حذف آرسنیک (V) از محیط‌های آبی با استفاده از پودر آهن و تعیین ایزوترم‌ها و سینتیک واکنش

رقیه نوروزی*[1]، سعید عزیزیان[2]

۱. کارشناس ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی گرگان، گرگان، ایران

۲. استاد گروه شیمی، دانشکده شیمی، دانشگاه بوعلی سینا همدان، همدان، ایران

تاریخ دریافت مقاله: ۹۲/۸/۱۳ ؛ تاریخ پذیرش: ۹۲/۱۲/٤

چکیده

زمینه و هدف: آهن با ظرفیت صفر می‌تواند در کنترل مکان‌های آلوده به آرسنیک مورد استفاده قرار گیرد. هدف از انجام این تحقیق حذف آرسنیک (V) از محیط‌های آبی با استفاده از پودر آهن و تعیین ایزوترم‌ها و سینتیک واکنش می‌باشد.

روش بررسی: آزمایشات در سیستم ناپیوسته با تغییر فاکتورهای موثر مانند pH محلول ،غلظت اولیه آرسنات ، پودر آهن و زمان تماس مورد بررسی قرار گرفت. داده‌های حاصل سپس با مدل ایزوترم لانگمیر و فروندلیخ آنالیز شدند. داده‌های سینتیک با مدل‌های درجه یک کاذب، درجه دو کاذب و درجه دو کاذب تغییر شکل یافته تطبیق داده شده است.

یافته‌ها: نتایج نشان داد pH محلول نقش مهمی در کنترل بار سطح جاذب دارد. بیشترین کارایی حذف برای آرسنات در شرایط اسیدی(pH =۳) مشاهده شد. کارایی حذف آرسنات با افزایش جرم ماده جاذب و کاهش غلظت اولیه آن افزایش یافته است. جذب یون‌های آرسنات بر روی پودر آهن با مدل لانگمیر r^2=۰/۹۹٦٦ همراه است. سینتیک جذب آرسنات با مدل شبه درجه دو (r^2= ۰/۹۹۱٤) بهتر توصیف شد.

نتیجه‌گیری: نتایج نشان داد که پودر آهن به عنوان یک روش موثر، سریع و ارزان در جهت حذف آرسنیک پنج ظرفیتی از محلول‌های آبی می‌باشد.

کلمات کلیدی: آرسنیک (V) ، پودر آهن، محیط‌های آبی، جذب

مقدمه

آرسنیک از جمله آلاینده‌های فلزی سمی است که در آب‌های طبیعی در مقادیر کم برای انسانها و دیگر موجودات مضر می‌باشد[1]. آرسنیک از مواد آلاینده‌ای است که با مقادیر جزئی در منابع آب وجود دارد و از طریق فاضلاب تولیدی از صنایع آلیاژ، ساخت باطری‌ها، ضد زنگ‌ها، شیشه سازی، دباغی، کاغذهای رنگی و نیمه هادی‌ها به محیط زیست، آب های سطحی و زیرزمینی وارد می‌شود.[2-4] این ماده در شکل‌های گوناگون آلی و غیرآلی به صورت آرسنیت (ASIII) و آرسنات (ASV) براساس pH و شرایط محیطی می‌تواند وجود داشته باشد. آرسنیت به صورت غالب در محیط‌های احیا کننده و آرسنات در محیط‌های اکسید کننده وجود دارد. هر دو نوع آرسنیک دارای سمیت می‌باشند اما آرسنیت نسبت به آرسنات سمی‌تر بوده و در محیط‌های آبی بیشتر می‌باشد.[5] سازمان جهانی بهداشت (WHO) و آژانس حفاظت از محیط زیست آمریکا (USEPA) استاندارد ۱۰ میکروگرم

* کارشناس ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی گرگان، گرگان، ایران

ایمیل: dr.norozi@yahoo.com - تلفن:۰۹۱۸۳۱۲۷۵۳۲

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-24]

[DOI: 10.18869/acadpub.jehe.1.2.146]

در لیتر را برای آرسنیک در منابع آب آشامیدنی تعیین کرده است. قرار گرفتن در معرض آرسنیک به مدت طولانی حتی در مقادیر کم (۰/۰۵ میلی گرم در لیتر) باعث افزایش خطر ابتلا به سرطان پوست، ریه، مجاری ادراری و مثانه و سرطان کلیه می‌شود.[۶-۸] روش اصلی حذف آرسنیک فرایندهای فیزیکی - شیمیایی می‌باشد. متداول‌ترین تکنولوژی‌های حذف آرسنیک از آب آشامیدنی شامل فرایند ته نشینی شیمیایی، فیلتراسیون، فیلتراسیون مستقیم، انعقاد به همراه میکرو فیلتراسیون، انعقاد پیشرفته، فرم سازی با آهک و فرم سازی پیشرفته با آهک، فرایند جذب شامل جذب بر روی کربن فعال، آلومینای فعال، اکسید آهن و منگنز و مدیای فیلتر پوشیده شده با این مواد، فرایند تبادل یونی بویژه تبادل یون آنیونی، فیلتراسیون غشایی شامل نانوفیلتراسیون، اسمزمعکوس و الکترودیالیز معکوس می‌باشد.[۹-۱۱] از مهم‌ترین فاکتورهای موثر بر انتخاب فرایند می‌توان عملکرد مناسب، هزینه‌های سرمایه گذاری و هزینه‌های طولانی مدت عملیاتی و سادگی فرآیند را نام برد. احیای شیمیایی یک روش سریع و مؤثر برای حذف آرسنات می‌باشد. در این روش از عوامل کاهنده مانند Fe^0, Fe^{2+}, H_2S و غیره استفاده می‌شود.[۱۲] در بین این فلزات آهن با ظرفیت صفر Zero valent iron (ZVI) به دلیل فراوانی، ارزانی، غیر سمی بودن، واکنش سریع و توانایی و بازده بالا در تجزیه آلاینده‌ها به عنوان یک فرآیند تصفیه در اولویت قرار دارد. حذف آرسنات به وسیله Fe^0 یک تکنولوژی بسیار موفقیت آمیز می‌باشد و از چندین واکنش به صورت یک سیکل خورندگی الکتروشیمیایی تشکیل شده است.[۱۳و۱۴]

مواد و روش‌ها

کلیه مواد شیمیایی مورد استفاده در این پژوهش از شرکت مرک (آلمان) تهیه گردید. در این تحقیق با حل کردن آرسنات سدیم $NaHAsO_4.7H_2O$ با درصد خلوص ۹۹٪ در آب بدون یون محلول استوک آرسنات تهیه گردید و سپس غلظتهای مورد نظر با استفاده از محلول استوک و رقیق کردن آن ساخته شد. جهت تنظیم pH از محلول یک نرمال اسید سولفوریک و سود استفاده گردید. آزمایشات به صورت ناپیوسته و با تغییر فاکتورهای pH (۳، ۷ و ۱۰)، زمان تماس (۳۰، ۶۰، ۹۰، و ۱۲۰ دقیقه)، غلظت اولیه ارسنات (۱۰ppm، ۲۰و ۳۰) ، دوز پودر آهن تجاری با مش ۱۵۰(۱gr/ l، ۵، ۱۰ و ۱۵) صورت گرفت.جهت انجام این تحقیق از دستگاه جارتست به عنوان پایلوت در این روش استفاده گردید و پودر آهن در غلظتهای مورد نظر به نمونه‌های آب دیونایز حاوی غلظت‌های مختلف آرسنات اضافه گردید. سپس بعد از انجام هر مرحله، نمونه برداشت شده و بعد از آماده‌سازی نمونه‌ها، جذب آنها به کمک دستگاه اسپکتروفتومتر UV- Visدر طول موج ۵۲۰ نانومتر انجام گردید.[۱۵]

۱- آزمایشات سینتیک و ایزوترم‌های جذب

۱-۱- مدل ایزوترمی فروندلیخ

مدل ایزوترم فروندلیخ به صورت معادله ۱ تعریف می‌شود. در این رابطه qe جرم جذب شده از ماده جذب شونده(x) به واحد جرم ماده جاذب(m)در نقطه تعادل، k_f فاکتور ظرفیت فروندلیخ، C_e غلظت تعادلی ماده جذب شونده در فاز محلول بعد از جذب سطحی(mg/l)، n^{-1} پارامترشدت فروندلیخ است. ثابت‌های ایزوترم فروندلیخ را می‌توان با ترسیم $\log q_e$ نسبت به $\log C_e$ از طریق خطی کردن معادله ۱ به صورت معادله ۲ به دست آورد.

$$q_e = x/m = k_f C_e^{1/n} \quad (1)$$

$$\log(q_e) = 1/n \log k_f + \log Ce \quad (2)$$

۱-۲- مدل ایزوترمی لانگمیر

شکل خطی ایزوترم لانگمیر به صورت معادله ۳

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-24]

[DOI: 10.18869/acadpub.jehe.1.2.146]

است. در این رابطه q_e : جرم ماده جذب شده به ازای واحد جرم ماده جاذب(mg / g)، q_m: ماکزیمم ظرفیت جذب ماده جاذب در لحظه تعادل(mg / g)، b : ثابت تجربی لانگمیر، Ce : غلظت تعادلی ماده جذب شونده در محلول بعد از برقراری تعادل(mg/l)است. با ترسیم C_e/q_e در مقابل C_e خطی حاصل خواهد شد که مقدار q_m و b را می‌توان از روی شیب خط به دست آمده محاسبه کرد.[16]

(۳)

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{C_e}{q_m} + \frac{1}{q_m b}$$

برای تعیین مدل ایزوترم‌های جذب فروندلیخ و لانگمیر آزمایشات جذب با در نظر گرفتن غلظتهای مشخصی از (۱، ۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰، ۳۰ و ۴۰ میلی گرم بر لیتر) یون آرسنات (mg/l) در شرایط pH=۷ و زمان ماند ۴۸ ساعت صورت گرفت. درابتدا ۲۵۰ میلی‌لیتر از نمونه‌های حاوی غلظت مشخصی از یون آرسنات به داخل بشری با حجم ۲۵۰ میلی‌لیتر انتقال داده شد و سپس مقدارgr/l ۱۰ از پودرآهن به نمونه‌های موجود افزوده گردید. از دستگاه همزن با دور rpm ۱۲۵ برای اختلاط نمونه‌ها در حین انجام واکنش استفاده و بعد از ۴۸ ساعت زمان تماس، غلظت آرسنات باقیمانده تعیین گردید.

۳-۱- مطالعه روابط سینیتیکی

الف- شبه درجه یک: pseudo- first order

مدل سینتیک درجه یک کاذب به صورت معادله ٤ است که در آن Qe و qt مقدار جاذب به ترتیب در نقطه تعادل و در زمان t، K_1 سرعت ثابت(1/min). با انتگرال گیری از معادله ۳ در لحظه $q_t=0$ در $t=0$ معادله ۵ به دست می‌آید.[16]

$$Dq_t/dt=k_1(q_e-q_1) \quad (٤)$$

$$Log(1- q_t/q_e)= - k_1/2.303\times t \quad (٥)$$

ب- شبه درجه دو: pseudo- second order

مدل سینتیک pseudo- second order به صورت معادله ٦ تعریف می‌شود. در این معادله K_2 سرعت ثابت (g/mg min)، با انتگرال‌گیری از معادله ٦ در لحظه $q_t=0$ در $t=0$، $q_t=q_t$ و با جایگزینی این مقادیر در معادله ٦ معادله شماره ۷ به دست می‌آید. مقادیر k_2 و q_e به ترتیب می‌تواند شیب خط و عرض از مبدا نمودار t/q_t بر روی t را مشخص کند.

$$Dq_t/dt=k_2(q_e-q_1) \quad (٦)$$

$$t/q_t=1/k_2q_e^2+1/q_e\times t \quad (٧)$$

ج- شبه درجه یک اصلاح شده :

modifited pseudo- first order

معادله pseudo- first order که به صورت تجربی توسط Yang و Al-Dury پیشنهاد شد. از نظر تئوری توسط عزیزیان و بشیری به صورت معادله ۸ دست آمد. با گرفتن لگاریتم از معادله ۸ معادله ۹ به دست می‌آید.

$$dq_t/dt=km\ q_e/q_t(q_e-q_t) \quad (٨)$$

$$Ln(1-q_t/q_e)+qt/q_e=-k_mt \quad (٩)$$

برای تعیین سینتیک واکنش از غلظت ۵ میلی گرم بر لیتر آرسنات و دوز ۱۰ گرم بر لیتر پودر آهن استفاده گردید.

یافته‌ها

نتایج حاصل از آزمایشات ستون ناپیوسته در شکل‌های ۱ الی۳ نشان داده شده است. در شکل ٤ و ۵ نیز نمودار مدل‌های ایزوترمی فروندلیچ و لانگمیر و در شکل ٦ الی۷ مدلهای سینتیک جذب آورده شده است. در جدول ۱ پارامترهای مدل‌های ایزوترمی و در جدول ۲ پارامترهای مدل‌های سینتیک نشان داده شده است. نتایج حاصل از تأثیر تغییرات غلظت آرسنات (۱۰، ۲۰ و ۳۰) بر کارآیی حذف بوسیله ZVI تولیدی در غلظت‌های ۱ ، ۵ ،۱۰ و ۱۵ گرم بر لیتر در زمان‌های تماس ۱۰، ۳۰، ٦۰، ۹۰ و ۱۲۰ دقیقه و در

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-24]

[DOI: 10.18869/acadpub.jehe.1.2.146]

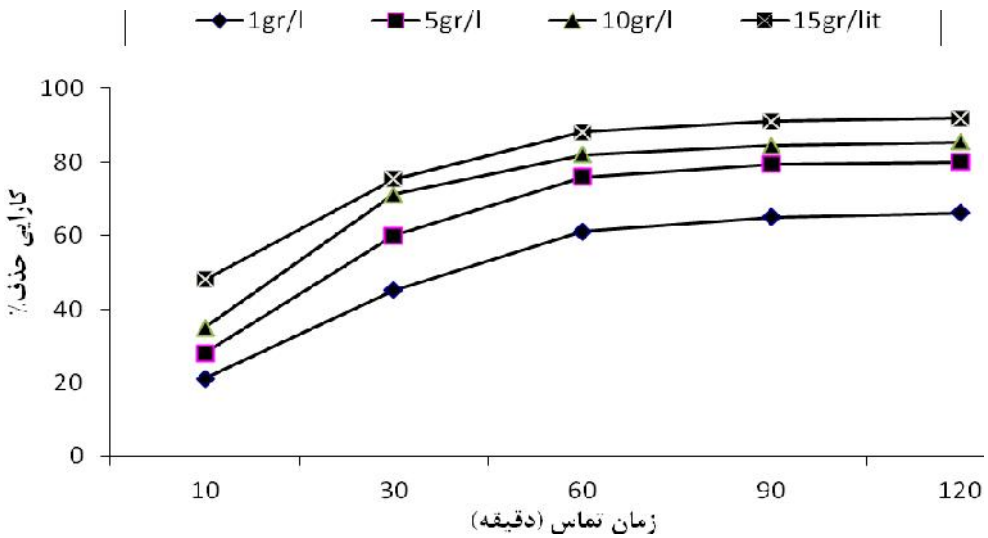
pHهـای ۳، ۷ و ۱۰ کـه در مراحـل جداگانـه و در سیسـتم ناپیوسـته مـورد بررسـی قـرار گرفتـه در شـکل‌هـا ی ۱ تـا ۳ آورده شده است.

۱- نتایج حاصل از تغییرات غلظت ZVI بر کارآیی حذف آرسنات

در این مطالعه از ٤ غلظت ZVI استفاده گردید. اثر تغییرات غلظت ZVI بر کارآیی حذف آرسنات در pH ثابت ۷ و غلظت $20\ mg\ L^{-1}$ آرسـنات در فاصـله زمـانی ۱۰ تـا ۱۲۰ دقیقـه در شکل۱ نشان داده شده است. بـا افـزایش غلظـت ZVI کـارآیی حذف آرسنات افزایش می‌یابد. به طوری کـه در شـکل شـماره (۱) مشاهده می‌شـود در غلظـت ۵ گـرم بـر لیتـر ZVI کـارایی حذف آرسنات بعد از گذشت ۱۲۰ دقیقه تنها۸۰٪ می‌باشـد امـا وقتی غلظتZVI به ۱۵ گرم بر لیتر مـی‌رسـد ۹۲٪ از آرسـنات (VI) حذف می‌گردد.

۲- نتایج حاصل از تغییرات غلظت اولیه آرسنات

اثر تغییرات غلظت اولیه آرسنات بـر کـارآیی حـذف آن در pH=۷ و غلظت ثابت ۵ gr/l پودر آهن در شـکل ۲ نشـان داده شده است. نتایج حاکی از آن است که با افـزایش غلظـت اولیـه آرسنات کارآیی حذف آن کاهش می‌یابـد. بـر اسـاس شـکل ۲ مشخص گردید که بـا افـزایش غلظـت آرسـنات از ۱۰ بـه ۳۰ میلی‌گرم بر لیتر بعد از گذشت ۱۲۰ دقیقه کارآیی حـذف آن از ۸۰٪ به ٦۹/۵٪ کاهش یافته است.



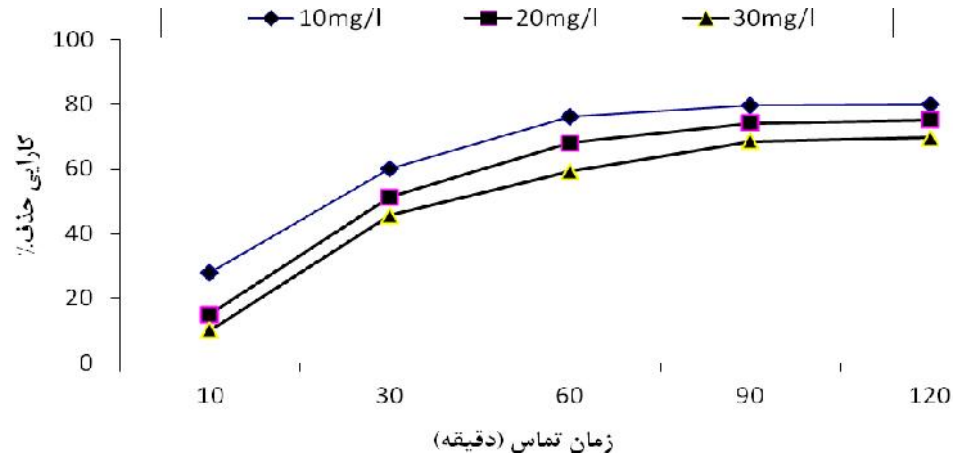
شکل ۱: تأثیر تغییرات غلظت پودر آهن Fe^0 برکارآیی حذف آرسنات: C_{As}=۱۰ $mg\ L^{-1}$ ،$^{\circ}C$ T= ۲۵ ، pH= ۷

جدول ۱: پارامترهای مدل‌های ایزوترمی مورد استفاده برای ZVI

	Qm(mg/g)	b(L/mg)	K_f	n	R^2
فروندلیچ	.....	.....	۷/۳٦٦	۲/۹۰۹	۰/۸۷۷۹
لانگمیر	۰/۱۱	۰/۲۸٦۵	.....	.....	۰/۹۹٦٦

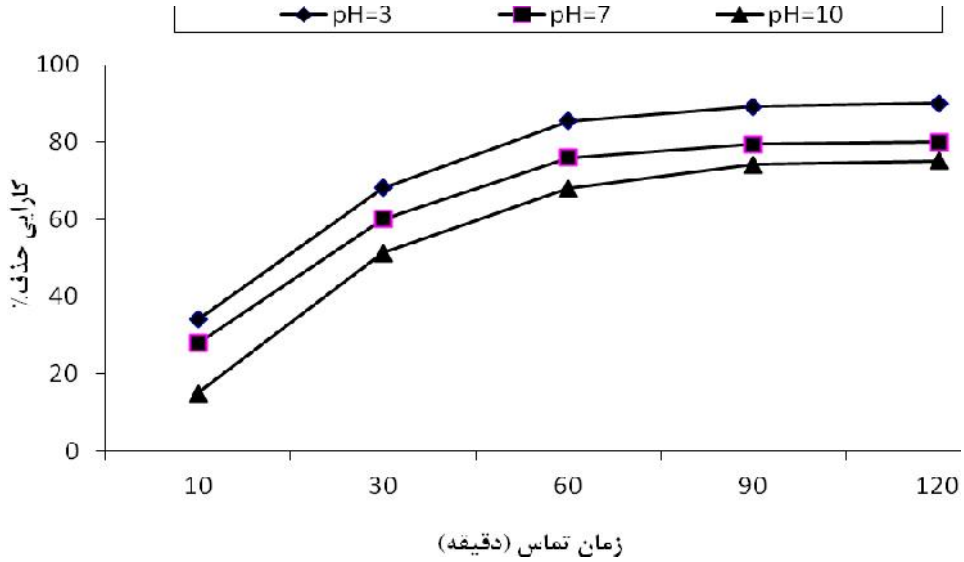
[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-24]

[DOI: 10.18869/acadpub.jehe.1.2.146]



شکل ۲: نتایج حاصل از تغییرات غلظت آرسنات برکارآیی حذف آن با استفاده از ZVI:

$pH= ۷ ، T= ۲۵ ^{.C}، C_{Fe}=۵ \ gr\ L^{-1}$



شکل۳: تأثیر تغییرات pH بر کارایی حذف آرسنات با استفاده از ZVI:

$C_{Fe}=۵ \ gr\ L^{-1}، T= ۲۵ ^{.C}، C_{As}= ۱۰ \ mg\ L^{-1}$

۳- نتایج حاصل از تغییرات pH بر کارآیی حذف آرسنات

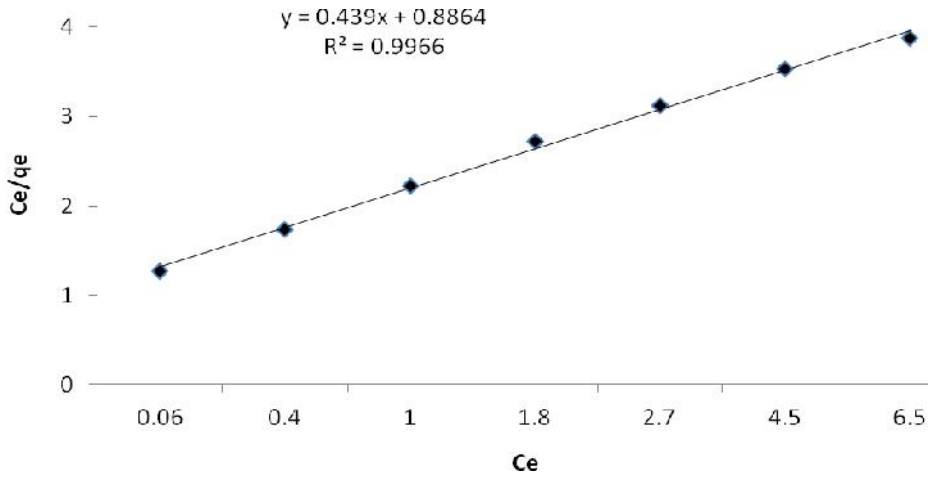
شکل شماره۳ نشان می‌دهد که کارآیی حذف آرسنات ظرفیتی با کاهش pH افزایش می‌یابد. بر اساس این نتایج مشخص گردید که کارآیی حذف آرسنات در pH ۳، ۷ و ۱۰ بعد از گذشت ۱۲۰ دقیقه به ترتیب حدود ۹۰/۱، ۸۰ و ۷۵/۱ درصد می‌باشد.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-24]

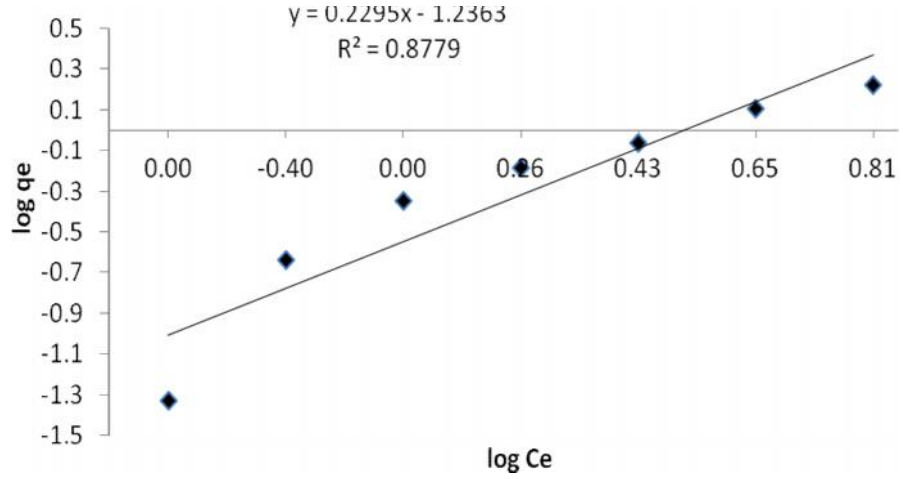
[DOI: 10.18869/acadpub.jehe.1.2.146]

٤- ایزوترم‌های جذب

ایزوترم‌های جذب به منظور تعریف جرم جذب شده از ماده جذب شونده به ازای واحد جرم ماده جاذب استفاده می‌شوند. مدل‌های ایزوترمی فروندلیچ (Freundlich) و لانگمیر (Langmuir) به طور گسترده تری مورد استفاده قرار می‌گیرند. در این مطالعه از مدلهای ایزوترمی فروندلیچ (Freundlich) و لانگمیر (Langmuir) برای رسم داده‌های جذب برای پودر آهن با مش ۱۵۰ استفاده گردید.



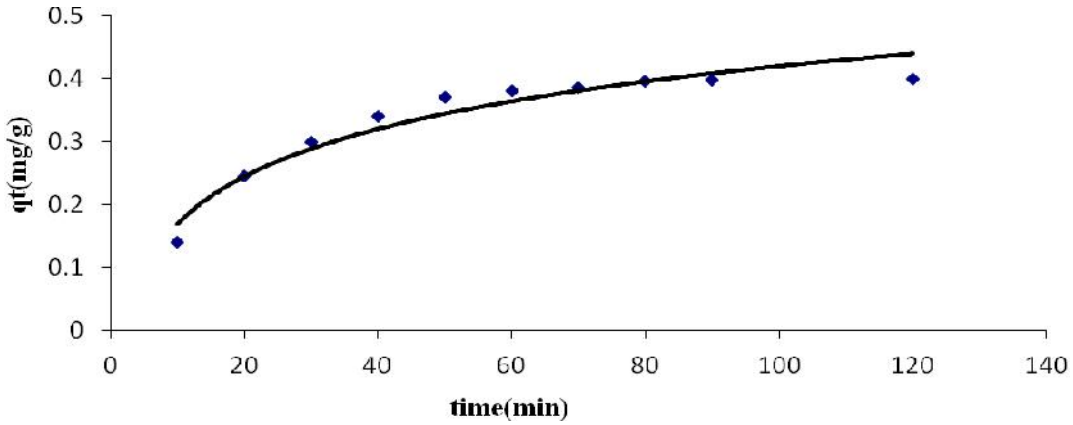
شکل ٤: نمودار ایزوترم مدل لانگمیر($pH= ۷، T= ۲۵ ^{.C}$ ، C_{Fe}:۱۰ gr/l)



شکل ٥: نمودار ایزوترم مدل فروندلیچ ($pH= ۷، T= ۲۵ ^{.C}$، C_{Fe}: ۱۰gr/l)

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-24]

[DOI: 10.18869/acadpub.jehe.1.2.146]



شکل ۶: مقدار جذب آرسنات در واحد زمان بر روی ZVI (pH=۷ ، C_{As}= ۱۰ mg L^{-1}، C_{ZVI} =۱۰ gr)

جدول ۲: پارامترهای مدل‌های سینتیک داده‌های به دست آمده برای پودر آهن

	K_1	K_2	K_m	q_e	R^2
درجه اول کاذب	۰/۰۱۳	.....	.....	۰/٤٥	۰/۹۲۲۷
درجه دوم کاذب	.....	۰/۰۲٦	.....	۰/٤٧٦	۰/۹۹۱٤
درجه اول کاذب تغییر شکل یافته	.....	.....	۰/۰۲٥	۰/٤٥	۰/۹٤٤۱

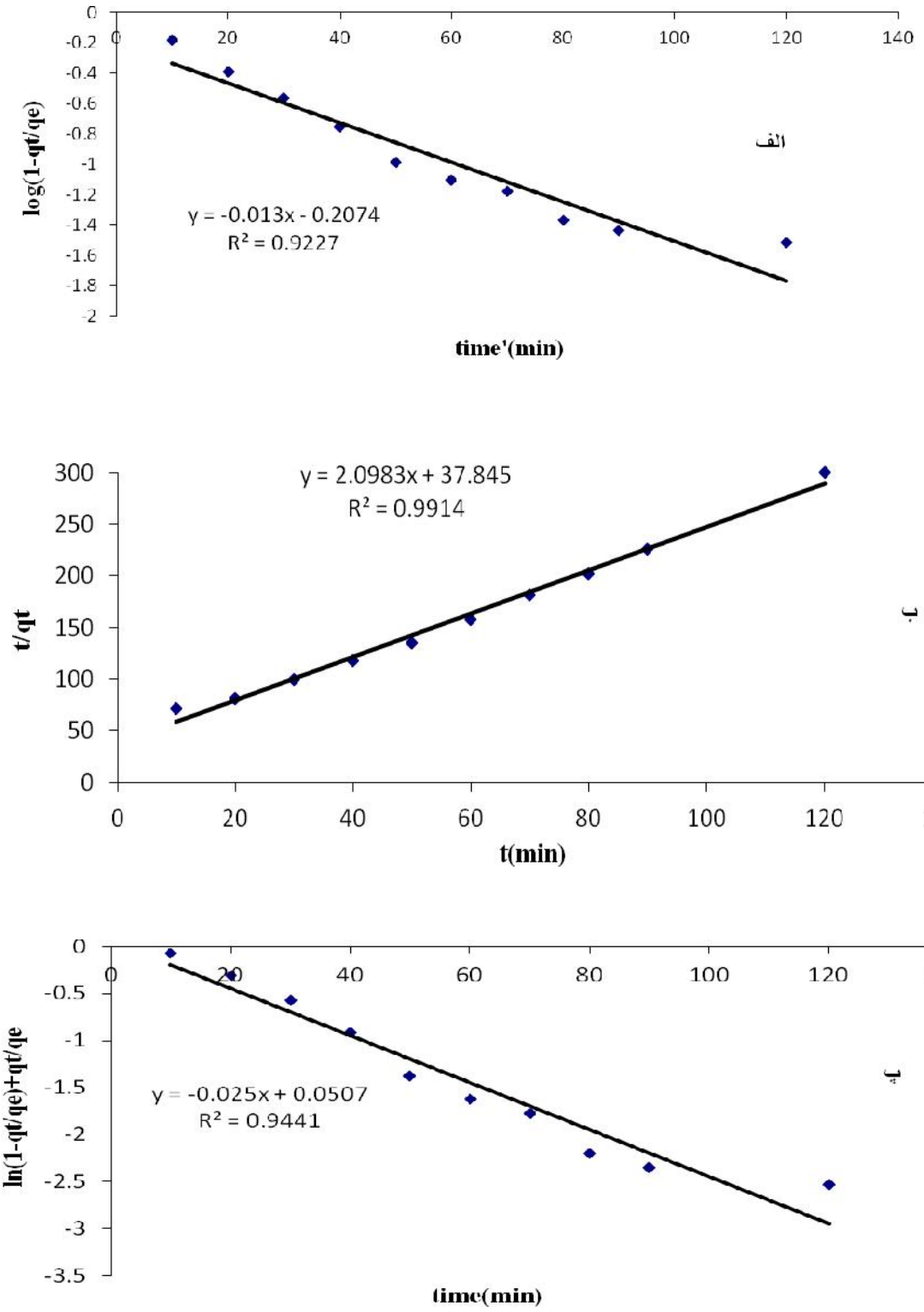
بحث و نتیجه‌گیری

واکنش در محدوده وسیعی از pH صورت گرفت و بیشترین کارآیی حذف در pH=۳ به دست آمد زیرا در شرایط اسیدی تشدید خوردگی سطح ذرات آهن صورت می‌گیرد و باعث افزایش سرعت واکنش می‌شود. در حالیکه در pH= ۱۰ به دلیل تشکیل رسوب $Fe(OH)_3$ بر سطح ذرات سرعت واکنش کاهش می‌یابد. در تحقیق کانل و همکاران جذب ۱۰۰ درصد AS(V) در محدوده pH بین ۳ تا ۷، ۸٤/۷ درصد در pH برابر با ۹ و ۳۷/۹ درصد در pH برابر ۱۱ اتفاق افتاده است.[۱۷] نتایج حاصل از مطالعه Shao-Feng Niu و همکاران باکاربرد نانو ذرات Fe^0 مشخص گردید که با کاهش pH از ۱۰ به ۳ کارآیی حذف کروم (VI) از ۳۵٪ به بیش از ۹۹٪افزایش می‌یابد[۱۸].همچنین نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد که کارآیی حذف آرسنات با غلظت اولیه آن رابطه عکس دارد. این امر به دلیل این است که جاذب‌ها دارای محل‌های جذب محدودی هستند که با افزایش غلظت اولیه آرسنات سریعتر اشباع شده و کارایی حذف کاهش می‌یابد. مطالعه‌ای که Mahamudur Islam و همکاران انجام دادند نتایج حاکی از آن است که با افزایش غلظت اولیه آرسنیک کارایی حذف کاهش یافته است که این امر به دلیل کاهش جایگاه‌های فعال جذب در سطح جاذب می‌باشد.[۱۹]

در تحقیقی که Kanel S.R و همکاران بر روی حذف آرسنات با استفاده از نانو ذرات آهن انجام دادند با افزایش غلظت آرسنیک در pH =۷ و دوز جاذب ۵ میلی گرم بر لیتر کارایی حذف از ۰/۸٤ به ۳۷ درصد کاهش یافته است[۲۰].

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-24]

[DOI: 10.18869/acadpub.jehe.1.2.146]



شکل ۷: انطباق داده‌ها با مدلهای (الف) شبه درجه یک (ب) شبه درجه دو (پ) شبه درجه یک اصلاح شده (C_{ZVI} =۱۰ gr،C_{As}= ۱۰ mg L^{-1} ، pH=۷)

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-24]

[DOI: 10.18869/acadpub.jehe.1.2.146]

همچنین علت افزایش کارایی حذف با افزایش غلظت نانو ذرات، افزایش محل‌های فعال سطحی جذب و امکان برخورد بیشتر بین آرسنیک با پودر آهن و افزایش واکنش‌های اکسیداسیون و احیا است. مطالعات انجام شده توسط Chen, S.S و همکاران نشان داد که با افزایش غلظت ذرات آهن، کارایی حذف کرومات افزایش می‌یابد.[۲۱] مطالعات انجام شده توسط Shu Hung-Yeeو همکاران در کاهش رنگ آزو ۲٤ Acid Black با استفاده از نانو ذرات آهن سنتز شده نشان داد که با افزایش غلظت نانو ذرات آهن کارایی حذف افزایش می‌یابد.[۲۲] با توجه به نتایج حاصل از آزمون SPSS در همه موارد P_V <۰/۰۵ می‌باشد نتیجه می‌گیریم که بین متغیرهای مورد مطالعه با راندمان حذف آرسنات با بیش از ۹۹ درصد اطمینان اختلاف معنا داری وجود دارد. داده‌های ایزوترم جذب نشان می‌دهد که جذب یون آرسنات با استفاده از ZVI از مدل لانگمیر (r^2=۰/ ۹۹٦٦) پیروی می‌کند. این امر نشان می‌دهد که جاذب دارای سطح همگن بوده و انرژی در تمام مکان‌های جذب یکسان می‌باشد و سینتیک واکنش آرسنات با آهن با مدل درجه دو کاذب r^2= ۰/۹۹۱٤ بهتر توصیف می‌شود.

منابع

1. Turkian A. Environmental Engineering. Kokash Publications.1374;1:36-40.
2. Petriserski B, shamma A. Arsenc in drinking water ,who collaboration center. 2007.
3. Available from:http://www.nrdc.org/water/drinking/qarsenic.asp Subramanian V, Avan N, Naqvi s. Arsenic in our environment –a critical review . Environ. Hazards in South Asia 2002 ; 1:189-214.
4. Nguyena T.V, Vigneswaran S, Ngoa H.H, Kandasamya J and Choi H.C. Arsenic removal by photo-catalysis hybrid system. Separation and Purification Technology 2008; 61:44-50.
5. Lamm Steven (H.MD). Arsenic in Drinking Water and Bladder Cancer Mortality in Us.Occupation and Environ Medicine. 2004; 46:298-306.
6. Hopenhayn C. Arsenic in drinking water :impact on human health.college of public health,university of Kentucky 2006;2: 107-103.
7. Industrial Standard Institute Campus. Water features. Standard Number 1053.
8. Sayareh A, Fonudi M, Dadsetan M. Environmental geological study in area Ghorveh- Bijar. Environ geol. 1384;180-190.
9. 9-Richard F, Herman K, and Richard B. H. Analytical chemistry of the element. department of chemistry, department of heath chemistry. Available from: http://www.clarku.edu/departments/chemistry/images/ACS%20Guide.pdf
10. Lery R .Micro analysis of arsenic in organic compounds. C. R. H. Acad. Sci. 1954; 238:.2320-2321.
11. Wyatt P. F. Diethyl ammonium diethyl dithiocarbomate for separation and determination of small amounts of metals.(II): Isolationand determination of arsenic, antimony, and tin in organic compound 1955 ; 80:368-370.
12. Kanel S.R, Manning B, Charlet L and Choi, H. Removal of Arsenic(III) from groundwater by nanoscale zero-valent iron. Environ. Sci. Technol.2005; 39: 1291-1298.
13. Kanel S.R, Greneche J.M, and Choi H. Arsenic (V) removal from groundwater using nanoscale zero-valent iron as a colloidal reactive barrier material. Environ. Sci. Technol.2006; 40: 2045-2050.
14. Cornejo L, Lienqueo H, Arenas M, Acarapi J, Contreras D, Yanez J and Mansilla H.D. In field arsenic removal from natural water by zero-valent iron assisted by solar radiation. Environ Pollution 2008; 156: 827-831.
15. APHA, AWWA, WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater, 19th Ed. 1998, Washington DC.
16. Azizian S. Kinetic models of sorption: a theoretical study. colloids and Interface Sci. 2004; 276: 47-52.
17. Kanel S.R, Greneche J.M and Choi H. Arsenic Removal from Groundwater Using Nano Zero- Valent Iron as a Colloidal Reactive Barrier Material. Environ. Sci. Technol. 2006; 40: 2050-2045.
18. Shao- feng N, Liu Y, Xin-hua Xu. Removal of Hexavalant Chromium Aqueous Solutions by iron nano particles. J.Zhejiang Univ Sci B.2005 ; 6(10): 1022–1027.
19. Islam M, Chandra Mishra P, Patel R. Arsenate removal from aqueous solution by cellulose-carbonated hydroxyapatite nanocomposites. Journal of Hazardous Materials 2011; 189 :755–763.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-24]

[DOI: 10.18869/acadpub.jehe.1.2.146]

20. Kanel S.R, Greneche J.M and Choi H. Arsenic Removal from Groundwater Using Nano Zero- Valent Iron as a Colloidal Reactive Barrier Material. Environ. Sci. Technol. 2006; 40: 2050-2045

21. Chen S.S, Cheng C.Y, Li C.W, Chai P.H, and Chang Y.M. Reduction of chromate from electroplating wastewater from pH 1 to 2 using fluidized zero valent iron process. Hazard Materials 2007;142:362-367.

22. Shu H. Y, Chang M.C, Yu H.H, and Chen W.H. Reduction of an azo dye acid black 24 solution using synthesized nanoscale zero valent iron particles. colloids and Interface Sci. 2007; 314: 89-97.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-24]

[DOI: 10.18869/acadpub.jehe.1.2.146]

Arsenic (V) Removal from Aqueous Solution by Produced Iron and Detect Isoterms and Kinetic Adsorption

Roghaye Nourozi[1*], Saeed Azizian[2]

1. Department of Environmental Health Engineering, Faculty of Health, Golestan University of Medical Sciences, Gorgan, Iran

2. Professor, Chemistry Dep., Bu Ali Sina university, Hamadan, Iran

E-mail: dr.norozi@yahoo.com

Received: 4 Nov 2013 ; Accepted: 25 Feb 2014

ABSTRACT

Background: Zero-valent iron can control the sites contaminated Arsenic (V) used. The aim of this research is Arsenic (V) removal from aqueous solutions using of iron powder and detect isoterms and kinetic adsorption.

Methods: The experiment in batch system with change effective parameters such as pH, initial concentration of Arsenate, iron powder dosage and equilibration time was evaluated. In this work, the obtained data then analyzed by Langmuir and Freundlich isotherm models. Kinetic data with pseudo- first order, pseudo- second order and modified pseudo- first order models were fitted.

Results: The results showed that pH of the solution plays an important role in control of the surface charge of the adsorbent. The higher removal efficiency was observed for Arsenate in acidic environment (pH=3). The Arsenate removal efficiency by increasing adsorbent dosage and decreasing initial concentration of Arsenate increased. Absorption of Arsenate ions onto adsorbent is associated with Langmuir model (r^2=0.99) . The kinetics of Arsenic absorption with the model pseudo-second order (r^2 =0.99) better described.

Conclusion: The results showed the iron powder is an effective, quick and cheap method for removal of Arsenic (V) from aqueous solution.

Keywords: Arsenic (V), iron powder, aqueous solution

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-24]

[DOI: 10.18869/acadpub.jehe.1.2.146]