Archive of SID

مجله مهندسی بهداشت محیط، بهار ۱۳۹۸، سال ٦، شماره ۳: ۲۵۱-۲٦٤

بررسی کارایی فرایند انعقاد و لخته‌سازی در حذف آلاینده‌ها از فاضلاب کارخانه رنگرزی پارچه

الهام عبداله زاده شرقی*[۱]، فایزه یادگاری[۲]، لیلا داورپناه[۱]

[۱] استادیار گروه محیط زیست، پژوهشکده انرژی، پژوهشگاه مواد و انرژی، کرج، ایران
[۲] دانش‌آموخته کارشناسی ارشد مهندسی انرژی‌های تجدیدپذیر، پژوهشکده انرژی، پژوهشگاه مواد و انرژی، کرج، ایران

تاریخ دریافت مقاله: ۱۳۹۷/۶/۱۳ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۸/۹

چکیده

زمینه و هدف: در این تحقیق عملکرد فرایند انعقاد و لخته‌سازی در حذف آلاینده‌ها از فاضلاب خام ورودی و پساب خروجی واحد بی‌هوازی تصفیه بیولوژیکی تصفیه‌خانه فاضلاب کارخانه رنگرزی پارچه بررسی شد.

مواد و روش‌ها: از دستگاه جارتست به‌عنوان یک سیستم پایلوت منقطع، از $FeCl_3$، PAC و Alum به عنوان منعقدساز و از دو پلی‌الکترولیت Zetafloc 7563 و Megafloc 3045PWG به عنوان لخته‌ساز کاتیونی و آنیونی استفاده شد و تاثیر میزان و نوع منعقدساز و نوع لخته‌ساز در حذف COD، کدورت و رنگ در دو مرحله بررسی شد.

یافته‌ها: نتایج آزمایشات انعقاد و لخته‌سازی روی فاضلاب خام ورودی نشان داد که Alum در غلظت ٤۰ میلی گرم در لیتر موثرترین منعقدساز با میزان حذف COD، کدورت و رنگ به ترتیب برابر با ٪۱/۵±۷۳/۱، ٪۹۳/۷ و ٪۷۱/۷ بود. درحالیکه، نتایج آزمایشات انعقاد و لخته‌سازی روی پساب خروجی تصفیه بیولوژیکی بی‌هوازی نشان داد که بیشترین درصد حذف COD و کدورت برابر با ٪۲/٦±۵۲/۲ و ٪۹۹/۱ به ترتیب و مربوط به PAC با غلظت ۲۰۰۰ میلی گرم در لیتر بود. همچنین درصد حذف COD منعقدساز $FeCl_3$ با غلظت ٤۰۰ میلی گرم در لیتر نیز ٪۳/۵±۵۲/۲ بود. تفاوت نتایج حاصل از دو مرحله به علت تغییر ماهیت آلاینده‌ها پس از قرارگیری در معرض تصفیه بیولوژیکی و pH متفاوت فاضلاب استفاده شده در این دو مرحله بود.

نتیجه گیری: بررسی‌ها نشان داد استفاده از تصفیه فیزیکوشیمیایی به روش انعقاد و لخته‌سازی به تنهایی قادر به کاهش مطلوب آلاینده‌های موجود در فاضلاب رنگرزی به‌کار برده شده جهت استفاده مجدد نبود، درحالیکه میتوان از این روش به عنوان یک پیش‌تصفیه بیولوژیکی یا یکی از مراحل تصفیه ثانویه و تکمیلی استفاده کرد.

کلمات کلیدی: فاضلاب رنگرزی پارچه، تصفیه فیزیکوشیمیایی، انعقاد و لخته‌سازی، حذف COD، حذف رنگ

* **نویسنده مسئول:** استادیار گروه محیط زیست، پژوهشکده انرژی، پژوهشگاه مواد و انرژی، مشکین‌دشت، کرج، ایران
ایمیل: E.abdollahzadeh@merc.ac.ir - تلفن تماس: ۳٦۲۸۰۰٤۱ -۰۲۶

www.SID.ir

Archive of SID

مقدمه

ترکیبات رنگی از مهم‌ترین مواد شیمیایی مورد استفاده در صنایع گوناگون مانند نساجی، کاغذسازی، چاپ و پلاستیک هستند[1]. در سال ۱۳۹۲ کل فاضلاب تولیدی صنایع نساجی استان تهران حدود ٦٨٤٩٢٢٥ مترمکعب در سال و یا ١٨٧٦٥ مترمکعب در روز برآورد شده است[2]. بر اساس تخمین بانک جهانی ٪۲۰-۱۷ آلودگی صنعتی آب مربوط به فاضلاب نساجی است. در میان رنگ‌های تجاری انواع reactive و disperse به دلیل استفاده گسترده آنها در رنگرزی پارچه پنبه و پلی‌استر نگران‌کننده‌تر هستند. رنگ‌های غیر یونی disperse در آب به شدت غیرمحلول هستند و بنابراین به آسانی می‌توانند توسط انعقاد و لخته‌سازی حذف شوند. رنگ‌های reactive به آسانی هیدرولیز می‌شوند. بنابراین بخش بزرگی از آنها (٪٤٠-۲۰) به دلیل تثبیت نشدن و هیدرولیز وارد فاضلاب میشود. سطوح کم تثبیت این رنگ‌ها در الیاف و سرعت کم تصفیه آنها، باعث مشکل‌ساز شدن وجود آنها در پساب نساجی و تصفیه دشوار آنها با سیستم‌های معمول می‌شود[3].

فاضلاب نساجی معمولا حاوی میزان رنگ بالا، دارای تغییرات شدید pH و انواع مواد شیمیایی سمی با ماندگاری طولانی است که بدون تصفیه شدن به مدت زمان طولانی در طبیعت باقی می‌ماند و موجب ناخوشایند شدن مناظر، عدم عبور نور، کاهش اکسیژن محلول و در نتیجه از بین بردن حیات آبی میشود[4]. از طرفی به دلیل وزن مولکولی بالا و ساختار پیچیده رنگ زیست‌تخریب‌پذیری کمی دارد و همچنین تخلیه مستقیم آن به سیستم‌های تصفیه بیولوژیکی باعث اخلال در عملکرد آنها میشود. همچنین مشخص شده است که برخی رنگ‌ها در مسیر تجزیه بیولوژیکی قادر به تولید ترکیبات آروماتیک سرطان‌زا و جهش‌زا هستند[4و5].

عموما دو نوع روش رنگ‌زدایی از فاضلاب؛ تخریب مولکول‌های رنگ توسط اکسیداسیون شیمیایی و اکسیداسیون بیولوژیکی، و جداسازی مولکول‌های رنگزا از آب توسط روش انعقاد-لخته‌سازی، فیلتراسیون شنی و جداسازی غشایی وجود دارد[6].

انعقاد و لخته‌سازی بدلیل هزینه سرمایه‌گذاری پایین و عملکرد آسان یکی از موثرترین و پرکاربردترین روش‌ها برای حذف رنگ از فاضلاب این صنایع میباشد(لیانگ و مقدم)[7و8]. این روش می‌تواند به عنوان روش اصلی، پیش‌تصفیه یا تصفیه تکمیلی برای تصفیه فاضلاب نساجی و رنگرزی به کار رود[9]. از جمله مزایای انعقاد و لخته‌سازی در حذف رنگ، حذف رنگ از محیط و عدم تجزیه جزیی و تولید ترکیبات سمی آروماتیک و مضر میباشد، با این وجود، عدم حذف موثر برخی از مولکول‌های رنگ کاتیونی با حلالیت بالا از جمله محدودیت‌های این روش میباشد[1و10]. راندمان این نوع تصفیه وابسته به خصوصیات فاضلاب خام، pH، دما، میزان و نوع منعقدساز و شدت اختلاط است[3]. Zahrim و Hilal حذف رنگ غلیظ Acid Black 210 را توسط فرایند انعقاد و لخته‌سازی - فیلتراسیون شنی و نانوفیلتراسیون مستقیم بررسی کردند. نتایج حاصل از کار آنها نشان داد هیچ روشی به تنهایی قادر به حذف کامل مولکول‌های رنگی از فاضلاب نبود[6]. نتایج تحقیق Zonoozi و همکاران نشان داد حذف رنگ Acid Blue 292 از محلول آبی در فرایند انعقاد و لخته‌سازی به شدت وابسته به pH محلول است. بیشترین میزان حذف برای پلی آلومینیوم کلراید (PAC) و سولفات آلومینیوم ($Al_2(SO_4)_3$یا همان Alum) به ترتیب در pH برابر با ۷ و pH برابر با ۵ به دست آمد. در این pH بهینه راندمان حذف هر دو نوع منعقدساز با غلظت ٤٠ میلی گرم در لیتر حدود ٪۸۵ بود[1]. Rodrigues و همکاران حذف ترکیبات آلی محلول (DOC) و رنگ را توسط منعقدساز کلرید آهن ($FeCl_3$) از فاضلاب سنتزی رنگرزی پارچه‌های پنبه‌ای، پلی‌استری و اکریلیک بررسی کردند. در این مطالعه اثر pH، دما، میزان منعقدساز و

www.SID.ir

Archive of SID

لخته‌ساز، شدت و زمان اختلاط بر روی حذف کربن آلی محلول بررسی شد. در شرایط بهینه عملیاتی، حذف رنگ در هر سه پساب سنتزی به صورت موثر و با راندمان ٪۹۱، ٪۹۴ و تقریبا ٪۱۰۰ به ترتیب برای فاضلاب‌های پنبه‌ای، اکریلیک و پلی‌استر صورت گرفت اما در مقابل راندمان حذف DOC ناچیز و برابر با میزان تقریبی ٪۳۳، ٪۴۵ و ٪۲۸ به ترتیب برای پلی‌استر، پنبه‌ای و آکریلیک بود[۱۰]. Wong و همکاران با استفاده از Alum، PAC و کلرید منیزیم ($MgCl_2$) و لخته‌ساز آنیونی، حذف میزان اکسیژن خواهی شیمیایی (COD) و رنگ را از مخلوط سنتزی حاوی مقادیر متغیری از رنگ‌های تجاری reactive و disperse بررسی کردند. نتایج نشان داد با افزایش درصد رنگ reactive در مخلوط، میزان منعقدساز برای حذف بهینه رنگ و COD افزایش یافت. بیشترین درصد حذف رنگ و COD (بیشتر از ٪۹۹ حذف رنگ و ٪۹۶/۳ حذف COD) با میزان کمتری از PAC نسبت به دو منعقدساز دیگر به دست آمد[۳]. Selcuk و همکاران با استفاده از Alum (۱۵۰۰ میلی گرم در لیتر) و سولفات آهن ($FeSO_4$) (۱۰۰۰ میلی گرم در لیتر) در تصفیه پساب سنتزی رنگرزی به راندمان حذف ٪۶۰-۵۰ COD و ٪۸۰-۷۰ سمیت دست یافتند، اگرچه استفاده از این مقادیر بالا به علت تولید زیاد لجن به صرفه نیست[۱۱].

Moghaddam و همکاران امکان استفاده از لجن حاصل از تصفیه شیمیایی فاضلاب شهری (لجن $FeCl_3$) که غنی از هیدروکسیدهای آهن بدون بار بود، را برای رنگزدایی با روش انعقاد و لخته‌سازی از پساب رنگی حاوی رنگ Acid Red 119 بررسی کردند. نتایج نشان داد تاثیر لجن بر حذف این رنگ به میزان زیادی به pH اولیه پساب بستگی داشت و بیشترین درصد حذف با pH اولیه برابر با ۲/۳۱ به دست آمد. بار محصولات هیدرولیز و رسوب هیدروکسیدهای فلزی هر دو توسط pH کنترل میشوند. به دلیل اینکه گروه‌های عاملی رنگ‌های اسیدی آنیونی هستند، محصولات حاصل از هیدرولیز لجن $FeCl_3$ با مکانیسم غالب خنثی سازی بار میتوانند بار منفی مولکول‌های رنگ را خنثی کنند. از سویی دیگر با کاهش pH و افزایش یون‌های H^+ در محیط چگالی بار مولکول‌های رنگ کاهش یافته و منعقدساز کمتری برای ناپایدار ساختن آنها نیاز است[۸].

با توجه به نبود اطلاعات کافی در مورد چگونگی عملکرد منعقدسازها و لخته‌سازها در پساب واقعی رنگرزی پارچه، هدف از این تحقیق بررسی تصفیه‌پذیری پساب واقعی با ترکیبات پیچیده و نامشخص شامل انواع مختلف رنگ‌های به کار برده شده برای رنگرزی الیاف پنبه‌ای و پلی‌استری (مخلوط رنگ‌های reactive و disperse) و همچنین سایر مواد شیمیایی به کار برده شده در فرایند رنگرزی پارچه، متعلق به یک کارخانه رنگرزی پارچه واقع در اطراف کرج، با استفاده از روش انعقاد و لخته‌سازی بود. برای این تحقیق ابتدا فاضلاب خام کارخانه، مستقیما تحت تصفیه فیزیکوشیمیایی قرار گرفت و نتایج آن بررسی شد. در ادامه از سویی برای کاهش میزان مصرف مواد شیمیایی و از سویی دیگر برای دست‌یابی به غلظت حد مجاز آلاینده‌ها در پساب نهایی جهت استفاده مجدد، از خروجی واحد بیولوژیکی بی‌هوازی رشد چسبیده تصفیه‌خانه فاضلاب کارخانه مذکور نمونه برداری شد و مجددا تحت تصفیه فیزیکوشیمیایی قرار گرفت و نتایج آن ارایه شد.

مواد و روش‌ها

فاضلاب مورد استفاده در این تحقیق از یک کارخانه رنگرزی پارچه (واقع در هشتگرد، البرز) تهیه شد. برای این تحقیق در مرحله اول از فاضلاب خام ورودی به تصفیه‌خانه فاضلاب کارخانه و در مرحله دوم از خروجی واحد بی‌هوازی تصفیه بیولوژیکی تصفیه‌خانه فاضلاب کارخانه نمونه‌برداری شد. تمامی مواد منعقدساز و کلوخه‌ساز از شرکت رسوبگیری خریداری شدند. سایر مواد شیمیایی مورد استفاده در اندازه‌گیری‌های آزمایشگاهی همگی از شرکت مرک (Merck)

www.SID.ir

Archive of SID

تهیه شدند. در فرایند رنگرزی پارچه در کارخانه رنگرزی، علاوه بر رنگ مناسب برای نوع پارچه (پلی‌استری یا پنبه‌ای) از هیدروکسید سدیم، اسید استیک، آب اکسیژنه، سدیم‌کربنات و سدیم کلراید هم در مراحل مختلف رنگرزی استفاده میشد که این ترکیبات یا محصولات حاصل از واکنش آنها هم در فاضلاب وجود دارد. مشخصات فاضلاب خام به کار برده شده در مرحله اول این مطالعه، در جدول ۱ آورده شده است.

در مرحله اول این پژوهش، برای بررسی عملکرد منعقدسازها در pH خنثی، مقدار pH آن به میزان تقریبی ۷ کاهش داده شد. از سه نوع منعقدساز PAC، Alum و $FeCl_3$ درغلظت‌های ۵، ۱۵، ۴۰، ۱۰۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر به همراه دو نوع لخته‌ساز کاتیونی (Zetafloc 7563) و آنیونی (Megafloc 3045PWG) استفاده شد. میزان لخته‌ساز استفاده شده در تمام آزمایش‌های این مرحله برابر با ۱ میلی گرم در لیتر بود. در این مرحله ابتدا منعقدساز با غلظت مشخص به ۵۰۰ میلی‌لیتر فاضلاب اضافه شد و تحت عملیات جارتست روی تمامی نمونه ها به مدت ۳ دقیقه با شدت ۱۵۰ rpm اختلاط شدید انجام شد. سپس لخته‌ساز با غلظت ۱ میلی گرم در لیتر به نمونه اضافه و ۲ دقیقه اختلاط با شدت ۱۵۰ rpm انجام شد، زمان اختلاط آرام ۲۰ دقیقه با شدت ۴۰ rpm و زمان ته نشینی ۳۰ دقیقه بود. دستگاه جار تست استفاده شده در این پژوهش در شکل ۱ نشان داده شده است.

مشخصات فاضلاب خام ورودی به مرحله بی‌هوازی تصفیه بیولوژیکی تصفیه‌خانه فاضلاب کارخانه مذکور و پساب خروجی از این واحد در جدول ۲ آورده شده است. در مرحله دوم آزمایشات، برای افزایش تاثیر میزان منعقدساز و همچنین دست‌یابی به غلظت حد مجاز آلاینده‌ها، فاضلاب تحت یک مرحله تصفیه بیولوژیکی بی‌هوازی با زمان ماند ۲ روز قرار گرفت و پساب حاصل از این مرحله مجددا به صورت فیزیکوشیمیایی تصفیه شد. در این مرحله از پژوهش، بررسی عملکرد منعقدسازها در pH پساب (pH=۹) انجام شد. غلظت سه نوع منعقدساز PAC، Alum و $FeCl_3$ در این مرحله برابر با ۵۰، ۱۰۰، ۴۰۰، ۷۰۰، ۱۰۰۰ و ۲۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر و غلظت لخته‌ساز آنیونی (Megafloc 3045PWG) ۲ میلی گرم در لیتر بود. در واحد بیولوژیکی بی‌هوازی با تخریب مولکول‌های رنگ، رنگبری فاضلاب انجام میشود ولی در مقابل ترکیبات آروماتیکی سرطان‌زا با ساختار و نوع COD متفاوت تولید میشود که در معرض هوا قرار گرفتن این پساب به سرعت باعث برگشت رنگ در آن میشود[۴]. بنابراین پساب خروجی از واحد بی‌هوازی ماهیتی متفاوت از فاضلاب اولیه داشت. به دلیل عدم توانایی واحد بیولوژیکی هوازی در حذف کامل رنگ (در واحدهای هوازی تنها مقدار اندکی حذف رنگ وجود دارد که به دلیل جذب سطحی توسط لجن فعال است) تا حد ممکن باید از ورود این رنگ برگشتی به واحد هوازی جلوگیری کرد. به همین دلیل میزان منعقدساز در مرحله دوم افزایش یافت. شدت و زمان اختلاط در این مرحله متفاوت از مرحله قبل و به صورت ۵ دقیقه اختلاط با شدت ۲۰۰ rpm بود، سپس لخته‌ساز به نمونه افزوده شد و ۵ دقیقه اختلاط با شدت ۲۰۰ rpm انجام شد، زمان اختلاط آرام ۲۰ دقیقه با شدت ۴۰ rpm و زمان ته نشینی ۳۰ دقیقه بود.

جدول ۱: مشخصات اولیه فاضلاب واقعی کارخانه رنگرزی پارچه در مرحله اول

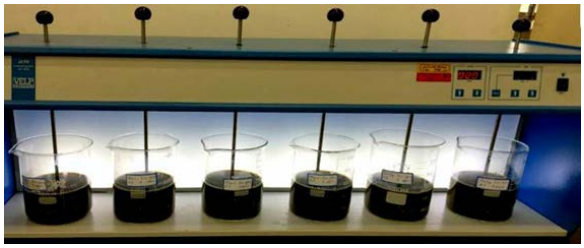
pH	COD (mg/L)	رنگ (SU)	کدورت (NTU)
۹	۲۷۰۰	۵۴۴/۲	۲۵۹۰

www.SID.ir

Archive of SID

جدول ۲: مشخصات فاضلاب خام واقعی و پساب خروجی از مرحله بی‌هوازی تصفیه‌خانه *فاضلاب کارخانه رنگرزی پارچه در مرحله دوم*

	pH	COD (mg/L)	رنگ (SU)	کدورت (NTU)
فاضلاب خام	۹	۱۰۶۰	۷۲۳	۲۹۱
پساب خروجی از واحد بی‌هوازی	۹	۷۹۵	۲۰۶	٤۳۸



شکل ۱: دستگاه جار تست استفاده شده در این پژوهش

جهت انجام آنالیز بر روی نمونه ها بعد از فرایند انعقاد و لخته سازی، پس از زمان ته‌نشینی جارتست، cc ۵۰ از مایع رویی پساب برای انجام آنالیزها برداشته شد. COD فاضلاب خام و مایع رویی (بدون فیلتر شدن) در انتهای زمان ته‌نشینی آزمون جار، توسط روش شماره D5220 استاندارد APHA با دو مرتبه تکرار اندازه‌گیری شد[۱۲] و در انتها مقدار میانگین دو تکرار با انحراف معیار گزارش شد. برای اندازه‌گیری COD از ترموراکتور Hach و دستگاه اسپکتروفتومتر ویال‌خوان Palintest 8000 استفاده شد. کدورت فاضلاب خام و مایع رویی در انتهای زمان ته‌نشینی آزمون جار با استفاده از دستگاه کدورت سنج Aqua Lytic مدل AL450T-IR ساخت آلمان و با دو مرتبه تکرار اندازه‌گیری شد. pH با استفاده از دستگاه مولتی‌پارامتر شرکت Hach مدل HQ ٤۰D اندازه‌گیری شد. رنگ فاضلاب خام و مایع رویی در انتهای زمان ته‌نشینی آزمون جار با استفاده از دستگاه UV/VIS Spectrometer مدل T80+ اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری رنگ نمونه‌ها، ابتدا جذب نور نمونه‌ها در محدوده طول موج ٤۰۰-۷۰۰ نانومتر اسکن شد و سپس سطح زیر منحنی جذب-طول موج محاسبه و برحسب واحد SU بیان شد[۱۳].

یافته‌ها

اثر نوع و میزان منعقدساز و نوع لخته‌ساز بر روی حذف COD

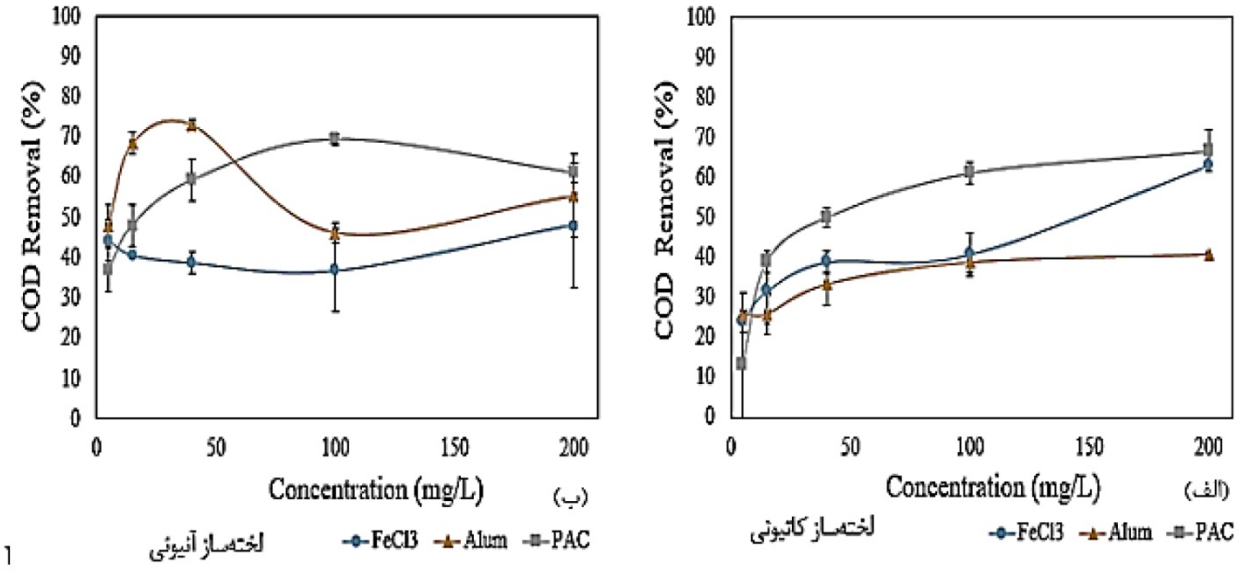
منحنی تغییرات درصد حذف COD بعد از فرایند انعقاد و لخته‌سازی با استفاده از مقادیر و انواع مختلف منعقدساز در حضور لخته‌ساز کاتیونی و آنیونی در شکل ۲ الف و ب به ترتیب ارایه شده است. بیشترین بازده حذف COD مربوط به منعقد ساز آلوم در غلظت ٤۰ میلی گرم در لیتر در حضور لخته‌ساز آنیونی (٪۱/۳±۷۳/۱ معادل با COD ۳۵± ۷۲۵ میلی گرم در لیتر) و کمترین بازده حذف مربوط PAC در غلظت ۵ میلی گرم در لیتر در حضور لخته‌ساز کاتیونی (٪۱۳) بود.

اثر نوع و میزان منعقدساز و نوع لخته‌ساز بر روی حذف کدورت

منحنی تغییرات درصد حذف کدورت بعد از فرایند انعقاد و لخته‌سازی با استفاده از مقادیر و انواع مختلف منعقدساز در حضور لخته‌ساز کاتیونی و آنیونی در شکل ۳ الف و ب به ترتیب ارایه شده است. همانطور که در شکل ۳ مشخص است در برخی نمونه‌ها در غلظت‌های کم منعقدساز، کدورت محلول نهایی افزایش یافته است. بیشترین بازده حذف کدورت مربوط به منعقد ساز PAC در غلظت ۲۰۰ میلی گرم در لیتر و در حضور لخته‌ساز آنیونی (٪۹۷/۵؛ کدورت نهایی=NTU ٦۳) بود.

www.SID.ir

Archive of SID



شکل ۲: تأثیر انواع و دوزهای منعقدکننده و انواع لخته ساز در راندمان حذف COD (COD اولیه: ۲۷۰۰ mg/L) :(الف) با استفاده از لخته‌ساز کاتیونی (ب) با استفاده از لخته‌ساز آنیونی

اثر نوع و میزان منعقدساز و نوع لخته‌ساز بر روی حذف رنگ

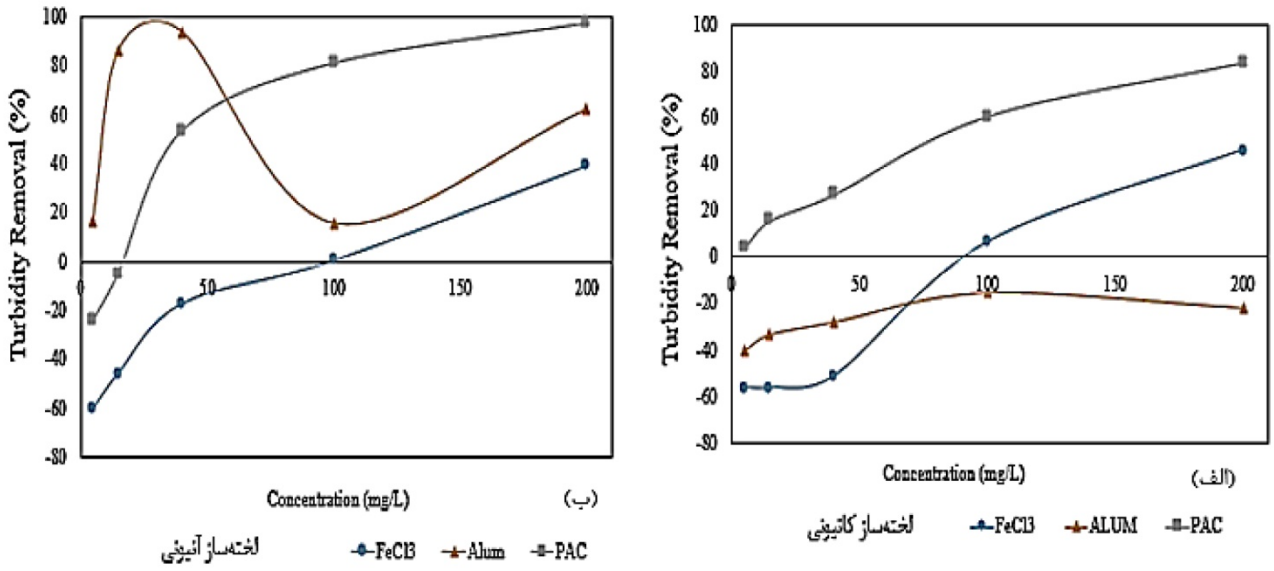
منحنی تغییرات درصد حذف رنگ بعد از فرایند انعقاد و لخته‌سازی با استفاده از مقادیر و انواع مختلف منعقدساز در حضور لخته‌ساز کاتیونی و آنیونی در شکل ٤ الف و ب به ترتیب ارایه شده است. همانگونه که در شکل دیده میشود، حذف رنگ در اکثر نمونه‌ها کمتر از ٤٠٪ بود. بیشترین بازده حذف رنگ مربوط به منعقد ساز آلوم در غلظت ٤٠ میلی گرم در لیتر در حضور لخته‌ساز آنیونی (٧١/٧٪ ؛ میزان رنگ نهایی= ١٥٤/٢ SU) بود.

عملکرد فرایند انعقاد و لخته سازی بعد از واحد بیولوژیکی بی‌هوازی رشد چسبیده

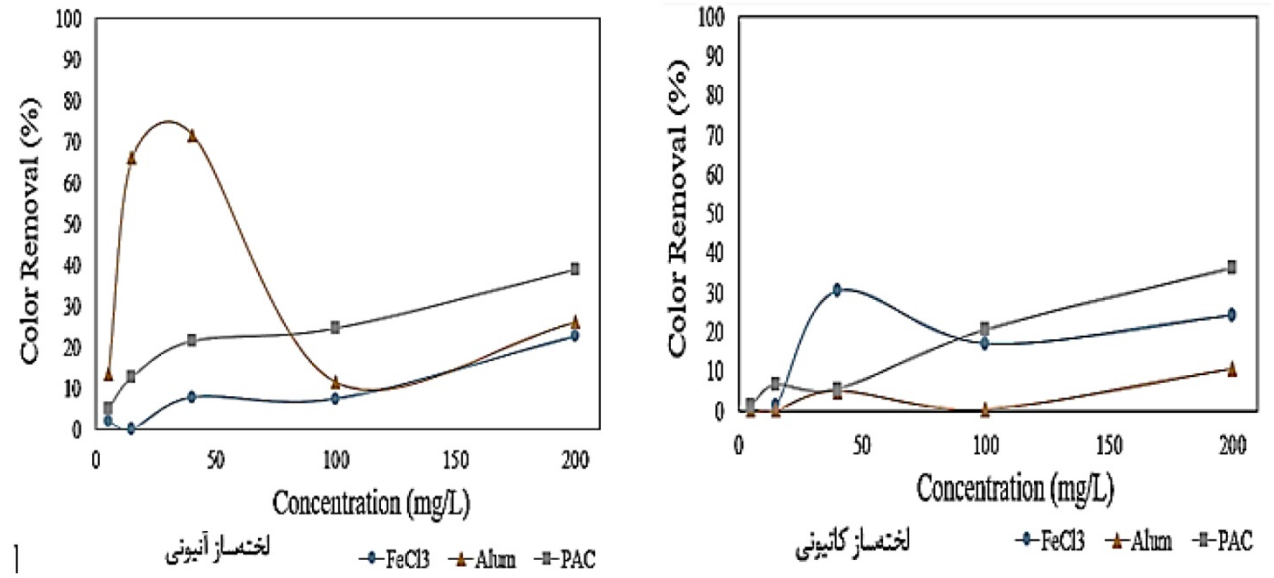
منحنی تغییرات درصد حذف COD و کدورت بعد از فرایند انعقاد و لخته‌سازی با استفاده از مقادیر و انواع مختلف منعقدساز در حضور لخته‌ساز آنیونی در شکل ٥ الف و ب به ترتیب ارایه شده است. همانطور که در نمودارهای شکل ٥ مشخص است با افزایش غلظت منعقدسازهای PAC و Alum از ٥٠ میلی گرم در لیتر تا ٢٠٠٠ میلی گرم در لیتر در حضور لخته‌ساز آنیونی درصد حذف COD و کدورت افزایش یافت و تقریبا ثابت ماند. ولی روند تغییرات حذف COD و کدورت برای $FeCl_3$ ابتدا افزایشی و سپس کاهشی بوده است. بیشترین درصد حذف COD و کدورت برابر با ٦٪٢/٢±٥٢/٢ (COD نهایی=٢١±٣٨٠ میلی گرم در لیتر) و ٩٩/١٪ (کدورت نهایی= ١٤٤ NTU) به ترتیب و مربوط به PAC با غلظت ٢٠٠٠ میلی گرم در لیتر بود. همچنین درصد حذف COD منعقدساز $FeCl_3$ با غلظت ٤٠٠ میلی گرم در لیتر نیز ٥٪٣/٢±٥٢/٢ (COD نهایی= ٢٨±٣٨٠ میلی گرم در لیتر) بود.

www.SID.ir

Archive of SID



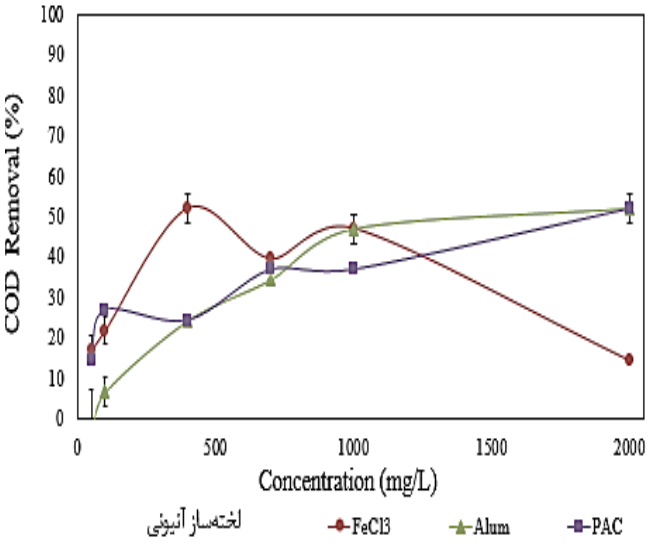
شکل ۳: تأثیر انواع و دوزهای منعقدکننده و انواع لخته ساز در راندمان حذف کدورت (کدورت اولیه: NTU ۲۵۹۰): (الف) با استفاده از لخته‌ساز کاتیونی (ب) با استفاده از لخته‌ساز آنیونی

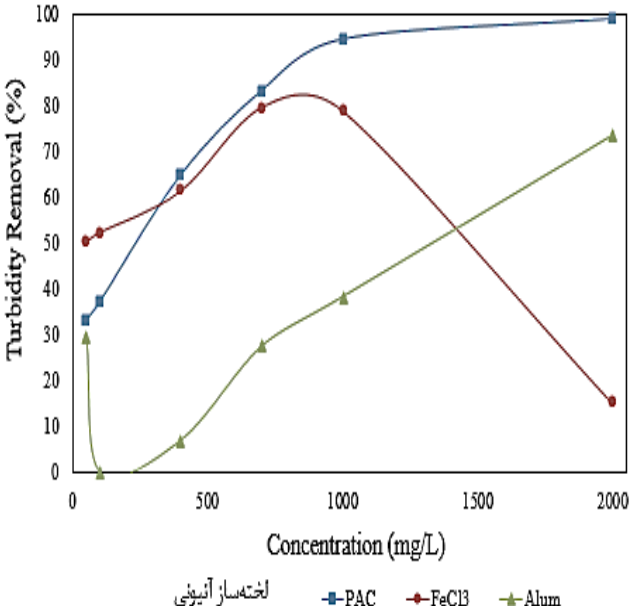


شکل ٤: تأثیر انواع و دوزهای منعقدکننده و انواع لخته ساز در راندمان حذف رنگ (رنگ اولیه: SU ٥٤٤/٢): (الف) با استفاده از لخته‌ساز کاتیونی (ب) با استفاده از لخته‌ساز آنیونی

www.SID.ir

Archive of SID





شکل ۵: تأثیر انواع و دوزهای منعقدکننده در حضور لخته ساز آنیونی بر راندمان حذف: (الف) COD (COD اولیه: ۷۹۵ mg/L) و (ب) کدورت (کدورت اولیه: ۴۳۸ NTU)

بحث

در فرایند انعقاد و لخته سازی، نوع منعقد کننده و لخته ساز به عنوان یکی از مهمترین پارامترها در حذف آلاینده‌ها و ذرات کلوییدی می‌باشد. هدف از انعقاد بر هم زدن پایداری و ته‌نشین کردن ذرات کلوییدی است.

اثر نوع و میزان منعقدساز و نوع لخته‌ساز بر روی حذف COD فاضلاب خام

همانطور که در شکل ۲ دیده میشود، با افزایش غلظت تمامی منعقدسازها (به جز آلوم به همراه لخته‌ساز آنیونی) از ۵ میلی گرم در لیتر تا ۲۰۰ میلی گرم در لیتر در حضور هر دو نوع لخته‌ساز آنیونی و کاتیونی، میزان حذف COD بیشتر شد که میتواند به دلیل تشکیل هیدروکسیدهای خنثی فلزی درشت و به دام افتادن ذرات کلوییدی در آنها توسط مکانیسم جارویی باشد[۱۴]. اما روند این افزایش برای منعقدساز آلوم در حضور لخته‌ساز آنیونی یکنواخت نبود. با توجه به نمودار، با افزایش غلظت منعقدساز آلوم از ۵ میلی گرم در لیتر تا ۴۰ میلی گرم در لیتر در حضور لخته‌ساز آنیونی، درصد حذف COD از ٪۵/۲±۴۸/۱ به ٪۱/۳±۷۳/۱ افزایش یافت و سپس با افزایش بیشتر غلظت آلوم تا ۲۰۰ میلی گرم در لیتر، درصد حذف COD به ٪۱۰/۴±۵۵/۶ کاهش یافت. با افزایش غلظت منعقدساز آلوم تا ۴۰ میلی گرم در لیتر، مکانیسم غالب حذف ذرات کلوییدی، جذب محصولات ناشی از هیدرولیز منعقدساز با بار مخالف، کاهش و خنثی سازی بار سطحی کلوییدها بوده است. با بیشتر شدن غظت منعقدساز آلوم و جذب بیشتر محصولات هیدرولیز، بار کلوییدهای موجود در فاضلاب برعکس شده و کلوییدها مجددا ناپایدار میشوند که باعث افزایش COD مایع رویی بعد از ته‌نشینی میشود[۱۴]. با توجه به نمودارهای شکل ۲ دیده می شود که در غلظت های بالای ۱۰۰ میلی گرم در لیتر، منعقدساز PAC در حضور لخته‌ساز کاتیونی و آنیونی نسبت به دیگر منعقدسازها بازده حذف COD بیشتری را نشان داد. مشاهدات بصری همچنین نشان داد که لخته‌های حاصل از منعقدساز PAC در غلظت های بالای ۱۰۰ میلی گرم در لیتر نسبت به دیگر منعقدسازها

www.SID.ir

Archive of SID

درشت‌تر و مقاوم‌تر بود که میتواند بـه دلیـل از پـیش پلیمـری شدن آن و شاخه‌های بلند پلیمـری باشـد کـه باعـث افـزایش میزان حذف کلوییدها توسط مکانیسم خنثی‌سازی بـار آنهـا و پل زدن باشد. در این مکانیسـم بـا افـزایش میـزان منعقدسـاز کلوییدها مجددا پایدار نخواهند شد و به جـای آن لختـه‌هـای درشت‌تر با قابلیت ته‌نشینی بیشتر تشـکیل میشـود. عـلاوه بـر این، این نوع منعقدساز کمترین تغییر را در pH محـیط ایجـاد میکنـد[14]. همچنـین مشـخص شـد کـه منعقدسـازهای پایـه آلومینیومی (PAC و آلوم) در حضور لخته‌سـاز آنیـونی نتـایج بهتری را در حذف COD ارایـه کرنـد، در حالیکـه منعقدسـاز $FeCl_3$ در حضور لخته‌ساز کاتیونی نتـایج بهتـری را نشـان داد که ممکن است به دلیل تفـاوت در نـوع محصـولات ناشـی از هیـدرولیز آنهـا و همچنـین افـت pH ناشـی از اسـتفاده از منعقدسازهای پایه آهنی باشد. Harrelkas و همکاران رانـدمان حذف رنگ، کدورت و COD را از فاضلاب ناشی از مخلـوط شدن چند رنگ reactive و فاضـلاب ناشـی از تمـام مراحـل رنگرزی، سفیدکاری و شستشو، با استفاده از منعقدسـاز Alum (۲۰۰ –۵۰ میلی گرم در لیتر) و لخته‌ساز (۸–۱ میلـی گـرم در لیتر) در دو pH ۸ و ۵ بررسی کردند. نتـایج آزمایشـات نشـان داد کـه شـراط بهینـه بـرای واکـنش برابـر بـا pH=۵، غلظـت منعقدساز ۱۰۰ میلی گرم در لیتر و لخته‌ساز برابـر بـا ٤ میلـی گرم در لیتر بود[15]. نتایج همچنین نشان داد استفاده از انعقـاد و لخته‌سازی بـه تنهـایی قـادر بـه تـامین کیفیـت مناسـب بـرای فاضلاب نیست و در نتیجه نیاز به تصفیه تکمیلـی هـم وجـود دارد که برای این منظور از فیلتراسیون غشایی و جذب توسـط فیلتر کـربن فعـال اسـتفاده شـد[15]. Riera-Torres و همکـاران استفاده از روش‌های انعقاد–لخته‌سازی (با استفاده از $FeCl_3$ به عنوان منعقدساز و لخته‌سـاز آنیـونی) و نانوفیلتراسـیون را بـه صورت جداگانه و همراه با هم در حذف آلاینده‌ها از فاضلاب سنتزی رنگی حاوی ۵ رنـگ reactive بررسـی کردنـد. نتـایج حاصل نشان داد درحالیکه روش نانوفیلتراسیون بـین ٪۸۰–٤۰ رنگ و روش انعقاد و لخته‌سازی بین ٪۹۵–۸۵ رنگ (بـه جـز یک مورد از آنهـا) را حـذف کـرد، ترکیـب ایـن دو روش بـه شدت باعث افزایش راندمان حذف ترکیبات رنگـی (تـا ٪۹۸) شد[16].

اثر نوع و میزان منعقدساز و نوع لخته‌ساز بر روی حذف کدورت فاضلاب خام

همانطور کـه در نمودارهـای شـکل ۳ مشـخص اسـت بـا افزایش منعقدساز در برخی نمونه‌ها کـدورت نهـایی افـزایش یافتـه اسـت، دلیـل ایـن موضـوع ایـن اسـت کـه در تصـفیه فیزیکوشیمیایی بـرای حـذف یـک آلاینـده مـواد دیگـری بـه فاضلاب افزوده میشود، و در صورت ناکافی بـودن ایـن مـواد شیمیایی برای حذف آلاینده‌ها و کلوییدهای مـورد نظـر، ایـن کار به نوبه خود باعث افزایش کـل مـواد محلـول و کـدورت فاضلاب میشود[14]. بـا توجـه بـه نمـودار، بـا افـزایش غلظـت منعقدساز (به جز آلوم به همراه لخته‌سـاز آنیـونی) در حضـور هر دو لخته‌ساز کـاتیونی و آنیـونی، بـه تـدریج بـازده حـذف کدورت افزایش یافـت کـه نشـان از غلبـه منعقدسـاز بـر بـار کلوییدها و مواد موجود در فاضلاب و در نهایت حـذف آنهـا است. بیشترین بازده حذف کـدورت مربـوط بـه منعقـد سـاز PAC در غلظت ۲۰۰ میلی گرم در لیتر و در حضور لخته‌سـاز آنیونی (٪۹۷/۵) بود. اما روند کـاهش کـدورت و یـا افـزایش بازده حذف آن برای منعقدساز آلوم در حضور لخته‌ساز آنیونی یکنواخت نبود. با توجه به نمودار، با افزایش غلظت منعقدساز آلوم از ۱۵ میلی گرم در لیتر تا ٤۰ میلی گرم در لیتر در حضور لخته‌ساز آنیونی، بـازده حـذف کـدورت از ٪۱٦/٦ بـه ٪۹۳/۷ افزایش یافت و سپس با افزایش بیشـتر غلظـت آلـوم تـا ۲۰۰ میلی گرم در لیتر، مقدار بازده حذف به ٪٦۲/۱ کـاهش یافـت. با توجه به نمودارهای شکل ۳ دیده مـی شـود کـه در غلظـت های بالای ۱۰۰ میلی گرم در لیتر، منعقدساز PAC در حضـور لخته‌ساز کاتیونی و آنیونی نسبت به دیگـر منعقدسـازها بـازده

www.SID.ir

Archive of SID

حذف کدورت بیشتری را نشان داد.

اثر نوع و میزان منعقدساز و نوع لخته‌ساز بر روی حذف رنگ فاضلاب خام

همانگونه که در شکل ٤ دیده میشود، بازده حذف پایین رنگ میتواند به دلیل بیشتر بودن سهم رنگ‌های آب‌دوست و محلول در آب (رنگ‌های reactive)، در فاضلاب باشد که برای رنگرزی الیاف پنبه‌ای کاربرد دارند. این رنگ‌ها به راحتی در آب حل میشوند و تصفیه شیمیایی در حذف آنها ضعیف است. به طور کلی با افزایش آبدوستی کلوییدها، حذف آنها توسط منعقدسازها سخت‌تر میشود. در صورت آبدوست بودن کلوییدها لایه‌ای از مولکول‌های آب اطراف آنرا فرا می‌گیرند (در برخی موارد وزن مولکول‌های آب اطراف یک ذره کلویید آبدوست تا ده برابر وزن خود کلویید هم میرسد)، این آب‌پوشی شدید باعث دشوار شدن از بین بردن بار سطحی موثر این ذرات و پایداری شدید آنها از طریق حرکات تصادفی مولکول‌های آب شده و میزان منعقدساز مورد نیاز برای تصفیه را به شدت افزایش میدهد. ضمن اینکه رنگ‌های کاتیونی حلال در آب به میزان کمی توسط تصفیه شیمیایی حذف میشوند[1]. با توجه به نمودارهای شکل ٤ دیده می شود که در غلظت های بالای ۱۰۰ میلی گرم در لیتر، منعقدساز PAC در حضور لخته‌ساز کاتیونی و آنیونی نسبت به دیگر منعقدسازها بازده حذف رنگ بیشتری را نشان داد. Meric و همکاران با استفاده از انعقاد ($FeSO_4$) و لخته‌سازی (پلی‌الکترولیت آنیونی) و pH بین ۹/۵-۹ به حذف رنگ برابر با ٪۹۰-٦۷ و حذف COD برابر با ٪۵۹ رسیدند[9]. Liang و همکاران با استفاده از منعقدساز PAC (٤۰۰ میلی گرم در لیتر) و لخته‌ساز (۲۰۰ میلی گرم در لیتر) به ۹۰٪ حذف رنگ در فاضلاب سنتزی غلیظ حاوی چند نوع رنگ دست یافتند[7]. Furlan و همکاران حذف دو رنگ Black 5 و Orange 16 را با استفاده از آلومینیوم کلراید بررسی کردند. در نهایت برای این دو رنگ میزان بهینه منعقدساز جهت دستیابی به بیشترین حذف رنگ به ترتیب برابر با ۲۰۰ میلی گرم در لیتر و ۲۵۰ میلی گرم در لیتر به دست آمد. همچنین بیشترین میزان حذف این دو رنگ به ترتیب بیشتر از ٪۹۵ و ٪۷۵ بود[17]. Golob و همکاران با بررسی تصفیه مخلوط فاضلاب حاصل از رنگرزی پارچه‌های پنبه‌ای و پلی‌آمیدی با استفاده از رنگ‌های reactive و اسیدی به این نتیجه رسیدند که بهترین نتیجه با استفاده از منعقدساز Alum (۲۰ میلی گرم در لیتر) و لخته‌ساز کاتیونی (۲/۵ میلی گرم در لیتر) و در pH نزدیک به خنثی به دست آمد. همچنین مشخص شد راندمان این روش و کیفیت پساب نهایی به میزان منعقدساز و pH بستگی دارد[18]. تاثیر انواع گونه‌های مختلف آلومینیوم در انعقاد رنگ‌های Direct (Direct Black 19, Direct Red 28, Direct Blue 86)، با استفاده از نمک‌های رایج آلومینیوم، PAC و Al_{13} خالص شده توسط Shi و همکاران بررسی شد. مشخص شد در بیشتر شرایط Al_{13} نسبت به دو منعقدساز دیگر، راندمان حذف بهتری دارد و راندمان حذف این نوع رنگ به شدت تحت تاثیر pH است. در مقادیر بالای منعقدساز، مکانیسم غالب انعقاد در زمان استفاده از نمک‌های رایج آلومینیوم خنثی سازی بار توسط محصولات هیدرولیز Al است. پس از تشکیل محصولات هیدرولیز، این محصولات به یکدیگر نزدیک شده و بازچینش میشوند و در نهایت به رسوبات هیدروکسید آمورف هیدرولیز میشوند. این جامدات آمورف تازه تشکیل شده میتوانند مواد کلوییدی را خنثی کنند و به عنوان یک پل بین ذرات ریز عمل کنند که با نام لخته‌سازی جارویی شناخته میشود[19].

عملکرد فرایند انعقاد و لخته سازی بعد از واحد بیولوژیکی بی‌هوازی رشد چسبیده

برای تصفیه کامل یک پساب رنگی توسط روش بیولوژیکی نیاز به دو مرحله بی‌هوازی و هوازی است.

www.SID.ir

Archive of SID

مکانیسم رنگبری در شرایط بی‌هوازی، انتقال چهار الکترون (معادل‌های کاهنده) توسط آنزیم آزو رداکتاز (Azo Reductase) به پیوند آزو میباشد که در آن باندهای آزو (–N=N–) رنگ شکسته میشود. محصول این مرحله محلولی بی رنگ ولی حاوی آروماتیک آمینهای سمی و خطرناک است. بنابراین با رنگبری بیولوژیکی، ساختار مولکول رنگ و نوع COD موجود در محیط تغییر میکند. آروماتیکهای بوجود آمده را می توان با انجام یک مرحله واکنش هوازی حذف کرد[۲۰]. در مقاله حاضر، عملکرد فرایند انعقاد و لخته سازی بعد از واحد بیولوژیکی بی‌هوازی رشد چسبیده بجای مرحله هوازی بیولوژیکی بررسی شد.

افت شدید بازده حذف COD و کدورت مشاهده شده در نمودارهای شکل ۵ با استفاده از منعقدساز $FeCl_3$ میتواند به دلیل تغییر شدید pH در زمان استفاده از مقادیر بالای آن باشد. در میزان منعقدساز ۱۰۰۰ میلی گرم در لیتر، pH برابر با ٦/٧ و در میزان منقعدساز ۲۰۰۰ میلی گرم در لیتر، pH برابر با ۳/۸ بود. زمانی که از $FeCl_3$ به عنوان منعقدساز استفاده میشود، افت pH مانع از رسوب آهن و در نتیجه منجر به کاهش بازده حذف میشود، که این موضوع به دلیل حلالیت بالای آهن در pH کمتر از ٦/٥ است، بنابراین برای ترسیب آن pH محیط باید بالا و در حدود ۱۰–۸ باشد[۱٦]. pH علاوه بر تاثیرگذاری بر روی ظرفیت جذب، بر میزان یونیزاسیون گونه‌های موجود در محیط هم تاثیر می‌گذارد[۱۷]. با کاهش شدید pH به دلیل استفاده زیاد از منعقدساز $FeCl_3$، میزان یون‌های H^+ در محیط افزایش یافته و با تاثیر بر بار کلوییدها باعث پایدار شدن مجدد کلوییدها و افت راندمان حذف میشوند[۵]. در این مرحله بیشترین درصد حذف COD ۳±۵۲/۲ (معادل با COD ۲۸±۳۸۰ میلی گرم در لیتر) و مربوط به منعقدساز $FeCl_3$ در غلظت ٤۰۰ میلی گرم در لیتر بود. بالا بودن pH در این مرحله (pH=۹) نسبت به مرحله اول آزمایشات (pH=۷) میتواند از دلایل تاثیر بیشتر $FeCl_3$ در این مرحله باشد. همانطور که در مراجع اشاره شده است pH بهینه برای لخته‌سازهای پایه آلومینیومی بین ۷–۵ و برای $FeCl_3$ بین ۱۰–۸ میباشد. دلیل انتخاب این مقادیر pH حلالیت کمتر رسوبات آلومینیومی و آهنی در آنها و در نتیجه ته‌نشین شدن و افزایش راندمان تصفیه در این شرایط است[۱٤]. با افزودن $FeCl_3$ به محلول، مقداری از آلکالینیتی که در محیط وجود دارد یا به محیط اضافه شده است به صورت زیر مصرف میشود[۱٤]:

(۱)

$$2FeCl_3 + 3Ca(HCO_3)_2 = 2Fe(OH)_3 + 3CaCl_2 + 6CO_2$$

(۲)

$$2FeCl_3 + 3Ca(OH)_2 = 2Fe(OH)_3 + 3CaCl_2$$

در نتیجه این واکنش‌ها علاوه بر اینکه pH محلول افت میکند، محصولات هیدروکسید فلزی خنثی تشکیل میشوند که با مکانیسم جارویی (به دلیل بدون بار بودن) قادر به حذف کلوییدهای موجود در محیط هستند. بنابراین درصورت کافی بودن آلکالینیتی محیط، راندمان حذف افزایش پیدا میکند.

نتایج حاصل از این مرحله نشان داد که تصفیه فیزیکوشیمیایی پساب خروجی از مرحله بی‌هوازی هم به تنهایی قادر به کاهش آلاینده‌ها به میزان کافی جهت استفاده مجدد نیست و در نهایت نیاز به استفاده از روش‌های تصفیه تکمیلی میباشد.

لجن تولیدی توسط فرایند انعقاد و لخته سازی

در این مقاله در انتهای فرایند انعقاد و لخته‌سازی توسط آزمون جارتست، هیدروکسیدهای فلزی و لخته‌های تشکیل شده با ته‌نشین شدن از فاضلاب جدا شدند. در این تحقیق حدود ۵ درصد حجم فاضلاب، لجن تولید شد، که معادل ۰/۰۵ مترمکعب لجن به ازای تصفیه هر مترمکعب فاضلاب خام بود. تولید لجن یکی از نقاط ضعف فرایند تصفیه شیمیایی است و برای از بین بردن این نقطعه ضعف اقدام به استفاده از تصفیه شیمیایی بعد از مرحله بی‌هوازی شد چرا که

www.SID.ir

Archive of SID

در صورت استفاده از تصفیه شیمیایی قبل از این مرحله، برای دست‌یابی به راندمان موردنظر مقادیر بالایی از منعقدساز نیاز است که باعث افزایش شدید حجم لجن تولیدی میشود. در نهایت لجن تولیدی جمع‌آوری شده و پس از عبور از فیلترپرس به واحدهای مدیریت لجن منتقل میشود.

نتیجه‌گیری

در این مطالعه امکان تصفیه فاضلاب واقعی یک کارخانه رنگرزی پارچه شامل مخلوط رنگ‌های reactive و disperse و همچنین سایر مواد شیمیایی به کار برده شده در فرایند رنگرزی پارچه، با استفاده از روش انعقاد و لخته‌سازی بررسی شد. نتایج حاصل از مراحل اول و دوم با استفاده از فاضلاب خام رنگرزی و پساب خروجی واحد بیولوژیکی بی‌هوازی نشان داد که این روش به تنهایی قادر به تصفیه کامل این فاضلاب تا حد استانداردهای زیست محیطی نیست و در ادامه نیاز به سایر روش‌های تکمیلی میباشد. اما این روش قابلیت کاربرد به عنوان پیش‌تصفیه برای واحدهای بیولوژیکی و یا تصفیه تکمیلی را دارد.

سپاسگزاری

این طرح تحقیقاتی با پشتیبانی علمی و آزمایشگاهی گروه محیط زیست پژوهشکده انرژی پژوهشگاه مواد و انرژی و اعتبارات ویژه پژوهشی (گرنت شماره ۹۹۳۹۲۰۰۳) پژوهشگاه مواد و انرژی انجام شد. نویسندگان مقاله بر خود لازم می‌دانند مراتب قدردانی خود را از شرکت بتون رنگ کردان (رنگرزی تکمیلیران) نیز به دلیل حمایت‌های مالی (گرنت شماره ۲۷۲۲۱۹۶۰۱) اعلام کنند.

References

1. Zonoozi MH, Moghaddam MR, Arami M. Coagulation/flocculation of dye-containing solutions using polyaluminium chloride and alum. Water Sci Technol 2009; 59(7):1343-51.
2. Arshadi M, Shyigan J, Hamidian A. A review of the quality, quantity and methods of textile wastewater treatment. Iran J Chem Chemic Eng 2016;5(6):197-213[In Persian].
3. Wong PW, Teng TT, Norulaini NA. Efficiency of the coagulation-flocculation method for the treatment of dye mixtures containing disperse and reactive dye. Water Qual Res J 2007;42(1):54-62.
4. Jegatheesan V, Pramanik BK, Chen J, Navaratna D, Chang CY, Shu L. Treatment of textile wastewater with membrane bioreactor: a critical review. Bioresour Technol 2016;204:202-12.
5. Verma AK, Dash RR, Bhunia P. A review on chemical coagulation/flocculation technologies for removal of colour from textile wastewaters. J Environ Manage 2012; 93(1):154-68.
6. Zahrim AY, Hilal N. Treatment of highly concentrated dye solution by coagulation/flocculation–sand filtration and nanofiltration. Water Resour Ind 2013;3:23-34.
7. Liang CZ, Sun SP, Li FY, Ong YK, Chung TS. Treatment of highly concentrated wastewater containing multiple synthetic dyes by a combined process of coagulation/flocculation and nanofiltration. J Membr Sci 2014;469:306-15.
8. Moghaddam SS, Moghaddam MA, Arami M. Coagulation/flocculation process for dye removal using sludge from water treatment plant: optimization through response surface methodology. J Hazard Mater 2010; 175(1-3):651-7.
9. Meriç S, Selçuk H, Belgiorno V. Acute toxicity removal in textile finishing wastewater by Fenton's oxidation, ozone and coagulation–flocculation processes. Water Res 2005;39(6):1147-53.
10. Rodrigues CS, Madeira LM, Boaventura RA. Treatment of textile dye wastewaters using ferrous sulphate in a chemical coagulation/flocculation process. Environ Technol 2013;34(6):719-29.
11. Selcuk H. Decolorization and detoxification of textile wastewater by ozonation and coagulation processes. Dyes Pigm 2005;64(3):217-22.
12. Abiri F, Fallah N, Bonakdarpour B. Sequential anaerobic–aerobic biological treatment of colored wastewaters: case study of a textile dyeing factory wastewater. Water Sci Technol 2017;75(6):1261-9.
13. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th ed: American Water Work Association;

www.SID.ir

Archive of SID

2005.

14. Bratby J. Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment. IWA publishing; 2016.
15. Harrelkas F, Azizi A, Yaacoubi A, Benhammou A, Pons MN. Treatment of textile dye effluents using coagulation–flocculation coupled with membrane processes or adsorption on powdered activated carbon. Desalination 2009;235(1-3):330-9.
16. Riera-Torres M, Gutiérrez-Bouzán C, Crespi M. Combination of coagulation–flocculation and nanofiltration techniques for dye removal and water reuse in textile effluents. Desalination 2010;252(1-3):53-9.
17. Furlan FR, da Silva LG, Morgado AF, de Souza AA. Removal of reactive dyes from aqueous solutions using combined coagulation/flocculation and adsorption on activated carbon. Resources, Conservation and Recycling. 2010;54(5):283-90.
18. Golob V, Vinder A, Simonič M. Efficiency of the coagulation/flocculation method for the treatment of dyebath effluents. Dyes Pigm 2005;67(2):93-7.
19. Shi B, Li G, Wang D, Feng C, Tang H. Removal of direct dyes by coagulation: The performance of preformed polymeric aluminum species. J Hazard Mater 2007;143(1-2):567-74.
20. Saratale RG, Saratale GD, Chang JS, Govindwar SP. Bacterial decolorization and degradation of azo dyes: a review. J Taiwan Inst Chem Eng 2011;42(1):138-57.
21. Burton, F. L., Stensel, H. D., Tchobanoglous, G. Wastewater engineering: treatment and reuse, McGraw Hill; 2003.

www.SID.ir

Archive of SID

Journal of Environmental Health Engineering, May 2019; Vol. 6, No. 3: 251-264

Performance Evaluation of the Coagulation and Flocculation Process in Removing Pollutants from textile Dyeing Factory Wastewater

Elham Abdollahzadeh Sharghi[1*], Faezeh Yadegari[2], Leila Davarpanah[1]

1. Assistant Professor, Research Department of Energy, Institute of Materials and Energy, Karaj, Iran
2. Master of Renewable Energy Engineering, Research Department of Energy, Institute of Materials and Energy, Karaj, Iran

**** E-mail: E.abdollahzadeh@merc.ac.ir***

Received: 4 Sep 2018 ; Accepted: 31 Oct 2018

ABSTRACT

Background and Objective: In this research, the performance of coagulation and flocculation process for the removal of pollutants from raw wastewater as well as anaerobic unit effluent of biological treatment of textile dyeing factory wastewater treatment plant was investigated.
Methods: For this purpose, the Jar test unit as a batch reactor, FeCl3, PAC, and Alum as coagulants, and two polyelectrolytes, namely, Zetafloc 7563 and Megafloc 3045PWG as cationic and anionic flocculants were used and the effect of coagulant dosage and type as well as flocculant type on removal of COD, turbidity and color were investigated in two stages.
Findings: The results of coagulation and flocculation experiments on raw wastewater showed that Alum at concentration of 40 mg/L was the most effective coagulant with COD, turbidity and color removal efficiency of 73.1±1.5%, 93.7% and 71.7%, respectively. However, the results of coagulation and flocculation experiments on the effluent from biological anaerobic treatment unit showed that the highest percentage of COD and turbidity removal were 52.2±2.6% and 99.1%, respectively that corresponds to PAC with concentration of 2000 mg/L. Additionally, the COD removal efficiency of $FeCl_3$ coagulant at concentration of 400 mg/L was 52.2±3.5%. The difference in the results of the two stages was due to the change in the nature of the pollutants after exposure to biological treatment and different pH of the wastewater used in these stages.
Discussion and Conclusion: A general review of the results showed that use of physicochemical treatment applying only coagulation and flocculation process could not reduce the pollutants present in the dyeing wastewater for reuse, while this method could be considered as a pretreatment or one of the secondary treatment steps and post treatment.

Keywords: Textile dyeing wastewater, Physicochemical treatment, Coagulation and flocculation, COD removal, color removal

www.SID.ir