



A Review on the Adsorption of Heavy Metals Ion from Industrial Wastewater with Biosorbents

Amin Alamdari^{1*}, Farhad Atashbasteh²

¹ Assistant Professor, Chemical Engineering Faculty, Urmia University, Urmia, Iran

² B.Sc. Student, Chemical Engineering Faculty, Urmia University, Urmia, Iran

Received: 27 Oct 2023

Accepted: 17 Feb 2024

Abstract

In this article, the removal of heavy metal ions from water environments with an environmentally friendly method is discussed. Industrial effluents contain toxic heavy metals such as mercury, lead, cadmium and chromium (VI); Copper, nickel, cobalt and zinc are not toxic, but increasing their amount in the environment is a serious concern. The adsorption capacity of different biosorbents is affected by several factors, including pH, temperature, contact time, biomass dose, and the initial concentration of heavy metals. Also, biosorption kinetics and isotherms are also investigated. Banana peel in agricultural residues and *Chlorella minutissima* in algae, fungi and bacteria showed a high adsorption capacity. The pseudo-second-order kinetic model showed a high correlation coefficient. Therefore, it is chemical adsorption in which metal ions stick to the adsorbent surface by forming a chemical bond. The Langmuir model has a better fit with the experimental data, which indicates the adsorption of a single layer.

Keyword: Heavy metals, Adsorption, Biosorbents, Kinetics.

* a.alamdari@urmia.ac.ir

مروری بر جذب سطحی یون فلزات سنگین از پساب‌های صنعتی با جاذب‌های زیستی

امین علمداری^{1*}، فرهاد آتش بسته²

¹ استادیار، دانشکده فنی و مهندسی، گروه مهندسی شیمی، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران

² کارشناسی مهندسی شیمی، دانشکده فنی و مهندسی، گروه مهندسی شیمی، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران

دریافت: 1402/08/05 پذیرش: 1402/11/28

چکیده

در این مقاله، حذف یون فلزات سنگین از محیط‌های آبی با روشی سازگار با محیط‌زیست، مورد بحث قرار گرفته است. پساب‌های صنعتی حاوی فلزات سنگین سمی نظیر جیوه، سرب، کادمیوم و کروم (VI) هستند؛ مس، نیکل، کبالت و روی سمی نیستند، اما افزایش مقدار آن‌ها در محیط‌زیست از نگرانی‌های جدی است. ظرفیت جذب جاذب‌های زیستی مختلف متأثر از عوامل متعددی شامل pH، دما، زمان تماس، دوز زیست‌توده و غلظت اولیه فلزات سنگین است. همچنین سینتیک و هم‌دماهای جذب زیستی نیز بررسی می‌شود. در پسماندهای کشاورزی پوست موز و در جلبک‌ها، قارچ‌ها و باکتری‌ها کلرلا مینوتیسیما ظرفیت جذب بالایی را نشان داد. مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم ضریب همبستگی بالایی را نشان داد. از این رو جذب شیمیایی بوده که در آن یون‌های فلزی با تشکیل یک پیوند شیمیایی به سطح جاذب می‌چسبند. مدل لانگمویر برازش بهتری با داده‌های تجربی داشته است که بیان‌گر جذب تک لایه است.

کلمات کلیدی: فلزات سنگین، جذب سطحی، جاذب‌های زیستی، سینتیک.

* a.alamdari@urmia.ac.ir

1- مقدمه

فلزات سنگین سمی اغلب از طریق فعالیت‌های کشاورزی و صنعتی وارد اکوسیستم می‌شوند و حضور آن‌ها در محیط‌زیست ممکن است برای انسان‌ها، گیاهان و حیوانات مضر باشد. این میکرو آلاینده‌های معدنی غیرقابل تجزیه بوده و بسیار سمی هستند و پیامدهایی نظیر سرطان‌زایی دارند [1]. فلزات سنگین آلاینده‌های اصلی هستند، زیرا به سختی می‌توانند به شکل غیر سمی تجزیه شوند و به طور قابل توجهی در محیط باقی می‌مانند. سرعت کند تخریب و تجمع زیستی فلزات سنگین، نگرانی‌های جدی بهداشتی را افزایش می‌دهد. استانداردهای لازم برای فلزات سنگین در خاک برای کادمیوم، مس، نیکل، سرب و روی به ترتیب $3-6 \text{ mg/kg}$ ، $135-270$ ، $75-150$ ، $250-500$ و $600-300$ گزارش شده است [2]. حداکثر حد مجاز برای فلزات سنگین مختلف طبق استانداردهای ارائه شده برای آهن، منگنز، فلئور، مس، روی، آرسنیک، جیوه و کروم به ترتیب 1 mg/lit ، $0/3$ ، $1/5$ ، $5/1$ ، $0/05$ و $0/001$ است [3]. با این حال، هر غلظتی حتی کم‌تر از این حد، پتانسیل تأثیر منفی بر سلامت گیاهان و انسان را خواهد داشت و می‌بایست با راهکارهای سازگار با محیط‌زیست آلاینده‌ها حذف شوند.

کربن فعال رایج‌ترین جاذب برای حذف یون فلزات سنگین در فاضلاب به دلیل ساختار میکرو متخلخل و سهولت عملکرد سطحی است. با این حال، جداسازی کربن فعال از محلول فاضلاب مشکل بوده و هزینه بالای آن استفاده گسترده از آن را کاهش داده است. مواد جدیدی نظیر اکسیدهای فلزی نانوذره، گرافن، کربن نیتريد گرافیتی و چارچوب‌های آلی-فلزی خواص ویژه‌ای نظیر سطح ویژه بزرگ و استحکام مکانیکی زیاد دارند که توسط چای¹ و همکارانش (2021) در جذب فلزات سنگین در کاربرد تصفیه فاضلاب بررسی شده‌اند [4].

تخلیه فلزات سنگین از صنایع، اثرات نامطلوبی بر محیط‌زیست دارد. فناوری‌های متعارف تصفیه برای حذف فلزات سنگین از محلول‌های آبی مقرون‌به‌صرفه نیستند و مقدار زیادی لجن شیمیایی سمی تولید می‌کنند. جذب زیستی فلزات سنگین توسط زیست‌توده با منشأ میکروبی یا گیاهی، یک فناوری نوآورانه و جایگزین برای حذف این آلاینده‌ها از محلول‌های آبی است. جذب زیستی به عنوان یک روش مقرون‌به‌صرفه برای تصفیه فاضلاب‌های با غلظت پایین از فلزات سنگین در نظر گرفته می‌شود. برخی از عوامل مانند pH محلول ممکن است بر فرآیند جذب زیستی تأثیر بگذارد. مجموعه گسترده‌ای از مواد زیستی، به‌ویژه باکتری‌ها، جلبک‌ها، مخمرها و قارچ‌ها به دلیل عملکرد مناسب، هزینه پایین و مقادیر زیاد در دسترس، توجه روزافزونی را برای حذف و بازیابی فلزات سنگین به خود جلب کرده‌اند [5].

اوردن² و همکارانش (2023) کاربرد جذب زیستی جلبک‌ها برای حذف مس از پساب‌ها را بررسی کرده‌اند. در میان زیست‌توده‌های به کار رفته در جذب زیستی، جلبک‌ها به دلیل فراوانی در آب دریا و آب شیرین، سودآوری، استفاده مجدد و ظرفیت‌های بالای جذب فلز به‌عنوان راه‌حلی پایدار برای تولید جاذب‌های سازگار با محیط‌زیست ظاهر شده‌اند. برای فلز مس، تنها 2 درصد از پژوهش‌های جذب زیستی با استفاده از جلبک دریایی بر روی پساب‌های واقعی اعمال شده است [6]. داویس³ و همکارانش (2003) جذب زیستی یون فلزات سنگین را بر روی جلبک‌های قهوه‌ای بررسی

¹ Chai

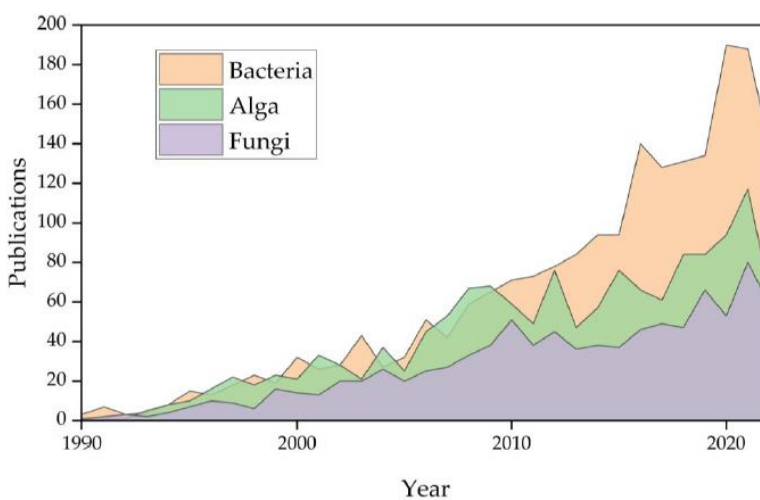
² Ordonez

³ Davis

کردند. در این پژوهش، تأکید بر تشریح ویژگی‌های بیوشیمیایی جلبک‌های قهوه‌ای بود که آن‌ها را از سایر جاذب‌های زیستی جلبکی متمایز می‌کند. مکانیسم‌های اتصال، از جمله گروه‌های عملکردی کلیدی درگیر و فرآیند تبادل یونی نیز بررسی شدند [7].

مکانیسم‌های جذب زیستی تفاوت توسط رده‌ها⁴ و همکارانش (2020) شامل جذب فیزیکی، تبادل یونی، کمپلکس و ترسیب بررسی شده‌اند [8]. باسو⁵ و همکارانش (2022)، فرآیندهای فیزیکی و شیمیایی موجود در جذب زیستی فلزات سنگین را بر روی انواع مختلف جاذب‌های زیستی رایج بررسی کرده‌اند. رایج‌ترین مدل‌های ریاضی پویا و حالت پایدار برای توصیف جذب زیستی در راکتورهای ناپیوسته و بستر ثابت بررسی شد. مدل‌سازی ریاضی فرآیندهای دینامیکی منجر به معادلات دیفرانسیل جزئی شد. همچنین، روش‌های تقریبی برای مطالعه تحلیل حساسیت پارامترهای مهم پیشنهاد شد [9].

جذب زیستی موضوعی است که توجه تحقیقاتی زیادی را به خود جلب کرده است. در 30 سال گذشته، جذب زیستی برای بازیافت فلزات سنگین پیشرفت قابل توجهی داشته است، اگرچه تنها در چند سال اخیر مطالعه زیست‌توده‌های مختلف افزایش یافته است. تا سال 2023، حداکثر تعداد مطالعات جذب زیستی گزارش شده است. جذب بیولوژیکی فلزات سنگین با استفاده از باکتری بیشترین مطالعه را داشته است [6]. شکل 1 تعداد مقالات چاپ شده بر روی جذب فلزات سنگین توسط زیست‌توده‌های مختلف را نشان می‌دهد.



شکل 1- تعداد مقالات چاپ شده بر روی جذب فلزات سنگین توسط زیست‌توده‌های مختلف [6]

در این مقاله اثرات زیست‌محیطی فلزات سنگین، روش‌های مرسوم برای حذف فلزات سنگین از پساب‌های صنعتی، روش‌های مرسوم در حذف فلزات سنگین شامل رسوب‌گذاری، تبادل یون، سیمانی شدن، انعقاد الکتریکی، اسمز معکوس، جاذب‌های مرسوم مختلف از جمله کربن‌های فعال، رزین‌های تبادل یونی (رزین‌های آلی پلیمری) و مواد غیر آلی مانند آلومینای فعال، ژل سیلیکا، زئولیت‌ها و غربال‌های مولکولی، جاذب‌های زیستی مختلف از جمله پسماندهای کشاورزی، جلبک‌ها، قارچ‌ها و باکتری‌ها بررسی می‌شوند. همچنین عوامل مؤثر بر جذب زیستی نظیر pH، دما، قدرت یونی، غلظت اولیه آلاینده، اندازه جاذب زیستی، سرعت هم زدن مطالعه شد. معادلات سینتیکی

⁴ Redha

⁵ Basu

مختلف از جمله مدل شبه مرتبه اول⁶، شبه مرتبه دوم⁷، الویج⁸ و نفوذ درون ذره‌ای⁹ جمع‌آوری شد. در نهایت مدل‌های مختلف هم‌دمای جذب سطحی نظیر لانگمویر¹⁰، فرندلیچ¹¹، دوبینین-رادوشکویچ¹²، تمکین¹³، هارکین-جورا¹⁴ و الویج¹⁵ بررسی شدند. در مقالات گذشته معمولاً به بخشی از این مباحث اشاره شده است و پژوهش جامعی که تمامی زوایا از جمله جمع‌آوری جاذب‌های زیستی مختلف، سینتیک و هم‌دمای جذب را بررسی کرده باشد، وجود ندارد.

2- اثرات زیست‌محیطی فلزات سنگین

افزایش غلظت فلزات سنگین، اکوسیستم را بی‌ثبات می‌کند، زیرا فلزات سنگین از طریق خاک یا آب به زنجیره غذایی وارد می‌شوند. بسیاری از عناصر کمیاب برای انسان‌ها و دیگر گونه‌ها در صورتی که بیش از غلظت مورد نیاز برای رشد سالم مصرف شود، مضر شناخته شده‌اند. برخی از این فلزات سنگین عبارت‌اند از: آرسنیک، کروم، کادمیوم، سرب، نیکل، جیوه و روی. اثرات زیان‌بار فلزات سنگین در موجودات زنده هنگامی که زیست‌توده‌ها در غلظتی بالاتر از سطح قابل قبول خود تجمع می‌یابند در شکل 2 نشان داده شده است. زمانی که یون‌های فلزی به بخشی از زنجیره غذایی تبدیل شوند، تمایل زیادی به افزایش غلظت آن‌ها در بافت‌های زنده وجود خواهد داشت و هنگامی که غلظت آن‌ها از غلظت مجاز بیشتر شود، باعث اختلالات شدید در سلامتی می‌شوند [10]. مشخص شده است که سمیت فلزات سنگین تأثیر بازدارنده‌ای بر عملکردهای آنزیمی، رشد گیاه، فرایندهای فتوسنتز و همچنین تخریب ریشه گیاه دارد [11]. آلودگی به واسطه یون‌های فلزی تهدیدی جدی برای کشاورزی و دیگر منابع غذایی برای بشریت است، رشد گیاه را کاهش می‌دهد و مقاومت در برابر آفات و بیماری‌ها را کاهش می‌دهد. این امر بر کیفیت آب‌های زیرزمینی، رشد گیاه، غذا و میکروب‌ها تأثیر می‌گذارد [12]. اثرات فلزات سنگین بر میکروب‌ها می‌تواند منجر به کاهش تجزیه زباله و تثبیت نیتروژن، گردش ناکارآمد مواد مغذی و اختلال در سنتز آنزیم شود [13]. یون‌های سمی برای مدت طولانی در اکوسیستم باقی می‌مانند و تجزیه نمی‌شوند [14]. قرار گرفتن سریع در معرض عناصر سمی کمیاب در موجودات دریایی و زمینی می‌تواند اثر سمی منفی داشته باشد [15].

⁶ Pseudo-first-order

⁷ Pseudo-second order

⁸ Elovich

⁹ Intra-particle diffusion

¹⁰ Langmuir

¹¹ Freundlich

¹² Dubinin-Radushkevich (D-R)

¹³ Temkin

¹⁴ Harkin-Jura

¹⁵ Elovich



شکل 2- اثرات فلزات سنگین بر سلامت انسان [16]

3- روش‌های مرسوم برای حذف فلزات سنگین از پساب‌های صنعتی

رسوب‌گذاری¹⁶ رایج‌ترین روش برای حذف فلزات سنگین سمی تا سطح بخش‌هایی در میلیون (ppm) از آب است. چون برخی نمک‌های فلزی در آب نامحلول هستند، وقتی آنیون به میزان کافی اضافه می‌شود، رسوب می‌کنند. اگرچه این فرآیند مقرون به صرفه است، اما کارایی آن تحت تأثیر pH پایین و حضور نمک‌های دیگر (یون‌ها) قرار می‌گیرد. این فرآیند نیاز به افزودن مواد شیمیایی دیگر دارد که در نهایت منجر به تولید لجن با محتوای آب بالا می‌شود که دفع آن هزینه‌بر است. تبادل یون¹⁷، روش دیگری است که با موفقیت در صنعت برای حذف فلزات سنگین از پساب‌ها استفاده می‌شود. یک مبدل یونی، جامدی است که قادر به تبادل کاتیون یا آنیون از مواد اطراف است. ماتریس‌های رایج برای تبادل یون، رزین‌های تبادل یون آلی مصنوعی هستند. عیب این روش این است که نمی‌تواند برای محلول فلزی تغلیظ شده استفاده شود، زیرا ماتریس به راحتی توسط مواد آلی و دیگر جامدات موجود در فاضلاب آلوده می‌شود. علاوه بر این تبادل یون، غیرانتخابی است و به pH محلول بسیار حساس است. برد الکتریکی به طور گسترده‌ای در عملیات صنعتی معدن و متالورژی برای استخراج ارزان استفاده می‌شود. فلزاتی مانند نقره، طلا، کادمیوم، کبالت، کروم، نیکل، سرب، قلع و روی موجود در پساب‌ها می‌توانند توسط رسوب الکتریکی با استفاده از آندهای نامحلول بازیابی شوند. انعقاد الکتریکی¹⁸ یک روش الکتروشیمیایی است که از یک جریان الکتریکی برای حذف فلزات از محلول استفاده می‌کند. سیستم انعقاد الکتریکی همچنین در حذف جامدات معلق، فلزات حل شده و رنگ‌ها مؤثر است. آلاینده‌های موجود در فاضلاب توسط بارهای الکتریکی در محلول حفظ می‌شوند. هنگامی که این یون‌ها و سایر ذرات باردار با یون‌های بارهای الکتریکی مخالف ارائه شده توسط سیستم انعقاد الکتریکی خنثی می‌شوند، بی‌ثبات می‌شوند

¹⁶ Precipitation

¹⁷ Ion exchange

¹⁸ Electro-coagulation

و به شکلی پایدار رسوب می‌کنند. سیمان‌سازی¹⁹ نوعی روش رسوب‌دهی دیگر است که بر مکانیسم الکتروشیمیایی دلالت دارد که در آن فلزی که پتانسیل اکسیداسیون بالاتری دارد وارد محلول می‌شود. مس اغلب با سیمان‌سازی همراه با فلزات نجیب مانند نقره، طلا و سرب جدا می‌شود و همچنین، کادمیوم، گالیوم، سرب، آنتیموان و قلع را می‌توان به این روش بازیابی کرد. اسمز معکوس²⁰ و دیالیز الکتریکی شامل استفاده از غشاهای نیمه نفوذپذیر برای بازیابی یون‌های فلزی از فاضلاب رقیق است. در الکترولیز، غشاهای انتخابی (تعویض کاتیون و غشاهای آنیونی) بین الکترودها در سلول‌های الکترولیتی نصب می‌شوند و تحت جریان الکتریکی پیوسته، یون مربوطه خارج می‌شود و امکان بازیابی فلزات را فراهم می‌کند [17].

4- جاذب‌های مرسوم در حذف فلزات سنگین

جاذب‌های اولیه مورد استفاده برای حذف یون‌های فلزی، جاذب‌های تجاری هستند که به طور گسترده برای کنترل آلودگی آب مورد استفاده قرار گرفته‌اند. جاذب‌های معمولی رایج، کربن‌های فعال، رزین‌های تبادل یونی (رزین‌های آلی پلیمری) و مواد غیر آلی مانند آلومینای فعال، ژل سیلیکا، زئولیت‌ها و غربال‌های مولکولی هستند. با این حال، تنها چهار نوع از جاذب‌های عمومی دارای سطح ویژه وسیعی هستند و ترتیب سطح ویژه آن‌ها به صورت کربن‌های فعال < زئولیت‌ها < ژل سیلیکا < آلومینای فعال است [18].

ژل سیلیکا در سراسر جهان به عنوان یک پلیمر غیر آلی شناخته می‌شود که در ستون‌های کروماتوگرافی استفاده می‌شود. هندسه سطح، تخلخل بالا و مساحت سطح ویژه زیاد آن، کلید حذف مؤثر فلزات سنگین است. علاوه بر این، ژل سیلیکا به راحتی به عنوان یک سوبسترا برای تثبیت گروه‌های عملکردی شیمیایی مختلف در دسترس است [19]. به دلیل قدرت فیزیکی، استقامت و پایداری شیمیایی بالا، ژل سیلیکا در جداسازی برخی از آلاینده‌ها از جمله پسماندهای جامد مورد استفاده قرار گرفته است [20، 21].

زئولیت‌ها جامدات کریستال مانند و متخلخل با ساختار مشخص هستند و موادی طبیعی شامل آلومینوسیلیکات هیدراته با حداکثر قابلیت تبادل کاتیونی با یون‌های فلزی هستند [22]. زئولیت ساختار بسیار متخلخلی در شبکه‌های کریستالی سه‌بعدی دارد که تعامل کاتیون قوی و توانایی تبادل یون با یون‌های فلزات سنگین را نشان می‌دهد [23]. زئولیت‌ها به دلیل تخلخل و ویژگی‌های غربال‌گری بالا، گزینه مناسبی برای حذف یون‌های فلزات سنگین از فاضلاب تصفیه نشده هستند. هنگام استفاده از زئولیت‌ها در جذب، سطح مورد توجه نیست، زیرا یک فرآیند انتخابی و برگشت‌پذیر است [24].

آلومینای فعال به دلیل تمایل بالا به یون‌های فلزی، یکی از پرکاربردترین جاذب‌ها برای حذف فلزات سنگین است [25]. این ماده شامل اکسید آلومینیوم متخلخل با سطح ویژه گسترده‌ای است که در برابر تنش حرارتی و سایش مقاوم است. در طول فرآیند جذب متورم، کوچک، نرم یا متلاشی نمی‌شود [26]. علاوه بر این، آلومینای فعال قابلیت‌های جذب برجسته و ظرفیت جذب یونی بالایی دارد، همچنین مقرون به صرفه، ایمن و سازگار با محیط‌زیست است و برای استفاده در تصفیه فاضلاب مناسب است [27].

¹⁹ Cementation

²⁰ Reverse osmosis

عموماً، حذف آلاینده‌های مضر در آب توسط کربن‌های فعال انجام می‌شود. جاذب شناخته شده و ماندگار در تصفیه آب و فاضلاب زغال است. آماده‌سازی زغال فعال شده شامل سه مرحله است؛ کاهش میزان آب موجود، کربونیزاسیون و فعال‌سازی. با توجه به سطح ویژه بالای کربن‌های فعال، این جاذب‌ها به‌عنوان جاذب‌های پرکاربرد برای تصفیه آلاینده‌های آب و تصفیه گاز توصیه می‌شوند [۲۸،۲۹]. کربن‌های فعال سیاه‌رنگ هستند و از مواد کربن‌دار جامد با تخلخل بالا، سطح داخلی بالا و استحکام مکانیکی تشکیل شده‌اند. کربن فعال گرانولی و پودری از جمله اشکال مختلف کربن فعال هستند که برای حذف آلاینده‌ها از آب و فاضلاب استفاده می‌شوند [30].

5- جاذب‌های زیستی مختلف

مواد جدید جاذب‌های زیستی به دلیل ظرفیت جذب بالا و در دسترس بودن آن‌ها در مقادیر تقریباً نامحدود، اخیراً مورد توجه قرار گرفته‌اند. از جمله این جاذب‌ها می‌توان به جلبک‌ها، باکتری‌ها و قارچ‌ها اشاره کرد. جلبک‌ها به چندین دسته کاملاً مستقل تقسیم می‌شوند: جلبک‌های قرمز، جلبک‌های قهوه‌ای و جلبک‌های سبز. جلبک‌ها ظرفیت جذب خوبی برای حذف فلزات سنگین نسبت به سایر جاذب‌های زیستی دارند. باکتری‌ها گروه عمده‌ای از ارگانیزم‌های زنده تک‌سلولی متعلق به پروکاریوت‌ها²¹ هستند که در خاک و آب و به‌عنوان هم‌زیست با دیگر ارگانیزم‌ها حضور دارند. باکتری‌ها را می‌توان در اشکال مختلفی یافت نظیر کوکسی (مانند استرپتوکوک‌ها²²)، میله‌ها (مانند باسیلوس²³)، مارپیچ (مانند رودوسپیریلوم²⁴) و فیلامنت‌ها (مانند اسپاروتیلوس²⁵). باکتری‌ها ساختار سلولی نسبتاً ساده‌ای دارند که فاقد هسته سلولی هستند، اما دیواره سلولی دارند. همچنین نسبتاً متخلخل بوده و به‌عنوان یک مانع نفوذناپذیر برای زیرلایه‌های کوچک در نظر گرفته می‌شود. دیواره سلولی همه باکتری‌ها یکسان نیست. در واقع، ترکیب دیواره سلولی یکی از مهم‌ترین عوامل در تحلیل و تمایز گونه‌های باکتریایی است. دیواره‌های سلولی قارچی و اجزای آن‌ها نقش مهمی در جذب زیستی دارند و ذرات فلزی معلق و کلوئیدها را به خود جذب می‌کنند. قارچ‌ها در محیط‌های طبیعی و فرایندهای مهم صنعتی حضور دارند. مهم‌ترین نقش آن‌ها به‌عنوان تجزیه‌کننده مواد آلی، با چرخه مواد مغذی هم‌زمان به‌عنوان پاتوژن و هم‌زیستی با حیوانات و گیاهان است [31]. جدول 1 و 2 به ترتیب جذب فلزات سنگین را بر روی پسماند کشاورزی، قارچ‌ها، باکتری‌ها و جلبک‌ها نشان می‌دهند.

جدول 1- جاذب‌های زیستی پسماند کشاورزی برای جداسازی یون‌های فلزات سنگین

منابع	بیشترین میزان جذب سطحی (mg g ⁻¹)	درصد حذف (%)	یون فلزی	جاذب‌های زیستی
[32]	-	96/61	Cr(VI)	پوسته بادام‌زمینی
[33]	-	87/6	Pb(II)	پوسته بادام‌زمینی
[34]	-	88/94	Cu(II)	پوست موز
[34]	-	99/79	Pb(II)	پوست موز
[35]	-	87	As(V)	برگ‌های چای مصرف شده

²¹ prokaryotes

²² Streptococcus

²³ Bacillus

²⁴ Rhodospirillum

²⁵ Sparatilus

[36]	0/58	-	Ni(II)	زغال پوسته نارگیل
[37]	128/23	-	Cd(II)	پوست پرتقال
[38]	175/44	-	Cr(V)	کربن به دست آمده از کاه ذرت
[39]	-	>90	Pb(II)	پوسته ذرت و برنج
[40]	-	75	Pb(II)	خاکستر پوسته برنج
[41]	-	98/75	As(V)	پوسته لوبیا
[42]	-	44	Pb(II)	باقی مانده های قهوه
[42]	-	96	Zn(II)	باقی مانده های قهوه

جدول 2- جذب یون فلزات سنگین با جلبک ها، قارچ ها و باکتری ها

منابع	ظرفیت جذب (% یا mg g^{-1})	مدل هم دما	دما (درجه سانتی گراد)	پی اچ (pH)	زمان (دقیقه)	غلظت اولیه فلز (ppm)	یون فلزات سنگین	جاذب زیستی
[43]	0/286	-	30	6	65	0/103	Pb (II)	کلامیدوموناس رینهاردتی ²⁶ (جلبک سبز)
	0/109	-	30	6	65	0/032	Cu (II)	
[44]	123/5	لانگمویر	28	6	180-0/5	392/4	Zn (II)	کلرلا مینوتیسیما ²⁷ (جلبک سبز)
	34/5	لانگمویر	28	6	180-0/5	219/6	Mn (II)	
	303/03	لانگمویر	28	6	180-0/5	67	Cd (II)	
	16/2	لانگمویر	28	4	180-0/5	25/4	Cu (II)	
[45]	75/2	لانگمویر	-	6	120	150-10	Cd (II)	کندروس کریسپوس ²⁸ (جلبک قرمز)
	37/2	لانگمویر	-	6	120	150-10	Ni (II)	
	45/7	لانگمویر	-	6	120	150-10	Zn (II)	
	40/5	لانگمویر	-	4	120	150-10	Cu (II)	
	204	لانگمویر	-	4	120	150-10	Pb (II)	
[45]	87/7	لانگمویر	-	6	120	150-10	Cd (II)	آسکوفیلوم ندوزوم ²⁹ (جلبک قهوه ای)
	43/3	لانگمویر	-	6	120	150-10	Ni (II)	
	42	لانگمویر	-	6	120	150-10	Zn (II)	
	58/8	لانگمویر	-	4	120	150-10	Cu (II)	
	178/6	لانگمویر	-	3	120	150-10	Pb (II)	
[45]	114/9	لانگمویر	-	6	120	150-10	Cd (II)	فو کوس اسپیرالیس ³⁰ (جلبک قهوه ای)
	50	لانگمویر	-	6	120	150-10	Ni (II)	
	53/2	لانگمویر	-	6	120	150-10	Zn (II)	

²⁶ Chlamydomonas reinhardtii

²⁷ Chlorella minutissima

²⁸ Chondrus crispus

²⁹ Ascophyllum nodosum

³⁰ Fucus spiralis

	70/9	لانگمویر	-	4	120	150-10	Cu (II)	
	204/1	لانگمویر	-	3	120	150-10	Pb (II)	
[46]	105/4	لانگمویر	23	6	120	150-50	Cu (II)	فوکوس وزیکولوزوس ³¹ (جلبک قهوه‌ای)
	108/2	لانگمویر	23	6	120	150-50	Cd (II)	
	211/3	لانگمویر	23	6	120	150-50	Pb (II)	
[47]	55	-	28	6	30	250	Cd (II)	ساکارومایسس سرویزیه ³² (فارچ)
[48]	9/91	لانگمویر	25	6	60	50-5	Cu (II)	ساکارومایسس سرویزیه (فارچ)
	7/87	لانگمویر	25	6	60	200-5	Ni (II)	
	10/99	لانگمویر	25	6	60	50-5	Zn (II)	
[49]	%98	-	28	6	360	20	Cd (II)	کورتوباکتریوم اس پی ³³ (باکتری)
[50]	%99,2	-	35	6	10	8	Zn (II)	باسیلوس سوبتیلیس ³⁴ (باکتری)
[51]	%46	فردلیچ	-	6/5	20	46	Ni (II)	سودوموناس پوتیدا ³⁵ (باکتری)
[52]	%54	لانگمویر و فردلیچ	28	5	1440	150-1	Zn (II)	استرپتومایسس سیسکوکانزیکوس ³⁶ (باکتری)
[53]	%82	-	70-37	7	2880	10	Cu (II)	باسیلوس اسفاریکوس ³⁷ (باکتری)
	%59	-	70-37	7	2880	1/66	Ni (II)	
	%76/5	-	70-37	7	2880	5	Cr (VI)	

6- مطالعات جذب زیستی ناپیوسته/پیوسته

حالت‌های ناپیوسته و پیوسته، حالت‌هایی هستند که می‌توانند برای فرآیند جذب زیستی انجام شوند. هر دو عملیات اغلب برای انجام فرایندهای جذب زیستی در مقیاس آزمایشگاهی به کار می‌روند. اما در بیش‌تر کاربردهای صنعتی حالت جریان پیوسته ترجیح داده می‌شود [54].

6-1- جذب زیستی ناپیوسته

آزمایش‌های ناپیوسته اطلاعات اساسی مورد نیاز، مانند کارایی جاذب زیستی، شرایط آزمایشگاهی که عبارت‌اند از pH، دما، قدرت یونی، مقدار جاذب زیستی، اندازه جاذب زیستی، غلظت و سرعت هم‌زدن اولیه، نرخ جذب زیستی و

³¹ Fucus vesiculosus

³² Saccharomyces cerevisiae

³³ Curtobacterium sp

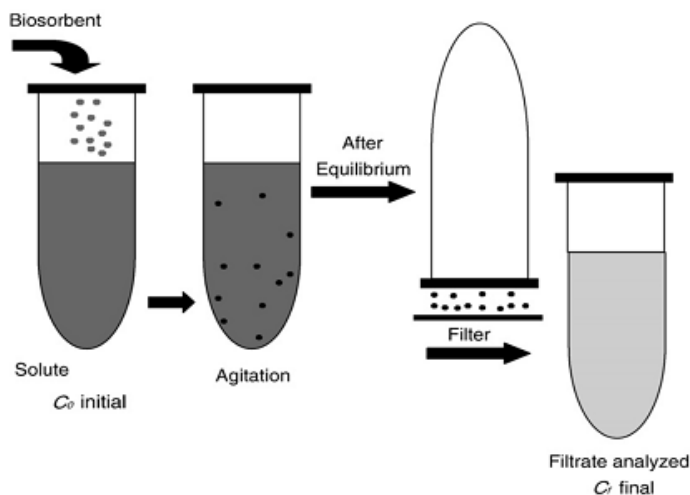
³⁴ Bacillus subtilis

³⁵ Pseudomonas putida

³⁶ Streptomyces ciscaucasicus

³⁷ Bacillus sphaericus

امکان بازسازی زیست توده را ارزیابی می کند [54]. از این میان، pH محلول معمولاً نقش مهمی در جذب زیستی ایفا می کند و به نظر می رسد بر شیمی محلول فلزات، رنگ ها و فعالیت گروه های عملکردی زیست توده تأثیر می گذارد [55]. سیستم آزمایش ناپیوسته در شکل 3 نشان داده شده است.



شکل 3- سیستم آزمایش ناپیوسته [56]

6-1-1- عوامل مؤثر بر جذب زیستی ناپیوسته

6-1-1-1- اسیدیته (pH)

مقدار pH محلول تا حد زیادی بر پیچیدگی و در دسترس بودن جذب زیستی فلزات تأثیر می گذارد. افزایش pH که منجر به افزایش ظرفیت جذب زیستی می شود، به تأثیر گروه های عاملی موجود در سطح سلول مربوط است؛ بنابراین، هنگامی که حذف فلزات سنگین مهار شد، به دلیل غلظت بالای پروتون ها در محلول، چگالی بار مثبت در محل های اتصال فلز ایجاد خواهد شد؛ بنابراین، چگالی بار منفی در سطح سلول به دلیل غیرپروتونه شدن اتصال فلزی افزایش می یابد و در نتیجه جذب زیستی را افزایش می دهد [57].

6-1-1-2- دما

دما در محدوده 20-35 درجه سانتی گراد معمولاً تأثیر کمی بر عملکرد جذب زیستی به دلیل واکنش گرمازا دارد. افزایش آن معمولاً جذب را افزایش می دهد، زیرا فعالیت سطحی و انرژی جنبشی محلول را افزایش می دهد؛ اما دمای بالا باعث آسیب فیزیکی به محلول بیولوژیکی می شود؛ بنابراین، این امر ظرفیت جذب زیست توده را کاهش می دهد [58].

6-1-1-3- قدرت یونی

قدرت یونی بر جذب محلول به سطح زیست توده تأثیر می گذارد. زمانی که سطح زیست توده و محلول آبی در تماس باشند، رقابت بین یون ها اتفاق می افتد؛ بنابراین، جذب با افزایش قدرت یونی کاهش می یابد [59].

6-1-1-4- غلظت اولیه آلاینده

اگر غلظت اولیه آلاینده افزایش یابد، مقدار آلاینده جذب شده در واحد وزن را از جاذب زیستی افزایش می‌دهد، اما راندمان حذف را کاهش می‌دهد [60].

6-1-1-5- مقدار جاذب زیستی

مقدار یک جاذب زیستی به شدت بر میزان جذب زیستی تأثیر می‌گذارد. در بسیاری از موارد، دوزهای پایین‌تر جاذب زیستی، جذب‌های بالاتری را نتیجه می‌دهد. افزایش غلظت زیست‌توده به‌طور کلی مقدار جذب زیستی محلول را به دلیل افزایش مساحت سطح جاذب زیستی افزایش می‌دهد. برعکس، مقدار محلول زیستی در واحد وزن جاذب زیستی با افزایش دوز جاذب زیستی کاهش می‌یابد که ممکن است ناشی از تعامل پیچیده چندین عامل باشد. یک عامل مهم در دوزهای بالای جاذب زیستی این است که محلول موجود برای پوشش کامل محل‌های قابل تبادل موجود بر روی جاذب زیستی کافی نیست که معمولاً منجر به جذب پایین می‌شود. همچنین، تداخل بین محل‌های اتصال به دلیل افزایش دوزهای جاذب زیستی نمی‌تواند بیش‌ازحد مجاز باشد، زیرا این امر منجر به جذب کم خواهد شد [61].

6-1-1-6- اندازه جاذب زیستی

اگر اندازه جاذب زیستی کاهش یابد، برای فرآیند دسته‌ای به دلیل مساحت سطح بالاتر جاذب زیستی مطلوب است، اما برای فرآیند ستونی به دلیل استحکام مکانیکی پایین و گرفتگی ستون مناسب نیست [60].

6-1-1-7- سرعت هم زدن

اگر سرعت هم زدن افزایش یابد، سرعت حذف به کمک جاذب زیستی را با به حداقل رساندن مقاومت انتقال جرم آن افزایش می‌دهد، اما ممکن است به ساختار فیزیکی جاذب زیستی آسیب برساند [60].

6-2- جذب زیستی پیوسته

جذب زیستی پیوسته به‌عنوان بهترین مطالعه برای ارزیابی امکان‌پذیری فنی یک فرآیند برای کاربردهای واقعی در نظر گرفته می‌شود. سه نوع اساسی از سیستم تماس جامد - مایع جذب در جریان پیوسته وجود دارد [6]:

- ✓ ستون تخت (سیستم تخت ثابت)
- ✓ سیستم بستر سیال
- ✓ سیستم کاملاً مختلط

7- سینتیک جذب سطحی

مدل‌سازی سینتیک جذب برای تعیین میزان جذب زیستی و تحلیل یک واکنش خاص انجام می‌شود. سینتیک جذب در تصفیه فاضلاب قابل توجه است، زیرا اطلاعات ارزشمندی در مورد مسیرهای واکنش و مکانیسم فرآیند جذب فراهم می‌کند [63]. سینتیک جذب دارای پارامترهای کلیدی برای توصیف ویژگی‌های اساسی یک جاذب مناسب است و همچنین واکنش‌های جاذب را در فصل مشترک جامد-محلول در زمان‌های مختلف بررسی می‌کند [1, 64]. بسیاری از مدل‌های سینتیکی در حذف آلاینده‌ها از آب و فاضلاب شامل مدل‌های شبه مرتبه اول، شبه مرتبه دوم، الویچو نفوذ درون‌ذره‌ای به کار گرفته شده‌اند. مدل‌های سینتیک جذب خطی شده که معمولاً در حذف Pb (II) از آب و فاضلاب استفاده می‌شوند، در جدول 3 ارائه شده‌اند.

جدول 3- معادلات سینتیک جذب خطی

منابع	طرح	فرم خطی	مدل
[65-67]	$\log(q_e - q_t) \text{ vs. } t$	$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_{pt}}{2.303} t$	شبه مرتبه اول
[۶۵،۶۸،۶۹]	$\frac{t}{q_t} \text{ vs. } t$	$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_{p2} q_e} + \frac{1}{q_e} t$	شبه مرتبه دوم
[70-72]	$q_t \text{ vs. } \ln t$	$q_t = \frac{1}{\beta} \ln \alpha \beta + \frac{1}{\beta} \ln t$	الویج
[۷۱،۷۳،۷۴]	$q_t \text{ vs. } t^{1/2}$	$q_t = k_{id} t^{1/2} + C$	نفوذ درون ذره‌ای

برای تعیین مکانیسم‌های جذب یون‌های سرب (II) بر روی پوسته بادام‌زمینی مدل‌های سینتیک شبه مرتبه اول و دوم مورد آزمایش قرار گرفتند. هر دو مدل شبه مرتبه اول و شبه مرتبه دوم ضرایب همبستگی (R^2) مناسبی داشتند. با این وجود، مدل سینتیک شبه مرتبه دوم سرب (II) ضریب همبستگی بالایی ($R^2 > 0.999$) در مقایسه با مدل شبه مرتبه اول نشان داد. از این رو فرآیند جذب شیمیایی بود که در آن یون‌های فلزی با تشکیل یک پیوند شیمیایی (معمولاً کووالانسی) به سطح جاذب می‌چسبند [66]. همچنین سینتیک جذب کادمیوم بر روی پوسته میوه شی³⁸ با مدل شبه مرتبه دوم تفسیر شد که بیانگر اینست که جذب شیمیایی کنترل کننده سرعت فرآیند جذب سطحی است [68]. سینتیک جذب زیستی فلزات مس، سرب، روی، کادمیوم و نیکل بر روی الیاف جلبک دریایی بررسی شد. مقادیر جذب تعادلی محاسبه شده و تجربی توسط معادله سینتیک شبه مرتبه دوم بسیار به هم نزدیک بودند و ضرایب همبستگی مدل شبه مرتبه اول و الویج کمتر از ضریب همبستگی مدل شبه مرتبه دوم بود، از این رو مکانیسم جذب شیمیایی بود که الکترون بین جاذب و جذب شوند مبادله شده و به اشتراک گذاشته می‌شد [70]. همچنین مدل سینتیک شبه مرتبه دوم برای تفسیر جذب زیستی سرب بر روی جلبک سبز دریایی استفاده شد [73]. مقادیر ثابت سرعت همراه با ضرایب همبستگی برای جاذب‌های زیستی مختلف در جدول 4 گزارش شده است.

جدول 4- مقادیر ثابت سرعت و ضرایب همبستگی در مدل‌های سینتیک مختلف

مرجع	مقدار پارامتر	پارامتر	مدل سینتیک	فلز سنگین	جاذب زیستی
[68]	0/044	$K_{p1}(\text{L}/\text{min})$	شبه مرتبه اول	کادمیوم	پوست میوه شی
	0/0277	$Q_e(\text{mg}/\text{g})$			
	0/9146	R^2			
	0/0008	$K_{p2}(\text{L}/\text{min})$	شبه مرتبه دوم		
	30/7692	$Q_e(\text{mg}/\text{g})$			
	0/9515	R^2			
[70]	0/026	$K_{p1}(\text{L}/\text{min})$	شبه مرتبه اول	مس	الیاف جلبک دریایی
	6/49	$Q_e(\text{mg}/\text{g})$			
	0/659	R^2			
	0/031	$K_{p1}(\text{L}/\text{min})$		نیکل	
	6/44	$Q_e(\text{mg}/\text{g})$			

³⁸ Shea

	0/664	R^2		سرب
	0/027	$K_{p1}(L/min)$		
	5/78	$Q_e(mg/g)$		
	0/592	R^2		
	0/029	$K_{p1}(L/min)$		
	6	$Q_e(mg/g)$		
	0/655	R^2		
	0/023	$K_{p1}(L/min)$		
	5/42	$Q_e(mg/g)$		
	0/659	R^2		
	0/000304	$K_{p2}(L/min)$	شبه مرتبه دوم	مس
	45/45	$Q_e(mg/g)$		
	0/999	R^2		
	0/000201	$K_{p2}(L/min)$		
	43/47	$Q_e(mg/g)$		
	0/999	R^2		
	0/00048	$K_{p2}(L/min)$		
	50	$Q_e(mg/g)$		
	0/999	R^2		
	0/000496	$K_{p2}(L/min)$		
	34/48	$Q_e(mg/g)$	الویج	سرب
	0/999	R^2		
	0/000473	$K_{p2}(L/min)$		
	49/32	$Q_e(mg/g)$		
	0/999	R^2		
	11/85	$a(mg/g.min)$		
	0/172	$b(mg/g)$		
	0/707	R^2		
	11/42	$a(mg/g.min)$		
	0/179	$b(mg/g)$		
	0/717	R^2		
	13/25	$a(mg/g.min)$	سرب	
	0/166	$b(mg/g)$		
	0/636	R^2		
	11/85	$a(mg/g.min)$		
	0/172	$b(mg/g)$		
	0/707	R^2		
			روى	

	12/25	a(mg/g.min)			
	0/171	b(mg/g)			کادمیوم
	0/689	R ²			

8- همدماهای جذب سطحی

همدماهای جذب برای توصیف سیستم جذب مورد بررسی قرار می‌گیرند. مدل‌های همدمای جذب نشان دهنده ارتباط بین غلظت ماده جذب شده بر روی جاذب زیستی و در محیط جذب است [75,76,77]. بسیاری از مدل‌های همدمای جذب اغلب برای تطبیق با داده‌های تعادل جذب استفاده می‌شوند تا یک رگرسیون خطی برای پیش‌بینی ظرفیت جذب حداکثری جاذب به کار گرفته شده به دست آید [64]. در اکثر مطالعات متعدد بررسی شده، فرایندهای جذب با استفاده از شکل‌های خطی مدل همدمای جذب یک پارامتری (هنری³⁹)، مدل‌های همدمای جذب دو پارامتری (لانگمویر، فرنرلیچ، دوبینین-رادوشکھویچ، تمکین، هارکین-جورا و الویچ) و مدل‌های جذب سه پارامتری (رد پیترسون⁴⁰) بررسی شده‌اند.

لانگمویر و فرنرلیچ برخی از مدل‌های همدمای هستند که توزیع یون‌های فلزی بین فاز مایع و فاز جامد را توصیف می‌کنند. همدمای لانگمویر جذب تک لایه را بر روی سطحی فرض می‌کند که شامل تعداد محدودی از مکان‌های جذب با راهکارهای یکنواخت و بدون تغییر جذب در سطح است، بنابراین اگر یک مکان پر شود، آن مکان دیگر نمی‌تواند توسط جذب شونده دیگری اشغال شود. این نشان می‌دهد که سطح جاذب زیستی به نقطه اشباع می‌رسد و بیشترین جذب سطح حاصل می‌شود [78]. در همدمای لانگمویر که در آن C_e غلظت جاذب در تعادل (mg g^{-1}) و K_L ثابت لانگمویر مربوط به ظرفیت جذب است (mg g^{-1}) که می‌تواند با تغییر مساحت مناسب و تخلخل جاذب مرتبط باشد که نشان می‌دهد مساحت سطح بزرگ و حجم منافذ منجر به ظرفیت جذب بالاتر خواهد شد. همدمای فرنرلیچ ناهمگنی سطح، توزیع نمایی مکان‌های فعال و انرژی‌های آن‌ها را تعریف می‌کند؛ که در آن K_F ظرفیت جذب (mg/L) و $1/n$ شدت جذب است. مقدار n بزرگ‌تر از $0/1$ نشان می‌دهد که جذب فرآیند فیزیکی مطلوبی است [79]. در همدمای تمکین و دوبینین-رادوشکھویچ، که در آن b ثابت تمکین مربوط به گرمای جذب، R ثابت گاز J/mol ، T دمای مطلق، q_s ظرفیت جذب مدل دوبینین-رادوشکھویچ و K_D ثابت مدل دوبینین-رادوشکھویچ است. جدول 5 معادلات مختلف همدمای جذب و موارد کاربرد آن‌ها را ارائه می‌دهد. جدول 5 و 6 به ترتیب معادلات مختلف مدل همدمای جذب خطی و پارامترهای مدل همدمای جذب خطی مختلف را نشان می‌دهد.

جدول 5- معادلات مختلف مدل همدمای جذب خطی

منابع	کاربرد	طرح	فرم خطی	همدمای
[33 و 80]	برای غلظت‌های بسیار پایین	$q_e = K_{HE} C_e$	$q_e = K_{HE} C_e$	هنری
[33 و 80]	برای جذب تک لایه در سطوح همگن	$\frac{C_e}{q_e} \text{ vs. } C_e$ $\frac{1}{q_e} \text{ vs. } \frac{1}{C_e}$	1. $\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m K_L} + \frac{C_e}{q_m}$	لانگمویر

³⁹ Henry

⁴⁰ Redlich-Peterson (R-P)

		$q_e \text{ vs. } C_e$ $\frac{q_e}{C_e} \text{ vs. } q_e$	II. $\frac{1}{q_e} = \left[\frac{1}{q_m K_L} \right] \frac{1}{C_e} + \frac{1}{q_m}$ III. $q_e = q_m - \left[\frac{1}{q_e} \right] \frac{q_e}{C_e}$ $\frac{q_e}{C_e} = K_L q_m - K_L q_e$	
[82-۳۳،۸۰]	برای محلول‌های رقیق، در محدوده غلظت پایین	$\log q_e \text{ vs. } \log C_e$	$\log q_e = \log K_F + \frac{1}{n} \log C_e$	فرنرلیچ
[82-۳۳،۸۰]	جذب را با توزیع انرژی گاوسی روی سطح توصیف می‌کند	$\ln q_e \text{ vs. } \varepsilon^2$	$\ln q_e = \ln q_s - K_D \varepsilon^2$ $\varepsilon = RT \ln \left(1 + \frac{1}{C_e} \right)$	دوبینین-رادوشک‌هویچ (D-R)
[۸۳،۸۴، ۳۵،۸۰]	بر اساس تعاملات جاذب-جذب شونده	$q_e \text{ vs. } \ln C_e$	$q_e = \frac{RT}{b} \ln A + B \ln C_e$ یا $q_e = \ln A + B \ln C_e$ $B = \frac{RT}{b}$	تمکین
[۳۳،۸۰، ۸۵]	برای جذب چندلایه روی سطح جاذب با توزیع ناهمگن	$\frac{1}{q_e^2} \text{ vs. } \log C_e$	$\frac{1}{q_e^2} = \frac{B}{A} - \left(\frac{1}{A} \right) \log C_e$	هارکین-جورا
[۳۳،۸۶]	بر اساس سینتیک جذب شیمیایی جاذب به زیستی	$\ln \left(\frac{q_e}{C_e} \right) \text{ vs. } q_e$	$\ln \left(\frac{q_e}{C_e} \right) = \ln K_e q_m - \frac{q_e}{q_m}$	الویچ
[۳۳،۸۷]	می‌توان آن را به صورت همگن یا ناهمگن به کار برد.	$\ln \left(\frac{q_e}{q_H - q_e} \right) \text{ vs. } \ln C_e$	$\ln \left(\frac{q_e}{q_H - q_e} \right) - 1 = g \ln(C_e) + \ln \alpha R$	ردلیچ-پترسون (R-P)
[87-۳۳،۹۰]	برای انتشار انرژی برهم‌کنش‌های محلول-جامد	$\ln \left(\frac{C_e}{q_e} \right) \text{ vs. } q_e$	$\ln \left(\frac{C_e}{q_e} \right) = -\ln(H) + F q_e^p$	یوسنس

جدول 6- پارامترهای مدل هم‌دما در جاذب‌های زیستی مختلف

منابع	ثابت‌ها یا نشانه‌ها	مدل هم‌دماي جذب	جاذب زیستی
[91]	$q_m = 39 \text{ mg g}^{-1}$	لانگمویر	پوسته بادام زمینی
[92]	$q_m = 0/0561 \text{ mg g}^{-1}$	لانگمویر	خاکستر پوسته برنج
[93]	$q_m = 7/23 \text{ mg g}^{-1}$	لانگمویر	برگ سدر نانو ساختار
[94]	$q_m = 3/034 \text{ mg g}^{-1}$	لانگمویر	پوسته ذرت
[95]	$q_m = 19/65 \text{ mg g}^{-1}$	لانگمویر	ته‌مانده ذرت خام
	$q_m = 27/1 \text{ mg g}^{-1}$	لانگمویر	ذرت اصلاح شده
[96]	$q_m = 11/23 \text{ mg g}^{-1}$	لانگمویر	بادام هندی

[97]	$q_m = 207/2 \text{ mg g}^{-1}$	لانگمویر	اس ابلیکوس اصلاح شده ⁴¹
	$K_f = 78/10 \text{ (mg g}^{-1}\text{)(L mg}^{-1}\text{)}^{1/n}$ $1/n = 0/6019$	فرنرلیج	
	$\beta = -0/46 \times 10^{-8} \text{ mol}^2 \text{ J}^{-2}$ $q_m = 24/9 \text{ mmol/g}$ $E_a = 10/44 \text{ kJ/mol}$	دوبینین-رادوشکھویج	
[97]	$q_m = 112 \text{ mg g}^{-1}$	لانگمویر	اس ابلیکوس
	$K_f = 22/35 \text{ (mg g}^{-1}\text{)(L mg}^{-1}\text{)}^{1/n}$ $1/n = 0/768$	فرنرلیج	
	$\beta = -0/64 \times 10^{-8} \text{ mol}^2 \text{ J}^{-2}$ $q_m = 31/6 \text{ mmol/g}$ $E_a = 8/84 \text{ kJ/mol}$	دوبینین-رادوشکھویج	
[98]	$q_m = 81/43 \text{ mg g}^{-1}$	لانگمویر	پوسته عدس
[99]	$q_m = 0/614 \text{ mg g}^{-1}$	لانگمویر	سالونیا نتانز ⁴² (در دما 15 درجه سانتی گراد)
	$K_f = 0/439 \text{ mmol g}^{-1}$ $n = 2/964$	فرنرلیج	
	$\beta = -0/022 \times 10^{-5} \text{ mol}^2 \text{ J}^{-2}$ $q_m = 0/508 \text{ mg g}^{-1}$ $E_a = 4/814 \text{ kJ/mol}$	دوبینین-رادوشکھویج	
	$q_m = 0/295 \text{ mg g}^{-1}$	لانگمویر	سالونیا نتانز (در دما 30 درجه سانتی گراد)
	$K_f = 0/245 \text{ mmol g}^{-1}$ $n = 4/204$	فرنرلیج	
	$\beta = -0/015 \times 10^{-5} \text{ mol}^2 \text{ J}^{-2}$ $q_m = 0/301 \text{ mmol g}^{-1}$ $E_a = 5/814 \text{ kJ/mol}$	دوبینین-رادوشکھویج	
[100]	$q_m = 15/408 \text{ mg g}^{-1}$	لانگمویر	برگ های میموس الونگی ⁴³
	$K_f = 1/392 \text{ (mg g}^{-1}\text{)(L mg}^{-1}\text{)}^{1/n}$ $1/n = 0/768$	فرنرلیج	
	$A = 5/805 \text{ L g}^{-1}$ $B = 3/261 \text{ L mg}^{-1}$	ردلیج-پترسون	
	$A_T = 2/03 \text{ L mg}^{-1}$ $b_T = 865/71$	تمکین	
	$\beta = -0/0099 \times 10^{-5} \text{ mol}^2 \text{ J}^{-2}$ $q_m = 29/18 \text{ mg g}^{-1}$	دوبینین-رادوشکھویج	

⁴¹ Modified *S. obliquus*
⁴² *Salvinia natans*
⁴³ *Mimusops elengi* leaves

	$E_a = 7/106 \text{ kJ/mol}$		
[101]	$q_m = 6/33 \text{ mg g}^{-1}$	لانگمویر	هسته زیتون

به‌طور کلی عمده مدل‌های هم‌دمای استفاده شده مدل لانگمویر، فرن‌دلیچ و دوپینین-رادوشک‌هویچ است و مدل لانگمویر عمدتاً برازش بهتری با داده‌های تجربی داشته است. مدل لانگمویر جذب تک لایه را بر روی یک سطح همگن بدون برهمکنش بین مولکول‌های جذب شده پیشنهاد می‌کند. این مدل پوشش مولکول‌ها بر روی سطح جامد را با غلظت یک محیط آبی، زمانی که سطح جامد در دمای ثابت قرار دارد، مرتبط می‌کند. مدل هم‌دمای فرن‌دلیچ نشان می‌دهد که جذب یون‌های فلزی در یک سطح ناهمگن با جذب چندلایه اتفاق می‌افتد و با افزایش غلظت، مقدار جذب بی‌نهایت افزایش می‌یابد. این مدل همچنین فرض می‌کند که در جاذب ابتدا مکان‌های اتصال قوی‌تر اشغال می‌شوند و با افزایش درجه اشغال مکان، استحکام اتصال به آرامی کاهش می‌یابد [96]. بر اساس مدل دوپینین اگر انرژی فعال‌سازی محاسبه شده کمتر از 8 کیلوژول بر مول باشد به این معنی است که فرآیند جذب فیزیکی است [98]. همچنین در جذب هم‌زمان فلزات سنگین، ظرفیت جذب بیشتر برای فلزی حاصل می‌شود که آنتالپی هیدراتاسیون کمتر و الکترون‌گاتیوی بزرگ‌تری دارد. جذب یون‌های فلزات سنگین تا حد زیادی تحت تأثیر خواص یون‌های فلزات سنگین است، مانند شعاع یونی، انرژی هیدراتاسیون، شعاع هیدراته و الکترون‌گاتیوی که منجر به ظرفیت‌های جذب متفاوت برای یون‌های فلزات سنگین مختلف می‌شود [93].

9- نتیجه‌گیری

در این مقاله اثرات محیط زیستی فلزات سنگین بررسی شد. روش‌های مرسوم برای حذف فلزات سنگین از پساب‌های صنعتی رسوب‌گذاری، تبادل یون، انعقاد الکتریکی، رسوب الکتریکی، سیمان‌سازی و اسمز معکوس بودند. همچنین جاذب‌های تجاری و مرسوم آلومینا، زئولیت، سیلیکا و کربن فعال بودند. قابلیت حذف یون‌های فلزات سنگین متناسب با سطح ویژه جاذب‌ها و از درجه کربن‌های فعال < زئولیت‌ها < ژل سیلیکا < آلومینای فعال بود. جاذب‌های زیستی مختلف از جمله پسماندهای کشاورزی، جلبک‌ها، قارچ‌ها و باکتری‌ها بررسی شدند. در میان پسماندهای کشاورزی پوسته موز ظرفیت جذب بالا (99/79 درصد حذف) و در میان جلبک‌ها، قارچ‌ها و باکتری‌ها کلرلا مینوتیسیما ظرفیت جذب بالایی به میزان 303/03 میلی‌گرم بر گرم جاذب برای کادمیوم را نشان داد. مطالعات جذب زیستی پیوسته و ناپیوسته و پارامترهای مهم در فرآیند جذب زیستی بررسی شدند. پارامترهای مؤثر در جذب زیستی اسیدیته، دما، قدرت یونی، غلظت اولیه آلاینده‌ها، مقدار جاذب زیستی، اندازه جاذب زیستی و سرعت هم‌زدن بود. افزایش pH منجر به افزایش ظرفیت جذب زیستی می‌شود، دما در محدوده 20-35 درجه سانتی‌گراد معمولاً تأثیر کمی بر عملکرد جذب زیستی به دلیل واکنش گرمازا دارد. جذب با افزایش قدرت یونی کاهش می‌یابد. همچنین، اگر غلظت اولیه آلاینده افزایش یابد، مقدار آلاینده جذب شده در واحد وزن از جاذب زیستی را افزایش می‌دهد. در بسیاری از موارد، دوزهای پایین‌تر جاذب زیستی، جذب‌های بالاتری را نتیجه می‌دهد. اگر اندازه جاذب زیستی کاهش یابد، برای فرآیند دسته‌ای به دلیل مساحت سطح بالاتر جاذب زیستی مطلوب است، اما برای فرآیند ستونی به دلیل استحکام مکانیکی پایین و گرفتگی ستون مناسب نیست. اگر سرعت هم‌زدن افزایش یابد، سرعت حذف به کمک جاذب زیستی را با به حداقل رساندن مقاومت انتقال جرم آن افزایش می‌دهد، اما ممکن است به ساختار فیزیکی جاذب زیستی آسیب برساند. همچنین مطالعات سینتیکی و هم‌دمای جذب سطحی نیز بررسی شد. مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم ضریب

همبستگی بالایی در مقایسه با سایر مدل‌های سینتیکی نشان داد. از این رو فرآیند جذب شیمیایی بود که در آن یون‌های فلزی با تشکیل یک پیوند شیمیایی به سطح جاذب می‌چسبند. مدل لانگمویر عمدتاً برآزش بهتری با داده‌های تجربی داشته است که بیانگر جذب تک لایه بر روی یک سطح همگن است. محدودیت عمده تحقیقات انجام شده در این زمینه، مطالعه ظرفیت جذب زیستی زیست‌توده‌های مختلف و عدم مواجهه آن‌ها با پیچیدگی آب آلوده واقعی است.

10- منابع

- [1] J. Bayuo, M. A. Abukari, K. B. Pelig-Ba, "Optimization using central composite design (CCD) of response surface methodology (RSM) for biosorption of hexavalent chromium from aqueous media", *Applied Water Science*, 10(6), pp. 1-12, 2020.
- [2] P.C. Nagajyoti, K.D. Lee, T.V.M. Srekanth, "Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: A review", *Environmental Chemistry Letters*, 8, pp. 199-216, 2010.
- [3] CWC Report (2010).
- [4] W. S. Chai, J. Y. Cheun, P. S. Kumar, M. Mubashir, Z. Majeed, F. Banat, S.-H. Ho, P. L. Show, "A review on conventional and novel materials towards heavy metal adsorption in wastewater treatment application", *Journal of Cleaner Production*, 296, 126589, 2021.
- [5] R. Kejrival, M. Mandke, P. Ingle, "Bio-Sorption of Heavy Metals: A Review", *International Journal of Advanced Research in Chemical Science (IJARCS)*, 5(11), pp. 32-42, 2018.
- [6] J. I. Ordóñez, S. Cortés, P. Maluenda, I. Soto, "Biosorption of Heavy Metals with Algae: Critical Review of Its Application in Real Effluents", *Sustainability*, 15, 5521, 2023.
- [7] T. A. Davis, B. Volesky, A. Mucci, "A review of the biochemistry of heavy metal biosorption by brown algae", *Water Research*, 37, pp. 4311-4330, 2003.
- [8] A. A. Redha, "Removal of heavy metals from aqueous media by biosorption", *Arab Journal of Basic and Applied Sciences*, 27(1) pp. 183-193, 2020.
- [9] A. Basu, S. S. Ali, S.K. Safdar Hossain, M. Asif, "A Review of the Dynamic Mathematical Modeling of Heavy Metal Removal with the Biosorption Process", *Processes*, 10, 1154, 2022.
- [10] S. Babel, T. T. A. Kurniawan, "Cr(VI) removal from synthetic wastewater using coconut shell charcoal and commercial activated carbon modified with oxidizing agents and/or chitosan", *Chemosphere*, 54(7), pp. 951-967, 2004.
- [11] A. Gune, M. Alpaslan, A. Inal, *Plant growth and fertilizer*, Ankara University. Agriculture Pub. No. 1539, Ankara, Turkey, 2004.
- [12] A. Ene, A. Boşneagă, L. Georgescu, "Determination of heavy metals in soils using XRF technique", *Romanian Journal of Physics*, 55(7-8), pp. 815-820, 2010.
- [13] B. Adelekan, K. Abegunde, B. A. Adelekan, K. D. Abegunde, "Heavy Metals Contamination of Soil and Groundwater at Automobile Mechanic Villages in Ibadan, Nigeria", *International Journal of the Physical Sciences*, 6(5), pp. 1045-1058, 2011.
- [14] H. Lalhruaitluanga, K. Jayaram, M. N. V. Prasad, K. K. IKumar, "Lead(II) adsorption from aqueous solutions by raw and activated charcoals of *Melocanna baccifera* Roxburgh (bamboo)-A comparative study", *Journal of Hazardous Materials*, 175(1-3), pp. 311-318, 2010.
- [15] D. Yildiz, I. Kula, G. AY, S. Baslar, Y. IDogan, "Determination of Trace Elements in the Plants of Mt. Bozdag, Izmir, Turkey", *Archives of Biological Sciences*, 62(3), pp. 731-738, 2010.

- [16] I. Mohd, I. Ahamed, E. Lichtfouse, "Water Pollution and Remediation: Heavy Metals, Environmental Chemistry for a Sustainable World", 53, pp. 1-581, 2021.
- [17] S.T. Singh Ahluwali, D. Goy, "Microbial and plant derived biomass for removal of heavy metals from wastewater", *Bioresource Technology*, 98, pp. 2243-2257, 2007.
- [18] G. Crini, E. Lichtfouse, L. D. Wilson, N. Morin-Crini, "Conventional and non-conventional adsorbents for wastewater treatment", *Environmental Chemistry Letters*, 17(1), pp. 195-213, 2019.
- [19] Y. Li, J. He, K. Zhang, T. Liu, Y. Hu, X. Chen, et al., "Super rapid removal of copper, cadmium and lead ions from water by NTA-silica gel", *RSC Advances*, 9(1), pp. 397-407, 2019.
- [20] Y. Li, X. Zhu, X. Qi, B. Shu, X. Zhang, K. Li, et al., "Removal and immobilization of arsenic from copper smelting wastewater using copper slag by in situ encapsulation with silica gel", *Chemical Engineering Journal*, 394, 124833, 2020.
- [21] M. M. El-Moselhy, A. Ates, A. Çelebi, "Synthesis and characterization of hybrid iron oxide silicates for selective removal of arsenic oxyanions from contaminated water", *Journal of Colloid and Interface Science*, 488, pp. 335-347, 2017.
- [22] E. Chmielewska, Chapter 4-natural zeolite: alternative adsorbent in purification or post-treatment of waters, in *Modified Clay and Zeolite Nanocomposite Materials: Environmental and Pharmaceutical Applications*, Elsevier, Amsterdam, The Netherlands, pp. 87-112, 2019.
- [23] C. G. Flores, H. Schneider, N. R. Marcilio, L. Ferret, J. C. P. Oliveira, "Potassic zeolites from Brazilian coal ash for use as a fertilizer in agriculture", *Waste Management*, 2017, 70, pp. 263-271, 2017.
- [24] U. Singh, R. K. Kaushal, "Treatment of Waste Water with Low Cost Adsorbent – a Review", *VSRD International Journal Technical and Non-Technical Research*, 4(33), pp. 33-42, 2013.
- [25] M. Deravanesiyan, M. Beheshti, A. Malekpour, "Alumina nanoparticles immobilization onto the NaX zeolite and the removal of Cr(III) and Co(II) ions from aqueous solutions", *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 21, pp. 580-586, 2015.
- [26] A. Mondal, B. Banerjee, A. Bhaumik, C. Mukhopadhyay, "Activated Alumina Balls under Neat Conditions: A Green Catalyst for the Synthesis of Spiro-Heterocyclic Scaffolds by Ring-Opening versus Annulation of the Isatin Moiety", *ChemCatChem*, 8(6), pp. 1185-1198, 2016.
- [27] X. Wang, G. Zheng, T. Chen, E. Nie, Y. Wang, X. Shi, J. Liu, "Application of ceramsite and activated alumina balls as recyclable bulking agents for sludge composting", *Chemosphere*, 218, pp. 42-51, 2019.
- [28] M. Z. A. Zaimee, M. S. Sarjadi, M. L. Rahman, "Heavy metals removal from water by efficient adsorbents", *Water*, 13(19), pp. 1-22, 2021.
- [29] J. a. Abudaia, M. O. Sulyman, K. Y. Elazaby, S. M. Ben-Ali, "Adsorption of Pb(II) and Cu(II) from Aqueous Solution onto Activated Carbon Prepared from Dates Stones", *International Journal of Environmental Science and Development*, 4(2), pp. 191-195, 2013.
- [30] W. S. Chai, J. Y. Cheun, P. S. Kumar, M. Mubashir, Z. Majeed, F. Banat, S.H. Ho, P.L. Show, "A review on conventional and novel materials towards heavy metal adsorption in wastewater treatment application", *Journal of Cleaner Production*, 296, 126589, 2021.
- [31] A.H. Ullrich, M.W. Smith, "The biosorption process of sewage and waste treatment", *Sewage Ind. Wastes*, 23, pp. 1248-1253, 1951
- [32] J. Bayuo, K. B. Pelig-Ba and M. A. Abukari, "Adsorptive removal of chromium(VI) from aqueous solution unto groundnut shell", *Appl. Water Sci.*, 9(4), pp. 1-11, 2019.

- [33] J. Bayuo, K. B. Pelig-ba, M. Abdullaibukari and M. A. Abukari, "Isotherm Modeling Of Lead(II) Adsorption From Aqueous Solution Using Groundnut Shell As A Low-Cost Adsorbent", *IOSR J. Appl. Chem.*, 11(11), pp. 18-23, 2018.
- [34] F. O. Afolabi, P. Musonge and B. F. Bakare, "Bio-sorption of a bi-solute system of copper and lead ions onto banana peels: characterization and optimization", *J. Environ. Heal Sci. Eng.*, 19(1), pp. 613-624, 2021.
- [35] I. H. Dakhil, G. F. Naser, A. H. Ali, "Response Surface Modeling of Arsenic Adsorption by Modified Spent Tea Leaves", *IOP Conf. Ser.: Mater. Sci. Eng.*, 1090 (1), 012129, 2021.
- [36] M. S. Abesekara, K. N. R. Kosvinna, B. M. W. P. K. Amarasinghe, "Adsorption and desorption studies of Ni ions on to coconut shell char", *IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci.*, 427(1), pp. 1-9, 2020.
- [37] T. F. Akinhanmi, E. A. Ofudje, A. I. Adeogun, P. Aina, I. M. Joseph, "Orange peel as low-cost adsorbent in the elimination of Cd(II) ion: kinetics, isotherm, thermodynamic and optimization evaluations", *Bioresour. Bioprocess.* 7(1), pp. 1-16, 2020.
- [38] H. Ma, J. Yang, X. Gao, Z. Liu, X. Liu, Z. Xu, "Removal of chromium(VI) from water by porous carbon derived from corn straw: influencing factors, regeneration and mechanism", *J. Hazard. Mater.* 369, pp. 550-560, 2019.
- [39] M. J. Rwiza, S. Y. Oh, K. W. Kim, S. D. Kim, "Comparative sorption isotherms and removal studies for Pb(II) by physical and thermochemical modification of low-cost agro-wastes from Tanzania", *Chemosphere*, 195(2), pp. 135-145, 2018.
- [40] C. N. Chidozie, J. E. Chinwe, I. U. Emmanuel, "Physicochemical Conditions for Adsorption of Lead from Water by Rice Husk Ash", *Bioresources*, 12, pp. 799-818, 2017.
- [41] S. Mondal, K. Aikat, G. Halder, "Biosorptive uptake of arsenic (V) by steam activated carbon from mung bean husk: equilibrium, kinetics, thermodynamics and modeling", *Appl. Water Sci.*, 7(8), pp. 4479-4495, 2017.
- [42] C. H. Wu, C. Y. Kuo, S. S. Guan, "Adsorption kinetics of lead and zinc ions by coffee residues", *Pol. J. Environ. Stud.*, 24(2), pp. 761-76, 2016.
- [43] R. Flouty, G. Estephane, "Bioaccumulation and biosorption of copper and lead by a unicellular algae *Chlaydomonas reinhardtii* in single and binary metal systems: a comparative study", *Journal of Environmental Management*, 111, pp. 106-114, 2012.
- [44] J.S. Yang, J. Cao, G.L. Xing, H.L. Yuan, "Lipid production combined with biosorption and bioaccumulation of Cadmium, Copper, Manganese and Zinc by oleaginous microalgae *Chlorella minutissima*" UTEX 2341. *Bioresource Technology*, 175, pp. 537-544, 2015.
- [45] E. Romera, F. Gonzalez, A. Ballester, M.L. Blazquez, J.A. Munoz, "Comparative study of biosorption of heavy metals using different types of algae", *Bioresource Technology*, 98(17), pp. 3344-3353, 2007.
- [46] Y.N. Mata, M.L. Blazquez, A. Ballester, F. Gonzalez, J.A. Munoz, "Characterization of the biosorption of Cadmium, Lead and Copper with the brown alga *Fucus vesiculosus*", *Journal of Hazardous Materials*, 158(2-3), pp. 316-323, 2008.
- [47] M.T. El-Sayed, "The use of *Saccharomyces cerevisiae* for removing cadmium (II) from aqueous waste solutions", *African Journal of Microbiology Research*, 6(41), pp. 6900-6910, 2012.
- [48] M.D. Machado, S. Janssens, H.M.V.M. Soares, E.V. Soares, "Removal of heavy metals using a brewer's yeast strain of *Saccharomyces cerevisiae*: advantages of using dead biomass", *Journal of Applied Microbiology*, 106(6), pp. 1792-1804, 2009.
- [49] X. Li, D. Li, Z. Yan, Y. Ao, "Adsorption of Cadmium by live and dead biomass of plant growth-promoting rhizobacteria", *RSC Advances*, 8(58), pp. 33523-33533, 2018.

- [50] A. Al-Gheethi, R. Mohamed, E. Noman, I. Norli, O. Kadir, "Removal of heavy metal ions from aqueous solutions using *Bacillus subtilis* biomass pre-treated by supercritical carbon dioxide". *Clean Soil Air Water*, 45(10), 1700356, 2017.
- [51] Q. Junlian, W. Lei, F. XiaoHua, Z. GunagHong, "Comparative Study on the Ni²⁺ biosorption capacity and properties of living and dead *Pseudomonas putida* cells". *Iranian Journal of Chemistry and Chemical Engineering*, 29(2), pp. 159-167, 2010.
- [52] H. Li, Y. Lin, W. Guan, J. Chang, L. Xu, J. Guo, G. We, "Biosorption of Zn (II) by live and dead cells of *Streptomyces ciscaucasicus* strain CCNWHX 72-14", *Journal of Hazardous Materials*, 179(1-3), pp. 151-159, 2010.
- [53] H. Al-Daghistani, "Bio-remediation of Cu, Ni and Cr from rotogravure wastewater using immobilized, dead, and live biomass of indigenous thermophilic bacillus species". *The Internet Journal of Microbiology*, 10(1), pp. 2-10, 2012.
- [54] R. Dhankhar, A. Hooda, "Fungal biosorption-an alternative to meet the challenges of heavy metal pollution in aqueous solutions", *Environmental Technology*, pp. 467- 491, 2011.
- [55] K. Vijayaraghavan, Y.S. Yun, "Bacterial biosorbents and biosorption", *Biotechnol. Adv.* 26(3), pp. 266-91, 2008.
- [56] O. Abdia, M. Kazemi, "A review study of biosorption of heavy metals and comparison between different biosorbents", *Journal of Materials and Environmental Sciences*, 6(5) pp. 1386-1399, 2015.
- [57] P. R. Rao, C. Bhargavi, "Studies on Biosorption of Heavy Metals Using Pretreated Biomass of Fungal Species", *International Journal of Chemistry and Chemical Engineering*, pp. 171-180, 2013.
- [58] A. Javaid, R. Bajwa, A. Javaid, "Biosorption of Heavy Metals Using a Dead Macro Fungus *Schizophyllum Commune* Fries: Evaluation of Equilibrium and Kinetic Models", *Pak. J. Bot.*, pp. 2105-2118, 2010.
- [59] G. Dönmez, Z. Aksu, "Removal of chromium (VI) from saline wastewaters by *Dunaliella* species", *Process Biochem.*, pp. 751-762, 2002.
- [60] D. Park, Y.S. Yun, J. Moon Park, "The past, present, and future trends of biosorption", *Biotechnol and Bioproc Eng.*, 15, pp. 86-102, 2010.
- [61] D.J. Brenner, N.R. Krieg, J.T. Staley, G.M. Garrity, *Bacteriology*, Springer, New York. 2 (154), 2005.
- [62] F. Sun, F. Wu, H. Liao, B. Xing, "Biosorption of antimony (V) by freshwater cyanobacteria *Microcystis* biomass: Chemical modification and biosorption mechanisms", *Chem. Eng. J.* 171(3) pp.1082-1090, 2011.
- [63] A. I. Adeogun, M. A. Idowu, A. E. Ofudje, S. O. Kareem, S. A. Ahmed, "Comparative biosorption of Mn(II) and Pb(II) ions on raw and oxalic acid modified maize husk: kinetic, thermodynamic and isothermal studies", *Applied Water Science*, 3(1), pp. 167-179, 2013.
- [64] B. S. K. Poonam, N. Kumar, "Kinetic study of lead (Pb) removal from battery manufacturing wastewater using bagasse biochar as biosorbent", *Applied Water Science*, 8(4), pp. 1-13, 2018.
- [65] A. Kaushal, "Adsorption Phenomenon and its Application in Removal of Lead from Waste Water: A Review", *International Journal of Hydrology*, 1(2), pp. 38-47, 2017.
- [66] J. Bayuo, K. B. Pelig-ba and M. A. Abukari, "Optimization of adsorption parameters for effective removal of lead (II) from aqueous solution", *Physical Chemistry: An Indian Journal*, 14(1), pp. 1-25, 2019.
- [67] S. Lagergren, "Zur theorie der sogenannten adsorption gelöster stoffe Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens", *Handlingar*, 24, pp. 1-39, 1898.

- [68] J. Bayuo, "Decontamination of cadmium (II) from synthetic wastewater onto shea fruit shell biomass", *Applied Water Science*, 11(5), pp. 1-8, 2021.
- [69] Y. Ho, "Isotherms for the sorption of lead onto peat: comparison of linear and non-linear methods", *Pol. J. Environ. Stud.*, 15(1), pp. 81-86, 2006.
- [70] W. Boulaiche, B. Belhamdi, B. Hamdi, M. Trari, "Kinetic and equilibrium studies of biosorption of M (II) (M = Cu, Pb, Ni, Zn and Cd) onto seaweed *Posidonia oceanica* fibers", *Applied Water Science*, 9(8), pp. 1-11, 2019.
- [71] M. S. Rahman, K. V. Sathasivam, "Heavy metal adsorption onto *kappaphycus* sp. from aqueous solutions: the use of error functions for validation of isotherm and kinetics models", *BioMed Research International*, 2015, pp. 1-13, 2015.
- [72] M. J. D. Low, "Kinetics of Chemisorption of Gases on Solids", *Chem. Rev.*, 60(3), pp. 267-312, 1960.
- [73] R. P. Jeyakumar, V. Chandrasekaran, "Adsorption of lead (II) ions by activated carbons prepared from marine green algae: equilibrium and kinetics studies", *International Journal of Industrial Chemistry*, 5(1), pp. 1-9, 2014.
- [74] W. Weber, F. DiGiano, "Process dynamics in Environmental Systems: Environmental Science and Technology Service, Wiley Sons, New York, 1996, pp. 89-94.
- [75] J. Bayuo, K. B. Pelig-ba, M. Abdullaibukari and M. A. Abukari, "Isotherm Modeling Of Lead(II) Adsorption From Aqueous Solution Using Groundnut Shell As A Low-Cost Adsorbent", *IOSR Journal of Applied Chemistry*, 11(11), pp. 18-23, 2018.
- [76] M. Athar, U. Farooq, M. Aslam and M. Salman, "Adsorption of Pb(II) ions onto biomass from *Trifolium resupinatum*: equilibrium and kinetic studies", *Applied Water Science*, 3(3), pp. 665-672, 2013.
- [77] J. Bayuo, M. A. Abukari and K. B. Pelig-Ba, "Equilibrium isotherm studies for the sorption of hexavalent chromium (VI) onto groundnut shell", *IOSR Journal of Applied Chemistry*, 11(12), pp. 40-46, 2019.
- [78] M.B. Desta, "Batch Sorption Experiments: Langmuir and Freundlich Isotherm Studies for the Adsorption of Textile Metal Ions onto Teff Straw (*Eragrostis tef*) Agricultural Waste", *Journal of Thermodynamics*, 2013, 2013.
- [79] A. El-Sikaily, A. ElNemr, A. Khaled, "Copper sorption onto dried red alga *Pterocladia capillacea* and its activated carbon", *Chem. Eng. J.* 168(2), pp. 707-714, 2011.
- [80] A. Kaushal, "Adsorption Phenomenon and its Application in Removal of Lead from Waste Water: A Review", *Int. J. Hydrol.*, 1(2), pp. 38-47, 2017.
- [81] J. Bayuo, M. A. Abukari, K. B. Pelig-ba, "Equilibrium isotherm studies for the sorption of hexavalent chromium(VI) onto groundnut shell", *IOSR J. Appl. Chem.*, 11(12), pp. 40-46, 2019.
- [82] I. Langmuir, "The constitution and fundamental properties of solids and liquids", *J. Am. Chem. Soc.*, 38(11), pp. 2221-2295, 1916.
- [83] H. Freundlich, "Über die Adsorption in Lösungen", *Z. Phys. Chem.*, 57(1), pp. 385-470, 1907.
- [84] M. M. Dubinin, L. V. Radushkevich, E. D. Zaverina, "Sorption and structure of active carbons", *J. Phys. Chem.*, 2, pp. 1351-1362, 1947.
- [85] K. K. H. Choy, G. McKay, J. F. Porter, "Sorption of acid dyes from effluents using activated carbon", *Resour., Conserv. Recy.*, 27(1-2), pp. 57-71, 1999.
- [86] K. Y. Foo, B. H. Hameed, "Insights into the modeling of adsorption isotherm systems", *Chem. Eng. J.*, 156(1), pp. 2-10, 2010.

- [87] A. Achmad, J. Kassim, T. K. Suan, R. C. Amat, T. L. Seey, "Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies on the adsorption of direct dye onto a novel green adsorbent developed from *Uncaria gambir* extract", *J. Phys. Sci.*, 23(1), pp. 1-13, 2012.
- [88] J. Bayuo, M. A. Abukari, K. B. Pelig-Ba, "Optimization using central composite design (CCD) of response surface methodology (RSM) for biosorption of hexavalent chromium from aqueous media", *Appl. Water Sci.*, 10(6), pp. 1-12, 2020.
- [89] J. Toth, "State Equations of Solid-Gas Interface Layers", *Acta Chim. Acad. Sci. Hung.*, 69(3), 311, 1971.
- [90] M. F. Dilekoglu, "Use of genetic algorithm optimization technique in the adsorption of phenol on banana and grapefruit peels", *J. Chem. Soc. Pak.*, 38(6), pp. 1252-1262, 2016.
- [91] Ş. Taşar, F. Kaya, and A. Özer, "Biosorption of lead (II) ions from aqueous solution by peanut shells: Equilibrium, thermodynamic and kinetic studies", *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(2), pp. 1018-1026, 2014.
- [92] M. G. A., Vieira, A. F. de Almeida Neto, M. G. C. Da Silva, C. N. Carneiro, A. A. Melo Filho, "Adsorption of lead and copper ions from aqueous effluents on rice husk ash in a dynamic system", *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 31(2), pp. 519-529, 2014.
- [93] L.D. Hafshejani, S.B. Nasab, R.M. Gholami, M. Moradzadeh, Z. Izadpanah, S.B. Hafshejani, "Removal of zinc and lead from aqueous solution by nanostructured cedar leaf ash as biosorbent", *Journal of Molecular Liquids*, 211, pp. 448-56, 2015.
- [94] D. Sarkar, G. Paul and Ramachandra Murthy, T. T. S., "Studies on biochemical thermodynamics of lead biosorption from aqueous system using corn husk biomass as biosorbent agent", *International Journal of Current Research*, 8(9), pp. 37592-37598, 2016.
- [95] U. Guyo, J. Mhonyera, M. Moyo, "Pb (II) adsorption from aqueous solutions by raw and treated biomass of maize stover — a comparative study", *Process Saf Environ Prot.*, 93, pp. 192–200, 2015.
- [96] G.F. Coelho, A.C. Gonçalves Jr, C.R.T. Tarley, J. Casarin, H. Nacke, M.A. Francziskowski, "Removal of metal ions Cd (II), Pb (II), and Cr (III) from water by the cashew nut shell *Anacardium occidentale* L.", *Ecol. Eng.*, 73, pp. 514-25, 2014.
- [97] H.H. Abdel Ghafar, A.M. Abdel-Aty, N.S. Ammar, M.A. Embaby, "Lead biosorption from aqueous solution by raw and chemically modified green fresh water algae *Scenedesmus obliquus*", *Desalination and Water Treatment*, 52(40-42), pp. 7906-7914, 2014.
- [98] M. Basu, A.K. Guha, L. Ray, "Biosorptive removal of lead by lentil husk", *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3(2), pp.1088-1095, 2015.
- [99] L. K. S. Lima, J.F.L. Silva, M.G.C. Da Silva, M.G.A. Vieira, "Lead biosorption by *Salvinia natans* biomass: equilibrium study", *Chemical Engineering Transactions*, 38, pp. 97-102, 2014.
- [100] G. Kalyani, Y. Prasanna Kumar, P. King, "Optimization of Lead Biosorption by an Ecofriendly Biosorbent *Mimusops elengi* Using Central Composite Design", *Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences*, 7(3), pp. 1586- 1603, 2016.
- [101] G. Blázquez, A. Ronda, M.A., Martín-Lara, A. Pérez, M. Calero, "Comparative study of isotherm parameters of lead biosorption by two wastes of olive-oil production", *Water Science and Technology*, 72(5), pp.711-720, 2015.