

مقایسه عملکرد فرایندهای بیوراکتور غشایی مستغرق و لجن فعال هوادهی گسترده در تصفیه فاضلاب قوی

میترا غلامی^۱، احمد سبزیعلی^۲، عماد دهقانی فرد^۳، رویا میرزایی^۴، داوود مطلبی^۵

نویسنده مسئول: تهران، میدان آرژانتین، خیابان الوند، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی تهران gholamim@tums.ac.ir

دریافت: ۹۰/۰۱/۲۹ پذیرش: ۹۰/۰۴/۲۵

چکیده

زمینه و هدف: یکی از سیستم‌های تصفیه کامل برای فاضلاب‌های شهری و صنعتی، بیوراکتور غشایی است که پتانسیل قابل ملاحظه‌ای در بخش‌های فرایندی و بهره‌برداری دارد. هدف از این مطالعه، بررسی مقایسه‌ای سیستم‌های تصفیه لجن فعال هوادهی گسترده (EAAS) و بیوراکتور غشایی مستغرق (SMBR) جهت تصفیه فاضلاب قوی در شرایط مشابه بوده است.

روش بررسی: لجن فعال مورد نیاز از تصفیه‌خانه پلاسکوکار سایپا تهیه شد. راکتور مورد استفاده از جنس پلکسی گلس، با حجم مفید ۷۵۸ لیتر بوده که توسط یک بافل به دو بخش حوض هوادهی به حجم ۴۳۳ لیتر و حوض ته‌نشینی ثانویه به حجم ۳۲۵ لیتر تقسیم شد. غلظت اکسیژن مورد نیاز شیمیایی (COD) فاضلاب ورودی به سیستم‌های EAAS و SMBR به ترتیب بین $2700-5000$ mg/L و $500-5000$ mg/L بود.

یافته‌ها: نتایج نشان داد که سیستم SMBR در مقایسه با سیستم EAAS پساب با کیفیت بسیار بهتری از لحاظ COD، اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی (BOD_۵)، ذرات معلق کل (TSS) و نیتروژن تولید نمود. در سیستم SMBR، با افزایش غلظت COD، غلظت ذرات معلق مخلوط (MLSS) و درصد حذف مواد آلی به طور منظم افزایش می‌یافت در حالی که این افزایش در سیستم SMBR نامنظم بود.

نتیجه‌گیری: میانگین نسبت BOD_۵/COD در خروجی سیستم‌های EAAS و SMBR به ترتیب برابر 0.708 ± 0.118 و 0.537 ± 0.111 بود. این امر نشان داد که قابلیت تجزیه بیولوژیکی مواد آلی موجود در پساب خروجی سیستم SMBR در مقایسه با سیستم EAAS به مراتب کمتر است. در حالی که فرایند نیتریفیکاسیون در سیستم SMBR به طور کامل انجام می‌شد، سیستم EAAS نتوانست به نیتریفیکاسیون کامل دست یابد.

واژگان کلیدی: بیوراکتور غشایی، لجن فعال، مواد آلی، نیتریفیکاسیون، تصفیه فاضلاب قوی

۱- دکترای بهداشت محیط، دانشیار دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی تهران

۲- دانشجوی دکترای بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی اصفهان

۳- دانشجوی دکترای بهداشت محیط، عضو هیئت علمی دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی البرز

۴- دانشجوی کارشناسی ارشد محیط زیست، دانشکده بهداشت (پردیس همت)، دانشگاه علوم پزشکی تهران

۵- دانشجوی کارشناسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت (پردیس همت)، دانشگاه علوم پزشکی تهران

مقدمه

امروزه، بیوراکتورهای غشایی (MBR) به طور گسترده در تصفیه فاضلاب استفاده می شود که عمدتاً به دلیل دستیابی به پساب با کیفیت بالاتر بوده که دستیابی به این هدف در فرایندهای متداول لجن فعال، اغلب با مشکل مواجه است. از مزایای سیستم MBR می توان به غلظت بالاتر جامدات معلق مایع مخلوط (MLSS)، تولید کمتر لجن مازاد و تولید پسابی با کیفیت بسیار بالا جهت استفاده مجدد مناسب، اشاره نمود (۱). سیستم MBR به دلیل عدم نیاز به تانک ته نشینی فضای کمتری را اشغال نموده و به همین جهت، غلظت جرم سلولی در آن افزایش می یابد. بر خلاف سیستم لجن فعال متداول، سیستم MBR توانایی نگه داری کامل جرم سلولی را در فیلترهای غشایی را دارا بوده که این امر سبب افزایش زمان ماند جامدات (SRT) مستقل از زمان ماند هیدرولیکی (HRT) خواهد شد (۱). مقادیر بالای SRT منجر به افزایش غلظت لجن، بار آلی ورودی و تجزیه آلاینده ها شده که به نوبه خود سبب تقویت رشد میکروارگانیسم های با نرخ رشد کم و در نتیجه افزایش راندمان تصفیه خواهد شد (۲).

از معایب سیستم های MBR می توان به هزینه بالای آنها اشاره نمود. هزینه اولیه این سیستم ها ناشی از واحدهای غشایی و همچنین تجهیزات تامین فشار است. همچنین جهت رفع مشکلات مربوط به گرفتگی غشاها، توقف فرایند و استفاده از آب تمیز و مواد شیمیایی جهت شست و شوی غشاها مورد نیاز است (۳). به علاوه، هنگامی که سیستم MBR در مقادیر بالای SRT بهره برداری شود، تجمع مواد غیر آلی در بیوراکتور می تواند برای جمعیت میکروبی یا فیلترهای غشایی مضر باشد (۳ و ۴).

مطالعات متعددی در مورد تاثیر پارامترهای مختلف نظیر نرخ بار آلی (OLR)، زمان ماند جامدات و نسبت غذا به میکروارگانیسم (F/M) بر عملکرد سیستم MBR انجام شده است. Trussell و همکاران دریافتند که با افزایش نسبت F/M، میزان گرفتگی غشاهای سیستم MBR افزایش می یابد

(۵). How و Salwomir گزارش نمودند که راندمان حذف مناسب مواد آلی در سیستم MBR در مقادیر متفاوت SRT به دست خواهد آمد و فرایند نیتریفیکاسیون در SRT کمتر از ۲/۵ روز متوقف خواهد شد (۶).

از سیستم های MBR برای تصفیه انواع فاضلاب ها با مقادیر متفاوت اکسیژن مورد نیاز شیمیایی (COD) بین ۴۰۰۰۰-۱۰۰ mg/L و HRT بین ۴ ساعت تا چندین روز استفاده شده است (۴). بنابراین سیستم های MBR می توانند برای تصفیه بیولوژیکی فاضلاب های با COD و اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی (BOD_5) بالا استفاده شود (۷). نمونه های موفقی از سیستم های MBR جهت تصفیه فاضلاب صنایع خمیر کاغذ در کشور هلند که دارای BOD_5 ، COD و TSS بالایی هستند، در حال بهره برداری اند. باید این نکته را متذکر شد که در اکثر مطالعات مربوط به سیستم MBR، از فاضلاب خامی که تنها پیش تصفیه فیزیکی بر روی آن انجام شده است، استفاده می گردد (۸).

در کنار عملکرد بالای سیستم MBR در حذف مواد آلی، از این سیستم ها می توان در زمینه حذف مناسب نیتروژن نیز استفاده نمود. با توجه به مقادیر بالای SRT در این سیستم ها و در نتیجه افزایش امکان حضور باکتری های نیتریفایر که به طور معمول در بهره برداری از سیستم های MBR اتفاق می افتد، ناحیه ای آنوکسیک برای فرایند دنیتریفیکاسیون نیز تشکیل خواهد شد (۹-۱۳).

به طور کلی، فرایند MBR به دو صورت بهره برداری می شود. در نوع اول، غشاها در خارج از تانک هوادهی قرار گرفته که عمل فیلتراسیون از طریق ورود تحت فشار فاضلاب به این غشا توسط پمپ صورت می گیرد. در نوع دوم، غشاها در درون تانک هوادهی نصب می شود (۷).

در فرایند MBR مستغرق (SMBR)، غشاها به طور مستقیم درون تانک هوادهی قرار می گیرد. با تامین شرایط خلاء یا استفاده از فشار استاتیکی مایع مخلوط، پساب از میان غشا عبور نموده و جامدات را باقی می گذارد. برای کنترل تجمع

لجن فعال مورد نیاز برای راه اندازی راکتور، از تصفیه خانه فاضلاب پلاسکوکار سایپا (تهران) تهیه شده و به نسبت حجمی ۱:۲ با فاضلاب سنتتیک مخلوط گردید. تمام آزمایش ها در دمای اتاق (۲۵ °C) انجام گردید. فاضلاب سنتتیک شامل گلوکز به عنوان منبع اصلی کربن آلی و مواد مغذی (بر حسب لیتر) شامل ۰/۵ گرم NH_4Cl ، ۰/۲۵ گرم KH_2PO_4 ، ۰/۲۵ گرم $MgCl_2$ ، ۱۱/۵ میلی گرم K_2HPO_4 ، ۲۵ میلی گرم $CoCl_2$ ، ۰/۳ گرم $MgCl_2$ ، ۱۱/۵ میلی گرم $ZnCl_2$ ، ۱۰/۵ میلی گرم $CuCl_2$ ، ۵ میلی گرم $CaCl_2$ ، ۱۵ میلی گرم $MnCl_2$ بود. برای تعیین کارایی سیستم های مورد مطالعه در شرایط مختلف فاضلاب، غلظت BOD_5 و COD با افزایش غلظت گلوکز در فاضلاب تنظیم می شد که در محدوده ۱۰۰۰، ۱۵۰۰، ۲۰۰۰، ۲۵۰۰، ۳۰۰۰ و ۵۰۰۰ میلی گرم در لیتر بود. زمان ماند هیدرولیکی (HRT) برابر ۲۴ ساعت تنظیم شد.

برای مقایسه کارایی سیستم های EAAS و SMBR، تمام شرایط به صورت کاملاً مشابه تنظیم شد. ابتدا سیستم EAAS به صورت مجزا بهره برداری شد و بیوفیلم های مورد نیاز تشکیل شدند. در این مرحله از مطالعه، راندمان سیستم EAAS در حذف پارامترهای TSS ، BOD_5 ، COD و NH_4 مورد بررسی قرار گرفت. این راکتور شامل حوض هوادهی و حوض ته نشینی ثانویه بود.

در فرایند SMBR، حوض دوم (ته نشینی ثانویه) مربوط به سیستم EAAS حذف و واحد MBR به صورت عمودی در حوض هوادهی نصب گردید. پمپ تغذیه توسط شناورهای مغناطیسی کنترل سطح فاضلاب، کنترل می شد. برای تامین هوای مورد نیاز، از یک کمپرسور کم فشار استفاده گردید. از دیفیوزرهای سیلیکونی با طول ۲۰ cm جهت تبادل بهتر اکسیژن استفاده گردید. برای برگشت لجن به حوض هوادهی از یک پمپ سانتریفیوژ استفاده شد. دیگرام راکتور مورد استفاده و مراحل مختلف تصفیه در شکل ۱ ارایه شده است.

جامدات بر روی سطوح غشای SMBR، از هوادهی به وسیله حباب های ریز هوا استفاده می شود (۴).

در این مطالعه، عملکرد سیستم های لجن فعال هوادهی گسترده (EAAS) و SMBR جهت تصفیه فاضلاب سنتتیک قوی مقایسه شد. آزمایش ها در یک مخزن اختلاط کامل (CSTR) که فیلترهای غشایی به صورت مستغرق در آن نصب شده اند، راه اندازی شد. در ابتدا، سیستم EAAS راه اندازی و بهینه سازی شد و سپس واحد MBR نصب شده و فرایند تصفیه ادامه یافت. در نهایت نتایج مربوط به راندمان حذف COD ، TSS ، BOD_5 و نیتروژن آمونیاکی در دو سیستم مقایسه شد.

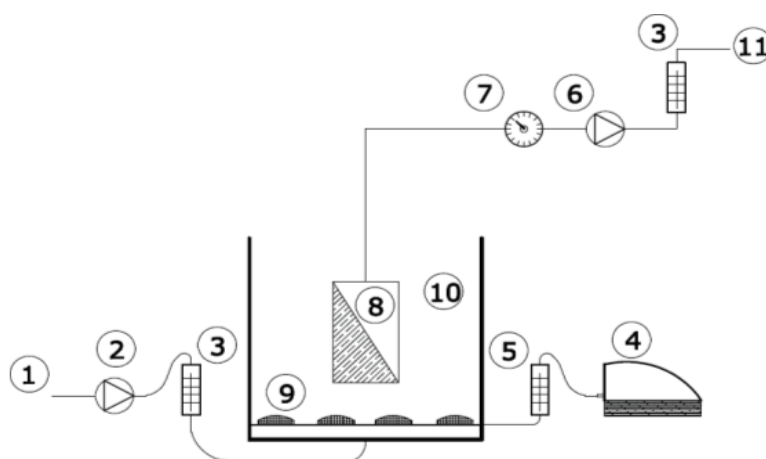
مواد و روش ها

راه اندازی و بهینه سازی فرایند

راکتور مورد استفاده در این مطالعه از جنس پلکسی گلس و با حجم مفید ۷۵۸ لیتر بود. این راکتور توسط یک بافل به دو بخش تقسیم شده که شامل حوض هوادهی به حجم ۴۳۳ لیتر و حوض ته نشینی ثانویه به حجم ۳۲۵ لیتر بود. غشاهای مربوط به MBR به صورت عمودی در حوض هوادهی نصب شد که از نوع غشای میکروفیلتر (MF) پلی اتر سولفون (PES) که منافذ آن دارای قطر ۰/۲ میکرون و سطح فیلتراسیون ۰/۲۵ مترمربع بود. در فاز بهره برداری از سیستم SMBR، پساب خروجی از حوض هوادهی از بین غشا عبور می نمود. خصوصیات غشای مورد استفاده در این مطالعه در جدول ۱ نشان داده شده است.

جدول ۱: خصوصیات غشای مورد استفاده

پارامتر	خصوصیت
قطر منفذ	۰/۲ μm
جنس	پلی پروپیلن
سطح فیلتراسیون	۰/۲۵ m^2
طول فیلتر	۲۵/۴ cm
قطر داخلی	۲۸ mm
قطر خارجی	۶۹ mm



۱- فاضلاب ورودی ۲- پمپ فاضلاب ۳- فلومتر فاضلاب ۴- پمپ هوا ۵- فلومتر هوا
۶- پمپ مکش هوا ۷- گیج فشار سنخ ۸- غشای میکروفیلتر ۹- دیفیوژرهای هوا
۱۰- مخزن هوا ۱۱- پساب

شکل ۱: دیاگرام راکتور مورد استفاده و مراحل مختلف تصفیه

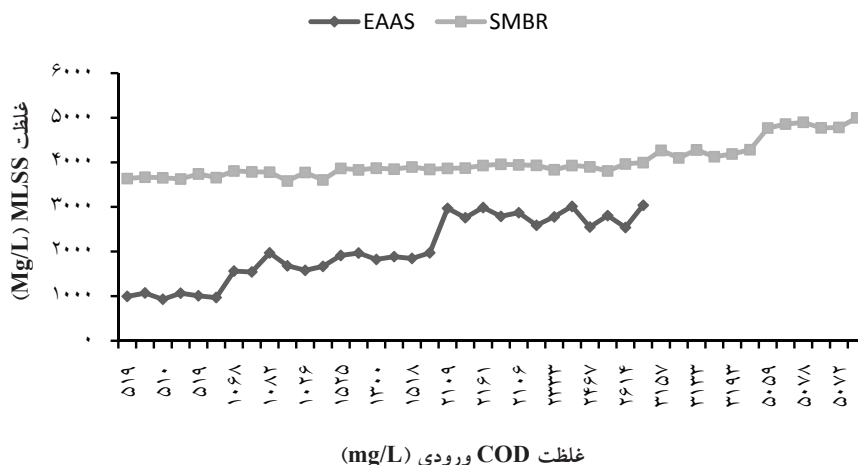
آنالیز نمونه ها

جهت طراحی مراحل و فازهای مختلف مطالعه، از روش یک فاکتور در یک زمان (One factor at a time) جهت تعیین مقادیر بهینه pH، دما، HRT، MLSS و SRT استفاده گردید. این روش بر اساس آزمون یک سطح از متغیر در زمان به جای آزمون تمامی سطوح متغیر است. در این روش، ابتدا با بررسی تاثیر مقادیر مختلف یک متغیر بر عملکرد راکتور در حذف شاخص های آلاینده از فاضلاب، مقدار بهینه متغیر به دست آمده و بر مبنای آن، تاثیر متغیر بعدی بر عملکرد راکتور بررسی شد. برای بررسی دقت و صحت نمونه های به دست آمده، تعداد دفعات نمونه برداری ۳ بار تعیین شد. برای آزمون نتایج سطوح پاسخ و آنالیز آماری داده ها، از نرم افزار Design Expert (Version 7) استفاده شد. ابتدا داده ها توسط آزمون Kolmogorov-Smirnov جهت بررسی نرمال بودن توزیع میانگین داده ها آنالیز شدند. برای بررسی وجود اختلاف معنادار بین مقادیر با میانگین نرمال از آزمون One-way ANOVA و Independent-sample T-test استفاده شد. همچنین برای بررسی وجود اختلاف معنادار بین پارامترهای با میانگین غیر نرمال از آزمون

Mann-Whitney و Kruskal-Wallis استفاده شد. تمامی آزمایش های شیمیایی انجام شده در این مطالعه بر اساس کتاب روش های استاندارد آب و فاضلاب است (۱۴). برای سنجش مقادیر TSS، BOD₅، COD و NH₄ نمونه ها به ترتیب از روش های 4500-Organic و D، 5210 B، 2540 D 5220 و Nitrogen، و برای سنجش اکسیژن محلول، pH و هدایت الکتریکی از دستگاه Hach (HQ 40d) analyzer استفاده شد.

یافته ها

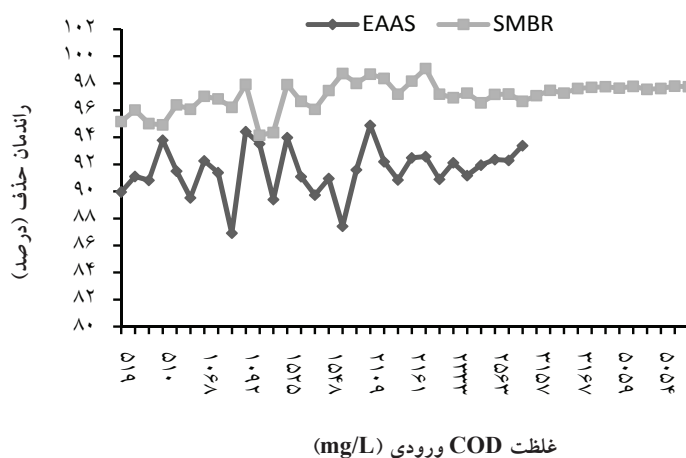
با تغییر غلظت COD فاضلاب ورودی، غلظت MLSS در دو سیستم EAAS و SBR تغییر می یافت (شکل ۲). میانگین و حداکثر غلظت MLSS در سیستم EAAS برابر $2038 \pm 717/6$ mg/L و 3039 و در سیستم SBR برابر $4019 \pm 384/5$ mg/L و 5000 می باشد. همان طور که در شکل ۲ ملاحظه می شود، غلظت MLSS در سیستم SBR دارای اختلاف معنادار با سیستم EAAS دارد ($P < 0/05$). این مقدار در سیستم های MBR بین $2000 - 4000$ mg/L بوده و در برخی مطالعات تا 20000 mg/L نیز رسیده است (۱۵).



شکل ۲: غلظت MLSS در سیستم های EAAS و SMBR
غلظت COD ورودی (mg/L)

حذف بالاتر COD در این سیستم در نظر گرفته شد. مقادیر زمان ماند لجن (SRT) در سیستم SMBR بر حسب غلظت های متفاوت COD متغیر بوده که در جدول ۲ نشان داده شده است.

شکل ۳ عملکرد سیستم های EAAS و SMBR در حذف COD را نشان می دهد. لازم به ذکر است که حداکثر غلظت COD فاضلاب ورودی در سیستم EAAS ۲۷۰۰ mg/L و در سیستم SMBR برابر ۵۰۰۰ mg/L بود که به دلیل قابلیت



شکل ۳: عملکرد سیستم EAAS و SMBR در حذف COD از فاضلاب سنتتیک
غلظت COD ورودی (mg/L)

در شکل ۴، عملکرد سیستم EAAS و SMBR در حذف BOD_5 از فاضلاب ورودی نشان داده شده است. همان طور که مشاهده می شود، عملکرد سیستم SMBR در حذف BOD_5 با افزایش غلظت این پارامتر تغییر چندانی نیافته و اختلاف به وجود آمده در مقادیر مختلف اختلاف معناداری ندارد. با این

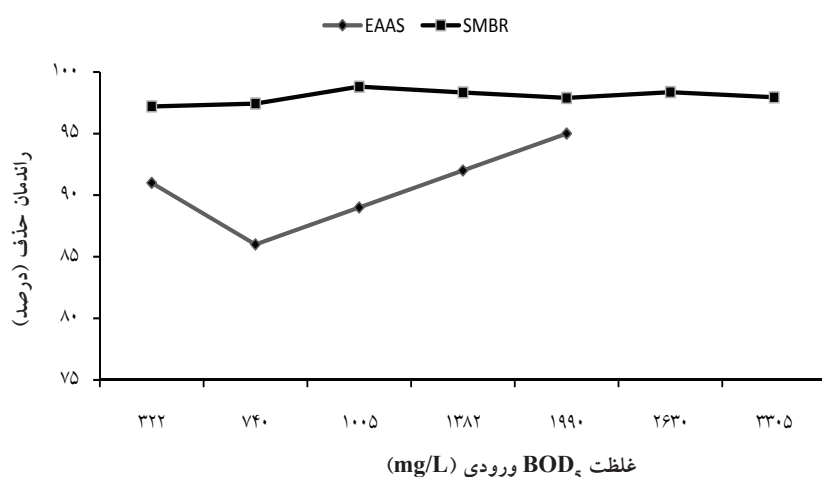
جدول ۲: مقادیر SRT در سیستم SMBR بر حسب غلظت های متفاوت COD

مقدار SRT (d)	غلظت COD (mg/L)
17 ± 4	< 1500
24 ± 2	$1500 - 3000$
32 ± 2	> 5000

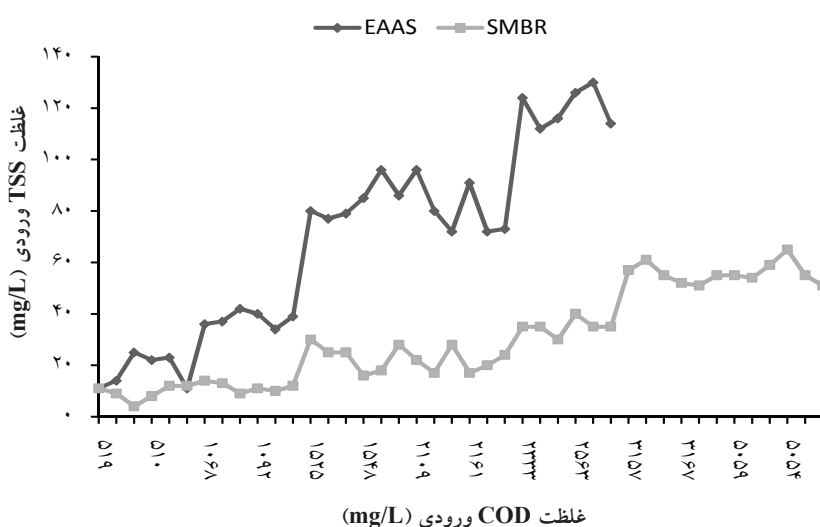
دارای عملکرد منظم تری بوده و افزایش TSS تاثیر چندانی بر عملکرد آن نداشت. راندمان حذف نیتروژن آمونیاکی در فاضلاب ورودی با غلظت های بین ۳۸-۵۴ mg/L-N در سیستم EAAS و SMBR به ترتیب برابر ۷۱-۹۸٪ و ۹۹-۸۸٪ به دست آمد. باید به این نکته اشاره نمود که اگرچه ایجاد فرایند دنتریفیکاسیون به دلیل ایجاد شرایط آنوکسیک در هر دو سیستم مشهود بود، با این حال سیستم SMBR توان بیشتری در حذف نترات داشت، که به دلیل جرم بیولوژیکی بالاتر در این سیستم است (شکل ۶).

حال، راندمان حذف در سیستم EAAS دارای افت و خیزهای زیادی بوده که آزمون آماری نشان از وجود اختلاف معنادار بین بازدهی مختلف در این سیستم دارد ($P < 0/05$).

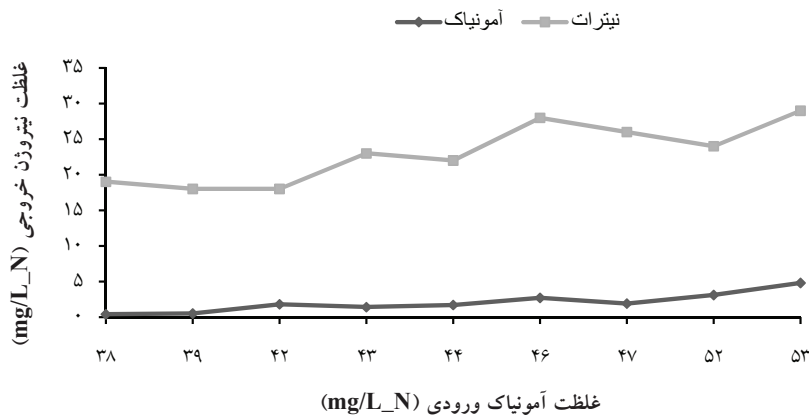
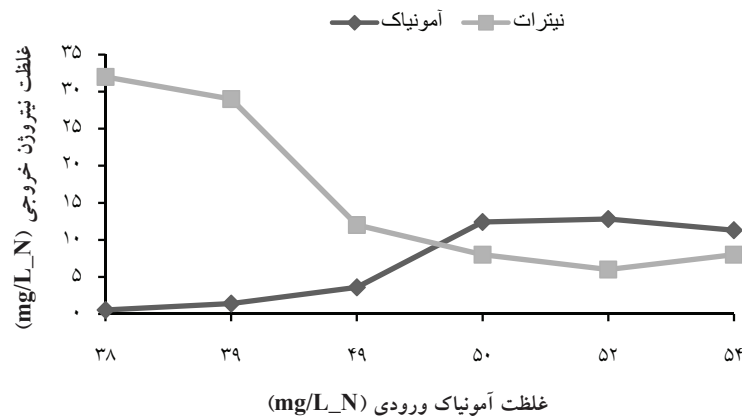
در شکل ۵، عملکرد سیستم EAAS و SMBR در حذف TSS از فاضلاب سنتتیک نشان داده شده است. با توجه به این شکل می توان دریافت که در عملکرد دو سیستم EAAS و SMBR در حذف TSS، اختلاف معنادار وجود دارد ($P < 0/05$). با افزایش غلظت TSS، راندمان حذف در سیستم EAAS دارای روند یکنواختی نبوده، با این حال سیستم SMBR



شکل ۴: عملکرد سیستم EAAS و SMBR در حذف BOD₅ از فاضلاب سنتتیک



شکل ۵: عملکرد سیستم EAAS و SMBR در حذف TSS از فاضلاب سنتتیک



شکل ۶: راندمان حذف نیترژن و عملکرد فرایند نیتریفیکاسیون در سیستم های EAAS و SMBR

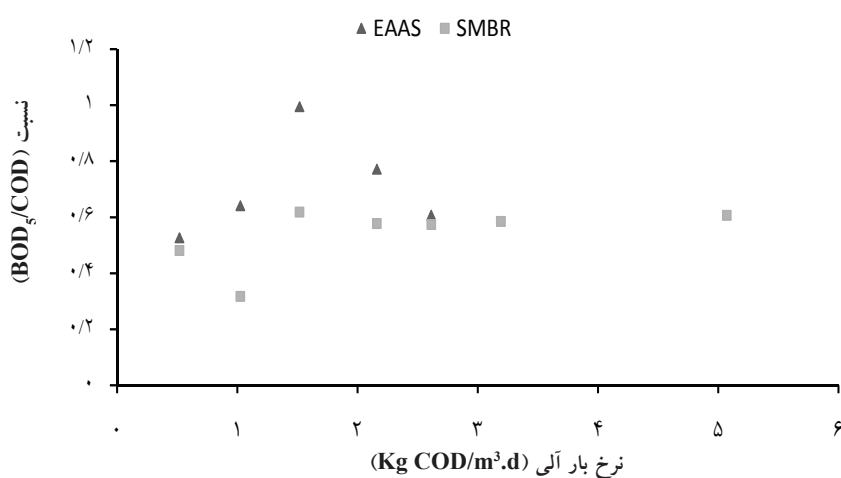
بحث

بیولوژیکی فاضلاب، موفق تر عمل نموده و تجزیه بیشتری صورت گرفته است. در مطالعه ای که توسط Shin و همکاران انجام شد، مشخص گردید که در سیستم SMBR، با افزایش مقدار OLR ناشی از COD، نسبت BOD_5/COD کاهش می یافت که این امر موید این مطلب بود که مقدار COD غیرقابل تجزیه بیولوژیکی در فاضلاب بالاست و با افزایش OLR، راندمان حذف BOD_5 کاهش می یافت (۷). با توجه به شکل ۷، می توان دریافت که در سیستم SMBR با افزایش مقدار OLR ناشی از COD، نسبت BOD_5/COD در محدوده ثابتی، یکنواخت مانده و این امر را می توان به دلیل تجزیه بیولوژیکی بودن COD ورودی به سیستم SMBR دانست.

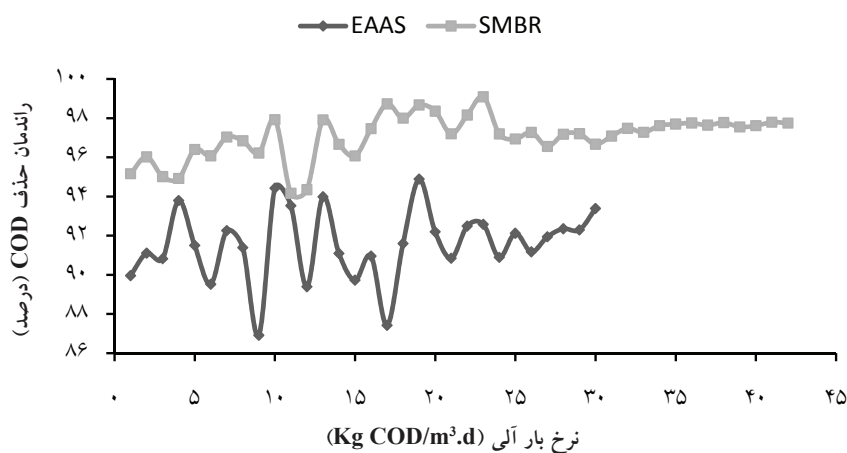
مقایسه عملکرد سیستم های EAAS و SMBR در تصفیه فاضلاب های قوی نشان داد که سیستم SMBR پساب با کیفیت بسیار بهتری از لحاظ TSS ، COD ، BOD_5 و نیترژن ارایه نمود. در شکل ۷، نمودار مربوط به نسبت BOD_5/COD به OLR در سیستم های EAAS و SMBR رسم شد. نسبت BOD_5/COD با توجه به بار آلی ورودی بر حسب COD نشان می دهد که با افزایش مقدار OLR، نسبت BOD_5/COD در سیستم SMBR افزایش کمی یافته، در حالی که در سیستم EAAS روند صعودی و نزولی داشته است. میانگین نسبت BOD_5/COD در سیستم EAAS و SMBR به ترتیب برابر 0.18 ± 0.07 و 0.11 ± 0.05 بود که نشان داد که سیستم SMBR در تجزیه

تجزیه بیولوژیکی بستگی دارد. به طور کلی، راندمان حذف این پارامترها در تصفیه خانه های فاضلاب به ترتیب برابر ۹۵، ۹۸ و ۹۹ درصد است (۱۶). در این مطالعه مشخص شد که با افزایش غلظت COD ورودی، راندمان حذف پارامترهای مورد نظر در سیستم های EAAS و SMBR تغییر چندانی نیافت، به طوری که راندمان حذف ۹۱ و ۹۶ درصد برای این سیستم ها در $OLR=0.5 \text{ kgCOD/m}^3$ و ۹۲ و ۹۷ درصد در $OLR=2.5 \text{ kgCOD/m}^3$ به دست آمد.

از مهم ترین مبانی طراحی سیستم های تصفیه بیولوژیکی فاضلاب، نسبت غذا به میکروارگانیسم (F/M) و OLR است. شکل ۸، عملکرد سیستم های مورد مطالعه در حذف COD با توجه به مقادیر OLR را نشان می دهد. می توان دریافت که حوض هوادهی در سیستم SMBR می تواند جرم سلولی بیشتری را نسبت به سیستم EAAS فراهم آورد. در سیستم MBR، راندمان حذف BOD_5 ، COD و TSS به غلظت COD ورودی، OLR و سایر پارامترهای موثر بر



شکل ۷: نسبت BOD_5/COD به نرخ بار آلی پساب خروجی سیستم های EAAS و SMBR



شکل ۸: راندمان حذف COD در سیستم های EAAS و SMBR در مقادیر مختلف بار آلی

با این وجود، عملکرد سیستم SMBR در مقایسه با سیستم EAAS برای حذف COD در مقادیر مختلف OLR، دارای اختلاف معنادار بود ($P < 0/01$). در تمامی موارد و حتی در مقادیر بالای OLR، غلظت COD پس از خروجی سیستم SMBR کمتر از 100 mg/L بود. نتایج به دست آمده نشان داد که بین COD فاضلاب ورودی به سیستم EAAS دارای ارتباط مثبت با MLSS و SVI و ارتباط منفی با DO دارد ($P < 0/01$).

یکی از مهم ترین نتایج حاصل از این تحقیق امکان تصفیه فاضلاب های با درجه آلودگی بالاست. در این تحقیق غلظت COD فاضلاب ورودی تا بیش از 5000 میلی گرم در لیتر افزایش داده شد و در این حالت راندمان حذف COD برابر با $97/7\%$ حاصل گردیده بود ($\text{OLR} = 5 \text{ kgCOD/m}^3 \cdot \text{day}$). لازم به ذکر است در تحقیق موجود از فاضلاب مصنوعی تهیه شده با گلوکز استفاده شده بود و نتایج آرایه شده درخصوص راندمان های حذف نیز متاثر از این ترکیب است. در صورت کاربرد فاضلاب های صنعتی و یا بهداشتی با میزان COD بالا راندمان های حذف متفاوت خواهد بود. Visvanathana و همکاران با بررسی کارایی سیستم MBR برای تصفیه شیرابه زباله، اعلام نمودند که راندمان حذف COD و BOD_5 به ترتیب برابر با $79-62\%$ و $75-60\%$ بود (۱۷).

اگرچه در اکثر پروژه های اجرایی، نرخ بار گذاری آلی واحدهای MBR مشابه نرخ بار گذاری فرایندهای متداول لجن فعال در نظر گرفته می شود، با این وجود در واحدهای MBR میزان حذف بالاتری حاصل می گردد. بازده حذف COD واحدهای MBR در تصفیه فاضلاب های با درجه آلودگی متوسط برابر با $98-90\%$ گزارش شده است و این در حالیست که بازده حذف COD در سیستم های لجن فعال حدود $85-75\%$ است (در شرایط مشابه شرایط عملیاتی آزمایش ها با واحدهای MBR). محققان، افزایش راندمان حذف مواد آلی در سیستم های MBR را به دو عامل زیر مربوط می دانند:

۱- باقی ماندن کامل مواد معلق (شامل COD معلق و مواد آلی

با جرم مولکولی بالا) در سیستم و جلوگیری از خروج آنها.

۲- جلوگیری از شست و شوی مواد زیست توده (یکی از مشکلات رایج در سیستم های لجن فعال، خروج یا شست و شوی لجن یا زیست توده از سیستم است).

باید توجه داشت که عامل دوم ذکر شده، شرایط مناسب و پایداری را برای رشد میکروارگانیسم های خاصی که قادر به حذف ترکیبات دیر تجزیه هستند، فراهم می آورد.

در تصفیه فاضلاب های صنعتی با بیوراکتورهای غشایی، مقادیر گزارش شده برای بارگذاری آلی، حدود $16 \text{ kgCOD/m}^3 \cdot \text{d}$ - $0/25$ و بازده حذف آن $90-99/8\%$ می باشد (۱۰).

در فرایندهای حذف بیولوژیکی نیتروژن (BNR)، میزان راندمان حذف به نوع ماده آلی ورودی بستگی دارد. Chae و Shin در مطالعه خود به این نتیجه رسیدند که با ورود مقدار مناسب بار آلی، راندمان حذف نیتروژن کل (TN) و فسفر کل (TP) در سیستم MBR با تشکیل ناحیه انوکسیک به ترتیب برابر 74 و 78% است (۱۸). همچنین Yamamoto و Win دریافتند که با افزایش مقدار OLR، کارایی فرایند نیتریفیکاسیون افزایش می یابد (۱۹).

در نهایت می توان نتیجه گیری نمود که با توجه به استانداردهای سختگیرانه دفع پساب، پساب MBR با کیفیت یکنواخت نیازی به فیلتراسیون نداشته و می تواند به راحتی به منابع پذیرنده دفع شود. با این حال، یکی از مشکلات مهم در بهره برداری از سیستم های غشایی، مساله گرفتگی آنهاست که نیاز بیشتری به نگه داری و تعمیرات نسبت به سیستم های لجن فعال دارد.

نتیجه گیری

هدف این مطالعه، مقایسه کارایی سیستم های SMBR و EAAS جهت تصفیه فاضلاب با بار COD بالا بود. نتایج نشان داد که اگرچه هر دو سیستم در حذف COD، BOD و TSS راندمان بالایی داشته، با این حال کارایی سیستم SMBR دارای اختلاف معنادار با سیستم EAAS بود. از لحاظ حذف

تشکر و قدردانی

این مقاله حاصل طرح تحقیقاتی با عنوان "بررسی میزان کارایی سیستم ممبران بیوراکتور (MBR) در تصفیه فاضلاب دارای COD بالا" مصوب دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی، درمانی ایران مصوب ۸۶/۰۹/۲۶ با کد ۷۱۴ است که با حمایت دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی، درمانی ایران اجرا شده است.

نویسندگان مقاله بر خود لازم می‌دانند از معاونت پژوهشی دانشگاه علوم پزشکی تهران (ایران) جهت حمایت های مالی از این طرح و نیز از کارشناسان آزمایشگاه بهداشت محیط تشکر نمایند.

نیترژن، فرایند نیتریفیکاسیون به طور کامل در سیستم SMBR انجام شد و حتی دنیتریفیکاسیون نیز راندمان مناسبی داشت، اما سیستم EAAS نتوانست به نیتریفیکاسیون دست یابد. به طور کلی، در صورت کاهش هزینه های سرمایه ای، بهره برداری و نگه داری سیستم SMBR، گزینه مناسبی جهت تصفیه فاضلاب های با بار COD بالاست.

منابع

- Meng FG, Yang FL, Shi BQ, Zhang HM. A comprehensive study on membrane fouling in submerged membrane bioreactors operated under different aeration intensities. *Separation and Purification Technology*. 2008;59(1):991-98.
- Xue Y, Yang F, Liu S, Fu Z. The influence of controlling factors on the start-up and operation for partial nitrification in membrane bioreactor. *Bioresource Technology*. 2009;100:1055-60.
- Nazim C, Dionysiou D, Suidan MT, Gienestet P, Audic JM. Performance deterioration and structural changes of ceramic membrane bioreactor due to inorganic abrasion. *Journal of Membrane Science*. 1999;163(1):19-28.
- Mohammed TA, Birima AH, Noor MJMM, Muyibi SA, Idris A. Evaluation of using membrane bioreactor for treating municipal wastewater at different operating conditions. *Desalination*. 2008;221:502-10.
- Trussell RS, Meerlo RP, Hermanowicz SW, Jenkins D. The effect of organic loading on process performance and membrane fouling in a submerged membrane bioreactor treating municipal wastewater. *Water Research*. 2006;40:2675-83.
- How YN, Salwomir WH. Membrane bioreactor operation at short solids retention times: performance and biomass characteristics. *Water Research*. 2005;39(6):981-92.
- Shin JH, Lee SM, Jung JY, Chung YC, Noh SH. Enhanced COD and nitrogen removals for the treatment of swine wastewater by combining submerged membrane bioreactor (MBR) and anaerobic upflow bed filter (AUBF) reactor. *Process Biochemistry*. 2005;40:3769-76.
- Lerner M, Stahl N, Galil NI. Comparative study of MBR and activated sludge in the treatment of paper mill wastewater. *Water Science & Technology*. 2007;55(6):23-29.
- Fleischer JE, Broderick TA, Daigger GT, Fonseca ADH, RD, Murthy SN. Evaluation of membrane bioreactor process capabilities to meet stringer effluent nutrient discharge requirements. *Water Environment Research*. 2005;7(2):162-78.
- Judd S. *The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment*. Oxford: Elsevier; 2006.
- Kubin K, Kraume M, Dorau W. Investigation of nitrogen removal in a cascaded membrane bioreactor. *Water Science & Technology*. 2002;46(4-5):241-47.
- Monclús H, Sipma J, Ferrero G, Comas J, Rodriguez-Roda I. Optimization of biological nutrient removal in a pilot plant UCT-MBR treating municipal wastewater during start-up. *Desalination*. 2010;250(2):592-97.
- Monclús H, Sipma J, Ferrero G, Rodriguez-Roda I, Comas J. Biological nutrient removal in an MBR treating municipal wastewater with special focus on biological phosphorus removal. *Bioresource Technology*. 2010;101:3984-91.
- APHA. *Standard Methods for the Examination of Waters and Wastewaters*. 21st ed. Washington, DC: American Public Health Association (APHA); 2005.
- Nodel T, Mostafaei A. Evaluation of membrane bioreactors performance in municipal and industrial wastewater treatment. 1st Conference of Environmental Engineering; 2006; Tehran, Iran (In Persian).
- Aileen NL, Albert NG, Kim S. A mini-review of modeling studies on membrane bioreactor (MBR) treatment for municipal wastewaters. *Desalination*. 2007; 212:261-81.
- Visvanathana C, Choudharya MK, Montalboa MT, Jegatheesan V. Landfill leachate treatment using thermophilic membrane Bioreactor. *Desalination*. 2007;204:8-16.
- Chae SR, Shin HS. Characteristics of simultaneous organic and nutrient removal in a pilot-scale vertical submerged membrane bioreactor (VSMBR) treating municipal wastewater at various temperatures. *Process Biochemistry*. 2007;42:193-98.
- Yamamoto K, Win KM. Tannery wastewater treatment using a sequencing batch membrane reactor. *Water Science & Technology*. 1991;23(7-9):1639-48

Comparative Study of SMBR and Extended Aeration Activated Sludge Processes in the Treatment of Strength Wastewaters

***Gholami M.¹, Sabzali A.², Dehghani fard E.³, Mirzaei R.¹, Motalebi D.¹**

¹Department of Environmental Health Engineering, School of Public Health (Hemmat Faculty), Tehran University of Medical Sciences, Tehran, Iran

²Department of Environmental Health Engineering, School of Public Health, Isfahan University of Medical Sciences, Isfahan, Iran

³Department of Environmental Health Engineering, School of Public Health, Tehran University of Medical Sciences, Alborz, Iran

Received; 18 April 2011 Accepted; 16 July 2011

ABSTRACT

Background and Objectives: One of the complete treatment processes for industrial and municipal wastewater treatment is membrane bioreactor process which has dominant potential in process and operation sections. This study was conducted to compare the performance of extended aeration activated sludge (EAAS) with submerged membrane bioreactor (SMBR) systems in the treatment of strength wastewater, in the same condition.

Materials and Methods: The initial activated sludge was brought from the Plascokar Saipa wastewater plant. The Plexiglas reactor with effective volume of 758 L was separated by a baffle into the aeration and secondary sedimentation parts with effective volumes of 433 L and 325 L, respectively. The chemical oxygen demand (COD) concentration of the influent wastewater of the EAAS and SMBR systems were between 500-2700 and 500-5000 mg/L, respectively.

Results: Results showed that the SMBR system produced a much better quality effluent than EAAS system in terms of COD, biochemical oxygen demand (BOD₅), total suspended solids (TSS) and ammonium. By increasing the COD concentration, the concentration of mixed liquor suspended solids (MLSS) and the removal efficiency of organic matter in the SMBR system, were increased regularly, however the removal efficiency of COD in the EAAS system was irregular.

Conclusion: The average BOD₅/COD ratio of effluent in the EAAS and SMBR systems were 0.708±0.18 and 0.537±0.106, respectively. These show that the organic matters in the effluent of the SMBR system was less degradable and thereupon more biological treatment was achieved. Nitrification process was completely done in the SMBR system while the EAAS system could not achieve to complete nitrification.

Key words: Membrane bioreactor, Activated sludge, Organic matter, Nitrification, Strength wastewater Treatment

***Corresponding Author:** gholamim@tums.ac.ir
Tel: +98 21 88779118 **Fax:** +98 21 88779487