

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

**FARKLI ASİTLERLE YÜZEYLERİ MODİFİYE OLMUŞ AKTİF
KARBON İLE DEZENFEKSİYON YAN ÜRÜNLERİ ÖNCÜ
MADDELERİNİN ADSORPTİF GİDERİMİ**

Ayçürök SANCAKTAR

**Danışman
Prof. Dr. Şehnaz Şule KAPLAN BEKAROĞLU**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
ISPARTA – 2023**



©2023 [Ayçürök SANCAKTAR]

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
İÇİNDEKİLER	i
ÖZET.....	ii
ABSTRACT.....	iii
TEŞEKKÜR.....	iv
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	v
ÇİZELGELER DİZİNİ	vi
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ	vii
1. GİRİŞ	1
2. LİTERATÜR ÖZETİ.....	4
2.1. Doğal Organik Madde	4
2.1.1. Doğal Organik Madde Çeşitleri.....	4
2.1.2. Doğal Organik Madde Giderim Çalışmaları.....	5
2.2. Adsorpsiyon.....	6
2.2.1. Adsorpsiyonu Etkileyen Faktörler	6
2.2.2. Adsorpsiyon Kinetik ve İzoterm Modeller	7
2.3. Aktif Karbon.....	11
2.3.1 Aktif Karbonların Asit ile Modifikasyonu.....	11
3. MATERYAL VE METOT	13
3.1. Numunelerin Alınması ve Saklanması	14
3.2. Adsorban Temini	14
3.3. Deneysel Prosedür	15
3.3.1. Modifikasyon çalışmaları	16
3.3.1.1. Sülfonik asit ile modifikasyon	16
3.3.1.2. Nitrik asit ile modifikasyon.....	16
3.3.2. Kinetik ve izoterm çalışmaları	16
3.3.3. Analitik metotlar	18
4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA	21
4.1. Eğirdir Gölü Ham Su Karakterizasyonu.....	21
4.2. Adsorbanların karakterizasyonu	22
4.3. Kinetik Deney Bulguları.....	24
4.4. İzoterm Deney Bulguları	26
4.5. pH Etkisi.....	30
5. SONUÇ VE ÖNERİLER	37
KAYNAKLAR	39
ÖZGEÇMİŞ	49

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

FARKLI ASİTLERLE YÜZEYLERİ MODİFİYE OLMUŞ AKTİF KARBON İLE DEZENFEKSİYON YAN ÜRÜNLERİ ÖNCÜ MADDELERİNİN ADSORPTİF GİDERİMİ

Ayçürök SANCAKTAR

Süleyman Demirel Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Şehnaz Şule KAPLAN BEKAROĞLU

Tez çalışmasının amacı, ticari toz aktif karbon (TAK) kullanılarak içme suyundan doğal organik maddelerin (DOM) adsorpsiyon prosesi ile gideriminin araştırılmasıdır. Adsorpsiyon prosesinde adsorban olarak kullanılan TAK'ların yüzeylerine farklı asitlerle modifikasyon işlemi uygulanmıştır. TAK adsorpsiyonlarının DOM giderim verimleri karşılaştırılmıştır. Modifikasyon işlemi için sülfonik asit ve nitrik asit seçilmiştir. Modifikasyon işlemi sonrasında aktif karbonlara (AK) karakterizasyon testleri yapılmıştır. Su numuneleri farklı özelliklere sahip Eğirdir Gölü ve Darıderesi Göletinden temin edilmiştir. İçme suyu kaynaklarının karakterizasyon özellikleri incelenmiş ve spesifik UV absorbans (SUVA) değerleri düşük olarak tespit edilmiştir. Tez çalışmasında adsorpsiyon çalışmasına kinetik deneyler ile başlanmıştır. Kinetik deney setlerinde orijinal ve sülfonik asit ile modifikasyon işlemi gören AK kullanılmıştır. Burada belirlenen süre ile izoterm deneyleri gerçekleştirilmiştir. Kinetik testlerin adsorpsiyon kinetiğini tanımlamak için pseudo birinci derece model ve pseudo ikinci derece model kinetik modelleme çalışılmıştır. Modelleme sonucunda pseudo 2. Dereceden hız modeli ile uyum tespit edilmiştir. Kinetik testlerde 1, 2, 4, 6, 8, 10, 12, 24, 72, 96 saat denenmiştir. Deneyler sonucu izoterm deneyleri için 24 saat temas süresine karar kılınmıştır. İzoterm testlerde 24 saatlik temas süresinde 1, 2.5, 5, 10, 25, 50, 75, 100 ve 200 mg/L adsorban dozları test edilmiştir. Ayrıca su numunelerinin pH değeri ~7 olacak şekilde ayarlanarak su kaynakları için iki izoterm deney seti daha hazırlanmıştır. Doğal pH değerlikli su numuneleri ile yapılan DOM giderim deneylerinde en yüksek %68 giderim verimi elde edilmiştir. UV₂₅₄ giderim verimi ise %98'e ulaşmıştır. pH değerinin 7'e ayarlandığı çalışmalarda DOM ve UV₂₅₄ giderim verimlerinin en yüksek değerleri sırasıyla %79 ve %98 olarak tespit edilmiştir. İzoterm test sonuçları, Freundlich izoterm modeli ile uygunluk göstermiştir ve Eğirdir Gölü için izoterm sabitleri; en yüksek KF değeri 4, en yüksek n değeri 2,09 olarak tespit edilmiştir. Darıderesi göleti için en yüksek KF değeri 3,83 ve en yüksek n değeri 1,35 olarak bulunmuştur. İzoterm testlerde en yüksek R² değeri 0,99 bulunmuştur.

Anahtar Kelimeler: Aktif karbon, dezenfeksiyon yan ürünleri, doğal organik madde, toz aktif karbon, yüzey modifikasyonu.

2023, 49 sayfa

ABSTRACT

M.Sc. Thesis

ADSORPTIVE REMOVAL OF NATURAL ORGANIC SUBSTANCES FORMING DISINFECTION BY-PRODUCTS WITH ACTIVATED CARBON MODIFIED WITH DIFFERENT ACIDS

Ayçürök SANCAKTAR

**Süleyman Demirel University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Environmental Engineering**

Supervisor: Prof. Dr. Şehnaz Şule KAPLAN BEKAROĞLU

The aim of the thesis study is to investigate the adsorption of natural organic matter (NOM) from drinking water using commercial powdered activated carbon (PAC). The PAC surfaces used as adsorbent in the adsorption process were modified with different acids and their removal efficiencies were compared. Sulfonic acid and Nitric acid were preferred for the modification process. After the modification process, characterization process was applied to activated carbons (AC). Drinking waters of Lake Eğirdir and Darıderesi Pond were used for the experiments. Characterization features of drinking water sources were examined and specific UV absorbance (SUVA) values were found to be low. Original and sulfonic acid-modified AC were used in the kinetic experiment sets. Isotherm experiments were carried out for the specified time here. As a result of the modeling, compatibility with the pseudo second order velocity model was determined. In kinetic tests, 1, 2, 4, 6, 8, 10, 12, 24, 72, 96 hours were tried. As a result of the experiments, a 24 hours contact time was decided for the isotherm experiments. In isotherm tests, adsorbent doses of 1, 2.5, 5, 10, 25, 50, 75, 100 and 200 mg/L were tested during a 24 hours contact time. In DOM removal experiments conducted with water samples with natural pH value, the highest removal efficiency of 68% was achieved. UV₂₅₄ removal efficiency reached 98%. In studies where the pH value was adjusted to 7, the highest values of DOM and UV₂₅₄ removal efficiencies were determined as 79% and 98%, respectively. Isotherm test results showed compliance with the Freundlich isotherm model and isotherm constants for Lake Eğirdir; The highest KF value was 4 and the highest n value was 2.09. For Darıderesi pond, the highest KF value was 3.83 and the highest n value was 1.35. The highest R² value in isotherm tests was found to be 0.99.

Key Words: Activated carbon, Disinfection by-products, natural organic matter, powdered activated carbon, surface Modification.

2023, 49 pages

TEŞEKKÜR

Çalışma süresince beni hep destekleyen danışmanım Prof. Dr. Şehnaz Şule KAPLAN BEKAROĞLU'na teşekkür ederim.

Başta Prof. Dr. Nevzat Özgü YİĞİT olmak üzere bütün Hocalarıma teşekkür ederim.

Laboratuvar çalışmalarında yol gösterdiği için Yüksek Çevre Mühendisi Betül AYKUT ŞENEL'e teşekkür ederim.

Ayrıca tüm hayatlarını çocuklarına adayan annem ve babama kalpten saygı ve teşekkürlerimi sunarım.

Ayçürök SANCAKTAR
ISPARTA-2023



ŞEKİLLER DİZİNİ

	Sayfa
Şekil 2.1. Freundlich izotermi.....	10
Şekil 3.1. Isparta içme suyu kaynakları dağılımı	13
Şekil 3.2. Ticari aktif karbon.....	14
Şekil 3.3. Hazırlanmış ticari aktif karbonlar	15
Şekil 3.4. Yatay karıştırıcı.....	17
Şekil 3.5. Hazırlanan deney seti örneği.....	18
Şekil 3.6. 0,45 µm Filtre kâğıdı	18
Şekil 3.7. TOK ölçüm cihazı.....	19
Şekil 3.8. Kalibrasyon grafiği	19
Şekil 3.9. UV Ölçüm cihazı	20
Şekil 4.1. Eğirdir Gölü numunesi ÇOK giderim verimi (%)	24
Şekil 4.2. Eğirdir Gölü numunesi ÇOK giderim verimi (%)	27
Şekil 4.3. Eğirdir Gölü numunesi UV giderim verimi (%).....	28
Şekil 4.4. Darıderesi Göleti numunesi ÇOK giderim verimi (%).....	29
Şekil 4.5. Darıderesi Göleti numunesi UV giderim verimi (%).....	30
Şekil 4.6. Eğirdir Gölü numunesi (pH: 7) ÇOK giderim verimi (%).....	31
Şekil 4.7. Eğirdir Gölü numunesi (pH: 7) UV giderim verimi (%)	32
Şekil 4.8. Darıderesi Göleti numunesi (pH: 7) ÇOK giderim verimi (%)	33
Şekil 4.9. Darıderesi Göleti numunesi (pH: 7) UV giderim verimi (%).....	34
Şekil 4.10. (a) Doğal pH (b) pH: 7 Eğirdir Gölü orijinal ve modifikasyon uygulamalı TAK ile DOM giderim verimleri.....	35
Şekil 4.11. (a) Doğal pH (b) pH: 7 Darıderesi Göleti orijinal ve modifikasyon uygulamalı TAK ile DOM giderim verimleri.....	35

ÇİZELGELER DİZİNİ

	Sayfa
Çizelge 2.1. Fraksiyonasyon teknikleri kullanılarak ayrılan DOM fraksiyonları.....	4
Çizelge 3.1. Deneysel prosedür özeti.....	15
Çizelge 4.1. İçme suyu karakterizasyonu.....	21
Çizelge 4.2. Orijinal ve modifiye edilmiş toz aktif karbon numunelerinin gözenek yapı karakterizasyonu ve pH _{pzc} değerleri	23
Çizelge 4.3. Orijinal ve Modifiye Edilmiş Adsorbanların DOM Adsorpsiyonu İçin Kinetik Parametreler.....	25
Çizelge 4.4. Orijinal ve modifiye edilmiş adsorbanların Freundlich izoterm parametreleri.....	36



SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

AK	Aktif Karbon
AKM	Askıda katı madde
C_0	Çözeltinin başlangıç konsantrasyonunu
C_e	Adsorplama sonrası çözeltide kalan maddenin konsantrasyonu
ÇOK	Çözünmüş organik karbon
DOM	Doğal organik madde
DYÜ	Dezenfeksiyon yan ürünü
KF	Freundlich izoterm sabiti
K_L :	Adsorpsiyon entalpisi ile ilgili adsorbatın adsorbana ilgisi
k_1	Pseudo 1. dereceden, adsorpsiyon hız sabiti
k_2	Pseudo 2. dereceden adsorpsiyon hız sabiti
n	Adsorpsiyon şiddetinin ölçüsü
Norit-N	Nitrik asit modifikasyonu uygulanan adsorban
Norit-O	Asit modifikasyonu uygulanmamış adsorban
Norit-S	Sülfonik asit modifikasyonu uygulanan adsorban
q_e	Birim adsorban üzerine adsorplanan madde miktarı
q_m	Adsorplanan maksimum miktar
q_t	t zamanda adsorplanan kirletici madde miktarı
SUVA	Spesifik UV absorbansı
TAK	Toz aktif karbon
t	Adsorpsiyon süresi

1. GİRİŞ

İçme suyu temininde arıtılan sular, şebekeye verilmeden önce dezenfeksiyon işlemi uygulanmasına tabi tutulmaktadır. Dezenfeksiyon işlemlerinde kullanılan dezenfektanların (klor, ozon, klor dioksit, kloraminler) içme suyunda farklı tür ve konsantrasyonlarda dezenfeksiyon yan ürünlerinin (DYÜ) oluşumuna sebep verdikleri ortaya konmuştur (Richardson vd., 2007). İçme suyunun dezenfeksiyon amacıyla klorlanması, yirminci yüzyıldan itibaren kayda değer bir hastalık önleme başarısı olmaya devam etmektedir. Genellikle tüm içme suyu kaynaklarının ağırlıklı olarak doğal organik madde (DOM) izolatları olan hümkik ve fulvik asit içermesi, özellikle klor ile reaksiyon sonucu çeşitli klorlu DYÜ oluşumuna yol açmaktadır (Mazhar vd., 2020). DOM; sularda bulunan organik maddelerin bir karışımıdır. DOM; hümkik maddelerden, hidrofilik asitlerden ve birçok yüksek moleküler ağırlıklı organik bileşiklerden oluşmaktadır. Hidrolojik döngü ile biyosfer ve jeosfer arasındaki etkileşimlerin sonucunda, içme suyu kaynakları DOM içermektedir (Thurman, 2012; Sillanpää, 2014; Poleneni, 2020; Priya vd., 2020).

DOM'lar, insan sağlığı açısından tehdit oluşturan DYÜ öncü maddesi olmasına ilaveten su kalitesi ve arıtma proseslerinin performansı ile ilgili çeşitli problemlere neden olmaktadır (Tözüm-Akgül vd., 2020). Bu problemlerden bazıları; şebekelerdeki arıtma veriminin düşmesi, filtrelerin zarar görmesi, membran kirlenmesi, DYÜ oluşumu, içme suyu dağıtım sistemlerinde bakteri üremesi ve biyofilm oluşumu, hidrofobik organik (pestisitler) ve metaller için taşıyıcı olmasıdır (Kaplan, 2005; Shimizu vd., 2018; Mahato vd., 2020). Tüm bu sebeplerden ötürü DOM'ların içme sularından giderilmesi gerekliliği ortaya çıkmaktadır. Literatürde çeşitli DOM giderim yöntemleri belirtilmiştir (Sillanpää vd., 2015). Bu yöntemler arasında adsorpsiyon prosesi, yüksek DOM giderim verimliliği, zararlı yan ürün oluşumunun olmaması ve uygulama kolaylığı nedeniyle yaygın olarak kullanılan bir yöntemdir (Akgül vd., 2019).

Adsorpsiyon; gaz-katı, sıvı-katı, sıvı-sıvı ve gaz sıvı gibi iki fazın ara yüzey bölgesinde meydana gelen bir olgudur (Dąbrowski, 2001). Adsorpsiyon prosesinde, kimyasal veya fiziksel etkileşim yoluyla ara yüzeyde; atomlar, iyonlar veya moleküller adsorbe edilmektedir (Bobade ve Eshtiagi, 2015). Katı faza adsorban, adsorbe edilen türlere ise adsorbat adı verilir. Ayrıca adsorpsiyondan önceki adsorbat moleküllerine

adsorptif madde denir (Rouquerol vd., 2014b). Adsorpsiyon prosesinde kullanılan adsorbanlar; adsorpsiyon kapasitesi, adsorpsiyon kinetikleri ve maliyet kriterlerine uygun olmalıdır (Akgül vd., 2019). Aktif karbon, çeşitli organik bileşikleri sudan uzaklaştırmak için sıklıkla kullanılan bir adsorbandır (Iriarte-Velasco vd., 2008).

Aktif karbon adsorpsiyonunun kullanımı, tat ve koku kontrolündeki uygulamaları, alifatik ve aromatik hidrokarbonlar gibi spesifik organiklerin uzaklaştırılmasını ve hümik maddeler gibi DYÜ öncüllerinin ve ayrıca DYÜ'lerin kendilerinin azaltılması için DOM'un adsorbe edilmesini içermektedir (Iriarte-Velasco vd., 2008). Aktif karbon yüzeyi, özellikle kuvvetli asidik ve bazik koşullarda inerttir. Aktif karbon yüzeyindeki gözeneklerin boyut dağılımı ve kimyasal özellikleri kullanılan uygulamaya göre ayarlanabilmektedir. Aktif karbonların yüzeyini, giderilecek maddelere göre işlevselleştirmek için çeşitli modifikasyon işlemleri gerçekleştirilebilmektedir (Iwanow vd., 2020).

Son yıllarda, aktif karbonun çeşitli kirleticilerin adsorpsiyon kapasitesini arttırmak amacıyla farklı prosedürler kullanılarak yüzeylerinin modifiye edilmesine önem verilmektedir. Kullanılan modifikasyon yöntemi, aktif karbonun yüzey fonksiyonel gruplarını ve gözenek yapısını büyük ölçüde etkilemektedir (Bhatnagar vd., 2013). Modifikasyon işlemi için çeşitli kimyasallar tercih edilmektedir. Literatürde asit, baz ve farklı malzemeler ile modifikasyon en fazla çalışılmakta olan yöntemlerdir. Asit ile modifikasyon, genellikle gözenekli karbon yüzeyini okside etmek, asidik özelliklerini arttırmak, mineral elementleri gidermek ve yüzeyin hidrofilik özelliklerini geliştirmek için uygulanmaktadır. Asit uygulamalarında fosforik asit, nitrik asit ve sülfürik asit en çok kullanılan oksitleme ajanlarıdır (Shen vd., 2008; Khanday vd., 2019). Bu asitlere göre daha az etkili olsa da hidrojen peroksit, oksijen, asetik asit, tannik asit de modifikasyon amacıyla kullanılmaktadır (Aggarwal vd., 1999; Üçer vd., 2006).

Literatürde bulunan çalışmalarda aktif karbonun çeşitli asitler ile modifikasyonu ile sadece DOM giderimi değil, aromatik bileşik, boyar madde ve ağır metal giderimi de araştırılmıştır (Órfão vd., 2006; Villacañas vd., 2006; ShamsiJazeyi ve Kaghazchi 2010; Ihsanullah vd. 2016; Liu vd., 2017; Haydari 2020). Özellikle DOM gideriminde modifikasyon işlemi uygulanmış adsorbanların adsorpsiyon kapasitesini arttırmada etkili olduğu görülmüştür (Dastgheib vd., 2004; Cheng vd., 2005). Yang ve Fox (2018) ham TAK için hümik asit adsorpsiyon kapasitesinin 28,7 mg/g olduğunu, nitrik asit ve

sülfürik asitle modifikasyon işlemi uygulanan TAK için ise hümik asit adsorpsiyon kapasitelerinin sırasıyla 50 ve 70 mg/g olarak arttığını tespit etmiştir. Hümik asit gideriminin demir ile modifikasyon işlemi uygulanan aktif karbon kullanılarak araştırıldığı başka bir çalışmada ise modifikasyon sonucu adsorpsiyon kapasitesinin 40,56 mg/g'dan, 60,72 mg/g değerine arttığı gözlemlenmiştir (Godini vd., 2011).

İçme sularından DOM'ların giderilmesi tüm dünyada dikkat çeken bir konudur. Ticari aktif karbonların, dezenfektan olarak diğer yöntemlerde kullanılan maddelerden daha ucuz olması ülkemizde kullanılmasının önünü açmaktadır. Özellikle TAK, DOM'u daha yüksek performansla gidermek için koagülasyon öncesinde, sırasında ve sonrasında gerekli dozajlarda uygulanmaktadır. Bu adsorbanın kullanım alanının genişletilmesi ülkemize fayda sağlayacak bir uygulamadır. Ayrıca, içme suyu arıtımında DOM giderimi için kullanılan aktif karbonların adsorpsiyon kapasitelerinin artırılması için yeni ve mevcut modifikasyon tekniklerinin geliştirilmesine ihtiyaç vardır. Bu tez çalışmasında Eğirdir gölü ve Darıderesi göletinden alınan içme sularında ticari TAK ile DOM giderim çalışması yapılmıştır. Adsorbanın giderim veriminin artırılması amacıyla farklı asitler (nitrik asit ve sülfonik asit) ile modifikasyon işlemi gerçekleştirilmiştir. Modifikasyon işlemlerinde kullanılan sülfonik asit, ülkemiz literatüründe yeni kullanılacak bir modifikasyon yöntemidir. Elde edilen çalışma sonuçları en önemli DYÜ öncül maddelerinden olan DOM'ların orijinal ve modifikasyon işlemi uygulanmış adsorban ile adsorpsiyon çalışması ile elde edilen sonuçlar, literatüre katkı sağlayarak içme suyu arıtma tesisleri için veri sunacaktır.

2. LİTERATÜR ÖZETİ

2.1. Doğal Organik Madde

Doğal organik madde (DOM) farklı fiziksel ve kimyasal özelliklere sahip heterojen organik bileşiklerin karışımıdır (Thurman., 1985). DOM, farklı kökenli olabilmektedir (bitki örtüsü, toprak, atık su). Örneğin, suda yaşayan alglerden elde edilen çözünmüş organik karbon (ÇOK), nispeten büyük bir nitrojen içeriğine ve düşük aromatik karbon ve fenolik içeriğe sahip olmaktadır. 0,45µm filtreden geçen çözünmüş kısım, DOM'un sularda en çok bulunan bileşenidir (Bekaroğlu, 2010).

2.1.1. Doğal Organik Madde Çeşitleri

DOM sınıflandırılmasında farklı yaklaşımlar kullanılmıştır. DOM'u izole etmek için en sık uygulanan prosedürler ise spesifik organik çözünenleri diğer birçok çözünmüş bileşenden aynı anda konsantre eden ve fraksiyonlara ayıran kolon sorpsiyon tekniklerine dayanmaktadır. Çizelge 2.1'de örnek verilmiştir. Bu tekniklerle bir su örneğindeki organik çözünen maddeler işlevsel olarak farklı hidrofobik ve hidrofilik fraksiyonlara ayrılmaktadır (Swietlik vd.,2004).

Çizelge 2.1. Fraksiyonasyon teknikleri kullanılarak ayrılan DOM fraksiyonları (Swietlik vd.,2004; Matilainen ve Sillanpää, 2010)

FRAKSİYON	ORGANİK BİLEŞİK SINIFI
Hümkik Asit	Hümkik maddelerin bir kısmı pH 1'de çöktürülmüş
Hidrofobik Asit	Toprak fulvik asitleri, C5–C9 alifatik karboksilik asitler, 1- ve 2-halkalı aromatik karboksilik asitler, 1- ve 2-halkalı fenoller
Hidrofobik Baz	1- ve 2-halkalı aromatikler (piridin hariç), proteinli maddeler
Hidrofobik Nötr	Hidrokarbonlar, >C5 alifatik alkoller, amidler, aldehitler, ketonlar, esterler, >C9 alifatik karboksilik asitler ve aminler, >3 halkalı aromatik karboksilik asitler ve aminler karışımı
Hidrofilik Asit	Hidroksi asit karışımları, <C5 alifatik karboksilik asitler, çok işlevli karboksilik asitler
Hidrofilik Baz	Piridin, amfoterik proteinli malzeme (yani alifatik amino asitler, amino şekerler, <C9 alifatik aminler, peptitler ve proteinler)
Hidrofilik Nötr	<C5 alifatik alkoller, çok işlevli alkoller, kısa zincirli alifatik aminler, amidler, aldehitler, ketonlar, esterler, polisakkaritler ve karbonhidratlar

2.1.2. Doğal Organik Madde Giderim Çalışmaları

Su arıtımı sırasında DOM'un etkili bir şekilde giderilmesi çok önemlidir (Marais vd., 2018). DOM, su kalitesi üzerindeki olumsuz etkilerinin yanı sıra klor ile reaksiyonunun bir sonucu olarak trihalometan (THM) ve haloasetik asit (HAA) gibi dezenfeksiyon yan ürünleri (DYÜ) oluşturmaktadır. DYÜ'ler insanlar için önemli bir sağlık riski oluşturmaktadır. DOM'un içme suyu arıtım sisteminden gideriminin dezenfeksiyon prosesinden önce olması gerekmektedir. Ayrıca, DOM'un konsantrasyonu ve bileşimindeki büyük farklılıklar su arıtma tesislerinde arıtılmasını zorlaştırmaktadır (Akgül vd., 2019).

DOM giderimi için birçok yöntem tercih edilebilmektedir. Adsorpsiyon bu yöntemlerden biridir ve iki faz arasında bir maddeye tutunum yolu ile gerçekleşen bir prosestir (Dąbrowski, 2001). Adsorpsiyon prosesinde aktif karbonlar sık tercih edilebilmektedir. ABD Çevre Koruma Kurumu (USEPA), aktif karbon adsorpsiyonunu DOM gideriminde en uygun arıtma tekniği olarak görmektedir (Akgül, 2019). Aktif karbonlar toz veya granüler olarak kullanılabilirler. Uluslararası literatürde de geniş bir yer kaplayan aktif karbon, giderim verimliliğinden dolayı farklı kirleticiler için kullanılabilir (Ihsanullah vd. 2016; Liu vd., 2017; Haydarı, 2020). Aktif karbon yüzeyinin hümkik madde adsorpsiyonunun kısmen geri döndürülemez olduğu bildirilmiştir (Summers ve Roberts, 1988). Tercih edilen kirleticiye göre yüzey modifikasyonları uygulanabilmektedir.

Yapılan çalışmalar incelendiğinde içme suyu arıtımında TAK tercih edildiği görülmüştür (Park vd., 2019). Örneğin bir içme suyu tesisine ilavesinin sonucu olarak, DOM giderim veriminin %70 oranında arttığı tespit edilmiştir (Kristiana ve Heitz, 2011) benzer bir çalışmada Joseph vd. (2012) ise DOM gideriminde %71 DOM giderim verimi elde etmiştir. Luukkonen vd. (2014) çözünmüş organik karbon (ÇOK) giderimi çalışmıştır ve en yüksek %68 giderim verimi gözlemlemiştir. Bir göl suyunda yapılan çalışmada kullanılan pıhtılaşma yöntemine ek olarak ilave edilen TAK sonucu DOM giderim veriminin %31 arttığı tespit edilmiştir (Uyak vd., 2007). Benzer şekilde pıhtılaşma yöntemine destek olarak ilave edilen TAK, eklenen pıhtılaştırıcı ihtiyacını azaltmış ve adsorpsiyon veriminde %90 ÇOK, %77 UV₂₅₄ elde etmiştir (Szlachta ve Adamski 2009). Başka bir çalışmada, hibrit sisteme TAK eklenmesinin, hümkik asit azalması sağladığı ve membranlarda geri döndürülemeyen kirliliği etkili bir şekilde

azalttığı tespit edilmiştir (Wang vd.,2022). Bir çalışmada toplam organik karbon (TOK) giderimi çalışılmış ve 40 mg/lt alüminyum-sülfat ve 20 mg/lt aktif karbon kombinasyonunda çıkış permanganat indeksi 2,4'e düşürülerek %51 TOK giderimi sağlanmıştır. Aktif karbon dozu 50 mg/lt'ye çıkarıldığında 1,95 mg/lt permanganat indeksi çıkışı ile %61 TOK giderimi sağlanmıştır (Özden,2002). ABD Cincinnati Water Works'teki geleneksel arıtma için GAK ile adsorpsiyon sonucu ÇOK giderimi yıllık ortalaması yüzde 8 ila 48 arasında değiştiği raporlanmıştır (Jacangelo vd., 1995). Marais vd. (2018) bir çalışmada, geleneksel arıtma işlemine GAK filtrasyonunun eklenmesi, ultrafiltrasyon ve geleneksel arıtmaya göre daha yüksek DOM giderim verimine sahip olarak tespit edilmiştir. Bir aktif karbon çalışmasında kullanılan tüm numunelerde hümkik maddelerin çoğu adsorbe edilmiştir, ancak farklı kaynaklardan gelen maddelerin adsorpsiyon özellikleri büyük ölçüde değişmiştir. Çeşitli kaynaklardan hümkik materyalin adsorpsiyon derecesi, artan toplam karboksil grupları ile azalmıştır (McCreary ve Snoeyink, 1980).

2.2. Adsorpsiyon

Adsorpsiyon sıvı içerisinde bulunan bileşiklerin bir katı hale tutunumu veya bir katı yüzeyde biriktirildiği sonrasında sıvı ortamdan giderildiği kütle aktarım işlemidir. Bu işlem sonucu adsorpsiyona maruz kalan bileşen adsorbat ve mevcut bileşenin adsorbe edildiği katıya adsorban denilmektedir (Crittenden vd.,2012).

2.2.1. Adsorpsiyonu Etkileyen Faktörler

pH: Adsorpsiyonu etkileyen en önemli etkidir. Adsorpsiyon işleminin gerçekleşeceği ortamın bazik (hidrojen iyonunun fazlaca yüzeye tutunmasına neden olur) veya asidik (hidroksil iyonunun fazlaca yüzeye tutunmasına neden olur) olması öbür maddelerin adsorplanmasını etkilemektedir. Genel olarak sudaki organik kirleticilerin, adsorpsiyon ile uzaklaştırılması pH değeri ile ters orantılıdır. pH parametresinin etkinliği, adsorbe eden maddenin türüne, çözeltideki davranışına ve adsorplanan maddelere göre farklılık göstermektedir (Tchobanoglous ve Burton, 1991).

Yüzey Alanı: Adsorpsiyon yüzeyde gerçekleşen bir işlemdir. Adsorbe eden maddenin parçacık büyüklüğünün az, yüzey alanının geniş ve yapısının gözenekli olması adsorpsiyon verimliliğini arttırmaktadır (Humphrey ve Milis, 1973).

Temas Süresi: Adsorpsiyon başlangıcında mevcut olan yüksek yüzey alanı sebebiyle adsorpsiyon veriminde bir artış olacağı beklenmektedir. Süre ilerledikçe yüzey alanının azalması nedeniyle yani adsorbat miktarının düşmesiyle adsorpsiyon verimi azalmaktadır (Dorris vd., 2000).

2.2.2. Adsorpsiyon Kinetik ve İzoterm Modeller

Adsorpsiyon dört ana basamakta meydana gelmektedir. İlk basamakta gaz ya da sıvı fazdaki adsorplanan madde, adsorbanı kaplayan bir film tabakasına doğru difüzyonlanır, bu kademe hızlıdır ve hız belirleyici değildir. Fakat adsorbanın bulunduğu fazın hareketsiz olması söz konusu ise, bu basamak en yavaş olur ve adsorpsiyon hızı buna göre belirlenir. İkinci basamakta, film tabakasına gelen madde durgun kısımdan geçer ve adsorbanın gözeneklerine doğru yol alır, bu hareket ise film-kütle transferi veya sınır tabaka difüzyonu olarak isimlendirilmektedir. Daha sonraki basamakta, adsorplanan adsorbanın gözenek boşluklarında hareket ederek adsorpsiyonun gerçekleşeceği yüzeye doğru ilerler bu da gözenek difüzyonu olarak adlandırılır. Adsorpsiyon hızı genel bir ifade ile gözenek difüzyonu ya da film kütle transferi basamakları tarafından belirlenir. Son olarak adsorplanan, adsorbanın gözenek yüzeyinde adsorplanır ve bu basamak adsorpsiyon sürecinin en hızlı aşamasıdır (Bektaş, 2009).

Belirli bir sistemin adsorpsiyon kinetiğini tanımlamak için pseudo birinci derece model, pseudo ikinci derece model, elovich modeli gibi birçok model geliştirilmiştir (Yakout ve Elsherif, 2010). Katı-sıvı adsorpsiyon işlemleri için en yaygın kullanılan kinetik modeller, pseudo birinci derece ve pseudo ikinci derece modellerdir.

Pseudo birinci mertebe eşitliğinde, adsorpsiyon prosesinin hız sabitini bulmak için Denklem 2.1 kullanılmaktadır.

$$\text{Log}(q_e - q_t) = (\text{log} q_e) - \left(\frac{K_1}{2.393}\right) * t \quad \text{Denklem (2.1)}$$

Burada, q_e (mg/gr) ve q_t (mg/gr), sırasıyla denge ve herhangi bir t süresindeki adsorpsiyon kapasiteleri ve K_1 (dakika⁻¹), pseudo birinci mertebe hız sabitidir.

Pseudo ikinci derece hız kinetiğini bulmak için ise aşağıda Denklem 2.2’de verilen formül kullanılmaktadır.

$$\frac{t}{qt} = \frac{1}{K_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} * t \quad \text{Denklem (2.2)}$$

Bu denklemden, t/q_t ’ye karşı t doğrusunun eğiminden q_e , kesim noktasından ise K_2 yalancı ikinci derece hız sabiti bulunmaktadır.

Burada;

k_1 : Pseudo 1. dereceden, adsorpsiyon hız sabiti (1/dk)

k_2 : Pseudo 2. dereceden adsorpsiyon hız sabiti (gr/mg.dk)

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

q_t : t zamanda adsorplanan kirletici madde miktarı (mg/gr)

t : Adsorpsiyon süresi (dk)

Deneysel verileri farklı kinetik modellere uydurmak, adsorpsiyon hızını, prosesin modelini ve adsorban/adsorbat arasındaki etkileşimin fiziksel veya kimyasal olduğu hakkında tahmini bilgileri incelememizi sağlamaktadır (Elmorsi vd., 2014).

Adsorpsiyon, adsorban yüzeyinde biriken madde konsantrasyonu ve çözültide kalan madde konsantrasyonu arasında bir denge oluşuncaya kadar devam etmektedir. Çözültüler için konsantrasyon, kütle birimleri olarak işlenmektedir (mg/l, ppm). Matematiksel olarak bu denge, adsorpsiyon izotermi ile açıklanmaktadır. Zaman içerisinde Jaeger ve Erdös tarafından oluşturulan genel bir formülden yola çıkarak birçok araştırmacı tarafından farklı izoterm denklemleri ortaya konulmuştur. Bu denklemler arasında genel kabul gören izotermier Freundlich ve Langmuir denklemleri olmuştur (Aksu vd., 1999; Ng vd., 2003).

Bir adsorpsiyon işleminin hangi izoterme daha uygun olduğunu bulmak için veriler izoterm denklemlerine uygulanmaktadır. Elde edilen verilerin doğrusal bir grafik oluşturması izoterm çeşidi hakkında bilgi vermektedir. Elde edilen eğrinin R^2 ’si 1’e en yakın olan izoterm o adsorpsiyon işlemi için en uygun izoterm olmaktadır (Şencan, 2011).

Çeşitli adsorpsiyon izotermiieri olmakla birlikte en önemlileri; Langmuir, Freundlich, Temkin, Brunauer-Emmett-Teller (BET) ve Dubinin eşitlikleridir. Bunlardan

Langmuir ve Freundlich eşitlikleri daha çok uygulanmaktadır. Langmuir modeline göre birim adsorban tarafından adsorplanan madde miktarı formülü Denklem 2.3 ile bulunur (Langmuir, 1918).

$$q_e = \frac{q_{max} * K_L * C_e}{1 + K_L C_e} \quad \text{Denklem (2.3)}$$

q_e : Denge, birim adsorban kütlesi tarafından adsorplanan kirletici madde miktarı (mg/g)

C_e : Adsorpsiyon sonrası çözeltide kalan madde konsantrasyonu (mg/l)

K_L : Adsorpsiyon entalpisi ile ilgili adsorbatın adsorbana ilgisi

q_{max} : Yüzeyde tam bir tek tabaka oluşturmak için, adsorbanın birim kütlesi başına adsorplanan miktarı (mg/g).

Freundlich izoterm modeli; heterojen, geri dönüşümlü ve çok tabakalı adsorpsiyonu tanımlamaktadır (Ceyhan ve Baytar, 2018). Freundlich modeline göre çözeltilerin adsorplanması aşağıdaki Denklem 2.4 ile ifade edilmektedir (Freundlich, 1926).

$$q_e = K_F * C_e^{1/n} \quad \text{Denklem (2.4)}$$

Denklem 4’de eşitliğin her iki tarafının logaritmasını alarak doğrusal hale getirirsek; aşağıdaki denklem elde edilir (Denklem 2.5).

$$\log q_e = \log K_F + (1/n) * \log C_e \quad \text{Denklem (2.5)}$$

Bu denklemlere göre;

C_e : Adsorpsiyon sonrası çözeltide kalan madde konsantrasyonu (mg/l veya 1/mol)

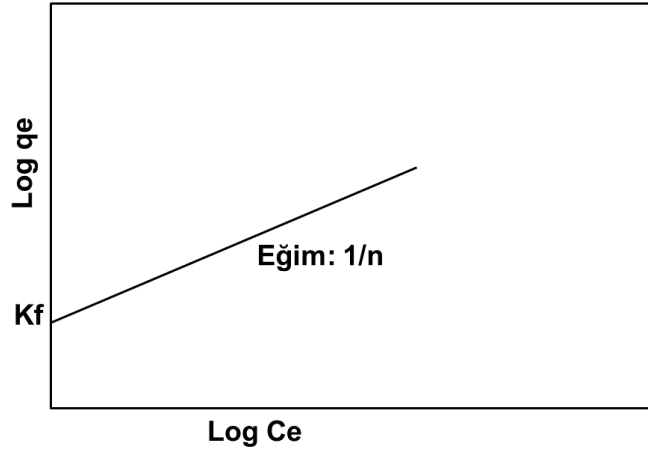
q_e : Birim adsorban üzerine adsorplanan madde miktarı (mg/gr veya mol/g)

K_F : Adsorpsiyon kapasitesini ve $1/n$ (Adsorpsiyon Şiddeti) Freundlich izoterm sabitleri.

n : Adsorpsiyon şiddetinin ölçüsü

Şekil 2.1’de Freundlich izoterm grafiği verilmiştir. Log q_e ’ye karşı log C_e grafiğinin eğiminden $1/n$, y eksenin kesim noktasından ise log K_F bulunmaktadır. Log K_F ve n değerlerinin büyük olması, adsorbanın adsorpsiyona eğilimi ve adsorplama kapasitesinin yüksek olduğunu göstermektedir (Erkut, 2008). Genellikle n değerlerinin 1 ile 10 arasında olması adsorpsiyonun iyi olduğunu göstermektedir. $1/n$ değeri,

heterojenite faktörüdür ve 0-1 aralığında değerler alır. $1/n$ değerinin sıfıra yakın olması yüzeyin ne kadar heterojen olduğunu gösterir (Chiou ve Li, 2002).



Şekil 2.1. Freundlich izotermi

Adsorpsiyon izoterm modellenmesi için modifiye edilmiş Freundlich izotermi kullanılmıştır. Farklı adsorpsiyon afinitelerine sahip çoklu bileşenli DOM karışımlarının adsorpsiyon davranışları sadece sıvı faz denge konsantrasyonunun bir fonksiyonu olan klasik Freundlich izotermi kullanarak özgün olarak tanımlanamaz. Öte yandan, log-log koordinatlarında lineer olan özgün bir karışım izotermi, DOM tutma kapasitesine karşı birim adsorban kütlesi başına adsorplanamayan organik maddenin (C_e/D_o) grafiğe çizilmesiyle elde edilebilir.

Modifiye edilmiş Freundlich izotermi (Denklem 2.6):

$$q_e = K_F \cdot (C_e/D)^n \quad \text{Denklem (2.6)}$$

q_e , denge anında adsorplanan miktar (adsorban kütlesine bölünmüş), C_e , çözelti fazındaki denge konsantrasyonu, K_F , heterojen sistemler için Freundlich kapasite parametresi ve n , adsorban üzerindeki enerji bölgelerinin dağılımını ve adsorpsiyon itici kuvvetlerinin büyüklüğünü gösteren bir logaritmik terimdir. K_F ve n parametrelerini belirlemek için, logaritması alınmış deneysel verilere lineer geometrik ortalama regresyon uygulanmaktadır.

2.3. Aktif Karbon

Aktif karbon gözenekli yapısı sebebiyle yüzey alanı genişliği, 1 gramında 2000 m²'ye ulaşabilen amorf yapıli karbon zinciridir (Türkyılmaz, 2011). Aktif karbonun yüzey alanının belirlenmesinde BET (Brunauer-Emmet-Teller) yöntemi kullanılmaktadır. BET cihazı ile numunenin gözenek hacmi, yüzey alanı gibi parametreleri hakkında bilgiler edinilebilmektedir. Ticari aktif karbonlar 500–2000 m²/g aralığında yüzey alanına erişebilmektedirler (Gündoğdu, 2010).

IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry) tarafından adsorbanlar için yapılan sınıflandırmaya göre aktif karbonun gözenek çapı ele alındığında üç grupta incelenmektedir;

$r < 2$ nm; mikro gözenek,

$2 < r < 50$ nm; mezo gözenekler,

$r > 50$ nm; makro gözenekler (Türkyılmaz, 2011).

Büyük ölçüde, heteroatomların (oksijen, nitrojen, hidrojen, kükürt ve fosfor gibi) karbon yapısında mevcudiyeti ile ilgili olarak aktif karbonların kimyasal özellikleri şekillenmektedir. Belirli derecede yüzey kimyasal heterojenliği tarafından belirlenmektedir (Snoeyink ve Weber, 1967; El-Sayed ve Bandosz, 2004). Aktif karbonun yüzeyinin asidik olması oksijen içeren yüzey gruplarına bağlı olmaktadır (Otake ve Jenkins, 1993; Ania vd. 2004; Shafeeyan vd. 2010). Aktif karbonun yüzeyinin bazı özellikleri grafen katmanlarının Lewis bazları gibi davranabilen delokalize 1r-elektronlarınıyla bağlantılıdır (Shafeeyan vd. 2010). Bazı özellik kısmen daha zor tespit edilmektedir (Taşkın, 2013).

2.3.1 Aktif Karbonların Asit ile Modifikasyonu

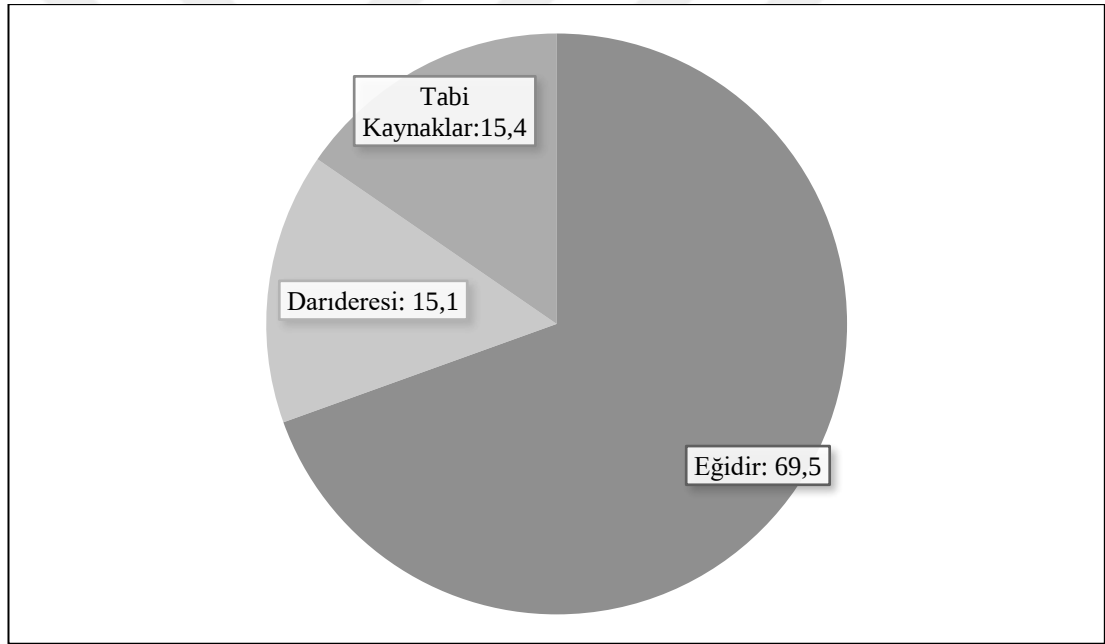
Aktif karbonun asit ile muamelesi gözenekli karbon yüzeyini okside etmek, asidik özelliklerini arttırmak, mineral elementleri gidermek ve yüzeyin hidrofilik özelliklerini geliştirmek için uygulanmaktadır (Shen vd., 2008). Sık kullanılan asit aktive edici ajanlar H₃PO₄, H₂SO₄ ve HNO₃'tür (Khanday vd., 2019). Literatürdeki çalışma örneklerinde aktif karbon farklı asitlerle modifikasyon uygulanarak adsorpsiyon prosesinde kullanılmıştır. Valentín-Reyes vd. (2019) tarafından yapılan çalışmada, yüzeylerinde farklı modifikasyon yöntemleri uygulanan aktif karbonların adsorpsiyon verimleri araştırılmıştır.

Aktif karbon yüzey modifikasyonu için nitrik asit ile oksidasyon, inert atmosfer altında ısıtma ve amonyak kullanılmıştır. Aktif karbonun nitrik asit ile oksidasyonu, Cr(VI)'nın yaklaşık %45'ini gidermiştir. Amonyak ile modifiye edilmiş aktif karbon yaklaşık %20 azalma sağlamıştır ve ısıl işlem görmüş aktif karbon %35'lik Cr(VI) gidermiştir. Liu vd. (2017)'nin yaptıkları çalışmada ise aktif karbon, FeCl₃ ile modifiye edilmiştir. Orijinal ve modifiye edilmiş aktif karbonlar ile sülfamethazinenin adsorpsiyonu incelenmiştir. Modifikasyon işlemi sonrasında adsorpsiyon veriminin arttığı gözlenmiştir. Ihsanullah vd. (2016) çalışmalarında, sulu çözeltiden Cr(VI) giderilmesi için ham ve modifiye aktif karbon uygulamasını ele almışlardır. Adsorbanın yüzeyi nitrik asit ile modifiye edilmiştir. Ham ve modifiye edilmiş adsorbanlar ile %92 - %99 giderim verimleri tespit edilmiştir.

ShamsiJazeyi ve Kaghazchi (2010) yaptıkları çalışmada, nitrik asit ile modifiye edilmiş aktif karbonun ve ham aktif karbonun Hg(II) adsorpsiyon verimi karşılaştırılmıştır. Aktif karbonun nitrik asitle modifikasyonunun Hg(II) adsorpsiyon kapasitesini arttırdığı görülmüştür. Başka bir çalışmada ise Villacañas vd. (2006) tarafından, modifiye edilmiş aktif karbonlar üzerinde model aromatik bileşiklerin (fenol, anilin, nitrobenzen) adsorpsiyonu araştırılmıştır. Sonuç olarak orijinal aktif karbonun en yüksek adsorpsiyon kapasitesine sahip olduğu gözlemlenmiştir. Strelko Jr ve Malik (2002)'in çalışmalarında, ticari aktif karbon Chemviron F 400 nitrik asit ile oksidasyon yoluyla modifiye edilmiştir. Oksidasyon işleminden sonra yüzey alanı ve gözenek hacmi azalmıştır. Ancak karbon yüzeyi asidik hale gelmiştir böylece karboksilik grupların yüzey fonksiyonel grupları içinde baskın olduğu gözlemlenmiştir.

3. MATERYAL VE METOT

Su numuneleri Isparta Eğirdir Gölü ve Darıderesi göletinden alınmıştır. Isparta Belediyesi'ne ait bir adet içme suyu arıtma tesisi mevcut olup, Eğirdir Gölü ve Darıderesi Göleti'nden içme ve kullanma suyu temin edilmektedir. Eğirdir Gölü 517 km² yüz ölçümüne sahiptir ve Türkiye'nin 4. büyük gölüdür. Kuzey güney uzunluğu 50 km olan, doğu-batı genişliği ise 3 ila 15 km arasında değişir. Takriben 3.309 km² lik bir havzanın sularını toplamaktadır, maksimum su seviyesi hacmi 4.001,180 hm³'tür. Darıderesi Göleti'nin normal su seviyesi 1.061,0 m, normal su seviyesi hacmi, 3,61 hm³, minimum su seviyesi hacmi 0,125 hm³'tür (ÇED,2021; Isparta Belediyesi, 2022). Isparta içme suyu ihtiyacının büyük bir bölümü tesislere gönderilen Eğirdir Gölü suları ile karşılanmaktadır (Şekil 3.1).



Şekil 3.1. Isparta içme suyu kaynakları dağılımı (ÇED 2021; Isparta Belediyesi, 2022)

Numuneler bu tesisin girişinden temin edilmiştir. Isparta'da diğer bir içme suyu kaynağı olan Darıderesi Göleti'nden ise direkt ham su alımı yapılmıştır. Adsorpsiyon yöntemi kullanılarak içme suyu numunelerinden DOM giderimi amaçlanmıştır. Adsorban olarak ticari toz aktif karbon (TAK) kullanılmıştır. TAK, giderim veriminin artması amacıyla farklı asitlerle modifiye edilmiştir. Sülfonik asit modifikasyonu uygulanan TAK adsorpsiyonu ile en yüksek verim amaçlanmıştır.

3.1. Numunelerin Alınması ve Saklanması

Numune örnekleri, 15 L hacimli su bidonlarında getirilmiştir. Ham suyun fizikokimyasal (pH, sıcaklık, askıda katı madde (AKM), toplam organik karbon (TOK), Ultraviole absorbansı (UV_{254}), Spesifik UV absorbansı ($SUVA_{254}$)) özellikleri belirlenmiştir. İçme suyu arıtma tesisinden alınan numuneler en kısa sürede laboratuvara getirilmiş ve +4 °C’de muhafaza edilmiştir.

3.2. Adsorban Temini

Kullanılacak TAK Norit SX FCAT marka olarak Sigma Alldrich firmasından tedarik edilmiştir (Şekil 3.2).



Şekil 3.2. Ticari aktif karbon

Modifikasyon işleminde klorosülfonik asit ve nitrik asit tercih edilmiştir. Ticari aktif karbon, orijinal (ham) ve asit modifiyesi uygulanmış şekilleriyle tartılmış, cam şişelere konulmuştur. Şişeler üzerine uygun kodlamalar ile etiketlenmiştir (Şekil 3.3).



Şekil 3.3. Hazırlanmış ticari aktif karbonlar

3.3. Deneysel Prosedür

Tez kapsamında uygulanan deneysel prosedür özeti aşağıdaki çizelgede kısaca verilmiştir (Çizelge3.1).

Çizelge 3.1. Deneysel prosedür özeti

İçme Suyu Kaynağı	Adsorban	Modifikasyon Yöntemi	Kirletici	Arıtım Yöntemi	Analizler
Eğirdir Gölü, Darıderesi Göleti	Norit SX F CAT (Orijinal toz AK)	Nitrik Asit, Sülfonik Asit	DOM	Adsorpsiyon	ÇOK, UV ₂₅₄
YAPILAN ANALİZLER					
Su Kaynağı Özellikleri	pH, İletkenlik, AKM, TOK, UV, SUVA				
AK Karakterizasyonu	BET, Por hacmi, por genişliği, pH _{pzc} , Yüzey asitliği-bazıklığı				
KİNETİK TESTLER					
Sülfonik AK	Kinetik Süreler		DOZ		
Eğirdir su kaynağı	1 2, 4, 6, 8, 10, 12, 24, 48, 72, 96		100 mg/L		
Darıderesi su kaynağı	sa				
İZOTERM TESTLER					
Orijinal, Sülfonik, Nitrik AK	SÜRE		SEÇİLEN DOZLAR		
Eğirdir su kaynağı (doğal pH)	24 sa		1, 2.5, 5, 10, 25, 50, 75, 100, 200 mg/L		
Darıderesi su kaynağı (doğal pH)					
Orijinal, Sülfonik, Nitrik AK	SÜRE		SEÇİLEN DOZLAR		
Eğirdir su kaynağı pH:7	24 sa		1, 2.5, 5, 10, 25, 50, 75, 100, 200 mg/L		
Darıderesi su kaynağı pH:7					

3.3.1. Modifikasyon çalışmaları

3.3.1.1. Sülfonik asit ile modifikasyon

Aktif karbonun sülfonik asit ile fonksiyonlama işleminde Goswami vd. (2017)'nin uyguladığı prosedür kullanılmıştır. 30 gr kurutulmuş aktif karbon tartılarak üzerine 900 ml CH_2Cl_2 (diklormetan) çözeltisi ilave edilmiş ve sonrasında 45 dakika boyunca ultrasonik banyoda karıştırılmıştır. 30 ml klorosülfonik asit oda sıcaklığında 30 dakika soğutulmuştur ve çözeltiye damla damla ilave edilmiştir. İlave edilen klorosülfonik asitin tamamen dağılması için karışım 3 saat daha karıştırıcıda çalkalanmıştır. İşlem sonrasında elde edilen ürün süzülüş, etanol ve su ile yıkanmıştır. Yıkama sonrasında 80 °C'de kurutulmuştur. Aktif karbonlar sabit tartıma gelene kadar belli aralıklarla tartımlar yapılmıştır.

3.3.1.2. Nitrik asit ile modifikasyon

Aktif karbonun nitrik asit ile fonksiyonlama işleminde Guha vd. (2007)'nin geliştirdiği prosedür uygulanmıştır. Adsorbanlar modifikasyondan önce saf su ile yıkanmış, 105 °C'de etüvde kurutulmuştur. 15 g aktif karbon 500 ml 2,5 M HCl çözeltisine eklenmiştir. 120 °C'de 18 saat boyunca çalkalanmıştır. Nitrik asit ile fonksiyonlama aşamasına geçildiğinde numune, erlen içinde manyetik karıştırıcı kullanılarak 1 L 7 M'lık HNO_3 ile 16 saat boyunca 120 °C'de işlem görmüştür. Karıştırma sonrasında aktif karbon, erlen içinde çöktürülerek asit fazından ayrılmıştır. İzlenen sonraki aşamada, sabit bir pH (~5-6) değerine ulaşmaya kadar numuneler saf su ile yıkanmıştır. Son olarak, yıkama işlemi sonrasında örnekler 60-70 °C'de vakumlu etüvde kurutulmuştur. Aktif karbonların kurduğundan emin olmak için sabit tartıma gelene kadar belli aralıklarla tartımlar yapılmıştır.

3.3.2. Kinetik ve izoterm çalışmaları

Kinetik Testleri: Su örneklerinde çözünmüş organik karbon (ÇOK) parametresi baz alınmıştır. Numuneler 1 L, 500 ml, 250 ml ve 100 ml'lik teflon kapaklı kahverengi şişelere konulmuştur. Numuneler doğal pH değerlerinde ve pH'sı $7 \pm 0,1$ arasında olacak şekilde NaOH ya da H_2SO_4 ile ayarlanmış şekilleriyle iki set konulmuştur. Belirlenen temas süresi boyunca çalkalayıcıda yatay şekilde 100 rpm'de çalkalanmıştır (Şekil 3.4). Literatürde organik maddelerin aktif karbon ile arıtımında adsorbanların

dengeye gelme süreleri araştırılmıştır. Bundan dolayı, kinetik testlerin süreleri 1, 2, 4, 6, 8, 10, 12, 24, 48, 72, 96 saat olarak belirlenmiştir. Adsorbanların dengeye ulaşma süreleri belirlendikten sonra, bu süre kullanılarak izoterm deneyleri gerçekleştirilmiştir. Her bir temas süresi sonunda numune süzölmüştür. Numune süzme işleminden önce, filtreler saf su süzölerek temizlenmiştir. ÇOK ve UV₂₅₄ analizleri gerçekleştirilmiştir. ÇOK sonuçları dikkate alınarak gerekli kinetik hesaplamalar yapılmış, kinetik modeller belirlenmiştir.



Şekil 3.4. Yatay karıştırıcı

İzoterm Testleri: Numuneler 1 L, 500 ml, 250 ml ve 100 ml’lik teflon kapaklı kahverengi şişelere konulmuştur. Numuneler doğal pH değerlerinde ve pH’sı $7\pm0,1$ arasında olacak (NaOH ya da H₂SO₄ ile ayarlanmış) şekilleriyle iki set konulmuştur (Şekil 3.5). Adsorban 1 mg/L ile 200 mg/L arasında değişen dozlarda çözeltiye eklenmiştir, 100 rpm’de kinetik testler ile belirlenen temas süresince 100 rpm’de çalkalanmıştır. Temas süresi sonrasında, numuneler süzölmüştür. Numune süzme işleminden önce saf su süzölerek filtre temizlenmiştir. TOK ve UV₂₅₄ analizleri gerçekleştirilmiştir. Bulunan verilerin Freundlich, Langmuir vb. adsorpsiyon modellerine uygunluğu saptanmıştır. Bu sayede adsorpsiyon modellerindeki katsayılar bulunmuştur.



Şekil 3.5. Hazırlanan deney seti örneği

3.3.3. Analitik metotlar

pH: Elektrometrik metoda (Standard Metot 4500-H+) göre Milwaukee MW 102 pH/Temp Meter cihazı kullanılarak ölçülmüştür.

İletkenlik: Standard Metot 2510B'ye göre WTW Multi 340i/Set cihazı kullanılarak ölçülmüştür.

Askıda Katı Madde (AKM) Tayini: Standard Methot 1989 S.2-75, GEMS S.22'ye göre ölçülmüştür. AKM ölçümünde numunelerde bulunan askıda katı maddenin filtrelenerek (0,45 μ m filtre kağıdı kullanılmıştır) ayrıştırılması ve kalan süzüntüye göre hesaplamaları yapılmaktadır. Şekil 3.6'da 0,45 μ m filtre kağıdı örneği verilmiştir.



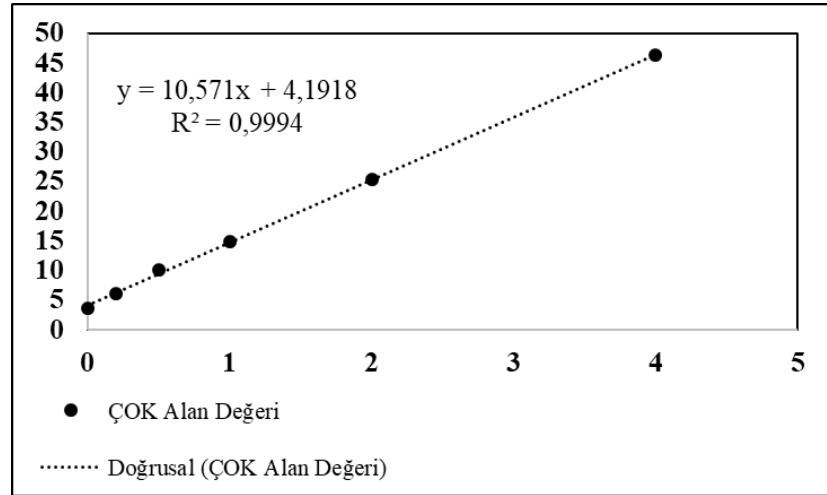
Şekil 3.6. 0,45 μ m Filtre kâğıdı

TOK Analizi: Numunelerin toplam organik karbon içeriği yüksek sıcaklıkta yanma metoduna (Standart Metot 5310B) göre TOC-L CPH (Shimadzu) cihazında (Şekil 3.7) tayin edilmiştir.



Şekil 3.7. TOK ölçüm cihazı

Potasyum hidrojen fitalat (EM-PX1476-3, EMD) kullanılarak 0,2-8 mg/L aralığında 6 tane kalibrasyon standardı hazırlanmıştır. Standartlara göre grafik oluşturulmuştur (Şekil 3.8). Cihazda ölçümü yapılmıştır.



Şekil 3.8. Kalibrasyon grafiği

UV absorbansı: UV-visible spektrofotometre (UV-1700, Shimadzu) (Şekil 3.9) kullanılarak 254 nm’de ölçülmüştür. Ölçümler üçlü ölçüm temelinde gerçekleştirilerek sonuçların ortalaması alınmıştır.



Şekil 3.9. UV ölçüm cihazı

SUVA₂₅₄: Hesaplama ile bulunmuştur. Belirli dalga boyunda, absorbansın SUVA değeri organik karbon miktarının bir fonksiyonudur (Bekaroğlu, 2007). Bu nedenle, SUVA, DOM reaktivitesini ve giderilebilirliğini değerlendirirken kullanılan bir parametredir (Fabris vd., 2008).

4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA

DOM adsorpsiyonu için TAK, orijinal ve asit modifikasyonu uygulanmış şekliyle Eğirdir Gölü ve Darıderesi Göleti ham sularında kullanılmıştır. Bulgular aşağıda başlıklar halinde incelenmiştir.

4.1. Eğirdir Gölü Ham Su Karakterizasyonu

Isparta Belediyesi İçme Suyu Arıtma Tesisi girişinden alınan Eğirdir Gölü ve Darıderesi göleti içme suyundan alınan numuneler laboratuvara getirilerek fizikokimyasal parametre analizleri (Çizelge 4.1) gerçekleştirilmiştir. Ham su değerleri İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkındaki yönetmelikte belirtilen sınır değerlere göre yorumlanmıştır (İTASHY, 2005).

Çizelge 4.1. İçme suyu karakterizasyonu

Su Kalite Parametreleri	Birim	Darıderesi Ham Su	Eğirdir Ham Su
pH	-	8,16	8,55
İletkenlik	$\mu\text{S/cm}$	340	384
ÇOK	mg/L	0,96	4,8
TN	mg/L	0,12	0,51
UV ₂₅₄	cm^{-1}	0,0266	0,0523
SUVA ₂₅₄	L/mg.m	2,771	1,090
AKM	mg/L	5	3

İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik (2005)'de pH için belirlenmiş olan sınır değerler 6,5-9,5 arasındadır. Eğirdir Gölü ham suyu pH'ı 8,55 ile verilen sınır değerler arasındadır. Çalışma kapsamında ölçülmüş pH değerleri daha önce Eğirdir Gölü'nde gerçekleştirilmiş olan çalışmalarla uyum içindedir (Yiğit ve Altındağ, 2006; Beyhan ve Kaçikoç, 2014; Kır vd., 2015; Yağcı vd., 2016; Bulut ve Kubilay, 2019; Kırkan ve Şençimen, 2021). Darıderesi ham suyu pH'ı 8,16 ile verilen sınır değerler arasındadır. Darıderesi göleti kurulduğundan su karakterizasyonunda değişim olmuştur, suyun karakterizasyonu önceki çalışma bulgularıyla yakın bulunmuştur (Kılıç 2013; Varol ve Davraz, 2016).

İletkenlik parametresi İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik (2005)'te 2500 $\mu\text{S/cm}$ olarak belirtilmiştir. Eğirdir Gölü'nün iletkenlik değeri 384 $\mu\text{S/cm}$ 'dir. Eğirdir Gölü'nde yapılan diğer çalışmalarla uyumludur (Yiğit ve Altındağ, 2006;

Beyhan ve Kaçıkoc, 2014; Bulut ve Kubilay, 2019; Kırcan ve Şençimen, 2021). Darıderesi iletkenlik değeri ise 340 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 'dir. Yüzey suları için ÇOK değeri 1-20 mg/L'dir. Eğirdir Gölü'nün ÇOK değeri 4,8 mg/L ölçülmüştür Darıderesi göleti ham su kaynağının ÇOK değeri ise Eğirdir gölünde oldukça düşüktür ve 0,96 mg/L tespit edilmiştir. Bu durum Eğirdir gölünde DOM miktarının oldukça yüksek olduğunu göstermektedir.

Belirli bir dalga boyundaki UV absorbansının ÇOK konsantrasyonuna göre normalize edilmesiyle elde edilen normalize değer absorptivite veya spesifik UV absorbansı (SUVA) olarak adlandırılır. DOM bulunan sularda SUVA değeri 3'ten büyükse DOM içeriği hidrofobik özelliktedir. SUVA değeri 3'ten küçükse DOM içeriği hidrofiliktir. (Kitis vd., 2002; Her vd., 2008). DYÜ'lerin yaygın olarak tespit edilen türlerinden rihalometanların (THM'ler) oluşumunun SUVA₂₅₄ değeri ile bağlantılı olduğu bildirilmiştir (Ates vd., 2007; Li vd., 2022). Eğirdir Gölü'nün ÇOK değeri 4,8 mg/L'dir. Eğirdir Gölü SUVA değeri 1,09 L/mgÇOK.m ile hidrofilik yapıda olduğu tespit edilmiştir. SUVA değeri Darıderesi ham suyunun ÇOK değeri 0,96 mg/L'dir. SUVA değeri 2,77 L/mgÇOK.m hesaplanmıştır. Bu durum Darıderesi göleti ham suyunun hidrofilik yapıda olduğunu ifade etmektedir.

4.2. Adsorbanların Karakterizasyonu

Orijinal Norit ticari toz aktif karbon nitrik asit ve sülfonik asit ile modifiye edilmiş ve karakterizasyon analizleri gerçekleştirilmiştir. Modifikasyonun yüzey alanı ve gözenek özelliği üzerinde meydana getirdiği değişiklikleri anlamak için N₂ adsorpsiyon-desorpsiyon izotermi kullanılmıştır. Bu izotermi kullanılarak elde edilen gözenek yapı özellikleri Çizelge 4.2'de verilmiştir. Nitrik asit ve sülfonik asit modifikasyonun her ikisinin de aktif karbon yapısal özellikleri üzerinde değişikliklere neden olmuştur. BET yüzey alanı metoduyla 77 K'deki sıvı azot ortamında, azot (N₂) gazı adsorpsiyonu tekniğine dayalı olarak yüzey alanı ve gözeneklilik ölçümü sonuçları nitrik asit ve sülfonik asit modifikasyonu sonucu farklılık göstermiştir.

Çizelge 4.2. Orijinal ve modifiye edilmiş toz aktif karbon numunelerinin gözenek yapı karakterizasyonu ve pH_{pzc} değerleri

Adsorban	BET Yüzey Alanı S _{BET} (m ² g ⁻¹)	Toplam Gözeneklilik Hacmi (cm ³ g ⁻¹)	Gözenek Genişliği (nm)	pH _{pzc}
Norit-O	656,6	0,78	4,74	7,8
Norit-N	855,05	0,85	3,98	2,88
Norit-S	635,61	0,78	4,91	2,90

Not: S_{BET}: Brunauer-Emmett-Teller teorisi ile hesaplanan yüzey alanı; Gözenek genişliği: Adsorpsiyon ortalama gözenek genişliğini (BET 4V/A) noktasını temsil etmektedir. pH_{pzc}: sıfır yük noktası

Nitrik asit modifikasyonu sonucu Norit-O yüzey alanı %30 artış göstermiştir. Bazı araştırmalar nitrik asit ile modifikasyon sonrası daha yüksek yüzey alanı oluşumunu, asit-külün çözülmesi ve bazı tıkalı gözeneklerin açılmasıyla ilişkilendirmişlerdir (ShamsiJazeyi ve Kaghazchi, 2010). Norit-N adsorbanının gözenek hacmi 0,78 cm³/g'den 0,85 cm³/g değerine artış göstermiştir. AK'nın nitrik asit modifikasyonu sonucu BET yüzey alanında ve toplam gözenek hacminde artış çeşitli araştırmacılar tarafından da bildirilmiştir (Aguiar vd., 2016; Suo vd., 2019). Sülfonik asit modifikasyonu sonrasında ise yüzey alanı ise 656,6 m²/g'den 635,62 m²/g değerine küçük bir azalma ile sonuçlanırken, gözenek hacminin sabit kaldığı gözlenmiştir. Literatürde sadece Goswami ve Phukan (2017) klorosülfonik asit ile AK modifikasyonunu araştırmış ve BET yüzey alanının ve gözenek hacminin azaldığı sonucuna varmıştır.

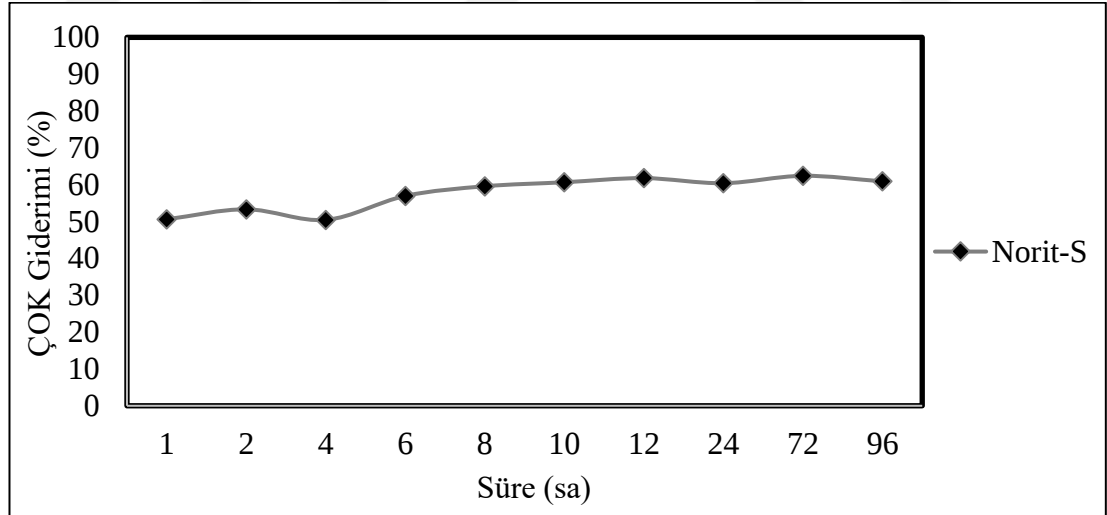
Aktif karbonda tipik olarak 3 gözenek sınıfı mevcuttur bunlar 50 nm'den büyük olanlar makro gözenekler, 2 ila 50 nm arasında mezo porlar ve 2 nm'den küçük mikro gözenekler olarak sınıflandırılmaktadır (Smíšek ve Černý, 1970). Tüm adsorbanlarda 2 ila 5 nm arasında değişen mezo gözenek yapısına sahip olduğu görülmüştür. Nitrik asit modifikasyonu sonucu gözenek genişliği, yüzey alanı ve gözeneklilik hacmi artışından farklı olarak azalmıştır. Bu durum nitrik asit modifikasyonu sırasında bazı mezo gözenekler bloke edilerek azalmasına bağlanabilir.

pH_{pzc} ölçümleri karbonun nötr olarak yüklendiği yerlerde çözelti pH'sını belirleyen sıfır yük noktasını ifade etmektedir (Iacalac ve Kallay, 1992; Boehm, 2002). pH_{pzc}'nin altındaki pH'da, adsorban yüzeyi pozitif olarak yüklenir ve pH_{pzc}'nin üzerindeki bir pH'da yüzey negatif olarak yüklenmektedir. Bu durum adsorpsiyonda adsorbat-

adsorban sistemini, dolayısıyla kirletici giderim kapasitesini etkilemektedir (Dabrowski vd., 2005). Aktif karbonların pH_{PZC} değerleri, pH denge durumuna ulaştırma metodu (Karanfil, 1995) ile belirlenmiştir. Tüm adsorbanların pH_{PZC} değerleri Çizelge 4.2’de verilmiştir. Modifikasyon sürecine bağlı olarak tüm modifiye adsorbanların Norit-O adsorbanından daha düşük pH_{PZC} değerlerine sahip olduğu gözlenmiştir. Bu, asidik özelliklerin bu adsorbanlarda daha baskın olduğunu ve diğerlerine göre daha fazla sayıda zayıf asidik fonksiyonel grupların bir sonucu olduğunu göstermektedir (Gökçe ve Aktaş., 2014). Bu durumun içme suyundan DOM adsorpsiyonunda avantaj sağlayacağı düşünülmektedir. Genel olarak adsorbanların karakterizasyon sonuçları her iki modifikasyon yönteminin de AK’nın yapısal ve kimyasal özelliklerini değiştirmede etkili olduğunu göstermiştir.

4.3. Kinetik Deney Bulguları

Kinetik deneylerinde TAK sülfonik asit ile modifiye edilerek kullanılmıştır. Testlerde 100 mg/L sabit adsorban dozunda farklı süreler (1, 2, 4, 6, 8, 10, 12, 24, 72, 96 saat) denenmiştir. Belirlenen temas süreleri sonucunda ÇOK giderim verimleri (%) Şekil 4.1’de verilmiştir.



Şekil 4.1. Eğirdir Gölü numunesi ÇOK giderim verimi (%).(Adsorban: Norit marka AK. Modifikasyon: Sülfonik asit. Temas süresi: 96 saat.)

Giderim verimleri genellikle süre ile doğru orantılı ilerlemiştir. Organik madde giderim çalışmaları incelendiğinde, adsorpsiyon verimi denge süresinin aktif karbon türüne, yapısına ve miktarına bağlı olarak değişkenlikler gösterdiği belirtilmiştir (Karanfil vd., 2005; Uyak vd., 2007; Dolas vd., 2011). Darıderesi su numunesi için de

kinetik çalışılmıştır. İlk 4 saatte %90 oranında giderim verimi elde edilmiştir. Giderim verimleri dikkate alındığında 8 saatlik temas süresinin adsorpsiyon dengesi için yeterli olduğu görülmüştür. Ancak kullanılan farklı su numuneleri ve farklı TAK modifikasyon çeşitleri sebebiyle güvenli aralıkta kalmak ve hem kendi çalışmamızı hem de literatürdeki diğer çalışmaları karşılaştırabilmek için temas süresi 24 saat olarak seçilmiştir. Ayrıca 24 saat laboratuvar çalışmalarının koordine yürütülmesi için de avantaj sağlamıştır.

Bulgular diğer çalışmalarla paralellik göstermiştir. Özden (2002) çalışmasında AK ile %61 adsorpsiyon verimi sağlanmıştır. Kristiana ve Heitz (2011) TAK çalışmasıyla giderim verimini %70 oranında tespit etmiştir. Benzer şekilde Luukkonen vd. (2014) çalışmasında farklı türde TAK kullanmış ve %68 ÇOK giderim verimi gözlemlemiştir. Uyak vd. (2007) içinde Norit marka da dâhil olmak üzere farklı TAK uygulamaları yapmıştır ve en yüksek %75 giderim verimi gözlemlemiştir. Farklı olarak ise Szlachta ve Adamski (2009) pıhtılaşma yöntemine destek olarak ilave edilen TAK ile %90 ÇOK adsorpsiyon verimi elde etmiştir.

Kullanılan adsorbanların adsorpsiyon kinetiğini tanımlamak için pseudo birinci derece model ve pseudo ikinci derece model kinetik modelleme çalışılmıştır. Elde edilen değerler Çizelge 4.3'te verilmiştir.

Çizelge 4.3. Orijinal ve modifiye edilmiş adsorbanların dom adsorpsiyonu için kinetik parametreler

		Pseudo 1. Derece Kinetik Model			Pseudo 2. Derece Kinetik Model		
Adsorbanlar		q _e	K1	R ²	q _e	K2	R ²
Darderesi Eğirdir Gölü	Norit-O	0,11	0,14	0,75	57,8	0,0809	0,99
	Norit-S	0,13	0,12	0,39	51,54	-0,009	0,92
	Norit-O	0,67	0,02	0,05	18,18	0,31	0,99
	Norit-S	0,7	0,06	0,26	14,22	-8,98	0,99

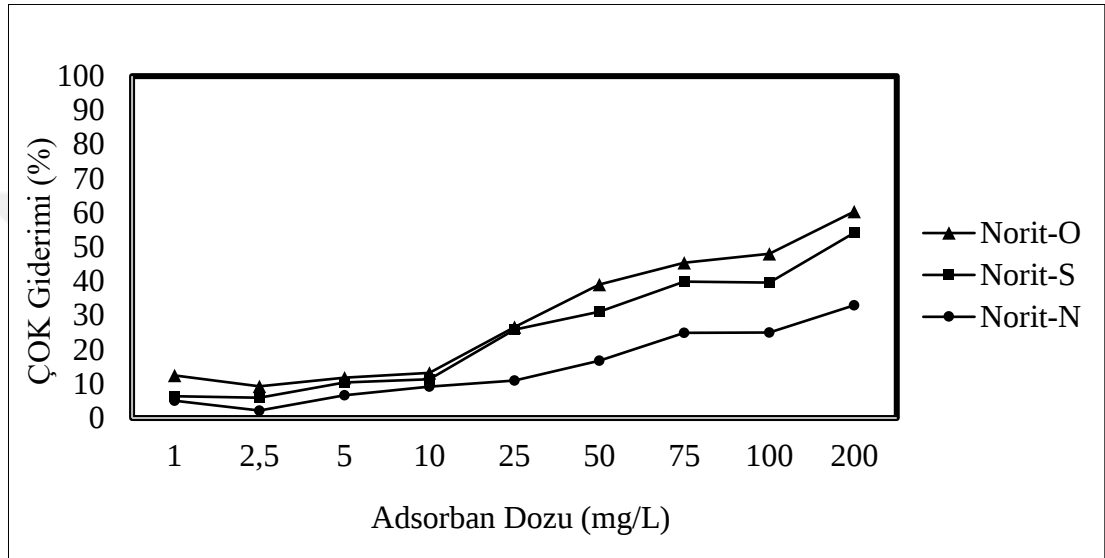
Adsorpsiyon çalışmasının pseudo 2. Dereceden hız modeli ile uyum gösterdiği tespit edilmiştir. q_e değerleri orijinal aktif karbon çalışmalarında daha yüksek çıkmıştır. Sülfonik asit modifikasyon çalışmalarında K_2 değerinin oldukça düşük olduğu görülmüştür. Sonuçlara göre R^2 değerinin 2. Derece kinetik modelinde yüksek olduğu tespit edilmiştir. Eğirdir Gölü su numunesi ve Sülfonik asit modifiye edilmiş AK ile yapılan deney harici en yüksek R^2 değeri 0,99 olarak tespit edilmiştir. Literatürdeki benzer hesaplamalarda Özer (2020) tarafından AK ile sulu çözeltilerden amoksisilin giderimi çalışmasında yalancı birinci ve yalancı ikinci derece modellerin parametre sonuçlarına göre, yalancı ikinci dereceden kinetik modelinin R^2 değerinin üç farklı sıcaklık için 0,9996'dan büyük olduğu tespit edilmiştir. Türkyılmaz ve Işınkaralar (2020) sulu çözeltilerden aktif karbon üzerine adsorpsiyon ile antibiyotiklerin giderimi çalışmasında freundlich izotermi için korelasyon katsayılarını 0,94-0,99 değerleri arasında tespit etmiştir.

4.4. İzoterm Deney Bulguları

Tez kapsamında Orijinal TAK, Norit-O; Sülfonik asit ile modifiye edilmiş TAK Norit-S; Nitrik asit ile modifiye edilmiş TAK Norit-N kodlamalarıyla grafiklerde ifade edilmiştir. Eğirdir Gölü ve Darıderesi Göleti için ayrı ayrı deney setleri konulmuştur. Farklı TAK türlerine ek olarak su numunelerinin pH değeri 7'e ayarlanarak elde edilen örneklerin izoterm çalışması da yapılmıştır. Öncelikle doğal pH değeri çalışmaları açıklanmıştır.

TAK adsorpsiyonu ile Eğirdir Gölü % ÇOK giderim verimi (Şekil 4.2) belirlenirken 24 saat boyunca 1, 2.5, 5, 10, 25, 50, 75, 100 ve 200 mg/L olmak üzere 9 farklı doz denenmiştir. Dozların Norit-O % giderim verimleri bir önceki cümledeki konsantrasyonlara göre sırasıyla %12; %9; %12; %13; %27; %39; %45; %48; %60 olarak hesaplanmıştır. En iyi giderim verimi %60 ile 200 mg/L adsorban dozundadır. Terkos gölünde norit AK ile yapılan bir çalışmada en yüksek ÇOK giderim verimini %75 olarak bulunmuştur (Uyak vd., 2007). Norit-S adsorbanı için aynı dozaj ve sürelerde dozların % giderim verimleri sırasıyla %6; %6; %10; %11; %26; %31; %40; %40; %54 olarak hesaplanmıştır. En iyi giderim verimi %54 ile 200 mg/L adsorban dozundadır. Aynı dozaj ve sürelerde Norit-N dozların % giderim verimleri sırasıyla %5; %2; %7; %9; %11; %17; %25; %25; %33 olarak hesaplanmıştır. En iyi giderim verimi %33 ile 200 mg/L adsorban dozundadır. En yüksek giderim verimi Norit-O ile

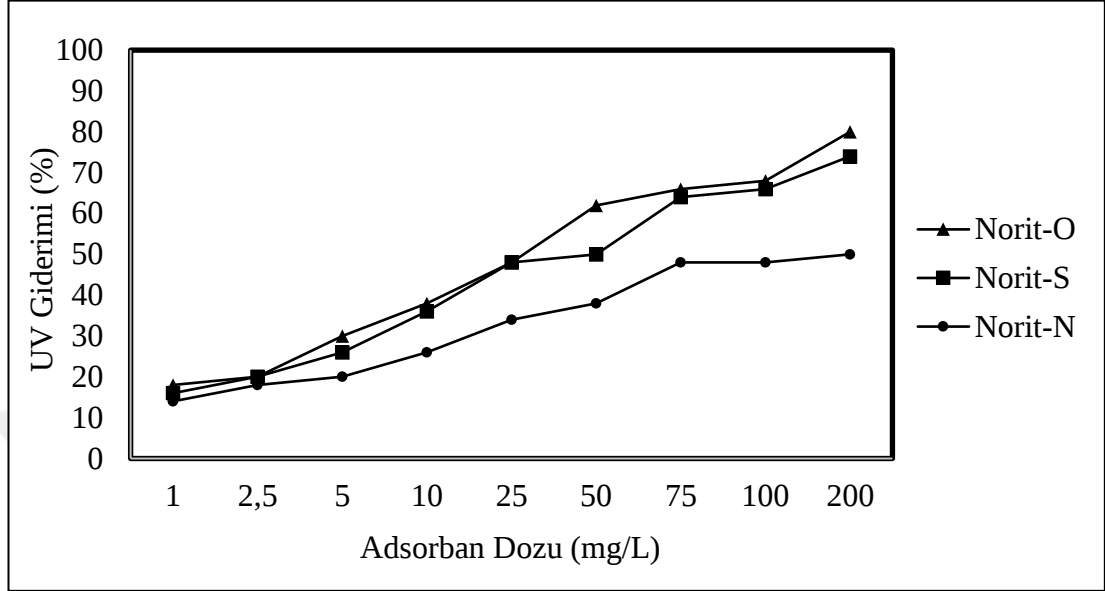
çalışma sonucu elde edilmiştir. Bazı literatür örneklerinde, Jacangelo vd. (1995) giderim çalışmasında %55 ÇOK adsorpsiyonu elde etmişlerdir. Kristiana ve Heitz (2011) %70 oranında ÇOK giderimi elde etmişlerdir. Joseph vd. (2012) koagülasyon prosesine ek olarak ilave edilen TAK çalışması ile %90 giderim verimi elde etmişlerdir. Luukkonen vd. (2014) %42 ile %68 arasında giderim verimleri tespit etmişlerdir. Marais vd. (2018) ise %28 verim kaydetmişlerdir. Yapılan çalışma sonuçları ile literatürdeki sonuçlar paralellik göstermiştir.



Şekil 4.2. Eğirdir Gölü numunesi ÇOK giderim verimi (%) (Adsorban: Norit marka AK. Modifikasyon çeşitleri: Sülfonik asit, nitrik asit. Temas süresi: 24 saat)

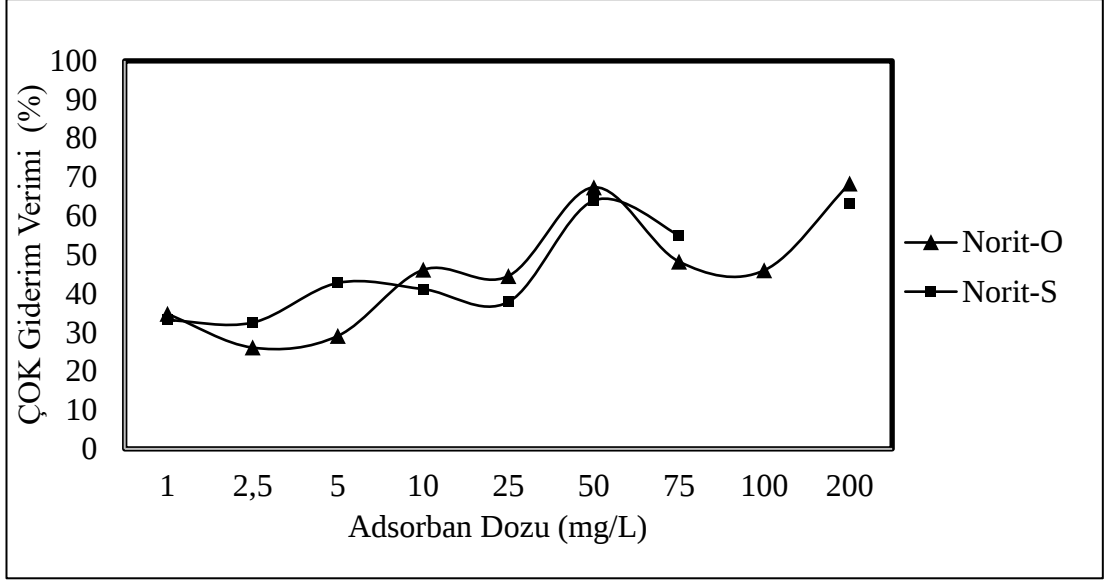
TAK adsorpsiyonu ile Eğirdir Gölü % UV_{254} giderim verimi (Şekil 4.3) belirlenirken 24 saat boyunca 1, 2,5, 5, 10, 25, 50, 75, 100 ve 200 mg/L olmak üzere 9 farklı doz denenmiştir. Dozların Norit-O % giderim verimleri sırasıyla %18; %20; %30; %38; %48; %62; %66; %68; %80 olarak hesaplanmıştır. En iyi giderim verimi %80 ile 200 mg/L adsorban dozundadır. Sulu çözeltilerde yapılan çeşitli çalışmalarda orijinal AK ile UV_{254} giderimlerininin %74-84 arasında değiştiği bildirilmiştir (Park vd., 2019; Boumaraf vd., 2022). Norit-S için aynı dozaj ve sürelerde dozların % giderim verimleri sırasıyla %16; %18; %26; %32; %46; %48; %62; %66; %74 olarak hesaplanmıştır. En iyi giderim verimi %74 ile 200 mg/L adsorban dozundadır. Norit-N adsorbanı için aynı dozaj ve sürelerde dozların % giderim verimleri sırasıyla %14; %16; %20; %26; %32; %38; %46; %48; %50 olarak hesaplanmıştır. En iyi giderim verimi %50 ile 200 mg/L adsorban dozundadır. En yüksek giderim verimi Norit-O çalışması sonucu elde edilmiştir. Literatürdeki bazı çalışmalarda, Szlachta ve Adamski (2009) %77 giderim

verimi tespit etmişlerdir. Sgroi vd. (2018) SUVA değerleri 2,3 ile 3,4 olan su numuneleri ile çalışmışlardır. Çalışmaları sonucunda dozajlara bağlı olarak %10-%80 aralığında UV₂₅₄ giderim verimi tespit etmişlerdir.



Şekil 4.3. Eğirdir Gölü numunesi UV giderim verimi (%) (Adsorban: Norit marka AK. Modifikasyon çeşitleri: Sülfonik asit, nitrik asit. Temas süresi: 24 saat.)

TAK adsorpsiyonu ile Darıderesi Göleti % ÇOK giderim verimi (Şekil 4.4) belirlenirken 24 saat boyunca 1, 2.5, 5, 10, 25, 50, 75, 100 ve 200 mg/L olmak üzere 9 farklı doz denenmiştir. Dozların Norit-O % giderim verimleri sırasıyla %35; %26; %29; %46; %45; %67; %48; %46; %68 olarak hesaplanmıştır. En iyi giderim verimi %68 ile 200 mg/L adsorban dozundadır. Norit-S adsorbanının % giderim verimleri sırasıyla %33; %33; %43; %41; %38; %64; %55; %61; %63 olarak hesaplanmıştır. En iyi giderim verimi %64 ile 50 mg/L adsorban dozundadır. En yüksek ÇOK giderim verimi Norit-O adsorbanında elde edilmiştir. Norit-N deney sonuçlarında sorun tespit edildiği için tabloya eklenmemiştir. Literatürdeki araştırmacılardan Huang vd. (2020) TAK adsorpsiyonunun iyi verimde çalıştığını raporlamışlardır. Marais vd. (2018) %86 UV giderim verimi tespit etmişlerdir.



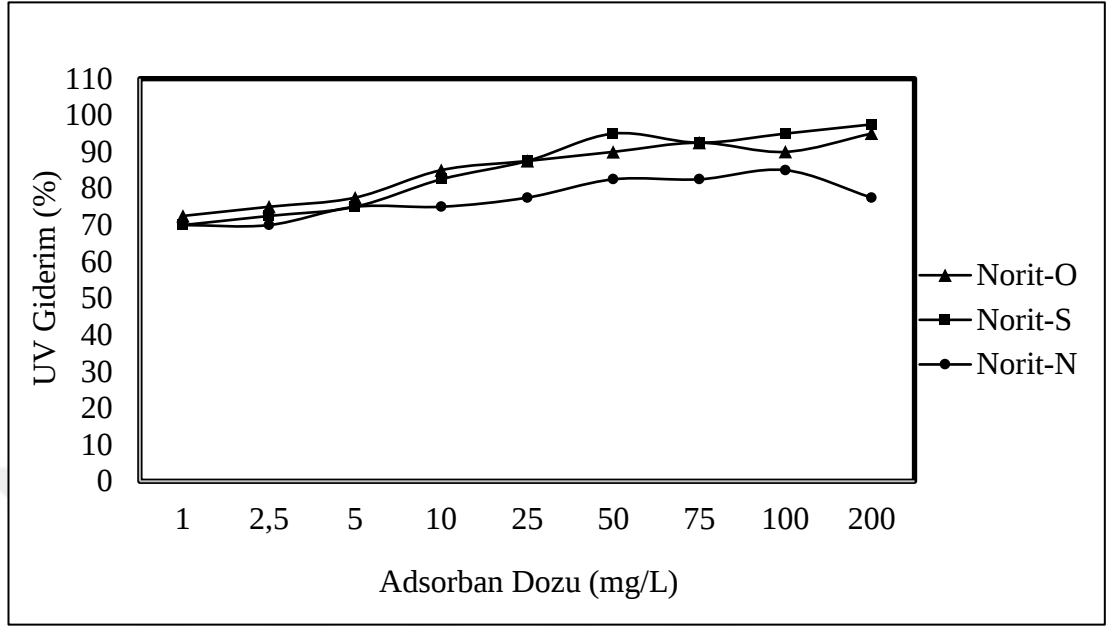
Şekil 4.4. Darıderesi Göleti numunesi ÇOK giderim verimi (%) (Adsorban: Norit marka AK. Modifikasyon çeşitleri: Sülfonik asit. Temas süresi: 24 saat.)

AK giderim verimi DOM kaynağına bağlı olarak da değişkenlik göstermektedir (McCreary ve Snoeyink, 1980). Su kaynaklarının farklı olması SUVA değerlerinin de farklı olmasına neden olmuştur. Giderim verimleri farklılıkları bu nedene bağlanmıştır. Ayrıca UV_{254} giderim veriminin daha yüksek olması giderilen DOM karakterizasyonu ile bağdaştırılabilmektedir (Ateş vd.,2007).

TAK adsorpsiyonu ile Darıderesi Göleti % UV giderim verimi (Şekil 4.5) tespit edilirken 24 saat boyunca 1, 2,5, 5, 10, 25, 50, 75, 100 ve 200 mg/L olmak üzere 9 farklı doz denenmiştir. Norit-O % giderim verimleri sırasıyla %73; %75; %78; %85; %88; %93; %93; %90; %95 olarak hesaplanmıştır. En iyi giderim verimi %95 ile 200 mg/L adsorban dozundadır. Gora ve Andrews, (2019) 2,1-3,6 SUVA değerlikli su numuneleri ile deneysel çalışmalar yapmışlardır. Numunelere bağlı olarak %51-57 ve %33-43 arasında giderim verimleri tespit etmişlerdir. Park vd. (2019) TAK ile farklı dozlarda çalışmışlardır (0, 10, 30, 70, 100, 200 mg/L). UV_{254} verilerini 25,6, 60,4, 64,6, 76,1, 84% olarak tespit etmişlerdir.

Norit-S için giderim verimi tespit edilirken 24 saat boyunca 1, 2,5, 5, 10, 25, 50, 75, 100 ve 200 mg/L olmak üzere 9 farklı doz denenmiştir dozların % giderim verimleri sırasıyla %70; %73; %75; %80; %88; %93; %93; %95; %98 olarak hesaplanmıştır. En iyi giderim verimi %98 ile 200 mg/L adsorban dozundadır. Norit-N için aynı dozaj ve sürelerde dozların % giderim verimleri sırasıyla %68; %70; %70; %75; %78; %80;

%83; %85; %88 olarak hesaplanmıştır. Optimum giderim verimi %88 ile 200 mg/L adsorban dozundadır. En yüksek giderim verimi Norit-S ile elde edilmiştir.



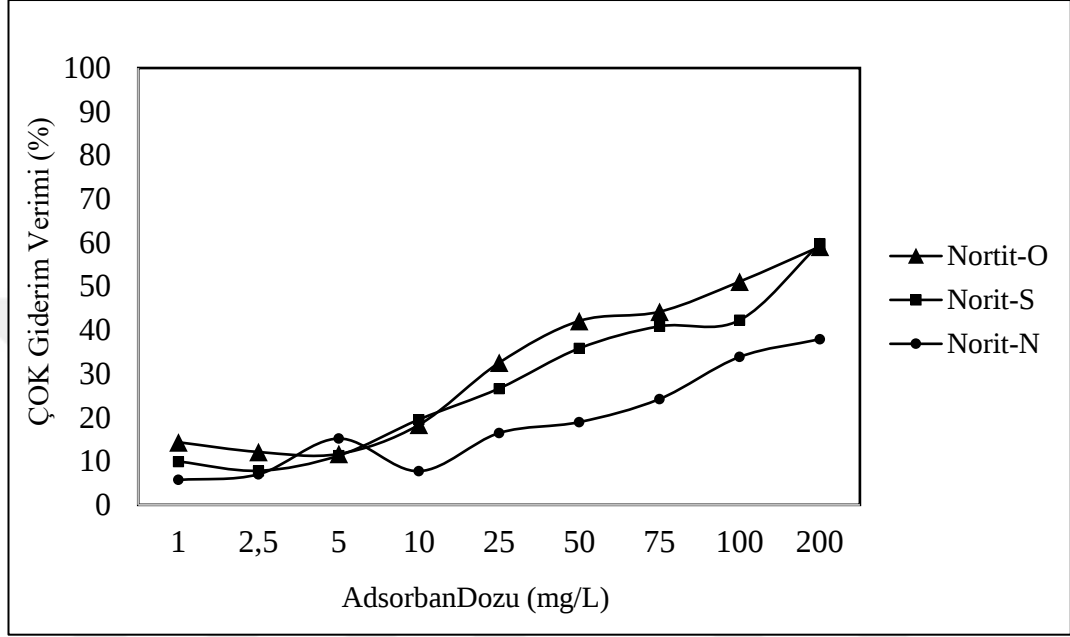
Şekil 4.5. Darıderesi Göleti numunesi UV giderim verimi (%) (Adsorban: Norit marka AK. Modifikasyon çeşitleri: Sülfonik asit, nitrik asit. Temas süresi: 24 saat.)

4.5. pH Etkisi

Çözelti pH değeri adsorpsiyon işlemlerinde etkin bir parametredir (Vardhan ve Karthikeyan, 2011). pH, adsorban üzerindeki yüzey yükünü etkileyerek adsorpsiyonu etkilemektedir (Kamble vd., 2010; Kumar vd., 2011; Li vd., 2011; Grassi vd., 2012; John vd., 2018). pH değerinin azalması humik madde adsorpsiyonunu artırıcı etkiye sahiptir (Jucker ve Clark, 1994). pH değeri 7 olduğunda giderim veriminin artacağı öngörülmüştür. Bu tez çalışmasındaki deney sonuçlarına göre ÇOK giderim veriminde pH değişimi ile %1 ile %16 arasında artış tespit edilmiştir. UV₂₅₄ giderim veriminde %3 ile %16 arasında artış bulunmuştur. Numunelerin karakterizasyonunun bir sonucu olarak verimin arttığı düşünülmüştür.

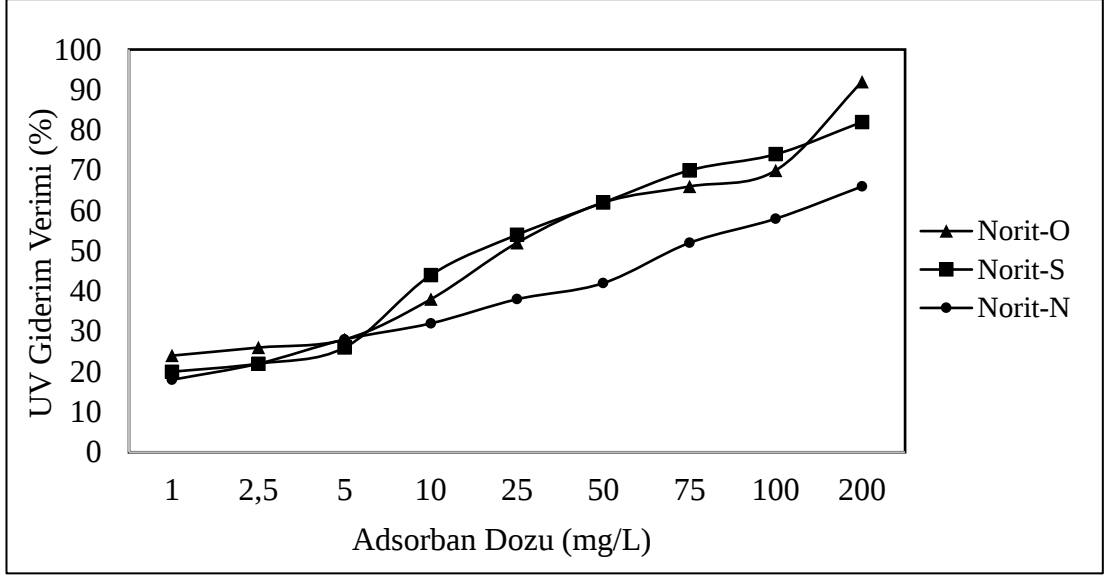
TAK adsorpsiyonu ile Eğirdir Gölü % ÇOK giderim verimi (Şekil 4.6) araştırılırken 24 saat boyunca 1, 2,5, 5, 10, 25, 50, 75, 100 ve 200 mg/L olmak üzere 9 farklı doz denenmiştir. Norit-O % giderim verimleri sırasıyla %14; %12; %11; %18; %32; %42; %44; %51; %59 olarak hesaplanmıştır. En iyi giderim verimi %59 ile 200 mg/L adsorban dozundadır. Norit-S için aynı dozaj ve sürelerde dozların % giderim verimleri sırasıyla %10; %8; %11; %20; %27; %36; %41; %42; %60 olarak

hesaplanmıştır. En iyi giderim verimi %60 ile 200 mg/L adsorban dozundadır. Norit-N aynı dozaj ve sürelerde denenmiştir. Dozların % giderim verimleri sırasıyla %6; %7; %15; %8; %16; %19; %24; %34; %38 olarak hesaplanmıştır. En yüksek giderim verimi %38 ile 200 mg/L adsorban dozundadır. En iyi giderim verimi Norit-S adsorbanı ile sağlanmıştır.



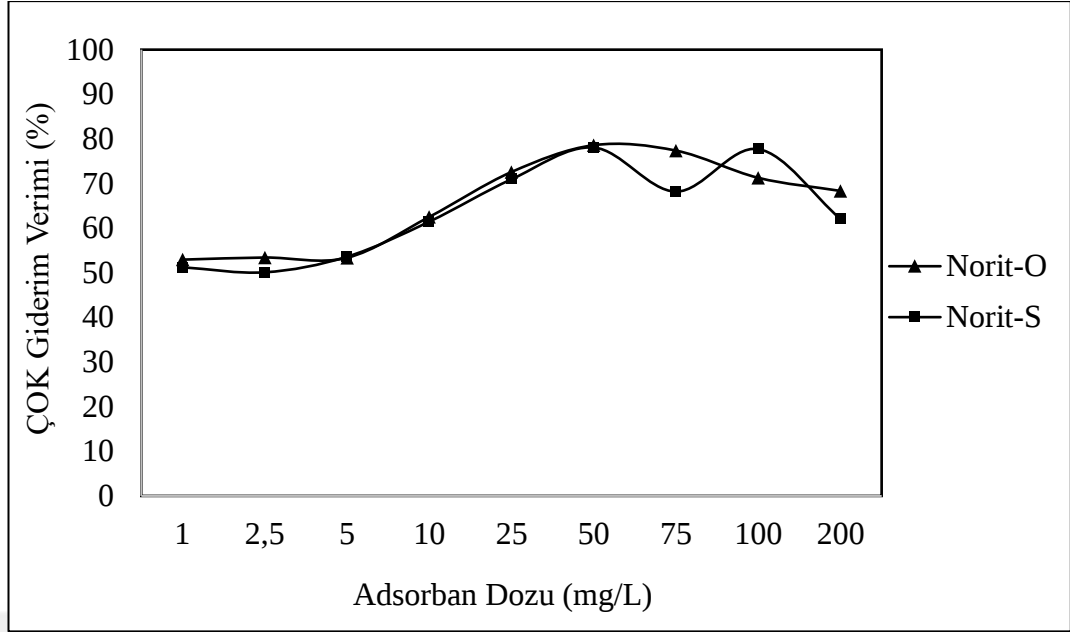
Şekil 4.6. pH değeri 7’de Eğirdir Gölü numunesi ÇOK giderim verimi (%) (Adsorban: Norit marka AK. Modifikasyon çeşitleri: Sülfonik asit, nitrik asit. Temas süresi: 24 saat.)

TAK adsorpsiyonu ile Eğirdir Gölü % UV giderim verimi (Şekil 4.7) belirlenirken 24 saat boyunca 1, 2,5, 5, 10, 25, 50, 75, 100 ve 200 mg/L olmak üzere 9 farklı doz denenmiştir. Norit-O % giderim verimleri sırasıyla %24; %26; %28; %38; %52; %62; %66; %70; %92 olarak hesaplanmıştır. En iyi giderim verimi %92 ile 200 mg/L adsorban dozundadır. Norit-S için aynı dozaj ve sürelerde dozların % giderim verimleri sırasıyla %20; %22; %26; %44; %54; %62; %70; %74; %82 olarak hesaplanmıştır. En iyi giderim verimi %82 ile 200 mg/L adsorban dozundadır. Norit-N için ise aynı dozaj ve sürelerde dozların % giderim verimleri sırasıyla %18; %22; %28; %32; %38; %42; %52; %58; %66 olarak hesaplanmıştır. En iyi giderim verimi %66 ile 200 mg/L adsorban dozundadır. En yüksek verim Norit-O çalışması ile elde edilmiştir. Literatürde Tomaszewska vd. (2004) pH değeri 7’e göre çalışmalar yapmışlar ve sonuç olarak %99 UV verimi elde etmişlerdir.



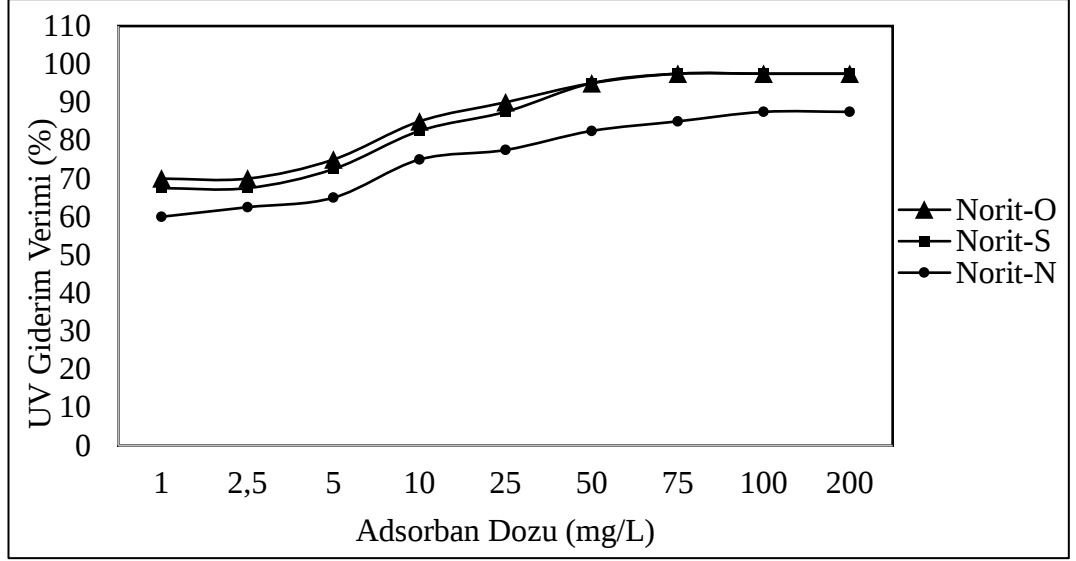
Şekil 4.7. pH değeri 7’de Eğirdir Gölü numunesi UV giderim verimi (%) (Adsorban: Norit marka AK. Modifikasyon çeşitleri: Sülfonik asit, nitrik asit. Temas süresi: 24 saat.)

TAK adsorpsiyonu ile Darıderesi Göleti % ÇOK giderim verimi (Şekil 4.8) belirlenirken 24 saat boyunca 1, 2,5, 5, 10, 25, 50, 75, 100 ve 200 mg/L olmak üzere 9 farklı doz denenmiştir. Norit-O % giderim verimleri sırasıyla %53; %53; %53; %63; %73; %79; %77; %71; %68 olarak hesaplanmıştır. En iyi giderim verimi %79 ile 50 mg/L adsorban dozundadır. Norit-S için aynı dozaj ve sürelerde denenmiştir. Dozların % giderim verimleri sırasıyla %51; %50; %54; %61; %71; %78; %68; %78; %62 olarak hesaplanmıştır. En iyi giderim verimi %78 ile 50 ve 100 mg/L adsorban dozundadır. Norit-N adsorbanı için aynı dozaj ve sürelerde dozların % giderim verimleri sırasıyla %50; %58; %54; %55; %66; %67; %62; %61; %65 olarak hesaplanmıştır. En iyi giderim verimi %67 ile 50 mg/L adsorban dozundadır. En yüksek giderim verimi Norit-O çalışması sonucu elde edilmiştir. Norit-S çalışması da yakın giderim verimleri sağlamıştır. Literatürdeki çalışmalar ile paralellik tespit edilmiştir. Örneğin, Valentín-Reyes vd., (2019) tarafından modifiye edilmiş adsorbanların düşürülen pH ortam şartında etkinliği incelenmiştir. Bulgular, aktif karbonun asit fonksiyonel gruplarının önemli bir adsorpsiyon etkisine sahip olduğunu göstermiştir. İhsanullah vd. (2016) ise adsorpsiyon çalışmasında %92-99 arasında giderim verimi elde etmiştir.



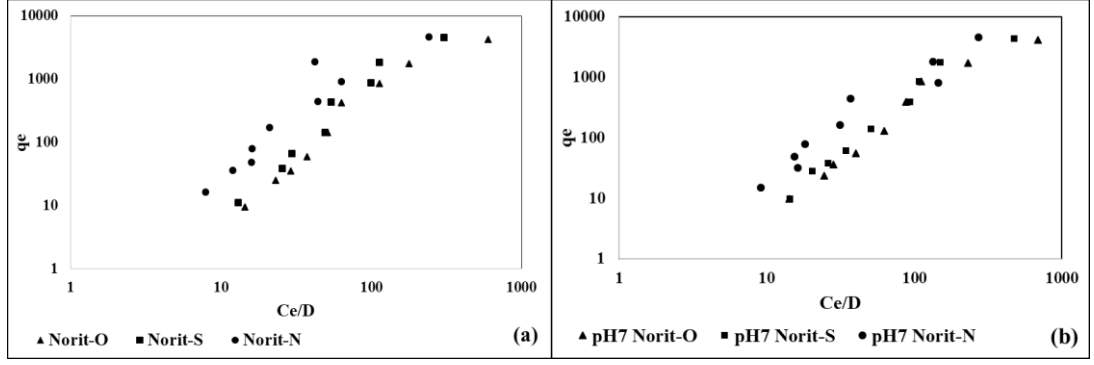
Şekil 4.8. pH değeri 7’de Darıderesi Göleti numunesi ÇOK giderim verimi (%) (Adsorban: Norit marka AK. Modifikasyon çeşitleri: Sülfonik asit. Temas süresi: 24 saat.)

TAK adsorpsiyonu ile Darıderesi Göleti % UV giderim verimi (Şekil 4.9) incelenirken 24 saat boyunca 1, 2,5, 5, 10, 25, 50, 75, 100 ve 200 mg/L olmak üzere 9 farklı doz denenmiştir. Norit-O % giderim verimleri sırasıyla %70; %70; %75; %85; %90; %95; %98; %98; %98 olarak hesaplanmıştır. En iyi giderim verimi %98 ile 75, 100, 200 mg/L adsorban dozlarındadır. Norit-S çalışmasının aynı dozaj ve sürelerde dozların % giderim verimleri sırasıyla %68; %68; %73; %83; %88; %95; %98; %98; %98 olarak hesaplanmıştır. En iyi giderim verimi %98 ile 75, 100, 200 mg/L adsorban dozlarındadır. Norit-O ve Norit-S çalışmaları ile yüksek giderim verimlerine ulaşılmıştır.

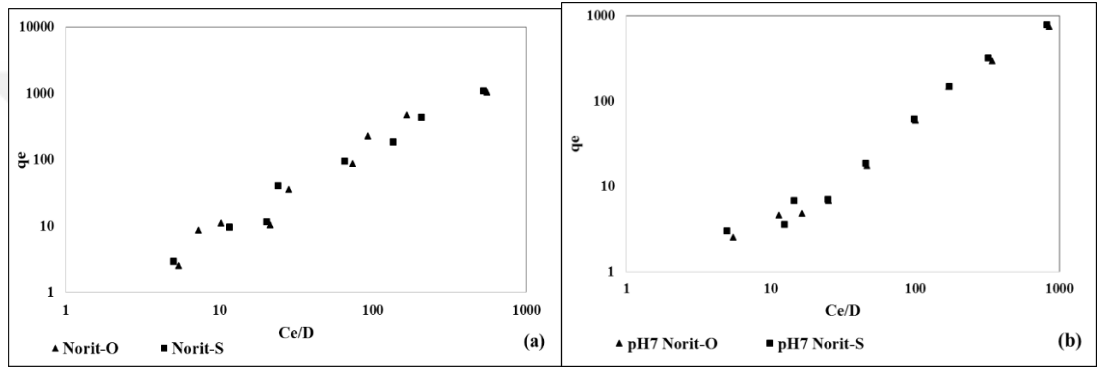


Şekil 4.9. pH değeri 7’de Darıderesi Göleti numunesi UV giderim verimi (%) (Adsorban: Norit marka AK. Modifikasyon çeşitleri: Sülfonik asit, nitrik asit. Temas süresi: 24 saat.) (Şeklin düşey eksenini veri üst değeri arttırılırsa daha iyi olur)

Organik bileşiklerin sulu ortamda aktif karbon yüzeyi üzerine adsorpsiyonu genellikle ampirik olarak türetilmiş Freundlich denklemi $W=KC^{1/n}$ ’ye uygunluk gösterir; burada W, adsorbe edilen çözünen maddenin kütlesidir, C, denge çözünen konsantrasyonudur ve K ve n, denklem sabitleridir (Dobbs ve Cohen, 1980; Kano vd., 2000). TAK adsorpsiyonu için farklı izoterm denemeleri (Cook vd., 2001; Yu vd., 2016; Bunmahotama vd., 2017; Huang vd., 2020). Bu çalışmanın adsorpsiyon izoterm modellenmesi için uyarlanan Freundlich izotermi kullanılmıştır. Log-log koordinatlarında lineer olan özgün bir karışım izotermi, DOM giderim kapasitesine karşı birim adsorban kütlesi başına adsorplanamayan organik maddenin (C_e/D) grafiğe çizilmesiyle elde edilmiştir (Ren vd., 2022). Şekil 4.10 ve Şekil 4.11’de, q_e ’ye karşı C_e/D grafikleri logaritmik ölçekte grafiklendirilmiştir. Giderim verimleri genellikle Norit-O çalışmasında daha yüksek olarak tespit edilmiştir. Norit-S çalışması genelde Norit-O çalışmasına yakın sonuçlar göstermiştir.



Şekil 4.10. (a): Doğal pH (b): pH: 7 Eğirdir Gölü orijinal ve modifikasyon uygulamalı TAK ile DOM giderim verimleri (Adsorban dozu: 1-200 mg/L. Temas süresi 24 saat)



Şekil 4.11. (a): Doğal pH (b): pH: 7 Darıderesi Göleti orijinal ve modifikasyon uygulamalı TAK ile DOM giderim verimleri (Adsorban dozu: 1-200 mg/L. Temas süresi 24 saat)

DOM adsorpsiyonu denge verileri Freundlich izoterm modeli ile uygunluk göstermiştir. Çizelge 4.4'te regresyon katsayıları verilmiştir. Burada q , bir gram karbon başına adsorbe edilen adsorbat miktarıdır. K_F , Freundlich birim kapasite faktörüdür. n , boyutsuz Freundlich üssüdür. (Tomaszewska vd., 2004; İhsanullah vd., 2016; Liu vd., 2017). Elde edilen verilere göre yapılan çalışmaların Freundlich izoterm sabitleri, Eğirdir Gölü için en yüksek K_F değeri 4, en yüksek n değeri 2,09 olarak tespit edilmiştir. Darıderesi göleti için en yüksek K_F değeri 3,83 ve en yüksek n değeri 1,35 olarak bulunmuştur. Literatürde bazı örneklerde orijinal adsorbanlar ile ÇOK giderimini araştıran bir çalışmada freundlich parametreleri K_F , $1/n$ ve R^2 sırasıyla 3,86, 0,63 olarak (Lu ve Su, 2007) başka bir çalışmada ise freundlich izoterm sabitleri: $K_F=5,85$ ve $n=1,59$ (Iriarte-Velasco vd., 2008) belirlenmiştir.

Çizelge 4.4. Orijinal ve modifiye edilmiş adsorbanların Freundlich izoterm parametreleri

Adsorbanlar	q_e	K_F	n	R²
Norit-O (Eğirdir)	14-600	3,9	1,8	0,87
Norit-S (Eğirdir)	13-310	4	2,09	0,91
Norit-N (Eğirdir)	7-250	1,8	1,9	0,8
Norit-O (Darıderesi)	5-560	2,26	1,35	0,92
Norit-S (Darıderesi)	5-540	2,26	1,31	0,98
pH: 7 Norit-O (Eğirdir)	14-690	3,7	1,75	0,9
pH: 7 Norit-S (Eğirdir)	14-480	3,75	1,88	0,89
pH: 7 Norit-N (Eğirdir)	9-280	1,62	1,67	0,94
pH: 7 Norit-O (Darıderesi)	5-850	3,83	1,24	0,99
pH: 7 Norit-S (Darıderesi)	4-810	3,5	1,24	0,98

5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu tez çalışması kapsamında Eğirdir Gölü ve Darıderesi Göleti içme sularında ticari TAK ile DOM giderimi araştırılmıştır. DOM giderimi için TAK adsorban tercih edilmiş ve adsorpsiyon kapasitesini artırılması amacıyla farklı asitler (nitrik asit ve sülfonik asit) ile modifikasyon işlemi gerçekleştirilmiştir. Orijinal, nitrik asit ve sülfonik asit ile modifiye edilmiş adsorbanların DOM giderim verimleri kendi aralarında, su kaynaklarına bağlı olarak ve pH etkisi arka planı değerlendirilerek karşılaştırılmıştır.

Tez çalışmasında su kaynaklarının fizikokimyasal özellikleri karşılaştırılmıştır. Çalışmamızda en önemli parametrelerden ÇOK değeri numunelerde farklılık göstermiştir. Eğirdir Gölü için ÇOK değerinin 4,8 mg/L, Darıderesi Göleti ham su kaynağında ise 0,96 mg/L ölçülmüştür. Bu durum Eğirdir Gölü'nde organik madde kirliliğinin daha yüksek olduğunu ve DOM kaynaklı kirliliğin giderilmesinin gerekliliğini ön plana çıkarmıştır.

Modifikasyon çalışmalarından sonra orijinal ve modifiye edilmiş adsorbanların karakterizasyon çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Nitrik asit modifikasyonu sonucu Norit-O yüzey alanının %30 artış göstermesi önemli sonuçlardan biridir. pH_{pzc} değerleri ise her iki modifikasyon sonucunda azalmıştır. Numunelerde adsorpsiyon çalışmaları kapsamında kinetik ve izoterm testleri uygulanmıştır. Giderim verimleri dikkate alındığında 8 saatlik temas süresinin adsorpsiyon dengesi için yeterli olduğu görülmüştür. Ancak kullanılan farklı su numuneleri ve farklı AK modifikasyon çeşitleri sebebiyle güvenli aralıkta kalmak için optimum temas süresi 24 saat olarak seçilmiş ve izoterm testlerde bu süre dikkate alınarak deneyler gerçekleştirilmiştir.

İzoterm deney sonuçlarına göre genellikle en yüksek verim 24 saat temas süresinde ve 200 mg/L adsorban dozajında gerçekleşmiştir. Norit-S çalışmasında beklenildiği gibi bir verim artışı gözlenmemiştir. Bu durumun sebeplerinde su numunelerinin karakteristiğinin etkin olabileceği düşünülmüştür. Norit-O ve Norit-S giderim verimleri yakın bulunmuştur, ham pH su numunelerinde ÇOK giderim çalışmalarında Norit-O daha yüksek giderim verimi sağlamıştır. Norit-N ise tüm deney çalışmalarında düşük giderim verimi sağlamıştır.

UV₂₅₄ verimi ÇOK giderim veriminden daha yüksek olarak tespit edilmiştir. pH çalışması ile numunelerin pH değeri ~7'de sabitlenmiştir. Çalışmalar pH 7 değerinde gerçekleştirilmiştir. pH azaltılması genellikle giderim verimlerinde artış sağlamıştır. Su numuneleri giderim verimi olarak karşılaştırıldığında Darıderesi numunelerinden giderimin daha yüksek olduğu tespit edilmiştir. SUVA değerliğinin daha düşük olması gibi farklı karakteristik özellikleri sebebiyle giderim verimliliğinin arttığı düşünülmüştür.

Su numunelerinde doğal pH çalışmalarında Eğirdir Gölü numuneleri için en yüksek K_F değeri Norit-S çalışmasında 4 olarak bulunmuştur, n değeri 2,09 ile aynı çalışmada tespit edilmiştir. Darıderesi Göleti için K_F 2,26 olarak hem Norit-O hem de Norit-S çalışmasındadır. En yüksek n değeri Norit-O ile 1,35 bulunmuştur. Su numunelerinin pH değerinin 7 olduğu çalışmalarda Eğirdir Gölü için en yüksek K_F değeri Norit-S ile 3,75 ve en yüksek n değeri 1,88 olarak tespit edilmiştir. Darıderesi Göleti için Norit-O çalışması K_F=3,83 ve n=1,24 ile en yüksek değerlerdir.

DYÜ'lerin insan sağlığı için muhtemel kanserojen ve mutajen etkileri dikkate alındığında en önemli DYÜ öncülerinden biri olan DOM'ların içme suyu kaynaklarından giderilmesi oldukça önemli bir konudur. Bu doğrultuda DOM adsorpsiyonunun araştırıldığı bu çalışmanın literatüre katkı sağlayacağı düşünülmektedir. Bu tez çalışması sonucunda elde edilen verilerin düşük SUVA değerlerine sahip içme suyu kaynakları için örnek teşkil etmesi umut edilmektedir. Yapılan çalışmalar farklı karakteristik özelliklere sahip su numuneleri ile tekrar edilerek ve pH çalışması geliştirilerek literatürün gelişmesine daha çok katkı sağlanabilir.

KAYNAKLAR

- Aguiar, C. R., Fontana, É., Valle, J. A., Souza, A. A., Morgado, A. F., Souza, S. M., 2016. Adsorption of Basic Yellow 28 onto chemically-modified activated carbon: Characterization and adsorption mechanisms. *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, 94(5), 947-955.
- Akgül, S. T., Bekaroğlu, Ş. Ş. K., & Yiğit, N. Ö., 2019. Adsorpsiyon ve İyon Değişimi Prosesleriyle İçme Sularından Doğal Organik Madde Giderimi. *Uludağ Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Dergisi*, 24(3), 549-574.
- Aksu, Z., Çalık, A., Dursun, A. Y., Demircan, Z., Biosorption of iron(III)-cyanide complex anions to *Rhizopus arrhizus*: application of adsorption isotherms, *Process Biochem.*, 34:483-491, 1999.
- Ania, C. O., Parra, J. B., & Pis, J. J., 2004. Oxygen-induced decrease in the equilibrium adsorptive capacities of activated carbons. *Adsorption Science & Technology*, 22(4), 337-351.
- Ates, N., Kitis, M., Yetis, U., 2007. Formation of chlorination by-products in waters with low SUVA – correlations with SUVA and differential UV spectroscopy. *Water Res.* 41, 4139–4148.
- Bekaroğlu, K. Ş. Ş., 2010. Yüzeyleri modifiye olmuş çeşitli adsorbanlarla doğal organik madde giderimi. Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yüksek Lisans Tezi. Isparta.
- Bektaş, N. 2009. Modifiye Montmorillonitlerin Hazırlanması ve Adsorpsiyon Kinetiklerinin İncelenmesi. İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, 75s.
- Beyhan, M., & Kaçikoç, M., 2014. Evaluation of water quality from the perspective of eutrophication in Lake Eğirdir, Turkey. *Water, Air, & Soil Pollution*, 225(7), 1-13.
- Bhatnagar, A., Hogland, W., Marques, M., & Sillanpää, M., 2013. An overview of the modification methods of activated carbon for its water treatment applications. *Chemical Engineering Journal*, 219, 499-511.
- Bobade, V., & Eshtiagi, N., 2015, January. Heavy metals removal from wastewater by adsorption process: A review. In *Asia Pacific Confederation of Chemical Engineering Congress* (Vol. 2015).
- Boehm, H. P., 2002. Surface oxides on carbon and their analysis: a critical assessment. *Carbon*, 40(2), 145-149.
- Boumaraf, R., Khettaf, S., Benmahdi, F., Bouzzafa, M., Bouhidel, K.E. and Bouhelassa, M., 2022. Removal of the neutral dissolved organic matter from surface waters by activated carbon. *Arabian Journal of Geosciences*, 15:151.

- Bulut, C., & Kubilay, A., 2019. Eğirdir Gölü (Isparta/Türkiye) su kalitesinin mevsimsel değişimi. *Su Ürünleri Dergisi*, 36(1), 13-23.
- Bunmahotama, W., Hung, W. N., & Lin, T. F., 2017. Prediction of the adsorption capacities for four typical organic pollutants on activated carbons in natural waters. *Water research*, 111, 28-40.
- Ceyhan, A. A., Baytar, O., 2018. Metilen mavisinin magnetik NiFe₂O₄/aktif karbon nanokompoziti ile adsorpsiyonu: kinetik ve izoterm. *Selçuk Üniversitesi Mühendislik, Bilim Ve Teknoloji Dergisi*, 6(2), 227-241.
- Chiou, M.S., and Li, H.Y., 2002. Equilibrium and Kinetic Modeling of Adsorption of Reactive Dye on Cross-Linked Chitosan Beads. *Journal of Hazardous Materials*, 93(2), 233-248.
- Cook, D., Newcombe, G., & Sztajn bok, P., 2001. The application of powdered activated carbon for MIB and geosmin removal: predicting PAC doses in four raw waters. *Water Research*, 35(5), 1325-1333.
- Cheng, W., Dastgheib, S.A., Karanfil, T., 2005. Adsorption of dissolved natural organic matter by modified activated carbons. *Water Reserach*, 39, 2281-2290.
- Crittenden, J. C., Trussell, R. R., Hand, D. W., Howe, K. J., Tchobanoglous, G., 2012. "MWH's Water Treatment: Principles and Design", John Wiley & Sons, Inc., s.1901, New Jersey.
- Dąbrowski, A., 2001. Adsorption—from theory to practice. *Advances in colloid and interface science*, 93(1-3), 135-224.
- Dąbrowski, A., Podkościelny, P., Hubicki, Z., & Barczak, M., 2005. Adsorption of phenolic compounds by activated carbon—a critical review. *Chemosphere*, 58(8), 1049-1070.
- Dastgheib, S. A., Karanfil, T., & Cheng, W., 2004. Tailoring activated carbons for enhanced removal of natural organic matter from natural waters. *Carbon*, 42(3), 547-557.
- Dobbs, R. A., & Cohen, J. M., 1980. Carbon adsorption isotherms for toxic organics. Municipal Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency.
- Dolas, H., Sahin, O., Saka, C., & Demir, H., 2011. A new method on producing high surface area activated carbon: The effect of salt on the surface area and the pore size distribution of activated carbon prepared from pistachio shell. *Chemical engineering journal*, 166(1), 191-197.
- Dorris, K.L., Yu, B., Zhang, Y., Shukla, A., Shukla, S.S., 2000. The Removal of Heavy Metal from Aqueous Solutions by Sawdust Adsorption-Removal of Copper. *Journal Hazardous Material*, B80, 33–42.

- El-Sayed, Y., & Bandosz, T. J., 2004. Adsorption of valeric acid from aqueous solution onto activated carbons: role of surface basic sites. *Journal of*.
- Elmorsi, T.M., Mohamed, Z.H., Shopak, W., and Ismaiel, A.M., 2014. "Kinetic and Equilibrium Isotherms Studies of Adsorption of Pb(II) from Water onto Natural Adsorbent". *Journal of Environmental Protection*, 5, 1667-1681.
- Erkut, E. 2008. "Aktif Karbon Adsorpsiyonu ile Boyarmadde Giderimi". Anadolu Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, 123s.
- Fabris, R., Chow, C. W., Drikas, M., & Eikebrokk, B., 2008. Comparison of NOM character in selected Australian and Norwegian drinking waters. *Water research*, 42(15), 4188-4196.
- Freundlich, H., 1926. *Colloid and Capillary Chemistry*. Methuen & Co. Ltd, London.
- Godini, H., Khorramabady, G.S., Mirhosseini, S.H., 2011. The Application of Iron-Coated Activated Carbon in Humic Acid Removal From Water, 2nd International Conference on Environmental Science and Technology IACSIT Press, Singapore.
- Gokce, Y., & Aktas, Z., 2014. Nitric acid modification of activated carbon produced from waste tea and adsorption of methylene blue and phenol. *Applied Surface Science*, 313, 352-359.
- Gora, S. L., & Andrews, S. A., 2019. Removal of natural organic matter and disinfection byproduct precursors from drinking water using photocatalytically regenerable nanoscale adsorbents. *Chemosphere*, 218, 52-63.
- Goswami, M., & Phukan, P., 2017. Enhanced adsorption of cationic dyes using sulfonic acid modified activated carbon. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5(4), 3508-3517.
- Grassi, M., Kaykioglu, G., Belgiomo, V., & Lofrano, G., 2012. Removal of emerging contaminants from water and wastewater by adsorption process. In *Emerging compounds removal from wastewater* (pp. 15-37). Springer, Dordrecht.
- Gündoğdu, A., 2010. *Fabrika Çay Artıklarından Aktif Karbon Üretimi, Karakretizasyonu ve Adsorpsiyon Özelliklerinin İncelenmesi*, Karadeniz Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, 217s, Trabzon.
- Haydarı, N. B., 2020. *Modifiye Edilmiş Aktif Karbon Üretimi, Karakterizasyonu Ve Bunların Gıda Boyalarının Gideriminde Kullanımı*. Anadolu Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, 134s, Eskişehir.
- Her, N., Amy, G., Chung, J., Yoon, J., & Yoon, Y., 2008. Characterizing dissolved organic matter and evaluating associated nanofiltration membrane fouling, *Chemosphere*, 70, 495–502.

- Huang, X., Wan, Y., Shi, B., & Shi, J., 2020. Effects of powdered activated carbon on the coagulation-flocculation process in humic acid and humic acid-kaolin water treatment. *Chemosphere*, 238, 124637.
- Humphrey, A.G., Milis, N.F., 1973. Adsorbtion, *Biochemical Engineering*, 2nd ed., Academic Press, 434 pages, Tokyo.
- Hyung, H., & Kim, J. H., 2008. Natural organic matter (NOM) adsorption to multi-walled carbon nanotubes: effect of NOM characteristics and water quality parameters. *Environmental science & technology*, 42(12), 4416-4421.
- Ihsanullah, Al-Khaldi, F., Sharkh, B.A., Abulkibashi A.M., Qureshi, M.I., Loouri, T., Atieh, M.A., 2016. Effect of acid modification on adsorption of hexavalent chromium (Cr(VI)) from aqueous solution by activated carbon and carbon nanotubes, *Desalination and Water Treatment*, ISSN: 1944-3994 (Print) 1944-3986 (Online) Journal homepage.
- Iriarte-Velasco, U., I. Álvarez-Uriarte, J., Chimeno-Alanis, N., & R. González-Velasco, J., 2008. Natural organic matter adsorption onto granular activated carbons: implications in the molecular weight and disinfection byproducts formation. *Industrial & engineering chemistry research*, 47(20), 7868-7876.
- Isparta Belediyesi Resmi İnternet Sitesi. Erişim Tarihi:18.04.2022. <https://www.isparta.bel.tr/>
- Isparta Çevre, Şehircilik ve İklim Değişikliği İl Müdürlüğü ÇED Raporu. Erişim Tarihi:18.04.2022. <https://isparta.csb.gov.tr/>
- Iwanow, M., Gärtner, T., Sieber, V., & König, B., 2020. Activated carbon as catalyst support: precursors, preparation, modification and characterization. *Beilstein Journal of Organic Chemistry*, 16(1), 1188-1202.
- İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik, 2005. Mevzuat Bilgi Sistemi. ErişimTarihi:12.12.2022.<https://www.mevzuat.gov.tr/mevzuat?MevzuatNo=7510&MevzuatTur=7&MevzuatTertip=5>
- Jacangelo, J. G., DeMarco, J., Owen, D. M., & Randtke, S. J., 1995. Selected processes for removing NOM: an overview. *Journal-American Water Works Association*, 87(1), 64-77.
- John, Y., David, V. E., & Mmereki, D., 2018. A comparative study on removal of hazardous anions from water by adsorption: a review. *International Journal of Chemical Engineering*, 2018.
- Joseph, L., Flora, J.R.V., Park, Y.G., Badawy, M., Saleh, H., and Yoon, Y., 2012. "Removal of natural organic matter from potential drinking water sources by combined coagulation and adsorption using carbon nanomaterials". *Separation and Purification Technology*, 95, 64–72.

- Jucker, C., & Clark, M. M., 1994. Adsorption of aquatic humic substances on hydrophobic ultrafiltration membranes. *Journal of membrane science*, 97, 37-52.
- Kamble, S. P., Deshpande, G., Barve, P. P., Rayalu, S., Labhsetwar, N. K., Malyshev, A., & Kulkarni, B. D., 2010. Adsorption of fluoride from aqueous solution by alumina of alkoxide nature: Batch and continuous operation. *Desalination*, 264(1-2), 15-23.
- Kano, F., Abe, I., Kamaya, H., & Ueda, I., 2000. Fractal model for adsorption on activated carbon surfaces: Langmuir and Freundlich adsorption. *Surface Science*, 467(1-3), 131-138.
- Kaplan, Ş. Ş., 2005. Sulardaki Doğal Organik Maddelerin Yüzeyleri Demirle Kaplanmış Çeşitli Pomza Taşları Kullanılarak Adsorpsiyon Süreciyle Giderimi. Süleyman Demirel Üniversitesi. Fen Bilimleri Enstitüsü. Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı. Yüksek Lisans Tezi. 100 Sayfa. Isparta.
- Karanfil, T., 1995. Oxygen sensitivity of natural and synthetic organic macromolecule sorption by activated carbon, The University of Michigan, Ph.D. Thesis, Ann Arbor, MI.
- Karanfil, T., Dastgheib, S. A., and Cheng, W., 2005. "Adsorption of Dissolved Natural Organic Matter by Modified Activated Carbons". *Water Research*. 39, 2281-2290.
- Khanday, W. A., Ahmed, M. J., Okoye, P. U., Hummadi, E. H., & Hameed, B. H., 2019. Single-step pyrolysis of phosphoric acid-activated chitin for efficient adsorption of cephalexin antibiotic *Bioresource technology*, 280, 255-259.
- Kır, İ., Erdoğan, M., Engin, M., 2015. Determination of Nitrite, Nitrate, Phosphate and Fluoride Quantities in Water and Sediment of Eğirdir Lake, Turkey. *Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 19(2), 129-132.
- Kırkan, B., & Şençimen, H., 2021. Eğirdir Gölü Dip Sedimentinde Ağır Metal Fraksiyonlarının İncelenmesi. *Mühendislik Bilimleri ve Tasarım Dergisi*, 9 (4), 1224-1235.
- Kilic, K., 2013. A study on the determination of hay yield and botanical composition of pastures in Isparta Darıdere watershed.
- Kitis, M., Karanfil, T., Kilduff J. E., Wigton, A., 2002. Probing reactivity of dissolved organic matter for disinfection by-product formation using XAD-8 resin adsorption and ultrafiltration fractionation, *Water Res*, 36(15), 3834–3848.
- Kristiana, I., Joll, C., & Heitz, A., 2011. Powdered activated carbon coupled with enhanced coagulation for natural organic matter removal and disinfection by-product control: Application in a Western Australian water treatment plant. *Chemosphere*, 83(5), 661-667.

- Kumar, E., Bhatnagar, A., Kumar, U., & Sillanpää, M., 2011. Defluoridation from aqueous solutions by nano-alumina: characterization and sorption studies. *Journal of Hazardous Materials*, 186(2-3), 1042-1049.
- Langmuir, I., 1918. The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. *Journal of the American Chemical society*, 40(9), 1361-1403.
- Levchuk, I., Márquez, J. J. R., & Sillanpää, M., 2018. Removal of natural organic matter (NOM) from water by ion exchange—a review. *Chemosphere*, 192, 90-104.
- Li, J., Zhang, Z., Xiang, Y., Jiang, J., & Yin, R., 2022. Role of UV-based advanced oxidation processes on NOM alteration and DBP formation in drinking water treatment: A state-of-the-art review. *Chemosphere*, 136870.
- Li, W., Cao, C. Y., Wu, L. Y., Ge, M. F., & Song, W. G., 2011. Superb fluoride and arsenic removal performance of highly ordered mesoporous aluminas. *Journal of hazardous materials*, 198, 143-150.
- Liu, Y., Liu, X., Dong, W., Zhang, L., Kong, Q., & Wang, W., 2017. Efficient adsorption of sulfamethazine onto modified activated carbon: a plausible adsorption mechanism. *Scientific reports*, 7(1), 1-12.
- Lu, C., and Su, F. 2007. Adsorption of Natural Organic Matter by Carbon Nanotubes. *Separation and Purification Technology*. 58, 113-121
- Luukkonen, T., Tolonen, E.T., Runtti, H., Pellinen, J., Hu, T., Rämö, J., and Lassi, U. 2014. "Removal of total organic carbon (TOC) residues from power plant make-up water by activated carbon". *Journal of Water Process Engineering* 3, 46–52.
- Mahato, J.K., Gupta, S.K., 2020. Modification of Bael fruit shell and its application towards Natural organic matter removal with special reference to predictive modeling and control of THMs in drinking water supplies, *Environ. Technol. Innov.*, Vol. 18, pp 100666.
- Marais, S. S., Ncube, E. J., Msagati, T. A. M., Mamba, B. B., & Nkambule, T. T., 2018. Comparison of natural organic matter removal by ultrafiltration, granular activated carbon filtration and full scale conventional water treatment. *Journal of environmental chemical engineering*, 6(5), 6282-6289.
- Matilainen, A., & Sillanpää, M., 2010. Removal of natural organic matter from drinking water by advanced oxidation processes. *Chemosphere*, 80(4), 351-365.
- Mazhar, M. A., Khan, N. A., Ahmed, S., Khan, A. H., Hussain, A., Changani, F., ... & Vambol, V., 2020. Chlorination disinfection by-products in municipal drinking water—a review. *Journal of Cleaner Production*, 273, 123159.
- McCreary, J. J., & Snoeyink, V. L., 1980. Characterization and activated carbon adsorption of several humic substances. *Water Research*, 14(2), 151-160.

- Ng, J.C.Y., Cheung, W.H., McKay, G., 2003. Equilibrium studies for the sorption of lead from effluents using chitosan, *Chemosphere*, 52:1021-1030.
- Órfão, J. J. M., Silva, A. I. M., Pereira, J. C. V., Barata, S. A., Fonseca, I. M., Faria, P. C. C., & Pereira, M. F. R., 2006. Adsorption of a reactive dye on chemically modified activated carbons—influence of pH. *Journal of Colloid and Interface Science*, 296(2), 480-489.
- Otake, Y., & Jenkins, R. G., 1993. Characterization of oxygen-containing surface complexes created on a microporous carbon by air and nitric acid treatment. *Carbon*, 31(1), 109-121.
- Özden, S. 2002. İçme sularında trihalometan oluşumu ve organik maddelerin giderilmesi, Doktora tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi. Fen Bilimleri Enstitüsü. Çevre Bilimleri Ana Bilim Dalı. 122 sayfa. İstanbul.
- Özer, E. T. (2020). Aktif karbon ile sulu çözeltilerden Amoksisilin giderimi: Kinetik ve denge çalışmaları. *Avrupa Bilim ve Teknoloji Dergisi*, (18), 833-839.
- Park, K. Y., Yu, Y. J., Yun, S. J., & Kweon, J. H., 2019. Natural organic matter removal from algal-rich water and disinfection by-products formation potential reduction by powdered activated carbon adsorption. *Journal of environmental management*, 235, 310-318.
- Poleneni, S. R., 2020. Recent research trends in controlling various types of disinfection by-products in drinking water: detection and treatment. *Disinfection By-products in Drinking Water*, 337-370.
- Priya, T., Mishra, B. K., & Prasad, M. N. V., 2020. Physico-chemical techniques for the removal of disinfection by-products precursors from water. In *Disinfection By-products in Drinking Water* (pp. 23-58). Butterworth-Heinemann.
- Ren, J., Yang, S., Li, L., Yu, S., & Gao, N., 2022. Mechanisms and application of the IAST-EBC model for predicting 2-MIB adsorption by PAC in authentic raw waters: Correlation between NOM competitiveness and water quality parameters. *Journal of Hazardous Materials*, 427, 127904.
- Richardson, S. D., Plewa, M. J., Wagner, E. D., Schoeny, R., & DeMarini, D. M., 2007. Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: a review and roadmap for research. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research*, 636(1-3), 178-242.
- Roccaro, P., & Vagliasindi, F. G., 2009. Differential vs. absolute UV absorbance approaches in studying NOM reactivity in DBPs formation: Comparison and applicability. *Water Research*, 43(3), 744-750.
- Rouquerol, J. et al., 2014b. 'Introduction', in *Adsorption by Powders and Porous Solids: Principles, Methodology and Applications*. 2nd edn. Elsevier Ltd, pp. 1–24.

- S. P. Kamble, G. Deshpande, P. P. Barve et al., 2021. "Adsorption of fluoride from aqueous solution by alumina of alkoxide nature: Batch and continuous operation," *Desalination*, vol. 264, no. 1-2, pp. 15–23.
- Schreiber, B., Brinkmann, T., Schmalz, V., & Worch, E., 2005. Adsorption of dissolved organic matter onto activated carbon—the influence of temperature, absorption wavelength, and molecular size. *Water Research*, 39(15), 3449-3456.
- Sgroi, M., Anumol, T., Roccaro, P., Vagliasindi, F. G., & Snyder, S. A., 2018. Modeling emerging contaminants breakthrough in packed bed adsorption columns by UV absorbance and fluorescing components of dissolved organic matter. *Water research*, 145, 667-677.
- Shafeeyan, M. S. Daud, W. M. A. W., Houshmand, A., & Shamiri, A., 2010. A review on surface modification of activated carbon for carbon dioxide adsorption. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 89(2), 143-151.
- ShamsiJazeyi, H., & Kaghazchi, T., 2010. Investigation of nitric acid treatment of activated carbon for enhanced aqueous mercury removal. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 16(5), 852-858.
- Shen, W., Li, Z., & Liu, Y., 2008. Surface chemical functional groups modification of porous carbon. *Recent Patents on Chemical Engineering*, 1(1), 27-40.
- Shimizu, Y., Ateia, M., 2018. Yoshimura, C., Natural organic matter undergoes different molecular sieving by adsorption on activated carbon and carbon nanotubes, *Chemosphere*, Vol. 203, pp 345-352.
- Sillanpää, M., 2014. *Natural organic matter in water: Characterization and treatment methods*. Butterworth-Heinemann.
- Sillanpää, M., Matilainen, A., & Lahtinen, T., 2015. Characterization of NOM. *Natural Organic Matter in Water*, 2, 17-53.
- Smisek, M., & Cerny, S., 1970. New books-Active carbon: Manufacture, properties, and applications. *Analytical Chemistry*, 42(14), 81A-81A.
- Snoeyink, V. L., & Weber, W. J., 1967. The surface chemistry of active carbon; a discussion of structure and surface functional groups. *Environmental Science & Technology*, 1(3), 228-234.
- Strelko Jr, V., & Malik, D. J., 2002. Characterization and metal sorptive properties of oxidized active carbon. *Journal of colloid and interface science*, 250(1), 213-220.
- Summers, R. S., & Roberts, P. V., 1988. Activated carbon adsorption of humic substances: I. Heterodisperse mixtures and desorption. *Journal of colloid and interface science*, 122(2), 367-381.

- Suo, F., Liu, X., Li, C., Yuan, M., Zhang, B., Wang, J., ... & Ji, M., 2019. Mesoporous activated carbon from starch for superior rapid pesticides removal. *International journal of biological macromolecules*, 121, 806-813.
- Świetlik, J., Dąbrowska, A., Raczyk-Stanisławiak, U., Nawrocki, J., 2004. Reactivity of natural organic matter fractions with chlorine dioxide and ozone. *Water research*, 38(3), 547-558.
- Szlachta, M., & Adamski, W., 2009. Effects of natural organic matter removal by integrated processes: alum coagulation and PAC-adsorption. *Water Science and Technology*, 59(10), 1951-1957.
- Şencan A., 2011. Fındık Kabuğu Ve Fındık Kabuğundan Farklı Yöntemlerle Elde Edilen Aktif Karbonun Kurşun(II) Sorpsiyon Potansiyelinin Belirlenmesi. Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, 140s., Isparta.
- Taşkın, M. B. 2013. Ticari aktif karbonun modifikasyonu ve BSA adsorpsiyon özelliklerinin incelenmesi. Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul.
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H. D., 1991. *Wastewater engineering. Management*, 7(1), 4.
- Thurman, E. M., 2012. *Organic geochemistry of natural waters (Vol. 2)*. Springer Science & Business Media.
- Thurman, E.M., 1985. *Organic Geochemistry of Natural Waters*. Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Tomaszewska, M., Mozia, S., Morawski, A. W., 2004. Removal of organic matter by coagulation enhanced with adsorption on PAC. *Desalination*, 161(1), 79-87.
- Tözüm Akgül, S., Kaplan Bekaroğlu, Ş. Ş., Yiğit, N. Ö., 2020. Zenginleştirilmiş koagülasyon prosesiyle içme sularından doğal organik madde giderimi. *Pamukkale University Journal of Engineering Sciences*, 26(6), 1138-1147.
- Türkyılmaz, A., 2011. Bazı Bitkisel Atıklardan Aktif Karbon Eldesi ve Yüzey Özellikleri. Balıkesir Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, Balıkesir.
- Türkyılmaz, A., & Işınkaralar, K. (2020). Sulu çözeltilerden aktif karbon üzerine adsorpsiyon ile antibiyotiklerin (tetrasiklin ve penisilin g) giderimi. *Mühendislik Bilimleri ve Tasarım Dergisi*, 8(3), 943-951.
- Ulu, F., Gengec, E., & Kobya, M., 2019. Removal of natural organic matter from Lake Terkos by EC process: studying on removal mechanism by floc size and zeta potential measurement and characterization by HPSEC method. *Journal of Water Process Engineering*, 31, 100831.
- Uyguner, C. S., Suphandag, S. A., Kerc, A., & Bekbolet, M., 2007. Evaluation of adsorption and coagulation characteristics of humic acids preceded by alternative advanced oxidation techniques. *Desalination*, 210(1-3), 183-193.

- Uyak, V., Yavuz, S., Toroz, I., Ozaydin, S., & Genceli, E. A., 2007. Disinfection by-products precursors removal by enhanced coagulation and PAC adsorption. *Desalination*, 216(1-3), 334-344.
- Valentín-Reyes, J., García-Reyes, R. B., García-González, A., Soto-Regalado, E., & Cerino-Córdova, F., 2019. Adsorption mechanisms of hexavalent chromium from aqueous solutions on modified activated carbons. *Journal of environmental management*, 236, 815-822.
- Vardhan, C. V., & Karthikeyan, J., 2011, September. Removal of fluoride from water using low-cost materials. In *Fifteenth International Water Technology Conference, IWTC-15* (pp. 1-14).
- Varol, S., & Davraz, A., 2016. Evaluation of potential human health risk and investigation of drinking water quality in Isparta city center (Turkey). *Journal of Water and Health*, 14(3), 471-488.
- Villacañas, F., Pereira, M.F.R., Órfão, J.J.M., Figueiredo, J.L., 2006. Adsorption of Simple Aromatic Compounds on Activated Carbons, *J. Colloid Interface Sci.*, 293, 128.
- Yakout, S. M., and Elsherif, E. 2010. "Batch kinetics, isotherm and thermodynamic studies of adsorption of strontium from aqueous solutions onto low cost rice-straw based carbons". *Carbon- Science and Technology*, 3, 144-153.
- W. Li, C.-Y. Cao, L.-Y. Wu, M.-F. Ge, and W.-G. Song, 2011. "Superb fluoride and arsenic removal performance of highly ordered mesoporous aluminas," *Journal of Hazardous Materials*, vol. 198, pp. 143–150.
- Wang, M., Cen, Q., Zeng, R., Huang, Y., Liu, Y., & Xia, S., 2022. Performance of a hybrid process integrating PAC adsorption with ceramic membrane ultrafiltration for drinking water treatment. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(5), 108427.
- Yağcı, A., Apaydın Yağcı, M., Bilgin, F., & Erbatur, İ., 2016. The effects of physicochemical parameters on fish distribution in Eğirdir Lake, Turkey.
- Yigit, S., & Altindag, A., 2006. Concentration of heavy metals in the food web of Lake Egirdir, Turkey. *Journal of environmental biology*, 27(3), 475-478.
- Yu, J., Yang, F. C., Hung, W. N., Liu, C. L., Yang, M., & Lin, T. F., 2016. Prediction of powdered activated carbon doses for 2-MIB removal in drinking water treatment using a simplified HSDM approach. *Chemosphere*, 156, 374-382.
- Žalac, S., & Kallay, N., 1992. Application of mass titration to the point of zero charge determination. *Journal of colloid and interface science*, 149(1), 233-240.
- Zietzschmann, F., Stützer, C., & Jekel, M., 2016. Granular activated carbon adsorption of organic micro-pollutants in drinking water and treated wastewater–aligning breakthrough curves and capacities. *Water Research*, 92, 180-187.