

## کاربرد لجن فعال خشک شده در جذب سرب و کادمیوم: مدل سازی ایزوترم و سینتیک واکنش های جذب

امیر حسین محوی<sup>۱</sup>، سید کمال غدیری<sup>۲</sup>، نادر یوسفی<sup>۲</sup>، علی فاتحی زاده<sup>۳</sup>

<sup>۱</sup>استاد یار بهداشت محیط، مؤسسه ملی تحقیقات محیط زیست، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی تهران، تهران، ایران.

<sup>۲</sup>دانشجوی دکتری بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی تهران، تهران، ایران.

<sup>۳</sup>دانشجوی دکتری بهداشت محیط، مرکز تحقیقات محیط زیست، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی اصفهان، اصفهان، ایران.

### چکیده

**زمینه و هدف:** فلزات سنگین نقش مهمی در زندگی موجودات دارند و غلظت بالای آنها ممکن است تهدید بزرگی برای زندگی انسانها و سایر موجودات زنده باشد. از جمله روش هایی که برای حذف این فلزات استفاده شده، می توان به فرآیند جذب اشاره نمود. هدف از این مطالعه، بازیابی دورریز شهری و استفاده از آن به عنوان جاذب در حذف فلزات سرب و کادمیوم از محیط های آبی است.

**روش بررسی:** در این مطالعه، حذف سرب و کادمیوم توسط لجن فعال بررسی شد. جاذب لجن فعال از تصفیه خانه فاضلاب صنایع شیر، واقع در شهر تهران تهیه گردید. آزمایشها در سیستم ناپیوسته و بر روی ۲۰۲ نمونه سینتیک انجام شد. تأثیر پارامترهای pH محلول، دوز جاذب، غلظت اولیه سرب و کادمیوم و زمان تماس بررسی، همچنین متداول ترین ایزوترم و سینتیک های جذب برای توصیف جذب فلزات و دینامیک واکنش ها بررسی گردید.

**یافته ها:** در این مطالعه با افزایش مقدار جاذب، زمان تماس و pH محلول، راندمان حذف سرب و کادمیوم افزایش یافت. حداکثر جذب سرب و کادمیوم در pH محلول برابر با ۶ به دست آمد و زمان رسیدن به تعادل ۱۸۰ دقیقه بود. ضمناً با افزایش غلظت اولیه سرب و کادمیوم در محلول، راندمان حذف آنها کاهش یافت. نتایج حاصل از این مطالعه، بیشترین همبستگی را با مدل ایزوترم لانگمویر نوع ۲ ( $R^2 > 0.99$ ) و سینتیک پخش بین ذره ای ( $R^2 > 0.94$ ) نشان داد. حداکثر ظرفیت جذب سرب و کادمیوم لجن فعال خشک شده به ترتیب برابر ۲/۶۶ و ۱/۶۶ mg/g به دست آمد. آنالیز سینتیک واکنش های جذب نشان داد حداکثر سرعت واکنش برای جذب سرب و کادمیوم به ترتیب ۰/۰۴۵ و ۰/۰۴۱ mg/g.min<sup>0.5</sup> می باشد.

**نتیجه گیری:** براساس نتایج مطالعه حاضر، لجن فعال خشک شده را می توان به عنوان جاذبی مناسب برای جداسازی فلزات سنگین سرب و کادمیوم از محلول های آبی به کار برد.

**کلید واژه ها:** بیوجاذب؛ جذب سطحی؛ سینتیک جذب؛ ظرفیت جذب؛ فاضلاب؛ سرب؛ کادمیوم.

نویسنده مسئول مکاتبات: مرکز تحقیقات محیط زیست، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی اصفهان، اصفهان، ایران؛

آدرس پست الکترونیکی: fatehizadeh@gmail.com

تاریخ دریافت: ۸۹/۳/۱۰ تاریخ پذیرش: ۸۹/۱۰/۱

## مقدمه

عدم وابستگی به غلظت و قابلیت احیای بیوجاذب، جذب مواد مختلف توسط بیوجاذب‌ها، توجه زیادی را به خود معطوف نموده است (۱۷، ۱۲، ۸).

هدف این مطالعه، کاربرد لجن فعال مازاد به دست آمده از تصفیه‌خانه‌های فاضلاب به‌عنوان جاذب در حذف فلزات سنگین سرب و کادمیوم از محلول‌های آبی و بررسی ایزوترم و سینتیک واکنش‌های جذب این فلزها توسط لجن فعال مازاد می‌باشد.

## روش بررسی

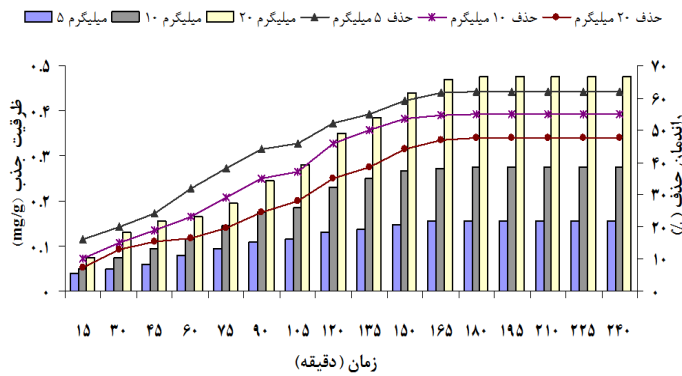
لجن فعال از خط برگشتی لجن تصفیه‌خانه فاضلاب صنایع شیر، واقع در شهر تهران تهیه شد. خصوصیات لجن مورد استفاده در این مطالعه شامل جامدات معلق، جامدات ته‌نشین شده (پس از ۳۰ دقیقه) و سن لجن به ترتیب ۲/۶g/L، ۳۱۸ml/L و ۱۶ روز بود. ابتدا لجن فعال در دمای ۱۰۵°C به مدت ۱۲ ساعت تا رسیدن به وزن ثابت خشک گردید، سپس توسط مش ۶۰-۷۰ (۰/۲۵-۰/۲۱mm) دانه‌بندی شد.

جهت ساخت محلول‌های ذخیره فلزات مورد بررسی، از نمک‌های  $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$  و  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$  استفاده گردید. میزان سرب و کادمیوم در محلول‌های ذخیره اندازه‌گیری و برای مراحل بعدی به کار برده شدند. تمامی مواد شیمیایی مورد استفاده در این پژوهش دارای درجه خلوص آزمایشگاهی بوده و از شرکت مرک تهیه شدند. برای اندازه‌گیری سرب و کادمیوم باقیمانده در محلول از دستگاه جذب اتمی VARIAN 240 استفاده گردید. تمامی نمونه‌ها قبل از انجام آنالیز به‌وسیله کاغذ صافی Whatman No.1 صاف شدند. همچنین از معادلات زیر برای محاسبه راندمان حذف و میزان جذب سرب و کادمیوم استفاده شد.

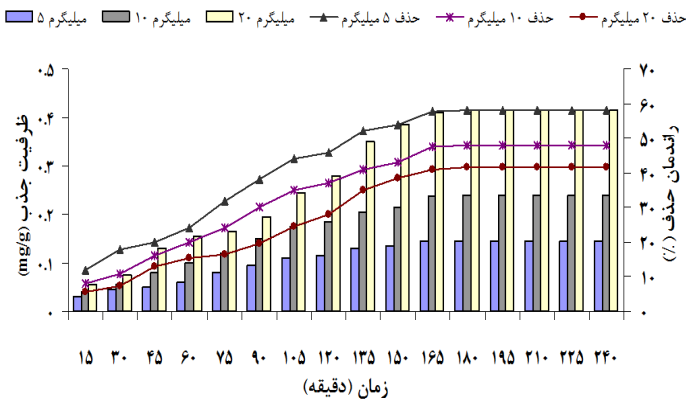
$$q_e = \frac{(C_0 - C_t)V}{m} \quad RE(\%) = \frac{(C_0 - C_t)}{C_0} \times 100$$

جهت تعیین تأثیر pH محلول بر میزان جذب، ابتدا محلول‌های ۱۰۰ml با غلظت ۵mg/L از سرب و کادمیوم تهیه و pH محلول‌ها با استفاده از HCl و NaOH (۰/۱ نرمال) در محدوده ۲-۷ تنظیم شد. به هریک از این محلول‌ها مقدار ۰/۵g از لجن فعال خشک‌شده افزوده گردید و با میزان اختلاط ۱۰۰ دور بر دقیقه، به هم زده شدند. پس از گذشت ۲۴۰ دقیقه، غلظت باقیمانده از

کاربرد تکنولوژی‌های نوین موجب ورود فلزات سنگین به محیط زیست و ایجاد آلودگی و مشکلات جدی زیست محیطی شده است (۱). آلودگی منابع آب می‌تواند منجر به تغییر کیفیت فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی آب شود (۲). فلزات سنگین نقش مهمی در زندگی میکروارگانیسم‌ها دارند و غلظت بالای آنها ممکن است تهدید بزرگی برای زندگی میکروارگانیسم‌ها و سلامت انسانها و سایر موجودات زنده باشد (۳-۱). بسیاری از فرآیندهای صنعتی و متالورژی همچون آبکاری، عکاسی، صنایع هوانوردی، تسهیلات انرژی اتمی و پتروشیمی باعث تخلیه فلزات سنگین به محیط زیست می‌شود که این امر منجر به آلودگی منابع آبی شده است (۴-۸). فلزات سنگین مانند سرب و کادمیوم به‌واسطه تحریک و خاصیت تجمع‌پذیری، سرطان‌زایی و جهش‌زایی، حتی در غلظت‌های پایین نیز برای موجودات زنده تهدید جدی به شمار می‌روند. علاوه بر این، فلزات سنگین ترکیباتی غیرقابل تجزیه بوده و نسبت به تجزیه بیولوژیکی بسیار مقاومند (۳، ۴) (۹-۱۱). روش‌های متداول برای حذف فلزات سنگین شامل رسوب‌دهی شیمیایی و تبادل یون (۴، ۵)، الکترولیز و فیلتراسیون غشایی (۷)، استخراج با حلال (۱، ۲) و فرآیند جذب الکتروشیمیایی (۹، ۱۲) است. امروزه به دلیل هزینه بالا، حذف جزئی یون‌های خاص، تولید لجن سمی و پیچیدگی‌های فنی، کاربرد این روش‌ها چندان مورد توجه نمی‌باشد (۳، ۱۳). بر همین اساس، روش‌های جایگزین حذف و بازیافت فلزات با کاربرد مواد بیولوژیکی توسعه یافته است، که تحت عنوان جذب بیولوژیکی نامیده می‌شوند (۱۲) (۱۴، ۱۵). جذب فلزات سنگین توسط مواد بیولوژیکی به حضور پروتئین‌ها، کربوهیدرات‌ها، ترکیبات فنلی و گروه‌های عاملی مانند کربوکسیل، هیدروکسیل‌ها و آمین‌ها بستگی دارد، که توانایی ایجاد پیوند با عناصر فلزی را دارند (۱۶). اغلب مطالعات نشان می‌دهند بیوجاذب‌ها در فرم‌های سلولی زنده یا مرده قادر به جذب یون‌های فلزی هستند. اما به‌علت تأثیر فلزات سنگین بر سلول‌های زنده و لزوم استفاده از مواد مغذی برای آنها، کاربرد سلول‌های مرده جهت جذب فلزات سنگین بیشتر مورد توجه است (۴، ۱۲). به دلیل ویژگی‌های جالب توجه بیوجاذب‌ها از قبیل تطبیق‌پذیری بالا، جذب انتخابی مواد،

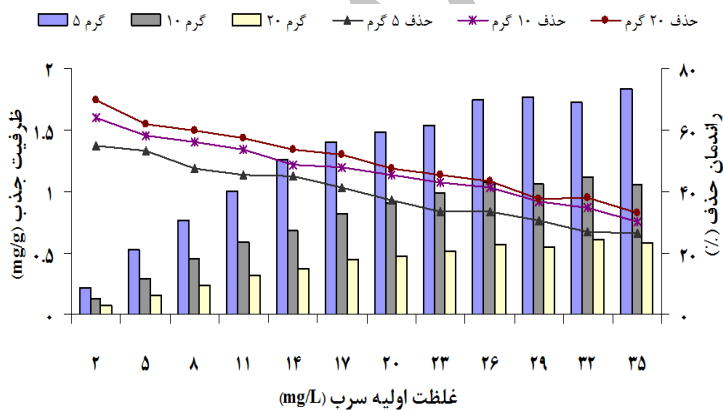


نمودار شماره ۲: تأثیر زمان تماس بر راندمان حذف سرب (غلظت اولیه سرب ۵، ۱۰ و ۲۰ mg/L، دوز جاذب ۲۰ mg/L، pH محلول خنثی)

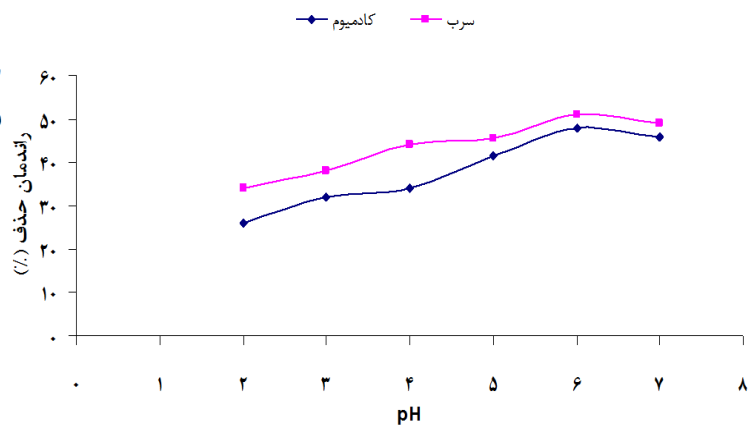


نمودار شماره ۳: تأثیر زمان تماس بر راندمان حذف کادمیوم (غلظت اولیه کادمیوم ۵، ۱۰ و ۲۰ mg/L، دوز جاذب ۲۰ mg/L، pH محلول خنثی)

جهت تعیین تأثیر غلظت اولیه ماده جذب شونده و دوز جاذب از میزان غلظت اولیه سرب و کادمیوم مختلف (۲-۳۵ mg/L) و سه غلظت بیوجاذب (۵، ۱۰ و ۲۰ mg/L) استفاده شد (نمودار شماره ۴ و ۵).



نمودار شماره ۴: تأثیر غلظت اولیه سرب و دوز جاذب (غلظت اولیه سرب ۲-۳۵ mg/L، pH محلول برابر ۶ و دوز جاذب ۱۰ و ۲۰ mg/L)



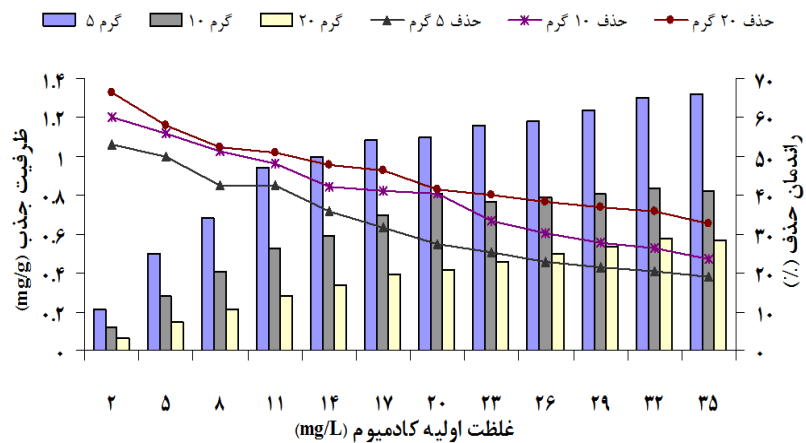
نمودار شماره ۵: تأثیر pH بر میزان جذب (غلظت اولیه ۵ mg/L، دوز جاذب ۵ mg/L و زمان تماس ۲۴۰ دقیقه)

سرب و کادمیوم در محلول با استفاده از دستگاه جذب اتمی تعیین گردید. برای تعیین تأثیر زمان بر میزان جذب، محلول های ۱۰۰ ml با غلظت های ۵، ۱۰ و ۲۰ mg/L از سرب و کادمیوم تهیه شد. در ادامه، pH محلول ها در محدوده خنثی (۲/۰±۶) تنظیم و مقدار ۲g لجن فعال خشک به آنها افزوده شد. سپس در فواصل زمانی ۱۵ دقیقه تا رسیدن به مدت زمان ۲۴۰ دقیقه، عمل نمونه برداری انجام گرفت و غلظت باقیمانده سرب و کادمیوم اندازه گیری شد. در این مرحله جهت برهم نخوردن نسبت جاذب به محلول، برای هر زمان یک ظرف در نظر گرفته شد و میزان اختلاط در این مرحله ۱۰۰ دور بر دقیقه بود.

تأثیر دوز جاذب و غلظت اولیه سرب و کادمیوم، با افزودن مقادیر ۱/۵ و ۲g لجن فعال خشک شده به ۱۰۰ ml از محلول های سرب و کادمیوم در محدوده غلظت اولیه (۲ mg/L، ۵، ۸، ۱۱، ۱۴، ۱۷، ۲۰، ۲۳، ۲۶، ۲۹، ۳۲، ۳۵) تعیین گردید. برای انجام اختلاط از همزنی با ۱۰۰ دور بر دقیقه به مدت زمان ۱۸۰ دقیقه استفاده شد. در نهایت، مقادیر باقیمانده سرب و کادمیوم مورد سنجش قرار گرفت. تمامی مراحل انجام آزمایش در دمای ۲۵°C انجام شد.

## یافته ها

جهت بررسی میزان تأثیر pH بر جذب فلزات توسط فرآیند جذب بیولوژیکی، و به منظور جلوگیری از رسوب یون های فلزی در pH بالاتر از ۷ (۱۸)، مقادیر pH محلول تنظیم شد. نمودار شماره ۱، نتایج حاصل از تأثیر pH محلول بر میزان جذب سرب و کادمیوم و در نمودار شماره ۲ و ۳، نتایج حاصل از تأثیر زمان تماس بر میزان جذب سرب و کادمیوم نشان داده شده است.



نمودار شماره ۵: تأثیر غلظت اولیه کادمیوم و دوز جاذب (غلظت اولیه کادمیوم ۳-۲، pH محلول برابر ۶ و دوز جاذب ۵، ۱۰ و ۲۰ g/L)

معمول (جدول شماره ۱) در تصفیه آب و فاضلاب جهت تحلیل داده‌ها استفاده شد. نتایج محاسبات ایزوترم‌های مورد بررسی در جذب سرب و کادمیوم بر لجن فعال خشک‌شده در جدول شماره ۲ آمده است.

تحلیل اطلاعات حاصل از ایزوترم به منظور توسعه معادله‌ای که توسط آن بتوان طراحی لازم را انجام داد، اهمیت فراوانی دارد. علاوه بر این، از ایزوترم جذب می‌توان جهت توصیف چگونگی واکنش ماده جذب‌شونده با جاذب، همچنین برآورد مقدار بهینه جاذب مصرفی استفاده نمود (۱۹). در این مطالعه از ایزوترم‌های

جدول شماره ۱: مشخصات ایزوترم‌های مورد بررسی

منبع	فرم خطی	معادله اصلی	نوع ایزوترم
(۲۰)	$\log q_e = \log K_f + \left(\frac{1}{n}\right) \log C_e$	$q_e = K_f C_e^{\frac{1}{n}}$	فروندلیخ
	$\frac{C_e}{q_e} = \left(\frac{1}{K_L Q_m}\right) + \left(\frac{1}{Q_m}\right) C_e$		لانگمویر ۱
(۲۱)	$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{Q_m} + \left(\frac{1}{K_L Q_m}\right) \frac{1}{C_e}$	$q_e = \frac{Q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e}$	لانگمویر ۲
	$q_e = Q_m - \left(\frac{1}{K_L}\right) \frac{q_e}{C_e}$		لانگمویر ۳
	$\frac{q_e}{C_e} = K_L Q_m - K_L q_e$		لانگمویر ۴
(۲۲)	$q_e = B_T \ln A_T + B_T \ln C_e$	$q_e = \frac{RT}{b} \ln(A_T C_e)$	تمکین
(۲۳)	$\ln q_e = \ln Q_m - K_{D-R} \varepsilon^2$	$q_e = \exp(-K_{D-R} \varepsilon^2)$ $\varepsilon = RT \ln\left(1 + \frac{1}{C_e}\right)$	دوینین - رادوشکویچ
(۲۳)	$\log\left(\frac{Q_m}{q_e} - 1\right) = \log K_G - N_b \log C_e$	-	عمومی
(۲۴)	$\frac{C_e}{(C_s - C_e) q_e} = \left(\frac{1}{K_B Q_m}\right) + \left(\frac{K_B - 1}{K_B Q_m}\right) \frac{C_e}{C_s}$	$q_e = \frac{K_B C_e Q_m}{(C_s - C_e) \left[1 + (K_B - 1) \left(\frac{C_e}{C_s}\right)\right]}$	بت

جدول شماره ۲: نتایج به دست آمده از محاسبات ایزوترم جذب مورد مطالعه

نوع ایزوترم	پارامتر ایزوترم	دوز جاذب (g/L) برای سرب			دوز جاذب (g/L) برای کادمیوم		
		۲۰	۱۰	۵	۲۰	۱۰	۵
فروندلیج	n	۱/۶۴	۱/۶۲	۱/۶۹	۱/۶۳	۱/۸۷	۱/۶۳
	KF	۰/۵۳	۰/۷۳	۰/۹۶	۱/۰۴	۰/۷۵	۱/۰۴
	R2	۰/۹۵۵	۰/۹۶۳	۰/۹۶۷	۰/۹۹۱	۰/۹۳۱	۰/۹۹۱
لانگمویر نوع ۱	Qm	۲/۴۵	۱/۴۸	۰/۷۸	۰/۸۱	۱/۰۲	۰/۸۱
	KL	۰/۱۲	۰/۱۳	۰/۱۵	۰/۱	۰/۱۸	۰/۱
	R2	۰/۹۸۹	۰/۹۸۰	۰/۹۸۹	۰/۹۸۲	۰/۹۸۹	۰/۹۸۲
لانگمویر نوع ۲	Qm	۲/۶۶	۱/۴۵	۰/۷۱	۰/۶۱	۱/۱۱	۰/۶۱
	KL	۰/۱	۰/۱۳	۰/۱۸	۰/۱۸	۰/۱۵	۰/۱۸
	R2	۰/۹۹۹	۰/۹۹۷	۰/۹۹۴	۰/۹۸۹	۰/۹۹۹	۰/۹۸۹
لانگمویر نوع ۳	Qm	۲/۵۳	۱/۵۳	۰/۷۷	۰/۷۱	۱/۰۷	۰/۷۱
	KL	۰/۱۱	۰/۱۲	۰/۱۵	۰/۱۳	۰/۱۶	۰/۱۳
	R2	۰/۹۵۶	۰/۹۴۹	۰/۹۵۳	۰/۸۹۵	۰/۹۴۳	۰/۸۹۵
لانگمویر نوع ۴	Qm	۲/۴۹	۱/۵۲	۰/۸۱	۰/۷۵	۱/۱۳	۰/۷۵
	KL	۰/۱۱	۰/۱۲	۰/۱۴	۰/۱۲	۰/۱۵	۰/۱۲
	R2	۰/۹۵۶	۰/۹۴۹	۰/۹۵۳	۰/۸۹۵	۰/۹۴۳	۰/۸۹۵
تمکین	AT	۱/۳۵	۱/۵۲	۱/۷۹	۱/۴۵	۱/۹۵	۱/۴۵
	BT	۰/۵۲	۰/۳۱	۰/۱۶	۰/۱۵	۰/۲۲	۰/۱۵
	R2	۰/۹۷۷	۰/۹۶۱	۰/۹۶۸	۰/۹۵۰	۰/۹۶۵	۰/۹۵۰
دوبینین - رادوشکویچ	Qm	۱/۴۱	۰/۸۳	۰/۴۴	۰/۴۱	۲/۲۶	۰/۴۱
	KD-R	۶×۱۰ <sup>-۷</sup>	۴×۱۰ <sup>-۷</sup>	۴×۱۰ <sup>-۷</sup>	۴×۱۰ <sup>-۷</sup>	۵×۱۰ <sup>-۷</sup>	۴×۱۰ <sup>-۷</sup>
	R2	۰/۸۱۸	۰/۷۷۹	۰/۷۷۱	۰/۷۳۱	۰/۸۳۶	۰/۷۳۱
عمومی	Nb	۰/۹۶	۱/۰۴	۱/۱۲	۱/۳۸	۰/۹۵	۱/۳۸
	KG	۹/۲۸	۷/۸۵	۶/۴۱	۸/۶۶	۶/۰۲	۸/۶۶
	R2	۰/۹۸۸	۰/۹۸۳	۰/۹۸۲	۰/۹۱۲	۰/۹۷۱	۰/۹۱۲
بت	Qm	۲/۲۵	۱/۳۶	۰/۷۲	۰/۷۵	۱/۴۱	۰/۷۵
	KB	۴۴/۰۸	۴۸/۵۴	۵۵/۵۴	۳۷/۲۹	۹۳/۴۲	۳۷/۲۹
	R2	۰/۹۸۸	۰/۹۷۷	۰/۹۸۸	۰/۹۸۷	۰/۹۸۷	۰/۹۸۷

و جدول شماره ۴، خلاصه نتایج محاسبات سینتیک های مورد بررسی در این مطالعه برای جذب سرب و کادمیوم توسط لجن فعال خشک شده را نشان می دهد.

برای درک دینامیک واکنش های جذب سرب و کادمیوم توسط لجن فعال خشک شده، باید اطلاعات حاصل از سینتیک جذب را بررسی نمود. جدول شماره ۳، معادلات سینتیک های مورد بررسی

جدول شماره ۳: مشخصات سینتیک های مورد بررسی در این مطالعه

منبع	فرم خطی	معادله	نوع سینتیک
(۲۳)	$\log(q_e - q_t) = \log(q_e) - \frac{k_1}{2.303} t$	$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t)$	درجه اول کاذب
(۲۳)	$\frac{t}{q_t} = \left(\frac{1}{k_2 q_e^2}\right) + \left(\frac{1}{q_e}\right) t$	$\frac{dq_t}{dt} = k_2(q_e - q_t)^2$	درجه دوم
(۲۳)	$q_e = \left(\frac{1}{\beta}\right) \ln(\alpha\beta) + \left(\frac{1}{\beta}\right) \ln t$	$\frac{dq_t}{dt} = \alpha \exp(-\beta q_t)$	ایلوویج
(۲۳)	$q_t = K_{dif} t^{0.5} + C$	-	بخش بین ذره ای

جدول شماره ۴: نتایج حاصل از بررسی سینتیک‌های مورد مطالعه

نوع سینتیک	پارامتر سینتیک	غلظت سرب (mg/L)			غلظت کادمیوم (mg/L)		
		۲۰	۱۰	۵	۲۰	۱۰	۵
درجه اول	$k_1$	۰/۰۲	۰/۰۲	۰/۰۲	۰/۰۲	۰/۰۳	۰/۰۲
	$q_e \text{ cal}$	۳/۸۱	۲/۳۸	۱/۰۵	۳/۸۱	۱/۴۹	۱/۱۸
	$R^2$	۰/۸۶۴	۰/۸۴۱	۰/۷۳۸	۰/۸۷۶	۰/۸۳۹	۰/۸۱۵
درجه دوم	$k_2$	۰/۰۲	۰/۰۰۶	۰/۰۰۶	۰/۰۳	۰/۰۰۶	۰/۰۰۲
	$q_e \text{ cal}$	۱/۶۸	۲/۳۸	۲/۱۷	۲/۲۶	۰/۶۶	۱/۳۱
	$h \times 1000$	۱/۶۸	۲/۳۸	۲۸/۲۵	۲/۰۳	۲/۶۱	۳/۴۳
ایلوویج	$R^2$	۰/۸۱۱	۰/۸۰۶	۰/۲۴	۰/۹۲۱	۰/۷۸۷	۰/۴۷۷
	$\alpha$	۰/۶۶	۱/۳۱	۲/۸۱	۰/۵۵	۱/۴۶	۲/۶۱
	$\beta$	۱۹/۳۱	۱۱/۲۴	۶/۴۲	۱۹/۱۲	۹/۷۲	۵/۸۸
پخش بین ذره‌ای	$R^2$	۰/۹۱۵	۰/۹۲۴	۰/۸۵۴	۰/۹۳۷	۰/۹۰۹	۰/۹۵۱
	$K_{dif}$	۰/۰۱۳	۰/۰۲۷	۰/۰۴۵	۰/۰۱۳	۰/۰۲۳	۰/۰۴۱
	$C$	۰/۰۲	۰/۰۷	۰/۱۴	۰/۰۳۱	۰/۰۶۷	۰/۱۵
	$R^2$	۰/۹۸۶	۰/۹۷۵	۰/۹۴۵	۰/۹۷۷	۰/۹۸۶	۰/۹۴۶

## بحث

به طوری که بیشترین ظرفیت جذب در غلظت اولیه،  $35 \text{ mg/L}$  و بیشترین راندمان حذف در غلظت اولیه،  $2 \text{ mg/L}$  به دست آمده است. علاوه بر این، با افزایش دوز جاذب، راندمان حذف افزایش یافته؛ در حالی که ظرفیت جذب کاهش می‌یابد. در مطالعات ایزوترم‌های جذب، نتایج تحقیق مشابه نیز مطلوب بودن بیوجاذب‌ها در جذب فلزاتی چون سرب و کادمیوم را نشان می‌دهد (۱۸). با توجه به نتایج ارائه شده جدول شماره ۲، مشاهده می‌شود جذب سرب و کادمیوم با ایزوترم لانگمویر ۲ مطابقت دارد. از آنجایی که ایزوترم‌های فروندلیخ و لانگمویر نشان‌دهنده جذب تک لایه در مقابل جذب دو لایه ایزوترم بت می‌باشند، می‌توان نتیجه گرفت جذب سرب و کادمیوم توسط لجن فعال خشک شده به صورت تک لایه‌ای انجام شده است.

تمایل جذب فلزات سنگین توسط بیوجاذب با استفاده از یک پارامتر بدون بعد ( $R_L$ ) که از معادله لانگمویر مشتق می‌شود، نیز قابل ارزیابی است. رابطه مورد نظر به صورت زیر می‌باشد:

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L C_0}$$

جذب می‌تواند غیرقابل برگشت ( $R_L=0$ )، مطلوب ( $0 < R_L < 1$ )، خطی ( $R_L=1$ ) و یا نامطلوب ( $R_L > 1$ ) باشد (۲۵، ۲۶). این پارامتر برای سرب با دوز جاذب ۵، ۱۰ و ۲۰ به ترتیب ۰/۶۶، ۰/۶۰ و ۰/۵۲ و برای کادمیوم با دوز جاذب ۵، ۱۰ و ۲۰ به ترتیب ۰/۵۵،

نتایج این مطالعه نشان داد میزان جذب سرب و کادمیوم با افزایش pH محلول از ۲ به ۶، افزایش می‌یابد و باعث افزایش راندمان حذف سرب از  $34/02$  به  $51/21$ ٪، همچنین افزایش راندمان جذب کادمیوم از  $26/03$  به  $46/01$  می‌شود. علاوه بر این، مشاهده گردید در pHهای اسیدی بیوجاذب مورد نظر توانایی چندانی در جذب فلزات سنگین ندارد، که این مورد به دلیل حضور یون  $H^+$  در محلول‌های اسیدی و امکان رقابت این یون با یون‌های فلزی در جذب توسط بیوجاذب است. از آنجایی که جذب سرب و کادمیوم توسط لجن به pH محلول بستگی دارد؛ می‌توان نتیجه گرفت فرآیند بیوجذب از نوع جذب شیمیایی است (۱۸). همچنین مطابق نتایج حاصله، با افزایش زمان تماس راندمان حذف فلزات افزایش یافته و زمان رسیدن به تعادل نیز ۱۸۰ دقیقه می‌باشد. در سیستم‌های جذب ناپوسته، غلظت ورودی فلزات سنگین موجود در محلول به عنوان نیروی محرکه غلبه کننده بر مقاومت ناشی از انتقال جرم بین فاز مایع و جامد، نقش مهمی دارد. بنابراین با افزایش غلظت فلزات در محلول ورودی، ظرفیت جذب ( $\text{mg/g}$ ) فلزات جذب شده افزایش می‌یابد. با این حال با افزایش میزان غلظت ورودی و کاهش جایگاه‌های جذب نسبت به تعداد یون‌های فلزی ورودی، همان‌طور که در نمودار شماره ۴ و ۵ مشاهده می‌شود، راندمان حذف سرب و کادمیوم کاهش می‌یابد،

ایزوترم های فروندلیخ و لانگمویر، جذب تک لایه ای در مقابل ایزوترم بت را که بیانگر جذب دو لایه ای است نشان می دهند، لذا می توان نتیجه گرفت سرب و کادمیوم به صورت تک لایه ای بر روی لجن فعال خشک شده جذب می شوند. نتایج به دست آمده از پارامتر  $R_L$  نیز بیان کننده مطلوبیت جذب سرب و کادمیوم توسط بیوجاذب در غلظت های مختلفی از لجن فعال خشک شده می باشد. نتایج حاصل از واکنش های سینتیک جذب نیز بیانگر آن است که جذب سرب توسط لجن فعال خشک شده نسبت به جذب کادمیوم با سرعت بیشتری اتفاق می افتد.

این نتایج مبین مطلوبیت جذب سرب و کادمیوم توسط بیوجاذب مورد نظر می باشد. با توجه به اینکه سینتیک جذب سرب و کادمیوم از مدل سینتیک بین ذره ای پیروی می کند (جدول شماره ۴)، و مقدار  $K_{dif}$  به دست آمده برای سرب بیشتر از کادمیوم می باشد. بنابراین می توان نتیجه گرفت بیوجاذب لجن فعال خشک شده، سرب را نسبت به کادمیوم با سرعت و توان بیشتری جذب می کند. همخوانی نتایج حاصل از مطالعات سینتیک با نتایج حاصل از آزمایش های انجام شده (نمودار شماره ۴ و ۵)، تناسب درست مدل سینتیکی و آزمایشها را تأیید می کند.

### تشکر و قدردانی

نویسندگان لازم می دانند که از زحمات بی دریغ آقای دکتر مهداد اسمعیلی و خانم ها شقایق عراقی و آیتا خودکار که ما را در انجام این تحقیق یاری داده اند، تشکر و قدردانی نمایند.

### نتیجه گیری

نتیجه این بررسی نشان داد از لجن فعال خشک شده می توان به عنوان جاذب مناسبی برای جداسازی فلزات سنگین سرب و کادمیوم از محلول های آبی استفاده نمود. از آنجایی که

### References:

- Tomko J, Bačkor M, Štofko M. Biosorption of Heavy Metals by Dry Fungi Biomass. *Acta Metallurgica Slovaca* 2006;12:447-51.
- Barros AJ, Prasad S, Leite VD, Souza AG. Biosorption of Heavy Metals in up Flow Sludge Columns. *Bioresource Technol* 2007;98:1418-25.
- Holan ZR, Volesky B. Biosorption of Lead and Nickel by Biomass of Marine Algae. *Biotechnol and Bioeng* 1994;43:1001-9.
- Al-Qodah Z. Biosorption of Heavy Metal Ions from Aqueous Solutions by Activated Sludge. *Desalination* 2006;196:164-76.
- Congeevaram S, Dhanarani S, Park J, Dexilin M, Thamaraiselvi K. Biosorption of Chromium and Nickel by Heavy Metal Resistant Fungal and Bacterial Isolates. *J of Hazard Mater* 2007;146:270-7.
- Das N, Vimala R, Karthika P. Biosorption of Heavy Metals-An Overview. *Ind J Biotechnol* 2008;7:159-69.
- Kobya M, Demirbas E, Senturk E, Ince M. Adsorption of Heavy Metal Ions from Aqueous Solutions by Activated Carbon Prepared from Apricot Stone. *Bioresour Technol* 2005;96:1518-21.
- Xu H, Liu Y, Tay J-H. Effect of pH on Nickel Biosorption by Aerobic Granular Sludge. *Bioresour Technol* 2006;97:359-63.
- AjayKumar AV, Darwish NA, Hilal N. Study of Various Parameters in the Biosorption of Heavy Metals on Activated Sludge. *World Appl Sci J* 2009;5:32-40.
- Vijayaraghavan K, Jegan JR, Palanivelu K, Velan M. Copper Removal from Aqueous Solution by Marine Green Alga *Ulva Reticulata*. *Electron J Biotechnol* 2004;7(1):61-71.
- Zeid AAA, Hassanein WA, Salama HM, Fahd GAA. Biosorption of Some Heavy Metal Ions Using Bacterial Species Isolated from Agriculture Waste Water Drains in Egypt. *J of Appl Sci Research* 2009;5(4):372-83.
- An Hk, Park By, Kim Ds. Crab Shell for the Removal of Heavy Metals from Aqueous Solution. *Water Res* 2001;35(15):3551-6.
- Shokoohi R, Saghi MH, Ghafari HR, Hadi M. Biosorption of Iron from Aqueous Solution by Dried Biomass of Activated Sludge. *Iran J Environ Health Sci Eng* 2009;6(2):107-14.

14. Aksu Z. Biosorption of Reactive Dyes by Dried Activated Sludge: Equilibrium and Kinetic Modeling. *Biochem Eng J* 2001;7:79-84.
15. Davis TA, Volesky B, Mucci A. A Review of the Biochemistry of Heavy Metal Biosorption by Brown Algae. *Water Res* 2003;37:4311-30.
16. Choi SB, Yun Y-S. Biosorption of Cadmium by Various Types of Dried Sludge: An Equilibrium Study and Investigation of Mechanisms. *J Hazard Mater* 2006;B138:378-83.
17. Aksu Z, Acikel U, Kabasakal E, Tezer S. Equilibrium Modeling of Individual and Simultaneous Biosorption of Chromium (VI) and Nickel (II) onto Dried Activated Sludge. *Water Research* 2002;36:3063-73.
18. Dang VBH, Doan HD, Dang-VuT, Lohi A. Equilibrium and Kinetics of Biosorption of Cadmium(II) and Copper(II) Ions by Wheat Straw. *Bioresour Technol* 2009;100:211-9.
19. Hameed BH. Evaluation of Papaya Seeds as a Novel Non-Conventional Low-Cost Adsorbent for Removal of Methylene Blue. *J Hazard Mater* 2009;162:939-44.
20. Freundlich HMF. Uber die Adsorption in Losungen. *J Phys Chem* 1906;57(A):385-470.
21. Langmuir I. The Constitution and Fundamental Properties of Solids and Liquids. *J An Chem Soc* 1916;38:2221-95.
22. Temkin M, Pyzhev JAV. Kinetics of Ammonia Synthesis on Promoted Iron Catalysts. *Acta Physiochem* 1940;12:217-29.
23. Nemr AE. Potential of Pomegranate Husk Carbon for Cr (VI) Removal from Wastewater: Kinetic and Isotherm Studies. *J Hazard Mater* 2009;161:132-41.
24. Brunauer S, Emmet PH, Teller E. Adsorption of Gases in Multimolecular Layers. *J Am Chem Soc* 1938;60:309-19.
25. Salim M, Munekage Y. Removal of Arsenic from Aqueous Solution Using Silica Ceramic: Adsorption Kinetics and Equilibrium Studies. *Int J Environ Res* 2009;3(1):13-22.
26. Weber TW, Chakkravorti RK. Pore and Solid Diffusion Models for Fixed Bed Absorbers. *Am Instit Che Eng J* 1974;20(228).