

Investigation of Anionic Surfactant Removal Using Unipolar Electro-Flotation and Electro-Coagulation

M. Nazari¹, B. Ayati²

1. MSc of Environmental Engineering, Faculty of Civil and Environmental Engineering, Tarbiat Modares University, Tehran
2. Assoc. Prof., Faculty of Civil and Environmental Engineering, Tarbiat Modares University, Tehran (Corresponding Author) ayati_bi@modares.ac.ir

(Received Jan. 3, 2017 Accepted July 13, 2017)

To cite this article :

Nazari, M. and Ayati, B., 2018, "Investigating of anionic surfactant removal using unipolar electro-flotation and electro-coagulation." *Journal of Water and Wastewater*, (In press). Doi: 10.22093/wwj. 2017.72005.2316 (In Persian)

Abstract

Surfactants are considered as chemical combinations with many environmental impacts such as eutrophication, foam generation, and oxygen reduction. This experimental study is conducted to evaluate the removal of Sodium dodecyl benzene sulfonate (SDBS) using unipolar electro-flotation and electro coagulation system. The experimental set up was installed as a cubic shape with effective volume of 735 ml and stainless steel monopolar electrodes arranged in a horizontal fashion. Parameters evaluated individually for the overall system optimization include: distance between electrodes (0.5-1.5 cm), surfactants initial concentration (50-1000 mg/L), pH (3-11), current density (0.5–1.5 A), and electric conductivity (950-3500 S/cm μ). Results obtained during the 1 hr operation time showed that the optimum surfactant and COD removal efficiency were about 94 and 90 percent, respectively. This optimum removal efficiencies were accomplished under the following condition: pH=8, distance between electrodes =1 cm, initial surfactant concentration = 750 mg/L, current density = 1 A, and EC = 1440 μ S/cm . In addition, the energy consumption and anode dissolution were 45.03 kWh/kg and 1.04 kg Fe/kg for SDBS removal, respectively. In conclusion, the results obtained in this study support the application of electro-flotation and electro coagulation as an appropriate system for the removal of surfactants such as detergent.

Keywords: Sodium Dodecyl Benzene Sulfonate (SDBS), Anionic Surfactant, Electro-flotation, Electro- coagulation.



بررسی حذف سورفکتانت آنیونی با استفاده از روش انعقاد و شناورسازی الکتریکی تک قطبی

مهتا نظری^۱، بیتا آیتی^۲

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی عمران- محیطزیست، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، تهران
 ۲- دانشیار، دانشکده مهندسی عمران و محیطزیست، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران
 (نویسنده مسئول) ayati_bi@modares.ac.ir

(دریافت ۹۵/۱۰/۱۴ پذیرش ۹۷/۴/۲۲)

برای ارجاع به این مقاله به صورت زیر اقدام بفرمایید:

نظری، م.، آیتی، ب.، ۱۳۹۷، "بررسی حذف سورفکتانت آنیونی با استفاده از روش انعقاد و شناورسازی الکتریکی تک قطبی"
 مجله آب و فاضلاب، (در انتظار چاپ). Doi: 10.22093/wwj.2017.72005.2316

چکیده

سورفکتانت‌ها دسته‌ای از ترکیبات شیمیایی هستند که اثرات زیست‌محیطی بسیاری از قبیل تغذیه‌گرایی، تولید کف و کاهش اکسیژن محلول دارند. این پژوهش با هدف بررسی آزمایشگاهی حذف سورفکتانت آنیونی سدیم دودسیل بنزن سولفونات با استفاده از سیستم شناورسازی الکتریکی انجام شد. پایلوت مورد استفاده به شکل مکعب مستطیل با حجم مفید ۷۳۵ میلی‌لیتر شامل الکترودهایی مشبک (مش بندی شده) و تک قطبی از جنس فولاد ضد زنگ به صورت افقی بود. در این پژوهش پارامترهای مؤثر بر فرایند شامل فاصله بین الکترودها ۰/۵ تا ۱/۵ سانتی‌متر، غلظت اولیه سورفکتانت ۵۰ تا ۱۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر، pH (۳ تا ۱۱)، شدت جریان الکتریکی ۰/۵ تا ۱/۵ آمپر و هدایت الکتریکی ۹۵۰ تا ۳۵۰۰ میکروزیمنس بر سانتی‌متر به روش تک متغیری بررسی و بهینه شد. طبق نتایج حاصل شده بهترین درصد حذف سورفکتانت و COD در طول یک ساعت آزمایش به ترتیب ۹۳/۸۴ و ۹۰ برآورد شد. این نتیجه در شرایط pH برابر با ۸، فاصله یک سانتی‌متر بین الکترودها، غلظت اولیه سورفکتانت برابر با ۷۵۰ میلی‌گرم در لیتر، یک آمپر جریان الکتریکی و ۱۴۴۰ میکروزیمنس بر سانتی‌متر هدایت الکتریکی حاصل شد. در این شرایط میزان انرژی مصرفی ۴۵/۰۲۰ کیلو وات ساعت بر کیلوگرم سورفکتانت حذف شده و انحلال آند معادل ۱/۰۴ کیلوگرم آهن بر کیلوگرم سورفکتانت حذف شده بود. نتایج آزمایشگاهی به دست آمده در این پژوهش نشان داد که حذف سورفکتانت آنیونی از قبیل مایع ظرف‌شویی با استفاده از سیستم شناورسازی الکتریکی انجام پذیر است.

واژه‌های کلیدی: سدیم دودسیل بنزن سولفونات، سورفکتانت آنیونی، شناورسازی الکتریکی، انعقاد الکتریکی

۱- مقدمه

روش‌های تصفیه محدودی برای تصفیه این فاضلاب‌ها به کار می‌رود (Beltran-Heredia et al., 2009). بالا بودن دما و pH از مشخصه‌های دیگر فاضلاب این نوع صنایع است (Pedrazzani et al., 2012). سورفکتانت‌ها مولکول‌های بزرگی هستند و اثرات محیط‌زیستی بسیاری از قبیل تغذیه‌گرایی، تولید کف و کاهش اکسیژن محلول را به وجود می‌آورند (Cserhati et al., 2002, Scott and Jones, 2000). سورفکتانت سدیم دودسیل بنزن سولفونات به طور گسترده در

سورفکتانت‌ها به طور وسیعی در منازل و همچنین صنایع مختلف از جمله صنایع تولید مواد شوینده استفاده می‌شوند (Bhairi, 1997). سالانه در حدود ۱۲ میلیون تن سورفکتانت تولید می‌شود که می‌توان آن‌ها را به عنوان اولین گروه پراهمیت مواد شیمیایی در نظر گرفت (Smulders et al., 2007).

یکی از ویژگی‌های فاضلاب صنایع شوینده، COD بالای آن‌ها معادل ۶۰۰ تا ۴۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر است، به همین دلیل



آلومینیومی به ترتیب حذف ۶۲، ۷۰ و ۷۷ درصد COD را در تصفیه فاضلاب صنایع شوینده گزارش کرده‌اند (Wang et al., 2009; Ge et al., 2004; Baudequin et al., 2011). هدف از انجام این پژوهش حذف سورفکتانت آنیونی پرمصرف سدیم دو دسیل بنزن سولفونات^۱ با استفاده از روش شناورسازی الکتریکی و الکترودهای فولاد ضدزنگ مشبک (مشبندی شده) با آرایش تک قطبی و یافتن مقدار بهینه هریک از پارامترهای موثر در فرایند با در نظر گرفتن میزان مصرف انرژی بود.

۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- روش کار

سیستم مورد استفاده در این پژوهش از جنس پلکسی گلاس به شکل مکعب مستطیل با ابعاد ۷×۷×۱۵ سانتی‌متر و با حجم مفید ۷۳۵ میلی‌لیتر بود.

دلیل استفاده از پلکسی‌گلاس این بود که در فرایند الکتروشیمیایی اختلال ایجاد نمی‌کرد و در برابر حرارت حاصل از آزمایش مقاوم بود. به منظور استفاده بهتر از خواص شناورسازی الکتریکی نحوه قرارگیری الکترودها به صورت افقی در نظر گرفته شد. الکترودها از جنس فولاد ضد زنگ به صورت آند و کاتد با آرایش تک قطبی استفاده شد. به منظور افزایش راندمان، الکترودها به صورت مشبک با سوراخ‌هایی به اندازه ۸ میلی‌متر استفاده شد. همچنین به دلیل این که هیدروژن تولیدی در کاتد نقش اصلی در شناورسازی ذرات معلق دارد، نحوه اتصال به صورتی بود که کاتد در بالا و آند در پایین قرار بگیرد.

پس از بررسی‌های انجام شده در مورد انواع دترجنت‌ها و کاربرد آن‌ها، سورفکتانت آنیونی سدیم دو دسیل بنزن سولفونات (SDBD) به عنوان آلاینده انتخاب شد. در این پژوهش غلظت سورفکتانت به روش آکردین ارنج^۲ انجام گرفت (Sokoloff and Frigon, 1981, Adok et al., 2005). روش سنجش غلظت در نمونه به این شرح است: ۱۰ میلی‌لیتر نمونه درون یک قیف جداکننده ۵۰ میلی‌لیتری ریخته شد. سپس ۱۰۰ میکرو لیتر محلول آکردین ارنج ۰/۰۰۵ مولار، ۱۰۰

صنایع مختلفی نظیر صنایع غذایی، نساجی، آفت‌کش و دارویی استفاده می‌شود. همچنین این ماده از ترکیبات اصلی شوینده‌ها و صابون به‌شمار می‌رود (Gu et al., 2017). تاکنون روش‌های گوناگونی به منظور حذف مواد شوینده مورد استفاده قرار گرفته که از این میان می‌توان به روش‌های انعقاد و لخته‌سازی/فتولیز توسط UV (Terechova et al., 2014)، راکتور بیوفیلیمی با بستر متحرک (Mollaei et al., 2014)، نانو لوله‌های کربنی چند دیواره (Ncibi et al., 2015) و وتلند مصنوعی با جریان افقی و عمودی (Ramprasad & Philip, 2014) اشاره کرد.

شناورسازی الکتریکی یکی از روش‌های شناورسازی است که موجب ایجاد حباب‌های کوچک در اثر الکترولیز آب می‌شود. هنگامی که جریان پساب در میان دو الکتروود قرار می‌گیرد به دلیل برقراری جریان الکتریکی بین الکترودها (معمولاً با ولتاژ پایین) یک میدان الکتریکی بین آند و کاتد تشکیل می‌شود. بدون افزودن مواد شیمیایی یک انعقاد مقدماتی بین مواد معلق رخ می‌دهد و ذرات مثبت و منفی لخته‌هایی را تشکیل می‌دهند. به علاوه به محض هیدرولیز آب، هیدروژن و اکسیژن تحت شرایط تحریک الکتریکی به صورت حباب‌های ریز و یکنواخت آزاد می‌شوند و به‌طور عمودی صعود می‌کنند و یک اثر پوششی تولید می‌نمایند. حباب‌های حاصله به همراه مواد جامد معلق و ذرات روغن در سطح پساب جمع می‌شوند و یک پتو در سطح تشکیل می‌دهند و سپس به روش مکانیکی جمع‌آوری می‌شوند (Matis & Peleka, 2010).

مزیت اصلی این روش از یک سو تولید گازهای با کیفیت در راکتور و از سوی دیگر قابلیت کنترل اندازه و توزیع گازهای الکتروولیت است. علاوه بر این مقدار زیادی اکسیدان‌های قوی مانند هیپوکلریت نیز می‌تواند شکل بگیرد که به خوبی آلاینده‌های آلی و معدنی را حذف می‌کنند (Khelifa et al., 2005). مزیت اصلی روش شناورسازی الکتریکی نسبت به سایر روش‌های شناورسازی، تولید حباب‌های یکنواخت و کوچک است. کارایی جداسازی فرایند شناورسازی به شدت به اندازه حباب‌ها وابسته است، به طوری که حباب‌های کوچک سطح بزرگی را برای پیوستن به ذرات فراهم می‌کنند (Matis & Peleka, 2010). از این روش در تصفیه فاضلاب‌های حاوی دترجنت نیز استفاده شده است. به‌طور مثال وانگ و همکاران در سال ۲۰۰۹، جی و همکاران در سال ۲۰۰۳ و بادکوئین و همکاران در سال ۲۰۱۲ با استفاده از الکترودهای

¹ Sodium Dodecyl Benzene Sulfonate (SDBS)

² Acridine Orange



بر حسب آمپر، t مدت زمان الکترولیز بر حسب ثانیه، M جرم مولی $(Fe=56)$ ، F ثابت فارادی برابر با $96485 C/mol$ و z ظرفیت فلز $(Fe=2)$ است.

آزمایش‌ها در دمای آزمایشگاه (25 ± 2) درجه سلسیوس (ابتدا با انتخاب غلظت اولیه 100 میلی‌گرم در لیتر در فاصله‌های مختلف دو الکتروود از یکدیگر، به منظور تعیین فاصله بهینه انجام شد و سپس به ترتیب مقادیر مختلف غلظت اولیه، pH، جریان الکتریکی و هدایت الکتریکی بهینه شدند. محدوده بررسی پارامترها در جدول ۱ ارائه شده است.

جدول ۱- پارامترهای آزمایشگاهی و محدوده مورد بررسی

Table 1. Experimental parameters and their examined ranges

Parameter	Examined range
Electrodes distances (cm)	0.5, 0.75, 1, 1.5
Detergent Concentration (mg/L)	50, 100, 250, 500, 750, 1000
pH	3, 6, 8, 11
Current density	0.5, 0.8, 1, 1.2, 1.43
EC ($\mu S/cm$)	943, 1440, 2468, 3504

۲-۲- مواد و تجهیزات

مواد مورد استفاده در این پژوهش شامل سدیم دودسیل بنزن سولفونات (SDBS) از شرکت سیگما آلدریج^۲، کلرید سدیم به منظور تأمین هدایت الکتریکی لازم، اسید کلریدریک و هیدروکسید سدیم برای تنظیم pH، سولفات جیوه، دی کرومات پتاسیم، سولفات نقره و اسید سولفوریک از شرکت مرک^۳ تهیه شد. آنالیز COD مطابق با روش 5220D (APHA, 2005) انجام شد. آکریدین ارنج از شرکت مرک تهیه شد. منبع تغذیه Megatek مدل PM-3005D مورد استفاده قرار گرفت.

برای تأمین جریان الکتریکی، همزن مغناطیسی IKA مدل RH-2 Basic برای مخلوط کردن محلول، EC متر Martini مدل Mi805 برای اندازه‌گیری هدایت الکتریکی و اسپکتروفتومتر Hach مدل DR 4000 به منظور تعیین غلظت و COD و pH متر دیجیتالی Metrohm مدل 691 به منظور تعیین pH مورد استفاده قرار گرفت.

² Sigma Aldrich

³ Merck

میکرولیتر اسید استیک غلیظ و 5 میلی‌لیتر تولوئن به آن اضافه شد و به مدت یک دقیقه تکان داده شد. جذب محلول بالایی (تولوئن) در کیف جداکننده در مقابل شاهد تولوئن در طول موج 467 نانومتر با دستگاه اسپکتروفتومتر مدل DR4000 Hach اندازه‌گیری شد. این روش دقت بالایی برای سنجش نمونه‌های حاوی سورفکتانت آنیونی با غلظت‌های $0/1$ تا $0/6$ میلی‌گرم در لیتر دارد، بنابراین نمونه‌های غلیظ، در حجم مناسب رقیق شدند. آزمایش‌ها حداقل سه بار تکرار شد و نتایج به صورت میانگین گزارش شدند.

راندمان حذف غلظت و COD بر حسب درصد نیز مطابق با معادله ۱ محاسبه شد

$$R = \frac{(C_0 - C)}{C_0} \times 100 \quad (1)$$

که در آن

C_0 غلظت اولیه سورفکتانت یا COD و C غلظت سورفکتانت یا COD در هر زمان است (Khandegar and Saroha, 2013).

میزان انرژی مصرفی مخصوص^۱ بر حسب کیلووات ساعت بر کیلوگرم سورفکتانت حذف شده که می‌تواند تأثیر زیادی بر توجیه‌پذیری فرایند داشته باشد، از طریق معادله ۲ محاسبه شد

$$SEC = UIt / (V (C_0 - C)) \quad (2)$$

که در آن U

ولتاژ بر حسب ولت، I شدت جریان بر حسب آمپر، t زمان واکنش بر حسب ساعت، V حجم فاضلاب بر حسب لیتر و C_0 و C غلظت ابتدایی و انتهایی بر حسب میلی‌گرم در لیتر است (Khandegar and Saroha, 2013).

میزان انحلال فلزات و در نتیجه تجزیه فلز آند بستگی به مقدار جریان الکتریکی عبوری دارد که با استفاده از قانون فارادی (معادله ۳) قابل محاسبه است

$$m = ItM / (F.z) \quad (3)$$

که در این معادله

m جرم فلز حل شده بر حسب گرم، I شدت جریان الکتریکی عبوری

¹ Specific Energy Consumption (SEC)



۳- نتایج و بحث

۱-۳- تعیین فاصله بهینه بین الکترودها

به منظور تعیین فاصله بهینه بین الکترودها، آزمایش‌ها در غلظت اولیه ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر در pH طبیعی دترجنت برابر با ۸ و فواصل مختلف الکترودها از یکدیگر انجام شد که نتایج به دست آمده مطابق شکل‌های ۱ و ۲ می‌باشد.

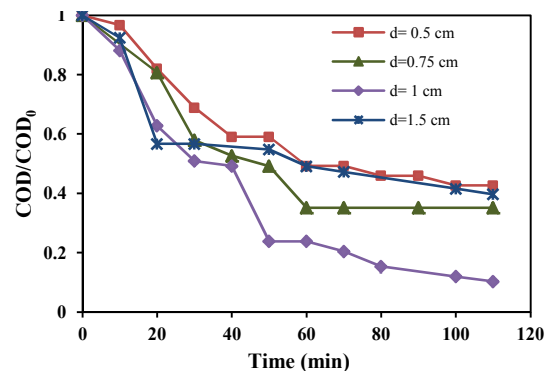


Fig. 1. COD/COD₀ vs time under different electrode distances

شکل ۱- نسبت COD به COD₀ اولیه در فاصله الکترودهای متفاوت

(pH=۸ و I=۱ A ,EC= ۱۴۴۰ μs/cm , [SDBS]= ۱۰۰ mg/L)

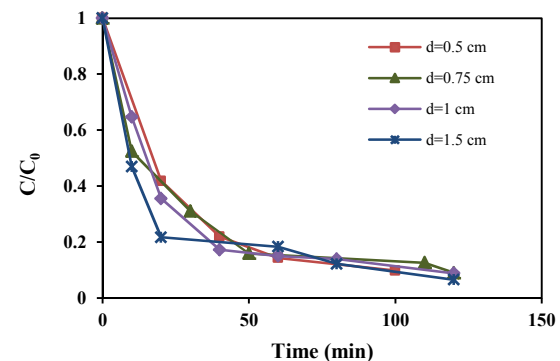


Fig. 2. C/C₀ (Surfactant concentration to initial surfactant concentration ratio) vs time under different electrode distances

شکل ۲- نسبت غلظت سورفکتانت به غلظت اولیه در

فاصله الکترودهای متفاوت

(pH=۸ و I=۱ A ,EC= ۱۴۴۰ μs/cm , [SDBS]= ۱۰۰ mg/L)

پس از ۱۱۰ دقیقه بود. نتایج شکل ۲ نشان می‌دهد تغییرات فاصله الکترودها تأثیر چندانی بر راندمان حذف نهایی و روند حذف ندارد و این تغییرات بسیار جزئی است. به طوری که پس از گذشت ۶۰ دقیقه در فواصل مذکور به ترتیب درصد حذف ۸۴/۱، ۸۵/۶، ۸۴/۹ و ۸۱/۹ مشاهده شد. می‌توان نتیجه گرفت با افزایش فاصله الکترودها به بیش از ۱ سانتی‌متر به دلیل افزایش فاصله الکترودها و تأخیر در تشکیل مواد منعقدکننده و با توجه به وابستگی این عمل به تحرک و انتقال مواد و یون‌های تولیدی در الکترودها، راندمان در فاصله ۱/۵ سانتی‌متر کاهش یافته است (Zaidi et al., 2015, APHA, 2009).

همچنین در فواصل کم میان الکترودها با توجه به افزایش در توان الکتریکی ورودی به دلیل عدم انتقال مناسب مواد و سیال و در نتیجه تجمع ذرات جامد و حباب‌ها بین آن‌د و کاتد احتمال وقوع پدیده اتصال کوتاه در جریان الکتریکی مقرون به صرفه نیست (Akhondi et al., 2012, Phalakornkule et al., 2010).

نمودارهای میزان مصرف انرژی و انحلال آن‌د در شکل‌های ۳ و ۴ ارائه شده است.

همانطور که مشاهده می‌شود، با کاهش فاصله میان الکترودها، به دلیل کاهش مقاومت الکتریکی سیستم و در نتیجه کاهش ولتاژ در یک جریان الکتریکی ثابت، میزان مصرف انرژی کاهش یافته است. همچنین با توجه به شکل ۴ میزان مصرف آن‌د در راندمان‌های حذف متفاوت و در فواصل ۰/۵ تا ۱ سانتی‌متر تقریباً ثابت بوده است. به منظور دستیابی به راندمان حذف ۹۰ درصد سورفکتانت، میزان

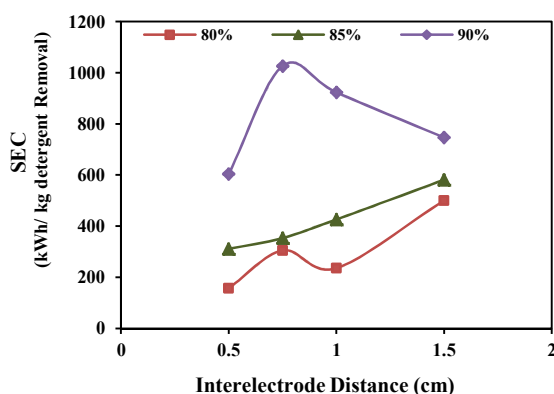


Fig. 3. Specific energy consumption vs different electrode distances under various removal efficiency

شکل ۳- تغییرات مصرف انرژی بر حسب فاصله الکترودهای متفاوت

برای راندمان‌های مختلف حذف

(pH=۸ و I=۱ A ,EC= ۱۴۴۰ μs/cm , [SDBS]=۱۰۰ mg/L)

مطابق شکل ۱، روند حذف در هر یک از فواصل مشابه یکدیگر بود و راندمان حذف COD در فواصل ۰/۵، ۰/۷۵، ۱ و ۱/۵ سانتی‌متر به ترتیب برابر با ۵۰/۸، ۶۴/۷۵، ۷۶/۱۸ و ۵۰/۸۷ درصد پس از ۶۰ دقیقه و ۵۷/۳، ۶۴/۸۵، ۸۹/۷۳ و ۶۰/۳ درصد



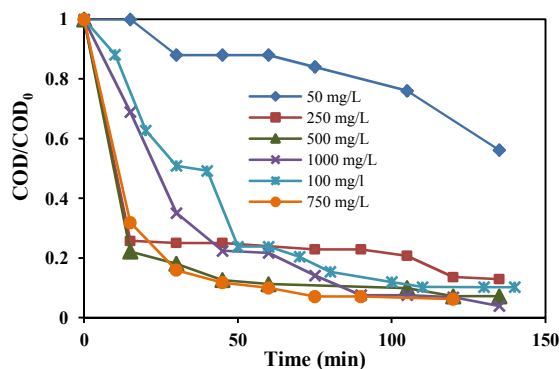


Fig. 5. COD/COD₀ vs time under different initial surfactant concentrations

شکل ۵- نسبت COD به COD₀ اولیه در غلظت‌های متفاوت اولیه

(pH=۸ و I=۱ A, EC=۱۴۴۰ μs/cm, d=۱cm)

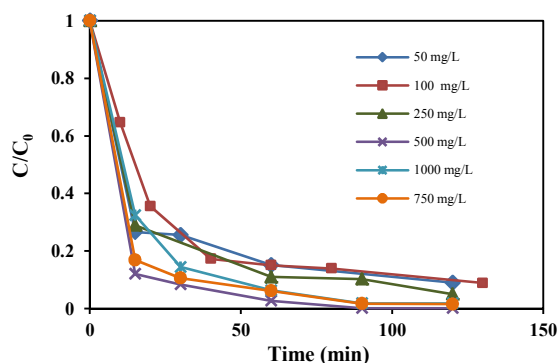


Fig. 6. C/C₀ (Surfactant concentration to initial surfactant concentration) ratio under different initial surfactant concentrations

شکل ۶- نسبت غلظت سورفکتانت به غلظت اولیه در

غلظت‌های متفاوت اولیه

(pH=۸ و I=۱ A, EC=۱۴۴۰ μs/cm, d=۱cm)

سورفکتانت بر اساس معیار اقتصادی ارائه شده است. با افزایش غلظت سورفکتانت میزان مصرف انرژی کاهش می‌یابد. همچنین میزان مصرف انرژی و آند مصرفی در غلظت‌های ۷۵۰ و ۵۰۰ میلی‌گرم در لیتر مشابه و در کمترین مقدار بود. در نتیجه با توجه به اهمیت بهینه‌سازی مصرف انرژی، ۷۵۰ میلی‌گرم در لیتر به‌عنوان غلظت اولیه بهینه برای ادامه پژوهش انتخاب شد.

۳-۳- تعیین pH بهینه

نتایج به‌دست آمده مطابق شکل‌های ۹ و ۱۰ است.

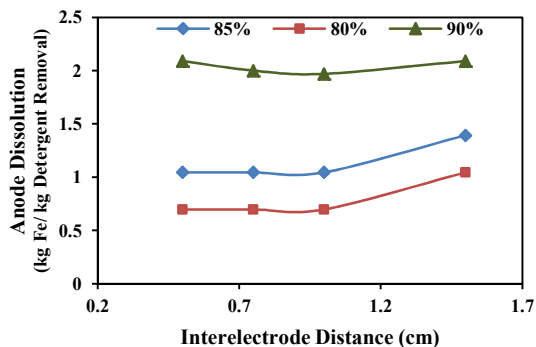


Fig. 4. Anode dissolution vs different electrode distances under various removal efficiency

شکل ۴- تغییرات انحلال آند بر حسب فاصله الکترودهای متفاوت

برای راندمان‌های مختلف حذف

(pH=۸ و I=۱ A, EC=۴۴۰-۱ μs/cm, [SDBS]=۱۰۰ mg/L)

انرژی مصرفی برای فواصل ۱/۵، ۰/۷۵، ۰/۵ و ۱/۵ سانتی‌متر به‌ترتیب برابر با ۶۰۳/۲، ۱۰۲۵/۵، ۹۲۳ و ۷۴۶ کیلووات ساعت بر کیلوگرم سورفکتانت حذف شده به‌دست آمد. در نتیجه فاصله الکترود برابر با ۱ سانتی‌متر به‌عنوان فاصله بهینه میان الکترودها برای ادامه آزمایش‌ها انتخاب شد.

۳-۲- تعیین غلظت سورفکتانت بهینه

آزمایش‌ها در غلظت‌های اولیه مختلف سورفکتانت به‌منظور تعیین مقدار بهینه آن در شرایط بهینه فاصله میان الکترودها و با ثابت نگه داشتن سایر پارامترها انجام شد که نتایج در شکل‌های ۵ و ۶ ارائه شده است. همان‌گونه که مشاهده می‌شود روند حذف سورفکتانت در غلظت‌های ۵۰۰ و ۷۵۰ میلی‌گرم در لیتر نسبت به زمان مشابه یکدیگر است به‌طوری‌که راندمان حذف سورفکتانت برابر ۹۷/۲۸ و ۹۳/۸۴ درصد و COD برابر ۸۸/۷۵ و ۹۰/۰۶ درصد پس از گذشت ۶۰ دقیقه به‌دست آمد. همچنین راندمان حذف سورفکتانت برابر با ۹۹/۸۷ و ۹۸/۴۹ درصد و COD برابر با ۹۲/۸۳ و ۹۳/۸۲ درصد پس از گذشت ۱۲۰ دقیقه مشاهده شد. علاوه بر فرایند انعقاد و لخته‌سازی، جذب مولکول‌های سورفکتانت روی لخته‌های تشکیل شده نیز به روند حذف سورفکتانت کمک می‌کند (Sengil & Ozacar, 2009). نمودارهای مصرف انرژی و انحلال آند در شکل‌های ۷ و ۸ برای انتخاب غلظت اولیه بهینه



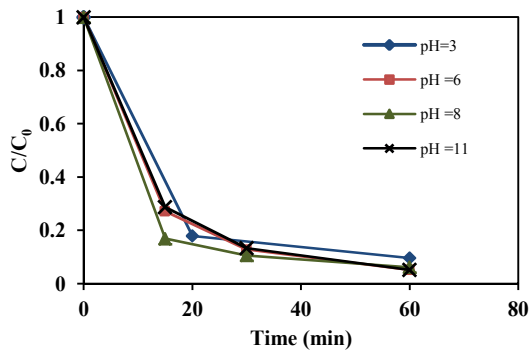


Fig. 10. C/C_0 (Surfactant concentration to initial surfactant concentration) ratio vs time under different initial pH

شکل ۱۰- نسبت غلظت سورفکتانت به غلظت اولیه در pH های متفاوت اولیه

([SDBS]=750 mg/L و $I=1$ A , $EC=1440 \mu\text{s/cm}$, $d=1$ cm)

در pH برابر با ۳، فرایند حذف در دقیقه ابتدایی با راندمان بالا انجام شد ولی در ادامه، این روند کند شد. راندمان حذف COD پس از ۶۰ دقیقه برای pH های ۳، ۶، ۸ و ۱۱ به ترتیب برابر با ۸۹/۲، ۸۹/۴، ۹۲/۹۴ و ۸۹/۵۲ درصد و همچنین راندمان حذف SDBS به ترتیب برابر با ۹۰/۳۸، ۹۴/۸۱، ۹۴/۸۴ و ۹۴/۸۱ درصد به دست آمد. در pH های مختلف گونه های منومری و پلیمری آهن متفاوت است و مکانسیم انعقاد به pH محیط وابسته است. پژوهشگران مختلف وجود گونه های مختلف آهن در محلول را در توجیه فرایند و روند حذف آلاینده بیان کرده اند. تولید لخته های $\text{Fe}(\text{OH})_3$ به عنوان یک جاذب در محیط و عملکرد آن در pH های مختلف اهمیت دارد. میزان و اندازه حباب های تولیدی نیز به pH وابسته است. با توجه به تغییرات pH نسبت به زمان در فرایند و با بررسی مکانسیم های اشاره شده، تأثیر pH در حذف را می توان با فرایندهای شناورسازی توجیه کرد (Adjeroud et al., 2015)

نمودارهای مصرف انرژی و مصرف آند نیز به منظور بررسی شرایط اقتصادی در شکل های ۱۱ و ۱۲ نشان داده شده اند. طبق نتایج حاصل، میزان مصرف انرژی در pH های گوناگون بسیار مشابه یکدیگر است. راندمان حذف COD در pH های ۳، ۶، ۸ و ۱۱ به ترتیب برابر با ۸۹/۲، ۸۹/۳، ۹۲/۹ و ۸۹/۵ درصد و راندمان حذف سورفکتانت برابر با ۹۰/۳، ۹۴/۱، ۹۳/۹ و ۹۴/۸ درصد بعد از ۶۰ دقیقه به دست آمد. در نتیجه راندمان حذف COD و سورفکتانت در pH برابر با ۸، بالاتر و همچنین میزان مصرف

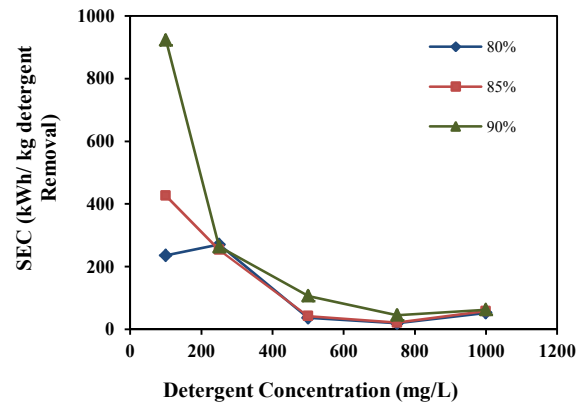


Fig. 7. Specific energy consumption vs surfactant concentration under different removal efficiencies

شکل ۷- تغییرات مصرف انرژی بر حسب غلظت سورفکتانت برای راندمان های متفاوت

(pH=8 و $I=1$ A , $EC=1440 \mu\text{s/cm}$, $d=1$ cm)

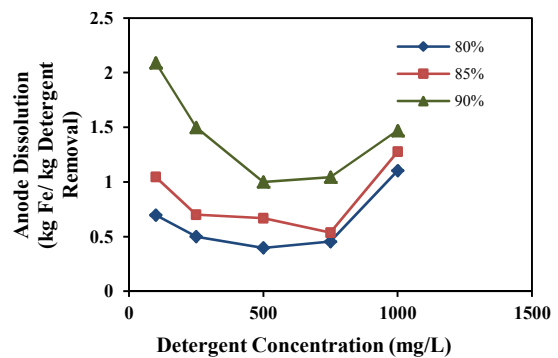


Fig. 8. Anode dissolution vs different electrode distances under different removal efficiencies

شکل ۸- تغییرات انحلال آند بر حسب غلظت سورفکتانت برای راندمان های متفاوت

(pH=8 و $I=1$ A , $EC=1440 \mu\text{s/cm}$, $d=1$ cm)

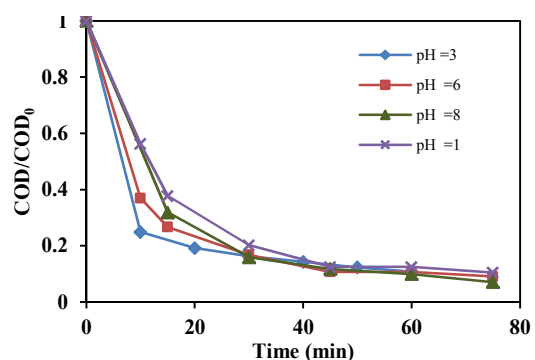


Fig. 9. COD/COD_0 vs. time under different initial pH

شکل ۹- نسبت COD به COD_0 در pH های متفاوت اولیه

([SDBS]=750 mg/L و $I=1$ A , $EC=1440 \mu\text{s/cm}$, $d=1$ cm)



در شدت جریان‌های ۱/۵، ۱/۲، ۱، ۰/۸، ۰/۵ آمپر به ترتیب برابر با ۸۳/۸، ۸۷/۶، ۹۱، ۹۲/۵ و ۸۹/۲ درصد حذف غلظت SDBS به ترتیب برابر با ۸۵/۴، ۹۳/۱، ۹۳/۴، ۹۰/۲ و ۸۲/۹ پس از گذشت ۶۰ دقیقه است. همچنین پس از گذشت ۱۵ دقیقه در مورد حذف COD، راندمان ۳۵/۹، ۵۸/۲، ۶۸/۱، ۷۸/۹ و ۶۸/۷ درصد به دست آمد. ملاحظه می‌شود که راندمان حذف در شدت جریان‌های ۱/۲ و ۱ آمپر نزدیک به یکدیگر است و همچنین پس از گذشت ۱۵ دقیقه نرخ حذف در شدت جریان‌های ۱/۲ و ۱/۵ آمپر بالاتر از بقیه است. به طور کلی نرخ حذف SDBS به دلیل افزایش تولید یون‌های Fe^{3+} بر روی آند مستقیماً به شدت جریان الکتریکی وابسته است. به عبارت دیگر با افزایش شدت جریان الکتریکی، لخته‌های بیشتری برای به دام انداختن مولکول‌های

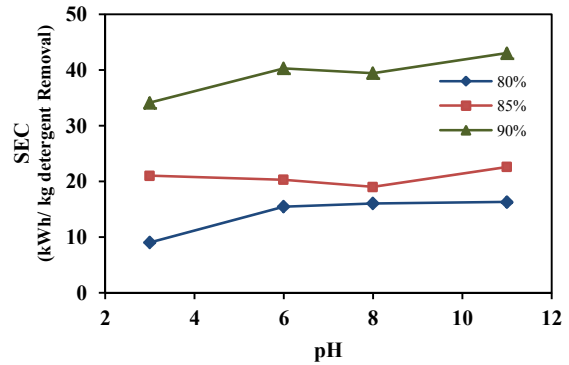


Fig. 11. Specific energy consumption vs pH under different removal efficiencies

شکل ۱۱- تغییرات مصرف انرژی بر حسب pH های متفاوت برای راندمان‌های مختلف حذف
 ([SDBS]= ۷۵۰ mg/L و I=۱ A .EC=۱۴۴۰ μs/cm .d=۱cm)

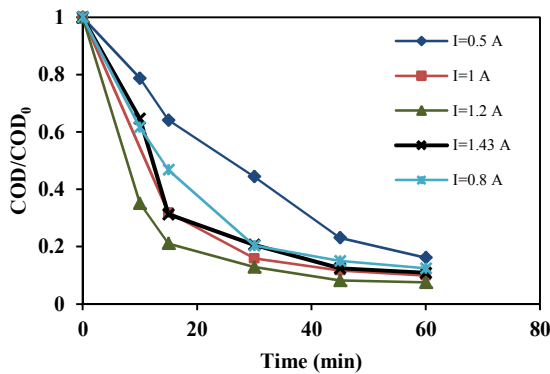


Fig. 13. COD/COD₀ vs time under different current densities

شکل ۱۳- نسبت COD به COD₀ اولیه در شدت جریان‌های متفاوت اولیه

([SDBS]= ۷۵۰ mg/L و pH=۸ .EC=۱۴۴۰ μs/cm .d=۱cm)

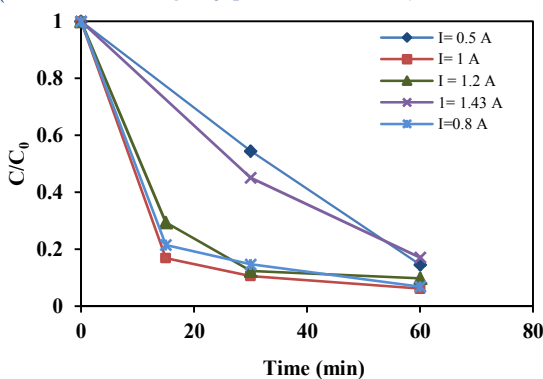


Fig. 14. C/C₀ (Surfactant concentration to initial surfactant concentration) ratio vs time under different current densities

شکل ۱۴- نسبت غلظت سورفکتانت به غلظت اولیه در شدت جریان‌های متفاوت اولیه

([SDBS]= ۷۵۰ mg/L و pH=۸ .EC=۱۴۴۰ μs/cm .d=۱cm)

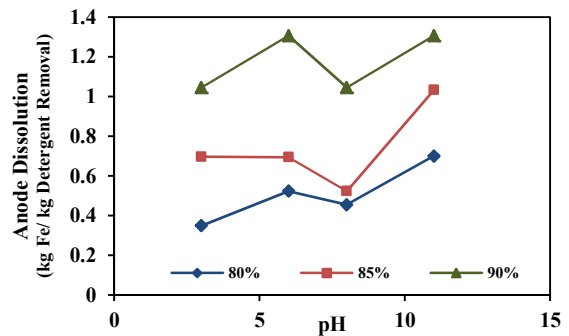


Fig. 12. Anode dissolution vs pH under different removal efficiencies

شکل ۱۲- تغییرات انحلال آند بر حسب pH های متفاوت برای راندمان‌های مختلف حذف

([SDBS]= ۷۵۰ mg/L و I=۱ A .EC=۱۴۴۰ μs/cm .d=۱cm)

انرژی نسبت به pH های ۱۱ و ۶ کمتر است. pH نهایی بعد از واکنش هر یک از pH های ۳، ۶، ۸ و ۱۱ به ترتیب برابر با ۸، ۸/۲، ۹/۷ و ۱۰/۹۸ بود. در نتیجه با توجه به راندمان‌های حذف مشابه و عدم نیاز به تنظیم pH طبیعی (برابر با ۸) و همچنین راندمان بالای حذف، این مقدار به عنوان حالت بهینه در نظر گرفته شد.

۳-۴- تعیین شدت جریان الکتریکی بهینه

به منظور ارزیابی تأثیر شدت جریان الکتریکی بر فرایند شناورسازی الکتریکی، پنج شدت جریان الکتریکی متفاوت مورد بررسی قرار گرفت. نتایج تغییرات COD و غلظت به ترتیب در شکل‌های ۱۳ و ۱۴ نشان داده شده است. نتایج نشان می‌دهند درصد حذف COD



است و خروج گازها از سطح الکتروود به روند اختلاط مواد منعقدکننده کمک می‌کند و شناورسازی به صورت هم‌زمان نیز موجب حذف سریع‌تر آن‌ها می‌شود (Sengil and Ozacar, 2009). (Zodi et al., 2013) لذا شدت جریان الکتریکی ۱ آمپر را می‌توان با توجه به بیشترین راندمان حذف و نرخ نزولی در نمودارها به‌عنوان مقدار بهینه انتخاب کرد.

۳-۵- تعیین هدایت الکتریکی بهینه

آزمایش‌ها در هدایت‌های الکتریکی مختلف به‌منظور تعیین مقدار بهینه با ثابت نگه داشتن سایر پارامترها انجام شد. نتایج به‌دست آمده مطابق شکل‌های ۱۷ و ۱۸ است.

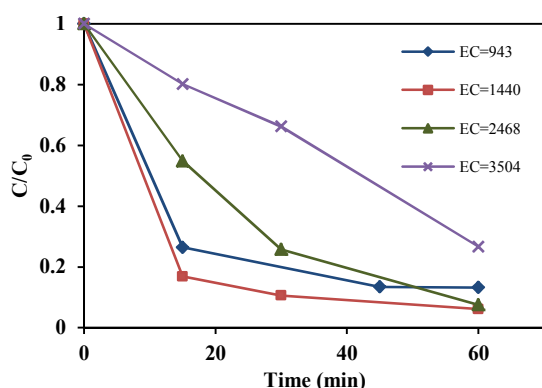


Fig . 17. COD/COD₀ vs time under different electric conductivities

شکل ۱۷- نسبت COD به COD₀ اولیه در هدایت الکتریکی‌های متفاوت اولیه ([SDBS]=۷۵۰ mg/L و pH=۸, I=۱ A, d=۱cm)

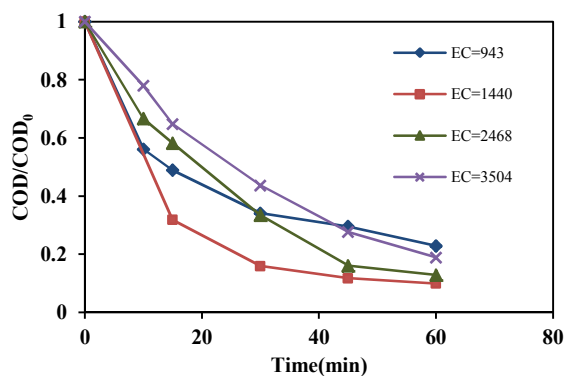


Fig . 18. C/C₀ (Surfactant concentration to initial surfactant concentration) ratio vs time under different electric conductivities

شکل ۱۸- نسبت غلظت سورفکتانت به غلظت اولیه در هدایت الکتریکی‌های متفاوت اولیه ([SDBS]=۷۵۰ mg/L و pH=۸, I=۱ A, d=۱cm)

SDBS از محیط محلول آبی تولید می‌شود و در نتیجه راندمان حذف افزایش می‌یابد (Zodi et al., 2013). نمودار مصرف انرژی و فولاد مصرفی در شکل‌های ۱۵ و ۱۶ برای مقایسه اقتصادی و انتخاب شدت جریان الکتریکی بهینه ارائه شده است. مشاهده می‌شود که میزان مصرف انرژی در راندمان حذف ۸۵ درصد برای مقادیر ۱، ۰/۸ و ۱/۲ آمپر به ترتیب برابر با ۳۰/۶، ۱۹ و ۲۵ کیلووات ساعت بر کیلوگرم سورفکتانت می‌باشد. دلیل این روند افزایش و کاهش را می‌توان به افزایش راندمان حذف نسبت به زمان با افزایش شدت جریان الکتریکی نسبت داد. در شدت جریان‌های بالاتر میزان مواد منعقدکننده و گاز تولیدی بسیار زیاد

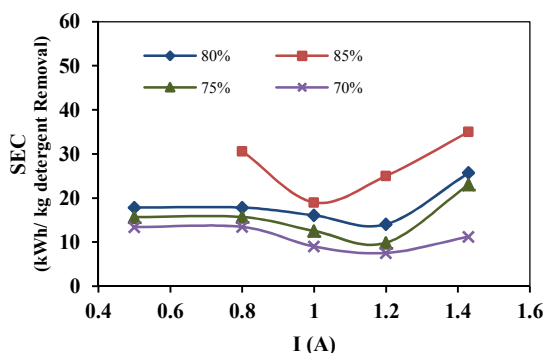


Fig. 15. Specific energy consumption vs current density under various removal efficiency

شکل ۱۵- تغییرات مصرف انرژی بر حسب شدت جریان‌های متفاوت برای راندمان‌های مختلف حذف

([SDBS]=۷۵۰ mg/L و pH=۸, EC=۱۴۴۰ μs/cm, d=۱cm)

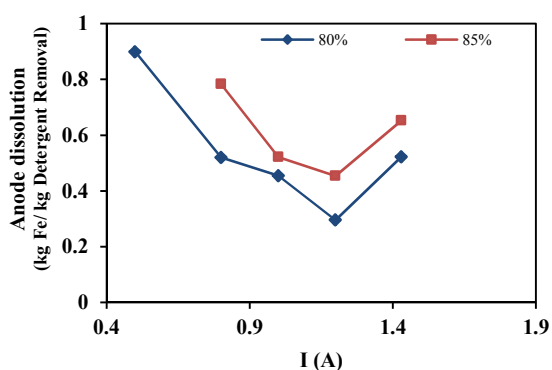


Fig . 16. Anode dissolution vs current density under various removal efficiencies

شکل ۱۶- میزان انحلال آند بر حسب شدت جریان الکتریکی برای راندمان‌های مختلف حذف سورفکتانت

([SDBS]=۷۵۰ mg/L و pH=۸, EC=۱۴۴۰ μs/cm, d=۱cm)



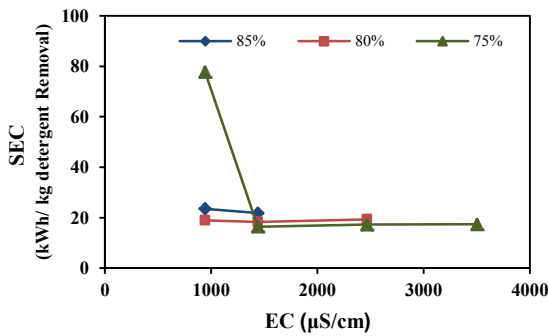


Fig. 19. Specific energy consumption vs electric conductivity under different removal efficiencies

شکل ۱۹- تغییرات مصرف انرژی بر حسب هدایت الکتریکی های متفاوت برای راندمان های مختلف حذف
 ([SDBS]=۷۵۰ mg/L و pH=۸, I=۱ A, d=۱cm)

سانتی متر مطابق با شکل ۲۰ بسیار کمتر از سایر مقادیر هدایت الکتریکی است. با توجه به مطالب گفته شده، هدایت الکتریکی ۱۴۴۰ میکروزیمنس بر سانتی متر با راندمان حذف ۹۰ درصد COD و ۹۳/۸۴ درصد SDBS پس از گذشت ۶۰ دقیقه و مصرف انرژی ۴۵/۰۳ کیلووات ساعت بر کیلوگرم سورفکتانت حذف شده و آهن مصرفی ۱/۰۴ کیلوگرم بر کیلوگرم سورفکتانت حذف شده به عنوان مقدار بهینه انتخاب شد.

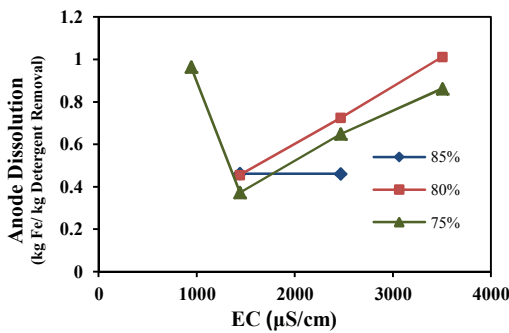


Fig. 20. Anode dissolution vs electric conductivity under different removal efficiencies

شکل ۲۰- میزان انحلال آند بر حسب هدایت الکتریکی برای راندمان های مختلف حذف سورفکتانت
 ([SDBS]=۷۵۰ mg/L و pH=۸, I=۱ A, d=۱cm)

۴- نتیجه گیری

با توجه به نتایج به دست آمده، پس از گذشت ۶۰ دقیقه، راندمان حذف COD و سورفکتانت در شرایط بهینه شامل یک سانتی متر فاصله بین الکترودها، ۷۵۰ میلی گرم در لیتر غلظت اولیه

افزودن یون های کلرید موجب افزایش هدایت الکتریکی می شود. همان طور که ملاحظه می شود، پس از گذشت ۶۰ دقیقه راندمان حذف COD در هدایت الکتریکی ۹۴۳، ۱۴۴۰، ۲۴۶۸ و ۳۵۰۴ میکروزیمنس بر ثانیه به ترتیب برابر ۷۷/۱۵، ۹۰/۰۶، ۸۷/۱۸، ۸۱/۱۱ درصد و راندمان حذف غلظت SDBS به ترتیب برابر با ۷۶/۸۶، ۸۴/۹۳، ۴۴/۹۲ و ۳۳/۷۳ درصد به دست آمد. همچنین در ۱۵ دقیقه ابتدایی روند حذف در هدایت الکتریکی ۱۴۴۰ میکروزیمنس بر ثانیه سرعت بیشتری داشت. مطابق نتایج با افزایش NaCl و در نتیجه هدایت الکتریکی، روند حذف افزایش یافت. این رفتار در آزمایش های پژوهشگران دیگر نیز گزارش شده است (Aoudj et al., 2015, Khemis et al., 2006, Daous and El-Shazly, 2012)

آزمایش ها نشان داده اند زمانی که غلظت NaCl به حد بهینه خود می رسد، راندمان حذف با افزایش هدایت الکتریکی افزایش می یابد و سپس افزایش مقدار NaCl بیش از مقدار بهینه سبب کاهش راندمان حذف می شود (Aoudj et al., 2015, Bensadok et al., 2008)

به منظور تعیین هدایت الکتریکی بهینه نیاز به بررسی میزان مصرف انرژی و انحلال آند در طی فرایند به عنوان یک معیار اقتصادی است. مطابق شکل های ۱۹ و ۲۰ هدایت الکتریکی تأثیر مستقیم بر مصرف انرژی دارد به طوری که انرژی مصرفی با افزایش هدایت الکتریکی به شدت کاهش می یابد. از آنجا که افزودن NaCl سبب کاهش ولتاژ در شدت جریان الکتریکی ثابت به دلیل کاهش مقاومت اهمی می شود، در نتیجه مصرف انرژی که با UI متناسب می باشد نیز کاهش می یابد. یون های کلرید نیز می توانند اکسید شوند و فرم های فعال کلر مانند یون های هیپوکلریت با توانایی اکسید کردن فاضلاب را به وجود آورند (Belkacem et al., 2008, Kobya et al., 2006, Daneshvar et al. 2006, Alam and Shang 2016)

با توجه به دو نمودار، میزان مصرف انرژی در ۱۴۴۰ μS/cm نسبت به ۹۴۳ میکروزیمنس بر سانتی متر بسیار کمتر و معادل ۱۶/۴۶ کیلووات ساعت بر کیلوگرم سورفکتانت حذف شده در راندمان حذف ۷۵ درصد بوده در حالی که در این مقدار در هدایت الکتریکی ۹۴۳ میکروزیمنس بر سانتی متر برابر با ۷۷/۷۷ کیلووات ساعت بر کیلوگرم سورفکتانت حذف شده است. همچنین میزان مصرف آهن در هدایت الکتریکی ۱۴۴۰ میکروزیمنس بر



استاندارد تخلیه به آب‌های سطحی (۰/۵ mg/L) می‌رسد. در نتیجه استفاده از روش شناورسازی الکتریکی می‌تواند به‌عنوان یک روش مطمئن، قابل انعطاف و سریع به‌منظور تصفیه پساب صنایع شوینده مورد استفاده قرار گیرد.

سورفکتانت، pH برابر با ۸، یک آمپر جریان الکتریکی، ۱۴۴۰ میکروزیمنس بر سانتی‌متر هدایت الکتریکی به ترتیب به ۹۳/۸۴ و ۹۰ درصد رسید. نتایج نشان می‌دهند دو پارامتر فاصله الکترودها و pH کمترین تأثیر را بر فرایند داشته‌اند. همچنین با افزایش زمان الکترولیز تا ۱۲۰ دقیقه مقدار نهایی سورفکتانت باقیمانده به میزان

References

- Adak, A., Pal, A. & Bandyopadhyay, M. 2005. Spectrophotometric determination of anionic surfactants in wastewater using acridine orange, *Indian Journal of Chemical Technology*, 12(2), 145-148.
- Adjeroud, N., Dahmoune, F., Merzouk, B., Leclerc, J.P. & Madani, K. 2015. Improvement of electrocoagulation–electroflotation treatment of effluent by Addition of *Opuntia ficusindica* pad juice. *Separation and Purification Technology*, 144, 168-176.
- Akhondi, A., Khodadadi Darban, A. & Ganjidoust, H. 2012. The effectiveness of electrocoagulation process for the removal of cadmium from water, *Journal of Water and Wastewater*, 23 (2), 86-93. (In Persian)
- Alam, R. & Shang, J.Q. 2016. Electrochemical model of electro-flotation. *Journal of Water Process Engineering*, 12, 78-88.
- Aoudj, S., Khelifa, A., Drouiche, N. & Hecini, M. 2015. Development of an integrated electro-coagulation–flotation for semiconductor wastewater treatment. *Desalination and Water Treatment*, 55(6), 1422-1432.
- Aoudj, S., Khelifa, A., Drouiche, N., Belkada, R. & Miroud, D. 2015. Simultaneous removal of chromium (VI) and fluoride by electrocoagulation–electroflotation: Application of a hybrid Fe-Al anode. *Chemical Engineering Journal*, 267, 153-162.
- APHA. 2005. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, USA: Washington, DC.
- Bhairi, S.M., 1997. *Detergents: A guide to the properties and uses of detergents in biological systems*, CA: Calbiochem-Novabiochem International. Doc. No. CB0068-0892.
- Beltrán-Heredia, J., Sánchez-Martín, J. & Solera-Hernández, C. 2009. Removal of sodium dodecyl benzene sulfonate from water by means of a new tannin-based coagulant: Optimisation studies through design of experiments. *Chemical Engineering Journal*, 153(1), 56-61.
- Baudequin, C., Couallier, E., Rakib, M., Deguerry, I., Severac, R. & Pabon, M. 2011. Purification of firefighting water containing a fluorinated surfactant by reverse osmosis coupled to electrocoagulation–filtration. *Separation and Purification Technology*, 76(3), 275-282.
- Bensadok, K.S., Benammar, S., Lopicque, F. & Nezzal, G. 2008. Electrocoagulation of cutting oil emulsions using aluminium plate electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 152(1), 423-430.
- Belkacem, M., Khodir, M. & Abdelkrim, S. 2008. Treatment characteristics of textile wastewater and removal of heavy metals using the electroflotation technique. *Desalination*, 228(1-3), 245-254.
- Cserháti, T., Forgács, E. & Oros, G. 2002. Biological activity and environmental impact of anionic surfactants. *Environment International*, 28(5), 337-348.
- Chen, G. 2004. Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, 38(1), 11-41.
- Daous, M.A. & El-Shazly, A.H. 2012. Enhancing the performance of a batch electrocoagulation reactor for chromium reduction using gas sparging. *International Journal of Electrochemical Science*, 7, 3513-3526.
- Daneshvar, N., Oladegaragoze, A. & Djafarzadeh, N. 2006. Decolorization of basic dye solutions by electrocoagulation: An investigation of the effect of operational parameters. *Journal of Hazardous Materials*, 129(1), 116-122.
- Gu, D., Gao, S., Jiang, T. & Wang, B. 2017. Solar-mediated thermo-electrochemical oxidation of sodium



- dodecyl benzene sulfonate by modulating the effective oxidation potential and pathway for green remediation of wastewater. *Scientific Reports*, doi: io.1038/srep44683.
- Ge, J., Qu, J., Lei, P. & Liu, H. 2004. New bipolar electrocoagulation–electroflotation process for the treatment of laundry wastewater. *Separation and Purification Technology*, 36(1), 33-39.
- Khelifa, A., Moulay, S. & Naceur, A.W. 2005. Treatment of metal finishing effluents by the electroflotation technique. *Desalination*, 181(1-3), 27-33.
- Khandegar, V. & Saroha, A.K. 2013. Electrochemical treatment of textile effluent containing Acid Red 131 dye. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste*, 18(1), 38-44.
- Khemis, M., Leclerc, J.P., Tanguy, G., Valentin, G. & Lapicque, F. 2006. Treatment of industrial liquid wastes by electrocoagulation: Experimental investigations and an overall interpretation model. *Chemical Engineering Science*, 61(11), 3602-3609.
- Koby, M., Demirbas, E., Can, O.T. & Bayramoglu, M. 2006. Treatment of levafix orange textile dye solution by electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 132(2), 183-188.
- Mollaei, J., Mortazavi, S.B. & Jafari, A.J. 2014. Removal of sodium dodecylbenzene sulfonate by moving bed biofilm reactor, using synthetic media. *Journal of Health Scope*, 3(3), doi:io. 17795/jhealth scope-16721.
- Matis, K.A. & Peleka, E.N. 2010. Alternative flotation techniques for wastewater treatment: Focus on electroflotation. *Separation Science and Technology*, 45(16), 2465-2474.
- Ncibi, M.C., Gaspard, S. & Sillanpää, M. 2015. As-synthesized multi-walled carbon nanotubes for the removal of ionic and non-ionic surfactants. *Journal of Hazardous Materials*, 286, 195-203.
- Pedrazzani, R., Ceretti, E., Zerbini, I., Casale, R., Gozio, E., Bertanza, G., et al. 2012. Biodegradability, toxicity and mutagenicity of detergents: integrated experimental evaluations. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 84, 274-281.
- Phalakornkule, C., Polgumhang, S., Tongdaung, W., Karakat, B. & Nuyut, T. 2010. Electrocoagulation of blue reactive, red disperse and mixed dyes, and application in treating textile effluent. *Journal of Environmental Management*, 91(4), 918-926.
- Ramprasad, C. & Philip, L. 2016. Surfactants and personal care products removal in pilot scale horizontal and vertical flow constructed wetlands while treating greywater. *Chemical Engineering Journal*, 284, 458-468.
- Sokoloff, R.L. & Frigon, R.P. 1981. Rapid spectrophotometric assay of dodecyl sulfate using acridine orange. *Analytical Biochemistry*, 118(1), 138-141.
- Smulders, E., Von Rybinski, W., Sung, E., Rähse, W., Steber, J., Wiebel, F. et al. 2007. *Laundry detergents*, USA: Wiley & VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.
- Scott, M.J. & Jones, M.N. 2000. The biodegradation of surfactants in the environment. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-Biomembranes*, 1508(1), 235-251.
- Şengil, İ.A. & Özacar, M. 2009. The decolorization of CI Reactive Black 5 in aqueous solution by electrocoagulation using sacrificial iron electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 161(2), 1369-1376.
- Terechova, E.L., Zhang, G., Chen, J., Sosnina, N.A. & Yang, F. 2014. Combined chemical coagulation–flocculation/ultraviolet photolysis treatment for anionic surfactants in laundry wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(4), 2111-2119.
- Wang, C.T., Chou, W.L. & Kuo, Y.M. 2009. Removal of COD from laundry wastewater by electrocoagulation/electroflotation. *Journal of Hazardous Materials*, 164(1), 81-86.
- Zaidi, S., Chaabane, T., Sivasankar, V., Darchen, A., Maachi, R. & Msagati, T.A.M. 2015. Electro-coagulation coupled electro-flotation process: Feasible choice in doxycycline removal from pharmaceutical effluents. *Arabian Journal of Chemistry*. <<http://dx.doi.org/10.1016/j.arabjc.2015.06.009>>
- Zodi, S., Merzouk, B., Potier, O., Lapicque, F. & Leclerc, J.P. 2013. Direct red 81 dye removal by a continuous flow electrocoagulation/flotation reactor. *Separation and Purification Technology*, 108, 215-222.

