

بررسی کارآیی حذف آرسنیک توسط کربن فعال ساخته شده از پوست گردو از محیط‌های آبی

حسین جعفری منصوریان^۱، مهدی فرزاد کیا^۲، محسن انصاری^{۳*}، احسان احمدی^۴، غریب مجیدی^۵، اصغر امرایی^۶، علی جغتایی^۶

۱. مرکز تحقیقات مهندسی بهداشت محیط، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی کرمان، ایران.
۲. باشگاه پژوهشگران جوان و نخبگان، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد همدان، همدان، ایران.
۳. گروه مهندسی بهداشت محیط دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی ایران، تهران، ایران.
۴. دانشجوی دکتری، مرکز تحقیقات علوم و فناوری محیط زیست، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی شهید صدوقی یزد، یزد، ایران.
۵. گروه مهندسی بهداشت محیط دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی تهران، تهران، ایران.
۶. گروه مهندسی بهداشت محیط دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی قم، قم، ایران.

چکیده

سابقه و هدف: آرسنیک به دلیل پتانسیل آسیب به سلامت انسان و محیط، به عنوان فلزی سنگین و آلاینده ای سمی مورد توجه است. یکی از مکانیزم‌های حذف آرسنیک از محیط‌های آبی فرآیند جذب است. از این رو هدف از این تحقیق بررسی کارآیی حذف آرسنیک توسط کربن فعال ساخته شده از پوست گردو از محیط‌های آبی بود.

روش بررسی: در این مطالعه تجربی، پوست گردو سنتز شد و جذب از آن تولید شد. محلول استوک آرسنیک در غلظت‌های ۲۰، ۴۰، ۶۰، ۸۰، ۱۰۰، ۱۲۰ و ۱۴۰ میلی‌گرم بر لیتر ساخته شد. مطابق با آزمایش جار، به وسیله اختلاط سریع به مدت ۷ ساعت با ۱۲۰ دور در دقیقه برای رسم کینتیک واکنش، و اختلاط آرام به مدت ۲۴ ساعت با ۹۰ دور در دقیقه برای بررسی تعادل واکنش و نیز دوز جذب (۱۰، ۲۰، ۳۰ میلی‌گرم بر لیتر)، اثر پارامترهای موثر در فرآیند جذب نظیر pH (۵/۵، ۶/۲، ۶/۹، ۷/۶ و ۸/۳)، بررسی شد. همچنین برای بیان عملیات آزمایشگاهی، ایزوترم‌های لانگمویر، فروندلیچ برای هر بار آزمون جارمورد استفاده قرار گرفتند.

یافته‌ها: مطابق مدل لانگمویر، ظرفیت کربن فعال پودری حاصل از سنتز پوست گردو در جذب آرسنیک محلول حدود ۳/۱۵ (میلی‌گرم بر گرم) بدست آمد. همچنین بر طبق مدل فروندلیچ، این ظرفیت جذب در حدود ۲/۰۵ (میلی‌گرم بر گرم) حاصل شد. نتایج این مطالعه نشان داد که با کاهش pH و میزان آرسنیک در محلول آبی، مقدار جذب در بیشترین سطح خود است. همچنین با افزایش میزان آرسنیک محلول و pH، مقدار جذب کاهش یافت.

نتیجه گیری: کربن فعال سنتز شده توسط پوست گردو با توجه به ضایعاتی بودن پوست گردو در کشور و ارزان بودن سنتز آن، می‌تواند به عنوان یک جاذب آرسنیک مورد استفاده قرار گیرد.

واژگان کلیدی: حذف آرسنیک، جذب سطحی، کربن فعال، پوست گردو، ایزوترم جذب

How to cite this article:

Jafari-Mansoorian H, Farzadkia M, Ansari M, Ahmadi E, Majidi Gh, Amraie A, Joghataie A. Evaluating the Activated Carbon Prepared from Walnut in Removal of Arsenic from Aqueous Solution. *J Saf Promot Inj Prev*. 2016; 3(4):287-94.

مقدمه

معدنی، کشاورزی و صنعتی بوجود می‌آید (۱) و (۲). فعالیت‌های انسانی امروزه به عنوان اصلی‌ترین منبع تخلیه آرسنیک به محیط زیست و به‌ویژه آب‌های زیرزمینی و سطحی تلقی می‌گردد (۳). وجود آرسنیک در محیط زیست به شکل اشکال گوناگونی می‌تواند بروز کند که از آن جمله می‌توان به $As(V)$ ، $As(III)$ ، $As(0)$ ، $As(-III)$ اشاره نمود (۴). هرچند این عنصر نیز مانند سایر فلزات سنگین برای حیات زیستی، مهم و ضروری تلقی می‌گردد، ولی در مقادیر زیاد دارای جنبه‌های زیان‌آوری برای انسان و سایر جانداران

آرسنیک عنصریست که تقریباً در همه جای محیط زیست یافت می‌شود. متوسط فراوانی این عنصر در پوسته زمین ۱/۸ ppm، در خاک‌ها از ۵/۵ تا ۱۳ ppm و در جریان‌ات آب سطحی کمتر از ۲ میکروگرم بر لیتر است. این عنصر در آب‌های سطحی و زیرزمینی توسط برخی فرآیندهای طبیعی مانند، فرسایش خاک، تجزیه و فساد شیمیایی و بیولوژیکی، و همچنین فعالیت‌های انسان محور مانند فعالیت‌های

* آدرس نویسنده مسئول مکاتبات: mohsen.ansari90@yahoo.com

جدول ۱. آنالیز شیمیایی پوست گردو	
نوع آنالیز	مقدار بر حسب (%)
کربن (C)	۶۵
خاکستر (Ash)	۱۰/۴
رطوبت (H ₂ O)	صفر (در آن خشک شده بود)

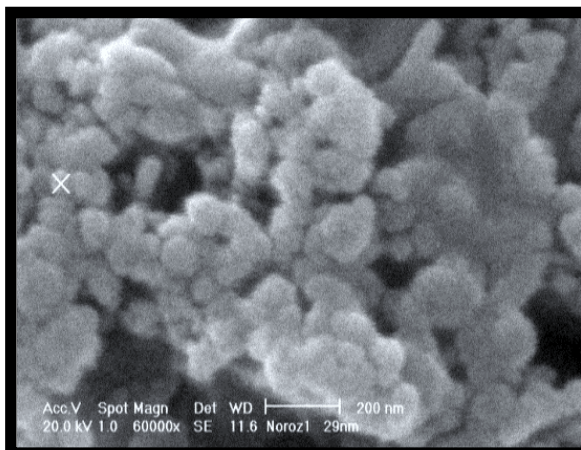
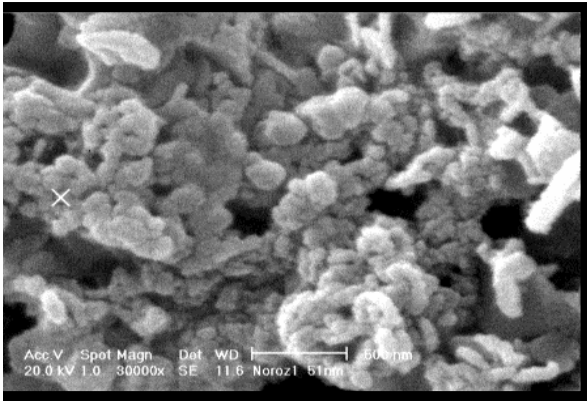
پودر ها پس از آنالیز، به مدت ۴ ساعت در دمای اتاق و تحت شرایط غیر قابل نفوذ خنک شدند پس از خنک سازی مرحله فعالسازی شیمیایی پودر ها توسط هیدروکسید پتاسیم (KOH) ۰/۱ نرمال ساخت شرکت مرک آلمان به غلظت های ۱۰، ۲۰ و ۳۰ میلی گرم در لیتر انجام شد. برای دی هیدراته شدن مجدد پودر های مخلوط شده با هیدروکسید پتاسیم از کوره ای با حرارت دهی ۴۰۰ درجه سانتیگراد و به مدت ۲ ساعت استفاده شد. پس از خنک شدن در دمای اتاق پودر کربن فعال ساخته شده از پوست گردو جهت بررسی کارایی در جذب آرسنیک از آب استفاده گردید. تعیین سطح ویژه برای تعیین مشخصات سطح ذرات کربن فعال سنتز شده نیز از میکروسکوپ الکترونی (SEM) استفاده شد.

با توجه به غلظت های ماده فعال ساز شیمیایی در ساخت کربن فعال، پودر کربن فعال ساخته شده در ۳ تیپ ۱۰، ۲۰ و ۳۰ میلی گرم در لیتر شناسایی شدند. محلول استوک آرسنیک به غلظت ۱۰۰۰ میلی گرم در لیتر بر طبق استاندارد (EPA) (۲۳) بوسیله حل نمودن ترکیب (As₂O₃) در آب آشامیدنی حاوی ۲۰ درصد حجمی (KOH) و سپس خنثی سازی توسط محلول ۲۰ درصد حجمی (H₂SO₄) تا نقطه پایانی فنل فتالئین و سپس رقیق سازی تا حجم ۱۰۰۰ میلی لیتر با محلول ۱ درصد حجمی (H₂SO₄) ساخته شد. محلول آماده شده در دمای ۴ درجه سانتی گراد در یخچال نگه داری شد. نمونه های آرسنیک در غلظت های (۲۰، ۴۰، ۶۰، ۸۰، ۱۰۰، ۱۲۰ و ۱۴۰ میکرو گرم بر لیتر) به حجم رسیدند. از محلول های نمونه نیز به مقدار کافی ساخته شد. بر طبق استاندارد (EPA) به دلیل به صفر رساندن بار الکتریکی محلول ها و کاهش مداخلات در فرآیند جذب آرسنیک، میزان pH تمامی محلول ها با بکارگیری اسید هیدروکلریک و هیدروکسید سدیم تنظیم شد و سپس با دستگاه دیجیتالی pH متر اندازه گیری گردید (۲۴). pH ابتدایی در حدود ۵/۵ تا ۸/۳ ثبت گردید. در پنج pH (۵/۵، ۶/۶، ۷/۷، ۸/۸ و ۹/۹) برای هر رنج pH، تست جار با قرار دادن ۷ بشر (۱ بشر محلول شاهد و ۶ بشر محلول استوک آرسنیک) ۱۰۰ میلی لیتری انجام شد. به دلیل این که در فرآیند جذب، دما بسیار موثر می باشد، آزمایش تحت دمای اتاق (۲۴ درجه سانتیگراد) برای تمامی جارها انجام شد. برای هر بار آزمایش جار، اختلاط سریع به مدت ۷ ساعت با ۱۲۰ دور در دقیقه

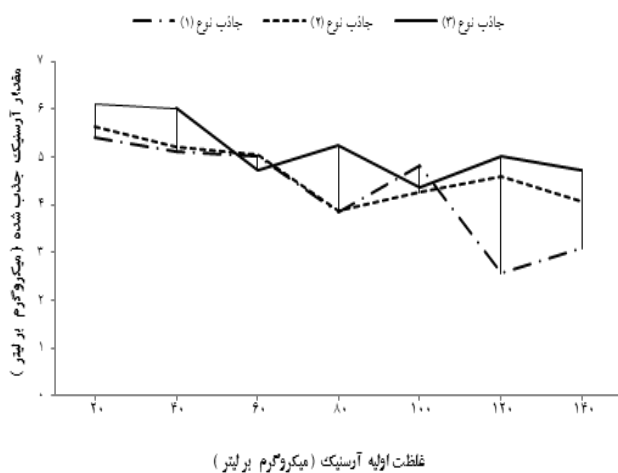
هستند. آرسنیک، یک ماده تجمعی در بدن است که پس از ورود به بدن انسان، به سختی از بدن دفع می گردد. از این رو، با تجمع در بدن، باعث ایجاد مسمومیت می شود از مهمترین عوارض آرسنیک بر سلامت انسان می توان به بروز سرطان پوست، کبد، کلیه، طحال و نیز ضایعات پوستی (کراتوزیس و پیگمانتاسیون) اشاره کرد (۵) و (۶) و (۷). به دلیل اینکه یکی از راه های عمده انتقال آرسنیک به انسان از طریق آب آشامیدنی است بنابراین مقادیر مجاز آرسنیک طبق استاندارد ملی ایران و سازمان جهانی بهداشت بر حسب AS، ۱۰ میکروگرم بر لیتر می باشد (۸) و (۹). وجود آرسنیک در آب برخی از مناطق دنیا بصورت معضلی مزمن قابل مشاهده است که از آن جمله می توان به کشورهای شرقی و جنوب شرقی آسیا مانند بنگلادش، تایلند و مالزی (۱۰) و غرب آمریکا، شیلی و آرژانتین (۱۱)، (۱۲) و (۱۳) اشاره نمود. در ایران نیز در مناطقی همچون سیستان و بلوچستان (۱۴)، کردستان (۱۵) و آذربایجان شرقی (۱۶) مهارلو (۱۷) میزان آرسنیک در منابع آبی بالاتر از حد استاندارد داشته است. همچنین آرسنیک در برخی آب های زیرزمینی ایران از جمله منطقه توپسرکان نیز دارای حد بیشتری نسبت به استاندارد بوده (۱۸). حذف آرسنیک از محیط آبی دارای مکانیسم های مختلفی است مانند اکسیداسیون، جذب، انعقاد و زلالسازی و تبادل یون است (۱۹) (۲۰) و (۲۱). در این روش های متداول، انجام اقدامات اصلاحی می تواند علاوه بر افزایش راندمان حذف، باعث کاهش هزینه های روش های معمول می شود. از طرفی استفاده از مواد خام به عنوان جاذب به دلیل بالا رفتن هزینه های تامین آن، روز به روز در حال افزایش است. بنابراین لزوم بهره گیری از جاذب های ارزان قیمت تر می تواند فرآیند های جذب را بسیار قابل پذیرش نسبت به گذشته نماید. ضایعات پوست گردو که هر ساله در کشور تولید می گردد، می تواند به عنوان بستر جذب مورد مطالعه قرار گیرد. بنابراین این مطالعه باهدف، بررسی میزان حذف آرسنیک از محیط آبی توسط پودر جاذب ساخته شده از پوست گردو انجام شد.

مواد و روش ها

ابتدا ۴۰۰ گرم پوست گردو پس از مقطر شویی در دمای ۱۰۵ درجه به مدت ۶ ساعت در درون آن خشک شدند. سپس پوست های خشک شده توسط دستگاه آسیاب کن درجه بندی شده خرد، تبدیل به پودر بسیار ریزی شدند. پودر آماده شده جهت آنالیز شیمیایی میزان کربن و خاکستر (Ash) در دمای ۶۷۰ درجه به مدت ۱ ساعت تحت فشار ۱ اتمسفر درون کوره قرار داده شد (۲۲). جدول ۱، آنالیز شیمیایی پودر پوست گردو را نشان می دهد. همچنین برای ایجاد شرایط یکسان برای جذب، پودر حاصله با الک استاندارد ASTM با مش ۴۰۰ الک شد تا قطر ذرات به محدوده ۳۷ میکرون به صورت یکنواخت برسد.



در شکل ۲ تا ۷ میزان تغییرات جذب آرسنیک توسط پودر کربن فعال در pHهای مختلف نشان داده شده است. این اشکال نشان میدهند که با افزایش مقدار pH، مقدار آرسنیک جذب شده بالا رفته است. همچنین با افزایش غلظت آرسنیک در محلول، میزان آرسنیک جذب شده بر روی جاذب کاهش یافته است.



شکل ۲. میزان آرسنیک جذب شده در $H_p=5/5$

برای رسم کینتیک واکنش، و اختلاط آرام به مدت ۲۴ ساعت با ۹۰ دور در دقیقه برای بررسی تعادل واکنش مورد توجه قرار گرفت (۲۱). سپس برای قرائت غلظت های آرسنیک در تمامی نمونه ها از دستگاه طیف سنج جذب اتمی مدل ۲۰AA مجهز به کوره گرافیتی -GTA ۹۵ شرکت واریان استفاده شد.

همچنین در این مطالعه برای نشان دادن چگونگی فعل و انفعال ماده جذب شونده با جاذب، توصیف چگونگی توزیع مولکولهای جذب بین فاز مایع و فاز جامد، زمانی که فرآیند جذب به حالت تعادل میرسد، و اطلاعات مهم برای بهینه کردن طراحی سیستم جذب، ایزوترم های لانگمیر و فروندلیچ (مدل های متداول، جهت تشریح فرآیند جذب) (۲۲) مورد بررسی قرار گرفت.

ایزوترم جذب لانگمیر مبتنی بر فرض جذب تک لایه بر روی یک جاذب با ساختار همگن است. معادله خطی ایزوترم لانگمیر به شکل زیر می باشد:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{k_L q_m} + \frac{C_e}{q_m} \quad \text{رابطه (۱)}$$

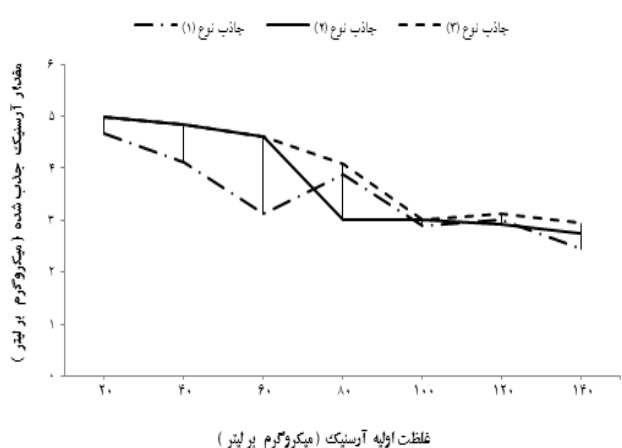
در این معادله C_e غلظت تعادلی آرسنیک در محلول (mg/l)، q_e مقدار آرسنیک جذب شده به ازای گرم جاذب (mg/g)، q_m ظرفیت اشباع تئوریک جذب تک لایه (mg/g) و k_L ثابت لانگمیر (L/mg) می باشد که با رسم C_e در مقابل $\frac{C_e}{q_e}$ بدست می آید. ایزوترم فروندلیچ نیز یک معادله تجربی است و مرتبط با سطوح ناهمگن جاذب است. معادله خطی ایزوترم فروندلیچ در زیر آمده است:

$$\log q_e = \log k_f + \frac{1}{n} \log C_e \quad \text{رابطه (۲)}$$

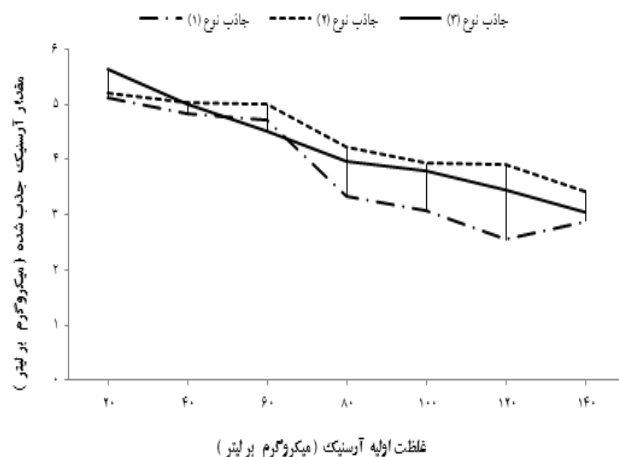
در این معادله (n و k_f) ثابت های جذب فروندلیچ می باشند که با رسم نمودار $\log q_e$ در مقابل $\log C_e$ بدست می آیند.

یافته ها

در شکل ۱ تصویر SEM ذرات کربن فعال سنتز شده نشان داده شده است. نتایج حاصل از SEM ذرات، اندازه ذرات کربن سنتز شده از پوست گردو را در محدوده نانو نشان میدهد که به عنوان نمونه دو ذره ۳۲ و ۴۷ نانومتری در این تصویر با علامت (x) مشخص شده است.



شکل ۶. میزان آرسنیک جذب شده در $pH=8/3$



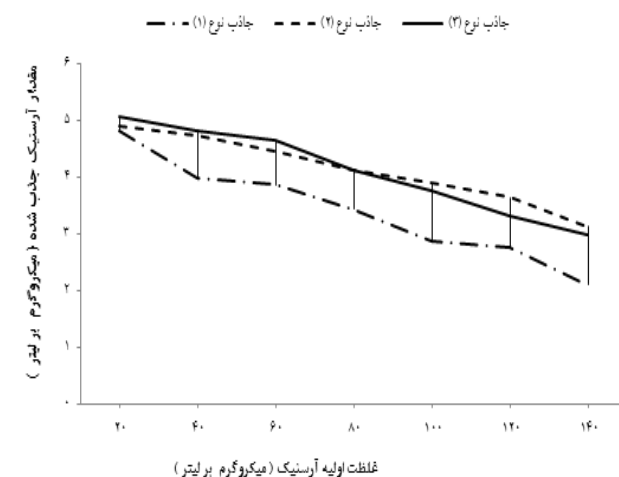
شکل ۳. میزان آرسنیک جذب شده در $pH=6/2$

شکل های شماره ۶ و ۷ به ترتیب ایزوترم های لانگمویر و فروندلیچ برای آرسنیک جذب شده از محلول ها در pH های مورد مطالعه را نشان می دهد. جدول ۲، پارامترهای این نوع ایزوترم جذب را در شرایط pH مورد مطالعه نشان می دهد.

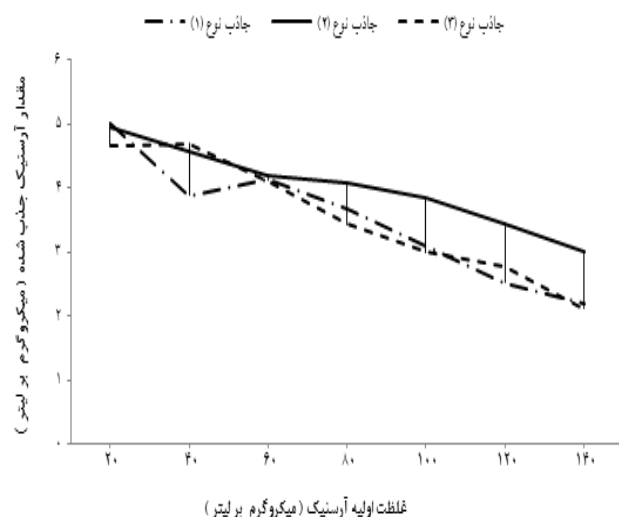
نتایج نشان می دهد که ایزوترم لانگمویر ($R^2=0/940$) بهتر از ایزوترم فروندلیچ ($R^2=0/910$) می تواند تشریح کننده فرآیند جذب آرسنیک توسط کربن فعال سنتز شده بوسیله پوست گردو باشد. بر طبق نتایج حاصله از ایزوترم فروندلیچ، ضریب تعادل (K_L) بطور بسیار خفیفی تابع افزایش مقدار pH بوده است. این در حالی است که ظرفیت جذب (q_m) بر حسب ($mg g^{-1}$)، با افزایش pH از حدود ۵/۵ تا ۸/۳ به میزان نوسان ۳/۴۲ تا ۲/۸۸ تغییر نموده است. بر طبق نتایج حاصله از ایزوترم فروندلیچ، ضریب تعادل (K_F) بطور محسوسی تابع افزایش مقدار pH بوده است.

در مورد نوع جاذب های سنتز شده در مطالعه حاضر، جاذب نوع ۲ که دارای ($20 mg/l$) ماده فعال کننده است، دارای بیشترین خاصیت جذب در میان جاذب های نوع ۱ ($10 mg/l$) و نوع ۳ ($3 mg/l$) است. در pH های ۵/۵ و ۸/۳، نمودار تغییر غلظت محلول آرسنیک و مقدار آرسنیک جذبی بر روی جاذب، دارای تغییرات جزئی در آهنگ کاهش میزان جذب آرسنیک در مقابل افزایش میزان آرسنیک محلول استاندارد است. ظرفیت جذب جاذب نوع ۱ در ($pH=5/5$) در غلظت محلول استاندارد (100 تا $120 mg/l$)، بطور محسوسی کاهش یافت.

ظرفیت جذب جاذب نوع ۲ در ($pH=8/3$) در غلظت محلول استاندارد (60 تا $80 mg/l$)، بطور محسوسی کاهش یافت. ظرفیت جذب جاذب نوع ۳ در ($pH=5/5$) بطور کلی، از تابع غلظت محلول استاندارد و مقدار آرسنیک حذف شده بصورت کاملاً غیر خطی تبعیت می نماید



شکل ۴. میزان آرسنیک جذب شده در $pH=6/9$



شکل ۵. میزان آرسنیک جذب شده در $pH=7/6$

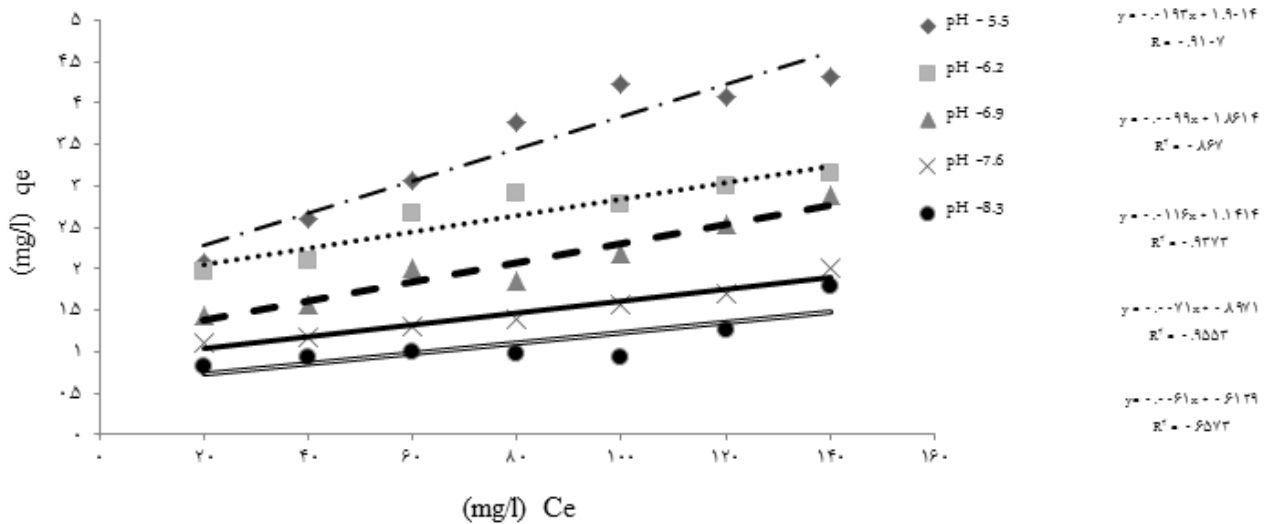
جدول ۲. پارامترهای ایزوترم های لانگمیر و فروندلیچ در pH های مورد مطالعه

pH های مطالعه					مدل ایزوترم
۸/۳	۷/۶	۶/۹	۶/۲	۵/۵	
۰/۰۵۶۹	۰/۰۵۰۰	۰/۰۵۲۳	۰/۰۵۷۸	۰/۰۵۰۴	K_L (L μg^{-1})
۲/۸۸	۳/۱۷	۳/۳۰	۳/۳۸	۳/۴۲	q_m (mg g^{-1})
۰/۹۵۵	۰/۹۷۸	۰/۹۶۶	۰/۹۴۲	۰/۹۱۱	R^2
۲/۲۳	۲/۰۸	۲/۰۰	۱/۸۸	۱/۷۸	K_F (mg g^{-1})
۶/۸	۵/۴۲	۵/۱۱	۴/۶۷	۴/۱۱	n
۰/۹۳۷	۰/۹۶۳	۰/۹۴۲	۰/۸۹۴	۰/۹۰۱	R^2

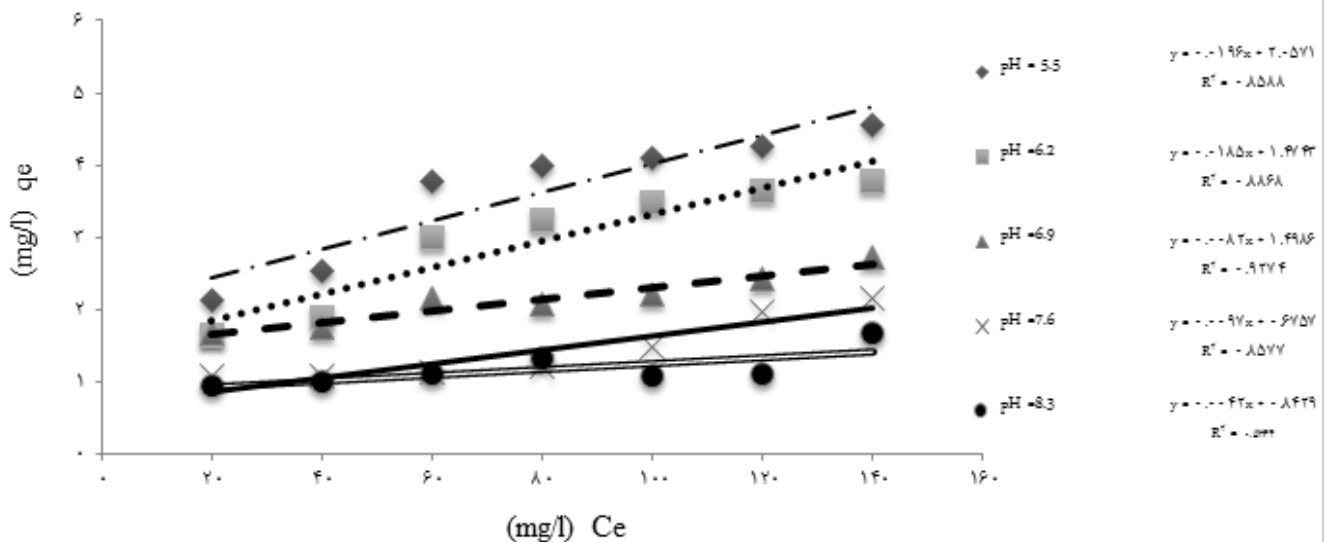
لانگمیر

فروندلیچ

ایزوترم لانگمیر در pH های مورد مطالعه



شکل ۷. نمودار ایزوترم جذب لانگمیر



شکل ۸. ایزوترم جذب فروندلیچ در pH های مورد مطالعه

بحث

گردد، به pH محلول بستگی دارد. بیشترین درصد حذف آرسنیک توسط کربن فعال سنتز شده در این مطالعه در pH اسیدی برابر ۵/۵ مشاهده شد. از آنجایی که آرسنیک بیشتر به صورت $As(III)$ در نمونه ها قرار داشت، دلیل افزایش حذف آرسنیک در pH پایین را می توان به افزایش یون H^+ بر روی سطح جاذب و کاهش یون OH^- نسبت داد که این امر باعث افزایش نیروی جاذب الکترواستاتیک بین مولکول های آرسنیک و سطح ماده جاذب می شود. یکی دیگر از مهم ترین پارامترهای تأثیرگذار بر فرایند جذب، مقدار ماده جاذب می باشد. در این مطالعه با افزایش مقدار ماده جاذب از ۱۰ تا ۳۰ میلی گرم در لیتر محلول استاندارد، راندمان حذف آرسنیک افزایش یافت. افزایش درصد راندمان حذف آرسنیک در نتیجه افزایش مقدار ماده جاذب این گونه توجیه می شود که با افزایش مقدار ماده جاذب، مساحت سطح بیشتری موجود است که این افزایش سطح جاذب منجر به افزایش راندمان حذف رنگ می گردد. در PH برابر ۷/۶ تا ۶/۹ که رنج معمول آب های سطحی نیز به شمار میرود، بر اساس ایزوترم لانگمویر روند جذب آرسنیک بر روی جاذب دارای بیشترین شیب (R^2) بوده و از این رو برای تصفیه آب های سطحی و پساب های غیر اسیدی می تواند مورد توجه قرار گیرد. مطالعه حاضر نشان داد که استفاده از پوست گردو به عنوان جاذب در حذف آرسنیک می تواند بکار گرفته شود. از این رو و با توجه به ضایعات تولیدی از این ماده، لزوم بهره گیری به عنوان جاذبی با ماده اولیه ارزان قیمت و در دسترس، در حذف آرسنیک نمایان می شود. از این رو در مناطقی که با غلظت بالای آرسنیک در منابع آبی خود مواجه می باشند می تواند در سیستم های کوچک تصفیه آب و یا پساب، به عنوان یک مرحله تصفیه تکمیلی شناخته شود. پوست گردو با دارا بودن تخلخل مناسب، سطح فعال جذب خوبی را فراهم آورده و از این رو پیشنهاد میگردد در مطالعات آتی، این ماده در زمینه حذف دیگر آلاینده ها و مقایسه با سایر جاذب ها، مورد مطالعه پژوهشگران قرار گیرد.

pH یکی از فاکتورهای مهمی است که از طریق تأثیر بر ساختار آلاینده و بار سطحی جاذب در فرایند جذب تأثیر می گذارد. فرآیند جذب تحت تأثیر pH اولیه محلول بود. به طوریکه با مقادیر بالای pH کاهش راندمان جذب رخ داد. نتایج این مطالعه در مورد کاربرد ایزوترم لانگمویر در تشریح فرآیند جذب با نتایج مطالعه ملکی و اسلامی (۲۳)، تان و همکاران (۲۴)، چوانگ و همکاران (۲۱) مطابقت داشت. همچنین در مورد رابطه ی میان ظرفیت جذب (q_m) و میزان pH نتایج این مطالعه با نتایج مطالعات چوانگ، عسگری، گالگوس-گارسیا و آهسان مطابقت داشت (۲۵)، (۲۶) و (۲۷). بطوری که ایجاد تغییرات PH در کارایی حذف آرسنیک اثرگذار بود. در pH کمتر از ۷/۵ در غلظت های مختلف ابتدایی آرسنیک، کارایی حذف تقریباً بالا می باشد و در $pH = 7.5$ به حداکثر مقدار خود می رسد و در مقادیر بیشتر از این pH، کارایی حذف تقریباً کاهش می یابد. میزان pH همچنین در مطالعه یائو و همکاران (۲۸)، که با هدف کاربرد آهن اکسید و کربن فعال در حذف آرسنیک از محلول های آبی صورت گرفت، در حدود ۶ و زمان اختلاط ۲۴ ساعت در نظر گرفته شده بود که در نتیجه با افزایش غلظت آرسنیک در نمونه ها، میزان آرسنیک جذب شده بر روی جاذب ابتدا زیادتر شده و سپس در غلظت نمونه (C_e) حدود ۸۰ میلی گرم بر لیتر آرسنیک، روند تغییرات ثابت مانده بود. در مطالعه حاضر نیز در pH حدود ۶/۲ و زمان اختلاط ۲۴ ساعت، مقدار جذب آرسنیک بر روی جاذب سنتز شده از پوست گردو مانند مطالعه یائو و همکاران دارای روند ثابت از غلظت نمونه (C_e) حدود ۸۰ میلی گرم بر لیتر آرسنیک بود. در نتیجه نتایج این مطالعه با نتایج حاصل از مطالعه یائو و همکاران مطابقت داشت. میزان R^2 برحسب ایزوترم لانگمویر در این مطالعه در pH حدود ۶/۲ (۰/۹۴) با میزان R^2 برحسب ایزوترم لانگمویر در مطالعه یائو و همکاران (۰/۹۹) مطابقت نداشت. آزمایشات نشان داد که حذف آرسنیک توسط کربن فعال حاصل از سنتز پوست

References

1. Cullen WR, Reimer, KJ. Arsenic speciation in the environment. journal of Chemical Reviews 1989;89(4):713-64.
2. Mazumder DG, Mandal B, Chowdhury T, Samanta G, Basu G, Chowdhury P, et al. Chronic arsenic toxicity in West Bengal. Curr Sci. 1997;72(1):114-7.
3. Saeedi M, Karbasi, AA., Bidhendi, GR., Mehrdadi, N.,. The effect of human activities on the accumulation of heavy metals in river water Tajan in pronince Mazandaran. journal of Mazandaran University of Medical Sciences. 2006;32(40):41-50.
4. Eisler R. Handbook of chemical risk assessment. Boca Raton, FL: Lewis Publishers; 2000.

5. Smedley P, Kinniburgh D. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied geochemistry*. 2002;17(5):517-68.
6. Bissen M, Frimmel, F. H. Arsenic — a Review. Part II: Oxidation of Arsenic and its Removal in Water Treatment. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*. 2003;31(2):97–107.
7. Liu B, Pan S, Dong X, Qiao H, Jiang H, Krissansen GW, et al. Opposing effects of arsenic trioxide on hepatocellular carcinomas in mice. *Cancer science*. 2006;97(7):675-81.
8. Iran. IoSaIRo. Drinking water -Physical and chemical specifications 2010; Available from: <http://www.isiri.org/std/1053.pdf/>
9. Guidelines for Drinking-Water Quality. 3 ed: World Health Organization; 2011.
10. Flanagan SV, Johnston RB, Zheng Y. Arsenic in tube well water in Bangladesh: health and economic impacts and implications for arsenic mitigation. *Bulletin of the World Health Organization*. 2012;90(11):839-46.
11. Twarakavi NKC, Kaluarachchi, J. J. Arsenic in the shallow ground waters of conterminous United States: assessment, health risks, and costs for MCL compliance. *Journal of American Water Resources Association*. 2006; 42(2):275–94.
12. Ferguson MA, Fernandez- Diago P, Hering JG. Lowering the detection limit for arsenic: Implications for a future practical quantitation limit. *Journal American Water Works Association*). 2007;99(8):92-8.
13. Smedley P, Kinniburgh D, Macdonald D, Nicolli H, Barros A, Tullio J, et al. Arsenic associations in sediments from the loess aquifer of La Pampa, Argentina. *Applied geochemistry*. 2005;20(5):989-1016.
14. Rajaei Q, Jahantigh H, Mir A, Hesari Motlagh S, Hasanpour M. Evaluation of Concentration of Heavy Metals in Chahnimeh Water Reservoirs of Sistan-va-Baloochestan Province in 2010. *J Mazandaran Univ Med Sci*. 2012;22(90):105-12.
15. Mesdaghinia AR, Mosaferi M, Yunesian M, Nasserli S, Mahvi AH. Measurement of arsenic concentration in drinking water of a polluted area using a field and SDDC methods accompanied by assessment of precision and accuracy of each method. *Hakim*. 2005; 8(1): 43-51.
16. Hosseinpour Feizi M, Mosaferi M, Dastgiri S, Zolali S, Pouladi N, Azarfam P. Contamination of Drinking Water with Arsenic and its Various Health Effects in the Village of Ghopuz. *Iranian Journal of Epidemiology*. 2008;3(3):21-7.
17. Hatamimanesh M, Mirzayi M, Bandegani M, Sadeghi M, Sabet FN. Determination of mercury, lead, arsenic, cadmium and chromium in salt and water of Maharloo Lake, Iran, in different seasons. *J Mazandaran Univ Med Sci*. 2014;23(108):91-8.
18. Sobhanardakani S, Talebiani S, Maanijou M. Evaluation of As, Zn, Pb and Cu Concentrations in Groundwater Resources of Toyserkan Plain and Preparing the Zoning Map Using GIS. *J Mazandaran Univ Med Sci*. 2014;24(114):120-30.

19. Choong TS, Chuah T, Robiah Y, Koay FG, Azni I. Arsenic toxicity, health hazards and removal techniques from water: an overview. *Desalination*. 2007;217(1):139-66.
20. Fu F, Wang Q. Removal of heavy metal ions from wastewaters: a review. *Journal of environmental management*. 2011;92(3):407-18.
21. Chuang C, Fan M, Xu M, Brown R, Sung S, Saha B, et al. Adsorption of arsenic (V) by activated carbon prepared from oat hulls. *Chemosphere*. 2005;61(4):478-83.
22. Seyed Mohammadi A, Asgari G, Dargahi A, Mobarakian SA. Equilibrium and Synthetic Equations for Index Removal of Methylene Blue Using Activated Carbon from Oak Fruit Bark. *J Mazandaran Univ Med Sci*. 2015;24(121):172-87.
23. Maleki A, Eslami A. Isotherm and Kinetics of Arsenic (V) Adsorption from Aqueous Solution Using Modified Wheat Straw. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2011;3(4):439-50.
24. Tan I, Ahmad AL, Hameed B. Adsorption of basic dye on high-surface-area activated carbon prepared from coconut husk: Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies. *Journal of Hazardous Materials*. 2008;154(1):337-46.
25. Asgari AR, Mahvi A, Vaezi F, Khalili F. Study of the Efficiency of Arsenic Removal from Drinking Water by Granular Ferric Hydroxide (GFH) *Journal of Qom University of Medical Sciences*. 2008;2(1):53-63.
26. Gallegos-Garcia M, Ramírez-Muñiz K, Song S. Arsenic removal from water by adsorption using iron oxide minerals as adsorbents: a review. *Mineral Processing and Extractive Metallurgy Review*. 2012;33(5):301-15.
27. Ahsan N, Faruque K, Shamma F, Islam N, Akhand AA. Arsenic adsorption by bacterial extracellular polymeric substances. *Bangladesh Journal of Microbiology*. 2012;28(2):80-3.
28. Yao S, Liu Z, Shi Z. Arsenic removal from aqueous solutions by adsorption onto iron oxide/activated carbon magnetic composite. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*. 2014;12(1):1-8.

Evaluating the Activated Carbon Prepared from walnut in Removal of Arsenic from Aqueous Solution

Jafari-Mansoorian H^{1, 2}, Farzadkia M³, Ansari M^{4*}, Ahmadi E⁵, Majidi Gh⁶, Amraie A⁶, Joghataie A⁶

Background and Objectives: Arsenic is considered as a heavy metal and toxic pollutants because of its potential harm to human health and environment protection. One of the mechanisms for arsenic removal from an aqueous solution is the adsorption process. The aim of this study was to evaluate arsenic adsorption from aqueous solution using activated carbon provided from walnut.

Materials and methods: This was an experimental study. At first, the walnut was synthesized and was produced the adsorbent. Stock solution of arsenic was prepared (20, 40, 60, 80, 100, 120 and 140 mg/L). According to the Jar test by rapid mixing (7hr at 120 rpm) for evaluating the reaction kinetic and by slow mixing for evaluating the reaction stability (24 hr at 90 rpm), the effect of influencing parameters on adsorption process such as pH (5.5, 6.2, 6.9, 7.6 and 8.3), adsorbent dosage (10, 20 and 30 mg/l) and initial arsenic concentration (20, 40, 60, 80, 100, 120 and 140 mg/L) were evaluated. Also, to describe the experimental data, the Langmuir, Freundlich, were assessed. All experiments were conducted twice and the mean of percentage removal was obtained.

Results: According to the Langmuir model, the maximum adsorption capacity of the activated carbon provided from walnut 3.15 (mg/g) were obtained. According to the Freundlich model, the maximum adsorption capacity of the activated carbon provided from walnut 2.05 (mg/g) were obtained. The results showed that increase in adsorbent dosage and decrease in pH increased the adsorption of arsenic. While increase in pH and initial arsenic concentration decreased arsenic adsorption.

Conclusion: activated carbon provided from walnut with regards to waste walnuts and found largely in many areas in Iran and low-cost synthesizing could be used to as adsorbent of arsenic adsorption.

Keywords: Arsenic Removal, Adsorption, Activated Carbon, Walnut, Adsorption Isotherm

1. Instructure, Environmental Health Engineering Research Center, Department of Environmental Health, Kerman University of Medical Sciences, Kerman, Iran.
2. Young Researchers and Elite Club, Hamedan Branch, Islamic Azad University, Hamedan, Iran.
3. Department of Environmental Health Engineering, Iran University of Medical Science, Tehran, Iran.
4. Ph.D Student, Environmental Science and Technology Research Center, Department of Environmental Health Engineering, Shahid Sadoughi University of Medical Science, Yazd, Iran.
5. Department of Environmental Health Engineering, Tehran University of Medical Science, Tehran, Iran.
6. Department of Environmental Health Engineering, Qom University of Medical Science, Qom, Iran.

* Corresponding Author: mohsen.ansari90@yahoo.com