

## تعیین مدلی برای برآورد COD خروجی از رآکتور بیوفیلیمی بستر متحرک در تصفیه پسابی سنتری برای مصارف کشاورزی و آبیاری فضای سبز

زهرا کولیوند<sup>۱</sup>، شاهرخ قاضی مرادی<sup>۱\*</sup>، فواد کیلانه‌ئی<sup>۱</sup> و سیدتقی امید نائینی<sup>۲</sup>

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۷/۲۵؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۱۰/۲۰)

### چکیده

استفاده مجدد از پساب تصفیه شده در کشورهای نظیر ایران که از بی‌آبی نسبی رنج می‌برند، به‌عنوان رویکردی مهم در مدیریت منابع آب مطرح می‌شود. در این میان به کارگیری روش‌های نوین تصفیه فاضلاب مثل رشد چسبیده به‌دلیل زمان راه‌اندازی کوتاه‌تر، زمین و فضای اشغالی محدودتر در مقایسه با دیگر روش‌های تصفیه اهمیت یافته است. این پژوهش به بررسی عملکرد رآکتور بیوفیلیمی بستر متحرک در تصفیه فاضلاب شهری و تعیین مدل مناسب برای آن پرداخته است. آزمایش‌ها با استفاده از یک رآکتور به حجم مفید ۱۵ لیتر و فاضلاب سنتری با COD ورودی ۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر (تقریباً مشابه غلظت فاضلاب شهری)، در سه سطح پرشدگی ۳۰، ۵۰ و ۷۰ درصد و نیز در سه زمان ماند ۴، ۸ و ۱۲ ساعت انجام شدند. با توجه به نتایج به‌دست آمده، درصد پرشدگی ۵۰ و زمان ماند ۴ ساعت به‌عنوان موارد بهینه انتخاب شدند. همچنین بررسی مدل‌های سینتیکی موجود نشان می‌دهد که مدل مرتبه دوم گراو برای توضیح ضرایب سینتیکی حذف مواد آلی در رآکتور مورد آزمایش مناسب‌ترین مدل است. علاوه بر این، یک مدل رگرسیونی برای تخمین COD بر اساس درصد پرشدگی و زمان ماند ارائه شده است.

واژه‌های کلیدی: تصفیه فاضلاب شهری، رآکتور بیوفیلیمی بستر متحرک، مدل سینتیکی، درصد پرشدگی بهینه، زمان ماند بهینه

۱. گروه مهندسی عمران، دانشکده فنی و مهندسی، دانشگاه بین‌المللی امام خمینی (ره)

۲. گروه مهندسی عمران، دانشکده عمران، دانشگاه تهران

\*. مسئول مکاتبات: پست الکترونیکی: ghazimoradi@eng.ikiu.ac.ir

## مقدمه

در حال حاضر حدود ۹۳ درصد از کل آب مصرفی ایران صرف آبیاری ۵/۹۹۷ میلیون هکتار از زمین‌های کشاورزی شده و سهم بخش شرب و صنعت به ترتیب ۱/۲ و ۵/۸ درصد است. بر اساس آخرین سرشماری رسمی سال ۱۳۹۵ میزان فاضلاب تولیدی خانگی در سطح کشور معادل ۴۹۰۰ میلیون مترمکعب در سال است. محاسبه‌ها نشان می‌دهد که بر اساس رشد جمعیتی، حجم پساب برگشتی در سال ۱۴۰۰ در مجموع شهری و روستایی به ۵۱۹۱ میلیون مترمکعب در سال خواهد رسید (۸). افزایش مصرف آب و به تبع آن تولید فاضلاب ایجاب می‌کند به منظور جلوگیری از گسترش مشکلات زیست‌محیطی و همچنین تأمین بخشی از آب مورد نیاز مصارف مختلف از طریق استفاده مجدد از پساب‌های تصفیه شده، برنامه‌ریزی شود.

به‌طور کلی روش‌های مختلفی برای تصفیه بیولوژیکی فاضلاب وجود دارد که از جمله مهم‌ترین آنها می‌توان به لجن فعال و لاگون‌های هوادهی در رشد معلق و بیوفیلترها و تماس‌دهنده‌های بیولوژیکی دوار (RBC) در رشد چسبیده اشاره کرد (۱۰). این سیستم‌ها دارای معایبی همچون پدیده حجیم شدن و بالا آمدن لجن، کف کردن، مشکلات بهره‌برداری، عدم کارایی کافی در حذف مواد مغذی از پساب، تولید بیش از حد لجن، گرفتگی، برکه‌ای شدن و ... هستند (۱۰ و ۱۲). در این میان سیستم‌های بیوفیلمی به دلیل رشد چسبیده دارای مزایایی از جمله نیاز به فضای کمتر، نداشتن مشکلات گفته شده در قسمت قبلی، زمان راه‌اندازی کوتاه‌تر و در نتیجه هزینه‌های بهره‌برداری کمتر، انعطاف‌پذیری و تحمل در برابر شوک‌های هیدرولیکی و آلی هستند. همچنین به منظور ارتقاء کمی و کیفی تصفیه‌خانه‌های موجود با کمترین هزینه ممکن می‌توان از روش‌های رشد چسبیده نظیر راکتور بیوفیلمی با بستر ثابت (IFAS) یا متحرک (MBBR) استفاده کرد.

از اواسط دهه ۹۰ میلادی، جایگزین کردن برکه‌های تثبیت و لاگون‌های هوادهی با سیستم لجن فعال و یا ترکیب

سیستم‌های رشد چسبیده و معلق آغاز شد و سیستم‌های ارتقا یافته راکتور لجن فعال نیز معرفی شدند. وجود معایب و محدودیت‌ها در روش‌های مختلف تصفیه بیولوژیکی پساب‌ها سبب مطرح شدن ایده راکتور بستر سیال در اواخر دهه هشتم قرن نوزدهم شد که به‌ویژه در اروپا مورد توجه قرار گرفت و باعث دستیابی به فناوری راکتور بیوفیلمی با بستر متحرک در نروژ شد (۲۷). راکتورهای بیوفیلمی با بستر متحرک نزدیک به چهارده سال قبل برای اولین بار مورد بهره‌برداری قرار گرفت و در اواخر دهه ۱۹۸۰ و اوایل دهه ۱۹۹۰ در کشور نروژ گسترش یافته و در اروپا و آمریکا به ثبت رسید (۲۶). پیش از آن در اوایل دهه ۸۰ میلادی تلاش‌هایی توسط آتکینسون با ایده‌هایی مشابه صورت گرفت که در این مطالعات از حامل‌های بیوفیلمی اسفنجی مکعب شکل از جنس فوم پلی اورتان به ابعاد ۱۲۵×۲۵×۲۵ میلی‌متر استفاده شده بود (۵). سیستم مشابهی در آلمان به روش هوازی توسط کمپانی کپتور به‌عنوان سیستم لاینپور طراحی شد. در این فرایند هم از مکعب‌های اسفنجی کوچک‌تر (به ابعاد ۱×۱×۱ سانتی‌متر) در یک سیستم لجن فعال متداول با عملکرد معمولی استفاده شد. در این روش، مقدار توده زیستی موجود فرایند افزایش یافته و در نتیجه حذف COD حجمی بیشتری حاصل شد. تنها اثر مستقیم به‌کارگیری این روش، بهبود شاخص حجمی لجن (SVI) بعد از افزودن حامل‌ها به سیستم بود. آغاز توسعه فرایند بیوفیلمی با بستر متحرک در سال ۱۹۸۸ با پیشنهاد سازمان کنترل آلودگی نروژ برای طراحی تأسیسات کوچک تصفیه فاضلاب شکل گرفت (۵). در سال‌های اخیر راکتور بیوفیلمی با بستر متحرک برای حذف مواد آلی، مواد سمی، نیترات‌سازی و نیترات‌زدایی در فاضلاب‌های شهری و صنعتی مورد مطالعه قرار گرفته و نتایج قابل قبولی از این بررسی‌ها گزارش شده است (۲، ۳، ۶، ۲۰، ۲۳، ۲۴ و ۲۶). در سال ۱۳۹۷ فریدون‌پور (۹) طی پژوهشی روی پساب پتروشیمی با COD ورودی ۷۷۰ میلی‌گرم بر لیتر با استفاده از راکتور بیوفیلمی بستر متحرک به راندمان حذف ۸۹ درصد برای COD، ۸۸ درصد برای آلدهید و ۸۵ درصد برای کربنات پتاسیم دست

مورد بررسی قرار گرفته است (۱۸). در پژوهش‌های پیشین بیشتر به بررسی حذف عناصر مشخصی مثل آرتزین، فرمالدئید، آنیلین و ... با درصد پرشدگی ثابت پرداخته شده است (۴، ۷، ۱۶ و ۲۵). به منظور دستیابی به اهداف مورد نظر، از یک راکتور بیوفیلمی بستر متحرک به حجم ۱۵ لیتر با جنس پلاکسی گلاس، برای اندازه‌گیری میزان اکسیژن محلول، COD، MLSS، MLVSS و در پایان تعیین مدل سینتیکی مناسب برای آن استفاده شده است. در نهایت تحلیل‌های آماری توسط نرم‌افزار SPSS و Mini Tab انجام شده و معادله تعیین COD بر اساس درصد پرشدگی و زمان ماند ارائه شده است.

### مواد و روش‌ها

در این بخش مشخصات راکتور، آکنه‌ها و تجهیزات مورد استفاده، نحوه راه‌اندازی راکتور و تهیه خوراک ورودی، عوامل اندازه‌گیری شده در طی آزمایش‌ها و تجهیزات مورد نیاز برای این امر مورد بررسی قرار گرفته‌اند و در پایان نیز روش تحلیل آماری داده‌ها بیان شده است.

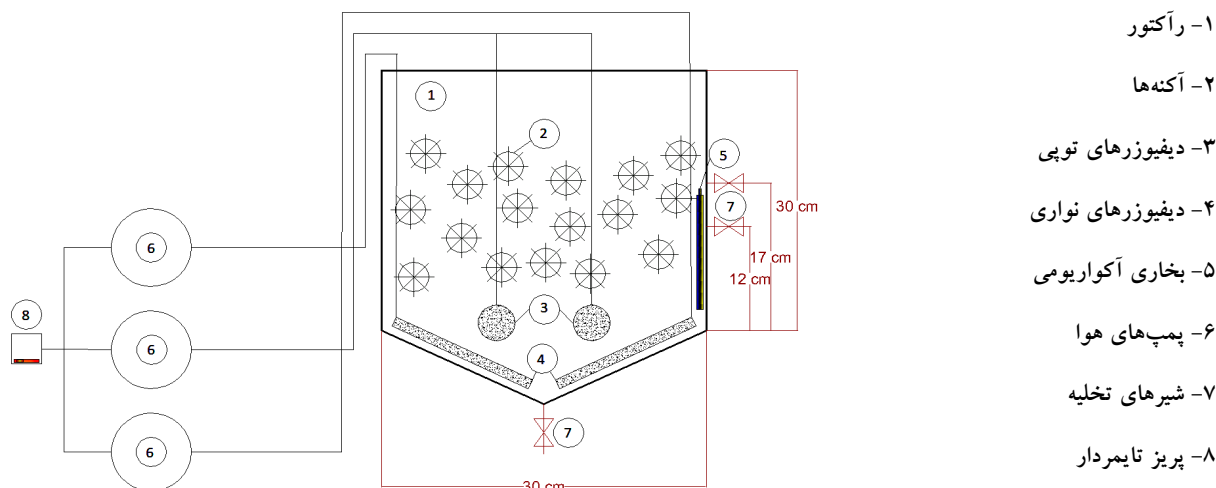
### مشخصات پایلوت

پایلوت مورد استفاده در این پژوهش شامل یک مخزن از جنس پلاکسی گلاس به ضخامت ۵ میلی‌متر بوده که قسمت زیرین یا کف مخزن به منظور استفاده به عنوان واحد زلال‌ساز به صورت شیب‌دار ساخته شده است (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 کلی راکتور ۳۰ لیتر بوده که از ۱۵ لیتر آن به عنوان حجم مفید برای انجام آزمایش‌ها استفاده شد.

در فرایندهای بیوفیلمی مشخصات آکنه‌ها تأثیر زیادی بر راندمان تصفیه دارند. آکنه‌ها از کالدنس نوع ۳ (Kaldness III) بودند که طی ۹ سناریو به ترتیب ۳۰، ۵۰ و ۷۰ درصد حجم مفید راکتور از این آکنه‌ها پر شد و آزمایش‌ها در سه زمان ماند ۴، ۸ و ۱۲ ساعت انجام شدند. لازم به ذکر است که

یافت. کمان‌ملک (۱۶) در سال ۱۳۹۶، 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 داده و دریافت که درصد حذف COD و آرتزین در راکتور بستر ثابت نسبت به بستر متحرک حدود ۶٪ بیشتر است. در سال ۱۳۹۵ فتحی‌نژاد (۸) به تصفیه فاضلاب از طریق ترکیب راکتور بیوفیلمی بستر متحرک با دو سطح پرشدگی ۴۰ و ۷۰ درصد با راکتور غشایی (MBR) به منظور ارتقاء راندمان تصفیه و کاهش گرفتگی غشا پرداخت و دریافت که افزودن آکنه‌ها به راکتور غشایی موجب کاهش گرفتگی و افزایش مدت زمان بهره‌وری از غشا می‌شود. کوپک و همکاران (۱۹) در سال ۲۰۱۹، به بررسی کاربرد معادله مونود در تعیین ضرایب سینتیکی در نیترات‌زدایی توسط راکتور بیوفیلمی بستر متحرک پرداخته و به این ترتیب ضرایب  $V_{max}$  و  $K_{COD}$  را محاسبه کردند. در سال ۲۰۱۹ مسمودی‌جبری و همکاران (۱۵) به بررسی مدل‌سازی حالت پایدار عملکرد تجزیه زیستی در یک راکتور چند مرحله‌ای بیوفیلمی بستر متحرک به منظور تصفیه آب خاکستری پرداخته و میزان حذف COD، BOD و آمونیاک را به ترتیب برابر با ۹۳، ۹۹ و ۸۹ درصد به دست آوردند. وانگ لین (۲۱) در سال ۲۰۱۸، به مطالعه تصفیه فاضلاب پالایشگاه توسط فرایند ترکیبی راکتور بیوفیلمی با بستر متحرک و ازون پرداخت و نشان داد که این فرایند در مقایسه با فرایند لجن فعال دارای توجیه اقتصادی و فنی است. در سال ۲۰۱۷، دیاگر و بولت به تحقیق در مورد انتقال اکسیژن در بیوراکتورهای بیوفیلمی بستر ثابت و متحرک پرداختند.

هدف از این تحقیق ارائه مناسب‌ترین مدل در رابطه با عملکرد راکتور بیوفیلمی بستر متحرک، در تصفیه فاضلاب سنتزی (با ترکیبی مشابه فاضلاب شهری) و استفاده از آن برای مصارف کشاورزی و آبیاری فضای سبز است. به عبارتی دیگر، هدف اصلی این پژوهش یافتن مقادیر بهینه درصد پرشدگی و زمان ماند در تصفیه فاضلاب شهری به صورت توأم بوده است، لازم به ذکر است که تأثیر این دو گزینه به صورت همزمان کمتر



شکل ۱. شمایی از پایلوت استفاده شده در پژوهش

جدول ۱. مشخصات آکنه‌ها در رآکتور

مشخصات	پارامتر
Kaldness III	نوع آکنه
$500 \text{ m}^2/\text{m}^3$	سطح ویژه (اسمی) کل آکنه
$25 \times 10 \text{ mm}$	ابعاد تقریبی
$395 \text{ kg}/\text{m}^3$	چگالی
HDPE	جنس آکنه‌ها
۹۵۰۰۰	تعداد آکنه‌ها در هر متر مکعب
۹۵ gr	وزن هر لیتر آکنه

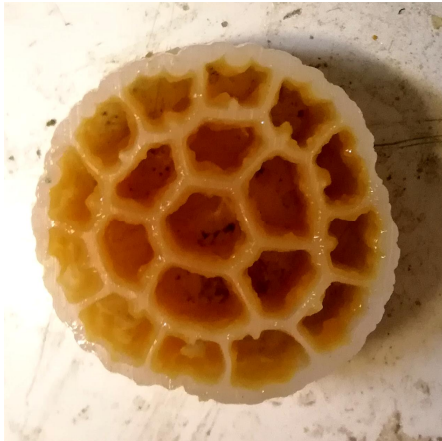
فاضلاب شهرک مسکونی پردیس واقع در ۱۷ کیلومتری شمال شرق تهران تا حجم ۱۵ لیتر پر شده و به مدت یک ماه و نیم با فاضلاب سنتزی تغذیه و راه‌اندازی شد. دمای پایلوت توسط یک بخاری آکواریومی در حدود ۲۳ تا ۲۵ درجه سانتی‌گراد ثابت نگاه داشته شد. پس از گذشت یک ماه و نیم بیوفیلم بر روی آکنه‌ها تشکیل شده و آزمایش‌ها شروع شد. کلیه آزمایش‌ها با COD ورودی برابر  $500$  میلی‌گرم بر لیتر در سه زمان ماند هیدرولیکی به ترتیب برابر با ۴، ۸ و ۱۲ ساعت و سه درصد پرشدگی ۷۰، ۵۰ و ۳۰ انجام شدند. نسبت به‌عنوان یک عامل کنترلی در نظر گرفته شده و مقدار آن از رابطه (۱) محاسبه شده و در طی آزمایش‌ها در محدوده  $0/2-0/1$  بر روز بود (۲۲).

به‌منظور اطمینان از درستی نتایج هر آزمایش سه بار تکرار شد و میانگین نتایج در نمودارها ارائه شده است و در انتها نیز از نرم‌افزار SPSS و Mini Tab به‌منظور تحلیل نتایج استفاده شده است. شکل و مشخصات آکنه‌ها به ترتیب مطابق شکل ۲ و جدول ۱ است.

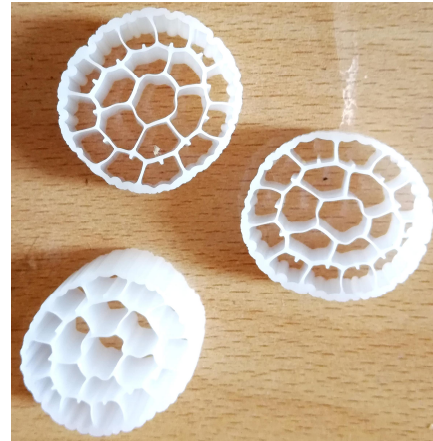
همچنین به‌منظور تأمین هوای مورد نیاز سیستم از سه دستگاه پمپ هوا با ظرفیت کل ۷۰ لیتر بر دقیقه، به‌همراه دو دیفیوزر از نوع نواری و دو دیفیوزر از نوع توپی که در کف مخزن مستقر شدند، استفاده شد.

#### راه‌اندازی رآکتور

در شروع آزمایش‌ها پایلوت با لجن تغلیظ شده تصفیه‌خانه



(ب)



(الف)

شکل ۲. آکنه‌های مورد استفاده: الف) قبل از انجام آزمایش و ب) بعد از تشکیل بیوفیلم

- اندازه‌گیری میزان اکسیژن محلول (DO)
- بررسی اثر زمان ماند هیدرولیکی و درصد پرشدگی بر راندمان حذف
- بررسی راندمان حذف به‌وسیله اندازه‌گیری COD خروجی به‌روش اسپکتروفتومتری
- به علاوه برای اندازه‌گیری موارد مذکور تجهیزات زیر به‌کار رفته است:

- رآکتور هضم ساخت شرکت WTW
- اسپکتروفتومتر ساخت شرکت HACH مدل DR 890
- ویال‌های اندازه‌گیری COD ساخت شرکت یکتا گستر ویزن
- دستگاه اندازه‌گیری اکسیژن محلول ساخت شرکت HACH مدل LDO
- ترازوی دیجیتال ساخت شرکت Sartorius مدل TE214S
- آون برای خشک کردن نمونه‌های مورد آزمایش MLSS ساخت شرکت آزمون
- کوره برای سوزاندن نمونه‌های مورد آزمایش MLVSS ساخت شرکت Nabertherm

### نتایج و بحث

در این بخش نتایج حاصل از آزمایش‌های تعیین اکسیژن محلول (DO) و COD پساب خروجی از رآکتور در ۹ سناریو بررسی

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

که در آن:  $\frac{F}{M}$  نسبت غذا به میکروارگانیسم  $(d^{-1})$ ،  $Q$  دبی فاضلاب ورودی به رآکتور  $(m^3/d)$ ،  $V$  حجم رآکتور  $(m^3)$ ، BOD اکسیژن مورد نیاز بیولوژیکی در رآکتور  $(mg/L)$  و MLSS غلظت جامدات معلق موجود در رآکتور  $(mg/L)$  است.

### مشخصات فاضلاب سنتزی و عوامل قابل کنترل و اندازه‌گیری شده

فاضلاب ورودی از نوع فاضلاب سنتزی با غلظت COD برابر با ۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر بوده که در آن از گلوکز به‌عنوان منبع کربن، اوره به‌عنوان منبع ازت و آمونیوم دی هیدروژن فسفات به‌عنوان منبع فسفر با نسبت‌های ۱/۵/۱۰۰، ساخت شرکت مرک (Merck) آلمان استفاده شده است. همچنین به‌منظور تأمین منبع چربی و کربوهیدرات مورد نیاز برای رشد بهتر میکروارگانیسم‌ها، از شیر استفاده شد. از طرفی عوامل قابل کنترل و ابزار و تجهیزات مورد استفاده برای اندازه‌گیری آنها به شرح زیر است:

- دما در محدوده ۲۳ تا ۲۵ درجه سانتی‌گراد
- COD ورودی برابر ۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر
- اندازه‌گیری MLSS و MLVSS به‌صورت دوره‌ای به‌منظور بررسی میزان رشد میکروارگانیسم‌ها

شده، سپس تحلیل آماری توسط نرم‌افزارهای SPSS و Mini Tab با حدود اطمینان ۹۹ درصد انجام شده و مدلی برای تعیین COD بر اساس زمان ماند و درصد پرشدگی ارائه شده است و در انتها پس از رسم داده‌های حاصل از آزمایش‌ها در نرم‌افزار اکسل و ارزیابی مدل‌های سینتیکی مختلف، مناسب‌ترین مدل برای تصفیه فاضلاب توسط رآکتور بیوفیلمی بستر متحرک انتخاب شده است.

### بررسی اثر زمان ماند و درصد پرشدگی بر راندمان حذف COD

نتایج COD خروجی و درصد حذف در شرایط مورد آزمایش در جدول ۲ (و شکل ۳) ارائه شده است. این نتایج نشان می‌دهند که، در سطح پرشدگی ۷۰ درصد با افزایش زمان ماند، بعد از گذشت ۴ ساعت، راندمان حذف COD به شدت کاهش یافته که این امر می‌تواند ناشی از ورود میکروارگانیسم‌ها به فاز خودخوری باشد. این مورد در سطوح پرشدگی ۳۰ و ۵۰ درصد نیز مشاهده می‌شود؛ بنابراین زمان ماند بهینه برای رآکتور بیوفیلمی بستر متحرک در تصفیه فاضلاب سنتزی مورد آزمایش معادل ۴ ساعت پیشنهاد می‌شود. از طرفی با بررسی روند تغییرات COD خروجی در سطوح پرشدگی مختلف این نتیجه حاصل می‌شود که درصد افزایش COD خروجی از رآکتور با افزایش زمان ماند از ۴ به ۸ ساعت با درصد پرشدگی رابطه مستقیم دارد. برای مثال می‌توان مشاهده کرد که در سطح پرشدگی ۳۰ درصد، میزان افزایش COD خروجی از زمان ماند ۴ تا ۸ ساعت ۴۰٪ بوده در حالی که در سطوح پرشدگی ۵۰ و ۷۰ درصد این مقدار به ترتیب معادل ۷۱٪ و ۸۱٪ است. در مورد درصد پرشدگی بهینه رآکتور با توجه به مقایسه COD خروجی سیستم یعنی سه عدد ۳۰، ۴۵ و ۱۰۲ میلی‌گرم بر 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 تحقیق یافتن شرایط بهینه برای استفاده از پساب خروجی در بخش کشاورزی و آبیاری فضای سبز بوده، به‌علاوه طبق

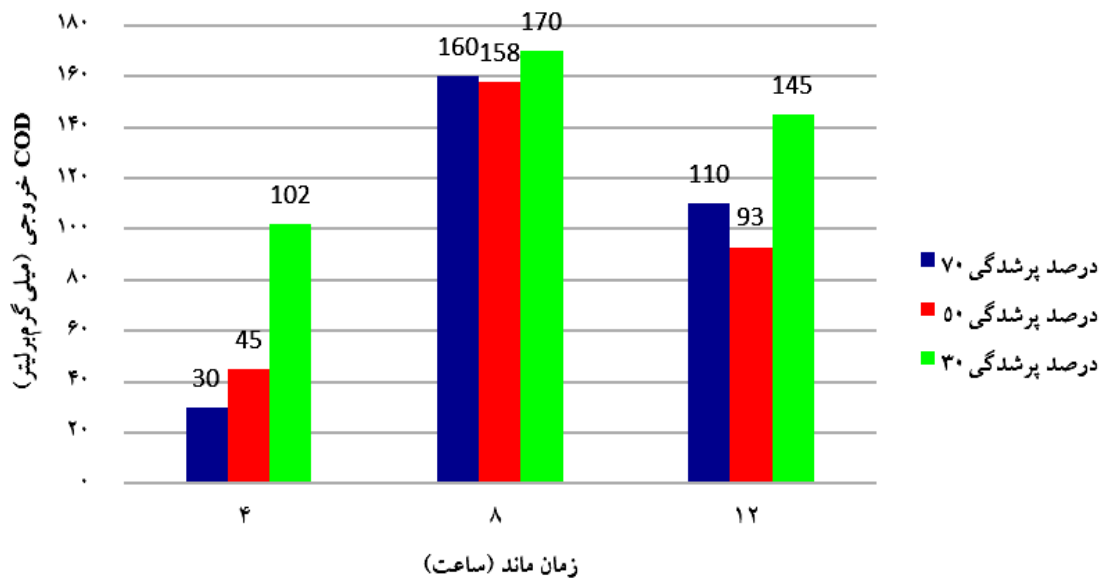
استانداردهای خروجی فاضلاب ایران (به استناد ماده ۵ آیین‌نامه جلوگیری از آلودگی آب) که میزان COD خروجی برای مصارف کشاورزی و آبیاری را برابر با ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر بیان کرده است و همچنین با در نظر گرفتن بعد اقتصادی مسئله مورد مطالعه، نزدیکی راندمان حذف در دو درصد پرشدگی ۵۰ و ۷۰ (نتایج آزمون‌های Tukey و LSD نیز نشان می‌دهد که با توجه به بیشتر بودن مقادیر ۰/۹۲۵ و ۰/۷۱۰ از میزان ۰/۰۱، میانگین‌های دو سطح پرشدگی ۵۰ و ۷۰ برخلاف سایر موارد، اختلاف معنی‌داری ندارند) و نیز عملکرد بهتر رآکتور از نظر شناوری پکینگ‌ها و دستیابی به تعریف اصلی رآکتور بستر متحرک یعنی شناوری بستر، سطح پرشدگی ۵۰ به‌عنوان درصد بهینه انتخاب می‌شود. در مورد عدم انتخاب درصد پرشدگی ۳۰، این نکته قابل توجه است که با وجود اینکه میزان COD خروجی 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٪ بوده که این میزان نسبت به سطح انتخابی ۵۰ مقدار بسیار کمتری را داراست.

همچنین نتایج آزمون تی زوجی به استناد سطح معناداری ۰/۰۱ نشان از همبستگی زیاد و در جهت عکس بین درصد پرشدگی و میزان COD خروجی در زمان ماند هیدرولیکی ثابت دارد. بدین معنی که با افزایش درصد پرشدگی در زمان ماند ثابت، میزان COD خروجی کاهش یافته یا به‌عبارت بهتر راندمان حذف افزایش پیدا کرده است. ضرایب همبستگی در سه زمان ماند ثابت ۴، ۸ و ۱۲ ساعت برای درصد پرشدگی‌های مختلف عبارتند از: ۰/۹۳۹-، ۰/۵۵۱- و ۰/۶۳۰-.

از طرف دیگر 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 توسط نرم‌افزار SPSS انجام شده و میزان sig برای اثرات اصلی و متقابل برابر صفر

جدول ۲. مقادیر COD خروجی برحسب درصد پرشدگی و زمان ماند

									درصد پرشدگی
									۳۰
									زمان ماند هیدرولیکی (ساعت)
۱	۲	۳	۱	۲	۳	۱	۲	۳	۴
									شماره آزمایش
۱۱۰	۹۶	۱۰۰	۱۶۸	۱۶۲	۱۸۰	۱۳۵	۱۵۸	۱۴۲	۱۴۲
									CODout (mg/L)
									میانگین CODout (mg/L)
									۱۰۲
									درصد حذف
									۷۹/۶
									درصد پرشدگی
									۵۰
									زمان ماند هیدرولیکی (ساعت)
۱	۲	۳	۱	۲	۳	۱	۲	۳	۴
									شماره آزمایش
۴۴	۴۲	۴۸	۱۵۹	۱۶۵	۱۵۰	۹۷	۸۹	۹۳	۹۳
									CODout (mg/L)
									میانگین CODout (mg/L)
									۴۵
									درصد حذف
									۹۱
									درصد پرشدگی
									۷۰
									زمان ماند هیدرولیکی (ساعت)
۱	۲	۳	۱	۲	۳	۱	۲	۳	۴
									شماره آزمایش
۳۳	۲۸	۲۹	۱۵۷	۱۶۳	۱۵۸	۱۱۵	۱۰۲	۱۱۳	۱۱۳
									CODout (mg/L)
									میانگین CODout (mg/L)
									۳۰
									درصد حذف
									۹۴



شکل ۳. مقادیر COD خروجی برحسب درصد پرشدگی و زمان ماند (رنگی در نسخه الکترونیکی)

به دست آمده است که این امر نشان دهنده اثر متفاوت حالت‌های مختلف درصد پرشدگی و زمان ماند بر خروجی COD است.

#### بررسی اثر زمان ماند و درصد پرشدگی بر اکسیژن محلول

با توجه به نتایج درج شده در جدول ۳ (و شکل ۴)، نمی‌توان رابطه مشخصی بین میزان اکسیژن محلول با درصد پرشدگی و زمان ماند یافت. آنچه که مشخص است، تغییرات کمتر اکسیژن محلول در زمان ماند‌های مختلف در سطح پرشدگی ۵۰ درصد و در نتیجه مناسب‌تر بودن این مدل برای حذف COD و همچنین انجام بهتر فرایند نیترات‌سازی با توجه به پژوهش‌های مشابه است (۸).

نتایج آزمون تی زوجی نیز به استناد سطح معناداری ۰/۰۱ نشان از همبستگی در جهت مستقیم بین درصد پرشدگی و میزان اکسیژن محلول در زمان ماند هیدرولیکی ثابت دارد. ضرایب همبستگی در سه زمان ماند ثابت ۴، ۸ و ۱۲ ساعت برای درصد پرشدگی‌های مختلف عبارتند از: ۰/۳۳۲، ۰/۵۳۱ و ۰/۰۶۷.

از طرف دیگر همان‌طور که در بخش قبلی ذکر شد، به‌منظور بررسی صحت تأثیر عوامل زمان ماند و درصد پرشدگی به‌صورت جداگانه در سطوح مختلف (اثرات اصلی) و به‌صورت توأم (اثر متقابل)، تجزیه واریانس (ANOVA) در سطح اطمینان ۹۹ درصد توسط نرم‌افزار SPSS انجام شده است. در این آزمون، میزان sig برای اثرات اصلی و متقابل کمتر از ۰/۰۱ به دست آمده که این امر نشان دهنده اثر متفاوت مقادیر مختلف درصد پرشدگی و زمان ماند بر DO پساب خروجی از رآکتور است.

#### تعیین رژیم هیدرولیکی جریان

الگوی جریان در رآکتورها که سرعت واکنش‌های انجام شده را تحت تأثیر قرار می‌دهد، تابع شرایط اختلاط در رآکتور است که خود تابع شکل رآکتور است. به‌طور کلی الگوی جریان در

رآکتور، زمان مورد نیاز برای رسیدن به درجه تصفیه لازم را تحت تأثیر قرار می‌دهد (۱۴). بنابراین به‌منظور محاسبه زمان ضروری برای دست یافتن به یک درجه تصفیه معین، تعیین رژیم هیدرولیکی جریان امری ضروری است. یکی از راهکارهای معمول برای تعیین رژیم هیدرولیکی به دست آوردن عدد پراکندگی از طریق رابطه ۲ است (۱):

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

d: عدد پراکندگی بدون بعد، D: ضریب پخش صعودی حاصل از تقسیم مجذور ارتفاع مؤثر رآکتور بر میانگین زمان ماند، u: میانگین سرعت جریان حاصل از تقسیم ارتفاع مؤثر رآکتور بر میانگین زمان ماند و l: ارتفاع مؤثر رآکتور.

محاسبه‌ها نشان می‌دهند که در هر سه زمان ماند مورد آزمایش، عدد پراکندگی برابر یک است که بر طبق منابع مختلف، عدد پراکندگی بیش از ۰/۲ نشانگر وجود رژیم هیدرولیکی اختلاط کامل در رآکتور است (۱ و ۱۷). بنابراین رژیم جریان در رآکتور مورد آزمایش از نوع اختلاط کامل بوده که بنابر تحقیقات پیشین، در رآکتورهای ترکیبی به‌ویژه رآکتورهای رشد چسبیده همراه با لجن فعال، در صورت نبودن شرایط مناسب اختلاط، امکان گرفتگی در رآکتور افزایش می‌یابد (۱۴).

#### ارائه مدلی برای تخمین COD پساب خروجی از رآکتور بر حسب درصد پرشدگی و زمان ماند

به‌طور کلی هدف از تحلیل رگرسیون، تخمین یک تابع از متغیرهای مستقل یا تابع رگرسیون است. در این بخش به‌منظور تعیین رابطه‌ای بین COD پساب خروجی از رآکتور با سطح پرشدگی و زمان ماند در فاضلاب سنتزی با COD ورودی ۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر، از نرم‌افزار Mini Tab با سطح اطمینان ۹۹ درصد استفاده شده و رابطه ۳ برای این منظور ارائه شده است:

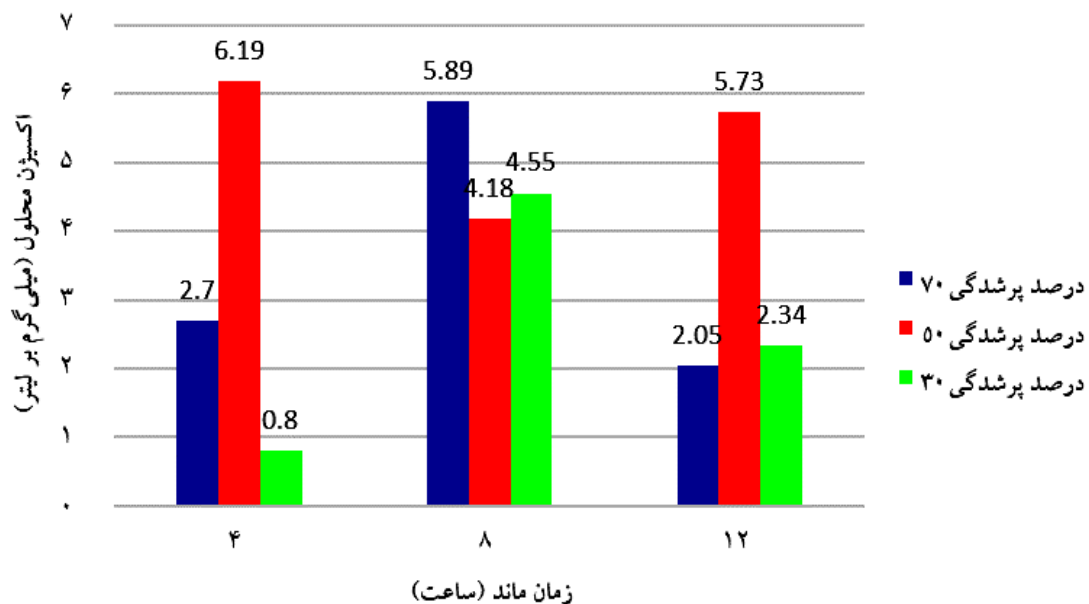
$$COD_{out} = 104.4 + 7.14HRT - 0.981FillingPercentage \quad (3)$$

در این رابطه  $COD_{out}$  بر حسب میلی‌گرم بر لیتر، HRT (زمان



جدول ۳. میزان اکسیژن محلول (DO) پساب خروجی رآکتور برحسب درصد پرشدگی و زمان ماند

درصد پرشدگی								
۳۰								
زمان ماند هیدرولیکی (ساعت)								
۱۲				۸				۴
۳	۲	۱	۳	۲	۱	۳	۲	۱
شماره آزمایش								
۲/۳۳	۲/۹۴	۱/۷۵	۵/۲	۴/۴۵	۴	۰/۷۶	۱	۰/۶
DO (mg/L)								
DO (mg/L) میانگین								
۲/۳۴								
۴/۵۵								
۰/۸								
درصد پرشدگی								
۵۰								
زمان ماند هیدرولیکی (ساعت)								
۱۲				۸				۴
۳	۲	۱	۳	۲	۱	۳	۲	۱
شماره آزمایش								
۶/۵۶	۴/۹۶	۵/۶۷	۵/۲	۴/۱	۳/۲۵	۵/۴۳	۷/۳	۵/۸۴
DO (mg/L)								
DO (mg/L) میانگین								
۵/۷۳								
۴/۱۸								
۶/۱۹								
درصد پرشدگی								
۷۰								
زمان ماند هیدرولیکی (ساعت)								
۱۲				۸				۴
۳	۲	۱	۳	۲	۱	۳	۲	۱
شماره آزمایش								
۲/۲۵	۲/۵	۱/۴	۵	۵/۶۷	۷	۳/۴	۳/۲	۱/۵
DO (mg/L)								
DO (mg/L) میانگین								
۲/۰۵								
۵/۸۹								
۲/۷								



شکل ۴. میزان اکسیژن محلول (DO) پساب خروجی رآکتور بر حسب درصد پرشدگی و زمان ماند (رنگی در نسخه الکترونیکی)

(جدول ۴). اما ضرایب به دست آمده از مدل اصلاح شده استاور کینکانن ( $K_B$  و  $U_{max}$ ) غیرعادی بوده که این امر می تواند ناشی از ارائه اولیه این مدل برای رآکتورهای RBC باشد، زیرا در مدل اولیه استاور کینکانن فرض شده در رآکتورهای RBC، تصفیه توسط زیست توده چسبیده روی صفحات انجام شده و از سهم زیست توده شناور صرف نظر شده است؛ هر چند در مطالعات بعدی توسط براج دو با جایگزینی حجم رآکتور 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 رآکتورهای لجن فعال ارائه شده است که با توجه به شباهت عملکرد رآکتورهای بیوفیلمی بستر متحرک به سیستم های لجن فعال، ضرایب حاصل از این مدل ( $m$  و  $n$ ) منطقی تر بوده و در نهایت مدل گراو به عنوان مناسب ترین مدل برای تصفیه فاضلاب توسط رآکتور بیوفیلمی بستر متحرک انتخاب شد. در بیشتر تحقیقات گذشته نیز مدل های گراو و اصلاح شده استاور کینکانن دارای برآزش بهتری نسبت به سایر مدل ها بوده و در نتیجه به عنوان مدل مناسب در طراحی رآکتورهای بیوفیلمی با بستر ثابت انتخاب شده اند.

### بحث و نتیجه گیری

با توجه به نتایج حاصل از آزمایش ها و انجام آزمون های آماری سطح پرشدگی ۵۰ و زمان ماند ۴ ساعت به عنوان موارد بهینه برای تصفیه فاضلاب شهری به منظور مصرف در بخش کشاورزی و آبیاری فضای سبز انتخاب شدند.

در مورد رابطه بین میزان اکسیژن محلول با درصد پرشدگی و زمان ماند، رابطه واضحی پیدا نشد اما آنچه قابل نتیجه گیری بود، کاهش میزان اکسیژن محلول با افزایش سطح پرشدگی از ۵۰ تا ۷۰ است؛ دلیل این امر را می توان افزایش اکسیژن مورد نیاز بر اثر افزایش زیست توده (بیوفیلیم) دانست که این امر با افزایش درصد پرشدگی ایجاد می شود. همچنین تغییرات کمتر اکسیژن محلول در زمان ماند های مختلف در سطح پرشدگی ۵۰

ماند هیدرولیکی) بر حسب ساعت و Filling Percentage نیز درصد پرشدگی است.

### بررسی سینتیک واکنش های بیولوژیکی

سینتیک واکنش در حقیقت مطالعه سرعت واکنش ها و عوامل مؤثر بر آنها است. مدل های ریاضی و بیولوژیکی برای تعیین روابط بین متغیرها به کار می روند تا با استفاده از این رابطه ها بتوان طراحی ها و نتایج آزمایشگاهی را ارزیابی کرد. همچنین از این مدل ها برای پیش بینی و کنترل عملکرد واحد تصفیه و بهینه سازی واحدهای تصفیه موجود در مقیاس آزمایشگاهی نیز استفاده می شود. مدل سینتیک مونود، درجه اول حذف سوبستره، درجه دوم گراو و اصلاح شده استاور کینکانن از جمله مدل های هستند که به طور گسترده برای تعیین سینتیک واکنش های هوازی و بی هوازی بیوفیلمی در شرایط بستر ثابت یا متحرک استفاده می شوند (۱۳). در مدل مونود، مدل حذف درجه اول سوبستره، مدل گراو و اصلاح شده استاور کینکانن، تغییرات در سرعت حذف سوبسترات به ترتیب به صورت زیر بیان می شود (۳، ۱۱ و ۱۳):

$$\frac{ds}{dt} = \frac{Q}{V}(S_0 - S) = \frac{KXS}{K_S + S} \quad (4)$$

$$-\frac{ds}{dt} = \frac{Q}{V}(S_0 - S) - K_1S \quad (5)$$

$$-\frac{ds}{dt} = K_S X \left(\frac{S}{S_0}\right)^2 \quad (6)$$

$$\frac{ds'}{dt} = \frac{U_{max} \left(\frac{QS_0}{A}\right)}{K_B + \left(\frac{QS_0}{A}\right)} \quad (7)$$

نتایج بررسی سینتیک واکنش های بیولوژیکی در رآکتور مورد آزمایش نشان از عدم تناسب مدل مونود و حذف مرتبه اول در همه درصدهای پرشدگی دارد. اما با رسم مدل های مرتبه دوم گراو و استاور کینکانن ضرایب تعیین هر دو مدل تا چهار رقم اعشار یکسان به دست آمد. ضرایب تعیین برای درصدهای پرشدگی ۳۰، ۵۰ و ۷۰ در فاضلاب سنتزی مورد مطالعه به ترتیب برابر با ۰/۹۸۳۴، ۰/۹۴۵۵ و ۰/۹۶۱۰ به دست آمدند

جدول ۴. خلاصه نتایج ضرایب مدل‌های سینتیکی

نام مدل	درصد پرشدگی	معادله خط	ضرب تعیین	ضرایب سینتیکی
	۷۰	$y = -3419/6x + 160/35$	۰/۸۲۲۴	$K = 0/0062$ $KS = 21/33$
مونود	۵۰	$y = -5352/1x + 173/36$	۰/۷۰۹۹	$K = 0/0058$ $KS = 30/87$
	۳۰	$y = -21720x + 277/58$	۰/۵۸۶۳	$K = 0/0036$ $KS = 78/24$
	۷۰	$y = -0/6228x + 126/33$	۰/۷۷۰۱	$K1 = 0/62$
حذف مرتبه اول	۵۰	$y = -0/5906x + 125/86$	۰/۶۴۸۱	$K1 = 0/59$
	۳۰	$y = -0/8759x + 187/53$	۰/۶۹۶۱	$K1 = 0/88$
	۷۰	$y = 1/3916x - 0/6706$	۰/۹۶۱۰	$m = 0/67$ $n = 1/39$
گراو	۵۰	$y = 1/2938x - 0/0721$	۰/۹۴۵۵	$m = 0/07$ $n = 1/29$
	۳۰	$y = 1/486x - 0/5319$	۰/۹۸۳۴	$m = 0/53$ $n = 1/48$
	۷۰	$y = 1/3916x - 0/0013$	۰/۹۶۱۰	$U_{max} = 769/2$ $KB = 1070$
اصلاح شده استاور کینکانن	۵۰	$y = 1/2938x - 0/0001$	۰/۹۴۵۵	$U_{max} = 10000$ $KB = 12938$
	۳۰	$y = 1/486x - 0/0011$	۰/۹۸۳۴	$U_{max} = 909$ $KB = 1351$

۰/۹۴۶۷ و ۰/۹۸۷۵ به ترتیب برای سطوح پرشدگی ۳۰، ۵۰ و ۷۰ درصد دارد.

در نهایت با استفاده از نرم افزار Mini Tab با سطح اطمینان ۹۹ درصد، رابطه‌ای بین COD پساب خروجی از رآکتور و سطح پرشدگی و زمان ماند برای یک فاضلاب سنتزی با COD تقریباً مشابه فاضلاب شهری ارائه شده است.

نیز گواه دیگری بر مناسب‌تر بودن این سطح پرشدگی 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 رآکتور است. نتایج سینتیک واکنش‌های بیولوژیکی نشان از تبعیت رآکتور از مدل مرتبه دوم گراو با ضرایب تعیین برابر با ۰/۹۶۰۹،

## منابع مورد استفاده

1. Arceivala, S. J. 1986. Wastewater Treatment for Pollution Control, Tata McGraw-Hill Publishing Company Limited.
2. Ayati, B., H. Ganjdoust and M. M. Fattah. 2007. Degradation of Aromatic Amine compounds using Moving Bed Biofilm Reactors. *Journal of Environmental Health Science & Engineering* 4(2): 107-112.
3. Borghei, S. and S. H. Hosseini, S. H. 2004. The treatment of Phenolic wastewater using a Moving Bed Biofilm Reactor. *Process Biochemistry* 39(10): 1177-1181.
4. Dehghan, A. 2016. An experimental investigation of Biological Hybrid Systems performance for wastewater treatment and their comparison to conventional Activated Sludge. Master thesis, Fasa University, Shiraz, Iran. (In Farsi).
5. Delnavaz, M. 2007. Treatment of wastewater containing Aromatic Amine compounds using Moving Bed Biofilm Reactor. Master thesis, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran. (In Farsi).
6. Delnavaz, M., B. Ayati and H. Ganjdoust. 2008. Biodegradation of Aromatic Amine compounds using Moving Bed Biofilm Reactors. *Journal of Environmental Health Science & Engineering* 5(4): 243-250.
7. Delnavaz, M., B. Ayati and H. Ganjdoust. 2009. Treatment of wastewater containing Aniline using a Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR). *Journal of Water & Wastewater* 19(4): 9-18. (In Farsi).
8. 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 Farsi).
9. Fereidounpour, R. 2018. Biological industrial wastewater treatment by MBBR system. Master thesis, Islamic Azad University, Fars, Iran. (In Farsi).
10. Fitch, M. W., N. Pearson, G. Richards and J. G. Burken. 1998. Biological Fixed-Film Systems. *Water Environment Research* 25(3): 495-518.
11. Grau, P., M. Dohanyos and J. Chudoba. 1975. Kinetics of multicomponent substrate removal by activated sludge. *Water Research* 9(7): 637-642.
12. Halling-Sørensen, B. and S. E. Jørgensen. 1993. The Removal of Nitrogen Compounds from Wastewater. Elsevier Pub, Amsterdam, London, New York, Tokyo.
13. Işık, M. and D. T. Sponza. 2005. Substrate removal kinetics in an Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor decolorising simulated textile wastewater. *Process Biochemistry* 40(3-4): 1189-1198.
14. 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 Farsi).
15. Jabri, K. M., T. Fiedler, A. Saidi, E. Nolde, M. Ogurek, S. U. Geissen and L. Bousselmi. 2019. Steady-state modeling of the biodegradation performance of a multistage moving bed biofilm reactor (MBBR) used for on-site greywater treatment. *Environmental Science and Pollution Research* 26(19): 19047-19062.
16. Kamanmalek, S. 2017. Biodegradability studies of Atrazine in bioreactor receiving low-level COD wastewater. Master thesis, Sharif University, Tehran, Iran. (In Farsi).
17. Keshtkar, A., B. Meyssammi, G. Abolhamed, H. Ghforian and M. K. Asadi. 2003. Mathematical modeling of non-ideal mixing continuous flow reactors for anaerobic digestion of cattle manure. *Bioresource Technology* 87(1): 113-124.
18. Kolivand, Z., S. Ghazimoradi, F. Kilanehei and S. O. Naenie. 2020. Determination of an appropriate kinetic model for Moving Bed Biofilm reactors in municipal and industrial wastewater treatment. *Journal of Water and Wastewater; Ab va Fazilab* 31(5): 156-168. (In Farsi).
19. Kopec, L., A. Kopec and J. Drewnowski. 2019. The application of Monod equation to denitrification Kinetics description in the MBBR. *International Journal of Environmental Science and Technology* 16(3): 1479-1486.
20. Labelle, M. A., P. Juteau, M. Jolicoeur, V. Rihard, S. Parent and Y. Comeau. 2005. Seawater denitrification in a closed mesocosm by a submerged Moving Bed Biofilm Reactor. *Water Research* 39(14): 3409-3417.
21. 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.
22. Metcalf, L., H. P. Eddy. 2003. Wastewater engineering; treatment, disposal, reuse. McGraw Hill Higher Education, New York.
23. Noori, R. 2007. Treatment of detergent wastewater using Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR). Master thesis, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran. (In Farsi).
24. Plattes, M., D. Fiorelli, S. Gille, C. Girad, E. Henry, F. Minette and P. M. Schosseler. 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.
25. Qaderi Zefrehei, F., B. Ayati and H. Ganjdoust. 2012. Comparing the efficiency of MBBR and SBR in treating wastewater containing Formaldehyde. *Amirkabir Journal of Civil Engineering* 43(2): 43. (In Farsi).

26. Rusten, B., B. Eikebrokk and Y. Ulgenes. 2006. Design and operations of the Kaldnes Moving Bed Biofilm Reactors. *Aquacultural Engineering* 34(3): 322-331.
27. Wang, X. J., S. Q. Xia, L. Chen, J. F. Zhano, N. J. Renault and J. M. Chovelon. 2006. Nutrient removal from municipal wastewater by chemical precipitation in a Moving Bed Biofilm Reactor. *Water Research* 40: 1607-1702.

## Determination of a Model to Predict Effluent COD of a Moving Bed Biofilm Reactor in Treating a Synthetic Municipal Wastewater for Agricultural and Irrigation Reuse

Z. Kolivand<sup>1</sup>, S. Ghazimoradi<sup>1\*</sup>, F. Kilanehei<sup>1</sup> and S. Naeini<sup>2</sup>

(Received: October 1-2019; Accepted: January 9-2021)

### Abstract

The reuse of treated wastewater in countries such as Iran that suffers from drought is considered an important challenge in water management programs. The application of modern wastewater treatment systems particularly attached growth systems, owing to the short time required for start-up, low land requirements, and the absence of problems associated with sludge handling may be a resolution. The objective of this study is to investigate the performance of the Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) in treating synthetic municipal wastewater and selecting an appropriate model. In this way, a bench-scale reactor possessing an effective volume of 15 liters, and synthetic wastewater with influent COD of 500 mg/l (similar to typical municipal wastewater) has been used and the experiments with media filling percentages of 30%, 50%, and 70% and hydraulic retention times (HRT) of 4, 8, and 12 hours have been carried out. The observed data show that the optimum bulk density and hydraulic retention time are 50% and 4 hours, respectively. Also, the kinetic study of reactor performance indicates that Grau second-order model has better conformation with Moving Bed Biofilm Reactor results. In addition, a regression model for predicting effluent COD based on the filling percentage and retention time is presented.

**Keywords:** Municipal wastewater treatment, Moving Bed Biofilm Reactors, Kinetic Model, Hydraulic Retention Time, MBBR

---

1. Department of Civil Engineering, Faculty of Technical and Engineering, Imam Khomeini International University, Qazvin, Iran.

2. Department of Civil Engineering, Department of Civil Engineering, University of Tehran, Tehran, Iran.

Corresponding author, Email: ghazimoradi@eng.ikiu.ac.ir