

## **Evaluation of Key Factors Affecting Heavy Metal Adsorption from Aqueous Solutions Using Citrus Waste as an Efficient and Cost-Effective Bio adsorbent**

**Elham Sadat Moosavi<sup>1\*</sup>**

<sup>\*1.</sup> Assistant Professor, Department of Chemical and Materials Engineering, Buein Zahra Higher Education Center of Engineering, Buein Zahra, Qazvin, Iran

<sup>\*</sup>Email Address: [e.moosavi@bzte.ac.ir](mailto:e.moosavi@bzte.ac.ir)/[moosaviel@gmail.com](mailto:moosaviel@gmail.com)

### **Article Info**

**Article Type:**  
Review Paper

### **Article History:**

Received Date:

**2025/01/26**

Revised Date:

**2025/07/15**

Accepted Date:

**2025/07/22**

Published Date:

**2025/08/10**

### **Keywords:**

Citrus Waste,  
Adsorption,  
Heavy Metals,  
Wastewater Treatment,  
Green Adsorbent.

### **ABSTRACT**

With the global population growth and increasing fruit consumption, a significant amount of fruit peels and seeds are discarded as waste. Citrus fruits, being among the most consumed, produce abundant, cost-effective waste rich in natural compounds, attracting researchers' attention for environmental applications. Water pollution, particularly from heavy metals such as Cr(VI), Cr(III), Fe(III), Zn(II), Ni(II), Cu(II), Cd(II), Co(II), Pb(II), Zr(IV), U(VI), and As(V), poses a major environmental challenge, threatening human health, ecosystems, and economies. These metals, due to their high toxicity, density, and bioaccumulation potential, present serious risks. This review article examines studies on the use of citrus waste as natural and eco-friendly adsorbents for removing heavy metals from water. The review findings indicate that citrus peels, owing to their chemical and structural properties, exhibit significant potential for heavy metal adsorption. Key factors influencing adsorption efficiency include solution pH, initial metal concentration, adsorbent dosage, contact time, process temperature, and particle size. Studies demonstrate that optimizing these parameters can substantially enhance adsorption capacity and removal efficiency. This review highlights the high potential of citrus waste as a cost-effective and environmentally friendly solution for treating heavy metal-contaminated wastewater.

**Cite this article:** Elham Sadat Moosavi (2025). Evaluation of Key Factors Affecting Heavy Metal Adsorption from Aqueous Solutions Using Citrus Waste as an Efficient and Cost-Effective Bio adsorbent , Journal of Environmental Sciences Studies, 10(2), Pages 10408 – 10421.

## EXTENDED ABSTRACT

### Introduction

Water is a vital resource, yet only 1% is drinkable, and pollution worsens due to population growth, urbanization, and industry. Conventional water treatment is costly and generates waste, making natural solutions like citrus waste appealing. Citrus residues (peels, pulp) contain bioactive compounds with uses in food, pharmaceuticals, and cosmetics. They are also utilized in biofuels, animal feed, and biogas production. Due to their porous structure, citrus residues work as biosorbents for removing heavy metals and pollutants from wastewater. Functional groups like hydroxyl and carboxyl enhance their adsorption capacity. Heavy metals (Pb, Cd, Ni, Cr) pose serious health risks, requiring effective removal methods. Citrus-based biosorbents offer a low-cost, eco-friendly alternative to traditional treatments. Their effectiveness depends on pH, concentration, contact time, temperature, and particle size. Understanding these factors can optimize citrus-based water purification methods.

### Study of the Parameters Affecting Heavy Metal Adsorption:

#### 1. Effect of pH

The pH of a solution significantly affects heavy metal adsorption by influencing functional group ionization and metal solubility. At low pH, excess hydrogen ions compete with metal cations, reducing adsorption efficiency. Higher pH enhances ionization, decreasing competition and increasing adsorption capacity. Each metal has an optimal pH range, with Cr(VI) best adsorbed in neutral conditions, while Pb(II) and Ni(II) show higher adsorption in alkaline environments.

#### 2. Effect of Biosorbent Dosage

The biosorbent dosage significantly impacts heavy metal removal efficiency by providing more active sites for adsorption. However, excessive dosage can cause particle aggregation, reducing the effective surface area and adsorption capacity. Optimizing the biosorbent amount is essential to balance efficiency and capacity.

#### 3. Effect of Contact Time

Understanding adsorption kinetics is crucial for optimizing water treatment with citrus-based biosorbents. Adsorption occurs in two stages: Rapid initial adsorption, as vacant sites are available. Slower adsorption, as active sites become occupied until equilibrium is reached. For example, Cr(VI) reaches equilibrium in 120 minutes, while Cd(II) may take longer.

#### 4. Effect of Initial Metal Concentration

The initial concentration of metal ions affects both adsorption capacity and efficiency. Higher concentrations increase the driving force for mass transfer but reduce removal efficiency as adsorption sites become saturated. Optimizing metal ion concentration is crucial for effective water treatment.

#### 5. Effect of Temperature

Temperature significantly affects the adsorption of heavy metals by citrus residues. In many cases, higher temperatures increase adsorption capacity due to enhanced ion mobility and activated adsorption sites. However, some metals like Cr(III) exhibit reduced adsorption at higher temperatures. Typically, the optimal temperature for most citrus-based biosorbents is around 30°C.

#### 6. Effect of Particle Size

The size of biosorbent particles affects adsorption by influencing surface area and available sites. Smaller particles generally increase adsorption capacity, but excessively small particles may lead to aggregation and reduced efficiency. For metals like Cr(VI) and Pb(II), smaller particles enhance adsorption, while for others like Zn(II), particle size has less impact. Identifying the optimal particle size for each metal is key to maximizing adsorption.

### Conclusion

Citrus waste, such as orange and lemon peels, offers a sustainable and eco-friendly solution for water purification, effectively removing heavy metals and pollutants. Its high surface area and functional groups help reduce agricultural waste and environmental pollution. Despite challenges in scaling production, ongoing research may make citrus-based biosorbents a viable alternative to conventional water treatment methods.



## ارزیابی عوامل مؤثر بر جذب فلزات سنگین از محلول‌های آبی با بهره‌گیری از ضایعات

### مرکبات به‌عنوان جاذب زیستی مقرون به صرفه و کارآمد

\* الهام سادات موسوی

\* گروه مهندسی مواد، شیمی و پلیمر، مرکز آموزش عالی فنی و مهندسی بوبین زهرا، بوبین زهرا، قزوین، ایران

\* ایمیل نویسنده مسئول: moosaviel@gmail.com/ e.moosavi@bzte.ac.ir

اطلاعات مقاله	چکیده
نوع مقاله:	با افزایش جمعیت جهان و مصرف میوه، حجم قابل توجهی از پوست و هسته میوه به عنوان ضایعات دور ریخته می‌شود. مرکبات از جمله میوه‌های پرمصرف هستند که ضایعات آن‌ها به دلیل فراوانی، ارزان بودن و دارا بودن ترکیبات طبیعی ارزشمند، مورد توجه محققان برای استفاده‌های زیست‌محیطی قرار گرفته‌اند. آلودگی آب، به‌ویژه آلودگی ناشی از فلزات سنگین مانند U(VI), Zr(IV), Pb(II), Co(II), Cd(II), Cu(II), Ni(II), Zn(II), Fe(III), Cr(III), Cr(VI) و As(V)، یکی از چالش‌های اصلی زیست‌محیطی است که سلامت انسان، محیط زیست و اقتصاد را تهدید می‌کند. این فلزات به دلیل سمیت بالا، چگالی زیاد و قابلیت تجمع زیستی، خطرات جدی به همراه دارند. این مقاله مروری به بررسی تحقیقات انجام شده در زمینه استفاده از ضایعات مرکبات به عنوان جاذب‌های طبیعی و سبز برای حذف فلزات سنگین از آب می‌پردازد. نتایج مرور تحقیقات نشان داد که پوست مرکبات به دلیل ویژگی‌های شیمیایی و ساختاری، توانایی قابل توجهی در جذب این فلزات دارد. عوامل مؤثر بر کارایی جذب شامل pH اولیه محلول، غلظت اولیه فلز، مقدار جاذب، زمان تماس، دمای فرآیند و اندازه ذرات جاذب هستند. مطالعات نشان داده‌اند که بهینه‌سازی این پارامترها می‌تواند ظرفیت جذب و درصد حذف فلزات سنگین را به طور قابل ملاحظه‌ای افزایش دهد. این مرور بر پتانسیل بالای ضایعات مرکبات به عنوان راهکاری مقرون به صرفه و سازگار با محیط زیست برای تصفیه پساب‌های آلوده به فلزات سنگین تأکید دارد.
تاریخ دریافت:	
تاریخ بازنگری:	
تاریخ پذیرش:	
تاریخ انتشار:	
کلید واژه‌ها:	ضایعات مرکبات، جذب سطحی، فلزات سنگین، تصفیه پساب، جاذب سبز.

## ۱- مقدمه

اگرچه آب به میزان زیادی (تا ۷۱٪) در سطح زمین موجود است با این حال طبق استانداردهای بین‌المللی تنها ۱٪ آن قابل شرب است. طبق گزارش‌ها منابع عمده آلودگی آب عبارتند از تخلیه‌های صنعتی، تخلیه شهری و فعالیت‌های کشاورزی که شامل مواد خطرناک مختلف مانند فلزات سنگین، رنگ‌ها، آفت‌کش‌ها، ترکیبات آلی و معدنی، مواد رادیواکتیو و آلاینده‌های نوظهور. کیفیت پایین آب به دلیل حضور آلودگی‌های خطرناک مانند فلزات سنگین، رنگ‌ها و... امری جدی و نگران‌کننده برای سلامت و آینده پایدار است. یکی از چالش‌های اصلی قرن ۲۱ در دسترس بودن آب آشامیدنی است. بخش بزرگی از جهان به آب آشامیدنی سالم دسترسی ندارند. مرکبات از میوه‌های پر کشت در سراسر جهان هستند. پرتقال، لیمو شیرین، لیمو ترش، نارنج، نارنگی، یافا، پرتقال ماندارین و گریپ فروت از جمله موارد مهم تجاری مرکبات کاشته شده در جهان هستند. اگر چه اعتقاد بر این بود که کاشت درختان مرکبات حداقل ۴۰۰۰ سال پیش در مناطق گرمسیری و نیمه گرمسیری قاره آسیا و مجمع‌الجزایر مالزی آغاز شده است اما هنوز در مورد منشأ واقعی مرکبات تردید وجود دارد. مرکبات غنی از مواد شیمیایی گیاهی و اجزای زیست فعال متعدد و خواص ارتقاء دهنده سلامتی هستند. آنها منابع غنی ویتامین C، اسید فولیک، پتاسیم و پکتین هستند. مرکبات دلیل دارا بودن مقادیر زیادی پلی‌فنل عمدتاً فلاونوئیدها و آنتی‌اکسیدان مورد توجه زیادی هستند. فلاونون‌هایی مانند نارینگین و ه‌سپریدین معمولاً در بافت و پوست مرکبات موجودند، به علت خواص آنتی‌اکسیدانی، ضد التهابی و ضد سرطانی مزایای درمانی متعددی را نشان می‌دهند. مرکبات به دلیل طعم جذاب، رایحه و خواص تغذیه‌ای که دارند به طور گسترده‌ای مصرف می‌شوند.

## ۲- آلودگی فلزات سنگین

پژوهشگران هشدار می‌دهند که تخلیه بیش از ۷۰۰ نوع آلاینده، شامل مواد شیمیایی آلی و غیرآلی به طور مداوم به منابع آبی، خطرات جدی برای سلامتی انسان و محیط زیست به وجود آورده است. این آلاینده‌ها که عمدتاً سمی و غیرقابل تجزیه بیولوژیکی هستند، در محیط زیست باقی می‌مانند و به مرور زمان، اثرات مخربی بر سلامت انسان و اکوسیستم‌ها می‌گذارند. فلزات سنگین از قبیل کادمیوم، پلاتین، جیوه، مس، سرب، کروم، آرسنیک، آنتیموان در لیست آلاینده‌های رایج منابع آبی جای دارند، به دلیل ماندگاری بالا و امکان ورود و تجمع شان به زنجیره غذایی می‌توانند منجر به مشکلات جدی و بیماری‌های متعددی در انسان از جمله اختلالات گوارشی، التهاب دهان، تومور، آتاکسی، فلج، اسهال، اختلالات عصبی، دیستروفی عضلانی، استفراغ و تشنج شوند. علاوه بر اثرات مستقیم بر سلامت انسان، آلودگی منابع آبی با فلزات سنگین، پیامدهای ناگوار دیگری مانند تخریب اکوسیستم‌های آبی، تجمع در زنجیره غذایی و در نهایت آسیب به انسان دارند. همچنین آلودگی منابع آبی با فلزات سنگین، می‌تواند منجر به مرگ و میر آبزیان و از بین رفتن گونه‌های مختلف شود. آلودگی منابع آبی با فلزات سنگین می‌تواند دسترسی به آب آشامیدنی سالم را برای انسان‌ها دشوار کند. برای مقابله با این معضل، اقدامات مختلفی مانند کاهش استفاده از مواد شیمیایی، تصفیه فاضلاب، افزایش آگاهی قابل انجام است. حفاظت از منابع آبی، وظیفه‌ای همگانی است با اتخاذ تدابیر لازم و همکاری‌های بین بخشی، می‌توان از این منابع حیاتی برای نسل‌های آینده محافظت کرد. با توجه به ضرورت مسئله، هدف از این مقاله مرور تحقیقات انجام شده در زمینه جذب فلزات سنگین توسط ضایعات مرکبات و بررسی تاثیر پارامترهای موثر در فرایند جذب سطحی است.

## ۳- بررسی پارامترهای موثر در جذب فلزات سنگین

مرور تحقیقات انجام شده در زمینه حذف فلزات سنگین توسط ضایعات مرکبات به روش جذب سطحی نشان می‌دهد که تاکنون پارامترهای مختلفی از قبیل pH محلول فلز، مقدار جاذب، غلظت اولیه جذب شونده، دما، اندازه ذره، دور همزن و اصلاح سطح جاذب توسط مواد مختلف در این زمینه مورد بررسی قرار گرفته است. به طور کلی برای بررسی اثر هر پارامتر در فرایند جذب سطحی از نظر کمی دو پارامتر ظرفیت جذب  $q$  (mg/g) و درصد جذب (R%) که در معادله (۱) و (۲) مشخص شده‌اند، مورد بررسی قرار می‌گیرد.

$$q = \frac{(C_0 - C_{eq})V}{m} \quad \text{معادله (۱)}$$

$$R\% = \frac{(C_i - C_f)}{C_f} \times 100 \quad \text{معادله (۲)}$$

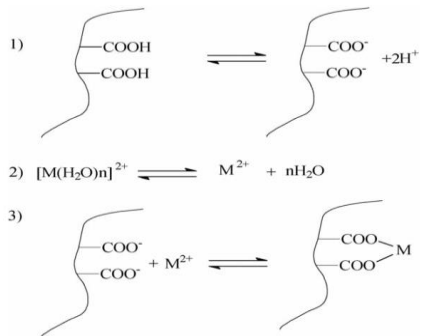
در معادله (۱)،  $q$  ظرفیت جذب جاذب بر حسب  $(\text{mg/g})$ ،  $C_0$  غلظت اولیه فلز بر حسب  $(\frac{\text{mg}}{\text{L}})$ ،  $C_{eq}$  غلظت نهایی یا تعادلی فلز بعد از جذب بر حسب  $(\frac{\text{mg}}{\text{L}})$ ،  $m$  جرم جاذب استفاده شده در آزمایش بر حسب  $(\text{g})$  و  $V$  حجم محلول استفاده شده برای جذب بر حسب  $(\text{L})$ ، در معادله (۲)،  $R\%$  درصد جذب جاذب،  $C_f$  و  $C_i$  غلظت اولیه و نهایی فلز بر حسب  $(\frac{\text{mol}}{\text{L}})$  است. در ادامه به بررسی مکانیسم اثر هر پارامتر پرداخته شده و تحقیقات مختلف مرور می‌شود.

### \* اثر pH

pH یکی از مهم‌ترین پارامترهای مؤثر بر فرآیند جذب زیستی فلزات سنگین است. این عامل بر ویژگی‌های محلول حاوی فلزات، بار سطحی جاذب، یونیزاسیون گروه‌های عاملی آن، نوع یون فلزی و غلظت یون‌های متقابل تأثیر می‌گذارد. علاوه بر این، فرآیندهای شیمیایی محلول مانند هیدرولیز، کمپلکس شدن، واکنش‌های اکسایش-کاهش و رسوب‌گذاری نیز تحت تأثیر pH قرار دارند. در pH پایین، یون‌های  $\text{H}^+$  با کاتیون‌های فلزی برای اشغال سایت‌های جذب رقابت می‌کنند که باعث کاهش جذب فلزات می‌شود. با افزایش pH، گروه‌های عاملی جاذب مانند کربوکسیل و آمین یونیزه شده و امکان تشکیل کمپلکس‌های پایدار با یون‌های فلزی افزایش می‌یابد. در نتیجه، هر فلز دارای یک pH بهینه است که در آن بیشترین میزان جذب رخ می‌دهد. در مورد کروم شش ظرفیتی  $(\text{Cr(VI)})$ ، جذب در pH پایین‌تر بیشتر است، زیرا در محیط اسیدی عمدتاً به صورت آنیونی  $(\text{HCrO}_4^-)$  وجود دارد و به دلیل جاذبه الکترواستاتیکی به سطح جاذب متصل می‌شود. حداکثر جذب  $\text{Cr(VI)}$  معمولاً در pH حدود ۲ مشاهده می‌شود. اما در pH بالاتر، کاهش نیروی جاذبه الکترواستاتیکی و رقابت آنیون‌ها برای سایت‌های جذب باعث افت راندمان جذب می‌شود. برای یون‌های کروم سه ظرفیتی  $(\text{Cr(III)})$  و آهن سه ظرفیتی  $(\text{Fe(III)})$ ، حداکثر جذب در حدود pH برابر ۴ رخ می‌دهد. با این حال، در pH بالاتر، کاهش جذب  $\text{Cr(III)}$  به دلیل افزایش غلظت یون‌های  $\text{OH}^-$  و تشکیل رسوبات نامحلول کروم هیدروکسید مشاهده می‌شود. برای جلوگیری از رسوب آهن، pH بهینه برای جذب  $\text{Fe(III)}$  معمولاً حدود ۳ در نظر گرفته می‌شود. در مورد نیکل دو ظرفیتی  $(\text{Ni}^{2+})$ ، بیشترین جذب در pH ۴ تا ۶ رخ می‌دهد، در حالی که در pH پایین به دلیل رقابت یون‌های  $\text{H}_3\text{O}^+$  با نیکل برای سایت‌های فعال، جذب کاهش می‌یابد. در pH بالاتر از ۸، نیکل به شکل  $\text{Ni(OH)}_2$  رسوب کرده و جذب کاهش می‌یابد. مطالعات نشان داده‌اند که در pH برابر ۵، حداکثر میزان جذب نیکل اتفاق می‌افتد. سطح اسیدی پوست لیمو ممکن است در هنگام افزایش pH محلول بر پروتون‌زدایی از گروه‌های عاملی تأثیر بگذارد، بنابراین، هیچ تفاوت قابل توجهی در دسترسی به سایت‌های فعال برای جذب فلزات مشاهده نمی‌شود. یون‌های هیدرونیوم موجود با یون‌های نیکل برای سایت‌های فعال موجود در سطح جاذب زیستی رقابت می‌کند. یک نمونه از واکنش‌هایی که بین گروه‌های عاملی سطحی و فلزات سنگین انجام می‌شود به شرح معادله‌های (۳) و (۴) است:

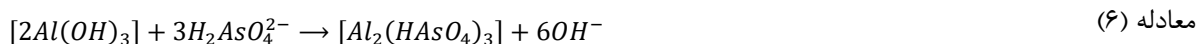
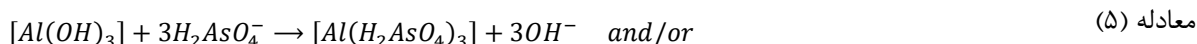


در pH بالاتر از ۵ یون‌های فلزی ممکن است دچار هیدرولیز شوند و گونه‌های  $\text{Ni(OH)}^+$ ،  $\text{Co(OH)}^+$  و  $\text{Cu(OH)}^+$  تشکیل شوند که بدلیل کاهش بار مثبت یون فلزی باعث کاهش ظرفیت جذب می‌شود. علاوه بر این، در pH حدود ۷، تجزیه جزئی جاذب طبیعی ممکن است رخ دهد. بر اساس نتایج، در یک تحقیق مکانیزمی برای جذب یون‌های فلزی توسط پوست نارنگی پونکان پیشنهاد شده است که در شکل ۱ به تصویر کشیده شده است. همانطور که در شکل ۱ مشاهده می‌شود، در مرحله اول پوست نارنگی فیبری حاوی پکتین (گروه‌های کربوکسیلیک) در هر مول از کاتیون دو ظرفیتی دو پروتون از دست می‌دهد (مواد فیبری حاوی چندین گروه کربوکسیلیک است که برای سادگی از طرح خارج شده‌اند). در مرحله دوم یون فلزی هیدراته آب هیدراتا سیون خود را از دست می‌دهد. در مرحله سوم مواد الیافی یون فلزی حل نشده را جذب می‌کند. مس دو ظرفیتی  $(\text{Cu}^{2+})$  نیز در pH پایین جذب کمی دارد، اما با افزایش pH تا مقدار بهینه ۶/۵ ظرفیت جذب افزایش می‌یابد. در pH های بالاتر از ۶/۵، یون‌های  $\text{Cu}^{2+}$  به  $\text{Cu(OH)}_2$  تبدیل شده و به دلیل تشکیل رسوب، فرآیند جذب متوقف می‌شود. گروه‌های کربوکسیلیک موجود در جاذب‌های زیستی، نقش کلیدی در اتصال مس دارند و در pH حدود ۴ تا ۵، به دلیل پروتون‌زدایی، میزان جذب فلز افزایش می‌یابد. در pH برابر با ۶/۵ سه نوع ترکیب در محلول وجود دارد:  $\text{Cu}^{2+}$  در مقدار بسیار کم و  $\text{Cu(OH)}^+$  و  $\text{Cu(OH)}_2$  در مقدار زیاد. حداکثر راندمان جذب زیستی در محدوده ۲-۶/۵ مشاهده می‌شود که ممکن است به دلیل تعامل  $\text{Cu}^{2+}$ ،  $\text{Cu(OH)}^+$ ،  $\text{Cu(OH)}_2$  با گروه‌های عاملی سطحی موجود در جاذب زیستی باشد. این گونه‌ها با دو مکانیسم جذب می‌شوند: تبادل یونی و پیوند هیدروژنی.



شکل ۱. مکانیزم پیشنهادی برای جذب یون‌های فلزی توسط پوست نارنگی پونکان [۱۹]

در مورد سرب ( $Pb^{2+}$ )، حداکثر جذب در pH بین ۴/۵ تا ۵ مشاهده شده است. در pH پایین، رقابت یون‌های  $H^+$  با سرب برای سایت‌های جذب باعث کاهش راندمان می‌شود، اما با افزایش pH، بار سطحی منفی جاذب افزایش یافته و باعث بهبود جذب می‌شود. در pH‌های بالاتر از ۵، تشکیل کمپلکس‌های هیدروکسیلی باعث کاهش جذب زیستی سرب می‌شود. در pH بالا، یون‌های فلزی رسوب کرده و جذب کاهش می‌یابد، در حالی که در pH پایین، رقابت یون‌های  $H^+$  با فلزات برای سایت‌های اتصال، جذب را محدود می‌کند. مطالعه‌ها نشان داده‌اند که جذب سرب ( $Pb^{2+}$ ) در pH بین ۲ تا ۴/۵ افزایش یافته و سپس ثابت می‌شود. برای  $Zr(IV)$ ، حداکثر جذب در pH ۳/۵ رخ داده و در pH بالاتر کاهش می‌یابد. جذب  $Zn(II)$  نیز با افزایش pH تا ۶ بیشتر شده و در pH پایین به دلیل رقابت پروتون‌ها کاهش می‌یابد. در مورد اورانیوم  $U(VI)$ ، جذب از pH ۱ تا ۴ افزایش یافته و سپس کاهش می‌یابد که ناشی از رقابت یون‌های  $H^+$  در pH پایین و تشکیل کمپلکس‌های اورانیل مانند  $UO_2OH^+$ ،  $(UO_2)_2(OH)_2^{2+}$  و  $(UO_2)_3(OH)_5^+$  باشد. این کمپلکس‌ها با یون‌های اورانیل برای جذب در سایت‌های اتصال رقابت می‌کنند و باعث کاهش دسترسی اورانیوم برای جذب می‌شوند. گاهی اوقات تشکیل جامد Schoepite ( $4UO_3 \cdot 9H_2O$ ) نیز در pH بالاتر صورت می‌گیرد که باعث کاهش بیشتر غلظت اورانیوم حل شده در محلول و در نتیجه کاهش ظرفیت جذب می‌شود. همچنین، جذب  $As(V)$  از pH ۱ تا ۷ افزایش یافته اما در pH بالاتر کاهش می‌یابد که به تغییر گونه‌های شیمیایی آر سنیک و تأثیر آلومینیوم سطحی نسبت داده می‌شود. جذب یون  $As(V)$  روی پوست پرتقال ممکن است از تشکیل هیدروکسید آلومینیوم روی سطح پوست پرتقال حاوی آلومینیوم به دنبال جایگزینی آنیون هیدروکسید با یون  $As(V)$  در محیط آبی باشد که می‌توان آن را به شرح معادله‌های (۵) و (۶) توصیف کرد:



pH محلول نیز پس از جذب افزایش می‌یابد که نشان دهنده‌ی تبادل گروه بازی در محلول  $As(V)$  پس از جذب است.

جدول ۱. مقادیر pH بررسی شده و بهینه در جذب فلزات سنگین توسط ضایعات مرکبات

Zn (II)				Cr (III)			Cr (VI)						محدوده تنظیمات	
۶-۵/۱	۷-۱	۷-۱	۶-۱	۶-۱	۵-۱	۲،۳،۴،۵	۱-۷	۱-۱۰	۱-۱	۲،۳،۴،۵،۶	۱-۸	۱-۴		۱-۱
۵/۵	۵	۳	۶	۴	۵	۵	۳	۲	۲	۲	۲	۱/۲۵	۱/۵	مرجع
[۲۵]	[۲۶]	[۲۷]	[۲۸]	[۱۵]	[۱۴]	[۲۹]	[۲۷]	[۱۴]	[۱۳]	[۱۱]	[۱۲]	[۹]	[۱۰]	
Pb (II)				Co (II)			Cd (II)	Cu (II)						محدوده تنظیمات
۶-۱	۶-۵/۱	۷-۱	۵-۱	۱-۵/۵	۱-۷	۲-۸	۱-۵/۵	۱-۷	۲-۱	۱-۵/۵	۱-۶/۵	۲/۵-۶	۷-۱	
۶-۴/۵	۵/۵	۴/۵-۵	۵	۵	۷	۴/۸	۵	۴-۶	۴،۶،۸	۵	۶/۵	۵/۵	۴/۸	مرجع
[۲۱]	[۲۵]	[۲۰]	[۷]	[۳۰]	[۷]	[۱۹]	[۳۰]	[۳۱]	[۶]	[۳۰]	[۱۸]	[۲۵]	[۱۹]	
Zr (IV)		Fe (III)	As (V)		U (VI)		Ni (II)						محدوده تنظیمات	
۵-۱	۴-۱	۱-۵	۱-۵	۲-۱	۱-۷	۲-۱	۲-۱	۲-۱	۲-۱	۲-۱	۲-۱	۲-۱		۲-۱
۳/۵	۳	۷	۴	۴	۴	۴	۴/۸	۶	۵	۶	۵	۵	۶	مرجع
[۲۲]	[۱۵]	[۲۴]	[۳۲]	[۵]	[۲۳]	[۱۹]	[۳۳]	[۲۶]	[۱۶]	[۸]	[۱۷]			

**\* اثر مقدار جاذب**

مقدار جاذب زیستی یکی از عوامل کلیدی در فرآیند جذب فلزات سنگین است. افزایش مقدار جاذب معمولاً باعث افزایش تعداد سایت‌های فعال برای جذب فلزات شده و در نتیجه درصد حذف فلزات از محلول افزایش می‌یابد. اما در مقادیر بیش‌ازحد، به دلیل پدیده‌ی تجمع ذرات جاذب، سطح ویژه‌ی مؤثر کاهش یافته و در نتیجه ظرفیت جذب کاهش پیدا می‌کند. این کاهش به دلیل اشباع سایت‌های فعال، محدودیت در دسترسی یون‌های فلزی به سطح جاذب و افزایش طول مسیر انتشار اتفاق می‌افتد. در مورد کروم  $\text{Cr(VI)}$  نتایج تحقیقات نشان می‌دهد که با افزایش مقدار جاذب تا ۱۵ گرم بر لیتر برای جاذب اصلاح‌نشده و ۰/۸ گرم بر لیتر برای جاذب اصلاح‌شده، ظرفیت جذب افزایش می‌یابد. اما پس از این مقدار، ظرفیت جذب ثابت باقی می‌ماند. در برخی تحقیقات نیز کاهش ظرفیت جذب در مقادیر بالاتر جاذب گزارش شده، در حالی که در صد حذف کروم تا ۴ گرم بر لیتر افزایش یافته و سپس به تدریج ثابت شده است. نتایج جذب یون  $\text{Cr(III)}$  نشان داد که ظرفیت جذب این یون در مقدار ۰/۸ گرم در لیتر جاذب به حداکثر خود رسیده و پس از آن کاهش یافته است. این کاهش به دلیل اشباع سایت‌های فعال و ایجاد تعادل بین یون‌های جذب‌شده و یون‌های آزاد در محلول رخ داده است. در مورد اثر مقدار جاذب بر روی ظرفیت جذب نیکل  $\text{Ni(II)}$  چندین تحقیق انجام شده است. نتایج نشان می‌دهد که افزایش مقدار جاذب منجر به افزایش درصد حذف نیکل شده، اما ظرفیت جذب به دلیل همپوشانی سایت‌های فعال، کاهش اختلاط و افزایش طول مسیر نفوذ، کاهش یافته است. در مقادیر کمتر زیست‌توده، نسبت فلز به جاذب بالاتر بوده و در نتیجه ظرفیت جذب بیشتری مشاهده شده است. در خصوص جذب یون مس  $\text{Cu(II)}$  مشاهده شد که در صد جذب این یون با افزایش مقدار جاذب افزایش چشمگیری داشته است، اما ظرفیت جذب به دلیل عواملی مانند تجمع ذرات، برهمکنش‌های الکتروستاتیکی و کاهش سطح جاذب در دسترس، کاهش پیدا کرده است. گزارش شده است که جذب بالاتر در مقدار کم جاذب می‌تواند به دلیل افزایش نسبت فلز به جاذب باشد. در غلظت‌های بالاتر، ذرات جاذب ممکن است به یکدیگر بچسبند و باعث تجمع شوند. سطح جاذب با بار منفی پوشیده شده است و وجود کاتیون‌های فلزی چند ظرفیتی می‌تواند به صورت پلی برای چسبیدن ذرات زیست‌توده به یکدیگر شده و در نتیجه باعث کاهش سطح جاذب و مکان‌های اتصال در دسترس برای یون‌های فلزی شده و بر ظرفیت جذب تأثیر منفی بگذارد. نتایج تحقیق دیگری نشان می‌دهد که ظرفیت جذب  $\text{Pb(II)}$  و  $\text{CO(II)}$  در مقادیر ۰/۱ و ۰/۵ گرم در لیتر محلول کاهش یافته است. افزایش مقدار جاذب منجر به همپوشانی سایت‌های جذب و کاهش سطح ویژه‌ی مؤثر شده و در نتیجه ظرفیت جذب کاهش یافته است. در مورد یون  $\text{Zr(IV)}$  بیشترین جذب در مقدار ۰/۵ گرم در لیتر محلول با غلظت اولیه ۵۰ میلی‌گرم در لیتر مشاهده شده است. در مقادیر بالاتر، کاهش ظرفیت جذب به دلیل اشباع سایت‌های فعال و تجمع زیست‌توده رخ داده است. در صد جذب  $\text{Cr(VI)}$  و یون‌های  $\text{Zn(II)}$  با افزایش مقدار جاذب افزایش می‌یابد تا سطح اشباع شود و افزایش بیشتر مقدار جاذب تأثیری ندارد. بیشترین جذب با ۱ گرم بر لیتر جاذب بود. این را می‌توان با در دسترس بودن بیشتر سایت‌های تعویض یون یا مساحت سطح بیشتری با مقدار جاذب بیشتر توضیح داد. در خصوص اورانیوم  $\text{U(VI)}$  مقدار جاذب زیستی نقش مهمی در تعداد سایت‌های اتصال داشته و ظرفیت جذب در ابتدا افزایش یافته، اما با تجمع زیست‌توده و کاهش سایت‌های فعال، کاهش یافته است. به طور کلی عوامل مؤثر بر کاهش ظرفیت جذب در مقادیر بالای جاذب را می‌توان به صورت زیر خلاصه کرد: **تجمع ذرات جاذب**: در مقادیر بالاتر، ذرات به یکدیگر چسبیده و باعث کاهش سطح ویژه و تعداد سایت‌های فعال می‌شوند. **افزایش طول مسیر انتشار**: یون‌های فلزی برای رسیدن به سایت‌های فعال باید مسیر طولانی‌تری را طی کنند که این امر باعث کاهش راندمان جذب می‌شود. **اشباع سایت‌های فعال**: در مقادیر بالاتر جاذب، بیشتر سایت‌های پرانرژی‌تر اشغال شده و سایت‌های با انرژی کمتر در دسترس قرار می‌گیرند که راندمان جذب را کاهش می‌دهد. **کاهش نسبت فلز به جاذب**: در مقدار جاذب کمتر، نسبت یون فلزی به سطح جاذب بالاتر بوده و نیرو محرکه انتقال جرم افزایش می‌یابد و جذب بهینه‌تری اتفاق می‌افتد. در مقادیر بالاتر، این نسبت کاهش یافته و ظرفیت جذب نیز کم می‌شود.

**\* اثر زمان تماس**

زمان تماس یکی از پارامترهای مهم در فرآیند جذب زیستی است. این پارامتر به عنوان زمان مورد نیاز برای رسیدن به حالت تعادل تعریف می‌شود، به این معنی که پس از این زمان، تغییری در غلظت جذب‌شونده در محلول مشاهده نمی‌شود. در ابتدای فرآیند جذب، سرعت جذب بسیار زیاد است زیرا تعداد زیادی سایت خالی برای جذب وجود دارد. با گذشت زمان، این سایت‌ها اشغال شده و سرعت جذب کاهش می‌یابد. در نهایت، زمانی فرا می‌رسد که سرعت جذب برابر با سرعت دفع می‌شود و سیستم به حالت تعادل می‌رسد. مدت زمان مورد نیاز برای رسیدن به تعادل به تفاوت در ویژگی‌های جاذب‌های زیستی بستگی دارد. به عنوان نمونه در مورد جذب  $\text{Cr(VI)}$  توسط جاذب ضایعات مرکبات تحقیقات مختلفی انجام شده است. به طور کلی نتایج این تحقیقات با یکدیگر همخوانی داشته و نشان‌دهنده این است که جذب بیولوژیکی کروم در دو مرحله اتفاق می‌افتد: مرحله سریع اولیه که معمولاً ۲۰ تا ۳۰ دقیقه طول می‌کشد و سپس مرحله دوم کندتر که تا رسیدن به تعادل در زمان‌های مختلفی مانند ۱۲۰، ۱۵۰ تا ۲۴۰ دقیقه ادامه دارد. افزایش بیشتر در زمان تماس تأثیر ناچیزی بر ظرفیت جذب بیولوژیکی  $\text{Cr(VI)}$  دارد. این تحقیقات ثابت کردند که زمان تعادل مستقل از غلظت اولیه جاذب است. نرخ جذب پایین‌تر در مرحله

آخر به دلیل مشکلی است که یون های Cr(VI) برای اشغال مکان های خالی سطح باقی مانده به دلیل نیروهای بین مولکول های املاح فاز جامد و توده با آن مواجه هستند. کاهش حذف با افزایش زمان نیز ممکن است به دلیل فرآیند نفوذ درون ذره باشد. جالب اینجاست که برخی تحقیقات زمان تعادل را در حدود چند دقیقه بدست آوردند که نشان دهنده کاربرد امیدوار کننده ضایعات پوست پرتقال در این زمینه می باشد. جذب سریع یون های فلزی در محلول توسط مواد زیستی ممکن است به این دلیل باشد که اتصال روی دیواره ی سلولی اتفاق افتاده است. این تفاوت ممکن است ناشی از ماهیت زیست توده مورد استفاده باشد.

جدول ۲. بررسی اثر مقدار جاذب در حذف فلزات سنگین توسط ضایعات مرکبات

شماره	نوع فلز	نوع مرکبات	مقدار جاذب (g)	حجم محلول فلز (ml)	نسبت وزن جاذب به حجم محلول (g/l)	مقدار نسبت بهینه جاذب (g/l)	مرجع
۱	Cr (VI)	Pomelo peel	۵-۲۰	۱۰۰۰	۵-۲۰	۱۰	[۱۰]
۲		Orange Peel	۱،۲،۳،۴،۵	۲۵۰	۴-۲۰	۴	[۹]
۳		Orange	۱-۱۵	۱۰۰۰	۱-۱۵	۵	[۱۲]
۴		Orange peel	۰/۱ - ۱/۴	۱۰۰	۱-۱۴	۱۰	[۲۷]
۵		Citrus reticulata	۰/۰۵ - ۰/۴	۱۰۰	۰/۵-۴	۱	[۱۴]
	Cr (III)	mosambi (Citrus limetta) peel	۵-۵۰	۱۰۰۰	۵-۵۰	۲۰	[۱۳]
۶		Citrus reticulata	۰/۰۵ - ۰/۴	۱۰۰	۰/۵-۴	۱	[۱۴]
۷		Orange waste	۱-۸	۱۰۰۰	۱-۸	۸	[۲۹]
۸	U(VI)	Citrus aurantifolia, Citrus sinensis	۰/۰۱ ، ۰/۰۵ ، ۰/۰۲۵ ، ۰/۲ ، ۰/۱۵	۱۰۰	۰/۲۵-۲	۱	[۲۳]
۹	Ni(II)	Orange Peel	۰/۲ ، ۰/۱ ، ۰/۰۵	۱۰۰	۰/۵-۲	۲	[۸]
۱۰		Citrus limetta Peel	۱-۲۰	۱۰۰۰	۱-۲۰	۱	[۱۶]
۱۱	Zn(II)	Orange peel	۰/۱ - ۱/۴	۱۰۰	۱-۱۴	۱	[۲۷]
۱۲	Pb(II)	Citrus limetta Peel	۰/۱-۱/۱	۱۰۰۰	۰/۱-۱/۱	۰/۱	[۲۱]
۱۳		Citrus reticulata	۰/۳ ، ۰/۲ ، ۰/۱ ، ۰/۰۵ ، ۰/۴	۱۰۰	۰/۰۵ - ۰/۴	۱	[۷]
۱۴	Co(II)	Citrus reticulata	۰/۳ ، ۰/۲ ، ۰/۱ ، ۰/۰۵ ، ۰/۴	۱۰۰	۰/۰۵ - ۰/۴	۰/۵	[۷]
۱۵	Zr(IV)	Citrus peel	۰/۰۵-۰/۲۵	۱۰۰	۰/۵-۲/۵	۰/۵	[۲۲]
۱۶	Cu(II)	Lemon peel	۰/۱-۱	۵۰	۲۰-۲	۲	[۶]
۱۷	As(V)	Orange Peel	۰/۱ - ۰/۷	۲۰	۵-۳۵	۳۵	[۲۴]

همچنین در مورد یون Cr(III) نیز جذب بیولوژیکی در دو مرحله اتفاق افتاد. یک مرحله سریع اولیه که ۳۰ دقیقه طول می کشد و سپس مرحله دوم کندتر که تا رسیدن به تعادل در ۲۴۰ دقیقه ادامه داشت. در تحقیق دیگری حدود ۴۳ درصد از یون Cr(III) در ۳۰ دقیقه اول حذف شد و به حداکثر حذف ۷۹ درصد در زمان تعادل ۲۶۰ دقیقه دست یافت. در مورد جذب بیولوژیکی Fe(III) نیز حدود ۲۵ درصد در ۳۰ دقیقه اول حذف شد و تعادل در ۱۲۰ دقیقه با حذف کل ۷۰ درصد آهن حاصل شد. رابطه بین زمان تماس و درصد حذف یون های Cr(VI) و Zn(II) نشان می دهد که در ۲۰ دقیقه اول از شروع فرایند جذب، جذب بسیار سریع افزایش یافته و با افزایش زمان کاهش می یابد. بنابراین می توان گفت که بهترین زمان تماس برای جذب Cr(VI) و Zn(II) با استفاده از زیست توده پوست پرتقال است ۳۰ دقیقه است. این ثابت می کند که یون های فلزی منفرد در کمتر از ۳۰ دقیقه به ضایعات پوست پرتقال متصل شده و پایدار می مانند. در تحقیق دیگری مشخص شد که جذب فلز بسیار سریع است و در عرض ۱۰ دقیقه به تعادل می رسد. پس از این دوره تعادل، میزان جذب یون های Cu(II)، Pb(II) و Zn(II) با گذشت زمان تغییر معنی داری نمی کند. بنابراین، ۲ ساعت زمان تماس به عنوان زمان جذب برای آزمایش تجربی انتخاب می شود تا اطمینان حاصل شود که تعادل حاصل می شود. زمان لازم برای رسیدن به تعادل در مورد جذب یون Ni(II) ۱۴ دقیقه است. همچنین مشخص شد که زمان تعادل با تغییر غلظت اولیه محلول یون فلزی بدون تغییر باقی می ماند. در تحقیق دیگری نشان داده شد که جذب Ni(II) در مقابل زمان ابتدا در زمان تماس ۱۵ دقیقه مقدار ظرفیت جذب کم است اما با افزایش زمان، جذب نیز افزایش می یابد و پس از ۲ ساعت تعادل حاصل می شود. نتایج تحقیق دیگری نشان می دهد که در زمان های اولیه جذب

افزایش ناگهانی وجود دارد و زمان رسیدن به تعادل در حدود ۵، ۱۰ و ۱۵ دقیقه برای  $\text{Ni(II)}$ ،  $\text{Co(II)}$  و  $\text{Cu(II)}$  است. همچنین نتایج جذب یون  $\text{Cu(II)}$  نشان داد که سرعت جذب زیستی مس در ۳۰ دقیقه‌ی ابتدای جذب سریع بوده و پس از ۳۰ دقیقه کند می‌شود و پس از ۶۰ دقیقه ثابت می‌شود. حداکثر جذب زیستی در ۳۰ دقیقه اول اتفاق می‌افتد. سینتیک سریع اهمیت عملی قابل توجهی دارد، زیرا استفاده از حجم‌های کوچکتر راکتور را تسهیل می‌کند و کارایی و صرفه جویی بالا را تضمین می‌کند. تعادل به دست آمده در زمان تماس نسبتاً کوتاه نشان می‌دهد که جذب  $\text{Cu(II)}$  یک فرآیند کنترل شده با واکنش شیمیایی است و نه فرآیند کنترل شده با نفوذ. درصد بالای حذف یون‌های فلزی توسط جاذب پوست لیمو در زمان بسیار کوتاه ممکن است به ظرفیت تبادل یونی بالا مربوط باشد، زیرا پوست لیمو سرشار از پکتین است که میل ترکیبی بالایی برای برهمکنش با یون‌های فلزی از طریق گروه‌های کربوکسیلیک دارد. لازم به ذکر است که پوست لیمو در حذف یون‌های  $\text{Cu(II)}$  به مدت ۱۵ دقیقه کارایی بالایی نشان می‌دهد که در مقایسه با سایر جاذب‌های پوست میوه گزارش شده در تحقیقات، زمان قابل توجهی برای جذب کمتر است. زمان تعادل برای حذف یون‌های  $\text{Cu(II)}$  توسط پوست موز ۶ ساعت، با پوست انار و پوست مرکبات به مدت ۱۲۰ دقیقه بود. علاوه بر این، سایر جاذب‌های معمولی که در تحقیقات بررسی شده‌اند، حذف متوسط یا طولانی مدت یون‌های  $\text{Cu(II)}$  را نشان می‌دهند.

جدول ۳. بررسی اثر زمان تماس در حذف فلزات سنگین توسط ضایعات مرکبات

Co (II)		Pb (II)		Zn (II)		Cr (III)		Cr (VI)				فلز		
۵-۱۲۰	۰-۱۴۰	۰-۱۴۰	۰-۱۸۰	۰-۱۲۰	۰-۱۲۰	۲۰-۹۰	۱-۲۵۰	۱۵-۱۴۴۰	۲۰-۹۰	۱۵-۱۴۴۰	۱۰-۲۰	۱۰-۱۸۰	۲-۶۰	زمان تماس (min)
۱۰	۲۵۰	۲۵۰	۲۰	۱۵	۱۰	۲۰	۲۵۰	۲۴۰	۲۰	۲۴۰	۱۲۰	۱۸۰	۵	زمان پهنه (min)
[۱۹]	[۷]	[۷]	[۳۰]	[۲۵]	[۲۵]	[۲۷]	[۱۵]	[۱۴]	[۲۷]	[۱۴]	[۱۳]	[۱۲]	[۱۰]	مراجع
As(V)	Ni (II)			Cu (II)				Cd (II)	Zr (IV)	U(VI)		فلز		
۰-۱۴۴۰	۰-۶۰	۵۳۰۰	۰-۱۸۰	۵-۱۲۰	۵-۱۲۰	۱۵-۱۲۰	۲-۹۰	۰-۱۲۰	۰-۱۲۰	۰-۱۲۰	۵-۶۰	۰-۱۸۰	۱۵-۲۴۰	زمان تماس (min)
۱۲۰	۲۰	۱۲۰	۴۰	۱۰	۱۸	۱۵	۴۰	۱۰	۱۰	۲۰	۱۰	۹۰	۵۵	زمان پهنه (min)
[۲۴]	[۸]	[۳۳]	[۱۶]	[۱۹]	[۱۹]	[۶]	[۱۸]	[۲۵]	[۳۰]	[۳۰]	[۲۲]	[۵]	[۲۳]	مراجع

اثر زمان تماس بر جذب زیستی  $\text{Zr(IV)}$  در محدوده ۵-۱۶۰ دقیقه مورد مطالعه قرار گرفت. تعادل جذب  $\text{Zr(IV)}$  در عرض ۴۰ دقیقه به دست آمد. جذب یون‌های  $\text{Zr(IV)}$  در دو مرحله انجام شد. مرحله اولیه جذب بسیار سریع و به دنبال آن جذب کندتر بود. جذب کند ممکن است به دلیل نفوذ داخل سلولی یون‌ها باشد. نرخ بالاتر جذب در مرحله اولیه جذب زیستی می‌تواند به دلیل برهمکنش الکتروستاتیکی بین یون‌های فلزی و لیگاندهای سطح زیست توده باشد. محل‌های اتصال روی سطح جاذب زیستی در صورت تماس با یون‌های  $\text{Zr(IV)}$  متصل می‌شوند و بعداً محل‌های اتصال اشباع می‌شوند و در نتیجه سرعت جذب کاهش می‌یابد. نرخ جذب پایین‌تر در مراحل آخر به دلیل مشکلی است که یون‌های  $\text{Zr(IV)}$  برای اشغال محل‌های اتصال سطح خالی به دلیل نیروهای بین مولکول‌های املاح فاز جامد و توده با آن مواجه هستند. یافته‌های مشابهی برای جذب یون‌های فلزی به عنوان تابعی از زمان تماس قبلاً برای زیست توده‌های مختلف گزارش شده است که ابتدا جذب بسیار سریع بود و سپس پس از زمان تماس معین کاهش یافت و در نهایت به تعادل رسید. اثر زمان تماس بر جذب زیستی  $\text{U(VI)}$  بر زیست توده زباله مرکبات در فواصل زمانی مختلف ۱۵ تا ۲۴۰ دقیقه و تا ۱۸۰ دقیقه مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان می‌دهد که ظرفیت جذب زیست توده با افزایش زمان تماس افزایش یافته و در حدود ۶۰ دقیقه و حدود ۹۰ دقیقه به حداکثر رسیده و پس از آن تا ۲۴۰ دقیقه تقریباً ثابت می‌ماند. جذب یون آرسنیک  $\text{As(V)}$  وابسته به زمان است. جذب در ۶۰ دقیقه اول سریع است، قبل از اینکه آهسته‌تر شود تا زمانی که در زمان حدود ۲ ساعت به تعادل برسد. جذب فلز تا ۲۴ ساعت ثابت

می‌ماند. چون سطح جاذب در ابتدا خالی و عاری از جذب شونده می‌باشد جذب سریع رخ می‌دهد و معمولاً توسط فرآیند نفوذ از بالک محلول به سطح کنترل می‌شود اما در مرحله بعدی، احتمالاً جذب توسط چسبندگی سطحی کنترل می‌شود.

### \* اثر غلظت اولیه جذب شونده

غلظت اولیه جذب شونده به عنوان یک پارامتر موثر بر ظرفیت و درصد جذب در تحقیقات مد نظر قرار گرفته است. نتایج بدست آمده از تحقیق بر روی جذب فلزات مختلف توسط ضایعات مرکبات در جدول ۵ نشان داده شده است. اثر غلظت اولیه بر ظرفیت جذب و درصد جذب پوست مرکبات متفاوت می‌باشد. به عنوان مثال در تحقیقاتی که بر روی جذب یون  $\text{Cr(VI)}$  و  $\text{Cr(III)}$  انجام شده مشخص شده است که راندمان جذب با افزایش غلظت اولیه کاهش می‌یابد. افزایش غلظت اولیه  $\text{Cr(III)}$  و  $\text{Cr(VI)}$ ، منجر به افزایش ظرفیت جذب (q) و کاهش درصد حذف  $\text{Cr(VI)}$  و  $\text{Cr(III)}$  می‌شود. این به این دلیل بود که در غلظت‌های اولیه بالا تعداد مول‌های  $\text{Cr(III)}$  و  $\text{Cr(VI)}$  موجود در سطح بالا بود، بنابراین جذب به غلظت اولیه وابسته می‌شود. این ویژگی جذب نشان داد که اشباع سطح به غلظت اولیه یون فلز بستگی دارد. غلظت اولیه نیروی محرکه مهمی برای غلبه بر مقاومت انتقال جرم یون فلزی بین فازهای آبی و جامد فراهم می‌کند. از طرف دیگر نتایج نشان می‌دهد که در صد جذب با افزایش غلظت اولیه کاهش می‌یابد. این به این معنی است که حداکثر جذب در حداقل غلظت یون‌های فلزی رخ می‌دهد. علت این امر می‌تواند این باشد که تعداد یون‌های بیشتر در محلول در غلظت بالا باعث دفع یون‌های فلزی از محل‌های اتصال ذرات جاذب می‌شود. در حالی که با تعداد محدود یون، تعداد برخورد محدودی بین یون‌های فلزی وجود دارد، به همین دلیل غلظت کم یون‌های فلزی سرعت جذب بالاتری را نشان می‌دهد. در تحقیق دیگری این نتایج تایید می‌شوند که با افزایش غلظت فلز  $\text{Pb(II)}$  و  $\text{Co(II)}$  در محلول جذب زیستی افزایش یافته است. اما در صد حذف هر دو فلز با افزایش غلظت کاهش یافت. این احتمالاً به دلیل این واقعیت بود که در غلظت اولیه بالا تعداد یون‌های فلزی موجود در سطح بالا می‌باشد. به‌طور کلی، در غلظت‌های اولیه پایین، جذب به دلیل دسترسی بیشتر به سایت‌های جذب بالاتر است. در غلظت‌های بالا، رقابت یون‌ها افزایش یافته و درصد حذف کاهش می‌یابد، اما ظرفیت جذب افزایش می‌یابد زیرا نیروی محرکه انتقال جرم بیشتر می‌شود.

جدول ۴. بررسی اثر غلظت اولیه محلول فلز در حذف فلزات سنگین توسط ضایعات مرکبات

Pb(II)		U(VI)		Ni (II)		Zn (II)		Fe (III)		Cr (III)		Cr (VI)				غلظت (mg/L)	مرجع
۰.۰۱-۰.۵۱	۰.۰۴-۰.۰۰	۰.۰۷-۰.۵۱	۰.۰۱-۰.۰۴	۰.۰۱-۰.۰۰	۰.۰۵-۰.۰۰	۰.۰۱-۰.۰۰	۰.۰۱-۰.۰۰	۰.۰۱-۰.۰۰	۰.۰۱-۰.۰۰	۰.۰۲-۰.۰۰	۰.۰۰-۰.۰۰	۰.۰۰-۰.۰۰	۰.۰۰-۰.۰۰	۰.۰۰-۰.۰۰	۰.۰۰-۰.۰۰		
																	[۱۱]
																	[۱۲]
																	[۱۳]
																	[۱۴]
																	[۱۵]
																	[۱۶]
																	[۱۷]
																	[۱۸]
																	[۱۹]

### \* اثر دما

دما یکی از پارامترهای موثر در فرایند جذب سطحی می‌باشد. نتایج تحقیقات بررسی اثر دمای جذب بر ظرفیت جذب فلزات سنگین توسط ضایعات مرکبات در جدول ۶ نشان داده شده است. همانطور که در جدول ۶ مشخص شده نتایج تحقیقات در موارد مختلف با یکدیگر ناهماهنگی‌هایی دارد. به طور مثال در مورد یون کروم شش ظرفیتی ( $\text{Cr(VI)}$ ) در یک تحقیق دما تقریباً بی‌اثر شناخته شده در حالیکه در اکثر تحقیقات جذب یون کروم ۶ ظرفیتی توسط ضایعات مرکبات گرماگیر شناخته شده، چنانکه با افزایش دما ظرفیت جذب هم افزایش می‌یابد. علت این امر می‌تواند ایجاد سایت‌های جذب جدید در جاذب به دلیل شکستن پیوندهای داخلی جاذب باشد. در تحقیق دیگری جذب یون کروم ۶ ( $\text{Cr(VI)}$ ) و ۳ ظرفیتی ( $\text{Cr(III)}$ ) توسط پوست مرکبات هر دو به صورت گرمازا بدست آمده و با افزایش دما، ظرفیت جذب کاهش یافته است. مورد قابل توجه این است که درست است که در این مطالعات در خصوص گرمازا و گرماگیر بودن جذب این فلزات تفاوت وجود دارد اما در خصوص دمای بهینه جذب تقریباً بین نتایج همخوانی وجود دارد که در جدول ۶ این مقادیر گزارش شده است. در تحقیق دیگری در خصوص جذب یون کروم ۶ ظرفیتی ( $\text{Cr(VI)}$ ) و روی ( $\text{Zn(II)}$ ) نشان داده شده که تا دمای ۳۰ درجه سانتی‌گراد با

افزایش دما ظرفیت جذب افزایش یافته اما پس از آن در دماهای بالاتر این روند کاهشی بوده و دمای بهینه جذب همان ۳۰ درجه می‌باشد. دمای بالا باعث افزایش آنتروپی و کاهش پایداری یون‌های فلزی و در نتیجه افزایش تصادفی بودن آن و در نتیجه کاهش مقدار یون‌های فلز موجود برای اتصال می‌شود. در تحقیق دیگری که در مورد جذب یون نیکل (Ni(II)) توسط پوست مرکبات انجام شده مشخص شده است که جذب این یون گرماگیر بوده و با افزایش دما، ظرفیت جذب نیز افزایش می‌یابد. گفته شده که افزایش ظرفیت جذب پوست میوه پرتقال در دمای بالاتر ممکن است به بزرگ شدن اندازه منافذ یا فعال شدن سطح جاذب نسبت داده شود. در تحقیق مشابه دیگری که جذب یون زیرکونیوم (Zr(IV)) را بررسی کرده است نتیجه عکس است و با افزایش دما ظرفیت جذب این یون کاهش یافته است.

جدول ۵. بررسی اثر دما در حذف فلزات سنگین توسط ضایعات مرکبات

شمارنده	نوع فلز	نوع مرکبات	دما (°C)	دمای بهینه (°C)	گرمایزا / گرماگیر / بی‌تاثیر	مرجع
۱	Cr (VI)	pomelo peel	۱۰-۵۰	۴۰	بی‌تاثیر	[۱۰]
۲		Orange	۲۰-۵۰	۵۰	گرماگیر	[۱۲]
۳		mosambi (Citrus limetta) peel	۳۰-۴۰	۴۰	گرماگیر	[۱۳]
۴		Citrus reticulata	۳۰-۷۰	۳۰	گرمایزا	[۱۴]
۵		Orange peel	۱۰-۷۰	۳۰	گرماگیر	[۲۷]
۶	Cr (III)	Citrus reticulata	۳۰-۷۰	۳۰	گرمایزا	[۱۴]
۷	Zn (II)	orange peel	۱۰-۷۰	۳۰	گرماگیر	[۲۷]
۸	Ni (II)	peel of orang	۳۰-۵۰	۵۰	گرماگیر	[۳۳]
۹	Zr (IV)	Citrus peel	۰-۵۵	۲۵	گرمایزا	[۲۲]

### \* اثر اندازه ذره

به طور کلی اندازه ذرات جاذب به دلیل تاثیری که بر روی مساحت سطح آن دارد می‌تواند عامل موثری در جذب فلزات باشد. نتایج تحقیقات انجام شده در خصوص بررسی اثر اندازه جاذب بر جذب فلزات سنگین توسط ضایعات مرکبات در جدول ۷ مشاهده می‌شود. اندازه ذرات ماده جاذب بر فرآیند جذب تأثیر می‌گذارد زیرا مساحت سطح خارجی را افزایش می‌دهد تا انتقال جرم یون‌ها از فاز مایع به فاز جامد انجام شود. مقدار یون‌های فلزات سنگین قابل جذب مستقیماً متناسب با حجم است و به خوبی مشخص است که این حجم با مساحت سطح نسبت مستقیم دارد. علاوه بر این، در اندازه ذرات کوچک مساحت سطح بیشتری وجود دارد، بنابراین تعداد منافذ بیشتری در واحد جرم برای جذب یون‌های فلزات سنگین در دسترس است. به طور کلی با افزایش اندازه جاذب زیستی ظرفیت جذب کاهش می‌یابد، اما اندازه ذرات خیلی کوچک یا خیلی بزرگ، برهمکنش زیست توده با فلز را کاهش می‌دهد، که منجر به کاهش ظرفیت جذب زیستی توده می‌شود بنابراین بایستی اندازه ذرات بهینه برای جذب موثر فلز تعیین شود. ثانیاً، رابطه مشخصی بین شعاع یون فلزی هیدراته و اندازه ذرات زیست توده وجود دارد. به عنوان مثال در تحقیقاتی که بر روی جذب یون کروم شش ظرفیتی (Cr(VI)) انجام شده بیشترین مقدار یون فلزی جذب شده در کوچکترین اندازه ذرات به دست آمد. همچنین در مورد یون کروم ۳ ظرفیتی در یک تحقیق بیشترین مقدار یون فلزی جذب شده در کوچکترین اندازه ذرات بدست آمد اما در تحقیق دیگری در مورد جذب یون کروم ۳ ظرفیتی (Cr(III)) تفاوت معنی‌داری در ظرفیت جذب با اندازه ذرات کمتر از ۱/۵ میلی‌متر مشاهده نشد. علت این امر می‌تواند این باشد که در مواد متخلخل، سهم سطح خارجی به سطح کل بسیار محدود است و بنابراین، کاهش اندازه ذرات تأثیر ناچیزی بر افزایش سطح کل و تأثیر کمی بر ظرفیت جذب دارد. علاوه بر این، در این نوع مواد، حذف فلز ممکن است با تبادل یونی کنترل شود و بنابراین مستقل از سطح قابل دسترسی باشد. علت این روند متفاوت می‌تواند تفاوت در دیگر شرایط دو تحقیق باشد. همچنین در خصوص یون نیکل (Ni(II)) و کادمیم (Cd(II)) نتایج تحقیقات نشان می‌دهد که اندازه ذرات جاذب تأثیر معناداری بر ظرفیت جذب یون‌های نیکل و کادمیم نداشت که احتمالاً به این دلیل است که مکانیزم جذب روی سطح تنها عامل موثر بر جذب این فلزات نبوده و عوامل دیگری هم دخیل هستند. در تحقیق دیگری در خصوص اثر اندازه ذرات جاذب بر ظرفیت جذب یون سرب (Pb(II)) و کبالت (Co(II)) نتیجه جالبی به این صورت که ظرفیت جذب با افزایش اندازه

ذره ابتدا افزایش و سپس کاهش می‌یابد. بنابراین یک مقدار بهینه برای اندازه ذره در مورد هر فلز وجود دارد. که در این تحقیق این مقدار بهینه برای جذب یون سرب (Pb(II) در اندازه ذره ۰/۳۱ میلی‌متر و برای یون کبالت (Co(II) در اندازه ذره ۰/۵ میلی‌متر بدست آمده است. اما اگرچه انتظار می‌رود کاهش اندازه ذرات بر جذب فلز تأثیر مثبت بگذارد، هیچ تفاوت قابل توجهی در ظرفیت جذب یون روی (Zn(II) توسط ضایعات پرتقال با تغییر اندازه ذرات آن مشاهده نشده است. واضح است که ذرات کوچکتر دارای سطح ویژه بالاتری نسبت به ذرات بزرگتر هستند. با این وجود، به نظر می‌رسد که تفاوت در سطوح ویژه آنقدر زیاد نیست که منجر به تفاوت‌های واضح در میزان جذب یون روی (Zn(II) شود. سهم محدود سطح خارجی به سطح کل می‌تواند دلیلی برای این نتیجه باشد.

جدول ۶. بررسی اثر اندازه ذره در حذف فلزات سنگین توسط ضایعات مرکبات

مرجع	اندازه ذره بهینه (mm)	اندازه ذره (mm)	نوع مرکبات	نوع فلز
[۱۱]	۰/۳۵۵	۱، ۰/۵، ۰/۳۵۵	lemon peel and cassava peel	Cr (VI)
[۱۴]	۰/۲۵	<۰/۲۵، ۰/۳۵ - ۰/۲۵، ۰/۵ - ۰/۳۵، ۰/۷۱ - ۰/۵، ۱ - ۰/۷۱	Citrus reticulata	
[۲۹]	-	<۰/۱۵، ۰/۱۵ - ۰/۳، ۰/۳ - ۰/۵، ۰/۵ - ۰/۸، ۰/۸ - ۱، ۱ - ۱/۲۵، ۱/۲۵ - ۱/۵، ۱/۵ - ۲/۵، <۱/۵	Orange waste	Cr (III)
[۱۴]	۰/۲۵	<۰/۲۵، ۰/۲۵ - ۰/۳۵، ۰/۳۵ - ۰/۵، ۰/۵ - ۰/۷۱، ۰/۷۱ - ۱	Citrus reticulata	
[۱۷]	-	۰/۳۵۵، ۰/۵، ۱	lemon peel	Ni (II)
[۳۴]	-	۰/۱، ۰/۲۵، ۱	Grapefruit biomass	
[۳۴]	-	۰/۱، ۰/۲۵، ۱	Grapefruit biomass	Cd (II), Cu (II)
[۷]	۰/۳۱	<۰/۲۵، ۰/۲۵ - ۰/۳۵، ۰/۳۵ - ۰/۵، ۰/۵ - ۰/۷۱، ۰/۷۱ - ۱	Citrus reticulata	Pb(II)
[۳۴]	-	۰/۱، ۰/۲۵، ۱	Grapefruit biomass	
[۷]	۰/۵	<۰/۲۵، ۰/۲۵ - ۰/۳۵، ۰/۳۵ - ۰/۵، ۰/۵ - ۰/۷۱، ۰/۷۱ - ۱	Citrus reticulata	Co(II)
[۲۸]	-	<۰/۱۵، ۰/۱۵ - ۰/۳، ۰/۳ - ۰/۵، ۰/۵ - ۰/۸، ۰/۸ - ۱، ۱ - ۱/۲۵، ۱/۲۵ - ۱/۵، <۱/۵	Orange waste	Zn(II)

#### ۴- نتیجه گیری

ضایعات مرکبات به عنوان جاذب‌های زیستی و سبز با عملکرد و پایداری بالا، جذب عالی، مزیت اقتصادی و سازگاری با محیط زیست مورد توجه هستند. پوست پرتقال و لیمو که معمولاً دور ریخته می‌شوند، می‌توانند نقش مهمی در حل یکی از چالش‌های بزرگ جهان یعنی آلودگی آب داشته باشند. ضایعات مرکبات، با دارا بودن ساختاری متخلخل و غنی از ترکیبات آلی، پتانسیل بالایی برای جذب آلاینده‌ها از آب دارند. این جاذب‌های زیستی نه تنها دوستدار محیط زیست هستند، بلکه به دلیل فراوانی مواد اولیه و هزینه تولید پایین، یک گزینه اقتصادی نیز محسوب می‌شوند. سطح ویژه بالا و وجود گروه‌های عاملی فعال در ساختار این جاذب‌ها، باعث می‌شود تا آن‌ها بتوانند به طور موثر آلاینده‌هایی مانند فلزات سنگین، رنگ‌ها و ترکیبات آلی را از آب جذب کنند. این جاذب‌ها از منابع تجدیدپذیر تهیه می‌شوند و در فرآیند تولید آن‌ها از مواد شیمیایی مضر استفاده نمی‌شود. همچنین به دلیل ساختار متخلخل و سطح ویژه بالا، ظرفیت جذب بسیار خوبی دارند. هزینه تولید آن‌ها نسبت به جاذب‌های سنتزی بسیار کمتر است و چون از منابع طبیعی تهیه شده و در پایان چرخه عمر نیز به راحتی تجزیه می‌شوند. با وجود تمام مزایای این فناوری، هنوز چالش‌هایی مانند افزایش مقیاس تولید، استانداردسازی کیفیت و توسعه فرآیندهای بازیافت وجود دارد. با این حال، با انجام تحقیقات بیشتر و حمایت از صنایع مرتبط، می‌توان بر این چالش‌ها غلبه کرد. با توجه به این نکات، می‌توانیم به آینده‌ای امیدوار باشیم که در آن ضایعات مرکبات به عنوان یک منبع ارزشمند برای تصفیه آب و حفاظت از محیط زیست مورد استفاده قرار گیرند.

- Ren'e P. Schwarzenbach, T.E., Thomas B. Hofstetter, Urs von Gunten, Bernhard Wehrli, Global Water Pollution and Human Health. Annual Review of Environment and Resources 2010. 35: p. 109-136.
- Guangyan Zhong, E.N., Citrus Origin, Diffusion, and Economic Importance, in Compendium of Plant Genomes, S.L.M. Alessandra Gentile, Ziniu Deng Editor. 2020, Springer: Switzerland p. 5-21.
- Tonelli, F.M.P., Tonelli, F.C.P., Approaches and Methods for Evaluation of Persistent Pollutant Load in Different Aquatic Environs., in Bioremediation and Biotechnology, R. Bhat, Hakeem, K., Saud Al-Saud, Editor. 2020, Springer. p. 25–37.
- Järup, L., Hazards of heavy metal contamination British Medical Bulletin, 2003. 68: p. 167–182.
- Gondhalekar, S.C., Shukla, S.R., Equilibrium and kinetics study of uranium(VI) from aqueous solution by Citrus limetta peels. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 2014. 302: p. 451-457.
- Sladjana Meseldzija, J.P., Antonije Onjia, Tatjana Volkov-Husovic, and N.V. Aleksandra Nestic, Utilization of agro-industrial waste for removal of copper ions from aqueous solutions and mining-wastewater. Journal of Industrial and Engineering Chemistry 2019. 75 p. 246–252.
- Haq Nawaz Bhatti, I.I.B., Muhammad Asif Hanif, Iftikhar Hussain Bukhari, Removal of lead and cobalt using lignocellulosic fiber derived from Citrus reticulata waste biomass. Korean J. Chem. Eng., (1), (2010), 2010. 27: p. 218-227.
- Ferda Gönen, D.S.S., Adsorption study on orange peel: Removal of Ni(II) ions from aqueous solution. African Journal of Biotechnology, 2012. 11: p. 1250-1258.
- Nitin M Rane, R.S.S., Chromium(VI) Removal By Using Orange Peel Power In Batch Adsorption. International Journal of Chemical Sciences and Applications, 2014. 5(2): p. 22-29.
- Wang, Q., et al., Removal of hexavalent chromium in aquatic solutions by pomelo peel. Water Science and Engineering, 2020. 13(1): p. 65-73.
- C. Tejada-Tovar, A.V.-O., A. Herrera-Barros, Á. D. González-Delgado, L. Garcés, Adsorption Kinetics of Cr (VI) using Modified Residual Biomass in Batch and Continuous System. Indian Journal of Science and Technology, 2018. 11(14).
- Anukthi C. Poojari, S.D.M., Satish A. Bhalerao, Effective removal of Cr (VI) from aqueous solutions using rind of Orange (Citrus sinensis), (L.) Osbeck. International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences 2015. 4(4): p. 653-671.
- Rumpa Saha, K.M., Indrajit Saha, Aniruddha Ghosh, Sumanta K. Ghosh, Bidyut Saha, Removal of hexavalent chromium from water by adsorption on mosambi (Citrus limetta) peel. Res Chem Intermed 2013. 39: p. 2245–2257.
- Ammara Zubair, H.N.B., Muhammad Asif Hanif, Faiza Shafqat, Kinetic and Equilibrium Modeling for Cr(III) and Cr(VI) Removal from Aqueous Solutions by Citrus reticulata
- Waste Biomass. Water Air Soil Pollut 2008. 191: p. 305–318.
- V. Lugo-Lugo, C.B.-D., F. Ureña-Núñez, B. Bilyeu, I. Linares-Hernández, Biosorption of Cr(III) and Fe(III) in single and binary systems onto pretreated orange peel. Journal of Environmental Management, 2012. 112: p. 120-127.
- Saurabhkumar Singh, S.R.S., Theoretical Studies on Adsorption of Ni(II) from Aqueous Solution Using Citrus limetta Peels. Environmental Progress & Sustainable Energy, 2017.
- Adriana Herrera-Barros, N.B.-C., Angel Villabona-Ortiz, Candelaria TejadaTovar, Angel Darío Gonzalez-Delgado, Nickel adsorption from aqueous solution using lemon peel biomass chemically modified with TiO<sub>2</sub> nanoparticles. Sustainable Chemistry and Pharmacy 2020. 17.
- Saman Khan Abida Farooqi, M.I.D., Akif Zeb, Biosorption of Copper(II) from Aqueous Solution Using Citrus Sinesis Peel and Wood Sawdust: Utilization in Purification of Drinking and Waste Water. International Journal of Recent Research and Applied Studies, 2013. 16(2): p. 297-306.
- Fl'avio A. Pavan, I.S.L., 'Eder C. Lima, Claudio Airoidi, Yoshitaka Gushikem, Use of Ponkan mandarin peels as biosorbent for toxic metals uptake from aqueous solutions. Journal of Hazardous Materials B 2006. 137: p. 527–533.
- Fl'avio A. Pavan, A.C.M., Ros'angela. Jacques, Silvio L.P. Dias, Ponkan peel: A potential biosorbent for removal of Pb(II) ions from aqueous solution. Biochemical Engineering Journal 2008. 40 p. 357–362.
- Umesh Suryavanshi, S.R.S., Adsorption of Pb<sup>2+</sup> by Alkali-Treated Citrus limetta Peels. Industrial & Engineering Chemistry Research, 2010. 49: p. 11682–11688.

- Haq Nawaz Bhatti, Q.Z., Abida Kausar, Saima Noreen, Munawar Iqbal, Efficient remediation of Zr(IV) using citrus peel waste biomass: Kinetic, equilibrium and thermodynamic studies. *Ecological Engineering*, 2016. 95 p. 216–228.
- Nazia Saleem, H.N.B., Adsorptive Removal and Recovery of U(VI) by Citrus Waste Biomass. *BioResources*, 2011. 6: p. 2522-2538.
- Mazhar I. Khaskheli, S.Q.M., Ali N. Siyal, M. Y. Khuhawar Use of Orange Peel Waste for Arsenic Remediation of Drinking Water. *Waste and Biomass Valorization*, 2011. 2: p. 423-433.
- FENG Ning-chuan, G.X.-y., Characterization of adsorptive capacity and mechanisms on adsorption of copper, lead and zinc by modified orange peel. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China*, 2012. 22: p. 1224-1231.
- Iqbal, M., Schiewer, S., Cameron, R. , Mechanistic elucidation and evaluation of biosorption of metal ions by grapefruit peel using FTIR spectroscopy, kinetics and isotherms modeling, cations displacement and EDX analysis. *J Chem Technol Biotechnol*, 2009. 84: p. 1516–1526
- O. A. Ekpete, F.K., J. C. Amadi, R. B. Rotimi, Adsorption of Chromium (VI) and Zinc(II) Ions on the Skin of Orange Peels (*Citrus Sinensis*). *Journal of Nepal Chemical Society* 2010. 26: p. 31-39.
- Ana Bel 'en P 'erez Mar 'in, M.I.A., \* Juan Francisco Ortu ~no, V 'ictor Francisco Meseguer, Jos 'e S 'aez , Mercedes Llor 'ens, Biosorption of Zn(II) by orange waste in batch and packed-bed systems. *J Chem Technol Biotechnol* 2010. 85: p. 1310–1318.
- A.B. P 'erez Mar 'in, M.I.A., V.F. Meseguer, J.F. Ortuno, J. S 'aez, M. Llor 'ens, Biosorption of chromium (III) by orange (*Citrus cinensis*) waste: Batch and continuous studies *Chemical Engineering Journal* 2009. 155 p. 199–206.
- Camila Suemi Inagaki, T.d.O.C., Reni ' Ventura da Silva Alfaya, Antonio Alberto da Silva Alfaya, Mexerica mandarin (*Citrus nobilis*) peel as a new biosorbent to remove Cu(II), Cd(II), and Pb(II) from industrial effluent. *Desalination and Water Treatment*, 2013. 51: p. 5537–5546.
- Marta Izquierdo, P.M., Piet N. L. Lens, Effect of Organic Ligands on Copper(II) Removal from Metal Plating Wastewater by Orange Peel-based Biosorbents. *Water Air Soil Pollut* 2013. 224: p. 1-15.
- Mazhar I. Khaskheli, S.Q.M., Sajida Parveen, Muhammad Y. Khuhawar, *Citrus paradisi*: An Effective bio-adsorbent for Arsenic (V) Remediation. *Pakistan Journal of Analytical & Environmental Chemistry*, 2014. 15: p. 35–41.
- Mohammad Ajmal, R.A.K.R., Rais Ahmad, Jameel Ahmad, Adsorption studies on *Citrus reticulata* žfruit peel of orange : removal and recovery of Ni II from electroplating wastewater. *Journal of Hazardous Materials B* 2000 79: p. 117–131.
- Bayo, J., Kinetic studies for Cd(II) biosorption from treated urban effluents by native grapefruit biomass (*Citrus paradisi* L.): The competitive effect of Pb(II), Cu(II) and Ni(II). *Chemical Engineering Journal* 2012. 191 p. 278–287.