

مدل سازی و بهینه سازی فرایند انعقاد-لخته سازی شیرابه لندفیل با استفاده از روش سطح پاسخ

مهدی خجسته پور^{۱*}، سعید قنبری آزاد پاشاکی^۲، محمدعلی ابراهیمی نیک^۳، عباس روحانی^۴

۱. استاد، گروه مهندسی بیوسیستم، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی، مشهد، ایران.

۲. دانشجوی دکتری تخصصی گروه مهندسی بیوسیستم، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران.

۳. استادیار، گروه مهندسی بیوسیستم، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران.

۴. دانشیار، گروه مهندسی بیوسیستم، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران.

تاریخ دریافت مقاله: ۹۸/۱۱/۱۸؛ تاریخ پذیرش: ۹۹/۰۴/۰۴

چکیده

زمینه و هدف: امروزه با توجه به روش های متداول لندفیل کردن، دغدغه های محیط زیستی شیرابه های تولیدی به یک مشکل جهانی تبدیل شده است. فرایند فیزیکی-شیمیایی یک راه حل بالقوه و مقرون به صرفه برای تصفیه شیرابه لندفیل به شمار می رود. به دلیل وقت گیر بودن آزمایشات جارتست برای دستیابی به غلظت مناسب مواد منعقدکننده، هدف این پژوهش، بررسی تصفیه پذیری شیرابه لندفیل زباله مشهد با استفاده از روش سطح پاسخ به عنوان جایگزین روش های معمولی در فرایند انعقاد-لخته سازی بوده است.

مواد و روش ها: آزمایشات در جارتست ۶ خانه با حجم موثر ۵۰۰ mL انجام شد. توانایی کلرید آهن ۶ آبه در پاسخ به چهار پارامتر TSS، COD، کدورت و قلیائیت مورد بررسی قرار گرفت. برای ارزیابی مدل و بهینه سازی غلظت منعقدکننده و pH با توجه به بالاترین راندمان حذف، طرح مرکب مرکزی و روش سطح پاسخ استفاده شد. آنالیزهای فیزیکی و شیمیایی بر مبنای روش های استاندارد آب و فاضلاب آمریکا انجام گردید.

یافته ها: نتایج نشان داد که برای سه پاسخ (TSS، COD و قلیائیت) مدل درجه دوم و کدورت نیز مدل درجه دوم کاهش یافته تحت شرایط بهینه برای غلظت ۱۰/۲۳ g/L در pH ۸/۸۵ حاصل شده است. آزمایشات تطبیق تحت شرایط بهینه منجر به حذف COD، TSS، کدورت و قلیائیت به ترتیب برابر ۶۶/۷۹٪، ۸۸/۶۱٪، ۹۷/۵۳٪ و ۶۷/۸۹٪ شد. بررسی های آماری (جدول ANOVA، مقادیر R^2 و P-value) نشان داد که مدل ها برای ارائه داده های تجربی مناسب و در تمامی مدل ها، مقدار R^2 بیشتر از ۰/۹۹ بود. مقادیر P-value نیز نشان داد که اثرات درجه دوم و درجه دوم کاهش یافته در غلظت کلرید آهن و pH انعقاد معنی دار بوده است. همسویی و تطابق نتایج تجربی نیز نزدیک به پیش بینی حاصل از مدل ها بود.

نتیجه گیری: با توجه به نتایج حاصل از این پژوهش با روش سطح پاسخ، از فرایند انعقاد-لخته سازی می توان به عنوان فرایندی موثر برای حذف ترکیبات بازدارنده شیرابه به کار گرفت.

کلیدواژه ها: تصفیه شیرابه، کلرید آهن، روش سطح پاسخ، انعقاد-لخته سازی

مقدمه

در سال‌های اخیر، مدیریت پسماند جامد شهری (Municipal solid waste (MSW)) به یک مشکل روزافزون و پیچیده‌تر در سطح جهانی تبدیل شده است.^۱ بکارگیری فن‌آوری‌های مختلفی هم‌چون دفع، بازیافت و کمپوست ضایعات آلی با مشکلات اشباع گاز و پردازش شیرابه روبه‌رو می‌باشد.^۲ شیرابه تولید شده شامل آلاینده‌هایی از جمله مواد منفجره، نیتروژن آمونیاکی، فلزات سنگین و نمک‌های آلی و معدنی کلردار بوده و به‌طور قابل توجهی برای انسان و محیط زیست خطرناک می‌باشد.^۳ لندفیل‌ها نیز با گذشت زمان و سپری شدن مرحله‌های تجزیه پسماند آلی، قدیمی شده و خواصی مانند اکسیژن‌خواهی شیمیایی (Chemical oxygen demand (COD))، نسبت BOD₅/COD، نیتروژن آمونیاکی (NH₃-N) و pH به‌طور گسترده‌ای تغییر می‌یابد.^۳ شیرابه لندفیل جوان (کمتر از ۵ سال) معمولاً با غلظت بالایی از اکسیژن‌خواهی بیولوژیکی Biological oxygen demand (BOD)) (۴۰۰۰-۶۰۰۰ mg/L COD، ۲۵۰۰۰-۶۰۰۰۰ mg/L COD) و نسبت BOD₅/COD (۲۰۰۰-۵۰۰۰ mg/L)، pH حدود ۴ مشخص می‌شود.^{۴،۵} و شیرابه بالغ یا تثبیت شده با ترکیبات با وزن مولکولی بالا (ترکیباتی که به راحتی قابل تجزیه نیستند)، استحکام بالا نیتروژن آمونیم (۳۰۰۰-۵۰۰۰ mg/L COD، ۵۰۰۰-۲۰۰۰۰ mg/L COD) و نسبت BOD₅/COD کمتر از ۰/۱ توصیف می‌شود.^۶ فن‌آوری‌های بیولوژیکی، شیمیایی و فیزیکی از جمله روش‌های موثر در پردازش شیرابه زباله‌های آلی هستند.^{۷،۹} از این‌رو محققین مختلفی پردازش‌های بیولوژیک بی‌هوازی^{۱۰،۱۱} و هوازی^{۱۲}،^{۱۳} انعقاد-لخته‌سازی^{۱۴،۱۵}، جذب با استفاده از جاذب‌های مختلف^{۱۶،۱۷}، اسمز معکوس (Reverse osmosis (RO))^{۱۸}،^{۱۹} فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته (Advanced oxidation processes (AOPs)) و الکتروشیمیایی^{۲۰-۲۲} و تبادل یونی

^{۲۳، ۲۴} را مورد ارزیابی قرار داده‌اند. از طرفی هم تاثیرگذارترین عوامل در روش‌های تصفیه شیرابه لندفیل زباله، خصوصیات فیزیکی و شیمیایی شیرابه است.^{۲۵} با توجه به ویژگی‌های لندفیل زباله، پردازش بیولوژیکی برای شیرابه جوان موثر بوده ولی بکارگیری این پردازش برای شیرابه تثبیت‌شده، مشکل و بی اثر می‌باشد.^{۲۶، ۲۷} بنابراین بکارگیری فرایندهای فیزیکی-شیمیایی در لندفیل‌های قدیمی و تثبیت شده ضرورت پیدا می‌کند.^{۲۸، ۲۹}

فرایند انعقاد-لخته‌سازی (Coagulation-flocculation (CF)) یک روش نسبتاً ساده فیزیکی-شیمیایی است. این روش هدف اغلب مواد شیمیایی منعقدکننده‌ها بوده^{۳۰} که برای پردازش شیرابه لندفیل‌های قدیمی و تثبیت شده حاوی تجزیه بیولوژیکی پایین (نسبت BOD₅/COD کم) مورد استفاده قرار گرفته است.^{۳۱، ۳۲} همچنین از فرایند انعقاد-لخته‌سازی به‌طور گسترده به‌عنوان پیش پردازش یا بعد از آن در سیستم‌های تصفیه فاضلاب و شیرابه استفاده می‌شود.^{۳۳} به‌عنوان نمونه، آموکرین و همکاران در سال ۱۹۹۷ در پژوهشی اظهار داشتند که درصد حذف COD و Total organic carbon (TOC) کل کربن آلی (۱۰-۲۵٪ می‌باشد ولی این مقدار برای شیرابه تثبیت شده تا ۶۰-۵۰٪ حاصل شده است.^{۳۵} تاتسی و همکاران نیز در سال ۲۰۰۳ راندمان حذف COD را برای شیرابه تثبیت‌شده تا ۷۵٪ و برای شیرابه جوان ۳۸-۲۵٪ گزارش کردند.^{۳۲} انعقاد از طریق خنثی‌سازی مواد معلق با بار منفی (ناپایدارسازی ذرات کلوئیدی) و جمع شدن ذرات بی‌ثبات برای شکل‌گیری لخته-های بزرگ‌تر و سنگین‌تر عمل می‌کند.^{۳۶} استفاده از CF در شیرابه لندفیل تثبیت شده برای از بین بردن ناخالصی‌هایی نظیر COD، فلزات جامد معلق، فلزات سنگین و رنگ مورد مطالعه قرار گرفته است.^{۳۷، ۳۸} بسیاری از فاکتورهای عملیاتی مانند نوع ماده منعقدکننده^{۳۹}، pH، مقدار ماده منعقدکننده و سرعت

همزنی و زمان ته‌نشینی بر عملکرد پردازش انعقاد اثر می‌گذارند^{۴۰}. آمیزش متناسب این عوامل بهینه سبب دستیابی به راندمان بالا پردازش می‌گردد. ژو و همکاران (۲۰۰۸) دریافتند که میزان اختلاط یکی از عواملی است که بر عملکرد انعقاد-لخته سازی تأثیر می‌گذارد^{۴۱}. همچنین در میان منعقدکننده-های معدنی، نمک‌های بر پایه آهن کارآمدتر^{۳۵} و سودمندتر (کاهش هزینه)^{۴۲} از آلومینیوم هستند. اولی‌بیری و همکاران (۲۰۱۵) در مقایسه عملکرد کلرید آهن (FeCl_3) و کلرید پلی آلومینیوم به منظور پیش تصفیه شیرابه لندفیل زباله در فرایند انعقاد-لخته‌سازی دریافتند که حذف موثرتر مواد آلی با منعقدکننده FeCl_3 امکان‌پذیر است^{۴۳}. علاوه بر این نیز، از لجن باقی‌مانده فرایند انعقادسازی با هدف استفاده مجدد از لجن^{۴۴، ۴۵} در کاربردهای سودمندی نظیر مصالح ساختمانی^{۴۶، ۴۷}، تصفیه فاضلاب^{۴۸، ۴۹} و اصلاح خاک^{۵۰} استفاده شده است.

شهر مشهد دارای دو لندفیل زباله جامد شهری می‌باشد، لندفیل قدیمی واقع در جنوب شرقی شهر و در فاصله ۵ کیلومتری جاده مشهد-نیشابور است. این لندفیل تقریباً سنی برابر ۴۵ سال دارد که از سال ۱۳۹۲، زباله شهری در آن دفن نمی‌گردد. از آنجا که لندفیل قدیمی فاقد هرگونه سیستم مهندسی جمع‌آوری شیرابه و آسترهای نفوذناپذیر است، خطر آلوده شدن آب‌های زیرزمینی در اثر نفوذ شیرابه وجود دارد. در کنار این مرکز قدیمی، واحدهای بازیافت پلاستیک، کاغذ و تایر خودرو، تولید کمپوست، ورمی کمپوست و کود گرانوله تشکیل شده است، که روزانه ۶۰۰ تن زباله در بخش کمپوست مورد پذیرش قرار می‌گیرد. لندفیل جدید مشهد نیز پس از بسته شدن لندفیل قدیمی در ۳۵ کیلومتری جاده مشهد-میامی مورد بهره‌برداری قرار گرفت و روزانه ۱۲۰۰ تن زباله در این سایت دفن می‌گردد.

در اکثر مطالعات انجام شده در زمینه انعقاد-لخته‌سازی شیرابه زباله، بهینه‌سازی نه تنها متحمل صرف زمان و انرژی

می‌گردد بلکه معمولاً به دلیل نادیده گرفتن اثرات متقابل عوامل، مقادیر دقیق و بهینه حاصل نمی‌گردد^{۵۱}. بنابراین روش سطح پاسخ (Response Surface Methodology (RSM)) جایگزین مناسب‌تری برای حل مشکل روش‌های متداول با آزمایشات طرح مرکب مرکزی (Central composite design (CCD)) به عنوان روشی مؤثر برای استخراج حداکثر اطلاعات با تعداد آزمایشات محدود خواهد بود^{۵۱-۵۳}.

راندمان حذف COD توسط کاستریلون و همکاران در سال ۲۰۱۰^{۵۴} با ماده انعقادساز کلرید آهن بر روی شیرابه لندفیل مورد بررسی قرار گرفت. راندمان حذف COD در غلظت کلرید آهن در سطح $1/7 \text{ g/L}$ با $\text{pH } 5/2$ شیرابه کهنه (غلظت COD برابر 4800 mg/L)، 73% گزارش شد و راندمان حذف کدورت نیز بیشتر از 97% بود. غفاری و همکاران در سال ۲۰۰۹^{۵۲} در پژوهشی، بهینه‌سازی متغیرهای عملیاتی غلظت مواد منعقدکننده و pH با روش طرح مرکب مرکزی (CCD) و سطح پاسخ (RSM) را انجام دادند. با استفاده از غلظت‌های مختلف پلی‌آلومینیوم کلراید (Polyaluminum chloride (PACl)) و آلوم مدل‌های درجه دوم برای چهار پاسخ (COD، کدورت، رنگ و جامدات کل (Total suspended solids (TSS)) مورد مطالعه نشان داد که شرایط بهینه برای PACl به میزان غلظت 2 g/L در pH برابر $7/5$ و مقدار آلوم به میزان غلظت $9/5 \text{ g/L}$ در pH برابر 7 می‌باشد. داده‌های تجربی و پیش‌بینی شده مدل، به خوبی با یکدیگر مطابقت و همسو بودند. راندمان حذف COD، کدورت (Turbidity)، رنگ و (Total suspended solids) TSS به ترتیب برابر $43/1\%$ ، 94% ، $90/7\%$ و $92/2\%$ برای PACl و $62/8\%$ ، $88/4\%$ ، $86/4\%$ و $90/1\%$ برای آلوم مشاهده گردید. در پژوهشی دیگر نیز شرایط بهینه آزمایشات تجربی توسط مدل برای تأیید نتایج پیش‌بینی شده مورد آزمایش قرار گرفت. راندمان حذف کدورت، COD، رنگ و نیتروژن آمونیاکی به ترتیب 50% ، 75% ، 93% و 41% حاصل گردید. این

راندمان حذف کدورت ۸۵-۷۰٪ حاصل شد.^{۵۹}

در زمینه پیش‌تصفیه شیرابه، مطالعات کمی درباره ساخت مدل‌ها و تعیین شرایط بهینه عملیاتی انعقاد-لخته‌سازی با استفاده از منعقدکننده‌های مبتنی بر پایه آهن با توجه به حذف هم‌زمان قلیائیت، کدورت، COD و TSS گزارش شده است. همچنین بر روی بهینه‌سازی فرایند انعقاد-لخته‌سازی شیرابه لندفیل قدیمی شهر مشهد نیز مطالعه‌ای صورت نگرفته است. بر این اساس هدف اصلی این پژوهش، بررسی اثرات فردی و متقابل عوامل اصلی عملیاتی (غلظت ماده انعقاد، pH)، بهینه‌سازی، تأیید مقادیر بهینه متغیرهای مستقل برای پردازش شیرابه لندفیل شهری مشهد با مدل‌های بدست آمده از فرایند انعقاد منعقدکننده توسط داده‌های تجربی در روش RSM می‌باشد.

مواد و روش‌ها

مواد اولیه

شیرابه خام از لندفیل شماره یک سازمان مدیریت پسماند استان خراسان رضوی، مشهد، واقع در جاده نیشابور از نزدیک‌ترین نقطه به توده زباله مورد استفاده قرار گرفت. نمونه‌های شیرابه در ظروف پلاستیکی ۲۵ لیتری، شش بار در فواصل ۲ هفته‌ای و در حدود ۳ ماه جمع‌آوری شد. سپس شیرابه به آزمایشگاه انتقال داده شد. نمونه‌های جمع‌آوری شده در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد طبق استاندارد آب و فاضلاب آمریکا در سال ۲۰۰۵^{۶۰} نگهداری شدند.

طراحی آزمایشات انعقاد-لخته‌سازی با روش

سطح پاسخ

واکنش دهنده‌های شیمیایی استفاده شده به‌عنوان منعقدکننده شامل $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ از کمپانی مرک تامین گردید. آزمایشات انعقاد-لخته‌سازی با استفاده از یک دستگاه

نتایج تجربی با آنچه که توسط مدل پیش‌بینی شده بود، سازگاری داشت. شرایط عملیاتی بهینه برای فرایند انعقادسازی FeCl_3 در $599/22 \text{ mg/L}$ و pH برابر $4/76$ بود.^{۵۵} همچنین در پژوهشی دیگر زمانی که حالت بهینه برای فاکتورهای عملیاتی کدورت، pH پس از انعقاد و غلظت آلومینیوم باقی‌مانده به ترتیب در محدوده NTU (Nephelometric turbidity units) $0-5$ ، $6/5-7/5$ و mg/L $0-0/2$ بود، انتخاب و آزمون‌های RSM برای یافتن شرایط بهینه انعقاد انجام شد. نتایج نشان داد که غلظت بهینه آلوم به روش سنتی 12 mg/L بود، هنگامی که مقدار پلیمر در مقدار $0/02 \text{ mg/L}$ ثابت بود. اما به روش بهینه‌سازی RSM، مقدار بهینه آلوم 7 mg/L و برای پلیمر $0/004 \text{ mg/L}$ بدست آمد. همچنین pH بهینه فرایند انعقادسازی RSM، $7/6$ بود.^{۵۶} در پژوهشی دیگر نتایج مدل رگرسیون نشان داد که اشکال خطی، اثرات متقابل و شرایط درجه دوم معنی‌دار بوده است. احتمال معناداری مدل درجه دوم کمتر از $0/05$ احتمال خطا بود. هم-چنین ضریب همبستگی (R^2)، دقت کافی (Adequate Precision (AP)) و ضریب تغییرات (Coefficient of Variance (CV)) به ترتیب برابر با $0/962$ ، $15/726$ و $7/31$ بود. پس از عملیات انعقادسازی در شرایط بهینه (pH برابر $6/4$ ، غلظت آلوم برابر 2124 mg/L و اختلاط آهسته نیز 20 دقیقه)، COD به میزان 59% کاهش یافت.^{۵۷} تصفیه‌پذیری پساب کارخانه زیتون نیز به‌وسیله فرایند ترکیبی فنتون و انعقاد-لخته‌سازی مورد بررسی قرار گرفت. محققان مشاده کردند که توانایی کاتالیزور (نمک کلریدفریک) پس از 1 hr -نشینی و بدون تنظیم pH به میزان $76/7\%$ برای COD پس از انجام فرآیند بدست آمد.^{۵۸} ریرا-پی و همکاران (۲۰۲۰) نیز هدف از تحقیق خود را بهینه‌سازی پیش تصفیه فاضلاب پتروشیمی برای انجام یک عملیات تصفیه با هدف نهایی بازیافت آب در همان صنعت اعلام کردند. نتایج غلظت بهینه منعقدکننده کلریدفریک 30 mg/L بدست آمد. در این حالت،

برای این پژوهش، پارامترهای عملیاتی به‌عنوان سرعت اختلاط سریع ۲۰۰ دور در دقیقه، اختلاط آهسته با سرعت ۶۰ دور در دقیقه، سرعت مخلوط‌کردن ۵ دقیقه و زمان‌های اختلاط آهسته و ته‌نشینی به ترتیب با ۲۰ دقیقه و ۳۰ دقیقه تنظیم شد.^{۵۳}

ارزیابی آماری آزمایشات، مدل‌سازی ریاضی و بهینه‌سازی با استفاده از نرم افزار Design Expert 11.0.0 انجام شد. طراحی مرکب مرکزی (CCD) به منظور بهینه‌سازی دو متغیر مهم و اصلی غلظت انعقاد (X_1) و pH (X_2) مورد استفاده قرار گرفت.^{۶۷} CCD این پژوهش شامل ۱۳ آزمایش بود. پس از پایان یافتن آزمایش‌ها، ۵۰ میلی‌لیتر سوپرناتانت (Supernatant)^{۵۳} برای اندازه‌گیری و تجزیه و تحلیل pH، COD، TSS، قلیائیت و کدورت استخراج شد. در نهایت، سوپرناتانت از طریق پمپ و فیلتر (Whatman 934AH)، وکیوم گردید.^{۶۸} در شکل ۱، شماتیک جارتست مورد استفاده آمده است.

برای تعیین این‌که آیا ارتباط بین عوامل و پاسخ‌های مورد بررسی وجود دارد، داده‌های جمع‌آوری شده با استفاده از تحلیل‌های رگرسیون آماری مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفتند.

جارتست (مدل JLT6، ایتالیا) با همزن مجهز به پره‌های مستطیلی ۱/۵×۳/۵ cm در ظروف آزمایشگاهی ۵۰۰ میلی‌لیتر^{۶۱} انجام شد. نمونه‌های شیرابه از یخچال خارج و حدود ۱/۵ ساعت قبل از شروع آزمایشات جهت رسیدن به دمای اتاق در محلی قرار داده شد.^{۵۳} آزمایشات به‌عنوان یک مطالعه اولیه برای تعیین محدوده غلظت انعقاد و pH قبل از طراحی آزمایشات تجربی آغاز شد. بر این اساس، غلظت منعقدکننده از ۱ g/L مورد آزمایش قرار گرفت. این افزایش غلظت منعقدکننده تا زمانی‌که کاهش قابل ملاحظه در پاسخ‌های فرایند (COD، قلیائیت، کدورت و TSS) مشاهده نشد، ادامه یافت. به همین ترتیب، محدوده وسیعی pH از ۱۲-۲ برای دستیابی به محدوده‌ای موثر مورد بررسی قرار گرفت. در نتیجه مطابق جدول ۱ محدوده مطالعه ۱۸/۱۷-۳/۲۲ g/L به‌عنوان غلظت انعقاد و ۵/۷۷-۱۰/۷۲ pH انتخاب شد. این سطوح pH با اضافه‌کردن ۰/۱ مولار H_2SO_4 یا NaOH قبل از شروع فرایند صورت گرفت.^{۵۵} زمان و سرعت اختلاط سریع و آهسته با کنترل‌کننده خودکار تنظیم شد. جدول ۲ خلاصه‌ای از شرایط آزمایشی مطالعات صورت گرفته در زمینه پردازش شیرابه را توسط محققین مختلف نشان می‌دهد. بر این اساس

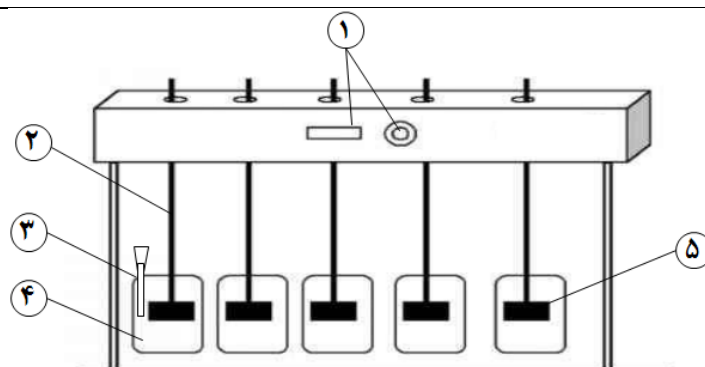
جدول ۱: مقادیر سطوح عامل‌های ارائه‌شده در شرایط اندازه‌گیری واقعی و کدگذاری برای منعقدکننده $FeCl_3.6H_2O$

عامل	نماد	سطح عامل کدگذاری شده
خیلی زیاد	خیلی زیاد	زیاد
۱/۴۱۴ (+α)	۱۸/۱۷	۱۶
X_1	(g/L)	۱۰/۷۵
مقدار منعقدکننده		۵/۵
pH		۳/۳۲
		۱۰/۷۲
		۸/۲۵
		۶/۵
		۵/۷۷

جدول ۲: محدوده پارامترهای بحرانی حاصل از مطالعات صورت گرفته

پارامتر	محدوده	مرجع
سرعت اختلاط سریع (rpm)	۱۰۰-۲۵۰	۶۳، ۶۲
مدت زمان اختلاط سریع (min)	۱-۵	۶۴، ۶۳
سرعت اختلاط آهسته (rpm)	۳۰-۶۰	۶۵، ۳۲

مدت زمان اختلاط آهسته (min)	۱۰-۵۵	۶۶, ۳۲
مدت زمان ته‌نشینی یا استراحت (min)	۳۰-۱۲۰	۶۲, ۳۵



شکل ۱: شماتیک جارتست استفاده شده؛ ۱- تنظیم دور و زمان دیجیتالی، ۲- محور همزن و موتور، ۳- pH متر، ۴- ظرف انعقاد-لخته‌سازی و ۵- پره‌های مستطیلی شکل

آنالیزهای فیزیکی و شیمیایی

آنالیزهای COD، TSS، کدورت و قلیائیت مورد بررسی و تکرار قرار گرفت و داده‌ها به صورت مقدار میانگین مشخص گردید. مقدار pH نیز با دستگاه pH متر EDT direction ساخت کشور آلمان و پارامتر کدورت نیز توسط توریدیمتر تحت روش نفولومتری (روش استاندارد B2130) اندازه‌گیری و سایر پارامترهای دیگر نیز بر اساس متدهای استاندارد APHA تعیین شدند.^{۶۰}

اندازه‌گیری اکسیژن‌خواهی شیمیایی (COD)

پس از تهیه ویال تجاری اندازه‌گیری (ساخت کمپانی آلمان) و مخلوط کردن شیرابه لندفیل در آن، میزان COD محلول ترکیب شده به وسیله دستگاه COD متر Hach مدل DRB 200 همراه با دستگاه هضم COD مدل DR 5000 ساخت کشور آمریکا اندازه‌گیری شد. اندازه‌گیری COD بدین صورت بود که مقادیر مناسبی از نمونه و واکنش-گرها مطابق با استاندارد آب و فاضلاب آمریکا (۲۰۰۵) در لوله‌ها یا آمپول‌های مخصوص ریخته شد. سپس نمونه‌ها به مدت ۲ ساعت در دمای ۱۵۰ °C آماده هضم و سپس سرد

کیفیت مدل چندجمله‌ای مناسب با ضریب تبیین R^2 بیان شده است. شرایط مدل با ارزش P-value (احتمال) با سطح اطمینان ۹۹٪ ارزیابی شد. حذف COD، TSS، قلیائیت و کدورت مدل درجه دوم برای پیش بینی شرایط بهینه می‌تواند با توجه به رابطه ۱ بیان شود.^{۶۹، ۷۰} که در آن γ متغیر پاسخ، β_0 ضریب ثابت، β_i اثر خطی، β_{ii} اثرات درجه دوم، β_{ij} اثرات متقابل، ε خطای مدل، X_i و X_j متغیرهای مستقل می‌باشند. رابطه ۱ با توجه به تعداد متغیرها در چهار مدل خطی، مدل با اثرات متقابل، مدل درجه دوم و درجه دوم کاهش یافته قابل بسط می‌باشد.^{۷۱} نتایج پاسخ‌ها مشابه راندمان یا درصد حذف COD با استفاده از رابطه ۲ محاسبه شد. در رابطه ۲؛ R_{COD} راندمان حذف COD و COD_{In} ، غلظت COD ورودی و COD_{Ef} ، غلظت COD خروجی آزمایشات می‌باشد.

(۱)

$$Y = \beta_0 + \sum_{i=1}^m \beta_i X_i + \sum_{i=1}^m \beta_{ii} X_i^2 + \sum_{i=1}^m \sum_{j=2}^i \beta_{ij} X_i X_j + \varepsilon$$

$$R_{COD} = \frac{COD_{In} + COD_{Ef}}{COD_{In}} \times 100 \quad (2)$$

نمونه (mg/L)، D_2 اکسیژن محلول نمونه رقیق شده بعد از ۵ روز انکوباسیون (mg/L) در دمای ۲۰ درجه سلسیوس و P نسبت حجم نمونه فاضلاب به حجم کل ترکیب شده می‌باشد.

یافته‌ها

ویژگی‌های ماده اصلی استفاده شده در این پژوهش و مقایسه آن با چند گزارش دیگر در جدول ۳ آورده شده است. با توجه به جدول ۳، شیرابه محل دفن زباله، مایعی به رنگ تیره که حاوی کدورت بالا و pH بیشتر از ۷ است و به‌عنوان شیرابه تثبیت شده طبقه‌بندی می‌شود. در همین حال، نسبت BOD_5/COD نسبتاً پایین (۰/۱۷) نشان می‌دهد که این شیرابه تثبیت شده از نظر تجزیه میکروبی، مقاوم است.^{۷۲}

آنالیزهای آماری

امکان توسعه روابط ریاضی به‌وسیله CCD نشان داده شده در جدول ۴ بررسی و رابطه بین دو متغیر (غلظت منعقدکننده و pH) و چهار پاسخ مهم فرایند برای فرایند انعقاد-لخته-سازی با استفاده از روش سطح پاسخ (RSM) مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. راندمان حذف COD در پژوهش حاضر در محدوده ۶۶/۳۲-۳۴/۴۶٪ بدست آمد که بیشترین و کمترین راندمان حذف COD به ترتیب برای متغیر با مقدار ۳/۳۲ و ۱۰/۷۵ g/L در pH برابر ۸/۲۵ می‌باشد. راندمان حذف TSS فرایند نیز در محدوده ۸۷/۷۵-۴۴/۸۹٪ قرار گرفت. راندمان حذف TSS فرایند در شرایط برابر با مقدار ۱۰/۷۵ g/L در pH ۸/۲۵ به بالاترین مقدار خود رسید. همچنین کمترین راندمان حذف کدورت (۴۳/۱۸٪) و بیشترین راندمان حذف کدورت (۹۸/۱۷٪) در غلظت ۱۸/۱۷ و ۱۰/۷۵ g/L فراهم گردید.

شرط معناداری عامل‌های مدل جهت دستیابی به برآزش مناسب مدنظر می‌باشد. CCD جدول ۴، توسعه و بسط روابط ریاضی نتایج پیش بینی شده (Y) را تحت عملکرد دو عامل

گردید. همین مراحل در مورد شاهد و برای یک یا چند محلول استاندارد مورد تکرار قرار گرفت. همان‌طور که گفته شد این محلول‌ها در ویال‌های هضم به‌طور تجارتي قابل دسترس هستند. لوله‌های حاوی نمونه‌ها و شاهد و محلول‌های استاندارد پس از خنک‌شدن چندین بار با وارونه کردن هم‌زده شدند تا از تشکیل رسوب جلوگیری گردد. بعد از رعایت این موارد، لوله یا آمپول‌های در بسته در محفظه دستگاه طیف‌سنج و مقابل مسیر نور با طول موج ۶۰۰ نانومتر قرار داده شد. پس از آن، مقدار شاهد از نمونه اصلی کسر گردید.^{۶۰}

اندازه‌گیری اکسیژن‌خواهی بیولوژیکی (BOD)

این آزمایش میزان اکسیژن BOD فرآیندهای تصفیه و ارزیابی بازدهی این فرایندها در حذف اکسیژن مصرف شده برای تجزیه بیوشیمیایی مواد آلی توسط باکتری‌ها طی مدت زمان مشخص را تعیین می‌کند. بدین منظور از دستگاه BOD متر مدل Trak II, Hach ساخت کشور آمریکا استفاده شد. روش کار بدین صورت بود که مقدار کمی از نمونه فاضلاب در بطری BOD متر (به حجم ۳۰۰ mL) قرار داده شد. سپس بطری از آب رقیق کننده‌ای که به لحاظ اکسیژن اشباع و حاوی مواد مغذی مورد نیاز برای رشد بیولوژیکی بود، پر گردید. قبل از بستن درب بطری، غلظت اکسیژن محلول اندازه‌گیری شد. بعد از گذشت ۵ روز از قرار گرفتن بطری، غلظت اکسیژن محلول دوباره سنجیده شد. BOD نمونه، اختلاف مقدار غلظت اکسیژن محلول تقسیم بر حجم نمونه فاضلاب به کل حجم بطری آزمایش است و بر حسب mg/L بیان می‌شود. مقدار BOD_5 از رابطه ۳ بدست می‌آید.^{۶۰}

$$BOD = \frac{D_1 - D_2}{P} \quad (3)$$

که در آن BOD اکسیژن‌خواهی بیولوژیکی (mg/L)، D_1 اکسیژن محلول نمونه رقیق شده بلافاصله بعد از تهیه

غلظت منعقدکننده (X_1) و pH (X_2) نشان می‌دهد که بر اساس کدورت $Y_7 = \text{TSS}$ و قلیائیت Y_8 در روابط ۴ تا ۷ آمده رابطه ۱ به صورت مجموع اعداد ثابت، دو اثر خطی (X_1 و X_2)، یک اثر متقابل (X_1X_2) و دو اثر توان دوم (X_1^2 و X_2^2) است. نتایج مدل‌های برازش شده برای حذف COD $Y_1 =$

جدول ۳: ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی شیرابه لندفیل زیاله (mg/L به جز pH و Turbidity)

پارامتر	پژوهش حاضر	بشیر و همکاران (۲۰۱۰) ۷۳	لیو و همکاران (۲۰۱۲) ۵۳	سینگ و همکاران (۲۰۱۲) ۷۴	آمور و همکاران (۲۰۱۵) ۷۵
COD	۱۱۲۰۰	۲۳۸۰-۲۸۵۰	10623 ± 3706	۲۳۰۰	۵۷۰۰
BOD ₅	۲۱۴۰	۴۰-۱۶۰	1346 ± 487	۴۶	۴۰۰
BOD ₅ /COD	۰/۱۷	۰/۱ >	۰/۱۳ >	۰/۰۲	۰/۰۷
Alkalinity as CaCO ₃	۱۲۰۰۰	-	-	۶۶۰۰	-
TSS	۵۲۲۶	۱۱۴-۱۳۱	14055 ± 274	-	۱۳۰
TDS	۱۹۰۰۰	-	-	۶۲۸۰	-
Turbidity (NTU)	۱۰۹۷	۱۲۸-۱۶۲	995 ± 292	-	۱۴۰
pH	۷/۳-۷/۵	۸/۳-۹/۱۰	$7/95 \pm 3/65$	۷/۷۱	۷/۸

جدول ۴: CCD در واحد کدگذاری و نتایج به دست آمده از منعقدکننده $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ برای پارامترهای پاسخ COD (Y_1)، کدورت (Y_7)، TSS (Y_8) و قلیائیت (Y_8)

شماره آزمایشات	CCD*			راندمان حذف (%)		
	غلظت (X_1)**	pH (X_2)	Y_1	Y_7	Y_8	Y_8
۱	۱۰/۷۵ (۰)	۵/۷۷ (-۱/۴۱۴)	۴۶/۳۰	۸۵/۲۳	۷۷/۵	۵۴/۱۶
۲	۵/۵ (-۱)	۶/۵ (-۱)	۴۳/۴۷	۷۵/۳۸	۶۸/۶۲	۴۵/۸۳
۳	۱۶ (+۱)	۶/۵ (-۱)	۳۹/۸۳	۶۰/۸	۶۰/۶۱	۴۵
۴	۱۰/۷۵ (۰)	۸/۲۵ (۰)	۶۲/۸۶	۹۷/۸۱	۸۷/۷۵	۶۶/۶۶
۵	۱۰/۷۵ (۰)	۸/۲۵ (۰)	۶۳/۷۷	۹۸/۱۷	۸۵/۴۵	۶۵/۸۳
۶	۱۰/۷۵ (۰)	۸/۲۵ (۰)	۶۵/۰۴	۹۶/۹	۸۶/۲۲	۶۸/۳۳
۷	۱۰/۷۵ (۰)	۸/۲۵ (۰)	۶۶/۳۲	۹۷/۴۴	۸۵/۸۴	۶۶/۶۶
۸	۱۰/۷۵ (۰)	۸/۲۵ (۰)	۶۶/۲۳	۹۶/۳۵	۸۷/۱۸	۶۶/۶۶
۹	۱۸/۱۷ (+۱/۴۱۴)	۸/۲۵ (۰)	۳۷/۱۹	۴۳/۱۸	۴۴/۸۹	۳۶/۶۶
۱۰	۳/۳۲ (-۱/۴۱۴)	۸/۲۵ (۰)	۳۴/۴۶	۶۵/۷۲	۶۶/۸۵	۴۲/۵
۱۱	۵/۵ (-۱)	۱۰ (+۱)	۴۴/۴۷	۸۲/۱۳	۸۱/۹۷	۵۱/۶۶
۱۲	۱۶ (+۱)	۱۰ (+۱)	۵۵/۴۰	۶۴/۴۴	۶۰/۵۸	۴۳/۸۶
۱۳	۱۰/۷۵ (۰)	۱۰/۷۲ (+۱/۴۱۴)	۶۲/۶۸	۹۳/۲۵	۸۳/۴۲	۵۶/۶۶

* واحد غلظت منعقدکننده: g/L

CCD*: طرح مرکب مرکزی

$$\ln(Y_1) = 4.17 + 0.03X_1 + 0.09X_2 - 0.28X_1^2 - 0.08X_2^2 + 0.07X_1X_2 \quad (4)$$

$$\text{Sqrt}(Y_2) = 9.87 - 0.51X_1 + 0.15X_2 - 1.26X_1^2 - 0.21X_2^2 \quad (5)$$

$$Y_3 = 66.83 - 2.11X_1 + 1.03X_2 - 13.85X_1^2 - 5.94X_2^2 - 1.74X_1X_2 \quad (6)$$

$$Y_4 = 86.49 - 7.56X_1 + 2.71X_2 - 15.36X_1^2 - 3.07X_2^2 - 3.34X_1X_2 \quad (7)$$

مشاهده شده، قابلیت تکثیر مدل را مشخص می‌کند. یک مدل به‌طور معمول می‌تواند قابل بازیابی باشد اگر CV آن از ۱۰٪ بیشتر نباشد.^{۷۳} بر اساس جدول ۵، کل مدل از لحاظ قابلیت تکثیر به حد نصاب رسیده است. بررسی‌های آماری (جدول ANOVA، مقادیر R^2 ، تطابق مدل و مقدار P-value) نشان داد که مدل برای ارائه داده‌های تجربی مناسب بود. مقادیر P-value نشان داد که اثرات درجه دوم و درجه دوم کاهش یافته غلظت کلرید آهن و pH انعقاد معنی‌دار بوده است. علاوه بر این، ارزیابی عملکرد کلی مدل که به‌عنوان ضریب رگرسیون یا تبیین شناخته شده و با R^2 مشخص شده است، باید در نظر گرفته شود.^{۵۳} R^2 مقادیر تغییرات کل در پاسخ پیش‌بینی شده توسط مدل را نشان می‌دهد. مقادیر R^2 در این مطالعه نسبتاً زیاد بود، که نشان‌دهنده توافق خوبی بین پیش‌بینی مدل و مقادیر تجربی است. ضریب مقدار R^2 بالا، (نزدیک به ۱) مطلوب بوده و تطابق قابل قبولی منطقی با R^2 تنظیم شده است.^{۷۶} ضریب R^2 بالا، تنظیمی رضایت بخش از مدل درجه دوم برای داده‌های تجربی است. دقت کافی (AP) محدوده مقادیر پیش‌بینی شده در نقاط طراحی را با میانگین خطای پیش‌بینی مقایسه می‌کند. نسبت بیش از ۴ نشان‌دهنده کفایت تشخیص مدل است.^{۷۳، ۵۱}

در پژوهش حاضر، مدل‌های درجه دوم برای راندمان حذف COD، TSS و کلیاتیت ولی مدل درجه دوم کاهش یافته برای راندمان حذف کدورت ایجاد گردید. سپس نتایج به‌دست آمده با استفاده از جدول ANOVA مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. معادلات حاصل از اولین تجزیه و تحلیل با حذف اصطلاحات که به لحاظ آماری ناچیز بودند، انجام شد. جدول ۵ مدل‌های درجه دوم و درجه دوم کاهش یافته را از لحاظ عوامل گذشته و همچنین سایر پارامترهای آماری را نشان می‌دهد. داده‌های موجود در جدول ۵ نشان می‌دهد که تمامی مدل‌ها در سطح اطمینان ۱٪ معنادار می‌باشند زیرا مقادیر P-value کمتر از ۰/۰۱ می‌باشند. (LOF) lack of fit نیز تغییرات F-test داده‌ها را در اطراف مدل برآزش شده توصیف می‌کند. مقادیر P-value برای lack of fit ($<0/05$) در جدول ۵ (PLOF) نشان می‌دهد که آماره F ناچیز است که معناداری همبستگی بین متغیرها و پاسخ‌های فرآیند مدل اشاره دارد.

اشکال تشخیصی مانند مقادیر پیش‌بینی شده در مقابل واقعی (شکل ۲) جهت کمک به میزان رضایت بخشی مدل مورد استفاده قرار گرفته است. ضریب تغییرات (CV) به‌عنوان نسبت خطای استاندارد برآورد شده به میانگین مقدار پاسخ

جدول ۵: نتایج ANOVA برای پارامترهای پاسخ (COD (Y_1)، کدورت (Y_2)، TSS (Y_3) و کلیاتیت (Y_4))

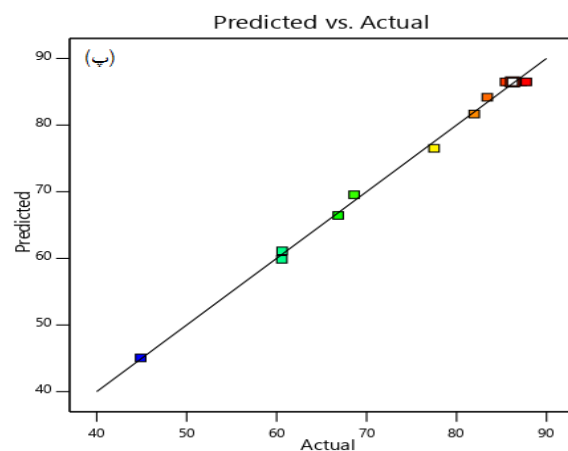
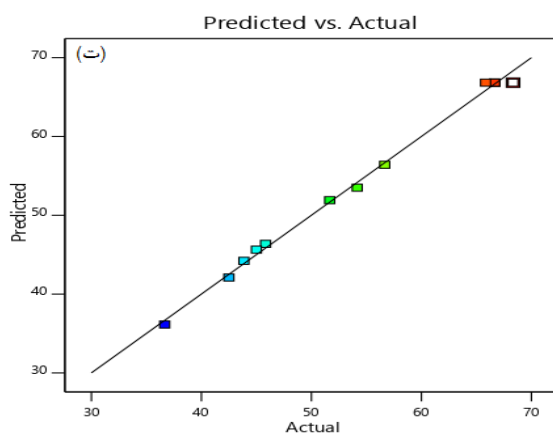
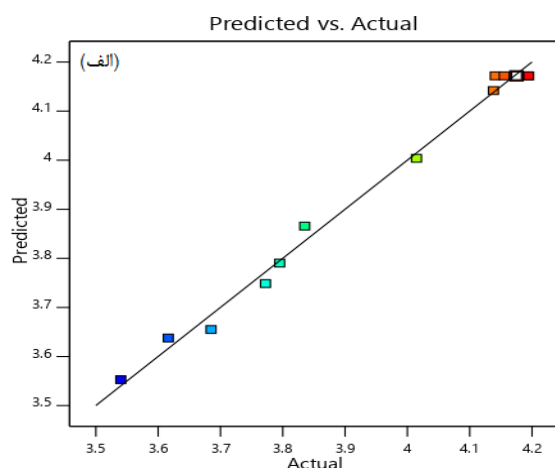
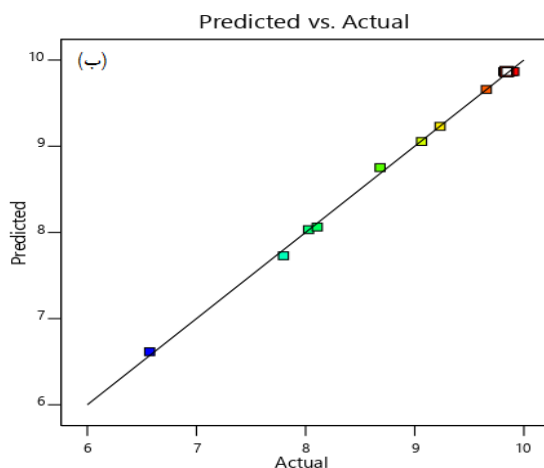
Source	SS	df	MS	F-value	P-value
Model (Y_1)	۰/۷۰۰۴	۵	۰/۱۴۰۱	۱۸۳/۲۳	< ۰/۰۰۰۱
(X_1) Dose	۰/۰۰۷۲	۱	۰/۰۰۷۲	۹/۴۱	۰/۰۱۸۱
(X_2) pH	۰/۰۷۶۲	۱	۰/۰۷۶۲	۹۹/۷۳	< ۰/۰۰۰۱
(X_1X_2)	۰/۰۲۳۶	۱	۰/۰۲۳۶	۳۰/۸۳	۰/۰۰۰۹
(X_1) ²	۰/۵۷۸۱	۱	۰/۵۷۸۱	۷۵۶/۲۰	< ۰/۰۰۰۱

$(X_2)^2$	۰/۰۴۹۱	۱	۰/۰۴۹۱	۶۴/۲۷	< ۰/۰۰۰۱
Residual	۰/۰۰۵۴	۷	۰/۰۰۰۸		
Lack of Fit	۰/۰۰۳۱	۳	۰/۰۰۱۰	۱/۹۰	۰/۲۷۰۵
Pure error	۰/۰۰۲۲	۴	۰/۰۰۰۶		
Std. Dev.=۰/۰۲۷۶ C.V.=۰/۷۰۱۳ R ² =۰/۹۹۲۴ Adeq Precision =۳۲/۹۵۱۸					
Model (Y ₂)	۱۳/۳۹	۴	۳/۳۵	۱۴۱۴/۴۵	< ۰/۰۰۰۱
(X ₁) Dose	۲/۰۹	۱	۲/۰۹	۸۸۴/۵۷	< ۰/۰۰۰۱
(X ₂) pH	۰/۱۸۳۱	۱	۰/۱۸۳۱	۷۷/۳۹	< ۰/۰۰۰۱
(X ₁) ²	۱۱/۱۰	۱	۱۱/۱۰	۴۶۸۹/۵۹	< ۰/۰۰۰۱
(X ₂) ²	۰/۳۰۸۲	۱	۰/۳۰۸۲	۱۳۰/۲۴	< ۰/۰۰۰۱
Residual	۰/۰۱۸۹	۸	۰/۰۰۲۴		
Lack of Fit	۰/۰۱۳۶	۴	۰/۰۰۳۴	۲/۵۲	۰/۱۹۶۴
Pure error	۰/۰۰۵۴	۴	۰/۰۰۱۳		
Std. Dev.=۰/۰۴۸۶ C.V.=۰/۵۴۳۰ R ² =۰/۹۹۸۶ Adeq Precision =۱۰۷/۷۰۹۹					
Model (Y ₃)	۲۲۱۰/۵۲	۵	۴۴۲/۱۰	۴۳۳/۲۶	< ۰/۰۰۰۱
(X ₁) Dose	۴۵۶/۸۴	۱	۴۵۶/۸۴	۴۴۷/۷۰	< ۰/۰۰۰۱
(X ₂) pH	۵۸/۸۳	۱	۵۸/۸۳	۵۷/۶۵	۰/۰۰۰۱
(X ₁ X ₂)	۴۴/۷۴	۱	۴۴/۷۴	۴۳/۸۵	۰/۰۰۰۳
(X ₁) ²	۱۶۴۲/۰۸	۱	۱۶۴۲/۰۸	۱۶۰۹/۲۲	< ۰/۰۰۰۱
(X ₂) ²	۶۵/۵۲	۷	۶۵/۵۲	۶۴/۲۱	< ۰/۰۰۰۱
Residual	۷/۱۴	۳	۱/۰۲		
Lack of Fit	۳/۵۰	۴	۱/۱۷	۱/۲۸	۰/۳۹۴۲
Pure error	۳/۶۴		۰/۹۱۰۲		
Std. Dev.=۱/۰۱ C.V.=۱/۳۴ R ² =۰/۹۹۶۸ Adeq Precision =۶۰/۳۴۷۸					
Model (Y ₄)	۱۵۱۱/۶۹	۵	۳۰۲/۳۴	۴۰۹/۲۵	< ۰/۰۰۰۱
(X ₁) Dose	۳۵/۶۳	۱	۳۵/۶۳	۴۸/۲۳	۰/۰۰۰۲
(X ₂) pH	۸/۴۸	۱	۸/۴۸	۱۱/۴۸	۰/۰۱۱۶
(X ₁ X ₂)	۱۲/۱۳	۱	۱۲/۱۳	۱۶/۴۲	۰/۰۰۴۹
(X ₁) ²	۱۳۳۴/۸۲	۱	۱۳۳۴/۸۲	۱۸۰۶/۸۲	< ۰/۰۰۰۱
(X ₂) ²	۲۴۵/۰۷	۷	۲۴۵/۰۷	۳۳۱/۷۳	< ۰/۰۰۰۱
Residual	۵/۱۷	۳	۰/۷۳۸۸		
Lack of Fit	۱/۸۴	۴	۰/۶۱۲۷	۰/۷۳۵۲	۰/۵۸۳۲
Pure error	۳/۳۳		۰/۸۳۳۳		
Std. Dev.=۰/۸۵۹۵ C.V.=۱/۵۷ R ² =۰/۹۹۶۶ Adeq Precision =۵۲/۵۵۵۸					

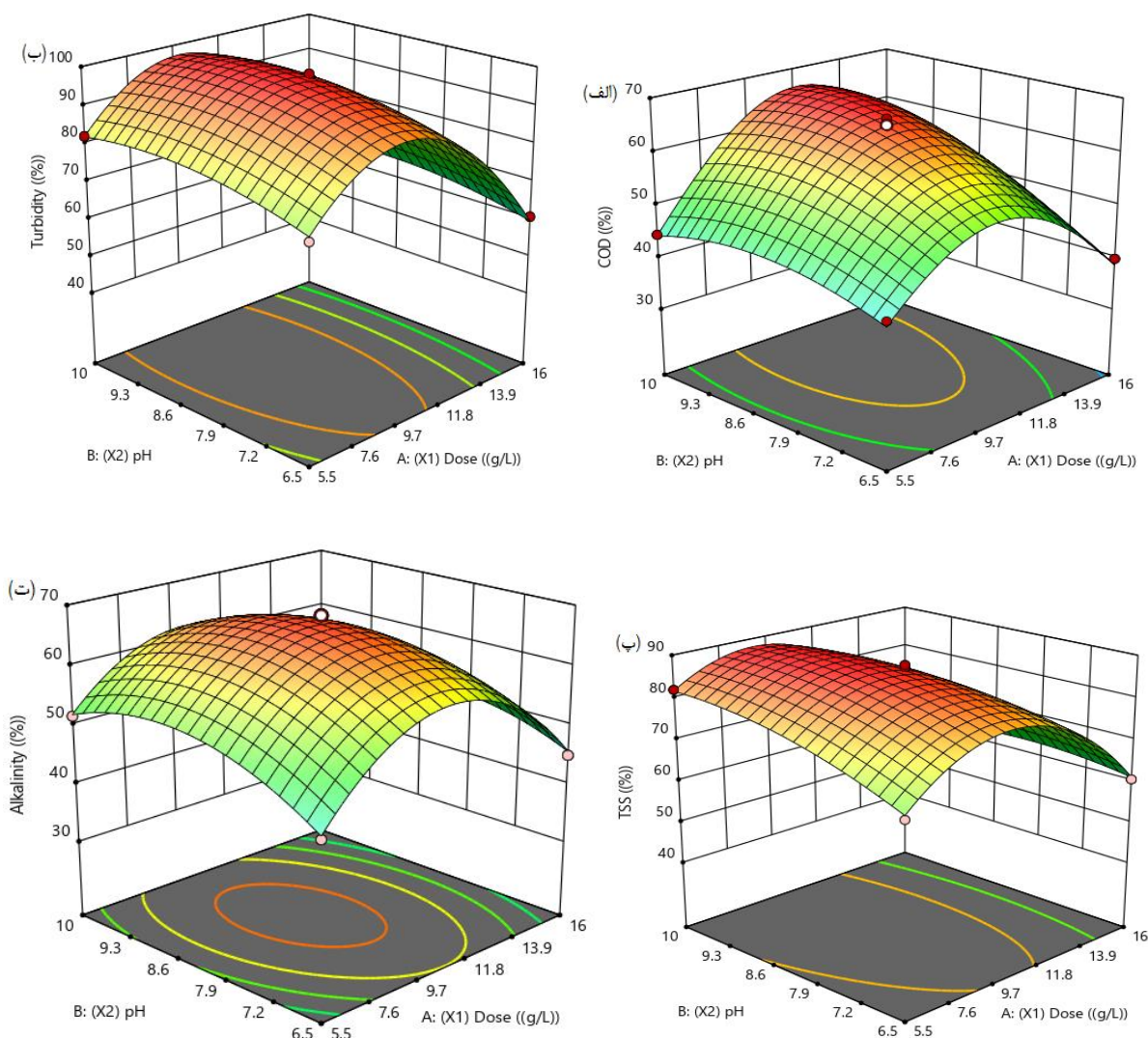
تجزیه و تحلیل فرایند

اشکال مقادیر پیش‌بینی شده به مقادیر واقعی حذف پارامترها در شکل ۲ برای FeCl_3 نشان داده شده است. این اشکال نشان‌دهنده انطباق کافی بین داده‌های واقعی و داده‌های مستخرج از مدل‌ها می‌باشد. علاوه بر این مقادیر AP بیش از ۴ (جدول ۵) برای تمام پاسخ‌ها تایید می‌کند که می‌توان همه مدل‌های پیش‌بینی شده را جهت هدایت مشخص محیط طراحی شده توسط CCD مورد استفاده قرار داد. علاوه بر این، اشکال دو بعدی پاسخ‌ها، شکل تراز منحنی‌های بسته متحدالمرکز را نشان می‌دهد که مراکز آن‌ها بیان‌کننده شرایط

مطلوب است. اشکال سطح پاسخ برای FeCl_3 نیز در شکل ۳ نشان داده شده است. شکل‌ها تقریباً متقارن با خطوط دایره‌وار می‌باشد. تمام اشکال پاسخ، قله‌های واضح و صاف را نشان می‌دهد که به معنی شرایط بهینه جهت حداکثر مقادیر پاسخ pH و غلظت در محیط طراحی می‌باشد. اشکال سطح پاسخ در شکل ۳، نقاط بهینه در حدود $\text{pH}/25$ و غلظت g/L $10/75$ برای FeCl_3 را نشان می‌دهد. با دور شدن از این نقاط، میزان راندمان حذف کاهش می‌یابد، به عبارتی افزایش یا کاهش هر یک از متغیرهای آزمایش شده منجر به کاهش پاسخ‌ها می‌شود.



شکل ۲: ارزیابی برازش مقادیر واقعی و پیش‌بینی شده برای حذف (الف) COD، (ب) کدورت، (پ) TSS و (ت) قلیائیت توسط مدل RSM (pH ۸/۲۵ و غلظت FeCl_3 ۱۰/۷۵ g/L)



شکل ۳: پلات سطح پاسخ برای حذف (الف) COD، (ب) کدورت، (پ) TSS و (ت) قلیائیت توسط مدل RSM (pH ۸/۲۵ و غلظت FeCl_3 ۱۰/۷۵ g/L)

بهینه‌سازی فرایند

FeCl_3 انجام شد. همانطور که در جدول ۶ نشان داده شده، راندمان حذف برای تمام پارامترهای پاسخی که از آزمایشات به‌دست آمده و برآورد شده توسط مدل‌ها در تطابق، نزدیک و همخوانی داشت. بنابراین نتایج تجربی نزدیک به نتایج

راندمان حذف بهینه در pH ۸/۸۵ و غلظت FeCl_3 ۱۰/۲۴ بدست آمد. آزمایش اضافی با استفاده از شرایط بهینه برای تایید تطابق نتایج حاصل از مدل‌ها و آزمایشات برای

مورد نیاز را نیز ایجاد می‌کند.

پیش‌بینی شده مدل‌ها حاصل شد. این نشان‌دهنده مزایای رویکرد مبتنی بر روش سطح پاسخ در دستیابی به پیش‌بینی‌های مطلوب است، در حالی‌که حداقل تعداد آزمایش‌های

جدول ۶: آزمایشات تطبیق در شرایط بهینه ؛ COD (Y_1)، کدورت (Y_2)، TSS (Y_3) و قلیائیت (Y_4)

راندمان حذف (%)				شرایط بهینه (pH ۸/۸۵ و ۱۰/۲۴ g/L)
Y_4	Y_3	Y_2	Y_1	
۶۷/۸۹	۸۸/۶۱	۹۷/۵۳	۶۶/۷۹	مقدار حاصل آزمایش
۶۶/۶۱	۸۷/۷۵	۹۸/۶۱	۶۵/۸۷	مقدار حاصل مدل
۱/۲۸	۰/۸۶	-۱/۰۸	۰/۹۲	خطا

بحث

فرایند انعقاد-لخته‌سازی به عوامل زیادی همچون نوع و غلظت آلاینده، pH، نوع و غلظت مواد منعقدکننده، زمان ته‌نشینی و سرعت همزنی بستگی دارد^{۷۷}. بنابراین ضروری است شرایط بهینه این فرایند از طریق آزمایشات و روش‌های آماری بدست آید.

نسبت BOD₅/COD شیرابه مورد مطالعه برابر ۰/۱۷ تعیین گردید. بر اساس تقسیم‌بندی مقادیر BOD₅/COD مربوط به طبقه متوسط (۰/۱-۰/۵) می‌شود^{۶۰} که از نظر تجزیه میکروبی، تقریباً مقاوم است^{۷۲}. بنابراین مقداری از مواد آلی قابل تجزیه بیولوژیکی شیرابه تا زمان ورود به مخزن ذخیره تجزیه شده و pH آن تقریباً خنثی گردیده است. همچنین در مقایسه با استانداردهای خروجی فاضلاب سازمان حفاظت محیط زیست ایران^{۷۸}، مقادیر غلظت پارامترهای شیرابه به ویژه COD، TSS و کدورت نشان می‌دهد که غلظت آن‌ها بیش‌تر از حد مجاز است. بنابراین شیرابه قبل از دفع یا مصرف باید به طریق مناسب تصفیه گردد و از دفع شیرابه خام در چاه‌های جاذب و یا دفع در رودخانه به‌دلیل زیست-محیطی اجتناب شود. آقامحمدی و همکاران (۲۰۰۷) نیز نسبت کم (BOD₅/COD) برابر ۰/۱۷ و غلظت بالای نیتروژن آمونیاکی (۱۲۲۵ میلی گرم بر لیتر) برای شیرابه لندفیل زباله

گزارش کردند که این امر نشان می‌دهد که شیرابه مورد نظر بسیار پایدار بوده و قابلیت تجزیه زیستی پایینی دارد^{۷۹}. از آنجا که این مرحله (نسبت BOD₅/COD پژوهش حاضر) در محدوده ۰/۱۷ بود، فرایند انعقاد-لخته‌سازی برای تصفیه این شیرابه مناسب می‌باشد^{۷۴}.

آنالیزهای آماری و بهینه‌سازی فرایند

بیشترین راندمان حذف COD به ترتیب برای متغیر با مقدار ۱۰/۷۵ g/L (۶۶/۳۲٪) در pH برابر ۸/۲۵ می‌باشد. از دلیل بالا بودن راندمان حذف در pH برابر ۸/۲۵ را می‌توان این‌گونه بیان نمود که فلوک‌ها تشکیل شده از منعقدکننده بر پایه آهن در pH قلیایی درشت‌تر از فلوک در pH‌های اسیدی است و راحت‌تر ته‌نشین شده و کارایی حذف نیز در pH قلیایی بیشتر است^{۳۲}. به طور مثال در تیمارهای با غلظت منعقدکننده برابر (۱۶ g/L) با pH ۶/۵ و ۱۰، راندمان حذف COD برابر ۳۹/۸٪ و ۵۵/۴٪ می‌باشد. این عمل در تیمارهای با pH ۶/۵ و ۱۰ در غلظت یکسان ۵/۵ g/L نیز مشهود است که در pH‌های اسیدی به دلیل تولید فلوک ریز و عدم ته‌نشینی مناسب، کارایی کمتری دارند^{۳۲}. همچنین محققان قبلی گزارش کرده بودند که pH به طور قابل توجهی بر کارایی حذف در فرایند انعقاد-لخته‌سازی تأثیر می‌گذارد^{۸۰، ۳۵}.

راندمان حذف COD توسط وانگ و همکاران در سال ۲۰۱۴^{۸۱} در فرایند انعقادسازی پساب کارخانه کاغذسازی-تساکو برابر ۶۷/۸٪ بود. در پژوهشی دیگر پس از عملیات انعقادسازی در شرایط بهینه (pH برابر ۶/۴، غلظت آلوم برابر ۲۱۲۴ mg/L و اختلاط آهسته نیز ۲۰ min)، COD به میزان ۵۹٪ کاهش یافت^{۸۷} که با نتایج این تحقیق همسو می‌باشد. راندمان حذف COD ۷۳٪ و ۵/۹٪ با غلظت کلرید آهن در دو سطح ۱/۷ g/L و ۱/۵ با pH به ترتیب ۵/۲ و ۸/۳ توسط کاستریلون و همکاران در سال ۲۰۱۰ گزارش شد^{۸۴}. روند مشابهی توسط لیو و همکاران (۲۰۱۲) گزارش شده است^{۸۳}. همچنین COD شیرابه لندفیل زباله توسط محققان دیگری با منعقدکننده FeCl_3 به میزان ۳۹٪^{۸۲}، ۲۴٪^{۳۰}، ۹۰-۴۰٪^{۸۳} و ۶۸-۵۵٪^{۸۴} کاهش یافته است. عبدالله زاده شرقی و همکاران (۲۰۱۹) نیز گزارش کردند که درصد حذف COD منعقدکننده FeCl_3 با غلظت ۴۰۰ mg/L برابر ۵۲/۲٪ بود^{۸۵}. در بررسی غلظت مصرفی مواد منعقدکننده کلرید آهن نیز در غلظت‌های پایین (۳/۳۲ g/L) سبب ایجاد فلوک‌های ریز می‌شود و مصرف غلظت‌های بالاتر سبب ایجاد فلوک‌های ریز و پایداری مجدد محلول می‌گردد. در نهایت راندمان حذف کمتر از غلظت بهینه می‌شود^{۸۶}. این شرایط در مورد کلرید آهن پژوهش حاضر در غلظت بالاتر از ۵/۵ اتفاق افتاد. علاوه بر این عزیزده و همکاران (۲۰۱۴) نیز بیان کردند که غلظت ماده منعقدکننده به عنوان مهم‌ترین پارامترها برای تعیین شرایط بهینه برای عملکرد منعقدکننده‌ها است. اساسا غلظت ناکافی و یا بیش از حد منعقدکننده منجر به عملکرد ضعیف تشکیل لخته می‌شود^{۸۷}. بر این اساس استفاده از کلرید آهن در غلظت ۱۰/۷۵ سبب تشکیل فلوک درشت‌تر و ته‌نشینی مناسب‌تر و در نهایت کارایی بهتر می‌شود و در غلظت کمتر و بیشتر از این مقدار به دلیل ایجاد فلوک‌های ریزتر و پایداری مجدد محلول، درصد حذف پارامترهای خروجی (راندمان حذف بهینه COD و کدورت به ترتیب ۶۸/۶۵٪ و ۹۸/۸۵٪)

کمتر از غلظت بهینه می‌شود.

نتایج راندمان حذف TSS (۸۷/۷۵-۴۴/۸۹٪) این پژوهش با احمد و همکاران (۲۰۰۷) سازگاری ندارد زیرا آن‌ها راندمان حذف TSS را تحت شرایط بهینه (غلظت منعقدکننده و pH به ترتیب ۱۰۴۵ mg/L و ۶/۷۵) برابر ۹۹٪ گزارش کردند^{۸۸}. ولی راندمان حذف TSS توسط محققینی هم‌چون کیم (۲۰۱۶) مطابقت دارد^{۸۸}. همچنین کمترین و بیشترین راندمان حذف کلیاتیت در غلظت ۱۸/۱۷ و ۱۰/۷۵ g/L با مقدار برابر ۳۶/۶۶٪ و ۶۸/۳۳٪ بدست آمد. هر دو مقدار کمینه و بیشینه در pH ۸/۲۵ محقق شد. کمترین راندمان حذف کدورت (۴۳/۱۸٪) و بیشترین راندمان حذف کدورت (۹۸/۱۷٪) در غلظت ۱۸/۱۷ و ۱۰/۷۵ g/L شکل گرفت. از بین رفتن کدورت از طرق دو مکانیزم (الف) خشی سازی بار ذرات با بار منفی توسط گونه‌های هیدرولیز فلز با بار مثبت و به دنبال آن تجمع ذرات بی‌ثبات و (ب) تشکیل لکه‌های تشکیل شده از رسوبات هیدروکسید فلزی همراه با جاروب لخته‌سازی ذرات کلونیدی صورت گرفته است^{۸۹}. از این رو برای تأمین تماس کافی برای تجمع ذرات بی‌ثبات به غلظت بالایی از کلونیدها نیاز است تا گونه‌های هیدرولیز جذب شوند و بی‌ثبات‌سازی توسط اثرات بار یا پل زدن، قبل از ته‌نشینی اتفاق افتد^{۹۱}. این اتفاق با راندمان بالا حذف این پژوهش صورت گرفته است. ترین و کنگ در سال ۲۰۱۱^{۹۲} نیز راندمان حذف کدورت برابر ۹۱/۴٪ و ۸۶/۳٪ به ترتیب با منعقدکننده PACI و آلوم بدست آوردند. در مطالعه‌ای دیگر، راندمان حذف کدورت برابر ۹۲/۵٪ حاصل گردید^{۹۳} که پایین‌تر از راندمان پژوهش حاضر بود. ولی با نتایج لیو و همکاران (۲۰۱۲) همخوانی دارد^{۸۳}. هم‌چنین شرایط بهینه منجر به بیشترین راندمان حذف COD و کدورت برای FeCl_3 گردید^{۸۳}. آدلن و همکاران (۲۰۱۱) نیز راندمان حذف کدورت و COD به ترتیب ۵۰٪ و ۷۵٪ را بدست آوردند^{۸۵}. همچنین محققین دیگری، حذف کدورت در فرایند پیش

تصفیه شیمیایی فاضلاب گاوداری را برابر ۵۲/۸٪ با FeCl_3 در غلظت ۴۰۰ mg/L و $\text{pH} = 8$ گزارش کردند^{۹۴}. از نظر غلظت منعقدکننده، هرچه غلظت منعقدکننده بیشتر شود میزان درصد حذف کدورت نیز افزایش می‌یابد. در این راستا یزدانی و بانژاد (۲۰۰۹) نشان دادند راندمان کاهش کدورت با افزایش غلظت منعقدکننده نسبت مستقیم دارد به‌طوری‌که با افزایش غلظت منعقدکننده، راندمان حذف کدورت نیز افزایش می‌یابد^{۹۵}. نتایج تحقیقات پرتچارد و همکاران (۲۰۱۰) نیز نشان دادند که غلظت و کدورت اولیه دارای همبستگی خطی می‌باشد که به دلیل برهم کنش بین ذره‌ای برای ناپایداری سازی سوسپانسیون از طریق خشی سازی بار سطحی و یا پل زنی بین ذره‌ای می‌باشد. به همین دلیل در کدورت‌های بالاتر، حضور ذرات کلویدی با بار منفی بیشتر است و در نتیجه به ماده منعقدکننده با بار مثبت بیشتری برای خشی سازی نیاز است^{۹۶}. در این پژوهش در یک pH برابر ۸/۲۵، تیمار با غلظت بالاتر (۱۰/۷۵ g/L) دارای راندمان حذف کدورت بیشتری نسبت به تیمار با غلظت کمتر (۲/۳۲ g/L) بود. همچنین اکسیوینگ و همکاران (۲۰۰۹) نتیجه گرفتند که با افزایش غلظت منعقدکننده از ۱ به ۱۳ ppm، کارایی ماده منعقدکننده افزایش یافته و انعقاد و لخته‌سازی را با مکانیزم خشی سازی بار و پل زنی انجام داده است^{۹۷}. این پژوهش نیز همین نتایج را نشان می‌دهد. البته این افزایش غلظت تا مقدار معینی سبب افزایش راندمان حذف کدورت می‌گردد. همان‌گونه که با نژاد و همکاران (۲۰۱۰) نیز نشان دادند که با افزایش غلظت منعقدکننده از ۱۰ به ۱۵ ppm، عملکرد منعقدکننده کاهش پیدا می‌کند که این کاهش عملکرد مربوط به لخته‌های زیادی است که به صورت جداگانه تشکیل شده و قابلیت ته‌نشینی نداشته‌اند. به همین دلیل در مرحله ته‌نشینی به‌صورت محلول در می‌آیند^{۹۸}.

جدول ۵ نشان می‌دهد که تمام اثرات خطی و درجه دوم غلظت و pH برای کلرید آهن معنی‌دار بود ($P < 0.01$). دو

عامل غلظت کلرید آهن و pH انعقاد تأثیر مهمی روی چهار پاسخ COD، TSS، کدورت و قلیائیت داشته است. نقش غلظت و pH در فرآیند انعقاد-لخته‌سازی نیز در سایر مطالعات مورد تأکید قرار گرفت^{۹۹}. همچنین با تحقیقات ترین و کنگ (۲۰۱۰) همخوانی دارد^{۹۳}. بر اساس شکل‌گیری مدل‌های درجه دوم برای راندمان حذف COD، TSS و قلیائیت و همچنین مدل درجه دوم کاهش یافته برای راندمان حذف کدورت، ترین و کنگ در سال (۲۰۱۱) نیز مدل‌های درجه دوم را برای راندمان حذف کدورت ایجاد کردند^{۹۲}. همچنین در مطالعه‌ای دیگر، راندمان حذف کدورت به‌عنوان توابع مرتبه دوم دو عامل (غلظت آلوم و pH) انعقادسازی بیان شد^{۹۳}. لیو و همکاران (۲۰۱۲) نیز گزارش کردند که مدل‌های درجه دوم متغیرهای پاسخ نشان دادند که شرایط بهینه منعقدکننده FeCl_3 با غلظت ۱۰ g/L در pH برابر ۸ می‌باشد^{۵۳}. این پژوهش نشان داد مدل درجه دوم و کاهش یافته برای پیش‌بینی نتایج حاصل از فرآیند انعقادسازی در تصفیه شیرابه مناسب است. ضریب R^2 نسبت کل تغییرات پاسخ پیش‌بینی شده توسط مدل را ارائه می‌دهد و نشان‌دهنده نسبت مجموع مربعات ناشی از رگرسیون به کل مجموع مربعات است. بزرگ و نزدیک بودن R^2 به ۱ مطلوب است و یک توافق مطلوب با R^2 تعدیل یافته ضروری است^{۱۰۱، ۱۰۰}. به عبارتی هرچه R^2 به ۱ نزدیک‌تر باشد، قدرت مدل در توصیف تغییرات پاسخ به‌عنوان تابعی از متغیرهای مستقل بیشتر خواهد بود^{۱۰۲}. بزرگ بودن R^2 ، تاییدکننده تطابق رضایت بخش داده‌های آزمایش بر مدل درجه دوم و تعدیل یافته است. همان‌طور که در جدول ۵ نشان داده شده است R^2 در پژوهش حاضر بزرگ‌تر از ۰/۹۹ بود. دو مقادیر R^2 تفاوت معنی‌داری نداشتند. که در پژوهش لیو و همکاران (۲۰۱۲) نیز مشاهده شده است^{۵۳}. در پژوهشی دیگر مدل‌های درجه دوم برای متغیرهای پاسخ از جمله حذف TSS بر اساس ضریب تبیین بالا (R^2) مقدار بیشتر از ۰/۹۹ مستخرج از جدول تجزیه و تحلیل واریانس

توسط احمد و همکاران (۲۰۰۷) حاصل شد.^{۶۸} علاوه بر این، مقدار دقت کافی (AP) نیز اختلاف مقدار پاسخ پیش‌بینی شده مدل با مقدار متوسط خطای پیش‌بینی است یا به عبارت دیگر، یک نسبت سیگنال به نویز است که مقدار بیشتر از ۴ تمایز مناسب مدل را نشان می‌دهد.^{۵۱} این مقدار در یافته‌های حاصل از این پژوهش در محدوده مطلوب ۱۰۷-۳۲ بود و این نشان می‌دهد که از همه مدل‌های پیش‌بینی شده می‌توان برای حرکت در فضای طراحی تعریف شده توسط CCD استفاده کرد. در پژوهشی دیگر، ضریب همبستگی (R^2)، دقت کافی (AP) و ضریب تغییرات (CV) به ترتیب برابر با ۰/۹۶۲، ۱۵/۷۲۶ و ۷/۳۱ بود و نتایج مدل رگرسیون نیز نشان داد که اشکال خطی، اثرات متقابل و شرایط درجه دوم معنی‌دار بوده است.^{۵۷} که همسو و مطابق با نتایج پژوهش حاضر می‌باشد. ضریب آزمون ضعیف برازش (Lack of fit)، تغییرات داده‌ها را حول مدل برازش شده توصیف می‌کند. اگر مدل خوبی برازش نشده باشد، این آزمون معنی‌دار است.^{۱۱} آزمون ضعیف برازش مربوط به مدل درجه دوم و کاهش یافته برازش یافته برای پاسخ‌های بدست آمده در این پژوهش معنی‌دار نبود که تایید کننده برازش خوب داده‌ها بر مدل انتخاب شده است. آزمون ضعیف برازش در پژوهش‌های غفاری و همکاران (۲۰۰۹) و لئو و همکاران (۲۰۱۲) نیز معنی‌دار نبود و با پژوهش حاضر همسو بود.^{۵۲، ۵۳} همچنین در این پژوهش پراکنش باقی‌مانده‌ها نسبت به مقادیر برازش داده شده روند خاصی نداشت. بنابراین فرض ثابت بودن واریانس باقی‌مانده‌ها پذیرفته می‌شود.^{۱۰۳} همچنین پراکنش باقی‌مانده‌ها نسبت به ترتیب انجام آزمایشات هیچ روند خاصی مثل تغییرات سینوسی را نشان نداد. بنابراین فرض استقلال داده‌های بدست آمده پذیرفته می‌شود و مدل انتخاب شده برای تحلیل داده‌ها مناسب است.^{۱۰۴، ۱۰۳} اشکال برازش پیش‌بینی شده نیز در مقابل مقادیر واقعی حذف پارامترها (شکل ۲) نشان می‌دهد که مقادیر واقعی در نزدیکی خط

مستقیم توزیع شده‌اند، که نشان می‌دهد مدل‌ها با مقادیر اندازه‌گیری مطابقت خوبی دارند. بر این اساس این برازش، توافق کافی بین داده‌های واقعی و مقادیر بدست آمده از مدل‌ها را نشان دادند.^{۵۳} سطوح واکنش حذف COD در شکل ۳ (الف) نشان دهنده راندمان حذف ۶۲٪/۸-۶۶٪/۳ است که با یافته‌های آموکین و همکاران در سال ۱۹۹۷^{۳۵} و غفاری و همکاران در سال ۲۰۰۹^{۵۲} در تصفیه شیرابه تثبیت شده مطابقت دارد. علاوه بر این، سطوح پاسخ در شکل ۳ نشان داد که بیشترین راندمان حذف کدورت، TSS و قلیائیت به ترتیب ۹۸/۱۷٪، ۸۷/۷۵٪ و ۶۸/۳۳٪ برای $FeCl_3$ در شرایط بهینه بود. راندمان بالاتر در بهبود خصوصیات فیزیکی شیرابه نشان می‌دهد که چرا $FeCl_3$ برای تصفیه فاضلاب حاوی COD متوسط و ملایم توصیه می‌شود.

نتایج آزمایشات تجربی این پژوهش همانند نتایج ترین و کنگ در سال ۲۰۱۱ نیز به خوبی با نتایج پیش‌بینی‌های مدل همسو بودند.^{۹۲} که نشان‌دهنده آن است که RSM توانسته پیش‌بینی‌های خوبی را با کمترین تعداد آزمایش مورد نیاز حاصل سازد. علاوه بر این حذف قابل ملاحظه COD نشان داد که فرایند انعقادسازی به‌عنوان یک پیش‌تصفیه می‌تواند به‌طور موثر ترکیبات بازدارنده موجود در شیرابه را حذف نماید.^{۵۳} غفاری و همکاران در سال ۲۰۰۹ نیز مطابقت و همسویی داده‌های تجربی و پیش‌بینی‌شده مدل را گزارش کردند.^{۵۲} کیم در سال ۲۰۱۶، شرایط بهینه بدست آمده از همسویی سه متغیر ورودی بهینه را با مدل پیش‌بینی‌شده گزارش کرد.^{۸۸} در پژوهشی دیگر نیز شرایط بهینه آزمایشات تجربی توسط مدل سطح پاسخ برای تأیید نتایج پیش‌بینی‌شده مورد آزمایش قرار گرفت، در نهایت نیز نتایج تجربی با آنچه که توسط مدل پیش‌بینی‌شده بود، سازگاری داشت.^{۵۵} بررسی نتایج و تحلیل RSM در حذف کلی فرم‌های شیرابه نیز نشان داد که داده‌های حاصل از آزمایش با مدل پیش‌بینی‌شده مطابقت داشت.^{۱۰۵} در پژوهش حاضر پاسخ پیش‌بینی‌شده

مدل همسویی نزدیکی با داده‌های تجربی را نشان داد. این روش اثربخشی خوبی در دستیابی به پیش‌بینی‌های با حداقل تعداد آزمایشات ضروری فراهم ساخته است^{۹۳}. همچنین میانگین خطای پاسخ‌های پیش‌بینی شده توسط مدل‌ها و داده‌های بدست آمده از آزمایشات اضافی در حذف پارامترهای خروجی در حذف کدورت، TSS، COD و قلیائیت بسیار پایین بود و تمامی پاسخ‌های پیش‌بینی مدل و آزمایشات بسیار با هم نزدیک بودند. بنابراین صحت شرایط مطلوب با محاسبه خطا برای هر پاسخ تأیید شد. همان‌طور که در جدول ۶ نشان داده شده است، راندمان حذف برای همه پاسخ‌های بدست آمده از آزمایشات در توافق نزدیک با پیش‌بینی‌های مدل بود. بر این اساس به نظر می‌رسد کلرید آهن برای تصفیه شیرابه مناسب است. در نتایج پژوهش ليو و همکاران (۲۰۱۲) نیز صحت شرایط مطلوب با محاسبه خطا برای هر پاسخ مورد تأیید قرار گرفت و مقادیر پاسخ‌های تجربی نزدیک به مقادیر پیش‌بینی گزارش گردید^{۵۳}.

نتیجه‌گیری

در این تحقیق منعقد کننده $FeCl_3$ برای تصفیه شیرابه لندفیل زباله مشهد مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که غلظت منعقدکننده و pH اولیه نقش بسیار خوبی در روند پردازش دارند. تحت شرایط تجربی بدست آمده، غلظت ۱۰/۷۵ گرم در لیتر $FeCl_3$ در pH برابر ۸/۲۵ بیشترین راندمان

حذف را به خود اختصاص داد. به طوری که این شرایط، حذف ۶۶/۳۲٪ COD و پارامترهای کدورت، TSS و قلیائیت به ترتیب برابر ۹۸/۱۷٪، ۸۷/۷۵٪ و ۶۸/۳۳٪ حاصل شد. آزمایشات تطبیق تحت شرایط بهینه منجر به حذف COD، TSS، کدورت و قلیائیت به ترتیب برابر ۶۶/۷۹٪، ۸۸/۶۱٪، ۹۷/۵۳٪ و ۶۷/۸۹٪ شد. همچنین با توجه به ضرایب تعیین، دقت کافی و خطای ناچیز معادلات به خوبی رابطه بین پارامترهای خروجی و متغیرهای مستقل را مدل کردند. بر این اساس، نتایج آزمایشات تجربی با مقادیر پیش‌بینی همسو بود. این امر صحت طراحی آزمایشات و معادلات را تأیید می‌کند. بنابراین راندمان حذف COD با نسبتاً بالا، این ایده را متصور می‌سازد که فرایند انعقاد-لخته شدن باید به عنوان یک پیش-پس تصفیه برای پردازش شیرابه استفاده شود. بر این اساس روش RSM پیش‌بینی مناسبی جهت انتخاب انعطاف‌پذیری پارامترهای فرایند بهینه در کاربردهای مهندسی برای به دست آوردن حداکثر مقدار اطلاعات در یک دوره زمانی کوتاه و با کمترین تعداد آزمایش خواهد بود.

سپاسگزاری

این مقاله حاصل طرح پژوهشی با عنوان "مدل‌سازی انعقاد شیرابه لندفیل با استفاده از روش سطح پاسخ" مصوب دانشگاه فردوسی مشهد در سال ۱۳۹۷ با کد ۲/۴۸۵۹۱ است که با حمایت دانشگاه فردوسی مشهد اجرا شده است.

References

- Costa AM, Alfaia RGdSM, Campos JC. Landfill leachate treatment in Brazil—An overview. *J Environ Manage* 2019;232: 110-6.
- Trujillo D, Font X, Sánchez A. Use of Fenton reaction for the treatment of leachate from composting of different wastes. *J Hazard Mater* 2006;138(1): 201-4.
- Ahmed FN, Lan CQ. Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review. *Desalination* 2012;287: 41-54.
- Alvarez Vazquez H, Jefferson B, Judd SJ. Membrane bioreactors vs conventional biological treatment of landfill leachate: a brief review. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental & Clean Technology* 2004;79(10): 1043-9.
- De Moraes JL, Zamora PP. Use of advanced oxidation processes to improve the biodegradability of mature landfill leachates. *J Hazard Mater* 2005;123(1-3): 181-6.
- Foo K, Hameed B. An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process. *J Hazard Mater* 2009;171(1-3): 54-60.

7. Chou J-d, Wey M-Y, Liang H-H, Chang S-H. Biotoxicity evaluation of fly ash and bottom ash from different municipal solid waste incinerators. *J Hazard Mater* 2009;168(1): 197-202.
8. de Laclos HF, Thiebaut E, Saint-Joly C. Anaerobic digestion of residual municipal solid waste using biological-mechanical pre-treatment: the plant of Varennes Jarcy. *Water Science and Technology* 2008;58(7): 1447-52.
9. Viotti P, Di Genova P, Falcioni F. Numerical analysis of the anaerobic co-digestion of the organic fraction from municipal solid waste and wastewater: prediction of the possible performances at Olmeto plant in Perugia (Italy). *Waste Management & Research* 2004;22(2): 115-28.
10. Bakonyi P, Dharmaraja J, Shobana S, et al. Leachate valorization in anaerobic biosystems: Towards the realization of waste-to-energy concept via biohydrogen, biogas and bioelectrochemical processes. *Int J Hydrogen Energy* 2019;44(32): 17278-96.
11. Wu K-c, Yau Y-h, Sze ET-P. Application of anaerobic bacterial ammonification pretreatment to microalgal food waste leachate cultivation and biofuel production. *Mar Pollut Bull* 2020;153: 111007.
12. de Albuquerque EM, Pozzi E, Sakamoto IK, Jurandyr P. Treatability of landfill leachate combined with sanitary sewage in an activated sludge system. *J Water Process Eng* 2018;23: 119-28.
13. Hamid H, Li LY, Grace JR. Aerobic biotransformation of fluorotelomer compounds in landfill leachate-sediment. *Sci Total Environ* 2020: 136547.
14. Liu Y, Wang J. Treatment of fresh leachate from a municipal solid waste incineration plant by combined radiation with coagulation process. *Radiat Phys Chem* 2020;166: 108501.
15. Tripathy BK, Kumar M. Sequential coagulation/flocculation and microwave-persulfate processes for landfill leachate treatment: Assessment of bio-toxicity, effect of pretreatment and cost-analysis. *Waste Manage* 2019;85: 18-29.
16. Ferraz FM, Yuan Q. Organic matter removal from landfill leachate by adsorption using spent coffee grounds activated carbon. *Sustainable Mater Technol* 2020;23: e00141.
17. Zhang C, Jiang S, Tang J, et al. Adsorptive performance of coal based magnetic activated carbon for perfluorinated compounds from treated landfill leachate effluents. *Process Saf Environ Prot* 2018;117: 383-9.
18. Calabrò P, Gentili E, Meoni C, et al. Effect of the recirculation of a reverse osmosis concentrate on leachate generation: A case study in an Italian landfill. *Waste Manage* 2018;76: 643-51.
19. Shi J, Dang Y, Qu D, Sun D. Effective treatment of reverse osmosis concentrate from incineration leachate using direct contact membrane distillation coupled with a NaOH/PAM pre-treatment process. *Chemosphere* 2019;220: 195-203.
20. Altin A. An alternative type of photoelectro-Fenton process for the treatment of landfill leachate. *Separation and Purification Technology* 2008;61(3): 391-7.
21. Cortez S, Teixeira P, Oliveira R, Mota M. Evaluation of Fenton and ozone-based advanced oxidation processes as mature landfill leachate pre-treatments. *J Environ Manage* 2011;92(3): 749-55.
22. Samarghandi M, Rahmani A, Asgari G, et al. Efficiency and Modeling of UV-Electropersulfate Process via Iron Electrode in the Degradation of Acid Blue 25 Dye Using Central Composite Design. *jehe* 2019;6(4): 339-55 [In Persian].
23. Bezzina JP, Robshaw T, Dawson R, Ogden MD. Single metal isotherm study of the ion exchange removal of Cu (II), Fe (II), Pb (II) and Zn (II) from synthetic acetic acid leachate. *Chem Eng J* 2020: 124862.
24. Scandelai APJ, Zotesso JP, Jegatheesan V, et al. Intensification of supercritical water oxidation (ScWO) process for landfill leachate treatment through ion exchange with zeolite. *Waste Manage* 2020;101: 259-67.
25. Moradi M, Ghanbari F. Application of response surface method for coagulation process in leachate treatment as pretreatment for Fenton process: biodegradability improvement. *J Water Process Eng* 2014;4: 67-73.
26. Bashir MJ, Aziz HA, Yusoff MS, et al. Effects of ion exchange resins in different mobile ion forms on semi-aerobic landfill leachate treatment. *Water Science and Technology* 2010;61(3): 641-9.
27. Renou S, Givaudan J, Poulain S, et al. Landfill leachate treatment: review and opportunity. *J Hazard Mater* 2008;150(3): 468-93.
28. Singh SK, Tang WZ. Statistical analysis of optimum Fenton oxidation conditions for landfill leachate treatment. *Waste Manage* 2013;33(1): 81-8.
29. Yusoff MS, Aziz HA, Zamri MFMA, et al. Floc behavior and removal mechanisms of cross-linked Durio zibethinus seed starch as a natural flocculant for landfill leachate coagulation-flocculation treatment. *Waste Manage* 2018;74: 362-72.
30. Wang Z-p, Zhang Z, Lin Y-j, et al. Landfill leachate treatment by a coagulation-photooxidation process. *J Hazard Mater* 2002;95(1-2): 153-9.
31. Kurniawan TA, Lo W-h, Chan GY. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *J Hazard Mater* 2006;129(1-3): 80-100.
32. Tatsi A, Zouboulis A, Matis K, Samaras P. Coagulation-flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. *Chemosphere* 2003;53(7): 737-44.
33. Bakraouy H, Souabi S, Digua K, et al. Optimization of

- the treatment of an anaerobic pretreated landfill leachate by a coagulation–flocculation process using experimental design methodology. *Process Saf Environ Prot* 2017;109: 621-30.
34. Saini R, Kumar P. Simultaneous removal of methyl parathion and chlorpyrifos pesticides from model wastewater using coagulation/flocculation: Central composite design. *J Environ Chem Eng* 2016;4(1): 673-80.
 35. Amokrane A, Comel C, Veron J. Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation. *Water Res* 1997;31(11): 2775-82.
 36. de Barros VG, Rodrigues CS, Botello-Suárez WA, et al. Treatment of biodigested coffee processing wastewater using Fenton's oxidation and coagulation/flocculation. *Environ Pollut* 2020;259: 113796.
 37. Mazloomi S, Ghodsei S, Amraei P, Bonyadi Z. Data on the removal of turbidity from aqueous solutions using polyaluminum chloride. *Data in brief* 2018;20: 371-4.
 38. Vedrenne M, Vasquez-Medrano R, Prato-Garcia D, et al. Characterization and detoxification of a mature landfill leachate using a combined coagulation–flocculation/photo Fenton treatment. *J Hazard Mater* 2012;205: 208-15.
 39. Boumechhour F, Rabah K, Lamine C, Said BM. Treatment of landfill leachate using Fenton process and coagulation/flocculation. *Water Environ J* 2013;27(1): 114-9.
 40. Liu Z, Wu W, Shi P, et al. Characterization of dissolved organic matter in landfill leachate during the combined treatment process of air stripping, Fenton, SBR and coagulation. *Waste Manage* 2015;41: 111-8.
 41. Zhou Y, Liang Z, Wang Y. Decolorization and COD removal of secondary yeast wastewater effluents by coagulation using aluminum sulfate. *Desalination* 2008;225(1-3): 301-11.
 42. Rodrigues CS, Soares O, Pinho M, et al. p-Nitrophenol degradation by heterogeneous Fenton's oxidation over activated carbon-based catalysts. *Appl Catal, B* 2017;219: 109-22.
 43. Oloibiri V, Ufomba I, Chys M, et al. A comparative study on the efficiency of ozonation and coagulation–flocculation as pretreatment to activated carbon adsorption of biologically stabilized landfill leachate. *Waste Manage.* 2015;43:335-42.
 44. Evuti AM, Lawal M. Recovery of coagulants from water works sludge: A review. *Adv Appl Sci Res* 2011;2(6): 410-7.
 45. Wei Y, Dai J, Mackey HR, Chen G-H. The feasibility study of autotrophic denitrification with iron sludge produced for sulfide control. *Water Res* 2017;122: 226-33.
 46. Pokhara P, Ekamparam AS, Gupta AB, et al. Activated alumina sludge as partial substitute for fine aggregates in brick making. *Constr Build Mater* 2019;221: 244-52.
 47. Yaras A. Combined effects of paper mill sludge and carbonation sludge on characteristics of fired clay bricks. *Constr Build Mater* 2020;249: 118722.
 48. Mansour MS, Abdel-Shafy HI, El Azab WI. Innovative reuse of drinking water sludge for the treatment of petroleum produced water to enhance oil recovery. *Egypt J Pet* 2020.
 49. Singh S, Singh S, Lo S-L, et al. Preparation and reuse of iron and aluminum oxides activated sewage sludge based coagulants for the post-treatment of up-flow anaerobic sludge blanket reactor effluent. *J Cleaner Prod* 2017;149:1020-32.
 50. Elmi A, AlOlayan M. Sewage sludge land application: Balancing act between agronomic benefits and environmental concerns. *J Cleaner Prod* 2020;250: 119512.
 51. Mason RL, Gunst RF, Hess JL. Statistical design and analysis of experiments: with applications to engineering and science: John Wiley & Sons; 2003.
 52. Ghafari S, Aziz HA, Isa MH, Zinatizadeh AA. Application of response surface methodology (RSM) to optimize coagulation–flocculation treatment of leachate using poly-aluminum chloride (PAC) and alum. *J Hazard Mater* 2009;163(2-3): 650-6.
 53. Liu X, Li X-M, Yang Q, et al. Landfill leachate pretreatment by coagulation–flocculation process using iron-based coagulants: optimization by response surface methodology. *Chem Eng J* 2012;200: 39-51.
 54. Castrillón L, Fernández-Nava Y, Ulmanu M, et al. Physico-chemical and biological treatment of MSW landfill leachate. *Waste Manage* 2010;30(2): 228-35.
 55. Adlan MN, Palaniandy P, Aziz HA. Optimization of coagulation and dissolved air flotation (DAF) treatment of semi-aerobic landfill leachate using response surface methodology (RSM). *Desalination* 2011;277(1-3): 74-82.
 56. Zainal-Abideen M, Aris A, Yusof F, et al. Optimizing the coagulation process in a drinking water treatment plant–comparison between traditional and statistical experimental design jar tests. *Water science and Technology* 2012;65(3): 496-503.
 57. Malakahmad A, Chuan SY. Application of response surface methodology to optimize coagulation–flocculation treatment of anaerobically digested palm oil mill effluent using alum. *Desalination and Water Treatment* 2013;51(34-36): 6729-35.
 58. Esteves BM, Rodrigues CS, Maldonado-Hódar F, Madeira LM. Treatment of high-strength olive mill wastewater by combined Fenton-like oxidation and coagulation/flocculation. *J Environ Chem Eng* 2019;7(4): 103252.
 59. Ribera-Pi J, Badia-Fabregat M, Arias D, et al.

- Coagulation-flocculation and moving bed biofilm reactor as pre-treatment for water recycling in the petrochemical industry. *Sci Total Environ* 2020;715: 6800-13.
60. APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association: Washington, DC, USA 2005.
 61. Khayet M, Zahrim A, Hilal N. Modelling and optimization of coagulation of highly concentrated industrial grade leather dye by response surface methodology. *Chem Eng J* 2011;167(1): 77-83.
 62. Connolly R, Zhao Y, Sun G, Allen S. Removal of ammoniacal-nitrogen from an artificial landfill leachate in downflow reed beds. *Process Biochemistry* 2004;39(12): 1971-6.
 63. Sinha S, Yoon Y, Amy G, Yoon J. Determining the effectiveness of conventional and alternative coagulants through effective characterization schemes. *Chemosphere* 2004;57(9): 1115-22.
 64. Silva A, Dezotti M, Sant'Anna Jr GL. Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. *Chemosphere* 2004;55(2): 207-14.
 65. Zouboulis AI, Chai X-L, Katsoyiannis IA. The application of bioflocculant for the removal of humic acids from stabilized landfill leachates. *J Environ Manage* 2004;70(1): 35-41.
 66. Monje-Ramirez I, De Velasquez MO. Removal and transformation of recalcitrant organic matter from stabilized saline landfill leachates by coagulation-ozonation coupling processes. *Water Res* 2004;38(9): 2359-67.
 67. Mohajeri S, Aziz HA, Isa MH, et al. Statistical optimization of process parameters for landfill leachate treatment using electro-Fenton technique. *J Hazard Mater* 2010;176(1-3): 749-58.
 68. Ahmad A, Wong S, Teng T, Zuhairi A. Optimization of coagulation-flocculation process for pulp and paper mill effluent by response surface methodological analysis. *J Hazard Mater* 2007;145(1-2): 162-8.
 69. Doltabadi M, Alidadi H, Davoudi M. Comparative study of cationic and anionic dye removal from aqueous solutions using sawdust-based adsorbent. *Environmental Progress & Sustainable Energy* 2016;35(4): 1078-90.
 70. Yoosefian M, Ahmadzadeh S, Aghasi M, Doltabadi M. Optimization of electrocoagulation process for efficient removal of ciprofloxacin antibiotic using iron electrode; kinetic and isotherm studies of adsorption. *Journal of Molecular Liquids* 2017;225: 544-53.
 71. Sarvestani NS, Rohani A, Farzad A, Aghkhani MH. Modeling of specific fuel consumption and emission parameters of compression ignition engine using nanofluid combustion experimental data. *Fuel Processing Technology* 2016;154: 37-43.
 72. Kurniawan TA, Lo W-h. Removal of refractory compounds from stabilized landfill leachate using an integrated H₂O₂ oxidation and granular activated carbon (GAC) adsorption treatment. *Water Res* 2009;43(16): 4079-91.
 73. Beg QK, Sahai V, Gupta R. Statistical media optimization and alkaline protease production from *Bacillus mojavensis* in a bioreactor. *Process Biochemistry* 2003;39(2): 203-9.
 74. Singh SK, Townsend TG, Boyer TH. Evaluation of coagulation (FeCl₃) and anion exchange) MIEX) for stabilized landfill leachate treatment and high-pressure membrane pretreatment. *Separation and purification technology* 2012;96: 98-106.
 75. Amor C, De Torres-Sociás E, Peres JA, et al. Mature landfill leachate treatment by coagulation/flocculation combined with Fenton and solar photo-Fenton processes. *J Hazard Mater* 2015;286: 261-8.
 76. Noordin MY, Venkatesh VC, Sharif S, et al. Application of response surface methodology in describing the performance of coated carbide tools when turning AISI 1045 steel. *Journal of materials processing technology* 2004;145(1): 46-58.
 77. Jafari AJ, Golbaz S, Kalantary RR. Treatment of hexavalent chromium by using a combined Fenton and chemical precipitation process. *J Water Reuse Desalin* 2013;3(4): 373-80.
 78. Iran EPAo. Environmental standards and regulations, 1th ed. Tehran 1998.
 79. Aghamohammadi N, bin Abdul Aziz H, Isa MH, Zinatizadeh AA. Powdered activated carbon augmented activated sludge process for treatment of semi-aerobic landfill leachate using response surface methodology. *Bioresource Technology* 2007;98(18): 3570-8.
 80. Marañón E, Castrillón L, Fernández-Nava Y, et al. Coagulation-flocculation as a pretreatment process at a landfill leachate nitrification-denitrification plant. *J Hazard Mater* 2008;6(1-3): 538-44.
 81. Wang Y, Chen K, Mo L, et al. Optimization of coagulation-flocculation process for papermaking-reconstituted tobacco slice wastewater treatment using response surface methodology. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry* 2014;20.6-391: (2)
 82. Yoo H-C, Cho S-H, Ko S-O. Modification of coagulation and Fenton oxidation processes for cost-effective leachate treatment. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 2001;36(1): 39-48.
 83. Rivas FJ, Beltrán F, Gimeno O, et al. Stabilized leachates: ozone-activated carbon treatment and kinetics. *Water Res* 2003;37(20): 4823-34.

84. Li W, Hua T, Zhou Q, et al. Treatment of stabilized landfill leachate by the combined process of coagulation/flocculation and powder activated carbon adsorption. *Desalination* 2010;264(1-2): 56-62.
85. Abdollahzadeh Sharghi E, Yadegari F, Davarpanah L. Performance Evaluation of the Coagulation and Flocculation Process in Removing Pollutants from textile Dyeing Factory Wastewater. *jehe* 2019;6(3): 251-64 [In Persian].
86. Güneş E. Seasonal Characterization of Landfill Leachate and Effect of Seasonal Variations on Treatment Processes of Coagulation/Flocculation and Adsorption. *Pol J Environ Stud* 2014;23(4).
87. Alizade M, Bazrafshan A, Mahvi AH, et al. Efficiency pistachio seed extract (*Pistacia atlantica*) as a natural coagulant in color removal of Reactive Red 198 from aqueous solutions. *J Kurdistan U Med Sci* 2014;19: 124-34 [In Persian].
88. Kim S-C. Application of response surface method as an experimental design to optimize coagulation–flocculation process for pre-treating paper wastewater. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry* 2016;38: 93-102.
89. Gregory J, Duan J. Hydrolyzing metal salts as coagulants. *Pure Appl Chem* 2001;73(12): 2017.۲۶-
90. Shin J, Spinette R, O'melia C. Stoichiometry of coagulation revisited. *Environ Sci Technol* 2008;42(7): 2582-9.
91. Bratby J. Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment., 2nd edn.(IWA Publishing: London)2006.
92. Trinh TK, Kang LS. Response surface methodological approach to optimize the coagulation–flocculation process in drinking water treatment. *Chemical engineering research and design* 2011;89(7): 1126-35.
93. Trinh TK, Kang L-S. Application of response surface method as an experimental design to optimize coagulation tests. *Environmental Engineering Research* 2010;15(2): 63-70.
94. Abdollahzadeh Sharghi E, Yadegari F, Davarpanah L. Investigation of Coagulation and Flocculation Process in Chemical Pre-Treatment of Livestock Wastewater. *jehe* 2018;6(1): 99-110 [In Persian].
95. Yazdani V, Banejad H, editors. Performance evaluation of Peregrina seed powder to reduce phosphorus, nitrate, EC, TDS and pH from domestic sewage. National conference of the climate crisis Marvdasht, Iran; 2009.
96. Pritchard M, Craven T, Mkandawire T, et al. A study of the parameters affecting the effectiveness of *Moringa oleifera* in drinking water purification. *Phys Chem Earth Part B* 2010;35(13-14): 791-7.
97. Xiaoying M, Guangming Z, Chang Z, et al. Characteristics of BPA removal from water by PACl-Al13 in coagulation process. *J Colloid Interface Sci* 2009;337(2): 408-13.
98. Banejad H, Yazdani V, Rahmani A, et al. Possibility of using *Moringa peregrina* seeds compared with alum and poly aluminum chloride in sewage treatment. *ijhe* 2010;3(3): 251-60.
99. Faust SD, Aly OM. Chemistry of water treatment: CRC press; 1998.
100. Arslan Alaton I, Akin A, Olmez-Hanci T. An optimization and modeling approach for H2O2/UV-C oxidation of a commercial non-ionic textile surfactant using central composite design. *J Chem Technol Biotechnol* 2010;85(4): 493-501.
101. Myers RH, Montgomery DC, Anderson-Cook CM. Response surface methodology: process and product optimization using designed experiments: John Wiley & Sons;2016.
102. Zarei H, Mahvi A, Nasseri S, et al. Modeling adsorption on fluoride and application of Box–Behnken design and response surface methodology for arsenic (V) removal from aqueous solution using Nano-Scale Alumina on Multi Walled Carbon Nanotube. *IJHE*. 2015;8(3):309-22[In Persian].
103. Wu Y, Zhou S, Qin F, et al. Modeling physical and oxidative removal properties of Fenton process for treatment of landfill leachate using response surface methodology (RSM). *J Hazard Mater* 2010;180(1-3): 456-65.
104. Muhamad MH, Abdullah SRS, Mohamad AB, et al. Application of response surface methodology (RSM) for optimisation of COD, NH3–N and 2, 4-DCP removal from recycled paper wastewater in a pilot-scale granular activated carbon sequencing batch biofilm reactor) GAC-SBBR). *J Environ Manage* 2013;121: 179-90.
105. Ali Jamali H, Dindarloo K, Farrokhi M. Optimization of Chlorination Process for Mature Leachate Disinfection Using Response Surface Methodology. *jehe* 2014;1(3): 157-70 [In Persian].

Modelling and Optimization of Coagulation–Flocculation Process of Landfill Leachate by Response Surface Methodology

Mehdi Khojastehpour^{*1}, Saeed Ghanbari Azad Pashaki², Mohammadali Ebrahimi-nik³, Abbas Rohani⁴

1. Professor, Department of Biosystems Engineering, Faculty of Agriculture,
Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran

2. Ph.D Student, Department of Biosystems Engineering, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad,
Mashhad, Iran.

3. Assistant Professor, Department of Biosystems Engineering, Faculty of Agriculture,
Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran

4. Associate Professor, Department of Biosystems Engineering, Faculty of Agriculture,
Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran

*E-mail: mkhpour@um.ac.ir

Received: 7 Feb 2020 ; Accepted: 24 Jun 2020

ABSTRACT

Background and Objective: Nowadays, due to the conventional methods of landfilling, the environmental concerns about generated leachate are becoming a global problem. Physical-chemical process is considered a potential and cost-effective solution for the treatment of municipal landfill leachate. Since jar-test are time-consuming experiments for obtaining the appropriate concentration of coagulants, the aim of this research was the treatment of landfill leachate using response surface methodology as a substitute for conventional methods in coagulation–flocculation process.

Materials and Methods: Experiments were performed in a six-cell jar-test with effective volume of 500 mL. The ability of Ferric chloride hexahydrate to response to four parameters including COD, TSS, alkalinity and turbidity was investigated. To evaluate the model and optimization of coagulant concentration and pH, central composite design and response surface methodology were used due to the highest removal efficiency. Physical and chemical analyses were performed based on standard methods for the examination of water and wastewater.

Results: The results showed that the quadratic model was achieved for the three responses (COD, TSS and alkalinity) and the Reduced Quadratic model was obtained for Turbidity under the optimum conditions for the concentration of 10.23g/L at pH 8.85. Verification experiments, under optimum conditions in removal of COD, TSS, turbidity and alkalinity resulted 66.79%, 88.61%, 97.53% and 67.89%, respectively. Statistical studies (ANOVA table, the amounts of R^2 and P-value) showed that the models were suitable for providing experimental data and in all models, the R^2 value was greater than 0.99. P-value values also showed that the effects of quadratic model and reduced quadratic model were significant in ferric chloride dosage and coagulation pH. These experimental results were consistent with those predicted by the model.

Conclusion: According to the obtained results by response surface methodology, coagulation–flocculation process can be used as the effective process to remove leachate inhibitors.

Keywords: Leachate treatment, Ferric chloride, Response surface methodology, Coagulation–flocculation.