



کنگره علوم و مهندسی آب و فاضلاب ایران

دانشگاه تهران، تهران

۲۶ و ۲۷ بهمن ماه ۱۳۹۵

1081P-NWWCE

## مطالعه کارایی فرایند اکسیداسیون فتوکاتالیستی (UV-Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) در حذف هیدروکینون از فاضلاب

مریم خان احمدی<sup>۱</sup>، محمد حاج آقازاده<sup>۲</sup>، فتح اله غلامی بروجنی<sup>۳\*</sup>

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد، رشته مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی

ارومیه، ارومیه، ایران

۲- استادیار، گروه بهداشت حرفه‌ای، دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی ارومیه، ارومیه، ایران

۳- استادیار، گروه بهداشت محیط، دانشکده علوم پزشکی آبادان، آبادان، ایران

gholami\_b\_f@yahoo.com

### خلاصه

هیدروکینون از جمله آلاینده‌های سمی و خطرناک در پساب و فاضلاب‌های صنعتی می‌باشد. این آلاینده برای ارگانسیم‌ها، آبزیان، گیاهان و انسان سمی می‌باشد. حذف آن از فاضلاب صنعتی و آب زیرزمینی یک مشکل جدی می‌باشد. هدف از این مطالعه بررسی کارایی استفاده از فرایند اکسیداسیون فتوکاتالیستی (UV-Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) در حذف هیدروکینون از محلول‌های آبی بود. فرآیند اکسیداسیون هیدروکینون با اضافه کردن نانو ذرات Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> به صورت سوسپانسیون در یک راکتور ناپیوسته شیشه‌ای به حجم ۲/۵ لیتر مطالعه شد. تأثیر متغیرهایی مانند غلظت آلاینده، شدت تابش نور فرابنفش، غلظت نانو ذرات اکسید آهن، زمان واکنش و pH بر راندمان فرایند اکسیداسیون فتوکاتالیستی و اثر فرایند بر بهبود قابلیت تصفیه بیولوژیکی این آلاینده مطالعه شد. برای ارزیابی اثرات اصلی و اثرات متقابل دوتایی عوامل مذکور بر راندمان حذف از آنالیز رگرسیون و تعیین ضریب همبستگی استفاده شد. نتایج نشان داد که حداکثر راندمان حذف (۶۰٪) در pH 5/7، غلظت ۴۰ میلی‌گرم در لیتر آلاینده، زمان تماس ۶۰ دقیقه، مقدار نانو ذره ۱ گرم در لیتر و شدت تابش ۱۶ وات بر متر مربع بدست آمد. فرایند اکسیداسیون فتوکاتالیستی منجر به افزایش قابلیت تجزیه بیولوژیکی هیدروکینون شد نتایج نشان داده فرایند فتوکاتالیستی منجر به افزایش قابلیت تجزیه بیولوژیکی هیدروکینون شده است به طوری که نسبت BOD<sub>5</sub>/COD از ۰/۰۹ قبل از فرایند به ۰/۵۵ بعد از فرآیند افزایش یافت. به طور کلی نتایج نشان داد که فرآیند Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> / UV می‌تواند به‌عنوان یک روش مؤثر در حذف هیدروکینون از محیط‌های آبی بکار گرفته شود و قابلیت تجزیه بیولوژیکی این ماده را افزایش دهد.

کلمات کلیدی: نانوذره اکسید آهن، هیدروکینون، اکسیداسیون فتوکاتالیستی، قابلیت تجزیه بیولوژیکی

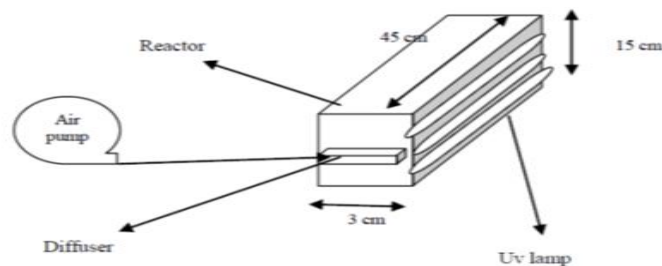
### ۱. مقدمه

با توجه به کمبود آب و بروز مشکلات زیست‌محیطی که در نتیجه تخلیه فاضلاب‌ها و پساب‌ها به آب‌های پذیرنده ایجاد شده است، تصفیه فاضلاب و بررسی امکان استفاده مجدد از آن مورد توجه قرار گرفته است. این عملیات با استفاده از فرآیندهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی انجام شده و تا حصول کیفیت پساب خروجی به سطح استانداردهای موجود ادامه می‌یابد. در گذشته عملیات تصفیه مقدماتی پساب جهت رفع مشکلات موجود کافی به نظر می‌رسید ولی رشد سریع صنایع و تنظیم قوانینی سخت از سوی مجامع داخلی و بین‌المللی صاحبان صنایع را مجبور به حل مشکلات پساب خود کرده است [۱]. در میان ترکیبات مختلف آلاینده آب، ترکیبات فنلی و از جمله آن‌ها هیدروکینون دارای اهمیت ویژه‌ای است. هیدروکینون با فرمول C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>(OH)<sub>2</sub> با یک حلقه بنزنی (با نام‌های دی‌هیدروکسی بنزن، ۱ و ۴ بنزودیول، ۱ و ۴ دی‌هیدروکسی بنزن، P-بنزودیول)، بسیار محلول در آب، با تجمع پذیری کم، با تولید سالانه ۳۵۰۰۰ تن است. در صنایع مختلف از قبیل عکاسی، آرایشی و بهداشتی، لاستیک‌سازی، تولید آنتی‌اکسیدان و

ترکیبات شیمیایی و کشاورزی کاربرد دارد، هر گرم از این ترکیب در محیط‌های آبی منجر به ایجاد ۱ گرم BOD5 و ۱/۸۳ گرم COD می‌شود [۲]- [۷]. فلز و هیدروکینون به همراه بنزن در ایجاد سرطان خون به شدت دخیل هستند. تماس احتمالی با هیدروکینون از راه استنشاق، گوارش و تماس پوستی امکان پذیر است. در صورت بلعیده شدن روی کلیه و کبد و سیستم عصبی مرکزی اثر می‌گذارد و احتمالاً کشنده باشد. در اثر تماس با چشم باعث تحریک و آسیب جدی به چشم و باعث واکنش‌های آلرژیک پوستی می‌شود [۳]. برای آبریان (ماهی، جلبک، بی مهرگان) و پرندگان بسیار سمی است. با توجه به حضور آن در فاضلاب صنایع ذکر شده و آثار سمیت استفاده از یک سیستم تصفیه کارآمد برای حفظ سلامت و محیط زیست در این خصوص امری اجتناب ناپذیر است. مطالعات مختلفی در زمینه حذف این ترکیب با روش‌های مختلف فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی انجام شده است [۸-۱۲]. از مهم‌ترین روش‌های غیربیولوژیکی مطالعه شده در حذف ترکیبات حلقوی و هیدروکینون می‌توان فرایندهای فتون، اکسیداسیون شیمیایی، الکتروشیمیایی، کاربرد جاذب‌ها و روش‌های تصفیه آتزیمی را نام برد [۸، ۹، ۱۱، ۱۲]. فرایندهای اکسیداسیون پیشرفته یکی از مؤثرترین فرایندها در تجزیه ترکیبات مقاوم می‌باشند. امروزه فرآیندهای اکسایش پیشرفته به دلیل راندمان بالا بسیار مورد توجه می‌باشند و برای حذف آلاینده‌های پایدار آلی استفاده می‌شوند [۱۳]. روش‌های اکسیداسیون پیشرفته بر اساس تولید عوامل اکسایش نظیر رادیکال‌های هیدروکسیل استوار بوده و به طور مؤثر و گزینشی می‌تواند تعداد زیادی از آلاینده‌ها را اکسید نمایند. در اکسیداسیون پیشرفته با فناوری فوتوکاتالیسی برای برانگیختگی الکترون‌ها از یک نیمه هادی تحت تابش UV استفاده می‌شود. الکترون‌های برانگیخته شده طی واکنش‌های مختلف، رادیکال هیدروکسیل تولید می‌کنند. نیمه هادی مورد نظر به عنوان کاتالیزور عمل می‌نماید و وضعیت شیمیایی آن بعد از هر چرخه واکنش مشابه حالت اولیه خواهد بود. برای انجام فرایند اکسیداسیون فوتوکاتالیستی سه عامل کاتالیست، واکنش دهنده (آلاینده) و فوتون نیاز می‌باشد. در راکتورهای فوتوکاتالیستی این سه عامل در کنار یکدیگر قرار گرفته و یک واحد را تشکیل می‌دهند که آلاینده در داخل آن اکسید می‌شود. در میان فرایندهای اکسیداسیون پیشرفته، فناوری فوتوکاتالیستی با استفاده از اکسید آهن به عنوان یک روش تخریب کننده آلاینده‌ها شناخته شده است [۱۲-۱۴]. نانوذرات آهن با داشتن نسبت سطح به وزن بالا و هم چنین دانسیته بالای محلهای واکنش، راندمان بالایی دارند و از طرفی دیگر به دلیل داشتن خاصیت آهنربایی، جداسازی آسان آن‌ها از محلولها امکان پذیر است. و آن‌ها همچنین ارزان، ایمن، غیر سمی و از نظر شیمیایی بسیار پایدار می‌باشند [۱۵]. هدف از انجام این پژوهش، مطالعه اثر پارامترهای مختلف مانند زمان واکنش، شدت تابش نور UV، غلظت نانوذره، غلظت آلاینده هیدروکینون، و pH بر کارایی فرایند UV-Fe2O3 و نیز مطالعه سینتیک فرآیند فوتوکاتالیستی در تصفیه فاضلاب سنتتیک محتوی هیدروکینون بود. علاوه بر این، در این مطالعه کارایی فرایند UV-Fe2O3 در بهبود تجزیه پذیری زیستی فاضلاب حاوی هیدروکینون با استفاده از نسبت پارامترهای BOD5 و COD بررسی شد. بررسی‌های انجام شده نشان داد در اکثر مطالعات فوتوکاتالیستی منبع تابش درون راکتور قرار گرفته و تغییرات دمایی راکتور مورد پایش قرار نمی‌گیرد. در این مطالعه از منبع تابش خارج از راکتور استفاده شده و تغییرات دمایی درون راکتور مورد پایش قرار گرفت.

## ۲. مواد و روش‌ها

راکتور مورد استفاده در این مطالعه در مقیاس آزمایشگاهی از جنس شیشه به حجم ۲/۵ لیتر طراحی شد (شکل ۱). لامپ‌های تامین کننده نور فرابنفش (۴ لامپ با شدت ۱۵ وات ساخت شرکت Siemens کشور آلمان به طول ۴۰ و قطر ۲/۵ سانتیمتر) در خارج و اطراف راکتور قرار گرفتند. اندازه گیری شدت با استفاده از پرتوسنج فرابنفش مدل Hanger-EC1-UVA در راکتور اندازه گیری و در طول انجام آزمایشات پایش شد بررسی‌های انجام شده نشان داد در اکثر مطالعات فوتوکاتالیستی منبع تابش درون راکتور قرار گرفته و تغییرات دمایی راکتور مورد پایش قرار نمی‌گیرد. در این مطالعه از منبع تابش خارج از راکتور استفاده شده و تغییرات دمایی درون راکتور مورد پایش قرار گرفت. طرح این راکتور به صورت ناپیوسته بود و به منظور اختلاط کامل و گردش پیوسته محتویات راکتور، یک پمپ هواده و دیفیوزر در راکتور قرار داده شد. بمنظور محافظت در برابر تابش فرابنفش لامپ‌ها و استفاده از پرتوهای بازتابیده، راکتور در هنگام کارکرد در داخل یک فویل آلومینیومی قرار گرفت.



شکل ۱- شکل شماتیک راکتور فوتوکاتالیستی و تجهیزات بکار رفته در آن

فرآیند اکسیداسیون با استفاده از غلظت مورد نظر هیدروکینون (10-150 mg) با اضافه کردن نانو ذرات  $Fe_2O_3$  (2/0-5/0 g/L) به صورت سوسپانسیون انجام گرفت. در این مطالعه از نمونه سنتتیک به نمونه واقعی استفاده شد. برای ساختن نمونه با غلظت مورد نظر از یک محلول استوک از هیدروکینون با گرید آزمایشگاهی که از نمایندگی شرکت مرک (CAS Number: 123-31-9) خریداری شد با روش استاندارد تهیه شد. سپس محلول با غلظت مورد نظر از رقیق سازی محلول استوک با آب مقطر بدست آمد. قبل از تابش UV راکتور تا زمانی معین در تاریکی قرار گرفت تا تعادل بین جذب و دفع برقرار شود (جذب آلاینده توسط نانوذره انجام شود و پس از برقراری تعادل لامپ های فرابنفش روشن شده و واکنش فوتوکاتالیستی آغاز شد). برای بررسی میزان تجزیه هیدروکینون در فواصل زمانی معین (۵ تا ۹۰ دقیقه) نمونه از محیط واکنش گرفته شد و پس از صاف کردن با استفاده از فیلترهای غشائی با استفاده از روش فنل کل با دستگاه اسپکتروفتومتر DR-5000 در طول موج ۵۰۰ نانومتر اندازه گیری شد.

تأثیر متغیرهای مطالعه از قبیل غلظت آلاینده هیدروکینون (۵۰-۱۰ میلیگرم بر لیتر)، شدت تابش نور فرابنفش (که بصورت تجربی با تغییرات تعداد لامپ ها و اندازه گیری شدت با استفاده از پرتوسنج فرابنفش در راکتور پایش شد)، غلظت نانو ذرات اکسید آهن (2/0-5/0 g/L)، زمان واکنش (۵ تا ۹۰ دقیقه) و pH (۷ و ۱۰) و دمای راکتور بر کارایی فرآیند UV- $Fe_2O_3$  بررسی شد. به منظور اطمینان از نتایج، کلیه آزمایشات سه بار تکرار و میانگین مقادیر اندازه گیری شده در تحقیق لحاظ گردید.

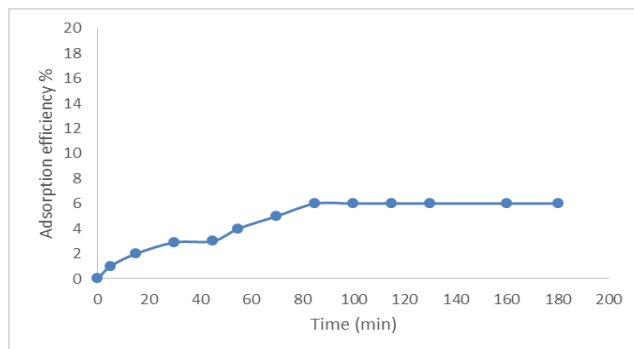
راندمان راکتور فوتوکاتالیستی در تخریب آلاینده بر اساس اختلاف غلظت های ورودی و خروجی به راکتور در سطوح مختلف متغیرها تعیین گردید. جهت اطمینان از جذب آلاینده توسط نانوذرات اکسید آهن، آزمایشات جذب انجام و مقایسه میزان جذب انجام شد و با تکیه بر نتایج حاصله، حالت بهینه عملکرد راکتور مشخص گردید. غلظت باقی مانده هیدروکینون با روش اندازه گیری فنل کل با استفاده از روش ۴-آمینوآنتی پیرین استفاده شد. جهت بررسی بهبود تجزیه پذیری از نسبت BOD5/COD که با استفاده از روش استاندارد متد اندازه گیری می شود استفاده شد. در تمامی آزمایشات از نمونه های شاهد استفاده گردید.

### ۳. نتایج

نتایج آزمایش های تجزیه هیدروکینون با استفاده از فرآیند مورد مطالعه در شکل های ۲ تا ۸ ارایه شده است.

#### بررسی اثر جذب هیدروکینون بر روی نانوذرات اکسید آهن:

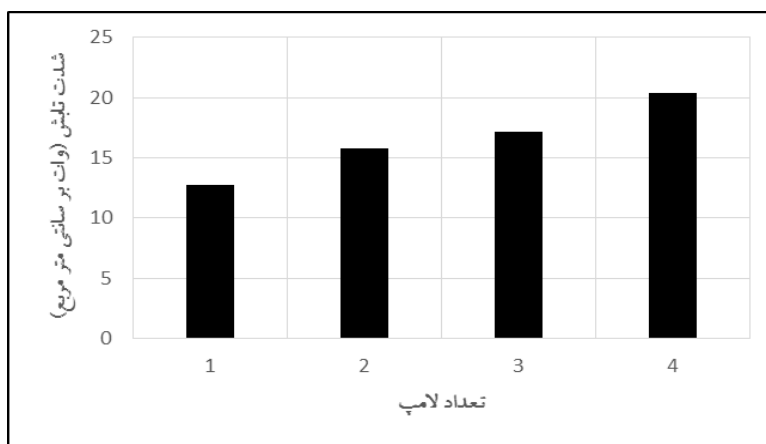
با توجه به اینکه نتایج برخی از مطالعات نشان داد نانوذرات آهن می توانند به عنوان جاذب، منجر به جذب برخی از آلاینده ها گردند به منظور جلوگیری از تداخل در نتایج آزمایشات به بررسی اثر نانوذرات آهن در جذب هیدروکینون پرداخته شده است. چنانچه از شکل ۲ مشخص می شود کارایی جذب هیدروکینون بر روی  $Fe_2O_3$  بسیار ناچیز (کمتر از ۶ درصد) می باشد که در محاسبات راندمان فرآیند مد نظر قرار گرفته شد.



شکل ۲- جذب هیدروکینون بر روی نانوذرات اکسید آهن در دمای آزمایشگاه (غلظت ۳۰ میلی گرم در لیتر هیدروکینون و ۰/۵ گرم در لیتر نانوذره)

### رابطه شدت تابش با تعداد لامپ:

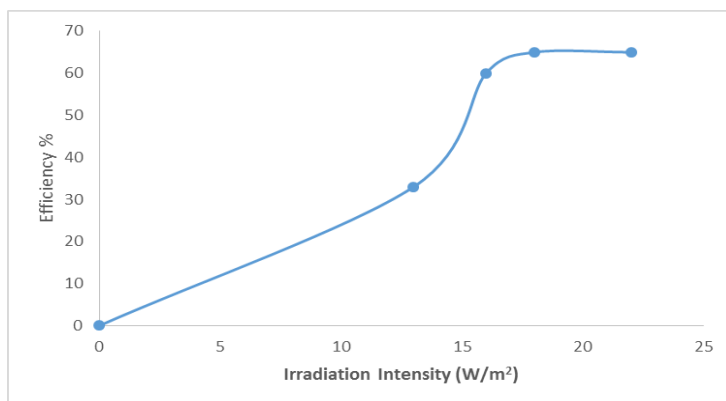
به منظور بررسی اثر شدت تابش بر فرایند فتوکاتالیستی از روش تغییر تعداد لامپ ها و تغییر در فاصله لامپ ها از راکتور استفاده شده است. در شکل ۳ شدت تابش با توجه به تعداد لامپ نشان داده شده است .



شکل ۳- رابطه شدت تابش با تعداد لامپ های فرابنفش مورد استفاده

### اثر شدت تابش:

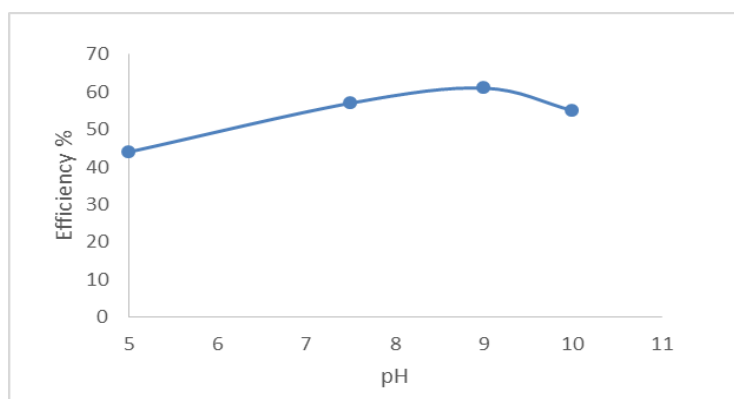
کارایی اثر شدت تابش بر فرایند اکسیداسیون فتوکاتالیستی هیدروکینون با استفاده از نانوذرات اکسید آهن مورد بررسی قرار گرفت که نتایج آن در شکل ۴ آورده شده است. نتایج این مطالعه نشان داد با افزایش شدت تابش کارایی حذف افزایش می یابد. نتایج نشان داد بیشترین راندمان حذف در شدت تابش ۱۶ وات بر سانتی متر مربع بدست آمده است و پس از آن افزایش شدت تابش اثری بر کارایی فرایند اکسیداسیون فتوکاتالیستی هیدروکینون نداشته است .



شکل ۴- اثر شدت تابش بر فرایند فتوکاتالیستی هیدروکینون (زمان واکنش ۶۰ دقیقه، دوز کاتالیست ۱ گرم بر لیتر)

### اثر pH:

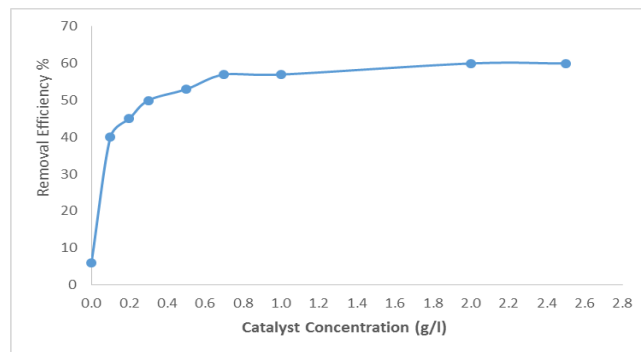
شکل ۵ اثر تغییرات pH محلول در فرآیند Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>/UV را نشان می دهد. میزان pH در اکسیداسیون ترکیبات آلی به طور مستقیم و غیر مستقیم اثر می گذارد. در واقع pH، مقدار رادیکال های هیدروکسیل تولید شده و بنابراین کارایی اکسیداسیون را متاثر می سازد. نتایج آزمایشگاهی در این مطالعه نشان داد که حداکثر راندمان فرایند اکسیداسیون فتوکاتالیستی در pH حدود ۷/۵ بدست آمد. بنابراین این pH به عنوان pH بهینه فرایند انتخاب و سایر آزمایشات در این محدوده انجام شده است.



شکل ۵- اثر pH بر فرایند اکسیداسیون فتوکاتالیستی هیدروکینون (زمان واکنش ۶۰ دقیقه، دوز کاتالیست ۱ گرم بر لیتر)

### اثر غلظت نانو ذرات آهن:

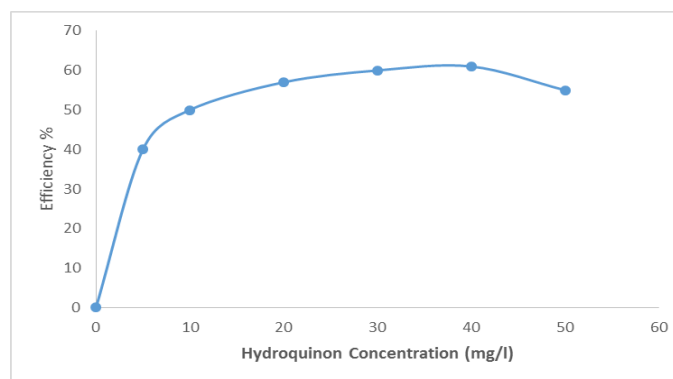
شکل ۶، اثر غلظت نانو ذرات اکسید آهن بر اکسیداسیون هیدروکینون با استفاده از فرآیند اکسیداسیون فتوکاتالیستی را نشان می دهد. همان طور که از نتایج آزمایشگاهی استنتاج می گردد، با افزایش غلظت نانو ذره آهن راندمان حذف افزایش می یابد. اما با افزایش غلظت کاتالیست بیش از ۲/۶ گرم در لیتر کارایی فرایند Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>/UV تغییر چندانی نداشت. زیرا حضور بیش از حد کاتالیست در راکتور مانع از رسیدن فوتون های تابیده شده به سطح نانو ذره می شود و در نتیجه کدورت زیاد باعث کاهش کارایی فرایند می گردد.



شکل ۶- اثر مقدار کاتالیست بر فرایند فتوکاتالیستی هیدروکینون (غلظت اولیه ۲۰ میلی گرم بر لیتر، شدت تابش  $16 \pm 5$  وات بر متر مربع در زمان ۶۰ دقیقه)

#### اثر غلظت آلاینده:

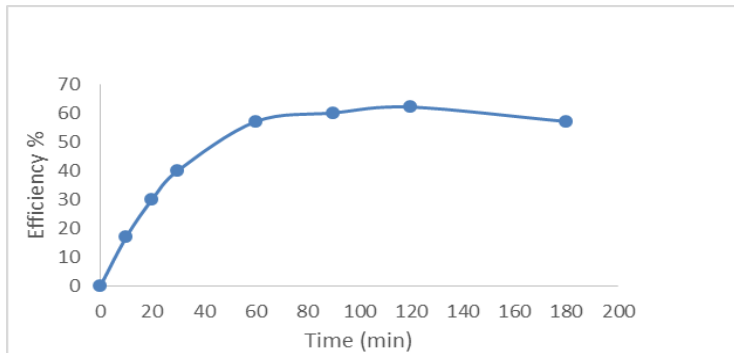
در شکل های ۷ نتایج مربوط به اثر غلظت هیدروکینون و میزان حذف آن‌ها توسط نانوذرات آهن را نشان می دهد. نتایج حاکی از آن است که کارایی حذف با افزایش غلظت آلاینده افزایش می یابد. به طوری که وقتی غلظت آلاینده از ۱۰ میلی گرم در لیتر به ۴۰ میلی گرم در لیتر می رسد کارایی حذف از ۴۰ درصد به ۶۱ درصد می رسد. اما از غلظت ۴۰ میلی گرم در لیتر به بعد کارایی حذف سیر نزولی داشت.



شکل ۷- اثر غلظت هیدروکینون بر فرایند فتوکاتالیستی (UV-A/Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) زمان واکنش ۶۰ دقیقه، دوز کاتالیست ۱ گرم بر لیتر، شدت تابش  $16 \pm 5$  وات بر متر مربع)

#### زمان واکنش:

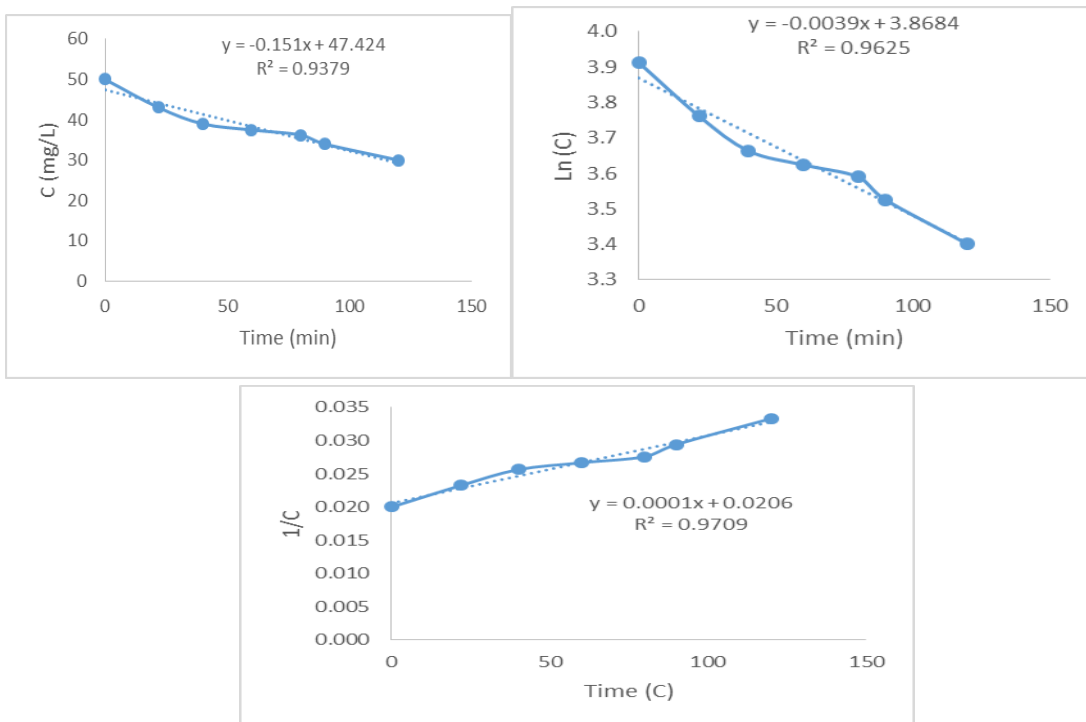
در شکل ۸ نتایج مربوط به اثر زمان تماس در کارایی حذف هیدروکینون نشان داده شده است. همان گونه که از نتایج مربوطه پیداست با افزایش زمان تماس تا ۶۰ دقیقه راندمان سیستم افزایش می یابد. بیشترین سرعت واکنش در زمان ۶۰-۰ دقیقه ایجاد شد و پس از آن کارایی فرایند تغییر چشمگیری نداشته است.



شکل ۸- اثر زمان فرایند فتوکاتالیستی (UV-A/Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) بر کارایی تجزیه هیدروکینون (شدت تابش ۱۶±۵ وات بر متر مربع، غلظت ۳۰ میلی گرم در لیتر، دوز ۱ گرم بر لیتر کاتالیست)

### مطالعه سینتیک واکنش ها:

نتایج بررسی درجه واکنش های فتوکاتالیستی در شرایط بهینه در شکل ۹ آورده شده است.

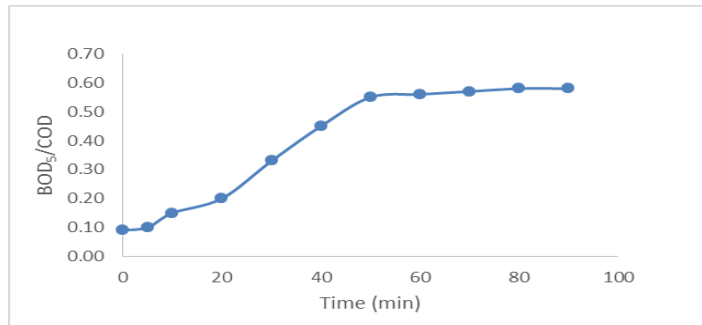


شکل ۹- مطالعه سینتیک واکنش ها

با توجه به آنالیز داده های مربوط به سینتیک واکنش ها مشخص می شود که درجه واکنش از واکنش های دوم تبعیت بیشتری دارد و نشان می دهد سرعت واکنش با دوم واکنش گر ها ارتباط مستقیم خطی دارد.

### قابلیت تجزیه بیولوژیکی:

شکل ۱۰ نتایج بررسی اثر فرایند فتوکاتالیستی  $UV/Fe_2O_3$  بر بهبود قابلیت تجزیه بیولوژیکی هیدروکینون در شرایط بهینه را نشان می دهد. بررسی نتایج بدست آمده نشان دهنده افزایش نسبت  $BOD_5/COD$  است که نشان دهنده بهبود قابلیت تجزیه بیولوژیکی هیدروکینون پس از فرایند فتوکاتالیستی است.



شکل ۱۰- اثر فرایند فتوکاتالیستی  $UV-A/Fe_2O_3$  بر قابلیت تجزیه بیولوژیکی هیدروکینون در شرایط بهینه (زمان واکنش ۶۰ دقیقه، دوز کاتالیست ۱ گرم بر لیتر، شدت تابش  $16 \pm 5$  وات بر متر مربع)

### ۴. بحث

امروزه استفاده از فرآیندهای فتوکاتالیستی به منظور تجزیه آلاینده‌هایی نظیر هیدروکینون، یک فناوری رو به رشد است. در این مطالعه تجزیه فتوکاتالیستی هیدروکینون با استفاده از فرآیند  $UV/Fe_2O_3$  و با تأکید بر زمان ماند، غلظت اولیه هیدروکینون، غلظت فتوکاتالیست، شدت تابش و pH مورد بررسی قرار گرفت. بررسی تأثیر (شکل ۴) نشان داد که میزان تجزیه هیدروکینون با افزایش pH بیشتر می شود که علت این امر می تواند به دلیل حضور بیشتر غلظت هیدروکسیل که میزان سرعت تجزیه را افزایش می دهد باشد. هیدروکینون در pH بالا با رادیکال های موجود به راحتی وارد واکنش می شود. با توجه به نتایج موجود دیده می شود که با افزایش pH علاوه بر بهبود راندمان، زمان عملیاتی را نیز کاهش می دهد. در بیان تأثیر غلظت کاتالیست در تجزیه فتوکاتالیستی هیدروکینون و افزایش میزان تجزیه با افزایش غلظت کاتالیست از ۰/۲ به ۲/۸ گرم در لیتر (شکل ۵) می توان گفت که با افزایش غلظت کاتالیست از ۰/۲ به ۲/۸ گرم بر لیتر، تعداد فوتون های جذب شده افزایش می یابد که موجب افزایش تعداد سایت های فعال شده در دسترس در سطح فتوکاتالیست می شود و تعداد مولکول های هیدروکینون جذب شده نیز افزایش می یابد. مطالعات انجام شده توسط یانگ و همکاران در سال ۲۰۰۸ و محوی و همکاران در سال ۲۰۰۹ نیز نشان داد که افزایش غلظت فتوکاتالیست در یک حد بهینه می تواند موجب افزایش تجزیه فتوکاتالیستی شود [۱۶]. در غلظت ۲/۸ گرم در لیتر در مقایسه با غلظت ۱ گرم در لیتر افزایش قابل ملاحظه ای در کارایی تجزیه مشاهده نشد [۱۷]. در واقع افزایش کاتالیست حتی می تواند نفوذ نور را در محلول کاهش دهد و پراکندگی نور از سطح نانو ذره را افزایش دهد. بنابراین مقدار ۱ گرم در لیتر از  $Fe_2O_3$  به عنوان مقدار بهینه انتخاب شد.

در بیان تأثیر غلظت آلاینده در تجزیه فتوکاتالیستی هیدروکینون و افزایش میزان تجزیه با افزایش غلظت آلاینده از ۱۰ به ۵۰ میلی گرم در لیتر (شکل ۶) می توان گفت که با افزایش غلظت آلاینده از ۱۰ به ۴۰ میلی گرم بر لیتر، راندمان حذف افزایش می یابد اما با افزایش غلظت از ۴۰ به ۵۰ میلی گرم در لیتر راندمان حذف سیر نزولی دارد. دلیل این امر آن است که با افزایش غلظت هیدروکینون، مولکول های یونیزه بیشتری روی سطح نانو ذرات جذب می شوند. مقدار زیاد جذب این آلاینده بر روی سطح این فتوکاتالیست از واکنش مولکول های یونیزه شده با حفره های فوتونی تولید شده و رادیکال هیدروکسیل به علت عدم تماس مستقیم بین آنها جلوگیری می کند. بنابراین کارایی حذف کاهش می یابد. این کاهش در راندمان با افزایش غلظت نیز ممکن است در نتیجه کاهش یافتن سطوح فعال با بار مثبت در سطح جاذب باشد زیرا در غلظت های بالا باندهای فعال به مقدار کمتری در دسترس آلاینده قرار می گیرد و میزان سرعت انتقال جرم در این غلظت کاهش می یابد. نتایج حاصل از این پژوهش با مطالعه Pal و همکاران سازگار است [۱۸]. بررسی اثر زمان (شکل ۷) نشان داد که با افزایش زمان میزان تجزیه هیدروکینون افزایش می یابد. دلیل این امر این است که با گذشت زمان ایجاد حفره و خوردگی در سطح آهن بیشتر شده در نتیجه سطح مقطع حذف و کارایی حذف نیز افزایش می یابد. ضمناً با گذشت زمان جایگاه های فعال برای جذب





شرکت مهندسی آب و فاضلاب کشور

## کنگره علوم و مهندسی آب و فاضلاب ایران

دانشگاه تهران، تهران

۲۶ و ۲۷ بهمن ماه ۱۳۹۵



این آلاینده تغییر می کند و تعداد محصولات حاصل از واکنش آهن در محیط آبی افزایش می یابد که این موضوع نیز سبب افزایش کارایی حذف با افزایش زمان ماند می شود Zhang. و همکاران در سال ۲۰۰۸ در تجزیه فلن به نتایج مشابهی در این زمینه رسیدند [۱۹, ۲۰]. در بیان تأثیر شدت تابش در تجزیه هیدروکینون (شکل ۳) می توان گفت با افزایش شدت تابش میزان تجزیه هیدروکینون افزایش می یابد زیرا اشعه فرابنفش باعث ایجاد یک واکنش شبه فتون می شود و با افزایش آن تولید رادیکال هیدروکسیل افزایش می یابد که این امر سبب تسریع سرعت واکنش می شود. نتایج مطالعه نشان داد که واکنش از مرتبه درجه دوم می باشد و می تواند منجر به بهبود قابلیت تجزیه بیولوژیکی این ترکیب شیمیایی شود.

### ۵. نتیجه گیری

نتایج این تحقیق نشان داد که سرعت تجزیه هیدروکینون به وسیله فرآیندهای اکسیداسیون فوتوکاتالیستی افزایش می یابد. سرعت اکسیداسیون به عوامل زیادی همچون مقدار pH، غلظت نانو ذره، مدت زمان تابش اشعه فرابنفش و شدت تابش اشعه بستگی دارد. شرایط بهینه برای بهترین حذف در pH برابر ۷/۵، غلظت نانو ذره ۱ گرم در لیتر، زمان ۶۰ دقیقه و شدت تابش برابر ۱۶ وات بر متر مربع برابر ۶۰ درصد بدست آمد. همچنین نتایج این مطالعه نشان داد در شرایط بهینه فرایند اکسیداسیون فوتوکاتالیستی منجر به افزایش تجزیه پذیری زیستی هیدروکینون شده است به طوری که نسبت COD/BOD5 در شرایط بهینه از ۰/۰۹ به ۰/۵۵ افزایش یافته است این نسبت نشان می دهد محصولات جانبی فرایند فتوکاتالیستی سمیت کمی داشته و قابلیت تجزیه بیولوژیکی افزایش یافته است. از جمله مزایای این فرآیند، عملکرد نسبتا بالا، هزینه تصفیه پساب کمتر نسبت به سایر فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته به دلیل قیمت پایین کاتالیست و عدم نیاز به بازیابی آن، عدم تولید لجن، راهبری ساده و قابلیت کاربرد در مقیاس صنعتی می باشد. با این حال، به دلیل استفاده از ذرات آهن در مقیاس نانو و خصوصیات منحصر به فرد این مواد مانند خاصیت الکترومغناطیس آن که امکان جداسازی کاتالیست را فراهم می سازد، برخی مشکلات ناشی از ورود این مواد به محیطهای پذیرنده پساب و در نتیجه اثرات زیست محیطی بلند مدت آنها به دلیل قابلیت عبور از سلولهای بافتهای مختلف جانداران، وجود داشته که البته تا این زمان، اثرات زیست محیطی و بهداشتی خاصی ناشی از مصرف این مواد به عنوان نانو فتوکاتالیست گزارش نشده است.

### ۶. مراجع

1. Akbal F, Onar AN. (2003). Photocatalytic degradation of phenol. Environmental monitoring and assessment. 83(3):295-302.
2. Li L, Fan L, Sun M, Qiu H, Li X, Duan H, et al. (2013). Adsorbent for hydroquinone removal based on graphene oxide functionalized with magnetic cyclodextrin-chitosan. International journal of biological macromolecules. 58:169-175.
3. Enguita FJ, Leitão AL. (2013). Hydroquinone: environmental pollution, toxicity, and microbial answers. BioMed research international.
4. Francisco J, Enguita J, Ana Lúcia Leitão. (2013). Hydroquinone: Environmental Pollution, Toxicity, and Microbial Answers. 14.
5. Khali Aria F, Ayati B, Ganjdoust H. (2012). Comparison of conventional and packed-cage RBC in hydroquinone removal. Modares Civil Engineering Journal. 12(3):11-20.
6. Prabhakaran D, Basha C, Kannadasan T, Aravinthan P. (2010). Removal of hydroquinone from water by electrocoagulation using flow cell and optimization by response surface methodology. Journal of Environmental Science and Health Part A. 45(4):400-412.
7. Yıldız N, Gönülşen R, Koyuncu H, Çalimli A. (2005). Adsorption of benzoic acid and hydroquinone by organically modified bentonites. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects. ;260(1):87-94.
8. Asadgol Z, Forootanfar H, Rezaei S, Mahvi AH, Faramarzi MA. (2014). Removal of phenol and bisphenol-A catalyzed by laccase in aqueous solution. Journal of Environmental Health Science and Engineering. 4;12(1):1.
9. Gholami Borujeni F, Mahvi AH, Nejatizadeh-Barandoozi F. (2013). Removal of heavy metal ions from aqueous solution by application of low cost materials. Fresen Environ Bull. 22(3):655-8.



شرکت مهندسی آب و فاضلاب ایران

کنگره علوم و مهندسی آب و فاضلاب ایران

دانشگاه تهران، تهران

۲۶ و ۲۷ بهمن ماه ۱۳۹۵



10. Gholami-Borujeni F, Mahvi AH, Naseri S, Faramarzi MA, Nabizadeh R, (2011). Alimohammadi M. Application of immobilized horseradish peroxidase for removal and detoxification of azo dye from aqueous solution. *Res J Chem Environ.* 15(2):217-222.
11. Gholami-Borujeni F, Mahvi AH, Nasser S, Faramarzi MA, Nabizadeh R, Alimohammadi M. (2011). Enzymatic treatment and detoxification of acid orange 7 from textile wastewater. *Applied biochemistry and biotechnology.* 165(5-6):1274-1284.
12. Gholami-Borujeni F, Naddafi K, Nejat-zade-Barandozi F. (2013). Application of catalytic ozonation in treatment of dye from aquatic solutions. *Desalination and Water Treatment.* 51(34-36):6545-6551.
13. Hajaghazadeh M, Vaiano V, Sannino D, Kakooei H, Sotudeh-Gharebagh R, Ciambelli P. (2014). Heterogeneous photocatalytic oxidation of methyl ethyl ketone under UV-A light in an LED-fluidized bed reactor. *Catalysis Today.* 230:79-84.
14. Handbook E. (1998). *Advanced Photochemical Oxidation Processes.* Office of Research and Development Washington, DC.20460.
15. Wang C, Yin L, Zhang L, Kang L, Wang X, Gao R. (2009). Magnetic ( $\gamma$ -Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>@ SiO<sub>2</sub>) n@ TiO<sub>2</sub> functional hybrid nanoparticles with activated photocatalytic ability. *The Journal of Physical Chemistry C.* 113(10):4008-4011.
16. Liqiang J, Yichun Q, Baiqi W, Shudan L, Baojiang J, Libin Y, et al. (2006). Review of photoluminescence performance of nano-sized semiconductor materials and its relationships with photocatalytic activity. *Solar Energy Materials and Solar Cells.* 90(12):1773-1787.
17. Mahvi A, Ghanbarian M, Nasser S, Khairi A. (2009). Mineralization and discoloration of textile wastewater by TiO<sub>2</sub> nanoparticles. *Desalination.* 239(1):309-316.
18. Pal B, Sharon M. (2002). Enhanced photocatalytic activity of highly porous ZnO thin films prepared by sol-gel process. *Materials chemistry and physics.* 76(1):82-87.
19. Zhang J, Zhuang J, Gao L, Zhang Y, Gu N, Feng J, et al. (2008). Decomposing phenol by the hidden talent of ferromagnetic nanoparticles. *Chemosphere.* 73(9):1524-1528.
20. Zazouli MA, Ebrahimzadeh MA, Yazdani Charati J, Shiralizadeh Dezfoli A, Rostamali E, Veisi F. (2013). Effect of Sunlight and Ultraviolet Radiation in the Titanium Dioxide (TiO<sub>2</sub>) Nanoparticles for Removal of Furfural from Water. *J Mazandaran Univ Med Sci.* 23(107):126-138.