

T.C.
MUĞLA SITKI KOÇMAN ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

FİZİK ANABİLİM DALI

SULU ÇÖZELTİLERDEN BOR GİDERİLMESİ İÇİN
AKTİF KARBON TEMELLİ MALZEME
GELİŞTİRİLMESİ VE ETKİNLİĞİNİN
ARAŞTIRILMASI

DOKTORA TEZİ

GÜLSER KARAKOÇ

Ocak 2024

MUĞLA

MUĞLA SITKI KOÇMAN ÜNİVERSİTESİ

Fen Bilimleri Enstitüsü

TEZ ONAYI

Gülser KARAKOÇ tarafından hazırlanan **SULU ÇÖZELTİLERDEN BOR GİDERİLMESİ İÇİN AKTİF KARBON TEMELLİ MALZEME GELİŞTİRİLMESİ VE ETKİNLİĞİNİN ARAŞTIRILMASI** başlıklı tezinin, 04/01/2024 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Fizik Anabilim Dalı'nda doktora derecesi için gerekli şartları sağladığı oybirliği/oyçokluğu ile kabul edilmiştir.

TEZ SINAV JURİSİ

Prof. Dr. Cengiz SARIKÜRKÜ (Jüri Başkanı)	İmza:
Analitik Kimya Ana Bilim Dalı, Afyonkarahisar Sağlık Bilimleri Üniversitesi, Afyonkarahisar	
Prof. Dr. Selçuk AKTÜRK (Danışman)	İmza:
Fizik Anabilim Dalı, Muğla Sıtkı Koçman Üniversitesi, Muğla	
Doç. Dr. Ergün TAŞARKUYU (Üye)	İmza:
Fizik Ana Bilim Dalı, Muğla Sıtkı Koçman Üniversitesi, Muğla	
Prof. Dr. Ayşegül Ülkü METİN (Üye)	İmza:
Fizikokimya Ana Bilim Dalı, Kırıkkale Üniversitesi, Kırıkkale	
Prof. Dr. Atilla COŞKUN (Üye)	İmza:
Fizik Anabilim Dalı, Muğla Sıtkı Koçman Üniversitesi, Muğla	

ANA BİLİM DALI BAŞKANLIĞI ONAYI

Prof. Dr. Rüştü EKE	İmza:
Fizik Ana Bilim Dalı Başkanı, Muğla Sıtkı Koçman Üniversitesi, Muğla	
Prof. Dr. Selçuk AKTÜRK	İmza:
Danışman, Fizik Anabilim Dalı, Muğla Sıtkı Koçman Üniversitesi, Muğla	
Öğr. Gör. Dr. Feyyaz KESKİN	İmza:
İkinci Danışman, Çevre Koruma Teknolojileri Bölümü, Muğla Sıtkı Koçman Üniversitesi, Muğla	

Savunma Tarihi: 04/01/2024

Tez çalışmalarım sırasında elde ettiğim ve sunduğum tüm sonuç, dkuman, bilgi ve belgelerin tarafımdan bizzat ve bu tez çalışması kapsamında elde edildiğini; akademik ve bilimsel etik kurallarına uygun olduğunu beyan ederim. Ayrıca, akademik ve bilimsel etik kuralları gereği bu tez çalışması sırasında elde edilmemiş başkalarına ait tüm orijinal bilgi ve sonuçlara atıf yapıldığını da beyan ederim.

Gülser Karakoç

04/01/2024



ÖZET
SULU ÇÖZELTİLERDEN BOR GİDERİLMESİ İÇİN AKTİF KARBON
TEMELLİ MALZEME GELİŞTİRİLMESİ VE ETKİNLİĞİNİN
ARAŞTIRILMASI

Gülser KARAKOÇ

Doktora Tezi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Fizik Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Selçuk AKTÜRK

İkinci (Ortak) Danışman: Öğr Gör. Dr. Feyyaz KESKİN

Ocak 2024, 94 sayfa

Endüstriyel olarak yoğun bir kullanım alanına sahip olan borun günümüzde kullanımının artmasıyla birlikte bor atıklarının doğaya olan etkisinin tekrar gündeme gelmesine sebep olmuştur. Bor, özellikle bitkilerin gelişmesi için gerekli olan elementlerdendir, ancak fazla bulunduğu durumlarda canlı gelişimini engelleyerek zararlı hale gelebilmektedir. Sulama sularını kirleten başlıca elementlerden olan borun çevre ve insan sağlığı üzerindeki olumsuz etkilerinden dolayı sulu çözeltilerden giderimi oldukça önemli bir konu olarak değerlendirilmektedir.

Bu çalışmada fındık kabuğu atıklarından üretilen aktif karbonun, sulu çözeltilerden adsorpsiyon yöntemiyle bor gideriminde adsorban olarak kullanılabilirliği araştırıldı. Adsorpsiyon deneylerinde pH, adsorban dozu, bor derişimi, süre ve yabancı iyon etkisi değerlendirildi. Ardından bor konsantrasyonu yüksek gerçek atıksuda denemeler yapıldı ve çalışmanın son kısmında rejenerasyon çalışmaları yapılarak adsorbanın tekrar kullanılabilirliği incelendi. Çalışmadaki tüm bor analizleri ICP-OES cihazı ile yapıldı.

Çalışma sonucunda bazik yıkama ile ön işlem yapılan atıklardan daha yüksek (yaklaşık 2000 m²/g) BET yüzey alanına sahip aktif karbon elde edildi ve modifiye edilmeden saf adsorban olarak kullanıldı. Literatürde aktif karbonla yapılan diğer çalışmalarla kıyaslandığında yüksek bir giderim kapasitesine sahip olduğu tespit edildi. Bor adsorpsiyonu için optimum pH'nın 6 olduğu, klorür, sülfat ve fosfat iyonlarının bor adsorpsiyon kapasitesini arttırdığı belirlendi. Adsorpsiyon prosesinin Langmuir ve Freundlich izoterm modeline ve kinetiği incelendiğinde yalancı ikinci dereceden kinetik modele uyduğu tespit edildi.

Anahtar Kelimeler: Aktif Karbon, Bor giderimi, Adsorpsiyon

ABSTRACT
**DEVELOPMENT OF ACTIVATED CARBON-BASED MATERIAL FOR
BORON REMOVAL FROM AQUEOUS SOLUTIONS AND
INVESTIGATION OF ITS EFFECTIVENESS**

Gülser KARAKOÇ

Doctor of Philosophy (Ph.D.)

Graduate School of Natural and Applied Sciences

Department of Physics

Supervisor: Prof.Dr. Selçuk AKTÜRK

Co-supervisor: Dr. Feyyaz KESKİN

January 2024, 94 pages

With the increasing use of boron, which has an intensive industrial use, the effect of boron waste on nature has come to the fore again. Boron is one of the elements that is especially necessary for the development of plants, but when it is present in excess, it can become harmful by inhibiting the development of living organisms. The removal of boron, one of the main elements polluting irrigation water, from aqueous solutions is considered a very important issue due to its negative effects on the environment and human health.

In this study, the usability of activated carbon produced from hazelnut shell waste as an adsorbent in boron removal from aqueous solutions by adsorption method was investigated. In adsorption experiments, pH, adsorbent dose, boron concentration, time and foreign ion effect were evaluated. Then, experiments were carried out in real wastewater with high boron concentration, and in the last part of the study, regeneration studies were carried out and the reusability of the adsorbent was examined. All boron analyzes in the study were performed with the ICP-OES device.

As a result of the study, activated carbon with a higher BET surface area (approximately 2000 m²/g) was obtained from the waste pretreated with basic washing and was used as a pure adsorbent without modification. It was found to have a high removal capacity compared to other studies conducted with activated carbon in the literature. It was determined that the optimum pH for boron adsorption was 6, and chloride, sulfate and phosphate ions increased the boron adsorption capacity. It was determined that the adsorption process fit the Langmuir and Freundlich isotherm model and when its kinetics were examined, it fit the pseudo-second order kinetic model.

Keywords: Activated Carbon, Boron Removal, Adsorption

Sevgili Aileme



ÖNSÖZ

Prof. Dr. Selçuk AKTÜRK' e çalışmalarım sırasında göstermiş olduğu kolaylıklar ve sağladığı imkanlar için teşekkürü bir borç bilirim.

Eti Maden İşletmeleri Genel Müdürlüğünde, Proses ve Ürün Ar-ge Birim Sorumlusu Kimya Mühendisi Fazlı Cabbar METİN'e çalışmamıza temel oluşturan işletme atıklarını sağladığı için teşekkür ederim.

Tezimin ana hatlarının belirlenmesinde değerli katkılarını esirgemeyen ikinci danışmanım Öğr. Gör. Dr. Feyyaz KESKİN' e de şükranlarımı sunarım.

Muğla Sıtkı Koçman Üniversitesi Çevre Sorunları Araştırma ve Uygulama Merkezi'nin imkanlarından yararlanmam konusunda olanak sunan Prof. Dr. Ahmet DEMİRAK' a desteğinden dolayı teşekkürü bir borç bilirim.

Muğla Sıtkı Koçman Üniversitesi Tarımsal Uygulama ve Araştırma Merkezi'nde bor analizlerinin yapılmasına destek olan Dr. Öğr. Üyesi Nureddin ÖNER'e ve Mustafa KIRDAL'a teşekkürü bir borç bilirim.

Termogravimetrik analizleri konusundaki desteğinden ötürü Öğr. Gör. Çiğdem Elif DEMİRCİ'ye teşekkür ederim.

Ayrıca çalışmamın tüm aşamalarında sabırla beni destekleyen sevgili ağabeyim Ramazan KARAKOÇ' a, canım annem Ayşe KARAKOÇ ve değerli babam Mehmet KARAKOÇ' a minettar olduğumu belirtmek isterim.

İÇİNDEKİLER

ÖNSÖZ	vii
İÇİNDEKİLER	viii
ÇİZELGELER DİZİNİ	xi
ŞEKİLLER DİZİNİ	xii
SEMBOLLER VE KISALTMALAR DİZİNİ	xiii
1. GİRİŞ	1
2. BOR	3
2.1. Borun Kullanım Alanları	5
2.2. Borun Etkileri	5
2.3. Bor Giderimi	7
2.3.1. Kimyasal çöktürme ile bor giderimi	7
2.3.2. Elektrodializ ile bor giderimi	7
2.3.3. Ters osmoz ile bor giderimi	8
2.3.4. Sıvı-Sıvı ekstraksiyonu ile bor giderimi	8
2.3.5. Adsorpsiyon ile bor giderimi	9
3. ADSORPSİYON	11
3.1. Adsorpsiyon Çeşitleri	11
3.1.1. Fiziksel adsorpsiyon	11
3.1.2. Kimyasal adsorpsiyon	12
3.1.3. İyonik adsorpsiyon	12
3.2. Adsorpsiyona Etki Eden Faktörler	12
3.2.1. Adsorplayıcı ile adsorplanan maddenin cinsi ve özellikleri	13
3.2.2. Yüzey alanı	13
3.2.3. Adsorbanın gözenek ve partikül boyutu	13
3.2.4. Ortamın pH'ı	14
3.2.5. Başlangıç adsorban derişimi	14
3.2.6. Temas süresi	15
3.2.7. Sıcaklık	15
3.2.8. Karıştırma hızı	16
3.2.9. Yabancı iyonların etkisi	16

3.3. Adsorpsiyon İzotermi	16
3.3.1. Langmuir izoterm modeli	17
3.3.2. Freundlich izoterm modeli	18
3.3.3. Temkin izoterm modeli	19
3.4. Adsorpsiyon Kinetiği	19
3.4.1. Yalancı I. dereceden kinetik modeli	20
3.4.2. Yalancı II. dereceden kinetik modeli	21
4. AKTİF KARBON	22
4.1. Aktif Karbonlar Üzerine Ülkemizde Hazırlanmış Bazı Tez Çalışmaları	23
4.2. Aktif Karbonun Özellikleri	30
4.2.1. Molekül yapısı	31
4.2.2. Yüzey alanı	31
4.2.3. Gözeneklilik (porozite)	31
4.2.4. Yüzey fonksiyonel gruplar	32
4.3. Aktif Karbon Üretim Yöntemleri	34
4.3.1. Fiziksel aktivasyon	35
4.3.2. Kimyasal aktivasyon	36
5. LİTERATÜR ÖZETİ	37
6. MATERYAL VE YÖNTEM	48
6.1. Materyal	48
6.1.1. Kullanılan kimyasal maddeler	48
6.1.2. Kullanılan cihazlar	49
6.2. Aktif Karbon Üretim Yöntemi	49
6.3. Adsorpsiyon Çalışmaları	51
6.4. Adsorpsiyon Kapasitesinin Belirlenmesi	53
7. BULGULAR VE TARTIŞMA	54
7.1. Üretilen Aktif Karbonların Yapısal Özelliklerinin Belirlenmesinden Elde Edilen Bulgular	55
7.1.1. Fındık kabuğu tozu ile herhangi bir ön işlem uygulanmadan ve NaOH ile ön yıkama işlemi uygulanarak hazırlanan aktif karbonlar için alınan TGA sonuçları	56
7.1.2. Herhangi bir ön işlem uygulanmadan ve NaOH ile ön yıkama işlemi uygulanarak hazırlanan aktif karbonlar için alınan BET sonuçları	56
7.1.3. NaOH ile ön yıkama işlemi uygulanarak hazırlanan aktif karbon için FTIR Sonuçları	57
7.1.4. NaOH ile ön yıkama işlemi uygulanarak hazırlanan aktif karbon	

için XRD Sonuçları	58
7.2. Adsorpsiyon ile Bor Giderim Çalışmaları	59
7.2.1. Optimum pH tayini çalışmalarının sonuçları	59
7.2.2. Optimum adsorban miktarı tayini çalışmalarının sonuçları	61
7.2.3. Optimum temas süresi tayini çalışmalarının sonuçları	62
7.2.4. Optimum başlangıç bor konsantrasyonu tayini çalışmalarının sonuçları	63
7.2.5. Yabancı iyon etkisi tayini çalışmalarının sonuçları	64
7.2.6. Rejenerasyon çalışmalarının sonuçları	66
7.2.7. Gerçek numuneden elde edilen sonuçlar	67
7.3. Adsorpsiyon İzotermi	68
7.3.1. Langmuir izotermi	68
7.3.2. Freundlich izotermi	69
7.3.3. Temkin izotermi	70
7.4. Adsorpsiyon Kinetiği	71
7.4.1. Yalancı I. dereceden kinetik modeli	71
7.4.2. Yalancı II. dereceden kinetik modeli	71
7.5. Adsorpsiyon Çalışmaları Sonrası Karakterizasyon Analizleri Sonucu	
Elde Edilen Bulgular	74
7.5.1. Termogravimetrik analizi (TGA) sonuçları	75
7.5.2. X-Işınları difraktometresi (XRD) analizi sonuçları	76
7.5.3. Taramalı elektron mikroskobu (SEM) ve enerji dağılım spektroskopisi (EDS) analizleri sonuçları	76
7.5.4. Brunauer-Emmett-Teller (BET) yüzey alanı analizi sonuçları	79
8. SONUÇLAR	80
KAYNAKLAR	81
ÖZGEÇMİŞ	94

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1. Bor ve ilgili bileşiklerin kimyasal ve fiziksel özellikleri (EPA, 2008)	4
Çizelge 7.1. Ulusal kaynaklarda geçen son yıllarda yapılmış bazı tez çalışmalarında elde edilen veriler	54
Çizelge 7.2. Uluslararası kaynaklarda geçen son yıllarda yapılmış bazı makale çalışmalarında elde edilen veriler	54
Çizelge 7.3. Üretilen aktif karbonların elde edilen BET analizi verileri	57
Çizelge 7.4. Değişen pH değerlerine karşılık giderim kapasitesi ve yüzdesi verileri.	60
Çizelge 7.5. Adsorban miktarlarına karşılık giderim kapasitesi ve yüzdesi verileri...	61
Çizelge 7.6. Temas sürelerine karşılık giderim kapasitesi ve yüzdesi verileri	62
Çizelge 7.7. Başlangıç bor konsantrasyonlarına karşılık giderim kapasitesi ve yüzdesi verileri	64
Çizelge 7.8. Yabancı iyon konsantrasyonlarına karşılık giderim kapasitesi ve yüzdesi verileri	65
Çizelge 7.9. Rejenerasyon öncesi numunelerin giderim kapasitesi verileri	66
Çizelge 7.10. Değişen yıkama çözeltilerine karşılık desorpsiyon sonrası konsantrasyon verileri	66
Çizelge 7.11. Değişen rejenerasyon çözeltileri ile rejenere edilen numunelerde giderim kapasitesi ve yüzdesi verileri	67
Çizelge 7.12. Adsorpsiyon izoterm hesaplamaları verileri	70
Çizelge 7.13. Literatürdeki aktif karbonla bor giderimi üzerine yapılmış bazı çalışmalar	73
Çizelge 7.14. Karakterizasyon için gönderilen numunelerin listesi	74
Çizelge 7.15. Enerji dağılım spektroskopisi (EDS) verileri	79

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1. Borik asidin ayrışması (Goldberg, 1997)	9
Şekil 4.1. Aktif karbonda gözenek yapısının şematik gösterimi (Aktar, 2011)	32
Şekil 4.2. Aktif karbonda bulunan başlıca fonksiyonel gruplar (Soonmin, 2021)	34
Şekil 6.1. İlk aktif karbon üretim süreci	50
Şekil 6.2. İkinci aktif karbon üretim süreci	51
Şekil 7.1. Tüm numunelerin TGA verileri karşılaştırması	56
Şekil 7.2. Ön işlem uygulanan numunenin FTIR görüntüsü	57
Şekil 7.3. Ön işlem uygulanan numunenin XRD görüntüsü	58
Şekil 7.4. Değişen pH değerlerine karşılık giderim kapasitesi ve yüzdesi grafiği	60
Şekil 7.5. Adsorban miktarlarına karşılık giderim kapasitesi ve yüzdesi grafiği	62
Şekil 7.6. Temas sürelerine karşılık giderim kapasitesi ve yüzdesi grafiği	63
Şekil 7.7. Başlangıç bor konsantrasyonlarına karşılık giderim kapasitesi ve yüzdesi grafiği	64
Şekil 7.8. Yabancı iyon konsantrasyonlarına karşılık giderim kapasitesi ve yüzdesi grafiği	65
Şekil 7.9. Bor adsorpsiyonuna ait Langmuir izotermi (C_0 :50-750 mg/L, pH:6, Süre: 60 dk, m_{AK} : 0,1g)	69
Şekil 7.10. Bor adsorpsiyonuna ait Freundlich izotermi (C_0 :50-750 mg/L, pH:6, Süre: 60 dk, m_{AK} : 0,1g)	69
Şekil 7.11. Bor adsorpsiyonuna ait Temkin izotermi (C_0 :50-750 mg/L, pH:6, Süre: 60 dk, m_{AK} : 0,1g)	70
Şekil 7.12. Yabancı ikinci dereceden kinetik model grafiği	72
Şekil 7.13. Termogravimetrik analizi ile elde edilen verilerinden elde edilen grafik	75
Şekil 7.14. X-Işınları difraktometresi analizi ile elde edilen verilerinden elde edilen grafik	76
Şekil 7.15. Giderim öncesi ve bor giderimi sonrası SEM görüntüleri	76
Şekil 7.16. Giderim öncesi ve yabancı iyon etkisinde bor giderimi sonrası SEM görüntüleri	77
Şekil 7.17. Giderim öncesi ilk üretim saf aktif karbon ve yıkama sonrası rejenere aktif karbonların SEM görüntüleri	78

SEMBOLLER VE KISALTMALAR DİZİNİ

BET	Brunauer-Emmet-Teller
FT-IR	Fourier Dönüşümlü Kızılötesi Spektroskopisi
XRD	X-Işını Difraktometresi
SEM	Taramalı Elektron Mikroskobu
EDS	Enerji Dağılım Spektroskopisi
TGA	Termogravimetrik Analiz
AK	Aktif Karbon
WHO	Dünya Sağlık Örgütü
EPA	Çevre Koruma Ajansı
TSE	Türk Standartları Enstitüsü
IUPAC	Uluslararası Temel ve Uygulamalı Kimya Birliği

1. GİRİŞ

Günümüzde endüstriyel ve insan faaliyetlerinin artmasıyla birlikte ortaya çıkan çevre kirliliği, iklim değişikliğinin etkisiyle daha da ciddi sorunlara yol açmaktadır. Bu nedenle ekonomik ve sürdürülebilir çözümler, çevre kirliliğini önleme konusunda kritik öneme sahiptir. Özellikle su, toprak ve hava kirliliğini engelleyen çözümler, günümüzde daha da büyük bir önem arz etmektedir.

Sular, doğrudan kirletilebildiği gibi, hava ve topraktaki kirleticilerin yağış, rüzgar ve erozyon gibi yollarla sucul ekosistemlere taşınmasıyla da kirlenebilir. Bu bağlamda, su kirliliği, hava ve toprak kirliliğinden daha önemlidir.

Temiz su kaynaklarının sınırlı olması ve sürekli olarak antropojenik etkilerle kirletilmesi, atık suların arıtılarak kaybettikleri fiziksel, kimyasal ve biyolojik niteliklerinin geri kazanılmasını ve çevreye daha az zarar veren hale getirilmesini zorunlu kılmaktadır.

Bor, zengin rezervlere sahip olması ve geniş kullanım alanlarına hitap etmesi nedeniyle birçok üretim ve araştırma alanında kullanılmaktadır. Covid-19 pandemi sürecinde borun dezenfektan üretimindeki kullanımının artması, bu elementin önemini daha da vurgulamıştır.

Ancak, bor atıklarının doğaya ve insan sağlığına olan olumsuz etkileri göz ardı edilemez. Bor, bitkilerin gelişimi için gerekli olsa da, sucul ortamlardaki aşırı derişimi bitkilere ve sucul canlılara zarar verebilir. Bu nedenle, atıksulardan borun uzaklaştırılması ve derişiminin belirli sınırlara indirilmesi büyük bir öneme sahiptir.

Atıksuların arıtılması amacıyla birçok farklı yöntem uygulanmaktadır. Bu yöntemlerden en yaygın olanı adsorpsiyon prosesleridir. Biyoatıklardan üretilen aktif karbon, adsorpsiyon yönteminde yaygın olarak kullanılan ve sürekli olarak üzerinde geliştirme çalışmaları yapılan bir adsorban örneğidir. Bu yöntem, atıksulardaki kirleticileri etkili bir şekilde giderme konusunda önemli bir role sahiptir.

Aktif karbon, yüksek gözenekli yapıya sahip karbonlu bir malzemedir (Orbak, 2009). Bu araştırmada, fındık kabuğu atıklarından elde edilen aktif karbon kullanılarak sulu çözeltilerden bor giderimi gerçekleştirilmiştir.

Atık biyomateryalden elde edilen aktif karbon, çeşitli kimyasal işlemlere tabi tutularak yeni bir adsorban malzeme üretilmiş ve adsorpsiyon üzerinde etkili olan faktörler, pH, adsorban miktarı, süre, bor derişimi ve yabancı iyon etkisi değeriendirilmiştir.

Çalışma kapsamında belirlenen optimum koşullarda, Eti Bor Maden İşletmesi'nden alınan atıksu örneğı üzerinde bor giderimi denemeleri gerçekleştirilmiştir.

Bu denemeler, aktif karbonun etkinliğı ve borun su üzerindeki adsorpsiyon kapasitesi açısından önemli bilgiler sunmaktadır.



2. BOR

Bor ile yapılan çalışmaların tarihsel gelişimi incelendiğinde; 1808'de Fransız Gaylussac, Louis Jaques Thenard ve İngiliz Sir Humpray Darvey Borun element olarak keşfini yapmış oldukları görülmektedir (Zeki, 1985; Karaağaç, 2015).

Doğada asla element formunda bulunmayan bor; periyodik cetvelin III A grubunun ilk elementidir ve atom numarası 5, atom ağırlığı 10,81 g/mol ve kimyasal sembolü B olan bu element kütle numaraları 10 (10B (%19,8)) ve 11 (10B (%80,2)) olmak üzere iki kararlı izotopa sahiptir (WHO, 1998; WHO, 2009; Sönmez, 2014; Anonim, 2022).

Bor mineralleri, kristal yapısına göre içerdikleri kristal su miktarı göz önünde bulundurularak bileşimlerindeki magnezyum (Mg), sodium (Na), kalsiyum (Ca) gibi metallerin oranlarına bağlı olarak farklı adlar almaktadır (Koçyiğit Candar, 2018).

Ticari değere sahip olan borik asit (H_3BO_3), boraks ($Na_2B_4O_7 \cdot 10H_2O$), pentahidrat ($Na_2B_4O_7 \cdot 5H_2O$), susuz boraks ($Na_2B_4O_7$), bor oksit (B_2O_3), tinkal ($Na_4B_4O_2 \cdot 10H_2O$), szaybelit ($Mg_2B_2O_5 \cdot H_2O$), kernit ($Na_2B_4O_7 \cdot 4H_2O$), probertit ($NaCaB_5O_9 \cdot 5H_2O$), kolemanit ($Ca_2B_6O_{11} \cdot 5H_2O$), hidroborasit ($CaMgB_6O_{11} \cdot 6H_2O$), üleksit ($NaCaB_5O_9 \cdot 8H_2O$), pandermite ($Ca_4B_{10}O_{19} \cdot 7H_2O$) ve borasit ($Mg_3B_7O_{13}Cl$) mineralleri dahil olmak üzere doğada yaklaşık 230 çeşit doğal bor minerali bulunduğu bilinmektedir (Yavuz ve Denizli, 2007).

Çizelge 2.1: Bor ve ilgili bileşiklerin kimyasal ve fiziksel özellikleri (EPA, 2008)

Özellik	Bor	Borik asit	Boraks	Penta-hidrat	Susuz boraks	Bor oksit
Kimyasal formül	B	H ₃ BO ₃	Na ₂ B ₄ O ₇ ·10 H ₂ O	Na ₂ B ₄ O ₇ ·5 H ₂ O	Na ₂ B ₄ O ₇	B ₂ O ₃
Molekül ağırlığı (g/mol)	10,81	61,83	381,43	291,35	201,27	69,62
Bor içeriği (%)	100	17,48	11,34	14,85	21,49	31,06
Fiziksel görünüş	Katı; Siyah kristal veya sarı - kahverengi amorf toz	Katı; Beyaz veya renksiz kristal granül veya toz	Katı; Beyaz veya renksiz kristal granül veya toz	Katı; Beyaz veya renksiz kristal granül veya toz	Katı; Beyaz veya renksiz cam granül	Katı; Beyaz veya renksiz cam granül
Kaynama noktası	2550°C	30°C	Tanımlanmamış	Tanımlanmamış	1575°C (ayrışır)	1860°C
Erime noktası	2300°C	171°C (kapalı ortamda) 450°C (susuz, kristal formu)	>62°C (kapalı ortamda)	<200°C (kapalı ortamda)	742°C	450°C
Yoğunluk g/cm ³ (20 °C'de)	2,34	1,51	1,73	1,81	2,37	2,46
20 °C'de Buhar basıncı	1,56 x 10 ⁻⁵ atm	Tanımlanmamış	Tanımlanmamış	Tanımlanmamış	Tanımlanmamış	Tanımlanmamış
25 °C'de Buhar basıncı	Tanımlanmamış	Tanımlanmamış	Tanımlanmamış	Tanımlanmamış	Tanımlanmamış	Tanımlanmamış
Sudaki çözünürlüğü	Çözünmez	55,6 g/L (soğuk su) 250 g/L (kaynar su)	62,25 g/L 25°C	35,9 g/L 20°C 482,4 g/L 100°C	24,8 g/L 20°C 331,2 g/L 100°C	Hızlı bir şekilde borik asite hidratlaşır
Diğer çözücülerdeki çözünürlüğü	Tanımlanmamış	metanol, aseton, alkol, gliserol	gliserol	gliserol	Etilen glikol	alkol, gliserol

Türkiye’de; Bursa-Kestelek, Eskişehir - Kırka, Balıkesir Bigadiç, Kütahya- Emet’te bulunan bor yatakları dünyadaki bor rezervlerinin %73’ünü oluşturmaktadır (Anonim, 2022; Önen, 2018).

2.1. Borun Kullanım Alanları

Yoğunluğu $2,34\text{g/cm}^3$, erime noktası $2076\text{ }^{\circ}\text{C}$ olan yarı iletken özelliklere sahip bor, 49000 MPa Vickers sertliği ve $9,3$ Mohs sertlik derecesi ile elmadan sonra bilinen en sert malzemeler arsında yer alır (Yavuz ve Denizli, 2007; Bekteş, 2010). Bor sert bir element olmasının yanı sıra aynı zamanda çok dayanıklıdır ve ısıya karşı çok dirençlidir (Akpınar, 2015). Bu özellikleri sebebiyle bor elementi özellikle savunma sanayisinde kendine önemli bir yer edinmiştir. Türkiye' nin ilk bor işleme tesisi olan Balıkesir-Bandırma Bor-Karbür üretim tesisinde yılda 1000 ton üretim gerçekleştirileceği öngörülmektedir. Bu tesis ile üretimi gerçekleştirilecek ürünlerin başında hafif zırhlı araçlar ve personel koruyucu yelekler, zırh levhalar gibi birçok savunma sanayi ürünü yer almaktadır.

Bor savunma sanayisine ek olarak birçok önemli uygulama alanında hammadde olarak kullanılmaktadır. Bor; otomotiv, mikroelektronik, makine, imalat ve enerji endüstrileri, cam ve seramik endüstrisi, temizleme ve beyazlatma endüstrisi, tarım, metalurji, yanma önleyici maddeler, nükleer uygulamalar, enerji depolama gibi birçok uygulama alanı yanı sıra BNCT (Boron Neutron Capture Therapy) kanser tedavisi uygulaması ile sağlık alanında da kullanılmaktadır (Karahan, 2004).

2.2. Borun Etkileri

Bor; insan, hayvan ve bitkilerin gelişmesi için gerekli olan elementlerden olduğu uzun yıllardır bilinmektedir, ancak dünya sağlık örgütünün yapmış olduğu çalışmaların da gösterdiği üzere fazla bulunduğu durumlarda canlı gelişimini engelleyerek zararlı hale gelmektedir (WHO, 1998; WHO, 2009). Ayrıca bu element, Ni^{2+} , Cu^{2+} , ve Pb^{2+} gibi birçok ağır metal iyonu ile rahatlıkla kompleks oluşturabildiğinde canlı türleri için daha da zararlı hale gelebilmektedir (Keyis, 2020). Bor; şeker taşıma ve azot, fosfor, kalsiyum ve potasyum gibi esansiyel mineraller ile beslenmeyi dengeleme rolü alırken aynı zamanda hormon geliştirme, hücre duvarlarını oluşturma ve güçlendirme gibi bitki sağlığı için hayati öneme sahip diğer bazı görevleri de üstlenmektedir (Nguyen, 2017).

Bitkilerde bor, normal büyüme sürecinde önemli bir rol üstlenmesinin yanı sıra polen çimlenmesi sürecinde, nükleik asit sentezinde görev almakta ve aynı zamanda apikal meristem işleyişinde katkı sağlamaktadır (Uslu, 2010). Topraktaki eksiklik ya da fazlalığı bitkilerde kalite kaybına neden olarak üretim sürecinde sorunlara neden olan borun yapıda bulunması gereken miktarlar bitkiden bitkiye farklılık gösterse de genellikle bor isteği 2-4 mg/L arası değişmektedir (Gökmen, 2020).

Bir bitki besin elementi olan borun topraktaki düşük konsantrasyonları dahi bazı bitkilere toksik etki yapabilmektedir (Demirtaş, 2005). Toprakta ve yeraltı sularında doğal olarak düşük derişimde bulunmasına karşın, bitkilerin bora karşı hassas olmaları ve toprakta biriken borun yıkanmasının zor olması gibi nedenlerle bor tarımsal ürünlere zarar vermektedir (Kavak, 2004). Bitkilerde biriken bor, bu bitkileri besin olarak tüketen diğer canlılar için de doğrudan tehlike oluşturmaktadır (Sevinç, 2022). Bu elementin fazlalığı bitki için olduğu kadar hayvanlar ve insanlar için de tehlikelidir. Hayvanlar için de borik asitin öldürücü dozu değişmekle birlikte genellikle kg vücut ağırlığı başına 1-5 mg arasında değiştiği ve zararlı etkilerin oldukça ileri boyutta gözlenebildiği bilinmektedir (Kavak, 2004; Öcal Sarıhan, 2019).

Dünya Sağlık Örgütü yetişkin sağlıklı bir insanın beslenme yoluyla bor alımının kabul edilebilir güvenli ortalama aralığının 1-13 mg/gün olabileceğini kararlaştırmıştır (WHO, 1998). Dünya Sağlık Örgütü, Uluslararası İçme Suyu Standartlarında, ilk kez 1993 yılında içme suyundaki bor konsantrasyonunun kılavuz değerini 0,3 mg/L olarak belirlenmiş ancak su arıtımında bor giderim proseslerinin düşük performans göstermesi nedeniyle kılavuza uyulmasının zor olduğunun anlaşılması üzerine bu kılavuz değerini 1998 yılında yayınlanan kılavuzda 0,5 mg/L'ye yükseltilmiş ve bu değer 2009 yılında yayınlanan kılavuzda da 0,5 mg/L değeri geçerliliğini korumuştur (WHO, 1998; WHO, 2009; Bilgin, 2010). Türkiye'de ise Türk Standartları Enstitüsü tarafından yayınlanan ve 2005 yılında yenilenen TS 266 belgesine göre içme suyunda bulunması gereken maksimum miktar bor için 1 mg/L olarak belirlenmiştir (TSE, 2005; Sucu, 2016).

İnsanlarda vücuda çok miktarda bor alınması merkezi sinir sistemini etkilemektedir (Kavak, 2004). Borun toksik etkisi ile çocuklarda havale, kanama gibi beyin zarı tahribi görülürken; yetişkinlerde baş ağrısı, kusma, ishal görülmektedir (Demirtaş, 2010).

2.3. Bor Giderimi

Sulama sularını en çok kirleten toksik elementlerin başında bor gelmektedir. Borun çevreye, bitki, hayvan ve insan sağlığı üzerine olumsuz etkileri dolayısıyla sulu çözeltilerde bor giderimi oldukça önemli bir sorun olarak değerlendirilmelidir. Sulu ortamlardan bor gideriminde öne çıkan 5 yöntem kullanılmaktadır.

2.3.1. Kimyasal çöktürme ile bor giderimi

Bor gideriminde organik ve inorganik dahil birçok çöktürücü kullanılmaktadır. Çöktürme işleminde kireç kullanımı 1000 mg/L'den fazla miktarlarda bulunan Bor' u 400 mg/L seviyelerine indirebilmektedir. Ancak, pH' ın dengelenmediği durumlarda çöktürme verimi düşmektedir ve pH' ı dengelemek için yüksek miktarda alkali kullanımı gerekmektedir (Xu ve Jiang, 2008). Xu ve Jiang (2008) düşük bor başlangıç konsantrasyonunda (50 mg/L'den az) bile yüksek bor giderim verimi elde etmek için, yüksek kimyasal dozlar ve diğer yardımcı çöktürücüler gerektiğini, bu sebeple çok yüksek işletme maliyetine neden olabileceğini ortaya koymuştur. Gazi (2007), suyun bordan arındırılmasında çöktürme yöntemi üzerine yaptığı literatür taraması sonucunda; bu yöntemin borun tamamen giderilemesinde yetersiz olduğu ve yalnızca konsantre çözeltiler için kullanılabileceği yargısına varmış ve ayrıca bu yöntemin, suda kullanılan kimyasalların önemli bir kısmının kalması sebebiyle avantajlı olmadığı savunmuştur. Dolayısıyla doğrudan çöktürme işleminin, bor derişiminin düşük değerlere indirilmesinde uygun bir yöntem olmadığı düşünülmektedir.

2.3.2. Elektrodializ ile bor giderimi

Elektrodializ, giderilmek istenilen malzemenin elektrik alan kuvveti ile hareket ettirilerek ayrılması veya yer değiştirmesi yoluyla iyonik mineralizasyonun azaltılmasına izin verir (Xu ve Jiang, 2008). Xu ve Jiang (2008), elektrodializ prosesiyle heterojen (MK-40 ve MA-40), homojen (MK-100 ve MA-100) ve iyonik (CR67-HMR ve anyon-204-8XZL-366) membranlar kullanılarak yapılan bor

giderimi çalışmasını, bor derişiminin 4,5 mg/L'den fazla olması durumunda optimum şartlar altında bile bor derişiminin 0,3-0,5 mg/L'nin altına düşürülemediği şeklinde yorumlamışlardır. Bu sebeple düşük başlangıç bor derişimlerinde bile bu yöntemin son derişimin istenen değere indirilmesinde uygun olmadığı görülebilmektedir.

2.3.3. Ters osmoz ile bor giderimi

Öcal-Sarıhan (2019), çözücü aktarımının membrandan difüzyon ile sağlandığı ters osmoz uygulamalarında, membranların ayırma etkinliğinin, çözelti içindeki moleküllerin difüziviteleri farkına bağlı olduğunu, yoğun membranlar kullanılması gerektiğini ve membran çözünen madde arasındaki etkileşimlerin ters osmoz verimini etkilediğini belirtmektedir. Xu ve Jiang (2008), çok kademeli bir ters osmoz sisteminin uygulanmasının bor derişimini Dünya Sağlık Örgütü'nün içme suyu kalite yönergeleri kapsamında belirlediği içme suyu standart değeri olan 0,5 mg/L'nin altına düşürebildiğini vurgulamakla birlikte bu prosesin en önemli dezavantajını 1 galon su üretilmesine karşılık 2-20 galon kadar suyun atık olarak kaybına sebep olması şeklinde değerlendirmişlerdir. Bu sebeple bu yöntemin kullanılması temiz su kaybına ve gereksiz işletme maliyetine neden olduğu için bor derişiminin düşük değere indirilmesinde uygun bir yöntem olmadığı düşünülmektedir.

2.3.4. Sıvı-Sıvı ekstraksiyonu ile bor giderimi

Sıvı-sıvı ekstraksiyonu ile de bor sudan uzaklaştırılabilmektedir. Bu yöntem suda çözünmeyen bir polihidroksi bileşiminin bor ile kompleks oluşturan ve suyla karışmayan bir çözücü içerisinde çözünmesi esasına dayanmaktadır (Xu ve Jiang, 2008). Xu ve Jiang (2008), bor konsantrasyonları %1,7 civarında olan zayıf tuzlu sulardan borun geri kazanılması için özel olarak bu tekniğin geliştirildiğini ve borun sudan uzaklaştırılmasından çok borik asit üretimine yönelik olarak kullanıldığını belirtmektedir. Dolayısıyla bor gideriminde uygun bir yöntem olmadığı düşünülmektedir.

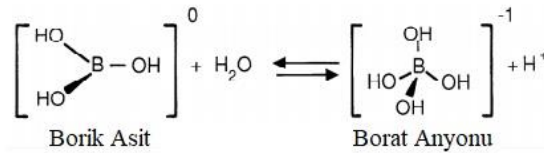
2.3.5. Adsorpsiyon ile bor giderimi

Kirletici maddenin, bir yüzey veya yüzey ara kesiti üzerinde birikimi ve derişiminin artması olayı adsorpsiyondur ve atık su arıtımında, bir sıvı ile bir katı arasında gerçekleşmektedir (Yılmaz, 2013).

Fiziksel adsorpsiyon genellikle tersinirdir ve adsorplanan molekül ile adsorban iç gözenek yüzeyi arasında gerçekleşirken genellikle, ince gözeneklerin yüzeyinde tek tabaka halinde oluşur bununla birlikte bazen birkaç tabaka oluşumu da gözlenebilir (Yüksel, 2008).

Sulu ortama bor atomu koyulduğunda, B^{3+} iyonu suyun elektronlarını kendine çekip OH^- bağlarının kopmasına ve H^+ iyonunun serbest kalmasına yol açar (Baştan, 2010). Bu nedenle suda bor, borik asit ve boraks iyonları olarak bulunur (Kavak, 2004).

Borik asit, borat anyonu oluşturmak için bir tane hidroksil iyonu alarak, Lewis asidi gibi davranan çok zayıf, monobazik asittir (Goldberg, 1997). Sulu ortamlarda borik asit su ile Şekil 2.1.'de olduğu gibi reaksiyona girerek ortama bir H^+ iyonu verir (Kavak, 2004).



Şekil 2.1. Borik asidin ayrışması (Goldberg, 1997)

Dolayısıyla sulu çözeltilerde bor giderimi için hidroksil iyon sayısı yüksek çok karbonlu yapıların kullanılması giderimde yüksek giderim elde edilmesine olanak sağlayacaktır.

Bor adsorpsiyonu için; aktif karbon, iyon değıştirici reçineler, bor seçici reçineler, selüloz gibi çeşitli organik ve inorganik adsorbanların yanı sıra $Mg(OH)_2$, $Fe(OH)_3$, $Al(OH)_3$, kalsit, boksit ve aktif alümina gibi çeşitli farklı malzemeler de kullanılmaktadır (Uslu, 2010; Parks ve Edwards, 2005).

Karahan, sulu çözeltilerde adsorpsiyon süreci üzerine yapılan çalışmalardan yararlanarak yaptığı literatür taraması sonucunda; sürecin gerçekleşmesi için en az 5-6 karbon atomlu zincir uzunluğu gerektiği yargısına varmıştır (Karahan, 2004).

Bu yargıdan yola çıkarak aktif karbon gibi karbon içeriği diğer adsorbanlara oranla daha yüksek olan aktif karbonun boru gidermede daha etkili olacağını öngörmek mümkündür ancak bor bazı diğer kirleticilere göre daha zor giderilmektedir.

Örneğin; arsenik gibi diğer kirleticiler için litrede miligram seviyesinde adsorban kullanılırken, ancak litrede gram seviyesinde adsorban önemli miktarda boru giderebilmektedirler (Parks ve Edwards, 2005).



3. ADSORPSİYON

Emilim sudaki maddelerin adsorbanın içine emilmesi; yüzeyde tutma, adsorban yüzeyine bu maddelerin toplanması şeklinde gerçekleşmektedir ve bu iki süreç bir arada gerçekleştiğinde sorpsiyon olarak adlandırılırken aktif karbon gibi katı adsorbanlarla emilim ve yüzeyde tutulma gerçekleştiğinde süreç adsorpsiyon olarak adlandırılır (Çalgan, 2016). Adsorsiyon sürecinde adsorban ile adsorplanan maddenin etkileşimi incelendiğinde; dipol-dipol etkileşimleri, hidrojen bağları ve van der Waals kuvvetleri gibi çeşitli kuvvetlerin adsorplanan maddenin yüzeyde tutunmasına katkıda bulunduğu görülmektedir (Newton, 2002).

Adsorpsiyonda, adsorplanması istenen maddenin katı-sıvı arayüzeyine difüzlendiği bulk difüzyonu aşamasını takiben adsorplanan maddenin, adsorbanın gözeneklerine ilerlediği film difüzyonu aşaması gerçekleşir ancak adsorpsiyon kapasitesini belirleyen asıl aşama adsorplanan maddenin kendi boyutlarına uygun boyutlardaki gözeneklerde çekildiği gözenek difüzyonu aşamasıdır ve adsorpsiyon sürecinin tamamlanması için gözeneklerde ilerleyen madde moleküllerinin adsorbana tutunmasını içeren son aşamanın da gerçekleşmesi gerekir (Girgin, 2019).

Çoğunlukla atık su arıtımında, sıvı ve gaz gibi akışkan fazlarda maddeleri gidermek amacıyla başvurulmuş ve çeşitli çözünmüş kimyasalları gidermede etkili olduğu yapılan birçok çalışma ile gözlemlenmiş olan adsorpsiyon yöntemi pH, sıcaklık vb. gibi adsorpsiyon üzerine etkisi belirlenmiş parametreler değiştirilerek yüzeye bağlanan kimyasallar tekrar sıvı faza geri dönüştürülebilir (Önen, 2018).

3.1. Adsorpsiyon Çeşitleri

Adsorpsiyon, fiziksel, kimyasal ve iyonik adsorpsiyon olmak üzere üçe ayrılmaktadır.

3.1.1. Fiziksel adsorpsiyon

Fiziksel adsorpsiyon, van der Waals kuvvetleri sebebiyle gerçekleşen tersinir bir

işlemdir ve çözünen ile adsorban arasında, çözünen ile çözücü molekülleri arasındaki çekim kuvvetinden daha büyük bir kuvvet olduğunda çözünen madde adsorban yüzeyine tutunmaktadır (Çalgan, 2016). Fiziksel adsorpsiyon işlemi için yaygın olarak kullanılan materyallerin başında aktif karbon yer almaktadır.

3.1.2. Kimyasal adsorpsiyon

Kimyasal adsorpsiyon katı ile adsorban yüzey arasındaki tersinmez bir kimyasal tepkimedir (Çalgan, 2016). Kemisorpsiyon olarak da adlandırılan kimyasal adsorpsiyonda bazı kimyasal bağların koparken bazılarının bağlanması sonucunda adsorpsiyon ısısı açığa çıkmaktadır ve bu ısı birkaç kaloriden 100 kaloriye kadar değişmektedir (Uçan, 2015). Yüzeye adsorplanan moleküller arası mesafe, fiziksel adsorpsiyona göre daha kısadır buna ek olarak kimyasal adsorpsiyonun hızı sıcaklıkla artmaktadır ve adsorpsiyon genelde tüm yüzeyde değil bazı aktif merkezlerde gerçekleşmektedir (Çalgan, 2016; Uçan, 2015).

3.1.3. İyonik adsorpsiyon

İyonik (elektrostatik) adsorpsiyon, iyonların elektrostatik çekim kuvvetlerinin etkisi ile yüzeydeki yüklü bölgelere tutunmasıdır ve bu adsorpsiyonda adsorplayan ile adsorplananın iyonik güçleri önem teşkil etmektedir ancak eş yüklü iyonlar söz konusu ise iyonlar daha küçük olan yüzeye tutunur (Demir ve Yalçın, 2014).

3.2. Adsorpsiyona Etki Eden Faktörler

Adsorplayıcı ile adsorplanan maddenin cinsi ve özellikleri, yüzey alanı, adsorbanın gözenek büyüklüğü ve tanecik boyutu, ortamın pH değeri, Başlangıç adsorban derişimi, temas süresi ve sıcaklık, karıştırma hızı, ve yabancı çözünenlerin etkisi adsorpsiyona etki eden faktörlerin başında gelmektedir.

3.2.1. Adsorplayıcı ile adsorplanan maddenin cinsi ve özellikleri

Adsorpsiyon dengesini kontrol eden en önemli faktörlerden biri sıvıda çözünen maddenin çözünürlüğüdür ve bir maddenin adsorpsiyonunun gerçekleştiği ortamdaki çözünürlüğü ile bu maddenin adsorplanan miktarı arasında Lundelius kuralı olarak bilinen ters bir ilişki vardır yani çözünürlük ne kadar büyük olursa adsorbançözelti arasındaki etkileşim o kadar kuvvetli olacaktır ve adsorplanan miktarın da o kadar düşük olması beklenmelidir (Baran, 2012; Sönmez, 2014). Çözünen maddenin sıvı fazdaki çözünürlüğü ile adsorpsiyon hızı arasında da genellikle ters bir ilişki vardır yani suda çözünebilen (hidrofilik) bir madde, suda az çözünen (hidrofobik) maddeye göre daha az adsorplanmaktadır (Karaman, 2010; Sönmez, 2014). Buna ek olarak hidrofobik grupların (-CH₂) moleküle bağlanması ile çözünmüş maddenin adsorbanın gözenekleri içerisine adsorplanması artarken adsorbanın su içerisindeki çözünürlüğü azalmaktadır (Sönmez, 2014). Adsorplayıcının gözenek büyüklüğüne uygun büyüklükteki moleküller daha iyi adsorplanmaktadır dolayısıyla adsorpsiyonu molekül büyüklüğü de etkilemektedir (Karaman, 2010; Baran, 2012).

3.2.2. Yüzey alanı

Adsorpsiyon bir yüzey olayı olması dolayısıyla spesifik yüzey alanıyla orantılıdır ve toplam yüzey alanının adsorpsiyona uygun olan kısmı spesifik yüzey alanı şeklinde tanımlanmaktadır (Karaman, 2010; Baran, 2012). Adsorplayıcının yüzey alanının geniş ve gözenekli yapıda olması adsorpsiyonu arttırmakta bununla birlikte tanecik boyutunun küçültülmesi de adsorpsiyona olumlu etkilemektedir (Karaman, 2010). Adsorbanın yüzey alanını tayin etmek zor olduğu için adsorbanın birim ağırlığı başına adsorplanan madde miktarı alınmaktadır ve adsorplanan miktar, adsorbanın yüzey alanı genişledikçe artmaktadır (Baran, 2012).

3.2.3. Adsorbanın gözenek ve partikül boyutu

Çözelti içerisindeki adsorbat molekülleri için, maksimum adsorpsiyon miktarı ile

adsorban yüzeyindeki gözeneklerin adsorpsiyon yüzey alanının büyüklüğü arasında doğru bir orantı bulunmaktadır (Baran, 2012). IUPAC (The International Union of Pure and Applied Chemistry) adsorbanlar için gözenek büyüklüğünü yarıçaplarına göre makro gözenekler ($r > 25$ nm), mezo gözenekler ($1 \text{ nm} < r < 25 \text{ nm}$), mikro gözenekler ($0,4 \text{ nm} < r < 1 \text{ nm}$) ve submikro gözenekler ($r < 0,4 \text{ nm}$) olmak üzere dörde ayırmıştır (Kılıçer, 2006). Mikro gözeneklerin adsorban içerisinde fazla yer tutması, yüzey alanının büyük olmasını sağlayarak küçük moleküllerin kolaylık adsorbe edilmesine olanak sunarken; adsorbandaki makro gözeneklerin geniş hacimde bulunması, hacimce büyük moleküllerin tutulmasına imkan vermektedir (İlçi, 2017).

Adsorbanın tanecik boyutu azaldıkça yüzey alanı da artacağından, adsorplama hızı ve adsorplanan miktar da artmakta ve dolayısıyla toz adsorbanın adsorplama hızı, büyük parçalar halindeki adsorbanın adsorplama hızından daha büyük olmaktadır (Baran, 2012).

3.2.4. Ortamın pH'ı

Sulu bir çözeltide pH asitlik ($\text{pH} > 7$) ve bazlığın ($\text{pH} < 7$) bir ölçüsüdür ve çözelti pH'ı iyon yüklerini ve iyonizasyon derecesini etkilemekte böylece adsorban yüzeyinde elektriksel çekim kuvvetinin değişmesine sebepen olmaktadır (İlçi, 2017). Adsorpsiyon olayında çözeltinin pH değeri, önemli bir kontrol parametresidir. Ortamda fazlaca hidrojen (H^+) veya hidroksil (OH^-) iyonu bulunması halinde bu iyonlar adsorplanan madde iyonları ile yüzeye tutunma yarışına girerler dolayısıyla H^+ ve OH^- iyonlarının kuvvetli adsorplanmalarından dolayı diğer iyonların adsorpsiyonu çözeltinin pH değerinden etkilenir (Sönmez, 2014).

Birçok adsorban için optimum giderim genellikle önemli anyonik borların (pK_a , 9,24) bulunabileceği pH 6-9 aralığında olmaktadır (Parks ve Edwards, 2005).

3.2.5. Başlangıç adsorban derişimi

Birim hacimdeki adsorban miktarı değişik derişim değerlerinde değişeceğinden buna bağlı olarak, adsorban tarafından adsorplanan molekül miktarı da değişecektir yani

çözelti içerisinde bulunan adsorbanın derişimine bağı olarak adsorplama hızı ve miktarı da değışmektedir (Baran, 2012; Sönmez, 2014). Adsorban yüzeyinde bulunan aktif bölgelerin sayısı, çözeltinin birim hacmindeki adsorban miktarının artmasıyla artacağından adsorplanan madde miktarı artmaktadır (İlçi, 2017). Ayrıca çözelti içerisindeki adsorban miktarı adsorpsiyon ilerledikçe azalacağından, adsorplamanın da yavaşlanması beklenmelidir (Baran, 2012; Sönmez, 2014).

3.2.6. Temas süresi

Temas süresi ile adsorplama ilişkisi incelendiğinde; başlangıçta adsorplama miktarı mevcut yüksek yüzey alanı dolayısıyla bir artış gözlenmektedir ancak azalan yüzey nedeniyle süre ilerledikçe adsorplama oranı düşmeye başlamaktadır bunun sebebi doygunluk değırine ulaşılmasıyla birlikte adsorplamanın dış yüzey yerine adsorbanın gözeneklerinde gerçekleşmesi ve iç yüzey alanının daha az olması nedeniyle, artan temas süresinin, adsorplananın azalmasına yol açmasıdır bu sebeple temas süresi adsorpsiyon hızına ve miktarına etki eden en önemli etkenlerden birisi olarak kabul edilmektedir (Baran, 2012; Yu vd., 2000). Adsorbanın adsorplama işlemini en iyi yaptığı zaman aralığı denge süresini ifade eder (İlçi, 2017). Gözeneksiz absorbanlarda denge noktasına kısa bir sürede ulaşıldığı ve adsorpsiyon hızı zamanla hızla düştüğü gözlemlenirken; gözenek boyutu büyük çok gözenekli absorbanlarda, denge noktasına daha geç ulaşıldığı belirlenmiştir (Sönmez, 2014; Yu vd., 2000).

3.2.7. Sıcaklık

Adsorpsiyon tepkimeleri çoğunlukla ortama ısı veren yani ekzotermik tepkimelerdir ve genellikle sıcaklık azaldıkça adsorpsiyon artar ancak reaksiyon ortamdan ısı alan yani endotermik bir reaksiyon ise, adsorpsiyon sıcaklığın artması ile artacaktır (Karaman, 2010). Adsorplanan madde miktarının sıcaklığın artışıyla artması, adsorbanın gözenek yapısındaki değışmelere, adsorplanan türün çözünmemesine, adsorplananın partiküller arası difüzyon hızının artmasına bağlıdır (Tekir, 2006).

3.2.8. Karıştırma hızı

Adsorpsiyon hızı sistemin karıştırma hızına bağlı olarak ya film difüzyonu ya da gözenek difüzyonu ile kontrol edilir (Ekici, 2007). Adsorpsiyon hızı karıştırma hızı arttıkça artar (İlçi, 2017). Düşük karıştırma hızlarında film difüzyonu hızı adsorpsiyonu sınırlayan etmen olacaktır çünkü tanecik etrafındaki sıvı film kalınlığı fazla olacaktır ancak eğer sistemde yeterli karışım sağlanırsa, film difüzyon hızı, hızı sınırlandıran etmen olan gözenek difüzyon noktasına doğru artacaktır (Ekici, 2007). Adsorplanan madde ile çözücüdeki madde arasında belli bir karıştırma hızı sonunda denge kurulacaktır (İlçi, 2017). Yüksek hızda karıştırılan kesikli sistemlerde genelde gözenek difüzyonu adsorpsiyon hızı sınırlayıcı etmen olabilmektedir (Ekici, 2007). Bu nedenle karıştırma hızı denge durumunda bırakılmalı yüksek karıştırma hızlarına çıkılmamalıdır.

3.2.9. Yabancı iyonların etkisi

Ortama katılan diğer yabancı çözünen maddelerin etkisi ile genellikle bileşenin adsorpsiyonu azalmaktadır ancak bunun tersinin doğru olduğu durumlarda gözlenmiştir (Gündüzoğlu, 2008).

3.3. Adsorpsiyon İzotermi

Çözeltide kalan kirletici konsantrasyonu ile adsorplanan kirletici arasındaki ilişkiyi araştırmak için adsorpsiyon izotermi kullanılır (Şirazi, 2020). Belirli bir sıcaklıkta ve denge koşulları altında adsorbanın birim kütlesi başına adsorbe olan madde miktarıyla dengedeki çözelti derişimi arasındaki ilişkiyi ifade eden eşitliklere adsorpsiyon izotermi denilmektedir (İlçi, 2017). Adsorpsiyon izotermi gösteren bağıntı denklem (3.1) ile ifade edilmektedir:

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e) \times V}{m} \quad (3.1)$$

q_e : Adsorbanın adsorpsiyon kapasitesi (mg/g, mol/g)

C_0 : Adsorplanan maddenin başlangıç derişimi (mg/L, mol/L)

C_e : Adsorplanan maddenin denge anında adsorplanmadan kalan derişimi (mg/L, mol/L)

V : Çözelti hacmi (L)

m : Adsorbanın ağırlığı (g)

Adsorpsiyon dengesi, kinetiğı ve termodinamiğı temel alınarak farklı yöntemlerle çeşitli izoterm modelleri geliştirilmiştir. Belli bir koşullar altındaki veriler bir modele uyarken başka koşullarda bu modele uymayabilmektedir bu sebeple adsorpsiyon mekanizmasını açıklamak için deneysel verilerin farklı izoterm modelleri ile olan uyumu incelenerek en uygun izoterm modeli belirlenmelidir (İlçi, 2017). Aşağıda adsorpsiyon izotermelerini matematiksel olarak ifade eden yaygın olarak kullanılan Langmuir izoterm modeli, Freundlich izoterm modeli ve Temkin izoterm modeli sıralanmaktadır.

3.3.1. Langmuir izoterm modeli

Günümüzde çeşitli adsorbanların adsorpsiyon performanslarını ölçmek ve karşılaştırmak için kullanılan Langmuir adsorpsiyon izoterm modeli başlangıçta aktif karbon üzerinde gaz-katı faz adsorpsiyonunu tanımlamak için geliştirilmiştir (İlçi, 2017). Çok sayıda sistemin denge adsorpsiyon davranışını yorumlamak için kullanılan Langmuir izotermi, katı yüzeylerinin toplam yüzey alanını belirlemek için de başarılı bir şekilde kullanılmaktadır (Karaman, 2010).

Langmuir izoterm modeli, bütün aktif noktaların adsorplanacak moleküllere karşı aynı enerji ve eşit ilgiye sahip olduklarını da kabul etmekle birlikte adsorpsiyonun tek tabakalı olarak homojen bir yüzey üzerinde gerçekleştiğini varsaymaktadır (Langmuir, 1918). Ayrıca adsorpsiyon; Langmuir izoterminde, adsorplanan maddenin başlangıç derişimi ile birlikte lineer olarak artar (Karaman, 2010). Eğrisel Langmuir adsorpsiyon izoterm eşitliğı;

$$q_e = \frac{q_m b C_e}{1 + K_L C_e} \quad (3.2)$$

denklem (3.2)'deki şekilde tanımlanmaktadır.

q_m : Adsorplayıcının maksimum yüzey derişimi (mg/g)

q_e : Adsorplanmış fazda adsorplanan maddenin denge derişimi (mg/g)

C_e : Denge sıvı fazdaki madde derişimi (mg/L)

K_L : Langmuir adsorpsiyon sabiti(L/mg); adsorpsiyon enerjisi ile ilgilidir (Langmuir, 1918).

Denklemin doğrusal eşitliği de denklem (3.3)'deki gibidir.

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m K_L} + \frac{C_e}{q_m} \quad (3.3)$$

Langmuir izoterm incelemesi bu eşitlik kullanılarak yapılmaktadır. C_e ' ye karşı C_e/q_e ' grafiğe geçirildiğinde elde edilen doğrunun eğiminden $1/q_m$, kaymasından ise $1/q_m K_L$ bulunur. Ayrıca, Langmuir izoterminin önemli özelliklerini tanımlamak için, R_L boyutsuz faktörü kullanılabilir. Eğer, $R_L > 1$ ise adsorpsiyon uygun değildir, $R_L = 1$ ise doğrusal, $0 < R_L < 1$ ise adsorpsiyon uygundur ya da $R_L = 0$ ise proses tersinmezdir (Çelik Okumuş ve Doğan, 2019).

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L C_0} \quad (3.4)$$

R_L değeri ise denklem (3.4) kullanılarak hesaplanmaktadır. Burada, C_0 (mg/L), adsorbe edilecek maddenin başlangıç konsantrasyonudur.

3.3.2. Freundlich izoterm modeli

Çözeltilerden adsorpsiyon ile ilgili ilk çalışmalar Freundlich tarafından yapılmış ve yapılan ilk deneylerde adsorban olarak da çeşitli tipte odun kömürleri ve sulu çözeltiler kullanılmıştır (Kavak, 2004). Çözelti fazından çeşitli adsorplanan moleküllerinin adsorpsiyonunu açıklamak için, Freundlich (1880–1941) denklem (3.5) ile verilen matematiksel eşitliği türetmiştir (Freundlich, 1906).

$$q_e = K_F (C_e)^{1/n} \quad (3.5)$$

Orta ve düşük derişim aralığında bu eşitlik yaygın olarak kullanılmaktadır (Karaman, 2010). Freundlich denkleminin doğal logaritması grafiğe geçirilmekte ve elde edilen doğrunun kayma ve eğiminden K_F ve n sabitleri bulunmaktadır (Hines ve Maddox, 1985).

$$\ln q_e = \ln K_F + \frac{1}{n} \ln C_e \quad (3.6)$$

Freundlich izoterm modeli denlem (3.6) kullanılarak hesaplanmakta ve adsorpsiyonun çok tabakalı olduğunu varsayılmaktadır.

Ayrıca, adsorplayıcı yüzeyinin, adsorpsiyon alanları ve enerjisi bakımından heterojen olduğunu kabul edilir.

q_e : Adsorplanmış faz için adsorplanan maddenin denge derişimi (mg/g)

C_e : Denegede sıvı fazdaki madde derişimi (mg/L)

K_F (sabit) : Freundlich sabiti, adsorplayıcı kapasitenin bir ölçüsüdür.

n (sabit) : Freundlich sabiti, adsorpsiyon yoğunluğunun (şiddetini) belirler.

Prosesin tipi n parametresi ile belirlenmektedir. $n=1$ ise, proses doğrusaldır, $n>1$ olduğunda kimyasal, $n<1$ olduğunda ise fizikseldir (Gündüz ve Bayrak, 2017).

3.3.3. Temkin izoterm modeli

Temkin izotermine göre, tüm moleküllerin adsorpsiyon ısısındaki azalış, doğrusal bir düzende meydana gelmektedir. Bu ise bağlanma enerjisinin homojen olduğunu göstermektedir (Temkin ve Pyzhev, 1940). Temkin izotermi ifade eden eşitlik, denklem (3.7)'de verilmektedir.

$$q_e = B_T \ln K_T + B_T \ln C_e \quad (3.7)$$

Burada, $B_T = R_T/b$ 'dir. b , Temkin izoterm sabiti ve K_T (L/g), denge bağlanma sabitidir. $\ln C_e$ ' ye karşı q_e grafiği çizildiğinde elde edilen doğrunun eğimi ve kaymasından yararlanarak B_T ve K_T sabitleri elde edilmektedir.

3.4. Adsorpsiyon Kinetiği

Adsorbanın fiziksel ve kimyasal özelliklerinin yanı sıra kütle taşınım ilkeleri de adsorbsiyon mekanizmasını etkilemektedir (İlçi, 2017). Dış taraf kütle aktarımı ve partikül içi difüzyon bir adsorpsiyon sürecinin hızını kontrol eden faktörler arasında

yer almaktadır (Sönmez, 2014). Kimyasal tepkimelerin ne kadar hızlı gerçekleştiğini ve tepkime hızını etkileyen faktörlerin durumunu açıklamak amacıyla Kinetik modeller geliştirilmiştir (İlçi, 2017). Adsorpsiyon hız kontrol basamaklarını ve adsorpsiyon mekanizmasını araştırmak üzere bu kinetik modeller kullanılmaktadır (Sönmez, 2014). Adsorpsiyon işleminin hızının adsorpsiyonun hangi basamağı tarafından belirlendiği ve etkin adsorplanan madde-adsorban temas süresi, adsorpsiyon kinetik modelleri yardımı ile belirlenebilmektedir (Orbak, 2009). Adsorban maddenin adsorpsiyon kinetiğinin; film tabakasından adsorban maddenin yüzeyine taşınımı, yüzeyden içerideki aktif merkezlere aktarımı ve aktif merkezlere bağlanması olmak üzere ardışık üç basamak tarafından kontrol edildiği kabul edilmektedir (Sönmez, 2014). Yalancı I. ve yalancı II. dereceden kinetik modelleri ile partikül içi difüzyon modeli, adsorpsiyon kinetik verilerinin analizinde yaygın olarak kullanılan kinetik modellerdendir (İlçi, 2017). Deneylerden elde edilen veriler grafikler yardımıyla değerlendirilerek adsorpsiyona en uygun izoterm ve adsorpsiyon hızının derecesi bulunur (Peltek, 2012).

3.4.1. Yalancı I. dereceden kinetik modeli

Katı-sıvı sistemleri için adsorpsiyon kapasitesinin zamanla değişimi, yalancı I. dereceden kinetik modele göre verilebilmektedir (İlçi, 2017; Sönmez, 2014).

Yalancı birinci dereceden (YBD) kinetik model eşitliği denklem (3.8)'deki şekildedir.

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t) \quad (3.8)$$

Denklemin doğrusallaştırılmış eşitliği denklem (3.9) ile verilmektedir.

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_1 t}{2,303} \quad (3.9)$$

Burada;

k_1 : Yalancı I. dereceden kinetik modelin (Lagergren adsorpsiyon) hız sabiti (dk^{-1})

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

q_t : Herhangi bir t zamanında birim adsorban başına adsorbe edilmiş olan madde miktarı (mg/g) (Sönmez, 2014)

Buradan t^* 'ye karşı $\log(q_e - q_t)$ değerleri grafiğe geçirildiğinde elde edilen doğrunun

eğimi ve kesim noktası sırasıyla k_1 ve q_e sabitlerini verir (Akdoğan, 2013; Güneş, 2016; İlçi, 2017)

3.4.2. Yalancı II. dereceden kinetik modeli

Yalancı II. dereceden kinetik model, yalancı birinci dereceden kinetik modelin aksine, tüm adsorpsiyon sürecinde olan davranışı tahmin eder ve katı fazın adsorpsiyon kapasitesi temeline dayanır (Sönmez, 2014).

Yalancı ikinci derceden (YİD) kinetik model eşitliği aşağıdaki şekildedir.

$$\frac{t}{q} = \frac{1}{k_{2,ad}q_{eq}^2} + \frac{1}{q_{eq}} \quad (3.10)$$

Denklem (3.10)'daki eşitlik sınır koşullar uygulanarak integre edildiğinde denklem (3.11)'deki ikinci dereceden hız eşitliği bulunur.

$$\frac{1}{q_e - q_t} = \frac{1}{q_e} + kt \quad (3.11)$$

Burada,

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

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

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

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

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

4. AKTİF KARBON

Aktif karbonlar, çevre ve tarım uygulamaları başta olmak üzere enerji, maden, sağlık, kozmetik ve savunma sanayi gibi pek çok alanda uygulama olasılığı bulabilen bir malzemedir (Dilbilmez, 2019).

Aktif karbonlar üzerine yapılmış araştırmalar ve ortaya konan ürünler incelendiğinde; bu malzemelerin kullanım uygulamalarının çeşitlilik gösterdiğini görmek mümkündür ve bu kullanım uygulamaları arasında; enerji alanında süperkapasitörlerde anot malzeme olarak kullanılması, kozmetik alanında aktif karbonlu cilt maskelerinin üretiminde kullanılmasının yanı sıra çevre alanında atık su ya da baca gazı arıtım sistemlerinde, çözültiden metal ve boyar madde gideriminde kullanılması buna ek olarak savunma sanayisinde KBRN (Kimyasal, Biyolojik, Radyolojik ve Nükleer) koruyucu kıyafet ve gaz maskelerinde kullanılması örnek gösterilebilir (Karaman, 2010).

Aktif karbonlar; hava temizleme filtrelerinde, sulu çözültülerden zehirli ağır metal iyonlarının uzaklaştırılmasında ve yine cıva, kadmiyum ve kurşun gibi metal iyonlarını uzaklaştırmak için su arıtımında, sigara filtrelerinde tütünün zararlı bileşenlerini adsorbe edilmesi için kullanılır. Ayrıca otomobillerde benzin buharı emisyonunun kontrol edilmesine yardımcı olur. Aynı zamanda katalizör veya katalizör desteği olarak da kullanılır (Bubanale ve Shivashankar 2017).

Aktif karbon, karbon temelli materyallerden üretilen yüksek yüzey alanı ve yüksek gözenekliliğe sahip amorf bir malzemedir. Genellikle %87 -97 oranında karbon içeren aktif karbonların kalan kısmı oksijen, hidrojen, azot ve kükürten oluşmaktadır (İlçi, 2017). 3 angstrom ile birkaç bin angstrom arasında değişen gözenek hacimleri sayesinde aktif karbonlar yüksek adsorpsiyon kapasitesine sahiptirler (Kuyucu, 2022). Bu özellikleri sayesinde, atıksu arıtmada toz veya granül halinde aktif karbon, kesikli veya sürekli sistemlerde, yüzeyde tutma açısından yüksek arıtma performansı sağlamaktadır (Kocasoy,1991).

Aktif karbon giderilmek istenen kirleticilerin sağlığa zararlı kimyasallar kullanılmadan uzaklaştırılmasında kullanılan önemli bir malzeme olarak öne çıkmaktadır.

Kaynaklara göre aktif karbonun kullanımı çok eski zamanlara dayanmaktadır ancak İngiltere’de, şeker çözeltisinin 1811 yılında çok az miktarda karbon ve kalsiyum fosfat içeren kemik külü ile renksizleştirilmesi, sınai alanda ilk defa aktif karbon kullanımı olarak kabul edilmektedir (Kumaş, 2015).

Organik inorganik çeşitli birçok kirleticinin giderilmesinde kullanılabilen aktif karbonun çok çeşitli hammaddeden üretiliyor oluşu birçok araştırmaya konu olmasına olanak sunmuştur.

Yapılan araştırmalar üretim yöntemleri, üretimde kullanılan hammaddelerin çeşitliliği ve giderilmek istenen kirleticilerin cinsi yönünden farklılıklar gösterse de neredeyse tüm çalışmalar Brunauer-Emmett-Teller (BET) yüzey alanı analizine mutlaka yer vermiştir.

Üretilen aktif karbonun geniş yüzey alanına sahip olması giderim verimi doğrudan etkilediğinden üretilen aktif karbonun yüzey alanının belirlenmesi büyük önem taşımaktadır. Dolayısıyla BET analiz yöntemi aktif karbon üretim çalışmalarının olmazsa olmazı denebilir. Bu analize ülkemizde yapılan birçok tez çalışmasına da yer verilmiştir.

4.1. Aktif Karbonlar Üzerine Ülkemizde Hazırlanmış Bazı Tez Çalışmaları

Ülkemizde 2010 yılından önce aktif karbon üretimi üzerine yapılmış bazı tez çalışmaları incelendiğinde; 1000 m²/g yüzey alanını geçen yüzeylere sahip aktif karbonlar üretilmişse de genel itibarıyla üretilen aktif karbonların yüzey alanlarının 1000 m²/g yüzey alanının altında kaldığı hatta birçoğunun 500 m²/g değerine ulaşamadığı görülmektedir. Örneğin; Çiçek (1998), yer fıstığı kabuğu, ceviz kabuğu ve çöven kökleri gibi gıda işleme süreçlerinde katı atık olarak çıkan hammaddelerle fosforik asit (H₃PO₄) ile kimyasal aktivasyon yöntemini kullanarak aktif karbonlar üretmiş ve analizler sonucunda optimum koşullarda çöven kökü hammaddesinden ürettiği aktif karbonun 497,6 m²/g değeri ile en geniş yüzey alanını verdiğini belirlemiştir. Orbak (2002), karbonizasyon sonrası fiziksel aktivasyon yöntemiyle Tunçbilek linyitinden kömür esaslı aktif karbon üretmiş ve analizler sonucunda optimum koşullarda en geniş yüzey alanının 937,46 m²/g olduğunu gözlemlemiştir. Güneysu (2003), pirina’yı aktif karbon üretimi için hammadde olarak

kullanmış ve ürettiği aktif karbonların yüzey alanlarını ölçülerek optimum koşullarda en yüksek yüzey alanının $437 \text{ m}^2/\text{g}$ olduğunu görmüştür. Çuhadar (2005), aktivasyon kimyasalı olarak H_3PO_4 kullanarak kimyasal aktivasyon yöntemi ile fındık kabuğu ve fındık çotanağından aktif karbonlar üretmiş, analizler sonunda en yüksek yüzey alanlarını fındık kabuğundan üretilen aktif karbonlar için $596 \text{ m}^2/\text{g}$, fındık çotanağından üretilenler içinse $1565 \text{ m}^2/\text{g}$ olarak belirlemiştir. Tekir (2006), fındık zurufundan Çinko klorür (ZnCl_2) aktivasyonu ile aktif karbon hazırlamış ve hazırladığı bu aktif karbonun BET yüzey alanının $1092 \text{ m}^2/\text{g}$ olduğunu belirlemiştir. Dermanlı (2006) ise, fındığın yanı sıra yine gıda fabrikasyon atıkları olan Antep fıstığı ve ceviz kabuklarından aktif karbon üretimine çalışmış ancak ürettiği aktif karbonların yüzey alanları hakkında detaylı bilgi vermemiş yalnızca çalışmada elde edilen sonuçların literatürdeki çalışmalarla benzerlik gösterdiğini belirtmekle yetinmiştir. Ekici (2007), zirai atık kayısı çekirdeği kabuğundan aktivasyon kimyasalının ZnCl_2 olduğu aktivasyon/karbonizasyon prosesini kullanılarak aktif karbon elde etmiş ve maksimum BET yüzey alanını $342 \text{ m}^2/\text{g}$ olarak belirlemiştir. Akyıldız (2007) ise, Edremit Bölgesinden temin edilen pirinanın aktif karbon üretiminde hammadde olarak kullanılabilme özelliğini araştırmak amacıyla H_3PO_4 aktivasyonu ile zeytin çekirdeğinden aktif karbon üretmiş, maksimum yüzey alanının optimum koşullarda $1497 \text{ m}^2/\text{g}$ olduğunu belirlemiştir. Gündüzoğlu (2008), ZnCl_2 kimyasal aktivasyonu ile şeker pancarı küspesinden aktif karbon üretmiş ve optimum koşullarda en yüksek yüzey alanının $1826 \text{ m}^2/\text{g}$ olduğunu belirlemiştir. Şen (2009), fındık kabukları kullanılarak aktif karbon elde etmiş ve en yüksek BET yüzey alanını $397,6 \text{ m}^2/\text{g}$ olarak bulmuştur. Orbak (2009) ise, Tunçbilek linyitinden çeşitli aktivasyon ve ön işlemler uygulayarak aktif karbonlar üretmiş ve sonuç olarak en yüksek BET yüzey alanını optimum koşullar altında $1227,56 \text{ m}^2/\text{g}$ olarak belirlemiştir. Özdemir (2009), yine Tunçbilek linyitinden çeşitli yöntemlerle aktif karbon üretimi gerçekleştirmiş ve üretim süreçlerini termogravimetrik (TG) analiz yöntemi ile incelemiştir ancak aktif karbonların yüzey alanları hakkında detaylı bilgi vermemiş yalnızca aktif karbonların iç yüzey alanının genellikle 400 m^2 'den daha yüksek olduğundan bahsetmiştir.

2010 yılından itibaren yine farklı hammadde ve üretim yöntemleri kullanılarak yapılan bazı tez çalışmaları incelendiğinde; birçok çalışmada üretilen aktif karbonlarda yüzey alanlarının $1000 \text{ m}^2/\text{g}$ 'ın üstüne çıkarılabildiği ancak hala yüzey alanları $1000 \text{ m}^2/\text{g}$ 'ın altında kalan ve yüzey alanları $500 \text{ m}^2/\text{g}$ değerine ulaşamayan aktif karbonlar

üretilmeye devam edildiği görülmektedir. Örneğin; Ozmak (2010), aktif karbon hammaddesi olarak çay fabrikalarının çay atıklarını kullanarak fosforik asit ile kimyasal aktivasyonu sunucunda aktif karbon üretmiş ve BET analizi sonucunda optimum koşullarda yüzey alanının $1196 \text{ m}^2/\text{g}$ olduğunu gözlemlemiştir. Gündoğdu (2010), yine siyah çay üretimi sürecinde oluşan fabrika çay atıklarından H_2SO_4 , ZnCl_2 ve KOH olmak üzere üç farklı kimyasal aktivasyonla aktif karbonlar üreterek yüzey alanlarını karakterize etmiş, $1141 \text{ m}^2/\text{g}$ değeri ile en yüksek yüzey alanını ZnCl_2 aktivasyonu ile üretilen aktif karbonda gözlemlemiştir. Karaman (2010) ise, Soma linyitini yüksek sıcaklıkta aktifleştirerek fiziksel aktivasyon yöntemiyle aktif karbon üretmiş ve en yüksek yüzey alanını $546,3 \text{ m}^2/\text{g}$ olarak belirlemiştir. Açıkyıldız (2011), kuşburnu, kızılçık, iğde ve pamuk çekirdekleri ve çam talaşı gibi atıklardan ZnCl_2 ve K_2CO_3 aktivasyonları ile aktif karbonlar üretmiş; çalışma sonucunda ZnCl_2 aktivasyonu ile üretilen aktif karbonların ölçülen yüzey alanı değerlerinin K_2CO_3 aktivasyonu ile üretilen örneklerle kıyasla daha yüksek olduğunu ve kuşburnu, kızılçık, iğde, pamuk çekirdekleri ve çam talaşı için sırasıyla 1408, 1549, 1813, 1372 ve $1825 \text{ m}^2/\text{g}$ değerlerini gösterdiğini belirlemiştir. Aktar (2011) yine aktif karbon üretimini kimyasal aktivasyonla kızılçık çekirdeği ve çay fabrikası atığı kullanarak gerçekleştirmiş, aktivasyon kimyasalı olarak H_3PO_4 kullanılmış ve çalışma sonucunda optimum koşullarda çay atığından elde edilen aktif karbonun BET yüzey alanının $1326 \text{ m}^2/\text{g}$; kızılçık çekirdeğinden elde edilen aktif karbonun yüzey alanının ise $1647 \text{ m}^2/\text{g}$ değerini gösterdiğini belirlemiştir. Karaçetin (2011), ise aktivasyon kimyasalı olarak ZnCl_2 kullanılarak fındık çotanağından kimyasal aktivasyonla aktif karbon hazırlamış ve hazırladığı aktif karbonun yüzey alanını $1369 \text{ m}^2/\text{g}$ olarak belirlemiştir. Özdemir (2013), şarap endüstrisi artığı üzüm saplarından fiziksel ve kimyasal aktivasyon ile aktif karbonlar üretmiş, üretim sürecinde aktivasyon kimyasal olarak ZnCl_2 kullanmış ve karakterizasyon çalışmaları sonunda elde edilen sonuçlara göre, optimum koşullarda üretilen, en iyi özelliklere sahip aktif karbonun $1411 \text{ m}^2/\text{g}$ yüzey alanına sahip olduğunu belirlemiştir. Saygılı (2015), üzüm, domates ve harnup (keçiboynuzu) olmak üzere üç farklı bitkisel posadan ZnCl_2 ile kimyasal aktivasyonu nano-gözenekli aktif karbonlar hazırlamış, çalışmanın sonucunda; optimum koşullarda; üzüm posasından üretilen aktif karbonun yüzey alanı $1455,40 \text{ m}^2/\text{g}$ ve domates posasından üretilen aktif karbonun yüzey alanı $1093,27 \text{ m}^2/\text{g}$ değerlerini verirken harnup posasından üretilen aktif karbon $1693,92 \text{ m}^2/\text{g}$ değeri ile en yüksek yüzey alanını vermiştir. Türkmen (2015), yine ZnCl_2 ve H_2SO_4 kimyasal aktivasyonu ile

mikroalga ön işlemleri kullanılarak atık portakal, nar ve ananas meyve kabuklarından düşük maliyetli aktif karbonlar üretilmiş, çalışmada üretilen aktif karbonların yüzey alanları hakkında detaylı bilgi vermese de ananas kabuğunun $ZnCl_2$ ile aktivasyonundan elde edilen ürünlerin, H_2SO_4 ile aktivasyonundan elde edilen ürünlere göre daha gözenekli bir yapıda olduğu belirtmiştir. Kumaş (2015) ise, aktivasyon prosesinde H_3PO_4 ve H_3PO_4 + Borik asitin etkisini incelemek amacıyla kimyasal aktivasyon yöntemiyle Doğu Karadeniz Bölgesinden temin edilen fındıkların kabuklarından aktif karbonlar üretilmiş ve optimum koşullarda elde edilen aktif karbonları incelediğinde; en yüksek BET yüzey alanının $1071,290 \text{ m}^2/\text{g}$ olarak ölçüldüğünü belirlemiştir. Güneş (2016), $ZnCl_2$ kullanarak kimyasal aktivasyon ile meyve suyu endüstrisi atığı olan portakal (*Citrus sinensis* L.) küspesinden aktif karbon üretilmiş ve elde ettiği aktif karbonun BET yüzey alanını $1779,48 \text{ m}^2/\text{g}$ olarak belirlemiştir. Sevimli (2017), potasyum hidroksit (KOH) aktivasyon kimyasalı kullanılarak kimyasal aktivasyon yöntemi ile Rize yöresi atık çay bitkisi çalısından aktif karbon üretimi gerçekleştirmiş, üretilen aktif karbonlar için en yüksek yüzey alanının $864,286 \text{ m}^2/\text{g}$ değerini verdiğini belirlemiştir. Yiğit (2017) ise, öncelikle ayçiçeği küspesinin hidrotermal karbonizasyonu ile hidrokoks hazırlamış ardından sodyum hidroksit (NaOH) aktivasyonu ile mezogözenekli aktif karbon elde etmiş ve çalışmanın sonunda, HTC işlemi sonucu elde edilen aktif karbonun BET yüzey alanının $1788 \text{ m}^2/\text{g}$ değerini verdiğini görmüştür. Sarı (2017), aktivasyon kimyasalı olarak KOH kullanarak kimyasal aktivasyon yöntemi ile zeytin yaprağından aktif karbon üretimi gerçekleştirmiş ve üretilen en yüksek yüzey alanlı aktif karbonun $1422 \text{ m}^2/\text{g}$ yüzey alanına sahip olduğunu gözlemlemiştir. Karataş (2017), aktivasyon kimyasalı olarak $ZnCl_2$ ve K_2CO_3 kullanarak kimyasal aktivasyon yöntemiyle kahvaltılık zeytinden elde edilen çekirdeklerden aktif karbon üretilmiş, sonuç olarak optimum koşullarda $ZnCl_2$ ile aktifleştirilmiş zeytin çekirdeğinin en yüksek BET yüzey alanı değerini verdiğini ve bu değer $747,35 \text{ m}^2/\text{g}$ olduğunu belirlemiştir. Üner (2017) ise, kargıdan (*Arundo donax*) $ZnCl_2$ aktivasyonu ile aktif karbonlar üretilmiş, yapılan analizler sonucunda üretilen en yüksek yüzey alanına sahip aktif karbonun 1 saat 600°C 'ta karbonizasyon ile elde edildiğini ve yaklaşık $1475 \text{ m}^2/\text{g}$ değerinde olduğunu belirlemiştir. Rahman (2017), badem kabuğu ile kayısı ve şeftali çekirdeği karışımından $FeSO_4$ ile ve $ZnCl_2$ ile kimyasal aktivasyonu ile iki farklı manyetik aktif karbon hazırlamış ve BET analizleri sonucunda yüzey alanı değerlerinin sırasıyla $375,28 \text{ m}^2/\text{g}$ ve $396,42 \text{ m}^2/\text{g}$ olduğunu belirlemiştir. İlçi (2017), $ZnCl_2$ aktivasyon

kimyasalı kullanarak kimyasal aktivasyon yöntemi ile farklı aktivasyon sıcaklıklarında zeytinyağı fabrikası atığı pirinadan aktif karbonlar üretmiş, karakterizasyon analizi sonucunda en yüksek yüzey alanına 800°C aktivasyon sıcaklığında ulaşıldığını ve bu değer 1418 m²/g olduğunu gözlemlemiştir. Güngördü (2018), ZnCl₂ ile kimyasal aktivasyon yöntemi kullanılarak kızılçık çekirdeğinden farklı sıcaklık ve doyurma oranlarında 12 farklı aktif karbon üretmiş ve ürettiği aktif karbonları kıyasladığında, ağırlıkça 2/1 doyurma oranında, 550°C’de üretilen adsorbanın toplam BET yüzey alanının 1404,40 m²/g değeri ile en yüksek yüzey alanını verdiğini gözlemlemiştir. Ali (2018), yine ZnCl₂ aktivasyon kimyasalı kullanarak mikro dalga destekli kimyasal aktivasyon yöntemiyle susam çubuğundan aktif karbon üretmiş, yaptığı analizler sonucunda en yüksek yüzey alanının 1254 m²/g olduğunu belirlemiştir. Şamdan (2019), kimyasal aktivasyon yöntemiyle H₃PO₄ kullanarak şeftali çekirdeğinden aktif karbon üretmiş ve 1399 m²/g değeri ile en yüksek yüzey alanına 400 °C’de 3:1 emdirme oranıyla ulaşıldığını belirlemiştir. Bozbeyoğlu (2020), K₂CO₃, H₃BO₃, H₃PO₄ ve H₂SO₄ aktivasyon kimyasallarını kullanarak kimyasal aktivasyonla Karadeniz bölgesinde yetişen mısır (*Zea mays* L.) koçanlarından AK-PK (mikro gözenek yapılı), AK-BA (mikro-mezogözenek yapılı), AK-FA (mezogözenek yapılı) ve AK-SA (gelişmiş yüzey yapılı) olmak üzere dört farklı aktif karbon üretmiş ve AK-FA numunesinin 959,8 m²/g değeri ile en yüksek BET yüzey alanına sahip olduğunu belirlemiştir. Işınkaralar (2020), at kestanesi (*Aesculus hippocastanum* L.) kabuğundan ZnCl₂ aktivasyon kimyasalı kullanılarak kimyasal aktivasyon yöntemiyle aktif karbon üretmiş ve 1858 m²/g değeri ile en yüksek yüzey alanına 600°C’de 3 M ZnCl₂ kullanılarak ulaşıldığını belirlemiştir. Erdem (2020), kimyasal aktivasyon ve piroliz yöntemiyle KOH kullanılarak iğde çekirdeğinden ve hurma çekirdeğinden aktif karbonlar üretmiş ve en yüksek yüzey alanına 609,536 m²/g değeri ile 700°C sıcaklıklarında, kütlece 2/1 kimyasal doyurma oranıyla hurmadan ürettiği aktif karbonda rastlamıştır. Erdem (2021), H₃PO₄ kullanılarak karaçam ağacı talaşından kimyasal aktivasyon yöntemiyle aktif karbon üretmiş, optimum koşullarda (4:1 emdirme oranında ve 400°C’de) üretilen aktif karbonun yüzey alanını 1378 m²/g olarak belirlemiştir. Demir (2021), yine aktivasyon kimyasalı olarak H₃PO₄ kullanarak kavak ağacından kimyasal aktivasyon yöntemiyle aktif karbon üretimi gerçekleştirmiş ve çalışmanın sonucunda, 1345,26 m²/g değeri ile en yüksek yüzey alanına sahip aktif karbonun 400°C’de, 4:1 H₃PO₄ emdirme oranında elde edildiğini belirlemiştir. Sever Akdağ (2021) ise, fındık kabuğundan, BET yüzey alanı 708 m²/g olan aktif karbon

geliştirmek için çalışmalar yürütmüştür. Batmaz (2022), çörek otu pres kekinden $ZnCl_2$, K_2CO_3 , H_3PO_4 ve H_3BO_3 aktivasyon kimyasallarını kullanarak kimyasal aktivasyon yöntemiyle aktif karbonlar üretmiş ve çalışmanın sonucunda, $755 \text{ m}^2/\text{g}$ değeri ile en yüksek yüzey alanına sahip aktif karbonun 2:1 emdirme oranında $ZnCl_2$ aktivasyon kimyasalı kullanılarak elde edildiğini belirlemiştir. Dinç (2022), ise KOH ve K_2CO_3 aktivasyon kimyasallarını birlikte kullanılarak kimyasal aktivasyon yöntemiyle fındık kabuğundan aktif karbonlar üretmiş ve yürütülen üretim sürecinde kimyasal aktivasyon ve piroliz işlemleri sonucunda $210,27 \text{ m}^2/\text{g}$ yüzey alanına sahip numune elde edildiğini görmüştür. Falcıoğlu (2022), fındık kabukları ve kabak saplarından H_3PO_4 aktivasyon kimyasalı kullanılarak inert azot gazı ortamında direk ve dolaylı kimyasal aktivasyonu ile aktif karbonlar elde etmiş ve çalışmanın sonucunda $908,0 \text{ m}^2/\text{g}$ değeri ile en yüksek yüzey alanına 1:4 (Aktif karbon: H_3PO_4) emdirme oranında fındık kabuğunun direk aktivasyonu ile ulaşıldığını gözlemlemiştir. Abdülrahim (2022), NaOH peletleri kullanarak *Cordia myxa* (*C.myxa*)'dan sulu (AK-1) susuz (AK-2) aktif karbonlar hazırlamış ve $1205,771 \text{ m}^2/\text{g}$ değeri ile AK-1 numunesinin AK-2 numunesinden ($934,440 \text{ m}^2/\text{g}$) daha yüksek yüzey alanına sahip olduğunu belirlemiştir. Kocabıyık (2023), $ZnCl_2$ aktivasyon kimyasalı kullanılarak kimyasal aktivasyon yöntemi ile Siyez (*Triticum monococcum* L.) buğday kavuzunda aktif karbonlar üretmiş ve karbonizasyon sıcaklığının 500°C aktivasyon kimyasalı oranının 2 olduğu durumda aktif karbonun $1321 \text{ m}^2/\text{g}$ yüzey alanı ile en yüksek değeri gösterdiğini belirlemiştir. Aksarı (2023) ise, K_2CO_3 aktivasyon kimyasalı kullanarak fındık kabuğunun kimyasal aktivasyon ve piroliziyle aktif karbon elde etmiş ve elde edilen aktif karbonun BET yüzey alanını $539,60 \text{ m}^2/\text{g}$ olarak belirlemiştir. Demir Özyılmaz (2023), aktivasyon kimyasalı olarak $ZnCl_2$ kullanarak meyve suyu endüstrisi atığı portakal posasından (*Citrus sinensis* L.) kimyasal aktivasyon yöntemi ile aktif karbon üretmiş, çalışma sonucunda; 3:1 oranında karıştırılarak, 500°C sıcaklıkta üretilen aktif karbonun en geniş yüzey alanı değerini verdiği ve bu değer $1779,48 \text{ m}^2/\text{g}$ olduğunu belirlemiştir.

Uluslararası kaynaklar tarandığında ise; çeşitli kimyasalların ya da kirleticilerin giderimi amacıyla aktif karbon üretimi üzerine son yıllarda yapılan çalışmalarda, daha önce denenmemiş bazı yeni hammaddelerin ve aktivasyon kimyasallarının kullanımına yer verildiği ve elde edilen yüzey alanı değerlerinde de artmalar olduğu görülmektedir. Örneğin; Reffas vd. (2010), yaptıkları çalışmada denenmemiş yeni bir

hammadde deneyerek, H_3PO_4 kullanarak kimyasal aktivasyon yoluyla kahve telvesinden aktif karbon üretmişler ve BET yüzey alanını $925 \text{ m}^2/\text{g}$ olarak belirlemişlerdir. Yine Alvarez-Gutierrez vd. (2015) hammadde olarak kiraz çekirdeği kullanarak fiziksel aktivasyon yöntemi ile ürettikleri aktif karbonun BET yüzey alanını $1045,00 \text{ m}^2/\text{g}$ olarak belirlemişlerdir. Şencan vd. (2015) ise fiziksel aktivasyon ve kimyasal aktivasyon yöntemi ile fındık kabuğu hammaddesi kullanarak aktif karbon üretmiş ve elde ettikleri aktif karbonun BET yüzey alanını $736.49 \text{ m}^2/\text{g}$ olarak bulmuşlardır. Kołtowski vd. (2016) yaptıkları çalışmada; hammadde olarak söğüt kullanarak fiziksel aktivasyon yöntemi ile ürettikleri aktif karbonun BET yüzey alanını $840,60 \text{ m}^2/\text{g}$ olarak belirlemişlerdir. Ogungbenro (2017) ise yaptığı çalışmada; hurma tohumlarından fiziksel aktivasyon yöntemi ile ürettiği aktif karbonun BET yüzey alanını $723,72 \text{ m}^2/\text{g}$ olarak bulmuştur. Yaptıkları çalışmada Kwiatkowski ve Broniek (2017) fiziksel ve kimyasal aktivasyon yöntemleri ile fındık kabuğundan farklı aktif karbonlar üretmişler sonuç olarak CO_2 ve H_2O atmosferinde fiziksel aktivasyon yöntemi ile elde ettikleri aktif karbonların yüzey alanlarını sırasıyla 921 ve $992 \text{ m}^2/\text{g}$ olarak; K_2CO_3 , H_3PO_4 , $ZnCl_2$ aktivasyon kimyasalları kullanarak kimyasal aktivasyon yöntemi ile ürettiği aktif karbonların yüzey alanlarını sırasıyla 887 , 1492 ve $1731 \text{ m}^2/\text{g}$ olarak belirlemişlerdir. Boujibar vd. (2018) yaptıkları çalışmada; hammadde olarak Argan'ın sert kabukları kullanarak kimyasal aktivasyon yöntemi ile ürettikleri aktif karbonun BET yüzey alanını $1889,63 \text{ m}^2/\text{g}$ olarak belirlemişlerdir. Yine Livani vd. (2018) $NaOH$ aktivasyon kimyasalı kullanarak fındık kabuğundan kimyasal aktivasyon yöntemi ile aktif karbon üretmişler ve ürettikleri aktif karbonun BET yüzey alanını $314 \text{ m}^2/\text{g}$ olarak belirlemişlerdir. Yaptıkları çalışmada Li vd. (2019) pirinç kabuğunu hammadde olarak kullanarak fiziksel aktivasyon yöntemi ile ürettikleri aktif karbonun yüzey alanını $1097,00 \text{ m}^2/\text{g}$ olarak bulmuşlardır. Mesfer vd. (2020) yaptıkları çalışmada; hammadde olarak ceviz kabuğu kullanarak fiziksel aktivasyon yöntemi ile aktif karbon üretmişler ve ürettikleri aktif karbonun BET yüzey alanını $810,85 \text{ m}^2/\text{g}$ olarak belirlemişlerdir. Yine yaptıkları çalışmada Quan vd. (2020) hammadde olarak çay çekirdeği kabuğu kullanarak kimyasal aktivasyon yöntemi ile aktif karbon üretimi gerçekleştirmişler ve ürettikleri aktif karbonun yüzey alanını $1503,20 \text{ m}^2/\text{g}$ olarak bulmuşlardır. Ismail vd. (2022) ise hammadde olarak ham bambu kullanarak kimyasal aktivasyon yöntemi ile ürettikleri aktif karbonun BET yüzey alanını $1492,00 \text{ m}^2/\text{g}$ olarak belirlemişlerdir. Ozpınar vd. (2022) ise yaptıkları çalışmada; H_3PO_4 aktivasyon kimyasalı kullanarak fındık kabuğundan kimyasal

aktivasyon yöntemi ile ürettiği aktif karbonun BET yüzey alanını 1363 m²/g olarak belirlemişlerdir. Mallesh vd. (2023) hammadde olarak Subabul (Leucaena leucocephala) ahşabı kullanarak kimyasal aktivasyon yöntemi ile aktif karbon üretmişler ve ürettikleri aktif karbonun BET yüzey alanını 823,00 m²/g olarak belirlemişlerdir. Yaptıkları çalışmada Altintig vd. (2023), H₃PO₄ aktivasyon kimyasalı kullanarak fındık kabuğundan kimyasal aktivasyon yöntemi ile ürettiği aktif karbonun BET yüzey alanını 1208 m²/g olarak belirlemişlerdir.

Bu çalışmalar incelendiğinde, kullanılan farklı hammaddeler ve farklı üretim yöntemleri ile elde edilen aktif karbon ürünlerin yüzey alanı değerlerinin ve dolayısıyla sahip oldukları özelliklerin farklılık gösterdiği anlaşılmaktadır.

4.2. Aktif Karbonun Özellikleri

Aktif karbon üretimi sırasında aktivasyon sürecince uygulanan gaz akış hızı, hammaddeyi ısıtma hızı, maksimum sıcaklık ve bu sıcaklıkta bekleme süresi, aktif karbonun özelliklerini değiştirmektedir (Kuyucu, 2022).

Aktif karbon üretimi üzerine yapılan çalışmalar sonucunda elde edilen sonuçlara göre; üretilen aktif karbonun yüzey alanı, gözenek boyutu gibi özellikleri üretildikleri aktivasyon yöntemine (fiziksel ya da kimyasal aktivasyon) bağlı olarak değişmekte ayrıca üretildiği hammaddeye bağlı olarak aktif karbonlar gözenek boyutları bakımından da farklılık gösterebilmektedir. Aktif karbonu diğer adsorbanlardan ayıran özellikler;

- Nem giderme işlemine, ayırma ve saflaştırma gibi endüstriyel prosesler öncesinde gereksinim duymaması,
- Polar olmayan veya çok az polar olan molekülleri, geniş ve girilebilir iç yüzey alanı sayesinde adsorplama özelliğine sahip olması,
- Rejenerasyon için gerekli olan enerji ihtiyacının, adsorpsiyon temelinin van der Waals bağlarına dayanması sebebiyle diğer adsorbanlara oranla düşük olması şeklinde sıralanabilir (Hassler, 1967).

4.2.1. Moleköl yapısı

Cheremisinoff ve Ellerbusch (1978), X-ışını ile yaptıkları incelemeler sonucunda, aktif karbonun yapısının, grafitteki gibi tabakalar halinde olduğunu ve aktif karbondaki kristal yapıların, altıgen olarak bağlanmış karbon atomlarını içeren mikro kristallerden oluşan düzlemlerden meydana geldiğini göstermişlerdir. Düzlemler grafittekenden farklı olarak rastgele yönelmiştir ve bu düzensiz yapı sonucu oluşan boşluklar gözenekleri meydana getirmektedir (Cheremisinoff ve Ellerbusch, 1978). Gözeneklerin varlığı aktif karbonun geniş bir yüzey alanına sahip olmasını sağlamaktadır dolayısıyla gözenekler, adsorpsiyon proseslerinde büyük bir öneme sahiptir (Kirk ve Othmer, 1971).

4.2.2. Yüzey alanı

Yüzey alanı, aktif karbonların en önemli özelliklerinden biridir. Yüzey alanının diğer adsorbanlara göre daha yüksek değerlerde olması, aktif karbonun pek çok alanda uygulama imkanı bulunmasını sağlamaktadır (Akıkoğlu, 2005). Yüzey alanı kullanılan hammaddenin cinsi, karbonizasyon sıcaklığı ve aktivasyon gibi aktif karbon üretiminde kullanılan yöntemlere bağlı olduğundan aktif karbonların yüzey alanları farklılık göstermektedir.

Aktif karbon yüzey alanı Branauer-Emmet-Teller (BET) yöntemi ile belirlenir. BET yöntemi gazların bir katı malzeme üzerine fiziksel çok tabakalı adsorpsiyonuna dayanır. Yüzey alanı, gözenek çapları, gözenek boyutu ve gözenek hacmi hakkında bilgi edinmek için bu yöntem kullanılır.

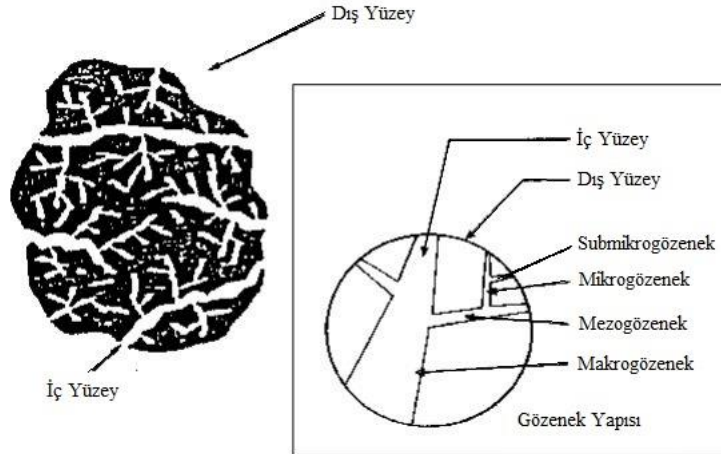
4.2.3. Gözeneklilik (porozite)

Aktif karbonun önemli ve belirleyici diğer bir özelliği de gözenekliliğidir. Aktif karbondaki gözenekler karbonizasyon aşamasında gerçekleşir. Gözenek sayısı, çapı ve hacmi adsorpsiyon kapasitesini ve adsorpsiyon hızını belirlemektedir. Dolayısıyla

gözenekli yapının yanısıra gözenekğin hacmi ve çapı önemlidir. Aktif karbonda kullanılan hammaddenin cinsine, karbonizasyon sıcaklığına ve ısıtma hızına bağlı olarak gözenek dağılımı ve gözenek çapı değişmektedir. Aktif karbon üretiminde gerçekleştirilen fiziksel ve kimyasal aktivasyonla kapalı gözenekler açılmakta ve gözenekler hacim kazanmaktadır.

Gözeneklerin oluşumu sırasında; hammadde içerisinde bulunan uçucu bileşenler ve/veya küçük moleküller inert ortamda hammaddenin ısıtılması ile yapıyı terk ederler. Hammadde üzerinde, uzaklaşan bu bileşenlerin boyutuna göre gözenek oluşur. Uzaklaşan yapı katının orta kısmındaysa katıda iç basınç artar ve bu yapı uzaklaşırken mikro kanallar açılır (Kuyucu, 2022; Abdullah, 2011).

Adsorbanlardaki gözenek çaplarının IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry) tarafından yapılan sınıflaması esas alınarak; aktif karbonlardaki gözenekleri yarıçapı 50nm'yi geçen gözenekler makrogözenek, yarıçapı 2 ile 50nm genişlik arasında bulunan gözenekler mezogözenek, yarıçapı 0,7 ile 2nm arasında bulunan gözenekler mikrogözenek ve yarıçapı 0,7nm'nin altındaki gözenekler ise submikrogözenekler olmak üzere dörde ayrılabiliriz (Karaman, 2017).



Şekil 4.1. Aktif karbonda gözenek yapısının şematik gösterimi (Aktar, 2011)

4.2.4. Yüzey fonksiyonel gruplar

Adsorplama kapasitesi sadece aktif karbonun gözenek yapısından değil yüzey kimyasından da etkilenmektedir (Gündoğdu, 2010). Aktif karbonların yüzey

özelliklerini ve dolayısıyla adsorplama davranışını etkileyen önemli faktörlerden biri de yüzeyde bulunan fonksiyonel gruplardır. Örneğin; Gündoğdu (2010), aktif karbonun hem asidik hem de bazik özellikler sergilediğini ve asidik özelliklerin fenolik ve karboksilik asit gruplarının varlığı ile açıklanabileceğini belirtmektedir. Yüzey fonksiyonel gruplarının veya bileşiklerinin sayısına bağlı olarak aktif karbonun yüzey özellikleri artmaktadır (Akikol, 2005).

Aktif karbonların yüzey kimyaları, yüzeylerinde yer alan; laktonik, fenolik, karboksilik gibi asidik gruplar ve bazik oksijenli fonksiyonel gruplar tarafından belirlenmektedir. (Aktar, 2011; Prahas, 2008).

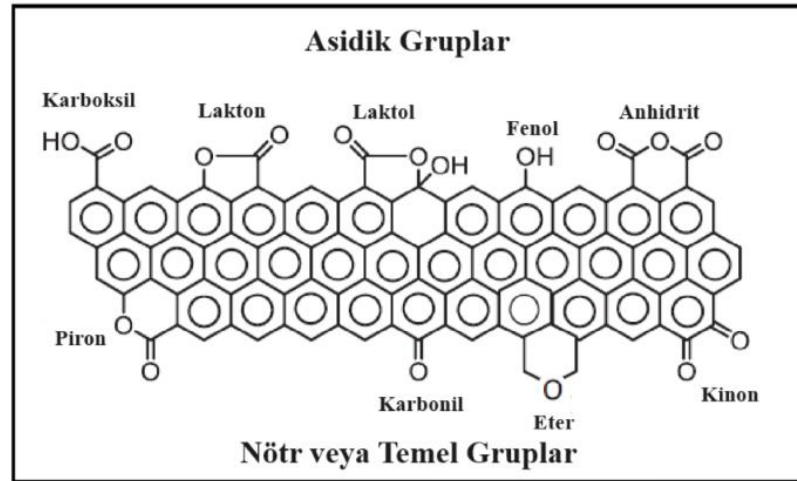
Aktif karbonun yüzey kimyasını belirleyen asidik veya bazik yüzey fonksiyonel gruplar ise aktif karbon yüzeyindeki heteroatomlardan etkilenmektedir (Orbak, 2002). Aktif karbon yapısındaki oksijen, hidrojen, azot ve kükürt heteroatomları kimyasal atomlar şeklinde veya karbonlarla bağ yaparak fonksiyonel gruplar şeklinde bulunmaktadır (Akikol, 2005; Kocabıyık, 2023).

Aktif karbonun özellikleri, yüzey gruplarına kimyasal olarak bağlı bu hidrojen ve oksijen heteroatomlarının varlığından etkilenmektedir (Akikol, 2005). Bu heteroatomlar, karbon atomlarını çevreleyen kuvvetli valansları tam olarak dolduramayacağı için, kristal yapının uçlarına ve köşelerine bağlanarak, grafit kristalitlerinin kenar bölgelerinde, reaksiyon merkezleri görevi gören oksijen içerikli doymamış karbon grupları oluştururlar (Akikol, 2005; Aktar 2011).

Aktif karbon üretimi sırasında hammaddeye uygulanan aktivasyon proseslerindeki ısı işlem ve/veya kimyasal işlem sonucunda türetilen yüzey fonksiyonel grupları, hem organik hem de inorganik kimyasalların yüzeye seçici olarak tutunmasına olanak sağlamaktadır (Akikol, 2005; Kocabıyık, 2023).

Metal iyonlarının sulu çözeltilerden uzaklaştırılması, bu iyonların aktif karbondaki fonksiyonel gruplarla kararlı yüzey bileşikleri oluşturulmasına; aktif karbonun bu iyonları tutabilme derecesi ise yüzey fonksiyonel gruplarının özelliklerine bağlıdır (Orbak, 2009).

Bu yüzey fonksiyonel grupları arasında en sık rastlananlar, karboksil grubu, fenol grubu, lakton halkaları ve kinon türünden yapı taşlarıdır ayrıca siklik peroksitler ve karboksilik asit anhidritleri de önemli fonksiyonel gruplar arasında yer almaktadır (Aktar, 2011).



Şekil 4.2. Aktif karbondaki bulunan başlıca fonksiyonel gruplar (Soonmin, 2021)

Aktif karbon yapısındaki yüzey fonksiyonel grupları, asidik ve bazik yüzey oksit grupları olmak üzere ikiye ayırmak mümkündür (Gündoğdu, 2010)

Asidik yüzey oksitler, sulu oksidasyon çözeltileriyle ya da karbonun 473-773K arasında oksijenle yanmasıyla elde edilebilmektedir (Orbak, 2009). Asidik yüzey oksitlerini, karboksilik ve fenolik gruplar ile laktanlar grupları oluşturmaktadır (Gündoğdu, 2010). Asidik yüzey oksitlerin baskın olduğu karbonlar, L-karbonlar olarak adlandırılmaktadır (Orbak, 2002). Alkali çözeltiler ile nötralizasyon yoluyla bu asidik oksitlerin yapıdan ayrılması sağlanabilir (Akikol, 2005).

Bazik yüzey oksitler ise, inert atmosferde ya da vakum ortamında ısıtma yapıldıktan sonra, oksijenle teması sağlanıp daha sonra düşük sıcaklıklara soğutularak elde edilebilmektedir (Orbak, 2009). Bazik yüzey oksit gruplarını, hidroksil gruplar oluşturmaktadır (Gündoğdu, 2010). Bazik yüzey oksitlerin baskın olduğu karbonlar H-karbonlar olarak adlandırılmaktadır (Orbak, 2002). Üretim sürecinde kullanılan hammaddenin fiziksel ve kimyasal yapısına ayrıca uygulanan aktivasyon yöntemine bağlı olarak değişik özelliklerde aktif karbonlar elde edilmesi mümkündür (Gündoğdu, 2010).

4.3. Aktif Karbon Üretim Yöntemleri

Aktif karbon yüksek karbon içeriğine sahip birçok biyoatıkmateriyalden üretilmektedir. Aktif karbon, organik maddelerden uçucu maddeler

uzaklaştırıldıktan sonra organik malzemenin bozundurulması yoluyla kalan katı ürün karbon granüllerine karbonize edilerek üretilmektedir (Ozsoy ve Van Leeuwen, 2010). Kullanılan yöntemle ilgili olarak elde edilen aktif karbonun özellikleri değişmektedir.

Üretim aşamasında en önemli görülen işlem adımı aktivasyon adımı olarak kabul edilmektedir. Aktif karbon, temel olarak fiziksel ve kimyasal aktivasyon olmak üzere iki farklı üretim yöntemi kullanılarak karbonlu bir başlangıç maddesinin aktivasyonu ile elde edilmektedir. Üretim sürecinde bu temel üretim yöntemleri farklılaştırılarak ya da bu iki yöntemi kombinasyonları kullanılarak farklı üretim aşamaları geliştirmek de mümkündür.

4.3.1. Fiziksel aktivasyon

Fiziksel aktivasyon, karbonizasyon (piroliz) ve/veya aktivasyon olmak üzere iki aşamalı bir süreçtir; oksijen yokluğunda ve inert gazların varlığında hammaddenin sadece karbonizasyonunu takiben buhar, hava, karbondioksit veya bunların kombinasyonu gibi oksitleyiciler kullanılarak yapılır (Haydari, 2020; Kuyucu 2022; Kocabıyık, 2023).

Karbonizasyon aşamasında, hammadde inert ortamda 300–800°C sıcaklıkta ısıtılma işlemine tabi tutulur (Kocabıyık, 2023). Bu aşamada hammadde karbonca zenginleşir ve gözenekler oluşmaya başlar (Kuyucu, 2022).

Karbonizasyon aşaması sırasında, daha az kararlı bağların kırılmasıyla kalıcı gazlar ve katranlardan oluşan hammaddenin uçucu fraksiyonu serbest kalır ve karbon aromatik halkalar açısından zenginleştirilmiş ilkel gözenekli bir yapı olan karbonlu bir tortu elde edilir (Kocabıyık, 2023).

Organik maddenin inert bir ortamda piroliz yoluyla karbonizasyonu, karbon içeren katı bir tortu ile sonuçlanır ve çıkan ürün gözenekli yapıya sahip olsa da bu gözenekli yapı artırılmadığı, veya "aktif edilmediği" sürece adsorban olarak kullanılamaz (Haydari, 2020). Bu nedenle, mevcut gözenekliliğin genişletileceği ve adsorpsiyon kapasitesinin artırılacağı müteakip bir aktivasyon aşaması gereklidir ve genellikle bu aşama buhar, karbondioksit, azot ile karbondioksit karışımı veya oksitleyici gaz atmosferi altında 800-1100°C’ta hava ile gerçekleştirilir (Kocabıyık, 2023).

Genel olarak fiziksel aktivasyon çift aşamalı olmasına rağmen, fiziksel aktivasyonun tek bir aşamada gerçekleştirildiği farklı çalışmalarda mevcuttur.

4.3.2. Kimyasal aktivasyon

Kimyasal aktivasyon diğer bir deyişle yaş oksidasyon, azot atmosferi altında KOH, NaOH, CaCl₂, K₂CO₃ gibi alkali gruplar, H₃PO₄, HNO₃, H₂SO₄ gibi asidik gruplar ve ZnCl₂, FeCl₃ gibi ara metal tuzları gibi kuvvetli dehidre edici ve oksitleyici ajanlarla aktif hale getirilmiş hammaddenin karbonlaşmasını içerir (Haydari, 2020; Kocabıyık, 2023).

Bu aktivasyon yönteminde, bir hammadde, seçilen aktifleştirici reaktif ile doyurulur ve doyurulan malzeme, inert bir atmosfer altında ısıtılma tabi tutulur (Haydari, 2020).

Fiziksel aktivasyonla kıyaslandığında bu aktivasyon yönteminin, düşük aktivasyon sıcaklığı, daha kısa proses süresi ve yüksek yüzey alanı eldesi gibi bazı avantajları mevcuttur (Hui vd., 2015).

5. LİTERATÜR ÖZETİ

Adsorpsiyon ile bor giderimi üzerine yapılmış çalışmalar incelendiğinde; literatürde bor seçici reçineler, amberlit tipi bazik iyon değiştirici reçineler gibi petrol kökenli pahalı polimer malzemeler, alümina ve aktif silika gibi iyi bilinen adsorbanlar ile borun giderimi üzerine yapılan çok sayıda araştırmanın yanı sıra bor adsorpsiyonu için özel olarak tasarlanan yeni tür adsorbanların kullanıldığı farklı araştırmalar da bulunduğu görülmektedir.

Bu araştırmalardan bazıları ortaya koydukları farklı sonuçları ve yüksek giderim kapasiteleri ile dikkati çekmektedir.

De la Fuente García-Soto ve Muñoz Camacho (2009) yaptıkları çalışmada; magnezyum oksit üzerine borat iyon formundaki borun adsorpsiyon prosesini matematiksel denklemler üzerinden tanımlanmak ve deneysel veriler vasıtasıyla edindikleri bilgileri göz önüne alarak, borun giderilmesi prosesinde en olası olan mekanizmayı önermek amacıyla Langmuir adsorpsiyon izotermi ve kinetik kanunu hesaba katarak modelleme gerçekleştirilmiş ve prosesin bor adsorpsiyonu için avantajlı olduğunun göstergesi olan yukarıya dönük dışbükey eğrileri gözlenmişlerdir. De la Fuente García-Soto ve Muñoz Camacho (2009), çalışmanın sonucunda deneysel verilerin, karşılık gelen fonksiyonlarına ayarlanmasının; çalışılan tüm koşullar ve yalancı ikinci derece (pseudo-second order) kinetik model için gözlenen, oldukça tatmin edici korelasyonlara yol açtığı belirtmişlerdir. Adsorpsiyon sürecinin mekanizması için 1) yüzey üzerinde adsorpsiyon için aktif noktaların yer aldığı hidroksit jeli elde etmek için sulu çözeltiyle temas halindeykenki magnezyum oksitin hidrasyon reaksiyonu, 2) magnezyum oksit ve su arasındaki asit-baz reaksiyonundan kaynaklanan çözeltinin alkalizasyon reaksiyonu ve 3) borat iyonları ve aktif merkezler arasındaki stereospesifik kimyasal reaksiyon olmak üzere üç aşama veya reaksiyonu kapsayan yüzeysel bir kemisorpsiyon prosesi önermiş ve bu mekanizmanın stabilizasyona ulaşmak için zamanla gelişeceğini ve Langmuir adsorpsiyon izotermi ve yalancı ikinci derece (pseudo-second order) kinetiklerini takip eden sistemlerde olduğu gibi kemisorpsiyon proseslerinde tipik olan bir adsorpsiyon monomoleküler katmanının oluşumuna yol açacağını belirtmişlerdir (De la Fuente García-Soto ve Muñoz Camacho, 2009).

Moorthy vd. (2013) yaptıkları çalışmada; yeni çekirdek-kabuk manyetik mezogözenekli silika hibrit nanoparçacıklar sentezleyerek bor-spesifik cis-diol, şelatlaştırıcı fonksiyonel türevleri üretmek için bir glisidol reaktifi ile ayrıca fonksiyonelleştirmişler ve elde ettikleri çekirdek-kabuk hibrit nanoparçacıkların, büyük moleküler ağırlıklı sakarit kısımları ve polimer işlevsellikleri ile modifiye edilmiş mevcut bor adsorbanlarına göre daha iyi bir alternatif olduğunu bulmuşlardır. Çalışma sonucunda manyetik mezogözenekli silika hibrit nanoparçacıkların, sırasıyla 629 m²/g yüzey alanı, 200–300 nm çapı, 2,5 nm gözenek boyutu ve 33,25 emu/g doyumluk manyetizasyonuna sahip olduğunu ve Cis-diol fonksiyonel gruplarına sahip glisidol ile modifiye edilmiş nanoparçacıkların, rekabetçi metal iyonları (Ni²⁺, Cu²⁺, Cr²⁺ ve Fe²⁺) ve Na⁺, K⁺, Ca²⁺ ve Mg²⁺ iyonları sülfatları ve klorürleri varlığında bile sulu bir çözeltide bor için yüksek adsorpsiyon afinitesi ve mükemmel seçicilik gösterdiğini belirlemişler ayrıca adsorpsiyon dengesinin, 15-20 dakika içerisinde oluşturulabildiğini ve bor adsorpsiyon seviyesinin, 2,37 mmol/g olduğu belirtmişlerdir (Moorthy vd. (2013). Moorthy vd. (2013) sentezlenen manyetik mezogözenekli silika hibrit nanoparçacıkların, bir H₃BO₃ çözeltisinden (100 mg/L) yaklaşık % 97 oranında bor giderimi kapasitesi gösterdiğini ve kullanılan adsorban partiküllerin, sulu süspansiyonlardan harici bir manyetik alanla kolayca ayrılabilirdiği ortaya koymuş buna ek olarak adsorbanın, basit bir asit muamelesinden (0,1 M HCl) ve sulu bir amonyak çözeltisi (% 3 NH₃) ile rejenere edildikten sonra tekrar tekrar kullanılabilceğini belirtmişlerdir.

Demey vd. (2014) yaptıkları çalışmada; Kitosan ve demir (III) hidroksit kullanılarak deniz suyundan bor geri kazanımı için yeni bir adsorban [chiFer(III)] hazırlamış ve kolon sisteminde deneyler gerçekleştirmişlerdir. Akdeniz açıklarında İspanya Vilanova i la Geltru'dan (koordinatlar: 41,18; 1,75) topladıkları deniz suyu örnekleri ile adsorbanın etkinliğini değerlendirmek için birkaç adsorpsiyon-desorpsiyon döngüsü yapmış ve 12 pH'lık MilliQ-su (0,01 M NaOH çözeltisi) kullanılarak desorpsiyon adımını gerçekleştirmişlerdir (Demey vd., 2014). Demey vd. (2014) ardışık beş döngüde adsorbe edilen bor kütlesi ile adsorban taneciklerdeki mevcut demir (III) hidroksitin kütlesi arasındaki molar oranı 10,7 mmol_B/(mol_{Fe(OH)₃}) olarak bulmuşlar, deney sonuçlarını, deneysel verilere yeteri düzeyde uyan, Thomas, Yoon ve Nelson ve Bohart-Adams modelleri kullanılarak değerlendirilmişlerdir ayrıca adsorbanı, SEM-EDX analizleri ve BET yüzeyi ile karakterize etmiş;

gözeneklilik/porozite çalışmaları ile ChiFer (III) kompozitin, mezogözenekli bir materyal olduğu doğrulanmıştır.

Kluczka (2015), borik asidin sudan uzaklaştırılması amacıyla yeni geliştirilmiş bir adsorban olarak amorf zirkonyum dioksit (ZrO_2) hazırlamış ve yaptığı çalışmayla karakterize etmiş, adsorbanın bor için adsorpsiyon davranışını kesikli sistemde incelenmiş ve Langmuir, Freundlich ve Dubinin-Radushkevich izoterm modellerine uyduğu bulmuştur. Kluczka (2015)'nin bulduğu sonuçlara göre; Langmuir modeline göre, ZrO_2 üzerindeki bor adsorpsiyonu tek tabakalı ve tersinmezdi ve Dubinin-Radushkevich modelinden hesaplanan adsorpsiyon enerji değeri borun ZrO_2 üzerine kimyasal adsorpsiyonuna karşılık gelmekteydi ayrıca bor giderimi, hem dış yüzeyde adsorpsiyonla hem de kimyasal reaksiyonu takiben az çözünür bileşiklerin ve değişken bileşimlerin (örn. $Na[ZrO(OH)_x(B_4O_7)_n]$) oluşumuyla meydana gelmekteydi. Ayrıca çalışmasında Kluczka (2015), pH, sıcaklık, temas süresi, başlangıç bor konsantrasyonu ve adsorban dozunun Bor giderimi üzerine etkisi incelenmiş ve adsorpsiyonun büyük ölçüde çözeltinin pH'ına bağlı olduğunu ve 8-9 pH aralığında optimum olduğunu belirlemiş buna ek olarak pH 8,5 ve 24 saatlik temas süresinde adsorban dozu artarken ve sıcaklık düşerken, bor gideriminin arttığı gözlemlenmiştir. Çalışma sonucunda optimum koşullarda, 20 mgB/L içeren solüsyondan maksimum bor giderim yüzdesi %97,5 olduğu ve nihai bor konsantrasyonu içme suyu için tavsiye edilen sınırın altına ulaştığı bulunmuştur (Kluczka, 2015). Termodinamik çalışmalar, adsorpsiyon işleminin kendiliğinden ve ekzotermik doğasını gösterirken, kinetik araştırmalar, amorf zirkonyum dioksit kullanılarak gerçekleştirilen bor gideriminde baskın bir mekanizmanın kemisorpsiyonu olduğunu doğrulamış son olarak yalancı ikinci dereceden modelin, adsorban üzerindeki bor adsorpsiyonunu tanımlamada yeterli olduğu belirlenmiştir (Kluczka, 2015).

Özel olarak tasarlanan bu yeni tür adsorbanların düşük ve orta derişimli çözeltilerden bor gideriminde başarılı oldukları görülmektedir. Ancak bu adsorbanların üretim maliyetlerinin görece yüksek olması sebebiyle literatürde daha çok üretim maliyeti daha düşük olan aktif karbonlarla bor giderimi üzerine çalışmalar yer almaktadır.

Bayar (2001) yaptığı tez çalışmasında; aktif karbon, doğal ve aktifleştirilmiş α ve β sepiolitler ve alümina ile deney tasarım metodu kullanılarak adsorpsiyon ile sulu çözeltilerden bor giderimini araştırmak amacıyla β sepiolit-aktifleştirilmiş β sepiolit, α sepiolit-aktifleştirilmiş α sepiolit, alümina-aktif karbon çiftleri için adsorpsiyonla

bor giderim deneyleri gerçekleştirmiş; adsorban türü, pH ve sıcaklık parametrelerinin adsorsiyona etkisi incelemiş ve etki sırası belirlemiştir. Çalışmaya göre; alümina-aktif karbon çifti için, parametrelerin etki sırasının, adsorban türü > tür-pH > sıcaklık > pH > tür-pH-sıcaklık > pH-sıcaklık > tür-sıcaklık şeklinde olduğunu bulmuş; maksimum giderim, 20°C ve pH=10'da doğal α sepiolit, aktifleştirilmiş β sepiolit ve aktif karbonda gözlemlendiğini ve yapılan kesikli adsorpsiyon deneyleri sonucunda elde edilen verilerin Langmuir izoterm modeline uyduğunu belirlemiştir (Bayar, 2001). Yaptığı bu çalışma sonucunda Bayar (2001) hazırladığı deneysel tasarım kapsamında aktif karbonla derişimi 600mg/L olan 50ml'lik bor çözeltisinden bor giderimi gerçekleştirmiş sonucunda 20°C ve pH=10'da 600mg/L giderim yaparak çözeltideki tüm boru gidermeyi başarmıştır. Ancak sonrasında yapılan birçok çalışmada aynı başarı elde edilememiştir.

Bu sebeple adsorpsiyon veriminin artırılabilmesi amacıyla aktif karbonla bor gideriminde aktif karbonun modifikasyonu yoluyla verimin artırılması üzerine yeni çalışmalar yapılmaya başlanmıştır. Modifikasyon işleminin aktif karbonun yapısında bulunan fonksiyonel grupların sayısını düzenlemeye böylece arıtma performansında artışa olanak sunduğu düşünüldüğü için modifiye aktif karbon üretimi ve bu aktif karbonlarla bor giderimi üzerine farklı çalışmalar ortaya konmuştur. Örneğin; Aslan (2020) yaptığı tez çalışmasında, derişik sulu çözeltilerinden Borik asitin giderilmesi için enkapsülasyon yöntemi ile modifiye aktif karbon ve aljinat bazlı kompozit adsorbanlar (Na-aljinat, mannitol ve okside edilmiş aktif karbon) hazırlamıştır. Çalışma sürecinde aktif karbonun modifikasyonunda önce aktif karbonun HNO₃ ile oksidasyonu yapılmış, daha sonra FeCl₃.6H₂O ve FeSO₄.7H₂O (2:1) kullanılmış ve sonuç olarak manyetik aktif karbon üretimi gerçekleştirilmiş ve kesikli adsorpsiyon deneylerinde kullanılmıştır (Aslan, 2020). Langmuir ve Freundlich izoterm modellerine uyumları incelenen adsorbanların regrasyon katsayısının (R^2) 0,92-0,99 aralığında olduğu ve Langmuir izoterm modeline uyduğu ayrıca Langmuir izoterm modeli kullanılarak belirlenen maksimum adsorpsiyon kapasitesi (q_m) değerlerinin 13,22-24,81 mmol/g aralığında, adsorpsiyon enerjisi sabitlerinin ise (K_L) 7,44-54 L/mmol aralığında bulunmuştur (Aslan, 2020). Aslan (2020) yaptığı bu çalışmanın sonucunda, mannitol ile modifiye edilen aljinatın adsorpsiyon kapasitesinin yaklaşık %44 arttığını ve modifiye aktif karbon hariç diğer adsorbanların regrasyon katsayısı (R^2) 0,92-0,99 aralığında Freundlich izoterm modeline uyduğunu ayrıca Freundlich

izoterm modeli kullanarak hesaplanan adsorplama kapasitesi (K_F) değerinin 21-275 aralığında olduğunu belirlemiştir. Son olarak çalışmada; adsorpsiyon kinetiğinin yalancı 1. dereceden, yalancı 2. dereceden ve partikül içi difüzyon kinetik modellerine uygunluğu incelenmiş ve aljinat bazlı adsorbanların 0,88-0,99 aralığındaki regrasyon katsayısı ile yalancı 2. dereceden kinetik modele uyduğu, manyetik aktif karbonun ise hiçbir kinetik modele uymadığı görülmüştür (Aslan, 2020). Görüldüğü gibi; modifikasyon işlemi, giderimi yapılacak kirleticinin yapısına bağlı olarak, aktif karbonun yapısındaki fonksiyonel grupların sayısının arttırılmasına yardımcı çeşitli kimyasallar kullanılarak geliştirilebilmektedir.

Ülkemizde yapılan tez çalışmalarıyla kıyaslandığında, uluslararası kaynaklar tarandığında; aktif karbonlarla bor giderimi üzerine daha fazla tez çalışması yapıldığı görülmektedir. Örneğin; Abu Shanab (2019), Gazze’de yürüttüğü tez çalışmasında; bor ve stronsiyum adsorpsiyonu için 500-550°C sıcaklıkta azot ortamında karbonize edildikten sonra ısı ve potasyum hidroksit kullanılarak aktive edilerek ezilmiş zeytin çekirdeklerinden (zeytin pres atığı) retilen aktif karbon kullanılarak çeşitli laboratuvar deneyleri gerçekleştirmiş; zaman, pH, sıcaklık ve kullanılan karbon miktarı gibi farklı faktörlerin etkisi altında aktif karbonun etkinliğini belirlemek için pek çok faktör test etmiştir. Elde ettiği sonuçlar doğrultusunda Abu Shanab (2019), aktif karbon miktarındaki artışla, adsorpsiyon veriminin attığını; adsorpsiyon işleminin en iyi pH değeri 6,5 – 7,5 arasında gerçekleştiğini ve sıcaklığın, adsorpsiyon işleminin verimliliği üzerinde olumsuz bir etkisi olduğunu bulmuştur. Bulgular, üretilen aktif karbonun temsili (8 mg/L bor içeren) deniz suyu numunelerde borun yaklaşık %3,7’sini ve stronsiyumun %2,8’ini uzaklaştırdığını göstermiştir (Abu Shanab, 2019). Görüldüğü gibi özellikle yabancı çözünenlerin etkisi söz konusuyken, 8 mg/L gibi düşük bor derişimlerinde dahi ancak borun yaklaşık %3,7’si giderilebilmiştir.

Uluslararası kaynaklar tarandığında ayrıca yapılan tez çalışmalarının yanı sıra saf veya modifiye aktif karbonlarla bor giderimi üzerine çok sayıda makale çalışması da yer aldığı görülmektedir. Örneğin, Rajakovi ve Ristic (1996) yaptıkları çalışmada; bor bileşiklerinin, borik asidin ve boraksın sulu çözeltiden hindistancevizi kabuğundan hazırlanmış aktif karbon ile giderimini kalsiyum ve baryum klorür, sitrik ve tartarik asit gibi çeşitli bileşiklerle emdirme (impregnasyon) işleminden önce ve sonra kesikli ve sürekli sistemlerde denge altında incelemişler sonuç olarak emdirme işleminin,

sorbentin yüzey alanını ve sorpsiyon karakteristiklerini etkilediğini gösterecek şekilde, adsorpsiyon kapasitesini değiştirdiğini bulmuşlardır. Elde edilen sonuçlar; emdirilmiş madde olarak baryum veya kalsiyumun kullanılmasının, adsorbe edilen bor miktarında düşüşe sebep olduğunu, sitrik veya tartarik asidin varlığının ise adsorbe edilmiş bor miktarını işlenmemiş aktif karbon veya kalsiyum ve baryum klorür emdirilmiş aktif karbonlarla kıyaslandığında arttırdığı ortaya koymuştur (Rajakovi ve Ristic, 1996). Rajakovi ve Ristic (1996), denge koşulları altında sürekli sistemlerde, tartarik asit emdirilmiş aktif karbonun en az 3,56 mg/g uzaklaştırabilen verimli bir bor adsorban olduğunu sonuç olarak sitrik asit ve tartarik asit emdirilmiş aktif karbonların bor adsorpsiyon kapasitelerinin sırasıyla 1,11 ve 1,21 mg/g değerlerini verdiğini ve neredeyse aynı olduğu belirlemişlerdir.

Kluczka vd. (2007a) yaptıkları çalışmada; aktif alümina ile kalsiyum klorür, tartarik asit ve mannitol emdirilmiş aktif karbon üzerindeki bor adsorpsiyonunu araştırmak amacıyla Tarnowskie Gory'deki kimyasal atık sahasından çıkan 25-70 mg/L bor içeriğine sahip atık sudan borun uzaklaştırılmasını statik (kesikli) ve dinamik sistem deneylerinde incelemişler ve kaba reçine yükünün yanı sıra, hangisinin en verimli adsorban olduğunun belirlenmesini temele alan bor izotermelerini tayin etmek için statik sistemlerde deneyler gerçekleştirmişlerdir. Dinamik deney sonuçlarına dayanılarak, incelenen reçinelerin bor adsorptif kapasiteleri çıkarılmış ve emdirilmiş maddelerin kullanılmasının, aktif karbonun bor adsorbe etme kabiliyetini arttırdığı sonucuna varılmış ayrıca mannitol ile emdirilmiş granül aktif karbonun WG-12'nin, Tarnowskie Gory'deki Kimyasal Atık Su Tesisi'nin atık suyundan bor giderimi için en umut verici malzeme olduğu belirlenmiştir (Kluczka vd., 2007a). Kluczka vd. (2007b) yaptıkları bir diğer çalışmada; aktif karbon, farklı özdeklerle emdirilmiş aktif karbon, aktif alümina, zirkonyum dioksit ve silika-aerosil üzerine bor adsorpsiyonunun araştırılması amacıyla statik ve dinamik sistemlerde sudan bor giderimi gerçekleştirmişler; çeşitli adsorbanlar üzerindeki örnek sulu çözeltilerden bor adsorpsiyonu için izotermier uygulanmışlar ve Langmuir sabitlerini hesaplamışlardır. Sonuçlar; emdirilmiş madde uygulamasının aktif karbonun bor adsorbe etme kabiliyetini arttırdığını ve mannitol ile emdirilmiş aktif karbonun bor gideriminde diğer emdirilmiş maddelere nazaran daha iyi olduğunu göstermiştir (Kluczka vd., 2007b).

Ceylan Çelik vd. (2008) yaptıkları çalışmada; salisilik asit emdirilmiş aktif karbonla sulu çözeltilerden bor giderimini kesikli sistemde pH, adsorban miktarı, başlangıç bor

konsantrasyonu, sıcaklık, çalkalama hızı ve salisilik asit film kalınlığı parametrelerine bağlı olarak incelemişler ve bor giderim etkinliğinin adsorban miktarı, pH ve sıcaklık artması ile arttığını, başlangıç bor derişiminin düşmesi ile azaldığını tespit etmişlerdir. Çalışma ile aktif karbon üzerindeki salisilik asit film kalınlığı 0,088 nm'ye kadar inildikçe adsorpsiyon etkinliğinin arttığı; 0,088 nm'den daha ince salisilik asit film kalınlıklarında ise adsorpsiyon etkinliğinin azaldığı ayrıca çalkalama hızının, giderim verimliliği üzerinde etkisi olmadığı bulunmuştur (Ceylan Çelik vd., 2008). Ceylan Çelik vd., (2008) sonuç olarak, aktif karbon için bir emdirilmiş madde olarak, salisilik asit kullanımının adsorbe edilen bor miktarının artmasına neden olduğunu tespit etmişler ayrıca başlangıç derişimi arttıkça adsorpsiyon etkinliğinin azaldığını fakat adsorplanan bor miktarının arttığını gözlemlemişlerdir.

Köse vd. (2011) yaptıkları çalışmada; fiziksel aktivasyon ile zeytin posasından hazırlanmış oldukları aktif karbonun gözenek hacmi, gözenek büyüklüğü dağılımı ve ortalama gözenek çapı dahil gözenek özelliklerini ve BET yüzey alanını karakterize etmişler ve sonuç olarak aktif karbonun BET yüzey alanı 803 m²/g olarak belirlemişlerdir. Bu çalışmalarında adsorpsiyon ile sulu çözeltilerden bor giderimini incelemek amacıyla kesikli mod adsorpsiyon çalışmalarında, çözeltinin başlangıç pH'nın, temas süresinin, sıcaklığın ve çözeltinin başlangıç bor konsantrasyonunun etkileri inceleyerek Optimum çözelti başlangıç pH'ını, pH 5,5, maksimum bor giderme kapasitesini 3,5 mg/g olarak belirlemişlerdir (Köse vd., 2011). Köse vd. (2011) ayrıca aktif karbon üzerine bor adsorpsiyonu için uygulanan kinetik modelleri karşılaştırarak, yalancı birinci mertebe, yalancı ikinci mertebe, parçacık içi difüzyon, Elovich ve Bangham kinetik modelleri için değerlendirmişler, yaptıkları değerlendirme sonucunda deneysel verilerin yalancı birinci mertebe ve parçacık içi difüzyon kinetik modeli ile uyumlu olduğunu bulmuşlardır. Ayrıca termodinamik parametreleri hesaplanmışlar ve Langmuir, Freundlich ve Dubinin–Radushkevich (DR) izoterm modelleri uygulanmışlar ve yaptıkları izoterm çalışmaları sonucunda , Freundlich ve DR denklemlerinin bor adsorpsiyonu için adsorpsiyon verileriyle iyi tanımlandığını gözlemlemişlerdir (Köse vd., 2011).

Halim vd. (2013) yaptıkları çalışmada; kurkumin emdirilmiş aktif karbon (Kur-AK) üzerinde kesikli ve sabit-taban bor adsorpsiyon özelliklerini araştırmak için deneyler yürütmüşler ve sonuç olarak maksimum bor giderimini 5,5 pH ve 120 dakikalık temas süresinde elde etmişler; Langmuir ve Freundlich izoterm modelleri uygulayarak deney

verilerinin her iki modele de uygun olduğunu belirlemişlerdir. Bu çalışmada sade aktif karbonun bor bağlama kapasitesi 0,59 mg/g olarak belirlenmiş, 5,00 mg/g bor bağlama kapasitesi ile kurkumin emdirilmiş aktif karbonun Kur-AK ve 3,61 mg/g bor bağlama kapasitesi ile rejenere edilmiş Kur-AK için Langmuir maksimum adsorpsiyon kapasitelerinin, sade aktif karbon kapasitesinden açıkça daha yüksek olduğu gözlenmiştir (Halim vd., 2013). Kinetik çalışmalar, partikül içi modele uyan bor adsorpsiyonunu göstermiş ve sabit tabanlı kolon adsorpsiyonundaki en yüksek bor giderimi, 890 mg/L'lik giriş konsantrasyonunda ve 8,0 mL/dakikalık akış hızında ilk 5 dakika için % 99'a kadar erişmiştir (Halim vd., 2013). Halim vd. (2013), çalışma sonucunda ayrıca Kur-AK'nin kısmen daha düşük adsorpsiyon kapasitesi ile yıkama prosesinden sonra yeniden kullanılabileceği ortaya koymuşlardır.

Foo vd. (2013) yaptıkları çalışmada; yarı-aerobik atık sahası kirletici sızıntısından bor ve toplam demirin adsorpsiyon ile uzaklaştırılması amacıyla mikrodalga kaynaklı KOH aktivasyonu ile muzdan türetilmiş aktif karbon hazırlamışlar ve türettikleri bu aktif karbonun fiziksel ve kimyasal özelliklerini, gözenek yapısı analizi, taramalı elektron mikroskopi ve Fourier dönüşümü kızılötesi spektroskopisi ile değerlendirmişlerdir. Adsorban dozu, temas süresi, çözelti pH'ı ve sıcaklığın adsorpsiyon performansı üzerine etkileri kesikli mod çalışmalarında incelenmiş ve deneysel sonuçlar, bor ve toplam demirin adsorptif gideriminin, adsorban dozu, kontak süresi ve sıcaklıktaki artış ile arttığını ve bor ve toplam demir adsorptif gideriminin sırasıyla % 93,56 ve % 95,14 olarak sonuçlandığını ortaya çıkarmıştır (Foo vd., 2013).

Yaptıkları çalışmada Zelmanov ve Semiat (2014) tarafından çözeltilerden bor giderimi amacıyla adsorban olarak, Fe(3) oksit/hidroksit nanopartikülleri çözeltisi(sol) (NanoFe) ve nanoFe emdirilmiş tanecikli aktif karbon sentezi gerçekleştirilmiş ayrıca bor kirleticileri içeren çözeltinin temizlenmesinin ardından adsorbanın iyileştirilmesi ve adsorbe edilmiş malzemenin güvenli bir şekilde uzaklaştırılması veya tekrar kullanımı için bir adsorpsiyon metodu belirlenmiştir. Çalışmada nanoFe ve nanoFe emdirilmiş granül aktif karbon (GAK) adsorbanlarının konsantrasyon ve pH seviyesinin bor giderim etkinliği üzerinde belirgin etkisinin olduğu buna ek olarak nanoFe çözelti(sol) ve Fe emdirilmiş GAK kullanılarak, en az % 95–98 bor geri kazanım etkililiğinin hatta tekrar kullanılmak üzere adsorban geri kazanımının mümkün olduğu gösterilmiştir (Zelmanov ve Semiat, 2014). nanoFe emdirilmiş GAK adsorbanı üzerine bor adsorpsiyonunun, yalancı ikinci mertebe (pseudo-second order)

reaksiyon kinetikleri ve Langmuir izoterm modeli ile tanımlanabildiği ve çözeltideki B $0,3 \text{ mg/dm}^3$ lük denge konsantrasyonundayken Demir (III) oksit nanopartikülleri ve Fe emdirilmiş GAK üzerinde bor adsorpsiyon kapasitesinin literatürde bildirilen benzer adsorbanlar için belirlenen değerlerden daha yüksek olduğu belirlenmiştir (Zelmanov ve Semiat, 2014).

Jaouadi vd. (2017) yaptıkları çalışmada; zeytin posasının fosforik aktivasyonu ve ayrıca nitrik asit ile oksidasyonu ile aktif bir karbonlar, konsantre sülfürik asitte b-siklodekstrin dehidrasyonundan başka bir karbon elde ederek oksitlenmiş aktif karbon ve b-siklodekstrinden gelen karbonun bir bileşimi hazırlamışlar ve bu dört malzemeyi, N_2 adsorpsiyon-desorpsiyon ölçümleri, X-ışını kırınımı, kızılötesi ve Raman spektroskopileri, element analizi, "Boehm" titrasyonu ve sıfır noktası yükünün pH ölçümleri ile karakterize etmişlerdir. Elde edilen adsorbanlar, sulu çözeltide bor adsorpsiyonu için test edilmiş ve düşük spesifik yüzey alanlarına rağmen, $1,41 \text{ mg/g}$ giderim kapasitesi ile kompozit karbon ve $1,68 \text{ mg/g}$ giderim kapasitesi ile siklodekstrin dehidrasyonundan elde edilen amorf karbonun, ham ($1,05 \text{ mg/g}$) ve oksitlenmiş ($0,95 \text{ mg/g}$) aktif karbonlara kıyasla daha yüksek bor adsorpsiyon verimi gösterdiği belirlenmiştir (Jaouadi vd., 2017). Jaouadi vd. (2017) çalışma sonucunda; özellikle fenolik gruplar açısından zengin yüzey kimyaları ile her ikisi de siklodekstrin dehidrasyonu yoluyla hazırlanan karbon kompozitin ve amorf karbonun yüksek bor adsorpsiyonu alımından sorumlu olduğunu belirlemişlerdir.

Affam vd. (2018) yaptıkları çalışmada; optimum koşulları (adsorban dozu 5 g/L , reaksiyon süresi 2 saat, çalkalama hızı 100 rpm , kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) giderimi için pH 5 ve bor giderimi için pH 9) elde etmek için, bir seferde bir değişken metodunu uygulayarak, bor ve KOİ giderimi için, demir oksit-aktif karbon kompozitinin hazırlanışı, karakterizasyonu ve kullanımı üzerine çalışmışlar ve atık su örneğindeki mevcut bor ve organiklerin, kirleticilerin giderimi için ayrı olarak işleminden geçirilmesine gereksinim duyabileceği bulmuşlardır. Çalışma sonucunda bor giderimi % 97 ve KOİ giderimi % 70'e ulaşmıştır (Affam vd. 2018).

Kalyani vd. (2018) yaptıkları çalışmada; iki metal kirleticisi talyum (I) ve bor metal iyonlarının sulu ortamdan kesikli adsorpsiyon işlemiyle uzaklaştırılmasında kullanılmak üzere ticari aktif karbonu inert bir atmosferde (N_2) sıvı faz oksidasyonu (HNO_3 ile) ve ısıtma işlemi kullanılarak modifiye etmişler ve süreci pH [4 - 9 (Tl(I) ve (B))], çalkalama süresi (5-80 dakika) ve adsorbat konsantrasyonunun [(B: 1-20 &

Tl(I):2-100 mg/L)] bir fonksiyonu olarak incelemişlerdir. Çalışmada deneysel veriler denge izotermi, kinetik ve termodinamik modeller kullanılarak analiz edilmiş, tek iyon denge adsorpsiyon verileri, iki popüler izoterm modeli olan Langmuir ve Freundlich izotermine uydurulmuş ve Langmuir modelinin, çalışılan ilk metal konsantrasyonunda denge verilerine Freundlich izoterm modelinden daha iyi uyum sağladığı belirlenmiştir (Kalyani vd. 2018). Kalyani vd. (2018), kinetik verileri, yalancı birinci ve ikinci dereceden modeller ve parçacık içi difüzyon modelini kullanılarak test etmiş ve sonuçların oda sıcaklığında her iki iyonun adsorpsiyonunda, adsorpsiyonun yalancı ikinci dereceden kinetik modele iyi uyduğunu gösterdiğini belirlemiştir.

Kluczka vd. (2019) yayımladıkları son çalışmada; on ticari aktif karbonu daldırma tekniği kullanılarak ksilitol, manitol ve sodyum glukonat şelatları ile modifiye etmişler, oluşturdukları adsorbanları SEM ve BET analizi ile karakterize etmişler ve temas süresi, çözeltinin pH'ı, başlangıç bor konsantrasyonu ve sıcaklığı dahil olmak üzere çeşitli çalışma faktörlerinin borun adsorpsiyonu üzerindeki etkilerini araştırmışlardır. Kesikli çalışmalar, çözeltinin pH'ının bor giderimini etkileyen önemli bir faktör olduğunu ve en verimli adsorpsiyonun pH 8,5'te gözlemlendiğini ortaya koymuştur (Kluczka vd., 2019). Sonuçlar, adsorpsiyonun ekzotermik ve kendiliğinden olmayan doğasını, sistemin entropisinin azalmasının yanı sıra karışık, fiziksel ve kimyasal bir adsorpsiyon mekanizmasının varlığını göstermiş ayrıca modifikasyon çalışmaları öncesi başlangıç bor konsantrasyonunun 30mg/l, adsorban dozunun 1 g/25 cm³; sıcaklığın 200°C; temas süresinin 24 saat ve pH değerinin 7 olduğu durumda en yüksek giderim (%51,3), 0,319 mg/g adsorplama kapasitesiyle Filtrasorb 400 tipi granül aktif karbon kullanılarak elde edildiği belirlenmiştir (Kluczka vd., 2019). Kluczka vd. (2019) sonuç olarak, mannitol veya ksilitol ile modifiye edilmiş aktif karbonun kirli sudan bor giderimi için etkili bir adsorban olarak hizmet ettiğini ortaya koymuştur.

Melliti vd. (2020) yaptıkları çalışmada; hurma kabuğundan hazırlanan aktif karbonla borun adsorpsiyonunu incelenmek amacıyla denge süresini ve en iyi izoterm modelini belirlemek için kesikli adsorpsiyon deneyleri geliştirilmişlerdir. Çalışma sonucunda kinetik adsorpsiyon verilerinin, ikinci dereceden denklemle açıklanabildiği ve adsorpsiyon izoterm modelleri arasından Langmuir ve Sips modellerinin denge verilerine daha iyi uyum sağladığı ayrıca hesaplanan termodinamik parametrelerle bor adsorpsiyonunun ekzotermik olduğu belirlenmiştir (Melliti vd., 2020). Melliti vd.

(2020) giriş bor konsantrasyonunun, besleme akış hızının ve aktif karbon ağırlığının sabit yatak adsorpsiyonu üzerindeki etkilerini, iki seviyeli faktöriyel deney tasarımı ile belirlemişler ve yüksek adsorban miktarı ve düşük akış hızlarında kırılma ve doyma sürelerinin daha yüksek olduğunu ortaya koymuşlardır. Çalışma sonucunda; borun başlangıç konsantrasyonundaki artışın, kırılma ve doyma sürelerini azalttığı; bir gram aktif karbon başına işlenen hacmin, daha düşük başlangıç konsantrasyonlarında ve daha yüksek adsorban miktarında daha yüksek olduğu gözlemlenmiştir (Melliti vd., 2020).

Jaouadi (2021) yaptığı çalışmada; 300°C'de H₃PO₄ kullanılarak kimyasal aktivasyon yoluyla çam talaşından aktif karbon hazırlamış; talaş ve aktif karbonun özelliklerini, X ışını kırınımı, kızılötesi zayıflatılmış toplam yansıma ve Raman spektroskopileri, element analizi, "Boehm" titrasyonu, pH_{PZC} ölçümleri, nitrojen adsorpsiyon izotermi, taramalı elektron mikroskobu ve diferansiyel tarama kalorimetrisi ile karakterize etmiş ve biyo-adsorbanlar talaş ve aktif karbonun, tatlı sudan bor giderim kapasitesini incelemiştir. Çalışma sonucunda, talaşın, aktif karbona (0,97 mg/g) kıyasla daha yüksek (1,58 mg/g) bor adsorpsiyonu gerçekleştirdiği ve bu daha yüksek kapasitenin, hidroksilik, karboksilik ve polifenolik grupların varlığından kaynaklandığı ortaya konmuştur (Jaouadi, 2021).

Bu çalışmalar incelendiğinde; modifiye aktif karbonlar için modifikasyon işleminde kullanılan kimyasalların kalsiyum klorür, kurkumin, salisilik asit, tartarik asit ve sitrik asit başta olmak üzere çeşitlilik gösterdiği bununla birlikte bor gideriminde mannitol ile modifikasyonun başarılı sonuçlar verdiği gözlemlenmiştir.

Ayrıca saf aktif karbonlar ile yapılan bor giderim çalışmalarında da dikkat çekici sonuçlar elde edilmiştir.

6. MATERİYAL VE YÖNTEM

Bu çalışma kapsamında; çeşitli biyoatık başlangıç materyalleri (fındık kabuğu ve ceviz kabuğu) kullanılarak (farklı üretim yöntemleriyle) kimyasal ve fiziksel aktivasyon yoluyla aktif karbonlar üretilmiş; üretimde kullanılan hammateriyaller ve üretim yöntemlerinin aktif karbonun yüzey alanı üzerindeki etkisi araştırılmış ve üretilen maksimum yüzey alanına sahip aktif karbon seçilerek bor giderim çalışmalarında kullanılmıştır.

Ayrıca adsorpsiyonla bor giderimini etkileyen temel parametreler (pH, temas süresi, adsorban dozu, derişim) de incelenmiştir.

6.1. Materyal

Bu çalışmada kullanılan aktif karbonlar ve optimum değer belirleme çalışmalarında kullanılan borik asit (H_3BO_3) çözeltileri laboratuvar ortamında hazırlanmıştır.

6.1.1. Kullanılan kimyasal maddeler

İlk olarak kullanılan biyoatıkmateriyalin ilk yıkama işlemi için TEKKİM firmasından temin edilen Sodyum hidroksit payet (teknik kalite) kimyasalı kullanılmıştır.

Yıkama işleminin tamamlanmasının ardından gerçekleştirilen kimyasal aktivasyon adımı ise SIGMA-ALDRICH firmasından temin edilen Çinko klorür (Zinc chloride) kimyasalı kullanılmıştır.

Fiziksel aktivasyon sonunda ise üretilen aktif karbonun gözeneklerinin açılması için MERCK firmasından temin edilen Hidroklorik asit (Hydrochloric acid fuming %37) kullanılmıştır.

Ayrıca optimum değer belirleme çalışmaları için değişik derişimlerde laboratuvar ortamında hazırlanan borik asit çözeltileri kullanılmıştır.

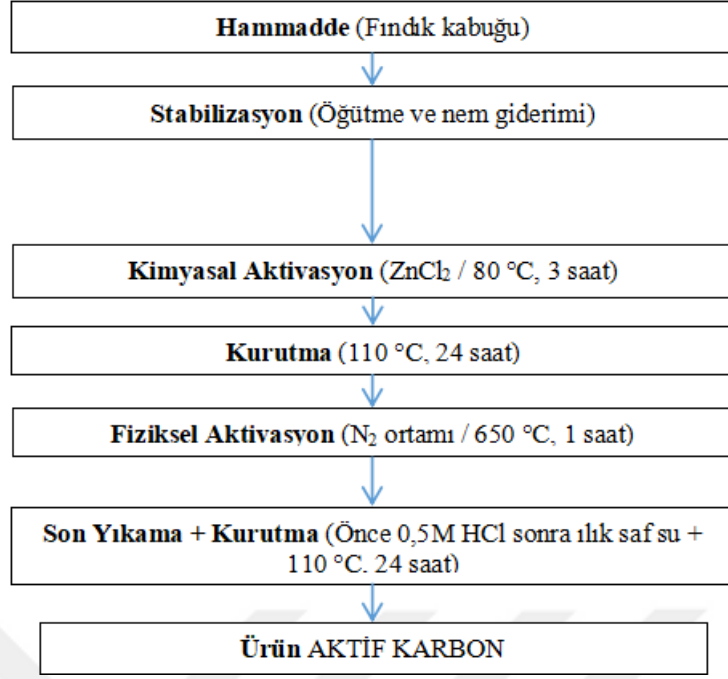
6.1.2. Kullanılan cihazlar

Elde edilen aktif karbonun yapısal özelliklerinin belirlenmesi için çeşitli cihazlar kullanılmıştır. Termogravimetrik analizi (TGA) için PERKIN ELMER TGA 4000 cihazı kullanılmıştır. FTIR analizi için Smart ITR ataşman destekli ile Thermo Nicolet IS-10 cihazı kullanılmıştır. XRD analizi için RIGAKU SMARTLAB X-IŞINLARI (XRD) cihazı kullanılmıştır. Yüzey görüntüleri ZEISS EVO LS10 Taramalı Elektron Mikroskobu (SEM) ile alınmış, element analizi için yine aynı SEM sistemine bağlı EDS cihazı kullanılmıştır. BET analizi için MICROMERITICS GEMINI VII 2390t cihazı kullanılmıştır.

6.2. Aktif Karbon Üretim Yöntemi

Bu çalışmada, fındık kabuğu kullanılarak iki farklı üretim süreci ile aktif karbon üretimi gerçekleştirilmiştir. İlk aktif karbon üretim sürecinde; ön yıkama işlemi uygulanmamıştır ve kimyasal aktivasyon, 80 °C sıcaklıkta 3 saat gerçekleştirilmiştir. İlk aktif karbon üretim sürecinin adımları aşağıda anlatılmaktadır.

- 1. adım (stabilizasyon):* Fındık Kabuğu atık biyomateryali bu adımda öğütülüp nem giderimi için etüvde bir süre bekletildi.
- 2. adım (kimyasal aktivasyon):* Bu adımda yıkanıp kurutulan numune; $ZnCl_2$ kimyasalı ile muamele edildi. Oluşturulan çözelti 80°C denge sıcaklığında 3 saat tutuldu.
- 3. adım (kurutma):* Bu adımda numune 110 °C'de en az 24 saat etüvde bekletildi.
- 4. adım (fiziksel aktivasyon):* Numune bu adımda N_2 gazı (150 ml/dk) ortamında 650°C denge sıcaklığında (5°C/dk) 1 saat yakıldı.
- 5. adım (yıkama ve kurutma):* Numune bu adımda ilk olarak 0,5 M HCl çözeltisi ile ardından vakum filtrasyon yöntemi ile pH değeri 7 oluncaya kadar 70°C'lik saf su ile yıkandı son olarak numune 110 °C'de 24 saat etüvde bekletildi. Aktif karbonların hazırlanmasında kullanılan ilk aktif karbon üretim süreci şekil 6.1'de şematik olarak verilmektedir.



Şekil 6.1. İlk aktif karbon üretim süreci

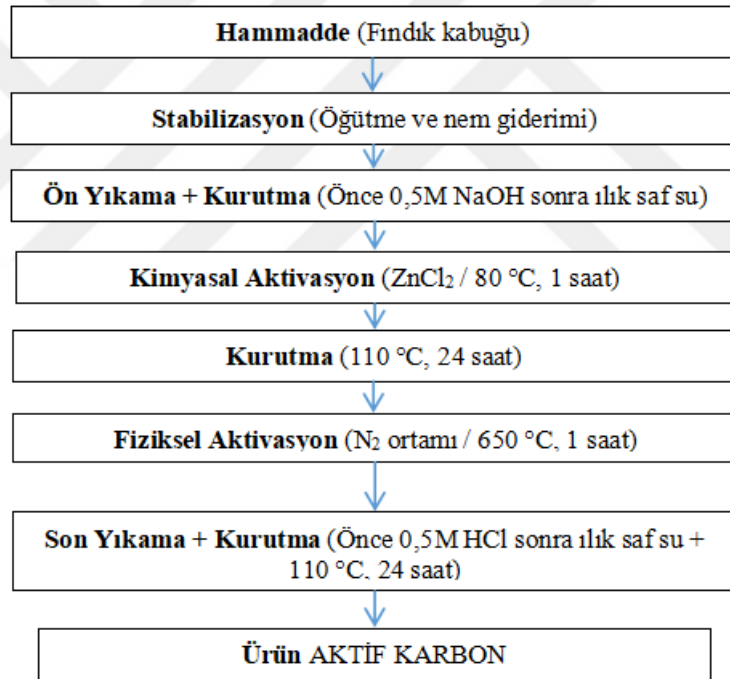
İkinci aktif karbon hazırlama sürecinde NaOH çözeltisi ile ön yıkama işlemi uygulanmış kimyasal aktivasyon için ortam koşulları ve sıcaklık değeri aynı kalmak koşulu ile harcanan süre 1 saate indirilmiştir. İkinci aktif karbon üretim sürecinin adımları aşağıda detaylı olarak anlatılmaktadır.

1. *adım (stabilizasyon)*: Fındık kabuğu bu adımda öğütülüp nem giderimi için etüvde bir süre bekletildi.
2. *adım (ön yıkama ve kurutma)*: Bu adımda numune ilk olarak 0,5 M NaOH çözeltisi içerisinde 24 saat bekletildi, ardından vakum filtrasyon yöntemi ile pH değeri 7 oluncaya kadar 70°C'lik saf su ile yıkandı son olarak numune 110 °C'de 24 saat etüvde bekletildi. NaOH bazik çözeltisi ile yıkamanın amacı fındık kabuğu tozunda yer alan kirleticilerin uzaklaştırılmasıdır.
3. *adım (kimyasal aktivasyon)*: Bu adımda yıkanıp kurutulan numune; ZnCl₂ kimyasalı ile muamele edildi. Oluşturulan çözelti 80°C denge sıcaklığında 1 saat tutuldu. ZnCl₂ karbon yapısındaki uçucu maddelerin yapıdan çıkmasını da hızlandırır ve böylece gözeneklerin hızlı bir şekilde oluşmasını ve yapının adsorpsiyon kapasitesinin artmasını sağlar (Kuyucu, 2022).
4. *adım (kurutma)*: Bu adımda numune 110 °Cde en az 24 saat etüvde bekletildi.

5. *adım (fiziksel aktivasyon)*: Numune bu adımda N₂ gazı (150 ml/dk) ortamında 650°C denge sıcaklığında (5°C/dk) 1 saat yakıldı. Gözenekler, aktif karbonun geniş bir yüzey alanına sahip olmasını sağlaması bakımından adsorpsiyon proseslerinde büyük bir öneme sahiptir (Kirk ve Othmer, 1971).

6. *adım (son yıkama ve kurutma)*: Numune bu adımda ilk olarak 0,5 M HCl çözeltisi ile ardından vakum filtrasyon yöntemi ile pH değeri 7 oluncaya kadar 70°C'lik saf su ile yıkandı son olarak numune 110 °C'de 24 saat etüvde bekletildi. Yıkamanın amacı aktif karbonun yakma esnasında kapanan gözeneklerinin açılmasıdır. Bu işlemi ile gözenekler açılarak adsorbanın yüzey alanı ve buna uygun olarak da adsorpsiyon kapasitesi artması sağlanır (Gündoğdu, 2010).

Kullanmış olduğumuz ikinci üretim süreci şekil 6.2'de verilmektedir



Şekil 6.2. İkinci aktif karbon üretim süreci

6.3. Adsorpsiyon Çalışmaları

Araştırmamız kapsamında aktif karbonlar üzerinde adsorpsiyona etki eden parametrelerin tayini için çalışmalar yürütülmüştür. Bu amaçla optimum pH, adsorban miktarı, temas süresi ve başlangıç bor derişimi tayini çalışmaları laboratuvar

ortamında gerçekleştirilmiştir. pH değerinin adsorpsiyona etkisinin incelenmesi için; ilk olarak 3 -10 arasındaki pH değerlerinin eldesi için çalışmalar yürütüldü. İlk olarak 50 mg/L H_3BO_3 çözeltisi hazırlandı. İstenen pH değerlerini eldesinde NaOH ve HNO_3 kimyasalları kullanıldı. (Bazik bölge için: NaOH; asidik bölge için: HNO_3) Hazırlanan 3 -10 arasındaki pH değerlerindeki çözeltiler üzerine 0,1g aktif karbon ilave edilerek 2 saat süre (150 rpm) ile karıştırıldı. Ardından numuneler filtre kağıdı yardımıyla süzüldü.

Adsorban miktarının adsorpsiyona etkisinin incelenmesi için; gerçekleştirilen çalışmalar pH 6 değeri sabit tutularak yürütüldü. 50 mg/L H_3BO_3 çözeltisi hazırlandı. pH 6 değerinin eldesinde NaOH ve HNO_3 kimyasalları kullanıldı. Hazırlanan çözeltiler üzerine 0,1g ile 4g arasında değişen mikralarda aktif karbon ilave edilerek 2 saat süre (150 rpm) ile karıştırıldı. Ardından numuneler aynı şekilde filtre kağıdı yardımıyla süzüldü.

Temas süresinin adsorpsiyona etkisinin incelenmesi için; yapılan çalışmalar yine pH 6 değeri sabit tutularak yürütüldü. 50 mg/L H_3BO_3 çözeltisi hazırlandıktan sonra pH 6 değerinin eldesinde NaOH ve HNO_3 kimyasalları kullanıldı. Hazırlanan çözeltiler üzerine 0,1g aktif karbon ilave edilerek 30-300 dakika arasında değişen sürelerde (150 rpm) karıştırıldı ve numuneler filtre kağıdı yardımıyla süzüldü.

Başlangıç bor derişiminin adsorpsiyona etkisinin incelenmesi için; yapılan çalışmalarda 0,5-1000 mg/L arası farklı derişimlerde H_3BO_3 çözeltileri hazırlandıktan sonra çözeltilerin öncelikle pH 6 değerine getirilmeleri sağlandı. pH 6 değerinin eldesinde NaOH ve HNO_3 kimyasalları kullanıldı. Hazırlanan çözeltiler üzerine 0,1g aktif karbon ilave edilerek 60 dakika (150 rpm) karıştırıldı. Ardından numuneler filtre kağıdı yardımıyla süzüldü.

Yabancı iyonların varlığının adsorpsiyona etkisinin incelenmesi için; 52,1 mg/L başlangıç bor konsantrasyonuna eklenen 25, 50 ve 75 mg/L derişimlerinde sülfat, klorür, fosfat ve sülfat-klorür-fosfat karışımı içeren çözeltilerde çalışmalar yapıldı. Hazırlanan çözeltilerin yine pH 6 değerine getirilmeleri sağlandı. Ardından hazırlanan başlangıç çözeltiler üzerine 0,1g aktif karbon ilave edilerek 1 saat süre (150 rpm) ile karıştırıldı ve numuneler filtre kağıdı yardımıyla süzüldü.

Değişen yıkama çözeltilerinin desorpsiyon sonrası konsantrasyonlar üzerine etkisini belirlemek için yürütülen çalışmalarında; bor giderimde kullanılan aktif karbonların

temizlenmesi için 15, 30, 45, 60 ve 75 dakika süreler ile konsantrasyonları 0,1M, 0,5M ve 1M olan hidroklorik asit (HCl), nitrik asit (HNO₃), sodyum hidroksit (NaOH) çözeltileri ve saf su kullanıldı.

Değişen yıkama çözeltilerinin rejenerasyon işleminin başarısı üzerine etkisini belirlemek için yürütülen çalışmalarda; 0,1M NaOH, 0,1M HNO₃ ve 0,1M HCl çözeltileri seçilerek yıkama sonrasına eklenen saf su ile durulama adımının etkisi incelendi ve rejenere edilen yenilenmiş numunelerin yeni borlu çözeltilerde bor giderimi için kullanılması sağlandı. Son olarak gerçek numunede bor giderim kapasitesinin belirlenmesi için çalışmalar yürütüldü. Ürettiğimiz yaklaşık 2000 m²/g yüzey alanına sahip aktif karbon ile yaklaşık 1000 mg/L bor derişimli Eti Maden İşletmeleri Bor Fabrikası atıksuyunda bor giderimi üzerinde yaptığımız çalışmalarda eş zamanlı eş koşullara sahip iki deney gerçekleştirildi.

6.4. Adsorpsiyon Kapasitesinin Belirlenmesi

Adsorbanların adsorpsiyon performanslarını değerlendirebilmek için giderim sonrası kapasite ve giderim yüzdesi verilerinin belirlenmesi gerekmektedir. Adsorpsiyon kapasitesi hesaplamalarında;

$$q = \frac{(C_0 - C)}{m} \times V_0 \quad (6.1)$$

denklem (6.1) kullanılmaktadır. Giderim yüzdesi hesaplamaları ise

$$R = \frac{(C_0 - C)}{C_0} \times 100 \quad (6.2)$$

denklem (6.2) kullanılarak yapılmaktadır. Burada C₀ ve C sırasıyla, başlangıç ve adsorpsiyon sonrası Bor konsantrasyonlarını belirtirken; m, adsorban miktarını V₀ ise çözelti hacmini göstermektedir.

7. BULGULAR VE TARTIŞMA

Araştırmacılar tarafından aktif karbon üretimimi konusunda yapılan bazı çalışmaların sonuçları Çizelge 7.1’ de verilmiştir.

Çizelge 7.1. Ulusal kaynaklarda geçen son yıllarda yapılmış bazı tez çalışmalarında elde edilen veriler

Üretim yöntemi	Aktivasyon kimyasalı	Maksimum BET yüzey alanı	Referans
Kimyasal aktivasyon	H ₃ PO ₄	1071,290 m ² /g	Kumaş (2015)
	H ₃ PO ₄ + Borik asit	1220,920 m ² /g	
Fiziksel aktivasyon (CO ₂ ortamı)	-	708 m ² /g	Sever Akdağ (2021)
Kimyasal aktivasyon	KOH + K ₂ CO ₃	210,27 m ² /g	Dinç (2022)
Kimyasal aktivasyon	H ₃ PO ₄	1186,75 m ² /g	Falcıoğlu (2022)
Kimyasal aktivasyon	K ₂ CO ₃	539,60 m ² /g	Aksarı (2023)

Görüldüğü gibi yüzey alanı değerleri 210,27-1071,290 m²/g aralığında değişmektedir. Ayrıca aktivasyon kimyasalı olarak H₃PO₄ kullanımının tercih edildiği ve bu kimyasalın kullanıldığı çalışmalarda elde edilen yüzey alanı değerlerinin birbirine oldukça yakın olduğu görülmektedir.

Uluslararası kaynaklar tarandığında ise; çeşitli kimyasalların ya da kirleticilerin giderimi amacıyla aktif karbon üretimi üzerine çalışmalarda, hammadde olarak fındık kabuğu kullanımına 2010 yılı öncesinde daha çok yer verilirken 2010 sonrasında ise bu kullanımın azaldığı görülmüştür. Ayrıca üretim sonucu elde edilen yüzey alanı değerlerinde de artmalar olduğu görülmektedir. Son yıllarda yapılmış hammadde olarak fındık kabuğunun kullanıldığı çalışmalardan bazıları aşağıdaki Çizelge 7.2’de verilmektedir.

Çizelge 7.2. Uluslararası kaynaklarda geçen son yıllarda yapılmış bazı makale çalışmalarında elde edilen veriler

Aktivasyon yöntemi	Aktivasyon kimyasalı	Maksimum BET yüzey alanı	Referans
Termal aktivasyon ve kimyasal aktivasyon	ZnCl ₂	736,49 m ² /g	Şencan, Karaboyacı ve Kılıç (2015)
Fiziksel aktivasyon (N ₂ ortamı)	-	1125 m ² /g	Zhu ve ark. (2016)
Kimyasal aktivasyon	NaOH	314 m ² /g	Livani, Ghorbani ve Mehdipour (2018)
Kimyasal aktivasyon	H ₃ PO ₄	1363 m ² /g	Ozpınar ve ark. (2022)
Kimyasal aktivasyon	H ₃ PO ₄	1208 m ² /g	Altıntig, Sarıcı ve Karataş (2023)

Aktif karbonların yüzey alanı değerlerinin, farklı aktivasyon yöntemi ve farklı aktivasyon kimyasalı kullanımı ile oldukça farklılaştıkları; benzer yöntem ve kimyasal kullanımında ise birbirine daha yakın değerler gösterdikleri verilen örnek çalışmalardan da görülebilmektedir. Görüldüğü gibi aktif karbon üretim aşamasında aynı aktivasyon kimyasalının kullanımı ile elde edilen BET yüzey alanı değerleri benzerlik göstermektedir. Yaptığımız bu çalışmada hazırlanan numunelerde aktivasyon aşamasında aynı kimyasal kullanılmasına ve ilk üretim sürecindeki aktivasyon süresi ikinci üretim sürecindeki aktivasyon süresinin 3 katı olmasına rağmen ikinci üretim süreci ile elde edilen yüzey alanı değeri, ilk üretim süreci ile elde edilen yüzey alanı değerini 2,5 katı şeklindedir. Ön yıkama işlemi uygulanmayan ilk üretim süreci sonunda elde edilen aktif karbonun yüzey alanı literatürdeki birçok çalışmaya benzerlik gösterse de numunenin iyi bir adsorban olarak değerlendirilebilmesi için yeterli değildir.

Ön yıkama işlemi uygulanan ikinci üretim süreci sonunda elde edilen aktif karbonların yüzey alanı değeri ise literatürdeki birçok çalışmaya göre yüksek bir değer olduğundan sulu çözeltilerden kirletici maddelerin gideriminde kullanım potansiyelinin yüksek olduğu görülmüştür.

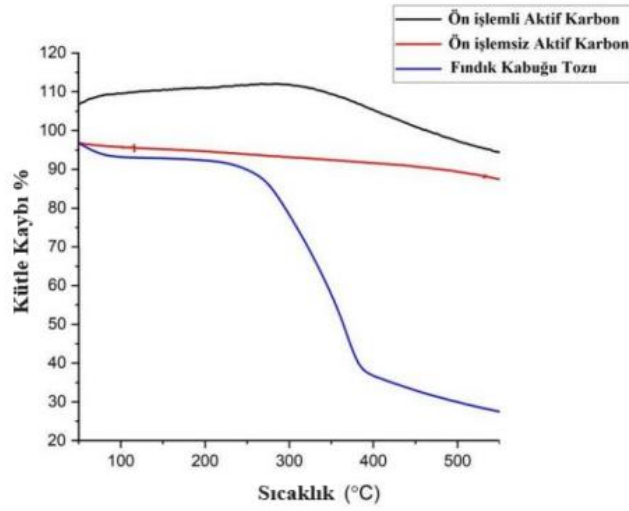
Bu çalışma dahilinde, çeşitli biyoatık başlangıç materyalleri ile ön işlemsiz ve ön işlemlili iki üretim yöntemi ile aktif karbon üretilerek, adsorban olarak kullanılabilirlikleri incelendi. Ön işlemsiz üretilen aktif karbonun bor gideriminde kullanılamayacağına karar verilmiştir. Ön işlem uygulanarak üretilen aktif karbon adsorbanın kullanımı ile sulu çözeltilerden borun uzaklaştırılmasında yüksek verim elde edilmiştir.

7.1. Üretilen Aktif Karbonların Yapısal Özelliklerinin Belirlenmesinden Elde Edilen Bulgular

BET, FTIR, XRD, SEM ve EDS analizleri ile numunenin yapısal karakterizasyonu belirlenmeden önce, öncelikle öğütülmüş fındık kabuğuna başka herhangi bir işlem uygulanmadan pH ölçümü gerçekleştirilmiş ve ölçüm sonucunda fındık kabuğu tozunun 4,18 pH değeri asidik özellik gösterdiği görülmüştür. Ardından herhangi bir işleme tabi tutulmamış fındık kabuğu tozu ve bahsettiğimiz iki farklı üretim yöntemi

ile üretilen aktif karbonlarda TGA ile temel analiz gerçekleştirilmiştir

7.1.1. Fındık kabuğu tozu ile herhangi bir ön işlem uygulanmadan ve NaOH ile ön yıkama işlemi uygulanarak hazırlanan aktif karbonlar için alınan TGA sonuçları



Şekil 7.1. Tüm numunelerin TGA verileri karşılaştırması

Elde edilen termogravimetrik analiz verileri en yüksek kütle kaybının aktif karbon üretiminde hammadde olarak kullandığımız fındık kabuğu tozunda olduğu görülmektedir. Görüldüğü gibi ön işlem uygulanmadan hazırlanan aktif karbonda kütle kaybı ön işlem uygulanara üretilen aktif karbonun kütle kaybından daha fazladır.

Ön yıkama işleminin fındık yapısındaki kirleticilerin arındırılmasında etkili olduğu bu sebeple ön yıkama işlemi uygulanan aktif karbonun kütle kaybının en az olduğu düşünülmektedir.

7.1.2. Herhangi bir ön işlem uygulanmadan ve NaOH ile ön yıkama işlemi uygulanarak hazırlanan aktif karbonlar için alınan BET sonuçları

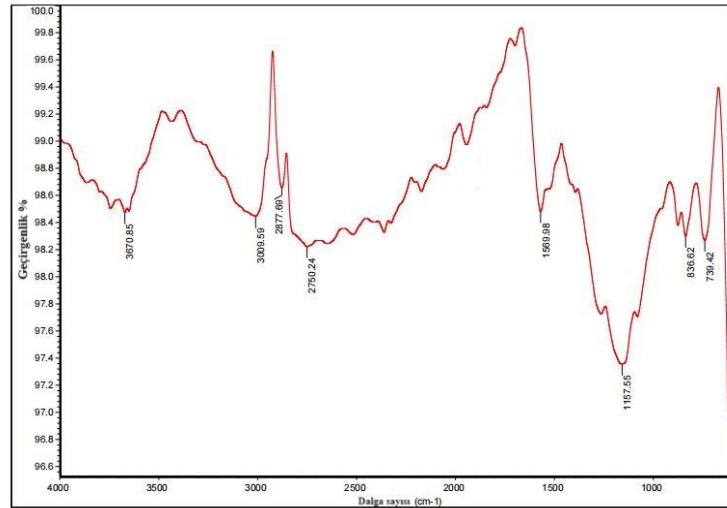
Herhangi bir ön yıkama işlemi uygulanmadan elde edilen aktif karbonun BET yüzey alanı $770 \text{ m}^2/\text{g}$ olarak; NaOH çözeltisi ile ön yıkama işlemi uygulanarak elde edilen aktif karbonun BET yüzey alanı $1935,0956 \text{ m}^2/\text{g}$ olarak belirlenmiştir.

Çizelge 7.3. Üretilen aktif karbonların elde edilen BET analizi verileri

Numune	BET yüzey alanı (m ² /g)
Ön işlemsiz aktif karbon	770
Ön işlemlili aktif karbon	1935,0956

Elde edilen BET yüzey alanı verileri (Çizelge7.3.) NaOH ile ön yıkama işlemi uygulanarak üretilen aktif karbonun yüzey alanının, herhangi bir ön işlem uygulanmadan üretilen aktif karbonun yüzey alanından oldukça yüksek olduğunu ve NaOH ile ön yıkama işleminin aktif karbon üretim sürecine eklenmesiyle üretilen aktif karbonun yüzey alanının artırılabilirdiğini ortaya koymaktadır. Bu artışa sebep olarak kimyasal aktivasyon adımından önce fındık tozunun yapısında kalan kirleticilerin ve aktivasyon kimyasalı ile bağ yapması muhtemel safsızlıkların giderilmesi sonucunda kimyasalın fındık yapısına daha iyi nüfuz etmesinin sağlanması ve dolayısıyla kimyasal aktivasyon adımının daha verimli gerçekleştirilmesine imkan sağlaması düşünülmektedir. Ön yıkama işlemi uygulanarak gözeneklerde birikmesi muhtemel bu kirletici ve safsızlıkların giderilmesi sonucu kimyasal aktivasyon adımının etkinliğinin yanı sıra fiziksel aktivasyon adımında etkinliğinin arttığı düşünülmektedir

7.1.3. NaOH ile ön yıkama işlemi uygulanarak hazırlanan aktif karbon için FTIR Sonuçları

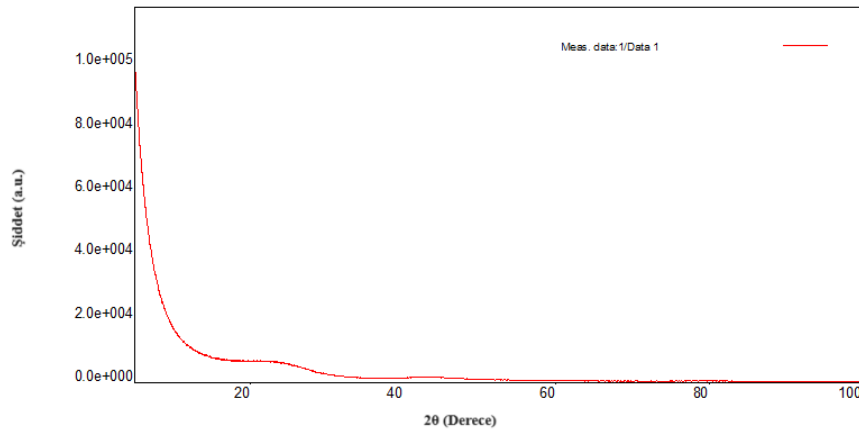


Şekil 7.2. Ön işlem uygulanan numunenin FTIR görüntüsü

Elde edilen verilen FTIR spektrumu verileri ön işlemlili aktif karbon yüzeyinde bulunan yüzey fonksiyonel gruplar hakkında niteliksel olarak bilgi vermektedir.

Spektrumun, literatürde fındık kabuğu ve çotanağı hammaddeleri kullanılarak üretilen aktif karbonlarda gözlemlenen spektrumlara benzer şekilde 600-3750 cm^{-1} aralığında bantlar verdiği görülmektedir (Özer, 2012; Karaçetin 2014; Şencan, 2015; Zhu, 2016; Imamoglu 2018; Livani 2018; Musawi, 2022; Ozpınar, 2022; Zabihi, 2022; Altintig, 2023). 3670,85 bandı, hemiselüloz, selüloz, lignin ve diğer polimerik bileşiklerden kaynaklanan hidroksil fonksiyonel grupların O-H gerilme titreşimine karşılık gelmektedir (Tangjuank, 2009; Karaçetin, 2014; Musawi, 2022; Zabihi 2022). 3009,59 bandı N-H ve aromatik C-H gerilmesinden kaynaklanmaktadır (Demir Kanmazalp, 2019; Loron, 2022) 2877,69 ve 2750,24 bantları alifatik hidrokarbonların C-H bağlarının esneme titreşimine aittir (Ozpınar, 2022; Altintig 2023) ve H Bağı Bölgesini göstermektedir. 1569,98 bandı C=C gerilmesidir ve büyük yoğunlaştırılmış aromatik iskeletlerdeki titreşimlerden kaynaklanmaktadır (Özer, 2012; Imamoğlu, 2018). 1157,55 bandı alkol ve etere ait C-O gerilmesidir (Özer, 2012; Şencan, 2015). 900-600 cm^{-1} aralığında kalan 836,62, 739,42 ve 619,19 bantları aromatik halka yapılarının varlığını göstermektedir (Sütcü, 2011) ve Parmak İzi Bölgesindeki C-H bağlarına karşılık gelmektedir.

7.1.4. NaOH ile ön yıkama işlemi uygulanarak hazırlanan aktif karbon için XRD Sonuçları



Şekil 7.3. Ön işlem uygulanan numunenin XRD görüntüsü

Elde edilen X-Işını difraksiyon deseni üretilen aktif karbonun amorf yapıda olduğunu göstermektedir. Ayrıca XRD analiz sonucu içerisinde herhangi bir safsızlık bulunmadığını dolayısıyla aktif karbon hazırlama sürecinde kullanılan yıkama işlemlerinin başarıya ulaştığını doğrulamaktadır.

7.2. Adsorpsiyon ile Bor Giderim Çalışmaları

NaOH ile ön işleme tabi tutularak elde edilen 1935,0956 m²/g BET yüzey alanına sahip aktif karbon örnekleri adsorban olarak kullanılıp bor giderim çalışmaları yapıldı. Adsorpsiyonu etkileyen faktörler olan pH, adsorban dozu, süre, bor derişimi ve yabancı iyon etkisinin bor giderimi üzerindeki etkisini değerlendirebilmek için 3 tekrarlı çalışmalar yapıldı ve optimum adsorpsiyon koşulları belirlendi. Adsorpsiyon kapasitesi hesaplamalarında denklem (7.1) kullanıldı;

$$q = \frac{(C_0 - C)}{m} \times V_0 \quad (7.1)$$

Giderim yüzdesi hesaplamaları ise;

$$R = \frac{(C_0 - C)}{C_0} \times 100 \quad (7.2)$$

denklem (7.2) kullanıldı. Burada C₀ ve C sırasıyla, başlangıç ve adsorpsiyon sonrası bor konsantrasyonlarını; m, adsorban miktarını; V₀ ise çözelti hacmini göstermektedir. Bor çözeltileri ile çalışmalar yapılırken, deneylerde kullanılacak farklı derişimdeki her çözeltinin başlangıç konsantrasyonu ölçülerek hesaplamalarda gerçek değerleri kullanıldı. Çalışma boyunca 0,5, 1, 2,5, 5, 10, 25, 50, 100, 200, 250, 500, 750 ve 1000 mg/L bor derişimine sahip çözeltiler kullanıldı. ICP-OES ile yapılan ölçümler 0,5-25 mg/L aralığı için ortalama %11,4, 50-250 mg/L aralığı için ortalama %2,7, 500-1000 mg/L aralığı için ortalama %10,8 bağıl hata ile yapıldı. Adsorbe edilen derişimler bu başlangıç konsantrasyonları baz alınarak hesaplandı. Tüm adsorpsiyon çalışmaları 100 mL'lik polipropilen erlenlerde gerçekleştirildi.

7.2.1. Optimum pH tayini çalışmalarının sonuçları

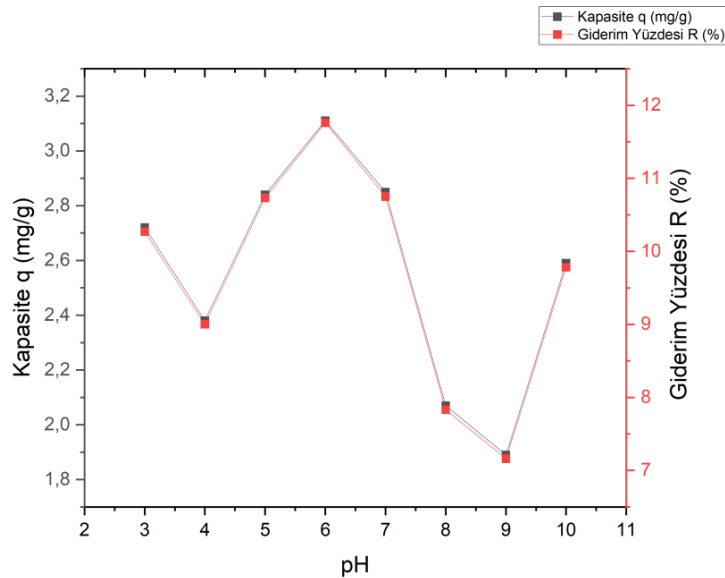
Optimum pH tayini için, 3 -10 aralığındaki pH değerlerine 50 mg/L derişime sahip bor (B) çözeltisiyle çalışmalar yapıldı. Bu çözeltiden erlenlere 50 ml alınarak, NaOH ve HNO₃ çözeltileri pH ayarlamaları yapıldı ve 0,1 g aktif karbon (AK) ilave edilerek 120 dakika süre ile çalkalayıcıda karıştırıldı. Adsorpsiyon sonrasında mavi bant süzgeç kağıdı ile filtrasyon işlemi yapıldı ve süzüntüde adsorpsiyon sonrası bor

konsantrasyonu ölçülerek AK'nin giderim kapasitesi hesaplandı. Elde edilen sonuçlar Çizelge 7.4'te verildi. Değişen pH değerlerine karşılık gerçekleşen giderim yüzdeleri incelendiğinde pH 3-9 değerleri arasında gerçekleşen giderimin yaklaşık %7,16-11,76 arasında değiştiği tespit edildi.

Çizelge 7.4. Değişen pH değerlerine karşılık giderim kapasitesi ve yüzdesi verileri

pH	Adsorplanan (C_0-C) B (mg/L)	Kapasite q (mg/g)	% Giderim
3	5,43	$2,72 \pm 0,58$	10,27
4	4,76	$2,38 \pm 0,71$	9
5	5,68	$2,84 \pm 1,07$	10,73
6	6,22	$3,11 \pm 0,99$	11,76
7	5,69	$2,85 \pm 1,36$	10,75
8	4,14	$2,07 \pm 1,13$	7,83
9	3,79	$1,89 \pm 1,40$	7,16
10	5,17	$2,59 \pm 2,03$	9,78

Sonrasında farklı pH değerlerine karşılık giderim kapasitesi ve % giderim grafiği çizildi (Şekil 7.4). En yüksek bor adsorpsiyonunun pH 6 gerçekleştiği tespit edildi ve optimum pH kabul edilerek bundan sonraki tüm adsorpsiyon çalışmaları bu pH da gerçekleştirildi. Bu pH değeri Foo vd. (2013) yaptıkları çalışmayla benzerlik göstermektedir.



Şekil 7.4. Değişen pH değerlerine karşılık giderim kapasitesi ve yüzdesi grafiği

7.2.2. Optimum adsorban miktarı tayini çalışmalarının sonuçları

Optimum adsorban miktarının belirlenmesi çalışmaları pH 6 da 50 mg/L bor derişimine sahip çözeltilerle ve değişen miktarlarda AK kullanılarak yapıldı.

50 mL bor çözeltisi bulunan erlenlere 0,1-4 g arasında değişen farklı dozda adsorban konuldu ve 120 dk süreyle çalkalayıcıda adsorpsiyon işlemi gerçekleştirildi.

Ardından filtrasyon işlemleri gerçekleştirildi ve adsorplanan bor konsantrasyonu, giderim kapasitesi ve yüzdesi hesaplandı (Çizelge 7.5).

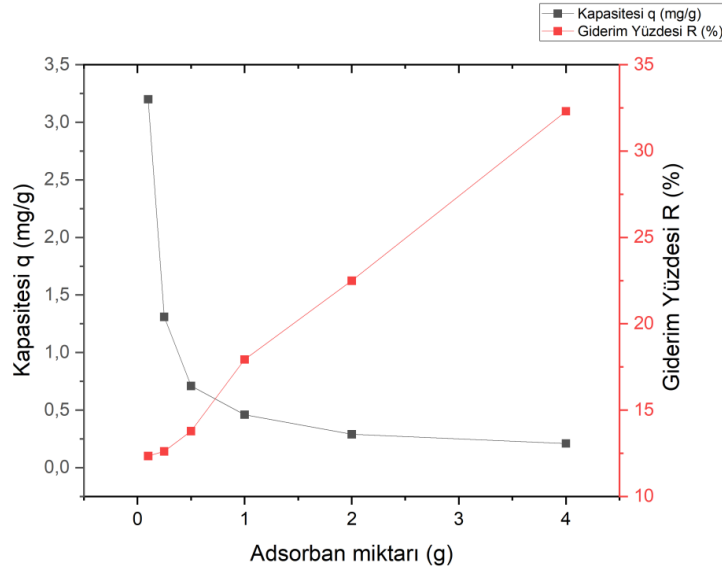
Çizelge 7.5. Adsorban miktarlarına karşılık giderim kapasitesi ve yüzdesi verileri

Adsorban miktarı (g)	Adsorplanan (C_0-C) B (mg/L)	Kapasite q (mg/g)	% Giderim
0,1	6,39	$3,20 \pm 0,53$	12,34
0,25	6,53	$1,31 \pm 0,32$	12,61
0,5	7,14	$0,71 \pm 0,01$	13,78
1	9,29	$0,46 \pm 0,02$	17,93
2	11,65	$0,29 \pm 0,01$	22,49
4	16,74	$0,21 \pm 0,01$	32,31

Elde edilen sonuçlara göre değişen adsorban miktarlarına karşılık gerçekleşen giderim yüzdeleri incelendiğinde 0,1-4g arası değişen adsorban miktarlarında gerçekleşen giderimin %12,34-32,31 arasında değiştii belirlendi.

Ayrıca adsorban dozu arttırıldıkça giderim yüzdesinin arttığı ve 4g numune ile % 32,31 giderim yapılabildiği ancak giderim kapasitesinin azaldığı tespit edildi. 0,1g AK ile en yüksek 3,2 mg/g kapasite elde edildiğinden çalışmalara bu adsorban miktarı ile devam edildi.

Değişen adsorban miktarlarına karşılık giderim kapasite ve yüzde verilerinden elde edilen grafik Şekil 7.5’de verilmektedir.



Şekil 7.5. Adsorban miktarlarına karşılık giderim kapasitesi ve yüzdesi grafiği

7.2.3. Optimum temas süresi tayini çalışmalarının sonuçları

Optimum temas süresi tayini çalışmaları pH 6, 50 mg/L Bor çözeltisi ve 0,1 g AK koşulları sabit tutulup 30-300 dakika arasında değişen sürelerde yapıldı ve elde edilen giderim kapasitesi ve yüzdesi sonuçları Çizelge 7.6 verildi.

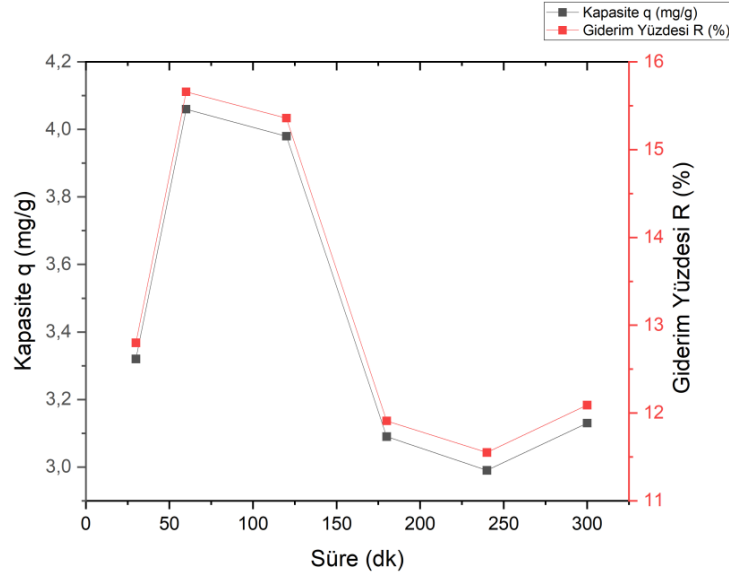
Değişen temas sürelerine karşılık gerçekleşen giderim yüzdesinin %11,55-15,66 arasında değiştiği tespit edildi.

Çizelge 7.6. Temas sürelerine karşılık giderim kapasitesi ve yüzdesi verileri

Süre (dk)	Adsorplanan (C_0-C) B (mg/L)	Kapasite q (mg/g)	% Giderim
30	6,63	$3,32 \pm 0,41$	12,8
60	8,11	$4,06 \pm 0,41$	15,66
120	7,96	$3,98 \pm 1,13$	15,36
180	6,17	$3,24 \pm 0,40$	11,91
240	5,99	$2,99 \pm 0,27$	11,55
300	6,27	$3,13 \pm 0,23$	12,09

Bu sonuçlara göre süre ile değişen adsorpsiyon kapasitesi ve giderim yüzdesi grafiği çizildi (Şekil 7.6). Buna göre 30-120 dk aralığında adsorpsiyon kapasitesinin ve giderim yüzdesinin arttığı, 120 dk sonradan desorpsiyonun başladığı tespit edildi.

60. ve 120. dk'da tespit edilen kapasite ve giderim miktarları dikkate alındığında bu değerlerin birbirine yakın olmasından dolayı 60-120 dk arasının denge hali olduğu söylenebilir.



Şekil 7.6. Temas sürelerine karşılık giderim kapasitesi ve yüzdesi grafiği

7.2.4. Optimum başlangıç bor konsantrasyonu tayini çalışmalarının sonuçları

Optimum başlangıç bor konsantrasyonu tayini çalışmaları, pH 6, 0,1g AK ve süre 60 dk koşulları sabit tutularak, 0,5-1000 mg/L arasında değişen bor derişimine sahip çözeltilerle gerçekleştirildi.

Bor derişimi aralığının geniş tutulmasının iki nedeni vardı.

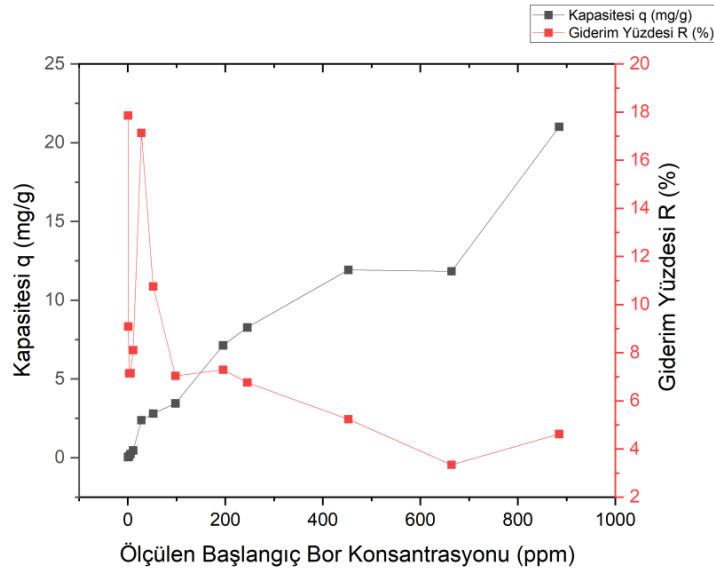
Birincisi borun düşük ve yüksek derişimlerde farklı borat anyon yapısına sahip olması, ikincisi bu derişime bağlı olarak değişen anyon yapısından dolayı AK'nin düşük ve yüksek derişimli atıklarda olası giderim performansı testi etmekte.

Yapılan çalışma sonucunda elde edilen sonuçlar Çizelge 7.7 ile verilmektedir.

Buna göre giderim miktarının artan bor derişimiyle arttığı buna bağlı olarak giderim kapasitesinin de arttığı ancak giderim yüzdesinin % 17,86 ile en yüksek 0,5 mg/L çözeltide olduğu ve derişimle belirgin bir şekilde azalan eğilimin 25 mg/L bor içeren çözeltiden itibaren başladığı görüldü (Şekil 7.7).

Çizelge 7.7. Başlangıç bor konsantrasyonlarına karşılık giderim kapasitesi ve yüzdesi verileri

C_0 (mg/L)	Adsorplanan (C_0-C) B (mg/L)	Kapasite q (mg/g)	% Giderim
0,5	0,1	$0,04 \pm 0,01$	17,86
1	0,1	$0,05 \pm 0,02$	9,09
2,5	0,2	$0,10 \pm 0,02$	7,14
5	0,4	$0,24 \pm 0,02$	7,14
10	0,9	$0,46 \pm 0,08$	8,11
25	4,76	$2,38 \pm 0,08$	17,14
50	5,6	$2,80 \pm 0,28$	10,75
100	6,9	$3,45 \pm 0,43$	7,04
200	14,3	$7,13 \pm 1,08$	7,29
250	16,5	$8,27 \pm 1,78$	6,77
500	23,8	$11,92 \pm 1,80$	5,24
750	22,3	$11,84 \pm 3,59$	3,35
1000	42	$21,01 \pm 0,38$	4,62



Şekil 7.7. Başlangıç bor konsantrasyonlarına karşılık giderim kapasitesi ve yüzdesi grafiği

7.2.5. Yabancı iyon etkisi tayini çalışmalarının sonuçları

Bor giderim kapasitesi üzerine yabancı iyon etkisi tayini çalışmaları pH 6, 0,1g AK, 60 dk süre ve 50 mg/L bor derişimi koşulları sabit tutularak gerçekleştirildi. Literatür bor gideriminde yabancı iyon etkisiyle ilgili çok az çalışma olduğundan derişimler bor çözelti derişimine göre aynı, yarısı ve iki katı olacak şekilde belirlendi. Buna göre bor çözelti derişiminde 25, 50 ve 75 mg/L derişime sahip olacak şekilde sülfat (SO_4^{2-}), klorür

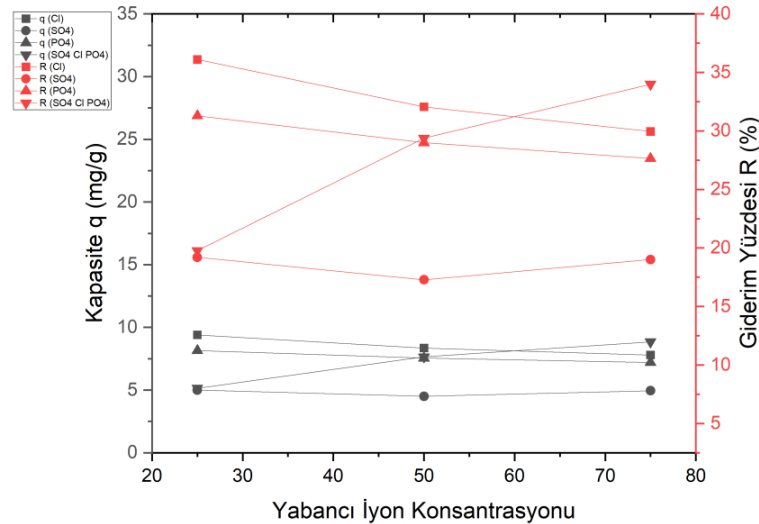
(Cl⁻), fosfat (PO₄³⁻) iyonlarına sahip standart maddeler eklendi.

Elde edilen sonuçlar Çizelge 7.8 verilmektedir.

Çizelge 7.8. Yabancı iyon konsantrasyonlarına karşılık giderim kapasitesi ve yüzdesi verileri

İyon derişimi (mg/L)	İyon türü	Adsorplanan (C ₀ -C) B (mg/L)	Kapasite q (mg/g)	% Giderim
25	Cl ⁻	18,8	9,41 ± 0,09	19,20
	SO ₄ ²⁻	10,0	5,01 ± 0,26	36,10
	PO ₄ ³⁻	16,3	8,34 ± 0,24	31,30
	Cl ⁻ + SO ₄ ²⁻ + PO ₄ ³⁻	10,3	5,17 ± 0,22	19,78
50	Cl ⁻	16,7	8,32 ± 0,23	17,28
	SO ₄ ²⁻	9,0	4,45 ± 0,09	32,06
	PO ₄ ³⁻	15,1	7,50 ± 0,10	29,00
	Cl ⁻ + SO ₄ ²⁻ + PO ₄ ³⁻	15,3	7,62 ± 2,71	29,38
75	Cl ⁻	15,6	7,74 ± 0,06	19,01
	SO ₄ ²⁻	9,9	4,89 ± 0,35	29,95
	PO ₄ ³⁻	14,4	7,14 ± 0,06	27,65
	Cl ⁻ + SO ₄ ²⁻ + PO ₄ ³⁻	17,7	8,80 ± 0,09	33,98

Sonuçlar incelendiğinde üç farklı iyonun hem ayrı ayrı hem de bir arada bulundukları zaman bor giderim yüzdesini ve adsorpsiyon kapasitesini arttırdığı tespit edildi. En yüksek adsorpsiyon kapasitesine (9,4 mg/g) 25 mg/L Cl⁻ içeren örneklerde ulaşıldığı gözlemlendi. Değişen yabancı iyon konsantrasyonlarına karşılık giderim kapasiteleri ve giderim yüzdeleri verilerinden elde edilen grafik Şekil 7.8’de verilmektedir.



Şekil 7.8. Yabancı iyon konsantrasyonlarına karşılık giderim kapasitesi ve yüzdesi grafiği

7.2.6. Rejenerasyon çalışmalarının sonuçları

Aktif karbonların tekrar kullanılabilirliğini test etmek HCl, HNO₃ ve NaOH çözeltileri ile rejenerasyon çalışmaları yapıldı. Bunun için öncelikle 20 adet 1g'lık AK örnekleri pH=6, 60 dk ve 50 mg/L bor konsantrasyonuna sahip çözelti koşullarında muamele edilerek adsorpsiyon çalışması yapıldı. Adsorpsiyon sonucunda aktif karbon örneklerinin ortalama adsorpsiyon kapasiteleri hesaplandı (Çizelge 7.9).

Çizelge 7.9. Rejenerasyon öncesi numunelerin giderim kapasitesi verileri

Örnek No	Adsorplanan (C ₀ -C) B (mg/L)	Kapasite q (mg/g)	Örnek No	Adsorplanan (C ₀ -C) B (mg/L)	Kapasite q (mg/g)
1	9,65	0,48	11	11,41	0,57
2	10,96	0,55	12	11,62	0,58
3	10,69	0,53	13	11,03	0,55
4	10,48	0,52	14	10,86	0,54
5	10,50	0,53	15	12,10	0,61
6	11,03	0,55	16	11,48	0,57
7	11,30	0,57	17	11,52	0,58
8	10,53	0,53	18	10,75	0,54
9	10,79	0,54	19	10,51	0,53
10	11,78	0,59	20	13,62	0,68
Ortalama: 0,56±0,04					

Farklı rejenerasyon çözeltileri ile desorpsiyon çalışmaları yapmak üzere 20 örnek kurutuldu ve karıştırılarak tek bir numune haline getirildi. Sonrasında bu numuneden 0,1g lık örnekler tartılarak 0,1, 0,5 ve 1M lık HCl, HNO₃ ve NaOH çözeltileri ve saf su ile 15-75 dk arasında değişen sürelerde iki tekrarlı olarak muamele edildi. Ardından en yüksek desorpsiyon konsantrasyonuna sahip numunelerle başlangıçta belirlenen optimum koşullarda tekrar bor adsorpsiyonu çalışıldı ve adsorpsiyon kapasitesi belirlendi. Elde edilen sonuçlar Çizelge 7.10'da verilmektedir.

Çizelge 7.10. Değişen yıkama çözeltilerine karşılık desorpsiyon sonrası konsantrasyon verileri

Derişim (M)	Madde adı	Süre (dk)				
		15	30	45	60	75
0,1	HCl	0,30 ± 0,01	0,26 ± 0,01	0,28 ± 0,01	0,38± 0,01	0,36±0,06
	HNO ₃	0,30 ± 0,00	0,30 ± 0,01	0,32 ± 0,01	0,38 ± 0,01	0,40±0,06
	NaOH	0,34± 0,00	0,32 ± 0,01	0,32± 0,01	0,42 ± 0,01	0,48±0,08
0,5	HCl	0,32± 0,02	0,28± 0,01	0,28± 0,01	0,38 ± 0,08	0,37±0,09
	HNO ₃	0,32± 0,04	0,28± 0,01	0,28± 0,01	0,36 ± 0,01	0,40±0,14
	NaOH	0,29± 0,03	0,28± 0,01	0,30± 0,00	0,38 ± 0,02	0,51±0,20
1	HCl	0,35± 0,03	0,31± 0,01	0,29± 0,01	0,38 ± 0,01	0,39±0,11
	HNO ₃	0,31± 0,00	0,28± 0,01	0,30± 0,01	0,35 ± 0,01	0,41±0,11
	NaOH	0,35± 0,01	0,32± 0,03	0,35± 0,01	0,45± 0,03	0,63±0,31
	Saf su	0,27± 0,01	0,26± 0,01	0,28± 0,01	0,27± 0,00	0,27±0,03

Desorpsiyon konsantrasyonlarına bakıldığında sonuçlar birbirine yakın olduğundan düşük derişimli çözeltilerle (0,1M lık HCl, HNO₃ ve NaOH) rejenere edilen aktif karbon örnekleri ile çalış filtre edilip tekrar kurutulduktan sonra tekrar adsorpsiyon çalışmaları iki tekrarlı olarak yapıldı.

Başlangıçtaki optimum koşullarla pH 6, 0,1g aktif karbon ve 60 süre ile 50 mg/L bor çözeltilerinde yapılan adsorpsiyon çalışması sonucu adsorpsiyon kapasitesi ve giderim yüzdesi hesaplandı.

Bu sonuçlara göre rejenerasyon sonrasında adsorbanın, adsorpsiyon kapasitesinin % 50 den fazla oranda azaldığı tespit edildi. Elde edilen sonuçlar Çizelge 7.11’de verilmektedir.

Çizelge 7.11. Değişen rejenerasyon çözeltileri ile rejenere edilen numunelerde giderim kapasitesi ve yüzdesi verileri

Rejenerasyon çözeltisi	Adsorplanan (C ₀ -C) B (mg/L)	Kapasite q (mg/g)	% Giderim
0,1M NaOH	2,35	1,18± 0,3	4,51
0,1M HNO ₃	2,7	1,35± 0,3	5,18
0,1M HCl	2,25	1,13± 0,2	4,32

7.2.7. Gerçek numuneden elde edilen sonuçlar

Tüm çalışmaların sonunda Eti Maden İşletmeleri Bor Fabrikası’ndan alınan ve bor konsantrasyonu 905 mg/L olarak ölçülen atıksuda pH 6, 1g aktif karbon, 60 dk süre koşullarında adsorpsiyon çalışmaları yapıldı.

Elde edilen sonuçlara göre adsorpsiyon kapasitesi 1,59± 0,58 ve giderim yüzdesi % 3,5±1,27 olarak tespit edildi. Laboratuvar koşullarında 1000 mg/L başlangıç bor konsantrasyonuna sahip çözeltiliyle yapılan çalışmada 0,1g aktif karbon için adsorpsiyon kapasitesi 21 mg/g ve giderim yüzdesi % 4,62 olarak belirlenmişti.

Adsorpsiyon kapasitesi 1g aktif karbona göre hesaplandığında 2,1 mg/g olacaktır. Sonuç olarak gerçek numune ile kıyaslandığında hem giderim yüzdesinde hem de adsorpsiyon kapasitesinde azalma olduğu tespit edildi.

Bu farklılığın nedeni yoğun bir matriks yapısına sahip olan atıksuda farklı anyon ve katyonların azaltıcı etki yapmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.

7.3. Adsorpsiyon İzotermi

Adsorpsiyon izotermi, sabit sıcaklık ve pH' da, adsorplanan madde miktarı (q_e , mg/g) ile çözeltide adsorplanmadan kalan madde konsantrasyonu (C_e , mg/L) arasındaki denge durumunu ifade eden grafiklerdir. Bu izoterm, bilinen bir miktardaki adsorplayıcı ile farklı konsantrasyonlarda hazırlanmış olan çözeltileri dengeye ulaştırarak elde edilebilmektedir.

Bu çalışmada, adsorpsiyon izotermi tanımlamak için Langmuir, Freundlich ve Temkin izotermi kullanılmıştır.

7.3.1. Langmuir izotermi

Langmuir izoterm modeli, adsorpsiyonun homojen bir yüzey üzerinde ve tek tabakalı olarak gerçekleştiğini varsayar. Aynı zamanda adsorban üzerindeki bütün aktif noktaların adsorplanacak moleküllere karşı aynı enerji ve eşit ilgiye sahip olduklarını da kabul eder (Langmuir, 1918).

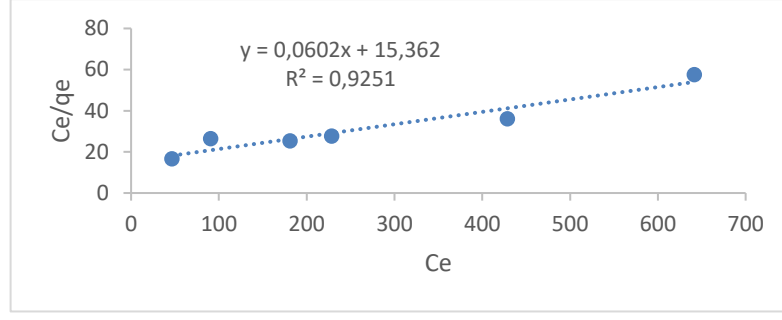
$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m K_L} + \frac{C_e}{q_m} \quad (7.3)$$

Burada; C_e , denge konsantrasyonu (mg/L); K_L , Langmuir sabiti (L/mg); q_e ve q_m sırasıyla dengedeki adsorpsiyon kapasitesi (mg/g) ve adsorbanın maksimum adsorpsiyon kapasitesidir (mg/g).

Eğer, Langmuir izotermi'nin önemli özelliklerini tanımlamak için kullanılan boyutsuz faktör $R_L > 1$ ise adsorpsiyon uygun değildir. $R_L = 1$ ise doğrusal, $0 < R_L < 1$ ise adsorpsiyon uygundur ya da $R_L = 0$ ise proses tersinmezdir.

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L C_0} \quad (7.4)$$

Burada, C_0 , adsorbe edilecek maddenin başlangıç konsantrasyonu (mg/L). Langmuir izoterm incelemesi denklem (7.3) kullanılarak yapılmıştır. Burada, C_e ' ye karşı C_e/q_e değerleri doğrusal olarak grafik edilmiş ve bu grafiğin eğimi ve kaymasından ise q_m ve K_L değerleri hesaplanmıştır. R_L değeri ise denklem (7.4) kullanılarak hesaplanmıştır.



Şekil 7.9. Bor adsorpsiyonuna ait Langmuir izotermi
(C₀:50-750 mg/L, pH:6, Süre: 60 dk, m_{AK}: 0,1g)

7.3.2. Freundlich izotermi

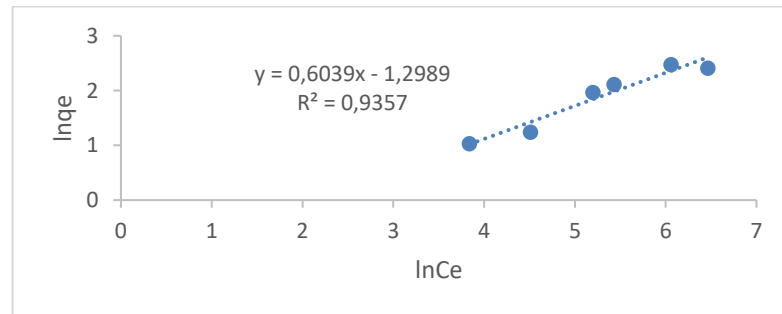
Freundlich izoterm modeli (denklem (7.5)), adsorplayıcı yüzeyinin, adsorpsiyon alanları ve enerjisi bakımından heterojen olduğunu kabul eder ve adsorpsiyonun çok tabakalı olduğunu varsayar.

$$\ln q_e = \ln K_F + \frac{1}{n} \ln C_e \quad (7.5)$$

Burada, K_F ve n, sırasıyla adsorpsiyon kapasitesi ve yoğunlukla ilgili Freundlich eşitlik sabitleridir.

Ayrıca n parametresi prosesin tipini belirlemek için kullanılır. n=1 ise, proses doğrusaldır, n>1 olduğunda kimyasal, n<1 olduğunda ise fizikseldir (Gündüz ve Bayrak, 2017).

Freundlich izoterm incelemesi denklem (7.5) kullanılarak yapılmıştır. Burada, lnC_e' ye karşı lnq_e doğrusal olarak grafik edilmiş (Şekil 7.10) ve grafiğin eğimi ve kaymasından ise K_F ve n değerleri hesaplanmıştır.



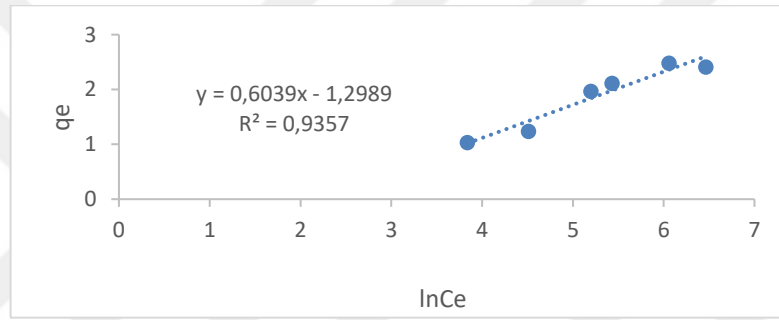
Şekil 7.10. Bor adsorpsiyonuna ait Freundlich izotermi
(C₀:50-750 mg/L, pH:6, Süre: 60 dk, m_{AK}: 0,1g)

7.3.3. Temkin izotermi

Temkin izotermine göre, tüm moleküllerin adsorpsiyon ısısındaki azalışın, doğrusal bir düzende meydana gelmesi, bağlanma enerjisinin homojen olduğunu gösterir (Temkin ve Pyzhev, 1940). Bu izotermi ifade eden eşitlik denklem 7.6 ile verilir.

$$q_e = B_T \ln K_T + B_T \ln C_e \quad (7.6)$$

Burada, $B_T = R_T/b$ dir. b , Temkin izoterm sabiti ve K_T , denge bağlanma sabitidir (L/g). Temkin izotermi, denklem (7.6) kullanılarak incelenmiştir. Burada, $\ln C_e$ ’ ye karşı q_e doğrusal olarak grafik edilmiş ve Şekil 7.11’ de verilmiştir. Bu doğrunun eğimi ve kaymasından yararlanarak B_T ve K_T sabitleri bulunmuştur.



Şekil 7.11. Bor adsorpsiyonuna ait Temkin izotermi
(C_0 :50-750 mg/L, pH:6, Süre: 60 dk, m_{AK} : 0,1g)

Langmuir, Freundlich ve Temkin izoterm hesaplamaları sonuçları Çizelge 7.12’de verilmektedir. Langmuir izoterm hesaplamaları R_L boyutsuz faktörü değerinin 0 ile 1 arasında kaldığını ve dolayısıyla adsorpsiyona uygun olduğunu göstermektedir.

Çizelge 7.12. Adsorpsiyon izoterm hesaplamaları verileri

İzoterm modeli	Parametre	Sonuçlar
Langmuir	q_m (mgg ⁻¹)	16,61
	K_L (Lmg ⁻¹)	0,0039
	R_L	0,83 (50 mgL ⁻¹)
		0,72 (100 mgL ⁻¹)
		0,57 (200 mgL ⁻¹)
		0,51 (250 mgL ⁻¹)
		0,36 (500 mgL ⁻¹)
		0,28 (750 mgL ⁻¹)
Freundlich	R^2	0,9251
	n (gL ⁻¹)	1,66
	KF ((mgg ⁻¹)(Lmg ⁻¹) ^{1/n})	0,27
	R^2	0,9357
Temkin	B_T	0,55
	K_T (Lmg ⁻¹)	0,17
	R^2	0,9357

Ayrıca 16,61 mg/g değeri ile elde ettiğimiz q_m Langmuir giderim kapasitesinin literatürde daha önce elde edilmiş olan 13,89 mg/g (Kalyani ve ark., 2018) ve 11,09 mg/g (Foo, Lee ve Hameed, 2013) Langmuir giderim kapasitelerinden yüksek olduğu görülmektedir.

7.4. Adsorpsiyon Kinetiği

Adsorbsiyon mekanizmasını araştırmak amacıyla yalancı I. dereceden ve yalancı II. dereceden kinetik modeller kullanılmıştır.

7.4.1. Yalancı I. dereceden kinetik modeli

Adsorpsiyon kapasitesinin zamanla değişimi katı-sıvı sistemleri için yalancı I. dereceden kinetik modele göre verilebilmektedir (İlçi, 2017; Sönmez, 2014).

Yalancı birinci dereceden (YBD) kinetik model eşitliği denklem (7.7)'de verildiği şekildedir.

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t) \quad (7.7)$$

Denklemin doğrusallaştırılmış eşitliği denklem (7.8)'de verildiği şekildedir.

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_1 t}{2,303} \quad (7.8)$$

Burada k_1 yalancı I. dereceden kinetik modelin (Lagergren adsorpsiyon) hız sabiti (dk^{-1}) iken q_e ve q_t sırasıyla denge meydana geldiği anda adsorbe edilen madde miktarı (mg/g) ve herhangi bir t zamanında birim adsorban başına adsorbe edilmiş olan madde miktarıdır (mg/g) (Sönmez, 2014).

7.4.2. Yalancı II. dereceden kinetik modeli

Katı fazın adsorpsiyon kapasitesi temeline dayanan yalancı ikinci dereceden (YİD) kinetik model, yalancı birinci dereceden kinetik modelin aksine, tüm adsorpsiyon sürecinde olan davranışı tahmin eder (Sönmez, 2014).

Yalancı ikinci dereceden (YİD) kinetik model eşitliği denklem (7.9)'da verildiği şekildedir.

$$\frac{t}{q} = \frac{1}{k_{2,ad}q_{eq}^2} + \frac{1}{q_{eq}} \quad (7.9)$$

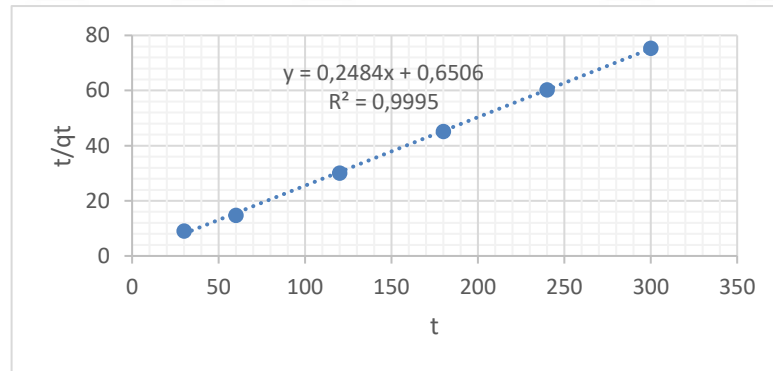
İkinci dereceden hız eşitliği (denklem 7.10) denklem 7.9'da yer alan eşitlik sınır koşullar uygulanarak integre edildiğinde bulunur.

$$\frac{1}{q_e - q_t} = \frac{1}{q_e} + kt \quad (7.10)$$

Burada, $k_{2,ad}$ ve k sırasıyla, yalancı ikinci dereceden adsorpsiyon hız sabiti (g/mg.dk) ve ikinci dereceden adsorpsiyon hız sabitidir (g/mg.dk). q_e ve q_t ise sırasıyla denge meydana geldiği zaman adsorbe edilen madde miktarı (mg/g) ve herhangi bir zamandaki adsorbe edilmiş olan madde miktarıdır (mg/g).

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

Buradan t 'ye karşı $\log(q_e - q_t)$ değerleri grafiğe geçirildiğinde elde edilen doğrunun eğimi ve kesim noktası sırasıyla k_1 ve q_e sabitlerini verir (Akdoğan, 2013; Güneş, 2016; İlçi, 2017).



Şekil 7.12. Yalancı ikinci dereceden kinetik model grafiği

Bu çalışmada çizilen t ye karşı $\log(q_e - q_t)$ grafiğinin sonuçları ($R^2=0,1418$ incelendiğinde kinetiğin yalancı birinci dereceden merteye modeline uymadığı tespit edildi. Ancak t ye karşı t/q_t grafiği incelendiğinde $R^2=0,9995$, q_e değeri 4,03, k_2 değeri de 0,095 olarak hesaplandı.

Bu sonuçlara göre q_e ve deneysel olarak bulunan dengedeki adsorpsiyon kapasitesi değeri birbirine çok yakın olmasından dolayı yalancı ikinci dereceden kinetik

modeline uyduğu tespit edildi.

Yapılan literatür taraması sonucunda, birçok kirleticinin gideriminde başarılı sonuçlar verdiği için sıklıkla kullanılan aktif karbonun borun gideriminde daha düşük bir kapasiteye sahip olduğu ve bu sebeple giderim veriminin artırılması için aktif karbon yapısına çeşitli kimyasallar emdirilerek modifiye aktif karbonlar elde edilmesi üzerine çalışmalar yürütüldüğü ve bu çalışmalar sonunda dikkat çekici sonuçlar elde edilebildiği görülmüştür.

Bu çalışmada elde edilen adsorpsiyon giderim kapasitesi Çizelge 7.13'te verilen literatürdeki çalışmalarla kıyaslandığında adsorban miktarı, adsorbanın modifiye edilmemiş olması ve süre bakımından yüksek verimli olduğu görülmektedir.

Çizelge 7.13. Literatürdeki aktif karbonla bor giderimi üzerine yapılmış bazı çalışmalar

Adsorban	Başlangıç bor derişimi ve optimum adsorpsiyon koşulları	Kapasite (mg/g)	Referans
Saf AK	Başlangıç bor derişimi: 50 mg/L pH: 6; Adsorban miktarı: 2 g/L; Teras süresi: 60 dk	4,06 16,61 (Langmuir)	Bu çalışmada
Saf AK		1,59	
AK + CaCl ₂		0,93	
AK + BaCl ₂	Başlangıç bor derişimi: 10 mg/L pH: 8; Adsorban miktarı: 20 g/L; Teras süresi: 120 dk	1,05	Rajakovi; Ristic (1996)
AK + Sitrik Asit		2,90	
AK + Tartarik Asit		3,56	
Saf AK		0,181	
AK + CaCl ₂	Başlangıç bor derişimi: 25 mg/L pH: 6; Adsorban miktarı: 4 g/L; Teras süresi: 120 dk	0,306	Kluczka ve ark. (2007a)
AK + Tartarik asit		0,410	
AK + Mannitol		0,422	
Saf AK		0,434	
AK + CaCl ₂		0,774	
AK + H ₃ PO ₄	Başlangıç bor derişimi: 20 mg/L pH: 6; Adsorban miktarı: 4 g/L; Teras süresi: 120 dk	1,049	Kluczka ve ark. (2007b)
AK + Sitrik asit		1,002	
AK + Tartarik asit		2,197	
AK + Mannitol		2,027	
AK + Glukoz		0,500	
AK + Salisilik asit	Başlangıç bor derişimi: 25 mg/L pH: 8; Adsorban miktarı: 20 g/L; Teras süresi: 30 dk	0,325	Ceylan Çelik; Can ve Muhtar Kocakerim (2008)
AK	Başlangıç bor derişimi: 100 mg/L pH: 5,5; Adsorban miktarı: 20 g/L; Teras süresi: 48 saat	3,5	Köse.; Demiral ve Öztürk (2011)
AK + Kurkumin	Başlangıç bor derişimi: 1000 mg/L pH: 6; Adsorban miktarı: 40 g/L; Teras süresi: 120 dk	5,05 (Langmuir) (İzoterm hesaplama sonucu)	Abdul Halim ve ark. (2013)
AK	Başlangıç bor derişimi: 7,5 mg/L pH: 6; Adsorban miktarı: 20 g/L; Teras süresi: 10 dk	0,37	Foo; Lee ve Hameed (2013)
AK + FeCl ₃ .6H ₂ O (NanoFe-GAK)	Başlangıç bor derişimi: 1 mg/L pH: 8,3; Adsorban miktarı: 0,03 g/L; Teras süresi: 120 dk	5	Zelmanov; Raphael (2014)

Çizelge 7.13. (devam)

Adsorban	Başlangıç bor derişimi ve optimum adsorpsiyon koşulları	Kapasite (mg/g)	Referans
AK + HNO ₃ oksidasyonu	Başlangıç bor derişimi: 20 mg/L pH: 9,26; Adsorban miktarı: 10 g/L; Temas süresi: 180 dk	0,95	Jaouadi ve ark. (2017)
AK + Demir (III) Oksit	Başlangıç bor derişimi: 80 mg/L pH: 9; Adsorban miktarı: 5 g/L; Temas süresi: 120 dk	Kapasite değeri verilmemiş (%97 Bor Giderimi yapıldığı belirtilmiştir)	Affam ve ark (2018)
AK + HNO ₃ oksidasyonu	Başlangıç bor derişimi: 5 mg/L pH: 6; Adsorban miktarı: 4 g/L; Temas süresi: 35 dk	13,89 (Langmuir)	Kalyani ve ark. (2018)
AK	Başlangıç bor derişimi: 60 mg/L pH: 8,5; Adsorban miktarı: 20 g/L; Temas süresi: 240 dk	0,85	Kluczka ve ark. (2019)
AK + Ksilitol		1,50	
AK + Mannitol		1,45	
AK + Sodyum glukonat		1,04	
AK	Başlangıç bor derişimi: 3 mg/L pH: 5,5; Adsorban miktarı: 7 g/L	2,377	Melliti ve ark (2020)
AK	Başlangıç bor derişimi: 20 mg/L pH: 9,6; Adsorban miktarı: 1 g/L; Temas süresi: 3 saat	1,42	Jaouadi ve ark. (2021)

7.5. Adsorpsiyon Çalışmaları Sonrası Karakterizasyon Analizleri Sonucu Elde Edilen Bulgular

Tez kapsamında 420 adsorpsiyon-desorpsiyon çalışması yapıldı, karakterizasyon için belirli numuneler seçilerek TGA, XRD, SEM, EDS ve BET analizleri için gönderilmiştir. Karakterizasyon için gönderilen numunelerin listesi Çizelge 7.14.'te verilmektedir.

Çizelge 7.14. Karakterizasyon için gönderilen numunelerin listesi

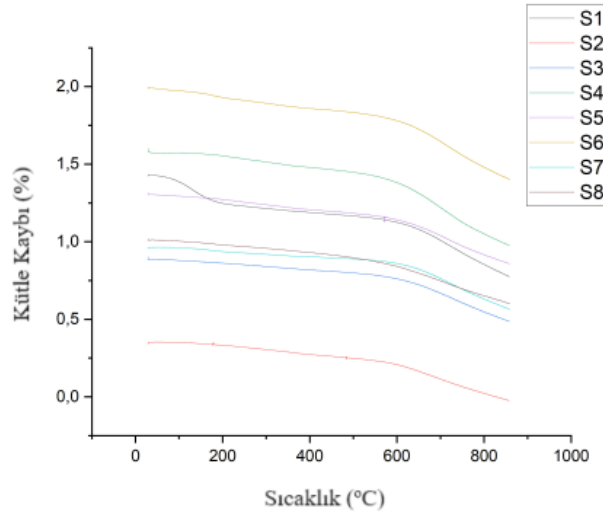
Numune Kodu	Numune Adı
S1:	İlk üretim saf aktif karbon (NaOH ile ön yıkama işlemi uygulanan aktif karbon)
S2:	Giderim sonrası aktif karbon (pH: 6, Adsorban miktarı 0,1g, Süre 60 dk, Başlangıç bor konsantrasyonu 50mg/L)
S3:	Giderim sonrası aktif karbon (pH: 6, Adsorban miktarı 0,1g, Süre 60 dk, Başlangıç bor konsantrasyonu 1000 mg/L)
S4:	Giderim sonrası aktif karbon (pH: 6, Adsorban miktarı 0,1g, Süre 60 dk, Başlangıç bor konsantrasyonu 50 mg/L, Yabancı iyon konsantrasyonu 25mg/L Cl ⁻)
S5:	Giderim sonrası aktif karbon (pH: 6, Adsorban miktarı 0,1g, Süre 60 dk, Başlangıç bor konsantrasyonu 50 mg/L, Yabancı iyon konsantrasyonu 75mg/L Cl ⁻ 75mg/L SO ₄ ²⁻ ve 75mg/L PO ₄ ³⁻)

Çizelge 7.14. (devam)

Numune Kodu	Numune Adı
S6:	Yıkama sonrası rejenere edilmiş aktif karbon (Rejenerasyon koşulları: 30dk 0,1M HCl ile yıkama ve 250ml saf su ile durulama)
S7:	Yıkama sonrası rejenere edilmiş aktif karbon (Rejenerasyon koşulları: 30dk 0,1M HNO ₃ ile yıkama ve 250ml saf su ile durulama)
S8:	Yıkama sonrası rejenere edilmiş aktif karbon (Rejenerasyon koşulları: 30dk 0,1M NaOH ile yıkama ve 250ml saf su ile durulama)
S9:	Yıkama sonrası rejenere edilmiş aktif karbon (Rejenerasyon koşulları: 30dk saf su ile yıkama)

7.5.1. Termogravimetrik analizi (TGA) sonuçları

Termogravimetrik analizi ile elde edilen verilerinden elde edilen grafik Şekil 7.15’de verilmektedir.



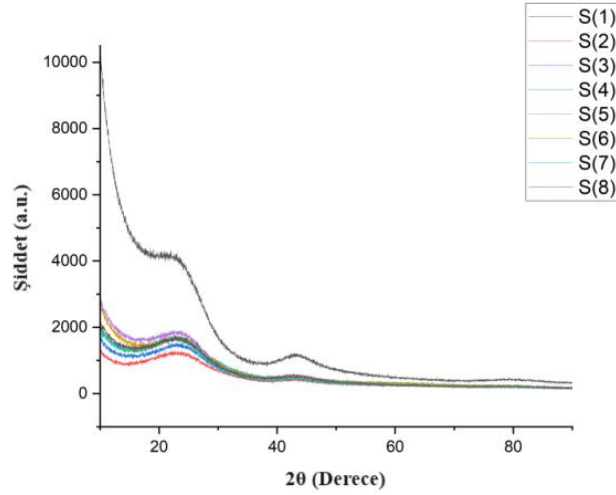
Şekil 7.13. Termogravimetrik analizi ile elde edilen verilerinden elde edilen grafik

Grafik incelendiğinde; 50mg/L başlangıç konsantrasyonlu borlu çözeltiden pH 6 değerinde hazırlanan 0,1g aktif karbon ile 60 dakika temas süresi ile giderim sonrası elde edilen aktif karbonun en düşük kütile kaybını gösterdiği görülmektedir.

En yüksek kütile kaybı ise 30 dakika 0,1M HCl çözeltisiyle yıkamanın ardından 250ml saf su ile durulama sonrası elde edilen rejenere edilmiş aktif karbona aittir.

7.5.2. X-Işınları difraktometresi (XRD) analizi sonuçları

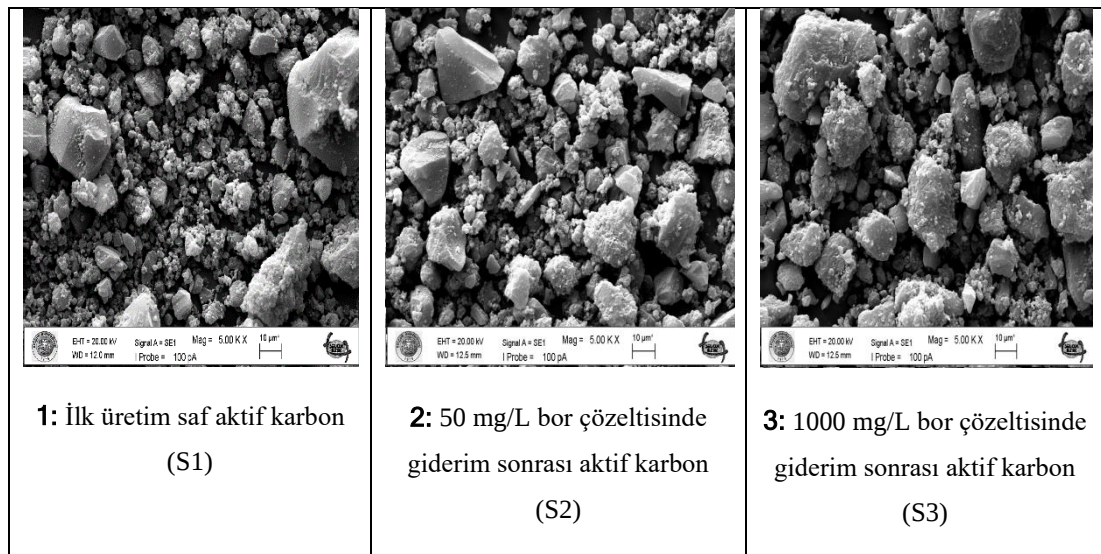
X-Işınları difraktometresi analizi ile elde edilen verilerinden elde edilen grafik Şekil 7.16'da verilmektedir.



Şekil 7.14. X-Işınları difraktometresi analizi ile elde edilen verilerinden elde edilen grafik

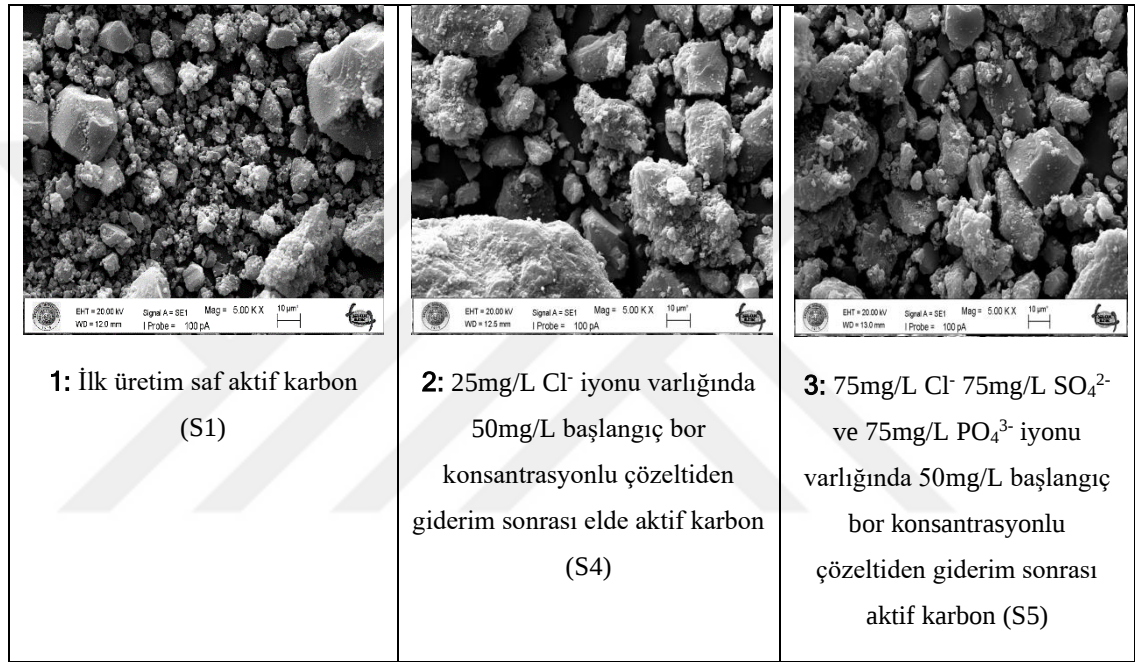
Grafik incelendiğinde; tüm numunelerin amorf yapıda olduğu görülmektedir.

7.5.3. Taramalı elektron mikroskobu (SEM) ve enerji dağılım spektroskopisi (EDS) analizleri sonuçları



Şekil 7.15. Giderim öncesi ve bor giderimi sonrası SEM görüntüleri

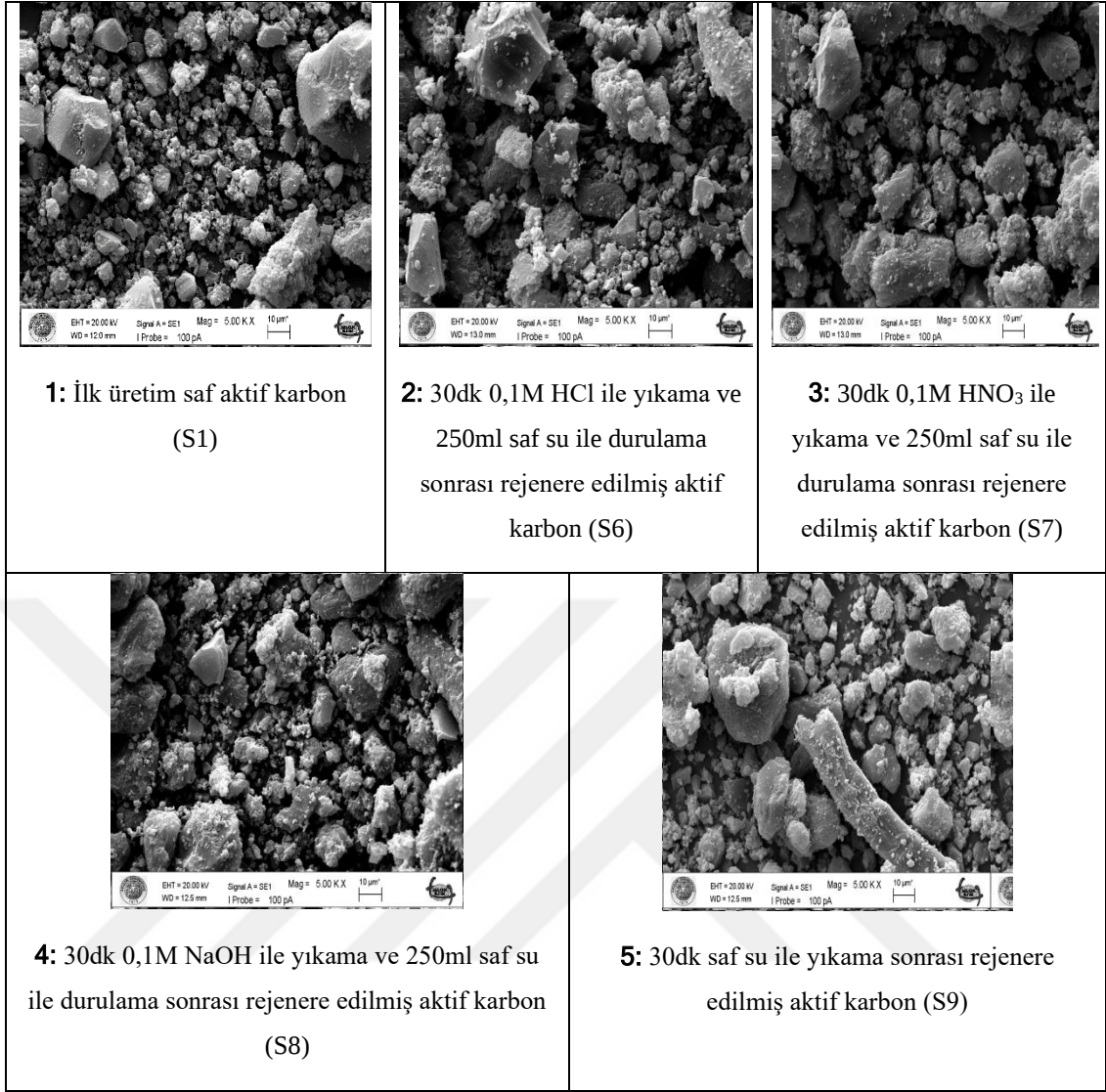
Giderim öncesi ve bor giderimi sonrası SEM görüntüleri incelendiğinde giderim sonrası numune yüzeyinin bor ile kaplandığı net olarak görülebilmektedir. İlk görüntüde hazırlanan saf aktif karbon, ikinci görüntüde 50 mg/L Bor çözeltisinde giderim sonrası numune ve üçüncü görüntüde ise 1000 mg/L Bor çözeltisinde giderim sonrası numune yer almaktadır. Görüntüler incelendiğinde üçüncü 1000 mg/L Bor çözeltisinde giderim sonrası numune yüzeyine daha fazla tutunma olduğu görülmektedir.



Şekil 7.16. Giderim öncesi ve yabancı iyon etkisinde bor giderimi sonrası SEM görüntüleri

Giderim öncesi ve yabancı iyon etkisinde bor giderimi sonrası SEM görüntüleri incelendiğinde giderim sonrası numune yüzeyinin bor ile kaplandığı net olarak görülebilmektedir. İlk görüntüde hazırlanan saf aktif karbon, ikinci görüntüde 25mg/L Cl⁻ iyonu varlığında 50mg/L başlangıç bor konsantrasyonlu çözeltiden giderim sonrası elde edilen aktif karbon ve üçüncü görüntüde ise 75mg/L Cl⁻ 75mg/L SO₄²⁻ ve 75mg/L PO₄³⁻ iyonu varlığında 50mg/L başlangıç bor konsantrasyonlu çözeltiden giderim sonrası elde edilen aktif karbonun yer almaktadır.

Görüntüler incelendiğinde ikinci görüntüde yüzeyde daha homojen bir kaplanma söz konusu iken üçüncü görüntüde yüzeyde daha heterojen gruplar halinde dağılım olduğu görülmektedir.



Şekil 7.17. Giderim öncesi ilk üretim saf aktif karbon ve yıkama sonrası rejenere aktif karbonların SEM görüntüleri

Giderim öncesi ilk üretim saf aktif karbon ve yıkama sonrası rejenere aktif karbonların SEM görüntüleri incelendiğinde 0,1M HNO₃, 0,1M NaOH ve saf su ile yıkama işlemlerinin numuneyi temizlemede yetersiz kaldığı görülmektedir.

İlk görüntüde hazırlanan saf aktif karbon, ikinci görüntüde 30 dakika 0,1M HCl çözeltisi ile yıkama ve 250ml saf su ile durulama sonrasında elde edilen rejenere aktif karbon, üçüncü görüntüde 30 dakika 0,1M HNO₃ çözeltisi ile yıkama ve 250ml saf su ile durulama sonrasında elde edilen rejenere aktif karbon, dördüncü görüntüde 30 dakika 0,1M NaOH çözeltisi ile yıkama ve 250ml saf su ile durulama sonrasında elde edilen rejenere aktif karbon ve beşinci görüntüde ise 30 dakika sadece saf su ile yıkama sonrasında elde edilen rejenere aktif karbon yer almaktadır.

Görüntüler incelendiğinde; numune HNO₃, NaOH ve sadece saf su ile yıkandığında numunenin temizlenemediğini görülebilmektedir.

EDS sonuçları incelendiğinde ise numunelerin karbon oranında azalma olduğu gözlemlenmektedir. Tüm numunelerin karbon içeriği başta olmak üzere elementel yüzdelerin karşılaştırılabilmesi için EDS sonuçları Çizelge 7.15.'te verilmektedir.

Çizelge 7.15. Enerji dağılım spektroskopisi (EDS) verileri

Numune		C	O	N	S	B	Cl	P	Na
S1	Ağırlık%	57,61	22,89	15,11	4,39	—	—	—	—
	Atomik%	64,44	19,22	14,50	1,84	—	—	—	—
S2	Ağırlık%	50,73	24,13	16,14	4,89	4,10	—	—	—
	Atomik%	56,95	20,34	15,54	2,06	5,11	—	—	—
S3	Ağırlık%	56,27	23,16	12,54	4,46	3,57	—	—	—
	Atomik%	62,49	19,31	11,94	1,86	4,40	—	—	—
S4	Ağırlık%	50,01	25,76	18,83	5,18	0,00	0,22	—	—
	Atomik%	57,15	22,10	18,45	2,22	0,00	0,09	—	—
S5	Ağırlık%	53,31	23,06	13,10	1,72	2,12	0,20	6,49	—
	Atomik%	60,96	19,80	12,85	0,74	2,69	0,08	2,88	—
S6	Ağırlık%	58,29	24,98	12,61	3,91	0,00	0,21	—	—
	Atomik%	65,21	20,98	12,10	1,64	0,00	0,08	—	—
S7	Ağırlık%	53,50	22,50	16,02	4,41	3,57	—	—	—
	Atomik%	59,61	18,82	15,30	1,84	4,42	—	—	—
S8	Ağırlık%	55,10	21,06	15,45	3,89	4,25	—	—	0,25
	Atomik%	60,91	17,47	14,65	1,61	5,22	—	—	0,14
S9	Ağırlık%	51,29	26,77	14,01	4,27	3,67	—	—	—
	Atomik%	57,58	22,56	13,49	1,79	4,57	—	—	—

Elde edilen değerler incelendiğinde üretilen ilk saf aktif karbonun karbon içeriğinin giderim sonrası durumlarda azaldığı görülmektedir.

7.5.4. Brunauer-Emmett-Teller (BET) yüzey alanı analizi sonuçları

BET analizi sonucunda, S1 kodlu ilk üretim saf aktif karbonun yüzey alanı değeri 1935,0956 m²/g olarak ölçülmüştür. S6 kodu ile verilen 30 dakika 0,1M HCl çözeltisiyle yıkama ve 250ml saf su ile durulama sonrası elde edilen rejenere aktif karbon numunenin BET analizi sonucu numunenin yüzey alanının, ilk üretilen aktif karbonun yüzey alanı değerine yakın bir değer verdiğini göstermektedir. Bu sonucun numuneden elde edilen EDS sonuçlarını doğruladığı düşünülebilir ve bu sebeple numunenin yıkama işleminin başarılı olduğunu söylenebilir.

8. SONUÇLAR

Bu çalışmanın sonucunda bazik ön yıkama ile üretilen aktif karbonun daha yüksek yüzey alanına sahip ve bor gideriminde kullanılabilecek potansiyeli olduğu tespit edildi. Çalışmanın sonuçları ile literatürde saf ve modifiye edilmiş aktif karbonlarla yapılan adsorpsiyon çalışmalarındaki sonuçlar kıyaslandığında, bu çalışmada üretilen aktif karbonun saf kullanılmasına rağmen daha yüksek bir giderim kapasitesine ve yüzdesine sahip olduğu görülmektedir. Bu yüzden saf aktif karbon ile elde edilen bu giderim miktarını artırmak için farklı modifiye yöntemlerinin denenmesi sonucu daha verimli bir adsorban elde edileceği düşünülmektedir. Bununla birlikte literatürde anyon etkisini kapsayan çalışmalar çok azdı ve bu çalışmada klorür, sülfat ve fosfat iyonlarının bor giderim kapasitesine etkisi incelendiğinde, bu iyonların bor giderimini arttırdıkları belirlendi. Bu da çalışmanın en önemli çıktılarından biridir. Gerçek numune ile yapılan çalışmada yoğun matriks ortamına rağmen laboratuvar koşullarında elde edilen sonuca yakın bir giderim kapasitesi elde edildi. Bu sonuç sulu ortamlarda bulunabilecek diğer yabancı iyon veya maddelerin de etkisini ortaya koymak ve sahada kullanılabilecek optimum koşulları belirlemek için daha detaylı çalışmaların yapılması gerektiğini göstermektedir. Son olarak rejenerasyon çalışması için bu çalışmada kullanılan çözeltiler dışında farklı asit baz çözeltilerinin kullanılarak rejenerasyon veriminin arttırılabileceği ve tekrar etkin olarak kullanılabileceği öngörülmektedir.

KAYNAKLAR

- Abdullah M.O., Tan I., Lim L.S., 2011. *Automobile adsorption air-conditioning system using oil palm biomass-based activated carbon: a review*. Renewable and SuspendedEnergy, 15(4): 2061-2072.
- Abdulrahim F.R. (2022) *Cordia myxa'dan Üretilen Aktif Karbonun İlçaların Atık Sudan Uzaklaştırılması İçin Adsorban Olarak Değerlendirilmesi*, Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.
- Abu Shanab F.M. (2019) *Removal of Boron and Strontium from Seawater by Activated Carbon Produced from Olives Crushed Seeds*, AL-Azhar University, Institute of Water and Environment (IWE), Master's Thesis
- Açıkyıldız M. (2011) *Bitkisel Atıklardan Aktif Karbon Üretiminin Optimizasyonu Ve Adsorpsiyon Özelliklerinin Karakterizasyonu*, Atatürk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi.
- Affam A.C., Wong C.C., Seyam M.A.B., Matt C.A.A.F., Sumbai J.L.A., Evuti A.M., 2018, *Preparation, Characterization and Adsorption Study of Granular Activated Carbon/Iron oxide composite for the Removal of Boron and Organics from Wastewater*, E3S Web of Conferences, 34.
- Akikol, İ. (2005) *FARKLI AKTİVASYON YÖNTEMLERİYLE GELİŞTİRİLEN AKTİF KARBONLAR İLE SUDAN AĞIR METAL GİDERİMİ*, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.
- Akpınar, S. (2015) *BOR İÇEREN POLİMERLERİN SENTEZİ VE KARAKTERİZASYONU*, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.
- Aksarı G. (2023) *Fındık Kabuğundan Üretilen Aktif Karbon ile Sulu Çözeltilerden Parasetamol Giderimi*, Fırat Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.
- Aktar, T. (2011) *Tarımsal Yan Ürünlerden Düşük Maliyetli Yüksek Gözenekli Aktif Karbonların Hazırlanması, Karakterizasyonu Ve Adsorpsiyon Kapasiteleri*, Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi
- Akyıldız H. (2007) *H₃PO₄ Aktivasyonu İle Zeytin Çekirdeğinden Aktif Karbon*

Üretmi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

Ali Y.M.S. (2018) *Susam Sapından Aktif Karbon Eldersi Ve Aspergillus niger Glukoamilazın İmmobilazasyonunda Kullanılması*, Siirt Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi

Altıntig, E.; Sarıcı B. ve Karataş S. (2023) *Prepared activated carbon from hazelnut shell where coated nanocomposite with Ag⁺ used for antibacterial and adsorption properties*, Environmental Science and Pollution Research 30:13671–13687

Alvarez-Gutierrez, N. et al., *Cherry-stones-based activated carbons as potential adsorbents for CO₂/CH₄ separation: effect of the activation parameters*. Greenh. Gases: Sci. Technol. 5 (6) (2015) 812.

Anonim 2022, *Bor Sektör Raporu*, Eti Maden İşletmeleri Genel Müdürlüğü, Strateji Geliştirme Dairesi Başkanlığı, Mayıs 2022, 33

Aslan K. (2020) *BORİK ASİTİN DERİŞİK SULU ÇÖZELTİLERİNDEN MODİFİYE AKTİF KARBON VE ALJİNAT BAZLI ADSORBANLAR İLE GİDERİLMESİ*, Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

Baran, E., 2012, *Takli ve İkili Sistemde Zeolit Yüzeyine Malachite Green ve Rhodomine B'nin Adsorbsiyonun Araştırılması*, Kilis 7 Aralık Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

Baştan, S. (2010) *BOR KULLANARAK ZEYTİN KARASUYUNUN ARITILMASI*, Muğla Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi

Batmaz H. (2022) *Bitkisel Atıklardan Kimyasal Aktivasyon ile Aktif Karbon Üretimi*, Eskişehir Osmangazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi

Bayar, D. 2001, *Sulu Çözeltiden Adsorpsiyonla Bor Giderimi ve Deney Tasarımı*, Osmangazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.

Bektaş, M. (2010) *Fe-Mn kili Alaşımlarının Mekanik Özellikleri Üzerine Borlamanın Etkisi*, Doktora Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü

- Bilgin P. (2010) *REMOVAL OF BORON FROM GEOTHERMAL WATER BY FUNCTIONALIZED FIBER ADSORBENTS USING ADSORPTIONULTRAFILTRATION HYBRID METHOD*, Ege Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.
- Boujibar, O. et al., *CO2 capture using N-containing nanoporous activated carbon obtained from argan fruit shells*, J. Environ. Chem. Eng. 6 (2) (2018) 1995.
- Bozbeyoğlu P. (2020) *Karadeniz Bölgesinde Yetişen Mısırların (Zea mays L.) Koçanından Aktif Karbon Üretimi, Karakterizasyonu ve Atık Sulardan Çeşitli Kirleticilerin Uzaklaştırılmasında Kullanımının İncelenmesi*, Gümüşhane Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi
- Bubanale S., Shivashankar M., History, Method of Production, Structure and Applications of Activated Carbon, International Journal of Engineering Research & Technology (IJERT), 6 (06) (2017) 495-498.
- Ceylan Çelik Z. , Can B.Z., Kocakerim, M.M., 2008, *Boron removal from aqueous solutions by activated carbon impregnated with salicylic acid*, Journal of Hazardous Materials, 152(1), 415-422.
- Cheremisinoff, P.N., Ellerbusch, F. (1978) *Carbon Adsorption Handbook*, Ann Arbor Science Publishers, 1064.
- Çalgan, E. (2016) *Borlu Atıksulardan Bigadiç Zeoliti Kullanılarak Sertlik ve Bor Gideriminin Optimizasyonu*, Balıkesir Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi
- Çelik Okumuş Z. ve Doğan, T.H. (2019) *Biyodizeldeki Suyun Reçine ile Uzaklaştırılması: Adsorpsiyon İzotermi, Kinetiği ve Termodinamik İncelemesi*, European Journal of Science and Technology, 15, 561-570.
- Çiçek İ. (1998) *Tarımsal Kaynaklı Atıklardan Aktif Karbon Üretimi*, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.
- Çuhadar Ç. 2005 *FINDIK KABUĞU VE FINDIK ÇOTANAĞINDAN AKTİF KARBON ÜRETİMİ VE KARAKTERİZASYONU*, Orta Doğu Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.
- De La Fuente García-Soto, M.M.; Muñoz Camacho, E. (2009), *Boron removal by means of adsorption processes with magnesium oxide — Modelization and mechanism*, Desalination, 249, 626-634.

Demey, H.; Vincent, T.; Ruiz, M.; Nogueras, M.; Sastre, A.M. and Guibal, E. 2014, *Boron recovery from seawater with a new low-cost adsorbent material*, Chemical Engineering Journal, 254, 463-471.

Demir E. Yalçın H. (2014) *Adsorbentler: Sınıflandırma, Özellikler, Kullanım ve Öngörüler*, Türk Bilimsel Derlemeler Dergisi 7 (2), 70-79.

Demir İ. (2021) *Biyokütleden Aktif Karbon Üretimi, Karakterizasyonu ve Adsorpsiyon Çalışmalarında Kullanımı*, Eskişehir Osmangazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

Demir Özyılmaz G. (2023) *Portakal (Citrus sinensis L.) Posasından Kimyasal Aktivasyon İle Aktif Karbon Üretiminde Proses Parametrelerinin Etkisinin İncelenmesi*, Sakarya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

Demirtaş, A. (2005) *Bitkide Bor ve Etkileri*, Atatürk Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi, 41, 75–80.

Demirtaş, A. (2010) *Bor'un İnsan Beslenmesi ve Sağlığı Açısından Önemi*, Atatürk Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi, 36 (2), 217-225.

Dermanlı Y. (2006) *GIDA FABRİKASYON ATIKLARINDAN AKTİF KARBON ÜRETİMİ VE SOYA YAĞINI AĞARTMA PERFORMANSININ İNCELENMESİ*, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi

Dinç A. (2022) *Fındık Kabuğundan Hazırlanan Aktif Karbon ile Sulu Ortamdan Antibiyotik Giderimi*, Fırat Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi

Ekici, H.S. (2007) *Kayısı Çekirdeğinden Elde Edilen Aktif Karbonla Sulardan Fosfat Ve Bakır(II) Giderimi*, Fırat Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

Erdem E.İ. (2020) *Biyokütleden Aktif Karbon Üretimi Ve Aktif Karbonun Katalizör Destek Maddesi Olarak Kullanılması*, Eskişehir Teknik Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü, Lisansüstü Tezi

Erdem Ö.F. (2021) *Biyokütleden Aktif Karbon Üretimi ve Adsorpsiyon Özelliklerinin*

İncelenmesi, Eskişehir Osmangazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü,
Yüksek Lisans Tezi

Falcıoğlu H.K. (2022) *Atık Biyokütlelerden Elde Edilen Aktif Karbonların Karakterizasyonu Ve Elektrokimyasal Özellikleri*, Sinop Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi

Foo K.Y., Lee L.K., Hameed B.H., 2013, *Preparation of banana frond activated carbon by microwave induced activation for the removal of boron and total iron from landfill leachate*, Chemical Engineering Journal, 223, 604-610.

Freundlich, H.M.F., 1906, *Über die Adsorption in Lösungen*, Zeitschrift für Physikalische Chemie, 57, 385-470.

Gazi M. (2007) *YENİ MULTİ-HİDROKSİ FONKSİYONLU POLİMERLERİN SENTEZİ VE SEÇİMLİ BOR BAĞLAYICI OLARAK KULLANILMASI*, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi.

Girgin, H.D. (2019) *ATIK SULARDAN BOR AYIRIMI İÇİN KOMPOZİT KRİYOJEL SİSTEMİNİN SENTEZİ VE KARAKTERİZASYONU*, Gazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

Goldberg S. (1997) *Reactions of Boron with Soils, Plant and Soil*, 193, 35-48.

Gökmen F. (2020) *TOPRAKLARDA FARKLI ISLAH MATERYALLERİNİN BOR ADSORPSİYON VE YARAYIŞLILIK ÖZELLİKLERİNE ETKİSİ*, Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi

Gündoğdu, A. 2010, *Fabrika Çay Atıklarından Aktif Karbon Üretimi, Karakterizasyonu Ve Adsorpsiyon Özelliklerinin İncelenmesi*, Karadeniz Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi.

Gündüz, F., Bayrak, B. (2017). Biosorption of malachite green from an aqueous solution using pomegranate peel: Equilibrium modelling, kinetic and thermodynamic studies. Journal of Molecular Liquids, 243, 790-798.

Gündüzoğlu, G. (2008) *Şeker pancarı küspesinden aktif karbon üretimi ve karakterizasyonu*, Eskişehir Osmangazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

Güneş S. (2016) *Portakal (Citrus sinensis L.) Küspesinden Üretilen Aktif Karbonun Sulu Çözeltilerden Reaktif Boyar Madde Adsorpsiyonunda Kullanımı*,

- Güneysu S. (2003) *Pirina'nın Aktif Karbon Olarak Değerlendirilmesi*, İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi
- Güngördü A. (2018) *Atıksulardan İleri Arıtım Yöntemleri İle Antibiyotik Giderimi*, Anadolu Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi.
- Halim A.A., Roslan Nor A., Yaacub Nor S., Latif M.T., 2013, *Boron Removal from Aqueous Solution Using Curcumin-impregnated Activated Carbon*, Sains Malaysiana, 42(9), 1293-1300.
- Hassler J. (1967) *Activated Carbon*, Chemical Publishing Co. Inc., Leonard Hill-London, 54-55.
- Health Effects Support Document for Boron* (DC 20460), 2008 U.S. Environmental Protection Agency (EPA) , Washington,
- Hines, A.L., Maddox, R.N., 1985, *Mass transfer fundamentals and applicatons*, Prentice-Hall, 463, New Jersey. ; Rudzinski, W., Evertt, D.H., 1992, *Adsorption of goseson heterogenosus*, Surface, Acedemic Pres, London.
- Işınkaralar K. (2020) *At Kestanesi (Aesculus hippocastanum L.) Kabuğundan Üretilmiş Aktif Karbon İle İç Ortam Havasından Formaldehit Ve BTEX Giderimi*, Hacettepe Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi.
- Ismail, I.S. et al., *Production and characterization of bamboo-based activated carbon through single-step H3PO4 activation for CO2 capture*, Environ. Sci. Pollut. Res. 29 (9) (2022) 12434.
- İlçi, A. (2017) *Sulu Çözeltilerden Pestisitlerin Adsorpsiyonunda Zeytinyağı Fabrikası Katı Atığından (Pirina) Elde Edilen Aktif Karbonun Kullanılabilirliğinin Araştırılması*, Sakarya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.
- Jaouadi M. 2021 *Characterization of activated carbon, wood sawdust and their application for boron adsorption from water*, International Wood Products Journal, 12:1, 22-33
- Jaouadi M. et al. 2017 *Preparation and characterization of carbons from b-cyclodextrin dehydration and from olive pomace activation and their*

application for boron adsorption, Journal of Saudi Chemical Society, 21, 822–829

Kalyani Ch.S.R.G., Kishore M., Babu K.S. 2018 *Adsorption for environmental remediation: modification of commercial activated carbon for the removal of thallium (i) and boron metal ions from aqueous media*, Life Science Informatics Publications, 4(3) 235-250

Karaağaç A. (2015) *ENDÜSTRİYEL BOR ATIKLARINDAN BORUN GERİ KAZANIMI VE NANOBOROKSİT ELDESİ*, Balıkesir Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi

Karaçetin G. (2011) *Fındık Çotanağından Çinkoklorür İle Hazırlanan Aktif Karbon İle Metilen Mavisinin Adsorpsiyonu*, Sakarya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi

Karahan, S. (2004) *Bor Adsorpsiyonu*, Dokuz Eylül Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

Karaman, İ., 2010, *Soma linyitinin fiziksel aktivasyonu ve aktiflenmiş ürüne boyar madde adsorpsiyonu*, Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

Karataş G. (2017) *Zeytin Çekirdeğinden Aktif Karbon Üretimi*, Fırat Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

Kavak, D. 2004, *Adsorpsiyonla Bor Giderimini Etkileyen Parametrelerin ve Optimum Değerlerinin Belirlenmesi*, Osmangazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi

Keyis D. (2020) *3,4-DİHİDROKSİ BENZALDEHİT İLE MODİFİYE EDİLMİŞ KİTOSAN'IN HAZIRLANMASI VE SULU ORTAMLARDAN BOR ADSORPSİYON ÖZELLİKLERİNİN ARAŞTIRILMASI*, Aksaray Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

Kılıçer, T. (2006) *MALATYA 1. ORGANİZE SANAYİ BÖLGESİ ATIK SUYUNUN AKTİF KARBON, ZEOLİT VE OZON KULLANILARAK ARITIMININ İNCELENMESİ*, İnönü Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

Kirk, R. E., Othmer, D. F. (1971) *Encyclopedia of Chemical Technology*, 2. Baskı, Johan Wiley, 1007; Henning, D., Degel, J., 1990, *Process for the production*

of carbon molecular sieves US 5248651 A.

Kluczka J., Ciba J., Trojanowska J., Zolotajkin M., Turek M. & Dydo P., 2007b, *Removal of Boron Dissolved in Water*, Environmental Progress, 26(1), 71-77.

Kluczka J., Pudło W., Krukiewicz K., 2019 *Boron adsorption removal by commercial and modified activated carbons*, Chemical Engineering Research and Design 147, 30–42

Kluczka J., Trojanowska J., Zolotajkin M., Ciba J., Turek M. & Dydo P., 2007a, *Boron Removal from Wastewater Using Adsorbents*, Environmental Technology, 28(1), 105-113.

Kluczka, J. (2015) *Boron Removal from Aqueous Solutions using an Amorphous Zirconium Dioxide*, Int. J. Environ. Res., 9(2), 711-720

Kocabıyık B. (2023) *Siyez (Triticum monococcum L.) Buğdayı Kavuzundan Elde Edilen Aktif Karbon Kullanılarak Kirleticilerin Sulu Çözeltilerden Adsorpsiyon Metoduyla Uzaklaştırılması*, Trakya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi

Kocasoy, G. 1991, *Atıksu Arıtma Sistemleri*, TMMOB Kimya Mühendisleri Odası, İstanbul Şubesi, 1-9 .

Koçyiğit - Candar G. (2018) *BOR CEVHERİ YIKAMA ATIK SUYUNDAN ÇÖKTÜRME VE ELEKTROKOAGÜLASYON YÖNTEMLERİ İLE BORUN GİDERİMİ VE GERİ KAZANIMI*, Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

Kołtowski, M. et al., *Effect of steam activated biochar application to industrially contaminated soils on bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons and ecotoxicity of soils*, Sci. Total Environ. 566–567 (2016) 1023.

Köse T.E., Demiral H., Öztürk N., (2011) *Adsorption of boron from aqueous solutions using activated carbon prepared from olive bagasse*, Desalination and Water Treatment, 29, 110–118

Kumaş C. (2015) *Fındık Kabuğundan Aktif Karbon Elde Edilmesinde Fosforik Asit Ve Bor Kullanılması*, Afyon Kocatepe Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

- Kwiatkowski M. ve Broniek E. (2017) *An analysis of the porous structure of activated carbons obtained from hazelnut shells by various physical and chemical methods of activation*, Colloids and Surfaces A 529: 443–453
- Langmuir, I., 1918, *The adsorption of gases on plane surfaces of glass mica and platinum*, Journal of The American Chemical Society, 40, 1361 - 1403.
- Li, M. et al., *Preparation of a dual pore structure activated carbon from rice husk char as an adsorbent for CO₂ capture*. Fuel Process. Technol. 186 (2019) 35.
- Livani M. J., Ghorbani M. ve Mehdipour H. (2018) *Preparation of an activated carbon from hazelnut shells and its hybrids with magnetic NiFe₂O₄ nanoparticles*, New Carbon Materials, 33(6): 578-586
- Mallesh, D., et al., *Synthesis, Characterization and Evaluation of Porous Carbon Adsorbents Derived from Waste Biomass for CO₂ Capture*. Carbon Letters (2023).
- Melliti, A. et al. 2020 *Boron removal from water by activated carbon adsorption*, Water Science & Technology, 81.2, 321-332.
- Mesfer Al., et al., *Synthesis and characterization of high-performance activated carbon from walnut shell biomass for CO₂ capture*. Environ. Sci. Pollut. Res. 27 (13) (2020) 15020.
- Newton, N. (2002) *Preparation and properties of granular ferric hydroxide as an adsorbent in potable water treatment*, Loughborough University, Loughborough University Institutional Repository, Doctoral Thesis
- Nguyen, T.T.H. (2017) *Study of some sorbents for boron removal from water containing high concentration of boron*, DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE, Laboratoire de Chimie Agro-Industrielle (L.C.A.)
- Ogunbenro, A.E. et al., *Activated carbon from date seeds for CO₂ capture applications*, Energy Procedia 114 (2017) 2313.
- Orbak İ. (2009) *Aktif Karbon İle Çevre Kirleticisi Bazı Unsurların Giderilmesi*, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi.
- Orbak, İ. (2002) *Tunçbilek Linyitinden Kimyasal Aktivasyon Yöntemi İle Aktif Karbon Üretimi*, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü,

Yüksek Lisans Tezi.

Ozmak M. (2010) *Biyokütle Atıklardan Aktif Karbon Üretimi*, Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi.

Ozpınar P. ve ark. (2022) *Activated carbons prepared from hazelnut shell waste by phosphoric acid activation for supercapacitor electrode applications and comprehensive electrochemical analysis*, Renewable Energy 189: 535e548

Öcal Sarıhan Z. B. (2019) *DEVELOPING A SUSTAINABLE PROCESS WITH BORON REMOVAL FROM WATER AND PRODUCT RECOVERY FROM SLUDGE*, Gebze Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi

Önen, M.F. (2018) *BORUN GRAFEN OKSİT İLE ADSORPSİYON ÖZELLİKLERİNİN İNCELENMESİ*, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

Özdemir B. (2009) *AKTİF KARBON ÜRETİM SÜRECİNİN TERMOGRAVİMETRİK ANALİZ İLE İNCELENMESİ*, İstanbul Teknik Üniversitesi, Enerji Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

Özdemir I. (2013) *Şarap Endüstrisi Artığı Üzüm Saplarından Aktif Karbon Eldesi Ve Karakterizasyonu*, Fırat Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

Parks, J. L.; Edwards, M. 2005, *Boron in the Environment*, Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 35, 81–114.

Peltek, H., 2012, *Yüzey aktif karbonlarla modifiye edilmiş Ünye Bentonit ve Tartrazin Boyar maddesi arasındaki etkileşimlerin XRD, TG/DTA, FTIR analiz tekniklerinin kullanılmasıyla ve adsorpsiyon verilerinin değerlendirilmesi ile incelenmesi*, Recep Tayyip Erdoğan Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

Prahas, D., Kartika, Y., Indraswati, N. and Ismadji, S. 2008. *Activated carbon from jackfruit peel waste by H₃PO₄ chemical activation: pore structure and surface chemistry characterization*. Chemical Engineering Journal, Vol.140, pp. 32-42.

Quan, C. et al., *Nitrogen-doping activated biomass carbon from tea seed shell for CO₂ capture and supercapacitor*, Int. J. Energy Res. 44 (2) (2020) 1218.

- Rahman H.L. (2017) *Badem Kabuğu ile Kayısı ve Şeftali Çekirdeği Karışımından Hazırlanan Manyetik Aktif Karbonla Sulu Ortamlardan As(V) Giderimi*, Fırat Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi
- Rajakovi Lj. V. ve Ristic, M. Dj. 1996, *Sorption of boric acid and borax by activated carbon impregnated with various compounds*, Carbon, 34(6), 769-774.
- Santha Moorthy, M.; Seo, D.-J.; Song, H.-J.; Park, S. S. and Ha, C.-S. 2013, *Magnetic mesoporous silica hybrid nanoparticles for highly selective boron adsorption*, J. Mater. Chem. A, 1, 12485-12496.
- Sarı H. (2017) *Zeytin Yaprağının Biyokütle Olarak Değerlendirilmesi Ve Aktif Karbon Üretimi*, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.
- Saygılı H. (2015) *Bazı Bitkisel Posalardan Nano-Gözenekli Aktif Karbonlar Üretilmesi Ve Bazı Adsorpsiyon Uygulamalarında Kullanılabilirliğinin İncelenmesi*, Dicle Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi
- Şamdan C. (2019) *Tarımsal Atıktan (Şeftali Çekirdeği) Üretilen Modifiye Aktif Karbonun Adsorpsiyon Prosesindeki Etkinliğinin Araştırılması*, Osmangazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi
- Sever Akdağ A. (2021) *Biyokütleden Elde Edilen Aktif Karbonun Yanma Sonrası Karbondioksit (CO₂) Yakalamada Kullanımı*, Hacettepe Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi
- Sevimli K. (2017) *Kimyasal Aktivasyon Yöntemi Kullanılarak Atık Çay Çalılarından Aktif Karbon Üretimi*, Recep Tayyip Erdoğan Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi
- Sevinç A. G. (2022) *Jeotermal Sudan Bor Gideriminde Zeytin Budama Atıklarının Biosorbent Olarak Kullanım Potansiyelinin Araştırılması*, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.
- Sönmez, N. A. (2014) *SULARDAN ADSORPSİYON YÖNTEMİ İLE BOR GİDERİMİ*, Pamukkale Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi
- Sucu M.Y. (2016) *ATIKSULARDAKİ BOR İÇERİĞİNİN BİYOLOJİK ARITMA SİSTEMLERİ ÜZERİNDEKİ ETKİLERİ VE BOR İÇERİKLİ ATIKSULARIN BİYOLOJİK YÖNTEMLERLE ARITILMASI*, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi

SULAR - İNSANİ TÜKETİM AMAÇLI SULAR (TS266), 2005 TÜRK STANDARDLARI ENSTİTÜSÜ (TSE), Ankara

Şen N. (2009) *Fındık Kabuklarından Aktif Karbon Elde Edilmesi Ve Karakterizasyonu*, Fırat Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi

Şencan A. , Karaboyacı M. ve Kılıç M (2015) *Determination of lead(II) sorption capacity of hazelnut shell and activated carbon obtained from hazelnut shell activated with ZnCl₂*, Environ Sci Pollut Res, 22:3238–3248

Tekir, O. (2006) *Fındık Zurufundan Aktif Karbon Eldesi Ve Bazı Ağır Metal İyonlarının Adsorpsiyonu*, Sakarya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

Temkin, M., Pyzhev, V. (1940). *Recent Modifications to Langmuir isotherms*. Acta Physico-Chimica Sinica, 12, 217–222.

Türkmen Ş.N. (2015) *ÇEŞİTLİ MEYVE KABUKLARINDAN BİYOCAR ÜRETİM YÖNTEMLERİNİN GELİŞTİRİLMESİ*, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

Uçan, A. (2015) *Manyetik Nano Partiküllere İmmobilize Edilmiş İmin Yapılarının Sentezi ve Adsorpsiyon Özelliklerinin İncelenmesi*, Selçuk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

Uslu, A.S. (2010) *FONKSİYONEL HALE GETİRİLMİŞ PVC ESASLI ADSORBAN İLE SULU ÇÖZELTİLERDEN BOR GİDERİMİ*, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

Üner O. (2017) *Kirleticilerin Sulu Çözeltilerden Adsorpsiyon Metoduyla Uzaklaştırılması İçin Aktif Karbon Üretimi Ve Karakterizasyonu*, Trakya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi.

WHO, *Boron in Drinking-water: Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality*, Geneva, Switzerland: World Health Organization, (2009).

WHO, *Environmental Health Criteria 204: Boron*, Geneva, Switzerland: World Health Organization, (1988).

Xu Y., Jiang J.-Q., 2008, *Technologies for Boron Removal*, Ind. Eng. Chem. Res., 47(1), 16-24.

Yavuz H. ve Denizli A. (2007) *Bor ve Bor Bileşikleri*, Kimya ve Sanayi Dergisi, 32-35

Yiğit H. (2017) *AYÇİÇEĞİ KÜSPESİNDEN HİDROTHERMAL KARBONİZASYON VE NaOH AKTİVASYONUyla AKTİF KARBON ÜRETİMİ VE ADSORPSİYON ÖZELLİKLERİNİN İNCELENMESİ*, Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

Yu, B., Ziang, Y., Shukla, A. S., Porris, K.L., 2000, *The Removal of Heavy Metal From Aqueous Solutions by Sawdust Adsorbtion Removal Of Cupper*, Journal Of Hazardous Meterials, 80, 33 - 42.

Yüksel, S. (2008) *Removal of Boron from Aqueous Solutions by Adsorption using Natural Adsorbents*, Sabancı Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

Zeki, A. (1985) *Etibank Boraks Fabrikası Artıklarından, Ham Boraks, Saf Boraks, Borik Asid, Perborat Üretim Şartlarının Araştırılması*, İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Yüksek Mühendisliği Diploma Çalışması.

Zelmanov G., Semiat R., 2014, *Boron removal from water and its recovery using iron (Fe+3) oxide/hydroxide-based nanoparticles (NanoFe) and NanoFe-impregnated granular activated carbon as adsorbent*, Desalination, 333, 107-117.

Zhu M. ve ark. (2016) *Hazelnut shell activated carbon: a potential adsorbent material for the decontamination of uranium(VI) from aqueous solutions*, J Radioanal Nucl Chem 310:1147–1154

ÖZGEÇMİŞ

Kişisel Bilgiler

Ad, Soyad : G***** K*****

Uyruk: T.C.

Doğum Yeri ve Tarihi : ***** **.*.*.*

Medeni Hali : *****

Telefon : ***** **.*.*.*

E-posta : g*****@*****.com

Eğitim

Alınan Derece	Aldığı Kurum/Üniversite	Mezuniyet Yılı
Lise	MuğlaTurgut Reis Lisesi (YDA)	2004
Lisans	Muğla Üniversitesi	2010
Yüksek Lisans	Gazi Üniversitesi	2013

Yabancı Diller

Yabancı Dil (İngilizce)	Başlangıç	Orta	İleri
Yazma		X	
Konuşma		X	
Okuma		X	
Anlama		X	
Yabancı Dil (Almanca)	Başlangıç	Orta	İleri
Yazma		X	
Konuşma		X	
Okuma		X	
Anlama		X	

Bilimsel Faaliyetler

Makale	Atmaca G., Tasli P., Karakoc G., Yazbahar E., Lişesivdin S.B., (2015), Numerical Investigation Of The 2DEG Properties Of AlGaIn/GaN HEMT Structures With InGaIn/GaN MQW Back-barrier Structure, Physica E: Low-dimensional Systems and Nanostructures, 65, 110-113.
	Karakoc G., Keskin F., Demirci Ç. E., Aktürk S., (2023), The Effect of Pre-washing Process with NaOH Solution on the Surface Area in Activated Carbon Production, Usak University Journal of Engineering Sciences 6(2), 74-82.
Poster	Karakoc G., Atmaca G., Yazbahar E., Tunay Taşlı P., Lişesivdin S.B., Numerical Investigation Of Two Dimensional Electron Gas In AlGaIn/AlN/GaN HEMT With InGaIn/GaN MultiQuantum Well Structure, Turkish Physical Society 28th International Physics Congress, Muğla, Eylül 2011, 745.
	Atmaca G.; Elibol K.; Karakoç G.; Güneş C.; Lişesivdin S.B., Tek Kanal ve Çift Kanal InGaIn/InN Çoklu Yapıların Kıyaslanması, 18. Yoğun Madde Fiziği Ankara Toplantısı, Orta Doğu Teknik Üniversitesi, Ankara, Kasım 2011, 64.
	Karakoc G.; Öğr.Gör.Dr. Keskin F.; Prof.Dr. Aktürk S., Bor (B) Gideriminde Kullanılmak Üzere Aktif Karbon Üretimi ve Yapısal Karakterizasyonu, Muğla Sıtkı Koçman Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, XV. Fen Bilimleri Araştırma E-Sempozyumu, Muğla, Haziran 2023