مطالعات جذب و سینتیک حذف کبالت با رزین کی لیت ساز دی اتیلن تری آمین از محیط های آبی

محمد رضا الماسیان^۱ ،حسین سیدکلال^{۱٬}* ،حمید راشدی^۲ ، سعید کاکائی^۳ ، محمد تقیاف^۱

بژوهشکدهٔ چرخهٔ سوخت هسته ای، پژوهشگاه علوم و فنون هسته ای، تهران ، ایران
 ۲. دانشکدهٔ فنی، دانشگاه تهران ،تهران، ایران
 ۳. پژوهشکده کاربرد پرتوها، پژوهشگاه علوم و فنون هسته ای، تهران ،ایران

چکیدہ	مشخصات مقاله
توسعه و افزایش فعالیتهای صنعتی باعث پراکنده شدن فلزات سمی به محیط	تاريخچه مقاله:
زیست گردیده و انسانها در معرض خطرات نا شی از این فلزات قرار می گیرند. در	دریافت: ۲۲ مهر۱۴۰۰
این مطالعه استفاده از جاذب XAD-4-DETA برای حذف کبالت از پسمان	دریافت پس از اصلاح: ۱۵ دی۱۴۰۰
های مایع بررسی شده است. شرایط موثر برای رسیدن به حداکثر میزان جذب	پذیرش نهایی: ۶ اسفند ۱۴۰۰
کبالت بهینه شـده و نتایج نشـان داده که pH بهینه برابر با ۸ و مقدار جاذب بهینه	
۰/۰۴ گرم بوده ا ند. از میان مدل های مختلف مورد بررسیی ایزوترم دوبنین	كلمات كليدى:
رادوشکویچ برای جذب کبالت توسط جاذب XAD-4-DETA دارای مناسبترین	يون كيالت ،آمبرليت XAD-4 ، ايزوترم
ر گر سیون خطی بود و بی شینه مقدار ظرفیت جذب تو سط دوبنین ۱/۷۳ میلیگرم	جذب و دی اتیلن تری آمین
بر گرم در دمای محیط بود. مدل ســـنتیک جذب از نوع شـــبه مرتبه دوم بود و	
همچنین نوع نفوذ در حفرات جاذب توسط هر دو مکانیسم مقاومت فیلمی و نفوذ	
درون ذره ای کنترل می شـــد. جذب جاذب گرماگیر بوده و با افزایش دما میزان	
ظرفیت جاذب افزایش می یافت. افزایش قدرت یونی محلول به دلیل کاهش فعالیت	
فلز در محلول و تشـکیل کمپلکس با آنیونهای موجود سـبب کاهش میزان جذب	
میشد و در نمونههای حقیقی به دلیل اینکه خود این نمونهها شامل یونهای فلزی	
دیگری بودند درصد جذب برای جاذب نیز کاهش حدود ۲۰٪ نشان می داد.	

* عهده دار مکاتبات hsidkalal@aeoi.org.ir

حقوق ناشر محفوظ است.

۱–مقدمه

کبالت یک عنصر طبیعی با عدد اتمی ۲۷ است که خواصی مشابه آهن و نیکل دارد. همه ایزوتوپ های کبالت رفتار شیمیایی مشابهی در طبیعت و اثرات مشابهی بر روی بدن انسان دارند که از بین آنها تنها یک ایزوتوپ کبالت پایدار وجود دارد که عدد جرمی آن ۵۹ است. مهمترین ایزوتوپهای ناپایدار آن که به لحاظ صنعتی و تجاری اهمیت دارند، کبالت-۶۰ و کبالت-۵۷ هستندکه دارای خواص رادیو اکتیوی متفاوتی ، مانند نیمه عمر و ماهیت پرتوزایی هستند [۱–۳]. جداسازی فلزات سنگین از محلولها بهطور سنتی توسط روش ترسیب شیمیایی به دلیل سادگی و هزینه سرمایهگذاری پایین آن انجام میشود. تبادل یونی به طور گسترده برای حذف فلزات سنگین از فاضلاب بکار می رود. روش فیلتراسیون غشایی می تواند با بازدهی بالا برای جداسازی یونهای فلزی سنگین استفاده شود. جذب سطحی یک روش تایید شده برای خارج کردن فلزات سنگین از فاضلاب با غلظت كم است چون طراحي مناسب فرايند جذب سطحي، خروجی تصفیه شده با کیفیت بالا را تولید میکند. استفاده از این فرایند بخصوص چنانچه جاذب گرانقیمت نبوده و نیاز به مرحله آمادهسازی قبل از به کارگیری آن نباشد، برتری قابل توجهی را ازنظر فاکتورهای هزینه اولیه، انعطاف پذیری و سادگی طراحی، سهولت عملکرد و عدم حساسیت به آلودگیهای سمی برای این روش ایجاد می کند. همچنین جذب سطحی منجر به تشكيل مواد مضر نمى شود [۴] . بايد توجه داشت كه انتخاب مناسب ترين روش تصفيه پسابها از فلزات سنگين، وابسته به غلظت اولیه فلز در محلول، ترکیب پساب، هزینه عملیاتی و سرمایه گذاری، انعطاف پذیری واحد صنعتی و اهمیت محیطی است[۵-۱۲]. در این مقاله استفاده از جاذب XAD-4-DETA برای حذف یون کبالت از پسمان های مایع مورد بررسی قرار گرفته و شرایط بهینه برای رسیدن به حداکثر میزان جذب همراه با مطالعات سینتیک و ترمودینامیکی فرایند جذب مطالعه و گزارش شده اند.

۲- مواد شیمیایی و تجهیزات مورداستفاده

از پودر نمک نیترات کبالت شش آبه (Co(NO3)2.6H2O) با درصد خلوص ۹۹٪ برای آزمونهای جذب سطحی ۴ تا ۱۰۰ میلی گرم بر لیتر استفاده شده است. دی اتیلن تری آمین ،اسید نیتریک، سدیم هیدروکسید مصرف شده برای تنظیم pH محلولها در دو غلظت ۱ و ۰/۱ مولار تهیه شدند، همچنین اسید هیدروکلریک و آمونیوم نیترات با

غلظت ۵ مولار جهت استفاده در مرحله واجذبی و انتخاب شوینده مناسب استفاده شدند. همه مواد ساخت شرکت مرک آلمان بودند. جزئیات کامل سنتز و تفسیر مشخص یابی Moberlite-XAD4 اصلاحشده با دی اتیلن تری آمین (DETA) ، به عنوان جاذب در کارهای قبلی نویسنده آمده است[۱۳].

۲–۱–روش آزمایشهای ناپیوسته

تمامی آزمایشهای ناپیوسته در داخل ظروف پلیاتیلنی با گنجایش ۱۰۰cc انجام گرفت. این ظروف برای نگهداری محلول و پودر جاذبها به کار گرفته شدند که در دمای کنترلشده در داخل شیکر با سرعت ثابت ۱۵۰rpm تکان داده شدند. در طی این آزمایشها با بررسی فاکتورهایی مانند pH، مقدار جاذب، زمان تعادل، قدرت یونی، دما و غلظت اولیه به مطالعات سینتیکی، ترمودینامیکی و ایزوترمهای تعادلی پرداخته میشود.

۳- نتایج و تحلیل یافتهها ۱-۳-اثر pH

برای بررسی و یافتن pH بهینه نمونههای ۱۰میلی لیتری از محلول با غلظت اولیه ۴ میلی گرم بر لیتر از یون کبالت و با pH در محدوده ۳ تا ۸ آماده شدند. این نمونهها در داخل ظروف پلی اتیلنی و در تماس با مقدار ۲۰/۲ گرم جاذب به مدت ۴ ساعت در درون شیکر با دمای محیط (C °۲۵) و شدت دور ساعت در درون شیکر با دمای محیط (C میان و شدت دور اعد تهای ای محیط (۲ میان جذب ساعت در مریک از PH ها به دست آمدند. نتایج جذب در pH های مختلف برای جاذب (XAD-4-DETA) در شکل ا آمده است. همان طور که ملاحظه می شود، با افزایش PH بر ا ز مثبت در HP های پایین به منفی در Hp های بالا تغییریافته و در ۸ه Ht می می در MP های پایتن در معای جذب یعنی ۸۳/۹ برای (XAD-4-DETA) حاصل گردید.

۲–۳–اثر مقدار جاذب

در این مرحله از آزمایشها بهمنظور بررسی تاثیر مقدار جاذب بر میزان جذب کبالت، نمونههایی با غلظت اولیه ۴ میلیگرم بر لیتر و حجم ۱۰cc در مقدار جاذب ۲۰/۰۱، ۲/۰۶ pH=۸ و ۲/۰۶ گرم از جاذب (XAD-4-DETA) در ۸

آماده شدند. این نمونه ها در دمای ۲۵۰۲ به مدت ۴ ساعت در داخل شیکر با دور ۱۵۰rpm قرار داده شدند. با توجه به شکل :(B)۱که درصد جذب جاذب برحسب مقدار آن میباشد، حداکثر مقدار (XAD-4-DETA) ، ۰/۰۴ گرم بوده که بعد از این مقدار ثابت مانده است.



شکل(۱) درصد جذب یون کبالت برحسب pH محلول(الف) و درصد جذب کبالت برحسب مقدار غلظت جاذب(ب) ، نسبت جاذب به حجم محلول ۴ گرم بر لیتر ، دما ℃ ۲۵ و دور همزن ۱۵۰rpm

۳-۳-اثر دما و غلظت اوليه

هدف از بررسی اثر دما تعیین گرماگیر یا گرماده بودن جذب و به دست آوردن پارامترهای ترمودینامیکی آن میباشد. به این منظور، برای جاذب (XAD-4-DETA) در هر یک از سه دمای ۲۵، ۲۵ و C°۴۵، ۱۰ ظرف هرکدام حاوی ۲ گرم بر لیتر جاذب در ۸۸ و PH با غلظتهای اولیه ۲، ۴، ۶، ۸، ۱۰، ۱۱، ۱۵ میلی گرم بر لیتر آماده شدد. این ظروف در درون شیکر به مدت ۴ ساعت با دور ۱۵۰۲pm قرار داده شدند. نتایج عددی حاصل شده در جدول ۱ گرد هم آمدهاند.

با توجه به دادههای این جدول با افزایش دما ظرفیت جذب جاذب افزایش می یابد. درواقع فرایند جذب آنها گرماگیر می باشد. همچنین طبیعی است که با زیادشدن غلظت اولیه ظرفیت جذب افزایش یابد. چراکه در غلظت اولیههای بالاتر، اختلاف غلظت بین سایتهای جذب و محلول بالا بوده و نیروی محرکه انتقال جرم بیشتر است. بنابراین شدت جذب بیشتر خواهد بود.

۳-۳-سینتیک جذب

برای مطالعات سینتیکی جذب در دهه های گذشته، مدل حهای ریاضی متفاوتی ارائهشده است که تمامی آنها در دودسته اساسی تقسیم بندی شده اند. مدل های واکنشی جذب و مدل های نفوذی جذب که در زیر به توضیح آنها پرداخته می شود.

C₀(mg/L)	T=۲۹۸k			T=٣٠λk			T=٣١٨k		
	Ce(mg/L)	Kd(L/g)	q(mg/g)	Ce(mg/L)	Kd(L/ g)	q(mg/g)	Ce(mg/L)	Kd(L/ g)	q(mg/g)
٢	•/\٨	۲/۴۸	۰/۴۵	•/14	٣/۴٣	٠/۴٧	•/١٣	۳/۴۸	٠/۴٧
۴	• /97	1/14	۰/۸۳	•/۴٧	١/٨٧	• /٨٨	• /٣٧	۲/۴۴	٠/٩١
۶	۱/۵۵	•/٧٢	١/١١	• /۵۶	7/44	۲/۳۶	•/۴۲	٣/٣۴	۱/۴
٨	۲/۸۹	•/۴۴	۱/۲۸	۰/۷۵	7/47	١/٨١	۰/۵۶	٣/٣	١/٨٦
۱.	۴/۶۸	۰/۲۸	۱/۳۳	۲/۱۳	•/97	١/٩٧	۱/۵۵	۱/۳۶	۲/۱۱
١٢	4/92	۰/۳۶	١/٧٧	४/९९	• /Y۵	۲/۲۵	۲/۱۱	1/17	۲/۴۷
۱۵	٧/٨	۰/۲۳	١/٨	٣/۴٣	٠/٨۴	۲/۸۹	۲/۸۵	١/•٧	٣/•۴

جدول (۱) تغییرات ظرفیت جذب تعادلی در اثر تغییر دما و غلظتهای اولیه برای جاذب (XAD-4-DETA)

برای به دست آوردن مدلهای نفوذ فیلمی از دو ضریب می توان استفاده کرد. نیروی محر که نفوذ را خطی فرض کرده و از ضریب انتقال جرم استفاده کرد (معادله ۱) و یا ضریب نفوذ جزء جذب شونده در لایه فیلمی مایع را بکار برد (معادله ۲). معادلات هر دو روش با استفاده از موازنه جرم و بر اساس تساوی معادلات هر دو روش با استفاده از موازنه جرم و بر اساس تساوی معادلات می دو روش با ستفاده از موازنه مرم و بر اساس معادلات می دو روش با می می می مایع معادلات می دو روش با استفاده از موازنه می موا معادل تجمع جزء جذب شونده در داخل ذرات جذب شونده با مقدار کل انتقال جرم آن جزء در لایه فیلمی نوشته می شوند. $\frac{\partial \overline{q}}{\partial t} = k_f S_0 (C - C_i)$

$$\ln\left(1 - \frac{q_t}{q_e}\right) = -R^1 t \tag{(1)}$$

که در معادله اول \overline{P} متوسط غلظت جز در ذرات جاذب است. kf ضریب انتقال جرم در لایه مایع و SO سطح جاذب به ازای حجم آن است. C غلظت در بالک مایع و Ci غلظت در سطح تماس بین جاذب و مایع است. در معادله دوم qp و qp به ترتیب مقدار تعادلی جذب و مقدار جذب در زمان t است و ثابت نفوذ در مایع است که بر اساس ضریب نفوذ به دست آمده ثابت نفوذ در مایع است که بر اساس ضریب نفوذ به دست آمده در آن جاذبها به صورت یک ذره کروی همگن و آمورف فرض شده اند و بر اساس موازنه شدت نفوذ در داخل ذره و مقدار تجمع در آن نوشته می شود (معادله ۳).

$$q_t = k_{\rm int} t^{1/2} + C \tag{(7)}$$

که در این مدل k_{int} ثابت نفوذ درون ذرمای با واحد (mg/gr.min^{0.5}) و C ثابت ضخامت لایه مرزی با واحد (میلیگرم بر گرم) میباشد. معادله(۴) شبه درجه اول و معادله(۵) شبه درجه دوم که بهعنوان مدلهای واکنشی جذب معروف هستند عبارتاند از

$$\frac{dq_t}{dt} = k_{p1} \left(q_e - q_t \right) \tag{f}$$

که در آن $q_{e} q_{t} p_{t}$ به ترتیب ظرفیت جاذب در لحظه تعادل و زمان t است و k_{p1} ثابت معادله شبه درجه اول است. در این معادله ثابت معادله شبه درجه دوم است. همچنین در هر دو معادله شبه درجه اول و دوم در لحظه t = t برابر \cdot می-باشد[۱۴]. (۵)

$$\frac{dq_t}{dt} = k_{p2} \left(q_e - q_t \right)^2$$

به منظور تعیین ثوابت مدلهای سینتیکی، ۱۲ محلول هرکدام به حجم ۱۰۵C با غلظت اولیه ۴ میلی گرم بر لیتر کبالت در ۸=PH در تماس با ۱۰/۰ گرم جاذب(XAD-4-DETA) آماده شدند. تمامی نمونهها در درون شیکر با دور ۱۵۰۳pm و دمای ۲۵ ۲۵ قرار داده شدند. در زمانهای ۲، ۵، ۸، ۱۲، ۱۶، دمای ۲۰ ۲۵، ۳۵، ۶۰، ۱۲۰و ۲۴۰ دقیقه هر بار یکی از نمونهها برای تعیین میزان جذب برداشته شدند. با توجه به نتایج حاصل که در نمودار شکل (۲) نشان داده شده، می توان گفت فرایند جذب جاذب بعد از ۴ ساعت به تعادل می رسد.

شکل (۲) دادههای درصد جذب در زمانهای مختلف برای جذب کبالت



انجام می گیرد و با گذشت زمان از شدت جذب کاسته می شود تا سرانجام پس از ۴ ساعت تماس، فرایند جذب به تعادل می-رسد. در دقایق ابتدایی فرایند، سایتهای خالی جذب بیشتری در دسترس بوده و اختلاف پتانسیل شیمیایی زیادی بین جاذب و جذب شونده وجود دارد. بنابراین نیروی محر که انتقال جرم بالا بوده و فرایند جذب با شدت بیشتری انجام می گیرد تا اینکه به مرور و بعد از پر شدن این سایت ها تمایل برای جذب کاهش یافته و سرانجام فرایند به تعادل می رسد.

با استفاده از رگرسیون خطی دادههای تجربی حاصل، ثوابت مدلهای سینتیکی شبه درجه اول و دوم و نفوذ درون ذرهای به دست آمدند. همانطور که در شکل ۳ مشاهده می-شود، برای رگرسیون خطی مدلهای بالا، به ترتیب نمودار اn(qe شود، برای رگرسیون خطی مدلهای بالا، به ترتیب نمودار ا (qr - برحسب t برای شبه درجه اول، نمودار t^{1/2} برای مدل نفوذ درون ذرهای رسم می شود. هر چقدر همبستگی دادهها بیشتر باشد، \mathcal{X}^2 و ARE اعداد کوچکتری خواهند بود.

$$\chi^{2} = \sum_{i=1}^{n} \frac{\left(q_{e}^{\exp} - q_{e}^{cal}\right)^{2}}{q_{e}^{cal}}$$
(Y)

$$A.R.E\% = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} \frac{\left| q_{e}^{\exp} - q_{e}^{cal} \right|}{q_{e}^{cal}} \times 100$$
 (A)

جدول (۲) ثوابت مدلهای سینتیکی شبه درجه اول و دوم برای جاذب (XAD-4-DETA)

ثوابت مدل	q _e	k1	R ²	ARE%	χ²
شبه درجه اول	•/٣۴٢	•/•1٣	٠/٩٨٣	۴/۷۹۸	•/•٣•
شبه درجه دوم	۱/۰۲۵	•/144	٠/٩۵٩	1/•74	४/७९९

جدول(۳) ثوابت مدل سینتیکی نفوذ درون ذرمای برای جاذب-(XAD-4-DETA)

ثوابت مدل							
kint1 C1 R ² 1 kint2 C2 R ² 2							
•/•۵۲	•/٣۶٢	•/٩۵٩	•/•18	۰/۵۹۸	٠/٩۵١		

با توجه به نتایج جداول ۲ و ۳ با در نظر گرفتن هر سه تابع خطا، برای جاذب(XAD-4-DETA) مدل شبه درجه اول پیشبینی دقیق تری از دادههای تجربی ارائه می دهد. بنابراین برای جاذب شدت جذب ارتباط مستقیم با تعداد سایتهای خالی جذب دارد. همان طور که گفته شد، از مدل نفوذ درون-ذرهای برای تعیین نوع مقاومتهای انتقال جرمی استفاده می-شود. اگر نمودار qt بر حسب ^{1/2} یک خط راست باشد، فرایند جذب سطحی توسط مقاومت نفوذ درون ذرهای کنترل می شود. اما اگر بیشتر از یک خط باشد، نفوذ فیلمی هم کنترل کننده جذب خواهد بود. در (XAD-4-DETA) ، هر دو نوع مقاومت فیلمی و درون ذرهای در فرایند جذب دخیل هستند.

۳-۳-۲-ایزوترمهای جذب و تعیین ثوابت آنها

لانگموير

مدل جذب تک جزئی لانگمویر : هیچ برهم کنشی بین جذبشوندهها وجود ندارد، تعداد مولکولهای جذبشونده و دفع شونده در واحد زمان و واحد سطح یکسان است، که در آن ثابت معادله یعنی q_e ، K مقدار جذب تعادلی و q_m بیشترین حد جذب است .



شکل(۳) مدل سینتیکی شبه درجه اول(الف)، مدل سینتیکی شبه درجه دوم(ب) و مدل سینتیکی نفوذ درون ذرمای برای جذب کبالت بر روی جاذب(پ)

√t

تحلیل آماری نتایج این رگرسیونها، توسط توابع خطای R^2 برای R² و χ^2 صورت پذیرفتند. ضریب تعیین یا R² برای بیان اینکه چه میزان از تغییرات متغیر وابسته مسئله ،تحت تاثیر متغیر مسئله میله بوده و تا چه حدی مابقی تغییرات متغیر وابسته مسئله می متغیر وابسته مسئله مربوط به سایر عوامل موجود در مسئله می باشد.

$$R^{2} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n} (q_{e}^{cal} - q_{e}^{exp})^{2}}{\sum_{i=1}^{n} (q_{e}^{cal} - \overline{q_{e}})^{2}}$$
(8)

توابع \mathcal{X}^2 و درصد متوسط خطای نسبی برای مقایسه میزان همبستگی دادههای تجربی با مدلهای تئوری بکار میروند و ۹ ، ۹ ، ۹ ، ۶ ، ۲ به ترتیب ظرفیت جذب تعادلی، حداکثر میزان جذب و ثابتهای جذب هستند. دو پارامتری که توسط رسم دادههای جذب در مدل خطی به دست خواهند آمد، ۹ و k_{ad} هستند. از مهم ترین ویژگیهای این مدل این است که هنگامی که دادههای مختلف جذب در دماهای متفاوت رسم می-شود، به ازای تمامی دادهها یک منحنی حاصل می شود که به آن منحنی مشخصه مدل دوبنین می گویند [۱۵ و ۱۶].

$$q_e = (q_s) Exp(-k_{ad}\varepsilon^2) \tag{14}$$

$$\ln(q_e) = \ln(q_s) - k_{ad}\varepsilon^2 \tag{10}$$

توث

هم برای اصلاح مدل لانگمویر ارائه گردید تا خطاهای مربوط به حد بالا و پایین غلظتها کمتر کند. در تئوری مدل توث از شبه توزیع انرژی گوسین استفاده شده است که در آن انرژی جذب اغلب سایتهای جذب پایین تر از مقدار متوسط آن است. مدل توث در غلظتهای حد پایین و حد بالا خطای کمتری نسبت به سایر مدلها دارد. فرم ریاضی آن به صورت زیر با سه پارامتر می باشد [10–17].

$$q_e = \frac{k_T C_e}{\left(a_T + C_e\right)^{\frac{1}{t}}} \tag{19}$$

با توجه به نتایجی که از رگرسیون خطی این ایزوترمها در جدول ۴ ارائه شده است، میتوان با در نظر گرفتن سه تابع آماری خطای RMSE ، R^2 و χ برای جاذب(XAD-4-DETA) نیز سه ایزوترم لانگمویر، فروندلیش و دوبینین رادوشکویچ نتایج نیز سه ایزائه دادهاند ، ایزوترم دوبنین رادوشکویچ برای-4-XAD) (XAD مقادیر ۲/۱۹ ، ۲/۱۹ و ۳/۸۹ میلی گرم بر گرم را در این سه دما نشان میدهد.

ضریب K_{ad} برای دوبنین رادوشکویچ با افزایش دما بزرگتر می شوند که نشان دهنده افزایش تمایل برای جذب توسط جاذب می باشند. نمودارهای شکل ۴ در دماهای ۲۵، ۳۵ و ۴۵ درجه سانتی گراد مقایسه بین ایزوترمهای لانگمویر، فروندلیش، دوبینین رادوشکویچ و توث را در دماهای ۲۵، ۳۵ و فروندلیش، دوبینین رادوشکویچ و توث را در دماهای ۲۵، ۲۵ و (XAD -4 درجه سانتی گراد با دادههای تجربی برای جاذب -4-DEX)

جدول (۴) ثوابت ایزوترمهای تعادلی برای جاذب (XAD-4-DETA) در سه دمای مختلف

$$q_e = \frac{q_{ml}k_lC_e}{1+k_lC_e} \tag{9}$$

فروندليش

در این مدل برعکس لانگمویر، سایتهای جذب یکسان نبوده و هرکدام انرژی جذب مخصوص خود را دارند. از طرفی جذب بهصورت چندلایه انجام می گیرد[۱۴].

$$q_e = K_F C_e^{1/n} \tag{(1)}$$

$$\log(q_e) = \frac{1}{n}\log(C_e) + \log(K_F)$$
(11)

که در آنها n شدت جذب، Ce غلظت تعادلی و q_e ظرفیت جذب تعادلی را نشان میدهد. ثابت K_F بهطور تقریبی نشان-دهنده ی ظرفیت جذب است. درحالی که 1/n هم تابعی از قدرت جذب می باشد.اگر مقدار آن بیشتر از یک باشد جذب به صورت رقابتی است و مقادیر کمتر از واحد نشانگر جذب معمولی است. در این مدل با افزایش دما نرخ رشد جذب کندتر می شود. برای تعیین این دو پارامتر مدل با رگرسیون خطی و از روش حداقل مربعات استفاده می کنند. مدل فروندلیش جذب غیر ایده آل و چندلایه را پیش بینی می کند [۱۴].

دوبنين رادوشكويچ

این مدل یک مدل تجربی برای جذب بخارات زیر نقطه بحرانی بر روی جامدهای میکرو حفره ارائه گردید که با دادههای تجربی جذب با غلظتهای متوسط سازگاری خوبی دارد. با استفاده از این مدل میتوان نوع جذب شیمیایی و فیزیکی را توسط محاسبه پویش آزاد مولکولی، E، (طول پویش مولکول از سایت جذب تا داخل فاز جذبشونده) از یکدیگر تشخیص داد. این مسیر بهصورت زیر محاسبه میشود.

$$E = \left\lfloor \frac{1}{\sqrt{2B_{DR}}} \right\rfloor \tag{11}$$

که در آن B_{DR} ثابت جذب است. پارامتر ٤ نیز بدینصورت در معادله ایزوترم ارائه شده است که در آن تابعیت مدل از دما مشاهده میشود[۵ و۱۴].

$$\varepsilon = RT \left[1 + \frac{1}{C_e} \right] \tag{17}$$

از مدل دوبنین برای توجیه مکانیسم جذبی که از توزیع انرژی گوسین تبعیت میکند، در جاذبهایی با سطوح ناهمگن استفاده میشود. معادله این مدل بدینصورت است: که در آن

			دما (K)	ايزوترم			
	χ^2	RMSE	\mathbb{R}^2	qm	k		
	•/٢۶٨	•/٣٣٩	۰/۹۷۶	1/940	۰/۹۵۳	298	٣N
	۰/۱۰۵	•/١٣•	•/٩۶٢	۳/۲۱۵	۱/• ۹۳	۳۰۸	لانكموير
	٠/٠۵٩	•/•Y۵	•/٩٧١	3/10/	१/• ९९	۳۱۸	
	χ^2	RMSE	\mathbb{R}^2	n	K		
	•/•YY	•/• 44	٠/٩٨١	۲/۸۰۴	٠/٨٩١	298	. I.: .
	۰/۷۵۶	•/•94	•/9۴9	١/٩٧٠	1/499	۳۰۸	فروندلیش
	• /۶۵ •	•/١•١	•/940	١/٧٨٩	١/٧٩۶	۳۱۸	
	χ^2	RMSE	R ²	K _{ad}	qs		
	·/10Y	•/١٢١	•/٩٧٣	• / ٣ • •	۱/۲۳۵	298	دوبنين
	۰/۷۰۴	٠/١٧۶	•/٩۶٧	۰/۳۵۸	٣/١٩٠	۳۰۸	رادوشكويچ
	•/YTT	•/174	•/٩٧•	• /٣۶۶	٣/٨٨٩	۳۱۸	
χ^2	RMSE	R ²	t	a _T	k _T		
۰/۰۵۹	•/١۵•	۰/۹۳۶	1/419	• / • YA	٠/٩٨٧	297	
•/794	۰ /۳۳۱	•//	1/301	·/YAY	۱/۹۳۳	۳۰۸	ىوت
• / ۳۳ ۱	٠/٢٨٩	۰/۹۳۱	۳۵۳/۱	•/۲٩٩	۲/۳۵۸	۳۱۸	

مطالعات جذب و سینتیک حذف کبالت با رزین کی لیت ساز دی اتیلن تری آمین از محیط های آبی







شکل (۴) ایزوترمهای تعادلی برای جذب کبالت بر روی(XAD-4-DETA) در دماهای ۲۹۸k (الف)، ۳۰۸k(ب) و۲۱۸k(پ) مقدار جاذب(۴g/L)

۳-۳-۳-مطالعات ترموديناميک جذب

برای تعیین انرژی جذب و همچنین خود به خودی بودن جذب، باید پارامترهای ترمودینامیکی یعنی آنتالپی و آنتروپی را تعیین نمود. با استفاده معادله زیر میتوان ابتدا انرژی آزاد گیبس را تعیین نمود.



که در آن ΔG^0 انرژِی آزاد گیبس استاندارد، R ثابت جهانی گازها (۸/۳۱۴ J/moL.K دما برحسب کلوین و K_d ثابت تعادل است که بهصورت زیر تعیین می شود.

$$k_d = \frac{C_e}{C_0 - C_e} \tag{1A}$$

که در آن C_e غلظت تعادلی در نمونه و C₀ غلظت اولیه میباشند. البته در بعضی موارد میتوان این ثابت را از روی ثابت ایزوترم لانگمویر در دمای مربوطه به دست آورد. از معادله وانت هوف میتوان آنتروپی و آنتروپی را به دست آورد. این معادله بهصورت زیر تعریف میشود.

$$-\ln k_d = \frac{\Delta G}{RT} = \frac{\Delta H^0}{RT} - \frac{\Delta S^0}{R}$$
(19)

که در ۵H° انرژی آنتالپی استاندارد و ۵S° نیز آنتروپی استاندارد میباشند. این پارامترها با رسم نمودار ln k_d- برحسب 1/T از طریق محاسبه شیب و عرض از مبدا به دست میآیند.

با تعیین این پارامترها میتوان انرژی جذب و گرماگیر یا گرماده بودن آن را از روی علامت بهدستآمده به دست آورد. همچنین از روی علامت آنتروپی هم میتوان خود به خودی بودن فرایند را تعیین نمود[۱۸]. دادههای تجربی برای مطالعات ترمودینامیکی در جدول ۵ آورده شده است. نمودار شکل۵ که در آنها Ik d- برحسب 1/۲ رسم شده است. در جدول ۵ پارامترهای آنتروپی و آنتروپی جذب حاصل از رگرسیون خطی دادههای تجربی ارائه شدهاند. همان طور که ملاحظه میشود، آنتروپی جذب مقداری مثبت است و این نشاندهنده گرماگیر بودن فرایند جذب توسط این جاذب میباشد.

جدول (۵) پارامترهای ترمودینامیکی برای جاذب-XAD-4) DETA)

دما	Ln(Kd)	ΔG° (kJ/moL)	ΔH° (kJ/moL)	ΔS° (kJ/moL.k)	R ²
۲۹۸	-•/۱۹۵	•/۴۸۲	4.1400	۰/۱۳۶	•/988
۳۰۸	٠/۵٩٣	-1/219			
۳۱۸	• /٨٣٧	-۲/۲۱۳			

۳–۴–بررسی اثر قدرت یونی

در آزمایشهای بررسی اثر قدرت یونی، از نمک سدیم نیترات بهعنوان یونهای مزاحم استفاده شده است. بدین منظور، برای هر جاذب سه محلول با غلظتهای ۰/۰، ۰/۰ و ۱ مولار از سدیم نیترات که همگی دارای غلظت اولیه ۳۰ میلی گرم بر لیتر کبالت در hH=A آماده شدند.

این محلولها در تماس با مقدار ۰/۰۴ گرم جاذب قرار گرفتند و به مدت ۴ ساعت در درون شیکر با دور ۱۵۰rpm گذاشته شدند. نمودار شکل ۶(الف) نشاندهنده نتایج این آزمایشهای است. همان طور که انتظار می فت، با افزایش قدرت یونی محلول، از میزان جذب کاسته شد. چراکه در قدرت یونی بالاتر، فعالیت فلز کاهش می یابد. همچنین ممکن است آنیون-های نیترات با کبالت تشکیل کمپلکس داده مانع جذب آن ها بر روی جاذب شوند.





شکل (۶) تاثیر قدرت یونی بر میزان جذب(الف) و تاثیر نوع شوینده بر درصد واجذبی جاذب(XAD-4-DETA) (ب)

۳-۵- انتخاب شوینده مناسب برای واجذبی کبالت از سطح جاذب

بعد از انجام مطالعات جذب سطحی نوبت به مرحله واجذبی و تعیین یک شوینده مناسب جهت انجام کار دفع می-رسد. همان طور که انتظار می رود، برای این کار سه محلول با غلظتهای یکسان ۵ مولار یعنی اسید نیتریک، اسید کلریدریک و آمونیوم نیترات در نظر گرفته شد. حجم محلولهای نمونه ۱۰cc بود و به همین خاطر حجم محلولی که برای شستشو استفاده می شد ۱۰cc انتخاب شد، تا در محاسبه درصد واجذبی،

مطالعات جذب و سینتیک حذف کبالت با رزین کی لیت ساز دی اتیلن تری آمین از محیط های آبی

بجای محاسبه میلی گرمهای جذب و دفع، همان مقادیر غلظت-ها استفاده شود. سه نمونه یکسان با PH=۸ با غلظت اولیه ۴میلی گرم بر لیتر و مقدار جاذب ۴۰,۰ گرم برای جاذب-CXAD (XAD-4 در نظر گرفته شد. بعد از ۴ ساعت که عملیات جذب پایان یافت، نمونهها صاف گردیدند و جاذب جداشده، توسط مقادیر گفتهشده در بالا توسط محلولهای شوینده شسته شدند. غلظت محلولهای جذب شده و واجذبی به ترتیب توسط دستگاه ICP اندازه گیری شدند و درصد واجذبی طبق فرمول (۱۷) برای هر سه نوع شوینده محاسبه شد.

$$D\% = 100 \times \frac{C_d}{C_0 - C_e} \tag{(Y \cdot)}$$

که در آن C_0 و C_0 به ترتیب غلظتهای محلول حاوی یونهای دفع شده، غلظت اولیه محلول قبل از جذب و غلظت محلولی که یونهایش جذب شده است میباشند. نتایج این مرحله هم در نمودار شکل ۶ (ب) دیده میشوند. با توجه به این نمودارها، اسید نیتریک بهمراتب از دیگر شویندهها واجذبی بیشتر را نشان داده است.

۳-۶-جذب در نمونههای حقیقی و پرتوزا

به منظور بررسی عملکرد جاذب در جذب کبالت از نمونه-های پر توزا، دو نمونه شامل مواد پر توزا تهیه گردید که غلظت اولیه کبالت در آنها ۴/۶۲۸ میلی گرم برای محلول شماره ۱ و ۲/۳۳۴ میلی گرم برای محلول شماره ۲ بود. آزمایشها یکبار بدون اضافه کردن کبالت به محلولها و بار دیگر با اضافه کردن محلول محلول کبالت، با غلظت ۲۰ میلی گرم برلیتر، به ۵۵۵ از محلولهای شماره ۱ و ۲ انجام شد. درواقع مقدار عددی غلظت اضافه شده به محلول نمونه های ۲،۱ و ۱۰ میلی گرم بود. نتایج

(XAD-4- جدول (۶) نتایج جذب در نمونههای پر توزا توسط DETA)

شماره	غلظت اوليه	مقدار افزايش	غلظت	101
	كبالت	غلظت اوليه)	تعادلي جذب	حنب
موت	(mg/ L)	mg/ L)	(mg/ L)	جىب
١	4/878	-	١/۵٣١	<i>۶۶</i> /۹
		١.	۶/۰۲۳	۵۸/۸
٢	•/٣٣۴	-	٠/١٠٩	۶۷/۴
		١.	۴/۹۷۹	۵۱/۸

همان طور که ملاحظه می شود، درصد جذب در نمونه شماره ۱ حدود ۲۰٪ و در نمونه شماره ۲ حدود ۳۰٪ کاهش داشت. با توجه به وجود یون های فلزی دیگری در محلول ها،

سایتهای فعال جذب جاذب سریعتر پرشده درنتیجه ظرفیت برای کبالت کمتر میشود.

۴–جمعبندی

جذب سطحی به دلیل مزایایی نظیر انعطاف پذیری و سادگی طراحی، سهولت عملکرد، امکان استفاده از جاذبهای متنوع و تولید خروجی باکیفیت بالا روش مناسبی برای حذف فلزات سنگین از پسابها بخصوص در غلظتهای کم میباشد. در این مقاله جاذب XAD-4-DETA تولید شده و برای حذف یون کبالت از پسمان های مایع مورد بررسی قرار گرفته است. شرایط بهینه برای رسیدن به حداکثر میزان جذب یون توسط جاذب تعیین شده و مشخص شد که pH بهینه برابر با ۸ است. مقدار جاذب ۰/۰۴ گرم برای این آزمایشات بهترین نتیجه را نشان داده است. مطالعات ترمودینامیکی فرایند جذب نشان داد که ایزوترم دوبنین رادوشکویچ برای جاذب مورد استفاده دارای مناسب ترین رگرسیون های خطی بوده و بیشینه مقدار ظرفیت جذب برای جاذب توسط دوبنین ۱/۷۳میلی گرم بر گرم در دمای محیط بوده است. در مطالعات سینتیکی معلوم شد که مدل سینتیک جذب کبالت بر روی جاذب (XAD-4-DETA) از نوع شبه مرتبه دوم بوده و نوع نفوذ در حفرات جاذب توسط هر دو مكانيسم مقاومت فيلمي و نفوذ درون ذرماي كنترل مي شود. در مطالعات ترموديناميكي جاذبها معلوم شد كه جذب يون كبالت بر روی سطح جاذب یک فرایند گرماگیر بوده و با افزایش دما ميزان ظرفيت جاذب افزايش مي يابد. افزايش قدرت يوني محلول باعث كاهش فعاليت فلز در محلول و تشكيل كمپلكس آن با آنیونهای موجود شده و سبب کاهش جذب آن بر روی سطح جاذب می شود. جذب یون کبالت توسط جاذب در دو نمونه حقیقی نیز بررسی شد که به دلیل وجود یونهای فلزی دیگر در این نمونهها درصد جذب برای (XAD-4-DETA) از حالتی که در کنار کبالت یون دیگری نباشد، کاهش حدود ۲۰٪ نشان داد.

سپاسگزاری

از پژوهشگاه علوم و فنون هستهای، سازمان انرژی اتمی ایران به دلیل کمک و همکاری در این پروژه تحقیقاتی تشکر میشود. [1] Y. Park, Y.C. Lee, W.S. Shin, S.J. Choi, (2010) "Removal of cobalt, strontium and cesium from radioactive laundry wastewater by ammonium molybdophosphate– polyacrylonitrile (AMP–PAN)."chemical Engineering Journal,162, 685-695.

[2] P. Benes, M. Jurak, M. Kuncova, (1989) "Factors affecting interaction of radiocobalt with river sediments: I. pH and composition of water, and contact time." Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 132,209-223.

 [3] M. Warnau, S.W. Fowler, J.L. Teyssié (1999)
 "Biokinetics of radiocobalt in the asteroid Asterias rubens (Echinodermata): seawater and food exposures. "Marine Pollution Bulletin, 39,159–164.

[4] M. Ahmaruzzaman,(2011) "Industrial wastes as lowcost potential adsorbents for the treatment of wastewater laden with heavy metals." Advances in colloid and interface science, 166, 36-59.

[5] F.Fu, Q. Wang, (2011) "Removal of heavy metal ions from wastewaters: a review". Journal of Environmental Management, 92, 407-418.

[6] S.Tizro,H. Baseri ,(2017)" Removal of Cobalt Ions from Contaminated Water Using Magnetite Based Nanocomposites: Effects of Various Parameters on the Removal Efficiency". Journal of Water and Environmental Nanotechnology, 2(3), 174-185.

[7] L. Huang, L. Jiang, Q. Wang, X. Quan, J. Yang, L. Chen, (2014) "Cobalt recovery with simultaneous methane and acetate production in biocathode microbial electrolysis cells". Chemical Engineering Journal, 253,281-290.

[8] L. Huang, B. Yao, D. Wu, X. Quan, (2014)"Complete cobalt recovery from lithium cobalt oxide in self-driven microbial fuel cell – microbial electrolysis cell systems, Journal Power Sources, 259, 54–64.

[9] A. Bożęcka, M. Orlof-Naturalna, A. Korpalski,(2020)" Comparison of Copper and Cobalt Ions Sorption from Aqueous Solutions on Selected Sorbents".21,84-90. [10] D. Hymavathi, G. Prabhakar, (2017) "Optimization, equilibrium, and kinetic studies of adsorptive removal of cobalt(II) from aqueous solutions using Cocos nucifera L.". Chemical Engineering Communications. 204, 1094-1104.

مراجع

 [11] X. Zhang, Wang, Z. Chen,(2017)"Radioactive
 Cobalt(II) Removal from Aqueous Solutions Using a Reusable
 Nanocomposite: Kinetic, Isotherms, and Mechanistic Study."
 International Journalof Environmental Research. Public Health, 14, 1-19.

[12] O. Dumana, E. Ayranci,(2010) "Attachment of benzo-crown ethers onto activated carbon cloth to enhance the removal of chromium, cobalt and nickel ions from aqueous solutions by Adsorption." Journal of Hazardous Materials,176, 231–238.

[13] A. Khanchi, H. Sid Kalal, M.H. Mashhadizadeh, M. R. Almasian, M. Taghiof, M.Noroozi, (2013) "Synthesis and Characterization of Amberlite XAD-4 Functionalized with Diethylenetriamine: Its Uses for Preconcentration and Determination of Rhodium (III) in Aqueous Solutions."

Studies in Chem. Process Technol. 3, 44-54. [14] H. Qiu, L. Lv, B. Pan, Q. Zhang, W. Zhang,(200)

"Critical review in adsorption kinetic models" Journal of Zhejiang University Science A,10,716-724.

[15] K.Foo,B.Hameed,(2010) "Insights into the modeling of adsorption isotherm systems." Chemical Engineering Journal, 156, 2-10.

[16] A.O.Dada, A.P. Olalekan, A.M. Olatunya, O. Dada,(2012)" Langmuir, Freundlich, Temkin and Dubinin–Radushkevich isotherms studies of equilibrium sorption of Zn2+ unto phosphoric acid modified rice husk." Journal of Applied Chemistry, 3, 38-45.

[17] 0 T. V. N. Padmesh, K. Vijayaraghavan, M. Velan,(2006) " Application of Two-and Three-Parameter Isotherm Models: Biosorption of Acid Red 88 onto Azolla microphylla." Bioremediation Journal, 10, 37-44.

 [18] S.Hashemian, H. Saffari, S. Ragabion,(2015)
 "Adsorption of Cobalt (II) from Aqueous Solutions by Fe3O4/Bentonite Nanocomposite." Water, Air, & Soil Pollution, 226, 1-10.

Adsorption and kinetics of cobalt removal with diethylenetriamine chelate resin from aqueous solutions

Mohammad Reza Almasian¹, Hossein Sid Kalal^{1,*}, Hamid Rashadi², Saeed Kakaei³, Mohammad Taghiof¹

1. Nuclear Fuel Research School, Nuclear Science and Technology Research Institute, AEOI, Tehran, Iran

 School of Chemical Engineering, College of Engineering, University of Tehran, Tehran, Iran
 Radiation Application Research Institute, Nuclear Science and Technology Research Institute, AEOI, Tehran, Iran

ABSTRACT

The development and increase of industrial activities lead to the proliferation of toxic metals in the environment and humans are exposed to the dangers caused by these metals. In this study, the use of XAD-4-DETA adsorbent to remove cobalt from liquid wastes was investigated. The effective conditions were optimized to achieve the maximum amount of cobalt absorption and the results showed that the optimal pH was equal to 8 and the optimal adsorbent amount was 0.04 g. Among the various models studied, the Radoshkovic isotherm for adsorption of cobalt by XAD-4-DETA adsorbent had the most suitable linear regression and the maximum amount of adsorption capacity by Dubin was 1.73 mg / g at ambient temperature. The synthetic adsorption model was quasi-second order and the type of penetration in the adsorbent cavities was controlled by both film resistance and intraparticulate diffusion mechanisms. The adsorption process was heat-absorbing and the adsorbent capacity increased with increasing temperature. Increasing the ionic strength of the solution due to the reduction of metal activity in the solution and the formation of complexes with existing anions reduces the amount of adsorption. In real samples because the samples themselves contained other metal ions, the percentage of adsorption for the adsorbent showed a reduction of about 20%.

ARTICLE INFO

Article history: Received: October 14, 2021 Received in revised form: January 5, 2022 Accepted: February 25, 2022

Key words:

amberlite XAD-4, adsorption isotherm, Cobalt ion, diethylenetriamine

* Corresponding author hsidkalal@aeoi.org.ir

All right reserved.