

مقدمه

آلودگی های در حال ظهور اخیرا در بسیاری از قسمت های محیط زیست شناسائی شده اند. آلودگی های در حال ظهور آلودگی هایی هستند که در حال حاضر به وسیله قوانین کیفیت آب پوشش داده نمی شوند. در سال های اخیر، استفاده از دارو در کشاورزی، دامداری، آبی پروری و سلامت انسان ها باعث افزایش نگرانی عمومی شده است زیرا دارای پتانسیل اثرات نامطلوب بر محیط زیست و سلامت انسان شده است. نگرانی اصلی، از افزایش ورود داروها به منابع آبی به عنوان آلاینده می باشد. در نتیجه فعالیت های بیولوژیکی محیط زیست متاثر از این آلاینده ها گردیده و در نتیجه می تواند اثر منفی در اکوسیستم های آبی و اثر بالقوه در منابع آب آشامیدنی داشته باشد. آنتی بیوتیک ها مشکل ساز ترین داروها می باشند و از وقتی استفاده از آنها به بیش از چهار دهه افزایش یافته است، موجب مقاومت در باکتری ها شده است که می تواند درمان عفونت ها را در انسان تهدید نماید^۱. همچنین آنتی بیوتیک ها به منابع آبی، از انسان و حیوانات وارد شده که باعث افزایش مقاومت در میکروب های بومی آب ها می شود. در مقابل، بسیاری از آنتی بیوتیک ها از فاضلاب های صنعتی، در محیط های آبی در حال گردش به طور بالقوه باعث تغییر اکوسیستم باکتری ها می شود^۲.

سفیکسیم اولین عضو از گروه سفالوسپیرین های نسل سوم است. بررسی ها با میکروسکوپ الکترونی نشان می دهد که سفیکسیم دارای سه مولکول آب در ساختار خود است و دارای شکل کری درای دارای تقریبا ۷,۵ میکرومتر قطر است. کریستال های ترکیب وقتی شکسته شوند، دارای ۱۵-۲۰ میکرومتر طول و تقریبا ۵ میکرومتر عرض است. یکی از مهم ترین آنتی بیوتیک مورد استفاده در درمان عفونت سفیکسیم است. سفیکسیم را می توان به طور موثر در برابر عفونت ها و ارگانیسم های مختلف باکتریایی، از جمله استافیلوکوک،

آنفولانزا، اشریشیاکلی، تب استرپتوکوک، ورم لوزه، عفونت های گلو، و غیره استفاده کرد. ترکیب شیمیائی سفیکسیم ۶-(R,7R)-2-[(Z)-2-(2-amino-4-thiazol-yl)-2-(carboxymethoxyimino)-acet-amido]-8-oxo-3-vinyl-5-azabicyclo-(4,2,0) octa-2-ene-2 carboxylic acid-thia-1 می باشد. بر اساس آخرین آمارها، سفیکسیم جزو دومین آنتی بیوتیک پرمصرف ایران (سفالوسپورین ها) با میزان ۱۴۰ میلیون عدد در سال می باشد^۳.

با توجه به اثرات سمی و زیست محیط شدید آلاینده سفیکسیم و لزوم حذف و یا کاهش غلظت آنها در پساب های صنایع، روش های مختلف تصفیه و حذف این آلاینده بررسی گردیده است. در حال حاضر، روش های مختلفی به کار می رود که شامل جذب سطحی، اکسیداسیون شیمیایی، فرآیندهای بیولوژیکی، تعویض یون و اسمز معکوس می باشد^{۴-۷}.

فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته (AOPs)، یک تکنولوژی نویدبخش برای تصفیه فاضلاب حاوی ترکیبات آلی می باشند. همه فرآیندهای AOP طراحی شده، برای اساس تولید رادیکال های هیدروکسیل می باشند. رادیکال های هیدروکسیل دارای قدرت اکسیداسیون بالایی برای از بین بردن ترکیبات آلی می باشند. AOP می تواند شامل ازن (O_3)، اشعه ماوراء بنفش (UV)، پراکسید هیدروژن (H_2O_2) و / یا کاتالیزور باشند. اصلی ترین مکانیسم AOPs، تابعی از تولید رادیکال های آزاد بسیار واکنش پذیر است رادیکال های هیدروکسیل (OH^*) در از بین بردن مواد شیمیایی آلی موثر می باشد زیرا آنها الکترون های فعالی هستند که به سرعت و به صورت غیر انتخابی، با مواد آلی غنی از الکترون واکنش می دهند. آنها دارای پتانسیل اکسیداسیون ۲,۳۳ V هستند که نشان از سرعت بالایی از واکنش های اکسیداسیون نسبت به اکسیدان های مرسوم مانند H_2O_2 و یا $KMnO_4$ است. به طور کلی واکنش های AOPs دارای (۱) سرعت بالای واکنش سریع (۲) حداقل اثرات جانبی (۳) پتانسیل بالقوه برای کاهش سمیت و معدنی سازی برای تصفیه مواد آلی (۴) تمرکز روی روش هایی از قبیل غشاء برای تصفیه

از محلول جدا گردیده و احیا می شود. ذرات مغناطیسی در صورتی که در مقیاس نانو سنتز شوند، به دلیل نسبت سطح به حجم بالاتر، عملکرد بهتری در مغناطیسی کردن و همچنین کمک به فرآیند حذف آلاینده خواهند نمود. هدف این مطالعه، بررسی کارایی فرآیند نانوفتوکاتالیستی $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{SiO}_2@\text{TiO}_2/\text{rGO} + \text{UV} + \text{PS}$ (FS@T/rGO) در حذف آنتی بیوتیک سفکسیم از محلول های آبی می باشد.

مواد و روش ها

مواد شیمیایی مورد استفاده

کلرید آهن III، کلرید آهن II، اسید کلریدریک (37٪)، اتانول، آمونیاک 25٪، تترااتیل اورتوسیلیکات، متانول گرید HPLC، تیتانیوم بوتوکساید، تولوئن، آمینوپروپیل تری متوکسی سیلان، هیدرازین هیدرات 35٪، اسید سولفوریک غلیظ، سدیم نیترات، گرافیت، پرمنگنات پتاسیم، آب اکسیژنه، پرسولفات سدیم، تری بوتانول (TBA) از شرکت مرک (آلمان) تهیه شد. پودر سفیکسیم (98٪) از شرکت البرز بالک تهیه شد.

– سنتز کاتالیست FST/rGO

اکسیدگرافن به روش هارمز سنتز گردید⁽⁸⁾. مقدار 92cc اسید سولفوریک غلیظ به همراه 4g پودر گرافیت و 2g نیترات سدیم روی شیکر به مدت 1 ساعت مخلوط شد. مقدار 15g پرمنگنات پتاسیم به تدریج اضافه شد و به مدت 2 ساعت مخلوط شد. سپس 184cc آب مقطر به تدریج اضافه و اختلاط انجام شد و با 284cc آب مقطر رقیق شد. مقدار 40cc آب اکسیژنه 30٪ اضافه و اختلاط به مدت 1 ساعت انجام شد تا شکل گیری اکسیدگرافن کامل شود.

هسته مغناطیسی با روش هم ترسیبی و با استفاده از FeCl_2 و FeCl_3 در یک محیط قلیایی سنتز شد. ابتدا مقادیر 1,2 و 3,2 گرم به ترتیب از FeCl_2 و FeCl_3 با 400 mL آب مقطر مخلوط گردید. بشر حاوی محلول روی هیت و استیرر در دمای 60°C

بیشتر مواد (5) عدم تولید مواد اضافی و لجن نیازمند تصفیه بیشتر مانند "spent carbon" در فرآیند جذب کربن فعال (6) لجن به مانند فرآیند فیزیکی و شیمیایی و یا فرآیندهای بیولوژیکی ایجاد نمی شود. البته این فرآیند های دارای مشکلاتی از قبیل (1) سرمایه گذاری ویژه (بالا) (2) شیمی پیچیده که ممکن است به تجهیزات کاربردی خاص نیازمند باشند (3) حذف پراکسید اضافی لازم می باشد⁽⁴⁾.

یکی از فرآیندهای بسیار جالب در این بین، فرآیند اکسیداسیون نانو فتوکاتالیستی می باشد که در آن از یک ترکیب به عنوان فتوکاتالیست نظیر TiO_2 استفاده می گردد. این فرآیند می تواند تحت شرایط محیطی (استفاده از اکسیژن اتمسفری به عنوان اکسید کننده) انجام شود و ممکن است منجر به معدنی سازی کامل کربن آلی به CO_2 شود. از این گذشته فتوکاتالیست TiO_2 ارزان و غیر سمی بوده و پایداری نسبتاً زیاد شیمیایی را نشان می دهد. دلیل افزایش توجه به فرآیند نانوفتوکاتالیستی این است که این فرآیند تحت شرایط محیطی انجام می شود و نیاز به اکسید کننده های گران قیمت نداشته، کاتالیست آن ارزان و غیر سمی بوده و بوسیله اشعه ماوراء بنفش و نور مرئی می توان آن را فعال نمود. در بیشتر مطالعات فرآیند نانو فتوکاتالیست از TiO_2 به عنوان فتوکاتالیست استفاده شده است⁽⁹⁾. در صورتی که از ذرات نانو TiO_2 به عنوان فتوکاتالیست استفاده شود، راندمان تصفیه آلاینده ها به علت سطح بسیار زیاد این ذرات در مقایسه با ذرات معمولی افزایش قابل ملاحظه ای می یابد⁽⁹⁾. با اینحال، یکی از مشکلات عمده موجود در استفاده از فتوکاتالیست TiO_2 ، عدم قابلیت جداسازی این ترکیب، پس از انجام فرآیند می باشد. روشهای مختلفی برای تثبیت و استفاده مجدد از فتوکاتالیست TiO_2 ابداع شده است که هر کدام دارای مزایا و معایبی می باشند. یکی از روشهای جداسازی مواد با ساختار بسیار ریز، مغناطیسی کردن ماده با ذرات مغناطیسی (به طور معمول اکسید آهن) می باشد که پس از انجام فرآیند حذف آلاینده، ماده مغناطیسی شده از طریق ایجاد یک میدان مغناطیسی

با دور تند همزن قرار گرفته و در حین اختلاط محلول NaOH قطره قطره به بشر اضافه شد. محلول از رنگ زرد به رنگ سیاه (تشکیل ذرات Fe_3O_4) تغییر رنگ داد. پس از جداسازی ذرات و شستشو با آب مقطر، در نهایت در آون با دمای $80^{\circ}C$ به مدت ۲ ساعت خشک شد. جهت سنتز $Fe_3O_4@SiO_2@TiO_2$ مقادیر ۰,۹ g از Fe_3O_4 ، ۴۰ cc اتانول، ۱۰ cc آمونیاک و ۱۵۰ mL آب مقطر با هم مخلوط شده و برای مدت ۳۰ دقیقه داخل دستگاه اولتراسونیک همگن شدند. ۱,۵ mL از محلول تترا اتیلن اورتوسیلیکات (TEOS) به مخلوط اضافه شد و برای ۴ ساعت با همزن مکانیکی بر روی هیتز و استیرر، اختلاط صورت گرفت. در نهایت برای مدت ۱۵۰ دقیقه داخل آون با دمای $80^{\circ}C$ قرار گرفت تا کاملاً خشک گردد. مقادیر ۰,۹ g از $Fe_3O_4@SiO_2$ ، ۲۰۰ cc اتانول و ۵ mL آمونیاک با هم مخلوط شده و برای مدت ۳۰ دقیقه داخل دستگاه اولتراسونیک قرار گرفت. بشر حاوی محلول فوق روی هیتز و استیرر با دمای $45^{\circ}C$ با دور تند همزن مکانیکی قرار گرفت و در حین اختلاط ۱۰ cc از محلول تترا بوتیل اورتو تیتانات^۱ (TBOT) به آرامی به آن اضافه شد. اختلاط برای مدت ۲ ساعت انجام شد تا محلول کاملاً خشک شده و اتانول آن بطور کامل از بین برود. کاتالیست سنتز شده درون آون با دمای $45^{\circ}C$ به مدت ۲۴ ساعت قرار گرفت تا کاملاً خشک شود. به ازای هر ۰,۵ گرم از کامپوزیت آماده شده، ۲۰ mL آب مقطر اضافه شد و محلول بدست آمده داخل رآکتور تفلونی ریخته و داخل آون با دمای $160^{\circ}C$ برای مدت ۲۴ ساعت قرار گرفت. نانو ذرات $Fe_3O_4@SiO_2@TiO_2$ برای مدت ۲ ساعت در کوره با دمای $400^{\circ}C$ کلسینه شد. برای سنتز FST/rGO، ۱ cc آمینوپروپیل تری متوکسی سیلان^۲ (APS)، ۲۰۰ cc تولوئن و فتوکاتالیست با هم به مدت ۲۴ ساعت (در شیکر انکوباتور) مخلوط شد. سپس فتوکاتالیست را با آهنربا جدا کرده و با آب

مقطر (به میزان لازم) مخلوط شد. مقدار ۰,۳ g اکسید گرافن به محلول حاوی کاتالیست اضافه شده و pH در ۵ تنظیم شد. مخلوط به مدت ۲ ساعت در پراب اولتراسونیک قرار گرفت تا فتوکاتالیست به صفحات اکسید گرافن متصل شود. سپس با آهنربا جداسازی شده تا اکسید گرافنی که به فتوکاتالیست متصل نشده جدا شود. مقدار ۱۰۰ cc هیدرازین هیدرات ۳۵٪ داخل بورت ریخته و به آرامی به فتوکاتالیست اضافه شد و به مدت ۴ ساعت مخلوط شد تا عمل احیاء اکسید گرافن صورت گیرد. در نهایت فتوکاتالیست چند بار با آب مقطر همراه با آهنربا شسته شده و خشک شد.^۸

تعیین مشخصات فتوکاتالیست

خصوصیات ساختاری فتوکاتالیست مغناطیسی با استفاده از تکنیک های FESEM، EDS، XRD، BET، TEM، VSM، PL و UV-Vis DRS مورد ارزیابی قرار گرفت.

آزمایشات فتوکاتالیستی

در این مرحله، اثر متغیرهای pH (۵-۸)، دوز کاتالیست (۰,۱-۰,۵ g/L)، غلظت پرسولفات (۱-۳ mM) و غلظت اولیه آلاینده (۵۰-۱۰۰ mg/L) بر فرآیند تجزیه آنتی بیوتیک سفکسیم مورد بررسی قرار گرفت. بعد از آماده سازی پساب، نمونه به رآکتور (استوانه ای از جنس کوارتز با حجم ۴۰۰ mL) انتقال داده شد و پس از تنظیم pH، دوز مشخصی از کاتالیست به نمونه اضافه شده و توسط همزن مکانیکی در محیط تاریک برای مدت ۳۰ دقیقه اختلاط انجام شد تا کاتالیست به حالت تعادل جذب-واجذب برسد. بعد از این زمان، به غیر از آزمایشات مرحله اول تعیین اثر pH (بدون حضور پرسولفات)، اکسیدان پرسولفات به نمونه اضافه شد و نمونه تحت تابش UV (فلیپس

^۱ Tetra-*n*-butyl orthotitanate

^۲ Aminopropyltrimethoxysilane

شد. به منظور رسم نمودار از نتایج بدست آمده از نرم افزار Excel 2019 استفاده گردید.

یافته ها

در این پژوهش پس از سنتز فتوکاتالیست نسبت به تعیین مشخصات آن اقدام گردید. به منظور تعیین مشخصات ساختاری سطح کاتالیست و مورفولوژی، تعیین نوع فازها و ساختار کریستالی و همچنین تأیید سنتز کاتالیست، توزیع ترکیبات و عناصر، خصوصیات مغناطیسی، تعیین سطح ویژه و سایز و حجم منافذ کاتالیست و همچنین ویژگی های فتوکاتالیستی کامپوزیت از تکنیک های TEM، FESEM، BET، PL، UV-vis DRS، VSM، EDS، XRD استفاده شد.

۱. نتایج FESEM

برای تعیین خصوصیات از قبیل شکل، اندازه و مورفولوژی ذرات کاتالیست نمونه های Fe_3O_4 ، rGO ، FS@T و FS@T/rGO با آنالیز FESEM مورد ارزیابی قرار گرفتند. تصاویر میکروسکوپ الکترونی روبشی نشر میدانی برای نمونه های نامبرده در شکل ۱ نشان داده شده است. سایز هر یک از ذرات برای تمامی نمونه ها بر روی تصاویر قابل مشاهده است. تصاویر در دو بزرگنمایی ۲۰۰ و ۵۰۰ نانومتر تهیه شده اند. توزیع ذرات و نحوه پراکنش آن ها برای نمونه ها در تصاویر FESEM به وضوح قابل رؤیت است. بر مبنای این آنالیز ابعاد ذرات کاتالیست نمونه های Fe_3O_4 ، GO ، FS@T/rGO و $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{SiO}_2@\text{TiO}_2$ کمتر از ۵۰ نانومتر بود.

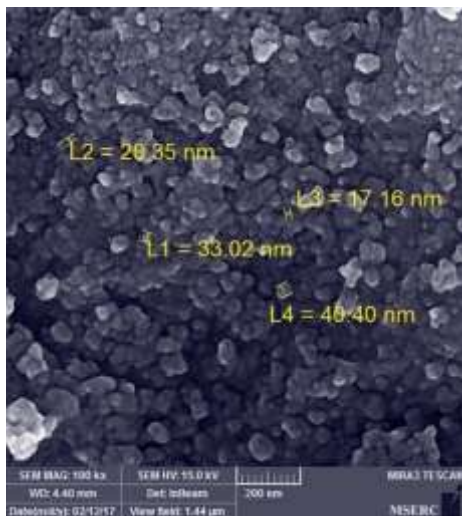
۱۱ وات) قرار گرفت تا فرآیند اکسیداسیون صورت گیرد. پس از تعیین شرایط بهینه، با هدف شبیه سازی یک نمونه پساب مقادیر مشخصی از نمک های سدیم از جمله نترات سدیم (NaNO_3)، کلرور سدیم (NaCl)، سولفات سدیم (Na_2SO_4) و کربنات سدیم (Na_2CO_3) به نمونه حاوی سفیکسیم اضافه شد و بازدهی فرآیند در حذف آلاینده در حضور آنیون ها مورد بررسی قرار گرفت.

به منظور مشخص نمودن اثر اسکاونجرها بر فرآیند FS@T/rGO/PS/UV و اثبات حضور رادیکال های آزاد و عوامل اکسید کننده و همچنین تعیین میزان نقش هر یک از آن ها در راندمان تجزیه آلاینده، از اسکاونجرهای CH_3OH ، TBA ، NaN_3 و KI با غلظت ۵۰ mM استفاده، و تحت شرایط بهینه آزمایشات ارزیابی انجام شد.

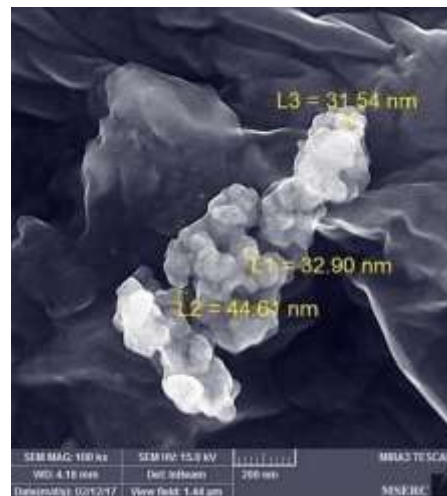
برای تعیین میزان معدنی سازی فرآیند فتوکاتالیستی، در ۴ مرحله آزمایش بازیابی فتوکاتالیست نمونه برداشت و میزان TOC سنجش شد. عبارتی دیگر آزمایشات معدنی سازی به موازات آزمایشات بررسی قابلیت استفاده مجدد کاتالیست انجام شدند و در هر مرحله میزان غلظت TOC با استفاده از دستگاه TOC آنالایزر مورد سنجش قرار گرفت.

برای سنجش غلظت باقیمانده آلاینده سفیکسیم، از دستگاه HPLC مدل CECIL مجهز به دتکتور UV-VIS با ستون C18 (۴،۶*۱۰ mm) استفاده شد. این دتکتور UV این دستگاه در طول موج ۲۵۴ nm تنظیم شد. فازهای متحرک مورد استفاده در این مطالعه، متانول و بافر فسفات به ترتیب با نسبت های ۶۰ و ۴۰ درصد حجمی بودند. میزان جریان برای فاز متحرک در دبی ۱ mL/min تنظیم شد. در هر نوبت از تزریق نمونه های استاندارد، مقدار ۲۰ میکرولیتر از نمونه توسط سرنگ به دستگاه تزریق شد.

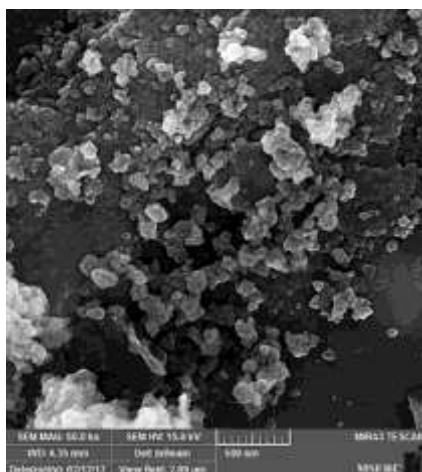
پس از انجام آزمایشات به همراه موارد تکرار، جهت ارایه داده ها بصورت نتایج نهایی، از داده ها میانگین و انحراف معیار گرفته



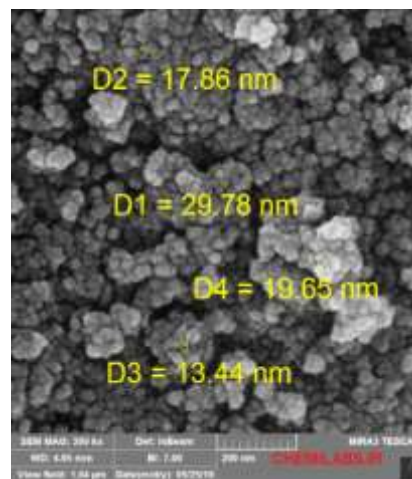
(ب) تصویر FESEM ذرات اکسید آهن (Fe_3O_4)



(الف) تصویر FESEM اکسید گرافن



(د) تصویر FESEM فتوکاتالیست $Fe_3O_4@SiO_2@TiO_2/rGO$



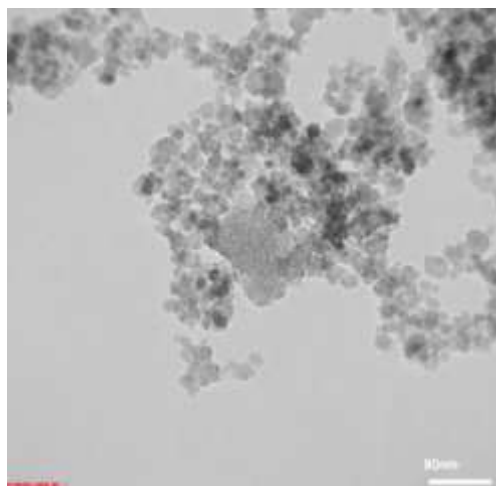
(ج) تصویر FESEM فتوکاتالیست $Fe_3O_4@SiO_2@TiO_2$

شکل ۱: تصاویر میکروسکوپ الکترونی روبشی نشر میدانی اجزای مختلف کاتالیست $Fe_3O_4@SiO_2@TiO_2/rGO$

داده شده است. سایز ذرات کاتالیست اصلی سنتز شده کمتر از ۱۰۰ نانومتر بوده و نانوذرات $Fe_3O_4@SiO_2$ به صورت نقاط تیره و TiO_2 به صورت نقاط روشن در تصاویر قابل مشاهده هستند.

۲. نتایج آزمایش TEM

آنالیز TEM برای تعیین دقیق سایز و شکل ذرات $Fe_3O_4@SiO_2$ و TiO_2 در نانوفتوکاتالیست سنتز شده انجام شد. نتایج بدست آمده در شکل ۲ در بزرگنمایی ۸۰ نانومتر نشان



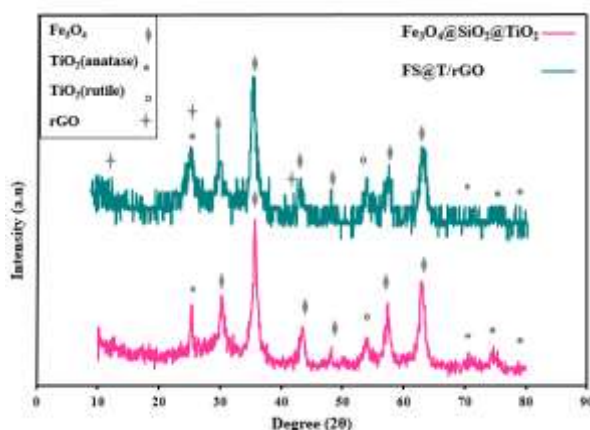
شکل ۲: تصویر TEM فتوکاتالیست $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{T/rGO}$

۳. نتایج XRD

XRD در محدوده $2\theta = 10^\circ - 80^\circ$ مورد آنالیز قرار گرفت و نتایج آن در نمودار ۱ نشان داده شده است.

ساختار کریستالی فتوکاتالیست‌های

$\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{SiO}_2@\text{TiO}_2$ و $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{T/rGO}$ توسط آنالیز



نمودار ۱: طیف XRD فتوکاتالیست الف) $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{SiO}_2@\text{TiO}_2$ ب) $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{T/rGO}$

برای طیف (ب) قرار دارند. با بررسی طیف XRD مربوط به Fe_3O_4 در سایر منابع، وجود پیک در این زوایا شکل‌گیری مناسب Fe_3O_4 را مطابق با کارت استاندارد -19 (JCPDS No. 0629) تأیید می‌کند. پیک‌های TiO_2 در زاویه 2θ در هر دو

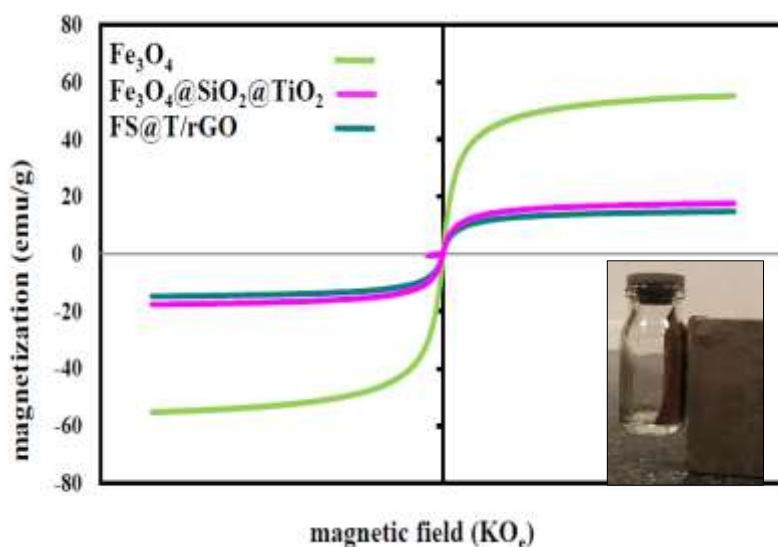
پیک‌های مربوط به بخش مغناطیسی فتوکاتالیست یعنی Fe_3O_4 در زاویه 2θ معادل 30.43° ، 35.78° ، 43.53° ، 57.33° ، 62.83° و 78.28° برای طیف (الف) و زاویه 2θ معادل 30.15° ، 36.05° ، 43.25° ، 65.4° ، 73.55° و 87.48°

و $FS@T/rGO$ انجام گرفت. نتایج آنالیز VSM و حلقه های هیستریزس مغناطیسی مربوط به هر سه نمونه در نمودار ۲ نشان داده شده است. بر مبنای این آنالیز ماکزیمم مغناطش اشباع برای Fe_3O_4 ، $FS@T$ و $FS@T/rGO$ به ترتیب برابر با $55,191 \text{ emu/g}$ ، $17,63 \text{ emu/g}$ و $14,82 \text{ emu/g}$ بوده است. در تصویر نحوه و عملکرد جداسازی کاتالیست سنتز شده با قرار دادن یک آهنربا در مجاورت نمونه نشان داده شده است. مشاهده می شود که کاتالیست به طور کامل و یکنواخت جدا و به طرف آهنربا جذب شده که نشان می دهد کاتالیست از خاصیت مغناطیسی بالایی برخوردار بوده و به راحتی از فاز مایع یا محلول قابل جداسازی است.

منحنی برابر با $25,43^\circ$ ، $54,18^\circ$ ، $71,13^\circ$ ، $75,38^\circ$ و $78,5^\circ$ قرار دارند. مقایسه پیک های TiO_2 در طیف XRD با کارت های استاندارد (JCPDS No. 21-1272) به منظور تعیین نوع فاز آناتاز و روتایل نشان داد که پیک ها به جز در زاویه 2θ معادل $54,18^\circ$ که از نوع فاز روتایل است، بقیه از نوع آناتاز هستند. پیک های مربوط به اکسیدگرافن در زاویه 2θ برابر با $25,3^\circ$ ، $13,55^\circ$ و $42,4^\circ$ قابل مشاهده است. پیک اصلی rGO در زاویه 2θ ظاهر شده است که با زاویه TiO_2 همپوشانی دارد ^{۸،۱۰،۱۱}.

۴. نتایج VSM

به منظور ارزیابی مشخصات مغناطیسی کاتالیست ها آنالیز VSM برای نمونه های $Fe_3O_4@SiO_2@TiO_2$ ، Fe_3O_4



نمودار ۲: نتایج آزمون VSM فتوکاتالیست در مراحل مختلف سنتز

۵. آزمایشات بهینه سازی در

فرآیند FS@T/rGO/PS/UV

تأثیر pH بر تجزیه سفیکسیم در فرآیند فتوکاتالیستی

نمودار ۳، تجزیه آلاینده سفیکسیم در فرآیند فتوکاتالیستی بدون حضور پرسولفات در محدوده $\text{pH} = 5-8$ را نشان می‌دهد. همانطور که در نمودار نشان داده شده است با افزایش pH از ۵ به ۸ راندمان تجزیه آلاینده به ترتیب از ۵۳,۱ به ۲۱,۱٪ کاهش می‌یابد. با توجه به نتایج بدست آمده مشخص گردید که ماکزیم حذف آلاینده در pH برابر ۵ اتفاق افتاده است، بنابراین این $\text{pH}=5$ به عنوان مقدار بهینه آن انتخاب شد. اثر pH بر روی تجزیه سفیکسیم در حضور پرسولفات (۲mM) در فرآیند فتوکاتالیست نیز مورد بررسی قرار گرفت و مشاهده شد که تحت این فرآیند، آلاینده سفیکسیم در محدوده $\text{pH}=5-8$ بعد از ۳۰ دقیقه اکسیداسیون با راندمان $<98\%$ تجزیه می‌شود؛ که نشان می‌دهد فرآیند FS@T/rGO/PS/UV متأثر از pH محلول نیست و در یک محدوده گسترده عملکرد بسیار خوبی دارد. بنابراین با توجه به pH آب‌های طبیعی و همچنین عدم مصرف اسید و باز، $\text{pH}=6.5-7$ (خشتی یا نزدیک به خشتی) به عنوان مقدار بهینه pH انتخاب و مبنای آزمایشات بعدی قرار گرفت.

تأثیر دوز کاتالیست بر تجزیه سفیکسیم در فرآیند

فتوکاتالیستی

نمودار ۴ تأثیر دوزهای مختلف کاتالیست بر عملکرد فرآیند FS@T/rGO/PS/UV در حذف سفیکسیم در محدوده ۰,۵ تا ۰,۵ گرم بر لیتر را نشان می‌دهد. با توجه به نمودار، مشخص می‌شود که تمام دوزهای فتوکاتالیست، سفیکسیم را در زمان‌های مختلف با راندمان $>98\%$ تجزیه کرده‌اند. با بررسی

تأثیر دوز کاتالیست بر عملکرد فرآیند در حذف آلاینده در زمان ۱۵ دقیقه، مشخص گردید که عملکرد سیستم متأثر از مقادیر مختلف دوز کاتالیست است؛ به صورتی که راندمان تجزیه آلاینده با افزایش دوز کاتالیست تا مقدار معینی، افزایش یافته است. نتایج نشان داد که راندمان تجزیه سفیکسیم با افزایش دوز کاتالیست از ۰,۰۵ به ۰,۱ گرم بر لیتر، از ۷۵,۳ به <98 درصد افزایش یافته است. از سوی دیگر با افزایش دوز کاتالیست، راندمان تجزیه آلاینده روند کاهشی داشت؛ به صورتی که با افزایش دوز کاتالیست از ۰,۱ به ۰,۵ گرم بر لیتر، راندمان حذف سفیکسیم از <98 به ۸۳,۳ درصد کاهش یافته است. بر مبنای نتایج بدست آمده دوز بهینه برای فتوکاتالیست برابر با ۰,۱ g/L برای ادامه آزمایشات تجزیه سفیکسیم انتخاب شد.

تأثیر غلظت پرسولفات بر تجزیه سفیکسیم در فرآیند

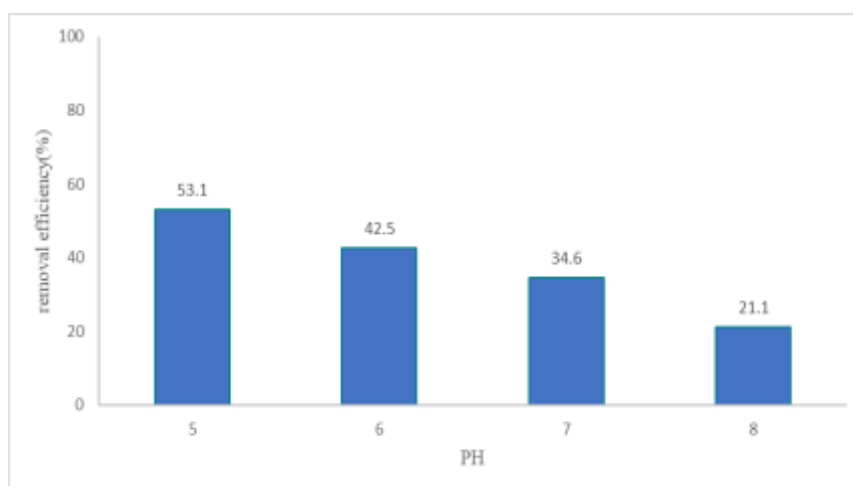
فتوکاتالیستی

نمودار ۵ نتایج تأثیر غلظت پرسولفات در محدوده ۰,۵ تا ۴ میلی مولار بر تجزیه آلاینده توسط فرآیند FS@T/rGO/PS/UV را نشان می‌دهد. با توجه به نمودار مشخص است که همه غلظت‌های مورد استفاده در زمان‌های متفاوتی باعث حذف آلاینده با راندمان <98 درصد شدند. پرسولفات با غلظت‌های ۰,۵، ۱، ۲، ۳ و ۴ میلی مولار به ترتیب در زمان‌های ۹۰، ۳۰، ۱۵ و ۱۰ دقیقه، غلظت ۲۰ میلی گرم بر لیتر سفیکسیم را با راندمان $<98\%$ حذف کرده است. با بررسی نتایج آزمایشات در زمان ۱۰ دقیقه، مشاهده گردید که بازدهی فرآیند در تجزیه آلاینده با افزایش غلظت پرسولفات بهبود یافته

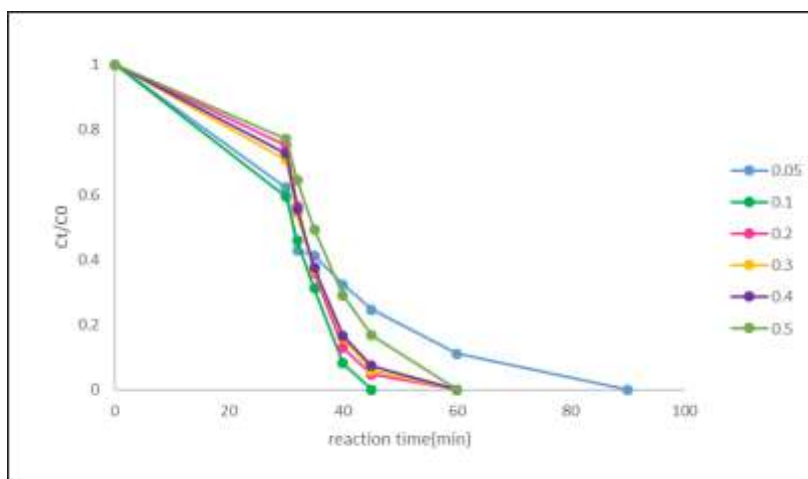
تأثیر غلظت آلاینده بر تجزیه سفیکسیم در فرآیند فتوکاتالیستی

نمودار ۶، تأثیر غلظت اولیه آلاینده را در محدوده ۵۰-۱۰ میلی گرم بر لیتر بر عملکرد فرآیند $FS@T/rGO/PS/UV$ در تجزیه سفیکسیم را نشان می دهد. بر مبنای نتایج بدست آمده در زمان ۱۰ دقیقه، مشاهده شد که راندمان تجزیه سفیکسیم با افزایش غلظت آلاینده از ۱۰ به ۵۰ میلی گرم در لیتر، از ۹۸٪ به ۵۸,۵۲٪ درصد کاهش یافته است. نتایج نشان دادند که افزایش غلظت اولیه سفیکسیم تأثیر نامطلوبی بر عملکرد فرآیند $FS@T/rGO/PS/UV$ داشته است به صورتی که با افزایش غلظت اولیه آلاینده بازدهی کاهش می یابد.

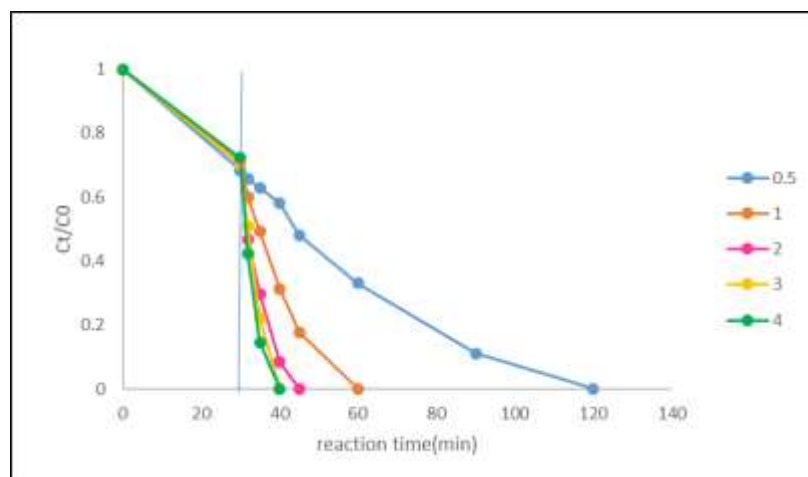
است؛ به صورتی که با افزایش غلظت پرسولفات از ۰,۵ به ۳ میلی مولار، راندمان تجزیه سفیکسیم از ۴۱,۹۷٪ به ۹۸٪ درصد افزایش یافته است. لازم به ذکر است که افزایش غلظت پرسولفات از ۳ به ۴ میلی مولار، تأثیری بر روند فرآیند نداشته و سفیکسیم با راندمان ۹۸٪ درصد تجزیه شده است. بر اساس نتایج بدست آمده و به منظور کاهش مصرف پرسولفات (نسبت به غلظت های ۳ و ۴ میلی مولار) و همچنین کاهش زمان واکنش (نسبت به غلظت های ۰,۵ و ۱ میلی مولار)، غلظت بهینه پرسولفات برای ادامه آزمایشات برابر با ۲ mM در نظر گرفته شد.



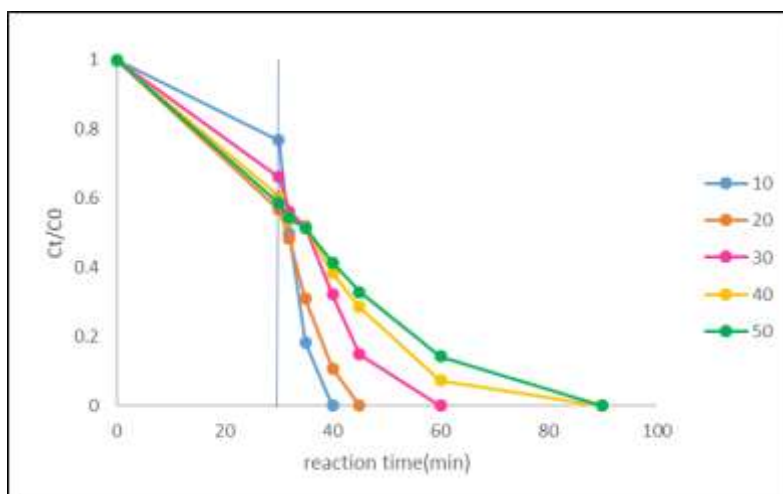
نمودار ۳: تأثیر pH بر تجزیه سفیکسیم در فرآیند فتوکاتالیستی (40 mg/L = سفیکسیم، دوز فتوکاتالیست = 3 g/L ، زمان = ۱۸۰ دقیقه)



نمودار ۴: تأثیر دوز فتوکاتالیست بر تجزیه سفیکسیم در فرآیند فتوکاتالیستی (pH = ۶.۵-۷،
 = ۲۰ mg/L سفیکسیم و PS = ۲ mM)



نمودار ۵: تأثیر غلظت پرسولفات بر تجزیه سفیکسیم در فرآیند فتوکاتالیستی (pH = ۶.۵-۷، = ۲۰ mg/L سفیکسیم و دوز فتوکاتالیست = ۰.۱ g/L)



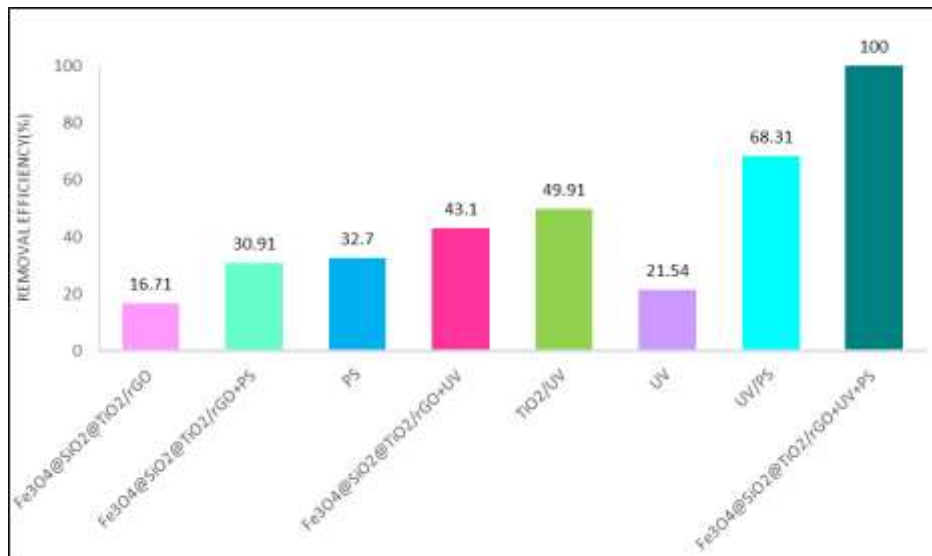
نمودار ۶: تأثیر غلظت آلاینده بر تجزیه سفیکسیم در فرآیند فتوکاتالیستی ($pH = 6.5-7$ ، $2mM$ ، $PS = 0.1 g/L$ و دوز فتوکاتالیست = $0.1 g/L$)

درصد حذف شده است. سفیکسیم با استفاده از تلفیق کاتالیست به همراه PS با راندمان ۳۰,۹۱ درصد حذف شده است؛ در حالیکه کاتالیست به همراه UV عملکرد نسبتاً بهتری را نشان داده و بازدهی فرآیند به ۴۳,۱ درصد افزایش یافته است. با توجه به نتایج بدست آمده مشخص شد که کمترین و بیشترین راندمان حذف به ترتیب مربوط به فرآیند $FS@T/rGO$ با ۱۶,۷۱ درصد و فرآیند اصلی با $98 <$ درصد حذف می باشد.

بررسی عملکرد فرآیندهای مختلف در حذف

سفیکسیم (آزمایشات کنترلی)

در این مرحله عملکرد فرآیندهای مختلف (مجزا و تلفیقی) در حذف آنتی بیوتیک سفیکسیم تحت شرایط بهره برداری یکسان مورد مقایسه قرار گرفت. نتایج در نمودار ۷ نشان داده شده است. با توجه به نمودار مشاهده گردید که سفیکسیم توسط فرآیندهای UV و PS/UV به ترتیب با راندمان ۲۱,۵۴ و ۶۸,۳۱ درصد تجزیه شده است. در فرآیند TiO_2/UV که یک فرآیند فتوکاتالیستی متداول است؛ سفیکسیم با راندمان ۴۹,۹



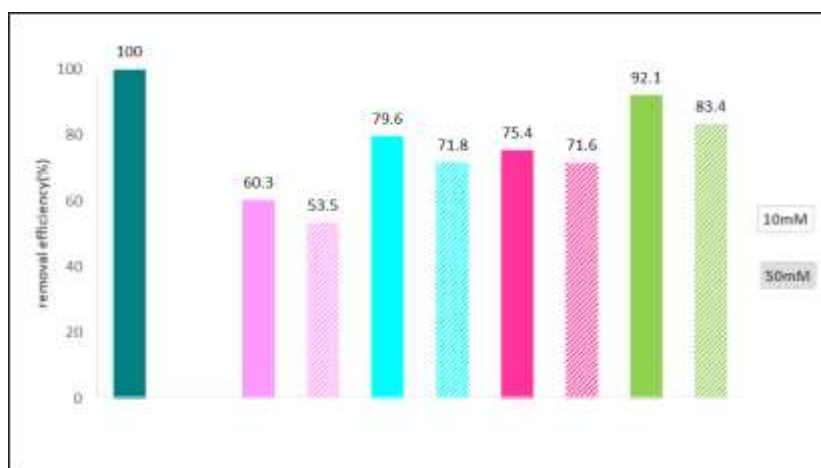
نمودار ۷: تأثیر فرایندهای مختلف بر تجزیه سفیکسیم (pH = ۶,۵-۷, PS = ۲mM, ۵۰mg/L = سفیکسیم و دوز فتوکاتالیست = ۰,۱ g/L)

عملکرد فرایند FS@T/rGO/PS/UV در حذف سفیکسیم در حضور آنیون‌ها به عنوان عوامل مداخله‌گر کاهش یافته است. آنیون کلراید در هر دو غلظت ۱۰ و ۵۰ میلی مولار بیشترین اثر منفی را بر بازدهی فرایند FS@T/rGO/PS/UV در حذف سفیکسیم داشته است. آنیون‌های کربنات (۱۰ mM) و سولفات (۵۰ mM) کمترین تأثیر را بر فرایند FS@T/rGO/PS/UV در حذف سفیکسیم داشته‌اند.

تأثیر یون‌های مداخله‌گر بر تجزیه سفیکسیم در فرایند

FS@T/rGO/PS/UV

در این مرحله، اثر حضور آنیون‌های کربنات CO_3^{2-} ، سولفات SO_4^{2-} ، نیترات NO_3^- و کلراید Cl^- در دو غلظت ۱۰ mM و ۵۰ mM بر عملکرد فرایند FS@T/rGO/PS/UV در حذف سفیکسیم تحت شرایط بهینه مورد بررسی قرار گرفت و با شرایط عدم حضور یون‌های مداخله‌گر مقایسه گردید. نتایج آزمایش در نمودار ۸ نشان داده شده است. مشاهده شد که



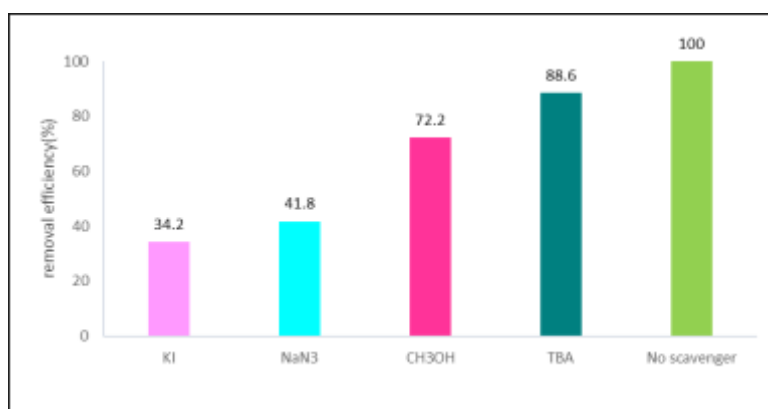
نمودار ۸: تأثیر غلظت یون‌های مداخله‌گر بر تجزیه سفیکسیم (pH = ۶,۵-۷, PS = ۲mM, ۵۰mg/L = سفیکسیم و دوز فتوکاتالیست = ۰,۱ g/L)

تأثیر حضور اسکاونجرها بر تجزیه سفیکسیم در فرآیند

FS@T/rGO/PS/UV

در این مرحله، اثر حضور اسکاونجرهای KI، NaN_3 ، TBA و CH_3OH در غلظت ۵۰mM بر عملکرد فرآیند FS@T/rGO/PS/UV در حذف سفیکسیم تحت شرایط

بهینه مورد بررسی قرار گرفت و با شرایط عدم حضور اسکاونجر مقایسه شد. مشاهده شد که بیشترین و کمترین اثر اسکاونجرها بر حذف آلاینده به ترتیب مربوط به KI و TBA با راندمان ۳۴٫۲٪ و ۸۸٫۶٪ بوده است.

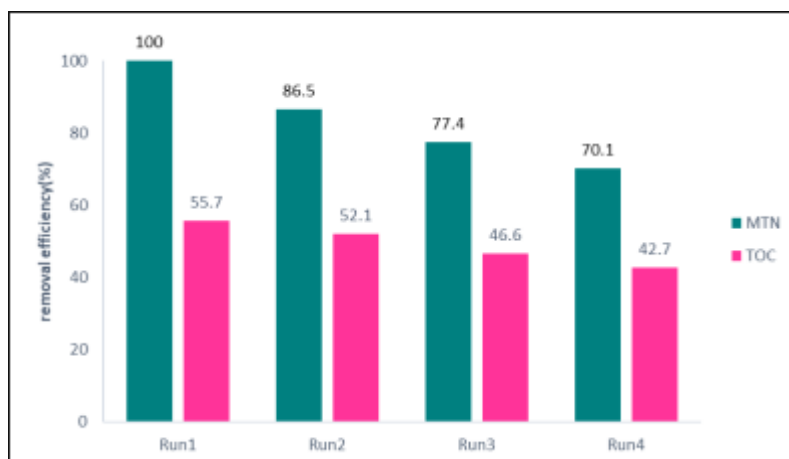


نمودار ۹: تأثیر اسکاونجرها بر تجزیه سفیکسیم (pH = ۶٫۵-۷، PS = ۲mM، 50 mg/L = سفیکسیم و دوز فتوکاتالیست = ۰٫۱ g/L)

بازیابی و استفاده مجدد از فتوکاتالیست

در این مرحله، عملکرد فتوکاتالیست در چهار مرحله متوالی همراه با بازیابی آن بر عملکرد فرآیند FS@T/rGO/PS/UV در حذف آنتی بیوتیک سفیکسیم و تحت شرایط بهینه بدست آمده مورد سنجش قرار گرفت. با توجه به نتایج آزمایش در نمودار ۱۰، مشاهده گردید که

بازدهی فرآیند FS@T/rGO/PS/UV در حذف سفیکسیم بعد از ۴ بار استفاده مجدد از کاتالیست کاهش یافته است. به صورتی که راندمان حذف سفیکسیم از ۹۸٪ در صد در چرخه اول به ترتیب به ۸۶٫۵٪ در صد در چرخه دوم، ۷۷٫۴٪ در چرخه سوم و ۷۰٫۱٪ در صد در چرخه چهارم کاهش یافته است.



نمودار ۱۰: بازیابی و استفاده مجدد از فتوکاتالیست برای تجزیه سفیکسیم (pH = ۶.۵-۷، PS = ۲mM، ۵۰mg/L = سفیکسیم و دوز فتوکاتالیست = ۰.۱ g/L)

کاتالیست قابل مشاهده است. حضور و توزیع پراکنده ذرات سفید رنگ TiO_2 و ذرات خاکستری رنگ Fe_3O_4 بر روی صفحات اکسیدگرافن احیاء شده در ساختار کاتالیست نهایی مشاهده می‌شود. حضور اکسیدگرافن احیاء شده در این فرآیند به عنوان بستری جهت توزیع یکنواخت کاتالیست موجب کاهش خاصیت انباشتگی نانو ذرات TiO_2 و Fe_3O_4 شد که نهایتاً این امر به دلیل افزایش نسبت سطح به حجم منجر به افزایش فعالیت کاتالیستی کامپوزیت اصلی در فرآیند می‌شود.

نتایج آنالیز TEM نشان داد که سایز ذرات کاتالیست اصلی سنتز شده کمتر از ۱۰۰ نانومتر بوده و این نانوذرات ($\text{Fe}_3\text{O}_4@/\text{SiO}_2$) (نقاط تیره) و (TiO_2) (نقاط روشن)) بصورت یکنواختی پراکنده شده‌اند که با نتایج بدست آمده از آنالیز FESEM تطابق دارد. همچنین در این آنالیز، حضور هسته‌های با رنگ تیره ($\text{Fe}_3\text{O}_4@/\text{SiO}_2$) در مرکز ذرات با رنگ روشن (TiO_2) مشاهده می‌شود که بیانگر و تأییدکننده سنتز موفقیت آمیز ساختار پوسته-هسته است.

به منظور تعیین میزان معدنی سازی سفیکسیم در فرآیند فتوکاتالیستی FS@T/rGO/PS/UV آزمایشات معدنی سازی به موازات تست های بازیابی کاتالیست برای ۴ چرخه بررسی شدند؛ و درصد حذف TOC مورد سنجش قرارگرفت. نتایج نشان داد که راندمان معدنی سازی سفیکسیم در چهار مرحله تغییر زیادی نداشت؛ بطوری که در اولین مرحله استفاده از فتوکاتالیست، راندمان معدنی سازی برابر با ۵۵.۷ درصد و در مرحله چهارم برابر با ۴۲.۷ درصد بدست آمد.

بحث

۱. مشخصات کاتالیست سنتز شده

نتایج آنالیز FE-SEM نشان داد که اکسیدگرافن با ساختار ورقه‌ای با موفقیت سنتز شده است. ذرات مغناطیسی Fe_3O_4 که هسته مرکزی فتوکاتالیست را تشکیل می‌دهد، در ابعاد ناهمگن بوده و تراکم و انباشتگی این ذرات ذرات فتوکاتالیست $\text{Fe}_3\text{O}_4@/\text{SiO}_2@/\text{TiO}_2$ دارای ساختار نسبتاً کروی و در اندازه‌های ناهمگن بوده و در برخی قسمت‌ها حالت متراکم دارند. TiO_2 بصورت نقاط سفید رنگ در ساختار

۲. آزمایشات بیهینه سازی در فرآیند

FS@T/rGO/PS/UV

اثر PH

مقدار pH محلول در راندمان حذف فتوکاتالیستی آلاینده های آلی نقش بسزایی دارد. pH می تواند بر بار سطحی کاتالیست با توجه به pH_{PZC} آن، میزان یونیزاسیون آلاینده با توجه به pK_a ترکیب و محصولات جانبی حاصل از تجزیه آن و قدرت اکسیداسیون حفره های تولید شده در فرآیند تجزیه فتوکاتالیستی، اثر بگذارد. همچنین با تأثیر بر موازنه تجزیه مولکول آب می تواند در تولید رادیکال هیدروکسیل نقش داشته باشد. بار سطحی کاتالیست ها بصورت منفی و یا مثبت بوده که به گروه های عاملی سطحی و اجزای تشکیل دهنده آن بستگی دارد. مطالعات گوناگون نشان داد که سرعت اکسیداسیون پیشرفته متأثر از pH بوده و در واقع به برهمکنش الکترواستاتیک بین سطح کاتالیست و آلاینده بستگی دارد^{۱۲،۱۳}. بر اساس نتیجه بدست آمده مشخص گردید که pH بهینه برای حذف آلاینده سفیکسیم در فرآیند فتوکاتالیستی FS@T/rGO/UV برابر با ۵ است. کاهش راندمان تجزیه به علت ساختار آنیونی آلاینده سفیکسیم در $pH > 2.55$ و همچنین pH_{PZC} کاتالیست سنتز شده است. در این مطالعه، مقدار pH_{PZC} (با توجه به نمودار ۴-۹) برای فتوکاتالیست سنتز شده برابر با ۶،۳۵ بدست آمد. بنابر این سطح فتوکاتالیست در $pH < 6.35$ دارای بار مثبت (رابطه ۵-۱)، در $pH > 6.35$ دارای بار منفی (رابطه ۵-۲) و در $pH = 6.35$ دارای بار خنثی است. مقدار pK_a سفیکسیم برابر ۲،۵۵ بوده و در $pH < 2.55$ ساختاری کاتیونی، و در $pH > 2.55$ ساختار آنیونی دارد^{۱۴}.

نتایج آنالیز XRD نشان داد که پیک های مربوط به نانوذرات Fe_3O_4 ، TiO_2 و اکسیدگرافن با کارت استاندارد مربوط به هر یک از آن ها همخوانی دارد؛ که ساختار کریستالی، خلوص بالا و تثبیت موفقیت آمیز کاتالیست های سنتز شده در این پژوهش را تایید می نماید. همچنین، از آنجایی که همه پیک های متعلق به ذرات و بدون تغییرات اساسی در ساختار آن ها، در الگوی پراکنش کاتالیست اصلی نمایه شده اند تایید می کند که ساختار کریستالی و تثبیت نانوکاتالیست $Fe_3O_4@SiO_2@TiO_2$ بر روی اکسیدگرافن احیاء شده موفقیت آمیز بوده است.

طبق نتایج آنالیز VSM مغناطش اشباع برای نانوذرات خالص Fe_3O_4 ، ۵۵/۱۹۱ emu/g بوده است که بعد از لایه گذاری TiO_2 بر روی اکسید آهن، اشباع مغناطیسی به ۱۷/۶۳ emu/g کاهش یافته است. همچنین، ماکزیمم مغناطش اشباع در کاتالیست اصلی با تثبیت $Fe_3O_4@SiO_2@TiO_2$ بر روی اکسیدگرافن احیاء شده به ۱۴/۸۲ emu/g کاهش یافت. این کاهش در مقادیر مغناطش اشباع می تواند به دلیل حضور ترکیبات غیر مغناطیسی مانند SiO_2 ، TiO_2 و rGO در ساختار کاتالیست سنتز شده باشد. اما با این حال، همانگونه که در شکل مشاهده می شود کاتالیست سنتز شده رفتار مغناطیسی بسیار مطلوبی در مجاورت یک آهنربای خارجی داشته و به سرعت در زمان کمتر از یک دقیقه از فاز محلول جداسازی می شود. با توجه به نتایج حاصل، کاتالیست FS@T/rGO به دلیل خاصیت مغناطیسی مناسب، جداسازی ساده و سریع کاتالیست از محلول آبی و صرفه جویی در مصرف کاتالیست، می تواند به عنوان یک روش جایگزین و مقرون به صرفه مورد استفاده قرار گیرد.

کردند که سفیکسیم توسط فرآیند TAP در طیف گسترده‌ای از pH اکسید می‌شود که با مطالعه حاضر همخوانی دارد و برای کاربردهای مهندسی از اهمیت بالایی برخوردار است.^{۱۰}

اثر دوز کاتالیست

میزان دوز کاتالیست یکی از پارامترهای مهم در فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته بوده که با تأمین سطح لازم برای جذب و همچنین تولید جفت الکترون-حفره بر روند واکنش اثر می‌گذارد.^{۱۱} نتایج نشان دهنده تجزیه سفیکسیم با راندمان $>98\%$ توسط دوزهای مختلف کاتالیست در زمان‌های متفاوت است. افزایش راندمان تجزیه فتوکاتالیستی آلاینده‌های آلی از جمله آنتی‌بیوتیک‌ها به عواملی مانند سایت‌های فعال و میزان قابلیت جذب فوتون در سطح کاتالیست سنتز شده بستگی دارد. با افزایش دوز کاتالیست، تعداد سایت‌های فعال و میزان جذب نور افزایش یافته که باعث تولید بیشتر حاملین بار (جفت الکترون-حفره)، و در نهایت جذب و تجزیه آلاینده می‌شود. همچنین با افزایش سایت‌های فعال، تجزیه مولکول‌های اکسند مانند پرسولفات نیز بیشتر شده که منجر به تولید بیشتر رادیکال‌های فعال (سولفات) می‌گردد. از سوی دیگر غلظت بالای کاتالیست در محلول می‌تواند باعث پراکندگی نور و کاهش تولید حاملین بار در اثر کاهش فعال سازی سطح کاتالیست شود. همچنین تجمع ذرات کاتالیست باعث ایجاد کدورت شده که منجر به کاهش عمق نفوذ نور و در نهایت کاهش فعال سازی اکسیدانت و تولید رادیکال فعال آن می‌شود. از سوی دیگر کاهش راندمان تجزیه آلاینده می‌تواند به دلیل تراکم و انباشتگی کاتالیست در اثر افزایش غلظت آن باشد که باعث

لازم به ذکر است که در این مطالعه اثر pH بر تجزیه سفیکسیم توسط فرآیند فتوکاتالیستی در حضور پرسولفات نیز مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که فرآیند تحت تأثیر تغییرات pH نیست. مهم‌ترین علت تأثیر تغییرات pH محیط بر تخریب ترکیبات آلی در فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته، نوع و میزان رادیکال تولید شده در این فرآیند است. در سال‌های اخیر رادیکال سولفات به دلیل پتانسیل ردوکس بالاتر (۲٫۶۵-۳٫۱ الکترون ولت) از رادیکال هیدروکسیل (۲٫۷-۲٫۸ الکترون ولت) و همچنین ماندگاری بیشتر، مورد توجه قرار گرفته است (نیمه عمر رادیکال سولفات $= 40-30 \mu s$ ، نیمه عمر رادیکال هیدروکسیل $\geq 1 \mu s$). انتخاب نوع رادیکال تولید شده در فرآیند فعال سازی پرسولفات به pH محلول بستگی دارد؛ بطوری که در شرایط اسیدی رادیکال سولفات تولید می‌شود. در محیط‌های قلیایی، رادیکال سولفات با یون‌های هیدروکسیل و یا مولکول آب وارد واکنش شده و رادیکال هیدروکسیل تولید می‌شود که دارای پتانسیل اکسیداسیون-احیاء ۲٫۸-۲٫۷ الکترون ولت است. همچنین در محیط‌های قلیایی، رادیکال هیدروکسیل تولید شده به عنوان رباینده رادیکال عمل نموده و واکنش آن با رادیکال پرسولفات منجر به تشکیل آنیون پرسولفات شده که این آنیون می‌تواند با رادیکال‌های فعال در یک سیستم واکنش داده و از طریق از بین بردن آن‌ها باعث کاهش راندمان حذف آلاینده شود.^{۱۲}

در مطالعه Zhou و همکاران اکسیداسیون آنتی بیوتیک مترونیدازول توسط پرسولفات فعال شده با حرارت (TAP)^۳ را مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که در pHهای اسیدی و قلیایی، راندمان حذف تقریباً یکسان است. گزارش

³ thermally activated persulfate

کاهش سطح قابل دسترس برای جذب آلاینده و اکسیدانت می-شود. همچنین با افزایش دوز کاتالیست، تولید رادیکال های فعال مانند رادیکال سولفات نیز افزایش یافته که تولید بیش از اندازه آن ها باعث تولید آنیون سولفات (واکنش بین رادیکال ها) با پتانسیل اکسیدکنندگی کمتر می شود^{۱۷،۱۸}.

Rashid و همکاران اثر دوز کاتالیست در محدوده g/L ۱-۰٫۲۵ بر تجزیه فتوکاتالیستی ۲-کلروفل توسط فرآیند $Fe_3O_4/SiO_2/TiO_2$ را مورد مطالعه قرار دادند. نتایج نشان داد که افزایش دوز کاتالیست از ۰٫۲۵ به ۰٫۵ گرم در لیتر باعث افزایش راندمان تجزیه آلاینده شده است. افزایش راندمان تجزیه آلاینده را به افزایش سایت های فعال کاتالیست نسبت دادند که باعث جذب بیشتر آلاینده و در نتیجه حذف آن می شود. از طرفی با افزایش دوز کاتالیست به g/L ۱، راندمان تجزیه کاهش یافت. این نتیجه می تواند به علت تراکم و انباشتگی کاتالیست بوده که نفوذ نور به محلول را محدود می نماید. در این مطالعه دوز بهینه کاتالیست را g/L ۰٫۵ در نظر گرفتند^{۱۹}.

اثر غلظت پرسولفات

در این مطالعه پرسولفات تحت عوامل مختلفی (UV ، TiO_2 ، rGO و Fe_3O_4) می تواند فعال شده (فعال سازی هیبریدی) و با تولید رادیکال سولفات آلاینده سفیکسیم را تجزیه نماید. همچنین پرسولفات قابلیت تولید رادیکال هیدروکسیل را داشته که در تجزیه سفیکسیم نقش بسزایی دارد. پرسولفات طی واکنش های زنجیره ای تجزیه شده و تولید رادیکال سولفات (فعال سازی پرسولفات توسط یون های آهن، UV ، TiO_2 و اکسیدگرافن) و هیدروکسیل می نماید و در نهایت منجر به تجزیه سفیکسیم می گردد.

یکی از عوامل تأثیرگذار بر فرآیند AOP، نوع و غلظت ماده اکسیدکننده است. افزایش غلظت ماده اکسید کننده مانند پرسولفات تا مقدار معینی سرعت واکنش را افزایش می دهد. بطوری که با افزایش غلظت اکسیدانت، تولید رادیکال سولفات برای تجزیه آلاینده افزایش یافته و باعث ارتقاء عملکرد سیستم می شود. از طرفی با افزایش دوزهای بیشتر پرسولفات، رادیکال های سولفات بیشتری تولید شده که می تواند به عنوان اسکاونجر رادیکال عمل نموده و کارایی فرآیند را کاهش دهند. علت کاهش و افزایش عملکرد فرآیند را می توان در رفتار دوگانه پرسولفات در غلظت های مختلف جستجو کرد. پرسولفات نه تنها با تولید رادیکال سولفات باعث تجزیه آلاینده می شود، بلکه توانایی تولید رادیکال هیدروکسیل از طریق واکنش مستقیم با آب را دارد. بنابر این افزایش رادیکال های آزاد باعث ارتقاء فرآیند در تجزیه آلاینده می شوند.

در غلظت های بالا، پرسولفات به یک عامل جذب و مصرف رادیکال های آزاد تبدیل می شود. علاوه بر این، رادیکال های تولید شده می توانند با پرسولفات واکنش داده و با اشباع رادیکال های سولفات، راندمان فرآیند کاهش می یابد^{۱۹،۲۰}.

Monteagudo و همکاران اثر غلظت پرسولفات ($300-600 mg/L$) بر تجزیه داروی آنتی پیرین توسط فرآیند $TiO_2/rGO/PS$ تحت تابش $UV-A$ را مورد ارزیابی قرار دادند. نتایج نشان دهنده افزایش راندمان تجزیه همراه با افزایش غلظت پرسولفات تا حد معینی ($300-450 mg/L$) بود. نتیجه بدست آمده می تواند به دلیل تولید رادیکال سولفات از طریق فتولیز، فعال سازی حرارتی و یا واکنش با الکترون های باند هدایت TiO_2 باشد. از طرفی با افزایش غلظت پرسولفات ($450-600 mg/L$)، بازدهی فرآیند کاهش یافت. همچنین

دوزهای بالاتر پرسولفات با جذب بیشتر فوتون‌ها و کاهش انتقال نور به سطح کاتالیست، فعالیت کاتالیستی TiO_2 را کاهش می‌دهد.^{۲۱}

اثر غلظت اولیه سفیکسیم

میزان تجزیه فتوکاتالیستی تا حد زیادی تحت تأثیر غلظت اولیه آلاینده قرار دارد. نتایج نشان دهنده حذف آلاینده با راندمان $< 98\%$ در همه غلظت‌ها و در زمان‌های متفاوت است. نتایج بدست آمده را می‌توان به ثابت بودن میزان رادیکال‌های هیدروکسیل و پرسولفات تولید شده در طی واکنش با توجه به مقادیر بهینه کاتالیست و پرسولفات نسبت داد. در غلظت‌های پایین آلاینده، میزان رادیکال‌های موجود در محلول نقش مؤثری در عملکرد سیستم دارد. بطوری که مولکول‌های سفیکسیم در معرض رادیکال‌های بیشتری بوده و سریع‌تر تجزیه می‌شوند. در غلظت‌های بالاتر سطح قابل دسترس برای جذب آلاینده و اکسیدانت نقش مؤثری بر روند اکسیداسیون دارد. با افزایش غلظت و تعداد مولکول‌های سفیکسیم، به دلیل رقابت بین مولکول‌های آلاینده زمان بیشتری برای واکنش بین آلاینده و رادیکال‌ها مورد نیاز است. از طرفی در حین تجزیه سفیکسیم محصولات جانبی تشکیل می‌شوند که در واکنش با رادیکال‌های موجود، با آلاینده سفیکسیم رقابت می‌کنند. همچنین مولکول‌های سفیکسیم و محصولات جانبی حاصل از تجزیه آن با اشباع سایت‌های فعال کاتالیست و جذب اشعه UV و با محدود کردن جذب اشعه توسط پرسولفات و سطح کاتالیست، تولید رادیکال‌های فعال را کاهش می‌دهند. بنابراین با افزایش غلظت سفیکسیم در محلول، تنها تعداد مشخصی از آن با رادیکال‌های موجود وارد واکنش شده و تجزیه می‌شوند، و سایر مولکول‌های سفیکسیم در محلول بدون تغییر باقی خواهند ماند^{۸،۲۲،۲۳}.

Sui و همکاران تجزیه سیپروفلوکساسین (CF) را توسط فرآیند ازناسیون کاتالیستی مورد بررسی قرار دادند. به منظور ارزیابی کارایی این فرآیند، تجزیه آلاینده را با ازن زنی ساده نیز مورد آزمایش قرار گرفت. نتایج آزمایشات نشان داد که در هر دو فرآیند، با افزایش غلظت آلاینده راندمان تجزیه کاهش می‌یابد. در فرآیند ازن زنی ساده، (CF) با غلظت اولیه ۳ میکرومول در مدت ۱۵ دقیقه با راندمان ۶۸،۲٪ تجزیه شد؛ در حالی که با غلظت اولیه ۴۲،۸ میکرومول، راندمان تجزیه برابر با ۱۴،۵٪ بدست آمد. کاهش راندمان به دلیل تولید محصولات جانبی ناشی از اکسیداسیون ناقص آلاینده بوده که با (CF) در واکنش با ازن رقابت می‌کند. تجزیه آلاینده در فرآیند ازناسیون کاتالیستی بطور چشمگیری افزایش یافت. بطوری که در غلظت ۳ میکرومول در زمان ۷ دقیقه با راندمان ۱۰۰٪ و در غلظت ۴۲،۸ میکرومول در مدت ۱۵ دقیقه با راندمان ۵۶،۷٪ تجزیه شد.^{۲۴}

۳. ارزیابی عملکرد فرآیندهای مختلف در

تجزیه سفیکسیم (آزمایشات کنترلی)

برای ارزیابی عملکرد فرآیند FS@T/rGO/PS/UV بر تجزیه سفیکسیم، راندمان اکسیداسیون بین سیستم‌های مجزا و تلفیقی تحت شرایط آزمایشگاهی یکسان مورد مقایسه قرار گرفت. نتایج نشان داد که کاتالیست FS@T/rGO به تنهایی کارایی کمتری نسبت به سایر فرآیندها داشته است که عمدتاً از طریق مکانیسم جذب اتفاق می‌افتد. این راندمان نشان دهنده جذب آلاینده بر سطح فتوکاتالیست و عدم تولید رادیکال‌های آزاد اکسیدکننده (به دلیل عدم فعال سازی سطح کاتالیست و تولید جفت الکترون-حفره) است. در حالی که راندمان تجزیه سفیکسیم توسط فرآیند FS@T/rGO/UV افزایش یافت.

افزایش راندمان حذف آلاینده به علت فعال سازی TiO_2 توسط اشعه UV و تولید جفت الکترون-حفره و در نتیجه تولید رادیکال های هیدروکسیل و سوپراکساید بوده که نشان دهنده نقش مؤثر رادیکال های اکسیدکننده در تجزیه آلاینده است. در مقایسه کارایی فرآیندهای $FS@T/rGO/UV$ و TiO_2/UV مشاهده شد که راندمان تجزیه آلاینده توسط هر دو فرآیند مشابه یکدیگر بود. با توجه به اینکه TiO_2 مورد استفاده در فرآیند TiO_2/UV قابلیت بازیابی نداشته و حضور آن در پساب خروجی آلودگی های زیست محیطی را به همراه دارد، می توان چنین بیان کرد نه تنها بازدهی فرآیند $FS@T/rGO/UV$ نسبت به روش فتوکاتالیستی متداول TiO_2/UV کاهش یافته است، بلکه با داشتن خصوصیتی از جمله قابلیت بازیابی و استفاده مجدد از کاتالیست برای چند مرحله، فرآیند $FS@T/rGO/UV$ می تواند به عنوان یک روش کارآمد و جایگزین و مقرون به صرفه در مقایسه با روش های فتوکاتالیستی متداول جهت حذف آلاینده های آلی مورد استفاده قرار گیرد. تجزیه سفیکسیم در فرآیند تلفیقی $FS@T/rGO/PS$ به دلیل فعال سازی پرسولفات توسط rGO و Fe_3O_4 و تولید رادیکال سولفات و هیدروکسیل، در مقایسه با بازدهی فرآیند $FS@T/rGO/PS$ با فرآیند تلفیقی PS/UV ، نتیجه حاصل نشان دهنده پتانسیل بالاتر اشعه UV نسبت به فتوکاتالیست $FS@T/rGO$ در فعال سازی و یا تجزیه مولکول های پرسولفات و تولید رادیکال های آزاد سولفات است. افزایش کارایی فرآیند PS/UV نسبت به روش TiO_2/UV نشان داد که اشعه UV پتانسیل بیشتری در فعال سازی PS نسبت به TiO_2 دارد. با مقایسه بازدهی فرآیند $FS@T/rGO/PS$ با فرآیند $FS@T/rGO/UV$ می توان

نتیجه گرفت که فرآیند فتوکاتالیستی $FS@T/rGO/UV$ نسبت به فرآیند کاتالیستی $FS@T/rGO/PS$ عملکرد بهتری در تجزیه سفیکسیم داشته است. در مقایسه کارایی فرآیندهای $FS@T/rGO/PS$ ، $FS@T/rGO/UV$ و فرآیند $FS@T/rGO/PS/UV$ در حذف سفیکسیم، می توان گفت که افزایش راندمان حذف آلاینده به دلیل اثر هم افزایی UV ، Fe_3O_4 و rGO در فعال سازی پرسولفات، تولید بیشتر رادیکال های اکسند و حضور همزمان رادیکال های هیدروکسیل، سوپراکساید و سولفات در سیستم می باشد. نتایج بدست آمده نشان دهنده اثر هم افزایی اشعه UV ، Fe_3O_4 ، TiO_2 و rGO در فعال سازی اکسیدانت پرسولفات می باشد؛ که باعث حذف آنتی بیوتیک سفیکسیم با سرعت و راندمان بالاتر، به دلیل تولید بیشتر رادیکال های اکسند و حضور همزمان رادیکال های هیدروکسیل، سوپراکساید و سولفات در سیستم، شده است.

در مطالعه جرفی و همکاران حذف بنزوتریازول (BTA) با استفاده از فتوکاتالیست ناهمگن کربن فعال مغناطیسی- TiO_2 (T@MPAC) در حضور پروکسی-منوسولفات مورد بررسی قرار گرفت. کارایی فتوکاتالیستی T@MPAC در حذف آلاینده با آزمایشات کنترلی در مدت ۶۰ دقیقه تحت شرایط آزمایشگاهی یکسان مورد مقایسه قرار دادند. در این مطالعه راندمان حذف BTA توسط UV ، PMS و UV/PMS به ترتیب برابر با ۶،۲، ۸،۱ و ۱۲ بدست آمد. پایین بودن راندمان نشان می دهد که این روش ها برای تجزیه بنزوتریازول کارایی مناسبی ندارند. فرآیندهای MPAC/PMS و MPAC/PMS/UV با راندمان ۵۴،۶ و ۵۹،۳ درصد، آلاینده را در مدت زمان ۶۰ دقیقه تخریب کردند.

افزایش راندمان را می‌توان به حضور هر دو فرآیند جذب و تجزیه نسبت داد. همچنین با اثر هم‌افزایی UV و MPAC بر فعال سازی پروکسی منوسولفات و تولید رادیکال سولفات، راندمان حذف افزایش یافته است. بالاترین راندمان برای روش تلفیقی T@MPAC/PMS/UV برابر با ۷۱,۲٪ در کمتر از ۶۰ دقیقه بدست آمد. نتیجه نشان دهنده عملکرد فوتوکاتالیستی عالی و همچنین پتانسیل بالای آن در فعال سازی PMS است.^{۲۵}

۴. تأثیر یون‌های مداخله‌گر بر حذف

سفیکسیم در فرآیند FS@T/rGO/PS/UV

انواعی از یون‌های غیرآلی موجود در فاضلاب از جمله یون‌های منیزیم، آهن، روی، مس، فسفات، نیتрат، سولفات و کلراید می‌توانند از طریق جذب سطحی بر روی فوتوکاتالیست بر میزان تخریب آلاینده‌های آلی تأثیرگذار باشند. مطالعات گوناگونی در مورد تأثیر یون‌های غیرآلی بر میزان تخریب فوتوکاتالیستی آلاینده‌ها روی سطح TiO_2 انجام شده است، نتایج این مطالعات نشان می‌دهد برخی از یون‌های غیرآلی مانند مس، آهن و فسفات اگر در غلظت‌های مشخصی وجود داشته باشند، بازده تجزیه نوری را کاهش می‌دهند در حالی که کلسیم، منیزیم و روی تأثیر کمی بر تجزیه نوری ترکیبات آلی دارند زیرا این کاتیون‌ها در بیشترین میزان درجه اکسایش خود وجود دارند و نقش بازدارنده در فرآیند تخریب را ایفا نمی‌کنند. آنیون‌های غیرآلی مانند نیترات، کلراید، کربنات‌ها و سولفات‌ها فعالیت سطح فوتوکاتالیست را متوقف می‌کنند. وجود نمک‌ها باعث کاهش پایداری کلوئیدی، افزایش انتقال جرم و کاهش تماس سطحی بین آلاینده و فوتوکاتالیست می‌شود. علاوه براین،

آنیون‌هایی مانند کلراید، کربنات، فسفات و سولفات به عنوان اسکاونجر حفره‌ها و رادیکال هیدروکسیل عمل می‌کنند.^{۲۶}

در این پژوهش با هدف بررسی تأثیر آنیون‌ها بر میزان تجزیه سفیکسیم توسط فرآیند فوتوکاتالیستی FS@T/rGO/UV در حضور پرسولفات، با اضافه کردن غلظت‌های ۱۰ و ۵۰ میلی‌مول از نمک‌های سدیم (کلراید، نیترات، سولفات و کربنات) به نمونه سنتتیک تحت شرایط بهینه، آزمایشات ارزیابی انجام شد. نتایج نشان می‌دهد که کارایی سیستم در حضور آنیون‌ها کاهش یافته است. یون کلراید در هر دو غلظت بیشترین تأثیر را بر کاهش بازدهی فرآیند داشته است. تأثیر آنیون‌های مداخله‌گر با غلظت ۱۰ میلی‌مولار در راندمان تجزیه آنتی‌بیوتیک سفیکسیم بصورت $Cl^- > SO_4^{2-} > NO_3^- > CO_3^{2-}$ بود، در حالی که تأثیر آنیون‌ها در غلظت ۵۰ میلی‌مولار بصورت $Cl^- > CO_3^{2-} > NO_3^- > SO_4^{2-}$ مشاهده گردید. کاهش راندمان بازدهی سیستم در حضور آنیون‌ها را می‌تواند به دلایل متعددی از جمله، جذب آنیون‌ها بر سطح کاتالیست و کاهش فعالیت کاتالیستی به دلیل مسدود شدن منافذ آن، نقش اسکاونجری آنیون‌ها در واکنش با حفره‌ها (h^+)، رادیکال‌های سولفات ($SO_4^{\bullet-}$) و هیدروکسیل ($OH^{\bullet}$) و تولید رادیکال‌های اکسنده ضعیف‌تر و رقابت بین آنیون‌ها و آلاینده در واکنش با رادیکال‌ها باشد.

بر طبق نتایج بدست آمده، در بین آنیون‌های مطالعه شده، یون کلراید بیشترین تأثیر منفی را بر فرآیند داشت که نتیجه بدست آمده را می‌توان به (الف) نقش اسکاونجری آن در واکنش با رادیکال‌های سولفات و هیدروکسیل برای تولید رادیکال‌های کلر با قدرت اکسیدکنندگی ضعیف‌تر مانند

رادیکال های $Cl_2^{\bullet-}$ ($E^0=2.7V$) و $Cl^{\bullet}$ ($E^0=2.4V$) و (ب)

غیر فعال کردن حفره ها با بار مثبت در TiO_2 نسبت داد.

آنیون های نیترات و کربنات نیز با رادیکال های آزاد موجود در محلول واکنش داده و باعث تولید رادیکال هایی با پتانسیل اکسیداسیون پایین و یون های غیر فعال در محلول می شوند. از طرفی با جذب بر روی سطح کاتالیست و مسدود کردن منافذ، مانع جذب آلاینده و رادیکال ها بر سطح کاتالیست شده و در نتیجه تجزیه آلاینده کاهش می یابد. آنیون سولفات با حفره ها و رادیکال هیدروکسیل وارد واکنش شده و رادیکال سولفات تولید می شود. با توجه به تجزیه آلاینده توسط فرآیند فتوکاتالیستی در حضور پرسولفات در این مطالعه، کاهش عملکرد فرآیند در حضور آنیون سولفات می تواند به دلیل افزایش رادیکال سولفات باشد که با تولید یون های غیر فعال حاصل از واکنش بین رادیکال های سولفات و هیدروکسیل بر کارایی فرآیند تأثیر می گذارد^{۲۷،۲۸}.

میرزا هدایت و همکاران اثر آنیون های کربنات، کلراید و سولفات بر کارایی فرآیند فتوکاتالیستی $FS@T/rGO$ در تجزیه ۲،۴-دی نیترو فنیل مورد مطالعه قرار دادند. تأثیر آنیون ها بر فرآیند بصورت $SO_4^{2-} > (SO_4^{2-} + Cl^- + CO_3^{2-}) > Cl^- > CO_3^{2-}$ (بدون حضور مداخله گر) به ترتیب به ۷۸،۰۴، ۷۲،۳۶، ۶۱،۸۵ و ۸۰،۱۱ درصد، بدست آمد. نقش اسکاونجر یون های مداخله گر و واکنش بین آنیون ها با حفره و رادیکال هیدروکسیل در کاهش کارایی فرآیند ثابت می شود. با تولید رادیکال هایی با پتانسیل اکسیداسیون پایین تر و یون های غیر فعال عملکرد سیستم کاهش می یابد. همچنین رقابت بین آنیون ها و آلاینده اصلی نیز می تواند بر بازدهی فرآیند تأثیر بگذارد^۸.

۵. تأثیر حضور اسکاونجرها بر حذف

سفکسیم در فرآیند $FS@T/rGO/PS/UV$

عملکرد فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته (AOPs) از جمله فرآیندهای فتوکاتالیستی بر مبنای تولید رادیکال های آزاد و جفت الکترون-حفره است. در این مطالعه، به منظور اثبات حضور رادیکال های آزاد و عوامل اکسند در فرآیند و همچنین مشخص نمودن میزان عملکرد هر یک از آن ها در تجزیه سفکسیم، اسکاونجرهای عمومی و اختصاصی با غلظت ۵۰mM برای هر یک از رادیکال ها و عوامل اکسند تحت شرایط بهینه مورد استفاده قرار گرفت. در این مطالعه از اسکاونجرهای $NaNO_3$ ، TBA ، KI به ترتیب برای اثبات حضور و میزان عملکرد رادیکال هیدروکسیل ($OH^{\bullet}$)، مولکول های دی اکسیژن ($O_2^{\bullet-}$)، حفره ها و $MeOH$ برای هر دو رادیکال هیدروکسیل و سولفات استفاده شد. لازم به ذکر است که $NaNO_3$ می تواند اسکاونجر $OH^{\bullet}$ و $O_2^{\bullet-}$ با ثابت سرعت واکنش به ترتیب برابر با $1S^{-1} \times 10^9$ و $1S^{-1} \times 10^2$ باشد^{۲۹،۳۰}.

با توجه به نتایج بدست آمده از بررسی تأثیر اسکاونجرها بر عملکرد فرآیند مشخص می شود که ترتیب اثر منفی اسکاونجرها بر عملکرد سیستم بصورت $KI > NaNO_3$ می دهد که حفره ها در تجزیه سفکسیم نقش قابل توجهی داشتند. در حضور $NaNO_3$ بازدهی فرآیند کاهش یافته است، مشخص می شود که مولکول های دی اکسیژن نیز یکی از اسکاونجرهای مؤثر در این فرآیند فتوکاتالیستی بوده است. مولکول های دی اکسیژن از طریق بازترکیبی آنیون های

سوپراکساید و همچنین واکنش بین $OH^{\bullet}$ با $O_2^{\bullet-}$ تولید می-شوند.

کاهش راندمان تجزیه آلاینده با افزودن متانول به محلول، حضور و عملکرد هر دو رادیکال هیدروکسیل و سولفات را در این فرآیند اثبات می-کند. تفاوت بین راندمان بدست آمده در حضور اسکاونجرهای $NaNO_3$ ، KI و TBA نشان می-دهد که حفره‌ها نقش مؤثری در تخریب سفیکسیم داشتند. این نتایج نشان می-دهد که h^+ ، $O_2^{\bullet-}$ ، $OH^{\bullet}$ و $SO_4^{\bullet-}$ گونه‌های واکنشی در تجزیه سفیکسیم توسط فرآیند $FS@T/rGO/PS/UV$ در حضور پرسولفات بوده که ترتیب اثر آن‌ها بر تجزیه آلاینده بصورت $h^+ > O_2^{\bullet-} > OH^{\bullet} > SO_4^{\bullet-}$ است.

HU و همکاران تأثیر اسکاونجرها را بر تجزیه بیسفنول A توسط فرآیند کاتالیستی $ZnCo_2O_4$ در حضور پروکسی-منوسولفات مورد مطالعه قرار دادند. در این مطالعه اسکاونجرهای TBA ، $MeOH$ و KI مورد استفاده قرار گرفت. گزارش کردند که TBA و $MeOH$ تأثیر کمی بر کاهش راندمان حذف آلاینده داشته که نشان می-دهد رادیکال-های هیدروکسیل و سولفات در این فرآیند جزء گونه‌های واکنشی غالب نیستند. از سوی دیگر با افزودن KI به سیستم راندمان تجزیه بطور قابل توجهی کاهش یافت. با نتایج بدست آمده عنوان کردند که در این مطالعه حفره‌ها نقش مهمی در کاهش راندمان داشته‌اند.^{۳۱}

۶. بازیابی و استفاده مجدد از کاتالیست در

فرآیند $FS@T/rGO/PS/UV$

یکی از فاکتورهای مهم کاربرد فتوکاتالیست‌ها در صنعت، حفظ قابلیت فتوکاتالیستی، جداسازی آسان و قابلیت استفاده مجدد از آن با دیدگاه صرفه اقتصادی است. به این منظور در این

پژوهش، آزمایشات بازیابی و استفاده مجدد از فتوکاتالیست در شرایط بهینه برای ۴ مرحله انجام شد. کاهش بازدهی فرآیند در طی استفاده‌های مجدد از کاتالیست را می‌توان به عواملی مانند: (الف) کاهش جرم ذرات Fe و TiO_2 در کاتالیست در طی چرخه‌های متوالی که باعث کاهش خاصیت کاتالیستی آن می-شود، (ب) غیرفعال شدن سایت‌های فعال سطح کاتالیست با سستشوی مکرر و خشک کردن آن، (ج) رقابت شدید بین محصولات جانبی تولید شده با آلاینده اصلی در واکنش با رادیکال‌های آزاد، نسبت داد.

در مطالعه Liu و همکاران بازیابی و استفاده مجدد از کامپوزیت مغناطیسی $FS@T$ مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که تجزیه فتوکاتالیستی رودامین B پس از ۸ مرحله، کاهش محسوسی نداشته و برابر با ۶٪ بوده است. گزارش کردند که کامپوزیت سنتز شده با کاهش ۵ درصدی جرم آن پس از ۸ مرحله استفاده، از بازیابی بسیار بالایی برخوردار است.^{۳۲}

۷. بررسی میزان معدنی سازی سفیکسیم در

فرآیند $FS@T/rGO/PS/UV$

در این مطالعه، به منظور بررسی میزان معدنی سازی تجزیه سفیکسیم توسط فرآیند $FS@T/rGO/PS/UV$ از آنالیز TOC استفاده شد. آزمایشات معدنی سازی برای ۴ چرخه متوالی در آزمایشات بازیابی و استفاده مجدد از کاتالیست انجام شد. نتایج نشان داد که با افزایش استفاده مجدد از کاتالیست میزان معدنی سازی سفیکسیم کمتر از ۱۵٪ کاهش یافته است. افت ناچیز میزان معدنی سازی در طی استفاده‌های مکرر از کاتالیست در فرآیند $FS@T/rGO/PS/UV$ را می‌توان به عواملی از جمله: (۱) کاهش جرم ذرات Fe_3O_4 و TiO_2 در کاتالیست در طی چرخه‌های متوالی که باعث کاهش خاصیت

کاتالیستی آن می شود، ۲) غیرفعال شدن سایت های فعال سطح کاتالیست با شستشوی مکرر و خشک کردن آن و ۳) رقابت شدید بین محصولات جانبی تولید شده با آلاینده اصلی در واکنش با رادیکال های آزاد، نسبت داد. البته لازم به ذکر است که با در نظر گرفتن حذف ناقص TOC، حضور محصولات جانبی در محلول که نسبت به آلاینده هدف سخت تجزیه پذیرتر هستند؛ تأیید شده و جهت دستیابی به حذف کامل آن می توان زمان واکنش را افزایش داد^{۳۳}.

در مطالعه Nie و همکاران آنالیز TOC به منظور تعیین میزان معدنی سازی تجزیه کلرامفنیکل (CAP) توسط پرسولفات انجام شد. اثر دوزهای مختلف پرسولفات سدیم بر حذف TOC با نسبت های مختلف PS/CAP از ۱:۱ تا ۸۰:۱ مورد بررسی قرار گرفت. مشاهده شد که میزان حذف TOC در غلظت های بالاتر پرسولفات افزایش یافته است. بطوری که راندمان حذف TOC پس از ۱۶۰ دقیقه واکنش برابر با ۱۰،۷، ۱۸، ۳۷، ۴۳، ۷۵، ۹۰، ۱ درصد به ترتیب با نسبت های ۱:۱، ۱۰:۱، ۲۰:۱، ۴۰:۱ و ۸۰:۱ بدست آمد^{۳۴}.

نتیجه گیری

در این مطالعه کامپوزیت مغناطیسی $FS@T/rGO$ سنتز شد و کارایی آن در تجزیه آنتی بیوتیک سفیکسیم در حضور پرسولفات و تحت تابش اشعه UV (تلفیقی از روش جذب و اکسیداسیون پیشرفته) مورد ارزیابی قرار گرفت. نتایج حاصل از آنالیزهای انجام شده مبنی بر تعیین خصوصیات فتوکاتالیست سنتز شده نشان داد که سنتز و تثبیت با موفقیت انجام شده و ذرات در سایز نانو هستند. فتوکاتالیست، رفتار مغناطیسی بسیار بالایی را نشان داد بطوری که در مجاورت آهن ربا به سرعت از فاز محلول جدا شد. همچنین مشخص گردید که حضور

SiO_2 ، Fe_3O_4 و rGO در ساختار کامپوزیت نقش مؤثری در ارتقاء خصوصیات فتوکاتالیست نسبت به TiO_2 خالص را داشته و در هر دو محدوده اشعه UV و نور مرئی پاسخ نوری قابل توجهی را نشان داد. در این مطالعه علاوه بر اشعه UV، فتوکاتالیست سنتز شده نیز، با توجه به اجزای تشکیل دهنده آن، نقش مؤثری در فعال سازی پرسولفات داشت؛ بطوری که سفیکسیم توسط فتوکاتالیست در حضور پرسولفات و تحت تابش UV با راندمان $>98\%$ تجزیه گردید. سنتز فتوکاتالیست با هسته مغناطیسی با هدف جداسازی آسان و استفاده از آن انجام شد که نتایج نشان دهنده قابلیت بازیابی و استفاده مجدد کامپوزیت برای سه مرحله بود. ارزیابی میزان معدنی سازی سفیکسیم نشان دهنده تجزیه آلاینده بوده که با افزایش زمان اکسیداسیون می توان به ترکیبات ساده و بی خطر مانند H_2O ، CO_2 و اسیدهای آلی با زنجیره های کوتاه دست یافت. اکثر محصولات جانبی حاصل از تجزیه سفیکسیم بصورت خطی و با ساختار مولکولی ساده تر بودند. به منظور بررسی کارایی فرآیند مورد مطالعه، تجزیه سفیکسیم در نمونه های آب شرب، فاضلاب شهری خام و تصفیه شده توسط فرآیند $FS@T/rGO/PS/UV$ مورد ارزیابی قرار گرفت. نتایج نشان داد که فرآیند فتوکاتالیستی، قابلیت تجزیه سفیکسیم در این محیط های آبی را دارد. با توجه به نتایج بدست آمده، فرآیند $FS@T/rGO/PS/UV$ با خصوصیتی از قبیل کارایی بالا در تجزیه آنتی بیوتیک، قابلیت جداسازی آسان و سریع، قابلیت معدنی سازی آلاینده، تولید محصولات جانبی با ساختار مولکولی ساده و عملکرد مناسب بر روی نمونه فاضلاب واقعی می تواند به عنوان یک روش مناسب جهت پس تصفیه

فاضلاب صنعتی و همچنین پیش تصفیه به منظور کاهش بار آلی و افزایش تجزیه پذیری زیستی مورد استفاده قرار گیرد.

تقدیر و تشکر

نویسندگان مقاله بر خود لازم می دانند از معاونت تحقیقات و فناوری دانشگاه علوم پزشکی ایران به جهت حمایت مالی این مطالعه (طرح تحقیقاتی با کد ۹۹-۲-۶۱-۱۹۰۷۶، کد اخلاق IR.IUMS.REC.1399.865) تشکر نمایند.

References

- Goel S. Antibiotics in the environment: A review. Emerging micro-pollutants in the environment: Occurrence, fate, and distribution: ACS Publications; 2015. 19-42.
- Pareek S, Mathur N, Singh A, Nepalia A. Antibiotics in the Environment: A Review. International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences. 2015;11:278-85.
- Naghipour D, Taghavi K, Jaafari J, Hashim KS, Javan Mahjoub Doust F, Mahjoub Doust MJ. Evaluation of the efficacy of Fe_2O_3 magnetised kaolin: simultaneous removal of ceftriaxone and cefixime from aqueous media. International Journal of Environmental Analytical Chemistry. 2022;1-18.
- Baaloudj O, Nasrallah N, Bouallouche R, Kenfoud H, Khezami L, Assadi AA. High efficient Cefixime removal from water by the sillenite $Bi_{12}TiO_{20}$: Photocatalytic mechanism and degradation pathway. Journal of Cleaner Production. 2022;330:129934.
- Truong TTT, Vu TN, Dinh TD, Pham TT, Nguyen TAH, Nguyen MH, et al. Adsorptive removal of cefixime using a novel adsorbent based on synthesized polycation coated nanosilica rice husk. Progress in Organic Coatings. 2021;158:106361.
- Zavareh S, Eghbalazar T. Efficient and selective removal of cefixime form aqueous solution by a modified bionanocomposite. Journal of Environmental Chemical Engineering. 2017;50(4):3337-47.
- Liu J, Bahadoran A, Emami N, Al-Musawi TJ, Dawood FA, Nasajpour-Esfahani N, et al. Removal of diclofenac sodium and cefixime from wastewater by polymeric PES mixed-matrix-membranes embedded with MIL101-OH/Chitosan. Process Safety and Environmental Protection. 2023;172:588-93.
- MirzaHedayat B, Noorisepehr M, Dehghanifard E, Esrafil A, Norozi R. Evaluation of photocatalytic degradation of 2, 4-Dinitrophenol from synthetic wastewater using $Fe_3O_4@SiO_2@TiO_2/rGO$ magnetic nanoparticles. Journal of Molecular Liquids. 2018;264:571-8.
- Kakavandi B, Bahari N, Kalantary RR, Fard ED. Enhanced sono-photocatalysis of tetracycline antibiotic using TiO_2 decorated on magnetic activated carbon (MAC@T) coupled with US and UV: A new hybrid system. Ultrasonics Sonochemistry. 2019;55:75-85.
- Aziz AA, Yau YH, Puma GL, Fischer C, Ibrahim S, Pichiah S. Highly efficient magnetically separable TiO_2 -graphene oxide supported $SrFe_{12}O_{19}$ for direct sunlight-driven photoactivity. Chemical Engineering Journal. 2014;235:264-74.
- Scarpelli F, Mastropietro T, Poerio T, Godbert N. Mesoporous TiO_2 Thin Films: State of the Art. Titanium Dioxide-Material for a Sustainable Environment. 2018:57-80.
- Rashid J, Barakat M, Ruzmanova Y, Chianese A. $Fe_3O_4/SiO_2/TiO_2$ nanoparticles for photocatalytic degradation of 2-chlorophenol in simulated wastewater. Environmental Science and Pollution Research. 2015;22(4):3149-57.
- Xekoukoulotakis NP, Xinidis N, Chroni M, Mantzavinos D, Venieri D, Hapeshi E, et al. UV-A/ TiO_2 photocatalytic decomposition of erythromycin in water: Factors affecting mineralization and antibiotic activity. Catalysis Today. 2010;151(1-2):29-33.
- Tran ML, Fu C-C, Juang R-S. Removal of metronidazole by TiO_2 and ZnO photocatalysis: a comprehensive comparison of process optimization and transformation products. Environmental Science and Pollution Research. 2018;25(28):28285-95.
- Zhou R, Li T, Su Y, Ma T, Zhang L, Ren H. Oxidative removal of metronidazole from aqueous solution by thermally activated persulfate process: kinetics and mechanisms. Environmental Science and Pollution Research. 2018;25(3):2466-75.
- Shukla PR, Wang S, Ang HM, Tadé MO. Photocatalytic oxidation of phenolic compounds using zinc oxide and sulphate radicals under artificial solar light. Separation and Purification Technology. 2010;70(3):338-44.
- Avetta P, Pensato A, Minella M, Malandrino M, Maurino V, Minero C, et al. Activation of persulfate by irradiated magnetite: implications for the degradation of phenol under heterogeneous photo-Fenton-like conditions. Environmental Science & Technology. 2015;49(2):1043-50.
- Lakshmipathi Naik GD, Kottam N, Shivashankar GK. Photocatalytic degradation of azo dyes over Mn^{2+} doped TiO_2 catalyst under UV/solar light: an insight to the route of electron transfer in the mixed phase of anatase and rutile. Chinese Journal of Chemistry. 2010;28(11):2151-61.
- Yan J, Lei M, Zhu L, Anjum MN, Zou J, Tang H. Degradation of sulfamonomethoxine with Fe_3O_4 magnetic nanoparticles as heterogeneous activator of persulfate. Journal of Hazardous Materials. 2011;186(2-3):1398-404.

20. Zarei AA, Tavassoli P, Bazrafshan E. Evaluation of UV/S2O8 process efficiency for removal of metronidazole (MNZ) from aqueous solutions. *Water Science and Technology*. 2018;2017(1):126-33.
21. Monteagudo J, Durán A, San Martín I, Carrillo P. Effect of sodium persulfate as electron acceptor on antipyrine degradation by solar TiO2 or TiO2/rGO photocatalysis. *Chemical Engineering Journal*. 2019;364:257-68.
22. Demirezen DA, Yıldız YŞ, Yılmaz DD. Amoxicillin degradation using green synthesized iron oxide nanoparticles: Kinetics and mechanism analysis. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*. 2019;11:100219.
23. Guo X, Yang H, Liu J, Guo G. Synthesis of Bi₂WO₆ composites by carbon adsorption for visible light photocatalytic degradation of metronidazole. *Reaction Kinetics, Mechanisms and Catalysis*. 2017;120(2):809-20.
24. 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.
25. Jorfi S, Kakavandi B, Motlagh HR, Ahmadi M, Jaafarzadeh N. A novel combination of oxidative degradation for benzotriazole removal using TiO₂ loaded on FeIIFe₂IIIIO₄@ C as an efficient activator of peroxymonosulfate. *Applied Catalysis B: Environmental*. 2017;219:216-30.
26. Kumar A, Pandey G. A review on the factors affecting the photocatalytic degradation of hazardous materials. *Material Science Engineering International Journal*. 2017;1(3):1-10.
27. Bekkouch S, Merouani S, Hamdaoui O, Bouhelassa M. Efficient photocatalytic degradation of Safranin O by integrating solar-UV/TiO₂/persulfate treatment: Implication of sulfate radical in the oxidation process and effect of various water matrix components. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*. 2017;345:80-91.
28. Golshan M, Kakavandi B, Ahmadi M, Azizi M. Photocatalytic activation of peroxymonosulfate by TiO₂ anchored on copper ferrite (TiO₂@ CuFe₂O₄) into 2, 4-D degradation: Process feasibility, mechanism and pathway. *Journal of Hazardous Materials*. 2018;359:325-37.
29. Ahmadi M, Kakavandi B, Jorfi S, Azizi M. Oxidative degradation of aniline and benzotriazole over PAC@ FeIIFe₂IIIIO₄: a recyclable catalyst in a heterogeneous photo-Fenton-like system. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*. 2017;336:42-53.
30. Li H, Gao Q, Wang G, Han B, Xia K, Zhou C. Architecturing CoTiO₃ overlayer on nanosheets-assembled hierarchical TiO₂ nanospheres as a highly active and robust catalyst for peroxymonosulfate activation and metronidazole degradation. *Chemical Engineering Journal*. 2019;123819.
31. Hu L, Zhang G, Liu M, Wang Q, Wang P. Optimization of the catalytic activity of a ZnCo₂O₄ catalyst in peroxymonosulfate activation for bisphenol A removal using response surface methodology. *Chemosphere*. 2018;212:152-61.
32. Liu H, Jia Z, Ji S, Zheng Y, Li M, Yang H. Synthesis of TiO₂/SiO₂@ Fe₃O₄ magnetic microspheres and their properties of photocatalytic degradation dyestuff. *Catalysis Today*. 2021;175(1):293-8.
33. Kakavandi B, Dehghanifard E, Gholami P, Noorisepehr M, MirzaHedayat B. Photocatalytic activation of peroxydisulfate by magnetic Fe₃O₄@ SiO₂@ TiO₂/rGO core-shell towards degradation and mineralization of metronidazole. *Applied Surface Science*. 2021;570:151145.
34. Nie M, Yang Y, Zhang Z, Yan C, Wang X, Li H, et al. Degradation of chloramphenicol by thermally activated persulfate in aqueous solution. *Chemical Engineering Journal*. 2023;246:383-82.

Investigating the efficiency of Fe₃O₄@SiO₂@TiO₂@rGO + UV+PS nanophotocatalytic process in the removal of Cefixime from aqueous solutions

Emad Dehghanifard^{1,2}, Ali Esrafil Dizji^{1,2}, Mojtabi Yeganeh^{1,2}, Mehdi Farzadkia^{1,2*}

¹Department of Environmental Health Engineering, Faculty of Health, Iran University of Medical Sciences, Tehran, Iran

²Environmental Health Technology Research Center, Iran University of Medical Sciences, Tehran, Iran

Email: mahdifarzadkia@gmail.com

Received: 22 Demcember 2023 , Accepted: 19 January 2024

ABSTRACT

Background: Antibiotics are among the environmental pollutants with stable effects during consumption, they are rarely completely metabolized in the body and 30-90% of them are excreted through urine and feces and enter into the environment. The present study was conducted to evaluate the degradation of cefixime pollutant by photocatalyst Fe₃O₄@SiO₂@TiO₂@rGO + UV in the presence of persulfate (PS) from synthetic wastewater.

Methods: Fe₃O₄@SiO₂@TiO₂ (F@ST) photocatalyst was synthesized by co-precipitation method, and then fixed on reduced graphene oxide (rGO). The structural properties of magnetic photocatalyst were evaluated using FESEM, XRD, TEM, VSM techniques. The effect of variables such as solution pH, catalyst dosage, persulfate concentration and initial pollutant concentration on the performance of the FS@T/rGO/PS/UV process in the degradation of cefixime pollutant was investigated. After determining the optimal conditions, the influence of interfering ions and scavengers on the process, as well as the amount of recovery and reuse of the catalyst were investigated.

Results: The synthesized photocatalyst had features such as excellent magnetic properties, crystalline and relatively spherical structure in nano size, high purity, photocatalytic properties in both ultraviolet and visible ranges. Under optimal conditions (pH=6.5-7, PS= 2mM and photocatalyst dosage= 0.1 g/L), after 60 min of oxidation time, cefixime antibiotic with a concentration of 50 mg/L and TOC, respectively, with efficiency > 98% and 55.7% were removed. The performance of the process was affected by the presence of organic scavengers (TBA, NaN₃, KI and CH₃OH) and interfering ions (Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻ and CO₃²⁻); so that the pollutant degradation efficiency decreased in the presence of organic scavengers and interfering ions. The effective reaction species were included h⁺, ¹O₂, OH• and SO₄^{•-} in the degradation of cefixime by photocatalytic process in the presence of PS. The synthesized photocatalyst could be used for 4 consecutive steps, and in the fourth step, cefixime was degraded with an efficiency of 70.1%. The behavior of the photocatalytic degradation of cefixime antibiotic per unit time was a function of the pseudo-first-order kinetic model.

Conclusion: : FS@T/rGO/UV/PS photocatalytic process with features such as high efficiency in antibiotic degradation, easy and fast separation, pollutant mineralization, production of side products with simple molecular structure and good performance on the real wastewater sample could be used as a suitable method for industrial wastewater post-treatment as well as pre-treatment in order to reduce organic load and increase biodegradability.

Keywords: Cefixime, Photocatalytic Process, Titanium Dioxide, Graphene Oxide, Persulfate.