



Available online: <http://ijhe.tums.ac.ir>

مقاله پژوهشی

## کاربرد نانولوله‌های کربنه چند دیواره مغناطیسی شده برای حذف سورفاکتانت آنیونی سدیم دودسیل سولفات از محلول‌های آبی: مطالعه ایزوترمی و کینتیکی

زهرا رحمانی<sup>۱</sup>، مطهره هراتی<sup>۲</sup>، محمد رضا رحمانی<sup>۳</sup>، یوسف پورعشق<sup>۱</sup>، محمدتقی صمدی<sup>۴\*</sup>

۱. دانشجوی دکتری بهداشت محیط، گروه بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی همدان، همدان، ایران
۲. دانشجوی دکتری بهداشت محیط، گروه بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی ایران، تهران، ایران
۳. کارشناس ارشد مهندسی شیمی، گروه مهندسی شیمی، دانشکده مهندسی شیمی، دانشگاه صنعتی نوشیروانی، بابل، ایران
۴. (نویسنده مسئول): استاد، گروه بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی همدان، همدان، ایران

### چکیده

**زمینه و هدف:** سورفاکتانت‌ها در صابون‌ها، دترجنت‌ها، محصولات دارویی، مواد حاصل از مراقبت‌های فردی و صنایع چرم یافت می‌شوند. در این مطالعه جذب سورفاکتانت سدیم دودسیل سولفات بر روی نانولوله‌های کربنی چند دیواره مغناطیسی شده از محلول‌های آبی مورد بررسی قرار گرفت. روش بررسی: پارامترهای غلظت سورفاکتانت، دز جذب و میزان  $pH$  به عنوان متغیر در نظر گرفته شده است. غلظت باقیمانده سورفاکتانت با استفاده از روش متیلن بلو اندازه‌گیری و ویژگی‌های جاذب نانولوله کربنه چنددیواره مغناطیسی شده با استفاده از آزمایش‌های پراش اشعه  $X$  و طیف سنجی تبدیل فوریه مادون قرمز تعیین گردید. ظرفیت جذب سدیم دودسیل سولفات بر روی جاذب، ایزوترم‌های جذب و سینتیک واکنش نیز مورد بررسی قرار گرفت. یافته‌ها: بررسی‌های جذب نشان داد که میزان جذب سدیم دودسیل سولفات با افزایش غلظت اولیه، افزایش  $pH$  و کاهش دز جاذب کاهش می‌یابد. جذب سدیم دودسیل سولفات پس از  $120 \text{ min}$  به تعادل رسیده و با افزایش غلظت از  $15 \text{ mg/L}$  به  $150 \text{ mg/L}$  ظرفیت جذب از  $8 \text{ mg/g}$  به  $61 \text{ mg/g}$  افزایش یافت. نتایج مطالعات ایزوترم و سینتیک جذب نیز نشان داد که داده‌های حاصل از ایزوترم از مدل جذب لانگمویر ( $R^2 = 0.993$ ) و سینتیک شبه درجه دوم ( $R^2 = 0.992$ ) تبعیت می‌کنند. نتیجه‌گیری: جاذب نانولوله چند دیواره مغناطیسی شده با توجه به ظرفیت جذب بالا و زمان تعادل نسبتاً کم در حذف سورفاکتانت آنیونی سدیم دودسیل سولفات و قابلیت جداسازی آسان جاذب از محیط‌های آبی، یک گزینه موثر و مفید به منظور حذف سدیم دودسیل سولفات است.

### اطلاعات مقاله:

تاریخ دریافت: ۹۴/۱۱/۰۷  
تاریخ ویرایش: ۹۵/۰۱/۳۰  
تاریخ پذیرش: ۹۵/۰۲/۰۵  
تاریخ انتشار: ۹۵/۰۶/۲۸

**واژگان کلیدی:** نانو لوله کربنه چنددیواره مغناطیسی شده، سورفاکتانت آنیونی سدیم دودسیل سولفات، جذب سطحی

پست الکترونیکی نویسنده مسئول:

samadimt@umsha.ac.ir

## مقدمه

گسترش روز افزون صنایع و به دنبال آن تخلیه فاضلاب‌های صنعتی به محیط زیست باعث ایجاد نگرانی‌های زیادی در مورد آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی و تخریب محیط زیست شده است (۱). یکی از بزرگ‌ترین گروه مواد آلاینده که توسط انسان به محیط‌های آبی افزوده می‌شود، سورفاکتانت‌ها هستند. سورفاکتانت‌ها در محصولاتی که هر روزه مورد استفاده قرار می‌گیرد، مانند صابون‌ها، دترجنت‌ها، محصولات دارویی، مواد حاصل از مراقبت‌های فردی، همچنین در صنایعی مانند تجهیزات با تکنولوژی‌های پیشرفته و محصولات چرم نیز یافت می‌شوند. در نتیجه رهاسازی این آلاینده به محیط‌های آبی غیر قابل اجتناب به نظر می‌رسد (۲، ۳). سورفاکتانت‌ها با توجه به ویژگی یونی به انواع مختلفی تقسیم‌بندی می‌شوند که شامل: آنیونی، کاتیونی، آمفوتریک و غیریونی است. یکی از فراوان‌ترین سورفاکتانت‌ها از گروه آنیونی که احتمال تجمع زیستی در بدن انسان دارد، سدیم دودسیل سولفات (SDS) است (۴).

استفاده از روش‌هایی مانند ازن زنی به منظور حذف سورفاکتانت‌ها در مقیاس واقعی بسیار پرهزینه و دشوار است و با توجه به خاصیت میکروبوکشی قوی بعضی از سورفاکتانت‌ها کاربرد روش‌های بیولوژیکی به منظور حذف این آلاینده در غلظت‌های بالا غیر ممکن است (۵). بنابراین به نظر می‌رسد که جذب سطحی یکی از مناسب‌ترین روش‌ها به منظور حذف این آلاینده شناخته شده و نسبت به سایر روش‌های شناخته شده کاربردی‌تر است. یکی از فناوری‌هایی که اخیراً مقبولیت زیادی پیدا کرده است، استفاده از ذرات در مقیاس نانو برای تصفیه و حذف آلاینده‌ها است. ذرات نانو به دلیل داشتن اندازه کوچک، سطح مقطع زیاد، شکل کریستالی و نظم شبکه‌ای منحصر به فرد و در نتیجه واکنش‌پذیری بسیار زیاد، می‌توانند به منظور جذب انواع مختلفی از آلاینده‌ها استفاده گردند (۶-۸). در سال‌های اخیر، نانو ذرات کربن شامل نانوتیوب‌های کربن (CNTs) بدلیل توانایی در جداسازی

آلاینده‌هایی چون فلزات سنگین، رادیونوکلوئیدها، ترکیبات آلی و معدنی خطرناک، توجه دانشمندان را به خود جلب کرده است (۹، ۱۰). Gao و همکاران بر روی حذف رنگ‌های آنیونی با استفاده از نانولوله‌های کربنی هیبرید شده با پلیمرهای مغناطیسی شده مطالعه‌ای انجام دادند، نتایج نشان‌دهنده راندمان ۹۰ درصد جذب سطحی رنگ‌های آنیونی در pH اسیدی بر روی جاذب بوده است. همچنین نتایج نشان داده است که ایزوترم جذب این آلاینده بر روی جاذب مغناطیسی شده از ایزوترم لانگمویر تبعیت کرده و سینتیک واکنش نیز شبه درجه دوم است (۱۱). Tang و همکاران با استفاده از نانولوله‌های کربنی مغناطیسی شده توانستند آترازین و یون مس را با راندمان بالای ۹۰ درصد از محیط‌های آبی حذف کنند. نتایج نشان داده است که راندمان جذب در pH های اسیدی کمتر بوده و سینتیک واکنش از نوع شبه درجه دوم پیروی می‌کند. احیای جاذب  $Fe_3O_4/MWCNTs$  نیز در چندین سیکل امکان‌پذیر است. این جاذب به راحتی با ایجاد میدان مغناطیسی قادر به جداسازی از محیط‌های آبی است (۱۲). Konicki و همکاران نیز با استفاده از جاذب نانولوله کربنی چند دیواره مغناطیسی شده رنگ قرمز مستقیم آنیونی را از محیط‌های آبی حذف کردند. داده‌های حاصل از تعادل نشان داده است که ایزوترم فرایند از نوع فروندلیچ تبعیت می‌کند و سینتیک واکنش نیز از نوع شبه درجه دوم پیروی می‌کند. ظرفیت جذب این رنگ را در درجه حرارت  $60^\circ C$  معادل  $70 \text{ (mg/g)}$  گزارش شده است (۱۳).

تحقیق حاضر با هدف بررسی رفتار جذب نانولوله کربنه چنددیواره مغناطیسی شده به عنوان یک جاذب با ظرفیت جذب بالا بر روی حذف سورفاکتانت آنیونی سدیم دودسیل سولفات انجام شد. با توجه به اهداف در نظر گرفته شده در این تحقیق، اثر متغیرهای کمی مانند غلظت سورفاکتانت، دوز جاذب و میزان pH، مورد بررسی قرار گرفته است. همچنین مدل‌های تعادل جذب و سینتیک واکنش نیز در این فرایند مورد بررسی قرار گرفته است.

فیلتراسیون و شستشوی مکرر با آب مقطر، MWCNTs اصلاح شده در دمای  $80^{\circ}\text{C}$ ، به مدت ۸ h خشک گردید و در ۵۰۰ mL آب مقطر قرار گرفت. در مرحله بعد، ۲۵۰ mL از محلول MWCNTs اصلاح شده، به ارلن ۲۵۰ mL که حاوی ۱۰۰ mL آب مقطر بود اضافه و سپس با هدف جداسازی اکسیژن موجود در محیط ارلن به مدت ۱۵ min به محلول گاز نیتروژن ( $\text{N}_2$ ) دمیده شد. سپس نمونه در بنماری در دمای  $95^{\circ}\text{C}$  قرار گرفت و  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  ۲ g به ارلن ۲۵۰ mL اضافه گردید. سپس، ۴۰ mL محلول (که حاوی  $\text{NaOH}$  ۱/۸ g و  $\text{NaNO}_3$  ۰/۹ g بود) در دمای بیش از  $95^{\circ}\text{C}$  حرارت داده شده و بر روی دستگاه شیکر، قطره قطره (۲ mL/min) به محلول نانولوله‌های کربنه چند دیواره اصلاح شده، اضافه گردید. محلول نهایی به مدت ۲ h در دمای  $95^{\circ}\text{C}$  قرار گرفت و پس از آن رسوب تشکیل شده در ارلن توسط یک میدان مغناطیسی از محلول جدا گردید و در نهایت نانو کامپوزیت مگنتیت تشکیل شده در دمای  $100^{\circ}\text{C}$  به مدت ۲۴ h داخل اتوکلاو خشک گردید (۱۴).

#### – آزمایشات جذب

متغیرهای مورد بررسی در این پژوهش شامل pH، دز جاذب و دز سورفاکتانت است. برای اطمینان از تکرارپذیری نتایج، هر آزمایش ۲ بار تکرار و میانگین اعداد گزارش شد. به منظور تعیین غلظت سدیم دودسیل سولفات (SDS) از روش متیلن بلو (MBAS) استفاده گردید، در این روش، به ۳۰۰ mL از محلول سورفاکتانت ۱۰ mL بافر سولفات اضافه کرده و محلول را به مدت ۵ min تکان دادیم، سپس یک بسته از معرف دترجنت را اضافه کرده و پس از آن ۳۰ mL محلول تولوئن اضافه و به مدت ۱ min اختلاط داده شد. در نهایت محلول را به مدت ۳۰ min داخل کیف دکانتور قرار داده تا دو فاز تولید شده از هم جدا گردد، قسمت پایینی کیف را تخلیه و قسمت بالایی کیف درون سل ۱۰ mL مخصوص دستگاه اسپکتروفتومتر ریخته شد و غلظت دترجنت باقیمانده در طول

#### مواد و روش‌ها

##### – مواد

مطالعه حاضر از نوع بنیادی- کاربردی است که در مقیاس آزمایشگاهی انجام گرفت. در این مطالعه، نانولوله‌های کربنه چند دیواره (MWCNTs) دارای درصد خلوص بیش از ۹۵ درصد، قطر خارجی ۲۰-۳۰ nm، طول  $30\ \mu\text{m}$ ، مساحت سطح ویژه  $110\ \text{m}^2/\text{g}$  و چگالی واقعی  $1/2\ \text{g}/\text{cm}^3$  از شرکت نوترنو تهران، خریداری گردید. سورفاکتانت SDS با فرمول شیمیایی  $\text{CH}_3(\text{CH}_2)_{11}\text{OSO}_3\text{Na}$ ، از شرکت مرک خریداری شد. سایر مواد شیمیایی مورد استفاده در این آزمایش مانند فرسولفات ۷ آبه ( $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ )، اسیدسولفوریک ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ )، سدیم هیدروکسید ( $\text{NaOH}$ )، نترات سدیم ( $\text{NaNO}_3$ )، اسید نیتریک ( $\text{HNO}_3$ ) از شرکت مرک (Merck) آلمان خریداری گردید. به منظور تهیه نمونه سنتتیک، ابتدا محلول استوک سدیم دودسیل سولفات با غلظت  $500\ \text{mg}/\text{L}$  از حل کردن  $0/5\ \text{g}$  از سدیم دودسیل سولفات در  $1000\ \text{mL}$  آب مقطر ساخته و غلظت‌های مورد نظر از محلول استوک تهیه گردید. تنظیم pH محلول توسط pH متر دیجیتالی (مدل HACH Sension 4) با استفاده از سود و اسیدسولفوریک  $0/1\ \text{mol}$  انجام گردید. فرمول شیمیایی سورفاکتانت  $\text{NaC}_{12}\text{H}_{25}\text{SO}_4$ ، جرم مولکولی  $288/37\ \text{g}/\text{mol}$  و به صورت پودر سفید رنگ و بدون بو است.

##### روش کار

#### – سنتز نانو کامپوزیت مگنتیت $\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{MWCNTs}$

در این مرحله جاذب مغناطیسی شده با هدف جداسازی آسان جاذب از محلول‌های آبی با استفاده از اعمال میدان مغناطیسی، تولید گردید. به این منظور، ابتدا  $100\ \text{mg}$  نانولوله‌های کربنه چند دیواره، داخل ارلنی که حاوی  $120\ \text{mL}$  مخلوط  $\text{H}_2\text{SO}_4/\text{HNO}_3$  با نسبت حجمی ۳ به ۱ (v/v: ۳/۱) است، اضافه گردید و در دمای  $60^{\circ}\text{C}$ ، به مدت ۳h در حمام اولتراسونیک با فرکانس  $50\ \text{Hz}$  و توان  $350\ \text{w}$  قرار داده شد. پس از

$q_{max}$  = حداکثر ظرفیت جذب،  $b$  = ثابت تعادل،  $C_e$  = غلظت تعادلی سورفاکتانت  
معادله غیر خطی فروندلیچ نیز در زیر آورده شده است.

$$q_e = K_f C_e^{1/n} \quad (4)$$

$K_f$  = ظرفیت جذب در واحد غلظت  
 $1/n$  = شدت جذب سطحی

مدل سیپس یک مدل جذب تجربی است که ترکیبی از مدل جذب لانگمویر و فروندلیچ است (۱۷). در اثر ترکیب این دو مدل پارامترهای مدل سیپس شکل می‌گیرد که شامل  $Q_{MAX}$ ،  $K_S$  و  $1/n$  است که توسط همخوان کردن داده‌های آزمایش با معادله مربوط به این مدل قابل محاسبه است. مدل ایزوترم جذب سیپس در زیر نشان داده شده است:

$$q_e = (q_{max} K_S C_e^{1/n}) / (1 + K_S C_e^{1/n}) \quad (5)$$

به منظور تعیین ویژگی‌های فرایند جذب توسط جاذب نانولوله کربن چنددیواره مغناطیسی شده ( $Fe_3O_4/MWCNTs$ )، بررسی کردن سرعت جداسازی ماده جذب شونده از محلول حائز اهمیت است. مطالعات تعادلی سینتیک واکنش جذب در شرایط بهینه و در زمان‌های مختلف صورت می‌گیرد. معادلات مربوط به سرعت واکنش به شرح زیر است:  
سرعت واکنش شبه درجه اول:

$$\log(q_e - q_t) = \log(q_e) - K_t / 2.303 \quad (6)$$

$q_e$  و  $q_t$  به ترتیب مقدار سورفاکتانت جذب شده روی جاذب در زمان تعادل و در زمان  $t$  و  $K_t$  برابر است با ثابت سرعت جذب. سرعت واکنش شبه درجه دوم از معادله زیر پیروی می‌کند:

$$t/q_t = 1/k q_e^2 + t/q_t \quad (7)$$

که در آن  $t$  زمان واکنش،  $q_t$  (mg/g) میزان جذب ماده جاذب شونده در هر زمان،  $q_e$  (mg/g) و  $k$  (g/mg h) ثابت واکنش درجه دوم است.

موج ۶۵۲ nm با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر DR5000 (HACH) قرائت شد (۱۵). به منظور بررسی کارایی حذف از معادله زیر استفاده شد:

$$R = (C_0 - C_e) / C_0 \quad (1)$$

$C_0$  و  $C_e$  به ترتیب غلظت اولیه سورفاکتانت و غلظت نهایی سورفاکتانت بر حسب mg/L پس از جذب بر روی جاذب است. مطالعات مربوط به ایزوترم و سینتیک جذب هم در شرایط بهینه حاصل از مراحل قبل صورت گرفته است. ظرفیت جذب سورفاکتانت با استفاده از معادله (۲) قابل محاسبه است:

$$q_e = (C_0 - C_e) V / w \quad (2)$$

$q_e$  = مقدار ماده جذب شونده به واحد جرم ماده جاذب (mg/g)

$C_0$  = غلظت اولیه سورفاکتانت در محلول (mg/L)

$C_e$  = غلظت تعادلی نهایی سورفاکتانت بعد از تعادل (mg/L)

$V$  = حجم داخل راکتور (L)

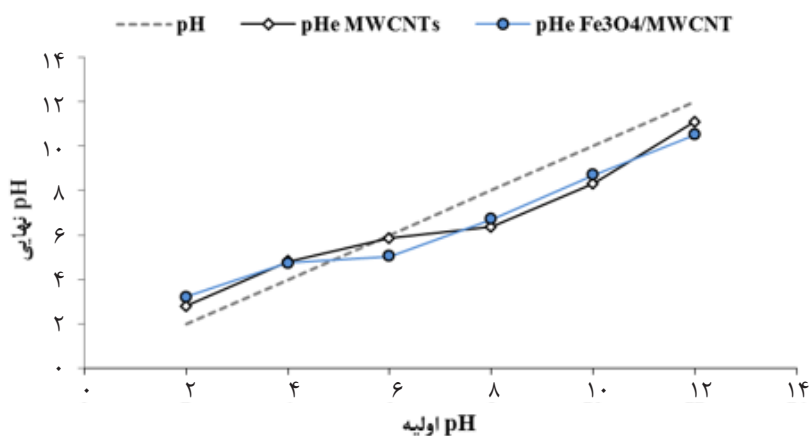
$W$  = جرم ماده جاذب (g)

ایزوترم‌های جذب نشانگر چگونگی برقراری اتصال بین ماده جذب شونده و جاذب است و در بهینه‌سازی پارامترهای موثر بر فرایند جذب سطحی دارای اهمیت است. به منظور بهینه‌سازی طراحی فرایند جذب سطحی، به منظور حذف سورفاکتانت مورد نظر، برقرارسازی همبستگی در نمودارهای جذب الزامی است (۱۶). مدل‌های ایزوترم لانگمویر و فروندلیچ بیانگر ارتباط تعادلی غلظت ماده جذب شونده بین ماده جاذب و محلول هستند. در معادله لانگمویر جذب یک لایه‌ای و یکنواخت ماده جاذب با انرژی یکسان بر روی سطح جاذب رخ می‌دهد که معادله غیر خطی آن به صورت زیر است:

$$q_e = (q_m b C_e) / (1 + b C_e) \quad (3)$$

$q_e$  = غلظت ماده جذب شونده در فاز جامد در حالت تعادل (mg/g)

و سود تنظیم گردید. میزان جرمی  $0.08 \text{ g}$  از نانوکامپوزیت مگنتیت تهیه شده در هر کدام از ارلن‌ها اضافه گردید. ارلن‌ها را به مدت  $24 \text{ h}$  بر روی شیکر با سرعت  $120 \text{ rpm}$  قرار داده و بعد از سپری شدن زمان فوق  $\text{pH}$  نهائی محتویات ارلن‌ها پس از صاف‌سازی با استفاده از دستگاه  $\text{pH}$  متر قرائت گردید. بعد از رسم منحنی تغییرات  $\text{pH}$  در مقابل  $\text{pH}$  اولیه،  $\text{pH}_{\text{zpc}}$  تعیین گردید (۱۹). همانطور که در نمودار ۱ مشاهده می‌شود  $\text{pH}_{\text{zpc}}$  نانولوله‌های کربنه چند دیواره و نانوکامپوزیت مگنتیت  $5/9$  و  $4/7$  است.



نمودار ۱- نمودار  $\text{pH}_{\text{zpc}}$  نانوکامپوزیت  $\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{MWCNTs}$  و  $\text{MWCNTs}$

شده در طیف نانوکامپوزیت مگنتیت  $\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{MWCNTs}$  شامل گروه‌های عاملی در عدد موجی  $3438/21 \text{ cm}^{-1}$ ،  $1384/53$ ،  $579/40$  هستند. در طیف نانوکامپوزیت مگنتیت پیک موجود در جایگاه  $\text{S}=\text{O}$  و  $\text{N}=\text{O}$  نسبت به طیف نانولوله کربنه چند دیواره عمیق‌تر شده است. که می‌توان این تغییرات را به دلیل استفاده از ترکیبات نیتروژنه و ترکیبات سولفات که در سنتز نانوکامپوزیت مگنتیت استفاده شده، نسبت داد و همچنین در طیف  $579/40$  حضور  $\text{Fe}_3\text{O}_4$  در ساختار نانوکامپوزیت مگنتیت تایید می‌شود (۲۰).

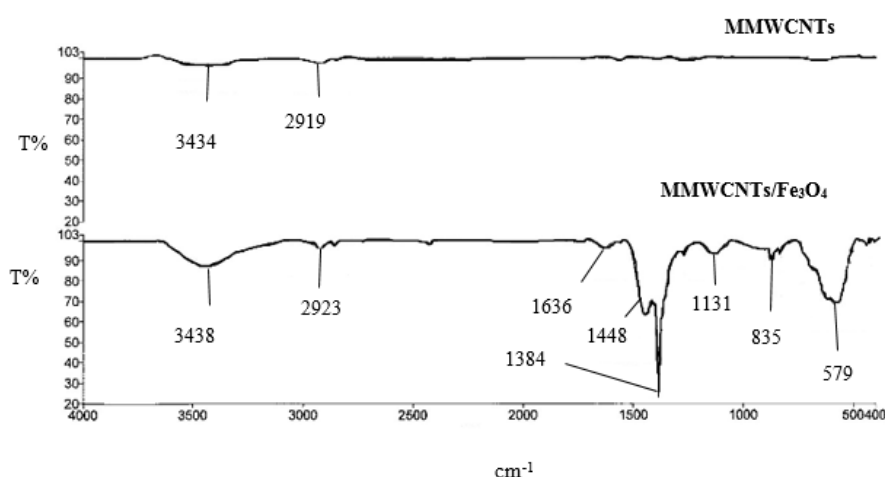
## -تعیین $\text{pH}_{\text{zpc}}$

$\text{pH}_{\text{zpc}}$  نشان‌دهنده وضعیت پراکندگی بار الکتریکی در سطح جاذب است. در  $\text{pH}$  بالاتر از  $\text{pH}_{\text{zpc}}$  بار الکتریکی سطحی غالب در سطح جاذب به صورت بار منفی است و در  $\text{pH}$  پایین‌تر از آن بار سطحی غالب در سطح آن مثبت است (۱۸). برای تعیین  $\text{pH}_{\text{zpc}}$  از محلول نمک طعام  $0.01 \text{ mol}$  به عنوان الکترولیت و از محلول‌های سود و اسید کلریدریک  $0.1 \text{ mol}$  به عنوان عوامل کنترل‌کننده استفاده گردید. مقدار  $30 \text{ mL}$  (در هر ارلن) از محلول الکترولیت را در  $6$  عدد ارلن  $50 \text{ mL}$  ریخته و  $\text{pH}$  محلول‌ها در محدوده  $2$  تا  $12$  با استفاده از اسید

## یافته‌ها

### -ویژگی‌های جاذب

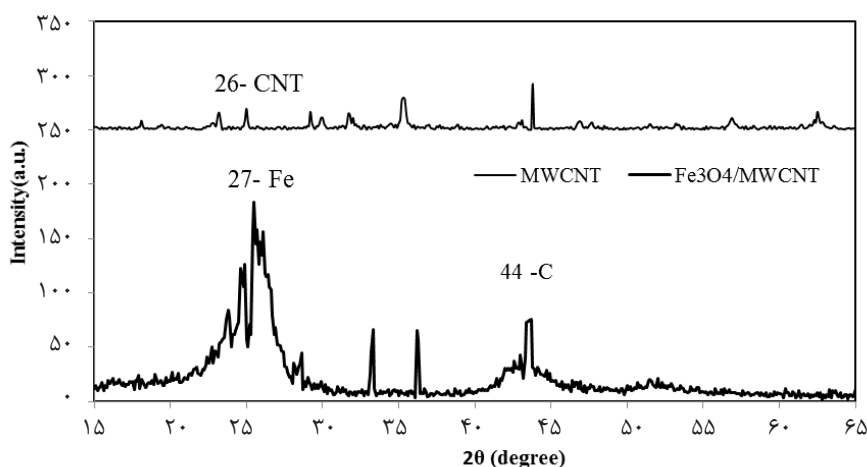
شکل ۱ طیف FT-IR نانولوله‌های کربنه چند دیواره و نانوکامپوزیت مگنتیت سنتز شده را نشان می‌دهد. دامنه این تغییرات در فاصله  $400$  تا  $4000 \text{ cm}^{-1}$  تعیین شده است. جایگاه‌های مشخص شده در طیف نانولوله کربنی شامل  $3434 \text{ cm}^{-1}$ ،  $2919/57$  است که به ترتیب به ارتعاشات کششی  $\text{O}-\text{H}$ ،  $\text{C}-\text{O}$  (کربوکسیلات) در گروه‌های هیدروکسیل مربوط می‌شود. که می‌توان آن را به حضور کربن در ساختار نانولوله‌های کربنه نسبت داد. همچنین جایگاه‌های مشخص



شکل ۱- طیف FTIR نانولوله کربنه چند دیواره، و نانوکامپوزیت مگنتیت  $Fe_3O_4/MWCNT$

در زاویه  $44^\circ$  درجه پیک ظاهر شده است که مربوط به پراش کریستالی و ترتیب‌های منظمی از استوانه‌های متحدالمرکزی از اتم‌های کربن است (۲۱). در آنالیز (XRD) حداکثر پیک مربوطه برای نانوکامپوزیت سنتز شده در زاویه  $27^\circ$  با شدت  $203/0965$  است، که مربوط به بلورهای مکعبی شکل سولفات آهن ۷ آبه بوده و این آنالیز وجود آهن را در ساختار نانوکامپوزیت مگنتیت تایید می‌کند (۱۱، ۲۲).

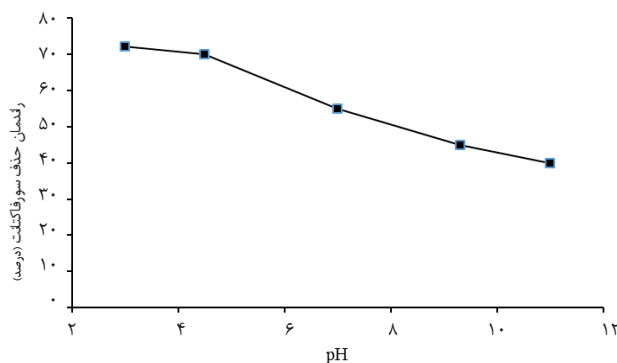
برای تعیین الگوی پراکنش اشعه X مربوط به نانولوله کربنه چند دیواره و نانوکامپوزیت مگنتیت در محدوده زاویه  $2\theta = 15-65^\circ$  از دستگاه پراش اشعه X (XRD)، استفاده گردید. با توجه به شکل ۲، نانوکامپوزیت مگنتیت اصلاح شده ساختار آمورف یا غیر کریستالی از خود نشان داده و درصد بالای آهن (سولفات آهن ۷ آبه) نسبت به نانولوله کربنه چند دیواره، خاصیت مغناطیسی بالایی دارد. همانطور که در شکل ۲ نشان داده شده است، در رابطه با نانولوله کربنه چند دیواره (MWCNTs)



شکل ۲- XRD نانولوله کربنه چند دیواره و نانوکامپوزیت مگنتیت  $Fe_3O_4/MWCNT$

### - بررسی اثر pH

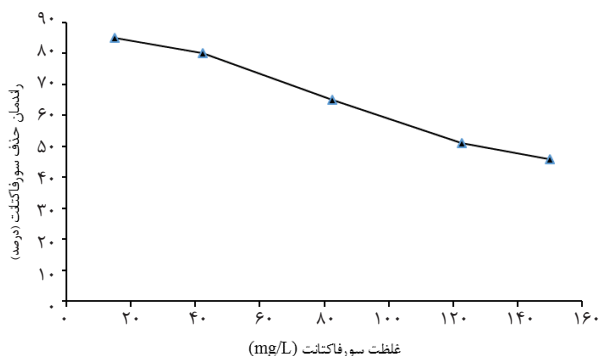
میزان pH تاثیر قابل توجهی بر روی جذب سورفاکتانت دارد که با توجه به ویژگی یونیزاسیون سورفاکتانت قابل بررسی است. همانطور که در نمودار ۲ نشان داده شده است، در pH های اسیدی راندمان جذب سورفاکتانت SDS بر روی جاذب بیشتر از میزان قلبیایی است.



نمودار ۲- بررسی اثر میزان pH بر راندمان حذف SDS (دز جاذب: ۰/۲۸ g/L و غلظت سورفاکتانت: ۴۲/۳۶ mg/L)

### - بررسی اثر غلظت سورفاکتانت آنیونی SDS

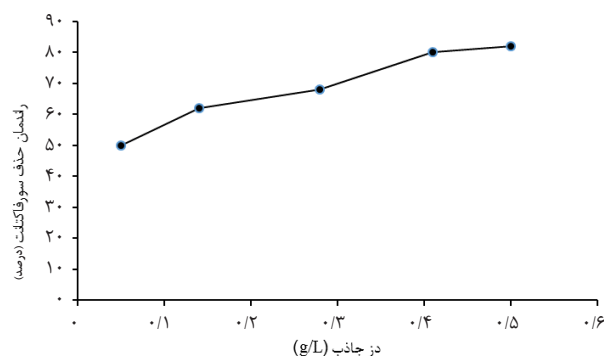
بمنظور بررسی اثر غلظت سورفاکتانت بر روی راندمان جذب، گستره‌ای از غلظت (۱۵-۱۵۰ mg/L) در نظر گرفته شده است. همانطور که در نمودار ۴ نشان داده شده است، با افزایش یافتن غلظت سورفاکتانت، راندمان حذف کاهش می‌یابد.



نمودار ۴- بررسی اثر غلظت سورفاکتانت بر راندمان حذف SDS (pH = ۴/۵ و دز جاذب: ۰/۲۸ g/L)

### - بررسی اثر میزان جاذب نانوکامپوزیت مگنتیت (Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>/MWCNTs)

به منظور بررسی اثر غلظت جاذب محدود‌دهی از غلظت (۰/۰۵-۰/۵ g/L) انتخاب گردید. اثرات غلظت جاذب بر روی راندمان جذب سورفاکتانت در نمودار ۳ آورده شده است. با افزایش یافتن غلظت جاذب و به دنبال آن افزایش سایت‌های قابل دسترس بمنظور جذب سطحی، راندمان جذب سورفاکتانت نیز افزایش یافته است.



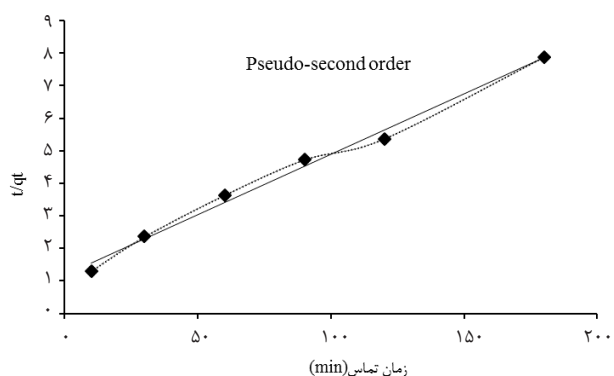
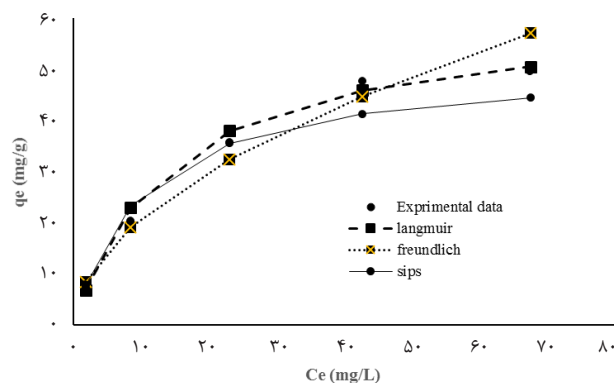
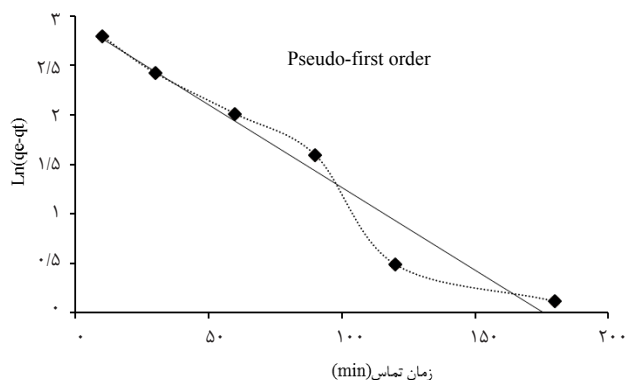
نمودار ۳- بررسی اثر دز جاذب بر راندمان حذف SDS (pH = ۴/۵ و غلظت سورفاکتانت: ۴۲/۳۶ mg/L)

### - ایزوترم و سینتیک جذب

به منظور تعیین نحوه جذب سطحی ۰/۵ g از جاذب در ۳۰۰ mL از محلول حاوی غلظت‌های مختلفی از سورفاکتانت آنیونی SDS اضافه گردید. زمان رسیدن به تعادل جذب با جذب شونده حدود ۱۲۰ min بدست آمد. ایزوترم‌های لانگمویر، فروندلیچ و سیپس و سینتیک‌های شبه درجه اول و شبه درجه دوم به منظور بررسی فرایند جذب سورفاکتانت توسط جاذب مورد بررسی قرار گرفت. نمودار ۵ مقایسه‌ای از ظرفیت جذب داده‌های آزمایشگاهی بدست آمده با ایزوترم‌های مختلف است. جدول ۱ نیز پارامترهای مربوط به ایزوترم جذب SDS بر روی نانولوله‌های کربنه چند دیواره مغناطیسی شده را نشان می‌دهد، همانطور که از داده‌های بدست آمده قابل مشاهده است، بیشترین میزان رگرسیون مربوط به مدل لانگمویر و سیپس است (۱۷).

جدول ۱- پارامترهای ایزوترم جذب SDS توسط نانولوله چنددیواره مغناطیسی شده

ایزوترم سیپس	ایزوترم فروندلیچ	ایزوترم لانگمویر
$Q_{max}(mg/g) = 51$	$K_F (mg/g (mg/L)^{1/n}) = 6/23$	$Q_{max}(mg/g) = 61$
$K_S = 0/1$	$n = 1/9$	$K_L (L/mg) = 0/07$
$R^2 = 0/9924$	$R^2 = 0/98$	$R^2 = 0/9922$



نمودار ۵- مقایسه داده‌های آزمایشگاهی با مدل ایزوترم لانگمویر، فروندلیچ و سیپس بمنظور جذب سورفاکتانت SDS توسط جاذب نانولوله کربنی چند دیواره مغناطیسی شده ( $Fe_3O_4/MWCNTs$ )

نمودار ۶ نشان‌دهنده اثرات زمان تماس بر روی ظرفیت جذب سورفاکتانت SDS از محلول آبی در دمای آزمایشگاه است. نتایج حاصل از سینتیک‌های جذب نیز در جدول ۲ آورده شده است. همانطور که قابل مشاهده است، بیشترین همخوانی در رابطه با سینتیک شبه درجه دوم است.

نمودار ۶- سینتیک شبه درجه اول و شبه درجه دوم جذب سورفاکتانت SDS با استفاده از جاذب  $Fe_3O_4/MWCNTs$

جدول ۲- پارامترهای جذب مربوط به سینتیک شبه درجه اول و سینتیک شبه درجه دوم

شبه درجه دوم (pseudo second-order equation)	شبه درجه اول (pseudo first-order equation)
$q_e(mg/g) = 27$	$q_e(mg/g) = 19$
$K_2 (mg/g h) = 0/016$	$K_1 (mg/g h) = -0/0167$
$R^2 = 0/992$	$R^2 = 0/96$



## بحث

## بررسی اثر pH

لایه کربنی است، نتایج نشان‌دهنده افزایش راندمان جذب در شرایط اسیدی بوده و در pH برابر با ۲ بیشترین ظرفیت جذب گزارش گردیده است. به نظر می‌رسد مهم‌ترین مکانیسمی که باعث جذب سورفاکتانت‌های آنیونی در شرایط اسیدی می‌گردد، نیروی جاذبه الکترواستاتیکی و فعل و انفعالات رخ داده در مولکول‌های آب گریز است (۲۴).

- بررسی اثر میزان جاذب نانوکامپوزیت مگنتیت ( $Fe_3O_4/MWCNTs$ )

همانطور که در نمودار ۳ قابل مشاهده است، با افزایش یافتن غلظت جاذب و به دنبال آن افزایش سایت‌های قابل دسترس بمنظور جذب سطحی، راندمان جذب سورفاکتانت نیز افزایش یافته است (۲، ۲۳-۲۵). از طرفی به علت آب گریز بودن جاذب MWCNTs، بخش آب گریز سورفاکتانت نیز قادر به اتصال با این جاذب بوده و جذب سطحی رخ می‌دهد (۲۴). Ncibi و همکاران در مطالعه‌ای که بر روی حذف سورفاکتانت‌های یونی و غیر یونی با استفاده از نانولوله‌های کربنی چند دیواره انجام دادند، مشاهده کردند که با افزایش غلظت جاذب از ۰/۱ g/L به ۱ در رابطه با حذف سورفاکتانت‌های آنیونی، ظرفیت جذب افزایش می‌یابد که علت آن را به افزایش محل‌های فعال جذب در جاذب ارتباط دادند. قابل ذکر است که در مطالعه حاضر اثرات متقابل پارامترها بر روی جاذب نانولوله کربنه چند دیواره (MWCNTs) نیز مورد مطالعه قرار گرفت و نتایج حاصله از آن مشابه نتایج گزارش شده در رابطه با جاذب نانولوله چنددیواره مغناطیسی است، با این تفاوت که سطح ویژه جاذب مگنت شده به علت قرار گرفتن ذرات آهن بر روی آن به مقدار جزئی کمتر از نانولوله چنددیواره معمولی است که باعث کاهش جزئی در راندمان آن می‌گردد، از طرفی در شرایط اسیدی امکان جدا شدن اکسیدهای آهن از سطح جاذب است که این مقدار جزئی بوده و اثر قابل توجهی در راندمان ندارد. با توجه به جداسازی آسان نانوجاذب‌های مگنت شده با برقراری میدان مغناطیسی، نتایج مربوط به این جاذب در

یکی از ویژگی‌های مهم جاذب،  $pH_{zpc}$  است که نشان‌دهنده وضعیت پراکندگی بار الکتریکی در سطح جاذب است. در pH بالاتر از  $pH_{zpc}$  بار الکتریکی سطحی غالب در سطح جاذب منفی است و در pH پائین تر از  $pH_{zpc}$  بار سطحی غالب در سطح آن مثبت است. این مقدار در نانولوله‌های کربنه چند دیواره (MWCNTs) و نانوکامپوزیت مگنتیت ( $Fe_3O_4/MWCNTs$ ) به ترتیب ۵/۹ و ۴/۷ است (۲۳). به این ترتیب در مقادیر اسیدی بار غالب سطحی جاذب مثبت است. همانطور که در نمودار ۲ نشان داده شده است، بیشترین میزان جذب در pH حدود ۴ گزارش شده است و با افزایش pH میزان جذب کاهش یافته است. برقراری نیروی الکترواستاتیکی بین بار الکتریکی مثبت بر روی سطح جاذب و بار منفی موجود بر روی سورفاکتانت آنیونی باعث افزایش میزان جذب سورفاکتانت می‌گردد. همچنین در pH های اسیدی اتصال زنجیره‌های آب گریز موجود در سورفاکتانت و جاذب نیز بهبود می‌یابد، از طرفی در pH قلیایی به علت حضور گروه‌های  $OH^-$  بین این گروه‌ها و سورفاکتانت‌های آنیونی بر سر قرار گرفتن بر روی سایت‌های جذب با بار سطحی مثبت رقابت ایجاد شده و به این ترتیب کاهش قابل توجهی در راندمان دیده می‌شود. Beltrán-Heredia و همکاران بر روی حذف سورفاکتانت‌های آنیونی با استفاده از جاذب *Moringa oleifera* مطالعه‌ای انجام دادند و نتایج بیانگر تاثیر pH اسیدی برابر با ۴ بر افزایش راندمان حذف سورفاکتانت است. بر هم کنش الکترواستاتیکی بین بار مثبت موجود بر روی جاذب در شرایط اسیدی و بار منفی سورفاکتانت آنیونی باعث افزایش راندمان جذب بر روی جاذب است (۲، ۱۳، ۲۴). Ncibi و همکاران نیز در مطالعه‌ای که بر روی حذف انواع سورفاکتانت‌ها انجام دادند، نشان دادند که میزان pH یکی از مهم‌ترین پارامترهای موثر بر راندمان جذب سورفاکتانت‌های آنیونی بر روی جاذب تک

جذب قابل دسترس کم است و در غلظت‌های بالاتر، میزان سایت‌های قابل دسترس به منظور جذب کم می‌گردد، بنابراین حذف سورفاکتانت‌ها وابسته به غلظت اولیه آن در محلول است (۲۳).

#### - ایزوترم و سینتیک

چندین مکانیسم با هدف جذب سورفاکتانت بر روی جاذب از محیط‌های آبی وجود دارد، که شامل موارد زیر است: تبادل یونی، جفت شدن یون‌ها، اتصالات هیدروفوبیک، جذب با استفاده از پلاریزاسیون الکترون‌های  $\pi$  و جذب با استفاده از نیروهای پراکندگی. در تئوری جفت شدن یون‌ها، یون‌های موجود در سورفاکتانت بر روی جایگاه‌های خالی با بار مخالف از جاذب، جذب شده و از محیط‌های آبی جدا می‌گردند. در رابطه با سورفاکتانت SDS نیز این تئوری به صورت غالب رخ داده و باعث جذب این آلاینده بر روی نانولوله‌های کربنه چنددیواره می‌گردد. همان‌گونه که در جدول ۱ قابل مشاهده است، جذب سورفاکتانت آنیونی SDS بر روی جاذب مورد نظر از ایزوترم لانگمویر بیشترین تبعیت را می‌کند. همچنین سرعت این فرایند بیشترین همخوانی را با معادلات سینتیک شبه درجه دوم دارد (جدول ۲).

مقایسه ظرفیت جذب انواع جاذب‌های بکار گرفته شده به منظور جذب سورفاکتانت آنیونی سدیم دودسیل سولفات، در جدول ۳ ارائه شده است. همان‌طور که قابل مشاهده است، جاذب بکار گرفته شده در پژوهش حاضر دارای ظرفیت جذب بالایی بوده و با توجه به میزان بسیار کم دز جاذب راندمان بالایی را در حذف سورفاکتانت آنیونی سدیم دودسیل سولفات از خود نشان داده است. قابل ذکر است که مولکول‌های SDS در محل‌های آب گریز حل می‌شوند که این محل‌های آب گریز حاصل از حرکات لرزشی گروه‌های هیدروکربن موجود در سورفاکتانت است (۱۷). با افزایش زمان تماس (۱۰ min تا ۱۸۰) ظرفیت جذب نیز به تدریج افزایش می‌یابد، که این امر می‌تواند به علت بکارگیری تمام سایت‌های جذب در زمان‌های

این مطالعه آورده شده است (۱۱، ۱۲). Pal و همکاران اثر افزایش دز ژل کیتوزان را بر روی جاذب سورفاکتانت SDS مورد مطالعه قرار داده‌اند. نتایج نشان داده است که با افزایش یافتن دز جاذب از  $0.05 \text{ g/L}$  به  $0.8$  درصد حذف سورفاکتانت افزایش می‌یابد. دلیل افزایش در راندمان، افزایش مساحت سطح و افزایش یافتن سایت‌های جذب با افزایش دز جاذب گزارش گردیده است (۲۳).

#### - بررسی اثر غلظت سورفاکتانت آنیونی SDS

با توجه به نتایج حاصل شده، افزایش غلظت سورفاکتانت باعث کاهش در راندمان جذب گردید، این کاهش جذب سورفاکتانت بر روی جاذب به دلیل اشباع شدن سایت‌های جذب است. همچنین، در غلظت‌های بالای سورفاکتانت، نیروهای دافعه بین مولکول‌های سورفاکتانت بسیار بیشتر می‌گردد که همین مساله از جذب آنها بر روی جاذب جلوگیری می‌کند. Kaya و همکاران مطالعه‌ای را بر روی حذف سورفاکتانت SDS با استفاده از کربن فعال گرانوله انجام دادند و افزایش ظرفیت جذب و کاهش راندمان حذف آلاینده را با افزایش غلظت ( $40 \text{ mg/L}$  تا  $400$ ) تایید کردند (۲۶). مطالعات دیگری نیز در این زمینه انجام شده است که از جمله آن می‌توان به بررسی تاثیر افزایش غلظت سورفاکتانت SDS در محدود  $10 - 60 \text{ mg/L}$  اشاره نمود. در این مطالعه نیز با افزایش غلظت سورفاکتانت راندمان حذف به طور تدریجی کاهش یافته است، که به علت افزایش یافتن نیروهای پیش برنده در غلظت‌های بالای سورفاکتانت است (۲۳).

در مطالعه حاضر نیز، با افزایش غلظت سورفاکتانت از  $15 \text{ mg/L}$  تا  $150$ ، راندمان جذب به تدریج کاهش یافته است. اما میزان SDS جذب شده بر روی جاذب با افزایش غلظت اولیه افزایش یافته است. این مساله به دلیل افزایش نیروهای پیش برنده به دنبال افزایش غلظت SDS است. با افزایش در گرادیان غلظت سورفاکتانت، میزان جذب هم بر روی جاذب افزایش خواهد یافت. در غلظت‌های پایین سورفاکتانت، نسبت مولکول‌های سورفاکتانت به سایت‌های

تعدادل برقرار شده و در زمان‌های بالاتر تغییر قابل ملاحظه‌ای در ظرفیت جذب رخ نمی‌دهد (۱۱-۱۳).

طولانی‌تر باشد. پس از رسیدن به زمان تعادل (۱۲۰min) بین جاذب ( $Fe_3O_4/MWCNTs$ ) و جذب شونده (SDS)

جدول ۳- مقایسه ظرفیت جذب انواع مختلف جاذب‌ها بر روی حذف سورفاکتانت سدیم دودسیل سولفات (SDS)

انواع جاذب	ظرفیت جذب (mg/g)	رفرنس
جاذب نیمه متخلخل MCM-۴۱ کلسینه شده	۳۹/۹	(۱۷)
هیدروژل کیتوزان	۷۶	(۲۳)
آلومینا	۳۹/۶	(۲۷)
کربن فعال حاصل از زغال چوب	۳/۷۵	(۲۸)
گرانول لاستیک	۴/۱	(۲۸)
ژل سیلیکا	۵/۲	(۲۸)
نانوکربن چنددیواره مغناطیسی شده ( $Fe_3O_4/MWCNTs$ )	۶۱	مطالعه حاضر

## نتیجه‌گیری

آزمایشگاهی انجام شده و از فاضلاب سنتتیک به منظور بررسی اثر متغیرها استفاده گردیده است، امکان کاهش راندمان در شرایط واقعی و با حضور عوامل مداخله‌گر پیش‌بینی می‌گردد. با توجه به اهمیت حذف سورفاکتانت‌ها از محلول‌های آبی و نتایج بدست آمده از این پژوهش، کاربرد نانولوله کربنی چند دیواره مغناطیسی شده به علت راندمان مناسب و قابلیت جداسازی آسان جاذب از محلول‌های آبی با اعمال میدان مغناطیسی توصیه می‌گردد.

هدف از این مطالعه بررسی رفتار جذب نانولوله‌های کربنی چند دیواره مغناطیسی شده در حذف سورفاکتانت آنیونی سدیم دودسیل سولفات بوده و همچنین اثر متغیرهایی مانند pH، دز جاذب و غلظت سورفاکتانت نیز مورد بررسی قرار گرفت. مطالعات جذب شامل بررسی تعادلات جذب و سینتیک واکنش‌های صورت گرفته نیز مورد مطالعه قرار گرفت. نتایج حاصل از آزمایشات نشان داد که حذف سورفاکتانت آنیونی از محلول‌های آبی توسط نانولوله‌های چند دیواره مغناطیسی شده تحت شرایط اسیدی (pH برابر با ۴/۶)، غلظت بهینه سورفاکتانت آنیونی ۴۲/۳۶ mg/L و دز جاذب ۰/۲۸ g/L در شرایط بهینه قرار دارد. همچنین نتایج نشان‌دهنده تبعیت واکنش جذب از ایزوترم جذب لانگمویر و سینتیک شبه درجه دوم است. با توجه به اینکه مطالعه مورد نظر در مقیاس

## تشکر و قدردانی

این مقاله حاصل طرح تحقیقاتی (شماره طرح ۹۳۰۱۲۶۴۸۴) مصوب دانشگاه علوم پزشکی همدان بوده که با حمایت مالی معاونت تحقیقات و فناوری این دانشگاه به انجام رسیده است.

## منابع

- Méndez-Paz D, Omil F, Lema J. Anaerobic treatment of azo dye Acid Orange 7 under fed-batch and continuous conditions. *Water Research*. 2005;39(5):771-78.
- Beltrán-Heredia J, Sánchez-Martín J, Barrado-More-

- no M. Long-chain anionic surfactants in aqueous solution. Removal by *Moringa oleifera* coagulant. *Chemical Engineering Journal*. 2012;180:128-36.
- Shahbazi A. Comparison of adsorption efficiency of triton x-100 surfactant from industrial wastewater

- using synthetic and natural zeolites: Isotherm and kinetic studies. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2015;8(3):297-308 (in Persian).
4. Yavuz R, Küçükbayrak S. Adsorption of an anionic dispersant on lignite. *Energy Conversion and Management*. 2001;42(18):2129-37.
  5. Li Z, Yuansheng D, Hanlie H. Transport of micelles of cationic surfactants through clinoptilolite zeolite. *Microporous and Mesoporous Materials*. 2008;116(1):473-77.
  6. Upadhyayula VK, Deng S, Mitchell MC, Smith GB. Application of carbon nanotube technology for removal of contaminants in drinking water: A review. *Science of the Total Environment*. 2009;408(1):1-13.
  7. Malakootian M, Mahvi A, Jafari Mansoorian H, Alizadeh M, Hosseini A. Study of application of alumina-coated carbon nanotube for removal of Hydroxy Benzene from aqueous solutions: Adsorption and determination of equilibrium and kinetics parameters. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2015;8(2):127-24 (in Persian).
  8. Karimi Takanlu L, Farzadkia M, Mahvi AH, Esrafiy A, Golshan M. Optimization of adsorption process of cadmium ions from synthetic wastewater using synthesized iron magnetic nanoparticles (Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>). *Iranian Journal of Health and Environment*. 2014;7(2):171-84 (in Persian).
  9. Iijima S. Helical microtubules of graphitic carbon. *Nature*. 1991;354(6348):56-58.
  10. Yu F, Chen J, Chen L, Huai J, Gong W, Yuan Z, et al. Magnetic carbon nanotubes synthesis by Fenton's reagent method and their potential application for removal of azo dye from aqueous solution. *Journal of Colloid and Interface Science*. 2012;378(1):175-83.
  11. Gao H, Zhao S, Cheng X, Wang X, Zheng L. Removal of anionic azo dyes from aqueous solution using magnetic polymer multi-wall carbon nanotube nanocomposite as adsorbent. *Chemical Engineering Journal*. 2013;223:84-90.
  12. Tang W-W, Zeng G-M, Gong J-L, Liu Y, Wang X-Y, Liu Y-Y, et al. Simultaneous adsorption of atrazine and Cu (II) from wastewater by magnetic multi-walled carbon nanotube. *Chemical Engineering Journal*. 2012;211:470-78.
  13. Konicki W, Pelech I, Mijowska E, Jasińska I. Adsorption of anionic dye Direct Red 23 onto magnetic multi-walled carbon nanotubes-Fe<sub>3</sub>C nanocomposite: Kinetics, equilibrium and thermodynamics. *Chemical Engineering Journal*. 2012;210:87-95.
  14. Hu X, Liu B, Deng Y, Chen H, Luo S, Sun C, et al. Adsorption and heterogeneous Fenton degradation of 17 $\alpha$ -methyltestosterone on nano Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>/MWCNTs in aqueous solution. *Applied Catalysis B: Environmental*. 2011;107(3):274-83.
  15. Llenado RA, Neubecker TA. Surfactants. *Analytical Chemistry*. 2002;55(5):93R-102R.
  16. Arasteh R, Masoumi M, Rashidi A, Moradi L, Samimi V, Mostafavi S. Adsorption of 2-nitrophenol by multi-wall carbon nanotubes from aqueous solutions. *Applied Surface Science*. 2010;256(14):4447-55.
  17. Ariapad A, Zanjanchi M, Arvand M. Efficient removal of anionic surfactant using partial template-containing MCM-41. *Desalination*. 2012;284:142-49.
  18. Putra EK, Pranowo R, Sunarso J, Indraswati N, Ismadji S. Performance of activated carbon and bentonite for adsorption of amoxicillin from wastewater: Mechanisms, isotherms and kinetics. *Water Research*. 2009;43(9):2419-30.
  19. Parks GA, Bruyn PD. The Zero Point of Charge of Oxides<sup>1</sup>. *The Journal of Physical Chemistry*. 1962;66(6):967-73.
  20. Li H, Wan J, Ma Y, Wang Y, Huang M. Influence of particle size of zero-valent iron and dissolved silica on the reactivity of activated persulfate for degradation of acid orange 7. *Chemical Engineering Journal*. 2014;237:487-96.
  21. Zhang Y, Xiao S, Wang Q, Liu S, Qiao Z, Chi Z, et al. Thermally conductive, insulated polyimide nanocomposites by AlO(OH)-coated MWCNTs. *Journal of Materials Chemistry*. 2011;21(38):14563-68.
  22. Sui M, Xing S, Sheng L, Huang S, Guo H. Heterogeneous catalytic ozonation of ciprofloxacin in water with carbon nanotube supported manganese oxides as catalyst. *Journal of Hazardous Materials*. 2012;227:227-36.
  23. Pal A, Pan S, Saha S. Synergistically improved adsorption of anionic surfactant and crystal violet on chitosan hydrogel beads. *Chemical Engineering Journal*. 2013;217:426-34.

24. Ncibi MC, Gaspard S, Sillanpää M. As-synthesized multi-walled carbon nanotubes for the removal of ionic and non-ionic surfactants. *Journal of Hazardous Materials*. 2015;286:195-203.
25. Islam M, Rojas E, Bergey D, Johnson A, Yodh A. High weight fraction surfactant solubilization of single-wall carbon nanotubes in water. *Nano Letters*. 2003;3(2):269-73.
26. Kaya Y, Gonder Z, Vergili I, Barlas H. Removal of cetyltrimethylammonium bromide and sodium dodecylether sulfate by granular activated carbon. *Journal of Scientific and Industrial Research*. 2008;67(3):249.
27. Raval Priti V, Desai Hemangi H. Removal of anionic surfactant sodium dodecyl sulphate (SDS) from aqueous solution by using alumina. *Journal of Environmental Research and Development*. 2012;7(2A):851-62.
28. Purakayastha D, Pal A, Bandyopadhyay M. Adsorbent selection for anionic surfactant removal from water. *Indian Journal of Chemical Technology*. 2005;12(3):281-84.



Available online: <http://ijhe.tums.ac.ir>

Original Article



## Application of Magnetic Multiwall Carbon Nanotubes for the Removal of Sodium Dodecyl Sulfate (SDS) from Aqueous Solutions: Isotherm and Kinetic Studies

Z Rahmani<sup>1</sup>, M Harati<sup>2</sup>, MR Rahmani<sup>3</sup>, Y Poureshgh<sup>1</sup>, MT Samadi<sup>\*4</sup>

1. PhD Student of Environmental Health Engineering, Department of Environmental Health Engineering, School of Public Health, Hamadan University of Medical Sciences, Hamadan, Iran

2. PhD Student of Environmental Health Engineering, Department of Environmental Health Engineering, School of Public Health, Iran University of Medical Sciences, Tehran, Iran

3. Msc of Chemical Engineering, Department of Chemical Engineering, School of Chemical Engineering, Babol Noshirvani University of Technology, Babol, Iran

4. Ph.D of Environmental Health Engineering; Prof. of Environmental Health Engineering, Department of Environmental Health Engineering, School of Public Health, Student Research Center, Hamadan University of Medical Sciences, Hamadan, Iran

### ARTICLE INFORMATION:

**Received:** 27 January 2016

**Revised:** 18 April 2016

**Accepted:** 24 April 2016

**Published:** 18 September 2016

**Key words:** Magnetic multiwall carbon nanotubes, Anionic surfactant sodium dodecyl sulfate, Adsorption

**\*Corresponding Author:**

*Samadi@umsha.ac.ir*

*Tel: +989188129968*

### ABSTRACT

**Background and Objective:** Surfactants can be found in soaps, detergents, pharmaceutical products, personal care products, as well as in leather industries. In this study, adsorption of Sodium Dodecyl Sulfate (SDS) on magnetic multi-walled carbon nanotubes in the aqueous solutions was investigated.

**Materials and methods:** Surfactant concentration, adsorbent dosage, and pH values were considered as variables. Residual surfactant was measured using methylene blue method and adsorbent characteristic was determined by X-Ray diffraction and Fourier transform infrared spectroscopic analysis. Adsorption capacity, adsorption isotherm, and kinetic reaction were also investigated.

**Results:** Adsorption investigations demonstrated that the increase in initial SDS concentration or pH values, led to the decrease in SDS adsorption. Conversely, the same result was achieved by decreasing adsorbent dosage. After 120 min SDS adsorption became stable. By increasing in SDS concentration from 15 to 150 mg/L, adsorption capacity improved from 8 to 61 mg/g. Isotherm and kinetic data demonstrated that experimental data pursued Langmuir isotherm ( $R^2=0.993$ ) and pseudo-second order equation ( $R^2=0.992$ ).

**Conclusion:** Magnetic multiwall carbon nanotubes can be used as an effective and useful sorbent for SDS removal due to several advantages including: high adsorption capacity, relatively low equilibrium time, and easy separation of magnetic multiwall carbon nanotubes from aqueous solutions.

Please cite this article as: Rahmani Z, Harati M, Rahmani MR, Poureshgh Y, Samadi MT. Application of magnetic multiwall carbon nanotubes for the removal of sodium dodecyl sulfate (SDS) from aqueous solutions: isotherm and kinetic studies. Iranian Journal of Health and Environment. 2016;9(2):259-72.