

بررسی آثار ناشی از سرب در محیط‌های آبی و حذف آن از طریق روش انعقاد الکتریکی

تکتم شهریاری*^۱

۱. استادیار دانشکده محیط‌زیست، دانشگاه تهران، رشته علوم محیط‌زیست، گروه مهندسی محیط‌زیست

تاریخ وصول مقاله: ۹۳/۴/۱۵

تاریخ پذیرش مقاله: ۹۳/۱۱/۴

چکیده

با توجه به مضرات سرب، فرایندهای گوناگونی برای حذف آن وجود دارد. یکی از این روش‌ها الکتروانعقاد است. در این تحقیق حذف سرب با غلظت ۱۰ mg/L از آب حاوی سرب با روش انعقاد الکتریکی بررسی و بازده حذف ۹۹/۹۲ درصد حاصل شد. پایلوت استفاده شده در این مطالعه از جنس پلکسی گلس با ۴ الکتروود از جنس آهن با آرایش دوقطبی به ابعاد ۸ × ۸ × ۱۲ سانتی‌متر و به فاصله ۲ سانتی‌متر از یکدیگر بود. الکتروودها از کف پایلوت به فاصله ۳ سانتی‌متر قرار داشتند. پارامترهای سرعت همزن مغناطیسی، زمان آزمایش، ولتاژ و pH بررسی و مقدار بهینه آن‌ها به ترتیب ۱۰۰ rpm، ۲۰ min، ۲۰ V و ۷ به دست آمد. کلیه آزمایش‌ها در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد انجام شدند. نتایج آزمایش‌ها نشان داد که با افزایش pH به دلیل هم‌رسوبی سرب و آهن از طریق یون‌های هیدروکسید تولیدشده طی الکترولیز، میزان حذف افزایش یافت. همچنین، میزان آهن آزادشده پس از آزمایش‌ها و مقدار لجن تولیدی در این روش تعیین شد که به ترتیب ۰/۱۶ mg/L و ۰/۱۷۴ g بود. سپس، مقدار انرژی مصرف‌شده در حین انجام واکنش‌ها، با استفاده از فرمول $E = U.I.t.V^{-1}$ محاسبه شد که میزان آن ۰/۶۶ kWh/m³ تعیین شد.

کلیدواژه

الکتروشیمی، انعقاد الکتریکی، جریان مستقیم، سرب، فلزات سنگین.

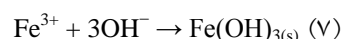
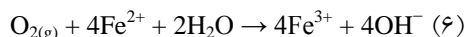
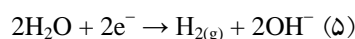
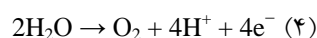
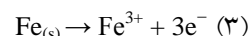
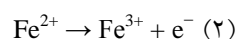
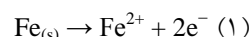
۱. سرآغاز

به طور کلی، امروزه بسیاری از رودخانه‌ها، دریاچه‌ها و آب‌های سطحی در معرض آلودگی به سرب حاصل از صنایع، استخراج معادن و کشاورزی هستند (Manyimadin Kusimi and Ansaah Kusimi, 2012; Meck, et al., 2006). وجود سرب در آب آشامیدنی خطر جدی محسوب می‌شود (Grashow, et al., 2013). حد مجاز سرب در آب، بین ۰/۰۱ تا ۰/۰۵ میلی‌گرم در لیتر است (استاندارد ملی ایران). سرب روی هوش افراد تأثیر می‌گذارد و از موفقیت آن‌ها جلوگیری و در استخوان‌ها تجمع می‌کند. سرب مانع سنتز هموگلوبین می‌شود

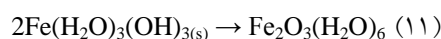
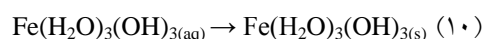
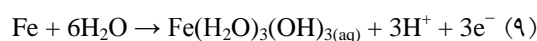
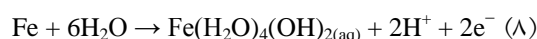
همزمان با رشد جمعیت در جهان و توسعه صنایع مختلف، آلودگی آب، به اساسی‌ترین مشکل جهان تبدیل شده است. نتایج تحقیقات نشان می‌دهد که امروزه سفره‌های آب زیرزمینی، خصوصاً در شهرهای بزرگ دنیا، با مشکلات فراوانی مواجه‌اند که دلیل این معضلات، نفوذ فاضلاب‌های صنعتی، وجود چاه‌های جذبی دفع فاضلاب انسانی، نفوذ کودهای شیمیایی و حیوانی به اعماق زمین است. آب رودخانه‌ها، چاه‌ها و دریاچه‌ها دارای آلاینده‌هایی است که برای تصفیه آن‌ها به فناوری‌های پیچیده و گران نیاز است.

سوسپانسیون ژلاتینی $\text{Fe(OH)}_{n(s)}$ می‌تواند از طریق ایجاد کمپلکس یا جاذبه الکترواستاتیکی آلاینده را از محیط حذف کند (Daneshvar, et al., 2007). مطالعات روی حذف آلاینده‌های متفاوت از محیط آب و فاضلاب مؤثر بودن کارایی انعقاد الکتریکی را در تصفیه آب و فاضلاب نشان می‌دهد. در تحقیق سانداوال و همکارانش حذف آلاینده فلوراید از آب آشامیدنی با فرایند انعقاد الکتریکی بررسی شد. در این تحقیق میزان فلوراید 10 mg/L و دانسیته جریان به کاررفته بین $5-7 \text{ mA cm}^{-2}$ بود. طی حذف فلوراید و رسیدن آن به میزان 1 mg/L مصرف انرژی 0.37 kWh m^{-3} بود (Sandoval, et al., 2014). تحقیقی که روی حذف آهن از آب شیر از طریق الکترودهای آلومینیومی صورت گرفت میزان حذف آهن $99/2$ درصد در زمان آزمایش 35 min با غلظت اولیه 25 mg/L آهن بود (Ghosh, et al., 2008). حذف جیوه از آب از طریق الکترودهای آهنی و آلومینیومی نشان داد که وقتی pH از ۳ به ۷ می‌رسد، میزان حذف بیش از ۹۹ درصد می‌شود. همچنین، زمان آزمایش برای رسیدن به نتیجه مطلوب برای الکترودهای آهنی 15 min و برای الکترودهای آلومینیومی 25 min بود. این تحقیق همچنین نشان داد الکترودهای آهنی مؤثرتر از آلومینیومی بودند (Nanseau-Njiki, et al., 2009). حذف COD از فاضلاب دباغی با الکترودهای آهنی در شرایط بهینه 20 mA cm^{-2} و انرژی $1/279 \text{ kWh m}^{-3}$ میزان حذف $89/65$ درصد را نشان داد (Maha Lakshmi and Sivashanmugam, 2013). تصفیه فاضلاب کشتارگاه از طریق الکترودهای آلومینیومی نشان داد که با سرعت همزن 150 rpm و دانسیته جریان 1 mA cm^{-2} حذف ۹۰ درصد از COD حاصل شد (Bayar, et al., 2011). بررسی حذف رنگ از طریق انعقاد الکتریکی نشان داد که در زمان آزمایش 5 min و دانسیته جریان $112/5 \text{ mA m}^{-2}$ برای غلظت اولیه رنگ 50 mg/L میزان حذف ۹۸ درصد به دست آمد (Daneshvar, et al., 2007). تحقیقات فرهادی نشان داد

(Wilhelm, et al., 2010). مطالعات مختلف نشان می‌دهد که افزایش سرب از مصونیت بدن می‌کاهد و در فعالیت بسیاری از آنزیم‌ها دخالت می‌کند. کودکان، بیشتر از افراد دیگر در معرض آلودگی سرب قرار دارند و از نشانه‌های این آلودگی می‌توان به کم‌خونی، ناراحتی‌های گوارشی و مغزی اشاره کرد (Grashow, et al., 2013; Wilhelm, et al., 2010; Xiao, et al., 2014). بنابراین، تصفیه آب یک امر ضروری است و روش‌های مختلفی برای حذف یا کاهش این آلاینده وجود دارد. یکی از روش‌هایی که برای حذف فلزات سنگین به کار می‌رود، انعقاد الکتریکی است که روشی الکتروشیمیایی است و به تازگی برای تصفیه آب و فاضلاب رواج یافته است (Merzouk, et al., 2011; Akbal and Camc, 2011; Kobya, et al., 2011; Canizares, et al., 2009; Sasson, et al., 2009; Zodi, et al., 2010). فرایند انعقاد الکتریکی یون‌های فلزی با انحلال آند تشکیل می‌شوند و به صورت منعقدکننده عمل می‌کنند و با کاربرد میدان الکتریکی حرکت ذرات کلوئیدی کوچک تسریع و انعقاد تسهیل می‌شود (Muruganathan, et al., 2004). واکنش‌های انجام شده در حین فرایند الکتروشیمی در زیر شرح داده شده‌اند (Kobya, et al., 2011):



واکنش‌های هیدرولیز در $\text{pH} < 7$ انجام می‌شود.



عبدی، ۱۳۸۵) میزان سرب 10 mg/L در نظر گرفته شد و محلول حاصل از طریق افزایش نیترات سرب به آب مقطر ساخته شد تا فعل و انفعالات طی الکترولیز و تأثیر پارامترها بررسی شوند. در این تحقیق از نیترات سرب، هیدروکسید سدیم و اسید نیتریک ساخت کارخانه مرک آلمان استفاده شد. دمای مناسب برای انجام واکنش‌ها 25°C درجه سانتی‌گراد تعیین شد. پس از آزمایش زمان ته‌نشینی به منظور ته‌نشینی لخته‌های حاصل و کسب محلول شفاف 30 دقیقه بود. قبل و پس از آزمایش انعقاد الکتریکی نمونه‌ها به منظور تعیین فلز سرب (II) بر اساس کتاب روش‌های استاندارد آزمایش‌های آب و فاضلاب بررسی (Franson, 2005) و غلظت فلز سرب طبق اسپکتروفتومتری جذب اتمی مدل GBC تعیین مقدار شد. به منظور کنترل دقت آزمایش، آنالیزها برای هر مرحله 3 بار انجام شدند. در این تحقیق، از همزن مغناطیسی IKA RCT basic ساخت آلمان، مبدل جریان برق DAZHENG 691 pH متر DC POWER SUPPLY PS-305D و از Meter Metrohm ساخت سوئیس استفاده شد. راکتور انعقاد الکتریکی شامل یک مخزن از جنس پلکسی گلس بود که در آن 4 الکتروده آهنی با آرایش دوقطبی به سطح مقطع 96 cm^2 و به ضخامت 0.2 cm با فاصله 2 cm از یکدیگر قرار گرفت.

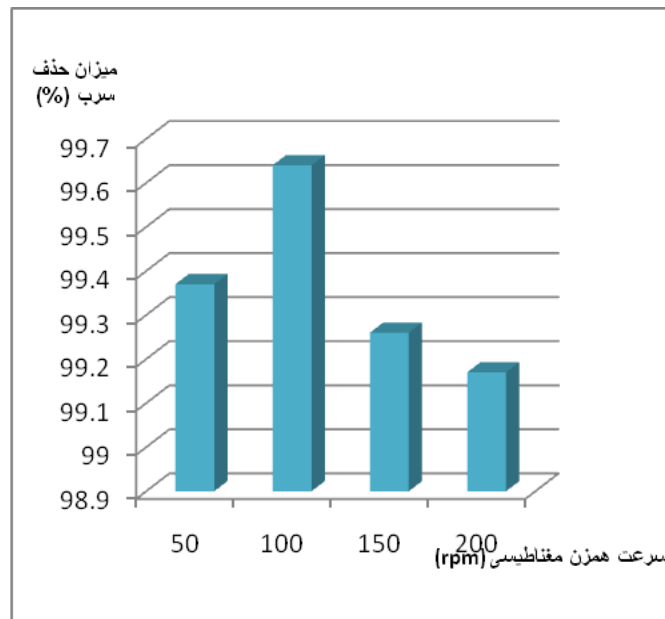
۳. نتایج

در این تحقیق دور چرخش همزن مغناطیسی، زمان آزمایش، ولتاژ و pH به منظور یافتن شرایط بهینه آزمایش‌ها در غلظت اولیه سرب 10 mg/L بررسی شد که به ترتیب آن را شرح خواهیم داد. برای به دست آوردن دور مناسب همزن، آزمایش‌ها در دورهای 50 ، 100 ، 150 و 200 rpm انجام شدند. نتایج در شکل و جدول ۱ آورده شده است. برای تعیین دور همزن آزمایش‌ها با ولتاژ 20 V و زمان آزمایش 20 min انجام شد.

که بهترین میزان حذف COD از فاضلاب کارخانه داروسازی در pH و ولتاژ 7 V و 40 V به دست آمد (Farhadi, et al., 2012). تحقیقات روی حذف COD از طریق انعقاد الکتریکی با الکترودهای مسی در زمان آزمایش 30 min و pH حدود $2/8$ و دانسیته جریان $14/2 \text{ cm}^{-2}$ میزان حذف 56 درصد را نشان داد و هنگامی که سیستم مجهز به تولید هیدروژن پراکسید شد، بازده حذف COD به 78 درصد رسید (Barrera-Díaz, et al., 2014). حذف آلاینده آلی غیر قابل تجزیه بیولوژیکی از فاضلاب کارخانه کاغذسازی به مدت زمان 90 min و دانسیته جریان 100 و 150 A/m^2 بین 32 و 68 درصد بود. همچنین، در شرایط مذکور آرسنیک موجود در فاضلاب از 4 به $0.5 \mu\text{g/L}$ رسید (Zodi, et al., 2011). حذف رنگ از طریق انعقاد الکتریکی و شناورسازی از طریق الکترودهای آلومینیومی نشان داد که با افزایش دانسیته جریان به بیش از 200 A/m^2 کارایی حذف افزایش می‌یابد و در دانسیته 150 A/m^2 مصرف انرژی $52-58 \text{ kWh/kg}$ بر اساس مقدار آلومینیوم مصرف شده بود (Zodi, et al., 2013). با توجه به تحقیقات صورت گرفته معمولاً حذف فلزات سنگین از طریق انعقاد الکتریکی روی فاضلاب‌های صنعتی انجام شده است، لذا در این تحقیق تأثیر سوء وجود آلاینده سرب در آب و حذف آن با استفاده از فرایند انعقاد الکتریکی از محیط آب و تأثیر پارامترهای گوناگون روی عملکرد فرایند موردنظر و میزان یون آهن آزادشده در محیط به لحاظ قابل استفاده بودن، بررسی می‌شود.

۲. مواد و روش بررسی

ابتدا آب آلوده حاوی یون سرب با غلظت 10 mg/L در مخزن انعقاد الکتریکی از جنس پلکسی گلس ریخته شد و به منظور حذف آلاینده مذکور تحت آزمایش قرار گرفت. هدف از انجام این تحقیق بررسی حذف سرب از محیط آبی از طریق انعقاد الکتریکی بوده است و با مطالعه تحقیقات اسکبار و همکاران، بذرافشان و همکاران و عبدی (Escobar, et al., 2006) (بذرافشان و محوی، ۱۳۸۶؛



شکل ۱. مقایسه درصد حذف سرب در دورهای متفاوت همزن مغناطیسی با استفاده از فرایند انعقاد الکتریکی

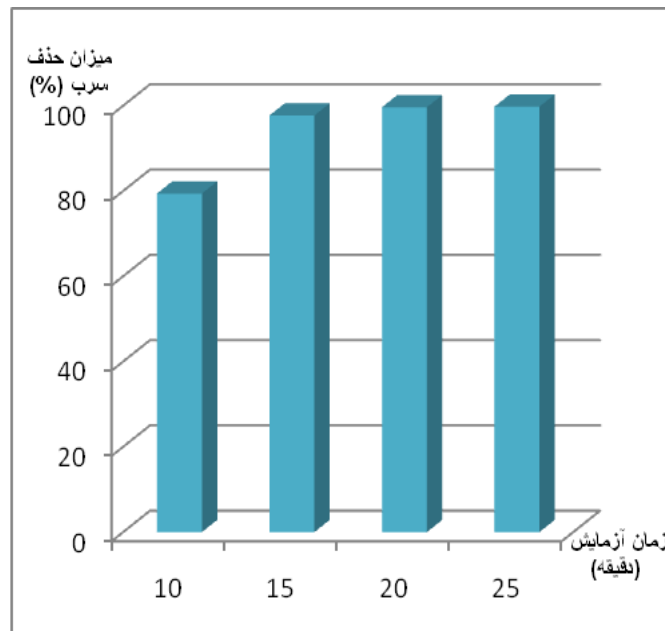
جدول ۱. مقایسه بین سرب اولیه و نهایی پس از عمل انعقاد الکتریکی در سرعت‌های متفاوت همزن مغناطیسی

سرعت همزن مغناطیسی (rpm)	میزان سرب اولیه (mg/L)	میزان سرب نهایی (mg/L)
۵۰	۱۰	۰/۰۶۳
۱۰۰	۱۰	۰/۰۳۶
۱۵۰	۱۰	۰/۰۷۴
۲۰۰	۱۰	۰/۰۸۳

یافت شده بررسی تأثیر سرعت همزن روی حذف COD از سوی بایر و همکارانش بود. نتایج تحقیقات بایر نشان داد که در دورهای ۱۰۰، ۱۵۰، و ۲۵۰ rpm درصد حذف آلاینده مذکور به ترتیب ۸۵، ۹۰ و ۷۵ درصد است. بنابراین، یافته‌های وی نیز استدلال نتیجه این مطالعه را تأیید می‌کند، اما تفاوت دو تحقیق در نوع آلاینده و محیط‌های آبی به کار رفته است (Bayar, et al., 2011).

برای به دست آوردن زمان بهینه، آزمایش‌ها در زمان‌های ۱۰، ۱۵، ۲۰ و ۲۵min انجام شدند. نتایج در شکل و جدول ۲ آورده شده است. در این آزمایش‌ها ولتاژ ۲۰V و دور ۱۰۰rpm در نظر گرفته شد.

با توجه به شکل و جدول ۱ درمی‌یابیم که دور مناسب ۱۰۰rpm است. علت این است که کاتیون فلزی با یون OH⁻ هیدروکسید فلزی تشکیل می‌دهد که از جذب سطح بالایی برخوردار است و با آلاینده‌ها تشکیل پیوند می‌دهد. مکانیسم مذکور نقش مهمی در حذف آلاینده‌ها ایفا می‌کند، زیرا هدف ارتباط یون‌ها و تشکیل لخته است، لذا دورهای بالاتر سبب شکستن لخته‌ها و آزاد شدن آلاینده می‌شوند. از طرفی با مشاهده نتایج این آزمایش‌ها یافته می‌شود که دور کم میزان برخورد لازم بین آنیون‌ها و کاتیون‌ها را فراهم نمی‌کند، بنابراین میزان حذف کمتر از میزان حذف در دور مناسب است. مطالعه تحقیقات انجام شده نشان داد که پارامتر سرعت همزن چندان بررسی نشده است و مورد



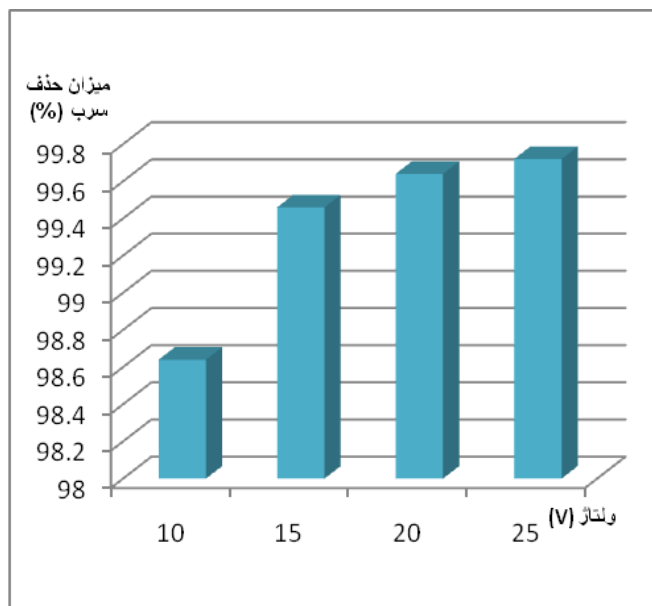
شکل ۲. مقایسه درصد حذف سرب در زمان‌های متفاوت آزمایش با استفاده از فرایند انعقاد الکتریکی

جدول ۲. مقایسه بین سرب اولیه و نهایی پس از عمل انعقاد الکتریکی در زمان‌های متفاوت آزمایش

میزان سرب نهایی (mg/L)	میزان سرب اولیه (mg/L)	زمان آزمایش (دقیقه)
۲/۰۶	۱۰	۱۰
۰/۲۳	۱۰	۱۵
۰/۰۳۶	۱۰	۲۰
۰/۰۲۲	۱۰	۲۵

سیستم، همچنین پاسیواسیون الکترودها می‌شود (Bhatti, et al., 2009). از طرفی ولتاژهای پایین نیز زمان لازم برای دستیابی به میزان حذف را افزایش می‌دهند. بنابراین، ولتاژ بهینه ارزیابی شد. برای تعیین ولتاژ مناسب آزمایش‌ها در دور بهینه ۱۰۰rpm، زمان آزمایش ۲۰min که در آزمایش‌های قبلی به دست آمد، انجام شد. نتایج آزمایش‌ها در حذف سرب در شکل و جدول ۳ نشان داده شده است. با بررسی شکل، ولتاژ مناسب ۲۰V در نظر گرفته شد. بررسی نتایج نشان می‌دهد که با بالا رفتن ولتاژ کاتیون‌های فلزی سریع‌تر و بیشتر تولید می‌شوند و واکنش هیدرولیز کاتیون بیشتر اتفاق می‌افتد و درصد بالایی از سرب حذف می‌شود.

با ملاحظه شکل و به منظور بررسی سایر پارامترها، زمان بهینه ۲۰min در نظر گرفته شد. در اثر افزایش زمان آزمایش، درصد حذف افزایش می‌یابد، از طرفی با افزایش زمان، افت ولتاژ به سبب رسوب روی کاتد حاصل می‌شود. نتایج تحقیقات فرهادی نشان می‌دهد که با افزایش زمان بازده حذف افزایش می‌یابد. همچنین، بیان می‌کند که با افزایش زمان بیش از حد (برای مثال بیش از ۹۰ دقیقه) pH محیط بالا می‌رود و یون‌های منفی هیدروکسید آهن تشکیل می‌شوند که سبب کاهش بازده می‌شود (Farhadi, et al., 2012). آکبال زمان انعقاد را ۲۰ دقیقه در نظر گرفت (Akbal and Camc, 2011). به کارگیری ولتاژ بالا موجب بالا رفتن حرارت در



شکل ۳. مقایسه درصد حذف سرب در ولتاژهای مختلف با استفاده از فرایند انعقاد الکتریکی

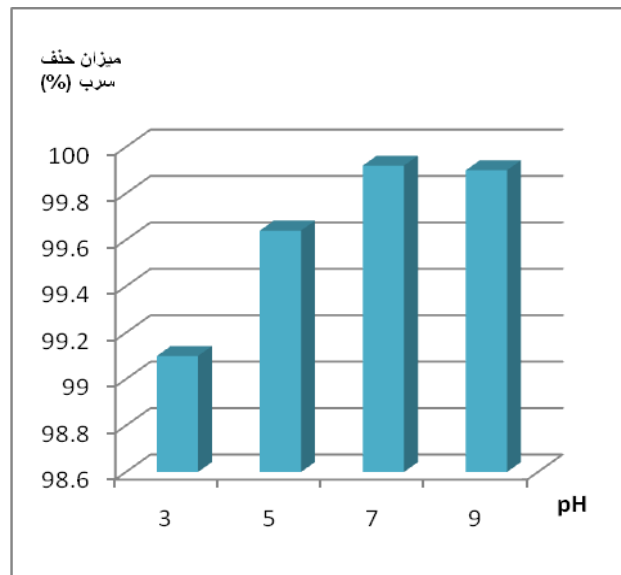
جدول ۳. میزان سرب اولیه و نهایی قبل و پس از فرایند انعقاد الکتریکی در ولتاژهای متغیر

ولتاژ (V)	میزان سرب اولیه (mg/L)	میزان سرب نهایی (mg/L)
۱۰	۱۰	۰/۱۳۶
۱۵	۱۰	۰/۰۵۴
۲۰	۱۰	۰/۰۳۶
۲۵	۱۰	۰/۰۲۸

جدول ۴ میزان pH را با توجه به میزان حذف سرب پس از فرایند انعقاد الکتریکی نشان می‌دهد. همان‌طور که از نتایج جدول ۴ مشاهده می‌شود با افزایش pH بازده حذف افزایش می‌یابد. علت این است که در pH های بالا، به سرعت هیدروکسیدهای آهنی تشکیل می‌شوند که سبب حذف ذرات سرب می‌شود. در این تحقیق با توجه به استاندارد آب آشامیدنی، pH بهینه حدود ۷ است. با توجه به انرژی پتانسیل احیا علت حذف سرب در pH حدود ۷ هم‌رسوبی سرب و آهن از طریق یون‌های هیدروکسید تولید شده طی الکترولیز است. کویا و همکاران (۲۰۱۱) حذف آرسنیک از آب آشامیدنی را با انعقاد الکتریکی بررسی کردند.

نتایج آزمایش‌های فرهادی نشان داد که با افزایش ولتاژ میزان حذف آلاینده افزایش می‌یابد. او بازده بالای حذف با ولتاژ بالا را به دلیل تولید بیشتر یون‌های Fe^{2+} و Fe^{3+} دانست (Farhadi, et al., 2012). نتایج این تحقیق نیز نشان می‌دهد که با افزایش ولتاژ تا حد معینی، درصد حذف افزایش می‌یابد. اکبال و اسکبار و همکارانشان در دو تحقیق مجزا دریافتند که افزایش دانسیته جریان سبب افزایش حذف فلز می‌شود (Akbal and Camc, 2011; Escobar, et al., 2006).

همچنین، شکل ۴ میزان حذف سرب را در pH های متفاوت نشان می‌دهد. برای تعیین pH بهینه آزمایش‌ها در سرعت چرخش همزن مغناطیسی ۱۰۰ rpm، زمان آزمایش ۲۰ min و ولتاژ ۲۰V انجام شد.



شکل ۴. مقایسه حذف سرب در pH های مختلف با استفاده از فرایند انعقاد الکتریکی

جدول ۴. میزان سرب نهایی و تأثیر pH پس از فرایند انعقاد الکتریکی

میزان سرب اولیه (mg/L)	میزان سرب نهایی (mg/L)	pH
۱۰	۰/۰۹	۳
۱۰	۰/۰۳۶	۵
۱۰	۰/۰۰۸	۷
۱۰	۰/۰۱	۹

E : میزان انرژی مصرفی بر حسب (kWh/m^3) ، U : ولتاژ به کاررفته (V) ، I : دانسیته جریان (A) ، t : زمان آزمایش (h) و V : حجم مایع تصفیه شده (L) است (Akbal and Camc, 2011). در این تحقیق طبق فرمول مذکور میزان انرژی مصرف شده $۰/۶۶ kWh/m^3$ محاسبه شد.

۴. بحث و نتیجه گیری

وجود سرب در آب آشامیدنی تأثیر مخربی در انسان دارد. می توان آب حاوی سرب را با روش نوین انعقاد الکتریکی تصفیه کرد. نتایج آزمایش ها نشان داد که روش مذکور روشی مناسبی برای حذف سرب از آب است. در این روش بهترین pH برای انجام آزمایش ها، ۷ است، زیرا هیدروکسیدهای فلزی به میزان کافی تولید می شوند و با

زمان و pH بهینه در این آزمایش ها به ترتیب ۱۲/۵ و $۶/۵ min$ با الکترودهای آهنی بود که نتایج این آزمایش ها را تأیید می کند (Kobyra, et al., 2011). آکبال در تحقیقاتش نشان داد که حذف فلز با افزایش pH افزایش می یابد (Akbal and Camc, 2011). در نهایت پس از تعیین شرایط بهینه میزان آهن آزاد شده و لجن حاصل از فرایند تعیین مقدار شد. میزان آهن آزاد شده $۰/۱۶ mg/L$ و لجن مازاد $۰/۱۷۴ g$ بود. همان طور که مشاهده می شود مقدار آهن آزاد شده در محدوده استاندارد قرار دارد (استاندارد ملی ایران، ۱۳۸۸). سپس به منظور ارزیابی بیشتر فرایند مذکور مقدار انرژی مصرف شده در حین آزمایش ها از طریق فرمول ۱ محاسبه شد.

$$E = U.I.t. V^{-1} \quad (1)$$

صورت می‌گیرد. در این سری از آزمایش‌ها الکترودهای به‌کاررفته از جنس آهن بودند، لذا در خصوص بررسی محیط آبی پس از انجام آزمایش به لحاظ میزان پذیرنده آهن تحقیق شد و نتایج نشان داد که میزان آهن آزاد شده در محیط در حد استاندارد است.

تشکر و قدردانی

در نهایت نویسنده بر خود لازم می‌داند از تمام کسانی که در این تحقیق یاری رسانده‌اند، قدردانی کند.

توجه به انرژی پتانسیل احیا هم‌رسوبی آهن و سرب انجام می‌گیرد. در این تحقیق عامل pH تأثیر مستقیمی در واکنش‌های موجود در فرایند دارد. کاتیون فلزی حاصل از خوردگی الکتروود با یون OH^- تشکیل یک هیدروکسید می‌دهد که از جذب سطح بالایی برخوردار است و با آلاینده‌ها تشکیل پیوند می‌دهد. در pHهای بین ۵ و ۷ هیدروکسید آهن تشکیل و رسوب کردن لخته‌های هیدروکسید سرب آغاز می‌شود. همچنین، مشاهده می‌شود که میزان مصرف انرژی ناچیز است. در فرایند انعقاد الکتریکی ابتدا از طریق انرژی الکتریکی خوردگی الکتروود

منابع

- استاندارد ملی ایران شماره ۱۰۵۳. ۱۳۸۸. ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آب آشامیدنی.
- بذرافشان، ا.، محوی، ا. ح. ۱۳۸۶. «کاربرد فرایند الکتروکواگولاسیون با استفاده از الکترودهای آلومینیومی در حذف فلز سنگین کادمیوم از محیط‌های آبی»، تحقیقات علوم پزشکی زاهدان، جلد ۹، شماره ۱، صص ۷۰-۶۱.
- عبدی، پ. ۱۳۸۵. «بررسی آلودگی‌های زیست‌محیطی کارخانه سرب و روی زنجان (مطالعه موردی: منابع آب زیرزمینی)»، دومین کنفرانس مدیریت منابع آب.
- Akbal, F. and Camc, S. 2011. Copper, Chromium and nickel removal from metal plating wastewater by electrocoagulation, Desalination, 269: pp. 214-222.
- Barrera-Diaz, C., Frontana-Urbe, B. and Bilyeu, B. 2014. Removal of organic pollutants in industrial wastewater with an integrated system of copper electrocoagulation and electrogenerated H_2O_2 , Chemosphere, 105: pp. 160-164.
- Bayar, S., Sevki Yildiz, Y., Erdem Yilmaz, A. and Irdemez, S. 2011. The effect of stirring speed and current density on removal efficiency of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation method, Desalination, 280(1-3): pp. 103-107.
- Bhatti, M., Reddy, A. and Thukral, A. 2009. Electrocoagulation removal of Cr(VI) from simulated wastewater using response surface methodology, Journal of Hazardous Materials, 172: pp. 839-846.
- Canizares, P., Jimenez, C., Martinez, F., Rodrigo, M. and Saez, C. 2009. The pH as a key parameter in the choice between coagulation and electrocoagulation for the treatment of wastewaters, Journal of Hazardous Materials, 163: pp. 158-164.
- Daneshvar, N., Khataee, A.R., Amani Ghadim, A.R. and Rasoulifard, M.H. 2007. Decolorization of C.I. Acid Yellow 23 solution by electrocoagulation process: Investigation of operational parameters and evaluation of specific electrical energy consumption (SEEC), Journal of Hazardous Materials, 148: pp. 566-572.
- Escobar, C., Soto-Salazar, C. and Toral, M. 2006. Optimization of the electrocoagulation process for the removal of copper, lead and cadmium in natural waters and simulated wastewater, Journal of Environmental Management, 81(4): pp. 384-391.
- Farhadi, S., Aminzadeh, B., Torabian, A., Khatibikamal, V. and Alizadeh Fard, M. 2012. Comparison of COD removal from pharmaceutical wastewater by electrocoagulation, photoelectrocoagulation, peroxi-electrocoagulation and peroxi-photoelectrocoagulation processes, Journal of Hazardous Materials, 219-220: pp. 35-42.
- Franson, M.A. 2005. Standard Methods for the examination of water and wastewater, Prepared and Published Jointly by American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 21st Edition.
- Ghosh, D., Solanki, H. and Purkait M.K. 2008. Removal of Fe(II) from tap water by electrocoagulation technique, Journal of Hazardous Materials, 155(1-2): pp. 135-143.

- Grashow, R., Miller, M.W., McKinney, A., Nie, L.H., Sparrow, D., Hu, H. and Weisskopf, M.G. 2013. Lead exposure and fear-potentiated startle in the VA Normative Aging Study: A pilot study of a novel physiological approach to investigating neurotoxicant effects, *Neurotoxicology and Teratology*, 38: pp. 21-28.
- Kobyas, M., Gebologlu, U., Ulu, F., Oncel, S. and Demirbas, E. 2011. Removal of arsenic from drinking water by the electrocoagulation using Fe and Al electrodes, *Electrochimica Acta*, 56: pp. 5060–5070.
- Maha Lakshmi, P. and Sivashanmugam, P. 2013. Treatment of oil tanning effluent by electrocoagulation: Influence of ultrasound and hybrid electrode on COD removal, *Separation and Purification Technology*, 116: pp. 378-384.
- Manyimadin Kusimi, J. and Ansaah Kusimi, B. 2012. The hydrochemistry of water resources in selected mining communities in Tarkwa, *Journal of Geochemical Exploration*, 112: pp. 252-261.
- Meck, M., Love, D. and Mapani, B. 2006. Zimbabwean mine dumps and their impacts on river water quality – a reconnaissance study, *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 31(15–16): pp. 797-803.
- Merzouk, B., Gourich, B., Madani, K., Via, I. C. and Sekki A. 2011. Removal of a disperse red dye from synthetic wastewater by chemical coagulation and continuous electrocoagulation. A comparative study, *Desalination*, 272: pp. 246–253.
- Murugananthan, M., Bhaskar Raju, G. and Prabhakar, S. 2004. Removal of sulfide, sulfate and sulfite ions by electrocoagulation, *Journal of Hazardous Materials*, 109: pp. 37–44.
- Nanseau-Njiki, C.P., Tchamango, S.R., Claude Ngom, P., Darchen, A. and Ngameni, E. 2009. Mercury(II) removal from water by electrocoagulation using aluminium and iron electrodes, *Journal of Hazardous Materials*, 168(2–3): pp. 1430-1436.
- Sandoval, M.A., Fuentes, R., Nava, J. L. and Rodriguez, I. 2014. Fluoride removal from drinking water by electrocoagulation in a continuous filter press reactor coupled to a flocculator and clarifier, *Separation and Purification Technology*, 134: pp. 63-170.
- Sasson, M., Calmano, W. and Adin, A. 2009. Iron-oxidation processes in an electroflocculation (electrocoagulation) cell. *Journal of Hazardous Materials*, 171: pp. 704– 709.
- Wilhelm, M., Heinzow, B., Angerer, J. and Schulz, C. 2010. Reassessment of critical lead effects by the German Human Biomonitoring Commission results in suspension of the human biomonitoring values (HBM I and HBM II) for lead in blood of children and adults, *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 213(4): pp. 265-269.
- Xiao, C., Keyue, W., Zhongqiu, W., Caohui, G., Ping, H., Yihuai, L., Taiyi, J. and Guoying, Z. 2014. Effects of lead and cadmium co-exposure on bone mineral density in a Chinese population, *Bone*, 63: pp. 76-80.
- Zodi, S., Louvet, J., Michon, C., Potier, O., Pons, M., Lapicque, F. and Leclerc, J. 2011. Electrocoagulation as a tertiary treatment for paper mill wastewater: Removal of non-biodegradable organic pollution and arsenic, *Separation and Purification Technology*, 81(1): pp. 62-68.
- Zodi, S., Merzouk, B., Potier, O., Lapicque, F. and Leclerc, J. 2013. Direct red 81 dye removal by a continuous flow electrocoagulation/flotation reactor, *Separation and Purification Technology*, 108: pp. 215-222.
- Zodi, S., Potier, O., Lapicque, F. and Leclerc, J. 2010. Treatment of the industrial wastewaters by electrocoagulation: Optimization of coupled electrochemical and sedimentation processes, *Desalination*, 261: pp. 186–190.