

بهینه‌سازی کارآمدی فرایند الکترولیز به منظور ارتقای عملکردی راکتور بافل‌دار بی‌هوازی تصفیه فاضلاب از طریق کنترل مقدار pH

کامیک بدلیانس قلی‌کندی^{۱*}، بهنام اینانلو بکر^۲، مریم عمووها^۳

۱. دانشیار گروه مهندسی آب، فاضلاب و محیط‌زیست، دانشکده مهندسی عمران، آب و محیط‌زیست، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران

۲. کارشناس ارشد عمران، مهندسی محیط‌زیست، دانشکده مهندسی عمران، آب و محیط‌زیست، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران
Behnaminanloo@yahoo.com

۳. دکتری مهندسی محیط‌زیست، دانشکده مهندسی عمران، آب و محیط‌زیست، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران
amouha@gmail.com

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۸/۱۱/۴

تاریخ وصول مقاله: ۱۳۹۸/۵/۲۶

چکیده

در پی نتایج اولیه حاصل از امکان‌سنجی به‌کارگیری فرایند الکترولیز به منظور افزایش کارآمدی راکتور بافل‌دار بی‌هوازی تصفیه فاضلاب، در این تحقیق، فرایند الکترولیز با هدف بهینه‌سازی و ارتقای عملکردی این راکتور، در مقیاس آزمایشگاهی بررسی شد. در این راستا، عوامل مؤثر شامل جنس الکترودها (آهن، فولاد ضدزنگ، مس، آلومینیوم و برنج)، فاصله و سطح تماس الکترودها، مدت‌زمان الکترولیز، چگالی جریان الکتریکی، غلظت جامدات محلول و مقدار pH اولیه فاضلاب بررسی شدند. بر اساس نتایج حاصل، بهترین جنس الکترودها از نظر مدت‌زمان و انرژی الکتریکی لازم برای احیای یک واحد pH، آهن است. همچنین مشخص شد که افزایش حجم کنترل فاضلاب تحت تأثیر فرایند الکترولیز، موجب افزایش کارآمدی سامانه می‌شود که این امر بیانگر نیاز به افزایش سطح تماس و فاصله الکترودها به منظور ارتقای عملکردی سامانه است. یافته‌ها نشان دادند که میزان احیای pH فاضلاب در مدت‌زمان ۱/۵ ساعت، حدود ۳/۵ واحد است که پاسخ‌گوی افت pH در راکتور هنگام وقوع شوک‌های ناشی از بار آلی است. همچنین محدوده بهینه برای چگالی جریان از نظر میزان احیای pH فاضلاب، ۸-۱۱ mA/cm² به دست آمد؛ بنابراین می‌توان نتیجه‌گیری کرد که به‌کارگیری فرایند الکترولیز به منظور تنظیم مقدار pH تحت شرایط بهینه راهبری این سامانه موجب ارتقای کارآمدی راکتور و کاهش مصرف انرژی الکتریکی می‌شود.

کلیدواژه

تصفیه زیستی بی‌هوازی فاضلاب، فرایند برقکافت، قلیائیت، مصرف انرژی الکتریکی.

۱. سرآغاز

دلیل همواره موردتوجه طراحان و محققان قرار دارند. راکتور بافل‌دار بی‌هوازی^۱ (ABR) تحت بسیاری از شرایط نسبت به سایر راکتورهای بی‌هوازی با سرعت بالا برتری دارد (Barber & Stuckey, 1999; Liu et al., 2010; Badalians Gholikandi et al., 2014; Putra et al., 2020; Al Smadi et al., 2019; Moges et al., 2018; Bojpa, 2017).

راکتورهای بی‌هوازی تصفیه فاضلاب اغلب به‌عنوان واحدهای پیش‌تصفیه فرایندهای هوازی و در مواردی راهکار اصلی تصفیه فاضلاب‌های شهری و صنعتی استفاده می‌شوند. این راکتورها در مقایسه با راکتورهای هوازی دارای مزایای اقتصادی و زیست‌محیطی هستند و بدین

Bitton, 2005; Gerardi, 2006; Tchobanoglous, ۱۳۹۵؛
(et al., 2014).

برای کنترل pH باید مقدار قلیائیت فاضلاب کافی باشد. قلیائیت به‌عنوان بافر عمل می‌نماید تا مانع تغییرات سریع مقدار pH شود. کاهش قلیائیت و در نتیجه تغییرات pH در صورت تجمع اسیدهای آلی به دلیل عدم تبدیل بیولوژیکی آن‌ها به متان یا وجود عوامل بازدارنده محیطی مؤثر بر فعالیت زیستی باکتری‌های متان‌ساز رخ می‌دهد. هرچند که pH مناسب برای عملکرد راکتورهای بی‌هوای در محدوده ۶/۸-۷/۲ قرار دارد، اما بهترین محدوده pH بین ۷/۰-۷/۲ است. مقادیر pH کم‌تر از ۶/۰ یا بیش‌تر از ۸/۰ محدودکننده رشد بوده و در برخی مواقع برای باکتری‌های متان‌ساز سمی است. حفظ قلیائیت و کنترل pH از دو طریق امکان‌پذیر است: ۱. استفاده از مواد شیمیایی (Gerardi, 2003) و ۲. استفاده از فرایند الکترولیز (بدلیانس قلی‌کندی و همکاران، ۱۳۹۱؛ Aqaneghad & Moussavi, 2016).

قلیائیت در ابتدا به‌صورت بی‌کربنات موجود است و مطابق رابطه (۱) در مقدار معینی از pH با کربن دی‌اکسید موجود در بیوگاز در حالت تعادل است (بدلیانس قلی‌کندی، ۱۳۸۵).



به‌منظور بررسی در خصوص نحوه عملکرد فرایند الکترولیز برای کنترل pH در راکتور ABR باید توجه داشت که در یک سامانه الکتروشیمیایی با استفاده از الکتروود فلزی (M)، انجام رابطه‌های (۲) و (۳) در آند و رابطه‌های (۴)، (۵) و (۶) در کاتد میسر می‌شود. با برقراری جریان الکتریکی به‌منظور حفظ تعادل بار، الکترولیز آب به وقوع می‌پیوندد. الکترولیز آب در آند بر اساس رابطه (۳) گاز اکسیژن و پروتون (H^+) و در کاتد مطابق رابطه (۴) گاز هیدروژن و آنیون هیدروکسید (OH^-) تولید می‌کند. در نتیجه، pH نزدیک کاتد افزایش می‌یابد در حالی که pH در نزدیکی آند کاهش می‌یابد. رابطه‌های

این راکتور دارای مزایای متعددی از جمله پتانسیل حفظ زیست‌توده در راکتور با استفاده از عملکرد هیدرولیکی، توانایی جداسازی دو فاز اسیدسازی و متان‌سازی در طول راکتور و قابلیت متعادل‌سازی و تسهیل تکامل زیستی اجتماع میکروبی است (Badalians Gholikandi et al., 2014). در این تحقیق، با توجه به اهمیت تأثیرگذاری پارامتر pH بر روند انجام فرایند چندمرحله‌ای زیستی بی‌هوای و کارآمدی آن، بررسی به‌کارگیری و بهینه‌سازی فرایند الکترولیز به‌منظور کنترل مقدار pH با صرف حداقل انرژی الکتریکی در مقیاس آزمایشگاهی انجام شد.

در راکتورهای بی‌هوای، مقدار pH فاضلاب به‌شدت تحت تأثیر میزان کربن دی‌اکسید موجود در محیط است. هنگام تجزیه ترکیبات آلی، اسیدهای آمینه و پروتئین‌ها، کربن دی‌اکسید و آمونیاک آزاد می‌شوند. کربن دی‌اکسید سبب تولید اسیدکربنیک و قلیائیت کربناته و بی‌کربناته و آمونیاک به تولید یون آمونیوم منجر می‌شود. تغییرات زیاد قلیائیت و pH تحت تأثیر ورود مواد غذایی^۲ و تولید ترکیبات اسیدی و قلیایی مانند اسیدهای آمینه و یون آمونیوم طی تجزیه ترکیبات آلی رخ می‌دهد. در فرایند تجزیه اسیدهای آمینه و پروتئین‌ها، گروه آمین ($-\text{NH}_2$) رها شده و آمونیاک تشکیل می‌شود. آمونیاک نیز در آب حل شده و در ترکیب با کربن دی‌اکسید به شکل آمونیوم بی‌کربنات درمی‌آید و تولید قلیائیت می‌کند. اسیدهای آلی تولیدشده در اثر تجزیه مواد آلی موجب از بین رفتن قلیائیت تولیدشده می‌شوند (Gerardi, 2003). در این راکتورها، با توجه به بازدهی پایین انرژی حاصل از مصرف اسیدهای چرب فرار^۳ توسط باکتری‌های متان‌ساز، سرعت رشد آن‌ها محدود است. باکتری‌های متان‌ساز بی‌هوای مطلق هستند و نسبت به تغییرات میزان قلیائیت و pH بسیار حساس هستند؛ بنابراین حفظ شرایط راهبری بهینه برای اطمینان از وجود سرعت‌های مناسب تجزیه جامدات، تولید متان، میزان رشد و تکثیر میکروارگانیسم‌ها و پاسخ راکتور به تغییرات ورودی الزامی است (بدلیانس قلی‌کندی،

می‌شود. به عبارت دیگر در این روش انتقال الکترون عاملی است که سبب تصفیه فاضلاب می‌شود. در طول فرایند انعقاد، کاتیون‌های ناشی از اکسیداسیون الکتروکود آند با کاهش زتا پتانسیل مواد معلق و کلونیدی، موجب تشکیل لخته می‌شوند. هیدروکسیدهای فلزی تشکیل شده، آلاینده‌های موجود در فاز مایع را لخته و ته‌نشین می‌کنند. درحالی‌که حباب‌های هیدروژن تشکیل یافته با کاتد، سبب شناورسازی مواد آلی می‌شوند. فرایند الکتروشیمیایی در هر دو حالت پیوسته و ناپیوسته استفاده می‌شود؛ اما بازده تصفیه آن بستگی به شرایط اختلاط، زمان ماند، نرخ جریان و غلظت آلاینده‌ها دارد (Mouedhen et al., 2008; Sasson et al., 2009; Radjenovic & Sedlak, 2015; Sahu et al., 2017; Tahreen et al., 2020).

از مزایای فرایند الکترولیز می‌توان به طراحی و بهره‌برداری آسان، پتانسیل کاهش آلاینده‌ها و سادگی تجهیزات موردنیاز برای تصفیه فاضلاب اشاره کرد (Hubbe et al., 2016). این در حالی است که استفاده از مواد شیمیایی نیازمند صرف هزینه و احداث سازه انتقال و توزیع است که این امر بهره‌برداری از آن‌ها را مشکل می‌سازد.

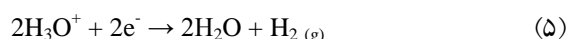
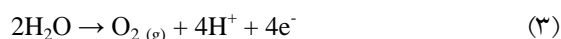
فرایند الکترولیز تحت تأثیر عوامل گوناگونی از جمله جنس الکترودها (Koparal & Ogutveren, 2009; Mahmoud et al., 2010)، مقدار pH اولیه محلول (Koby et al., 2006; Sevki et al., 2007; Mouedhen et al., 2010; Sarkar et al., 2008)، چگالی جریان الکتریکی (شدت جریان الکتریکی توزیع شده در واحد سطح الکتروکود) (Mikko, 2012)، مدت زمان الکترولیز (Chen et al., 2003) و فاصله الکترودها (Alaadin, 2008) قرار دارد که در این تحقیق به منظور بیهینه‌سازی فرایند الکترولیز برای احیای pH، این عوامل در مقیاس آزمایشگاهی بررسی شدند.

۲. مواد و روش‌ها

۲-۱. آماده‌سازی پایلوت آزمایشگاهی

عملکرد راکتور نیمه‌صنعتی بافل‌دار بی‌هوای تصفیه

(۲) و (۶) نشان‌دهنده عملکرد الکتروشیمیایی سامانه هستند که در آن‌ها ابتدا فلز اکسید و سپس احیا می‌شود (Martinez-Huitle et al., 2018; Mahmoud et al., 2010).



طبق رابطه (۳)، با کاهش pH فاضلاب در اطراف آند، به منظور حفظ تعادل در سامانه الکتروشیمیایی، رابطه (۱) به سمت تولید کربن دی‌اکسید و آنیون هیدروکسید پیش می‌رود؛ بنابراین کف تولیدی ناشی از عمل الکترولیز فاضلاب در اطراف آند به دلیل تولید گاز کربن دی‌اکسید بر اثر جابه‌جایی تعادل در سامانه است. پس از قطع جریان برق و برگشت مجدد یون‌های هیدروژن و هیدروکسید به فاضلاب، رابطه (۱) به دلیل حلالیت پایین کربن دی‌اکسید خروجی مطابق قانون هنری، برگشت‌ناپذیر می‌شود (بدلیانس قلی‌کندی، ۱۳۸۵؛ بدلیانس قلی‌کندی و همکاران، ۱۳۹۱). در نتیجه مطابق واکنش‌های فوق، دلیل افزایش pH تحت تأثیر فرایند الکترولیز در سامانه الکتروشیمیایی، تغییر شکل یون هیدرونیوم (H_3O^{+}) به صورت گاز هیدروژن و تولید یون هیدروکسید در اطراف کاتد و جابجایی تعادل بی‌کربنات، تولید یون هیدروکسید و خروج گاز کربن دی‌اکسید در اطراف آند است.

فرایند الکترولیز علاوه بر کنترل مقدار pH فاضلاب، موجب بهبود بازده تصفیه نیز می‌شود (بدلیانس قلی‌کندی و همکاران، ۱۳۹۹). تصفیه به کمک فرایند الکترولیز بر اساس مکانیسمی ساده انجام می‌پذیرد. در این مکانیسم که به انعقاد الکتریکی معروف است، جریان الکتریکی به یک جفت الکتروکود اعمال می‌شود. با اعمال جریان الکتریکی، انحلال مواد تشکیل‌دهنده الکترودها رخ می‌دهد. به این ترتیب که الکتروکود آند اکسید شده و الکتروکود کاتد احیا

به این ترتیب که با استفاده از بشرهای آزمایشگاهی، نمونه‌های متعددی با حجم ۵۰۰ cc از اتاقک‌های مختلف راکتور گرفته شد و عوامل مؤثر بر فرایند الکترولیز با تمرکز بر مشخصه pH بررسی شد. نمونه‌های برداشت‌شده با استفاده از دو الکتروود هم‌جنس از نوع آهن، فولاد ضدزنگ، مس، آلومینیوم و برنج به طول و عرض ۱۲ و ۶ سانتی‌متر با ضخامت ۱ میلی‌متر در فواصل و سطوح تماس مختلف (حداکثر فاصله الکتروودها: ۱۱ cm، حداکثر سطح تماس الکتروودها با فاضلاب: 60 cm^2) تحت تأثیر الکترولیز قرار گرفتند. اختلاط در سامانه با یک همزن دستی انجام پذیرفت (شکل (۱) - ب).

فاضلاب با هدف مطالعه نقاط ضعف راکتور و امکان استفاده از فرایند الکترولیز برای ارتقای عملکردی آن بررسی شد. برای این منظور نمونه‌هایی از محل جریان ورودی، اتاقک‌های مختلف راکتور و جریان خروجی آن با تمرکز بر مشخصه‌های pH، COD^۵ و TDS^۶ برای بررسی عملکرد راکتور تحت شرایط راهبری مختلف برداشت شد (شکل (۱) - الف). سپس، به منظور ارتقای عملکردی راکتور و دستیابی به شرایط بهره‌برداری بهینه، مطالعات آزمایشگاهی به صورت ناپیوسته^۷ در خصوص بررسی تأثیر فرایند الکترولیز بر کنترل مقدار pH با صرف حداقل انرژی الکتریکی در یک سامانه الکتروشیمیایی انجام پذیرفت.



شکل ۱. سمت راست (الف) پایلوت راکتور با فلدار بی‌هوازی، سمت چپ (ب) سامانه الکتروشیمیایی پایلوت آزمایشگاهی ناپیوسته

پس از سپری شدن مدت‌زمان لازم برای احیای pH، جریان برق قطع شد و از عمق ۳۰ میلی‌متری از سطح آب، نمونه‌هایی برای بررسی برداشت شد. در این مرحله pH، غلظت هرکدام از فلزات آزادشده به محیط، مدت‌زمان الکترولیز و شدت جریان الکتریکی اندازه‌گیری شدند. برای این منظور، مشخصه pH با قرائت مستقیم با پروب دستگاه اندازه‌گیری (HANNA, pH 211)، غلظت فلزات با دستگاه طیف‌سنجی^۸ (ICPS-7500, SHIMADZU) و مدت‌زمان الکترولیز با استفاده از کرنومتر تعیین شده است. الکتروودها

۲-۲. نمونه‌گیری و انجام آزمایش‌ها

در هر مرحله از مطالعات آزمایشگاهی به صورت ناپیوسته، فاضلاب برداشت‌شده از شیرهای موجود در بدنه راکتور ABR به بشرهای آزمایشگاهی منتقل شد. برای نزدیک شدن به شرایط واقعی راکتور در حین وقوع شوک آلی، با استفاده از اسیدسولفوریک مقدار pH اولیه نمونه فاضلاب موجود در سامانه الکتروشیمیایی به محدوده ۵/۰۰-۶/۵۰ انتقال یافت و با برقراری جریان برق، توانایی هر جنس الکتروود در فواصل و سطوح تماس مختلف بررسی شد.

رعایت نسبت بی‌هوازی بین کربن، نیتروژن و فسفر با استفاده از مواد شیمیایی مُلاس^۹، آمونیوم کلراید^{۱۰} (g/g COD ۰/۰۰۷) و پتاسیم دی‌هیدروژن ارتوفسفات انیدروس^{۱۱} (g/g COD ۰/۰۰۰۶) تهیه شد. سایر مشخصات کیفی فاضلاب ورودی به راکتور در جدول (۱) آمده است.

۳. نتایج و بحث

۳-۱. بررسی تأثیر جنس الکترود

در این مرحله پنج نوع الکترود آهن، فولاد ضدزنگ، مس، آلومینیوم و برنج تحت شرایط یکسان از نظر مقدار pH اولیه (۶/۰۰)، ولتاژ (۱۰/۰ V)، فاصله (۷ cm)، سطح تماس با فاضلاب (۶۰ cm²) و دما (۳۵±۵ °C) آزمایش شدند و مدت زمان الکترولیز لازم برای احیای یک واحد pH برای هرکدام از آن‌ها به دست آمد. مطابق شکل (۱)، الکترود آهن قادر است در مدت زمان کوتاه‌تر با مصرف انرژی الکتریکی کم‌تر، مقدار pH نمونه فاضلاب را به میزان یک واحد احیا کند.

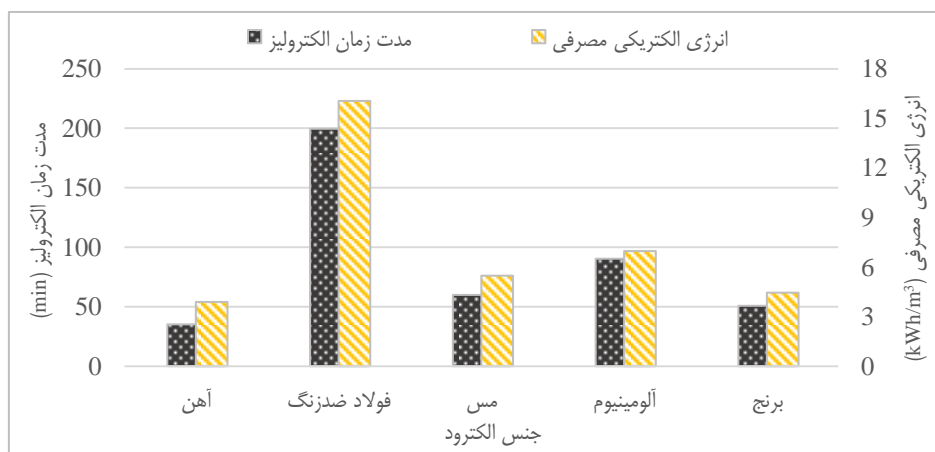
برای تأمین پتانسیل الکتریکی موردنیاز به یک منبع تغذیه آنالوگ V ۴۰/۰ - ۰/۰ و A ۱/۸ - ۰/۰ (TRIO: PR-653) متصل شدند. در هر مرحله از مطالعات با استفاده از اطلاعات استخراج شده از نتایج آزمایش‌ها، میزان انرژی الکتریکی مصرفی در سامانه به دست آمد. تمامی آزمایش‌ها مطابق با روش استاندارد متد (APHA, 2005) انجام شدند و برای اطمینان از صحت نتایج حاصل، آزمایش‌ها با سه بار تکرار انجام پذیرفتند. استفاده از روش تضمین کیفیت داده‌ها (فرایند دیتا پروفایلینگ) شناسایی تناقض‌های ممکن و پاک‌سازی داده‌ها، همچنین روش کنترل کیفیت داده‌ها، کنترل هدفمندی و قابلیت به‌کارگیری آن‌ها را میسر می‌سازد.

۳-۲. کیفیت فاضلاب ورودی به راکتور

در مجموعه آزمایش‌های انجام شده، به‌منظور جلوگیری از نوسانات فاضلاب و امکان تغییر بار آلی فاضلاب ورودی به راکتور، از فاضلاب سنتتیک با COD برابر ۴۰ ± ۷۰۰ میلی‌گرم بر لیتر استفاده شده است. فاضلاب مذکور با

جدول ۱. مشخصات کیفی فاضلاب ورودی به راکتور

پارامتر (واحد)	مقدار
دما (°C)	۴۵ ± ۱
pH	۷/۷۷ ± ۰/۰۴
COD (mg/L)	۷۰۰ ± ۴۰
TS ^{۱۲} (mg/L)	۱۲۵۸ ± ۲۱
TDS (mg/L)	۶۳۳ ± ۴



شکل ۱. نتایج مقایسه جنس الکترودهای مورد استفاده در سامانه بر اساس مدت زمان الکترولیز و انرژی الکتریکی مصرفی

جدول ۲. غلظت فلزات آزاد شده به محیط با الکترولیز هر جنس الکتروود برای احیای یک واحد pH

جنس الکتروود	شرایط آزمایش							
	حجم (cc)	ولتاژ (V)	چگالی جریان (mA/cm ²)	مدت الکترولیز (min)	آهن (mg/L)	مس	آلومینیوم	نیکل
آهن	۵۰۰	۱۰/۰	۵/۵۲	۳۵/۱	۷۶/۳۶	۰/۰۰	۰/۰۶	۰/۰۰
فولاد ضدزنگ	۵۰۰	۱۰/۰	۴/۰۲	۱۹۹/۶	۹۷/۸۷	۰/۰۰	۰/۱۳	۰/۲۴
مس	۵۰۰	۱۰/۰	۴/۵۷	۵۹/۹	۷/۹۴	۳۴/۵۷	۰/۴۹	۴/۰۵
آلومینیوم	۵۰۰	۱۰/۰	۳/۶۹	۹۰/۳	۱/۱۲	۰/۲۳	۱۶۲/۰	۰/۰۰
برنج	۵۰۰	۱۰/۰	۴/۴۰	۵۰/۷	۷/۹۲	۵۸/۲۶	۲/۳۱	۰/۰۰

واحد pH، گزینه مناسبی برای استفاده در راکتورهای بی‌هوای نیست. همچنین الکتروود آلومینیوم در مقایسه با الکتروود آهن انرژی الکتریکی بیش‌تری برای احیای یک واحد pH مصرف می‌کند.

نتایج بررسی اقتصادی مندرج در جدول (۳) نشان دادند که هزینه تهیه الکتروود آهن بسیار پایین‌تر از سایر موارد مورد آزمایش است و با توجه به ابعاد مورد نیاز، هزینه تهیه آن نسبت به فولاد ضدزنگ، مس، آلومینیوم و برنج به ترتیب برابر ۰/۱۷، ۰/۰۵، ۰/۲۹ و ۰/۰۷ است. در نتیجه هزینه کم‌تری برای جایگزینی دوره‌ای آن مورد نیاز است؛ بنابراین با در نظر گرفتن همه موارد، الکتروود آهن برای استفاده در راکتور ABR بهینه‌ترین جنس است.

همچنین با توجه به نتایج آزمایش طیف‌سنجی که در جدول (۲) ارائه شده است و غلظت بازدارندگی برای هر فلز می‌توان دریافت که الکترودهای مس و برنج موجب آزاد شدن فلز مس بیش از حدود مجاز (۰/۵ mg/L) (محلول) و (۷۰-۵۰ mg/L (کل)) در فاضلاب می‌شوند (Tchobanoglous et al., 2014) و می‌تواند اثر بازدارندگی قوی بر رشد میکروارگانیسم‌های بی‌هوای داشته باشند؛ بنابراین برای استفاده در راکتورهای بی‌هوای مناسب نیستند. این در حالی است که فلز آهن تا غلظت ۱۲۰ میلی‌گرم بر لیتر جز مواد ریزمغذی برای رشد میکروارگانیسم‌ها محسوب می‌شود (Henze & Harremoes, 1983). از طرفی الکتروود فولاد ضدزنگ به دلیل نیاز به مدت‌زمان طولانی و انرژی الکتریکی بالا برای احیای یک

جدول ۳. مقایسه هزینه تهیه الکترودهای مختلف

جنس الکتروود	چگالی (g/cm ³)	قیمت واحد جرم (ریال/kg)	قیمت کل (ریال)
آهن	۷/۸۶	۲۰۰۰۰	۲۲۶۴
فولاد ضدزنگ	۷/۸۶	۱۲۰۰۰۰	۱۳۵۸۲
مس	۸/۹۶	۳۴۰۰۰۰	۴۳۸۶۸
آلومینیوم	۲/۷۰	۲۰۰۰۰۰	۷۷۷۶
برنج	۸/۲۶	۲۶۵۰۰۰	۳۱۵۲۰

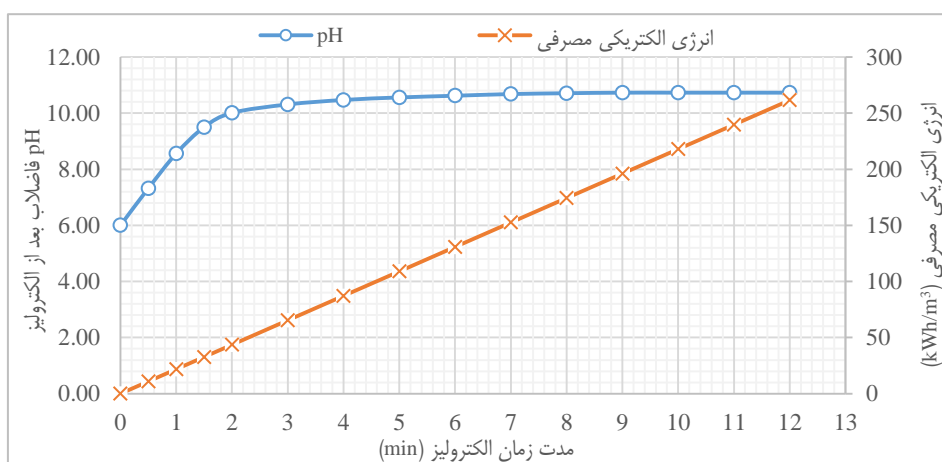
فاضلاب است که بین دو سطح مقطع الکتروود تحت تأثیر الکترولیز قرار می‌گیرد).

۳.۳. بررسی تأثیر مدت‌زمان الکترولیز

با افزایش مدت‌زمان الکترولیز، مقدار pH فاضلاب نیز افزایش می‌یابد. درحالی‌که میزان احیای pH در طول زمان (نرخ افزایش pH) رو به کاهش است. چراکه با گذشت زمان از شروع الکترولیز، افزایش آنیون‌های هیدروکسید و میزان کلیاتیت فاضلاب مطابق رابطه (۱) و (۴) رخ می‌دهد. در نتیجه به‌واسطه خاصیت بافری، مقاومت در برابر تغییرات pH افزایش می‌یابد و این واکنش‌ها که نقش اصلی را در احیای pH ایفا می‌کنند، متوقف می‌شوند. همان‌گونه که در شکل ۲ مشاهده می‌شود، با اعمال چگالی جریان الکتریکی 8 mA/cm^2 به الکترودهای آهن، به‌گونه‌ای که بیش‌ترین حجم کنترل فاضلاب در معرض تأثیرگذاری الکترولیز قرار گیرد (فاصله الکترودها: ۱۱ cm و سطح تماس آن‌ها با فاضلاب: 60 cm^2)، بعد از گذشت ۱/۵ ساعت از شروع الکترولیز مقدار pH فاضلاب با شیب تقریباً ثابت به حدود ۹/۵ می‌رسد و در واقع میزان احیای pH، ۳/۵ واحد است. با صرف زمان و انرژی الکتریکی بیش‌تر، بعد از گذشت ۱۲ ساعت میزان احیای pH به سمت صفر میل می‌کند و pH فاضلاب به مقدار ثابت ۱۰/۷۳ می‌رسد؛ بنابراین با افزایش مدت‌زمان الکترولیز تا میزان معینی، کارآمدی سامانه و انرژی الکتریکی مصرفی بالا می‌رود (Chen et al., 2003).

۲.۳. بررسی تأثیر فاصله الکترودها و سطح تماس آن‌ها با فاضلاب

نتایج حاصل از مطالعات آزمایشگاهی با استفاده از الکتروود آهن نشان دادند که تحت شرایط یکسان از نظر مقدار pH اولیه (۶/۰۰)، ولتاژ (۱۰/۰ V) و دما ($35 \pm 5^\circ \text{C}$)، افزایش فاصله بین الکترودها و سطح تماس آن‌ها با فاضلاب به ترتیب موجب کاهش و افزایش شدت جریان الکتریکی می‌شود. علت این امر رابطه مستقیم مقاومت الکتریکی محلول با فاصله بین الکترودها، رابطه معکوس آن با سطح تماس الکترودها و قانون اهم در خصوص محلول‌های الکترولیت است. با توجه به این‌که این دو اثر ناهم‌سو هستند، می‌توانند یکدیگر را خنثی کنند که این امر از دیدگاه اقتصادی و مصرف انرژی حائز اهمیت است. در صورتی‌که فاصله بین الکترودها بسیار کم باشد، احتمال ایجاد جریان‌اتصال کوتاه^{۱۳} به دلیل کاهش مقاومت الکتریکی بالا می‌رود. از طرفی افزایش بیش‌ازحد فاصله الکترودها موجب کاهش انحلال یون‌های فلزی و در نتیجه پایین آمدن کارآمدی فرایند الکترولیز می‌شود؛ بنابراین توصیه می‌شود که این عامل با توجه به مشخصات فاضلاب موردنظر در حد متعادل نگه‌داشته شود (Alaadin, 2008). همچنین هر چه فاصله و سطح تماس الکترودها با فاضلاب بیش‌تر باشد، حجم کنترل بیش‌تری از فاضلاب در معرض تأثیرگذاری فرایند الکترولیز قرار می‌گیرد و کارآمدی این فرایند را از دیدگاه بهره‌برداری بهبود می‌بخشد (منظور از حجم کنترل فاضلاب، حجمی از



شکل ۲. نتایج بررسی تغییرات pH فاضلاب بعد از الکترولیز و انرژی الکتریکی مصرفی سامانه برحسب مدت‌زمان الکترولیز

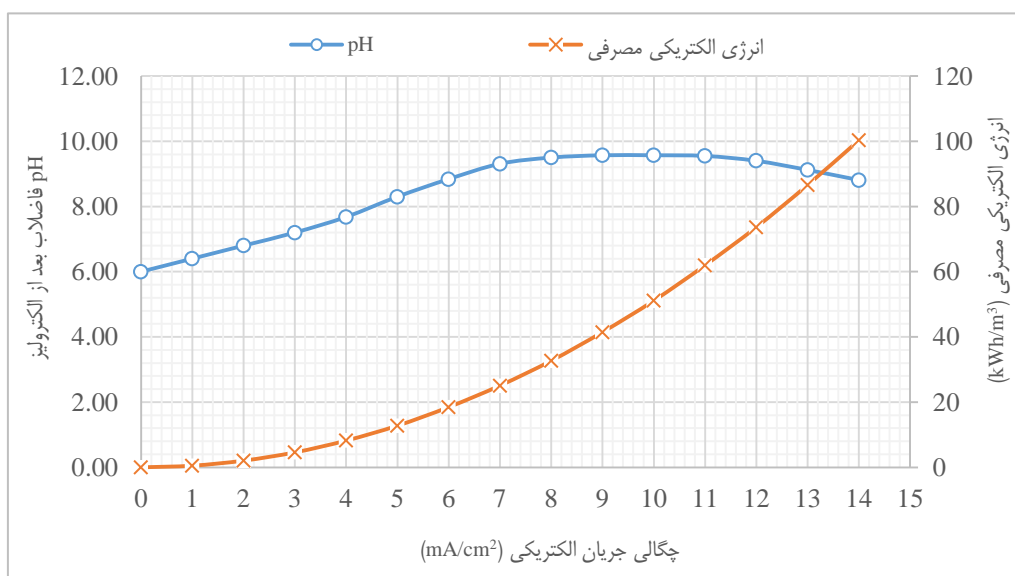
۴.۳. بررسی تأثیر چگالی جریان الکتریکی

میزان انحلال فلزات ناشی از فرایند الکترولیز در فاضلاب متناسب با شدت جریان الکتریکی است. با توجه به این که این شدت جریان در کل سطح تماس الکتروود با فاضلاب پخش می‌گردد، در واقع می‌توان نتیجه گرفت که میزان انحلال فلزات در فاضلاب تابعی از چگالی جریان الکتریکی است. بالا رفتن چگالی جریان سبب افزایش مبادله الکترون می‌گردد که این امر به نوبه خود سبب تسریع روند الکترولیز آب و اکسید و احیا شدن فلز می‌شود. در نتیجه کارآمدی فرایند الکترولیز برای احیای pH افزایش می‌یابد. این در حالی است که انحلال سریع فلزات در فاضلاب، منجر به افزایش هزینه‌های بهره‌برداری سامانه می‌گردد (Mikko, 2012).

در مدت زمان مشخص (۱/۵ ساعت) مطابق شکل (۳)، با افزایش چگالی جریان از حد معینی (8 mA/cm^2) مقدار pH فاضلاب به تدریج ثابت می‌شود. در چگالی جریان‌های بیش از (11 mA/cm^2) مقدار pH فاضلاب به دلیل تولید بیش از حد محصولات گازی، کاهش می‌یابد که این امر نشان‌دهنده کاهش کارآمدی سامانه الکترولیز برای احیای pH است. گازهای اکسیژن و هیدروژن تشکیل شده در رابطه (۳) و (۵) به ایجاد فضاهای خالی و افزایش مقاومت

الکتریکی فاضلاب می‌انجامند؛ چراکه این فضاهای خالی به عنوان عایق الکتریکی عمل می‌کنند (Mahmoud et al., 2010)؛ بنابراین محدوده ($8-11 \text{ mA/cm}^2$) بهترین محدوده برای چگالی جریان در مقیاس آزمایشگاهی انتخاب شد.

همان‌طور که بیان شد، فرایند الکترولیز موجب تشکیل و خروج حباب‌های گازی هیدروژن و اکسیژن می‌شود. این امر تا حدودی اختلاط موردنیاز در اطراف الکتروودها را موجب می‌شود و می‌تواند تماس بین مواد غذایی و زیست‌توده را تسهیل کند (Sarathai, 2010). همچنین مطابق رابطه (۳) با خروج گاز اکسیژن در اطراف آند، میزان اکسیژن محلول فاضلاب که از جمله عوامل بازدارنده فرایند بی‌هوازی است (Gerardi, 2006)، کاهش می‌یابد و برقراری شرایط بی‌هوازی را بهبود می‌بخشد. از طرفی خروج گاز هیدروژن توسط فرایند الکترولیز هنگامی که راکتور بی‌هوازی ترش شده است، یکی دیگر از قابلیت‌های الکترولیز برای احیای این راکتورها است؛ چراکه تا حدودی پاسخ‌گوی نیاز راکتور به مرحله هیدروژن‌خواری و حذف آن است (بدلیانس قلی‌کندی و همکاران، ۱۳۹۱).



شکل ۳. نتایج بررسی تغییرات pH فاضلاب بعد از الکترولیز و انرژی الکتریکی مصرفی سامانه برحسب چگالی جریان الکتریکی

فاضلاب کافی نیست. درحالی که در مقادیر pH بالاتر (۳) (pH >)، با انجام فرایند الکترولیز، pH فاضلاب افزایش می‌یابد (Mouedhen et al., 2008).

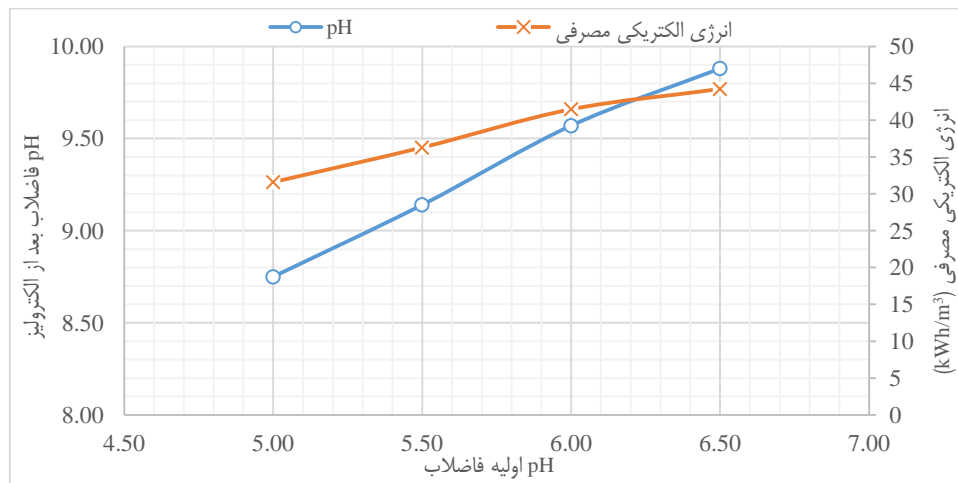
در مقادیر pH بسیار بالا (pH > ۹) به دلیل وجود [Al(OH)₄⁻] یا [Fe(OH)₄⁻] که مصرف‌کننده کلیاتیت هستند، مقدار pH فاضلاب با انجام فرایند الکترولیز کاهش می‌یابد (Koby et al., 2006; Sarkar et al., 2010). به‌منظور برقراری شرایط اسیدی و بررسی توانایی فرایند الکترولیز برای برگشت pH به شرایط خنثی و قلیایی، با توجه به حجم فاضلاب چند قطره اسیدسولفوریک به محلول افزوده شد تا pH اولیه آن در چند مرحله در محدوده ۵/۵۰، ۵/۰۰، ۶/۰۰ و ۶/۵۰ قرار گیرد. سپس نمونه‌های فاضلاب به مدت ۱/۵ ساعت و با چگالی جریان ۹ mA/cm²، تحت تأثیر فرایند الکترولیز قرار گرفتند که نتایج این بررسی در شکل (۴) نشان داده شده است. توجه به این نکته حائز اهمیت است که هر چه مقدار pH اولیه فاضلاب در حدود پایین‌تری قرار داشته باشد، احیای pH با سهولت بیشتری صورت می‌گیرد. دلیل آن را می‌توان افزایش میزان انحلال اتم‌های آهن و بالا رفتن غلظت جامدات محلول با کاهش pH اولیه فاضلاب دانست. با توجه به این امر مشهود است که در مقادیر pH اولیه پایین‌تر، میزان مصرف انرژی الکتریکی کم‌تر است.

۵.۳. بررسی تأثیر غلظت جامدات محلول فاضلاب

غلظت جامدات محلول فاضلاب (TDS) یکی از عوامل مؤثر بر میزان چگالی جریان الکتریکی است. بدین ترتیب که هر چه غلظت این مواد در فاضلاب بیشتر باشد، تعداد ذرات باردار که در واقع حامل‌های الکترونی هستند، افزایش می‌یابد؛ بنابراین مقاومت الکتریکی فاضلاب کاهش یافته و انتقال الکترون به دلیل افزایش هدایت الکتریکی^{۱۴} (EC) تسهیل و تسریع می‌شود. این امر موجب افزایش شدت جریان الکتریکی و در نتیجه میزان چگالی جریان می‌شود. از این رو با افزایش غلظت جامدات محلول فاضلاب، برای افزایش شدت جریان تا حد مشخصی انرژی الکتریکی کم‌تری نیاز است. این امر به کاهش هزینه موردنیاز برای تهیه منبع تغذیه می‌انجامد. با انتخاب آهن به‌عنوان الکتروود مورد استفاده، یون‌های آهن دو ظرفیتی (Fe²⁺) وارد محلول شده و غلظت جامدات محلول و نیز رسانایی الکتریکی فاضلاب را افزایش می‌دهند. با گذشت زمان یون‌های آهن دو ظرفیتی به آهن سه‌ظرفیتی (Fe³⁺) اکسید شده و می‌توانند به‌عنوان منعقد کننده عمل کنند و باعث کاهش غلظت مواد آلی و جامدات فاضلاب شوند.

۶.۳. بررسی تأثیر مقدار pH اولیه فاضلاب

در مقادیر pH بسیار اسیدی (pH < ۲)، میزان کلیاتیتی که در طول فرایند الکترولیز تولید می‌شود، برای احیای pH



شکل ۴. نتایج بررسی تغییرات pH فاضلاب بعد از الکترولیز و انرژی الکتریکی مصرفی سامانه برحسب pH اولیه فاضلاب

۴. نتیجه‌گیری

پارامترهای بهره‌برداری و اقتصادی گزینه‌ای مناسب برای ارتقای عملکردی راکتورهای بافل‌دار بی‌هوازی تصفیه فاضلاب است.

۵. پیشنهادها

آنچه در این تحقیق پیشنهاد می‌شود، عبارت است از به‌کارگیری فرایند الکترولیز برای ارتقای عملکردی راکتور بافل‌دار بی‌هوازی در مقیاس نیمه‌صنعتی برای تصفیه فاضلاب‌های صنعتی و بررسی اثر آن بر نرخ تولید بیوگاز و مشخصات لجن موجود در راکتور، برآورد عمر الکترودهای مورد استفاده در راکتور تحت شرایط مختلف راهبری و بررسی امکان استفاده مجدد از فلزات دورریز به‌عنوان الکتروود جدید.

یادداشت‌ها

1. Anaerobic Baffled Reactor (ABR)
2. substrate
3. Volatile Fatty Acids (VFA)
4. Electrical Current Density (i)
5. Chemical Oxygen Demand (COD)
6. Total Dissolved Solids (TDS)
7. Batch Reactor (BR)
8. Inductively Coupled Plasma (ICP)
9. Molasses ($C_6H_{12}NNaO_3S$)
10. Ammonium Chloride (NH_4Cl)
11. Potassium Di hydrogen orthophosphate Anhydrous (KH_2PO_4)
12. Total Solids (TS)
13. Short Circuit (SC)
14. Electrical Conductivity (EC)

بر اساس نتایج تحقیقات گذشته مبنی بر کارآمدی فرایند الکترولیز برای بهبود شرایط راهبری و ارتقای عملکردی راکتورهای بی‌هوازی، در این تحقیق، بهینه‌سازی این فرایند در مقیاس آزمایشگاهی انجام پذیرفت. مهم‌ترین نتایج به‌دست‌آمده از این تحقیق را می‌توان به‌صورت زیر خلاصه کرد:

۱. بهترین جنس الکتروود برای انجام بهینه فرایند الکترولیز از نظر مدت‌زمان موردنیاز و انرژی الکتریکی مصرفی برای احیای هر واحد pH، الکتروود آهن است.
۲. افزایش حجم کنترل فاضلاب تحت تأثیر فرایند الکترولیز که با افزایش فاصله و سطح تماس الکتروودها میسر می‌شود، کارآمدی سامانه را افزایش می‌دهد.
۳. میزان احیای pH فاضلاب با افزایش مدت‌زمان الکترولیز به سمت صفر میل می‌کند و در واقع pH فاضلاب به مقدار ثابتی می‌رسد.

۴. هر چه مقدار pH اولیه فاضلاب در حدود پایین‌تری قرار داشته باشد، احیای pH با سرعت و سهولت بیشتری صورت می‌گیرد که دلیل آن افزایش میزان انحلال یون‌های فلزی در فاضلاب است.

۵. مقادیر بسیار پایین یا بسیار بالای چگالی جریان الکتریکی موجب کاهش کارآمدی سامانه می‌شود؛ بنابراین محدوده بهینه برای چگالی جریان الکتریکی با توجه به میزان احیای pH فاضلاب، $8-11 \text{ mA/cm}^2$ در نظر گرفته شد.

با توجه به نتایج به‌دست‌آمده می‌توان نتیجه گرفت که فرایند الکترولیز تحت شرایط بهینه راهبری از لحاظ

منابع

- بدلیانس قلی‌کندی، گ. ۱۳۸۵. شیمی آب، چاپ دوم، انتشارات نو پردازان، تهران.
- بدلیانس قلی‌کندی، گ. ۱۳۹۵. میکروبیولوژی جامع آب و فاضلاب، چاپ اول، انتشارات آبیژ، تهران.
- بدلیانس قلی‌کندی، گ.، جمشیدی، ش. و ولی‌پور، ع. ۱۳۹۱. استفاده از الکترولیز در ارتقای راهبری راکتورهای بی‌هوازی، محیط‌شناسی، ۴(۳۸): ۹-۱۶.
- بدلیانس قلی‌کندی، گ.، اینانلو بکلر، ب. و عموموها، م. ۱۳۹۹. بررسی عوامل مؤثر بر بازده حذف مواد آلی در راکتور بافل‌دار بی‌هوازی مجهز به سامانه الکترولیز، علوم و تکنولوژی محیط‌زیست، ۴(۲۲): ۱۵-۲۷.

- Alaadin, B.A. 2008. Investigation of the electro-coagulation treatment process for the removal of total suspended solids and turbidity from municipal waste water. *Journal of Bioresource Technology*, 99(5): 914–921.
- Al Smadi, B. M., Al-Hayek, W. and Abu Hajar. 2019. Treatment of amman slaughterhouse wastewater by anaerobic baffled Reactor. *International Journal of Civil Engineering*, 17: 1445-1454.
- Public Health Association APHA. 2005. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 21th edition, Water Environment Federation, Washington DC, USA.
- Aqaneghad, M. and Moussavi, G. 2016. Electrochemically enhancement of the anaerobic baffled reactor performance as an appropriate technology for treatment of municipal wastewater in developing countries. *Journal of Sustainable Environment Research*, 26(5): 203-208.
- Badalians Gholikandi, G., Jamshidi, S. and Hazrati, H. 2014. Optimization of anaerobic baffled reactor (ABR) using artificial neural network in municipal wastewater treatment. *Journal of Environmental Engineering and Management*, 13(1): 95-104.
- Bajpa, P. 2017. *Anaerobic reactors used for Wastewater Treatment*. In: *Anaerobic Technology in Pulp and Paper Industry Springer Briefs in Applied Sciences and Technology book series*, 1st edition, 37-53, Springer.
- Barber, W. P. and Stuckey, D.C. 1999. The use of the anaerobic baffled reactor (ABR) for wastewater treatment: A review. *Journal of Water Research*, 33(7): 1559-1578.
- Bitton, G. 2005. *Wastewater Microbiology*, 3rd edition, Wiley & Sons, Inc.
- Chen, X., Chen, G. and Yue, P.L. 2003. Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation. *Journal of Separation and Purification Technology*, 19(1-2): 65–76.
- Gerardi, M.H. 2003. *The Microbiology of Anaerobic Digesters*, Wiley & Sons, Inc.
- Gerardi, M.H. 2006. *Wastewater Bacteria*, Wiley & Sons, Inc.
- Henze, M. and Harremoes, P. 1983. Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactors: A literature review. *Journal of Water Science and Technology*, 15: 1-101.
- Hubbe, M.A. Metts, J.R., Hermosilla, D., Blanco, M.A., Yerushalmi, L., Haghghat, F., Lindholm-Lehto, P., Khodaparast, Z., Kamali, M. and Elliott, A. 2016. Wastewater treatment and reclamation: a review of pulp and paper industry practices and opportunities. *Journal of Bioresources Technology*, 11(3): 7953–8091.
- Koby, M., Hiza, H., Senturka, E., Aydinera, C. and Demirbasb, E. 2006. Treatment of potato chips manufacturing wastewater by electrocoagulation. *Journal of Desalination*, 190(1-3): 201–211.
- Koparal, A. S. and Ogutveren, U. B. 2009. Electrocoagulation of vegetable oil refinery wastewater using aluminum electrodes. *Journal of Environmental Management*, 90(1): 428-433.
- Liu, R., Tian, Q. and Chen, J. 2010. The developments of anaerobic baffled reactor for wastewater treatment: A review. *African Journal of Biotechnology*, 9(11): 1535-1542.
- Mahmoud, A., Oliver, J., Vaxelaire, J. and Hoadley, A.F.A. 2010. Electrical Field: A historical review of its application in wastewater sludge dewatering. *Journal of Water Research*, 44(8): 2381-2407.
- Martinez-Huitle, C.A., Rodrigo, M. A. and Scialdone, O. 2018. *Electrochemical Water and Wastewater treatment*, Elsevier Publication.
- Moges, M. E., Todt, D., Janka, E., Heistad, A. and Bakke, R. 2018. Sludge blanket anaerobic baffled reactor for source separated black water treatment. *Journal of Water Science & Technology*, 78(6): 1249-1259.
- Mikko, V. 2012. *Electrocoagulation in the treatment of industrial waters and Wastewaters*, Espoo, VTT Science 19.
- Mouedhen, G., Feki, M., Wery, M.D.P. and Ayedi, H.F. 2008. Behavior of aluminum electrodes in electrocoagulation process. *Journal of Hazardous Materials*, 150(1): 124–135.
- Putra, A.A., Watari, T., Maki, Sh., Hatamoto, M. and Yamaguchi, T. 2020. Anaerobic baffled reactor to treat fishmeal wastewater with high organic content. *Journal of Environmental Technology & Innovation*, 17, 100586.
- Radjenovic, J. and Sedlak, D.L. 2015. Challenges and opportunities for electrochemical processes as next-generation technologies for the treatment of contaminated water. *Journal of Environmental Science and Technology*, 49(19): 11292–11302.

- Sahu, O., Rao, D.G., Gopal, R., Tiwari, A. and Pal, D. 2017. Treatment of wastewater from sugarcane process industry by electrochemical and chemical process: Aluminum (metal and salt). *Journal of Water process Engineering*, 17: 50-62.
- Sarathai, Y., Koottatep, T. and Morel, A. 2010. Hydraulic characteristics of an anaerobic baffled reactor as onsite wastewater treatment system. *Journal of Environmental Sciences*, 22(9): 1319-1326.
- Sarkar, M.S.K.A., Evans, G. M. and Donne, S.W. 2010. Bubble size measurement in electro-flotation. *Journal of Minerals Engineering*, 23(11-13): 1058-1065.
- Sasson, M.B., Calmano, W. and Adin, A. 2009. Iron-oxidation processes in an electro-flocculation (electrocoagulation) cell. *Journal of Hazardous Materials*, 171(1-3): 704-709.
- Sevki, Y.Y., Savas, K.A., Sahset, I. and Bulent, K. 2007. Electrocoagulation of synthetically prepared waters containing high concentration of NOM using iron cast electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 139(2): 373-380.
- Tahreen, A., Jami, M.S. and Ali, F. 2020. Role of electrocoagulation in wastewater treatment: A developmental review. *Journal of Water Process Engineering*, 37:101440.
- Tchobanoglous, G., Stensel, H.D., Tsuchihashi, R. and Burton, F. 2014. *Wastewater engineering treatment and reuse, 5th edition*, Metcalf & Eddy Inc. McGraw-Hill Companies, Inc.