

حذف رنگ راکتیو بلو ۲۹ از محیط آبی توسط جذب سطحی بر روی نانوتیوب های کربنی تک دیواره

کاظم ندافی^۱، رامین نبی زاده^۱، مهسا جهانگیری راد^۲

نویسنده مسئول: تهران، میدان انقلاب، دانشگاه علوم پزشکی تهران، دانشکده بهداشت، گروه بهداشت محیط Mahsajhangiri_64@yahoo.com

پذیرش: ۸۹/۰۷/۱۷

دریافت: ۸۹/۰۴/۲۰

چکیده

زمینه و هدف: وجود رنگ های آنتروکوبینون مثل راکتیو بلو ۲۹ در منابع آب و پساب صنایع نساجی از مشکلات زیست محیطی بسیاری از جوامع است. تاکنون روش های مختلفی برای حذف این رنگ مورد توجه قرار گرفته است که استفاده از جاذب ها از جمله این روش ها به شمار می رود.

روش بررسی: آزمایش های جذب سطحی در غلظت اولیه رنگ راکتیو ۳۰ mg/L، pH های مختلف و دوزهای مختلف جاذب انجام شد. ایزوترم های جذب رنگ راکتیو بلو ۲۹ بر روی نانوتیوب کربنی تک دیواره براساس آزمون مدل های ایزوترم لانگمیر، فروندلیچ و بت تعیین شدند.

یافته ها: حداکثر ظرفیت جذب سطحی رنگ راکتیو بلو ۲۹ بر روی نانوتیوب های کربنی تک دیواره ۴۹۶ میلی گرم بر گرم بود. آزمایش ها نشان داد که pH بهینه (در میان سه ۸ و ۵ و ۳) pH=۳ بود و بعد ۳ و ۸ به ترتیب در حذف رنگ موثرتر عمل نمودند. هم چنین مشخص گردید که زمان مناسب جهت جذب رنگ راکتیو بلو ۲۹ در حالت تعادل ۴ ساعت بود.

نتیجه گیری: براساس نتایج به دست آمده بهترین مدل ایزوترم جذب بت بود و این موضوع نشان می دهد که جذب سطحی رنگ راکتیو بلو ۲۹ بر روی نانوتیوب های کربنی تک دیواره توسط نیروهای ضعیف واندروالس و به صورت چند لایه اتفاق می افتد.

واژگان کلیدی: رنگ راکتیو بلو ۲۹، نانوتیوب کربنی تک دیواره، ایزوترم جذب

۱- دکترای بهداشت محیط، دانشیار دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی تهران

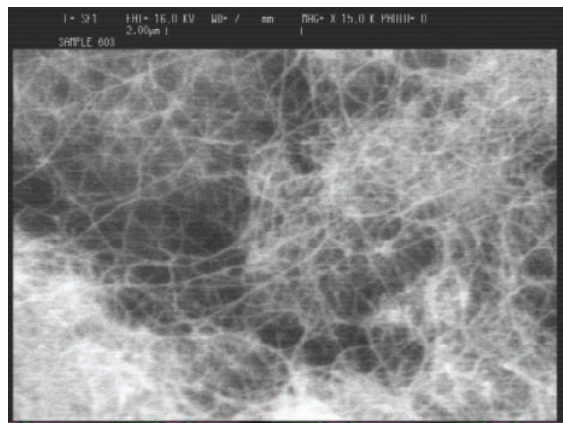
۲- دانشجوی کارشناسی ارشد بهداشت محیط، دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی تهران

مقدمه

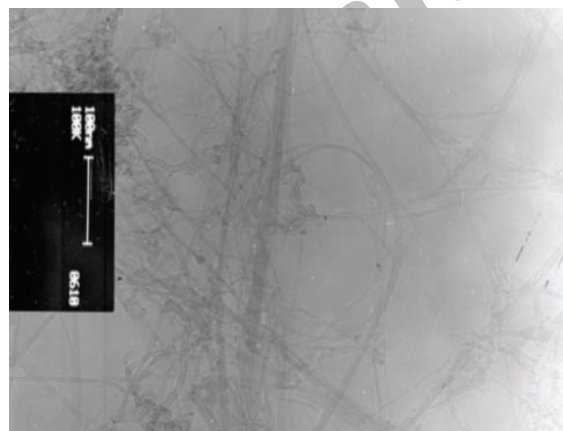
صنایع نساجی یکی از بزرگترین واحدهای تولید کننده رنگ هستند. مشخصه اصلی فاضلاب خروجی از این صنایع اکسیژن خواهی شیمیایی (COD) بالا و وجود رنگ های مختلف است (۱). نسبت BOD/COD در پساب این صنایع که حدود ۰/۲۵ است، نشان می دهد اکثر ترکیبات موجود که در فاضلاب خروجی این واحدها، قابلیت تجزیه بیولوژیکی نداشته و حتی ممکن است برای موجودات زنده نیز سمی باشد (۲ و ۳). رنگ های راکتیو (فعال) معمولاً به دلیل حلالیت بالایی که در آب دارند در محیط پخش می شوند و از لحاظ اقتصادی و زیست محیطی صدمات جبران ناپذیری وارد می کنند (۴). برآورد شده که حدود ۵۰٪ از رنگ های راکتیو مصرفی در صنایع تبدیل به فاضلاب می شود و غلظت آن در خروجی پساب صنایع حدود ۲۰۰ - ۱۰ mg/L است (۵). رنگ های راکتیو بعد از گروه رنگ های آزو از پر مصرف ترین رنگ ها در صنایع نساجی به شمار رفته و معمولاً جهت رنگ آمیزی نخ و پشم و الیاف پلی آمید به کار می روند (۶). حلالیت بالایی رنگ ها در محیط آبی امکان حذف آنها را به وسیله فرایندهای متداول هم چون انعقاد و ته نشینی مشکل می سازد (۷). یکی از روش هایی که در حذف رنگ به صورت کارآمدی عمل می نماید استفاده از کربن فعال است (۸). جاذب ها به طور وسیعی جهت حذف آلاینده های آلی و معدنی به کار رفته اند. در این میان نانوتیوب های کربنی به دلیل داشتن سطح بسیار وسیع، اندازه کوچک و ساختمان چند لایه شان در حذف آلاینده ها بسیار مناسب عمل کرده اند (۹). اکثر مطالعاتی که در زمینه حذف رنگ های راکتیو صورت گرفته بر پایه فرایندهای اکسیداسیون پیشرفته می باشد که علی رغم در صد بالای حذف رنگ در این فرایندها، تشکیل محصولات جانبی، خود یک معضل محسوب می گردد. به طوری که تحقیقی که توسط گرمز و همکاران در سال ۲۰۰۹ صورت گرفت نشان داد که روش اکسیداسیون با پراکسید مرطوب در تخریب رنگ راکتیو بسیار موثر عمل کرده اما در طی فرایند محصولات

جانبی با ساختار آلی و معدنی نیز مشاهده گردید (۱۰). منگان و اکونومی در سال ۲۰۰۱ میزان حذف بنزن، تولوئن و زایلن را توسط فیبرهای کربن فعال (Activated carbon fiber) در دمای ۲۰ °C مورد بررسی قرار دادند و نتیجه گرفتند که بهترین ایزوترم جذب فروندلیچ بوده و AFC در حذف این آلاینده ها نسبت به کربن فعال گرانولی (GAC) بسیار فعال تر بود (۱۱). توسط تحقیق دیگری که صورت گرفت نانوتیوب های کربنی چند دیواره که با فلز آهن پوشش داده شده بودند جهت حذف رنگ های کاتیونی مورد استفاده قرار گرفتند. نتایج نشان داد که حذف رنگ های کاتیونی توسط این نانوتیوب ها از مدل فروندلیچ تبعیت می کند (۱۲). کو و همکاران در سال ۲۰۰۸، نانوتیوب های کربنی چند دیواره ای را که با Fe_3O_4 پوشش داده شده بود جهت حذف دو نوع رنگ (متیلن بلو و قرمز خشتی) به کار بردند. نتایج نشان داد که زمان مورد نیاز جهت رسیدن به تعادل در جذب حدود ۶۰ دقیقه و نانوتیوب های کربنی چند دیواره در حذف این رنگ ها بسیار کارآمد عمل کرده و ظرفیت جذب متیلن بلو و قرمز خشتی به ترتیب ۴۲/۳ mg/gr و ۷۷/۵ بود (۱۳). جیا و همکاران در سال ۲۰۰۹ حذف رنگ اسید قرمز B (acid red B) را توسط نانوتیوب های کربنی تک دیواره (SWCNT) و چند دیواره اندازه گیری کردند. آنها متوجه شدند که ظرفیت جذب به ترتیب ۵۸۵ و ۸۵ mg/g برای نانوتیوب کربنی تک دیواره و چند دیواره بود (۱۴). در این تحقیق هدف حذف رنگ راکتیو بلو ۲۹ به عنوان یک ماده آلاینده آلی در محیط آبی توسط نانوتیوب های کربنی تک دیواره است. در تحقیقاتی که جهت حذف آلاینده های آلی و معدنی توسط نانوتیوب های کربنی صورت گرفته است این گونه مواد به دلیل سطح مخصوص بالا و اندازه کوچک و ساختمان لایه ای شان پتانسیل بالایی در حذف آلاینده های آلی و معدنی از خود نشان دادند (۱۵ و ۱۶). علی رغم سطح مخصوص بسیار بالای نانوتیوب های کربنی تک دیواره نسبت به نوع چند دیواره در اکثر مقالات به بررسی فرایند جذب توسط نانوتیوب های کربنی چند دیواره به دلیل

(electron) microscopy مشخص شد. سطح مخصوص نانوتیوب ها توسط روش بت (BET) اندازه گیری گردید. تصویری از SEM و TEM مربوط به نانوتیوب کربنی تک دیواره مصرفی در شکل ۲ نشان داده شده است. قطر خارجی و داخلی SWCNTs به ترتیب ۱-۲ nm و ۰/۸ - ۱/۱ nm بود. هم چنین طول و سطح مخصوص آن نیز به ترتیب ۱۰ μm و ۷۰۰ g/rm^۲ تعیین گردید. خلوص نانوتیوب انتخابی نیز طبق اطلاعاتی که همراه محصول بود، ۹۵٪ تعیین شد.



(a)



(b)

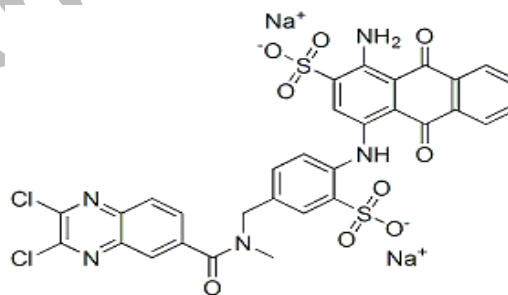
شکل ۲: اشکال SEM و TEM نانوتیوب های کربنی تک دیواره

سادگی فرایند تولیدشان نسبت به تک دیواره، پرداخته شده است. با توجه به اندک بودن اطلاعات در زمینه بررسی جذب رنگ توسط نانو تیوب های تک دیواره این مقاله به بررسی فرایند جذب رنگ راکتیو بلو ۲۹ توسط این مواد می پردازد.

مواد و روش ها

مواد

رنگ راکتیو بلو ۲۹ تجاری خریداری شد. ساختار مولکولی، وزن مولکولی و حداکثر طول موج جذب نوری رنگ راکتیو بلو ۲۹ خریداری شده طبق اطلاعات ارایه شده بر روی محصول به ترتیب ۷۸۸ g/mol، C_{۲۱} Cl_۴ H_۹ N_۵ O_۴ S_۴Na_۴ و ۵۸۹ nm بود. ساختار رنگ راکتیو بلو ۲۹ در شکل ۱ نشان داده شده است. تمام محلول ها توسط آب دیونیزه و مواد شیمیایی با خلوص آزمایشگاهی تهیه شد.



شکل ۱: ساختار مولکولی رنگ راکتیو بلو ۲۹

خصوصیات نانوتیوب های کربنی تک دیواره (SWCNTs) نانوتیوب کربنی تک دیواره از پژوهشگاه صنعت نفت ایران خریداری شد. جهت بررسی موقعیت قرارگیری گروه های عامل در سطح نانوتیوب ها از اسپکترومتر پخش کننده انرژی (Energy dispersive spectrometer) و میکروسکوپ الکترونیکی (Scanning electron microscopy) استفاده گردیده بود. اندازه و ساختار SWCNTs توسط میکروسکوپ الکترونی عبور دهنده Transmission

آزمایش جذب در محیط بسته

آزمایش های جذب در محیط بسته انجام شد. بطری های شیشه ای در بسته ۲۵۰ mL برای این منظور انتخاب گردید و HCl و ۰/۱ N.NaOH جهت تنظیم pH نمونه ها به کار رفت.

بطری های ۲۵۰ mL که حاوی ۰/۰۱ gr از SWCNTs از ۱۰۰ mL از محلول راکتیو بلو ۲۹ با غلظت mg/mL بودند درون همزن (shaker) قرار داده شدند و در دور ۱۵۰ rpm اختلاط صورت گرفت. جهت بررسی اثر میزان SWCNTs به کار رفته در حذف رنگ راکتیو بلو ۲۹ (۳۰ mg/L) توسط غلظت های مختلفی از نانوتیوب ها (۰/۱۳، ۰/۱، ۰/۰۸، ۰/۰۶، ۰/۰۴ و ۰/۰۲ میلی گرم بر لیتر) در pH ۵ و دمای ۳۱۸ °K به مدت ۲۴ ساعت روی همزن قرار داده شدند تا به تعادل برسند. در پایان مدت همزنی برای جداسازی نانوتیوب ها از محلول، مخلوط های هر

بطری در دور ۴۰۰۰ rpm به مدت ۱۰ دقیقه سانتریفوژ شدند و میزان حذف رنگ توسط دستگاه اسپکتروفتومتر در طول موج ۵۸۹ nm مورد سنجش قرار گرفت. هر آزمایش دو بار تکرار شد و نتایج ارایه شده بیان گر میانگین داده های به دست آمده است. میزان جذب رنگ راکتیو بلو ۲۹ توسط SWCNTs از معادله زیر محاسبه گردید.

$$q = \frac{C_i - C_e}{m}$$

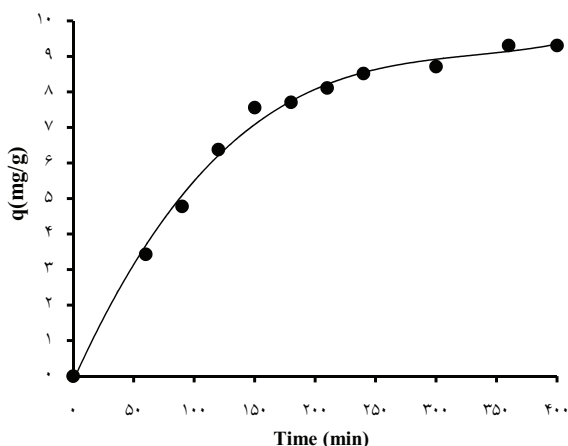
C_i و C_e به ترتیب غلظت اولیه و پایانی رنگ (بعد از تعادل) و m میزان SWCNT مصرفی به mg/L است.

یافته ها

اثر زمان تماس

از بطری های ۲۵۰ mL که حاوی ۱۰۰ mL محلول رنگ و SWCNTs ۰/۰۱ gr بر روی Shaker با دور ۱۵۰ rpm بودند، هر ۳۰ دقیقه یک بار نمونه گرفته شد تا زمان تعادل مشخص گردد. شکل ۳ میزان حذف رنگ را در مدت زمان های مختلف

نشان می دهد. همان طور که مشاهده می گردد میزان حذف رنگ در ابتدا بسیار زیاد است و بعد شیب نمودار کاهش یافته و در زمان حدود ۴ ساعت به تعادل می رسد.



شکل ۳: زمان تعادل جذب رنگ راکتیو بلو ۲۹ روی نانوتیوب های کربنی تک دیواره

مدل های جذب

جهت تحلیل نتایج جذب و بررسی ایزوترم های آن ۳ مدل لانگمیر، فروندلیچ و بت بررسی شدند. معادلات این مدل ها به ترتیب به صورت زیر است (۱۳).

$$\frac{1}{q} = \frac{1}{b} + \frac{1}{abc_e}$$

$$\log q = \log k + \frac{1}{n} \log c_e$$

$$\frac{C_e}{(C_i - C_e)q} = \frac{1}{A(X_m)} + \frac{A-1}{Axm}$$

که در روابط بالا:

q: میزان رنگ جذب شده در واحد جرم جاذب (mg/mg)

C_e : غلظت رنگ باقی مانده در محلول بعد از رسیدن به حالت

تعادل (mg/L)

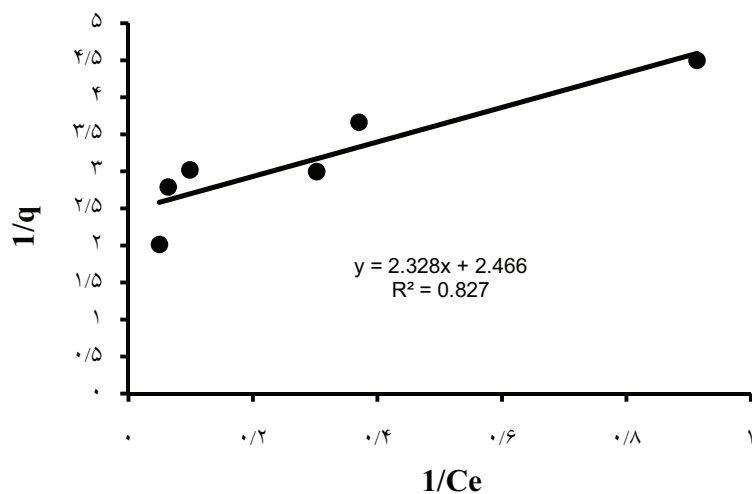
C_i : غلظت اولیه رنگ (mg/L)

b: حداکثر ظرفیت جذب (mg/mg)

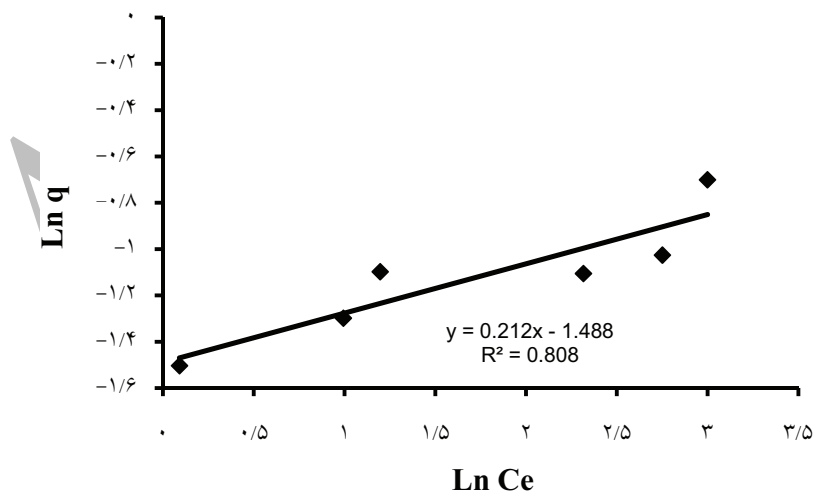
a: ثابت لانگمیر

در شکل های ۴-۶ نشان داده شده است. جدول ۱ نشان دهنده ضرایب معادلات لانگمیر، فروندلیچ و بت در دمای ۳۱۸ K و pH ۵ می باشد. علت انتخاب pH ۵ بررسی ایزوترم های جذب در این pH است که رنگ راکتیو بلو در آب pH حدود ۵ ایجاد می کند.

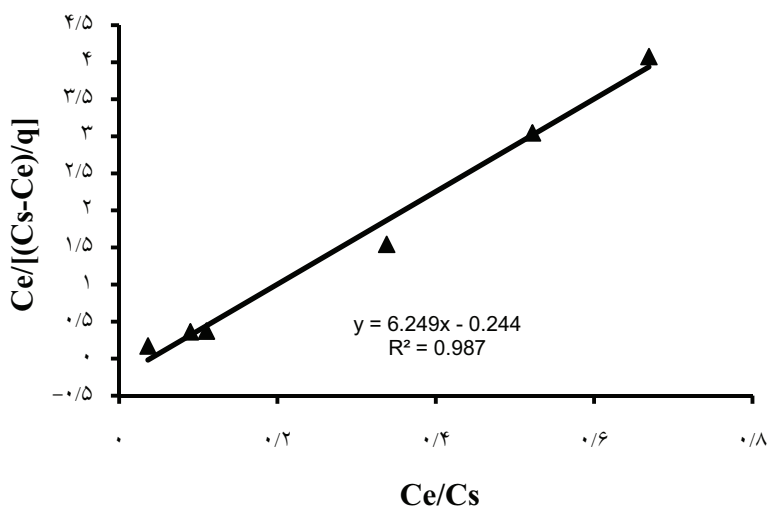
n, k : ثابت فروندلیچ
 X_m : میزان رنگ مورد نیاز برای تشکیل یک لایه (mg/mg)
 A : ثابت معادله بت که نشان دهنده انرژی های پیوندی میان رنگ و سطح جاذب است.
 نمودارهای جذب توسط معادلات لانگمیر، فروندلیچ و بت



شکل ۴: نمودار جذب لانگمیر



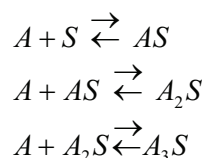
شکل ۵: نمودار جذب فروندلیچ



شکل ۶: نمودار جذب بت

بحث

همان طور که مشاهده می گردد ضریب R^2 در تمام معادلات از ۰/۸ بیش تر است و ایزوترم بت با $R^2=0/987$ با نتایج به دست آمده هم خوانی بیش تری دارد. این موضوع بیان گر این است که جذب رنگ RB29 روی SWCNTs به صورت چند لایه اتفاق می افتد. این فرایند توسط بت در سال ۱۹۳۸ به صورت زیر بیان گردید (۱۷):



که در واکنش های بالا A نشان دهنده ماده آلاینده و S جاذب است.

مفهوم واکنش بت جذب چند لایه را توضیح می دهد در حالی که ایزوترم لانگمیر بیانگر جذب تک لایه آلاینده بر روی جاذب است. در ایزوترم بت مفروضات زیر صدق می کند:

(a) مولکول های آلاینده به صورت نامحدود جذب فیزیکی جاذب می گردند، (b) هیچ ارتباطی میان لایه های مختلف ماده جذب شده وجود ندارد و (C) مدل لانگمیر را می توان برای

Fruendlich isotherm

K	n	R^2
۰/۲۲۵	۴/۷۰۱	۰/۸۰۸

Langmuir isotherm

a	b	R^2
۱/۰۵۹	۰/۴۰۵	۰/۸۲۷

BET isotherm

A	X_m	R^2
۲۴/۵۲	۰/۱۶۶	۰/۹۸۷

جدول ۱: پارامترها و ضرایب همبستگی مدل های ایزوترم جذب رنگ راکتیو بلو ۲۹ بر روی نانوتیوب کربنی تک دیواره

اثر pH در میزان جذب

غلظت های مختلفی از نانوذرات (۰/۸ و ۰/۱ و ۰/۱۳ g/L) به بطری های ۲۵۰ mL اضافه گردید، سپس pH محلول رنگ راکتیو بلو (mg/L) ۳۰ به ۳ و ۵ و ۸ رسانیده شد و ۱۰۰ mL از محلول حاصل به بطری حاوی نانوذرات اضافه و ۲۴ ساعت اختلاط صورت گرفت. شکل ۷ نشان دهنده اثر pH در میزان حذف رنگ است.

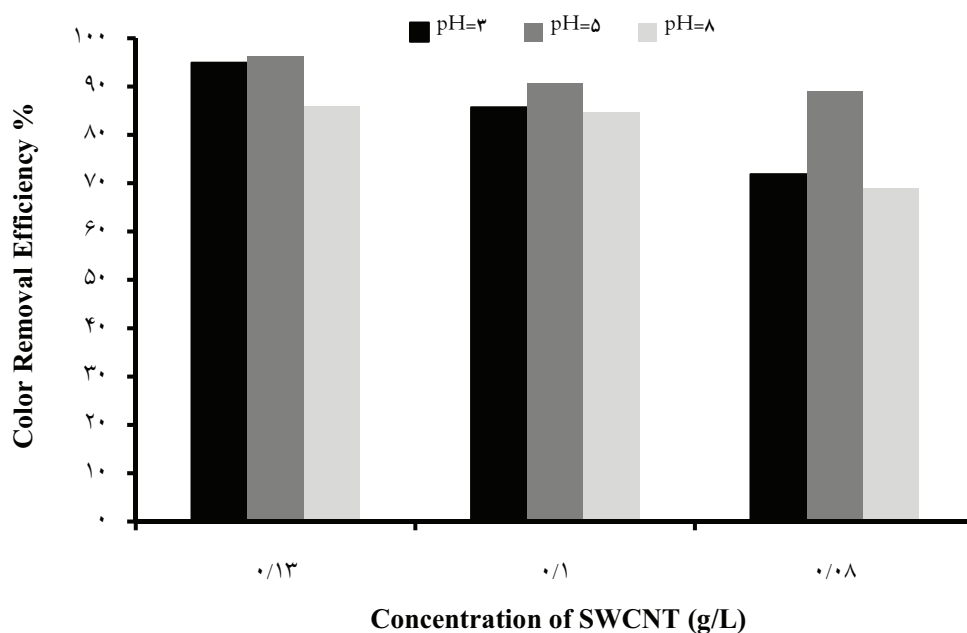
است که سایت‌ها انرژی‌های یکسانی جهت جذب ندارند. در رابطه با زمان تعادل همان‌طور که شکل ۳ نشان می‌دهد، میزان حذف رنگ با گذشت زمان در ابتدا بسیار زیاد است و به تدریج شیب نمودار کاهش یافته و در زمان حدود ۴ ساعت به تعادل می‌رسد. مدت زمان زیاد جهت به تعادل رسیدن نشان می‌دهد که جذب به صورت تک‌لایه نبوده در نتیجه مدت زمان بیش‌تری نسبت به جذب آلاینده‌ها به صورت تک‌لایه نیاز است، در صورتی که در تحقیقاتی که در اکثر مقالات مرتبط با جذب رنگ‌ها بر روی CNTs صورت گرفته و در آنها ایزوترم لانگمیر مدل غالب بوده است زمان تعادل کم‌تر از ۱۲۰ دقیقه است.

همان‌گونه که در شکل ۷ نشان داده شده است pH ۵ در تمامی غلظت‌های نانوذرات در حذف رنگ راکتیوبلو ۲۹ نسبت به pH ۳ و ۸ موثرتر عمل کرده است. با افزایش pH از ۵ به ۸ کارایی حذف بین ۱۰ تا ۲۰٪ کاهش نشان می‌دهد. علت کاهش کارایی با افزایش pH یونیزاسیون جاذب و جذب‌شونده است که باعث ایجاد نیروی دافعه و کاهش کارایی جذب می‌گردد.

این‌گونه به نظر می‌رسد که گروه‌های عاملی اکسیژنی بر روی سطوح نانو ذرات نقش مهمی ایفا می‌کنند به طوری که در pH بیش‌تر از ۵ باعث افزایش پیوند میان گروه‌های OH⁻ روی سطوح نانوذرات می‌گردند و به آن بار منفی می‌دهند و در pH کم‌تر از ۵ جذب گروه‌های H⁺ روی نانوتیوب‌ها را تقویت کرده و به آن بار مثبت می‌دهند که هردو پدیده‌های ذکر شده باعث کاهش کارایی حذف رنگ در pH‌های بالاتر یا پایین‌تر از ۵ می‌گردد. با توجه به نتایج حاصل این‌گونه به نظر می‌رسد که نقطه بدون بار (بار صفر) نانو تیوب کربنی حاصل در pH بین ۳ تا ۸ خواهد بود.

هر کدام از لایه‌های آلاینده جذب شده به کار برد (۱۷). اگرچه ایزوترم لانگمیر بیانگر جذب بسیاری از ترکیبات بر روی جاذب هاست، فرضیات آن به ندرت درست می‌باشد. زیرا در سطوح اکثر جاذب‌ها نقص وجود دارد (جاذب به صورت یک سطح یکنواخت نیست)، مولکول‌های ماده جذب‌شونده هم معمولاً خالص نیستند. بنابراین جذب برای مولکول‌های اولیه ماده جذب‌شونده و مولکول‌های بعدی یکسان نیست. مدل بت جهت رفع نواقص یاد شده بسیار مفید عمل می‌کند.

نتایج تحقیقات صورت گرفته نشان می‌دهد که جذب RB29 روی SWCNTs از ایزوترم بت پیروی می‌کند. در واحدهای تصفیه آب معمولاً جذب آلاینده‌های آلی بر روی جاذب‌های غیر قطبی هم چون نانوتیوب کربنی تک دیواره ناشی از نیروهای واندروالس بین جاذب و جذب‌شونده است (۱۸). در تحقیقی که توسط گوتوواک و همکاران درمورد جذب نفتالن بر روی نانو تیوب‌های کربنی تک دیواره صورت گرفت، نتایج نشان داد که جذب نفتالن به صورت چند لایه اتفاق افتاد. این موضوع نشان می‌دهد برخورد مناسبی بین مولکول‌های نفتالن و سطح نانوتیوب‌های کربنی وجود دارد (۱۹). با توجه به این موضوع که در ساختار رنگ راکتیوبلو ۲۹ گروه NaSO_۳ وجود دارد درون آب به کاتیون Na⁺ و آنیون SO_۳⁻ تجزیه می‌گردد. در هنگام تماس با نانو تیوب‌ها گروه‌های آنیونی طوری جابجا می‌گردد تا تماس مناسبی بین حلقه‌های بنزنی رنگ موجود و نانو تیوب‌ها برقرار گردد (نیروهای واندروالس). این موضوع بیانگر این است که جذب رنگ RB29 در سطح نانوتیوب‌های کربنی تک دیواره توسط نیروهای ضعیف واندروالس و به صورت چند لایه اتفاق می‌افتد. نمودار جذب بت بیانگر این نکته است که جذب RB29 روی سطح نانو ذرات به یک میزان ثابتی می‌رسد (یک لایه جذب) و سپس در پی جذب لایه‌های دیگری از RB29 میزان جذب افزایش می‌یابد (جذب چند لایه). این شکل هم چنین بیان می‌دارد که انرژی جذب RB29 روی سطوح نانوتیوب‌ها برای تمامی حوزة‌ها یک میزان ثابت است. در صورتی که در مدل فروندلیچ فرض بر این



شکل ۷: درصد حذف رنگ راکتیو بلو ۲۹ در pH مختلف و غلظت مختلف نانوتیوب های کربنی تک دیواره

نتیجه گیری

نشان داد که جذب RB29 روی نانوتیوب های کربنی تک دیواره از مدل بت پیروی می کند و فرایند جذب به صورت فیزیکی (توسط نیروی واندروالس) و چند لایه است.

تحقیق حاضر نشان می دهد که نانوتیوب های کربنی تک دیواره (SWCNTs) در حذف رنگ راکتیو بلو بسیار موثر عمل کرده و ظرفیت جذب معادل ۴۹۶ mg/gr وقتی که ۰/۰۲ گرم نانوتیوب جهت حذف ۳۰ mg/L RB29 به کار رفت، بود. حذف رنگ در pH ۵ نسبت به ۳ و ۸ موثرتر بود. نتایج

Archive

منابع

1. Alinsafa A, Khemisa M, Pons MN, Leclerc JP, Yaacoubi A, Benhammou A et al. Electro coagulation of reactive textile dyes and textile wastewater. *Chemical Engineering and Processing*. 2005;44:461-70.
2. Mehmet FS, Hasan ZS. Ozone treatment of textile effluents and dyes: effect of applied ozone dose, pH and dye concentration. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. 2002;77:842-850.
3. Metcalf, Eddy, Inc. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. New York: 4th ed. New York: McGraw-Hill, Inc.; 2003.
4. Aspland JR. *Textile dyeing and coloration*. Final report. USA: American association of textile chemists and colorists, Research Triangle Park; 1997.
5. Arslan-Alaton I, Gursory BH, Schmidt JE. Advanced oxidation of acid and reactive dyes: effect of Fenton treatment on aerobic, anoxic and anaerobic processes. *Dyes and Pigments*. 2008;78:117-30.
6. Larry DB, Joseph F, Dkins JR. *Process Chemistry for Water and Wastewater Treatment*. Englewood Cliffs: Prentice-Hall, Inc.; 1982.
7. Xu XI, Li HU, Wang WH, Gu GI. Degradation of dyes in aqueous solutions by fenton process. *Chemosphere*. 2004;57:595-600.
8. Chungsyng LU, Fengsheng SU. Adsorption of natural organic matter by carbon nanotubes. *Journal of Hazardous Material*. 2007;58:113-21.
9. Lu C, Chiu H. Adsorption of zinc (II) from water with purified carbon nanotubes. *Chemical Engineering Science*. 2006;61:1138-45.
10. Gozmen B, Kayan B, Gizir A, Hesenov A. Oxidative degradation of reactive blue 4 by different advanced oxidation methods. *Journal of Hazardous Materials*. 2009;168(1):129-36.
11. Mangun CL, Yue Z, Economy J. Adsorption of organic contaminants from water using tailored AFCs. *Chemistry of Material*. 2001;13:2356-60.
12. Gong JL, Wang B, Zeng GM, Yang C, Niu C, Niu Q et al. removal of cationic dyes from aqueous solution using magnetic multi-wall carbon nanotubes nanocomposite as adsorbent. *Journal of Hazardous Materials*. 2009;164:1517-22.
13. Qu S, Huang F, Yu S, Chen G, Kong J. magnetic removal of dyes from aqueous solution using multi-wall carbon nanotubes filled with Fe₂O₃ particles. *Journal of Hazardous Materials*. 2008;57:595-600.
14. Jia J, Peng X, Luan Z, Fan B, Wang J, Zhao C. Removal of dyes from water by carbon nanotubes. *Fresenius Environmental Bulletin*. 2009;18,615-18.
15. LU C, Chung YL, Chang KF. Adsorption of trihalomethanes from water with carbon nanotubes. *Water Research*. 2005;39:1183-89.
16. Chen C, Wang X. Adsorption of Ni from aqueous solution using oxidized multi wall carbon nanotubes. *Ind Eng Chem Research*. 2006;45:9144-49.
17. Brunauer S, Emmett PH, Teller J. Adsorption of gases in multimolecular layers. *J Am Chem Soc*. 1938;60:309-19.
18. Crittenden C, Turssel R, Hand D, Howe K, Tchobanoglous G. *Water Treatment: Principles and Design*. New York: John Wiley & Sons, Inc.; 2005.
19. Gotavac S, Song L, Kanoh H, Kaneko K. Assambly structure control of single wall carbon nanotubes with liquid phase naphthalene adsorption. *Colloids and Surface A*. 2006;300:117-21.

Removal of Reactive Blue 29 Dye from Water by Single-Wall Carbon Nanotubes

Naddafi K., Nabizadeh Nodehi R., *Jahangiri rad M.

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

Received; 11 July 2010 Accepted; 9 October 2010

ABSTRACT

Backgrounds and Objectives: Anthraquinone dyes such as reactive blue 29 in water resources and industrial wastewater effluents are one of the most environmental setbacks in many countries. Various methods have been considered to remove these dyes One of which is adsorption.

Materials and Methods: All adsorption experiments were conducted in different pHs and various concentrations of adsorbents. The initial concentration of reactive blue 29 chosen in this study was 30mg/L. Adsorption isotherms were determined and correlated with Langmuir, Freundlich and BET models.

Results: The maximum adsorption capacity of reactive blue 29 onto single wall carbon nanotubes was 496mg/g. Results showed that the best pH for adsorption was 5 followed by pH3 and 8. Kinetic study showed that the equilibrium time for adsorption of RB 29 to SWCNT is 4 hr.

Conclusion: According to the results obtained BET isotherm fitted well the experiment. It shows the adsorption of reactive blue 29 onto single wall carbon nanotubes is multilayers and the mechanism of SWCNTs adsorption toward RB29 is based on weak van der Waals forces.

Key words: Reactive blue 29, Single-wall carbon nanotubes, Adsorption isotherm

*Corresponding Author: *Mahsajahangiri_64@yahoo.com*
Tel: +98 21 88954014 Fax: +98 21 88950188