مجله مهندسی بهداشت محیط، بهار ۱۳۹۹، سال ۷، شماره ۳ :۲۲۹-۲۴۳

مطالعه کارایی فرایند فوتوکاتالیستی با استفاده از نانوکاتالیست مغناطیسی Fe3O4@SiO2@TiO2 در حذف آنتی بیوتیک سفتریاکسون از محلول‌های آبی

حمیدرضا صبحی[۱]، مجتبی یگانه بادی[۲]، علی اسرافیلی[۳]، مهناز قنبریان[۴*]

[۱] استادیار، گروه شیمی، دانشگاه پیام نور، تهران، ایران
[۲] کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی ایران، تهران، ایران
[۳] دانشیار گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی ایران، تهران، ایران
[۴] استادیار گروه پژوهشی صنایع شیمیایی معدنی، پژوهشکده توسعه صنایع شیمیایی جهاد دانشگاهی، البرز، ایران

تاریخ دریافت مقاله: ۱۳۹۸/۳/۷؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۸/۱۳

چکیده

زمینه و هدف: آنتی بیوتیک سفتریاکسون به طور گسترده‌ای برای درمان عفونت های مختلف استفاده می‌شود که در آب و فاضلاب انباشته شده و ممکن است مسائل زیست محیطی و بهداشتی ایجاد کند. هدف از این مطالعه بررسی کارایی استفاده از فرآیند فوتوکاتالیستی (Fe3O4@SiO2@TiO2) در حذف سفتریاکسون از محلول‌های آبی بوده است.

مواد و روش‌ها: این مطالعه از نوع مطالعات تجربی- کاربردی می‌باشد. به‌منظور سنتز نانو ذرات Fe3O4@SiO2@TiO2 از روش سل ژل استفاده گردید و با استفاده از آنالیز های SEM، XRD وEDX خصوصیات کاتالیست بررسی گردید. اثر متغیرها شامل pH، غلظت کاتالیست، غلظت سفتریاکسون، زمان تماس و آزمایش بازیافتی (۷ مرتبه)، تعیین میزان معدنی سازی مورد بررسی قرار گرفت. غلظت باقیمانده سفتریاکسون توسط دستگاه HPLC در طول موج ۲۴۰ نانومتر تعیین شد.

یافته‌ها: طبق نتایج به‌دست‌آمده در این مطالعه بالاترین کارایی فرآیند در غلظت سفتریاکسون ۱۰ میلی گرم در لیتر، pH برابر ۳ و مقدار کاتالیست برابر ۲ گرم بر لیتر در مدت زمان ۱۲۰ دقیقه به میزان ۹۶/۷ درصد به دست آمد. نتایج نشان داد که حذف سفتریاکسون به‌وسیله این فرآیند از مدل سینتکی درجه اول تبعیت می‌نماید. میزان معدنی سازی پس از پایان زمان واکنش ۸۳/۷ درصد تعیین گردید. قابلیت استفاده مجدد کاتالیست تا ۷ مرتبه با کاهش راندمان حدود ۵/۲ درصد را داراست.

نتیجه‌گیری: نتایج به دست آمده نشان داد که فرآیند فوتوکاتالیستی با استفاده از نانوکاتالیست مغناطیسی Fe3O4@SiO2@TiO2 می‌تواند یک روش موثر در حذف سفتریاکسون از محیط‌های آبی باشد.

کلمات کلیدی: فوتوکاتالیست، نانوذرات مغناطیسی، نور UV، سفتریاکسون

* **نویسنده مسئول:** استادیار گروه پژوهشی صنایع شیمیایی معدنی، پژوهشکده توسعه صنایع شیمیایی جهاد دانشگاهی، البرز، ایران.
ایمیل: ghambarian.m@gmail.com - تلفن تماس: ۰۲۶-۳۴۷۶۴۰۵۰

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-03]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.229]

مقدمه

در سال‌های اخیر با توجه به شیوع و ظهور بیماری‌های مختلف، استفاده از دارو ها به ویژه آنتی بیوتیک‌ها در جهان افزایش یافته است از این رو نگرانی‌های زیادی بدلیل تخلیه آن‌ها به محیط زیست و بخصوص آب‌های پذیرنده وجود دارد[۱،۲]. امروزه به آنتی بیوتیک باقی مانده در محیط آبزی توجه زیادی می‌شود ، زیرا استفاده بیش از حد از آنتی بیوتیک‌ها منجر به یک سری مسائل زیست محیطی شده است که به طور جدی موجب تهدید سلامت انسان و جمعیت‌های میکروبی می‌شود[۳]. آنتی بیوتیک ها اثرات جانبی بر ارگانیسم-های مختلف مانند موجودات آبزی، جامعه باکتریایی، گیاهان و ارگان های خاک حتی در غلظت‌های بسیار کم ایجاد می-کنند[٤]. سفتریاکسون به عنوان نسل سوم آنتی بیوتیک سفالوسپورین به طور گسترده‌ای برای درمان عفونت‌های مختلف از قبیل دستگاه تنفسی، سیستم ادراری و حفره‌ی لگن و غیره استفاده می‌شود که در آب و فاضلاب انباشته شده و ممکن است مسائل زیست محیطی و بهداشتی ایجاد کند[٦،٥]. حدود ٤٠ تا ٦٥ درصد سفتریاکسون استفاده شده در درمان به صورت دست نخورده باقی می ماند و طریق ادرار دفع می شود و حدود بیش از ٤٠ درصد آن از راه مجاری صفرائی دفع می شود[۸،۷]. در کشور ایران در هر سال ۳۳ میلیون دز سفتریاکسون مصرف می شود[۹]. Diwan و همکاران (۲۰۰۹) در مطالعه ای که بر روی میزان غلظت آنتی بیوتیک‌ها در پساب‌های بیمارستانی در هند مورد مطالعه قرار دادند، گزارش کردند که غلظت سفتریاکسون در دو نمونه ۵۸/۳ و ۵۹/۵ میکروگرم در لیتر می‌باشد[۱۰]. Zuccato و همکاران سفتریاکسون را در محدوده ng/L در رودخانه یا آب آشامیدنی و رسوبات رودخانه تشخیص دادند[۱۱]. اگر چه داروهای حاوی آنتی بیوتیک ها معمولا در غلظت های بسیار پایین تشخیص داده می شوند، اما ممکن است پیامدهای فیزیولوژیکی مضر روی انسان و سایر موجودات زنده را ایجاد کند بنابراین لازم است که تکنیک‌های مؤثر و کارامدتری را برای حذف این آلاینده‌ها بکار گرفت. جدول شماره ۱ ساختار و ویژگی‌های سفتریاکسون را نشان می‌دهد. روش‌های مورد استفاده در زمینه حذف اغلب شامل اکسیداسیون شیمیایی، فرایندهای غشایی، تصفیه یونی، تصفیه بیولوژیکی، تجزیه فتوشیمیایی و جذب می‌باشد[٦]. هر یک از روش‌های مورد استفاده جهت حذف، دارای معایبی مثل گرانی، پیچیدگی قابلیت کاربرد در کشورهای در حال توسعه، تولید زیاد لجن، ظرفیت جذب پایین، نیاز به پیش تصفیه آب ورودی با اسید و بالا رفتن سولفات در آب تصفیه شده می‌باشد[۱۲]. در چند سال اخیر جهت حذف ترکیبات آلی از فرایندهای اکسیداسیون پیشرفته (AOPs) استفاده می‌گردد[۱۳]. عرب زاده و همکارانش در مطالعه‌ای که با عنوان حذف آنتی بیوتیک سفتریاکسون در فرایند ازن زنی کاتالیزوری با نانوذرات اکسید منیزیم انجام دادند به این نتیجه رسیدند که حداکثر تجزیه سفتریاکسون در pH مساوی با ۱۱، مقدار کاتالیست ۱ گرم در لیتر و غلظت آلاینده ۱۰ میلی گرم بر لیتر به دست آمد[۱٤].

فرآیند فوتوکاتالیستی یکی از فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته است که مواد آلی در آن در حضور تابش UV و در حضور دی اکسیدهای فلزی تجزیه می شوند. فرایند فوتوکاتالیستی با استفاده از دی اکسید تیتانیوم بدلیل کارآمدی بالا و غیر سمی بودن توجه زیادی را به خود جلب کرده است[۱۵]. استفاده از دی اکسید تیتانیوم در فرآیند فوتوکاتالیستی جذب فوتون ها با انرژی بالا باعث انتقال یک الکترون شده و حفره هایی در باند ظرفیت ایجاد می‌کند. الکترون های تولید شده می‌توانند با مولکول‌های اکسیژن واکنش دهند و رادیکال سوپراکسید احیا کنند که به نوبه‌ی خود جهت تشکیل رادیکال‌های پراکسید، با پروتون واکنش می‌دهند[۱٦]. کاتالیست دی اکسید تیتانیوم ها به دلیل اندازه کوچک، از محلول‌های آبی به سختی جدا می‌شوند که در سال‌های اخیر جهت غلبه

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-03]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.229]

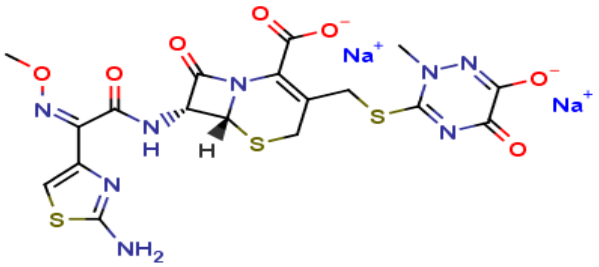
بـر ایـن مشـکل از مغناطیسـی کـردن کاتالیسـت هـا اسـتفاده می‌کنند[۱۷]. در مطالعه‌ای کـه اسـرافیلی و همکـارانش در سـال ۲۰۱۸ بـا عنـوان "حـذف فوتوکاتالیسـتی آنتـی بیوتیـک مترونیـدازول، بـا اسـتفاده از نانوکاتالیسـت مغناطیسـی ($Fe_3O_4@SiO_2@TiO_2$)" انجـام دادنـد نشـان دادنـد کـه مترونیدازول تقریباً در ۱۸۰ دقیقه، pH برابر ۸ و غلظت آلاینده ٤٠ میلـی گـرم بـر لیتـر رانـدمان حـذف ۹۸ درصـد دارد[۱۸]. مطالعه‌ای که توسط Zhao Yanyan و همکـاران بـا موضـوع حذف فوتوکاتالیستی سفتریاکسون بـا کاتالیسـت Bi_2WO_6/g-C_3N_4 انجـام دادنـد بـه ایـن نتیجـه رسـید نـد کـه 40%- BW/CNNs فعالیت فوتوکاتـالیتی عـالی را نشـان مـی‌دهـد و تقریبا ۹٤/۵ درصد حذف سفتریاکسون به مدت ۱۲۰ دقیقه در معرض تابش نور قابل مشاهده بود[۵]. علیرغم استفاده شـایع از سفتریاکسون و احتمال حضور آن در محیط‌های آبی که منجـر به نگرانی‌های جدی شده است، توجه کمی بـه تخریـب ایـن آنتی بیوتیک در متون وجـود دارد[۱۹]. بنـابراین، هـدف از ایـن مطالعه استفاده از نانوذرات مغناطیسی اکسید آهن دوپ شـده با سیلیس و تیتانیوم دی اکسید به‌عنـوان کاتالیسـت در فراینـد فوتوکاتالیستی جهت حذف سفتریاکسون از فاضلاب سـنتتیک مـی‌باشـد. در ایـن راسـتا، تـأثیر pH، زمـان، دز کاتالیسـت و غلظت‌های مختلف سفتریاکسـون بـر کـارایی فراینـد بررسـی گردید.

مواد و روش‌ها

- مواد و تجهیزات

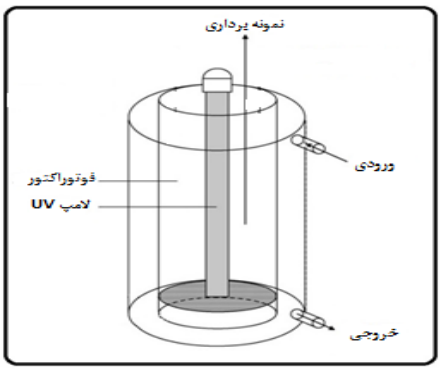
مواد شیمیایی مورد نیاز در این مطالعه، از شرکت مرک آلمـان تهیه شدند.آب مقطر در تمام آزمایشات مـورد اسـتفاده قـرار گرفت. به منظور تعیین غلظت‌های باقی‌مانده سفتریاکسـون از دسـتگاه HPLC مـدل Cecil 4100 مجهـز بـه دتکتـور (CE UV/VIS model 4900) ساخت کشور انگلستان با ستون C_{18} و در طول موج ۲٤۰ نـانومتر بـا فـاز متحـرک اسـتونیتریل و پتاسیم دی هیدروژن فسفات ۰/۰۵ مولار با pH=7، با دبـی ۱ میلی لیتر بر دقیقه و برای تعیین pH محلول‌ها از pH متر مدل HACH-HQ-USA استفاده شد. برای جداسـازی مغناطیسـی جاذب از محلول نیز از یک آهن‌ربا با شـدت مغناطیسـی ۱/۳ تسلا استفاده شد. بـرای انجـام ایـن پـژوهش، یـک دسـتگاه راکتور حاوی یک عدد لامپ UV-C بـا قـدرت ۱٦ وات، بـا حجم کلی ۱ L طراحی و مورد استفاده قرار گرفت (شکل۱).

جدول ۱: مشخصات سفتریاکسون[۲۰]

نام مولکول	Ceftriaxone Sodium
ترکیب شیمیایی	$_{18}H_{18}N_8O_7S_3C$
ساختار شیمیایی	
وزن مولکولی (g/mol)	٦٦۱/٦
دانسیته (g/mL)	۰/۳۵

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-03]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.229]



شکل ۱. طرح شماتیک پایلوت

- سنتز کاتالیست

به‌منظور آماده سازی کاتالیست (نانو ذرات دی اکسید تیتانیوم) از روش سل-ژل استفاده گردید. به این طریق که ابتدا نانو مگنت به روش همرسوبی به کمک ماده اولیه Fe(II) و Fe(III) به‌عنوان هسته نانو ذره ساخته شد و تترا اتیل اورتو سیلیکات (TEOS) به‌صورت قطره‌ای به مخلوط نانوذرات مگنتیک اضافه گردید و سپس با استفاده از فرآیند شیمیایی سل ژل لایه‌ای از TiO_2 به‌عنوان روکش روی نانو ذرات مغناطیسی سنتز شده، کشیده شد [۲۱،۲۲]. با استفاده از عکس اسکن میکروسکوپی الکترونی (SEM) و روش پراش اشعه ایکس (XRD) مورفولوژی و الگوی نانوذرات ساخته شده مورد بررسی قرار گرفت.

- روش انجام کار

مطالعه حاضر از نوع تجربی- کاربردی می‌باشد که در آن عملکرد نانوذرات مغناطیسی اکسید آهن دوپ شده با سیلیس و تیتانیوم دی اکسید به‌عنوان کاتالیست در فرایند فوتوکاتالیستی در حذف سفتریاکسون در مقایس آزمایشگاهی مورد بررسی قرار گرفته است.حجم نمونه در این مطالعه ۸۸ نمونه می‌باشد. ابتدا محلول استوک سفتریاکسون با غلظت ۱۰۰۰ mg/L تهیه شده و غلظت‌های مورد نظر در آزمایش تهیه گردید، سپس با استفاده از مواد و تجهیزات مربوطه و با تغییر pH، غلظت کاتالیست، نمونه‌های لازم در فواصل زمانی مشخص برداشت و پس از جمع‌آوری کاتالیست با آهنربا مورد آنالیز قرار گرفت. اندازه‌گیری TOC توسط آنالیز کتنده کل کربن آلی (Shimsdzu, TOC-VCSH) و روش شماره 5310 B کتاب روش‌های استاندارد برای آزمایشات آب و فاضلاب انجام گرفت. جهت بررسی سنتیک واکنش از مدل‌های درجه صفر، درجه یک و درجه دو استفاده گردید.

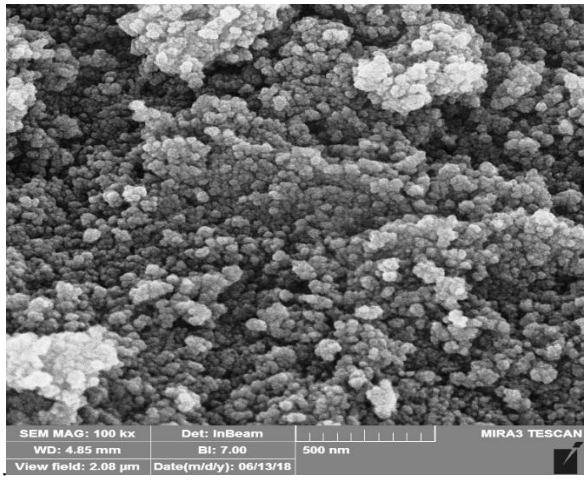
یافته‌ها

- تعیین ویژگی‌های نانوذرات مغناطیسی اکسید آهن دوپ شده با سیلیس و تیتانیوم دی اکسید

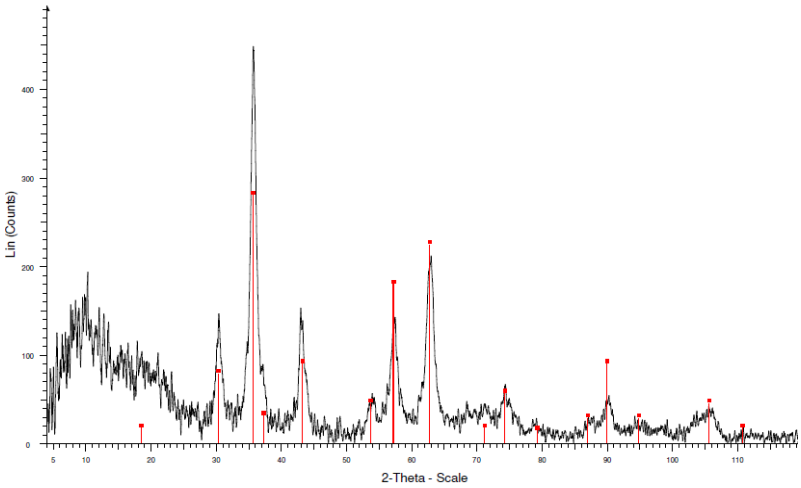
شکل شماره ۲ الگوی SEM نانوذرات دی اکسید تیتانیوم را نشان می‌دهد که به شکل کروی مگنتیت می‌باشند. EDX (Energy Dispersive X-ray) نانو ذرات $Fe_3O_4@SiO_2@TiO_2$ در شکل شماره ٤ و جدول ۲ حاکی از تأیید وجود عناصر Ti، O، Si و Fe در ساختار نانوذرات می‌باشد. در شکل شماره ۳، XRD (X-ray diffraction) نانو ذرات آورده شده است که پیک‌های پراش نشان‌دهنده‌ی فاز مگنتیت (Fe_3O_4) و لایه TiO_2 که به‌عنوان پوشش نانوذره به کار رفته است، می‌باشد. بر اساس معادله شرر نیز متوسط اندازه نانوذرات ۱۰۰ نانومتر می‌باشد.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-03]

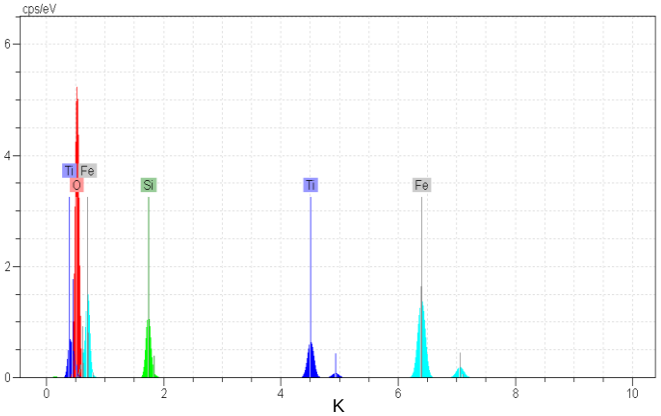
[DOI: 10.29252/jehe.7.3.229]



شکل ۲: عکس SEM نانوذرات مغناطیسی اکسید آهن دوپ شده با سیلیس و تیتانیوم دی اکسید



شکل ۳: الگوی XRD نانوذرات مغناطیسی اکسید آهن دوپ شده با سیلیس و تیتانیوم دی اکسید



شکل ٤: الگوی EDX نانوذرات مغناطیسی اکسید آهن دوپ شده با سیلیس و تیتانیوم دی اکسید

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-03]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.229]

جدول ۲: نسبت جرمی عناصر تشکیل دهنده کاتالیست توسط آزمایش EDX

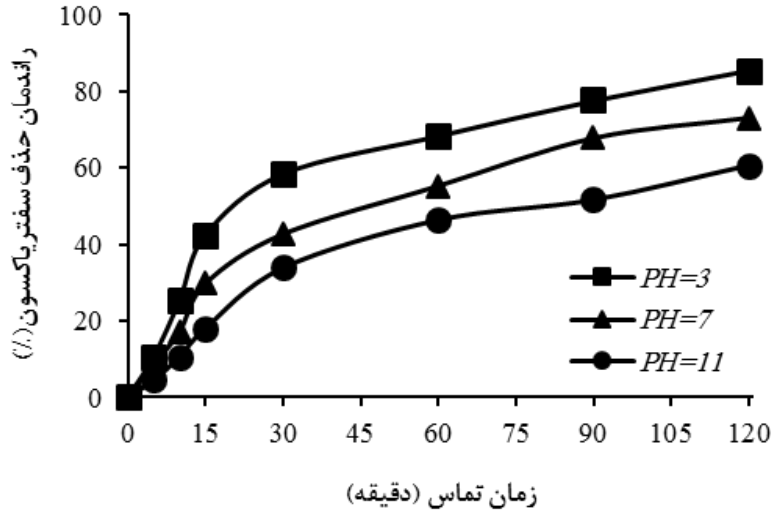
عناصر	عدد اتمی	درصد وزنی(%)	درصد اتمی(%)
اکسیژن	۸	٤١/٤٤	٦٩/٢٧
سیلیسیوم	١٤	٤/٣٧	٤/١٦
تیتانیوم	٢٢	٧/٧٧	٤/٣٤
آهن	٢٦	٤٦/٤٢	٢٢/٢٣
مجموع		١٠٠	١٠٠

- تأثیر pH بر کارایی حذف سفتریاکسون

تاثیر pH های مختلف (۱۱-۳) بر ظرفیت و کارایی حذف سفتریاکسون توسط فرآیند، در بازه زمانی ۵ تا ۱۲۰ دقیقه در شکل (۵) نشان داده شده است. این نمودار نشان می دهد که با افزایش pH از ۳ به ۱۱، کارایی حذف کاهش می یابد. بیشترین راندمان حذف سفتریاکسون توسط فرآیند در pH معادل ۳ بوده است.

- بررسی تأثیر غلظت اولیه سفتریاکسون بر کارایی حذف

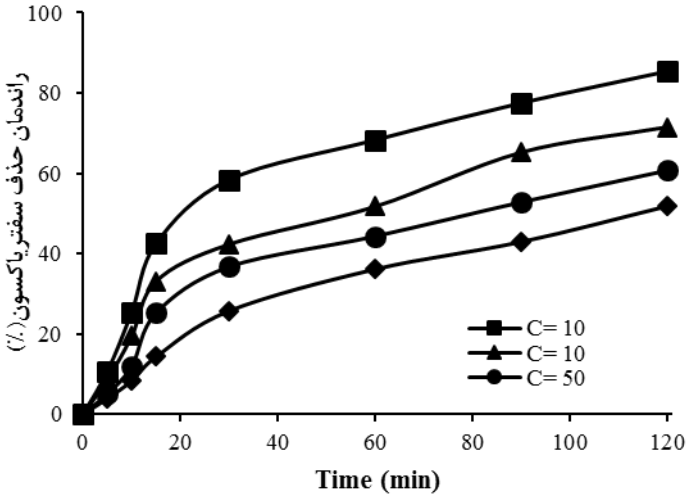
شکل ٦، نتایج حاصل از تأثیر غلظت اولیه سفتریاکسون بر روی کارایی فرآیند در شکل ٦ نشان داده شده است. همان‌طور که نمودار نشان می‌دهد وقتی غلظت اولیه سفتریاکسون از ۱۰ به ۱۰۰ میلی گرم در لیتر افزایش می یابد، بازدهی حذف کاهش میابد. همانطور که در شکل ٦ مشاهده می‌گردد، راندمان حذف سفتریاکسون با افزایش زمان زیاد می‌شود.



شکل ۵: بازده حذف سفتریاکسون در pH ها مختلف در فرآیند (غلظت سفتریاکسون برابر ۱۰ میلی گرم بر لیتر، دوز کاتالیست برابر ۰/۵ گرم در لیتر)

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-03]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.229]



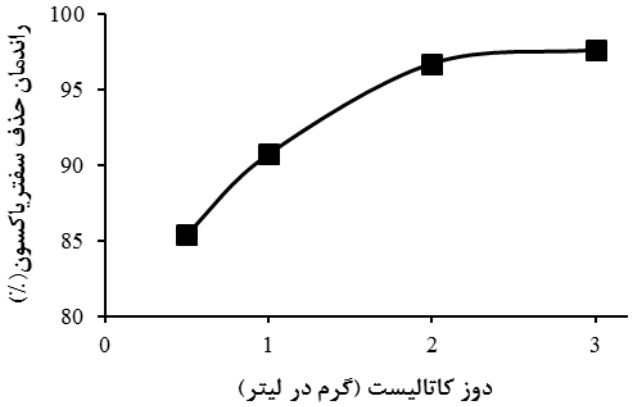
شکل ۶: تأثیر غلظت اولیه سفتریاکسون بر راندمان (pH=۳ اولیه، دوز کاتالیست ۰/۵ g/L)

- بررسی تأثیر دوز کاتالیست بر کارایی حذف سفتریاکسون

برای مشخص‌کردن غلظت بهینه کاتالیست در حذف سفتریاکسون، غلظت‌های ۰/۵، ۱، ۲ و ۳ گرم در لیتر کاتالیست مورد بررسی قرار گرفت. همانگونه که در شکل ۷ مشاهده می شود، افزایش در دوز کاتالیست از ۰/۵ تا ۲ گرم در لیتر راندمان حذف افزایش می یابد ولی در دوز بالای ۲ گرم در لیتر راندمان زیاد تغییری نمی کند در نتیجه دوز ۲ گرم در لیتر کاتالیست به عنوان دوز بهینه انتخاب گردید.

- نقش هر یک از فاکتورها به تنهایی

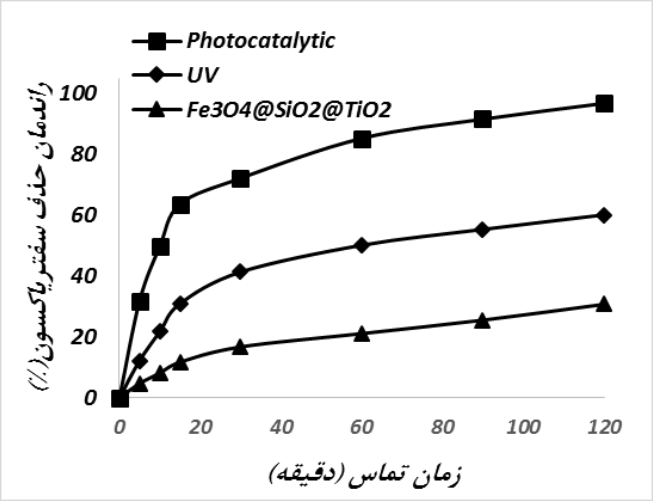
برای تعیین مناسب ترین روش برای حذف سفتریاکسون از محیط های آبی، برخی از آزمایش ها با استفاده از فرآیندهای مختلف شامل $Fe_3O_4@SiO_2@TiO_2$، UV، و فوتوکاتالیستی با استفاده از نانوکاتالیست مغناطیسی ($Fe_3O_4@SiO_2@TiO_2$) در شرایط آزمایش مشابه انجام شد.



شکل ۷: تأثیر دوز کاتالیست بر راندمان حذف (۱۰ میلی‌گرم در لیتر سفتریاکسون، pH برابر با ۳ و زمان واکنش برابر ۱۲۰ دقیقه)

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-03]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.229]



شکل ۸: نتایج مربوط به نقش متغیرها در حذف سفتریاکسون (غلظت سفتریاکسون ۱۰ mg/L، pH=۳ اولیه، دوز کاتالیست ۲ g/L)

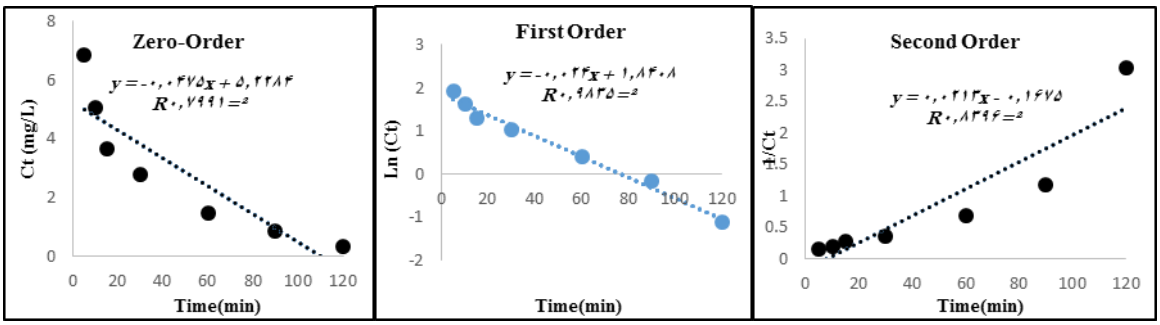
در شکل ۸ نتایج مربوط به تاثیر هر یک از فاکتورها بر روی حذف سفتریاکسون نشان داده شده است. همانطور که ملاحظه می‌شود، در مدت زمان ۱۲۰ دقیقه فرآیندهای فوتوکاتالیستی با استفاده از نانوکاتالیست مغناطیسی ($Fe_3O_4@SiO_2@TiO_2$)، فرآیند UV به تنهایی و $Fe_3O_4@SiO_2@TiO_2$ به ترتیب دارای راندمان ۹۶/۷، ۶۰/۱ و ۳۰/۷ درصد می‌باشد. بر این اساس، سیستم‌ها به تنهایی درصد کمتری را نسبت به روش‌های همزمان نشان دادند.

– بررسی سینتیک تجزیه سفتریاکسون

در این مطالعه، از معادلات سینتیک درجه صفر، درجه اول و درجه دوم برای آنالیز داده‌ها استفاده گردید. همان‌گونه که مشاهده می‌شود واکنش با ضریب رگرسیون ۰/۹۸۳۵ از سینتیک درجه ۱ پیروی می‌کند(شکل ۹).

– بررسی میزان معدنی سازی فرایند

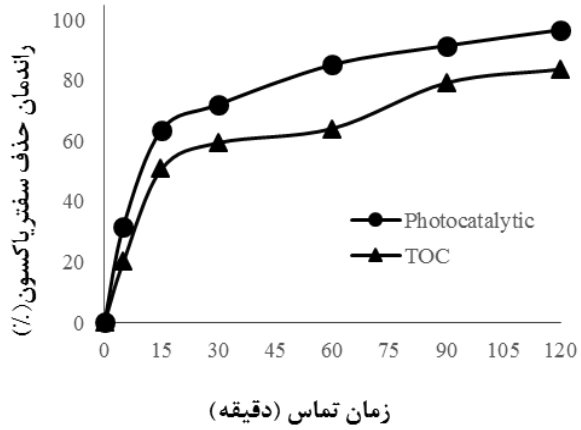
میزان حذف TOC فرایند در زمان‌های ۵ تا ۱۲۰دقیقه مورد سنجش قرار گرفت. نتایج حاصل از آن در شکل ۱۰ نشان داده شده است. میزان TOC در شرایط بهینه بعد از گذشت ۱۲۰ دقیقه از زمان واکنش ۸۳/۷ درصد کاهش می‌یابد.



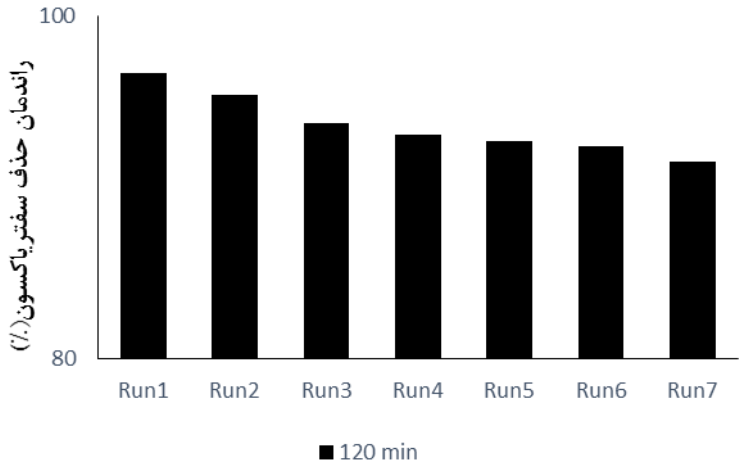
شکل ۹: بررسی مدل سینتیکی درجه صفر، درجه اول و درجه دوم در فرایند (غلظت سفتریاکسون ۱۰ mg/L، pH=۳ اولیه، دوز کاتالیست ۲ g/L، زمان ۱۲۰-۵ دقیقه)

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-03]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.229]



شکل ۱۰: میزان حذف TOC (غلظت سفتریاکسون ۱۰ mg/L، pH=۳ اولیه، دوز کاتالیست ۲ g/L)



شکل ۱۱: بررسی قابلیت استفاده مجدد کاتالیست(غلظت سفتریاکسون ۱۰ mg/L، pH=۳ اولیه، دوز کاتالیست ۲ g/L)

- بررسی قابلیت استفاده مجـدد کاتالیسـت در فرایند

به منظور بررسی لستفاده مجدد کاتالیسـت، بعـد از پایـان فراینـد نـانو ذرات بـا اسـتفاده از آهنربـا جمـع‌آوری شـده، خشک‌شده و دوباره در فرایند مورد استفاده قرار گرفت. نتایج آزمایشات مکرر در شکل ۱۱ نشـان داده شـده اسـت. مطـابق نتایج نانوذرات مغناطیسی دی‌اکسید تیتانیوم می‌تواند تا هفـت بار با کاهش ۵/۲ درصد کارایی مورد استفاده قرار بگیرد.

بحث

از مهم‌تـرین ویژگـی هـای یـک کاتالیسـت ویژگـی‌هـای سطحی، خصوصیات فیزیکی و شیمیایی ترکیبات شیمیایی آن می‌باشد [۲۳]. در این مطالعه برای برطرف نمودن مشـکل جمـع آوری کاتالیست و استفاده کردن آن بطور مکـرر از مغناطیسـی نمودن دی‌اکسید تیتانیوم با نانوذرات Fe3O4 اسـتفاده گردیـد. الگوی SEM نانوذرات دی اکسید تیتانیوم را نشان می‌دهد کـه به شکل کروی مگنتیت می‌باشند، که با توجه به سـطح بـالای

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-03]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.229]

ذرات در اندازه‌های نانو، واکنش‌های شیمیایی در آن‌ها به شدت افزایش می‌یابد. طیف‌های XRD نوع ترکیب آهن‌دار موجود در کاتالیست را ذرات Fe_3O_4 شناسایی نموده‌اند که دارای خاصیت مغناطیسی می‌باشد. به این معنی که جذب آهنربا می‌گردد. با توجه به نتایج الگوی EDX، نانوذرات مغناطیسی تیتانیوم دی‌اکسید شامل ٤١/٤٤ درصد اکسیژن، ٤/٣٧ درصد سیلیکون، ٧/٧٧ درصد تیتانیوم و ٣٩/٨٢ درصد نسبی آهن می‌باشد. pH یکی از مهم‌ترین پارامتر های موثر بر راندمان حذف می باشد، همچنین بررسی‌ها نشان داده است که pH در تجزیه و حذف آنتی بیوتیک ها تاثیر زیادی دارد[٢٤،٢٥]. همانطور که در نتایج مشاهده می‌شود بیشترین راندمان حذف در شرایط اسیدی اتفاق افتاد و با افزایش pH راندمان حذف کاهش یافته است. که می‌تواند دلیل آن حضور بیشتر یون های H^+ در محیط اسیدی که رادیکال های H^+ بیشتری را تولید می‌کند و با اکسیژن های موجود در محلول واکنش داده و رادیکال های HO_2 را بوجود می‌آورند که در نهایت رادیکال های OH را تشکیل می‌دهند[٢٦]. در فرآیند های فوتوکاتالیستی رادیکال های آزاد موجب افزایش سرعت واکنش می‌شوند که در محیط اسیدی رادیکال‌های H بیشتری تولید می‌گردد که در نتیجه راندمان حذف را در شرایط اسیدی بالا می برد[٢٧،٢٨]. Thongkrua و همکاران پژوهشی را که بر روی حذف فوتوکاتالیستی ٢و٤ دی کلروفنل انجام دادند که نتایج این تحقیق نشان دهنده راندمان حذف بیشتر در pH اسیدی می‌باشد[٢٩]. در تحقیقی که Safari و همکاران با عنوان حذف فوتوکاتالیستی تتراسایکلین با استفاده از تیتانیوم اکساید انجام دادند، مشاهده کردند که راندمان حذف بعد از ١٢٠ دقیقه به ترتیب برابر ٨٣/٤، ٦٣/٣، ٥٧/١ و ٧٦/٧ درصد در pHهای برابر ٥، ٧، ٩ و ١١ می‌باشد[٣٠].در مطالعه‌ای که آقا جریی و همکاران با موضوع حذف فوتوکاتالیستی رنگ راکتیو قرمز ١٩٨ از محلول آبی با استفاده از فوتوکاتالیست تیتانیوم دی اکسید تثبیت شده بر پایه زئولیت Fe انجام دادند، به این نتیجه رسیدند که با افزایش pH راندمان حذف کاهش می‌یابد و بهترین pH برای حذف رنگ راکتیو قرمز ١٩٨ از محلول آبی ٤ بدست آوردند[٣١].

بررسی تغییرات غلظت اولیه سفتریاکسون نشان داد که با افزایش غلظت آلاینده، راندمان حذف کاهش می یابد. افزایش غلظت آلاینده، سبب تشکیل محصولات واسطه می‌شود که اشعه UV را جذب می‌کنند. مولکول‌های یونیزه شده روی سطح کاتالیست جذب می‌شوند که با جذب شدن روی کاتالیست از واکنش‌هایی که منجر به تولید مولکول‌های یونیزه شده با حفره‌های فتونی و رادیکال هیدروکسیل می‌کند، جلوگیری می‌کند همچنین در شرایطی که همه پارامترها ثابت می‌باشند، تعداد رادیکال‌های هیدروکسیل تولیدی ثابت است که با افزایش غلظت آلاینده تعداد کمتری از مولکول‌های آلاینده تحت تاثیر رادیکال هیدروکسیل قرار می‌گیرد[٣٢-٣٤]. علاوه بر این، با افزایش غلظت آلاینده منجر به جذب نور توسط مولکول های آلاینده می شود و درنتیجه فوتون ها به سطح فوتوکاتالیست بر نمی خورند و بازده حذف فوتوکاتالیستی کاهش می یابد[٣٥]. در مطالعه‌ای که توسط شکری و همکاران بر روی حذف سفتریاکسون با استفاده از روش فوتوکاتالیستی با نانوذرات TiO_2 و ZnO در غلظت اولیه سفتریاکسون ١٠ تا ٤٠ میلی گرم بر لیتر انجام دادند به این نتیجه رسید ند که بعد از ١٢٠ دقیقه زمان واکنش راندمان حذف از ٩٣ به ٤٨/٦ درصد در فرآیند فوتوکاتالیستی به TiO2 و راندمان ٨٦/٧ به ٣٨/٧ درصد در فرآیند فوتوکاتالیستی با ZnO کاهش یافت[٣٦]. در مطالعه دیگری که توسط Michael و همکاران (٢٠١٠) انجام شده است، ٦٠ درصد از حذف فلکساسین را از نمونه‌های فاضلاب با استفاده از دوز ٣ گرم در لیتر TiO_2 گزارش نمودند[٣٧]. در مطالعه دیگری مه توسط Klauson و همکاران در تجزیه آموکسی سیلین (AMX) با غلظت اولیه ١٠٠-١٠ میلی گرم در لیتر با ١

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-03]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.229]

گرم در لیتر Degussa P25 تحت UV-A مورد مطالعه قرار دادند، به این نتیجه رسیدند که با افزایش غلظتAMX از ۱۰ به ۱۰۰ میلی گرم در لیتر میزان تخریب از ۹۰ به ۳۰ درصد کاهش می یابد [۳۸].

زمان واکنش به‌عنوان زمان موردنیاز برای رسیدن به اهداف موردنظر در یک فرایند تصفیه، یکی از متغیرهای مهم به‌منظور طراحی و راهبری یک فرایند اکسیداسیون محسوب می‌شود [۳۹]. در این مطالعه مشاهده گردید که با افزایش زمان تماس راندمان حذف افزایش می یابد. در این مطالعه بیش‌ترین راندمان حذف در زمان ۱۲۰ دقیقه رخ داد. وقتی زمان واکنش افزایش می‌یابد ماده اکسید کننده مانند رادیکال هیدروکسیل تولید شده فرصت می‌یابند تا زمان بیشتری در تماس با آلاینده باشند و در نتیجه درصد بالاتری از آلاینده را حذف نموده و راندمان حذف افزایش می‌یابد. در مطالعه‌ای که اسرافیلی و همکاران بر روی حذف مترونیدازول با فرایند فوتوکاتالیستی با مترونیدازول، با استفاده از نانوکاتالیست مغناطیسی $Fe_3O_4@SiO_2@TiO_2$ انجام دادند، به این نتیجه رسیدند که با افزایش زمان تماس راندمان حذف مترونیدازول افزایش می‌یابد [۱۸].

بررسی تاثیر غلظت کاتالیست نشان داد که افزایش غلظت کاتالیست از ۰/۵ تا ۲ گرم بر لیتر راندمان حذف افزایش می‌یابد که می‌تواند بدلیل افزایش تعداد فوتون و سایت‌های فعال شده در سطح کاتالیست باشد که تعداد مولکول های سفتریاکسون جذب شده نیز افزایش میابد همچنین با افزایش دوز کاتالیست تعداد رادیکال‌های هیدروکسیل بیشتری تولید می‌شود که سرعت و کارایی حذف را افزایش می‌دهد [۴۰، ۴۱]. در غلظت ۳ گرم در لیتر در مقایسه با غلظت ۲ گرم در لیتر افزایش قابل ملاحظه‌ای در کارایی تجزیه مشاهده نگردید که می‌تواند بدلیل کدورت ایجاد شده، تداخل در عبور نور به درون محلول و افزایش پراکندگی نور یا رسوب و تجمع TiO_2 تحت بارگذاری بالای کاتالیست باشد که منجر به می‌شود تا حذف با سرعت کم تری انجام گیرد [۳۰، ۴۲]. مطالعه‌ی خان احمدی و همکاران بر روی حذف هیدروکینون توسط فرایند فوتوکاتالیستی نشان می‌دهد که با افزایش غلظت نانوذره آهن راندمان حذف افزایش میابد. اما با افزایش غلظت کاتالیست بیش از ۲ گرم در لیتر کارایی فرایند UV/Fe_2O_3 تغییر چندانی نداشته است[۴۳]. مطالعات انجام شده توسط شکوهی و همکاران [۴۴]، Xekoukoulotakis و همکاران [۴۵] و یانگ و همکاران [۴۶] نیز نشان داد که افزایش غلظت فتوکاتالیست در یک حد بهینه می‌تواند موجب افزایش تجزیه فتوکاتالیستی شود.

برای کاربرد یک کاتالیست در مقیاس صنعتی، باید خاصیت کاتالیستی خود را در استفاده‌های مکرر حفظ کند و قابلیت بازیافت داشته باشد. اقتصاد فرآیند فوتوکاتالیست بستگی دارد که چند بار یک می توان کاتالیست را بدون کاهش کارآیی آن مورد استفاده قرار داد. مطابق نتایج نانوذرات مغناطیسی دی‌اکسید تیتانیوم می‌تواند تا هفت بار با کاهش ۵/۲ درصد کارایی می‌تواند بازیابی شود و مورد استفاده قرار بگیرد. محصولات تخریب شده از طریق حذف فوتوکاتالیستی سفتریاکسون ممکن است بر روی سطوح کاتالیزور قرار بگیرند و در سایت های فعال کاتالیست باقی بمانند و در نتیجه باعث کاهش فعالیت های آن‌ها می شود [۴۷].

نتیجه‌گیری

در این مطالعه، کارایی حذف سفتریاکسون توسط فرآیند فوتوکاتالیستی با استفاده از نانوکامپوزیت مغناطیسی Fe3O4@SiO2@TiO2 در شرایط آزمایشی گوناگون (اثرات تنظیم pH و غلظت کاتالیست، زمان و غلظت آلاینده) مورد بررسی قرار گرفت. از روش سل ژل جهت سنتز نانوکامپوزیت مغناطیسی Fe3O4@SiO2@TiO2 استفاده گردید. بالاترین کارایی فرآیند فوتوکاتالیستی با استفاده

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-03]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.229]

از فوتوکاتالیست سنتز شده در غلظت سفتریاکسون ۱۰ میلی گرم در لیتر و pH برابر ۳ و مقدار کاتالیست برابر ۲ گرم بر لیتر در مدت زمان ۱۲۰ دقیقه به میزان ۹۶/۷ درصد به دست آمد. با توجه به ۷ بار استفاده مجدد کاتالیست سنتز شده، کاتالیست همچنان ثبات و پایداری خود را حفظ کرده و می‌تواند آلاینده را حذف کند که این نشان دهنده اقتصادی بودن این فرآیند فوتوکاتالیستی می‌باشد.

تشکر و سپاسگزاری

نویسندگان این مقاله بر خود لازم می دانند از حمایتهای پژوهشکده توسعه صنایع شیمیایی جهاد دانشگاهی استان البرز در انجام این تحقیق، تشکر و قدردانی نمایند.

References

1. Huang L, Sun Y, Wang W, et al. Comparative study on characterization of activated carbons prepared by microwave and conventional heating methods and application in removal of oxytetracycline (OTC). Chem Eng J 2011;171(3): 1446-53.
2. Putra EK, Pranowo R, Sunarso J, et al. Performance of activated carbon and bentonite for adsorption of amoxicillin from wastewater: Mechanisms, isotherms and kinetics. Water Res 2009;43(9): 2419-30.
3. Zhao Y, Wang Y, Liu E, et al. Bi2WO6 nanoflowers: an efficient visible light photocatalytic activity for ceftriaxone sodium degradation. Appl Surf Sci 2018;436: 854-64.
4. Wen Q, Kong F, Zheng H, et al. Simultaneous processes of electricity generation and ceftriaxone sodium degradation in an air-cathode single chamber microbial fuel cell. J Power Sour 2011;196(5): 2567-72.
5. Zhao Y, Liang X, Wang Y, et al. Degradation and removal of Ceftriaxone sodium in aquatic environment with Bi2WO6/g-C3N4 photocatalyst. J Colloid Interf Sci 2018;523: 7-17.
6. Li D, Guo X, Song H, et al. Preparation of RuO2-TiO2/Nano-graphite composite anode for electrochemical degradation of ceftriaxone sodium. J Hazard Mater 2018;351: 250-9.
7. Palanduz A, Yalçın I, Tonguç E, et al. Sonographic assessment of ceftriaxone-associated biliary pseudolithiasis in children. J Clin Ultrasound 2000;28(4): 166-8.
8. Fadaei A, Mohammadi Mf, Mardani G. Efficiency of Advanced H2O2/ZnO Oxidation Process in Ceftriaxone Antibiotic Removal from Aqueous Solutions. Water Wastewater 2017;28(5):39-47. [In Persian]
9. Zamani M. 4 antibiotics between 10 drugs with high use in Iran. Sepid J 2008;1(5): 2-3. [In Persian]
10. Diwan V, Tamhankar AJ, Aggarwal M, et al. Detection of antibiotics in hospital effluents in India. Curr Sci 2009: 1752-5.
11. Zuccato E, Calamari D, Natangelo M, Fanelli R. Presence of therapeutic drugs in the environment. Lancet 2000;355(9217): 1789-90.
12. Onyango MS, Kojima Y, Aoyi O, et al. Adsorption equilibrium modeling and solution chemistry dependence of fluoride removal from water by trivalent-cation-exchanged zeolite F-9. J Colloid Interf Sci 2004;279(2):341-50.
13. Oller I, Malato S, Sánchez-Pérez J. Combination of advanced oxidation processes and biological treatments for wastewater decontamination—a review. Sci Total Environ 2011;409(20):4141-66.
14. Arabzadeh H, Farzadkiya M, Esrafily A, et al. Efficiency of Catalytic Ozonation by MgO Nanoparticles to Remove Ceftriaxone from Aqueous Solution. Water Wastewater 2018;29(1):60-9. [In Persian]
15. Xu J, Ao Y, Fu D, Yuan C. Low-temperature preparation of anatase titania-coated magnetite. J Phys Chem Solids 2008;69(8):1980-4.
16. Homem V, Santos L. Degradation and removal methods of antibiotics from aqueous matrices–a review. J Environ Manage 2011;92(10):2304-47.
17. Yegane Badi M, Dehghanifard E. Study of the Efficiency of Non-Homogeneous Catalytic Ozonation Process using a Catalyst of Magnetic Nanoparticles of Iron Oxide Doped with Silica and Titanium Dioxide in Removal of Metronidazole from Synthetic Wastewater. J Environ Health Eng 2018;5(4):323-36. [In Persian]
18. Esrafili A, Khosravi S, Gholami M, et al. Photocatalytic Removal of Metronidazole Using Magnetic TiO2 Nanocatalyst (Fe3O4@SiO2@TiO2): Synthesis, Characterization, and Operational Parameters. J Mazandaran U Med Sci 2018;28(159):97-115. [In Persian]

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-03]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.229]

19. Khorsandi H, Teymori M, Aghapour AA, et al. Photodegradation of ceftriaxone in aqueous solution by using UVC and UVC/H 2 O 2 oxidation processes. Appl Water Sci 2019;9(4):81.

20. Badi MY, Azari A, Pasalari H, et al. Modification of activated carbon with magnetic Fe3O4 nanoparticle composite for removal of ceftriaxone from aquatic solutions. J Mol Liq 2018;261:146-54.

21. Tian H, Liu F, He J. Multifunctional Fe 3 O 4@ nSiO 2@ mSiO 2–Fe core–shell microspheres for highly efficient removal of 1, 1, 1-trichloro-2, 2-bis (4-chlorophenyl) ethane (DDT) from aqueous media. J Colloid Interf Sci 2014;431:90-6.

22. Kurtan U, Baykal A. Fabrication and characterization of Fe 3 O 4@ APTES@ PAMAM-Ag highly active and recyclable magnetic nanocatalyst: Catalytic reduction of 4-nitrophenol. Mater Res Bull 2014;60:79-87.

23. Legube B, Leitner NKV. Catalytic ozonation: a promising advanced oxidation technology for water treatment. Catal Today 1999;53(1):61-72.

24. Wang N, Li X, Wang Y, et al. Evaluation of bias potential enhanced photocatalytic degradation of 4-chlorophenol with TiO2 nanotube fabricated by anodic oxidation method. Chem Eng J 2009;146(1):30-5.

25. Daghrir R, Drogui P, El Khakani MA. Photoelectrocatalytic oxidation of chlortetracycline using Ti/TiO2 photo-anode with simultaneous H2O2 production. Electrochim Acta 2013;87:18-31.

26. Yang S, Fu H, Sun C, Gao Z. Rapid photocatalytic destruction of pentachlorophenol in F–Si-comodified TiO2 suspensions under microwave irradiation. J Hazard Mater 2009;161(2-3):1281-7.

27. Wang S-G, Liu X-W, Zhang H-Y, et al. Aerobic granulation for 2, 4-dichlorophenol biodegradation in a sequencing batch reactor. Chemosphere 2007;69(5):769-75.

28. Yu C-H, Wu C-H, Ho T-H, Hong PA. Decolorization of CI Reactive Black 5 in UV/TiO2, UV/oxidant and UV/TiO2/oxidant systems: A comparative study. Chem Eng J 2010;158(3):578-83.

29. Thongkrua S, Ratanatamskul C. Simultaneous removal of lignin and 2, 4-Dichlorophenol in pulp and paper mill wastewater using a supervibration-photocatalytic reactor. Modern Appl Sci 2011;5(1):92.

30. Safari G, Hoseini M, Seyedsalehi M, et al. Photocatalytic degradation of tetracycline using nanosized titanium dioxide in aqueous solution. Int J Environ Sci Technol 2015;12(2):603-16.

31. Aghajari N, Yonesi H, Bahramifar N, Ghasemi Z. Photocatalytic removal of Reactive Red 198 from Aqueous Solution using titanium dioxide photocatalyst supported on Fe-ZSM-5 zeolite. J Mazandaran U Med Sci 2017;27(150):137-57. [In Persian]

32. Espino-Estévez M, Fernández-Rodríguez C, González-Díaz OM, et al. Effect of TiO2–Pd and TiO2–Ag on the photocatalytic oxidation of diclofenac, isoproturon and phenol. Chem Eng J 2016;298: 82-95.

33. Mai F, Chen C, Chen J, Liu S. Photodegradation of methyl green using visible irradiation in ZnO suspensions: determination of the reaction pathway and identification of intermediates by a high-performance liquid chromatography–photodiode array-electrospray ionization-mass spectrometry method. J Chromatogr A 2008;1189(1-2): 355-65.

34. Colar La, Ilinoiu Ec, Manea F, Et Al. Photocatalytic Activity Of A Silver Doped Tio 2 Modified Zeolite In The Degradation Of Reactive Yellow 125 Azo Dye. Environ Eng Manage J 2012;11(1):61-8.

35. Mohammadi R, Massoumi B, Rabani M. Photocatalytic decomposition of amoxicillin trihydrate antibiotic in aqueous solutions under UV irradiation using Sn/TiO2 nanoparticles. Int J Photoenerg 2012:1-11.

36. Shokri M, Isapour G, Shamsvand S, Kavousi B. Photocatalytic Degradation of Ceftriaxone in Aqueous Solutions by Immobilized TiO2 and ZnO Nanoparticles: Investigating Operational Parameters. J Mater Environ Sci 2016;7:2843-51.

37. Michael I, Hapeshi E, Michael C, Fatta-Kassinos D. Solar Fenton and solar TiO2 catalytic treatment of ofloxacin in secondary treated effluents: evaluation of operational and kinetic parameters. Water Res 2010;44(18):5450-62.

38. Klauson D ,Babkina J, Stepanova K, et al. Aqueous photocatalytic oxidation of amoxicillin. Catal Today 2010;151(1-2):39-45.

39. Kermani M, Bahrami Asl F, Farzadkia M, Et Al. Degradation Efficiency And Kinetic Study Of Metronidazole By Catalytic Ozonation Process In Presence Of Mgo Nanoparticles. Urmia Med J 2013;24(10):839-50. [In Persian]

40. Kashif N, Ouyang F. Parameters effect on heterogeneous photocatalysed degradation of phenol in aqueous dispersion of TiO2. J Environ Sci 2009;21(4):527-33.

41. Konstantinou IK, Albanis TA. TiO2-assisted photocatalytic degradation of azo dyes in aqueous solution: kinetic and mechanistic investigations: a review. Appl Catal Environ 2004;49(1):1-14.

42. Behnajady M, Modirshahla N, Hamzavi R. Kinetic study on photocatalytic degradation of CI Acid Yellow 23 by ZnO photocatalyst. J Hazard Mater 2006;133(1-3):226-32.

43. Khanahmadi M, Hajaghazadeh M, Gholami-Borujeni F. The Study of Photocatalytic Oxidation Process (UV-Fe2O3 (Efficiency for Removal Hydroquinone from Aqueous Solution. J Heal 2018;9(1): 62-74. [In Persian]

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-03]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.229]

44. Shokoohi R, Mahmoudi MM, Aazami Ghilan R. Efficiency of Magnetic Nanoparticles Modified with Sodium Alginate for Removal of Bisphenol A from Aqueous Solutions Using heterogeneous Fenton Process. J Mazandaran U Med Sci 2017;27(148):88-99. [In Persian]

45. Xekoukoulotakis NP, Xinidis N, Chroni M, et al. UV-A/TiO2 photocatalytic decomposition of erythromycin in water: Factors affecting mineralization and antibiotic activity. Catal Today 2010;151(1-2):29-33.

46. Yang L, Liya EY, Ray MB. Degradation of paracetamol in aqueous solutions by TiO2 photocatalysis. Water Res 2008;42(13):3480-8.

47. Chakrabarti S, Dutta BK. Photocatalytic degradation of model textile dyes in wastewater using ZnO as semiconductor catalyst. J Hazard Mater 2004;112(3):269-78.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-03]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.229]

Journal of Environmental Health Engineering, May 2020; Vol. 7, No. 3: 229-243

Evaluation of the efficiency of a photocatalytic process using the magnetic nanocatalyst (Fe3O4@SiO2@TiO2) in the removal of ceftriaxone from aqueous solutions

Hamid Reza Sobhi[1], Mojtaba Yegane Badi[2], Ali Esrafili[3], Mahnaz Ghambarian[4*]

[1] Department of Chemistry, Payame Noor University, Tehran, Iran
[2] MSc of Environmental Health Engineering, Faculty of Health, Iran University of Medical Sciences, Tehran, Iran
[3] Associate Professor, Department of Environmental Health Engineering, Faculty of Health, Iran University of Medical Sciences, Tehran, Iran
[4] Iranian Research and Development Center for Chemical Industries, ACECR, Tehran, Iran

**** E-mail: ghambarian.m@gmail.com***

Received: 28 May 2019 ; Accepted: 4 Nov 2019

ABSTRACT

Background & Objectives: Ceftriaxone is an antibiotic which is extensively used to treat a number of various infections. It is mainly accumulated in water and sewage resulting in the environmental and health problems. This study is centered on the evaluation of the efficiency of a photocatalytic process using Fe3O4@SiO2@TiO2 in the removal of ceftriaxone from aqueous solutions.

Methods: This research was based on an experimental-practical study. Fe3O4 @ SiO2 @ TiO2 was initially synthesized via a sol-gel method and characterized by SEM, XRD and EDX analyses. The effects of variables such as pH, catalyst concentration, ceftriaxone concentration, contact time, reusability tests (n=7) and degree of mineralization were separately assessed in a laboratory scale. The concentration of ceftriaxone was measured by HPLC at 240 nm.

Results: Based on the results obtained, the highest process efficiency of 96.7% was obtained under the following optimal conditions: concentration of ceftriaxone 10 mg/L, pH=3, the catalyst dosage of 2 g/L and a time contact of 120 min. At the end of the process, the degree of mineralization was determined to be 83.7%. Additionally, the data regarding the reusability of the nanocatalyst demonstrated that a 5.2% loss in the removal efficiency was observed after 7 times of reuse. Finally, the results revealed that the removal process of ceftriaxone follows the first-order kinetic model.

Conclusion: The results demonstrated that the photocatalytic process using the magnetic nanocatalyst (Fe3O4 @ SiO2 @ TiO2) could be effectively used for the removal of ceftriaxone from aqueous media.

Keywords: Photocatalyst, Magnetic nanoparticles, UV-light, Ceftriaxone

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-03]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.229]