



بررسی کارایی فرآیند پیشرفته زیستی هوازی به روش بیوراکتور بستر متحرک (MBBR) در تصفیه فاضلاب صنایع تولید مواد شوینده

سعید پورکریم*^۱، فریبا استوار^۲، کامران تقوی^۳

۱- سرپرست تصفیه خانه‌های فاضلاب اداره آب و فاضلاب رشت، اداره آب و فاضلاب استان گیلان، گیلان، ایران

۲- عضو هیات علمی پژوهشکده محیط زیست جهاددانشگاهی، گیلان، ایران

۳- استادیار، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی گیلان

چکیده

در این مطالعه، فرآیند بیولوژیکی هوازی به روش بیوراکتور بستر متحرک (MBBR) جهت تصفیه فاضلاب صنایع شوینده مورد بررسی قرار گرفت. میانگین COD و LAS در فاضلاب خام به ترتیب ۱۰۲۳۱ mg/L و ۲۱۰ mg/L بود. در این مطالعه، سه غلظت مختلف LAS (۲۱۰، ۵۰۰ و ۱۰۰۰) به منظور تعیین کارایی کل سیستم در حذف COD و LAS استفاده شد. نسبت BOD₅/COD در فاضلاب خام، پس از پیش تصفیه به روش انعقاد و لخته سازی از ۰/۲ به ۰/۴۵ افزایش یافت. در سیستم MBBR در راکتور ۱ با ۳۶ ساعت زمان ماند هیدرولیکی (HRT) بالاترین راندمان حذف به ترتیب برابر ۹۳/۴۱٪ و ۹۵٪ برای COD و LAS بدست آمد. در راکتور ۲ نیز با شرایط مشابه با HRT برابر ۳۶ ساعت، بالاترین راندمان حذف برای COD و LAS به ترتیب برابر ۹۴/۲۰٪ و ۹۹/۹۹٪ حاصل شد. با تغییرات مقدار هوای تزریقی از ۳۰ L/min به ۵۰ L/min و سپس ۷۰ L/min، راندمان حذف در مقدار تزریق هوا به ۵۰ L/min افزایش یافت. بررسی سرعت‌های بارگذاری بار آلی (OUR) نیز کاهش مقدار ویژه مصرف اکسیژن از حدود ۱۱ mg O₂/gr MLSS .hr در ابتدای دوره بهره‌برداری به حدود ۲ mg O₂/gr MLSS .hr در انتهای دوره را نشان داد. این مطالعه نشان داد که فرآیند MBBR می‌تواند استانداردهای خروجی محیط زیست برای صنایع شوینده را تأمین کرده و به عنوان روشی کارآمد در تصفیه فاضلاب صنایع شوینده بکار رود.

کلید واژه‌ها: دترجنت، لایتر الکیل بنزن سولفونات، اکسیداسیون شبه فنتون، MBBR، فاضلاب شوینده



Investigation of the advanced aerobic process efficiency by the Moving bed bioreactor (MBBR) method for detergent production industries wastewater treatment

Saeed pourkarim^{1*}, Fariba Ostovar², Kamran Taghavi³

1- Head of Wastewater Treatment Plants of Rasht Water and Wastewater Company , Guilan Province
Water and Wastewater Company, Guilan, Iran

2- Faculty member of Environmental Research Institute, The Academic Center for Education, Culture and
Research (ACECR), Guilan, Iran

3- Assistant Professor, Department of Environmental Health Engineering, Faculty of Health, Guilan
University of Medical Sciences

Abstract

In this study, the aerobic biological process was investigated by the moving bed bioreactor (MBBR) method for detergent industries wastewater treatment. The mean of COD and LAS were 10231 mg/L and 210 mg/L in raw wastewater, respectively. In this study, three different concentrations of LAS (210, 500, and 1000 mg/L) were used to determine the whole system's efficiency in removing COD and LAS. The BOD₅/COD ratio increased from 0.2 in raw wastewater to 0.45 after pretreatment using coagulation and flocculation methods. In the MBBR system in reactor 1 with 36 hours of hydraulic rate time (HRT), the highest removal efficiencies of 93.41% and 95% were obtained for COD and LAS, respectively. In Reactor 2 with similar conditions, with HRT equal to 36 hours, the highest removal efficiencies of 94.20% and 99.99% for COD and LAS were obtained, respectively. By changing the amount of injected air from 30 L/min to 50 L/min and then 70 L/min, the removal efficiency increased in the amount of air injected about 50 L/min. Organic charge loading (OUR) studies also showed a reduction in specific oxygen consumption from about 11 mg O₂/gr MLSS.hr at the beginning of the operation period to about 2 mg O₂/gr MLSS.hr at the end of the period. This study showed that the MBBR process can meet the environmental output standards and be used as an efficient method in detergent industry wastewater treatment.

Keywords: Detergent, Alkyl benzene sulfonate liner, Fenton-like oxidation, MBBR, Detergent wastewater

* Corresponding author E-mail address: saeedpoorkareem@yahoo.com

مقدمه

سورفاکتانت‌ها یکی از بزرگترین ترکیبات مورد استفاده در فرمولاسیون و ساختار مواد شوینده می‌باشند که به‌طور گسترده در دنیا مورد استفاده قرار می‌گیرند (Duarte et al., 2010). سورفاکتانت‌ها به ۴ دسته آنیونی، کاتیونی، غیریونی و آمفوتریک تقسیم می‌شوند (Aloui, Kchaou, & Sayadi, 2009; Delforno, Moura, Okada, & Varesche, 2014; Okada, Delforno, Etchebehere, & Varesche, 2014). سورفاکتانت‌های آنیونی و غیریونی دو گروه بزرگ سورفاکتانت‌های سینتتیک را تشکیل می‌دهند (Duarte et al., 2010). صنایع تولید مواد شوینده، جزء بزرگترین منابع آلاینده و منبع ورود این ترکیبات به منابع آب‌های پذیرنده و آب‌های سطحی می‌باشند (Bandala, Pelaez, Salgado, & Torres, 2008). ورود این نوع از فاضلاب‌ها به منابع آبی می‌تواند باعث بروز تاثیرات شدید بر روی حیات آبریان گردد (de Oliveira et al., 2010). سورفاکتانت‌های آنیونی قابلیت تجزیه‌پذیری بیولوژیکی پایینی داشته و معمولاً میزان جذب سلولی پایین‌تری نسبت به سایر ترکیبات آلی دارند (Jangkorn, Kuhakaew, Theantanoo, Klinla-Or, & Sriwiriyarat, 2011a; Wang, Song, & Mai, 2008). دلیل مقاومت این ترکیبات به تجزیه‌پذیری بیولوژیکی، وجود زنجیره‌های سه و یا چهار کربنه در ساختار این ترکیبات می‌باشد (Aboulhassan, Souabi, Yaacoubi, & Baudu, 2006). این زنجیره‌های سه و یا چهار کربنه از تاثیر آنزیم‌های باکتریایی بر روی نقاط حساس این ترکیبات جلوگیری می‌کند (Gaca, Kowalska, & Mróz, 2005). علاوه بر این، این ترکیبات در غلظت‌های بین ۲۰-۵۰ mg/L، عامل محدود کننده برای رشد میکروارگانیسم‌ها به حساب می‌آیند و می‌توانند تاثیرات شدیدی بر روی غشای سلولی و خاصیت نفوذ پذیری غشاء در جذب ترکیبات آلی ایجاد کنند (Aloui et al., 2009; Wang et al., 2008). تاکنون روش‌های متعددی جهت تصفیه پساب شوینده بکار رفته است که از این میان می‌توان به روش‌هایی مانند انعقاد و لخته‌سازی (A Ayguna & T Yilmazb, 2010) جذب (Aloui et al., 2009) اکسیداسیون شیمیایی (Panizza et al., 2013) اکسیداسیون الکتروشیمیایی (KARCI, ALATON, & BEKBÖLET, 2013) فرآیند غشایی (Dhouib, Hdiji, Hassaïri, & Sayadi, 2005) فرآیندهای بیولوژیکی بی‌هوازی (Duarte et al., 2010; Merrettig-Bruns & Jelen, 2009) و ... و روش‌های مبتنی بر آنزیم که از روش‌های جدید بکار رفته در حذف دترجنت‌های LAS می‌باشد (Gholami-Borujeni, Nejatizadeh, & Jamalana, 2018; Hellmuth & Dreja, 2016) اشاره نمود.

فرآیند بیوراکتور بستر متحرک (MBBR) با راندمان بالا و میزان مصرف پایین انرژی، یکی از روش‌های بیولوژیکی تصفیه فاضلاب می‌باشد که در آن مדיاهای معلق در یک شرایط شناور بوسیله هوادهی و جریان پیشرفته در یک تانک هوادهی قرار دارند (Weiss, Alvarez, & Tang, Horvath, & Stahl, 2005). فرآیند کالدنس (MBBR) یک راکتور اختلاط کامل با بهره‌برداری پیوسته است که در آن، بیومس بر روی مدیاهای کوچک که در داخل راکتور در حرکت هستند؛ رشد می‌کنند (Zhang et al., 2013). مزایای استفاده از فرآیند MBBR عبارتند از: بالا بودن سن لجن، عدم نیاز به برگشت لجن و مشکلات کمتر مربوط به بالکینگ لجن (Barwal & Chaudhary, 2014). برخلاف روش‌های معمول لجن فعال، در این نوع فرآیند، امکان بارگذاری آلی بیشتر وجود دارد که این مهم به دلیل ایجاد مساحت سطح بالاتر و وجود مدها در داخل راکتور می‌باشد که علاوه بر بارگذاری بیشتر بار آلی، سبب کوچک کردن حجم حوض هوادهی نیز می‌شود (Aygün, Nas, & Berktaş, 2008). درصد پرشدگی و مساحت سطح ویژه مدیای رشد، دو پارامتر مهم طراحی در فرآیند MBBR می‌باشند (Aygün et al., 2008; Ødegaard, 1999) و معمولاً توصیه می‌شود که این مقدار بین ۷۰-۵۰٪ باشد. نرخ مصرف اکسیژن^۱ (OUR) یکی دیگر از پارامترهای مهم است که فرآیند لجن فعال را کنترل کرده و اندازه‌گیری اکسیژن محلول، که مقدار مصرف اکسیژن بوسیله میکروارگانیسم‌ها و با واحد میلی‌گرم در لیتر در ساعت می‌باشد، بیان می‌گردد. با دانستن مقدار OUR، این نکته را می‌توان دریافت که چگونه جمعیت فعال میکروارگانیسم‌های موجود در تانک هوادهی، اکسیژن فراهم شده را مصرف کرده و مواد آلی ورودی به سیستم را تجزیه می‌کنند.

هدف اصلی این مطالعه، بررسی کارایی فرآیند MBBR در حذف COD و LAS با تغییرات زمان ماند هیدرولیکی و تغییرات مقدار هوای تزریقی در یک مقدار بارگذاری تقریبی COD برابر $1 \text{ gr COD} / \text{m}^2 \cdot \text{d}$ و مقادیر مختلف LAS تزریقی به سیستم می‌باشد.

مواد و روش‌ها

• روش آنالیز فاضلاب خام و روش آزمون

در این مطالعه، کارایی روش بیولوژیکی بیوراکتور بستر سیال هوازی^۲ (MBBR) جهت تصفیه فاضلاب صنایع شوینده استفاده شد.

^۱Oxygen Uptake Rate^۲Aerobic Moving Bed Biofilm Reactor

فاضلاب موردنیاز در این بررسی، از شرکت تولیدی محصولات شوینده "ایوان" تهیه گردید. پس از نمونه برداری از خروجی کارخانه شوینده، فاضلاب گرفته شده در دمای ۴ درجه سانتی گراد به آزمایشگاه آب و فاضلاب منتقل شد و تمامی پارامترهای فیزیکی و شیمیایی فاضلاب آنالیز گردید.

جهت بررسی کارایی فرآیند بیولوژیکی، مقادیر متفاوت LAS به صورت سنتزی به فاضلاب اضافه گردید. برای این منظور، نمک جامد لاینر آلکیل بنزن سولفونات (LAS) (CAS No. 25155-30-0) و سایر مواد شیمیایی مورد نیاز از شرکت زیگما تهیه و خریداری شدند. مقادیر سورفاکتانت آنیونی در نمونه‌ها با استفاده از اسپکتروفتومتر UV-Vis (Jenway 7315, UK) و توسط روش مواد فعال سطحی متیلن بلو^۱ (MBAS) در طول موج ۶۵۲ nm، آنالیز COD نمونه‌ها به روش دی کرومات پتاسیم و رفلاکس بسته^۲ (St.M. 5220 B)، آزمون تعیین چرب و روغن به روش استخراج آبی-آلی و وزن سنجی (St.M. 5220) و سایر آزمون‌های تعیین نیتروژن و فسفر در نمونه فاضلاب براساس روش استاندارد ذکر شده در کتاب روش‌های استاندارد آزمایشات آب و فاضلاب تعیین گردید (Federation & Association, 2005). غلظت اکسیژن باقیمانده، pH و EC نیز توسط دستگاه پرتابل مولتی پارامتر (AQUALYTIC AL15) اندازه‌گیری شد.

• طراحی بیوراکتور بستر متحرک

در این پژوهش از دو راکتور با ارتفاع ۳۰ cm و طول و عرض ۱۵ cm و حجم تقریبی ۶/۵ لیتر استفاده شد. لجن مورد نیاز در این مطالعه، از خط برگشت سیستم هوای لجن فعال اختلاط کامل شرکت تولیدی محصولات بهداشتی گیلارانکو تهیه گردید. مقدار ۲ لیتر لجن با غلظت MLSS حدود ۴۵۰۰ mg/L به راکتورها اضافه شد و به مدت ۱۵ روز در شرایط آزمایشگاهی غذایی انجام شد تا راکتور با شرایط سازگار گردد. همزمان بسترهای رشد نیز وارد راکتورها شد تا به تدریج، لایه اولیه میکروارگانیسم‌ها بر روی آنها تشکیل گردد. مقادیر pH، EC، DO و دما به صورت روزانه در سیستم پایش شد. غلظت MLSS به روش وزن سنجی و با استفاده از فیلتر ۰/۴۵ μm و قلیائیت با استفاده از روش تیتراسیون اندازه‌گیری شدند (Federation & Association, 2005). برای بررسی ضخامت بیوفیلم بر روی مدیا پس از خشک کردن آن از میکروسکوپ اسکن الکترونی^۳ (SEM) مدل (Hitachi S2700 Japan) استفاده شد و وزن بیوفیلم تشکیل شده بر روی مدیا نیز پس از خشک کردن آن به روش وزن سنجی اندازه‌گیری شد. درصد پرشدگی راکتورها در این مطالعه ۵۰ درصد در نظر گرفته شد. ویژگی‌های بستر رشد مورد استفاده در مطالعه در جدول ۱ نشان داده شده است. بعد از گذشت ۱۵ روز، فاضلاب خام با COD و LAS تقریبی ۴۰۰ ± ۵۰ و ۲۰ ± ۲ به ترتیب به راکتورها تزریق گردید. این کار به مدت ۳۰ روز انجام شد تا دوره تطابق جمعیت میکروارگانیسم‌ها با شرایط و فاضلاب جدید و تشکیل یک لایه مناسب بر روی بستر طی شود (شکل ۱). مقدار pH فاضلاب تزریقی به راکتورها بر روی ۷-۷/۵ تنظیم شد. برای فراهم کردن شرایط مناسب رشد از نظر مواد مغذی برای میکروارگانیسم‌ها، نسبت COD/N/P بر روی ۱۰۰/۵/۱ تنظیم و مواد مغذی به همراه فاضلاب به راکتورها تزریق شد. همچنین، غلظت مواد مغذی (KH₂PO₄, NH₄Cl, NaHCO₃) برای تامین فسفات، نیتروژن و قلیائیت، به ترتیب غلظت‌های ۱۹۷ mg/L، ۹۱۰ mg/L و ۱۳۰ mg/L بود (Koupaie, Moghaddam, & Hashemi, 2011; Mollaie, Mortazavi, & Jafari, 2015).

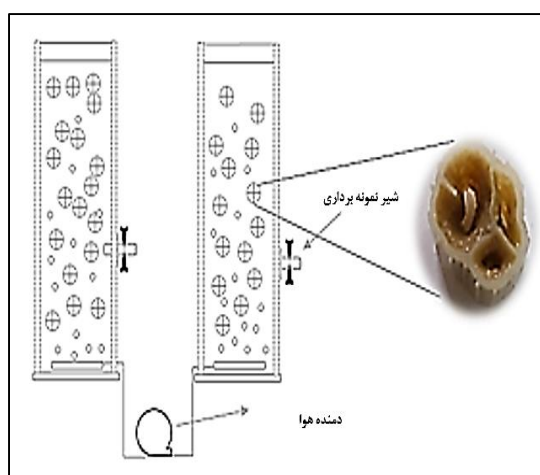
جدول ۱: مشخصات مدیای مورد استفاده

پارامتر	مقدار
نوع مدیا	HDPE
شکل مدیا	استوانه‌ای با یک مقطع عرضی در وسط
قطر بیرونی	۱۰ mm
ارتفاع	۷ mm
سطح موثر	۸۵۷ mm ²
مساحت سطح ویژه	۵۱۷ m ² /m ³
وزن مخصوص	۰/۹۶ gr/cm ³

^۱Methylene Blue Active Substances

^۲Close Reflux

^۳Scanning electron microscope



شکل ۱: شماتیک فرآیند مورد استفاده در مطالعه

• اندازه‌گیری ضخامت بیوفیلم

به منظور اندازه‌گیری ضخامت بیوفیلم تشکیل شده بر روی مدیا، در ابتدا، از داخل راکتور تعداد ۱۵ عدد مدیا به صورت تصادفی برداشته شده و پس از تمیزکاری جهت تصویر برداری آماده شد. پس از این مرحله به منظور بدست آوردن ضخامت بیوفیلم تشکیل شده بر روی مدیای AnoxKaldnes K1 از تصاویر استریومیکروسکوپی از نمای بالا و تصاویر مقطعی از سطوح داخلی و سیلندره‌های داخلی مدیا استفاده شد (Suping, Ying, & Xiaodong, 2004; Siciliano & De Rosa, 2016). تصاویر با استفاده از استریو میکروسکوپ Stemi 305 به دست آمد و تصاویر بدست آمده با استفاده از نرم افزار فیجی تحلیل گردید (Schindelin et al., 2012). ضخامت بیوفیلم گزارش شده در این مطالعه، متوسط ارتفاع رشد بیوفیلم در سطح حامل ها بود. میانگین ارتفاع بیوفیلم تشکیل شده بر روی مدیا با اندازه‌گیری نمای بالایی از سطحی که توسط بیوفیلم اشغال شده بود، محاسبه شد. ضخامت بیوفیلم برای حداقل یک سمت از فضاهای خالی حامل K1 تصویربرداری و تجزیه و تحلیل شد. میانگین همه اندازه‌گیری‌ها ($n \sim 450$) به عنوان میانگین کلی ضخامت بیوفیلم در هر مدیا با انحراف بر اساس مقایسه بین ضخامت‌های متوسط اندازه‌گیری شده برای مدیاها گزارش شده است (Arabgol, Vanrolleghem, Piculell, & Delatolla, 2020; Guiet, Burri, & Seitz, 2019; Liu, Quan, & Li, 2017).

یافته‌های پژوهش

• آنالیز فاضلاب خام

جهت تعیین و اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکی و شیمیایی فاضلاب شوینده، آنالیز اولیه در آزمایشگاه آب و فاضلاب انجام گرفت. ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی فاضلاب خروجی از کارخانه در جدول ۲ نشان داده شده است. براساس نمونه‌برداری‌های انجام شده، متوسط COD و LAS فاضلاب خروجی به ترتیب 10231 mg/L و 210 mg/L بود.

جدول ۲: ویژگی‌های فاضلاب خروجی

پارامتر	واحد	مقدار
COD	mg/L	10231 ± 150
BOD ₅	mg/L	2100 ± 50
TSS	mg/L	108 ± 5
LAS	mg/L	210 ± 10
O&G	mg/L	195 ± 5
pH	-----	7.3 ± 0.3
TP	mg/L	26 ± 1
TN	mg/L	13 ± 0.7

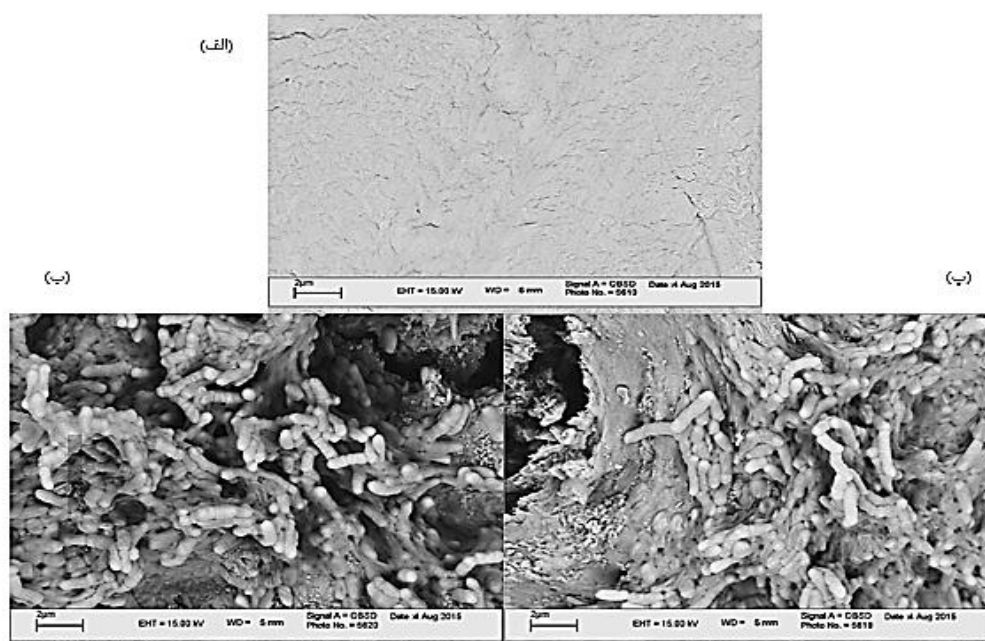
• تصفیه شیمیایی

به منظور پیش تصفیه فاضلاب قبل از استفاده در فرآیند بیولوژیکی، از روش انعقاد شیمیایی استفاده شد. بدین منظور از منعقد کننده کلرور فریک با غلظت ۲۵۰۰ mg/L و کمک منعقد کننده آهک (Ca(OH)₂) با غلظت ۳۵۰۰ mg/L و مقدار غلظتی پلی‌الکترولیت آنیونی ۲ mg/L استفاده شد. فرآیند انعقاد و لخته سازی با استفاده از دستگاه جارتست و در دور ۱۲۰ دور در دقیقه و به مدت ۱ دقیقه به عنوان فرآیند اختلاط سریع و سرعت ۳۰ دور در دقیقه به مدت ۳۰ دقیقه به عنوان فرآیند اختلاط آرام انجام شد. پس از انجام این فرآیند، به نمونه پیش تصفیه شده به مدت ۲ ساعت جهت ته نشینی زمان داده شد تا برای سیستم بیولوژیکی آماده شود.

• بررسی پارامترهای تاثیرگذار بر تصفیه بیولوژیکی فاضلاب شوینده

- تغییرات رشد بیوفیلم بر روی مدیا

به منظور تطابق میکروارگانیسم‌ها با فاضلاب جدید و رشد میکروارگانیسم‌های هتروتروفیک، بارگذاری آلی راکتور با COD برابر g به LAS با غلظت ۲۰ mg/L و COD/m²day ۰/۴ انجام شد. با بررسی تصاویر SEM در شکل ۲، توزیع میکروارگانیسم‌ها بر روی مدیا در دوره بهره‌برداری سیستم، مورد بررسی قرار گرفت.



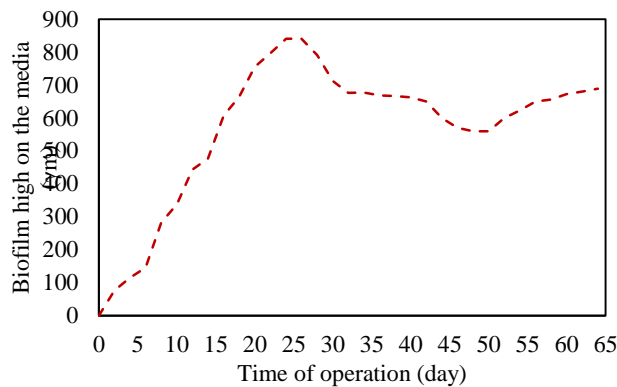
شکل ۲: تصویر SEM بیوفیلم تشکیل شده بر روی سطح مدیا (الف) سطح مدیای تمیز بدون بیوفیلم (ب) سطح مدیای راکتور ۱ (پ) سطح مدیای راکتور ۲، بزرگنمایی ۱۵۰۰۰

- تغییرات ضخامت بیوفیلم بر روی مدیا

تغییرات ضخامت بیوفیلم، یکی از عوامل مهم در بررسی شرایط مدیا در سیستم تصفیه بیولوژیکی می‌باشد. جرم بیوفیلم چسبیده بعد از جدا کردن تعداد مشخص مدیا (۱۵ عدد) از راکتورها و خشک کردن آنها در دمای آزمایشگاه اندازه‌گیری و جرم بیوفیلم چسبیده با رابطه زیر محاسبه گردید:

$$\text{جرم بیوفیلم چسبیده (mg/L)} = \frac{n}{15} \times (m_1 - m_2)$$

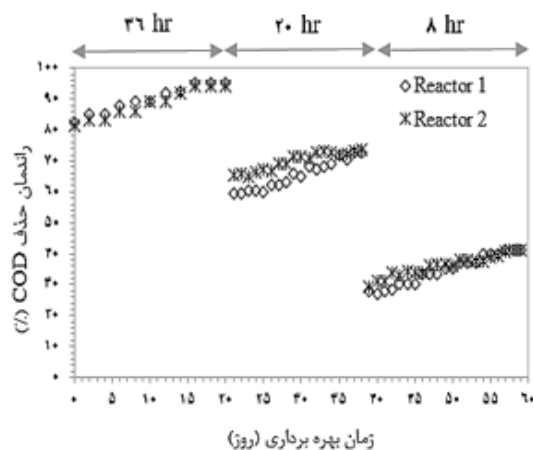
که در آن m_1 و m_2 جرم مدیا به ترتیب با و بدون بیوفیلم بر حسب (mg/L) و n تعداد کل مدیا در هر یک از راکتورها می‌باشد (Koupaie et al., 2011). در شکل ۳ تغییرات ضخامت بیوفیلم بر روی مدیا در طول دوره بهره‌برداری از راکتورها نشان داده شده است.



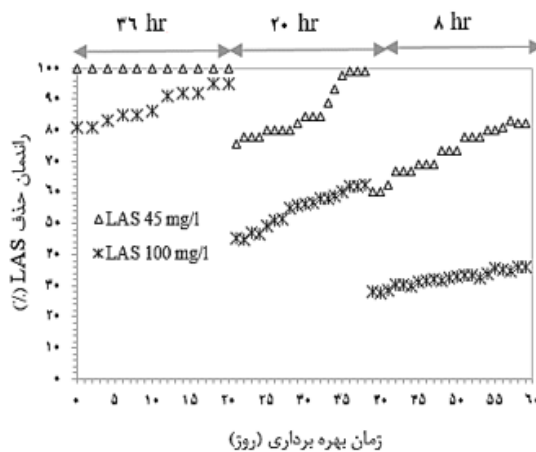
شکل ۳: تغییرات بیوفیلم تشکیل شده بر روی مدیا براساس دوره بهره‌برداری از سیستم MBBR

• بررسی فرآیند بیوراکتور بستر متحرک در حذف LAS و COD

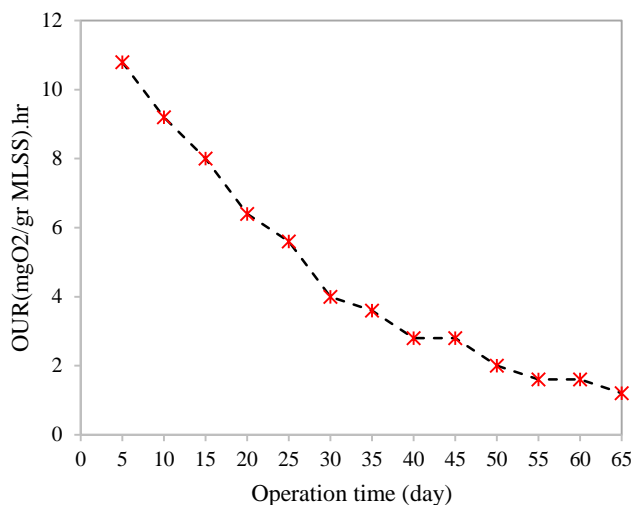
بررسی تغییرات راندمان حذف COD و LAS در سیستم MBBR با در نظر گرفتن تغییرات زمان ماند هیدرولیکی در سه زمان ۲۰، ۳۶ و ۸ ساعت انجام شد. در شکل ۴ تغییرات حذف COD در سیستم مورد مطالعه با تغییرات زمان ماند هیدرولیکی (HRT) و بارگذاری ثابت $1/2 \text{ kgCOD}/\text{m}^2.\text{d}$ نشان داده شده است. همچنین، در شکل ۵ راندمان حذف LAS در دو غلظت 100 mg/L و 45 mg/L به ترتیب در راکتور ۱ و ۲ نشان داده شده است. همچنین، بررسی مقادیر تغییرات OUR در سیستم بیولوژیکی به کار رفته با گذشت زمان بهره‌برداری انجام شد که در شکل ۶ نشان داده شده است.



شکل ۴: تغییرات راندمان حذف COD در سیستم MBBR با تغییرات زمان ماند هیدرولیکی



شکل ۵: تغییرات راندمان حذف LAS در سیستم MBBR با تغییرات زمان ماند هیدرولیکی



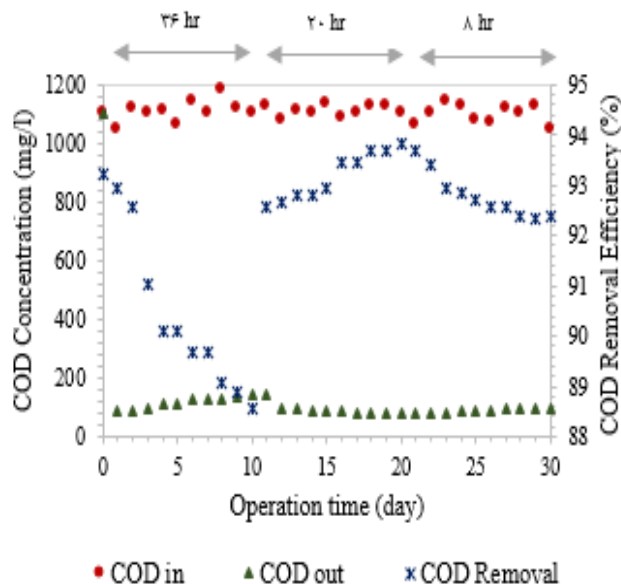
شکل ۶: تغییرات مقادیر OUR در سیستم MBBR با گذشت زمان بهره برداری

• تغییرات راندمان حذف COD و LAS با تغییر مقدار هوای تزریقی به سیستم

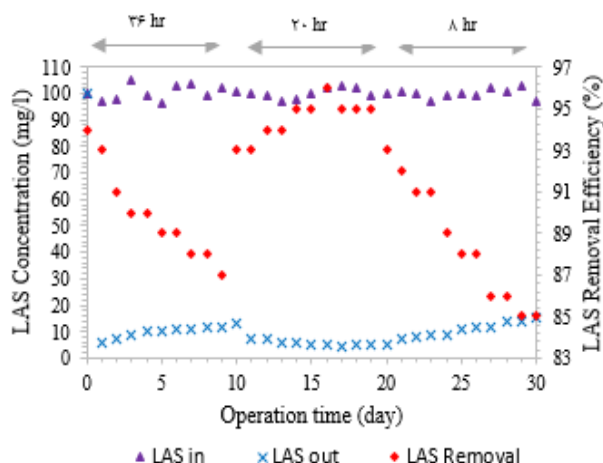
هوای تزریقی به سیستم، یکی از عوامل مهم در تغییرات راندمان حذف COD و LAS فاضلاب در سیستم‌های بیولوژیکی می‌باشد. در این بررسی به منظور مطالعه تغییرات مقدار هوای تزریقی به راکتور و تاثیر آن بر راندمان حذف COD و LAS، از سه مقدار متغیر هوادهی ۷۰، ۵۰ و ۳۰ L/min استفاده شد. مقدار DO راکتور نیز با تغییرات شدت و میزان هوای ورودی به سیستم، مورد بررسی قرار گرفت. در شکل‌های ۷ و ۸ به ترتیب تغییرات راندمان حذف COD و LAS نشان داده شده است. همچنین، با توجه به رابطه زیر مقدار اکسیژن مورد نیاز قابل محاسبه می‌باشد:

$$R_0 = Q(S_0 - S) - 1.42P_x$$

در این رابطه، R_0 برابر اکسیژن مورد نیاز kg/d و P_x جرم سلولی بصورت VSS دفعی در هر روز kg/d می باشد.



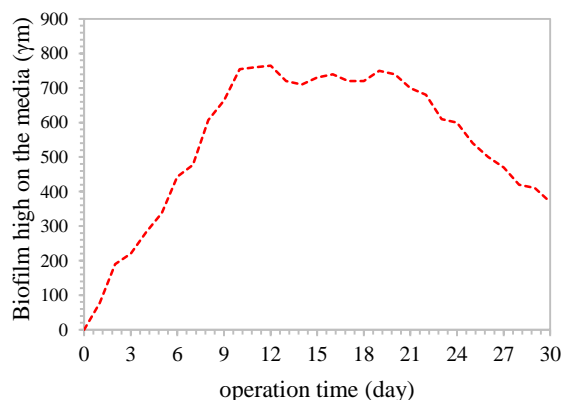
شکل ۷: تغییرات غلظت و راندمان حذف COD با تغییر میزان هوای تزریقی به سیستم



شکل ۸: تغییرات غلظت و راندمان حذف LAS با تغییر میزان هوای تزریقی به سیستم

• تغییرات ضخامت بیوفیلم با تغییر مقدار هوا

بررسی تغییرات ضخامت بیوفیلم با تغییر مقدار هوا، یکی دیگر از پارامترهای تاثیرگذار در طراحی راکتورهای MBBR می باشد. شکل ۹ تغییرات ضخامت بیوفیلم تشکیل شده بر روی مدیا با تغییر مقدار هوای تزریقی به سیستم را نشان می دهد.



شکل ۹: تغییرات ضخامت بیوفیلم تشکیل شده بر روی مدیا با تغییر مقدار هوای تزریقی به سیستم

بحث و نتیجه گیری

• بررسی پارامترهای تصفیه شیمیایی

در این بررسی از دو غلظت سورفاکتانت با مقادیر غلظتی ۲۱۰ mg/L (در فاضلاب خام) و ۵۰۰ mg/L (که به صورت سنتزی به فاضلاب اضافه شد) استفاده گردید. بررسی راندمان حذف COD و LAS در پیش تصفیه به روش انعقاد و لخته سازی نشان داد که بالاترین راندمان بدست آمده برای COD و LAS در دو غلظت استفاده شده، به ترتیب برابر ۸۸ درصد و ۷۶ درصد (برای غلظت ۲۱۰ mg/L) و ۸۰ درصد (برای غلظت ۵۰۰ mg/L) بود. در فرآیند انعقاد و لخته سازی، pH نقش بسیار مهمی دارد؛ زیرا فرآیند انعقاد برای هر منعقد کننده در یک pH خاص و مشخص رخ می دهد و نوع خاص منعقد کننده در pH مشخص راندمان بالاتری دارد (A. Ayguna & T. Yilmazb, 2010). بهترین بازه pH برای فاضلاب صنایع شوینده pH قلیایی می باشد که در آن کلرور فریک بالاترین راندمان را در حذف COD و ترکیبات MBAS از خود نشان می دهد. در مطالعات قبلی نیز بهترین بازه pH برای کلرور فریک در محدوده ۱۱-۱۲ بدست آمده است (A. Ayguna & T. Yilmazb, 2010; Jadwiga Kaleta & Elektorowicz., 2013; Jangkorn, Kuhakaew, Theantanoo, 2011b; Mahvi, Maleki, & Roshani, 2004) Papadopoulos مطالعه صورت گرفته توسط

و همکارانش، استفاده از $1/5 \text{ g/L}$ آهک در فرآیند انعقاد-کواگولاسیون، راندمان ۲۹٪ حذف COD را فراهم کرد، درحالیکه در ترکیب با $1/5 \text{ g/L}$ آلوم، راندمان کلی به ۴۹٪ رسید (Papadopoulos A, Savvides C, Loizidis M, Haralambous K.J, & Loizidou M, 1997). همچنین، محوی و همکارانش گزارش کردند؛ زمانی که از آهک، آلوم و کلرور فریک به عنوان منعقد کننده استفاده شده است؛ راندمان حذف COD به ترتیب ۲۱٪، ۳۷٪ و ۸۹٪ بدست آمد (Mahvi A.H, Maleki A, & Roshani B, 2004). این نتایج نشان می‌دهند که کلرور فریک می‌تواند یک گزینه قابل توجه و دارای راندمان بالاتر حذف نسبت به آهک و آلوم و ترکیب با آنها برای تصفیه فاضلاب صنایع شوینده در نظر گرفته شود (A. Ayguna & T. Yilmazb, 2010).

• بررسی پارامترهای تاثیرگذار بر فرآیند تصفیه بیولوژیکی

بررسی تغییرات رشد بیوفیلم بر روی مدیا

همانطور که در شکل ۲- الف مشاهده می‌شود، سطح مدیای بدون لجن، صاف و بدون برجستگی می‌باشد. اما به تدریج با افزایش زمان بهره‌برداری و افزایش ضخامت لایه لجن بر روی بستر، سطح آن پوشیده و دارای ضخامت بیوفیلم قابل مشاهده گردید. به تدریج لایه نازکی از لجن فعال بر روی مدیا شروع به رشد کرده و با گذشت زمان ضخیم‌تر شد. با توجه به تصاویر میکروارگانیسم‌ها در شکل ۲- ب و ۲- پ و مقایسه با شکل میکروارگانیسم‌ها در مراجع، عمده باکتری‌های شرکت کننده در فرآیند تصفیه از نوع باکتری‌های باسیلی و به نسبت کمتر کوکسی می‌باشند (Carosia, Okada, Sakamoto, Silva, & Varesche, 2014; Duarte et al., 2010).

بررسی تغییرات ضخامت بیوفیلم بر روی مدیا

با توجه به شکل ۳، در یک فرآیند متداول لجن فعال برای تصفیه فاضلاب، به طور معمول، نیاز به MLSS با غلظت متوسط بین $3000 - 5000 \text{ mg/L}$ می‌باشد. در فرآیند MBBR با وجود دستیابی به راندمان بالاتر حذف، اندازه‌گیری‌ها نشان داد که غلظت MLSS معلق کمتر بوده و بیشتر بیومس به صورت چسبیده بر روی سطح مدیا می‌باشد (Ødegaard, 1999). در پایان آزمایشات و دوره بهره‌برداری سیستم، غلظت MLSS معلق در حدود 1300 mg/L بود. این در حالی است که غلظت متوسط MLSS چسبیده به مدیا در حدود 18000 mg/L بدست آمد. بنابراین در اینگونه سیستم‌ها با افزایش تماس بین آلاینده و مدیا در فاضلاب ورودی با کمک عمل اختلاط، حذف بیشتر آلاینده‌ها صورت گرفته است (Hye Ok Park, Sanghwa Oh, Rabindra Bade, & Shin, 2010).

در مطالعه‌ای، Zhiyong و همکارانش در ۲۰۱۱ مشاهده کردند که با تغییرات زمان ماند هیدرولیکی (HRT) ضخامت بیوفیلم نیز بر روی مدیا تغییر می‌کند. در این مطالعه مشخص شد که با کاهش زمان ماند هیدرولیکی از ۳۶ ساعت به ۱۸ و ۱۰ ساعت، ضخامت بیوفیلم افزایش یافته است. کاهش در ضخامت بیوفیلم را می‌توان به این صورت توضیح داد که در HRT بالاتر و افزایش ضخامت، اکسیژن محلول کمتری به لایه‌های پایینی بیوفیلم رسیده و شرایط بی‌هوایی در آن مناطق ایجاد می‌شود که می‌تواند به تدریج باعث پدیده ریزش^۱ بیوفیلم گردد. علاوه بر آن، افزایش میزان هوادهی و شدت اختلاط هم می‌تواند باعث بوجود آوردن شرایط ریزشی بیوفیلم گردد (Dong, Lub, Huangc, & Xud, 2011). یک شرایط پایدار از لحاظ ضخامت مناسب بیوفیلم، به تاثیرات جامع میزان رشد بیوفیلم، نیروی برش مکانیکی و جداسدن متناوب بستگی دارد (Dong et al., 2011; Goode C, 2010).

• بررسی فرآیند بیوراکتور بستر متحرک در حذف COD و LAS

همانطور که در شکل ۴ نشان داده شده است؛ در زمان ماند برابر 48 hr ، راندمان حذف COD برای راکتور ۱ و ۲ به ترتیب ۹۳/۴۱٪ و ۹۴/۲۰٪ بدست آمد. با کاهش زمان ماند هیدرولیکی، راندمان برای هر دو راکتور کاهش یافته و در HRT برابر 24 hr ، راندمان حذف COD برای راکتور ۱ و ۲ به ترتیب به ۷۲/۷۴٪ و ۷۳/۶۹٪ رسید. برای زمان ماند 8 hr نیز راندمان حذف برای راکتور ۱ و ۲ در پایان دوره بهره‌برداری به ترتیب ۴۱/۱٪ و ۴۱٪ شد.

با توجه به نتایج نشان داده شده در شکل ۵، در راکتور ۱ برای غلظت LAS برابر 100 mg/L در زمان‌های ماند ۳۶، ۲۰ و ۸ ساعت به ترتیب راندمان‌های ۹۵٪، ۶۲/۳۱٪ و ۳۶٪ بدست آمد. برای راکتور ۲ نیز در غلظت LAS برابر 100 mg/L ، راندمان حذف در زمان‌های ماند ۳۶، ۲۰ و ۸ ساعت به ترتیب ۹۹/۹۹٪، ۹۸/۸۸٪ و ۸۲/۲۲٪ شد.

نتایج نشان داد که با افزایش جرم بیومس بر روی مدیا، راندمان حذف COD و LAS نیز افزایش یافت. دلیل این پدیده را می‌توان اینچنین توضیح داد که به دلیل ساختار بیوفیلم، سیستم بیوراکتور بستر متحرک (MBBR) می‌تواند مقاومت بیشتری در برابر تاثیر اثر

^۱sloughing

بارهای ورودی مواد سمی از خود نشان دهد (Lauchnor E.G, Radniecki T.S, & Semprini L, 2011). در مقایسه با لجن فعال معلق، ساختار بیوفیلم مقاومت انتقال جرم را در بیومس برای مواد سمی افزایش داده تا این ترکیبات در لایه‌های عمیق تر بیوفیلم پخش شده و این ساختار اثر بازدارندگی مواد سمی را بر روی باکتری‌ها کاهش می‌دهد (Lauchnor E.G et al., 2011; Lazarova V & Manem J, 1995). همچنین، بعد از دوره مناسب تطابق جمعیت میکروبی با LAS، میکروارگانیسم‌ها می‌توانند از LAS به عنوان یک منبع مناسب کربن استفاده کنند (Kim Y.M, Park D, Lee D.S, & Park J.M, 2008; Qiyuan Gu, Tichang Sun, Gen Wu, Mingyue Li, & Wei Qiu, 2014).

بازده تولید لجن در راکتورهای ۱ و ۲ بین $0.127 \text{ gr TSS / gr COD}$ - 0.38 بدست آمد. این مقدار از مقدار بازده لجن تولیدی در فرآیند لجن فعال که مقدار آن $0.32 \pm 0.08 \text{ kgTSS/kgCOD}$ (Ginestet & Camacho, 2007) و 0.35 kgTSS/kgCOD (George Tchobanoglous, Franklin L. Burton, & H. David Stensel, 2004) بود، کمتر شد. دلیل این امر را می‌توان به بالا بودن و بی نهایت در نظر گرفتن زمان ماند میکروبی (SRT) و وجود مدیا در بهره‌برداری از سیستم‌ها نسبت داد (Chowdhury, Nakhla, Zhu, & Islam, 2010).

هنگامیکه SRT افزایش می‌یابد، بازده مشاهده شده به علت کاهش جرم سلولی ناشی از تنفس خودتخریبی کم می‌شود. همچنین، بازده با افزایش دما کاهش می‌یابد؛ چون در دماهای بالاتر، سرعت تنفس خود تخریبی بیشتر است. هنگامی که از تصفیه اولیه استفاده نشود؛ بازده بالاتر است؛ زیرا nbVSS بیشتری در فاضلاب ورودی باقی می‌ماند (George Tchobanoglous et al., 2004). با توجه به شکل ۶، بررسی‌های سرعت بارگذاری بار آلی (OUR) نیز کاهش مقدار ویژه مصرف اکسیژن از حدود $\text{mg O}_2/\text{gr MLSS} \cdot \text{hr}$ در ابتدای دوره بهره‌برداری به حدود $\text{mg O}_2/\text{gr MLSS} \cdot \text{hr}$ در انتهای دوره را نشان داد.

• بررسی تغییرات راندمان حذف COD و LAS با تغییر مقدار هوای تزریقی به سیستم

همانطور که در شکل ۷ نشان داده شده است؛ با تغییرات مقدار هوای تزریقی به سیستم، راندمان حذف COD نیز تغییر یافت. با کاهش مقدار هوای تزریقی به حدود 30 L/min ، راندمان حذف COD کاهش و از حدود 93% به 88% رسید. در این مرحله، مقدار DO محلول در راکتور در حدود $1/2 \text{ mg/L}$ اندازه‌گیری شد. در مرحله دوم بهره‌برداری و با افزایش مقدار هوا از 30 L/min به 50 L/min ، راندمان حذف COD به مقدار تقریبی 94% رسید. در این مرحله مقدار DO اندازه‌گیری شده دوره‌ای در حدود $2/5 \text{ mg/L}$ بود. در مرحله سوم با افزایش مقدار هوای تزریقی به راکتور از 50 L/min به 70 L/min ، راندمان حذف COD روند کاهشی نشان داد و از 94% به حدود 92% رسید. مقدار DO اندازه‌گیری شده سیستم در این مرحله نیز در حدود 4 mg/L بود.

همانطور که در شکل ۸ نشان داده شده است با تغییرات مقدار هوای تزریقی به راکتور، راندمان حذف LAS تغییر کرده است به طوری که در مقدار هوای تزریقی برابر 30 L/min ، راندمان حذف LAS از 94% به 87% کاهش یافت. با افزایش مقدار هوا از 30 L/min به 50 L/min ، راندمان حذف LAS برابر 95% و سپس با افزایش مقدار هوا از 50 L/min به 70 L/min راندمان حذف LAS از 94% به حدود 85% کاهش یافت.

اکسیژن مورد نیاز برای تجزیه مواد کربنه از طریق موازنه جرمی با استفاده از غلظت bCOD فاضلاب تصفیه شده و حجم جرم سلولی دفعی روزانه از سیستم بدست می‌آید. اگر همه bCOD به CO_2 و H_2O اکسید شود؛ میزان اکسیژن مورد نیاز برابر غلظت bCOD می‌باشد. اما باکتری‌ها تنها بخشی از bCOD را برای تهیه انرژی اکسید می‌کنند و از بخش دیگر برای رشد سلولی استفاده می‌کنند. همچنین مقداری از اکسیژن، برای تنفس خود تخریبی مصرف می‌شود و حجم آن به SRT بستگی دارد.

• بررسی تغییرات ضخامت بیوفیلم با تغییر مقدار هوا

همانطور که در شکل ۹ نشان داده شده است؛ با تغییر مقدار شدت هوای تزریقی به سیستم، ضخامت لایه بیوفیلم تشکیل شده نیز تغییر نمود. با افزایش مقدار هوادهی تا حدود 5 L/min ، ضخامت بیوفیلم افزایش یافت. اما در مرحله آخر با افزایش مقدار هوادهی و رساندن به 7 L/min ضخامت بیوفیلم شروع به کاهش کرد. در مقادیر بالای میزان هوادهی (بیش از 4 L/min)، میزان آشفستگی یا شدت اختلاط افزایش می‌یابد و این امر سبب برخورد بیشتر مدیاها با یکدیگر شده که نتیجه آن ریزش و جدا شدن لایه‌های بیوفیلم تشکیل شده در سطوح داخلی و خارجی مدیاها می‌باشد. همانطور که در شکل ۹ نشان داده شده است؛ با افزایش میزان هوای تزریقی به سیستم، ضخامت بیوفیلم تشکیل شده بر روی مدیا کاهش می‌یابد و به دنبال آن همانطور که در شکل‌های ۷ و ۸ نشان داده شد؛ با افزایش میزان هوادهی راندمان حذف COD و LAS کاهش می‌یابد. افزایش توربولانت یا شدت اختلاط، نه تنها باعث جدا شدن بیوفیلم از روی مدیاها می‌شود

بلکه باعث ایجاد نیروی برشی و شکستن فلوک‌های بیولوژیکی و تشکیل فلوک‌های ریزتر نیز می‌گردد (S.J. Khan & C. Visvanathan, 2008; Yousef Rahimi et al., 2011). در مطالعه‌ای که توسط Khoshfetrat و همکارانش در ۲۰۱۱ انجام شد مشاهده کردند که با تغییرات مقدار هوادهی و بارگذاری آلی، مقدار DO در سیستم ابتدا افزایش و سپس کاهش می‌یابد. هر دو فاکتور بارگذاری آلی و هوادهی نقش مهمی و اساسی در سیستم‌های بیولوژیکی دارند (Ali Baradar Khoshfetrat, Hossein Nikakhtari, Mohammad Sadeghifar, & Mohammad Shaker Khatibi, 2011). در مطالعات دیگر مشخص گردید که در سیستم‌های با هوادهی پیوسته، با افزایش ماده غذایی مصرف اکسیژن در سیستم، مقدار اکسیژن محلول تغییر کمی خواهد کرد و این به دلیل انتقال بینابینی اکسیژن می‌باشد. همچنین مشاهده شد که با افزایش بارگذاری در مقدار هوادهی بالاتر، تنها مقدار کمی از غلظت DO کاهش یافت. اما در مقادیر کمتر هوادهی و بارگذاری بالا، مقدار DO بدلیل افزایش نیاز و شرایط کم تامین اکسیژن کاهش یافت (H Nikakhtari & G.A Hill, 2005; H. Nikakhtari & G.A. Hill, 2006).

همچنین Khoshfetrat مشاهده کرد که در بارگذاری پایین تا $1/5 \text{ kg COD/m}^3 \cdot \text{d}$ و مقدار هوادهی ۴ و 8 L/min ، راندمان حذف COD در حدود ۹۰ درصد بود. اما با افزایش میزان بارگذاری، راندمان حذف به تدریج کاهش نشان داد. بنابراین مشخص می‌شود که جهت دستیابی به راندمان بالای حذف COD صرف نظر از هوادهی، بارگذاری آلی نیز در سیستم باید کم و در حد مقادیر نرمال سیستم‌های هوازی باشد (Ali Baradar Khoshfetrat et al., 2011). با وجود اینکه، وجود پارامترهای مختلف مانند نوع فاضلاب، نوع مدیای مورد استفاده و شرایط بهره‌برداری باعث دشوار شدن مقایسه نتایج با کارهای دیگران می‌شود ولی می‌توان بیان نمود که نتایج بدست آمده در این مطالعه تا حد قابل ملاحظه‌ای، با نتایج بدست آمده با مطالعات دیگران قابل مقایسه می‌باشد (Antonio Albuquerque, Jacek Makiniab, & Krishna Pagilla, 2012; H. Izanloo et al., 2006; Yousef Rahimi et al., 2011).

نتیجه‌گیری

جهت تصفیه پساب حاصل از مواد شوینده، فرآیند بیولوژیکی هوازی به روش بیوراکتور بستر متحرک (MBBR) استفاده شد. جهت افزایش راندمان سیستم تصفیه‌ای، پساب اولیه به روش انعقاد و لخته سازی و در حضور کلرور فریک به عنوان منعقد کننده و با غلظت 2500 mg/L تصفیه شیمیایی شد و سپس در تصفیه بیولوژیکی، پارامترهای موثر بر فرآیند تصفیه مانند تغییرات رشد بیوفیلم بر روی مدیا، تغییرات ضخامت بیوفیلم بر روی مدیا، تغییرات راندمان حذف COD و LAS، تغییرات نرخ مصرف اکسیژن در سیستم MBBR و سایر پارامترهای تاثیرگذار مورد بررسی و آنالیز قرار گرفت. در این بررسی مشاهده گردید که بالاترین راندمان حذف در فرآیند پیش تصفیه انعقاد و لخته سازی در pH قلیایی بدست آمد به نحوی که بالاترین راندمان برای حذف COD و LAS در دو غلظت متفاوت، به ترتیب برابر ۸۸ و ۷۶ درصد (در غلظت 210 mg/L) و ۸۰ و ۶۹ درصد (در غلظت 500 mg/L) بدست آمد.

همچنین، با بررسی فرآیند بیولوژیکی ثابت شد که تغییرات مقدار هوای تزریقی به سیستم یک عامل مهم و اثرگذار مرتبط با راندمان سیستم‌های بیولوژیکی می‌باشد. در اینگونه سیستم‌ها با افزایش تماس بین آلاینده و مدیا در فاضلاب ورودی با کمک عمل اختلاط، حذف بیشتر آلاینده‌ها صورت گرفته است. در این مطالعه مشخص شد که با کاهش زمان ماند هیدرولیکی از ۳۶ ساعت به ۱۸ و ۱۰ ساعت، ضخامت بیوفیلم افزایش یافته است. ایجاد یک شرایط پایدار از نظر ایجاد ضخامت مناسب بیوفیلم وابسته به تاثیرات جامع میزان رشد بیوفیلم، نیروهای برش مکانیکی و ریزش متناوب بیوفیلم می‌باشد. نتایج نشان داد که با افزایش جرم بیومس بر روی مدیا، راندمان حذف COD و LAS نیز افزایش می‌یابد. دلیل این امر ناشی از ساختار بیوفیلم تشکیل شده در فرآیند می‌باشد. در این سیستم، در راکتور ۱ با ۴۸ ساعت HRT، بالاترین راندمان حذف برابر ۹۳/۴۱٪ و ۹۵٪ به ترتیب برای COD و LAS بدست آمد. در راکتور ۲ نیز با شرایط مشابه با HRT برابر ۴۸ ساعت، بالاترین راندمان حذف برای COD و LAS به ترتیب برابر ۹۴/۲۰٪ و ۹۹/۹۹٪ حاصل شد. در نهایت، با بررسی نتایج می‌توان نتیجه گرفت که سیستم بیوراکتور بستر متحرک (MBBR) مقاومت بیشتری در برابر تاثیر اثر بارهای ورودی مواد سمی از خود نشان می‌دهد و می‌توان از این فرآیند به عنوان روشی کارآمد در تصفیه پساب‌های حاصل از مواد شوینده استفاده نمود.

منابع

Aboulhassan, M., Souabi, S., Yaacoubi, A., & Baudu, M. (2006). Removal of surfactant from industrial wastewaters by coagulation flocculation process. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 3(4), 327-332.

- Ali Baradar Khoshfetrat, Hossein Nikakhtari, Mohammad Sadeghifar, & Mohammad Shaker Khatibi. (2011). Influence of organic loading and aeration rates on performance of a lab-scale upflow aerated submerged fixed-film bioreactor. *Process Safety and Environmental Protection*, 89, 193–197.
- Aloui, F., Kchaou, S., & Sayadi, S. (2009). Physicochemical treatments of anionic surfactants wastewater: effect on aerobic biodegradability. *Journal of Hazardous Materials*, 164(1), 353-359.
- Antonio Albuquerque, Jacek Makiniab, & Krishna Pagilla. (۲۰۱۲) Impact of aeration conditions on the removal of low concentrations of nitrogen in a tertiary partially aerated biological filter. *Ecological Engineering*, 44 44–52.
- Arabgol, R., Vanrolleghem, P. A., Piculell, M., & Delatolla, R. (۲۰۲۰) The impact of biofilm thickness-restraint and carrier type on attached growth system performance, solids characteristics and settleability. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 6(10), 2843-2855.
- Aygun, A., Nas, B., & Berktaş, A. (۲۰۰۸) Influence of high organic loading rates on COD removal and sludge production in moving bed biofilm reactor. *Environmental Engineering Science*, 25(9), 1311-1316.
- Aygun, A., & Yilmazb, T. (2010). Improvement of Coagulation-Flocculation Process for Treatment of Detergent Wastewaters Using Coagulant Aids. *International Journal of Chemical and Environmental Engineering*, 1(2), 97-101.
- Aygun, A., & Yilmazb, T. (2010). Improvement of coagulation-flocculation process for treatment of detergent wastewaters using coagulant aids. *International Journal*, 1(2), 97-101.
- Bandala, E. R., Pelaez, M. A., Salgado, M. J., & Torres, L. (2008). Degradation of sodium dodecyl sulphate in water using solar driven Fenton-like advanced oxidation processes. *Journal of hazardous materials*, 151(2), 578-584.
- Barwal, A., & Chaudhary, R. (2014). To study the performance of biocarriers in moving bed biofilm reactor (MBBR) technology and kinetics of biofilm for retrofitting the existing aerobic treatment systems: a review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 13(3), 285-299.
- Carosia, M. F., Okada, D. Y., Sakamoto, I. K., Silva, E. L., & Varesche, M. B. A. (2014). Microbial characterization and degradation of linear alkylbenzene sulfonate in an anaerobic reactor treating wastewater containing soap powder. *Bioresource technology*, 167, 316-323.
- Chowdhury, N., Nakhla, G., Zhu, J., & Islam, M. (2010). Pilot-scale experience with biological nutrient removal and biomass yield reduction in a liquid-solid circulating fluidized bed bioreactor. *Water Environment Research*, 82(9), 772-781.
- de Oliveira, L. L., Costa, R. B., Okada, D. Y., Vich, D. V., Duarte, I. C. S., Silva, E. L., & Varesche, M. B. A. (2010). Anaerobic degradation of linear alkylbenzene sulfonate (LAS) in fluidized bed reactor by microbial consortia in different support materials. *Bioresource technology*, 101(14), 5112-5122.
- Delforno, T., Moura, A., Okada, D., & Varesche, M. (2014). Effect of biomass adaptation to the degradation of anionic surfactants in laundry wastewater using EGSB reactors. *Bioresource technology*, 154, 114-121.
- Dhouib, A., Hdi, N., Hassaïri, I., & Sayadi, S. (2005). Large scale application of membrane bioreactor technology for the treatment and reuse of an anionic surfactant wastewater. *Process Biochemistry*, 40(8), 2715-2720.
- Dong, Z., Lub, M., Huangc, W., & Xud, X. (2011). Treatment of oilfield wastewater in moving bed biofilm reactors using a novel suspended ceramic biocarrier. *Journal of Hazardous Materials*, 196, 123– 130.
- Duarte, I., Oliveira, L., Saavedra, N., Fantinatti-Garbozzini, F., Menezes, C., Oliveira, V., & Varesche, M. (2010). Treatment of linear alkylbenzene sulfonate in a horizontal anaerobic immobilized biomass reactor. *Bioresource technology*, 101(2), 606-612.
- Federation, W. E., & Association, A. P. H. (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. *American Public Health Association (APHA): Washington, DC, USA*.
- Gaca, J., Kowalska, M., & Mróz, M. (2005). The effect of chloride ions on alkylbenzenesulfonate degradation in the Fenton reagent. *Polish Journal of Environmental Studies*, 14(1), 23-27.
- George Tchobanoglous, Franklin L. Burton, & H. David Stensel. (2004). Wastewater Engineering: Treatment and Reuse *McGraw-Hill Science/Engineering/Math, 4th Edition*.
- Gholami-Borujeni, F., Nejatizadeh, F., & Jamal, M. (2018). Efficacy of horseradish peroxidase (HRP) enzyme process and H₂O₂ in removal of linear alkyl benzene sulfonate (LAS) from aqueous solution. *Journal of Mazandaran University of Medical Sciences*, 27(157), 217-229.
- Ginestet, P., & Camacho, P. (2007). Technical evaluation of sludge production and reduction. *Comparative evaluation of sludge reduction routes*, 1-15.
- Goode C. (2010). Understanding biosolids dynamics in a moving bed biofilm reactor. *University of Toronto, Canada, Ph.D. Thesis*.

- Guiet, R., Burri, O., & Seitz, A. (2019). Open source tools for biological image analysis. In *Computer Optimized Microscopy* (pp. 23-37): Springer.
- H Nikakhtari, & G.A Hill. (2005). Modelling oxygen transfer and aerobic growth in shake flasks and well-mixed bioreactors. *Canadian Journal of Chemical Engineering*, 83, 493-499.
- H. Izanloo, A. Mesdaghinia, R. Nabizadeh, S. Nasser, K. Naddafi, A.H. Mahvi, & S.H. Nazmara. (2006). Effect of organic loading on the performance of aerated submerged fixed-film reactor (ASFFR) for crude-oil containing wastewater treatment. *Iranian Journal of Environmental Health Science Engineering*, 3, 85-90.
- H. Nikakhtari, & G.A. Hill. (2006). Closure effects on oxygen transfer and aerobic growth in shake flasks. *Biotechnology and Bioengineering*, 95, 15-21.
- Hellmuth, H., & Dreja, M. (2016). Understanding interactions of surfactants and enzymes: impact of individual surfactants on stability and wash performance of protease enzyme in detergents. *Tenside Surfactants Detergents*, 53(5), 502-508.
- Hye Ok Park, Sanghwa Oh, Rabindra Bade, & Shin, W. S. (2010). Application of A2O moving-bed biofilm reactors for textile dyeing wastewater treatment. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 27(3), 893-899.
- Jadwiga Kaleta, & Elektorowicz., M. (2013). The removal of anionic surfactants from water in coagulation process. *Environmental Technology*, 34(8), 999-1005.
- Jangkorn, S., Kuhakaew, S., Theantanoo, S., Klinla-Or, H., & Sriwiriyarat, T. (2011a). Evaluation of reusing alum sludge for the coagulation of industrial wastewater containing mixed anionic surfactants. *Journal of Environmental Sciences*, 23(4), 587-594.
- Jangkorn, S., Kuhakaew, S., Theantanoo, S., Klinla-or, H., & Sriwiriyarat, T. (2011b). Evaluation of reusing alum sludge for the coagulation of industrial wastewater containing mixed anionic surfactants. *Journal of Environmental Sciences*, 23(4), 587-594.
- KARCI, A., ALATON, İ. A., & BEKBÖLET, M. (2013). ADVANCED OXIDATION OF A NONIONIC SURFACTANT: EXAMINATION OF THE DEGRADATION PRODUCTS-ACUTE TOXICITY RELATIONSHIP. *Sigma*, 31, 508-516.
- Kim Y.M, Park D, Lee D.S, & Park J.M. (2008). Inhibitory effects of toxic compounds on nitrification process for cokes wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 152, 915-921.
- Koupaie, E. H., Moghaddam, M. A., & Hashemi, S. (2011). Post-treatment of anaerobically degraded azo dye Acid Red 18 using aerobic moving bed biofilm process: Enhanced removal of aromatic amines. *Journal of hazardous materials*, 195, 147-154.
- Lauchnor E.G, Radniecki T.S, & Semprini L. (2011). Inhibition and gene expression of Nitrosomona europaeobiofilms exposed to phenol and toluene *Biotechnology and Bioengineering*, 108, 750-757.
- Lazarova V, & Manem J. (1995). Biofilm characterization and activity analysis in water and wastewater treatment. *Water Research*, 29 2227-2245.
- Liu, T., Quan, X., & Li, D. (2017). Evaluations of biofilm thickness and dissolved oxygen on single stage anammox process in an up-flow biological aerated filter. *Biochemical Engineering Journal*, 119, 20-26.
- Mahvi A.H, Maleki A, & Roshani B. (2004). Removal of Anionic Surfactants in Detergent Wastewater by Chemical Coagulation. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, 7(12), ۲۲۲۶-۲۲۲۲
- Mahvi, A. H., Maleki, A., & Roshani, B. (2004). Removal of Anionic Surfactants in Detergent Wastewater by Chemical Coagulation. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, 7(12), 2222-2226.
- Merrettig-Bruns, U., & Jelen, E. (2009). Anaerobic biodegradation of detergent surfactants. *Materials*, 2(1), 181-206.
- Mollaie, J., Mortazavi, S. B., & Jafari, A. J. (2015). Applying moving bed biofilm reactor for removing linear alkylbenzene sulfonate using synthetic media. *Iranian Journal of Health, Safety and Environment*, 2(1), 204-210.
- Ødegaard, H. (1999). The moving bed biofilm reactor. *Water Environmental Engineering and Reuse of Water*, 250-305.
- Okada, D. Y., Delforno, T. P., Etchebehere, C., & Varesche, M. B. (2014). Evaluation of the microbial community of upflow anaerobic sludge blanket reactors used for the removal and degradation of linear alkylbenzene sulfonate by pyrosequencing. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 96, 63-70.
- Panizza, M., Barbucci, A., Delucchi, M., Carpanese, M., Giuliano, A., Cataldo-Hernández, M., & Cerisola, G. (2013). Electro-Fenton degradation of anionic surfactants. *Separation and Purification Technology*, 118, 394-398.
- Papadopoulos A, Savvides C, Loizidis M, Haralambous K.J, & Loizidou M. (1997). An assessment of the quality and treatment of detergent wastewater. *Water Science and Technology*, 36(2-3), 377-381.
- Qiyuan Gu, Tichang Sun, Gen Wu, Mingyue Li, & Wei Qiu. (2014). Influence of carrier filling ratio on the performance of moving bed biofilm reactor in treating coking wastewater. *Bioresource Technology*, 166 72-78.

- S.J. Khan, & C. Visvanathan. (2008). Influence of mechanical mixing intensity on a biofilm structure and permeability in a membrane bioreactor. *Desalination*, 231 253–267
- Schindelin, J., Arganda-Carreras, I., Frise, E., Kaynig, V., Longair, M., Pietzsch, T., . . . Schmid, B. (2012). Fiji: an open-source platform for biological-image analysis. *Nature methods*, 9(7), 676-682.
- Siciliano, A., & De Rosa, S. (2016). An experimental model of COD abatement in MBBR based on biofilm growth dynamic and on substrates' removal kinetics. *Environmental technology*, 37(16), 2058-2071.
- Suping, F., Ying, Z., & Xiaodong, Z. (2004). Study on the effect of biofilm thickness on the treatment efficiency of phenol containing wastewater. *INDUSTRIAL WATER TREATMENT-TIANJIN-*, 24(6), 23-25.
- Wang, X.-J., Song, Y., & Mai, J.-S. (2008). Combined Fenton oxidation and aerobic biological processes for treating a surfactant wastewater containing abundant sulfate. *Journal of hazardous materials*, 160(2), 344-348.
- Weiss, J. S., Alvarez, M., Tang, C.-C., Horvath, R. W., & Stahl, J. F. (2005). Evaluation of moving bed biofilm reactor technology for enhancing nitrogen removal in a stabilization pond treatment plant. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2005(14), 2085-2102.
- Yousef Rahimi, Ali Torabian, Naser Mehrdadi, Mehran Habibi-Rezaie, Hamid Pezeshkc, & Gholam-Reza Nabi-Bidhendi. (2011). Optimizing aeration rates for minimizing membrane fouling and its effect on sludge characteristics in a moving bed membrane bioreactor. *Journal of Hazardous Materials*, 186, 1097–1102.
- Zhang, S., Wang, Y., He, W., Wu, M., Xing, M., Yang, J., . . . Yin, D. (2013). Responses of biofilm characteristics to variations in temperature and NH₄⁺-N loading in a moving-bed biofilm reactor treating micro-polluted raw water. *Bioresource technology*, 131, 365-373.