

Treatment of Municipal Wastewater by Investigating Performances of Aerobic and Anaerobic Fixed Films

Rahimi S¹, Mokammel A¹, Rezaei M*²

1. Department of Environmental Health Engineering, School of Health, Ardabil University of Medical Sciences, Ardabil, Iran

2. Iranian Academic Center for Education, Culture and Research (ACECR), Branch of Amirkabir

* *Corresponding author.* Tel: +989120670687, Fax: +982188808750, E-mail: m.rezaei_eng@yahoo.com

Received: May 21, 2016 Accepted: Aug 25, 2016

ABSTRACT

Background & objectives: Sewage is one of the factors causing environmental pollution. Eutrophication phenomenon is one of the negative effects of discharging sewage into accepting water bodies; therefore, sewage should be collected and treated in outside the city prior to returning to the natural water cycle.

Methods: In this research efficacies of two biofilm reactors were studied under aerobic and anaerobic conditions for municipal wastewater treatment for 60 days. Temperature was set to the range of 17 to 28 for ASBBR and 20 to 22°C for SBBR systems. Reactors operating cycle was set to 4 hours; 8 minutes for filling, 3 hours for aeration, 30 minutes for settling, 7 minutes for discharging and 15 minutes as stationary phase.

Results: COD, nitrogen, and total phosphorus concentrations in influent of both systems were 110-673, 3.2- 25 and 2.5-20.7 mg/l, respectively. The respective average removal efficiencies of COD, nitrogen, and total phosphorus were 93.25, 89.21, and 87.03 for SBBR and 62.77, 56.36, and 54.33 for ASBBR systems.

Conclusion: Based on the performance results, ASBBR was more suitable than SBBR system and the effective mechanisms in denitrification process were phosphorus uptake and simultaneous nitrification in aeration stage. The results of TEM showed that the populations of biofilm making bacteria in SBBR were higher than ASBBR.

Keywords: Aerobic and Anaerobic Process; Biofilm Reactor; Eutrophication; Municipal Wastewater.

تصفیه فاضلاب شهری با بررسی عملکرد فرآیندهای هوازی و بی‌هوازی فیلم ثابت

سجاد رحیمی^۱، عادل مکمل^۱، مینا رضائی^{۲*}

۱. مربی، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی اردبیل

۲. مربی، گروه پژوهشی معدن و محیط زیست، جهاد دانشگاهی واحد صنعتی امیرکبیر

* نویسنده مسئول، تلفن: ۰۹۱۲۰۶۷۰۶۸۷ فکس: ۰۲۱۸۸۸۰۸۷۵۰ ایمیل: m.rezaei_eng@yahoo.com

چکیده

زمینه و هدف: فاضلاب‌ها یکی از عوامل آلودگی محیط زیست هستند. یکی از تاثیرات نامناسب تخلیه فاضلاب‌های شهری به منابع آب‌های پذیرنده، پدیده اتریفیکاسیون است و لذا بایستی آنها را جمع‌آوری و از شهرها بیرون آورده، نخست آنها را پالایش و تصفیه نموده و سپس به گردش آب در طبیعت برگردانید.

روش کار: در تحقیق حاضر کارایی دو راکتور بیوفیلمی تحت شرایط هوازی و بی‌هوازی جهت تصفیه فاضلاب شهری در مدت زمان ۶۰ روز بهره‌برداری، مورد بررسی قرار گرفت. در سیستم ASBBR دما در محدوده ۱۷ تا ۲۸ درجه سلسیوس و در سیستم SBBR در محدوده ۲۰ تا ۲۲ تنظیم شد. سیکل عملیاتی راکتورها به صورت ۴ ساعته شامل ۸ دقیقه برای پرکردن، ۳ ساعت هوادهی، ۳۰ دقیقه ته‌نشینی، ۷ دقیقه تخلیه و ۱۵ دقیقه به عنوان مرحله سکون در نظر گرفته شد.

یافته‌ها: غلظت ورودی COD، ازت و فسفر کل به هر دو سیستم به ترتیب 110 mg/L تا 673 ، $3/2$ تا 25 و $2/5$ تا $20/7$ بود. همچنین متوسط راندمان حذف COD، ازت و فسفر کل به ترتیب در سیستم‌های SBBR و ASBBR $93/25$ ، $89/21$ و $87/03$ و $62/77$ ، $56/36$ و $54/33$ به دست آمد.

نتیجه‌گیری: براساس نتایج، عملکرد سیستم SBBR نسبت به ASBBR مناسب‌تر بوده و مکانیسم‌های موثر در این فرایند دینتریفیکاسیون، جذب فسفر و همچنین نیتریفیکاسیون همزمان در مرحله هوادهی است. نتایج حاصل از TEM نشان داد که جمعیت باکتری‌هایی که توانایی تشکیل بیوفیلم را داشته‌اند در سیستم SBBR نسبت به ASBBR بیشتر بوده است.

واژه‌های کلیدی: فرایند هوازی و بی‌هوازی، راکتور بیوفیلمی، اتریفیکاسیون، فاضلاب شهری

پذیرش: ۹۵/۶/۴

دریافت: ۹۵/۳/۱

مقدمه

و انواع اصلاح شده آن قابلیت حذف ازت و فسفر را دارا هستند. با این حال فرایندهای مذکور نیازمند فضای بیشتری هستند. بنابراین در دهه‌های اخیر استفاده از فرایندهای بیوفیلمی منقطع متوالی به علت داشتن هر دو ویژگی راکتورهای بیوفیلمی و عدم اشغال فضای زیاد قابلیت بالایی در حذف ازت و فسفر را دارند (۵). از دیگر مزایای این سیستم می‌توان به تحمل بار آلی بالا، تولید لجن کمتر، صرفه جویی در مصرف انرژی، افزایش غلظت بیومس و حذف همزمان ازت و فسفر اشاره کرد (۶). علت انجام

از روش‌های اساسی برای جلوگیری از پدیده اتریفیکاسیون (مرگ تدریجی رودخانه‌ها و آب‌های سطحی) در منابع آب‌های پذیرنده کاهش تخلیه منابع آلاینده از قبیل ترکیبات مغذی مانند ازت و فسفر است (۱). تکنولوژی‌های مختلفی جهت تصفیه این ترکیبات وجود دارند که می‌توان به روش‌های بیولوژیکی از قبیل فرایند A^2O (۲)، اکسیداسیون (۳) و فرایندهای بیولوژیکی بیوفیلمی (۴) اشاره کرد. فرایندهای بیولوژیکی از قبیل صافی چکنده، لجن فعال

ASBBR و مقایسه مدیاهای مختلف، کربن فعال گرانولی، ژئولیت و هردو ترکیب فوق باهم را برای تصفیه فاضلاب شهری بررسی کردند. براساس نتایج راندمان حذف COD کل و محلول به ترتیب ۹۳ و ۹۸ درصد به دست آمد (۱۴)

های و همکاران حذف فسفر و نیتروژن از فاضلاب محل پرورش خوک را با استفاده از سیستم SBBR بررسی کردند. در این تحقیق درصد حذف COD کل، نیتروژن آمونیاکی، کل نیتروژن و کل فسفر به ترتیب ۹۸/۲، ۹۵/۷، ۹۵/۶، ۹۶/۲ درصد به دست آمد که بیانگر قابلیت بالای این سیستم است (۱۵). ین و همکاران حذف بیولوژیکی نیتروژن و فسفر را مورد مطالعه قرار دادند و پس از سه ماه بهره‌برداری، متوسط راندمان حذف COD کل، نیتروژن و فسفر کل به ترتیب ۹۵، ۹۴ و ۷۰ درصد بوده است (۱۶). سیلویا و همکاران تصفیه فاضلاب نساجی را با افزودن جاذب‌های کم هزینه در سیستم SBR بررسی کردند. در شرایط معمولی راندمان حذف BOD_5 ۷۹-۵۳ درصد و درصد کاهش رنگ ۱۸-۱۰ درصد بود اما با افزودن جاذب درصد حذف BOD_5 و رنگ به ترتیب بیش از ۹۱ و ۶۹-۶۰ درصد رسید (۱۷). بنابراین هدف از این تحقیق بررسی و مقایسه راندمان حذف دو سیستم SBBR و ASBBR در تصفیه فاضلاب شهری به ویژه ازت و فسفر است.

روش کار

مشخصات پیلوت مورد استفاده در تحقیق

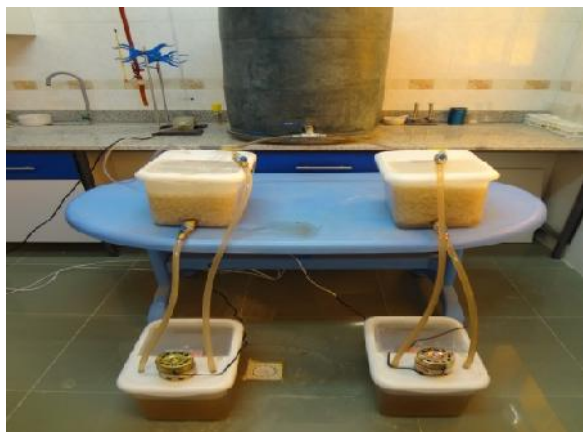
به‌منظور انجام آزمایشات فاضلاب مورد آزمایش از تصفیه‌خانه فاضلاب شهری مورد مطالعه تهیه شد و به آزمایشگاه انتقال یافت. برخی از خصوصیات فاضلاب ورودی به بیوراکتورها عبارتند از pH ۷-۶/۴، COD بین 110 mg/L تا 673 mg/L ، قلیائیت و هدایت الکتریکی ms/m و نسبت BOD/COD ۰/۶-۰/۴ است. لجن بی‌هوازی نیز برای سیستم ASBBR از تصفیه‌خانه

همزمان نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون در این سیستم حضور انوکسیک میکروازن در لایه‌های داخلی بیوفیلم می‌باشد. فرایند نیتریفیکاسیون در بخش سطحی بیوفیلم و دنیتریفیکاسیون در لایه‌های داخلی آن به علت تفاوت در غلظت اکسیژن محلول در بخش‌های داخلی و خارجی اتفاق می‌افتد (۷). با توجه به این که سیستم SBBR^۱ توانایی حذف همزمان ازت و فسفر را دارد قابل استفاده برای انواع مختلف فاضلاب‌های حاوی این ترکیبات می‌باشد (۸). در ادامه برخی از مطالعات در این زمینه آورده شده است. کوستا و همکاران در مطالعه خود نشان دادند که با استفاده از سیستم SBBR (سطح مخصوص بیوفیلم $4/140 \text{ m}^2/\text{m}^3$) در سیکل‌های ۸ ساعته راندمان حذف برای مواد آلی بیش از ۸۰ درصد است. در این مطالعه درصد حذف آمونیوم و دنیتریفیکاسیون به ترتیب $77 \pm 16/7$ و $80 \pm 14/7$ درصد به دست آمد (۹). آریس و همکاران از سیستم SBBR به منظور حذف رنگ آزو اسیدی برای تجزیه بیولوژیکی آمین‌های آروماتیک استفاده کردند. بر اساس نتایج پس از ۷ روز (ضخامت بیوفیلم $115 \mu\text{m}$) راندمان حذف بیش از ۸۰ درصد به دست آمد (۱۰).

مفتاح و همکاران از فرایند سه مرحله‌ای برای تصفیه فاضلاب نفتی اغستفاده کردند (۱۱). مطابق نتایج راندمان حذف COD، فنل و کریزولز به ترتیب ۹۷، ۱۰۰ و ۱۰۰ درصد به دست آمد. پیرا و همکاران از سیستم ASBBR^۲ برای تجزیه فرمالدئید استفاده کردند. حذف آلاینده در مدت بهره‌برداری ۲۱۲ روز، دمای ۳۵ درجه سلسیوس و سیکل ۸ ساعته دارای راندمان بیش از ۹۹ درصد بود (۱۲). نبوی و همکاران بی‌فیل‌های پلی کلرینه را با استفاده از سیستم ASBBR بررسی کردند. در نرخ بار آلی COD/L g ۰/۹-۳۲/۲ راندمان حذف COD ۹۹/۸ درصد به دست آمد (۱۳). کاستوری و همکاران توسط سیستم

^۱ Sequencing Batch Biofilm Reactor

^۲ Anaerobic Sequencing Batch Biofilm Reactor



شکل ۱. شماتیک و تصویر واقعی پابلوت‌های استفاده شده در تحقیق حاضر (سمت راست ASBBR و سمت چپ SBBR)

تجهیزات مورد استفاده

تمامی آزمایش‌های انجام شده براساس کتاب استاندارد متد آزمایش‌های آب و فاضلاب مورد بررسی قرار گرفت (ع). تجهیزات و دستگاه‌های آزمایشگاهی مورد استفاده در طی مراحل آزمایش به شرح زیر است. COD راکتور Hach برای اندازه‌گیری COD به روش آمپول، اسپکتروفوتومتر ساخت شرکت پرکین المر مدل Lambda EZ به‌منظور تعیین میزان جذب، pH متر ساخت شرکت متروم با الکتروود دیجیتال، آنالیزر TEM جهت بررسی میکروارگانیسم‌ها، اکسیژن محلول و دما توسط DO متر ساخت شرکت Mettler با مدل PJ300، سانتریفوژ به منظور جداسازی ذرات معلق و کلوئیدی از محلول ساخت شرکت Sigmoid و آون و کوره جهت تعیین MLSS و MLVSS استفاده گردید. همچنین به منظور انجام آزمایش قلیائیت از روش استاندارد متد استفاده گردید.

مشخصات مدیا

به منظور تامین بستر مورد نیاز میکروارگانیسم‌ها ۵۰ درصد از حجم موثر راکتور به وسیله یک مدیای تجاری به نام Kaldnes از جنس پلی‌استایرن و سفید رنگ با سطح ویژه و دانسیته $1530 \text{ m}^2/\text{m}^3$ و $1.03 \text{ g}/\text{cm}^3$ (شکل ۲). این نوع مدیا به دلیل دارا بودن سطح زبر قابلیت بالایی را در جذب و رشد

فوق با MLSS^1 و MLVSS^2 mg/L تا ۲۶۰۰ تا ۳۰۰۰ و mg/L تا ۲۰۰۰ تا ۲۵۰۰ جمع‌آوری شد. در این مطالعه سیستم‌های SBBR و ASBBR از جنس پلی‌اتیلن با مقطع مکعب مستطیلی با ابعاد، ارتفاع ۳۰ cm، طول ۲۰ cm و عرض ۲۰ cm مورد استفاده قرار گرفت (شکل ۱). حجم مفید هر یک از سیستم‌ها ۱۰ L و ارتفاع آزاد آن ۲ cm بود. نرخ بار آلی ورودی g/m^3 ۵۰۰ با متوسط COD ورودی mg/L ۳۷۲/۴۸ بود. فاضلاب توسط پمپی به داخل یک مخزن ذخیره و از آنجا با دبی تعریف شده به پابلوت‌ها هدایت شد و به صورت روزانه از ورودی و خروجی پابلوت نمونه‌برداری انجام و به آزمایشگاه تصفیه‌خانه جهت انجام آزمایشات منتقل گردید. برای هوادهی راکتور هوازی از یک پمپ هوادهی با دبی $5 \text{ cm}^3/\text{s}$ و چهار سنگ هوادهی استوانه‌ای استفاده شد. هر دو راکتور از سه قسمت مخزن ورودی، راکتور اصلی و مخزن خروجی تشکیل شده اند. در راکتور بی‌هوازی جهت اختلاط کافی از یک پمپ پریستالتیک جهت سیرکولیشن فاضلاب و یک میکسر استفاده شد. سیکل عملیاتی راکتورها به صورت ۴ ساعته شامل ۸ دقیقه برای پرکردن، ۳ ساعت هوادهی (فاز واکنش)، ۳۰ دقیقه ته‌نشینی، ۷ دقیقه تخلیه و ۱۵ دقیقه به عنوان مرحله سکون در نظر گرفته شد و برای روند تشکیل لجن و بیوفیلم بروی مدیا قبل از اولین سری آزمایشات، پابلوت به مدت یک‌ماه جهت راه‌اندازی فعال بوده است. نمونه‌برداری به دو صورت ساده و مرکب انجام گرفت که برای سنجش پارامترهایی چون دما، قلیائیت، pH، NO_3 ، TP از نمونه‌برداری لحظه‌ای و برای پارامتر COD از نمونه‌های مرکب استفاده شد.

¹ Mixed Liquor Suspended Solids

² Mixed Liquor Volatile Suspended Solids

میکروارگانیزمها دارد. از جمله ویژگی‌های مناسب این مدیا کارکرد آن به صورت یک فیلتر که منجر به

کاهش مواد جامد معلق از پساب خروجی می‌باشد.



ب



الف

شکل ۲. مدیا، الف) قبل از استفاده، ب) تشکیل بیوفیلم بر روی مدیا

نتایج با افزایش دما به بیش از ۲۰ درجه سلسیوس راندمان حذف روبه افزایش بود و این روند افزایشی تا دمای ۲۴ درجه سلسیوس مشاهده شد اما پس از آن با افزایش دما راندمان حذف روند کاهشی به خود گرفت به طوری که بیورول و همکاران در دمای ۲۵ درجه سلسیوس نسبت به دماهای پایین‌تر به راندمان حذف ۸۴/۲-۹۷/۳ درصد دست یافتند (۱۹). فرایندهای بی‌هوازی به شدت به pH وابسته هستند. نتایج حاصل از تحقیق حاضر بیانگر محدوده pH ۷/۴-۶/۷ بود. با این حال به علت کافی بودن میزان بافر تغییرات pH محسوس نبود. در این محدوده فعالیت باکتری‌های جذب‌کننده فسفات مناسب بود به طوری که آرتور و همکاران به نتایج مشابهی در این زمینه دست یافتند. آرنولد و همکاران pH ۶/۸-۷/۲ را به عنوان مقدار بهینه جهت تولید باکتری‌های متان‌ساز گزارش کردند (۲۰). در تحقیقی که توسط کاستوری و همکاران برای تصفیه فاضلاب شهری سنتز شده انجام شد، pH در محدوده ۶/۵-۷/۵ بود. همچنین در تحقیق حاضر میزان قلیائیت بین ۷۷۸ mg/LCaCO₃-۳۸۵ متغیر بوده است. باتوجه به اینکه فرایندهای بی‌هوازی شامل چهار فاز هیدرولیز، اسیدسازی، استات‌سازی و متان‌سازی است (۱۴). براساس مشاهدات پس از یک هفته بهره‌برداری از سیستم

آنالیز TEM^۱

بعد از گذشت ۳۰ روز بهره‌برداری سیستم، نمونه مورد نظر از بیوفیلم به منظور انجام آزمایش TEM استخراج شد. در حین انجام فرایند آماده سازی، نمونه پس از شستشو با بافر فسفات، ۱ mL محلول گلوتر آلدئید ۲/۵ درصد به نمونه افزوده شد و به مدت یک ساعت و نیم در دمای اتاق نگهداری و در نهایت با استفاده از دستگاه، عکس‌برداری صورت گرفت.

یافته‌ها و بحث

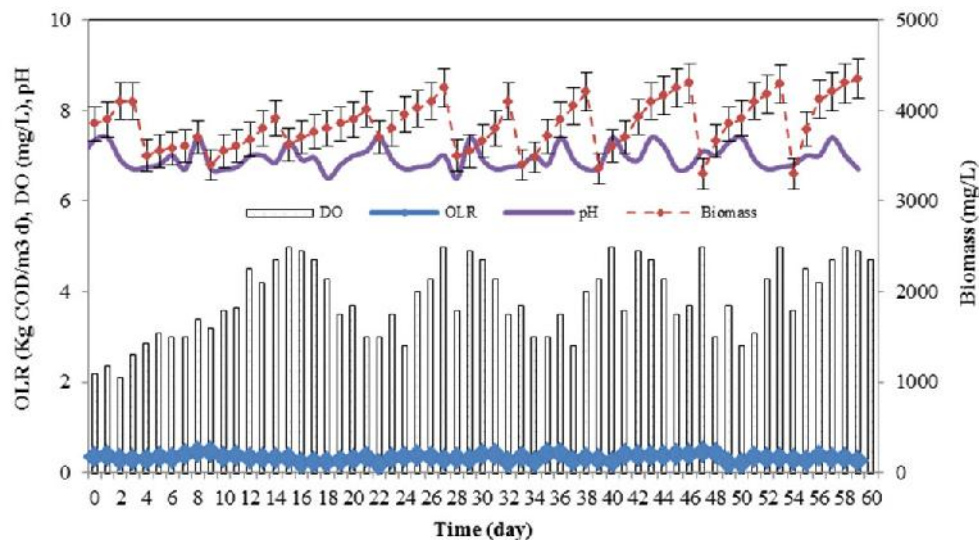
بررسی سیستم‌های هوازی و بی‌هوازی فیلم ثابت در طی دوره بهره‌برداری

از جمله پارامترهایی که در سیستم SBBR مورد بررسی قرار گرفت می‌توان به دما، pH و DO اشاره کرد (شکل ۳). همچنین در سیستم ASBBR pH و قلیائیت بررسی شد (شکل ۴). در پایلوت SBBR دما در محدوده ۲۰-۲۲ درجه سلسیوس متغیر بود و تغییر محسوس نداشت. آرتور و همکاران در مطالعه خود محدوده دما را ۲۰-۲۲ درجه سلسیوس در نظر گرفته بودند (۱۸). اما در فرایندهای بی‌هوازی دما در محدوده ۱۷-۲۸ درجه سلسیوس متغیر بود. بر اساس

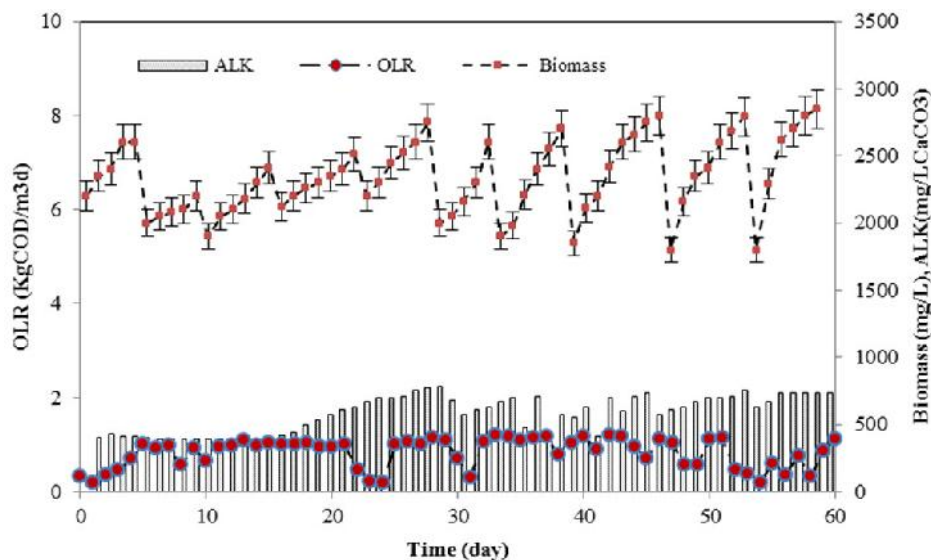
¹ Transmission Electron Microscopy

متان ساز نسبت به pH زیر ۶ حساس هستند با مصرف قلیائیت از کاهش آن جلوگیری می‌شود. نتایج مطالعه کاستوری و همکاران یافته‌های فوق را تایید می‌کند. میزان DO در شرایط هوازی در محدوده ۲-۵mg/L متغیر بود. آرتور و همکاران میزان DO را ۴/۱ mg/L تنظیم کردند.

ASBBR مقدار قلیائیت روند کاهشی داشت که این امر به علت وارد شدن به فاز اسیدی است که در این صورت مقداری از قلیائیت مصرف می‌شود اما با گذشت زمان و ورود به مرحله متان سازی قلیائیت پس از گذشت ۴ هفته افزایش یافت و در مقدار ۷۳۵ mg/L ثابت ماند. باتوجه به اینکه باکتری‌های



شکل ۳. بررسی شرایط بهره‌برداری در سیستم بیوفیلمی هوازی



شکل ۴. بررسی شرایط بهره‌برداری در سیستم بیوفیلمی بی‌هوازی

شده است. به منظور رقیق‌سازی مواد آلی موجود در فاضلاب خام از یک میکسر استفاده شد. COD فاضلاب خام ورودی بین ۱۱۰ تا ۶۷۳ mg/L بود. بر اساس اطلاعات به دست آمده مقدار COD در پساب

مقایسه تغییرات غلظت COD در سیستم هوازی و بی‌هوازی

نتایج تغییرات COD تحقیق حاضر در سیستم ASBBR و SBBR به ترتیب در شکل ۵ و ۶ ارائه

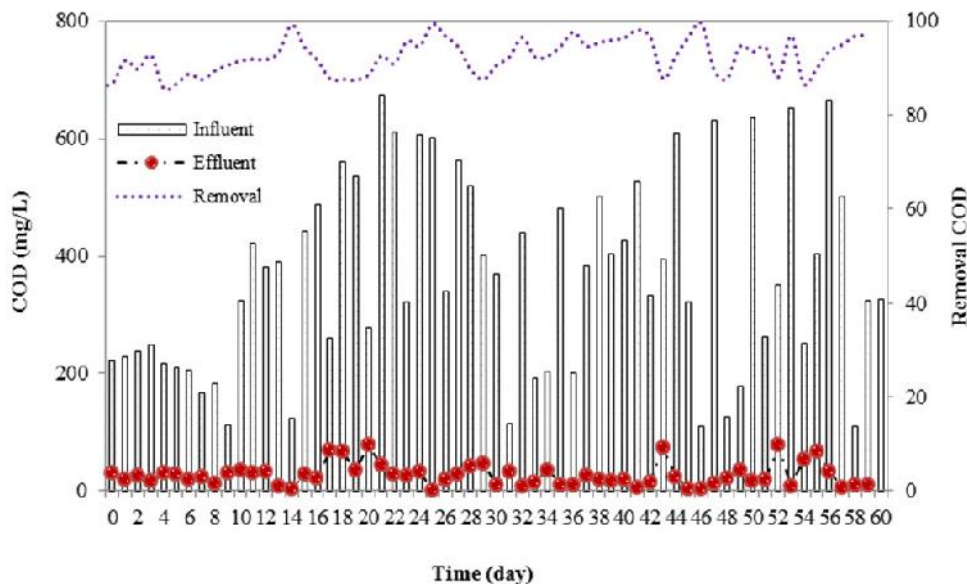
هیدرولیکی در سیستم SBBR در تحقیق حاضر ۷ روز بود. راندمان حذف سیستم پس از گذشت ۱۵ روز به حالت پایدار خود رسید. همچنین دما در طی این دوره تغییر بخصوصی نداشت و در دمای ۲۵ درجه سلسیوس ثابت ماند. COD ورودی به سیستم SBBR بین ۱۱۰ تا ۷۶۰ mg/L متغیر بود. همان‌طور که در شکل‌های ۵ و ۶ ملاحظه می‌شود متوسط راندمان حذف COD در سیستم SBBR و ASBBR به ترتیب برابر ۹۲/۴ و ۶۴/۸۶ درصد به دست آمد. با توجه به نتایج می‌توان به این نتیجه رسید که سیستم‌های بیوفیلمی هوازی قابلیت بالایی را در تصفیه فاضلاب دارا هستند به طوریکه احمدی و همکاران با استفاده از سیستم بیوفیلمی MBBR راندمان حذف DEP^2 و DAP^3 را ارزیابی کردند. آنها مشاهده کردند که تحت شرایط بیبینه و با غلظت ورودی ۱۰۰ تا ۳۰۰ mg/L، راندمان حذف ترکیبات فوق به ترتیب ۹۴/۹۶ و ۹۳/۸۵ درصد بوده است (۲۲).

² Diethyl Phthalate

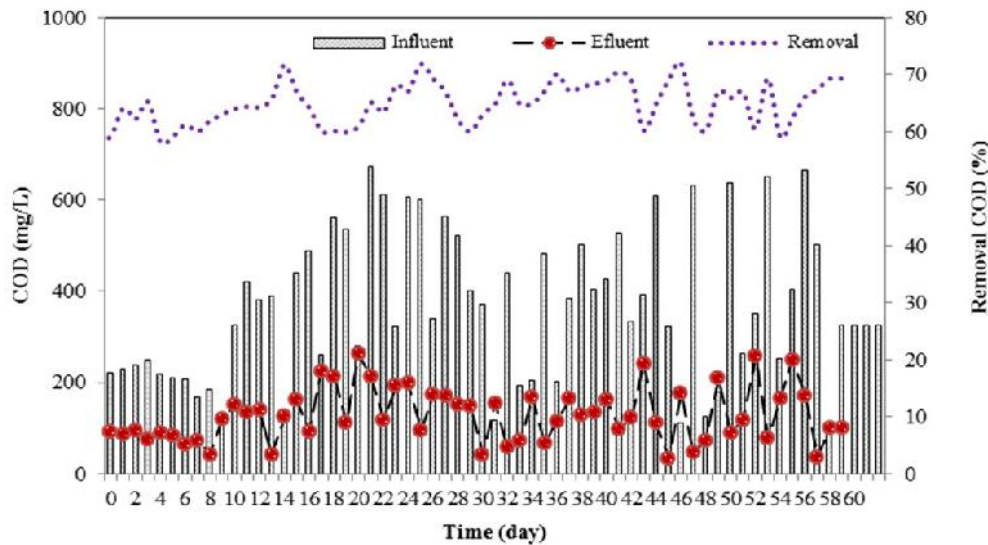
³ Diallyl Phthalate

خروجی نسبتاً ثابت بوده بدون این که فاضلاب خروجی تاثیری بر آن داشته باشد. علت این امر وجود بیوفیلیم با سطح موثر زیاد است. یانگ و همکاران در مطالعه خود علت آن را تخلخل زیاد بیوفیلیم و سطح موثر وسیع دانستند (۲۱). همچنین به طور تصادفی نمونه‌هایی برای تعیین ORP^1 گرفته شد با توجه به اینکه باکتری‌های متان ساز به شدت بی‌هوازی هستند و در ORP پایین فعالیت می‌کنند میزان ORP در دمای ۲۷ درجه سلسیوس $mv \pm 11 - 10$ به دست آمد. آرنولد و همکاران میزان ORP را در دمای 27 ± 5 درجه سلسیوس در مدت زمان هیدرولیکی ۱۵ روز، $mv - 350$ به دست آوردند (۲۰). همچنین بیروول و همکاران در دمای ۲۵ درجه سلسیوس به ORP $mv - 404$ تا $mv - 431$ دست یافتند (۱۹). با توجه به راندمان بالا می‌توان نتیجه گرفت که دما در این محدوده برای رشد و فعالیت باکتری‌ها مناسب بوده است چرا که با کاهش دما رشد و فعالیت آنزیمی باکتری‌ها کاهش می‌یابد. همچنین زمان‌مانند

¹ Oxidation-Reduction Potential



شکل ۵. بررسی تغییرات غلظت COD در سیستم بیوفیلمی هوازی



شکل ۶. بررسی تغییرات COD در سیستم بیوفیلمی بی‌هوایی

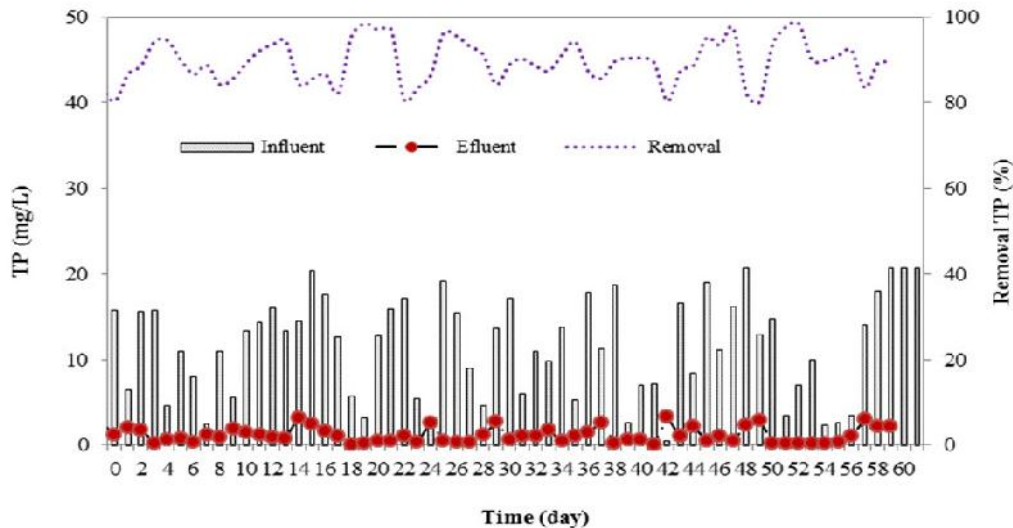
سازگاری در دمای ۱۶/۲ درجه سلسیوس راندمان حذف به ۹۶/۷ درصد رسید. نتایج فوق مشابه نتایجی است که اوهمن و همکاران به دست آوردند. به طور کلی برخی از پیشنهادات بر این است که دمای پایین نیز می‌تواند بر رشد ارگانسیم‌های پلی فسفات مفید واقع شود (۲۶). در واقع در فاز هوادهی زمانی که ماده غذایی خارجی افزوده می‌شود تشکیل پلیمرهای داخل سلولی PHB که پیش‌سازی برای تقویت فعالیت بهتر باکتری‌های جمع‌کننده پلی فسفات است، بیشتر می‌شود (۲۶). در تحقیق حاضر میکروارگانسیم‌ها از مواد آلی موجود در فاضلاب به عنوان منبع کربن استفاده کردند. همچنین کرجی و همکاران در مطالعه ای اسیدسیتریک، بوتیریک اسید و اسیدپریبوتیک را به عنوان منبع خارجی کربن در جذب و رهاسازی فسفر بررسی کردند (۲۷). یکی از فاکتورهای مؤثر در حذف فسفر به مقدار بیومس اضافی تخلیه شده به خارج از سیستم SBBR بستگی دارد (۲۸). در تحقیق حاضر حداکثر و حداقل رشد بیومس در حدود $2856 \pm 485 \text{ mgd.m}^2/\text{d}$ در فاز هوادهی تعیین شد. همین عامل بیشترین تاثیر را در حذف فسفر داشت. افزایش اختلاط منجر به کاهش مقدار رشد بیومس می‌شود که در این صورت بیومس کمتری از سیستم خارج می‌شود (۲۹). با توجه

مقایسه تغییرات غلظت فسفر کل در سیستم هوایی و بی‌هوایی

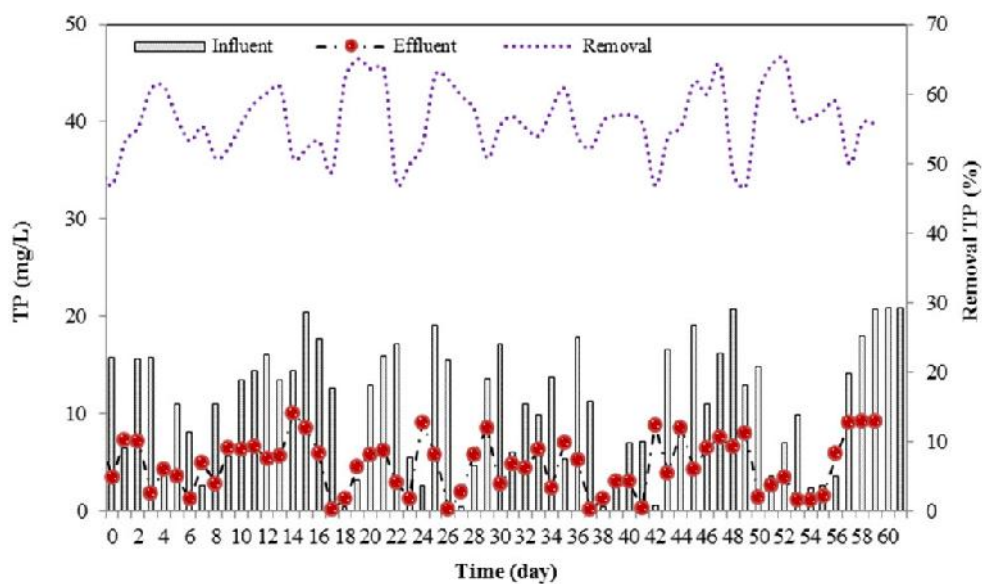
کنترل زمان ماند و نرخ بار آلی از فاکتورهای مهم برای حذف فسفر توسط باکتری‌های جمع‌کننده فسفات است. غلظت فسفر در فاضلاب ورودی به بیوراکتور بین $2/5 \text{ mg/L}$ تا $20/7$ بود. این درحالی است که پس از رسیدن سیستم به حالت پایدار متوسط راندمان حذف فسفر در سیستم SBBR و ASBBR به ترتیب $88/31$ و 57 درصد به دست آمد (شکل ۷ و ۸). باکتری‌های جمع‌کننده پلی فسفات از فسفر به عنوان ماده مغذی جهت رشد سلولی و بیومس استفاده می‌کنند (۲۱). یون و همکاران بیان داشتند که برای تصفیه فاضلاب خام ورودی، غلظت ترکیبات آلی موجود در فاضلاب و زمان‌ماند (SRT) بسیار مهم هستند (۲۳). لازم به ذکر است که دما در حذف بیولوژیکی فسفر با تاثیر بر فعالیت ارگانسیم‌های جمع‌آوری کننده پلی فسفات نقش بسیار مهمی دارد (۲۴) که با کاهش دما راندمان حذف کاهش می‌یابد (۲۵). بر اساس مشاهدات در تحقیق حاضر پس از سازگاری میکروارگانسیم‌ها با شرایط موجود و رسیدن به حالت پایدار حتی با کاهش دما از ۲۰ به ۱۶ درجه سلسیوس باکتری‌های جمع‌کننده پلی فسفات قادر به فعالیت بودند که با توجه به آنالیزها پس از

فسفر به مقدار بیومس اضافی تخلیه شده از سیستم SBBR بستگی دارد. در صورتی که میزان تخلیه بیومس از سیستم بیشتر باشد میزان درصد فسفر در ماده خشک خروجی بیشتر خواهد بود (۳۰).

به اینکه مکانیسم موثر در حذف فسفر از فاضلاب آزادسازی و جذب آن توسط باکتری‌ها است، بنابراین سایر مکانیسم‌ها در حذف فسفر مناسب نخواهد بود. در چنین شرایط مهم‌ترین عامل در حذف بیولوژیکی



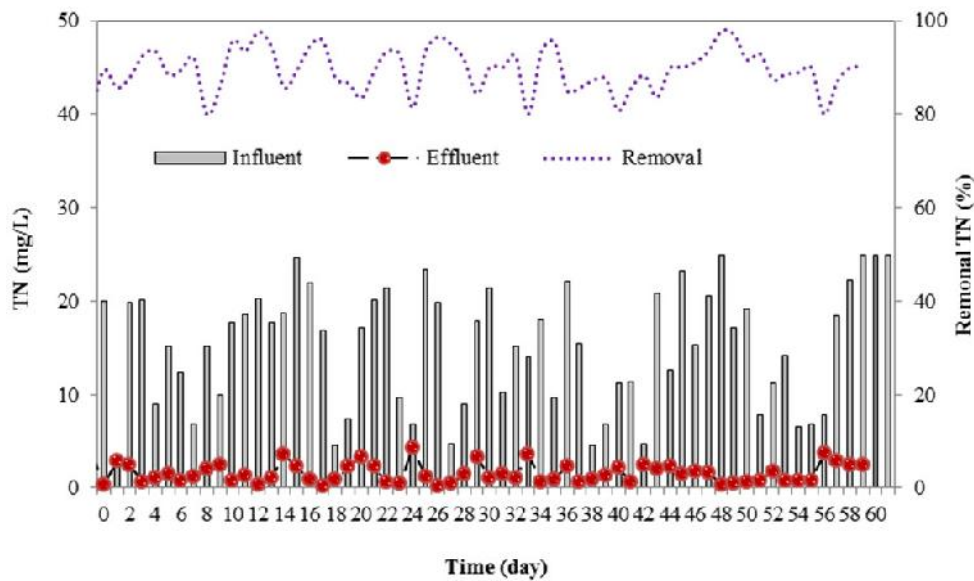
شکل ۷. بررسی تغییرات غلظت TP در سیستم بیوفیلمی هوازی



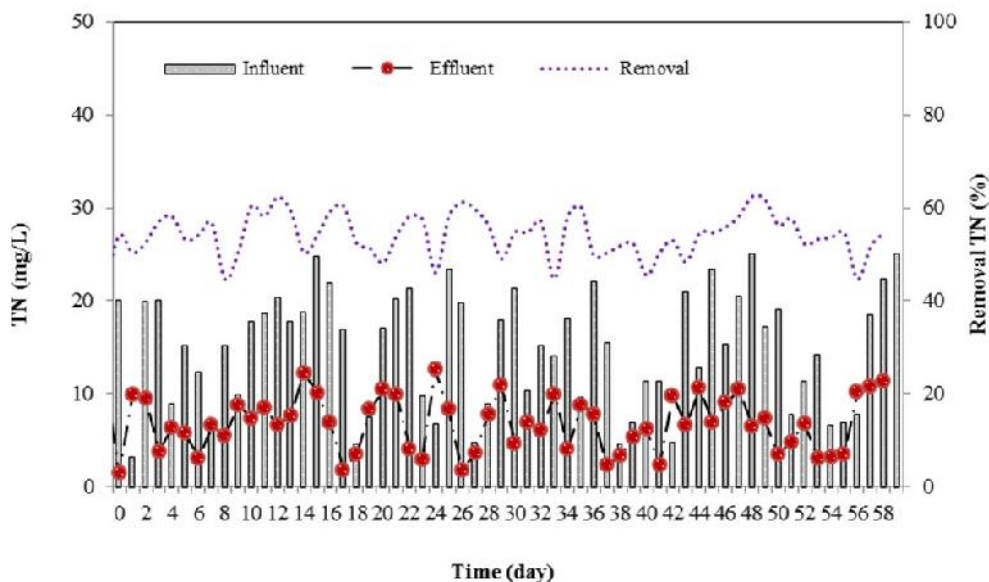
شکل ۸. بررسی تغییرات غلظت TP در سیستم بیوفیلمی بی‌هوازی

ASBBR به ترتیب دارای مقادیر حداقل و حداکثر 0.1598 و $4/35$ و $1/4672$ و $12/6243$ mg/L به دست آمد (شکل ۹ و ۱۰).

مقایسه تغییرات غلظت ازت کل در سیستم هوازی و بی‌هوازی
نیترات ورودی براساس نتایج حاصله دارای مقادیر حداقل و حداکثر $3/2$ تا 25 mg/L بود. مقدار نیترات خروجی براساس نتایج در سیستم‌های SBBR و



شکل ۹. بررسی تغییرات غلظت TN در سیستم بیوفیلمی هوازی



شکل ۱۰. بررسی تغییرات غلظت TN در سیستم بیوفیلمی بی‌هوازی

دینتریفیکاسیون را به علت تفاوت غلظت اکسیژن در بخش‌های داخلی و خارجی بیوفیلم را دارند (۳۱)، به عبارتی در مرحله اول باکتری‌های مذکور آمونیاک را به نیتريت و سپس به نیترات تبدیل می‌کنند (نیتریفیکاسیون) و در مرحله بعدی نیترات را به گاز N_2 تبدیل می‌کنند (دینتریفیکاسیون) (۳۱) مقدار نیتروژن به عنوان ماده مغذی جهت رشد باکتری‌ها بسیار مهم است. در صورتی که افزایش بیش از حد

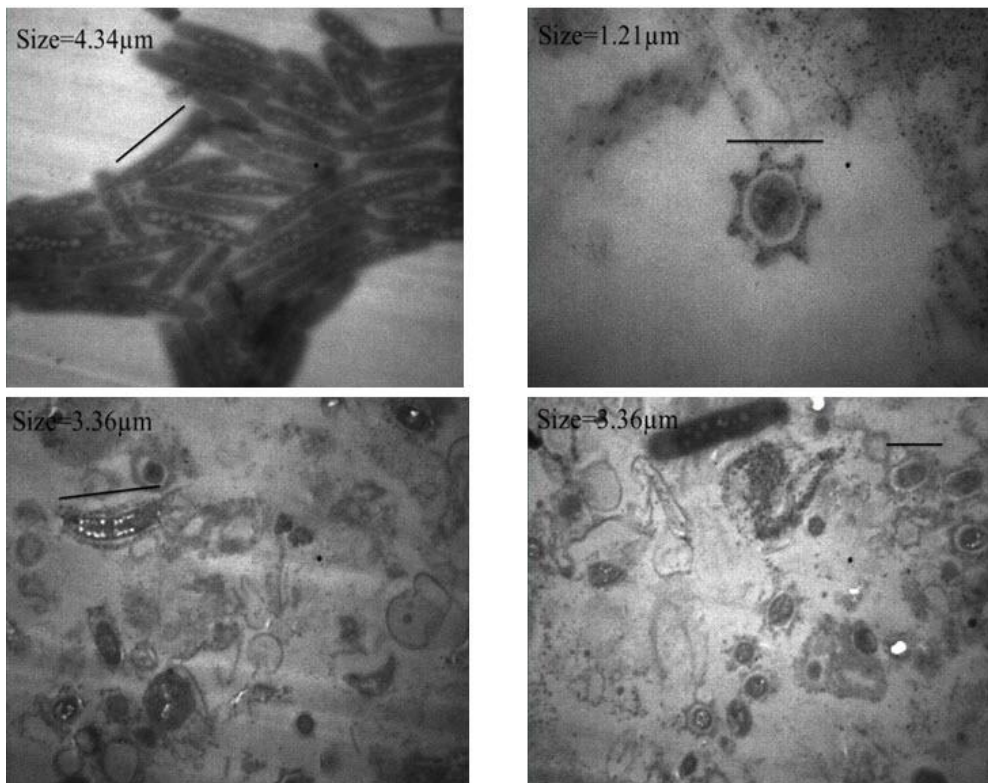
راندمان حذف نیترات براساس مشاهدات مثبت بوده که بیانگر کاهش مقدار آن در پساب خروجی است. باتوجه به استانداردهای داخلی محیط زیست ایران پساب خروجی مزبور قابلیت تخلیه در آب‌های سطحی را دارا است. بنابراین می‌توان به این نتیجه رسید که سیستم مورد تحقیق قابلیت بالایی را در حذف نیتروژن دارا است. در واقع باکتری‌های نیتریفایر قابلیت انجام همزمان نیتریفیکاسیون و

داخل لخته‌ها انواع باکتری‌های رشته‌ای به عنوان اسکلت و باکتری‌های لخته‌ای به‌طور غالب قابل مشاهده بود. در مایع مخلوط محاط‌کننده لخته‌ها انواع پروتوزواها، سیلیاته‌های شناور، تخم کرم، باکتری‌های کوکسی، فلاژل‌ها، روتیفرها و در نهایت جلبک‌ها به صورت ذرات پراکنده مشاهده گردید (۳۳). به دلیل اینکه عملکرد سیستم‌ها به صورت ناپیوسته است بنابراین انتظار می‌رود از لحاظ میکروبیولوژی گونه‌های سیلیاته و روتیفر به‌طور غالب موجود باشد که تصاویر به دست آمده این امر را تایید می‌کند.

غلظت نیتراژ منجر به ایجاد رقابت بین باکتری‌های دنیتریفایر و باکتری‌های مصرف‌کننده ترکیبات آلی شده و در نتیجه درصد حذف فسفر کاهش می‌یابد. بسیاری از آزمایشات نتیجه فوق را تایید می‌کنند (۳۲).

آنالیز TEM

جهت تعیین مورفولوژی گرانول‌های هوازی تولیدشده در هر دو سیستم از تصاویر تهیه شده توسط TEM (شکل ۱۱) استفاده شد. بنا بر تصاویر به دست آمده، توده‌های بیولوژیک در انواع ثابت و متحرک (سیلیاته‌های شناور، چسبیده و متحرک) و همچنین انواع باکتری‌های رشته‌ای و لخته‌ای در نمونه‌های به دست آمده قابل تشخیص است. در



شکل ۱۱. نتایج حاصل از آنالیز TEM بیوفیلرها

هر دو سیستم بوده است. لازم به ذکر است که آزادسازی و جذب فسفر و همچنین حذف نیتروژن به چرخه سیکل تنظیم شده بستگی دارد. به طور کلی راندمان با مدت زمان اختلاط کم و طول دوره زیاد هوادهی موثر است و به طور کلی استراتژی و راهبری

نتیجه‌گیری

مطابق نتایج سیستم SBRR نسبت به سیستم ASBRR راندمان بهتری را در تصفیه فاضلاب شهری داشت. باتوجه به اطلاعات به دست آمده پارامترهای pH، DO، دما و قلیائیت از فاکتورهای مهم در راهبری

صورت ناپیوسته است. بنابراین انتظار می‌رود از لحاظ میکروبیولوژی گونه‌های سیلیاته و روتیفر به طور غالب موجود باشد که تصاویر به دست آمده این امر را تایید می‌کند.

سیستم‌ها در پیشرفت کار و کسب راندمان بالاتر مناسب است. همچنین بر اساس نتایج TEM وجود انواع باکتری‌های رشته‌ای و لخته‌ای در ایجاد ساختار محکم بیوفیلم و تشکیل مقدار مناسب جرم بیولوژیکی مفید است. با توجه به اینکه عملکرد سیستم‌ها به

References

- 1- Zou H, Du G, Ruan W, Chen J. Role of nitrate in biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor. *World J Microbiol. Biotechnol.* 2006; 22(1): 701-706.
- 2- Lim ET, Jeong GT, Bhang SH, Park SH, Park DH. Evaluation of pilot-scale modified A2O processes for the removal of nitrogen compounds from sewage. *Bioresour. Technol.* 2009; 100(6): 6149-6154.
- 3- Liu YC, Shi HC, Xia L, Shi HM, Shen TG, Wang ZQ, Wang G, Wang YZ. Study of operational conditions of simultaneous nitrification and denitrification in a Carrousel oxidation ditch for domestic wastewater treatment. *Bioresour. Technol.* 2010; 101(0): 901-906.
- 4- American Public Health Association (APHA), The American water works association (AWWA), and the water environment federation (WEF). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.* 21 ed. 2012.
- 5- Arnold E, Bohm B, Wilderer PA. Application of activated sludge and biofilm sequencing batch reactor technology to treat reject water sludge dewatering systems: a comparison. *Water Sci. Technol.* 2000; 41(3): 115-122.
- 6- Rodgers M, Zhan XM. Moving-medium biofilm reactors. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 2003; 2(1): 213-224.
- 7- Choi HJ, Lee SM, Choi CH, Kwon MC, Lee HY. Influence of the wastewater composition on denitrification and biological p-removal in the S-DN-P-process (b) Effect of acetate. *J. Hazard. Mater.* 2008; 158(5): 151-156.
- 8- Iaconi DI, Bonemazzi C, Lopez F, Ramadori A. Integration of chemical and biological oxidation in a SBBR for tannery wastewater treatment. *Water Sci. Technol.* 2004; 50(3): 107-114.
- 9- Costa RHR, Wolff DB, Souto VS. Performance and Kinetics Aspects of Nitrogen Removal in a Biofilm Sequencing Batch Reactor. *Int. J. Environ. Res.* 2013; 2(2): 11-14.
- 10- Aris A, Chi KL, Chin HN, Chi YL, Zaiton AM, Zaharah I. Evaluation of macrocomposite based sequencing batch biofilm reactor (MC-SBBR) for decolorization and biodegradation of azo dye Acid Orange 7. *International Biodeterioration & Biodegradation.* 2014; 87(5): 9-17.
- 11- Muftah H, Manal AA, Sulaiman A. Evaluation of a three-step process for the treatment of petroleum refinery wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering.* 2014; 2(6): 56-62.
- 12- Pereira NS, Zaiat M. Degradation of formaldehyde in an anaerobic sequencing batch biofilm reactor (ASBBR). *Journal of Hazardous Materials.* 2009; 163(1): 777-782.
- 13- Nabavi BF, Nikaen M, Amin MM, Farrokhzadeh H. Biological treatment of polychlorinated biphenyls (PCBs) contaminated transformer oil by anaerobic-aerobic sequencing batch biofilm reactors. *International Biodeterioration & Biodegradation.* 2013; 85(4): 451-457.
- 14- Kasturi D, Cheng-Yu T, Wen-Hsing C, Jih-Gaw L. Effect of carriers on the performance of anaerobic sequencing batch biofilm reactor treating synthetic municipal wastewater. *International Biodeterioration & Biodegradation.* 2014; 95(3): 84-88.
- 15- Hai R, Yiqun H, Xiaohui W, Yuan L. Simultaneous removal of nitrogen and phosphorus from swine wastewater in a sequencing batch biofilm reactor. *Chinese Journal of Chemical Engineering.* 2015; 23(2): 303-308.
- 16- Yin J, Panyue Z, Fan L, Gaopeng L, Bingham H. Simultaneous biological nitrogen and phosphorus removal with a sequencing batch reactor-biofilm system. *International Biodeterioration & Biodegradation.* 2013; 3(1): 145-146.

- 17- Sílvia CR, Rui AR. Treatment of a simulated textile wastewater in a sequencing batch reactor (SBR) with addition of a low-cost adsorbent, *Journal of Hazardous Materials*. 2015; 291(6): 74-82 .
- 18- Artur M, Joanna R, Wojciech J, Arthur T. The feasibility of citric acid as external carbon source for biological phosphorus removal in a sequencing batch biofilm reactor (SBBR). *Biochemical Engineering Journal*. 2015; 93(4): 102-107.
- 19- Birol K, Aysenur U. Effects of temperature and biomass concentration on the performance of anaerobic sequencing batch reactor treating low strength wastewater. *Desalination*. 2011; 278(5): 77-83.
- 20- Arnaldo S, Marcelo LG, Marcelo Z, Eugenio F. Domestic sewage treatment in a pilot-scale anaerobic sequencing batch biofilm reactor (ASBBR). *Resources, Conservation and Recycling*. 2007; 51(3): 237-247.
- 21- Yang K, Bin J, Hongyu W, Huaiyu Z, Qian Z. Bio-augmentation as a tool for improving the modified sequencing batch biofilm reactor. *Journal of Bioscience and Bioengineering*. 2014; 117(3): 763-768.
- 22- Ahmadi E, Mitra G, Mahdi F, Ramin N, Ali A. Study of moving bed biofilm reactor in diethyl phthalate and diallyl phthalate removal from synthetic wastewater. *Bioresource Technology*. 2015;183(6): 129-135.
- 23- Yoon TI, Lee HS, Kim CG. Comparison of pilot scale performances between membrane bioreactor and hybrid conventional wastewater treatment systems. *J. Memb. Sci*. 2004; 242(5): 5-12.
- 24- Mulkerrins D, Dobson ADW, Colleran E. Parameters affecting biological phosphate removal from wastewaters. *Environ. Int*. 2004; 30(3): 249-259.
- 25- Ren NQ, Kang H, Wang XH, Li N. Short-term effect of temperature variation on the competition between PAOs and GAOs during acclimation period of an EBPR system. *Front. Environ. Sci. Eng* 2011; 5(3): 277-282.
- 26- Oehmen A, Lemos PC, Carvalho G, Yuan Z, Keller J, Blackall LL, Reis MAM. Advances in enhanced biological phosphorus removal: from micro to macro scale. *Water Res*. 2007; 41(2): 2271-2300.
- 27- Kargi F, Uygur A, Baskaya HS. Phosphate uptake and release rates with different carbon sources in biological nutrient removal using a SBR, *J. Environ. Manage*. 2005; 76(4): 71-75.
- 28- Morgenroth E, Wilderer P. A Controlled biomass removal—the key parameter to achieve enhanced biological phosphorus removal in biofilm systems. *Water Sci. Technol*. 1999; 39(1): 33-40.
- 29- Hawkes RF, Donnelly T, Anderson GK. Comparative performance of anaerobic digesters operating on ice-cream wastewater. *Water Res*. 1995; 29(2): 525-533.
- 30- Carucci A, Maione M, Ramadori R, Rossetti S. Dynamics of phosphorus and organic substrates in anaerobic and aerobic phases of a sequencing batch reactor. *Water Sci. Technol*. 1994; 30(4): 237-246.
- 31- Dvo L, Svojitka J, Wanner J, Wintgens T. Nitrification performance in a membrane bioreactor treating industrial wastewater. *Water Res*. 2013; 47(3): 4412-4421.
- 32- Janczukowicz W, Rodziewicz J, Filipkowska U. Effect of volatile fatty acids (VFAs) on the rate of release and uptake of phosphate compounds in an SBR type reactor. *Ecol. Eng*. 2011; 24(2): 64-73.
- 33- Rahimi Y, Torabian A, Mehrdadi N, Shahmoradi B. Simultaneous nitrification-denitrification and phosphorus removal in a fixed bed sequencing batch reactor (FBSBR). *J. Hazard Mater*. 2011; 185(6): 852-857.