



Available online: <https://ijhe.tums.ac.ir>

مقاله پژوهشی

بررسی تجزیه بیولوژیکی سدیم دودسیل سولفات و COD ناشی از آن در فاضلاب با استفاده از راکتور بافل‌دار آنوکسیک

سمیرا مجاب، سیدغلامرضا موسوی*، سکینه شکوهیان

گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده علوم پزشکی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران

چکیده

اطلاعات مقاله:

زمینه و هدف: در این مطالعه کارایی سیستم راکتور بافل‌دار آنوکسیک (AnBR) برای تصفیه بیولوژیکی فاضلاب سنتتیک حاوی سدیم دودسیل سولفات (SDS) به‌عنوان نمونه‌ای از سورفاکتانت‌های آنیونی برای تخلیه به محیط زیست بررسی شد.

روش بررسی: این پژوهش با هدف بررسی اثر شاخص‌های غلظت SDS به‌عنوان سوبسترا، زمان ماند هیدرولیکی (HRT) و نوع الکترون گیرنده (نیترات یا مواد آلی) در راکتور AnBR، مطالعه و به صورت روزانه پساب ورودی و خروجی جهت سنجش سورفاکتانت، COD و نیترات بررسی شد.

یافته‌ها: میانگین راندمان‌های حذف COD در غلظت‌های SDS، ۲۰۰، ۲۵۰، ۳۵۰ و ۵۰۰ mg/L در حالت پایدار به ترتیب برابر با ۹۹/۶، ۹۹/۸، ۹۹/۶ و ۹۹/۳ درصد به دست آمد. راندمان حذف SDS برای تمام غلظت‌های SDS، 0.2 ± 99.8 درصد به دست آمد. با کاهش HRT از ۲۴ به ۴ h، راندمان حذف COD به آرامی از ۹۹/۴ به ۹۰/۹ درصد کاهش پیدا کرد. غلظت SDS و COD در خروجی بیوراکتور در شرایطی که غلظت SDS ورودی ۲۵۰ mg/L و HRT برابر با ۴ h بود، غلظت خروجی برابر با ۱۱ mg/L بوده که استاندارد‌های تخلیه پساب به آب‌های سطحی را برآورده کرد (استاندارد ۱/۵ mg/L). حذف نیترات از جریان ورودی نشان داد، راندمان سیستم به میزان زیادی کاهش پیدا کرد که نشان داد نیترات به‌عنوان گیرنده الکترون مصرف و SDS در شرایط آنوکسیک تجزیه می‌گردد. آزمون PCR نشان داد که گونه‌های باسیلوس، باکتری غالب در بیومس AnBR بوده است.

نتیجه‌گیری: با توجه به راندمان بالای حذف SDS و COD، می‌توان این فرایند را برای تجزیه سورفاکتانت‌های آنیونی در فاضلاب صنایع تولیدکننده این آلاینده پیشنهاد داد.

تاریخ دریافت: ۱۴۰۳/۱۰/۰۲
تاریخ ویرایش: ۱۴۰۳/۱۲/۲۰
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۳/۱۲/۲۵
تاریخ انتشار: ۱۴۰۴/۰۳/۰۷

واژگان کلیدی: راکتور بافل‌دار آنوکسیک، سورفاکتانت آنیونی، سدیم دودسیل سولفات، تجزیه بیولوژیک

پست الکترونیکی نویسنده مسئول:
moussavi@modares.ac.ir

Please cite this article as: Mojab S, Moussavi SGh, Shekoochian S. The investigation of biological degradation of sodium dodecyl sulfate and its associated COD in wastewater using anoxic baffled reactor. Iranian Journal of Health and Environment. 2025;18(1):1-24.



مقدمه

با افزایش جمعیت، گسترش شهرنشینی، صنعتی شدن و در نتیجه استفاده از مواد شیمیایی متنوع جهت پاسخ به نیازهای روزافزون بشر، آلاینده‌های مختلف به‌عنوان ماده اولیه، محصول نهایی یا محصولات جانبی در فرآیند تولید، به‌صورت خواسته یا ناخواسته به محیط زیست و منابع آبی وارد می‌شوند (۱). دترجنت‌ها نمونه‌ای از این آلاینده‌هاست که به سه دسته عمومی سورفاکتانت (مواد فعال سطحی)، مواد سازنده و مواد متفرقه مانند سیلیکات‌های سدیم (ضد خوردگی)، آمین‌ها (تثبیت‌کننده‌های کف)، کربوکسی متیل سلولز (معلق‌کننده چرک)، معطرکننده‌ها، آنزیم‌ها، نرم‌کننده‌ها و غیره طبقه‌بندی می‌شوند (۲، ۳). سورفاکتانت‌ها، مولکول‌های آمفی‌فیلک (دوگانه‌دوست) و نامتقارنی هستند که به انواع آنیونی، کاتیونی، غیریونی و آمفوتریک تقسیم‌بندی می‌شوند که متداول‌ترین آن‌ها انواع آنیونی است که ۵۰-۷۵ درصد از کل دترجنت‌های مصرفی را به خود اختصاص داده است (۴، ۵).

سدیم دودسیل سولفات ((Sodium dodecyl sulfate (SDS))، به‌عنوان نماینده سورفاکتانت‌های آنیونی در طیف گسترده‌ای از محصولات شوینده و صنعتی استفاده می‌شود. این ویژگی باعث شده که در فاضلاب‌های شهری و صنعتی غلظت بالایی داشته باشد و به‌عنوان یک آلاینده هدف برای مطالعات محیط زیستی انتخاب شود. از لحاظ فراوانی نیز آمار دقیق و به‌روز از میزان تولید و مصرف جهانی SDS به‌طور عمومی در دسترس نیست. با این حال، تخمین زده شده که در سال ۲۰۱۷، تولید جهانی سورفاکتانت‌ها حدود ۱۸ میلیون تن بوده است که بخش قابل‌توجهی از آن را SDS تشکیل داده است (۶). با توجه به مصرف گسترده SDS و حضور آن در فاضلاب، مدیریت مصرف و بهبود فرآیندهای تصفیه فاضلاب برای کاهش تأثیرات محیط زیستی این ماده اهمیت دارد. استفاده از روش‌های تصفیه مؤثر می‌تواند به کاهش غلظت SDS در پساب‌ها و در نتیجه کاهش اثرات منفی آن بر محیط‌زیست کمک کند.

مطالعات گذشته در خصوص کیفیت پساب صنایع پاک‌کننده و

شوینده نشان می‌دهد که فاضلاب این صنایع حاوی غلظت‌های بالای عوامل فعال سطحی، اکسیژن مورد نیاز شیمیایی ((Chemical Oxygen Demand (COD))، فسفر، مواد معلق و سولفات می‌باشند. از طرف دیگر بالا بودن دما و pH از مشخصه‌های فاضلاب این صنایع است؛ لذا برای تخلیه آن‌ها به محیط لازم است که طی یک فرآیند مؤثر تحت تصفیه قرار بگیرند (۷). از جمله مشکلات ایجاد شده توسط فاضلاب آلوده به این ترکیبات می‌توان به اختلال در عمل تصفیه آب و فاضلاب و کاهش راندمان آن و افزایش هزینه‌های تصفیه، تأثیر بر روی اکوسیستم‌های آبی و خشکی و در پی آن سمیت برای آبزیان و سایر جانوران اشاره کرد (۸). سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا ((Protection Agency (USEPA))، حد اکثر غلظت ثانویه عوامل کف‌کننده را ۰/۵ mg/L توصیه نموده (۹)، در حالیکه سازمان بهداشت جهانی ((World Health Organization (WHO)) عنوان کرده که هیچ عامل کف‌کننده‌ای نبایستی در آب خام وجود داشته باشد (۱۰)؛ بنابراین حذف سورفاکتانت‌ها تا حد استاندارد از جریان‌های فاضلاب شهری و صنعتی قبل از تخلیه آن‌ها به منابع آبی ضروری به نظر می‌رسد.

غلظت سورفاکتانت‌ها در فاضلاب با توجه به نوع منبع و فصول سال متفاوت است. آلکیل بنزن سولفونات خطی ((Linear Alkylbenzene Sulfonate (LAS)) بزرگ‌ترین گروه سورفاکتانت‌های آنیونی است که حدود غلظت آن در فاضلاب خانگی ۲۱-۳ mg/L (به‌طور متوسط mg/L ۱۰-۱) است (۱۱). این غلظت در فاضلاب صنایع تولید مواد سورفاکتانت به ۲۰۰ تا ۳۰۰ mg/L یا بیشتر می‌رسد (۱۲). بنابراین برحسب غلظت، می‌توان از فرآیندهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی برای تصفیه آن‌ها استفاده کرد. برای فاضلاب حاوی غلظت‌های کم سورفاکتانت از روش‌های حذف فیزیکی (۱۳، ۱۴) و برای غلظت‌های بالاتر، اغلب از فرآیندهای شیمیایی به‌عنوان پیش تصفیه و سپس فرآیند تصفیه بیولوژیک

در ادامه استفاده می‌شود (۱۵، ۱۶). روش‌های فیزیکی و شیمیایی هزینه بالا و احتمال آلودگی ثانویه را به دنبال دارند، این در حالی است که تصفیه بیولوژیک، باعث تبدیل آن‌ها به مواد ساده معدنی و حذف هم‌زمان مواد آلی و نیتروژن می‌شود؛ همچنین این فرایندها نسبتاً ارزان و دوستدار محیط زیست بوده و از نظر اقتصادی نیز مقرون به صرفه هستند (۱۷). جهت تصفیه بیولوژیک فاضلاب‌های شهری و صنعتی حاوی سورفاکتانت از راکتورهای بیولوژیک هوازی مختلفی استفاده شده است که شامل بیوراکتورهای لجن فعال متداول (۱۸)، سیستم هوادهی ممتد با سیکل متناوب Cycle Extended Aeration System (ICEAS In-)) (termittent (۱۹)، راکتور بیوفیلمی ناپیوسته متوالی (Sequencing Batch Biofilm Reactor (SBR)) (۲۰)، بیوراکتورهای غشایی (Membrane Bio-Reactor (MBR)) (۲۱)، تماس‌دهنده‌های بیولوژیک چرخان (Rotating Biological Contactor (RBC)) (۲۲) و صافی چکنده (Trickling Filter) (۲۳) هستند. به‌طور کلی بیوراکتورهای با رشد چسبیده هزینه سرمایه‌گذاری و پیچیدگی و مشکلات بهره‌برداری بیشتری نسبت به بیوراکتورهای رشد معلق دارند. این مشکلات هنگام تصفیه میزان بالای بار آلی جدی‌تر به نظر می‌رسد؛ بنابراین بیوراکتورهای رشد معلق هوازی برای تصفیه شوک بار آلی نسبت به بیوراکتورهای رشد چسبیده ارجح هستند؛ اما درجنت‌های سنتتیک به دلیل خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خود به مقدار زیاد راندمان فرایندهای تصفیه فاضلاب و همچنین میزان انتقال اکسیژن به این سیستم‌ها را کاهش می‌دهند که این کاهش انتقال اکسیژن می‌تواند گاهی ۴۰-۳۰ درصد راندمان این سیستم‌ها را پایین آورده و از طرف دیگر زمان ماند مورد نیاز فرآیند لخته‌سازی را افزایش و راندمان حذف BOD نهایی را کاهش دهد (۲۴). همچنین این بیوراکتورها نیز معایبی نظیر مصرف انرژی زیاد برای هوادهی، تولید لجن زیاد و بهره‌برداری و نگهداری پیچیده دارند. برای رفع این مشکلات از بیوراکتور بافل‌دار آنوکسیک

مواد و روش‌ها

نوع مطالعه و مواد مصرفی

این مطالعه از نوع مطالعه توصیفی-تحلیلی بوده که بر روی نمونه فاضلاب سنتتیک آلوده به SDS انجام شده است. ترکیب فاضلاب ورودی عبارت بود از SDS با فرمول شیمیایی $\text{NaC}_{12}\text{H}_{25}\text{SO}_4$ ، سدیم نیترات (NaNO_3) و استوک نوترینت KH_2PO_4 ۵ g، K_2HPO_4 ۱۵ g، $(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$ ۱۲ g و NH_4Cl ۱۲۰ g و NaHCO_3 ۱۰ g. این فاضلاب از طریق

داشت و بنابراین نیتراژ محدودکننده تجزیه SDS در AnBR نبود. ترکیب نوترینت استفاده شده بر اساس نسبت C/N/P ۱:۵:۱۰۰ تهیه شد. pH فاضلاب سنتتیک $0/2 \pm 7/8$ بود. شرایط راهبری در جدول ۱ ارائه شده است.

حل کردن مقدار مشخصی از SDS با توجه به غلظت موردنظر SDS و COD در آب شیر تهیه شد. مقدار محلول مغذی مادر اضافه شده به فاضلاب، بسته به غلظت ماده آلی متفاوت بود. این میزان به حدی بود که در خروجی بیوراکتور، نیتراژ وجود

جدول ۱- خلاصه‌ای از شرایط بهره‌برداری و عملکرد AnBR

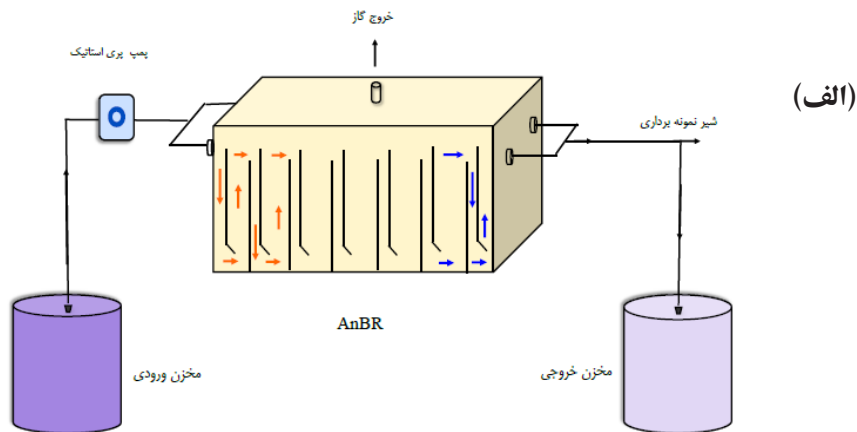
COD/NO ₃	RR% (g _{COD} /m ³ .h)	SDS (COD) RE%	OLR (g _{COD} /m ³ .h)	HRT (h)	SDS (COD) mg/L	تعداد روز بهره‌برداری	فاز	مرحله بهره‌برداری
۱/۶	۴	۹۲ (۸۶)	۴/۶۶	۲۴	۶۰ (۱۱۴)	۶-۱	۱	راه‌اندازی
۱/۱	۱۵/۳	۱۰۰ (۹۹/۵۸)	۱۵/۳	۲۴	۲۰۰ (۳۶۶)	۱۴۵-۷	۲	اثر غلظت سورفاکتانت
	۱۹	۹۹/۹۵ (۹۹/۷۸)	۱۹		۲۵۰ (۴۶۰)		۳	
	۲۶/۷	۹۹/۶۹ (۹۹/۵۴)	۲۶/۷		۳۵۰ (۶۴۱)		۴	
	۳۸/۱	۹۹/۸۴ (۹۹/۳۵)	۳۸/۱		۵۰۰ (۹۱۵)		۵	
	۱۹	۹۹/۸۵ (۹۹/۴۲)	۱۹/۱		۲۴		۶	
۱/۱	۲۵/۱	۹۹/۴۹ (۹۸/۷)	۲۵/۴	۱۸	۲۵۰ (۴۶۰)	۱۴۵-۲۹۰	۷	اثر زمان ماند هیدرولیکی
	۳۷	۹۹/۴۱ (۹۶/۸۲)	۳۸/۲	۱۲			۸	
	۵۵/۲	۹۹/۳۹ (۹۶/۳۷)	۵۷/۳	۸			۹	
	۷۱/۲	۹۹/۲۴ (۹۳/۳)	۷۶/۳	۶			۱۰	
	۱۰۴/۱	۹۹/۱۹ (۹۰/۹۱)	۱۱۴/۵	۴			۱۱	
۰	-	۲۸/۷۱ (۱۸/۷۷)	۱۱۴/۵	۴	۲۵۰ (۴۶۰)	۲۹۵-۳۷۰	۱۲	شرایط بی‌هوایی

را کنترل می‌کند و جامدات بیولوژیکی را به دام می‌اندازد. در این راکتور جریان مایع به‌طور متناوب به سمت بالا و پایین و از میان پتوی لجن معلق حرکت می‌کند. این مدل جریان، شستشوی خروج جامدات بیولوژیکی فعال را از سیستم کاهش داده و آن‌ها را بدون استفاده از هرگونه مدیای ثابتی در راکتور حفظ می‌کند. یک صفحه محافظ به پهنای ۲ cm، با زاویه ۴۵ درجه به انتهای بافل آویزان نصب شد که وظیفه ایجاد تماس مؤثر و اختلاط کافی فاضلاب با گرانول‌های لجن در قسمت بالارونده را بر عهده داشت. این بیوراکتور با فاضلاب سنتتیک به‌وسیله پمپ پری‌استالتیک (مدل: ETATRON-BV 3-3) با دبی قابل تنظیم از مخزن ورودی وارد AnBR شده و فاضلاب از

توصیف بیوراکتور و شرایط راهبری
شمانیک و تصویر واقعی راکتور در شکل ۱ ارائه شده است. راکتور AnBR، یک تانک مستطیلی با طول ۴۲ cm × عرض ۲۴ × ارتفاع ۲۱ از صفحات پلکسی‌گلس با حجم کاری ۱۳/۷ L یا ۲/۵۴ L برای هر اتاقک ساخته شد. این راکتور توسط بافل‌های عمودی آویزان و ایستاده به شش اتاقک مساوی تقسیم شده است (اتاقک‌های ۱-۶). هر اتاقک به دو قسمت تقسیم می‌شود: یکی قسمت پایین‌رونده جریان و دیگری قسمت بالارونده جریان که این قسمت شامل پتوی لجن است که کار هیدرولیز آلاینده را انجام می‌دهد. نسبت حجمی قسمت بالارونده جریان به قسمت پایین‌رونده جریان ۳ است. اتاقک شماره شش سطح آب بیوراکتور

راکتور از لجن فعال برگشتی تهیه شده از یکی از تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری در شهر تهران بوده که برای حذف و تجزیه آلاینده ۲-کلروفنل (۲۷) استفاده شده بود.

نقطه ورودی پس از طی زمان ماند هیدرولیکی تعیین شده با حرکات پایین و بالا به نقطه خروجی می‌رسد. جریان در این راکتور از نوع پیستونی است. منشأ و ماهیت لجن موجود در این



شکل ۱- شماتیک (الف) و سیستم واقعی (ب) AnBR مورد استفاده در این مطالعه

اثر غلظت سورفاکتانت (فازهای شماره ۵-۲) SDS با غلظت‌های ۲۰۰، ۲۵۰، ۳۵۰ و ۵۰۰ mg/L در HRT ثابت ۲۴ h به سیستم تزریق شد. در مرحله سوم بهره‌برداری (فازهای ۱۱-۶) به‌منظور افزایش بار آلی و اثر آن بر کارایی AnBR، غلظت SDS در حد ثابت ۲۵۰ mg/L نگهداشته و HRT از ۲۴ به ۴ h طی چند مرحله قدم‌به‌قدم کاهش داده شد. در نهایت به‌منظور بررسی اثر شرایط بی‌هوازی بر

در این مطالعه به ترتیب تأثیر سه عامل غلظت سورفاکتانت، زمان ماند هیدرولیکی و اثر شرایط بی‌هوازی با حذف نیترات به‌عنوان الکترون گیرنده، بررسی شد. در مرحله نخست و شروع بهره‌برداری از سیستم و بررسی عملکرد AnBR در تجزیه بیولوژیکی SDS و حذف COD، غلظت SDS در ورودی ۶۰ mg/L تنظیم شد (فاز شماره ۱). بعد از موفقیت در مرحله شروع، مرحله بعد یعنی بررسی

– عکسبرداری و شناسایی گونه‌های باکتریایی غالب
به‌منظور عکسبرداری از گرانول‌ها و باکتری‌های تجزیه‌کننده
سورفاکتانت درون راکتور AnBR نمونه‌هایی از لجن گرانولی
از اتاقک‌های اول و دوم در فاز هفتم بهره‌برداری گرفته شد
و به روش ارائه شده در مقاله Moussavi و همکاران (۲۸)
آماده‌سازی و عکسبرداری شد. نمونه‌های لجن گرانولی از
اتاقک‌های اول و دوم در مرحله دوم بهره‌برداری، فاز هفتم
وقتی که بیوراکتور در شرایط پایدار با راندمان حذف بالا
قرار داشت، برداشته شد. نمونه‌های گرانول در ۵۰۰۰ rpm
به مدت ۱۰ min سانتریفیوژ شده و از قسمت ته‌نشین
شده برای کشت سلولی و استخراج DNA استفاده شد.
به‌وسیله لوپ استریل باکتری‌ها در محیط نوترینت آگار
کشت داده شدند. چندین پلیت آماده شد و در انکوباتور به
مدت ۴۸ تا ۷۲ h در دمای ۳۵ °C قرار داده شد. جهت به
دست آوردن کلنی‌های مجزا از باکتری‌های رشد کرده در
پلیت ساب‌کالچر گرفته شد تا زمانی که تک کلنی‌هایی
با شکل‌های مختلف به دست آمد. باکتری‌های جدا شده
به‌وسیله روش جوشاندن (Boiling) و براساس توالی‌یابی
نوکلئوتیدی 16S rRNA شناسایی شدند که مطابق با
مطالعه قبلی بوده است (۲۸).

یافته‌ها

– راه‌اندازی بیوراکتور و بررسی اثر غلظت SDS و COD بر
عملکرد AnBR

راه‌اندازی راکتور AnBR با غلظت سورفاکتانت ۶۰ mg/L
و HRT برابر با ۲۴ h که معادل بارگذاری آلی
۴/۶۶ g_{COD}/m³.h و در نسبت COD/NO₃⁻ برابر با ۱/۶
آغاز شد. خودهی (Acclimation) با این غلظت SDS
به مدت ۶ day به طول انجامید؛ که راندمان حذف SDS
و COD پس از ۲ day راه‌اندازی به ترتیب به ۹۰ و ۸۴
درصد رسید. راندمان حذف SDS و COD در طی day

کارایی AnBR، نیترات از جریان فاضلاب ورودی به‌عنوان
ترکیب الکترون‌گیرنده و عامل ایجاد شرایط آنوکسیک
حذف گردید. در این شرایط غلظت SDS و HRT به ترتیب
۲۵۰ mg/L و ۴ h، تنظیم شد. در تمام این مراحل غلظت
خروجی SDS و COD و NO₃⁻ روزانه کنترل می‌شد. در
هر فاز بعد از اینکه AnBR به شرایط پایدار رسید، فاز
بعدی بهره‌برداری آغاز می‌شد. کل زمان بهره‌برداری از این
سیستم ۳۸۰ day طول کشید. عملکرد بیوراکتور در شرایط
مختلف براساس راندمان حذف و نرخ تجزیه
سورفاکتانت و COD ارزیابی شد. راندمان حذف
(Removal efficiency (RE)) آلاینده SDS یا COD
از معادله ۱ محاسبه گردید. همچنین نرخ بارگذاری
(Loading rate (LR)) نیز از معادله ۲ محاسبه شد.

$$RE (\%) = \left(\frac{C_{in} - C_{out}}{C_{in}} \right) \times 100 \quad (1)$$

$$LR \left(mg \frac{COD}{L} \cdot h \right) = \frac{COD_{in}}{HRT} \quad (2)$$

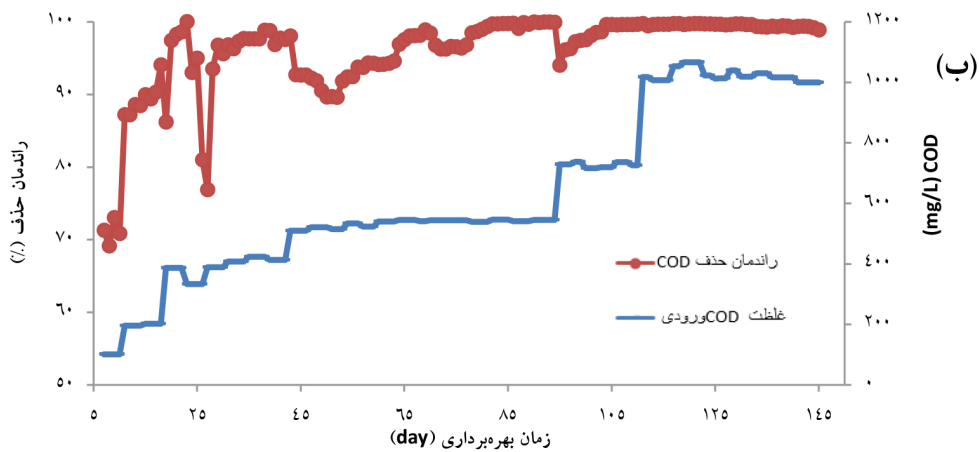
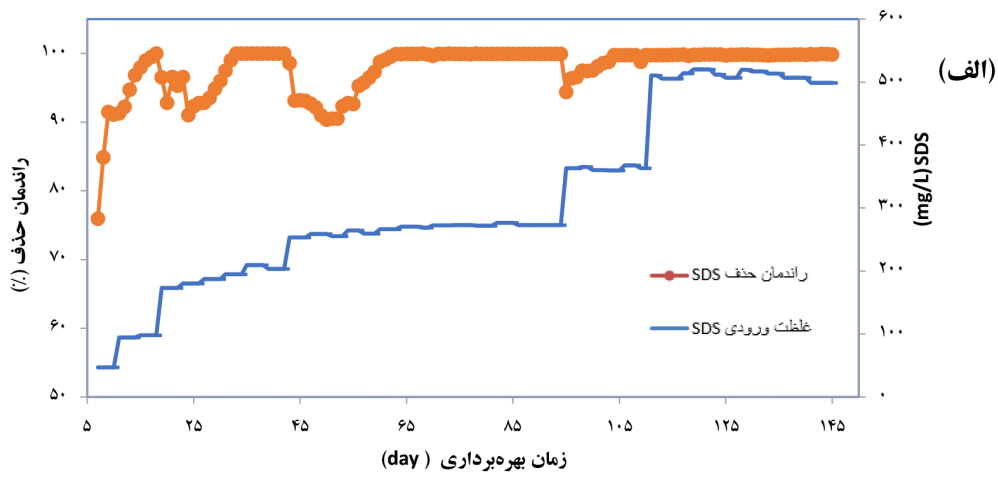
که در این معادله: C_{in} و COD_{in} به ترتیب غلظت
و COD در ورودی (mg/L)، C_{out} و COD_{out} نیز غلظت
SDS و COD در خروجی (mg/L) و HRT زمان
هیدرولیکی (h) است.

– سنجش متغیرها

پایش روزانه شامل آزمایش نمونه‌های مایع‌رویی گرفته
شده از ورودی و خروجی بیوراکتور بود و در آن‌ها غلظت
SDS، COD و نیترات سنجیده می‌شد. سنجش SDS به
روش آکریدین اورنج توسط اسپکتروفتومتر و در طول موج
۴۶۷ nm انجام شد (۱۴). به‌منظور اندازه‌گیری COD از
روش تقطیر برگشتی سربسته به روش شماره D 5220
و نیترات نیز به روش B-NO₃⁻-4500 استاندارد متد
استفاده شد.

و بارگذاری‌ها در شرایط پایدار به ترتیب ۱۰۰، ۹۹/۹۵، ۹۹/۶۹ و ۹۹/۸۴ درصد به دست آمد. در نمودار ۱-ب، راندمان حذف COD در غلظت‌های مورد بررسی SDS نشان داده شده است. در این غلظت‌های مورد بررسی SDS، غلظت COD به ترتیب برابر با ۳۶۶، ۴۵۷/۵، ۶۴۰/۵ و ۹۱۵ mg/L بوده است که راندمان حذف آن‌ها به ترتیب برابر با ۹۹/۵۸، ۹۹/۷۸، ۹۹/۵۴ و ۹۹/۳۵ درصد به دست آمد.

۶-۲ ثابت و پایدار ماند که به ترتیب به ۹۲ و ۸۶ درصد رسید. پس از خودهی موفق، در این مرحله با افزایش غلظت SDS به ترتیب به ۲۰۰، ۲۵۰، ۳۵۰ و ۵۰۰ mg/L که به ترتیب معادل بارگذاری آلی ۱۵/۳، ۱۹، ۲۶/۷ و ۳۸/۱ g_{COD}/m³.h در HRT ثابت ۲۴ h بررسی‌ها انجام شد. نتایج تغییرات غلظت SDS نسبت به زمان و راندمان حذف آن در نمودار ۱-الف نشان داده شده است و بر طبق نمودار، راندمان‌های حذف SDS در این غلظت‌ها



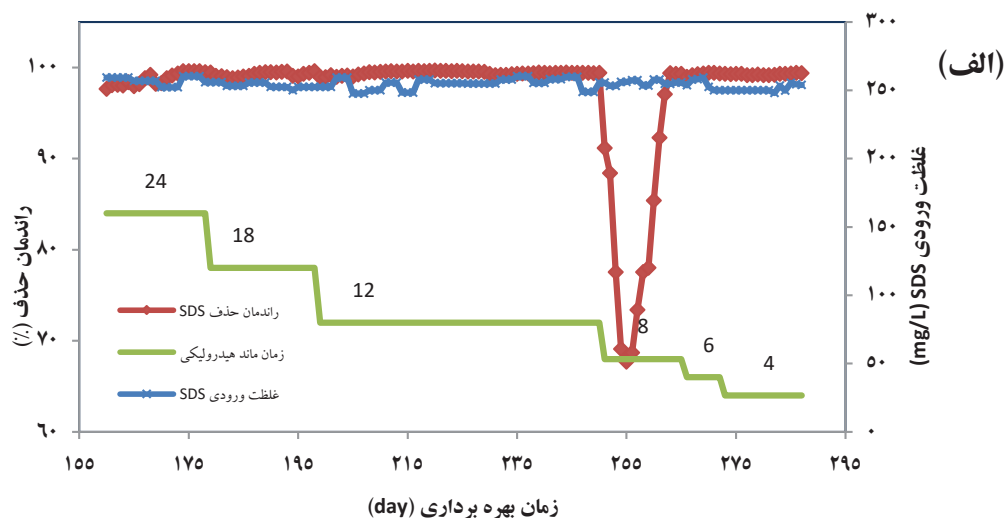
نمودار ۱- تغییرات غلظت و راندمان حذف SDS (الف) و COD (ب) در غلظت‌های مختلف SDS و COD

AnBR اثر زمان ماند هیدرولیکی بر عملکرد

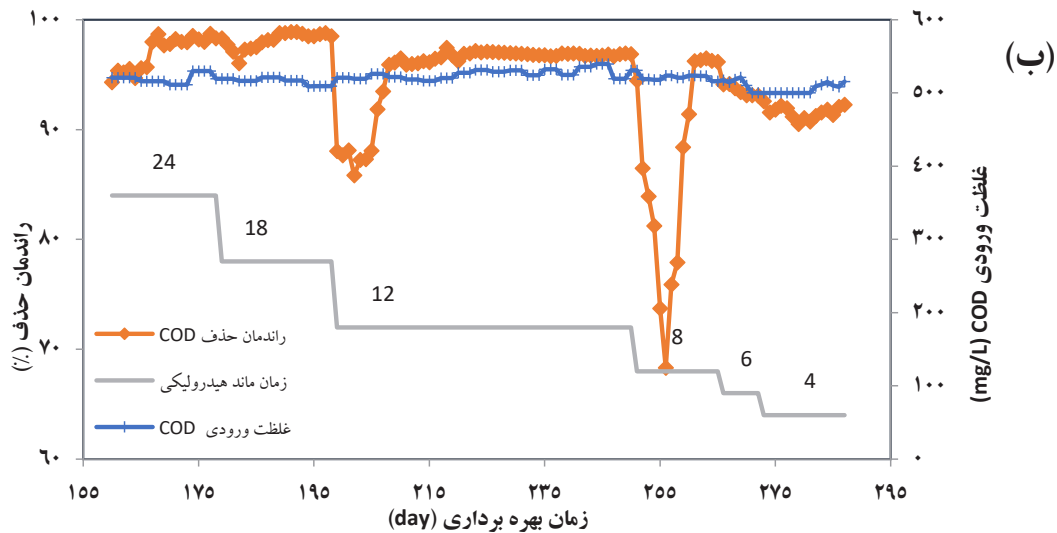
در این مرحله از مطالعه غلظت SDS و COD به ترتیب ۲۵۰ و ۴۶۰ mg/L ثابت در نظر گرفته شد و HRT به صورت تدریجی از ۲۴ h به ۴ h در طی ۱۲۶ day کاهش داده شد. تغییرات SDS و COD در مقابل کاهش HRT در نمودار ۲-الف و ۲-ب نشان داده شده است. بعد از مرحله اثر غلظت در HRT ثابت ۲۴ h، غلظت SDS از ۵۰۰ mg/L به ۲۵۰ mg/L کاهش داد. بعد از رسیدن به شرایط پایدار در HRT برابر با ۴ h باراندامان حذف SDS و COD ۹۹/۵ و ۹۸ درصد، HRT به ۱۸ h کاهش داده شد. در HRT برابر با ۱۸ h، کاهش در راندامان حذف SDS مشاهده نشد اما راندامان حذف COD به مقدار ۲ درصد کاهش داشت. این راندامان بعد از ۶ day به حالت پایدار و از ۹۶ درصد به راندامان ۹۸/۶ درصد رسید. کاهش HRT از ۱۸ h به ۱۲ h بدون کاهش در راندامان حذف SDS و کاهش در راندامان حذف COD از ۹۸/۶ درصد به ۸۸ درصد و سپس به ۸۶ درصد در ۳ day در این HRT مشاهده شد که به دلیل افزایش بار آلی از $25/4 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ به $38/2 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ بود.

بعد از ۳ day از بهره‌برداری راکتور در HRT برابر با ۱۲ h، افزایش راندامان از ۸۶ به ۸۸ درصد و سپس به

بیش از ۹۵ درصد در روز ششم در AnBR رسید. راندامان حذف COD، ۹۷ درصد در طول بهره‌برداری از راکتور در HRT برابر با ۶ h، ثابت و پایدار ماند. کاهش HRT از ۱۲ h به ۸ h منجر به افزایش OLR از $38/2 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ به $57/3 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ شد که راندامان حذف SDS از ۹۹ به ۷۰ درصد در ۵ day بعد و راندامان حذف COD نیز از ۹۷ به ۶۸ درصد رسید. اما بعد از ۴ day راندامان حذف SDS و COD افزایش یافت و به مقادیر پایدار ۹۹ و ۹۶ درصد به ترتیب برای SDS و COD رسید. در این HRT (۸ h) نسبت به HRT برابر با ۱۲ h، سیستم افت بیشتری داشت اما با سرعت بیشتری نسبت به قبل خود را احیا کرد. تغییر HRT از ۸ h به ۶ h برابر با افزایش OLR از $57/3 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ به $76/3 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ ، تأثیری بر راندامان حذف SDS نداشت، به طوری که راندامان حذف ۹۹ درصد همچنان پایدار بود؛ اما راندامان حذف COD با افت کمی روبرو شد که در شرایط پایدار ۹۳ درصد به دست آمد. افزایش OLR از $76/3 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ به $114/5 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ هم‌زمان با تغییر HRT از ۶ h به ۴ h، تغییری در راندامان حذف SDS مشاهده نشد؛ اما راندامان حذف COD با شیب کم از ۹۳ درصد به مقدار ۹۱/۸ درصد به حالت پایدار رسید.



نمودار ۲- تغییرات حذف SDS (الف) و COD (ب) در HRTهای مختلف (SDS برابر با ۲۵۰ mg/L)

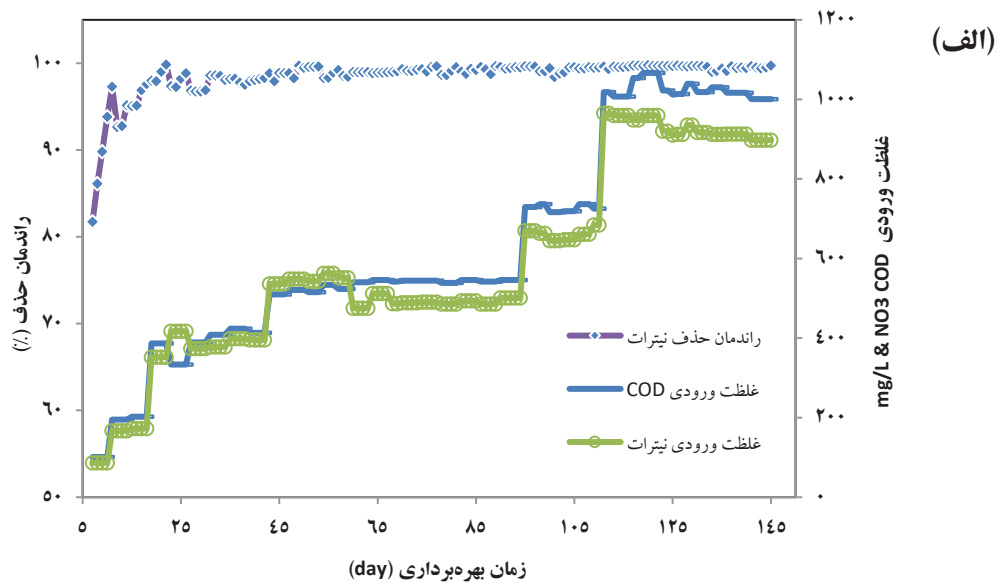


ادامه نمودار ۲- تغییرات حذف SDS (الف) و COD (ب) در HRTهای مختلف SDS برابر با ۲۵۰ mg/L

انتخاب شد که نیترات در خروجی سیستم وجود داشته باشد (کمتر از استاندارد ۵۰ mg/L) و بنابراین نیترات عامل محدودکننده تجزیه زیستی نباشد. با افزایش غلظت نیترات در ورودی سیستم مشاهده شد که راندمان حذف COD افزایش یافت. نمودار ۳ عملکرد AnBR را در غلظت‌های مورد بررسی نشان می‌دهد. اعداد ذکر شده در نمودار ۳، متوسط راندمان‌های حذف SDS و COD در حالات پایدار را نشان می‌دهد و با هم مقایسه می‌کند. با توجه به نمودار، AnBR به راحتی می‌تواند افزایش بار آلی ناشی از افزایش غلظت را تحمل کند و استانداردهای خروجی این آلاینده را برآورده کند. در بخش (ب) نمودار ۳، تولید حباب گاز N_2 در AnBR نشان داده شده است.

– بررسی اثر غلظت نیترات بر عملکرد AnBR

طبق مرحله قبل، بهترین عملکرد AnBR در غلظت ۲۵۰ mg/L SDS، معادل با غلظت COD برابر ۴۶۰ mg/L در HRT برابر با ۲۴ h بود که این غلظت به عنوان غلظت بهینه برای مراحل بعد انتخاب شد، زیرا غلظت سورفاکتانت‌ها در فاضلاب صنایع نیز در همین حدود است. بدلیل افزایش جرم سلولی باکتری‌های دنیتریفایر، گرانول‌سازی باکتری‌ها و اتصال محکم این گرانول‌ها به یکدیگر، مقاومت بیومس در برابر افزایش غلظت SDS افزایش یافت. این مرحله ۱۴۰ day به طول انجامید. در حین این مرحله نسبت COD/NO_3^- از ۱/۶ به ۱/۱ با افزایش غلظت نیترات، کاهش یافت. این نسبت به گونه‌ای



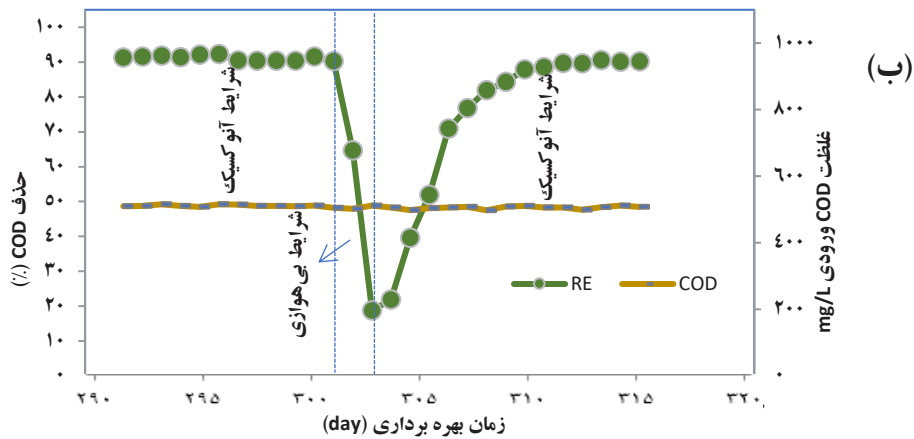
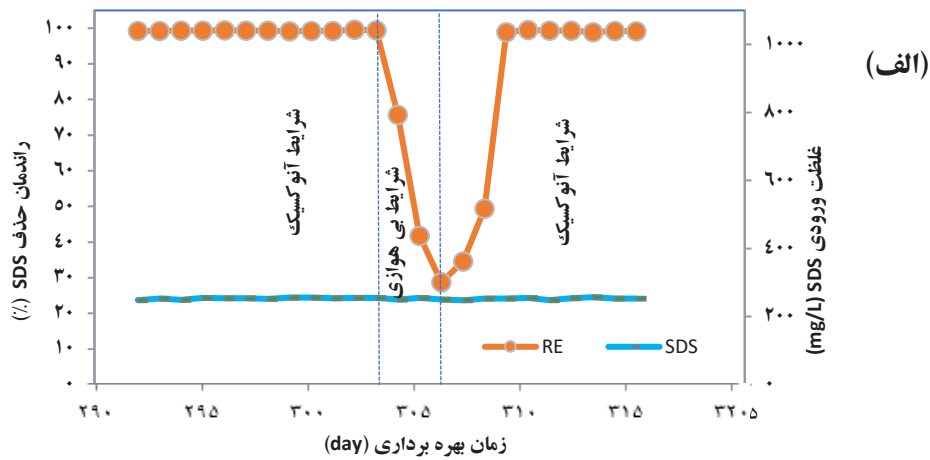
نمودار ۳- تغییرات حذف نیترات (الف) در غلظت‌های ورودی مختلف COD و NO_3^- ($\text{HRT} = 24 \text{ h}$) و (ب) تولید گاز N_2 در AnBR

سیستم در این مرحله غلظت SDS ورودی 250 mg/L و HRT معادل 4 h ، متناظر با بارگذاری آلی $114/5 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ بود. نتایج به‌دست‌آمده در نمودار ۴ (الف و ب) نشان داده شده‌اند. پس از 295 day بهره‌برداری،

جهت اثبات وقوع تجزیه بیولوژیکی SDS، در AnBR از طریق متابولیسم دنیتریفیکاسیون آنوکسیک، یک طرح آزمایشی به گونه‌ای تنظیم شد که نیترات به عنوان الکترون گیرنده از جریان تغذیه حذف شود. شرایط کاری

نیترات از سیستم حذف شد و کاهش عملکرد سیستم SDS بعد از این تغییر مشاهده شد. راندمان حذف SDS و COD، بعد از ۶ day شروع به کاهش کرد و در مدت ۲ day با افت سریع مواجه شد و به ترتیب به مقدار ۲۸/۷ و ۱۸/۸ درصد رسید. بعد از تغییر دادن شرایط و افزودن نیترات به جریان ورودی، راندمان حذف SDS و COD بعد از ۳ و ۵ day به ترتیب به مقادیر ۹۸/۸۹ و ۷۶/۷۷ درصد رسید که نشان دهنده پایداری سیستم در برابر شوک بسیار شدید به مدت ۱۰ day است.

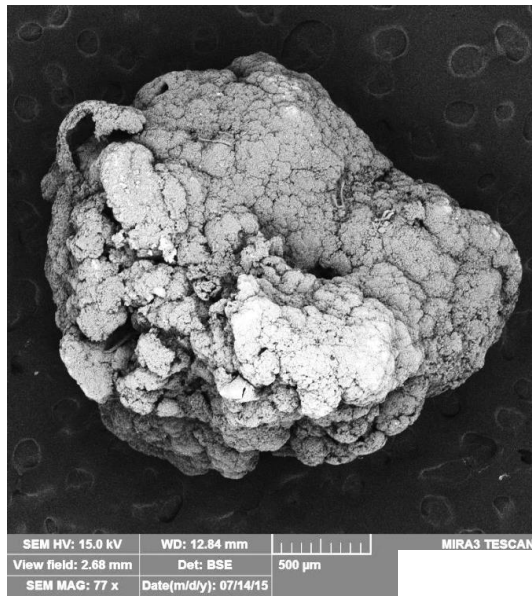
نیترات از سیستم حذف شد و کاهش عملکرد سیستم SDS بعد از این تغییر مشاهده شد. راندمان حذف SDS و COD، بعد از ۶ day شروع به کاهش کرد و در مدت ۲ day با افت سریع مواجه شد و به ترتیب به مقدار ۲۸/۷ و ۱۸/۸ درصد رسید. بعد از تغییر دادن شرایط و افزودن نیترات به جریان ورودی، راندمان حذف SDS و COD بعد از ۳ و ۵ day به ترتیب به مقادیر ۹۸/۸۹ و ۷۶/۷۷ درصد رسید که نشان دهنده پایداری سیستم در برابر شوک بسیار شدید به مدت ۱۰ day است.



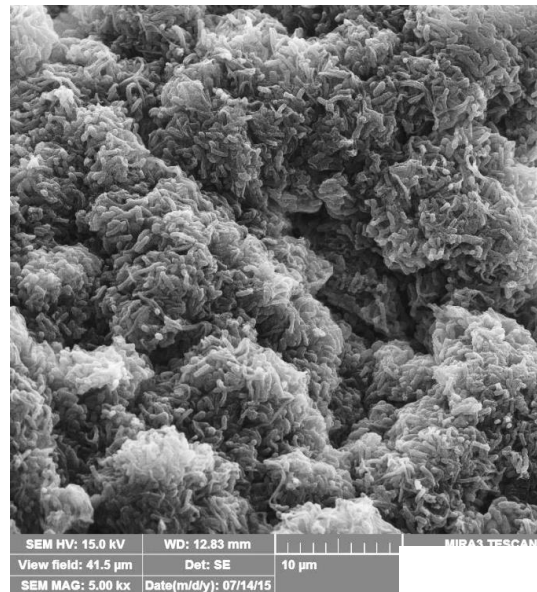
نمودار ۴- اثر عدم حضور نیترات در حذف SDS (الف) و COD (ب) در غلظت ۲۵۰ mg/L SDS و HRT=۴ h

شکل گرانول‌ها و گونه‌های باکتریایی غالب
تصاویر SEM گرفته شده از سطح گرانول‌ها در شکل ۲

نشان داده شده است. متوسط سایز گرانول‌ها در اتاقک‌ها بین ۱۰-۶ mm متغیر بود.



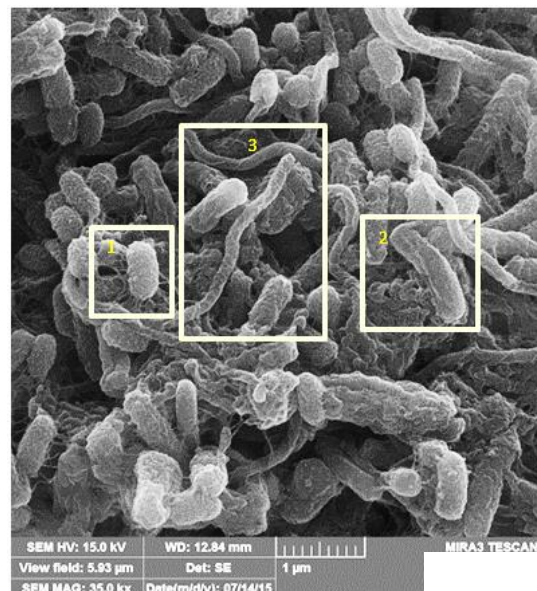
(الف)



(ب)



(ج)



(د)

شکل ۲- تصاویر میکروسکوپ الکترونی روبشی از (الف) نمای کلی گرانول، (ب) تصویر روی گرانول با بزرگنمایی ۱۰ میکرون، (ج) تصویر باکتری‌ها با بزرگنمایی ۲ میکرون، (د) تصویر باکتری‌ها با بزرگنمایی ۱ میکرون

بیومس در داخل راکتور چه به صورت گرانول و چه به صورت لخته تثبیت گردد، عملکرد راکتور پایدار خواهد شد. میزان بارگذاری اولیه باید به حدی باشد که میکروارگانیسم‌های کند رشد در سیستم زیاد نشده و

بحث

عملکرد بیوراکتور تحت تاثیر تغییر غلظت *SDS* و *COD* هدف کلی از خودهی و راه‌اندازی، توسعه محیط میکروبی مناسب برای فاضلاب تحت تصفیه و هضم است. چنانچه

می‌شود. این نمودار نشان می‌دهد تجزیه بیولوژیکی نسبتاً کامل سورفاکتانت درون AnBR توسط میکروارگانیسم‌های دنیتریفایر و تبدیل آن به محصولات نهایی مانند CO_2 ، H_2O ، نمک‌های معدنی و تشکیل سلول‌های جدید اتفاق افتاده است. تغییرات pH فاضلاب سنتتیک ورودی تقریباً ثابت و برابر با 0.2 ± 7.8 بود؛ درحالی‌که pH در پساب خروجی با کمی افزایش به بیش از ۸/۵ می‌رسید که نشان‌دهنده دنیتریفیکاسیون و تولید قلیابیت است. در بخش‌های آغازین راکتور باکتری‌های تند رشد در میزان بالای سوبسترا قادر به رشد می‌باشند و pH را کاهش می‌دهند و در این محیط غالب می‌گردند. انتقال به حالت رشد باکتری‌های کند رشد که در pH بالاتر فعالیت می‌کنند در قسمت‌های انتهایی راکتور اتفاق می‌افتد. همچنین حذف نیترات در طول دوره بهره‌برداری دارای راندمان بالای ۹۸ درصد بوده است. این راندمان بدین معنی است که در حین تجزیه SDS در راکتور نیترات هم‌زمان بدون تجمع نیتريت و نیتروژن آمونیاکی مصرف می‌شود و به راندمان حذف قابل‌ملاحظه‌ای می‌رسد، بنابراین نسبت COD/NO_3^- ، ۱/۱ مناسب است. به‌صورت تئوریک احیا $1 \text{ g NO}_3\text{-N}$ به نیتروژن به 2.86 g COD نیاز دارد. با این‌وجود این نسبت در دنیتریفیکاسیون بزرگ‌تر است، زیرا کربن آلی برای رشد سلولی نیز مصرف می‌شود. در این مطالعه به ازای تبدیل $1 \text{ g NO}_3\text{-N}$ به نیتروژن به 4.8 g COD نیاز بود.

ساختار ترکیبات دیر تجزیه‌پذیر، آن‌ها را نسبت به تجزیه بیولوژیکی با روش‌های متداول مقاوم می‌کند. همچنین به علت ناکارآمد بودن روش‌های فیزیکی و شیمیایی در معدنی‌سازی کامل و هزینه‌بر بودن آن‌ها، این ترکیبات به‌ویژه سورفاکتانت‌ها، موضوع پژوهش‌هایی قرار گرفته است که این آلاینده را از فاضلاب با روش‌های بیولوژیک کارآمد، به طور کامل حذف کنند. لذا، استفاده از متابولیسم آنوکسیک با استفاده از راکتور AnBR جهت تجزیه

سرعت رو به بالای جریان گاز و فاضلاب باید به حدی باشد که مانع رشد گرانول‌ها یا لخته‌های بیولوژیکی نگردد. نتایج مطالعه نشان داد که در طی مدت حدود ۶ day، خودهی میکروارگانیسم‌ها با SDS صورت پذیرفته است و شاخص هم‌راندمان حذف SDS و COD بوده که در نسبت COD/NO_3^- برابر با ۱/۶، به‌ترتیب بالاتر از ۹۲ و ۸۶ درصد رسیده و در شرایط پایدار باقی ماند. شرایط پایدار حالتی در نظر گرفته شد که تغییرات راندمان حذف COD زیر ۲ درصد در ۴ برابر HRT اعمال شده باشد. دوره راه‌اندازی کوتاه حضور مخلوطی از میکروب‌هایی که قادر به تجزیه و معدنی‌سازی SDS در شرایط آنوکسیک در AnBR می‌باشند را تأیید می‌کند. دلیل زمان خودهی پایین در این بیوراکتور، آداپته شدن میکروارگانیسم‌ها با ترکیب دیگری مانند ۲-کلروفنل بوده که لجن مورد استفاده در این بیوراکتور، قبلاً برای حذف این ترکیب استفاده شده بود. بنابراین، بدلیل ساختار ساده‌تر SDS نسبت به ۲-کلروفنل، راندمان حذف و زمان خودهی در مقایسه با سایر مطالعات بسیار کوتاه‌تر بوده است (۲۷). بررسی بارگذاری آلی با افزایش غلظت SDS و یا COD نشان داد که با افزایش بارگذاری از ۱۵/۳ به $38.1 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ (افزایش غلظت SDS از ۲۵۰ به 500 mg/L) در نسبت ثابت COD/NO_3^- برابر با ۱/۱ و HRT برابر با ۲۴ h، در هر مرحله با افزایش غلظت به علت افزایش بار آلی، سیستم دچار افت جزئی در راندمان می‌شود؛ ولی بعد از مدت کوتاهی در حذف SDS و COD بهبودی حاصل شده و به مقادیر پایدار قبلی بازگشته است، بنابراین AnBR بعد از شوک آلی می‌تواند سریعاً بازیابی شود. نتایج نشان داد که AnBR به‌راحتی می‌تواند افزایش بار آلی ناشی از افزایش غلظت را تحمل کند و استانداردهای خروجی این آلاینده را برآورده کند. همان‌طور که مشاهده می‌شود کاهش بسیار کمی در متوسط راندمان حذف SDS و COD با افزایش غلظت ورودی مشاهده

نسبت قبل پیدا کردند.

تفاوتی که بین داده‌های SDS و COD در پساب خروجی راکتور مشاهده می‌شود، می‌تواند مربوط به این باشد که COD محلول باقیمانده درون پساب از ترکیباتی که به زمان بیشتری برای تجزیه نیاز دارند تشکیل شده است (۲۹). یکی از مزایای سیستم‌های بی‌هوازی و آنوکسیک نسبت به هوازی این است که در سیستم‌های ذکر شده HRT کوتاه است و همچنین در این سیستم‌ها ترکیبات دیرتجزیه‌پذیر و غیرقابل تجزیه آلی به ترکیبات با تجزیه‌پذیری بالا تبدیل می‌شوند و تجزیه فاضلاب بهبود یافته و به صورت هم‌زمان COD هم از سیستم حذف می‌شود. این امر نیز در این سیستم مشاهده شد و این نتایج مطالعه Aghaneghad و همکاران (۳۰) که در زمینه تصفیه فاضلاب شهری با این سیستم بود، هم‌خوانی داشت.

اطمینان از مقرون‌به‌صرفه بودن راکتورهای تصفیه فاضلاب از اهمیت زیادی برای کارفرما برخوردار است و فشردگی راکتورها از نظر حجم و ابعاد کوچک‌تر اهمیت زیادی از نظر اقتصادی دارد؛ بنابراین هرچه راکتور در زمان کوتاه‌تری عمل تصفیه مؤثر و کارا را انجام دهد، حجم آن کوچک‌تر و ارزان‌تر خواهد شد. در این مطالعه HRT معادل ۴ h به‌عنوان حداقل HRT سیستم به‌منظور رسیدن به تجزیه مؤثر SDS انتخاب شد. AnBR در این زمان بیشترین OLR را دریافت می‌کند. در مقایسه با بیوراکتورهای مقایسه شده در جدول ۲ مشاهده می‌شود که AnBR می‌تواند بارگذاری آلی بیشتری را با کاهش HRT، هم‌زمان با نرخ تجزیه فراوان SDS، دریافت کند.

– حضور و عدم حضور نیترات بر عملکرد بیوراکتور AnBR

برای اثبات وقوع تجزیه بیولوژیکی آنوکسیک در AnBR، نیترات به عنوان الکترون‌گیرنده از جریان فاضلاب ورودی حذف شد و شرایط کاری سیستم در این مرحله غلظت SDS ورودی ۲۵۰ mg/L و HRT معادل ۴ h، متناظر

سورفاکتانت آنیونی SDS می‌تواند کاستی‌های روش‌های فیزیکی، شیمیایی و روش‌های بیولوژیکی هوازی و بی‌هوازی را برطرف کند و امکان دستیابی به عملکرد مؤثر در تجزیه سورفاکتانت‌های آنیونی را فراهم کند.

– تاثیر HRT بر عملکرد بیوراکتور AnBR

مرحله اصلی در طراحی راکتور بیولوژیکی تعیین زمان کافی برای به دست آوردن درجه‌ای قابل قبول یا رضایت‌بخش از حذف آلاینده‌هاست که در نهایت با توجه به آن، اندازه و هزینه‌های فرآیند تصفیه از جمله ساخت، بهره‌برداری، نگهداری و مدیریت آن تحت تأثیر قرار می‌گیرد. به این منظور اثر زمان‌مانده‌های هیدرولیکی مختلف بین ۲۴ تا ۴ h بر روی عملکرد AnBR مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که راندمان حذف SDS در تمام HRTها ثابت و ۹۹ درصد و کمترین راندمان حذف COD مربوط به HRT برابر با ۴ h یعنی ۹۱ درصد بوده است که نشان می‌دهد SDS می‌تواند در کوتاه‌ترین HRT مورد مطالعه تقریباً به‌طور کامل حذف شود. در ابتدای هر فاز راندمان حذف COD با کاهش HRT، به مقدار کم کاهش می‌یافت اما بعد از مدتی کوتاه ۲-۳ day، افزایش راندمان را به دنبال داشت تا زمانی که به مقدار پایدار می‌رسید. این نتیجه مربوط به خو گرفتن میکروارگانیسم‌ها به بار ورودی بالاتر و نیز افزایش میکروارگانیسم‌های فعال درون راکتور بود.

با کاهش HRT، بارگذاری آلی درون راکتور افزایش یافت. مشاهده شد حباب‌های گاز N_2 بیشتری روی سطح آب درون راکتور قرار گرفته‌اند و بنابراین سرعت تولید گاز نیتروژن در هر فاز نسبت به قبل بیشتر می‌شد. این نتایج نشان می‌دهد که AnBR توانایی مقاومت در برابر HRTهای کوتاه، بدون شستشوی بیومس از درون راکتور را دارد؛ از این رو می‌تواند برای فاضلاب‌های صنعتی مناسب باشد. علاوه بر این مشاهده شد که گرانول‌های درون راکتور در این مرحله از بهره‌برداری، درشت‌تر و ساختار محکم‌تری

که با حذف نیترات از جریان تغذیه به راکتور AnBR مورد استفاده برای حذف ۲-کلروفنل از فاضلاب مشاهده شد که با حذف نیترات کاهش ناگهانی در راندمان حذف و تجزیه ۲-کلروفنول (زیر ۱۵ درصد در مدت ۳ day) اتفاق می‌افتد. نتایج حاصل از مطالعه قبل و این مطالعه بیانگر این موضوع است که AnBR توانایی بازیابی سریع بعد از شوک‌های مختلف را دارا است.

مقایسه عملکرد AnBR با مطالعات انجام‌شده در زمینه حذف بیولوژیکی سورفاکتانت‌ها

ترکیبات دیرتجزیه‌پذیر مانند سورفاکتانت‌ها می‌توانند توسط باکتری‌های هوازی تجزیه شوند؛ اما این تجزیه فقط شامل جزئی می‌شود که در فاضلاب محلول است. قسمت اعظم این آلاینده به دلیل ساختار فیزیکیوشیمیایی که دارد جذب ذرات در فاضلاب می‌شود. این ذرات توسط حوضچه‌های ته‌نشینی جدا شده و سر از هاضم‌های بی‌هوازی در تصفیه‌خانه‌های شهری و تصفیه‌خانه‌های فاضلاب صنایع مربوطه درمی‌آورند؛ جایی که شرایط هوازی مهیا نیست. متأسفانه شرایط بی‌هوازی قادر به تجزیه این ترکیبات در غلظت بالا نیست و مشاهده شده است که این ترکیبات اثر بازدارندگی بر فرآیند بی‌هوازی داشته است. همچنین قسمت اعظم این ترکیبات بدون اینکه در سر راه تصفیه‌خانه‌ای قرار گیرند، سرانجام به محیط زیست، جایی که اکسیژن وجود ندارد، می‌رسند. در غیاب اکسیژن باکتری‌های بی‌هوازی اختیاری به فعالیت می‌پردازند؛ بنابراین بیشتر مطالعاتی که تاکنون صورت گرفته است مربوط به تجزیه این آلاینده با روش‌های بی‌هوازی با غلظت سورفاکتانت در حد غلظت فاضلاب شهری (تا ۲۰ mg/L) است.

نتایج حاصل از این پژوهش با مطالعات گذشته در این زمینه در جدول ۲ مقایسه شده‌اند. نوع سورفاکتانت، شرایط استفاده شده در هر پژوهش، نوع بیوراکتور، راندمان حذف و نرخ حذف سورفاکتانت مورد مقایسه

با بارگذاری آلی $114/5 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ ، بوده است. پس از ۲۹۵ day بهره‌برداری، نیترات از سیستم حذف شد و نتایج نشان داد که کاهش عملکرد سیستم در ۶ day بعد از این تغییر، مشاهده شد. این تأخیر می‌تواند دلیل مقاومت سیستم به شوک و حضور نیترات باقیمانده در سیستم باشد. بعد از این زمان، راندمان حذف SDS و COD شروع به کاهش کرده و پس از ۲ day با افت سریع مواجه شد و به ترتیب به مقدار ۲۸/۷ و ۱۸/۸ درصد رسید. یافته‌ها به وضوح اثبات می‌کند که عدم حضور نیترات به عنوان یک ترکیب الکترون گیرنده و به عبارتی وجود شرایط بی‌هوازی، به شدت کارایی راکتور را سرکوب می‌کند. بهره‌برداری در شرایط بدون نیترات سبب از بین رفتن بیومس و از هم پاشیدگی گرانول‌ها و کاهش چسبندگی بین گرانول‌ها شد و آن‌ها را از حالت معلق به حالت ته‌نشین شدگی سوق داد؛ به طوری که در قسمت پایین راکتور به صورت فشرده روی هم قرار گرفتند و سبب مختل شدن حرکت جریان از بین بافل‌ها شده و در نتیجه پدیده اتصال کوتاه رخ داد که نتیجه آن کاهش تماس بین سوپسترا و بیومس و بنابراین کاهش راندمان حذف COD و SDS شد. در این مرحله راکتور بوی تخم‌مرغ گندیده گرفت که مربوط به ایجاد شرایط بی‌هوازی و مصرف سولفات به عنوان الکترون گیرنده و تولید H_2S توسط باکتری‌های احیاکننده سولفات (واکنش از نوع تخمیر با احیا سولفات) بود. این نتایج نشان داد که عدم وجود نیترات عملکرد AnBR را مختل می‌کند و تجزیه بیولوژیکی SDS در حضور نیترات و به طور عمده از طریق متابولیسم دنیتروفیکاسیون آنوکسیک رخ داده است. بعد از تغییر دادن شرایط و افزودن مجدد نیترات به جریان ورودی، راندمان حذف SDS و COD به ترتیب بعد از ۳ و ۵ day به مقادیر ۹۸/۸۹ و ۷۶/۷۷ درصد رسید که نشان‌دهنده پایداری سیستم در برابر شوک بسیار شدید به مدت ۱۰ day است. نتایج این مرحله با نتایج به دست آمده از مطالعه قبل، Mousavi و همکاران (۲۸) هم‌خوانی داشته

باکتری که توانایی خوبی در تجزیه سورفاکتانت‌ها دارد، بهتر می‌شود؛ به طوری که اگر کف حاصل از هوادهی ایجاد مزاحمت نکند می‌توان در تصفیه فاضلاب‌های صنعتی حاوی غلظت بالای سورفاکتانت و فاضلاب کارواش استفاده کرد. ترکیب MBR با STR، زمان ماند هیدرولیکی برای فاضلاب با بار آلی یکسان را به یک‌چهارم کاهش می‌دهد. روش STR به تنهایی نمی‌تواند غلظت در حد فاضلاب شهری سورفاکتانت آنیونی را به حد استانداردها کاهش دهد و به زمان ماند هیدرولیکی بیشتری نیاز دارد؛ بنابراین می‌توان نتیجه گرفت MBR در ترکیب با یک راکتور دیگر و استفاده از سویه‌های خاص باکتری‌های تجزیه‌کننده انواع سورفاکتانت آنیونی، می‌تواند به راندمان مناسبی در حذف سورفاکتانت‌ها در HRT پایین، دست یابد (۳۳).

در بین تمام روش‌های بی‌هوازی مطالعه شده غلظت سورفاکتانت از $20-11 \text{ mg/L}$ متغیر است که در حد غلظت فاضلاب شهری است. COD ورودی به این راکتورها به علت افزودن کوسوبسترا مانند ساکارز، گلوکز و عصاره مخمر و همچنین COD مربوط به سورفاکتانت افزایش داشته است (۳۴). غلظت سورفاکتانت ورودی به AnBR، 250 mg/L بود. در بین بیوراکتورهای مقایسه شده کمترین زمان ماند هیدرولیکی مربوط به AnBR با زمان 4 h و سپس UASB با زمان 6 h است که در این زمان به ترتیب بارگذاری آلی معادل با $114/5$ و $37 \text{ mg}_{\text{COD}}/\text{L.h}$ را دریافت می‌کنند که به ترتیب نرخ حذفی معادل با $104/2$ و $29/6 \text{ mg}_{\text{COD}}/\text{L.h}$ دارند (۳۵). عملکرد بهتر AnBR در مقایسه با راکتورهای بیولوژیکی گزارش شده جهت تجزیه بیولوژیکی SDS می‌تواند مربوط به این دلایل باشد (۳۶، ۳۷):

- تماس کارآمد آلاینده با میزان بالایی از بیومس که از ویژگی‌های راکتور بافل‌دار است.
- فرآیند متابولیکی آنوکسیک که در آن باکتری‌های هتروتروف دنیتریفایر ترکیب SDS را به‌عنوان تنها منبع

قرار گرفته‌اند. این مطالعات شباهت‌ها و تفاوت‌هایی دارند؛ اما خصوصیتی که خاص AnBR است، آنوکسیک بودن و استفاده از سورفاکتانت به‌عنوان تنها منبع کربن و سوبسترا است. سورفاکتانتی که بیشتر در پژوهش‌ها استفاده شده است، ترکیبی از سورفاکتانت‌های آنیونی و یا LAS است. انواع مختلف سورفاکتانت‌ها رفتار مختلفی در برابر تجزیه بیولوژیکی از خود نشان می‌دهند؛ طبق مطالعات، به‌طور کلی سورفاکتانت‌های آنیونی (AS) در شرایط هوازی در غلظت‌های در حد فاضلاب شهری به راحتی تجزیه می‌شود اما در شرایط بی‌هوازی هاضم‌ها با غلظت‌های بالا مقاومت نشان می‌دهد. تفاوت سورفاکتانت آنیونی LAS با سایر سورفاکتانت‌های آنیونی دیگر در داشتن حلقه بنزن است که در شرایط تنفس بی‌هوازی این حلقه گسسته نمی‌شود. همچنین طول زنجیره آب‌گریز سورفاکتانت‌های آنیونی در تجزیه‌پذیری آن‌ها نیز تأثیرگذار هستند. استفاده از LAS در پژوهش‌ها به علت پرمصرف‌تر بودن نسبت به سایرین است. بعد از LAS از نظر مصرف، سورفاکتانت SDS از گروه آلکیل سولفات‌ها، قرار دارد. سورفاکتانت آلکیل سولفات یا الکل سولفات (AS) در شرایط هوازی به آسانی تجزیه‌پذیر و در شرایط بی‌هوازی تجزیه‌پذیر هستند (۳۱). نتایج این مطالعه نیز نشان داد که SDS یک نوع از سورفاکتانت‌های آلکیل سولفات، خیلی سریع و به‌طور کامل در شرایط دنیتریفیکاسیون آنوکسیک به محصولات پایانی تجزیه تبدیل می‌شود.

بیوراکتورهای مورد مقایسه شامل روش‌های هوازی و بی‌هوازی است. روش بیوراکتور غشایی در مقایسه با روش لجن فعال در زمان ماند هیدرولیکی و بارگذاری آلی یکسان یک نوع خاص سورفاکتانت، بهتر عمل می‌کند و راندمان حذف COD بالاتری دارد؛ اما MBR وقتی در معرض فاضلاب با مخلوطی از سورفاکتانت‌های آنیونی قرار می‌گیرد، به زمان ماند هیدرولیکی بالاتری (43 h) نیاز دارد (۳۲). عملکرد MBR با استفاده از یک جنس خاص

• راکتور بافل‌دار آنوکسیک به‌عنوان یکی از روش‌های مناسب جهت تصفیه بیولوژیکی فاضلاب‌های صنعتی معرفی می‌شود. این راکتور با خصوصیات طراحی ساده و آسان، هزینه کم عملیاتی، قابلیت شوک پذیری بالا و مشکلات کمتر در هنگام کار سبب می‌شود تا به‌عنوان یک پیشنهاد خوب برای تصفیه انواع مختلف فاضلاب‌ها بخصوص فاضلاب‌های صنعتی و فاضلاب شهرک‌های صنعتی مطرح باشد.

کربن آلی مصرف می‌کنند.

• تشکیل گرانول‌های بزرگ و فشرده در طی بهره‌برداری که حاوی جمعیت غنی‌شده از باکتری‌های هتروتروف دنیتریفایر (از جنس باسیلوس) است.
• قابلیت بازیابی سریع سیستم پس از شوک وارده بر آن در مواقع نوسانات بار آلی لحظه‌ای و فصلی که از ویژگی‌های جدانشدنی فاضلاب صنایع است.

جدول ۲- مقایسه مطالعات در زمینه حذف بیولوژیکی سوراقتانت‌ها

ردیف	سوراقتانت	بیوراکتور	شرایط کاری	نتیجه و راندمان (درصد)	نرخ حذف	منبع
۱	AS	Membrane Bioreactor (MBR)	$C_{AS} = 346.5 \text{ mg/L}$ $COD_{in} = 160.5 \text{ mg/L}$ $HRT = 43/3 \text{ h}$ $LR = 37 \text{ mg}_{OD}/L.h$	$AS = 57 - 100$ $COD = 81$	$30 \text{ mg}_{COD}/L.h$	(۳۲)
۲	AS	MBR and Stirred Tank Reactor (STR)	$C_{AS} = 750 \text{ mg/L}$ $COD_{in} = 1800 \text{ mg/L}$ $HRT = 20 \text{ و } 5 \text{ h}$	$AS = 100$ $HRT = 5 \text{ h}$ $COD = 50$	MBR $65 \text{ mg}_{AS}/L.h$ MBR & STR $150 \text{ mg}_{AS}/L.h$	(۳۳)
۳	LAS غیریونی ،NPEO کاتیونی CDEA	MBR Conventional Activated Sludge (CAS)	$COD_{in} = 522$ $COD_{eff} = 37$ $HRT = 9$ $LR = 61/33 \text{ mg}_{COD}/L.h$ $COD_{in} = 522 \text{ mg/L}$ $COD_{eff} = 132 \text{ mg/L}$ $HRT = 9 \text{ h}$ $LR = 61/33 \text{ mg}_{COD}/L.h$	$NPEO = 97$ $LAS = 98$ $CDEA = 100$ $COD = 93/29$ $NPEO = 87$ $LAS = 92$ $CDEA = 99$ $COD = 76$	$57/22 \text{ mg}_{COD}/L.h$ $67/6 \text{ mg}_{COD}/L.h$	(۱۸)
۵	LAS	Horizontal Anaerobic Immobilized Biomass Reactor (HAIB)	$C_{LAS} = 7/6-14 \text{ mg/L}$ $COD_{in} = 713 \text{ mg/L}$ $HRT = 12 \text{ h}$ $LR = 59/4 \text{ mg}_{COD}/L.h$	$LAS = 21-68$ $COD = 35-94$	$38/31 \text{ mg}_{COD}/L.h$	(۳۴)

ادامه جدول ۲- مقایسه مطالعات در زمینه حذف بیولوژیکی سورفاکتانت‌ها

ردیف	سورفاکتانت	بیوراکتور	شرایط کاری	نتیجه و راندمان (درصد)	نرخ حذف	منبع
۶	LAS	Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB)	$C_{LAS} = 11-10 \text{ mg/L}$ $COD_{in} = 2572 \pm 916 \text{ mg/L}$ $HRT = 35 \text{ h}$ $LR = 0.3 \text{ mg}_{LAS}/\text{L.h}$	LAS= ۵۵ - ۹۰	۰/۲۱۷ $\text{mg}_{LAS}/\text{L.h}$	(۳۵)
۷	LAS	AFBR	$C_{LAS} = 14 \pm 3 \text{ mg/L}$ $COD_{in} = 607 \text{ mg/L}$ $HRT = 15 \pm 2 \text{ h}$ $LR = 40/46 \text{ mg}_{COD}/\text{L.h}$	LAS= ۴۸ COD= ۸۶	۳۴/۸ $\text{mg}_{COD}/\text{L.h}$	(۳۶)
۸	LAS	Expanded Granular Sludge Bed (EGSB)	$C_{LAS} = 14 \text{ mg/L}$ $COD_{in} = 760 \text{ mg/L}$ $HRT = 26 \text{ h and } 32 \text{ h}$ $LR = 29/23-23/75 \text{ mg}_{COD}/\text{L.h}$	LAS= ۴۸-۷۴ COD=۹۵	۲۲/۵۶ - ۲۷/۷۶ $\text{mg}_{COD}/\text{L.h}$	(۳۷)
۹	SDS	AnBR	$COD_{in} = 460 \text{ mg/L}$ $COD_{eff} = 11 \text{ mg/L}$ $HRT = 4 \text{ h}$ $LR = 114/5 \text{ mg}_{COD}/\text{L.h}$	SDS= ۹۹/۲ COD = ۹۱	۱۰۴/۲ $\text{mg}_{COD}/\text{L.h}$	این مطالعه

تصویر باکتری‌های گرانول و گونه‌های موثر در تجزیه SDS

با کارکرد ممتد راکتور AnBR جمعیت‌های میکروبی مختلفی در راکتور توسعه می‌یابد. اکولوژی میکروبی در راکتور، وابسته به نوع و مقدار سوبسترای موجود و پارامترهای محیطی مانند pH و دما است. بهره‌برداری از راکتور بافل‌دار آنوکسیک با لجن گرانولی دنیتریفایر قهوه‌ای رنگ از مطالعه قبل (۲۷) آغاز شد. بعد از تغییر ماده غذایی از ۲-کلروفنل به SDS در این مطالعه، گرانول‌ها به رنگ سفید تا خاکستری در طول راکتور تغییر رنگ دادند. با گذشت زمان و با افزایش بارگذاری آلی مخصوصاً

در اتاقک‌های اول تا سوم گرانول‌ها بزرگ‌تر و محکم‌تر شدند؛ متوسط سایز گرانول‌ها در اتاقک‌ها بین ۱۰-۶ mm متغیر بود. SEM گرفته‌شده از گرانول‌ها نشان داد که گرانول‌ها ساختار فشرده و به‌صورت طبیعی دارای حفره‌هایی در سطح خود هستند که محل خروج گاز N_2 است. سلول‌های دنیتریفایر با چسبیدن به یکدیگر و تشکیل گرانول به‌صورت ساکن درمی‌آیند؛ بافت گرانول‌ها احتمالاً به دلیل ساختمان میکروسکوپی و ساختاری که از باکتری‌های غیررشته‌ای تشکیل شده و نیز افزایش زمان ماند سلولی به چند سال، نسبت به شوک‌های سمی و هیدرولیکی مقاومت می‌کنند. همچنین گرانول‌سازی فضای

یافت نمی‌شود. این مطالعه خلاف این گفته را ثابت کرد. باسیلوس از رده باسیل و از خانواده باسیلیاسه است. خانواده باسیلیاسه به دو دسته هوازی و بی‌هوازی تقسیم می‌شود. نوع هوازی شامل جنس باسیلوس و نوع بی‌هوازی شامل جنس کلسترییدیوم می‌باشد. باسیلوس‌ها گرم مثبت، میله‌ای شکل و اغلب هوازی اجباری یا بی‌هوازی اختیاری و کاتالاز مثبت هستند. این باکتری‌ها اندوسپور مقاوم به حرارت تولید می‌کنند که به مقدار فراوان در گردوغبار وجود دارند. اندوسپور از نظر اندازه، شکل و موقعیت آن در داخل اسپورانژیوم به صورت مختلف دیده می‌شود که می‌تواند اساس طبقه‌بندی باسیلوس‌ها را تشکیل دهد. احیاء نیترات و حذف فسفر در محیط و ذخیره پلی فسفات در سلول، در آن‌ها مثبت است. بزرگ‌ترین گروه باکتری‌های دنیتریفایر متعلق به جنس آلکالیژنز، باسیلوس و سودوموناس است (۴۰). مقایسه بین باسیلوس سوبتیلیس و باسیلوس سرئوس نشان داد باسیلوس سوبتیلیس سورفاکتانت‌های آنیونی را بهتر تجزیه می‌کند (۴۱). در مطالعه‌ای دیگر باکتری‌های جدا شده از خروجی فاضلاب خشک‌شویی شامل سودوموناس آئروژینوزا و باسیلوس سوبتیلیس بودند (۴۲).

نتیجه‌گیری

نتایج تجزیه بیولوژیک SDS از فاضلاب سنتتیک با استفاده از راکتور AnBR نشان داد که راندمان حذف AnBR برای تجزیه SDS، بالا و این راندمان در شرایط پایدار و در تمام مراحل به مقدار $2 \pm 99/9$ درصد بوده است. راندمان حذف COD در HRT معادل با 24 h ، در تمام غلظت‌ها $3 \pm 99/5$ و این راندمان با کاهش پلکانی HRT از 24 h به 4 h از $4 \pm 99/4$ به 91 درصد کاهش داشت. غلظت SDS، COD و NO_3^- در خروجی AnBR در شرایط کاری SDS برابر 250 mg/L و HRT متناظر با 4 h ، از استانداردهای ایران کمتر بود. حذف SDS و COD، مشاهده شده در AnBR توسط متابولیسم آنوکسیک انجام گرفت. بیومس

مورد نیاز راکتور را کاهش می‌دهد (۳۸). همان‌گونه که تصاویر SEM نشان می‌دهد تنها باکتری‌های میله‌ای روی سطح گرانول بالغ دیده می‌شوند و سایر گرانول‌ها نیز جمعیت باکتریایی همگن و یکسان دارند. باکتری‌های هیدرولیزکننده روی سطح به شکل باسیل‌های کوتاه و بلند و همچنین باسیل رشته‌ای دیده می‌شوند که از خوشه باسیلی هستند.

گرانول‌های تشکیل شده از توده‌های باسیلی دارای دانسیته کمی بوده و شامل خلل و فرج زیادی هستند؛ بنابراین به واسطه میزان گاز بالا در لخته‌ها و سرعت مایع به سطح راکتور انتقال می‌یابند. ابعاد ذرات وابسته به نوع سوبسترا است. می‌توان این‌گونه اظهار نمود که ابعاد ذرات تا اواسط راکتور افزایش و سپس تا انتهای راکتور کاهش می‌یابد. ابعاد لخته‌ها تابعی از تولید گاز و غلظت COD در راکتور است، به صورتی که بزرگ‌ترین لخته‌ها هنگامی تشکیل می‌گردد که غلظت COD بالا باشد و تولید گاز به حدی پایین باشد که لخته‌ها نشکنند.

جمعیت باکتریایی غالب تجزیه‌کننده SDS در این راکتور توسط آنالیز PCR شناسایی شدند. میکروارگانیسم‌های شناسایی شده، گونه گرم منفی متعلق به جنس سودوموناس و گونه گرم مثبت متعلق به جنس باسیلوس بودند که مورد اخیر با آزمون PCR به‌عنوان گروه غالب در AnBR شناخته شد. نتایج نمونه‌های گرفته شده از AnBR پس از 230 day بهره‌برداری نشان داد که باسیلوس مگاتریوم (*Bacillus megaterium*)، باسیلوس آریاباهاتی (*Bacillus cereus*) و باسیلوس سرئوس (*Bacillus*) جنس باکتریایی غالب با توانایی رشد و استفاده از SDS به‌عنوان منبع کربن بودند. مطالعه Arora و همکاران (۳۹) نشان داد، عمده باکتری‌هایی که در محیط مسئول تجزیه سورفاکتانت‌ها می‌باشند، باکتری‌های گرم منفی از جنس سودوموناس بوده و گونه گرم مثبت مانند جنس باسیلوس که قادر به رشد در حضور سورفاکتانت باشد، در محیط

انتشار دوگانه، تحریف داده‌ها و داده‌سازی را در این مقاله رعایت کرده‌اند.

تشکر و قدردانی

این پژوهش حاصل پایان‌نامه مقطع کارشناسی ارشد دانشگاه تربیت مدرس با عنوان "تجزیه بیولوژیکی سدیم دودسیل سولفات موجود در فاضلاب با استفاده از راکتور بافل‌دار آنوکسیک" مصوب سال ۱۳۹۳ با کد اخلاق ۵۲/۷۷۳۲ بوده است که از حمایت‌های مالی و تجهیزاتی دانشگاه تربیت مدرس تشکر و قدردانی می‌گردد.

داخل AnBR، گرانولی و با میانگین اندازه ۶-۱۰ mm بوده و جنس باسیلوس، جنس غالب باکتریایی موجود در AnBR برای تجزیه سورفاکتانت توسط PCR شناسایی شد. با توجه به نتایج حاصله می‌توان بیان کرد که AnBR یک سیستم مؤثر، کارآمد و مترکم برای حذف سورفاکتانت‌ها از فاضلاب‌های شهری و صنایع شوینده است.

ملاحظات اخلاقی

نویسندگان همه نکات اخلاقی از جمله عدم سرقت ادبی،

References

1. Rathi BS, Kumar PS, Vo DVN. Critical review on hazardous pollutants in water environment: Occurrence, monitoring, fate, removal technologies and risk assessment. *Science of the Total Environment*. 2021;797:149134.
2. Mousavi SA, Khodadoost F. Effects of detergents on natural ecosystems and wastewater treatment processes: a review. *Environmental Science and Pollution Research*. 2019;26:26439-48.
3. Changani F, Asadi A, Haghghat GA, Hossein Mahvi A. Characterization of Carpet Cleaning Wastewater in Tehran, Iran. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2012;5(1):99-106.
4. Tamjidi S, Moghadas BK, Esmacili H, Shakerian Khoo F, Gholami G, Ghasemi M. Improving the surface properties of adsorbents by surfactants and their role in the removal of toxic metals from wastewater: A review study. *Process Safety and Environmental Protection*. 2021;148:775-95.
5. Pirsahab M, Almasi A, Zinatizade A, khamutian R, S. D. Economic Comparison of Standard Method with E.Jurdo Simplified Method to Measure Linear Alkyl Benzenesulfonates in Municipal Wastewater. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2011;4(2):245-54(in Persian).
6. Kim AL, Musin EV, Dubrovskii AV, Tikhonenko SA. Qualitative and quantitative methods detection of SDS based on polyelectrolyte microcapsules. *Scientific Reports*. 2022;12(1):232.
7. Rahmani Z, Harati M, Rahmani M, Poureshgh Y, Samadi M. Application of magnetic multiwall carbon nanotubes for the removal of sodium dodecyl sulfate (SDS) from aqueous solutions: Isotherm and kinetic studies. *Iranian Journal of Health and Environment*.

- Environment. 2016;9(2):259-72(in Persian).
8. Kulkarni D, Jaspal D. Surfactants in waste water: Development, current status and associated challenges. *Materialstoday: Proceedings*. 2023;11:1-5.
 9. Dietrich AM, Burlingame GA. Critical review and rethinking of USEPA secondary standards for maintaining organoleptic quality of drinking water. *Environmental Science & Technology*. 2015;49(2):708-20.
 10. Das R, Hoysall C, Rao L. Insights on foaming in surface Waters: A review of current understandings and future directions. *Chemical Engineering Journal*. 2024;493:152472.
 11. Sá MF, Castro V, Gomes AI, Morais DF, Braga RVS, Saraiva I, et al. Tracking pollutants in a municipal sewage network impairing the operation of a wastewater treatment plant. *Science of the Total Environment*. 2022;817:152518.
 12. Siyal AA, Shamsuddin MR, Low A, Rabat NE. A review on recent developments in the adsorption of surfactants from wastewater. *Journal of Environmental Management*. 2020;254:109797.
 13. Jena G, Dutta K, Daverey A. Surfactants in water and wastewater (greywater): environmental toxicity and treatment options. *Chemosphere*. 2023;341:140082.
 14. Moussavi G, Shekoohiyan S, Mojab S. Adsorption capacity of NH₄Cl-induced activated carbon for removing sodium dodecyl sulfate from water. *Desalination and Water Treatment*. 2016;57(24):11283-90.
 15. Tripathi SK, Tyagi R, Nandi BK. Removal of residual surfactants from laundry wastewater: a review. *Journal of Dispersion Science and Technology*. 2013;34(11):1526-34.
 16. Bautista Toledo MI, Rivera Utrilla J, Méndez Díaz JD, Sánchez Polo M, Carrasco Marín F. Removal of the surfactant sodium dodecylbenzenesulfonate from water by processes based on adsorption/bioadsorption and biodegradation. *Journal of Colloid and Interface Science*. 2014;418:113-9.
 17. Crini G, Lichtfouse E. Advantages and disadvantages of techniques used for wastewater treatment. *Environmental Chemistry Letters*. 2019;17:145-55.
 18. González S, Petrovic M, Barceló D. Removal of a broad range of surfactants from municipal wastewater—comparison between membrane bioreactor and conventional activated sludge treatment. *Chemosphere*. 2007;67(2):335-43.
 19. Ghaleh Khondabi V, Fazlali A, Zolfaghari M. Evaluation of the performance of the intermittent cycle extended aeration system in detergent removal from bathroom greywater. *Journal of Applied Research in Water and Wastewater*. 2019;6(1):51-55.
 20. Seyedsalehi M, Paladino O, Hodaifa G, Sillanpää M, Gurung K, Sahafnia M, et al. Performance evaluation of several sequencing batch biofilm reactors with movable bed in treatment of linear alkyl benzene sulfonate in urban wastewater. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 2019;16:6763-72.
 21. Yadav VR, Dawale SA. Removal of surfactant from waste soap solution by using membrane bioreactor. *International Journal of Engineering Science*. 2018;19:497.

22. Stalin K. Performance of rotating biological contactor in wastewater treatment—A review. *International Journal of Scientific & Engineering Research*. 2014;5(1).
23. Guo F. Pilot-scale study of removal of anionic surfactants with trickling filter [dissertation]. Canada: University of British Columbia; 2008.
24. Li L, He Z, Liang T, Sheng T, Zhang F, Wu D, et al. Colonization of biofilm in wastewater treatment: A review. *Environmental Pollution*. 2022;293:118514.
25. Xu M, Gao P, Chen Hq, Huang Xh, Xue Zx, Shen Xx, et al. Spatiotemporal distribution of microorganisms in a full-scale anaerobic baffled reactor—anoxic/oxic treatment plant for printing and dyeing wastewater. *Journal of Water Process Engineering*. 2022;49:103090.
26. Yorkor B, Momoh Y. A review of anoxic wastewater treatment: an overlooked aspect in wastewater treatment in Nigeria. *American Journal of Water Resources*. 2019;7(4):136-45.
27. Moussavi G, Ghodrati S, Mohseni Bandpei A. The biodegradation and COD removal of 2-chlorophenol in a granular anoxic baffled reactor. *Journal of Biotechnology*. 2014;184:111-17.
28. Moussavi G, Shekoohiyan S, Naddafi K. Anoxic biodegradation of petroleum hydrocarbons in saline media using denitrifier biogranules. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2016;129:51-56.
29. Reynaud N, Buckley C. The anaerobic baffled reactor (ABR) treating communal wastewater under mesophilic conditions: a review. *Water Science and Technology*. 2016;73(3):463-78.
30. Aqanaghad M, Mousavi G, Ghanbari R. Anaerobic baffled reactor and hybrid anaerobic baffled reactor performances evaluation in municipal wastewater treatment. *Iranian Journal of Health, Safety and Environment*. 2018;5(3):1027-34.
31. Birch H, Teixeira A, van Egmond R, Mayer P. Closed aerobic biodegradation kinetics test with activated sludge and low concentration chemical mixtures. *Chemosphere*. 2023;330:138752.
32. Karray F, Mezghani M, Mhiri N, Djelassi B, Sayadi S. Scale-down studies of membrane bioreactor degrading anionic surfactants wastewater: Isolation of new anionic-surfactant degrading bacteria. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2016;114:14-23.
33. Fazal S, Zhang B, Zhong Z, Gao L, Chen X. Industrial wastewater treatment by using MBR (membrane bioreactor) review study. *Journal of Environmental Protection*. 2015;6(6):584-98.
34. Motteran F, Okada DY, Delforno TP, Varesche MBA. Influence of cosubstrates for linear anionic sulfonated alkylbenzene degradation and methane production in anaerobic batch reactors. *Process Safety and Environmental Protection*. 2020;139:60-8.
35. Okada DY, Delforno TP, Etchebehere C, Varesche MB. 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*. 2014;96:63-70.

36. Carosia MF, Okada DY, Sakamoto IK, Silva EL, Varesche MBA. Microbial characterization and degradation of linear alkylbenzene sulfonate in an anaerobic reactor treating wastewater containing soap powder. *Bioresource Technology*. 2014;167:316-23.
37. Granatto CF, Macedo T, Gerosa LE, Sakamoto IK, Silva EL, Varesche M. Scale-up evaluation of anaerobic degradation of linear alkylbenzene sulfonate from sanitary sewage in expanded granular sludge bed reactor. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2019;138:23-32.
38. Wang X, Ye C, Zhang Z, Guo Y, Yang R, Chen S. Effects of temperature shock on N₂O emissions from denitrifying activated sludge and associated active bacteria. *Bioresource Technology*. 2018;249:605-11
39. Arora J, Ranjan A, Chauhan A, Biswas R, Rajput VD, Sushkova S, et al. Surfactant pollution, an emerging threat to ecosystem: Approaches for effective bacterial degradation. *Journal of Applied Microbiology*. 2022;133(3):1229-44.
40. Adekanmbi AO, Usinola IM. Biodegradation of sodium dodecyl sulphate (SDS) by two bacteria isolated from wastewater generated by a detergent-manufacturing plant in Nigeria. *Jordan Journal of Biological Sciences*. 2017;10(4).
41. Zhang RX, Wu ZW, Cui HY, Chai YN, Hua CW, Wang P, et al. Production of surfactant-stable keratinase from *Bacillus cereus* YQ15 and its application as detergent additive. *BMC biotechnology*. 2022;22(1):26.
42. Nwinyi OC, Umame PO, editors. *Degradation Potentials of Tropical Soil Bacteria on Detergents*.

IOP Conference Series: Earth and Environmental Science; 2021. IOP Publishing.



Available online: <https://ijhe.tums.ac.ir>

Original Article



The investigation of biological degradation of sodium dodecyl sulfate and its associated COD in wastewater using anoxic baffled reactor

Samira Mojab, Seyed Gholamreza Moussavi*, Sakine Shekoohiyan

Department of Environmental Health Engineering, Faculty of Medical Sciences, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran

ARTICLE INFORMATION:

Received: 22 December 2024

Revised: 10 March 2025

Accepted: 15 March 2025

Published: 28 May 2025

Keywords: Anoxic baffled reactor, Anionic surfactant, Sodium dodecyl sulfate, Biological degradation

***Corresponding Author:**

moussavi@modares.ac.ir.

ABSTRACT

Background and Objective: This study investigated the efficiency of an anoxic baffled reactor (AnBR) system for the biological treatment of synthetic wastewater containing sodium dodecyl sulfate (SDS) as a representative anionic surfactant, with the goal of enabling safe discharge into the environment.

Materials and Methods: The research aimed to examine the effects of SDS concentration as a substrate, hydraulic retention time (HRT), and the type of electron acceptor (nitrate or organic materials) in the AnBR reactor. Daily measurements of influent and effluent wastewater were conducted to assess surfactant, chemical oxygen demand (COD), and nitrate levels.

Results: The average COD removal efficiencies at SDS concentrations of 200, 250, 350, and 500 mg/L were 99.6%, 99.8%, 99.6%, and 99.3%, respectively, under steady-state conditions. The SDS removal efficiency for all concentrations was $99.8 \pm 0.2\%$. As the HRT decreased from 24 to 4 hours, the COD removal efficiency dropped from 99.4% to 90.9%. At an SDS concentration of 250 mg/L and an HRT of 4 hours, the effluent SDS concentration was 11 mg/L, which meets the discharge standards for surface water (1.5 mg/L). The removal of nitrate from the influent indicated a significant decrease in system efficiency, demonstrating that nitrate was consumed as an electron acceptor and SDS was degraded under anoxic conditions. PCR testing revealed that *Bacillus* species were the dominant bacteria in the AnBR.

Conclusion: Given the high removal efficiencies of SDS and COD, this process can be recommended for the degradation of anionic surfactants in wastewater from industries producing such pollutants.

Please cite this article as: Mojab S, Moussavi SGh, Shekoohiyan S. The investigation of biological degradation of sodium dodecyl sulfate and its associated COD in wastewater using anoxic baffled reactor. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2025;18(1):1-24.

