



مقایسه روش بیولوژیکی و بیوالکتروشیمیایی در تصفیه فاضلابهای حاوی فرمالدئید

نویسندگان: امین گلی^۱ محبوبه شعبانی^۲ امیر رضا طلایی^۳

۱. عضو گروه مهندسی مکانیک موسسه آموزش عالی جامی، اصفهان

۲. عضو گروه مهندسی شیمی موسسه آموزش عالی جامی، اصفهان

۳. نویسنده مسئول: دانشجوی دکتری عمران-محیط زیست و مریب گروه مهندسی عمران و محیط زیست موسسه آموزش عالی

جامی اصفهان تلفن: ۰۳۳۴۲۶۳۶۳۲۰ Email: atalaie@jami.ac.ir

چکیده

مقدمه: رشد سریع صنعت و تکنولوژی در چند سده اخیر و افزایش استانداردهای زندگی باعث شده است که تحقیقات مختلفی جهت یافتن روشهای اقتصادی و کارآمدتر تصفیه فاضلاب انجام پذیرد. اگرچه تحقیقات زیادی بر روی دو روش بیولوژیکی و الکتروشیمیایی در حذف آلاینده های سمی صورت پذیرفته است، لیکن ترکیب این دو روش تاکنون مورد بررسی دقیق قرار نگرفته است. هدف از این مطالعه مقایسه مابین راندمان راکتور رشد چسبیده مستغرق و راکتور بیوالکتروشیمیایی (ترکیبی از روش الکتروشیمیایی و راکتور رشد چسبیده مستغرق) بود.

روش بررسی: راکتورهای بیولوژیک و بیوالکتروشیمیایی به صورت جداگانه برای تصفیه فاضلاب آلوده به فرمالدئید برای مدتی طولانی مورد پایش قرار گرفتند. جهت بررسی تاثیر عبور جریان الکتریکی بر روی میکروارگانیسم ها و راندمان سیستم بیولوژیکی از الکترودهای گرافیتی استفاده گردید و راندمان سیستم بطور مداوم مورد پایش قرار گرفت.

یافته ها: نتایج این مطالعه نشان داد که راکتور بیولوژیکی رشد چسبیده مستغرق، قادر به حذف ۸۸٪ فرمالدئید ورودی به سیستم بود. لیکن با نصب الکترودها و عبور جریان برق از آن راندمان آن به ۸۵٪ کاهش یافت. غلظت میکروارگانیسم ها در راکتور بیوالکتروشیمیایی نیز در مقایسه با راکتور بیولوژیک به مراتب کمتر بود. نتایج این تحقیق نشان داد که جریان الکتریکی عبوری از راکتور الکتروشیمیایی رابطه ای معکوس با راندمان حذف فرمالدئید دارد.

نتیجه گیری: نتایج این مطالعه نشان داد که راکتور بیوالکتروشیمیایی و بیولوژیکی در ولتاژهای پایین توانایی تقریباً یکسانی در حذف فرمالدئید از فاضلاب دارند، با این حال مقدار انرژی مورد نیاز راکتور بیوالکتروشیمیایی بیش از مقدار مورد نیاز راکتور بیولوژیکی است. در ولتاژهای بالا نیز توانایی این راکتور در حذف آلاینده ها به شدت کاهش می یابد. لذا در این مطالعه نتیجه گیری شد که با دانش کنونی روشهای بیوالکتروشیمیایی مقرون به صرفه نیستند.

واژه های کلیدی: تصفیه فاضلاب، روش الکتروشیمیایی، روش بیوالکتروشیمیایی، فرمالدئید.

طلوع بهداشت

فصلنامه علمی پژوهشی

دانشکده بهداشت یزد

سال دوازدهم

(ویژه نامه بهداشت محیط)

شماره: چهارم - ۱۳۹۲

شماره مسلسل: ۴۲

تاریخ وصول: ۱۳۹۱/۰۸/۲۷

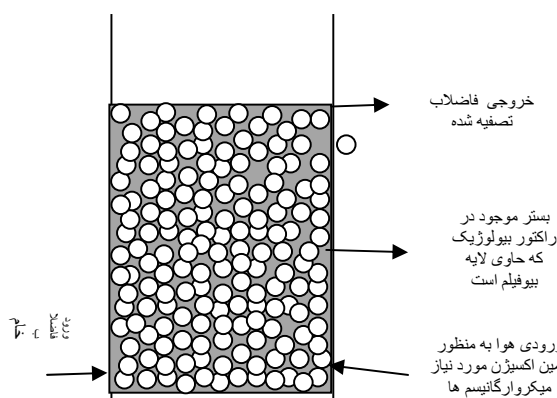
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۱/۱۰/۱۴

**مقدمه**

فرمالدئید یک ترکیب شیمیایی آلی می باشد که کاربردهای گسترده ای در صنعت برای ساخت ملامین، چسب، وسایل منزل از جمله وسایل چوبی دارد و بعضاً نیز به عنوان حلال در صنعت رنگ سازی استفاده می گردد (۱). فرمالدئید ماده ای بسیار سمی بوده که باعث ایجاد بیماری های پوستی، سرطان ریه و مجاری تنفسی و آسیب جدی به چشم می گردد (۳-۱). فرمالدئید پس از ورود به محیط در نهایت وارد آب های سطحی و زیر زمینی شده و باعث آلوده شدن آنها می شود (۴). مطالعات مختلفی در زمینه تصفیه بیولوژیکی فاضلابهای حاوی فرمالدئید انجام پذیرفته که تصفیه پذیری فرمالدئید را به روش هوازی (۵) و بی هوازی (۱۱-۹) اثبات نموده اند. با وجود مناسب بودن روش های بیولوژیکی، تلاشهای فراوانی به منظور یافتن روشهایی مناسب تر صورت پذیرفته است. از جمله این تلاشها انجام تحقیقاتی به منظور کاربرد روشهای الکتروشیمیایی در تصفیه فاضلابهای دارای آلودگی آلی می باشد که نشان از قابل کاربرد بودن این روشها در حذف آلاینده های آلی است (۱۲). مکانیسم تجزیه مواد آلی در روش الکتروشیمیایی، تغییرات شیمیایی ناشی از انتقال الکترون ها بین ماده آلی و الکترودهای بکار رفته می باشد (۱۵-۱۳). برخی محققان به بررسی روش های مختلف تصفیه الکتروشیمیایی پرداخته اند که از آن جمله می توان به کار جعفرزاده و همکاران اشاره کرد که در مطالعه خود به بررسی فرایند تصفیه الکتروشیمیایی در تجزیه پروپیلن گلیکول در آب های آلوده پرداخته اند و موفق به حذف ۹۰٪ آلاینده مربوطه شده اند

(۱۲). ربانی و همکاران نیز در مطالعه خود موفق به دست یابی به بازدهی بالایی در کاهش آلودگی های آلی موجود در فاضلاب به کمک ترکیب روش الکتروشیمیایی، انرژی خورشیدی و چرخه هیدراتاسیون و دهیتراتاسیون گردیدند (۱۶). دانشور و همکاران نیز به بررسی کاهش رنگ موجود در آب به کمک روش الکتروشیمیایی پرداختند و نهایتاً موفق به کاهش رنگ های سنتزی (نارنجی ۱۱ و قرمز ۱۴) اضافه شده به آب شدند (۱۷). محوی و همکاران نیز به بررسی حذف فسفر توسط روش الکتروشیمیایی پرداختند آنها موفق به حذف ۹۰٪ فسفر موجود در فاضلاب ورودی به کمک الکترودی از جنس آلومینیوم شدند. آنها متوجه شدند که این نوع الکترود به دلیل تولید عوامل فولوکه کننده (کاتیون های سه ظرفیتی آلومینیوم) از سایر الکترودهای بکار گرفته شده موثر تر هستند (۱۴).

با وجود اینکه امروزه سیستم های ترکیبی (Hybrid systems) به منظور یافتن روشهای اقتصادی، موثر و ارزان تر مورد توجه محققین مختلف قرار گرفته است، تاکنون تلاشی برای ترکیب دو سیستم الکتروشیمیایی و بیولوژیکی صورت پذیرفته است. لذا هدف از انجام این مطالعه انجام مقایسه ای مابین راکتور رشد چسبیده مستغرق (راکتور بیولوژیک) و روش بیوالکتروشیمیایی در تصفیه فاضلاب مصنوعی آلوده به فرمالدئید می باشد. لازم به ذکر است که راکتور بیوالکتروشیمیایی همان راکتور رشد چسبیده مستغرق مجهز شده به الکترودهایی به منظور عبور جریان الکتریکی از محتویات راکتور می باشد. همچنین در طول این مقاله به منظور ساده نویسی از اصطلاح راکتور بیولوژیک به جای راکتور رشد



شکل ۱: نمایی از پایلوت راکتور رشد چسبیده مستغرق

فاضلاب با دبی ثابت 0.4 لیتر بر دقیقه توسط یک پمپ پرستالتیک وارد راکتور می گردید که زمان ماندی برابر با 250 دقیقه ($4/1$ ساعت) ایجاد می کرد.

ایجاد بیوفیلم ها بر روی بستر، سازگار سازی و بارگزاری راکتور بیولوژیکی در نخستین گام از انجام این مطالعه بیوفیلم مورد نیاز در اطراف بستر تهیه گردید. بدین منظور جامعه میکروبی مورد نیاز از لجن فعال برگشتی تصفیه خانه فاضلاب جنوب اصفهان استفاده شد. لجن برگشتی مورد نظر در پایلوت ریخته شده و هوادهی آن آغاز گردید. محلول معدنی با فرمولاسیون زیر برای ایجاد بیوفیلما استفاده شد که با دبی ثابت 0.4 لیتر بر دقیقه وارد راکتور می گردید. فرمولاسیون محلول معدنی عبارت بود از: $5/6$ گرم آمونیوم سولفات، 6 میلی گرم پتاسیم دی هیدروژن فسفات و 10 میلی گرم اوره (3). PH محلول معدنی نیز بر روی هفت تنظیم گردید. در مرحله سازگار سازی به منظور رشد سریع میکروارگانیسم ها از 50 گرم گلوکز و 20 میلی لیتر اتانول

چسبیده مستغرق استفاده شده است. در بخش اول این مطالعه راکتور رشد چسبیده مستغرق با فاضلاب مصنوعی آلوده به فرمالدئید تغذیه شده و راندمان سیستم در طول آزمایشات پایش شد. در بخش دوم از مطالعه با نصب الکترودهایی در راکتور رشد چسبیده مستغرق نسبت به عبور جریان الکتریکی از راکتور لجن فعال اقدام شد. در این مدت نیز راندمان سیستم مورد پایش قرار گرفت. در نهایت نتایج حاصله از بخش اول (کاربرد روش بیولوژیکی) و بخش دوم (کاربرد روش بیوالکتروشیمیایی) مورد مقایسه و ارزیابی قرار گرفتند.

روش بررسی

تصفیه بیولوژیکی: مشخصات پایلوت مورد استفاده در این مطالعه از راکتور بیولوژیکی با حجم 13 لیتر استفاده گردید که 10 لیتر آن با بستری از جنس لوله های خرطومی (که هر یک دارای طول تقریبی یک سانتیمتر بودند) پر شده بود. طول، عرض و ارتفاع راکتور به ترتیب برابر بودند با 22 ، 22 و 28 سانتی متر 22 سانتی متر از ارتفاع آن حاوی بستر بود. شکل ۱ نمایی از راکتور مذکور می باشد. به منظور تغذیه این راکتور فاضلاب از بخش زیرین آن وارد شده و پس از طی نمودن تمام ارتفاع راکتور از بالای آن خارج می گردید. به منظور تامین اکسیژن مورد نیاز از یک دستگاه کوچک دمنده هوا استفاده شد که هوا را با دبی سه لیتر در دقیقه از زیر راکتور به آن می دمید. دبی هوای دمیده شده به راکتور در کل آزمایشات ثابت بود. این راکتور در دمای اتاق (20 الی 27 درجه سانتیگراد) راهبری می شد.



فرمالدئید، این سیستم تا رسیدن به شرایط پایدار با محلول معدنی حاوی ۴/۱۶ میلی لیتر در لیتر فرمالدئید ۳۷٪ که COD برابر با ۱۴۵۰ میلی گرم بر لیتر ایجاد می نمود راهبری گردید. در این مطالعه شرایط پایدار به ثابت بودن COD پساب خروجی از راکتور در چهار روز متوالی اطلاق می گردید. در طی این مدت مقادیر غلظت میکروارگانسیم ها، راندمان راکتور در حذف فرمالدئید و pH پساب خروجی مورد بررسی قرار گرفت.

تصفیه بیوالکتروشیمیایی

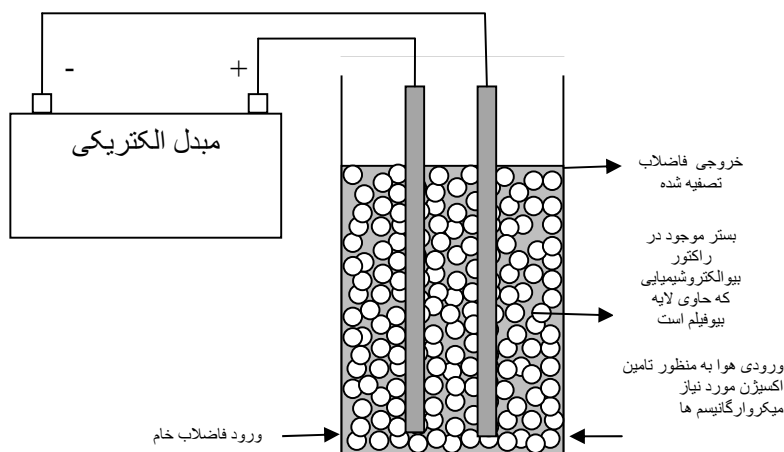
مشخصات پایلوت مورد استفاده

در این بخش از مطالعه، پایلوت راکتور بیولوژیکی با مشخصات ذکر شده در بخشهای قبل با کمک نصب الکترودهایی از جنس گرافیت در مابین بستر، به راکتور بیوالکتروشیمیایی تبدیل گردید. گرافیت از جمله موادی است که توانایی عبور جریان الکتریکی را از خود داشته و در هنگام الکترولیز محلولهای آبی به کمک آن در واکنشهای الکتروشیمیایی شرکت نمی کند (۱۸).

به عنوان تنها منابع کربن استفاده گردید. این فرایند برای مدت زمان دو هفته ادامه یافت تا بیوفیلم مورد نظر به خوبی بر روی بسترها ایجاد گردد.

پس از تشکیل بیوفیلم مناسب مرحله سازگارسازی میکروارگانسیم ها آغاز گردید. فرمالدئید ماده ای سمی برای میکروارگانسیم ها محسوب می گردد. لذا از فرایند سازگارسازی برای ایجاد توانایی مصرف فرمالدئید در میکروارگانسیم ها استفاده شد. در این مرحله نیز محلول معدنی با دبی مشابه با مرحله ایجاد بیوفیلم به راکتور وارد می شد، لیکن تنها منبع کربن به فرمالدئید تغییر یافت. در ابتدای شروع این مرحله ۰/۱۶ میلی لیتر بر لیتر از محلول ۳۷٪ فرمالدئید به محلول معدنی اضافه گردید. در طی ۹۰ روز مقدار فرمالدئید اضافه شده به محلول معدنی افزایش یافت تا در پایان روز نودم این مقدار به ۴/۱۶ میلی لیتر به لیتر رسید. در این زمان مرحله سازگارسازی به پایان رسید.

برای بررسی توانایی راکتور رشد چسبیده مستغرق در حذف



شکل ۲: نمایی از پایلوت راکتور بیوالکتروشیمیایی



بیوفیلیم های چسبیده به بستر از آن جدا گردد. سپس بسترها مجدداً در دمای ۱۰۴ درجه سانتیگراد و به مدت زمان ۲۴ ساعت خشک گردیدند و نهایتاً وزن شدند. این وزن نیز به عنوان وزن ثانویه ثبت گردید. اختلاف وزن اولیه و وزن ثانویه برابر با وزن خشک بیوفیلیم های موجود بر روی ده عدد از بستر محسوب گردید. با توجه به مشخص بودن تعداد کل بسترهای موجود در راکتور امکان تخمین کل بیوفیلیم های راکتور امکان پذیر شد.

یافته ها

توانایی راکتور بیولوژیک در حذف فرمالدئید: راکتور بیولوژیک با COD ورودی برابر با ۱۴۵۰ میلی گرم بر لیتر برای مدت ۲۰ روز مورد راهبری قرار گرفت تا در نهایت شرایط پایدار بدست آمد. نتایج این بخش از مطالعه در شکل ۳ نمایش داده شده است. همان طور که از این شکل مشخص است به دلیل انجام فرایند سازگارسازی طولانی مدت (۹۰ روز) فراز و فرودهای معمول در راندمان راکتور بیولوژیک مشاهده نشد و در زمانی کمتر از شش روز راکتور به حالت پایدار درآمد. مطابق شکل ۳ متوسط راندمان راکتور در شرایط پایدار ۸۸ درصد و متوسط راندمان کل آن برابر با ۸۷ درصد بود. کلیه این جزئیات در شکل ۳ نمایش داده شده است.

نتایج آزمایشات نشان داد که غلظت میکروارگانسیم های معلق موجود در پساب خروجی راکتور بیولوژیکی در پایان روز یازدهم ۰/۰۱ گرم در لیتر بود.

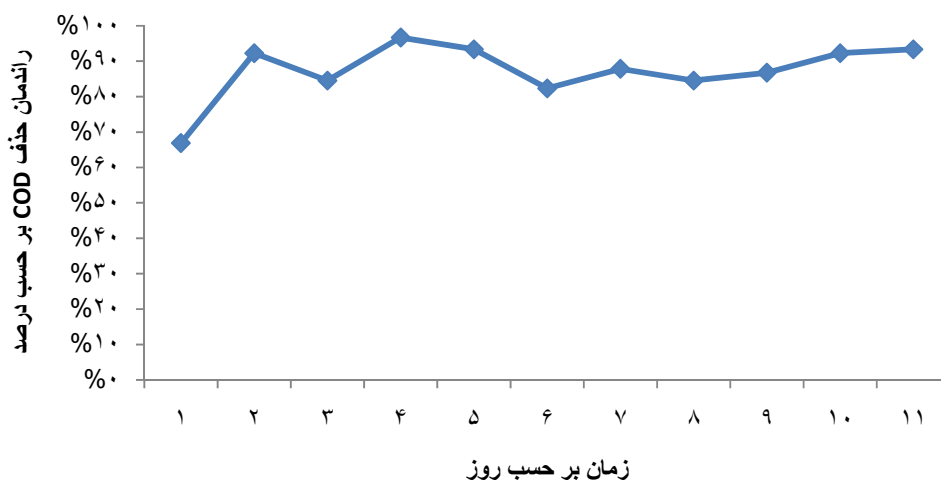
مجموع سطح کل الکترودهای گرافیتی استفاده شده در این مطالعه برابر با ۹ سانتیمتر مربع بود. این الکترودها در فاصله ۴ سانتیمتری از یکدیگر قرار گرفتند. در این آزمایش از مبدل الکتریکی که توانایی تبدیل ولتاژ ۲۲۰ به ولتاژهای ۱ الی ۲۰ ولت را دارا بود استفاده گردید. نمایی از راکتور بیوالکتروشیمیایی در شکل ۲ نمایش داده شده است.

بارگزاری راکتور بیوالکتروشیمیایی

از آنجایی که تمام مراحل توسعه بیوفیلیم و سازگار سازی راکتور قبلاً انجام شده است در این مرحله فقط اقدام به راهبری پایلوت در COD ورودی ۱۴۵۰ میلی گرم بر لیتر در ولتاژهای مابین ۱ الی ۲۰ ولت تا رسیدن به شرایط پایدار شد. در این مرحله نیز مقادیر غلظت میکروارگانسیم ها، راندمان راکتور در حذف فرمالدئید و pH پساب خروجی مورد پایش قرار گرفت. لازم به ذکر است که تمام مراحل راهبری این راکتور دقیقاً شبیه راکتور بیولوژیک بود تا امکان مقایسه نتایج این دو با یکدیگر فراهم گردد.

روش های انجام آزمایشات

در این مطالعه آزمایش COD به روش تقطیر باز و طبق دستورالعمل کتاب روشهای استاندارد انجام پذیرفت (۱۹). به منظور تعیین مقادیر pH نیز از pH متر دیجیتال استفاده گردید. برای اندازه گیری غلظت میکروارگانسیم های موجود در راکتور نیز تعداد ده عدد از بسترها از راکتور خارج شده و برای مدت زمان ۲۴ ساعت در دمای ۱۰۴ درجه سانتیگراد خشک شدند. سپس این ده عدد بستر خشک شده به دقت وزن گردیدند. این وزن به عنوان وزن اولیه ثبت گردید. سپس بسترها به خوبی شسته شده تا کلیه



شکل ۳: راندمان حذف COD در طول آزمایش

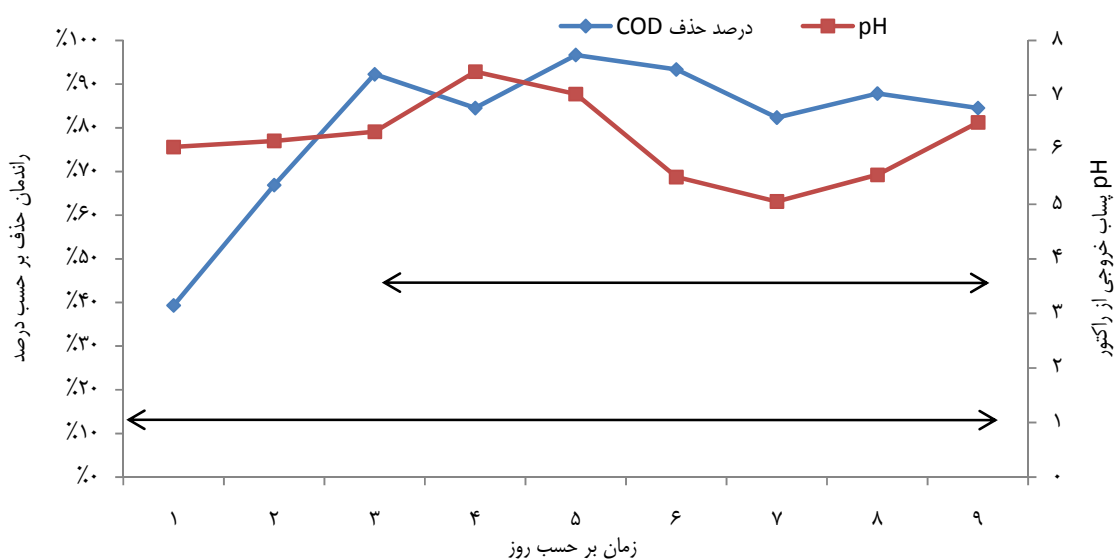
راندمان سیستم به طور مطلوبی افزایش یافت. همان طور که در شکل ۴ مشخص است، متوسط راندمان این سیستم پس از رسیدن به شرایط پایدار (بدون در نظر گرفتن سه روز اول)، ۸۵ درصد می باشد. همچنین متوسط راندمان کل نیز ۸۱ درصد است. اگر چه تعداد مقالاتی که به بررسی ترکیب دو روش الکتروشیمیایی و بیولوژیکی پرداخته اند بسیار اندک است، لیکن در تحقیقات پیشین محققین زیادی سعی در کاربرد روش الکتروشیمیایی در تجزیه ترکیبات آلی نموده اند. بطور مثال جعفرزاده و همکاران موفق به کاربرد روش الکتروشیمیایی در تجزیه فاضلاب های آلوده به پروپیلن گلیکول شدند (۱۲). آنها با کمک عبور جریان الکتریکی ۵۰ ولتی موفق به حذف ۹۰ درصد پروپیلن گلیکول موجود در فاضلاب گردیدند. همان طور که در بخشهای قبل ذکر شد در نخستین گام از انجام این مطالعه از جریان ۱ ولتی استفاده گردید. که یک پنجاهم ولتاژ استفاده شده توسط جعفرزاده و همکاران می باشد لیکن تنها ۵ درصد اختلاف مابین راندمان نهایی حذف در

توانایی راکتور بیوالکتروشیمیایی در حذف فرمالدئید پس از اتمام راهبری راکتور بیولوژیک با نصب الکترودهای مربوطه این راکتور به یک راکتور بیوالکتروشیمیایی تبدیل شد (شکل ۲). این راکتور تا رسیدن به شرایط پایدار راهبری گردید. در این مطالعه شرایط پایدار به ثابت بودن COD پساب خروجی از راکتور در چهار روز متوالی اطلاق می گردید. لازم به ذکر است که شرایط راهبری هر دو راکتور بیولوژیک و راکتور بیوالکتروشیمیایی دقیقاً یکسان بود تا امکان مقایسه راندمان آنها با یکدیگر فراهم باشد (شرایط راهبری در بخشهای قبل بیان شده است). لازم به ذکر است که مطابق شکل ۴ شرایط پایدار پس از سه روز راهبری راکتور حاصل گردید. پس از راهبری راکتور بیوالکتروشیمیایی با COD ورودی ۱۴۵۰ میلی گرم بر لیتر و پایش روزانه آن مشخص گردید که بلافاصله با وصل جریان الکتریکی راندمان راکتور به شدت سقوط می کند. لیکن ظاهراً میکروارگانیسم ها توانایی سازگاری مناسبی با این روش را دارند. لذا تنها پس از سه روز



باشد (۱۲). pH مطلوب میکروارگانسیم ها ۶/۵ الی ۷/۵ می باشد. لازم به ذکر است که استفاده از روش الکتروشیمیایی می تواند منجر به تغییرات شدید pH پساب گردد (۱۲). لذا در طول این بخش از آزمایش pH پساب خروجی راکتور بطور روزانه پایش گردید. نتایج این پایش نیز در شکل ۴ نمایش داده شده است. همان طور که در شکل ۴ مشخص است فراز و فرودهایی در pH پساب خروجی راکتور بیوالکتروشیمیایی مشاهده می گردد. متاسفانه رابطه معناداری مابین تغییرات pH پساب خروجی و درصد حذف COD مشاهده نمی گردد. مطابق نتایج بدست آمده در این مطالعه تغییرات pH در پساب خروجی راکتور بیوالکتروشیمیایی در طی آزمایشات مابین ۵ الی ۷/۵ بود.

این مطالعه و در مطالعه جعفرزاده و همکاران وجود دارد که ناشی از حذف آلاینده توسط میکروارگانسیم ها است. در این مطالعه انتظار می رفت با ترکیب دو روش الکتروشیمیایی و بیولوژیکی بتوان به راندمان تصفیه بالاتری دست یافت لیکن نتایج این مطالعه مشخص نمود که عبور جریان الکتریکی می تواند حتی منجر به کاهش راندمان حذف نیز گردد. فرایند الکترولیز در طی زمان می تواند منجر به تجزیه نمکهای محلول در آب شده و ترکیبات مختلفی را تولید نماید. این ترکیبات می توانند کیفیت آب را تغییر دهند. یکی از مهمترین پارامترهایی که ممکن است با فرایند الکترولیز تغییر نماید pH می باشد. pH محیط رشد میکروارگانسیم ها می تواند اثر بسیاری بر راندمان راکتور داشته

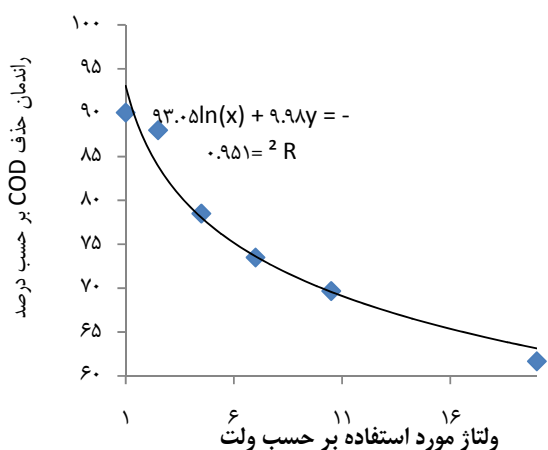


شکل ۴: راندمان حذف فرمالدوئید توسط راکتور بیوالکتروشیمیایی و pH پساب خروجی آن در طول آزمایش ها و در ولتاژ برابر با ۱ ولت



a و b ضریب های ثابت می باشند که به ترتیب برابر هستند با $۹/۹۸$ و $۰.۹۳/۰۵$. لازم به ذکر است که منفی ظاهر شده در این معادله به دلیل کاهشی بودن مقدار راندمان در برابر افزایش ولتاژ است.

همان طور که در شکل ۵ مشخص است حداقل راندمان نیز در این مطالعه برابر ۶۱% بوده که در بالاترین ولتاژ مورد آزمایش در این مطالعه (۲۰ ولت) به دست آمده است.



شکل ۵: تغییرات راندمان راکتور بیوالکتروشیمیایی در ولتاژهای مختلف

بحث و نتیجه گیری

در این مطالعه توانایی یک راکتور رشد چسبیده مستغرق (راکتور بیولوژیک) با همان راکتور، که مجهز به الکترودهایی برای تجزیه الکتروشیمیایی شده است در حذف فاضلاب آلوده به فرمالدئید مقایسه گردید. با توجه به نتایج این مطالعه متوسط راندمان راکتور بیولوژیک و راکتور بیوالکتروشیمیایی در شرایط پایدار به ترتیب

نتایج آزمایشات نشان داد که غلظت میکروارگانیزم های معلق که می تواند ناشی از جدا شدن لایه بیوفیلم ها از سطح بستر باشد در راکتور بیوالکتروشیمیایی در پایان روز نهم (انتهای آزمایش) برابر با $۰/۰۴$ گرم در لیتر بود.

همان طور که مشخص است غلظت میکروارگانیزم های معلق در راکتور بیولوژیک $۰/۰۱$ گرم بر لیتر و در راکتور بیوالکتروشیمیایی $۰/۰۴$ گرم بر لیتر بود. از طرفی افزایش غلظت میکروارگانیزم های معلق در راکتور بیوالکتروشیمیایی نسبت به راکتور بیولوژیکی نشان از افزایش مرگ و میر میکروارگانیزم ها و نتیجتاً کاهش غلظت میکروارگانیزم های فعال راکتور بیوالکتروشیمیایی است.

در شکل ۵ توانایی راکتور بیوالکتروشیمیایی در حذف فرمالدئید از فاضلاب در ولتاژهای مختلف مورد بررسی قرار گرفت. مطابق مطالعات گذشته در زمینه راکتورهای الکتروشیمیایی می بایست با افزایش ولتاژ راندمان سیستم نیز افزایش می یافت ($۱۲, ۱۹$). لیکن همان طور که در شکل ۵ مشخص است افزایش ولتاژ نه تنها باعث افزایش راندمان نشده است بلکه کاهش چشم گیری نیز در راندمان ایجاد نموده است. این نمودار نشان می دهد ولتاژ و راندمان در اینگونه راکتورها رابطه ای عکس یکدیگر دارند. معادله لگاریتمی زیر که از طریق برازش لگاریتمی مابین این پارامترها بدست آمده است رابطه مابین راندمان حذف فرمالدئید و ولتاژ را در یک راکتور الکتروشیمیایی نمایش می دهد.

$$y = -a \ln(x) + b$$

در معادله فوق y برابر با راندمان حذف COD از محیط (بر حسب درصد)، x برابر با ولتاژ عبوری از راکتور (بر حسب ولت) و نهایتاً



سدیم در آب این ترکیب می تواند به کلر (Cl_2) تبدیل شده که پس از انحلال در آب و یونیزه شدن منجر به مرگ میکروارگانسیم ها می گردد (۱۹). متاسفانه منابع چندانی در این زمینه یافت نمی گردد که به بررسی تاثیرات مستقیم و غیر مستقیم عبور جریان الکتریسته از راکتور بیولوژیکی پرداخته باشد. لذا این بخش می تواند در آینده مورد توجه محققین مختلف قرار گیرد. نتایج این مطالعه مشخص نمود که ترکیب ساده دو روش الکتروشیمیایی و بیولوژیکی نه تنها قادر به افزایش راندمان تصفیه نمی گردد، بلکه ترکیب این دو روش با دانش امروزی منجر به افزایش انرژی مورد نیاز تصفیه شده که افزایش هزینه تصفیه فاضلاب را نیز به همراه دارد.

تقدیر و تشکر

این مقاله بر مبنای پایان نامه کارشناسی در گروه مهندسی عمران و محیط زیست موسسه آموزش عالی جامی انجام شده است. نویسندگان این مقاله بدین وسیله مراتب تقدیر و تشکر خود را از کمک های مالی و معنوی معاونت پژوهشی موسسه آموزش عالی جامی و گروه مهندسی عمران و محیط زیست این موسسه ابراز می دارند.

References

- 1-Squire RA, Cameron LL. An analysis of potential carcinogenic risk from formaldehyde Reul Toxicol. Pharmacol. 1984;4(2):107-29.
- 2-Smidt S, Bauer H, Pogodina O, Puxbaum H. Concentrations of ethene and formaldehyde at a valley and a mountain top site in the austrian alps. Atmos. Environ. 2005; 39, 4087-91.
- 3- Zhogjun xu, qin N, jinggang w, Hua Ton. 2010. Formaldehyde biofiltration as affected by spider plant. Bioresource technology 2010; 101, 6930-6934.

برابر بود با ۸۸٪ و ۸۵٪. همان طور که از نتایج ارائه شده در این مطالعه مشخص است اگرچه عبور جریان الکتریسته از راکتور بیولوژیکی می تواند بخشی از فرمالدئید موجود در فاضلاب ورودی به راکتور را تجزیه نماید، لیکن عبور جریان الکتریسته می تواند تاثیرات منفی مستقیم و غیر مستقیم بر روی میکروارگانسیم های فعال داشته باشد. گواه این تاثیر منفی کاهش سریع راندمان راکتور بیولوژیکی پس از نصب الکترودها می باشد. هر چند که میکروارگانسیم ها پس از مدت زمان کوتاهی مجدداً در ولتاژهای پایین توانایی قبلی خود را بازیافتند لیکن در ولتاژهای بالا راندمان سیستم بطور کامل افت نمود. نویسندگان این مقاله بر این عقیده اند که تاثیر مستقیم می تواند ناشی از عبور جریان برق از سلول میکروارگانسیم ها بوده که قادر به تجزیه برخی از ترکیبات آلی حیاتی درون سلول (همچون DNA) میکروارگانسیم است. تاثیرات غیر مستقیم نیز می تواند به صورت تاثیر منفی ترکیبات تولید شده ناشی از تجزیه الکتروشیمیایی نمکهای معدنی در فاضلاب تعریف شود. برخی از این ترکیبات می توانند تاثیرات مرگ باری برای میکروارگانسیم ها داشته و یا مانعی برای رشد و تولید مثل مناسب آنها باشد. بطور مثال در صورت وجود کلرید



- 4- Wolverton BC, Wolverton JD. 1993. Plant and soil microorganisms: removal of formaldehyde, xylenes, and ammonia from the indoor environment. *J. Miss. Acad. Sci* 1993; 38; 11-15.
- 5- Azachi M, Henis Y, Oren A, Gurevich P, Sarig S. Transformation of formaldehyde by a *Halomonas* sp. *Can. J. Microbiol.*, 1995; 41: 548–53.
- 6- Yamazaki T, Tsugawa W, Sode K. Biodegradation of formaldehyde by a formaldehyde-resistant bacterium isolated from seawater, *Appl. Biochem. Biotechnol.*, 2001; 91–93: 213–217.
- 7- Hidalgo A, Lopategi A, Prieto M. Formaldehyde removal in synthetic and industrial wastewater by *Rhodococcus erythropolis* UPV-1, *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 2002; 58: 260–263.
- 8- Qu M, Bhattacharya SK. Toxicity and biodegradation of formaldehyde in anaerobic methanogenic culture, *Biotechnol. Bioeng.*, 1997; 55 (5): 727–36.
- 9- Lu Z, Hegemann W. Anaerobic toxicity and biodegradation of formaldehyde in batch cultures, *Water. Res.*, 1998; 32 (1): 209–15.
- 10- Khataee AR, Rasoulifard MH, Pourhassan M. Biodegradation of dye solution containing Malachite Green: Optimization of effective parameters using Taguchi method, *Journal of Hazardous Materials*, 2007; 143(1-2): 214-19.
- 11- Omil F, Méndez D, Vidal G, Méndez R, Lema JM. Biodegradation of formaldehyde under anaerobic conditions, *Enzyme Microbiol. Technol* 1999; 24: 255–62.
- 12- Jafarzadeh N, Talaei A, Talaei M, Jorfi S. Evaluation of electrochemical treatment in degradation of wastewater contaminated by propylene glycol, *J. Health & Environ.* 2010.
- 13- Zon L, Lixia L, Huaihe S, Gayle M. Using mesoporous carbon electrodes for brackish water desalination. *Water research* 2008; 42: 2340-48.
- 14- Mahvi AH, Ebrahimi, Jafarinoori, Vaezi. Ebrahimzade., Evaluation of electrolysis method in phosphorus removal from wastewaters *Journal of Kordestan University Medical Science* 2006; 12: 45-36.
- 15- Rahmani. A., Samarghandi. M. R., Evaluation of electrochemical in COD removal from wastewater *Water & Wastewater Journal* 2007 ; 64(18): 9-12.
- 16- Rabani D. simultaneous applications of electrochemical process, solar energy and hydration- dyhydration cycle in advanced wastewater treatment, [PHD thesis], Tehran Tarbiyatmodares university; 2004.



-
- 17-Daneshvar N, Ashasisorkhbim H, Tizpar A. Ddecolorization of oranj 11 by electrocoagulation method. separation and purification tech 2003; 31: 153-62.
- 18-Talaie MR, Karamolahi E, Talaie AR, Bagheri M. The Experimental Investigation of Electrochemical Method for Chloride Removal, 13th Environmental Health seminar: 2010 Kerman, Iran
- 19-APHA. Standard methods for the Examination of water & wastewater. 21^{ed}, Washington DC, USA. 2005.



Comparison of Biological and Bio-electrochemical Methods to Treat Wastewater Contaminated with Formaldehyde

Goli A(BS)¹, Shabani M(BS)², Talaie AR(Ph.D)³

1. BS of Jami Institute of Technology, Department of Mechanical, Iran.
2. BS of Jami Institute of Technology, Department of chemical, Iran.
3. Ph.D Student of Civil Engineering, Institute of Environmental and Water Resources

Abstract

Introduction: Among the pollutants in waste gases, volatile organic carbons (VOCs) are very harmful for human, animals and plants. Formaldehyde is a member of VOCs family and is very toxic, mutagen and carcinogen. For removing formaldehyde, Some biological methods for treating waste gases such as bio-trickling filter reactor (BTFR) have been developed by scientists. The aim of this study was to evaluate BTFR usability for formaldehyde vapor removal.

Methods: In this study, bio-film was developed on polyethylene tubes as supporting material in BTFR. Formaldehyde removing efficiency was evaluated during three different hydraulic retention time (HRT) using a digital formaldehyde meter.

Results: The results showed that BTFR can reduce 99% of formaldehyde in hydraulic retention time equal to 126 seconds. To have the best efficiency, the optimum pH was also 5 to 8. The efficiency will decrease if bio-trickling filter is conducted on the pH less than 5. Also microbiological investigation showed that Salmonella and Serratia strains are predominant throughout the bio-trickling filter. Based on the results, an empirical model was developed to design full scale bio-trickling filter.

Conclusion: The results demonstrated that bio-trickling filter is an applicable and economic way to treat air stream contaminated by formaldehyde. Based on the importance of air pollution in the world, the results of this experiment can be used to reduce air pollution.

Keywords: Bio-filter, Formaldehyde, Biodegradation, Microorganisms, Organic loading rat