

حذف بیس فنل A از محلول‌های آبی توسط نانوتیوب‌های کربن تک دیواره: بررسی ایزوترم‌های جذب

الناز ایروانی^۱، محمدهادی دهقانی^۲، امیرحسین محوی^۳، نوشین راستکاری^۴

پذیرش: ۹۱/۰۹/۲۹

دریافت: ۹۱/۰۶/۳۱

چکیده

زمینه و هدف: بیس فنل A یک ماده شیمیایی مختل‌کننده غدد درون‌ریز است که از طریق پساب‌های کارخانه تولید آن، کاغذسازی و پلاستیک‌سازی وارد محیط می‌شود. هدف از این مطالعه بررسی ایزوترم‌های جذب مربوط به کاهش بیس فنل A از محلول‌های آبی توسط نانوتیوب کربن تک دیواره است.

روش بررسی: این مطالعه از نوع تجربی است. آزمایش بصورت ناپیوسته با حجم 50 mL نمونه در مقیاس آزمایشگاهی انجام گردید. متغیرها در این مطالعه زمان تماس ($120, 90, 60, 30, 15, 5 \text{ min}$)، غلظت اولیه بیس فنل A ($50, 20, 5, 2, \text{ mg/L}$)، pH (۳، ۵، ۶، ۹، ۱۱) بود. غلظت بیس فنل A با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتری UV-VIS سنجیده شد.

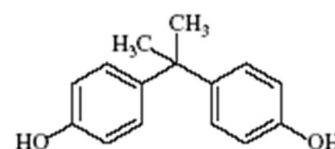
یافته‌ها: حداکثر ظرفیت جذب برابر با $71/42 \text{ mg/g}$ است. نتایج آزمایشات نشان داد که بیشترین ظرفیت جذب تعادلی در زمان تماس 60 min و در $\text{pH} = 9$ اتفاق می‌افتد. همچنین با افزایش غلظت اولیه، ظرفیت جذب افزایش یافته و سپس به حالت ثابت می‌رسد. نتیجه‌گیری: میزان جذب بیس فنل A توسط نانوتیوب کربن تک دیواره از مدل ایزوترم فروندلیچ - لانگمویر تبعیت می‌کند.

واژگان کلیدی: بیس فنل A، نانوتیوب کربن تک دیواره، محلول‌های آبی، ایزوترم جذب

۱. کارشناس ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی تهران
۲. (نویسنده مسئول): دانشیار دانشکده بهداشت، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی تهران dehghanihadi@yahoo.com
۳. استادیار دانشکده بهداشت، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی تهران
۴. دانشیار، مرکز تحقیقات آلودگی هوا، پژوهشکده محیط زیست دانشگاه علوم پزشکی تهران

مقدمه

بیس فنل A $(C_{15}H_{16}O_2)$ ، 2,2-(4,4-dihydroxydiphenyl)propane (شکل ۱)، یک ماده شیمیایی مختل کننده غدد درون ریز استروژنیک که شامل دو حلقه فنل غیر اشباع و استون است که در حضور کاتالیزوری مانند رزین تبادل یون بدست می آید (۲۰). بیس فنل A یک ترکیب مقاوم و هیدروفوبیک است (۴۳).



Bisphenol A (BPA)

شکل ۱: ساختار مولکولی بیس فنل A

بیس فنل A بطور گسترده در تولید پلاستیک‌های پلی کربناته، اپوکسی رزین، در صنایع بسته بندی مواد غذایی، بطری و لوله های آب، بطری های شیشه شیر پلاستیکی بچه ها، تجهیزات پزشکی، محصولات مختلف صنعتی استفاده می شود (۵-۱۰). در حدود ۹۵٪ بیس فنل A برای ساخت پلی کربناته و اپوکسی رزین در صنعت است و ۵٪ باقیمانده در سایر محصولات به کار می رود (۱۱۶). عمده ترین راه تماس انسان با بیس فنل A مصرف مواد غذایی است. به علاوه از طریق محیط زیست نیز صورت می گیرد. آلودگی گسترده افراد به بیس فنل A بیشتر در جوامع صنعتی است (۱۲۶).

بیس فنل A در فاضلاب کارخانه تولید آن، پساب های کارخانه کاغذسازی، پلاستیک سازی، پساب تصفیه خانه فاضلاب شهری و صنعتی، آب سطحی، آب زیرزمینی یافت می شود (۱، ۵، ۶، ۱۳، ۱۴).

بیس فنل A باعث سرطان، بیماری های قلبی-عروقی و کبدی، دیابت نوع ۲، اختلال در عملکرد غدد درون ریز می شود (۱۴ و ۱۶). روش های حذف بیس فنل A شامل: جذب سطحی بر روی کربن فعال، اکسیداسیون الکتروشیمیایی، جذب سطحی، فرآیند اکسیداسیون پیشرفته، UV، UV/O₃، UV/H₂O₂، فنتون،

سونوفنتون، UV/فتتون، UV/TiO₂ است (۷ و ۱۵-۱۸).

اما روش جذب بدلیل اینکه تنها آلاینده را از فازی به فاز دیگر می برد نسبت به برخی از این روش ها که راندمان کمتری دارند روش بهتری است (۱۵ و ۱۷). یکی از جاذب هایی که برای جذب بسیاری از ترکیبات آلی آب به کار می رود CNTs (Carbon nanotubes) است. Haghghat و همکاران در سال ۲۰۱۲ در زمینه مقایسه نانوتیوب کربن و آلومینای فعال در حذف فلوراید مطالعه ای انجام دادند نتایج نشان داد راندمان حذف نانوتیوب کربن در مقایسه با آلومینای فعال بیشتر است (۱۹). Naddafi و همکاران در سال ۱۳۸۹ مطالعه ای در زمینه حذف رنگ راکتیو بلو ۲۹ از محیط آبی توسط جذب سطحی بر روی نانوتیوب های کربنی تک دیواره انجام دادند نتایج نشان داد حداکثر ظرفیت جذب نانوتیوب کربن تک دیواره ۴۹۶ mg/g است و از مدل ایزوترم جذب بت تبعیت می کند (۲۰). Pan و همکاران در سال ۲۰۰۸ نشان دادند با توجه به ظرفیت جذب بالا و قدرت جذب مواد باقیمانده بیس فنل A و 17 α -Ethinyl Estradiol بر روی SWCNT (single wall carbon nanotube)، جاذبی مناسب برای تصفیه آب است (۲۱). Brugnera و همکاران در سال ۲۰۱۰ نشان دادند که ۱۰۰٪ بیس فنل A در فاضلاب با غلظت ۰/۱ mM با روش self-organized TiO₂ nano-tubular array electrodes تجزیه می شود (۱۵). مطالعه انجام شده توسط Torabian و همکاران در سال ۱۳۸۷ نشان دادند که بیس فنل A با غلظت اولیه ۱۰۰ mg/L با استفاده از فرآیند O₃/H₂O₂ در pH ۹/۸ تا ۱۰ در کمتر از ۶۰ min و با فرآیند O₃/H₂O₂/UV در pH ۳ تا ۱۰ در کمتر از ۳۶ min کاملاً حذف می شود (۲۲).

نانوذرات به دلیل سطح مقطع ویژه بالا، ساختار بی نظیر و ویژگی های الکترونی نسبت به جاذب های متداول کارایی بالاتری دارند. مطالعات نشان داده اند که CNTs به دلیل مساحت سطح بیشتر، زمان تعادل کمتر می تواند مؤثرتر از سایر روش های جذب باشد (۲۳). لذا این مطالعه، با هدف حذف بیس فنل A از محلول های آبی انجام گردید. در این مطالعه متغیرهای زمان تماس، غلظت اولیه بیس فنل A، pH و نیز ایزوترم های جذب مورد بررسی قرار گرفتند.

مواد و روش‌ها

این مطالعه از نوع تجربی است. در این تحقیق بیس فنل A از شرکت مرک آلمان و نانوتیوب کربن از پژوهشگاه صنعت نفت ایران به ترتیب با درجه خلوص ۹۷٪ و ۹۵٪ تهیه گردید. قطر خارجی و داخلی نانوتیوب کربن به ترتیب برابر با ۲-۱ nm و ۱/۱-۰/۸، همچنین طول و مساحت سطح ویژه آن به ترتیب برابر با ۱۰ mm و ۷۰۰ m²/g بود. محلول استوک بیس فنل A با غلظت ۱۰۰ mg/L تهیه گردید. متغیرهای مورد بررسی در این آزمایش زمان تماس ۱۲۰، ۹۰، ۶۰، ۳۰، ۱۵، ۵، غلظت اولیه بیس فنل A ۵۰، ۲۰، ۵، ۲، pH ۱۱، ۹، ۶، ۵، ۳ بودند. مقدار بهینه هر متغیر، با تغییر دادن آن متغیر و ثابت نگه داشتن سایر متغیرها، بدست آمده است. تمام آزمایشات بطور ناپیوسته در ارلن انجام شده است. نمونه‌ها با حجم ۵۰ mL که مقدار مشخصی نانوتیوب کربن به آن اضافه شده است، بر روی شیکر با دور ۲۵۰ rpm و سپس سانتیفریژ (۲۰ و ۲۴) با دور ۵۰۰ rpm در ۱۵ min قرار داده شد و پس از عبور از صافی ۰/۲۲ μm، طبق استاندارد متد با دستگاه اسپکتروفوتومتر UV-VIS در طول موج ۲۵۴ (۲۵) nm، مقدار جذب آن تعیین شد. میزان جذب بیس فنل A توسط نانوتیوب کربن تک دیواره توسط معادله زیر بدست می‌آید:

$$q = (C_0 - C_t) \frac{V}{m} \quad (1)$$

که در معادله فوق q مقدار بیس فنل A جذب شده بر روی CNTs (mg/g)، C_0 و C_t غلظت اولیه و نهایی (mg/L)، V حجم محلول (L)، m جرم نانوتیوب کربن تک دیواره (g) است (۲۳ و ۲۶).

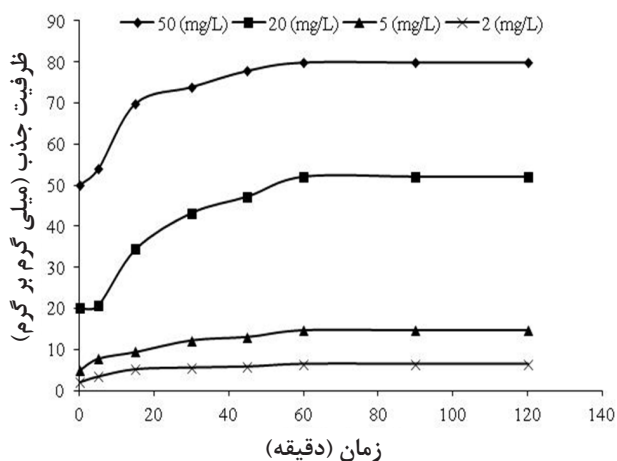
برای آنالیز داده‌ها و رسم منحنی‌های مربوطه از نرم افزار Excel 2007 استفاده گردید.

یافته‌ها

- اثر زمان تماس

شکل ۲ اثر زمان تماس در جذب بیس فنل A در غلظت‌های مختلف، توسط نانوتیوب کربن نشان می‌دهد. همان‌طور که روند نمودار نشان می‌دهد با افزایش زمان تماس مقدار غلظت

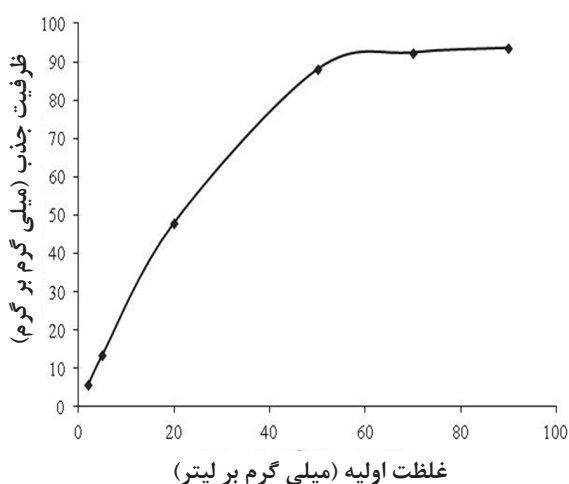
باقیمانده بیس فنل A در محلول کاهش می‌یابد تا در زمان ۶۰ min به تعادل می‌رسد. همچنین نتایج آزمایشات نشان داد که کمترین و بیشترین ظرفیت جذب در زمان ۶۰ min به ترتیب در غلظت ۲ mg/L و ۵۰ برابر با ۶/۴ و ۸۰ است.



شکل ۲: تأثیر زمان تماس در جذب بیس فنل A توسط نانوتیوب کربن (pH=۶, M=۰/۵ g/L, BPA₀=۲, ۵, ۲۰, ۵۰ mg/L)

- اثر غلظت اولیه

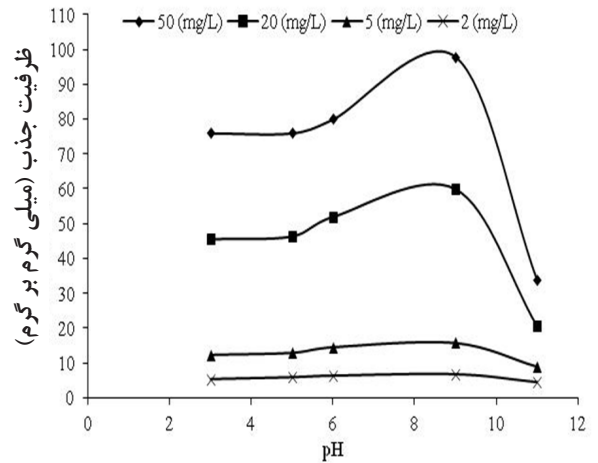
شکل ۳ اثر غلظت اولیه در جذب بیس فنل A توسط نانوتیوب کربن نشان می‌دهد. با افزایش غلظت اولیه ظرفیت جذب افزایش می‌یابد بطوری‌که ظرفیت جذب از ۶/۴ mg/g به ۸۶/۴ می‌رسد.



شکل ۳: تأثیر غلظت اولیه در جذب بیس فنل A توسط نانوتیوب کربن (t = ۶۰ min, pH = ۶, M = ۰/۵ g/L)

- اثر pH

شکل ۴ اثر pH در جذب بیس فنل A توسط نانوتیوب کربن نشان می دهد. در محدوده pH ۳ تا ۹ کارایی جذب تغییر چندانی نکرده است در حالی که در pH = ۹ بیشترین کارایی جذب و در pH = ۱۱ کمترین کارایی جذب اتفاق افتاد.



شکل ۴: تأثیر pH در جذب بیس فنل A توسط نانوتیوب کربن
($t=60 \text{ min}$, $M = 0.5 \text{ g/L}$, $BPA_0 = 2, 5, 20, 50 \text{ mg/L}$)

- مدل های ایزوترم جذب

جهت بررسی ایزوترم های جذب از چهار مدل لانگمویر، فروندلیچ، فروندلیچ-لانگمویر و تمکین استفاده شد. معادلات مدل لانگمویر، فروندلیچ، فروندلیچ-لانگمویر و تمکین بصورت زیر است:

$$\text{مدل لانگمویر} = q_e = K_f C_e^{1/n} \quad (2)$$

$$\text{مدل لانگمویر} = q_e = \frac{abC_e}{1 + bC_e} \quad (3)$$

$$\text{مدل فروندلیچ - لانگمویر} = q_e = \frac{bq_m C_e^{1/n}}{1 + b C_e^{1/n}} \quad (4)$$

$$\text{مدل تمکین} = q_e = \frac{RT}{b_1} \ln(K_t C) \quad (5)$$

که در معادله فوق q_e ظرفیت جذب در حالت تعادل (mg/g)، C_e غلظت ماده حل شدنی در حالت تعادل (mg/L)، K_f و n ثابت های فروندلیچ، a حداکثر ظرفیت جذب (mg/g)، b ثابت لانگمویر (L/mg)، q_m ، n ، b ثابت های مدل فروندلیچ-لانگمویر، RT/b_1 ثابت، R ثابت گاز (kJ/mol K)، T دما (K) و K_t ثابت پیوندی تعادلی (l/mol) هستند (۲۳، ۲۴، ۲۶ و ۲۷). میانگین خطای نسبی با توجه به فرمول زیر محاسبه می شود.

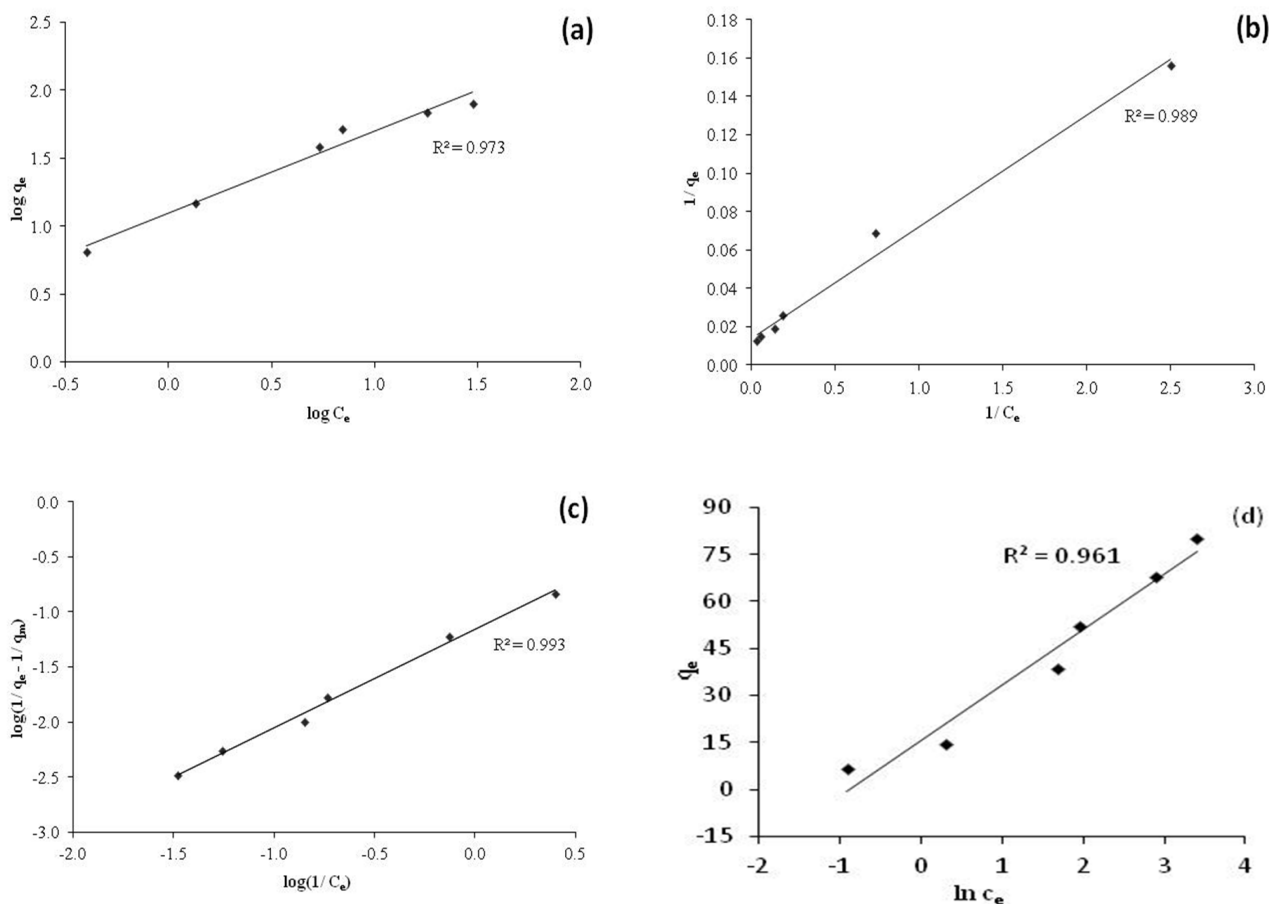
$$ARE = \frac{100}{n} \sum_{i=1}^n \left| \frac{q_{e,meas} - q_{e,calc}}{q_{e,meas}} \right| \quad (6)$$

که در معادله فوق $q_{e,meas}$ غلظت ماده جذب شده اندازه گیری شده در حالت تعادل (mg/g)، $q_{e,calc}$ غلظت ماده جذب شده محاسبه شده در حالت تعادل (mg/g) است (۲۸). با توجه به آزمایش انجام گرفته و $q_{e,calc}$ با توجه به فرمول محاسباتی هر ایزوترم بدست آمده است.

شکل ۵ نمودارهای جذب لانگمویر، فروندلیچ، فروندلیچ-لانگمویر و تمکین را نشان می دهد. جدول ۱ ضرایب همبستگی لانگمویر، فروندلیچ، فروندلیچ-لانگمویر و تمکین در دمای ۲۹۸ K در pH = ۶ نشان می دهد. ضریب R^2 در تمام معادلات از ۰/۹ بیشتر است.

جدول ۱: ضرایب همبستگی مدل های ایزوترم جذب

ARE	a	b	R^2	ایزوترم لانگمویر
۱۲/۸۴۹	۷۱/۴۲۸	۰/۲۴۱	۰/۹۸۹	
ARE	K_f	n	R^2	ایزوترم فروندلیچ
۱۱/۹۹۷	۱۲/۴۱۶	۱/۶۵۸	۰/۹۷۳	
n	b	q_m	R^2	ایزوترم فروندلیچ-لانگمویر
۱/۱۲۳	۰/۱۳۲	۱۰۹	۰/۹۹۳	
ARE	b_1	k_t	R^2	ایزوترم تمکین
۳۰/۰۱	۱۷/۶۸	۲/۴۴	۰/۹۶۱	



شکل ۵: نمودار ایزوترم‌های جذب (a) ایزوترم فروندلیچ، (b) ایزوترم لانگمویر، (c) ایزوترم فروندلیچ-لانگمویر، (d) ایزوترم تمکین

گرفت نیز نشان داد که با افزایش غلظت اولیه، ظرفیت جذب افزایش می‌یابد (۲۴).

از لحاظ تئوری، با توجه به رابطه pH با بار سطحی CNTs، pH می‌تواند بر میزان جذب بیس فنل A اثر گذارد. هنگامی که مقدار pH بیشتر از pKa می‌شود بدلیل اینکه ماده شیمیایی و SWCNTs دارای بار منفی می‌شوند و نیروی دافعه الکترواستاتیک افزایش می‌یابد، لذا جذب کاهش می‌یابد (۲۳ و ۲۴). همان‌طور که در شکل ۴ نشان داده شده است در رنج pH ۳ تا ۹ ظرفیت جذب تغییر چندانی نکرده است اما از pH ۹ به ۱۱ ظرفیت جذب کاهش یافته است. Sui و همکاران در سال ۲۰۱۱ مطالعه‌ای در زمینه حذف سریع بیس فنل A بر روی highly ordered mesoporous carbon انجام دادند نتایج نشان داد که pH ۹-۳ تأثیری بر روی جذب

بحث

در این مطالعه زمان تعادل، تأثیر pH، تأثیر غلظت اولیه، ایزوترم‌های جذب لانگمویر، فروندلیچ و فروندلیچ-لانگمویر، تمکین مورد بررسی قرار گرفت. با توجه به شکل ۲ جذب در ابتدا سریع و سپس کند می‌شود تا اینکه در زمان ۶۰ min به حالت تعادل می‌رسد. بدلیل اینکه در مرحله اول جذب، نواحی سطحی خالی زیادی در دسترس است و به مرور نیز، به دلیل نیروهای دافعه بین بیس فنل A بر روی نانوتیوب کربن و توده محلول، امکان جذب کاهش می‌یابد.

شکل ۳ تأثیر غلظت اولیه را نشان می‌دهد. هر چقدر غلظت اولیه افزایش یابد ظرفیت جذب افزایش می‌یابد. در مطالعه‌ای که توسط Kuo در سال ۲۰۰۹ در زمینه مقایسه نانوتیوب کربن اصلاح شده و رشد یافته جهت حذف بیس فنل A آبی انجام

ایزوترم، از مدل ایزوترم فروندلیچ - لانگمویر تبعیت می‌کند. با توجه به نتایج بدست آمده از این مطالعه این روش می‌تواند برای حذف نمونه‌های سنتتیک آب حاوی بیس فنل A روش مؤثری باشد.

تشکر و قدردانی

این مقاله حاصل پایان‌نامه با عنوان حذف بیس فنل A از محلول‌های آبی توسط نانوتیوب‌های کربن تک دیواره: بررسی ایزوترم‌های جذب، در مقطع کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی تهران در سال ۱۳۹۱ است. لذا از کلیه همکاران محترم در آزمایشگاه شیمی آب و فاضلاب که در انجام این تحقیق مساعدت نمودند تشکر و قدردانی می‌گردد.

منابع

- Jafari AJ, Pourkabireh Abasabad R, Salehzadeh A. Endocrine disrupting contaminants in water resources and sewage in Hamadan city of Iran. *Iranian Journal of Environmental Health Science and Engineering*. 2009;6(2):89-96.
- Bolong N, Ismail AF, Salim MR, Rana D, Matsuura T, Tabe-Mohammadi A. Negatively charged polyether-sulfone hollow fiber nanofiltration membrane for the removal of bisphenol A from wastewater. *Separation and Purification Technology*. 2010;73:92-99.
- Wang X, Lim T-T. Solvothermal synthesis of C-N codoped TiO₂ and photocatalytic evaluation for bisphenol A degradation using a visible-light irradiated LED photoreactor. *Applied Catalysis B: Environmental*. 2010;100(1-2):355-64.
- Su-Hua W, Bing-zhi D, Yu H. Adsorption of bisphenol A by polysulphone membrane. *Desalination*. 2010;253:22-29.
- Sui Q, Huang J, Liu Y, Chang X, Ji G, Deng S, et al. Rapid removal of bisphenol A on highly ordered mesoporous carbon. *Journal of Environmental Sciences*. 2011;23(2):177-82.
- Huang YQ, Wong CKC, Zheng JS, Bouwman H, Barra R, Wahlström B, et al. Bisphenol A (BPA) in China: a review of sources, environmental levels, and potential human health impacts. *Environment International*. 2012;42:91-99.

نمی‌گذارد(۵)، همچنین مطالعات Liu و همکاران در سال ۲۰۰۹ بر روی جذب بیس فنل A بر روی کربن فعال(۱۸)، Joseph Kuo و همکاران در سال ۲۰۱۱ بر روی جذب بیس فنل A و 17α-ethinyl estradiol با SWCNT(۲۳)، در سال ۲۰۰۹ بر روی مقایسه نانوتیوب کربن اصلاح شده و رشد یافته جهت حذف بیس فنل A آبی(۲۴)، در رابطه با pH به نتایج مشابهی دست یافتند که این نتایج با نتایج این مطالعه همخوانی دارد.

ایزوترم‌های فروندلیچ و لانگمویر اغلب برای توضیح جذب مواد شیمیایی آلی بر CNTs بکار می‌رود. در ایزوترم لانگمویر، فرض می‌شود فرآیند جذب تک لایه‌ای است، که در آن مواد شیمیایی تنها با سطح SWCNT در طی فرآیند جذب واکنش می‌دهد(۲۳و۲۶). با توجه به اینکه R² از صورت خطی و میانگین خطای نسبی از صورت غیر خطی داده‌های آزمایشگاهی تبعیت می‌کند برای اینکه مشخص گردد داده‌های آزمایشگاهی از کدام مدل تبعیت می‌کنند علاوه بر مدل لانگمویر، فروندلیچ، تمکین، مدل فروندلیچ - لانگمویر نیز مورد بررسی قرار گرفت. همان‌طور که در شکل ۵ نشان داده شده است R² ایزوترم فروندلیچ برابر با ۰/۹۷۳ و R² ایزوترم لانگمویر برابر با ۰/۹۸۹، ایزوترم تمکین برابر با ۰/۹۶۱، R² ایزوترم فروندلیچ - لانگمویر برابر با ۰/۹۹۳ است. با توجه به ضریب R²، جذب بیس فنل A بر روی جاذب از ایزوترم فروندلیچ - لانگمویر تبعیت می‌کند. این مطالعه نشان داد که حداکثر ظرفیت جذب نانوتیوب کربن تک دیواره برابر با ۷۱/۴۲ mg/g است. در مطالعه انجام شده توسط Kuo در سال ۲۰۰۹ نشان داد که حداکثر ظرفیت جذب نانوتیوب کربن رشد یافته به صورتی که در دمای ۲۷، ۷°C و ۴۷ به ترتیب برابر با ۶۰/۹۸ mg/g، ۵۹/۱۷ و ۵۳/۴۸ و نانوتیوب کربن اصلاح شده در دمای ۷°C برابر با ۶۹/۹۳ mg/g است، و مکانیسم جذب بیس فنل A می‌تواند از طریق واکنش سطحی باشد(۲۴). لازم به ذکر است که حداکثر ظرفیت جذب در مطالعه ما، از مطالعه مذکور بیشتر است.

نتیجه‌گیری

مطالعه حاضر نشان داد که بیشترین ظرفیت جذب در زمان ۶۰ min در pH = ۹ بدست آمده و با توجه به ضریب R²

7. Kuo C-Y, Wu C-H, Lin H-Y. Photocatalytic degradation of bisphenol A in a visible light/ TiO₂ system. *Desalination*. 2010;256(1-3):37-42.
8. Durando M, Kass L, Perdomo V, Bosquiazzo VL, Luque EH, Muñoz-de-Toro M. Prenatal exposure to bisphenol A promotes angiogenesis and alters steroid-mediated responses in the mammary glands of cycling rats. *The Journal of Steroid Biochemistry and Molecular Biology*. 2011;127(1-2):35-43.
9. Kovacic P. How safe is bisphenol A? Fundamentals of toxicity: metabolism, electron transfer and oxidative stress. *Medical Hypotheses*. 2010;75(1):1-4.
10. Rezaee M, Yamini Y, Shariati S, Esrafil A, Shamsipur M. Dispersive liquid-liquid microextraction combined with high-performance liquid chromatography-UV detection as a very simple, rapid and sensitive method for the determination of bisphenol A in water samples. *Journal of Chromatography A*. 2009;1216(9):1511-14.
11. Mihaich EM, Friederich U, Caspers N, Tilghman Hall A, Klecka GM, Dimond SS, et al. Acute and chronic toxicity testing of bisphenol A with aquatic invertebrates and plants. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2009;72:1392-99.
12. Le HH, Carlson EM, Chua JP, Belcher SM. Bisphenol A is released from polycarbonate drinking bottles and mimics the neurotoxic actions of estrogen in developing cerebellar neurons. *Toxicology Letters*. 2008;176(2):149-56.
13. Kang J-H, Kondo F, Katayama Y. Human exposure to bisphenol A. *Toxicology*. 2006;226(2-3):79-89.
14. Mohapatra DP, Brar SK, Tyagi RD, Surampalli RY. Physico-chemical pre-treatment and biotransformation of wastewater and wastewater Sludge – Fate of bisphenol A. *Chemosphere*. 2010;78(8):923-41.
15. Brugnera MF, Rajeshwar K, Cardoso JC, Zanoni MVB. Bisphenol A removal from wastewater using self-organized TiO₂ nanotubular array electrodes. *Chemosphere*. 2010;78(5):569-75.
16. Kim Y-H, Lee B, Choo K-H, Choi S-J. Selective adsorption of bisphenol A by organic-inorganic hybrid mesoporous silicas. *Microporous and Mesoporous Materials*. 2011;138(1-3):184-90.
17. Karim Z, Husain Q. Application of fly ash adsorbed peroxidase for the removal of bisphenol A in batch process and continuous reactor: assessment of genotoxicity of its product. *Food and Chemical Toxicology*. 2010;48(12):3385-90.
18. Liu G, Ma J, Li X, Qin Q. Adsorption of bisphenol A from aqueous solution onto activated carbons with different modification treatments. *Journal of Hazardous Materials*. 2009;164(2-3):1275-80.
19. Haghghat GA, Dehghani MH, Nasser S, Mahvi AH, Rastkari N. Comparison of carbon nanotubes and activated alumina efficiencies in fluoride removal from drinking water. *Indian Journal of Science and Technology*. 2012;5(3):2432-35.
20. Naddafi K, Nabizadeh Nodehi R, Jahangiri rad M. Removal of reactive blue 29 dye from water by single-wall carbon nanotubes. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2011;3(4):359-68 (in Persian).
21. Pan B, Lin D, Mashayekhi H, Xing B. Adsorption and hysteresis of bisphenol A and 17 α -ethinyl estradiol on carbon nanomaterials. *Environmental Science and Technology*. 2008;42(15):5480-85.
22. Torabian A, Azimi AA, Nabibidhendi GR, Jamshidi N, Nejadbahadori F. Removal of bisphenol A by using advanced oxidation from aqueous. *Proceedings of 11th National Congress on Environmental Health; 2008 Oct 29-31; Iran (in Persian)*.
23. Joseph L, Heo J, Park Y-G, Flora JRV, Yoon Y. Adsorption of bisphenol A and 17 α – ethinyl estradiol on single walled carbon nanotubes from seawater and brackish water. *Desalination*. 2011;281:68-74.
24. Kuo C-Y. Comparison with as-grown and microwave modified carbon nanotubes to removal aqueous bisphenol A. *Desalination*. 2009;249:976-82.
25. APHA, AWWA, WEF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21st ed. Washington DC: American Public Health Association; 2005.
26. Joseph L, Zaib Q, Khan IA, Berge ND, Park Y-G, Saleh NB, et al. Removal of bisphenol A and 17 α -ethinyl estradiol from landfill leachate using single-walled carbon nanotubes. *Water Research*. 2011;45(13):4056-68.
27. Saeedi R, Naddafi K, Nabizadeh R. Lead (II) and cadmium (II) biosorption from aqueous by the *Sargassum* sp. biomass. *Journal of School of Public Health and Institute of Public Health Research*. 2007;5(2):13-24 (in Persian).
28. Foo KY, Hameed BH. Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. *Chemical Engineering Journal*. 2010;156(1):2-10.

Removal of Bisphenol A from Aqueous solutions using Single walled carbon nanotubes: Investigation of adsorption isotherms

Iravani Elnaz¹, *Dehghani Mohammad Hadi^{1,2}, Mahvi Amir Hossein^{1,2}, Rastkari Noushin³

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

²Center for Solid Waste Research, Institute for Environmental Research, Tehran University of Medical Sciences, Tehran, Iran.

³Center for Air Pollution Research, Institute for Environmental Research, Tehran University of Medical Sciences, Tehran, Iran.

Received: 21 September 2012 ; Accepted: 19 December 2012

ABSTRACT

Background and objectives: Bisphenol A (BPA) is an endocrine disrupting chemical that releases to the environment through effluents of its producing factory, pulp and paper mill factories, and plastics industry. The purpose of this study was to investigate adsorption isotherms of removing BPA from aqueous solutions using single walled carbon nanotubes (SWCNTs).

Materials and methods: This study was an empirical investigation. Our experiments were conducted discontinuously using 50 mL of sample in each test. The variables of this study were the contact time (5,15,30,60,90,120 min), the initial concentration of BPA (2,5,20,50 mg/L), and pH (3,5,6,9,11). The concentrations of BPA were measured using UV-Vis spectrophotometer.

Results: The maximum adsorption capacity was found to be 71.42 mg/g. The results of our experiments showed that maximum adsorption capacity at equilibrium was achieved at $t = 60$ min and $\text{pH} = 9$. Moreover, increasing the initial concentration is associated with an increase in adsorption capacity until it becomes constant.

Conclusion: The BPA adsorption on SWCNT follows Freundlich-Langmuir isotherm.

Keywords: Bisphenol A, single walled carbon nanotube, aqueous solution, adsorption isotherm.

*Corresponding Author: dehghanihadi@yahoo.com

Tel: +98 21 88954914