

## بررسی تأثیر pH و قدرت یونی بر رفتار جذب کادمیوم توسط برخی جاذب‌های آلی

ابراهیم سپهر\*<sup>۱</sup> و امیر توسن<sup>۲</sup>

۱. دانشیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه ارومیه

۲. دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک دانشگاه ارومیه

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۸/۵ - تاریخ تصویب: ۱۳۹۳/۸/۱۸)

### چکیده

به منظور بررسی تأثیر pH و قدرت یونی بر رفتار جذب کادمیوم توسط جاذب‌های آلی، آزمایشی به صورت سیستم بسته با غلظت اولیه کادمیوم ۰ تا ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر با دو سطح pH ۴ و ۸ و دو قدرت یونی ۰/۰۳ و ۰/۱ مولار روی ساقه آفتابگردان و بقایای هرس سیب انجام شد. داده‌های آزمایشی با مدل‌های جذب لانگمویر، فروندلیچ، و تمکین برازش داده شدند. نتایج نشان داد pH و قدرت یونی اثری قابل توجه بر جذب کادمیوم دارند. حداکثر جذب تک‌لایه‌ای ( $q_{max}$ ) و  $K_L$  (انرژی جذب) در هر دو جاذب با افزایش pH افزایش یافت. ضرایب معادله فروندلیچ ( $K_F$  و  $n$ ) و تمکین ( $K_T$  و  $A$ ) نیز روندی مشابه نشان دادند. اما، با افزایش قدرت یونی از ۰/۰۳ به ۰/۱ مولار، پارامترهای جذب کاهش یافتند؛ به گونه‌ای که در ساقه آفتابگردان به طور میانگین  $q_{max}$  از ۷۵۵۰ به ۸۱۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم و  $K_L$  از ۰/۱۴ به ۰/۰۸ لیتر بر میلی‌گرم و در بقایای سیب  $q_{max}$  از ۷۵۵۰ به ۷۳۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم و  $K_L$  از ۰/۰۹ به ۰/۰۶ لیتر بر میلی‌گرم کاهش یافت.

کلیدواژگان: ایزوترم‌های جذب، جاذب‌های آلی، قدرت یونی، کادمیوم، pH.

### مقدمه

آلودگی محیط زیست به فلزات سنگین، در نتیجه توسعه سریع صنایع و تکنولوژی، و سمیت حاصل از این مواد و تجمع زیستی آنها در زنجیره غذایی به تهدیدی جدی برای محیط زیست و سلامتی انسان تبدیل شده است. کادمیوم عنصری غیر ضروری و یکی از عناصر بالقوه بسیار خطرناک برای سلامتی انسان است (Alvarez-Ayuso and Sanchez, 2007). این فلز در غلظت‌های بسیار پایین نیز سمی است و موجب کم‌خونی، شکنندگی استخوان‌ها، دردهای کلیوی، و دردهای عصبی پراکنده به نام ایتای‌ایتای می‌شود. سمیت کادمیوم بیشتر به دلیل تمایل قوی آن به ایجاد پیوند با گروه تیول است که باعث تخریب پروتئین‌ها یا کاهش جذب عناصر ضروری از طریق غشا می‌شود (Abia and Asuquo, 2006).

تخلیه زباله‌های آلیاژسازی‌ها، ذوب فلزات، سرامیک‌سازی‌ها، آب‌کاری فلزات، رنگدانه‌ها، صنایع چوب و پارچه، استخراج سرب، و لجن فاضلاب از منابع اصلی ورود کادمیوم به آب‌اند (Eckenfelder, 1989). کادمیوم از راه‌های مختلف، از قبیل مصرف آب آلوده و مواد غذایی گیاهی و تنفس

گردوغبار، وارد بدن می‌شود و چون بدن انسان توانایی دفع فلزات را ندارد در اندام‌های مختلف بدن تجمع می‌کند و موجب آسیب‌های جدی به بدن می‌شود. بنابراین، حذف یون‌های فلزی سنگین از فاضلاب برای حفظ سلامت جامعه بسیار مهم است. روش‌های مختلفی برای حذف فلزات سنگین از فاضلاب‌ها وجود دارد؛ شامل رسوب شیمیایی، تبادل یونی الکترودیالیز، اسمز معکوس، فیلتراسیون غشا، و جذب. از میان روش‌های یادشده در حال حاضر جذب روشی مؤثر و کارآمد و اقتصادی برای تصفیه فاضلاب‌هاست. مهم‌ترین مزیت جذب در مقایسه با سایر روش‌ها بازده بالا، هزینه کم، امکان بازیافت فلز، و به حداقل رساندن مواد شیمیایی و بیولوژیکی است. جذب سطحی یکی از فرایندهای کارآمد برای حذف فلزات سنگین از محلول‌های آبی است؛ طوری که برخی مطالعات با هدف توسعه مواد جدید و به‌خصوص ارزان و جاذب‌هایی پایدار برای حذف فلزات سنگین از فاضلاب‌ها انجام شده است. بقایای محصولات کشاورزی مواد جاذب کم‌هزینه‌ای برای حذف فلزات از آب و فاضلاب‌اند و در دفع آلاینده‌ها نیز مشکلی ایجاد نمی‌کنند. مواد کشاورزی، به‌ویژه آن‌هایی که حاوی سلولزند، ظرفیت بالایی برای حذف فلزات سنگین و سمی از قبیل سرب، کادمیوم، جیوه، مس، نیکل، روی، و کروم دارند (Kumar, 2006).

لانگمویر و نشان‌دهنده قدرت اتصال جذب‌شونده به ماده جاذب،  $q_{max}$  حداکثر جذب تک‌لایه‌ای ( $mg.kg^{-1}$ )،  $K_F$  و  $n$  ضرایب رابطه فروندلیچ. به ترتیب نمایانگر ظرفیت و شدت جذب، و  $K_T$  و  $A$  ضرایب رابطه تمکین. به ترتیب شیب و عرض از مبدأ معادله. هستند (Yu and Kaewsarn, 1999).

جدول ۱. مشخصات جاذب‌های آلی استفاده‌شده در آزمایش

نوع جاذب آلی	ترکیب شیمیایی	قطر ذرات (میلی‌متر)
ساقه آفتابگردان	سلولز، همی سلولز، لیگنین، پکتین	۰٫۵ تا ۱
بقایای هرس سیب	سلولز، همی سلولز، لیگنین	۰٫۵ تا ۱

## یافته‌ها و بحث

### اثر pH بر میزان جذب کادمیوم

مقدار جذب کادمیوم توسط ساقه آفتابگردان و بقایای هرس سیب در سطوح مختلف pH (۴ و ۸) در شکل ۱ می‌آید. نتایج نشان داد جذب کادمیوم توسط ساقه آفتابگردان و بقایای هرس سیب تابع pH محلول است و با افزایش pH میزان جذب کادمیوم افزایش پیدا می‌کند؛ طوری که در ساقه آفتابگردان در غلظت اولیه ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر با افزایش pH از ۴ به ۸ میزان کادمیوم جذب‌شده از ۶۹۱۲ به ۷۸۸۷ میلی‌گرم در کیلوگرم افزایش یافت. بقایای هرس سیب نیز در غلظت اولیه ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر با افزایش pH از ۴ به ۸ میزان کادمیوم جذب‌شده از ۶۲۱۳ به ۷۰۶۵ میلی‌گرم در کیلوگرم افزایش پیدا کرد؛ طوری که حداکثر مقدار جذب در هر دو جاذب آلی در pH ۸ به دست آمد (جدول ۲). Shin et al. (2007) رفتار جذب کادمیوم را در سیستم محلول توسط پوست درخت سرو کوهی در محدوده pH ۲ تا ۶ بررسی کردند و به این نتیجه رسیدند که با افزایش pH میزان جذب کادمیوم نیز افزایش می‌یابد. در آزمایشی دیگر، که حذف سرب به کمک جاذب‌های مختلف (سبوس برنج، چوب بلال ذرت، خاک اره) صورت گرفت، با افزایش pH در بازه ۲٫۵ تا ۶٫۵ بازده جذب توسط جاذب‌ها افزایش پیدا کرد (Abdel-Ghani, 2007). Kannan and Veemaraj (2010) جذب کادمیوم به وسیله کربن فعال به‌دست‌آمده از درخت کائوچو (*Hevea brasiliensis*) را در محدوده pH ۲ تا ۱۰ مطالعه کردند. نتیجه مطالعات ایشان نشان داد با افزایش pH درصد حذف کادمیوم افزایش می‌یابد و ۷ pH مناسب‌ترین pH برای جذب کادمیوم توسط این جاذب است.

فرایند جذب سطحی تحت تأثیر شرایط محلول، از جمله pH و قدرت یونی و ترکیب محلول، قرار می‌گیرد. ظرفیت جذب اکثر مواد جاذب با تغییر pH محلول تغییرات قابل توجهی نشان می‌دهد (Voleskey and Holan, 1995). در آزمایشی، ظرفیت جذب کادمیوم توسط ضایعات پوست پرتقال به طور آشکار تحت تأثیر pH قرار گرفت؛ طوری که با افزایش pH جذب کادمیوم توسط این جاذب افزایش پیدا کرد. این وابستگی جذب فلز به pH ممکن است در ارتباط با گروه‌های عاملی ماده آلی و شیمی محلول باشد (Lee, 1998). از دیگر عوامل مؤثر بر مقدار جذب قدرت یونی محلول است. در پژوهشی از کربن فعال به‌دست‌آمده از مغز نیشکر برای حذف کادمیوم از سیستم محلول استفاده شد. نتایج نشان داد کاهش قدرت یونی محلول موجب می‌شود ظرفیت جذب جاذب نیز افزایش پیدا کند (Krishnan, 2003).

هدف این تحقیق بررسی اثر pH و قدرت یونی بر مقدار جذب کادمیوم توسط دو نوع جاذب آلی (ساقه آفتابگردان و بقایای هرس سیب) و در نهایت تعیین بهترین مدل برای بررسی رفتار جذبی کادمیوم توسط این دو نوع جاذب آلی است.

## مواد و روش‌ها

این آزمایش به صورت سیستم بسته<sup>۱</sup> در غلظت‌های مختلف کادمیوم ۰ تا ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر در دو سطح pH ۴ و ۸ و در دو قدرت یونی ۰٫۰۳ و ۰٫۱ مولار با محلول زمینه  $KNO_3$  بر ۰٫۵ گرم از دو نوع جاذب بقایای هرس سیب و ساقه آفتابگردان با اندازه قطر ۰٫۵ تا ۱ میلی‌متر انجام گرفت (جدول ۱). در ابتدای آزمایش ۲۵ میلی‌لیتر از محلول‌های کادمیوم در سری غلظتی ۰، ۵، ۱۰، ۲۰، ۴۰، ۶۰، ۸۰، ۱۰۰، ۱۳۰، ۱۶۰، ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر تهیه و پس از تنظیم pH محلول با HCl و NaOH بر ۴ و ۸ و اضافه‌کردن جاذب‌ها نمونه‌ها به مدت ۲۴ ساعت شیک شدند تا سوسپانسیون به تعادل برسد. در ادامه نمونه‌ها از صافی عبور داده شدند و مقدار کادمیوم باقی‌مانده در محلول توسط دستگاه جذب اتمی Shimadzu (AA-6300) اندازه‌گیری شد. سپس رابطه‌های ۱ (لانگمویر)، ۲ (فروندلیچ)، و ۳ (تمکین) با نرم‌افزار SigmaPlot-10 روی داده‌ها برازش داده شدند:

$$q_e = (K_L C_e q_{max}) / (1 + K_L C_e) \quad \text{(رابطه ۱)}$$

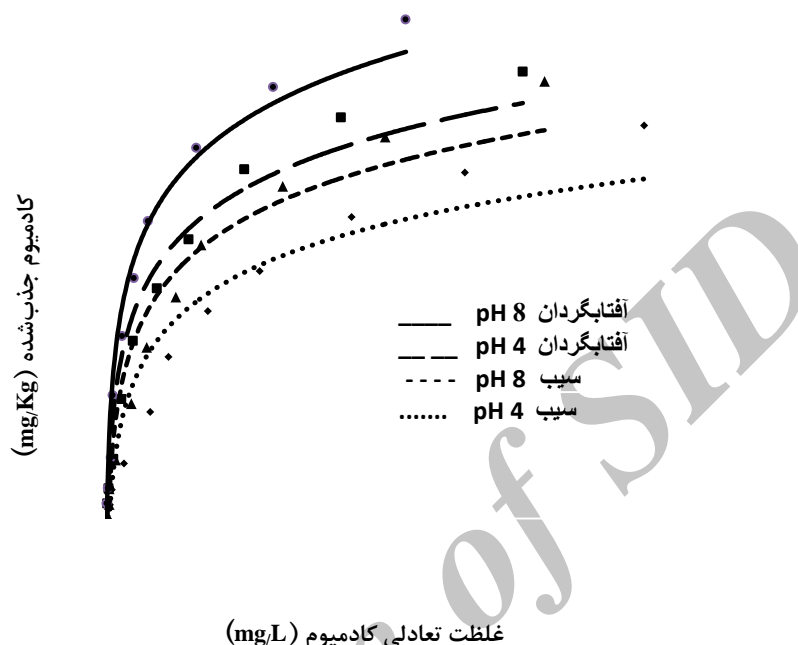
$$q_e = K_F C_e^{1/n} \quad \text{(رابطه ۲)}$$

$$q_e = A + K_T \ln C_e \quad \text{(رابطه ۳)}$$

$C_e$  غلظت تعادلی جذب‌شونده ( $mg.L^{-1}$ )،  $q_e$  وزن جذب‌شونده در واحد وزن جذب‌کننده ( $mg.kg^{-1}$ )،  $K_L$  ضریب

و تحرک بالای یونهای  $H^+$  باشد که ترجیحاً به جای یونهای فلزی جذب می‌شوند (Ajmal, 2000). در pHهای بالا، به علت کاهش شمار یونهای  $H^+$  و افزایش لیگاندهای با بار منفی، جذب کادمیوم افزایش پیدا می‌کند (Norton et al, 2004; Nuhoglu, 2003).

Liu et al (1999) جذب سه فلز کادمیوم و مس و سرب را روی هومیک اسید بررسی کردند. نتیجه بررسی ایشان نشان داد افزایش مقدار pH سبب افزایش جذب هر سه فلز بر هومیک اسید می‌شود؛ به‌ویژه زمانی که pH در محدوده ۲/۵ تا ۵ باشد. حداقل جذب فلز در pHهای پایین ممکن است به دلیل غلظت



شکل ۱. مقدار کادمیوم جذب شده توسط ساقه آفتابگردان و بقایای هرس سیب در سطوح مختلف pH (۴ و ۸)

جدول ۲. مقدار جذب کادمیوم توسط ساقه آفتابگردان و بقایای هرس سیب در سطوح مختلف pH (۴ و ۸)

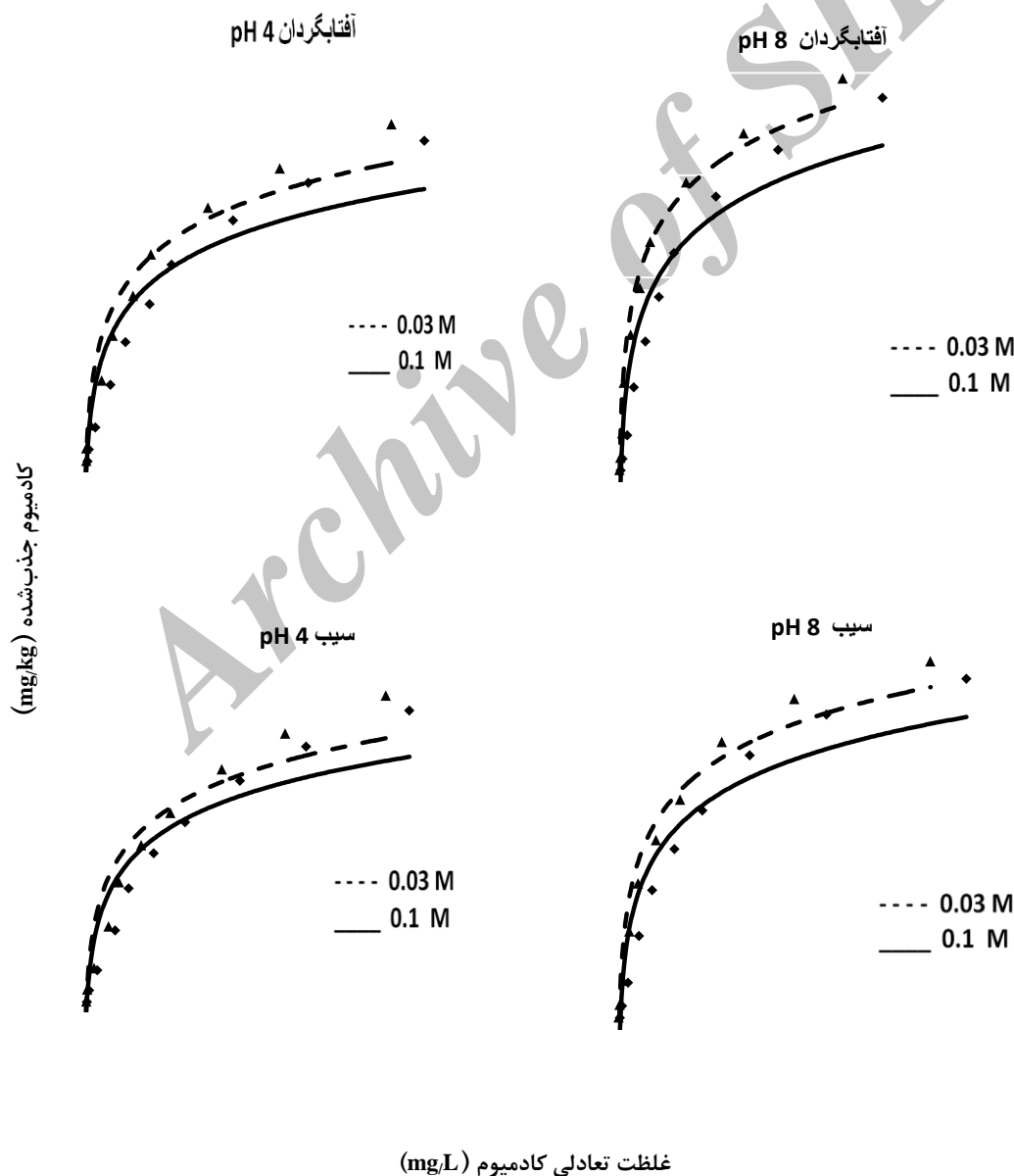
کادمیوم جذب شده (میلی‌گرم بر کیلوگرم)				غلظت اولیه کادمیوم
بقایای هرس سیب		ساقه آفتابگردان		(میلی‌گرم بر لیتر)
pH <sub>۸</sub>	pH <sub>۴</sub>	pH <sub>۸</sub>	pH <sub>۴</sub>	
-	-	-	-	۰
۲۳۶	۲۱۶	۲۳۹	۲۲۱	۵
۴۷۷	۴۵۳	۴۸۱	۴۷۱	۱۰
۹۴۲	۸۶۸	۹۶۱	۹۲۵	۲۰
۱۸۸۶	۱۶۸۴	۱۹۴۷	۱۸۱۷	۴۰
۲۸۰۶	۲۵۵۵	۲۸۸۲	۲۷۰۹	۶۰
۳۶۳۷	۳۲۷۷	۳۹۷۸	۳۵۰۳	۸۰
۴۴۱۲	۳۹۱۴	۴۶۹۹	۴۳۲۶	۱۰۰
۵۵۲۱	۴۷۶۸	۵۸۵۸	۵۲۵۲	۱۳۰
۶۳۴۲	۵۴۷۲	۶۸۲۰	۶۰۳۳	۱۶۰
۷۰۶۵	۶۲۱۳	۷۸۸۷	۶۹۱۲	۲۰۰

نتایج بررسی اثر قدرت یونی روی مقدار کادمیوم جذب شده توسط دو جاذب (ساقه آفتابگردان و بقایای هرس سیب) در شکل ۲ می‌آید. همان‌طور که شکل ۲ نشان می‌دهد، با افزایش قدرت یونی میزان جذب کادمیوم در دو سطح pH (۴ و ۸)

اثر قدرت یونی بر میزان جذب کادمیوم قدرت یونی عاملی مهم و تأثیرگذار بر تعادل گونه‌های جذب شده و جاذب در فاز محلول است. به طور کلی با افزایش قدرت یونی محلول میزان جذب فلز کاهش پیدا می‌کند (Sanchez, 1999).

قدرت یونی ۰/۸ و ۰/۲ مولار بررسی کردند. نتایج نشان داد در هر سه فلز با افزایش قدرت یونی میزان جذب کاهش پیدا می‌کند. Lodeiro *et al.* (2004) مطالعات فیزیکی و شیمیایی را کادمیوم جذب‌شده توسط جلبک *sargassum muticum* را بررسی کردند و به این نتیجه رسیدند که با افزایش قدرت یونی میزان جذب کادمیوم کاهش پیدا می‌کند که به دلیل رقابت یون‌های الکترولیت در سایت‌های جذبی است. Sanchez *et al.* (1999) جذب کادمیوم را بر سیلیکات‌ها بررسی کردند. حضور  $KNO_3$  اندکی کاهش در جذب کادمیوم مشاهده شد.  $KNO_3$ ، به منزله الکترولیت اضافی در سیستم، رقابت بین K و Cd را در سایت‌های جذبی افزایش می‌دهد. به طور عمده، این دو به صورت غیر اختصاصی جذب می‌شوند (Mc Bride, 1984).

کاهش پیدا می‌کند. افزایش قدرت یونی محلول از ۰/۳ به ۰/۱ مولار موجب شد در ساقه آفتابگردان میزان کادمیوم جذب‌شده در غلظت اولیه ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر در pH ۸ از ۷۸۸۷ به ۷۵۱۲ میلی‌گرم در کیلوگرم کاهش پیدا کند. در مورد بقایای هرس سیب نیز با افزایش قدرت یونی از ۰/۳ به ۰/۱ میزان کادمیوم جذب‌شده در غلظت اولیه ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر در pH ۸ از ۷۰۶۵ به ۶۷۲۹ میلی‌گرم در کیلوگرم کاهش پیدا کرد. El-Sayed *et al.* (2010) جذب کادمیوم و نیکل را بر سبوس برنج در سیستم محلول بررسی کردند. افزایش میزان ۱ تا ۱۰ گرم در لیتر نمک طعام NaCl موجب کاهش جذب کادمیوم و نیکل به میزان کم ولی قابل توجه شد. Liu *et al.* (1999) جذب سه فلز کادمیوم و مس و سرب را روی هومیک اسید در دو



شکل ۲. میزان جذب کادمیوم توسط ساقه آفتابگردان و بقایای هرس سیب در دو قدرت یونی (۰/۳ و ۰/۱ مولار)

تیین و پارامترهای مدل‌های یادشده در جدول‌های ۳ و ۴ می‌آید که نشان می‌دهد مدل‌های لانگمویر و فروندلیچ نسبت به مدل تمکین بهتر برازش یافته‌اند ( $R^2=0.99-0.95$ ). به ترتیب مدل لانگمویر < فروندلیچ < تمکین برازش بهتری با داده‌های آزمایشی نشان دادند (جدول‌های ۳ و ۴).

مدل‌های هم‌دمای جذب کادمیوم بر اساس مدل‌های ایزوترمی، داده‌های به‌دست‌آمده از آزمایش با مدل‌های لانگمویر و فروندلیچ و تمکین برازش داده شدند. برازش غیر خطی ایزوترم‌های فروندلیچ و لانگمویر و تمکین، که با استفاده از برنامه SOLVER انجام شده، در شکل ۳ و ضریب

جدول ۳. ثابت‌های ایزوترمی، ایزوترم لانگمویر، فروندلیچ، و تمکین (ساقه آفتابگردان)

IS = 0.1 M		IS = 0.3 M		پارامترهای معادلات	معادلات جذب
pH <sub>h</sub>	pH <sub>f</sub>	pH <sub>h</sub>	pH <sub>f</sub>		
85.00 ± 121	78.00 ± 161	89.05 ± 255	81.06 ± 183	q <sub>max</sub> (mg/kg)	لانگمویر
0.12 ± 0.004	0.05 ± 0.002	0.21 ± 0.019	0.08 ± 0.004	K <sub>L</sub> (L/mg)	
0.99	0.99	0.99	0.99	R <sup>2</sup>	
0.47 ± 0.04	0.50 ± 0.04	0.40 ± 0.04	0.46 ± 0.04	1/n	فروندلیچ
13.01 ± 78	834 ± 124	1895 ± 241	1114 ± 154	K <sub>F</sub> (mg <sup>1-1/n</sup> kg <sup>-1</sup> L <sup>1/n</sup> )	
0.96	0.97	0.93	0.96	R <sup>2</sup>	
1254 ± 326	749 ± 342	2166 ± 178	1115 ± 259	A (mg/kg)	تمکین
1363 ± 147	1154 ± 135	1392 ± 87	1219 ± 109	K <sub>T</sub>	
0.90	0.89	0.96	0.93	R <sup>2</sup>	

اعداد بعد از علامت ± نشان‌دهنده خطای استاندارد میانگین (SE) است.

جدول ۴. ثابت‌های ایزوترمی، ایزوترم لانگمویر، فروندلیچ، تمکین (بقایای هرس سیب)

IS = 0.1 M		IS = 0.3 M		پارامترهای معادلات	معادلات جذب
pH <sub>h</sub>	pH <sub>f</sub>	pH <sub>h</sub>	pH <sub>f</sub>		
77.00 ± 121	69.00 ± 180	81.01 ± 178	70.00 ± 198	q <sub>max</sub> (mg/kg)	لانگمویر
0.08 ± 0.002	0.05 ± 0.001	0.12 ± 0.008	0.06 ± 0.003	K <sub>L</sub> (L/mg)	
0.99	0.99	0.99	0.99	R <sup>2</sup>	
0.47 ± 0.04	0.53 ± 0.039	0.42 ± 0.04	0.50 ± 0.038	1/n	فروندلیچ
10.25 ± 158	612 ± 92	1424 ± 194	775 ± 110	K <sub>F</sub> (mg <sup>1-1/n</sup> kg <sup>-1</sup> L <sup>1/n</sup> )	
0.96	0.97	0.94	0.97	R <sup>2</sup>	
983 ± 306	411 ± 240	1551 ± 203	649 ± 299	A (mg/kg)	تمکین
1199 ± 126	1044 ± 124	1232 ± 89	1091 ± 114	K <sub>T</sub>	
0.90	0.88	0.95	0.91	R <sup>2</sup>	

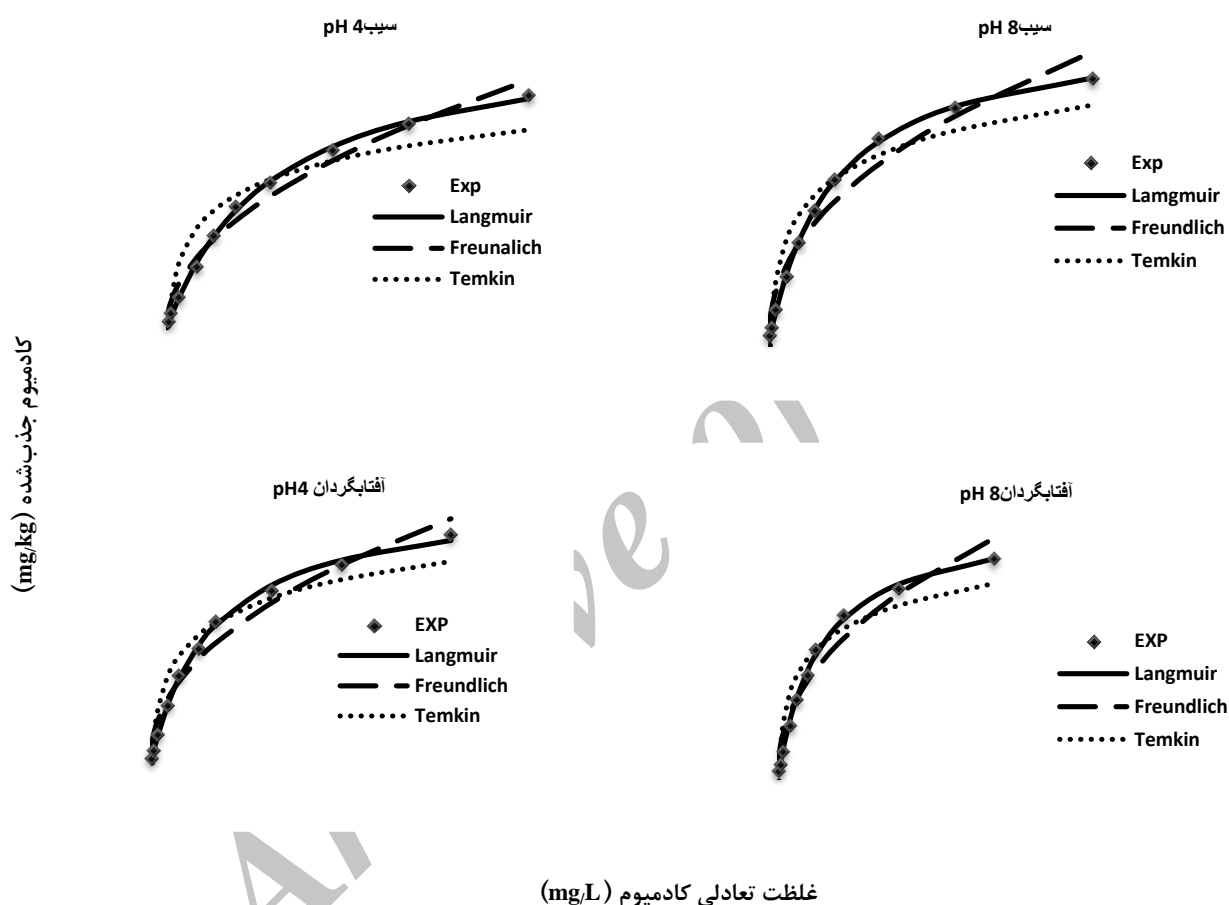
اعداد بعد از علامت ± نشان‌دهنده خطای استاندارد میانگین (SE) است.

فروندلیچ و مدل لانگمویر به دست آمد. Lodeiro *et al* (2004) از نوعی جلبک اروپایی *sargassum muticum* در جذب کادمیوم استفاده کردند. ایشان داده‌های آزمایشی را با مدل‌های ترکیبی لانگمویر-فروندلیچ، لانگمویر، و فروندلیچ برازش دادند. مدل لانگمویر برازش بهتری با داده‌های آزمایشی نشان داد. Yavuz

Rao *et al* (2006) جذب کادمیوم و سرب را بر کربن فعال مشتق‌شده از مواد زائد کشاورزی در سیستم محلول بررسی کردند. آن‌ها داده‌های آزمایشی را با مدل هم‌دمای جذب ترکیبی لانگمویر-فروندلیچ، لانگمویر، فروندلیچ، و ردلیچ پترسون برازش دادند. بهترین برازش با مدل ترکیبی لانگمویر-

$R^2=0.94$ )؛ در صورتی که واکنش جذب کادمیوم بر *Oleifera*.  
 Mبرازش بهتری با مدل فروندلیچ نشان داد ( $R^2=0.94$ ). Jamali  
*et al* (2009) از پوست فندق و خاکستر آن برای حذف کادمیوم  
 از سیستم محلول استفاده کردند. برای پوست فندق و خاکستر  
 آن به ترتیب  $R^2$  برابر ۰/۹۶ و ۰/۹۷ با مدل لانگمویر و  $R^2$  ۰/۹۹  
 و ۰/۹۸ با مدل فروندلیچ به دست آمد.

*et al* (2007) جذب کادمیوم و سرب توسط کلسیت را آزمایش  
 کردند. آن‌ها داده‌های آزمایشی را با مدل لانگمویر و فروندلیچ  
 برازش دادند. مدل لانگمویر برازش بهتری با داده‌های آزمایشی  
 داشت ( $R^2=0.99$ ). Mataka *et al* (2010) با مطالعه ایزوترم  
 جذبی کادمیوم بر پودر بذر *Moringa Stenopetala* و *Oleifera*  
*Moringa* به این نتیجه رسیدند که مدل جذب کادمیوم بر  
*M. Stenopetala* برازش بهتری با مدل لانگمویر دارد



شکل ۳. برازش داده‌های جذب کادمیوم به مدل‌های لانگمویر، فروندلیچ، تمکین

۰/۰۳ به ۰/۱ مولار کاهش پیدا کرد؛ طوری که در ساقه  
 آفتابگردان با افزایش قدرت یونی  $K_L$  در pH ۴ از ۰/۰۸ لیتر بر  
 میلی‌گرم در قدرت یونی ۰/۰۳ مولار به ۰/۰۵ لیتر بر میلی‌گرم  
 در قدرت یونی ۰/۱ مولار و در pH ۸ نیز از ۰/۲۱ لیتر بر  
 میلی‌گرم در قدرت یونی ۰/۰۳ مولار به ۰/۱۲ لیتر بر میلی‌گرم  
 در قدرت یونی ۰/۱ مولار رسید. روند مشابه درباره بقایای هرس  
 سیب به دست آمد. ضرایب مدل فروندلیچ  $K_F$  و  $n$  درباره ساقه  
 آفتابگردان و بقایای هرس سیب با افزایش قدرت یونی از ۰/۰۳  
 به ۰/۱ مولار کاهش پیدا کردند؛ طوری که در ساقه آفتابگردان با  
 افزایش قدرت یونی  $K_F$  در pH ۴ از ۱۱۱۴ در قدرت یونی ۰/۰۳  
 مولار به ۸۳۴ در قدرت یونی ۰/۱ مولار و در pH ۸ از ۱۸۹۵

مقایسه حداکثر جذب تک‌لایه‌ای یون‌های کادمیوم ( $Q_{max}$ )  
 در pH‌های مختلف و در دو قدرت یونی ۰/۱ و ۰/۰۳ مولار نشان  
 داد، با افزایش pH محلول از ۴ به ۸،  $Q_{max}$  به طور معنادار  
 افزایش پیدا می‌کند. در ساقه آفتابگردان  $Q_{max}$  از ۸۱۰۶ به  
 ۸۹۰۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم در قدرت یونی ۰/۰۳ مولار و از  
 ۷۸۰۰ به ۸۵۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم در قدرت یونی ۰/۱ مولار  
 رسید. درباره بقایای هرس سیب نیز، با افزایش pH از ۴ به ۸،  
 $Q_{max}$  از ۷۰۰۰ به ۸۱۰۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم در قدرت یونی  
 ۰/۰۳ مولار و از ۶۹۰۰ به ۷۷۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم در قدرت  
 یونی ۰/۱ مولار افزایش پیدا کرد (جدول‌های ۳ و ۴). مقادیر  $K_L$   
 بر ساقه آفتابگردان و بقایای هرس سیب با افزایش قدرت یونی از

میلی گرم بر گرم)،  $K_L$  (۰/۰۶۱۷، ۰/۰۱۸۱ لیتر بر میلی گرم) به دست آمد.

#### نتیجه گیری

هر دو جاذب (ساقه آفتابگردان و بقایای هرس سیب) کارایی بالایی در جذب کادمیوم از محلول های آبی داشتند. در ساقه آفتابگردان پارامترهای ظرفیت جذب ( $K_F$ ,  $A$ ,  $q_{max}$ ) و شدت جذب ( $K_T$ ,  $K_L$ ,  $1/n$ ) در مقایسه با بقایای هرس سیب بیشتر بود. بنابراین، ساقه آفتابگردان نسبت به بقایای هرس سیب در حذف کادمیوم از سیستم محلول جاذب نسبتاً بهتری است. جذب سطحی کادمیوم به pH و قدرت یونی محلول وابستگی قوی داشت. pH محلول بر میزان جذب اثری فزاینده گذاشت؛ در حالی که قدرت یونی اثر کاهنده نشان داد. بنابراین، در تصفیه آب و فاضلاب اقدامات اولیه مانند کاهش قدرت یونی محلول یا افزایش pH می تواند بر کارایی تصفیه بیفزاید. در این مطالعه داده های آزمایشی با مدل های جذب لانگمویر و فروندلیچ و تمکین برازش داده شدند و به ترتیب مدل لانگمویر < فروندلیچ < تمکین برازش بهتری با داده های آزمایشی نشان دادند.

#### REFERENCES

Abdel-Ghani, N. T., Hefny, M., and El-Chaghaby, G. A. F. (2007). Removal of lead from aqueous solution using low cost abundantly available adsorbents, *International Journal of Environment Science and Technology*, 4, 67-73.

Abia, A. A. and Asuquo, E. D. (2006). Lead (II) and nickel (II) adsorption kinetics from aqueous solutions using chemically modified and unmodified agricultural adsorbents, *African Journal of Biotechnology*, 5, 1475-1482.

Ajmal, M., Rao, R. A. K., Ahmad, R., and Ahmad, J. (2000). Adsorption studies on Citrus reticulata, removal and recovery of Ni(II) from electroplating wastewater, *Journal of Hazardous Materials*, 86, 117-131.

Aki, M. and Nida, M. (2011). Kinetics and Thermodynamics of Cd(II) biosorption onto loquat (*Eriobotrya japonica*) leaves. *Journal of Saudi Chemistry Society*, Doil, 10.1016.

Alvarez-Ayuso, E. and Garcia-Sanchez, A. (2007). Removal of cadmium from aqueous solution by palygorskite *Journal of Hazardous Material*, 147, 594-600.

De Zuane, J. (1990). Handbook of Drinking Water Quality Standards and Controls Van Nostrand Reinhold, New York, 64-69.

Eckenfelder, W. W. (1989). Industrial Water Pollution Control, seconded., McGraw Hill, New York, 104.

Edris, G., Alhamed, Y., and Alzahrani, A. (2012). Cadmium and lead biosorption by chorella

قدرت یونی ۰/۰۳ مولار به ۱۳۰۱ در قدرت یونی ۰/۱ مولار افزایش یافت. روند مشابه درباره بقایای هرس سیب مشاهده شد (جدول های ۳ و ۴). ضریب  $K_T$  و  $A$  تمکین درباره ساقه آفتابگردان و بقایای هرس سیب نیز با افزایش قدرت یونی کاهش پیدا کردند. همچنین در ساقه آفتابگردان پارامترهای ظرفیت جذب ( $K_F$ ,  $A$ ,  $q_{max}$ ) و شدت جذب ( $K_T$ ,  $K_L$ ,  $1/n$ ) در مقایسه با بقایای هرس سیب بیشتر به دست آمد (جدول های ۳ و ۴). Rao et al (2005) کربن فعال مشتق شده از مواد زائد کشاورزی برای حذف کادمیوم از سیستم محلول استفاده کردند که ثابت لانگمویر  $q_{max}$  و  $K_L$  برای کادمیوم به ترتیب ۱۹/۵ میلی گرم در گرم و ۰/۴۸ گرم در لیتر به دست آمد. در پژوهشی دیگر Aki et al (2011) ضایعات برگ گیاه *Eriobotrya Japonica* را برای حذف کادمیوم از سیستم محلول در محدوده pH ۲ تا ۶ مطالعه کردند که بیشتر میزان  $q_{max}$  به مقدار ۴۸/۷۸ میلی گرم بر گرم برای کادمیوم به دست آمد. Edris et al (2012) نوعی جلبک سبز به نام *Chorella Vulgaris* را برای حذف کادمیوم و سرب از سیستم محلول در pHV بررسی کردند. برای کادمیوم و سرب به ترتیب  $q_{max}$  (۶/۷۹، ۱۴/۹۳

vulgaris, Sixteenth International Water Technology Conference, IWCT.

El-Sayed, G. O., Dessouki, H. A., Ibrahim, S. S. (2010). Biosorption of Ni(II) and Cd(II) ions from aqueous solution onto rice straw, *Chemical Science Journal*, CSJ, 9, 1-11.

Jamali, A. H., Mahavi, A. H., and Nazmara, S. (2009). Removal of cadmium from aqueous solution by hazel nut shell. *World applied science journal*, 5, 16-20.

Ho, Y. S. and Ofomaja, A. E. (2006). Biosorption thermodynamics of cadmium on coconutcopra meal as biosorbent, *Biochemical Engineering Journal*, 30, 117-123.

Kannan, N. and Veemaraj, T. (2010). Detoxification of toxic metal ions by sorption onto activated carbon from Hevea brasiliensis bark. *Global NEST journal*, 2(12), 197-205.

Krishnan, K. A. and Anirudhan, T. S. (2003). Removal of cadmium(II) from aqueous solutions by steam-activated sulphurised carbon prepared from sugar-cane bagasse pith, Kinetics and equilibrium studies. *Water South Africa*, 29, 147-156.

Kumar, U. (2006). The use of agricultural products and by products has been widely investigated as a replacement for current costly methods of removing heavy metals from water and wastewater, *Scientific Research and Essay*, 1, 33-37.

Lee, S. H., Jung, C. H., Chung, H., Lee, M. Y., and Yang, J. W. (1998). Removal of heavy metals

- from aqueous solution by apple residues, *Process Biochemical*, 33, 205–211.
- Liu, A. and Richard, G. (1999). Modeling adsorption of copper, cadmium and lead on purified humic acid. *American Chemical Society*, 16, 3902-3909.
- Lodeiro, P., Cordero, B., Grille, Z., Herrero, R., and Sastre de Vicente, M. E. (2004). Physicochemical studies of Cd(II). Biosorption by the invasive algae in Europe. *Sargassummuticum. Biotechnol. Bioeng*, 88, 237-247.
- Mataka, L. M., Sajidu, S. M. I., Masamba, W. R. L., and Mwatseteza, J. F. (2010). Cadmium sorption by *Moringa stenopetala* and *Moringa oleifera* seed powders: Batch, time, temperature, pH and adsorption isotherm studies. *International Journal of Water Resources and environmental Engineering*, 23, 50-59.
- McBride, M. B., Fraser, A. R., and Mc Hardy, W. J. (1984). Cu<sup>2+</sup> interaction with microcrystalline gibbsite: evidence for oriented chemisorbed copper ions. *Clays Minerals*, 32, 12-18.
- Norton, L., Baskaran, K., and McKenzie, T. (2004). Biosorption of zinc from aqueous solutions using biosolids, *Advanced Environmental*, 8, 629–635.
- Nuhoglu, Y. and Oguz, E. (2003). Removal of copper(II) from aqueous solutions by biosorption on the cone biomass of *Thujaorientalis*, *Process Biochemical*, 37, 1627–1631.
- Rao, M. M., Ramesh, A., Rao, G. P. C., and Seshaiyah, K. (2006). Removal of copper and cadmium from the aqueous solutions by activated carbon derived from *Ceibapentandra* hulls. *journal of hazardous material*, B129, 123–129.
- Shin, E. W., Karthikeyan, K. G., and Tshabalala, M. A. (2007). Adsorption mechanism of cadmium on juniper bark and wood, *Bioresource Technology*, 98, 588–594.
- Sanchez, A. G., Ayuso, E. A., and De Blas, O. J. (1999). Sorption of heavy metals from industrial waste water by low-cost mineral silicates. *Clay Minerals*, 34, 469-477.
- Volesky, B., Holan, Z. R. Biosorption of heavy metals. (1995). *Biotechnol Progress*, 11, 235-250
- Yavuz, O., Guzel, R., Aydin, F., Tegin, I., and Ziyadanogullari, R. (2007). Removal of cadmium and lead from aqueous solution by calcite, *PolishJournalEnvironmental Studies*, 16 (3): 467–471.
- Yu, Q. and Kaewsarn, P. (1999). A model for pH dependent equilibrium of heavy metal biosorption. *Korean journal of chemical engineering*. 16(6): 753-757.

Archive of SID