

Journal of Water and Wastewater, Vol. 31, No.5, pp: 156-168

Determination of an Appropriate Kinetic Model for Moving Bed Biofilm Reactors in Municipal and Industrial Wastewater Treatment

Z. Kolivand¹, S. Ghazimoradi², F. Kilanehei³, S. T. Omid Naenie⁴

1. Msc Student, Dept. of Civil Eng., Faculty of Eng., Imam Khomeini International University, Ghazvin, Iran

2. Assist. Prof., Dept. of Civil Eng., Faculty of Eng., Imam Khomeini International University, Ghazvin, Iran
(Corresponding Author) ghazimoradi@eng.ikiu.ac.ir

3. Assist. Prof., Dept. of Civil Eng., Faculty of Eng., Imam Khomeini International University, Ghazvin, Iran

4. Assist. Prof., Dept. of Civil Eng., Faculty of Eng., University of Tehran, Tehran, Iran

(Received Nov. 6, 2019 Accepted Apr. 8, 2020)

To cite this article:

Kolivand, Z. Ghazimoradi, S., Kilanehei, F., Omid Naenie, S. T. 2020. "Determination of an appropriate kinetic model for moving bed biofilm reactors in municipal and industrial wastewater treatment". Journal of Water and Wastewater, 31(5), 156-168. Doi: 10.22093/wwj.2020.207835.2947. (In Persian)

Abstract

Human being encounters the lack of water as a main challenge in most parts of the world. As the world's population soars and welfare levels rise, the demand for water increases. Increasing demand for this limited and valuable resource is creating new strategies for freshwater management; among these are innovative techniques for wastewater treatment. One of the new methods of wastewater treatment as well as upgrading existing treatment plants is the use of packing media within the aeration tank, i.e., a Moving Bed Biofilm Reactor. In this way, a bench-scale reactor possessing a volume of 15 liters has been used and the experiments with influent COD of 500 and 1500 mg/l, media filling percentages of 30%, 50%, and 70% and hydraulic retention times of 4, 8, and 12 hours have been carried out. The observed data show that the optimum bulk density and hydraulic retention time for municipal wastewater are 50% and 4 hours and for industrial wastewater is 70% and 4 hours, respectively. Also, the kinetic study of reactor performance indicates that Grau second order model, at an acceptable level, conforms to Moving Bed Biofilm Reactor observed data. MBBR experimental results including hydraulic residence time and filling percentage data mentioned above can be utilized as reliable data in municipal and industrial wastewater treatment and afterwards reuse of treated water for irrigation.

Keywords: Wastewater Treatment, Moving Bed Biofilm Reactors, Kinetic Model, Bulk Density, Hydraulic Retention Time.



مجله آب و فاضلاب، دوره ۳۱، شماره ۵، صفحه: ۱۶۸-۱۵۶

تعیین مدل سینتیکی مناسب راکتور بیوفیلمی بستر متحرک در تصفیه فاضلاب شهری و صنعتی

زهرا کولیوند^۱، شاهرخ قاضی مرادی^۲، فواد کیلاننه‌ئی^۳، سید تقی امید نائینی^۴

- ۱- دانشجوی کارشناسی ارشد، گروه مهندسی عمران، دانشکده فنی و مهندسی، دانشگاه بین‌المللی امام خمینی (ره)، قزوین، ایران
 ۲- استادیار، گروه مهندسی عمران، دانشکده فنی و مهندسی، دانشگاه بین‌المللی امام خمینی (ره)، قزوین، ایران
 (نویسنده مسئول) ghazimoradi@eng.ikiu.ac.ir
 ۳- استادیار، گروه مهندسی عمران، دانشکده فنی و مهندسی، دانشگاه بین‌المللی امام خمینی (ره)، قزوین، ایران
 ۴- استادیار، گروه مهندسی عمران، پردیس دانشکده‌های فنی، دانشگاه تهران، تهران، ایران

دریافت ۹۸/۸/۱۵ پذیرش ۹۹/۱/۲۰

برای ارجاع به این مقاله به صورت زیر اقدام فرمایید:

کولیوند، ز.، قاضی مرادی، ش.، کیلاننه‌ئی، ف.، امید نائینی، س. ت.، ۱۳۹۹، "تعیین مدل سینتیکی مناسب راکتور بیوفیلمی بستر متحرک در تصفیه فاضلاب شهری و صنعتی" مجله آب و فاضلاب، ۳۱(۵)، ۱۶۸-۱۵۶. Doi: 10.22093/wwj.2020.207835.2947

چکیده

کمبود آب یکی از مهم‌ترین چالش‌های پیش روی بشر در اکثر نقاط جهان است. با افزایش جمعیت جهان و گسترش سطح رفاه و بهداشت، به تبع میزان تقاضا برای آب افزایش می‌یابد. افزایش تقاضا برای این منبع محدود و ارزشمند باعث ایجاد استراتژی‌های جدید برای مدیریت آب شیرین می‌شود. از جمله این موارد، ابداع تکنیک‌های نوآورانه برای تصفیه فاضلاب است. یکی از روش‌های نوین تصفیه فاضلاب و همچنین ارتقا تصفیه‌خانه‌های موجود، استفاده از پکینگ مدیا در حوض هوادهی است، از این رو ایده استفاده از راکتورهای بیوفیلمی بستر متحرک به میان می‌آید. این پژوهش به بررسی عملکرد راکتور بیوفیلمی بستر متحرک در تصفیه فاضلاب شهری و صنعتی و تعیین مدل سینتیکی مناسب برای آن پرداخته است. این پژوهش از نوع پایلوت آزمایشگاهی است و به این منظور از یک راکتور به حجم ۱۵ لیتر استفاده شد، آزمایش‌ها با دو COD ورودی ۵۰۰ و ۱۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر و سه درصد پرشدگی ۳۰، ۵۰ و ۷۰ در سه زمان ماند ۴، ۸ و ۱۲ ساعت انجام شد. با توجه به نتایج به دست آمده، زمان ماند ۴ ساعت و سطح پرشدگی ۵۰ درصد برای فاضلاب شهری و سطح پرشدگی ۷۰ درصد برای فاضلاب صنعتی به عنوان موارد بهینه انتخاب شدند. همچنین بررسی مدل‌های سینتیکی موجود نشان داد که مدل مرتبه دوم گراو برای توضیح ضرایب سینتیکی حذف مواد آلی در راکتور مورد آزمایش مناسب‌ترین مدل است. به‌طور کلی می‌توان نتیجه گرفت که خروجی راکتور بیوفیلمی با بستر متحرک با زمان ماند و سطح پرشدگی‌های ذکر شده، مناسب تصفیه فاضلاب شهری و پساب‌های صنعتی و استفاده مجدد از آنها در بخش کشاورزی و آبیاری فضای سبز است.

واژه‌های کلیدی: تصفیه فاضلاب، راکتور بیوفیلمی بستر متحرک، مدل سینتیکی، درصد پرشدگی بهینه، زمان ماند بهینه



۱- مقدمه

ذکر است که تأثیر این دو گزینه به صورت هم‌زمان کمتر بررسی شده است. در پژوهش‌های پیشین بیشتر به بررسی حذف عناصری مشخص چون آرتزین، فرمالدئید، آنیلین در درصد پرشدگی ثابتی پرداخته شده است. برای مثال کمان‌ملک مقایسه‌ای بین سیستم‌های بیوفیلمی بستر ثابت و متحرک با سطح پرشدگی ۳۰ درصد و COD ورودی ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر با محوریت تجزیه آرتزین انجام داد و به این نتیجه رسید که درصد حذف COD و آرتزین در راکتور بستر ثابت نسبت به بستر متحرک حدود ۶ درصد بیشتر است (Kamanmalek, 2017).

در پژوهشی دیگر فتحی‌نژاد به بررسی تصفیه فاضلاب به وسیله ترکیب راکتور بیوفیلمی بستر متحرک با دو سطح پرشدگی ۴۰ و ۷۰ درصد با راکتور غشایی به منظور ارتقا کارایی تصفیه و کاهش گرفتگی غشا پرداخت و به این نتیجه رسید که افزودن پکینگ به راکتور غشایی موجب کاهش گرفتگی و افزایش مدت زمان بهره‌وری از غشا می‌شود (Fathinejad, 2017).

کوپک و همکاران به بررسی کاربرد معادله مونود در تعیین ضرایب سینتیکی در نیترازدایی با راکتور بیوفیلمی بستر متحرک پرداخته و به این ترتیب ضرایب KCOD و Vmax را تعیین کردند (Kopec et al., 2019).

مسمودی جبری و همکاران به بررسی مدل‌سازی حالت پایدار عملکرد تجزیه زیستی در یک راکتور چند مرحله‌ای بیوفیلمی بستر متحرک به منظور تصفیه آب خاکستری پرداخته و مقدار حذف COD، BOD و آمونیاک را به ترتیب برابر با ۹۳، ۹۹ و ۸۹ درصد به دست آوردند (Masmoudi Jabri et al., 2019).

لین به بررسی تصفیه فاضلاب پالایشگاه توسط فرایند ترکیبی راکتور بیوفیلمی با بستر متحرک و ازون پرداخت و نشان داد که این فرایند در مقایسه با فرایند لجن‌فعال دارای توجیه اقتصادی و فنی است (Lin, 2018).

۲- مواد و روش‌ها

در این بخش مشخصات راکتور، آگنه‌ها، نحوه راه‌اندازی راکتور، تهیه خوراک ورودی، عوامل اندازه‌گیری شده در طی آزمایش و

آب یک منبع اساسی برای زندگی است که به‌طور مستقیم و غیر مستقیم در حوزه‌های مختلف استفاده می‌شود. سازمان ملل متحد در گزارشی پیش‌بینی کرده است که جهان در سال ۲۰۳۰ تحت یک سناریوی کسب و کار با کاهش ۴۰ درصدی آب مواجه خواهد شد (UNESCO, 2016). در نتیجه استفاده مؤثر و پایدار از منابع آب یک چالش جهانی است که توجه روزافزون مؤسسات بین‌المللی را به خود جلب کرده است. همچنان که منابع آب شیرین جهان رو به کاهش است، افزایش توجه به منابع آب جایگزین ضرورت یافته است. از جمله این منابع، پساب تصفیه شده حاصل از فاضلاب شهری و صنعتی و به دنبال آن ابداع تکنیک‌های نوآورانه برای تصفیه فاضلاب است. یکی از روش‌های نوین تصفیه فاضلاب و همچنین ارتقا تصفیه‌خانه‌های موجود، استفاده از مواد پرکننده^۱ در حوض هوادهی است. بنابراین ایده استفاده از راکتورهای بیوفیلمی بستر متحرک به میان می‌آید.

آغاز توسعه فرایند بیوفیلمی با بستر متحرک در سال ۱۹۸۸ با پیشنهاد سازمان کنترل آلودگی نروژ برای طراحی تأسیسات کوچک تصفیه فاضلاب شکل گرفت. تا سال ۲۰۰۷ بیش از ۴۰۰ واحد تصفیه فاضلاب در مقیاس بزرگ و نیز صدها واحد تصفیه‌خانه کوچک، بر پایه این فرایند به وجود آمدند. در دهه‌های گذشته بررسی بر روی راکتورهای بیوفیلمی با بستر متحرک برای حذف مواد آلی و سمی، نیترازدایی و نیترازدایی در فاضلاب‌های شهری و صنعتی انجام شد و نتایج قابل‌قبولی از این بررسی‌ها گزارش شد (Borghei and Hosseini, 2004, Labelle et al., 2005, Rusten et al., 2006, Plattes et al., 2007, Delnavaz et al., 2008).

هدف از این پژوهش ارائه مناسب‌ترین مدل سینتیکی در زمینه عملکرد راکتور بیوفیلمی بستر متحرک، به منظور تصفیه فاضلاب شهری و صنعتی با COD ورودی ۵۰۰ و ۱۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر با محوریت حذف COD و استفاده از پساب تصفیه شده برای مصارف کشاورزی و آبیاری فضای سبز است. به عبارت دیگر، هدف اصلی این پژوهش، یافتن مقدار بهینه درصد پرشدگی و زمان ماند در تصفیه فاضلاب شهری و صنعتی به صورت توأم بود. لازم به

^۱ Packing Media



آزمایش سه بار تکرار شد (با احتساب تکرارها، مجموعاً ۵۴ آزمایش انجام شد) و در نهایت نیز از نرم افزار SPSS به منظور تحلیل نتایج استفاده شد. جدول ۱ مشخصات مدیای استفاده شده را نشان می‌دهد.

همچنین به منظور تأمین هوای مورد نیاز سیستم از سه دستگاه پمپ هوا به همراه دو دیفیوزر از نوع نواری و دو دیفیوزر از نوع توپی که در کف مخزن مستقر شدند، استفاده شد.

جدول ۱- مشخصات فنی مدیای استفاده شده

Table 1. Specifications of packing media

Parameter	Specifics
Type of random media	Kaldness III
Bulk	500 m ² /m ³
Dimensions	25×10 mm
Density	95 kg/m ³
Material	HDPE
No of packings per m ³	95000
Weight per Liter	95 gr

۲-۲- راه اندازی راکتور

پایلوت در ابتدای کار با لجن تغلیظ شده تصفیه خانه فاضلاب شهرک مسکونی پردیس تا حجم ۱۵ لیتر پر شد و به مدت یک ماه و نیم با فاضلاب سنتتیک تغذیه و راه اندازی شد. دمای پایلوت به کمک بخاری آکواریومی در حدود ۲۳ تا ۲۵ درجه سلسیوس ثابت نگه داشته شد. پس از گذشت یک و نیم ماه، بیوفیلم مورد نظر بر روی آکنه‌ها تشکیل شد و آزمایش‌ها شروع شد. کلیه آزمایش‌ها توسط فاضلاب سنتتیک با COD ورودی برابر ۵۰۰ و ۱۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر در سه زمان ماند هیدرولیکی به ترتیب برابر با ۸، ۱۲ و ۱۶ ساعت و سه درصد پرشدگی ۰،۳۰، ۵۰ و ۷۰ انجام شد. محدوده غذا به میکروارگانیسم نیز به عنوان یک فاکتور کنترلی در نظر گرفته شد که مقدار آن از معادله ۱ محاسبه شد و در طی آزمایش‌ها در حدود ۰/۱ تا ۰/۲ بر روز بود (Metcalf and Eddy, 2003)

$$\frac{F}{M} = \frac{Q \times BOD}{MLSS \times V} \quad (1)$$

که در آن

$\frac{F}{M}$ نسبت غذا به میکروارگانیسم بر روز، Q دبی فاضلاب ورودی به راکتور بر حسب مترمکعب در ثانیه، V حجم راکتور بر حسب

تجهیزات مورد نیاز برای این امر بررسی شدند و در آخر نیز روش تحلیل آماری داده‌ها بیان شد.

۱-۲- مشخصات پایلوت

پایلوت استفاده شده در این پژوهش شامل یک مخزن از جنس پلاکسی گلاس به ضخامت ۵ میلی‌متر بود که قسمت پایین مخزن به منظور استفاده به عنوان واحد زلال‌ساز به صورت شیب‌دار ساخته شد (شکل ۱). این پایلوت به طول، عرض و ارتفاع ۳۰ سانتی‌متر ساخته شد که ۳ شیر در ارتفاع‌های مختلف آن به منظور سهولت در نمونه‌گیری و بهره‌برداری قرار داده شده است. حجم راکتور مورد نظر ۳۰ لیتر بود که برای انجام آزمایش‌ها از ۱۵ لیتر آن به عنوان حجم مفید راکتور استفاده شد.



Fig. 1. MBBR¹ pilot-plan

شکل ۱- پایلوت استفاده شده

در فرایندهای بیوفیلمی مشخصات آکنه‌ها تأثیر زیادی بر کارایی تصفیه دارند. مدیای استفاده شده در این پژوهش از کالدنس نوع ۳ بوده که طی ۱۸ سناریو به ترتیب ۳۰، ۵۰ و ۷۰ درصد حجم مفید راکتور از آکنه‌ها پر شد و آزمایش‌ها در سه زمان ماند ۸، ۱۲ و ۱۶ ساعت و دو COD ورودی ۵۰۰ و ۱۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر انجام شد. لازم به ذکر است که به منظور اطمینان از درستی نتایج هر

¹ Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR)

² Kaldness III



۳-۱- بررسی اثر زمان ماند و درصد پرشدگی بر کارایی حذف COD

نتایج COD خروجی در شرایط آزمایش شده در جدول ۲ آمده است. همان طور که مشاهده می‌شود، برای فاضلاب با COD ورودی ۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر، در سطح پرشدگی ۷۰ درصد با افزایش زمان ماند، بعد از گذشت ۴ ساعت، کارایی حذف به‌شدت کاهش یافت که این امر می‌تواند ناشی از ورود میکروارگانیسم‌ها به فاز خودخوری باشد. این مورد در سطوح پرشدگی ۳۰ و ۵۰ درصد نیز مشاهده شد.

بنابراین زمان ماند بهینه برای راکتور بیوفیلمی بستر متحرک در تصفیه فاضلاب شهری معادل ۴ ساعت پیشنهاد می‌شود. از طرفی با بررسی کارایی حذف COD در سطوح پرشدگی مختلف این نتیجه حاصل می‌شود که درصد کاهش کارایی حذف COD نسبت به افزایش زمان ماند از ۴ به ۸ ساعت، با افزایش درصد پرشدگی رابطه مستقیم دارد.

برای مثال، مشاهده شد که در سطح پرشدگی ۳۰ درصد، مقدار کاهش کارایی حذف COD بین زمان ۴ تا ۸ ساعت برابر ۴۰ درصد بود، در حالی که در سطوح پرشدگی ۵۰ و ۷۰ درصد، این مقدار کاهش به ترتیب معادل ۷۱ درصد و ۸۱ درصد است. در مورد درصد پرشدگی بهینه راکتور با توجه به مقایسه COD خروجی میانگین سیستم یعنی سه عدد ۳۰، ۴۵ و ۱۰۲ میلی‌گرم در لیتر، به ترتیب برای درصد پرشدگی‌های ۷۰، ۵۰ و ۳۰، درصد پرشدگی ۷۰ به‌عنوان درصد بهینه پیشنهاد می‌شود، البته با توجه به اینکه هدف این پژوهش یافتن شرایط بهینه برای استفاده از پساب خروجی در بخش کشاورزی و آبیاری فضای سبز بود،

به‌علاوه بر طبق استانداردهای خروجی فاضلاب ایران (به استناد ماده ۵ آیین‌نامه جلوگیری از آلودگی آب) که مقدار COD خروجی برای مصارف کشاورزی و آبیاری را برابر با ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر بیان کرده است و همچنین با در نظر گرفتن بعد اقتصادی مسئله بررسی شده، نزدیکی کارایی حذف در دو درصد پرشدگی ۵۰ و ۷۰ (نتایج آزمون‌های LSD و Tukey نیز نشان می‌دهد که میانگین‌های دو سطح پرشدگی ۵۰ و ۷۰ برخلاف سایر موارد آزمایش شده، اختلاف معنی‌داری ندارند) و نیز عملکرد بهتر راکتور از نظر شناوری پکینگ‌ها و دستیابی به تعریف اصلی راکتور بستر متحرک یعنی شناوری بستر، سطح پرشدگی ۵۰ به‌عنوان درصد

مترمکعب، BOD اکسیژن مورد نیاز بیولوژیکی در راکتور برحسب میلی‌گرم در لیتر و MLSS غلظت جامدات معلق موجود در راکتور برحسب میلی‌گرم در لیتر است.

۳-۲- مشخصات فاضلاب سنتتیک و عوامل کنترل و اندازه‌گیری شده

فاضلاب ورودی در این پژوهش از نوع فاضلاب سنتتیک با مقدار COD برابر ۵۰۰ و ۱۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر بود که در آن از گلوکز به‌عنوان منبع کربن، اوره به‌عنوان منبع ازت و آمونیوم دی‌هیدروژن فسفات به‌عنوان منبع فسفر با نسبت‌های ۱/۵/۱۰، ساخت شرکت مرک^۱ آلمان استفاده شده است. همچنین به‌منظور تأمین منبع منبع چربی و کربوهیدرات مورد نیاز برای رشد بهتر میکروارگانیسم‌ها، از شیر استفاده شد.

در تمام مدت زمان بهره‌برداری پایلوت، اندازه‌گیری غلظت COD ورودی و خروجی از سیستم با استفاده از اسپکتروفتومتر ساخت شرکت هچ^۲ و ویال‌های مخصوص آن انجام شد. همچنین اکسیژن محلول نیز توسط دستگاه DO متر ساخت شرکت هچ اندازه‌گیری شد.

مقدار کل جامدات معلق مخلوط^۳ و کل جامدات معلق فرار مایع مخلوط^۴ نیز به روش وزن‌سنجی مطابق کتاب استاندارد آزمایش‌های آب و فاضلاب (2540D و 2540E) انجام شد (Acharya et al., 2011).

۳- نتایج و بحث

در این بخش نتایج حاصل از آزمایش‌ها یعنی اثر زمان ماند و درصد پرشدگی بر کارایی حذف COD و اکسیژن محلول در ۱۸ سناریو بررسی شد، سپس تحلیل‌های آماری توسط نرم‌افزار SPSS با حدود اطمینان ۹۹ درصد انجام شد و در نهایت پس از رسم داده‌های حاصل از آزمایش‌ها در Excel و ارزیابی مدل‌های سینتیکی مختلف، مناسب‌ترین مدل سینتیکی برای تصفیه فاضلاب توسط راکتور بیوفیلمی بستر متحرک انتخاب شد.

¹ Merck

² Hach

³ Mixed Liquor Suspended Solids

⁴ Mixed Liquor Volatile Suspended Solids



جدول ۲- نتایج آزمایش COD برای فاضلاب شهری و صنعتی

Table 2. COD results of municipal and industrial wastewater

Filling percentage		30								
HRT (h)		4			8			12		
Experiment No.		1	2	3	1	2	3	1	2	3
COD _{out} (mg/l) for COD _{in} =500 (mg/l)		110	96	100	168	162	180	135	158	142
COD _{out} (mg/l) for COD _{in} =1500 (mg/l)		850	840	839	559	553	565	380	373	396
Average of COD _{out} (mg/l) for COD _{in} =500 (mg/l)		102			170			145		
Removal percentage of COD _{in} =500 (mg/l)		79.6			61			71		
Average of COD _{out} (mg/l) for COD _{in} =1500 (mg/l)		843			559			374		
Removal percentage of COD _{in} =1500 (mg/l)		43.8			62.73			75.07		
Filling percentage		50								
HRT (h)		4			8			12		
Experiment No.		1	2	3	1	2	3	1	2	3
COD _{out} (mg/l) for COD _{in} =500 (mg/l)		44	42	48	159	165	150	97	89	93
COD _{out} (mg/l) for COD _{in} =1500 (mg/l)		205	209	213	179	175	186	167	161	168
Average of COD _{out} (mg/l) for COD _{in} =500 (mg/l)		45			158			93		
Removal percentage of COD _{in} =500 (mg/l)		91			68.4			81.4		
Average of COD _{out} (mg/l) for COD _{in} =1500 (mg/l)		209			180			165		
Removal percentage of COD _{in} =1500 (mg/l)		86.07			88			89		
Filling percentage		70								
HRT (h)		4			8			12		
Experiment No.		1	2	3	1	2	3	1	2	3
COD _{out} (mg/l) for COD _{in} =500 (mg/l)		33	28	29	157	163	158	115	102	113
COD _{out} (mg/l) for COD _{in} =1500 (mg/l)		113	99	103	92	98	110	90	100	95
Average of COD _{out} (mg/l) for COD _{in} =500 (mg/l)		30			160			110		
Removal percentage of COD _{in} =500 (mg/l)		94			68			78		
Average of COD _{out} (mg/l) for COD _{in} =1500 (mg/l)		105			100			95		
Removal percentage of COD _{in} =1500 (mg/l)		93			93.33			93.67		



و به صورت توام (اثر متقابل)، آنالیز واریانس^۱ در سطح اطمینان ۹۹ درصد برای هر دو فاضلاب شهری و صنعتی انجام شده و مقدار sig برای اثرات اصلی و متقابل برابر صفر به دست آمده است که این امر نشان دهنده اثر متفاوت حالت‌های مختلف درصد پرشدگی و زمان ماند بر روی COD خروجی است.

۳-۲- بررسی اثر زمان ماند و درصد پرشدگی بر اکسیژن

محلول

همان طور که از جدول ۳ مشخص شده است، نمی‌توان رابطه مشخصی بین مقدار اکسیژن محلول با درصد پرشدگی و زمان ماند در هر دو فاضلاب شهری و صنعتی یافت. آنچه که مشخص است، تغییرات کمتر اکسیژن محلول در زمان ماند‌های مختلف در سطح پرشدگی ۵۰ درصد در فاضلاب شهری و در نتیجه مناسب‌تر بودن این مقدار درصد پرشدگی برای حذف COD و همچنین انجام بهتر نیترا سازی با توجه به پژوهش‌های مشابه است (Fathinejad, 2017).

در مورد فاضلاب صنعتی نیز بیشترین مقدار اکسیژن محلول مربوط به سطح پرشدگی ۷۰ است که این امر دلیل دیگری بر مناسب‌تر بودن سطح پرشدگی ۷۰ به عنوان سطح بهینه است. نتایج آزمون T زوجی نیز به استناد سطح معناداری ۰/۰۱ نشان از هم‌بستگی در جهت مستقیم بین درصد پرشدگی و مقدار اکسیژن محلول در زمان ماند هیدرولیکی ثابت دارد. ضرایب هم‌بستگی در سه زمان ماند ثابت ۸، ۴ و ۱۲ ساعت برای درصد پرشدگی‌های مختلف شامل: ۰/۳۳۲، ۰/۵۳۱ و ۰/۰۶۷ برای فاضلاب شهری و ۰/۸۹، ۰/۲۴۱ و ۰/۹ برای فاضلاب صنعتی هستند.

از طرف دیگر همان طور که در بخش قبل ذکر شد، به‌منظور بررسی صحت تأثیر عوامل زمان ماند و درصد پرشدگی به‌صورت جداگانه در سطوح مختلف (اثرات اصلی) و به‌صورت توأم (اثر متقابل)، آنالیز واریانس (ANOVA) در سطح اطمینان ۹۹ درصد برای هر دو فاضلاب شهری و صنعتی انجام شده است. در این آزمون، مقدار sig برای اثرات اصلی و متقابل کمتر از ۰/۰۱ به دست آمده که این امر نشان دهنده اثر متفاوت حالت‌های مختلف

بهینه انتخاب می‌شود. در مورد عدم انتخاب درصد پرشدگی ۳۰ این نکته قابل توجه است که با وجود اینکه مقدار COD خروجی میانگین ۱۰۲ میلی‌گرم بر لیتر نیز در محدوده مورد تأیید استاندارد ایران به‌منظور استفاده از پساب خروجی در بخش کشاورزی و آبیاری فضای سبز است، درصد حذف سیستم در سطح پرشدگی ۳۰ معادل ۷۹ درصد بود که این مقدار نسبت به سطح انتخابی ۵۰ مقدار بسیار کمتری را داراست.

در مورد فاضلاب با COD ورودی ۱۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر، نیز همان طور که در جدول ۲ دیده می‌شود، در سطح پرشدگی ۳۰ درصد، فاضلاب خروجی حداقل لازم برای آبیاری فضای سبز را نداشته است. در سطح پرشدگی ۵۰ درصد تنها در زمان ماند‌های ۸ و ۱۲ ساعت، پساب تصفیه شده مجاز به استفاده در بخش آبیاری فضای سبز بود و در سطح پرشدگی ۷۰ درصد با افزایش زمان ماند، بعد از گذشت ۴ ساعت، کارایی حذف بهبود بسیار جزئی داشته که این امر می‌تواند نشان دهنده ورود میکروارگانیسم‌ها به فاز رشد ثابت باشد. بنابراین راکتور در سطح پرشدگی ۵۰ درصد با زمان ماند ۸ و ۱۲ ساعت و سطح پرشدگی ۷۰ درصد با زمان ماند ۴ ساعت دارای حداقل لازم به‌منظور استفاده از پساب خروجی در بخش آبیاری فضای سبز بوده که با توجه به بعد اقتصادی مسئله یعنی حجم بسیار کم‌تر در سطح پرشدگی ۷۰، زمان ماند ۴ ساعت و درصد پرشدگی ۷۰ به‌عنوان مقدار بهینه انتخاب شدند. همچنین به دست آمدن $\text{sig}=0$ از تحلیل‌های آماری (آزمون‌های Tukey و LSD) برای هر دو متغیر زمان ماند و سطح پرشدگی نشانگر وجود اختلاف معنی‌دار بین میانگین‌های به دست آمده است.

به‌علاوه نتایج آزمون T زوجی نیز به استناد سطح معناداری ۰/۰۱ برای هر دو فاضلاب شهری و صنعتی نشان از هم‌بستگی زیاد و در جهت عکس بین درصد پرشدگی و مقدار COD خروجی در زمان ماند هیدرولیکی ثابت دارد. ضرایب هم‌بستگی در سه زمان ماند ثابت ۸، ۴ و ۱۲ ساعت برای درصد پرشدگی‌های مختلف شامل: ۰/۹۲۴، ۰/۹۳۶ و ۰/۹۶۱- برای فاضلاب شهری و ۰/۹۳۹، ۰/۵۵۱ و ۰/۶۳۰- برای فاضلاب صنعتی هستند. از طرف دیگر به‌منظور بررسی صحت تأثیر عوامل زمان ماند و درصد پرشدگی به‌صورت جداگانه در سطوح مختلف (اثرات اصلی)

¹ Analysis of Variation (ANOVA)



جدول ۳- نتایج آزمایش اکسیژن محلول برای فاضلاب شهری و صنعتی

Table 3. DO results of municipal and industrial wastewater

Filling percentage				30						
HRT (h)				4			8			12
Experiment No.	1	2	3	1	2	3	1	2	3	
DO (mg/l) for COD _{in} =500 (mg/l)	0.6	1	0.76	4	4.45	5.2	1.75	2.94	2.33	
DO (mg/l) for COD _{in} =1500 (mg/l)	1.04	1	1.77	2.1	1.6	1.55	1.4	1.02	1.18	
Average of DO (mg/l) for COD _{in} =500 (mg/l)				0.8			4.55			2.34
Average of DO (mg/l) for COD _{in} =1500 (mg/l)				1.27			1.72			1.2
Filling percentage				50						
HRT (h)				4			8			12
Experiment No.	1	2	3	1	2	3	1	2	3	
DO (mg/l) for COD _{in} =500 (mg/l)	5.84	7.3	5.43	3.25	4.1	5.2	5.67	4.96	6.56	
DO (mg/l) for COD _{in} =1500 (mg/l)	4	3.5	3.54	0.4	0.18	0.08	1.6	1.7	1.22	
Average of DO (mg/l) for COD _{in} =500 (mg/l)				6.19			4.18			5.73
Average of DO (mg/l) for COD _{in} =1500 (mg/l)				3.68			0.22			1.5
Filling percentage				70						
HRT (h)				4			8			12
Experiment No.	1	2	3	1	2	3	1	2	3	
DO (mg/l) for COD _{in} =500 (mg/l)	1.5	3.2	3.4	7	5.67	5	1/4	2/5	2.25	
DO (mg/l) for COD _{in} =1500 (mg/l)	4.1	3.8	3.98	2	2.3	2.54	4.4	4.26	4	
Average of DO (mg/l) for COD _{in} =500 (mg/l)				2.7			5.89			2.05
Average of DO (mg/l) for COD _{in} =1500 (mg/l)				3.96			2.28			4.22



درصد پرشدگی و زمان ماند بر روی مقدار اکسیژن محلول است.

۳-۳- تعیین رژیم هیدرولیکی جریان

الگوی جریان در راکتورها که سرعت واکنش‌های انجام شده را تحت تأثیر قرار می‌دهد، تابع شرایط اختلاط در راکتور است که خود تابع شکل راکتور است. به‌طور کلی الگوی جریان در راکتور، زمان موردنیاز برای رسیدن به درجه تصفیه لازم را تحت تأثیر قرار می‌دهد. بنابراین به‌منظور تعیین زمان لازم برای رسیدن به درجه تصفیه موردنیاز تعیین رژیم هیدرولیکی جریان امری ضروری است. یکی از راه‌های معمول برای تعیین رژیم هیدرولیکی به دست آوردن عدد پراکندگی از طریق معادله ۲ است (Arceivala, 1986)

$$d = \frac{D}{ul} \quad (2)$$

که در آن

d عدد پراکندگی بدون بعد، D ضریب پخش صعودی حاصل از تقسیم مجذور ارتفاع مؤثر راکتور بر میانگین زمان ماند، u میانگین سرعت جریان حاصل از تقسیم ارتفاع مؤثر راکتور بر میانگین زمان

ماند و l ارتفاع مؤثر راکتور است.

محاسبات نشان داد که در هر سه زمان ماند آزمایش شده، عدد پراکندگی برابر با یک است که مطابق با منابع مختلف، عدد پراکندگی بیش از ۰/۲ نشانگر وجود رژیم هیدرولیکی اختلاط کامل در راکتور است (Arceivala, 1986, Keshtkar et al., 2003)

بنابراین رژیم جریان در راکتور آزمایش شده از نوع اختلاط کامل بود که بنابر پژوهش‌های پیشین، در راکتورهای ترکیبی به‌ویژه راکتورهای رشد چسبیده همراه با لجن فعال، در صورت نبودن شرایط خوب اختلاط، امکان گرفتگی در راکتور افزایش می‌یابد (Izanloo, 2007).

۳-۴- بررسی اثر درصد پرشدگی بر رشد معلق و چسبیده

آنچه که به‌صورت عینی در راکتور با درصد پرشدگی‌های مختلف قابل مشاهده است، کاهش مقدار رشد معلق و در مقابل افزایش مقدار رشد ثابت (بیوفیلم روی آکنه‌ها)، با افزایش درصد پرشدگی راکتور است که این مورد در شکل ۲ و ۳ به‌خوبی نمایان است. این

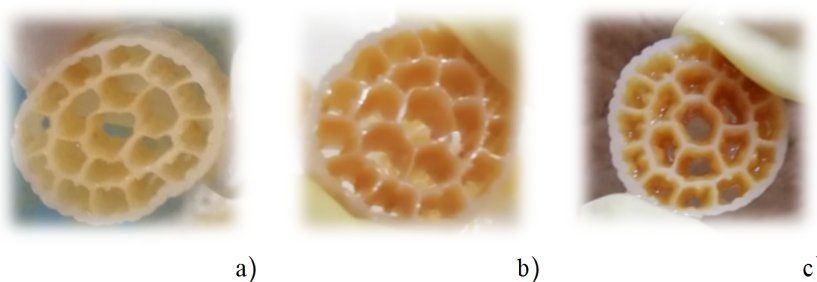


Fig. 2. Fixed film in filling percentage of: a) 30%, b) 50%, c) 70%
شکل ۲- بیوفیلم ثابت در سطوح پرشدگی: (a) ۳۰٪، (b) ۵۰٪، (c) ۷۰٪

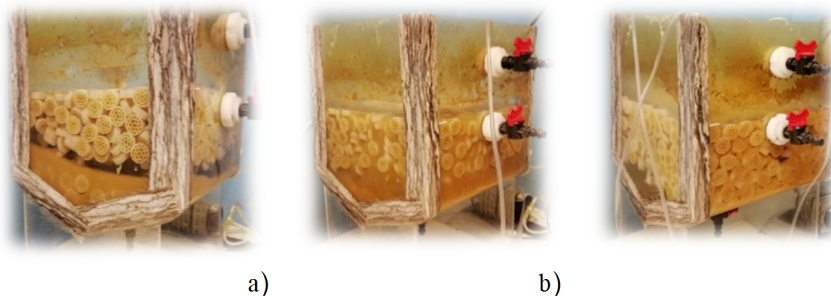


Fig. 3. Suspended Film in filling percentage of: a) 30%, b) 50%, c) 70%
شکل ۳- ذرات بیولوژیکی معلق در سطوح پرشدگی: (a) ۳۰٪، (b) ۵۰٪، (c) ۷۰٪



جدول ۴- خلاصه نتایج ضرایب مدل‌های سینتیکی در فاضلاب شهری

Table 4. Kinetic coefficients results of municipal wastewater

Model name	Filling percentage	Equation	R2	Kinetic coefficients
Monod	70	$y=-3419/6x+160.35$	0.8224	$K=0.0062$ $K_S=21.33$
	50	$y=-5352.1x+173.36$	0.7099	$K=0.0058$ $K_S=30.87$
	30	$y=-21720x+277.58$	0.5864	$K=0.0036$ $K_S=78.24$
First order substrate removal	70	$y=-0.6228x+126.33$	0.7701	$K_1=0.62$
	50	$y=-0.5906x+125.86$	0.6481	$K_1=0.59$
	30	$y=-0.8759x+187.53$	0.6961	$K_1=0.88$
Grau	70	$y=1.3916x-0.6706$	0.9610	$m=0.67$ $n=1.39$
	50	$y=1.2938x-0.0721$	0.9455	$m=0.07$ $n=1.29$
	30	$y=1.486x-0.5319$	0.9834	$m=0.53$ $n=1.48$
Stover Kincanon	70	$y=1.3916x-0.0013$	0.9610	$U_{max}=769.2$ $K_B=1070$
	50	$y=1.2938x-0.0001$	0.9455	$U_{max}=10000$ $K_B=12937$
	30	$y=1.486x-0.0011$	0.9834	$U_{max}=909$ $K_B=1351$

$$\frac{ds}{dt} = \frac{Q}{V}(S_0 - S) = \frac{KXS}{K_S + S} \quad (3)$$

$$-\frac{dS}{dt} = \frac{Q}{V} \times S_0 - \frac{Q}{V} \times S - k_1 S \quad (4)$$

$$-\frac{dS}{dt} = k_s \times X \times \left(\frac{S}{S_0}\right)^2 \quad (5)$$

$$\frac{dS'}{dt} = \frac{U_{max} \left(\frac{QS_0}{V}\right)}{K_B + \left(\frac{QS_0}{V}\right)} \quad (6)$$

همان گونه که در جداول ۴ و ۵ دیده می‌شود، نتایج حاصل نشان از عدم تناسب مدل مونود و حذف مرتبه اول در همه درصد‌های پرشدگی دارد. اما با رسم مدل‌های مرتبه دوم گراو و استاورکینکانن ضرایب تعیین هر دو مدل تا چهار رقم اعشار یکسان به دست آمد. ضرایب تعیین برای درصد‌های پرشدگی ۳۰، ۵۰ و ۷۰ در فاضلاب شهری به ترتیب برابر با ۰/۹۸۳۴، ۰/۹۴۵۵ و ۰/۹۶۱۰ و در

مورد همچنین در پژوهش‌های به عمل آمده توسط فتحی‌نژاد در سال ۱۳۹۵ با بررسی دو سطح پرشدگی ۴۰ و ۷۰ درصد به اثبات رسیده است (Fathinejad, 2017).

۳-۵- بررسی سینتیک واکنش‌های بیولوژیکی

سینتیک واکنش در حقیقت بررسی نرخ فرایندهای واکنش و عوامل مؤثر بر آنها است. مدل‌های ریاضی متنوعی برای تعیین رابطه بین متغیرها استفاده می‌شوند تا با استفاده از این روابط بتوان طراحی‌ها و نتایج آزمایشگاهی را ارزیابی کرد. همچنین از این مدل‌ها برای کنترل و پیش‌بینی عملکرد واحد تصفیه و بهینه کردن واحدهای ساخته شده در مقیاس آزمایشگاهی نیز استفاده می‌شود. در مدل مونود^۱، مدل حذف درجه اول سوبستره^۲، مدل گراو^۳ و اصلاح شده استاور کینکانن^۴، تغییرات در سرعت حذف آلاینده‌ها به ترتیب به صورت زیر بیان می‌شود (Borghai and Hosseiny, 2004).

Grau et al., 1975, İşik and Sponza, 2005)

¹ Monod
² First Order Substrate Removal
³ Grau
⁴ Stover- Kincanon



جدول ۵- خلاصه نتایج ضرایب مدل‌های سینتیکی در فاضلاب صنعتی

Table 5. Kinetic coefficients results of industrial wastewater

Model name	Filling percentage	Equation	R2	Kinetic coefficients
Monod	70	$y=9374.5x-65.687$	0.3298	$K=0.15$ $K_S=142.71$
	50	$y=21886x-89.362$	0.9392	$K=0.01$ $K_S=244.91$
	30	$y=15104x+13.637$	0.979	$K=0.07$ $K_S=1107.575$
First order substrate removal	70	$y=7.3971x-526.1$	0.2961	$K_1=7.4$
	50	$y=4.6706x-662.1$	0.9483	$K_1=4.67$
	30	$y=0.1513x+35.689$	0.995	$K_1=0.15$
Grau	70	$y=1.0638x+0.0511$	0.9999	$m=0.05$ $n=1.06$
	50	$y=1.1049x+0.2361$	0.9999	$m=0.23$ $n=1.10$
	30	$y=0.8566x+5.7708$	0.9984	$m=5.77$ $n=0.86$
Stover Kincanon	70	$y=1.0638x+0.00003$	0.9999	$U_{max}=33333$ $K_B=35460$
	50	$y=1.1049x+0.00002$	0.9999	$U_{max}=5000$ $K_B=5525$
	30	$y=0.8566x+0.0038$	0.9984	$U_{max}=263$ $K_B=225$

(n) منطقی تر بود و در نهایت مدل گراو به عنوان مناسب ترین مدل برای تصفیه فاضلاب توسط راکتور بیوفیلمی بستر متحرک انتخاب شد. در بیشتر پژوهش‌های گذشته نیز مدل‌های گراو و اصلاح شده استوار کینکانن دارای برازش بهتری نسبت به سایر مدل‌ها بود و در نتیجه به عنوان مدل مناسب در طراحی راکتورهای بیوفیلمی با بستر ثابت انتخاب شده‌اند.

۴- نتیجه‌گیری

هدف از این پژوهش بررسی کارایی حذف COD راکتور بیوفیلمی بستر متحرک در مقیاس آزمایشگاهی در سطوح پرشدگی ۳۰، ۵۰ و ۷۰ درصد در سه زمان ماند ۴، ۸ و ۱۲ ساعت در فاضلاب شهری و صنعتی بود. با توجه به نتایج حاصل از آزمایش‌ها و انجام آزمون‌های آماری زمان ماند ۴ ساعت و سطح پرشدگی ۵۰ درصد برای فاضلاب شهری و سطح پرشدگی ۷۰ درصد برای فاضلاب

فاضلاب صنعتی برابر با ۰/۹۹۸۴، ۰/۹۹۹۹ و ۰/۹۹۹۹ به دست آمدند. اما ضرایب به دست آمده از مدل اصلاح شده استوار کینکانن (U_{max} سرعت حذف حداکثر و K_B میزان ثابت اشباع) غیرعادی بود که این امر می‌تواند ناشی از ارائه اولیه این مدل برای راکتورهای RBC باشد، زیرا در مدل اولیه استوار کینکانن فرض شده در راکتورهای RBC، تصفیه توسط زیست توده چسبیده بر روی صفحات انجام شده و از سهم زیست توده شناور صرف نظر شده است.

هرچند در پژوهش‌های بعدی توسط براچ‌دو با جایگزینی حجم راکتور به جای پارامتر سطح، سعی شده تا این نقص رفع شود، اما در این پژوهش ضرایب معقولی از این مدل دریافت نشد. از سوی دیگر مدل درجه دوم گراو در ابتدا برای راکتورهای لجن فعال ارائه شده است که با توجه به شباهت عملکرد راکتورهای بیوفیلمی بستر متحرک به سیستم‌های لجن فعال، ضرایب حاصل از این مدل (m و



مدل گراو و استاور کینکانن برای درصدهای پرشدگی ۵۰، ۳۰ و ۷۰ در فاضلاب شهری به ترتیب برابر با ۰/۹۸۳۴، ۰/۹۴۵۵ و ۰/۹۶۱۰ و در فاضلاب صنعتی برابر با ۰/۹۹۸۴، ۰/۹۹۹۹ و ۰/۹۹۹۹ به دست آمدند. پس از محاسبه ضرایب هر یک از مدل‌های ذکر شده، با توجه به غیرعادی بودن ضرایب حاصل از مدل استاور کینکانن که می‌تواند به دلیل ارائه اولیه این مدل برای راکتورهای RBC و به دنبال آن صرف نظر از سهم زیست توده شناور در تصفیه فاضلاب باشد، مدل مرتبه دوم گراو به عنوان مناسب‌ترین مدل برای تصفیه فاضلاب توسط راکتور بیوفیلیمی بستر متحرک ناپیوسته انتخاب شد.

۵- قدردانی

آزمایش‌های مربوط به این پژوهش در آزمایشگاه سیالات و هیدرولیک و آزمایشگاه سنجش و پایش آب و محیط زیست دانشکده فنی دانشگاه تهران انجام شد.

نویسندگان این پژوهش مراتب سپاس و قدردانی خود را از کلیه مسئولین و کارشناسان آزمایشگاه‌های انجام شده به ویژه خانم دکتر زهرا اکبری که انجام این پژوهش را میسر کردند، اعلام می‌کنند.

صنعتی به عنوان موارد بهینه به منظور مصرف پساب حاصل در بخش کشاورزی و آبیاری فضای سبز انتخاب شدند.

در مورد رابطه بین مقدار اکسیژن محلول با درصد پرشدگی و زمان ماند، رابطه واضحی پیدا نشد. اما آنچه که مشخص است، تغییرات کمتر اکسیژن محلول در زمان ماندهای مختلف در سطح پرشدگی ۵۰ درصد در فاضلاب شهری و در نتیجه مناسب‌تر بودن این مقدار درصد پرشدگی برای حذف COD و همچنین انجام بهتر نیترات‌سازی است. در فاضلاب صنعتی نیز بیشترین مقدار اکسیژن محلول مربوط به سطح پرشدگی ۷۰ است که این امر دلیل دیگری بر مناسب‌تر بودن سطح پرشدگی ۷۰ به عنوان سطح بهینه است.

در هر سه زمان ماند مورد آزمایش، عدد پراکندگی برابر با یک به دست آمده که مطابق با منابع مختلف، عدد پراکندگی بیش از ۰/۲ نشانگر وجود رژیم هیدرولیکی اختلاط کامل در راکتور است و همان طور که در پژوهش‌های مشابه پیشین آمده است، بهترین شکل عملکرد راکتور بیوفیلیمی با بستر متحرک زمانی اتفاق خواهد افتاد که راکتور با رژیم جریانی اختلاط کامل بهره‌برداری شود.

همچنین نتایج سینتیک واکنش‌های بیولوژیکی نشان از تبعیت راکتور از مدل مرتبه دوم گراو و اصلاح شده استاور کینکانن و عدم تبعیت از مدل مونود و حذف مرتبه اول داشت ضرایب تعیین هر دو

References

- Acharya, B. K., Pathak, H., Mohana, S., Shouche, Y., Singh, V. & Madamwar, D. 2011. Kinetic modelling and microbial community assessment of anaerobic biphasic fixed film bioreactor treating distillery spent wash. *Water Research*, 45(14), 4248-4259.
- Arceivala, S. J. 1986. *Wastewater treatment for pollution control*, Tata McGraw-Hill Publishing Company Limited.
- Borghei, S. & Hosseini, S. H. 2004. The treatment of phenolic wastewater using a moving bed biofilm reactor. *Process Biochemistry*, 39(10), 1177-1181.
- Delnavaz, M., Ayati, B. & Ganjidoost, H. 2008. Biodegradation of aromatic amine compounds using moving bed biofilm reactors. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 5(4), 243-250.
- Delnavz, M. 2007. Treatment of wastewater containing aromatic amine compounds using moving bed biofilm reactor. MSc. Thesis, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran. (In Persian)
- Fathinejad, A. 2017. Wastewater treatment by integrated MBBR-MBR and BF-MBR methods to increase performance and decrease membrane fouling. Master thesis, Sharif University, Tehran, Iran (In Persian).
- Grau, P., Dohanyos, M. & Chudoba, J. 1975. Kinetics of multicomponent substrate removal by activated sludge. *Water Research*, 9(7), 637-642.



- Işik, M. & Sponza, D. T. 2005. Substrate removal kinetics in an upflow anaerobic sludge blanket reactor decolorising simulated textile wastewater. *Process Biochemistry*, 40(3-4), 1189-1198.
- Izanloo, H. 2007. Determination of the performance pattern of submerged aeration attached growth in oily wastewater treatment, PhD Thesis, Tehran University of Medical Sciences, Tehran, Iran (In Persian).
- Kamanmalek, S. 2017. Biodegradability studies of Atrazine in bioreactor receiving low-level COD wastewater. Master Thesis, Sharif University, Tehran, Iran (In Persian).
- Keshtkar, A., Meyssammi, B., Abolhamed, G., Ghforian, H. & Asadi, M. K. 2003. Mathematical modeling of non-ideal mixing continuous flow reactors for anaerobic digestion of cattle manure. *Bioresource Technology*, 87(1), 113-124.
- Kopec, L., Kopec, A. & Drewnowski, J. 2019. The application of monod equation to denitrification kinetics description in the MBBR. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16(3), 1479-1486.
- Labelle, M. A., Juteau, P., Jolicoeur, M., Rihard, V., Parent, S. & Comeau, Y. 2005. Seawater denitrification in a closed mesocosm by a submerged moving bed biofilm reactor. *Water Research*, 39(14), 3409-3417.
- Lin, W. 2018. Application of ozone MBBR process in refinery wastewater treatment. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 108, No. 4, p. 042124). IOP Publishing.
- Masmoudi Jabri, K., Nolde, E., Citroth, A. & Bousselmi, L. 2019. Life cycle assessment of a decentralized greywater treatment alternative for non-potable reuse application. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 17, 433-444.
- Metcalf and Eddy, Inc Tchobanoglous, J. Burton, F. and Stensel, H. D. 2003. *Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse*. McGraw Hill Higher Education, New York.
- Plattes, M., Fiorelli, D., Gille, S., Girad, C., Henry, E., Minette, F. & Schosseler, P. M. 2007. Modelling and dynamic simulation of a moving bed bioreactor using respirometry for the estimation of kinetic parameters. *Biochemical Engineering Journal*, 33(3), 253-259.
- Rusten, B., Eikebrokk, B. & Ulgenes, Y. 2006. Design and operations of the kaldnes moving bed biofilm reactors. *Aquacultural Engineering*, 34(3), 322-331.
- UNESCO. 2016. United Nations World Water Assessment Programme, Programme Office for Global Water Assessment, Division of Water Sciences, UNESCO.

