

بررسی کارایی لجن فعال با بستر ثابت مستغرق در حذف فسفر و ترکیبات نیتروژنه از فاضلاب بیمارستانی

مقداد پیرصاحب^۱ مسعود مرادی^۲ کیومرث شرفی^۳

(دریافت ۹۱/۱۱/۱۹ پذیرش ۹۲/۵/۱۴)

چکیده

فرایندهای تصفیه هوازی با رشد چسبیده ثابت، کارایی بالایی در حذف مواد آلی و فسفر و نیز انجام نیتروفیکاسیون در فاضلاب دارند. هدف از این مطالعه بررسی کارایی لجن فعال با بستر ثابت مستغرق، در حذف فسفر و ترکیبات نیتروژنه از فاضلاب بیمارستانی بود. ابتدا اقدام به ساخت راکتور، راه‌اندازی و بارگذاری سیستم لجن فعال با بستر ثابت مستغرق شد و سپس برای بررسی راندمان سیستم در حذف ازت آمونیاکی، ازت کل، نیتريت، نیترات و فسفر در سه زمان ماند مختلف یعنی ۲/۹ ساعت هوازی و ۱/۱ ساعت بی‌هوازی، ۳/۶ ساعت هوازی و ۱/۴ ساعت بی‌هوازی، ۴ ساعت هوازی و ۱/۵ ساعت بی‌هوازی، اقدام به برداشت ۲۲۵ نمونه از تصفیه‌خانه فاضلاب بیمارستان فارابی کرمانشاه شد. اندازه‌گیری فسفر، نیتروژن آمونیاکی، نیتريت و نیترات به ترتیب طبق روش استاندارد شماره 4500-P، 4500-NH₃، 4500-NO₂ و 4500-NO₃ انجام گرفت. بالاترین میزان درصد حذف فسفر یعنی ۵۳ درصد، در مرحله سوم سیستم (۴ ساعت هوازی و ۱/۵ ساعت بی‌هوازی) و بالاترین حذف ازت آمونیاکی یعنی ۹۷ درصد و ۹۶ TKN درصد در مرحله دوم سیستم (۳/۶ هوازی و ۱/۴ بی‌هوازی) بود. مقایسه میانگین راندمان حذف این پارامترها در سه زمان ماند مورد بررسی، اختلاف معنی‌داری را نشان داد ($P_{value} < 0.05$). با توجه به نتایج می‌توان گفت که در صورت بهره‌برداری و نگهداری مناسب، سیستم لجن فعال رشد ثابت با بستر مستغرق، کارایی بالایی در حذف فسفر و ترکیبات نیتروژنه از فاضلاب بیمارستانی دارد. به طوری که زمان ماند بهینه برای حذف نیتروژن آمونیاکی، ۳/۶ ساعت هوازی و ۱/۴ ساعت بی‌هوازی و برای حذف فسفر، ۴ ساعت هوازی و ۱/۵ ساعت بی‌هوازی برآورد شد.

واژه‌های کلیدی: فاضلاب بیمارستانی، بیوفیلم، رشد ثابت با بستر مستغرق، فسفر، ترکیبات نیتروژنه

Evaluation of Activated Sludge with a Submerged Fixed Bed in the Removal of Phosphorus and Nitrogen Compounds from Hospital Wastewater

M. Pirsahab¹

M. Moradi²

K. Sharafi³

(Received Feb. 7, 2013 Accepted Aug. 5, 2013)

Abstract

Aerobic treatment processes with fixed growths exhibit a high efficiency not only in the removal of organic materials and phosphorus but also in the nitrification process (conversion of ammonium to nitrate) in wastewater. The present study aims to evaluate the performance of activated sludge with a submerged fixed bed in the removal of phosphorus and nitrogen compounds from wastewater. For this purpose, a reactor was initially constructed and commissioned before the activated sludge with a submerged fixed bed was loaded. A total number of 225 samples were collected from the wastewater treatment plant at Farabi General Hospital in Kermanshah to evaluate the removal efficiency of ammonia nitrogen, total nitrogen, nitrite, nitrate, and phosphate over three different retention times (2.9 hours of aerobic and 1.1 hours of anaerobic operation; 3.6 hours of aerobic and 1.4 hours of anaerobic operation; and 4 hours of aerobic and 1.5 hours of anaerobic operation). Phosphorus, ammonia nitrogen, nitrite, and nitrate measurements were performed according to the Standard methods 4500-P, 4500-NH₃, 4500-NO₂, and 4500-NO₃, respectively. Results showed that the highest phosphorus removal (53%) was achieved with Phase III of the system (i.e., 4 hours of aerobic plus 1.5 hours of anaerobic operation) while the highest ammonia nitrogen removal (97%) and TKN (96%) were achieved in

1. Assoc. Prof. of Environmental Health Eng., Kermanshah University of Medical Sciences, Kermanshah, Iran
2. PhD Student of Research Center for Environmental Determination of Health (RCEHD), Kermanshah University of Medical Sciences, Kermanshah, Iran
3. PhD Student of Environmental Health Eng., Kermanshah University of Medical Sciences, Kermanshah, Iran (Corresponding Author) (+98 83) 34311007 Kio.sharafi@gmail.com

- ۱- دانشیار گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی کرمانشاه، کرمانشاه، ایران
- ۲- دانشجوی دکتری تخصصی، مرکز تحقیقات عوامل محیطی مؤثر بر سلامت، دانشگاه علوم پزشکی کرمانشاه، کرمانشاه، ایران
- ۳- دانشجوی دکتری تخصصی، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی کرمانشاه، کرمانشاه، ایران (نویسنده مسئول) ۳۴۳۱۱۰۰۷ (+۸۳) Kio.sharafi@gmail.com

Phase II of the system (i.e., 3.6 hours of aerobic and 1.4 hours of anaerobic operation). Significant differences ($P_{\text{value}} < 0.05$) were observed among the mean values for the removal efficiencies of these parameters in the three retention times. The optimum time for the removal of ammonia nitrogen was estimated at 3.6 hours of aerobic and 1.4 hours of anaerobic operation and that for the removal of phosphorus was 4 hours of aerobic and 1.5 hours of anaerobic operation. Based on the results obtained, it may be claimed that the activated sludge process with the submerged fixed bed exhibits a high efficiency for the removal of phosphorus and nitrogen compounds from hospital wastewater only if the system is properly operated and maintained.

Keywords: Hospital Wastewater, Biofilm, Fixed Growth with The Submerged Bed, Phosphorus, Nitrogen Compounds.

۱- مقدمه

[۷ و ۸]. مقدار کل نیتروژن آلی و آمونیاکی (TKN) در فاضلاب خام بیمارستانی در این پژوهش در محدوده ۹۳ تا ۱۲۵ میلی‌گرم در لیتر به دست آمد که در مقایسه با مقدار موجود در فاضلاب‌های شهری (۲۵ تا ۴۵ میلی‌گرم در لیتر) بسیار بیشتر است. بنابراین یکی از مهم‌ترین مشکلات فاضلاب‌های بیمارستانی جدا از حضور پاتوژن‌ها و مواد رادیوکتیو احتمالی و بیشتر در بیمارستان‌هایی خاصی که بخش رادیوتراپی دارند، مشکل ترکیبات از ته است که دلیل آن نیز می‌تواند ناشی از دفع داورهایی با پایه آمینواسیدها باشد. از همین رو وجود مقادیر بالایی از TKN در فاضلاب خام، خود می‌تواند باعث بازدارندگی در پدیده نیتریفیکاسیون باشد. همچنین مقدار فسفر موجود در فاضلاب خام بیمارستانی با توجه به نتایج این پژوهش با ۱۲ تا ۱۴ میلی‌گرم در لیتر، دو برابر مقدار موجود در فاضلاب شهری با مقدار ۵ تا ۸ میلی‌گرم در لیتر است. دلیل این فزونی، مصرف بیش از حد مواد شونینده در بیمارستان‌ها است [۱]. با توجه به خصوصیات فاضلاب‌های بیمارستانی که غلظت بالای ترکیبات مغذی دارند و اهمیت تصفیه آنها قبل از ورود به شبکه جمع‌آوری فاضلاب شهری یا هر منبع پذیرنده دیگر و همچنین با توجه به اینکه فضای در دسترس محدودی در بیمارستان‌ها برای احداث تصفیه‌خانه فاضلاب وجود دارد، این نیاز احساس می‌شود که لازم است برای تصفیه فاضلاب بیمارستانی، سیستمی با کارایی بالا مطالعه شود که فضای کمی اشغال کند. علاوه بر این، با توجه به اینکه پژوهش‌ها و مستندات اندکی در ارتباط با مسئله یادشده در سطح جهانی و ملی وجود دارد، در این مطالعه سعی بر این شد که کارایی سیستم لجن فعال رشد ثابت با بستر مستغرق، در حذف ترکیبات نیتروژنه و فسفر از فاضلاب بیمارستان فارابی کرمانشاه بحث و بررسی شود.

۲- مواد و روش‌ها

۱-۲- ساخت راکتور

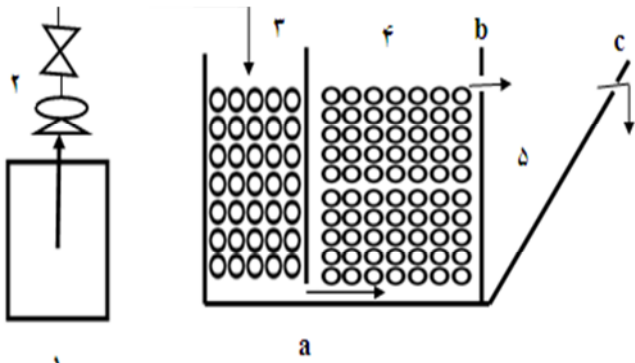
برای تأمین یک سیستم بیولوژیکی از نوع رشد بیوفیلمی، اقدام به ساخت راکتوری از جنس فایبرگلاس شد. حجم مفید مخزن ۴۰ لیتر بود که ۱۱ لیتر ابتدای راکتور به بخش بی‌هوازی و ۲۹ لیتر بعدی به بخش هوازی اختصاص یافت. بخش ته‌نشینی نیز به حجم حدود

امروزه از میان روش‌های موجود در تصفیه بیولوژیکی فاضلاب، فرایندهای تصفیه هوازی با رشد چسبیده ثابت، به دلیل جداسازی مواد آلی در فاضلاب و نیز برای نیتریفیکاسیون یا تبدیل آمونوم به نترات، توجه مهندسان و طراحان تصفیه‌خانه‌های فاضلاب را جلب کرده است. فرایندهای رشد چسبیده (ثابت) در سه گروه، رشد ثابت غیرمستغرق، رشد معلق با بستر ثابت و فرایند هوازی رشد ثابت مستغرق تقسیم‌بندی می‌شوند. از مهم‌ترین مزایای فرایندهای بیوفیلم ثابت (لایه بیولوژیکی ثابت)، می‌توان به پایین بودن حساسیت آنها در برابر بارگذاری‌های متغیر، مناسب بودن این گونه سیستم‌ها برای راکتورهای با اندازه کوچک و فراهم کردن امکان رشد میکروارگانیسم‌ها با سرعت و ویژه رشد نسبتاً پایین، نظیر متانوژن‌ها اشاره کرد [۳-۱].

فرایندهای هوادهی رشد ثابت مستغرق شامل سه قسمت بستر، بیوفیلم و مایع است که نوع و اندازه بستر، فاکتور بسیار مهمی است که بر مشخصات بهره‌برداری و عملکرد فرایند تأثیر می‌گذارد. در فرایند رشد ثابت مستغرق هوازی، زلال‌ساز برای اهداف تغلیظ و برگشت لجن تولیدی استفاده نمی‌شود و صرفاً برای جداسازی جامدات معلق بیولوژیکی به کار می‌رود. فرایندهای رشد چسبیده مستغرق مزایای مهمی شامل نیاز به فضای نسبتاً کم، توانایی تصفیه مؤثر فاضلاب‌های رقیق، فیلتراسیون جامدات برای تولید پساب با کیفیت بالا، ایجاد نکردن مشکلات مربوط به ته‌نشینی لجن همانند فرایند لجن فعال و مسائل زیبایی شناختی دارد [۱، ۴، ۵ و ۶].

سراجه مصرف آب خانگی در حدود ۱۵۰ تا ۲۰۰ لیتر به‌ازای هر نفر در روز است. درحالی‌که به‌طور معمول میزان مصرف آب در بیمارستان حدود ۷۵۰ لیتر در روز به‌ازای هر تخت است. این میزان مصرف بالای آب باعث تولید حجم درخور توجهی از فاضلاب حاوی میکروارگانیسم‌های بیماریزا، ویروس‌ها و انگل‌ها، فلزات سنگین، مواد شیمیایی سمی، مواد دارویی متابولیزه، داروهای ضد تومور، آنتی‌بیوتیک‌ها، ترکیبات ارگانوهالوژنه و عناصر رادیو اکتیو می‌شود. می‌توان گفت که بیمارستان یک نوع فاضلاب مختلط را تولید می‌کند که متشکل از فاضلاب خانگی، فاضلاب صنعتی و فاضلاب تولیدی ناشی از فعالیت مراکز پزشکی و درمانی است

عمل تغذیه پیوسته راکتور با فاضلاب بیمارستان فارابی و به وسیله پمپ پرستالتیک^۳ مدل هایدولف^۴ انجام گرفت.



۱- مخزن ذخیره فاضلاب خام، ۲- پمپ پرستالتیک، ۳- بخش بی‌هوازی راکتور، ۴- بخش هوازی راکتور و ۵- بخش ته‌نشینی

شکل ۱- شماتیکی از راکتور سیستم لجن فعال رشد ثابت مستغرق

۲-۲- راه‌اندازی راکتور

برای راه‌اندازی راکتور و تأمین لجن فعال آن، مقدار ۲۰۰۰ سی‌سی لجن فعال تصفیه‌خانه شرکت روژین تاک با MLSS^۵ برابر ۱۱۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر و MLVSS^۶ برابر ۸۵۰۰ میلی‌گرم در لیتر و برای تأمین منبع کربن، مقدار ۴۰ گرم گلوکز و برای تأمین ازت و فسفر، از کودهای شیمیایی نیترات آمونیوم و فسفات آمونیوم به ترتیب به مقادیر ۰/۵ و ۰/۱ گرم استفاده شد. به‌طوری که برای شروع راه‌اندازی حدود نیمی از راکتور با این لجن و نیمه دیگر با فاضلاب بیمارستانی بارگذاری شد.

پس از رشد بیوفیلم میکربی و پایداری بیولوژیکی سیستم و حذف بیش از ۸۰ درصد COD، اقدام به بارگذاری راکتور با فاضلاب خام بیمارستان فارابی شد.

۲-۳- راهبری سیستم

پس از راه‌اندازی، راهبری راکتور با فاضلاب خام بیمارستان فارابی، شروع به کار کرد. زمانی که COD و کدورت پساب خروجی به ترتیب به کمتر از ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر و کمتر از ۵ NTU با استفاده از فاضلاب خام ورودی رسید، شرایط برای انجام آزمایش‌ها مهیا شد. در این پژوهش، مراحل بارگذاری مختلفی برای دستیابی به وضعیت بهینه لجن فعال از نوع رشد ثابت مستغرق هوازی بررسی شد.

۱۰ لیتر و چسبیده به دیواره خارجی بخش هوازی و به‌صورت یک راکتور یکپارچه (بخش‌های بی‌هوازی، هوازی و ته‌نشینی) طراحی و ساخته شد. برای تفکیک بخش بی‌هوازی و هوازی از یک بافل شیشه‌ای (تیغه) استفاده شد که قسمت پایین این بافل، به فاصله دو سانتی‌متر از کف راکتور برای عبور جریان از منطقه بی‌هوازی به هوازی به‌صورت یک شیار در عرض راکتور تعبیه شد (شکل ۱). همچنین برای خروج فاضلاب تصفیه شده از بخش هوازی به قسمت ته‌نشینی، یک شیار به ابعاد ۱۰×۱ سانتی‌متر بر روی دیواری مابین این دو قسمت در سطح فوقانی آب و درست در میانه عرض دیواره جداکننده بخش‌های هوازی و ته‌نشینی تعبیه شد (شکل ۱). خروج پساب از قسمت ته‌نشینی توسط سوراخی به قطر یک سانتی‌متر در سطح فوقانی آب و درست در میانه عرض دیواره خارجی ته‌نشینی و روبروی شیار پساب ورودی صورت گرفت (شکل ۱). برای تأمین محیط رشد میکربی به‌صورت بیوفیلمی از لوله‌های خرطومی به طول متوسط ۱ تا ۱/۵ سانتی‌متر و سطح ویژه بیش از ۶۰۰ m²/m³ در قسمت بی‌هوازی و هوازی استفاده شد. به‌طوری که درصد پرشدگی در این راکتور ۱۰۰ درصد بود و این به مفهوم آن است که سیستم به‌صورت فیلم ثابت^۱ عمل کرده و از هرگونه جابجایی لوله‌های خرطومی در هنگام عملیات هوادهی اجتناب شده است. لازم به توضیح است که میزان حجم اشغال شده توسط لوله‌های خرطومی، نسبت به فاضلاب داخل راکتور حدود ۱۰ درصد بود. همچنین برای جلوگیری از بالا آمدن لوله‌های خرطومی هنگام پرشدن راکتور از فاضلاب، بر روی بستر راکتور، از صفحه‌ای با جنس پلی‌اتیلن استفاده شد که دارای سوراخ‌هایی با قطر کوچک‌تر از قطر لوله‌های خرطومی بود، تا مانع بالا آمدن لوله‌های خرطومی شود و از طرف دیگر مانع از خروج گازهای حاصل از فرایندهای بیولوژیکی و یا عملیات هوادهی نشود.

به‌منظور تأمین یکنواخت اکسیژن مورد نیاز بخش هوازی راکتور، از لوله‌های شلنگی سوراخ‌دار با فاصله کم استفاده شد. مجموعه این سیستم توزیع هوا به پمپ هوادهی با قدرت هوادهی ۷۵ لیتر بر دقیقه متصل شد. پس از راه‌اندازی راکتور و بارگذاری آن با لجن فعال تصفیه‌خانه شرکت روژین تاک کرمانشاه، در سه زمان ماند هیدرولیکی هوادهی ۲/۹، ۳/۶ و ۴ ساعت و سه زمان ماند هیدرولیکی بی‌هوازی، به ترتیب ۱/۱، ۱/۴ و ۱/۵ ساعت با استفاده از فاضلاب خام بیمارستان فارابی کرمانشاه، راهبری شد. در هر زمان ماند، میزان حذف فسفر و ترکیبات نیتروژنه شامل نیتروژن آمونیاکی، کلدال^۲، نیتريت و نیترات، در فاضلاب خام و فاضلاب تصفیه شده در داخل راکتور اندازه‌گیری شد.

³ Peristaltic Pump

⁴ Hidolf

⁵ Mixed Liquor Suspended Solids (MLSS)

⁶ Mixed Liquor Volatile Suspended Solids (MLVSS)

¹ Fixed Film

² Kjeldal

مرحله اول

شامل ۵ نمونه از فاضلاب ورودی به سیستم و ۵ نمونه از پساب خروجی سیستم و نیز ۵ نمونه از بخش بی‌هوازی و با توجه به ۳ مرحله راهبری، ۴۵ نمونه برداشت شد. با توجه به اندازه‌گیری پنج پارامتر در هر نمونه در این مطالعه، روی هم‌رفته ۲۲۵ پارامتر سنجیده شدند.

۲-۵- نحوه انجام آزمایش‌ها

تمامی شرایط نمونه‌برداری و اندازه‌گیری پارامترها، طبق آخرین روش‌های استاندارد انجام آزمایش‌های آب و فاضلاب انجام گرفت. به این صورت که اندازه‌گیری فسفر، نیتروژن آمونیاکی، نیتريت و نیتريت به ترتیب طبق روش استاندارد شماره 4500-P، 4500-NH₃، 4500-NO₂ و 4500-NO₃ و سنجش سایر پارامترها از جمله MLSS، BOD₅، COD، باروش رفلکس بسته، TSS، pH و کدورت طبق روش استاندارد آزمایش‌های آب و فاضلاب انجام شد [۹]. برای اطمینان از شرایط هوازی در راکتور هوازی، اکسیژن محلول، پیوسته به وسیله اکسیژن‌متر اندازه‌گیری شد که میزان آن در همه موارد بیش از ۳ میلی‌گرم در لیتر بود. همچنین برای تعیین شرایط بی‌هوازی از پراپ ردکس استفاده شد که همیشه مقدار آن کمتر از ۵۰ MV- بود. تمامی مواد شیمیایی مصرفی در این پژوهش، ساخت شرکت مرک^۲ آلمان بودند. برای مقایسه میانگین حذف پارامترهای مورد بررسی در سه زمان ماند، از آزمون کروکسال والیس^۳ و با کمک نرم افزار SPSS استفاده شد.

۳- نتایج و بحث

جدول ۱ مشخصات فاضلاب ورودی به راکتور و جدول ۲ میانگین ازت آمونیاکی، ازت کل، نیتريت، نیتريت و فسفر مورد بررسی در ورودی و خروجی سیستم را در زمان ماند‌های مختلف ارائه می‌کند. همچنین غلظت پارامترهای مورد بررسی در فاضلاب خروجی از بخش بی‌هوازی قبل از ورود به بخش هوازی در این جدول آمده است. شکل‌های ۲ تا ۴، به ترتیب مقایسه میانگین فسفر، نیتريت و نیتريت خروجی سیستم را با استانداردهای تخلیه پساب در زمان ماند‌های مختلف نشان می‌دهد.

طبق نتایج، بیشترین میزان حذف ترکیبات نیتروژنه در مرحله دوم سیستم (۳/۶ هوازی و ۱/۴ بی‌هوازی) بود. راندمان زیاد حذف در این مرحله می‌تواند به دلیل پایین بودن میزان TKN ورودی در این مرحله از سیستم، نسبت به سایر مراحل باشد. همچنین پارامترهای کیفی فاضلاب بیمارستانی با فاضلاب شهری متفاوت است. میزان نیتروژن آمونیاکی در فاضلاب شهری نزدیک

شیرهای مخازن ورودی فاضلاب به‌گونه‌ای تنظیم شدند تا بتوانند فاضلابی را با دبی ۲/۷۷ میلی‌لیتر بر ثانیه و با تأمین زمان ماند هیدرولیکی هوازی ۲/۹ ساعت و زمان ماند بی‌هوازی ۱/۱ ساعت به راکتور فراهم کنند. پس از خوگرفتن سیستم یادشده در مدت حداقل ۴۸ ساعت با فاضلاب خام بیمارستانی، از فاضلاب خام و نیز فاضلاب تصفیه شده، نمونه‌برداری شد.

مرحله دوم

دبی فاضلاب ورودی از مخازن به راکتور به ۲/۲ میلی‌لیتر بر ثانیه و با تأمین زمان ماند هیدرولیکی هوازی به ۳/۶ ساعت و زمان ماند بی‌هوازی به ۱/۴ ساعت تغییر یافت و پس از تثبیت سیستم در این مرحله نیز از فاضلاب خام و پساب خروجی نمونه‌برداری شد.

مرحله سوم

دبی فاضلاب ورودی از مخازن به راکتور، ۲ میلی‌لیتر بر ثانیه با زمان ماند هیدرولیکی هوازی ۴ ساعت و زمان ماند بی‌هوازی ۱/۵ ساعت در نظر گرفته شد و تمامی شرایط همانند مراحل اول و دوم برای نمونه‌برداری انجام شد.

ادپتاسیون و تشکیل بیوفیلم و دستیابی به شرایط پایدار حدود یک ماه طول کشید و ملاک پایداری سیستم نیز COD خروجی کمتر از ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر در نظر گرفته شد. همچنین پس از اتمام هر مرحله بارگذاری و شروع بارگذاری دوم، از راکتور در این شرایط جدید به‌طور مستمر بهره‌برداری شد. تا اینکه مجدداً COD خروجی از راکتور به زیر ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر کاهش یافت که بیانگر پایداری سیستم در این حالت جدید بود. فاصله بین هر مرحله بارگذاری حداقل ۳ روز در نظر گرفته شد. همچنین از راه تخلیه راکتور، پاک‌تراشی و شستشوی زیست‌توده موجود بر روی محیط پلاستیکی، بیوفیلم اضافی برداشته شد. به‌طوری که بخش زیادی از بیوفیلم، MLSS مربوط به زیست‌توده چسبیده به لوله‌های خرطومی بود که از سیستم حذف شد.

۲-۴- مراحل نمونه‌برداری

مطالعه حاضر از نوع توصیفی-تحلیلی است. در این مطالعه که به مدت شش ماه به طول انجامید، برای بررسی راندمان سیستم بیوفیلم با بستر مستغرق^۱ در حذف ترکیبات نیتروژنه، یعنی ازت آمونیاکی، کل ازت کدال، نیتريت و نیتريت و همچنین فسفر، در کل ۲۲۵ نمونه برداشت شد. به این صورت که در هر مرحله از شرایط راهبری سیستم، برای اندازه‌گیری هر پارامتر، ۱۵ نمونه،

² Merck

³ Kruskal-Wallis

¹ DAUOSBR

جدول ۱- مشخصات فاضلاب ورودی به راکتور در زمان‌های ماند مختلف

زمان ماند	pH		کدورت (NTU)	TSS (میلی‌گرم در لیتر)	BOD (میلی‌گرم در لیتر)	COD (میلی‌گرم در لیتر)
	بی‌هوازی	هوازی				
۲/۹ ساعت هوازی و ۱/۱ ساعت بی‌هوازی	۷/۷±۰/۰۵	۷/۷±۰/۰۲	۲۶/۳±۲/۵	۳۰۰±۲۶/۵	۲۴۰±۴/۰۸	۴۸۰±۸/۲
۳/۶ ساعت هوازی و ۱/۴ ساعت بی‌هوازی	۷/۷±۰/۰۱	۷/۸±۰/۰۱	۳۶±۹/۸	۱۹۷/۳±۵/۵	۲۲۹/۵±۱۷/۳	۴۶۴±۷۲/۸
۴ ساعت هوازی و ۱/۵ ساعت بی‌هوازی	۷/۵±۰/۰۱	۷/۷±۰/۰۲	۳۱/۸±۲/۸	۳۲۱±۱۸/۵	۲۲۸/۸±۸/۶	۴۸۷/۵±۲۶/۳

جدول ۲- میانگین ازت آمونیاکی، ازت کل، نیتريت، نیترات و فسفر مورد بررسی در ورودی و خروجی سیستم در زمان ماندهای مختلف

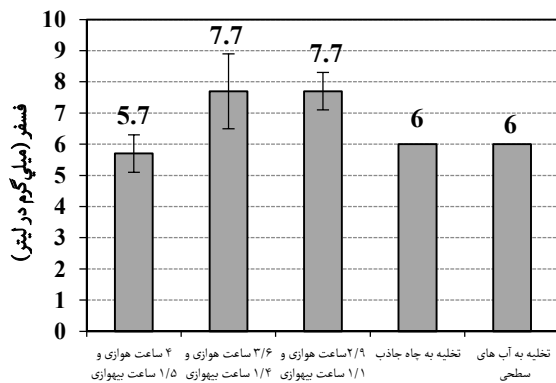
زمان ماند	ازت آمونیاکی (mg/l-N)	TKN (mg/l-N)	(mg/l) (mg/l-N)	نیترات (mg/l-N)		فسفر	TN (mg/l-N)
				ورودی	خروجی		
۲/۹ ساعت هوازی و ۱/۱ ساعت بی‌هوازی	فاصلاب خروجی از بی‌هوازی	۹۲/±۳/۳	۰/۹۸±۰	ورودی	۹/۹۸±۱/۰۴	راندمان حذف (%)	۳۶±۵
	راندمان حذف (%)	۴۵±۳	۸/۵۴±۲/۰۷	پساب خروجی	۱/۰۴±۰	پساب خروجی	۷/۷±۰/۰۶
	پساب خروجی	۵۲/۹±۲/۷	۰/۹۸±۰	ورودی	۱/۰۴±۰	ورودی	۱۲±۰
	ورودی	۹۵/۶۴±۰	۰/۹۸±۰	ورودی	۱/۰۴±۰	ورودی	۳۹/۸۶±۳/۶
	فاصلاب خروجی از بی‌هوازی	۳۴/۹±۳/۳	۰/۹۸±۰	ورودی	۱/۰۴±۰	ورودی	۵۷/۸۳±۳/۵۹
	راندمان حذف (%)	۶۲±۲	۸/۵۴±۲/۰۷	پساب خروجی	۱/۰۴±۰	پساب خروجی	۹۶/۱۶±۰
۳/۶ ساعت هوازی و ۱/۴ ساعت بی‌هوازی	فاصلاب خروجی از بی‌هوازی	۳۲/۲±۹/۹	۰/۹۸±۰/۳۴	ورودی	۱۰/۷±۱/۴۸	راندمان حذف (%)	۴۵±۱۲
	راندمان حذف (%)	۹۷±۲	۸۷/۷±۴/۸	ورودی	۰/۸۴±۰/۵۲	پساب خروجی	۷/۷±۱/۲
	پساب خروجی	۰/۹۸±۰/۵۴	۹۶±۳	ورودی	۰/۸۴±۰/۵۲	ورودی	۱۴/۳±۲/۵
	ورودی	۳۷/۳±۱۰/۸	۰/۹۸±۰/۳۴	ورودی	۰/۸۴±۰/۵۲	ورودی	۹۱/۰۴±۳/۸۸
	فاصلاب خروجی از بی‌هوازی	۳۲/۲±۹/۹	۰/۹۸±۰/۳۴	ورودی	۰/۸۴±۰/۵۲	ورودی	۸/۳۳±۳/۶۲
	راندمان حذف (%)	۹۷±۲	۸۷/۷±۴/۸	پساب خروجی	۰/۸۴±۰/۵۲	پساب خروجی	۹۳/۰۷±۲/۱۵
۴ ساعت هوازی و ۱/۵ ساعت بی‌هوازی	فاصلاب خروجی از بی‌هوازی	۴۴/۶±۲/۹	۰/۰۵±۰/۰۱	ورودی	۸/۵±۱/۱۲	راندمان حذف (%)	۵۳±۵
	راندمان حذف (%)	۸۰±۲	۱۱۸/۲±۰	ورودی	۰/۶۳±۰/۰۲	پساب خروجی	۵/۷±۰/۰۶
	پساب خروجی	۹/۵±۱/۷۵	۷۰±۴	ورودی	۰/۶۳±۰/۰۲	ورودی	۱۲±۰
	ورودی	۴۸/۴±۳/۳۶	۰/۰۵±۰/۰۱	ورودی	۰/۶۳±۰/۰۲	ورودی	۶۵/۹۵±۴/۳
	فاصلاب خروجی از بی‌هوازی	۴۴/۶±۲/۹	۰/۰۵±۰/۰۱	ورودی	۰/۶۳±۰/۰۲	ورودی	۴۲/۴۷±۵/۳۸
	راندمان حذف (%)	۸۰±۲	۱۱۸/۲±۰	پساب خروجی	۰/۶۳±۰/۰۲	پساب خروجی	۱۲۴/۷۵±۰/۰۱
P _{value}							۰/۰۳۵
P _{value}							۰/۰۰۶
P _{value}							-
P _{value}							-
P _{value}							۰/۰۰۷
P _{value}							۰/۰۰۷

برابر و حتی نزدیک به سه برابر نیتروژن آمونیاکی می‌رسد. طبق منابع موجود در سیستم‌های با هوادهی مستمر، هر چه بار ورودی ترکیبات نیتروژنه به سیسم بیشتر باشد، میزان حذف این ترکیبات بیشتر است. این در صورتی است که نسبت TKN به BOD بالا باشد، اما با توجه به اینکه فاضلاب بیمارستانی دارای ترکیبات دارویی است و ممکن است حاوی ترکیبات نیتروژن آلی باشد که بخش اعظم TKN آن را تشکیل داده و غیر قابل تجزیه بیولوژیکی نیز باشد؛ بنابراین هر چه بار ورودی ترکیبات نیتروژنه در این سیستم بیشتر باشد راندمان حذف کمتر می‌شود [۱۰].

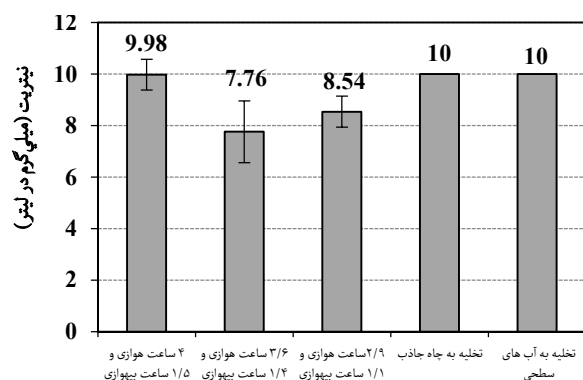
میانگین راندمان حذف پارامترهای یادشده در سه زمان ماند مورد بررسی، معنی‌دار بود که بیانگر مؤثر بودن افزایش زمان، در بخش‌های بی‌هوازی و هوازی در حذف ترکیبات نیتروژنه است؛ اما این تأثیر معنی‌دار افزایش زمان، تأثیر پذیرفته از غلظت TKN ورودی در مرحله دوم بوده و افزایش زمان بی‌هوازی و هوازی در مرحله سوم قادر به حذف TKN نسبت به مرحله دوم نبود.

تحلیل نحوه حذف ترکیبات نیتروژنه در بخش‌های بی‌هوازی و هوازی این‌گونه است که به دلیل اسیدی شدن فاضلاب ورودی از بخش بی‌هوازی به بخش هوازی و نیاز باکتری‌های نیتریفایر به اسیدیته کم یا قلیائیت بالا، احتمال کاهش تبدیل TKN به نیتريت و نیترات و نهایتاً دنتریفیکاسیون وجود دارد؛ اما افزایش مواد آلی قابل تجزیه بیولوژیکی (همانند اسیدهای آلی تولید شده در بخش بی‌هوازی که هر چه زمان ماند این بخش بیشتر باشد اسیدهای آلی بیشتری تولید خواهد شد)، سبب می‌شود که نسبت BOD/TKN در بخش هوازی افزایش یافته و در پی آن نیتریفیکاسیون کاهش یابد. باکتری‌های نیتریفایر نیاز به کربن معدنی داشته و حضور بالای کربن آلی مانع عمده‌ای در اکسیداسیون ترکیبات نیتروژنه خواهد بود، از این رو هتروتروف‌ها و نیتریفایرها برای دستیابی به اکسیژن رقابت می‌کنند و رشد سریع هتروتروف‌ها باعث کاهش جمعیت نیتریفایرها در بیوفیلیم می‌شود [۱۱]. همچنین در سیستم‌های رشد چسبیده، زمانی که غلظت اکسیژن در عمق فلوک یا بیوفیلیم صفر یا نزدیک به صفر شود، دنتریفیکاسیون روی می‌دهد. بنابراین در این سیستم‌ها هر دو فرایند نیتریفیکاسیون و دنتریفیکاسیون به‌طور هم‌زمان روی می‌دهد که باعث حذف بیشتر نیتروژن از فاضلاب در این سیستم‌ها می‌شود [۱۲].

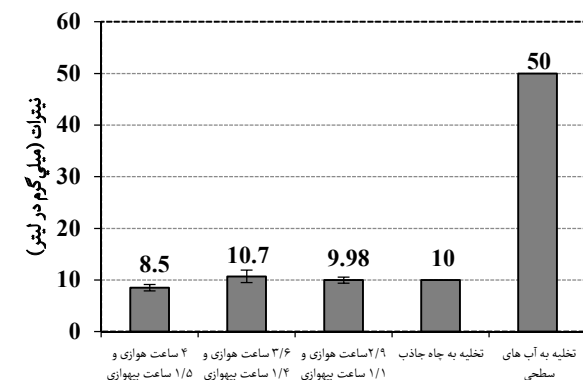
نتایج همچنین نشان داد که در هر سه مرحله راهبری، میزان نیتريت و نیترات خروجی در مراحل مختلف راهبری از نیتريت



شکل ۲- مقایسه میانگین فسفر پساب خروجی در زمان ماند های مختلف با استانداردها



شکل ۳- مقایسه میانگین نیتريت پساب خروجی در زمان ماند های مختلف با استانداردها



شکل ۴- مقایسه میانگین نیترات پساب خروجی در زمان ماند های مختلف با استانداردها

به نصف TKN بوده و مقدار TKN در فاضلاب متوسط در فاضلاب شهری حدود ۴۰ میلی‌گرم در لیتر است [۱]. در فاضلاب بیمارستانی مورد مطالعه، میزان TKN بیش از دو

و نیترات ورودی بیشتر بوده است و این امر به علت پدیده نیتریفیکاسیون در مرحله هوازوی است [۱]. در هر سه مرحله میزان نیتريت خروجی در محدوده استاندارد تخلیه به چاه و آب‌های سطحی ۱۰ میلی‌گرم در لیتر بود و میزان نیترات خروجی در هر سه مرحله، در محدوده استاندارد تخلیه به آب‌های سطحی یعنی ۵۰ میلی‌گرم در لیتر قرار داشت؛ اما در مرحله دوم بارگذاری، غلظت نیترات با ۷/۱۰ میلی‌گرم در لیتر بیش از استاندارد تخلیه به چاه بود و این موضوع می‌تواند به علت تبدیل بیشتر نیتريت به نیترات در این مرحله باشد. در مرحله دوم بارگذاری سیستم، میزان نیتريت کمتر از سایر مراحل بود که به دلیل تبدیل آن به نیترات است. برای تأمین استاندارد خروجی نیترات در پساب تصفیه شده برای تخلیه به چاه جاذب، لازم بود در این مرحله زمان ماند بی‌هوازی افزایش یابد تا با انجام فرایند دنیتریفیکاسیون، میزان نیترات کاهش یابد.

جایاراز و همکاران نشان دادند که راکتور هوازوی-بی‌هوازی بستر ثابت با جریان بالا (UA/AFB)، با زمان ماند هیدرولیکی برابر ۷ ساعت، حذف همزمان COD، نیتریفیکاسیون (حذف نیتروژن آمونیاکی) و دنیتریفیکاسیون (حذف نیتروژن نیتراتی)، به ترتیب ۹۰، ۹۳ و ۸۸ درصد است. همچنین بیشترین میزان حذف نیتروژن آمونیاکی در ناحیه هوازوی و نیتروژن نیتراتی در ناحیه بی‌هوازی بوده است و با کاهش زمان ماند، میزان دنیتریفیکاسیون افزایش یافته است؛ زیرا در زمان ماند پایین، بیشترین میزان مواد آلی از قبیل استات که برای دنیتریفیکاسیون مطلوب است، وجود دارد [۱۳]. مطالعه بایلوب در خصوص کارایی حذف نیتروژن با فیلتر بیولوژیکی هوادهی شده با جریان بالا (BAF) نشان داد که با افزایش غلظت نیتروژن آمونیاکی، میزان حذف به صورت خطی افزایش می‌یابد و حذف $\text{NH}_3\text{-N}$ در C:N های ۱، ۴ و ۱۰ به ترتیب برابر 87 ± 2 و $89/2 \pm 1/3$ و $91/1 \pm 0/7$ درصد است [۱۴]. مطالعه آراژو در برزیل، در خصوص حذف مواد آلی و نیتروژن با راکتور هوازوی-بی‌هوازی بستر ثابت با جریان بالا نشان داد که با زمان ماند هیدرولیکی ۳۵ ساعت، شامل ۲۱ ساعت بی‌هوازی و ۱۴ ساعت هوازوی و همچنین نسبت بازچرخش ۳/۵ میزان حذف TKN ۹۷ و TN ۹۶ درصد به دست می‌آید [۱۵]. مطالعه خرسندی و همکاران نشان داد که بیوراکتور ترکیبی بستر ثابت با جریان بالای بی‌هوازی جدید (Anaerobic/USBF)، با لجن ۲۵ روزه، زمان ماند هیدرولیکی ۲۴ ساعت و نسبت COD/N/P راندمان ۹۶/۶ درصد حذف نیتروژن دارد [۱۶]. مطالعه احمد و همکاران نشان

داده است که در سیستم هوازوی-بی‌هوازی برای تصفیه فاضلاب، حداکثر حذف نیتروژن آمونیاکی از فاضلاب برابر ۸۴/۶۲ درصد است و غلظت آن در خروجی ۱/۱۱ میلی‌گرم در لیتر و به‌ازای هر ۱۰ درصد حذف نیتروژن، ۳ درصد تغییرات pH به دست می‌آید [۱۷].

نتایج همچنین نشان داد، بالاترین میزان حذف فسفر در مرحله سوم سیستم شامل ۴ ساعت هوازوی و ۱/۵ ساعت بی‌هوازی بود که در محدوده استاندارد تخلیه به چاه و آب‌های سطحی است؛ اما میزان فسفر پساب خروجی در مرحله اول با ۷/۷ میلی‌گرم در لیتر و مرحله دوم سیستم با ۷/۷ میلی‌گرم در لیتر، بیشتر از استاندارد تخلیه به چاه جاذب و آب‌های سطحی یعنی ۶ میلی‌گرم در لیتر بود که علت آن پایین‌تر بودن زمان‌های ماند بی‌هوازی و هوازوی در این دو مرحله و همچنین بالا بودن میزان فسفر ورودی در مرحله دوم است.

همچنین برای تأمین استاندارد خروجی لازم است نسبت COD/P که پارامتری مهم در حذف فسفر است، حدود ۴۰ یا بیشتر باشد. در این مطالعه نسبت COD/P در مراحل اول تا سوم راهبری سیستم به ترتیب به میزان ۴۰، ۳۲/۴ و ۴۰/۶ بود؛ اما در مرحله اول علی‌رغم وجود نسبت مطلوب COD/P، به دلیل پایین بودن زمان بی‌هوازی، امکان تجزیه مواد آلی به میزان کافی فراهم نبود و در مرحله دوم راهبری نیز به دلیل پایین بودن نسبت COD/P، استاندارد فسفر در پساب خروجی تأمین نشد. در مرحله سوم راهبری هم نسبت COD/P مطلوب بوده و هم زمان کافی برای تجزیه مواد آلی وجود داشت، بنابراین استاندارد پساب خروجی در مورد پارامتر فسفر تأمین شد. این به علت آن است که میزان دسترسی به مواد آلی قابل تجزیه بیولوژیکی برای آزادسازی فسفر در فاز بی‌هوازی، زیاد بوده و زمانی که میکروارگانیسم‌های PAOs به میزان کافی در محیط باشند، اسیدهای چرب فرار را جذب کرده و فسفر آزاد می‌کنند [۱۲].

به‌طور کلی حذف بیولوژیکی فسفر به این صورت است که در شرایط بی‌هوازی اسیدهای چرب فرار (VFAs) از راه تخمیر به مواد آلی قابل تجزیه (bsCOD) تبدیل می‌شوند و سپس توسط PAOs به صورت پلی‌هیدروکسی بوتیرات (PHBs) در گرانول‌های داخل سلولی ذخیره می‌شوند. انرژی مورد نیاز برای ذخیره (PHBs) در شرایط بی‌هوازی از راه شکستن انرژی پلی‌فسفات ذخیره شده تأمین می‌شود که این فرایند موجب تجزیه شدن اورتوفسفات‌ها می‌شود و غلظت آنها را در مایع افزایش می‌دهد. سپس تحت شرایط هوازوی PAOs شروع به مصرف PHBs ذخیره شده می‌کند و از این راه انرژی لازم برای رشد و

۴- نتیجه گیری

با توجه به نتایج می توان گفت که در صورت بهره برداری و نگهداری مناسب، سیستم لجن فعال رشد ثابت، با بستر مستغرق کارایی بالایی در حذف فسفر و ترکیبات نیتروژنه از فاضلاب بیمارستانی دارد. به طوری که برای فسفر در زمان ماند بی هوازی ۱/۵ ساعت و هوازی ۴ ساعت و برای ترکیبات نیتروژنه در زمان ماند بی هوازی ۱/۴ ساعت و هوازی ۳/۶ ساعت، می توان به استانداردهای خروجی این ترکیبات در پساب تصفیه شده بیمارستانی برای دفع به منابع پذیرنده دست یافت، بدون اینکه برای انجام فرایند دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی نیاز به برگشت پساب باشد یا برای فرایند فسفرزدایی بیولوژیکی مستلزم برگشت لجن فعال باشد. بر این اساس هم در احجام سیستم های بیولوژیکی حذف ترکیبات نیتروژنه و فسفره صرفه جویی می شود و هم نیاز به طراحی و اجرای سیستم های پمپاژ پساب و لجن برگشتی نیست و سبب کاهش هزینه های سرمایه گذاری و راهبری سیستم های بیولوژیکی حذف مواد مغذی خواهد شد.

جذب وافر اورتوفسفات از مایع را به دست می آورند [۱]. مقایسه میانگین راندمان حذف فسفر در سه زمان ماند مورد بررسی، اختلاف معنی داری را نشان داد که بیانگر مؤثر بودن افزایش زمان، در بخش های بی هوازی و هوازی در حذف فسفر است. نتایج بررسی دهقانی و همکاران در خصوص کارایی راکتور ناپیوسته متوالی در حذف بیولوژیکی فسفر نشان داده است که در مناسب ترین سیکل بهره برداری حذف فسفر، ۳۵/۲۰ درصد است و با افزایش عمر لجن به ۵ روز با زمان های بی هوازی ۲ ساعت و هوازی ۱۸ ساعت و آنوکسیک ۴ ساعت راندمان حذف فسفر به ۶۰/۹۱ درصد می رسد [۱۸]. همچنین مطالعه کوکاداجیستان و همکاران نشان داد که بیوراکتور بستر ثابت بی هوازی با جریان بالا (UAF-B) و بیوراکتور لجن فعال هوازی شناور (SAR) می توانند ۹۶ تا ۹۷/۷ درصد فسفر را حذف کنند [۱۹]. نتایج مطالعه آقائزاد و همکاران نیز نشان داد در طرح A/O با زمان های ماند بی هوازی ۲، ۳ و ۴ ساعت حذف TP-PO₄ به ترتیب ۶۸، ۷۳ و ۷۴ درصد بوده است، که نشان می دهد با افزایش زمان بی هوازی میزان فسفر بیشتری حذف شده است [۲۰].

۵- مراجع

1. Tchobanoglous, G., Burton, F.L., and Stensel, H.D. (2003). *Wastewater engineering: Treatment, disposal, reuse*, 4th Ed., Metcalf and Eddy Inc., McGraw-Hill, New York, 611-626.
2. Casellas, M., Dagot, C., and Baudu, M. (2006). "Set up and assessment of a control strategy in a SBR to enhance nitrogen and phosphorus removal." *J. of Process Biochem.*, 41(9), 1994-2001.
3. Gonzalez, S., Petrovic, M., and Barcelo, D. (2007). "Removal of a broad range of surfactants from municipal wastewater-comparison between membrane bioreactor and conventional activated sludge treatment." *J. of Chemosphere*, 67, 335-343.
4. Nicolella, C., Van Loosdrecht, M.C.M., and Heijnen, J.J. (2000). "Wastewater treatment with particulate biofilm reactors." *J. of Biotechnology*, 80, 1-33.
5. Tizghadam, M., Dagot, C., and Baudu, M. (2008). "Wastewater treatment in a hybrid activated sludge baffled reactor." *J. of Hazardous Materials*, 154, 550-557.
6. Mehrdadi, N., Azimi, A.A., Nabibidhendi, G.R., and Hooshyari, B. (2006). "Determination of design criteria of an H-IFAS reactor in comparison with an extended aeration activated sludge process." *Iran. J. of Environ. Health Sci. Eng.*, 3(1), 53-64.
7. Rezaee, A., Ansari, M., Khavanin, A., Sabzali, A., and Aryan, M.M. (2005) "Hospital wastewater treatment using an integrated anaerobic aerobic fixed film bioreactor." *American J. of Environmental Sciences*, 1(4), 259-263.
8. Majlesi Nasr, M., and Yazdanbakhsh, A.R. (2008). "Study on wastewater treatment systems in hospitals of Iran." *Iran. J. Environ. Health Sci. Eng.*, 3, 211-215.
9. APHA, AWWA and WPCF. (2005). *Standard method for the examination of water and wastewater*, 19th Ed., Washington, D.C., USA.

10. Kermani, M., Bina, B., Movahedian, H., Amin, M.M., and Nikaein, M. (2008). "Application of moving bed biofilm process for biological organics and nutrients removal from municipal wastewater." *American J. of Environmental Sciences*, 4(6), 675-682.
11. Rusten, B., Hem, L., and degaard, H. (1995). "Nitrification of municipal wastewater in moving-bed biofilm reactors." *J. of Water Environ Res*, 67, 75-86.
12. U.S. Environmental Protection Agency (2009). *Nutrient control design manual: State of technology review report*, Washington, D.C. USA.
13. Jayaraj, S.L., and Latha, P. (2009). "Upflow anaerobic and aerobic fixed bed reactor for simultaneous COD and Nitrogen removal from municipal wastewater." *10th National Conference on Technological Trends 2009 (NCTT09)*, Trivandrum, Kerala, India.
14. Biplob, P., Fatihah, S., Shahrom, Z., and Ahmed, E. (2011). "Nitrogen-removal efficiency in an upflow partially packed biological aerated filter (BAF) without backwashing process." *J. of Water Reuse and Desalination*, 1(1), 27-35.
15. Araújo, M.M.D., and Zaiatb, M. (2009). "An upflow fixed-bed anaerobic-aerobic reactor for removal of organic matter and nitrogen from L-lysine plant wastewater." *Canadian J. of Civil Engineering*, 36(6), 1085-1094.
16. Khorsandi, H., Movahedian, H., Bina, B., and Farrokhzadeh, H. (2008). "Innovative anaerobic up flow sludge blanket filtration combined bioreactor for nitrogen removal from municipal wastewater." *Int. J. of Environ. Sci. Tech.*, 8(2), 417-424.
17. Ahmed, M., Idris, A., and Adam, A. (2007). "Combined anaerobic-aerobic system for treatment of textile wastewater." *J. of Engineering Science and Technology*, 2(1), 55-69.
18. Dehghani, M., and Kermanshahi, M. (2009). "The study of biological efficiency of batch reactor consecutive for Phosphorus removal in wastewater of Shiraz city." *12th National Conference on Environmental Health*, Beheshti University of Medical Science, Tehran. (In Persian)
19. Kocadagistan, B., Kocadagistan, E., Topcu, N., and Demircio, N. (2005). "Wastewater treatment with combined upflow anaerobic fixed-bed and suspended aerobic reactor equipped with a membrane unit." *J. of Process Biochemistry*, 40(1), 177-182.
20. Aganeghad, M., Mesdaginia, A.R., and Vaezi, F. (2009). "Determining the efficiency of WWTP in Khoy power plant and improving phosphorus removal by Anoxic-Oxic process Iran." *J. of Health and Environ*, 2(1), 66-75. (In Persian)