

مروری بر کاربرد جذب زیستی جهت حذف نیکل از محلول‌های آبی

مهدی نژادنادری و حمید گوران اوریمی

دوره ۷، شماره ۴، زمستان ۱۴۰۰، صفحات ۷۴۵-۷۲۳

Vol. 7(4), Winter 2021, 723-745

DOI: 10.22034/JEWE.2021.273648.1521

**A Review on the Application of Bioadsorption
in Removal of Nickel from Aqueous Solutions**

Nezhadnaderi, M. and Gooran Orimi, H.



www.jewe.ir

OPEN ACCESS

ارجاع به این مقاله:

نژاد نادری، م. و گوران اوریمی، ح. (۱۴۰۰). مروری بر کاربرد جذب زیستی جهت حذف نیکل از محلول‌های آبی. محیط‌زیست و مهندسی آب، دوره ۷، شماره ۴، صفحات: ۷۴۵-۷۲۳.

Citing this paper: Nezhadnaderi, M. and Gooran Orimi, H. (2021). A review on the application of bioadsorption in removal of nickel from aqueous solutions. Environ. Water Eng., 7(4), 723-745. DOI: 10.22034/JEWE.2021.273648.1521.

مقاله مروری

مروری بر کاربرد جذب‌زیستی جهت حذف نیکل از محلول‌های آبی

مهدی نژادنادری^{۱*} و حمید گوران اوریمی^۲^۱ استادیار، گروه عمران، واحد تنکابن، دانشگاه آزاد اسلامی، تنکابن، ایران^۲ دانشجوی دکتر، گروه مهندسی شیمی، دانشگاه فنی نوشیروانی بابل، بابل، ایران

*نویسنده مسئول: m.nezhadnaderi@toniau.ac.ir

تاریخ دریافت: [۱۳۹۹/۱۱/۲۸]

تاریخ بازنگری: [۱۴۰۰/۰۱/۲۸]

تاریخ پذیرش: [۱۴۰۰/۰۳/۱۹]

چکیده

جذب‌زیستی نیکل با زیست‌توده غیرزنده، غیر فعال، میکروبی یا گیاهی یک فناوری جایگزین و نوآورانه برای حذف این آلودگی از محلول‌های آبی است. این جاذب‌های دارای قابلیت جذب و بازجذب بالایی می‌باشند. در این مطالعه، با هدف معرفی انواع مختلف جاذب‌های زیستی میکروبی و گیاهی به‌منظور حذف نیکل از محلول آبی و آشکارسازی ظرفیت جذب هر جاذب، از مقالات منتشر شده بین سال‌های ۲۰۰۱ تا ۲۰۲۰ استفاده شد. نتایج کارهای پژوهشی انجام شده برای مقایسه ظرفیت جذب جاذب‌های میکروبی و گیاهی برای حذف نیکل از محلول آبی مورد استفاده قرار گرفت. مطالعات نشان داد که ظرفیت جذب پوست گریپ فروت با ۹۵٪ نسبت به سایر مشتقات گیاهی مطلوب‌تر است. *Curtobacterium sp* همچنین دارای ۱۰۰٪ ظرفیت جذب در بین جاذب‌های زیستی میکروبی است. پژوهش‌ها نشان داد که استفاده از این زیست‌توده‌ها به‌عنوان جاذب زیستی برای حذف نیکل در محلول آبی دارای چشم انداز امیدوار کننده و سازگار با محیط‌زیست می‌باشد.

واژه‌های کلیدی: آب؛ جاذب‌های زیستی؛ ظرفیت جذب؛ نیکل

۱- مقدمه

با پیشرفت فن‌آوری و توسعه فعالیت‌های اقتصادی حجم زیادی از پسماندهای محتوی فلزات سنگین به محیط‌زیست طبیعی وارد می‌شوند. فلزات سنگین به‌واسطه سمیت، تجمع در زنجیره غذایی و تجزیه‌ناپذیر بودن و پایداری آن‌ها در طبیعت یک تهدید جدی برای محیط‌زیست و سلامت عمومی به شمار می‌روند (Pahlavanzadeh et al. 2010). آلودگی منابع آبی به‌واسطه فاضلاب‌های غیرقابل تجزیه فلزات سنگین، موجب نگرانی زیادی در دهه‌های اخیر گردیده است (Torab-Mostaedi et al. 2013). بیش‌ترین نگرانی از فلزات سنگین سمی موجود در پسماندهای صنعتی بر اساس WHO شامل نیکل، کادمیوم، کروم، کبالت، مس، سرب، جیوه و روی می‌شود (Pahlavanzadeh et al. 2010). این فلزات به‌صورت محلول در آب‌و‌خاک وارد شده و ضمن آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی و خاک، سبب برهم‌زدن بوم-سازگانی که به آن وارد می‌شوند می‌گردند. این فلزات می‌توانند پس از ورود به خاک وارد زنجیره غذایی انسان گردند. از آن گذشته می‌توانند به‌راحتی توسط حیوانات دریایی جذب شده و از این طریق وارد سیستم بدن انسان شوند که ریسک بالایی را برای سلامت مصرف‌کننده به همراه خواهد داشت (Nuhoglu et al. 2009).

یکی از مهم‌ترین موضوعات در دنیای امروز آلودگی محیط با فلزات سمی و خطرناک است (Arup and Harland 2012؛ Senguptx 1995). سمیت فلزات سنگین، فعالیت آنزیم‌های حیاتی موجودات زنده را مختل می‌کند (Dabrowski and Hubicki 2004؛ Saioglu 2004). روش‌های حذف فلزات سنگین شامل: ۱- جذب به کمک میکروارگانیسم‌ها، ۲- استفاده از رزین‌ها، ۳- روش انعقاد، لخته شدن و شناورسازی ۴- فرآیند پودر کربن فعال (PACT) ۵- استفاده از نانو مواد.

۱-۱- پیشینه پژوهش در مورد روش‌های حذف فلزات سنگین

ظرفیت جذب فعال فلزات سنگین به‌وسیله میکروارگانیسم‌ها نسبتاً کم است، بنابراین حذف زیستی به‌تنهایی پتانسیل کمی برای رقابت با فن‌آوری‌های متداول در حذف فلزات سنگین از محیط آبرزی دارد (Banshi Dyer et al. 1997; Asmi 1999; 2002). اگر پساب دارای ترکیبات پیچیده-تری باشد، باید از رزین‌های مخصوص استفاده شود. از رزین کیلیت می‌توان برای بازیابی نیکل استفاده کرد (Shohoudi

تصفیه فاضلاب با کمک نانوکاتالیست‌های نوری می‌تواند ترکیبات رزینی را از چرخش خارج کرده و فاضلاب را به منبع آب مناسب تبدیل کند. اما از آنجاکه این ترکیبات زیستی تخریب‌پذیر هستند، بنابراین باید از نوعی انرژی برای تجزیه آن‌ها استفاده کنیم. این انرژی از نور ماورای بنفش خورشید به‌دست می‌آید و همراه با کاتالیزورهای نوری مورد استفاده قرار می‌گیرد (Garcia et al. 2001). نانوسرامیک‌ها جذب سریع‌تر، ظرفیت بالاتر و انتخاب بهتر از بسیاری از غشاها و فن‌آوری‌های جاذب دیگر را نشان داده‌اند. این ترکیبات برای حذف آلاینده‌های فلزی از آب آشامیدنی، آب‌های زیرزمینی و فاضلاب‌های صنعتی طراحی شده‌اند (Cain and Morrell 2001). سرامیک‌های نانو به‌عنوان یک‌لایه برای از بین بردن آلاینده‌های بیولوژیکی یا آلی مؤثر نیستند. نانوسرامیک‌ها می‌توانند در طیف وسیعی از کاربردها برای تصفیه آب برای تصفیه فاضلاب صنعتی استفاده شوند (Savage and Diallo 2005). یکی از نانوسرامیک‌ها، زئولیت‌ها هستند که دارای ترکیبات آلومینوسیلیکات با تخلخل بالا هستند. ظرفیت تبادل یونی



توانایی حذف عالی فلزات سنگین را از خود نشان می‌دهند (Wang et al. 2012).

در مطالعه‌ای با هدف قرار دادن سینتیک شوره‌زدایی به‌وسیله نانوذرات FeO به تحلیل عوامل مؤثر بر نیترات‌زدایی شیمیایی نیترات پرداخته شد. مشخص شده است پودر FeO به‌طور بالقوه برای حذف نیترات در محیط آب مفید است (Choe et al. 2000). پرکلرات به‌عنوان یک آلاینده گسترده در آب‌های زیرزمینی و سطحی پدید آمده است. در مطالعه‌ای امکان استفاده از کلاس جدیدی از نانوذرات آهن صفر ظرفیتی تثبیت‌شده (ZVI) را برای تبدیل کامل پرکلرات در آب یا آب‌نمک برای تبادل یونی آزمایش شد و نتیجه شد برای تخریب کامل پرکلرات در هر دو آب آلوده و آب‌نمک مؤثر است (Xiong et al. 2007).

در مطالعه‌ای نشان داده شده است که نانوذرات آهن به‌عنوان جاذب و کاهنده برای ترسیب Ni(II) در آب عمل می‌کنند. ظرفیت نسبتاً بالایی از حذف نیکل مشاهده شده است که بیش از ۱۰۰٪ بیش‌تر از بهترین جاذب‌های غیر آلی موجود است (Li and Zhang 2006). در مقایسه با میکرو مقیاس FeO، کارایی و میزان حذف نیترات با استفاده از نانو Fe غیر کاتالیز شده و کاتالیز شده بسیار افزایش یافته است (Liou et al. 2005).

در مطالعه‌ای تأثیر پارامترهای مؤثر مانند دوز نانوذرات آهن اکسید، زمان تماس و pH محلول برای حذف Ni و Ag (I) (II) در سیستم خنک‌کننده هسته‌ای بهینه‌شده و بهترین شرایط مقایسه شد (Salmani et al. 2013).

در پژوهشی، یک کامپوزیت جدید $Mg(OH)_2$ که با آهن صفر ظرفیتی نانو پشتیبانی می‌شود (به‌عنوان $nZVI@Mg(OH)_2$ نشان داده می‌شود) تهیه و با پراش اشعه X، میکروسکوپ الکترونی روبشی و روش میکروسکوپ الکترونی عبوری مشخص شد. هیدروکسی‌هایی که توسط منیزیم $Mg(OH)_2$ ارائه می‌شوند، می‌توانند به‌طور چشمگیری نقش آهن صفر ظرفیتی در مقیاس نانو را به‌عنوان کاهنده تقویت کنند، بنابراین روند کل جذب سرب (II) را تا حد زیادی افزایش می‌دهند (Liu et al. 2015).

در مطالعه‌ای کاهش گالوانیکی یون‌های فلزات سنگین به‌وسیله نانوذرات FeO یک فرایند کلیدی است که به‌طور گسترده در تصفیه فاضلاب و همچنین برای سنتز مواد،

بالا، سطح ویژه بالا و همچنین قیمت نسبتاً پایین ژئولیت‌ها باعث شده برای حذف یون‌های فلزات سنگین جذاب باشند. جذب آرسنیک از محلول آبی روی سرامیک‌ها حفره‌های نانو در دمای اتاق مورد مطالعه قرار گرفته و نتایج نشان داده است که سرامیک‌های نانوالیاف سنتز شده جاذب‌های مؤثری برای حذف یون‌های آرسنیک در هر دو سطح غلظت بالا و پایین هستند (Chutia 2009). تیتانیوم دی‌اکسید در حضور آب، اکسیژن و اشعه ماورای بنفش، رادیکال‌های آزاد هیدروکسیل تولید می‌کند که باعث تجزیه آلاینده‌های آلی به ترکیبات کربن با سمیت کم می‌شود (Bahnmann 2004). تیتانیوم دی‌اکسید تقریباً تمام آلاینده‌های آلی را تجزیه می‌کند. این ماده بسیار آب‌دوست است. بنابراین توانایی جذب آلاینده‌های بیولوژیکی و فلزات سنگین مانند آرسنیک را دارد. کارایی آن به‌اندازه تیتانیوم دی‌اکسید، شدت نور ماورای بنفش، pH آب، اکسیژن محلول در آب و غلظت آلاینده بستگی دارد (Li and Somorjai 2010). نانوذرات آهن با ظرفیت صفر را می‌توانند مستقیماً به منابع آب زیرزمینی برای درمان در محل تزریق کرد. نانوذرات آهن با ظرفیت صفر FeO را می‌توان در غشاها قرار داده و برای کاربردهای خارجی استفاده کرد (Bolong 2000). نانو ذرات آهن صفر دارای ظرفیت بسیار فعال و سطح ویژه بالایی در مقایسه با آهن صفر ظرفیت می‌باشد. بنابراین، می‌تواند طیف وسیعی از آلاینده‌های معمول محیطی مانند کلرومتان، کلروبنزن، سموم دفع آفات، رنگ‌های آلی، تری‌هالومتان‌ها، آرسنیک، نیترات‌ها و فلزات سنگین مانند جیوه، نیکل و نقره را کاهش دهد (Wang et al. 2005). نشان داده شده است که نانو ذرات آهن با ظرفیت صفر پوشانده شده از پالادیوم باعث کاهش کلیه ترکیبات کلر شده در مدت هشت ساعت زیر حد مجاز می‌شوند. از طرف دیگر، نانوذرات صفر آهن برای از بین بردن بیش از ۹۹٪ این ترکیبات به ظرفیت نرمال ۲۴ hr نیاز دارند (Chicgoua et al. 2012). در مقاله‌ای اثر نانوزیست-حسگرها در تعیین خطرات محیط‌زیستی بررسی گردید. محققین این مقاله دریافتند که حسگرهای نانو می‌توانند فلزات سنگین را به‌عنوان یک آلاینده محیطی شناسایی کنند (Mohammadi-Aloucheh et al. 2018). در مطالعه‌ای نانوذرات مگنتیت Fe_3O_4 محلول در آب با قابلیت انحلال کافی بالا (۲۸ mg/l) و پایداری (حداقل ۱ month) از طریق روش گرم‌زایی سنتز شد و نتیجه نشان داد که آن‌ها

به‌عنوان جاذب اکولوژیکی؛ جاذب‌های نانو، کربن فعال، نانولوله‌های کربنی، گرافن، MgO ، MnO ، ZnO ، TiO_2 ، Fe_3O_4 (و غیره)، فناوری نانو، فوتوکاتالیز، FeO ، استفاده از آندهای با ثبات ابعادی در الکترولیز و تصفیه گیاهان به اثبات رسیده‌اند که در تصفیه فاضلاب از فلزات سمی مانند مس، سرب (Pb)، کادمیوم (Cd)، نیکل (Ni)، کروم (Cr)، آرسنیک (As)، روی (Zn) و جیوه (Hg) مؤثرند (Krstić et al. 2021).

در فصلی از مجموعه کتاب‌های انرژی و فن‌آوری سبز، بینشی از انواع مختلف نانوکامپوزیت‌ها، ترکیب آن و کاربرد آن در حذف آلاینده‌های خاص را فراهم می‌کند. تلاش خوبی برای ارائه مختصری از انواع مختلف نانوکامپوزیت‌ها برای اصلاح خاک، آب‌های زیرزمینی و هوا صورت گرفته است. جزئیات فن‌آوری‌های مختلفی که معمولاً برای این امر به کار می‌روند عبارت‌اند از: جذب، واکنش‌های شیمیایی، صاف‌سازی و تجزیه و تحلیل فتوکاتالیز شرح داده شد (Kaur et al. 2021).

در مقاله‌ای مروری به حذف مؤثر مواد آلی و معدنی آلاینده‌ها با استفاده از ترکیبات مبتنی بر نانوذرات FeO پرداخته شد. نانومواد مهندسی‌شده (ENM) به دلیل واکنش‌پذیری آن‌ها، جذب منحصربه‌فرد، خاصیت کاتالیستی، الکترونیکی، نوری و مغناطیسی مورد بحث بوده است. پژوهش‌های گسترده نتایج نشان می‌دهد که این مواد می‌توانند ابزاری جدید برای بهبودی بوم‌سازگان آبی آلوده (آب‌های سطحی و زیرزمینی)، رسوبات، خاک‌ها، زمین‌های آموزش نظامی و مناطق بازیافت زباله، از جمله زباله‌های الکترونیکی ایجاد کنند (Foltynowicz et al. 2020).

اثربخشی $nZVI$ به‌عنوان راه‌کاری برای رفع آلودگی آب‌و خاک به‌طور گسترده‌ای مورد مطالعه قرار گرفته است. باین‌حال، اطلاعات کمی در مورد اثر آن برای بی‌حرکتی فلزات در دوزهای پایین و متوسط در دسترس است. در این مطالعه، اثربخشی دو دوز یک و ۵٪ تجاری $nZVI$ برای بی‌حرکتی مس و یا نیکل در نمونه‌های آب‌و خاک اسیدی مورد بررسی قرار گرفت. بی‌حرکتی نیکل به‌طور قابل توجهی با حضور مس کاهش یافته است اما اثر مخالف مشاهده نشده است. $nZVI$ ظرفیت بی‌حرکتی بهتری در آب نسبت به نمونه‌های خاک از خود نشان داد (Gil-Díaz et al. 2020). $D201 @ nZVI$ بارگذاری شده در $nZVI @ D201$ برای تصفیه فاضلاب $Cr(VI)$ استفاده شد. $D201 @ nZVI$

از جمله کاتالیست‌ها اتفاق می‌افتد. در این کار، رشد گونه‌های مس بر روی ذرات آهن به‌اندازه نانو و میکرومتر بررسی و ریخت‌شناسی ساختارهای حاصل بررسی شد. مشاهده شد در نسبت‌های کم مس به آهن ($\leq 1/100$)، ذرات مس پوسته اکسید آهن و نانوذرات آهن را تزئین می‌کنند، درحالی‌که در نسبت‌های بالاتر مس به آهن ($\geq 1/100$)، ساختارهای توخالی غنی از مس شکل گرفت (Masnadi et al. 2015).

در مطالعه‌ای هم‌زدن آب آلوده با نانو ذرات آهن صفر ظرفیتی بر روی مونتموریلونیت K10 به مدت 30 min پشتیبانی شد و منجر به حذف ۹۹٪ آرسنیک به‌عنوان $As(III)$ از محلول آن در pH بالا و پایین شد. همچنین مشاهده شد که، تحت شرایط مشابه، مونتموریلونیت K10 به‌تنهایی فقط حذف کم‌تر از ۱۰٪ $As(III)$ از آب را فراهم می‌کند (Tandon et al. 2013).

در مطالعه‌ای برهم‌کنش شیمیایی یون‌های فلزات سنگین مانند $Hg(II)$ ، $Hg(I)$ ، $Pb(II)$ و $Cd(II)$ با غلظت‌های مختلف با نانوذرات نقره در دو حالت بدون حفاظ و با حفاظ بررسی شدند. یون‌های جیوه (II) و جیوه (I) توسط هر دو نانوذره به جیوه فلزی کاهش یافت، درحالی‌که هیچ کاهش برای $Pb(II)$ و $Cd(II)$ مشاهده نشد (Bootharaju and Pradeep 2010).

افزایش شواهد نشان می‌دهد که آهن صفر ظرفیتی در مقیاس نانو ($nZVI$) برای حذف آرسنیک از آب آلوده مؤثر است، اما تاکنون مکانیسم بی‌حرکتی آن مشخص نشده بود. در مطالعه‌ای نتایج نشان داده شده، مکانیسم‌های اساسی واکنش‌های آرسنیک با $nZVI$ را روشن کرد و $nZVI$ را به‌عنوان یک عامل چندوجهی بالقوه برای اصلاح آرسنیک نشان داده شد (Mauricio et al. 2009).

در یک مطالعه، $nZVI$ تهیه‌شده به‌وسیله احیای بوروهیدرید برای حذف یون‌های Cu^{2+} تحت شرایط مختلف تجربی استفاده شد. آزمایش‌های جذب اثرات غلظت اولیه، زمان تماس، pH و بارگذاری مکرر در میزان عقب‌ماندگی یون‌های Cu^{2+} را بررسی کردند. در شرایط اعمال شده، جاذب سینتیک جذب سریع و توانایی تثبیت برجسته تا غلظت اولیه mg/l ۲۰۰ Cu^{2+} را نشان داد (Karabelli et al. 2008).

روش‌هایی مانند جذب به کمک جاذب‌های جدید (جاذب‌های زیستی، مواد زائد کشاورزی و صنعتی (مواد لیگنوسلولزیک)

SO_4^{2-} ، و HCO_3^- در تخریب CCl_4 با نظم $\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^-$ HCO_3^- تأثیرگذار بودند. اثر ZVI را در تخریب CCl_4 به‌عنوان یک بافر و یک اکسیدان ارائه‌دهنده واکنش کاتدی افزایش داده است. SO_4^{2-} هیدروکسید را روی سطح ZVI حل کرد تا تخریب را تقویت کند و Cl^- با قرار دادن خوردگی بر روی سطح ZVI سرعت تخریب را تسریع می‌کند. پس از واکنش، اکسیدهای آهن روی سطح ZVI FeOOH و Fe_2O_3 در Cl^- سیستم SO_4^{2-} و FeOOH تنها اکسید آهن در سیستم HCO_3^- بود. نتایج نشان می‌دهد که عملکرد ZVI تحت تأثیر ترکیب آب‌های زیرزمینی میدانی قرار خواهد گرفت (Zhu et al. 2020).

ارائه فوتوکاتالیست کارآمد و روش‌های تخریب که باعث سم‌زدایی مؤثر آلودگی‌های حاصل از فاضلاب می‌شوند، الزامی است. روند تخریب آلودگی محیط‌زیست مختلف کشف شده است، اما فرایند فوتوکاتالیستی در بین همه آن‌ها مؤثر است. در مقاله‌ای مروری، خلاصه‌ای از روش‌های تصفیه، چالش‌های موجود در مواد، نانومواد و پلیمرهای ناهمگن رسانا بحث شده است. اثر هم‌افزایی بین نانومواد و پلیمرهای رسانا برای نشان دادن روش‌های سنتز، ساختار و کارایی فوتوکاتالیستی مشاهده شد (Tahir et al. 2020).

آهن با ظرفیت صفر در مقیاس نانو (nZVI) به‌طور گسترده-ای به‌عنوان ماده مانع نفوذپذیری امیدوارکننده برای اصلاح آب‌های آلوده به U(VI) در نظر گرفته شده است. اطلاعات کمی در مورد از بین بردن آلاینده‌های U(VI) و اکسیانینون توسط nZVI در دسترس است، با این‌وجود در اکثر مناطق آلوده به U(VI)، وجود هم‌زمانی فسفات به‌ویژه در آب‌های اتروپیک رایج است. در مقاله‌ای تأثیر متقابل U(VI) و فسفات بر اثر nZVI در حذف هم‌زمان U(VI) و فسفات با رویکرد ماکروسکوپی و میکروسکوپی بررسی شد. نتایج نشان داد که nZVI توانست به‌طور مؤثر U(VI) و فسفات را از بین ببرد (Zheng et al. 2020).

در مطالعه‌ای، آهن‌های مختلف غیرصفر در مقیاس نانو (nZVI) به‌منظور بهبود پایداری و واکنش‌پذیری آن‌ها در برابر فلزات سنگین نظیر سرب Pb(II) تهیه شدند. ترکیب، اندازه ذرات و مورفولوژی nZVI به‌دست‌آمده توسط پراش پودر اشعه ایکس (XRD)، طیف‌سنجی فوتوالکترون اشعه ایکس (XPS)، میکروسکوپ الکترونی عبوری (TEM)، و میکروسکوپ الکترونی روبشی (SEM) مشخص شد. اثرات

ظرفیت درمانی خوبی را در بازه وسیعی از pH و عملکرد بازسازی عالی را نشان می‌دهد. میزان حذف و حداکثر میزان جذب 50 mg/l Cr(VI) به‌ترتیب به 100% و mg/g رسید. D201@nZVI دارای پتانسیل امیدوارکننده‌ای برای استفاده در اصلاح آب‌های زیرزمینی درجا است (Gao et al. 2020).

در مقایسه با سایر فن‌های تصفیه آب، فرایند جذب فرصت-هایی را برای عملکرد بالا از جذب یون‌های سنگین بدون آلودگی ثانویه ارائه می‌دهد. در میان انتخاب‌های جاذب، نانومواد نشان داده است که ظرفیت‌های برجسته‌ای از واکنش‌های پیشرفته خود را افزایش می‌دهند. این مطالعه کاربرد مواد نانو فیبر را به‌عنوان جاذب‌ها برای حذف یون‌های سنگین فلزات در محلول‌های آبی را بررسی کرد. همبستگی بین خواص فیزیکی، شرایط آزمایش و عملکرد حذف یون مواد جاذب در اینجا مورد بررسی قرار گرفت تا راهنمایی را در طراحی جاذب‌های نانولیف ارائه دهد. عملکرد جاذب‌های نانولیف به مواد عمده و دیگر مواد نانوساختار با ترکیبات مختلف معیار شد (Elise et al. 2020).

یک پژوهش جامع برای آزمایش اثربخشی nZVI در فرایندهای حذف آلاینده‌ها از آب‌و خاک و اصلاح خصوصیات این ماده به‌منظور تحقق نیازهای کاربرد خاص وجود دارد. تعداد آزمایش‌های آزمایشگاهی، کاربردهای میدانی و پژوهش‌های در مورد تأثیرات محیط‌زیستی به‌شدت در حال افزایش است. در مطالعه‌ای ارائه یک نمای کلی از دانش فعلی در مورد فعالیت کاتالیزوری، واکنش‌پذیری و کارایی nZVI در حذف مواد آلی و غیر آلی سمی از آب، فاضلاب و آب‌های زیرزمینی و همچنین اثر سمی آن برای میکروارگانیسم‌ها انجام گرفت (Pasinszki and Krebsz 2020).

در طی دو دهه گذشته توجه زیادی به پژوهش‌ها و کاربردهای میدانی فن‌آوری‌های ZVI برای تصفیه آب‌های زیرزمینی اختصاص یافته است. عدم اطمینان از اثربخشی ZVI در محیط پیچیده زیر سطح در استفاده از فن‌های بهبودی ZVI تأثیر می‌گذارد. اثرات آنیون‌های مشترک آب‌های زیرزمینی Cl^- ، SO_4^{2-} و HCO_3^- در تخریب CCl_4 به‌وسیله اسفنج ZVI از طریق آزمایش‌های دسته‌ای بررسی شد. ساختار سطح و ترکیب ZVI قبل و بعد از واکنش توسط SEM-EDS، پراش اشعه X و طیف‌سنجی فوتوالکترون اشعه X تعیین شد. Cl^-

به راحتی پالایه نمی‌شوند. در بررسی دوم، اسیدی شدن محلول‌های پالایه شده باعث تشکیل رسوبات و سپس انحلال مجدد برخی از فلزات سنگین به محلول‌ها شد (Danila et al. 2018).

در مطالعه‌ای به حذف یون نیکل از محلول‌های آبی با استفاده از زئولیت طبیعی پرداخته شد. در نتیجه بررسی‌های پارامترهای ترمودینامیکی مشاهده شد که جذب یون نیکل فرایندی خودبه‌خودی و گرماگیر می‌باشد. نتایج حاصل از مطالعات نشان داد که زئولیت طبیعی با قابلیت‌های بالای خود می‌تواند به‌عنوان جاذبی مؤثر در حذف فلزات سنگین از محلول‌های آبی مورد استفاده قرار گیرد (Sadat Hosseini et al. 2016).

در مطالعه‌ای به حذف نیکل و کادمیم از آب‌های آلوده با استفاده از نانوذرات باگاس پرداخته شد. در این پژوهش از جاذب نانومتری باگاس (تفاله نیشکر) برای حذف یون‌های نیکل و کادمیم از آب‌های آلوده از طریق آزمایش‌های ناپیوسته استفاده شد. در کلیه آزمایش‌ها، مدل ریدلیچ پترسون داده‌های آزمایش را بهتر توصیف کرد (Gholami et al. 2013).

در مطالعه‌ای به حذف یون نیکل (II) با استفاده از نانوذرات اکسید آهن (III) از محلول‌های آبی پرداخته شد. در این پژوهش نانوذرات اکسید آهن (III) به‌عنوان جاذب برای حذف یون نیکل (II) از آب در یک سیستم تعادلی منقطع مورد مطالعه قرار گرفت. نتایج نشان داد که جاذب مغناطیسی مذکور، دارای بالاترین راندمان حذف آلاینده نیکل (II) در pH برابر ۷، زمان تماس ۶۰ min، مقدار جاذب ۴۰۰ mg/l و بالاترین غلظت قابل حذف ۴۰۰ mg/l است (Asadaki et al. 2019).

حذف مؤثر اورانیوم سمی و رادیواکتیو (VI) (UO_2^{2+}) برای حفاظت از محیط زیست و سلامت انسان بسیار مهم است. با این وجود، فقدان مواد جذب مقیاس پذیر برای حذف کارآمد و مقرون به صرفه (UO_2^{2+}) از آب وجود دارد. در مطالعه‌ای، چوب حاوی نانوذرات $Fe@FeO$ برای جذب (UO_2^{2+}) از فاضلاب استفاده شد. اثر شرایط مختلف تجربی مانند pH، زمان واکنش، دمای واکنش مورد بررسی قرار گرفت. $Fe@FeO$ NP نسبت به سایر نانوذرات حاوی آهن برای جذب (UO_2^{2+}) از راندمان بیشتری برخوردار است (Wang et al. 2020).

دوز nZVI، pH، غلظت اولیه سرب (II) و زمان واکنش بر اثر حذف سرب (II) بررسی شد. نتایج نشان می‌دهد که nZVI خشک نشده به دلیل اکسیداسیون ضعیف‌تر، دارای سایت‌های فعال‌تری است و بنابراین بازده حذف سرب (II) توسط nZVI خشک نشده بیشتر از nZVI خشک شده است. در نتیجه، می‌توان با استفاده از مقدار کمتر nZVI خشک نشده برای غلظت یکسان سرب (II)، همان بازده حذف را به دست آورد (Du et al. 2019).

تکنسیوم یک آلاینده معمول در سایت‌های هسته‌ای است و می‌تواند توسط آهن (II) از آب‌های زیرزمینی کاهش یابد. در مطالعه‌ای پتانسیل طیف وسیعی از نانو ذرات آهن بهینه شده برای حذف تکنسیوم از آب‌های زیرزمینی آلوده و سیستم‌های آب زیرزمینی/رسوبی بررسی شد. نانو آهن صفر و کربن-آهن باعث ایجاد شرایط بی‌اکسیژنی در هنگام تولید $Fe(II)$ می‌شود که Tc محلول (VII) را به Tc کمی محلول (IV) کاهش می‌دهد (Newsome et al. 2020).

در مطالعه‌ای، نانوذرات nZVI را با استفاده از عصاره گل *Calotropis gigantea* (CG) قابل تولید و سنتز با استفاده از رویکرد کاملاً سبز سنتز گردید. nZVI به‌طور گسترده‌ای در تصفیه آب آلوده استفاده می‌شود و می‌تواند با چندین روش مختلف تهیه شود. نانوذرات آهن تشکیل شده در این روش عمدتاً nZVI هستند و با فن‌های مختلف فیزیکی-شیمیایی، طیف‌سنجی جذب اشعه ماورا بنفش (UV-Vis)، طیف‌سنجی مادون قرمز تبدیل فوریه (FT-IR)، (XRD)، SEM و طیف‌سنجی اشعه ایکس پراکنده انرژی (EDX) مشخص می‌شوند. طیف‌های جذب FT-IR و UV-Vis نشان می‌دهد که پلی فنول‌های موجود در عصاره گل CG ممکن است مسئول کاهش و تثبیت nZVI باشند (Srvanathi et al. 2018).

در این مطالعه، از یک پراکندگی تجاری nZVI برای حذف یون‌های $Cd(II)$ ، $Cu(II)$ ، $Ni(II)$ و $Pb(II)$ از محلول‌های آبی آن‌ها استفاده شد. راندمان حذف با استفاده از دو نسبت وزنی ۷-۹:۱ و ۱۴۰:۱-۱۸۰:۱ توده nZVI به فلز سنگین مورد بررسی قرار گرفت: در بررسی اول، نانوذرات با فلزات سنگین ساختارهای بزرگ‌تری تشکیل داده و به راحتی با صاف‌سازی از آب خارج می‌شوند. در حالت دوم، بازده حذف فلزات سنگین کمتر بود. نانوذرات گسسته بیشتر وجود داشت که ساختارهای بزرگ‌تری را تشکیل نمی‌دهند و

۲-۱- نیکل به‌عنوان فلز سنگین مورد مطالعه

نیکل به‌عنوان یکی از فلزات سنگین مهم و تجزیه‌ناپذیر بوده و غلظت بیش‌ازحد مجاز آن نیز می‌تواند برای انسان و سایر موجودات زنده خطرناک باشد، هرچند وجود آن برای انجام برخی از واکنش‌های آنزیمی و فعالیت‌های متابولیکی بدن انسان ضروری است (Torab-Mostaedi et al. 2013). نیکل یک فلز سفید-نقره‌ای سخت که یک عنصر فراوان در طبیعت است و می‌تواند به‌راحتی با فلزاتی مانند مس، روی، کروم و آهن جهت تبدیل شدن به آلیاژ ترکیب شود (Yalcin et al. 2018). این فلز مقاوم به خوردگی به‌وسیله هوا، آب و قلیا می‌باشد و به همین دلیل استفاده از آن جایگاه خاصی در صنایع مختلف دارد شود. از جمله کاربردهای آن می‌توان به تولید فولاد ضدزنگ، سکه، آلیاژهای فلزی، سوپر آلیاژها، فلزات غیرآهنی، باتری، آبکاری، چرم‌سازی، فرآوری خمیرکاغذ، رنگ‌دانه‌ها و فرآوری‌های معدنی اشاره نمود. (Anitha et al. 2020; Amini et al. 2009; Long et al. 2018)

مصرف بیش‌ازحد مجاز فلز نیکل باعث بروز مشکلات فراوانی جهت سیستم‌های ایمنی و عصبی انسان، بیماری‌های آلرژیک پوستی، مشکلات ریوی، فیبروز کلیوی و ناراحتی دستگاه گوارش می‌شود (Noormohamadi et al. 2019).

طبق اعلام مؤسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران (ISIRI 1053) حداکثر مقدار مجاز نیکل در آب آشامیدنی 0.07 میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. لذا بدلیل اثرات مخرب مورد اشاره، حذف آن از فاضلاب‌ها و پسماندهای صنعتی قبل از رهاسازی و تخلیه به محیط‌زیست امری حیاتی است. تعدادی از فن‌آوری‌ها در طی این سال‌ها جهت حذف فلزات سنگین از محلول‌های آبی توسعه‌یافته‌اند. روش‌های مرسوم شامل تبادل یونی، استخراج با حلال، رسوب شیمیایی، صاف‌سازی غشائی، روش‌های الکتروشیمیایی، اسمز معکوس، جذب سطحی، تبخیر و لخته‌سازی می‌شوند (Noormohamadi et al. 2019).

روش‌های مرسوم دارای راندمان پائین در غلظت‌های کم یون فلز، هزینه عملیاتی بالا، صرف انرژی بالا، شرایط حساس عملیاتی، حذف ناقص فلز، تولید لجن شیمیایی زیاد و آلودگی ثانویه می‌باشند (Villen-Guzman et al. 2019). این محدودیت‌ها به همراه الزامات محیط‌زیستی در خصوص فلزات سنگین نیاز به توسعه فن‌های جدید را بیش‌ازپیش

آشکار می‌کند. توسعه روش‌های ساده از نظر فنی و جذاب از لحاظ اقتصادی برای تصفیه فاضلاب‌های صنعتی یکی از مهم‌ترین اولویت‌های قرن ۲۱ می‌باشد (Amini et al. 2009). جذب زیستی به‌عنوان یک روش مبتنی بر راندمان بالای جذب، سرمایه‌گذاری و هزینه‌های عملیاتی کم، سهولت مدیریت و بهره‌برداری و آلودگی ثانویه کم، توجه بسیاری را به‌خود جلب نموده است (Long et al. 2018). جذب زیستی یک فن‌آوری کم‌هزینه و دوستدار محیط‌زیست برای جداسازی فلزات سنگین با استفاده از فرآیند اتصال یون فلزی به جاذب است که کارایی آن به‌طور مستقیم با شرایط جاذب در ارتباط است این جاذب‌ها عمدتاً شامل زیست‌توده غیرزنده مانند لیگنین، پوست میوه و زباله‌های کشاورزی، زیست‌توده جلبکی و زیست‌توده‌های میکروبی شامل باکتری، قارچ و مخمر می‌باشد. یک جاذب ایده‌آل می‌بایستی اقتصادی، دوستدار محیط‌زیست، بسیار کارآمد، فراوان و تجدیدپذیر باشد. مواد زائد کشاورزی که عمدتاً از لیگنین و سلولز تشکیل شده‌اند به‌عنوان یک گزینه مناسب برای تصفیه فاضلاب‌های دارای فلزات سنگین پیشنهاد شده‌اند (Villen-Guzman. 2019).

استفاده از میکروارگانیسم‌های زنده و مرده و مواد بیولوژیکی از سال ۱۹۸۰ تاکنون برای از بین بردن آلودگی‌های یون فلزات سنگین از فاضلاب‌ها استفاده شده است (Aghababai (2019) Beni and Esmaeili).

در طی فرآیند جذب زیستی یون‌های فلز موجود در محلول آبی بر روی سطح جاذب غیرزنده جذب می‌شوند. در مقایسه با موجودات زنده، زیست‌توده غیرزنده مزایای بیشتری مانند راندمان بالا، عدم نیاز به محیط رشد اضافه و مواد مغذی، کم بودن لجن ضایعات و هزینه کمی را نشان می‌دهند (Noormohamadi et al. 2019). پژوهش‌های جدید روی جاذب‌های با حذف انتخابی فلزات که معمولاً مساحت سطحی زیادی با گروه‌های عاملی مختلف و همچنین سینتیک واکنش سریع و مناسب برای حذف فلزات سنگین دارند متمرکز شده است. به‌منظور بهبود عملکرد جاذب در مواقع لزوم از اصلاح شیمیایی سطح و اصلاح داخل سلول بیولوژیکی استفاده می‌گردد (Qin et al. 2019).

حذف زیستی نیکل به‌وسیله زیست‌توده غیرزنده و غیرفعال میکروبی و یا مشتق شده از گیاهان به‌عنوان یک فن‌آوری جایگزین و مبتکرانه برای حذف این آلودگی از محلول‌های

مشخص است که ساختار دیواره سلولی زیست توده عامل به وجود آمدن این خاصیت جذب است. به طور کلی در فرآیند جذب زیستی می‌بایستی روی سه موضوع متمرکز شد. جذب زیستی (انتخاب جذب با ظرفیت جذب بالا، قابلیت دسترسی آسان و ارزان قیمت)، مکانیسم جذب و آزمایش در مقایسه‌های بزرگ (Long et al. 2018). مزایا و معایب جذب زیستی به وسیله زیست توده غیرزنده به شرح ذیل است:

۳-۱- مزایا

- زیست توده غیرزنده مستقل از رشد، مضمون محدودیت آلودگی سلول نمی‌شود. این زیست توده هیچ نیازی به مواد مغذی جهت رشد سلول در محلول خوراک ندارد بنابراین از لحاظ اقتصادی شایان توجه می‌باشد لذا مشکل دفع مواد مغذی اضافی یا محصولات متابولیکی مطرح نخواهد بود.

- زیست توده می‌تواند از صنایع تخمیری موجود حاصل گردد که در واقع ضایعات پس از تخمیر می‌باشد.

- این فرایند شامل محدودیت فیزیولوژیکی سلول‌های میکروبی زنده نمی‌شود.

- به خاطر اینکه زیست توده غیرزنده به عنوان یک تبادل گر یونی عمل می‌کند این فرآیند بسیار سریع است و بین چند دقیقه تا چند ساعت انجام می‌شود. اتصال فلز به زیست توده اغلب آن قدر زیاد است که منجر به جذب بسیار کارآمد فلز می‌گردد.

- از آنجایی که سلول‌ها غیرزنده هستند، شرایط فرآیندی آن محدود به رشد سلول‌ها نمی‌باشد. به عبارت دیگر یک طیف گسترده‌ای از شرایط عملیاتی مانند pH، دما، و غلظت فلزی مورد استفاده می‌باشد. ضمن اینکه هیچ شرایط اسپتیکیتی برای این فرآیند مورد نیاز نمی‌باشد.

- فلز را می‌توان به راحتی دفع کرد و در صورت قابل توجه بودن مقدار فلز بازیافت شده، آن را بازیابی نمود.

- استفاده از جاذب‌های ارزان قیمت.

۳-۲- معایب

- اشباع زودرس می‌تواند یک مشکل باشد. به عنوان مثال هنگامی که سایت‌های برهمکنشی فلز اشغال می‌شوند، صرف نظر از مقدار فلز قبل از استفاده بیشتر، دفع فلز ضروری است.

آبی عنوان می‌شود که ضمن مرتفع کردن مشکلات روش‌های قدیمی، از قابلیت دسترسی فراوان جاذب توأم با تجدید پذیری و ظرفیت جذب بالا برخوردار می‌باشد. لذا، هدف از این پژوهش معرفی انواع جاذب‌های زیستی میکروبی و مشتق شده از گیاهان به منظور حذف نیکل از محلول آبی و آشکارسازی ظرفیت جذب هر جاذب بود.

۲- مواد و روش‌ها

جهت رسیدن به هدف پژوهشی این مقاله، از مقاله‌های یافت شده در بین سال‌های ۱۹۸۰ تا ۲۰۲۰ از پایگاه داده Pubmed، researchgate و Science Direct استفاده شد.

برای جست و جوی مقالات از کلید واژه‌های Biosorption، nanoparticles و aqueous solution، heavy metals

استفاده شده است. مقالات مرتبط با استفاده از جاذب‌های زیستی و ترکیب آنها با نانوجاذب‌ها برای حذف نیکل از محلول‌های آبی انتخاب شدند. بعد از شناسایی جاذب‌های به گرفته شده به بررسی دوز جاذب مصرفی، دوز بهینه و ظرفیت جذب برای چند جاذب زیستی و نانو جاذب پرداخته شد.

۳- جذب با استفاده از زیست توده‌های میکروبی غیرزنده غیرفعال و زیست توده‌های پایه گیاهی

پایه گیاهی

جذب زیستی یک ویژگی خاص انواعی از زیست توده‌های میکروبی غیرزنده غیرفعال و زیست توده‌های پایه گیاهی برای اتصال و تغلیظ فلزات سنگین از محلول‌های آبی بسیار رقیق است. این فرآیند یک پدیده سریع بوده و ظرفیت اتصال زیست توده‌های خاص قابل مقایسه با رزین‌های تبادل کاتیون سنتزی می‌باشد. زیست توده‌های دارای این خاصیت مانند یک ماده شیمیایی تبادل گر یون البته با منشأ بیولوژیکی عمل می‌کنند. اساس کار در فرآیند جذب زیستی، برهمکنش بین یون‌های فلزی با زیست توده و تثبیت بر روی آن می‌باشد. این برهمکنش شامل جذب سطحی، واکنش‌های تبادل یونی با گروه‌های عاملی در سطح زیست توده و واکنش‌های کمپلکس سطحی می‌باشد. سایت‌های اتصالی برای یون‌های فلزی قرار گرفته در سطح زیست توده، شامل گروه‌های مختلف اعم از کربوکسیل، کربونیل، هیدروکسیل، فسفات، آمین و سولفات از چربی‌ها، پروتئین‌ها و پلی ساکاریدها می‌شوند که در سطح زیست توده قرار گرفته‌اند (Zafar et al. 2007; Long et al. 2018; Amini et al. 2009).

اثر بخشی و جنبه اقتصادی آن به‌عنوان یک جاذب بکار برده شد اما نتوانسته است موفقیت چشمگیری را در کاربردهای عملی ایجاد نماید. بنابراین بسیاری از روش‌های بهبود یافته بر اساس جاذب زیستی پدیدار گشت. بر اساس تحقیقات و مقالات مختلف سه نوع روش جدید بهینه نمودن جاذب زیستی ارائه گردید: اصلاح شیمیایی جاذب‌ها، ترکیب زیست‌توده و مواد شیمیایی و سیستم‌های ترکیبی چند زیست‌توده. اصلاح شیمیایی به‌طور کلی می‌تواند به دو دسته تقسیم شود: اصلاح سطح و اصلاح داخلی سلول بیولوژیکی. هدف اصلی از اصلاح سطح حذف ناخالصی‌های سطح سلول، افزایش سایت‌های اتصالی فلزات سنگین روی سطح سلول بیولوژیکی یا تغییر بار روی سطح سلول می‌باشد. اصلاح داخلی بسیار پیچیده‌تر است که شامل تغییرات در ساختار داخلی یا ترکیب سلول‌های بیولوژیکی می‌باشد.

تحریک یا مهار فعالیت آنزیم‌هایی که در انتقال یا تجمع فلزات سنگین داخل سلول نقش دارند تأثیر قابل توجهی در تصفیه فلزات سنگین دارند. ترکیب زیست‌توده با مواد دیگر می‌تواند این مشکل را حل نماید. علاوه بر این ترکیب چند ماده بیولوژیکی برای جذب بالای فلزات سنگین و پایداری در برابر این عناصر آلوده‌کننده محیط‌زیست به اثبات رسیده است (Qin et al. 2019). پژوهش‌های جدید روی جاذب‌های گزینشی که معمولاً مساحت سطحی زیاد با گروه‌های عاملی مختلف و همچنین سینتیک واکنش سریع و مناسب برای بازیابی یون‌های فلزات سنگین دارند متمرکز شده است. این موارد منجر به استفاده بهتر از ظرفیت این جاذب‌ها و غلظت باقیمانده کم یون فلزی می‌گردد.

میکروارگانیسم‌ها بدلیل نسبت سطح به حجم بالا و تعداد زیاد گروه‌های عاملی روی سطح خود، می‌توانند شرایط بسیار مناسب و کارآمدی را برای برهمکنش با فلزات سنگین ایجاد نمایند. در مقایسه با میکروارگانیسم‌های زنده، زیست‌توده‌های غیرزنده بدلیل راندمان بالا، عدم نیاز به محیط رشد اضافه و مواد مغذی، کم بودن لجن ضایعات و هزینه کم، مزایای بیش‌تری را از خود نشان می‌دهند (Long et al. 2018). استفاده از ضایعات و پسماندهای کشاورزی و پوست میوه‌ها به‌عنوان جاذب زیستی به‌دلیل کم‌هزینه بودن آن‌ها بسیار امیدوارکننده است. کما اینکه دوستدار محیط‌زیست نیز می‌باشند. برخی از محدودیت‌ها در استفاده از پوست میوه‌جات مانند ظرفیت جذب کم وجود دارد که

- پتانسیل بهبود فرآیندهای بیولوژیکی (به‌عنوان مثال از طریق مهندسی ژنتیک) به خاطر اینکه سلول‌ها در حال سوخت‌وساز نیستند محدود می‌شود. از آنجاکه تولید جاذب در قبل از مرحله رشد اتفاق می‌افتد هیچ کنترل بیولوژیکی روی مشخصات جاذب وجود ندارد. این مخصوصاً زمانی صادق خواهد بود که از زیست‌توده حاصل از پسماند تخمیر استفاده گردد (Singh and Goyal (2007)).

۳-۳- جاذب زیستی

باکتری‌ها، قارچ‌ها، مخمرها، جلبک‌ها، پوست میوه‌ها، بقایای گیاهی، لجن فعال و بیوپلیمرها، جاذب‌های زیستی مختلفی هستند. محققان جاذب‌های استخراج‌شده از منابع بیولوژیکی را به‌عنوان جاذب‌های بیولوژیکی یا زیستی طبقه‌بندی می‌کنند. جاذب‌های زیستی مرسوم بایستی از معیارهای عنوان‌شده زیر پیروی کنند:

- ۱) ظرفیت جذب بالا و سینتیک مناسب (Wang et al. 2017).
- ۲) اندازه، ظاهر و مشخصات فیزیکی مناسب (Shi et al. 2015).
- ۳) جداسازی جاذب از محلول بایستی ارزان، سریع و با کارایی بالا باشد (Xin et al. 2017).
- ۴) استحکام مکانیکی بالا، پایداری دمایی و مقاومت شیمیایی مطلوب (Wang et al. 2017).
- ۵) در دسترس بودن جاذب زیستی و روش‌های آماده‌سازی کارآمد (Du et al. 2016).
- ۶) قابلیت احیا و استفاده مجدد (Saha et al. 2017).

جدول (۱) فهرستی از جاذب‌های زیستی نیکل با خلاصه‌ای از مراحل آماده‌سازی و ویژگی‌های خاص را ارائه داده است. بر طبق این جدول، مراحل کلی آماده‌سازی جاذب‌ها به این شرح می‌باشد: ۱. جمع‌آوری جاذب‌های اولیه ۲. شستشو با آب مقطر و صاف‌سازی ۳. خشک کردن ۴. بهبود ویژگی‌های جاذب و گروه‌های عاملی ۵. بهینه کردن هندسه و ابعاد جاذب‌ها مانند خرد کردن و قراردادن روی یک بستر ۶. نگهداری در شرایط مناسب (Aghababai Beni and Esmaeili. 2019).

برای ده‌ها سال، طیف گسترده‌ای از جاذب‌های زیستی نوآورانه کشف و برای حذف فلزات سنگین مورد استفاده قرار گرفت اگرچه گونه‌های بیولوژیکی گسترده‌ای با توجه به

یک ماده جاذب مهم تلقی می‌گردند. جلبک‌های قهوه‌ای بدلیل ظرفیت جذب بالایشان که عمدتاً ناشی از پلی ساکاریدهای حاضر در دیواره سلولی آنهاست توجه زیادی را به خود جلب نموده است. این پلی ساکاریدها عمدتاً مسئول عملکرد گروه‌های عاملی کربوکسیل و سولفونیک اسید هستند که در پروسه تبادل یونی فعال می‌باشند (Barquilha et al. 2018).

نانوموادها به‌خوبی به نیاز جذب بالا پاسخ می‌دهند. در مقیاس نانو، مواد اغلب برخی خصوصیات مانند اثر سطحی، اثر کوانتومی را نشان می‌دهد که در افزایش بازده حذف آلاینده‌ها از محلول آبی نقش دارد (Herrera-Barros et al. 2020).

با اصلاح شیمیایی پالم روغن به‌وسیله نانو ذرات آلومینا (Al_2O_3) از طریق مساحت سطحی، سایت‌های فعال زیاد و افزایش پایداری حرارتی به ظرفیت جذب بالائی از نیکل رسیدند. اضافه نمودن Al_2O_3 ، میزان جذب نیکل را ۵/۹٪ به نسبت جاذب بدون اصلاح افزایش داده است.

می‌توان این مشکل را با اصلاحات شیمیایی مختلف مانند قراردادن جاذب‌ها در محلول اسید، قلیا، حلال آلی و دیگر معرف‌ها جبران نمود (Villen-Guzman et al. 2019). افزایش ۲/۵ برابری جذب نیکل به‌وسیله پوست لیمو را به‌واسطه استفاده از NaOH جهت اصلاح سطح جاذب نشان دادند. بهبود سطح اصلاح‌شده با قلیا می‌تواند به‌واسطه تبدیل ساختار لیگنین به بار منفی و افزایش سایت‌های آنیونی بیشتر موردعلاقه جذب کاتیون‌های فلزی می‌باشد. همچنین افزایش ظرفیت جذب نیز می‌تواند به‌دلیل رسوب هیدروکسید فلزی باشد. اصلاح آسپرژیلوس نایجر با NaOH نیز بر طبق گزارش‌ها افزایش ظرفیت جذب را به همراه داشته است (Anitha et al. 2020). نتایج مثبت جذب زیستی به‌وسیله جاذب پوسته انبه اصلاح‌شده با سولفوریک اسید، عملکرد مناسب پوسته برنج اصلاح‌شده با هیومیک اسید را نشان داده‌اند (Basu et al. 2019). جلبک‌های دریایی به‌واسطه جذب فلز بالا، هزینه کم، تجدیدپذیری و فراوانی در مناطق زیادی از جهان به‌عنوان

جدول ۱- جاذب‌های زیستی مختلف فلز نیکل و ویژگی‌های خاص آنها

Table 1 Different biosorbents of nickel metal and their special properties

Bioadsorbent	Main Results	Reference
پودر پوست بادام‌زمینی	بهره‌وری حذف یون‌های Pb^{2+} ، Fe^{3+} ، Cr^{3+} ، Cu^{2+} ، Cd^{2+} ، Mn^{2+} ، Zn^{2+} و Co^{2+} به‌ترتیب ۱۰۰، ۹۵، ۵۶، ۵۱، ۴۵، ۴۱، ۳۸، ۳۰ و ۲۴٪ را نشان داد.	(Abdelfattah et al. 2016)
پوسته نارگیل Cocos nucifera L.	حداکثر جذب از طریق جذب برای مس، نیکل، سرب، و روی به‌ترتیب ۸۸/۶، ۸۰/۹، ۷۲/۴ و ۶۷/۶٪ رخ داده است.	(Malik and Dahiya 2017)
Cartobacterium sp.Fmol زیست‌توده از خاک‌های مزارع شمال شرقی ایران جدا شد.	حداکثر ظرفیت جذب زیستی برای سرب (II) ۱۸۶/۶۰ و برای نیکل (II) mg/g ۱۴۰/۹۹ گزارش شد.	(Masoumi et al. 2016)
Myriophyllum Spicatum کمپوست	سرب (II) بالاترین ظرفیت جذب را دارد. ترجیح کمپوست به‌ترتیب $Pb(II) > Ni(II) > Zn(II) > Cd(II) > Cu(II)$ در حالت شرایط مطلوب pH برابر ۵/۰ می‌باشد.	(Milojković et al. 2016)
Corn Silk (ریش ذرت)	ریش ذرت اصلاح‌شده زیست جاذب جدید توسط نیتریک اسید رقیق (HNO_3) به‌عنوان یک ماده استخراج‌کننده فاز جامد تهیه و برای حذف Cu^{2+} ، Co^{2+} و Ni^{2+} در آب قبل از تعیین آنها استفاده شد. حداکثر ظرفیت جذب Ni^{2+} ، Co^{2+} و Cu^{2+} در HNO_3 -MCS به‌ترتیب ۹۶/۱۵، ۹۰/۰۹ و ۷۶/۹۲ mg/gr در $25^{\circ}C$ بود.	(Yu et al. 2016)
لعاب به‌دست‌آمده از گیاه Dicerocaryum eriocarpum Leaves (DE)	هر دو جاذب اصلی و اصلاح‌شده نتایج موفقیت‌آمیزی داشتند. ظرفیت جذب به‌ترتیب ۰/۱۰، ۲/۳۸۷، ۴/۹۰۲، ۰/۶۸۸ و ۰/۱۲۵ برای روی DE مایعات بود. لعاب اصلاح‌شده نسبت به لعاب $Ni(II)$ ، $Cd(II)$ ، $Fe(II)$ و $Cr(III)$	(Jones et al. 2016)



Bioadsorbent	Main Results	Reference
قارچ رشته‌ای Trichoderma	اصلاح‌نشده در حذف یون‌های فلزی بسیار کارآمد است. ۱۴ گونه Trichoderma از نظر تحمل به دو فلز سنگین، نیکل و کادمیوم موردبررسی قرار گرفت. سه گونه MT-4، UBT-18 و IBT-I سطح بالایی از جذب نیکل را نشان دادند، درحالی‌که MT-4، UBT-18 و IBT-II جذب کادمیوم بهتری نسبت به سایر گونه‌ها داشتند. برای تصفیه خاک‌های آلوده به نیکل می‌توان از Trichoderma استفاده نمود.	(Nongmaithem et al. 2016)
سودو موناس Pseudomonas sp	اهداف این مطالعه، ارزیابی حذف جیوه به‌تنهایی و در حضور کادمیوم، نیکل و سرب و همچنین در حضور سایر فلزات توسط چهار میکروارگانیسم مقاوم در برابر جیوه بود. گونه B50D Pseudomonas sp بهترین عملکرد را در حذف جیوه هم‌زمان با سایر فلزات از خود نشان داد. در حذف Ni، Cd، Hg و Pb از پساب صنعتی نشان داده شد که چهار گونه ارزیابی‌شده قادر به حذف ۶۲٪ تا ۹۵٪ جیوه از یک محیط کشت بدون افزودن فلزات دیگر هستند. گونه B50D Pseudomonas sp قادر به حذف ۷۵٪ Hg در حضور Cd و ۹۱٪ در حضور Ni و Pb بود. همچنین با حضور سایر فلزات، به ترتیب ۶۰٪، ۱۵٪ و ۸۵٪ Ni، Cd و Pb حذف شد. گونه B50D Pseudomonas sp ۸۵٪ جیوه را حذف کرد بدون حضور Ni، Cd و Pb اما سایر فلزات را حذف نکرد.	(Giovannella et al. 2017)
آلژینات استخراج‌شده از Sargassum filipendula	جذب بیولوژیکی سیستم‌های Ni (II) - Cu (II) بر روی بقایای استخراج آلژینات از Sargassum filipendula تأیید شد. یون‌های مس (II) میل بیش‌تری با جذب‌کننده زیستی نشان دادند، درحالی‌که حذف نیکل (II) وابستگی زیادی به حضور یون‌های مس (II) داشت (یعنی یون‌های مس (II) از حذف نیکل (II) جلوگیری می‌کنند).	(Suzaki et al. 2017)
Nocardiopsis sp. MORSY1948 and Nocardia sp. MORSY2014	زیست‌توده مرده کارایی بیشتری نسبت به سلول زنده دارد. میل زیست‌توده مرده MORSY1948 برای Ni^{2+} ، Cr^{6+} و Zn^{2+} تحت شرایط بهینه‌سازی pH، ۷ و ۸، به‌ترتیب در دمای $40^{\circ}C$ با ۰/۳٪ دوز جاذب محیط‌زیستی به‌شرح زیر بود: Ni^{2+} (87.90%) > Zn^{2+} (84.15%) > Cr^{6+} (63.75%) باین‌حال، زیست‌توده مرده MORSY2014 در شرایط pH = ۸ و دمای $50^{\circ}C$ با ۰/۳٪ دوز جاذب زیستی بالاترین میل را به نمایش می‌گذارد که به‌شرح زیر است: Cr^{6+} (95.22%) > Ni^{2+} (93.53%) > Zn^{2+} (90.37%). اگر دوز جاذب ۰/۴٪ بیش‌تر استفاده شود، جذب تمام فلزات سنگین از محلول آبی ۱۰۰٪ خواهد شد.	(El- Gendy and El- Bondkly et al. 2016)
تثبیت استافیلوکوکوس آرئوس مرده	ظرفیت جذب نیکل در حد قابل‌قبول بوده است. برهمکنش کلسیم و منیزیم در محیط واکنش مقدار ظرفیت جذب را کاهش می‌دهد یک مطالعه دسته‌ای برای n-Fe ₃ O ₄ -Phth S. aureus مقایسه و بهینه‌سازی فرآیند جذب با استفاده از انجام (II) و مس (II)، نیکل (II) خشک برای حذف سرب (S. aureus) در مقابل biosorbent n-Fe ₃ O ₄ -Phth S. aureus. مقادیر حداکثر ظرفیت جذب زیستی به ترتیب توسط به ترتیب زیر Fe ₃ O ₄ -Phth S. aureus (II) > Ni (II) > Cu (II) به ترتیب ۱۳۵۵، ۹۸۵ و ۷۹۵ μmol/g مشخص شد.	(Mahmoud et al. 2016)
جلبک قهوه‌ای دریایی تثبیت‌شده Sargassum	در این مطالعه، جلبک‌های قهوه‌ای برداشت‌شده در ایالت پرنامبوکو - گونه‌های برزیل، Sargassum و سدیم تجاری و آلژینات سدیم تجاری به‌عنوان جاذب-	(Barquilha et al. 2017)

Bioadsorbent	Main Results	Reference
	های زیستی آزاد و بی حرکت برای حذف یون‌های نیکل و مس در آزمایش‌های دسته‌ای و مداوم از محلول‌های آبی استفاده شد. داده‌های تعادل نشان می‌دهد که ماتریس آلژینات کلسیم حداکثر ظرفیت جذب زیستی را در بی حرکتی افزایش داده و هر دو ماده جاذب زیستی میل و ظرفیت جذب بیش‌تری برای یون‌های مس نسبت به یون‌های نیکل دارند.	
رزین کربوکسی متیل کیتوزان-همی سلولز (CMCH) با فرآیند اتصال متقابل Ni(II)، Cu(II)، Cd(II)، Hg(II)، Mn(VII) و Cr(VI) مورد ارزیابی قرار گرفتند. عوامل مختلفی در رفتار جذب تأثیرگذار است. ماکزیم ظرفیت جذب Ni(II) 362.3، Cd(II) 909.1، Cu(II) 333.3، Mn(VII) 42.0 و Cr(VI) 49.0 mg/g به کمک (CMCH) مشاهده شد.	(Wu et al. 2017)	
پوست لیمو	در این کار از HNO_3 ، HCl ، H_3PO_4 ، $CaCl_2$ ، NH_3 و $NaOH$ برای بهبود ظرفیت جذب پوست لیمو برای حذف Ni(II) از پساب‌های آبی مورد بررسی قرار گرفت. پیش‌تصفیه سطح با استفاده از $NaOH$ به دلیل بهبود حداکثر ظرفیت جذب به‌عنوان بهترین گزینه انتخاب شد. حداکثر ظرفیت جذب برابر با 36.74 mg/g بود.	(Villen-Guzman et al. 2019)
Non-living streptomyces roseorabens SY	حداکثر ظرفیت جذب نیکل (II) توسط <i>Streptomyces roseorubens</i> SY 208/9 mg/g یافت شد.	(Long et al. 2018)
biosper Aspergillus niger	تأثیر سه پارامتر در جذب نیکل (II) با استفاده از روش سطح پاسخ (RSM) و همچنین مدل‌های ایزوترم لانگمویر و فروندلیچ شرح داده شد. جذب بهینه نیکل (II) 4/82 mg/g در pH 6.2 به دست آمد. دوز زیست‌توده 2/98 g/l و غلظت اولیه نیکل (II)، 300 mg/l بود. لانگمویر و فروندلیچ توانستند ایزوترم جذب زیستی را به خوبی توصیف کنند. با این حال، پیش‌بینی جذب بیولوژیکی نیکل (II) با استفاده از ایزوترم‌های لانگمویر و فروندلیچ در مقایسه با رویکردهای RSM نسبتاً ضعیف بود.	(Amini et al. 2009)
لجن فعال خشک Algal biomass	زیست‌توده جلبکی بالاترین ظرفیت جذب نیکل (II) را در دمای 45 °C با غلظت اولیه یون نیکل (II) 250 mg/lit و pH اولیه 4/5 به نمایش گذاشت. ظرفیت جذب بیولوژیکی با افزایش دما از 15 به 45 °C در این غلظت اولیه نیکل (II) از 48/1 به 60/2 mg/g افزایش یافت.	(Aksu 2002)
پوسته انبه	جذب فلز سنگین Ni (II) از محلول آبی توسط سولفوریک اسید پوسته اصلاح‌شده با محصول جانبی کشاورزی مورد مطالعه قرار گرفت. اثر دوز جاذب، زمان تماس، pH، بر راندمان حذف نیکل (II) توسط مطالعات حالت دسته‌ای ارزیابی شد. در شرایط بهینه آزمایش، حذف نیکل در pH 5 و دوز کربن 60 mg مشاهده شد. مورفولوژی سطح و گروه‌های عملکردی با استفاده از داده‌های FT-IR و میکروسکوپ الکترونی روبشی مورد تحلیل قرار گرفت. جاذب مقرون‌به‌صرفه و کارآمد در حذف Ni (II) از محلول آبی بود.	(Anitha et al. 2020)
جلبک دریایی قهوه‌ای Sargassum sp	استخراج آلژینات از جلبک دریایی قهوه‌ای در محلول کربنات سدیم در دمای 80 °C انجام شد و دانه‌های کلسیم آلژینات با استفاده از روش قطره‌ای تولید شد. نقطه بار صفر جاذب‌های زیستی تعیین شد. سینتیک جذب زیستی نسبتاً سریع بود و تعادل بین 90 تا 360 min حاصل شد. ایزوترم‌های جذب زیستی	(Barquilha et al. 2018)

Bioadsorbent	Main Results	Reference
	<p>نشان دادند که دانه‌های کلسیم آلژینات از ظرفیت جذب بالاتری برخوردار هستند.</p>	
پوسته برنج ترکیب شده با هیومیک اسید waste rice husk	<p>جذب بیولوژیکی با استفاده از زباله‌های سلولزی به‌عنوان یک فن‌آوری تمیز برای جذب فلزات سنگین در نظر گرفته شده است. در این مطالعه، یک جاذب زیستی جدید با استخراج سلولز از پوسته ضایعات برنج با استفاده از روش سفیدکننده سودا و سپس پوشش آن با استفاده از هیومیک اسید سنتز شد. مشخص شد که ماده جاذب زیستی برای حذف نیکل و کروم از محیط آبی بسیار مؤثر است. ظرفیت جذب با تهیه پوشش هیومیک اسید به‌طور قابل توجهی افزایش می‌یابد. داده‌های آزمایش در ایزوترم جذب و مدل جنبشی جا داده شد و فرآیند جذب را توصیف می‌کند. ظرفیت جذب جاذب زیستی توسعه یافته به ترتیب برای نیکل و کروم $41/12$ و $39/19$ mg/g بود.</p>	(Basu et al. 2019)
پسماند روغن نخل (oil) و palm bagasse نانوذرات Al_2O_3	<p>این مطالعه بر روی تهیه یک جاذب زیستی از نانو ذرات روغن نخل و آلومینا و استفاده از آن برای جذب کادمیوم و نیکل متمرکز شد. وجود باندهای جذبی متناسب به پیوندها با آلومینیوم نشان‌دهنده سنتز موفقیت‌آمیز این جاذب زیستی است. عناصر کربن و اکسیژن به دلیل ماهیت این زیست‌توده لیگنوسلولزیک بیشترین تأثیر را در ترکیب زیست جاذب دارند. اصلاح با نانو ذرات آلومینا با استفاده از دی متیل سولفوکسید (DMSO) به‌عنوان حلال آلی، هیچ افزایش قابل توجهی در روند جذب را نشان نمی‌دهد. بیش‌ترین عملکرد حذف (برای کادمیوم 87% و برای نیکل 81%) در $pH = 6$ و اندازه ذرات mm $0/355$ به دست آمد.</p>	(Herrera-Barros et al. 2020)
قارچ سفید پوسیده (<i>P. chrysosporium</i>) (PTCC5270)	<p>یون‌های Ni^{2+} و Cd^{2+} در 25 و 16 mg/lit در <i>P. chrysosporium</i> با کارایی به ترتیب $96/23$ و $89/48\%$ در $pH = 6$ و 36 °C پس از حدود 9 hr تحت اختلاط چاه جمع شدند.</p>	(Noormohamadi et al. 2019)
پسماند کارخانه روغن زیتون	<p>جذب زیستی برای Ni (II) با استفاده از تفاله زباله کارخانه روغن زیتون (WPOOF) است. اهمیت تعادلی جذب Ni (II) در دمای مختلف توسط ایزوترم‌های فروندلیچ، لانگمویر و تمکین توصیف شد. داده‌های تعادل به‌خوبی با ایزوترم تمکین و لانگمویر متناسب است. ظرفیت جذب تک لایه WPOOF همان‌طور که از ایزوترم لانگمویر در دمای 60 °C به دست آمده است 14.80 mg/gr است.</p>	(Nuhoglu and Malkoc (2009))
مخمر نانویی	<p>جذب زیستی یون‌های نیکل (II) توسط مخمر پروتون غیرفعال با توجه به pH اولیه و غلظت اولیه یون فلز مورد بررسی قرار گرفت. سینتیک جذب نیز بر اساس مقادیر فلز جذب شده در فواصل زمانی مختلف برای دوره‌ای مختلف مخمر دنبال شد. ظرفیت جذب با حداکثر مقدار 11.4 mg/gr در pH 6.75 به pH وابسته بود. جذب یون نیکل (II) با توجه به غلظت فلز به ترتیب شبه دوم بود و به دوز مخمر وابسته بود. ثابت سرعت، ظرفیت جذب تعادل و میزان جذب اولیه گزارش می‌شود.</p>	(Padmavathy et al. 2002)
سبوس برنج پروتونه شده	<p>سبوس برنج در فرم اسید شده H_3PO_4 به‌عنوان جاذب کم‌هزینه استفاده شد. خصوصیات جذب نیکل روی سبوس برنج پروتون شده به‌عنوان تابعی از pH، اندازه جاذب زیست، دوز جاذب زیست، غلظت اولیه نیکل و زمان ارزیابی شد. در محدوده pH آزمایش شده ($1-7$ pH)، شاخه برنج پروتون شده مقاومت بیشتری در برابر تغییر pH نشان می‌دهد، تا 102 mg/g ظرفیت اتصال نیکل</p>	(Zafar et al. 2007)

Bioadsorbent	Main Results	Reference
	در pH 6 را حفظ می‌کند. در همین حال، در مقادیر pH پایین ظرفیت جذب کاهش می‌یابد. درصد حذف سن نیکل حداکثر در ۰/۲۵ g دوز جاذب و mm ۰/۲۵ اندازه زیست جاذب بود.	
<i>Curtobacterium SP</i>	این مطالعه با هدف بررسی پارامترهای مؤثر در جذب فلز نیکل توسط یک باکتری بومی هالوفیل جدا شده از رسوبات تالاب میانکاله در شمال ایران انجام شد. <i>Halobacillus sp.</i> KN57 به عنوان مقاوم‌ترین نوع مثبت انتخاب و با استفاده از خصوصیات فنوتیپی و فیلوژنتیک (16S rRNA) شناسایی شد. سرانجام، طیف FT-IR مشخص کرد که گروه‌های عملکردی آمید، کربونیل و آمین در اتصال به یون‌های نیکل شرکت داشتند. نتایج نشان داد که سویه باکتریایی بومی (<i>Halobacillus sp.</i> KN57) جدا شده از تالاب میانکاله، به‌طور بالقوه یک جاذب زیستی امیدوارکننده برای جذب فلز نیکل است.	(Masoumi et al. 2016)
تفاله نیشکر sugarcane bagasse	مطالعه حاضر برای ارزیابی امکان انجام باگاس نیشکر برای حذف نیکل از محلول آبی انجام شده است. آزمایش‌های دسته‌ای برای بررسی جذب زیستی نیکل بر جاذب باگاس نیشکر با توجه به اثر زمان تماس، غلظت اولیه یون‌های نیکل، pH محلول و دما انجام شد. حداکثر ظرفیت تجربی باگاس نیشکر برای حذف نیکل تقریباً ۲ mg/g در ۲۵ °C و در pH ۵ بود	(Aloma et al. 2012)
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	شرایط بهینه برای جذب زیستی و تجمع زیستی سرب و حذف نیکل با استفاده از یک گونه باکتریایی جدا شده از کانال El-Malah Assiut مصر و به‌عنوان <i>Pseudomonas aeruginosa</i> ASU 6a شناسایی شد. حداکثر ظرفیت جذب زیستی سرب و نیکل با استفاده از سلول‌های غیرزنده و سلول‌های زنده به ترتیب ۱۲۳، ۱۱۳/۶ و ۷۹، ۷۰ mg/g بود.	(Gabr et al. 2008)
<i>Bacillus laterosporus</i>	بررسی با معرفی فلزات سنگین نیکل (II) و کادمیوم (II)، کاربردهای آن‌ها، سمیت و استانداردهای تخلیه آغاز می‌شود. فن‌های متداول مختلفی که برای بازسازی فلزات سنگین استفاده می‌شود مورد بحث قرار گرفته است. گزارش‌هایی در مورد فرآیند جذب، مکانیسم و ظرفیت جذب بیولوژیکی میکروارگانیسم‌های مورد استفاده برای اصلاح Ni (II) و Cd (II) ارائه شده است. باسیلوس‌ها نسبت به سایر میکروارگانیسم‌ها به دلیل پتانسیل جذب بالای فلز، سرعت جذب بالا و پتانسیل استفاده مجدد گزینه مناسبی می‌باشند.	(Rajeswari et al. 2013)
جلبک قهوه‌ای	مشخصات جذب بیولوژیکی یون‌های نیکل (II) با استفاده از جلبک‌های قهوه‌ای <i>Sargassum (Cytoseria indica Nizmuddinina zanardini)</i> ، <i>Padina australis</i> و <i>glaucescens</i> بررسی شد. پارامترهای تجربی مؤثر بر فرآیند جذب سطحی مانند سطح pH، زمان تماس، غلظت اولیه فلز و دما مورد مطالعه قرار گرفتند. نتایج نشان داد که جذب زیستی یون‌های نیکل (II) در دامنه‌های دمایی ۲۹۳-۳۱۳ K امکان‌پذیر، خودبه‌خود و گرماگیر است.	(Pahlavanzadeh et al. 2010)
پوست گریپ‌فروت	جذب زیستی کادمیوم و نیکل به پوست گریپ‌فروت از محلول آبی با استفاده از روش دسته‌ای بررسی شده است. حداکثر جذب Cd(II) و Ni(II) توسط پوست گریپ‌فروت به ترتیب ۴۲/۰۹ و ۴۶/۱۳ mg/g است.	(Torab-Mostaedi et al. 2013)
جلبک دریایی brown marine macroalga (<i>Turbinaria conoides</i>)	در این پژوهش، از یک ماکرو جلبک دریایی قهوه‌ای (<i>Turbinaria conoides</i>) به‌عنوان جاذب زیستی جدید برای جداسازی یون‌های ساماریوم از محلول‌های آبی استفاده شد. حداکثر ظرفیت جذب ۱۵۱/۶ mg/g در محلول با pH 4.0 مشاهده شد. آزمایش‌های نشان داد که ۰/۱M HCl با بازیابی خوب یون‌های	(Vijayaraghavan et al. 2017)

Bioadsorbent	Main Results	Reference
	Sm (III) با بازده جذب ۹۹/۲٪ کارآمد است.	
کاه جو	در این مطالعه، جذب زیستی نیکل توسط کاه جو از محلول سولفات نیکل بررسی شد. هنگامی که قدرت یونی (IS) محلول از 0.02M افزایش یافت، میزان جذب نیکل ۱۲٪ میزان به دست آمده در IS کم تر از 0.02M کاهش یافت.	(Thevannan et al. 2010)
جلبک قهوه‌ای	مطالعه حاضر با ارزیابی جذب یون‌های Cd(II)، Ni(II) و Pb(II) توسط هر دو جلبک دریایی قهوه‌ای سالم و از پیش درمان شده انجام گردید. از نتایج به دست آمده، مدل جنبشی شبه مرتبه دوم بهترین توصیف جذب بیولوژیکی یون‌های کادمیوم، نیکل و سرب را دارد.	(Montazer-Rahmati et al. 2011)
جلبک اصلاح شده	هیدئوی اداگونیم به عنوان یک جاذب مؤثر و کارآمد برای حذف یون‌های Ni (II) از محلول آبی تولید شد. مطالعات جذب زیست توده جلبکی اصلاح نشده و تحت اصلاح با (0.1M HCl) در حالت دسته‌ای مقایسه شد. نتایج FTIR زیست توده جلبکی نشان داد که زیست توده دارای گروه‌های مختلف عملکردی است و این گروه‌های عملکردی قادر به واکنش با یون فلز در محلول آبی هستند.	(Vinod et al. 2010)
(Enteromorpha prolifera) جلبک قهوه‌ای	در این مطالعه، جذب زیستی یون‌های نیکل (II) در انترومورفا پرولیفرا، یک جلبک سبز، در یک سیستم دسته‌ای بررسی شد. در شرایط بهینه جذب بیولوژیکی، ظرفیت جذب بیولوژیکی E. prolifera برای یون‌های نیکل (II) به ۳۶/۸ mg/g پس از ۱۲۰ min جذب بیولوژیکی پیدا شد.	(Ozer et al. 2008)

۳- یافته‌ها و بحث

بهم، تداخل بین سایت‌های جذب و کاهش اختلاط در چگالی‌های بالا و کاهش مساحت سطح جاذب شود. در دوره‌ای بالا، یون‌های نیکل موجود برای پوشاندن سایت‌های فعال روی جاذب کافی نیستند و این موضوع به نوبه خود منجر به کاهش ظرفیت جذب می‌گردد. به عبارت دیگر مقدار یون‌ها در برابر جایگاه‌های فعال کمتر می‌شود و در نتیجه برخی از جایگاه‌ها بدون استفاده می‌ماند. در نمودارهای دوز جاذب بر حسب راندمان جذب، شیب در ابتدای فرآیند بسیار تند می‌باشد که دلیل آن به واسطه دسترسی بالا نیکل به جایگاه‌های فعال روی سطح جاذب می‌باشد. اگر غلظت یون نیکل در محلول خیلی زیاد و مقدار دوز جاذب کم باشد حالت اشباع برای سیستم به وجود می‌آید. در غلظت‌های ۱-۲ g/l جاذب، منحنی راندمان جذب در ابتدا با شتاب بالا صعود می‌کند. این پروسه تا غلظت ۵ g/l افزایش می‌یابد و در آن نقطه تقریباً به صد در صد می‌رسد. در واقع این نقطه بهینه است و بالاتر از دوز ۵ g/l بهبودی در کارایی حاصل نمی‌گردد بلکه ظرفیت جذب با افزایش بیش تر از آن با شیب مشخصی کاهش می‌یابد (Villen-Guzman et al. 2019).

دوز جاذب مقدار جاذب به ازای واحد حجم محلول می‌باشد. جدول (۲) فهرستی از دوز بهینه، ظرفیت جذب و دوز جاذب بکار برده شده برای چندین زیست توده را در طراحی‌های آزمایشگاهی جهت حذف نیکل از محلول‌های آبی ارائه نموده است. عموماً مقدار جاذب در فرآیندهای جذب زیستی محدود می‌باشد. زمانی که مقدار کمی از جاذب، مقدار زیادی از یون فلز سنگین را جذب نماید جاذب کارآمدتر می‌شود. پژوهش‌های حاصله به اثبات رسانده است که مقدار جذب اغلب یک نسبت مستقیم با میزان جاذب دارد. نتایج نشان داده است که افزایش میزان جاذب بیشتر از مقدار بهینه ظرفیت جذب را کاهش می‌دهد (ظرفیت جذب معمولاً به صورت mg یون جذب شده به ازای گرم جاذب تعریف می‌گردد) در حالی که درصد جذب فلز با افزایش دوز جاذب بدلیل افزایش جایگاه فعال در دسترس برای جذب نیکل افزایش می‌یابد. استفاده از مقدار جاذب بیشتر از حد بهینه نمی‌تواند به بهبود کارایی جذب منجر می‌شود. در واقع دوز جاذب بالا می‌تواند منجر به تجمع ذرات جاذب و همپوشانی آن‌ها

جدول شماره ۲- دوز جاذب مصرفی، دوز بهینه و ظرفیت جذب برای چند جاذب زیستی و نانو جاذب
Table 2 Adsorbent dose, optimum dose and adsorption capacity for several biosorbents

Adsorbent	Adsorbent dosage (g/l)	Ion Concentration (mg/l)	Optimum Dosage (g/l)	Adsorption Capacity (mg/g)	Reference
پوست لیمو	1-20	100	5	36.74	(Villen-Guzman et al. 2019)
Non-living Streptomyces roseorubens Sy	1-5	100	1	76.13	(Long et al. 2018)
Aspergillus niger	1.60-6	8-30	2.98	4.82	(Amini et al. 2009)
ضایعات روغن زیتون	5,10,15	25-150	5	11.78	(Nuhoglu and Malkoc (2009))
Curtobacterium sp	1-30mg	0.5mm	1	100	(Masoumi et al. 2016)
پوست گریپ فروت	1-6	50	4	95% راندمان جذب	(Torab-Mostaedi et al. 2013)
Bacillus laterosporus(Mtcc 1628)	2-40	50	20	58.05% راندمان جذب	(Rajeswari et al. 2013)
قارچ غیرزنده	0.5-3	50	0.5	16.63	(Shroff and Vaidya 2011)
جلبک (Oedogonium hatei) اصلاح شده	0.1-1	200	0.1	44.2	(Vinod et al. 2010)
نانوذرات کیتوزان با روکش آلزین دار Co و Cu	0.1-0.9	70	0.3	33.33	(Hlihor et al. 2017)
جلبک دریایی قهوه‌ای خشک Sargassum natans	-	-	-	1.17	(Holan et al. 1993)

۴- نتیجه گیری

۳- روش‌های مرسوم قدیمی جداسازی فلزات سنگین از فاضلاب‌ها و محلول‌های آبی در غلظت‌های کم یون فلزی گران و ناکارآمد می‌باشند.

۴- جذب زیستی با میکروارگانیسم‌های غیرزنده و مواد زیستی فواید بیشتری نسبت به جاذب زنده دارد. فراوانی و کم‌ارزش بودن جاذب‌های زیستی استفاده از آن‌ها را از لحاظ اقتصادی توجیه می‌کند.

۵- استفاده از روش‌های فیزیکی و شیمیایی جهت اصلاح سطح جاذب زیستی و اصلاح داخلی سلول و ترکیب زیست‌توده با سایر مواد، تأثیر بسزایی در بالا بردن راندمان جذب دارد.

سیاسگزاری

در اینجا بر خود لازم می‌دانیم از معاونت پژوهشی دانشگاه آزاد اسلامی واحد تنکابن برای حمایت از انجام این پژوهش قدردانی به عمل آوریم.

دسترسی به داده‌ها

داده‌ها حسب درخواست، از طرف نویسنده مسئول از طریق ایمیل قابل ارسال است.

در این پژوهش با هدف معرفی انواع جاذب‌های زیستی میکروبی و مشتق شده از گیاهان به‌منظور حذف نیکل از محلول آبی و آشکارسازی بیش‌ترین ظرفیت جذب انواع جاذب، از مقاله‌های یافت شده در بین سال‌های ۱۹۸۰ تا ۲۰۲۰ استفاده شده است.

۱- بررسی‌ها نشان داد ظرفیت جذب پوست گریپ فروت با ظرفیت جذب ۹۵٪ نسبت به سایر مشتق شده از گیاهان مطلوب‌تر هست. همچنین از بین جاذب‌های زیستی میکروبی، Curtobacterium sp با ظرفیت جذب ۱۰۰٪ بهترین عملکرد را دارد.

۲- فلزات سنگین از جمله نیکل به‌واسطه سمیت، یک تهدید جدی برای محیط‌زیست و سلامت عمومی به شمار می‌رود. در مقیاس صنعتی، طراحی یک راکتور با جاذب زیستی ارزان‌قیمت و در صورت نیاز با اصلاحات شیمیایی توأم با لحاظ نمودن شرایط عملیاتی بهینه مطابق با داده‌های تجربی، می‌تواند نتایج قابل قبولی به همراه داشته باشد.

References

- Abdelfattah, I., Ismail, A. A., Al Sayed, F., Almedolab, A. and Aboelghait, K. (2016). Biosorption of heavy metals ions in real industrial wastewater using peanut husk as efficient and cost effective adsorbent. *J. Environ. Nanotech. Monit. Manage.*, 6, 176-183. DOI: 10.1016/j.enmm.2016.10.007.
- Adams, A. D. (1975). Activated carbon old solution toold problem. part 1, 2. *J. W.S.W.*, 118 (8-9), 46-48, 78-80.
- Aghababai Beni, A. and Esmaceli, A. (2019). Biosorption, an efficient method for removing heavy metals from industrial effluents: A Review. *J. Environ. Technol. Innov.*, 17, 100503. DOI: 10.1016/j.eti.2019.100503.
- Aksu, Z. (2002). Determination of the equilibrium, kinetic and thermodynamic parameters of the batch biosorption of nickel(II) ions onto *Chlorella vulgaris*. *J. Process Biochem.*, 38, 89-99. DOI: 10.1016/S0032-9592(02)00051-1.
- Aloma, I., Martí'n-Lara, M. A., Rodri'guez, I. L., Bla'zquez, G. and Calero, M. (2012). Removal of nickel (II) ions from aqueous solutions by biosorption on sugarcane bagasse. *J. Taiwan Inst. Chem. Eng.*, 43, 275-281. DOI: 10.1016/j.jtice.2011.10.011.
- Amini, M., Younesi, H. and Bahramifar, N. (2009). Biosorption of nickel(II) from aqueous solution by *Aspergillus niger*: Response surface methodology and isotherm study. *Chemosphere.*, 75, 1483-1491. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2009.02.025.
- Anitha, D., Ramadevi, A. and Seetharaman, R. (2020). Biosorptive removal of Nickel(II) from aqueous solution by Mangosteen shell activated carbon. *J. Mater. Today: Proceed.*, 1-5. DOI: 10.1016/j.matpr.2020.02.748.
- Arup, K. and Senguptx, E. D. (1995). Ion exchange technology: Advances in pollution control. Technomic Publishing Company, Inc., Lancaster, PA, U.S, 399.
- Asadaki, Z., Ansari, R. and Ostvar, F. (2019). Removal of nickel (II) ions using iron oxide (III) nanoparticles from aqueous solutions: Study of kinetic, isothermal and thermodynamic models. *J. Health Environ.*, (3)12, 396-383. [In Persian].
- Asmi, N. (1999). Preventing the loss of chromium in the plating industry and examining the possibility of recycling it by ion exchange method, M.Sc. Thesis, University of Tehran. [In Persian].
- Bahnemann, D. (2004). Photocatalytic water treatment: Solar energy applications. *J. Solar Ener.*, 77, 445-9. DOI:10.1016/j.solener.2004.03.031.
- Banshi, M. M. (2002). Investigation of anionic resin performance in simultaneous removal of organic and mineral pollutants from water. Master Thesis, Faculty of Health, University of Tehran. [In Persian].
- Barquilha, C., Cossich, E., Tavares, C. and Silva, E. (2017). Biosorption of nickel (II) and copper (II) ions in batch and fixed-bed columns by free and immobilized marine algae *Sargassum sp.* *J. Clean. Product.*, 150, 58-64. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.02.199.
- Barquilha, C. E. R., Cossich, E. S., Tavares, C. R. G. and Silva, E. A. (2018). Biosorption of nickel(II) and copper(II) ions by *Sargassum sp.* In nature and alginate extraction products. *J. Bioresour. Technol. Report.*, 5, 43-50. DOI: 10.1016/j.biteb.2018.11.011.
- Basu, H., Saha, S., Mahadevan, I. A., Pimple, M. V. and Singhal, R. K. (2019). Humic acid coated cellulose derived from rice husk: A novel biosorbent for the removal of Ni and Cr. *J. Water Process Eng.*, 32, 1-8. DOI: 10.1016/j.jwpe.2019.100892.
- Bolong, N. (2000). A review of the effect of emerging contamination in wastewater and options for their removal. *Desal.*, 239, 229-46. DOI: 10.1016/j.desal.2008.03.020.
- Bootharaju, M. S. and Pradeep, T. (2010). Uptake of toxic metal ions from water by naked and monolayer protected silver nanoparticles: an x-ray photoelectron spectroscopic investigation. *J. Phys. Chem. C.*, 114 (18), 8328-8336. DOI: 10.1021/jp101988h.
- Cain, M. and Morrell, R. (2001). Nanostructured ceramics: a review of their potential. *Appl. Organ. Chem.*, 15, 321-30.

- Chen, G. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separ. Purif. Technol.*, 38, 11-41. [In Persian].
- Chicgoua, N., Sabine, C. and Richard, C. (2012). Nanoscale metallic iron for environmental remediation: prospects and limitations. *Water Air Soil Pollut.*, 223, 1363–82. DOI: 10.1007/s11270-011-0951-1.
- Choe, S., Chang, Y. Y., Hwang, K. Y. and Khim, J. (2000). Kinetics of reductive denitrification by nanoscale zero-valent iron. *Chemosphere*, 41(8), 1307-11. DOI: 10.1016/s0045-6535(99)00506-8.
- Chutia, P., Kato, S., Kojima, T. and Satokawa S. (2009). Arsenic adsorption from aqueous solution on synthetic zeolites. *J. Hazard. Matter.*, 162, 440-47.
- Dabrowski, A. and Hubicki, Z. (2004). Selective removal of the heavy metal ions from waters and Industrial waste waters by Ion-exchange method. *Chemosphere*, 56(2), 91-106. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2004.03.006.
- Danila, V., Vasarevicius, S. and Valskys, V. (2018). Batch removal of Cd(II), Cu(II), Ni(II), and Pb(II) ions using stabilized zero-valent iron nanoparticles. *J. Ener. Proced.*, 147, 214-219. DOI: 10.1016/j.egypro.2018.07.062.
- Du, Z., Wenqiang, G., Guozhang, C., Shuai, L., Weizhou, J. and Youzhi, L. (2019). Removal of heavy metal lead(II) using nanoscale zero-valent iron with different preservation methods. *J. Adv. Powder Technol.*, 30(3), 581-589. DOI: 10.1016/j.appt.2018.12.013.
- Du, Z., Zheng, T., Wang, P., Hao, L. and Wang, Y. (2016). Fast microwave-assisted preparation of a low-cost and recyclable carboxyl modified lignocellulose-biomass jute fiber for enhanced heavy metal removal from water. *J. Bioresour. Technol.*, 201, 41-49. DOI: 10.1016/j.biortech.2015.11.009.
- Dyer, A., Hudson, M. J. and Williams, P. A. (1997). *Progress in ion exchange advances and applications*. 1st Edition, Kindle Edition.
- El-Gendy, M. M. A. A. and El-Bondkly, A. M. A. (2016). Evaluation and enhancement of heavy metals bioremediation in aqueous solutions by *Nocardiosis sp.* MORSY1948, and *Nocardia sp.* MORSY2014. Brazil. *J. Microb.*, 47(3), 571-586. DOI: 10.1016/j.bjm.2016.04.029.
- Elise, D. L., Ludovic, D. and Lingxue, K. (2020). Nanofibers for heavy metal ion adsorption: Correlating surface properties to adsorption performance, and strategies for ion selectivity and recovery. *Environ. Nanotech. Monit. Manage.*, 13, 100297. DOI: 10.1016/j.enmm.2020.100297.
- Foltynowicz, F., Maranda, A., Czajka, B., Wachowski, L. and Sałaciński, T. (2020). The effective removal of organic and inorganic contaminants using compositions based on zero-valent iron nanoparticles (n-ZVI). *J. Materiały Wysokoenergetyczne / High Ener. Mater.*, 37-74. DOI: 10.22211/matwys/0172E.
- Gabr, R. M., Hassan, S. H. A. and Shoreit, A. A. M. (2008) Biosorption of lead and nickel by living and non-living cells of *Pseudomonas aeruginosa* ASU 6a. *Int. Biodeter. Biodegrad.*, 62, 195–203. DOI: 10.1016/j.ibiod.2008.01.008.
- Gao, W., Zhong, D., Xu, Y., Luo, H. and Zeng, S. (2020). Nano zero-valent iron supported by macroporous styrene ion exchange resin for enhanced Cr(VI) removal from aqueous solution. *J. Disper. Sci. Technol.*, 1-11. DOI: 10.1080/01932691.2020.1848583.
- Garcia, S., Ake C., Clement B., Huebuer, H., Donnelly, K. and Shalat, S. (2001). Initial results of environmental Monitoring in the Texas Rio Grande Valley. *J. Environ Int.*, 26(7-8), 465-74. DOI: 10.1016/s0160-4120(01)00027-7.
- Gholami, Z., Hooshmand, A., Naseri, A. and Pourreza, N., (2013). Removal of Cd(II) and Ni(II) from contaminated water using nano particles bagasse fly ash. *J. Irrig. Sci. Eng.*, 36, 107-97 [In Persian].
- Gil-Díaz, M., Álvarez, M. A., Alonso, J. and Lobo, M. C. (2020). Effectiveness of nanoscale zero-valent iron for the immobilization of Cu and/or Ni in water and soil samples. *Sci. Report.*, 10(1), 10527-37. DOI: 10.1038/s41598-020-73144-7.
- Giovanella, P., Cabral, L., Costa, A. P., de Oliveira Camargo, F. A., Gianello, C. and Bento, F. M. (2017). Metal resistance mechanisms in Gram-negative bacteria and their potential to remove Hg in the presence



- of other metals. *J. Ecotoxic. Environ. safety*, 140, 162-169. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2017.02.010.
- Harland, C. E. (2012). *Ion Exchange: theory and practice*, 2nd Edition.
- Herrera-Barros, A., Tejada-Tovar, C., Villabona-Ortiz, A., Gonzalez-Delgado, A. D. and Benitez-Monroy, J. (2020). Cd (II) and Ni (II) uptake by novel biosorbent prepared from oil palm residual biomass and Al₂O₃ nanoparticles. *Sustain. Chem. Pharm.*, 15, 1-7. DOI: 10.1016/j.scp.2020.100216.
- Hlihor, R. M., Figueiredo, H., Tavares, T. and Gavrilescu, M. (2017). Biosorption potential of dead and living *Arthro bacter viscosus* biomass in the removal of Cr (VI): batch and column studies. *Process Safety Environ. Protect.*, 108, 44-56. DOI: 10.1016/j.psep.2016.06.016.
- Holan, Z. R., Volesky, B. and Prasetyo, I. (1993). Biosorption of Cd by biomass of marine algae. *Biotech. Bioeng.*, 41, 819-825. DOI: 10.1002/bit.260410808.
- Jones, B. O., John, O. O., Luke, C., Ochieng, A. and Basse, B. J. (2016). Application of mucilage from *dicerocaryum eriocarpum* plant as biosorption medium in the removal of selected heavy metal ions. *Environ. Manage.*, 177, 365-372. DOI: 10.1016/j.jenvman.2016.04.011.
- Karabelli, D., Üzü m, C., Shahwan, T., E. Ero ğlu, A., B. Scott, T., R. Hallam, K. and Lieberwirth, L. (2008). Batch removal of aqueous Cu²⁺ ions using nanoparticles of zero-valent iron: A study of the capacity and mechanism of uptake. *Indust. Eng. Chem. Res.*, 47(14), 4758-4764. DOI: 10.1021/ie800081s.
- Kaur, K., Kumar, V. and Saruchi. (2021). Nanocomposites materials as environmental cleaning. In: *Environmental remediation through carbon based nano composites*. Springer Singapore.
- Krstić, V. (2021). Some effective methods for treatment of wastewater from Cu production. Part of the environmental chemistry for a sustainable world book series. *Water pollution and remediation: heavy metals.*, 313-440. DOI: 10.1007/978-3-030-52421-0_12.
- Shroff, K. A. and Vaidya, V. K. (2011). Kinetics and equilibrium studies on biosorption of nickel from aqueous solution by dead fungal biomass of *Mucor hiemalis*. *Chem. Eng. J.*, 171(2011), 1234-1245. DOI: 10.1016/j.cej.2011.05.034.
- Li, X. Q. and Zhang, W. X. (2006). Iron nanoparticles: the core-shell structure and unique properties for Ni(II) sequestration. *Langmuir.*, 22(10), 4638-42. DOI: 10.1021/la060057k.
- Li, Y. and Somorjai, G. A. (2010). Nanoscale advances in catalysis and energy applications. *Nano Lett.*, 10(7), 2289-95. DOI: 10.1021/nl101807g.
- Liou, Y. H., Lo, S. L., Lin, C. J., Kuan, W. H. and Weng, S. C. (2005). Chemical reduction of an unbuffered nitrate solution using catalyzed and uncatalyzed nanoscale iron particles. *Hazard. Mater.*, 127(1), 102-10. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2005.06.029.
- Liu, M., Wang, Y., Chen, L., Zhang, Y. and Lin, Z. (2015). Mg(OH)₂ supported nanoscale zero valent iron enhancing the removal of Pb(II) from aqueous solution. *ACS Appl. Mater. Interface.*, 7(15), 7961-7969. DOI: 10.1021/am509184e.
- Long, J., Gao, X., Su, M., Li, H., Chen D. and Zhou, S. (2018). Performance and mechanism of biosorption of Nickel(II) from aqueous solution by non-living *Streptomyces roseorubens* SY. *Colloid. Surface. A: Physicochem. Eng. Aspect.*, 548(5), 125-133. DOI: 10.1016/j.colsurfa.2018.03.040.
- Mahmoud, M. E., Abdou, A. E., Mohamed, S. M. and Osman, M. M. (2016). Engineered staphylococcus aureus via immobilization on magnetic Fe₃O₄-phthalate nanoparticles for biosorption of divalent ions from aqueous solutions. *Environ. Chem. Eng.*, 4(4), 3810-3824. DOI: 10.1016/j.jece.2016.08.022.
- Marhol, M. (1982). *Ion exchangers in analytical chemistry. Their properties and use in inorganic chemistry*. 1st Edition. Elsevier Science.
- Malik, R. and Dahiya, S. (2017). An experimental and quantum chemical study of removal of utmostly quantified heavy metals in wastewater using coconut husk: A novel approach to mechanism. *Int. J. Bio.*

- Macromol., 98, 139-149. DOI: 10.1016/j.ijbiomac.2017.01.100.
- Masnadi, M., Yao, N., Braidly, N. and Moores, A. (2015). Cu(II) galvanic reduction and deposition onto iron nano- and microparticles: resulting morphologies and growth mechanisms. *Langmuir*, 31(2), 789-798. DOI: 10.1021/la503598b.
- Masoumi, F., Khadivinia, E., Alidoust, L., Mansourinejad, Z., Shahryari, S., Safaei, M., Mousavi, A., Salmanian, A. H., Zahiri, H. S. and Vali, H. (2016). Nickel and lead biosorption by *Curtobacterium sp.* FM01, an indigenous bacterium isolated from farmland soils of northeast Iran. *Environ. Chem. Eng.*, 4(1), 950-957. DOI: 10.1016/j.jece.2015.12.025.
- Mauricio, A. V., Weile Yan, R., Li, X., Koel, B. E. and Zhang, X. (2009). Simultaneous oxidation and reduction of arsenic by zero-valent iron nanoparticles: understanding the significance of the core-shell structure. *J. The J. Phys. Chem. C*, 113(33), 14591-14594. DOI: 10.1021/jp9051837.
- Milojković, J., Pezo, L., Stojanović, M., Mihajlović, M., Lopičić, Z., Petrović, J., Stanojević, M. and Kragović, M. (2016). Selected heavy metal biosorption by compost of *Myriophyllum spicatum*—a chemometric approach. *Ecol. Eng.*, 93, 112-119. DOI:10.1016/j.ecoleng.2016.05.012.
- Mohammadi-Aloucheh, R., Alae Mollabashi, Y., Asadi, A., Baris, O. and Golamzadeh, S. (2018). The role of nanobiosensors in identifying pathogens and environmental hazards. *Anthropo. Polluti.*, 2(2), 16-25. DOI: 10.22034/AP.2018.572812.1024.
- Montazer-Rahmati, M. M., Rabbani, P., Abdolali, A. and Keshtkar, A. R. (2011). Kinetics and equilibrium studies on biosorption of cadmium, lead, and nickel ions from aqueous solutions by intact and chemically modified brown algae. *Hazard. Mater.*, 185, 401-407. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.09.047.
- Newsome, L., Morris, K., Cleary, A., Karl Masters-Waage, N., Boothman, C. and Joshi, N., Atherton, N., Lloyd, J. R. (2019). The impact of iron nanoparticles on technetium-contaminated groundwater and sediment microbial communities. *Hazard. Mater.*, 364, 134-142. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2018.10.008.
- Nongmaithem, N., Roy, A. and Bhattacharya, P. M. (2016). Screening of *Trichoderma* isolates for their potential of biosorption of nickel and cadmium. *Brazil. J. Microb.*, 47(2), 305-313. DOI: 10.1016/j.bjm.2016.01.008.
- Noormohamadi, H. R., Fat'hi, M. R., Ghaedi, M., and Ghezelbash, G. R. (2019). Potentiality of white-rot fungi in biosorption of nickel and cadmium: modeling optimization and kinetics study. *J. Chemosphere*, 216, 124-130. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.10.113.
- Nuhoglu, Y. and Malkoc, E. (2009). Thermodynamic and kinetic studies for environmentally friendly Ni(II) biosorption using waste pomace of olive oil factory. *Bioresour. Technol.*, 100, 2375-2380. DOI: 10.1016/j.biortech.2008.11.016.
- Ozer, A., Gurbuz, G., Calimli, A. and Korbahti, B. K. (2008) Investigation of nickel(II) biosorption on *Enteromorpha prolifera*: Optimization using response surface analysis. *J. Hazard. Mater.*, 152, 778-788. DOI:10.1016/j.jhazmat.2007.07.088.
- Padmavathy, V., Vasudevan, P. and Dhingra, S. C. (2002). Biosorption of nickel(II) ions on Baker's yeast. *Process Biochem.*, 38, 1389-1395. DOI: 10.1016/S0032-9592(02)00168-1.
- Pahlavanzadeh, H., Keshtkar, A. R., Safdari, J. and Abadi, Z. (2010). Biosorption of nickel(II) from aqueous solution by brown algae: Equilibrium, dynamic and thermodynamic studies. *J. Hazard. Mater.*, 175, 304-310. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.10.004.
- Pasinszki, T. and Krebsz, M. (2020). Synthesis and application of zero-valent iron nanoparticles in water treatment, environmental remediation, catalysis, and their biological effects. *J. Nanomater.*, 10(5), 917. DOI: 10.3390/nano10050917.
- Paul, A. B. (1996). Electrolytic treatment of turbid water in package plant. in: Pickford, J. et al. (eds). *Reaching the unreached - Challenges for the 21st century. Proceedings of the 22nd WEDC International Conference*, New Delhi, India.
- Qin, H., Hu, T., Zhai, Y., Lu, N. and Aliyeva, J. (2019). The improved methods of heavy



- metals removal by biosorbents: A review. *J. Environ. Pollut.*, 258, 1-64. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113777.
- Rajeswari, M., Kulkarni, K., Vidya Shetty, K. and Srinikethan, G. (2013). Cadmium (II) and nickel (II) biosorption by *Bacillus laterosporus* (MTCC 1628). *J. Taiwan Inst. Chem. Eng.*, 45(4), pp.1628-1635. DOI: 10.1016/j.jtice.2013.11.006.
- Robertaccio, F. L. and Flynn, B. P. (1976). Truth or consequences: biological fouling and other consideration in the PAC-AS system. 31st Purdue industrial waste conference, 855-862.
- Sadat Hosseini, S., Asm Hosseini, M., Khezri, S., Ghanbari Taluki, F. and Khosravi, A. (2016). Removal of nickel ions from aqueous solutions using natural zeolite along with a case study. *J. Appl. Chem.*, 41, 48-39 [In Persian].
- Saha, G. C., Hoque, M. I. U., Miah, M. A. M., Holze, R., Chowdhury, D. A., Khandaker, S. and Chowdhury, S. (2017). Biosorptive removal of lead from aqueous solutions onto Taro (*Colocasia esculenta* (L.) Schott) as a low cost bioadsorbent: Characterization, equilibria, kinetics and biosorption-mechanism studies. *Environ. Chem. Eng.*, 5(3), 2151-2162. DOI: 10.1016/j.jece.2017.04.013.
- Salmani, M. H., Ehrampoush, M. H. and Aboian, M. (2013). Comparison between Ag (I) and Ni (II) removal from synthetic nuclear power plant coolant water by iron oxide nanoparticles. *J. Health Eng. Sci.*, 11(1), 21. DOI: 10.1186/2052-336X-11-21.
- Sarioglu, M. (2004). Removal of ammonium from municipal waste water using natural Turkish (Dogantepe) zeolite. *Separ. Purif. Technol.*, 41(1), 1-11. DOI:10.1016/j.seppur.2004.03.008.
- Savage, N. and Diallo, M. S. (2005). Nanomaterials and water purification: opportunities and challenges. *J. Nanoparticle Res.*, 7, 331-42. DOI: 10.1007/s11051-005-7523-5.
- Shi, L., Wei, D., Ngo, H. H., Guo, W., Du, B. and Wei, Q. (2015). Application of anaerobic granular sludge for competitive biosorption of methylene blue and Pb (II): fluorescence and response surface methodology. *Bioresour. Technol.*, 194, 297-304. DOI: 10.1016/j.biortech.2015.07.029.
- Shohoudi, M. (2004). Investigating the possibility of removing copper and nickel from industrial plating wastewater and recycling it as salts using T.M.A. type mineral mineral resin. Master Thesis. University of Tehran. [In Persian].
- Singh S. and Goyal, D. (2007). Microbial and plant derived biomass for removal of heavy metals from wastewater. *Bioresour. Technol.*, 98(12), 2243-57. DOI:10.1016/j.biortech.2005.12.006.
- Sravanthi, K., Ayodhya, D. and Yadgiri Swamy, P. (2018). Green synthesis, characterization of biomaterial-supported zero-valent iron nanoparticles for contaminated water treatment. *J. Analyt. Sci. Technol.*, 9 (1). DOI: 10.1186/s40543-017-0134-9.
- Suzaki, P. Y. R., Munaro, M. T., Triques, C. C., Kleinübing, S. J., Klen, M. R. F., de Matos Jorge, L. M. and Bergamasco, R. (2017). Biosorption of binary heavy metal systems: Phenomenological mathematical modeling. *Chem. Eng. J.*, 313, 364-373. DOI: 10.1016/j.cej.2016.12.082.
- Tahir, M. B., Nawaz, T., Nabi, G., Sagir, M., Isa Khan, M. and Malik, N. (2020). Role of nanophotocatalysts for the treatment of hazardous organic and inorganic pollutants in wastewater. *Int. J. Environ. Analyti. Chem.*, 2, 1-25. DOI: 10.1080/03067319.2020.1723570.
- Tandon, P. K., Shukla, R. C. and Singh, S. B. (2013). Removal of arsenic(III) from water with clay-supported zerovalent iron nanoparticles synthesized with the help of tea liquor. *Indust. Eng. Chem. Res.*, 52(30), 10052-10058. DOI: 10.1021/ie400702k.
- Thevannan, A., Mungroo, R., and Niu, C. H. (2010). Biosorption of nickel with barley straw. *Bioresour. Technol.*, 101, 1776-1780. DOI: 10.1016/j.biortech.2009.10.035.
- Torab-Mostaedi, M., Asadollahzadeh, M. Hemmati, A. R. and Khosravi, A. (2013). Equilibrium, kinetic, and thermodynamic studies for biosorption of cadmium and nickel on grapefruit peel. *J. Taiwan Inst. Chem. Eng.*, 44, 295-302. DOI: 10.1016/j.jtice.2012.11.001.

- Vijayaraghavan, K., Rangabhashiyam, S. Ashokkumar, T. and Arockiaraj, J. (2017). Assessment of samarium biosorption from aqueous solution by brown macroalga *Turbinaria conoides*. *J. Taiwan Inst. Chem. Eng.*, 74, 113-120. DOI: 10.1016/j.jtice.2017.02.003.
- Villen-Guzman, M., Gutierrez-Pinilla, D., Gomez-Lahoz, C., Vereda-Alonso, C., Rodriguez-Maroto, J. M. and, Arhoun, B. (2019). Optimization of Ni(II) biosorption from aqueous solution on modified lemon peel. *Environ. Res.*, 179 B, 1-22. DOI: 10.1016/j.envres.2019.108849.
- Vinod, K. G., Rastogi, A. and Nayak, A. (2010). Biosorption of nickel onto treated alga (*Oedogonium hatei*): Application of isotherm and kinetic models. *Colloid. Interface Sci.*, 342, 533-539. DOI: 10.1016/j.jcis.2009.10.074.
- Wang, B., Zho, Y., Bai, Z., Luque, R. and Xuan, J. (2017). Chitosan biosorbents with designable performance for wastewater treatment. *Chem. Eng. J.*, 325, 350-59. DOI: 10.1016/j.cej.2017.05.065.
- Wang, L., Li, J., Jiang, Q. and Zhao, L. (2012). Water-soluble Fe₃O₄ nanoparticles with high solubility for removal of heavy-metal ions from waste water. *Dalton Trans.*, 41, 4544-51. DOI: 10.1039/C2DT11827K.
- Wang, L. Y., Luo, J., Maye, M. M., Fan, Q. and Qiang, R. D. (2005). Iron oxide-gold core shell nanoparticles and thin film assembly. *J. Mater. Chem.*, 15(18), 1821-32. DOI: 10.1039/B501375E.
- Wang, Z., Shen, D., Shen, F., Wu, C., and Gu, S. (2017). Kinetics, equilibrium and thermodynamics studies on biosorption of Rhodamine B from aqueous solution by earthworm manure derived biochar. *Int. Biodeter. Biodegrad.*, 120, 104-114. DOI: 10.1016/j.ibiod.2017.01.026.
- Wang, Z., Wang, J., Zhu, L., He, Y. and Duan, T. (2020). Scalable Fe@FeO core-shell nanoparticle-embedded porous wood for high-efficiency uranium(VI) adsorption. *Appl. Surf. Sci.*, 508, 144709. DOI: 10.1016/j.apsusc.2019.144709.
- Wu, S. P., Dai, X. Z., Kan, J. R., Shilong, F. D. and Zhu, M. Y. (2017). Fabrication of carboxymethyl chitosan-hemicellulose resin for adsorptive removal of heavy metals from wastewater. *Chin. Chem. Lett.*, 28(3), 625-632. DOI: 10.1016/j.ccl.2016.11.015.
- Xin, S., Zeng, Z., Zhou, X., Luo, W., Shi, X., Wang, Q., Deng, H. and Du, Y. (2017). Recyclable *Saccharomyces cerevisiae* loaded nanofibrous mats with sandwich structure constructing via bio-electrospraying for heavy metal removal. *J. Hazard. Mater.*, 324, 365-372. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2016.10.070.
- Xiong, Z., Zhao, D. and Pan, G. (2007). Rapid and complete destruction of perchlorate in water and ionexchange brine using stabilized zero-valent iron nanoparticles. *Water Res.*, 41(15), 3497-505. DOI: 10.1016/j.watres.2007.05.049.
- Yalcin, M. S., Özdemir, S. and Kilinc, E. (2018). Preconcentration of Ni(II) and Co(II) by using immobilized thermophilic *Geobacillus stearothermophilus* SO-20 before ICP-OES determinations. *Food Chem.*, 266, 126-132. DOI: 10.1016/j.foodchem.2018.05.103.
- Yu, H., Pang, J., Ai, T. and Liu, L. (2016). Biosorption of Cu²⁺, Co²⁺ and Ni²⁺ from aqueous solution by modified corn silk: Equilibrium, kinetics, and thermodynamic studies. *J. Taiwan Inst. Chem. Eng.*, 62, 21-30. DOI: 10.1016/j.jtice.2016.01.026.
- Zafar, M. N., Nadeemb, R. and Hanif, M. A. (2007). Biosorption of nickel from protonated rice bran. *J. Hazard. Mater.*, 143, 478-485. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2006.09.055.
- Zheng, H., Ren, X., Zhang, X., Song, G. Chen, D., Chen, C. (2020). Mutual effect of U(VI) and phosphate on the reactivity of nanoscale zero-valent iron (nZVI) for their co-removal. *J. Mol. Liq.*, 297, 111853. DOI: 10.1016/j.molliq.2019.111853.
- Zhu, X., Han, B. and Feng, Q. (2020). Common anions affected removal of carbon tetrachloride in groundwater using granular sponge zerovalent iron. *Water Air Soil Pollut.*, 231(138). DOI: 10.1007/s11270-020-04494-1.



Review Paper

A Review on the Application of Bioadsorption in Removal of Nickel from Aqueous Solutions**Mehdi Nezhadnaderi^{1*} and Hamid Gooran Orimi²**¹Assistant. Professor, Department of Civil Engineering, Tonekabon Branch, Islamic Azad University, Tonekabon, Iran²PhD Scholar, Department of Chemical Engineering, Babol Noshirvani University of technology, Babol, Iran***Corresponding author:** m.nezhadnaderi@toniau.ac.ir**Received:** February 16 2021**Revised:** April 17, 2021**Accepted:** June 09, 2021**Abstract**

Biological uptake nickel by living, inactive, microbial or plant-derived biomass is an alternative and innovative technology to remove this contaminant from aqueous solutions. It has high adsorbency and readsorption capacity. In this study, with the aim of introducing different types of microbial and plant-derived biological adsorbents in order to remove nickel from aqueous solution and revealing the adsorption capacity of each adsorbent, articles published between 2001 and 2020 were used. The results of research works performed were used to compare the adsorption capacity of microbial and plant-derived biosorbents to remove nickel from aqueous solution. Studies showed that the skin uptake capacity of grapefruit with 95% is more favorable than other plant derivatives. *Curtobacterium sp* also has the best performance with 100% adsorption capacity among microbial biosorbents. Research showed that the use of these biomasses, as a biological adsorbent, for the removal of nickel in aqueous solution is a promising and environmentally friendly prospect.

Keywords: Biosorbents; Biosorption Capacity; Nickel; Water