

Photocatalytic Degradation of Aniline in Aqueous Solutions Using Magnesium Oxide Nanoparticles

Edris Bazrafshan¹,
Samira Noorzaei²,
Ferdos Kord Mostafapour³

¹ Professor, Health Promotion Research Center, Faculty of Health, Zahedan University of Medical Sciences, Zahedan, Iran

² Lecturer, Health Promotion Research Center, Faculty of Health, Zahedan University of Medical Sciences, Zahedan, Iran

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

(Received February 19, 2016 ; Accepted May 1, 2016)

Abstract

Background and purpose: Aniline is widely used as raw material in many chemical industries. The aim of this study was to survey the photocatalytic degradation of aniline using magnesium oxide nanoparticles from aqueous solutions.

Materials and methods: An experimental study was carried out in a 2 L volume batch reactor. Various parameters such as pH (3-11), dose of nanoparticles (0.1-1), contact time (15-120 min), initial aniline concentration (5-250 mg/L) and irradiation source power (8, 15 and 30 W) were investigated. The concentration of residual aniline was measured by UV spectrophotometer at λ_{\max} of 198 nm.

Results: The results showed that photocatalytic process of nMgO+UV could effectively remove aniline from effluent. The optimal solution pH and dose of nanoparticles for 8 W, 15 W and 30 W UVA lamp were 7.0 and 0.6 g/L, 7 and 0.4 g/L, and 7 and 0.4 g/L, respectively. In 30 min optimum contact time the photocatalytic degradation efficiency decreased when the concentration of aniline was increased. In optimum conditions (5 mg/L of aniline and 30 min reaction time) the aniline removal efficiency was 90.63 % and COD removal was 87.02%.

Conclusion: The photocatalytic process of nMgO+UV can be used as a suitable technique for aniline removal from aqueous solutions.

Keywords: MgO nanoparticles, photocatalytic processes, aniline, ultraviolet radiation

J Mazandaran Univ Med Sci 2016; 26(139): 126-136 (Persian).

تجزیه فتوکاتالیستی آنیلین با استفاده از نانو ذرات اکسید منیزیم در محیط‌های آبی

ادریس بذرافشان^۱
سمیرا نوروزایی^۲
فردوس کرد مصطفی پور^۳

چکیده

سابقه و هدف: آنیلین به طور گسترده‌ای به عنوان ماده خام در بسیاری از صنایع شیمیایی استفاده می‌شود. از این رو هدف از این پژوهش، بررسی کارایی حذف آنیلین از محلول‌های آبی با استفاده از فرایند فتوکاتالیستی نانو ذرات اکسید منیزیم بود. **مواد و روش‌ها:** مطالعه حاضر به صورت تجربی - آزمایشگاهی در یک راکتور ناپیوسته با حجم ۲ لیتر تحت تأثیر پارامترهای pH محلول (۱۱-۳)، دوز نانو ذره (۰/۱-۱ گرم در لیتر)، زمان واکنش (۱۵ تا ۱۲۰ دقیقه)، غلظت اولیه آنیلین (۵ تا ۲۵۰ میلی گرم در لیتر) و توان لامپ (۸ و ۳۰ وات) جهت بررسی راندمان حذف آنیلین انجام پذیرفت. غلظت باقیمانده آنیلین، با استفاده از روش اسپکتروفتومتری در حداکثر طول موج ۱۹۸ نانومتر مورد سنجش قرار گرفت.

یافته‌ها: نتایج نشان داد که فرایند فتوکاتالیستی در حضور نانو ذرات اکسید منیزیم می‌تواند به طور مؤثری منجر به حذف آنیلین از پساب گردد. pH و دوز نانو ذرات اکسید منیزیم بهینه برای لامپ‌های ۸، ۱۵ و ۳۰ وات به ترتیب ۷ و ۰/۶ گرم در لیتر، ۷ و ۰/۴ گرم در لیتر و ۷ و ۰/۴ گرم در لیتر به دست آمد و در زمان بهینه ۳۰ دقیقه راندمان حذف با افزایش غلظت آنیلین کاهش پیدا کرد. تحت شرایط بهینه غلظت ۵ میلی گرم در لیتر آنیلین و زمان واکنش ۳۰ دقیقه راندمان حذف ۹۰/۶۳ درصد و راندمان COD معادل ۸۷/۰۲ درصد به دست آمد.

استنتاج: فرایند فتوکاتالیستی نانوذره اکسید منیزیم می‌تواند به عنوان یک روش مؤثر و کارآمد برای حذف آلاینده آنیلین از محلول‌های آبی مورد استفاده قرار گیرد.

واژه های کلیدی: نانو ذرات اکسید منیزیم، فرآیند فتوکاتالیستی، آنیلین، پرتو فرابنفش

مقدمه

رژین‌ها استفاده می‌شود (۲). این ترکیب در پساب بیش تر صنایع شیمیایی حضور دارد به گونه‌ای که طبق گزارش‌ها میزان آنیلین وارد شده به محیط زیست حدود ۳۰۰۰۰ تن در سال برآورده شده است (۴،۳). این ترکیب آروماتیک از طریق استنشاق، بلعیدن و تماس پوستی وارد بدن انسان می‌شود و به عنوان یک سم در خون بر توانایی حمل

آنیلین ($C_6H_5NH_2$) یک ترکیب آلی متشکل از حلقه‌ای بنزنی متصل به یک گروه آمینی ($-NH_2$) است و جزء آلاینده‌های خطرناک طبقه بندی شده است (۱). آنیلین به طور گسترده‌ای به عنوان ماده خام در بسیاری از صنایع از جمله ساخت رنگ، آفت کش‌ها، مواد دارویی، مواد منفجره و به عنوان حلال در عطرها، لاک‌ها و

E-mail: ed_bazrafshan@yahoo.com

مؤلف مسئول: ادریس بذرافشان - زاهدان: دانشگاه علوم پزشکی زاهدان، دانشکده بهداشت

۱. استاد، مرکز تحقیقات ارتقا سلامت، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی زاهدان، زاهدان، ایران
۲. مربی، مرکز تحقیقات ارتقا سلامت، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی زاهدان، زاهدان، ایران
۳. دانشیار، مرکز تحقیقات ارتقا سلامت، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی زاهدان، زاهدان، ایران

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۱۰/۲۹ تاریخ ارجاع جهت اصلاحات: ۱۳۹۴/۱۱/۱۷ تاریخ تصویب: ۱۳۹۵/۲/۱۲

اکسیژن تأثیر می‌گذارد به صورتی که هموگلوبین را تبدیل به متهموگلوبین می‌کند و در نهایت موجب بیماری متهموگلوبینمیما می‌شود (۵). در طی تماس‌های طولانی و پیوسته سبب آنمی، کاهش وزن، تأثیر بر سیستم عصبی و اختلالات کبدی، کلیوی و مغز استخوان می‌شود (۶).

سازمان حفاظت محیط‌زیست آمریکا (EPA: Environmental Protection Agency) آنیلین را عامل سرطان‌زا در انسان و در گروه B2 طبقه‌بندی نموده است (۸،۷). براساس توصیه این سازمان حداکثر غلظت مجاز آلاینده (Maximum Contaminant Limit: MCL) آنیلین در آب شرب برابر $5 \mu\text{g/L}$ ذکر شده است (۹) چراکه حتی در غلظت‌های پایین نیز می‌تواند آسیب‌های بالقوه‌ای بر سلامت انسان و آبریزان بگذارد (۱۰، ۱۱).

هم‌چنین طبق استاندارد ایمنی شغلی و مدیریت سلامت آمریکا حد مجاز تماس آنیلین در هوای تنفسی، 5 ppm در ۸ ساعت بیان شده است (۸). به‌طور کلی تخریب و تغلیظ دو روش معمول برای کاهش و حذف آنیلین هستند (۱۲). در مطالعات صورت گرفته آنیلین با روش‌هایی مانند فتوکاتالیست (۱۳)، اکسیداسیون پیشرفته (Advanced Oxidation Process: AOP) (۱۴)، جذب (۱۵)، روش‌های بیولوژیکی (۳)، اسمز معکوس (۵)، الکتروشیمیایی (۶) و... تصفیه شده است. روش‌های بیولوژیکی نسبت به دما حساس و زمان‌بر هستند (۱۳). روش‌های الکتروشیمیایی نیز نیاز به ولتاژ بالا و راندمان ضعیفی برای تصفیه پساب‌های با غلظت کم دارد (۱۶). از این رو اکسیداسیون پیشرفته در مقایسه با دیگر روش‌ها گزینه مناسبی برای کاهش آلاینده‌ها در آب می‌باشد (۱۷).

روش اکسیداسیون پیشرفته روشی ساده، کم‌هزینه، دارای راندمان بالا است که برای تصفیه آب و فاضلاب‌های صنعتی استفاده می‌شود (۱۸). به‌طوری‌که در سال‌های اخیر در مطالعات مختلفی برای تخریب انواع آلاینده‌های مقاوم از فرآیند AOP استفاده شده است. ززولی و همکاران از فرآیند فنتون، فتوفنتون و شبه فنتون جهت تصفیه شیرابه استفاده نمودند (۱۹). علاوه بر این در

مطالعه‌ای که توسط Bhatkhande و همکاران در خصوص تجزیه فتوکاتالیستی نیتروبنزن با استفاده از دی‌اکسید تیتانیوم در حضور تابش اشعه انجام پذیرفت نشان داده شد که با تجزیه توسط رادیکال OH ترکیبات واسطی همچون نیتروفتول و هیدروکسی تولید شده و فوتون‌های نفوذ کرده موجب تخریب نیتروبنزن شده است (۲۰). هم‌چنین این فرآیند جهت حذف انواع مختلفی از آلاینده‌ها مانند فورفورال، اسید هیومیکی و آنتی‌بیوتیک‌ها استفاده شده است (۲۱-۲۶).

پایه و اساس فرآیند اکسیداسیون شیمیایی تولید رادیکال‌های هیدروکسیل (OH) است که قادر به تجزیه ترکیبات آلی پایدار است. انواع انتخابی این فرآیند شامل ترکیب شدن فتوکاتالیست با ازن، لامپ‌های UV، فنتون و هم‌چنین O_3/UV ، $\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$ و غیره است (۲۰، ۲۷). در میان این روش‌ها، فرآیند فتوکاتالیستی نقش مهمی در حذف ترکیبات آلی خطرناک ایفا می‌کند و به‌طور رایج به همراه یک نیمه‌هادی به کار برده می‌شود (۲۸). برای تجزیه این آلاینده در فرآیند فتوکاتالیست از نیمه‌هادی‌های مختلفی مانند ZnO (۹)، TiO_2 (۲۹)، CdS (۳۰) و ZrO_2 (۳۱-۳۳) استفاده شده است. به‌طور معمول نانو ذرات به دلیل داشتن سطح ویژه زیاد برای واکنش‌های شیمیایی و جذب انواع ترکیبات آلی مناسب هستند. در میان این نانو ذرات، نانو ذرات اکسید منیزیم (MgO) جزء گروه اکسیدهای پایه است و کاربردهای وسیعی به‌عنوان کاتالیست، جذب دارد (۳۴). مشاهده شده است که استفاده از نانو ذرات اکسید منیزیم به همراه فرآیند ازن زنی کاتالیزوری می‌تواند سبب تسریع تجزیه میترونیدازول شود (۳۵). قابلیت دسترسی آسان، قیمت پایین، غیر فرار، غیر سمی، پایدار، قابلیت استفاده مجدد، ظرفیت جذب و واکنش‌پذیری بالا از خصوصیات بارز نانو ذرات اکسید منیزیم می‌باشد (۳۴). از طرفی مشخص شده است که استفاده از نانو ذرات اکسید منیزیم به همراه فرآیند ازن زنی کاتالیزوری می‌تواند سبب تسریع تجزیه میترونیدازول شود (۳۵). از این رو، مطالعه حاضر با هدف

شد. محلول سنتتیک ساخته شده در درون راکتوری پلکسی گلاس با حجم ۱ لیتر وارد کرده و تحت تابش UVC با توان تابشی ۸، ۱۵ و ۳۰ وات که در فاصله ۷ سانتی متری سطح راکتور نصب بود، قرار داده شد. اطراف راکتور را با پوشش آلومینیومی به منظور امکان بازتاب پرتو فرابنفش خروجی از راکتور جهت افزایش راندمان تجزیه آنیلین پوشش داده شد. کلیه آزمایش‌ها در دمای محیط آزمایشگاه انجام گرفت. با توجه به این که جریان در راکتور از نوع ناپیوسته بود، برای یکنواخت سازی پساب و اختلاط نانو ذرات با پساب از یک عدد مگنت در انتهای راکتور استفاده گردید. پس از پایان فرآیند جهت ته نشینی و جداسازی نانو ذرات، نمونه‌ها داخل دستگاه سانتریفیوژ به مدت ۱۰ دقیقه با سرعت ۳۰۰۰ دور در دقیقه قرار گرفت. جهت اطمینان از جداسازی کامل نانو ذرات از فیلترهای سرسرنگی ۰/۲ میکرون از جنس Poly tetra fluoro ethylene (PTFE) استفاده شد، بدین ترتیب که ۱۰ میلی لیتر از نمونه‌ها توسط سرنگ‌های یک بار مصرف برداشت و از فیلتر عبور داده شد. تعداد نمونه‌ها ۶۶ عدد بود و جهت افزایش اطمینان آزمایشات با دوبار تکرار انجام شد. میزان غلظت آنیلین خروجی، با استفاده از روش اسپکتروفتومتری (LUV-100A) در حداکثر طول موج ۱۹۸ نانومتر مورد سنجش قرار گرفت.

یافته‌ها

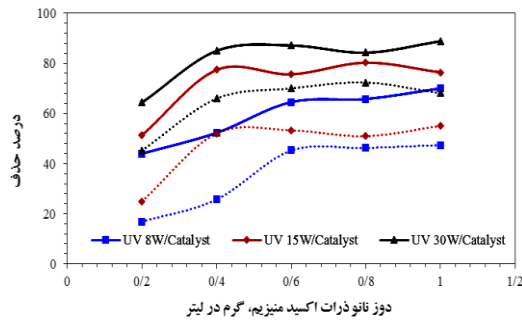
تأثیر pHهای مختلف (۳ تا ۱۱) بر کارایی راندمان حذف آنیلین از پساب سنتتیک توسط فرآیند فتوکاتالیستی نانو ذرات اکسید منیزیم در نمودار شماره ۱ نشان داده شده است. نتایج نشان داد در ابتدا زمانی که pH در بازه به طور کامل اسیدی قرار دارد، راندمان حذف بسیار پایین است که با افزایش pH از ۳ تا ۷ راندمان فرایند فتوکاتالیستی، در حذف آنیلین افزایش می‌یابد و سپس در pHهای بالاتر کاهش راندمان مشاهده می‌شود.

تعیین کارایی فرایند تجزیه فتوکاتالیستی آلاینده آنیلین توسط نانو ذرات اکسید منیزیم به منظور تأمین درصد حذف قابل قبولی از آن در محیط‌های آبی انجام پذیرفت.

مواد و روش‌ها

کلیه مواد شیمیایی مورد نیاز در این مطالعه، شامل HCl، NaOH، دی میتیل سولفو کساید (DMSO) و آنیلین (جرم مولی ۹۳/۱۳ گرم بر مول با درجه خلوص ۹۹/۵ درصد) از شرکت مرک آلمان و نانو ذرات اکسید منیزیم با اندازه بزرگ‌تر از ۵۰ نانومتر از شرکت سیگما آلد ریچ تهیه شد. لامپ فرابنفش مورد استفاده در این مطالعه از نوع UVC شرکت فیلیپس با توان مصرفی ۸، ۱۵ و ۳۰ وات بود.

مطالعه تجربی - آزمایشگاهی به صورت سیستم ناپیوسته انجام گرفت. در ابتدا محلول ذخیره آنیلین به همراه دی میتیل سولفو کساید به صورت روزانه تهیه و سپس با رقیق سازی محلول استوک با استفاده از آب دو بار تقطیر، غلظت‌های مورد نظر آنیلین آماده گردید. با توجه به این که فاضلاب‌های صنایع مصرف کننده آنیلین اغلب دارای غلظت‌های مختلفی از این آلاینده می‌باشند لذا بررسی راندمان حذف آنیلین به عنوان تابعی از غلظت اولیه بسیار با اهمیت می‌باشد. هم‌چنین در اکثر مطالعات غلظتی بین صفر تا ۲۵۰ میلی گرم در لیتر را مورد بررسی قرار داده‌اند. در نتیجه در این مطالعه محلول‌های با غلظت ۵ تا ۲۵۰ میلی گرم در لیتر تهیه شد (۳۶). از طرفی با توجه به ماهیت آلی آنیلین که در pHهای مختلف ویژگی‌های متفاوتی دارد در این مطالعه تأثیر متغیر pH در گستره‌های اسیدی، خنثی و قلیایی (۱۱-۹-۷-۳) بررسی شد. هم‌چنین اثر پارامترهای مهم زمان تماس (۱۲۰-۹۰-۶۰-۳۰-۱۵) و دوز نانو ذرات اکسید منیزیم (۱ تا ۱۰ گرم در لیتر) بر میزان حذف آنیلین مورد بررسی قرار گرفت. به منظور تأثیر هر پارامتر، در کلیه مراحل آزمایش ۳ پارامتر ثابت و با تغییر پارامتر مورد نظر تأثیر آن بررسی

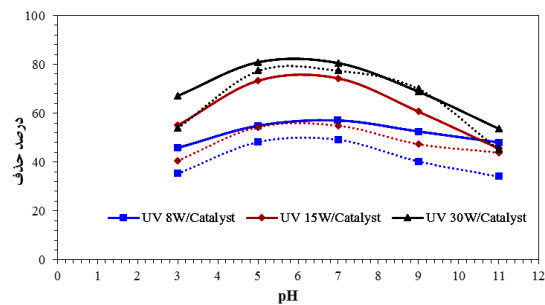


نمودار شماره ۲: اثر دوز نانو ذرات اکسید منیزیم بر راندمان حذف آنیلین و COD در فرایند تجزیه فتوکاتالیستی (pH = ۷)، زمان واکنش ۶۰ دقیقه، غلظت اولیه آنیلین ۱۰۰ میلی گرم در لیتر)

در نمودارهای شماره ۳، ۴ و ۵ نتایج نشان می‌دهد که با افزایش زمان واکنش راندمان حذف آنیلین نیز بیش‌تر می‌شود و در ۳۰ دقیقه ابتدای فرایند بیش‌ترین راندمان حذف برای غلظت‌های مختلف آنیلین را داشت و در این نقطه به تعادل رسیده است. راندمان حذف آنیلین در ابتدا به سرعت انجام شد و بعد از زمان ۳۰ دقیقه راندمان حذف تغییر چندانی نداشته و شیب نمودار به شدت کاهش می‌یابد. با توجه به این که در فاضلاب صنایع مختلف غلظت‌های متفاوتی از آنیلین وجود دارد، تأثیر غلظت اولیه آنیلین هم موردسنجش قرار گرفت. همان‌طور که در نمودار شماره ۳، ۴ و ۵ مشخص است با افزایش غلظت آنیلین راندمان حذف کاهش یافته است.

برای بررسی تأثیر توان لامپ از سه لامپ UVC و با توان‌های متفاوت ۸، ۱۵ و ۳۰ وات در فاصله ۷ سانتی متری از سطح راکتور استفاده شد بررسی نمودار شماره ۶ حاکی از آن است که با افزایش توان لامپ و در نتیجه افزایش شدت تابش منبع نوری، راندمان حذف آنیلین نیز افزایش می‌یابد. با افزایش توان لامپ از ۸ وات به ۱۵ وات راندمان حذف پس از ۳۰ دقیقه از ۴۱/۹۴ به ۶۵/۴۱ درصد افزایش می‌یابد. در ادامه با افزایش توان لامپ از ۱۵ وات به ۳۰ وات راندمان حذف از ۶۵/۴۱ به ۷۱/۱۱ درصد افزایش می‌یابد.

حداکثر راندمان حذف آنیلین در pH برابر ۷ برای لامپ ۸، ۱۵ و ۳۰ وات به ترتیب حدود ۵۷/۰۶، ۷۴/۲۸ و ۸۰/۵۱ درصد بوده همچنین بیشترین درصد حذف باقیمانده آنیلین برحسب COD در pH برابر ۷ برای هر سه لامپ ۸، ۱۵ و ۳۰ وات به ترتیب حدود ۴۹/۰۸، ۵۴/۸۳ و ۷۷/۴۲ درصد بوده است. نتایج نشان می‌دهد که هر چه به سمت شرایط قلیایی می‌رود راندمان کاهش می‌یابد.



نمودار شماره ۱: اثر pH های مختلف بر درصد حذف آنیلین و COD در فرایند تجزیه فتوکاتالیستی با استفاده از نانو ذرات اکسید منیزیم (دوز نانوذره ۰/۶ گرم در لیتر، زمان واکنش ۶۰ دقیقه، غلظت اولیه آنیلین ۱۰۰ میلی گرم در لیتر)

به منظور تأثیر دوز نانو ذرات اکسید منیزیم، دوزهای متفاوتی از MgO در گستره ۰/۱ تا ۱ گرم در لیتر، استفاده شد. همان‌طور که در نمودار شماره ۲ نشان داده شده است، راندمان حذف آنیلین بعد از ۶۰ دقیقه تابش در فرایند UV/MgO با افزایش دوز نانوذره اکسید منیزیم افزایش می‌یابد. برای لامپ ۸ وات با افزایش دوز نانو ذرات از ۰/۲ به ۰/۶ گرم در لیتر راندمان حذف آنیلین از ۴۴ درصد به حدود ۶۴/۵۸ درصد و باقیمانده آنیلین برحسب COD از ۱۶/۸۴ درصد به ۴۵/۲۶ درصد می‌رسد؛ و با افزایش دوز نانو ذرات از ۰/۶ گرم در لیتر به ۱ گرم در لیتر راندمان حذف به ۷۰ درصد رسید که تأثیر چندانی در افزایش راندمان حذف نداشته است؛ بنابراین با توجه به نتایج به دست آمده و با در نظر گرفتن مسائل اقتصادی دوز بهینه برای لامپ ۸ وات ۰/۶ گرم در لیتر و برای لامپ‌های ۱۵ و ۳۰ وات نیز دوز بهینه نانو ذرات ۰/۴ گرم در لیتر تعیین گردید.

غلظت اولیه ۱۰۰ میلی گرم در لیتر آنیلین، دوز نانو ذره برای لامپ ۸، ۱۵ و ۳۰ وات به ترتیب ۰/۶، ۰/۴ و ۰/۴ گرم در لیتر)

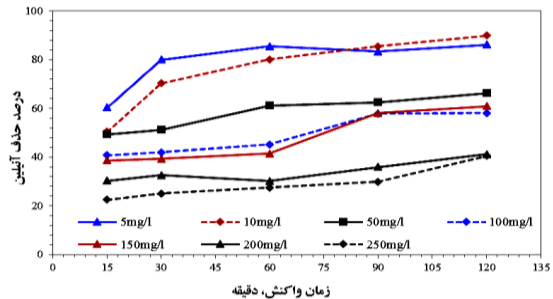
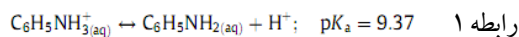
بحث

تأثیر pH در راندمان حذف آلاینده آنیلین

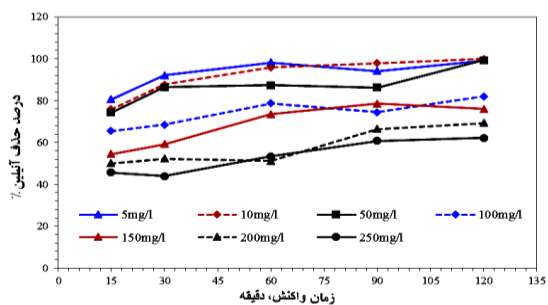
فاضلاب صنایع حاوی آلاینده آنیلین معمولاً دامنه گسترده‌ای از pH را در برمی گیرد. pH محیط بر سرعت اکسیداسیون تجزیه فتوکاتالیستی مؤثر است و به نوع آلاینده، Zero Point Charge (pH_{ZPC}), بار سطحی کاتالیست، شرایط یونیزاسیون و مقدار ثابت اسیدی (pK_a) و در واقع برهم کنش الکترواستاتیک بین سطح کاتالیست و آلاینده بستگی دارد (۳۷). بنابراین به عنوان یک متغیر نقش مهمی در حذف آنیلین ایفا می کند. کاهش راندمان در pH های اسیدی در فرایند جذب را می توان به دو پارامتر pK_a و pH_{ZPC} نسبت داد. میزان pK_a برای آنیلین ۴/۶ و میزان pH_{ZPC} به دست آمده برای نانو ذرات اکسید منیزیم برابر با ۱۲/۴ می باشد به عبارتی می توان گفت آنیلین در pH کم تر از ۴/۶ و نانو ذرات اکسید منیزیم در pH کم تر از ۱۲ دارای بار مثبت و بالاتر از این مقادیر دارای بار منفی و در نزدیکی و خود این مقادیر بدون بار می باشند. از این رو در pH های کمتر از ۴/۶ و بالاتر از ۱۲ و نزدیکی های آنها تمایل دو ماده آنیلین و نانو ذرات اکسید منیزیم به دلیل خنثی بودن بار سطحی یکی از این دو ماده نسبت به یکدیگر کاهش یافته و باعث کاهش راندمان حذف می گردد. هم چنین در pH های خنثی به دلیل تمایل بیش تر آنیلین و نانو ذرات اکسید منیزیم به یکدیگر راندمان افزایش می یابد (۳۸، ۳۳). آنیلین یک باز ضعیف است و بنابراین در حالت pH اسیدی با یون H⁺ واکنش داده و تبدیل به یون آنیلینیوم (ساختار در تصویر شماره ۱) شده که طبق رابطه ۱ اسید مزدوج است (۳۹).



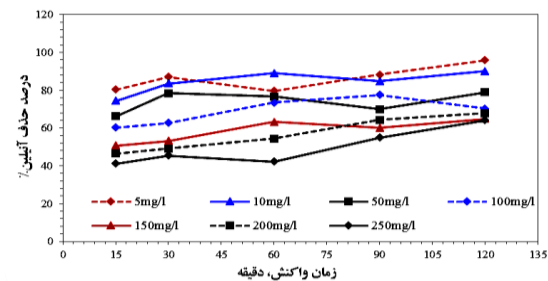
Anilinium (AL)



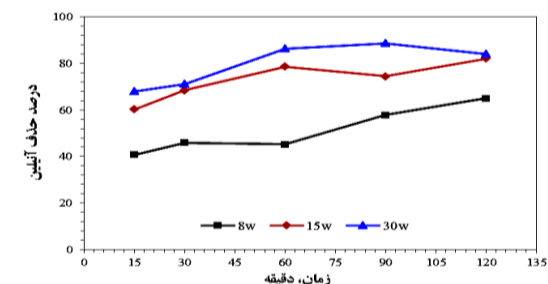
نمودار شماره ۳: اثر غلظت اولیه آنیلین و زمان واکنش بر راندمان حذف آنیلین در فرایند تجزیه فتوکاتالیستی با استفاده از نانو ذرات اکسید منیزیم (pH=۷، توان لامپ ۸ وات و دوز نانو ذره ۰/۶ گرم در لیتر)



نمودار شماره ۴: اثر غلظت اولیه آنیلین و زمان واکنش بر راندمان حذف آنیلین در فرایند تجزیه فتوکاتالیستی با استفاده از نانو ذرات اکسید منیزیم (pH=۷، توان لامپ ۱۵ وات و دوز نانو ذره ۰/۴ گرم در لیتر)



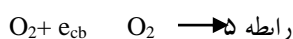
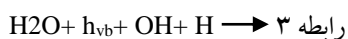
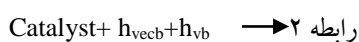
نمودار شماره ۵: اثر غلظت اولیه آنیلین و زمان واکنش بر راندمان حذف آنیلین در فرایند تجزیه فتوکاتالیستی با استفاده از نانو ذرات اکسید منیزیم (pH=۷، توان لامپ ۳۰ وات و دوز نانو ذره ۰/۴ گرم در لیتر)



نمودار شماره ۶: اثر توان لامپ بر راندمان حذف آنیلین طی فرایند تجزیه فتوکاتالیستی با استفاده از نانو ذرات اکسید منیزیم (pH=۷،

تأثیر زمان واکنش و غلظت اولیه آنیلین

زمان واکنش یکی از مؤثرترین پارامترها در افزایش عملکرد فرایند فتوکاتالیستی می‌باشد. به‌همین دلیل در این مطالعه زمان‌های واکنش ۱۵ تا ۱۲۰ دقیقه برای حذف آنیلین توسط فرایند فتوکاتالیستی نانوذره اکسید منیزیم در نظر گرفته شد. نتایج بیانگر آن است که با افزایش زمان تماس درصد حذف آلاینده افزایش می‌یابد. این امر به علت افزایش برانگیختگی نانو ذرات با گذشت زمان و بنابراین افزایش تعداد رادیکال‌های OH و حفره‌های مثبت تولید شده است (۴۵). از طرفی راندمان حذف در زمان‌های ابتدایی فرایند بیش‌ترین افزایش را داشت و با گذشت زمان، روند شیب افزایشی راندمان حذف، به‌شدت کاهش یافت. این امر را می‌توان به دلیل تجزیه سریع آنیلین در زمان‌های ابتدای فرایند توسط رادیکال‌های آزاد حاصل از برانگیختگی الکترونی نانو ذرات دانست. با افزایش زمان واکنش، اگرچه روند برانگیختگی نانو ذرات و تولید رادیکال‌های آزاد هیدروکسیل کاهش نیافت، اما به دلیل تشکیل ترکیبات آلی حد واسط ناشی از تجزیه آنیلین، مقداری از رادیکال‌های آزاد تولیدشده، صرف تجزیه این ترکیبات شده و در نتیجه از میزان حذف آلاینده کاسته می‌شود. نتایج مطالعات نشان دادند که با افزایش غلظت آلاینده راندمان حذف کاهش می‌یابد علت آن این است که تشکیل OH⁻ تولیدی در فرایند فتوکاتالیستی برای مقدار ثابت دوز نانو ذرات اضافه‌شده، ثابت بوده است. با این وجود رادیکال‌های هیدروکسیل در دسترس برای تجزیه غلظت‌های بالای آنیلین کافی نیست. علاوه بر این در فرایند تجزیه فتوکاتالیستی جفت الکترون تشکیل شده (طبق رابطه‌های ۲ تا ۹) توانایی واکنش با اتم اکسیژن به عنوان گیرنده الکترون را دارد. اتم اکسیژن از فرم O₂ به فرم O₂⁻ تبدیل می‌گردد (۴۶).



به دلیل این که pK_a آنیلینیوم برابر ۹/۳۷ است از این‌رو در شرایط اسیدی و در پایین‌تر از این مقدار دارای بار مثبت بوده در این شرایط راندمان حذف آلاینده کاهش می‌یابد. همچنین در pH اسیدی راندمان به دلیل افزایش غلظت H⁺ کاهش می‌یابد چراکه H⁺ با جذب OH⁻ از تشکیل رادیکال هیدروکسیل جلوگیری می‌کند (۳۸). علت کاهش راندمان در محیط‌های قلیایی آن است که pH بالا زمینه مساعدی را برای تشکیل یون‌های کربنات به‌وجود می‌آورد که ریاننده موثر یون‌های OH⁻ است و می‌تواند سرعت تجزیه را کاهش دهد (۴۰). همچنین کاهش حذف آنیلین در pH های اسیدی و قلیایی را می‌توان به پروتون دهی و پروتون گیری گروه NH₂ در این محدوده از pH نسبت داد (۴۱). Domknech و همکاران نشان دادند که افزایش pH از ۳ به بالا می‌تواند راندمان حذف آنیلین را توسط فرایند فتوکاتالیستی نانو ذرات دی‌اکسید تیتانیوم افزایش دهد و این افزایش تا pH برابر ۶ ادامه می‌یابد (۱۶). Lee و همکاران دریافتند که راندمان حذف اسید هیومیک در حضور کروم به‌وسیله‌ی تجزیه فتوکاتالیستی نانو ذرات دی‌اکسید تیتانیوم در pH خنثی بیش‌تر بوده است (۴۲).

تأثیر دوز نانو ذرات اکسید منیزیم

نتایج نشان داد که با افزایش مقدار MgO به دلیل افزایش تعداد سایت‌های فعال و افزایش تولید الکترون‌های آزاد در باند رسانا باعث تولید بیش‌تر رادیکال هیدروکسیل شده و در نتیجه درصد حذف آلاینده بیش‌تر خواهد شد (۱۷). هم‌چنین کارایی حذف آنیلین در مقادیر بالای دوز نانوذرات ناچیز گزارش شده است زیرا چسبیدن نانوذرات با یکدیگر سبب کاهش شدت لامپ UV تابیده شده بر نمونه می‌شود (۴۳). Sobana و همکاران گزارش کردند که در طی فرآیند فتوکاتالیستی، با افزایش دوز نانو ذرات دی‌اکسید تیتانیوم دوپ شده با نقره، راندمان حذف Direct Red 23 به دلیل افزایش تعداد سایت‌های فعال افزایش می‌یابد (۴۴).

بازده حذف آلاینده می‌باشد. با افزایش توان لامپ و در نتیجه افزایش شدت تابش، نانو ذرات بیش تر تحریک می‌شوند و در نتیجه رادیکال هیدروکسیل بیشتری تولید می‌کنند. یکسان بودن تمام شرایط نشان می‌دهد که افزایش راندمان حذف، رابطه مستقیم خطی با شدت تابش دارد و با توان لامپ رابطه مستقیم خطی ندارد. این بدان معناست که عامل اصلی افزایش راندمان حذف شدت تابش لامپ می‌باشد (۴۹). Chiou و همکاران در حذف فنل توسط فرایند UV/TiO₂ نتیجه گیری نمودند که با افزایش میزان توان لامپ از ۲۰ وات به ۴۰۰ وات راندمان حذف و سرعت واکنش افزایش یافته است که با نتایج این مطالعه مطابقت دارد (۵۰).

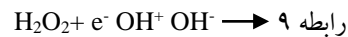
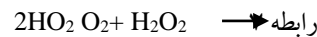
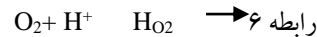
در پایان می‌توان نتیجه گیری کرد که بر اساس نتایج به دست آمده از این مطالعه نشان داد راندمان حذف آنیلین با افزایش مقدار نانو ذره و زمان تماس و کاهش مقدار اولیه آنیلین افزایش می‌یابد. حداکثر حذف آنیلین با غلظت ۵ میلی گرم در لیتر به میزان ۹۰/۶۳ درصد در pH خنثی و زمان تعادل ۳۰ دقیقه حاصل گردید. با توجه به نتایج مطالعه فرایند فتوکاتالیستی با نانو ذرات اکسید منیزیم و پرتوی فرابنفش (UV-C) می‌تواند منجر به کاهش مؤثر آلاینده آنیلین شده و به عنوان یک پیش تصفیه برای فاضلاب‌ها یا محلول‌های آبی حاوی آنیلین مورد استفاده قرار گیرد.

سپاسگزاری

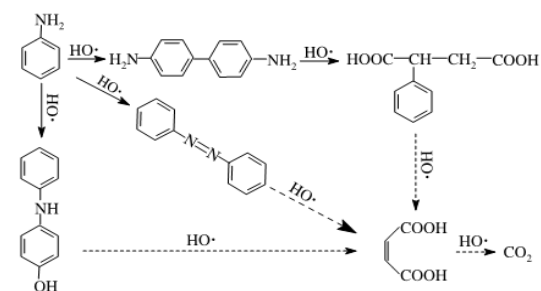
این مقاله منتج از نتایج پایان نامه دانشجویی سمیرا نورزایی جهت اخذ درجه کارشناسی ارشد می‌باشد (شماره طرح ۷۲۱۰). بدین وسیله از دانشگاه علوم پزشکی زاهدان جهت حمایت مالی این پژوهش تشکر و قدردانی می‌گردد.

References

1. Anotai J, Su C-C, Tsai Y-C, Lu M-C. Effect of hydrogen peroxide on aniline oxidation



O₂⁻ و OH[•] تولیدی با آنیلین واکنش داده و باعث تجزیه آن می‌شود. مکانیسم تجزیه آنیلین توسط رادیکال هیدروکسیل در تصویر شماره ۱ نشان داده شده است.



تصویر شماره ۱: مکانیسم احتمالی تجزیه آنیلین توسط رادیکال هیدروکسیل (۴۶)

رادیکال هیدروکسیل تولیدی توسط فرایند اکسیداسیون پیشرفته باعث تجزیه آنیلین شده و به ترکیبات واسطی مانند دی آنیلین، ۴-آنیلینو فنول و آزوبنزل تبدیل می‌شود. سپس حلقه بنزنی این ترکیبات واسط توسط رادیکال هیدروکسیل (OH) شکسته شده و ترکیباتی مانند phenyl succinic acid، مالیک اسید و دیگر ترکیبات آلی با وزن مولکولی کم تولید می‌شود (۴۷، ۴۶، ۱۲). در نتیجه با افزایش غلظت آنیلین تشکیل ترکیبات حد واسط افزایش یافته که برای واکنش با رادیکال‌های هیدروکسیل تولید شده رقابت می‌کنند و بدین ترتیب راندمان حذف کاهش می‌یابد (۴۸).

تأثیر توان تابشی لامپ UV

شدت تابش منبع نوری از دیگر عوامل تأثیر گذار بر

by electro-Fenton and fluidized-bed Fenton processes. J Hazard Mater 2010; 183(1-3):

- 888-893.
2. Liu J, Guan J, Lu M, Kan Q, Li Z. Hemoglobin immobilized with modified “fish-in-net” approach for the catalytic removal of aniline. *J Hazard Mater* 2012; 217-218: 156-163.
 3. Chen S, Sun D, Chung J-S. Simultaneous methanogenesis and denitrification of aniline wastewater by using anaerobic-aerobic biofilm system with recirculation. *J Hazard Mater* 2009; 169(1-3): 575-580.
 4. Gu X, Zhou J, Zhang A, Wang P, Xiao M, Liu G. Feasibility study of the treatment of aniline hypersaline wastewater with a combined adsorption/bio-regeneration system. *Desalination* 2008; 227(1-3): 139-149.
 5. Gómez JL, León G, Hidalgo AM, Gómez M, Murcia MD, Grinan G. Application of reverse osmosis to remove aniline from wastewater. *Desalination* 2009; 245(1-3): 687-693.
 6. Ferreira M, Pinto MF, Neves IC, Fonseca AM, Soares OSGP, Órfao JJM, Pereira MFR, Figueiredo JL, Parpot P. Electrochemical oxidation of aniline at mono and bimetallic electrocatalysts supported on carbon nanotubes. *Chem Eng J* 2015; 260: 309-315.
 7. Dvorak L, Lederer T, Jirku V, Masák J, Novák L. Removal of aniline, cyanides and diphenylguanidine from industrial wastewater using a full-scale moving bed biofilm reactor. *Process Biochem* 2014; 49(1): 102-109.
 8. Gad SC. Aniline. In: *Encyclopedia of Toxicology*. Wexler P, (ed). 3th ed. Oxford; Academic Press; 2014.
 9. Dehghani fard E, Jonidi Jafari A, Rezae Kalantari R, Gholami M, Esrafil A. Photocatalytic removal of aniline from synthetic wastewater using ZnO nanoparticle under ultraviolet irradiation. *Iran J Health and Environ* 2012; 5(2): 167-178.
 10. Al-Johani H, Abdel Salam M. Kinetics and thermodynamic study of aniline adsorption by multi-walled carbon nanotubes from aqueous solution. *J Colloid Interface Sci* 2011; 360: 760-767.
 11. Gürten AA, Uçan S, Ozler MA, Ayar A. Removal of aniline from aqueous solution by PVC-CDAE ligand-exchanger. *J Hazard Mater* 2005; 120(1-3): 81-87.
 12. Lin X, Zhang J, Luo X, Zhang C, Zhou Y. Removal of aniline using lignin grafted acrylic acid from aqueous solution. *Chem Eng J* 2011; 172(2-3): 856-863.
 13. Kumar A, Mathur N. Photocatalytic oxidation of aniline using Ag⁺-loaded TiO₂ suspensions. *Appl Catal A-Gen* 2004; 275(1-2): 189-197.
 14. Anotai J, Lu M-C, Chewpreecha P. Kinetics of aniline degradation by fenton and electro-fenton processes. *Water Res* 2006; 40(9): 1841-1847.
 15. An F, Feng X, Gao B. Adsorption of aniline from aqueous solution using novel adsorbent PAM/SiO₂. *Chem Eng J* 2009; 151(1-3): 183-187.
 16. Sanchez L, Peral J, Domènech X. Photocatalyzed destruction of aniline in UV-illuminated aqueous TiO₂ suspensions. *Electrochim Acta* 1997; 42(12): 1877-1882.
 17. Abramovic BF, Despotović VN, Sojic DV, Orcic DZ, Csanadi JJ, Cetojevic-Simin DD. Photocatalytic degradation of the herbicide clomazone in natural water using TiO₂: Kinetics, mechanism, and toxicity of degradation products. *Chemosphere* 2013; 93(1): 166-171.
 18. Moussavi G, Mahmoudi M. Degradation and biodegradability improvement of the reactive red 198 azo dye using catalytic ozonation with MgO nanocrystals. *Chem Eng J* 2009; 152(1): 1-7.

19. Zazouli MA, Yousefi Z, Eslami A, Ardebilian MB. Municipal solid waste landfill leachate treatment by fenton, photo-fenton and fenton-like processes: Effect of some variables. *Iranian J Environ Health Sci Eng* 2012; 9(1): 3.
20. Bhatkhande DS, Pangarkar VG, Beenackers AACM. Photocatalytic degradation of nitrobenzene using titanium dioxide and concentrated solar radiation: chemical effects and scaleup. *Water Res* 2003; 37(6): 1223-1230.
21. Zazouli MA, Ebrahimzadeh MA, Yazdani Charati J, Shiralizadeh Dezfoli A, 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): 126-138 (Persian).
22. Farzadkia M, Bazrafshan E, Esrafil A, Yang J-K, Shirzad-Siboni M. Photocatalytic degradation of Metronidazole with illuminated TiO₂ nanoparticles. *J Environ Health Sci Eng* 2015; 13: 35.
23. Kamani H, Bazrafshan E, Ghanbari Ghoskiali M, Askari M, Ameri R. Photocatalyst decolorization of C. I. Sulphur Red 14 from aqueous solution by UV irradiation in the presence of ZnO nanopowder. *Health Scope* 2015; 4(2): e22248.
24. Hoseini M, Safari GH, Kamani H, Jaafari J, Ghanbarain M, Mahvi AH. Sonocatalytic degradation of tetracycline antibiotic in aqueous solution by sonocatalysis. *Toxicol Environ Chem* 2013; 95(10): 1680-1689.
25. Safari GH, Nasser S, Mahvi AH, Yaghmaeian K, Nabizadeh R, Alimohammadi M. Optimization of sonochemical degradation of tetracycline in aqueous solution using sono-activated persulfate process. *J Environ Health Sci Eng* 2015; 13: 76.
26. Kamani H, Nasser S, Khoobi M, Nabizadeh Nodehi R, Mahvi AH. Sonocatalytic degradation of humic acid by N-doped TiO₂ nano-particle in aqueous solution. *Iran J Environ Health Sci Eng* 2016; 14: 3 (Persian).
27. Mano T, Nishimoto S, Kameshima Y, Miyake M. Water treatment efficacy of various metal oxide semiconductors for photocatalytic ozonation under UV and visible light irradiation. *Chem Eng J* 2015; 264: 221-229.
28. Zazouli MA, Ahanjan M, Kor Y, Eslamifar M, Hosseini M, Yousefi M. Water Disinfection Using Photocatalytic Process with Titanium Dioxide Nanoparticles. *J Mazandaran Univ Med Sci* 2015; 24(122): 227-238 (Persian).
29. Nitoi I, Oancea P, Cristea I, Constsntin L, Nechifor G. Kinetics and mechanism of chlorinated aniline degradation by TiO₂ photocatalysis. *J Photoch Photobio A* 2015; 298: 17-23.
30. Karunakaran C, Senthilvelan S. Solar photocatalysis: oxidation of aniline on CdS. *Solar Energy* 2005; 79(5): 505-512.
31. Karunakaran C, Senthilvelan S. Photocatalysis with ZrO₂: oxidation of aniline. *J Mol Catal A-Chem* 2005; 233(1-2): 1-8.
32. Wahab HS, Koutselos AD. A computational study on the adsorption and OH initiated photochemical and photocatalytic primary oxidation of aniline. *Chem Phys* 2009; 358(1-2): 171-176.
33. Ku Y, Chiu P-C, Chou Y-C. Decomposition of aniline in aqueous solution by UV/TiO₂ process with applying bias potential. *J Hazard Mater* 2010; 183(1-3): 16-21.
34. Tajbakhsh M, Farhang M, Hosseini A. MgO nanoparticles as an efficient and reusable

- catalyst for aza-Michael reaction. JICS 2014; 11(3): 665-672 (Persian).
35. Kermani M, Bahrami Asl F, Farzadkia M, Esrafil A, Salahshur Arian S, Arfaeinia H, et al. Degradation efficiency and kinetic study of metronidazole by catalytic ozonation process in presence of mgo nanoparticles. Urmia Medical Journal 2013; 24(10): 839-850 (Persian).
 36. Chan WC, Chien YC, Chien CI. Aniline exposure associated with up-regulated transcriptional responses of three glutathione S-transferase Delta genes in Drosophila melanogaster. Environ Toxicol Phar 2015; 39(2): 622-627.
 37. Dehghani MH, Fadaei AM. Survey efficiency of ultraviolet and zinc oxide process (UV/ZnO) for removal of diazinon pesticide from aqueous solution. Water and wastewater 2015; 26: 12-18 (Persian).
 38. Venkatesha TG, Nayaka YA, Chethana BK. Adsorption of Ponceau S from aqueous solution by MgO nanoparticles. Appl Surf Sci 2013; 276: 620-627.
 39. Anotai J, Jevprasesphant A, Lin Y-M, Lu M-C. Oxidation of aniline by titanium dioxide activated with visible light. Sep Purif Technol 2012; 84: 132-137.
 40. Hemmati Borji S, Nasser S, Nabizadeh R, Mahvi AH, Javadi AH. Photocatalytic degradation of phenol in Aqueous Solutions by Fe(III)-doped TiO₂/UV Process. IJHE 2010; 3(4): 369-380.
 41. Faghihian H, Bahranifard A. Application of TiO₂-zeolite as photocatalyst for photodegradation of some organic pollutants. Iranian Journal of Catalysis 2011; 1: 45-50 (Persian)
 42. Yang JK, Lee SM. Removal of Cr(VI) and humic acid by using TiO₂ photocatalysis. Chemosphere 2006; 63(10): 1677-1684.
 43. Gondal MA, Hayat K, Khaled MM, Yamani ZH, Ahmed S. Photocatalytic removal of hazardous dye from water using nanostructured WO₃. International Journal of Nanoparticles 2011; 4(1): 53-63.
 44. Sobana N, Selvam K, Swaminathan M. Optimization of photocatalytic degradation conditions of Direct Red 23 using nano-Ag doped TiO₂. Sep Purif Technol 2008; 62(3): 648-653.
 45. Parastar SPY, Nasser S, Vosoughi M, Golestanifar H, Hemmati S, Moradi GR, et al. Photocatalytic removal of nitrate from aqueous solutions by ZnO/UV process. Journal of Health and Hygiene 2012; 3(3): 54-61 (Persian).
 46. Li Y, Wang F, Zhou G, Ni Y. Aniline degradation by electrocatalytic oxidation. Chemosphere 2003; 53(10): 1229-1234.
 47. Jiang L, Liu L, Xiao S, Chen J. Preparation of a novel manganese oxide-modified diatomite and its aniline removal mechanism from solution. Chem Eng J 2016; 284: 609-619.
 48. Dianati Tilaki R, Zazoli M, Yazdani J, Alamgholilu M. Efficiency and kinetics studies of photocatalytic degradation of 4-Chlorophenol from aqueous solutions by sunlight in the presence of zinc oxide nanoparticles. J Health 2015; 6(2): 134-143 (Persian).
 49. Malayeri HZ, Ayati B, Ganjidoust H. Photocatalytic phenol degradation by immobilized nano ZnO: intermediates & key operating parameters. Water Environ Res 2014; 86(9): 771-778.
 50. Chiou C-H, Wu C-Y, Juang R-S. Influence of operating parameters on photocatalytic degradation of phenol in UV/TiO₂ process. Chem Eng J 2008; 139(2): 322-329.