

بررسی و مقایسه کارایی منعقد کننده پلی فریک سولفات (PFS) درمقایسه با پلی آلومینیوم کلراید (PAC) در حذف کدورت و کلیفرم در تصفیه آب اهواز

تاریخ دریافت مقاله: ۹۴/۲/۲۵ ؛ تاریخ پذیرش: ۹۴/۵/۲۷

چکیده

زمینه و هدف: فرایند انعقاد و لخته سازی در تصفیه آب از جایگاه ویژه ای برخوردار است. در حال حاضر از ماده منعقدکننده پلی آلومینیوم کلراید در تصفیه خانه آب کیان آباد استفاده می گردد. هدف از این پژوهش بررسی و مقایسه کارایی منعقد کننده پلی فریک سولفات (PFS) درمقایسه با پلی آلومینیوم کلراید (PAC) در حذف کدورت و کلیفرم در تصفیه آب اهواز می باشد.

روش کار: این تحقیق در مقیاس آزمایشگاهی و با استفاده از دستگاه جارتست در تصفیه خانه آب اهواز انجام شد. آزمایشات در محدوده کدورت ۳۵ NTU در تصفیه خانه آب اهواز انجام گرفت. پارامترهای مورد بررسی شامل غلظت ماده منعقدکننده، pH، کدورت، کلیفرم کل، کلیفرم مدفوعی و باکتری های هتروتروف می باشد.

یافته ها: بهترین شرایط کارایی پلی آلومینیوم کلراید $PH=8$ ، سرعت اختلاط سریع معادل ۱۲۰ rpm و دوز بهینه ۵ ppm می باشد که در $PH=8$ راندمان حذف کدورت برابر با ۹۳/۱۴ و در دوز بهینه ۵ ppm راندمان حذف کدورت برابر با ۹۳/۸۰ درصد می باشد. بهترین شرایط کارایی پلی فریک سولفات $PH=8$ ، سرعت اختلاط سریع معادل ۱۲۰ rpm و دوز بهینه ۸ ppm می باشد که در $PH=8$ راندمان حذف کدورت برابر با ۹۴/۸۶ و در دوز بهینه ۸ ppm راندمان حذف کدورت برابر با ۹۴/۸۶ درصد می باشد. در شرایط بهینه عملکرد منعقد کننده پلی آلومینیوم کلراید در دوز ۵ ppm راندمان حذف باکتری های کلیفرم کل، کلیفرم مدفوعی و باکتری های هتروتروفیک، به ترتیب برابر است با ۸۳/۷۰، ۹۰/۱۲ و ۸۳/۷۰، ۸۴/۰۸ در شرایط بهینه عملکرد منعقد کننده پلی فریک سولفات در دوز ۸ ppm راندمان حذف باکتری های کلیفرم کل، کلیفرم مدفوعی و باکتری های هتروتروفیک به ترتیب برابر است با ۹۰/۴۸، ۸۴/۸۳ و ۸۴/۶۹٪.

نتیجه گیری: در پایان بین دو گروه PFS و PAC از نظر راندمان حذف کدورت تفاوت جزئی وجود دارد که این تفاوت از نظر آماری معنی دار نیست.

کلمات کلیدی: انعقاد، کدورت، پلی آلومینیوم کلراید، پلی فریک سولفات.

افشین تكدستان^۱، شراره شیرزادی^۲،
نغمه عروجی^۳، محمد نوری سپهر^۴ و
رضا جلیل زاده^۵

^۱ دانشیار، گروه مهندسی بهداشت محیط و
عضو مرکز تحقیقات فناوریهای زیست
محیطی دانشگاه علوم پزشکی جندی
شاپور اهواز، ایران

^۲ کارشناس ارشد مهندسی محیط زیست،
دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات
خوزستان

^۳ کارشناسی ارشد شیمی کاربردی، شرکت
آب و فاضلاب اهواز - ایران

^۴ دانشیار، گروه مهندسی بهداشت محیط،
دانشگاه علوم پزشکی البرز، کرج، ایران

^۵ استادیار، گروه مهندسی محیط زیست،
دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز، ایران

* نویسنده مسئول:

کارشناسی ارشد شیمی کاربردی،
شرکت آب و فاضلاب اهواز، ایران

۰۹۱۶-۳۲۰۱۴۴۲
E-mail: n.oroji2007@gmail.com

مقدمه

یکی از آلوده کننده‌های طبیعی در آبهای سطحی به ویژه رودخانه‌ها و دریاچه‌ها، ناخالصی‌های کلوئیدی است. حضور این مواد باعث کدورت و تا حدودی رنگ می‌شوند. برای حذف کلوئیدها باید ذرات کلوئید با هم مجتمع و از نظر اندازه بزرگ شوند. برای این کار می‌توان از مواد شیمیایی استفاده کرد. این مواد نیروهایی را که موجب پایداری ذرات کلوئیدی می‌شوند خنثی می‌کنند، سپس در حالی که به آرامی به هم زده می‌شوند به ذرات ناپایدار شده زمان می‌دهند تا لخته‌ها ایجاد شوند که به این عمل فلوکولاسیون گویند. سرانجام آب از حوضچه ته نشینی رد شده و در آنجا مواد جامد لخته شده به وسیله عمل ته‌نشینی حذف می‌شوند^{۱-۲}. به طور کلی کدورت و یا رنگی شدن آب به علت حضور مواد معلق از جمله جلبکها، خاک رس، سیلت، ویروس، باکتری، مواد معدنی نظیر آزبست، سیلیکات، ذرات ریز مواد آلی و مواد محلول است. کدورت ضمن ایجاد ظاهری نامطلوب، می‌تواند پناهگاهی برای میکروارگانیسم‌ها در مقابل گندزدایی باشد، ضمن آن که کدورت بیش از حد مجاز می‌تواند وجود نقص در سیستم تصفیه را نشان دهد^{۳-۷}. در بیشتر تصفیه خانه‌های آب ایران از آلوم و کلرید فریک استفاده می‌گردد. هم اکنون در تصفیه خانه آب اهواز از پلی آلومینیم کلراید استفاده می‌گردد. پلی آلومینیوم کلراید یا آلومینیوم کلراید هیدراته، منعقدکننده پیش پلیمریزه شده و از لحاظ ترکیبی یک ماکرومولکول معدنی است که منومرهای آن یک کمپلکس دو هسته‌ای از آلومینیوم می‌باشد^{۸-۱۰}. این ماده دارای ساختار پلیمری می‌باشد که طی واکنش هیدروکسید آلومینیوم با اسید کلریدریک تولید می‌شود. پلی آلومینیم کلراید ناخالصی‌هایی مانند اپی کلروئیدین را که خاصیت سرطانی‌زایی دارند به آب اضافه می‌نماید^{۱۱}. زیان‌های جدی در اثر کاربرد نمک‌های آلومینیم به دلیل باقیماندن در آب، تولید حجم زیاد لجن و نحوه دفع در محیط زیست به وجود آمده است. رهنمود سازمان بهداشت جهانی برای آلومینیم و حداکثر مقدار مجاز آن 0.2 mg/L است^{۱۲}. در زمینه فرایند انعقاد-لخته سازی می‌توان به کاربرد منعقد کننده‌های مناسب جهت افزایش راندمان حذف کدورت و آلودگی‌های مختلف در طی این فرآیند اشاره نمود. مواد منعقدکننده متعارف اغلب در مواقع بروز کدورت‌های بالا و پایین عملکرد مناسبی نداشته و در این موارد مسئولین بهره برداری مجبور

به استفاده از کمک منعقدکننده‌ها می‌شوند که هر کدام دارای اثرات جانبی ویژه‌ای می‌باشند. از این رو به منظور استفاده از منابع و امکانات موجود و کاهش هزینه‌ها، بکارگیری ماده منعقدکننده جدید و توسعه یافته برای افزایش راندمان توان تصفیه خانه‌های متعارف در شرایط بحرانی و بروز آلودگی، کاهش و یا حذف بالایی از میزان کدورت، کاهش حجم لجن تولیدی و کاهش و یا حذف ریز آلاینده‌ها و کاهش مصرف مواد شیمیایی، (PFS) تحت نام پلی فریک سولفات با ماده منعقد کننده پلی آلومینیوم کلراید مقایسه شده است. فرمول کلی پلی فریک سولفات $[Fe_2(OH)_n(SO_4)_{3-n/2}]_m$ ($n < 2$) بوده و $m > 10$ می‌باشد. چنین گزارش شده است که PFS در مقایسه با منعقدکننده‌های سنتی همچون کلرید فریک و سولفات آلومینیوم، کارایی فوق العاده‌ای در برطرف سازی مواد آلی، کدورت، COD، BOD و یون‌های فلزی سنگین از خود نشان می‌دهد. پلی فریک سولفات مزایای گوناگونی از خود نشان داده است، برای مثال این ماده در گستره وسیعی از PH‌های انعقاد قابل کاربرد است و سرعت ته نشینی بالایی دارد. ایمن، قابل اطمینان، غیر سمی و بی ضرر است. متدهای بسیاری برای تولید PFS در فرم‌های مایع یا جامد وجود دارد. برای PFS مایع، اکسیداسیون مستقیم سولفات آهن دار بوسیله اکسیدکننده‌های قوی H_2O_2 ، $NaClO_3$ و HNO_3 با هیدرولیز جزئی یا پلیمریزاسیون جهت تولید PFS اجرا می‌شود. یکی از متدهای اکسیداسیون مستقیم، اکسیداسیون کاتالیزوری (تحریک کننده) است که اکسیژن یا هوا برای اکسید کردن Fe^{+2} به Fe^{+3} به کار برده می‌شود. کاتالیزورهایی همچون NO_x از $NaNO_2$ و HNO_3 مورد نیاز هستند^{۱۳-۱۴}. بر اساس تحقیقات املیا و همکاران (Omelia et al) در سال ۱۹۸۵، اریک (Eric) در سال ۲۰۰۲، مالهوترا (Malhotra) در سال ۱۹۹۴، تانگ و همکاران (Tang et al) در سال ۱۹۹۶، لوان (Luan) در سال ۱۹۹۸ و لیو و همکاران (Liu et al) در سال ۱۹۹۹، پلی آلومینیم کلراید در مقایسه با سایر مواد منعقد کننده نظیر سولفات آلومینیم، کلرورفریک و غیره در شرایط کدورت متوسط و بالا از عملکرد بهتری برخوردار است. به عنوان مثال نیاز به مقدار کمتر به دلیل شارژ بار یونی بیشتر، تشکیل لخته‌های درشت تر، کاهش مدت زمان ته نشینی فلاک، تولید لجن کمتر، عدم نیاز به تنظیم کننده pH به دلیل کاهش کمتر pH، عملکرد بهتر در ماه‌های پایین تر، افزایش طول

در غلظت‌های مختلف و PH مختلف جهت بهبود عمل انعقاد در حذف کدورت، کلیفرم و کاهش دوز منعقد کننده اصلی در نتیجه کاهش هزینه‌های اقتصادی از آب آشامیدنی صورت پذیرفت. در حال حاضر در تصفیه خانه‌های آب اهواز این عمل توسط ماده شیمیایی پلی آلومینوم کلراید به عنوان منعقد کننده اصلی و پریستول به عنوان کمک منعقد کننده استفاده می‌گردد که با توجه به مشکلات موجود در رابطه با استفاده از منعقد کننده ها، بالا بردن راندمان حذف کدورت و کاهش هزینه‌های مصرفی منعقد کننده لازم می‌نماید.

مواد و روش‌ها

مواد شیمیایی و تجهیزات

این پژوهش در مقیاس آزمایشگاهی و با استفاده از دستگاه جارتست در تصفیه خانه آب اهواز انجام شد. منبع آب این تصفیه خانه، رودخانه کارون می‌باشد و این تصفیه خانه آب شرق و غرب اهواز را تأمین می‌کند. تصفیه خانه کیان آباد ظرفیت تولید ۳۹۰۰۰۰ تا ۴۰۰۰۰۰ مترمکعب در روز آب شرب را دارد. جداول (۱) و (۲)، به ترتیب مواد شیمیایی و تجهیزات مورد استفاده در این پژوهش را نشان می‌دهد.^{۲۱}

جدول ۱: مواد شیمیایی مورد استفاده

سود ۰/۰۲ نرمال	PAC صنعتی جامد (شرکت فالیزان تصفیه) با درجه خلوص ۳۰٪ (w/w)
اسید سولفوریک ۰/۰۲ نرمال	پلی فریک سولفات (شرکت MERCK آلمان)

جدول ۲: تجهیزات مورد استفاده

نام دستگاه	مدل
آون	O-53
اتوکلاو	25 MELAG
ترازو	BL210S(Satorius)
کدورت سنج	2100N HACH
دستگاه جار	JLT6
pH متر	(۳۴۰i) WTW
Stirrer	JENWAY(1203)

دوره عملکرد صافی و غیره از جمله این موارد است^{۱۵-۲۰}. پلی فریک سولفات همانند پلی آلومینوم کلراید از منعقدکننده‌های نوین است که دوز مصرفی آن جهت انعقاد به منظور حذف کدورت کم است و قلیائیت آب را کاهش نمی‌دهد و لجن زیادی همانند سایر منعقدکننده‌ها نظیر سولفات فریک، کلرور فریک و آلوم تولید نمی‌کند و تا کنون هم جهت ارزیابی حذف کدورت از آب رودخانه کارون در تصفیه خانه آب اهواز استفاده نگردیده در صورتی که از سایر منعقدکننده‌ها نظیر پلی آلومینوم کلراید، آلوم و... در مطالعات قبلی استفاده شده است. فلوک های تولید شده با آهن درشت تر و سنگین تر از فلوک های آلومینیوم بوده و زود نمی‌شکنند به علاوه ترکیبات آهن دار در حرارت‌های پایین تر بهتر عمل کرده و مصرف آهک توام با آنها نیز ضرورت دارد.

نظر به اینکه آب رودخانه کارون دارای آلاینده‌های مختلفی از قبیل کدورت، کلیفرم می‌باشد و میزان این آلاینده‌ها در فصول مختلف تغییرات قابل ملاحظه ای داشته، لذا فرایند انعقاد با انتخاب یک ماده منعقدکننده مناسب با غلظت تزریقی مناسب به آب در pH و قلیائیت مناسب قادر خواهد بود مقادیر قابل ملاحظه ای از این آلاینده‌ها را در آب که یک خطر جدی برای سلامت مصرف کنندگان محسوب می‌شود حذف نماید. مطالعه حاضر با هدف بررسی و کارایی استفاده از پلی فریک سولفات در مقایسه با منعقدکننده پلی آلومینیوم کلراید در آب تصفیه خانه اهواز

روش کار

روش تخمیر چند لوله ای براساس استاندارد شماره ۳۷۵۹ مؤسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران انجام شد و نتایج به صورت MPN/100mL گزارش شدند^{۲۱ و ۲۴}.

به علاوه به منظور اثبات تکرارپذیری روش آنالیز، تعدادی از نمونه‌ها به صورت دوتایی و یا سه تایی تهیه شده و مورد آنالیز قرار گرفته اند. تعداد کل نمونه‌ها در طول نمونه برداری ۲۸۰ عدد بود. تهیه نمودارها با استفاده از نرم افزار Excel و آنالیز داده‌ها با نرم افزار SPSS ویرایش ۱۶ (آنالیز کوواریانس ودانکن) انجام گرفته است.

نتایج

در این بخش، نتایج به دست آمده در رابطه با تعیین pH بهینه PAC، تعیین غلظت بهینه ماده منعقدکننده PAC، تعیین pH بهینه پلی فریک سولفات، تعیین غلظت بهینه ماده منعقدکننده پلی فریک سولفات و نیز تعیین و مقایسه راندمان حذف کلیفرم کل، کلیفرم مدفوعی و باکتریهای هتروتروفیک در شرایط عملکرد بهینه بین دو منعقدکننده پلی آلومینیوم کلراید (PAC) و پلی فریک سولفات (PFS) ارائه شده است. برای بررسی جامع تر، برخی از نتایج این تحقیق با داده‌های سایر محققین مقایسه گردید.

تعیین pH بهینه پلی آلومینیوم کلراید

میانگین کدورت ورودی در طول این مرحله از نمونه برداری در ۳۵ NTU محاسبه شده است. در این مدت میانگین کدورت خروجی در گستره ای بین ۲/۸ تا ۴ قرار داشته است. میزان راندمان حذف کدورت در این دوره بین حداقل ۸۸/۵۷ درصد تا حداکثر ۹۳/۱۴ درصد بوده است. همچنین نمودار (۱-۳) اثر pH بر روی راندمان حذف کدورت را نمایش می‌دهد. با توجه به مقدار همبستگی با (P < ۰/۰۵) رابطه معناداری بین pH و درصد حذف کدورت وجود دارد. نمودار (۲-۳) بیانگر این است که با افزایش pH، راندمان حذف کدورت افزایش می‌یابد بطوری که بیشترین میانگین درصد حذف کدورت با فاصله اطمینان ۹۵٪ در pH=۸ معادل ۹۳/۱۴ درصد می‌باشد. همانطور که از نمودار استنباط می‌شود، حذف کدورت با استفاده از PAC، نسبت به تغییرات pH بسیار حساس می‌باشد بطوریکه بیشترین میانگین درصد حذف

نمونه‌های آب خام تهیه شده از آبگیر تصفیه خانه کیان آباد پس از انتقال به آزمایشگاه از نظر میزان کدورت، pH، دما، قلیائیت، کلیفرم کل، کلیفرم گرما پای، HPC مورد آزمایش قرار گرفتند. به منظور تعیین pH بهینه ماده منعقدکننده PAC و PFS، PAC با غلظت ثابت ۱۰ mg/L به همه نمونه‌ها اضافه شد. سپس آزمایش جار بر روی نمونه‌ها با pHهای مختلف ۵، ۶، ۷، ۷/۵، ۸ و ۹ صورت پذیرفت. جهت بررسی تعیین غلظت ماده منعقدکننده پلی آلومینیوم کلراید و PFS، آزمایش جار بر روی نمونه‌های آب تحت شرایط pH بهینه تعیین شده در مرحله قبل (pH=۸)، و با غلظت‌های مختلفی از PAC و PFS (۳-۶۰ mg/L) انجام گرفت و غلظت بهینه PAC و PFS به دست آمد. فرایند اختلاط سریع با سرعت اختلاط ۱۲۰ دور در دقیقه، طی زمان یک دقیقه انجام گردید. سپس طی مرحله اختلاط کند، سرعت اختلاط به ۴۰ دور در دقیقه به مدت ۲۰ دقیقه کاهش یافت. مدت زمان ته نشینی طبق توصیه مراجع معتبر، ۳۰ دقیقه در نظر گرفته شد^{۲۲}. پس از پایان یافتن آزمایش‌ها نمونه برداری برای تعیین کدورت، قلیائیت، pH، کلیفرم کل، کلیفرم گرما پای، HPC از ۵ سانتی متری زیر سطح آب توسط پی پت انجام گرفت^{۲۳}.

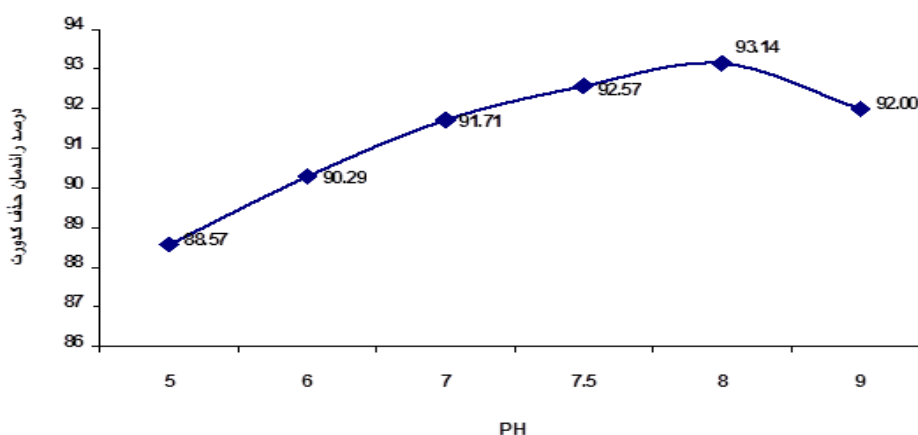
روش آزمایشگاهی

کلیه آزمایشات بر اساس روشهای استاندارد متد برای آزمایشات آب و فاضلاب انجام گرفته است. سنجش کدورت از طریق دستگاه کدورت سنج HACH مدل ۲۱۰۰N و بر اساس روش نفلومتریکی، pH توسط pH متر دیجیتالی مدل ۳۴۰i (WTW)، قلیائیت بر اساس روش تیتراسیون با اسیدسولفوریک ۰/۰۲ نرمال (2320 B. Titration Method) و آزمایشات میکروبی HPC، کلی فرم کل و کلی فرم مدفوعی طبق روش استاندارد انجام شدند. جهت آزمایش HPC، محیط کشت R2A در دمای ۳۵ درجه سانتی گراد به مدت ۴۸ ساعت استفاده شد و سپس کلنی‌های تشکیل شده بر سطح آگار با استفاده از دستگاه کلنی کانتر مدل Scan 100 Interscience ساخت کشور فرانسه شمارش شده و به صورت واحد کلنی در میلی لیتر (CFU/mL) گزارش شدند. سنجش باکتری‌های کلیفرم کل و مدفوعی نیز طبق

تعیین دوز بهینه ماده منعقدکننده PAC

میانگین کدورت ورودی در طول این مرحله از نمونه برداری در گستره ۳۵ NTU محاسبه شده است. در این مدت میانگین کدورت خروجی در گستره ای بین ۰/۸ تا ۲/۳۱ قرار داشته است. میزان راندمان حذف کدورت در این دوره بین حداقل ۹۳/۴ درصد تا حداکثر ۹۷/۶۹ درصد بوده است. نمودار (۲-۳) اثر دوز منعقدکننده PAC بر روی راندمان حذف کدورت را نمایش می‌دهد. نمودار (۳-۲) بیانگر این است که با افزایش دوز منعقدکننده راندمان حذف کدورت افزایش می‌یابد. بطوری که بیشترین میانگین درصد حذف کدورت با فاصله اطمینان ۹۵٪ برای دوزهای منعقدکننده ۵ ppm و ۶۰ معادل ۹۳/۸۰ و ۹۷/۶۹ درصد می‌باشد. نتایج به دست آمده نشان می‌دهد که به طور کلی با افزایش غلظت PAC، میزان حذف کدورت نیز افزایش یافته است. با توجه به آزمون ANOVA (آنالیز واریانس) با ($P < 0.05$) تفاوت معناداری بین دوز منعقدکننده PAC و درصد حذف کدورت وجود دارد، به عبارت دیگر عامل دوز منعقدکننده PAC روی راندمان حذف کدورت معنی دار است و تاثیر دارد.

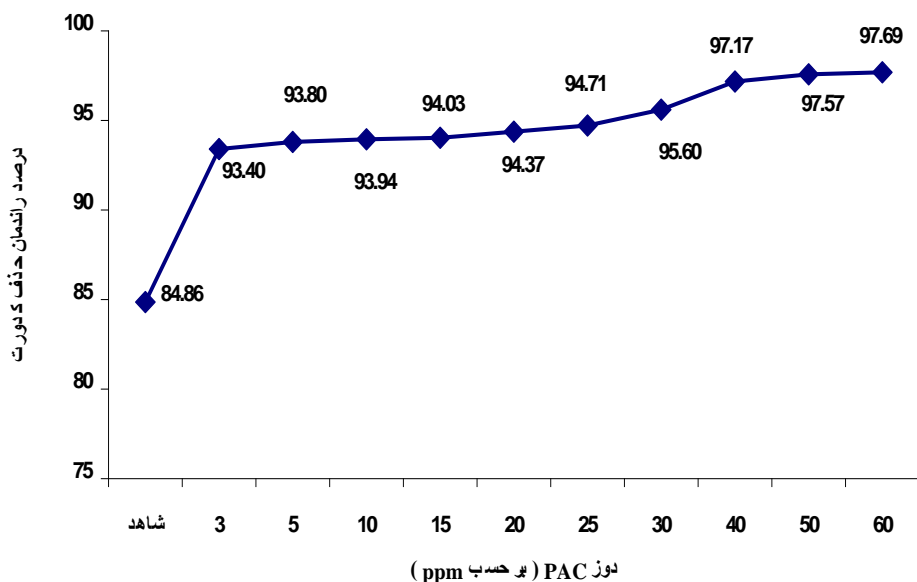
کدورت با فاصله اطمینان ۹۵٪ در $pH=8$ معادل ۹۳/۱۴ درصد می‌باشد. به عبارت دیگر در این محدوده از pH ، رسوب تشکیل شده در طی فرایند و یا همان محصولات هیدرولیز PAC، دارای کمترین حالیت هستند. با توجه به آزمون ANOVA (آنالیز واریانس) با ($P < 0.05$) تفاوت معناداری بین pH و درصد حذف کدورت وجود دارد، به عبارت دیگر با افزایش pH ، درصد حذف کدورت افزایش می‌یابد و در واقع همبستگی مثبت و معنی دار آماری بین عامل pH و درصد حذف کدورت وجود دارد. نکته قابل توجه دیگر آن است که اندازه لخته‌های تشکیل شده، در pH بهینه در مقایسه با pH های دیگر، به طور مشخصی بزرگتر بودند. با توجه به نمودار شماره (۱)، مشاهده می‌شود که در pH های اسیدی، از میزان حذف کدورت کاسته شده است. به همین دلیل نمی‌توان خثی سازی بار را تنها عامل تشکیل لخته‌ها دانست. به نظر می‌رسد که در این مورد، تشکیل لخته‌ها در محدوده pH بهینه، بیشتر از طریق به دام افتادن ذرات معلق در زنجیره‌های پلیمری ماده منعقدکننده انجام شده است که مکانیسم انعقاد جاروبی و به دام افتادن ذرات در رسوب نام دارد (۲۵). میرزایی و همکارانش طی مطالعه ای، pH بهینه جهت حذف کدورت و مواد آلی توسط PAC را ۸ بدست آوردند (۲۶).



نمودار ۱: روند تغییرات درصد حذف کدورت نسبت به تغییرات pH منعقدکننده PAC شرایط محیطی: (غلظت اولیه PAC: ۱۰ ppm کدورت اولیه: ۳۵ NTU و دما=۲۴/۵)

مکانیسم ذکر شده است^{۲۸-۳۰}. نتایج حاصل از این تحقیق با نتایج حاصل از مطالعه ای که توسط عروجی و همکاران در سال ۱۳۹۱ بدست آوردند شباهت زیادی داشت^{۲۹}. مطالعه آزمایشگاهی کاربرد پلیمر معدنی آلومینیوم در حذف کدورت از آب توسط بنی هاشمی و همکاران انجام گردید در این مطالعه بدون ذکر کدورت اولیه آب، ماده منعقد کننده پلی آلومینیوم کلراید به دلیل سرعت ته نشینی بیشتر فلاک های حاصله، عدم حساسیت به دمای آب و نیز کدورت باقیمانده کمتر آب تصفیه شده، در حذف کدورت از آب مناسب تر از سولفات آلومینیوم و کلرور فریک گزارش گردید^{۳۰}. مطالعه عبدالله زاده و همکاران در خصوص مقایسه عملکرد پلی آلومینیوم کلراید و کلرور فریک در حذف کدورت و مواد آلی منابع آب نشان داد که کارایی پلی آلومینیوم کلراید در حذف کدورت و TOC بیشتر از کلرور فریک است^{۳۱}. در مطالعه دنگ و همکاران (Deng et al) راندمان حذف کدورت در شرایط بهینه آبهای سطحی توسط پلی آلومینیوم کلراید بین ۷۳/۳ درصد تا ۸۳/۳ درصد حاصل شد.^{۳۲}

با توجه به آزمون دانکن درصد راندمان حذف کدورت در دوزهای مختلف منعقد کننده به ۲ دسته طبقه بندی شد که دوز منعقد کننده PAC برابر ۵ و ۶۰ میلی گرم در لیتر دارای بیشترین درصد راندمان حذف می باشد. بطوری که بیشترین میانگین درصد حذف کدورت با فاصله اطمینان ۹۵٪ برای دوزهای منعقد کننده ۵ و ۶۰ معادل ۹۳/۸۰ و ۹۷/۶۹ می باشد. در تعیین غلظت بهینه یک ماده منعقد کننده، عوامل مختلفی از نظر قوانین زیست محیطی مربوطه و نیز قیمت ماده منعقد کننده بسیار تاثیرگذار هستند. در رابطه با میزان حذف کدورت با استفاده از PAC و با توجه به نمودار شماره (۲)، به نظر می رسد که میزان حذف ۹۳/۸٪، یک نقطه ویژه و یا به عبارت بهتر یک نقطه بحرانی در نمودار باشد. به همین دلیل، با توجه به نمودار یاد شده، غلظت بهینه PAC برای حذف کدورت، ۵mg/L می باشد. از طرفی بررسی نتایج حاصله بیانگر آن است که مکانیسم هایی که سبب کدورت های باقیمانده کمتر در آب می شوند به غلظت منعقد کننده مصرفی و pH آب بستگی دارند. در این شرایط مکانیسم های غالب از نوع جذبی یا جارویی و یا ترکیبی از دو



نمودار ۲: روند تغییرات درصد حذف کدورت نسبت به تغییرات دوز بهینه ماده منعقد کننده (PAC)

شرایط محیطی: (pH=۸، دما=۲۳/۹، کدورت اولیه: ۳۵ NTU و سرعت اختلاط سریع: ۱۲۰ rpm)

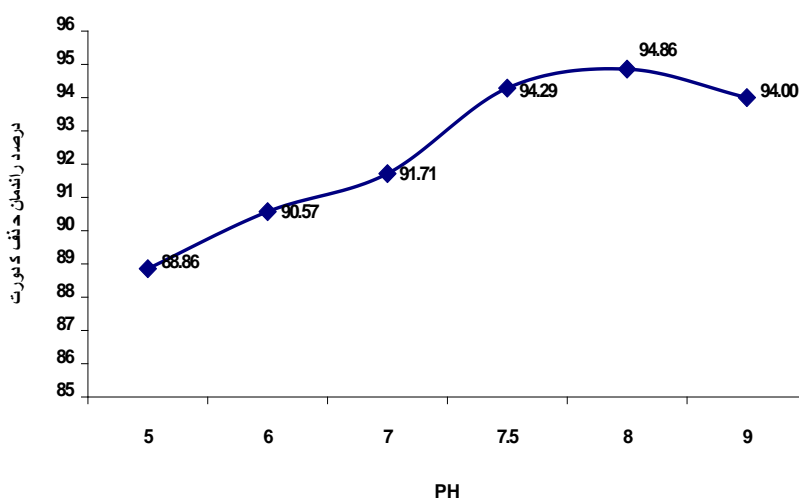
در گستره ۳۵NTU محاسبه شده است. در این مدت میانگین کدورت خروجی در گستره ای بین ۰/۸۷ تا ۲/۸۷ قرار داشته است. میزان راندمان حذف کدورت در این دوره بین حداقل ۹۱/۸۰ درصد تا حداکثر ۹۷/۷۱ درصد بوده است. نمودار (۳-۴) اثر دوز منعقدکننده پلی فریک سولفات بر روی راندمان حذف کدورت را نمایش می‌دهد. با توجه به مقدار همبستگی با $(P < 0/05)$ تفاوت معناداری بین دوز منعقدکننده پلی فریک سولفات و درصد حذف کدورت وجود دارد. نمودار (۳-۴) بیانگر این است که با افزایش دوز منعقدکننده راندمان حذف کدورت افزایش می‌یابد بطوری که بیشترین میانگین درصد حذف کدورت با فاصله اطمینان ۹۵٪ برای دوز منعقدکننده ۸ppm معادل ۹۴/۸۶ می‌باشد. همانطور که از نمودار استنباط می‌شود با افزایش دوز پلی فریک سولفات در این مرحله راندمان حذف کدورت از دوز ۳ تا ۸ppm افزایش می‌یابد و بیشترین افزایش در دوز ۶۰ppm که کدورت خروجی معادل ۰/۸ و درصد راندمان حذف کدورت معادل ۹۷/۷۱ می‌باشد ولی با توجه به مسائل اقتصادی و صرف هزینه‌های کمتر دوز ۸ppm را به عنوان دوز بهینه در نظر می‌گیریم.

تعیین pH بهینه ماده منعقدکننده پلی فریک سولفات (PFS)

میانگین کدورت ورودی در طول این مرحله از نمونه برداری ۳۵NTU محاسبه شده است. در این مدت میانگین کدورت خروجی در گستره‌ای بین ۲/۱ تا ۳/۹ قرار داشته است. میزان راندمان حذف کدورت در این دوره بین حداقل ۸۸/۸۶ درصد تا حداکثر ۹۴/۸۶ درصد بوده است. نمودار (۳-۳) اثر pH بر روی راندمان حذف کدورت را نمایش می‌دهد. با توجه به مقدار همبستگی با $(P < 0/05)$ تفاوت معناداری بین pH و درصد حذف کدورت وجود دارد. نمودار (۳-۳) بیانگر این است که با افزایش pH راندمان حذف کدورت افزایش می‌یابد ولی از $\text{pH} > 8$ شاهد کاهش راندمان حذف کدورت هستیم، بطوری که بیشترین میانگین درصد حذف کدورت با فاصله اطمینان ۹۵٪ در $\text{pH} = 8$ معادل ۹۴/۸۶ درصد می‌باشد. فاضلی و همکاران طی مطالعه ای pH بهینه پلی فریک سولفات برای حذف ذرات معلق در کدورت‌های پایین و بالا را ۷ بدست آوردند^{۳۳}.

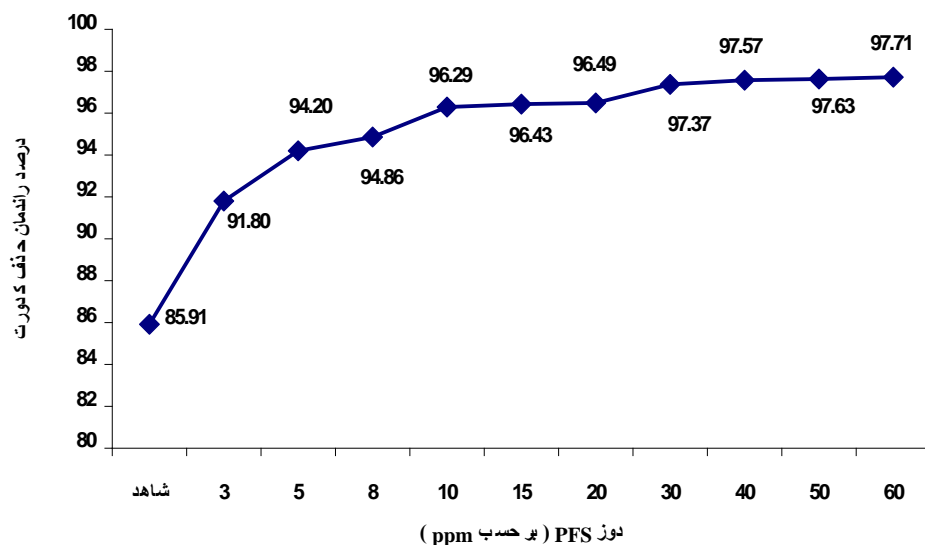
تعیین دوز بهینه ماده منعقدکننده پلی فریک سولفات

میانگین کدورت ورودی در طول این مرحله از نمونه برداری



نمودار ۳: روند تغییرات درصد راندمان حذف کدورت نسبت به تغییرات pH منعقدکننده پلی فریک سولفات

شرایط محیطی: (غلظت اولیه پلی فریک سولفات: ۱۰ ppm، کدورت اولیه: ۳۵ NTU، دما=۲۳/۳ و سرعت اختلاط سریع: ۱۲۰ rpm)



نمودار ۴: تغییرات کدورت خروجی نسبت به دوز منعقد کننده پلی فریک سولفات
شرایط محیطی: (pH=۸, دما=۲۳/۵ و سرعت اختلاط سریع: ۱۲۰ rpm)

۳۹۵ و برای دوز ۵ppm برابر ۴۱۰ MPN/100cc قرار داشته است. میزان راندمان حذف کلیفرم کل در این دوره برای دوز ۸ppm PFS برابر ۹۰/۴۸ درصد و برای دوزهای ۵ppm PAC برابر ۹۰/۱۲ درصد بوده است. نمودار (۳-۵) اثر دوز منعقد کننده PFS ۸ppm و PAC ۵ppm بر روی راندمان حذف کلیفرم کل را نمایش می دهد. میانگین کلیفرم مدفوعی ورودی در طول این مرحله از نمونه برداری ۸۹۰ MPN/100cc بوده است. در این مدت میانگین کلیفرم مدفوعی خروجی برای دوزهای ۸ppm پلی فریک سولفات برابر ۱۳۵ MPN/100cc و برای دوزهای ۵ppm برابر ۱۴۵ MPN/100cc قرار داشته است. میزان راندمان حذف کلیفرم مدفوعی در این دوره برای دوز ۸ppm پلی فریک سولفات برابر ۸۴/۸۳ درصد و برای دوزهای ۵ppm PAC برابر ۸۳/۷۰ درصد بوده است. نمودار (۳-۶) اثر دوز منعقد کننده PFS ۸ ppm و PAC ۵ppm بر روی راندمان حذف کلیفرم مدفوعی را نمایش می دهد. میانگین باکتریهای هتروتروفیک ورودی در طول این مرحله از نمونه برداری CFU/ml ۹۸۰۰ بوده است. در این مدت میانگین باکتریهای هتروتروفیک خروجی برای دوز ۸ppm PFS برابر ۱۵۰۰ CFU/ml و برای دوز ۵ppm برابر ۱۵۶۰ CFU/ml قرار داشته است. میزان راندمان حذف باکتریهای هتروتروفیک در این دوره برای دوز ۸ ppm PFS برابر

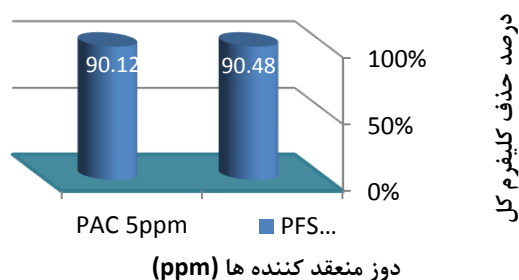
فاضلی و همکارانش در سال ۱۳۹۳ طی مطالعه ای با هدف بررسی کارایی پنج منعقد کننده شامل پلی فریک سولفات، کلرورفریک، آلوم، پلی آلومینیوم کلراید و پلی آلومینیوم فرس کلراید در حذف کدورت و مواد آلی با استفاده از روش AHP به این نتیجه رسیدند که در کدورت های ورودی بالا تا NTU ۳۰۰ عملکرد منعقد کننده های مورد آزمایش نسبتاً مشابه می باشد و بالاترین راندمان حذف کدورت تفاوت زیادی نشان نمی دهد، اما در کدورت های پایین NTU ۱۰ منعقد کننده های پلیمری دارای عملکرد بهتری نسبت به منعقد کننده های معدنی می باشند. از بین کلیه مواد منعقد کننده مورد آزمایش در مجموع پلی فریک سولفات عملکرد بهتری در حذف کدورت و مواد آلی را نشان داد^{۳۴}.

تعیین راندمان کلیفرم کل، کلیفرم مدفوعی، باکتریهای هتروتروفیک در شرایط بهینه عملکرد منعقد کننده پلی فریک سولفات و پلی آلومینیوم کلراید

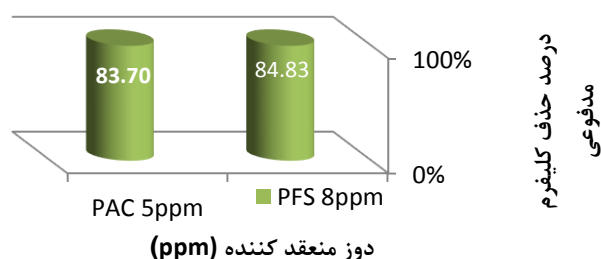
میانگین کلیفرم کل ورودی در طول این مرحله از نمونه برداری ۴۱۵۰ MPN/100cc بوده است. در این مدت میانگین کلیفرم کل خروجی برای دوز ۸ppm پلی فریک سولفات برابر ۸۰۰ MPN/100cc

منصوری و همکارانش در سال ۱۳۸۲ طی مطالعه ای به مقایسه پلی آلومینیوم کلراید، سولفات آلومینیوم و کلراید فریک در حذف کلیفرم کل و TOC پرداختند. میانگین درصد حذف کدورت، کلیفرم کل و TOC به ترتیب برای آلوم شامل ۹۲/۱، ۹۴/۴۳ و ۴۰/۳ درصد بودند. این مقادیر برای منعقد کننده کلراید فریک شامل ۹۵/۷۴، ۹۷/۸ و ۵۵/۶۴ درصد و برای پلی آلومینیوم کلراید عبارت بودند از ۹۵/۳، ۹۷/۳ و ۴۲/۰۲ درصد. نتایج به دست آمده نشان داد که کلراید فریک و پلی آلومینیوم کلراید در حذف کدورت، کلیفرم های کل و TOC کارایی بهتری نسبت به آلوم دارند و کلراید فریک در حذف TOC بهتر از PAC عمل می نماید. با در نظر گرفتن مشکلات مربوط به مصرف کلراید فریک، استفاده از PAC به عنوان منعقد کننده در حذف کدورت، کلیفرم های کل و TOC گزینه بهتری نسبت به آلوم و کلراید فریک در فرآیند انعقاد می باشد.^{۳۷}

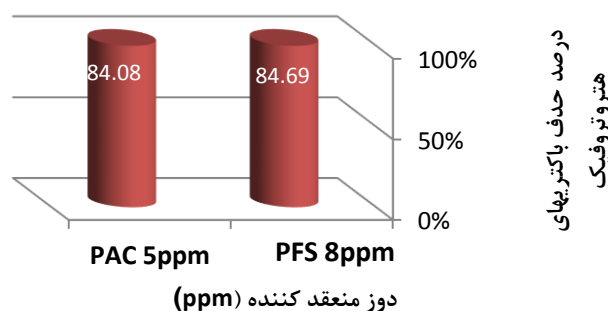
۸۴/۶۹ درصد و برای دوز ۵ppm برابر ۸۴/۰۷ درصد بوده است. نمودار (۳-۷) اثر دوز منعقد کننده PFS ۸ppm و PAC ۵ ppm بر روی راندمان حذف باکتریهای هتروتروفیک را نمایش می دهد. منعقد کننده های نوینی همچون PFS و PAC جهت کاهش کلیفرم ها با استفاده از مکانیسم انعقاد جارویی و محبوس کردن ذرات کلوئیدی و معلق بسیار ریز عمل کرده و بر خلاف منعقد کننده هایی همچون آلوم، کلرور فریک و سولفات فریک با پل زنی بین ذرات و تماس بین ذره ای و مکانیسم جذب سطحی و خنثی سازی بار ذرات از جمله بار منفی سطح میکرو باکتری ها باعث کاهش قابل ملاحظه تعداد باکتری ها از جمله کلیفرم ها و باکتری های هتروتروف در آب با راندمان حذف بالای ۸۳٪ می گردند. نیسی و همکاران در سال ۱۳۹۴، عروجی و همکاران در سال ۱۳۹۱ به نتایج مشابهی برای منعقد کننده PAC دست پیدا کردند.^{۳۵-۳۶} شاه



نمودار ۵: مقایسه راندمان حذف کلیفرم کل در شرایط عملکرد بهینه بین دو منعقد کننده پلی آلومینیوم کلراید (PAC) و پلی فریک سولفات (PFS)



نمودار ۶: مقایسه راندمان حذف کلیفرم مدفوعی در شرایط عملکرد بهینه بین دو منعقد کننده پلی آلومینیوم کلراید (PAC) و پلی فریک سولفات (PFS)



نمودار ۷: مقایسه راندمان حذف باکتریهای هتروتروفیک در شرایط عملکرد بهینه بین دو منعقد کننده پلی آلومینیوم کلراید (PAC) و پلی فریک سولفات (PFS)

پیرامون مواد منعقد کننده مورد استفاده می باشد. در جدول (۱) برآورد هزینه منعقد کننده پلی فریک سولفات و در جدول (۲) برآورد هزینه پلی آلومینیوم کلراید با توجه به مقادیر بدست آمده هر کدام از آنها در سطح کدورت مورد آزمایش در این تحقیق و قیمت مواد مصرفی در بازار آمده است. هزینه خرید هر کیلوگرم از مواد منعقد کننده بصورت زیر می باشد.

توجیه اقتصادی کارایی منعقد کننده پلی فریک سولفات (PFS) در مقایسه با پلی آلومینیوم کلراید (PAC) واضح است که اقتصاد حرف اول را برای انتخاب منعقد کننده موفق میزند. به منظور مقایسه اقتصادی و برآورد هزینه ها در کاربرد مواد منعقد کننده مورد استفاده در این تحقیق، مقایسه کلی از نظر هزینه ها آمده است. البته مقایسه دقیق تر منوط به مطالعات بیشتر

مواد منعقد کننده	قیمت هر کیلوگرم (ریال)	قیمت هر کیلوگرم به دلار
پک (پلی آلومینیوم کلراید)	۱۶۰۰۰	۳۰۰-۴۰۰
پلی فریک سولفات	۱۴۰۰۰	۱۸۰-۲۵۰

جدول ۱: برآورد هزینه پلی فریک سولفات

کدورت NTU _{۳۵}	دوز مصرفی پلی فریک سولفات (mg/l)	مترمکعب آب تصفیه شده به ازای هر کیلوگرم در روز	هزینه هر متر مکعب آب تصفیه شده (ریال)
۸ppm	۴۲۰۰۰۰	۴۷۰۴۰۰۰۰	

جدول ۲: برآورد هزینه پلی آلومینیوم کلراید

کدورت NTU _{۳۵}	دوز مصرفی پلی آلومینیوم کلراید (mg/l)	به ازای هر کیلوگرم در روز	هزینه هر متر مکعب آب تصفیه شده (ریال)
۳۵ NTU	۵Ppm	۴۲۰۰۰۰	۳۳۶۰۰۰۰۰

نشان می‌دهد که بین دو گروه PFS و PAC از نظر راندمان حذف کدورت در پلی فریک سولفات تفاوت جزئی وجود دارد. که این تفاوت از نظر آماری معنی دار نیست. یعنی میانگین نمرات در دو گروه منعقد کننده PFS و PAC در دوز ثابت ۱۰ ppm از نظر راندمان حذف کدورت در پلی فریک سولفات تقریباً نتیجه یکسانی را از خود نشان داده اند. لازم به ذکر است که لجن پلی فریک سولفات بعد از گذشت چند ساعت به رنگ زرد درمی آید و وقتی محلول سازی می‌شود تشکیل رسوب می‌دهد و امکان استفاده مجدد ندارد و به خاطر همین تشکیل رسوب به آب تیرگی می‌دهد که یکی از معایب آن می‌باشد. ولی پلی آلومینیوم کلراید بعد از محلول سازی تا چند روز خاصیت خود را از دست نمی‌دهد، شفاف باقی می‌ماند و تشکیل رسوب نمی‌دهد. هرچه پلی فریک سولفات در دوزهای بیشتری به آب اضافه می‌شد فلوک های درشت تری را تشکیل می‌داد ولی از طرفی محلول رنگی میشد و این به دلیل آهن موجود در ترکیب پلی فریک سولفات می‌باشد. از طرفی فلوک های تولید شده با آهن درشت تر و سنگین تر از فلوک های آلومینیوم بوده سرعت ته نشینی بالایی داشتند ولی به دلیل علت ذکر شده در بالا خاصیت خورندگی در آب و شبکه توزیع ایجاد می‌کند و نیز در آبهایی که مواد آلی زیادی دارند تولید کمپلکس محلول رنگی آهن می‌کند و به همین علت استفاده از آن به جای پلی آلومینیوم کلراید در تصفیه آب اهواز توصیه نمی‌شود.

همانطور که مشاهده میشود مطابق جداول فوق بر خلاف بالا بودن هزینه خرید پلی آلومینیوم کلراید، هزینه هر متر مکعب آب تصفیه شده در کدورت ۳۵ NTU نسبت به پلی فریک سولفات کمتر است. مطالعه ای که توسط محوی و احمدی مقدم انجام پذیرفت نشان داد که غلظت های کمتری از پلی آلومینیوم کلراید نسبت به سایر منعقدکننده‌ها مصرف شده و سبب می‌شود هزینه منعقد کننده مصرفی به ازای هر متر مکعب آب تصفیه شده کاهش یابد.^{۳۸}

نتیجه گیری

pH عامل بسیار موثری بر میزان حذف کدورت بوده و تنظیم آن برای استفاده بهینه از ماده منعقدکننده ضروری می‌باشد. pH بهینه برای حذف کدورت توسط PAC و PFS برابر با ۸ بود. عدم معناداری نشان می‌دهد که بین دو گروه PFS و PAC از نظر راندمان حذف کدورت در PH تفاوت جزئی وجود دارد. اما این تفاوت جزئی از نظر آماری معنادار نیست. یعنی میانگین نمرات در دو گروه منعقد کننده PFS و PAC در دوز ثابت ۱۰ ppm از نظر راندمان حذف کدورت در PH تقریباً نتیجه یکسانی را از خود نشان داده‌اند. با افزایش غلظت PAC و PFS میزان حذف کدورت نیز افزایش یافت. دوزهای ۵ میلی گرم بر لیتر PAC و ۸ میلی گرم بر لیتر PFS به عنوان دوز بهینه انتخاب شدند. عدم معناداری

منابع

- Graham NJD. Ortho kinetic flocculation rapid filtration. J of Water Research 1986; 54:715-24.
- Zahab Saniei A. Water treatment processes. Vol 1, Niro chap company. Tehran, 1991:24-29 [In Persian].
- HDR Engineering Inc. Handbook of public water system. 2nd Ed., John Wiley and Sons, New York. 2001; 125-76.
- WHO. Guidelines for drinking water quality, Vol 2, New Dehli. 1991.
- McGhee T. Water supply and sewerage, McGraw- Hill, Washington, D.C. 1991:137-41.
- Montgomery JM. Water treatment principals and design, John Wiley and Sons. New York. 1995:220-28.
- ALipoor V, Bazerafshan A. Water treatment. 1st Ed. Vol 1. Danesh Nama Pub, Isfahan. 2003:79-85 [In Persian].
- Tehran Treatment Chemical Department, Use of Poly aluminum Chloride in water and wastewater treatment. 2004 [In Persian].
- Shi B, Li G, Wang D, Feng C and Tang H. Removal of direct dyes by coagulation: The performance of preformed polymeric aluminum species. J Hazard Mater 2007; 143:567-74.
- Wang D, Sun W, Xu Y, Tang H, Gregory J. Speciation stability of inorganic polymer flocculant-PACl. Colloids Surf A Physicochem Eng Asp. 2004; 243:1-10.
- Muyibi MS, Akif MS. Treatment of surface water with Moringa oleifera seed extract and alum-a comparative study using a pilot scale water treatment plant. J Env Studies 2003; 60(6) : 617-26.
- World Health Organization. Guidelines for drinking-water quality: Incorporating 1 st and 2 nd addenda. 3th Edition. Vol 1, Recommendations. 2008:451-55.

13. Yazdi M. optimization of coagulation and flocculation by using alternative coagulant material. M.A Thesis of environment engineering (water and wastewater). Shahid Beheshti University. Technical and engineering Sahid Abaspour . 2008: 23-26[In Persian].
14. HE Y, LI F, JIANG GQ, WANG H. Preparation and application of polyferric sulfate in drinking water treatment. 12th conference on environmental science and technology Rhodes, Greece. 2011. 8-10 September.
15. Omelia CR, Shin JY. Removal of particle using dual media filtration modeling and experimental studies. J Water Supply, IWA 2001: 1(4): 73-79.
16. Eric H, Kara H. Optimizing coagulant conditions for the worcester water filtration plants, A Major Qualifying Project Report Submitted to the Faculty of Worcester Polytechnic Institute. USA. 2002.
17. Malhutra S. Polyaluminum chloride as an alternative coagulant. Proc. 20th WEDC Conference Colombo, Sri Lanka. 1994 : 289-91.
18. Tang HX, Luan ZK. Features and mechanism for coagulation flocculation process of polyaluminum chloride. J Environ Sci 1995: 7 (2): 204-11.
19. Luan Z.K. Theory and application of inorganic polymer flocculant-polyaluminium chloride. Doctorial Dissertation, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing. 1997.
20. Liu W, Huang H, Peng J. Application of polyaluminium chloride in Shenzhen water supply, Qingyouan Water Purification Water Supply Group Ltd., Schenzhen, China. 2001.
21. Standard Method for the Examination of water and wastewater. 21st ed, American Public Association, Washington, D.C. 2005.
22. ASTM. Standard Practice for Coagulation – Flocculation Jar Test of Water. E1-1994 R, D 2035-80, Annual Book of ASTM Standards. 1995; Vol 11.02.
23. Bina B, Mehdinejad M H, Nikaeen M, Movahedian Attar H. Effectiveness of chitosan as natural coagulant aid in removal of turbidity and bacteria from turbid waters. J of Environ Health Sci Eng 2009: 6:247-52[In Persian].
24. Detection and enumeration of coliform organisms in water by multiple tube method No. 3759. Iranian National Standards Organization. (Accessed Dec 6, 2014 at <http://www.isiri.org/portal/files/std/3759.htm>). [In Persian].
25. Bina B, Shahsavani A, Asghari Gh, Hasanzadeh A. Effectiveness of two coagulants of moringa oleifera and polyaluminum chloride in turbidity removal from drinking water. J of Water and Wastewater 2006: 61: 24-33[In Persian].
26. Mirzaiy A, Takdastan A, Alavi N, Mohamadian H. Removal of Turbidity, Organic Matter, Coliform and Heterotrophic Bacteria by Coagulants Poly Aluminium Chloride from Karoon River Water in Iran. Asian J Chem 2012: 24(6): 2389-93[In Persian].
27. Takdastan A, Eslami A. Using of powdered activated carbon as coagulant aid in Total organic carbon removal in Koot Amir Water treatment plant. Jundishapur Journal of Health Sciences 2013:5 (2): 117-127[In Persian].
28. Nonod J, Brault JL. Water treatment Hand Book. 6th Ed., Vol 1, chapter 3. Degremont. USA. 1991.
29. Orooji N, Takdastan A, kargari A, Raeesi GH. Efficiency of Chitosan with Poly aluminum Chloride in Turbidity Removal from Ahwaz Water Treatment Plant Influent. J of Water and Wastewater 2012: 84: 70-77[In Persian].
30. Banihashemi A, Alavi Moghaddam MR, Maknoon R, Nikazar M. Lab-scale study of water turbidity removal using aluminum inorganic polymer. J of Water and Wastewater 2008: 66: 82-86[In Persian].
31. Abdoloh Zadeh M, Torabian A, Hassani AH. Comparison of the performance of poly aluminum chloride(PACl), ferric chloride(FeCl3), in turbidity and organic matter removal; from water source, case study ;Karaj river, in Tehran water treatment plant no.2. J of Water and Wastewater 2009: 70:23-31[In Persian].
32. Deng S, Zhou Q, Yu G, Huang J, Fan Q. Removal of perfluorooctanoate from surface water by polyaluminium chloride coagulation. Water Res 2011: 45(4):1774-80.
33. Fazeli M, Safari M. Performance Comparison of Polymeric and inorganic Coagulants in Coagulation and Flocculation. Biosciences Biotechnology Research Asia 2014 : 11(3), 1707-11[In Persian].
34. Fazeli M, Safari M, Ghobae T. Selecting the optimal coagulant in turbidity removal and organic carbon of surface water Using AHP. Bull. Env. Pharmacol. Life Sci 2014: 3 (6): 78-88[In Persian].
35. Neisi A, Esteresh A, Takdastan A, Orooji N. Removal of Turbidity and Coliform Bacteria from Karoon River Water by Natural Coagulants aid (Bread Yeast) with PAC. International Conference on Chemical, Environmental and Biological Sciences 2015: March 18-19, Dubai (UAE) [In Persian].
36. Orooji N, Takdastan A, kargari A, Raeesi GH. Efficiency of using chitosan as a coagulant aid in removal of turbidity and E. coli bacteria in Ahwaz Water Treatment Plant . International Conference on Water and Wastewater. Tehran. May.2011 [In Persian].
37. Shahmansouri M ,Neshat A. Comparison of poly aluminum chloride, Aluminum sulfate and ferric chloride in removing TOC,MPN ,in optimal concentration of turbidity removal from raw water in water treatment plants in Isfahan . J of Water and Wastewater 2003: 48: 39-44[In Persian].
38. Mahvi AH, Ahmadi Moghaddam M. Technical, economical and healthy evaluation of PACl application in water treatment. Iranian J of Public Health 2003: 32: 6-8[In Persian].