

**Atıf İçin:** Kanmaz N, 2022. Hidrojel Bazlı Biyokompozit Adsorbanların Sulu Çözeltilerden Uranyum(VI) Adsorpsiyon Kapasiteleri Üzerine Derleme. İğdır Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi, 12(3): 1436 - 1455.

**To Cite:** Kanmaz N, 2022. Review on Uranium(VI) Adsorption Capacities From Aqueous Solutions of Hydrogel-Based Biocomposite Adsorbents. Journal of the Institute of Science and Technology, 12(3): 1436 - 1455.

## **Hidrojel Bazlı Biyokompozit Adsorbanların Sulu Çözeltilerden Uranyum (VI) Adsorpsiyon Kapasiteleri Üzerine Derleme**

Nergiz KANMAZ<sup>1\*</sup>

**ÖZET:** Uranyumun nükleer enerji endüstrisinde yakıt olarak kullanımı madenciliğinin de artış göstermesine sebep olmuştur. Bu sebeple sulara karışan uranyum oranında da artış görülmektedir. Öte yandan, nükleer enerjinin en önemli sorunlardan birisi radyoaktif kirlilik oluşturan kullanılmış yakıt atıklarıdır. Radyoaktif uranyum ve bileşikler insan vücudunda ciddi hasarlara, böbrek yetmezliğine ve ölümlere neden olmaktadır. Canlı sağlığına tehdit oluşturmaması açısından, uranyumun sulardan adsorpsiyon ile giderimi birçok araştırma grubu tarafından aktif çalışılan konular arasında yer almaktadır. Çeşitli sorbentler, farklı potansiyelleri ile adsorpsiyon proseslerinde kendilerine yer bulurken, hidrojel bazlı adsorbanlar şişme özellikleri, arttırılabilir fonksiyonel yapıları ve biyobozunur formları sayesinde öne çıkmaktadır. Hidrojel malzemeler üzerine adsorpsiyon, yapısındaki monomerlerin iyonlaşabilen fonksiyonel gruplarından kaynaklanmaktadır. Bu derleme çalışmada, radyoaktif bir kirlenici olan uranyumun adsorpsiyon prosesi pseudo birinci derece, pseudo ikinci derece, Elovich ve partikül içi difüzyon kinetik modelleri ve yaygın kullanılan Langmuir ve Freundlich izoterm modelleri açısından incelenmiş, kitosan ve aljinat bazlı biyokompozit sorbanlarla giderimine yönelik güncel çalışmalar sunulmuştur.

**Anahtar Kelimeler:** Uranyum, hidrojel, adsorpsiyon, biyokompozit

### **Review on Uranium(VI) Adsorption Capacities From Aqueous Solutions of Hydrogel-Based Biocomposite Adsorbents**

**ABSTRACT:** The use of uranium as a fuel in the nuclear energy industry has also led to an increase in mining. For this reason, there is an increase in the rate of uranium mixed into the waters. On the other hand, one of the most important problems of nuclear energy is spent fuel waste that creates radioactive pollution. Radioactive uranium and its compounds cause serious damage to the human body, kidney failure and death. Removal of uranium from water by adsorption is among the subjects that are actively studied by many research groups in terms of not posing a threat to living health. While various sorbents find their place in adsorption processes with their different potentials, hydrogel-based adsorbents stand out thanks to their swelling properties, expandable functional structures and biodegradable forms. Adsorption on hydrogel materials is due to the ionizable functional groups of the monomers in its structure. In this review, the adsorption process of uranium, which is a radioactive pollutant, was examined in terms of pseudo-first-order, pseudo-second-order, Elovich and intraparticle diffusion kinetic models, and widely used Langmuir and Freundlich isotherm models, current studies on its removal with chitosan and alginate-based biocomposite sorbents were presented.

**Keywords:** Uranium, hydrogel, adsorption, biocomposite

<sup>1</sup> Nergiz KANMAZ ([Orcid ID: 0000-0002-5598-4911](https://orcid.org/0000-0002-5598-4911)), Yalova Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Kimya Mühendisliği Bölümü, Yalova, Türkiye

**\*Sorumlu Yazar/Corresponding Author:** Nergiz KANMAZ, e-mail: nergizkanmaz@gmail.com

## GİRİŞ

Hızlı nüfus artışının yanı sıra endüstriyel gelişme nedeniyle küresel enerji talebi artmıştır ve geleneksel fosil yakıtlar, sera gazı yayan yenilenebilir olmayan enerji kaynaklarıdır. Küresel bazda ekonomik ilerleme ve çevre koruma arasındaki çelişkiyi dengelemek için fosil yakıtlara alternatif olarak temiz enerji teknolojilerinin gelişimi hız kazanmıştır. Nükleer enerjinin, oldukça düşük sera gazı emisyonu ile sürekli olarak büyük ölçekte elektrik sağlayabilen temiz bir tür enerji olduğu kanıtlanmıştır (Dittmar, 2012). Mevcut nükleer enerji prosesleri günümüzde dünya çapındaki elektrik üretiminin yaklaşık %13'ünü karşılarken; bu oran gün geçtikçe artış göstermektedir. Nükleer enerji üretimi için reaktörlerde  $^{235}\text{U}$  çekirdeklerine nötronlar çarpar ve bir nötron yutularak çok kararsız  $^{236}\text{U}$  formuna dönüştükten hemen sonra bölünür, ardından yeni nötronlar ve nükleer enerji olarak adlandırdığımız bir enerji açığa çıkar. 1950'lerden sonra çekirdek enerjisinin iyi amaçlarla kullanılması ve bunun yaygınlaşması sonucu uranyuma olan gereksinimde bir artış görülmüştür (Hore-Lacy, 2016).

Doğal sularında ve kara kütlelerinde bulunan bir ağır metal olan uranyum, çeşitli kimyasal formlarda bulunabilmektedir. 1789'daki keşfinden bu yana, nükleer enerji üretmedeki uygulanabilirliği nedeniyle ilgi görmüştür (Brugge vd., 2005; Burkart vd., 2005; Gu vd., 2005). Doğada uranyum  $^{238}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  ve eser miktarda  $^{234}\text{U}$  olarak bulunmaktadır. Uranyum, havada oksitle kaplanır, birçok metal ile katı çözeltiler ve intermetalik bileşikler oluşturabilmektedir. Yaygın bulunduğu oksidasyon basamağı 4+ ve 6+ olan uranyum için 3+, 4+, 5+ ve 6+ seviyeleri de mevcuttur. Çeşitli ligandlarla (sülfat, karbonat, fosfat gibi) 6+ oksidasyon basamağına sahip uranyum türleri toprak tarafından adsorbe olabilmektedir. Çevreye maden atıklarından, yanma ürünlerinden, nükleer endüstriden kaynaklı emisyonlardan ve uranyum içeren fosfatlı gübrelerin kullanımından kaynaklanan sızıntı sebebiyle yayılabilmektedir (Krestou vd., 2003; Meinrath vd., 2003; Mitsakou vd., 2003). Çevreye yayılan uranyum, sonunda besin zincirinin en üstüne ulaşır, insan vücuduna alınabilir ve böbrek veya karaciğer hasarına, hatta ölüme neden olabilir (Xie vd., 2008). Dünya Sağlık Örgütü, uranyum(VI)'nın insanlar için kanserojen olduğunu ve sudaki konsantrasyonunun 50 mg L<sup>-1</sup>'yi geçmemesi gerektiğini belirlemiştir. ABD Çevre Koruma Ajansı (EPA),  $^{238}\text{U}$  için 20 mg L<sup>-1</sup> içme suyu standardı önermiştir (Angela vd., 2019). Bu nedenle çevrenin radyoaktif kirlenmesini önlemek için uranyum içeren atık suların arıtılması gerekmektedir.

Radyoaktif bir element olan uranyumun ekosisteme giriş yapması durumunda canlı sağlığında birçok hasara sebep olabileceği için, sulardan giderimine yönelik birçok uygulama kullanılmaktadır. Sulardan uranyum gideriminde günümüze değin iyon değişimi (Cheng vd., 2019), kimyasal çöktürme (P. Li vd., 2017), membran ayırma (Favre-Réguillon vd., 2008), çözücü ekstraksiyonu (Zarrougui vd., 2018), fotokataliz (Z. J. Li vd., 2017) ve adsorpsiyon metodları incelenmiştir.

Uranyum adsorpsiyonunun mekanizması temel olarak fiziksel adsorpsiyon, kimyasal adsorpsiyon, iyon değişimi ve koordinasyon/şelasyon vb. içermektedir. Uranil katyonlarının polimerik malzemeler kullanılarak gerçekleştirilen adsorpsiyonu, pozitif yüklü uranil iyonu ile polimer adsorbanın her noktasına dağılmış negatif yüklü aktif bölgeler arasındaki çekim mekanizması ile yük farkına bağlı olarak gerçekleşmektedir (Yi vd., 2017). Uranyum ve adsorbanlar arasındaki etkileşimleri anlamak için çok sayıda gelişmiş spektroskopik ve hesaplamalı yöntem kullanılmıştır (Ma vd., 2020). FTIR spektroskopisi, O=U=O grubunun titreşim karakteristiğinin saptanması yoluyla adsorbanlar üzerindeki uranyumun varlığını araştırmak için kullanılmıştır. Örneğin, HPEI ile modifiye edilmiş PAN fiberin yüzeyinde uranyumun adsorpsiyonundan sonra, FTIR spektrumunda O=U=O grubunun antisimetrik gerilme titreşimine atfedilen 904 cm<sup>-1</sup>'de yeni bir pik oluştuğu ifade edilmiştir (Guoqing Huang vd., 2018). Bu sonuç, adsorban yüzeyine uranil katyonlarının tutunduğunu belirtmektedir. X-

ışını fotoelektron spektroskopisi (XPS), adsorbanın elementlerinin elektronik durumunu karakterize etmek için başka bir nicel analitik tekniktir. Wu ve diğ., SA/CMC-Ca-Al hidrojelinin yüzey yapısını ve element bileşimini anlamak için adsorpsiyon öncesi ve sonrası XPS spektrumlarını incelemiştir. Adsorpsiyon sonrası elde edilen XPS spektrumunda uranyuma ait pik elde edildiği sunulmuştur. Alüminyum-hidroksil yapısındaki oksijen atomları ve uranyum arasında koordinasyon reaksiyonu meydana geldiği, uranile bağlanmanın oksijenin elektron çekme yeteneğinin azalmasına neden olduğu ve böylece bitişik alüminyumdaki elektron yoğunluğunun arttığı ve bunun sonucunda bağlanmasını azalttığı ifade edilmiştir (Wu vd., 2016).



Şekil 1. Hidrojel sorbanların sulu ortamda şişmesi

Adsorban materyallerin yüksek verimle kolayca sentezlenebilmesi, spesifik metal iyonları için seçici olması ve ekonomik açıdan da birçoğunun ucuz ve çevre dostu olması nedeniyle adsorpsiyon en etkili yollardan biri olarak kabul edilmektedir (Birinci vd., 2009; Jeon, 2017; Y. Wang vd., 2012). İyi bir adsorban, yüksek adsorpsiyon kapasitesi, hızlı adsorpsiyon kinetiği ve düşük maliyet kriterlerini karşılamalıdır. Yeni bir sorbent biyomalzeme türü olan hidrojel, belirli bir oranda hidrofilik ve hidrofobik fraksiyonlar içeren, suda şişme kapasitesi, biyouyumluluk ve toksisite içermemesi ile çeşitli alanlarda kullanım bulan polimerik bir yapıdır (Kanmaz vd., 2019). Suda çözünen kirliliklerin iç ağa difüzyonuna izin veren üç boyutlu hidrofilik polimer ağında bulunan karboksilik asit (-COOH), hidroksil (-OH) ve amin (-NH<sub>2</sub>) grupları gibi farklı fonksiyonel gruplarla kovalent veya kovalent olmayan metodlar kullanılarak hazırlanabilmektedir (Q. Wang vd., 2010). Polimerik ağlara bağlanan bu gruplar metal iyonlarının uzaklaştırılması için kullanılabilir. Yüksek adsorpsiyon kapasiteleri, rejenerasyon tesisleri ve yeniden kullanım olanakları nedeniyle atıksu arıtımı için hidrojelere artan bir ilgi mevcuttur (Akter vd., 2021; Baron vd., 2019; Chen vd., 2012; Kurecic & Sfiligoj, 2012; Shalla vd., 2019; B. Wang vd., 2019). Hidrojel biyomalzemelerin, düşük mekanik stabilite ve dayanıklılık ile ilgili dezavantajları da vardır. (Biy)adsorpsiyon özelliklerini düzeltmek ve geliştirmek için, yardımcı maddelerle (örn., çapraz bağlayıcı maddeler) çapraz bağlama yöntemleri geliştirilmiştir ve uygulanmaktadır; bu sayede bu malzemelerle daha yüksek mekanik stabilite ve kolay çalışılabilirlik elde edilmiştir (Ullah vd., 2015; Varaprasad vd., 2017).

Doğal olarak oluşan uranyuma ek olarak, fosil yakıtların çıkarılması ve nükleer silahların geliştirilmesi gibi çeşitli endüstriyel faaliyetler, dünyadaki nükleer kirlilik seviyesini artırmaktadır.

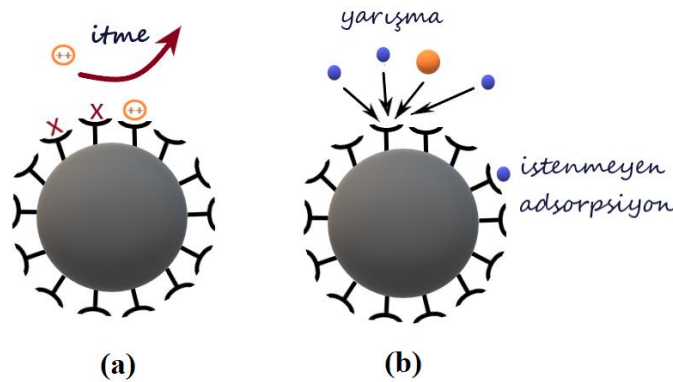
Uranyumun yüksek miktarlardaki bertarafı, su yaşamını olduğu kadar yeraltı ve yüzey sularını da kötü etkilemektedir. Sonuç olarak insan yaşamı, uranyum kontaminasyonunun neden olduğu toksikolojik etkilere ve tehlikeli hastalıklara maruz kalmaktadır. Bu nedenle, uranyumun deşarjdan önce atıksulardan uzaklaştırılması birçok araştırma alanında sıcak bir konu haline gelmiştir. Adsorpsiyon prosesinin yatırım maliyeti, esneklik, tasarım basitliği, çalışma kolaylığı, toksik kirleticilere karşı spesifik olabilmesi ve en önemli avantaj olarak suyun yeniden kullanımı için üstün

bir teknik olduğu kanıtlanmıştır. Bu derlemede, iki temel izoterm modeli ve dört farklı kinetik model ile açıklanarak, hidrojel adsorbanların uranyum adsorpsiyonundaki rolü sunulmuştur.

### Adsorpsiyon

Adsorpsiyon, bir yüzey üzerinde iyon ya da moleküllerin birikmesiyle konsantrasyonunun artması işlemi olarak bilinmektedir. Adsorpsiyon ve absorpsiyonun eş zamanlı gerçekleşmesi veya ayırt edilememesi için sorpsiyon ifadesi kullanılmaktadır. Adsorban, adsorpsiyon işleminin üzerinde gerçekleştiği katı yüzey için, adsorbat ise adsorbanın temas yüzeyinde biriken madde için kullanılan terimlerdir.

Fiziksel ve kimyasal olarak adsorpsiyon işlemi ikiye ayrılır; adsorbat ve adsorban arasında gerçekleşen çekim kuvvetleri ve enerjileri ile birbirinden ayrılırlar. Uzun mesafeli çekim kuvvetleri ve Van der Waals bağlanmaları ile gerçekleşiyorsa fiziksel adsorpsiyon (fizisorpsiyon); yüzey üzerindeki fonksiyonel yapılarla adsorbat arasında kimyasal etkileşim (reaksiyon) gerçekleşiyorsa kimyasal adsorpsiyon (kemisorpsiyon) olarak isimlendirilebilmektedir.

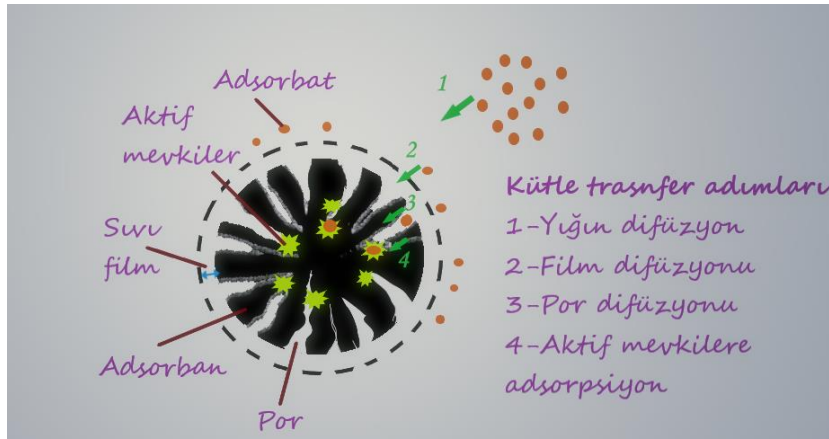


Şekil 2. a) Adsorplanmış yüklü iyonlar tarafından Coulomb itmesi ile gelen iyonlar itilebilmektedir. b) Uranyl iyonları ve diğer katyonlar arasındaki rekabet, uranyl iyonlarının adsorpsiyonunu azaltabilir ve aktif bölgelerin bloke olmasına neden olabilmektedir.

Uranyum adsorpsiyonunda yöntemin üç içsel sınırlaması vardır. Birincisi, deniz suyundaki düşük uranyum konsantrasyonu nedeniyle, uranyl iyonlarının sorbentlerin yüzeyine difüzyonu yavaştır. İkincisi, adsorbe edilen katyonlar pozitif yüklüdür ve bu nedenle Coulomb itme nedeniyle gelen uranyl iyonlarını reddederek yüzey aktif bölgelerin büyük bir kısmına erişilemez hale gelir (Şekil.2a). Son olarak, sodyum ve kalsiyum gibi diğer katyonlar, uranyumdan çok daha yüksek konsantrasyonlara sahiptir, bu da adsorpsiyon aktif bölgeleri için güçlü bir rekabet ile sonuçlanır. İstenmeyen türler sorbent yüzeyine adsorbe edildiğinde, aktif bölgeler bloke edilecek ve uranyum adsorplama kapasitesini azaltacaktır (Şekil.2b).

### Kinetik modelleri

Adsorpsiyon kinetiği çalışmalarında, maksimum adsorpsiyon oranı ve sorpsiyon izotermi için gereken denge adsorbat-adsorban temas süresi belirlenmelidir. Kesikli adsorpsiyon proseslerinin endüstriyel olarak daha düşük enerji maliyetinde olması için, optimum uzunlukta dengeye ulaşılan temas süresinin belirlenmesi oldukça büyük bir önem arz etmektedir. Kinetik çalışmalar, adsorpsiyon işleminin hızı hakkında yeterli bilgi verir ve adsorban ile adsorbat arasında bir reaksiyon mekanizması önermeye yardımcı olabilir. Ayrıca, kinetik veriler, endüstriyel uygulamalar için adsorpsiyon proseslerini büyütme için kritik öneme sahiptir (Aljeboree vd., 2017). Adsorpsiyon prosesine etkisi olan parametreleri doğru inceleyebilmek için kinetiğin anlaşılması gerekmektedir.



Şekil 3. Adsorpsiyon prosesinde kütle transfer adımları

Adsorpsiyon prosesi sırasında, bir adsorbat molekülünün çözeltilerden katı yüzeye kütleli transferi birkaç adımda gerçekleşir;

**1. Yığın difüzyonu:** Adsorban-adsorbat çözeltisi teması geçtiğinde, ikisi arasındaki ara-yüzünün ötesinde bir elektriksel çift-tabaka oluşmaktadır. Dış Helmholtz düzlemi ile adsorbat çözeltisi arasında bir konsantrasyon farkı olmasından dolayı moleküller veya iyonlar çözeltilerden adsorbanın yüzeyine taşınır. Yığın difüzyonu adımı, kütle aktarımının en hızlı adımı olarak gerçekleşmektedir (Inglezakis vd., 2020).

**2. Film difüzyonu:** Dış Helmholtz tabakasına ulaşan adsorbat molekülleri, adsorbe edileceği iç Helmholtz tabakasına geçiş yapar. Bu ilk iki adım, dış yüzey adsorpsiyonunu ifade etmektedir (Eren, 2009).

**3. Por difüzyonu:** Dış yüzey doygunluğa ulaştıktan sonra, adsorbe olan iyonlar veya moleküller yüzeyden partikül içine doğru ilerleyerek yeni mevkilere ulaşabilmektedir (Worch, 2012).

**4. Aktif mevkilere adsorpsiyon:** Fiziksel ve/veya kimyasal reaksiyon ile adsorbat ve adsorbanın aktif bölgeleri arasında adsorpsiyonun gerçekleştiği adımdır. Fiziksel/kimyasal reaksiyon hızlı bir şekilde gerçekleşir, bu nedenle adsorpsiyon kinetiği esas olarak film difüzyonu ve/veya gözenek difüzyonu ile kontrol edilir (Tran vd., 2017).

Reaksiyon mekanizmasını belirlemek ve uranyum iyonu gideriminde koşulları optimize etmek için incelenen kinetik modeller pseudo birinci dereceden, pseudo ikinci dereceden, Elovich ve partikül içi difüzyon kinetik modelleridir.

### **Pseudo birinci derece kinetik model**

Bu modelin yaklaşımında, ikinci derece bir reaksiyonun karışıklığını ve maliyetini önlemek için, pseudo birinci derece olarak kabul edilir; ek olarak söz konusu modelde bir bileşenin konsantrasyonu diğerinden önemli ölçüde daha yüksek kabul edilmektedir.

$$r = k[A][B]$$

Bileşenlerden birinin, örneğin A'nın konsantrasyonu, B'ye kıyasla çok yüksek olduğundan, [A]'nın sabit olduğunu varsayabiliriz. Dolayısıyla, eşitlik;

$$r = k'[B]$$

şeklinde indirgenebilmektedir. Lagergren (Singh & Tiwari, 1997), adsorban üzerinde çözünenin adsorpsiyon hızının adsorpsiyon kapasitesine dayandığını ve tasarım hesaplamalarında  $k_{ad}$ , kütle transfer katsayısını tahmin etmek için sıklıkla kullanılan pseudo birinci dereceden denklemi takip ettiğini ifade etmiştir. Pseudo birinci dereceden eşitliği şu şekilde verilir:

$$\log(Q_e - Q_t) = \log Q_e - \left(\frac{k_1}{2.303}\right) \cdot t \quad (1)$$

$k_1$ , psedo birinci derece hız sabiti ( $dk^{-1}$ );  $Q_e$ , dengede birim adsorban yüzeyine adsorplanan madde miktarı ( $mg g^{-1}$ );  $Q_t$ , t zamanda adsorplanan madde miktarı ( $mg g^{-1}$ ) olarak ifade edilmektedir.  $\log(Q_e - Q_t)$  değerlerinin zamana (t) karşı grafiği çizilmesiyle eğimden  $k_1$  değeri bulunmaktadır.

### **Psedo ikinci derece kinetik model**

1999 yılında Ho, iki değerlikli metal iyonlarının turba üzerine adsorpsiyonunun kinetik sürecini incelemiştir (Ho & McKay, 1999b). Adsorban ve iki değerlikli metal iyonları arasındaki elektron alışverişi veya paylaşımı yoluyla birleşme kapasitesine sahip kuvvetleri içeren kimyasal adsorpsiyonun hız belirleyici adım olabileceğini ifade etmiştir. Psedo ikinci derece reaksiyon, adsorbanın yüzeyindeki ve dengede adsorplanan metal miktarından büyük ölçüde etkilenmektedir. Adsorpsiyon hızı, aktif yüzey mevkilerinin sayısı ile doğru orantılı olmasından dolayı Langmuir modelini izlemektedir (Ho & McKay, 1999a). Psedo ikinci derece kinetik model eşitliği-Ho eşitliği (Eşitlik 2) aşağıdaki verildiği gibidir:

$$\frac{t}{Q_t} = \left[ \frac{1}{k_2 Q_e^2} \right] + \left( \frac{1}{Q_e} \right) \cdot t \quad (2)$$

$k_2$ , psedo ikinci derece hız sabiti ( $g (mg dk)^{-1}$ );  $Q_e$ , dengede birim adsorban yüzeyine adsorplanan madde miktarı ( $mg g^{-1}$ );  $Q_t$ , t zamanda adsorplanan madde miktarıdır ( $mg g^{-1}$ ).  $t/Q_t$ 'nin zamana (t) karşı grafiğinin çizilmesiyle  $k_2$  değeri bulunabilmektedir.

### **Partikül içi difüzyon modeli**

Hız belirleyici adımın tespit edilmesi, adsorpsiyonda dikkate alınması gereken önemli bir faktördür. Bir katı-sıvı sorpsiyon prosesi için, adsorbat transferi genellikle film difüzyonu veya partikül içi difüzyon veya her ikisi ile karakterize edilir. Adsorpsiyon işlemindeki mekanizmayı tanımlamak için en yaygın olarak kullanılan teknik, zamana karşı adsorplanan miktar ( $Q_e - t$ ) ve partikül içi difüzyon grafiğidir. Weber ve Morris'e göre, bir tanecik içi difüzyon katsayısı  $k_{int}$  aşağıdaki eşitlikle elde edilir:

$$Q_t = k_{int} \cdot t^{1/2} + c \quad (3)$$

burada  $k_{int}$ , partikül içi difüzyon hızı sabitidir ( $mg g^{-1} dk^{-0.5}$ ). Farklı başlangıç solüsyon konsantrasyonlarında  $Q_t$ 'ye karşı  $t^{1/2}$ 'in grafiği,  $k_{int}$  değerini verir ve adsorpsiyon prosesinde meydana gelen iki veya daha fazla adımı ifade eden çoklu doğrusallık sunabilmektedir. Birinci keskin kısım, dış yüzey adsorpsiyonu veya anlık adsorpsiyon aşamasıdır. İkinci kısım, partikül içi difüzyon hızının kontrol edildiği kademeli adsorpsiyon aşamasıdır. Üçüncüsü, çözeltideki aşırı düşük çözünen konsantrasyonu nedeniyle partikül içi difüzyonun yavaşlamaya başladığı son denge aşamasıdır. Partikül içi difüzyon hızı, hafif eğimli kısmın eğiminden belirlenmektedir (Ding vd., 2002).

### **Elovich model**

Ampirik bir model olan Elovich modelinin en temel iki varsayımı, adsorpsiyon süresi ile artan aktivasyon enerjisi ve adsorbanın yüzeyinin heterojen olmasıdır. Kimyasal adsorpsiyonun kinetik denklemi Zeldovich (Zeldovich, 2015) tarafından kurulmuştur. Adsorbe edilen gaz miktarındaki artışla üssel olarak azalan adsorpsiyon kapasitesini tanımlamak için kullanılmıştır. Desorpsiyon olmadan katı bir yüzey üzerinde adsorbatın kimyasal adsorpsiyonunu içeren reaksiyonlarda, yüzey kaplandıkça adsorpsiyon hızı zamanla azalma göstermektedir. Elovich denklemi aşağıdaki gibidir:

$$\frac{dQ_t}{dt} = \alpha \cdot e^{-\beta Q_t} \quad (4)$$

$$Q_t = \left( \frac{1}{\beta} \right) \ln(\alpha \cdot \beta) + \left( \frac{1}{\beta} \right) \ln t \quad (5)$$

$Q_t$ , t zamanda adsorplanan madde miktarı,  $\alpha$ , başlangıçtaki adsorpsiyon oranı ( $\text{mg (g dk)}^{-1}$ ) ve  $\beta$ , yüzeye ait aktivasyon enerjisi ( $E_a$ ) ile ilişkili desorpsiyon sabitidir ( $\text{g mg}^{-1}$ ). Eşitlik 5'te Eşitlik 4'teki ifadenin basitleştirilmiş formu bulunmaktadır. Aktivasyon enerjisinin ( $E_a$ ) düşük olması difüzyon kontrollü fiziksel adsorpsiyonu, yüksek olması ise kimyasal adsorpsiyonu ifade etmektedir.

### İzoterm modelleri

Sabit sıcaklıkta, adsorplanan madde miktarı ile adsorbatın denge konsantrasyonunun fonksiyonunu ifade eden eğriler adsorpsiyon izotermi olarak bilinmektedir. Belirli bir pH ve sıcaklıkta, i. sabit konsantrasyonda adsorbat çözeltisi ile değişen kütlelerde adsorbanın veya ii. farklı konsantrasyonlarda hazırlanan adsorbat çözeltisiyle sabit miktarda adsorbanın temasa getirilmesi ile yapılan deney sonuçlarından elde edilmiş adsorbatın denge konsantrasyonlarına ( $C_e$ ) karşı adsorbanın birim kütlede adsorplanan madde miktarı ( $Q_e$ ) arasında bir eğri elde edilir. Adsorban ve adsorbatın yapısal özelliklerine, çözelti konsantrasyonuna ve çalışılan sıcaklığa bağlı olarak adsorplanan madde miktarı da değişmektedir.

Adsorpsiyon işleminde deneysel sonuçların incelenmesinde ve adsorpsiyon karakteri ile ilgili yorum yapılmasında kullanılan en yaygın denklemler, Langmuir ve Freundlich tarafından geliştirilerek kendi isimleriyle anılmaktadır.

#### Langmuir izotermi

Langmuir izotermi, tek tabakalı adsorpsiyonun düzgün bir yüzey üzerinde gerçekleştiği ve adsorbe edilen tabakanın bir molekül kalınlığında olacağı varsayımına dayanmaktadır. Ayrıca, tüm adsorpsiyon bölgelerinin adsorbat molekülleri için eşit afiniteye sahip olduğu varsayılır (Sivakami vd., 2013). Langmuir yaklaşımında, adsorbat iyonlarının adsorban yüzeyinde doymuş bir tabaka oluşturması ile adsorpsiyonun sonlandığı kabulü yapılmaktadır.

Langmuir izoterm modeline ait denklemler Eşitlik 6 ve 7 'de ifade edilmektedir:

$$Q_e = \frac{(Q_{\max} \alpha_L C_e)}{(1 + \alpha_L C_e)} \quad (6)$$

$$Q_e = \frac{(K_L \alpha_L C_e)}{(1 + \alpha_L C_e)} \quad (7)$$

Denklemlerde,  $C_e$ , adsorpsiyon sonrasında adsorbat konsantrasyonunu ( $\text{mg L}^{-1}$ );  $Q_e$ , birim adsorbanın adsorpladığı madde miktarını ( $\text{mg g}^{-1}$ );  $K_L$ , adsorbatın adsorplanma kapasitesine bağlı Langmuir sabiti ( $\text{L g}^{-1}$ ),  $\alpha_L$ , adsorpsiyon enerjisine bağlı sabit, ( $\text{L mg}^{-1}$ );  $Q_{\max}$ , adsorbanın maksimum adsorpsiyon kapasitesini ( $\text{mg g}^{-1}$ ) ifade etmektedir.

Langmuir lineerleştirilmiş formu Eşitlik 8'deki gibidir:

$$\frac{C_e}{Q_e} = \frac{1}{K_L} + \left( \frac{\alpha_L}{K_L} \right) \cdot C_e \quad (8)$$

#### Freundlich izotermi

Çok tabakalı yüzey temeline dayanan Freundlich izotermi, çözeltinin konsantrasyon artışı ile adsorpsiyonda da artış olduğunu öngörmektedir. Langmuir modelinde olduğu gibi yüzey doymuşluğuna ulaşmaktan ve sabit yüzey enerjisinden bahsedilemeyeceğinden dolayı  $Q_{\max}$  terimini ifade eden bir maksimum adsorpsiyon kapasitesi söz konusu değildir. Çözeltiyle temastaki adsorbanın heterojen yüzeyinde önce adsorbata affinitesi yüksek olan aktif mevkilerde adsorpsiyon gerçekleşirken, diğer kısımlardaki tutunma daha sonra gerçekleşir. Freundlich izoterm yaklaşımında adsorpsiyon bir çeşit kademeli olarak gerçekleşirken, işlem esnasında farklı etkin mevkiler ortaya çıkmaktadır (C. Bai vd., 2015). Eşitlik 9'da Freundlich izoterm denkliği verilmiştir:

$$Q_e = K_F \cdot C_e^{1/n} \quad (9)$$

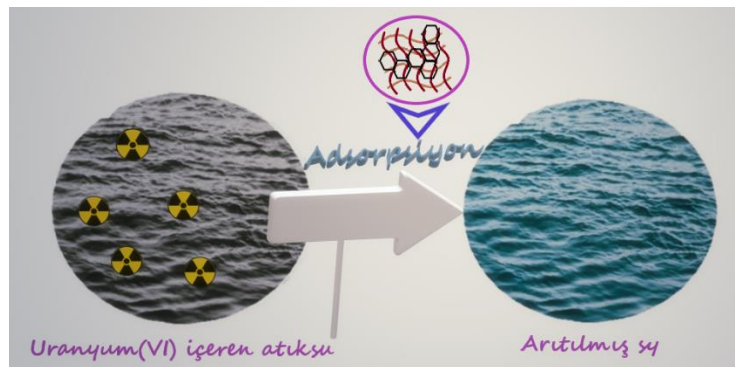
$Q_e$ , birim adsorbanın adsorpladığı madde miktarını ( $\text{mg g}^{-1}$ );  $C_e$ , adsorpsiyon sonrası çözeltideki adsorbat konsantrasyonunu ( $\text{mg L}^{-1}$ );  $K_F$ , ve  $n$  adsorban ve adsorbat için sıcaklığa bağlı sabitleri belirtir. ' $1/n$ ' yüzeyin heterojenlik faktörüdür ve 0-1 aralığında değer almaktadır. Sıfıra yakın  $1/n$  değeri yüzeyin heterojen olduğunu ifade etmektedir.

Freundlich izoterm denkleminin lineerleştirilmiş formu Eşitlik 10'daki gibidir:

$$\log Q_e = \log K_F + \left(\frac{1}{n}\right) \cdot \log C_e \quad (10)$$

### Uranyum adsorpsiyonunda kullanılan hidrojel adsorbanlar

Hidrojel sorbanlar, sulu çözeltide şişer ve iyi su geçirgenliği ve biyoyumluluğu ile çevresel değişiklikleri algılayarak yanıt verebilirler (Alvarez-Lorenzo & Concheiro, 2002). Hidrojeller, ağır metal iyonları için güçlü kompleks oluşturma yeteneğine sahip hidroksil, amino, karboksil ve amid grupları gibi çok sayıda fonksiyonel grup içerebilmektedir (Kumar vd., 2009). Üç boyutlu ağ yapısı, ağır metal iyonlarının adsorpsiyonu için de faydalı olmasının yanı sıra, uranyum içeren atık suların arıtılması için de pratik bir adsorban olarak rol oynamaktadır (X. Wang, Li, vd., 2017; Wei vd., 2018).



Şekil 4. Sulardan uranyum gideriminde hidrojel biyokompozitlerin kullanımı

### Aljinat matrisli adsorbanlar

Aljinatın ağır metal iyonları üzerindeki adsorpsiyon mekanizması birçok araştırmacı tarafından kapsamlı bir şekilde incelenmiştir (Gao vd., 2019; Gao, Liu, vd., 2020; Jiao vd., 2016; Shao vd., 2018). Fonksiyonel gruplar ve metal iyonları arasındaki etkileşimlere dayanarak, adsorpsiyon mekanizması pH değerlerindeki ve çözelti bileşenlerindeki değişiklikler adsorpsiyon mekanizmasını önemli ölçüde değiştirebilmektedir. Birçok araştırmacı ayrıca sodyum aljinat bazlı adsorbanların metal iyonlarını düşük değerlik seviyelerine veya metalik formlara indirgeyebileceğini öne sürmüştür (Gao, Guo, vd., 2020).

Kalsiyum klorür, polimer üzerindeki sodyum iyonları ile iyon değişimi yoluyla sodyum aljinat bazlı adsorbanları katılaştırmak için en yaygın olarak kullanılan çapraz bağlayıcıdır ve bu da elde edilen aljinat hidrojele önemli bir yapısal güç sağlamaktadır (Bertagnolli vd., 2014; Ghimire vd., 2007; Paudyal vd., 2013). Kalsiyum çapraz bağlı aljinat, iki değerlikli iyonlara karşı iyi bir seçiciliğe sahiptir; bununla birlikte, tek değerli iyonlar üzerindeki adsorpsiyon performansı nispeten zayıftır (Paudyal vd., 2013).

Gok ve Aytas tarafından sentezlenen kalsiyum aljinat mikrokürelerinin maksimum uranyum sorpsiyon kapasitesi, pH:4,0'te  $400 \text{ mg g}^{-1}$  olarak bulunmuştur. Adsorpsiyon kendiliğinden gerçekleşen, endotermik olarak belirlenmiş ve tek tabakalı Langmuir izoterm modelinin uyumluluk gösterdiği ifade edilmiştir (Gok & Aytas, 2009). Yu ve diğ., adsorban olarak 2,8-3,0 mm çapında kalsiyum aljinat kürelerini kullandıkları uranyum giderimi çalışmasında 2 dakikada dengeye ulaşıldığını, uranyum adsorpsiyonunun pH'a bağımlı olup pH:3,0-7,0 arasında artış, pH:7,0-9,0



arasında düşüş gösterdiğini, yine bu pH aralığında gerçekleştirilen denge denemeleri sonucu adsorpsiyon kapasitesinin  $237,15 \text{ mg g}^{-1}$  olarak bulunduğunu raporlamışlardır (Yu vd., 2017). Basu ve diğ., sol-jel metoduyla sentezledikleri grafen oksit katkılı kalsiyum aljinat hibrit malzemesini (Ca-Alg-GO) uranyum giderimi için adsorban olarak kullanmışlardır. Aljinatın uranyum giderimi için yaygın kullanımındaki potansiyeli arttırmak adına yapıya eklenmiş olan grafen oksidin adsorpsiyon kapasitesini birkaç kat arttırdığı ifade edilmiştir. pH:4,0-5,0 aralığında küreciklerin uranyum adsorpsiyon kapasitesi  $29,4 \text{ mg g}^{-1}$  olarak belirlenmiştir. Adsorpsiyonun dengeye gelme süresinin 300 dk (5 sa) olarak optimize ettiklerini ifade ederken göreceli olarak yavaş kinetiğin nedenini uranyumun aljinat matrisinde sorpsiyondan sorumlu grafen okside yavaş gerçekleşen difüzyon hızına bağlı olduğunu belirtmişlerdir (Basu vd., 2018). Saha ve diğ. adsorban olarak nanohidroksiapatit kaplı aktif karbon katkılanan aljinat kullandıkları çalışmalarında, maksimum sorpsiyonun pH:5,0-7,0 arasında, 7 saatlik bir denge süresi sonunda deneysel olarak  $10,44 \text{ mg g}^{-1}$ , Langmuir izotermine göre  $18,66 \text{ mg g}^{-1}$  olarak gerçekleştiğini ifade etmişlerdir (Saha vd., 2020). Düşük konsantrasyonlarda uranyum(VI) içeren büyük miktarlarda radyoaktif atıksulardan uranyum giderimi de çevresel sürdürülebilirlik konularında oldukça önemli bir yer tutmaktadır. Bu bağlamda Jiang ve diğ., sodyum aljinat matrisine uranyumun affinitesinin olduğu fonksiyonel gruplardan biri olan amino immobilize edilmiş mezopor silika (aMSP/SA) katkılı olarak adsorpsiyon çalışmalarında kullanmışlardır. Düşük konsantrasyonlardaki uranyum çözeltilerinden giderim denemelerinde 313 K sıcaklıkta, pH:4,0'da, 4 saat sonunda maksimum adsorpsiyon kapasitesi  $210 \text{ mg g}^{-1}$  elde edilmiştir (Jiang vd., 2020). Kalsiyum aljinat taneciklerinin (CaAlg), karboksil grupları içerdiklerinden dolayı radyonüklidlerin uzaklaştırılması için önem taşıdığını ifade eden Bai ve diğ., çalışmalarında uranyum giderimi için sentezledikleri CaAlg kürelerini kullanmışlardır. pH:3,0'te 70 dk'lık bir denge süresinde gerçekleştirilen izoterm denemeleri sonucu  $20 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 'de  $23,4 \text{ mg g}^{-1}$  uranyum adsorplanmışken, bu değer sıcaklık  $50 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 'ye çıkarıldığı durumda  $31,4 \text{ mg g}^{-1}$  olarak elde edilmiştir (J. Bai vd., 2013). Khajavi ve diğ., -SH grubu ile modifiye edilen  $\text{SiO}_2$  nanopartiküllerinin katkılı olduğu kalsiyum aljinat kürelerini uranyum(VI) adsorpsiyonunda kullanmışlardır. Kütlece %5  $\text{SiO}_2$  ve %30 3-mercaptopropiltrimetoksisisilan (TMPTMS) katkılanan adsorbanın (aljinat/ $\text{SiO}_2$ /TMPTMS/PAO) uranyum sorpsiyon kapasitesinin, referans sorban olarak değerlendirdikleri aljinat/PAO'dan 3,6 kat daha fazla olduğunu sunmuşlardır. Aljinat/ $\text{SiO}_2$ /TMPTMS/PAO'nun uranyum adsorpsiyonu Langmuir modele uygunluk gösterirken, 25, 35 ve 45  $^{\circ}\text{C}$ 'lerde pH:4,2'de 7 saat 150 rpm çalkalama ile gerçekleştirilen denge çalışmaları sonucunda adsorpsiyon kapasiteleri sırasıyla 199, 385 ve 378  $\text{mg g}^{-1}$  olarak elde edilmiştir (Khajavi vd., 2021). Talebi ve diğ., elektro lif çekme (electrospinning) yöntemi ile sentezledikleri polivinil alkol/sodyum aljinat/poli(etilen oksit)/HZSM5 (PVA/SA/PEO/HZSM5) sorbanını toryum(IV) ve uranyum(VI) gideriminde kullanmışlardır. Her iki radyoaktif kirletici içinde dengeye gelme süresinin 240 dk olduğunu, pH:5,5'te artan sıcaklıkla birlikte adsorplanma oranlarında da artış gözlemlendiğini (bu oran uranyum(VI) için 23, 35, 45  $^{\circ}\text{C}$  sıcaklıklarda sırasıyla 137,4, 141,0 ve 144,7  $\text{mg g}^{-1}$  olarak raporlanmıştır.) sunmuşlardır (Talebi vd., 2017). Aynı çalışma grubu, bir başka çalışmalarında, döküm yöntemi(casting) ile sentezlenen sodyum aljinat (SA)/polivinil alkol (PVA)/polietilen oksit (PEO)/ZSM-5 zeolit (SA/PVA/PEO/ZSM-5) nanohibrit sorban ile uranyum adsorpsiyonunu incelemiş, 45  $^{\circ}\text{C}$  sıcaklıkta, 240 dk temas süresinde ve pH:5,0'te maksimum adsorpsiyon kapasitesini  $92,76 \text{ mg g}^{-1}$  olarak bulmuşlardır (Zahakifar vd., 2021). Akhtar ve diğ., poliakrilamid, agar, agaroz ve kalsiyum aljinat gibi farklı hidrojel matrislerinin Trichoderma harzianuma immobilizasyonu ile çeşitli sorbanlar sentezleyerek sulu çözeltilerden uranyum giderimini ve geri kazanımını kesikli ve sürekli adsorpsiyon prosesinde çalışmışlardır. Kalsiyum aljinat

immobilizasyonunun, biyosorbentin stabilitesinin yanı sıra uranyum biyosorpsiyon kapasitesini geliştirdiğini; bu sebeple sorpsiyon-desorpsiyon döngüsel çalışmalarında uranyum giderimi ve geri kazanımı için sürekli dolgulu yatak kolonlarında kullanılabilir bir sorbent olduğunu sunmuşlardır. Döngü denemelerinin ilkinde %98,7 geri kazanım elde edilirken, üçüncü döngü denemesinde sorplanan uranyumun %99,3'ü geri kazanıldığı raporlanmıştır (Akhtar vd., 2009). Sodyum aljinat ile kaplanan Li ve diğ., Bacillus megateriumun adsorban olarak kullanıldığı uranyum gideriminde, maksimum adsorpsiyon kapasitesinin pH:5,0'te, 30°C sıcaklıkta ve t=5 saat için 74,61 mg g<sup>-1</sup> elde edildiğini belirtmiştir. Adsorpsiyon işleminin psedo birinci dereceden kinetik ve Langmuir izotermiyle uyum gösterdiğini ve adsorpsiyon kapasitesinin beş döngü desorpsiyon ve yeniden kullanım deneylerinden sonra %80'den yüksek elde edildiğini sunmuşlardır (D. Li, Yang, vd., 2021). Yine Bacillus subtilis katkılanmış bir diğer aljinat matrisini de Tong 2017 yılında yaptığı çalışmada uranyum gideriminde kullanmıştır. Tong, Bacillus subtilisi aljinat–kitosan mikrokapsüllerine ekim yöntemi ile katkılanmıştır. pH:6,0'da, T:20 °C sıcaklıkta, 3 saatlik kesikli adsorpsiyon işlemi ile 376,64 mg g<sup>-1</sup> adsorpsiyon kapasitesi elde ettiğini bildirmiştir (Tong, 2017). Han ve diğ., poliamidoksim (PAO)/aljinat çözeltisinin dondurularak kurutulmasıyla in situ ve kovalent çapraz bağlanma yoluyla sentezlenen hibrit süngerin iyi bir adsorpsiyon kapasitesi göstermesinin yanında, akan deniz suyunda haftalarca mükemmel kimyasal ve mekanik stabilite sergilediğini rapor etmişlerdir. pH:4,0'den pH:7,0'ye kademeli olarak arttırıldığında sorplanan uranyum miktarı da 257,32 mg g<sup>-1</sup>'den 510,81 mg g<sup>-1</sup>'a yükseldiği gözlemlenmiştir. Adsorpsiyonun 24 saat sonunda dengeye geldiğini ve 617,88 mg g<sup>-1</sup> kapasiteye ulaştığını; bunun yanında psedo ikinci dereceden kinetik modelle uyum gösterdiğini belirtmişlerdir. Denge denemeleri sonucunda tek katmanlı sorpsiyon modeli olan Langmuir modele uyum gösterdiğini ve maksimum sorpsiyon kapasitesinin 725,24 mg g<sup>-1</sup> elde edildiğini belirtmişlerdir (Han vd., 2020). Yi ve diğ., Cu(II) ve U(VI)'nın sulu çözeltilerden giderilmesinde kalsiyum aljinat kaplı kitosan hidroklorür hidrojel taneciklerine Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>'ün enkapsüllemesiyle elde ettikleri adsorbanı kullanmışlardır. Kitosan veya aljinatın mekanik özelliğini, termal mukavemetini ve adsorpsiyon etkinliğini arttırmak için Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> nanopartikül katkılanarak organik-inorganik kompozit hidrojel kullanmayı önermişlerdir. Sentezledikleri kompozit hidrojin uranyum(VI) adsorpsiyon kapasitesinin 240 dk çalkalama süresinde, pH:4,0-4,5 aralığında gerçekleştirilen denge denemeleri sonucu 392, 692 mg g<sup>-1</sup> elde edildiğini sunmuşlardır (Yi vd., 2018). Basu ve diğ. tarafından, TiO<sub>2</sub> mikrokürelerinin katkılanıldığı kalsiyum aljinat (Cal-Alg-TiO<sub>2</sub> MS) hibrit sorbent ile yeraltı sularından uranyum uzaklaştırılmasında adsorpsiyon kapasitesi pH:4,0-6,0 aralığında, 24 saatlik denge süresinde 31,4 mg g<sup>-1</sup> olarak elde edilmiştir (Basu vd., 2020). Bentonit porlu yapısından dolayı büyük yüzey alanına sahip olmasının yanında, katyonik değişimlere yatkın olmasıyla metal adsorpsiyonunda oldukça yaygın olarak yer bulmuştur (De Pablo vd., 2011; H. Şenol & Açikel, 2018; Tohdee vd., 2018). Fakat agregasyon sorunu sebebiyle kolon uygulamalarında tercih edilmemektedir. Abou-Lilah ve diğ., bu sorunun önüne geçmek için aljinatla kapsüllenen sorbentlerle sezyum, stronsiyum, kobalt ve uranyum iyonlarının sulu çözeltilerden giderimi üzerine çalışmışlardır. Uranyum adsorpsiyon kapasitelerini ham bentonit ile kesikli adsorpsiyon çalıştırdıklarında pH:5,5'te 33,3 mg g<sup>-1</sup>, aljinatla kapsüllenen bentonit ile gerçekleştirdikleri kolon denemelerinde ise 11,1 mg g<sup>-1</sup> olarak hesaplamışlardır (Abou-Lilah vd., 2020). Bir başka kil ve aljinat sinerjisinin tercih edildiği çalışmada, kalsiyum aljinat/atapulgit kili çekirdek/kabuk partikülleri elektro-koekstrüzyon yoluyla sentezlenerek kullanıldıkları uranyum adsorpsiyonunda maksimum adsorpsiyon kapasitesinin pH:3,0'te ve 328.15 K'de 199,345 mg g<sup>-1</sup> olarak elde edildiği bildirilmiştir (Hu vd., 2017). Uranyum adsorpsiyonunda kullanılmak üzere grafen oksit sodyum aljinata kapsüllemiştir. Tekrar kullanılabilirliğinin 5 döngü sonunda %85 üzerinde olduğu

belirtilen kompozit kapsüller için pH:5,0'te, T:30°C sıcaklıkta maksimum adsorpsiyon kapasitesi 149,76 mg g<sup>-1</sup> değerinde sunulmuştur (D. Li, Zhang, vd., 2021) . Basu ve diğ. tarafından, kalsiyum aljinat-kitosan (Cal-Alg-Chi) küreleri kullanılarak, içme suyundaki yüksek uranyum konsantrasyonlarını etkin bir şekilde kabul edilebilir seviyeye (<15 ng mL<sup>-1</sup>) indirdiği belirtilmiştir. Malzemenin uranyum adsorpsiyon kapasitesi 25°C'de 36,04 mg g<sup>-1</sup>'dir. Uranyum konsantrasyonundaki azalmanın, içme suyunun kalitesinden ödün vermeden gerçekleştirildiği ve kitosandaki uranil iyonlarının karbonil ve hidroksil grupları ile etkileşim gösterdiğini raporlamışlardır (Basu vd., 2017).

### **Kitosan matrisli adsorbanlar**

Kitosan, bir polisakkarit olan kitinin deasetilasyonu ile elde edilen iyi bilinen yarı doğal bir biyopolimerdir ve tekstil, kozmetik, biyomedikal ekipman, tarım alanları ve çevre uygulamaları gibi farklı sektörlerde yaygın olarak kullanılmaktadır (Monier & Abdel-Latif, 2017; Park vd., 2013). Kitosan, doğaya ve canlıya yönelik bir toksisite içermeyen, biyoaktif, biyouyumlu, antibakteriyel ve antifungal etkilere sahiptir ve yapısında bol miktarda -NH<sub>2</sub> ve -OH grupları bulunmaktadır. -NH<sub>2</sub> grupları, katyonik metal iyonları ile şelasyon mekanizması ve anyonik metal iyonları ile elektrostatik çekim veya iyon değiştirme mekanizması yoluyla reaksiyona girebilir (Vijayaraghavan & Yun, 2008). Ayrıca, -NH<sub>2</sub> ve -OH gruplarının varlığı, verimliliği artırmak için kimyasal modifikasyon için önemli bir fırsat verir (Marrakchi vd., 2016; Monier vd., 2018; Ngah & Fatinathan, 2008).

Wang ve diğ., çapraz bağlayıcı olarak epiklorohidrin kullandıkları kitosan tanecikleri sentezleyerek sulu çözeltilerden uranyum adsorpsiyonu çalışmışlardır. Langmuir izoterminde pH:3,0'de adsorpsiyon kapasitesi 72,46 mg g<sup>-1</sup> ve denge süresinin 120 dk elde edildiği kinetik sonuçlardan pseudo 2. derece kinetik modele uyumlu olduğu belirlenmiştir (G. Wang vd., 2009). Christou ve diğ., sulardan uranyum(VI) adsorpsiyonunda polivinilprolidon/kitosan katkılanmış nanofiber kullanmışlardır. Nanofiber kompozitler adsorpsiyon öncesinde ve sonrasında FT-IR ve SEM analizleri ile incelendikten sonra, uranilin yüzeye tutunduğunu belirtmişlerdir. Adsorbanın nanofiber yapıları üzerinde karbonil grupları gibi polar yapıların olmasından dolayı uranyum(VI)'a affinite gösterdiğini ve nispeten yüksek maksimum adsorpsiyon kapasitesinin (Q<sub>max</sub> =167±25 g kg<sup>-1</sup>, pH:6,0) bu yapılarla bağlı artış gösterdiğini gözlemlemişlerdir. Tekrar kullanılabilirlik için gerçekleştirilen desorpsiyon deneylerinde %10'dan az bir verim kaybı ile adsorpsiyon deneylerinde dört döngüyle kullanıldığı ifade edilmiştir (Christou vd., 2019). Sureshkumar ve diğ., tripolifosfat katkılanan kitosan taneciklerinin kullanıldığı uranyum giderimi çalışmalarında pH:5,0'te, 3 gün süre ile maksimum adsorpsiyon kapasitesini 236,9 mg g<sup>-1</sup> olarak elde etmişlerdir. Nötr ile alkali pH aralığında, uranyum, anyonik hidroksil-karbonat kompleksleri olarak (UO<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>OH<sup>-</sup>, (UO<sub>2</sub>)<sub>2</sub>(CO<sub>3</sub>)(OH)<sub>3</sub><sup>-</sup>, (UO<sub>2</sub>)<sub>11</sub>(CO<sub>3</sub>)<sub>6</sub>(OH)<sub>12</sub><sup>2-</sup> gibi) bulunmaktadır. Daha yüksek pH için adsorpsiyondaki azalmanın, CTPP taneciklerinin nötr/negatif yüklü fonksiyonel grupları üzerine adsorpsiyon için uygun olmamasıyla açıklanabileceğini ifade etmişlerdir. Yüksek oranda çapraz bağlı CTPP tanecikleri için pH:5,0'te gözlemlenen maksimum adsorpsiyon kapasitesi, uranil iyonunun pH'a bağlı türleşmesinin ve uranyum adsorpsiyonundan sorumlu CTPP fonksiyonel gruplarının pH'a bağlı ayrışma davranışının sonucu ile gerçekleştiğini bildirmişlerdir (Sureshkumar vd., 2010). Lu ve diğ., amidoksim poliakrilonitril, kitosan ve grafen oksit (PCG) karışımı olan yeni bir hidrojel kompozit sentezlemişlerdir. Uranyum gideriminde kullanılan kompozitin pH:6,0'da, 2 saatlik denge süresi ile maksimum adsorpsiyon kapasitesinin 247,12 mg g<sup>-1</sup> olduğu belirlenmiştir. Ayrıca AsO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Cr<sup>3+</sup>, Zn<sup>2+</sup>, ve Co<sup>2+</sup> varlığındaki yarışmalı adsorpsiyonunda uranil katyonlarının çok daha yüksek seçicilikle giderildiği; bunun sebebinin PCG'deki amidoksimin uranyum için diğer katyon metallere göre daha güçlü affiniteye sahip olmasıyla açıklanmıştır (Lu vd., 2020). Huang ve diğ. U(VI) iyonlarının sulu çözeltilerden

adsorpsiyonunda manyetik kitosan/grafen oksit kompozitlerinin (MCGO) performansını araştırmışlardır. Optimum adsorpsiyon koşullarını pH:5,0 t=100 dk, T=313 K'de  $Q_{max}=204,1 \text{ mg g}^{-1}$  olarak, kinetik, izoterm ve termodinamik sonuçlarını ise sırasıyla pseudo ikinci dereceden kinetik model, Langmuir model ve endotermik proses ile tanımlamışlardır (Guolin Huang vd., 2018). Dai ve diğ. tarafından makro gözenekli iyon baskılı kitosan köpükleri (ICF'ler), dondurarak kurutma ve iyon baskılama tekniklerinin kombinasyonu ile sentezlenmiştir. Baskısız kitosan köpüğü ile karşılaştırıldığında, ICF'ler, U(VI) baskılama sırasında oluşan boşluklarla hedef iyonları akıllıca tanımları sayesinde çok daha yüksek adsorpsiyon kapasitesi ( $Q_{max}=248,9-253,6 \text{ mg g}^{-1}$ ) ve U(VI) için daha iyi adsorpsiyon seçiciliği gösterdiğini bildirmişlerdir. Adsorpsiyon kinetiğinin pseudo ikinci dereceden model ile, izotermelerinin kimyasal adsorpsiyon veya kompleksleşme mekanizmasını gösteren Langmuir modeli ile ve termodinamik parametrelerin endotermik ve kendiliğinden olduğunu tanımlamışlardır (Dai vd., 2020). İnan ve diğ. poli(etilen glikol) bis(metilimidazolyum) di[bis(triflorometilsülfonil)imid] iyonik sıvısını (IL) sentezleyerek kitosan üzerine emprenye ettikleri malzemeyi uranyum(VI) iyonlarının sulu çözeltiden uzaklaştırılmasında kullanmışlardır. Poli(etilen glikol) bazlı dikatyonik IL emprenye edilmiş kitosan için pH:4,0 ve 70 dk denge süresinde maksimum adsorpsiyon kapasitesini  $251,52 \text{ mg g}^{-1}$  olarak bulunduğunu, sorpsiyon karakterinin pseudo ikinci derece kinetik ve Freundlich modele uyum gösterdiğini belirlemişlerdir. Kitosan ve IL arasında elektrostatik ve hidrofobik etkileşimler ve hidrojen bağı olduğunu ve sorbentin adsorpsiyondan önce alkali bir karaktere sahip olduğunu, asidik uranyum(VI) çözeltisi ile elektrostatik etkileşimlerle sorpsiyonun gerçekleştiğini ifade etmişlerdir (İnan vd., 2020). Bir başka çalışmada epiklorohidrin ile çapraz bağlanmış manyetik kitosan partiküllerine trietilentetramin aşılansız sulu çözeltilerden uranyum(VI) gideriminde kullanılmıştır. Maksimum adsorpsiyon kapasitesi pH:4,0'te, t=60 dk'da ve  $300 \text{ mg L}^{-1}$  uranyum konsantrasyonunda  $158,43 \text{ mg g}^{-1}$  olarak bulunmuştur (Tolba, 2020). Kitosan ve sepiolit (Ch-Sep) kompoziti, iki ayrı çapraz bağlama maddesi, tripolifosfat (TPP) ve epiklorohidrin (ECH), kullanılarak boncuk formunda hazırlanmış  $\text{UO}_2^{2+}$  iyonlarının sulu çözeltilerden uzaklaştırılmasında adsorpsiyon özellikleri incelenmiştir. Ch-Sep için uyumlu olduğu Langmuir izoterm modelinden maksimum uranil adsorpsiyon kapasitesi  $25 \text{ }^\circ\text{C}$ 'de, pH:4,5'de  $0,22 \text{ mol kg}^{-1}$ ; ayrıca kinetik yaklaşımlardan pseudo ikinci derece ve partikül içi difüzyon modelleri belirlenmiştir (Z. M. Şenol, 2021). Kaynar ve diğ. mikrodalga destekli yöntemle nano-ZnO sentezleyerek kitosana katkılamışlar (nano-ZnO/CTS) ve bu malzemeyi uranil adsorpsiyonunda kullanmışlardır. Teorik olarak Langmuir için maksimum adsorpsiyon kapasitesi pH:5,5'te 1 saatlik çalkama süresinde  $6734 \text{ g kg}^{-1}$  bulunduğunu; fakat yüzey cevap yöntemi (RSM) ile optimize edilmiş deneysel adsorpsiyon kapasitesini  $148,7 \text{ mg g}^{-1}$  olduğunu bildirmişlerdir (Kaynar vd., 2018). Kitosan(CS)-heksaklorosiklotrifosfazen(HP) kompoziti, çapraz bağlama maddesi olarak polifosforik asit kullanılarak sentezlenmiştir. 50 dakika içinde, pH:6,0'da adsorpsiyon dengesine ( $Q_{max}=398,8 \text{ mg g}^{-1}$ ) ulaşıldığını, adsorpsiyon işleminin pseudo ikinci derece kinetik modele ve Langmuir izoterm modeline uyumlu olduğunu sunmuşlardır (Zhihui Wang vd., 2021). In-situ sentezlenen  $\text{Ni}(\text{OH})_2$  nanopartikülleri kitosan matrisine immobilize edilerek (Cs-Ni), U(VI) adsorpsiyonu için kullanılmış; iç küre kompleksleşmeleri üzerinden 298 K pH:4,5 t=120 dk'da maksimum tek tabakalı adsorpsiyon kapasitesi  $164,2 \text{ mg g}^{-1}$ 'a ulaşılmıştır (Zhou vd., 2017). Wang ve diğ. tarafından hidrotermal karbonizasyon ile tannik asit-kitosan hidrotermal karbonu (TCHC) hazırlanmış ve maksimum adsorpsiyon kapasitesi pH:5,5, T =  $25 \text{ }^\circ\text{C}$  ve t=350 dk'da  $96,99 \text{ mg g}^{-1}$  elde edilmiştir. Adsorpsiyon verilerinin, Langmuir modeli ve pseudo ikinci derece kinetik modeli ile uyum gösterdiğini; malzemenin yüzeyinde tek tabakalı uranyum(VI) adsorpsiyonunun olduğunu ve işleminin esas olarak kemisorpsiyon olduğunu ifade etmişlerdir (Zili Wang vd., 2020). Uranyum(VI)

adsorpsiyonunda kullanılmak üzere sentezlenen manyetik amidoksim ile fonksiyonelleştirilmiş kitosan taneciklerinin adsorpsiyon kapasitesi, amidoksim gruplarının koordinasyonları üzerinden, pH:6,0'da 3 saatlik bir denge süresinde  $117,65 \text{ mg g}^{-1}$  olarak elde edilmiştir (Zhuang vd., 2018). Deniz suyunda yaklaşık 4,5 milyar ton uranyum(VI) bulunmaktadır; bu miktar sürekli bir nükleer enerji kaynağı sağlamak için yeterlidir. Deniz suyundaki uranyum(VI)'u toplamak, aynı zamanda, su çevresindeki radyoaktif bu kirleticiyi gidermek için Ahmad ve diğ. tarafından kitosan (Cs) ile fonksiyonelleştirilmiş boru şekilli karbon nanokompozit (CsFTnCM) biyosorbent sentezlenmiştir. 1:1 oranında Cs:FTn katkıladıkları kompozitini CsFTnCM2 olarak isimlendirmişler ve deniz suyu örneklerinde on gün sonunda adsorpsiyon kapasitesini  $0,660 \text{ mg g}^{-1}$  elde etmişlerdir. Kinetiğin adsorbanın fiziksel yapısının yanı sıra Cs matrisindeki FTn oranına da bağlı olduğunu ve  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  ile gerçekleştirilen desorpsiyon çalışmalarında uranyum(VI) yüklü CsFTnCM2'den 5. döngüde %90 üzerinde geri kazanım gerçekleştirildiğini ifade etmişlerdir (Ahmad vd., 2022). Anirudhan ve diğ. de çalışmalarında deniz suyundan uranyum(VI) gideriminde kullanılmak üzere poli(amidoksim) aşılansız kitosan/bentonit kompoziti [P(AO)-g-CTS/BT] sentezlemişlerdir. [P(AO)-g-CTS/BT] çapraz bağlama maddesi olarak etilen glikol dimetakrilat (EGDMA) ve serbest radikal başlatıcı olarak potasyum peroksi disülfat ( $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ ) kullanılarak kitosan/bentonit kompozit üzerine akrilonitril (AN) ve 3-hekzenedinitrilin (3-HDN) in-situ interkalatif polimerizasyonu ile hazırlanmıştır. 60 dk'da dengeye gelen sistem için 298 K pH:8,0'de maksimum adsorpsiyon kapasitesi  $49,9 \text{ mg U g}^{-1}$  olarak bulunmuş; adsorpsiyonun pseudo ikinci derece kinetiğe ve Langmuir modele uyum gösterdiği ifade edilmiştir. Kullanılmış adsorbanların 0,1 N HCl kullanılarak altı döngü adsorpsiyon-desorpsiyon deneyi sonucunda adsorpsiyonun %95'ten %90'a, desorpsiyonun %93'ten %89'a düştüğünü ve deniz suyundan kesikli denemelerle yapılan giderim çalışmalarında ise,  $10 \text{ mg.L}^{-1}$  konsantrasyonda uranyum(VI) içeren numunelerden tamamen giderimin sağlanması için  $0,4 \text{ g L}^{-1}$  P(AO)-g-CTS/BT yeterli olduğunu rapor etmişlerdir (Anirudhan vd., 2019).

### **Diğer hidrojel adsorbanlar**

Farklı hidrojel polimerler, yüksek sorpsiyon kapasiteleri, kimyasal kararlılıkları, geniş yüzey alanları, hızlı sorpsiyon oranları, geniş pH aralığı ve rejenerasyon kolaylığı nedeniyle su numunelerinden uranil iyonlarının uzaklaştırılması veya ayrılması için çokça kullanılmıştır (Moghaddam vd., 2019). Karadağ ve Kundakcı, uranil iyonlarının çeşitli hidrojel sistemlerine (akrilamid (AAM), sodyum akrilat (SA), jelatin (GEL) ve poli(etilen glikol) (PEG)) sorpsiyon özelliklerini belirlemek için  $30 \text{ }^\circ\text{C}$ 'de gerçekleştirdikleri sorpsiyon denemelerinde AAM/SA, AAM/GEL/SA, AAM/PEG/SA ve AAM/GEL/PEG/SA jellerinin sorpsiyon kapasitelerini sırasıyla  $3,99 \times 10^4 \text{ mol g}^{-1}$ ,  $4,87 \times 10^4 \text{ mol g}^{-1}$ ,  $4,99 \times 10^4 \text{ mol g}^{-1}$  ve  $5,35 \times 10^4 \text{ mol g}^{-1}$  olarak bulmuşlardır (Karadağ & Kundakcı, 2015). Oksijen ve nitrojen gibi donör atomları sayesinde metal iyonlarıyla güçlü kompleksler oluşturabilmesinden dolayı biyoaktif bileşiklerin ve çeşitli metal iyonların tayini için şelatlama ajanı olarak Gallosiyanın (GC) kullanılabilir (Douglas vd., 1984). Uranil iyonu şekli ve koordinasyon geometrisi sayesinde oksijen veren ligandlarla güçlü bir şekilde etkileşime girebilir (Baybas & Ulusoy, 2011). Ulusoy ve Şimşek çalışmalarında Poliakrilik asit yapısına GC bağlanmış ve uranyum gideriminde adsorban özelliklerini incelemişlerdir. Langmuir sorpsiyon kapasitesi  $0,03 \text{ mol kg}^{-1}$ ,  $25 \text{ }^\circ\text{C}$ 'deki sorpsiyon hız sabiti  $29,87 \text{ mol}^{-1} \text{ kg dk}^{-1}$  olarak elde edilmiştir.  $\text{UO}_2^{2+}$  adsorpsiyonunun artan pH ile arttığını ve pH 5,0-6,0 aralığında bir plato değerine ulaştığını öte yandan artan iyonik kuvvetin adsorpsiyonu etkilemediğini bildirmişlerdir (Ulusoy & Şimşek, 2013). Liu ve araştırma grubu uranil gideriminde ilk olarak 2013 yılında poliakrilik asidi (PAA), daha sonra 2015 yılında hidroksiapatit ile kompozit (PAA-HAP) oluşturarak sentezledikleri kopolimeri kullanmışlardır. PAA

için sorpsiyonun 15 dk'da dengeye ulaştığı, prosesin Freundlich modeline uyumluluk gösterdiği ve 25°C'de pH:5,0'te hesaplanan adsorpsiyon kapasitesi 1,179 mg g<sup>-1</sup> olarak elde edildiği rapor edilmiştir (Tonghuan vd., 2013). PAA-HAP için denge süresi 10 dk olduğunu, Langmuir modele uyduğunu ve sorpsiyon kapasitesinin pH:3,5'ta 1,19x10<sup>-2</sup> mol g<sup>-1</sup> olduğunu sunmuşlardır (Tonghuan vd., 2016). Öte yandan uranyum adsorpsiyonunda yine PAA kullanan Yi ve diğ. radikal polimerizasyonunda başlatıcı olarak amonyum persülfat ve koagülant olarak sodyum hidrojen sülfid kullanmışlardır. Kinetik parametreler sonucunda, psedo ikinci derece ve partikül içi difüzyon modeline; izoterm sonuçlarından ise Langmuir modeline uyum sağlayan bir adsorpsiyon prosesinin gerçekleştiğini ifade etmişlerdir. PAA'nın adsorpsiyon kapasitesi pH:4,0'te 445,11 mg g<sup>-1</sup> ve dengeye gelme süresi 120 dk bulunmuştur (Yi vd., 2017). Moghaddam ve diğ., glutamik asidin (GA) kitre zankı (GT) ile kimyasal konjugasyonunu gerçekleştirdikten sonra anyonik poliakrilamidle (PAAm) karıştırılıp elektron ışınması altında biyo-uyumlu bir hidrojel sorbent sentezlediklerini ve uranyum(VI) gideriminde kullandıklarını bildirmişlerdir. GA-GT/PAAm için sorpsiyonun denge süresi 150 dk, kinetik model uyumluluğu psedo ikinci derece, Langmuir modele uyan izoterm denemeleri sonucunda pH:5,0'te elde edilen maksimum adsorpsiyon kapasitesi 384,6 mg g<sup>-1</sup> olarak ifade edilmiştir. Saf iyonik PAAm hidrojelinin adsorpsiyon kapasitesinin 208 mg g<sup>-1</sup>, GT-PAAm'nin 288 mg g<sup>-1</sup> olduğunu bulmuşlardır (Moghaddam vd., 2019). Wang ve diğ. tarafından 3D kendinden montajlı (self-assembly) polietilenimin ile modifiye edilmiş grafen oksit (GO) hidrojel (PEI-GH), basit-tek adımlı yöntemle sentezlenmiş; çapraz bağlama maddesi olan polietilenimin (PEI) kullanılarak GO tabakalarının kendi kendine montajı kolaylaştırılmış büyük yüzey alanına sahip PEI-GH'lerin üç boyutlu (3D) gözenekli ağı elde edildiği bildirilmiştir. Adsorpsiyon süreci, psedo ikinci derece kinetik ve Langmuir modeli ile tanımlanmıştır ve uranyum(VI) için maksimum adsorpsiyon kapasitesi t=20dk'da, pH:6,0'da 898 mg g<sup>-1</sup> olarak elde edilmiştir. PEI-GH'ler, yüksek konsantrasyona sahip uranyum(VI) çözeltisinde ve simüle deniz suyunda yüksek adsorpsiyon kapasitesi sergilediği ifade edilmiştir (X. Wang, Liu, vd., 2017).

## SONUÇ

Bu derleme, biyolojik ve kimyasal toksisitesi ve uzun yarılanma ömrü nedeniyle tehlikeli radyonüklid kirleticiler arasında olan uranyumun sulu ortamlardan giderimi için çeşitli modifikasyonlarla sentezlenen biyokompozit hidrojel malzemelerin adsorpsiyon kapasitelerindeki son ilerlemesini özetlemiştir. Polimerik özellikte hidrojel yapılarındaki farklı fonksiyonel türlerin adsorpsiyon performansları üzerinde farklı etkileri olmuştur. Mükemmel adsorpsiyon kapasitesine ve seçiciliğe sahip çok sayıda yeni hidrojel biyokompozit adsorban fiziksel ve kimyasal özellikleri iyileştirilerek literatüre sunulmuştur; ancak hala bazı eksiklikler bulunmaktadır. Uranyum adsorpsiyonu konusundaki araştırmaların hızlı bir şekilde gelişmesiyle, daha verimli, yeşil, güvenli, toksik olmayan ve ekonomik olarak modifiye edilmiş yeni nesil hidrojel bazlı biyokompozit adsorbanların daha da fazla sayıda literatüre sunulması mümkündür. Hem akademik hem de endüstriyel araştırmacıların büyük çabalarıyla, atık sudaki ve deniz suyundaki uranyumun adsorpsiyonu ve nükleer enerjiye yakıt olarak kazandırılması için umut verici bir perspektifin yakın gelecekte gerçekleştirilebileceği tahmin edilmektedir.

## KAYNAKLAR

- Abou-Lilah RA, Rizk HE, Elshorbagy MA, Gamal AM, Ali AM, Badawy NA, 2020. Efficiency of bentonite in removing cesium, strontium, cobalt and uranium ions from aqueous solution: encapsulation with alginate for column application. International Journal of Environmental Analytical Chemistry, 00(00), 1-24. <https://doi.org/10.1080/03067319.2020.1761348>

- Ahmad M, Ren J, Zhang Y, Kou H, Naik M, Zhang Q, Zhang B, 2022. Simple and facile preparation of tunable chitosan tubular nanocomposite microspheres for fast uranium(VI) removal from seawater. *Chemical Engineering Journal*, 427, 130934. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.130934>
- Akhtar K, Khalid AM, Akhtar MW, Ghauri MA, 2009. Removal and recovery of uranium from aqueous solutions by Ca-alginate immobilized *Trichoderma harzianum*. *Bioresource Technology*, 100(20), 4551–4558. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.03.073>
- Akter M, Bhattacharjee M, Dhar AK, Rahman FBA, Haque S, Ur Rashid TU, Kabir SMF, 2021. Cellulose-based hydrogels for wastewater treatment: A concise review. *Gels*, 7(1), 1–28. <https://doi.org/10.3390/gels7010030>
- Aljeboree AM, Alshirifi AN, Alkaim AF, 2017. Kinetics and equilibrium study for the adsorption of textile dyes on coconut shell activated carbon. *Arabian Journal of Chemistry*, 10, S3381–S3393. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2014.01.020>
- Alvarez-Lorenzo C, Concheiro A, 2002. Reversible adsorption by a pH- and temperature-sensitive acrylic hydrogel. *Journal of Controlled Release*, 80(1–3), 247–257. [https://doi.org/10.1016/S0168-3659\(02\)00032-9](https://doi.org/10.1016/S0168-3659(02)00032-9)
- Angela B, 2019. EPA 's flawed IRIS program is far from gold standard.
- Anirudhan TS, Lekshmi GS, Shainy F, 2019. Synthesis and characterization of amidoxime modified chitosan/bentonite composite for the adsorptive removal and recovery of uranium from seawater. *Journal of Colloid and Interface Science*, 534, 248–261. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2018.09.009>
- Bai C, Zhang M, Li B, Tian Y, Zhang S, Zhao X, Li S, 2015. Three novel triazine-based materials with different O/S/N set of donor atoms: One-step preparation and comparison of their capability in selective separation of uranium. *Journal of Hazardous Materials*, 300, 368–377. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.07.020>
- Bai J, Fan F, Wu X, Tian W, Zhao L, Yin X, Guo J, 2011. Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies of uranium biosorption by calcium alginate beads. *Journal of Environmental Radioactivity*, 126, 226–231. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2013.08.010>
- Baron RI, Culica ME, Biliuta G, Bercea M, Gherman S, Zavastin D, Coseri S, 2019. Physical hydrogels of oxidized polysaccharides and poly(vinyl alcohol) for wound dressing applications. *Materials*, 12(9). <https://doi.org/10.3390/ma12091569>
- Basu H Pimple MV, Saha S, Patel A, Dansena C, Singhal RK, 2020. TiO<sub>2</sub> microsphere impregnated alginate: a novel hybrid sorbent for uranium removal from aquatic bodies. *New Journal of Chemistry*, 44(10), 3950–3960. <https://doi.org/10.1039/c9nj06006e>
- Basu H, Singhal RK, Pimple MV, Saha S, 2018. Graphene oxide encapsulated in alginate beads for enhanced sorption of uranium from different aquatic environments. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(2), 1625–1633. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.01.065>
- Basu H, Singhal RK, Saha S, Pimple MV, 2017. Chitosan impregnated Ca-alginate: a new hybrid material for removal of uranium from potable water. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 314(3), 1905–1914. <https://doi.org/10.1007/s10967-017-5514-5>
- Baybas D, Ulusoy U, 2011. Polyacrylamide – clinoptilolite / Y-zeolite composites : Characterization and adsorptive features for terbium. *Journal of Hazardous Materials*, 187, 241–249. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.01.014>
- Bertagnolli C, Uhart A, Dupin JC, da Silva MGC, Guibal, E., Desbrieres J, 2014. Biosorption of chromium by alginate extraction products from *Sargassum filipendula*: Investigation of adsorption mechanisms using X-ray photoelectron spectroscopy analysis. *Bioresource Technology*, 164, 264–269. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.04.103>
- Birinci E, Gülfen M, Aydin AO, 2009. Separation and recovery of palladium(II) from base metal ions by melamine-formaldehyde-thiourea (MFT) chelating resin. *Hydrometallurgy*, 95(1–2), 15–21. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2008.04.002>
- Brugge D, De Lemos JL, Oldmixon B, 2005. Exposure pathways and health effects associated with chemical and radiological toxicity of natural uranium: A review. *Reviews on Environmental Health*, 20(3), 177–193. <https://doi.org/10.1515/REVEH.2005.20.3.177>
- Burkart W, Danesi PR, Hendry JH, 2005. Properties, use and health effects of depleted uranium. *International Congress Series*, 1276, 133–136. <https://doi.org/10.1016/j.ics.2004.09.047>
- Chen Q, Zhu L, Zhao C, Zheng J, 2012. Hydrogels for removal of heavy metals from aqueous solution. *Journal of Environmental & Analytical Toxicology*, 02(07). <https://doi.org/10.4172/2161-0525.s2-001>
- Cheng Y, He P, Dong F, Nie X, Ding C, Wang S, Zhou S, 2019. Polyamine and amidoxime groups modified bifunctional polyacrylonitrile-based ion exchange fibers for highly efficient extraction of U(VI) from real uranium mine water. *Chemical Engineering Journal*, 367(January), 198–207. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.02.149>

- Christou C, Philippou K, Krasia-Christoforou T, Pashalidis I, 2019. Uranium adsorption by polyvinylpyrrolidone/chitosan blended nanofibers. *Carbohydrate Polymers*, 219(February), 298–305. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2019.05.041>
- Dai Y, Zhou L, Tang X, Xi J, Ouyang J, Liu Z, Adesina AA, 2020. Macroporous ion-imprinted chitosan foams for the selective biosorption of U ( VI ) from aqueous solution. *International Journal of Biological Macromolecules*, 164, 4155–4164. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2020.08.238>
- De Pablo L, Chávez ML, Abatal M, 2011. Adsorption of heavy metals in acid to alkaline environments by montmorillonite and Ca-montmorillonite. *Chemical Engineering Journal*, 171(3), 1276–1286. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.05.055>
- Ding LP, Bhatia SK, Liu F, 2002. Kinetics of adsorption on activated carbon: Application of heterogeneous vacancy solution theory. *Chemical Engineering Science*, 57(18), 3909–3928. [https://doi.org/10.1016/S0009-2509\(02\)00306-8](https://doi.org/10.1016/S0009-2509(02)00306-8)
- Dittmar M, 2012. Nuclear energy: Status and future limitations. *Energy*, 37(1), 35–40. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2011.05.040>
- Douglas KT, Howlin B, Silver J, 1984. Solution Chemistry and Massbauer Study of Iron( II) and Iron( III) Complexes from Galloycyanine. *Inorganica Chimica Acta*, 92, 135–140.
- Eren E, 2009. Investigation of a basic dye removal from aqueous solution onto chemically modified Unye bentonite. *Journal of Hazardous Materials*, 166(1), 88–93. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.11.011>
- Favre-Réguillon A, Lebuzzit G, Murat D, Foos J, Mansour C, Draye M, 2008. Selective removal of dissolved uranium in drinking water by nanofiltration. *Water Research*, 42(4–5), 1160–1166. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.08.034>
- Gao X, Guo C, Hao J, Zhao Z, Long H, Li M, 2020. Adsorption of heavy metal ions by sodium alginate based adsorbent-a review and new perspectives. *International Journal of Biological Macromolecules*, 164, 4423–4434. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2020.09.046>
- Gao X, Li M, Zhao Y, Zhang Y, 2019. Mechanistic study of selective adsorption of Hg<sup>2+</sup> ion by porous alginate beads. *Chemical Engineering Journal*, 378(April), 122096. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122096>
- Gao X, Liu J, Li M, Guo C, Long H, Zhang Y, Xin L, 2020. Mechanistic study of selective adsorption and reduction of Au (III) to gold nanoparticles by ion-imprinted porous alginate microspheres. *Chemical Engineering Journal*, 385(October 2019), 123897. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123897>
- Ghimire KN, Inoue K, Ohto K, Hayashida T, 2007. Adsorptive separation of metallic pollutants onto waste seaweeds, *Porphyra yezoensis* and *Ulva japonica*. *Separation Science and Technology*, 42(9), 2003–2018. <https://doi.org/10.1080/15363830701313461>
- Gok C, Aytas S, 2009. Biosorption of uranium(VI) from aqueous solution using calcium alginate beads. *Journal of Hazardous Materials*, 168(1), 369–375. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.02.063>
- Gu B, Wu WM, Ginder-Vogel MA, Yan H, Fields MW, Zhou J, Jardine PM, 2005. Bioreduction of uranium in a contaminated soil column. *Environmental Science and Technology*, 39(13), 4841–4847. <https://doi.org/10.1021/es050011y>
- Han C, Yue Y, Xu X, Cai D, Liu Z, Chen S, Wang D, 2020. Dual crosslinked polyamidoxime/alginate sponge for robust and efficient uranium adsorption from aqueous solution. *New Journal of Chemistry*, 44(45), 19445–19449. <https://doi.org/10.1039/d0nj04209a>
- Ho YS, McKay G, 1999a. Pseudo-second order model for sorption processes. *Process Biochemistry*, 34, 451–465. <https://doi.org/10.1021/acs.oprd.7b00090>
- Ho YS, McKay G, 1999b. The sorption of lead(II) ions on peat. *Water Research*, 33(2), 578–584. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00207-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00207-3)
- Hore-Lacy I, 2016. Uranium for nuclear power: An introduction. In *Uranium for Nuclear Power: Resources, Mining and Transformation to Fuel*. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-100307-7.00001-6>
- Hu S, Lin X, Zhang Y, Huang R, Qu Y, Luo X, Zhou J, 2017. Preparation and application of alginate-Ca/attapulgitic clay core/shell particle for the removal of uranium from aqueous solution. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 314(1), 307–319. <https://doi.org/10.1007/s10967-017-5427-3>
- Huang G, Peng W, Yang S, 2018. Synthesis of magnetic chitosan/graphene oxide nanocomposites and its application for U(VI) adsorption from aqueous solution. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 317(1), 337–344. <https://doi.org/10.1007/s10967-018-5850-0>
- Huang G, Li W, Liu Q, Liu J, Zhang H, Li R, Wang J, 2018. Efficient removal of uranium(VI) from simulated seawater with hyperbranched polyethylenimine (HPEI)-functionalized polyacrylonitrile fibers. *New Journal of Chemistry*, 42(1), 168–176. <https://doi.org/10.1039/c7nj03243a>



- İnan S, Mumcu T, Bozkurt SS, 2020. Box – Behnken design for removal of uranium(VI) from aqueous solution using poly(ethylene glycol) based dicationic ionic liquid impregnated chitosan. *Turkish Journal of Chemistry*, 44, 756–774. <https://doi.org/10.3906/kim-1911-73>
- Inglezakis VJ, Balsamo M, Montagnaro F, 2020. Liquid-solid mass transfer in adsorption systems-An overlooked resistance? *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 59, 22007–22016. <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.0c05032>
- Jeon C, 2017. Adsorption of silver ions from industrial wastewater using waste coffee grounds. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 34(2), 384–391. <https://doi.org/10.1007/s11814-016-0253-9>
- Jiang X, Wang H, Wang Q, Hu E, Duan Y, 2020. Immobilizing amino-functionalized mesoporous silica into sodium alginate for efficiently removing low concentrations of uranium. *Journal of Cleaner Production*, 247(xxxx), 119162. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119162>
- Jiao C, Xiong J, Tao J, Xu S, Zhang D, Lin H, Chen Y, 2016. Sodium alginate/graphene oxide aerogel with enhanced strength-toughness and its heavy metal adsorption study. *International Journal of Biological Macromolecules*, 83, 133–141. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2015.11.061>
- Kanmaz N, Saloglu D, Hizal J, 2019. Humic acid embedded chitosan/poly (vinyl alcohol) pH-sensitive hydrogel: Synthesis, characterization, swelling kinetic and diffusion coefficient. *Chemical Engineering Communications*, 206(9), 1168–1180. <https://doi.org/10.1080/00986445.2018.1550396>
- Karadağ E, Kundakcı S, 2015. Application of highly swollen novel biosorbent hydrogels in uptake of uranyl ions from aqueous solutions. *Fibers and Polymers*, 16(10), 2165–2176. <https://doi.org/10.1007/s12221-015-5522-4>
- Kaynar ÜH, Çınar S, Kaynar SÇ, Ayvacıklı M, Aydemir T, 2018. Modelling and optimization of uranium(VI) ions adsorption onto nano-ZnO/chitosan bio-composite beads with responsesurface methodology (RSM). *Journal of Polymers and the Environment*, 26(6), 2300–2310. <https://doi.org/10.1007/s10924-017-1125-z>
- Khajavi P, Keshtkar AR, Moosavian MA, 2021. The optimization of U(VI) removal by a novel amidoximated modified calcium alginate gel bead with entrapped functionalized SiO<sub>2</sub> nanoparticles. *Progress in Nuclear Energy*, 140(August), 103887. <https://doi.org/10.1016/j.pnucene.2021.103887>
- Krestou A, Xenidis A, Pnias D, 2003. Mechanism of aqueous uranium (VI) uptake by natural zeolitic tuff. *Minerals Engineering*, 16(12), 1363–1370. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2003.08.012>
- Kumar M, Tripathi BP, Shahi VK, 2009. Crosslinked chitosan/polyvinyl alcohol blend beads for removal and recovery of Cd(II) from wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 172(2–3), 1041–1048. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.07.108>
- Kurecic M, Sfiligoj M, 2012. Polymer nanocomposite hydrogels for water purification. *Nanocomposites - New Trends and Developments*. <https://doi.org/10.5772/51055>
- Li D, Yang Y, Zhang P, Liu J, Li T, Yang J, 2021. U(VI) adsorption in water by sodium alginate modified *Bacillus megaterium*. *Royal Society Open Science*, 8(2). <https://doi.org/10.1098/rsos.202098>
- Li D, Zhang P, Yang Y, Huang Y, Li T, Yang J, 2021. U(VI) adsorption by sodium alginate/graphene oxide composite beads in water. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 327(3), 1131–1141. <https://doi.org/10.1007/s10967-021-07598-y>
- Li P, Zhun B, Wang X, Liao P, Wang G, Wang L, Zhang W, 2017. Highly efficient interception and precipitation of uranium(VI) from aqueous solution by iron-electrocoagulation combined with cooperative chelation by organic ligands. *Environmental Science and Technology*, 51(24), 14368–14378. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05288>
- Li ZJ, Huang ZW, Guo WL, Wang L, Zheng LR, Chai ZF, Shi WQ, 2017. Enhanced photocatalytic removal of uranium(VI) from aqueous solution by magnetic TiO<sub>2</sub>/Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> and its graphene composite. *Environmental Science and Technology*, 51(10), 5666–5674. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05313>
- Lu W, Dai Z, Li L, Liu J, Wang S, Yang H, Zhang P, 2020. Preparation of composite hydrogel (PCG) and its adsorption performance for uranium(VI). *Journal of Molecular Liquids*, 303. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2020.112604>
- Ma F, Gui Y, Liu P, Xue Y, Song W, 2020. Functional fibrous materials-based adsorbents for uranium adsorption and environmental remediation. *Chemical Engineering Journal*, 390(February), 124597. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.124597>
- Marrakchi F, Khanday WA, Asif M, Hameed BH, 2016. Cross-linked chitosan/sepiolite composite for the adsorption of methylene blue and reactive orange 16. *International Journal of Biological Macromolecules*, 93, 1231–1239. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2016.09.069>

- Meinrath A, Schneider P, Meinrath G, 2003. Uranium ores and depleted uranium in the environment, with a reference to uranium in the biosphere from the Erzgebirge/Sachsen, Germany. *Journal of Environmental Radioactivity*, 64(2–3), 175–193. [https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(02\)00048-6](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(02)00048-6)
- Mitsakou C, Eleftheriadis K, Housiadis C, Lazaridis M, 2003. Modeling of the dispersion of depleted uranium aerosol. *Health Physics*, 84(4), 538–544. <https://doi.org/10.1097/00004032-200304000-00014>
- Moghaddam RH, Dadfarnia S, Shabani HMA, Tavakol M, 2019. Synthesis of composite hydrogel of glutamic acid , gum tragacanth , and anionic polyacrylamide by electron beam irradiation for uranium ( VI ) removal from aqueous samples : Equilibrium , kinetics , and thermodynamic studies. *Carbohydrate Polymers*, 206, 352–361. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2018.10.030>
- Monier M, Abdel-Latif DA, 2017. Fabrication of Au(III) ion-imprinted polymer based on thiol-modified chitosan. *International Journal of Biological Macromolecules*, 105, 777–787. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2017.07.098>
- Monier M, Abdel-Latif DA, Youssef I, 2018. Preparation of ruthenium (III) ion-imprinted beads based on 2-pyridylthiourea modified chitosan. *Journal of Colloid and Interface Science*, 513, 266–278. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2017.11.004>
- Ngah WSW, Fatinathan S, 2008. Adsorption of Cu(II) ions in aqueous solution using chitosan beads, chitosan-GLA beads and chitosan-alginate beads. *Chemical Engineering Journal*, 143(1–3), 62–72. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2007.12.006>
- Park SI, Kwak IS, Won SW, Yun YS, 2013. Glutaraldehyde-crosslinked chitosan beads for sorptive separation of Au(III) and Pd(II): Opening a way to design reduction-coupled selectivity-tunable sorbents for separation of precious metals. *Journal of Hazardous Materials*, 248–249(1), 211–218. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.01.013>
- Paudyal H, Pangen B, Inoue K, Kawakita H, Ohto K, Ghimire, KN, Alam S, 2013. Preparation of novel alginate based anion exchanger from *Ulva japonica* and its application for the removal of trace concentrations of fluoride from water. *Bioresource Technology*, 148, 221–227. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.08.116>
- Saha S, Basu H, Rout S, Pimple MV, Singhal RK, 2020. Nano-hydroxyapatite coated activated carbon impregnated alginate: A new hybrid sorbent for uranium removal from potable water. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(4), 103999. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.103999>
- Şenol H, Açikel Ü, 2018. Investigation of adsorption of Cu (II) heavy metal with bentonite. *Bitlis Eren Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*, 7(2), 231–242. <https://doi.org/10.17798/bitlisfen.420210>
- Şenol ZM, 2021. A chitosan-based composite for adsorption of uranyl ions ; mechanism , isotherms , kinetics and thermodynamics. *International Journal of Biological Macromolecules*, 183, 1640–1648. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2021.05.130>
- Shalla AH, Yaseen Z, Bhat MA, Rangreez TA, Maswal M, 2019. Recent review for removal of metal ions by hydrogels. *Separation Science and Technology (Philadelphia)*, 54(1), 89–100. <https://doi.org/10.1080/01496395.2018.1503307>
- Shao Z, Huang X, Yang F, Zhao WF, Zhou X, Zhao C, 2018. Engineering sodium alginate-based cross-linked beads with high removal ability of toxic metal ions and cationic dyes. *Carbohydrate Polymers*, 187(November 2017), 85–93. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2018.01.092>
- Singh VK, Tiwari PN, (1997. Removal and recovery of chromium (VI) from industrial waste water. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 69(3), 376–382. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-4660\(199707\)69:3<376::AID-JCTB714>3.0.CO;2-F](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-4660(199707)69:3<376::AID-JCTB714>3.0.CO;2-F)
- Sivakami MS, Gomathi T, Venkatesan J, Jeong HS, Kim SK, Sudha PN, 2013. Preparation and characterization of nano chitosan for treatment wastewaters. *International Journal of Biological Macromolecules*, 57, 204–212. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2013.03.005>
- Sureshkumar MK, Das D, Mallia MB, Gupta PC, 2010. Adsorption of uranium from aqueous solution using chitosan-tripolyphosphate (CTPP) beads. *Journal of Hazardous Materials*, 184(1–3), 65–72. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.07.119>
- Talebi M, Abbaszadeh S, Keshtkar AR, 2017. Evaluation of single and simultaneous thorium and uranium sorption from water systems by an electrospun PVA/SA/PEO/HZSM5 nanofiber. *Process Safety and Environmental Protection*, 109, 340–356. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2017.04.013>
- Tohdee K, Kaewsichan L, Asadullah K, 2018. Enhancement of adsorption efficiency of heavy metal Cu(II) and Zn(II) onto cationic surfactant modified bentonite. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(2), 2821–2828. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.04.030>
- Tolba AA, 2020. Evaluation of uranium adsorption using magnetic-polyamine chitosan from sulfate leach liquor of selsa ore material, South Eastern Desert, Egypt. *Egyptian Journal of Chemistry*, 63(12), 5219–5238. <https://doi.org/10.21608/EJCHEM.2020.27972.2586>

- Tong K, 2017. Preparation and biosorption evaluation of bacillus subtilis/alginate-chitosan microcapsule. *Nanotechnology, Science and Applications*, 10, 35–43. <https://doi.org/10.2147/NSA.S104808>
- Tonghuan L, Guojian D, Xiaojiang D, Wangsuo W, Ying Y, 2013. Adsorptive features of polyacrylic acid hydrogel for UO<sub>2</sub> 2+. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 297, 119–125. <https://doi.org/10.1007/s10967-012-2316-7>
- Tonghuan L, Zhen X, Guojian D, Yinping T, Qiangqiang Z, Wangsuo W, 2016. Adsorptive features of poly (acrylic acid-co-hydroxyapatite) composite for UO<sub>2</sub> 2+. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 307(2), 1221–1230. <https://doi.org/10.1007/s10967-015-4288-x>
- Tran HN, You SJ, Hosseini-Bandegharai A, Chao HP, 2017. Mistakes and inconsistencies regarding adsorption of contaminants from aqueous solutions: A critical review. *Water Research*, 120, 88–116. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.04.014>
- Ullah F, Othman MBH, Javed F, Ahmad Z, Akil HM, 2015. Classification, processing and application of hydrogels: A review. *Materials Science and Engineering C*, 57, 414–433. <https://doi.org/10.1016/j.msec.2015.07.053>
- Ulusoy Hİ, Şimşek S, 2013. Removal of uranyl ions in aquatic mediums by using a new material : Gallocyanine grafted hydrogel. *Journal of Hazardous Materials*, 255, 397–405. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.04.004>
- Varaprasad K, Raghavendra GM, Jayaramudu T, Yallapu MM, Sadiku R, 2017. A mini review on hydrogels classification and recent developments in miscellaneous applications. *Materials Science and Engineering C*, 79, 958–971. <https://doi.org/10.1016/j.msec.2017.05.096>
- Vijayaraghavan K, Yun YS, 2008. Bacterial biosorbents and biosorption. *Biotechnology Advances*, 26(3), 266–291. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.02.002>
- Wang B, Sun YC, Sun RC, 2019. Fractional and structural characterization of lignin and its modification as biosorbents for efficient removal of chromium from wastewater: a review. *Journal of Leather Science and Engineering*, 1(1), 1–25. <https://doi.org/10.1186/s42825-019-0003-y>
- Wang G, Liu J, Wang X, Xie Z, Deng N, 2009. Adsorption of uranium (VI) from aqueous solution onto cross-linked chitosan. *Journal of Hazardous Materials*, 168(2–3), 1053–1058. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.02.157>
- Wang Q, Mynar JL, Yoshida M, Lee E, Lee M, Okuro K, Aida T, 2010. High-water-content mouldable hydrogels by mixing clay and a dendritic molecular binder. *Nature*, 463(7279), 339–343. <https://doi.org/10.1038/nature08693>
- Wang X, Li R, Liu J, Chen R, Zhang H, Liu Q, Wang J, 2017. Melamine modified graphene hydrogels for the removal of uranium(VI) from aqueous solution. *New Journal of Chemistry*, 41(19), 10899–10907. <https://doi.org/10.1039/c7nj01927k>
- Wang X, Liu Q, Liu J, Chen R, Zhang H, Li R, Wang J, 2017. 3D self-assembly polyethyleneimine modified graphene oxide hydrogel for the extraction of uranium from aqueous solution. *Applied Surface Science*, 426, 1063–1074. <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2017.07.203>
- Wang Y, Ma X, Li Y, Li X, Yang L, Ji L, He Y, 2012. Preparation of a novel chelating resin containing amidoxime-guanidine group and its recovery properties for silver ions in aqueous solution. *Chemical Engineering Journal*, 209, 394–400. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.07.143>
- Wang Z, Wang Y, Yao C, 2021. Highly efficient removal of uranium(VI) from aqueous solution using the Chitosan - Hexachlorocyclotriphosphazene composite. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 330(1), 113–125. <https://doi.org/10.1007/s10967-021-07944-0>
- Wang Z, Liu Z, Ye T, Wang Y, Zhou L, 2020. Removal of uranyl ions from aqueous media by tannic acid - chitosan hydrothermal carbon : equilibria , kinetics and thermodynamics. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 326(3), 1843–1852. <https://doi.org/10.1007/s10967-020-07452-7>
- Wei C, Yang M, Guo Y, Xu W, Gu J, Ou M, Xu X, 2018. Highly efficient removal of uranium(VI) from aqueous solutions by poly(acrylic acid-co-acrylamide) hydrogels. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 315(2), 211–221. <https://doi.org/10.1007/s10967-017-5653-8>
- Worch E, 2012. Adsorption kinetics. In *Adsorption Technology in Water Treatment* (pp. 123–168). De Gruyter.
- Wu L, Lin X, Zhou X, Luo X, 2016. Removal of uranium and fluorine from wastewater by double-functional microsphere adsorbent of SA/CMC loaded with calcium and aluminum. *Applied Surface Science*, 384, 466–479. <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2016.05.056>
- Xie S, Yang J, Chen C, Zhang X, Wang Q, Zhang C, 2008. Study on biosorption kinetics and thermodynamics of uranium by *Citrobacter freudii*. *Journal of Environmental Radioactivity*, 99(1), 126–133. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2007.07.003>

- Yi X, He J, Guo Y, Han Z, Yang M, Jin J, Xu X, 2018. Encapsulating Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> into calcium alginate coated chitosan hydrochloride hydrogel beads for removal of Cu (II) and U (VI) from aqueous solutions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 147(September 2017), 699–707. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.09.036>
- Yi X, Xu Z, Liu Y, Guo X, Ou M, Xu X, 2017. Highly efficient removal of uranium(VI) from wastewater by polyacrylic acid hydrogels. *RSC Advances*, 7(11), 6278–6287. <https://doi.org/10.1039/c6ra26846c>
- Yu J, Wang J, Jiang Y, 2017. Removal of Uranium from Aqueous Solution by Alginate Beads. *Nuclear Engineering and Technology*, 49(3), 534–540. <https://doi.org/10.1016/j.net.2016.09.004>
- Zahakifar F, Keshtkar AR, Talebi M, 2021. Synthesis of sodium alginate (SA)/ polyvinyl alcohol (PVA)/ polyethylene oxide (PEO)/ ZSM-5 zeolite hybrid nanostructure adsorbent by casting method for uranium (VI) adsorption from aqueous solutions. *Progress in Nuclear Energy*, 134(January), 103642. <https://doi.org/10.1016/j.pnucene.2021.103642>
- Zarrougui R, Mdimagh R, Raouafi N, 2018. Highly efficient extraction and selective separation of uranium (VI) from transition metals using new class of undiluted ionic liquids based on H-phosphonate anions. *Journal of Hazardous Materials*, 342(Vi), 464–476. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.08.057>
- Zeldovich YB, 2015. The oxidation of nitrogen in combustion and explosions. *Selected Works of Yakov Borisovich Zeldovich*, Volume I, 216, 364–403. <https://doi.org/10.1515/9781400862979.364>
- Zhou L, Li Z, Zeng K, Chen Q, Wang Y, Liu Z, Adesina AA, 2017. Immobilization of in-situ formed Ni(OH)<sub>2</sub> nanoparticles in chitosan beads for efficient removal of U(VI) from aqueous solutions. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 314(1), 467–476. <https://doi.org/10.1007/s10967-017-5407-7>
- Zhuang S, Cheng R, Kang M, Wang J, 2018. Kinetic and equilibrium of U(VI) adsorption onto magnetic amidoxime-functionalized chitosan beads. *Journal of Cleaner Production*, 188, 655–661. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.04.047>