

اثر متغیرهای راهبری بر جمعیت میکروبی موجود در یک بیوراکتور هوازی-آنوکسیک با جریان رو به بالا در تصفیه فاضلاب صنعتی

علی الماسی^{۱*}؛ محمدرضا ذوالفقاری^۲؛ زهرا بهمن^۳؛ علی اکبر زیتنی زاده^۳

چکیده

زمینه: جمعیت میکروبی غالب در بیوراکتورها عامل مؤثر در کارایی فرایندهای بیولوژیکی تصفیه فاضلاب است. هدف از این مطالعه، شناسایی و تخمین جمعیت میکروبی غالب در بیوراکتور تلفیقی هوازی-آنوکسیک در تصفیه فاضلاب صنعتی بود. روش‌ها: این مطالعه از نوع تجربی بوده که در آن، تخریب مواد آلی در مقیاس آزمایشگاهی بیوراکتور هوازی/آنوکسیک با جریان رو به بالا با رژیم هوادهی متناوب ارزیابی شد. مطالعه جمعیت میکروبی بر اساس محیط کشت و تست‌های مختلف بیوشیمیایی و توده حیاتی در شرایط هوازی-آنوکسیک انجام گردید. همزمان با شناسایی و شمارش باکتری‌های غالب، تغییرات کربن بر مبنای COD و BOD سنجیده شد.

یافته‌ها: فرآیند تصفیه هوازی-آنوکسیک، ۴۵-۹۵ درصد حذف BOD و ۷۵-۹۵ درصد حذف COD را نتیجه داد. باکتری‌های شناسایی شده به‌عنوان توده بیولوژیکی بررسی شدند. توده حیاتی تشکیل شده به‌طور متوسط، جمعیتی بالغ بر 10^9 cfu/g را در برداشت که غالباً باکتری‌های اختیاری و باکتری‌های بی‌هوازی نظیر کلی‌فرم‌ها، استافیلوکوکوس، استرپتوکوکوس، کلوستریدیوم پرفرنجنس و دنیتریفایرها بودند. قسمت کوچکی از جمعیت شناخته شده (کمتر از ۱۰٪) نظیر نیتریفایرها به‌عنوان گونه‌های هوازی مطلق شناسایی شد.

نتیجه‌گیری: شرایط آنوکسیک، جمعیت میکروبی هوازی را تحت تأثیر قرار می‌دهد به‌گونه‌ای که بعد از خاموش شدن هوادهی نمودی در ساختار جمعیتی بیوراکتور ندارند. در مقابل، باکتری‌های اختیاری و بی‌هوازی، توانایی رشد در توده میکروبی موجود در داخل بیوراکتور را داشته و جمعیتی غالب دارند. از مزیت‌های این بیوراکتور تلفیقی، راندمان مطلوب توأم با عدم مشکلات ناشی از تولید لجن می‌باشد.

کلیدواژه‌ها: فاضلاب صنعتی، جمعیت میکروبی، بیوراکتور تلفیقی هوازی/آنوکسیک

«دریافت: ۱۳۹۱/۸/۸ پذیرش: ۱۳۹۱/۱۲/۱»

۱. گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، تحقیقات توسعه اجتماعی و ارتقاء سلامت، دانشگاه علوم پزشکی کرمانشاه

۲. گروه میکروبیولوژی، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد قم

۳. گروه مهندسی شیمی، دانشگاه رازی کرمانشاه

* عهده‌دار مکاتبات: کرمانشاه، دولت آباد، جنب بیمارستان فارابی، گروه مهندسی بهداشت محیط دانشکده بهداشت، تلفن: ۰۸۳۱-۸۲۸۱۹۹۲، همراه:

Email: alialmasi@yahoo.com

۰۹۱۸۱۳۱۷۳۱۴

مقدمه

فاضلاب خام و ساختار جمعیتی میکروارگانیسم‌های موجود در آن به‌همراه شرایط راهبری و فرآیندی سیستم، جمعیت میکروبی در یک بیوراکتور را تحت تأثیر قرار می‌دهد (۵). تنوع در جمعیت‌های باکتریایی در یک بیوراکتور لجن فعال بستگی به تنوع ترکیبات آلی موجود در فاضلاب ورودی، ترکیبات حد واسط تولیدی در طی

تصفیه زیستی فاضلاب یکی از مهم‌ترین فرایندهای بیوتکنولوژیکی است که در آن میکروارگانیسم‌ها نقش کلیدی در حذف آلاینده‌های آلی بازی می‌کنند. تعیین و تخمین ساختار جامعه میکروبی از اهمیت زیادی برای بهبود عملکرد راکتور برخوردار است (۴-۱). ترکیب

در مقایسه با میکروارگانیسم‌های هتروتروف، نیتریفایرها نیاز به اکسیژن بیشتری برای رشد خود دارند، به‌طوری‌که روند نیتریفیکاسیون حدود ۴۰ درصد از کل اکسیژن را مصرف می‌نماید. ترکیب دو سیستم آنوکسیک و هوازی به‌طور مؤثر می‌تواند باعث حذف کربن آلی و نیتروژن از فاضلاب شود (۱۸). در این فرآیند، عملکرد باکتری‌های هتروتروف هوازی بالاتر از باکتری‌های هوازی نیترات‌ساز می‌باشد.

باکتری‌های اتوتروفیک بسیار آهسته رشد می‌کنند و نرخ نیتریفیکاسیون مربوطه آهسته است. زمان ماند میکروبی و زمان ماند هیدرولیکی در این روند باید به‌اندازه کافی طولانی باشد (۱۹). افزایش حذف بیولوژیکی فسفات در یک الگوی هوازی-بی‌هوازی، تصفیه فاضلاب انجام می‌شود. طی مرحله بی‌هوازی، فسفات در میکروارگانیسم‌های جمع‌کننده فسفات تجمع و با زنجیره کوتاه، اسیدهای آلی در فاضلاب (polyhydroxyalkanoates (PHAs)) داخل سلولی را تشکیل می‌دهد که هیدرولیز پلی‌فسفات داخل سلولی را فراهم می‌کند و انرژی مورد نیاز برای جداسازی اسید آلی تأمین می‌شود. در طی مرحله هوازی، PHAs صرف تولید انرژی برای رشد باکتری‌های جمع‌کننده فسفات می‌شود. مقدار فسفات حذف‌شده از فاضلاب، طی مرحله هوازی بیشتر از مقدار اولیه آزادشده طی مرحله بی‌هوازی می‌باشد. فسفات در سلول‌های باکتریایی، تجمع یافته و در نهایت از سیستم به همراه لجن مازاد حذف می‌شود (۲۰-۲۲).

سیستم مورد مطالعه، علاوه بر کاهش هزینه‌های مصروفه، مزایای نسبتاً خوبی در بر دارد. با توجه به هزینه بالای هوادهی و مشکلات لجن تولیدی، سیستم تلفیقی هوازی-آنوکسیک، انرژی لازم برای هوادهی ممتد را به نصف تقلیل می‌دهد و به تبع آن مشکل لجن تولیدی نیز حدوداً به نصف تقلیل پیدا می‌کند. هدف اصلی این آزمایشات، تغییر دادن شرایط راهبری است، به‌نحوی‌که گونه‌هایی غالب شوند که بیشترین حذف را دارا باشند.

واکنش زیستی و شرایط فرآیندی دارد که بعضاً بسیار متنوع و پویا می‌باشند. پیش از این، بر اساس ژن S rRNA ۱۶ تعداد ۲۶۸-۱۷ گونه باکتریایی در بیوراکتور لجن فعال، شناسایی و مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفته است. جوامع باکتریایی به‌طور مداوم حتی در یک بیوراکتور بسیار پایدار، ساختار خود را تغییر می‌دهند (۱۰-۶). در حال حاضر، طیف گسترده‌ای از بیوراکتورها برای تبدیل مواد آلی به محصولات بی‌ضرر و حتی با ارزش وجود دارد. امروزه بسیاری از این تلاش‌ها در حذف آلاینده‌های خاص مانند نیتروژن و فسفر انجام می‌شود (۱۱).

توده زیستی لجن فعال حاوی گونه‌های متنوعی از باکتری‌ها، قارچ‌ها، تک‌یاخته، روتیفر، لارو و نماتد می‌باشد. تصفیه زیستی فاضلاب‌های صنعتی با استفاده از لجن فعال به‌علت نسبت پایین BOD/COD و وجود آلاینده‌های سمی در بعضی موارد با مشکل مواجه است. از این میان می‌توان به جمعیت کم باکتری‌های سازگار با توجه به غلظت سوپسترا (نسبت نامناسب F/M)، شرایط فیزیکی نامناسب، درصد کم سلول‌های زنده و تولید متابولیت‌های سمی اشاره نمود (۱۴-۱۲).

طیف وسیعی از موجودات هتروتروف شامل میکروارگانیسم‌های اختیاری و هوازی که رایج‌ترین آن‌ها دنیتریفایرها هستند در لجن فعال وجود دارند. این باکتری‌های هوازی، بی‌هوازی و اختیاری دارای توانایی استفاده از اکسیژن آزاد و اکسیژن ترکیبی هستند. باکتری‌های نیتریفایر و دنیتریفایر در تحول و تغییرات ازات نقش دارند (۱۵). باکتری‌های هتروتروف باعث تجزیه مواد آلی در حضور اکسیژن و تولید مواد معدنی و دی‌اکسیدکربن می‌شوند. نیتریفیکاسیون با حذف آمونیوم توسط گروه خاصی از باکتری به نام نیتریفایر انجام می‌شود. تجزیه و تحلیل آماری با گرایش چندمتغیره نشان داده است که ارتباط بین پویایی جوامع میکروبی در بیوراکتور هوازی-بی‌هوازی، به عوامل زیست‌محیطی بستگی دارد (۱۶ و ۱۷).

انتظار می‌رود کارایی سیستم نیز در حذف آلاینده‌های مختلف، مقبولیت لازم را داشته باشد.

مواد و روش‌ها

در این مطالعه که از نوع تجربی می‌باشد، فرآیند حذف همزمان آلاینده‌های مختلف ناشی از عناصر کربن آلی، نیتروژن و فسفر از فاضلاب شهرک صنعتی فرمان در بیورآکتور تلفیقی هوازی-آنوکسیک با جریان رو به بالا بررسی شد. ستون شیشه‌ای بیورآکتور دارای قطر داخلی ۶/۵ سانتی‌متر و ارتفاع ۱۲۲ سانتی‌متر با حجم مفید ۲/۶ لیتر بود. هوای داخل رآکتور توسط یک دمنده، یک دیفیوزر و حباب‌ساز هوای کوچک (سنگ هوا) در انتهای ستون تأمین می‌شد و سرعت جریان هوا و زمان هوادهی به ترتیب توسط یک جریان‌سنج و یک تایمر که به دمنده متصل است کنترل شدند. رآکتور با لجن فعال گرفته‌شده از تانک هوادهی تصفیه‌خانه شهرک صنعتی فرمان، بذریه‌پاشی و راه‌اندازی شد. فاضلاب جمع‌آوری‌شده صنعتی از پایین وارد رآکتور شده و هوادهی به صورت متناوب، خاموش و روشن می‌شدند و شرایط هوادهی-آنوکسیک را برای میکروارگانیسم‌ها در چهار تناوب زمانی ۴۰، ۴۵، ۵۰ و ۶۰ دقیقه بر ۶۰ دقیقه فراهم می‌کردند. غلظت جامدات معلق در رآکتور (MLSS) حدود ۶ گرم بر لیتر ثابت نگه‌داشته شد. غلظت اکسیژن محلول در حدود ۷ میلی‌گرم در لیتر اندازه‌گیری شد. این بیورآکتور در دمای اتاق (حدود ۲۰ درجه سانتی‌گراد) راهبری شد. در این مطالعه، دو متغیر مؤثر زمان ماند هیدرولیکی در ۵ سطح (۱۲، ۱۸، ۲۴، ۳۰ و ۳۶ ساعت) و ۴ زمان هوادهی مورد بررسی قرار گرفت. محدوده مورد مطالعه برای زمان ماند هیدرولیکی بین ۱۲-۳۶ ساعت و برای زمان هوادهی بین ۴۰-۶۰ دقیقه بر ساعت در نظر گرفته شد.

در این بیورآکتور در شرایط مختلف راهبری و سنجش عملکرد بیورآکتور، جمعیت گونه‌های مختلف میکروبی غالب توده حیاتی بر مبنای مشاهده مستقیم با

استفاده از تکنیک له نمودن گرانول‌های تشکیل شده در داخل رآکتور همراه با رنگ‌آمیزی گرم، روش محیط کشت اختصاصی نظیر ائوزین متیلن بلوآگار برای کلیفرم‌های مدفوعی و تست‌های بیوشیمیایی نظیر تست افتراقی IMViC طبق روش‌های استاندارد آزمایشات آب و فاضلاب انجام شد (۲۳). نتایج کشت میکروبی و اندازه‌گیری توده حیاتی به صورت کمی MPN/100cc و cfu/100cc برای باکتری‌ها و میلی‌گرم در لیتر برای توده حیاتی یا لخته‌های بیولوژیکی با استفاده از نرم‌افزار Design Expert محاسبه گردید.

یافته‌ها

کارایی بیورآکتور تلفیقی بر مبنای میزان حذف COD، BOD، TP و تغییرات ازات نیترا ته آمده است (جدول ۱). نتایج به دست آمده با استفاده از نرم‌افزار Design Expert به عنوان تابعی از متغیرهای مطالعه شده مدلسازی شد و نتایج ارایه گردیده است (جدول ۲). نتایج حاصل از این مطالعه نشان داد که جمعیت غالب، باکتری‌های هتروتروف اختیاری می‌باشند. باکتری‌های گرم منفی، کلیفرم‌های گرماپای، آنروکوکسی‌های گرم مثبت نظیر استریتوکوک، استافیلوکوکوس‌ها، باسیل‌های گرم مثبت نظیر کلسترییدیوم پرفرنجنس و دنیتریفایرها به ترتیب جمعیت غالب را تشکیل می‌دادند. از میکروارگانیسم‌های هوازی مطلق، نیتریفایرها پس از میکروارگانیسم‌های شمرده شده، قابل شمارش بودند. هر میلی‌لیتر از لخته‌های تشکیل شده در بیورآکتور تلفیقی، جمعیتی در حدود 10^{12} - 10^9 cfu/g از نظر مجموعه باکتری‌ها را نشان داد. از این عدد جمعیتی بین 10^8 - 10^7 ، جمعیت کلیفرم را تشکیل دادند. کلیفرم کل و مدفوعی به عنوان شاخصی که بیشترین جمعیت میکروبی را شامل می‌شود مورد آزمایش قرار گرفت. بعد از این مرحله، جمعیت میکروارگانیسم‌های گرم مثبت هیدرولیتیک نظیر کلسترییدیوم‌ها به علت همکاری در چرخه گوگرد و ازت مورد آزمایش قرار گرفتند و با توجه به لام‌هایی که از

لخته‌های پردازش شده برای تشخیص باکتری‌های غالب تهیه گردید، اکثر آن‌ها کوکسی‌های گرم مثبت بودند. در تست تشخیص کوکسی‌های گرم مثبت، جمعیت غالب، استرپتوکوک‌های مدفوعی و استافیلوکوکوس اورئوس بودند. با در نظر گرفتن شرایط اکسیک-آنوکسیک حاکم بر راکتور، میکروارگانیسم‌های دنیتریفایر و نیتریفایر جمعیت میکروبی غالب بعدی منظور شدند. نتایج آزمایشات انجام شده نشان‌دهنده این دسته‌بندی است. در ادامه میکروارگانیسم‌های استتوباکتر، آکروموباکتر و الکالی ژنز به ترتیب، حضور و وفور را داشتند که با توجه به ضیق وقت و عدم امکانات در دسترس، آزمایش کافی و تست‌های تشخیصی برای آن‌ها انجام نشد. آنچه مهم است به علت شرایط تحت کنترل مواد غذایی از نظر pH، رشد و تکثیر باکتری‌های رشته‌ای نامحسوس بود، به گونه‌ای که در لخته‌های زرد یا کرم‌رنگ لجن تولید شده، میکروارگانیسم رشته‌ای و تک‌یاخته‌های پایه‌دار در زمینه میکروسکوپ قابل رؤیت نبودند. با استفاده از نمودارهای ۱-۱۰، میزان میکروارگانیسم‌ها در شرایط مختلف و میزان حذف نیتروژن و فسفر نشان داده شده است.

جمعیت باکتری‌های هتروتروف با زمان ماند هیدرولیکی ۱۲ ساعت و زمان هوادهی ۶۰ دقیقه جمعیت

باکتریائی مورد نظر ماکزیمم می‌باشد (نمودار ۱). مطالعه تغییرات کلیفرم کل را در جمعیت ساختاری بیومس نشان می‌دهد که روند تغییرات آن بر حسب دو پارامتر زمان ماند هیدرولیکی و زمان تناوب هوادهی شبیه به تغییرات هتروتروف‌ها می‌باشد. ضمناً کلیفرم‌های گرما پای که در همین رده جنسی قرار دارند چنین تغییراتی داشتند (نمودار ۲).

نتایج آزمایشات نشان‌دهنده تغییرات نیتریفایرها در بیورآکتور می‌باشد. بیشترین جمعیت نیتریفایرها در زمان ماند هیدرولیکی، ۳۶ ساعت و تناوب هوادهی، ۶۰ دقیقه می‌باشد (نمودار ۳).

باکتری‌های دنیتریفایر در زمان ماند هیدرولیکی، ۱۲ ساعت و زمان هوادهی، ۴۵ دقیقه بر ۶۰ دقیقه، بیشترین جمعیت میکروبی را نشان داده‌اند (نمودار ۴).

تجربه بهره‌برداری بیورآکتور مورد مطالعه، تغییرات جمعیتی کوکسی‌های گرم مثبت استافیلوکوکسی و استرپتوکوکسی که بهم شباهت داشته نشان می‌دهد (نمودار ۵).

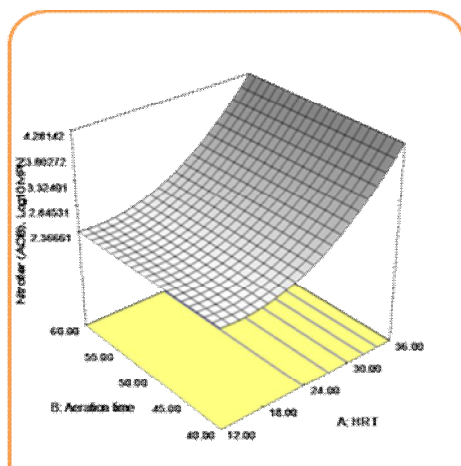
روند تغییرات جمعیت باکتری کلستریدیوم و توده حیاتی در بیورآکتور دیده می‌شود (نمودار ۶ و ۷). تغییرات این پارامترها شبیه به تغییرات کلیفرم‌ها می‌باشد.

جدول ۱- کارایی بیورآکتور تلفیقی هوادهی-آنوکسیک در شرایط مختلف زمان ماند هیدرولیکی و تناوب هوادهی

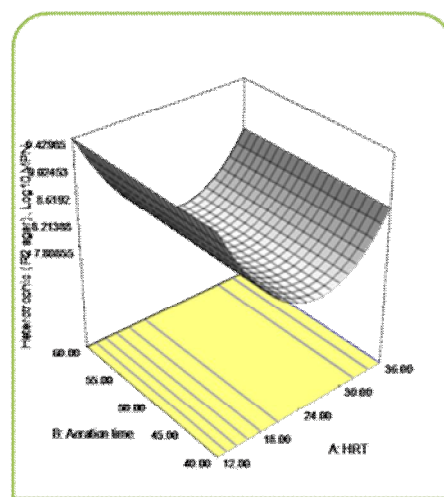
ردیف	زمان ماند هیدرولیکی (ساعت)	زمان هوادهی (دقیقه)	درصد حذف کل (COD)	درصد حذف (BOD)	درصد حذف فسفر	تولید N-NO ₃ mg/l
۱	۱۲	۴۰	۶۲	۹۴	۳۳	۲۰/۱۱
۲	۱۲	۶۰	۷۵	۹۷	۱۷	۴۱
۳	۱۸	۵۰	۶۰	۹۳	-۰/۱	۳۶/۲۹
۴	۲۴	۴۵	۵۰	۸۴	-۰/۰۹	۳۶/۷۴
۵	۲۴	۵۰	۵۱	۸۶	-۰/۱	۳۶/۳۴
۶	۲۴	۵۵	۵۵	۸۷	-۰/۱۳	۴۲/۴۳
۷	۳۰	۵۰	۴۸	۸۶	-۰/۴۵	۵۹/۱۴
۸	۳۶	۴۰	۴۲	۹۳	-۰/۳۵	۶۵/۵۷
۹	۳۶	۶۰	۴۱	۹۴	-۰/۳۸	۷۳/۷

جدول ۲- حاصل آنالیزهای Design Expert به منظور ترسیم مدل های ممکن در این مطالعه

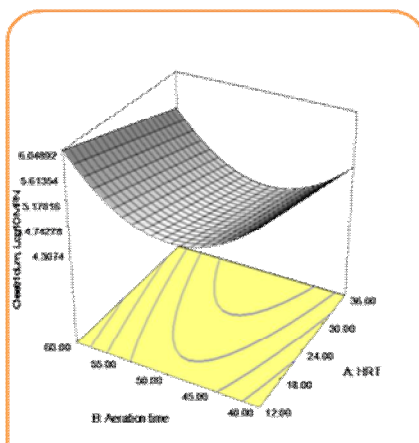
PRESS	CV	S.D	Adeq. precision	Adj R ²	R ²	Pvalue	Modified s with significant terms	Response
۱/۵۷	۳/۹۵	۰/۳۱	۹/۷۰۰	۰/۷۵۰۳	۰/۷۹۱۹	۰/۰۰۰۴	7.55-0.34A+1.12A2	هتروتروف در محیط کشت نوترینت آگار
۰/۵۳	۲/۲۷	۰/۱۹	۱۷/۶۴۱	۰/۹۱۰۳	۰/۹۲۸۳	<۰/۰۰۰۱	7.84-0.4A+1.19A2	هتروتروف در محیط کشت آرتوآگار
۰/۳۷	۲/۵۱	۱/۱۵	۱۸/۶۵۹	۰/۹۳۰۵	۰/۹۴۷۹	<۰/۰۰۰۱	5.56-0.22A+0.12+1.14A2	کلیرم گرمابای
۰/۵۵	۱۱/۴۰	۰/۳۴	۱۱/۷۱۰	۰/۷۷۴۶	۰/۸۱۲۲	۰/۰۰۰۲	2.75+0.95A+0.58A2	نیتروفایر
1.604E+008	۴۸/۳۹	۰/۳۱	۱۱/۵۸۹	۰/۷۰۰۷	۰/۷۵۰۶	۰/۰۰۱	6381.54-7960.00A-635.56B	دینیتروفایر
۱/۴۸	۵/۴۶	۰/۲۷	۱۰/۴۱۶	۰/۷۴۳۶	۰/۸۰۷۷	۰/۰۰۱۴	4.67-0.33A+0.15B+0.93B2	استافیلوکوکوس
۱/۸۷	۴/۲۵	۰/۲۱	۱۳/۲۹۹	۰/۸۲۵۳	۰/۸۶۹۰	۰/۰۰۰۳	4.73-0.33A+0.91B2+0.18AB	استرپتوکوکوس
6.221E-003	۰/۴۹	۰/۰۱۸	۱۲/۲۷۴	۰/۸۳۹۳	۰/۸۶۶۱	<۰/۰۰۰۱	3.72-0.2A+0.88A2	بایوس concentration



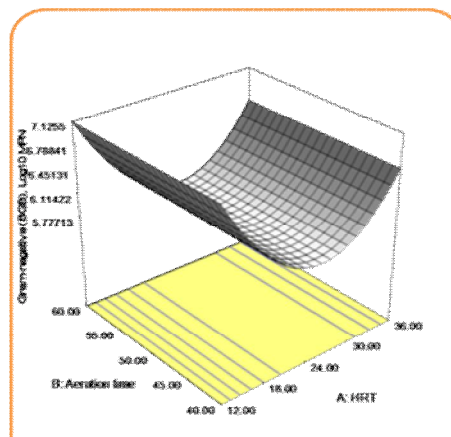
نمودار ۲- رابطه بین باکتری های گرم منفی (کلیرم کل) HRT و Aeration T



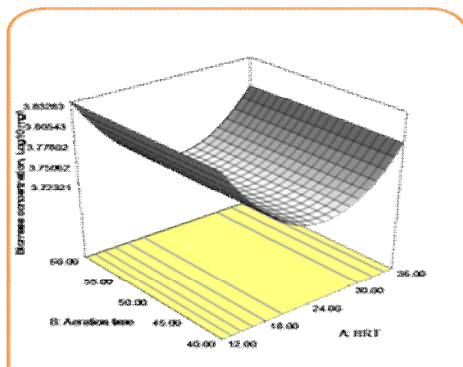
نمودار ۱- رابطه بین باکتری های هتروتروف، HRT و Aeration Time در محیط کشت R2Agar



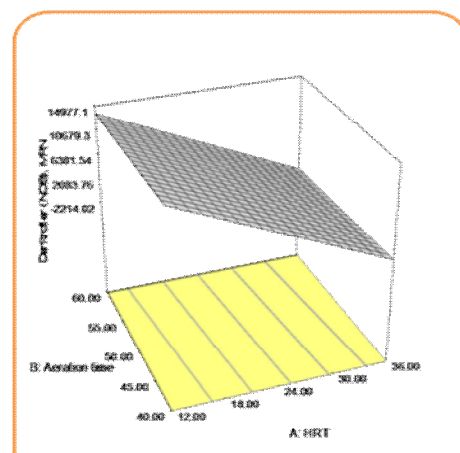
نمودار ۶- رابطه بین باکتری‌های کلستریدیوم، HRT و Aeration Time



نمودار ۳- رابطه بین باکتری‌های نیتربایر، HRT و Aeration Time



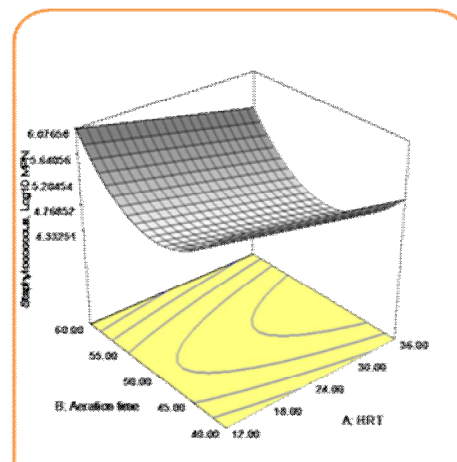
نمودار ۷- نشان‌دهنده رابطه بین باکتری‌های بایومس، HRT و Aeration Time



نمودار ۴- رابطه بین باکتری‌های دنیتربایر و HRT، Aeration Time

بحث

تقارب و توازن توده میکروبی با جمعیت میکروارگانیسم‌های غالب از یک‌سو و کارایی نسبتاً خوب بیوراکتور از جهتی، مقبولیت بیوراکتور مورد مطالعه را در تصفیه فاضلاب صنعتی تأیید می‌نماید. لیو و همکاران در سال ۲۰۰۹ بیان کردند که میکروارگانیسم‌ها باعث تجزیه مواد شیمیایی آلی به ماده معدنی و یا مواد آلی ساده‌تر می‌شوند (۳۲). چاندر و همکاران در سال ۲۰۱۱ نشان دادند که میکروب‌ها، مهم‌ترین عوامل زیستی برای تخریب و سم‌زدایی از آلاینده‌های صنعتی در طول تصفیه بیولوژیکی فاضلاب صنعتی هستند (۳۳). این محققین بیان کردند که با افزایش زمان ماند هیدرولیکی، جمعیت



نمودار ۵- رابطه بین باکتری‌های استافیلوکوکوس، HRT و Aeration Time

هتروتروف‌ها کاهش پیدا می‌کند، که می‌تواند به علت کاهش دسترسی به مواد غذایی برای میکروارگانیسم‌ها باشد. نتایج این مطالعه با مطالعه مذکور تطابق دارد. افزایش دوباره رشد میکروارگانیسم‌ها در زمان ماند هیدرولیکی ۳۶ ساعت را می‌توان به تغییر تحول مواد مقاوم به تجزیه زیستی به مواد تجزیه‌پذیر نسبت داد. افزایش نسبت BOD به COD باعث افزایش توده حیاتی، کاهش نسبت غذا به توده میکروبی و در نهایت بروز پدیده خودخوری در جمعیت میکروبی شده است. افزایش مقادیر BOD همچنین نشان‌دهنده تغذیه میکروارگانیسم‌ها از مواد ارگانیک است. COD غیرقابل تجزیه زیستی در HRT ۳۰ ساعت تبدیل به BOD می‌شود و این BOD باعث رشد و تکثیر میکروارگانیسم‌های مقاوم که باقی مانده‌اند می‌گردد. تنها متغیر مؤثر بر جمعیت هتروتروف‌ها در محیط کشت (R2Agar) و نوترینت آگار زمان ماند می‌باشد و زمان هوادهی، اثری بر جمعیت میکروارگانیسم‌های هتروتروف ندارد. این حالت برای باکتری‌های گروه کلیفرم و گرم منفی نیز صادق است، موضوعی که با مطالعه لیو و همکاران همخوانی دارد. غلبه این طیف از میکروارگانیسم‌ها به دلیل بی‌هوایی اختیاری بودن آن‌ها است. در مقابل میکروارگانیسم‌های هوایی مطلق، شرایط و توان رشد و تکثیر لازم برای غلبه بر محیط بیوراکتور را ندارند. به همین دلیل، تولید لجن در این شرایط تا نصف شرایط هوادهی ممتد نقصان می‌یابد. درحالی‌که بیوراکتور، کارایی نسبتاً مطلوبی در حذف مواد آلی کربناتی نشان داد. افزایش فسفات در زمان مان هیدرولیکی ۱۸ ساعت به بالا و عدم تأثیر تناوب هوادهی در حذف آن مبین غلبه جمعیت میکروبی بی‌هوایی اختیاری می‌باشد.

کیس کیس و همکاران در سال ۲۰۱۲ راندمان حذف کلی فرم‌های مدفوعی توسط بیوراکتور صافی مستغرق را نشان دادند که در پساب، جمعیت کلیفرم‌های مدفوعی در طیف وسیعی متغیرند (۲۶). وجود و وفور کلیفرم‌های مدفوعی در بیوراکتور مورد مطالعه در این پروژه با

مطالعه مذکور تقارب دارد. در مجموع می‌توان گفت که کم‌اثر بودن زمان هوادهی بر هتروتروف‌ها و جنس‌های میکروبی غالب به دلیل بی‌هوایی اختیاری یا میکروآئروفیل بودن آن‌هاست. کلیفرم‌ها، کلستریدیوم پرفرنجنس و دنیتریفایرها اغلب نیازی به اکسیژن محلول پیدا نمی‌کنند. گرچه در حضور اکسیژن هم فعال می‌باشند. با توجه به مطالعات گذشته، با افزایش HRT، جمعیت نیتریفایرها به آرامی افزایش پیدا می‌کنند که این افزایش مربوط به کاهش BOD با افزایش زمان ماند می‌باشد. در مرحله هوایی که مواد کربنی زیاد است هتروتروف‌های بی‌هوایی اختیاری، رقیب جمعیت میکروبی هوایی مطلق به‌ویژه نیتریفایرها هستند و سرعت رشد آن‌ها از نیتریفایرها بیشتر است پس در نتیجه بر نیتریفایرها غالب می‌شوند. در این مرحله از مطالعه، جمعیت نیتریفایرها جالب توجه نمی‌باشد. در HRT‌های بالا با کم شدن ماده غذایی، دامنه فعالیت نیتریفایرها بیشتر می‌شود، افزایش میزان نترات موجود در بیوراکتور مؤید این ادعا می‌باشد. با توجه به مطالعات انجام‌شده، مقدار نترات تولیدشده با BOD نسبت عکس دارد. با توجه به نمودار ۴ دنیتریفایرها همانند هتروتروف‌ها با افزایش زمان ماند هیدرولیکی، کاهش جمعیت پیدا می‌کنند چون برای رشد نیاز به BOD دارند و برخلاف بقیه جمعیت‌های باکتریایی، دنیتریفایرها در شرایط آنوکسیک، فعالیت بهتری از خود نشان می‌دهند. تأثیر زمان ماند هیدرولیکی بر استافیلوکوکوس کم بوده ولی با تغییر زمان هوادهی، تغییر محسوسی را نشان می‌دهد که نشان‌دهنده تأثیر هوادهی بر میزان این باکتری است.

کلستریدیوم‌ها برخلاف بقیه جمعیت هتروتروف‌ها به علت داشتن اسپور می‌توانند در شرایط کمبود مواد غذایی مقاومت کنند و اثر زمان ماند بر روی آن‌ها کم است. همچنین تأثیر زمان ماند بر استرپتوکوکوس کم بوده ولی با تغییر زمان هوادهی، تغییر محسوسی را نشان می‌دهد که نشان‌دهنده تأثیر هوادهی بر میزان این باکتری است (۲۷). به نظر می‌رسد تأثیرپذیری انتروکوک‌ها و

داشتند. می‌توان نتیجه گرفت زمان ماند هیدرولیکی باعث کاهش توده حیاتی و به تبع آن کاهش جمعیت هتروتروف‌ها می‌شود. هوادهی بر افزایش جمعیت نیتریفیکاسیون مؤثر می‌باشد. این سیستم در زمان ماند هیدرولیکی ۱۲ ساعت کاهش فسفر کل را نشان داد. در زمان ماند هیدرولیکی ۳۶-۱۸ فسفر افزایش داشت. از دیگر مزیت‌های این بیورآکتور، نداشتن واحد ته‌نشینی و به تبع آن عدم مشکل تولید و تجمع لجن است. از نظر عملکردی در حذف همزمان عناصر کربن، نیتروژن و فسفر از فاضلاب، نسبت به سیستم‌های متعارف بهتر می‌باشد. ضمناً برای ساخت این بیورآکتور، هزینه کم‌تری مورد نیاز است. می‌توان نتیجه گرفت زمان ماند ۱۲ ساعت و تناوب هوادهی ۵۰-۴۵ دقیقه در ساعت، بهره‌برداری و نگهداری نسبتاً مطلوبی خواهد داشت.

تشکر و قدردانی

همکاری کمیته پژوهشی واحد فناوری و تحقیقات دانشگاه آزاد قم در تصویب این پروژه و گروه مهندسی بهداشت محیط دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی کرمانشاه که امکان انجام آزمایشات میکروب شناختی را فراهم نموده، مورد تشکر است. همکاری گروه شیمی دانشکده علوم دانشگاه رازی و نیز تلاش‌های خانم آذر اسدی دانشجوی دکترای شیمی و خانم اعظم چهاردلی دانشجوی دکترای زیست شناسی موجب رضایت و تقدیر محقق می‌باشد.

استافیلوکوک‌ها تناوب هوادهی به دلیل میکروآئروفیل آن باشد که تحت شرایط هوادهی فعال‌تر شده‌اند.

بر اساس مطالعات فیو و همکاران در سال ۲۰۰۹، فاضلاب حاوی مواد آلی که تحت تأثیر فرایند نیتریفیکاسیون می‌باشد، به علت رقابت بین جمعیت میکروارگانیزم اتوتروف و هتروتروف، در طول زمان ماند ۱۲ ساعت فعالیت هتروتروف‌ها بالا بوده و از نیتریفیکاسیون به دلیل ناتوانی باکتری‌های نیتریفایر در رقابت با هتروتروف‌ها در شرایط هوازی جلوگیری به عمل می‌آید (۲۸).

به دلیل این‌که عمده غلظت جرم زیستی مربوط به جمعیت هتروتروف‌ها می‌باشد تغییرات توده حیاتی نیز نسبت به HRT شبیه آن‌ها است. تنوع بسیار زیاد میکروارگانیزم‌های تشکیل‌دهنده توده حیاتی از یک سو و هزینه زیاد اعمال روش‌های جامع و پیشرفته شناسایی و شمارش میکروارگانیزم‌ها از سوی دیگر از محدودیت‌های مطالعه حاضر بود.

نتیجه‌گیری

بیورآکتور تلفیقی، به‌طور همزمان مزیت‌های هر دو بیورآکتور را دارد. هتروتروف‌ها با افزایش زمان ماند هیدرولیکی کاهش یافتند. اما دنیتریفایرها در شرایط آنوکسیک، فعالیت بهتری از خود نشان دادند. تأثیر زمان ماند هیدرولیکی بر کوکسی‌های گرم مثبت به چشم نمی‌خورد، ولی با تغییر زمان هوادهی، تغییر محسوسی

References

1. Xing DF, Ren NQ, Gong ML, Li JZ, Li QB. Monitoring of microbial community structure and succession in the biohydrogen production reactor by denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE). *Science in China Series C-Life Science*. 2005;48(2):155-62.
2. Ren NQ, Xing DF, Rittmann EB, Zhao LH, Xie TH, Zhao X. Microbial community structure of ethanol type fermentation in bio-hydrogen production. *Environmental Microbiology*. 2007;9(5):1112-25.
3. Kraigher B, Kosjek T, Heath E, Kompare B, Mandic-Mulec I. Influence of pharmaceutical residues on the structure of activated sludge bacterial communities in wastewater treatment bioreactors. *Water Res*. 2008;42(17):4578-88.
4. Ren L, Wu Y, Ren N, Zhang K, Xing D. Microbial community structure in an integrated A/O reactor treating diluted livestock wastewater during start-up period. *J Environ Sci (China)*. 2010;22(5):656-62.
5. Pholchan MK, Baptista Jde C, Davenport RJ, Curtis TP. Systematic study of the effect of operating variables on reactor performance and microbial diversity in laboratory-scale activated sludge reactors. *Water Res*. 2010;44(5):1341-52.

6. Kaewpipat K, Grady CP Jr. Microbial population dynamics in laboratory-scale activated sludge reactors. *Water Sci Technol.* 2002;46(1-2):19-27.
7. Wagner M, Loy A. Bacterial community composition and function in sewage treatment systems. *Curr Opin Biotechnol.* 2002;13(3):218-27.
8. Briones A, Raskin L. Diversity and dynamics of microbial communities in engineered environments and their implications for process stability. *Curr Opin Biotechnol.* 2003;14(3):270-6.
9. Wittebolle L, Boon N, Vanparys B, Heylen K, De Vos P, Verstraete W. Failure of the ammonia oxidation process in two pharmaceutical wastewater treatment plants is linked to shifts in the bacterial communities. *J Appl Microbiol.* 2005;99(5):997-1006.
10. Wang X, Wen X, Criddle C, Wells G, Zhang J, Zhao Y. Community analysis of ammonia-oxidizing bacteria in activated sludge of eight wastewater treatment systems. *J Environ Sci (China).* 2010;22(4):627-34.
11. Villaverde S. Recent developments on biological nutrient removal processes for wastewater treatment. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology.* 2004;3:171-83.
12. Pala AI, Sponza DT. Biological treatment of petrochemical waste waters by *Pseudomonas* spp. added AS culture. *Environ Technol.* 1996;17:673-86.
13. Chisti Y. Pneumatically agitated bioreactors in industrial and environmental bioprocessing: Hydrodynamics, hydraulics and transport phenomena. *Appl Mech Rev.* 1998;51:33-112.
14. Burgess JE, Quarmby J, Stephenson T. Role of micronutrients in activated sludge-based biotreatment of industrial effluents. *Biotechnol Adv.* 1999;17(1):49-70.
15. Jorge G, Ibanez, Margarita Hernandez-Esparza, Carmen Doria-Serrano, Arturo Fregoso-Infante, and, Mono Mohan Singh, Biological Treatment of Pollutants and Wastes, *Environmental Chemistry Fundamentals Part*; 2007; 3: 276-295.
16. Sotomayor OA, Park SW, Garcia C. Software sensor for on-line estimation of the microbial activity in activated sludge systems. *ISA Trans.* 2002;41(2):127-43.
17. Baek JG, Park J, Kim TS, Park HD. Analysis of the time dependency of ammonia-oxidizing bacterial community dynamics in an activated sludge bioreactor. *J Biosci Bioeng.* 2011;112(2):166-9.
18. Huang JS, Wu CS, Chen CM. Microbial activity in a combined UASB-activated sludge reactor system. *Chemosphere.* 2005;61(7):1032-41.
19. Xing XH, Jun BH, Yanagida Mari, Tanji Y, Unno H. Effect of C/N values on microbial simultaneous removal of carbonaceous and nitrogenous substances in wastewater by single continuous-flow fluidized-bed bioreactor containing porous carrier particles. *Biochemical Engineering Journal.* 2000;5(1): 29-37.
20. Comeau Y, Hall KJ, Hancock REW, Oldham WK. Biochemical model for enhanced biological phosphorus removal. *Water Res.* 1986;20:1511-21.
21. Mino T, Tsuzuki Y, Matsuo T. Effect of phosphorus accumulation on acetate metabolism in the biological phosphorus removal process. In: Ramadori R. Proceedings of IAWPRC international conference on biological phosphate removal from wastewater, Rome, Adv. Water Pollut. Cont., Pergamon Press. 1987; 27-38.
22. Liu Y, Zhang T, Fang HH. Microbial community analysis and performance of a phosphate-removing activated sludge. *Bioresour Technol.* 2005;96(11):1205-14.
23. APHA, AWWA, WEF. Standard Methods for the Examination of Waters and Wastewaters. 21st ed. Washington, DC: American Public Health Association (APHA); 2005.
24. Liu YJ, Wang XC, Yuan HL. Characterization of microbial communities in a fluidized-pellet-bed bioreactor for wastewater treatment. *Journal of Desalination.* 2009;249:445-52.
25. Chandra R, Bharagava RN, Kapley A, Purohit HJ. Bacterial diversity, organic pollutants and their metabolites in two aeration lagoons of common effluent treatment plant (CETP) during the degradation and detoxification of tannery wastewater. *Bioresour Technol.* 2011;102(3):2333-41.
26. Keskes S, Hmaied F, Gannoun H, Bouallagui H, Godon JJ, Hamdi M. Performance of a submerged membrane bioreactor for the aerobic treatment of abattoir wastewater. *Bioresour Technol.* 2012;103(1):28-34.
27. Dytczak MA, Londry K L, Oleszkiewicz JA. Activated sludge operational regime has significant impact on the type of nitrifying community and its nitrification rates. *Water Research.* 2008;42(8-9):2320-8.
28. Fu Z, Yang F, An Y, Xue Y. Simultaneous nitrification and denitrification coupled with phosphorus removal in an modified anoxic/oxic-membrane bioreactor (A/O-MBR). *Biochemical Engineering Journal.* 2009; 43(2):191-6.