مجله مهندسی بهداشت محیط، تابستان ۱۳۹۹، سال ۷، شماره ٤ :٤٥٥-٤٧٦

مدل‌سازی و بهینه‌سازی فرایند انعقاد-لخته‌سازی شیرابه لندفیل با استفاده از روش سطح پاسخ

مهدی خجسته‌پور*[۱]، سعید قنبری آزاد پاشاکی[۲]، محمدعلی ابراهیمی نیک[۳]، عباس روحانی[٤]

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

تاریخ دریافت مقاله: ۹۸/۱۱/۱۸؛ تاریخ پذیرش: ۹۹/۰٤/۰٤

چکیده

زمینه و هدف: امروزه با توجه به روش‌های متداول لندفیل کردن، دغدغه‌های محیط‌زیستی شیرابه‌های تولیدی به یک مشکل جهانی تبدیل شده است. فرایند فیزیکی-شیمیایی یک راه‌حل بالقوه و مقرون به‌صرفه برای تصفیه شیرابه لندفیل به‌شمار می‌رود. به‌دلیل وقت‌گیر بودن آزمایشات جارتست برای دستیابی به غلظت مناسب مواد منعقدکننده، هدف این پژوهش، بررسی تصفیه‌پذیری شیرابه لندفیل زباله مشهد با استفاده از روش سطح پاسخ به‌عنوان جایگزین روش‌های معمولی در فرایند انعقاد-لخته‌سازی بوده است.

مواد و روش‌ها: آزمایشات در جارتست ٦ خانه با حجم موثر ۵۰۰ mL انجام شد. توانایی کلرید آهن ٦ آبه در پاسخ به چهار پارامتر COD، TSS، کدورت و قلیائیت مورد بررسی قرار گرفت. برای ارزیابی مدل و بهینه‌سازی 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 روش‌های استاندارد آب و فاضلاب آمریکا انجام گردید.

یافته‌ها: نتایج نشان داد که برای سه پاسخ (COD، TSS 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 ٦٦/۷۹٪، ۸۸/٦۱٪، ۹۷/۵۳٪ و ٦۷/۸۹٪ شد. بررسی‌های آماری (جدول ANOVA، مقادیر R^2 و P-value) نشان داد که مدل‌ها برای ارائه داده‌های تجربی مناسب و در تمامی مدل‌ها، 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 معنی‌دار بوده است. همسویی و تطابق نتایج تجربی نیز نزدیک به پیش‌بینی حاصل از مدل‌ها بود.

نتیجه‌گیری: با توجه به نتایج حاصل از این پژوهش با روش سطح پاسخ، از فرآیند انعقاد-لخته‌سازی می‌توان به‌عنوان فرایندی موثر برای حذف ترکیبات بازدارنده شیرابه به کار گرفت.

کلیدواژه‌ها: تصفیه شیرابه، کلرید آهن، روش سطح پاسخ، انعقاد-لخته‌سازی

* **نویسنده مسئول:** دانشگاه فردوسی مشهد، دانشکده کشاورزی، گروه مهندسی بیوسیستم
ایمیل: mkhpour@um.ac.ir - شماره تماس: ۰۹۳۵۲۳۸۳۰۳۱

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-10]

[DOI: 10.29252/jehe.7.4.455]

مقدمه

در سال‌های اخیر، مدیریت پسماند جامد شهری (Municipal solid waste (MSW)) به یک مشکل روزافزون و پیچیده‌تر در سطح جهانی تبدیل شده است [1]. بکارگیری فن‌آوری‌های مختلفی هم‌چون دفع، بازیافت و کمپوست ضایعات آلی با مشکلات اشباع گاز و پردازش شیرابه روبه‌رو می‌باشد [2]. 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 [2]. لندفیل‌ها نیز با گذشت زمان و سپری شدن مرحله‌های تجزیه پسماند آلی، قدیمی شده و خواصی مانند اکسیژن‌خواهی شیمیایی (Chemical oxygen demand (COD))، نسبت BOD_5/COD، نیتروژن آمونیاکی (NH_3-N) و pH به‌طور گسترده‌ای تغییر می‌یابد [3]. شیرابه لندفیل جوان (کمتر از ۵ سال) معمولا با غلظت بالایی از اکسیژن‌خواهی بیولوژیکی (Biological oxygen demand (BOD)) ۴۰۰۰-۴۰۰۰۰mg/L، COD ۶۰۰۰-۲۵۰۰۰mg/L، نیتروژن آمونیوم (۲۰۰۰-۵۰۰ mg/L)، نسبت BOD_5/COD بالا (≤۱) و pH حدود ٤ مشخص می‌شود [4,5] و شیرابه بالغ یا تثبیت شده با ترکیبات با وزن مولکولی بالا (ترکیباتی که به راحتی قابل تجزیه نیستند)، استحکام بالا نیتروژن آمونیوم (۵۰۰۰-۳۰۰۰ mg/L)، COD (۲۰۰۰۰-۵۰۰۰ mg/L) و نسبت BOD_5/COD کمتر از ۰/۱ توصیف می‌شود [6]. فن‌آوری‌های بیولوژیکی، شیمیایی و فیزیکی از جمله روش‌های موثر در پردازش شیرابه زباله‌های آلی هستند [2,7-9]. از این‌رو محققین مختلفی پردازش‌های بیولوژیک بی‌هوازی [10,11] و هوازی [12,13]، انعقاد-لخته‌سازی [14,15]، جذب با استفاده از جاذب‌های مختلف [16,17]، اسمز معکوس (Reverseosmosis (RO)) [18,19]، فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته (Advanced xidation processes (AOPs)) و الکتروشیمیایی [20-22] و تبادل یونی [23,24] را مورد ارزیابی قرار داده‌اند. از طرفی هم تاثیرگذارترین عوامل در روش‌های تصفیه شیرابه لندفیل زباله، خصوصیات فیزیکی و شیمیایی شیرابه است [25]. 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 [26,27]. بنابراین بکارگیری فرایندهای فیزیکی-شیمیایی در لندفیل‌های قدیمی و تثبیت شده ضرورت پیدا می‌کند [28,29].

فرایند انعقاد-لخته‌سازی (Coagulation-flocculation (CF)) یک روش نسبتا ساده فیزیکی-شیمیایی است. این روش هدف اغلب مواد شیمیایی منعقدکننده‌ها بوده [30] که برای پردازش شیرابه لندفیل‌های قدیمی و تثبیت شده حاوی تجزیه بیولوژیکی پایین (نسبت BOD_5/COD کم) مورد استفاده قرار گرفته است [31,32]. همچنین از فرایند انعقاد-لخته‌سازی به‌طور گسترده به‌عنوان پیش پردازش یا بعد از آن در سیستم‌های تصفیه فاضلاب و شیرابه استفاده می‌شود [33,34]. به‌عنوان نمونه، آموکرین و همکارن در سال ۱۹۹۷ در پژوهشی اظهار داشتند که درصد حذف COD و (Total organic کل کربن آلی (carbon (TOC)) شیرابه تازه بین ۲۵-۱۰٪ می‌باشد ولی این مقدار برای شیرابه تثبیت شده تا ۶۰-۵۰٪ حاصل شده است [35]. تاتسی و همکاران نیز در سال ۲۰۰۳ راندمان حذف COD را برای شیرابه تثبیت‌شده تا ۷۵٪ و برای شیرابه جوان ۳۸-۲۵٪ گزارش کردند [32]. انعقاد از طریق خنثی‌سازی مواد معلق با بار منفی (ناپایدارسازی ذرات کلوییدی) و جمع شدن ذرات بی‌ثبات برای شکل‌گیری لخته-های بزرگ‌تر و سنگین‌تر عمل می‌کند [36]. 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 [37,38]. بسیاری از فاکتورهای عملیاتی مانند نوع ماده منعقدکننده [39]، pH، مقدار ماده منعقدکننده و سرعت

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-10]

[DOI: 10.29252/jehe.7.4.455]

همزنی و زمان ته‌نشینی بر عملکرد پردازش انعقاد اثر می‌گذارند [40]. 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 [41]. همچنین در میان منعقدکننده‌های معدنی، نمک‌های بر پایه آهن کارآمدتر [35] و سودمندتر (کاهش هزینه) [42] از آلومینیوم هستند. اولی‌بیری و همکاران (۲۰۱۵) در مقایسه عملکرد کلرید آهن ($FeCl_3$) و کلرید پلی آلومینیوم به‌منظور پیش‌تصفیه شیرابه لندفیل زباله در فرایند انعقاد-لخته‌سازی دریافتند که حذف موثرتر مواد آلی با منعقدکننده $FeCl_3$ امکان‌پذیر است [43]. علاوه بر این نیز، از لجن باقی‌مانده فرایند انعقادسازی با هدف استفاده مجدد از لجن [44,45] در کاربردهای سودمندی نظیر مصالح ساختمانی [46,47]، تصفیه فاضلاب [48,49] و اصلاح خاک [50] استفاده شده است.

شهر مشهد دارای دو لندفیل زباله جامد شهری می‌باشد، لندفیل قدیمی واقع در جنوب‌شرقی شهر و در فاصله ۵ کیلومتری جاده مشهد-نیشابور است. این لندفیل تقریبا سنی برابر ٤٥ 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 ٦٠٠ 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 معمولا به‌دلیل نادیده گرفتن اثرات متقابل عوامل، مقادیر دقیق و بهینه حاصل نمی‌گردد [51]. بنابراین روش سطح پاسخ (Response Surface Methodology (RSM)) جایگزین مناسب‌تری برای حل مشکل روش‌های متداول با آزمایشات طرح مرکب مرکزی (Central composite design (CCD)) به‌عنوان روشی مؤثر برای استخراج حداکثر اطلاعات با تعداد آزمایشات محدود خواهد بود[51-53].

راندمان حذف COD توسط کاستریلون و همکاران در سال ۲۰۱۰ [54] با ماده انعقادساز کلرید آهن بر روی شیرابه لندفیل مورد بررسی قرار گرفت. راندمان حذف COD در غلظت کلرید آهن در سطح ۱/۷ g/L با pH ۵/۲ شیرابه کهنه (غلظت COD برابر ٤٨٠٠ mg/L)، ۷۳٪ گزارش شد و راندمان حذف کدورت نیز بیشتر از ۹۷٪ بود. غفاری و همکاران در سال ۲۰۰۹ [52] 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 وجامدات کل (Total suspended solids (TSS)) مورد مطالعه نشان داد که شرایط بهینه برای PACl به میزان غلظت g/L ۲ در pH برابر ۷/۵ و مقدار آلوم به میزان غلظت g/L ۹/۵ در pH برابر ۷ می‌باشد. داده‌های تجربی و پیش‌بینی‌شده مدل، به خوبی با یکدیگر مطابقت و همسو بودند. راندمان حذف COD، کدورت (Turbidity)، رنگ و (Total suspended solids) TSS به ترتیب برابر ٤٣/١٪، ٩٤٪، ٩٠/٧٪ و ٩٢/٢٪ برای PACl و ٦٢/٨٪، ٨٨/٤٪، ٨٦/٤٪ و ٩٠/١٪ برای آلوم مشاهده گردید. در پژوهشی دیگر نیز شرایط بهینه آزمایشات تجربی توسط مدل برای تأیید نتایج پیش‌بینی‌شده مورد آزمایش قرار گرفت. راندمان حذف کدورت، COD، رنگ و نیتروژن آمونیاکی به ترتیب ۵۰٪، ۷۵٪، ۹۳٪ و ٤١٪ حاصل گردید. این

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-10]

[DOI: 10.29252/jehe.7.4.455]

نتایج تجربی با آنچه که توسط مدل پیش‌بینی‌شده بود، سازگاری داشت. شرایط عملیاتی بهینه برای فرایند انعقادسازی $FeCl_3$ در ۵۹۹/۲۲ mg/L و pH برابر ٤/٧٦ بود [۵۵]. همچنین در پژوهشی دیگر زمانی‌که حالت بهینه برای فاکتورهای عملیاتی کدورت، pH پس از انعقاد و غلظت آلومینیوم باقی‌مانده به ترتیب در محدوده NTU (Nephelometric turbidity units) ۵-۰ ، ۷/۵-٦/۵ و mg/L ۰/۲-۰ بود، انتخاب و آزمون‌های RSM برای یافتن شرایط بهینه انعقاد انجام شد. نتایج نشان داد که غلظت بهینه آلوم به روش سنتی ۱۲ mg/L بود، هنگامی که مقدار پلیمر در مقدار ۰/۰۲ mg/L ثابت بود. اما به روش بهینه‌سازی RSM، مقدار بهینه آلوم ۷ mg/L و برای پلیمر ۰/۰۰٤ mg/L بدست آمد. همچنین pH بهینه فرایند انعقادسازی RSM، ۷/٦ بود [۵٦]. 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 ۰/۰۵ 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 ۰/۹٦۲، ۱۵/۷۲٦ و ۷/۳۱ بود. پس از عملیات انعقادسازی در شرایط بهینه (pH برابر ٦/٤، غلظت آلوم برابر ۲۱۲٤ mg/L و اختلاط آهسته نیز ۲۰ دقیقه)، COD به میزان ۵۹٪ 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 hr ۱ ته-نشینی و بدون تنظیمpH به میزان ۷٦/۷٪ برای COD پس از انجام فرآیند بدست آمد [۵۸]. ریبرا-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 کلریدفریکmg/L ۳۰ بدست آمد. در این حالت، 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 ٤ درجه سانتی‌گراد طبق استاندارد آب و فاضلاب آمریکا در سال ۲۰۰۵ [٦۰] نگهداری شدند.

طراحی آزمایشات انعقاد-لخته‌سازی با روش سطح پاسخ

واکنش دهنده‌های شیمیایی استفاده شده به‌عنوان منعقدکننده شامل $FeCl_3.6H_2O$ از کمپانی مرک تامین گردید. آزمایشات انعقاد-لخته‌سازی با استفاده از یک دستگاه

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-10]

[DOI: 10.29252/jehe.7.4.455]

جارتست (مدل JLT6، ایتالیا) با همزن مجهز به پره‌های مستطیلی cm ۱/۵×۳/۵ 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 g/L ۱ 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 g/L ۱۸/۱۷-۳/۲۲ به‌عنوان غلظت انعقاد و ۱۰/۷۲-۵/۷۷ برای 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 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.

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	زیاد	میانه	کم	خیلی کم
		+۱/٤۱٤ (+α)	+۱	۰	−۱	-۱/٤۱٤ (-α)
مقدار منعقدکننده (g/L)	X_1	۱۸/۱۷	۱٦	۱۰/۷۵	۵/۵	۳/۳۲
pH	X_2	۱۰/۷۲	۱۰	۸/۲۵	٦/۵	۵/۷۷

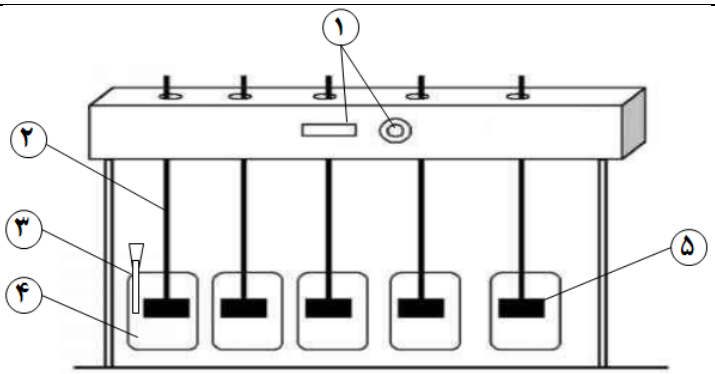
جدول ۲: محدوده پارامترهای بحرانی حاصل از مطالعات صورت گرفته

پارامتر	محدوده	مرجع
سرعت اختلاط سریع (rpm)	۱۰۰-۲۵۰	٦۳ ,٦۲
مدت زمان اختلاط سریع (min)	۱-۵	٦٤ ,٦۳
سرعت اختلاط آهسته (rpm)	۳۰-٦۰	٦۵ ,۳۲

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-10]

[DOI: 10.29252/jehe.7.4.455]

مدت زمان اختلاط آهسته (min)	۱۰-۵۵	۳۲, ٦٦
مدت زمان ته‌نشینی یا استراحت (min)	۳۰-۱۲۰	۳۵, ٦۲



شکل ۱: شماتیک جارتست استفاده شده؛ ۱- تنظیم دور و زمان دیجیتال، ۲- محور همزن و موتور، ۳- pH متر، ٤- ظرف انعقاد-لخته‌سازی و ۵- پره‌های مستطیلی شکل

کیفیت مدل چندجمله ای 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 y 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.

$$Y = \beta_0 + \sum_{i=1}^{m} \beta_i X_i + \sum_{i=1}^{m} \beta_{ii} {X_i}^2 + \sum_{i=1}^{m} \sum_{j=2}^{i} \beta_{ij} X_i X_j + \varepsilon \quad (۱)$$

$$R_{COD} = \frac{COD_{In} + COD_{Ef}}{COD_{In}} \times 100 \quad (۲)$$

آنالیزهای فیزیکی و شیمیایی

آنالیزهای COD، TSS، کدورت و قلیائیت مورد بررسی و تکرار قرار گرفت و داده‌ها به‌صورت مقدار میانگین مشخص گردید. مقدار pH نیز با دستگاه pH متر EDT direction ساخت کشور آلمان و پارامتر کدورت نیز توسط توربیدیومتر تحت روش نفلومتری (روش استاندارد B۲۱۳۰) 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 به‌وسیله دستگاه COD متر Hach مدل DR 5000 همراه با دستگاه هضم COD مدل DRB 200, Hach ساخت کشور آمریکا اندازه گیری 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

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-10]

[DOI: 10.29252/jehe.7.4.455]

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 تجارتی 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 ٦٠٠ نانومتر قرار داده شد. پس از آن، مقدار شاهد از نمونه اصلی کسر گردید[٦٠].

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 ٣٠٠ 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 ٥ 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 ٣ بدست می‌آید [٦٠].

$$BOD = \frac{D_1 - D_2}{P} \quad (٣)$$

که در آن BOD اکسیژن‌خواهی بیولوژیکی (mg/L)، D_1 اکسیژن محلول نمونه رقیق شده بلافاصله بعد از تهیه نمونه (mg/L)، D_2 اکسیژن محلول نمونه رقیق شده بعد از ٥ روز انکوباسیون (mg/L) در دمای ٢٠ 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 ٣ آورده شده است. با توجه به جدول ٣، شیرابه محل دفن زباله، مایعی به رنگ تیره که حاوی کدورت بالا و pH بیشتر از ٧ است و به‌عنوان شیرابه تثبیت شده طبقه‌بندی می‌شود. در همین حال، نسبت BOD_5/COD نسبتا پایین (٠/١٧) نشان می‌دهد که این شیرابه تثبیت شده از نظر تجزیه میکروبی، مقاوم است [٧٢].

آنالیزهای آماری

امکان توسعه روابط ریاضی به‌وسیله CCD نشان داده شده در جدول ٤ بررسی و رابطه بین دو متغیر (غلظت منعقدکننده و pH) و چهار پاسخ مهم فرایند برای فرآیند انعقاد-لخته-سازی با استفاده از روش سطح پاسخ (RSM) مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. راندمان حذف COD در پژوهش حاضر در محدوده ٦٦/٣٢-٣٤/٤٦٪ بدست آمد که بیشترین و کمترین راندمان حذف COD به ترتیب برای متغیر با مقدار ٣/٣٢ و ١٠/٧٥ g/Lدر pH برابر ٨/٢٥ می‌باشد. راندمان حذف TSS فرایند نیز در محدوده ٨٧/٧٥-٤٤/٨٩٪ قرار گرفت. راندمان حذف TSS فرایند در شرایط برابر با مقدار ١٠/٧٥ g/Lدر pH ٨/٢٥ به بالاترین مقدار خود رسید. همچنین کمترین راندمان حذف کدورت (٤٣/١٨٪) و بیشترین راندمان حذف کدورت (٩٨/١٧٪) در غلظت ١٨/١٧ و ١٠/٧٥ g/L فراهم گردید.

شرط معناداری عامل‌های مدل جهت دستیابی به برازش مناسب مدنظر می‌باشد. CCD جدول ٤، توسعه و بسط روابط ریاضی نتایج پیش بینی شده (Y) را تحت عملکرد دو عامل

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-10]

[DOI: 10.29252/jehe.7.4.455]

غلظت منعقدکننده (X_1) و pH (X_2) نشان می‌دهد که بر اساس رابطه ۱ به‌صورت 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 برازش‌شده برای حذف COD =Y_1، کدورت =Y_2، TSS= Y_3 و قلیائیت= Y_4 در روابط ٤ تا ۷ آمده است.

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

پارامتر	پژوهش حاضر	بشیر و همکاران (۲۰۱۰) [۷۳]	لیو و همکاران (۲۰۱۲) [۵۳]	سینگ و همکاران (۲۰۱۲) [۷٤]	آمور و همکاران (۲۰۱۵) [۷۵]
COD	۱۱۲۰۰	۲۳۸۰–۲۸۵۰	۱۰٦۲۳ ±۳/۰٦	۲۳۰۰	۵۷۰۰
BOD_5	۲۱٤۰	٤۰–۱٦۰	۱۳٤٦ ±٤/۸۷	٤٦	٤۰۰
BOD_5/COD	۰/۱۷	۰/۱ >	۰/۱۳ >	۰/۰۲	۰/۰۷
Alkalinity as $CaCO_3$	۱۲۰۰۰	–	–	٦٦۰۰	–
TSS	۵۲۲٦	۱۱٤–۱۳۱	۱٤۰۵۵ ±۲/۷٤	–	۱۳۰
TDS	۱۹۰۰۰	–	–	٦۲۸۰	–
Turbidity (NTU)	۱۰۹۷	۱۲۸–۱٦۲	۹۹۵ ±۲/۹۲	–	۱٤۰
pH	۷/۳–۷/۵	۸/۳–۹/۱۰	۷/۹۵ ±۳/٦۵	۷/۷۱	۷/۸

جدول ٤: CCD در واحد کدگذاری و نتایج به‌دست آمده از منعقدکننده $FeCl_3.6H_2O$ برای پارامترهای پاسخ (COD (Y_1)، کدورت (Y_2)، TSS (Y_3) و قلیائیت (Y_4))

شماره آزمایشات	CCD*		راندمان حذف (٪)			
	غلظت (X_1) **	pH (X_2)	Y_1	Y_2	Y_3	Y_4
۱	۱۰/۷۵ (۰)	۵/۷۷ (–۱/٤۱٤)	٤٦/۳۰	۸۵/۲۳	۷۷/۵	۵٤/۱٦
۲	۵/۵ (–۱)	٦/۵ (–۱)	٤۳/٤۷	۷۵/۳۸	٦۸/٦۲	٤۵/۸۳
۳	۱٦ (+۱)	٦/۵ (–۱)	۳۹/۸۳	٦۰/۸	٦۰/٦۱	٤۵
٤	۱۰/۷۵ (۰)	۸/۲۵ (۰)	٦۲/۸٦	۹۷/۸۱	۸۷/۷۵	٦٦/٦٦
۵	۱۰/۷۵ (۰)	۸/۲۵ (۰)	٦۳/۷۷	۹۸/۱۷	۸۵/٤۵	٦۵/۸۳
٦	۱۰/۷۵ (۰)	۸/۲۵ (۰)	٦۵/۰٤	۹٦/۹	۸٦/۲۲	٦۸/۳۳
۷	۱۰/۷۵ (۰)	۸/۲۵ (۰)	٦٦/۳۲	۹۷/٤٤	۸۵/۸٤	٦٦/٦٦
۸	۱۰/۷۵ (۰)	۸/۲۵ (۰)	٦٦/۲۳	۹٦/۳۵	۸۷/۱۸	٦٦/٦٦
۹	۱۸/۱۷ (+۱/٤۱٤)	۸/۲۵ (۰)	۳۷/۱۹	٤۳/۱۸	٤٤/۸۹	۳٦/٦٦
۱۰	۳/۳۲ (–۱/٤۱٤)	۸/۲۵ (۰)	۳٤/٤٦	٦۵/۷۲	٦٦/۸۵	٤۲/۵
۱۱	۵/۵ (–۱)	۱۰ (+۱)	٤٤/٤۷	۸۲/۱۳	۸۱/۹۷	۵۱/٦٦
۱۲	۱٦ (+۱)	۱۰ (+۱)	۵۵/٤۰	٦٤/٤٤	٦۰/۵۸	٤۳/۸٦
۱۳	۱۰/۷۵ (۰)	۱۰/۷۲ (+۱/٤۱٤)	٦۲/٦۸	۹۳/۲۵	۸۳/٤۲	۵٦/٦٦

*CCD: طرح مرکب مرکزی

**واحد غلظت منعقدکننده: g/L

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-10]

[DOI: 10.29252/jehe.7.4.455]

$$Ln\,(Y_1) = 4.17 + 0.03X_1 + 0.09X_2 - 0.28X_1^2 - 0.08X_2^2 + 0.07X_1X_2 \quad (٤)$$

$$Sqrt\,(Y_2) = 9.87 - 0.51X_1 + 0.15X_2 - 1.26X_1^2 - 0.21X_2^2 \quad (٥)$$

$$Y_3 = 66.83 - 2.11X_1 + 1.03X_2 - 13.85X_1^2 - 5.94X_2^2 - 1.74X_1X_2 \quad (٦)$$

$$Y_4 = 86.49 - 7.56X_1 + 2.71X_2 - 15.36X_1^2 - 3.07X_2^2 - 3.34X_1X_2 \quad (٧)$$

در پژوهش حاضر، مدل‌های درجه دوم برای راندمان حذف COD، TSS و قلیائیت 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 کدشده 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. lack of fit (LOF) نیز تغییرات F-test داده‌ها را در اطراف مدل برازش شده توصیف می‌کند. مقادیر P–value برای lack of fit (<۰/۰۵) 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 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 پیش بینی 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 پیش بینی شده در نقاط طراحی را با میانگین خطای پیش‌بینی مقایسه می‌کند. نسبت بیش از ٤ نشان‌دهنده کفایت تشخیص مدل است [۷۳،۵۱].

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

Source	SS	df	MS	F-value	P-value
Model (Y_1)	۰/۷۰۰٤	۵	۰/۱٤۰۱	۱۸۳/۲۳	< ۰/۰۰۰۱
(X_1) Dose	۰/۰۰۷۲	۱	۰/۰۰۷۲	۹/٤۱	۰/۰۱۸۱
(X_2) pH	۰/۰۷٦۲	۱	۰/۰۷٦۲	۹۹/۷۳	< ۰/۰۰۰۱
(X_1X_2)	۰/۰۲۳٦	۱	۰/۰۲۳٦	۳۰/۸۳	۰/۰۰۰۹
$(X_1)^2$	۰/۵۷۸۱	۱	۰/۵۷۸۱	۷۵٦/۲۰	< ۰/۰۰۰۱

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-10]

[DOI: 10.29252/jehe.7.4.455]

$(X_2)^2$	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_1X_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_1X_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		

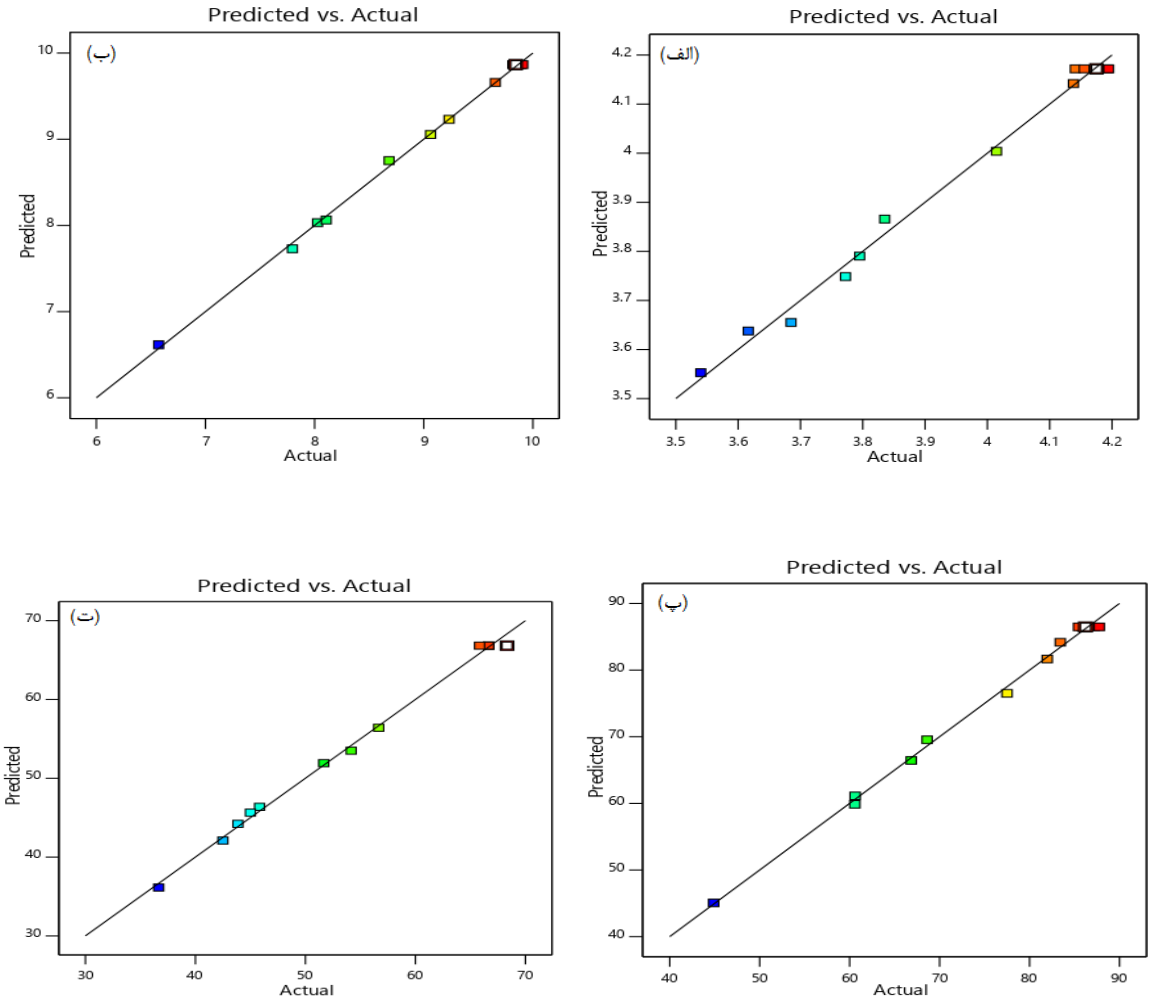
Std. Dev.=۰/۸۵۹۵ C.V.=۱/۵۷ R^2=۰/۹۹۶۶ Adeq Precision =۵۲/۵۵۵۸

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-10]

[DOI: 10.29252/jehe.7.4.455]

تجزیه و تحلیل فرایند

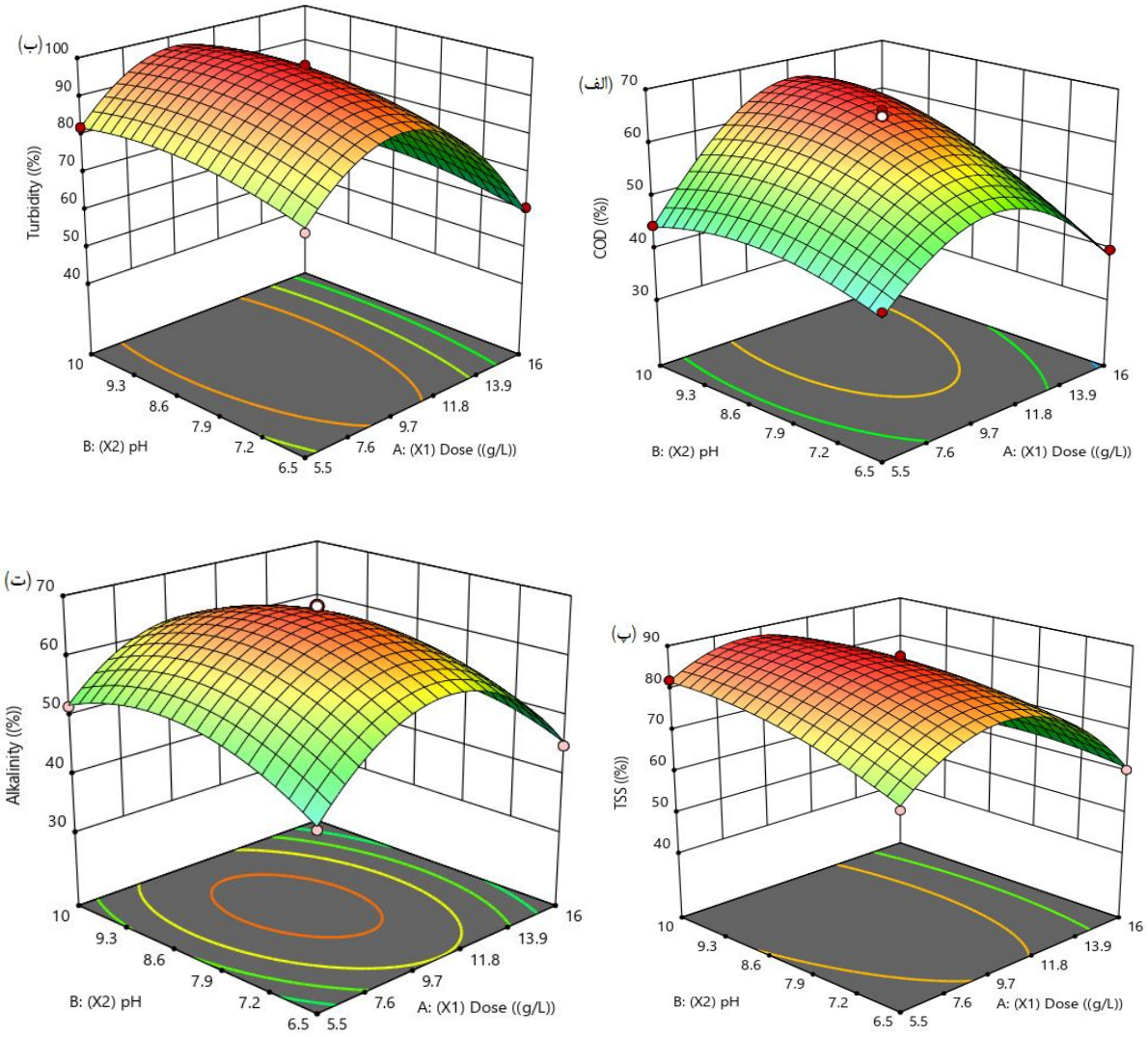
اشکال مقادیر پیش‌بینی شده به مقادیر واقعی حذف پارامترها در شکل ۲ برای $FeCl_3$ نشان داده شده است. این اشکال نشان‌دهنده انطباق کافی بین داده‌های واقعی و داده‌های مستخرج از از مدل‌ها می‌باشد. علاوه بر این مقادیر AP بیش از ٤ (جدول ٥) برای تمام پاسخ‌ها تایید می‌کند که می‌توان همه مدل‌های پیش‌بینی شده را 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 تقریبا متقارن با خطوط دایره‌وار می‌باشد. تمام اشکال پاسخ، قله‌های واضح و صاف را نشان می‌دهد که به‌معنی شرایط بهینه جهت حداکثر مقادیر پاسخ pH و غلظت در محیط طراحی می‌باشد. اشکال سطح پاسخ در شکل ۳، نقاط بهینه در حدود pH۸/۲۵ و غلظت g/L ۱۰/۷۵ 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.



[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-10]

[DOI: 10.29252/jehe.7.4.455]

شکل ۲: ارزیابی برازش مقادیر واقعی و پیش‌بینی‌شده برای حذف (الف) COD، (ب) کدورت، (پ) TSS و (ت) قلیائیت توسط مدل RSM (pH۸/۲۵ و غظت ۱۰/۷۵ g/L برای $FeCl_3$)



شکل ۳: پلات سطح پاسخ برای حذف (الف) COD، (ب) کدورت، (پ) TSS و (ت) قلیائیت توسط مدل RSM (pH۸/۲۵ و غظت ۱۰/۷۵ g/L برای $FeCl_3$)

بهینه‌سازی فرایند

راندمان حذف بهینه در pH۸/۸۵ و غلظت $FeCl_3$ g/L ۱۰/۲٤ بدست آمد. آزمایش اضافی با استفاده از شرایط بهینه برای تایید تطابق نتایج حاصل از مدل‌ها و آزمایشات برای $FeCl_3$ انجام شد. همانطور که در جدول ٦ 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

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-10]

[DOI: 10.29252/jehe.7.4.455]

پیش‌بینی‌شده مدل‌ها حاصل شد. این نشان‌دهنده مزایای رویکرد مبتنی بر روش سطح پاسخ در دستیابی به پیش‌بینی‌های مطلوب است، در حالی‌که حداقل تعداد آزمایش‌های مورد نیاز را نیز ایجاد می‌کند.

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

شرایط بهینه	راندمان حذف (٪)			
(pH ۸/۸۵ و ۱۰/۲٤g/L)	Y_1	Y_2	Y_3	Y_4
مقدار حاصل آزمایش	٦٦/٧٩	٩٧/٥٣	٨٨/٦١	٦٧/٨٩
مقدار حاصل مدل	٦٥/٨٧	٩٨/٦١	٨٧/٧٥	٦٦/٦١
خطا	۰/۹۲	−۱/۰۸	۰/۸٦	۱/۲۸

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 BOD_5/COD شیرابه مورد مطالعه برابر ۰/۱۷ تعیین گردید. بر اساس تقسیم‌بندی مقادیر BOD_5/COD مربوط به طبقه متوسط (۰/۵–۰/۱) می‌شود [٦،٥] که از نظر تجزیه میکروبی، تقریبا مقاوم است [۷۲]. بنابراین مقداری از مواد آلی قابل تجزیه بیولوژیکی شیرابه تا زمان ورود به مخزن ذخیره تجزیه شده و pH آن تقریبا 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 به‌دلایل زیست‌محیطی اجتناب شود. آقامحمدی و همکاران (۲۰۰۷) نیز نسبت کم (BOD_5/COD) برابر ۰/۱۷ و غلظت بالای نیتروژن آمونیاکی (۱۲۲۵ میلی‌گرم 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 BOD_5/COD پژوهش حاضر) در محدوده ۰/۱۷ بود، فرایند انعقاد–لخته‌سازی برای تصفیه این شیرابه مناسب می‌باشد [۷٤].

آنالیزهای آماری و بهینه‌سازی فرایند

بیشترین راندمان حذف COD به ترتیب برای متغیر با مقدار ۱۰/۷۵ g/L (٦٦/۳۲٪) در pH برابر ۸/۲۵ می‌باشد. از دلیل بالابودن 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 (۱٦ g/L) با pH ٦/٥ و ۱۰، راندمان حذف COD برابر ۳۹/۸٪ و ٥٥/٤٪ می‌باشد. این عمل در تیمارهای با pH ٦/٥ و ۱۰ در غلظت یکسان ٥/٥ g/L نیز مشهود است که در pHهای اسیدی به‌دلیل 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 فرآیند انعقاد–لخته‌سازی تأثیر می‌گذارد [۳٥،۸۰].

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-10]

[DOI: 10.29252/jehe.7.4.455]

راندمان حذف COD توسط وانگ و همکاران در سال ۲۰۱٤ [۸۱] در فرایند انعقادسازی پساب کارخانه کاغذسازی-تنباکو برابر ٦۷/۸٪ بود. در پژوهشی دیگر پس از عملیات انعقادسازی در شرایط بهینه (pH برابر٦/٤، غلظت آلوم برابر ۲۱۲٤ mg/L و اختلاط آهسته نیز ۲۰ min)، COD به میزان ۵۹٪ کاهش یافت [۵۷] 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 [٥٤]. روند مشابهی توسط لیو و همکاران (۲۰۱۲) گزارش شده است [۵۳]. همچنین COD شیرابه لندفیل زباله توسط محققان دیگری با منعقدکننده $FeCl_3$ به میزان ۳۹٪ [۸۲]، ۲٤٪ [۳۰]، ۹۰-٤۰٪ [۸۳] و ٦۸-۵۵٪ [۸٤] کاهش یافته است. عبدالله زاده شرقی و همکان (۲۰۱۹) نیز گزارش کردند که درصد حذف COD منعقدکننده $FeCl_3$ با غلظت ٤۰۰ 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 [۸٦]. این شرایط در مورد کلرید آهن پژوهش حاضر در غلظت بالاتر از ۵/۵ اتفاق افتاد. علاوه بر این علیزده و همکاران (۲۰۱٤) نیز بیان کردند که غلظت ماده منعقدکننده به‌عنوان 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 به‌دلیل ایجاد فلوک‌های ریزتر و پایداری مجدد محلول، درصد حذف پارامترهای خروجی (راندمان حذف بهینه COD و کدورت به ترتیب ٦۸/٦۵٪ و ۹۸/۸۵٪ کمتر از غلظت بهینه می‌شود.

نتایج راندمان حذف TSS (۸۷/۷۵-۹۰/٤٤٪) این پژوهش با احمد و همکاران (۲۰۰۷) سازگاری ندارد زیرا آن‌ها راندمان حذف TSS را تحت شرایط بهینه (غلظت منعقدکننده و pH به ترتیب ۱۰٤۵ mg/L و ٦/۷۵) برابر ۹۹٪ گزارش کردند [٦۸]. ولی راندمان حذف TSS توسط محققینی هم‌چون کیم (۲۰۱٦) مطابقت دارد [۸۸]. همچنین کمترین و بیشترین راندمان حذف قلیائیت در غلظت ۱۸/۱۷ و ۱۰/۷۵ g/L با مقدار برابر ۳٦/٦٦٪ و ٦۸/۳۳٪ بدست آمد. هر دو مقدار کمینه و بیشنه در pH ۸/۲۵ محقق شد. کمترین راندمان حذف کدورت (٤۳/۱۸٪) 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) خنثی 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 کلوئیدی صورت گرفته است [۸۹، ۹۰]. از این رو برای تأمین تماس کافی برای تجمع ذرات بی‌ثبات به غلظت بالایی از کلوئیدها نیاز است تا گونه‌های هیدرولیز جذب شوند و بی‌ثبات‌سازی توسط اثرات بار یا پل زدن، قبل از ته نشینی 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 ۹۱/٤٪ و ۸٦/۳٪ به ترتیب با منعقدکننده PACl 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 [۵۳]. هم‌چنین شرایط بهینه منجر به بشترین راندمان حذف COD و کدورت برای $FeCl_3$ گردید [۵۳]. آدلن و همکاران (۲۰۱۱) نیز راندمان حذف کدورت و COD به ترتیب ۵۰٪ و ۷۵٪ را بدست آوردند [۵۵]. همچنین محققین دیگری، حذف کدورت در فرایند پیش

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-10]

[DOI: 10.29252/jehe.7.4.455]

تصفیه شیمیایی فاضلاب گاوداری را برابر ۵۲/۸٪ با $FeCl_3$ در غلظت ٤٠٠ mg/L و ۸ =pH گزارش کردند [۹٤]. 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 به‌دلیل برهم کنش بین ذره‌ای برای ناپایدارسازی سوسپانسیون از طریق خنثی سازی بار سطحی و یا پل‌زنی بین ذره‌ای می‌باشد. به همین دلیل در کدورت‌های بالاتر، حضور ذرات کلوییدی با بار منفی بیشتر است و در نتیجه به ماده منعقدکننده با بار مثبت بیشتری برای خنثی سازی نیاز است [۹٦]. 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 خنثی سازی بار و پل‌زنی 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 به‌صورت 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 همکارن (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 فرایند 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 [۱۰۰،۱۰۱]. 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

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-10]

[DOI: 10.29252/jehe.7.4.455]

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 ٤ 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، ۱۵/۷۲٦ 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 ضعف برازش (Lack of fit)، تغییرات داده‌ها را حول مدل برازش شده توصیف می‌کند. اگر مدل خوبی برازش نشده باشد، این آزمون معنی‌دار است [۱۰۱]. آزمون ضعف 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 ضعف برازش در پژوهش‌های غفاری و همکارن (۲۰۰۹) و لیو و همکاران (۲۰۱۲) نیز معنی‌دار نبود و با پژوهش حاضر همسو بود [۵۳،۵۲]. 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 [۱۰۳،۱۰٤]. 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 ۸٪٦۲٪-٦٦/۳٪ است که با یافته‌های آموکرین و همکاران در سال ۱۹۹۷ [۳۵] و غفاری و همکاران در سال ۲۰۰۹ [۵۲] در تصفیه شیرابه تثبت 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 ٦۸/۳۳٪ 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 ۲۰۱٦، 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 پیش‌بینی شده مطابقت داشت [۱۰۵]. در پژوهش حاضر پاسخ پیش‌بینی‌شده

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-10]

[DOI: 10.29252/jehe.7.4.455]

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 ٦ نشان داده شده است، راندمان حذف برای همه پاسخ‌های بدست آمده از آزمایشات در توافق نزدیک با پیش بینی‌های مدل بود. بر این اساس به نظر می‌رسد کلرید آهن برای تصفیه شیرابه مناسب است. در نتایج پژوهش لیو و همکاران (۲۰۱۲) نیز صحت شرایط مطلوب با محاسبه خطا برای هر پاسخ مورد تایید قرار گرفت و مقادیر پاسخ‌های تجربی نزدیک به مقادیر پیش‌بینی گزارش گردید [۹۳].

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 $FeCl_3$ درpH برابر ۸/۲۵ بیشترین راندمان حذف را به خود اختصاص داد. به طوری‌که این شرایط، حذف ٦٦/٣٢٪ COD و پارامترهای کدورت،TSS و قلیائیت به ترتیب برابر ۹۸/۱۷٪، ۸۷/۷۵٪ و ٦٨/٣٣٪ حاصل شد. آزمایشات تطبیق تحت شرایط بهینه منجر به حذف COD، TSS، کدورت و قلیائیت به ترتیب برابر ٦٦/٧٩٪، ٨٨/٦١٪، ۹۷/۵۳٪ و ٦٧/٨٩٪ 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 تایید می‌کند. بنابراین راندمان حذف COD با نسبتاً بالا، این ایده را متصور می‌سازد که فرایند انعقاد–لخته شدن باید به‌عنوان 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 به‌دست 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 ۲/٤٨٥٩١ است که با حمایت دانشگاه فردوسی مشهد اجرا شده است.

References

1. Costa AM, Alfaia RGdSM, Campos JC. Landfill leachate treatment in Brazil–An overview. J Environ Manage 2019;232: 110-6.
2. 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.
3. Ahmed FN, Lan CQ. Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review. Desalination 2012;287: 41-54.
4. 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.
5. De Morais 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.
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.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-10]

[DOI: 10.29252/jehe.7.4.455]

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, Falcioli 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

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-10]

[DOI: 10.29252/jehe.7.4.455]

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 F enton 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.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-10]

[DOI: 10.29252/jehe.7.4.455]

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, Dolatabadi 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-Socías 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, 1thed. Tehran1998.

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;20.٦-٣٩١ :(٢)

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.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-10]

[DOI: 10.29252/jehe.7.4.455]

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): 2017.٢٦–

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):309-22In 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].

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-10]

[DOI: 10.29252/jehe.7.4.455]

Journal of Environmental Health Engineering, August 2020; Vol. 7, No. 4: 455-476

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

Mehdi Khojastehpour[*1], Saeed Ghanbari Azad Pashaki[2], Mohammadali Ebrahimi-nik[3], Abbas Rohani[4]

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 achived 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 choloride 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.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-10]

[DOI: 10.29252/jehe.7.4.455]