



## Sulu Çözüldüden Alizarin Sarısı Boyarmaddesinin Nanoadsorbent (MNPs-G1-Mu) Vasıtasıyla Adsorpsiyon Özelliklerinin Belirlenmesi

Selma EKİNCİ<sup>1</sup> 

<sup>1</sup>Batman Üniversitesi, Fen-Edebiyat Fakültesi, Kimya Bölümü

*selma.ekinci@batman.edu.tr*

Zülfiye İLTER<sup>2</sup> 

<sup>2</sup>Fırat Üniversitesi, Fen Fakültesi, Kimya Bölümü

*zilter@firat.edu.tr*

**Geliş Tarihi/Received:**

**13.04.2021**

**Kabul Tarihi/Accepted:**

**19.06.2021**

**Yayın Tarihi/Published:**

**30.06.2021**

### ÖZ

Bu çalışmada Alizarin Sarısı boyarmaddesinin sulu çözeltiden adsorpsiyon yöntemiyle uzaklaştırılması amaçlanmıştır. Adsorpsiyon işleminde adsorbent olarak bir nano materyal olan MNPs-G1-Mu (Pamam dendrimeri ve müreksit ile modifiye edilmiş demir oksit nanopartikülleri) kullanılmıştır. Temas süresi, pH, başlangıç boyarmadde konsantrasyonu ve adsorbent miktarının adsorpsiyona etkileri incelenmiş olup, bu adsorpsiyon işlemi için uygun koşullar belirlenmiştir. Daha sonra adsorpsiyon kinetiğinin araştırılması için kinetik veriler, kinetik denklemlerde (Pseudo Birinci Derece Kinetik Denklemi ve Pseudo İkinci Derece Kinetik Denklemi) değerlendirilmiştir. Adsorpsiyonun her iki kinetik denkleme de uyduğu belirlenmiştir. Son olarak, MNPs-G1-Mu ile Alizarin Sarısı boyarmaddesinin adsorpsiyonuna ait izoterm çalışması yapılarak, deneysel verilerin Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon izotermine uygunluk gösterdiği belirlenmiştir. Bu izotermelerden faydalanılarak Langmuir sabitleri  $q_m$  ve  $b$  sırasıyla 15,384 mg g<sup>-1</sup> ve 0,105 olarak; Freundlich sabitleri  $k$  ve  $n$  ise sırasıyla 3,589 ve 3,115 olarak hesaplanmıştır. Sonuç olarak, MNPs-G1-Mu adsorbentinin Alizarin Sarısı boyarmaddesini % 90,43 verimle adsorpladığı belirlenmiştir.

**Anahtar kelimeler:** Adsorpsiyon, Boyarmadde, Alizarin Sarısı, Demir Oksit, Nanoadsorbent.

# Determination of The Adsorption Properties of Alizarin Yellow Dyestuff from Aqueous Solution by Nano Adsorbent (MNPs-G1-Mu)

## ABSTRACT

In this study, it was aimed to remove the Alizarin Yellow dyestuff from the aqueous solution by adsorption method. MNPs-G1-Mu (iron oxide nanoparticles modified with Pamam dendrimer and murexide), a nano material, was used as an adsorbent in the adsorption process. The influences of equilibrium contact time, pH, initial dyestuff concentration and the amount of adsorbent on the adsorption were investigated, and suitable conditions were determined for this adsorption process. Then, the kinetical data were evaluated to kinetic equations (Pseudo First Order Kinetic Equation and Pseudo Second Order Kinetic Equation) to investigate the adsorption's kinetical behaviour. It was determined that the adsorption process was fitted to both kinetic equations. After that, the isotherm study of the adsorption of Alizarin Yellow on MNPs-G1-Mu dyestuff was performed and it was concluded that the experimental data were suitable for both Langmuir and Freundlich adsorption isotherms. By using these isotherms' linear equations, Langmuir constants  $q_m$  and  $b$  were calculated as 15,384 mg g<sup>-1</sup> and 0,105 respectively; Freundlich constants  $k$  and  $n$  were calculated as 3,589 and 3,115 respectively. As a result, it was determined that MNPs-G1-Mu adsorbed the Alizarin Yellow dyestuff with % 90,43 efficiency.

**Keywords:** Adsorption, Dyestuff, Alizarin Yellow, Iron Oxide, Nanoadsorbent.

## 1.Giriş

Boyarmaddeler, yapılarında genellikle aromatik hidrokarbonlar ve bazı kromofor gruplar içeren heterosiklik bileşiklerdir (Zhang vd., 2020). Boyarmaddelerin çoğu toksiktir ve bozunması zor bileşenler içerirler. Bu boyarmaddeleri içeren atık suyun çevreye salınması çevre için ciddi kirlilik yaratmaktadır (Hosseinzadeh ve Ramin, 2018; Tahir vd., 2017; Wu vd., 2015). Her yıl yaklaşık  $(0.7-2.0) \times 10^5$  ton işlenmemiş boyarmaddelerin su kaynaklarına karıştırıldığı tahmin edilmektedir (Chen vd., 2019; Dawood ve Sen, 2012). Deri, kozmetik gıda, kaplama, fotoelektrokimyasal hücreler, ahşap, kağıt ve tekstil endüstrilerinde su kaynaklarının kirlenmesine neden olan çeşitli boyalar yaygın olarak kullanılmaktadır (Sanga vd., 2020).

Azo boyalar, ikisi farklı veya aynı olabilen iki aromatik grup içeren  $-(N=N)-$  azo gruplarına sahiptirler (Khalil vd., 2021). Alizarin Sarısı (AS) da diazo birleştirme reaksiyonu ile sentezlenebilen bir çeşit azo boyadır ve plastik, tekstil, boya, gıda, ilaç, deri ve cila gibi birçok alanda kullanılır (Anastopoulos ve Kyzas, 2014; Sanga vd., 2020; Zhou vd., 2015). Bu farklı alanlarda kullanılan boya bileşikleri, mevcut atık su arıtma tesislerinden su kaynaklarına sızarak su ekosistemi üzerinde ciddi

etkilere neden olur (Jung vd., 2016; Sanga vd., 2020). Boya içeren su, güneş radyasyonunun daha az iletimine sebep olur ve bu durum bitkiler için hayati önem taşıyan fotosentezde azalmaya yol açar. Ayrıca, biyoakümülatif, toksik, kanserojen ve teratojenik olan bazı boyalar da vardır (Alves De Lima, 2007; Hatch ve Maibach, 1995; Yagub vd., 2014). Tüm bu nedenlerden dolayı, boyaların atık sulardan uzaklaştırılması zorunluluk haline gelmiştir. Bunun için, adsorpsiyon, pıhtılaşma, kimyasal çöktürme, oksidasyon ve membran ayırma gibi çeşitli yöntemler kullanılır (Gupta, 2009). Atık sudaki zararlı kirleticileri azaltmak için kullanılan en etkili arıtma süreçlerinden biri adsorpsiyon yöntemidir (Kant, 2012).

Boyarmaddelerin sudan uzaklaştırılması için kullanılan fiziksel ve kimyasal yöntemler, özellikle atık su hacmi küçük olduğunda etkilidir. Kimyasal çöktürme yönteminde kullanılan kimyasalların maliyeti ve ortaya çıkan çamur sorunu bu yöntemin en büyük dezavantajlarıdır. Oksidasyon yönteminin uygulanmasında sınırlayıcı faktör ise toksik yan ürünlerin oluşmasıdır. Diğer bir fiziksel yöntem olan membran ayırma yönteminde ise, ayırma sonrası kalan konsantre atıkların bertaraf edilmesinin zorluğu, yüksek sermaye maliyetleri ve membran tıkanması olasılığı gibi dezavantajlar bulunmaktadır. İyon değiştiriciler için en büyük dezavantaj da yöntemin maliyetidir. Bu nedenlerden dolayı en yaygın kullanılan fiziksel yöntem adsorpsiyon işlemidir (Robinson vd., 2001; Slokar vd., 1998; Socha, 1991).

Son zamanlarda, manyetik demir oksit nanopartiküller farklı bileşiklerle modifiye edilerek adsorpsiyon işlemlerinde adsorbent olarak kullanılmaya başlanmıştır. Manyetik demir oksit nanopartiküller, çeşitli özelliklerinden dolayı metal oksitler arasındaki en çekici nano yapılardır. Süper paramanyetik oldukları için kanser tedavisinde ilaç taşıyıcı ve hipertermi ajanı, manyetik rezonans görüntüleme kontrast ajan olarak kullanılabilirler (Arruebo vd., 2007; Ganapathe vd., 2020; Hongcai vd., 2020; Li vd., 2020; Natarajan vd., 2019; Palanisamy ve Wang, 2019; Sun vd., 2008; Tadic vd., 2014; Zhao vd., 2020; Vallabani ve Singh, 2018; Wahajuddin ve Arora 2012). Ayrıca, ağır metaller ve boyar maddeler gibi zararlı bileşiklerin atık sudan uzaklaştırılmasında da kullanılırlar (Rehman vd., 2021; Sekar vd., 2004). Demir oksit nanopartiküllerinin sentezlenmelerinin kolay olması ve istenen malzemelerle kaplanabilmeleri veya modifikasyon için uygun olmaları sahip oldukları diğer avantajlı özellikleridir. (Boyer vd., 2010; Dias vd., 2011).

Bu çalışmada AS boyarmaddesi, daha önce tarafımızca sentezlenmiş olan MNPs-G1-Mu adsorbenti kullanılarak adsorpsiyon işlemiyle sudan uzaklaştırılmıştır. MNPs-G1-Mu, demir oksit nanopartikülleri sentezlenip çeşitli bileşiklerle modifiye edilerek hazırlanmıştır. Tüm sentez ve modifikasyon adımları önceki makalemizde verilmiştir (Ekinci vd. 2021; Ekinci, 2019). AS'nın MNPs-G1-Mu üzerindeki adsorpsiyonuna, denge temas süresi, pH, adsorbent miktarı ve başlangıç konsantrasyonunun etkileri araştırılmıştır. Ayrıca, adsorpsiyona ait kinetik ve izoterm çalışmaları yapılarak, elde edilen veriler bazı kinetik ve izoterm denklemlerinde değerlendirilmiştir. Uygunluk gösterdiği kinetik denklemlere ait hız sabitleri hesaplanmıştır. Langmuir ve Freundlich izotermine uyduğu görülen adsorpsiyona ait Langmuir ve Freundlich izoterm sabitleri de ayrıca hesaplanmıştır.

## 2. Materyal ve Yöntem

### 2.1. Kullanılan Materyaller

AS (CAS No: 2243-76-7) boyarmaddesi Sigma-Aldrich firmasından satın alınmıştır. Adsorpsiyon deneylerinde çalkalayıcı, UV-Vis Spektrofotometre (Perkin Elmer) ve pH metre (Hanna Instrument HI 221) kullanılmış olup, çözeltilerin pH'ları ise 0,1 M NaOH ve HCl (Sigma-Aldrich) ile ayarlanmıştır.

AS, anyonik (asidik) bir azo boyadır. Molekül formülü  $C_{13}H_8N_3NaO_5$ 'dir. AS'nın (5- (3-nitrofenilazo) -2-hidroksibenzoik asid sodyum tuzu) molekül yapısı Şekil 1'de ve MNPs-G1-Mu adsorbentinin molekül yapısı da Şekil 2'de gösterilmiştir.

### 2.2. Adsorpsiyon İşlemleri:

Öncelikle AS'nın  $1000 \text{ mg L}^{-1}$  konsantrasyonundaki stok çözeltisi hazırlanmış ve deneylerde seyreltilerek kullanılmıştır. Adsorpsiyon deneylerine başlamadan önce, AS çözeltisinin maksimum dalga boyu  $385 \text{ nm}$  olarak UV-Vis Spektrofotometre kullanılarak belirlenmiştir. Daha sonra AS çözeltilerinin farklı konsantrasyonlarına karşılık gelen absorbans değerleri (A)  $385 \text{ nm}$  dalga boyunda ölçülmüştür. Lambert-Beer Denklemine (Denklem 2.1) göre konsantrasyon (C) verilerine karşı ölçülen absorbans (A) değerleri grafiğe geçirilerek adsorpsiyona ait çalışma eğrisi elde edilmiştir.

$$A = \epsilon \cdot l \cdot C \quad (2.1)$$

Deneyler çalkalama yöntemiyle yapılmış olup, adsorpsiyon sonucunda çözeltide adsorplanmadan kalan boyarmadde konsantrasyonu UV-Vis spektrofotometre cihazı ile ölçülmüştür. Adsorplanan boyarmadde miktarı ise Denklem 2.2 kullanılarak hesaplanmıştır.

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{m} \quad (2.2)$$

ve adsorpsiyon yüzdesi (%A) ise Denklem 2.3 kullanılarak hesaplanmıştır.

$$\% A = \frac{(C_0 - C_e)}{C_0} \times 100 \quad (2.3)$$

Burada;

$q_e$ : adsorbent üzerinde dengede adsorplanmış madde miktarı ( $\text{mg g}^{-1}$ )

$C_0$ : boyarmadde çözeltisinin başlangıç konsantrasyonu ( $\text{mg L}^{-1}$ )

$C_e$ : boyarmadde çözeltisinin dengedeki konsantrasyonu ( $\text{mg L}^{-1}$ )

V: Çözeltinin hacmi (L)

m: adsorbent kütlesi (g)

Temas süresinin adsorpsiyona etkisini belirlemek için  $250 \text{ ml}$   $100 \text{ mg L}^{-1}$  konsantrasyonunda AS çözeltisi hazırlanıp  $3 \text{ gr}$  adsorbent ile karıştırılarak  $25^\circ\text{C}$ 'de  $10 \text{ saat}$  çalkalanmıştır. Çözeltilerden farklı

zamanlarda alınan numunelerde kalan boyarmadde ( $C_e$ ) konsantrasyonu UV-Vis Spektrofotometre ile belirlenmiştir. Adsorplanmış boyarmadde konsantrasyonu ( $q_e$ ) ve adsorpsiyon yüzdesi (%A), Denklem 2.2 ve 2.3 sırasıyla kullanılarak hesaplanmıştır. Ayrıca, adsorbent miktarı, pH ve başlangıç boyarmadde konsantrasyonunun adsorpsiyon üzerindeki etkileri de incelenmiştir.

### 3.Bulgular

#### 3.1. Temas süresinin etkisi:

250 mL ve 100 mg L<sup>-1</sup>lik AS çözeltileri hazırlanıp 3 g adsorbentle karıştırılarak 25 °C'de 10 saat boyunca çalkalanmıştır. Çözeltilerden farklı zamanlarda alınan örneklerde kalan boyarmadde konsantrasyonu ( $C_e$ ) UV-Vis cihazı ile ölçülmüştür. Ölçüm sonucu elde edilen absorbans değerleri (A), Lambert-Beer denkleminde kullanılarak konsantrasyon (C) değerleri hesaplanmıştır. Adsorbe edilmiş boyarmadde konsantrasyonu ( $q_e$ ) ise Denklem 2.2 kullanılarak hesaplanmıştır.

Şekil 3'e göre adsorpsiyon 8 saatte dengeye ulaşmıştır. Yani, AS boyarmaddesinin MNPs-G1-Mu adsorbenti üzerindeki adsorpsiyonu için denge temas süresi 8 saattir. Adsorpsiyon yüzdesi (%A) ve maksimum adsorplanan madde miktarı ( $q_e$ ) sırasıyla 90,43 ve 7,53 mg g<sup>-1</sup> olarak hesaplanmıştır.

#### 3.2. Adsorbent miktarının etkisi:

Adsorbent miktarının adsorpsiyon üzerindeki etkisini incelemek için, 0,1; 0,2; 0,3; 0,4 ve 0,5 g miktarlarında MNPs-G1-Mu adsorbenti, 25 mL AS çözeltilerine (100 mg L<sup>-1</sup>) eklenerek 25 °C'de 8 saat boyunca çalkalanmıştır. Şekil 4, adsorbent miktarlarına karşılık gelen %A ve  $q_e$  değerleri çizilerek elde edilmiştir. Buna göre; adsorbent miktarının artışıyla adsorpsiyon yüzdesi artmış, ancak adsorbe edilen AS miktarı azalmıştır. Adsorbent miktarı artınca doğal olarak AS'nın adsorplanabileceği yüzey olan adsorpsiyon bölgelerinin sayısı da fazlaştığı için adsorpsiyon yüzdesi artar. Ayrıca, adsorbent miktarının artmasıyla adsorplanmadan kalan bölgelerin sayısının artışıdan dolayı da adsorplanan madde miktarında ( $q_e$ ) da azalma olmuştur. 0,5 g adsorbent kullanıldığında adsorpsiyon yüzdesi (%A) 99,79 ve adsorplanan boyarmadde konsantrasyonu ( $q_e$ ) ise 4,99 mg g<sup>-1</sup> olarak ölçülmüştür.

#### 3.3. pH'ın etkisi:

25 mL ve 100 mg L<sup>-1</sup> konsantrasyonlarındaki AS çözeltilerinin pH değerleri 2, 4, 6, 8 ve 10'a 0,1 M HCl veya 0,1 M NaOH kullanılarak ayarlanmıştır. Daha sonra bu çözeltilere 0,3'er gram MNPs-G1-Mu adsorbenti ilave edilerek oda sıcaklığında 8 saat çalkalanmıştır. pH değerlerinin etkisi ile ilgili grafik Şekil 5' de gösterilmektedir. Bu grafiğe göre;  $q_e$  değerleri 2, 4 ve 6 pH değerleri için sırasıyla 6, 277; 7,23 ve 8,22 mg g<sup>-1</sup>'dir. pH 8 ve 10 değerleri için ise 8,17 ve 8,15 mg g<sup>-1</sup>'dir. Buna göre; pH'ın 2'den 10'a artışıyla birlikte adsorbe edilen AS miktarı pH 6 değerine kadar artmıştır ancak daha sonra 8 değerinde sabit kalmıştır. Diğer bir deyişle, pH 6'dan sonra adsorpsiyona pH'ın etkisinin çok fazla

olmadığı söylenebilmektedir. Yapılan çalışmalarda, pH'ın, boyarmadde adsorpsiyonlarına ağır metal adsorpsiyonlarından daha az etki ettiği belirlenmiştir. Bu durum, boyarmaddelerin moleküllerinin boyutlarının adsorpsiyonu çözeltinin pH değerinden daha fazla etkilemesinden kaynaklanmaktadır (Ekinci, 2019).

### 3.4. AS çözeltisinin başlangıç konsantrasyonunun etkisi:

50, 100, 150, 200 ve 250 mg L<sup>-1</sup> konsantrasyonlarındaki AS çözeltileri 0,3'er gramlık adsorbent ile karıştırılarak yine oda sıcaklığında 8 saat boyunca çalkalanmıştır. Şekil 6, başlangıç konsantrasyonu değerlerine karşı %A ve q<sub>e</sub> değerlerinin çizildiği grafiğe aittir. Bu şekle göre; AS'nın başlangıç konsantrasyonu arttıkça, adsorpsiyon yüzdesi azalmış, ancak adsorbe edilen AS miktarı artmıştır. AS çözeltisinin 50 mg L<sup>-1</sup> başlangıç konsantrasyonunda adsorpsiyon yüzdesi 97,04, adsorplanmış AS miktarı ise 4,04 mg g<sup>-1</sup> olarak ölçülmüştür. Başlangıç konsantrasyonu 250 mg L<sup>-1</sup> olduğunda ise adsorpsiyon yüzdesi 75,808'e düşmüş ve adsorplanan AS miktarı da 15,79 mg g<sup>-1</sup>'e yükselmiştir. Başlangıç AS konsantrasyonunun artmasıyla adsorbe edilen AS miktarının artması, boyarmadde ile adsorbent arasındaki etkileşimin yüksek olduğunu göstermiştir.

### 3.5. Kinetik çalışma:

Adsorpsiyon kinetiğinin incelenmesi, etkili adsorbent- adsorplanan denge temas süresinin tespit edilmesi açısından önemlidir. Kinetik çalışma sonucunda elde edilen veriler kinetik denklemlere uyarlanarak adsorpsiyona ait hız sabitleri (k<sub>ads,1</sub> ve k<sub>ads,2</sub>) belirlenmiştir

Pseudo birinci derece kinetik denklemi (Denklem 3.1) ve Pseudo ikinci derece kinetik denkleminin (Denklem 3.2) çizgisel denklemleri aşağıda verilmiştir.

$$\log(q_e - q) = \log q_e - \frac{k_1}{2.303} \cdot t \quad (3.1)$$

$$\frac{t}{q} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \quad (3.2)$$

Burada;

q<sub>e</sub> (mg g<sup>-1</sup>): Dengede adsorlanmış AS miktarı

q (mg g<sup>-1</sup>): Herhangi bir anda adsorplanmış AS miktarı.

k<sub>1</sub> (dk<sup>-1</sup>): Pseudo birinci derece hız sabiti.

k<sub>2</sub> (g mg<sup>-1</sup> dk<sup>-1</sup>): Pseudo ikinci derece hız sabiti.

t (dk): zaman.

AS'nın MNPs-G1-Mu üzerindeki adsorpsiyonunun kinetik çalışmasından elde edilen deneysel veriler, 25 °C' de pseudo birinci ve ikinci derece kinetik denklemlere uyarlanmıştır.

Kinetik çalışma sonucunda elde edilen veriler, Şekil 7 ve 8'de gösterildiği gibi yüksek  $R^2$  değerlerine sahip her iki kinetik denklem için de uygundur. Pseudo birinci derece kinetik denkleminin  $R^2$  değeri 0,9249 ve Pseudo ikinci derece kinetik denkleminin  $R^2$  değeri 0,9999 olarak belirlenmiştir. Pseudo ikinci derece kinetik denkleminin  $R^2$  değerinin daha büyük olması, fiziksel adsorpsiyonun yanı sıra kimyasal adsorpsiyonun varlığını da kanıtlamaktadır.

### 3.6. Adsorpsiyon izotermeleri:

İzoterm çalışması deneysel verileri Langmuir (Denklem. 3.3) ve Freundlich (Denklem. 3.4) izoterm modellerine uyarlanmıştır. İzotermelerin çizgisel denklemleri aşağıda verilmiştir.

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

$$\log q_e = \log k + \frac{1}{n} \log C_e \quad (3.4)$$

Burada;

$q_m$  (mg g<sup>-1</sup>) ve  $b$  (mg L<sup>-1</sup>): Langmuir sabitleri

$k$  ve  $n$ : Freundlich sabitleri

AS' nın MNPs-G1-Mu üzerindeki adsorpsiyonunun hem Şekil 9'da (Langmuir izotermi) hem de Şekil 10'da (Freundlich izotermi) gösterilen izoterm modeline uygun olduğu belirlenmiştir. Bu denklemlere ait grafiklerin eğim ve kayma değerlerinden Tablo 1'de gösterilen Langmuir and Freundlich izoterm sabitleri hesaplanmıştır.

AS'nın MNPs-G1-Mu üzerindeki adsorpsiyonu her iki izoterm modeline uygun olsa da Freundlich izotermine ait  $R^2$  değerinin daha büyük olması, adsorpsiyonun Freundlich izotermine daha fazla uygun olduğunu göstermektedir. Langmuir izoterm modeli, adsorpsiyonun tek tabakalı ve homojen olduğunu; Freundlich izoterm modeli, adsorpsiyonun çok katmanlı ve heterojen olduğunu göstermektedir.

## 4.Sonuç

Sonuç olarak; AS boyarmaddesinin MNPs-G1-Mu adı verilen nano adsorbent üzerinde sudan etkin şekilde uzaklaştırılmasına ait araştırmadan elde edilen sonuçlar şu şekildedir.

- Adsorpsiyon 8 saatte dengeye ulaşmış ve % 90,43 verimle gerçekleşmiştir.
- Adsorpsiyon için en verimli koşullar şunlardır: pH 6, 0,5 g adsorbent miktarı ve 50 ml başlangıç AS konsantrasyonu.
- Adsorpsiyon her iki kinetik denkleme de uygunluk sağlamıştır.  $k_{ads,1}$  hız sabiti ve  $k_{ads,2}$  hız sabiti sırasıyla  $2,3 \cdot 10^{-4} \text{ dk}^{-1}$  ve  $0,01 \text{ g mg}^{-1} \text{ dk}^{-1}$  olarak hesaplanmıştır.



- Adsorpsiyon hem Langmuir hem de Freundlich izotermine uygunluk sağlamıştır. Langmuir sabitleri  $q_m$  ve  $b$  sırasıyla 15,384 mg g<sup>-1</sup> ve 0,105 olarak hesaplanmıştır. Freundlich sabitleri  $k$  ve  $n$  ise sırasıyla 3,115 ve 3,589 olarak hesaplanmıştır.
- Son olarak MNPs-G1-Mu adsorbenti, AS boyarmaddesinin adsorpsiyon yöntemi ile sudan uzaklaştırılmasında çok etkili olmuştur denilebilir.

## 5. Kaynakça

- Alves de Lima, R.O., Bazo, A.P., Salvadori, D.M.F., Rech, C.M., Oliveira, D.P., & Umbuzeiro, G.A. (2007). Mutagenic and carcinogenic potential of a textile azo dye processing plant effluent that impacts a drinking water source, *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 626, 53-60.
- Anastopoulos, I. ve Kyzas, G.Z. (2014). Agricultural peels for dye adsorption: a review of recent literatüre, *Journal of Molecular Liquids*, 200, 381-389.
- Arruebo, M., Pacheco, R., Ibarra, M.R., & Santamaría, J. (2007). Magnetic nanoparticles for drug delivery, *Nano Today*, 2(3), 22-32.
- Boyer, C., Whittaker, M.R., Bulmus, V., Liu, J., & Davis, T.P. (2010). The design and utility of polymer-stabilized iron-oxide nanoparticles for nanomedicine applications, *NPG Asia Materials*, 2, 23-30.
- Chen, S., Qin, T., Wang, T., Fangyuan, C., Xuli, L., Haobo, H., & Zhou, M. (2019). Study on the adsorption of dyestuffs with different properties by sludge-rice husk biochar: Adsorption capacity, isotherm, kinetic, thermodynamics and mechanism, *Journal of Molecular Liquids*, 285, 62-74.
- Dawood, S. ve Sen, T.K. (2012). Removal of anionic dye Congo red from aqueous solution by raw pine and acid-treated pine cone powder as adsorbent: equilibrium, thermodynamic, kinetics, mechanism and process design, *Water Research*, 46, 1933-1946.
- Dias, A.M.G.C., Hussain, A., Marcos, A.S., & Roque, A.C.A. (2011). A biotechnological perspective on the application of iron oxide magnetic colloids modified with polysaccharides, *Biotechnology Advances*, 29 (1), 142-155.
- Ekinci, S., İlter, Z., Ercan, S., Çınar, E., & Çakmak, R. (2021). Magnetite nanoparticles grafted with murexide-terminated polyamidoamine dendrimers for removal of lead (II) from aqueous solution: synthesis, characterization, adsorption and antimicrobial activity studies, *Heliyon*, 7, e06600.

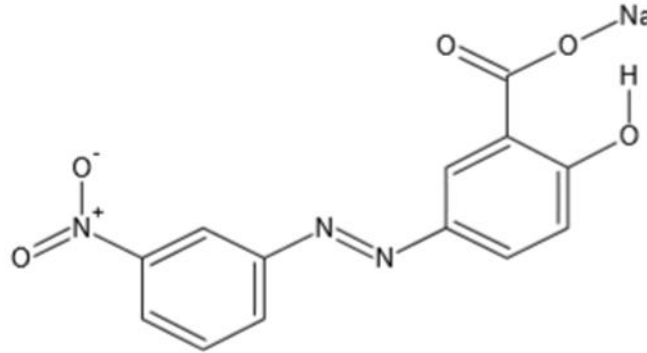


- Ekinci, S. (2019). Poliamidoamin dendrimerleri ile modifiye edilmiş süperparamagnetik demir oksit nanopartiküllerin hazırlanması ve bazı ağır metallerin ve boyar maddelerin adsorpsiyonunda kullanılması. (Doktora tezi). Fırat Üniversitesi, Elazığ.
- Ganapathe, L.S., Mohamed, M.A., Yunus, R.M., & Berhanuddin, D.D. (2020). Magnetite (Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>) Nanoparticles in Biomedical Application: From Synthesis to Surface Functionalisation, *Magnetochemistry*, 6 (4), 68-103.
- Gupta, V. (2009). Application of low-cost adsorbents for dye removal—a review, *Journal of Environmental Management*, 90, 2313-2342.
- Hatch, K.L. ve Maibach, H.I. (1995). Textile dye dermatitis, *Journal of the American Academy of Dermatology*, 32(4), 631-639.
- Hosseinzadeh, H. ve Ramin, S. (2018). Fabrication of starch-graft-poly(acrylamide)/graphene oxide/hydroxyapatite nanocomposite hydrogel adsorbent for removal of malachite green dye from aqueous solution, *International Journal of Biological Macromolecules*, 106, 101-115.
- Jung, K.W., Choi, B.H., Hwang, M.J., Jeong, T.U., & Ahn, K.H. (2016). Fabrication of granular activated carbons derived from spent coffee grounds by entrapment in calcium alginate beads for adsorption of acid orange 7 and methylene blue, *Bioresourch Technology*, 219, 185-195.
- Kant, R. (2012). Adsorption of dye eosin from an aqueous solution on two different samples of activated carbon by static batch method, *Journal of Water Resource and Protection*, 4, 93-98.
- Khalil, M.M., El Sayed, A.H., Masoud, M.S., Mahmoud, E.M., A. & Hamad, M. (2021). Synthesis and optical properties of alizarin yellow GG-Cu(II)-PVA nanocomposite film as a selective filter for optical applications, *Journal of Materials Research and Technology*, 11, 33-39.
- Laliansanga, Tiwari, D., Tiwari, A., Shukla, A., Shim, M.J., & Lee, S.M. (2020). Facile synthesis and characterization of Ag(NP)/TiO<sub>2</sub> nanocomposite: Photocatalytic efficiency of catalyst for oxidative removal of Alizarin Yellow, *Catalysis Today*, In Press, Available online 15 September 2020.
- Laliansanga, Tiwari, D., Tiwari, A., Shukla, A., Kim, D.J., Yoon, Y.Y., & Lee, S.M. (2020). Facile synthesis and characterization of nanocomposite Au<sub>0</sub>(NPs)/titanium dioxide: Photocatalytic degradation of Alizarin Yellow, *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 82, 153-163.
- Li, H., Yang, S., Hui, D., & Hong, R. (2020). Progress in magnetic Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> nanomaterials in magnetic resonance imaging, *Nanotechnology Reviews*, 9, 1265-1283.

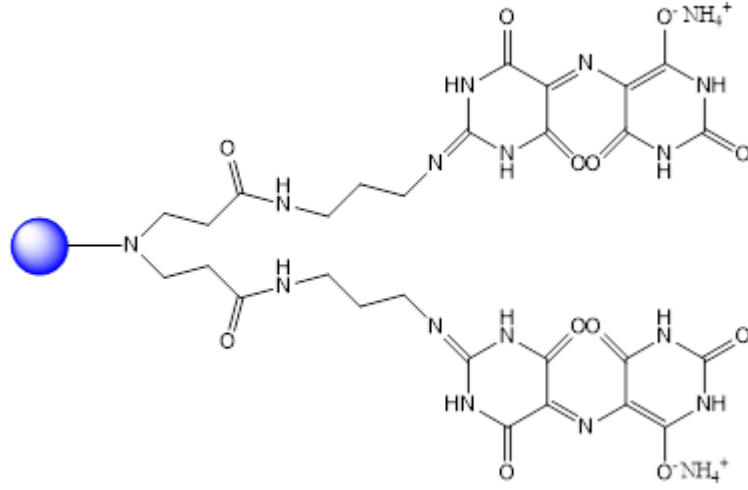
- Natarajan, S., Harini, K., Gajula, G.P., Sarmiento, B., Neves-Petersen, M.T., & Thiagarajan, V. (2019). Multifunctional magnetic iron oxide nanoparticles: diverse synthetic approaches, surface modifications, cytotoxicity towards biomedical and industrial applications, *BMC Materials*, 1, Article number: 2.
- Palanisamy, S. ve Wang, Y.M. (2019). Superparamagnetic iron oxide nanoparticulate system: synthesis, targeting, drug delivery and therapy in cancer, *Dalton Transactions*, 48, 9490-9515.
- Rehman, A.U., Nazir, S., Irshad, R., Tahir, K., Rehman, K.U., Islam, R.U., & Wahab, Z. (2021). Toxicity of heavy metals in plants and animals and their uptake by magnetic iron oxide nanoparticles, *Journal of Molecular Liquids*, 321, 114455.
- Robinson, T. McMullan, G. Marchant, R., & Nigam, P. (2001). Remediation of dyes in textile effluent: A critical review on current treatment technologies with a proposed alternative, *Bioresource Technology*, 77, 247-255.
- Sekar, M., Sakthi, V., & Rengaraj, S. (2004). Kinetics and equilibrium adsorption study of lead (II) onto activated carbon prepared from coconut Shell, *Journal of Colloid and Interface Science*, 279 (2), 307-313.
- Slokar, Y. M. ve Marechal, A.M.L. (1998). Methods of decoloration of textile wastewaters, dyes and pigments, 37(4), 335-356.
- Socha, K. (1991). Treatment of textile effluents, *Textile Month*, 12, 52-56.
- Sun, C., Lee, J.S.H., & Zhang, M. (2008). Magnetic nanoparticles in MR imaging and drug delivery, *Advanced Drug Delivery Reviews*, 60(11), 1252–1265.
- Tadic, M., Kralj, S., Jagodic, M, Hanzel, D., & Makovec, D. (2014). Magnetic properties of novel superparamagnetic iron oxide nanoclusters and their peculiarity under annealing treatment, *Applied Surface Science*, 322, 255-264.
- Tahir, N., Bhatti, H.N., Iqbal, M. & Noreen , S. (2017). Biopolymer composites with peanut hull waste biomass and application for crystal violet adsorption, *International Journal of Biological Macromolecules*,94, 210-220.
- Yagub, M.T., Sen, T.K., Afroze, S., & Ang, H.M. (2014). Dye and its removal from aqueous solution by adsorption: A review, *Advances in Colloid and Interface Science*, 209, 172-184.
- Zhang, H., Yaxing L., Bowen C., Changkun D., & Zhang Y. (2020). Synthesis of a starch-based sulfonic ion exchange resin and adsorption of dyestuffs to the resin, *International Journal of Biological Macromolecules*, 161, 561-572.

- Zhao, S., Yu, X., Qian, Y., Chen, W., & Shen, J. (2020). Multifunctional magnetic iron oxide nanoparticles: an advanced platform for cancer theranostics, *Theranostics*, 10(14), 6278-6309.
- Zhou, Y., Zhang, L., & Cheng, Z. (2015). Removal of organic pollutants from aqueous solution using agricultural wastes: a review, *Journal of Molecular Liquids*, 212, 739-762.
- Vallabani, N.V.S. ve Singh, S. (2018). Recent advances and future prospects of iron oxide nanoparticles in biomedicine and diagnostics, *3 Biotechnology*, 8, Article number: 279.
- Wahajuddin ve Arora, S. (2012). Superparamagnetic iron oxide nanoparticles: magnetic nanoplatforms as drug carriers, *International Journal of Nanomedicine*, 7, 3445-34.
- Wu, Z.C., Wang, Z.Z., Liu, J., Yini J.H., & Kuang, S.P. (2015). A new porous magnetic chitosan modified by melamine for fast and efficient adsorption of Cu(II) ions, *International Journal of Biological Macromolecules*, 81, 838-846.

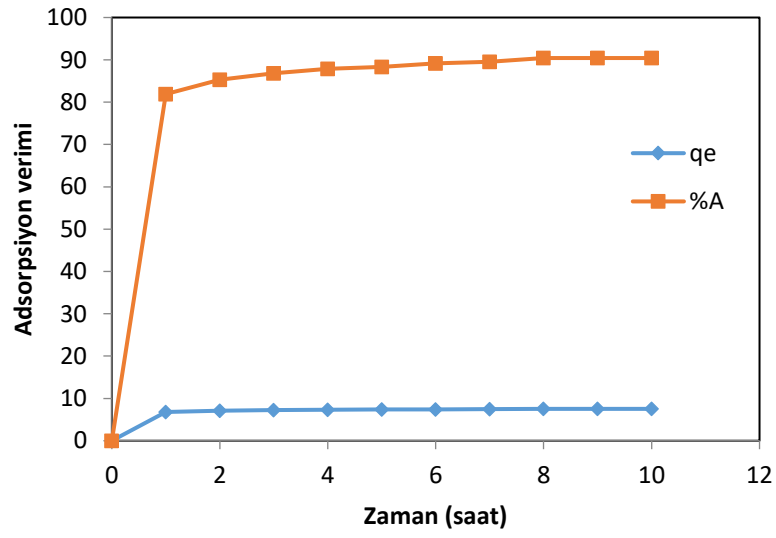
## 6. Tablolar ve Şekiller



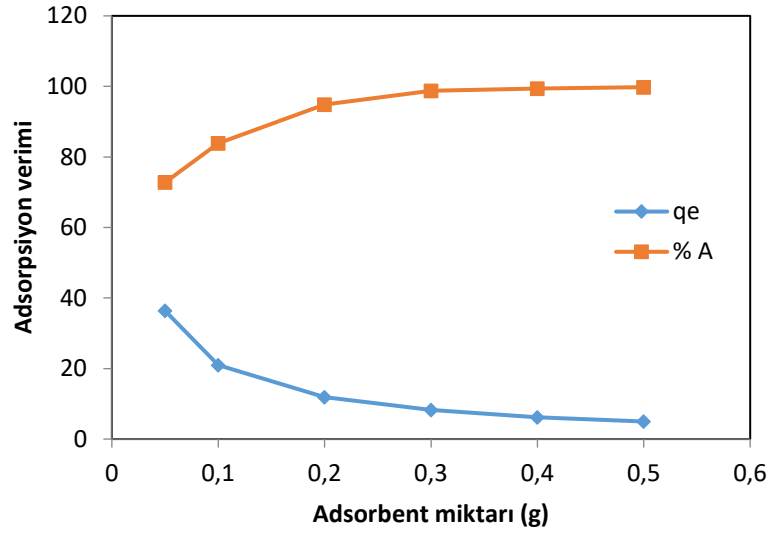
Şekil 1. Alizarin Sarısının molekül yapısı.



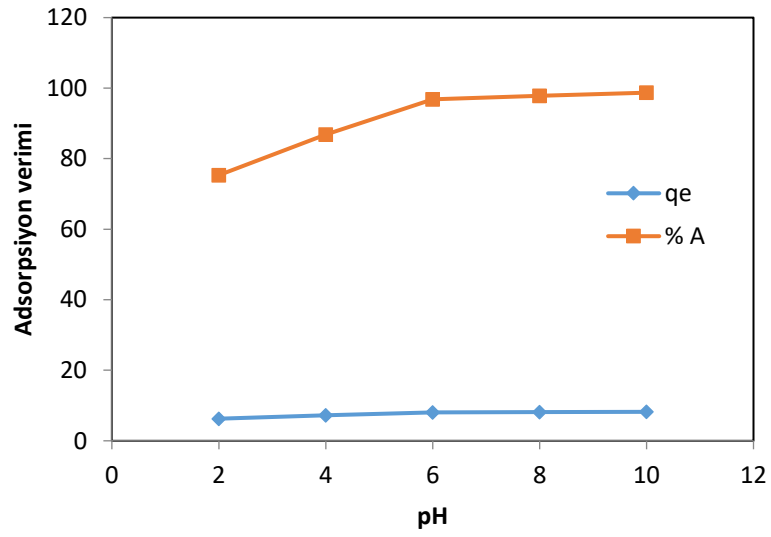
Şekil 2. MNPs-G1-Mu adsorbentinin molekül yapısı.



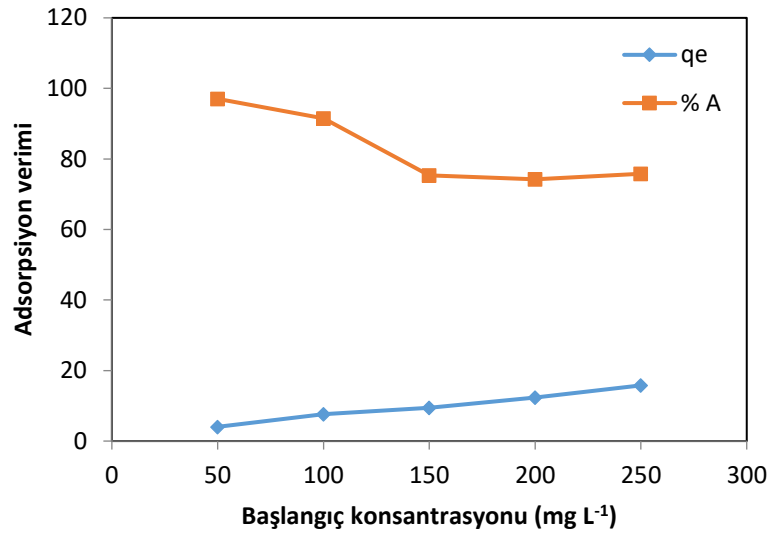
Şekil 3. Temas süresinin adsorpsiyona etkisi



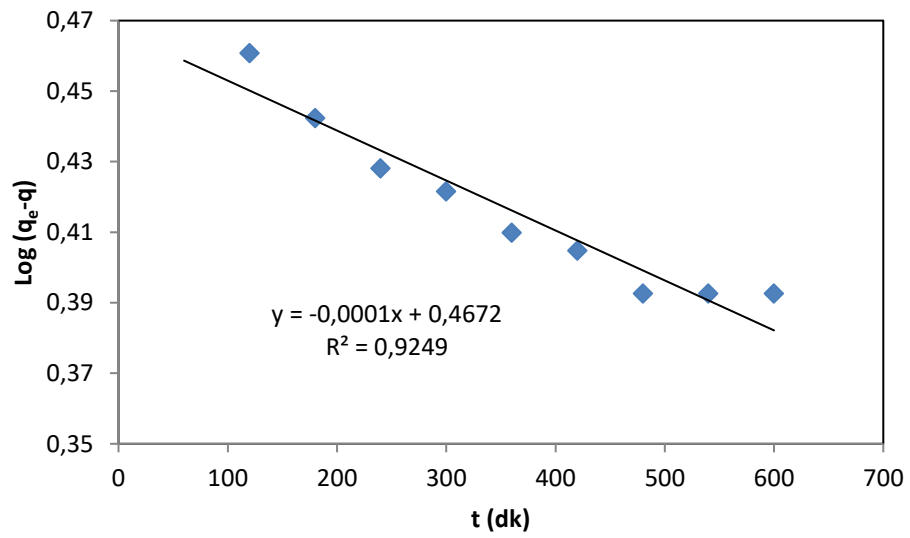
Şekil 4. Adsorbent miktarının adsorpsiyona etkisi



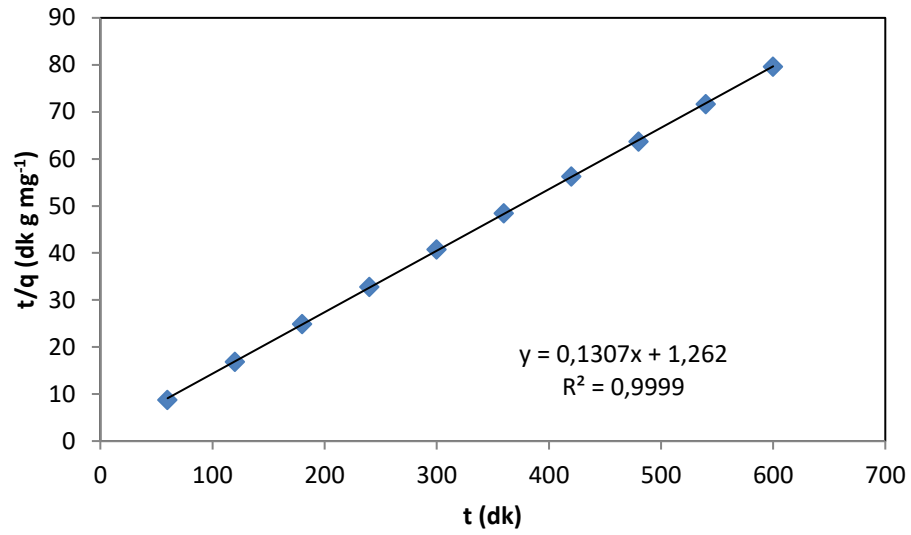
Şekil 5. pH'in adsorpsiyona etkisi



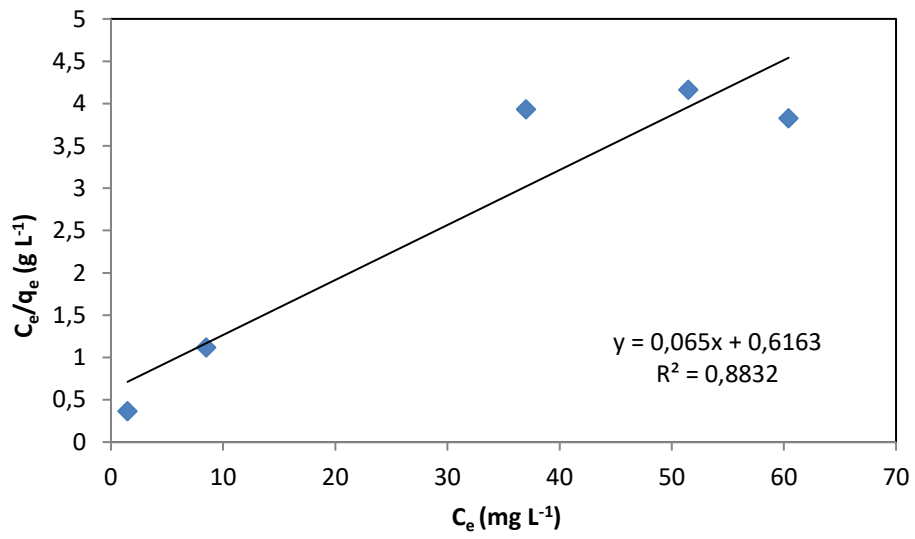
Şekil 6. Başlangıç konsantrasyonunun adsorpsiyona etkisi



Şekil 7. Pseudo birinci derece kinetik denklemine ait grafik



Şekil 8. Pseudo ikinci derece kinetik denkleminde ait grafik

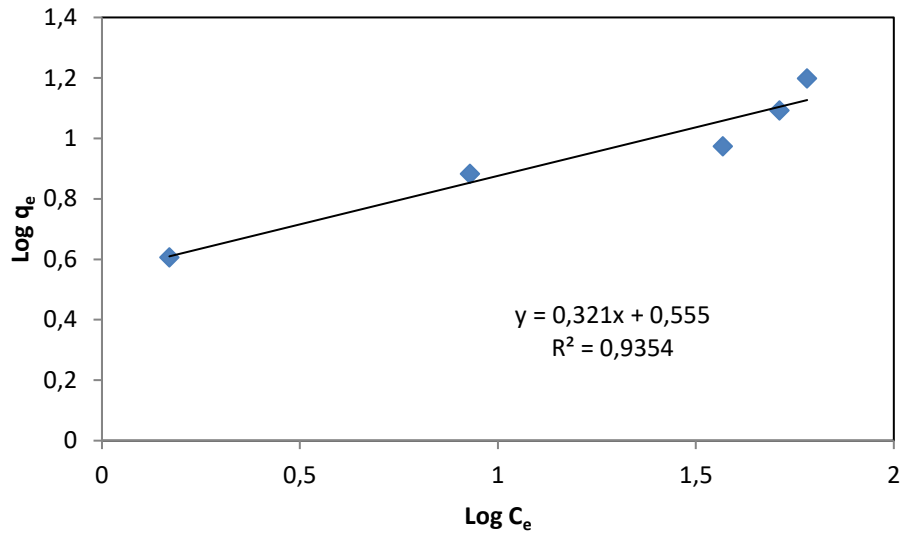


Şekil 9. Langmuir çizgisel izotermine ait grafik



Tablo 1. Adsorpsiyona ait kinetik ve izoterm parametreler(25 °C).

Kinetik Parametreler				İzoterm parametreler					
Pseudo birinci derece		Pseudo ikinci derece		Langmuir İzoterm			Freundlich izoterm		
$k_{ads.1}$ ( $dk^{-1}$ )	$R^2$	$k_{ads.2}$ ( $g\ mg^{-1}\ dk^{-1}$ )	$R^2$	$q_m$ ( $mg\ g^{-1}$ )	$b$	$R^2$	$k$	$n$	$R^2$
$9.6.10^{-3}$	0.9249	0.038	0.9999	15.384	0.105	0.8832	3.589	3.115	0.9354



Şekil 10. Freundlich çizgisel izotermine ait grafik