

بررسی تصفیه فیزیکی و شیمیائی مرحله سوم فاضلاب خانگی منطقه‌ای از تهران در رابطه با استفاده مجدد از آن*

دکتر پرویز ثمر** - دکتر کرامت‌اله ایماندل*** - مهندس فرزانه مثقالی**** - مهندس
زهره جوادی**** - دکتر گیتی ثمر***

کلمات کلید: بهداشت محیط - تصفیه فیزیکی و شیمیائی - فاضلاب خانگی

خلاصه:

علیرغم عملکرد قابل توجهی که در مراحل تصفیه بیولوژیکی فاضلاب مشهود است، حذف ۹۰ درصد مواد معلق و مواد آلی قابل تجزیه بیولوژیکی، ۶۰ درصد مواد آلی غیر قابل تجزیه بیولوژیکی، ۵۰ درصد ازت، ۳۰ درصد فسفر و ۹۹ درصد باکتری‌های بیماریزا و ویروسها معینا پس از تصفیه مرحله دوم معمولاً " مواد آلوده کننده به میزان قابل ملاحظه‌ای بصورت مواد معلق کلوئیدی، مواد آلی غیر قابل تجزیه بیولوژیکی، مواد معدنی قابل استفاده آگها مواد محلول مغذی، باکتریها و ویروسها، هنوز در فاضلاب باقی می‌مانند که حذف آنان به‌ویژه در برخی موارد از نظر حفظ تعادل اکولوژیکی آبهای پذیرنده و یا در هنگام استفاده مجدد از فاضلاب از طریق تصفیه فیزیکی و شیمیائی امری لازم و اجتناب ناپذیر می‌نماید. بمنظور کوشش در جهت تامین کمبود آب تهران بزرگ‌کاربرد تصفیه فیزیکی و شیمیائی بر روی فاضلاب خانگی تهران بعنوان تصفیه مرحله سوم مورد

* هزینه اجرای این طرح بوسیله دانشکده بهداشت و انستیتو تحقیقات بهداشتی دانشگاه تهران و شورای توسعه تشویق پژوهش‌های علمی کشور وزارت فرهنگ و آموزش عالی به شماره ۵۵/۱ - ۲ - ۶۰۰ تامین شده است.

** مدیر بخش مهندسی محیط، مهندسین مشاور اگوزیست و استاد یار سابق دانشکده بهداشت

*** اعضاء هیئت علمی دانشگاه تهران

**** فوق لیسانس مهندسی بهسازی

پژوهش قرار داده شد. پس از شناخت کیفیت پساب تصفیه‌خانه فاضلاب صاحبقرانیه در مرحله اول کاربرد عوامل انعقاد معدنی و آلی و در مرحله دوم کاربرد گرد کربن فعال توام با عوامل انعقاد مورد بررسی و بازده حذف مواد آلوده‌کننده مورد مقایسه و تفسیر قرار گرفت، نتایج حاصل از آزمایشهای فیزیکی و شیمیایی به روش‌های استاندارد آمریکا، عمل انعقاد به روش جارو عمل جذب کربنی از طریق رسم منحنی لانگمیر، نشان داد که:

– بطورکلی منعقد کننده‌های معدنی بازده بسیار مناسبتری نسبت به عوامل انعقاد آلی داشته و از میان آنها آب آهک بعلت ارزانی و فراوانی در بازار مناسبترین میباشد و تنها اشکال مهم آن تنظیم پی‌اچ بوده که برای جبران این افزایش پی‌اچ به مراحل اضافی نیازمند است.

– در بین عوامل انعقاد آلی، پلی‌الکترولیت کاتیونی از بقیه مناسبتر است.

– ترکیب عوامل انعقاد آلی و معدنی برای کیفیت فاضلاب تهران چندان مناسب نیست، زیرا اضافه نمودن دو عامل انعقاد سبب افزایش دستگاههای تغذیه مواد شیمیایی است. و در عملکرد روش تصفیه، کنترل این دو عامل نسبت به کنترل یک عامل انعقاد، دشوارتر است. از میان منعقدکننده‌های مورد آزمایش تنها دو منعقد کننده آب‌آهک و پلی‌الکترولیت کاتیونی در مجاورت گرد کربن، بازده تصفیه خوبی را داشتند. حذف مواد آلی در کاربرد گرد کربن فعال و آب‌آهک ۷۰/۵٪ و حذف کدورت ۸۰٪ بود که نسبت به حالتی که از گرد کربن استفاده نمیشد، بازده حذف مواد آلی ۸/۵٪ افزایش و کدورت ۱۵٪ کاهش داشت. حذف مواد آلی در استفاده از گرد کربن فعال همراه با پلی‌الکترولیت کاتیونی ۵۹/۱٪ و حذف کدورت ۴۹/۵٪ بود که نسبت به حالتی که فقط از پلی‌الکترولیت کاتیونی استفاده میشود، بازده حذف مواد آلی ۱۶/۹٪ افزایش و کدورت ۳۷/۹٪ کاهش داشت. درصد حذف باکتریها در هر دو حالت بسیار خوب بود. در مورد کربن و آب‌آهک درصد حذف کل کلیفرم‌ها ۹۸/۶ و فیکال کلیفرم ۸۵ و در مورد کربن و پلی‌الکترولیت کاتیونی حذف کل کلیفرم‌ها و فیکال کلیفرم‌ها ۸۵٪ بود. کاربرد گرد کربن فعال با پلی‌الکترولیت کاتیونی در مقایسه با کاربرد آن با آب‌آهک بهتر است ولی بطورکلی برای فاضلاب تهران استفاده از آب‌آهک به تنهایی از پلی‌الکترولیت کاتیونی همراه با گرد کربن فعال از نظر اقتصادی و بازده تصفیه، مناسبتر است.

مقدمه

تامین آب بمنظور مصارف شهری، صنعتی و کشاورزی در اغلب ممالک خشک و نیمه خشک یکی از عوامل تعیین کننده رشد اقتصادی محسوب میگردد، کشور ما نیز از جمله ممالک خشک همراه با توزیع ناهمگون بارندگی است و مسئله کم آبی و یا بی آبی یکی از مسائل شایان توجه در اکثر مناطق آن میباشد.

استفاده مجدد از فاضلاب در سالهای اخیر یکی از طرق رفع کمبود آب پیشنهاد شده و در پاره‌ای از ممالک پیشرفته کاربرد موفقیت آمیزی داشته است (۲، ۵، ۴) استفاده مجدد از فاضلاب در حال حاضر در غالب موارد بمنظور مصارف کشاورزی، صنعتی و تفریحی و بطور کلی مصارف غیر شرب بکار رفته و انتظار میرود با پیشرفت تکنولوژی تصفیه فاضلاب بتوان به مرحله احیای کامل فاضلاب دست یافت (۱۲).

بمنظور تصفیه فاضلاب و آماده سازی آب برای مصارف مجدد از روشهای تصفیه مرحله سوم استفاده میگردد که مهمترین و قابل استفاده ترین آن روش انعقاد، لخته بندی، ته نشینی و همچنین جذب کربنی است. (۱۳، ۷، ۱۰، ۶، ۱۱)

هدف: هدف از این پژوهش در بخش اول مقایسه کاربرد عوامل انعقاد آلی و معدنی و تعیین مناسبترین عامل انعقاد در امر تصفیه فیزیکی و شیمیائی مرحله سوم (شامل انعقاد لخته بندی و ته نشینی) در رابطه با استفاده مجدد از فاضلاب خانگی شهر تهران است. این مقایسه با ارزیابی و بازده هر یک از عوامل انعقاد در حذف مواد آلوده کننده و یا لایه ارزش اقتصادی آن خواهد بود. در بخش دوم تعیین مناسبترین ترکیب گرد کربن فعال با عوامل مختلف انعقاد در استفاده از ترکیبی از عوامل انعقاد مختلف و گرد کربن فعال در تصفیه فیزیکی و شیمیائی است.

روش بررسی و نمونه گیری: این بررسی در دو مرحله انجام گرفت:

الف - استفاده از انعقاد، لخته بندی^۱ و ته نشینی با تعیین مناسبترین پی اچ و مناسبترین غلظت عامل انعقاد در رابطه با کاربرد عوامل انعقاد ذیل. عوامل انعقاد معدنی مشتمل بر سولفات آلومینیوم، کلرور فریک، هیدرات کلسیم، عوامل انعقاد آلی مشتمل بر پلی الکترولیت کاتیونی^۲، پلی الکترولیت آنیونی^۳، پلی الکترولیت خنثی^۴،

- | | |
|-----------------|-----------------|
| 1. flocculation | 2. calgon 2660 |
| 3. calgon 3000 | 4. colagon 2690 |

ترکیب انعقاد معدنی و آلی مشتمل بر: پلی الکترولیت کاتیونی و آب آهک و همچنین پلی الکترولیت آنیونی و آب آهک میباشد.

ب - استفاده از گردکربن فعال توام با روش انعقاد، لخته‌بندی و ته‌نشینی بمنظور بررسی از دیداد بازده تصفیه در حذف مواد آلوده‌کننده و تعیین مناسبترین غلظت گردکربن فعال میباشد.

روش آزمایشگاهی - نمونه‌برداری با استفاده از ظروف پلاستیکی کاملاً تمیز به حجم ۲۰ لیتر از محل دفع نهائی پساب تصفیه‌خانه فاضلاب صاحبقرانیه (قبل از مرحله کلرزنی) انجام و متعاقب حمل آن به آزمایشگاه و نگاهداری در یخچال ۳ درجه، آزمایشهای مختلف روی آن بعمل آمده تصفیه‌خانه فاضلاب صاحبقرانیه دارای مراحل تصفیه مقدماتی، تصفیه بیولوژیکی (روش لجن فعال، هوادهی طولانی باروش هوادهی^۱ منتشر، ته‌نشینی ثانوی و بالاخره مرحله کلرزنی است - این واحد، فاضلاب خانگی ۲۰۹ واحد مسکونی با جمعیت تقریبی ۱۰۰۰ نفر را در ناحیه صاحبقرانیه جمع‌آوری می‌کند و دارای شدت جریان میانگین پساب ۳۵ لیتر در ثانیه می‌باشد. شناخت کیفیت فاضلاب در کلیه بخشها با استفاده از روشهای توصیه شده استاندارد (۱) انجام گردید. پارامترهای باکتریولوژیک در آزمایشگاه باکتریولوژی دانشکده بهداشت دانشگاه تهران و سایر پارامترها در آزمایشگاه بهسازی محیط همان دانشکده اندازه‌گیری شد. مقدار فلزات سنگین بوسیله روش جذب اتمی در دانشگاه صنعتی شریف تعیین گردید. در زمینه تعیین مناسبترین پی‌اچ و غلظت عوامل انعقاد ابتدا مناسبترین پی‌اچ در کاربرد هر یک از عوامل انعقاد به روش جار تست (۹۰۸۹۱) معین شد سپس با استفاده از آن مناسبترین غلظت عامل و یا عوامل انعقاد با بکارگرفتن روش فوق تعیین گردید. در مورد ترکیب دو عامل انعقاد آلی و معدنی مناسبترین پی‌اچ برای عامل انعقاد آلی موردنظر بوده‌است و جهت تعیین مناسبترین غلظت عامل انعقاد آلی، عامل انعقاد معدنی "آب آهک" با غلظت ۱۰ میلیگرم در لیتر استفاده گردید و مقادیر مختلف از پلیمر آلی در حدود کمتر از مناسبترین مقدار انعقاد آلی بصورت منفرد همراه با آب آهک بکار رفت. مناسبترین پی‌اچ و مناسبترین غلظت عوامل انعقاد به کمک ارزیابی بازده در حذف سه پارامتر کدورت، مواد جامد معلق‌وسی. او.دی آدر آزمایشهای جار تست تعیین شد. تغییرات پی‌اچ با بکارگرفتن محلولهای ۵ میلیگرم در

لیتر سود سوزآور و اسید سولفوریک انجام گردید .

جهت تعیین میزان جذب بوسیله کربن فعال گرد شده منحنی لانگمیر بکار گرفته شد . برای این منظور میزان معینی از فاضلاب با نسبتهای $\frac{۱۴}{۶}$ و $\frac{۱۹}{۶}$ و $\frac{۲۴}{۶}$ و $\frac{۲۹}{۶}$ و $\frac{۳۴}{۶}$ و $\frac{۴۴}{۶}$ و $\frac{۴۹}{۶}$ با کمک آب مقطر رقیق شده ، میزان ۵۰ میلیگرم گرد کربن فعال به یک لیتر از فاضلابهای رقیق شده افزوده و عملیات اختلاط عینا " مانند روش جارتست انجام گردید . پس از صاف کردن نمونه‌ها با کاغذ صافی جی ، اف . سی با در دست داشتن سی . او . دی اولیه نمونه و سی . او . دی باقیمانده میزان مواد آلی جذب شده بدست آمد و منحنی لانگمیر ترسیم شد . برای تعیین مناسبترین غلظت گرد کربن فعال ، ابتدا پی‌اچ نمونه‌ها به مناسبترین پی‌اچ برای هر منعقد کننده تغییر داده شد . سپس به یک نمونه ، عامل انعقاد به تنهایی و به نمونه‌های دیگر عامل انعقاد همراه با مقادیر مختلف گرد کربن فعال ، اضافه گردید . میزان و حدود کربن فعال گرد شده بوسیله محاسبات حاصل از منحنی لانگمیر به میزانی تعیین شد که بتوان سی . او . دی نمونه را به حدود ۱۰ میلیگرم در لیتر تقلیل داد . آزمایشهای جار برای نمونه‌ها بکار گرفته شد و مناسبترین غلظت گرد کربن فعال شده با تعیین کدورت ، مواد جامد معلق و سی . او . دی باقیمانده در نمونه تعیین گردید . (کربن فعال گرد شده بصورت محلولی به غلظت یک گرم در لیتر مورد استفاده قرار گرفت) .

نتایج و بحث: نتایج تعیین مناسبترین پی‌اچ در جدول شماره ۱ آمده است ، بر اساس آن حدود پی‌اچ بدست آمده در غالب موارد از ۴ تا ۹ متغییر و تنها در مورد آب آهک این حدود از ۶ تا ۱۱ تعیین گردیده است ، مناسبترین پی‌اچ در مورد سولفات آلومینیوم و کلرور فریک به ترتیب ۶ و ۷ بوده است که در حدود پی‌اچ طبیعی نمونه خام (تصفیه ثانوی بیولوژیکی) است . مناسبترین پی . اچ در کاربرد آب آهک و پلی‌الکترولیت کاتیونی به ترتیب ۱۱ و ۹ میباشد . پلی‌الکترولیت آنیونی ، پلی‌الکترولیت غیر یونی ، هیچگونه حساسیت نسبت به تغییر پی‌اچ از خود نشان نداد ، لذا مناسبترین پی‌اچ در کاربرد این دو عامل انعقاد بی مفهوم می‌باشد . بطور کلی هر قدر مناسبترین پی‌اچ به پی‌اچ فاضلاب مورد تصفیه نزدیکتر باشد عامل انعقاد مربوطه از امتیاز بیشتری برخوردار خواهد بود ، زیرا تنظیم پی‌اچ در خاتمه عملیات تصفیه لزومی نخواهد داشت ، بنابراین در کاربرد پلی‌الکترولیت کاتیونی و آب آهک تنظیم پی‌اچ در خاتمه عملیات تصفیه ضروری خواهد بود و چنانچه در جدول ۶ نشان داده شده پس از خاتمه عملیات تصفیه فیزیکی و شیمیائی (انعقاد ، لخته بندی و جذب کربن) همچنان بیش از حد مطلوب پی‌اچ هفت ، بدست آمده است . عدم حساسیت

پلی الکترولیت آنیونی و غیر یونی نسبت به پی‌اچ را میتوان احتمالاً" به عدم قدرت ساختمان ملکولی اینگونه عوامل انعقاد در استفاده از عامل هیدروکسیل بعنوان واسطه جذب مواد کلوئیدی در مکانیزم پل‌سازی، در عملکرد کلی اینگونه پلی‌الکترولیتها مربوط دانست (۳)

در آزمایش تعیین مناسبترین غلظت عوامل انعقاد در مورد پلی‌الکترولیت آنیونی و غیر یونی پی‌اچ طبیعی نمونه یعنی ۷/۲ بعنوان مناسبترین پی‌اچ بکار رفت. در مورد سولفات آلومینیوم، آب آهک و پلی‌الکترولیت آنیونی میزان مشخصی از غلظت عامل انعقاد بعنوان مناسبترین غلظت مشاهده گردید. در حالیکه در مورد سایر عوامل انعقاد، مناسبترین غلظت مشخص نبود و لذا میانگین غلظتهای بکار رفته بعنوان مناسبترین غلظت ثبت گردید. عدم توفیق در تعیین مناسبترین غلظت در مورد پلی‌الکترولیت کاتیونی و غیر یونی احتمالاً" مربوط به خم شدن ملکولهای عوامل انعقاد و در بر گرفتن ذرات کلوئیدی بوسیله آنهاست که در مکانیزم خنثی سازی بار ذرات معلق، احتمالاً" موجب پایداری سیستم کلوئیدی شده است. در مورد کلرور فریک خطای آزمایشها را میتوان سبب مشخص نبودن مناسبترین غلظت این عامل انعقاد دانست چرا که عملکرد کلرور فریک و سولفات آلومینیوم تا حدود زیادی مشابه یکدیگر میباشد. اختلاط عوامل انعقاد آلی و معدنی بطور کلی در از زیاد درصد حذف پارامتر تیرگی، مواد جامد معلق و سی. او. دی نسبت به بازده حذف پارامترهای مذکور در کاربرد پلی‌الکترولیتها به تنهایی موثر نمی‌باشد. تنها در مورد پلی‌الکترولیت آنیونی به میزان ۱/۸ درصد افزایش در حذف سی. او. دی پس از اختلاط این پلی‌الکترولیت با آب آهک مشاهده میشود که احتمالاً" مربوط به رسوب برخی از ترکیبات آلی بوسیله یون کلسیم میباشد. طبق نتایج مندرج در جدول ۳، در حالت تعادل میزان کربن فعال گرد شده لازم جهت جذب یک میلی‌گرم سی. او. دی برابر با ۳/۸ میلی‌گرم بدست می‌آید بر این پایه، جهت تعیین حدود کربن فعال گرد شده لازم، حد مطلوب سی. او. دی در پساب نهائی ۱۰ میلی‌گرم در لیتر فرض شده و بر حسب مقدار سی. او. دی که بایستی از نمونه حذف گردد میزان کربن فعال گرد شده محاسبه شده است. پس از محاسبه میزان تقریبی کربن فعال گرد شده جهت رساندن غلظت سی. او. دی نمونه به ۱۰ میلی‌گرم در لیتر، حدود مشخصی از کربن فعال گرد شده در سه سری عملیات "جارتست" بکار گرفته شد و نتایج حاصل بر اساس حذف سه پارامتر مواد جامد معلق، تیرگی و سی. او. دی در جدول ۴ مقایسه شده‌اند. چنانچه مشهود است تنها در کاربرد آب آهک و پلی‌الکترولیت کاتیونی نتایج در حد مطلوب

بدست آمده و در مورد سایر عوامل انعقاد اضافه نمودن گردکربن فعال موجب کاهش بازده حذف بعضی و یا همه پارامترهای ذکر شده گردیده است و بدین سبب نتایج در این موارد خاص مثبت تلقی نمی گردد. آب آهک به سبب تشکیل رسوب کربنات کلسیم قادر به دربر گرفتن ذرات کربن می باشد و لذا حذف کربن فعال گردشده در این مورد به سهولت انجام می پذیرد. پلی الکترولیت کاتیونی احتمالاً "بعلت داشتن بار مثبت آزاد قادر به جذب ذرات کلوئیدی کربن فعال با بار منفی است و بالنتیجه در تمشین نمودن ذرات کربن فعال گردشده موثر بوده است. استفاده از کربن فعال گردشده بویژه از نظر ازدیاد بازده حذف سی. او. دی در عملیات تصفیه فیزیکی و شیمیایی اهمیت دارد. بدین سبب در جدول ۵ تاثیر استفاده از کربن فعال گردشده در ازدیاد بازده حذف این پارامتر خلاصه شده است. چنانچه دیده میشود در کاربرد آب آهک همراه با کربن فعال گردشده ازدیاد بازده حذف این پارامتر خلاصه شده است. چنانچه دیده میشود در کاربرد آب آهک همراه با کربن فعال گردشده ازدیاد بازده حذف سی. او. دی ۸/۵ درصد بوده است. همین ازدیاد بازده در مورد پلی الکترولیت کاتیونی به ۱۶/۹ درصد افزایش یافت. بایستی متذکر شد که در هر دو مورد، بازده حذف تیرگی تقلیل نشان میدهد که دال بر وجود ذرات کربن در نمونه تصفیه شده میباشد. این دشواری با تقلیل میزان کربن فعال گردشده و تنظیم مناسبترین غلظت آن قابل جبران خواهد بود. چنانچه در جدول ۵ ملاحظه میشود با وجود اینکه محاسبات جهت تعیین میزان کربن فعال گردشده بر پایه ۱۰ میلیگرم در لیتر سی. او. دی در نمونه تصفیه شده انجام گردیده ولی میزان سی. او. دی باقیمانده در نمونه همچنان بالاتر از میزان سی. او. دی فرض شده است. علت این پدیده را میتوان با احتمال در باقیماندن ذرات کربن در پساب نهایی و بالنتیجه دخالت در آزمایش سی. او. دی مربوط دانست. بطور کلی عوامل انعقاد معدنی در این پژوهش بازده مناسبتری نسبت به عوامل انعقاد آلی داشته است و از میان آنها آب آهک به سبب ارزانی و فراوانی در بازار، کاربرد مقرون به صرفه‌ای را خواهد داشت. منتهی تنظیم پی‌اچ در خاتمه عملیات تصفیه در مورد این عامل انعقاد اجتناب‌ناپذیر میباشد و به مراحل اضافی تصفیه برای جبران افزایش پی‌اچ نیاز خواهد بود. در میان عوامل انعقاد آلی پلی الکترولیت کاتیونی بازده مناسبتری را در حذف سه پارامتر فوق‌الذکر از خود نشان میدهد. ترکیب عوامل انعقاد آلی و معدنی موجب ازدیاد بازده حذف پارامترهای مورد نظر نشده علاوه بر آن اضافه نمودن دو عامل انعقاد سبب افزایش دستگاههای تغذیه مواد شیمیایی شده و در عملکرد روش تصفیه کنترل دو عامل انعقاد نیز نسبت به کنترل یک عامل انعقاد دشوارتر

می‌نماید. بنابراین استفاده از ترکیب عوامل انعقاد آلی و معدنی مناسب تشخیص داده نمی‌شود. آب آهک بویژه در حذف ازت کیدال بازدهی برابر با ۵۰ درصد از خود نشان می‌دهد. علت کاهش موادازته در استفاده از این عامل انعقاد را میتوان به تبدیل آمونیوم به آمونیاک و خارج شدن آن از محیط عمل تحت پی‌اچ یازده، (مناسبتین پی‌اچ در کاربرد آب آهک) مربوط دانست. حذف فسفات‌ها نیز بازده بالاتری را نشان می‌دهد که مربوط به رسوب فسفات‌های محلول بصورت فسفات کلسیم می‌باشد. حذف باکتریها در عملیات تصفیه بخصوص در مسئله استفاده مجدد از فاضلاب اهمیت بسزائی خواهد داشت. چنانچه مشهود است آب آهک در مورد حذف فیکال کلیفرم بازدهی برابر با ۱۰۰ درصد داشته است که آنرا میتوان به اثر پی‌اچ قلیائی ۱۱ بر روی باکتریها و همچنین دربرگرفتن میکروارگانیسم‌ها در رسوب کربنات کلسیم نسبت داد.

جدول ۱ - نتایج آزمایشات مقایسه‌ی pH و مقایسه‌ی غلظت مواد آلی

مقایسه‌ی غلظت مواد آلی آزمایشات (میلیگرم در لیتر)	مقایسه‌ی غلظت مواد آلی				مقایسه‌ی غلظت مواد آلی		مقایسه‌ی غلظت مواد آلی		مقایسه‌ی غلظت مواد آلی
	در آزمایشات		در مقایسه‌ی pH		مقایسه‌ی غلظت مواد آلی		مقایسه‌ی غلظت مواد آلی		
	آزمایش ۱	آزمایش ۲	آزمایش ۳	آزمایش ۴	مقایسه‌ی غلظت مواد آلی	مقایسه‌ی غلظت مواد آلی	مقایسه‌ی غلظت مواد آلی	مقایسه‌ی غلظت مواد آلی	
-	۴	۷	۵	۶	۵	۶	۵	۶	۴-۹
۱۰	۳۰	۲۵	۲۰	۷	۹	۷	۲۱	۵-۲۰	۴-۹
۲۵	۲۰	۲۰	۲۰	-	۱۱	۱۱	۲۰	۵-۲۰	۶-۱۱
۳	۳	۲	۵	۹	۹	۸	۳/۵	۱-۶	۴-۹
۴	۵	۴	۲	۷	۹	۸	۲	۱-۶	۴-۹
۲/۵	۲/۵	۱	۲	-	-	-	۲	۰/۵-۳	-
-	۰/۵	۱	۰/۵	-	-	-	۰/۵	۰/۵-۳	-
-	۵	۷/۵	۵	۹/۷	۵/۲	۶	۶	۱۷/۵ ۰/۵	۴-۹

جدول ۲- بازده کاهش پارامترهای فیزیکی و شیمیایی در کاربرد عوامل انعقاد در ماسترین غلظت و بی‌اچ

عامل انعقاد	درصد حذف			غلظت پارامترهای بی‌اچ			غلظت پارامترهای نمونه قبل از فیزیکی - شیمیایی		
	معلق	شیرگی ج.تی.یو	سی.او.دی میلی‌گرم در لیتر	معلق	شیرگی ج.تی.یو	سی.او.دی میلی‌گرم در لیتر	معلق	شیرگی ج.تی.یو	سی.او.دی میلی‌گرم در لیتر
سولفات آلومینوم - آلوم	۹۶/۶	۸۵/۶	۷۵/۵	۵/۲	۵/۸۳	۲۳/۶	۶/۵	۴/۳	۸۵
کلرور فریک	۹۲/۴	۹۳/۴	۶۷/۵	۲/۱	۱/۷۵	۳۶/۵	۲۷/۹	۲۶/۵	۱۱۱
آب امک	۷۵/۱	۹۱/۲	۷۵/۷	۱۶/۷	۴/۳۵	۴۶/۵	۵۶/۵	۴۹/۵	۱۹۲
پلی الکترولیت کاتیونی	۴۷/۶	۸۷/۱	۵۷/۵	۱/۱	۱/۸۵	۲۷/۷	۲/۱	۱۴/۵	۶۵
پلی الکترولیت آنیونی	۸۳/۷	۷۹/۲	۹/۳	۱/۳	۵/۷۹	۵۳/۳	۸/۵	۳/۸	۵۹
پلی الکترولیت آنیونی + ده میلیگرم در لیتر آب امک	۸۱/۱	۷۲/۵	۱۱/۱	۱/۷	۵/۹۸	۴۵/۵	۹/۵	۳/۵	۴۵
پلی الکترولیت کاتیونی + ده میلیگرم در لیتر آب امک	۴۱/۴	۷۶/۷	۳۴/۵	۹/۹	۱/۵۵	۲۱/۱	۱۶/۹	۴/۳	۳۲
پلی الکترولیت غیر یونی	۵۶/۹	۵۵/۷	۵	۵/۳	۱/۵۵	۳۴/۵	۱۲/۳	۳/۵	۳۴

جدول ۳- میزان کاهش سی.او.دی بوسیله کربن فعال در رسم منحنی لانگمیر

سی.او.دی جذب شده واحدوزن گردکربن فعال	سی.او.دی باقیمانده در نمونه، میلیگرم در لیتر	سی.او.دی اولیه میلیگرم در لیتر	شماره آزمایش
۰/۰۱۴	۱۳/۸	۱۴/۶	۱
۰/۰۵۲	۱۷/۰	۱۹/۶	۲
۰/۰۹۵	۱۹/۸	۲۴/۶	۳
۰/۰۱۱	۲۳/۸	۲۹/۶	۴
۰/۰۱۷	۲۵/۸	۳۴/۶	۵
۰/۲۵۸	۳۱/۷	۴۴/۶	۶
۰/۲۶۲	۳۶/۵	۴۹/۶	۷

جدول ۴- تعیین مناسبترین غلظت کربن فعال گرد شده همراه با عوامل انعقاد

ملاحظات	درصد حذف پارامترها			مناهیترین غلظت گرد کربن فعال میلیگرم در لیتر	حدود گرد کربن فعال میلیگرم در لیتر	مناهیترین غلظت عامل انعقاد میلیگرم در لیتر	مناهیترین بیسج	عامل انعقاد
	سی. او. دی	تیرگی	مواد معلق					
نتایج مثبت عاید نشد	-	-	-	-	۲۰-۲۰۰	۵	۶	سوزفات آلومینیوم - آلوم
-	۷۰/۵	۸۰/۰	۸۵/۴	۲۰۰	۱۵۰-۳۵۰	۲۰	۱۱	آب آهک
-	۵۹/۱	۴۹/۵	۵۶/۷	۵۰	۵۰-۲۵۰	۲/۵	۹	بلی الکترولیت کاتیونی
نتایج مثبت عاید نشد	-	-	-	-	۱۰۰-۳۵۰	۰/۵	۹	بلی الکترولیت کاتیونی + دهه میلیگرم در لیتر آب آهک
نتایج مثبت عاید نشد	-	-	-	-	۱۰۰-۲۰۰	۲	۷/۵	بلی الکترولیت کاتیونی + دهه میلیگرم در لیتر آب آهک

جدول ۵- مقایسه درصد حذف سی.ا.و.دی و تیرگی در استفاده از کریس فعال گرد شده

بررسی تصفیه فیزیکی . . .

درصد حذف	کاربرد پلی الکترولیت کاتیونی		کاربرد آب آهک		پارامتر
	غلظت در نمونه	درصد کاهش یا افزایش	درصد کاهش یا افزایش	غلظت در نمونه	
۴۲/۲	۲۸/۳ سیلیکرم در لیتر	۶۲/۰	۶۲/۰	۳۶/۴ میلی گرم در لیتر	سی.ا.و.دی در نمونه قبل از تصفیه با گرد کریس فعال
۵۹/۱	۲۰/۰ سیلیکرم در لیتر	۷۰/۵	۷۰/۵	۲۸/۳ میلی گرم در لیتر	سی.ا.و.دی در نمونه بعد از تصفیه با کریس فعال گرد شده
+۱۶/۹	+۱۸/۳ میلیگرم در لیتر	+۸/۵	+۸/۵	۸/۱ میلی گرم در لیتر	کاهش یا افزایش سی.ا.و.دی
۸۷/۴	ج - تی - یو ۱/۲	۹۵	۹۵	ج - تی - یو ۰/۸	تیرگی در نمونه قبل از تصفیه با گرد کریس فعال
۴۹/۵	ج - تی - یو ۴/۸	۸۰	۸۰	ج - تی - یو ۳/۲	تیرگی در نمونه بعد از تصفیه با کریس فعال گرد شده
- ۳۷/۹	ج - تی - یو ۳/۶	-۱۵	-۱۵	ج - تی - یو ۲/۴	کاهش یا افزایش تیرگی

دکتر پرویز شمر و همکاران

جدول ۴ - مقاوم سازی بتن جوانه مل ارتفاع در عطف پا را بتیرهای آبرویی در طبقه بتیرهای و تیرها نسی

ردیف	عامل ارتقا	مقاومت محاسبه شده	مقاومت محاسبه شده			مقاومت محاسبه شده			مقاومت محاسبه شده			مقاومت محاسبه شده		
			۱	۲	۳	۱	۲	۳	۱	۲	۳	۱	۲	۳
۱	سوربات آلومینیوم (الوم)	۶	۲۷	۲۷	۹۶/۶	۹۲/۴	۹۰/۱	۴۷/۶	۴۷/۶	۴۷/۶	۲۱/۳	۲۱/۳	۲۱/۳	
۲	کلورورسک	۲	۵۶	۵۶	۶۷/۵	۶۷/۵	۵۷/۷	۵۷/۷	۵۷/۷	۵۷/۷	۲/۲	۲/۲	۲/۲	
۳	آب هسک	۲	۲	۲	۲۲/۲	۲۲/۲	۲۲/۲	۲۲/۲	۲۲/۲	۲۲/۲	۱/۱	۱/۱	۱/۱	
۴	پلی الکترو ولت کاسیومی Calgon 2660	۴	۶۵	۶۵	۱۹۲	۱۹۲	۱۹۲	۱۹۲	۱۹۲	۱۹۲	۱۹۲	۱۹۲	۱۹۲	
۵	پلی الکترو ولت کاسیومی Calgon 3000	۵	۸	۸	۸۲/۷	۸۲/۷	۸۲/۷	۸۲/۷	۸۲/۷	۸۲/۷	۱/۳	۱/۳	۱/۳	
۶	پلی الکترو ولت کاسیومی آب هسک	۶	۹	۹	۸۱/۱	۸۱/۱	۸۱/۱	۸۱/۱	۸۱/۱	۸۱/۱	۱/۲	۱/۲	۱/۲	
۷	پلی الکترو ولت کاسیومی آب هسک	۷	۲۲	۲۲	۲۴/۲	۲۴/۲	۲۴/۲	۲۴/۲	۲۴/۲	۲۴/۲	۲۲/۲	۲۲/۲	۲۲/۲	
۸	پلی الکترو ولت کاسیومی آب هسک Calgon 2690	۸	۱۲	۱۲	۴۱/۴	۴۱/۴	۴۱/۴	۴۱/۴	۴۱/۴	۴۱/۴	۲۲/۲	۲۲/۲	۲۲/۲	
۹	پلی الکترو ولت کاسیومی آب هسک	۹	۲۴	۲۴	۴۴/۴	۴۴/۴	۴۴/۴	۴۴/۴	۴۴/۴	۴۴/۴	۲۲/۲	۲۲/۲	۲۲/۲	
۱۰	پلی الکترو ولت کاسیومی آب هسک	۱۰	۲۴	۲۴	۴۴/۴	۴۴/۴	۴۴/۴	۴۴/۴	۴۴/۴	۴۴/۴	۲۲/۲	۲۲/۲	۲۲/۲	

دنیانه جدول ۶

رقبده تصفیه شده	pH	تقلبات پس از غلظت یون در $CaCO_3$		تقلبات نسبت		رسک			تیرگی			ردیف
		غلظت یون در میلیگرم در لیتر $CaCO_3$	تقلبات یون در $CaCO_3$	درصد حذف	پس از تصفیه	در نمونه خام	درصد حذف	پس از تصفیه	JTU	JTU در نمونه خام		
۶/۰	۷/۱	۱۲۴	۲۴	۵۰	۱۰	۲۰	۸۰/۶	۰/۸	۲/۳	۲/۳	۱	
۷/۰	۷/۰	۲۱۰	۲۴	۶۹	۲۰	۶۵	۹۳/۴	۱/۷	۱۶/۰	۱۶/۰	۲	
۱۱/۰	۷/۱	۱۱۶	۲۷۶	۲۵	۷۸	۱۰۵	۹۱/۲	۲/۳	۲۹/۰	۲۹/۰	۳	
۹/۰	۷/۱	۲۸۰	۲۲۲	۲۲	۲۵	۲۵	۸۷/۱	۱/۸	۱۴/۰	۱۴/۰	۴	
۷/۱	۷/۱	۲۶۴	۲۷۰	۰	۳۰	۳۰	۷۹/۲	۰/۷	۳/۸	۳/۸	۵	
۷/۴	۷/۲	۱۹۶	۱۹۲	-	۷۰	۶۵	۷۲/۰	۰/۹	۳/۵	۳/۵	۶	
۹/۴	۷/۲	۲۴۰	۲۱۰	۱۵	۶۸	۸۰	۷۶/۷	۱/۰	۲/۳	۲/۳	۷	
۷/۵	۷/۵	۲۲۰	۲۲۰	۱۳	۷۸	۹۰	۵۵/۷	۱/۵	۲/۵	۲/۵	۸	

نتیجه‌گیری

بطور کلی در تصفیه فیزیکی و شیمیایی بعنوان تصفیه مرحله سوم فاضلاب خانگی منطقه‌ای از تهران جهت مصارف مجدد، عوامل انعقاد معدنی بازده مناسبتری نسبت به عوامل انعقاد آلی داشته و از میان آنها آب‌آهک به سبب ارزانی و فراوانی مناسبترین می‌باشد. بازده حذف پارامترهای مواد معلق، تیرگی، سی. او. دی، ازت کیدال، فسفات و فیکال کلیفرم در مورد این عامل انعقاد به ترتیب برابر با ۷۵/۱، ۹۱/۲، ۷۵/۷، ۵۰/۵، ۵/۳ و ۱۰۰ درصد بدست آمد. در میان عوامل انعقاد آلی پلی‌الکترولیت کاتیونی از سایر پلی‌الکترولیت‌ها مناسبتر تشخیص داده میشود. ترکیب عوامل انعقاد آلی و معدنی چندان مناسب تشخیص داده نمی‌شود زیرا تاثیر چشمگیری در بازده حذف پارامترهای آلودگی نسبت به کاربرد پلی‌الکترولیت‌ها به تنهایی مشاهده نشده ضمناً کنترل دو عامل انعقاد در عملیات تصفیه با دشواری همراه می‌باشد. کاربرد گردکربن فعال، همراه با آب‌آهک و یا پلی‌الکترولیت کاتیونی، با عملکردهای قابل قبول همراه بوده بویژه موجب ازدیاد بازده حذف سی. او. دی خواهد گردید. افزایش درصد حذف سی. او. دی در مورد استفاده از گرد کربن فعال با آب‌آهک و یا پلی‌الکترولیت کاتیونی به ترتیب برابر با ۸/۵ و ۱۶/۹ بدست آمد. در موارد ذکر شده کدورت افزایش یافته و بازده حذف کدورت در دو مورد فوق‌الذکر به ترتیب ۱۵ و ۳۷/۹ درصد بوده است. بنابراین استفاده از گردکربن فعال احتمالاً " کاربرد صافی رادر خاتمه عملیات تصفیه بمنظور حفظ کیفیت مطلوب از نظر تیرگی در مصارف مجدد ناگزیر خواهد ساخت. استفاده مجدد از فاضلاب بدون تردید واحد جنبه‌های بهداشت عمومی نیز می‌باشد که به سبب فقدان داده‌های کافی در این پژوهش ارزیابی این جنبه مقدور نشد. از میان پارامترهای با اهمیت تنها کل کلیفرم و فیکال کلیفرم اندازه‌گیری شد اطلاعات مربوط به نوع میکروارگانیسم‌ها در پساب، قبل و بعد از تصفیه بعلت مشکلات اداری در دسترس نمی‌باشد و بدین سبب ارزیابی کلی در رابطه با بهداشت عمومی میسر نگردید. امید است با در اختیار گرفتن داده‌های مربوط به این بخش از پژوهش بتوان ارزیابی دقیقی از استفاده مجدد از فاضلاب تهران در رابطه با بیماریهای عفونی و جنبه‌های اپیدمیولوژیک نیز انجام داد.

منابع

- 1 - American Public Health Association, "Standard Methods for the examination of Water and Wastewater", APHA. , AWWA., WPCF., 14th-ed. (1975).

- 2 - Gavis, J. "Wastewater Reuse" Engineering and Environmental Science Division, U.S. National Water Commission, Reprot N.WC-EES 71-003.
- 3 - Michaels, A.S. "Aggregation of Suspensions by Polyelectrolytes," Ind. Eng. Chem., 46, 1485-1490, (1954).
- 4 - Rickes, R.N. "Conservation of Water by Reuse in the United States" Chemical Engineering Progress, Symposium Series No.78, (1967).
- 5 - Stevens, D.B. "Wastewater Reuse - Status in New York State" J.W.P.C.F. 40(4) (1968).
- 6 - Stumn, W., and Morgan, J.J. "Chemical Aspects of Coagulation, J.AWWA, Vol. 54, NO. 8, (1962).
- 7 - Stumn, W. and Omelia. C.R., "Stoichiometry of Coagulation" J. Amer. Water Works Assoc., 60, 514-539, (1968).
- 8 - Tekippe R.J. and Hem. R.K., "Coagulation Testing: A Comparison of Techniques" J., American Water Works Association, Part 1, Sept., (1970).
- 9 - Tekippe R.J. and Ham K "Coagulation Testing: A Comparison of Techniques" J., American Water Works Association, Part 2, Oct., (1970).
- 10- Weber, W.J. Morris, J.c. "Kinetics of Adsorption of Carbon From Solution" J. Sanit. Eng. Div. Amer. Soc. Civil Eng., 89, SA₂. 31-59, (1963).
- 11- Weber, W.J., "Physicochemical Process for Water Quality Control", John Wiley & Sons, New York, Ch, 2, 3, 5. (1972).
- 12- Wolfe, H.W. Esmand, S.E. "Water quality for Potable Reuse of WasteWater" Water and Sewage Works, Feb, (1974)
- 13- Zuckerman, M.M. Molof, A.H. "High Quality Reuse of Water by Chemical-Physical Wastewater Treatment" J. W. P.C.F. 42 (3), (1970).