

# بررسی قابلیت استفاده از فرآیند الکتروکواگولاسیون با استفاده از الکترودهای آلومینیومی در حذف فلز سنگین کروم ( $Cr^{+6}$ ) از محیط‌های آبی

امیرحسین محوی<sup>۱</sup> ادریس بذرافشان<sup>۲</sup> علیرضا مصداقی‌نیا<sup>۳</sup>  
سیمین ناصری<sup>۴</sup> فروغ واعظی<sup>۵</sup>

(دریافت ۸۵/۹/۱۱ پذیرش ۸۶/۲/۱۸)

## چکیده

هدف از این مطالعه ارزیابی راندمان حذف کروم از فاضلابهای صنعتی توسط فرآیند الکتروکواگولاسیون است. این بررسی یک مطالعه تجربی در مقیاس آزمایشگاهی است که به شکل پایلوت به انجام رسید. یک مخزن شیشه‌ای به حجم ۱/۸۷ لیتر (حجم مؤثر یک لیتر) حاوی چهار الکتروود صفحه‌ای از جنس آلومینیوم جهت مطالعه مورد استفاده قرار گرفت. الکترودها به روش دو قطبی به یک منبع تغذیه (به منظور تبدیل جریان برق متناوب به مستقیم) متصل شدند. در ابتدا مخزن با فاضلاب سنتتیک حاوی فلز سنگین کروم در غلظتهای اولیه ۵۰ و ۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر پر شد و سپس عملیات واکنش آغاز گشت. درصد حذف یون کروم در مقادیر pH برابر ۳، ۷ و ۱۰، در گستره پتانسیل الکتریکی ۲۰، ۳۰ و ۴۰ ولت و در زمانهای واکنش ۲۰، ۴۰ و ۶۰ دقیقه تعیین مقدار شد. نتایج آزمایش‌ها حاکی از آن بود که بالاترین راندمان حذف یون کروم در pH برابر ۳ و اختلاف پتانسیل ۴۰ ولت حاصل می‌شود. از طرفی نتایج نشان داد که با افزایش غلظت یون کروم زمان مورد نیاز برای دستیابی به راندمان حذف مناسب نیز می‌باید افزایش یابد. در مجموع مشخص شد که فرآیند الکتروکواگولاسیون با استفاده از الکترودهای آلومینیومی به عنوان روشی مناسب و مطمئن جهت تصفیه پسابهای حاوی فلز سنگین کروم می‌تواند مورد استفاده قرار گیرد و با توجه به راندمان بالای حذف می‌توان پساب خروجی را با اطمینان در محیط تخلیه نمود.

**واژه‌های کلیدی:** الکتروکواگولاسیون، الکترودهای آلومینیومی، حذف کروم، محیط‌های آبی.

## Chromium ( $Cr^{+6}$ ) Removal from Aqueous Environments by Electrocoagulation Process Using Aluminum Electrodes

Amir Hossein Mahvi<sup>1</sup> Edris Bazrafshan<sup>2</sup> Ali Reza Mesdaghinia<sup>3</sup>  
Simin Naseri<sup>4</sup> Forough Vaezi<sup>5</sup>

(Received Dec. 2, 2006 Accepted May 8, 2007)

### Abstract

The performance of electrocoagulation, with aluminum sacrificial anode, has been investigated. for removal of Cr (VI), Several working parameters, such as pollutant concentration, pH, electrical potential, COD, turbidity, and reaction time were studied in an attempt to achieve higher removal efficiency levels. Solutions of varying chromium concentrations (5-50-500 ppm) were prepared. To follow the progress of the treatment, samples of 25ml were taken at 20 min intervals for up to 1 h and then filtered (0.45  $\mu$ ) to eliminate sludge formed during electrolysis. The pH of the initial solution was also varied to study its effects on chromium removal efficiency. Results obtained with synthetic wastewater revealed that the most effective chromium removal efficiency could

1. Assist. Prof., School of Environmental Health, Tehran University of Medical Sciences, ahmahvi@yahoo.com

2. PhD Student of Environmental Health, Tehran University of Medical Sciences

3. Prof. of School of Environmental Health and Health Research Institute, Tehran University of Medical Sciences

4. Prof. of School of Environmental Health, Tehran University of Medical Sciences

5. Assoc. Prof., School of Environmental Health, Tehran University of Medical Sciences

۱-استادیار دانشکده بهداشت و مرکز تحقیقات محیط زیست، دانشگاه علوم پزشکی تهران، ahmahvi@yahoo.com

۲-دانشجوی دکتری بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی تهران

۳-استاد دانشکده بهداشت و انستیتو تحقیقات بهداشتی، دانشگاه علوم پزشکی تهران

۴-استاد دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی تهران

۵-دانشیار دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی تهران

be achieved when a constant pH level of 3 was maintained. In addition, increased electrical potential, within the range of 20-40V, enhanced treatment rate without affecting the charge loading, but required reduced metal ion concentrations to below admissible standard levels. The process was successfully applied to the treatment of an electroplating wastewater where an effective reduction of Cr (VI) concentration below standard limits was obtained just after 20-60 min. The method was found to be highly efficient and relatively fast compared to conventional techniques. Thus, it may be concluded that electrocoagulation process has the potential to be utilized for the cost-effective removal of heavy metals from water and wastewater.

**Keywords:** Electrocoagulation, Aluminum Electrodes, Chromium Removal, Aqueous Environments.

## ۱- مقدمه

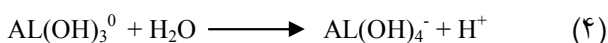
فلزات سنگین نظیر کروم، کادمیوم، مس، روی و نیکل از جمله رایج‌ترین آلاینده‌هایی هستند که معمولاً در غلظت‌های بالا در فاضلاب صنایع یافت می‌شوند و موجب آسیب رساندن به محیط زیست آبی و به مخاطره افتادن سلامت انسانها می‌شوند [۱ و ۲]. یکی از این فلزات سنگین، فلز سنگین کروم است که موارد مصرف گسترده‌ای در صنعت داشته و در طیف وسیعی از انواع فرآیندهای شیمیایی مورد استفاده قرار می‌گیرد. از موارد کاربرد عمده کروم می‌توان به صنایعی نظیر آبکاری، چرم‌سازی، دباغی، کودسازی و صنایع کنسروسازی اشاره نمود. کروم در محیط‌های آبی به دو حالت اکسیداسیون  $Cr^{+3}$  و  $Cr^{+6}$  یافت می‌شود.  $Cr^{+6}$  در مقایسه با  $Cr^{+3}$  به دلیل پتانسیل اکسیداسیون بالاتر شدیداً سمی تلقی می‌شود. این عنصر به راحتی به درون ارگان‌های بیولوژیکی نفوذ کرده و می‌تواند صدماتی به ریه‌ها، کبد و کلیه‌ها وارد نماید [۳]. از اینرو تصفیه پسابهای حاوی کروم در حال حاضر به عنوان یک نگرانی زیست‌محیطی عمده مطرح می‌باشد. کشورهای مختلف هر کدام محدودیتهایی را برای تخلیه پسابهای حاوی کروم اعمال نموده‌اند. به عنوان مثال در کشور چین استاندارد تخلیه برای کروم کل ( $Cr^{+3}$  و  $Cr^{+6}$ ) معادل ۰/۵ میلی‌گرم بر لیتر است [۴].

طیف وسیعی از فرآیندهای تصفیه آب و فاضلاب جهت حذف آلاینده‌ها شناسایی شده‌اند که از جمله شامل عملیات فیزیکی، فرآیندهای بیولوژیکی، فیزیکی-شیمیایی و شیمیایی (از قبیل ترسیب شیمیایی) هستند که نیازمند افزودن ترکیبات شیمیایی مختلف می‌باشند. به منظور حذف فلزات سنگین از جمله کروم نیز راهکارهای متعددی پیشنهاد شده و مورد استفاده قرار می‌گیرد. از جمله این راهکارها می‌توان به فرآیندهای تعویض یونی، احیاء الکتریکی-رسوب سازی، اسمز معکوس، ترسیب شیمیایی با کمک آهک همراه با جذب، استخراج با حلال، جذب سطحی و تبخیر اشاره نمود که هر یک دارای مزایا و معایبی هستند [۵، ۶ و ۷]. اگرچه استفاده از ترکیبات شیمیایی از دیرباز به منظور حذف انواع فلزات سنگین مورد استفاده قرار گرفته اما بنا به دلایلی امروزه از مطلوبیت زیادی برخوردار نیست و علت این امر را شاید بتوان به هزینه‌های بالای تصفیه شیمیایی نسبت داد (به عنوان مثال حجم

زیاد لجن تولیدی با محتوای آب باندی بالا، هزینه ترکیبات شیمیایی مصرفی، افزایش غلظت TDS پساب). اما در عین حال تعدادی از تکنیک‌های نوید بخش و امیدوار کننده نیز بر مبنای فن آوری الکتروشیمیایی توسعه یافته‌اند که فاقد مشکلات ذکر شده هستند. یکی از این روشها فرآیندهای الکتروکواگولاسیون<sup>۱</sup> یا به اختصار EC می‌باشد [۸].

در فرآیند EC، کواگولانت در محل و از طریق اکسیداسیون الکترولیتی یک آند از جنس مناسب تولید می‌شود. سپس گونه‌های یونی باردار، فلزات سنگین یا مواردی غیر از این، از طریق فراهم نمودن امکان واکنش با یک یون با بار الکتریکی مخالف یا با هیدروکسیدهای فلزی تولیدی درون پساب حذف می‌شوند [۸] و [۹]. از طرفی این فن آوری می‌تواند سبب حذف آفت‌کشهای مختلف، فلزات سنگین، COD، از جامدات کلوئیدی و ذرات معلق و آلاینده‌های غیر آلی محلول از محیط آبی شود [۸]. فرآیند EC سبب تولید کاتیون‌های فلزی به طریق الکتروشیمیایی، با استفاده از آندهای مصرف شدنی (معمولاً آهن یا آلومینیوم) می‌شود [۱۰].

هیدرولیز کاتیون در آب سبب تشکیل یک هیدروکسید همراه با گونه‌های غالب متناسب با pH محلول می‌شود. معادلات زیر نشان دهنده این امر در ارتباط با الکتروکواگولاسیون هستند [۱۱ و ۶]:



نیاز به تجهیزات ساده و سهولت بهره برداری، قابلیت ته‌نشینی خوب لجن تولیدی و قابلیت آگیری مناسب، تولید حجم لجنی به مراتب کمتر در مقایسه با مکانیسم‌های معمول تصفیه شیمیایی و تولید فلاک‌های مقاوم و پایدار از جمله مزایای کاربرد فرآیند الکتروکواگولاسیون محسوب می‌شوند [۸].

تحقیق حاضر با عنایت به اینکه بحران آب در ایران چه از نظر کمی و چه از نظر کیفی بارها تجربه شده است و به منظور حفظ

<sup>1</sup> Electrocoagulation

منابع آب با توجه به آلودگی وسیع منابع آبی که در نتیجه تخلیه کنترل نشده انواع فاضلابهای صنعتی رخ داده و به منظور تحقق استانداردهای تصفیه و نهایتاً به منظور راهاندازی یک روش جدید تصفیه در کشور صورت پذیرفته است.

## ۲- مواد و روشها

مطالعه حاضر که یک مطالعه آزمایشگاهی است، به صورت طرح پایلوت در محل آزمایشگاه شیمی آب و فاضلاب دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی تهران در سال ۱۳۸۵ انجام پذیرفت. تمامی ترکیبات شیمیایی از جمله دی کرومات پتاسیم، هیدروکسید سدیم، اسید سولفوریک و کلرید پتاسیم از نوع مرک مورد استفاده قرار گرفتند. محلول سنتتیک کروم با غلظتهای مورد نظر از طریق انحلال مقادیر معین دی کرومات پتاسیم با آب مقطر دو بار تقطیر تهیه شد. به منظور افزایش هدایت الکتریکی محلول به ۱/۶ میلی زیمنس بر سانتی متر، کلرید پتاسیم یک نرمال به محلولهای کروم اضافه شد. نمک کلرید اضافه شده به محلول می تواند از تشکیل لایه اکسید بر روی آند ممانعت به عمل آورد و بنابراین مشکل بی اثر شدن الکترودها را کاهش دهد. به منظور تنظیم pH محلول اولیه از اسید سولفوریک و هیدروکسید سدیم یک دهم نرمال استفاده شد.

تجهیزات مربوط به واحد انعقاد الکتریکی (الکتروکوآگولاسیون) شامل یک منبع تغذیه (مبدل جریان متناوب به جریان مستقیم) و الکترودهای صفحه‌ای آلومینیومی با ابعاد ۱۱×۱۱ سانتی متر بود که درون یک مخزن شیشه‌ای با ابعاد ۱۲×۱۲×۱۳ سانتی متر (طول×عرض×ارتفاع) نصب شدند. اتصال الکترودها به منبع تغذیه به صورت دو قطبی صورت پذیرفت؛ بدین مفهوم که تنها دو الکتروود کناری به قطبهای مثبت و منفی متصل شده و دو الکتروود میانی تنها بر اساس مکانیسم خودالقایی نقش خود را ایفا می نمایند. فاصله بین الکترودها از یکدیگر برابر ۱۵ میلی متر و حجم خالص راکتور برابر یک لیتر بود.

محلولهای سنتتیک کروم با غلظتهای ۵، ۵۰ و ۵۰۰ میلی گرم بر لیتر پس از تنظیم pH (۳، ۷ و ۱۰) و هدایت الکتریکی به درون راکتور تزریق شد. پس از برقراری جریان الکتریکی با ولتاژهای مختلف ۲۰، ۳۰ و ۴۰ ولت نمونه‌های ۲۵ میلی لیتری از میانه راکتور در فواصل زمانی ۲۰ دقیقه‌ای و در طی مدت زمان ۶۰ دقیقه برداشت شد. سپس به منظور حذف لخته‌های تشکیل شده نمونه‌های برداشت شده از صافی غشایی با اندازه ۰/۴۵ میکرون عبور داده شدند و درون بطریهای پلاستیکی (در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد) نگهداری شدند. در پایان غلظت یون کروم باقی مانده با استفاده از دستگاه جذب اتمی و مطابق روش استاندارد تعیین مقدار شد. همچنین به منظور بررسی اثر حضور مواد آلی بر راندمان حذف

فلز سنگین کروم، به محلولهای سنتتیک اولیه، COD در غلظتهای ۱۰۰، ۵۰۰ و ۱۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر تزریق شد و کارآیی فرآیند مورد بررسی قرار گرفت و به همین ترتیب اثر کدورت بر راندمان حذف با تزریق کدورت‌های ۱۰، ۵۰ و ۲۰۰ واحد (NTU) به نمونه‌های اولیه در غلظتهای مختلف بررسی شد.

## ۳- نتایج و بحث

در مطالعه حاضر، فرآیند الکتروکوآگولاسیون به عنوان یک فن آوری تصفیه به منظور حذف کروم از فاضلابهای صنعتی مورد استفاده قرار گرفته و راندمان حذف کروم در شرایط مختلف (pH)، هدایت الکتریکی، حضور کدورت و مواد آلی) در زمانهای واکنش مختلف مورد بررسی قرار گرفته است که در ادامه مورد بحث و بررسی قرار می‌گیرد.

این نکته در مطالعات قبلی به اثبات رسیده است که pH از اثر قابل توجهی بر روی راندمان فرآیند الکتروکوآگولاسیون برخوردار بوده و مقدار آن در طی انجام فرآیند تغییر می‌کند. دامنه تغییرات pH به جنس الکترودهای مورد استفاده و مقدار pH اولیه محلول مورد نظر بستگی دارد [۱۲ و ۱۳]. در مطالعه حاضر به منظور بررسی اثر pH بر روی راندمان حذف کروم، مطالعات پایلوت در سه محدوده pH برابر ۳، ۷ و ۱۰ انجام پذیرفت. همان طور که توسط سایر محققین نیز گزارش شده است [۱۲]، در شرایطی که pH اولیه محلول پایین باشد ( $pH < 7$ )، افزایشی در مقدار pH نهایی حاصل می‌شود که این امر می‌تواند ناشی از متصاعد شدن گاز هیدروژن در کاتدها باشد [۱۳]. همچنین در محیط‌های قلیایی ( $pH > 8$ )، pH نهایی از تغییرات چندانی برخوردار نبوده و تنها یک افت ناچیز در مقدار آن رخ می‌دهد. اما در شرایطی که الکترودهای مورد استفاده (آندهای قربانی) از نوع آهن باشند pH نهایی همواره بزرگ‌تر از pH اولیه خواهد بود [۱۴]. نتایج حاصل از مطالعه حاضر با پژوهشهای منتشر شده قبلی منطبق بوده و این نکته را متذکر می‌شود که فرآیند الکتروکوآگولاسیون می‌تواند به عنوان یک تنظیم کننده pH عمل نماید. اما در ارتباط با تأثیر pH بر روی راندمان حذف فلز سنگین کروم (جدولهای ۱-۳)، اگرچه توسط برخی از محققین این پارامتر به عنوان یک پارامتر تأثیر گذار بر راندمان حذف آلاینده‌ها ذکر شده، در مطالعه حاضر، این متغیر تأثیر چندانی بر راندمان حذف کروم نداشت، هرچند که بهترین نتایج حذف در غلظتها و اختلاف پتانسیل‌های مختلف در pH برابر ۳ (محیط اسیدی) حاصل شد، اما این اختلاف راندمان بین مقادیر مختلف pH معنی‌دار نبود. این امر را می‌توان به عنوان یکی از مزایای فرآیند الکتروکوآگولاسیون در عدم نیاز به تنظیم قطعی

pH اولیه محلول با توجه به مقادیر pH متفاوت انواع فاضلابهای صنعتی محسوب نمود.

اثر شدت جریان الکتریسیته در فرآیند الکتروکواگولاسیون به خوبی مشخص شده است به نحوی که نه تنها تعیین کننده نرخ مقدار کواگولانت تزریقی به محلول است، بلکه همچنین بر روی نرخ تولید حبابها و اندازه و رشد فلاکهای تولیدی نیز مؤثر است، که می تواند راندمان تصفیه فرآیند الکتروکواگولاسیون را تحت تأثیر قرار دهد [۱۵ و ۱۶]. بنابراین اثر ولتاژ یا اختلاف پتانسیل الکتریکی بر روی حذف فلز سنگین کروم مورد بررسی قرار گرفت و همان طور که انتظار می رفت، مشاهده شد که برای یک زمان واکنش معین، با افزایش ولتاژ برق اعمال شده در فرآیند، راندمان حذف نیز به طور قابل ملاحظه ای افزایش می یابد. در مطالعه حاضر بالاترین اختلاف پتانسیل الکتریکی معادل ۴۰ ولت توانست سریع ترین تصفیه با بیش از ۹۹ درصد کاهش در غلظت یون کروم را تنها در طی مدت زمان واکنش ۲۰ دقیقه حاصل نماید و از طرفی پایین ترین راندمان حذف کروم در شرایطی حاصل شد که اختلاف پتانسیل الکتریکی در کم ترین مقدار خود یعنی ۲۰ ولت قرار داشت. این امر بیانگر این حقیقت است که در شرایط اختلاف پتانسیل (ولتاژ) بالا، مقدار آهن اکسید شده (تزریقی به محلول) افزایش می یابد که نتیجه آن تولید مقادیر بیشتر رسوبات و لخته های هیدروکسید جهت حذف آلاینده هاست. بعلاوه، این نکته به اثبات رسیده است که با افزایش دانسیته جریان، دانسیته حبابها افزایش و اندازه آنها کاهش می یابد و این امر حذف سریع تر و بیشتر آلاینده ها را به دنبال خواهد داشت [۱۷]. از طرفی با کاهش میزان جریان الکتریسیته (اختلاف پتانسیل)، زمان مورد نیاز برای دستیابی به راندمان های حذف مشابه، می باید افزایش یابد که این امر در مطالعه حاضر نیز مشاهده شد. این رفتار که راندمان تصفیه تا حدود زیادی تحت تأثیر بارگذاری جریان الکتریسیته است توسط برخی محققان به اثبات رسیده است [۱۳]. به عنوان مثال رانتا کومار<sup>۱</sup> و همکارانش در مطالعه ای که به بررسی راندمان حذف آرسنیک از آب از طریق فرآیند الکتروکواگولاسیون با استفاده از الکتروده های آلومینیومی پرداختند، مشاهده نمودند که با افزایش دانسیته جریان (ولتاژ جریان الکتریسیته)، فلاک های هیدروکسید بیشتری تولید شده که نتیجه امر حذف مؤثرتر آرسنیک بود [۱۸]. همچنین تحقیقات آدوم<sup>۲</sup> و همکارانش نیز نشان داد که راندمان حذف با افزایش دانسیته جریان افزایش می یابد [۴ و ۱۹]. با این حال، هزینه های مصرفی فرآیند بر اساس میزان الکترو مصرفی و انرژی الکتریکی تعیین می شود که مصرف پایین آنها از مزایای اقتصادی

فرآیند الکتروکواگولاسیون می باشد. در مجموع نتایج حاصله از انجام آزمایش ها در تحقیق حاضر اختلاف پتانسیل ۴۰ ولت را به عنوان شرایط بهینه به منظور تصفیه پسابهای صنعتی حاوی فلز سنگین کروم پیشنهاد می نماید.

در مطالعه حاضر، آزمایش ها بر روی محلولهای سنتتیک کروم با غلظتهای اولیه مختلف انجام پذیرفت تا زمان مورد نیاز برای حذف، تحت شرایط متفاوت فرآیند الکتروکواگولاسیون بررسی شود. نتایج حاصله از آزمایش های انجام شده در اختلاف پتانسیل های مختلف نشان داد که غلظت اولیه آلاینده (فلز سنگین کروم) می تواند راندمان حذف را تحت تأثیر قرار دهد به نحوی که برای غلظتهای اولیه بالاتر، اختلاف پتانسیل های بالاتر یا زمان واکنش طولانی تر نیاز است (جدولهای ۱-۳). به عبارت دیگر اگر غلظت اولیه آلاینده افزایش یابد، زمان مورد نیاز فرآیند نیز باید افزایش یابد. این امر با نتایج پژوهشهای قبلی مطابقت داشته به نحوی که دانشور و همکارانش در مطالعه ای که به بررسی کارآیی فرآیند الکتروکواگولاسیون در حذف رنگ پرداختند مشاهده نمودند که نرخ حذف رنگ با افزایش غلظت آن به طور قابل ملاحظه ای کاهش می یابد [۲۰]. از طرفی نتایج ارائه شده توسط چاودری<sup>۳</sup> و همکارانش نیز این مسئله را تأیید می نماید که راندمان حذف با افزایش غلظت اولیه آلاینده کاهش می یابد [۳]. در عین حال مطابق نتایج موجود در جدولهای ۱ تا ۳، در غلظتهای اولیه بالاتر، کاهش غلظت فلز سنگین کروم در مدت زمان کمتری نسبت به غلظتهای اولیه پایین تر به وقوع پیوست. از اینرو زمان مورد نیاز برای کاهش غلظت باقی مانده فلز سنگین کروم نسبت به افزایش در غلظت آلاینده به گندی افزایش می یابد. این امر توسط تئوری محلولهای رقیق که پیش از این بیان شد قابل تفسیر است؛ بدین ترتیب که در محلولهای رقیق، تشکیل لایه پراکنده در نزدیکی الکتروده سبب یک نرخ واکنش گندتر می شود، اما در محلولهای غلیظ لایه پراکنده اثری بر روی نرخ انتشار یا مهاجرت یون های فلزی به سطح الکتروده ندارد [۳].

زمان مورد نیاز برای حذف فلز سنگین کروم توسط فرآیند الکتروکواگولاسیون در pH های مختلف و در غلظتهای اولیه ۵، ۵۰ و ۵۰۰ میلی گرم بر لیتر ذکر شده است. نتایج حاصل نشان می دهد که در حدود ۹۴ تا ۹۹ درصد غلظت اولیه از یون کروم تنها در طی ۲۰ دقیقه ابتدایی از شروع فرآیند کاهش یافته که در نهایت در پایان ۶۰ دقیقه زمان واکنش، غلظت به کمتر از ۰/۰۵ میلی گرم بر لیتر رسیده است و بدین ترتیب استاندارد ارائه شده توسط سازمان

<sup>1</sup> Ranta Kumar

<sup>2</sup> Adhoum

<sup>3</sup> Chaudary

جدول ۱- درصد حذف فلز سنگین کروم در طول فرآیند الکتروکواگولاسیون در pH و ولتاژ و زمانهای ماند مختلف (غلظت اولیه ۵ میلی‌گرم بر لیتر)

ولتاژ (ولت)				
۴۰	۳۰	۲۰	زمان تماس (دقیقه)	pH اولیه
۹۷/۸۰	۹۷/۴۰	۹۷/۴۰	۲۰	۳
۹۹/۶۰	۹۹/۳۰	۹۹/۲۰	۴۰	
۹۹/۹۰	۹۹/۸۰	۹۹/۸۰	۶۰	
۹۶/۶۰	۸۹/۶۰	۷۴/۶۰	۲۰	۷
۹۹/۰۰	۹۸/۲۰	۹۷/۲۰	۴۰	
۹۹/۸۰	۹۹/۸۰	۹۹/۸۰	۶۰	
۹۷/۲۰	۹۵/۸۰	۷۷/۲۰	۲۰	۱۰
۹۸/۴۰	۹۸/۰۰	۹۶/۴۰	۴۰	
۹۹/۶۰	۹۹/۲۰	۹۹/۲۰	۶۰	

جدول ۲- درصد حذف فلز سنگین کروم در طول فرآیند الکتروکواگولاسیون در pH و ولتاژ و زمانهای ماند مختلف (غلظت اولیه ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر)

ولتاژ (ولت)				
۴۰	۳۰	۲۰	زمان تماس (دقیقه)	pH اولیه
۸۸/۹۸	۸۵/۶۴	۸۳/۷۶	۲۰	۳
۹۵/۸۰	۹۵/۶۴	۹۴/۷۸	۴۰	
۹۸/۸۸	۹۸/۷۴	۹۸/۶۲	۶۰	
۸۳/۴۶	۸۳/۱۴	۸۲/۷۶	۲۰	۷
۹۵/۷۲	۹۱/۷۲	۸۹/۷۶	۴۰	
۹۸/۷۲	۹۸/۴۴	۹۸/۴۰	۶۰	
۸۱/۸۰	۷۷/۰۰	۶۴/۶۰	۲۰	۱۰
۹۲/۵۸	۹۲/۱۸	۹۰/۸۰	۴۰	
۹۸/۳۴	۹۹/۶۴	۹۲/۰۰	۶۰	

جدول ۳- درصد حذف فلز سنگین کروم در طول فرآیند الکتروکواگولاسیون در pH و ولتاژ و زمانهای ماند مختلف (غلظت اولیه ۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر)

ولتاژ (ولت)				
۴۰	۳۰	۲۰	زمان تماس (دقیقه)	pH اولیه
۵۱/۸۰	۲۴/۸۰	۲۱/۸۰	۲۰	۳
۷۱/۲۰	۲۷/۰۰	۲۲/۰۰	۴۰	
۸۳/۰۰	۳۵/۸۰	۲۵/۶۰	۶۰	
۴۱/۰۰	۱۷/۸۰	۱۳/۶۰	۲۰	۷
۶۴/۶۰	۲۰/۴۰	۱۹/۶۰	۴۰	
۸۰/۸۰	۲۴/۶۰	۲۰/۴۰	۶۰	
۳۲/۰۰	۱۲/۸۰	۸/۸۰	۲۰	۱۰
۴۱/۲۰	۲۲/۰۰	۱۳/۸۰	۴۰	
۵۲/۰۰	۲۶/۸۰	۲۳/۰۰	۶۰	

بهداشت جهانی را پوشش می‌دهد [۵]. از اینرو می‌توان پس‌آب تصفیه شده با این فرآیند را با اطمینان، به محیط تخلیه نمود. در آغاز فرآیند، حذف کروم سریع بوده و به تدریج از سرعت حذف کاسته می‌شود. در ابتدا غلظت یون‌های فلز سنگین کروم بالا بوده و هیدروکسیدهای آلومینیوم تولیدی به دلیل خوردگی آند، کمپلکس‌هایی را با یون‌های کروم تشکیل می‌دهند و بنابراین حذف سریع‌تر کروم در ابتدای فرآیند مشاهده می‌شود. این نتیجه با داده‌های حاصله از مطالعات راننا کومار و همکارانش مطابقت دارد. در تحقیق مذکور حدود ۵۰ تا ۶۰ درصد حذف فلز سنگین آرسنیک تنها در طی ۵ دقیقه آغازین فرآیند الکتروکواگولاسیون به وقوع پیوست و به تدریج کاهش یافت [۱۸]. ضمن آنکه این نتیجه‌گیری توسط مطالعات چاودری و همکارانش در حذف کروم شش ظرفیتی از محلول‌های آبی با کمک فرآیند الکتروکواگولاسیون نیز تأیید شده است [۳]. به منظور بررسی اثر حضور مواد آلی نظیر COD و کدورت بر روی کارایی فرآیند الکتروکواگولاسیون در حذف فلز سنگین کروم از محیط‌های آبی، محلول‌های سنتتیک حاوی کروم با COD در غلظت ۱۰۰، ۵۰۰ و ۱۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر و به همین ترتیب با کدورت‌های ۱۰، ۵۰ و ۲۰۰ واحد (NTU) تحت فرآیند الکتروکواگولاسیون قرار گرفتند. نتایج حاصله در شرایط بهینه حذف (pH برابر ۳، ولتاژ ۴۰ ولت و زمان واکنش ۶۰ دقیقه) نشان داد که راندمان حذف برای غلظت‌های مختلف کروم بدون تغییر باقی می‌ماند و از اینرو فرآیند الکتروکواگولاسیون می‌تواند به نحو مؤثری برای حذف یون کروم حتی در حضور مواد آلی و نیز کدورت مورد استفاده قرار گیرد.

با توجه به اینکه یکی از مهم‌ترین معیارها در انتخاب یک فرآیند مناسب جهت حذف فلزات سنگین گزینه اقتصادی بودن فرآیند می‌باشد؛ بنابراین در این ارتباط در فرآیند الکتروکواگولاسیون پس از هر سری آزمایش، الکترودهای آلومینیومی توزین می‌شدند و بدین ترتیب کمیت الکترو مصرفی تحت شرایط مختلف تعیین مقدار می‌شد (جدول ۴). از داده‌های موجود در جدول ۴ چنین استنباط می‌شود که با افزایش ولتاژ برق اعمال شده، کمیت الکترو مصرفی نیز افزایش می‌یابد. بیشترین کاهش وزنی الکترودها در ولتاژ ۴۰ ولت و کمترین کاهش وزنی در ولتاژ ۲۰ ولت مشاهده شد. نتایج مطالعه آدوم و همکارانش در بررسی حذف ترکیبات فنلی از فاضلاب با استفاده از فرآیند الکتروکواگولاسیون بیانگر آن است که با افزایش دانسیته جریان (ولتاژ)، اگرچه راندمان حذف افزایش می‌یابد، اما در عین حال مصرف الکترو و انرژی نیز افزایش می‌یابد [۴ و ۱۹]. در عین حال مطابق نتایج موجود، در محلول‌های بسیار غلیظ (۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر فلز سنگین کروم)، نرخ مصرف الکترو افزایش نمی‌یابد، اما

فرآیند فوق با همان راندمان قبلی به وقوع می‌پیوندد. همچنین نتایج مطالعه فوق نشان داد که میزان انرژی برق مصرفی برای حذف یک گرم کروم در پتانسیل الکتریکی ۴۰ ولت، در pH‌های مختلف تا حدودی متفاوت است و با افزایش غلظت اولیه کاهش می‌یابد که این امر توجیه اقتصادی این روش را برای تصفیه محلول‌های با غلظت بالای کروم نشان می‌دهد (جدول ۵).

جدول ۴- وزن الکترو آلومینیوم مصرفی در طی فرآیند الکتروکواگولاسیون (گرم)

ولتاژ (ولت)	غلظت اولیه کروم (میلی‌گرم بر لیتر)		
	۵۰/۰	۵۰/۰	۵۰۰/۰
۲۰	۱/۵۲	۱/۴۸	۰/۰۸
۳۰	۲/۵۶	۲/۳۰	۰/۴۳
۴۰	۴/۶۶	۴/۲۶	۲/۰۱

جدول ۵- میزان مصرف انرژی برق در طی فرآیند الکتروکواگولاسیون برای اختلاف پتانسیل (Kwhg<sup>-1</sup>) معادل ۴۰ ولت

pH	غلظت اولیه کروم (میلی‌گرم بر لیتر)		
	۵۰/۰	۵۰/۰	۵۰۰/۰
۳	۱۵/۱۶	۰/۷۱	۰/۳۲
۷	۱۶/۶۳	۲/۰۱	۰/۳۵
۱۰	۲۸/۸۱	۲/۱۱	۰/۳۵

#### ۴- نتیجه‌گیری

در نهایت چنین می‌توان نتیجه‌گیری نمود که فرآیند الکتروکواگولاسیون با استفاده از الکترودهای آلومینیومی می‌تواند به عنوان یک روش مطمئن، قابل انعطاف، سریع، مؤثر و اقتصادی به منظور تصفیه پساب‌های حاوی فلز سنگین کروم در غلظت‌های مختلف و در شرایط محیطی مختلف (به ویژه در محیط اسیدی) مورد استفاده قرار گیرد.

#### ۵- تقدیر و تشکر

این پژوهش با حمایت مالی مرکز تحقیقات محیط زیست دانشگاه علوم پزشکی تهران انجام گرفته است. لذا لازم می‌دانیم در اینجا از این واحد دانشگاهی جهت همکاری صمیمانه‌شان تشکر و قدردانی نماییم.

- 1- Dantas, C., Neto, T., and Moura, A. (2001). "Removal of chromium from aqueous solution treated with microemulsion." *J. Wat. Res.*, 35 (9), 2219-2224.
- 2- Pak, D., Chung, D., and Jeh, B. (2001). "Design parameters for an electrochemical cell with porous electrode to treat metal ion solution." *J. Wat. Res.*, 35 (1), 57-68.
- 3- Chaudhary, A., Goswami, N., and Grimes, S. (2003). "Electrolytic removal of hexavalent chromium from aqueous solutions." *J. Chemical Technology and Biotechnology*, 78, 877-883.
- 4- Adhoum, N., Monser, L., Bellakhal, N., and Belgaied, J.E. (2004). "Treatment of electroplating wastewater containing  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$  and Cr(VI) by electrocoagulation." *Journal of Hazardous Materials*, B112, 207-213.
- 5- Pansward, T., Chavalparit, O., Sucharittam, Y., and Charoenwisetsin, S. (1995). "A bench-scale study on chromium recovery from tanning wastewater." *J. Wat. Sci. Tech.*, 31 (9), 73-81.
- 6- Echenfelder, W.W. (2000). *Industrial water pollution control*, 3<sup>rd</sup> Ed., McGraw-Hill, Boston.
- 7- Nemerow, N., and Dasgupta, A. (1991). *Industrial and hazardous waste treatment*, 2<sup>nd</sup> Ed., Van Nostrand Reinhold.
- 8- Mollah, M.Y., and Schennach, R., Parga, J.R. and Cocke, D.L. (2001). "Electrocoagulation (EC) – science and applications." *Journal of Hazardous Materials*, B84, 29-41.
- 9- Gao, P., Chen, X., Shen, F., and Chen, G. (2005). "Removal of chromium (VI) from wastewater by combined electrocoagulation-electroflocculation without a filter." *Separation and Purification Technology*, 43, 117-123.
- 10- Holt, P., Barton, G., and Mitchell, C. (1999). *Electrocoagulation as a wastewater treatment*, The Third Annual Australian Engineering Research Event, 23-26 November Castlemaine, Victoria.
- 11- Kongsricharoen, N., and Polprasert, C. (1995). "Electrochemical precipitation of chromium from an electroplating wastewater." *Water Sci. Technol.*, 31 (9), 109-117.
- 12- Vik, E., Carlson, D., Eikum, A., and Gjessing, E.T. (1984). "Electrocoagulation of potable water." *Water Res.*, 18, 1355-1360.
- 13- Chen, X., Chen, G., and Po, L. (2000). "Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation." *Sep. Purif. Technol.*, 19, 65-76.
- 14- Kobya, M., Taner Can, O., and Bayramoglu, M. (2003). "Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes." *J. Hazardous Materials*, B100, 163-178.
- 15- Letterman, R., Amirtharajah, A., and O'Melia, C. (1999). *A handbook of community water supplies*, 5<sup>th</sup> Ed., AWWA, McGraw-Hill, New York.
- 16- Holt, P., Barton, G., Wark, M., and Mitchell, A. (2002). "A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation." *Colloids Surf. A: Physicochem. Eng. Aspects*, 211, 233-248.
- 17- Khosla, N., Venkachalam, S., and Sonrasundaram, P. (1991). "Pulsed electrogeneration of bubbles for electroflotation." *J. Appl. Electrochem.*, 21, 986-990.
- 18- Ratna Kumar, P., Chaudhari, S., Khilar, K.C., and Mahajan, S.P. (2004). "Removal of arsenic from water by electrocoagulation." *Chemosphere*, 55, 1245-1252.
- 19- Adhoum, N., and Monser, L. (2004). "Decolourization and removal of phenolic compounds from olive mill wastewater by electrocoagulation." *Chemical Engineering and Processing*, 43, 1281-1287.
- 20- Daneshvar, N., Ashassi Sorkhabi, H., and Kasiri, M.B. (2004). "Decolorization of dye solution containing Acid Red 14 by electrocoagulation with a comparative investigation of different electrode connections." *Journal of Hazardous Materials*, B112, 55-62.