

استفاده از راکتور بیولوژیکی MBBR حاوی مدیای Kaldness در تصفیه نفتاب

حدیث حائری^۱، فرشید پژوم شریعتی*^۲ و فرهاد قادری^۳

^۱ کارشناسی ارشد مهندسی بیوتکنولوژی، دانشکده مهندسی شیمی، دانشگاه آزاد علوم و تحقیقات تهران

^۲ استادیار مهندسی شیمی، دانشکده مهندسی شیمی، دانشگاه آزاد علوم و تحقیقات تهران

^۳ دانشیار گروه مهندسی محیط زیست، دانشکده مهندسی عمران، دانشگاه صنعتی نوشیروانی بابل، بابل، ایران

(دریافت: ۹۶/۱۱/۲۱، پذیرش: ۹۷/۶/۳۱، نشر آنلاین: ۹۷/۶/۳۱)

چکیده

از راکتور بیوفیلمی با بستر متحرک (MBBR) برای تصفیه فاضلاب حاوی ترکیبات نفتی کم‌تر استفاده شده است. در این تحقیق از راکتور مذکور جهت مطالعه راندمان حذف ترکیبات موجود در نفت خام موجود در آب همراه نفت استفاده شده است. در این تحقیق ابتدا میکروارگانیسم‌ها در یک بازه ۷۰ روزه بر روی آکنه Kaldness از نوع k1 بیوفیلیم تشکیل داده و با آلاینده در COD برابر با ۱۰۰ میلی‌گرم بر لیتر سازگار گردیدند. سپس در این راکتور اثر پارامترهای زمان ماند (۸، ۱۲، ۲۴، ۴۸ و ۷۲ ساعت)، غلظت COD اولیه (۲۵۰۰-۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر) و درصد پرشدگی مدیا (۳۰، ۵۰ و ۷۰ درصد) بررسی گردید. بهترین راندمان حذف در COD ورودی برابر با ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر در زمان ماند ۴۸ ساعت و درصد پرشدگی ۵۰ درصد بود و در این شرایط راندمان حذف COD برابر با ۷۲ درصد به دست آمد. کشت میکروبی و رنگ‌آمیزی گرم، حضور میکروارگانیسم‌های گرم منفی و مثبت متنوعی را نشان داد. بررسی سینتیکی نتایج بیولوژیکی این تحقیق نشان می‌دهد که MBBR ضریب همبستگی مناسبی برای مدل مرتبه دوم در حذف آلاینده‌های نفت خام دارد.

کلیدواژه‌ها: نفتاب، بیوفیلیم، آکنه، COD، زمان ماند، درصد پرشدگی.

۱- مقدمه

به کار رفته جهت تصفیه آلاینده‌های نفتی به طور عمده شامل انعقاد و لخته‌سازی، فرآیندهای الکتروشیمیایی و فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته می‌باشد. به طور کلی روش‌های شیمیایی به دلیل قیمت بالای مواد شیمیایی و تجهیزات و تولید لجن اضافی، هزینه‌بر می‌باشند. لذا زمانی که حجم پساب زیاد باشد (پساب‌های صنعتی به طور معمول از این ویژگی برخوردار هستند)، استفاده از این روش‌ها با محدودیت مواجه می‌گردد (Al-Dahhan و Guo، ۲۰۰۵). در تصفیه و حذف مواد نفتی، از روش بیولوژیکی بیشتر برای حذف مواد محلول نفتی و برخی از امولسیون‌های بسیار پایدار استفاده می‌گردد. استفاده از تصفیه بیولوژیکی نیاز به پیش‌تصفیه دارد تا ترکیبات نفتی در ورودی سیستم به حداقل ممکن برسد.

روش‌های بیولوژیکی به دلیل سادگی، ارزان‌قیمت بودن و سازگاری با محیط زیست ترجیح داده می‌شوند (Ishak و همکاران، ۲۰۱۲). به طوری که طی سال‌های اخیر محققین بسیاری جهت تصفیه آب‌های آلوده به ترکیبات نفتی از

روش‌های به کار رفته جهت تصفیه آب‌های آلوده به ترکیبات نفتی در سه گروه روش‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی تقسیم می‌شوند. روش‌های فیزیکی بررسی شده جهت حذف و یا جداسازی ترکیبات نفتی از محلول‌های آبی شامل روش‌های ثقلی (Diyauddeen و همکاران، ۲۰۱۱؛ Santo و همکاران، ۲۰۱۲)، شناورسازی (Watcharasing و همکاران، ۲۰۰۹؛ Moosai و همکاران، ۲۰۰۳؛ Hami و همکاران، ۲۰۰۷؛ Bensadok و همکاران، ۲۰۰۷)، سانتریفیوژ (Hao و همکاران، ۲۰۱۳)، فیلتراسیون و فرآیندهای غشایی (Rezvanpour و همکاران، ۲۰۰۹)، جذب سطحی (Rajakovic-Ognjanovic و همکاران، ۲۰۰۸؛ Rajakovic و همکاران، ۲۰۰۷) و انجماد (Gao و همکاران، ۲۰۰۹) می‌شود که فقط آلاینده را از محیطی به محیط دیگر منتقل می‌کند.

در روش‌های شیمیایی، آلاینده‌های نفتی در اثر واکنش‌های شیمیایی به ترکیبات ساده‌تر تبدیل می‌شوند. روش‌های شیمیایی

* نویسنده مسئول؛ شماره تماس: ۰۲۱-۴۴۸۶۸۶۱۰

۲-۱- راکتور بیوفیلمی با بستر متحرک

راکتور مورد استفاده از ورق پلکسی گلاس به ضخامت ۵m ساخته شد و قطر داخلی آن ۲۱cm بود. ارتفاع کل و ارتفاع مؤثر این راکتور به ترتیب ۹۰ و ۶۱ سانتی متر بود و حجم مؤثری برابر با ۲/۱ لیتر داشت. در شکل (۱) تصویر شماتیک راکتور مورد استفاده در تحقیق ارائه شده است. با توجه به هدف تحقیق، در این تحقیق از آکنه‌های استاندارد Kaldness از نوع k1 استفاده شد. قطر و طول اسمی این آکنه‌ها به ترتیب ۹/۱ و ۷/۲ میلی متر بودند. این آکنه‌ها سطح ویژه‌ای برابر با $500 \text{ m}^2/\text{m}^3$ و چگالی $150 \text{ kg}/\text{m}^3$ داشتند. به منظور حرکت دادن آکنه‌ها در داخل راکتور و تأمین اکسیژن مورد نیاز، در راکتور از یک پمپ هوا با نرخ هوادهی ۸ لیتر بر دقیقه استفاده شد.



شکل ۱- تصویر شماتیک راکتور مورد استفاده در تحقیق:
A شیر تخلیه برای شستشوی راکتور، B شیر تخلیه لجن معلق
مازاد، C شیر نمونه‌گیری

۲-۲- مواد و تجهیزات

همه مواد شیمیایی مورد استفاده در این تحقیق از نوع آزمایشگاهی و محصول شرکت مرک^۷ بودند. مهم‌ترین مواد شیمیایی مورد استفاده در این تحقیق به شرح زیر بودند:

- H_2SO_4 ، $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ، HgSO_4 و Ag_2SO_4 جهت اندازه‌گیری COD؛
- سیلیکاژل^۸ در دسیکاتور^۹ برای متعادل کردن رطوبت در وزن کردن مواد؛
- H_2SO_4 و NaOH جهت تنظیم pH محلول در محدوده ۷/۵-۶/۵ مناسب برای رشد میکروارگانیسم‌ها؛

سیستم‌های مختلف تصفیه بیولوژیکی استفاده کرده‌اند. برخی از راکتورهای بیولوژیکی مورد استفاده عبارتند از: سیستم لجن فعال (Tellez و همکاران، ۲۰۰۲؛ Misiti و همکاران، ۲۰۱۳)، راکتور پتوی لجن بی‌هوایی با جریان رو به بالا^۱ (Rastegar و همکاران، ۲۰۱۱)، راکتور ناپیوسته متوالی^۲ (Mizzouri و Shaaban، ۲۰۱۳a)، راکتور مخزنی همزن دار پیوسته^۳ (Gargouri و همکاران، ۲۰۱۱؛ Mizzouri و Shaaban، ۲۰۱۳b)، راکتور تماس‌دهنده زیستی چرخان^۴ (Mukherji و Chavan، ۲۰۰۸؛ Tyagi و همکاران، ۱۹۹۳؛ Mirbagheri و Ebrahimi، ۲۰۱۱؛ Mukherji و Chavan، ۲۰۱۲).

ابتدا از راکتورهای بیوفیلمی^۵ با بستر متحرک در کشور نروژ استفاده شد. سپس نظر به مزیت‌های راکتورهای بیوفیلمی با بستر متحرک، در اروپا و آمریکا استفاده از آن گسترش یافت و به‌عنوان سیستمی برای تصفیه بیولوژیکی فاضلاب‌های شهری و صنعتی معرفی شد. از آنجاکه اقتصادی‌ترین و سازگارترین روش با طبیعت روش‌های بیولوژیکی هستند و از آنجاکه استفاده از راکتورهای بیوفیلمی با بستر متحرک (MBBR)^۶ روش جدیدی برای تصفیه فاضلاب‌های شهری و صنعتی است که قابلیت بالای آن در این زمینه به اثبات رسیده است، بنابراین هم‌اکنون بارها برای تصفیه آب حوضچه‌های پرورش ماهی و بیش از ۴۰۰ مرتبه برای طراحی تصفیه‌خانه فاضلاب از این فرآیند استفاده شده است (دلنواز، ۱۳۸۶).

در این تحقیق امکان استفاده از راکتور بیوفیلمی با بستر متحرک برای تصفیه آلاینده نفت خام موجود در آب همراه نفت مورد مطالعه قرار گرفت. بررسی شرایط بهینه در تصفیه فاضلاب حاوی ترکیبات نفتی در راکتور MBBR حاوی آکنه Kaldness، بررسی امکان تصفیه غلظت‌های بالای بار آلی در راکتور MBBR حاوی آکنه Kaldness با طی کردن فاز سـازگاری، زمینه‌های مختلف جدید و دارای نوآوری این تحقیق است.

۲- مواد و روش‌ها

در گام اول تحقیق، پایلوت در مقیاس آزمایشگاهی برای انجام آزمایشات مورد نظر ساخته شد. در مرحله بعد، لجن فاضلاب شهری تهیه و اقدام به تطبیق میکروارگانیسم‌ها برای تجزیه آلاینده نفتی شد. خوراک‌دهی اولیه با گلوکز صورت گرفت و به تدریج از میزان گلوکز کاسته و آلاینده‌های نفتی جایگزین آن شد. سپس حذف هر یک از ترکیبات با درصدهای متفاوت از آکنه‌ها و زمان‌ماندهای مختلف بررسی شدند.

6. Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR)

7. Merck

8. Silicagel

9. Desiccator

۱. Up flow anaerobic sludge blanket (UASB)

۲. Sequencing batch reactor (SBR)

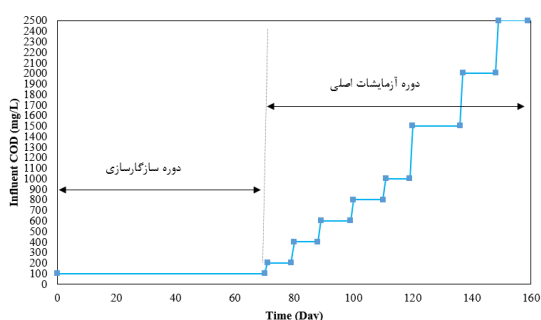
۳. Continuous-stirred tank reactor (CSTR)

۴. Rotating biological contactor (RBC)

5. Biofilm

۲-۵- پارامترهای مورد بررسی در آزمایشات اصلی

پس از اتمام دوره سازگارسازی، آزمایشات اصلی انجام گرفت و در این دوره اثر میزان COD ورودی (در سطوح ۲۰۰، ۴۰۰، ۶۰۰، ۸۰۰، ۱۰۰۰، ۱۵۰۰، ۲۰۰۰ و ۲۵۰۰ میلی گرم بر لیتر) و زمان ماند (در سطوح ۷۲، ۴۸، ۲۴، ۱۲ و ۸ ساعت) مورد مطالعه قرار گرفت و همچنین اثر درصد پرشدگی راکتور (در سه سطح ۳۰؛ ۵۰ و ۷۰ درصد) در COD ورودی برابر با ۱۵۰ میلی گرم بر لیتر بررسی گردید. روند افزایش COD ورودی به راکتور در طول دوره سازگارسازی و آزمایشات اصلی در شکل (۳) ارائه شده است.



شکل ۳- روند افزایش COD ورودی به راکتور در طول دوره سازگارسازی و آزمایشات اصلی

۲-۶- نمونه برداری جهت انجام آنالیز و پارامترهای کنترلی

و بررسی میکروسکوپی

روش نمونه گیری و انجام آنالیزها بدین صورت بود که پس از طی زمان ماند، پمپ هوادهی خاموش شده تا آکنه ها و لجن معلق در راکتور ته نشین شوند. در ادامه حدود ۱۰۰ mL از پساب قسمت فوقانی راکتور توسط شیر مربوطه برداشت و جهت انجام آنالیز COD استفاده گردید. آزمایش COD بر اساس دستورالعمل ۵۲۲۰B از کتاب روش های استاندارد برای آزمایش های آب و فاضلاب انجام گرفت (APHA، ۲۰۱۲).

با توجه به هوازی بودن فرآیند مورد استفاده، تأمین اکسیژن مورد نیاز سوخت و ساز سلولی برای میکروارگانیسم ها از اهمیت بسزایی برخوردار است. به همین دلیل با انجام آزمایشات منظم در طول مدت تحقیق، مقدار این پارامتر همواره در حد استاندارد نگه داشته شد. همچنین پارامترهای کنترلی pH و MLVSS/MLSS به طور مرتب بررسی گردید و در طول مدت بهره برداری pH در بازه ۷-۷/۵ و MLVSS/MLSS در بازه ۰/۷۷-۰/۶۸ بود. همچنین دما در شرایط طبیعی ثابت (۲۲±۲ سانتی گراد) نگه داشته شد. جهت مطالعه وضعیت سیستم از

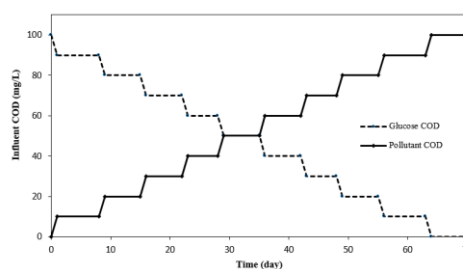
- بی کربنات آمونیوم (NH_4HCO_3) به عنوان منبع نیتروژن و ترکیب نمک های K_2HPO_4 ، KH_2PO_4 به عنوان منبع فسفر جهت تأمین نسبت COD:N:P برابر ۱:۵:۱۰۰؛
- سولفات منیزیم ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)، کلرید کلسیم ($\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)، کلرید آهن ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) و مولیبدات سدیم ($\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) به عنوان ریزمغذی؛
- دستگاه های مورد استفاده در این تحقیق عبارت بودند از: اسپکتروفوتومتر ۱' مدل UV-VIS 2800 ساخت شرکت Unico برای اندازه گیری COD،
- ترازوی دیجیتالی با دقت ۰/۰۰۱ گرم مدل AS 220 R2 ساخت شرکت Rad Wag،
- pH متر مدل WA-2017 SD ساخت شرکت Lutron،
- کوره مدل F3L-1720 ساخت شرکت Azar Furnaces،
- آون مدل YCO-500-64 ساخت شرکت Yaran،
- پمپ های هوادهی مدل ACO 5505 ساخت شرکت ILEA.

۲-۳- تهیه فاضلاب سنتزی

با توجه به تحقیقات پیشین، بیشتر ترکیبات نفتی موجود در آب همراه نفت در محدوده C14-C35 هستند. برای دستیابی به ترکیبی مشابه با آب همراه نفت از ترکیب گازوئیل (C16-C20) با نفت خام (C8-C37) به نسبت ۱ به ۲ استفاده شد. علاوه بر این، مخلوط قبل از ورود به سیستم هیدروکربنی به مدت ۴۸ ساعت در شرایط هوادهی قرار داده شد تا ترکیبات سبک، همراه با بخار آب از محیط خارج و هیدروکربن های گریسی سنگین (سنگین تر از C35) به صورت غیر محلول بماند. بنابراین از ورود هیدروکربن های خیلی سبک و خیلی سنگین به راکتور جلوگیری شد (ذوالفقاری و همکاران، ۱۳۹۲).

۲-۴- سازگار نمودن میکروارگانیسم ها با فاضلاب سنتزی

در مرحله اول سازگاری گلوکز با COD معادل ۱۰۰ mg/L به سیستم تزریق گردید. شکل (۱) تغییرات COD بر حسب زمان در مرحله سازگاری را نشان می دهد (شکل (۲)).



شکل ۲- روند بارگذاری در مرحله سازگاری (COD=100 mg/L)

$$\frac{dS}{dt} = \frac{U_{\max} \left(\frac{QS_0}{V} \right)}{K_B + \left(\frac{QS_0}{V} \right)} \quad (۴)$$

با نوشتن موازنه جرم در سیستم و خطی سازی معادلات، رابطه (۵) به دست می آید:

$$\left(\frac{dS}{dt} \right)^{-1} = \frac{\theta_H}{S_0 - S} = \frac{K_B}{U_{\max}} \left(\frac{\theta_H}{S_0} \right) + \frac{1}{U_{\max}} \quad (۵)$$

در این تحقیق از رابطه (۴) جهت بررسی میزان تطابق سینتیک واکنش های بیولوژیکی سیستم با مدل سینتیک Stover-Kincannon استفاده شد. بدین منظور، داده های مربوط به حذف آلاینده در نموداری با محور افقی $\theta H/S_0$ و محور قائم $\theta H/(S_0 - S)$ رسم گردید و پس از برازش خطی راست، ضریب همبستگی سیستم با مدل مرتبه دوم Stover-Kincannon به دست آمد.

۲-۸- اندازه گیری وزن خشک بیوفیلم

به منظور داشتن تخمینی از مقدار بیوفیلم تشکیل شده بر روی آکنه ها، وزن خشک بیوفیلم روی تعداد یکسانی از آکنه های هر راکتور به شرح ذیل اندازه گیری شد. ابتدا ۱۰ آکنه به طور تصادفی از راکتور برداشته شد. سپس آکنه ها به مدت ۲۴ ساعت تحت دمای ۱۰.۵ درجه سلسیوس، در آن خشک و پس از خنک شدن در دسیکاتور محتوی سیلیکاژل (تا دمای محیط)، وزن مجموع ۱۰ آکنه توسط ترازو اندازه گیری گردید. به منظور زدودن بیوفیلم خشک از روی آکنه ها، آن ها با آب شهری تحت فشار شسته شده و با آب مقطر آبکشی گردیدند و مجدداً به مدت ۲۴ ساعت تحت دمای ۱۰.۵ درجه سلسیوس، در آن خشک و پس از خنک شدن در دسیکاتور، وزن مجموع ۱۰ آکنه توسط ترازو اندازه گیری گردید. اختلاف وزن اولیه و نهایی، مبین وزن خشک بیوفیلم تشکیل شده بر روی ۱۰ آکنه سیستم بود.

۳- نتایج و بحث

۳-۱- راندمان حذف در دوره سازگاری

شکل (۴) راندمان حذف COD برحسب زمان در دوره سازگاری را نشان می دهد. با توجه به نمودار، با هر بار افزایش غلظت ترکیبات نفتی، راندمان حذف کاهش می یافت و با تکرار بارگذاری، راندمان بهبود و در نهایت در حالت پایا، به راندمان ثابتی می رسید و به طور کلی در غلظت های مختلف دوره سازگاری، راندمان حالت پایا تفاوت قابل ملاحظه ای نداشت. تفاوت راندمان حالت پایا برای COD در دو بارگذاری متوالی هیچ گاه از مقدار ۶ درصد بیشتر نشد و به طور میانگین ۷ روز

لحاظ بیولوژیکی، نمونه گیری از راکتور به صورت دوره ای جهت بررسی میکروسکوپی نمونه انجام شد. بر روی نمونه های گرفته شده کشت میکروبی صورت گرفت و رنگ آمیزی گرم انجام گردید. لازم به ذکر است که لجن های اضافی شسته شده از روی بیوفیلم ها، به همراه فاضلاب تصفیه شده تخلیه می شدند.

۲-۷- سینتیک واکنش های بیولوژیکی

در این تحقیق به منظور بررسی سینتیک واکنش های بیولوژیکی سیستم، از سه مدل سینتیک مرتبه اول، Grau و Stover-Kincannon استفاده گردید (Qaderi و همکاران، ۲۰۱۱؛ آیتی و همکاران، ۱۳۸۹؛ دلنواز و همکاران، ۱۳۸۸). جهت بررسی میزان تطابق سینتیک واکنش های بیولوژیکی سیستم با مدل سینتیک مرتبه اول، از رابطه (۱) استفاده شد. بدین منظور، داده های مربوط به حذف آلاینده در نموداری با محور افقی S و محور قائم $(S_0 - S)/\theta H$ رسم گردید و پس از برازش خطی راست، ضریب همبستگی سیستم با مدل مرتبه اول به دست آمد (Qaderi و همکاران، ۲۰۱۱؛ آیتی و همکاران، ۱۳۸۹).

$$\left((S_0 - S)/\theta H \right) = (k_1 * S) \quad (۱)$$

در رابطه (۱)، S_0 مقدار آلاینده ورودی، S مقدار آلاینده باقی مانده، θH زمان ماند و k_1 ثابت سینتیک مدل درجه اول است. مدل Grau در واقع بیانگر سینتیک درجه دوم می باشد که آن را می توان طبق رابطه (۲) بیان کرد (Grau و همکاران، ۱۹۷۵):

$$-\frac{dS}{dt} = k_s \times X \times \left(\frac{S}{S_0} \right)^2 \quad (۲)$$

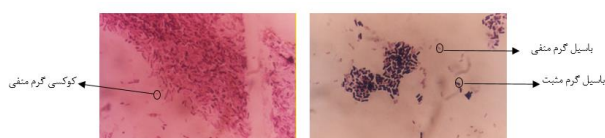
در این معادله دیفرانسیل، S_0 مقدار آلاینده ورودی، S مقدار آلاینده باقی مانده، k_s ثابت سرعت حذف و X غلظت جرم میکروبی در راکتور می باشد. با حل این معادله، رابطه (۳) به دست می آید:

$$\frac{S_0 \times \theta_H}{S_0 - S} = \theta_H - \frac{S_0}{k_s \times X} \quad (۳)$$

در این تحقیق از رابطه (۳) جهت بررسی میزان تطابق سینتیک واکنش های بیولوژیکی سیستم با مدل سینتیک Grau استفاده شد. بدین منظور، داده های مربوط به حذف آلاینده در نموداری با محور افقی θH و محور قائم $(S_0 \times \theta H)/(S_0 - S)$ رسم گردید و پس از برازش خطی راست، ضریب همبستگی سیستم با مدل Grau به دست آمد.

مدل Stover-Kincannon به صورت رابطه (۴) بیان می گردد که در آن U_{\max} و K_B به ترتیب سرعت حذف حداکثر و میزان ثابت اشباع می باشند (Stover و Kincannon، ۱۹۸۲):

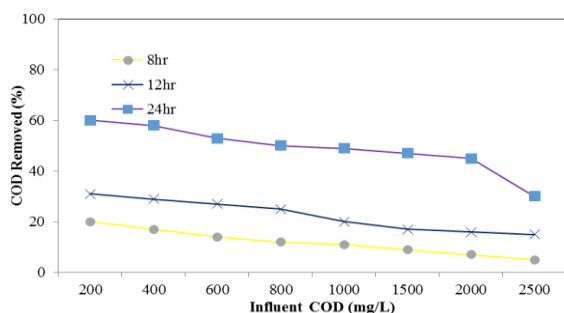
میکروارگانیسم‌ها بیشتر از نوع باکتری‌های کوکسی^{۱۱} منفرد و زنجیره‌ای بودند و تعداد محدودتری میکروارگانیسم میله‌ای از نوع باسیل نیز وجود داشت. براساس نتایج رنگ‌آمیزی گرم، وجود هر دو نوع میکروارگانیسم گرم مثبت و گرم منفی تأیید شد به طوری که بیشتر باسیل‌های موجود گرم مثبت بوده و هر دو نوع کوکسی گرم مثبت و منفی در شکل مشاهده می‌شود.



شکل ۶- تصاویر میکروسکوپی از میکروارگانیسم‌های چسبیده به بیوفیلم

۳-۳- اثر افزایش بار ورودی

در این بخش راندمان حذف در زمان‌ماندهای مختلف و در بارگذاری ترکیبات آلی متفاوت (از COD معادل ۲۰۰ تا ۲۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر) مورد مطالعه قرار گرفت. با دقت در شکل (۷) نمودار ملاحظه می‌شود که در بارگذاری اولیه، با افزایش COD، راندمان حذف کاهش می‌یابد. دلیل این مشاهده می‌تواند سمیت آلاینده نفتی برای میکروارگانیسم‌ها در غلظت‌های بالاتر باشد. به این پدیده در تحقیقات پیشین نیز اشاره شده است (Qaderi و همکاران، ۲۰۱۸). در COD معادل ۱۰۰۰ mg/L، راندمان حذف در زمان‌ماندهای ۸، ۱۲ و ۲۴ ساعت به ترتیب ۱۱، ۲۰ و ۴۹ درصد به‌دست آمد.

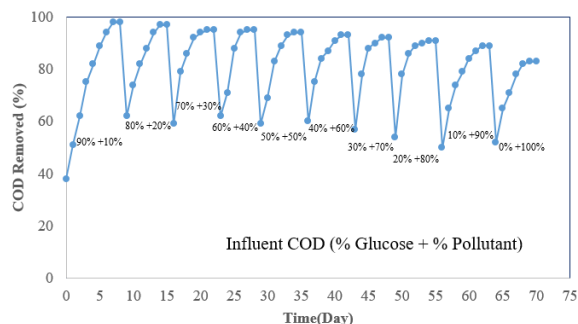


شکل ۷- تغییرات راندمان حذف COD در CODهای مختلف (درصد پرشدگی ۵۰ درصد)

۳-۴- بررسی اثر زمان ماند

با توجه به نتایج (شکل (۸))، در شرایط یکسان، هر چه زمان ماند بیشتر باشد راندمان حذف بالاتر می‌رود؛ این مسئله در رابطه با زمان ماند ۷۲ ساعت نیز صدق می‌کند. در زمان‌ماندهای ۴۸ و ۷۲ ساعت، اختلاف چندانی بین درصد حذف ترکیبات

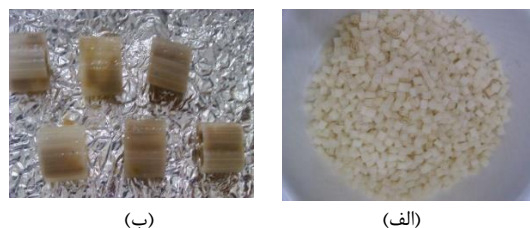
برای رسیدن به حالت پایا، پس از هر بار افزایش بار نیاز بود. لازم به ذکر است که درصد حذف COD در انتهای دوره سازگاری ۸۳ درصد رسید. به‌طور کلی مرحله سازگاری و انطباق میکروارگانیسم‌ها با آلاینده ۷۰ روز به طول انجامید.



شکل ۴- راندمان حذف COD در دوره سازگاری (COD_{in}=100 mg/L)

۳-۲- نتایج آزمایش کشت میکروبی بر روی بیوفیلم

با شروع دوره سازگاری در سیستم بیولوژیکی MBBR، روی سطح داخلی آکنه‌ها بیوفیلم (شکل (۵)) تشکیل شد. با توجه به شکل ظاهری آکنه مورد استفاده، ابتدا بیوفیلم در داخل آکنه تشکیل و به‌مرور زمان لایه‌های بیوفیلمی نازکی در زوایای سطح خارجی برخی از آکنه‌ها مشاهده شد؛ علت این پدیده را می‌توان تنش برشی ناشی از سیال هنگام حرکت آکنه داخل راکتور دانست. این تنش برشی سبب شستگی مداوم میکروارگانیسم‌های چسبیده از سطح خارجی می‌شود و در زوایای سطح داخلی شرایط مناسب‌تری برای باقی ماندن میکروارگانیسم بر روی سطح حاکم است. با افزایش ضخامت بیوفیلم، وزن لایه و برخورد آکنه‌ها به یکدیگر، سبب جدا شدن میکروارگانیسم‌های چسبیده از سطح آکنه می‌شود.



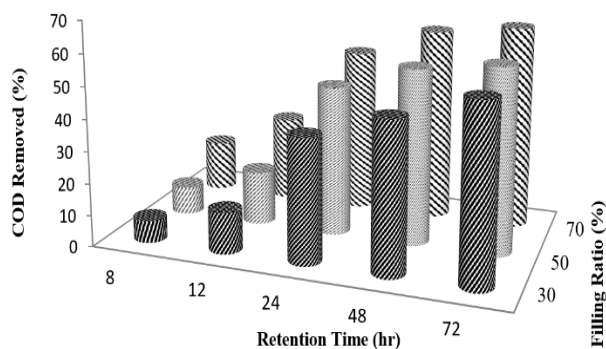
شکل ۵- تشکیل بیوفیلم بر روی آکنه‌های K1 در MBBR: (الف) آکنه قبل از تشکیل بیوفیلم، (ب) آکنه بعد از تشکیل بیوفیلم

پس از تشکیل بیوفیلم، نمونه‌برداری برای کشت میکروبی و تهیه تصاویر از میکروارگانیسم‌های چسبیده به سطح داخلی آکنه، انجام شد (شکل (۶)). براساس تصاویر به‌دست آمده

دلیل رفتار مشاهده شده را با زمان بهینه لازم برای مصرف آلاینده می‌توان تفسیر کرد به‌گونه‌ای که با افزایش زمان، تجزیه آلاینده افزایش می‌یابد اما پس از مدت زمان مشخص و مناسبی، دیگر آلاینده کافی برای مصرف نیست و افزایش زمان ماند نمی‌تواند تغییر قابل توجهی در راندمان ایجاد نماید. به این پدیده در تحقیقات پیشین نیز اشاره شده است (Qaderi و همکاران، ۲۰۱۸).

۳-۵- بررسی اثر درصد پرشدگی آکنه

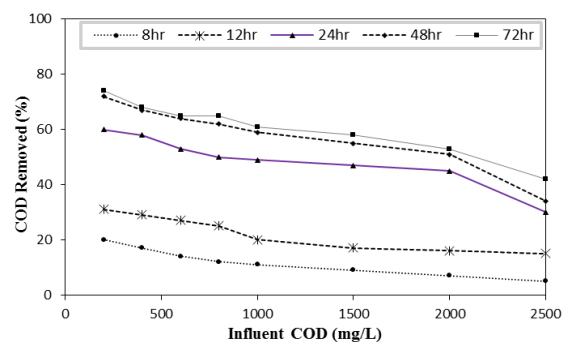
در این بخش، نتایج راندمان حذف حاصل از آزمایشات مرتبط با تأثیر حجم پرشدگی راکتور با آکنه (در COD معادل ۱۵۰۰ mg/L) در شکل (۹) ارائه شده است. همان‌طور که در نمودار نشان داده شده است، در مقایسه و بررسی سیستم‌ها در درصد پرشدگی‌های ۰.۷۰، ۵۰ و ۳۰ درصد، میزان راندمان حذف پس از گذشت ۲۴ ساعت در COD معادل ۱۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر به ترتیب برابر ۵۲، ۴۷، ۳۹ درصد شد. همان‌گونه که ملاحظه می‌شود، میزان پرشدگی ۳۰ درصد راکتور با آکنه؛ کم‌ترین راندمان را دارا است و راندمان با پرشدگی آکنه ۵۰ درصد با کمی راندمان کم‌تر نسبت به درصد پرشدگی ۷۰ درصد را می‌توان حالت بهینه معرفی کرد زیرا هم راندمان مناسبی دارد و هم مشکلات ناشی از عدم حرکت نامناسب آکنه (به علت تراکم بالا) را ندارد. بر اساس نتایج به‌دست آمده، اگرچه کاهش حجم آکنه از ۷۰ به ۵۰ درصد با کاهش راندمان حذف همراه است ولی این کاهش قابل توجه نبوده و تأثیر چندانی در درصد حذف ترکیبات هیدروکربنی ندارد. در بیشتر تحقیقات انجام شده بر روی سیستم MBBR نیز نسبت پرشدگی آکنه بین ۳۰ تا ۷۰ درصد بوده (Odegaard, ۲۰۰۶) و نتیجه مشابه این تحقیق ارائه شده است (دلنواز و همکاران، ۱۳۸۸؛ Ayati و همکاران، ۲۰۰۷؛ Hosseini و Borghei، ۲۰۰۵؛ Dong و همکاران، ۲۰۱۱؛ Haandel و Lubbe، ۲۰۱۲).



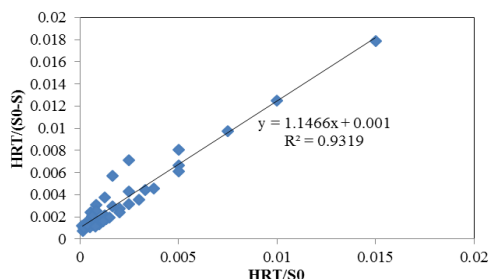
شکل ۹- راندمان سیستم در درصدهای پرشدگی‌های مختلف (COD=۱۵۰۰ mg/L)

هیدروکربنی وجود ندارد؛ که بیش‌ترین و کم‌ترین مقدار این اختلاف به ترتیب ۸ درصد (در COD معادل ۲۵۰۰ mg/L) و ۱ درصد (در CODهای معادل ۴۰۰ و ۶۰۰ میلی‌گرم بر لیتر) می‌باشد بنابراین می‌توان زمان ماند ۴۸ ساعت را به عنوان زمان ماند بهینه انتخاب نمود.

بر اساس نمودار راندمان حذف برای زمان ماند ۷۲ ساعت، از ۶۸ درصد در COD معادل ۴۰۰ mg/L تا ۶۱ درصد در COD معادل ۱۰۰۰ mg/L کاهش یافت. همچنین این روند برای زمان ماند ۴۸ ساعت، از ۶۷ و ۶۴ درصد به ترتیب در COD معادل ۴۰۰ و ۶۰۰ میلی‌گرم بر لیتر تا ۶۲ درصد در COD معادل ۸۰۰ mg/L مشاهده شد. همان‌طور که از نمودار حاصل می‌شود بیش‌ترین اختلاف‌های راندمان حذف COD، از COD معادل ۱۰۰۰ تا ۲۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر، در هر دو زمان ماند ۲۴ و ۷۲ ساعت به میزان ۱۹٪ حاصل شد. با دقت در نمودار ملاحظه می‌شود که روند حذف ترکیبات آلی از COD معادل ۲۰۰ mg/L تا COD معادل ۱۰۰۰ mg/L در زمان‌ماندهای ۸، ۱۲ و ۲۴ ساعت، به ترتیب کاهش راندمان حذف ۹٪، ۱۱٪ و ۱۱٪ را نشان دادند. بر اساس نتایج، بیش‌ترین راندمان حذف در زمان‌ماندهای ۲۴، ۴۸، ۷۲ ساعت، در بارگذاری COD معادل ۲۰۰ mg/L به ترتیب برابر با ۶۰، ۷۲ و ۷۴ درصد حاصل شد و همچنین بیش‌ترین راندمان حذف در زمان‌ماندهای ۸ و ۱۲ ساعت نیز در بارگذاری COD معادل ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر به ترتیب به میزان ۲۰٪ و ۳۱٪ مشاهده شد. شیب نمودار ارائه شده در بارگذاری COD در زمان ماند ۷۲ ساعت با افزایش بارگذاری COD روندی کاهشی و ملایم از خود نشان می‌دهد به نحوی که راندمان حذف در ازای افزایش بار از COD معادل ۸۰۰ mg/L تا COD معادل ۱۰۰۰ mg/L به میزان ۴٪ تغییر می‌کند. در برخی تحقیقات انجام شده بر روی سیستم MBBR در حذف آنیلین، فنل و هیدروکینون در زمان ماند ۲۴ ساعت؛ رفتار مشاهده شده در این تحقیق در حذف آلاینده‌ها و ترکیبات نفتی تأیید شده است (دلنواز و همکاران، ۱۳۸۸؛ Ayati و همکاران، ۲۰۰۷).



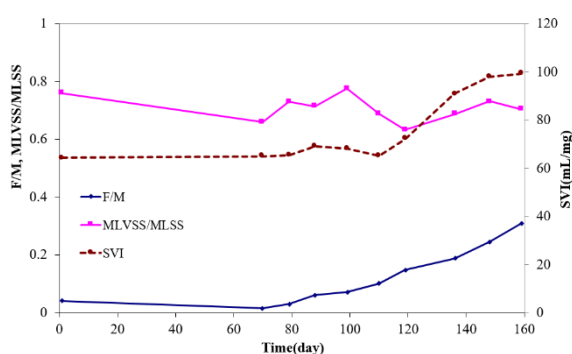
شکل ۸- تغییرات راندمان حذف COD در CODهای مختلف (درصد پرشدگی ۵۰ درصد)



شکل ۱۲- رگرسیون خطی مدل اصلاح شده Stover-Kincannon

۳-۷- بررسی پارامترهای کنترلی مؤثر در راه اندازی و راهبری بیوراكتورها

نتایج مربوط به بررسی پارامترهای نسبت غذا به میکروارگانیسم (F/M)، میزان MLSS و MLVSS، در مراحل سازگاری میکروارگانیسم‌ها و آزمایشات اصلی بیوراكتور^{۱۲} در شکل (۱۳) ارائه شده است.

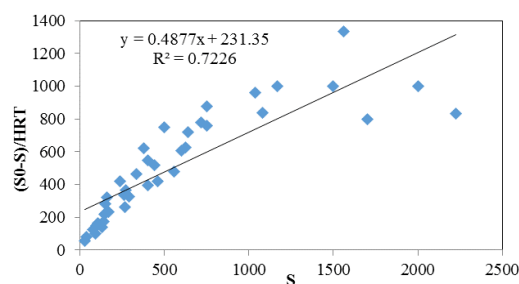


شکل ۱۳- نحوه تغییرات پارامترهای کنترلی مؤثر در راه اندازی و راهبری MBBR

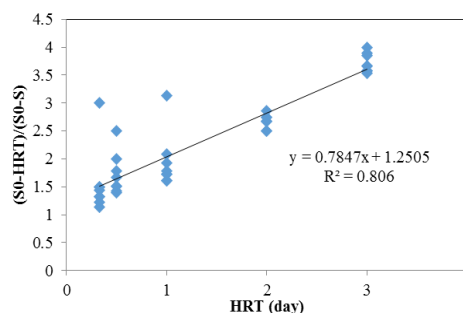
از آنجاکه هیدروکربن‌های نفتی خطرناک و سمی هستند و غلظت بالای این مواد مسمومیت و مرگ میکروارگانیسم‌ها را به همراه خواهد داشت و از طرفی هدف این تحقیق امکان تصفیه فاضلاب با غلظت‌های بالا توسط سیستم تحقیق است؛ لذا نسبت F/M سیستم بیولوژیکی در دوره سازگاری و افزایش بار در محدوده ۰/۰-۰/۴۱/۳۰۹ Kg COD. Kg-1 MLSS. Day-1 انتخاب گردید و به این ترتیب در دوره سازگاری که F/M کم بود میکروارگانیسم‌ها توسط آلاینده از بین نرفته و مجبور به مصرف آلاینده به عنوان منبع کربن شدند و در انتهای بهره‌برداری نیز توانایی راکتورها در حذف مقادیر F/M بالا درحد ۰/۳۰۹ KgCOD.Kg-1 MLSS.Day-1 مشاهده شد. همچنین بر اساس شکل (۱۳)، مقدار MLVSS/MLSS در طول بهره‌برداری فاز

۳-۶- بررسی سینتیک واکنش‌های بیولوژیکی

در ادامه، سینتیک واکنش و تابعیت آن از سه مدل مورد بررسی قرار گرفتند. در مدل مرتبه اول که درجه اول بودن واکنش‌ها را برای حذف آلاینده با رسم نمودار $(S_0-S)/HRT=k_1S$ در نظر می‌گیرد ضریب همبستگی ۰/۷۲۲۹ به دست آمد. مقدار k_1 شیب خط رسم شده در شکل (۱۰) است که برابر ۰/۴۸۷ به دست آمد. برای بررسی بیشتر، مدل‌های Grau و Stover-Kincannon نیز بررسی شدند. در شکل (۱۱)، همان‌طور که مشخص است ضریب همبستگی برای مدل Grau برابر ۰/۸۰۶ می‌باشد. بر اساس خط حاصل از خطی‌سازی صورت گرفته در نمودار، میزان عرض از مبدأ و شیب نمودار به ترتیب ۱/۲۵۰۵ و ۰/۷۸۴۷ می‌باشد. در شکل (۱۲) همبستگی مدل اصلاح شده Stover-Kincannon برابر ۰/۹۳۱۹ حاصل شد. عرض از مبدأ و شیب خط رگرسیون به دست آمده به ترتیب مقادیر U_{max} و KB بود که ۰/۰۰۱ و ۱/۱۴۶۶ حاصل شد. لازم به ذکر است که هر دو مدل‌های Grau و Stover-Kincannon مدل‌های مرتبه دو هستند (Qaderi و همکاران، ۲۰۱۱) که انطباق نتایج بر اساس داده‌های این تحقیق بر Stover-Kincannon بیشتر است. بر اساس نتایج مشاهده شده پیروی مدل‌ها از سینتیک مرتبه دو نشان‌دهنده ترکیبات پیچیده‌ای است (Qaderi و همکاران، ۲۰۱۱) که در این تحقیق مورد تصفیه قرار گرفته است و توان قابل قبول میکروارگانیسم‌های سازگار شده برای تصفیه را نشان می‌دهد.



شکل ۱۰- رگرسیون خطی مدل حذف آلاینده مرتبه اول



شکل ۱۱- رگرسیون خطی مدل مرتبه دوم Grau

ساعت، کاهش شش درصدی راندمان حذف با کاهش پرشدگی از ۷۰ به ۵۰ درصد، و کاهش هشت درصدی راندمان حذف از ۵۰ به ۳۰ درصد مشاهده شد. نتایج مدل سازی بیولوژیکی ترکیبات هیدروکربنی نشان می دهد که راکتورهای حاوی هیدروکربن های نفتی ضریب همبستگی مناسبی برای مدل حذف آلاینده مرتبه دوم دارند؛ به طوری که ضریب همبستگی بالایی برای مدل های Grau و Stover-Kincannon حاصل شد. بر اساس نتایج این تحقیق، راکتور توانایی بالایی در تصفیه ترکیبات نفتی دارد.

۵- مراجع

آیتی ب، گنجی دوست ح، دلنواز م، "کاربرد راکتورهای بیوفیلمی با بستر متحرک (MBBR) در تصفیه فاضلاب های شهری و صنعتی"، مرکز نشر آثار علمی دانشگاه تربیت مدرس، ۶۷-۱۳۸۹.

دلنواز م، آیتی ب، گنجی دوست ح، "سینتیک واکنش تصفیه فاضلاب حاوی آنیلین در راکتور بیوفیلمی با بستر متحرک"، مجله سلامت و محیط، ۱۳۸۸، ۲ (۱)، ۷۶-۸۷.

دلنواز م، "تصفیه فاضلاب حاوی ترکیبات حلقوی آمینی با استفاده از راکتور بیوفیلمی با بستر متحرک"، پایان نامه کارشناسی ارشد مهندسی عمران (محیط زیست)، دانشگاه تربیت مدرس، ۱۳۸۶.

ذوالفقاری م، عالم زاده ا، وثوقی م، تفتی ن، "استفاده از بیوراکتور بافل دار هیبریدی برای بهبود فرایند لجن فعال در تصفیه پساب نفتی"، آب و فاضلاب، ۱۳۹۲، ۱، ۴۳-۵۲.

APHA (American Public Health Association), AWWA (American Water Works Association), WEF (Water Environment Federation), 2012, Standard Methods for examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: American Public Health Association, 1496 pp. ISBN-13: 978-087553-013-0.

Ayati B, Ganjidoust H, Mir Fattah M, "Degradation of aromatic compounds using moving bed biofilm reactors", Iranian Journal of Environmental Health Science and Engineering, 2007, 4 (2), 107-112.

Bensadok K, Belkacem M, Nezzal G, "Treatment of cutting oil/water emulsion by coupling coagulation and dissolved air flotation", Desalination, 2007, 206, 440-448.

Chavan A, Mukherji S, "Treatment of hydrocarbon-rich wastewater using oil degrading bacteria and phototrophic microorganisms in rotating biological contactor", effect of N: Pratio, Journal of Hazardous Materials, 2008, 154: 63-72.

Diyauddin BH, Daud WMAW, Abdul Aziz, AR, "Treatment technologies for petroleum refinery effluents: A review", Process Safety and Environmental Protection, 2011, 89, 95-105.

Dong Z, Lu M, Huang W, Xu X, "Treatment of oily wastewater in moving bed biofilm reactors using a novel suspended ceramic bio carrier", Journal of Hazardous Materials, 2011, 196, 123-130.

سازگاری و آزمایشات اصلی برابر با 0.08 ± 0.07 بود. تمامی نوسانات MLVSS/MLSS مشاهده شده در بازه زمانی ۶۰ تا ۱۶۰ روز، کم تر از 0.2 بود. این مقدار اندک نوسانات هم احتمالاً به علت شستگی بیوفیلیم و تخلیه کمی لجن به همراه فاضلاب اتفاق افتاده است. همچنین لازم به ذکر است که مقادیر SVI در تمام مدت بهره برداری کم تر از 150 mL/g بود و لجن از نظر خصوصیات ته نشینی وضعیت نامطلوبی نداشت.

۳-۸- بررسی بیوفیلیم

از آنجاکه در سیستم های MBBR، به دلیل حرکت و چرخش دائمی آکنه ها در راکتور، بیوفیلیم روی آن ها به طور متناوب تشکیل و پس از گذشت مدتی در اثر تنش برشی وارده از طرف سیال کنده می شود، تغییرات بیوفیلیم در این نوع سیستم، مشابه راکتورهای بیوفیلمی بستر ثابت نیست که با گذشت زمان مقدار بیوفیلیم تا یک مقدار بیشینه افزایش یابد و بتوان با اندازه گیری دوره ای مقدار بیوفیلیم، نمودار رشد آن را در طول زمان ارائه نمود. با این حال در چند مرحله مختلف، وزن خشک بیوفیلیم روی تعداد یکسانی از آکنه های راکتور اندازه گیری شد. بر اساس نتایج، میانگین وزن خشک بیوفیلیم به ازای واحد سطح آکنه در سیستم از 0.30 تا 0.60 mg/cm^2 تغییرات داشت.

۴- جمع بندی

این تحقیق در مقیاس آزمایشگاهی انجام گرفته است. در این تحقیق، مطالعات و آزمایش هایی انجام گرفته تا تصفیه پذیری هیدروکربن های نفتی به وسیله میکروارگانیسم های بیوفیلمی بررسی شود و این اولین گام جهت بررسی تصفیه بیولوژیکی در مقیاس واقعی است. مشاهدات این تحقیق نشان دهنده توانایی میکروارگانیسم ها متنوع نظیر باکتری های کوکسی منفرد و زنجیره ای و میکروارگانیسم میله ای از نوع باسیل در تصفیه ترکیبات نفتی است و از آنجاکه توانایی میکروارگانیسم ها، عملاً به ابعاد راکتور بستگی ندارد می توان در تحقیقات دیگری راندمان میکروارگانیسم های بیوفیلمی در تصفیه این آلاینده ها را با اطمینان بالایی مورد بررسی قرار داد. در مقایسه عملکرد سیستم در درصد پرشدگی های ۳۰، ۵۰ و ۷۰ درصد، میزان راندمان حذف پس از گذشت ۲۴ ساعت در COD معادل 1500 میلی گرم بر لیتر به ترتیب برابر ۳۹، ۴۷ و ۵۲ درصد به دست آمد. برای سیستم MBBR راندمان حذف در زمان ماند ۲۴ به ۷۲ ساعت افزایش کمتری در حالت پرشدگی ۵۰ درصد نسبت به ۳۰ درصد داشت به نحوی که میزان راندمان حذف در COD معادل 1500 mg/L در پرشدگی ۵۰ درصد از ۴۷ به ۵۸ درصد رسید. با مقایسه راندمان حذف در درصدهای مختلف پرشدگی آکنه ها در زمان ماند ۴۸

- Mukherji S, Chavan A, "Treatment of aqueous effluents containing non-aqueous phase liquids in rotating biological contactor with algal bacterial biofilm", *Chemical Engineering Journal*, 2012, 200-202, 459-470.
- Odegaard H, "Innovations in wastewater treatment: The moving bed biofilm process, *Water Science and Technology*", 2006, 53 (9), 17-33.
- Qaderi F, Ayati B, Ganjidoust H, "Role of moving bed biofilm reactor and sequencing batch reactor in biological degradation of formaldehyde wastewater", *Iranian Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 2011, 8 (4), 337-346.
- Qaderi F, Sayahzadeh AH, Azizi M, "Efficiency optimization of petroleum wastewater treatment by using of serial moving bed biofilm reactors", *Journal Clean Prod* 192: 2018, 665-677.
- Rajakovic V, Aleksic G, Radetic M, Rajakovic Lj, "Efficiency of oil removal from real wastewater with different sorbent materials", *Journal of Hazardous Materials*, 2007, 143: 494-499.
- Rajakovic-Ognjanovic V, Aleksic G, Rajakovic Lj, "Governing factors for motor oil removal from water with different sorption materials, *Journal of Hazardous Materials*", 2008, 154, 558-563.
- Rastegar SO, Mousavi SM, "Shojaosadati SA, Sheibani S, "Optimization of petroleum refinery effluent treatment in a UASB reactor using response surface methodology", *Journal of Hazardous Materials*, 197: 26-32.
- Rezvanpour A, Roostaazad R, Hesampour M, Nystrom M, Ghotbi C, "Effective factors in the treatment of kerosene-water emulsion by using UF membranes, *Journal of Hazardous Materials*", 2009, 161, 1216-1224.
- Santo CE, Vilar VJP, Botelho CMS, Bhatnagar A, Kumar E, Boaventura RAR, "Optimization of coagulation-flocculation and flotation parameters for the treatment of a petroleum refinery effluent from a Portuguese plant", *Chemical Engineering Journal*, 2012, 183, 117-123.
- Tellez GT, Nirmalakhandan N, Gardea-Torresdey JL, "Performance evaluation of an activated sludge system for removing petroleum hydrocarbons from oilfield produced water", *Advances in Environmental Research*, 6, 455-470.
- Tyagi RD, Tran FT, Chowdhury AK, "Performance of RBC coupled to a polyurethane foam to biodegrade petroleum refinery wastewater", *Environmental Pollution*, 1993, 76 (1), 61-70.
- Watcharasing S, Kongkowitz W, Chavadej S, "Motor oil removal from water by continuous froth flotation using extended surfactant: Effects of air bubble parameters and surfactant concentration", *Separation and Purification Technology*, 2009, 70, 179-189.
- Gao W, Habib M, Smith DW, "Removal of organic contaminants and toxicity from industrial effluents using freezing processes", *Desalination*, 2009, 245, 108-119.
- Gargouri B, Karray F, Mhiri N, Aloui F, Sayadi S, "Application of a continuously stirred tank bioreactor (CSTR) for bioremediation of hydrocarbon-rich industrial wastewater effluents", *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 189, 427-434.
- Grau P, Dohanyas M, Chudoba J, "Kinetic of multicomponent substrate removal by activated sludge", *Water Research*, 1975, 9, 637-642.
- Guo J, Al-Dahhan M, "Catalytic wet air oxidation of phenol in concurrent down flow and up flow packed-bed reactors over pillared clay catalyst", *Chemical Engineering Science*, 2005, 60, 735-746.
- Van Haandel AC, Van Der Lubbe JGM, "Handbook of Biological Wastewater Treatment", *Design and Optimization of Activated Sludge Systems*, Second Edition, IWA Publishing, 2012.
- Hami ML, Al-Hashimi MA, Al-Doori MM, "Effect of activated carbon on BOD and COD removal in a dissolved air flotation unit treating refinery wastewater", *Desalination*, 2007, 216, 116-122.
- Hao M, Bai Z, Wang H, Liu W, "Removal of oil from electric desalting wastewater using centrifugal contactors", *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 2013, 111, 37-41.
- Hosseini SH, Borghei SM, "The treatment of phenolic wastewater using a moving bed bio-reactor, *Process Biochemistry*", 2005, 40, 1027-1031.
- Ishak S, Malakahmad A, Isa MH, "Refinery wastewater biological treatment: A short review", *Journal of Scientific and Industrial Research*, 2012, 71, 251-256.
- Kincannon DF, Stover EL, "Design methodology for fixed film reactors-RBC's and biological towers", *Civil Engineering for Practicing and Design Engineers*, 1982, 2, 107-124.
- Mirbagheri SA, Ebrahimi M, "Optimization of petroleum wastewater", 5th Conference on Environmental Engineering, Tehran University, 2011.
- Misiti T, Tezel U, Pavlostathis SG, "Fate and effect of naphthenic acids on oil refinery activated sludge wastewater treatment systems", *Water Research*, 2013, 47, 449-460.
- Mizzouri NSh, Shaaban MG, "Individual and combined effects of organic", *Toxic, And Hydraulic Shocks on Sequencing Batch Reactor in Treating Petroleum Refinery Wastewater*, *Journal of Hazardous Materials*, 2013a, 250-251, 333-344.
- Mizzouri NSh, Shaaban MG, "Kinetic and hydrodynamic assessment of an aerobic purification system for petroleum refinery wastewater treatment in a continuous regime, *International Bio deterioration and Biodegradation*, 2013b, 83, 1-9.
- Moosai R, Dawe RA, "Gas attachment of oil droplets for gas flotation for oily wastewater cleanup, *Separation and Purification Technology*", 2003, 33 (3), 303-314.

EXTENDED ABSTRACT

Using of Moving Bed Biofilm Reactor Containing Kaldness Media in Treatment of Produced Water

Hadis Haeri ^a, Farshid Pajoum Shariati ^{a,*}, Farhad Qaderi ^b

^a Faculty of Chemical Engineering, Islamic Azad University, Science and Research Branch, Tehran, Iran

^b Faculty of Civil Engineering, Babol Noshirvani University of Technology, Babol, Iran

Received: 11 February 2018; **Accepted:** 23 September 2018

Keywords:

Produced Water, Biofilm, Media, COD, Retention Time, Filling Ratio.

1. Introduction

The biological treatment process is considered the most important method in wastewater treatment. The role played by a Biological treatment reactor is to prepare suitable conditions for biological growth of bacteria to remove the contaminants. Various types of reactors (attached growth (biofilm) and suspended growth) are used in biological treatment of wastewater. Moving bed biofilm reactor is the most important of biofilm reactors. Moving bed biofilm reactor (MBBR) was used rare for treatment of wastewater containing petroleum component like as produce water. In this research, MBBR was used for investigation of removal efficiency of crude oil component, those are in produce water.

2. Methodology

2.1. Experimental study

The reactor was built on laboratory scale. Sludge was prepared from urban wastewater treatment plant. The microorganisms were adapted for decomposing petroleum contaminants. For this purpose, Glucose was used as the initial feed and its content was reduced gradually and this decreasing was replaced by petroleum contaminants.

2.2. Sampling for analyses and the controlling parameters

COD and TPH removal efficiencies were dependent variables. Reactor filling ratio, retention times, and initial COD concentration were independent variables.

At the end of the retention time, the aeration pump was turned off and the media and the suspended sludge to be settled at the bottom of the reactor. Following that, about 100 mL of the wastewater was sampled through the sampling valve and it was used for COD and TPH measurement (APHA et al., 2012).

3. Results and discussion

3.1. COD removal efficiencies during adaptation period

As shown in Fig. 1, removal efficiency was declined after of raising in concentration of petroleum products. In every increasing, the efficiency improved with loading repetition and, eventually, a stable stage was reached.

* Corresponding Author

E-mail addresses: hadis_haeri@yahoo.com (Hadis Haeri), pajoum@srbiau.ac.ir (Farshid Pajoum Shariati), f.qaderi@nit.ac.ir (Farhad Qaderi).

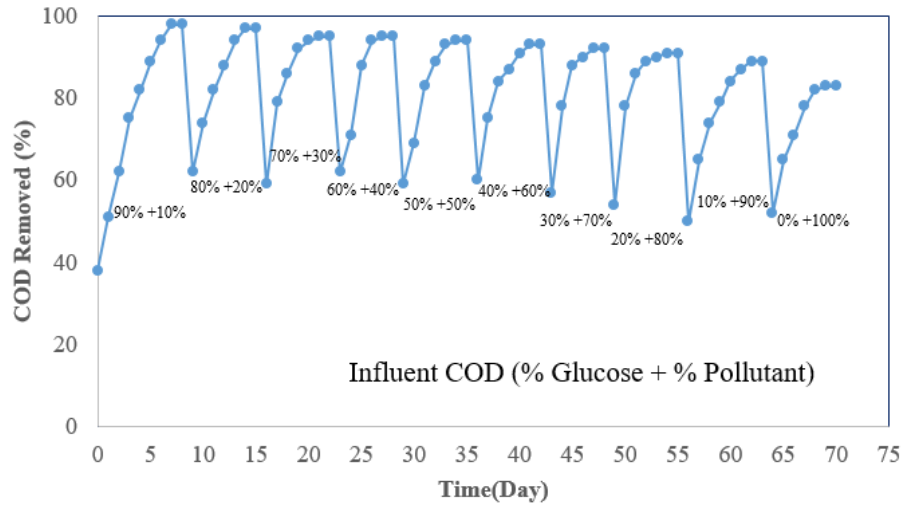


Fig. 1. COD removal efficiencies during adaptation period

3.2. Effects of initial COD, Retention time and media filling ration on the COD removal efficiencies

Effects of initial COD and retention time on the COD removal efficiencies (at media filling ratio of 50%) were shown in Fig. 2. As shown in Fig. 2, removal efficiencies declined with increases in the influent COD and decreases in retention time. As shown in Fig. 3, removal efficiencies improved with increases in media filling ratio.

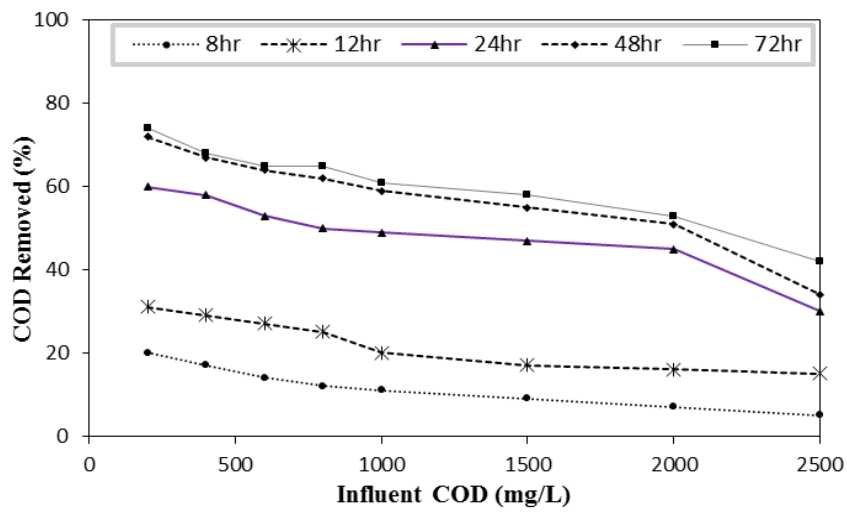


Fig. 2. Effects of initial COD and retention time on the COD removal efficiencies (Media filling ratio= 50%)

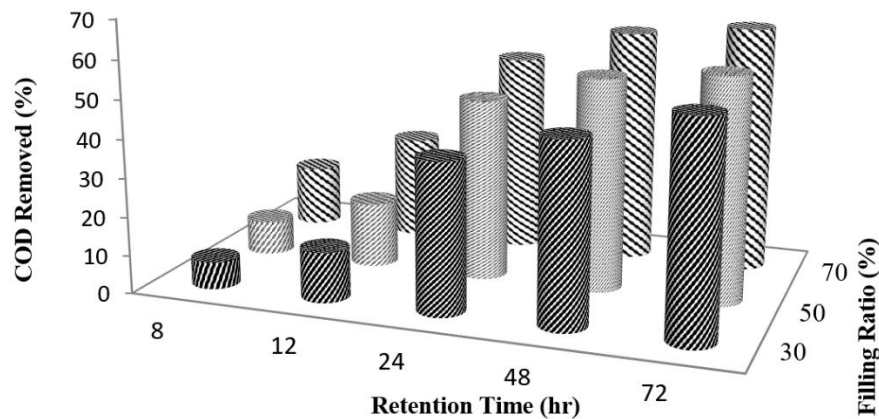


Fig. 3. Effects of media filling ratio and retention time on the COD removal efficiencies (Influent COD= 1500 mg/L)

4. Conclusions

Results of experiments indicated that the adaptation period was 70 days for the reactor. At the end of the adaptation period, COD removal efficiency was 83 percent. Based on the studies and the obtained results, influent COD, retention time and media filling ratio have significant effect on the removal efficiency and the reactor was very capable of removing petroleum contaminants.

5. References

APHA (American Public Health Association), AWWA (American Water Works Association), WEF (Water Environment Federation), 2012, Standard Methods for examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: American Public Health Association, 1496 pp. ISBN-13: 978-087553-013-0.