

Membrane Fouling Reduction in a MBR Process by Combination of NaOCl Oxidation and FeCl₃ Flocculation Agents

M. Sabouhi¹, A. Torabian², N. Mehrdadi², A. Bozorg³

1. PhD Student, School of Environment, College of Engineering, University of Tehran, Tehran, Iran
(Corresponding Author) m.sabouhi@ut.ac.ir
2. Prof., School of Environment, College of Engineering, University of Tehran, Tehran, Iran
3. Assist. Prof., Dept. of Biotechnology, College of Science, University of Tehran, Tehran, Iran

(Received May 28, 2019 Accepted Dec. 21, 2019)

To cite this article:

Sabouhi, M., Torabian, A., Mehrdadi, N., Bozorg, A. 2020. "Membrane fouling reduction in a MBR process by combination of NaOCl oxidation and FeCl₃ flocculation agents" Journal of Water and Wastewater, 31(4), 71-86. Doi: 10.22093/wwj.2019.187404.2876. (In Persian)

Abstract

The combination of oxidation and flocculation has been used to alleviate the membrane fouling in MBR systems. As common and cheap additives, NaOCl and FeCl₃ were employed to prolong the operation life of the membranes. To achieve the highest performance in terms of the SMPs and COD removal, the optimum dosages of FeCl₃ and NaOCl additives were first evaluated. To do so, using the jar test, optimum dosages of 2 mg/L and 2 mg/L were respectively determined for the FeCl₃ and NaOCl, leading to the highest possible SMPs and turbidity removals of 20.1% and 91%. Using such optimal dosages, different scenarios were examined and the MBR experiments were then conducted in three stages designed to have no chemical addition (stage 1), FeCl₃ (stage 2), and a combination of FeCl₃ and NaOCl (stage 3) to assess the effect of the additives on membrane performance under continuous flow condition. The results revealed that, although at such dosages, the additives were not able to affect the nitrifying and heterotrophic bacteria, when simultaneously employed (stage 3), they were able to significantly lower the cake layer resistance and the operating time by 4.3 and 2.6 times when compared to the conventional MBR systems (stage 1) and the ones flocculated by FeCl₃ (stage 2).

Keywords: Membrane Bioreactor, Membrane Fouling, Membrane, NaOCl, FeCl₃.



مجله آب و فاضلاب، دوره ۳۱، شماره ۴، صفحه: ۸۶-۷۱

کاهش گرفتگی غشا در فرایند MBR با استفاده تلفیقی از NaOCl به عنوان اکسیدان و FeCl₃ به عنوان لخته‌ساز

محمد صبوحی^۱، علی ترابیان^۲، ناصر مهرداد^۲، علی بزرگ^۳

۱- دانشجوی دکترا، گروه مهندسی محیط زیست، دانشکده محیط زیست،

پردیس دانشکده‌های فنی، دانشگاه تهران، تهران، ایران

(نویسنده مسئول) m.sabouhi@ut.ac.ir

۲- استاده، گروه مهندسی محیط زیست، دانشکده محیط زیست،

پردیس دانشکده‌های فنی، دانشگاه تهران، تهران، ایران

۳- استادیار، گروه بیوتکنولوژی، دانشکده علوم، دانشگاه تهران، تهران، ایران

(پذیرش ۹۸/۹/۳۰)

(دریافت ۹۸/۳/۷)

برای ارجاع به این مقاله به صورت زیر اقدام بفرمایید:

صبوحی، م.، ترابیان، ع.، مهرداد، ن.، بزرگ، ع.، ۱۳۹۹، "کاهش گرفتگی غشا در فرایند MBR با استفاده از تلفیقی از NaOCl به عنوان اکسیدان و FeCl₃ به عنوان لخته‌ساز" مجله آب و فاضلاب، ۳۱(۴)، ۸۶-۷۱. Doi: 10.22093/wwj.2019.187404.2876

چکیده

در این پژوهش استفاده تلفیقی از فرایندهای اکسیداسیون و لخته‌سازی به منظور کاهش گرفتگی غشا در یک بیوراکتور غشایی بررسی شد. NaOCl به عنوان اکسیدان و FeCl₃ به عنوان لخته‌ساز ارزان قیمت و متداول در صنعت برای پیش تصفیه و افزایش زمان بهره‌برداری از غشا استفاده شد. دز بهینه FeCl₃ و NaOCl از طریق آزمایش‌های جار به ترتیب ۲ و ۲ میلی‌گرم در لیتر محاسبه شد که منجر به کارایی حذف ۲۰/۱ درصد مواد محلول ترشح شده از میکرب‌ها و ۹۱ درصد کدورت شد. سپس با استفاده از دز بهینه، مواد افزودنی سناریوهای مختلف بررسی شد و سناریوهای برتر برای انجام آزمایش‌های بلندمدت انتخاب شدند. آزمایش‌های بلندمدت در سه مرحله بدون تزریق ماده شیمیایی (مرحله اول)، با تزریق FeCl₃ (مرحله دوم) و با تزریق همزمان NaOCl و FeCl₃ (مرحله سوم) انجام شد. نتایج نشان داد که تزریق مواد افزودنی، تأثیر منفی بر باکتری‌های نیتریفای و هتروتروف ندارد. روش جدید توسعه داده شده در این پژوهش به طور چشمگیری فشار انتقال غشایی را کاهش داد به طوری که زمان بهره‌برداری از غشا در مرحله سوم، ۴/۳ برابر نسبت به مرحله اول و ۲/۶ برابر نسبت به مرحله دوم افزایش یافت.

واژه‌های کلیدی: بیوراکتور غشایی، گرفتگی غشایی، غشا، NaOCl، FeCl₃

۱- مقدمه

بهره‌وری غشا است (Mutamim et al., 2013). به همین دلیل در

تصفیه فاضلاب با بیوراکتور غشایی^۱، به دلیل مزایای زیاد آن از جمله کیفیت بالای پساب خروجی، تولید لجن مازاد کمتر و حذف باکتری‌های بیماری‌زا همواره مورد توجه پژوهشگران بوده است. اما بزرگ‌ترین مشکل موجود در این تکنولوژی، گرفتگی غشا و در نتیجه آن، افزایش هزینه‌ها به دلیل افزایش انرژی مورد نیاز و کاهش

سال‌های اخیر پژوهشگران در اکثر پژوهش‌های انجام شده بر روی MBR، به دنبال روشی برای کاهش گرفتگی غشا و افزایش زمان بهره‌برداری از بیوراکتور غشایی بوده‌اند. با این وجود تا به حال روشی برای کاهش گرفتگی غشا، که علاوه بر تأثیر مناسب بر گرفتگی، بتواند از نظر اقتصادی نیز به صرفه باشد، پیشنهاد نشده است.

¹ Memberane Bioreactor (MBR)

(2018) به همین دلیل، هیپوکلریت سدیم^۴ در مقایسه با ازن دارای مزیت ارزانی و بهره‌برداری آسان است.

از آنجایی که آب ژاول به‌عنوان ماده مصرفی در گندزدایی و شستشوی غشا استفاده می‌شود و همچنین کلرور فریک^۵ ماده منعقدکننده متداول در تصفیه‌خانه‌های آب و فاضلاب در سطح کشور است، بنابراین ترکیب پیشنهادی، از نظر تطابق با شرایط موجود در کشور و ارزان بودن نسبت به سایر مواد شیمیایی موجود در اولویت قرار دارد. شایان ذکر است تاکنون پژوهشی در مورد تأثیر استفاده از NaOCl بر کاهش گرفتگی غشا در تصفیه فاضلاب انجام نشده است. بنابراین در این پژوهش، این روش جدید برای بهبود فرایند لخته‌سازی در مایع مخلوط پیشنهاد شد تا مشکلات موجود برطرف شود. در این روش، از یک ماده اکسیدان به همراه منعقدکننده برای بهبود فرایند لخته‌سازی و در نتیجه بهبود مشخصات مایع مخلوط و کاهش گرفتگی غشا در تصفیه فاضلاب با بیوراکتور غشایی استفاده شد. پدیده گرفتگی غشا، از طریق تغییرات فشار ترانس غشایی^۶، شار جریان خروجی، نفوذپذیری غشا و یا مقدار مقاومت فیلتراسیون^۷ گزارش می‌شود، که در این پژوهش TMP و شار جریان خروجی بررسی شد. غشای استفاده شده در این پژوهش، از نوع غشای پلیمری صفحه‌ای^۸ بود. پس از محاسبه دز بهینه FeCl₃ و NaOCl سناریوهای مختلف به‌منظور یافتن گزینه‌های برتر برای انجام آزمایش‌های بلندمدت، بررسی شد و در سه حالت مختلف شامل بدون استفاده از ماده افزودنی، در حضور FeCl₃ و با استفاده همزمان از FeCl₃ و NaOCl آزمایش‌های بلندمدت انجام شد. در این سه حالت، تأثیر مواد افزودنی بر روی تغییرات TMP، شار عبوری از غشا، حذف فسفات و آمونیاک، رابطه بین پتانسیل زتا، میانگین اندازه ذرات و شاخص حجمی لجن^۹ بررسی شد.

۲- مواد و روش‌ها

در این پژوهش از FeCl₃ به‌عنوان ماده منعقدکننده و

فیلترپذیری مایع مخلوط است که از طریق افزودن مواد کمک‌کننده به فرایند فیلتراسیون مانند مواد منعقدکننده، لخته‌سازها، حامل‌ها و جاذب‌های بیولوژیکی، بهبود شرایط عملیاتی در مایع مخلوط را امکان‌پذیر می‌کند (Mcadam et al., 2007). از بین مواد کمک‌کننده به فرایند فیلتراسیون، استفاده از مواد منعقدکننده و لخته‌ساز به‌دلیل بهره‌برداری آسان و هزینه کمتر، یکی از رایج‌ترین و اقتصادی‌ترین روش‌های کاهش گرفتگی غشا به حساب می‌آید (Hasnine et al., 2017). این مواد با تشکیل لخته‌ها، علاوه بر به دام انداختن مواد آلی محلول که از مهم‌ترین فاکتورهای مؤثر در گرفتگی غشا هستند، با افزایش اندازه ذرات لجن به بهبود مشخصات فیلترپذیری مایع مخلوط کمک می‌کنند (Zhang et al., 2019). از آنجایی که انعقاد، تنها قادر به حذف بخش یا قسمتی از مواد آلی موجود در فاضلاب ورودی است، باقیمانده مواد به همراه مواد دیگری که از طریق میکروارگانسیم‌ها تولید شده‌اند، بر روی لایه کیک تجمع می‌کنند. مواد آلی تولید شده از طریق میکروارگانسیم‌ها شامل توده‌های بیومس^۱، محصولات میکروبی محلول^۲ و ترشحات خارج سلولی پلیمری^۳ است که هر کدام از این موارد از عوامل اصلی ایجاد گرفتگی در داخل غشا محسوب می‌شود (Shi et al., 2018).

یکی از روش‌های مقابله با این عوامل، استفاده از فرایند اکسیداسیون است. این فرایند باعث تبدیل مواد آلی بزرگ مولکول به مواد کوچک مولکول قابل تجزیه بیولوژیکی می‌شود و به فرایند لخته‌سازی در مایع مخلوط نیز کمک می‌کند. انواع روش‌های مختلف اکسیداسیون مانند ازن‌زنی، کلرزنی و استفاده از اکسیدان‌های قوی قابلیت ترکیب با فرایندهای بیولوژیکی را دارند. استفاده از روش‌های اکسیداسیونی نظیر ازن‌زنی، علی‌رغم کارایی زیاد، مستلزم پرداخت هزینه‌های گزاف برای تولید و تزریق ازن است (Liu et al., 2019). استفاده از H₂O₂ در ترکیب با ازن نیز به‌منظور کنترل گرفتگی در MBR بررسی شده است که نتایج، بهبود شار عبوری از غشا با استفاده از فرایند اکسیداسیون پیشرفته و رساندن مقاومت گرفتگی از $3/5 \times 10^{13} \text{ m}^{-1}$ به $1/4 \times 10^{13} \text{ m}^{-1}$ در حالت استفاده از UV/H₂O₂ را نشان داده است (Moser et al., 2018).

⁴ NaOCl

⁵ FeCl₃

⁶ Trans Membrane Pressure (TMP)

⁷ Filtration Resistance

⁸ Flat sheet

⁹ Sludge Volume Index (SVI)

¹ Biomass

² Soluble Microbial Products (SMP)

³ Extra-cellular Polymeric Substances (EPS)



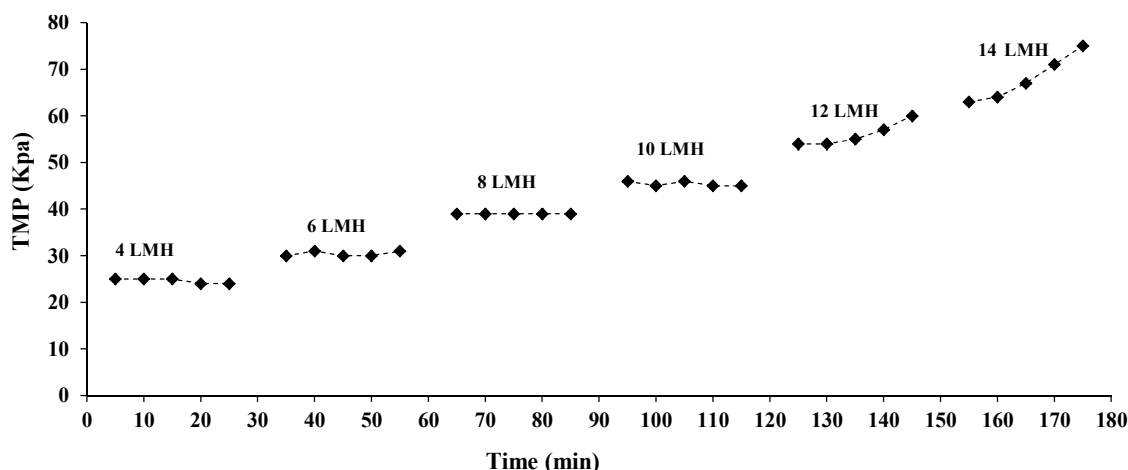


Fig. 1. TMP profile in different fluxes

شکل ۱- تغییرات فشار انتقال غشایی در شارهای خروجی متفاوت

مقطر شستشوی معکوس داده شد و سپس فیلتراسیون برای شار بعدی شروع شد. نتایج به دست آمده در شکل ۱ نشان داده شده است. تا شار ۱۰ LMH تفاوت قابل توجهی در مقدار فشار انتقال غشایی با پیشروی فرایند فیلتراسیون مشاهده نشد ولی با افزایش شار خروجی به ۱۲ LMH مقدار TMP با سرعت شروع به افزایش کرد. این موضوع نشان داد که چنانچه شار خروجی از غشا کمتر از ۱۰ LMH باشد، گرفتگی غشا محدود می شود ولی اگر شار خروجی از ۱۰ LMH بیشتر شود، گرفتگی تشدید می شود. بنابراین در شرایط آزمایش در دمای ۲۷ درجه سلسیوس، غلظت جامدات معلق موجود در مایع مخلوط ۴۵۰۰ میلی گرم در لیتر و نرخ هوادهی (۲۲ L/(h.L))، شار بحرانی غشا ۱۰ LMH است که برای جلوگیری از گرفتگی سریع غشا و شستشوی متوالی آن باید بهره برداری از غشا با شاری کمتر از آن انجام شود. لازم به ذکر است که شار بحرانی غشا در طول فرایند فیلتراسیون در آزمایش بلند مدت، همزمان با مسدود شدن بعضی از منافذ غشا شروع به کاهش کرد که به آن شار بحرانی مؤثر گفته می شود (Zhang et al., 2006).

۲-۱- آزمایش های ناپیوسته

در این پژوهش آزمایش جار به وسیله دستگاه ۶ بشری ساخت شرکت زاگ شیمی ایران برای محاسبه دز بهینه مواد افزودنی با توجه به میزان حذف SMP و کدورت انجام شد. هر بشر به حجم

NaOCl به عنوان اکسیدان استفاده شد. برای ساخت محلول مادر^۱ این مواد به صورت پودر جامد قبل از انجام آزمایش جار^۲ در مقدار تعیین شده آب مقطر به وسیله همزن مغناطیسی و به مدت یک ساعت حل شدند و محلولی کاملاً یکنواخت به دست آمد. علاوه بر این برای آزمایش های بلند مدت در بیوراکتور غشایی، مواد افزودنی شیمیایی مورد نظر به صورت روزانه تهیه شدند. ویژگی های ماژول غشایی استفاده شده در این پژوهش در جدول ۱ خلاصه شده است.

جدول ۱- مشخصات ماژول غشا

Table 1. Characteristics of the membrane module

Characteristics	Value
Effective surface area	0.2 m ²
Pore size	100 nm
Porosity	62 %
Contact angle	130.3°

برای به دست آوردن شار بحرانی غشا، از روش افزایش گام به گام شار خروجی^۳ استفاده شد (Le- Clech et al., 2003).

به این منظور شار فیلتراسیون مایع مخلوط از ۴ LMH تا ۱۴ LMH با گام ۲ LMH افزایش یافت تا شار بحرانی غشا به دست آید. در هر شار، فیلتراسیون به مدت ۲۰ دقیقه به صورت مداوم انجام شد و بعد از آن به مدت ۵ دقیقه ماژول غشایی با آب

¹ Stock solutions

² Jar Test

³ Flux-Step



گرفته بود، استخراج و وارد مخزن ذخیره شد. سطح لجن نیز در داخل راکتور توسط یک شیر شناور^۳ ثابت نگه داشته شد. هوای مورد نیاز برای ایجاد اختلاط کامل در بیوراکتور، تأمین اکسیژن محلول مورد نیاز میکروارگانیسم‌ها و جلوگیری از ته‌نشینی ذرات بر روی سطح غشا، توسط یک کمپرسور هوا تولید شد و از طریق دیفیوژرهای قرار گرفته شده در کف راکتور به لجن تزریق شد. دبی هوای تزریق شده به بیوراکتور توسط یک روتامتر^۴ که بین کمپرسور هوا و دیفیوژرها قرار گرفته بود، کنترل شد و حدوداً ۳/۳ تا ۳/۶ لیتر در دقیقه بود. به این ترتیب مقدار هوای تزریقی به ازای حجم لجن در داخل بیوراکتور ۲۲ L/(h.L) تا ۲۰ بود. غلظت اکسیژن محلول در مایع مخلوط نیز ۴/۱۲ میلی‌گرم در لیتر اندازه‌گیری شد. شار خروجی از غشا به صورت متناوب، ۵ دقیقه فیلتراسیون و ۱ دقیقه استراحت غشا، توسط یک پمپ پریستالتیک^۵ جمع‌آوری شد. مقدار شار خروجی از غشا در طول فرایند فیلتراسیون ۵/۵ L/(m².h) تا ۴/۵ تنظیم و اندازه‌گیری شد تا کمتر از شار بحرانی محاسبه شده برای غشا باشد. فشار انتقال غشایی نیز توسط فشارسنج خلا قرار گرفته شده بین غشا و پمپ مکش اندازه‌گیری شد. به این ترتیب زمان ماند هیدرولیکی در بیوراکتور ۹ تا ۱۱ ساعت بود. سن لجن نیز از طریق بیرون ریختن روزانه حدود ۲۸۰ میلی‌لیتر مایع مخلوط در طول زمان فیلتراسیون، برابر ۳۴ روز ثابت نگه داشته شد.

آزمایش‌های بلندمدت به سه مرحله تقسیم شد: در مرحله اول، بهره‌برداری از غشا به صورت متعارف انجام شد. در مرحله دوم، FeCl₃ به‌عنوان منعقدکننده در بیوراکتور تزریق شد تا اثر آن بر تغییر مشخصات مایع مخلوط و کاهش گرفتگی غشا بررسی شود. در مرحله سوم نیز از ترکیب همزمان FeCl₃ و NaOCl برای بهبود مشخصات مایع مخلوط استفاده شد. در شروع هر مرحله سعی شد تمامی ویژگی‌های مایع مخلوط از جمله MLSS و SVI یکسان باشد. مرحله دوم بدون فاصله بعد از مرحله اول شروع شد اما شروع مرحله سوم به‌منظور از بین رفتن اثر FeCl₃ بر مایع مخلوط، دو روز بعد از پایان مرحله دوم بود. علاوه بر این، تمام شرایط عملیاتی در هر سه مرحله ثابت نگه داشته شد.

۵۰۰ میلی‌لیتر با محتوای مجموعه ذرات جامد معلق در مخلوط^۱ در غلظت ۴۳۰۰ تا ۴۵۰۰ میلی‌گرم در لیتر تهیه شد. مواد افزودنی ابتدا به مدت ۵ دقیقه در دور ۵۰ rpm و سپس به مدت ۲۰ دقیقه در دور ۲۰ rpm به هم زده شد.

به این ترتیب دزی از FeCl₃ که بیشترین حذف مواد محلول ترشح شده از میکروب‌ها و کدورت را فراهم کرد، به‌عنوان دز بهینه انتخاب شد. برای این کار غلظت پروتئین و پلی‌ساکارید که دو جزء اصلی SMP هستند و همچنین کدورت باقیمانده در مایع روی سطح لجن^۲، در غلظت‌های مختلف FeCl₃ اندازه‌گیری شد. پس از محاسبه دز بهینه FeCl₃، این دز به همراه غلظت‌های مختلف NaOCl در روش جار بررسی شد تا دز بهینه NaOCl در ترکیب با FeCl₃ به دست آمد. پس از انجام این مرحله، بهترین ترکیب FeCl₃ با NaOCl و دز بهینه آنها با توجه به مقدار حذف کدورت و SMP از مایع مخلوط به‌منظور استفاده در بیوراکتور غشایی به دست آمد. آزمایش جار برای هر کدام از مواد افزودنی چندبار انجام شد و برای اندازه‌گیری SMP و کدورت در نهایت میانگین داده‌ها گزارش شد. پس از محاسبه دز بهینه FeCl₃ و NaOCl در آزمایش‌های اولیه که با آزمایش‌های جار انجام شد، سناریوهای مختلفی بررسی شد. سناریو اول بدون استفاده از افزودنی شیمیایی، سناریو دوم با اضافه نمودن FeCl₃ به تنهایی، سناریو سوم با اضافه نمودن NaOCl به تنهایی، سناریو چهارم با تزریق NaOCl سپس FeCl₃ و سناریو آخر با تزریق FeCl₃ و سپس NaOCl به راکتور انجام شد. سناریوهای منتخب به‌منظور ارزیابی دقیق‌تر در آزمایش‌های بلند مدت، آزمایش شدند. در هر یک از سناریوها ۴ مرتبه نمونه‌گیری انجام شد و میانگین داده‌ها گزارش شد.

۲-۲- آزمایش‌های بلند مدت

راکتور ساخته شده شامل یک تانک مکعب مستطیل شکل به طول و عرض ۲۰ سانتی‌متر و ارتفاع ۵۰ سانتی‌متر بود که حجم مفید بهره‌برداری از آن ۱۰ لیتر بود (شکل ۲). فاضلاب ورودی به صورت ثقلی و از تانک تعبیه شده برای آن، وارد راکتور شد و پساب بیوراکتور غشایی توسط یک پمپ خلا که بعد از غشا قرار

³ Float valve

⁴ Rotameter

⁵ Peristaltic pump

¹ Mixed Liquor Suspended Solids (MLSS)

² Supernatant



جدول ۲- مشخصات فاضلاب ورودی
Table 2. Feed characteristics of influent

Characteristics	Value
BOD	315.22 ± 27.1 mg/L
COD	531.48 ± 10.3 mg/L
NH ₃ -N	38.21 ± 2 mg/L
MLSS	4325.30 ± 25.3 mg/L
MLVSS/MLSS	0.83

در طول سه مرحله آزمایش بلند مدت انجام شده در این پروژه تمامی شرایط عملیاتی ثابت نگه داشته شد.

آنالیز آماری داده‌های حاصل شده در این پروژه با استفاده از نرم افزار SPSS نسخه ۱۴ برای ویندوز انجام شد. برای مقایسه بین روش متعارف لخته‌سازی با استفاده از FeCl₃ و روش جدید توسعه داده شده در این پروژه نسبت به حذف SMP، از روش تحلیل واریانس یک طرفه^۲ استفاده شد. علاوه بر این، مقایسه بین پارامترهای بیولوژیکی در سه مرحله انجام شده در آزمایش‌های بلندمدت، با روش تحلیل واریانس یک طرفه با ویژگی توکی^۳ انجام شد. سطح معنی‌داری در آزمایش‌ها ۵ درصد ($\alpha = 0.05$) بود. محدوده خطا در نمودارها نیز با سطح اطمینان ۹۵ درصد رسم شد. علاوه بر این، نتایج به‌دست آمده در این پژوهش با سطح اطمینان ۹۵ درصد به صورت (تعداد اندازه‌گیری‌ها = n) محدوده خطا ± میانگین، بیان شده است.

۳- نتایج و بحث

شکل ۳ کارایی حذف پروتئین، پلی ساکارید و SMP کل را بر اساس غلظت‌های مختلف FeCl₃ نشان می‌دهد. بر اساس این شکل FeCl₃ در غلظت ۲ میلی‌گرم در لیتر بهترین کارایی را در حذف SMP داشته است و منجر به حذف $2 \pm 14/6$ (n=5) درصد پروتئین، $1/7 \pm 16/5$ (n=5) درصد پلی‌ساکارید و $1 \pm 15/7$ درصد SMP کل شده است. شکل ۴ کارایی حذف کدورت را برای این آزمایش نشان می‌دهد. همانطور که در این شکل دیده می‌شود، افزایش غلظت FeCl₃ تا ۲ میلی‌گرم در لیتر باعث کاهش کدورت باقیمانده در مایع روی سطح لجن شد و پس از آن تقریباً ثابت بود. بر اساس شکل ۴ افزایش غلظت FeCl₃

در شروع مرحله دوم و سوم، ابتدا حجمی از FeCl₃ و NaOCl به صورت یک‌جا به مایع مخلوط داخل بیوراکتور اضافه شد تا غلظت مواد افزودنی به مقدار بهینه محاسبه شده در آزمایش جار برسد، سپس با شروع فرایند فیلتراسیون، FeCl₃ و NaOCl به صورت مداوم با استفاده از دو پمپ پرستالتیک وارد MBR شد تا غلظت آنها در داخل بیوراکتور ثابت نگه داشته شود. در هر سه مرحله بعد از رسیدن فشار انتقال غشایی به ۷۰ کیلوپاسکال، ماژول غشایی از داخل بیوراکتور خارج شد تا شستشوی‌های لازم بر روی آن انجام شود. برای شستشوی غشا، ابتدا لایه کیک تشکیل شده بر روی سطح غشا حذف شد و سپس به مدت نیم ساعت با آب مقطر شستشوی معکوس شد. سپس ماژول غشایی به مدت ۲ ساعت در داخل محلول ۰/۵ درصد حجمی NaOCl غوطه‌ور شد تا نفوذپذیری غشا برای شروع مرحله بعد تا حد امکان به مقدار اولیه خود بازگردد. بعد از این مرحله نیز نیم ساعت شستشوی معکوس با آب مقطر به منظور پاکسازی غشا از مواد شیمیایی انجام شد.

در این پژوهش از فاضلاب تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران در بیوراکتور غشایی استفاده شد. مشخصات این فاضلاب در جدول ۲ خلاصه شده است. همچنین لجن اولیه برای آزمایش‌های بلندمدت، از بخش لجن برگشتی ته‌نشینی ثانویه تصفیه‌خانه جنوب تهران آورده شد و ابتدا به مدت ۲ هفته به صورت راکتور ناپیوسته متوالی^۱ تغذیه شد تا با شرایط محیطی منطبق شود. سپس بیوراکتور غشایی به مدت ۱ ماه و به وسیله یک ماژول غشایی رزرو، بهره‌برداری شد تا لجن به شرایط پایدار برسد و غلظت جامدات معلق موجود در مایع مخلوط حدوداً در مقدار ۴۳۰۰ میلی‌گرم در لیتر ثابت شود. علت استفاده از این غلظت MLSS، محدود کردن اثر گرفتگی غشا در MLSS های زیاد بود. لی و کیم نشان دادند که چنانچه غلظت جامدات معلق موجود در مایع مخلوط کمتر از ۵۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر باشد، از گرفتگی شدید غشا جلوگیری می‌شود (Lee and Kim, 2013).

به منظور بررسی ویژگی‌های مایع مخلوط و توانایی بیوراکتور غشایی در حذف مواد آلی و مغذی از فاضلاب، روزانه از ورودی و خروجی بیوراکتور و همچنین لجن داخل بیوراکتور، نمونه گرفته شد تا آزمایش‌های مورد نیاز بر روی آن انجام شود. لازم به ذکر است

² One-way analysis of variance

³ Tukey's post hoc

¹ Sequencing Batch Reactor (SBR)



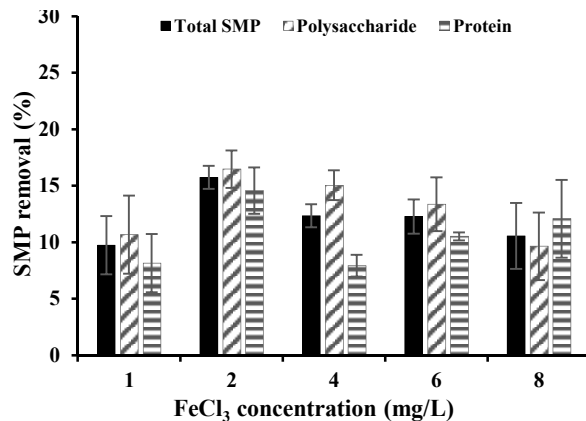


Fig. 3. Effect of different FeCl₃ concentrations on SMP removal (n=4)

شکل ۳- تأثیر غلظت‌های مختلف FeCl₃ بر کارایی حذف SMP و ترکیبات آن (n=۴)

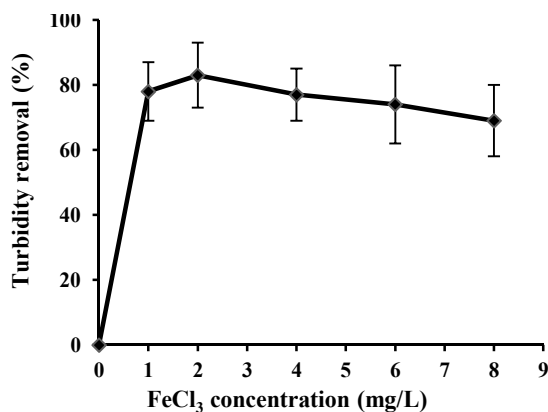


Fig. 4. Effect of different FeCl₃ concentrations on turbidity removal (n=3)

شکل ۴- تأثیر غلظت‌های مختلف FeCl₃ بر کارایی حذف کدورت (n=۳)

۱/۵ ± ۲۰/۱ درصد رسید. بنابراین نتیجه گرفته می‌شود که تزریق NaOCl باعث بهبود فرایند لخته‌سازی شده است. همچنین بر اساس شکل ۶ کارایی حذف کدورت با اضافه کردن NaOCl تا (n=۳) ۹۱ ± ۶ درصد بهبود داشته است.

شکل ۷ کارایی حذف SMP را در هر یک از سناریوها نشان می‌دهد. میزان حذف SMP کل در سناریوی اول برابر (n=۴) ۹/۴ ± ۱/۷ درصد، سناریوی دوم (n=۴) ۱۵/۸ ± ۱/۸ درصد، سناریوی سوم (n=۴) ۱۲/۱ ± ۱/۶ درصد، سناریوی چهارم (n=۴) ۲۰/۲ ± ۲/۱ درصد و در سناریوی پنجم (n=۴) ۲۰/۲ ± ۲/۱ درصد بود.

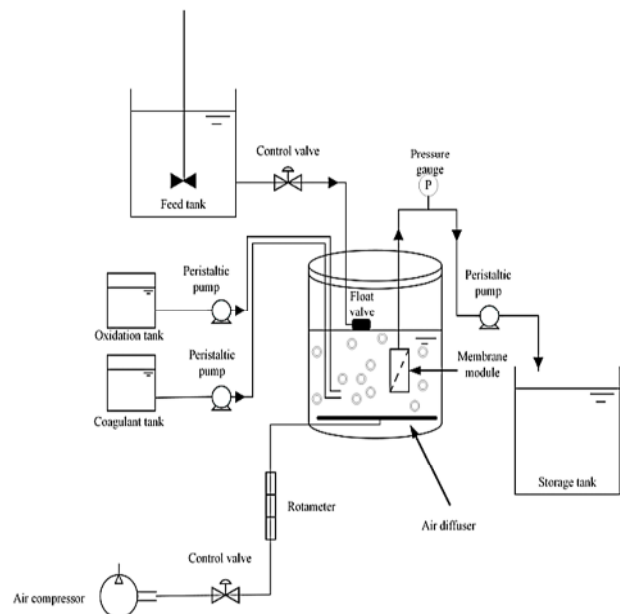


Fig. 2. Schematic diagram of the experimental setup

شکل ۲- شماتیک مدل آزمایشگاهی استفاده شده

و بیشتر شدن آن از ۲ میلی‌گرم در لیتر، تأثیر چندانی بر حذف SMP و کدورت نداشت و کارایی حذف را افزایش نداد. با توجه به نتایج به دست آمده، غلظت ۲ میلی‌گرم در لیتر از FeCl₃ به عنوان دز بهینه این منعقدکننده انتخاب شد.

پس از محاسبه دز بهینه FeCl₃، برای بررسی اثر همزمان فرایند اکسیداسیون و فرایند انعقاد و لخته‌سازی، آزمایش‌های جار با دزهای بهینه محاسبه شد. به علاوه غلظت صفر تا شش میلی‌گرم در لیتر NaOCl ادامه پیدا کرد. با توجه به تعویض لجن در این مرحله و امکان تغییر غلظت مواد محلول ترشح شده از میکروب‌ها، علاوه بر نمونه شاهد یک نمونه نیز با تزریق دز بهینه به دست آمده در مرحله قبل آزمایش شد تا مقایسه صحیحی بین نتایج به دست آمده انجام شود. شکل ۵ کارایی حذف پروتئین، پلی‌ساکارید و SMP کل را در حضور FeCl₃ با غلظت ۲ میلی‌گرم در لیتر و غلظت‌های مختلف NaOCl نشان می‌دهد. با توجه به شکل ۵ تزریق FeCl₃ همزمان با NaOCl باعث بهبود حذف SMP از مایع مخلوط شده است. کارایی حذف پروتئین، پلی‌ساکارید و SMP کل، بدون استفاده از ماده اکسیدان به ترتیب (n=۴) ۱۴/۲ ± ۱/۸ درصد، (n=۴) ۱۶/۸ ± ۲/۸ درصد و (n=۴) ۱۵/۶ ± ۱/۴ درصد بود در حالی که با اضافه شدن NaOCl به میزان ۲ میلی‌گرم در لیتر به ترتیب به (n=۴) ۱۷/۶ ± ۱/۹ درصد، (n=۴) ۲۱/۴ ± ۱/۵ درصد و (n=۴) ۲۱/۴ ± ۱/۵ درصد.



درصد پروتئین شد. همانطور که نتایج نشان می‌دهد، اضافه نمودن ماده اکسیدکننده نیز در دز بهینه خود باعث بهبود حذف مواد آلی محلول و افزایش کارایی حذف SMP شد. لازم به توضیح است اضافه نمودن ماده اکسیدان بیش از حداقل غلظت بازدارنده^۱ منجر به مرگ و میر میکروارگانیسم‌ها و ترشح SMP و افزایش غلظت آن خواهد شد و همواره باید این موضوع مد نظر قرار گیرد (Rathi and Satheesh, 2012)

بر اساس نتایج به دست آمده در شکل ۷ و بررسی سناریوی چهارم و پنجم، تفاوت قابل ملاحظه‌ای در کارایی حذف SMP در اثر تغییر ترتیب اضافه نمودن FeCl_3 و NaOCl مشاهده نشد، به گونه‌ای که در سناریوی چهارم و با تزریق ابتدا NaOCl و FeCl_3 مقدار حذف پلی ساکارید و پروتئین به ترتیب برابر (n=4) $21/1 \pm 1/6$ درصد و $13/8 \pm 1/9$ درصد بود که این مقدار در سناریوی پنجم به ترتیب (n=4) $22/3 \pm 1/5$ درصد و (n=4) $12/3 \pm 1/5$ درصد بود. در پژوهشی در سال ۲۰۱۹ بو و همکاران به استفاده تلفیقی از فرایند لخته‌سازی/ازن‌زنی به عنوان پیش تصفیه فیلتراسیون غشایی در تصفیه آب پرداختند و سناریوهای مختلف شامل فقط لخته‌سازی، فقط ازن‌زنی، ابتدا لخته‌سازی سپس ازن‌زنی و ابتدا ازن‌زنی و سپس لخته‌سازی را بررسی کردند، و به نتایجی مشابه دست یافتند (Bu et al., 2019).

شکل ۸ کارایی حذف COD را در هر یک از سناریوها نشان می‌دهد. میزان حذف COD در سناریوی اول برابر (n=4) $83/8 \pm 5/6$ درصد، سناریوی دوم (n=4) $76/4 \pm 5/3$ سوم (n=4) $88/1 \pm 5/8$ درصد، سناریوی چهارم (n=4) $89/9 \pm 5/8$ درصد و سناریوی پنجم (n=4) $89/2 \pm 5/9$ درصد بود. نتایج نشان می‌دهد که اضافه کردن FeCl_3 و NaOCl کارایی حذف COD را مختل نکرده است.

شکل ۹ حدود غلظت آمونیاک در ورودی و خروجی بیوراکتور غشایی را در هر مرحله از آزمایش‌های بلند مدت نشان می‌دهد. بر اساس این نتایج، کارایی حذف آمونیاک در مرحله اول (n=5) $93/7 \pm 2/3$ درصد، مرحله دوم (n=7) $95/7 \pm 1/5$ درصد و مرحله سوم (n=14) $98/8 \pm 0/2$ درصد بود. افزایش ناچیز حذف آمونیاک در مرحله دوم می‌تواند ناشی از افزایش غلظت

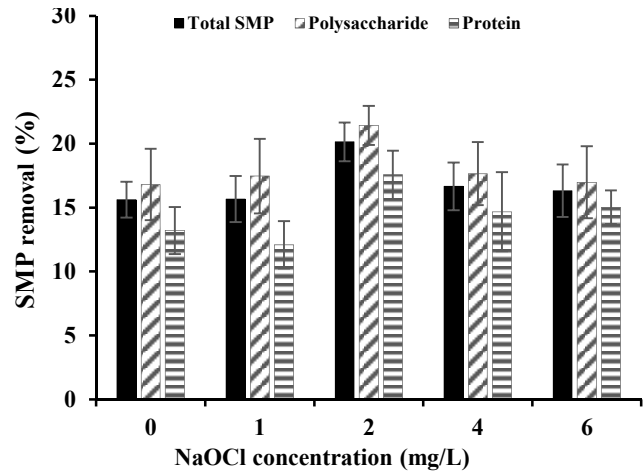


Fig. 5. Effect of different NaOCl concentrations with 2 mg/L of FeCl_3 on SMP removal (n=4)

شکل ۵- تأثیر غلظت‌های مختلف NaOCl همراه با ۲ میلی‌گرم در لیتر کلروفیک بر حذف SMP و ترکیبات آن (n=4)

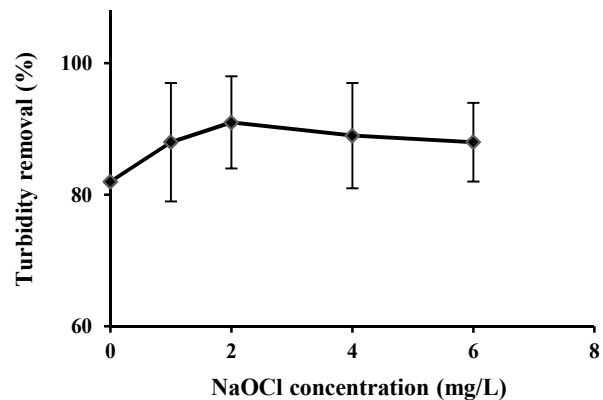


Fig. 6. Effect of different NaOCl concentrations with 2 mg/L of FeCl_3 on turbidity removal (n=3)

شکل ۶- تأثیر غلظت‌های مختلف NaOCl همراه با ۲ میلی‌گرم در لیتر FeCl_3 بر کارایی حذف کدورت (n=3)

همانطور که در شکل مشاهده می‌شود، اضافه نمودن FeCl_3 در سناریوی دوم توانست (n=4) $16/2 \pm 1/2$ درصد پلی ساکارید و (n=4) $10/4 \pm 1/5$ درصد پروتئین را در غلظت بهینه ۲ میلی‌گرم در لیتر FeCl_3 حذف کند. کوزو قلو و همکاران نیز در دز بهینه ۸۵ میلی‌گرم در لیتر برای FeCl_3 به حذف ۲۱ و ۱۵ درصدی پروتئین و پلی ساکارید از مایع مخلوط دست یافتند (Koseoglu et al., 2008)

در سناریوی سوم اضافه نمودن دز بهینه NaOCl منجر به حذف (n=4) $13/1 \pm 1/4$ درصد پلی ساکارید و (n=4) $8/3 \pm 1/9$

¹ Minimum Inhibitory Concentration

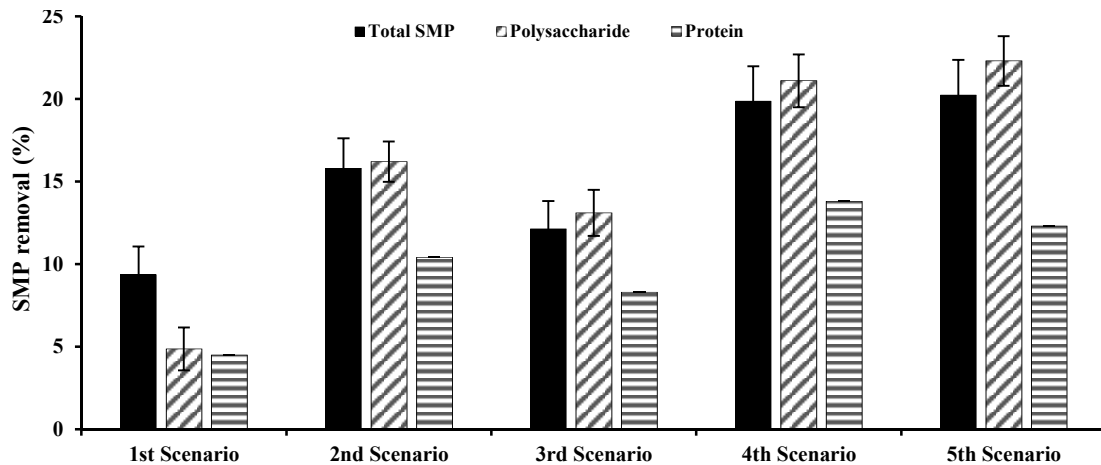


Fig. 7. Assessing different scenarios on SMP removal (n=4)

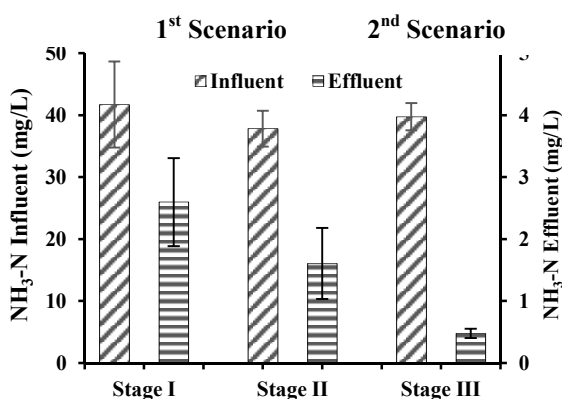


Fig. 9. Influent and effluent NH₃-N concentrations during each stage (n=5, 7 and 14 for stages 1, 2 and 3, respectively)

شکل ۹- غلظت آمونیاک در ورودی و خروجی بیوراکتور برای هر مرحله (۵ و ۷ و ۱۴ به ترتیب برای مراحل اول، دوم و سوم)

فسفات در ورودی و خروجی بیوراکتور اندازه‌گیری شد که نتایج آن در شکل ۱۰ ارائه شده است. غلظت فسفات ورودی به بیوراکتور در مرحله اول (n=۶) $5/6 \pm 0/1$ میلی‌گرم در لیتر، در مرحله دوم (n=۱۰) $5/6 \pm 0/2$ میلی‌گرم در لیتر و در مرحله سوم (n=۲۶) $5/6 \pm 0/1$ میلی‌گرم در لیتر بود. با توجه به شکل ۱۱ در روز دوم فیلتراسیون در مرحله دوم و سوم، غلظت فسفات خروجی، کمترین مقدار خود را داشت، به طوری که در مرحله دوم ۴۹/۹ درصد و مرحله سوم ۴۸/۱ درصد حذف شد. بعد از این کاهش اولیه، غلظت فسفات در پساب خروجی بیوراکتور به صورت تدریجی در هر سه مرحله با گذشت زمان فیلتراسیون افزایش یافت. در انتهای مراحل سه‌گانه برنامه‌ریزی شده نیز کارایی حذف فسفات به ترتیب به ۵/۴، ۱۱/۹ و ۲۶/۱ درصد رسید.

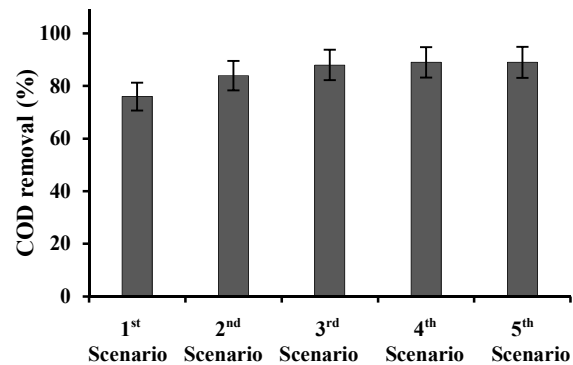


Fig. 8. Assessing different scenarios on COD removal (n=4)

شکل ۸- بررسی سناریوهای مختلف در کارایی حذف COD (n=۴)

اکسیژن محلول در مایع مخلوط و یا تغییرات pH و دما باشد. اما در مرحله سوم، غلظت آمونیاک در پساب خروجی از بیوراکتور به شدت کاهش یافت. این امر احتمالاً به دلیل حذف بیشتر مواد آلی در مرحله سوم به کمک فرایند اکسیداسیون و در نتیجه کاهش فعالیت باکتری‌های حذف کننده COD (باکتری‌های هتروتروف) است. با کاهش فعالیت باکتری‌های هتروتروف، باکتری‌های اتوتروف نیتریفای این مجال را به دست آوردند که فعالیت بیشتری داشته باشند و سرعت فرایند نیتریفیکاسیون را افزایش دهند.

فسفات یکی از ترکیبات مغذی مورد استفاده میکروارگانیسم‌ها است که حذف آن از فاضلاب معمولاً با دو روش شیمیایی و بیولوژیکی انجام می‌شود. در این پژوهش به منظور بررسی اثر $NaOCl$ و $FeCl_3$ بر کارایی حذف مواد آلی و مغذی، غلظت



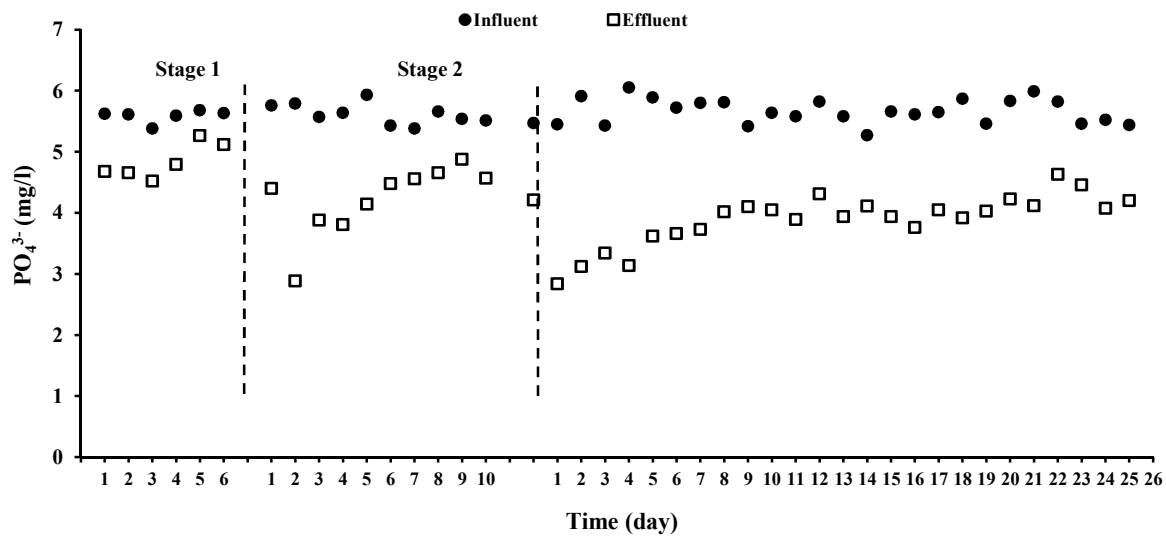


Fig. 10. Variation of influent and effluent phosphate during each stage
شکل ۱۰- تغییرات غلظت فسفات ورودی و خروجی از بیوراکتور با گذشت زمان در هر مرحله

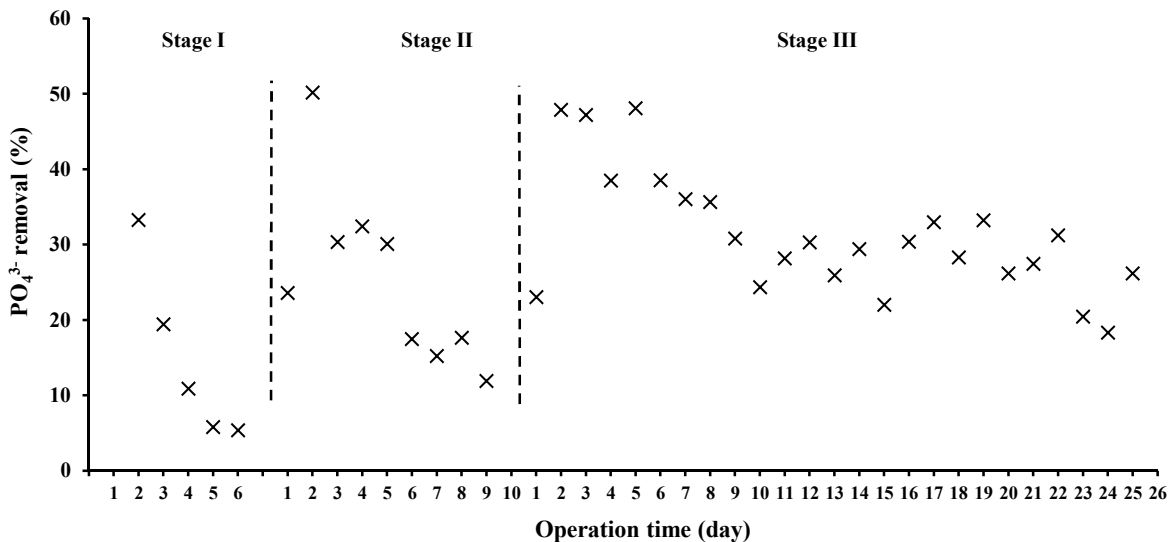


Fig. 11. Variation of phosphate removal during each stage
شکل ۱۱- تغییرات کارایی حذف فسفات با گذشت زمان در هر مرحله

به افزایش گذاشت. اما در مرحله سوم به دلیل کم بودن نرخ کاهش شار خروجی، افزایش غلظت فسفات در پساب بیوراکتور نیز به صورت تدریجی رخ داد. کاهش کارایی حذف فسفات با افزایش زمان مانند هیدرولیکی، به آزادسازی فسفر در غیاب اهداکنندگان الکترون مانند COD و دریافت کنندگان الکترون مانند NOx-N یا O₂ که به آزادسازی ثانویه فسفر^۱ معروف است، نسبت داده می شود (Mulkerrins et al., 2004, Wang et al., 2009).

¹ Second phosphorus release

دلیل تغییرات ذکر شده در کارایی حذف فسفات با گذشت زمان فیلتراسیون، تغییر زمان ماند هیدرولیکی در بیوراکتور غشایی است. در واقع در شروع فیلتراسیون غشایی به خاطر بیشتر بودن شار خروجی از غشا، زمان ماند هیدرولیکی کمترین مقدار خود را دارد و در ادامه، با گذشت زمان فیلتراسیون این مقدار افزایش می یابد. سرعت این افزایش، رابطه مستقیم با کارایی حذف فسفات داشت به طوری که در مراحل اول و دوم که شار خروجی با سرعت زیادی کاهش یافت، غلظت خروجی فسفر نیز با سرعت مشابهی رو



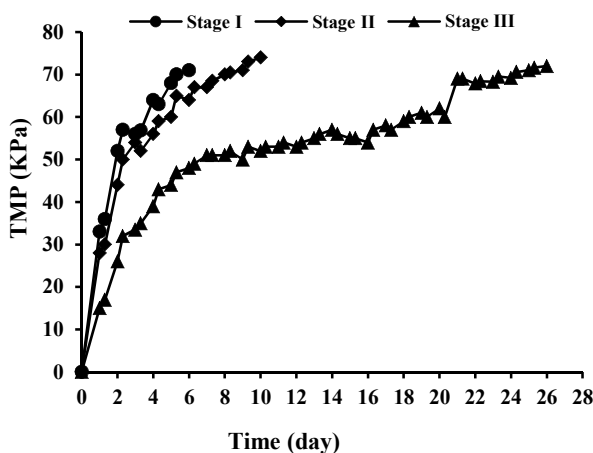


Fig. 13. The variation of TMP during each stage

شکل ۱۳- تغییرات TMP در هر مرحله

شدیدی در شار عبوری ایجاد می‌شود و پس از آن به تدریج شار عبوری از غشا کاهش می‌یابد. همچنین همان‌گونه که در شکل ۱۳ نشان داده شده است، تغییرات TMP روندی بر خلاف تغییرات در شار عبوری نشان می‌دهد.

استفاده از $FeCl_3$ باعث کاهش نرخ افزایش TMP با استفاده از ماده لخته‌ساز شده است که این موضوع می‌تواند در اثر تغییر در خصوصیات لایه کیک و ته‌نشینی ذرات درشت‌تر بر روی سطح غشا باشد. دیزگه و همکاران نیز در استفاده از یک پلی الکترولیت کاتیونی^۱ به کاهش ۳۵ درصد مقاومت کل حاصل از گرفتگی غشای سلولزی رسیدند (Dizge et al., 2011). با این وجود، در این پژوهش، در مرحله اول بدون استفاده از مواد افزودنی شیمیایی و دوم با تزریق $FeCl_3$ ، لایه کیک خیلی سریع فشرده شد که در اثر آن، روند کاهش شار بحرانی مؤثر تشدید یافت و در نتیجه مرحله دوم گرفتگی غشا کوتاه‌تر شد.

در مرحله سوم، استفاده از ترکیب $NaOCl/FeCl_3$ باعث به تأخیر انداختن TMP jumping شده. به عنوان مثال، در مرحله سوم، برخلاف کاهش شدید شار خروجی که تقریباً یک روز به طول انجامید، افزایش شدید TMP حدود پنج روز به طول انجامید در نتیجه زمان بهره‌برداری از غشا نسبت به دو مرحله اول و دوم، از ۶ و ۱۰ روز به ۲۶ روز افزایش پیدا کرد. این موضوع می‌تواند حاصل از بهبود خصوصیات مایع مخلوط و همچنین مشخصات لایه کیک

در مرحله دوم که با $FeCl_3$ همراه بود، فسفات هم در ابتدا و هم در طول فرایند فیلتراسیون، بیشتر از مرحله اول حذف شد. این امر، حاصل از افزایش شار خروجی در مرحله دوم و در نتیجه کاهش زمان ماند فاضلاب در داخل بیوراکتور نسبت به مرحله اول، و همچنین ایجاد اتصال بین یون‌های فسفات با بار منفی و ماده لخته‌ساز استفاده شده است. با توجه به شکل‌های ۱۰ و ۱۱ در محله سوم، تزریق همزمان $NaOCl$ و $FeCl_3$ باعث بهبود حذف فسفات در طول فرایند شد. این موضوع می‌تواند به دو دلیل باشد: دلیل اول کاهش گرفتگی غشا با تزریق ترکیب $NaOCl$ و $FeCl_3$ و در نتیجه کاهش زمان ماند هیدرولیکی در بیوراکتور غشایی است. کاهش زمان ماند هیدرولیکی از آزادسازی فسفر در مایع مخلوط جلوگیری می‌کند. در واقع در این مرحله بین روزهای ششم تا بیست و چهارم تقریباً شار خروجی غشا یکسان بود که باعث ثابت نگه داشتن تقریبی کارایی حذف فسفات شد. دلیل دوم، جذب یون‌های فسفات به وسیله $FeCl_3$ در داخل لخته‌های تشکیل شده از طریق فرایند لخته‌سازی بهبود یافته، است (Özacar and Şengil, 2003).

دلیل اصلی استفاده ترکیبی از فرایندهای لخته‌سازی و اکسیداسیون، افزایش فیلترپذیری مایع مخلوط و در نتیجه کاهش گرفتگی غشا بود. گرفتگی در هر مرحله، از طریق تغییرات TMP و شار عبوری از غشا همان‌طور که در شکل‌های ۱۲ و ۱۳ نشان داده شده است، بررسی شد. مطابق شکل ۱۲، در ابتدای هر مرحله کاهش

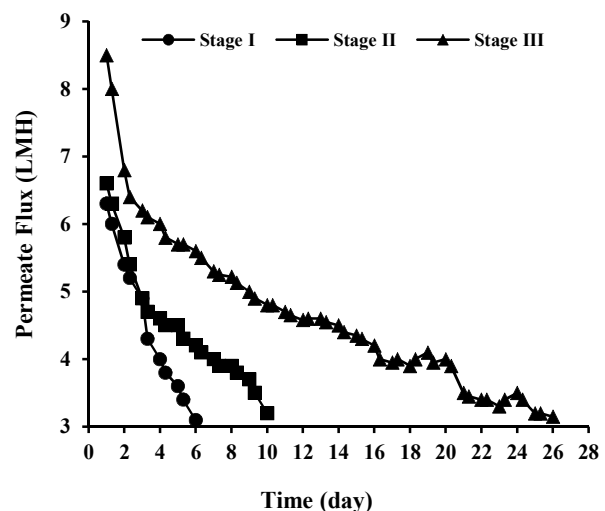


Fig. 12. The variation of permeate flux during each run

شکل ۱۲- تغییرات شار عبوری از غشا در هر مرحله

¹ Cationic Poly Electrolyte (CPE)



نسبت به مراحل اول و دوم به ترتیب برابر با $4/3$ و $2/6$ برابر بود. افزودن $FeCl_3$ به همراه $NaOCl$ بار سطحی ذرات را به طور قابل توجهی خنثی کرد و در نهایت، منجر به افزایش قابل توجه در اندازه لخته‌های لجن شد. با این وجود، تلاطم در بیوراکتور غشایی باعث شکسته شدن لخته‌های بزرگ‌تر شد و به همین ترتیب میانگین اندازه ذرات لخته‌های لجن در مرحله سوم از نمونه‌های موجود در مراحل اول و دوم بیشتر بود (Sabouhi et al., 2020).

این موضوع به دلیل پیوندهای قوی در بین ذرات لجن در اثر تزریق همزمان $FeCl_3$ و $NaOCl$ است. به منظور بررسی رابطه بین خصوصیات لجن از جمله پتانسیل زتا، اندازه ذرات و SVI، همبستگی احتمالی بررسی شد که نتایج آن در شکل ۱۴ ارائه شده است. بهبود تجمع ذرات لجن به وسیله خنثی کردن بار سطحی ذرات در شکل ۱۴-a مشاهده می‌شود. تجزیه و تحلیل واریانس داده‌ها نشان می‌دهد که همبستگی خطی بین پتانسیل زتا و میانگین اندازه ذرات از نظر آماری معنی‌دار است ($P = 0/000$).

بر اساس نتایج به دست آمده هنگامی که پتانسیل زتا از نظر مقدار مطلق در کمترین مقدار خود (-6 میلی ولت) بود، میانگین اندازه ذرات در بیشترین مقدار ($63/1$ میکرومتر) بود. شکل ۱۴-b ارتباط بین پتانسیل زتا لجن و SVI را نشان می‌دهد.

خنثی‌سازی بار سطحی ذرات لجن، شرایط مناسبی را برای تجمع لجن فراهم می‌آورد که منجر به افزایش خصوصیات ته‌نشینی لجن می‌شود. رابطه پیچیده‌ای میان اندازه ذرات لخته‌های لجن و SVI وجود دارد. بررسی‌های انجام شده در این پژوهش نشان داد بین میانگین اندازه ذرات و SVI همبستگی خطی به لحاظ آماری وجود دارد ($P = 0/002$). نتایج نشان داد SVI با افزایش میانگین اندازه ذرات در محدوده ۴۵ تا ۶۵ میکرومتر کاهش یافته است (شکل ۱۴-c).

در جدول ۳ کارهای مشابهی که به منظور گرفتگی غشا در سال‌های اخیر در فرایندهای غشایی تصفیه آب و فاضلاب استفاده شده، درج شده است.

همانگونه که در این جدول نیز نشان داده شده است، منعقدکننده و اکسیدان‌های مختلفی به منظور کنترل گرفتگی غشا استفاده شده‌اند که وجه تمایز روش پیشنهادی در این پژوهش، سهولت آن به نسبت سایر مطالعات انجام شده و اقتصادی بودن آن است.

باشد. در پژوهش‌های پیشین بارها تأکید شده است که بخش عظیمی از مقاومت گرفتگی را، مقاومت لایه کیک به خود اختصاص می‌دهد (Lee et al., 2001, Dizge et al., 2011, Ji et al., 2008, Drews, 2010, Le-Clech et al., 2006, Meng et al., 2006, Zhang et al., 2009). در نتیجه می‌توان گفت که چگونگی تشکیل لایه کیک و ساختار آن از مهم‌ترین مکانیسم‌های گرفتگی به حساب می‌آید.

مواد محلول ترشح شده از میکروب‌ها به همراه سایر مواد آلی نشسته بر روی سطح غشا، با چسباندن ذرات به هم و به سطح غشا، باعث تشکیل لایه کیک می‌شوند. بنابراین کاهش اندازه ذرات و افزایش غلظت مواد آلی در مایع مخلوط، باعث فشرده‌تر شدن لایه کیک و ایجاد اتصال قوی بین این لایه و سطح غشا می‌شود.

در مرحله سوم، ترکیب فرایند اکسیداسیون و لخته‌سازی، باعث بهبود فرایند لخته‌سازی و در نتیجه تشکیل لخته‌های بزرگ‌تر و حذف بیشتر SMP از طریق به دام افتادن در لخته‌ها شد. علاوه بر این، ماده اکسیدکننده با جذب مواد آلی باعث کاهش ترکیبات مربوط به مواد ترشح شده از میکروب‌ها در مایع مخلوط شد. در نتیجه، لایه کیکی با ساختار بسیار ضعیف و پر از خلل و فرج بر روی سطح غشا تشکیل شد که به خوبی به سطح نمی‌چسبد.

بنابراین شار بحرانی مؤثر در این مرحله با سرعت بسیار کمی، کاهش یافت و مرحله دوم گرفتگی غشا طولانی شد. بنابراین نتیجه گرفته می‌شود که ترکیب فرایند اکسیداسیون و لخته‌سازی، بیشترین تأثیر خود را بر ساختار لایه کیک گذاشته است.

این امر باعث شده که زمان بهره‌برداری از غشا $4/3$ بار نسبت به بیوراکتور غشایی متعارف و $2/6$ بار نسبت به لخته‌سازی در MBR افزایش یابد.

شکل‌گیری، ضخیم شدن و فشرده‌سازی لایه کیک به دو پارامتر اصلی بستگی دارد:

- ۱- توزیع اندازه ذراتی که روی سطح غشا رسوب می‌کنند.
- ۲- غلظت مواد آلی که ذرات رسوب داده شده را در کنار هم ادغام می‌کنند و لایه کیک را تشکیل می‌دهند (Le-Clech et al., 2006). بنابراین، لخته‌های بزرگ‌تر با غلظت SMP کمتر در مرحله سوم، باعث شد که لایه کیک متخلخل‌تر از مراحل اول و دوم شود و در نتیجه چرخه تمیز کردن شیمیایی ماژول غشایی در مرحله سوم



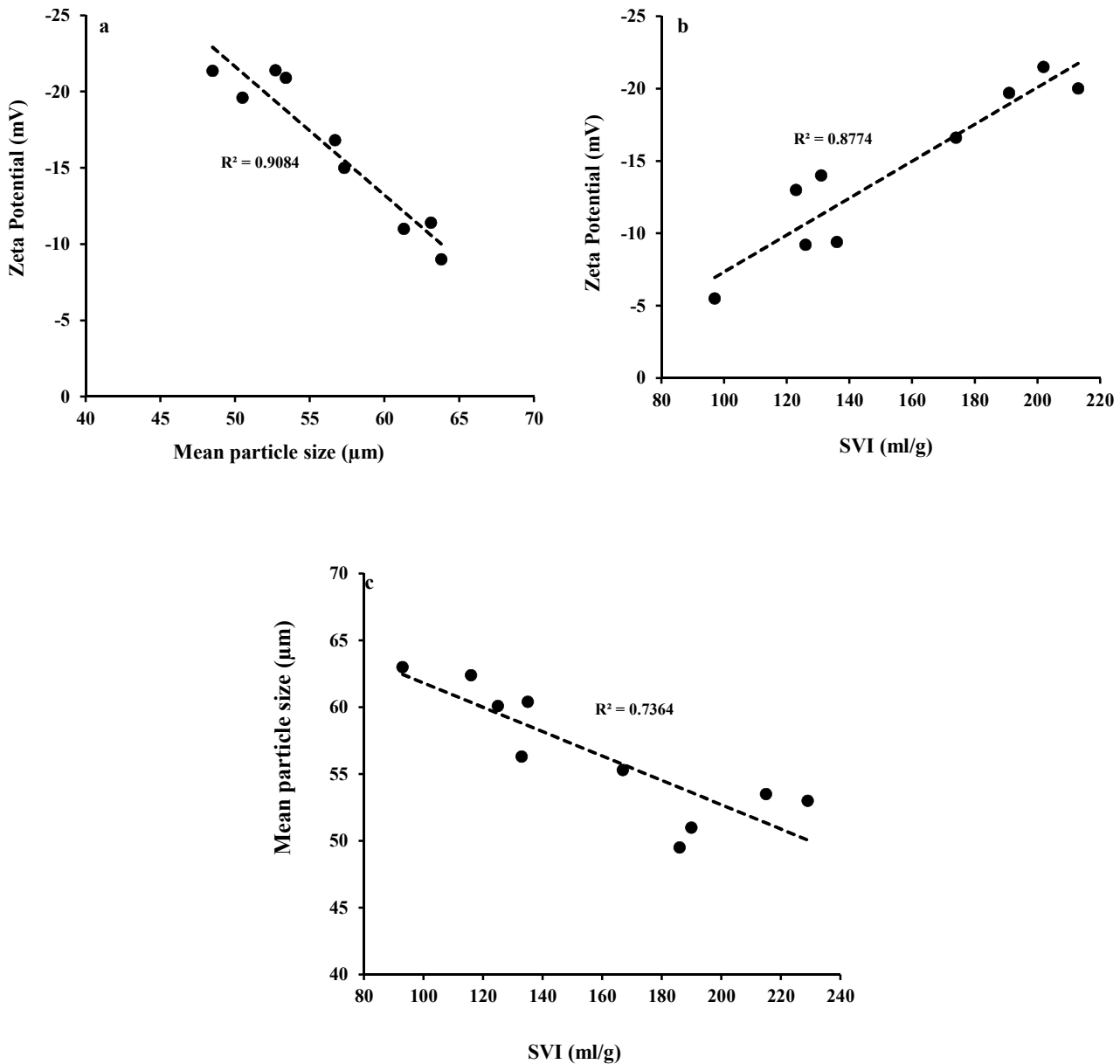


Fig. 14. The correlation between sludge characteristics, (a) mean particle size and SVI, (b) zeta potential and SVI, (c) zeta potential and mean particle size

شکل ۱۴- همبستگی میان خصوصیات لجن، (a) میانگین سایز ذرات لجن و SVI، (b) پتانسیل زتا و SVI، (c) میانگین اندازه ذرات و SVI

جدول ۳- مروری بر پژوهش‌های انجام شده برای کنترل گرفتگی غشا با استفاده از فرایندهای انعقاد و لخته‌سازی و اکسیداسیون

Table 3. A review of studies on membrane fouling control using coagulation, flocculation and oxidation processes

Researcher	Applied method	Acquired result
(Sun et al., 2019)	Different doses of aluminum sulfate were investigated in a UCT-MBR	Reduced TMP growth rate from 1.13 kPa/d to 57.5 kPa/d
(Huang et al., 2019)	Using iron hydroxide in pharmaceutical wastewater treatment membrane bioreactor	35% reduction in fouling (Fe-MBR) compared to (Co-MBR)



ادامه جدول ۳- مروری بر پژوهش‌های انجام شده برای کنترل گرفتگی غشا با استفاده از فرایندهای انعقاد و لخته‌سازی و اکسیداسیون
Count. Tabel 3. A review of studies on membrane fouling control using coagulation, flocculation and oxidation processes

Researcher	Applied method	Acquired result
(Du et al., 2019)	Simultaneous use of electrical oxidation/flocculation using peroxide mono sulfate (PMS) to remove antibiotics from surface water	At optimum conditions (0.2A current, 60 s electrolysis time and PMS dose = 100 μ M) the sulfate and hydroxyl sulfamethasine radicals and organic matter were destroyed. Also, electrical oxidation/flocculation resulted in the formation of larger flocs and reduced fouling
(Ma et al., 2018)	Simultaneous use of KMnO ₄ -Fe (II) as a UF pretreatment for algal removal and fouling control	Decrease in TMP over a 90-day period from 42.8 to 25.1 kPa due to increased surface activity, inactivation of algae and increased clot size
(Liu et al., 2018)	The combined use of ozone with ferrate in controlling membrane clogging was investigated	The combined method used had a synergistic effect and the TMP decreased by 89%. Removal of organic matter and increasing particle size resulted in a high permeability porous cake layer resulting in a significant decrease in TMP
(Bu et al., 2019)	Coagulation and ozonation as pretreatment of membrane filtration in water treatment was assessed	Organic matter removal efficiency improved and fouling improved
(Xing et al., 2019)	Combined use of Fe (II)/UV/Cl to control membrane clogging in the bioreactor	The use of the proposed compound, compared to single flocculation, significantly reduced the clogging by altering the input wastewater profile and reducing the organic load of the wastewater

۴- نتیجه‌گیری

روش به‌کار رفته در این پژوهش منجر به کاهش غلظت نیترژن آمونیاکی شد که نتیجه گرفته می‌شود. این روش اختلالی در فعالیت باکتری‌های حساس نیتریفای ایجاد نکرده است. علاوه بر این، حذف کودورت بهبود پیدا کرد و بر این اساس استدلال می‌شود که نه تنها روش ارائه شده تأثیر منفی بر فعالیت باکتری‌ها نداشته است بلکه عملکرد بیوراکتور غشایی را نیز بهبود بخشیده است. افزودن FeCl₃ و NaOCl به‌طور قابل ملاحظه‌ای در کاهش فشرده‌گی لایه کیک مؤثر بود و لایه کیک با ساختار بسیار ضعیف و پر از خلل و فرج بر روی سطح غشا تشکیل شد. بر همین اساس

در این پژوهش برای کاهش گرفتگی غشا و بهبود عملکرد بیوراکتور غشایی، از FeCl₃ و NaOCl به‌عنوان مواد افزودنی و بهبود دهنده مشخصات مایع مخلوط استفاده شد. با توجه به نتایج حاصل از آزمایش‌های ناپیوسته، دز بهینه FeCl₃ و NaOCl به ترتیب ۱/۹۳ و ۱/۷۱ میلی‌گرم در لیتر محاسبه شد که این مقدار منجر به بازدهی حذف ۹۰/۵ درصد COD و ۱۸/۴ درصد SMP شد. ترکیب بهینه برای استفاده در آزمایش‌های بلند مدت، استفاده شد و نتایج زیر به‌دست آمد:



تزریق ماده افزودنی شیمیایی داشت.

۵- قدردانی

این مقاله مستخرج از رساله دکترا به عنوان "کاهش گرفتگی غشا در فرایند MBR با استفاده تلفیقی از فرایندهای اکسیداسیون و انعقاد و لخته سازی به عنوان پیش تصفیه" است. نویسندگان این پژوهش در مراحل انجام آزمایشها و جمع آوری اطلاعات از همکاری اعضای گروه بیوتکنولوژی و مهندسی محیط زیست دانشگاه تهران استفاده نمودند که به این وسیله از ایشان قدردانی می شود.

زمان بهره برداری از غشا ۴/۳ برابر نسبت به بیوراكتور غشایی متعارف و ۲/۶ برابر نسبت به لخته سازی متعارف افزایش یافت. به طور مشابه اندازه ذرات لجن در طول زمان فیلتراسیون با استفاده از ترکیب NaOCl و FeCl_3 در مرحله سوم، با کاهش بیشتر پتانسیل زتای سطح ذرات باعث بهبود فرایند لخته سازی و در نتیجه افزایش بیشتر اندازه ذرات در مایع مخلوط شد به گونه ای که میانگین اندازه ذرات لجن در طول زمان فیلتراسیون مرحله سوم مقداری بیشتر از میانگین اندازه ذرات لجن بعد از افزایش اولیه در مرحله دوم افزایش اندازه ذرات لجن پس از گذشت ۴ ساعت از

References

- Bu, F., Gao, B., Shen, X., Wang, W. & Yue, Q. 2019. The combination of coagulation and ozonation as a pre-treatment of ultrafiltration in water treatment. *Chemosphere*, 231, 349-356.
- Dizge, N., Koseoglu-Imer, D. Y., Karagunduz, A. & Keskinler, B. 2011. Effects of cationic polyelectrolyte on filterability and fouling reduction of submerged membrane bioreactor (MBR). *Journal of Membrane Science*, 377, 175-181.
- Drews, A. 2010. Membrane fouling in membrane bioreactors-characterisation, contradictions, cause and cures. *Journal of Membrane Science*, 363, 1-28.
- Du, X., Yang, W., Zhao, J., Zhang, W., Cheng, X., Liu, J., et al. 2019. Peroxymonosulfate-assisted electrolytic oxidation/coagulation combined with ceramic ultrafiltration for surface water treatment: membrane fouling and sulfamethazine degradation. *Journal of Cleaner Production*, 235, 779-788.
- Hasnine, M. T., Erkan, H. S. & Engin, G. O. 2017. Membrane bioreactor (MBR) technology for wastewater treatment: approaches to membrane fouling control. *ICOCEE, Cappadocia*, Nevsehir, Turkey, 8-10.
- Huang, S., Shi, X., Bi, X., Lee, L. Y. & Ng, H. Y. 2019. Effect of ferric hydroxide on membrane fouling in membrane bioreactor treating pharmaceutical wastewater. *Bioresource Technology*, 292, 121852.
- Ji, J., Qiu, J., Wong, F.-S. & Li, Y. 2008. Enhancement of filterability in MBR achieved by improvement of supernatant and floc characteristics via filter aids addition. *Water Research*, 42, 3611-3622.
- Koseoglu, H., Yigit, N. O., Iversen, V., Drews, A., Kitis, M., Lesjean, B., et al. 2008. Effects of several different flux enhancing chemicals on filterability and fouling reduction of membrane bioreactor (MBR) mixed liquors. *Journal of Membrane Science*, 320, 57-64.
- Le-Clech, P., Chen, V. & Fane, T. A. 2006. Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment. *Journal of Membrane Science*, 284, 17-53.
- Le-Clech, P., Jefferson, B., Chang, I. S. & Judd, S. J. 2003. Critical flux determination by the flux-step method in a submerged membrane bioreactor. *Journal of Membrane Science*, 227, 81-93.
- Lee, J., Ahn, W.-Y. & Lee, C.-H. 2001. Comparison of the filtration characteristics between attached and suspended growth microorganisms in submerged membrane bioreactor. *Water Research*, 35, 2435-2445.
- Lee, S. & Kim, M.-H. 2013. Fouling characteristics in pure oxygen MBR process according to MLSS concentrations and COD loadings. *Journal of Membrane Science*, 428, 323-330.
- Liu, J., He, K., Tang, S., Wang, T. & Zhang, Z. 2019. A comparative study of ferrous, ferric and ferrate pretreatment for ceramic membrane fouling alleviation in reclaimed water treatment. *Separation and Purification Technology*, 217, 118-127.



- Liu, J., Zhang, Z., Liu, Z. & Zhang, X. 2018. Integration of ferrate (VI) pretreatment and ceramic membrane reactor for membrane fouling mitigation in reclaimed water treatment. *Journal of Membrane Science*, 552, 315-325.
- Ma, B., Qi, J., Wang, X., Ma, M., Miao, S., Li, W., et al. 2018. Moderate KMnO₄-Fe (II) pre-oxidation for alleviating ultrafiltration membrane fouling by algae during drinking water treatment. *Water Research*, 142, 96-104.
- Mcadam, E. J., Judd, S. J., Cartmell, E. & Jefferson, B. 2007. Influence of substrate on fouling in anoxic immersed membrane bioreactors. *Water Research*, 41, 3859-3867.
- Meng, F., Chae, S.-R., Drews, A., Kraume, M., Shin, H.-S. & Yang, F. 2009. Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): membrane fouling and membrane material. *Water Research*, 43, 1489-1512.
- Moser, P. B., Ricci, B. C., Reis, B. G., Neta, L. S., Cerqueira, A. C. & Amaral, M. C. 2018. Effect of MBR-H₂O₂/UV hybrid pre-treatment on nanofiltration performance for the treatment of petroleum refinery wastewater. *Separation and Purification Technology*, 192, 176-184.
- Mulkerrins, D., Dobson, A. & Colleran, E. 2004. Parameters affecting biological phosphate removal from wastewaters. *Environment International*, 30, 249-259.
- Mutamim, N. S. A., Noor, Z. Z., Hassan, M. a. A., Yuniarto, A. & Olsson, G. 2013. Membrane bioreactor: applications and limitations in treating high strength industrial wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 225, 109-119.
- Özacar, M. & Şengil, I. A. 2003. Enhancing phosphate removal from wastewater by using polyelectrolytes and clay injection. *Journal of Hazardous Materials*, 100, 131-146.
- Rathi, R. & Satheesh, S. 2012. Exposure to chlorine affects the extracellular polymeric substance production and cell surface hydrophobicity in biofilm bacteria. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 41, 17-24.
- Sabouhi, M., Torabian, A., Bozorg, A. & Mehrdadi, N. 2020. A novel convenient approach toward the fouling alleviation in membrane bioreactors using the combined methods of oxidation and coagulation. *Journal of Water Process Engineering*, 33, 101018.
- Shi, Y., Huang, J., Zeng, G., Gu, Y., Hu, Y., Tang, B., et al. 2018. Evaluation of soluble microbial products (SMP) on membrane fouling in membrane bioreactors (MBRs) at the fractional and overall level: a review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 17, 71-85.
- Sun, G., Zhang, C., Li, W., Yuan, L., He, S. & Wang, L. 2019. Effect of chemical dose on phosphorus removal and membrane fouling control in a UCT-MBR. *Frontiers of Environmental Science and Engineering*, 13, 1.
- Wang, Y., Peng, Y. & Stephenson, T. 2009. Effect of influent nutrient ratios and hydraulic retention time (HRT) on simultaneous phosphorus and nitrogen removal in a two-sludge sequencing batch reactor process. *Bioresource Technology*, 100, 3506-3512.
- Xing, J., Liang, H., Chuah, C. J., Bao, Y., Luo, X., Wang, T., et al. 2019. Insight into Fe (II)/UV/chlorine pretreatment for reducing ultrafiltration (UF) membrane fouling: effects of different natural organic fractions and comparison with coagulation. *Water Research*, 167, 115112.
- Zhang, J., Chua, H. C., Zhou, J. & Fane, A. G. 2006. Factors affecting the membrane performance in submerged membrane bioreactors. *Journal of Membrane Science*, 284, 54-66.
- Zhang, S., Xiong, J., Zuo, X., Liao, W., Ma, C., He, J., et al. 2019. Characteristics of the sludge filterability and microbial composition in PAC hybrid MBR: effect of PAC replenishment ratio. *Biochemical Engineering Journal*, 145, 10-17.

