimeye girebilen katyon değiştiriciler ve fonksiyonel grupları, sulu ortamdaki anyonlar ile tepkimeye girebilen anyon değiştiricilerdir. Bazı maddeler de hem anyon hem katyon değişimi yeteneğine sahip olup amfoterik iyon değiştiriciler adını alır (Taşkesen, 2009).

5.2 Adsorpsiyona Etki Eden Faktörler

Adsorpsiyona etki eden faktörlerin başlıcaları; yüzey alanı ve partikül boyutu, adsorbanın yapısı, karıştırma hızı, adsorbatın çözünürlüğü ve molekül yapısı, ortamın pH değeri ve sıcaklıktır (Nas, 2006; Babuşçu, 2007; Öncü, 2006; Wang ve diğ., 2004; Weber, 1972).

5.2.1 Adsorbanın Yüzey Alanı ve Partikül Boyutu

Adsorpsiyon bir yüzey olayıdır. Bu nedenle maksimum adsorpsiyon miktarı spesifik yüzey alanı ile doğru orantılıdır. Spesifik yüzey alanı, toplam yüzey alanının adsorpsiyonda kullanılabilir kısmı olarak tanımlanır. Bu nedenle belirli ağırlıktaki katı adsorbanın sağlayacağı adsorpsiyon miktarı, katının daha küçük parçalara ayrılmış ve poröz (gözenek) hali için daha büyüktür. Adsorbanın yüzey alanını belirlemek zor olduğundan adsorbanın birim ağırlığı başına adsorplanan madde miktarı ölçü olarak alınır. Adsorbanın yüzey alanı genişledikçe adsorplanan madde miktarı da artmaktadır (Nas, 2006; Babuşçu, 2007).

Bir adsorban partikülünün büyüklüğü, adsorpsiyon hızını etkilemektedir. Yani adsorpsiyon hızı, partikül boyutu azaldıkça artmaktadır (Keskinler ve diğ., 1994).

Adsorban ne kadar küçük parçalara bölünürse yüzey alanı o derecede artar, dolayısıyla adsorpsiyon yeteneği de artar. Bu nedenle maksimum adsorpsiyon verimi için genellikle toz haline getirilmiş katı adsorbanlar kullanılır (Öncü, 2006).

5.2.2 Adsorbatın Moleküler Yapısı

Adsorbatın moleküler yapısı adsorpsiyonun derecesini belirlemede önemlidir. Genelde dallanmış zincirli bileşikler düz zincirli bileşiklerden daha iyi adsorplanabilir ve polaritesi ve çözünürlüğü düşük olan moleküller tercihi olarak adsorplanma eğilimindedir (Wang ve diğ., 2004).

5.2.3 pH'ın Etkisi

Adsorpsiyon işleminde farklı iyonların farklı pH değerlerinde adsorplanma kapasiteleri farklıdır. Katyonik metal iyonlarının adsorplanması ancak spesifik pH değerlerinde önemli olurken, anyonik iyonların adsorpsiyonu ise düşük pH değerlerinde gerçekleşerek hemen hemen %100 iyon giderme verimine sahip olabilmektedirler (Gül, 1992). Örneğin; düşük pH'ta organik asitlerin adsorpsiyonu yüksekken, yüksek pH'ta organik bazların adsorpsiyonu yüksektir (Wang ve diğ., 2004).

5.2.4 Sıcaklığın Etkisi

Sıcaklığın etkisi, adsorpsiyonun ekzotermik ve endotermik olmasına bağlıdır. Eğer adsorpsiyon ekzotermik ise, sıcaklığın artması adsorplanan madde miktarının ya da

adsorbanın adsorpsiyon kapasitesinin azalmasına neden olur. Adsorpsiyon endotermik olduğunda ise, sıcaklığın artması adsorplanan madde miktarını arttırır. (Bütün, 2006).

Adsorpsiyon reaksiyonları genellikle ekzotermiktir. Hız ve verim farklı durumlarda değişse de adsorpsiyon prosesi genellikle yüksek sıcaklıklarda yavaşlarken daha düşük sıcaklıklarda hızlıdır (Wang ve diğ., 2004).

5.2.5 Karıştırma Hızı

Adsorpsiyon hızı, sistemin karıştırma miktarına bağlı olarak ya film difüzyonu veya por difüzyonu ile kontrol edilmektedir. Düşük karıştırma hızlarında taneciğin etrafındaki sıvı film kalınlığı fazla olacağından film difüzyonu hızı sınırlayıcı etkindir. Yeterli karışım sağlandığında, film difüzyonu hızı, hızı sınırlayıcı etmen olan por difüzyonu noktasına doğru artar. Genelde por difüzyonu, yüksek derecede karıştırılan kesikli sistemlerde hızı sınırlandıran faktördür (Weber, 1972).

5.2.6 Çözünürlük

Çözünürlükteki bir artış, adsorbatın karbona çekimine karşı koymaya yönelir. Bu nedenle, su için yüksek bir afiniteye sahip olan polar gruplar genellikle sulu çözeltilerden adsorpsiyonu azaltır, alifatik asitlerin ve alkollerin daha iyi adsorplanabilirliği onların sulu çözeltilerde göreceli olarak kısmen daha düşük çözünürlüklerinden kaynaklanır (Wang ve diğ., 2004).

5.3 Düşük Maliyetli Adsorbanlar

Adsorpsiyon prosesinin uygulanabilirliği adsorpsiyon veriminin yanı sıra adsorbentlerin ucuz ve kolay temin edilebilir olma özelliğine de bağlıdır. Son zamanlarda adsorpsiyonla yapılan çalışmalarda ekonomik adsorban maddelerin bulunması hedef alınmıştır. Bu amaçla pek çok araştırmada uçucu kül, tahta talaşı, turba, krom çamuru, mısır koçanı, zeolit, aktif çamur, şeker pancarı ezmesi, zeytin işleme ürünleri, meyve atıkları, palmye ağacı tohumu, bambu, erik çekirdeği, kitin ve kitosan alternatif adsorbent maddeler olarak kullanılmıştır (Yıldız, 2008).

Aktif karbon ve iyon değiştirici reçinelerden çok daha ucuz olmaları nedeniyle son yıllarda araştırmacılar tarımsal ve orman kaynaklı adsorbanlar üzerinde de çalışmaya başlamıştır (Chojnacka, 2005; Al-Asheh ve diğ., 2002). Gelecekte ilgi duyulması ihtimali olan adsorbanlar bitki ve hayvan orijinli malzemelerdir (örneğin

hayvan kemikleri) (Chojnacka, 2005). Ip ve diğ (2009) Reactive Black 5 boyarmaddesinin kemik kömürü (bone char) üzerine adsorpsiyonunu, Walker ve Weatherley (2001) asidik boyarmaddelerin kemik kömürü (bone char) üzerine adsorpsiyonunu, Al-Asheh ve diğ. (1999) bakır ve nikelin öğütülmüş hayvan kemiklerine sorpsiyonunu, Banat ve diğ, (2000) çinkonun sulu çözeltilerden hayvan kemiğine adsorpsiyonunu incelemişlerdir.

Hayvan kemikleri çoğunluğu hydroxyapatite olmak üzere % 65-75 oranında inorganik maddelerden oluşur. Hydroxyapatite'in bileşimi $Ca_{10}(PO_4)_6(OH)_2$ 'dir. Kemiklerin kalan kısmı ise çoğunluğu lifli protein kollojen olmak üzere organik maddelerden oluşur (Chojnacka, 2005).

5.4 Aktif Karbon

Aktif karbon odun, hindistan cevizi kabuğu, turba, lignin, bitümlü kömür, linyit ve petrol kalıntılarını içeren materyallerden üretilir. Nispeten ucuz ve kolay temin edildiği için orta derecede uçucu bitümlü kömür ve linyitten üretilen granül karbon atıksu arıtımında yaygın olarak kullanılır (Wang ve diğ., 2004).

Aktif karbonun üretiminde temel olarak iki aşama mevcuttur. Birinci aşamada; hidrokarbonları uzaklaştırmak için, hammadde yanma olmayacak kadar düşük oksijen seviyelerinde bir fırında $700^{\circ}C$ 'ye kadar ısıtılıp kor haline getirilir. Karbonizasyon aslen bir piroliz prosesidir. İkinci aşamada ise malzeme $800-900^{\circ}C$ gibi yüksek sıcaklıklarda CO_2 veya buhar gibi oksitleyici gazlara maruz bırakılarak kor halindeki maddeler aktif hale getirilirler. Bu gazlar sayesinde adsorban madde üzerinde çok boşluklu (poröz) yapılar oluşur ve böylece büyük bir iç yüzey alanı oluşur. Oluşan porlar (gözenekler) üç gruba ayrılırlar (Metcalf ve Eddy, 2004);

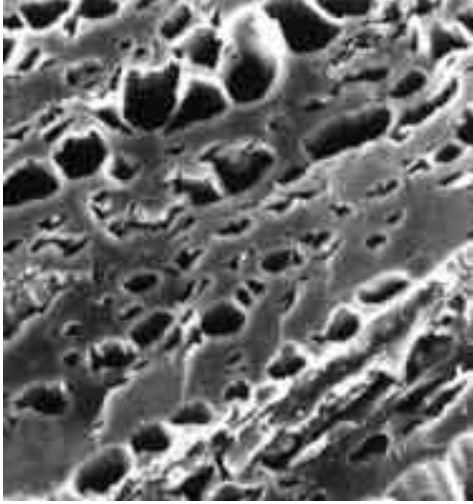
- Makroporlar $> 25nm$
- Mezoporlar $> 1nm$ ve $< 25nm$
- Mikroporlar $< 1nm$

Aktif karbonlar, yüksek oranda mikro gözenek içeren maddelerdir. Çok fazla gözeneklilik, aktif karbona istisnai adsorptif özellikler sağlayan geniş yüzey alanını oluşturur. Piyasadaki ticari aktif karbonlar granüler, toz ve pellet formunda bulunurlar. Bu formların boyutları ve kullanıldığı yerler aşağıda verilmiştir (Küçükgül, 2004):

GAC (Granüler Aktif Karbon): 0.2-5mm aralığındaki boyutlardaki düzensiz şekillerdeki partiküller. Sıvı ve gaz fazı uygulamalarında kullanılır.

PAC (Toz Aktif karbon): Baskın olarak 0.18mm'den (US. 45 mesh) küçük boyutlardaki öğütülmüş karbonlardır. Başlıca sıvı faz uygulamalarında ve baca gazı arıtımında kullanılır.

Pellet AC (Pellet Aktif Karbon): Basınçla sıkıştırılmış ve 0.8-5mm çapında silindirik yapıdadır. Düşük basınç sağlamasından, yüksek mekanik dayanıklılığından ve düşük toz içeriğinden dolayı başlıca gaz fazı uygulamalarında kullanılır.



Şekil 5.1 Elektron mikroskopu ile aktif karbonun gözenek yapısı (<http://www.activated-carbon.com>)

Karbon adsorpsiyonu ile sulardan organik kirleticilerin giderimi için aktif karbonun etkisi karbonun yüzey alanı genişletilerek artırılabilir. Bu adsorpsiyon prosesinde önemli bir faktördür. Aktif karbonun yüzey alanı tipik olarak 500-1400m²/g aralığındadır. Bazılarının yüzey alanı 2500m²/g kadar yüksek olabilir (Wang ve diğ., 2004)

Adsorpsiyon prosesiyle yüzey alanından daha az ilgili olan bir başka faktörde karbon yüzeyinin kimyasal yapısıdır. Bu kimyasal yapı yada polarite, karbon tipi ve moleküller arasındaki çekim gücü etkileri ile değişir. Alkali yüzeyler bitki kökenli karbonların özelliğidir; yüzey polaritesinin bu tipi boya, renk ve doymamış organik bileşiklerin adsorpsiyonunu etkiler. Aktif karbon yüzeyleri çoğunlukla polar değildir, bu da inorganik elektrolitlerin adsorpsiyonunu zorlaştırır fakat organiklerin adsorpsiyonunu kolaylaştırır (Wang ve diğ., 2004)

Aktif karbonun yüzey alanı farklı basınçlar altında azot gazının aktif karbona adsorpsiyonu ve desorpsiyonunun ölçümünü içeren BET metodu ile belirlenebilir (Wang ve diğ., 2004).

5.4.1 Aktif Karbon Rejenerasyonu ve Reaktivasyonu

Aktif karbonun ekonomik uygulaması, karbonun adsorplama kapasitesine ulaşıldıktan sonra etkili bir rejenerasyon ve reaktivasyona dayanır. Rejenerasyon, kullanılan karbonun adsorplama kapasitesini yeniden kazanması için uygulanan tüm prosesleri tanımlamak için kullanılan bir terimdir. Rejenerasyon reaktivasyon dışında

1. Adsorplanan maddeleri okside etmek için kimyasallar,
2. Adsorplanan maddeleri ayırmak için buhar,
3. Çözücü,
4. Biyolojik dönüşüm prosesleri içerir.

Adsorplanmış bileşiklere ve kullanılan rejenerasyon metoduna bağlı olarak rejenerasyon prosesinde karbonun adsorplama kapasitesinin bir kısmı da (yaklaşık %4-10) kaybolur. (Metcalf & Eddy, 2004).

Rejenerasyon üç yol ile yapılabilir.

1. Biyolojik Rejenerasyon; Bakteriler karbon üzerinde adsorplanmış organik bileşikleri oksitleme ve mineralize etme kabiliyetine sahiptirler. Biyolojik ayrıştırma prosesi yardımıyla adsorbanların kullanılabilir ömrünün uzadığı bulunmuştur. Biyolojik rejenerasyon çoğunlukla biyolojik olarak ayrışabilir organik maddelerin desorpsiyonunda uygulanır. Bugüne kadar henüz tam olarak biyolojik aktiviteye dayanan bir endüstriyel rejenerasyon sistemi devreye alınamamıştır (Döngel, 1997).

2. Kimyasal Rejenerasyon; Kimyasal rejenerasyon, tükenmiş olan karbonun birkaç kez kimyasal çözeltilerle yıkanması yolu ile yapılmaktadır (Taşkesen, 2009). Bu proses, adsorbatın uygun kimyasal maddelerle reaksiyona girmesi ve sonra da su ile yıkanarak karbondan uzaklaştırılmasından ibarettir (Döngel, 1997).

3. Termal Rejenerasyon; Termal rejenerasyon karbonun rejenerasyonu için kullanılan en yaygın metottur (Taşkesen, 2009). Termal rejenerasyon, kontrollü atmosfer altında karbonun ısıtılması prosesini içerir. Böylece organik madde uçurulur ve çıkan gazlar yakılır. Rejenerasyon için ortalama 2600 kcal/kg ısı gerekmektedir. Bu işlem çok katlı fırınlar, döner fırınlar ve akışkan yataklı fırınlarda yapılır (Döngel, 1997).

Granül karbonun reaktivasyonu aslında kullanılmamış materyalden üretilen aktif karbon için kullanılan prosesle aynıdır. Kullanılan karbon, adsorplanan organik maddelerin bir fırında oksidasyonu ile reaktif edilir ve karbon yüzeyinden adsorplanmış maddeler giderilir. Kullanılmış aktif karbonun reaktivasyonu aşağıdaki gibidir.

1. Karbon adsorplanan organik maddelerin ayrılması için ısıtılır.
2. Adsorplanan maddelerin ayrılma prosesinde karbon yüzeyinde kalan yeni bileşikler oluşur.
3. Reaktivasyon prosesinde son adım adsorplanan maddeler yakıldığında oluşan yeni bileşiklerin yakılmasıdır.

Etkili bir proses kontrolü ile reaktif edilen karbonun adsorplama kapasitesi kullanılmamış karbonunkiyle aynı olacaktır. Reaktivasyon prosesinde %2-5 lik bir kayıp olacağı kabul edilir (Metcalf & Eddy, 2004).

6. LABORATUAR ÇALIŞMALARI

6.1 Materyal ve Metot

6.1.1 Adsorban Maddeler

Bu çalışmada kullanılan adsorban maddeler aktif karbon ve atık hayvan kemiklerinden elde edilen kemikdur.

Çalışmada kullanılan aktif karbon Merck marka K26297483 kod numaralı aktif karbondur.

Atık hayvan kemiklerinden elde edilen adsorbanın hazırlanmasında ise öncelikle kasaplardan toplanan büyükbaş hayvan kemiklerinin, üzerlerindeki kalıntı et ve yağların giderilmesi amacıyla, kaba temizliği yapılmış ve daha sonra çeşme suyu ile 3-4 defa yıkanarak 24 saat açık havada bekletilmiştir. Malzeme kurutulup yaklaşık 1cm boyutuna sahip olacak şekilde kırma işlemine tabi tutulmuştur. Kırılma işlemini takiben kemik 2-3 defa çeşme suyu ile ve 1 defa da distile su ile yıkanmıştır. Ardından kemiğin üzerindeki yağların giderilmesi için 4 saat distile suda kaynatılıp sonra tekrar distile su ile yıkanmıştır. Yıkamanın ardından kuruması için 24 saat açık havada bekletilmiştir. Daha sonra 24 saat 80°C sıcaklıkta etüvde tutulmuştur. Etüvden alınan kurumuş haldeki kemikler halkalı değirmen yardımı ile 30 saniye boyunca öğütülmüştür. Öğütülme sonrası elde edilen malzeme $63-2000\mu\text{m}$ tane çapı aralığına sahip eleklerden elenerek tane boyutlarına göre ayrılıp deneysel çalışmalarda kullanılmıştır.

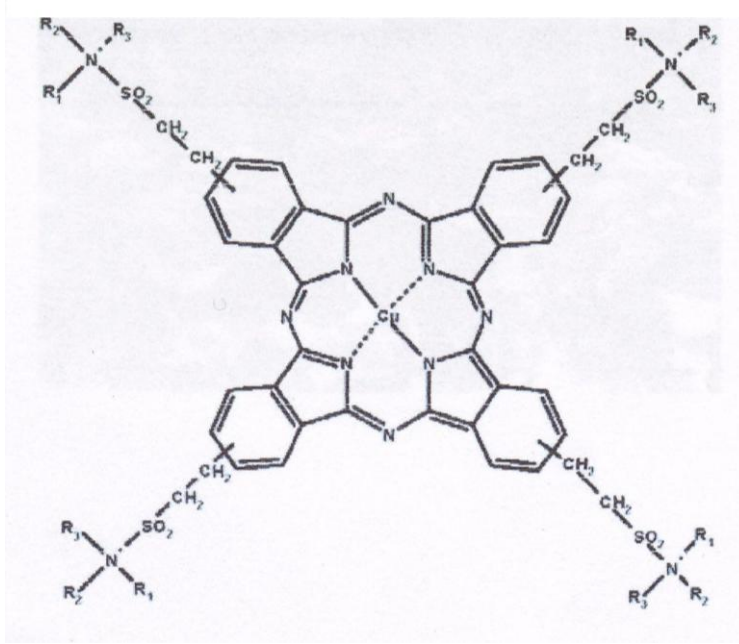
6.1.2 Çalışmada Kullanılan Boyar Maddeler

6.1.2.1 Remazol Turquoise Blue G-133

Özellikleri Çizelge 6.1'de verilen Remazol Turquoise Blue G-133 boyar maddesi Dystar firmasından temin edilmiştir.

Çizelge 6.1 Remazol Turquoise Blue G-133'ün özellikleri (Demirbaş ve Nas, 2009)

Parametre	Remazol Turquoise Blue G-133
Sınıfı	Bakır ftalosiyenin
Renk indeks adı	Reactive Blue 21
Reaktif grubu	Sulphatoethylsulphone
pH	5.12
KOI (mg/L)	46,93
TOC (mg/L)	18,62
Molekül ağırlığı (g/mol)	576,10



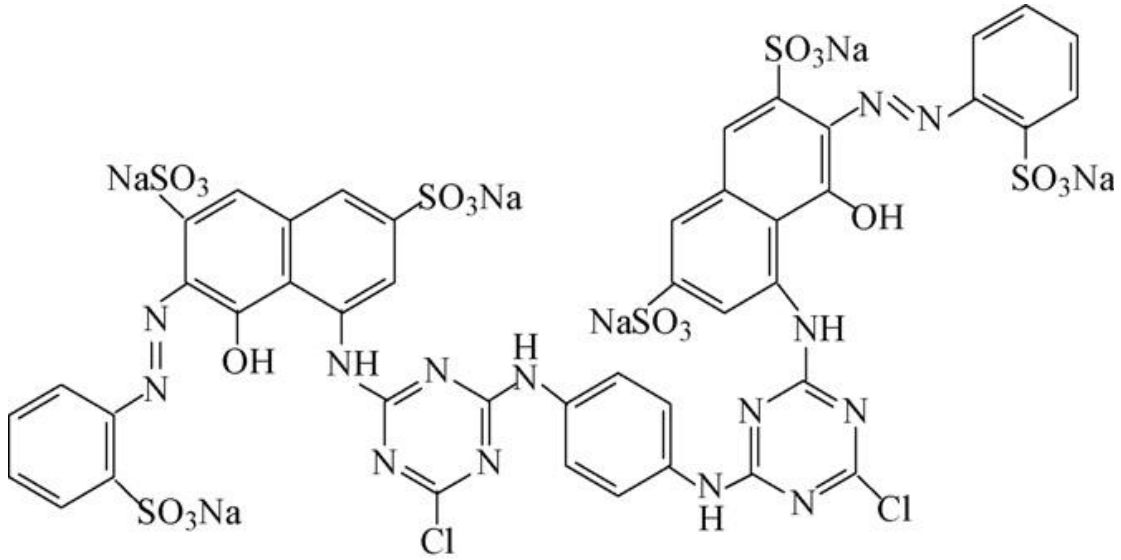
Şekil 6.1 Remazol Turquoise Blue G-133'ün kimyasal yapısı (Demirbaş ve Nas, 2009)

6.1.2.2 Procion Red HE-3B

Özellikleri Çizelge 6.2'de verilen Procion Red HE-3B boyar maddesi Dystar firmasından temin edilmiştir.

Çizelge 6.2 Procion Red HE-3B'nin özellikleri (Arıca ve diğ., 2007; Zhang ve diğ., 2004)

Parametre	Procion Red HE-3B
Renk indeks adı	Reactive Red-120
Molar kütlesi (g/mol)	1470
Kimyasal formülü	$C_{44}H_{24}Cl_2N_{14}O_{20}S_6Na_6$
Sudaki çözünürlüğü (g/L)	70



Şekil 6.2 Procion Red HE-3B'nin kimyasal yapısı (Arıca ve diğ., 2007)

6.1.3 Deneysel Düzenek ve Prosedür

Deneysel çalışmalar GERHARDT marka sıcaklık kontrollü çalkalayıcıda gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmada 250 mililitrelik erlenler kullanılmış olup 100 mililitre çözelti hacminde çalışılmıştır. Laboratuardaki tüm deneysel çalışmalar kesikli modda ve aksi belirtilmediği sürece 150rpm çalkalama hızında, çözeltinin doğal pH'ında (Remazol Turquoise Blue G-133 için pH yaklaşık 5,12; Procion Red HE-3B için pH yaklaşık 6,15), $25,5 \pm 0,5$ °C sıcaklıkta ve 63-125µm tane boyutu aralığında ve daha önceden belirlenen denge sürelerinde yürütülmüştür. Denge süresi sonunda çalkalayıcıdan alınan numuneler NÜVE marka NF800 model santrifüj cihazında 4000

rpm çalkalama hızında 20 dakika santrifüjlenmiş, daha sonra üst sıvıda absorbans ölçümleri Pharmacia LKB Novaspec II marka spektrofotometrede yapılmıştır.

Deneysel çalışmalarda kullanılan sentetik atıksuyun hazırlanmasında distile su kullanılmıştır. Kullanılan distile su NÜVE marka distile su cihazından elde edilmiştir. Atıksuyun pH'ını ayarlamak amacıyla seyreltik NaOH ve HCl çözeltileri kullanılmıştır. Deneyleerin yürütülmesi esnasında pH, CYBERSCAN 2500 marka pH metre cihazıyla ölçülmüştür.

Çalışmalara başlamadan önce her iki boyarmaddenin de maksimum dalga boylarına bakılmış ve Ramazol Turquoise Blue G-133 için λ_{max} 627nm, Procion Red HE-3B için λ_{max} 514nm olarak belirlenmiştir. Kalibrasyon eğrileri de çıkarıldıktan sonra adsorpsiyon çalışmalarına başlanmıştır.

Deneysel çalışmalara denge süresinin belirlenmesiyle başlanmıştır. Numuneler 48 saat süreyle çalkalayıcı da çalkanmıştır. Belli zaman aralıklarıyla numuneler alınıp absorbans ölçümleri yapılmıştır. Yapılan ölçümler sonucunda denge süresi her iki boyanın da kemiğe adsorpsiyonu için 24 saat, aktif karbon adsorpsiyonu için ise 18 saat olarak belirlenmiştir. Daha sonra pH, adsorbanın tane boyutu, boyarmadde konsantrasyonu, adsorban konsantrasyonu, sıcaklık, tuzluluk gibi faktörlerin etkileri incelenmiş, izoterm ve kinetik çalışmalar yapılmıştır.

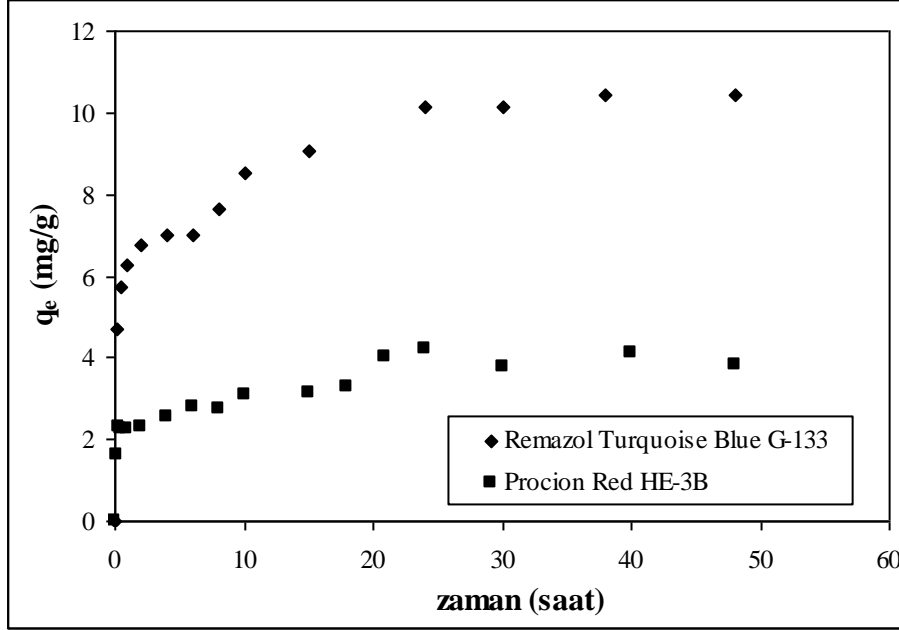
6.2 Deneysel Bulgular

6.2.1 Denge Süresinin Belirlenmesi

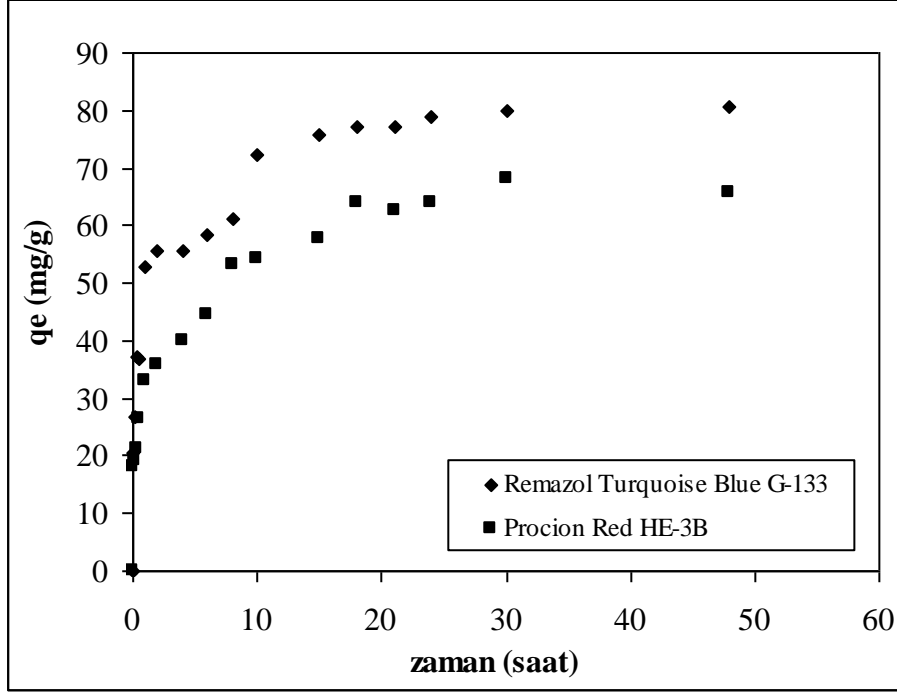
Adsorpsiyon gerçekleşirken, dinamik dengeye ulaşana kadar çözeltide arta kalan adsorplanan maddenin konsantrasyonu azalır. Bir noktadan sonra adsorplanan yüzeyinde adsorplanan madde adsorpsiyonu devam etmez. Bu dengeye ulaşınca kadar geçen süreye denge süresi denir. Denge süresi deneysel çalışmalar ile belirlenir (Şencan, 2006).

Denge süresinin belirlenmesi amacıyla hem Remazol Turquoise Blue G-133 hem de Procion Red HE-3B boyarmaddeleri için 100mg/L'lik boyar madde çözeltileri 48 saat boyunca çalkalayıcıda çalkalanmıştır. Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesi için kemik konsantrasyonu 5000 mg/L, aktif karbon konsantrasyonu ise 1000 mg/L seçilmiştir. Procion Red HE-3B boyarmaddesi için ise kemik konsantrasyonu 15000 mg/L, aktif karbon konsantrasyonu ise 1000 mg/L olarak

seçilmiştir. Belirli zaman aralıklarıyla numuneler alınarak absorpsiyon ölçümleri yapılmış ve yapılan bu ölçümlerin sonucunda da kemik için denge süresi her iki boyarmadde için de Şekil 6.3’de görüldüğü gibi yaklaşık olarak 24 saat, aktif karbon için ise Şekil 6.4’de görüldüğü gibi yaklaşık olarak 18 saat olarak belirlenmiştir.



Şekil 6.3 Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin kemik üzerine adsorpsiyonunda denge süresinin belirlenmesi (*Boya konsantrasyonu: 100 mg/L, kemik konsantrasyonu; Remazol Turquoise Blue G-133 için: 5000 mg/L, Procion Red HE-3B için: 15000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık: 25±0,5°C, pH; Remazol Turquoise Blue G-133 için: 5,12, Procion Red HE-3B için: 6,15, tane boyutu 63-125 µm*)



Şekil 6.4 Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin aktif karbon üzerine adsorpsiyonunda denge süresinin belirlenmesi (*Boya konsantrasyonu: 100 mg/L, aktif karbon konsantrasyonu: 1000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık: 25±0,5°C, pH; Remazol Turquoise Blue G-133 için: 5,12, Procion Red HE-3B için: 6,15*)

6.2.2 Adsorpsiyon İzotermelerinin Belirlenmesi

Bir çözelti belirli bir miktardaki adsorplayıcıyla temasa getirildiğinde, çözeltilde adsorplanan maddenin konsantrasyonu denge konumuna erişinceye kadar azalır. Adsorpsiyon dengesi kurulduktan sonra adsorplanan maddenin çözelti fazındaki derişiminde bir değişiklik olmaz. Ancak, adsorplayan madde konsantrasyonu artırılırsa, çözeltilde adsorplanan madde konsantrasyonu yeni denge konumuna kadar azalmaya devam eder (Peker, 2007).

Bir adsorpsiyon izotermi, adsorpsiyon prosesi dengeye ulaştığında adsorbat moleküllerinin sıvı ve katı faz arasındaki dağılımının nasıl olduğunu deneysel olarak gösterir. Adsorpsiyon izotermi çözelti ve adsorban arasındaki ilişkiyi belirlemek ve adsorpsiyon sisteminin tasarımı için önemlidir (Eftekhari ve diğ., 2010).

Adsorpsiyon prosesini karakterize etmek için birçok matematiksel model kullanılmıştır. Freunlich, Langmuir ve BET modelleri en yaygın kullanılan izoterm

modelleridir. Langmuir ve BET izotermi teorik gelişmelere dayanırken Freundlich izotermi deneyseldir. BET izotermi çok tabakalı adsorpsiyonu temsil ederken Langmuir izotermi tek tabakalı adsorpsiyonu temsil eder (Wang ve diğ., 2004).

BET izotermi moleküllerin, önceden adsorplanan molekül tabakalarının üstüne adsorlandığını kabul eder. BET çok tabakalı adsorpsiyon modeli için dört temel kabul vardır (Wang ve diğ., 2004).

1. Adsorplanan moleküller yüzey üzerinde yer değiştiremezler.
2. Adsorpsiyon entalpisi aynı tabakada bütün moleküller için sabittir.
3. Tabakalarda ilk molekül dışında bütün moleküller eşit adsorpsiyon enerjisine sahiptir.
4. Adsorpsiyon için yeni bir tabaka başlamadan önce önceki tabakaların tamamlanması gerekmez.

Adsorpsiyon izotermilerinin belirlenmesi amacıyla 25-100 mg/L aralığında boya konsantrasyonlarında adsorpsiyon deneyleri yapılmıştır. Denge süreleri sonunda (kemik için 24 saat, aktif karbon için 18 saat) çalkalayıcıdan alınan numunelerin absorbans ölçümleri yapılarak boyarmadde konsantrasyonları ve denge anındaki adsorpsiyon kapasiteleri hesaplanmış ve izotermi belirlenmiştir.

Adsorpsiyon kapasitelerinin hesaplanmasında aşağıdaki bağıntı kullanılmıştır (Ip ve diğ., 2010).

$$q_e = \frac{V(C_0 - C_e)}{m} \quad [6.1]$$

q_e = Denge süresindeki adsorpsiyon kapasitesi (mg/g)

C_0 = Çözeltinin giriş konsantrasyonu (mg/L)

C_e = Çözeltinin denge konsantrasyonu (mg/L)

m = Adsorbanın kütlesi (g)

6.2.2.1 Freundlich İzotermi

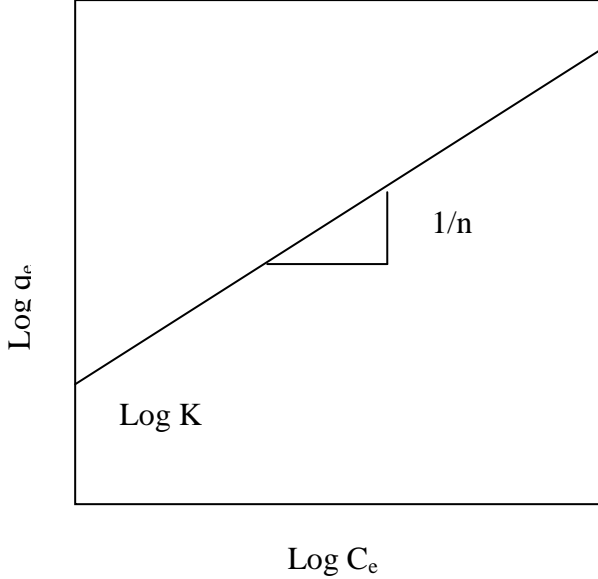
Langmuir eşitliğinden farklı olarak, Freundlich ifadesi heterojen bir yüzeye adsorpsiyona dayanan ampirik bir eşitliktir ve tek bir tabakanın oluşumuyla sınırlandırılmamıştır. Bu deneysel model çok tabakalı sorpsiyona olduğu gibi heterojen yüzeylere ideal olmayan sorpsiyona da uygulanabilir ve aşağıdaki eşitlikle açıklanabilir (Tekbaş ve diğ., 2009).

$$\frac{x}{m} = q_e = K.C^{1/n} \quad [6.2]$$

Eşitliğin her iki tarafının logaritması alınırsa aşağıdaki lineerize edilmiş eşitlik elde edilir.

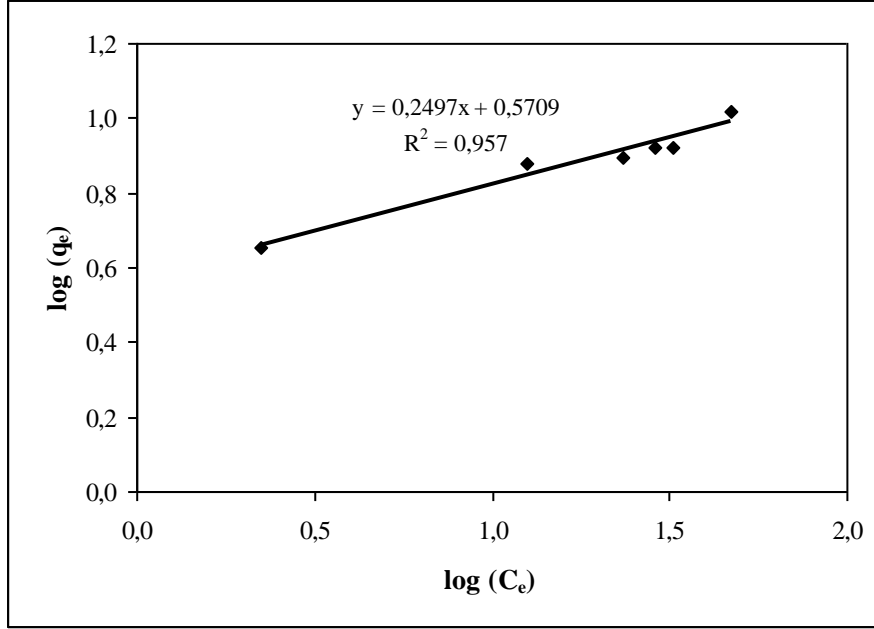
$$\log q_e = \log K + \frac{1}{n} \log C_e \quad [6.3]$$

Burada C_e adsorbatın denge konsantrasyonunu, q_e birim adsorban kütlesi tarafından adsorplanan adsorbat kütlesini, K ve n Freundlich sabitleri olup n adsorpsiyon prosesinin ne kadar iyi olduğunu gösterirken, K adsorbanın adsorpsiyon kapasitesi ile ilgili bir sabittir. 0 ile 1 arasında değişen $1/n$ değeri adsorpsiyon intensitesinin veya yüzey heterojenliğinin bir ölçüsüdür ve değeri sıfıra yaklaştıkça yüzey daha da heterojenleşir. $n = 1$ için iki faz arasında bölünme konsantrasyondan bağımsızdır. Birden küçük bir $1/n$ değeri normal bir Langmuir izotermi göstergesi iken $1/n$ 'in birden büyük olması kooperatif bir sorpsiyonun göstergesidir (Fytianos ve diğ., 2000; Ahmad ve Hameed, 2009). Şekil 6.5'den de görüldüğü gibi $\log C_e$ 'ye karşı $\log q_e$ 'nin grafiği çizildiğinde grafiğin eğimi $1/n$ 'i ve y eksenini kestiği nokta da $\log K$ 'yı verir.

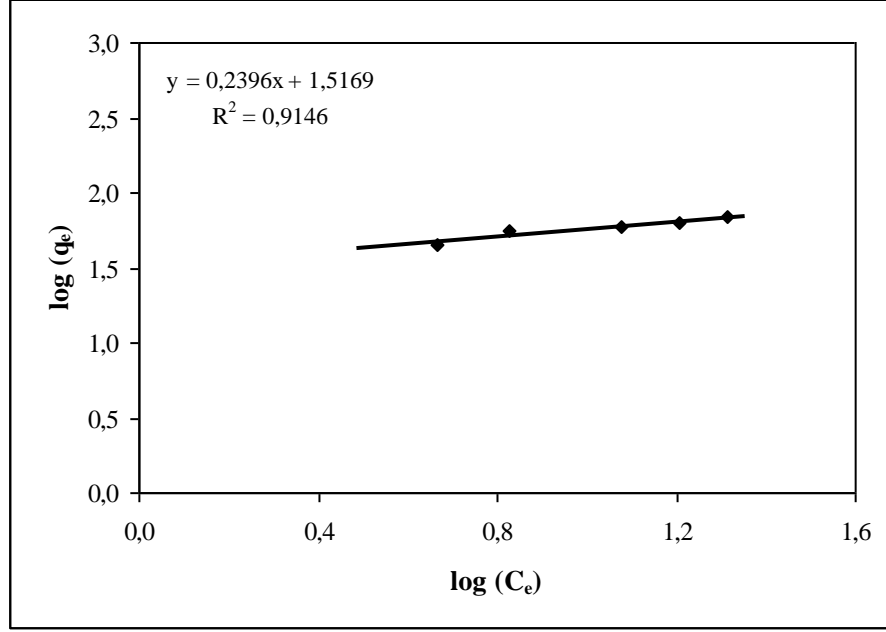


Şekil 6.5 Freundlich İzotermi (Wang ve diğ., 2004)

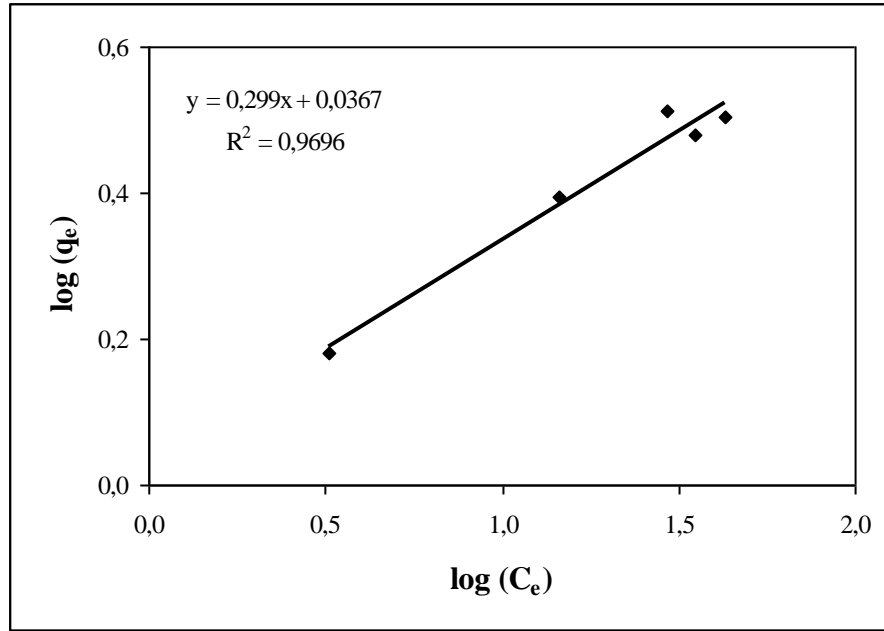
Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin kemik ve aktif karbon adsorpsiyonunun Freundlich izotermi grafikleri Şekil 6.6, Şekil 6.7, Şekil 6.8 ve Şekil 6.9'da görülmektedir.



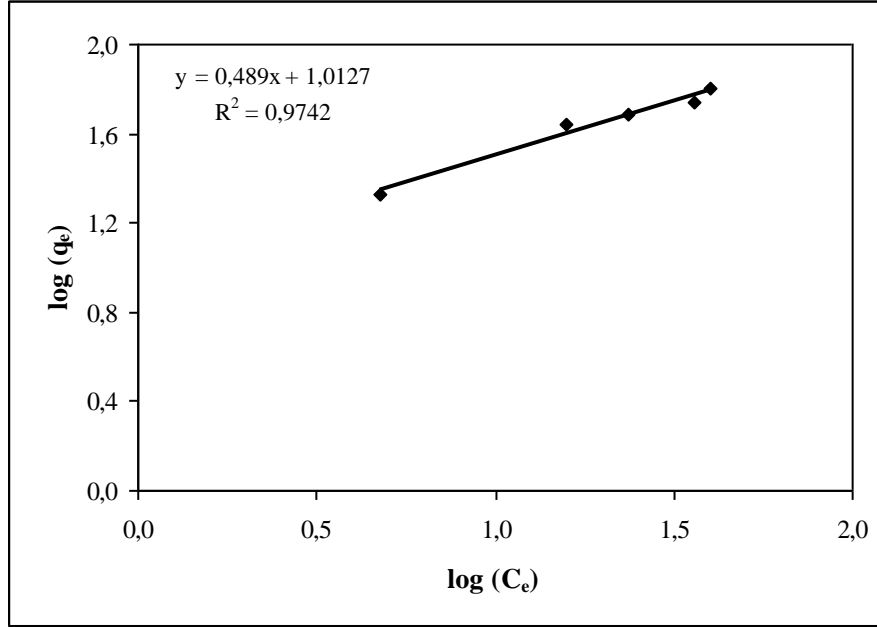
Şekil 6.6 Remazol Turquoise Blue G-133 boyar maddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunda Freundlich izotermi (*Kemik konsantrasyonu: 5000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık: 25±0,5°C, pH: 5,12, tane boyutu 63-125 µm*)



Şekil 6.7 Remazol Turquoise Blue G-133 boyar maddesinin aktif karbon üzerine adsorpsiyonunda Freundlich İzotermi (Aktif karbon konsantrasyonu: 1000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık: 25±0,5°C, pH: 5,12)



Şekil 6.8 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunda Freundlich İzotermi (Kemik konsantrasyonu: 15000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık: 25±0,5°C, pH: 6.15, tane boyutu 63-125 µm)



Şekil 6.9 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin aktif karbon üzerşne adsorpsiyonunda Freundlich İzoterminin (Aktif karbon konsantrasyonu: 1000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık: 25±0,5°C, pH: 6.15)

6.2.2.2 Langmuir İzoterminin

Langmuir modeli, adsorban yüzeyindeki belli sayıdaki aktif merkeze tek tabakalı adsorpsiyonu kabul eden ve belli kirletici derişiminde yüzeyin doygunluğa eriştiğini varsayan teorik bir modeldir (Yener ve Aksu, 1999). Langmuir izoterminin adsorpsiyonun tersinir olduğunu kabul eder (Wang ve diğ., 2004).

Langmuir izoterminin aşağıdaki koşullar kabul edilerek türetilmiştir (Reynolds ve Richards, 1996).

1. Adsorpsiyon için kullanılabilir sınırlı bir alan vardır.
2. Yüzey üzerine adsorplanan kirletici madde sadece bir molekül tabakası kalınlığındadır. Adsorpsiyon tersinirdir ve bir denge koşulu sağlanır.

Langmuir adsorpsiyon izoterminin birçok adsorpsiyon prosesine başarılı bir şekilde uygulanabilir. Organik boyaların çeşitli adsorbanlar üzerine adsorpsiyonu genellikle Langmuir izoterminine uyar (Eftekhari ve diğ., 2010).

Langmuir eşitliği aşağıdaki gibidir (Wang ve diğ., 2004).

$$\frac{x}{m} = q_e = \frac{a \cdot b \cdot C}{1 + a \cdot C} \quad [6.4]$$

Burada,

x = Adsorbataın kütlesi (mg)

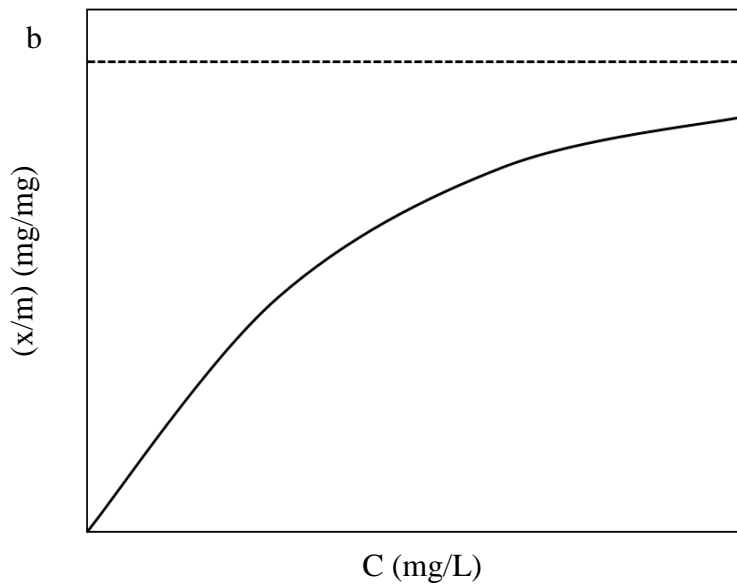
m = Kuru adsorbataın kütlesi (g)

C = Adsorbataın denge konsantrasyonu (mg/L)

a = Sabit [L/(mg/L)]

b = Maksimum kapasite

Langmuir izoterminin oluşumu Şekil 6.10' de gösterilmektedir.



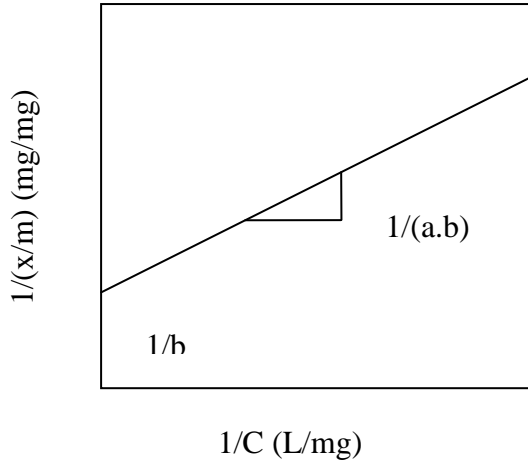
Şekil 6.10 Langmuir adsorpsiyon izotermi (Wang ve diğ., 2004)

Eşitlik $y = ax + b$ şeklinde lineerize edildiğinde;

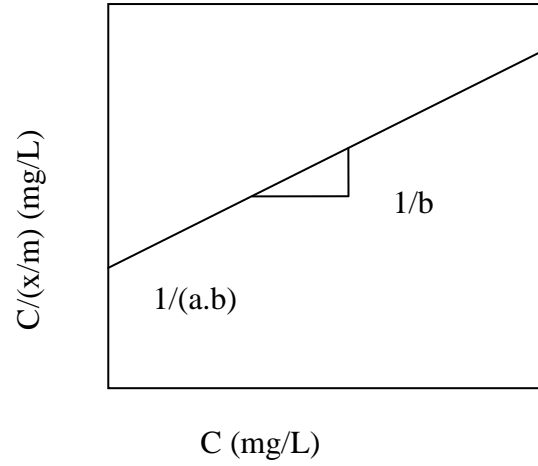
$$\frac{1}{(x/m)} = \frac{1}{a.b} \cdot \frac{1}{C} + \frac{1}{b} \quad \text{veya} \quad [6.5]$$

$$\frac{C}{(x/m)} = \frac{1}{a.b} + \frac{1}{b} \cdot C \quad \text{elde edilir.} \quad [6.6]$$

$1/(x/m)$ 'e karşı $1/C$ 'nin grafiği çizildiğinde Şekil 6.11 (a)' da gösterildiği gibi doğrunun eğimi $1/a.b$ 'yi, y-eksenini kesim noktası ise $1/b$ 'yi verir. Ya da Şekil 6.11 (b)'de gösterildiği gibi C 'ye karşı $C/(x/m)$ 'in grafiği çizildiğinde elde edilen doğrunun eğimi $1/b$ 'yi, y-eksenini kesim noktası da $1/(a.b)$ 'yi verir (Wang ve diğ., 2004).



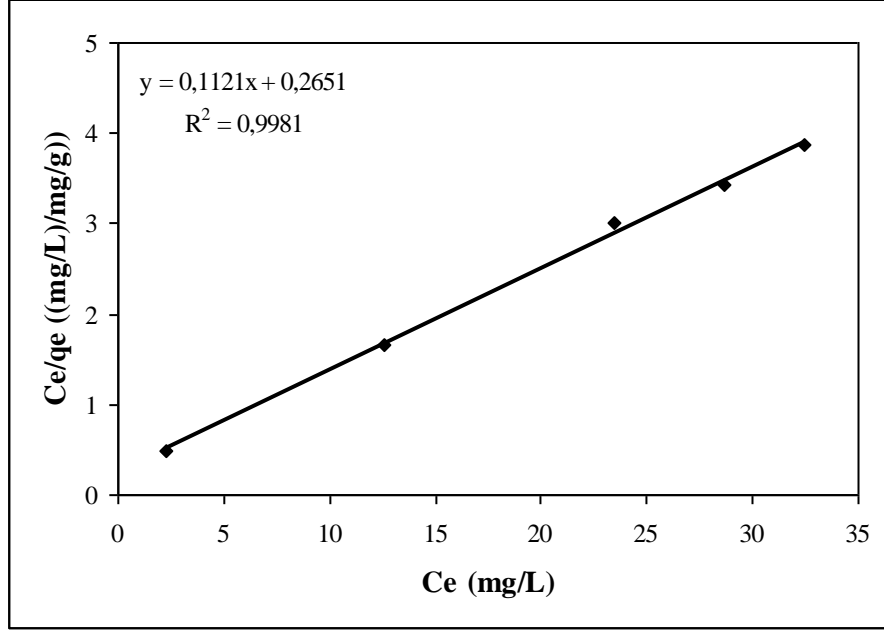
Şekil 6.11 (a) Langmuir izoterminin klasik lineer formu (Wang ve diğ., 2004)



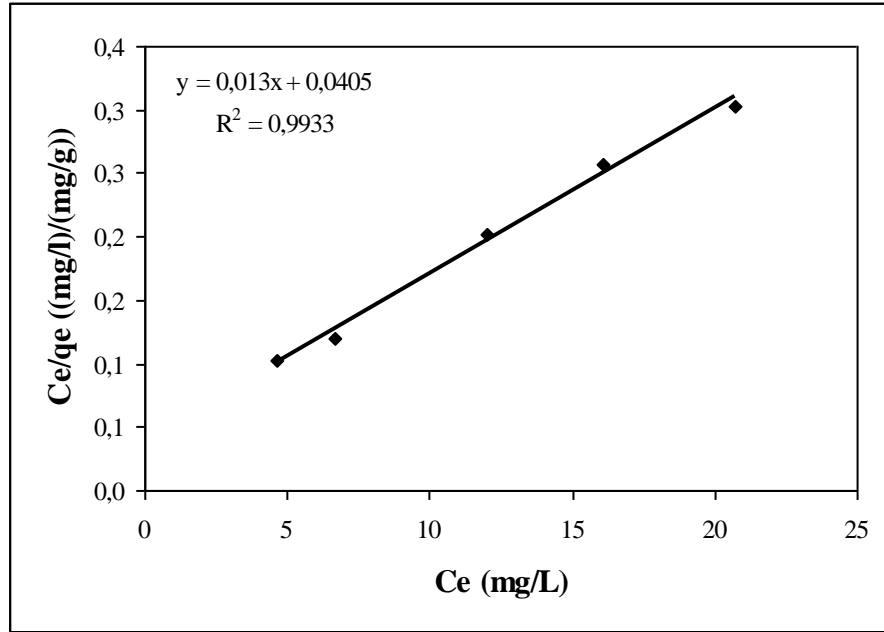
Şekil 6.11 (b) Langmuir izoterminin yüksek konsantrasyonlar için modifiye edilmiş lineer formu (Wang ve diğ., 2004)

Genellikle tek bir model adsorbatın geniş bir konsantrasyon aralığı için yeterli değildir fakat konsantrasyonun sınırlı bir aralığında uygun olur. Düşük konsantrasyonlarda ($C/C_s \ll 1$) BET modeli Langmuir modeline dönüşür (Wang ve diğ., 2004).

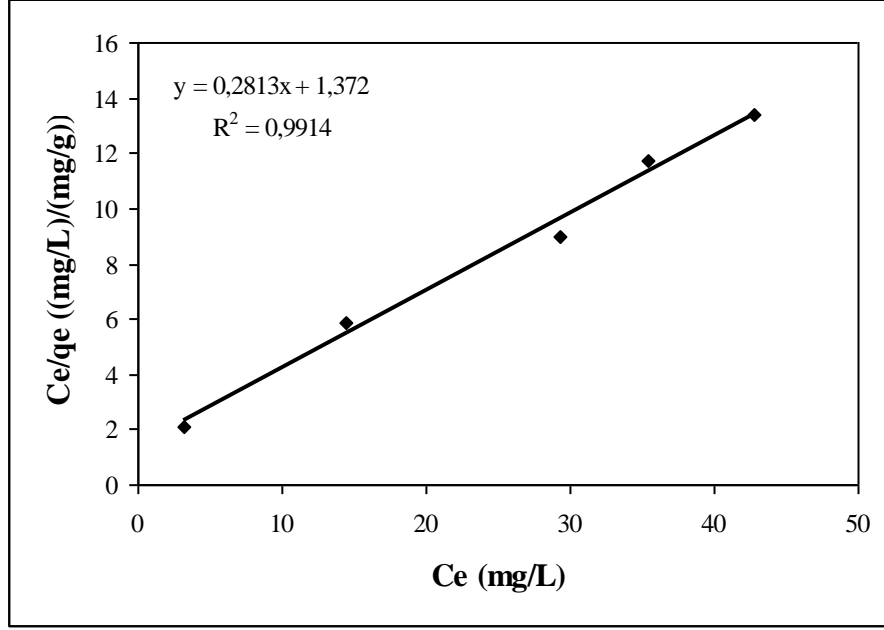
Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin kemik ve aktif karbon adsorpsiyonunun Langmuir izotermi grafikleri Şekil 6.12, Şekil 6.13, Şekil 6.14 ve Şekil 6.15’de gösterilmiştir..



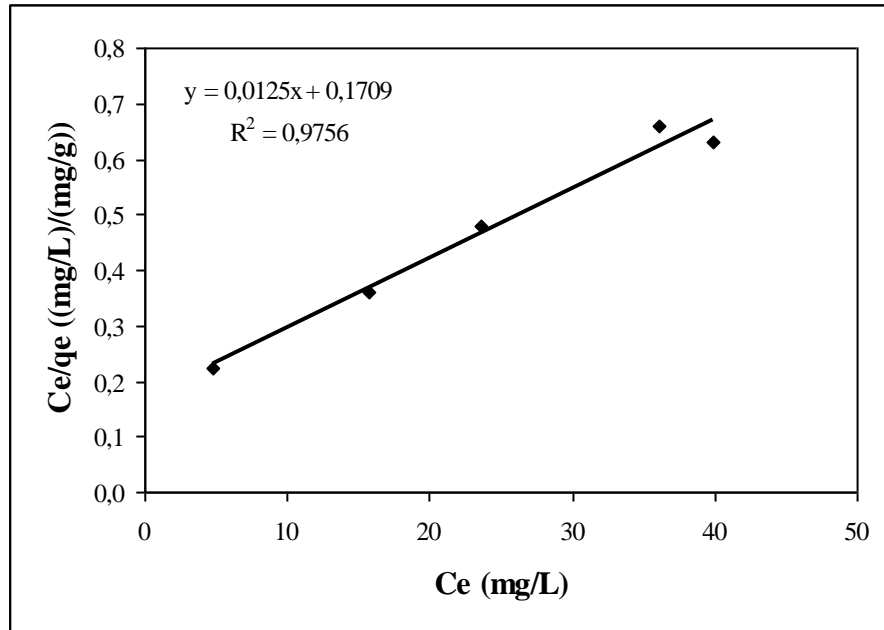
Şekil 6.12 Remazol Turquoise Blue G-133 boyar maddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunda Langmuir İzotermi (*Kemik konsantrasyonu: 5000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık: 25±0,5°C, pH: 5,12, tane boyutu 63-125 µm*)



Şekil 6.13 Remazol Turquoise Blue G-133 boyar maddesinin aktif karbon üzerine adsorpsiyonunda Langmuir İzotermi (*Aktif karbon konsantrasyonu: 1000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık: 25±0,5°C, pH: 5,12*)



Şekil 6.14 Procion Red HE-3B boyar maddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunda Langmuir İzotermi (*Kemik konsantrasyonu: 15000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık: 25±0,5°C, pH: 6,13, tane boyutu 63-125 µm*)



Şekil 6.15 Procion Red HE-3B boyar maddesinin aktif karbon üzerine adsorpsiyonunda Langmuir İzotermi (*Aktif karbon konsantrasyonu: 1000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık: 25±0,5°C, pH: 6,15*)

Çizelge 6.3 Adsorpsiyon izoterm sabitleri

Adsorbent	Adsorban	Freundlich İzotermi			Langmuir İzotermi		
		R ²	n	K	R ²	b	a
Remazol Turquoise Blue G133	Kemik	0,957	4,00	3,72	0,9981	8,92	0,42
	Aktif Karbon	0,9146	4,17	32,88	0,9933	76,92	0,32
Procion Red HE-3B	Kemik	0,9696	3,34	1,09	0,9914	3,55	0,21
	Aktif Karbon	0,9742	2,04	10,30	0,9756	80	0,073

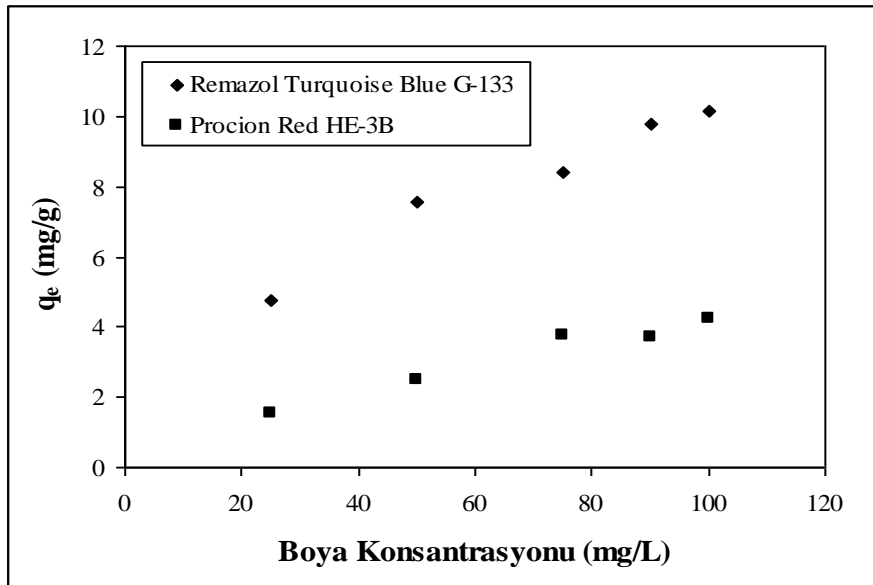
Yapılan deneylerden elde edilen verilerle çizilen grafikler ve yapılan hesaplamalar sonucunda belirlenen izoterm sabitleri ve R² değerleri Çizelge 6.3'te verilmiştir. Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin hem kemik hem de aktif karbonla adsorpsiyonunun R² değerlerinin yaklaşık 0,99 düzeylerinde olduğu Langmuir izotermine uyduğu görülmektedir.

Walker ve Weatherley (2001) yapmış oldukları bir çalışmada granül aktif karbon ve kemik kömürü üzerine renk giderimini çalışmışlar ve izoterm modellerini incelemişlerdir. Boyar madde olarak Tectilon Blue 4R-01 (TB4R), Tectilon Red 2B (TR2B) ve Tectilon Orange G (TO3G) boyaalarını kullanmışlardır. Üç boya için de aktif karbon adsorpsiyonunun Langmuir izotermine, kemik kömürü adsorpsiyonunun ise Freundlich izotermine uyduğunu ifade etmişlerdir.

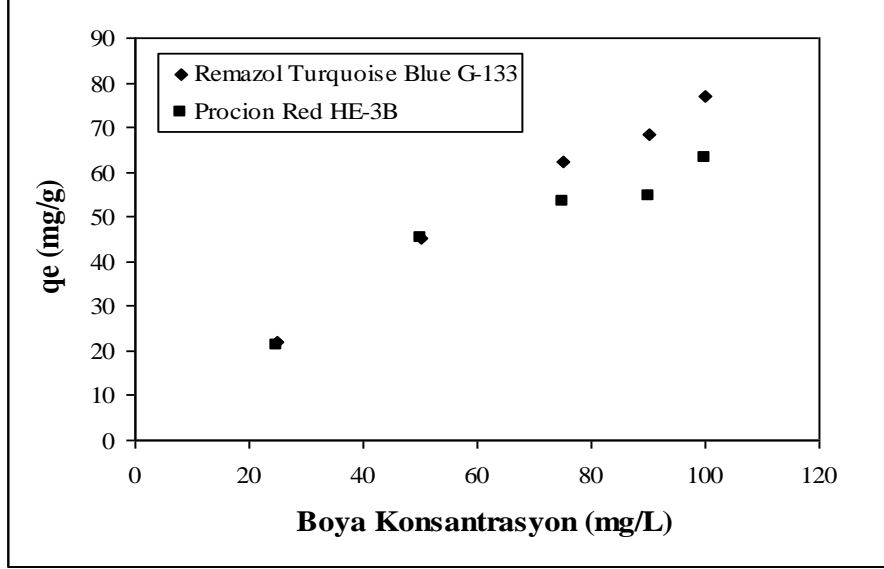
Demirbaş ve Nas (2009) uçucu kül ve sepiyolit üzerine Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin adsorpsiyon izotermelerini incelemişlerdir. Uçucu kül için yapmış oldukları izoterm çalışmalarında hem Langmuir izotermine hem de Freundlich izotermine R² değerlerini 0,99 olarak belirlemişlerdir. Sepiyolit üzerine yaptıkları adsorpsiyon çalışmalarının ise Langmuir izotermine daha iyi uyduğunu tespit etmişlerdir.

6.2.3 Boya Konsantrasyonunun Adsorpsiyon Üzerine Etkisi

Boya konsantrasyonunun adsorpsiyon üzerine olan etkisini belirlemek amacıyla 25, 50, 75, 90 ve 100 mg/L konsantrasyonlarda boya çözeltileri hazırlanmış ve hem kemik hem de aktif karbon için adsorpsiyon deneyleri yapılmıştır. Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik adsorpsiyonu için adsorban konsantrasyonu 5000 mg/L, Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik adsorpsiyonu için ise adsorban konsantrasyonu 15000 mg/L, her iki boyarmaddenin aktif karbonla adsorpsiyonu için ise adsorban konsantrasyonu 1000mg/L olarak seçilmiştir. Kemik için yapılan çalışmalarda numuneler denge süresi olan 24 saat boyunca oda sıcaklığında ($25,5\pm 0,5^{\circ}\text{C}$) ve çözeltinin doğal pH'ında çalkalanıp belirli aralıklarla numuneler alınmış ve ölçümler yapılmıştır. Aktif karbon için ise aynı şartlarda aynı işlemler denge süresi olan 18 saat boyunca yapılmıştır. Boyarmadde adsorpsiyonunun adsorpsiyon kapasitesi (katı faz konsantrasyonu) üzerine etkisi Şekil 6.16 ve Şekil 6.17'te görülmektedir.



Şekil 6.16 Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin kemik üzerine adsorpsiyonunda adsorpsiyon kapasitesi (q_e) üzerine boya konsantrasyonunun etkisi (Kemik konsantrasyonu; Remazol Turquoise Blue G-133 için: 5000 mg/L, Procion Red HE-3B için: 15000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık: $25\pm 0,5^{\circ}\text{C}$, pH; Remazol Turquoise Blue G-133 için: 5,12, Procion Red HE-3B için: 6,15, tane boyutu 63-125 μm)



Şekil 6.17 Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin aktif karbon adsorpsiyonunda adsorpsiyon kapasitesi (q_e) üzerine boya konsantrasyonunun etkisi (*Aktif karbon konsantrasyonu: 1000 mg/L çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık: $25 \pm 0,5^\circ\text{C}$, pH; Remazol Turquoise Blue G-133 için: 5,12, Procion Red HE-3B için: 6,15*)

Çizelge 6.4 Boya Konsantrasyonunun verim üzerine etkisi (*Kemik konsantrasyonu; Remazol Turquoise Blue G-133 için: 5000 mg/L, Procion Red HE-3B için: 15000 mg/L, aktif karbon konsantrasyonu: 1000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH; Remazol Turquoise Blue G-133 için: 5,12, Procion Red HE-3B için:6,15, tane boyutu 63-125µm, Sıcaklık 25±0,5°C*)

ADSORBAT	ADSORBAN	Boya Konsantrasyonu (mg/L)	VERİM (%)
Remazol Turquoise Blue G-133	Kemik	25	90,93
		50	74,97
		75	56,39
		90	55,25
		100	50,88
	Aktif Karbon	25	87,81
		50	90,72
		75	83,72
		90	76,76
		100	77,27
Procion Red HE-3B	Kemik	25	87,55
		50	71,94
		75	74,35
		90	61,02
		100	60,95
	Aktif Karbon	25	81,68
		50	87,56
		75	70,56
		90	60,28
		100	61,34

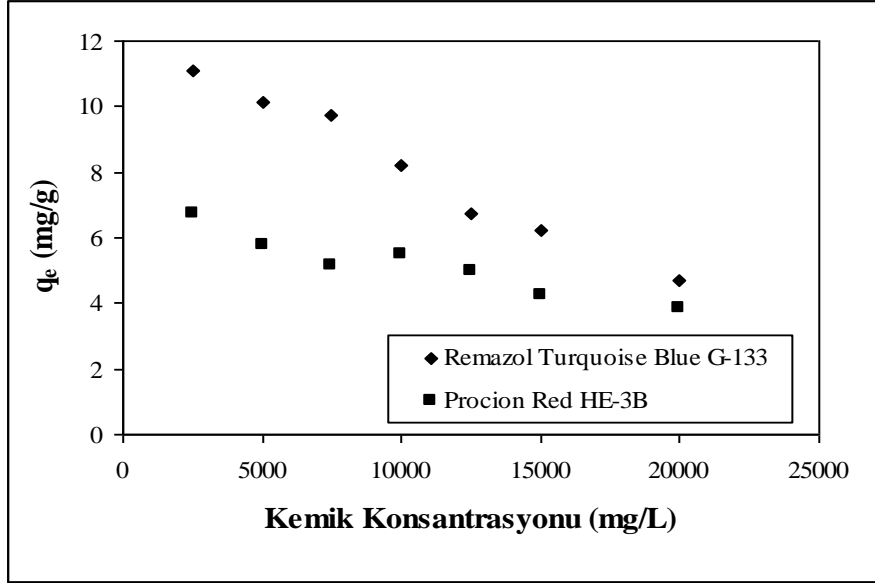
Şekil 6.16 ve Şekil 6.17'den artan boya konsantrasyonu ile birlikte adsorpsiyon kapasitesinin (birim adsorban kütlesi başına adsorplanan madde miktarı, q_e) de arttığı, Çizelge 6.4'ten de artan boya konsantrasyonu ile birlikte verimlerin düştüğü

görülmektedir.. Boya konsantrasyonunun 25 mg/L'den 100 mg/L' ye artırılmasıyla Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunda, adsorpsiyon kapasitesinin 4,75 mg/g'dan 10,14 mg/g'a yükseldiği, verimin de % 91'den % 51' e düştüğü, aktif karbon adsorpsiyonunda ise adsorpsiyon kapasitesinin 22 mg/g'dan 77 mg/g'a yükseldiği, verimin ise % 88' den % 77' ye düştüğü, Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunda ise adsorpsiyon kapasitesinin 1,5 mg/g'dan 4,23 mg/g' a yükseldiği, verimin de % 87,5'dan % 60,95' e düştüğü, aktif karbon adsorpsiyonunda da adsorpsiyon kapasitesinin 21 mg/g'dan 63 mg/g' a yükseldiği, verimin ise 25 mg/L boya konsantrasyonunda % 80'in üzerindeyken 100mg/L de % 61'e düştüğü görülmüştür.

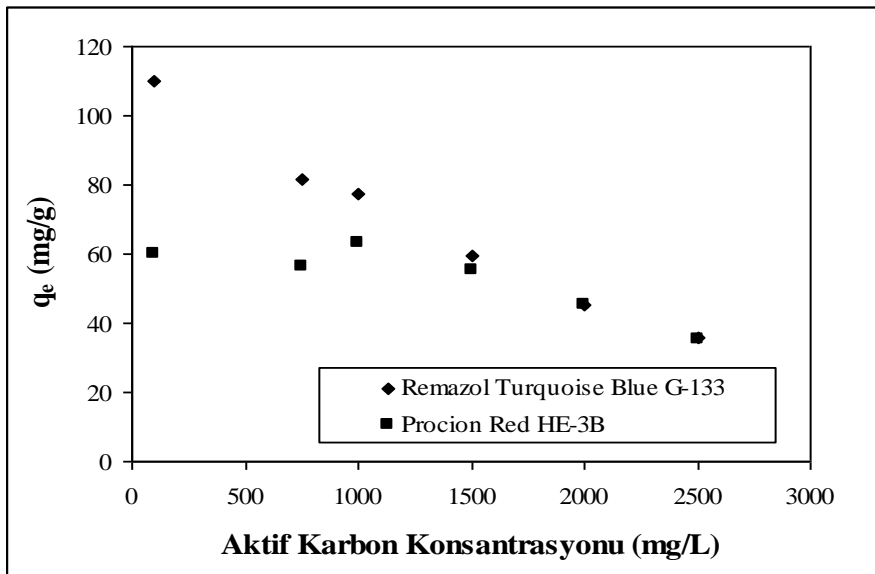
İp ve diğ. (2009) kemik kömürü ve aktif karbon üzerine renk (Reactive Black 5) giderimini inceledikleri bir çalışmada boya konsantrasyonunun artmasıyla birlikte adsorpsiyon kapasitesinin de arttığını bulmuşlardır. Demirbaş ve Nas (2009) sepiyolit ve uçucu kül üzerine renk (Remazol Turquoise Blue G-133) giderimini incelemiş ve her iki adsorban madde için de artan boya konsantrasyonu ile birlikte adsorpsiyon kapasitelerinin de arttığını tespit etmişlerdir. 100 mg/L'den 750 mg/L'ye artan boya konsantrasyonlarında uçucu kül adsorpsiyonu için adsorpsiyon kapasitesinin 36,3 mg/g'dan 80,4 mg/g'a, sepiyolit adsorpsiyonu için ise 20,2mg/g'dan 54,3 mg/g'a ulaştığını ifade etmişlerdir. Akbal (2005) "Metilen Mavisi ve Kristal Viyolenin Pomza Üzerine Adsorpsiyonunun İncelenmesi" adlı çalışmasında başlangıç boya konsantrasyonu arttığında adsorpsiyon kapasitesinin de arttığını bulmuştur.

6.2.4 Adsorban Konsantrasyonunun Adsorpsiyon Üzerine Etkisi

Adsorban konsantrasyonunun adsorpsiyon üzerine etkisini belirlemek amacıyla kemik için 2500-20000 mg/L, aktif karbon için ise 100-2500 mg/L adsorban konsantrasyonu aralığında deneyler yapılmıştır. Yapılan deneyler sonucunda artan adsorban konsantrasyonu ile adsorpsiyon kapasitelerinin azaldığı, renk giderme verimlerinin ise arttığı görülmüştür. Şekil 6.18 ve Şekil 6.19'da adsorban konsantrasyonunun adsorpsiyon kapasitesi üzerine olan etkisi görülmektedir. Ayrıca Çizelge 6.5 ve 6.6'da da adsorban konsantrasyonunun verim üzerine olan etkisi gösterilmiştir.



Şekil 6.18 Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin kemik üzerine adsorpsiyonunda adsorpsiyon kapasitesi (q_e) üzerine adsorban konsantrasyonunun etkisi (*Boya konsantrasyonu: 100 mg/L, pH; Remazol Turquoise Blue G-133 için: 5.12, Procion Red HE-3B için: 6.15, sıcaklık: $25\pm 0,5^\circ\text{C}$, tane boyutu: $63-125\mu\text{m}$*)



Şekil 6.19 Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin aktif karbon üzerine adsorpsiyonunda adsorpsiyon kapasitesi (q_e) üzerine adsorban konsantrasyonunun etkisi (*Boya konsantrasyonu: 100 mg/L, pH; Remazol Turquoise Blue G-133 için: 5.12, Procion Red HE-3B için: 6.15, sıcaklık: $25\pm 0,5^\circ\text{C}$*)

Çizelge 6.5 Kemik adsorpsiyonunda adsorban konsantrasyonunun verim üzerine etkisi
*(Boya Konsantrasyonu: 100 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH; Remazol
Turquoise Blue G-133 için: 5,12, Procion Red HE-3B için: 6,15, tane
boyutu 63-125 μ m, Sıcaklık 25 \pm 0,5 $^{\circ}$ C)*

ADSORBAT	Kemik Konsantrasyonu (mg/L)	VERİM (%)
Remazol Turquoise Blue G-133	2500	27,85
	5000	50,88
	7500	73,21
	10000	82,50
	12500	84,13
	15000	93,73
	20000	94,17
Procion Red HE-3B	2500	16,14
	5000	27,74
	7500	37,24
	10000	52,69
	12500	59,65
	15000	60,95
	20000	73,42

Çizelge 6.6 Aktif karbon adsorpsiyonunda adsorban konsantrasyonunun verim üzerine olan etkisi (Boya Konsantrasyonu: 100 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH; Remazol Turquoise Blue G-133 için: 5,12, Procion Red HE-3B için:6,15, tane boyutu 63-125µm, Sıcaklık 25±0,5°C)

ADSORBAT	Aktif Karbon Konsantrasyonu (mg/L)	VERİM (%)
Remazol Turquoise Blue G-133	100	11,02
	750	61,11
	1500	89,29
	2000	90,80
	2500	89,79
Procion Red HE-3B	100	5,81
	750	41,89
	1500	80,74
	2000	87,35
	2500	85,80

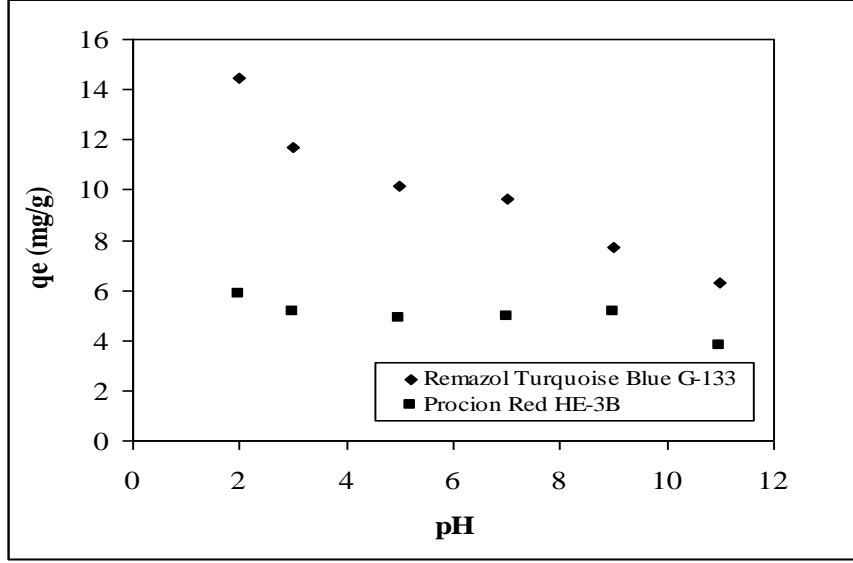
Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunda adsorban konsantrasyonunun 2500 mg/L'den 20000 mg/L'ye artırılmasıyla adsorpsiyon kapasitesinin de 11,1 mg/g'dan 4,7 mg/g'a düştüğü, verimin ise % 28'den % 94' e yükseldiği, aktif karbon adsorpsiyonunda ise aktif karbon konsantrasyonunun 100 mg/L'den 2500 mg/L' ye artırılmasıyla adsorpsiyon kapasitesinin 110 mg/g'dan 35,85 mg/g'a düştüğü, verimin ise aktif karbon konsantrasyonunun 100 mg/L'den 1500 mg/L' ye çıkmasıyla % 11'den % 89,29' a yükseldiği ve daha sonra değişmediği görülmektedir. Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunda ise aynı adsorban konsantrasyonlarında (2500-20000 mg/L) adsorpsiyon kapasitesinin 6,72 mg/g'dan 3,82 mg/g'a düştüğü, verimin ise % 16'dan % 73'e yükseldiği, aktif karbon (100 mg/L-2500 mg/L) adsorpsiyonunda ise adsorpsiyon kapasitesinin 59,9 mg/g'dan 35,38 mg/g'a düştüğü, verimin de % 5,8'den % 85,8'e yükseldiği görülmüştür.

Demirbaş ve Nas (2009) uçucu kül ve sepiyolit üzerine Reaktif Blue 21 (Remazol Turquoise Blue G-133) boyarmaddesinin adsorpsiyonunu incelemişler ve adsorban konsantrasyonunun azalmasıyla birlikte adsorpsiyon kapasitesinin arttığını ifade etmişlerdir. Adsorban konsantrasyonunun 4 g/L'de 1 g/L'ye azalmasıyla adsorpsiyon kapasitesinin uçucu kül için 23,7 mg/g'dan 56,9 mg/g'a, sepiyolit için ise 13,5 mg/g'dan 32,8 mg/g'a yükseldiğini tespit etmişlerdir. Bunun nedenini de adsorpsiyon prosesi boyunca artan adsorban konsantrasyonlarının doygunluğa ulaşmamış olması şeklinde açıklamışlardır. Turabik (2005) Basic Blue 3 boyarmaddesinin bentonit kili üzerine adsorpsiyonunu incelemiş ve kil miktarının adsorpsiyon kapasitesi üzerine etkisini araştırmıştır. Adsorban miktarı arttıkça adsorpsiyon kapasitesinin azaldığını ifade etmiştir. Adsorban miktarının 2 g/L'den 12 g/L'ye artırılmasıyla adsorpsiyon kapasitesinin 24,59 mg/g'dan 4,15 mg/g'a düştüğünü verimin ise tüm konsantrasyonlarda % 99 civarında olduğunu belirtmiştir.

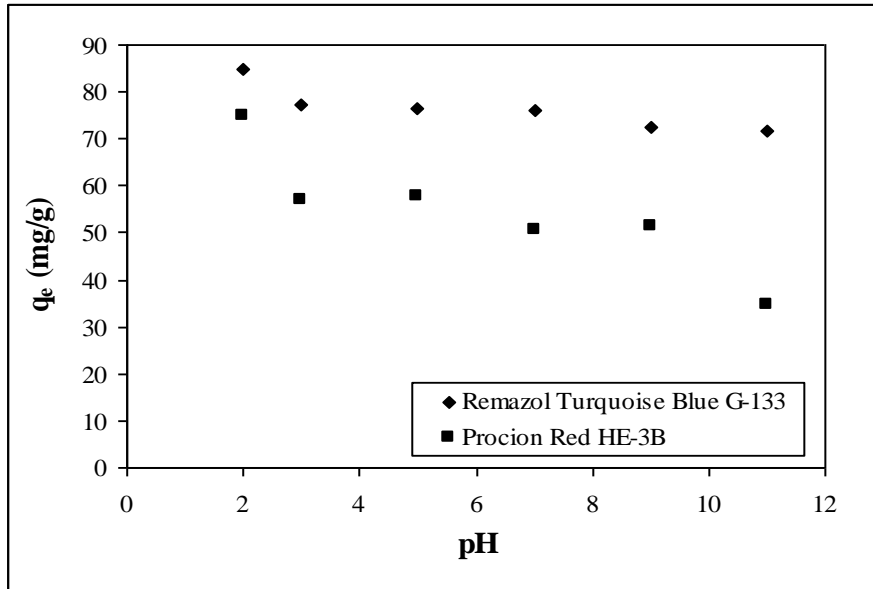
6.2.5 pH' ın Adsorpsiyon Üzerine Etkisi

Boya adsorpsiyonunun en belirleyici parametresi çözeltinin pH değeridir. Çözeltinin pH değerinin adsorpsiyon mekanizmasına çok büyük etkisi vardır. Anyonik boyaların adsorpsiyonunda çözeltinin 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, adsorban üzerindeki negatif yüklü yüzey bölgeleri elektriksel itmeden dolayı boya anyonlarının adsorpsiyonunu tercih etmez (Özcan ve Özcan, 2004; Başbuğ, 2008).

Her iki boyarmadde için de pH' ın adsorpsiyon üzerine etkisini belirlemek amacıyla pH; 2-11 aralığında değiştirilerek deneyler yapılmıştır. Yapılan deneylerin sonuçları Şekil 6.18 ve 6.19' da görülmektedir. Ayrıca Çizelge 6.7'de de pH'ın verim üzerine olan etkisi görülmektedir.



Şekil 6.20 Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin kemik üzerine adsorpsiyonunda pH'nin adsorpsiyon kapasitesi (q_e) üzerine etkisi (*Boya konsantrasyonu: 100 mg/L kemik konsantrasyonu; Remazol Turquoise Blue G-133 için: 5000 mg/L, Procion Red HE-3B için: 15000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık: $25\pm 0,5^\circ\text{C}$ tane boyutu $63-125\mu\text{m}$)*)



Şekil 6.21 Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin aktif karbon üzerine adsorpsiyonunda pH'nin adsorpsiyon kapasitesi (q_e) üzerine etkisi (*Boya konsantrasyonu: 100 mg/L, aktif karbon konsantrasyonu: 1000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık: $25\pm 0,5^\circ\text{C}$)*)

Çizelge 6.7 pH'ın verim üzerine etkisi (Boya konsantrasyonu:100 mg/L, kemik konsantrasyonu; Remazol Turquoise Blue G-133 için: 5000 mg/L, Procion Red HE-3B için: 15000 mg/L, aktif karbon konsantrasyonu: 1000 mg/L çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık: (25±0,5°C, tane boyutu 63-125µm)

ADSORBAT	ADSORBAN	pH	VERİM (%)
Remazol Turquoise Blue G-133	Kemik	2	75,59
		3	58,52
		5	50,88
		7	48,52
		9	38,94
		11	31,48
	Aktif Karbon	2	88,63
		3	77,17
		5	77,11
		7	75,84
		9	70,24
		11	71,86
Procion Red HE-3B	Kemik	2	89,96
		3	77,59
		5	73,63
		7	74,44
		9	76,78
		11	57,79
	Aktif Karbon	2	76,58
		3	57,33
		5	57,72
		7	50,72
		9	51,23
		11	35,00

Şekil 6.20 ve Şekil 6.21’ de her iki boyarmaddenin de kemik ve aktif karbon adsorpsiyonunda pH arttıkça adsorpsiyon kapasitesinin düştüğü belirgin bir şekilde görülmektedir. Şekil 6.20’de kemik üzerine Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin adsorpsiyonunda pH’ın 2’den 11’e artırılmasıyla adsorpsiyon kapasitesinin de 14,5 mg/g’dan 6,3 mg/g’a düştüğü, aynı pH değerlerinde Procion Red HE-3B boyarmaddesinin ise adsorplama kapasitesinin 5,86 mg/g’dan 3,82 mg/g’a düştüğü görülmektedir. Şekil 6.21’de ise aktif karbon üzerine Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin adsorpsiyonunda pH’ın aynı şekilde 2’den 11’e artırılmasıyla adsorpsiyon kapasitesinin 84,75 mg/g’dan 71,81 mg/g’a düştüğü, Procion Red HE-EB boyarmaddesinin adsorplama kapasitesinin ise 74,73 mg/g’dan 34,73 mg/g’a düştüğü görülmektedir. Ayrıca Çizelge 6.7’den de görüldüğü gibi yapılan çalışmalar sonucunda artan pH’la birlikte verimin düştüğü tespit edilmiştir. Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunda pH 2’ den 11’ e yükseldiğinde verim % 76’dan % 31’e, aktif karbon üzerine adsorpsiyonunda ise % 89’dan % 72’ye, Procion Red HE-3B boyarmaddesinin ise kemik üzerine adsorpsiyonunda verim % 90’dan % 58’e, aktif karbonla adsorpsiyonunda ise % 77’den % 35’e düşmüştür.

Runping ve diğ. (2008) yer fıstığı kabuğu üzerine Neutral Red boyarmaddesinin giderimini inceledikleri bir çalışmada pH’ın adsorpsiyon kapasitesi üzerine olan etkisini araştırmışlardır. Bu amaçla pH 2 ile 7 arasında çalışmalar yapmışlardır ve bu çalışmalar sonucunda artan pH ile adsorpsiyon kapasitesinin de arttığını tespit etmişlerdir. pH’ın 2’ den 4’ e artırılmasıyla adsorpsiyon kapasitesinin de 3 mg/g’dan 13 mg/g’ a yükseldiğini, pH 4’ten sonra ise önemli bir artışın olmadığını tespit etmişlerdir. Bu durumu yer fıstığı kabuklarının yüzeyinin büyük ölçüde aktif alanlar içermesine ve boya iyonlarının gideriminin bu aktif alanlarla ve ayrıca çözüntüdeki çözünen maddenin kimyasal yapısıyla ilişkili olduğu şeklinde ifade etmişlerdir. Düşük pH’ta adsorbanın yüzey yükünün pozitif olduğunu, bu nedenle H⁺ iyonlarının etkin bir şekilde pozitif boya katyonlarıyla rekabet ettiğini, yüksek pH’ta ise adsorban partiküllerinin yüzeyinin negatif yüklü olduğunu ve elektrostatik güçlerle boya katyonlarını tuttuğunu belirtmişlerdir. Demirbaş ve Nas (2009) uçucu kül ve sepiyolit üzerine Reactive Blue 21 (Remazol Turquoise Blue G-133) boyarmaddesinin adsorpsiyonunda adsorpsiyon kapasitesi üzerine pH’ın etkisini incelemişlerdir. Çalışmalarını pH 2 ile pH 8 arasında yürütmüşler ve artan pH değerleriyle adsorpsiyon kapasitesinin düştüğünü tespit etmişlerdir. Bu durumun uçucu kül ve sepiyolit yüzey adsorpsiyon

karakteristiklerinden ve boya moleküllerinde etkili olan yapısal değişimlerden dolayı olduğunu ifade etmişlerdir. Düşük pH'ta adsorban yüzeyinde daha fazla proton bulunduğunu belirtmişlerdir. Reaktif boyaların çözeltiliye anyonik boya iyonları verdiğini ve negatif yüklü boya anyonları ile pozitif yüklü adsorpsiyon alanları arasındaki artan elektrostatik etkileşimlerden dolayı boya adsorpsiyonunda bir artış olduğunu ifade etmişlerdir. Çözeltinin giriş pH'ı arttıkça negatif yüklü alanların miktarı da artacağından adsorban üzerindeki negatif yüklü bir yüzey alanının elektrostatik itmelerden dolayı boya anyonlarının adsorpsiyonunda tercih edilmeyeceğini belirtmişlerdir. Arıca ve Bayramoğlu (2007) yapmış oldukları bir çalışmada funguslar (mantar) üzerine Reactive Red 120 (Procion Red HE-3B) boyarmaddesinin biyosorpsiyonunu incelemişler ve adsorpsiyon kapasitesi üzerine pH'ın etkisini araştırmışlardır. pH 3-10 aralığında deneysel çalışmalar yapmışlar ve artan pH ile adsorpsiyon kapasitesinin azaldığını ifade etmişlerdir. En yüksek adsorpsiyon kapasitesine pH 3'te (60,8 mg/g) ulaşmışlardır. Reactive Red 120 boyarmaddesinin asidik bir boya olduğunu ve altı sülfonat, iki hidroksil ve altı ikincil amino grup içerdiğini, düşük pH'ta fungus (mantar) biyokütlesinin pozitif yüklü olduğunu ve Reactive Red 120 boyarmaddesinin funguslar üzerine biyosorpsiyonunda bu durumun önemli rol oynadığını ifade etmişlerdir.

6.2.6 Sıcaklığın Adsorpsiyon Üzerine Etkisi

Her iki boyarmadde içinde sıcaklığın adsorpsiyon üzerine olan etkisini belirlemek amacıyla 25 °C, 40 °C ve 50 °C sıcaklıklarda deneyler yapılmıştır. Çizelge 6.4'ten de görüldüğü gibi yapılan deneyler sonucunda sıcaklığın artmasıyla adsorpsiyon kapasitesi ve verimde genel olarak önemli bir değişiklik olmamakla birlikte Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin adsorpsiyon kapasitesi ve veriminde bir miktar artış gerçekleşmiştir. Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin 25, 40 ve 50 °C sıcaklıklar da kemik üzerine adsorpsiyonunda adsorpsiyon kapasitesi değerleri sırasıyla 10,14 mg/g, 11,64 mg/g ve 11,23 mg/g iken verimler % 50,89, % 59,30 ve % 56,51'dir, aktif karbon adsorpsiyonunda ise adsorpsiyon kapasitesi değerleri sırasıyla 77,13 mg/g, 85,94 mg/g ve 87,81 mg/g iken verimler % 77,27, % 86,21 ve % 88,09'dur. Procion Red HE-3B boyarmaddesi için ise aynı sıcaklıklarda kemik üzerine adsorpsiyonda adsorpsiyon kapasitesi değerleri sırasıyla 4,23 mg/g, 4,39 mg/g ve 4,02 mg/g'dır, verimler ise % 60,95, % 65,70 ve % 60,22'dir, aktif karbon adsorpsiyonunda

ise adsorpsiyon kapasitesi değerleri sırasıyla 63,24 mg/g, 57,63 mg/g ve 60,10 mg/g iken verimler % 61,34, % 58,03 ve %60,24'tür.

Çizelge 6.8 Sıcaklığın adsorpsiyon kapasitesi ve verim üzerine olan etkisi (*Boya konsantrasyonu: 100 mg/L, kemik konsantrasyonu; Remazol Turquoise Blue G-133 için: 5000 mg/L, Procion Red HE-3B için: 15000 mg/L, aktif karbon konsantrasyonu: 1000 mg/L çalkalama hızı: 150 rpm, pH; Remazol Turquoise Blue G-133 için: 5,12, Procion Red HE-3B için:6,15, tane boyutu 63-125µm*)

ADSORBAT	ADSORBAN	SICAKLIK	q _e (mg/g)	VERİM (%)
Remazol Turquoise Blue G-133	Kemik	25°C	10,14	50,89
		40°C	11,64	59,30
		50°C	11,23	56,51
	Aktif Karbon	25°C	77,13	77,27
		40°C	85,94	86,21
		50°C	87,81	88,09
Procion Red HE-3B	Kemik	25°C	4,23	60,95
		40°C	4,39	65,70
		50°C	4,02	60,22
	Aktif Karbon	25°C	63,24	61,34
		40°C	57,63	58,03
		50°C	60,10	60,24

Nas (2006) uçucu kül, sepiyolit ve alumina üzerine Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin adsorpsiyonunu incelediği çalışmasında adsorpsiyon üzerine sıcaklığın etkisini araştırmıştır. Yapmış olduğu çalışmalar sonucunda da sıcaklığın adsorpsiyon üzerine önemli bir etkisinin olmadığını tespit etmiştir. Sıcaklığın 25°C'den 50°C'ye çıkarılmasıyla birlikte adsorpsiyon kapasitesinin uçucu külde 40-47 mg/g, sepiyolitte 30-36 mg/g, alüminada 38-45 mg/g arasında değiştiği şeklinde ifade etmiştir. Özdemir (2005) de sepiyolit yüzeyinde metil viyoleto ve metilen mavisinin adsorpsiyonunu üzerine sıcaklığın etkisini incelemiş ve artan sıcaklıkla birlikte adsorplama kapasitesinde arttığını gözlemlemiştir. Bu durumu da, artan sıcaklıkla

düşük sıcaklıklarda daha hareketsiz olan büyük boyarmadde moleküllerinin hareketindeki artmaya bağlamaktadır ve adsorpsiyon prosesinin de endotermik bir proses olduğunu belirtmektedir. Günhan (2006) da yapmış olduğu bir çalışmada sepiyolit üzerine boyarmadde adsorpsiyonunuda sıcaklığın etkisini incelemiştir. Çalışmasında 4 farklı boyarmadde kullanmıştır ve ikisinde artan sıcaklıkla adsorplama kapasitesinin arttığını, diğer ikisinde ise artan sıcaklıkla birlikte adsorplama kapasitesinin azaldığını gözlemlemiştir. Bu durumu da, kimyasal adsorpsiyonun genellikle yüksek sıcaklıklarda, fiziksel adsorpsiyonun ise genellikle düşük sıcaklıklarda gerçekleştiği; bu durumda da boyarmaddelerin ikisinin kimyasal olarak, diğer ikisinin ise fiziksel olarak adsorplandığı şeklinde açıklamıştır.

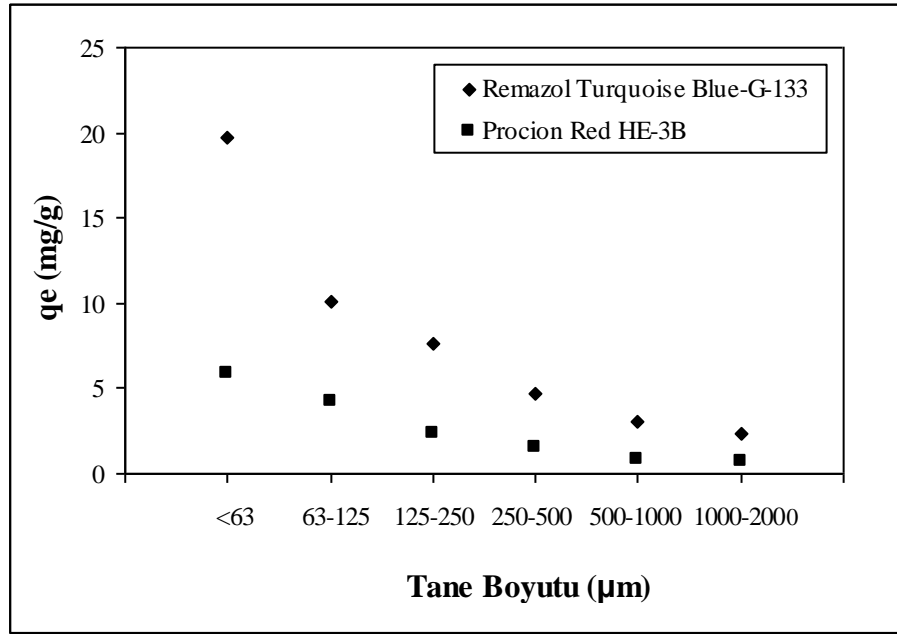
6.2.7 Tane Boyutunun Adsorpsiyon Üzerine Etkisi

Her iki boyarmaddenin de kemik üzerine adsorpsiyonunda tane boyutunun adsorpsiyon kapasitesi ve verim üzerine olan etkisi incelenmiştir. Bu amaçla Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesi için 5000 mg/L kemik konsantrasyonunda, Procion Red HE-3B boyarmaddesi için ise 15000 mg/L kemik konsantrasyonunda ve <63, 63-125, 125-250, 250-500, 500-1000, 1000-2000 µm tane boyutlarında adsorpsiyon deneyleri yapılmıştır. Yapılan çalışmalar sonucunda tane boyutunun artmasıyla birlikte adsorpsiyon kapasitesi ve verimin azaldığı görülmüştür. Şekil 6.22’de ve Çizelge 6.9’den da görüldüğü gibi her iki boyarmadde için de en yüksek adsorpsiyon kapasitesine ve verime <63 µm tane boyutunda, en düşük adsorpsiyon kapasitesine ve verime ise 1000-2000µm tane boyutunda ulaşılmıştır. Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesi için <63µm tane boyutunda adsorpsiyon kapasitesi 19,68 mg/g verim ise % 98,81 iken 1000-2000 µm tane boyutunda adsorpsiyon kapasitesi 2,31 mg/g’a, verim ise % 11,61’e düşmüştür. Procion Red HE-3B boyarmaddesi için ise <63 µm tane boyutunda adsorpsiyon kapasitesi 5,82 mg/g, verim ise % 88,02 iken 1000-2000 µm tane boyutunda adsorpsiyon kapasitesi 0,66 mg/g’a, verim ise % 10,03’e düşmüştür.. Bu duruma adsorbanın tane boyutunun küçülmesiyle birlikte yüzey alanının artmasının neden olduğu söylenebilir.

Turabik (2003) Basic Blue 3 boyarmaddesinin bentonit kili üzerine adsorpsiyon mekanizmasını incelediği çalışmasında tane boyutunun adsorplama kapasitesi üzerine etkisini incelemiş ve tane boyutunun azalmasıyla birlikte adsorplama kapasitesinin ve

boyarmadde giderim yüzdesinin arttığını tespit etmiştir. Bu sonucu da tanecik çapı küçüldükçe toplam dış yüzey alanının artmasına bağlamıştır.

Özacar ve Şengil (2005) çam talaşı üzerine metal kompleks boyaların adsorpsiyonunu çalışmışlar ve partikül boyutunun adsorpsiyon üzerine olan etkisini incelemişlerdir. Partikül boyutunun artmasıyla adsorpsiyon kapasitesinin azaldığını ifade etmişlerdir.



Şekil 6.22 Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyar maddelerinin kemik üzerine adsorpsiyonunda tane boyutunun adsorpsiyon kapasitesi (q_e) üzerine etkisi (*Boya konsantrasyonu:100 mg/L, kemik konsantrasyonu; Remazol Turquoise Blue G-133 için: 5000 mg/L, Procion Red HE-3B için: 15000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık: 25±0,5°C, pH; Remazol Turquoise Blue G-133 için: 5,12, Procion Red HE-3B için:6,15*)

Çizelge 6.9 Tane boyutunun verim üzerine etkisi (*Boya konsantrasyonu:100 mg/L, kemik konsantrasyonu; Remazol Turquoise Blue G-133 için: 5000 mg/L, Procion Red HE-3B için: 15000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH; Remazol Turquoise Blue G-133 için: 5,12, Procion Red HE-3B için:6,15, sıcaklık: 25±0,5°C*)

ADSORBAT	ADSORBAN	TANE BOYUTU (µm)	VERİM (%)
Remazol Turquoise Blue G-133	Kemik	<63	98,81
		63-125	50,88
		125-250	38,17
		250-500	23,35
		500-1000	15,32
		1000-2000	11,61
Procion Red HE-3B	Kemik	<63	88,02
		63-125	60,95
		125-250	35,46
		250-500	22,31
		500-1000	12,81
		1000-2000	10,03

6.2.8 Tuz Konsantrasyonunun Adsorpsiyon Üzerine Etkisi

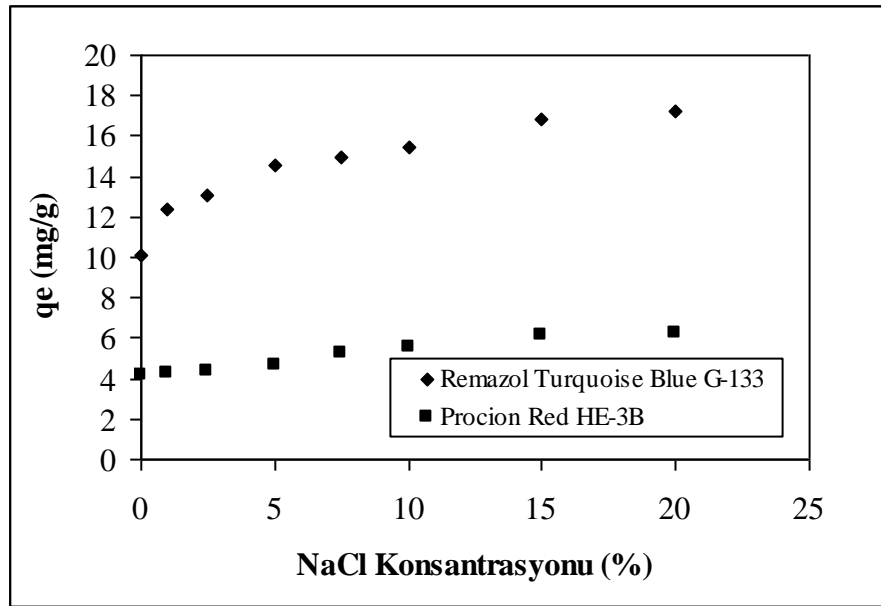
Tuz konsantrasyonunun adsorpsiyon kapasitesi ve verim üzerine olan etkisini belirlemek amacıyla Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin adsorpsiyon çalışmalarında kemik için % 1, 2,5, 5, 7,5, 10, 15 ve 20'lik, aktif karbon için ise % 0,1, 0,25, 0,5, 0,75, 1, 2, 4, 6, 8 ve 10'luk NaCl çözeltisi kullanılmıştır. Yapılan deneysel çalışmalar sonucunda artan tuz konsantrasyonuyla birlikte Şekil 6.23 ve 6.24'den de görüldüğü gibi adsorpsiyon kapasitesi artmıştır. Ayrıca tuz konsantrasyonunun verim üzerine olan etkisi Çizelge 6.10 ve 6.11'den de görülmektedir. Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunda NaCl yokken adsorpsiyon kapasitesi 10,14 mg/g ve verim % 50,88 iken % 20'lik NaCl konsantrasyonunda adsorpsiyon kapasitesi 17,19 mg/g'a ve verim

ise % 86,26'ya yükselmiştir. Aktif karbonla olan adsorpsiyonda ise NaCl yokken adsorpsiyon kapasitesi 77 mg/g ve verim % 38,5 iken % 6'lık NaCl konsantrasyonundan itibaren adsorpsiyon kapasitesinin 196 mg/g'a ve verimin ise % 98'e ulaştığı görülmektedir. Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunda ise NaCl yokken adsorpsiyon kapasitesi 4,23 mg/g ve verim % 60,95 iken % 20'lik NaCl konsantrasyonunda adsorpsiyon kapasitesi 6,28 mg/g'a ve verim de % 94,84'e yükselmiştir. Aktif karbonla olan adsorpsiyonda ise NaCl yokken adsorpsiyon kapasitesi 44,06 mg/g ve verim % 22,16 iken % 6'lık NaCl konsantrasyonunda adsorpsiyon kapasitesinin 162 mg/g'a ve verimin ise % 81'e ulaştığı daha yüksek konsantrasyonlarda ise sonucun değişmediği görülmektedir.

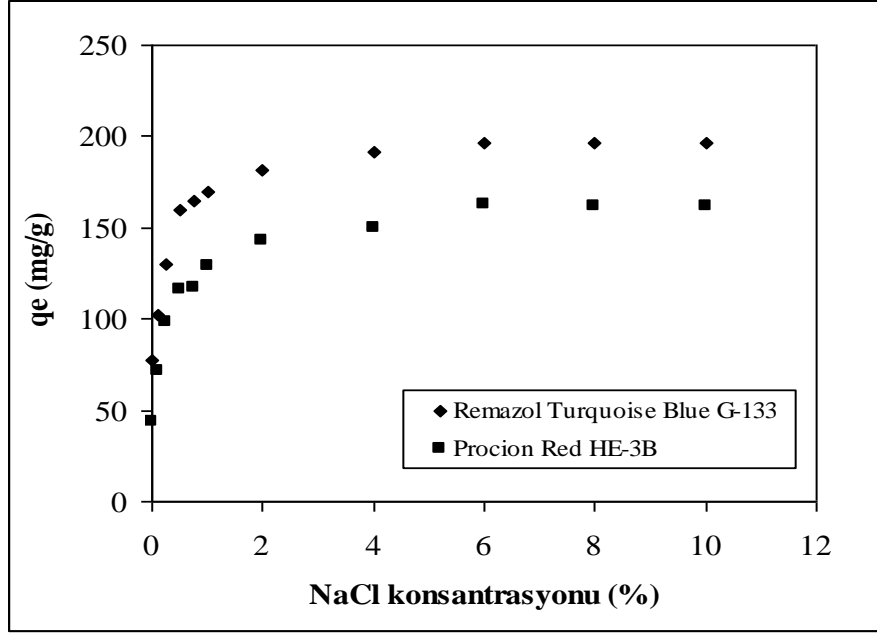
Ip ve diğ. (2009) yapmış oldukları bir çalışmada aktif karbon, kemik kömürü, turba ve kamış aktif karbonu (aktifleştirilmiş kamış) ile renk gideriminde tuzun etkisini incelemişler ve kemik kömürünün adsorpsiyon kapasitesinde bir değişiklik olmamasına rağmen diğer adsorbanların adsorpsiyon kapasitelerinde artış gözlemlemişlerdir. Kemik kömürü ve aktif karbon ile boya molekülleri arasındaki elektrostatik etkileşimin çekme, kamış aktif karbonu (aktifleştirilmiş kamış) ve turba ile boya molekülleri arasındaki etkileşimin itme yönünde olduğunu belirtmişlerdir. Teorik olarak kamış aktif karbonu ve turba için adsorplama kapasitesinin artması, aktif karbon ve kemik kömürü için ise adsorplama kapasitesinin azalması gerekirken uygulamada böyle olmadığını belirtmişlerdir. Bu durumu tuzların negatif yüklü boya moleküllerini ve negatif olarak yüklenmiş kamış aktif karbonu ve turbayı nötralize edebileceğini (onların daha fazla boya molekülü adsorplayabilmesi için) ayrıca pozitif yüzeyleri de nötralize edebileceğini ve boya molekülleri ile kemik kömürü ve aktif karbon arasındaki zayıf etkileşim güçlerinin adsorpsiyon kapasitesini azaltmadığı şeklinde ifade etmişlerdir. Bu durumu da, başka etkileşimlerin ayrıca boya molekülleri ile adsorban yüzeyi arasındaki etkileşimlerin de adsorpsiyon prosesini etkileyeceği şeklinde açıklamışlardır.

Abak (2008) yapmış olduğu bir çalışmada fındık kabuğuyla boyarmadde adsorpsiyonuna tuz konsantrasyonunun etkisini incelemiştir. Bu çalışma için 0-0,1 mol/L konsantrasyon aralığında NaCl çözeltisi kullanmış ve iyon şiddetinin artırılmasının adsorpsiyon kapasitesi üzerine pozitif bir etkisi olduğunu ifade etmiştir. Bunun sebebini de iyon şiddetinin artmasıyla adsorban yüzeyinde iyonlaşmış yeni aktif merkezler oluşabileceği ve ayrıca boyarmadde moleküllerinin ayrışma derecesinin artabileceği şeklinde açıklamıştır.

Arıca ve Bayramoğlu (2007) Procion Red HE-3B boyarmaddesinin biyosorpsiyonunu çalışmışlar ve iyon şiddetinin adsorpsiyon kapasitesi üzerine olan etkisini araştırmışlardır. Bu alışma kapsamında 0-0,5M'lık NaCl özeltisi kullanmışlardır ve iyon şiddetinin adsorpsiyon kapasitesini önemli ölçüde etkilemediğini tespit etmişlerdir. Bu durumu Cl⁻ iyonlarının adsorbanın amin gruplu alanları için boya moleküllerinin sülfanat gruplarıyla rekabete girmediği şeklinde açıklamışlardır.



şekil 6.23 Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin kemik üzerine adsorpsiyonunda tuz konsantrasyonunun adsorpsiyon kapasitesi (q_e) üzerine etkisi (*Boya konsantrasyonu:100 mg/L kemik konsantrasyonu; Remazol Turquoise Blue G-133 için: 5000 mg/L, Procion Red HE-3B için: 15000 mg/L, alkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık $25\pm0,5^\circ\text{C}$, pH; Remazol Turquoise Blue G-133 için: 5,12, Procion Red HE-3B için:6,15, tane boyutu: 63-125 μm)*



Şekil 6.24 Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin aktif karbonla adsorpsiyonunda tuz konsantrasyonunun adsorpsiyon kapasitesi (q_e) üzerine etkisi (*Boya konsantrasyonu: 100 mg/L, aktif karbon konsantrasyonu: 1000mg/L çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık $25 \pm 0,5^\circ\text{C}$, pH; Remazol Turquoise Blue G-133 için: 5,12, Procion Red HE-3B için: 6,15*)

Çizelge 6.10 Kemik adsorpsiyonu için tuz (NaCl) konsantrasyonunun verim üzerine etkisi (*Boya konsantrasyonu: 100 mg/L, kemik konsantrasyonu; Remazol Turquoise Blue G-133 için: 5000 mg/L, Procion Red HE-3B için: 15000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH; Remazol Turquoise Blue G-133 için: 5,12, Procion Red HE-3B için:6,15, sıcaklık: 25±0,5°C*)

ADSORBAT	ADSORBAN	TUZ (NaCl) KONSANTRASYONU (%)	VERİM (%)
Remazol Turquoise Blue G-133	Kemik	0	50,88
		1	62,05
		2,5	65,68
		5	73,02
		7,5	75,22
		10	77,48
		15	84,69
		20	86,26
Procion Red HE-3B	Kemik	0	60,95
		1	64,25
		2,5	65,32
		5	70,18
		7,5	78,84
		10	83,95
		15	92,51
		20	94,84

Çizelge 6.11 Aktif karbon adsorpsiyonu için tuz (NaCl) konsantrasyonunun verim üzerine olan etkisi (Boya konsantrasyonu:100 mg/L, aktif karbon konsantrasyonu: 500mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH; Remazol Turquoise Blue G-133 için: 5,12, Procion Red HE-3B için:6,15, sıcaklık: 25±0,5°C)

ADSORBAT	ADSORBAN	TUZ (NaCl) KONSANTRASYONU (%)	VERİM (%)
Remazol Turquoise Blue G-133	Aktif Karbon	0	38,50
		0,1	51,13
		0,25	65,06
		0,5	79,69
		0,75	82,56
		1	84,94
		2	90,69
		4	95,69
		6	98,13
		8	98,00
		10	98,25
Procion Red HE-3B	Aktif Karbon	0	22,16
		0,1	36,15
		0,25	49,37
		0,5	58,45
		0,75	58,94
		1	64,87
		2	71,82
		4	75,46
		6	81,68
		8	81,20
		10	81,24

6.2.9 Kinetik Çalışmalar

Sulu çözeltilerde adsorpsiyon mekanizmasının ortaya konulması, kütle transferi ve adsorpsiyon hızı gibi potansiyel hız kontrol basamaklarının belirlenmesi için deneysel verilere uygulanan birçok kinetik ifade geliştirilmiştir. Bunlardan en çok kullanılan ifadeler aşağıda verilmiştir (Özdemir, 2006).

Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin kemikle ve aktif karbonla adsorpsiyonunda adsorpsiyon kinetiklerini belirlemek amacıyla çeşitli koşullarda deneyler yapılmıştır. Yapılan deneyler sonucunda adsorpsiyon kinetiklerinin yalancı birinci dereceden hız eşitliğine, yalancı ikinci dereceden hız eşitliğine, partikül içi difüzyon modeline ve elovich hız eşitliğine uyup uymadığı araştırılmıştır.

Her iki boyarmadde ve adsorban için de farklı boya konsantrasyonlarında, farklı pH'larda, farklı sıcaklıklarda ve kemik için farklı tane boyutlarında kinetik çalışmaları yapılmış, çizilen grafikler ve yapılan hesaplamalardan her iki adsorbana her iki boyarmaddenin adsorpsiyonunun yalancı ikinci dereceden hız eşitliğine uyduğu belirlenmiştir. Kullanılan matematiksel kinetik eşitlikleri Çizelge 6.5' te, hesaplanan kinetik kat sayıları ise Çizelge 6.13, 6.14, 6.15 ve 6.16'da gösterilmiştir.

Çizelge 6.12 Deneylerde kullanılan matematiksel kinetik eşitlikleri (Dizge ve diğ., 2009)

Kinetik Modeli	Non-Linear Form	Linear Form	Hesaplanan Sabitler
Yalancı Birinci Dereceden	$\frac{dqt}{dt} = k_1(qe - qt)$	$\log(qe - qt) = \log(qe) - \frac{k_1}{2,303} \cdot t$	$k_1 = 2,303 \times \text{eğim}$ $qe = 1/10^{\text{kesim}}$
Yalancı İkinci Dereceden	$\frac{dqt}{dt} = k_2(qe - qt)^2$	$\frac{t}{qt} = \frac{1}{k_2 \cdot (qe)^2} + \frac{1}{qe} \cdot t$	$qe = 1/\text{eğim}$ $k_2 = \text{eğim}^2/\text{kesim}$
Partikül İçi Difüzyon	-	$qt = k_{id} \cdot (t)^{1/2}$	$k_{id} = \text{eğim}$
Elovich	$\frac{dqt}{dt} = \alpha \cdot \exp(-\beta \cdot qt)$	$qt = \frac{1}{\beta} \ln(\alpha \cdot \beta) + \frac{1}{\beta} \ln t$	$\beta = 1/\text{eğim}$ $\alpha = \exp(\text{kesim}/\text{eğim} - \ln \beta)$

Ip ve diğ. (2010) yapmış oldukları bir çalışmada aktif karbon ve kemik kömürü üzerine Reactive Black 5 boyarmaddesinin giderimini incelemişler ve kinetik çalışmalarını yapmışlardır. Yapmış oldukları çalışmalar sonucunda adsorpsiyon kinetiğinin partikül içi difüzyon modeline uyduğunu tespit etmişlerdir. Ip ve diğ. (2010)

genellikle adsorpsiyon hızı zayıf karıştırma, düşük adsorbat konsantrasyonu, adsorbana yüksek affinite ve küçük partiküller ile sistem için harici kütle transferi tarafından sınırlandırıldığını belirtmişler ve yapmış oldukları çalışmada kullandıkları boyarmaddenin (Reactive Black 5) dengeye ulaşmak için uzun temas süresine ve büyük moleküllere sahip olduğunu ve çalışmayı iyi bir çalkalama tankında yürüttüklerini ifade etmişlerdir. Adsorpsiyonun bu nedenle por yapısında partikül içi difüzyon tarafından yürütüldüğünü belirtmişlerdir.

Nas ve Demirbaş (2009) yapmış oldukları bir çalışmada sepiyolit ve uçucu kül üzerine Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin adsorpsiyon kinetiklerini incelemişler ve hem yalancı birinci dereceden hız eşitliğinin R^2 değerleri, hem de yalancı ikinci dereceden hız eşitliğinin R^2 değerleri 0,99 civarlarında çıkmasına rağmen yalancı birinci dereceden hız eşitliğinin grafiklerinden ve eşitliklerinden hesaplanan adsorpsiyon kapasitesi değerleri deneysel çalışmalarla belirlenen adsorpsiyon kapasitesi değerlerinden oldukça farklı olduğundan dolayı adsorpsiyon kinetiğinin yalancı ikinci dereceden hız eşitliğine uyduğunu ifade etmişlerdir.

Özacar ve Şengil (2005) çam talaşı Metal Complex Blue ve Metal Complex Yellow boyarmaddelerinin adsorpsiyonunun kinetiğini incelemişler ve deneysel verilerin en iyi kolerasyonunu yalancı ikinci dereceden hız eşitliğinin sağladığını ifade etmişlerdir.

6.2.9.1 Yalancı Birinci Dereceden Hız Eşitliği

Yalancı birinci dereceden hız eşitliği Lagergren tarafından türetilmiştir ve katı-sıvı faz sistemlerde gerçekleştirilen adsorpsiyon proseslerinde katı faz konsantrasyonuna dayanır (Özdemir, 2006). Yalancı birinci dereceden hız eşitliği aşağıdaki gibidir (Şencan, 2006).

$$\frac{dq_t}{dt} = K_{ad}(q_e - q_t) \quad [6.7]$$

[6.7] eşitliği sınır tabaka şartlarında ($t=0$ 'dan $t=t'$ 'ye ve $q_t=0$ 'dan $q_t = q_t'$ 'ye değişiyorsa) integre edilirse [6.8] eşitliği elde edilir.

$$\log(q_e - q_t) = \log(q_e) - \frac{K_{ad}}{2,303} t \quad [6.8]$$

Bu eşitlikte,

K_{ad} = Hız sabiti (1/dak),

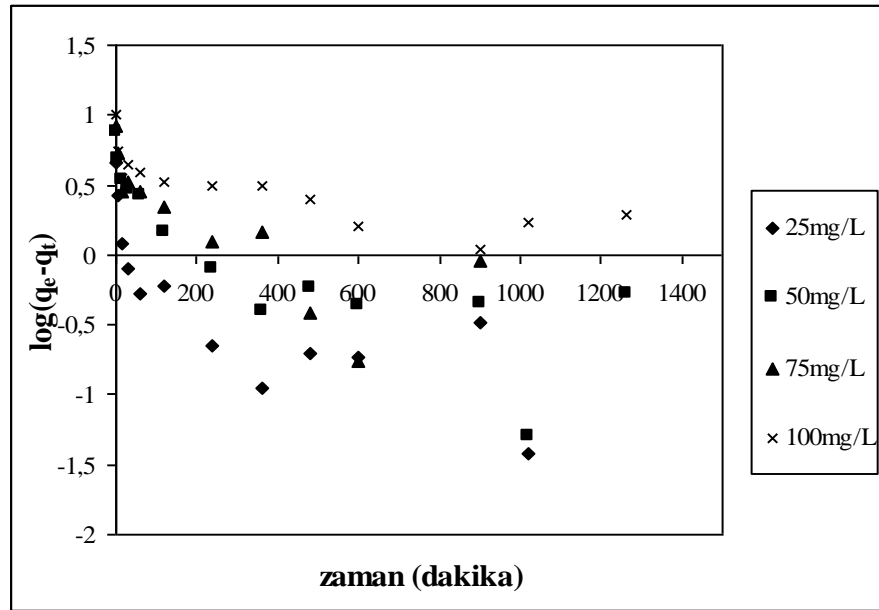
q_e = Adsorpsiyon kapasitesi (mg/g),

q_t = t anında adsorplanan madde konsantrasyonunu (mg/g) ifade etmektedir.

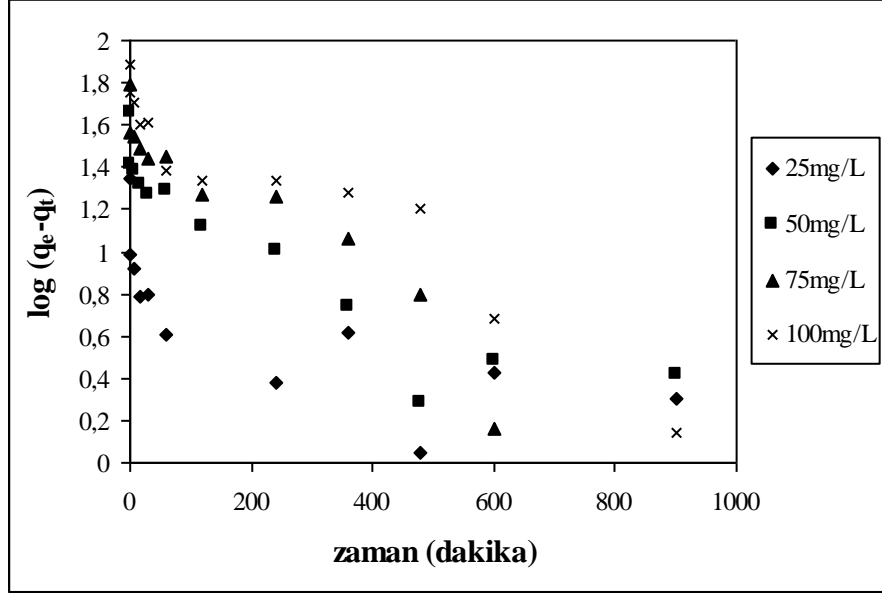
[6.8] eşitliğine göre $\log(q_e - q_t)$, t 'ye karşı grafiğe geçirilirse doğrunun eğimi $K_{ad}/2,303$ 'ü, y-ksenini kesim noktası ise $\log(q_e)$ ' yi verecektir. Buradan gerekli hesaplamalar yapılarak K_{ad} ve q_e değerleri bulunur.

Bu model, pek çok durumda toplam adsorpsiyon süresi için geçerli değildir. Genellikle adsorpsiyon prosesinin ilk 20–30 dakikası için uygulanabilir (Babuşçu, 2007).

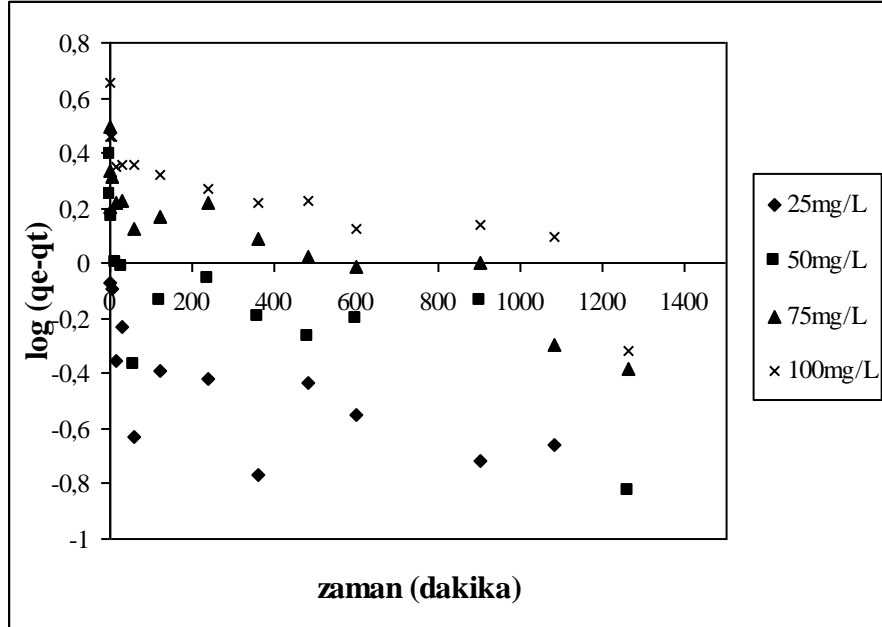
Yalancı birinciden hız eşitliklerinin ilgili grafikleri Şekil 6.25-Şekil 6.38 arasında verilmiştir.



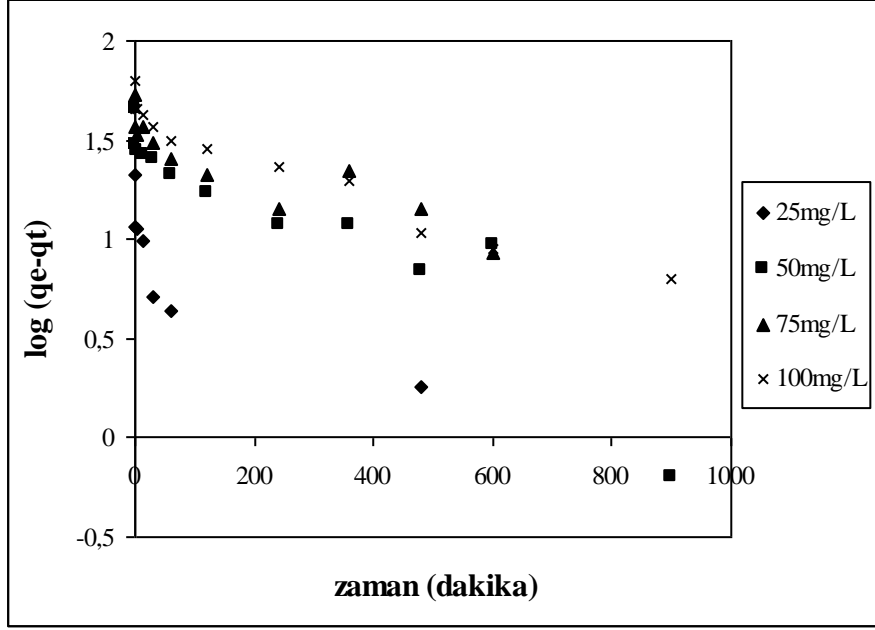
Şekil 6.25 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında yalancı birinciden hız eşitliği grafiği (Kemik konsantrasyonu: 5000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 5.12, sıcaklık 25±0,5°C, tane boyutu: 63-125 µm)



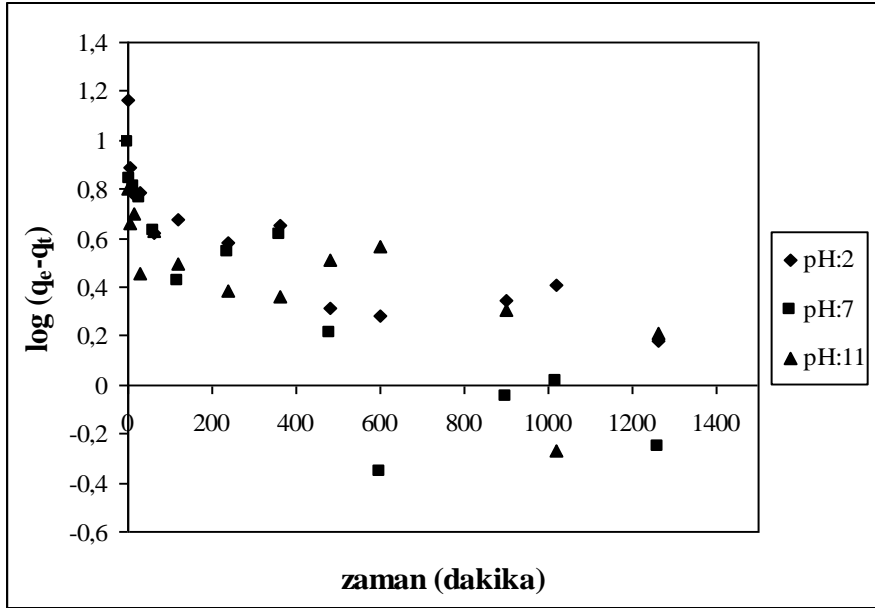
Şekil 6.26 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında yalancı birinci dereceden hız eşitliği grafiği (Aktif karbon konsantrasyonu: 1000mg/L çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık $25 \pm 0,5^\circ\text{C}$, pH: 5,12)



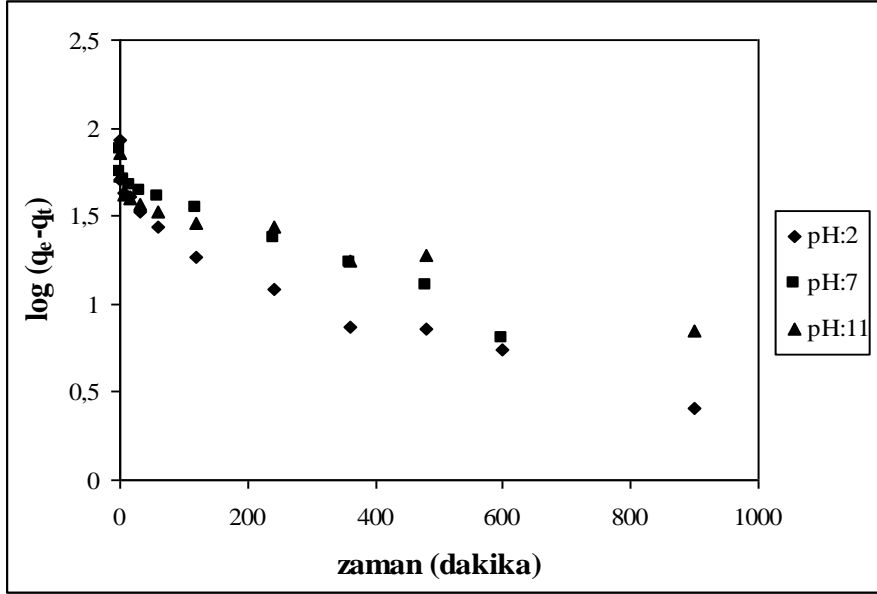
Şekil 6.27 Procion HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında yalancı birinci dereceden hız eşitliği grafiği (Kemik konsantrasyonu: 15000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 6,15, sıcaklık $25 \pm 0,5^\circ\text{C}$, tane boyutu: 63-125 μm)



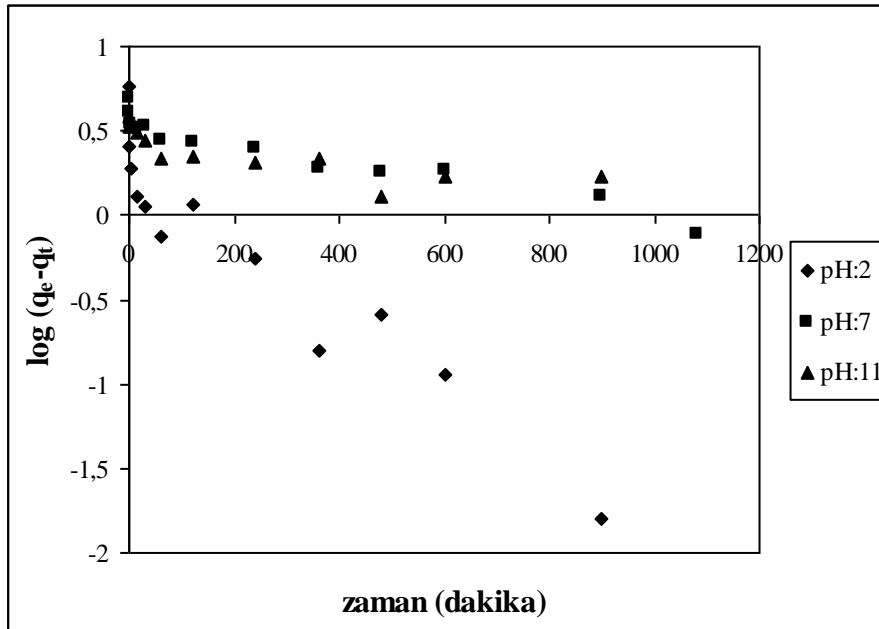
Şekil 6.28 Procion HE-3B boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında yalancı birinci dereceden hız eşitliği grafiği (Aktif karbon konsantrasyonu: 1000mg/L çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık $25\pm 0,5^{\circ}\text{C}$, pH: 6.15)



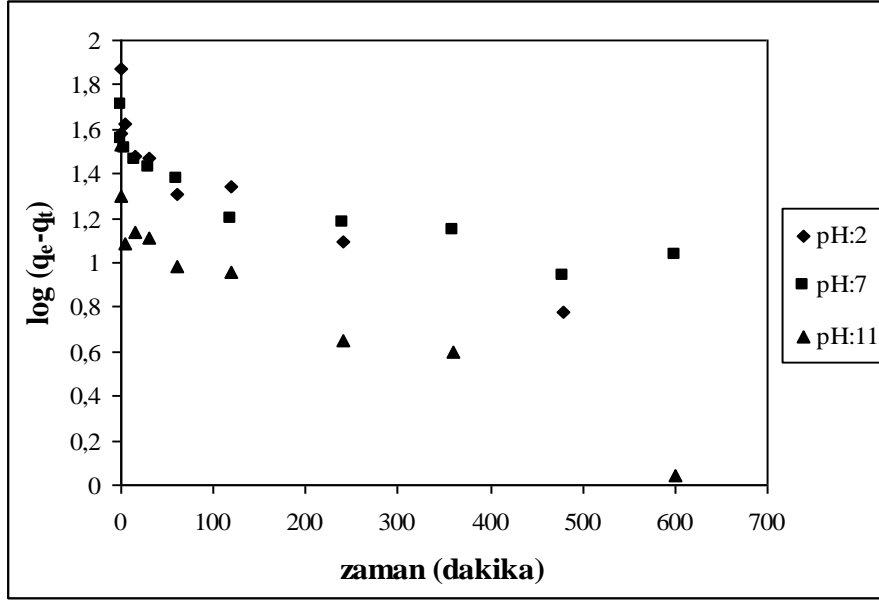
Şekil 6.29 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı pH'larda yalancı birinci dereceden hız eşitliği grafiği (Boya konsantrasyonu: 100mg/L, kemik konsantrasyonu: 5000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık $25\pm 0,5^{\circ}\text{C}$, tane boyutu: 63-125 μm)



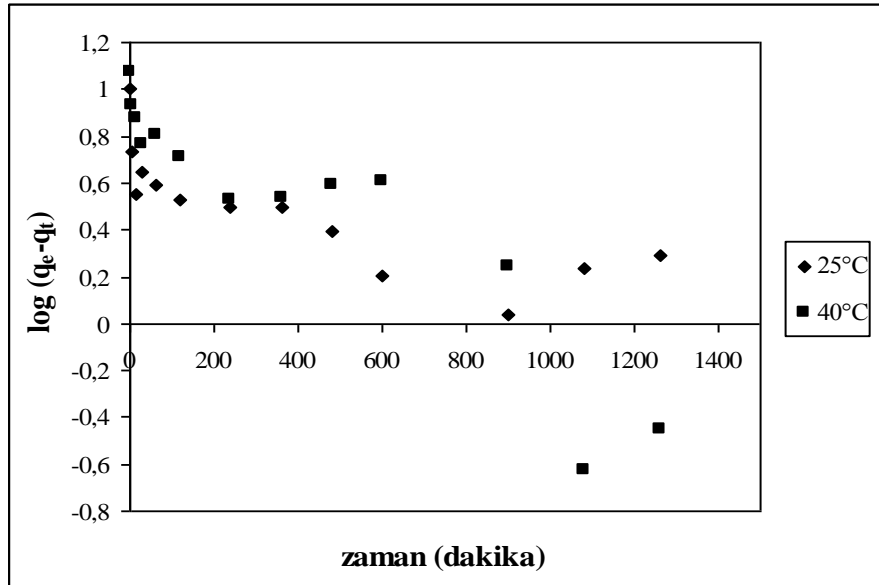
Şekil 6.30 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı pH'larda yalancı birinci dereceden hız eşitliği grafiği (Boya konsantrasyonu: 100mg/L, aktif karbon konsantrasyonu: 1000mg/L çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık 25±0,5°C)



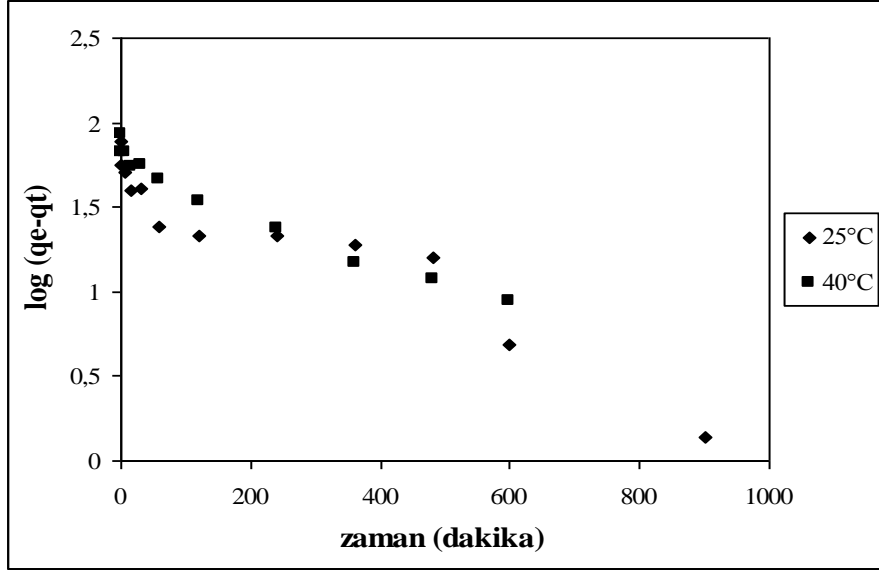
Şekil 6.31 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı pH'larda yalancı birinci dereceden hız eşitliği grafiği (Boya konsantrasyonu: 100mg/L, kemik konsantrasyonu: 15000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık 25±0,5°C, tane boyutu: 63-125 µm)



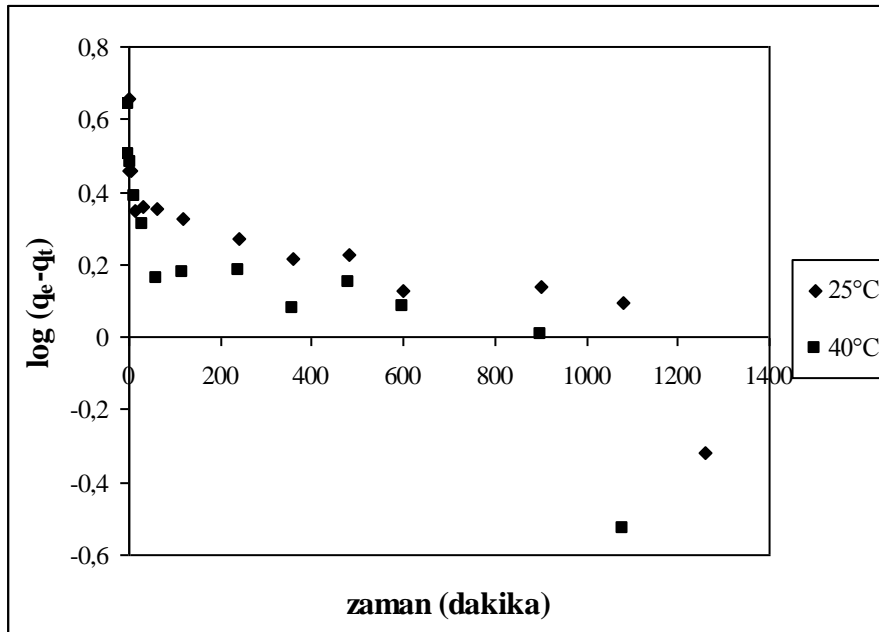
Şekil 6.32 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı pH'larda yalancı birinci dereceden hız eşitliği grafiği (Boya konsantrasyonu: 100mg/L, kemik konsantrasyonu: 1000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık 25±0,5°C)



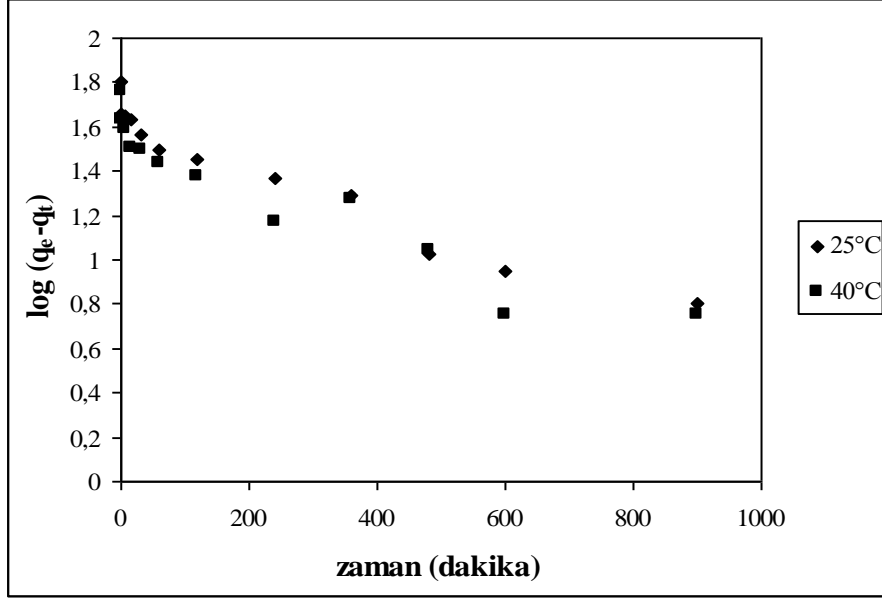
Şekil 6.33 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı sıcaklıklarda yalancı birinci dereceden hız eşitliği grafiği (Boya konsantrasyonu: 100mg/L, kemik konsantrasyonu: 5000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 5.12, tane boyutu: 63-125 µm)



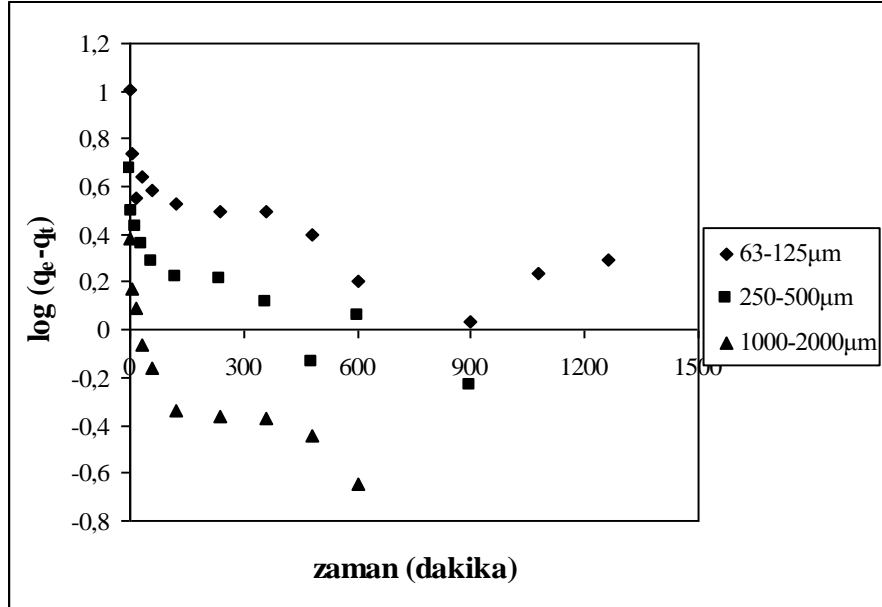
Şekil 6.34 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı sıcaklıklarda yalancı birinci dereceden hız eşitliği grafiği (Boya konsantrasyonu: 100mg/L, aktif karbon konsantrasyonu: 1000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 5.12, tane boyutu: 63-125 μm)



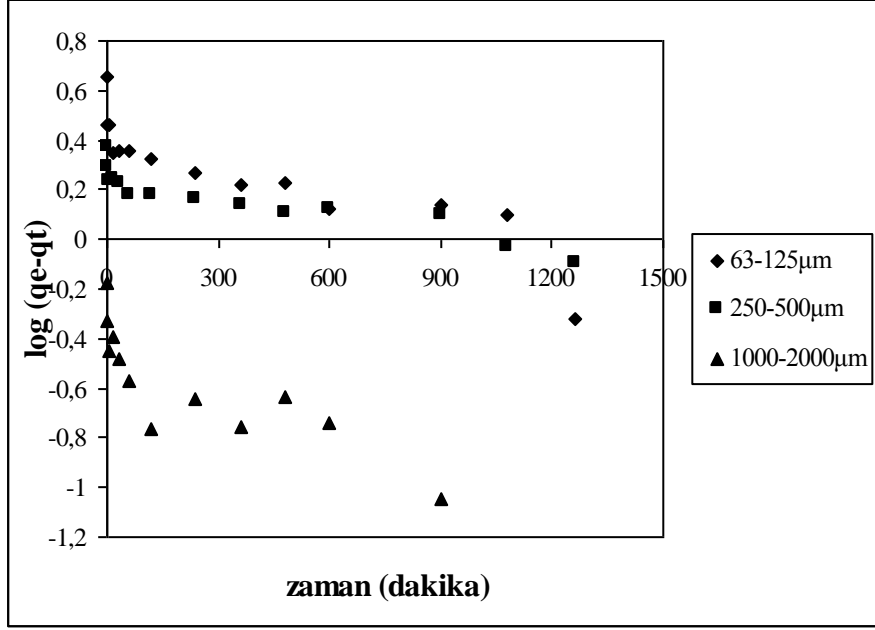
Şekil 6.35 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı sıcaklıklarda yalancı birinci dereceden hız eşitliği grafiği (Boya konsantrasyonu: 100mg/L, kemik konsantrasyonu: 15000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 6.15, tane boyutu: 63-125 μm)



Şekil 6.36 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı sıcaklıklarda yalancı birinci dereceden hız eşitliği grafiği (Boya konsantrasyonu: 100mg/L, kemik konsantrasyonu: 15000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 6.15, tane boyutu: 63-125 μm)



Şekil 6.37 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı tane boyutlarında yalancı birinci dereceden hız eşitliği grafiği (Boya konsantrasyonu: 100mg/L, kemik konsantrasyonu: 5000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık: 25 \pm 0,5°C, pH: 5.12)



Şekil 6.38 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı tane boyutlarında yalancı birinci dereceden hız eşitliği grafiği (Boya konsantrasyonu: 100mg/L, kemik konsantrasyonu: 5000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık: 25±0,5°C, pH: 5.12)

6.2.9.2 Yalancı İkinci Dereceden Hız Eşitliği

Ho tarafından 1995 yılında geliştirilen yalancı ikinci dereceden hız denklemi hızın adsorbat konsantrasyonundan bağımsız, katı fazdaki adsorpsiyon kapasitesine ve zamana bağlı olduğunu göstermiştir (Kabak, 2008). Yalancı ikinci dereceden hız eşitliği aşağıdaki şekilde tanımlanır (Ip ve diğ., 2010).

$$\frac{dq_t}{dt} = k(q_e - q_t)^2 \quad [6.9]$$

Eşitlik [6.9] sınır değerlerinde integre edilirse aşağıdaki eşitlik elde edilir.

$$\frac{1}{(q_e - q_t)} = \frac{1}{q_e} + kt \quad [6.10]$$

Bu eşitlik lineerize edilerek aşağıdaki eşitlik bulunur.

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k \cdot (q_e)^2} + \frac{1}{q_e} t \quad [6.11]$$

Bu eşitlikte;

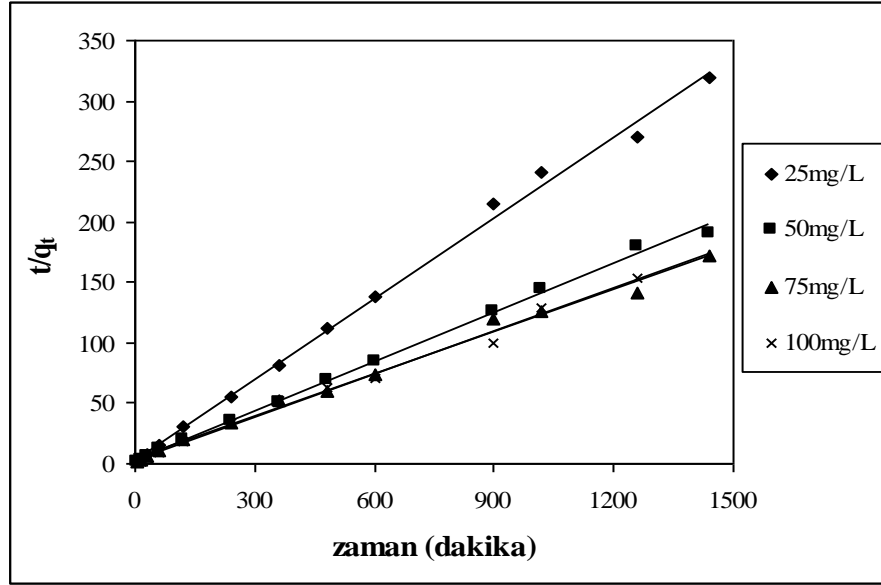
k: yalancı ikinci derece hız sabitidir (g/mg.dak).

qe: dengede adsorplanan madde miktarı (mg/g).

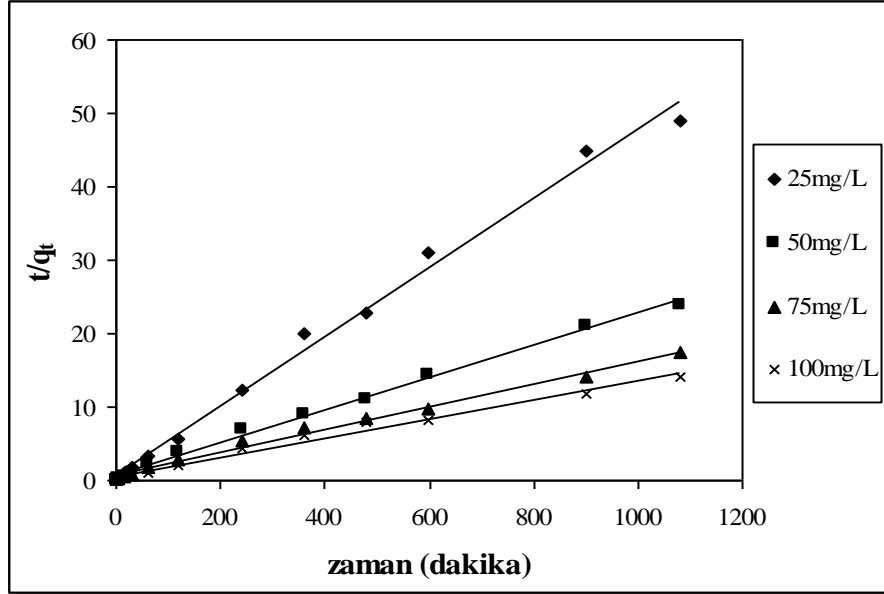
q_t : t anında adsorplanan madde konsantrasyonudur (mg/g).

Bu eşitliğe göre $(t/q_t) - t$ grafiğe geçirilirse doğrunun eğimi $1/q_e$ 'yi, y-eksenini kesim noktası ise $1/k(q_e)^2$ değerini verir.

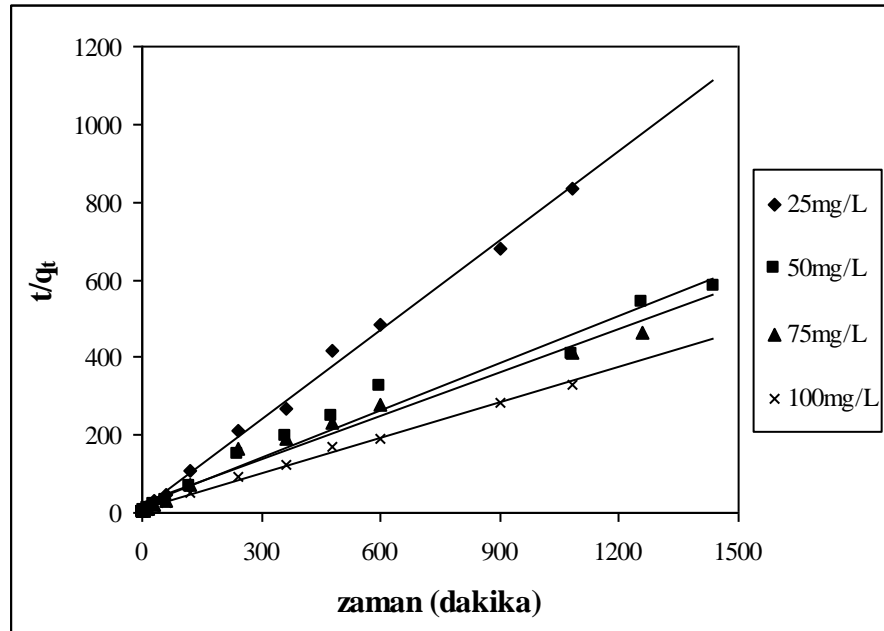
Yalancı ikinci dereceden hız eşitliğinin ilgili grafikleri Şekil 6.39-Şekil 6.52 arasında verilmiştir.



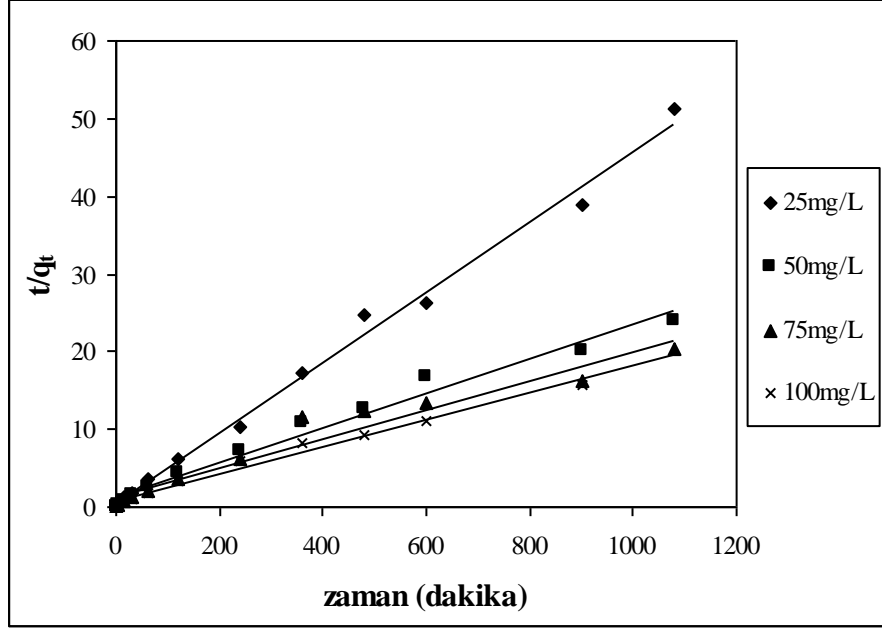
Şekil 6.39 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında yalancı ikinci dereceden hız eşitliği grafiği (Kemik konsantrasyonu: 5000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 5.12, sıcaklık $25 \pm 0,5^\circ\text{C}$, tane boyutu: 63-125 μm)



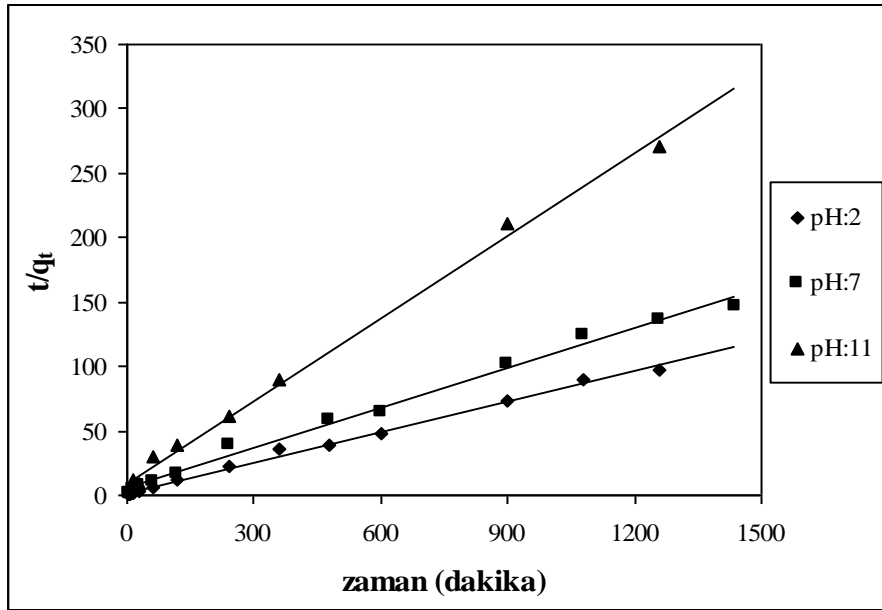
Şekil 6.40 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında yalancı ikinci dereceden hız eşitliği grafiği (Aktif karbon konsantrasyonu: 1000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 5.12, sıcaklık $25\pm 0,5^{\circ}\text{C}$)



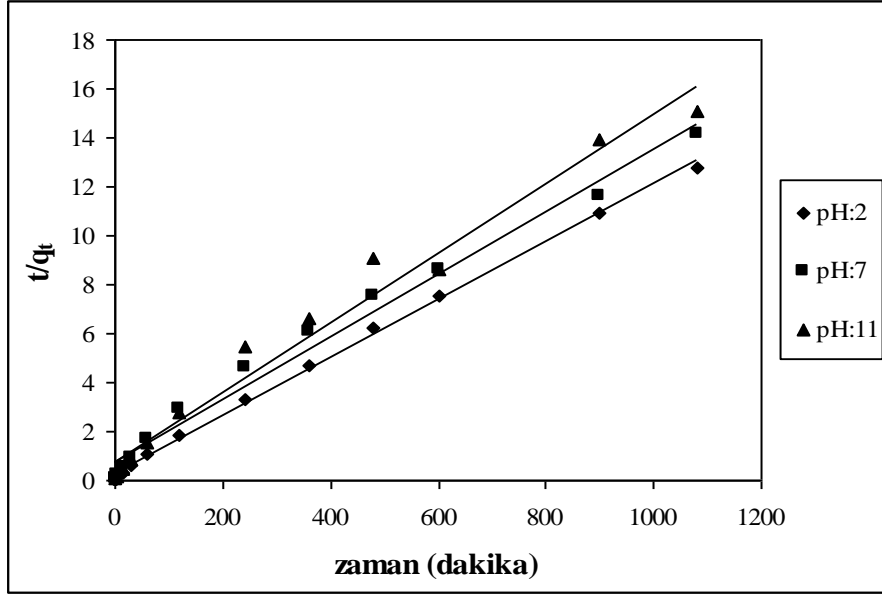
Şekil 6.41 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında yalancı ikinci dereceden hız eşitliği grafiği (Kemik konsantrasyonu: 15000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 6.15, sıcaklık $25\pm 0,5^{\circ}\text{C}$, tane boyutu: 63-125 μm)



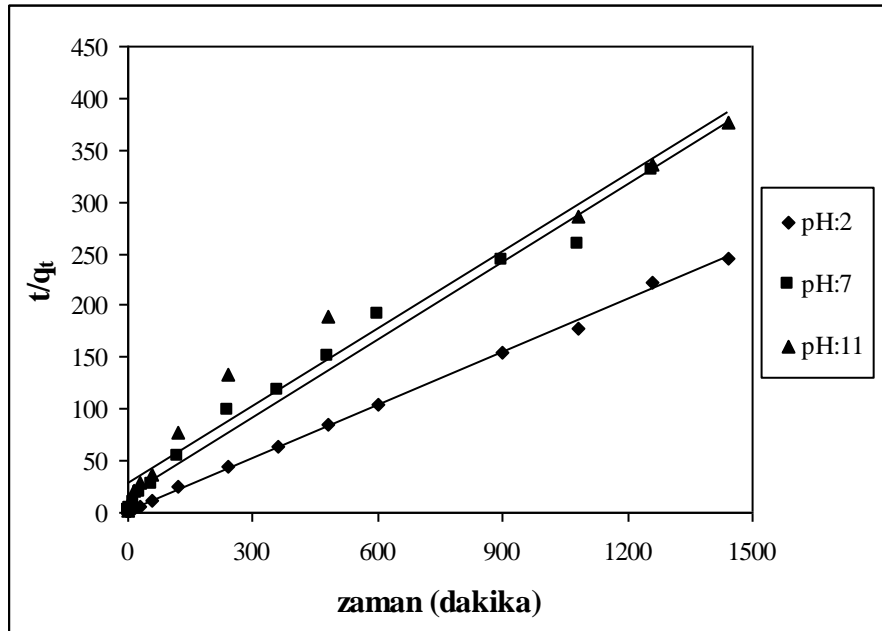
Şekil 6.42 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında yalancı ikinci dereceden hız eşitliği grafiği (Aktif karbon konsantrasyonu: 1000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 6.15, sıcaklık $25\pm 0,5^{\circ}\text{C}$)



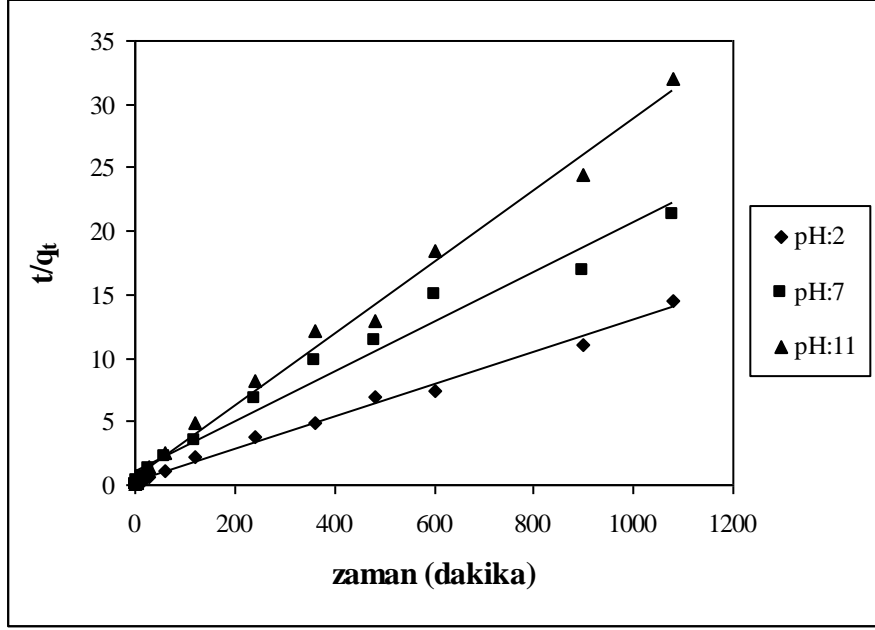
Şekil 6.43 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunda farklı pH'larda yalancı ikinci dereceden hız eşitliği grafiği (Boya konsantrasyonu: 100mg/L, kemik konsantrasyonu: 5000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık $25\pm 0,5^{\circ}\text{C}$, tane boyutu: 63-125 μm)



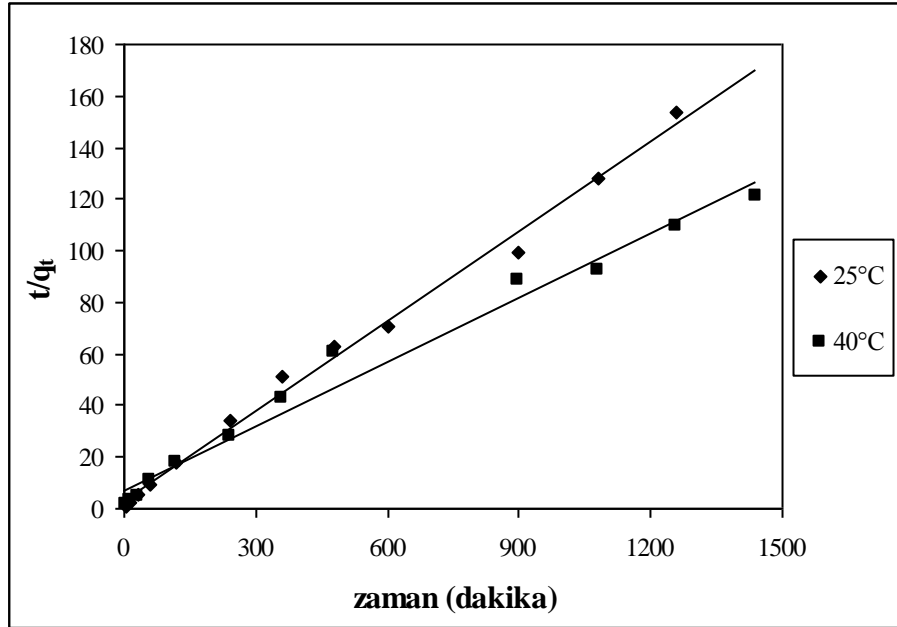
Şekil 6.44 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunda farklı pH'larda yalancı ikinci dereceden hız eşitliği grafiği (*Boya konsantrasyonu: 100mg/L, aktif karbon konsantrasyonu: 1000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık 25±0,5°C*)



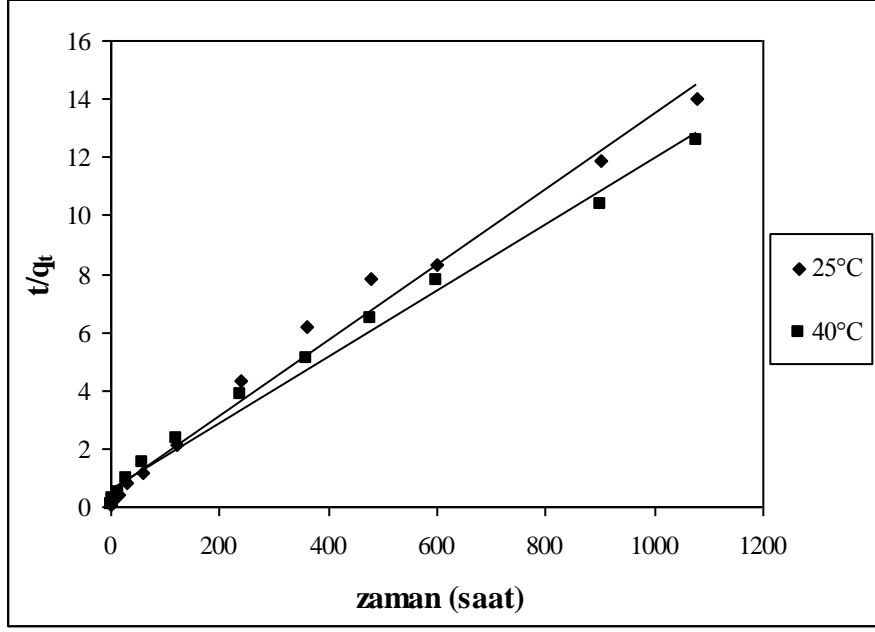
Şekil 6.45 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunda farklı pH'larda yalancı ikinci dereceden hız eşitliği (*Boya konsantrasyonu: 100mg/L, kemik konsantrasyonu: 15000 mg/L, çalkalama hızı:150 rpm, sıcaklık 25±0,5°C, tane boyutu: 63-125 µm*)



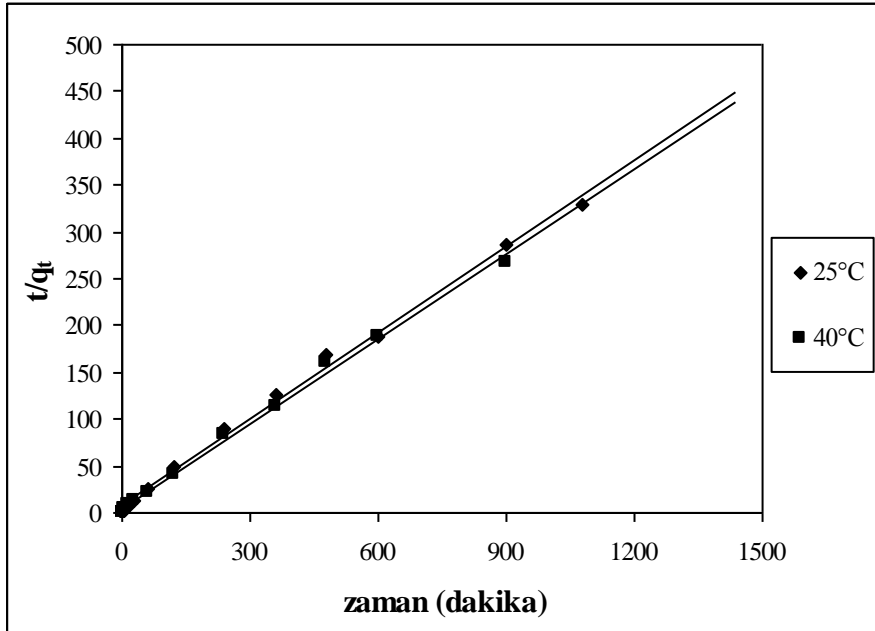
Şekil 6.46 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunda farklı pH'larda yalancı ikinci dereceden hız eşitliği (*Boya konsantrasyonu: 100mg/L, aktif karbon konsantrasyonu: 1000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık 25±0,5°C*)



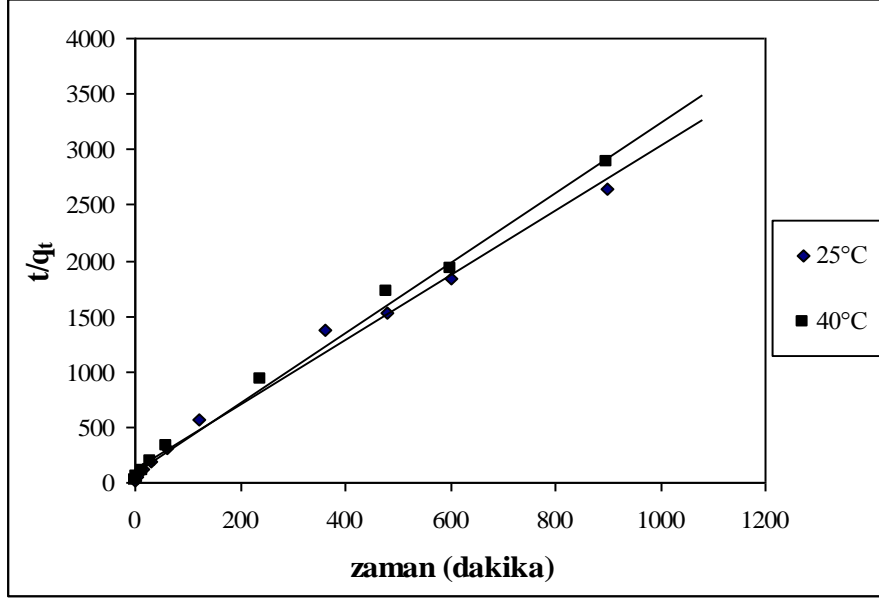
Şekil 6.47 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunda farklı sıcaklıklarda yalancı ikinci dereceden hız eşitliği grafiği (*Boya konsantrasyonu: 100mg/L, kemik konsantrasyonu: 5000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 5.12, tane boyutu: 63-125 µm*)



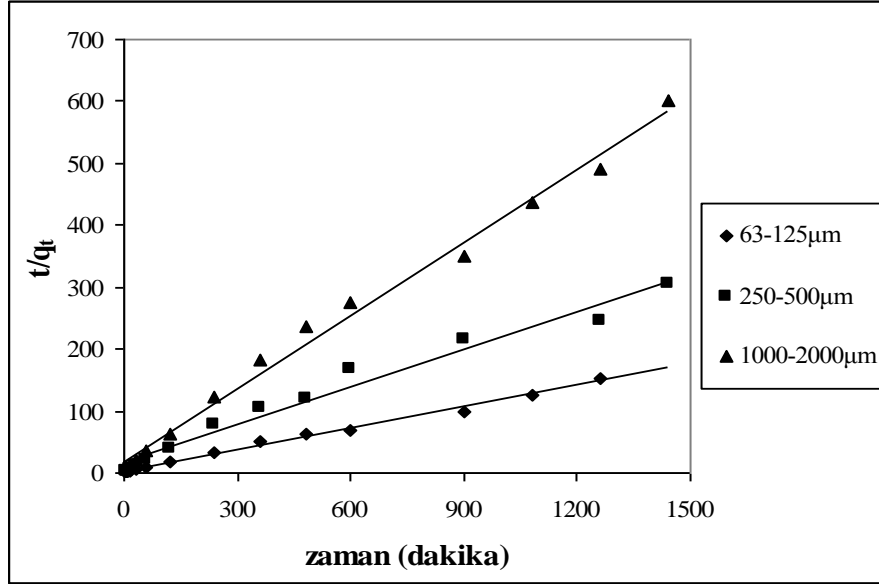
Şekil 6.48 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı sıcaklıklarda yalancı ikinci dereceden hız eşitliği grafiği (Boya konsantrasyonu: 100mg/L, aktif karbon konsantrasyonu: 1000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 5.12)



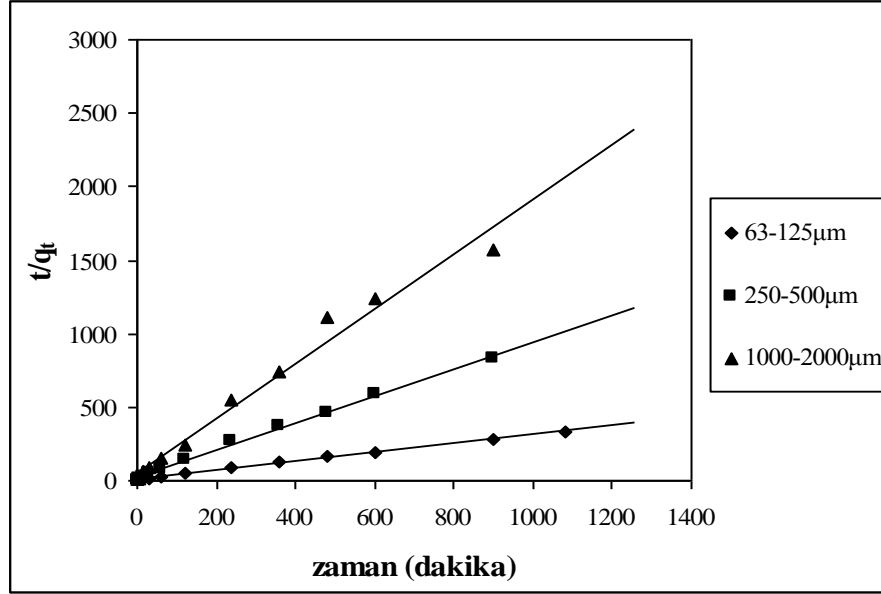
Şekil 6.49 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı sıcaklıklarda yalancı ikinci dereceden hız eşitliği grafiği (Boya konsantrasyonu: 100mg/L, kemik konsantrasyonu: 15000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 6.15, tane boyutu: 63-125 µm)



Şekil 6.50 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı sıcaklıklarda yalancı ikinci dereceden hız eşitliği grafiği (Boya konsantrasyonu: 100mg/L, aktif karbon konsantrasyonu: 1000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 6.15)



Şekil 6.51 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı tane boyutlarında yalancı ikinci dereceden hız eşitliği grafiği (Boya konsantrasyonu: 100mg/L, kemik konsantrasyonu: 5000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 5.12, sıcaklık: 25±0,5°C)



Şekil 6.52 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı tane boyutlarında yalancı ikinci dereceden hız eşitliği grafiği (Boya konsantrasyonu: 100mg/L, kemik konsantrasyonu: 5000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 5.12, sıcaklık: 25±0,5°C)

6.2.9.3 Partikül İçi Difüzyon Modeli

Partikül içi difüzyon hız eşitliği, kademeli denge sistemlerindeki hız değişimini açıklamak maksadı ile ileri sürülen bir hız eşitliğidir (Örnek, 2006). Difüzyon mekanizması yalancı 1. ve 2. derece denklemler tarafından net olarak açıklanamaz ise, kinetik sonuçlar parçacık içi difüzyon modeli ile açıklanmaya çalışılır (Kayacan, 2007). Partikülü içi difüzyon hız eşitliği aşağıdaki gibidir (Nas, 2006).

$$q_t = k_{id} \cdot t^{1/2} \quad [6.12]$$

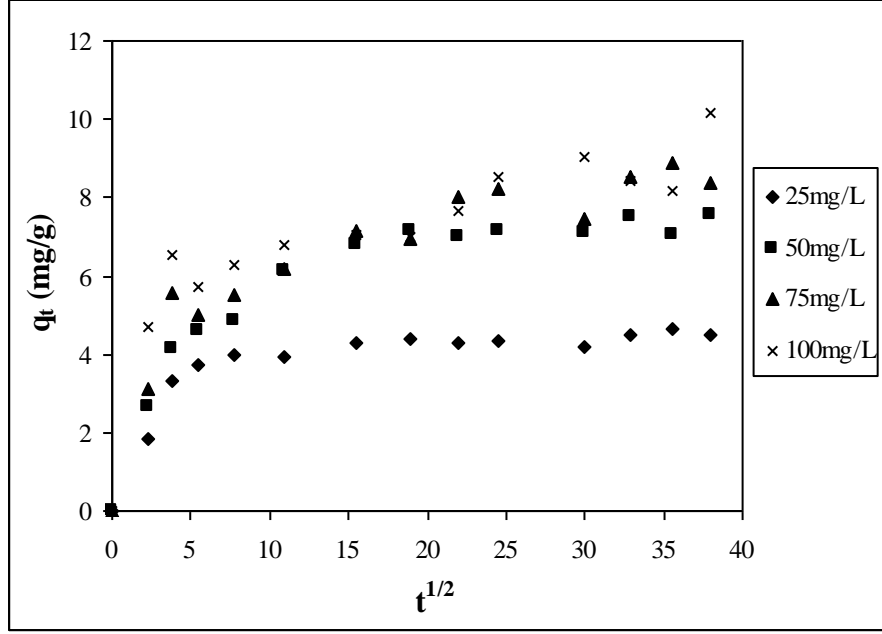
bu eşitlikte;

k_{id} = Partikülü içi difüzyon sabitidir (mg.g⁻¹.dak^{-0,5})

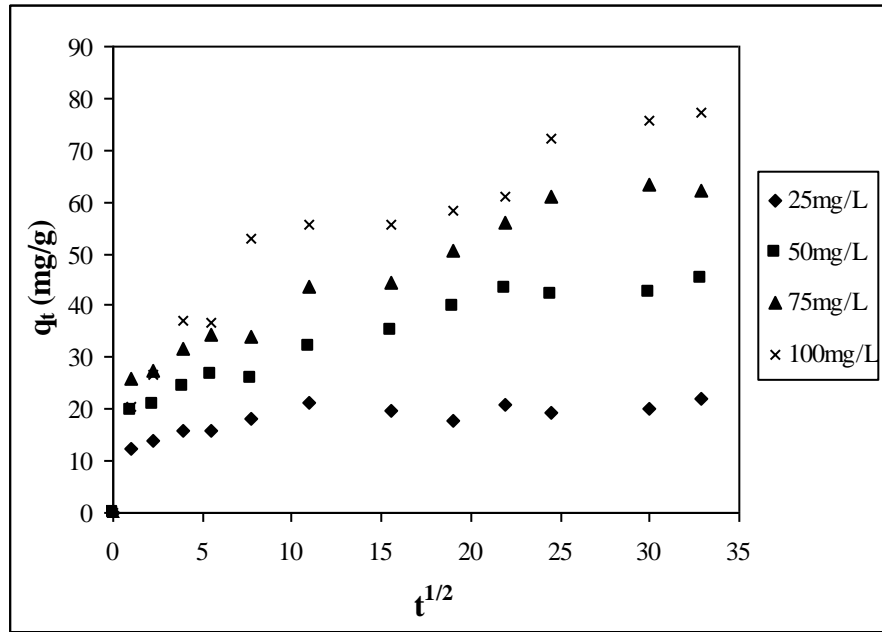
t = Zaman (dakika)

q_t 'ye karşılık $t^{1/2}$ grafiğe geçirilirse elde edilen doğrunun eğiminden k_{id} adsorpsiyon sabiti elde edilir.

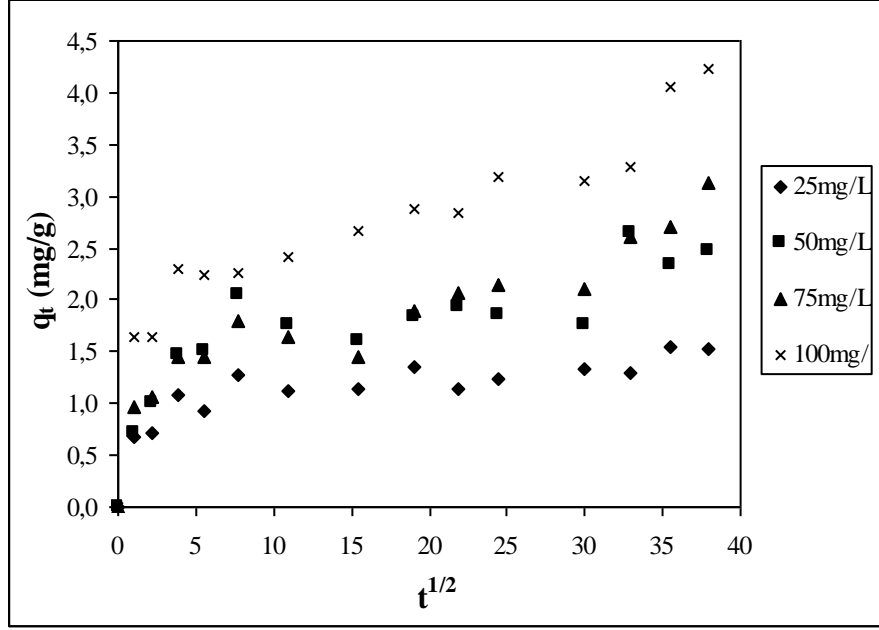
Partikül içi difüzyon modeli ile ilgili grafikler Şekil 6.53-Şekil 6.66 arasında verilmiştir.



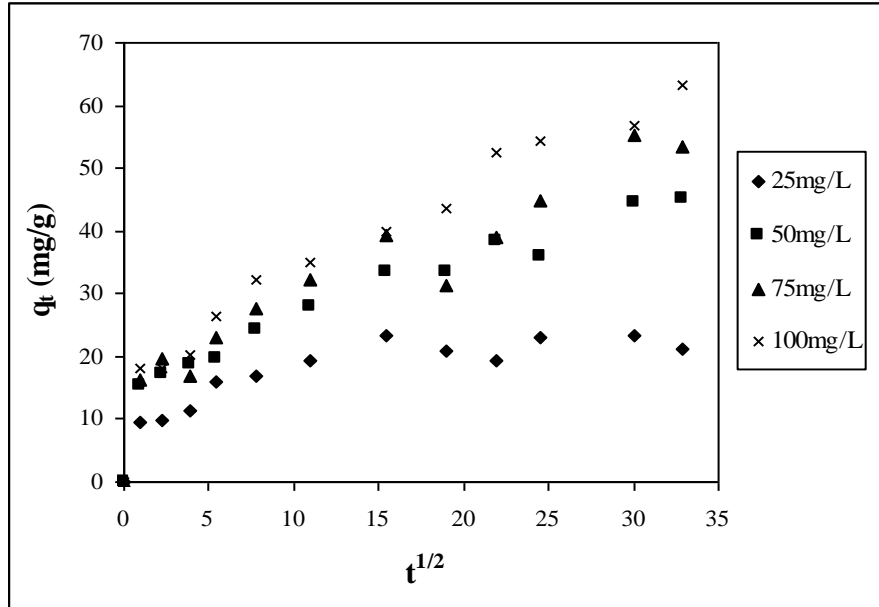
Şekil 6.53 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında partikül içi difüzyon modeli grafiği (*Kemik konsantrasyonu: 5000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 5.12, sıcaklık $25\pm 0,5^\circ\text{C}$, tane boyutu: 63-125 μm*)



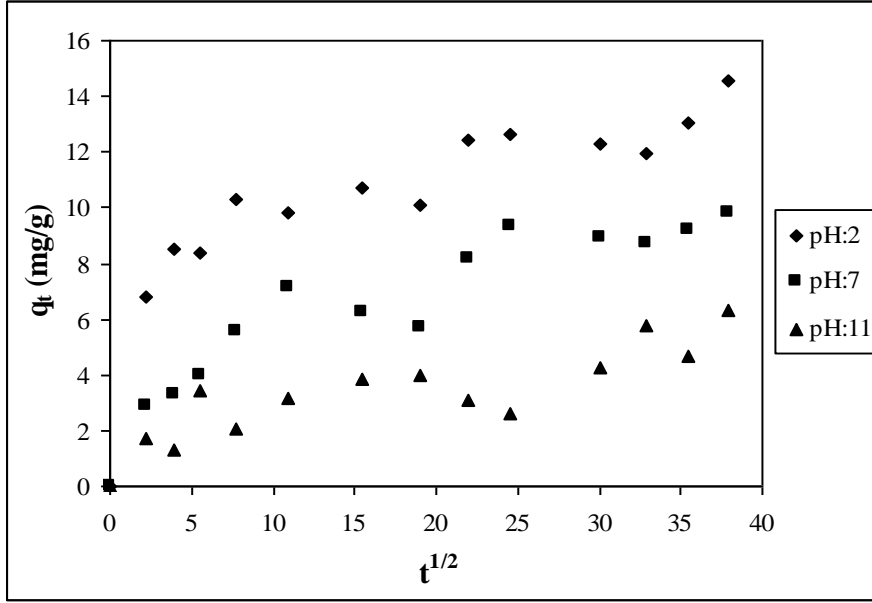
Şekil 6.54 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında partikül içi difüzyon modeli grafiği (*Aktif karbon konsantrasyonu: 1000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 5.12, sıcaklık $25\pm 0,5^\circ\text{C}$*)



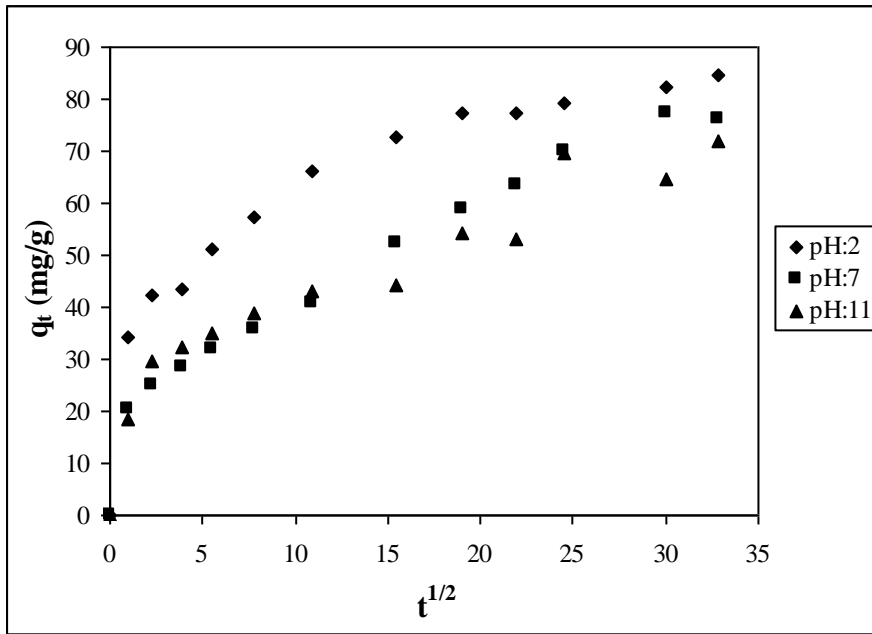
Şekil 6.55 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında partikül içi difüzyon modeli grafiği (Kemik konsantrasyonu: 15000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 6.15, sıcaklık $25\pm 0,5^\circ\text{C}$, tane boyutu: 63-125 μm)



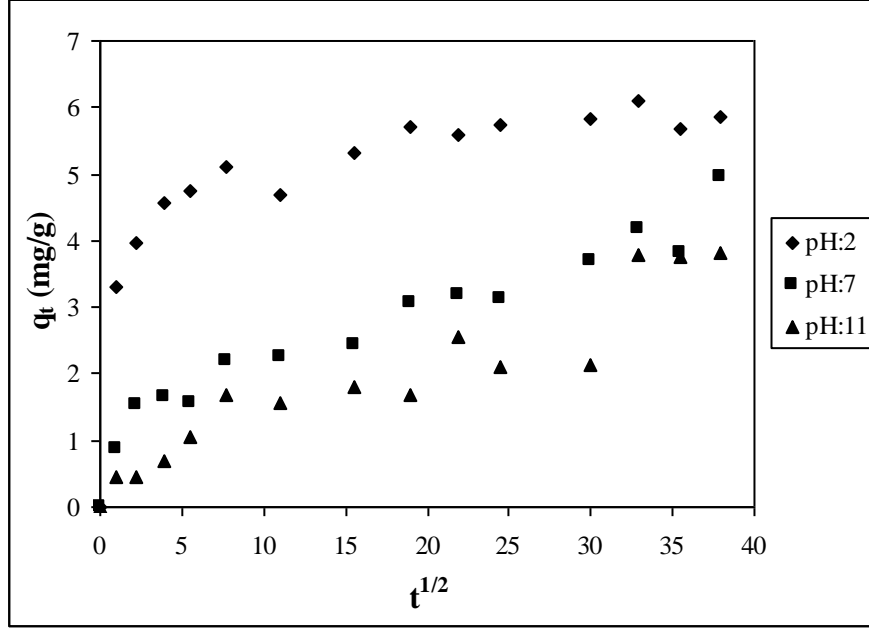
Şekil 6.56 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında partikül içi difüzyon modeli grafiği (Aktif karbon konsantrasyonu: 1000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 6.15, sıcaklık $25\pm 0,5^\circ\text{C}$)



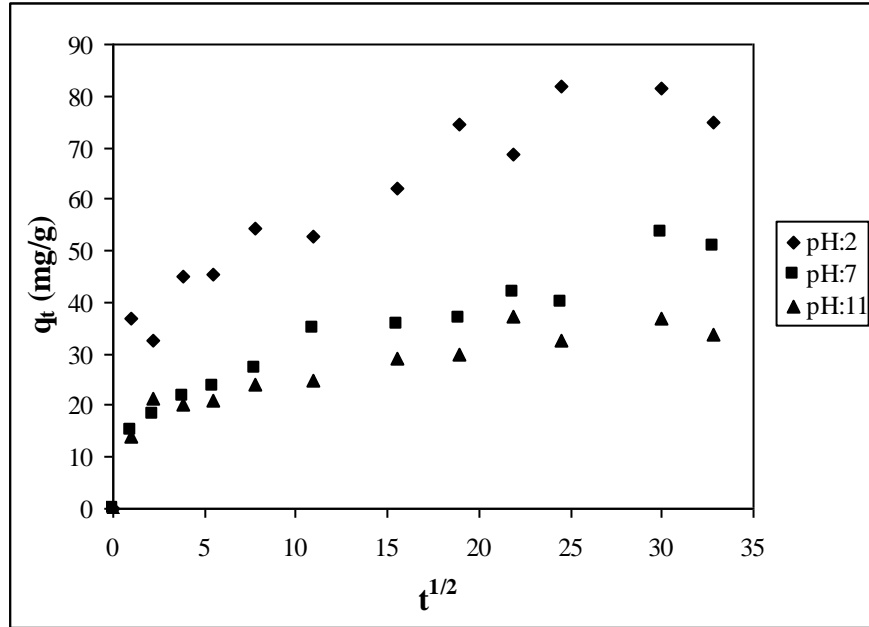
Şekil 6.57 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı pH'larda partikül içi difüzyon modeli grafiği (Boya konsantrasyonu: 100 mg/L, kemik konsantrasyonu: 5000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık 25±0,5°C, tane boyutu: 63-125 µm)



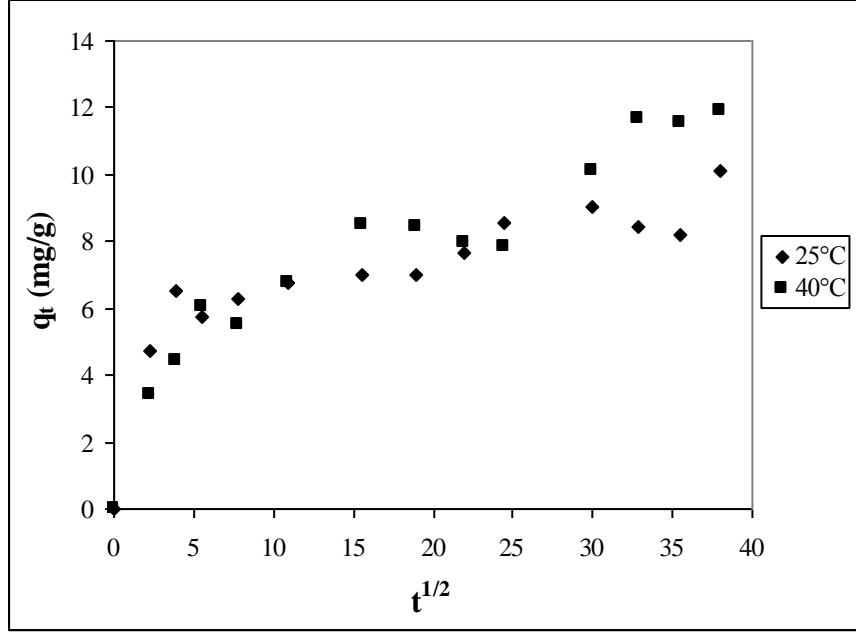
Şekil 6.58 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı pH'larda partikül içi difüzyon modeli grafiği (Boya konsantrasyonu: 100 mg/L, aktif karbon konsantrasyonu: 1000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık 25±0,5°C)



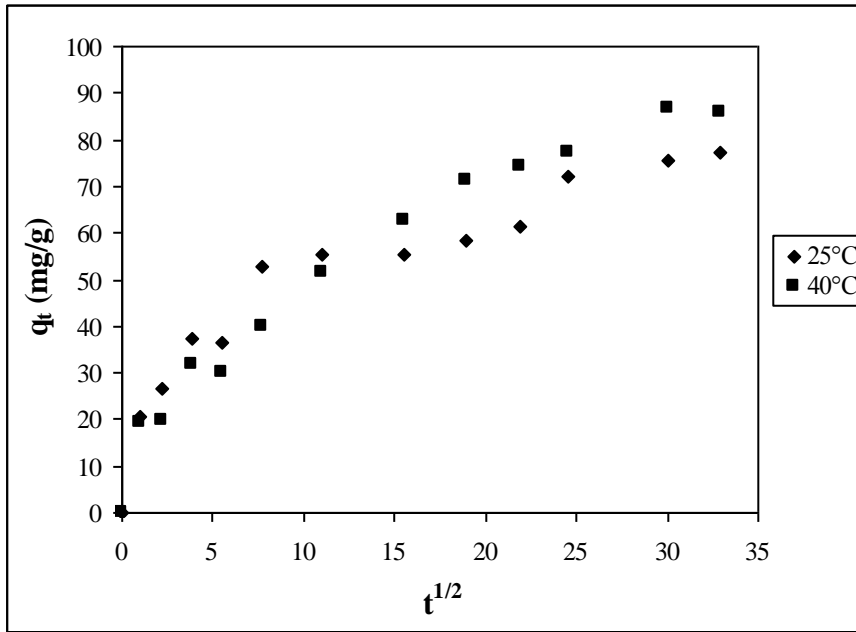
Şekil 6.59 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı pH'larda partikül içi difüzyon modeli grafiği (Boya konsantrasyonu: 100 mg/L, kemik konsantrasyonu: 15000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık $25 \pm 0,5^\circ\text{C}$, tane boyutu: 63-125 μm)



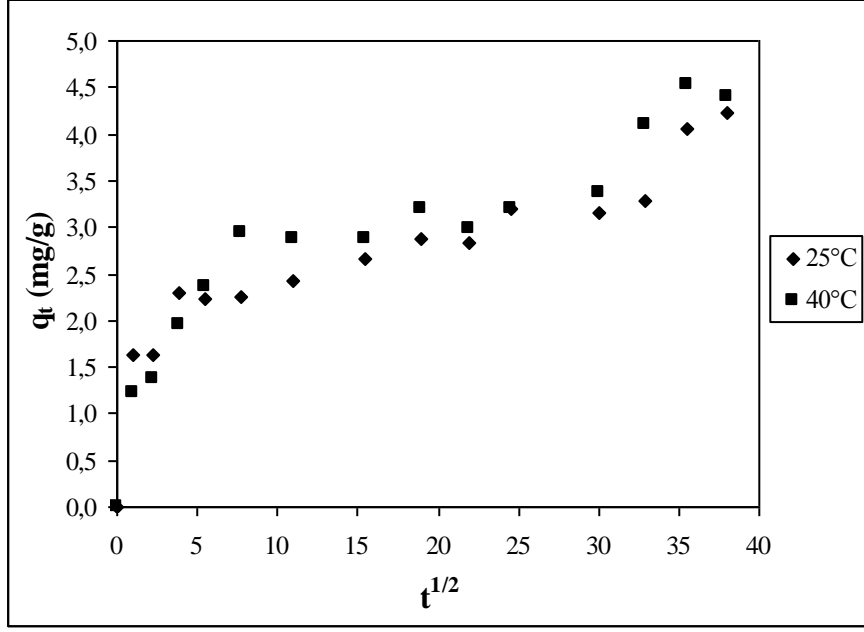
Şekil 6.60 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı pH'larda partikül içi difüzyon modeli grafiği (Boya konsantrasyonu: 100 mg/L, aktif karbon konsantrasyonu: 1000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık $25 \pm 0,5^\circ\text{C}$)



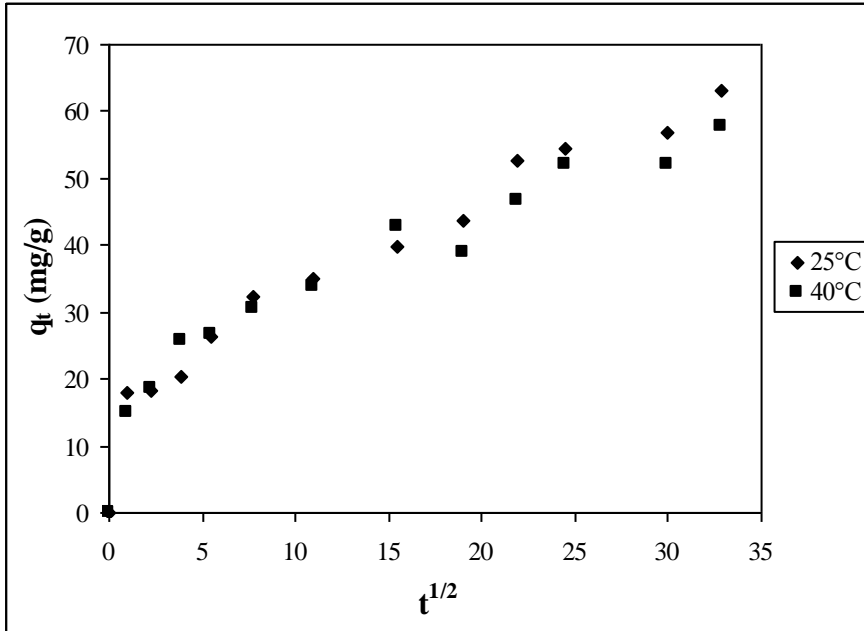
Şekil 6.61 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı sıcaklıklarda partikül içi difüzyon modeli grafiği (Boya konsantrasyonu: 100 mg/L, kemik konsantrasyonu: 5000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH:5.12, tane boyutu: 63-125 μ m)



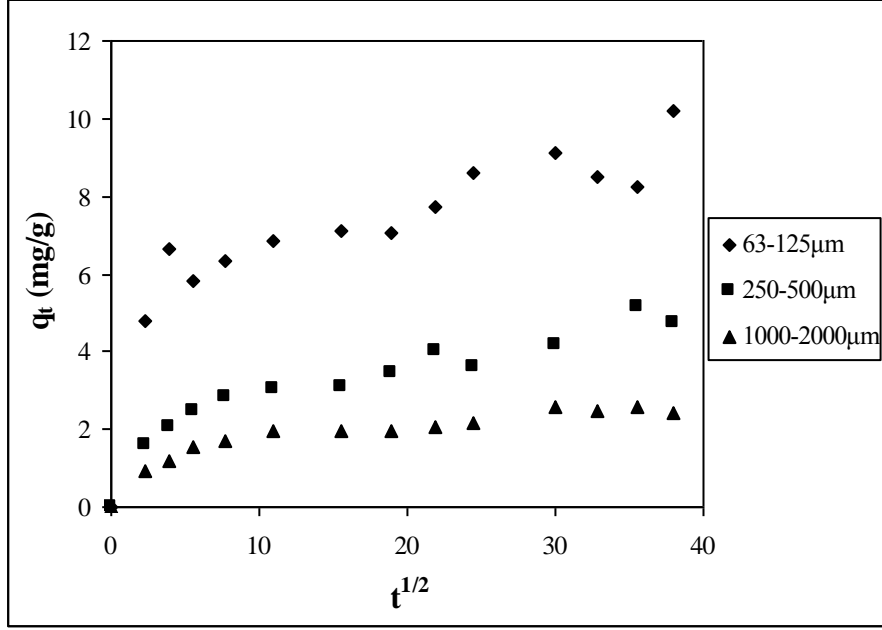
Şekil 6.62 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı sıcaklıklarda partikül içi difüzyon modeli grafiği (Boya konsantrasyonu: 100 mg/L, aktif karbon konsantrasyonu: 1000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH:5.12)



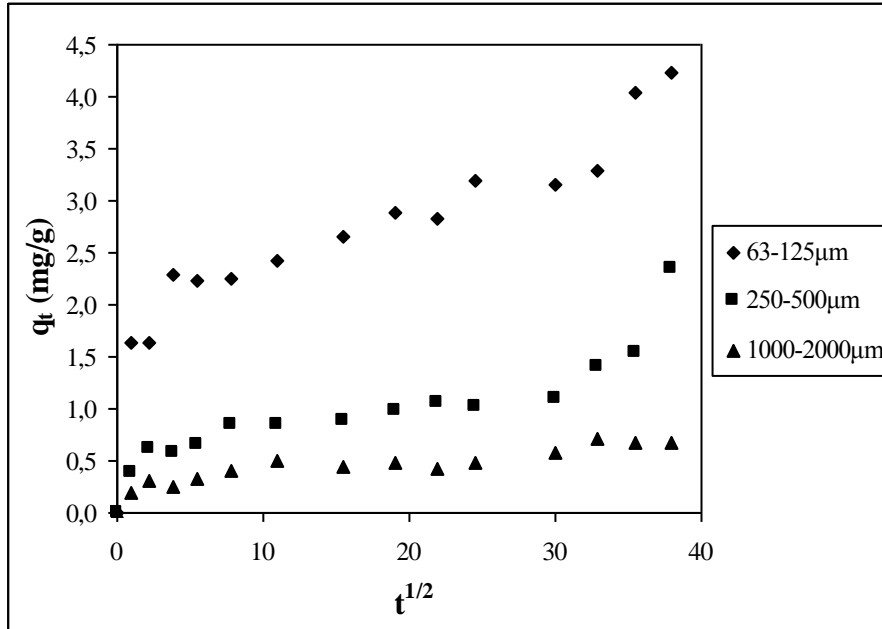
Şekil 6.63 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı sıcaklıklarda partikül içi difüzyon modeli grafiği (*Boya konsantrasyonu: 100 mg/L, kemik konsantrasyonu: 15000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 6.15, tane boyutu: 63-125 μ m*)



Şekil 6.64 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı sıcaklıklarda partikül içi difüzyon modeli grafiği (*Boya konsantrasyonu: 100 mg/L, aktif karbon konsantrasyonu: 1000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 6.15*)



Şekil 6.65 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı tane boyutlarında partikül içi difüzyon modeli grafiği (*Boya konsantrasyonu: 100 mg/L, kemik konsantrasyonu: 5000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 5.12, sıcaklık: 25±0,5°C*)



Şekil 6.66 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı tane boyutlarında partikül içi difüzyon modeli grafiği (*Boya konsantrasyonu: 100 mg/L, kemik konsantrasyonu: 15000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 6.15, sıcaklık: 25±0,5°C*)

6.2.9.4 Elovich Hız Eşitliği

Elovich eşitliği bazı kemisorpsiyon prosesleri için uygulanır ve düşük adsorpsiyon hızlarının geniş bir aralığını kapsar. Bu eşitlik adsorplayan yüzey heterojen olduğunda geçerlidir (Perez-Marin ve diğ., 2007). Elovich denklemi aşağıdaki gibi ifade edilir (Örnek, 2006).

$$\frac{dq_t}{dt} = \alpha \cdot e^{-\beta q_t} \quad [6.13]$$

Bu eşitliğin integrali alındığında ise lineer duruma getirilmiş Elovich hız eşitliği elde edilmiş olur. Bu eşitlik, eşitlik [6.14]'de gösterilmiştir.

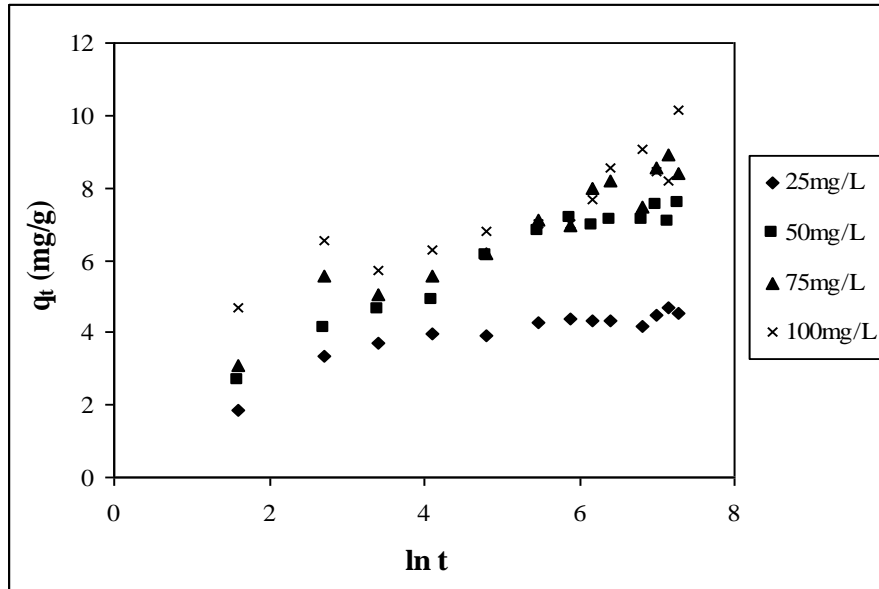
$$q_t = \frac{1}{\beta} \ln(\alpha \cdot \beta) + \frac{1}{\beta} \ln t \quad [6.14]$$

Bu eşitlikteki

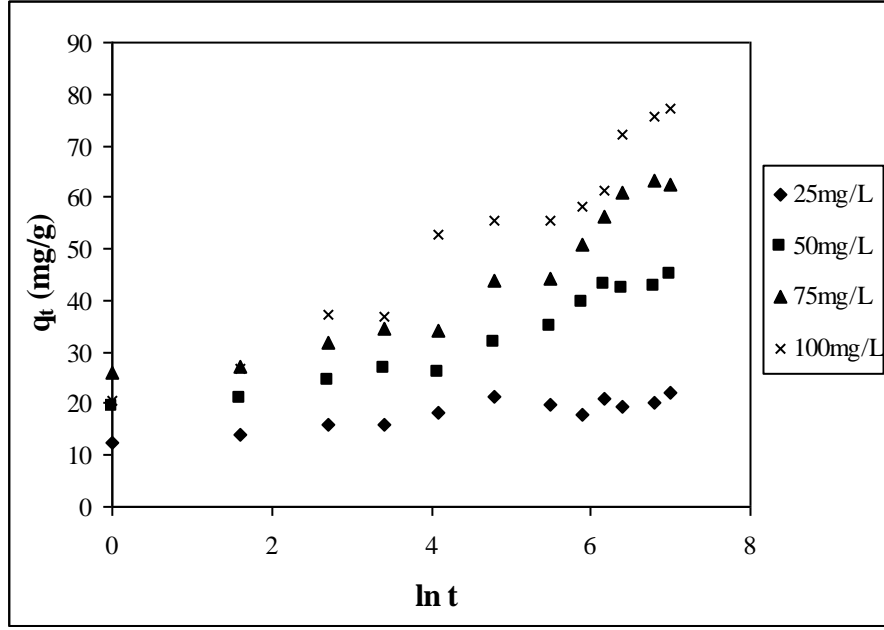
α : Başlangıç sorpsiyon hızı (mg/g.dak),

β : Yüzey alanının büyüklüğü ve kimyasal sorpsiyonun aktivasyon enerjisi ile ilişkilendirilmiş bir parametredir (g/mg).

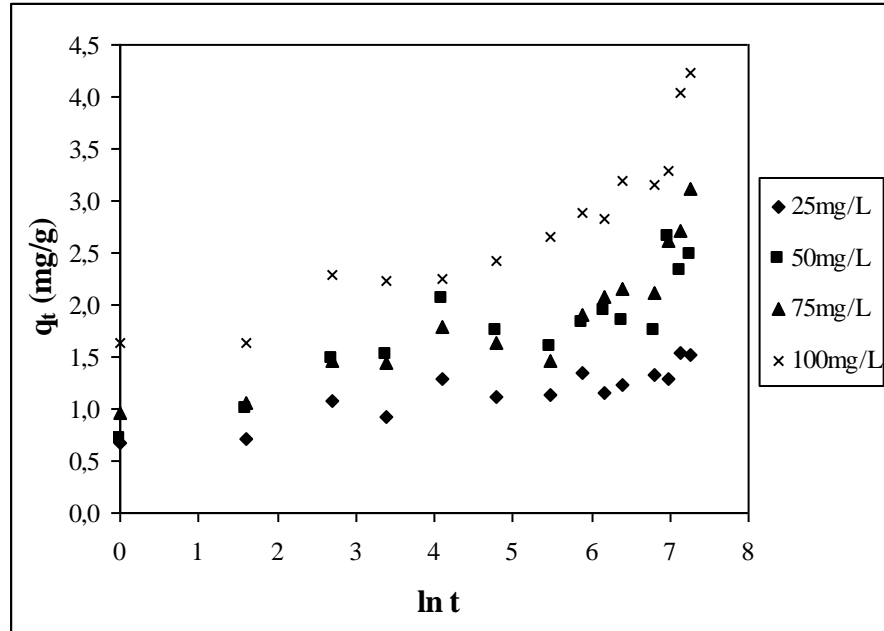
Elovich hız eşitliğinin ilgili grafikleri Şekil 6.67-Şekil 6.80 arasında verilmiştir.



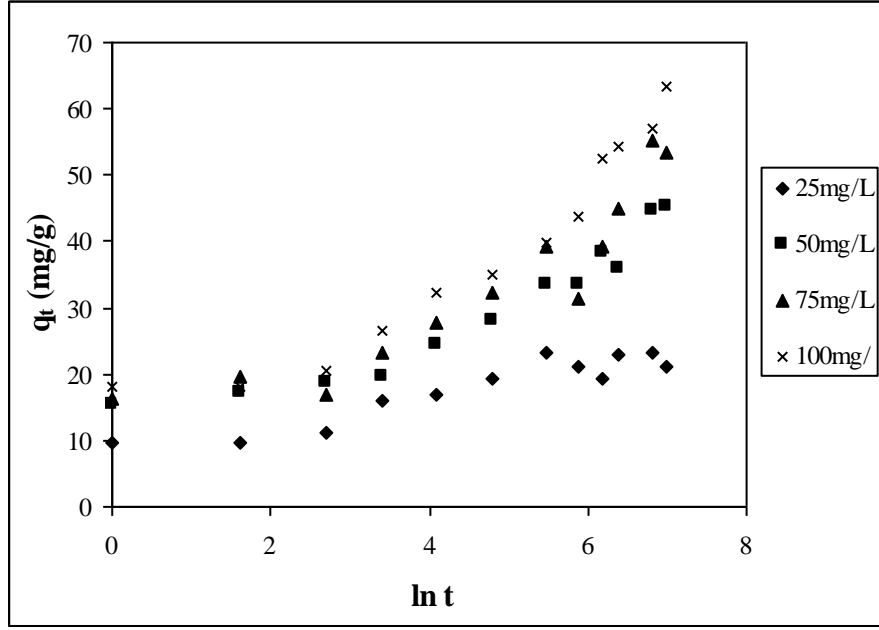
Şekil 6.67 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında elovich hız eşitliği grafiği (Kemik konsantrasyonu: 5000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 5.12, sıcaklık 25±0,5°C, tane boyutu: 63-125 µm)



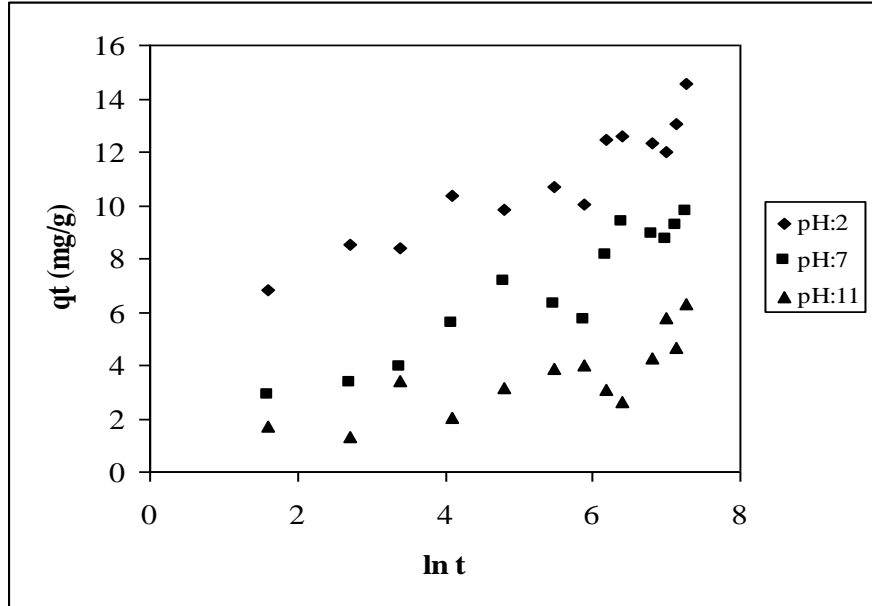
Şekil 6.68 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında elovich hız eşitliği grafiği (Aktif karbon konsantrasyonu: 1000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 5.12, sıcaklık $25\pm 0,5^{\circ}\text{C}$)



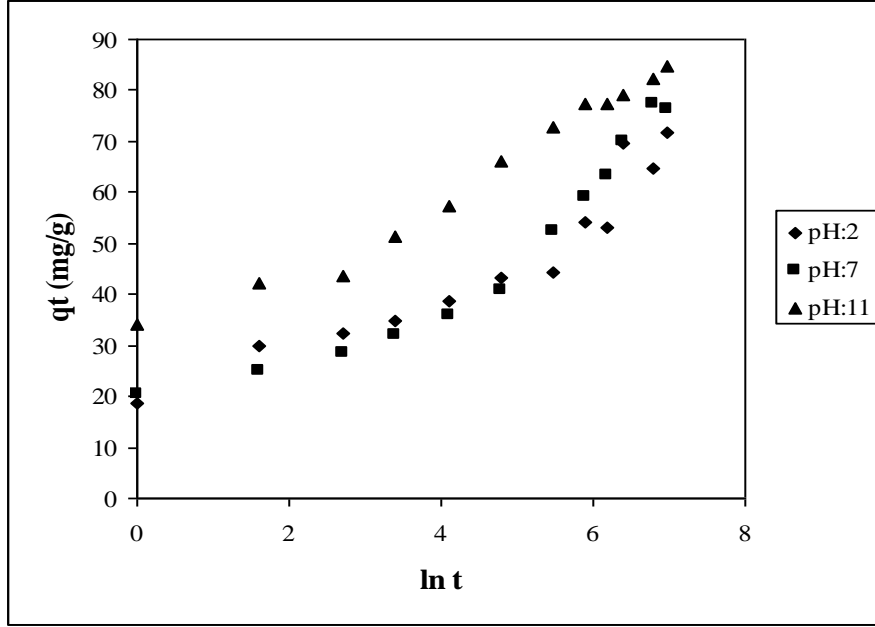
Şekil 6.69 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında elovich hız eşitliği grafiği (Kemik konsantrasyonu: 15000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 6.15, sıcaklık $25\pm 0,5^{\circ}\text{C}$, tane boyutu: 63-125 μm)



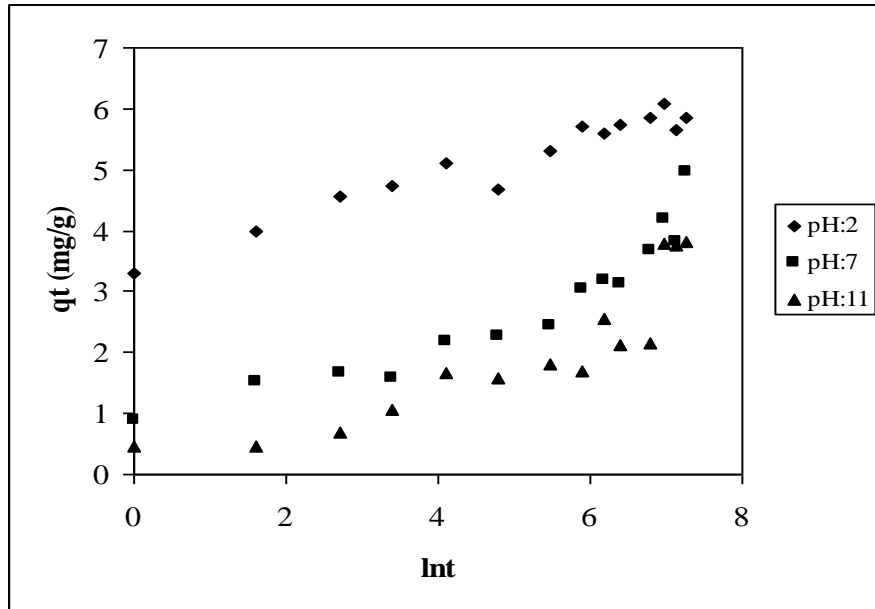
Şekil 6.70 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı boya konsantrasyonlarında elovich hız eşitliği grafiği (*Aktif karbon konsantrasyonu: 1000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 6.15, sıcaklık 25±0,5°C*)



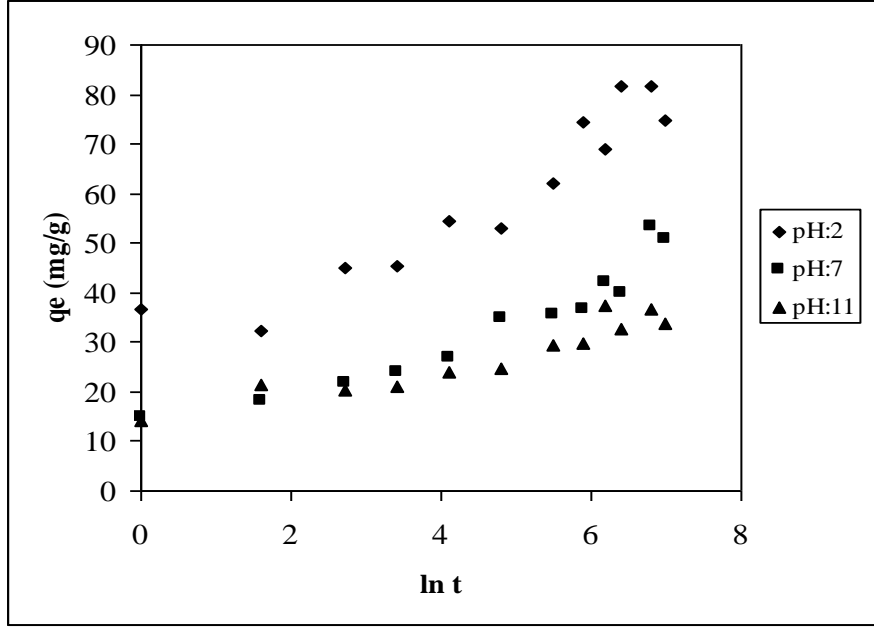
Şekil 6.71 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı pH'larda elovich hız eşitliği grafiği (*Boya konsantrasyonu: 100 mg/L, kemik konsantrasyonu: 5000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık 25±0,5°C, tane boyutu: 63-125 µm*)



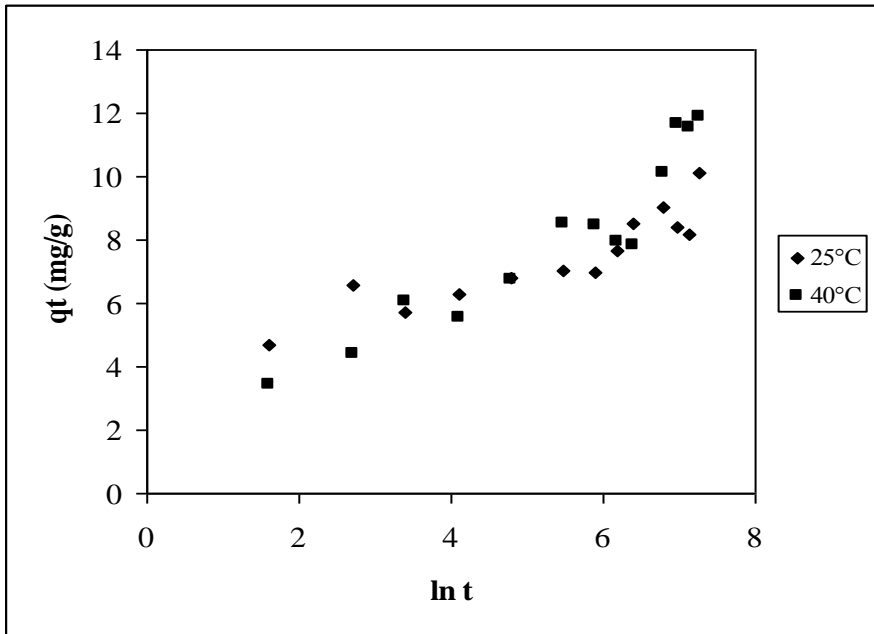
Şekil 6.72 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı pH'larda elovich hız eşitliği grafiği (*Boya konsantrasyonu: 100 mg/L, aktif karbon konsantrasyonu: 1000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık 25±0,5°C*)



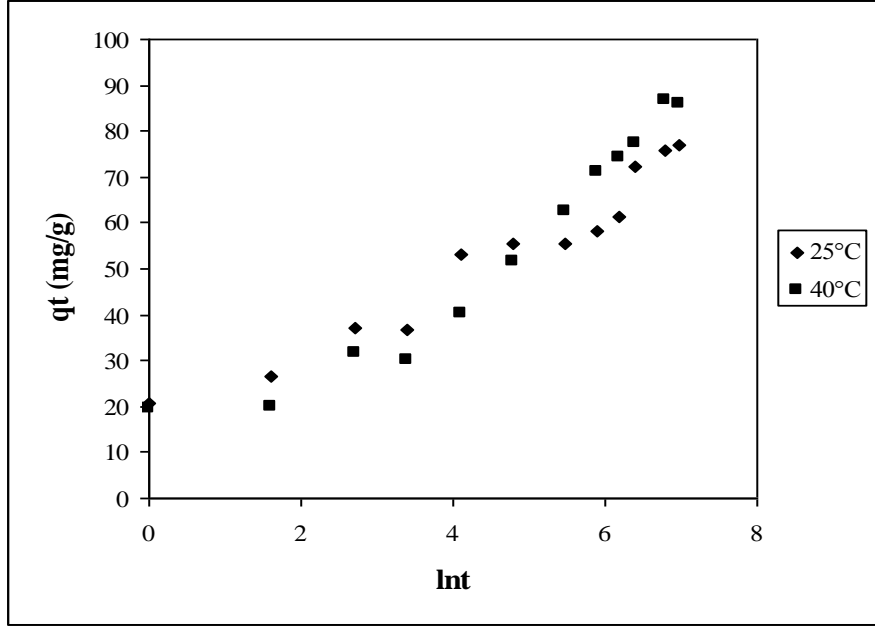
Şekil 6.73 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı pH'larda elovich hız eşitliği grafiği (*Boya konsantrasyonu: 100 mg/L, kemik konsantrasyonu: 5000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık 25±0,5°C, tane boyutu: 63-125 µm*)



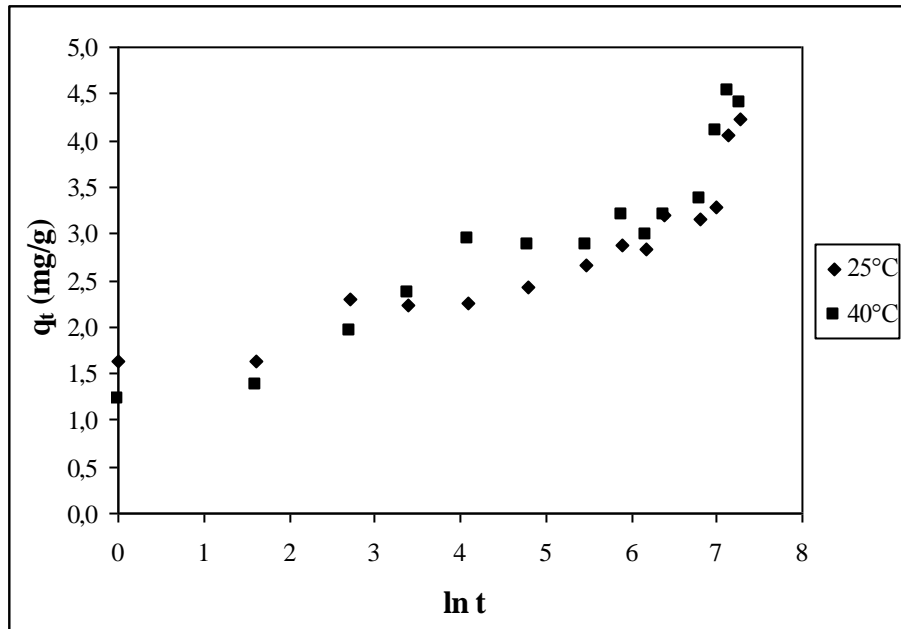
Şekil 6.74 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı pH'larda elovich hız eşitliği grafiği (*Boya konsantrasyonu: 100 mg/L, aktif karbon konsantrasyonu: 1000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, sıcaklık 25±0,5°C*)



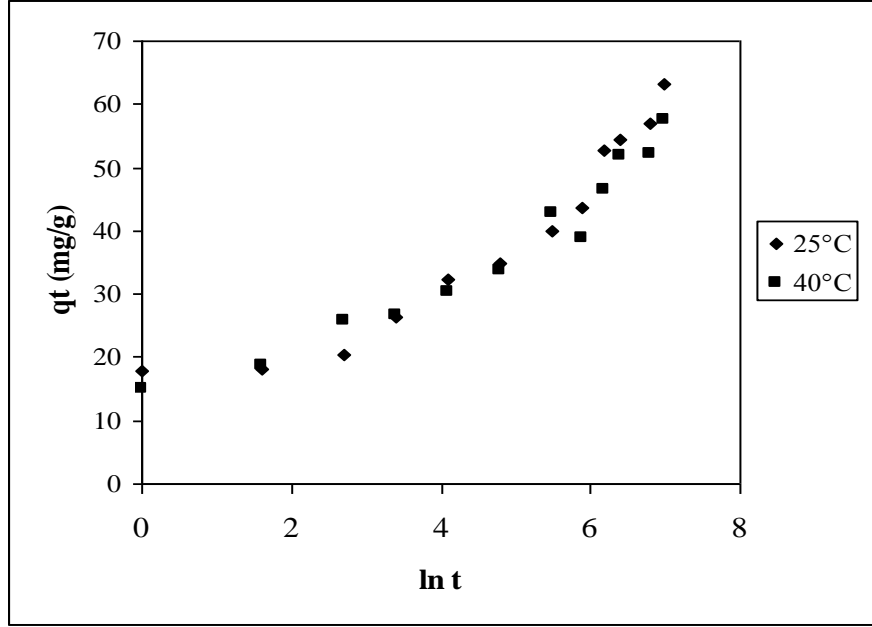
Şekil 6.75 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı sıcaklıklarda elovich hız eşitliği grafiği (*Boya konsantrasyonu: 100 mg/L, kemik konsantrasyonu: 5000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 5.12, tane boyutu: 63-125 µm*)



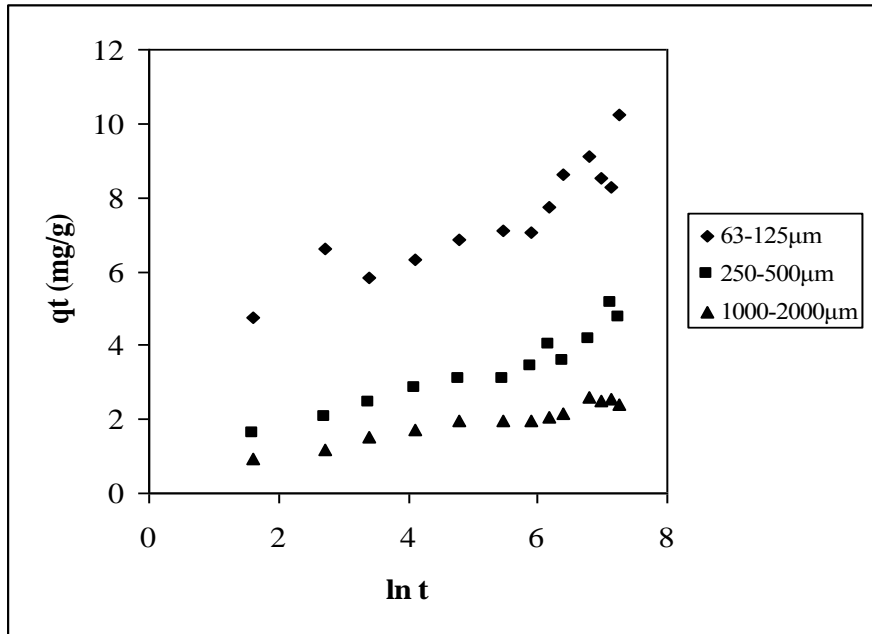
Şekil 6.76 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı sıcaklıklarda elovich hız eşitliği grafiği (*Boya konsantrasyonu: 100 mg/L, aktif karbon konsantrasyonu: 1000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 5.12*)



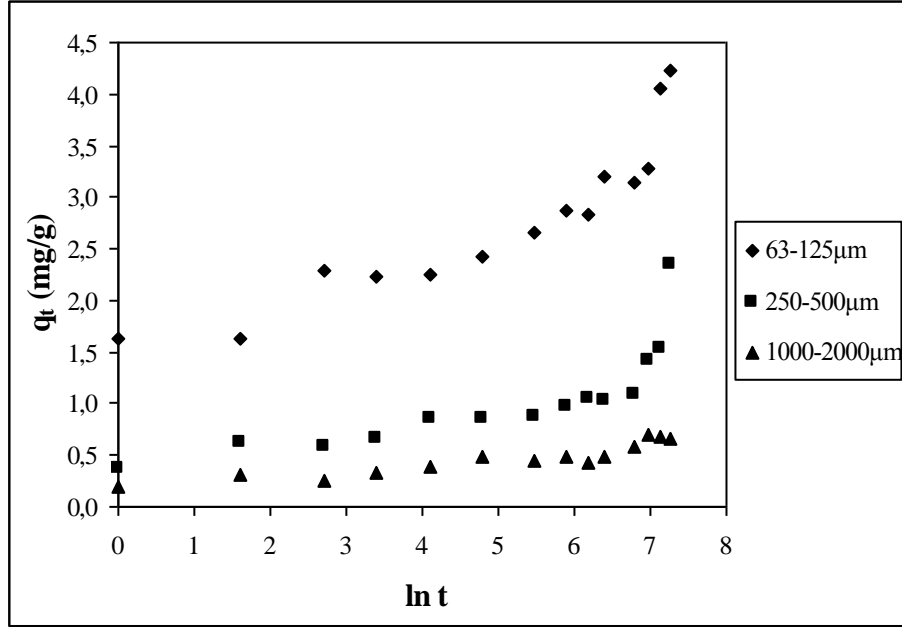
Şekil 6.77 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı sıcaklıklarda elovich hız eşitliği grafiği (*Boya konsantrasyonu: 100 mg/L, kemik konsantrasyonu: 15000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 6.15, tane boyutu: 63-125 µm*)



Şekil 6.78 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin aktif karbonla adsorpsiyonunun farklı sıcaklıklarda elovich hız eşitliği grafiği (Boya konsantrasyonu: 100 mg/L, aktif karbon konsantrasyonu: 1000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 6.15)



Şekil 6.79 Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı tane boyutlarında elovich hız eşitliği grafiği (Boya konsantrasyonu: 100 mg/L, kemik konsantrasyonu: 5000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 5.12, sıcaklık: 25±0,5°C)



Şekil 6.80 Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunun farklı tane boyutlarında elovich hız eşitliği grafiği (Boya konsantrasyonu: 100 mg/L, kemik konsantrasyonu: 15000 mg/L, çalkalama hızı: 150 rpm, pH: 5.12, sıcaklık: 25±0,5°C)

Çizelge 6.13 Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin adsorpsiyonunda farklı boya konsantrasyonu değerleri için hesaplanan kinetik katsayıları

Adsorbat	Adsorban	Boya Kons. (mg/L)	q _e (deneysel) (mg/g)	Yalancı Birinci Dereceden Hız Eşitliği			Yalancı İkinci Dereceden Hız Eşitliği			Partikül için difüzyon modeli		Elovich Hız Eşitliği		
				K _{ad}	q _e	R ²	k ₂	q _e	R ²	k _{fd}	R ²	α	β	R ²
Remazol Turquoise Blue G-133	Kemik	25	4,75	2,76x10 ⁻³	1,086	0,6156	0,014	4,54	0,9978	0,0478	0,543	56456	4,31	0,872
		50	7,56	2,53x10 ⁻³	2,79	0,6666	6,03x10 ⁻³	7,46	0,9979	0,1067	0,7452	7,19	1,22	0,9489
		75	8,39	5,06x10 ⁻³	4,71	0,9087	3,09x10 ⁻³	8,78	0,9967	0,1223	0,8227	10,37	1,13	0,9232
		100	10,14	1,15x10 ⁻³	4,57	0,6423	4,6x10 ⁻³	8,58	0,994	0,1085	0,8512	98,76	1,38	0,814
	Aktif Karbon	25	22,06	2,07x10 ⁻³	7,41	0,5486	3,44x10 ⁻³	21,1	0,9937	0,3547	0,4735	21468	0,79	0,8322
		50	45,19	3,22x10 ⁻³	22,61	0,8272	7,67x10 ⁻⁴	44,84	0,996	0,8228	0,9338	155,2	0,25	0,9109
		75	62,38	4,61x10 ⁻³	40,16	0,9006	3,78x10 ⁻⁴	64,1	0,9914	1,2405	0,9645	122,6	0,17	0,879
		100	77,13	3,68x10 ⁻³	49,86	0,9095	2,98x10 ⁻⁴	76,92	0,9863	1,6009	0,8945	54,53	0,122	0,941
Procion Red HE-3B	Kemik	25	1,52	1,15x10 ⁻³	0,58	0,4541	0,017	1,47	0,985	0,017	0,7198	58,61	9,65	0,8147
		50	2,48	1,38x10 ⁻³	1,18	0,5638	7,83x10 ⁻³	2,41	0,9825	0,0335	0,6819	9,23	4,9	0,7678
		75	3,77	1,15x10 ⁻³	1,96	0,8502	7,21x10 ⁻³	2,66	0,9813	0,0527	0,818	4,45	4,14	0,7676
		100	4,23	1,15x10 ⁻³	2,73	0,7868	0,012	3,26	0,9957	0,0574	0,9178	18,11	3,25	0,8036
	Aktif Karbon	25	21,11	6,68x10 ⁻³	9,75	0,6235	4,17x10 ⁻³	22,07	0,9937	0,3912	0,7086	84,39	0,46	0,8813
		50	45,22	3,45x10 ⁻³	32,03	0,8754	4,95x10 ⁻⁴	46,08	0,9927	1,0807	0,8845	36,06	0,22	0,8826
		75	53,38	2,3x10 ⁻³	35,20	0,7991	3,89x10 ⁻⁴	56,18	0,9928	1,3164	0,8864	25,06	0,225	0,791
		100	63,24	2,3x10 ⁻³	43,11	0,9394	5,06x10 ⁻⁴	57,80	0,995	1,4252	0,9774	7,57	0,12	0,94

Çizelge 6.14 Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin adsorpsiyonunda farklı pH değerleri için hesaplanan kinetik katsayıları

Adsorbat	Adsorban	pH	q _e (deneysel) (mg/g)	Yalancı Birinci Dereceden Hız Eşitliği			Yalancı İkinci Dereceden Hız Eşitliği			Partikül İçi Difüzyon Modeli		Elovich Hız Eşitliği		
				K _{ad}	q _e	R ²	k	q _e	R ²	k _{id}	R ²	α	β	R ²
Remazol Turquoise Blue G-133	Kemik	2	14,48	1,15x10 ⁻³	6,27	0,6779	2,95x10 ⁻³	12,77	0,9945	0,1609	0,8532	98,9	0,9	0,8779
		7	9,63	2,07x10 ⁻³	5,56	0,7574	1,97x10 ⁻³	9,65	0,9935	0,2052	0,8244	1,56	0,81	0,8921
		11	6,30	1,15x10 ⁻³	4,34	0,6088	4,79x10 ⁻³	4,68	0,9953	0,1129	0,7417	0,81	1,56	0,6306
	Aktif karbon	2	84,75	3,45x10 ⁻³	40,27	0,8986	5,12x10 ⁻⁴	84,75	0,9982	1,5117	0,8937	296	0,13	0,9676
		7	76,13	3,45x10 ⁻³	54,99	0,9651	2,04x10 ⁻⁴	78,74	0,9849	2,0364	0,9353	25,31	0,11	0,838
		11	71,81	2,07x10 ⁻³	44,84	0,8972	3,76x10 ⁻⁴	70,92	0,9897	1,4659	0,9317	52,87	0,14	0,8789
Procion Red HE-3B	Kemik	2	5,86	5,3x10 ⁻³	1,97	0,9045	0,015	5,88	0,9986	0,0543	0,7502	6674	2,86	0,9438
		7	4,96	1,38x10 ⁻³	3,58	0,9177	5,52x10 ⁻³	3,79	0,9898	0,0956	0,916	1,15	2,1	0,8489
		11	3,82	2,76x10 ⁻³	3,84	0,727	8,3x10 ⁻³	4,05	0,971	0,0849	0,8906	0,26	2,22	0,7612
	Aktif karbon	2	74,73	4,15x10 ⁻³	38,54	0,8391	1,61x10 ⁻⁴	78,74	0,992	1,4677	0,8826	263,82	0,14	0,8742
		7	50,72	2,3x10 ⁻³	31,08	0,7963	3,56x10 ⁻⁴	52,35	0,9803	1,2424	0,8778	31,5	0,19	0,8931
		11	34,73	4,6x10 ⁻³	16,67	0,9022	1,2x10 ⁻³	35,46	0,9923	0,6138	0,8572	213,69	0,32	0,8795

Çizelge 6.15 Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin adsorpsiyonunda farklı sıcaklık değerleri için hesaplanan kinetik katsayıları

Adsorbat	Adsorban	Sıcaklık (°C)	q _e (deneysel) (mg/g)	Yalancı Birinci Dereceden Hız Eşitliği			Yalancı İkinci Dereceden Hız Eşitliği			Partikül İçi Difüzyon Modeli		Elovich Hız Eşitliği		
				K _{ad}	q _e	R ²	k	q _e	R ²	k _{id}	R ²	α	β	R ²
Remazol Turquoise Blue G-133	Kemik	25	10,14	1,15x10 ⁻³	4,57	0,6423	4,6x10 ⁻³	8,58	0,994	0,1085	0,8512	98,76	1,38	0,814
		40	11,64	2,53x10 ⁻³	8,56	0,8581	9,8x10 ⁻⁴	12,05	0,9817	0,2122	0,9253	2,02	0,71	0,8881
	Aktif karbon	25	77,13	3,68x10 ⁻³	49,86	0,9095	2,98x10 ⁻⁴	76,92	0,9863	1,6009	0,8945	54,53	0,122	0,941
		40	85,94	3,45x10 ⁻³	62,55	0,9623	1,98x10 ⁻⁴	88,5	0,9911	2,2432	0,9569	16,79	0,092	0,9164
Procion Red HE-3B	Kemik	25	4,23	1,15x10 ⁻³	2,73	0,7868	0,012	3,26	0,9957	0,0574	0,9178	18,11	3,25	0,8036
		40	4,39	1,61x10 ⁻³	2,56	0,7553	0,019	3,32	0,9961	0,0718	0,867	3,85	2,41	0,876
	Aktif karbon	25	63,24	2,3x10 ⁻³	43,11	0,9394	5,06x10 ⁻⁴	57,80	0,995	1,4252	0,9774	7,57	0,12	0,94
		40	57,63	2,53x10 ⁻³	36,5	0,8883	5,92x10 ⁻⁴	52,91	0,9937	1,2242	0,9497	28,3	0,17	0,9199

Çizelge 6.16 Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin kemikle adsorpsiyonunda farklı tane boyutları değerleri için hesaplanan kinetik katsayıları

Adsorbat	Tane Boyutu (µm)	q _e (deneysel) (mg/g)	Yalancı Birinci Dereceden Hız Eşitliği			Yalancı İkinci Dereceden Hız Eşitliği			Partikül İçi Difüzyon Modeli		Elovich Hız Eşitliği		
			K _{ad}	q _e	R ²	k	q _e	R ²	k _{id}	R ²	α	β	R ²
Remazol Turquoise Blue G-133	63-125	10,14	1,15x10 ⁻³	4,57	0,6423	4,6x10 ⁻³	8,58	0,994	0,1085	0,8512	98,76	1,38	0,814
	250-500	4,65	1,84x10 ⁻³	2,7	0,8055	2,5x10 ⁻³	4,92	0,9751	0,0827	0,9301	1,44	1,83	0,9079
	1000-2000	2,31	2,76x10 ⁻³	1,16	0,7413	8,76x10 ⁻³	2,54	0,9924	0,0381	0,8542	1,73	3,64	0,9502
Procion Red HE-3B	63-125	4,23	1,15x10 ⁻³	2,73	0,7868	0,012	3,26	0,9957	0,0574	0,9178	18,11	3,25	0,8036
	250-500	1,48	6,91x10 ⁻³	1,79	0,8397	0,043	1,09	0,9962	0,0338	0,7863	1,18	7,58	0,8256
	1000-2000	0,66	1,6x10 ⁻³	0,37	0,6916	0,029	0,67	0,9882	0,0131	0,819	0,67	15,77	0,8276

7. SONUÇLAR

Bu çalışmada öğütülmüş hayvan kemikleri ve aktif karbon ile sulu çözeltilerden Remazol Turquoise Blue G-133 ve Procion Red HE-3B boyarmaddelerinin giderimi incelenmiştir.

Her iki boyarmaddenin de kemikle adsorpsiyonunda yaklaşık olarak 24 saatte, aktif karbonla adsorpsiyonunun ise yaklaşık olarak 18 saatte dengeye ulaştığı tespit edilmiştir.

Denge süresi belirlendikten sonra izoterm çalışmaları yapılmış ve hem Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin hem de Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik ve aktif karbon adsorpsiyonunun Langmuir izotermine uyduğu tespit edilmiştir.

Boya konsantrasyonunun adsorpsiyon üzerine etkisinin incelenmesi amacıyla çeşitli boya konsantrasyonlarında deneyler yapılmış ve artan boya konsantrasyonlarıyla birlikte adsorpsiyon kapasitesinin arttığı, verimlerin ise düştüğü görülmüştür. Boya konsantrasyonunun 25 mg/L'den 100 mg/L'ye artırılmasıyla Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunda, adsorpsiyon kapasitesinin 4,75 mg/g'dan 10,14 mg/g'a yükseldiği, verimin de % 91'den % 51'e düştüğü, aktif karbon adsorpsiyonunda ise adsorpsiyon kapasitesinin 22 mg/g'dan 77 mg/g'a yükseldiği, verimin ise % 88'den % 77'ye düştüğü, Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunda ise adsorpsiyon kapasitesinin 1,5 mg/g'dan 4,23 mg/g'a yükseldiği, verimin de % 87,5'dan % 60,95'e düştüğü, aktif karbon adsorpsiyonunda da adsorpsiyon kapasitesinin 21 mg/g'dan 63 mg/g'a yükseldiği, verimin ise % 81,6'dan % 61,3'e düştüğü görülmüştür.

Adsorban konsantrasyonunun adsorpsiyon üzerine etkisi incelenmiş ve artan adsorban konsantrasyonuyla birlikte adsorpsiyon kapasitesinin azaldığı, verimin ise arttığı tespit edilmiştir. Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunda adsorban konsantrasyonunun 2500 mg/L'den 20000 mg/L'ye artırılmasıyla adsorpsiyon kapasitesinin de 11,1 mg/g'dan 4,7 mg/g'a düştüğü, verimin ise % 28'den % 94'e yükseldiği, aktif karbon adsorpsiyonunda ise aktif karbon konsantrasyonunun 100 mg/L'den 2500 mg/L'ye artırılmasıyla adsorpsiyon kapasitesinin 110 mg/g'dan 35,85 mg/g'a düştüğü, verimin de % 11'den % 90'a yükseldiği görülmüştür. Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunda ise aynı adsorban konsantrasyonlarında (2500-20000 mg/L)

adsorpsiyon kapasitesinin 6,72 mg/g'dan 3,82 mg/g'a düştüğü, verimin ise % 16'dan % 73'e yükseldiği, aktif karbon (100 mg/L-2500 mg/L) adsorpsiyonunda ise adsorpsiyon kapasitesinin 59,9 mg/g'dan 35,38 mg/g'a düştüğü, verimin de % 5,8'den % 85,8'e yükseldiği görülmüştür.

Adsorpsiyon üzerine pH'ın etkisinin araştırılması amacıyla pH 2-11 arasında deneyler yapılmış ve yapılan deneysel çalışmalar sonucunda artan pH değerleriyle birlikte adsorpsiyon kapasitesinin ve verimin azaldığı tespit edilmiştir. En yüksek adsorpsiyon kapasitesine ve verime pH 2'de, en düşük adsorpsiyon kapasitesine ve verime ise pH 11 de ulaşılmıştır. Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunda pH'ın 2'den 11'e yükselmesiyle adsorpsiyon kapasitesinin 14,5 mg/g'dan 6,3 mg/g'a, verimin ise % 76'dan % 31'e düştüğü, aktif karbon adsorpsiyonunda ise adsorpsiyon kapasitesinin 84,75 mg/g'dan 75,8 mg/g'a, verimin ise % 89'dan % 72'ye düştüğü görülmüştür. Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonunda ise pH'ın 2'den 11'e yükselmesiyle birlikte adsorpsiyon kapasitesinin 5,86 mg/g'dan 3,82 mg/g'a, verimin ise % 90'dan % 58'e düştüğü, aktif karbon adsorpsiyonunda ise adsorpsiyon kapasitesinin 74,73 mg/g'dan 34,73 mg/g'a, verimin ise % 77'den % 35'e düştüğü görülmüştür.

Sıcaklığın adsorpsiyon üzerine etkisi 25°C, 40°C ve 50°C sıcaklıklarda çalışılmış ve sıcaklığın adsorpsiyon üzerine önemli ölçüde bir etkisinin olmamasına rağmen sıcaklık artışının Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik ve aktif karbon üzerine adsorpsiyonunda adsorpsiyon kapasitesi ve verim üzerinde az da olsa pozitif bir etkisinin olduğu belirlenmiştir.

Tane boyutunun adsorpsiyon üzerine etkisini incelemek amacıyla farklı tane boyutlarında deneyler yapılmıştır ve artan tane boyutuyla adsorpsiyon kapasitesinin ve verimlerin azaldığı görülmüştür. Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesi için kemiğin tane boyutunun <63'den 1000-2000µm'ye artırılmasıyla adsorpsiyon kapasitesinin 19,7 mg/g'dan 2,3 mg/g'a, verimin ise % 99'dan % 12'ye düştüğü, Procion Red HE-3B boyarmaddesi için ise aynı tane boyutu aralıkları için adsorpsiyon kapasitesinin 5,8 mg/g'dan 0,66 mg/g'a, verimin de % 88'den % 10'a düştüğü görülmüştür.

Tuz konsantrasyonunun adsorpsiyon üzerine etkisini belirlemek amacıyla çeşitli konsantrasyonlarda NaCl çözeltileri kullanılmıştır. Yapılan deneysel çalışmalar sonucunda da artan tuz (NaCl) konsantrasyonu ile birlikte adsorpsiyon kapasitesinin ve

verimlerin arttığı tespit edilmiştir. Remazol Turquoise Blue G-133 boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonu için tuz konsantrasyonunun % 0'dan % 20'ye artırılmasıyla adsorpsiyon kapasitesinin 10,14 mg/g'dan 17,19 mg/g' a, verimin de % 51' den % 86' ya yükseldiği, aktif karbon adsorpsiyonunda ise tuz konsantrasyonunun % 0' dan % 6' ya artırılmasıyla adsorpsiyon kapasitesinin 77 mg/g'dan 196 mg/g'a, verimin ise % 38,5'ten % 98'e yükseldiği görülmüştür. Procion Red HE-3B boyarmaddesinin kemik üzerine adsorpsiyonu için tuz konsantrasyonunun % 0'dan % 20'ye artırılmasıyla birlikte adsorpsiyon kapasitesinin 4,23 mg/g'dan 6,28 mg/g'a , verimin de % 60,95'den % 94,84'e yükseldiği, aktif karbon adsorpsiyonu için ise tuz konsantrasyonunun % 0'dan % 6'ya artırılmasıyla adsorpsiyon kapasitesinin 44,06 mg/g'dan 162 mg/g'a, verimin ise % 22,16'dan % 81' e ulaştığı görülmüştür. Her iki boyarmaddenin de aktif karbon adsorpsiyonunda % 6' ın üzerindeki tuz konsantrasyonlarında adsorpsiyon kapasitelerinde ve verimlerde önemli bir değişiklik olmadığı gözlenmiştir.

Yapılan kinetik çalışmaları sonucunda her iki boyarmaddeninde her iki adsorban madde ile adsorpsiyonunun yalancı ikinci dereceden hız eşitliğine uyduğu belirlenmiştir.

KAYNAKLAR

- Abak, H. (2008). Sulu Çözeltilerden Metilen Mavisinin Fındık Kabuğu Yüzeyine Adsorpsiyon ve Adsorpsiyon Kinetiği, Yüksek Lisans Tezi, Balıkesir Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Anabilim Dalı, Balıkesir, 81s.
- Ahmad, A.A. ve Hameed, B.H. (2009). Reduction of COD and Color of Dying Effluent from a Cotton Textile Mill by Adsorption onto Bamboo-Based Activated Carbon, *Journal of Hazardous Materials* 172 (2009), p. 1538-1543.
- Akbal, F. (2005). Metilen Mavisi ve Kristal Viyolenin Pomza Üzerine Adsorpsiyonunun İncelenmesi, 6. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, İstanbul, s. 143-147.
- Akın, A.B. (2006). Farklı Yöntemlerle Hazırlanmış Aktif Çamur Biyosorbentleriyle Reaktif Boyarmaddelerin Gideriminde Adsorpsiyon Hız ve Verimliliklerinin Karşılaştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Hacettepe Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı, Ankara, 154s.
- Aksu, Z. (2005). Application of Biosorption For The Removal of Organic Pollutants: a Review, *Process Biochemistry* 40, 997–1026.
- Al-Asheh, S., Banat, F. ve Mohai, F. (1999). Sorption of Copper and Nickel by Spent Animal Bones. *Chemosph.* 39, p.2087-2096.
- Al-Asheh, S., Abdel-Jabar, N. and Banat, F. (2002). Packed-Bed Sorption of Copper Using Spent Animal Bones: Factorial Experimental Design, Desorption and Column Regeneration, *Adv. Environ. Res.* 6, 221-227.
- Arıca, M. Y. and Bayramoğlu, G. (2007). Biosorption of Reactive Red-120 Dye from Aqueous Solution by Native and Modified Fungus Biomass Preparations of *Lentinus Sajor-Jacu*, *ScienceDirect, Journal of Hazardous Materials* 149 (2007) p.499-507.
- Armağan, B., Turan, M. ve Çelik, M. S. (2003). Boyarmaddelerin doğal kil mineralleri kullanılarak adsorpsiyonu: Katı konsantrasyonu ve temas süresinin etkisi. V. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, Adana, p. 179-186.
- Aydın, A. (2009). Granül Aktif Karbon ile Sulu Çözeltilerden Boyarmadde Adsorpsiyonu. Yüksek Lisans Tezi, Osmangazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Mühendisliği, Anabilim Dalı, Eskişehir, 98s.
- Babuşçu, F., (2007). Modifiye ve Ham Zeolit Kullanılarak Boyar Madde Adsorpsiyonu, Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Gebze, 94s.
- Balcı, B., (2007). Atıksulardan Tekstil Boyar Maddelerinin Sürekli ve Kesikli Sistemlerde Ağaç Kabuğu (*Eucalyptus camaldulensis*) Kullanılarak Adsorpsiyon ile Giderilmesi, Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı, Adana, 74s.
- Banat, F., Al-Asheh, S. ve Mohai, F. (2000). Batch Zinc Removal from Aqueous Solution Using Dried Animal Bones. *Separation and Purification Technology*, 21 (1-2), p. 155-164
- Başbuğ, M. (2008). Bentonit ve Pomza ile Sulu Çözeltilerden ve Tekstil Atıksuyundan Boya Adsorpsiyonunun İncelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Isparta, 87s.

- Birgöl, A. (2006). Tekstil Endüstrisi Atıksu Arıtımında İleri Oksidasyon Proseslerinin Kullanımı, Yüksek Lisans Tezi, Uludağ Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Bursa, 122s.
- Bişgin, T. (2006). Renk ve Ağır Metallerin Anaerobik Sistemde KOI Giderimine Toksik Etkilerinin İncelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Cumhuriyet Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Sivas, 95s.
- Bütün, M., (2006). Sulardaki Kurşun İyonunun Dolgulu Kolonda Atkestanesi ile Adsorpsiyonu, Yüksek Lisans Tezi, Gazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı, Ankara, 129s.
- Chojnacka, K. (2005). Equilibrium and Kinetic Modelling of Chromium (III) Sorption by Animal Bones. *Chemosphere*, 59(3), p. 315-320.
- Choy, K.K.H. ve McKay, G. (2005). Sorption of Cadmium, Copper and Zinc Ions Onto Bone Char Using Crank Diffusion Model. *Chemosphere*, 60(8), p.1141-1150.
- Çapar, G., Yetiş Ü. ve Yılmaz L (2004). Halı Boyama Atıksularının Membran Prosesleri ile Arıtımı, Su Kirlenmesi Kontrolü Dergisi, Cilt 14, Sayı 2, s. 9-15
- Çınarlı, A., Kızılcıklı İ., Çalışkan E ve Mahramanlıoğlu M. (2005). Kirletilmiş Toprakta Elde Edilen Adsorbent ile Boyarmadde Uzaklaştırılması, II. Mühendislik Bilimleri Genç Araştırmacılar Kongresi, İstanbul, p.627-631.
- Damar, Y., Köseoğlu, Kulaç, S. ve İleri, R. (2005). 6. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, Isparta, s. 448-458.
- Demirbaş, E. ve Nas, M. Z. (2009). Batch Kinetic and Equilibrium Studies of Adsorption of Reactive Blue 21 by Fly Ash and Sepiolite, *Desalination* 243 (2009), p. 8-21.
- Dizge, M. G., Dizge, N. ve Erkurt, E.A. (2007). Beyaz Çürükçül Fungusların Atıksu Arıtımında Kullanımı, 7. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, 24-27 Ekim, İzmir, s.731-736.
- Dizge, N., Keskinler, B. ve Barlas, H. (2009). Sorption of Ni (II) Ions from Aqueous Solution by Lewatit Cation-Exchange Resin. *J. Hazard. Mater.* p. 1-12
- Döngel, B. (1997). Zonguldak Kömürlerinden Aktif Karbon Üretimi, Yüksek Lisans Tezi, Zonguldak Karaelmas Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Maden Mühendisliği Anabilim Dalı, Zonguldak, 76s.
- Eftekhari, S., Habibi-Yangjeh, A. ve Sohrabnezhad, Sh. (2010). Application of AIMCM-41 for Competitive Adsorption of Methylene Blue and Rhodamine B: Thermodynamic and Kinetic Studies. *Journal of Hazardous Materials*. p. 1-7.
- Ekinci, İ. (2007). Bir Tekstil Boyası Olan Poly R-478'in Streptomisetler ile Renk Giderimi, Yüksek Lisans Tezi, Mersin Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, Mersin, 66s.
- Eren, Z. (2002). Tekstil Boyar Maddesi İçeren Sulu Ortamdan Renk Giderimi, Yüksek Lisans Tezi, Atatürk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Erzurum, 51s.
- Erkurt, E. A. (2006a). Remazol Brilliant Blue ve Drimaren Blue CL-BR'nin Beyaz Çürükçül Funguslar Tarafından Renk Gideriminin Araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Mersin Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Mersin, 114s.
- Erkurt, F. E., (2006b). Reaktif Boyar Maddelerin Canlı Aktif Çamur Biyokütlesi Tarafından Adsorplanabilme Özelliklerinin incelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Adana, 48s.

- Eroğlu, H. (2009). Nükleer Tıpta Kullanılan Radyoaktif Talyum-201 ve Galyum-67'nin Adsorpsiyonu, Doktora Tezi, Atatürk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı, Erzurum, 211s.
- Filiz, E., (2007). Doğal Kaynaklardan Elde edilen Adsorbanlarla Sulardan Ağır Metal Giderimi, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, 123s.
- Fytianos, K., Voudrias, E. ve Kokkalis, E. (2000). Sorption-Desorption Behavior of 2,4-dichlorophenol by Marine Sediments. *Chemosphere*, p. 3-6.
- Gökkuş, Ö. (2006). Dispers Boyarmadde İçeren Tekstil Atıksularından Renk Giderimi, Yüksek Lisans Tezi, Cumhuriyet Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Sivas, 74s.
- Gökkuş, Ö. ve Çiner, F. (2010). Dispers Sarı 119 ve Dispers Kırmızı 167 İçeren Atıksuların Fenton Oksidasyon Prosesi ile Renk ve KOI Giderimlerinin İncelenmesi, Gazi Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Dergisi, Cilt:25, No:1 s. 49-55.
- Gönüllü, T., 2004, Endüstriyel Kirlenme Kontrolü, Cilt: 1, Birsen Yayınevi, İstanbul, 466s.
- Gül, A., Eroğlu D., Ongun A.R. (2005). Comparison of the use of zeolite and perlite as substrate for crisp-head lettuce, *Scientia Horticulturae*, 106, p.464- 471s.
- Gül, R. (1992). Adsorplanan madde miktarı ile pH arasındaki ilişki, İTÜ 3. End. Kirlenme Sempozyumu, s.101-107.
- Günhan, G. (2006). Bazı Boyarmaddelerin Sepiyolit Üzerindeki Adsorpsiyonunun İncelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Dokuz Eylül Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Anabilim Dalı, İzmir, 75s.
- Hazırbulan, S., (2006). Zeytin Karasuyunun İleri Oksidasyon ve Adsorpsiyon Yöntemleri Kullanılarak Giderilmesi, Yüksek Lisans Tezi, Muğla Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Anabilim Dalı, Muğla, 68s.
- Ip, A. W. M., Barford J. P. ve McKay, G. (2009). Reactive Black Dye Adsorption/Desorption onto Different Adsorbent: Effect of Salt, Surface Chemistry, Pore Size and Surface Area, *Journal of Colloid and Interface Science* 337 (2009), p. 32-38.
- Ip, A. W. M., Barford J. P. and McKay, G. (2010). A Comparative Study on the Kinetics and Mechanism of Removal of Reactive Black 5 by Adsorption onto Activated Carbons and Bone Char, *Chemical Engineering Journal* 157(2010), p. 434-442.
- Kabak, H. (2008). Kullanılan Bazı Tıbbi İlaçların Canlı Aktif Çamur Biyokütlesi Tarafından Adsorplanma Özelliğinin İncelenmesi, Doktora Tezi, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Adana, 138s.
- Kapdan, İ. K. ve Kargı, F. (1998). Atıksulardan Tekstil Boyar Maddelerinin Adsorpsiyonlu Biyolojik Arıtım ile Giderimi, *Turk J Engin Environ Sci*, 24 (2000), s.161-169.
- Karaca, H. (2007). Tekstil Boyarmaddelerinin Mikrobiyal Renk Giderimi, Yüksek Lisans Tezi, Anadolu Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, Eskişehir, 73s.
- Kayacan, S. (2007). Kömür ve Koklarla Sulu Çözeltilerden Boyar Maddelerin Uzaklaştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Anabilim Dalı, Ankara, 84s.

- Keskinler, B., Çakıcı, A. ve Yıldız, E. (1994). Çevre Mühendisliği Temel İşlemler ve Prosesler Ders Notları, Atatürk Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü, Ders Notları Sayı No:35, Erzurum, p.148-175.
- Ko, D.C.K., Porter, J.F. ve McKay, G. (2001). Film-Pore Diffusion Model for the Fixed Bed Sorption of Copper and Cadmium Ions Onto Bone Char. *Water Research* 35 (16), p. 3876-3886.
- Kocaer, F. O. ve Alkan U. (2002). Boyarmadde İçeren Tekstil Atıksularının Arıtım Alternatifleri, Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi, Cilt 7, Sayı 1, Bursa, s.47-55.
- Kuruloğlu, H. E. (2006). *Aspergillus oryzae* ile Procion Blue Boyarmaddesinin Renk Giderimi, Yüksek Lisans Tezi, Mersin Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Mersin, 98s.
- Küçükgül, E. Y., (2004). Ticari Aktif Karbon Üretimi ve Özelliklerinin Belirlenmesi, Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Fen ve Mühendislik Dergisi, Cilt:6, Sayı:3, 41-56s.
- Mackee, J.E., Honold, W.W. (1978). *Water Quality Criteria* The Resources Agency of California State Resources Centre Board, California, p. 166-169.
- Mahramanoğlu, M. ve Arkan, B. (2002). Kömürden Elde Edilen Adsorbent ile Boyarmadde Uzaklaştırılması, Türkiye 13. Kömür Kongresi Bildiriler Kitabı, 29-31 Mayıs, Zonguldak, s.205-215.
- Mazmancı, M. A. (2003). Beyaz Çürükçül Fungus *Funalia troglu* Kullanılarak Diazo Boyarmadde Reaktif Black 5'in Renk Giderimi, Doktora Tezi, Mersin Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği, Anabilim Dalı, Mersin, 127s.
- Mazmancı, M. A., Ünyayar, A. ve Erkurt, E.A. (2003). Drimarene X3LR'nin Tutuklanmış Funguslar tarafından Renk Giderimi, V. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, Adana, s. 196-207.
- Metcalf and Eddy, (2004). *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*, McGraw Hill, New York, 1820p.
- Nas, M. Z., (2006). Tekstil Boyalarının Sulu Çözeltilerden Adsorpsiyon Yöntemiyle Giderimi, Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Anabilim Dalı, Gebze, 91s.
- Ölmez, T., Kabdaşlı, I. ve Tünay, O. (2003). Tekstil Endüstrisi Reaktif Boya Banyolarında Ozon ile Renk Giderimine Etki Eden Faktörlerin Belirlenmesi, Su Kirlenmesi Kontrolü Dergisi, Cilt:13, Sayı:1, s. 19-24.
- Öncü, E. M., (2006). Killer Üzerine Çok Halkalı Organik Bileşiklerin Adsorpsiyonu, Yüksek Lisans Tezi, Anadolu Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Anabilim Dalı, Eskişehir, 93s
- Örnek, A. (2006). Modifiye Edilmiş Meşe Palamudu Posası ile Pb^{+2} , Zn^{+2} ve Cd^{+2} İyonlarının Adsorpsiyonu, Yüksek Lisans Tezi, Sakarya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Anabilim Dalı, Sakarya, 72s.
- Özacar, M. ve Şengil, İ. A. (2005). A Kinetic Study of Metal Complex Dye Sorption Onto Pine Sawdust, *Process Biochemistry* 40 (2005), p. 565-572.
- Özcan, A.S. ve Özcan, A., (2004). Adsorption of Acid Dyes from Aqueous Solutions onto Acid-Activated Bentonite. *Journal of Colloid and Interface Science*, 276, p. 39-46.

- Özdemir, Ö. (2007). Modifiye Edilmiş Zeolit Yataklı Reaktörde Tekstil Endüstrisi Boyahane Atıksularından Renk Gideriminin Araştırılması, Doktora Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, İstanbul, 170s.
- Özdemir, T. (2006). Nitratın Çeşitli Topraklardaki Adsorpsiyon ve Taşınımının İncelenmesi, Doktora Tezi, Fırat Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı, Elazığ, 138s.
- Özdemir, Y. (2005). Katyonik Boyarmaddelerin Sepiyolit Yüzeyinde Adsorpsiyonu ve Adsorpsiyon Kinetiği, Yüksek Lisans Tezi, Balıkesir Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Anabilim Dalı, Balıkesir, 96s.
- Öztürk, İ. (1999). Anaerobik Biyoteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları, İTÜ İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul, 320s.
- Öztürk, İ., Timur H., Koşkan, U., (2005). Atıksu Arıtımının Esasları, İstanbul, 459s.
- Peker, İ., (2007). Çevre Mühendisliğinde Temel İşlemler, Erciyes Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü, Birsen Yayınevi, İstanbul, 258s.
- Pekkuz, H. (2006). Talaşın Yüzey Özelliklerinin Boyarmadde Adsorpsiyonu ile Belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Dicle Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı, Diyarbakır, 84s.
- Perez-Marin. A.B., Zapta, V. M., Ortuno, J.F., Aguilar, M., Saez, J. ve Llorens, M. (2007). Removal of Cadmium from Aqueous Solutions by Adsorption onto Orange Waste. Journal of Hazardous Materials B139, p. 122-131.
- Reynolds, T. D. and Richards P. A. (1996). Unit Operation and Process in Environmental Engineering, Second Edition, PWS Publishing Company 20 Park Plaza, Boston, MA 2116, 798p.
- Runphing, H., Pan, H., Zhaohui, C., Zhenhui, Z. ve Minsheng, T. (2008). Kinetics and Isotherms of Neutral Red Adsorption on Peanut Husk, Journal of Environmental Sciences, 20 (2008), p. 1035-1041.
- Ruthven, D., M. (1984). Principles of Adsorption and Adsorption Process, John Wiley and Sons, New York, p.29-31.
- Samsunlu, A., (2006). Atıksuların Arıtılması, İstanbul Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul, 647s.
- Savcı, S. (2005). Basic Blue 41 Boyarmaddesinin Canlı ve İnaktif Sucul Bitki *Myriophyllum spicatum* Tarafından Adsorplanabilirliğinin İncelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Adana, 105s.
- Sawyer, C. N., McCarty, P. L. and Parkin, G. F. (1994). Chemistry for Environmental Engineering, Fourth Edition, New York, 658p.
- Sevimli, M.F. (2000). Tekstil Endüstrisi Atıksularından Ozonlama ile Renk Giderimi ve Ozonlamanın Biyolojik Arıtılabilirliğe Etkisi, Doktora Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, İstanbul, 216s.
- Sponza, D., Işık, M. ve Atalay, H. (2000). İndigo Boyarmaddelerinin Anaerobik Arıtılabilirliklerinin İncelenmesi, Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Fen ve Mühendislik Dergisi, Cilt:2, sayı:3, s. 23-34.
- Şencan, A. (2006). Sulu Çözelti ve Deri Endüstrisi Atıksuyundan Cr^{+6} İyonunun Aktif Çamur Biyokütlesi ile Biyosorpsiyonu, Yüksek Lisans Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Isparta, 78s.

- Şeker, A. F. (2007). Tekstil Endüstrisinde Kullanılan Çeşitli Boyarmaddelerin Aktif Karbon ile Gideriminin İncelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Gebze, 80s.
- Tantekin, T. (2006). Malatya Tekstil Fabrikalarında Kullanılan Çeşitli Boyaların Atık Kayısından Elde Edilen Aktif Karbon ile Adsorpsiyonunun İncelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, İnönü Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı, Malatya, 81s.
- Taşkesen, Ş. (2009). Sulu Çözeltilerden Bakır İyonlarının Gideriminde Öğütülmüş Kemiğin Kullanılabilirliğinin İncelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Cumhuriyet Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Sivas, 70s.
- Tekbaş, M., Bektaş, N. ve Yatmaz, C. (2009). Adsorption Studies of Aqueous Basic Dye Solutions Using Sepiolite. *Desalination*, p. 205-211.
- Tsezos, M. ve Volesky, B. (1981). Biosorption of Uranium and Thorium, *Biotechnol. Bioeng.*, 23, p. 583-504.
- Turabik, M. (2003). Basic Blue 3 Boyarmaddesinin Bentonit Kili Üzerine Adsorpsiyon Mekanizmasının İncelenmesi. V. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, Adana, s. 593-601.
- Turabik, M. ve Kumbur, H. (2003). Bazı Bazik Boyarmaddelerin Doğal ve Aktive Edilmiş Kil Üzerine Adsorpsiyonu ile Giderilmesi. V. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, Adana, s. 209-215.
- Uzal, N., Yılmaz, N. ve Yetiş, Ü. (2005). İndigo Boyama Atıksuyu Ön Arıtımı: Kimyasal Çöktürme ve Ön-Filtrasyon, 6. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, s. 429-437.
- Üstün, G. E., Solmaz, S. K. A. (2007). Bir Organize Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisinden Çıkan Atıksuların Tarımsal Amaçlı Sulama Suyu Olarak Yeniden Kullanılabilirliğinin Araştırılması, *Ekoloji dergisi*, Cilt:62, s. 55-61.
- Walker, G. M. ve Weatherley, L. R. (2001). Adsorption of Dyes from Aqueous Solution-the Effect of Adsorbent Pore Size Distribution and Dye Aggregation, *Chemical Engineering Journal* 83 (2001), p. 201-206.
- Wang, L.K., Hung, Y. ve Shammass, N.K. (2004). Advanced Physicochemical Treatment Process, *Handbook of Environmental Engineering*, Volume 4, 690p.
- Weber, W. J. Jr., (1972). Adsorption, In *Physicochemical Process For Water Quality Control*. John Willey and Sons Ins, New York, 420p.
- Yaman, H. (2009). Sulu Çözeltilerden Anorganik Boyarmaddelerinin *Bacillus subtilis* ile Biyosorpsiyonunun İncelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Dumlupınar Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Anabilim Dalı, Kütahya, 42s.
- Yener, J. ve Aksu, Z. (1999). Atıksulardaki Fenol ve Klorofenollerin Aktif Karbon ve Kurutulmuş Aktif Çamura Adsorpsiyonu, *Tr. J. of Engineering Environmental Science*, 23 (1999), s.93-104.
- Yıldız, A. (2008). Reaktif Azo Boyanın Kitosan ile Adsorpsiyon Kinetiğinin İncelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Kocaeli Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Kocaeli, 71s.
- Yılmaz, N. (2007). Doğal Kil Minerali Bentonit ile Boyar Maddelerin Adsorpsiyonu, Yüksek Lisans Tezi, Cumhuriyet Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Sivas, 95s.

Zhang, F., Yediler, A., Liang, X. and Kettrup, A. (2004). Effect of Dye Additives on the Ozonation Process and Oxidation by-products: A Comparative Study using Hydrolyzed C.I. Reactive Red 120, Science Direct, Dyes and Pigments 60 (2004), p.1-7.

<http://www.activated-carbon.com> (10.05.2010)

ÖZGEÇMİŞ

Kişisel Bilgiler

Adı Soyadı	Ayben Polat
Doğum Yeri ve Tarihi	Sivas, 12/02/1984
Medeni Hali	Bekar
Yabancı Dil İngilizce	İngilizce

Eğitim ve Akademik Durumu

Lise	Kongre Lisesi, 2002
Lisans	Cumhuriyet Üniversitesi, 2007
Yüksek Lisans	Cumhuriyet Üniversitesi, 2010