

بررسی فرایندهای انعقاد الکتریکی و شیمیایی برای جداسازی میکرو جلبک‌های آب شور

ابوعلی گلزاری*⁺، محمدعلی عبدلی

تهران، دانشگاه تهران، دانشکده تحصیلات تکمیلی محیط زیست، گروه مهندسی محیط زیست، آزمایشگاه تبدیل پسماند به انرژی

عباسعلی خدادادی

تهران، دانشگاه تهران، پردیس دانشکده‌های فنی، دانشکده مهندسی شیمی، آزمایشگاه کاتالیست و مواد نانوساختار

عبدالرضا کرباسی، سجاد ایمانیان

تهران، دانشگاه تهران، دانشکده تحصیلات تکمیلی محیط زیست، گروه مهندسی محیط زیست، آزمایشگاه تبدیل پسماند به انرژی

چکیده: اقتصادی و تجاری شدن تولید سوخت زیستی از میکرو جلبک‌ها نیازمند حل برخی مشکل‌های پیش روی آن می‌باشد. یکی از کلیدی‌ترین و پرهزینه‌ترین مرحله‌های آن، جداسازی میکرو جلبک از محیط کشت می‌باشد. در این پژوهش ابتدا به بررسی این مشکل و ارائه روش‌های گوناگون جداسازی زیست توده از محیط کشت پرداخته شد و سپس از بین روش‌ها به دلیل سادگی و قابلیت صنعتی شدن، روش انعقاد - فلوکولاسیون الکتریکی (EC) برای رفع مشکل انتخاب شد. شرایط بهینه و اثر پارامترهای شدت جریان الکتریکی، زمان ماند و pH محلول اولیه بر میزان جداسازی میکرو جلبک‌ها از محیط کشت و میزان هزینه عملیاتی بررسی شد و از آنجا که EC، اغلب به عنوان جانشین انعقاد شیمیایی (CC) معرفی می‌شود، در ادامه عملکرد CC در حذف میکرو جلبک‌ها نیز مورد ارزیابی قرار گرفت. نتیجه‌های به دست آمده از بهینه سازی نشان داد که با اعمال شدت جریان الکتریکی 1.6 mA/cm ، به مدت 17.65 دقیقه درصد جداسازی بسیار دلخواهی (۹۶٪) با کم‌ترین هزینه قابل دستیابی است. همچنین برای دستیابی به چنین درصد حذفی نیازی به تنظیم pH نیست. از سوی دیگر، نتیجه‌های آزمایش‌های CC نشان داد که با استفاده از آلوم به عنوان منعقد کننده، غلظت بهینه منعقد کننده برابر با 450 mg/L و بهترین pH برابر با ۸ می‌باشد. در این شرایط درصد حذف جلبک به حدود ۸۵٪ می‌رسد. روی هم رفته این پژوهش نشان دهنده آن است که EC یک فرایند کارا و قابل اطمینان برای جداسازی میکرو جلبک‌ها از آب است. EC نسبت به فرایند انعقاد شیمیایی منعطف تر، پربازده تر و کم هزینه تر است، و البته باید به همه این برتری‌ها، سادگی فرایند و نیاز نداشتن به تجهیزات پیچیده را نیز افزود.

واژه‌های کلیدی: جداسازی؛ میکرو جلبک‌های آب شور؛ انعقاد - شناورسازی الکتریکی؛ انعقاد شیمیایی؛ بهینه‌سازی.

KEYWORDS: Separation; Marine microalgae; Electro coagulation- flotation; Chemical coagulation; Optimization.

+E-mail: abooligolzary@ut.ac.ir

*عهده دار مکاتبات

از محیط کشت و میزان هزینه عملیاتی بررسی شد و از آنجا که اغلب EC به عنوان جانشین انعقاد شیمیایی (CC) معرفی می‌شود، در ادامه عملکرد CC در حذف میکروجلبک‌ها مورد ارزیابی قرار گرفت.

روش‌های جداسازی میکروجلبک از محیط کشت

جلبک کشت شده به طور معمول دارای مقدار زیادی آب است که برای حذف این میزان از آب و عملیات بر روی حجم زیاد زیست توده آن، به روش مناسبی برای برداشت نیاز می‌باشد. این روش‌ها ممکن است شامل یک یا چند مرحله باشند که در برگیرنده روش‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی جهت دستیابی به جداسازی مناسب جامد - مایع می‌باشند. تجربه نشان داده است که هنوز روش جامعی برای برداشت وجود ندارد و این زمینه هنوز برای پژوهش فعال است تا یک سامانه جمع‌آوری مناسب و اقتصادی برای گونه‌های گوناگون جلبک به دست آید. از آنجا که سلول‌ها به طور معمول حامل بار منفی و مواد آلی آلوگونی (AOM) اضافی هستند در محلول به حالت پایدار باقی می‌مانند [۱۱]. این موضوع به همراه پائین بودن جزء وزنی جلبک در محیط کشت، باعث بالا بودن هزینه برداشت جلبک می‌شود. رایج‌ترین روش‌های برداشت، شامل رسوب‌گیری گرانشی، سانتریفوژ، صافی و میکروغربالگری، فرائصفیه، شناورسازی، گاهی اوقات همراه با یک مرحله انعقاد اضافی یا ترکیب انعقاد - شناورسازی و فناوری الکتروفورز می‌باشد [۱۲]. انتخاب روش جداسازی به ویژگی‌های میکروجلبک همچون چگالی، اندازه و ارزش فرآورده‌های مد نظر بستگی دارد [۱۳].

رسوب گرانشی

ته نشینی و رسوب به طور معمول برای جداسازی میکروجلبک‌ها در تصفیه آب و پساب استفاده می‌شود. اگر چه ته‌نشینی یک فرایند ساده است، ولی بسیار کند می‌باشد ($2/6-0/1$ m/h) [۱۴] و گاهی در محیط‌های دما بالا، باعث فاسد شدن زیست توده می‌شود. ته نشینی گرانش بستگی شدیدی به دانسیته ذره‌های میکروجلبک دارد. به دلیل دانسیته به نسبت پایین، ذره‌های میکروجلبک به خوبی نمی‌نشینند و جداسازی در اثر ته‌نشینی ناموفق می‌باشد، در نتیجه اغلب لخته‌سازی برای افزایش بهره‌وری رسوب‌گیری گرانشی مورد نیاز است [۱۵].

امنیت انرژی، تجدیدپذیری و نگرانی تغییر آب و هوایی منجر شده تا دنیا به دنبال جایگزینی برای منابع انرژی حاضر باشد. جایگزینی سوخت‌ها و فرآورده‌های نفتی با منابع تجدیدپذیر برای کمینه کردن مشکل‌های زیست محیطی مورد نیاز است [۱]. منبع زیست توده در مقایسه با سایر منابع تجدیدپذیر به دلیل گستردگی در منبع زیست توده، فرایندهای فرآوری گوناگون، گستردگی در فرآورده‌های تولیدی و کاربری، برتری‌های فراوان دارد [۳، ۲]. یکی از مهم‌ترین گزینه‌های بهره‌گیری از منابع زیست توده، تولید سوخت‌های زیستی می‌باشد. زیست سوخت‌ها را بر مبنای نوع منابع به سه نسل گوناگون تقسیم می‌کنند که نسل اول مانند ذرت، جو و... به دلیل همپوشانی با مصرف غذایی مردم و نسل دوم مانند منابع لیگنوسلولزی، به دلیل آسیب به منابع جنگلی و جایگزینی زمان بر آن، جای خود را به نسل سوم یعنی میکروجلبک‌ها داده‌اند. جلبک‌ها سرعت رشد مناسب، تولید چربی بالا و نیاز به آب کمتر برای رشد نسبت به دیگر گیاهان انرژی زا، دارند و میزان تولید سوخت از آن‌ها به مراتب بیش‌تر از نسل‌های اولیه است. جلبک‌ها قابلیت رشد در زمین‌ها و مکان‌های غیر کشاورزی و غیر قابل کشت را نیز دارند و در شرایط متغیر آب و هوایی می‌توانند رشد کنند، جلبک‌ها برای رشد به نورخورشید، کربن دی‌اکسید و مواد مغذی نیاز دارند. مصرف کربن دی‌اکسید توسط جلبک باعث حذف آن از هوا و کاهش گازهای گلخانه‌ای می‌شود. ایران به دلیل داشتن آب شور فراوان، نور خورشید و زمین زیاد و میزان تولید کربن دی‌اکسید بالا مکان مناسبی برای جلبک‌ها می‌باشد [۴-۶]. اقتصادی شدن و مقرون به صرفه شدن تولید سوخت زیستی از میکروجلبک‌ها نیازمند حل برخی مشکل‌های حال حاضر آن‌ها است که یکی از کلیدی‌ترین و هزینه برترین قسمت آن‌ها جداسازی میکروجلبک از محیط کشت است که حدود ۲۰ تا ۳۰ درصد هزینه کل را در بر می‌گیرد و به عنوان یک عامل محدود کننده برای تبدیل این زیست توده به سوخت زیستی می‌باشد [۷-۱۰]. در این پژوهش ابتدا به بررسی این عامل و بررسی روش‌های گوناگون جداسازی زیست توده از محیط کشت پرداخته شده و سپس از بین روش‌های یاد شده به دلیل سادگی و قابلیت صنعتی شدن، بر روش انعقاد - فلوکولاسیون الکتریکی (EC) برای حل این مسئله تمرکز شده است. در این ارتباط شرایط بهینه و اثر پارامترهای شدت جریان الکتریکی، زمان ماند و pH محلول اولیه بر میزان جداسازی میکروجلبک‌ها

سانتریفیوژ

بیشتر ریز جلبک‌ها را می‌توان از محیط مایع با استفاده از سانتریفیوژ جدا کرد. این دستگاه‌ها می‌تواند به راحتی تمیز یا استریلیزه شود تا به طور مؤثر از آلودگی باکتریایی و یا رسوب‌گذاری دوری شود [۱۶]. در حال حاضر، سانتریفیوژ بسیار پرهزینه، وقت‌گیر و انرژی‌بر برای جداسازی اولیه ریزجلبک‌ها می‌باشد. و به دلیل مصرف انرژی بالا به‌ویژه در حجم‌های زیاد، سانتریفیوژ مقرون به صرفه نیست. همچنین قرارگیری سلول‌های ریزجلبک در معرض نیروهای گرانشی و برشی بالا می‌تواند به ساختار سلولی آسیب برساند [۱۷].

لخته‌سازی و انعقاد شیمیایی

سلول‌های میکروجلبک‌ها بار منفی دارند، که مانع از تجمع آن‌ها در سوسپانسیون می‌شود [۱۸]. با برهم زدن پایداری سامانه سوسپانسیون می‌توان به برداشت مؤثر جلبک دست یافت. لخته‌سازی فرایندی است که در آن ذره‌های پراکنده به هم چسبیده و تشکیل ذره‌های بزرگ‌تر جهت ته‌نشینی می‌کنند. اندازه ذره بزرگ‌تر منجر به ته‌نشینی تندتر (رجوع به قانون استوکس) و یا واکنش بهتر با حباب‌های شناور می‌شود. دو طبقه‌بندی اصلی از منعقد کننده‌ها با توجه به ترکیب شیمیایی آن‌ها وجود دارد. (۱) منعقد کننده‌های معدنی مانند $Al_2(SO_4)_3$ (سولفات آلومینیوم)، $FeCl_3$ (کلرید آهن) (۲) منعقد کننده‌های آلی / منعقد کننده‌های پلی‌الکترولیت مانند کیتوسان. این مواد شیمیایی کاتیونی، جلبک‌ها را بدون اثر بر ترکیب و سمیت فرآورده‌های آن، منعقد می‌کند. با وجود برتری‌های زیاد لخته‌سازی، استفاده از منعقد کننده‌های معدنی دارای اشکال‌های بسیاری است. در غلظت زیاد آن میزان بالایی از لجن تولید خواهد شد، فرایند به pH بسیار حساس می‌باشد. فرآورده‌ی نهایی به نمک‌های آلومینیوم و آهن اضافی آلوده می‌شود. پلی‌الکترولیت‌های آنیونی و غیر یونی در منعقد کردن ریزجلبک‌ها موفق نبوده‌اند، که این امر را می‌توان با دافعه موجود بین بارها یا فاصله ناکافی برای اتصال ذره‌ها توضیح داد [۱۹]. بیلانویچ و همکاران اشاره کردند که منعقد کردن با پلیمرهای کاتیونی با شوری بالای محیط دریایی مهار می‌شود. به این دلیل، این مواد برای لخته‌سازی جلبک‌های تولیدی در آب شور به دلیل ماهیت آنیونی مناسب نمی‌باشد [۱۹].

تصفیه و غربالگری

اگر چه تصفیه به طور معمول در مقیاس آزمایشگاهی مورد استفاده قرار می‌گیرد، در استفاده با مقیاس بزرگ‌تر برخی مشکل‌هایی مانند گرفتگی غشا، تشکیل یک‌های متراکم و به‌ویژه هزینه‌های نگهداری بالا، باعث آزار می‌شود. تصفیه اقتصادی، محدود به میکروجلبک‌های رشته‌ای یا توده‌ای بزرگ می‌شود. تصفیه فشاری و یا خلا می‌تواند برای بازیابی ریزجلبک‌های به نسبت بزرگ مورد استفاده قرار گیرد. اما غلظتی از ریزجلبک برای مؤثر بودن این فرایندهای نیاز است. مصرف برق برای این عملیات در حدود $2-3 \text{ kW/m}^3$ است که نزدیک به میزان مورد نیاز برای سانتریفیوژ است [۲۰].

شناورسازی

شناورسازی یک فرایند جداسازی گرانشی است که در آن حباب‌های هوا یا گاز به ذره‌های جامد متصل شده و سپس آن‌ها را به سطح مایع حمل می‌کند. شناورسازی روش معمولی است که برای حذف میکروجلبک‌ها از آب مخزن پیش از استفاده آن به عنوان آب آشامیدنی به کار می‌رود. بر اساس اندازه حباب مورد استفاده در فرایند شناورسازی، کاربردهای آن را می‌توان به شناورسازی هوای محلول (DAF)، شناورسازی هوای پراکنده و شناورسازی الکترولیت‌ها تقسیم کرد. نقطه ضعف اصلی این روش آلودگی مواد با عامل لخته کننده است که ممکن است به طور چشمگیری ارزش آن‌ها را کاهش دهد [۲۰].

جداسازی الکترولیتی

روش الکترولیتی یکی دیگر از روش‌های بالقوه برای جداسازی جلبک‌ها بدون نیاز به افزودن هرگونه مواد شیمیایی است. در این روش، میدان الکتریکی با باردار کردن جلبک باعث جداسازی آن از محلول می‌شود [۲۱]. الکترولیز آب با تولید هیدروژن، باعث چسبیدن توده‌های ریزجلبک شده و آن‌ها را به سطح می‌آورد. برتری‌های گوناگونی برای استفاده از روش‌های الکتروشیمیایی وجود دارد که شامل سازگاری با محیط زیست، تطبیق‌پذیری، بهره‌وری انرژی، ایمنی، انتخاب‌پذیری و اقتصادی بودن آن است [۲۱]. به طور کلی، نتیجه‌های نشان داده است که فناوری ECF برای حذف جلبک از دو نقطه نظر فنی و اقتصادی مؤثر می‌باشد. [۲۲ و ۲۳].

خلیج فارس می‌باشد (شکل ۱)، در ۴ راکتور زیستی نوری ۱۰ لیتری کشت داده شد. با توجه به شرایط جغرافیای منطقه و مواد مغذی مورد نیاز برای رشد این میکرو جلبک محیط کشتی که به عنوان خوراک انتخاب شد محیط کشت رودیک^(۱) بود. در این محیط کشت از دو دسته مواد اصلی به منظور رشد استفاده شد. دسته اول مواد نیتراته و فسفات و دسته دوم فلزهای نادر مورد نیاز برای کشت می‌باشند. محیط کشت در جدول ۱ آورده شده است. روش ساخت محلول‌های محیط کشت بدین صورت بود که مواد فسفات جداگانه مخلوط و سپس اتوکلاو شد. دو ماده $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ و EDTA نیز جداگانه اتوکلاو شد. ماده CaCl_2 نیز باید جداگانه اتوکلاو شود. بقیه مواد با یکدیگر مخلوط و یکجا اتوکلاو شد. برای یکسان سازی با آب دریا نیز ۳۳ گرم بر لیتر نمک به آن افزوده شد. هوادهی با پمپ هوای با شدت جریان ۴۰ لیتر بر دقیقه که به یک چهار راهی فولاد ضد زنگ وصل شده بود و هوا توسط لوله‌های پلاستیکی که انتهای آنها سنگ هوا برای حباب‌دهی هوا و پخش وصل بود، انجام می‌شد. درون هر کدام از راکتورهای زیستی نوری، لامپ‌های مهتابی ۶۰ سانتی‌متر داخل آبی با قدرت ۱۲ وات برای تأمین نور تعبیه شده بود. نمونه‌هایی از راکتورهای زیستی نوری مورد استفاده برای رشد جلبک در شکل ۲ نشان داده شده است. برای اندازه‌گیری میزان رشد جلبک‌ها از اسپکترومتر GBC مدل ۹۱۱ استفاده شد که در طول موج ۵۵۰ نانومتر، عدد جذب به دست آمده (OD) و با استفاده معادله (۱) میزان جلبک در هر لیتر محلول به دست می‌آمد.

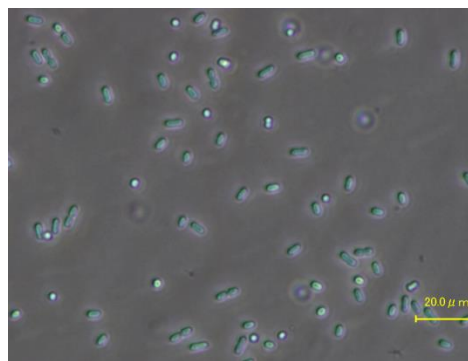
$$W \left(\frac{\text{g}_{\text{micro algae}}}{\text{L}} \right) = 0.49 \times \text{OD} \quad (1)$$

واحد پیش‌تاز مورد استفاده برای (انعقاد - شناورسازی) ECF متشکل از راکتور، منبع تغذیه جریان DC و همزن مغناطیسی تشکیل شده است. راکتور به شکل مکعب مستطیل رو باز به اندازه‌ی ۱۶*۱۲*۸ cm و به حجم مفید 1280 cm^3 از جنس پلکسی گلاس می‌باشد. قطعه‌های لازم برای ساخت واحد پیش‌تاز در نرم افزار CoreDRAW X6 v.16 طراحی و به وسیله دستگاه برش لیزر بریده شدند. الکترودهای آلومینیومی به شکل تیغه‌هایی به اندازه‌های مفید ۲*۴۰*۸۰ mm از ورق‌های آلومینیوم تجاری موجود در بازار بریده شدند. به منظور تأمین جریان الکتریکی مورد نیاز، از یک منبع تولید جریان DC (DAZHENG PS-305D) استفاده شد.

(۱) Rudic

جدول ۱- مواد مورد استفاده در محیط کشت رودیک برای هر لیتر.

نوع ماده	وزن برای هر لیتر محیط کشت
NaNO_3	۳۰۰mg
KH_2PO_4	۲۰mg
K_2HPO_4	۸۰mg
NaCl	۲۰mg
CaCl_2	۴۷mg
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	۱۰mg
$\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	۰.۱mg
$\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$	۱.۵mg
$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	۰.۱۸mg
H_2BO_3	۰.۳mg
$(\text{NH}_4)_2\text{MoO}_7 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	۰.۳mg
$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	۱۷mg
$\text{Co}(\text{NO}_3)_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$	۰.۲mg
EDTA	۷.۵mg
Sea salt	۳۳g

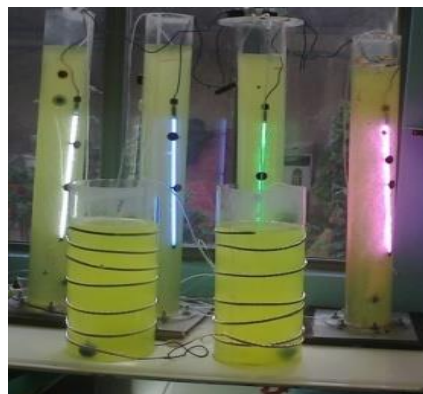


شکل ۱- تصویری از میکرو جلبک (Chlorella sp. (PTCC 6010)).

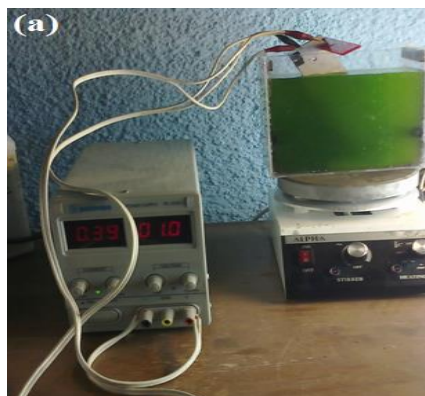
بخش تجربی

دستگاه و روش انجام آزمایش

میکرو جلبک استفاده شده در این پژوهش با عنوان *Chlorella sp.* (PTCC 6010) از سازمان پژوهش‌های علمی و صنعتی ایران تهیه شد. این میکرو جلبک یکی از قوی‌ترین گونه‌های بومی



شکل ۲- راکتور زیستی نوری مورد استفاده برای کشت میکروجلبک.



شکل ۳- سامانه انعقاد - شناورسازی الکتریکی؛ پیش (a) و پس (b) از جداسازی میکروجلبکها (منبع تغذیه DC، محفظه پلکسی گلاس، ۳- الکترودهای آلومینیومی، ۴- همزن مغناطیسی).

در آغاز و پایان هر آزمایش با استفاده از دستگاه pH متر اندازه گیری شد. ضمناً ولتاژ محیط در آغاز، پایان و در ۲ نقطه در میان هر آزمایش ثبت شد. به منظور ارزیابی عملکرد CC در حذف جلبکها، آزمایش مخزنی انجام شد. در این آزمایشها از آلومینیوم سولفات ۱۸ آبه (ساخت مرک، آلمان) به عنوان منعقد کننده استفاده شد. برای انجام هر گروه آزمایش مقدار ۵۰۰mL مخلوط آب و جلبک در هر مخزن ریخته می شد. پس از تنظیم pH به وسیله محلول ۰/۵ نرمال و ۵ نرمال سدیم هیدروکسید (مرک ساخت آلمان) و نیز هیدروکلریک اسید (مرک ساخت آلمان) منعقد کننده افزوده می شد. مخلوط به دست آمده ابتدا به مدت ۱ دقیقه با دور تند (۱۰۰rpm) و سپس به مدت ۱۵ دقیقه با دور کند (۳۰ rpm) هم زده شد. پس از پایان اختلاط به مخلوط ۳ دقیقه فرصت ته نشینی داده شد.

با توانایی تولید جریان ۵-۳۰ آمپر در ولتاژ ۳۰-۰ ولت استفاده شد. به منظور اختلاط بهتر در حین انجام واکنش، راکتور بر روی یک همزن مغناطیسی (همزن آلفا، ساخت ایران) قرار گرفت. در هر یک از آزمایشها از ۴ الکتروده که با آرایش موازی به منبع تغذیه متصل شده بودند استفاده شد. فاصله بین الکترودها در تمام آزمایشها ثابت و برابر با ۱ سانتیمتر در نظر گرفته شد (شکل ۳). برای انجام هر آزمایش مقدار ۱۲۸۰mL مخلوط جلبک و آب در راکتور ریخته شد. هر آزمایش همزمان با برقراری جریان الکتریسیته و روشن شدن همزن مغناطیسی آغاز و پس از سپری شدن زمان واکنش با قطع جریان و توقف اختلاط به پایان می رسید. پس از پایان آزمایش ۳۰ دقیقه زمان ماند به راکتور داده می شد تا جلبکهای لخته شده به سطح بیاید و از آب جدا شود. pH و دمای پساب

روش‌های آنالیزی

چگالی جریان الکتریکی (CD) به صورت شدت جریان عبوری از واحد سطح الکتروود و به صورت معادله (۲) تعریف می‌شود [۲۴].

$$CD = I/A \quad (2)$$

که در معادله بالا I چگالی جریان اعمال شده (A) و A سطح مفید الکتروودها (cm²) می‌باشد. در این پژوهش سطح مؤثر الکتروودها برابر با ۰/۱۲۸ cm² می‌باشد.

به منظور پیدا کردن درصد حذف جلبک، غلظت نمونه‌ها در آغاز و پایان هر آزمایش اندازه گیری و درصد حذف از معادله زیر تعیین شد:

$$\text{درصد حذف} = \frac{C_0 - C_1}{C_0} \times 100 \quad (3)$$

که در آن C₀ غلظت جلبک پیش از آزمایش و C₁ غلظت آن پس از آزمایش در هر نمونه است. در همه آزمایش‌ها در این پژوهش C₀ = ۰/۸۲ mg/L می‌باشد.

میزان الکتروود مصرفی مطابق با معادله فارادی در الکتروشیمی محاسبه شد. مطابق با این قانون در شدت جریان الکتریکی با جرم الکتروود حل شده رابطه مستقیم دارد [۲۷ - ۲۵]. قانون فارادی بیان می‌کند:

$$W = \frac{ItM}{nF} \quad (4)$$

که در این رابطه F ثابت فارادی (F=96487 C/mol)، M جرم مولکولی فلز موردنظر بر حسب گرم بر مول، n تعداد الکترون مبادله شده در سطح الکتروودها (برای آلومینیوم برابر با ۳)، I شدت جریان الکتریکی بر حسب آمپر، t زمان واکنش بر حسب ثانیه و W جرم الکتروود حل شده بر حسب گرم می‌باشد.

انرژی الکتریکی مصرفی مطابق با معادله (۵) محاسبه شد. مطابق با رابطه انرژی الکتریکی مصرفی با شدت جریان الکتریکی و نیز زمان واکنش رابطه مستقیم دارد [۲۸، ۲۷].

$$E = \int_0^t IU(t)dt = E = \int_0^t U(t)dt \quad (5)$$

که در آن E انرژی الکتریکی مصرف شده بر حسب وات ساعت، I شدت جریان الکتریکی بر حسب آمپر، و t زمان واکنش بر حسب ساعت، U ولتاژ محیط کشت در زمان t بر حسب ولت می‌باشد. برای محاسبه انتگرال معادله (۵) با ثابت فرض کردن U در بازه زمانی Δt از تقریب میانگین استفاده شد.

هزینه راهبری فرایند به صورت حاصل جمع هزینه انرژی و الکتروود مصرفی و با استفاده از معادله (۶) محاسبه شد.

$$C_T = E \times c_E + W \times c_W \quad (6)$$

که در معادله بالا C_T هزینه راهبری فرایند بر حسب دلار آمریکا (USD) می‌باشد. E و W به ترتیب مطابق با معادله‌های (۴) و (۵) تعریف می‌شود. C_E و C_W معرف به ترتیب قیمت واحد انرژی (برابر با ۰/۰۰۰۶۲۵ USD/kWh در بازار ایران در سال ۲۰۱۴ میلادی) و قیمت واحد آلومینیوم (برابر با ۱/۸۷۵ USD/kg در بازار ایران در سال ۲۰۱۴ میلادی) می‌باشد.

این پژوهش اثر سه پارامتر pH اولیه محیط، چگالی جریان الکتریکی (CD) و زمان (t) بر بازده جداسازی جلبک از محیط آبی مورد بررسی قرار گرفت (جدول ۲). اثر سه پارامتر pH اولیه محیط، چگالی جریان الکتریکی (CD) و زمان (t) بر بازده جداسازی جلبک از محیط آبی مورد بررسی قرار گرفت. در بهینه‌سازی فرایند EC از روش شناسی با توجه به مشاهده‌های تجربی و نیز نتیجه‌های پژوهش‌های دیگر [۳۴ - ۲۹، ۲۷] به صورت جدول ۲ تعریف شده است. در این جدول اگر از مرکز بازه پیش بینی شده برای هر متغیر به اندازه α برابر طول بازه تغییرها در جهت مثبت یا منفی پیش برویم رویه پاسخ (RSM)^(۱) و نیز طراحی آزمایش به روش طرح مرکب مرکزی (CCD)^(۲) استفاده شد. حدود بالا و پایین هر متغیر، به ترتیب به مقدارهایی که در ستون‌های +a و -a آمده است، می‌رسیم. با توجه به وجود سه پارامتر (pH، CD و t) مقدار α برابر با ۱/۶۸ در نظر گرفته شد [۳۷-۳۵].

نتیجه‌ها و بحث

تأثیر فاکتورها و بحث

اثر دانسیته جریان و زمان ماند

نتیجه‌های به دست آمده از آزمایش‌ها در جدول ۳ نمایش داده شده است. جدول ۳ نتیجه‌های طراحی آزمایش به روش CCD و نیز مقدارهای مربوط به درصد حذف جلبک، انرژی و الکتروود مصرفی و هزینه راهبری در هر آزمایش را نشان می‌دهد. نقطه‌های عاملی از یک طرح عاملی کامل به دست آمده اند. در هر طرح عاملی کامل، 2^k آزمایش انجام می‌شود (k تعداد عامل‌های مؤثر در فرایند است) [۴۰ - ۳۸] در اینجا با توجه به وجود سه عامل pH اولیه، زمان و CD ۸ نقطه عاملی وجود دارد. نقطه مرکزی نیز

(1) Response Surface Methodology

(2) Central Composite Design

جدول ۲- محدوده پارامترهای مورد بررسی.

(حد پایین + حد بالا)					
$\pm a = \frac{\text{حد پایین} - \text{حد بالا}}{2}$					
نام	واحد	حد پایین	حد بالا	- a	+ a
pH		۶	۸٫۴	۵٫۱۸	۹٫۲۱
CD	mA/cm ^۲	۱۰	۲۰	۶٫۵۹	۲۳٫۴۱
t	min	۵	۱۲	۲٫۶۱	۱۴٫۳۹

جدول ۳- آزمایش‌ها و نتیجه‌های اندازه‌گیری شده در هر آزمایش.

آزمایش	pH	CD (mA/cm ^۲)	t (min)	بازده حذف (%)	انرژی مصرف شده (kWh/m ^۳)	الکترون مصرف شده (kg/m ^۳)	ولتاژ میانگین (V)	هزینه کل (USD/m ^۳)
۱	۸٫۴	۲۰	۱۲	۸۶٫۷۵	۰٫۶۲	۰٫۱۳۴	۱٫۵۵	۰٫۲۶
۲	۶	۱۰	۵	۵۶٫۹۷	۰٫۱۰۴	۰٫۰۲۸	۱٫۲۵	۰٫۰۵۴
۳	۷٫۲	۱۵	۲٫۶۱	۴۶٫۷۱	۰٫۰۹۸	۰٫۰۲۲	۱٫۵	۰٫۰۴۲
۴	۷٫۲	۱۵	۸٫۵	۸۸٫۲۳	۰٫۳۱۳	۰٫۰۷۱	۱٫۴۷۵	۰٫۱۳۸
۵	۷٫۲	۶٫۵۹	۸٫۵	۶۰٫۸۶	۰٫۰۹۶	۰٫۰۷۱	۱٫۰۲۵	۰٫۰۶
۶	۷٫۲	۱۵	۸٫۵	۸۳٫۹۵	۰٫۳۱۳	۰٫۰۷۱	۱٫۴۷۵	۰٫۱۳۸
۷	۷٫۲	۱۵	۸٫۵	۸۳٫۳۲	۰٫۳۰۸	۰٫۰۷۱	۱٫۴۵	۰٫۱۳۸
۸	۶	۲۰	۵	۸۶٫۲۳	۰٫۲۵۴	۰٫۰۵۶	۱٫۵۲۵	۰٫۱۳۸
۹	۷٫۲	۱۵	۸٫۵	۸۵٫۵۶	۰٫۳۰۸	۰٫۰۷۱	۱٫۴۵	۰٫۱۳۸
۱۰	۵٫۱۸	۱۵	۸٫۵	۸۰٫۷۸	۰٫۲۹۲	۰٫۰۷۱	۱٫۳۷۵	۰٫۱۳۷
۱۱	۸٫۴	۱۰	۱۲	۸۷٫۳۹	۰٫۲۳۲	۰٫۰۶۷	۱٫۱۵	۰٫۱۲۹
۱۲	۷٫۲	۱۵	۱۴٫۳۹	۸۷٫۵۸	۰٫۴۸۶	۰٫۱۲۱	۱٫۳۵	۰٫۲۳۳
۱۳	۸٫۴	۲۰	۵	۸۱٫۴۷	۰٫۲۵	۰٫۰۵۶	۱٫۵	۰٫۱۰۸
۱۴	۷٫۲	۱۵	۸٫۵	۹۰٫۱۴	۰٫۳۱۹	۰٫۰۷۱	۱٫۵	۰٫۱۳۸
۱۵	۷٫۲	۲۳٫۴	۸٫۵	۸۹٫۲	۰٫۶۴۷	۰٫۱۱۱	۱٫۹۵	۰٫۲۱۷
۱۶	۶	۲۰	۱۲	۹۲٫۱۹	۰٫۶	۰٫۱۳۴	۱٫۵	۰٫۲۵۹
۱۷	۷٫۲	۱۵	۸٫۵	۸۴٫۳۹	۰٫۳۰۸	۰٫۰۷۱	۱٫۴۵	۰٫۱۳۸
۱۸	۶	۱۰	۱۲	۹۵٫۰۲	۰٫۲۴	۰٫۰۶۷	۱٫۲	۰٫۱۲۹
۱۹	۸٫۴	۱۰	۵	۴۸٫۵۴	۰٫۱۰۲	۰٫۰۲۸	۱٫۲۲۵	۰٫۰۵۴
۲۰	۹٫۲۲	۱۵	۸٫۵	۷۹٫۱۱	۰٫۲۹۸	۰٫۰۷۱	۱٫۴	۰٫۱۳۸

در بسیاری از پژوهش‌هایی که به منظور حذف انواع ناخالصی‌ها از محیط آبی صورت گرفته دیده شده است که افزایش شدت جریان (چگالی جریان) الکتریکی و زمان واکنش منجر به افزایش بازده حذف و انرژی مصرفی شده است [۴۲]. به عنوان نمونه در پژوهشی که توسط تعدادی از پژوهشگران بر روی تصفیه پساب صنایع نساجی با استفاده از EC انجام گرفته است، این نتیجه به دست آمده است که افزایش زمان و CD منجر به افزایش درصد حذف می‌شود. بیش‌ترین میزان حذف COD و کدورت زمانی اتفاق می‌افتد که چگالی جریان برابر با ۱۵ میلی آمپر بر سانتی‌متر مربع و زمان واکنش برابر با ۲۰ دقیقه باشد. در این شرایط راندمان حذف کدورت به حدود ۱۰۰٪ رسیده است [۴۳]. همچنین باید توجه داشت که با افزایش CD میزان اثرگذاری آن بر فرایند کاهش می‌یابد. به عنوان نمونه افزایش CD از 18 mA/cm^2 به 23 mA/cm^2 سبب افزایش حذف جلبک تنها در حدود ۲٪ می‌شود. حال آنکه چنین افزایشی در CD سبب افزایش هزینه راهبری تا حدود ۲۲٪ می‌شود. در پژوهشی که به منظور حذف رنگ اسیدی با استفاده از فرایند الکتروکواگولاسیون با الکترودهای آهنی انجام شده بود، مشخص شد که با افزایش چگالی جریان الکتریکی درصد حذف رنگ افزایش می‌یابد [۴۴]. در این پژوهش افزایش چگالی جریان از ۱ تا ۵ آمپر بر دسی‌متر مربع مورد بررسی قرار گرفت و مشخص شد که بالاترین درصد حذف مربوط به 5 A/dm^2 می‌باشد. هر چند که افزایش چگالی جریان از ۳ تا ۵ آمپر بر دسی‌متر مربع تأثیر چشمگیری بر روند حذف ندارد. در پژوهش دیگری به منظور تصفیه آب آشامیدنی حاوی جلبک از فرایند EC استفاده شد. در این پژوهش مشخص شد که با اعمال 1 mA/cm^2 CD به مدت ۴۵ دقیقه درصد حذف جلبک به ۱۰۰٪ رسید [۴۵]. در این پژوهش اما در هیچ شرایطی درصد حذف جلبک به ۱۰۰٪ نرسید. در عمل وقتی که CD و زمان واکنش افزایش یابد، درصد حذف تا حدود ۹۵٪ بالا می‌رود. اما افزایش بیش‌تر زمان و CD نه تنها موجب بهبود درصد حذف نمی‌شود که در مواردی سبب کاهش جزئی آن نیز می‌شود. چنین رفتاری می‌تواند بر اثر به وجود آمدن نیروی دافعه الکتروستاتیکی بین لخته‌ها باشد که از ته نشین شدن آن‌ها جلوگیری می‌کند.

اثر pH

pH محیط نقش مهمی در عملکرد فرایند انعقاد الکتریکی برای جدا کردن آلاینده‌ها از محیط آبی دارد [۴۳]. در این پژوهش

۵ مرتبه تکرار می‌شود. تغییرهای CD تأثیر چشمگیری بر بازده حذف جلبک دارد. به طوری که با ثابت ماندن مقدار pH و زمان در مرکز بازه تغییرها (یعنی $\text{pH}=7.2$ و $t=8/5 \text{ min}$)، تغییر CD از $6/59 \text{ mA/cm}^2$ تا $23/41 \text{ mA/cm}^2$ باعث می‌شود که درصد حذف جلبک از حدود ۶۵٪ تا حدود ۹۱٪ افزایش یابد. افزایش بازده حذف جلبک بر اثر افزایش CD را می‌توان این گونه توضیح داد که مطابق با قانون فارادی (معادله (۳)) چگالی جریان الکتریکی با تأثیر مستقیم بر نرخ انحلال آند تأثیر چشمگیری بر عملکرد فرایند انعقاد الکتریکی دارد. با افزایش چگالی جریان الکتریکی مقدار یون‌های منعقدکننده افزایش یافته و در نتیجه بازده حذف ناخالصی‌ها بالا می‌رود [۴۱]. از سوی دیگر مقدار CD سرعت و مقدار تولید گاز هیدروژن را تعیین می‌کند. هر چقدر که CD بیشتر باشد نرخ تولید هیدروژن بیش‌تر است [۲۴]. بنابراین مقدار بیش‌تری از جلبک‌ها جدا شده و همراه با جریان گاز به سطح مایع می‌آیند. افزایش چگالی جریان الکتریکی به موازات بهتر کردن بازده حذف ناخالصی‌ها موجب بالا رفتن مصرف انرژی می‌شود. زیرا مطابق با معادله (۳) انرژی الکتریکی مصرفی با شدت جریان الکتریکی رابطه مستقیم دارد [۲۸ و ۲۷]. همچنین مطابق با قانون فارادی (معادله (۳)) میزان الکتروود مصرفی با افزایش شدت جریان الکتریکی افزایش می‌یابد. در این پژوهش نیز دیده شد که افزایش چگالی جریان به شدت سبب بالا رفتن میزان انرژی مصرفی و نیز الکتروود مصرفی و در نتیجه هزینه راهبری می‌شود. با ثابت ماندن $\text{pH}=7.2$ و $t=8/5 \text{ min}$ افزایش CD از $6/59 \text{ mA/cm}^2$ تا $23/41 \text{ mA/cm}^2$ باعث افزایش هزینه راهبری از 0.7060 USD به 0.216 USD می‌شود.

زمان واکنش، یعنی مدت زمانی که جریان الکتریکی در راکتور برقرار است، از جمله عامل‌های تأثیرگذار بر فرایند انعقاد الکتریکی می‌باشد. مطابق با قانون فارادی مقدار الکتروود حل شده با زمان رابطه مستقیم دارد [۲۶، ۲۷]. بنابراین افزایش زمان واکنش منجر به افزایش درصد حذف ناخالصی‌ها و نیز افزایش مصرف می‌شود. از سوی دیگر افزایش زمان واکنش مطابق با معادله (۳) انرژی الکتریکی مصرفی را افزایش می‌دهد. اگر pH و CD را ثابت و در مرکز بازه تغییرهای خود فرض کنیم، افزایش زمان واکنش از $2/61 \text{ min}$ تا $14/39 \text{ min}$ سبب افزایش درصد حذف جلبک از ۵۱٪ به ۸۹٫۶٪ و افزایش هزینه راهبری از 0.7042 USD به 0.236 USD می‌شود. به نظر می‌رسد که زمان واکنش تأثیرگذارترین عامل بر درصد حذف جلبک و نیز هزینه باشد.

در pH برابر با ۶ اتفاق می‌افتد [۴۹]. همچنین در پژوهش دیگری که به منظور جداسازی مواد کلوییدی و تعدادی از فلزهای سنگین از محیط آبی با استفاده از EC انجام شد، پژوهشگران دریافتند که چنانچه pH اولیه برابر با ۷/۴ باشد، بالاترین درصد حذف به دست می‌آید و چنانچه pH در بازه ۴ تا ۹ قرار نداشته باشد، درصد حذف آلاینده‌ها به صورت چشمگیری کاهش می‌یابد [۵۰].

فرایند CC

به منظور بررسی عملکرد انعقاد شیمیایی با استفاده از آلوم برای جداسازی میکروجلبک‌ها، آزمایش مخزنی^(۳) سنتی انجام شد. در مرحله اول آزمایش مخزنی pH ثابت و برابر با ۷ در نظر گرفته شد و در حالی که غلظت منعقد کننده (آلوم) از ۲۰۰ تا ۶۰۰ mg/L قابل تغییر بود غلظت بهینه منعقد کننده (C_{opt}) تعیین شود. در مرحله دوم، آزمایش‌ها با غلظت ثابت برای منعقد کننده و برابر با C_{opt} انجام شدند. در حالی که pH از ۵ تا ۹ قابل تغییر بود. نمودار ۱ نتیجه‌های این آزمایش‌ها را نشان می‌دهد.

مطابق با نمودار ۱، افزایش غلظت منعقد کننده از ۲۰۰ mg/L تا ۴۵۰ mg/L به صورت چشمگیری سبب بهبود درصد حذف می‌شود. حال آن‌که افزایش غلظت آن از ۴۵۰ تا ۶۰۰ mg/L تأثیر ناچیزی بر درصد حذف دارد. بنابراین $C_{opt} = 450 \text{ mg/L}$ به عنوان غلظت بهینه برای منعقد کننده معرفی می‌شود. افزایش غلظت منعقد کننده با فراهم آوردن مقدار کافی یون منعقد کننده جهت تثبیت مواد کلوییدی موجب بهبود جداسازی می‌شود. همچنین غلظت بیش‌تر منعقد کننده سبب به هم پیوستن تعداد زیادی از لخته‌ها به شکل لخته‌های بزرگ می‌شود که این پدیده از طریق مکانیسم‌های جذب و نیز جاروب کردن باعث افزایش درصد حذف می‌شود [۵۱].

اگر غلظت منعقد کننده برابر با C_{opt} باشد، بالاترین درصد حذف جلبک (برابر با ۸۵٪) در $\text{pH} = 8$ رخ می‌دهد. همچنین دیده می‌شود فرایند حساسیت زیادی نسبت به تغییرهای pH دارد و چنانچه pH از بازه ۸ تا ۸٫۵ فراتر رود، لخته‌های بسیار کمی شکل می‌گیرد و در نتیجه درصد حذف به شدت کاهش می‌یابد به طوری که در pH کمتر از ۶ به تقریب هیچ لخته‌ای تشکیل نمی‌شود.

در طول آزمایش‌ها دیده شد که pH محیط با افزوده شدن منعقد کننده کاهش می‌یابد. با هر pH اولیه، پس از افزودن آلوم

دیده شد که pH نسبت به زمان و چگالی جریان تأثیر کمی بر بازده حذف جلبک دارد و تأثیر آن بر هزینه راهبری فرایند نیز ناچیز است. چنانچه pH اولیه محیط از بازه ۶ تا ۸ فراتر برود، درصد حذف جلبک کاهش می‌یابد. به طوری که با ثابت ماندن زمان و CD در مرکز بازه تغییرها، افزایش pH از ۸ تا ۹ و کاهش آن از ۶ به ۵ سبب کاهش درصد حذف جلبک به اندازه به ترتیب ۴ و ۲ درصد می‌شود. ضمن آنکه با هر ترکیبی از زمان و CD، $\text{pH} = 6$ بهترین درصد حذف را در اختیار می‌گذارد.

تغییر درصد حذف جلبک بر اثر تغییرهای pH را می‌توان به شکل‌گیری گونه‌های گوناگون آلومینیوم هیدروکسید در pH های گوناگون ربط داد. انحلال آلومینیوم در آند منجر به شکل‌گیری یون‌های آلومینیوم می‌شود. این یون‌ها بی‌درنگ به شکل اکسی هیدروکسیدهای آلومینیوم^(۱) هیدرولیز می‌شوند. شکل‌گیری هر یک از گونه‌های آلومینیوم هیدروکسید پلیمری به pH محیط بستگی دارد. در $\text{pH} < 4$ گونه غالب $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$ می‌باشد. با افزایش pH مانند $\text{Al}(\text{OH})_3^+$ ، $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ ، $\text{Al}(\text{OH})_3^-$ تشکیل می‌شود. این گونه‌ها به شکل هیدروکسیدهای پلیمری مانند $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{7+}$ درمی‌آیند. این گونه‌های پلیمری توانایی بالایی در خنثی سازی و جذب ذره‌های کلوییدی دارند [۴۶]. اگر pH بین ۵٫۲ تا ۸٫۸ باشد، شایع ترین گونه $\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$ و در pH بالاتر از ۹ $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ گونه غالب است [۴۷].

جداسازی ناخالصی‌ها از محیط آبی توسط EC موثر نیست. از سوی دیگر $\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$ جاذب قدرتمندی است و می‌تواند از سوی جذب و به هم چسباندن ناخالصی‌ها آن‌ها را از محیط جدا کند [۴۸]. در pH کمی اسیدی تا خنثی ($6 < \text{pH} < 7$) مکانیسم اصلی حذف جذب و خنثی سازی است و با افزایش pH مکانیسم جاروب کردن^(۲) بیش‌ترین تأثیر گذاری را دارد. به نظر می‌رسد که مکانیسم خنثی‌سازی نسبت به مکانیسم جاروب کردن توانایی بالاتری برای تثبیت و جداسازی میکرو جلبک‌ها داشته باشد [۴۵].

در پژوهش‌های بسیاری نتیجه‌های همانندی برای اثر pH بر روند حذف آلاینده‌ها از محیط‌های آبی به دست آمده است. به عنوان نمونه در پژوهشی که به منظور حذف COD و کدورت از پساب نساجی با استفاده از فرایند EC و الکترودهای آلومینیومی انجام شد، مشخص شد که بهترین راندمان حذف مواد کلوییدی

(۱) Aluminum oxyhydroxides

(۳) Jar test

(۲) Sweeping

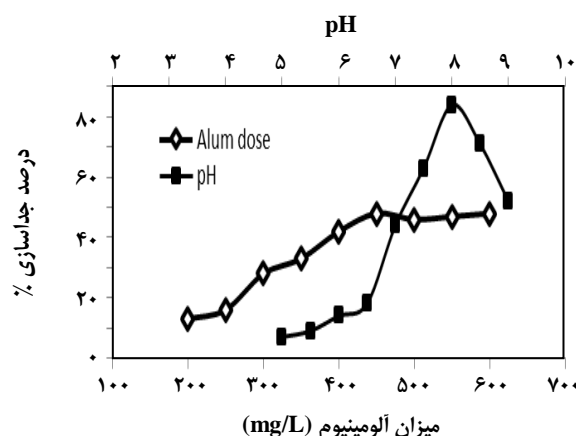
خوراکی، دارویی و.. استفاده از سانتریفیوژی های عملیاتی پیوسته پیشنهاد می شود که می تواند حجم زیاد بیومس را بدون وارد کردن ماده خارجی، با وجود هزینه بالا پردازش کند.

نتیجه گیری

نتیجه های به دست آمده از بهینه سازی نشان داد که با اعمال $CD=1/6 \text{ mA/cm}^2$ به مدت $17/65$ دقیقه درصد حذف بسیار دلخواهی (۹۶/۸٪) با کمترین هزینه قابل دستیابی است. همچنین برای دستیابی به چنین درصد حذفی نیازی به تنظیم pH نیست. نتیجه های آزمایش های CC نشان داد که با استفاده از آلوم به عنوان منعقد کننده، غلظت بهینه منعقد کننده برابر با 450 mg/L و بهترین pH برابر با ۸ می باشد. در شرایط بهینه درصد حذف جلبک به حدود ۸۵٪ می رسد.

در زمان انجام پژوهش دیده شد که CC حساسیت زیادی نسبت به تغییر pH دارد و در صورتی که pH محیط در بازه ی کوچک (۵ تا ۴) نباشد، لخته ها به خوبی شکل نمی گیرند و حذف مؤثری اتفاق نمی افتد. این در حالی است که EC حساسیت بسیار کمتری نسبت به تغییر pH دارد. همچنین EC در pH طبیعی مخلوط جلبک عملکرد مناسبی دارد. یعنی برای استفاده از آن تنظیم pH ضروری نیست. هر چند که بالاترین درصد حذف در $pH=6$ اتفاق افتاد.

در این پژوهش برای CC از آلوم با خلوص بسیار بالای آزمایشگاهی استفاده شد. چنین کاربردی به منظور جداسازی مقدارهای زیاد جلبک به لحاظ اقتصادی امکان پذیر نیست. در عوض می توان عملیات CC را با استفاده از آلوم صنعتی با هزینه بسیار پایین تری انجام داد. اگر فرض شود که کیفیت آلوم صنعتی همانند کیفیت آلوم آزمایشگاهی است، در شرایط بهینه راهبری، برای جداسازی هر متر مکعب مخلوط آب و جلبک به 450 گرم آلوم نیاز است. با در نظر گرفتن قیمت آلوم صنعتی برابر با 3 USD/kg ، هزینه تأمین منعقد کننده برابر با $1/35 \text{ USD/m}^3$ خواهد بود که می بایست به این مقدار هزینه تأمین قلیابیت (تنظیم pH) را نیز افزود. از سوی دیگر هزینه راهبری فرایند EC در شرایط بهینه برابر با $0/24 \text{ USS/m}^3$ برآورد شد. این در حالی است که فرایند EC نیازی به صرف هزینه اضافی برای تأمین قلیابیت ندارد. زیرا قلیابیت مورد نیاز بر اثر هیدرولیز آب به شکل یون OH^- در داخل راکتور ایجاد می شود. بنابراین برای جداسازی میکروجلبک ها از آب EC



نمودار ۱- نتیجه های به دست آمده از آزمایش مخزنی برای تعیین pH و غلظت بهینه منعقد کننده (آلوم).

دیده شد که بهترین لخته ها زمانی شکل می گیرند که pH محیط در حدود ۵ باشد. یعنی برای تشکیل لخته و دستیابی به بالاترین درصد حذف، لازم است که pH اولیه محیط تا حدودی قلیایی باشد تا پس از افزودن منعقد کننده pH آن به حدود ۵ برسد. چنین رفتاری در پژوهش های پیشین نیز دیده شده است [۵۲، ۵۳]. همانند با فرایند EC، می توان تغییر درصد حذف بر اثر تغییر pH را به شکل گیری گونه های گوناگون آلومینیوم هیدرولیز شده در pH های گوناگون ربط داد. در pH بسیار اسیدی گونه های مونومری آلومینیوم شایع هستند و مکانیسم خنثی سازی بار کلویدها اتفاق می افتد [۵۴]. به موازات افزایش pH گونه های پلیمری آلومینیوم و نیز $\text{Al(OH)}_3(\text{s})$ گونه های شایع خواهند بود که افزون بر خنثی سازی بهتر، امکان جذب سطحی را نیز فراهم می آورند [۵۱]. اما چنانچه pH محیط وارد بازه ی قلیایی شود گونه های ناخواسته ای شکل می گیرند که در تثبیت مواد کلوییدی تأثیری ندارند و جداسازی را کاهش می دهند [۴۷، ۴۵].

روی هم رفته، این پژوهش نشان داد که EC یک فرایند کارا و قابل اطمینان برای جداسازی میکرو جلبک ها از آب است. EC نسبت به فرایند متداول انعقاد شیمیایی منعطف تر، پربازده تر و شاید کم هزینه تر است. می بایست به همه این برتری ها سادگی فرایند و نیاز نداشتن به تجهیزهای پیچیده را نیز افزود. در پایان و به عنوان یک قاعده کلی، روش یاد شده با هدف تولید سوخت زیستی از میکروجلبک ها پیشنهاد می شود ولی برای تولید فرآورده های با ارزش غذایی و خلوص بالا از میکروجلبک ها، از جمله مواد

قدردانی

از حمایت و پشتیبانی شرکت ملی گاز ایران، شرکت پالایش گاز شهید هاشمی نژاد و جناب مهندس مهرداد کسرای یگانه کمال تشکر و قدردانی را دارم.

به لحاظ اقتصادی بسیار به صرفه تر از CC است. البته ممکن است که نسبت بسیار پایین هزینه EC به هزینه CC بر اثر پایین بودن قیمت برق در ایران باشد و چنین نسبتی در سایر کشورهای جهان برقرار نباشد.

تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۱۱/۲۱ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۱۰/۱۴

مراجع

- [1] Farrell A. E, Plevin R.J, Turner B.T, Jones A.D, O'Hare M, Kammen D. M., [EthanolCcan Contribute to Energy and Environmental Goals](#), *Science*, **311**: 506-508 (2006).
- [2] Khan S.A., Rashmi Hussain M.Z., Prasad S., Banerjee UC, [Prospects of Biodiesel Production from Microalgae in India](#), *Renew. Sust. Energ. Rev.*, **13**: 2361–2372(2009).
- [3] Rodolfi L., Zitelli G.C., Bassi N., Padovani G., Biondi N., Bonini G., Tredici MR [Microalgae for Oil: Strain Selection, Induction of Lipid Synthesis and Outdoor Mass Cultivation in a Low-Cost Photobioreactor](#), *Biotech. Bioeng.*, **102**:100–112(2009).
- [4] Campbell P.K., Beer T., Batten D, [Life Cycle Assessment of Biodiesel Production from Microalgae in Ponds](#), *Bioresour Technol*, **102**:50–56(2011).
- [5] Chen P., Min m., Chen y., Wang l., Li y., Chen Q., [Review of the Biological and Engineering Aspects of Algae to Fuels Approach](#), *International Journal of Agriculture and Biological Engineering*, **2** (4):1-30(2009).
- [6] Schenk P.M., Skye R., Thomas-Hall, Stephens E., Marx U.C., Mussgnug J.H., Posten C., Kruse O., Hankamer B., [Second Generation Biofuels: High-Efficiency Microalgae for Biodiesel Production](#), *Bioenergy Res.*, **1**:20–43(2008).
- [7] Uduman, Nyomi, Ying Qi, Michael K. Danquah, Gareth M. Forde, Andrew Hoadley, [Dewatering of Microalgal Cultures: A Major Bottleneck to Algae-Based Fuels](#), *Journal of Renewable and Sustainable Energy*, **2**(1):012701 (2010).
- [8] Tenney M.W., Echelberger J., W.F. S., R.G., P., J.L., [Algal Flocculation with Synthetic Organic Polyelectrolytes](#), *Applied microbiology*, **18**(6), 965 - 971 (1969).
- [9] Bernhardt H., Clasen J., [Flocculation of Micro-Organisms.](#), *Journal of Water Supply: Research and Technology - Aqua*, **40**(2):76 - 87(1991).
- [10] Adam J. Dassey & Chandra S. Theegala, [Reducing Electrocoagulation Harvesting Costs for Practical Microalgal Biodiesel Production](#), *Environmental Technology Journal*, **35**(6): 691–697 (2013).
- [11] Danquah M.K., Ang L., Uduman N., Moheimani N., Fordea G.M., [Dewatering of Microalgal Culture for Biodiesel Production: Exploring Polymer Flocculation and Tangential Flow Filtration](#), *J Chem Technol Biot.*, **84**:1078–1083(2009).

- [12] Uduman N., Qi Y., Danquah M.K., Forde G.M., Hoadley A., [Dewatering of Microalgal Cultures: A Major Bottleneck to Algae-Based Fuels](#), *J. Renew. Sustain. Energy.*, **2**:012701(2010).
- [13] Brennan L., Owende P., [Biofuels from Microalgae-A Review of Technologies for Production, Processing, and Extractions of Biofuels and co-Products](#), *Renew. Sust. Energ. Rev.*, **14**:557–577 (2010).
- [14] Choi S.K., Lee J.Y., Kwon D.Y., Cho K.J., [Settling Characteristics of Problem Algae in the Water Treatment Process](#), *Water Sci. Technol.*, **53**:113–119(2006).
- [15] Edzwald J.K., [Algae, Bubbles, Coagulants, and Dissolved Air Flotation](#), *Water Sci. Technol.*, **27**:67–81(1993).
- [16] Schenk P.M., Skye R., Thomas-Hall, Stephens E., Marx U.C., Mussgnug J.H., Posten C., Kruse O., Hankamer B., [Second Generation Biofuels: High-Efficiency Microalgae for Biodiesel Production](#), *Bioenergy Res.*, **1**:20–43(2008).
- [17] Knuckey R.M., Brown M.R., Robert R., [Frampton DMF Production of Microalgal concentrates by Flocculation and Their Assessment as Aquaculture Feeds](#), *Aquacult Eng.*, **35**:300–313(2006).
- [18] Uduman N., Qi Y., Danquah M.K., Forde G.M., Hoadley A., [Dewatering of Microalgal Cultures: A Major Bottleneck to Algae-Based Fuels](#), *J. Renew Sustain Energy*, **2**:012701(2010).
- [19] Bilanovic D., Shelef G., Sukenik A., [Flocculation of Microalgae with Cationic Polymers Effects of Medium Salinity](#), *Biomass*, **17**:65–76(1988).
- [20] Molina Grima M.E., Belarbi E.H., Fernandez F.G.A., Medina A.R., Chisti Y., [Recovery of Microalgal Biomass and Metabolites: Process Options and Economics](#), *Biotechnol Adv.* **20**:491–515(2003).
- [21] Mollah M.Y.A., Morkovsky P., Gomes J.A.G., Kesmez M., Parga J., Cocke DL, [Fundamentals, Present and Future Perspectives of Electrocoagulation](#), *J. Hazard Mater*, **114**:199–210(2004).
- [22] Gao S., Yang J., Tian J., Ma F., Tu G., Du M, [Electro-Coagulation–Flotation Process for Algae Removal](#), *J. Hazard Mater*, **177**:336–343(2010).
- [23] Gao S., Du M., Tian J., Yang J., Ma F., Nan J., [Effects of Chloride Ions on Electrocoagulation–Flotation Process with Aluminum Electrodes for Algae Removal](#), *J. Hazard Mater*, **182**: 827–834 (2010).
- [24] Nanseu-Njiki C.P., Tchamango S.R., Ngom P.C., Darchen A., Ngameni E., [Mercury\(II\) Removal from Water by Electrocoagulation Using Aluminium and Iron Electrodes.](#), *Journal of Hazardous Materials*, **168**: 1430-1436 (2009).
- [25] Martínez-Villafañán, J.F., Montero-Ocampo C., García-Lara A.M., [Energy and Electrode Consumption Analysis of Electrocoagulation for the Removal of Arsenic from Underground Water](#), *Journal of Hazardous Materials*, **172**: 1617-1622(2009).
- [26] Vasudevan S., Lakshmi J., Sozhan G., [Effects of Alternating and Direct Current in Electrocoagulation Process on the Removal of Cadmium from Water](#), *Journal of Hazardous Materials*, **192**:26-34(2011).

- [27] Akbal F., Camc S., Copper, [Chromium and Nickel Removal from Metal Plating Wastewater](#), *Desalination*, **269**:214-222 (2011).
- [28] Martínez-Villafane J.F., Montero-Ocampo C., García-Lara A.M, [Energy and Electrode Consumption Analysis of Electrocoagulation for the Removal of Arsenic from Underground Water](#), *Journal of Hazardous Materials*, **172**:1617-1622(2009).
- [29] Behbahani.M, Alavi Moghadam M.R., Arami M.,[Techno-Economical Evaluation Offluoride Removal by Electrocoagulation Process: Optimization Through Response Surface Methodology](#), *Desalination*, **271**:209-218(2011).
- [30] Balasubramanian N. et al., [Removal of Arsenic from Aqueous Solution Using Electrocoagulation](#), *Journal of Hazardous Materials*, **167**: 966-969(2009).
- [31] Tir M., Moulai-Mostefa N., [Optimization of Oil Removal from Oily Wastewater by Electrocoagulation Using Response Surface Method](#), *Jornal of Hazardous Materials*, **158**:107-115(2008).
- [32] Nanseu-Njiki, C. P., Tchamango, S. R., Ngom, P. C., Darchen, A., & Ngameni, E. [Mercury\(II\) Removal from Water by Electrocoagulation Using Aluminium](#), *Journal of Hazardous Materials*, **168**:1430-1436(2009).
- [33] Escobar C., Soto-Salazar C., Toral M., [Optimization of the Electrocoagulation Process for the Removal of Copper, Lead and Cadmium in Natural Waters and Simulated Wastewater](#), *Ines., Journal of Environmental Management*, **81**: 384-391(2006).
- [34] Ferreira A. de M., Marchesiello M., Thivel P.-X., [Removal of Copper, Zinc and Nickel Present in Natural Water Containing Ca²⁺ and HCO₃⁻](#), *Separation and Purification Technology*, **107**:109-117 (2013).
- [35] Sadri Moghaddam S., Alavi Moghaddam M.R., Arami M., [Coagulation/Flocculation Process for Dye Removal Using Sludge from Water Treatment Plant: Optimization Through Response Surface Methodology](#), *Journal of Hazardous Materials*, **175**:651-657(2010).
- [۳۶] محمدی جوزانی، محمدرضا؛ بهجت، یعقوب؛ شاه‌حسینی، شاهرخ؛ قائمی، احد [بررسی هیدرودینامیک سانتریفیوژ گازی با استفاده از تحلیل CFD](#). *نشریه شیمی و مهندسی شیمی ایران*، (۱) ۳۳: ۸۹-۱۰۱ (۱۳۹۳).
- [۳۷] ارجمند؛ مهدی، الحسینی؛ سید حسن، سیدین؛ سید هادی، [بررسی آزمایشگاهی فرایند پوشش‌دهی پودر سدیم پرکربنات با محلول سدیم سیلیکات در بستر سیال](#)، *نشریه شیمی و مهندسی شیمی ایران*، (۴) ۳۲ : ۴۵-۵۸ (۱۳۹۲).
- [38] Montgomery, Douglas C., Runger, George C. and Hubele, Norma Faris. [Engineering Statistics](#), John Wiley & Sons Inc., USA, (2011).
- [39] Myers, Raymond H., Montgomery, Douglas C. and Anderson-Cook, Christine M., [Response Surface Methodology](#), Third Edition, John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey, (2009).

- [40] Magharei A, Vahabzadeh F, Sohrabi, Morteza, Rahimi Kashkouli Y, Maleki M. [Mixture of Xylose and Glucose Affects Xylitol Production by *Pichia guilliermondii*: Model Prediction Using Artificial Neural Network](#), *Iranian Journal of Chemistry and Chemical Engineering (IJCCE)*; **31(1)**:119-31(2012).
- [41] Kumar M., Ponselvan F., Malviya J.R., Srivastava V.C., Mall I.D., [Treatment of Bio-Digester Effluent by Electrocoagulation Using Iron Electrodes](#), *Journal of Hazardous Materials*, **165**:345-352 (2009).
- [42] Daneshvar N., Ashassi H., Rakhshaei R., [Pretreatment of Brackish Water Using DC-Electrocoagulation- Method and Optimization](#), *Iranian Journal of Chemistry and Chemical Engineering (IJCCE)*, **21(1)**:13-20(2002).
- [43] Zongo I., Maiga A.H., Wéthé J., Valentin G., Leclerc J.P., Paternotte G., Lapique F., [Electrocoagulation for the Treatment of Textile Wastewaters with Al or Fe Electrodes: Compared Variations of COD Levels, Turbidity and Absorbance](#), *Journal of Hazardous Materials*, **169**:70-76(2009).
- [44] Nurani Pabmanavhan, Sivarajan, Meenatchisundaram, [Treatment of Acid Blue 113 Dye Solution Using Iron Electrocoagulation](#). Saravanan, Mohan, Sambhamurthy, *Clean – Soil, Air, Water*, **38**: 565-571 (2010).
- [45] Gao S., Yang J., Tian J., Ma F., Tu G., Du M., [Electro-Coagulation–Flotation Process for Algae Removal](#), *Journal of Hazardous Materials*, **177**: 336-343 (2010).
- [46] Rebhun, M. Lurie., Control of Organic Matter by Coagulation and Flocc Separation, *Water Sci. Technol.*, **11**: 1-20 (1993).
- [47] Gomes J.A., Daida P., Kesmez M., Weir M., Moreno H., Parga J.R., Cocke D.L., [Arsenic Removal by Electrocoagulation Using Combined Al–Fe Electrode System and Characterization of Products](#), *Journal of Hazardous Materials*, **139**: 220-231 (2007)..
- [48] Emamjomeh M.M., Sivakumar M., [An Empirical Model for Defluoridation by Batch Monopolar Electrocoagulation/Flotation \(ECF\) Process](#), *Journal of Hazardous Materials*, **131**:118-125 (2006).
- [49] Kobya M., Can O.T., Bayramoglu M., [Treatment of Textile Wastewaters by Electro-Coagulation Using Iron and Aluminum Electrodes](#), *Journal of Hazardous Materials*, **100**: 995-1000 (2003).
- [50] Merzouk B., Gourich B., Sekki A., Madani K., Chibane M., [Removal Turbidity and Separation of Heavy Metals Using Electrocoagulation–Electroflotation Technique A Case Study](#), *Journal of Hazardous Materials*, **164**:215-222(2009).
- [51] Stephenson R.J., Duff Sh.J.B., [Coagulation and Precipitation of a Mechanical Pulping Effluent-I. Removal of Carbon, Colour and Turbidity](#), *Water research*, **30**:781-792(1996).