

بررسی کارایی فرایند انعقاد الکتریکی - شناورسازی الکتریکی با الکترودهای آلومینیم - گرافیت نمدی در حذف باکتری‌های اشرشیاکلی و سالمونلاتیفی موریوم از آب آشامیدنی

نویسندگان:

سودابه عزیزاده متبوع^{۱،۲}، سید احمد مختاری^۱، فریبا جدی^{۳،۴}، فاطمه عطائی^{۳،۴}، طیبه صادقی^۱، اسرافیل عسگری^۴، شهرام نظری^{۵*}

۱- گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی اردبیل، اردبیل، ایران

۲- کمیته تحقیقات دانشجویی، دانشگاه علوم پزشکی اردبیل، اردبیل، ایران

۳- گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده علوم پزشکی خلخال، دانشگاه علوم پزشکی اردبیل، اردبیل، ایران

۴- گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی ارومیه، ارومیه، ایران

۵- گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی قم، قم، ایران

Pars Journal of Medical Sciences, Vol.15, No.2, Summer 2017

چکیده:

مقدمه: انعقاد الکتریکی یک روش الکتروشیمیایی برای تصفیه آب است. هدف از انجام این تحقیق بررسی حذف باکتری‌های اشرشیاکلی و سالمونلاتیفی موریوم به روش انعقاد الکتریکی - شناورسازی الکتریکی با الکترودهای آلومینیم - گرافیت نمدی به حالت تک‌قطبی موازی از آب آشامیدنی بود.

روش کار: متغیرهای مستقل فرآیند شامل سویه‌های باکتریایی اشرشیاکلی و سالمونلاتیفی موریوم با غلظت‌های مختلف باکتریایی (۱۰۴، ۱۰۵ و ۱۰۶ عدد در میلی‌لیتر)، زمان واکنش (۵، ۱۰، ۱۵ و ۲۰ دقیقه)، pH اولیه آب (۷، ۸ و ۹)، فاصله بین الکترودها (۱، ۲ و ۳ سانتی‌متر) و چگالی جریان (۰/۸۳، ۱/۶۷ و ۲/۵ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع) برای تعیین شرایط بهینه بررسی شد.

یافته‌ها: نتایج نشان داد که در شرایط بهینه با افزایش pH از ۷ به ۹ راندمان حذف سویه‌های باکتریایی اشرشیاکلی به‌طور معناداری از ۱۰۰ به ۸۳٪ و سالمونلاتیفی موریوم از ۱۰۰ به ۹۰٪ کاهش پیدا می‌کند. در غلظت اولیه ۱۰۵ عدد باکتری در میلی‌لیتر شرایط بهینه برای چگالی جریان، زمان واکنش و فاصله بین الکترودها به ترتیب ۲/۵ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع، ۲۰ دقیقه و ۲ سانتی‌متر به دست آمد.

نتیجه‌گیری: بر طبق نتایج حاصل، راندمان حذف سویه‌های باکتریایی اشرشیاکلی و سالمونلاتیفی موریوم در شرایط بهینه ۱۰۰٪ بود؛ بنابراین می‌توان از فرآیند انعقاد الکتریکی - شناورسازی الکتریکی برای حذف باکتری‌های بیماری‌زای آب آشامیدنی استفاده کرد.

واژگان کلیدی: انعقاد الکتریکی، شناورسازی الکتریکی، اشرشیاکلی، سالمونلاتیفی موریوم، آب آشامیدنی، گندزدایی

Pars J Med Sci 2017;15(2):32-46

مقدمه:

سالانه ۳/۴ میلیون نفر در اثر بیماری‌های ناشی از آب از بین می‌روند [۳].

دستگاه گوارش یکی از قسمت‌های آسیب‌پذیر بدن نسبت به عوامل بیماری‌زا است و اشرشیاکلی یکی از عوامل شایع بیماری‌زا در این اندام محسوب می‌شود که سبب اسهال در کودکان و بالغین و اسهال مسافرتی می‌شود. اشرشیاکلی نوعی باسیل گرم منفی از خانواده انتروباکتریاسه‌است که به‌طور شایع در روده جانوران

امروزه بیشتر کشورهای جهان در تأمین آب آشامیدنی با دشواری‌هایی مواجه هستند و این وضعیت در کشورهای درحال توسعه حادثتر است. بر اساس گزارش سازمان بهداشت جهانی در سال ۲۰۱۲ تقریباً ۷۸۰ میلیون نفر از دسترسی به منابع آب آشامیدنی سالم محروم بودند [۱]. همچنین در سرتاسر جهان روزانه بیش از ۴۵۰۰ مرگ‌ومیر در میان کودکان زیر ۱۴ سال به علت بیماری‌های ناشی از آب رخ می‌دهد [۲] و در کشورهای درحال توسعه

نویسنده مسئول، نشانی: قم، دانشگاه علوم پزشکی قم، دانشکده بهداشت

پست الکترونیک: Shahramnazari73@yahoo.com

تلفن تماس: ۰۹۱۴۹۵۳۹۱۷۳

پذیرش: ۱۳۹۶/۸/۱۶

اصلاح: ۱۳۹۶/۷/۱۱

دریافت: ۱۳۹۶/۵/۶

خونگرم وجود دارد. اشرشیا کلی از طریق آب، مواد غذایی، سبزیجات و میوه وارد بدن می‌شود و با استفاده از عامل بیماری‌زای کلونیزاسیون که خاصیت آنتی ژنیک دارد در روده کوچک استقرار می‌یابد. این باکتری با تولید سم‌های آنروتوکسین مقاوم و حساس به گرما شرایط اسموتیک روده را به هم زده و سبب اسهال می‌شود [۴]. این عامل در کشورهای در حال توسعه در کودکان زیر ۲ سال (دوز عفونت‌زایی ۱۰۸-۱۰۶ باکتری) و به‌ندرت در بالغین سبب اسهال می‌شود (دوز عفونت‌زایی ۱۰۸ باکتری)، ولی در کشورهای توسعه‌یافته در بالغین نیز ایجاد اسهال می‌کند [۵].

یکی از سروتیپ مهم گونه اتریکا از جنس سالمونلا، سالمونلاتیفی موریوم است که شیوع میزبانی آن زیاد است و به‌طور مکرر از انسان و گونه‌های حیوانی از جمله گاو، گوسفند، بز و طیور جدا می‌شود. همچنین این باکتری عامل اصلی مسمومیت غذایی در انسان است [۶]. سالمونلا در انسان می‌تواند عامل بیماری‌هایی مانند گاستروانتریت، تب روده‌ای (تیفوئید یا پاراتیفوئید) و سپتی سمی باشد (دوز عفونت‌زایی ۱۰۸-۱۰۶ باکتری). عفونت‌های گوارشی شایع‌ترین تظاهر عفونت سالمونلایی است. باکتری‌های غالب در ایجاد این عفونت، سالمونلاتیفی موریوم و سالمونلا انتریتیدیس هستند. تهوع، سردرد، استفراغ و اسهال شدید با اندکی لوکوسیت در مدفوع از علائم این بیماری است [۷،۸].

گندزدایی آب آشامیدنی برای پیشگیری از بیماری‌های واگیردار یک ضرورت است. یک گندزدای مناسب باید ویژگی‌هایی از جمله خاصیت ضد باکتریایی سریع و گسترده در دمای محیط، ارزان بودن، عدم تولید محصولات جانبی مضر برای سلامتی در طی استفاده و بعداز آن، عدم خوردگی و نیز حالیت بالا در آب داشته باشد [۹]. معمول‌ترین روش‌های حذف میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا، گندزدایی فیزیکی و شیمیایی آب، جداسازی توسط غشاء [۱۰]، حرارت، پرتو فرابنفش، استفاده از کلر و مشتقات آن و اوزن زنی است [۱۱]. معمولاً در بیشتر تصفیه‌خانه‌های آب برای گندزدایی از کلر و مشتقات آن استفاده می‌شود. کلرزنی روش قابل‌اطمینان، جاف‌تاده و پیشرفته است، ولی ایجاد تری‌هالومتان-ها، مزه و بوی نامطبوع و به‌ویژه خطر برای سلامتی انسان از مهم‌ترین موارد نگرانی متخصصین و مردم از این ماده است [۱۲].

همچنین محققان نشان داده‌اند که در طی فرآیند گندزدایی از واکنش بین کلر و ترکیبات آلی طبیعی انواع مختلفی از محصولات جانبی از جمله هالوآستیک اسیدها، هالوکتون‌ها، نیتروز دی متیل آمین‌ها و هالو استونیتربیل‌ها به وجود می‌آید [۱۲،۱۳] که برخی از آن‌ها احتمالاً باعث ایجاد سرطان‌هایی از قبیل کولورکتال و مثانه می‌شوند [۳]. همچنین واکنش پوستی با محصولات جانبی هنگام

استحمام و شنا ممکن است باعث سرطان‌زایی شود [۱۳]. بنابراین به‌کارگیری یک روش جایگزین بدون تولید محصولات جانبی گندزدایی و کار آبی بالا در حذف میکروب‌های بیماری‌زا ضروری به نظر می‌رسد. در دهه‌های اخیر روش الکتروشیمیایی به‌طور موفقیت‌آمیز در حذف آلاینده‌های مختلف به همراه حفظ کیفیت محیط‌زیست و ارتقاء سلامت جوامع در کشورهای توسعه‌یافته مورد استفاده قرار گرفته است. این روش جزء فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته محسوب می‌شود که تغییرات شیمیایی در اثر واکنش‌های انتقال الکترون در سطح مشترک الکتروود و محلول اتفاق می‌افتند. از سازوکار اصلی حذف میکروارگانیسم‌ها توسط فرآیند الکتروشیمیایی می‌توان به انعقاد، تجزیه، کاهش، جذب، اکسیداسیون، ته‌نشینی و شناورسازی اشاره کرد [۱۴]. به دلیل این‌که فرآیندهای الکتروشیمیایی با سازوکارهای مختلف سبب حذف میکروارگانیسم‌ها می‌شوند، واژه‌های مختلفی نظیر گندزدایی الکترولیتی، گندزدایی الکتروشیمیایی، الکترولیز، آب فعال شده و اکسیداسیون آندی برای این فرآیند مطرح شده است [۱۱،۱۴]. در مطالعه حاضر از واژه الکترولیز به‌جای انعقاد الکتریکی - شناورسازی الکتریکی استفاده شده است. از جمله مزیت‌های این روش می‌توان به کاربری ساده، تجهیزات ساده، سازگاری بهتر با محیط‌زیست، تطبیق‌پذیری، ایمن بودن، انتخاب‌پذیری، اثربخشی هزینه، تولید لجن کمتر، تولید آب با TDS کمتر و حذف کوچک‌ترین ذرات کلوئیدی در مقایسه با فرآیندهای شیمیایی اشاره کرد [۱۴،۱۵]. همچنین در این روش به دلیل عدم استفاده از مواد شیمیایی و عدم نیاز به خنثی‌سازی مواد شیمیایی اضافه‌شده، احتمال آلودگی ثانویه وجود ندارد. بدیهی است در مناطقی که جریان برق در دسترس نیست می‌توان به‌سادگی از مولدهای خورشیدی برای انجام این فرآیند استفاده کرد [۱۵].

از جمله مطالعاتی که در زمینه حذف آلودگی میکروبی با فرآیند الکترولیز انجام شده، می‌توان به مطالعه زهو و همکاران در سال ۲۰۰۵ اشاره کرد که با الکترودهای فولادی و گرافیت نمدی با جریان الکتریکی در محدوده ۰/۰۵ تا ۰/۲۵ آمپر به کارایی حذف ۹۹/۹۹٪ رسیدند [۱۶].

در مطالعه‌ای که قرنات و همکاران در سال ۲۰۰۸ روی کارایی الکترولیز در حذف سویه باکتری اشرشیاکلی با استفاده از سه نوع الکتروود انجام دادند، مشخص شد که الکتروود آلومینیمی بیشترین کارایی را در تخریب سلول‌های اشرشیاکلی در مقایسه با الکترودهای فولادی ضدزنگ و فولاد معمولی دارد [۱۷].

در سال ۲۰۰۸ گرفت به بررسی حذف سویه‌های مختلف باکتریایی با روش الکتروشیمیایی پرداخت و نشان داد که روش الکتروشیمیایی یک روش مناسب و جایگزین در گندزدایی

لیگاند با یون‌های فرو یا آلومینیوم رها شده در داخل محلول ترکیبات پلیمری تشکیل می‌دهند. این ترکیبات با فضای سطحی بسیار زیاد در هنگام تشکیل می‌توانند در جذب و متراکم کردن آلاینده‌ها بسیار فعال و توانمند بوده و به شکل یون‌های هیدروکسیدی فلزی مونومری یا پلیمری باشند که با توجه به pH محلول شکل می‌گیرند. همچنین حباب‌های اکسیژن که به‌طور طبیعی در سطح آند تولید می‌شوند اکسیدکننده قوی هستند و می‌توانند مولکول‌های مواد آلی را اکسید کرده و به ذرات کوچک‌تر تبدیل کنند [۲۴،۲۳].

با توجه به وجود معضل آلودگی آب با میکروارگانیسم‌ها، محدودیت‌های متعدد روش‌های متداول در گندزدایی آب و مزایای زیاد فرآیند الکترولیز به‌عنوان فرآیند قابل استفاده در نقطه مصرف، مطالعه حاضر باهدف تعیین کارایی فرآیند الکترولیز در تصفیه آب آشامیدنی آلوده به سویه‌های باکتریایی گرم منفی اشرشیاکلی (شاخص‌های آلودگی میکروبی آب آشامیدنی) و سالمونلاتیفی موریوم با الکترودهای آلومینیم و گرافیت نمدی با آرایش تک‌قطبی موازی انجام شد [۲۵].

روش کار:

مواد شیمیایی و بستر آبی

مطالعه حاضر به‌صورت تجربی در شهریورماه ۱۳۹۵ در آزمایشگاه میکروبیولوژی دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی اردبیل با استفاده از یک راکتور الکتروشیمیایی ناپیوسته در مقیاس آزمایشگاهی انجام شد. برای تنظیم هدایت الکتریکی از سدیم کلرید و برای تنظیم pH از سود و اسیدکلریک یک نرمال استفاده شد. مشخصات فیزیکی و شیمیایی محلول آبی موردبررسی در جدول ۱ آورده شده است. محلول آبی موردبررسی قبل از آزمایش استریل شد. بعد از استریل، آلوده‌سازی با سویه‌های باکتریایی اشرشیاکلی ATCC 25922 و سالمونلاتیفی موریوم ATCC 19430 با غلظت‌های مختلف به‌صورت مصنوعی انجام شد.

آماده‌سازی سویه‌های باکتری

سویه‌های باکتری استفاده‌شده در این مطالعه شامل باکتری‌های گرم منفی اشرشیا کلی ATCC 25922 و سالمونلاتیفی موریوم ATCC 19430 خریداری‌شده از مرکز پژوهش‌های صنعتی ایران بود. سوش‌های باکتریایی اشرشیاکلی و سالمونلاتیفی موریوم در محیط کشت نوترینت برات در شرایط هوازی و به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۳۷ درجه سلسیوس گرمخانه‌گذاری شدند. سپس با لوپ استریل از محیط کشت نوترینت برات مقداری برداشته و هر سویه باکتری به حالت خطی یکنواخت روی محیط‌های کشت اختصاصی (محیط کشت جامد مک کانکی برای اشرشیاکلی و

آب‌خنک سازی برعلیه اشرشیاکلی، لژیونلاپنوموفیلا و سالمونلاتیفی موریوم و پسودوموناس آئروژینوزا است [۱۱].

نوع الکتروود و آرایش آن، pH محیط راکتور، شدت جریان الکتریکی، غلظت اولیه آلاینده و زمان واکنش از مهم‌ترین عوامل مؤثر در کارایی فرآیند انعقاد الکتریکی است که تغییر هر یک از آن‌ها باعث ایجاد تغییر در ماهیت واکنش‌های الکتروشیمیایی، هزینه‌های انرژی مصرفی و درنهایت تغییر راندمان حذف می‌شود [۱۸]. فرآیند گندزدایی بر پایه اکسیژن بدون تولید فرآورده‌های جانبی مضر، قابلیت اطمینان بالایی در گندزدایی آب آشامیدنی، آب‌خنک سازی صنعتی و آب استخر خواهد داشت که از جمله مزایای گندزدایی آب به روش الکتروشیمیایی است [۱۹]. در روش الکتروشیمیایی تولید هیدروژن پراکسید و ازن در حضور مولکول اکسیژن و جریان الکتریکی اتفاق می‌افتد. همچنین زمانی که یون کلر در محلول وجود داشته باشد سبب تولید کلر آزاد و دی‌اکسید کلر می‌شود. محصول اصلی در آند، اکسیژن و کلر است که با اسیدی شدن آب مجاور آند همراه است. همچنین محصول اصلی در کاتد هیدروژن است که با قلیایی شدن آب مجاور کاتد و تولید رسوبات کربنات کلسیم و هیدروکسید منیزیم همراه است [۲۰،۱۱].

الکترودهای کربنی شامل گرافیت نمدی، لیاف کربنی، الکتروود کربنی و کربن شبکه‌ای می‌توانند سبب تولید پراکسید هیدروژن شوند [۲۱]. از میان الکترودهای کربنی، گرافیت نمدی به دلیل متخلخل بودن و منافذ قابل دسترس زیاد از سطح ویژه بسیار بالایی برخوردار است. در واقع سطح ویژه بزرگ به دلیل فیبرهای نازک سطح بیرونی (۱۰-۸ میکرومتر) و قابلیت نفوذ جریان در صفحات بزرگ بینابینی بین فیبرها که توانایی جریان آزاد از محلول را دارد ناشی می‌شود. همچنین ظرفیت ذخیره‌سازی اکسیژن در داخل صفحات گرافیت نمدی بسیار بالا است که با انجام واکنش توسط الکترون‌های آزاد تولیدشده در آند در طی اکسیداسیون، می‌تواند سبب تولید گونه‌های رادیکال OH، ازن، اکسیژن یونی و دیگر شکل‌های اکسیژن با خاصیت باکتری کشی شود [۲۲]. روش مورد استفاده در این پژوهش برای حذف سویه‌های باکتریایی اشرشیاکلی و سالمونلاتیفی موریوم، روش ترکیبی انعقاد و شناورسازی الکتریکی با الکتروود آلومینیم و گرافیت نمدی بود. سازوکار کلی انعقاد و شناورسازی الکتریکی ترکیبی از عملکردهای مختلف و هم‌زمان است که زنجیروار باعث تشدید عملکرد یکدیگر می‌شوند. سازوکار اصلی در این فرایند ممکن است از طریق فرایندهای دینامیکی به شکل واکنش‌های پیش‌رونده عمل کند که با توجه به نوع آلاینده‌ها و عوامل محیطی و عملیاتی تغییر کند. چنان‌چه الکترودهای آلومینیم یا آلومینیوم به‌عنوان آند بکار گرفته شوند. آلاینده‌های موجود به‌عنوان یک

دست آوردن سایر رقت‌های باکتریایی (CFU/mL) ۱۰۴، ۱۰۵، و ۱۰۶) از رقیق‌سازی استفاده شد.

طراحی و ساخت راکتور

برای انجام آزمایش‌ها از راکتوری با مشخصات زیر استفاده شد. محفظه از جنس پلکسی گلاس به ابعاد ۱۷۰×۱۰۵×۱۳۵ میلی‌متر، دو الکتروود آلومینیم و دو الکتروود گرافیت نمدی هر کدام به ابعاد ۱۰۰×۴۰×۲ میلی‌متر که به صورت متناوب به حالت تک‌قطبی موازی به منبع جریان برق مستقیم متصل می‌شدند، فاصله الکتروودها از کف ۲ سانتی‌متر و فاصله بین الکتروودها ۳-۱ سانتی‌متر بود. الکتروود آلومینیم به قطب مثبت منبع تغذیه و الکتروود گرافیت نمدی به قطب منفی منبع تغذیه متصل شد. منبع برق جریان مستقیم از نوع (Dazheng DC Power supply PS-302D) بود که قابلیت تولید جریان الکتریسیته تا ۳۰ ولت را داشت. برای ایجاد اختلاط درون راکتور حین انجام فرآیند از یک همزن مغناطیسی با سرعت ۲۰۰ دور در دقیقه استفاده شد. در همه آزمایش‌ها سرعت همزن مغناطیسی ثابت در نظر گرفته شد. شمای کلی راکتور انعقاد الکتریکی، جزئیات آرایش تک‌قطبی و نحوه قرارگیری بارهای الکتریکی روی الکتروودها در شکل ۱ نشان داده شده است [۲۸].

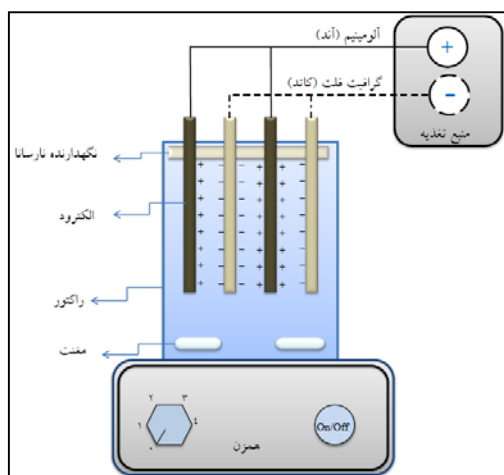
محیط کشت جامد گزیلوز لیزین دئودکسی کلات آگار برای سالمونلاتیفی موریوم) کشت داده شدند. سپس محیط‌ها به حالت وارونه در گرمخانه با دمای ۳۷ درجه سلسیوس به مدت ۲۴ ساعت در شرایط هوازای گرمخانه گذاری شدند [۲۶]. تمامی محیط‌های کشت مورد استفاده ساخت (Merck KGaA, Darmstadt, Germany) بود.

تهیه استاندارد نیم مک فارلند

در این پژوهش، استاندارد مک فارلند به عنوان مرجعی برای مطابقت دادن کدورت ناشی از سوسپانسیون باکتری استفاده شد [۲۷]. از آنجایی که تعداد باکتری تلقیح شده یکی از مهم‌ترین متغیرهایی است که بر نتیجه پژوهش اثر می‌گذارد، تراکم سوسپانسیون میکروبی تلقیحی باید استاندارد باشد. جذب نوری کدورت ایجاد شده توسط محلول نیم مک فارلند (شامل اسیدسولفوریک و کلروباریوم) در طول موج ۶۱۰ نانومتر به وسیله اسپکتروفوتومتر (Model Hach/ DR6000, United States) UV/VIS اندازه‌گیری شد که میزان جذب نوری ۰/۱ - ۰/۰۹ بود. کنلی‌های باکتری به مقداری به آب اضافه شد تا کدورت ایجاد شده معادل با کدورت اندازه‌گیری شده در لوله استاندارد نیم مک فارلند باشد. با توجه به این که غلظت باکتریایی نیم مک فارلند برابر ۱/۵×۱۰^۸ عدد باکتری در میلی‌لیتر است، برای به

جدول ۱: مشخصات فیزیکی و شیمیایی آب شبکه توزیع شهری اردبیل

پارامتر	واحد	غلظت
سختی کل	mg/L CaCO ₃	۲۷۷/۵۵
سختی کلسیم	mg/L CaCO ₃	۱۳۱/۷۷۵
قلیائیت کل	mg/L CaCO ₃	۲۲۵/۵
سدیم	mg/L	۱۷۳/۳۸
پتاسیم	mg/L	۱۹/۰۷
نیترات	mg/L	۶/۰۱
نیتریت	mg/L	۰/۲۲
سولفات	mg/L	۶۷/۰۲
کلراید	mg/L	۹۶/۲۳
فلوراید	mg/L	۰/۸۰
کدورت	NTU	۰/۴۶
هدایت الکتریکی	mS/cm	۰/۷۵
TDS	mg/L	۵۷۶/۴۵
pH	-----	۷/۵۳
دما	°C	°C ۱۸



شکل ۱: راکتور الکتروشیمیایی و اتصال تک قطبی موازی الکترودها به منبع تغذیه

آزمایش‌های شیمیایی و بیولوژیکی

الکترودها از صفحات آلومینیم و گرافیت نمدی تجاری بودند. قبل از انجام هر آزمایش برای حذف ناخالصی از الکترودها، سطح الکترودها با کاغذ سمباده ساییده و در محلول HCL فروبرده و سپس با آب مقطر به مدت یک دقیقه آبکشی می‌شدند. در این مطالعه تأثیر پنج متغیر مستقل شامل چگالی جریان، زمان واکنش، فاصله بین الکترودها، pH اولیه و غلظت اولیه باکتری‌ها به منظور تعیین کارایی فرآیند الکترولیز در حذف باکتری‌های گرم منفی اشرشیاکلی و سالمونلاتیفی موریوم از آب آشامیدنی بررسی شد. در هر آزمایش، یک و نیم لیتر از آب با غلظت باکتریایی ۱۰۵ عدد باکتری در میلی‌لیتر در سه میزان pH مختلف ۷، ۸ و ۹ وارد راکتور شده و فرآیند الکترولیز با جریان برق مستقیم در چگالی جریان‌های ۰/۸۳، ۱/۶۷ و ۲/۵ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع و فاصله‌های بین الکترودها ۱، ۲ و ۳ سانتی‌متر روی آن‌ها انجام گرفت. پس از سپری شدن زمان ۵، ۱۰، ۱۵ و ۲۰ دقیقه از محتویات راکتور برای تعیین میزان حذف باکتری‌ها نمونه‌برداری شد. در هر آزمایش یک پارامتر بهره‌برداری بهینه تعیین و در انتها با توجه به چگالی جریان، فاصله بین الکترودها، زمان واکنش و pH بهینه، کارایی فرآیند برای غلظت‌های اولیه ۱۰۴، ۱۰۵ و ۱۰۶ عدد باکتری در میلی‌لیتر مشخص شد.

با توجه به این که آزمایش‌های سوبه‌های باکتریایی اشرشیا کلی و سالمونلاتیفی موریوم به صورت جداگانه انجام شده است، با سه بار تکرار آزمایش‌ها، ۲۸۸ نمونه به دست آمد. همچنین تعداد نمونه‌ها برای تعیین هدایت الکتریکی بهینه به منظور کنترل درجه حرارت محلول با انجام سه بار تکرار برابر ۴۸ عدد تعیین شد.

کلیه آزمایش‌ها در دمای آزمایشگاه (۲۰±۲ درجه سلسیوس) انجام شد. pH، ولتاژ و درجه حرارت در طی آزمایش‌ها اندازه‌گیری می‌شد. برای اندازه‌گیری pH، هدایت الکتریکی و دمای محلول به ترتیب از pH متر (Model Hack, United States)، هدایت سنج

الکتریکی (Model Hack, United States) و دماسنج جیوه‌ای استفاده شد.

مقدار تقریبی ۵ میلی‌لیتر از محلول‌های الکترولیز شده به عنوان نمونه برداشته و در لوله‌های درب پیچ‌دار استریل نگهداری شدند. بعد از ۳۰ دقیقه زمان ته‌نشینی، از محلول رویی برداشته و رقیق‌سازی‌های لازم انجام شد. سپس ۱۰۰ میکرو لیتر از محلول رقیق‌شده روی محیط کشت اختصاصی آگار هر سویه باکتری کشت داده شد. راندمان حذف باکتری‌ها از رابطه ۱ محاسبه شد.

$$E\% = \left(\frac{C_{in} - C_{out}}{C_{in}} \right) \times 100 \quad (1)$$

که E% درصد حذف باکتری‌ها، C_{in} تعداد کلنی‌های ورودی و C_{out} تعداد کلنی‌های خروجی پس از فرآیند الکترولیز است. همه آزمایش‌ها برای سوبه‌های باکتریایی اشرشیاکلی و سالمونلاتیفی موریوم به صورت جداگانه و بر اساس دستورالعمل‌های موجود در کتاب آزمایش‌های استاندارد آب و فاضلاب انجام شد [۲۶]. لازم به ذکر است که انتخاب این محدوده pH مطابق با مقادیر pH گزارش شده برای آب‌های آشامیدنی، سطحی و زیرزمینی بوده و سازگار با شرایط تصفیه‌خانه‌های آب است که در آن مقدار pH آب مورد تصفیه معمولاً نزدیک به ۷ است. برای تعیین میزان الکتروده مصرفی برای تصفیه هر لیتر آب آشامیدنی در ابتدا و انتهای فرآیند وزن الکترودها با استفاده از یک ترازوی دقیق اندازه‌گیری و تفاوت وزن الکترودها قبل و بعد از آزمایش به عنوان میزان الکتروده مصرفی گزارش شد. برای محاسبه مقدار انرژی مصرفی در طی فرآیند الکترولیز از معادله ۲ استفاده شد [۳۹]:

$$E = \frac{IUT}{V} \quad (2)$$

در این رابطه: E: مقدار انرژی مصرفی (کیلووات ساعت بر مترمکعب)، I: جریان (آمپر)، U: ولتاژ دو سر راکتور (ولت)، V: حجم آب داخل راکتور (مترمکعب)، T: زمان انجام فرآیند (ساعت).

تحلیل‌های آماری

تحلیل آماری داده‌ها به کمک نرم‌افزار SPSS نسخه 14 و رسم نمودارها با استفاده از نرم‌افزار Excel انجام شد. برای بررسی رابطه معناداری میان غلظت اولیه سویه‌های باکتریایی و غلظت باقیمانده و تعیین درستی راندمان فرآیند در حذف سویه‌های باکتریایی از آزمون تحلیل واریانس یک‌طرفه استفاده شد.

یافته‌ها:

همان‌طور که نمودار ۱ نشان می‌دهد درجه حرارت محلول با افزایش زمان واکنش و هدایت الکتریکی افزایش می‌یابد. بیشترین درجه حرارت محلول در هدایت الکتریکی ۱۳ میلی‌زیمنس بر سانتی‌متر و زمان تماس ۲۰ دقیقه، برابر ۵۳ درجه سلسیوس به دست آمد. در این حالت، تغییرات درجه حرارت از ابتدا تا انتهای زمان واکنش برابر با ۳۰ درجه سلسیوس بود. کمترین درجه حرارت محلول در هدایت الکتریکی ۰/۹ میلی-زیمنس بر سانتی‌متر با تغییرات درجه حرارت از ابتدا تا انتهای زمان واکنش ۳ درجه سلسیوس حاصل شد.

همان‌طور که جدول ۲ نشان می‌دهد فاصله بین الکترودها تأثیر زیادی روی فرآیند الکترولیز ندارد. در واقع کاهش باکتری‌ها تقریباً ثابت و بیشتر از ۹۸٪ بود. به همین دلیل در همه آزمایش‌ها فاصله بین الکترودها ۲ سانتی‌متر در نظر گرفته شد. در فاصله ۲ سانتی‌متری الکترودها و میزان رسانایی الکتریکی ۰/۹ میلی‌زیمنس بر سانتی‌متر کاهش سویه‌های باکتریایی اشرشیاکلی و سالمونلاتیفی موریوم به ۱۰۰٪ رسید (جدول ۲).

جدول ۳ نتایج تأثیر pH روی کاهش باکتری‌ها را نشان می‌دهد. زمانی که pH اولیه از ۷ به ۹ افزایش می‌یابد، راندمان حذف سویه‌های باکتریایی اشرشیاکلی از ۱۰۰ به ۸۳٪ و سالمونلاتیفی موریوم از ۱۰۰ به ۹۰٪ کاهش پیدا می‌کند. هم‌زمان با انجام مراحل بهینه‌سازی، تغییرات pH نمونه آب داخل راکتور در ابتدا و انتهای زمان واکنش اندازه‌گیری شدند. جدول ۳ نتایج حاصل از تغییرات pH را در ابتدا و انتهای زمان واکنش نشان می‌دهد. تغییرات آن به‌طور متوسط ۰/۵ بوده است.

تأثیر تغییرات چگالی جریان بر راندمان حذف سویه‌های اشرشیاکلی و سالمونلاتیفی موریوم در نمودار ۲ نشان داده شده است. نتایج حاصل در نمودار ۲ نشان می‌دهد که با افزایش چگالی

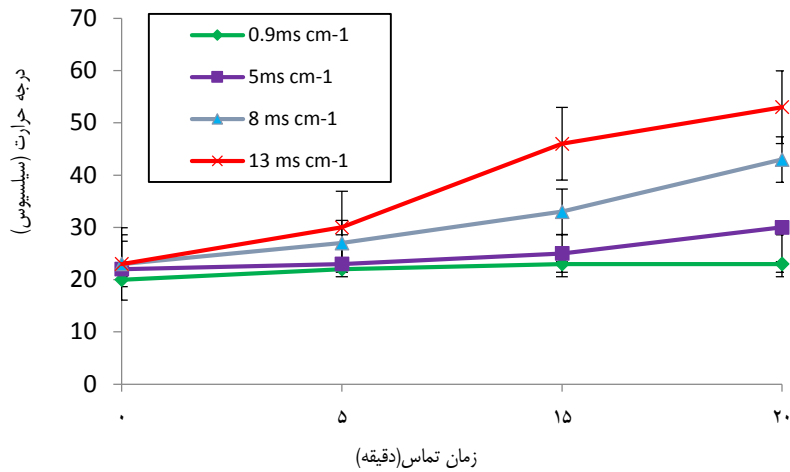
جریان، راندمان حذف سویه‌های باکتریایی اشرشیاکلی و سالمونلاتیفی موریوم افزایش پیدا می‌کند، به‌طوری‌که با افزایش چگالی جریان از ۰/۸۳ به ۲/۵ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع و زمان تماس ۲۰ دقیقه، در شرایط بهینه راندمان حذف سویه‌های باکتریایی اشرشیاکلی و سالمونلاتیفی موریوم به ترتیب از ۸۴ و ۸۹٪ به ۱۰۰٪ رسید.

نمودار ۳ نتایج حاصل از حذف سویه‌های باکتریایی اشرشیاکلی و سالمونلاتیفی موریوم را در زمان‌های ۵، ۱۰، ۱۵ و ۲۰ دقیقه نشان می‌دهد. با افزایش زمان واکنش راندمان حذف هر دو سویه باکتری افزایش پیدا کرد. با افزایش زمان واکنش از ۵ به ۲۰ دقیقه راندمان حذف سویه‌های باکتریایی اشرشیاکلی و سالمونلاتیفی موریوم به ترتیب از ۵۵٪ و ۵۶٪ به ۱۰۰٪ رسید.

در نهایت پس از بهینه‌سازی هر یک از پارامترها، بهترین حالت از نظر راندمان فرآیند، بهره‌برداری و اقتصادی در شرایط pH=۷، شدت جریان ۲/۵ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع، فاصله بین الکترودها ۲ سانتی‌متر، هدایت الکتریکی ۰/۹ mS/cm و زمان واکنش ۲۰ دقیقه به دست آمد. مطابق با شرایط بهینه مشخص شده، تأثیر غلظت‌های اولیه باکتریایی به‌صورت سری-های جداگانه بررسی شد که نتایج آن در جدول ۴ ارائه شده است. نتایج آزمون تحلیل واریانس بین عامل غلظت اولیه سویه‌های باکتریایی اشرشیاکلی، سالمونلاتیفی موریوم و غلظت باقیمانده آن‌ها در جدول ۵ آورده شده است. تحلیل آماری حاکی از آن است که رابطه معناداری بین غلظت‌های اولیه باکتریایی و راندمان فرآیند وجود دارد ($p < 0/01$).

با اندازه‌گیری تغییرات وزن الکترودهای آند (آلومینیم) و کاتد (گرافیت نمدی) در ابتدا و انتهای فرآیند، میزان الکتروود مصرفی جهت تصفیه هر لیتر آب آشامیدنی در شرایط بهینه محاسبه شد (جدول ۴).

جدول ۷ میزان انرژی مصرفی را در شرایط مختلف چگالی جریان (۰/۸۳، ۱/۶۷ و ۲/۵ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع)، زمان واکنش (۵، ۱۰، ۱۵ و ۲۰ دقیقه) و pH (۷، ۸ و ۹) نشان می‌دهد. غلظت اولیه سویه‌های باکتریایی اشرشیاکلی و سالمونلاتیفی موریوم ۱۰۵ CFU/mL می‌باشد. همان‌طور که در جدول ۷ مشخص شده است با توجه به مقدار راندمان حذف سوش‌های باکتریایی، چگالی جریان ۲/۵ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع و زمان واکنش ۲۰ دقیقه از نظر میزان انرژی مصرفی شرایط مناسب برای بهره‌برداری است.



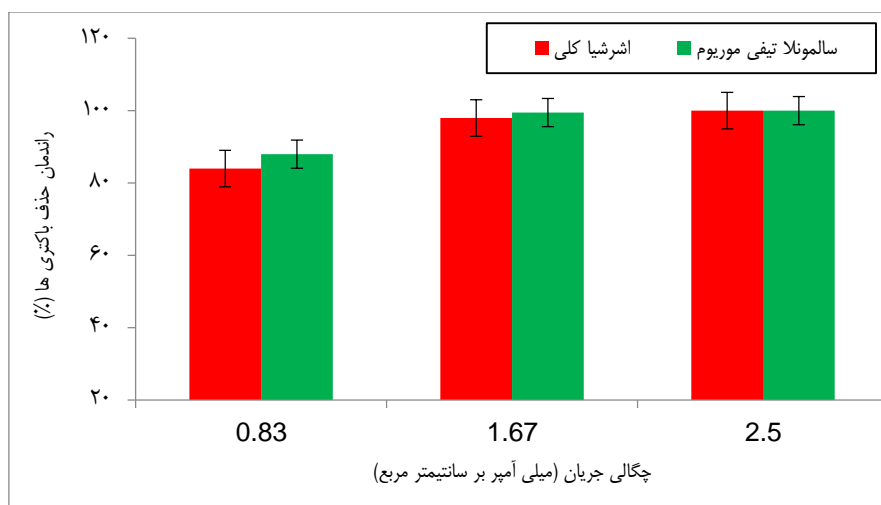
نمودار ۱: تغییر درجه حرارت با افزایش زمان تماس و هدایت الکتریکی در طی فرآیند الکترولیز (ولتاژ ۳۰ ولت)

جدول ۲: تأثیر فاصله الکترودها بر روی راندمان فرآیند الکترولیز در حذف سویه‌های باکتریایی (pH=۷، هدایت الکتریکی ۰,۸ mS/cm، غلظت اولیه باکتریایی ۱۰^۵ CFU/mL، چگالی جریان ۲,۵ mA/cm^۲، زمان واکنش ۲۰ min و زمان ته‌نشینی ۳۰ min)

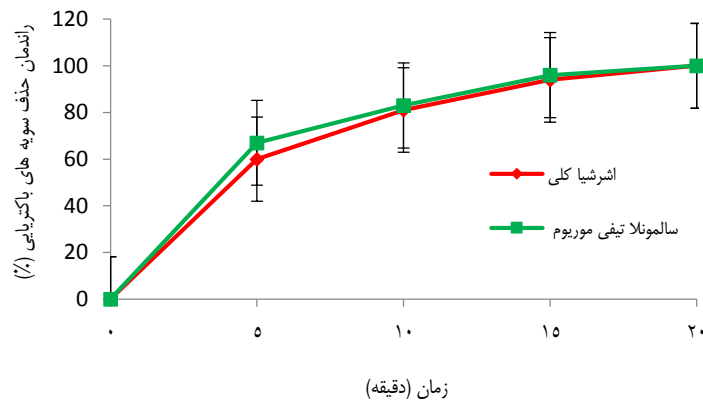
فاصله بین الکترودها (سانتیمتر)	۱	۲	۳
کاهش باکتری اشرشیا کلی (%)	۹۹,۲	۱۰۰	۹۸
کاهش باکتری سالمونلاتیفی موربوم (%)	۹۹,۷	۱۰۰	۹۹

جدول ۳: تأثیر pH اولیه روی راندمان فرآیند الکترولیز (چگالی جریان ۲,۵ mA/cm^۲، هدایت الکتریکی ۰,۸ mS/cm، زمان واکنش ۲۰ دقیقه، فاصله بین الکترودها ۲cm، غلظت اولیه باکتریایی ۱۰^۵ CFU/mL و زمان ته‌نشینی ۳۰ min)

pH اولیه	۷	۸	۹
pH نهایی	۷,۵	۸,۴	۹,۶
کاهش اشرشیا کلی (%)	۱۰۰	۹۴	۸۳
کاهش سالمونلاتیفی موربوم (%)	۱۰۰	۹۷	۹۰



نمودار ۲: تأثیر چگالی جریان روی راندمان فرآیند الکترولیز (pH=۷، زمان واکنش ۲۰ min، فاصله بین الکترودها ۲cm، هدایت الکتریکی ۰,۸ mS/cm، غلظت اولیه باکتریایی ۱۰^۵ CFU/mL و زمان ته‌نشینی ۳۰ min)



نمودار ۳: تأثیر زمان تماس روی راندمان فرآیند الکترولیز (pH=7، چگالی جریان 2/5 mA/cm²، فاصله بین الکترودها 2cm، هدایت الکتریکی 0/9mS/cm، غلظت اولیه باکتریایی 10⁵ CFU/mL و زمان ته نشینی 30 min)

جدول ۴: نتایج راندمان حذف (برحسب %) سویه‌های باکتریایی در غلظت‌های اولیه مختلف (pH=7، زمان واکنش 20 min و چگالی جریان 2/5 mA/cm²، فاصله بین الکترودها 2 cm، هدایت الکتریکی 0/9mS/cm و زمان ته نشینی 30 min)

غلظت‌های اولیه سویه‌های باکتریایی اشرشیا کلی و سالمونلاتیفی موریوم (CFU/ml)			پارامترهای راندمان حذف	سویه‌های باکتریایی
۱۰۶	۱۰۵	۴۱۰		
۷۷	۱۰۰	۹۹,۷۶	میانگین	اشرشیا کلی
۱/۴۱	۰	۰/۲۰۵	انحراف معیار	
۸۰	۱۰۰	۹۹,۹۳	میانگین	سالمونلاتیفی موریوم
۱/۲۹	۰	۰/۰۵۳	انحراف معیار	

جدول ۵: نتایج آزمون تحلیل واریانس یک‌طرفه بین عامل غلظت اولیه سویه‌های باکتریایی و غلظت باقیمانده آن‌ها

P-Value	انحراف معیار	میانگین غلظت باقیمانده باکتری‌ها	غلظت اولیه باکتری‌ها	سویه‌های باکتریایی
0/000	22/9	25	410	اشرشیا کلی
0/000	0/00	0/00	510	
0/000	10000	230000	610	
0/000	4/04	13/3	410	سالمونلاتیفی موریوم
0/000	0/00	0/00	510	
0/000	20000	200000	610	

جدول ۶: میزان تغییرات وزن الکترودهای مورد استفاده در فرآیند

نوع الکترود	وزن در ابتدای فرآیند (g)	وزن در پایان فرآیند (g)	الکتروود مصرفی (g/l)
آلومینیم	21,4520	21,428	0/016
	21,758	21,738	0/013
گرافیت نمدی	5,34	5,3397	0/00023
	4,95	4,9498	0/00019

جدول ۷: میزان انرژی مصرفی به تفکیک شدت جریان، زمان واکنش و pH های مختلف (غلظت اولیه سوبه‌های باکتریایی 10^5 CFU/mL، فاصله بین الکترودها ۲cm و زمان ته‌نشینی ۳۰ min)

انرژی مصرفی (KWh/m^3)			زمان واکنش (دقیقه)	چگالی جریان (mA/cm^2)
pH=۹	pH=۸	pH=۷		
۰/۰۴۰۷	۰/۰۴۵۳	۰/۰۴۲	۵	۰/۸۳
۰/۰۸۳۴	۰/۰۹۲۶	۰/۰۸۶۰	۱۰	
۰/۱۲۵۶	۰/۱۳۹۴	۰/۱۲۹۵	۱۵	
۰/۱۶۲۸	۰/۱۸۱۲	۰/۱۶۸	۲۰	
۰/۱۳۹۸	۰/۱۳۹۳	۰/۱۲۸۲	۵	۱/۶۷
۰/۲۸۱۶	۰/۲۸۰۵	۰/۲۵۸۴	۱۰	
۰/۴۲۳۴	۰/۴۲۱۹	۰/۳۸۸۶	۱۵	
۰/۵۵۹۲	۰/۵۵۷۳	۰/۵۱۲۸	۲۰	
۰/۵۰۲۷	۰/۴۶۷۲	۰/۴۵۳۸	۵	۲/۵
۱/۰۰۸۴	۰/۹۳۷۳	۰/۹۱۰۶	۱۰	
۱/۵۱۴۱	۱/۴۰۷۶	۱/۳۶۷۴	۱۵	
۲/۰۱۲۸	۱/۸۷۰۹	۱/۸۱۷۲	۲۰	

بحث:

تأثیر هدایت الکتریکی روی درجه حرارت محلول و فرآیند الکترولیز

شدت جریان عبوری تعیین کننده مقدار منعقد کننده و همچنین میزان تولید هیدروژن، پراکسید هیدروژن، ازن و سایر گونه‌های مولکولی و یونی است [۱۱]. از سوی دیگر، جریان عبوری از طریق محلول سبب تغییر درجه حرارت محلول می‌شود [۳۰].

تأثیر درجه حرارت روی غیرفعال سازی میکروبی در حوزه میدان مغناطیسی گزارش شده است [۳۱]. به منظور کنترل درجه حرارت در طی تصفیه با فرآیند الکترولیز مطالعه اولیه در مورد انتخاب پارامتر هدایت الکتریکی انجام شد. فرآیند الکترولیز به صورت ناپیوسته با یک کنترل ولتاژ (۳۰ ولت) انجام گرفت. همان طور که نمودار ۱ نشان می‌دهد، درجه حرارت محلول با افزایش زمان و هدایت الکتریکی افزایش می‌یابد. در یک ولتاژ ثابت (۷V)، جریان الکترولیز به مقاومت محلول (R) بین الکترودها وابسته است ($I = \Delta V / R = \Delta V / G$). افزایش هدایت الکتریکی محلول (G) سبب افزایش جریان الکتریکی می‌شود و در نتیجه درجه حرارت محلول به واسطه افزایش انرژی (RI²) بالا می‌رود (نمودار ۱). با توجه به این که بیشتر باکتری‌های پاتوژن در درجه حرارت ۴۵-۱۵ درجه سلسیوس قابلیت زیستن دارند، درجه حرارت محلول با انتخاب محلول‌هایی با هدایت الکتریکی پایین‌تر، در مقداری کمتر از ۴۰ درجه سلسیوس کنترل شد. البته با توجه به این که هدایت الکتریکی یک پارامتر کلیدی در فرآیند الکترولیز است، مقدار آن باید به قدر کافی زیاد باشد تا برقراری جریان الکتریکی از محلول امکان پذیر باشد. همان طور که نمودار ۱ نشان می‌دهد کمترین

تغییرات درجه حرارت محلول (از ۲۰ به ۲۳ درجه سلسیوس) برای هدایت الکتریکی ۰/۹ میلی‌زیمنس بر سانتی‌متر به دست آمد. در فاصله ۲ سانتی‌متری میان الکترودها و میزان رسانایی الکتریکی ۰/۹ میلی‌زیمنس بر سانتی‌متر در شرایط بهینه، کاهش سوبه‌های باکتریایی اشرشیاکلی و سالمونلاتیفی موریوم به ۱۰٪ رسید (جدول ۲). به همین خاطر در همه آزمایش‌ها میزان رسانایی الکتریکی ۰/۹ میلی‌زیمنس بر سانتی‌متر در نظر گرفته شد. بدین ترتیب کاهش مشاهده شده در تعداد باکتری‌ها را فقط به میدان الکتریکی اعمال شده در فرآیند تصفیه می‌توان نسبت داد. ریکوردل و همکاران در مطالعه‌ای که روی سازوکار و راندمان کاهش باکتری‌های اشرشیا کلی از طریق فرآیند انعقاد الکتریکی با استفاده از الکترودهای آلومینیم در محیط آبی انجام داده بودند، دریافتند که درجه حرارت محلول با افزایش هدایت الکتریکی بیشتر می‌شود. از این رو برای کنترل درجه حرارت از محلول‌هایی با هدایت الکتریکی کمتر (۰/۶ میلی‌زیمنس بر سانتی‌متر) استفاده کردند. همچنین این مطالعه نشان داد که کاهش باکتری‌های اشرشیا کلی فقط به واسطه میدان الکتریکی اعمال شده می‌باشد [۳۲].

تأثیر فاصله بین الکترودها

فاصله بین الکترودهای آند و کاتد ۱، ۲ و ۳ سانتی‌متر تعیین و بر اساس آن، ولتاژ میدان مغناطیسی به ترتیب ۳۰، ۱۵ و ۱۰ ولت بر سانتی‌متر قرار داده شد. همان طور که جدول ۲ نشان می‌دهد فاصله بین الکترودها تأثیر زیادی روی فرآیند الکترولیز ندارد. با

بهترین شرایط از لحاظ بازدهی حذف و بهره‌برداری فرآیند تصفیه انتخاب شد.

تأثیر چگالی جریان

در فرآیند الکترولیز با اعمال جریان الکتریکی روی الکترودها واکنش شروع می‌شود. تغییرات شدت جریان بر میزان تولید منعقد کننده و راندمان فرآیند تأثیر دارد و از نظر بهینه‌سازی مصرف انرژی و در نهایت از جنبه اقتصاد فرآیند باید مورد بررسی قرار گیرد. در صورتی که بهینه‌سازی پارامتر شدت جریان به درستی انجام گیرد، علاوه بر تأثیر روی راندمان فرآیند، بر جنبه‌های اقتصادی فرآیند و کاهش هزینه‌های مستقیم (انرژی برق) و غیرمستقیم (مقدار الکتروود مصرفی) نیز تأثیر خواهد داشت. تأثیر تغییرات چگالی جریان بر راندمان حذف سوبه‌های باکتریایی اشرشیاکلی و سالمونلاتیفی موریوم در نمودار ۲ نشان داده شده است. چگالی جریان الکتریکی به‌عنوان یکی از عامل‌های مؤثر بر راندمان حذف در گام‌های بعدی از بهینه‌سازی شرایط مورد بررسی قرار گرفت. این عامل بر سرعت انجام واکنش‌های الکترولیز از طریق تأثیر بر میزان یون‌های فلزی که از سطح الکتروود کنده می‌شوند، تأثیرگذار است [۳۵]. در راستای بهینه‌سازی چگالی جریان، فاصله بهینه‌شده بین الکترودها (۲ سانتی‌متر)، pH بهینه‌شده (pH=۷) و زمان واکنش ۲۰ دقیقه در فرآیند لحاظ شدند و چگالی جریان در سه سطح مختلف ۰/۸۳، ۱/۶۷ و ۲/۵ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع اعمال شد. نتایج حاصل در نمودار ۲ نشان می‌دهد که کمترین راندمان حذف در کمترین مقدار چگالی جریان برای سوبه‌های باکتریایی اشرشیاکلی و سالمونلاتیفی موریوم به ترتیب ۸۴٪ و ۸۹٪ است. با افزایش چگالی جریان به ۱/۶۷ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع راندمان حذف اشرشیاکلی و سالمونلاتیفی موریوم به ترتیب ۱۴٪ و ۱۰/۵٪ افزایش پیدا کرد که در مقایسه با حالت قبلی تفاوت چشمگیری دارد. علت افزایش راندمان فرآیند، تجزیه بیشتر الکترودهای آلومینیم و تولید هیدروکسیدهای فلزی بیشتر ناشی از افزایش مقدار شدت جریان عبوری از نمونه آبی است. هیدروکسید آلومینیم از طریق انحلال یون‌های فلزی از الکتروود واکنش‌دهنده آند (آلومینیم) تشکیل می‌شود که ابتدا باعث ناپایداری میکروارگانیسم‌ها شده و سپس با تجمع فازهای ناپایدار باعث تشکیل لخته و حذف میکروارگانیسم‌ها از طریق ته‌نشینی/جداسازی می‌شود [۳۶]. از این رو در شدت جریان کم، مقدار یون‌های آلومینیم جدا شده از الکترودها کمتر بوده و به همان نسبت راندمان فرآیند در حذف باکتری‌ها پایین‌تر است. نتایج این مطالعه در خصوص تغییرات چگالی جریان و تأثیر آن بر راندمان حذف باکتری‌ها با نتایج گزارش شده در سایر مطالعات مشابه همسو است [۳۳، ۱۷].

افزایش فاصله بین الکترودها راندمان حذف تقریباً ثابت می‌ماند. از این رو در اکثر آزمایش‌ها فاصله بین الکترودها ۲ سانتی‌متر در نظر گرفته شد. سازوکار اصلی حذف باکتری‌ها توسط فرآیند الکترولیز به‌طور کامل شناخته نشده است. مشخص شده است سلول‌های بیولوژیکی هنگام قرارگیری در معرض یک میدان مغناطیسی می‌توانند پاسخ‌های فیزیولوژیکی عمیقی از خود نشان دهند. اغلب این پاسخ‌ها روی تغییر پتانسیل عبوری از غشاء استوار هستند که از طریق کاربرد یک میدان مغناطیسی خارجی حاصل می‌شود. اعمال قدرت میدان مغناطیسی بیش از یک مقدار آستانه (معمولاً بین ۱-۲ ولت) می‌تواند سبب تشکیل منافذ در غشاء شود که به نام پدیده ایجاد منافذ به‌وسیله الکتریسیته نامیده می‌شود [۳۳].

تأثیر pH محلول

pH محیط نقش مهمی در سرعت و راندمان فرآیندهای شیمیایی از جمله فرآیند الکترولیز دارد. در فرآیند الکترولیز به دلیل تولید هیدروژن در کاتد و همچنین آزادسازی دی‌اکسید کربن محلول از طریق اختلاط ایجاد شده از حباب‌های هیدروژن، مقدار pH محلول طی واکنش تغییر پیدا می‌کند. این مقدار تغییر به میزان قلیائی بودن آب، جنس الکتروود و pH اولیه آب بستگی دارد. به علت وابستگی شدید تشکیل لخته به pH، برای کنترل راندمان فرآیند باید مقدار pH محیط به‌طور مداوم کنترل و تنظیم شود. نتایج مطالعات انجام شده در این زمینه نشان می‌دهد که تأثیر این عامل به نوع آلاینده و نوع فرآیند مورد استفاده بستگی دارد [۳۲]. جدول ۳ نتایج تأثیر pH روی کاهش باکتری‌ها را نشان می‌دهد. مناسب‌ترین مقدار pH برای حذف سوبه‌های باکتریایی اشرشیاکلی و سالمونلاتیفی موریوم، حالت‌های خنثی و اندکی قلیایی است. هر چه محیط قلیایی‌تر باشد، راندمان حذف کاهش می‌یابد. زمانی که pH اولیه از ۷ به ۹ افزایش می‌یابد، حذف سوبه‌های باکتریایی اشرشیاکلی به‌طور معناداری از ۱۰۰٪ به ۸۳٪ و سالمونلاتیفی موریوم از ۱۰۰٪ به ۹۰٪ کاهش پیدا می‌کنند. دلیل این امر می‌تواند حلالیت آلومینیم در pH های مختلف باشد. در pH های ۷ و ۸/۵ شکل غالب یون‌های آلومینیم، $Al(OH)_3$ است که حالت رسوبی داشته و باکتری‌ها می‌توانند در محل‌های فعال روی این لخته‌ها جذب شوند و با ته‌نشینی و یا شناورسازی از سیستم حذف شوند. همچنین دلیل دیگر کاهش راندمان می‌تواند به خاطر افزایش حلالیت Al^{3+} باشد که باعث کاهش لخته‌های تولیدی می‌شود [۳۴]. با توجه به این که مقدار pH مطلوب در فرآیند تصفیه ۷ است و طبق نتایج به‌دست آمده، راندمان در pH=۷ بیشتر از سایر pH است، از این رو در این مطالعه نیز pH=۷ به‌عنوان

اثرات مقادیر بهینه‌شده روی غلظت‌های مختلف سویه‌های باکتریایی

در مطالعه حاضر غلظت‌های اولیه سویه‌های باکتریایی اشرشیاکلی و سالمونلاتیفی موریوم به‌عنوان یکی از عوامل تأثیرگذار بررسی شد. نتایج (جدول ۴) حاکی از آن است که با افزایش غلظت اولیه باکتریایی از مقدار 10^4 به 10^5 CFU/mL، درصد راندمان حذف تقریباً ثابت می‌ماند، اما با افزایش غلظت اولیه از مقدار 10^5 به مقدار 10^6 CFU/mL راندمان حذف به‌شدت کاهش یافته و برای سویه‌های باکتریایی اشرشیاکلی و سالمونلاتیفی موریوم به ترتیب به مقادیر ۷۷ و ۸۰٪ می‌رسد. مهم‌ترین دلیل این تأثیرگذاری در راندمان فرایند افزایش مقدار باکتری‌های موجود در راکتور در مقابل مقدار انعقاد کننده است. چراکه غلظت‌های مختلف باکتریایی در شرایط یکسان محیطی وارد راکتور می‌شوند و از سوی دیگر میزان انرژی و به‌تبع آن مقدار ماده منعقد کننده تولیدشده ثابت است. از این رو راندمان حذف باکتری‌ها با افزایش غلظت اولیه آن‌ها کاهش پیدا می‌کند. در فرایند الکترولیز با توجه به مقادیر تعیین شده برای عوامل تأثیرگذار، میزان مشخصی ترکیبات هیدروکسیدی تولید می‌شود که تنها قادر به حذف تعداد معینی از میکروارگانیسم است. نتیجه به‌دست آمده همسو با نتایج سایر مطالعات مشابه می‌باشد که در آن‌ها نیز با افزایش غلظت اولیه باکتریایی راندمان حذف آن توسط فرآیند الکترولیز کاهش داشته است و برای افزایش راندمان حذف، شدت جریان الکتریکی و زمان واکنش باید افزایش داده شود [۳۹، ۳۲]. طبق نتایج حاصل، راندمان فرآیند در حذف باکتری‌ها در غلظت‌های اولیه 10^4 و 10^5 CFU/mL مطلوب است. راندمان فرآیند در غلظت‌های 10^6 CFU/mL چندان قانع‌کننده نیست و نیاز به بررسی‌های بیشتر دارد. البته نتایج مطالعات مختلف حاکی از آن است که در تصفیه‌خانه‌های آب، آب ورودی به واحد گندزدا دارای کلیفرم‌های مدفوعی کمتر از 100 CFU/mL است [۴۱، ۴۰]. بنابراین استفاده از فرآیند الکترولیز به‌عنوان واحد گندزدا در حذف باکتری‌های بیماری‌زا می‌تواند استفاده شود.

به‌منظور بررسی رابطه معناداری میان غلظت اولیه سویه‌های باکتریایی و غلظت باقیمانده و تعیین درستی راندمان فرآیند در حذف سویه‌های باکتریایی از تحلیل واریانس یک‌طرفه استفاده شد که نتایج آن در جدول ۵ آورده شده است. آزمون آماری روی داده‌های جدول ۴ حاکی از تبعیت غلظت باقیمانده سویه‌های باکتریایی از غلظت اولیه بوده و در نتیجه رابطه معناداری بین غلظت اولیه باکتریایی و راندمان فرآیند وجود دارد. طبق نتایج حاصل این رابطه با ضریب اطمینان ۹۹٪ معنادار و یک رابطه قوی است (جدول ۴).

همان‌طور که در نمودار ۲ مشخص شده است با تغییر چگالی جریان از $1/67$ تا $2/5$ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع راندمان حذف سویه‌های باکتریایی اشرشیاکلی و سالمونلاتیفی موریوم به ترتیب از ۹۸ و ۹۹/۵٪ به ۱۰۰٪ رسیده است. طبق دستورالعمل مؤسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران کلیه آب‌های آشامیدنی باید از نظر باکتری شاخص اشرشیاکلی یا کلیفرم‌های گرم‌پا در هر ۱۰۰ میلی‌لیتر از آب آشامیدنی منفی باشد [۳۷]. بنابراین چگالی جریان بهینه برای حذف سویه‌های باکتریایی اشرشیاکلی و سالمونلاتیفی موریوم از آب آشامیدنی $2/5$ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع در نظر گرفته شد.

تأثیر زمان واکنش

زمان واکنش پارامتری مؤثر بر راندمان حذف باکتری‌ها است [۳۵]. نمودار ۳ نتایج حاصل از حذف سویه‌های باکتریایی اشرشیاکلی و سالمونلاتیفی موریوم را در زمان‌های ۵، ۱۰، ۱۵ و ۲۰ دقیقه نشان می‌دهد. زمان واکنش به‌عنوان یک عامل تأثیرگذار در تمام واحدهای فرآیندی و عملیاتی در تصفیه‌خانه مورد مطالعه بوده است [۳۵]. در گام بعدی بهینه‌سازی شرایط، تغییرات این عامل و تأثیر آن روی راندمان فرآیند بررسی شد. از عوامل pH، فاصله بین الکترودها و چگالی جریان بهینه‌شده در گام‌های قبلی یعنی $pH=7$ ، فاصله بین الکترودها ۲ سانتی‌متر و چگالی جریان $2/5$ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع در بهینه‌سازی زمان واکنش (۵، ۱۰، ۱۵ و ۲۰ دقیقه) استفاده شده است. مطابق با انتظار، افزایش زمان واکنش باعث افزایش راندمان فرآیند شده، به‌گونه‌ای که در دقیقه پنجم از فرآیند، راندمان حذف سویه‌های باکتریایی اشرشیاکلی و سالمونلاتیفی موریوم به ترتیب برابر ۶۰ و ۶۷٪ به دست آمد. با افزایش زمان واکنش به ۱۵ دقیقه و سپس ۲۰ دقیقه، راندمان حذف به ۹۴ و ۹۶٪ و سپس به ۱۰۰٪ به ترتیب برای سویه‌های باکتریایی اشرشیاکلی و سالمونلاتیفی موریوم رسید. بر طبق قانون فارادی، زمان واکنش اثر مستقیم در حل شدن فلز آند دارد، بنابراین طبق این قانون با افزایش زمان واکنش یون‌های Al^{3+} از سطح الکتروالومینیم جدا می‌شود و در نتیجه غلظت Al^{3+} و فلاک‌های هیدروکسید آلومینیم افزایش می‌یابد و راندمان فرآیند الکترولیز را تحت تأثیر قرار می‌دهد [۳۸]. افزایش زمان واکنش باعث افزایش راندمان فرآیند الکترولیز می‌شود. ولی از طرفی باعث افزایش هزینه‌های برق مصرفی و الکتروود مصرفی می‌شود. زمان واکنش ۲۰ دقیقه به‌عنوان بهترین شرایط از نظر راندمان حذف انتخاب شد.

مصرف انرژی و الکترودها

سویه‌های باکتریایی ندارد. در طی فرآیند الکترولیز با افزایش زمان واکنش درجه حرارت محلول افزایش پیدا می‌کند که با انتخاب هدایت الکتریکی مناسب درجه حرارت محلول کنترل می‌شود. با توجه به حصول راندمان کامل در حذف سویه‌های باکتریایی مورد مطالعه در شرایط بهینه، می‌توان از فرآیند الکترولیز در حذف باکتری‌های بیماری‌زای از آب آشامیدنی استفاده کرد. همچنین هزینه‌های اقتصادی این فرآیند شامل هزینه انرژی برق مصرفی و هزینه الکترودها آلومینیم مصرفی باید در انتخاب شرایط بهینه تصفیه، بهره‌برداری و راندمان کاری مورد ملاحظه قرار گیرند. در نهایت، روش گزارش شده می‌تواند در حذف سویه‌های باکتریایی از محیط‌های آبی روشی مطمئن، مؤثر، سریع و اقتصادی باشد که با بهره‌گیری از آن مشکلات مربوط به وجود پاتوژن‌ها در آب آشامیدنی تا حد زیادی رفع خواهد شد.

تشکر و قدردانی:

این مقاله حاصل بخشی از طرح تحقیقاتی تحت عنوان "گرافیت نمدی به عنوان الکتروده متخلخل کارآمد همراه با الکتروده آلومینیم به عنوان آند در حذف باکتری‌های اشرشیا کلی و سالمونلاتیفی موریوم از محیط آبی" مصوب دانشگاه علوم پزشکی اردبیل در سال ۱۳۹۵ به کد ۲۸۶۹۹-۸۶-۰۴-۹۵ است که با حمایت کمیته تحقیقات دانشجویی دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی اردبیل اجرا شده است. بدین وسیله از تمامی افرادی که در اجرای این طرح همکاری داشته‌اند قدردانی می‌شود.

تعارض و منافع:

تعارض منافع وجود ندارد.

در خصوص مقدار الکتروده مصرفی، همان‌طور که انتظار می‌رفت الکتروده آند یا قربانی شونده (آلومینیم) دارای کاهش وزنی بیشتری نسبت به الکتروده کاتد (گرافیت نمدی) است. به عبارت دیگر، میانگین الکتروده مصرفی به ازای تصفیه یک لیتر آب برای آلومینیم و گرافیت نمدی به ترتیب ۰/۰۲۹ و ۰/۰۰۴۲ گرم بوده است. نتایج حاکی از آن است که الکتروده کاتد تغییر وزنی در طول فرآیند نداشته و می‌توان مقدار مصرف آن را صفر در نظر گرفت (جدول ۶) و هزینه اصلی الکتروده مصرفی مربوط به آلومینیم خواهد بود که باید در طراحی سیستم‌های تصفیه آب مورد بررسی قرار گیرد. نتایج حاصل از بررسی میزان انرژی مصرفی در فرآیند الکترولیز نشان می‌دهد که با افزایش شدت جریان و همچنین با افزایش زمان واکنش مقدار انرژی مصرفی افزایش می‌یابد که این یافته همسو با سایر مطالعات در این زمینه است [۴۳، ۴۲]. طبق شرایط بهینه‌شده برای فرآیند مورد مطالعه میزان انرژی برق مصرفی برابر با ۱/۸۱۷۲ کیلو وات ساعت بر مترمکعب می‌باشد. اگرچه راندمان فرآیند با افزایش زمان واکنش و چگالی جریان افزایش خواهد داشت، اما در حالت بهینه به هزینه‌های اقتصادی ناشی از مصرف الکتروده و مصرف انرژی باید توجه نمود.

نتیجه‌گیری:

نتایج حاصل از بررسی انجام شده نشان می‌دهد که با افزایش pH راندمان فرآیند در حذف سویه‌های باکتریایی اشرشیا کلی و سالمونلاتیفی موریوم به‌طور قابل ملاحظه‌ای کاهش و با افزایش چگالی جریان و زمان واکنش راندمان فرآیند به‌طور قابل ملاحظه‌ای افزایش می‌یابد. از سوی دیگر، افزایش غلظت اولیه سویه‌های باکتریایی باعث کاهش راندمان فرآیند می‌شود. فاصله بین الکترودها تأثیر چندانی روی راندمان فرآیند در حذف

References:

1. WHO. Progress on sanitation and drinking-water-2014 update 2014.
2. Misra A, Singh V. A delay mathematical model for the spread and control of water borne diseases. *J Theor Biol* 2012; 301: 49-56.
3. Chowdhury S, Rodriguez MJ, Sadiq R. Disinfection byproducts in Canadian provinces: associated cancer risks and medical expenses. *J Hazard Mater* 2011; 187(1): 574-84.
4. De Roos NM, Katan MB. Effects of probiotic bacteria on diarrhea, lipid metabolism, and carcinogenesis: a review of papers published between 1988 and 1998. *Am J Clin Nutr* 2000; 71(2): 405-11.
5. Pang W, Wang H, Shi L, et al. Immunomodulatory effects of Escherichia coli ATCC 25922 on allergic airway inflammation in a mouse model. *PLOS ONE* 2013; 8(3): 1-10.
6. Ranjbar R, Salimkhani E, Sadeghifard N, et al. An outbreak of gastroenteritis of unknown origin in Tehran, July 2003. *Pak J Biol Sci: PJBS* 2007; 10(7): 1138-40.
7. Carroll KC, Butel J, Morse S. *Jawetz Melnick & Adelbergs Medical Microbiology* 27 E: McGraw Hill Professional; 2015.

8. Mathur R, Hyunju O, Zhang D, et al. A mouse model of Salmonella typhi infection. *Cell* 2012;151(3):590-602.
9. Rutala WA, Weber DJ, Control CfD. Guideline for disinfection and sterilization in healthcare facilities, 2008: Centers for Disease Control (US); 2008. Available from: URL: <https://www.cdc.gov/infectioncontrol/pdf/guidelines/disinfection-guidelines.pdf>
10. Liu C, Zhang D, He Y, et al. Modification of membrane surface for anti-biofouling performance: Effect of anti-adhesion and anti-bacteria approaches. *J Membr Sci* 2010; 346(1): 121-30.
11. Kraft A. Electrochemical water disinfection: A short review. *Platinum Metals Rev* 2008; 52(3): 177-85.
12. Richardson SD, Plewa MJ, Wagner ED, et al. Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: a review and a hypothesis. *Cancer Causes Control* 2008; 19(5):547-8.
14. Emamjomeh MM, Sivakumar M. Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes. *J Environ Manage* 2009; 90(5): 1663-79.
15. Mollah MYA, Schennach R, Parga JR, et al. Electrocoagulation (EC)-science and applications. *J Hazard Mater* 2001;84(1):29-41.
16. Zhu B, Clifford DA, Chellam S. Comparison of electrocoagulation and chemical coagulation pretreatment for enhanced virus removal using microfiltration membranes. *Water Res* 2005;39(13):3098-108.
17. Ghernaout D, Badis A, Kellil A, et al. Application of electrocoagulation in Escherichia coli culture and two surface waters. *Desalination* 2008; 219 (1): 118-25.
18. Chaturvedi SI. Electro-coagulation: A Novel Wastewater Treatment Method. *Int J Modern Eng Res* 2013; 3(1): 93-100.
19. Atabakhsh P, Amin MM, Mortazavi H, et al. Identification of total and fecal coliforms and heterotrophic to microbiological method and E.coli O157:H7 to immunological, and real time PCR methods in Isfahan water treatment plant. *Iran J Health Environ* 2010;3(3):335-46.
20. Yang Z, Li Y, Slavik MF. Antibacterial efficacy of electrochemically activated solution for poultry spraying and chilling. *J Food Sci* 1999;64(3):469-72.
21. Zhang G, Yang F, Gao M, et al. Electro-Fenton degradation of azo dye using polypyrrole/anthraquinonedisulphonate composite film modified graphite cathode in acidic aqueous solutions. *Electrochimica Acta* 2008;53(16):5155-61.
22. Oren Y, Soffer A. Graphite felt as an efficient porous electrode for impurity removal and recovery of metals. *Electrochimica Acta* 1983; 28(11): 1649-54.
23. Sadeddin K, Naser A, Firas A. Removal of turbidity and suspended solids by electro-coagulation to improve feed water quality of reverse osmosis plant. *Desalination* 2011; 268(1): 204-7.
24. Ali I, Khan TA, Asim M. Removal of arsenic from water by electrocoagulation and electro dialysis techniques. *Sep Purif Rev* 2011; 40(1): 25-42.
25. Van Grieken R, Marugán J, Pablos C, et al. Comparison between the photocatalytic inactivation of Gram-positive E. faecalis and Gram-negative E. coli faecal contamination indicator microorganisms. *Applied Catalysis B: Environmental* 2010;100(1):212-20.
26. Federation WE, Association APH. Standard methods for the examination of water and wastewater. Am Public Health Assoc (APHA): Washington, DC, USA; 2005.
27. Zapata A, Ramirez-Arcos S. A Comparative Study of McFarland Turbidity Standards and the Densimat Photometer to Determine Bacterial Cell Density. *Curr Microbiol* 2015; 70(6): 907-9.
28. Gholami M, Nazari S, Yari AR, et al. Removal of E. coli and S. aureus from polluted water using electrolysis method with Al-Fe electrodes. *Tehran Univ Med J* 2017;75(2):85-95.
29. Kobya M, Ulu F, Gebologlu U, et al. Treatment of potable water containing low concentration of arsenic with electrocoagulation: Different connection modes and Fe-Al electrodes. *Sep Purif Technol* 2011; 77(3): 283-93.
30. Donini J, Kan J, Szykarczuk J, et al. The operating cost of electrocoagulation. *Can J Chem Eng* 1994; 72(6): 1007-12
31. Wouters PC, Alvarez I, Raso J. Critical factors determining inactivation kinetics by pulsed electric field food processing. *Trends Food Sci Technol* 2001; 12(3): 112-21.
32. Ricordel C, Miramon C, Hadjiev D, et al. Investigations of the mechanism and efficiency of bacteria abatement during electrocoagulation using aluminum electrode. *Desalination Water Treat* 2014; 52(28-30): 5380-9.
33. Barashkov N, Eisenberg D, Eisenberg S, et al. Electrochemical chlorine-free AC disinfection of water contaminated with Salmonella typhimurium bacteria. *Russ J Electrochem* 2010;46(3):306-11.
34. Tir M, Moulai-Mostefa N. Optimization of oil removal from oily wastewater by electrocoagulation using response surface method. *J Hazard Mater* 2008;158(1):107-15.
35. Malakootian M, Mansoorian H, Moosazadeh M. Performance evaluation of electrocoagulation process using iron-rod electrodes for removing hardness from drinking water. *Desalination* 2010;255(1):67-71.
36. Bouguerra W, Barhoumi A, Ibrahim N, et al. Optimization of the electrocoagulation process for the removal of lead from water using aluminium as electrode material. *Desalination Water Treat* 2015;56(10):2672-81.
37. Institute of Standards and Industrial Research of Iran. Drinking water –Microbiological specifications 2014. ISIRI 1011 6th. Revision, 2015.
38. Zhang S, Zhang J, Wang W, et al. Removal of phosphate from landscape water using an electrocoagulation process powered directly by photovoltaic solar modules. *Solar Energy Mater Solar Cells* 2013;117:73-80
39. Abadias M, Usall J, Oliveira M, et al. Efficacy of neutral electrolyzed water (NEW) for reducing microbial contamination on minimally-processed vegetables. *Int J Food Microbiol* 2008; 123(1):151-8.
40. Nola Ms, Njine T, Djuikom E, et al. Faecal coliforms and faecal streptococci community in the underground water in an equatorial area in Cameroon (Central Africa): the importance of some environmental chemical factors. *Water Res* 2002; 36(13): 3289-97.
41. Siebel E, Wang Y, Egli T, et al. Correlations between total cell concentration, total adenosine tri-

- phosphate concentration and heterotrophic plate counts during microbial monitoring of drinking water. *Drink Water Eng Sci* 2008; 1(1): 1-6.
42. Yildiz YŞ, Şenyiğit E, İrdemez Ş. Optimization of specific energy consumption for Bomaplex Red CR-L dye removal from aqueous solution by electrocoagulation using Taguchi-neural method. *Neural Comput Appl* 2013;23(3-4):1061-9.
43. Al-Shannag M, Al-Qodah Z, Bani-Melhem K, et al. Heavy metal ions removal from metal plating wastewater using electrocoagulation: Kinetic study and process performance. *Chem Eng J* 2015;260:749-56.

Investigation of Electrocoagulation/Electroflotation Process Efficiency with Aluminum-Graphite felt Electrodes in Removal of E.coli and S. typhimurium from Drinking Water

Soudabeh Alizadeh Matboo^{1,2}, Seyed Ahmad Mokhtari¹, Fariba Jeddi^{2,3}, Fatemeh Atayi^{2,3}, Tayebe Sadeghi¹, Esrafil Asgari⁴, Shahram Nazari^{*5}

Received: 2017/28/07

Revised: 2017/3/10

Accepted: 2017/7/11

1. Dept of Environmental Health Engineering, School of Public Health, Ardabil University of Medical Sciences, Ardabil, Iran
2. Student Research Committee, Ardabil University of Medical Sciences, Ardabil, Iran
3. Dept of Environmental Health Engineering, Khalkhal Faculty of Medical Sciences, Ardabil University of Medical Sciences, Ardabil, Iran
4. Dept of Environmental Health Engineering, School of Public Health, Urmia University of Medical Sciences, Urmia, Iran
5. Dept of Environmental Health Engineering, School of Public Health, Qom University of Medical Sciences, Qom, Iran

Pars Journal of Medical Sciences, Vol.15, No.2, Summer 2017

Pars J Med Sci 2017;15(2):32-46

Abstract:

Introduction:

Electrocoagulation is an electrochemical method for the treatment of water. The present study aimed to investigate the removal of E. coli and S. typhimurium bacteria from drinking water by using Electrocoagulation (EC) - Electroflotation (EF) with Aluminum- Graphite felt electrodes parallel with the monopole mode.

Materials & Methods:

Independent variables included different concentrations of E.coli and S. typhimurium bacteria (104, 105 and 106 CFU/mL), reaction time (5, 10, 15 and 20 min), initial pH (7, 8 and 9), inter-electrode distance (1, 2 and 3 cm), current density (0.83, 1.67 and 2.5 mA/cm²) to determine the optimum conditions.

Results:

The results showed that under optimum conditions the increase in pH from 7 to 9 significantly decreased removal efficiency of bacterial strains of E.coli and S. typhimurium from 100% to 83% and from 100% to 90%, respectively. For the initial concentration of 105 CFU/mL, optimum conditions were obtained 2.5 mA/cm² for current density, 20 min for reaction time and 2 cm for inter-electrode distance.

Conclusion:

According to the results, efficiency of E.coli and S. typhimurium removal was 100% under optimum conditions. Thus EC/EF process can be used for the removal of pathogenic bacteria from drinking water.

Keywords: Electrocoagulation, Electroflotation, E. coli, S. typhimurium, Drinking Water, Disinfection

* Corresponding author Email: Shahramnazari73@yahoo.com