کومش- جلد ۱۲، شماره ۲ (پیاپی ۳۸)، زمستان ۱۳۸۹

تأثیر زیست لایه در بهبود کارایی راکتور لجن فعال در تصفیه پساب‌های صنعتی آلوده به فرمالدئید

نعمت‌اله جعفرزاده [۱](Ph.D)، سهند جرفی [۲](M.Sc)، کامیار یغمائیان [*۳](Ph.D)، امیررضا طلایی [۴](M.Sc)، یلدا هاشم‌پور [۱](B.Sc)

۱- دانشگاه علوم پزشکی جندی شاپور اهواز، دانشکده بهداشت، گروه بهداشت محیط

۲- دانشگاه تربیت مدرس، دانشکده علوم پزشکی، گروه بهداشت محیط و حرفه‌ای

۳- دانشگاه علوم پزشکی تهران، دانشکده بهداشت، گروه بهداشت محیط

۴- انستیتو تکنولوژی جامی دلیجان، گروه مهندسی محیط زیست

چکیده

سابقه و هدف: فرمالدئید به عنوان ماده خام در بسیاری از فعالیت‌های صنعتی مورد استفاده قرار می‌گیرد و غلظت‌های بالایی از آن در پساب خروجی این صنایع یافت می‌شود. فرایندهای لجن فعال مبتنی بر لایه زیستی به دلیل قابلیت‌های مناسب در کنترل بارهای آلی بالا برای تصفیه پساب‌های صنعتی مورد توجه قرار گرفته‌اند. هدف از این پژوهش تعیین کارایی راکتور لجن فعال دارای رشد با لایه زیستی در تصفیه پساب‌های آلوده به فرمالدئید بود.

مواد و روش‌ها: دو راکتور لجن فعال مقیاس آزمایشگاهی به صورت موازی (یکی دارای بستر رشد لایه زیستی چسبیده و یکی فاقد آن) در محدوده بار آلی ۰/۷ تا ۱۰/۵ $kgCOD/m^3.d$ در شرایط هوازی و دمای محیط، با استفاده از فاضلاب مصنوعی حاوی متانول و فرم آلدئید مورد مطالعه قرار گرفتند. در این مطالعه تأثیر تغییرات بار آلی و بار هیدرولیک بر هر دو راکتور بررسی شد.

یافته‌ها: بیش‌ترین بازده حذف COD در راکتور دارای بیوفیلم ۹۸/۸۶ درصد بود و این راکتور تا محدوده بار آلی ۱۰/۵ $kgCOD/m^3.d$، بیش از ۶۴ درصد بازدهی داشت در حالی که راکتور فاقد بیوفیلم در بار آلی $kgCOD/m^3.d$ ۷/۵ دچار اختلال شد.

نتیجه‌گیری: نتایج حاصل از این پژوهش نشان می‌دهد که راکتور لجن فعال دارای بستر رشد بیوفیلم در تصفیه پساب‌های صنعتی آلوده به فرمالدئید برتری قابل ملاحظه‌ای بر راکتور لجن فعال فاقد بیوفیلم دارد.

واژه‌های کلیدی: فرمالدئید، لجن فعال، زیست لایه، فاضلاب صنعتی

مقدمه

در بسیاری از فعالیت‌های صنعتی فرمالدئید به عنوان ماده کلیدی تولید رزین‌های مصنوعی، محصولات کاغذی، رنگ، کالاهای چوبی، اتیلن گلیکول و دارو مورد استفاده قرار می‌گیرد. هم‌چنین فرمالدئید به عنوان یک ماده گندزدا جهت کشتن باکتری و قارچ مورد استفاده قرار گرفته است [۱]. سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا فرمالدئید را به عنوان یک عامل سرطان‌زای احتمالی تعریف کرده است [۲]. غلظت‌های بالایی از فرمالدئید در گستره ۰/۲ تا ۱۰ گرم بر لیتر در پساب خروجی صنایعی که از فرمالدئید به عنوان یکی از مواد خام استفاده می‌کنند، ممکن است یافت شود [۳]. چنین پساب‌های غنی از فرمالدئید می‌توانند مانع از فعالیت میکروبی در واحد زیستی تصفیه فاضلاب شوند [۴]. فرمالدئید می‌تواند

* نویسنده مسئول، تلفن: ۰۹۱۲۳۳۱۱۹۹۲ نمابر: ۸۸۳۶۳۵۸۸ - ۰۲۱

Email:k_yaghmaeian@yahoo.com

تاریخ دریافت: ۱۳۸۸/۵/۱۹ تاریخ پذیرش: ۱۳۸۹/۵/۱۰

[Downloaded from koomeshjournal.semums.ac.ir on 2024-08-20]

به صورت مستقیم با DNA و RNA پروتئین‌ها واکنش داده و به این ترتیب ضمن آسیب رساندن به سلول‌ها منجر به مرگ میکروارگانیزم‌ها شود [۵]. به دلیل اثرات جهش‌زایی و سرطان‌زایی احتمالی فرمالدئید، تخلیه آن به اکوسیستم‌های آبی بدون تصفیه قبلی می‌تواند آسیب‌های جدی به جانداران موجود در آن اکوسیستم وارد کند [۶،۳].

در فرایندهای تلفیقی مبتنی بر فیلم میکروبی در کنار رشد معلق، بخشی از حوض‌چه هوادهی به وسیله یک بستر رشد میکروبی اشغال می‌شود [۸،۷]. از ویژگی‌های این سیستم‌ها می‌توان به غلظت بالای توده میکروبی، امکان استفاده از بسترهای ارزان قیمت، امکان تصفیه میزان جریان بیش‌تر یا بازدهی بالاتر در میزان جریان مشابه فرایندهای رشد معلق اشاره نمود. هم‌چنین امکان تصفیه مؤثر فاضلاب‌های دارای غلظت مواد آلی کم، قابلیت حذف و تصفیه مواد آلی دارای سرعت تجزیه کم، پایداری در برابر بار ناگهانی آلی و هیدرولیکی وارده به سیستم، فضای مورد نیاز کم‌تر و انرژی مصرفی کم‌تر، امکان رشد میکروارگانیسم‌های دارای بازده رشد پایین و تولید پسابی با کیفیت بهتر همگی از ویژگی‌های این سیستم‌ها می‌باشند که کاربرد آن‌ها را روز افزون‌تر نموده است [۱۱،۱۰،۹]. کاربرد راکتورهای زیستی دارای بسترهای ثابت یا متحرک برای تجزیه بسیاری از آلاینده‌های آلی رو به گسترش است و تاکنون مطالعات زیادی در این زمینه انجام شده است. سانتاد و همکاران (۲۰۰۶) از یک راکتور لایه زیستی با هوازی برای تصفیه فاضلاب‌های قوی استفاده کردند [۱۲]. در مطالعه دیگری دلنواز و آیتی (۱۳۸۷) از راکتور لایه زیستی با بستر متحرک برای حذف آنیلین از فاضلاب استفاده نمودند [۱۳]. تجزیه زیستی فرمالدئید در شرایط هوازی به وسیله ایروا و همکاران (۲۰۰۷) در یک راکتور مقیاس آزمایشگاهی با بار آلی ۰/۳۷ الی ۲/۹۶ $kgCOD/m^3.d$ مورد مطالعه قرار گرفت [۱۴]. با نگرش به مطالعات پیشین پیرامون تجزیه زیستی فرمالدئید و روش‌های بیوفیلمی تجزیه آلاینده‌های آلی، در این مطالعه فرایند تلفیقی لجن فعال دارای بیوفیلم ثابت برای تجزیه زیستی فرمالدئید مورد بررسی قرار گرفت.

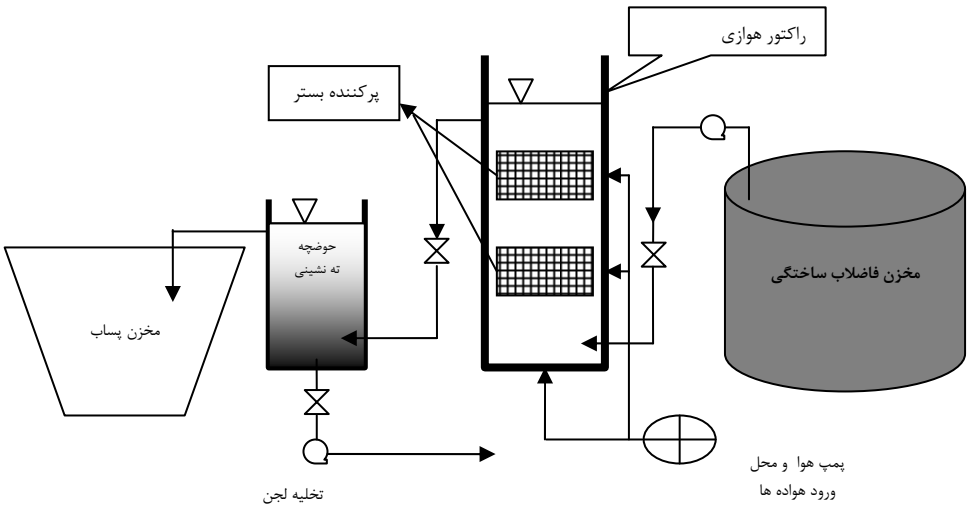
هدف از این مطالعه مقایسه کارایی راکتور لجن فعال دارای بیوفیلم و راکتور لجن فعال فاقد بیوفیلم در حذف زیستی فرمالدئید از فاضلاب مصنوعی بوده است.

مواد و روش‌ها

راکتورهای مقیاس آزمایشگاهی. راکتورهای مورد استفاده در این مطالعه شامل دو مخزن استوانه‌ای شیشه‌ای به حجم کل ۶ لیتر (۵ لیتر حجم مؤثر) بود. دو حوض‌چه ته‌نشینی مجزا به حجم ۳ لیتر نیز به صورت جداگانه برای هر دو راکتور در نظر گرفته شد. ۳۰ درصد از حجم حوض‌چه هوادهی یکی از راکتورها به وسیله یک پرکننده بستر تجاری ویژه به نام لانه زنبوری از جنس پلی استایرن با سطح ویژه ۶۵۰ m^2/m^3 پر شده بود که بستر رشد میکروبی را تأمین می‌کرد. عمل هوادهی به وسیله یک کمپرسور هوا مجهز به درجه تنظیم، برای تأمین اکسیژن محلول به میزان ۵-۲ میلی‌گرم بر لیتر انجام می‌شد. عمل اختلاط در این سیستم با کمک جریان هوای ورودی انجام می‌پذیرفت. فاضلاب ورودی به وسیله یک پمپ تزریق جریان با ظرفیت ۲۰ لیتر در ساعت به راکتور تزریق می‌شد. کل مجموعه در دمای اتاق (۲۰-۲۵ درجه سانتی‌گراد) راه‌بری می‌گردید. pH راکتور هوادهی به صورت دائم کنترل شده و در صورت کاهش و یا افزایش به خارج از محدوده مورد نظر (۷/۵ – ۷) به وسیله افزودن بی‌کربنات سدیم (جوش‌شیرین) تعدیل می‌گردید. شکل۱ شمای راکتور لجن فعال دارای بیوفیلم مورد استفاده در این مطالعه را به همراه متعلقات مربوطه نشان می‌دهد.

تهیه بذر میکروبی. به منظور تأمین میکروارگانیزم‌های مورد نیاز برای راه‌اندازی راکتور، ۱۴ لیتر لجن فعال از خط برگشت یک تصفیه خانه فاضلاب شهری در تهران به آزمایشگاه منتقل شد. این لجن به مدت ۲ هفته در یک محفظه فاقد بستر به صورت مداوم هوادهی شده و مخلوطی از متانول

[Downloaded from koomeshjournal.semums.ac.ir on 2024-08-20]



شکل ۱. شمای راکتور تلفیقی لجن فعال بستر ثابت

(۸۵ درصد) و فرمالدئید (۱۵ درصد) بـا COD مجمـوع ۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر به عنـوان منبـع کـربن میکروارگـانیزم‌هـا بـه صورت روزانه به آن تزریق شـده و مقـادیر MLSS, COD و pHبه صورت روزانه در این مرحله پایش می‌شد.

فاضلاب مصنوعی. در ابتدای راه‌اندازی راکتور مخلـوطی از متانول و فرمالدئید به عنوان منبع کربن مورد اسـتفاده قـرار گرفتند. مقادیر کربن، نیتروژن و فسفر بر اساس نسبت C:N:P به میزان ۱۰۰:۵:۱ در مقدار مناسب آب شبکه آب آشـامیدنی حل شده و به راکتور تزریق می‌شد. نـسبت اسـتفاده شـده بـا توجه به عمل‌کرد بهینه باکتری‌ها به‌دست آمد [۱۶،۱۵]. کلـرور آمونیوم و دی‌هیدروژن پتاسیم فسفات به ترتیب منابع نیتروژن و فسفر را تشکیل می‌دادند. تعدیل pH به وسـیله بـی‌کربنـات سدیم صورت می‌گرفت. مقادیر مورد نظر پس از تعیین درجـه خلوص هر ترکیب به صورت تجربی به شرح جدول ۱ به یک لیتر آب اضافه شدند و فاضلاب با اکسیژن خـواهی شـیمیایی معادل ۵۰۰ میلی‌گرم در لیتر تهیه گردید.

راه‌اندازی راکتور و سازگارسازی میکروارگانیزم‌ها. پس از دو هفته هوادهی مداوم لجن فعال منتقل شده به آزمایشگاه، این لجن به منظور خوگرفتن با فرمالدئیـد و رشـد بیـوفیلم در راکتور دارای بیوفیلم، به راکتورهـای هـوادهی انتقـال یافـت. سیستم به مدت ۹ هفته به صورت ناپیوسته مورد راه‌بری قـرار گرفت و در این مدت هوادهی به منظور تأمین اکسیژن محلول مورد نیاز انجام می‌شد. سیستم در ابتدا بر مبنای COD محلول ۵۰۰mg/L راه‌انـدازی شـد کـه ۴۰۰ mg/L از آن ناشـی از متانول و ۱۰۰ mg/L آن ناشی از فرمالدئید بود. در طول دوره راه‌اندازی و خودهی به تدریج از میزان COD ناشی از متـانول کاسته و به COD ناشی از فرمالدئید افزوده شد. معیار افزایش نسبت فرمالدئید، کاهش غلظت COD پساب خروجی (COD مخلوط متانول و فرمالدئید) به کم‌تر از ۲۰ میلی‌گـرم بـر لیتـر بود. پس از گذشت ۴۷ روز از راه‌اندازی سیـستم، حـدود ۸۴ درصد COD ورودی به سیستم ناشی از فرمالدئید و ۱۶ درصد آن ناشی از متانول بود (این نسبت تـا انتهـای مطالعـه اعمـال می‌شد). دو هفته پس از این زمان، غلظت COD خروجـی بـه کم‌تر از ۲۰ میلی‌گرم بر لیتر کاهش یافـت کـه نـشانه قابلیـت مطلوب میکروارگانیسم‌های راکتور در استفاده از فرمالدئید بـه منبع کربن خود بود. پس از دست‌یـابی بـه شـرایط پایـدار در حالت راه‌بـری ناپیوسـته، جریـان راکتـور را پیوسـته کـرده و مراحل متوالی بعدی شامل دو مرحله COD ثابت و زمان ماند متغیر و سپس زمان ماند ثابت و COD متغیر آغاز شد. در هر دو مرحله مبانی تهیه فاضلاب مقادیر ارائه شـده در جـدول ۱ بود. در این پژوهش شرایط پایدار به صورت عدم وجود بیش از ۵ درصـد تغییـرات در پارامترهـای مـورد بررسـی پـساب

[Downloaded from koomeshjournal.semums.ac.ir on 2024-08-20]

خروجی طی ۷ الی ۱۰ روز راه‌بری متوالی راکتور تعریف گردید.

جدول ۱. ترکیب فاضلاب ساختگی مورد استفاده برای میزان COD ورودی ۵۰۰ میلی گرم بر لیتر

نوع ترکیب	مقدار مورد نیاز در یک لیتر آب شهر
CH_2O	۴۰۰ میلیگرم بر لیتر
CH_3OH	۴۸ میلیگرم بر لیتر
NH_4Cl	۲۸ میلیگرم
KH_2PO_4	۵/۶ میلیگرم
Na_2CO_3	۰/۸ گرم
عناصر جزئی	۱ میلی لیتر

مراحل انجام مطالعه. راه‌بری راکتور طی دو فاز متوالی (هر فاز شامل ۴ الی ۶ مرحله) ابتدا در غلظت COD ثابت و زمان ماند هیدرولیکی متغیر و سپس در زمان ماند هیدرولیکی ثابت و غلظت‌های COD متغیر انجام شد. شرایط راه‌بری راکتور در جدول ۲ نشان داده شده است.

جدول ۲. شرایط بهره برداری راکتورهای مورد مطالعه

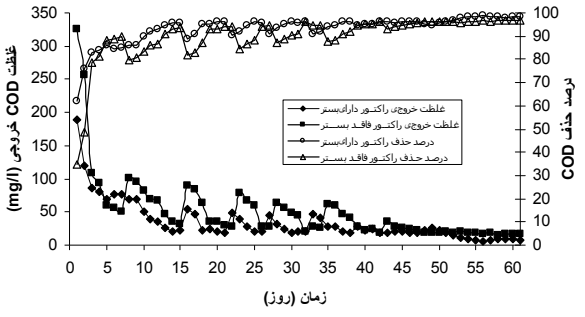
فاز مطالعه	مرحله راهبری	غلظت COD (mg/L)	زمان ماند هیدرولیکی (h)	میزان جریان (l/h)	بار آلی (Kg COD/m^3.d)
فاز اول	۱	۵۰۰	۱۶	۰/۳۱	۰/۷
	۲	۵۰۰	۱۲	۰/۴۱۶	۱
	۳	۵۰۰	۸	۰/۶۲۵	۱/۵
	۴	۵۰۰	۴	۱/۲۵	۳/۱
فاز دوم	۵	۱۰۰۰	۸	۰/۴۱۶	۳
	۶	۱۵۰۰	۸	۰/۴۱۶	۴/۵
	۷	۲۰۰۰	۸	۰/۴۱۶	۶
	۸	۲۵۰۰	۸	۰/۴۱۶	۷/۵
	۹	۳۰۰۰	۸	۰/۴۱۶	۹
	۱۰	۳۵۰۰	۸	۰/۴۱۶	۱۰/۵

همه داده‌های آزمایشگاهی ارائه شده در طول مطالعات بر مبنای میانگین حسابی، با حداقل ۳ تکرار آزمایش می‌باشد که پس از حذف داده‌های مخدوش و غلط ثبت می‌شدند.

روش‌های آزمایشگاهی. غلظت COD به روش رفلاکس برگشتی باز، اکسیژن محلول به روش یدومتری وینکلر و VSS بخش معلق به روش وزن سنجی حرارتی [۱۷]، دما به وسیله ترمومتر و pH به روش الکترومتری اندازه‌گیری می‌شدند. pHسیستم به وسیله یک pH متر دیجیتال با مارک Hack به طور دائم اندازه‌گیری می‌شد. غلظت جرم سلولی چسبیده به روش وزن سنجی تعیین شد [۱۸].

نتایج

کارایی راکتور در مرحله راه‌اندازی. روند تغییرات حذف COD در مرحله راه‌اندازی در شکل ۲ نشان داده شده است. میانگین بازده حذف طی ۶۱ روز پایش راکتورها در شرایط پایدار برای راکتور دارای بیوفیلم ثابت ۹۸/۶ درصد (انحراف معیار ۵/۳۹±) و در راکتور فاقد بیوفیلم ثابت ۹۶/۶ درصد (انحراف معیار ۴/۷۲±) بود. میانگین VSS در شرایط پایداری در راکتور دارای بیوفیلم (مجموع VSS معلق و جرم سلولی چسبیده به بستر ثابت رشد میکروبی) و در راکتور فاقد بیوفیلم به ترتیب ۴۷۸۹ (انحراف معیار ۶/۹۹±) و ۱۹۶۳ (انحراف معیار ۳/۴۱±) بود.

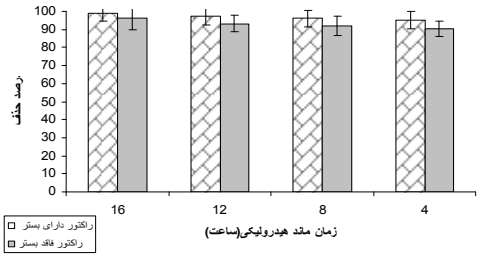


شکل۲. کارایی راکتورهای مورد مطالعه در مرحله راه اندازی بر حسب درصد حذف و غلظت COD خروجی

راه‌بری در غلظت COD ثابت و زمان ماندهای متغیر. روند تغییرات بازده حذف COD در هر یک از زمان ماندهای هیدرولیکی ۱۶، ۱۲، ۸ و ۴ ساعت در شکل ۳ نشان داده شده

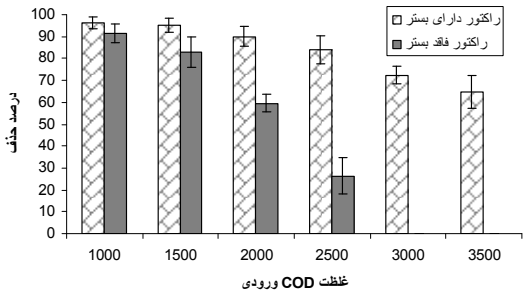
[Downloaded from koomeshjournal.semums.ac.ir on 2024-08-20]

است. در این مرحله از طریق کاهش زمان ماند هیدرولیکی بار آلی ورودی از ۰/۷ به ۳/۱ kgCOD/m^3.d افزایش داده شد. میانگین بازده حذف COD در شرایط پایدار در زمان ماندهای هیدرولیکی ۱۶، ۱۲، ۸ و ۴ ساعت در راکتور دارای بیوفیلم به ترتیب ۹۸/۸۶ (انحراف معیار ۴/۳۷±)، ۹۷/۳۹ (انحراف معیار ۴/۶۳±)، ۹۶/۰۳ (انحراف معیار ۴/۷۵±) و ۹۵/۱۵ (انحراف معیار ۴/۷۴±) درصد بود. مقادیر حذف COD برای راکتور فاقد بیوفیلم در زمان ماندهای یکسان به ترتیب ۹۶/۳ درصد (انحراف معیار ۶/۴۵±)، ۹۳/۲۱ درصد (انحراف معیار ۴/۶۳±)، ۹۲/۰۳ (انحراف معیار ۵/۵۴±) و ۹۰/۳۵ (انحراف معیار ۴/۳۷±) درصد بود.



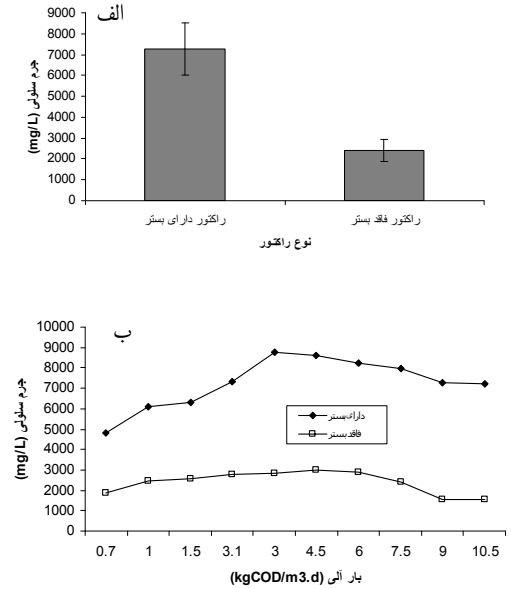
شکل ۳: مقایسه بازده راکتور دارای بستر و فاقد بستر در غلظت COD ثابت و زمان ماندهای متغیر

راه‌بری در زمان ماندهای هیدرولیکی ثابت و غلظت COD متغیر. زمان ماند هیدرولیکی ۸ ساعت باتوجه به نتایج به دست آمده از فاز اول به عنوان زمان ماند منتخب جهت افزایش غلظت COD ورودی انتخاب گردید. بار آلی اعمال شده به راکتورها در این فاز ۳ الی ۱۰/۵ kgCOD/m^3.d بود. شکل ۴ نشان‌دهنده نتایج راه‌بری راکتورها در این فاز می‌باشد. بازده حذف COD در غلظت‌های ورودی ۱۰۰۰، ۱۵۰۰، ۲۰۰۰، ۲۵۰۰، ۳۰۰۰ و ۳۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر برای راکتور دارای بیوفیلم به ترتیب ۹۶/۲۵ (انحراف معیار ۲/۴۵±)، ۹۵/۰۴ (انحراف معیار ۳/۱۷±)، ۹۰/۲ (انحراف معیار ۴/۵۸±)، ۸۴/۲۱ (انحراف معیار ۶/۴۱±)، ۷۲/۳۱ (انحراف معیار ۴/۰۳±)، ۶۴/۷۸ (انحراف معیار ۷/۳۸±) درصد و برای راکتور فاقد بیوفیلم به ترتیب ۹۱/۳۶ (انحراف معیار ۴/۳۲±)، ۸۲/۷۴ (انحراف معیار ۶/۸۷±)، ۵۹/۵۶ (انحراف معیار ۳/۹۶±) و ۲۶/۴۴ (انحراف معیار ۸/۵۲±) درصد و در غلظت‌های ۳۰۰۰ و ۳۵۰۰ فاقد کارایی بود.



شکل ۴. مقایسه بازده راکتور دارای بستر و فاقد بستر در زمان ماند ثابت و غلظت های COD متغیر

مقایسه جرم سلولی در راکتور دارای بستر و فاقد بستر. بیش‌ترین VSS مشاهده شده در راکتور فاقد بیوفیلم به میزان ۲۹۷۰ میلی‌گرم بر لیتر در بار آلی ۴/۵ kgCOD/m^3.d (مرحله ۶) و در راکتور دارای بیوفیلم به میزان ۸۷۶۳ میلی‌گرم بر لیتر (مجموع VSS معلق و جرم سلولی چسبیده به بستر) در بار آلی ۳ kgCOD/m^3.d (مرحله ۵) به دست آمد. میانگین جرم سلولی در راکتور دارای بیوفیلم برای همه مراحل ۷۲۶۲/۸ میلی‌گرم بر لیتر (انحراف معیار ۱۲۴۳/۱۱±) و برای راکتور فاقد بیوفیلم ۲۳۹۲/۴ (انحراف معیار ۵۳۵/۵۶±) بود. شکل ۵ روند تغییرات جرم سلولی را در هر دو راکتور برای بارگذاری‌های آلی مختلف نشان می‌دهد.



شکل ۵: (الف) مقایسه میانگین جرم سلولی هر دو راکتوردر همه مراحل و (ب) روند تغییرات جرم سلول در بار گذاری های آلی مختلف

[Downloaded from koomeshjournal.semums.ac.ir on 2024-08-20]

بحث و نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش نشان می‌دهد که به طور کلی با افزایش بار آلی بازده راکتورهای مورد مطالعه کاهش یافته است. با توجه به شکل‌های ۳ و ۴ می‌توان اظهار کرد که عمل‌کرد راکتور دارای بستر ثابت رشد میکروبی به شکل قابل توجهی بر راکتور فاقد بستر برتری داشته است. به طور مثال بازده حذف COD راکتور دارای بیوفیلم در شرایط یکسان در مراحل ۲ و ۶ (بارهای آلی ورودی ۱ و ۴/۵ $kgCOD/m^3.d$) به ترتیب ۴/۱۸ و ۱۲/۳ درصد بیش‌تر از راکتور فاقد بستر بود. در بارهای آلی بالا معادل ۹ و ۱۰/۵ $kgCOD/m^3.d$ راکتور دارای بیوفیلم به ترتیب قادر به حذف ۷۲/۳۱ و ۶۴/۷۸ درصد از COD ورودی بود، در حالی که راکتور فاقد بیوفیلم در این مراحل فاقد کارایی بوده و در مرحله ۷ (بار آلی ۷/۵ $kgCOD/m^3.d$) با بازده حذف COD معادل ۲۶/۴۴ درصد به دلیل اختلال و عدم کارایی به راه‌بری آن پایان داده شد. این اختلاف بازده راکتورهای مورد مطالعه به موازات بیش‌تر شدن بار آلی ورودی بیش‌تر نمایان بود. مهم‌ترین دلایل برتری کارکرد راکتور دارای بیوفیلم بیش‌تر بودن جرم سلولی موجود (شکل ۵ ب) و زمان ماند بیش‌تر بیوفیلم چسبیده در راکتور واکنش می‌باشد. این عوامل نقش بسزایی در بهبود قابلیت آنزیمی و متابولکی میکروارگانیزم‌های موجود ایفا کرده و کارایی راکتور دارای بیوفیلم را برای مواجه بارهای ناگهانی آلی و هیدرولیکی افزایش می‌دهد. به نظر می‌رسد راکتور فاقد بیوفیلم در بارهای آلی بالای اعمال شده به راکتور (مراحل ۵ به بعد) به دلیل عدم برخورداری از قابلیت‌های بیوفیلم چسبیده کارایی خود را به سرعت از دست داده است. راکتور دارای بیوفیلم تا بار آلی ۱۰/۵ $kgCOD/m^3.d$ دارای بیش از ۶۴ درصد بازدهی حذف بوده است. بنابراین راکتور لجن فعال دارای بیوفیلم می‌تواند به عنوان یکی از مراحل زنجیره تصفیه در یک فرایند چند مرحله‌ای تصفیه فاضلاب‌های صنعتی دارای بار آلی بالا مورد توجه قرار گیرد.

مقایسه داده‌های حاصل از این مطالعه با مطالعات مشابه و بررسی دلایل تفاوت‌های آن می‌تواند کمک شایانی به بهینه‌سازی طرح‌های دارای فیلم میکروبی ثابت نماید. هومدا و القوسین (۱۹۹۸) داده‌های حاصل از یک دستگاه پایلوت فرایند رشد چسبیده هوازی مستغرق را تجربه و تحلیل نمودند تا میزان حذف ماده آلی از فاضلاب خانگی را بررسی کنند. در مطالعه نام‌بردگان بازدهی حذف COD در بارگذاری برابر ۳ $kgCOD/m^3.d$ معادل ۸۳ درصد تعیین شد [۱۹]. جیانگلانگ و همکاران (۲۰۰۰) یک رآکتور بیولوژیکی تلفیقی دارای رشد معلق و رشد چسبیده را برای تصفیه فاضلاب خانگی به کار بردند. گسترش توده زیستی رشد معلق و چسبیده در این رآکتور و تأثیر میزان بارگذاری آلی روی کارکرد سیستم بررسی شد و نشان داد که بیش از ۸۰ درصد COD تا میزان بارگذاری ۳/۵ $kgCOD/m^3.d$ حذف می‌گردد [۲۰]. در پژوهش حاضر، راندمان حذف COD در بارگذاری ۳ $kgCOD/m^3.d$ معادل ۹۵/۱۵ درصد بود که بیش از مقادیر به دست آمده در مطالعات مشابه بود. کناس و همکاران (۲۰۰۵) نیز تجزیه فرمالدئید را در یک واحد لجن فعال مقیاس آزمایشگاهی مورد مطالعه قرار دادند. بیش‌ترین بازده حذف فرمالدئید در بارهای آلی ۰/۳۱ الی ۱/۴$kgCH2O/m^3.d$ معادل ۹۹ درصد بود [۲۱] که اندکی پیش از محدوده مقادیر به دست آمده در این مطالعه می‌باشد.

با توجه به داده‌های حاصل از این مطالعه می‌توان نتیجه‌گیری کرد که راکتور لجن فعال دارای بستر رشد بیوفیلم یک فرایند کارآمد، عملی و قابل اعتماد برای تصفیه فاضلاب‌های صنعتی آلوده به غلظت‌های زیاد فرمالدئید می‌باشد.

تشکر و قدردانی

نویسندگان این مقاله بر خود لازم می‌دانند از مسئولین محترم دانشگاه‌های علوم پزشکی جندی‌شاپور اهواز و علوم پزشکی سمنان به دلیل حمایت‌های مالی و معنوی آن در انجام تحقیق سپاس‌گزاری نمایند.

[Downloaded from koomeshjournal.semums.ac.ir on 2024-08-20]

منابع

[1] Raja Priya K, Sandhya S, Swaminathan K. Kinetic analysis of treatment of formaldehyde containing wastewater in UAFB reactor. Chemical Eng Jour 2009; 148: 212-216.

[2] Moteleb MA, Suidan MT, Kim J. and Maloney SW. Pertubated loading of a formaldehyde waste in an anaerobic granular activated carbon fluidized bed reactor. Water Res 2002; 36: 3775-3785.

[3] Pereira NS. and Zaiat M. Degradation of formaldehyde in anaerobic sequencing batch biofilm reactor (ASBBR). J Hazard Mater 2009; 163: 777-782.

[4] Gonzalez-Gil G, Kleerbezem R, van Alest A, Zoutberg G, Versprille A, Lettinga G. Toxicity effects of formaldehyde on methanol degrading sludge and its anaerobic conversion in biobed expanded granular sludge bed (EGSB) reactors. Water Sci & Tech 1999; 40: 195-202.

[5] Moteleb MA, Suidan MT, Kim J. and Maloney SW. Pertubated loading of a formaldehyde waste in an anaerobic granular activated carbon fluidized bed reactor. Water Res 2002; 36: 3775-3785.

[6] Pedersen L, Pedersen P, Sortkjær O. Temperature dependent and surface specific formaldehyde degradation in submerged biofilters. Aquacultural Eng 2007; 36: 127-136.

[7] Yen-Hui, L. Kinetics of nitrogen and carbon removal in a moving-fixed bed biofilm reactor. App Math Mod 2008; 32: 2360-2377.

[8] Bajaj M, Gallert C. and Winter J. Biodegradation of high phenol containing synthetic wastewater by an aerobic fixed bed reactor. Bioresour Technol 2008; 99: 8376-8381.

[9] Xin Z, Yanming W, Zhengfang Y. Oil field wastewater treatment in biological aerated filter by immobilized microorganisms. Process Bioch 2006; 41: 1475-1483.

[10] Cresson R, Escudié R, Steyer JP, Delgenès JP. and Bernet N. Competition between planktonic and fixed microorganisms during the start-up of methanogenic biofilm reactors. Water Res 2008; 42: 792-800.

[11] Mohan SV, Rao NC. and Sarma PN. Low-biodegradable composite chemical wastewater treatment by biofilm configured sequencing batch reactor (SBBR). J Hazard Mater 2007; 144: 108–117.

[12] Sirianuntapiboon S. and Yommee S. Application of a new type of moving bio-film in aerobic sequencing batch reactor (aerobic-SBR). J Environ Manage 2006; 78: 149-156.

[13] Delnavaz A, Ayati B, Ganjioust H. Treatment of wastewater containing aniline by a moving bed biofilm reactor. J Esfahan Water Waste 2008; 56: 9-16. (Persian)

[14] Eiroa M, Vilar A, Kennes C. and Veiga MC. Formaldehyde biodegradation and its effect on the denitrification. Environ Technol 2007; 28: 1027-1033

[15] Tchobanoglous G, Burton F, David Stensel H. Wastewater Engineering Treatment and Reuse. 4th Edition, Mc Graw-Hill Inc., New York, 2003.

[16] Gabriel B. Wastewater Microbiology. 3rd Edition. Department of Environmental Engineering Sciences, University of Florida, Gainesville, Florida. John Wiley & Sons Inc, Publication. 2005.

[17] APHA. Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater. 21Th edition, Washington DC, USA. 2005.

[18] Plattes M, Henry E, Schosseler P, Weidenhaupt A. Modeling and dynamic simulation of a moving bed bioreactor for the treatment of municipal wastewater. Biochem Eng 2006; 32: 61-68.

[19] Mohamed F, Hamoda M, Ibrahim A, Al-Ghusain. Analysis of organic removal rates in the aerated submerged fixed film process. Water Sci & Tech 1998; 38: 213-221.

[20] Jianlong W, Hancheng S, Yi Q. Wastewater treatment in a hybrid biological reactor (HBR): effect of organic loading rates. Process Bioch 2000; 36: 297-303.

[21] Eiroa M, Kennes C. and Veiga MC. Simultaneous nitrification and formaldehyde biodegradation in an activated sludge unit. Bioresour Technol 2005; 96: 1914-1918.

[Downloaded from koomeshjournal.semums.ac.ir on 2024-08-20]

Effects of biofilm in improvement of activated sludge efficiency for treatment of industrial effluents containing formaldehyde

Nematallah Jaafarzadeh (Ph.D)[1], Sahand Jorfi (M.Sc)[2], Kamyar Yaghmaeian (Ph.D)[3], Amir Reza Talaie (M.Sc)[4], Yalda Hashempour (B.Sc)[1]

1 – Dept. of Environmental Health, School of Health, Ahwaz Jondishapour University of Medical Sciences, Ahwaz, Iran

2 – Dept. of Environmental Health Engineering, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran

3 - Dept. of Environmental Health, Tehran University of Medical Sciences, Tehran, Iran

4 - Dept. of Civil Engineering and Environment, Jami Institute of Technology, Delijan, Iran

(Received: 10 Aug 2009 Accepted: 27 Jul 2010)

Introduction: Formaldehyde is used in many industrial applications as raw material and therefore high concentrations are found in their effluents. Activated sludge processes based on biofilm growth are increasingly used because of appreciate abilities in controlling of high organic load industrial effluents. The main objective of this study was to determine the effect of biofilm in improvement of activated sludge efficiency for treatment of industrial effluents containing formaldehyde.

Materials and Methods: Two lab scale activated sludge reactors (with and without fixed bed for biofilm growth) were investigated in organic loading rate of 0.7 – 10.5 kgCOD/m3.d, aerobic condition and the room temperature. In this study, the effects of organic and hydraulic loads were investigated for the mentioned two processes.

Results: The most COD removal efficiency for biofilm activated sludge was 98.86%. The reactor containing biofilm had removal efficiency of more than 64% up to the organic loading rate of 10.5 kgCOD/m3.d, while the conventional activated sludge reactor collapsed in organic loading rate of 7.5 kgCOD/m3.d.

Conclusion: Findings of this study indicate that activated sludge reactor containing fixed bed for biofilm growth is significantly more efficient than the conventional activated sludge one.

Key Words: Formaldehyde, Activated sludge, Biofilm, Industrial wastewater

* Corresponding author: Fax: +98 21 88363588 ; Tel: +98 9123311992
k_yaghmaeian@yahoo.com

[Downloaded from koomeshjournal.semums.ac.ir on 2024-08-20]