

Assessment of Anaerobic Baffled Reactor Upgrade by Integrated Electrocoagulation Process for Municipal Wastewater Treatment

Aqanaghad M, Moussavi Gh*

Dept. of Environmental Health Engineering, Faculty of Medical Sciences, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran

*Corresponding author. Tel: +982182883827, Fax: +982182883825, E-mail: moussavi@modares.ac.ir

Received: Aug 8, 2019 Accepted: May 16, 2020

ABSTRACT

Background & objectives: Anaerobic baffled reactor (ABR) is one of the low cost wastewater treatment systems compared to the aerobic method. However it should be studied and developed to overcome its limitations such as insufficient nutrient removal. The aim of this study was to evaluate the efficiency of the 5 sectional ABR pilot and improve it with integrated electric coagulation process for municipal wastewater treatment.

Methods: This study was conducted at Khoy wastewater treatment plant. The ABR was operated for 270 days with hydraulic retention time (HRT) 36-24-18-12h and the integrated reactor was operated for 40 days with duration of 18 hours. The reactors were fed in line from the incoming wastewater to the treatment plant. From the input and output of the system, 245-hour combined sampling was performed 225 times and the parameters COD, BOD, TSS, TKN, and TP were measured.

Results: The reactor startup took about 105 days. The ABR reached to 79 - 91%, 9-20%, 19-30% and 89-94% COD, TKN, PO₄ and TSS removal efficiencies respectively at HRT36 and 12 h. The ABR meted effluent disposal standards of TSS in all conditions and those of COD, TP and BOD at optimum HRT 36h. The integrated ABR meted these and NO₃, SO₄ standards at HRT 18 h in current density of 0.1mA/cm² by aluminum electrodes.

Conclusion: The ABR is suitable for municipal wastewater treatment, but it has limitations such as high HRT and failure to meet nitrogen effluent discharge standard. By integrating the EP into the ABR while reducing HRT, its efficiency increased up to twice that of ABR with the same time. Therefore, integrated electrical coagulation can be used to improve ABR efficiency.

Keywords: Anaerobic Baffled Reactor; Electrocoagulation Process; Municipal Wastewater Treatment

بررسی ارتقای راکتور بافل‌دار بی‌هوازی با تلفیق فرایند انعقاد الکتریکی برای تصفیه فاضلاب شهری

محمد آقائزاد، غلامرضا موسوی*

گروه بهداشت محیط، دانشکده علوم پزشکی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران

* نویسنده مسئول. تلفن: ۰۲۱۸۲۸۸۳۸۲۷. فکس: ۰۲۱۸۲۸۸۳۸۲۵. ایمیل: moussavi@modares.ac.ir

چکیده

زمینه و هدف: راکتور بافل‌دار بی‌هوازی (ABR) یکی از سامانه‌های تصفیه فاضلاب با هزینه پایین نسبت به روش هوازی است، اما محدودیت‌هایی مانند عدم تأمین استاندارد خروجی مواد مغذی را دارد. لذا بایستی مورد مطالعه و توسعه قرار گیرد. هدف این تحقیق بررسی کارایی پایلوت ۵ بخشی ABR و ارتقای آن با فرایند انعقاد الکتریکی تلفیقی (در داخل راکتور) در شرایط میدانی برای تصفیه فاضلاب شهری بود.

روش کار: این تحقیق در تصفیه‌خانه فاضلاب شهر خوی انجام شد. راکتور ABR به مدت ۲۷۰ روز با زمان ماند هیدرولیکی ۳۶، ۲۴، ۱۸ و ۱۲ ساعت و راکتور تلفیقی به مدت ۴۰ روز با زمان ماند ۱۸ ساعت به صورت پیوسته راهبری شد. تغذیه راکتورها به صورت درخط از فاضلاب ورودی به تصفیه‌خانه بود. از ورودی و خروجی سامانه، نمونه‌برداری ترکیبی ۲۴ ساعته به تعداد ۲۲۵ بار انجام و پارامترهای BOD_5 ، COD، TP، TKN، TSS اندازه‌گیری شدند.

یافته‌ها: راه‌اندازی راکتور ۱۰۵ روز به طول انجامید. کارایی ABR متداول با کاهش زمان ماند کاهش یافت و برای TSS، BOD_5 و COD به ترتیب به ۹۲/۱، ۸۷/۴ و ۸۳/۶ درصد رسید. ABR راهبری شده در زمان ماند ۱۸ ساعت تنها توانست استاندارد خروجی TSS را برآورده نماید و سایر پارامترها در خروجی از حد مجاز فراتر بودند. تلفیق انعقاد الکتریکی راندمان فرایند ABR را بهبود بخشید به طوری که خروجی فرایند برای پارامترهای BOD_5 ، TSS، TKN، TP، COD در این شرایط راهبری به حد استاندارد رسید.

نتیجه‌گیری: ABR تلفیق شده با انعقاد الکتریکی سامانه‌ای مناسب برای تصفیه کارآمد فاضلاب شهری است و می‌تواند فاضلاب شهری را تا حد استانداردهای تخلیه تصفیه نماید.

واژه‌های کلیدی: راکتور بافل‌دار بی‌هوازی، فرایند انعقاد الکتریکی، تصفیه فاضلاب شهری

پذیرش: ۹۹/۲/۲۷

دریافت: ۹۸/۵/۱۷

مقدمه

هستند. لذا استفاده از روش‌های هوازی، حداقل در جوامع کوچک مناسب و به صرفه نیست. با توجه به این معایب، استفاده از روش‌های بی‌هوازی یا ترکیبی (بی‌هوازی- هوازی) که ضمن ارزانی و آسانی ساخت و بهره‌برداری، بتوانند کارایی لازم را تأمین کنند، راهکار جدید و مناسبی است (۱). یکی از این روش‌های

امروزه برای تصفیه فاضلاب شهری و بهداشتی از روش‌های معمول هوازی مانند لجن فعال استفاده می‌شود. این روش‌ها نسبت به روش‌های بی‌هوازی دارای محدودیت‌هایی چون هزینه ساخت و راهبری بالاتر، تولید لجن بیشتر و مشکلات و هزینه‌های تبعی

بی‌هوازی، راکتورهای بی‌هوازی با سرعت بالا از جمله راکتور بافل‌دار بی‌هوازی (ABR) هست. این راکتور از چندین بخش متوالی پر شده با لجن زنده بی‌هوازی تشکیل یافته و فاضلاب از این بستر لجن به صورت جریان روبه بالا و پایین تحت نیروی ثقل و یا پمپ رد شده و تصفیه می‌شود. این سامانه مزایایی از جمله جداسازی فازهای تجزیه بی‌هوازی، بازیافت گاز متان و امکان ارتقای آن در بالا بردن تصفیه را دارد، لذا کاربرد آن برای تصفیه انواع فاضلاب به ویژه فاضلاب صنعتی مورد توجه محققین قرار گرفته است (۲). این سامانه با توجه به مزایایش برای تصفیه فاضلاب شهری و بهداشتی نیز می‌تواند راهکار به صرفه و مناسبی باشد. طوری که استفاده از آن برای تصفیه فاضلاب شهرهای با زمین کافی، اکثر صنایع، تصفیه فاضلاب شهری به ویژه وقتی که منبع پذیرنده پساب مانند رودخانه وجود دارد و در ترکیب با روش هوازی توجیه فنی و اقتصادی دارد. همچنین این راکتور به راحتی می‌تواند با گندزدایی نهایی پساب خروجی با استاندارد آبیاری کشاورزی را تأمین کند. از طرفی برای جایگزین کردن آن بجای روش‌های پرهزینه هوازی که در جوامع کوچک و پراکنده مناسب نیستند، اعمال اصلاحات و مطالعه ارتقای آن برای غلبه بر ضعف‌هایش از جمله نیاز به زمان ماند هیدرولیکی (زمان‌ماند) بالا، حذف ناکافی مواد مغذی و میکروارگانیزم‌های بیماری‌زا ضروری است. یکی از اصلاحات این راکتور تلفیق و یا ترکیب آن با فرایندهای الکتروشیمیایی مانند انعقاد الکتریکی هست. با توجه به ماهیت ذرات موجود در فاضلاب که چسبنده هستند و بستر لجن ABR که مانند بیوفیلتر عمل می‌کند، تلفیق انعقاد الکتریکی با کمترین مصرف انرژی الکتریکی در این راکتور می‌تواند ضمن کاهش زمان ماند لازم، کارایی آن را افزایش دهد (۳). در سال ۲۰۱۶ ABR چهاربخشی با حجم ۱ مترمکعب در مقیاس پایلوت به مدت ۲ سال برای تصفیه فاضلاب شهری با $COD \pm 190$ و ۷۶۰ و با زمان ماند ۱۲ ساعت راهبری شد. راندمان

حذف COD ۴۹ و TSS ۸۳ درصد بود و ۷۰ درصد حذف آن‌ها در بخش اول روی داد. نتیجه این بود که روش مناسبی برای تصفیه اولیه فاضلاب شهری بوده و کارایی این راکتور عمدتاً بستگی به تعداد بخش‌ها و زمان‌ماند دارد (۴). در سال ۲۰۱۹، ABR تلفیقی با ممبران مستغرق برای تصفیه فاضلاب شهری به صورت پایلوت ۱۰۵ لیتری با زمان‌ماند ۱۲ ساعت بکار رفت، که حذف کامل ذرات معلق و حذف ۹۴ و ۵۴ درصدی مواد آلی و ازت را نشان داد (۵). در مطالعه تاثیر فرایند الکترولیز در ارتقای راکتور با لجن بی‌هوازی در تصفیه فاضلاب شهری که به صورت ناپیوسته در بشر آزمایشگاهی و روی خروجی راکتور انجام گرفت، در مدت ۲ ساعت و با ولتاژ ۸ ولت با جفت الکترود آلومینیوم کارآمدی سامانه تا ۱۰ درصد افزایش و مقدار pH نیز از ۶ به ۷/۵ افزایش یافت. مشخص شد این فرایند می‌تواند برای ارتقای سامانه بی‌هوازی بکار رود (۶). با توجه به بررسی سوابق پژوهشی تا بحال مطالعه مشابهی برای ارتقای ABR انجام نشده است و برای توسعه و کاربردی کردن این سامانه که قابلیت اصلاح و ارتقای بالایی دارد، تحقیق حاضر ضروری بود. لذا هدف این مطالعه بررسی کارایی سامانه راکتور بافل‌دار بی‌هوازی در تصفیه فاضلاب شهری و سپس تجهیز بخش چهارم آن به فرایند انعقاد الکتریکی برای ارتقای عملکرد آن و مقایسه این دو در رسیدن به استانداردهای ملی دفع پساب به منابع آبی بود. این تحقیق کاربردی بوده و در مقیاس آزمایشگاهی با شرایط میدانی انجام گرفت.

روش کار

راه‌اندازی و راهبری راکتورها

راکتور پنج‌بخشی با حجم‌های برابر و با مشخصات ذکر شده در جدول ۱ از ورق پلکسی گلس طراحی و ساخته شد و بعد از آزمون آب‌بندی و اندازه‌گیری حجم مؤثر به وسیله جابجایی آب در تصفیه‌خانه

فاصله بین آن‌ها و سرعت بالاروی فاضلاب که ۱۰ سانتی‌متر در ساعت بود، زمان برخورد فاضلاب با جریان الکتریکی ۱/۲ ساعت بود. هدایت الکتریکی فاضلاب ورودی که موثر بر فرایند انعقاد الکتریکی است، با وجود نوسان ساعتی به‌طور متوسط ۱۲۰۶ میکرو زیمنس بر سانتی‌متر بود. این سامانه با زمان ماند ۱۸ ساعت و با دانسیته جریان ۱/۵ تا ۰/۲ برای الکترو استیل و ۰/۳ تا ۰/۰۵ mA/cm^2 برای الکترو آلومینیوم به مدت ۴۰ روز راهبری شد تا تاثیر انعقاد الکتریکی نهایی در افزایش کارایی کلی سامانه ارزیابی گردد. معیار رسیدن سیستم به حالت پایدار در هر مرحله ثابت ماندن تقریبی راندمان حذف COD با تغییرات کمتر از ۳ درصد طی یک هفته بود. بعد از آن شیفت به مرحله بعدی انجام می‌شد. در هر دوره از تغییرات دانسیته جریان، وزن خورده‌شده الکترودها اندازه‌گیری شد و مقدار آهن و آلومینیوم خورده شده محاسبه گردید.

جدول ۱. مشخصات راکتور ABR

ابعاد	اندازه
طول	۶۰ cm
عرض	۲۴ cm
بلندی	۳۰ cm
نسبت بالارو به پایین‌رو	۳:۱
حجم کلی	۴۸/۶ L
حجم مفید	۳۷ L
حجم فعال	۲۶ L

مشخصات بذر لجن و فاضلاب ورودی

مقدار ۱۰ لیتر لجن دفعی تغلیظ شده از تصفیه‌خانه فاضلاب شهر سلماس به عنوان بذر لجن تهیه گردید. ۳۰ درصد حجم مفید راکتور از این لجن به‌علاوه فضولات تازه گاوی فیلترشده پر و مخلوط گردید. به‌دلیل اینکه لجن بی‌هوازی در دسترس نبود، این فضولات برای غنی‌سازی لجن از نظر باکتری‌های متان‌ساز استفاده شد. غلظت TSS و VSS این لجن به‌ترتیب ۸/۶ و ۴/۴ گرم در لیتر و pH آن ۷/۵ بود.

فاضلاب شهر خوی در داخل اتاقکی که به همین منظور ساخته شده بود، نصب گردید. راکتور دارای سه ورودی و سه خروجی در عرض راکتور برای توزیع برابر جریان در عرض راکتور بود. برای رشد و تکثیر بهتر باکتری‌های متان‌ساز و تشکیل فلاک‌های میکروبی مقاوم به شسته‌شدن، راکتور با زمان‌ماند ۴۸ ساعت برابر بار آلی $0.28 \text{ kg-COD/m}^3 \cdot \text{d}$ راه‌اندازی شد. زمان‌ماند به‌صورت واقعی یعنی با لحاظ حجم فعال راکتور که برابر حجم تئوری منهای حجم متعلقات داخل و بذر لجن اضافه شده بود، محاسبه گردید. اساس انتخاب گستره زمان ماند با توجه به سوابق تحقیق و برای تأمین استاندارد خروجی COD و BOD پساب بود، لذا راکتور به ترتیب در زمان‌ماند ۲۴، ۳۶، ۱۸ و ۱۲ ساعت به مدت ۲۷۰ روز در فصول پاییز، زمستان و بهار به‌طور پیوسته راهبری شد و کارایی آن در رسیدن به استاندارد دفع پساب به منابع آبی با زمان‌ماند بهینه مشخص گردید.

بعد از تعیین زمان‌ماند بهینه ABR و برای پیش‌آزمون، راکتور تلفیقی (انعقاد الکتریکی در داخل ABR) با زمان‌ماند ۱۲ ساعت چند روز راهبری شد که BOD و COD خروجی آن بالای استاندارد بودند و لذا زمان ماند مناسب برای تلفیق فرایند انعقاد الکتریکی در ABR ۱۸ ساعت تعیین گردید. این فرایند با توجه به ماهیت ذرات فاضلاب و ساختار متناسب ABR انتخاب شد. با نصب جفت الکترودهای آند و کاتد مشبک استیل و آلومینیوم در قسمت بالارو بخش چهارم و اتصال الکترودها به جریان برق مستقیم سامانه تبدیل به سیستم تلفیقی گردید. طول و عرض و ضخامت الکترودها به ترتیب ۲۵-۵/۵-۰/۲ سانتی‌متر و فاصله‌شان از هم ۱ سانتی‌متر بود و به فاصله ۵ سانتی‌متری از روی بستر لجن نصب گردیدند. انتخاب بخش ۴ به خاطر زلال‌سازی نهایی آن در بخش آخر سامانه بود. الکترو آند در بالا و الکترو کاتد در پایین قرار گرفت تا جهت جریان الکترون در جهت حرکت فاضلاب باشد. با در نظر گرفتن ضخامت الکترودها،

روش‌های استاندارد متد (Y) به ترتیب با روش دستگاه BOD متر اکسی‌تاپ، رفلکس بسته با راکتور HACH، pH متر WTW، هضم پرسولفات و رنگ‌سنجی کلرید قلع، دستگاه هضم و تقطیر ماکروکجدال HACH برای تبدیل ازت آلی به آمونیوم و اندازه‌گیری آمونیوم با روش رنگ‌سنجی نسلر، وزن سنجی، کدورت‌سنجی، روش بروسین و تیتراسیون اندازه‌گیری گردید. برای خواندن غلظت پارامترهای NH_4 ، PO_4 ، COD، SO_4 ، NO_3 از دستگاه اسپکتروفوتومتر HACH-DR5000 استفاده گردید. متغیرهای این پژوهش زمان ماند فاضلاب در سامانه‌ها، دانسیته جریان الکتریکی و نوع الکترودها در فرایند تلفیقی بودند. به دلیل غلظت متغیر پارامترهای خروجی، نمودارها و نتایج بر اساس میانگین داده‌های شرایط پایدار پایانی هر مرحله رسم شده و نتایج بر اساس آن‌ها تحلیل شد. داده‌ها با نرم‌افزار اکسل ۲۰۱۳ مورد سنجش قرار گرفت.

یافته‌ها

راه‌اندازی سامانه و رسیدن به شرایط پایدار

این دوره برای تطبیق میکروارگانیسم‌های لجن با فاضلاب ورودی بود، لذا با زمان ماند ۴۸ ساعت انجام گرفت. پارامترهای COD، TSS، pH و قلیائیت در ورودی و خروجی راکتور پایش گردید. شکل ۱ تغییرات این پارامترها را نشان می‌دهد. در اوایل این دوره، پساب خروجی راکتور کدر بود. تغییرات pH ورودی و خروجی در گستره ۷/۷-۷/۲ و ۷/۳-۸ بود. به دلیل بالابودن قلیائیت فاضلاب ورودی و افزایش ۱۱ درصدی آن در خروجی، pH خروجی برابر و بالاتر از ورودی بود. با توجه به شکل بعد از گذشت ۱۰۵ روز غلظت COD خروجی به مقدار تقریباً ثابت ۷۲ mg/L و بازده حذف ۸۸ درصد با انحراف معیار کمتر از ۲ و بازده حذف TSS نیز به مقدار تقریباً ثابت ۹۳ درصد با غلظت خروجی ۲۱ mg/L رسید. با ثبات راندمان

راکتور با فاضلاب آشغال‌گیری و دانه‌گیری‌شده ورودی و از عمق ۳۰ سانتی‌متری کانال فاضلاب به‌صورت در خط تغذیه می‌گردید. طبق اندازه‌گیری با دستگاه اکسیژن‌متر با مارک WTW، O_2 محلول در ورودی سامانه تقریباً صفر بود. با توجه به زمان‌ماند، دبی ورودی به‌وسیله یک دستگاه پمپ پرستالتیک اتاترون تنظیم و با حجم‌سنجی دقیق کالیبره گردید. شلنگ مسیر تغذیه هرروز ۳ نوبت تمیزکاری می‌گردید. مشخصات فاضلاب مورد تغذیه سامانه به‌صورت میانگین در جدول ۲ آمده است.

جدول ۲. مشخصات فاضلاب شهری وارده به پایلوت در طول تحقیق

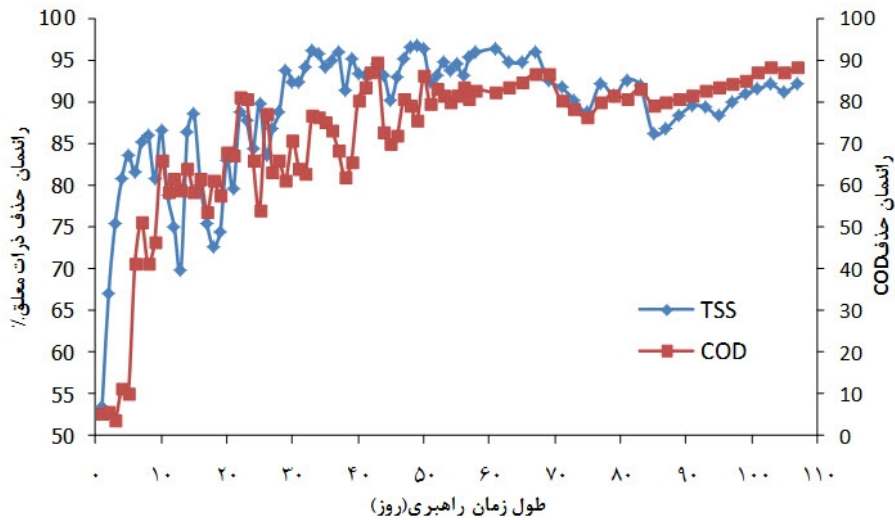
پارامتر	میانگین	انحراف معیار
BOD ₅	۳۵۳	۲۳/۸
TCOD(COD)	۵۶۴	۳۷/۳
sCOD	۲۷۴	۲۲/۹
TSS	۲۵۸	۱۶
VSS	۱۵۲	۱۰
TP-PO ₄	۲۲/۸	۱/۷
pH	۷/۵۵	۰/۳
TKN-N	۶۶/۷	۷/۸
SO ₄	۷۵/۳	۹/۴
قلیائیت	۵۴۴	۲۷
دما	۲۱/۷	۴

واحد پارامترهای غیر از دما میلی‌گرم در لیتر است.

نمونه‌ها به تعداد ۲۰۵ عدد و به‌صورت یک روز در میان از ورودی و خروجی پایلوت برداشته شد. به دلیل نوسان کیفی و لحظه‌ای فاضلاب ورودی و خروجی سامانه، نمونه‌برداری ورودی به‌صورت مرکب ۲۴ ساعته و هر ۸ ساعت یکبار و در ساعت ثابت که کم و کیف فاضلاب ورودی نزدیک میانگین بود، با حجم ۱/۵ لیتر انجام گردید. نمونه خروجی از دبه پرشده طی هر ۱۲ ساعت برداشت شده و ۴ نمونه برداشت و نگهداری شده در یخچال با حجم برابر مخلوط شده و نمونه اصلی از آن به حجم ۱/۵ لیتر برداشت می‌شد.

پارامترهای pH، TP(PO₄)، BOD₅، COD، sCOD (soluble COD)، TSS، TKN و قلیائیت به

حذف COD و TSS طی یک هفته، دوره راه‌اندازی با موفقیت پایان یافت.



شکل ۱. عملکرد راکتور ABR در دوره راه‌اندازی

کارایی سامانه‌ها در حذف TSS

بازده حذف TSS کاهش یافت، اما تغییرات معنادار و قابل توجهی در طول پژوهش نداشت و در هر دوره از تغییرات زمان‌ماند با رسیدن سامانه به کارایی پایدار تقریباً ثابت ماند. بدین ترتیب هر دو سامانه توانست استاندارد خروجی ذرات معلق را تا زمان‌ماند ۱۲ ساعت هم تأمین کند.

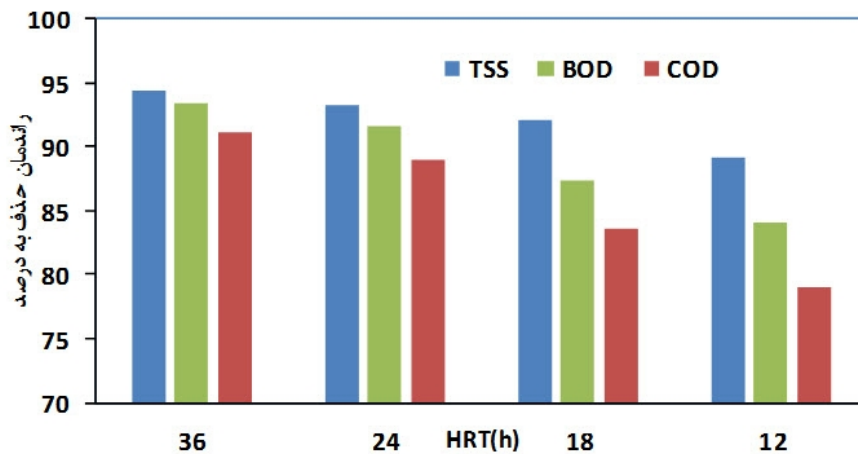
جدول ۳ میانگین غلظت خروجی ABR و سامانه تلفیقی و شکل ۲ راندمان حذف TSS را نشان می‌دهند. با توجه به شکل راندمان حذف TSS در ABR در زمان‌ماند ۱۲، ۱۸، ۲۴ و ۳۶ ساعت به ترتیب ۸۹، ۹۲، ۹۳ و ۹۴ درصد با انحراف معیار ۲/۱ در شرایط پایدار پایانی هر دوره بود. برای سامانه تلفیقی با الکترود Al این مقدار برابر ۹۲/۳ درصد بود. با کاهش زمان‌ماند

جدول ۳. میانگین غلظت خروجی ABR و سامانه تلفیقی در شرایط پایدار پایانی هر دوره

HRT-h	TSS	COD	BOD ₅	TKN	TP (PO ₄)	SO ₄
۳۶	۱۶	۵۶	۲۷	۶۴	۱۶	۲۴
۲۴	۱۹	۶۷	۳۲	۶۲	۱۷	۲۶
۱۸	۲۲	۹۷	۴۷	۵۹	۱۷	۲۹
۱۲	۲۸	۱۲۳	۵۸	۵۳	۱۹	۳۲
Steel ^۱	۲۰	۵۳	۲۵	۵۴	۱/۵	۴/۷
Al ^۲	۱۷	۵۹	۲۸	۴۷	۱/۳	۱۴/۲
استاندارد ملی	۴۰	۶۰	۳۰	۲/۵	۱۶/۸	۴۰۰

واحد پارامترها به میلیگرم بر لیتر است.

۱ و ۲: سامانه تلفیقی با الکترود به ترتیب استیل و آلومینیوم با زمان‌ماند ۱۸ ساعت

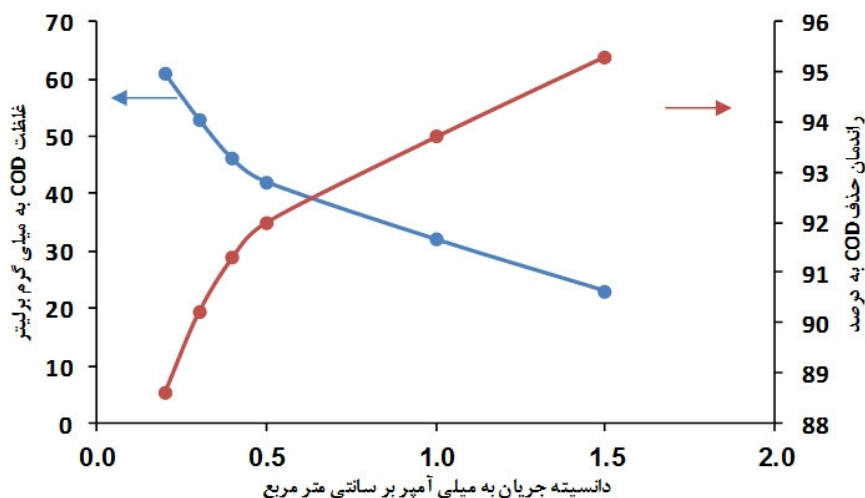


شکل ۲. کارایی ABR در زمان‌های ماند مختلف در شرایط پایدار و بهینه هر کدام

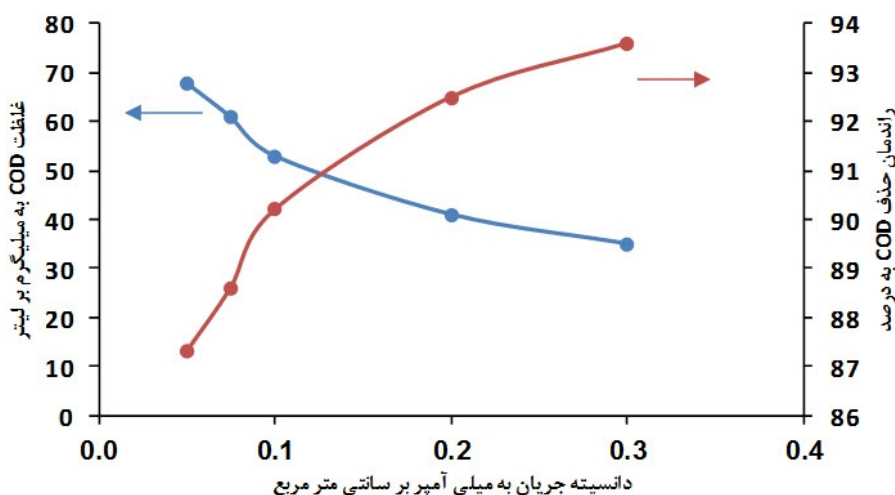
کارایی راکتورها در حذف COD و BOD

در هر ۴ مرحله تغییرات زمان‌ماند، راهبری تا رسیدن به بازده ثابت و حداکثری حذف COD انجام شد و ادامه یافت. راکتور ۶۰ روز در زمان ماند ۳۶ ساعت، ۵۵ روز در ۲۴ ساعت، ۴۰ روز در ۱۸ ساعت و ۲۰ روز در ۱۲ ساعت راهبری شد و پس از نوسانات زیاد به عملکرد بهینه و تقریباً ثابت در هر دوره رسید. جدول و شکل ۲ تغییرات غلظت خروجی و راندمان حذف COD و BOD را به‌طور میانگین در هفته آخر هر دوره زمان‌ماند نشان می‌دهد. بازده حذف COD به ترتیب زمان ۳۶ تا ۱۲ ساعت برابر ۸۳/۶، ۸۹، ۹۱/۲، ۷۹ درصد بود. این بازده نسبت به کاهش زمان‌ماند روند نزولی خطی با $R^2 = 0.97$ داشت. ABR فقط در زمان‌ماند ۳۶ ساعت توانست به استاندارد خروجی COD و BOD برسد. با کاهش زمان‌ماند نسبت sCOD/COD افزایش یافت، طوری که از ۰/۷۴ در زمان ۳۶ به ۰/۸۸ در ۱۲ ساعت رسید. شکل ۳ و ۴ کارایی سامانه تلفیقی را در شرایط تقریباً ثابت پایانی نشان می‌دهد. با توجه به این شکل‌ها این سامانه با حذف ۹۰/۲ درصدی و غلظت ۵۳ میلی‌گرم بر لیتر COD با دانسیته جریان ۰/۳ mA/cm² در الکتروود استیل و حذف ۸۸/۹ درصدی و غلظت ۵۹ mg/L COD با

دانسیته جریان ۰/۱ با الکتروود آلومینیوم توانست غلظت این پارامتر را به استاندارد خروجی با زمان‌ماند نصف زمان‌ماند بهینه ABR یعنی ۱۸ ساعت برساند. رابطه بین راندمان حذف COD و دانسیته جریان در هر دو الکتروود از نوع نمایی و با $R_2 = 0.99$ است. راندمان حذف COD در الکتروود استیل به‌ترتیب دانسیته جریان ۰/۲، ۰/۳، ۰/۴، ۰/۵، ۱ و ۱/۵ برابر ۸۸/۶، ۹۰/۲، ۹۱/۳، ۹۲، ۹۳/۷، ۹۵/۳ درصد و برای الکتروود آلومینیوم این راندمان به ترتیب دانسیته جریان ۰/۰۵، ۰/۰۸، ۰/۱، ۰/۲، ۰/۳ و ۰/۳ برابر ۸۷/۳، ۸۸/۹، ۹۰/۲، ۹۲/۵ و ۹۳/۶ درصد بود؛ بنابراین سامانه تلفیقی با نصف زمان‌ماند بهینه ABR یعنی ۱۸ ساعت، با الکتروود آلومینیوم و دانسیته جریان ۰/۱ از نظر رسیدن به استاندارد خروجی (COD و BOD)، ذرات معلق و فسفر بهترین و باصرفه‌ترین کارایی را داشت، اما موفق به تامین استاندارد خروجی ازت نشد. در مقایسه سامانه تلفیقی توانست ضمن افزایش ۶ درصدی حذف COD نسبت به ABR با زمان‌ماند ۱۸ ساعت، باعث کاهش ۵۰ درصدی زمان‌ماند لازم برای رسیدن به استاندارد خروجی COD و BOD گردد.



شکل ۳. کارایی سامانه تلفیقی با جفت الکترود استیل در حذف COD



شکل ۴. کارایی سامانه تلفیقی با جفت الکترود آلومینیوم در حذف COD

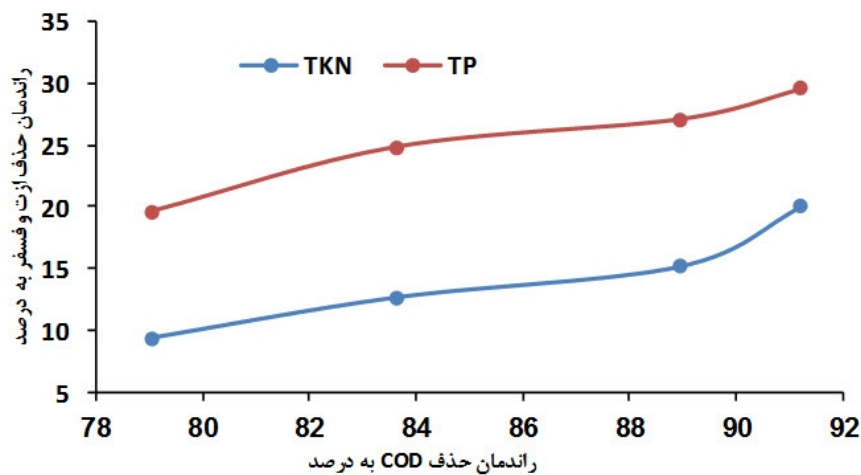
کارایی راکتورها در حذف ازت و فسفر کل

جدول ۲ غلظت ازت و فسفر را در خروجی و شکل ۵ ارتباط بازده حذف آنها را نسبت به حذف COD نشان می‌دهد. با وجود نوسان غلظت ورودی و خروجی ازت و فسفر، در عملکرد پایدار ABR، بازده حذف TKN در زمان ماند ۳۶، ۲۴، ۱۸ و ۱۲ ساعت به ترتیب ۲۰، ۱۵، ۱۳ و ۹ درصد و فسفر به ترتیب ۲۹/۵، ۲۷، ۲۵ و ۱۹/۶ درصد بود. غلظت خروجی ازت و فسفر در زمان ماند بهینه ۳۶ ساعت برابر ۵۹mg/L و ۱۶

بود. با توجه به شکل ۵ رابطه حذف ازت و فسفر با حذف COD خطی بوده و R^2 فسفر ۰/۹۶ و ازت ۰/۹۲ است. با توجه به اینکه با افزایش زمان ماند میزان تبدیل ازت آلی به آمونیوم در طول سامانه افزایش می‌یابد و مقدار حذف ازت آلی (ذره‌ای) که به همراه گرفته شدن ذرات معلق در بستر لجن اتفاق افتاده است، هم نسبت به زمان ماند تقریباً ثابت بود، غلظت ازت خروجی نسبت به کاهش زمان ماند به مقدار جزئی کاهش نشان داد؛ بنابراین ABR توانست فقط

الکتروستیل ۹ و ۹۳ درصد در دانسیته جریان بهینه ۰/۳ و با الکتروستیل آلومینیوم ۱۸ و ۹۴/۷ درصد در دانسیته جریان بهینه ۰/۱ بود. در مقایسه، سامانه تلفیقی با الکتروستیل آلومینیوم توانست راندمان حذف ازت و فسفر را ۲۷ و ۷۴ درصد نسبت به ABR با زمان ماند ۱۸ ساعت افزایش دهد اما فقط به استاندارد خروجی فسفر برسد.

استاندارد خروجی فسفر را در زمان ماند ۳۶ ساعت تامین کند. رابطه بین راندمان حذف این پارامترها و زمان ماند از نوع خطی و R^2 حذف ازت و فسفر به ترتیب ۰/۹۸ و ۰/۹۵ است. این نشان می‌دهد حذف ازت بیشتر از فسفر متاثر از زمان ماند بوده است. این در حالی است که تغییرات TKN در ورودی و خروجی به واسطه تغییرات غلظت آمونیوم بیشتر از فسفر بود. بازده حذف ازت و فسفر در سامانه تلفیقی با



شکل ۵. رابطه راندمان حذف ازت و فسفر با حذف COD در زمانهای ماند مختلف

معناداری نداشت. می‌توان دلیل کاهش جزئی راندمان حذف TSS را نسبت به کاهش زمان ماند به افزایش سرعت بالاروی فاضلاب (افزایش بار هیدرولیکی) و شسته شدن فلاک‌ها به‌ویژه در بخش آخر سامانه‌ها دانست. سرعت بالاروی نسبت مستقیم با زمان ماند دارد طوری که در زمان ماند ۳۶، ۲۴ و ۱۸ ساعت به‌ترتیب برابر ۱۰، ۶/۶ و ۵ سانتی‌متر بر ساعت بود. با توجه به نقش فیلتری بستر لجن راندمان حذف مواد معلق در هر دو سامانه تقریباً برابر بود. می‌توان گفت غلظت خروجی مواد معلق عمدتاً بستگی به سرعت بالاروی فاضلاب، کیفیت لجن به‌ویژه اندازه فلاک‌ها و ویسکوزیته آن و میزان تولید بیوگاز به‌ویژه در بخش آخر سامانه دارد (۱۰). از آنجایی که این بخش در هر دو سامانه مشابه بود، راندمان‌های حذف TSS به هم نزدیک است. به دلیل تولید بیوگاز و بالا آمدن ذرات معلق به همراه آن و شسته شدن بیومس در بخش

بحث

در تحقیقات مشابه، زمان راه‌اندازی راکتور بافل‌دار بی‌هوایی با توجه به نوع فاضلاب و دمای محیط از ۵۰ تا ۱۲۰ روز گزارش شده است (۸، ۱). در مقایسه، در اینجا زمان نسبتاً طولانی راه‌اندازی را می‌توان به تغییرات کمی و کیفی ساعتی و روزانه فاضلاب ورودی، سازگاری لجن هوایی با شرایط بی‌هوایی و افت فصلی دمای فاضلاب نسبت داد. علاوه بر این، زمان ماند بالا مانند ۴۸ ساعت به‌طور طبیعی باعث رشد و غالب شدن باکتری‌های کندرشد متان‌ساز مانند متانوسئتا نسبت به گونه‌های تندرشد دیگر می‌شود (۹). شکل ۲ نشان می‌دهد که راندمان حذف TSS نسبت به بقیه پارامترها دارای کمترین شدت همبستگی ($R^2=0/93$) به زمان ماند بوده است، یعنی با رسیدن به بیشترین بازده (بازده ثابت) مستقل از زمان ماند بوده و در همه این زمان‌ها تغییرات

آخر که ناشی از فقر غذایی بیومس بود، به مقدار جزئی ذرات معلق از بخش آخر خارج می‌شد. نسبت VSS/TSS در خروجی راکتور ۶۰ درصد بود، که نشان می‌دهد علت عمده دررفت ذرات شسته‌شدن لجن می‌باشد. البته با توجه به ساختار سامانه نقش بخش آخر در زلال‌سازی پساب خروجی مهم‌تر است و می‌توان تأمین استاندارد خروجی TSS را در همه زمان‌های ماند به نقش فیلتری بستر لجن مترکم که به تدریج در طول راه‌اندازی شکل گرفت، نسبت داد. با توجه به شکل ۲، بازده حذف COD و BOD نسبت به کاهش زمان ماند روند نزولی خطی داشت. نتایج تحقیقات مختلف هم نشان می‌دهد که میان درصد حذف آلاینده با زمان ماند ارتباط مستقیم وجود دارد و مهم‌ترین عامل در کارایی این نوع راکتور زمان ماند است (۱۱). به‌طور کلی دو پارامتر تأثیرگذار بر کارایی فرآیندهای تصفیه زیستی شامل نرخ انتقال سوبسترا (ضریب انتقال جرم) به بیومس و متابولیسم میکروبی می‌باشد، که با توجه به سرعت متابولیسم پایین فرایند بی‌هوایی نقش انتقال سوبسترا بیشتر است (۱۲). از طرفی فاضلاب رقیق نیروی انتقال جرم پایین بین سوبسترا و بیومس ایجاد می‌کند، لذا فعالیت میکروبی طبق معادله موناخ پایین بوده و زمان تماس بیشتری نیاز است تا جذب و حذف سوبسترا انجام گیرد. این مسئله در مورد سامانه بافلدار که رژیم جریان نه‌ری دارد و غلظت سوبسترا به تدریج در طول سامانه کاهش پیدا می‌کند، بارزتر است.

در فرآیند زیستی رشد چسبیده، مرحله محدودکننده کارایی سیستم، معمولاً انتقال سوبسترا به بیوفیلم می‌باشد و کارایی تصفیه عمدتاً بستگی به زمان ماند هیدرولیکی و گرادیان غلظت سوبسترا دارد. با کاهش زمان تماس، میزان برخورد و نفوذ سوبسترا در بیوفیلم کاهش می‌یابد. همچنین کاهش زمان ماند باعث افزایش فضای مرده هیدرولیکی شده و با توجه به کندی متابولیسم باکتری‌های متان‌ساز تعادل دینامیک فعالیت آن‌ها را با باکتری‌های اسیدساز به هم

می‌زند، در نتیجه باکتری‌های متان‌ساز نمی‌توانند همه مواد آلی به‌ویژه اسیدهای چرب فرار تولیدی توسط باکتری‌های اسیدساز را جذب کنند. لذا COD خروجی و به نسبت بیشتر، COD محلول خروجی افزایش پیدا می‌کند. همچنین با افزایش زمان ماند به دلیل محدودیت سوبسترا، به‌ویژه در بخش‌های پایانی سامانه، عمده مواد آلی برای کسب انرژی بکار رفته و سنتز سلولی کاهش می‌یابد. سوابق پژوهشی بیان می‌کند در فاضلاب رقیق زمان ماند پایین به دلیل اختلاط و توزیع متناسب سوبسترا در بخش‌های آخر سامانه بافل‌دار بهتر است (۱۳،۳)؛ اما نتایج این تحقیق با آن مطابقت نداشت، چرا که فاضلاب شهرخوی از نوع با شدت آلودگی متوسط می‌باشد و پژوهش نیز در شرایط میدانی (متأثر از دمای محیط و دمای فاضلاب) انجام شده است. نسبت BOD:COD در ورودی سامانه‌ها به‌طور میانگین ۰/۶۲ بود و به ۰/۳۵ در خروجی رسید که نشان از خروج مقداری مواد قابل تجزیه زیستی محلول دارد. این نسبت به‌ویژه با کاهش زمان ماند بیشتر شد که این از محدودیت‌های روش‌های بی‌هوایی است، اما می‌توان با تلفیق ناحیه هوایی نهایی در سامانه این محدودیت را نیز برطرف کرد.

با توجه به تحقیقات مشابه قبلی که با راکتور بافل‌دار بی‌هوایی روی فاضلاب شهری یا بهداشتی کار کرده‌اند (۱۶-۱۴)، راندمان حذف COD در این تحقیق در زمان ماند ۳۶ ساعت نسبت به برخی از آنها که به بازده حذف ۶۸ تا ۷۹ درصدی COD رسیده بودند، بیشتر بود. می‌توان علت آن را به زمان ماند بالاتر، راه‌اندازی بلندمدت و موفق و غلظت بالای بذر لجن نسبت داد (۱۷). در مجموع سرعت خطی فاضلاب در راکتور، ارتفاع لجن، مشخصات لجن اولیه و نوع آن، توزیع گونه‌های میکروبی، هیدرولیک جریان و نحوه راه‌اندازی بر عملکرد راکتور مؤثر بوده و در مقادیر پهنه آنها میزان حذف مواد آلی تا حد قابل‌توجهی افزایش می‌یابد (۱۸). در خروجی راکتور به‌طور

میانگین ۸۵ درصد COD را sCOD تشکیل می‌داد که مهم‌ترین علت آن حذف بالای COD ذره‌ای و تجزیه ذرات آلی به محلول در داخل راکتور است. sCOD خروجی می‌تواند ناشی از خروج اسید چرب فرار، تجزیه برخی ترکیبات آلی محلول مقاوم مانند لیگنین، تانین، سورفاکتنت و اسیدهای هیومیک و تولید محصولات متابولیکی میکروبی باشد. مکانیسم حذف مواد آلی در این سامانه، حذف تقریباً کامل COD ذره‌ای در بستر لجن (بخش آلی این ذرات به تدریج در داخل راکتور به فرم محلول تجزیه می‌شود)، مصرف بخشی از COD برای احیای سولفات و نیترات توسط باکتری‌های احیاکننده سولفات و باکتری‌های دنیتریفایر و تبدیل بخش دیگر به متان و به مقدار جزئی تکثیر بیومس بوده است.

نیترات و سولفات در فاضلاب شهری با توجه به داشتن اتم اکسیژن بیشتر، پتانسیل اکسیداسیون فاضلاب را بالا نگه داشته و می‌توانند کارایی فرایند تصفیه بی‌هوازی را مختل کرده و کاهش دهند. در این حالت باکتری‌های متان‌ساز نیازمندند تا شرایط احیایی با حذف این مواد توسط سایر باکتری‌ها در بخش‌های نخست سامانه رخ دهد و با کاهش تدریجی این پتانسیل در طول راکتور و معمولاً در اواخر آن شرایط متان‌سازی فراهم شود. از طرفی با وجود سولفات باکتری‌های احیاکننده سولفات به‌عنوان رقیب باکتری‌های متان‌زا عمل کرده و بخشی از استات را که خوراک اصلی باکتری‌های متان‌زا است، مصرف می‌کنند (۱۹). به‌طور میانگین سولفات و نیترات ۶۶ و ۳۹ درصد در ABR حذف شد و بیشترین حذف آنها در زمان ماند ۳۶ ساعت بود. دلیل حذف بیشتر سولفات، پتانسیل اکسایش بالاتر و همچنین غلظت بالاتر آن نسبت به نیترات در فاضلاب خام بود. روند حذف سولفات و نیترات در طول راکتور نزولی بود و ۸۰ درصد حذف آنها در بخش‌های دوم و سوم روی داد. غلظت سولفات و نیترات خروجی ۲۹/۶ و ۱/۵۹ میلی‌گرم در لیتر به‌طور میانگین در طول تحقیق بود؛

یعنی اینکه باکتری‌های بی‌هوازی اختیاری که از سولفات و نیترات به‌عنوان گیرنده الکترون استفاده می‌کنند تقریباً در همه بخش‌ها وجود دارند و امکان جدایی مکانی و زمانی کامل فاز متان‌زایی از اسیدزایی در فاضلاب شهری به دلیل ماهیت آن که بار آلی کافی برای جدایش کامل طیف میکروبی بی‌هوازی را ندارد، وجود ندارد. نتایج مشابهی در مطالعات مشابه نیز بدست آمده است (۲۰).

مواد مغذی (ازت و فسفر) که برای کسب انرژی و سنتز سلولی در فرایند زیستی مصرف می‌شود، میزان حذفشان معمولاً تابع میزان حذف COD می‌باشد که شکل ۵ هم آن را نشان می‌دهد. این همبستگی برای فسفر بیشتر از ازت بود، چرا که فسفر هم برای کسب انرژی و هم سنتز سلولی استفاده می‌شود و هم اینکه بخشی از فسفر ذره‌ای به شکل ذرات معلق حذف می‌شود. در تصفیه بی‌هوازی به‌دلیل پدیده آمونیفیکاسیون ازت خروجی عمدتاً به فرم آمونیوم می‌باشد. در این پژوهش نیز ۹۸ درصد TKN خروجی به فرم آمونیوم بود. این در حالی بود که ۷۶ درصد TKN را در ورودی، آمونیوم و بقیه را ازت آلی تشکیل می‌داد. در شرایط بی‌هوازی دو مسیر برای حذف TKN وجود دارد: فرار سازی آمونیاک و سنتز سلولی. در pH زیر ۸ کمتر از ۵ درصد ازت آمونیاکی به فرم آمونیاک است و بقیه به فرم یون آمونیوم می‌باشد، لذا سهم فرار سازی ناچیز بوده و سهم سنتز سلولی بیشترین مقدار است. حذف ازت در این تحقیق بیشتر از مورد نیاز سنتز سلولی بود که از نسبت $C/N/P^1$ حذف شده بدست می‌آید. لذا ممکن است مکانیسم‌های دیگر حذف چون اکسیداسیون بی‌هوازی آمونیوم (آناماکس) نیز روی داده باشد (۲۱).

جذب سطحی و متابولیسم سلولی دو راه عمده برای حذف فسفر می‌باشد (۲۲). مطابق رابطه وزنی $N/P=7-5$ در سلول باکتری، بایستی جذب ازت بیشتر از فسفر باشد که در این پژوهش نیز این نسبت ۵/۴۱

¹ COD/Nitrogen/Phosphorus

بود و این منطبق با نتایج مطالعه قبلی می‌باشد که به حذف ۱۹ و ۳۰ درصدی ازت و فسفر در سامانه بافل‌دار بی‌هوازی در تصفیه فاضلاب بهداشتی رسیده بود (۱۶). در تحقیق مشابه ABR نه‌بخشی به حذف ۴۶ و ۵۳ درصدی ازت کل و فسفر رسیده بود و با کاهش زمان ماند حذف آنها کاهش یافته بود (۱۵). در اینجا به‌طور میانگین نسبت C:N:P در ورودی 100:12:1.3 و خروجی 100:70:6.5 بود که نشان می‌دهد با توجه به نسبت C:N:P=300:5:1 مورد نیاز در فرایند بی‌هوازی، فسفر به نسبت، کمی بیشتر مصرف شده است، که می‌توان دلیل آن را حذف اضافی فسفر به‌صورت جذب سطحی لخته‌ها و ترسیب آن به شکل فسفات کلسیم، منیزیم و یا ترکیبات آلی فسفات دانست (۲۳).

تلفیق فرایندهای مناسب و جدید یکی از راهکارهای افزایش کارایی سامانه‌های تصفیه فاضلاب می‌باشد. با توجه به مناسب بودن فرایند انعقاد الکتریکی با ساختار ABR، از این فرایند برای ارتقای آن استفاده شد. مکانیسم اثر انعقاد الکتریکی خورده شدن الکتروود آند در اثر جریان الکتریکی مستقیم و تولید هیدروکسیدهای فلزی آهن و آلومینیوم، ترسیب و جذب سطحی آلاینده‌ها به‌ویژه ذرات کلوئیدی به شکل لخته‌های هیدروکسید فلزی می‌باشد (۲۵،۲۴). با توجه به سوابق در سامانه تلفیقی ممکن است کنترلر هم به‌صورت ضمنی روی داده باشد، که می‌تواند در حذف اکسیژن محلول به‌وسیله واکنش با یون‌های هیدروژن در الکتروود کاتد و در نتیجه کاهش پتانسیل اکسایش محیط و در نتیجه شرایط احیایی بهتر برای باکتری‌های متان‌ساز موثر باشد (۶). با توجه به کاهش غلظت فسفات، نیترات و سولفات، همچنین خورده شدن الکتروودها، تشکیل لجن هیدروکسید و پساب خروجی حاوی آهن و آلومینیوم، می‌توان استنباط کرد که انعقادسازی الکتروودی انجام گرفته است. بالاتر pH تا حد بالای ۸ در خروجی ناشی از کاهش یون‌های H^+ در اثر تبدیل شدن به گاز H_2 و

خروج دی‌اکسیدکربن ناشی از جابجایی تعادل کربناتی بوده است که با افزایش کلیتیت OH^- حبران می‌شود. تولید کف در بالای الکتروود آند دلیل بر خروج این گازها بود. بنابراین با خروج گاز هیدروژن و دی‌اکسیدکربن به‌عنوان عوامل بازدارنده متان‌سازی شرایط مناسب برای گونه‌های متان‌ساز استات‌خوار که از نظر شیمیوتروف بودن و مصرف بیشتر مواد آلی مطلوب می‌باشند، در ارتباط با مشخصه‌های ORP (پتانسیل اکسایش و احیا)، pH و فشار هیدروژن فراهم شده و سینتیک فرایند استات‌خواری و تولید متان تسریع پیدا می‌کند (۲۶). دلیل دیگر افزایش راندمان حذف مواد آلی، مواد مغذی و یون‌های نیترات و سولفات در سامانه تلفیقی، انعقاد و لخته‌شدن ذرات کلوئیدی به همراه یون‌های محلول و گرفته‌شدن آن‌ها در بستر لجن و در نتیجه کاهش COD است. شایان‌ذکر است در این فرایند ممکن است رادیکال‌های آزاد مانند رادیکال هیدروکسیل هم به مقدار جزئی تولید شده باشد که در تجزیه ترکیبات مقاوم و کاهش COD دخیل است (۲۷). دانسیته جریان کمتر و راندمان بالاتر الکتروود آلومینیوم نسبت به الکتروود استیل هم مربوط به پتانسیل الکترون‌دهی بالاتر آلومینیوم و بزرگ بودن و چسبنده بودن لخته‌های آن نسبت به آهن است. طبق جدول ۲ کاهش غلظت سولفات و نیترات در خروجی سامانه تلفیقی نسبت به ABR ناشی از احیای آن‌ها به سولفید و ازت در حضور هیدروژن و کاهش غلظت فسفر و TKN ناشی از انعقاد و لخته شدن یون‌های فسفات به شکل $AlPO_4(s)$ و $Al_6(OH_{15})PO_4(s)$ و فسفات آمونیوم بوده است. میزان حذف فسفر در سامانه تلفیقی با دانسیته جریان پایین قابل مقایسه با ته‌نشینی شیمیایی است، در حالی که این روش نیاز به ماده شیمیایی ندارد. در مقایسه با تحقیقات مشابه در تصفیه فاضلاب شهری با فرایند انعقاد الکتریکی و با الکتروود آلومینیوم میزان حذف COD ۶۸، ازت ۱۳ و فسفر ۹۳ درصد بوده است (۲۸). در تصفیه تکمیلی فرایند بی‌هوازی روی فاضلاب

مقیاس واقعی با داشتن سیستم شستشوی اتوماتیک برای مورد اول و دارا بودن زمین کافی در ایران قابل حل هستند.

نتیجه‌گیری

ABR توانست با زمان ماند بهینه، استاندارد خروجی BOD، TSS، TP و COD را تأمین نماید، لذا سامانه مناسب و باصرفه‌ای برای تصفیه فاضلاب شهری است، اما محدودیت‌هایی چون زمان ماند بالا و عدم تأمین استاندارد خروجی ازت را داشت. با تلفیق فرایند انعقاد الکتریکی در ABR ضمن کاهش زمان ماند لازم، کارایی آن تا حد دو برابر نسبت به ABR با زمان ماند یکسان افزایش یافت و سامانه تلفیقی به استاندارد تخلیه پساب از نظر پارامترهای مذکور دست یافت. لذا برای ارتقای کارایی ABR می‌توان از انعقاد الکتریکی تلفیقی بهره برد.

تشکر و قدردانی

نویسندگان این مقاله از حمایت دانشگاه تربیت مدرس، شرکت آب و فاضلاب آذربایجان غربی، و مسئولان تصفیه‌خانه فاضلاب خوی در فراهم آوردن امکانات لازم جهت انجام این تحقیق تشکر و قدردانی می‌نمایند.

شهری با پایلوت ناپیوسته آزمایشگاهی و با الکتروود آلومینیوم و جریان الکتریکی ۱۵ آمپر، حذف COD و فسفر ۷۱ و ۹۹/۹ درصد بدست آمده بود (۲۹). نتایج حذف ازت و فسفر در سامانه تلفیقی در این تحقیق بهتر از موارد مشابه بود، که می‌توان آن را به زمان تماس بالای فاضلاب (۱/۲ ساعت) در سامانه تلفیقی و حذف کامل لخته‌ها در بستر لجن نسبت داد.

در مجموع کارایی بالای سامانه تلفیقی در دانسیته جریان پایین (3 mA/cm^2 و $1/0$ با جفت الکتروود آهن و الکتروود آلومینیوم) نسبت به ABR، مربوط به نقش فرایند انعقاد الکتریکی است. این نقش می‌تواند مربوط به زمان تماس بالای فاضلاب با جریان الکتریکی (۱/۲ ساعت) که مهم‌ترین عامل در اینجا بوده است، باشد. از طرفی مربوط به کدورت بالای فاضلاب و چسبیده‌بودن ذرات آن، گرفته‌شدن کامل لخته‌های تشکیل شده در بستر لجن، ایجاد شرایط بهینه برای متان‌سازی از جمله کاهش غلظت هیدروژن و دی‌اکسید کربن، کاهش غلظت سولفات و نیترات ورودی به بخش آخر و کاهش پتانسیل اکسایش و احیای محیط است (۳۰). محدودیت این تحقیق نیاز الکتروودها به تمیزکاری در هر چند ساعت بخاطر رسوب ذرات روی آنها و نیاز به حجم بالای راکتور ABR با توجه به زمان ماند بالا، است که البته در

References

- 1-Reynaud N, Buckley C. The anaerobic baffled reactor (ABR) treating communal wastewater under mesophilic conditions: a review. *Water Science and Technology*. 2015:wst2015539.
- 2-Zhu G, Zou R, Jha AK, Huang X, Liu L, Liu C. Recent developments and future perspectives of anaerobic baffled bioreactor for wastewater treatment and energy recovery. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 2015;45(12):1243-76.
- 3-Stuckey DC. Anaerobic Baffled Reactor (ABR) for Wastewater Treatment. *Environmental Anaerobic Technology: Applications and New Developments*. 2010:163.
- 4-Hahn MJ, Figueroa LA. Pilot scale application of anaerobic baffled reactor for biologically enhanced primary treatment of raw municipal wastewater. *Water research*. 2015;87:494-502.
- 5-Moya-Llamas M, del Hombre Bueno MB-R, Vásquez-Rodríguez E, Trapote A, López-Ortiz C, Prats D. Combined System UASB+ MBR for the Biological Elimination of Emerging Contaminants, Organic Matter and Nutrients in Urban Waste Water. *Project Management and Engineering Research*: Springer; 2019. p. 145-58.
- 6-Gholikandi GB, Jamshidi S, Hazrati H. Optimization of anaerobic baffled reactor (ABR) using artificial neural network in municipal wastewater treatment. *Environmental Engineering and Management Journal*. 2014.95-105:(1)13

- 7-Federation WE, Association APH. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association (APHA): Washington, DC, USA. 2005.
- 8-Sarathai Y, Koottatep T, Morel A. Hydraulic characteristics of an anaerobic baffled reactor as onsite wastewater treatment system. *Journal of Environmental Sciences*. 2010;22(9):1319-26.
- 9-Elyasi S, Amani T, Dastyar W. A Comprehensive Evaluation of Parameters Affecting Treating High-Strength Compost Leachate in Anaerobic Baffled Reactor Followed by Electrocoagulation-Flotation Process. *Water, Air, & Soil Pollution*. 2015;226(4):1-14.
- 10-Ji G, Sun T, Ni J, Tong J. Anaerobic baffled reactor (ABR) for treating heavy oil produced water with high concentrations of salt and poor nutrient. *Bioresource Technology*. 2009;100(3):1108-14.
- 11-Leitão RC, Van Haandel AC, Zeeman G, Lettinga G. The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: a review. *Bioresource Technology*. 2006;97(9):18-105.
- 12-Sung H-N, Katsou E, Statoris E, Anguilano L, Malamis S. Operation of a modified anaerobic baffled reactor coupled with a membrane bioreactor for the treatment of municipal wastewater in Taiwan. *Environmental technology*. 2019;40(10):1233-8.
- 13-Manariotis ID, Grigoropoulos SG. Low-strength wastewater treatment using an anaerobic baffled reactor. *Water Environment Research*. 2002;74(2):170-6.
- 14-Foxon K, Pillay S, Lalbahadur T, Rodda N, Holder F, Buckley C. The anaerobic baffled reactor (ABR): an appropriate technology for on-site sanitation. *Water SA*. 2007;30(5):44-50.
- 15-Bodkhe S. A modified anaerobic baffled reactor for municipal wastewater treatment. *Journal of environmental management*. 2009;90(8):2488-93.
- 16-Feng H, Hu L, Mahmood Q, Qiu C, Fang C, Shen D. Anaerobic domestic wastewater treatment with bamboo carrier anaerobic baffled reactor. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2008;62(3):232-8.
- 17-Mannina G, Ekama GA, Capodici M, Cosenza A, Di Trapani D, Ødegaard H. Integrated fixed-film activated sludge membrane bioreactors versus membrane bioreactors for nutrient removal: A comprehensive comparison. *Journal of environmental management*. 2018;226:347-57.
- 18-Wang J, Huang Y, Zhao X. Performance and characteristics of an anaerobic baffled reactor. *Bioresource Technology*. 2004;93(2):205-8.
- 19-Jiang Y, Qin Y, Yu F, Li H, Liu K. Is COD/SO₄²⁻ ratio responsible for metabolic phase-separation shift in anaerobic baffled reactor treating sulfate-laden wastewater? *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2018;126:37-44.
- 20-Jiang Y, Li H, Qin Y, Liang Y, Wu C, Liu K, et al. Spatial separation and bio-chain cooperation between sulfidogenesis and methanogenesis in an anaerobic baffled reactor with sucrose as the carbon source. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2019;138:99-105.
- 21-Hajsardar M, Borghei SM, Hassani AH, Takdastan A. Optimization of Nitrogen Removal from Synthetic Wastewater by Eliminating Nitrification Step of a Fixed-Film Bed Reactor. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2016;9(1):69-80.
- 22-Garuti G, Dohanyos M, Tilche A. Anaerobic-aerobic combined process for the treatment of sewage with nutrient removal: the ananox® process. *Water Science and Technology*. 1992;25(7):383-94.
- 23-Zhu G-F, Li J-Z, Wu P, Jin H-Z, Wang Z. The performance and phase separated characteristics of an anaerobic baffled reactor treating soybean protein processing wastewater. *Bioresource Technology*. 2008;99(17):8027-33.
- 24-Chen G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and purification Technology*. 2004;38(1):11-41.
- 25-Kobya M, Delipinar S. Treatment of the baker's yeast wastewater by electrocoagulation. *Journal of hazardous materials*. 2008;154(1):1133-40.
- 26-Butler E, Hung Y-T, Yeh RY-L, Suleiman Al Ahmad M. Electrocoagulation in wastewater treatment. *Water*. 2011;3(2):495-525.
- 27-Yetilmeszoy K, Ilhan F, Sapci-Zengin Z, Sakar S, Gonullu MT. Decolorization and COD reduction of UASB pretreated poultry manure wastewater by electrocoagulation process: A post-treatment study. *Journal of hazardous materials*. 2009;162(1):120-32.

- 28-Devlin TR, Kowalski MS, Pagaduan E, Zhang X, Wei V, Oleszkiewicz JA. Electrocoagulation of wastewater using aluminum, iron, and magnesium electrodes. *Journal of hazardous materials*. 2019;368:862-8.
- 29-Sadik MA. A Review of Promising Electrocoagulation Technology for the Treatment of Wastewater. *Science*. 2019;9:109-26.
- 30-Varandi MJN, Jamshidi S, Mennerich A, Azad AS. Electrolysis enhanced anaerobic baffled reactor as retrofitting approach for molasses based distillery wastewater treatment. *Desalination and Water Treatment*. 2017;62:80-5.