

***Amanita vaginata* Mantar Atıklarının ve Kompozitinin Metilen Mavisi Adsorpsiyonunda Karşılaştırılması ve Kinetik Veriler**

Ayfer YILDIRIM^{1*}, Elif POLAT², Mahir AKTAY³, Hilal ACAY⁴

¹ Mardin Artuklu Üniversitesi, Sağlık Hizmetleri Meslek Yüksekokulu, Mardin, Türkiye

² Mardin Artuklu Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı, Mardin, Türkiye

³ Mardin Artuklu Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü Kimya Anabilim Dalı, Mardin, Türkiye

⁴ Mardin Artuklu Üniversitesi, Sağlık Bilimleri Fakültesi, Beslenme ve Diyetetik Bölümü, Mardin, Türkiye

¹<https://orcid.org/0000-0002-2079-4587>

²<https://orcid.org/0000-0002-0309-567X>

³<https://orcid.org/0000-0001-8336-0826>

⁴<https://orcid.org/0000-0002-7732-106X>

*Sorumlu yazar: hilalacay@gmail.com

Araştırma Makalesi

ÖZ

Makale Tarihiçesi:

Geliş tarihi: 23.12.2022

Kabul tarihi: 27.03.2023

Online Yayınlanma: 01.06.2023

Anahtar Kelimeler

Amanita vaginata

Adsorpsiyon

Kompozit

Metilen mavisi

Endüstrilerden çıkan toksik boyalar su kaynaklarını renklendirerek doğrudan, güneş ışığını bloke ederek, sudaki fotosenteze ve suyun oksijenlenme kabiliyetini engelleyerek dolaylı olarak su ortamına zarar verir. Böylece toksik ve kanserojen ürünlerin oluşmasıyla canlı organizmalarda ve besin ağının doğal büyüme aktivitesinde büyük düzensizliklere neden olur. Bu amaçla çalışmada toksik boyalardan Metilen Mavisi (MM)'nin su ortamından uzaklaştırılması için doğal toksik olmayan parçalanabilir atıkların adsorpsiyonu araştırılmıştır. Çalışmada *Amanita vaginata* mantar atıkları (AVA) ve *Amanita vaginata* mantar atıkları kullanılarak kompozit (AVAK) sentezlenerek Metilen Mavisi (MM) boyar madde adsorpsiyonları kıyaslanmıştır. AVA ve AVAK maddelerini karakterize etmek için her iki maddenin ve ayrıca adsorpsiyon mekanizmasını açıklamak içinde de AVA ile AVAK'nın MM adsorpsiyon öncesi ve sonrası Fourier dönüşümü kızılötesi spektrometre (FTIR) spektrumları incelenmiştir. Temas süresi, başlangıç boyar madde konsantrasyonu ve pH'nın adsorpsiyon üzerine etkisi incelenmiş olup ayrıca kinetik hesaplamalar beç yöntemi kullanılarak yapılmıştır. Elde edilen sonuçlardan hem AVA hem de AVAK'nın MM adsorpsiyonunun yalancı ikinci derece modeline uygunluğu tespit edilmiştir. Ayrıca FTIR verilerinden, CH₂, OH (NH), CN, CO, COOH fonksiyonel gruplarının MM adsorpsiyondan sonra kaymaları adsorpsiyon mekanizmasında etkin rol oynadıkları kanıtlanmıştır.

Comparison of *Amanita vaginata* Mushroom Waste and its Composite in Methylene Blue Adsorption and Kinetic Data

Research Article

ABSTRACT

Article History:

Received: 23.12.2022

Accepted: 27.03.2023

Available online: 01.06.2023

Keywords:

Amanita vaginata

Adsorption

Toxic dyes from industries harm the aquatic environment directly by coloring water resources, and indirectly by blocking sunlight, inhibiting photosynthesis in water, and inhibiting the ability of water to oxygenate. Thus, the formation of toxic and carcinogenic products causes great disturbances in living organisms and the natural growth activity of the food web. For this purpose, the absorption of natural non-toxic degradable wastes was investigated in order to remove Methylene Blue (MB), one of the toxic dyes, from the aquatic environment. In the study,

Methylene Blue (MB) dye adsorptions were compared by synthesizing composite (AVAK) using *Amanita vaginata* mushroom wastes and *Amanita vaginata* mushroom wastes (AVA). In order to characterize AVA and AVAK, the Fourier transform infrared spectroscopy (FTIR) spectra of AVA and AVAK before and after MB adsorption were examined to explain the adsorption mechanism of both substances. The effects of contact time, initial dyestuff concentration and pH on adsorption were investigated, and kinetic calculations were made using the batch method. From the results obtained, it was determined that both AVA and AVAK were suitable for the Pseudo-second model of MB adsorption. In addition, from the FTIR data, the shifts of CH₂, OH (NH), CN, CO, COOH functional groups after MB adsorption have been proven to play an active role in the adsorption mechanism.

To Cite: Yıldırım A, Polat E, Aktay M, Acay H., 2023. *Amanita vaginata* mantar atıklarının ve kompozitinin metilen mavisi adsorpsiyonunda karşılaştırılması ve kinetik veriler. Kadirli Uygulamalı Bilimler Fakültesi Dergisi, 3(2): 285-298.

Giriş

Metilen mavisinin, tıpta *Corynebacterium diphtheriae* adlı bakterilerin ve sinir dokusunun (Treybal, 1963; Greminger ve ark., 1982) boyanmasında, tekstilde ise pamuğu saf mavi renge dönüştürmede kullanılan katyonik bir boya olduğu belirtilmektedir. Toksik ve kanserojenik etkilere sahip olması canlılar üzerindeki ciddi olumsuz etkileri ve özellikle, güneş ışığının geçişini kısıtlaması sucul bitkilerin yaşamını olumsuz etkilediğinden dolayı sulu ortamlarda bu tür boyaların varlığının pek hoş karşılanmadığı belirtilmektedir (Djelloul ve Haseine, 2013). Bir çok sentetik boyar maddenin ve bu maddelerden biri olan metilen mavisinin belirtilen nedenlerden dolayı bu maddelerin kaynağı olan endüstriyel atık suların doğaya bırakılmadan önce çeşitli işlemlerden geçirilip bertaraf edilmesi gerekmektedir. Bertaraf yöntemlerinden biri de adsorpsiyondur (Melhi ve ark., 2022). Ucuz ve etkili bir yöntem olan adsorpsiyon diğer yöntemlerin pahalılığı ve zorluğu düşünüldüğünde atık sudan boyarmadde gideriminde bir çok araştırmacı tarafından kullanılmaktadır. (Khan ve Selamoglu 2020) Adsorpsiyon işlemlerinde kullanılan çok farklı adsorban mevcuttur (Bekçi ve ark., 2008). Boyaların ölü veya aktif olmayan biyo-bazlı bir malzeme üzerine pasif olarak alınması veya adsorpsiyonu, atık sudan boya giderimi için en umut verici alternatiflerden biridir. Adsorban olarak biyomateryal, diğer yöntemlere göre daha yüksek verimlilik, moleküler düzeyde yüksek seçicilik, uygun maliyetli, kolay kullanım, düşük enerji tüketimi ve tekrar kullanılabilirlik gibi birçok avantaja sahiptir (Shah ve ark., 2013).

Doğada bulunan mantarlar saprofitik canlılardır. Bünyelerinde bulunan enzimler aracılığıyla bakteriler ile beraber dünya üzerindeki atıkların biyodönüşümüne katılarak bu atıkları besin zincirine kazandırır. Bununla beraber hücre duvar yapılarındaki yapısal oluşumlar sayesinde çevrede bulunan ağır metalleri, iyonları ve boya gibi parçalanması zor olan ürünleri bünyesine adsorplama yeteneğine sahiptirler. (Kaşık, 2010). Bu nedenle,

mantarlar, likenler gibi çok iyi bir çevre indikatörü olabilir ve boyar madde gideriminde adsorban olarak değerlendirilebilirler.

Demir ve ark. (2006) yaptıkları çalışmada *Phanerochaete chrysosporium* kullanarak remazol yellow ve red boya ların gideriminden yaklaşık %50 giderim elde etmişlerdir. Başka bir çalışmada, Yang ve ark. (2009) azo boya gibi toksik boya ların gideriminde %70 verim elde etmişlerdir. Tian ve ark. (2011) 100 mg/L konsantrasyonunda Congo red kullanarak 4 g/L *Tricholoma lobayense* adsorban dozunda 60 dakikalık temas süresi ve 180 rpm karıştırma hızında yaklaşık %80 verim eldesi saptanmıştır. Farklı boya, mantar türleri ve dozlar kullanılmasına rağmen boya giderimi konusunda çalışmalarda görüldüğü gibi verimin %80'nin üzerinde olduğu tespit edilmiştir. Ayrıca mantar bazlı biyomateryallerin boya madde gideriminde olumlu sonuçlar verdiği literatür ile de desteklenmiştir. (Yıldırım et al 2022)

Bu bilgiler ışığında doğal adsorban olarak ilk defa kullanılacak olan *Amanita vaginata* mantarının farklı işlemlerden geçmiş atıklarının biyosorbent olarak MM gideriminde değerlendirilmesi amaçlanmıştır.

Materyal ve Metot

Materyal

Sodyum tripolifosfat (TTP) Acros Organics (New Jersey, USA) firmasından, deneylerde kullanılan asit ve bazlar [hidroklorik asit (HCl), asetik asit (CH₃COOH), sodyum hidroksit (NaOH)] ise Sigma-Aldrich firmasından satın alındı. AV mantarı Mardin ilinden toplandı ve laboratuvar ortamında kurutularak öğütüldü. AVA ise AV mantarının metanol ekstraktı sonucunda arta kalan katı atıklarının kurutulması ve daha sonra öğütülmesi ile elde edilmiştir.

AVAK Sentezi

2 g *Amanita vaginata* mantar atıkları %1'lik (20 mL) asetik asit içerisinde 60 dakika boyunca karıştırılarak çözüldü. Daha sonra, HCl/NaOH (% 1) çözeltileri kullanılarak AVA çözeltisi pH=5,5 olacak şekilde ayarlandı. Öte yandan, 0,4 g TTP 10 mL safsuda çözüldü ve AVA çözeltisine damla damla eklendi. AVA kompozitin (AVAK) oluşması için bu çözelti 2 saat boyunca karıştırıldı. Elde edilen çözeltiye 20 mL metanol eklendi ve çökelti elde edildi. Sonuçta, elde edilen çökelti filtre kağıdı ile süzüldü ve 60 °C'deki etüvde 1 gün bekletilerek kurutuldu. Oluşan partiküller daha sonra adsorpsiyon çalışmalarında kullanılmak üzere öğütüldü.

Biyokompozit Karakterizasyonu

Bir Fourier dönüşümü kızılötesi spektrometre (ALPHA Bruker, Platin-ATR aksesuarı, ZnSe kristal) 4000-400 cm^{-1} dalga boyun aralığında bir tarama ile mantar atıkları ve mantar atıklarıyla oluşmuş biosorbent yapılarını analiz etmek için kullanıldı.

Adsorpsiyon Çalışmaları

Adsorpsiyon çalışmaları için öncelikle 1000 mg/L konsantrasyonlu metilen mavisi stoğu hazırlandı ve daha sonraki MM çözeltileri bu stoktan seyreltmeler yapılarak hazırlandı. Adsorpsiyon deneyleri kısaca, bir seriye 50 mL tıpalı erlenmeyer şişesine yaklaşık 0,01 g biyosorbent, 20 mL MM boyar madde çözeltisi eklenerek 120 rpm hızda 240 dakika boyunca, 298 K sıcaklığında, çalkalayıcı su banyosunda karıştırılarak yapıldı. Kinetik çalışmalar için 50, 100 ve 150 mg/L üç farklı konsantrasyonda boyar madde çözeltisi hazırlanarak 0, 30, 45, 60, 90, 120, 150, 180, 240 dak aralıklarında örnekler alınarak UV-VİS Spektrofotometre (PG T80+ model) cihazıyla konsantrasyonları hesaplandı. Elde edilen konsantrasyonlarla birim zamanda adsorpsiyon kapasite değişimleri denklem (1) kullanılarak hesaplandı ve böylece kinetik incelemeler yapıldı (Zhu ve ark., 2022).

$$q_e = (C_o - C_e)V / m \quad (1)$$

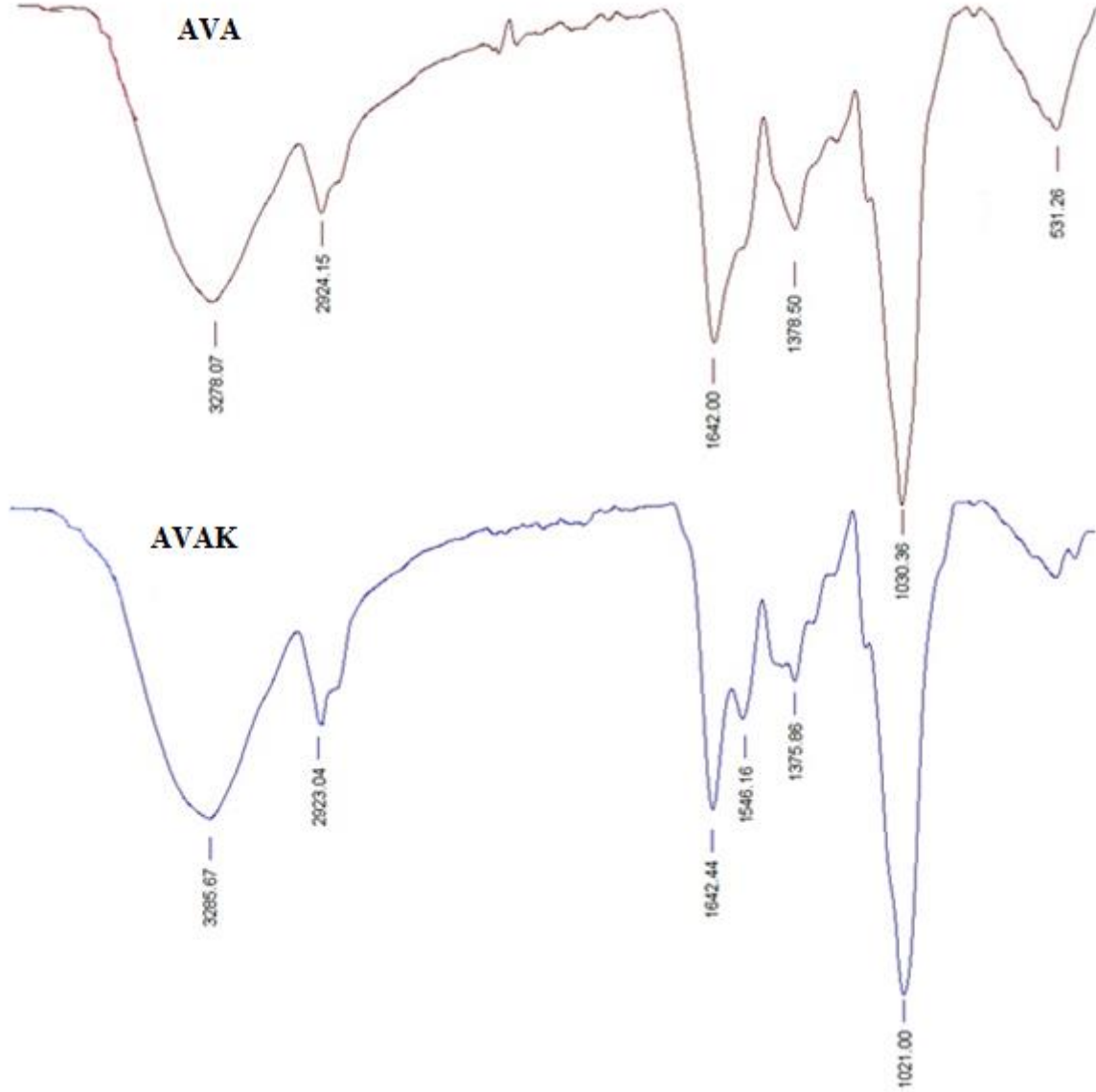
Burada q_e (mg/g) dengedeki adsorplanan maksimum boyar madde miktarı, C_o (mg/L) başlangıçtaki boyar madde miktarı, C_e (mg/L) dengedeki boyar madde miktarı, V(L) ise boyar madde hacmini göstermektedir.

Tartışma

Biyosorbent Karakterizasyonu

AVAK biyosorbentin oluşumunu karakterize etmek için öncelikle AVA ile AVAK maddelerinin FTIR spektrumları çekildi (Şekil 1). Şekil 1'de görüldüğü gibi AVA maddesi AVAK biosorbente dönüştüğünde spektrumlarında; alifatik N-H, O-H grubuna ait 3278 cm^{-1} piki 3284 cm^{-1} 'e, alifatik C-H gerilme titreşimine ait 2924 cm^{-1} piki ise 2923 cm^{-1} 'e kaydığı görülmüştür. Ayrıca; C-N bağ titreşimine (veya CH_2 bükülmesi ve CH_3 simetrik deformasyonu) ait 1375 cm^{-1} ile C=O gerilme titreşimine ait 1030 cm^{-1} 'deki pikler sırasıyla 1375 cm^{-1} ve 1021 cm^{-1} 'e kaymıştır (de Jesus Menk ve ark., 2019; Ali ve ark., 2022; Yıldırım ve ark., 2022). Bunun dışında, AVAK spektrumunda 1546 cm^{-1} 'deki yeni N-H (amit II) gerilme titreşim piki oluşmuştur. Mantar atığı ve mantar kompozitinin FTIR spektrumlarında

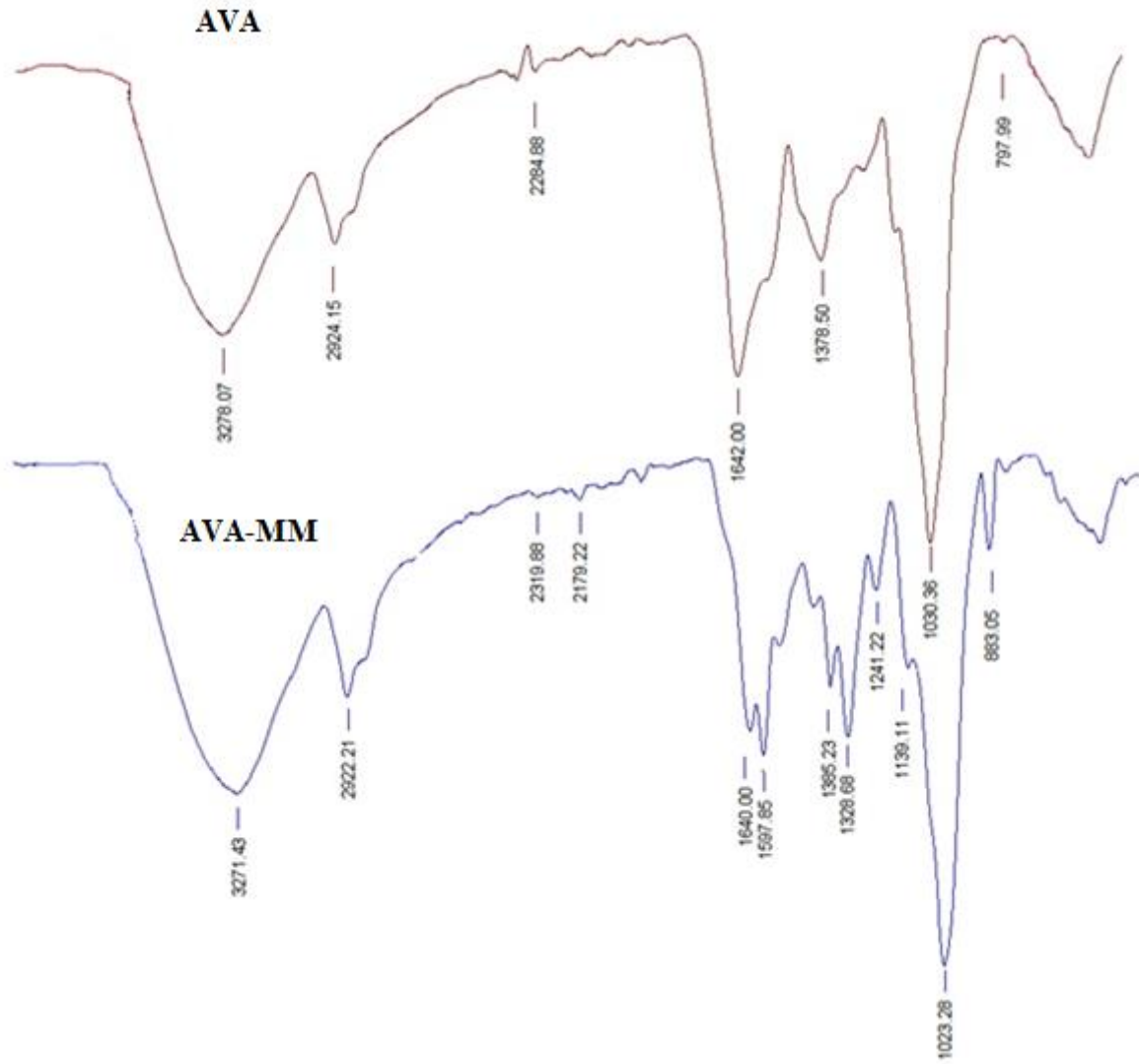
meydana gelen piklerdeki kaymaları ve yeni oluşan pikler gibi değişimler yeni oluşan biyosorbentin sentezlendiğini göstermektedir.



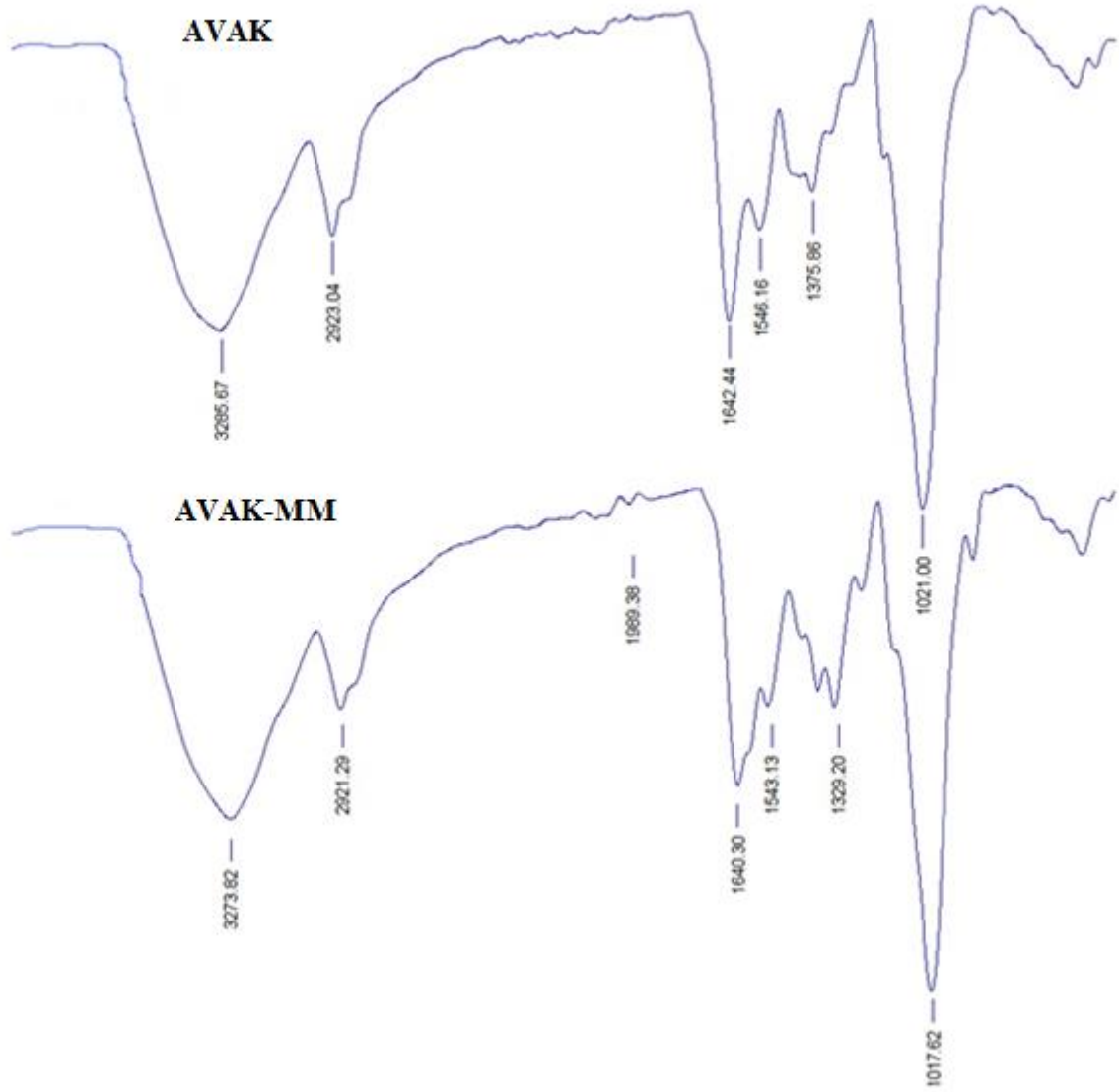
Şekil 1. AVA ve AVAK FTIR spektrumları

Şekil 2, AVA maddesinin MM adsorpsiyonu öncesi ve sonrası FTIR spektrumlarını göstermektedir. Şekil 2'deki spektrumlara bakıldığında, adsorpsiyon öncesi O-H, N-H ve C-H₂ gruplarının gerilim titreşimlerine ait 3278 cm⁻¹ ve 2924 cm⁻¹'deki piklerin MM adsorpsiyonu sonrasında 3271 cm⁻¹ ve 2922 c⁻¹ 'e kaydığı görülmektedir. Ayrıca, C=O (amit I) gerilmesi, C-N bağ titreşimi (veya CH₂ bükülmesi ve CH₃ simetrik deformasyonu), C-O titreşimine ait 1642 cm⁻¹, 1378 cm⁻¹ ve 1030 cm⁻¹'deki piklerin sırasıyla 1640 cm⁻¹, 1385 cm⁻¹ ve 1023 cm⁻¹'e kaydığı görülmektedir (Şekil 2) (Alhujaily ve ark., 2020). Bunun yanında,

C=C-H grubuna ait 797 cm^{-1} 'deki pik MM adsorpsiyon sonrasında 883 cm^{-1} 'e kaydıği görölmektedir. Ayrıca MM adsorpsiyon sonrasında 1318 cm^{-1} ve 1597 cm^{-1} 'de COOH titreşimi ve N-H birincil amin bükülmesi' ne ait yeni pik oluşumları gözlenmiştir. Adsorpsiyon sonrası gözlemlenen bu piklerdeki kaymalar ve yeni oluşan piklerin varlığı adsorpsiyonda boyar maddenin adsorbent üzerinde tutunmasını göstermekte ayrıca adsorpsiyon mekanizmasının da bu gruplar üzerinde meydana geldiği gözlenmektedir (Yıldırım, 2021).



Şekil 2. AVA'nın MM adsorpsiyon öncesi ve sonrası FTIR spektrumları



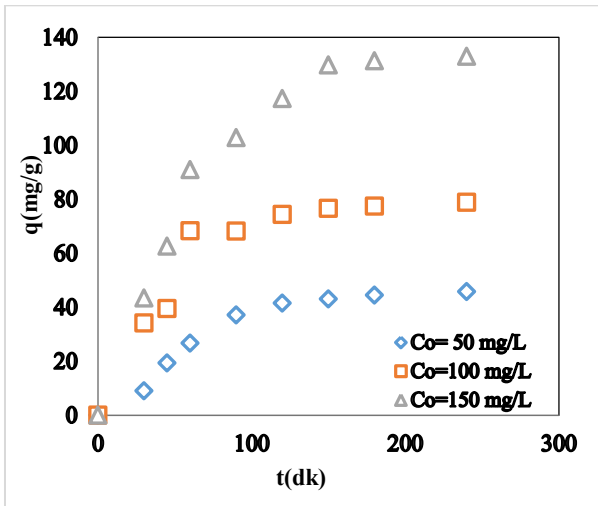
Şekil 3. AVAK'ın MM adsorpsiyon öncesi ve sonrası FTIR pektrumları

AVAK biosorbentini MM adsorpsiyonu öncesi ve sonrası FTIR spektrumları Şekil 3'te verilmiştir. Şekil 3'e göre, adsorpsiyon sonrasında meydana gelen pik değişimlerine bakıldığında boyar madde adsorpsiyon öncesi (O-H, N-H ve C-H gerilim titreşimleri, C=O (amit I) gerilmesi, N-H (amit II) gerilme titreşimi, C-N bağ titreşimi (veya CH₂ bükülmesi ve CH₃ simetrik deformasyonu), C-O titreşimi, 3285 cm⁻¹, 2923 cm⁻¹, 1642 cm⁻¹, 1546 cm⁻¹, 1375 cm⁻¹, 1021 cm⁻¹'de yer alan piklerin boyar madde adsorpsiyonu sonrasında 2373 cm⁻¹, 2921 cm⁻¹, 1640 cm⁻¹, 1543 cm⁻¹, 1383 cm⁻¹, 1017 cm⁻¹'e kaydığı görülmektedir. Ayrıca MM adsorpsiyonu sonrasında, COOH ve C=C-H titreşimine ait olduğu düşünülen 1329 cm⁻¹ ve 885 cm⁻¹ 'de iki yeni pik oluşmuştur. MM adsorpsiyonu sonrasındaki FTIR spektrumunda meydana gelen bu pik kaymaları ve yeni oluşan pikler metilen mavisi boyasının AVAK

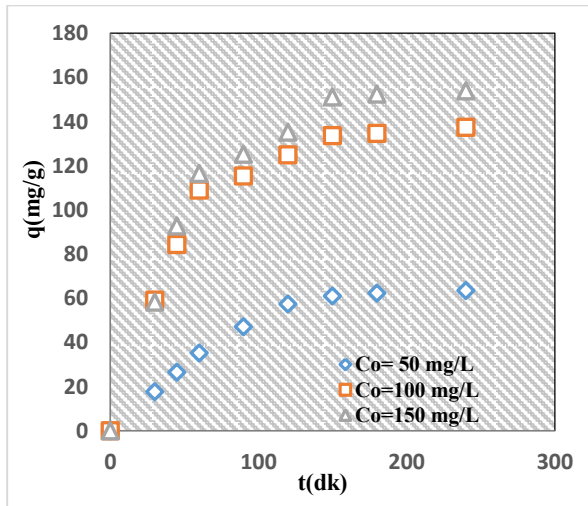
biyosorbentin yüzeyinde adsorplandığının kanıtıdır (Shooto ve ark., 2020; Francoeur ve ark., 2022).

Adsorpsiyon Çalışmaları

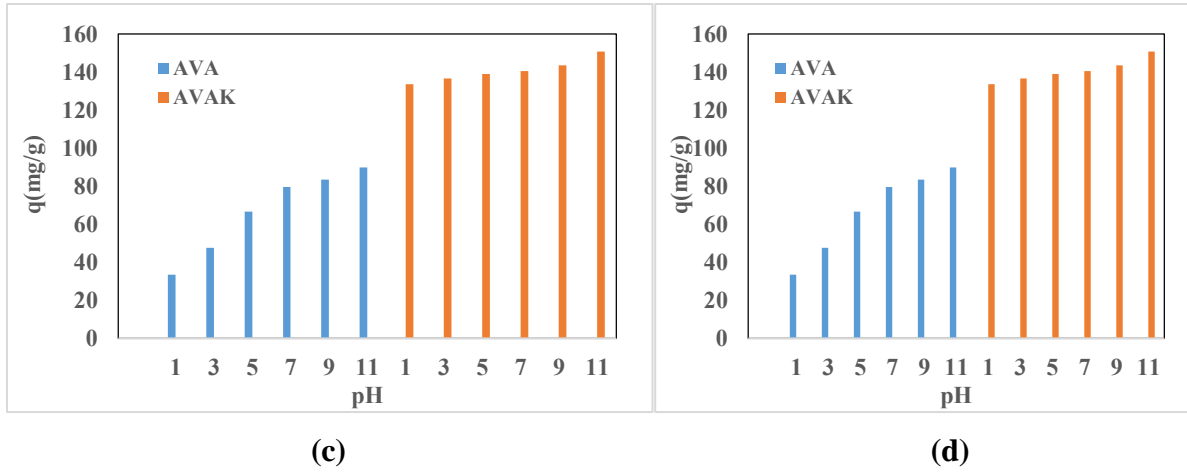
AVA ve AVAK maddelerinin üç farklı konsantrasyonda (50 mg/L , 100 mg/L, 150 mg/L) adsorpsiyon kapasitelerinin zaman bağlı değişim grafikleri Şekil 4' te verilmiştir. Şekil 4'ten anlaşıldığı gibi her iki maddenin adsorpsiyon kapasiteleri başlangıçta aktif merkezlerin fazla olmasından dolayı hızlı artmakta (0-60 dk), daha sonra ise bu aktif merkezlerin azalmasıyla daha yavaş artmakta (60-150 dk) ve 150 dk sonrasında ise doygunluğa erişerek dengeye gelmektedir. Bundan dolayı hem AVA hem de AVAK maddesinin denge süresi 150 dakika olarak tespit edilmiştir. Ayrıca konsantrasyon 50 mg/L'den 100 mg/L'ye arttıkça adsorpsiyon kapasitelerinin AVA için 43,12 mg/g'den 76,60 mg/g'ye, AVAK için ise 55,54 mg/g'den 133.58 mg/g'ye arttığı; konsantrasyon 100 mg/L'den 150 mg/L'ye arttığında ise adsorpsiyon kapasitelerinin AVA için 76,6 mg/g'den 129,76 mg/g'ye AVAK için 133,58 mg/g'den 151,10 mg/g'ye arttığı görülmektedir (Şekil 4). Literatürde de benzer sonuçlara raslanmıştır (Gajera ve ark., 2022). AVA ile AVAK maddelerinin adsorpsiyon kapasiteleri kıyaslandığında, AVAK'nın adsorpsiyon kapasitesinin AVA'nınkinden daha yüksek olduğu, denge anında AVA için 129,76 mg/g iken AVAK için bu değer 151,10 mg/g'ye yükseldiği görülmüştür (Şekil 4c).



(a)



(b)



Şekil 4. (a) AVA (b) AVAK (c) AVA ile AVAK'ın $C_0=100$ mL'de (adsorpsiyon kapasitelerinin zamana bağlı değişimi, d) AVA, AVAK'nın MM adsorpsiyonu üzerine pH'nın etkisi.

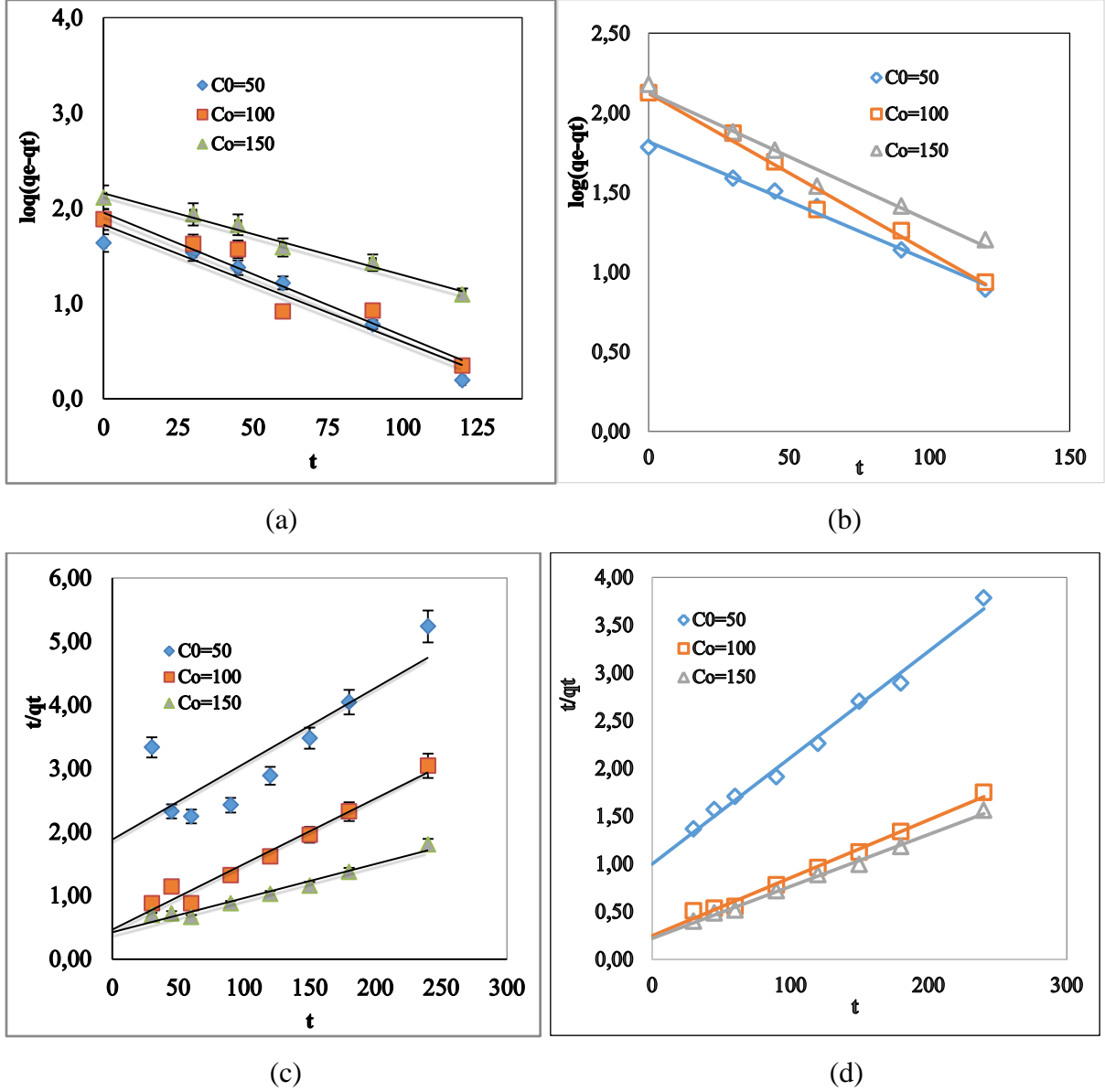
pH'ın AVA ve AVAK'nın MM dsorpsiyonu üzerindeki etkisi araştırıldı. Bunun için, başlangıç konsantrasyonu 100 mg/L olan 20 mL MM çözeltisi, sıcaklık 298 K, adsorbent miktarı $m=0.01$ g, çalkalama hızı 120 rpm olarak hazırlanan adsorpsiyon şartları için pH= 1, 3, 5, 7, 9 ve 11 ortamı HCl ve NaCl seyreltik çözeltileri kullanılarak oluşturuldu. Şekil 4d' den adsorpsiyon kapasitelerinin, pH arttıkça kademeli olarak arttığı görülmektedir. Benzer sonuçlar literatürde görülmüştür (Dao ve ark., 2021). Asidik koşullarda ($pH < 7$), mantar atıkları ve adsorbent yüzeyinde muhtemel fonksiyonel (amin vb.) grupları protonlanarak malzemenin yüzeyi pozitif yüklü olmaktadır. Bununla beraber, MM boyar maddesinin sulu çözeltisi de pozitif yükle yüklenir ve böylece aralarında elektrostatik itme kuvveti oluşur. Tam tersine alkali ortamda ise, adsorbentlerin yüzeyi anyonla kaplanarak MM ile elektrostatik etkileşimler oluşturur. Adsorbent yüzeyindeki fonksiyonel grubunun protonasyon derecesi zayıflar, böylece MM boyar madde iyonlarını itmesi azalır. MM' nin adsorbent tarafından adsorpsiyonu, hidrojen bağı ve elektrostatik etkileşimler altında artar (Ghaedi ve ark., 2015).

AVA ve AVAK maddelerinin adsorpsiyon kinetiğini değerlendirmek için deneylerden elde edilen veriler Psödo-first (Ali ve ark., 2022) ve Psödo-second (Chouaybi ve ark., 2022) kinetic modellerinde değerlendirildi.

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t \quad (2)$$

$$1/q_t = 1/k_1 q_e^2 + t/q_e \quad (3)$$

Burada, q_e ve q_t denge anında ve t zamandaki adsorpsiyon kapasitelerini (mg/g), t (dk) zamanı, k_1 ve k_2 sırasıyla Psödo-first ve Psödo-second modellerinin hız sabitlerini göstermektedir.



Şekil 5. Psödo-first (a) AVA, (b) AVAK, Psödo-second (c) AVA, (d) AVAK kinetik model grafikleri

Tablo 1. AVA ve AVAK maddelerinin Psödo-first ve Psödo-second kinetik verileri

Biyosorbent	MM		Psödo-first		Psödo-second		
	C_0 (mg/L)	$Q_{e(teo)}$ (mg/g)	k_1 (1/min)	R^2	$Q_{e,c}$ (mg/g)	k_2 (g/mg dak)	R^2
AVA	50	364,92	0,3171	0,9685	588,24	47,3934	0,9954
	100	371,96	0,2047	0,9866	714,29	60,2410	0,9907
	150	391,11	0,1379	0,9823	769,23	74,6269	0,9859
AVAK	50	65,87	0,0173	0,9744	90,09	1,0011	0,9898
	100	132,31	0,0230	0,9771	163,93	4,0258	0,9902
	150	134,12	0,1865	0,9916	185,19	4,5579	0,9951

Denklem 2 ve denklem 3 kullanılarak yapılan reaksiyon kinetik hesaplamalardan MM boyasının AVA ve AVAK üzerine adsorpsiyonunda Psödo-second kinetic modeline uyumlu olduğu tespit edilmiştir. Hesaplamalardan elde edilen sonuç veriler Tablo 1’de verilmiştir. Tablo 2’de de görüldüğü gibi her iki maddenin korrelasyon sayıları (R^2) her üç konsantrasyonda da ($C_0=50, 100$ ve 150 mg/L) Psödo-second modelinde (AVA: 0,9954, 0,9907, 0,9859; AVAK: 0,9898, 0,9902, 0,9951) Psödo-first’ e (AVA: 0,9685, 0,9866, 0,9823; AVAK: 0,9744, 0,9771, 0,9916) göre daha yüksek olduğundan ($R^2 \cong 1$) hem AVA hem de AVAK ‘nın Psödo-second modeline daha uyumlu olduğu ve böylece adsorpsiyon mekanizmasının hız sınırlayıcı bir adım olan kimyasal adsorpsiyon eğiliminde olduğu söylenebilir (Zhu ve ark., 2022; Kurnia ve ark., 2022).

Sonuç

Bu çalışmada *A. vaginata* mantarının metanol ekstraktı sonrasında arta kalan atıklar ile bu atıklarla oluşturulan kompozit madde kullanılarak metilen mavisi boyar madde adsorpsiyonları incelenmiştir. Yapılan çalışmalar sonucunda AVAK adsorbentinin AVA’ya göre adsorpsiyon kapasitesi daha yüksek olduğu tespit edilmiştir. Böylece elde edilen kompozitin daha işlevsel olduğu görülmektedir. Adsorpsiyon verileri kinetik modellemelerde değerlendirilmiş olup, elde edilen sonuçlardan hem AVA hem de AVAK’ın MM adsorpsiyonunun Psödo-second modeline uygunluğu tespit edilmiştir. Ayrıca FTIR verilerinden, CH_2 , OH (NH), CN, CO, COOH fonksiyonel gruplarının MM adsorpsiyon sonrasında meydana gelen kaymalardan adsorpsiyon mekanizmasında etkin rol oynadıkları kanıtlanmıştır.

Araştırmacıların Katkı Oranı Beyan Özeti

Yazarlar makaleye eşit oranda katkı sağlamış olduklarını beyan ederler.

Çıkar Çatışması Beyanı

Makale yazarları aralarında herhangi bir çıkar çatışması olmadığını beyan ederler.

Kaynaklar

Alhujaily A, Mao Y, Zhang J, Ifthikar J, Zhang X, Ma F., 2020. Facile fabrication of Mg-Fe-biochar adsorbent derived from spent mushroom waste for phosphate removal. Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers, 117: 75-85.

Ali MS, Bhunia P, Samanta AP, Orasugh JT, Chattopadhyay D., 2022. Transdermal therapeutic system: Study of cellulose nanocrystals influenced methylcellulose-chitosan bionanocomposites. International Journal of Biological Macromolecules, 218: 556-567.

Ali NS, Jabbar NM, Alardhi SM, Majdi HS, Albayati TM., 2022. Adsorption of methyl violet dye onto a prepared bio-adsorbent from date seeds: isotherm, kinetics, and thermodynamic studies. Heliyon, 8(8): 10276.

Bekçi Z, Özveri C, Seki Y, Yurdakoç K., 2008. Sorption of malachite green on chitosan bead. J. Hazard. Mater., 154(3): 254-261.

Chouaybi I, Ouassif H, Bettach M, Moujahid EM., 2022. Fast and high removal of acid red 97 dye from aqueous solution by adsorption onto a synthetic hydrocalumite: Structural characterization and retention mechanisms. Inorganic Chemistry Communications, 146: 110169.

Dao MU, Le HS, Hoang HY, Tran VA, Doan VD, Le TTN, Sirotkin A, Le VT., 2021. Natural core-shell structure activated carbon beads derived from *Litsea glutinosa* seeds for removal of methylene blue: Facile preparation, characterization, and adsorption properties. Environmental Research, 198: 110481.

Demir G, Özcan HK, Elmaslar E, Borat M., 2006. Decolorization of azo dyes by the white rot fungus *Phanerochaete chrysosporium*. Journal of Engineering and Natural Sciences Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi, 3: 74-85.

de Jesus Menk J, do Nascimento AIS, Leite FG, de Oliveira RA, Jozala AF, de Oliveira Junior JM, Chaud MV, Grotto D., 2019. Biosorption of pharmaceutical products by mushroom stem waste. Chemosphere, 237: 124515.

Djelloul C, Housseine A., 2013. Ultrasound-assisted removal of methylene blue from aqueous solution by milk thistle seed. Desalination and Water Treatment, 51: 5805-5812.

Francoeur M, Yacou C, Jean-Marius C, Chérémond Y, Jauregui-Haza U, Gaspard S., 2022. Optimization of the synthesis of activated carbon prepared from Sargassum (sp.) and its use for tetracycline, penicillin, caffeine and methylene blue adsorption from contaminated water. *Environmental Technology & Innovation*, 28: 102940.

Gajera R, Patel RV, Yadav A, Labhasetwar PK., 2022. Adsorption of cationic and anionic dyes on photocatalytic flyash/TiO₂ modified chitosan biopolymer composite. *Journal of Water Process Engineering*, 49: 102993.

Ghaedi M, Hajjati S, Mahmudi Z, Tyagi I, Agarwal S, Maity A, Gupta VK., 2015. Modeling of competitive ultrasonic assisted removal of the dyes-methylene blue and safranin-O using Fe₃O₄ nanoparticles. *Chemical Engineering Journal*, 268: 28-37.

Greminger DC, Burns GP, Lynn S, Hanson DN, King CJ., 1982. Solvent Extraction of phenols from water. *Industrial & Engineering Chemistry Process Design and Development*, 21: 51-54.

Kaşık G., 2010. Mantar bilimi. Marifet Matbaa ve Kağıtçılık, Konya.

Khan Usman M, Selamoglu Z., 2020. Treatment of biosorption and ozonation on elimination of the day pollution in treated water. *Journal of Survey in Fisheries Sciences*, 6(2): 21-25.

Kurnia KA, Rahayu AP, Islami AF, Kusumawati Y, Wenten IG, Rahmah AU, Saepurahman Wellia DV, Saefumillah A., 2022. Insight into the adsorption of dyes onto chitin in aqueous solution: An experimental and computational study. *Arabian Journal of Chemistry*, 15(11): 104293.

Melhi S, Ullah Jan S, Khan AA, Badshah K, Ullah S, Bostan B, Selamoglu Z., 2022. Remediation of Cd (II) ion from an aqueous solution by a starch-based activated carbon: Experimental and Density Functional Theory (DFT) Approach. *Crystals*, 12(2): 189.

Shah J, Jan MR, Haq A, Khan Y., 2013. Removal of rhodamine B from aqueous solutions and wastewater by walnut shells: kinetics, equilibrium and thermodynamics studies. *Frontiers of Chemical Science Engineering*, 7: 428-436.

Shoote ND, Thabede PM, Bhila B, Moloto H, Naidoo EB., 2020. Lead ions and methylene blue dye removal from aqueous solution by mucuna beans (velvet beans) adsorbents. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(2): 103557.

Tian X, Li C, Yang H, Ye Z, Xu H., 2011. Spent mushroom: a new low-cost adsorbent for removal of Congo red from aqueous solutions. *Desalination and Water Treatment*, 27(1-3): 319-326.

Treybal RE., 1963. Liquid extraction. New York, McGraw Hill, p.48.

Yang Q, Li C, Li H, Li Y, Yu N., 2009. Degradation of synthetic reactive azo dyes and treatment of textile wastewater by a fungi consortium reactor. *Biochemical Engineering Journal*, 43(3): 225-230.

Yildirim A, Acay H, Baran F., 2022. Synthesis and characterisation of mushroom-based nanocomposite and its efficiency on dye biosorption via antimicrobial activity. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 102(7): 1-18.

Yildirim A., 2021. Removal of the anionic dye reactive orange 16 by chitosan/tripolyphosphate/mushroom. *Chemical Engineering & Technology*, 44(8): 1371-1381.

Zhu Y, Cui Y, Peng Y, Dai R, Chen H, Wang Y., 2023. Preparation of CTAB intercalated bentonite for ultrafast adsorption of anionic dyes and mechanism study. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 658: 130705.