

Efficiency of UV Activated Persulfate in Removal of Ofloxacin from Aqueous Solutions

Parisa Tavassoli¹,
Edris Bazrafshan²,
Ferdos Kord Mostafapour³,
Zahra Maghsoodi¹,
Davoud Balarak⁴,
Hossein Kamani⁵,
Amin Allah Zarei⁶

¹ MSc Student, Department of Environmental Health, Faculty of Health, Health Promotion Research Center, Zahedan University of Medical Sciences, Zahedan, Iran

² Professor, Department of Environmental Health, Faculty of Health, Health Sciences Research Center, Torbat Heydaryieh University of Medical Sciences, Torbat Heydaryieh, Iran

³ Associate Professor, Department of Environmental Health, Faculty of Health, Health Promotion Research Center, Zahedan University of Medical Sciences, Zahedan, Iran

⁴ Lecturer, Department of Environmental Health, Faculty of Health, Health Promotion Research Center, Zahedan University of Medical Sciences, Zahedan, Iran

⁵ Assistant Professor, Department of Environmental Health, Faculty of Health, Health Promotion Research Center, Zahedan University of Medical Sciences, Zahedan, Iran

⁶ Lecturer, Department of Environmental Health, Faculty of Health, Health Sciences Research Center, Torbat Heydaryieh University of Medical Sciences, Torbat Heydaryieh, Iran

(Received August 2, 2017 ; Accepted October 24, 2017)

Abstract

Background and purpose: Pharmaceutical products, particularly antibiotics are emerging contaminants that cause major environmental challenges due to cumulative effects, different adverse effects, and leading to drug resistance. The aim of this experimental study was to evaluate the efficiency of advanced oxidation process by persulfate activated by UV in removal of ofloxacin from aqueous solutions.

Materials and methods: In order to investigate the removal efficiency of ofloxacin, major operating parameters including initial pH of solution (2-12), the concentration of persulfate (50-3500 mg/l), concentrations of ofloxacin (2-100 mg/l), reaction time (6-30 min), and UV radiation (8,15,30 Watt) were studied.

Results: Maximum removal efficiency of ofloxacin and COD in optimal conditions (pH =6, persulfate concentration = 350 mg/l, ofloxacin concentration = 40 mg/l, reaction time =20 min and UV radiation = 8 watt) were 94.35% and 79.17%, respectively. Advanced oxidation with activated persulfate by UV, decreased the concentrations of ofloxacin and COD to 2.26 and 37.21 mg/l, respectively.

Conclusion: The results showed that using UV activated persulfate is an efficient method in removal of ofloxacin from aqueous solutions.

Keywords: advanced oxidation, ofloxacin, antibiotic, UV activated persulfate

بررسی کارایی پر سولفات سدیم فعال شده با پرتو فرا بنفش در حذف آنتی بیوتیک آفلوکساسین از محیط های آبی

پریسا توسلی^۱
ادریس بذرافشان^۲
فردوس کرد مصطفی پور^۳
زهرا مقصودی^۱
داوود بلارک^۴
حسین کمانی^۵
امین الله زارعی^۶

چکیده

سابقه و هدف: محصولات دارویی به ویژه آنتی بیوتیک ها از جمله آلاینده های نوپدید می باشند که به دلیل خاصیت تجمع می، اثرات سوء مختلف و ایجاد مقاومت های دارویی، نگرانی های عمده ای را در محیط زیست ایجاد نموده اند. مطالعه حاضر با هدف بررسی کارایی فرآیند اکسیداسیون پیشرفته توسط پرسولفات فعال شده با UV در حذف آنتی بیوتیک آفلوکساسین از محیط های آبی انجام پذیرفت.

مواد و روش ها: در این مطالعه تجربی، به منظور تعیین راندمان حذف آفلوکساسین و COD در محیط های آبی، متغیرهای مهم بهره برداری شامل pH اولیه محلول (۱۲-۲)، غلظت پرسولفات (۳۵۰-۵۰ میلی گرم در لیتر)، غلظت آفلوکساسین (۱۰۰-۲ میلی گرم در لیتر)، زمان واکنش (۳۰-۶ دقیقه) و توان تابشی لامپ UV (۸، ۱۵، ۳۰ وات)، مورد بررسی قرار گرفتند.

یافته ها: حداکثر راندمان حذف آفلوکساسین و COD در pH برابر ۶، غلظت پرسولفات معادل ۳۵۰ میلی گرم بر لیتر، غلظت آفلوکساسین برابر ۴۰ میلی گرم بر لیتر، زمان تماس ۲۰ دقیقه و شدت تابش UV معادل ۸ وات به ترتیب برابر با ۹۴/۳۵ و ۷۹/۱۷ درصد حاصل گردید. با استفاده از روش اکسیداسیون پیشرفته توسط پرسولفات فعال شده با UV، غلظت آفلوکساسین و COD به ترتیب به ۲/۲۶ و ۳۷/۲۱ میلی گرم در لیتر کاهش یافت.

استنتاج: نتایج نشان داد که استفاده از پرسولفات فعال شده با UV در حذف آنتی بیوتیک آفلوکساسین از محلول های آبی روشی موثر و کارآمد می باشد.

واژه های کلیدی: اکسیداسیون پیشرفته، آنتی بیوتیک، آفلوکساسین، پرسولفات فعال شده با UV

مقدمه

یکی از مشکلات عمده زیست محیطی عصر حاضر، آلودگی آب های سطحی با محصولات دارویی می باشد (۱، ۲). در حال حاضر سالیانه مقادیر زیادی ترکیبات دارویی در سراسر جهان در آب های سطحی شناسایی می شود (۳).

E-mail: ed_bazrafshan@yahoo.com

مؤلف مسئول: ادریس بذرافشان - تربت حیدریه: دانشگاه علوم پزشکی تربت حیدریه

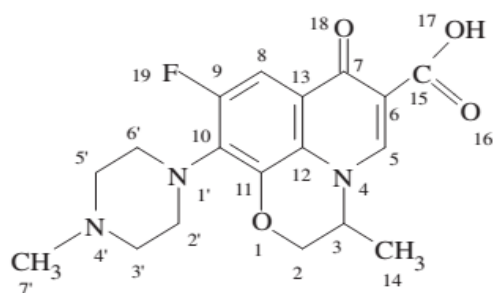
۱. دانشجوی کارشناسی ارشد، گروه بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، مرکز تحقیقات ارتقای سلامت، دانشگاه علوم پزشکی زاهدان، زاهدان، ایران
 ۲. استاد، گروه بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، مرکز تحقیقات علوم بهداشتی، دانشگاه علوم پزشکی تربت حیدریه، تربت حیدریه، ایران
 ۳. دانشیار، گروه بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، مرکز تحقیقات ارتقای سلامت، دانشگاه علوم پزشکی زاهدان، زاهدان، ایران
 ۴. مربی، گروه بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، مرکز تحقیقات ارتقای سلامت، دانشگاه علوم پزشکی زاهدان، زاهدان، ایران
 ۵. استادیار، گروه بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، مرکز تحقیقات علوم بهداشتی، دانشگاه علوم پزشکی تربت حیدریه، تربت حیدریه، ایران
 ۶. مربی، گروه بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، مرکز تحقیقات علوم بهداشتی، دانشگاه علوم پزشکی تربت حیدریه، تربت حیدریه، ایران
- تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۵/۱۱ تاریخ ارجاع جهت اصلاحات: ۱۳۹۵/۳/۱۳۹۶/۶/۲۷ تاریخ تصویب: ۱۳۹۶/۱/۱۸۱۳۹۶/۱۲

حضور آنتی‌بیوتیک‌ها در فاضلاب در سال‌های اخیر افزایش یافته است به نحوی که کاهش و حذف آن‌ها به یک چالش بزرگ تبدیل شده است (۴).

آنتی‌بیوتیک‌ها به میزان زیادی نسبت به تجزیه بیولوژیکی مقاوم هستند و می‌توانند مدت زمان زیادی بدون تغییر در محیط باقی بمانند، بنابراین برجسته‌ترین اثر زیست محیطی آن‌ها، ایجاد سمیت برای موجودات آبرزی و برهم زدن تعادل زیست محیطی می‌باشد. حضور آنتی‌بیوتیک‌ها در سیستم تصفیه طبیعی منجر به توسعه سویه‌های مقاوم باکتری می‌شود. بنابراین پیش تصفیه فاضلاب حاوی آنتی‌بیوتیک قبل از تخلیه به آب پذیرنده، در سیستم‌های تصفیه بیولوژیکی و سیستم‌های بازیافت آب، ضرورت دارد (۵-۷).

فاضلاب حاوی آنتی‌بیوتیک دارای مشخصاتی هم‌چون pH خنثی (۶-۸)، COD متوسط (۲۰۰-۲۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر)، BOD₅ پایین (۱۰۰-۱۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر)، جامدات معلق فرار (VSS) کم (۱۰۰-۴۰۰ میلی‌گرم در لیتر) و رنگ زیاد می‌باشد (۹،۷). آنتی‌بیوتیک‌ها در غلظت‌های بالا (میلی‌گرم در لیتر) در فاضلاب بیمارستان‌ها، در غلظت‌های پایین‌تر (میکروگرم در لیتر) در فاضلاب‌های شهری و در غلظت‌های بسیار کم‌تر (نانوگرم در لیتر) در آب‌های سطحی شناسایی شده‌اند (۱۰). یکی از گروه‌های رایج آنتی‌بیوتیک‌ها گروه کینولون‌ها می‌باشند. آفلوکساسین، از نسل دوم این گروه است که با فرمول شیمیایی $C_{18}H_{20}FN_3O_4$ و وزن مولکولی ۳۶۱/۳۶۸ گرم بر مول برای درمان طیف گسترده‌ای از عفونت‌های باکتریایی مورد استفاده قرار می‌گیرد (تصویر شماره ۱). ساز و کار عمل این آنتی‌بیوتیک، مهار سنتز DNA باکتری از طریق اتصال با آنزیم‌های DNA gyrase و توپوایزومراز IV می‌باشد (۱۱،۱۲). گزینه‌های مختلفی برای تصفیه فاضلاب‌های حاوی آنتی‌بیوتیک وجود دارد که می‌توان از فرآیندهای فتوکاتالیستی، نانو کاتالیستی، جذب توسط انواع جاذب‌ها و غیره نام برد (۱۶-۲). یکی از مشکلات

استفاده از این روش‌ها، حذف غیر موثر آنتی‌بیوتیک است زیرا این فرآیندها تنها باعث انتقال فاز آلاینده می‌گردند و صرفاً برای آلودگی‌های کم مناسب بوده و به شستشو و دفع مواد زائد از جمله، لجن حاوی هیدروکسیل آهن، pH اسیدی و مقدار زیادی معرف، نیاز دارند (۹،۳).



تصویر شماره ۱: ساختار آنتی‌بیوتیک آفلوکساسین

یکی از ترکیبات اکسیدانت تولیدکننده رادیکال سولفات، پرسولفات سدیم ($Na_2S_2O_8$) می‌باشد. نمک پرسولفات سدیم منبع تولید یون پرسولفات ($S_2O_8^{2-}$) با پتانسیل اکسیداسیون $E = 2/01 V$ است که از قوی‌ترین اکسیدان‌های مورد استفاده در تصفیه آلاینده‌های آلی می‌باشد. پرسولفات سدیم علاوه بر شرکت در واکنش‌های مستقیم می‌تواند تحریک شود و رادیکال‌های سولفات با پتانسیل اکسیداسیون $E = 2/6 V$ را تولید نماید (۱۷،۱۸). از جمله مزایای استفاده از پرسولفات نسبت به سایر اکسیدان‌ها، می‌توان به نگهداری آسان در دمای محیط، ارزان‌تر بودن نسبت به اکسیدان‌های دیگر، حلالیت بالا در محلول‌های آبی، پایداری بیش‌تر، تجزیه ترکیبات آلی مقاوم، در دسترس بودن و تولید رادیکال سولفات به عنوان محصول نهایی اشاره کرد، که مانند رادیکال هیدروکسیل بسیار واکنش‌پذیر بوده و دارای عملکرد غیرانتخابی می‌باشد (۱۹، ۲۰). همچنین پرسولفات به دلیل جامد بودن نسبت به اکسیدان‌های مایع نظیر H_2O_2 توانایی بیش‌تری برای کاربردهای صنعتی دارد (۲۱-۱۹).

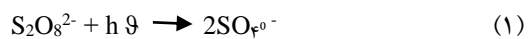
۵۰۰ میلی گرم در لیتر آنتی بیوتیک آفلوکساسین و محلول استوک سدیم پرسولفات با غلظت ۵۰۰۰ میلی گرم در لیتر با استفاده از آب مقطر ۲ بار تقطیر مورد استفاده قرار گرفتند. غلظت باقی مانده آفلوکساسین با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتری مدل DR 5000 (طول موج حداکثر جذب آفلوکساسین معادل ۲۸۷ نانومتر) اندازه گیری شد. جهت اندازه گیری COD نیز از دستگاه اسپکتروفتومتر در طول موج ۶۰۰ نانومتر استفاده گردید.

کلیه آزمایشات (در مجموع ۱۲۰ آزمایش) در یک راکتور شیشه‌ای که برای این منظور طراحی گردیده بود انجام پذیرفت. راکتور از دو قسمت اصلی، قسمت اول محفظه اصلی یا محفظه واکنش که دارای حجم مفیدی برابر ۱۰۰۰ میلی لیتر بوده است که کل مراحل آزمایش در آن انجام می شود و محفظه دوم که محفظه اصلی را در بر گرفته و آب به طور مداوم درون این محفظه جریان دارد، تشکیل شده است. شماتیک راکتور در نمودار شماره ۲ آمده است. هدف از ساخت محفظه ثانویه با توجه به ثابت در نظر گرفتن دما در آزمایشات، کاهش دمای حاصل از لامپ UV (لامپ کم فشار جیوه‌ای با طول موج ۲۵۴ نانومتر، تولید شده توسط شرکت فیلیپس، هلند)، توسط جریان مداوم آب بوده است. لامپ UV مستقیماً در قسمت بالایی راکتور قرار داشته است و دیواره خارجی راکتور توسط فویل آلومینیوم پوشانیده شد تا تابش به طور موثرتری انجام شود. سپس در زمان های تعیین شده نمونه‌هایی با حجم مورد نیاز از راکتور برداشت گردید و غلظت باقیمانده آنتی بیوتیک و COD توسط دستگاه اسپکتروفتومتر در طول موج‌های ذکر شده اندازه گیری شد.

در این مطالعه به منظور بهینه سازی فاکتور های مؤثر بر فرآیند، تأثیر هر یک از پارامتر های مهم بهره برداری شامل pH اولیه محلول (۱۲-۲)، غلظت پرسولفات (۳۵۰۰-۱۵۰ میلی گرم بر لیتر)، غلظت اولیه آفلوکساسین (۱۰۰-۲ میلی گرم بر لیتر)، زمان واکنش (۶۰-۱۰ دقیقه) و توان تابشی لامپ UV (۸، ۱۵، ۳۰

از آنجایی که واکنش اکسیداسیون به وسیله پرسولفات بدون فعال سازی بسیار کند است، لذا برای تسریع فرآیند اکسیداسیون، فعال سازی پرسولفات ضروری می باشد (۲۰، ۲۱). از جمله روش های متداول فعال سازی پرسولفات استفاده از کاتالیست های فلزی، اشعه UV و فعال سازی گرمایی می باشد (۲۱-۱۸). اگر چه فعال سازی پرسولفات توسط یون های فلزی، باعث افزایش کارایی این اکسیدانت ها در کاهش غلظت آلاینده های موجود در آب می شود ولی اثرات منفی یون های فلزی باقیمانده بر روی سلامت انسان حائز اهمیت می باشد. در مقابل، اشعه UV، به عنوان یک روش کاربردی و سازگار با محیط زیست برای فعال سازی پرسولفات در جهت تولید رادیکال های اکسید کننده استفاده می شود (۱۸). طی سال های اخیر فعال سازی پرسولفات با استفاده از پرتو UV، به دلیل هزینه عملیاتی پایین و بازده بالای حذف آلاینده های آلی، مورد توجه فراوانی قرار گرفته است (۲۱-۱۸).

مکانیسم تابش UV بر روی ترکیب پرسولفات تولید رادیکال های سولفات از طریق فتولیز آن می باشد که مطابق واکنش ۱، انجام می شود (۲۱-۱۸).

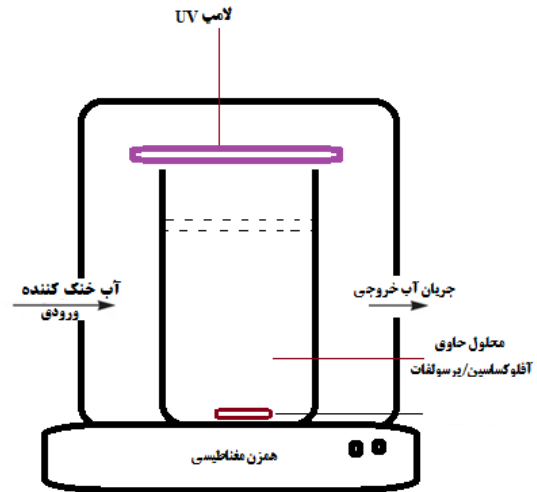


در مطالعه حاضر حذف آنتی بیوتیک آفلوکساسین با استفاده از فرآیند $\text{UV}/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ تحت تاثیر پارامتر های مختلفی از قبیل pH محلول، غلظت پرسولفات، مقدار اولیه آفلوکساسین، زمان واکنش با $\text{UV}/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ و توان تابش UV مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روش ها

در این مطالعه تجربی، ترکیبات شیمیایی مورد استفاده شامل آنتی بیوتیک آفلوکساسین با درجه خلوص ۹۸/۵ درصد (از شرکت سیگما آلدریج) و نمک سدیم پرسولفات با فرمول $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ و با خلوص ۹۹ درصد (از شرکت سیگما آلدریج (CAS Number: 7775-27-1)) تهیه گردید. این ترکیبات جهت ساخت محلول استوک

وات)، مورد مطالعه قرار گرفت. انتخاب گستره این متغیرها بر اساس بررسی متون انجام پذیرفته است.



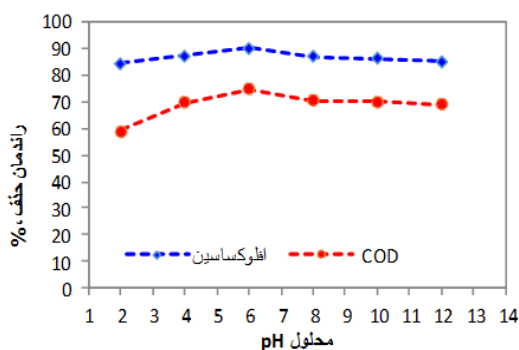
تصویر شماره ۲: شماتیک راکتور مورد استفاده

همچنین به منظور تعیین میزان حذف آفلوکساسین تحت شرایط واقعی، دو نمونه فاضلاب با حجم یکسان از فاضلاب بیمارستانی تهیه شد. نمونه برداری از فاضلاب بیمارستان امیرالمومنین زاهدان انجام گرفت. بعد از ورود فاضلاب به حوض هوادهی، از ۳۰ سانتی متری کف حوض هوادهی صورت گرفت و دو نمونه که یکی از آنها حاوی ۴۰ میلی گرم در لیتر آفلوکساسین (پس از تزریق آنتی بیوتیک به نمونه) و نمونه دیگر بدون آفلوکساسین به عنوان شاهد آماده گردید. در نهایت شرایط بهینه تعیین شده در مراحل واکنش پرسولفات فعال شده با UV بر روی نمونه فاضلاب سنتتیک حاوی آفلوکساسین، برای فاضلاب طبیعی اعمال گردید.

یافته ها

تعیین pH بهینه در حذف آنتی بیوتیک آفلوکساسین تحت فرایند اکسیداسیون با پرسولفات فعال شده با UV
 نمودار شماره ۱ اثر pH های مختلف در گستره ۲-۱۲ را بر عملکرد فرآیند $UV/Na_2S_2O_8$ در حذف آفلوکساسین و COD نشان می دهد. جهت تعیین

بهینه، متغیرهای غلظت پرسولفات ۵۰۰ میلی گرم در لیتر، غلظت آفلوکساسین ۴۰ میلی گرم در لیتر، زمان تماس ۳۰ دقیقه (با توجه به پیش آزمایش) و تابش پرتو UV با توان ۸ وات و دمای ثابت ۲۵ درجه، در نظر گرفته شد. نتایج مطالعه حاضر نشان داد که راندمان حذف آفلوکساسین با افزایش pH روندی صعودی داشته به نحوی که بیشترین راندمان حذف در pH اولیه معادل ۶ (۹۰/۱ درصد) مشاهده گردید. درصد حذف آنتی بیوتیک آفلوکساسین و COD در pH معادل ۶ به عنوان pH بهینه به ترتیب برابر ۹۰/۱ و ۷۴/۶۲ درصد حاصل گردید.

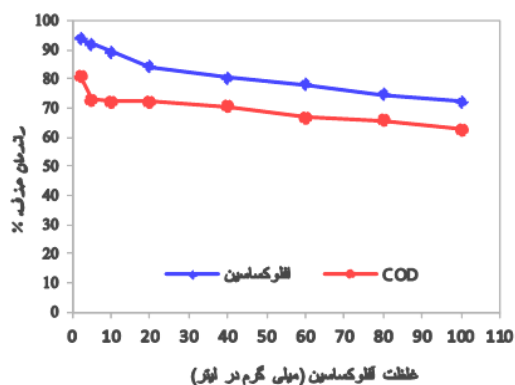


نمودار شماره ۱: اثر pH اولیه محلول در فرایند اکسیداسیون با واکنش گر پرسولفات فعال شده با UV بر راندمان حذف آفلوکساسین و COD (غلظت آفلوکساسین ۴۰ mg/l، غلظت پرسولفات ۵۰۰ mg/l، زمان واکنش ۳۰ دقیقه، تابش UV برابر ۸ وات)

تأثیر غلظت اولیه واکنش گر پرسولفات بر حذف آفلوکساسین و COD در واکنش با پرسولفات فعال شده با UV

در نمودار شماره ۲، اثر غلظت های مختلف واکنش گر پرسولفات بر عملکرد فرآیند $UV/Na_2S_2O_8$ در حذف آفلوکساسین و COD نشان داده شده است. جهت تعیین غلظت بهینه پرسولفات، با ثابت نگه داشتن سایر متغیرهای آزمایش (غلظت آفلوکساسین ۴۰ میلی گرم در لیتر، زمان تماس ۳۰ دقیقه، pH بهینه برابر ۶، تابش UV معادل ۸ وات) غلظت های مختلف ۵۰ تا ۳۵۰۰ میلی گرم در لیتر از محلول استوک پرسولفات سدیم تهیه گردید و به نمونه اضافه شد. نتایج مطالعه حاضر با توجه به نمودار شماره ۲، نشان داد که با افزایش غلظت پرسولفات

است با افزایش غلظت آفلوکسازین، راندمان حذف کاهش می‌یابد به نحوی که راندمان حذف آنتی‌بیوتیک آفلوکسازین از ۹۳/۶ درصد در غلظت اولیه ۲ میلی‌گرم در لیتر به ۷۲/۳ درصد در غلظت ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر رسیده است. بر این اساس غلظت بهینه آنتی‌بیوتیک آفلوکسازین جهت ادامه آزمایشات برابر ۴۰ میلی‌گرم در لیتر در نظر گرفته شد.

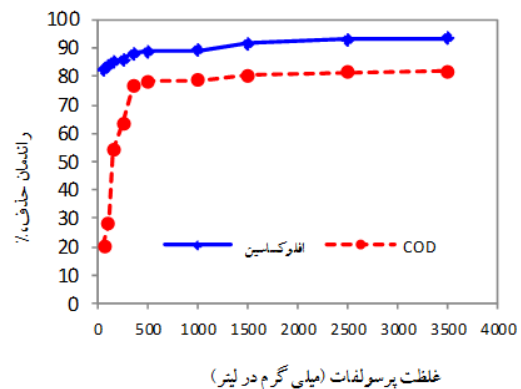


نمودار شماره ۳: اثر تغییرات غلظت آفلوکسازین بر کارایی حذف آفلوکسازین و COD تحت فرآیند اکسیداسیون با واکنش گر پرسولفات فعال شده با UV (pH برابر ۶، غلظت پرسولفات ۳۵۰ میلی‌گرم در لیتر، زمان واکنش ۳۰ دقیقه، شدت تابش UV برابر با ۸ وات)

تأثیر تغییرات زمان بر راندمان حذف آفلوکسازین و COD در واکنش با پرسولفات فعال شده با UV

راندمان حذف آفلوکسازین و COD با دستیابی به شرایط بهینه، pH معادل ۶، غلظت پرسولفات ۳۵۰ میلی‌گرم در لیتر، غلظت آفلوکسازین ۴۰ میلی‌گرم در لیتر در یک بازه زمانی ۳۰ دقیقه‌ای مشخص گردید، که نتایج آن در نمودار شماره ۴ ارائه شده است همان‌طور که مشخص است با افزایش زمان واکنش راندمان حذف آفلوکسازین و COD هم، افزایش یافته است اما این افزایش راندمان در ۲۰ دقیقه‌ی ابتدایی از سرعت بالاتری برخوردار بوده است و بعد از آن تا پایان زمان واکنش (۳۰ دقیقه) راندمان حذف با سرعت کم‌تر و تقریباً ثابت ادامه یافت (نمودار شماره ۵).

راندمان حذف آفلوکسازین و COD افزایش می‌یابد. به عبارتی راندمان حذف از ۸۲/۴۸ درصد در دوز اولیه پرسولفات معادل ۵۰ میلی‌گرم در لیتر به ۹۳/۳ درصد در دوز ۳۵۰ میلی‌گرم در لیتر رسید که این مقدار برای دوز ۳۵۰ میلی‌گرم در لیتر برابر ۸۸/۱ درصد حاصل گردید. همان‌طور که مشاهده می‌گردد شیب نمودار تا غلظت پرسولفات ۳۵۰ میلی‌گرم در لیتر تند و از آن به بعد با افزایش بیش‌تر غلظت پرسولفات روند افزایشی راندمان حذف رو به کندی و تقریباً ثابت می‌باشد. لذا جهت ادامه آزمایشات غلظت ۳۵۰ میلی‌گرم در لیتر پرسولفات به عنوان دوز بهینه انتخاب و مورد استفاده قرار گرفت.

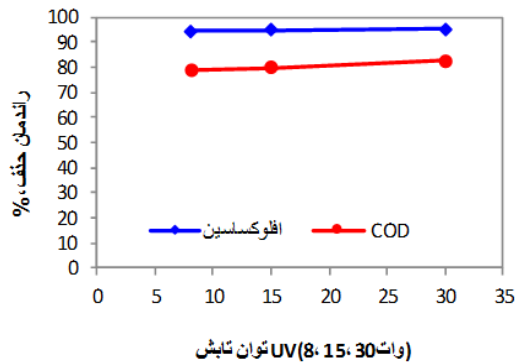


نمودار شماره ۴: اثر غلظت پرسولفات فعال شده با UV بر راندمان حذف آفلوکسازین و COD، (pH برابر ۶، غلظت آفلوکسازین ۴۰ میلی‌گرم در لیتر، زمان واکنش ۳۰ دقیقه، شدت تابش UV برابر با ۸ وات)

تأثیر تغییرات غلظت آفلوکسازین بر راندمان حذف آفلوکسازین و COD در واکنش با پرسولفات فعال شده با UV

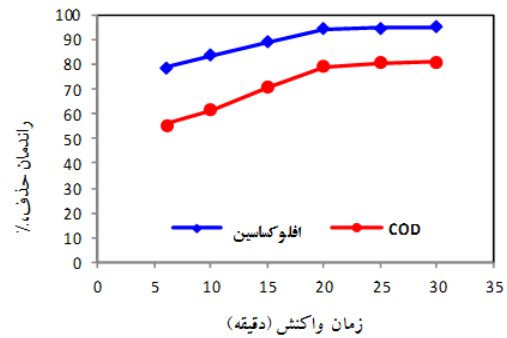
در این مرحله بازده حذف آفلوکسازین و COD در غلظت‌های مختلف آفلوکسازین مورد بررسی قرار گرفت. نمودار شماره ۳ اثر تغییرات غلظت آنتی‌بیوتیک آفلوکسازین (غلظت اولیه آفلوکسازین ۱۰۰-۲ میلی‌گرم در لیتر، pH بهینه برابر ۶ و غلظت پرسولفات برابر ۳۵۰ mg/l) را بر کارایی حذف آفلوکسازین و COD نشان می‌دهد. همان‌طور که در نمودار شماره ۳ نشان داده شده

یافت که حاکی از بهبود عملکرد فرآیند در توان‌های تابشی بالاتر می‌باشد. با توجه به نمودار شماره ۶ می‌توان دریافت که افزایش توان تابش لامپ تا ۳۰ وات، سبب بهبود در کارایی حذف آنتی‌بیوتیک و COD در فرآیند شده است. با این وجود در این مطالعه، با افزایش توان تابشی UV، افزایش چشمگیری در راندمان حذف مشاهده نشد و به لحاظ ملاحظات اقتصادی و صرفه جویی انرژی، توان تابشی ۸ وات به عنوان بهینه جهت ادامه آزمایشات انتخاب گردید.

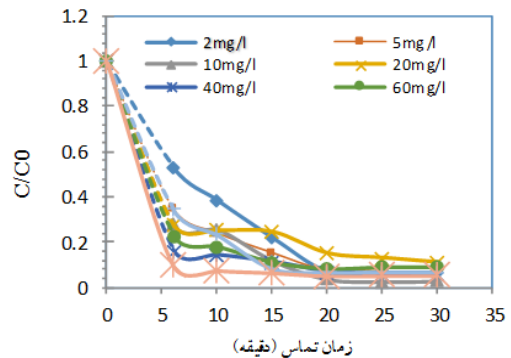


نمودار شماره ۶: راندمان حذف آفلوکساسین و COD در توان‌های تابشی متفاوت UV، (غلظت آفلوکساسین ۴۰ mg/L، pH برابر با ۶، غلظت پرسولفات ۳۵۰ mg/l، زمان واکنش ۲۰ دقیقه)

تعیین راندمان حذف COD از فاضلاب طبیعی دارای آفلوکساسین در واکنش با پرسولفات فعال شده با UV به منظور بررسی کارایی فرایند در حذف آنتی‌بیوتیک آفلوکساسین در شرایط واقعی، نمونه‌ای از فاضلاب بیمارستانی تهیه گردید و غلظت‌های مورد نیاز این آنتی‌بیوتیک به آن تزریق گردید. مقادیر CODهای فاضلاب واقعی بیمارستانی بدون آفلوکساسین قبل از ورود به راکتور، معادل ۱۵۴ میلی گرم در لیتر و فاضلاب واقعی حاوی آفلوکساسین (پس از تزریق دستی آنتی‌بیوتیک) ۳۰۲ میلی گرم در لیتر اندازه‌گیری شد. نمونه فاضلاب آماده‌سازی شده وارد راکتور آزمایش گردید و در واکنش با پرسولفات فعال شده با UV تحت شرایط بهینه حذف حاصل از مراحل قبلی آزمایشات



نمودار شماره ۴: اثر زمان‌های مختلف واکنش بر راندمان حذف آفلوکساسین و COD توسط پرسولفات فعال شده با UV (غلظت آفلوکساسین ۴۰ mg/l، pH برابر با ۶، غلظت پرسولفات ۳۵۰ mg/l، توان تابش UV معادل ۸ وات)

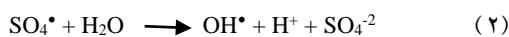


نمودار شماره ۵: اثر غلظت اولیه آفلوکساسین بر راندمان حذف آفلوکساسین توسط پرسولفات فعال شده با UV (زمان واکنش ۳۰ دقیقه، pH برابر با ۶، غلظت پرسولفات ۳۵۰ میلی گرم در لیتر، توان تابش UV معادل ۸ وات)

تأثیر شدت تابش پرتو UV بر راندمان حذف آفلوکساسین و COD در واکنش با پرسولفات فعال شده با UV

پس از تعیین pH بهینه معادل ۶، غلظت بهینه پرسولفات ۳۵۰ میلی گرم در لیتر، غلظت بهینه آفلوکساسین ۴۰ میلی گرم در لیتر و زمان واکنش بهینه معادل ۲۰ دقیقه، راندمان حذف آفلوکساسین و COD تحت تاثیر شرایط بهینه ذکر شده جهت بررسی اثر توان تابشی متفاوت UV، مورد بررسی قرار گرفت که نتایج حاصل در نمودار شماره ۶ ارائه شده است. همان‌طور که مشاهده می‌گردد با افزایش توان لامپ UV از ۸ به ۳۰ وات، راندمان حذف آنتی‌بیوتیک و COD به ترتیب از ۹۲/۸۷ و ۷۶/۳ درصد به ۹۴/۵۴ و ۸۳/۰۵ درصد افزایش

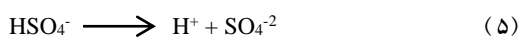
می‌باشد (۲۲-۳۵). این عامل از طریق تأثیر بر خصوصیات آلاینده و فتوکاتالیست مورد استفاده، می‌تواند کارایی فرآیند را تحت تأثیر قرار دهد. بنابراین عامل اصلی تعیین رادیکال غالب در فرآیند کاملاً تحت تأثیر pH محیط واکنش می‌باشد. در فرآیند اکسیداسیون در حضور واکنش گر پرسولفات و در گستره pH کم‌تر از ۷، برتری با تشکیل رادیکال سولفات است. در عین حال در pH بین ۷ تا ۹ حضور هر دو رادیکال سولفات و هیدروکسیل را می‌توان مشاهده نمود (واکنش ۲) (۳۶).



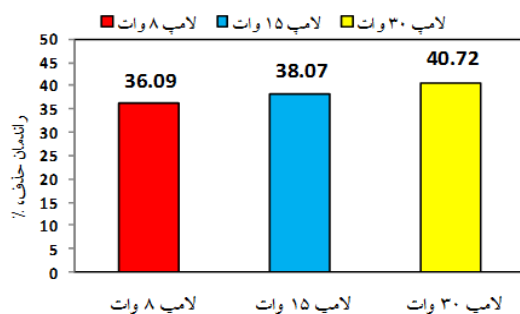
در مطالعه حاضر همان‌طور که در نمودار شماره ۱ نشان داده شده است میزان حذف آنتی‌بیوتیک آفلوکسازین و COD با افزایش pH از ۲ تا ۵ افزایش یافته است، اما با افزایش pH به بالای ۷، درصد حذف آفلوکسازین و COD در محلول کاهش پیدا کرده است به طوری که راندمان حذف آفلوکسازین و COD در pH معادل ۲ حدود ۸۴/۴۵ و ۵۵/۹۷ درصد بوده است که در pH معادل ۶ راندمان حذف به ترتیب به ۹۰/۱ و ۷۴/۶۲ درصد رسیده است. وقوع برخی واکنش‌ها در طول فرآیند باعث تغییر pH نمونه می‌گردد. این واکنش‌ها می‌تواند باعث کاهش بیش‌تر کارایی سیستم اکسیداسیون شود. واکنش‌های زنجیره‌ای تفکیک HSO_4^- در آب، مطابق واکنش ۳ و ۴ باعث تولید یون H^+ می‌شود (۱۷، ۱۸، ۳۶).



مطابق واکنش ۵، در pH های پایین (کم‌تر از ۵)، یون H^+ تولیدی به دلیل میل ترکیبی زیاد می‌تواند به عنوان یک اسکاونجر (رباینده) برای رادیکال سولفات عمل نموده و قدرت اکسیدکنندگی آن را محدود نماید (۳۷).



قرار گرفت. COD فاضلاب بدون آفلوکسازین و فاضلاب حاوی آفلوکسازین، بعد از ۲۰ دقیقه واکنش با ۳۵۰ میلی‌گرم در لیتر پرسولفات در pH معادل ۶ و توان تابشی UV معادل ۸ وات، برابر با ۱۰۵ و ۱۹۳ میلی‌گرم در لیتر بوده است. راندمان حذف COD بعد از ۳۰ دقیقه واکنش با پرسولفات فعال شده با UV با تغییر چندانی همراه نبود. بار دیگر آزمایش بر روی فاضلاب طبیعی حاوی ۴۰ میلی‌گرم در لیتر آفلوکسازین با اعمال شرایط بهینه مراحل قبل و توان‌های تابشی متفاوت ۸، ۱۵ و ۳۰ وات انجام گردید. نتایج به دست آمده در نمودار شماره ۷ آورده شده است که نشان می‌دهد، راندمان حذف COD فاضلاب طبیعی حاوی ۴۰ میلی‌گرم در لیتر آفلوکسازین در واکنش با پرسولفات فعال شده با UV با توان تابشی ۸ وات در حدود ۳۶/۰۹ درصد است که این بازدهی برای لامپ ۱۵ و ۳۰ وات به ترتیب ۳۸/۰۷ و ۴۰/۷۲ درصد می‌باشد که تغییر محسوسی در راندمان حذف مشاهده نشده است.

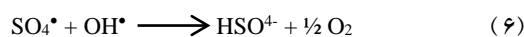


نمودار شماره ۷: راندمان حذف COD از فاضلاب واقعی بیمارستانی توسط فرآیند اکسیداسیون با پرسولفات فعال شده با UV تحت توان‌های تابشی متفاوت (غلظت اولیه آفلوکسازین معادل ۴۰ میلی‌گرم در لیتر)

بحث

تعیین pH بهینه در حذف آنتی‌بیوتیک آفلوکسازین تحت فرآیند اکسیداسیون با پرسولفات فعال شده با UV در غالب فرآیندهای شیمیایی، الکتروشیمیایی، جذب و اکسیداسیون پیشرفته یکی از تأثیرگذارترین عوامل در راهبری و کارایی فرآیند، pH محلول

در pH بین ۵ تا ۷، حضور رادیکال سولفات و هیدروکسیل، شرایط اکسیدکنندگی بالای پرسولفات را در تجزیه آنتی بیوتیک آفلوکساسین تأیید می نماید (۳۹،۴۸). در مطالعه‌ی رسولی فرد و همکاران که بر روی تجزیه تیلوسین با استفاده از پرسولفات فعال شده با UV انجام پذیرفت، نشان داد که در pH بالاتر از ۷، کاهش تجزیه اتفاق می افتد که این امر می تواند ناشی از ناپایداری پراکسید هیدروژن در مقادیر بالای pH و تولید مقادیر نسبتاً بالای رادیکال‌های سولفات و هیدروکسیل باشد در واقع تحت شرایط قلیایی، ترکیب این رادیکال‌ها مطابق واکنش شماره ۶، سبب کاهش کارایی آن‌ها گردد. هر چند این پدیده از اثر بسیار ناچیزی برخوردار می باشد (۴).

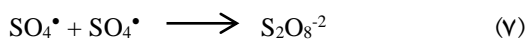


تأثیر غلظت اولیه واکنش‌گر پرسولفات بر حذف آفلوکساسین و COD در واکنش با پرسولفات فعال شده با UV

در فرآیند‌های اکسیداسیون پیشرفته نوع و غلظت ماده اکسیدکننده یکی از فاکتورهای مهم در حذف ترکیبات آلی است (۴۰،۴۹). آنیون پرسولفات یکی از عامل‌های اکسیداسیون دو الکترونی است. با تولید رادیکال سولفات نه تنها توانایی حمله به ترکیبات آلی به صورت مستقیم را دارد، بلکه قادر است به صورت غیر مستقیم با آب و یون‌های هیدروکسیل واکنش دهد و رادیکال هیدروکسیل تولید نماید (۳۷-۳۹).

همان طور که در نمودار شماره ۲ نشان داده شده است با افزایش غلظت پرسولفات از ۵۰ تا ۳۵۰ میلی گرم در لیتر راندمان حذف آفلوکساسین و COD نیز از ۸۲/۴۷ و ۲۰/۵۱ درصد به ۸۸/۱ و ۷۶/۴۹ درصد افزایش یافت. اما با افزایش غلظت پرسولفات به غلظت‌های بالاتر از ۳۵۰ میلی گرم در لیتر، روند صعودی راندمان حذف، کند و تقریباً ثابت ماند. به نظر می رسد در غلظت‌های پایین، یون پرسولفات بر روی راندمان حذف COD تأثیر گذار بوده است. با دو برابر کردن غلظت پرسولفات سیر صعودی افزایش راندمان با توجه به

افزایش هزینه مصرفی واکنش‌گر تغییر چشمگیری نشان نمی دهد. تأثیر غلظت پرسولفات بر کارایی حذف آلاینده‌های هدف به صورت دو گانه است. افزایش غلظت این اکسیدان از حد خاصی نه تنها کارایی حذف آلاینده‌ها را افزایش نمی دهد بلکه به عاملی برای ربایش و مصرف رادیکال‌های سولفات و هیدروکسیل موجود در محلول آبی تبدیل می شود که باعث کاهش کارایی فرآیند خواهد شد (۳۹،۴۶). به عبارت دیگر در افزایش غلظت پرسولفات به بیش از حد بهینه، رادیکال سولفات تولیدی به عنوان اسکاونجر عمل نموده و به عاملی برای تبدیل رادیکال سولفات به پرسولفات تبدیل شده است و جایگاه‌های فعال در واکنش اکسیداسیون را کاهش می دهد همچنین از سوی دیگر رادیکال سولفات با پرسولفات واکنش داده و آنیون سولفات تولید می کند که هر دو سبب از بین رفتن رادیکال سولفات و به تبع آن رادیکال هیدروکسیل شده و کارایی حذف را کاهش می دهند (واکنش‌های ۷-۹) (۳۹).



در مطالعه‌ای که توسط رحمانی و همکاران پیرامون حذف رنگ اسید بلو ۱۱۳ از محیط‌های آبی توسط پرسولفات انجام پذیرفت نشان داد که با افزایش غلظت پرسولفات افزایش قابل ملاحظه‌ای در راندمان حذف مشاهده نشده است (۳۹،۴۶). همچنین در مطالعه دیگری که توسط عسگری و همکاران بر روی حذف پنتا کلرو فنل از فاضلاب سنتتیک، نتایج نشان داد که افزایش غلظت پرسولفات تأثیری در افزایش راندمان حذف نداشته است (۳۹).

تأثیر تغییرات غلظت آفلوکساسین بر راندمان حذف آفلوکساسین

و COD در واکنش با پرسولفات فعال شده با UV

در نمودارهای شماره ۳ و ۵، اثر غلظت اولیه

۸۰/۲۲ درصد بوده است که در پایان مدت زمان واکنش ۳۰ دقیقه به ۹۲/۹۷ و ۸۰/۷۳ درصد رسیده است. در طی دوره زمانی واکنش اکسیداسیون، ترکیباتی که سریع تجزیه می گردند از بین می روند و با طولانی شدن زمان واکنش، سرعت کند شده یا ثابت می شود. دلیل واکنش پذیری کم تر، می تواند وجود محصولات حد واسط باشد که به دنبال طولانی شدن زمان واکنش ایجاد می گردند. به عبارتی تولید ترکیبات آلی مقاوم به تجزیه، یا با واکنش پذیری کم تر به احتمال زیاد می تواند سبب کاهش سرعت واکنش گردد (۴۲). در این زمینه در سایر مطالعات نیز نتایج مشابهی حاصل شده است. به طور مثال در مطالعه Sun و همکاران در حذف آفلوکسازین نشان داده شد که با افزایش زمان واکنش، سیر صعودی راندمان حذف متوقف، و افزایشی در راندمان حذف مشاهده نشده است (۴۲). همچنین در مطالعه ای که توسط دهقانی و همکاران در حذف آنتی بیوتیک سولفادiazین با استفاده فرآیند اکسیداسیون پیشرفته انجام پذیرفت، نتایج حاکی از آن بود که با گذشت زمان واکنش بعد از زمان ۳۰ دقیقه شیب نمودار تقریباً ثابت می شود (۴۳).

تأثیر شدت تابش پرتو UV بر راندمان حذف آفلوکسازین و COD در واکنش با پرسولفات فعال شده با UV

تابش UV، آلایندگی های آلی را معمولاً به دو شکل حذف مستقیم آلایندگی ها از طریق جذب پرتو UV، به وسیله تخریب باندهای شیمیایی و شکسته شدن آن ها و حذف غیر مستقیم آلایندگی ها از طریق افزودن به اکسیدانتهای معمول و ایجاد شرایط اکسیداسیون پیشرفته در محلول که سبب افزایش راندمان حذف آلایندگی ها می شود انجام می دهد (۱۷). همان طور که در تصویر شماره ۸ در خصوص تأثیر توان تابشی UV بر کارایی حذف آفلوکسازین و COD نشان داده شده است با افزایش توان تابشی لامپ UV از ۸ به ۳۰ وات راندمان حذف آفلوکسازین و COD به ترتیب از ۹۲/۸۷ و ۷۶/۳ درصد به ۹۴/۵۴ و ۸۳/۰۵ درصد افزایش یافته است که

آنتی بیوتیک آفلوکسازین بر راندمان حذف آفلوکسازین و COD بررسی شده است. همان طور که در تصویر نشان داده شده است با افزایش غلظت آفلوکسازین راندمان حذف کاهش یافته است. حداکثر راندمان حذف آفلوکسازین و COD در غلظت های کم تر از ۱۰ میلی گرم بر لیتر حاصل گردید. درصد حذف آفلوکسازین و COD در غلظت ورودی ۲ میلی گرم در لیتر آفلوکسازین به ترتیب برابر با ۹۳/۶ و ۸۰/۹۱ درصد بود که برای غلظت ۱۰۰ میلی گرم در لیتر آفلوکسازین ورودی به ترتیب به ۷۲/۳ و ۶۲/۵۷ درصد کاهش یافت. به نظر می رسد با افزایش غلظت آفلوکسازین، سرعت تجزیه کاهش می یابد، زیرا افزایش غلظت آفلوکسازین سبب کاهش نسبت رادیکال هیدروکسیل تولیدی به آفلوکسازین و افزایش ترکیبات حد واسط که تمایل به مصرف رایکال های آزاد را دارند، می شود. از طرفی افزایش غلظت آفلوکسازین باعث کاهش میزان نفوذ نور UV ورودی به محلول شده (احتمالاً با افزایش کدورت) که این امر خود باعث کاهش سرعت تجزیه آلایندگی ها توسط پرسولفات گردیده است و درصد تجزیه را کاهش می دهد (۴۱، ۳۶، ۴). در مطالعه ای که رسولی فرد و همکاران بر روی تجزیه تایلوسین به وسیله پرسولفات انجام دادند، نتایج نشان داد که افزایش غلظت آلایندگی باعث کاهش راندمان حذف می گردد (۴).

تأثیر تغییرات زمان بر راندمان حذف آفلوکسازین و COD در واکنش با پرسولفات فعال شده با UV

همان طور که از نمودار شماره ۵ مشخص است با افزایش زمان واکنش، راندمان حذف آفلوکسازین و COD نیز روندی صعودی داشته است اما این افزایش راندمان در ۲۰ دقیقه ابتدایی دارای سرعت بیشتر بوده است و در ادامه تا پایان زمان واکنش (۳۰ دقیقه) راندمان حذف با سرعت کمتر و تقریباً ثابت پیش رفته است. به عنوان مثال راندمان حذف آفلوکسازین و COD در مدت زمان ۲۰ دقیقه به ترتیب برابر با ۹۲/۸۷ و

نایاب تر شده است و لذا سرعت واکنش کند می شود که دلیل آن می تواند واکنش پذیری کمتر محصولات میانمی باشد. از طرفی به نظر می رسد کدورت بالاتر نمونه فاضلاب واقعی در مقایسه با نمونه سنتتیک، تاثیر زیادی بر کاهش راندمان حذف داشته است.

در پایان می توان نتیجه گرفت که حداکثر راندمان حذف آنتی بیوتیک آفلوکساسین و COD در شرایط pH معادل ۶، غلظت اولیه پرسولفات ۳۵۰ میلی گرم در لیتر، غلظت اولیه آفلوکساسین ۴۰ میلی گرم در لیتر، زمان واکنش در حدود ۲۰ دقیقه و توان تابشی UV برابر با ۸ وات انجام پذیرفت. تحت شرایط بهینه ذکر شده راندمان حذف آفلوکساسین و COD به ترتیب برابر ۹۴/۳۵ و ۷۹/۱۷ درصد حاصل شد و در این حالت غلظت آفلوکساسین و COD به ترتیب به ۲/۲۶ و ۳۷/۲۱ میلی گرم در لیتر کاهش یافت. نتایج حاصل، کارایی فرایند مورد استفاده در این پژوهش را جهت تصفیه فاضلاب های بیمارستانی یا دارویی حاوی این آنتی بیوتیک نشان داده است.

سپاسگزاری

این مقاله حاصل نتایج پایان نامه دانشجویی خانم پریسا توسلی برای اخذ درجه کارشناسی ارشد در رشته مهندسی بهداشت محیط می باشد (۷۲۹۰). بدین وسیله، نویسندگان مقاله از معاونت تحقیقات و فناوری دانشگاه علوم پزشکی زاهدان برای حمایت مالی این پژوهش تشکر و قدردانی می نمایند.

References

1. Perini JA, Silva BF, Nogueira RF. Zero-valent iron mediated degradation of ciprofloxacin-assessment of adsorption, operational parameters and degradation products. *Chemosphere* 2014; (117): 345-352.

می تواند بیانگر افزایش سرعت واکنش تجزیه پرسولفات باشد. به عبارتی این نتیجه گیری نشان می دهد که با افزایش توان لامپ UV، شدت انرژی لازم برای فعال سازی و جذب آن توسط پرسولفات افزایش یافته است که همین امر باعث افزایش میزان تولید رادیکال سولفات و رادیکال هیدروکسیل که نقش مستقیم در تجزیه آلاینده ها را دارند، شده است (۲۳). از طرفی کاهش توان تابشی لامپ UV منجر به کاهش در میزان نفوذ نور UV می شود (۴۴). در مطالعه ای که توسط Huang و همکاران بر روی تجزیه ترکیب تترا متیل آمونیوم هیدروکسید توسط پرسولفات فعال شده با UV انجام پذیرفت نتایج نشان داد که با افزایش توان UV از ۸ به ۱۵ وات راندمان حذف COD افزایش می یابد (۴۵).

تعیین راندمان حذف COD از فاضلاب طبیعی دارای آفلوکساسین در واکنش با پرسولفات فعال شده با UV با توجه به نمودار شماره ۷، COD فاضلاب طبیعی بدون آفلوکساسین و فاضلاب حاوی آفلوکساسین به ترتیب معادل ۱۵۴ و ۳۰۲ میلی گرم در لیتر بوده است که بعد از ۲۰ دقیقه واکنش با ۳۵۰ میلی گرم پرسولفات فعال شده با لامپ ۸ وات در pH معادل ۶، به حدود ۱۰۵ و ۱۹۳ رسید. این مقدار بعد از گذشت ۳۰ دقیقه از شروع واکنش تغییر چندانی نکرد به طوری که COD آن ها برای فاضلاب بدون آفلوکساسین و حاوی آفلوکساسین به ترتیب ۱۰۲ و ۱۸۹ میلی گرم در لیتر رسید. این یافته ها نشان می دهد که به دنبال طولانی شدن زمان واکنش ترکیبات آلی که به راحتی توسط پرسولفات اکسید می شود

2. Zazouli MA, Susanto H, Nasser S, Ulbricht M. Influences of solution chemistry and polymeric natural organic matter on the removal of aquatic pharmaceutical residuals by nanofiltration. *Water Res* 2009; 43(13): 3270-3280.

3. Zazouli MA, Ulbricht M, Nasser S, Susanto H. Effect of hydrophilic and hydrophobic organic matter on amoxicillin and cephalexin residuals rejection from water by nanofiltration. *J Environ Health Sci* 2010; 7(1): 15-24.
4. Rasoulifard M, Majidzadeh H, Demneh F, Babaei E. Photocatalytic degradation of tylosin via ultraviolet-activated persulfate in aqueous solution. *Int J Ind Chem* 2012; (3): 1-5.
5. Akmeahmet Balcioğlu I, Otker M. Treatment of pharmaceutical wastewater containing antibiotics by O₃ and O₃/H₂O₂ processes. *Chemosphere* 2003; 50(1): 85-95.
6. Dewitte B, Dewulf J, Demeestere K, Vanlangenhove H. Ozonation and advanced oxidation by the peroxone process of ciprofloxacin in water. *J Hazard Mater* 2009; 161(2-3): 701-708.
7. Arslan-alaton I, Caglayan A. Toxicity and biodegradability assessment of raw and ozonated procaine penicillin G formulation effluent. *Ecotox Environ Safe* 2006; 63(1): 131-140.
8. Elnajjar NH, Deborde M, Journel R, Velleitner NK. Aqueous chlorination of levofloxacin: Kinetic and mechanistic study, transformation product identification and toxicity. *Water Res* 2013; 47(1): 121-129.
9. Sun J, Song M, Feng J, Pi Y. Highly efficient degradation of ofloxacin by UV/Oxone/Co²⁺ oxidation process. *Environ Sci Pollut Res* 2012; 19(5): 1536-1543.
10. Brown KD, Kulis J, Thomson B, Chapman TH, Mawhinney DB. Occurrence of antibiotics in hospital, residential, and dairy effluent, municipal wastewater, and the Rio Grande in New Mexico. *Sci Total Environ* 2006; 366(2-3): 772-783.
11. Ferdig M, Kaleta A, Buchberger W. Improved liquid chromatographic determination of nine currently used (fluoro) quinolones with fluorescence and mass spectrometric detection for environmental samples. *J Sep Sci* 2005; 28(13): 1448-1456.
12. Witte BD, Langenhove HV, Hemelsoet K, Demeestere K, Wispelaere PD, Van Speybroeck V, et al. Levofloxacin ozonation in water: Rate determining process parameters and reaction pathway elucidation. *Chemosphere* 2009; 76(5): 683-689.
13. Farzadkia M, Bazrafshan E, Esrafil A, Yang JK, Shirzad-Siboni M. Photocatalytic degradation of Metronidazole with illuminated TiO₂ nanoparticles. *J Environ Health Sci* 2015; 13(1), 194.
14. Balarak D, Mostafapour F, Bazrafshan E, Saleh TA. Studies on the adsorption of amoxicillin on multi-wall carbon nanotubes. *Water Sci Technol* 2017; 75(7-8): 1599-1606.
15. Kamani H, Bazrafshan E, Ashrafi SD, Sancholi F. Efficiency of sono-nano-catalytic process of TiO₂ nano-particle in removal of erythromycin and metronidazole from aqueous solution. *J Mazandaran Univ Med Sci* 2017; 27(151): 140-154 (Persian).
16. Norzaee S, Bazrafshan E, Djahed B, Kord Mostafapour F, Khaksefidi R. UV activation of Persulfate for removal of Penicillin G antibiotics in aqueous solution. *Scientific World Journal* 2017; 2017: 3519487.
17. Ghanizadeh Gh, Naseri Ara A, Esmaili D, masoumbeigi H. Demonstration of the enhanced disinfection of E. coli water contamination by associated solar irradiation with potassium persulfate, Iran *J Public Health* 2015; 44(10): 1376-1386.
18. Xu R, Xgj Z. Degradation of azo dye Orange G in aqueous solutions by persulfate with

- ferrous ion. *Sep Purif Technol* 2010; (72): 105-111.
19. Zazouli MA, Ghanbari F, Yousefi M, Madihi-Bidgoli S. Photocatalytic degradation of food dye by Fe₃O₄-TiO₂ nanoparticles in presence of peroxymonosulfate: The effect of UV sources. *J Environ Chem Eng* 2017; 5(3): 2459-2468.
 20. Liu X, Zhang T, Zhou Y, Fang L, Shao Y. Degradation of atenolol by UV/ peroxymonosulfate: Kinetics, effect of operational parameters and mechanism. *Chemosphere* 2013; 93(11): 2717-2724.
 21. Deng J, Shao Y, Gao N, Xia S, Tan C, Zhou S, et al. Degradation of the antiepileptic drug carbamazepine upon different UV-based advanced oxidation processes in water. *Chem Eng J* 2013; (222): 150-158.
 22. Zazouli MA, Ebrahimzadeh MA, Charati JY, Rostamali E, Veisi F. Effect of sunlight and ultraviolet radiation in the titanium dioxide (TiO₂) nanoparticles for removal of furfural from water. *J Mazandaran Univ Med Sci* 2013; 23(107): 125-138 (Persian).
 23. Rahimi E, Dadban Shahamat Y, Atabi F, Khezri SM. Mineralization and decolorization of fermentation industry wastewater by catalytic ozonation process: kinetics and mechanism. *J Mazandaran Univ Med Sci* 2016; 26 (140): 115-126 (Persian).
 24. Bazrafshan E, Ahmadabadi M, Mahvi AH. Reactive red-120 removal by activated carbon obtained from cumin herb wastes. *Fresen Environ Bull* 2013; 22(2A): 584-590.
 25. Veisi F, Zazouli MA, Ebrahimzadeh MA, Charati JY, Dezfoli AS. Photocatalytic degradation of furfural in aqueous solution by N-doped titanium dioxide nanoparticles. *Environ Sci Pollut R* 2016; 23(21): 21846-21860.
 26. Yousefi M, Ghanbari F, Zazouli MA, Madihi-Bidgoli S. Brilliant Blue FCF degradation by persulfate/zero valent iron: The effects of influencing parameters and anions; *Desalin Water Treat* 2017; 70: 364-371.
 27. Bazrafshan E, Moein H, Kord Mostafapour F, Nakhaie S. Application of electrocoagulation process for dairy wastewater treatment. *J Chem* 2013; Article number 640139: 1-8.
 28. Kord Mostafapour F, Bazrafshan E, Farzadkia M, Amini S. Arsenic removal from aqueous solutions by salvadora persica stem ash. *J Chem* Article number 2013; 740847: 1-8.
 29. Bazrafshan E, Kord Mostafapour F, Rahdar S, Mahvi AH. Equilibrium and thermodynamics studies for decolorization of Reactive Black 5 (RB5) by adsorption onto MWCNTs. *Desalin Water Treat* 2015; 54(8): 2241-2251.
 30. Bazrafshan E, Mostafapoor F, Soori MM, Mahvi AH. Application of combined chemical coagulation and electro-coagulation process for carwash wastewater treatment. *Fresen Environ Bull* 2012; 21(9): 2694-2701.
 31. Bazrafshan E, Zarei AA, Mostafapour FK. Biosorption of cadmium from aqueous solutions by *Trichoderma* fungus: kinetic, thermodynamic, and equilibrium study. *Desalin Wat Treat* 2016; 57(31): 14598-14608.
 32. Bazrafshan E, Alipour MR, Mahvi AH. Textile wastewater treatment by application of combined chemical coagulation, electrocoagulation, and adsorption processes. *Desalin Wat Treat* 2016; 57 (20): 9203-9215.
 33. Bazarafshan E, Ahmadi Sh. Efficiency of Combined Processes of Coagulation and Modified Activated Bentonite with Sodium Hydroxide as a Biosorbent in the Final Treatment of Leachate: Kinetics and

- Thermodynamics. *Journal of Health Research in Community* 2017; 3(3): 58-69.
34. Takdastan A, Abtahi M, Sarshir A, Bazafkan MH, Saeedi R. Investigation of Khuzestan Steel Company's Modified Slag in Removal of Aluminum from Aqueous Solutions: Adsorption Isotherm and Kinetic Studies. *Journal of Health Research in Community* 2017; 3(2): 75-87.
 35. Rahdar S, Ahmadi Sh. Removal of Phenol and Aniline from Aqueous Solutions by Using Adsorption on to Pistacia terebinthus: Study of Adsorption Isotherm and Kinetics. *Journal of Health Research in Community* 2017; 2(4): 35-45.
 36. Rahmani A, Mehralipor J, Shabanloo N, Zaheri F, Poreshgh Y, Shabanloo A. Performance evaluation of advanced electrochemical oxidation process with the using persulfate in degradation of Acid Blue 113 from aqueous solutions. *Journal of Sabzevar University of Medical Sciences* 2014; 21(5): 797-807 (Persian).
 37. Pi Y, Feng J, Sun J, Sun J. Facile, effective, and environment-friendly degradation of sulfamonomethoxine in aqueous solution with the aid of a UV/Oxone oxidative process. *Environ Sci Pollut Res* 2013; 20(12): 8621-8628.
 38. Kusic H, Peternel I, Ukc S, Koprivanac N, Bolanca T, Papic S, Loncaric Bozic A. Modeling of iron activated persulfate oxidation treating reactive azo dye in water matrix. *Chem Eng J* 2011; 172(1): 109-121.
 39. Asgari Gh, Chavoshani A, Seid Mohammadi A, Rahmani A. Removal of pentachlorophenol using microwave assisted persulfate from synthetic wastewater. *Journal of Water & Wastewater* 2013; 25(3): 29-37 (Persian).
 40. Maghsoudi Z, Bazrafshan E, Kord Mostafapour F, Tavasoli P, Balarak D. Landfill leachate treatment by combined processes of chemical coagulation, ozonation, and advanced oxidation using UV-activated Oxone. *J Mazandaran Univ Med Sci* 2017; 27 (147): 339-357.
 41. Wu J, Zhang H, Qiu J. Degradation of Acid Orange 7 in aqueous solution by a novel electro/Fe²⁺/peroxydisulfate process. *J Hazard Mater* 2012; 215-216: 138-145.
 42. Sun J, Song M, Feng J, Pi Y. Highly efficient degradation of ofloxacin by UV/Oxone/Co²⁺ oxidation process. *Environ Sci Pollut Res* 2012; 19(5): 1536-1543.
 43. Dehghani S, Jonidi Jafari A, Farzadkia M, Gholami M. Investigation of the efficiency of Fenton's advanced oxidation process in sulfadiazine antibiotic removal from aqueous solutions. *Journal Arak Medical University* 2012; 15(7): 19-29.
 44. Ghaneian M, Ehrampoush M, Ghanizadeh G, Dehvary M, Abootoraby M, Jasemizad T. Application of Solar Irradiation / K₂S₂O₈ photochemical oxidation process for the removal of Reactive Blue 19 dye from aqueous solutions. *Iran Journal Health & Environment* 2010; 3(2): 165-176.
 45. Huang J, Wang KS, Liang C. Oxidative degradation of tetramethylammonium hydroxide (TMAH) by UV/persulfate and associated acute toxicity assessment. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng* 2017; 52(9): 930-937.