

مقایسه کارایی نانو لوله‌های کربنی تک دیواره و چند دیواره در حذف آرسنیک از محلول‌های آبی

علی نقی زاده^{۱*}؛ الهام درخشانی^۲؛ اله بخش جاوید^۳

۱. گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی بیرجند، بیرجند، ایران ۲. گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی مشهد، مشهد، ایران ۳. گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی شاهرود، شاهرود، ایران
* نویسنده مسئول. تلفن: ۰۵۶۱ ۸۸۲۵۴۴۱ فکس: ۰۵۶۱ ۸۸۲۵۸۶۹ ایمیل: al.naghizadeh@yahoo.com

چکیده

زمینه و هدف: حضور آرسنیک در منابع آب منجر به ظهور مشکلات مختلفی از جمله مشکلات پوستی، سرطان، فشار خون و... می‌شود. هدف از این مطالعه، بررسی مقدار حذف آرسنیک از محیط‌های آبی با استفاده از نانولوله‌های کربنی در یک ستون جذب پیوسته بود.

روش کار: این مطالعه از نوع کاربردی و با مقایسه قبل و بعد بود. متغیرهای مستقل این پژوهش شامل دوز نانولوله‌های کربنی، مدت زمان تماس و نقطه شکست بود که تاثیر این پارامترها بر روی ظرفیت جذب آرسنیک مطالعه شد. **یافته‌ها:** نتایج این تحقیق نشان داد که ظرفیت جذب نانولوله‌های کربنی تک دیواره و چند دیواره به ترتیب حدود ۱۴۸ و ۹۵ میلی گرم بر گرم است. همچنین داده‌های آزمایشگاهی با استفاده از مدل ایزوترم فروندلیچ و لانگمویر مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. داده‌های تعادلی نشان داد که مدل ایزوترم لانگمویر برای توصیف رفتار جذب آرسنیک روی نانو لوله های کربنی بهترین تطابق را دارد.

نتیجه گیری: با استفاده از نتایج این مطالعه می‌توان به این نتیجه رسید که نانولوله‌های کربنی را می‌توان به عنوان یک جاذب موثر برای حذف آرسنیک از محلول‌های آبی با حجم بالا مورد استفاده قرار داد.

واژه‌های کلیدی: مقایسه جذب، آرسنیک، نانو لوله کربنی

دریافت: ۹۲/۶/۲۸

پذیرش: ۹۲/۸/۱۷

مقدمه

آرسنیک (As) یکی از عناصری است که به طور طبیعی در مواد غذایی، آب و هوا موجود است. در گذشته آرسنیک به عنوان یک سم قوی شناخته می‌شد، برخی از مطالعات روی حیوانات نشان می‌دهد که آرسنیک در غلظت‌های پایین، یک ماده مغذی ضروری برای بدن است. مصرف آرسنیک توسط مواد غذایی باعث بیماری‌های پوستی خوش خیم مانند کراتوسیس و هیپو و هایپر پیگمانتاسیون شده و در برخی از

بیماران سرطان‌های پوست نیز دیده شده است. مطالعات مختلف نشان می‌دهد که بعضی از بیماری‌های داخلی از جمله سرطان کلیه، مثانه، کبد، ریه و سایر اعضای بدن ناشی از مصرف آرسنیک می‌باشد (۱).

به طور کلی آرسنیک به دو شکل آلی و معدنی در طبیعت وجود دارد. گونه‌های آلی آرسنیک عمدتاً در مواد غذایی یافت می‌شوند. آرسنیک معدنی، در حالت دو ظرفیتی به صورت آرسنیت (III) و

آرسنات (V) وجود دارد. در آب‌های زیرزمینی طبیعی آرسنیت (III) و در آب‌های سطحی آرسنات (V) غالب است (۲).

حضور آرسنیک در آب‌های طبیعی به‌عنوان یک مشکل جهانی شناخته شده است. اخیراً در مطالعات مختلف آلودگی آرسنیک در کشورهایی مانند چین، آمریکا، شیلی، بنگلادش، تایوان، مکزیک، آرژانتین، لهستان، کانادا، مجارستان، نیوزلند، ژاپن و هند گزارش شده است (۳-۶). سازمان بهداشت جهانی^۱ WHO میزان مجاز آرسنیک را ۱۰ ppb برای آب آشامیدنی تعیین کرده است. با این حال بعضی از کشورها مانند بنگلادش و چین همچنان از همان استاندارد قبلی WHO یعنی ۵۰ ppb پیروی می‌کنند. در سال ۲۰۰۱ سازمان حفاظت محیط زیست (EPA) استاندارد را منتشر کرد که در آن حد مجاز آرسنیک در آب آشامیدنی ۱۰ ppb تعیین شد و بر این اساس دستورالعملی صادر کرد که کلیه تامین‌کنندگان عمومی آب را ملزم به کاهش آرسنیک از ۵۰ ppb به ۱۰ ppb می‌نمود که این الزام از اول ژانویه ۲۰۰۶ اجرایی گردید (۷).

با توجه به مشکلات مذکور حذف آرسنیک از منابع آب در اولویت برنامه‌های بهداشتی قرار دارد. از مهم‌ترین تکنولوژی‌های حذف آرسنیک در آب‌های آشامیدنی می‌توان به روش‌های اکسیداسیون/ترسیب، انعقاد و فیلتراسیون، الکتروکواگولاسیون، ترسیب همزمان، تکنولوژی‌های غشایی، تبادل یونی و فرآیندهای جذب اشاره کرد (۸-۹).

فرایند اکسیداسیون/ترسیب عمدتاً در حذف آرسنیک (V) بکار می‌رود. علاوه بر این مشکل عمده فرآیند فوق، نیاز به مرحله اکسیداسیون و نیاز به کنترل دقیق pH می‌باشد (۱۰-۱۱).

فرآیندهای کواگولاسیون، الکتروکواگولاسیون و ترسیب همزمان، تولید لجنی سمی می‌کنند. یکی دیگر از مشکلات عمده این فرآیندها میزان حذف

پایین آرسنیک در آنها است. همچنین ممکن است نیاز به پیش اکسیداسیون داشته باشد. این فرآیندها به منظور حذف متوسط آرسنیک (III) به کار می‌روند و برای حذف بیشتر گاهی نیاز به فیلتراسیون و ته‌نشینی دارند.

معایب تکنولوژی تبادل یونی شامل هزینه بالای مدیا، تکنولوژی بالای بهره‌برداری، تعمیر و نگهداری است. همچنین احیاء رزین‌های تبادل یونی مشکلات دفع لجن را به همراه داشته و حذف آرسنیک (III) در آنها مشکل خواهد بود (۱۴-۱۲).

فناوری‌های غشایی مانند نانوفیلتراسیون، اسمز معکوس و الکترودیالیز سرمایه‌گذاری اولیه و هزینه‌های اجرای بالایی دارند و در برخی موارد فرآیندهای پیش تهویه نیز مورد نیاز است. در این روش حجم کمی آب از غشا عبور کرده و فاضلابی سمی تولید خواهد شد (۱۶-۱۵).

در این بین روش جذب یکی از موثرترین روش‌های انتخابی جهت حذف آرسنیک می‌باشد. بکارگیری مواد جاذب بیولوژیکی، اکسیدهای معدنی، کربن فعال یا پلیمرها و رزین‌ها این واکنش را تسریع می‌نماید (۱۸-۱۷).

در سال‌های اخیر فناوری نانو، انواعی از مواد نانو را به صنعت آب معرفی کرده است که در حذف بسیاری از آلاینده‌ها کارایی زیادی داشته‌اند. جاذب‌های نانو مانند نانولوله‌های کربنی (CNTs)، مواد پلیمری مانند دندریمرها و ژئولیت‌ها دارای قدرت جذب فوق‌العاده بالایی هستند که برای حذف فلزات سنگین، مواد آلی و ناخالصی‌های بیولوژیکی بکار می‌روند (۱۹).

نانولوله‌های کربنی ورق‌های گرافنی هستند که به‌صورت لوله‌های استوانه‌ای به دور هم پیچیده شده‌اند. انواع مختلفی از نانولوله‌های کربنی شامل تک دیواره (SWCNTs)، دو دیواره (DWCNTs) و یا چند دیواره (MWCNTs) در بازار موجود است (۲۰).

¹ World Health Organization

خصوصیات شاخص نانولوله‌های کربنی مانند نسبت مساحت سطحی بالا، خواص برتر مکانیکی، الکتریکی و حرارتی، آنها را برای بسیاری از کاربری‌ها گزینه مناسبی قلمداد کرده است. همچنین نانولوله‌های کربنی خاصیت جذب بسیار خوبی برای ترکیبات مختلف آلی و یون‌های معدنی از خود نشان داده‌اند (۲۱).

هدف این مقاله، بررسی ظرفیت جذب نانولوله‌های کربنی تک دیواره و چند دیواره در حذف آرسنیک از محلول آبی برای رسیدن به کیفیتی مطابق با استانداردهای آب آشامیدنی است.

روش کار

سنتز و خالص‌سازی نانولوله‌های کربنی

نانولوله‌های کربنی با فناوری رسوب‌دهی بخار شیمیایی (CVD)^۱، در مرکز تحقیقات نانوتکنولوژی پژوهشکده صنعت نفت ایران تولید گردید. برای سنتز نانولوله‌های کربنی، واکنش‌های کاتالیزی در حضور Co-Mo/MgO به عنوان کاتالیزور انجام شد. روش CVD در یک کوره افقی که دارای یک لوله کوارتز بود، صورت پذیرفت.

کاتالیست در داخل یک شیشه کوارتز قرار داد شد و به منظور کاهش مصرف کاتالیزور، ابتدا کاتالیزور در جریان هیدروژن مورد پالایش قرار گرفت. واکنش‌ها با استفاده از گاز متان به عنوان منبع کربن و گاز هیدروژن به عنوان گاز حامل انجام شد. در نهایت کوره تحت اتمسفر نیتروژن تا دمای اتاق خنک شد و محصول نهایی یا همان نانولوله‌های کربنی سیاه رنگ شکل گرفت.

به منظور خالص‌سازی و از بین بردن نانوکاتالیست‌های فلزی از روی نانولوله‌های کربنی، محصول نهایی با محلول ۳۷ درصد اسید هیدروکلریک در دمای محیط به مدت ۱۶ ساعت

مخلوط گردید. پس از این مدت نانولوله‌ها چندین بار با آب مقطر شستشو شدند تا pH محلول نهایی تقریباً به حالت خنثی درآید. سپس نانولوله‌های کربنی خالص‌سازی شده در دمای ۴۰ درجه سلسیوس به مدت یک شب در حالت خلأ خشک گردید. برای حذف کربن آمورف از سطح نانولوله‌ها، از کوره‌هایی با دمای ۴۰۰ درجه سلسیوس و مدت زمان ۳۰ دقیقه استفاده شد.

تهیه محلول استوک آرسنیک

محلول استوک آرسنیک (V) با حل کردن مقدار معینی از Na_2HAsO_4 در حجم‌های مشخصی از آب دو بار تقطیر تهیه شد. به منظور نگهداری محلول استوک از HNO_3 استفاده شد. در این مطالعه میزان آرسنیک با استفاده از دستگاه Agilent 7500 ICP-MS اندازه‌گیری شد.

تعیین خصوصیات نانولوله‌های کربنی

خصوصیات سطحی نانولوله‌های کربنی با استفاده از میکروسکوپ الکترونی^۲ (SEM) مجهز به اسپکترومتر پخش اشعه ایکس^۳ (EDS)، پراش اشعه X^۴ (XRD)، و روش BET^۵ تعیین گردید. همچنین تصاویر SEM توسط میکروسکوپ الکترونی LEO VP 1530 مجهز به آنالیزور پخشی انرژی اشعه X تهیه شد. پراش اشعه X توسط یک دیفراکتومتر X-PHILIPS MPD X'Pert PW3040 (ساخت کشور هلند) در دمای ۲۵ درجه سلسیوس انجام گرفت ($k=1.5406\text{\AA}$).

آزمایش‌های ستون جذب پیوسته

آزمایش جذب سطحی در یک سیستم جذب پیوسته با استفاده از آرسنیک به عنوان ماده جذب‌شونده و نانولوله‌های کربنی به عنوان جاذب انجام گرفت. شکل ۱ شماتیکی از پیلوت جذب پیوسته مورد استفاده در این مطالعه را نشان می‌دهد.

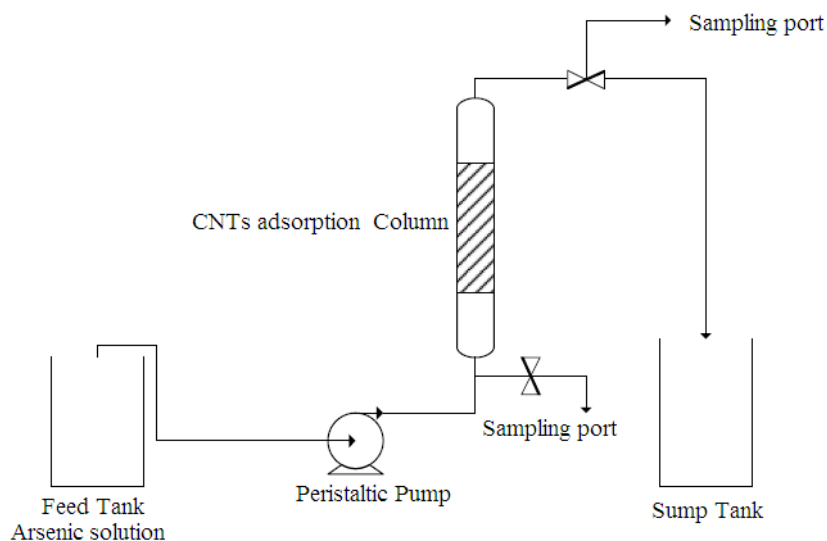
² Scanning Electron Microscope

³ Dispersive X-Ray Spectrometer

⁴ X-Ray Diffraction

⁵ Brunauer, Emmett and Teller

¹ Chemical Vapor Deposition (CVD)



شکل ۱. شماتیکی از پایلوت آزمایشگاهی جذب پیوسته

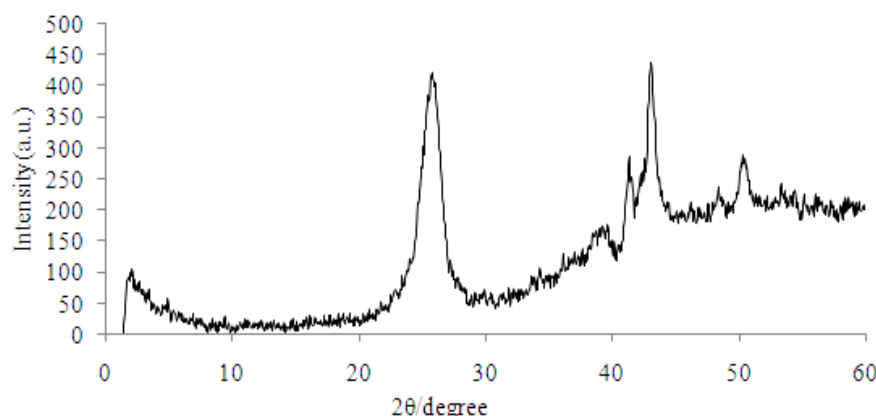
یک گرم از هر نوع از نانولوله های کربنی در داخل یک ستون قرار داده شد. قطر داخلی ستون ۱۲ میلی متر و ارتفاع آن ۱۰۰ میلی متر بود. جهت حذف ناخالصی ها و حباب های هوای موجود در ستون، قبل از هر آزمایشی ستون با آب مقطر شستشو داده می شد.

محلول آرسنیک با غلظت مشخص با دبی ۱۵ میلی لیتر بر دقیقه به قسمت بالای ستون پمپ می شد. سپس نمونه های سیال خروجی جمع آوری شده از ستون در فواصل زمانی معین برای تعیین غلظت های مختلف آرسنیک توسط دستگاه Agilent

۷۵۰۰ ICP-MS آنالیز شد. در این مطالعه تمام آزمایش ها در دمای ۲۵ درجه سلسیوس انجام گرفت.

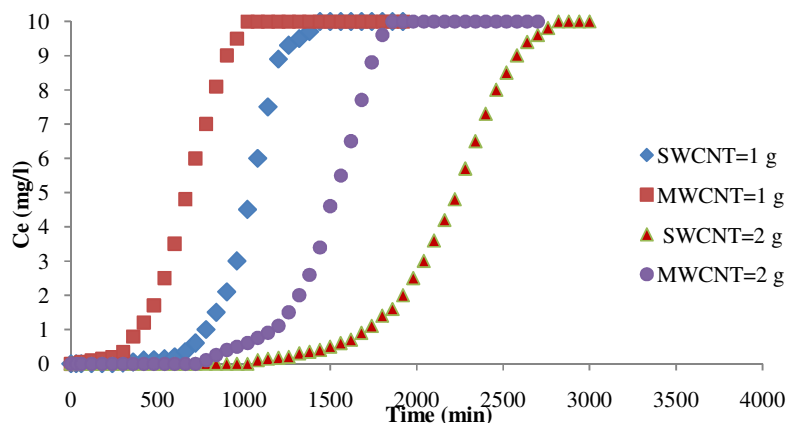
یافته ها

طیف پراش اشعه X در نانولوله های کربنی در شکل ۲ نشان داده شده است. همان طور که در شکل ۲ مشاهده می گردد، دو نقطه حداکثر در ۲۵ و ۴۳ درجه بوده که مربوط به ساختار گرافنی نانولوله های کربنی است.



شکل ۲. طیف پراش اشعه X در نانولوله های کربنی

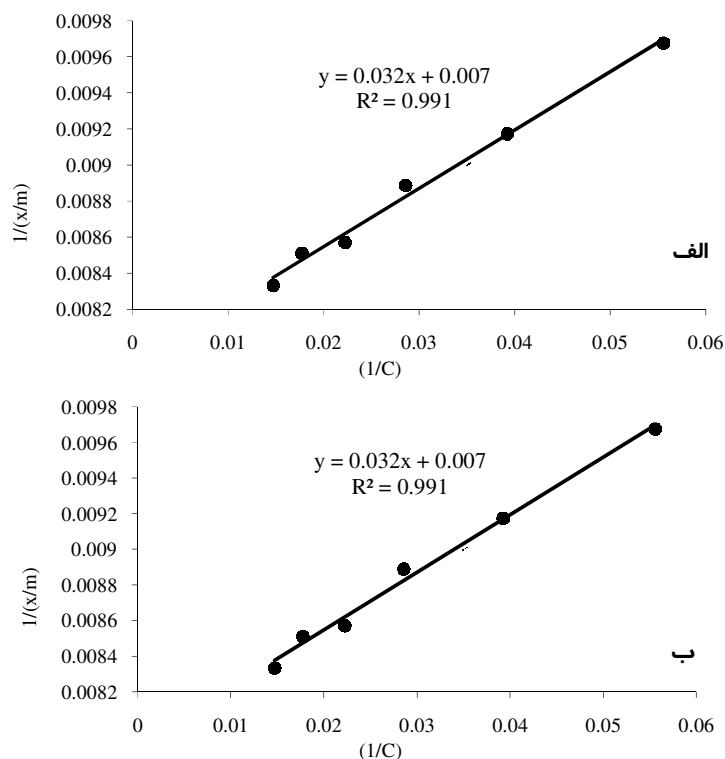
منحنی شکست جذب آرسنیک بر روی نانولوله‌های کربنی و اثر جرم نانولوله‌های کربنی در شکل ۳ نشان داده شده است.



شکل ۳. منحنی شکست و اثر جرم نانولوله‌های کربنی در حذف آرسنیک

آزمایشگاهی در دمای ۲۵ درجه سانتیگراد به‌دست آمده است، نشان می‌دهد. پارامترهای ایزوترم تعیین‌شده در جدول ۱ آورده شده است.

نتایج حاصل از این مطالعه نشان داد که ظرفیت جذب نانولوله‌های کربنی تک و چند جداره به‌ترتیب ۱۴۸ و ۹۵ میلی‌گرم بر گرم بود. شکل ۴ مدل ایزوترم فروندلیچ و لانگمویر را که با استفاده از داده‌های



شکل ۴. الف) ایزوترم جذب آرسنیک در نانولوله‌های کربنی (لانگمویر) ب) ایزوترم جذب آرسنیک توسط نانولوله‌های کربنی (فروندلیچ)

جدول ۱. ثابت های مدل های ایزوترم برای جذب آرسنیک توسط نانولوله های کربنی

ایزوترم لانگموئر			ایزوترم فروندلیچ		
q_m (mg/g)	b (L/mg)	R^2	K_F (mg/g) (mg/L) ⁿ	n	R^2
126.58	0.24	0.99	75.8	9.07	0.97

بحث

ساختار منحنی شکست

شکل منحنی شکست و زمان نقطه شکست از عوامل موثر در توصیف رفتار دینامیک ستون هستند. زمان شکست با علامت اختصاری (t_b) نشان داده می شود که در آن غلظت ماده جاذب در جریان خروجی از ستون جذب به ۵٪ از غلظت ورودی می رسد و زمان اشباع (t_s) مربوط به زمانی است که بستر اشباع می شود. به عبارت دیگر در زمان اشباع ستون جذبی در بستر رخ نخواهد داد. منحنی شکست با رسم تغییرات غلظت رنگ خروجی به عنوان یک تابع از زمان به دست آمده است.

اثر جرم نانولوله های کربنی

اثر جرم نانولوله های کربنی در حذف آرسنیک با آزمایش ۱ و ۲ گرم از نانولوله های کربنی در غلظت ثابت ۱۰ میلی گرم در لیتر آرسنیک و سرعت جریان ۱۵ میلی لیتر در دقیقه با توجه به مطالعات گذشته مورد بررسی قرار گرفت.

شکل ۳ منحنی جذب آرسنیک بر روی نانولوله های تک جداره و چند جداره با جرم های ۱ و ۲ گرم را نشان می دهد. همانطور که در شکل ۳ نشان داده شده است، با افزایش جرم نانولوله های کربنی، حجم محلول تصفیه شده قبل از نقطه شکست به طور قابل ملاحظه ای افزایش می یابد.

مقایسه منحنی های رسم شده نشان می دهد که کاهش بار جاذب از ۲ به ۱ گرم باعث کاهش زمان شکست، زمان اشباع و در کل میزان آرسنیک جذب شده می شود، که این امر با توجه به کاهش تعداد سایت های فعال در بستر جذب سطحی آرسنیک قابل توجیه است. با افزایش جرم جاذب سایت های فعال بیشتری برای جذب آرسنیک بر روی

جاذب ها مهیا می شود، بنابراین مقدار کل آرسنیک جذب شده روی بستر افزایش می یابد. این نتایج مطابق با مطالعات نقی زاده و همکاران (۱۸) و گوپتا و همکاران (۲۲) است.

مطالعات ایزوترم

برای مطالعه ایزوترم جذب، داده های آزمایش با استفاده از معادلات ایزوترم فروندلیچ و لانگموئر مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت.

اشکال خطی این معادلات را می توان به شرح زیر بیان نمود:

$$\frac{C_e}{Q_e} = \frac{1}{Q_{\max} K_L} + \frac{C_e}{Q_{\max}}$$

$$\ln Q_e = \left(\frac{1}{n}\right) \ln C_e + \ln K_F$$

که در آن Q_e غلظت آرسنیک تعادلی در فاز جامد بر حسب (mg/g)، $Q_{\max}$ ماکزیمم مقدار جذب سطحی بر حسب (mg/g)، K_L ثابت تعادل جذب سطحی لانگموئر بر حسب (L/mg)، K_F ثابت فروندلیچ بر حسب (mg^{1-1/n}L^{1/n}/g) که نشان دهنده ظرفیت جذب سطحی و n ثابتی که نشان دهنده شدت جذب سطحی است (۲۳).

با توجه به شکل ۴ و جدول ۱ و با توجه به مقادیر ضرایب رگرسیون خطی، مدل لانگموئر برای داده های جذب در محدوده غلظت مورد مطالعه با مقدار $R^2 = 0.99$ در مقایسه با مدل فروندلیچ با R^2 برابر با ۰/۹۷ مناسبتر است. این یافته ها با نتایج گزارش شده توسط کوندو^۱ و همکاران (۲۴) و وسیع الدین^۲ و همکاران (۲۵) مطابقت دارد.

¹ Kundu

² Wasiuddin

نتیجه‌گیری

نانولوله‌های کربنی موثرتر واقع می‌شود. داده‌های تعادلی نشان داد که مدل ایزوترم لانگمویر بهترین نتیجه را برای توصیف جذب آرسنیک بر روی نانولوله‌های کربنی دارد.

جذب پیوسته آرسنیک در یک ستون با بستر ثابت با استفاده از نانولوله‌های کربنی به عنوان جاذب مورد مطالعه قرار گرفت. بررسی اثر جرم نانولوله‌های کربنی نشان داد که جذب آرسنیک در جرم‌های بالاتر

References

- 1- Lomaquahu ES, Smith AH. Feasibility of new epidemiology studies on arsenic exposures at low levels. AWWA Inorganic Contaminants Workshop. San Antonio. 1998: 186-189.
- 2- Burkel RS, Stoll RC. Naturally occurring arsenic in sandstone aquifer water supply wells of North Eastern Wisconsin. Ground Water Monit Remediat. 1999; 19(2):114-121.
- 3- Mondal P, Majumder CB, Mohanty B. Laboratory based approaches for arsenic remediation from contaminated water: recent developments. J Hazard Mater. 2006; 137(1): 464-479.
- 4- Meenakshi RCM. Arsenic removal from water: a review. Asian J Water Environ Pollut. 2006; 3(1):133-139.
- 5- Wickramasinghe SR, Binbing H, Zimbron J, Shen Z, Karim MN. Arsenic removal by coagulation and filtration: comparison of ground waters from United States and Bangladesh. Desalination. 2004; 169: 231-244.
- 6- Hossain MF. Arsenic contamination in Bangladesh-an overview. Agric Ecosyst Environ. 2006; 113(1-4): 1-16.
- 7- USEPA, Arsenic. Final Rule, Federal Register. 2001; 66(14): 6976-7066.
- 8- Luong TV, Guifan S, Liying W, Dianjun PR. People-centered approaches to water and environmental sanitation: Endemic chronic arsenic poisoning. China 30th WEDC International Conference; 2004. Vientiane, Lao PDR. 2004.
- 9- Guo X, Fujino Y, Kaneko S, Wu K, Xia Y, Yoshimura T. Arsenic contamination of groundwater and prevalence of arsenical dermatosis in the Hetao plain area, Inner Mongolia. Chin Mol Cell Biochem. 2001; 222(1-2): 137-140.
- 10- Hansen HK, Núñez P, Grandon R. Electrocoagulation as a remediation tool for wastewaters containing arsenic. Miner Eng. 2006; 19(5): 521-524.
- 11- Pande SP, Deshpande LS, Patni PM, Lutade SL. Arsenic removal studies in some ground waters of West Bengal, India. J Environ Sci Health 1997; 32(7): 1981-1987.
- 12- Kim J, Benjamin MM. Modeling a novel ion exchange process for arsenic and nitrate removal. Water Res. 2004; 38(8): 2053-2062.
- 13- Baciocchi R, Chiavola A, Gavasci R. Ion exchange equilibria of arsenic in the presence of high sulphate and nitrate concentrations. Water Sci Technol: Water Supply. 2005; 5(5): 67-74.
- 14- Jegadeesan G, Mondal K, Lalvani SB. Arsenate remediation using nanosized modified zerovalent iron particles. Environ Prog. 2005; 24(3): 289-296.
- 15- Han B, Runnells T, Zimbron J, Wickramasinghe R. Arsenic removal from drinking water by flocculation and microfiltration. Desalination. 2002; 145(1-3): 293-298.
- 16- de Lourdes Ballinas M, Rodríguez de San Miguel E, de Jesús Rodríguez MT, Silva O, Muñoz M, de Gyves J. Arsenic(V) removal with polymer inclusion membranes from sulfuric acid media using DBBP as carrier. Environ Sci Technol. 2004; 38(3): 886-891.
- 17- Dambies L, Vincent T, Guibal E. Treatment of arsenic-containing solutions using chitosan derivatives: uptake mechanism and sorption performance. Water Res. 2002; 36(15): 3699-3710.
- 18- Naghizadeh A, Naseri S, Nazmara S. Removal of trichloroethylene from water by adsorption on to multiwall carbon nanotubes. Iran J Environ Health Sci Eng. 2011; 8(4): 317-324.
- 19- Savage N, Diallo MS. Nanomaterials and water purification: opportunities and challenges. J Nanopart Res. 2005; 7: 331-342.
- 20- Ntim SA, Mitra S. Adsorption of arsenic on multiwall carbon nanotube-zirconia nanohybrid for potential drinking water purification. J Colloid Interface Sci. 2012; 375(1): 154-159.

- 21- Tojanowicz M. Analytical applications of carbon nanotubes: a review. *Trends Anal Chem.* 2006; 25(5): 480-489.
- 22- Gupta S, Babu BV. Modeling, simulation, and experimental validation for continuous Cr(VI) removal from aqueous solutions using sawdust as an adsorbent. *Biores Technol.* 2009; 100(23): 5633-5640.
- 23- Dhodapkar R, Borde P, Nandy T. Super absorbent polymers in environmental remediation. *Glob NEST J.* 2009; 11(2): 223-234.
- 24- Kundu S, Kavalakatt SS, Pal A, Ghosh SK, Mandal M, Pal T. Removal of arsenic using hardened paste of Portland cement: batch adsorption and column study. *Water Res.* 2004; 38(17): 3780-3790.
- 25- Wasiuddin NM, Tango M, Islam MR. A novel method for arsenic removal at low concentrations. *Energy Sources.* 2002; 24: 1031-1041.

Comparison between Single and Multi Wall Carbon Nanotubes in Removal of Arsenic from Aqueous Solution

Naghizadeh A^{*1}, Derakhshani E², Javid A³

¹ Department of Environmental Health Engineering, School of Public Health, Birjand University of Medical Sciences, Birjand, Iran.

² Department of Environmental Health Engineering, School of Public Health, Shahid Beheshti University of Medical Sciences, Tehran, Iran.

³ Department of Environmental Health Engineering, School of Public Health, Shahrood University of Medical Sciences, Shahrood, Iran.

**Corresponding author.* Tel: +985618825441 Fax: +985618825869 E-mail: al.naghizadeh@yahoo.com

Received: 18 Sep 2013 Accepted: 7 Nov 2013

ABSTRACT

Background & Objectives: Presence of arsenic in water sources results in different health problems including; skin problems, cancer, and hypertension. This study was aimed to investigate the amount of arsenic removal from aqueous solution using carbon nanotubes in a continuous adsorption column.

Methods: This was an applicable study and compares pre- and post-conditions. The influence of independent variables including dosage of carbon nanotubes, contact time, and breakthrough point on capacity of arsenic adsorption were studied.

Results: Adsorption capacities of single wall and multiwall carbon nanotubes were about 148 and 95 mg/g, respectively. The experimental data were analyzed using Langmuir and Freundlich isotherm models and equilibrium data indicate that Langmuir isotherm model to fit best for describing arsenic adsorption behavior on carbon nanotubes.

Conclusions: Carbon nanotubes can be considered as an efficient adsorbent for the removal of arsenic from large volume of aqueous solutions

Keywords: Adsorption Comparison; Arsenic; Carbon Nanotubes.