

## حذف ترکیبات نفتی از پساب به روش انعقاد الکتریکی (مطالعه موردی: پساب نفتی خروجی از حوضچه نفتگیر پایانه نفتی خارگ)

صالح قیژانزاده<sup>۱</sup>، رویا مافی غلامی<sup>۲\*</sup>

۱. دانشجوی مهندسی محیط زیست دانشگاه آزاد اسلامی واحد تهران غرب، تهران، ایران  
 ۲. دانشیار مهندسی محیط زیست گرایش آب و فاضلاب، گروه محیط زیست دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز

### چکیده

**مقدمه:** آلودگی آب با ترکیبات نفتی یکی از مهمترین معضلات زیست محیطی در کشورهای نفت خیز محسوب می گردد، زیرا می تواند تأثیرات نامطلوبی بر سلامت انسان و محیط زیست بر جای بگذارد. استفاده از روش های بهینه و کارآمد برای تصفیه پساب های حاوی مواد نفتی کاملاً ضروری می باشد. از این رو پژوهش حاضر به عنوان نخستین مطالعه ی مدون، استفاده از روش انعقاد الکتریکی به منظور تصفیه ی پساب های نفتی را مورد بررسی قرار داد.

**روش کار:** ابتدا طی سی روز از پساب حوضچه نفتی خارگ نمونه برداری شد. سپس مقدار کل هیدروکربن های نفتی (TPHS) در نمونه ها، قبل و بعد از تصفیه با روش انعقاد الکتریکی با یکدیگر مقایسه شدند. همچنین مقادیر بهینه پارامترهای تأثیر گذار شامل pH، دانسیته جریان، زمان واکنش و هوادهی، جنس الکترود، اثر زمان ماند هیدرولیکی در راکتور جریان مداوم و فاصله الکترودها گزارش شدند.

**یافته ها:** بیشترین راندمان برای حذف TPHS با فرایند انعقاد الکتریکی به اندازه ی ۹۴٪ بود که در شرایط استفاده از الکترودهای آهن-آهن، زمان واکنش ۳۰ دقیقه و با حضور هوادهی، فاصله ۱.۵ سانتی متری الکترودها و با دانسیته جریان ۲۰ میلی آمپر بر سانتی متر مربع به دست آمد.

**نتیجه گیری:** نتایج نشان دادند که فرایند انعقاد الکتریکی می تواند به عنوان یک روش مناسب برای تصفیه ی پساب های نفتی مورد استفاده قرار گیرد.

### مشخصات مقاله

تاریخ دریافت مقاله: ۱۳۹۵/۰۷/۰۲  
 تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۵/۰۹/۱۹

### واژگان کلیدی

کل هیدروکربن های نفتی  
 انعقاد الکتریکی  
 پساب نفتی  
 حوضچه نفت گیر

### نویسنده مسئول

رویا مافی غلامی، دانشیار مهندسی محیط زیست گرایش آب و فاضلاب، گروه محیط زیست دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز، خوزستان، ایران  
 تلفن: ۰۹۱۲۳۳۳۳۲۵۰  
 ایمیل: roya.gholami123@yahoo.com

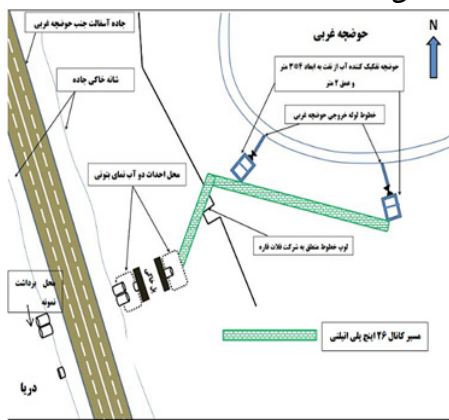
### مقدمه

ممبرانی، جذب با کربن فعال، انعقاد شیمیایی، شناورسازی الکتریکی و غیره از جمله راه حل هایی هستند که تاکنون برای تصفیه آب مورد استفاده قرار گرفته اند [۴،۵]. اکثر فرایندهای رایج به دلیل کارایی محدود و اثر بخشی کم، ایجاد لجن زیاد، نیاز به افزودن مواد شیمیایی، پرهزینه بودن، نیاز به پیش تصفیه و راهبری مشکل به عنوان یک روش تصفیه ی کارآمد برای جداسازی آب از نفت معرفی نمی گردند [۴-۶]. از این رو نیاز به یک تکنولوژی جدید به منظور جداسازی موثر نفت از امولسیون های آبی که هم به لحاظ فنی و هم از نظر اقتصادی بهینه و مقرون به صرفه باشد شدیداً احساس می گردد. یکی از روش های به کار گرفته شده به منظور تصفیه آب، روش انعقاد الکتریکی (Electro-coagulation EC) است. در این روش عمل تصفیه طی سه مرحله انجام می گیرد: ۱- واکنش الکترولیت در سطح الکترود و شکل گیری منعقد کننده ها به وسیله ی اکسیداسیون الکترولیتی در فاز آبی ۲- جذب ذرات کلئیدی بر روی منعقد کننده ها و ۳- حذف آن به وسیله ی

اکتشاف، استخراج و بهره برداری از منابع نفتی در کشورهای نفت خیز مانند ایران علی رغم فواید بسیار، موجب بروز مشکلات زیست محیطی متعددی شده است. یکی از مهمترین این معضلات آلودگی منابع آب با ترکیبات نفتی می باشد [۱،۲]. همانطور که عنوان گردید ترکیبات نفتی یک از منابع آلوده کننده آب ها به شمار می روند که نشأت و ریزش عمدی یا تصادفی آنها به منابع آبی می تواند خسارات جبران ناپذیری به دنبال داشته باشد. مصرف آب های آلوده به مشتقات نفتی، تهدیدی جدی برای سلامت محیط زیست، انسان ها و سایر موجودات زنده به حساب می آید [۲،۳]. با توجه به اینکه ریزش و نشأت نفت به آب در اکثر مواقع اجتناب ناپذیر است و همچنین نظر به عوارض نامطلوب آب آلوده به مشتقات نفتی بر روی انسان و محیط زیست، تاکنون روش های متعددی به منظور تصفیه ی آب ها و جداسازی این دو ماده ی مهم از یکدیگر پیشنهاد شده اند. جداسازی ثقلی، انواع فیلترها، اسمز معکوس، فرایندهای بیولوژیکی، شناور سازی با هوای محلول، بیوراکتورها ی

## روش کار

در این تحقیق، محدوده مطالعاتی یکی از حوضچه های نفت گیر پایانه نفتی خارگ در جنوب ایران بود. مساحت این حوضچه حدود ۴۲۳۰۰ متر مربع، کمترین و بیشترین عمق آن به ترتیب برابر با ۰.۵ متر و ۲ متر می باشد. حوضچه ی منتخب دارای دو لوله ۲۶ اینچی فلزی جهت خروج پساب از آن می باشد که روی هر یک از این لوله ها، یک شیر کنترلی دروازه ای نصب شده است. لوله های خروجی پساب در عمق ۱.۰۱ متری از کف و ۲.۵ متری از سطح دیواره مهار کننده حوضچه واقع شده اند که خروجی این لوله ها توسط خطوط لوله ۲۶ اینچی پلی اتیلنی به دو حوضچه جداکننده آب و نفت (عرض ۳ متر، طول ۴ متر و عمق ۲ متر) متصل گردیده است. نقشه شماتیک حوضچه نفتگیر مورد مطالعه در شکل ۱ نشان داده شده است.



شکل ۱. نقشه شماتیک حوضچه ی نفتگیر پایانه نفتی خارگ

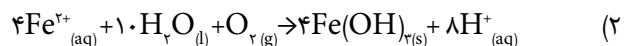
در این تحقیق میزان کارایی روش انعقاد الکتریکی با نمونه گیری از پساب حوضچه ی مورد مطالعه و مقایسه ی خصوصیات اصلی آن (کدورت، COD، TPHS، pH) قبل و بعد از تصفیه مورد بررسی قرار گرفت. جهت نمونه برداری از حوضچه، از روش نمونه گیری چند مرحله ای (Multi-stage sampling) استفاده شد. بدین ترتیب که در روز اول نمونه برداری، نمونه گیری ها با فاصله زمانی یک ساعت انجام گرفت. سپس بعد از بررسی نتایج حاصل از نمونه برداری و با مشاهده خطی بودن روند تغییرات دبی و مقدار کل هیدروکربن های نفتی (total petroleum hydrocarbons (TPHs)) خروجی پساب در هر ۱ ساعت، در روزهای آتی بازه های نمونه گیری به ۳ و ۸ ساعت افزایش یافت. نظر به اینکه روند تغییرات دبی و TPH خروجی پساب در بازه های زمانی ۳ و ۸ ساعت نیز خطی بود، در نهایت پس از ۳ روز نمونه گیری با فرکانس های متفاوت، یک بازه زمانی ۲۴ ساعته (روزانه) جهت نمونه گیری از حوضچه در نظر گرفته شد. از آنجا که متوسط روزانه مقادیر TPHs و دبی در ساعت ۹ صبح اتفاق افتاده بود، از روز چهارم تا روز سی ام ساعت ۹ صبح هر روز برای نمونه گیری انتخاب گردید. ثابت بودن روند تغییرات دبی و TPHs خروجی پساب به این دلیل بود که در طول مدت نمونه برداری (در یک شبانه روز) شوک هیدرولیکی به حوضچه های نفت گیر بصورت بارندگی یا عوامل دیگر تحمیل نمی شد و عامل خروج پساب نفتی، فشار ستون سیال درون حوضچه بود. در این مرحله، جهت محاسبه ی مقادیر متوسط وزنی TPHs و دبی (Q) از فرمول های زیر استفاده گردید:

ته نشینی یا شناورسازی [۵]. در این روش هم زمان با خورده شدن آند، در کاتد گازهای الکترولیت (عموماً H<sub>2</sub>) تولید می شوند که منجر به شناورسازی بیشتر می گردد [۷]. در انعقاد الکتریکی، فلزاتی از قبیل آهن و آلومینیوم معمولاً به عنوان آند استفاده می شوند که با اکسید شدن، هیدروکسیدها، اکسی هیدروکسیدها و هیدروکسیدهای پلی مریک را تولید می کنند [۸-۱۰].

هیدروکسیدهای فلزی شکل گرفته به عنوان منعقد کننده ی ناخالصی های مایع عمل کرده و حباب های هیدروژن شکل گرفته در سمت کاتد شکل گیری کف را فراهم می سازد [۱۱]. این محصولات معمولاً بسیار موثرتر از مواد شیمیایی اضافه شده می باشند و قادر به ناپایدار سازی سوسپانسیون های کلوئیدی و امولسیون ها هستند [۱۰].

روش انعقاد الکتریکی به دلیل داشتن چند مزیت از جمله عدم نیاز به افزودن مواد شیمیایی، نیاز به تجهیزات ساده، بهره برداری راحت، هزینه ی اولیه و هزینه ی بهره برداری پایین، زمان واکنش کم، ته نشینی سریع فلاک های ایجاد شده، تولید لجن کم، ایمنی بالا، عدم نیاز به حمل و نقل و جابه جایی مواد شیمیایی و تولید منعقد کننده در محل می تواند به عنوان یک روش کارآمد در جداسازی ترکیبات نفتی از آب عمل نماید [۵، ۱۲]. این روش برای تصفیه ی آب های آلوده به جامدات، رنگ ها، فلزات سنگین، مواد آلی و غیر آلی محلول، به کار گرفته شده و بسیار کارآمد بوده است [۴، ۱۰، ۱۳، ۱۴]. همانطور که عنوان گردید الکتروآهن و آلومینیوم به عنوان آند استفاده می شوند که مکانیسم عمل به وسیله آهن بصورت زیر می باشد [۱۲]:

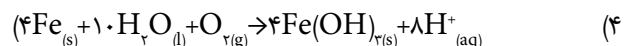
در آند:



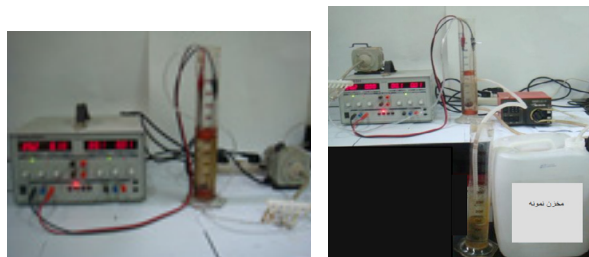
در کاتد:



جمع بندی دو معادله بالا به صورت زیر می باشد:



همانطور که عنوان گردید تاکنون مطالعات مختلفی در زمینه ی حذف انواع آلاینده ها از محیط های آبی با استفاده از روش انعقاد الکتریکی انجام گرفته است. اما در بررسی منابع علمی مشخص گردید که تا به امروز هیچ مطالعه مدونی در زمینه ی تصفیه ی پساب های آلوده به ترکیبات نفتی با استفاده از فرایند انعقاد الکتریکی انجام پذیرفته است. از این رو در این پژوهش، حذف ترکیبات نفتی از پساب آلوده به آن با استفاده از روش انعقاد الکتریکی مورد بررسی قرار گرفت. همچنین اثر پارامترهای بهره برداری مانند: دانسیته جریان، زمان واکنش و اثر هوادهی، جنس الکتروآند، واکنش در سیستم مداوم، اثر زمان ماند هیدرولیکی در راکتور جریان مداوم و فاصله الکترودها بر روی کارایی حذف بررسی گردید.



شکل ۲. (a) تصویر راکتور ناپیوسته مورد استفاده در آزمایشگاه (b) تصویر راکتور پیوسته مورد استفاده در آزمایشگاه

پس از طراحی و ساخت راکتورها و تهیه نمونه‌ها، در ادامه به منظور دست یابی به شرایط بهینه در تصفیه پساب نفتی به روش انعقاد الکتریکی، هفت متغیر تأثیرگذار بر این فرایند شامل: pH، دانسیته جریان، زمان واکنش و اثر هوادهی، جنس الکتروده، واکنش در سیستم مداوم، اثر زمان ماند هیدرولیکی در راکتور جریان مداوم و فاصله الکترودها مورد بررسی قرار گرفتند. به منظور تعیین اثر همه ی متغیرها (به استثنای اثر زمان ماند هیدرولیکی) بر راندمان فرایند، از راکتور ناپیوسته استفاده گردید و تنها بررسی اثر زمان ماند هیدرولیکی بر راندمان فرایند در راکتور پیوسته انجام گرفت.

همانطور که پیش تر عنوان گردید جهت تعیین اثر هر یک از متغیرها بر راندمان فرایند مقدار  $CC_{250}$  از نمونه پساب با pH طبیعی وارد راکتور گردید. سپس الکترودهای مورد نظر (به ابعاد  $12.7$  سانتیمتر طول و  $1.18$  سانتیمتر عرض) به محلول اضافه شدند. الکترودها به صورت موازی با یکدیگر و در فاصله ثابت  $1.5$  CM قرار داشتند. پس از هر مرحله آزمایش، الکترودها از سیستم خارج گردیده و با کاغذ سمپاده تمیز شدند. سپس با آب شیر مورد شستشو قرار گرفتند و در نهایت با آب مقطر آبکشی گردیدند تا رسوبات موجود بر روی الکترودها کاملاً تمیز شود. لیست متغیرها و حالت های مورد بررسی هر یک از آن ها در جدول ۱ ارائه شده است.

جدول ۱. متغیرهای تعیین شده در مطالعه و حالت های مختلف مقایسه ی آن ها با یکدیگر

متغیرها	گستره متغیرها
جنس الکتروده	جنس های آلومینیوم و آهن در حالت های مختلف آند و کاتد هم جنس و غیر هم جنس
pH	اسیدی - خنثی - قلیایی (۱۱-۴)
جریان الکترونیکی	۱۰-۱/۰ A
زمان واکنش	۲-۶۰ min
هوادهی	۰-۱ لیتر بر دقیقه
فاصله الکترودها	۰/۵ تا ۴ سانتی متر
اثر زمان ماند هیدرولیکی در راکتور جریان مداوم	۱۰-۶۰ min

برای دستیابی به بهترین راندمان فرایند، متغیرهای مطالعه حاضر به روش یک متغیر در یک زمان [۱۵] و سپس متغیر بعد بهینه شدند مقادیر بهینه گزارش شدند. دستگاه های مورد استفاده جهت سنجش هر یک از این پارامترها در جدول ۲ ارائه شده است.

$$\text{Average Weighted TPHS} = \frac{\sum_{i=1}^n Q_i \text{TPHS}_i}{\sum_{i=1}^n Q_i} \quad (5)$$

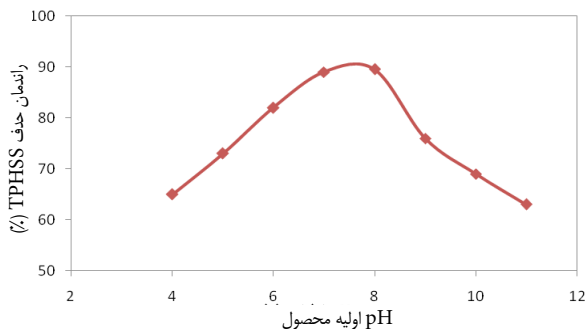
$$\text{Average Q} = \frac{\sum_{i=1}^n Q_i}{n} \quad (6)$$

نمونه گیری ها توسط بطری های شیشه‌ای استریل یک لیتری از محل خروجی نهایی پساب حوضچه و قبل از ورود پساب به دریا صورت پذیرفت. همچنین لازم به ذکر است که تمامی نمونه برداری ها و آزمایشات TPHS براساس استاندارد ASTM D۶۶۷۸-۱۱ و با همکاری آزمایشگاه شیمیایی پایانه نفتی خارگ انجام گرفت. حجم پساب مورد برداشت برای آزمایشات انعقاد الکتریکی، با در نظر گرفتن تکرار آزمایش (سه مرتبه برای هر یک از متغیرها) و تعداد متغیرها محاسبه شد. از این رو حجم هر نمونه برای بررسی هر یک از متغیرها،  $250$  میلی لیتر در نظر گرفته شد. در مجموع با توجه به نیاز  $40$  لیتر حجم نمونه در یک بازه زمانی  $30$  روزه، در هر بار نمونه گیری ساعتی (در طول  $24$  ساعت)  $55$  میلی لیتر در ساعت از پساب خروجی حوضچه نمونه برداشت شد (روزانه  $1350$  میلی لیتر). نمونه‌های برداشتی در دو ظرف  $20$  لیتری پلاستیکی ریخته شدند و به ازای هر یک لیتر پساب،  $5$  میلی لیتر اسید سولفوریک جهت عدم وقوع تغییرات شیمیایی محتویات آن، مطابق استاندارد نمونه برداری از ترکیبات نفتی، بدان اضافه گردید و در دمای  $4$  درجه سانتیگراد نگهداری شد. قبل از انجام هر مرحله از آزمایش به منظور تصفیه، دمای نمونه ی برداشت شده به دمای اتاق ( $20 \pm 3$  درجه سانتی گراد) رسید و سپس درون راکتور ریخته شد. در شروع تحقیق، نمونه های جمع آوری شده به منظور تعیین ویژگی های اصلی مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفتند.

جهت انجام آزمایش های مربوط به استفاده از روش انعقاد الکتریکی در تصفیه ی پساب نفتی، دو راکتور با سیستم پیوسته و ناپیوسته ساخته شدند. در ساخت راکتور ناپیوسته، از یک ظرف شیشه ای با حجم کلی  $CC_{500}$  به عنوان محفظه واکنش استفاده شد. نگهداری الکترودها به منظور حفظ فاصله ی دلخواه و همچنین جلوگیری از اتصال الکترودها، با استفاده از یک نگهدارنده انجام گرفت. در زمانی که نیاز به هوادهی در سیستم بود از یک دیفیوزر متصل به لوله ی پمپ هوادهی استفاده شد تا هوا به صورت حباب‌های ریز در کل راکتور پخش گردد.

در ساخت راکتور پیوسته نیز از دو راکتور استوانه ای شکل با حجم  $500$  میلی لیتری به عنوان محفظه واکنش و محفظه نمونه برداری استفاده گردید. برای محفظه واکنش یک ورودی از پایین و یک خروجی از بالا طوری طراحی شد که حجم مورد نظر در آزمایش برای آن تعبیه گردد. خروجی راکتور واکنش به محفظه نمونه برداری متصل گردید و پس از زمان ماند لازم و رسیدن پساب تصفیه شده به حجم مورد نظر، از کل نمونه برای آزمایش های مورد نیاز استفاده شد (جنس محفظه های واکنش و نمونه برداری شیشه ای بوده است). تصویر راکتورهای ساخته شده برای انجام آزمایش ها در شکل ۲ ارائه شده است.

راندمان فرآیند در نظر گرفته شد و تنها تغییر مربوط به pH محلول بود. به منظور بررسی اثر pH بر راندمان فرآیند انعقاد الکتریکی میزان این متغیر در آزمایش از ۴ تا ۱۱ تغییر داده شد. جنس الکترودها نیز با توجه به نتایج به دست آمده از مرحله قبل آهن در نظر گرفته شد. نتایج اثر pH محلول در حذف TPHS در نمودار ۱ نشان داده شده است. همانطور که ملاحظه می گردد بهترین شرایط در وضعیت pH بین ۷ و ۸ به دست آمد که نشان دهنده pH طبیعی محلول می باشد. در این شرایط راندمان حذف TPHS حدود ۸۹٪ بود. نتایج نشان داد که با افزایش pH از ۴ به ۸ راندمان حذف از ۶۵ به ۸۹.۵٪ رسید و سپس با افزایش pH از ۸ به ۱۱، راندمان حذف به ۶۳٪ کاهش یافت.



شکل ۳. نتایج اثر Hp اولیه محلول بر راندمان فرآیند انعقاد الکتریکی

#### – اثر دانسیته جریان

متغیر مورد بررسی در این مرحله دانسیته جریان بود که مقدار آن از ۳.۳ تا ۲۶.۷  $\text{mA/cm}^2$  تغییر داده شد. به جز مقدار جریان سایر شرایط آزمایش در این مرحله تغییر چندانی نداشت. نتایج بررسی اثر دانسیته جریان بر میزان حذف TPHS و راندمان آن در جدول ۴ ارائه شده است. نتایج جدول حاکی از آن است که با افزایش دانسیته جریان، میزان راندمان حذف افزایش و میزان TPHS کاهش می یابد. میزان تغییرات راندمان حذف از دانسیته ۳.۳ تا ۲۰  $\text{mA/cm}^2$  زیاد و پس از آن تا دانسیته ۲۶.۷  $\text{mA/cm}^2$  میزان تغییرات کمتر بود. اما در مجموع روند تغییرات همانطور که گفته شد افزایشی بود.

جدول ۴. نتایج اثر دانسیته جریان در راندمان حذف

راندمان حذف (%)	TPHS (mg/l)	دانسیته جریان ( $\text{mA/cm}^2$ )
40	36	3.3
46	32.4	6.7
51	29.4	10
60	24	13.3
75	15	16.7
88	7.2	20
91	5.4	23.4
92	4.8	26.7

#### – اثر هوادهی و زمان واکنش

در این مرحله تنها تغییری که در شرایط آزمایش داده شد تغییر در زمان

جدول ۲. مشخصات دستگاه های مورد استفاده جهت سنجش پارامترهای تصفیه شده

پارامتر مورد سنجش	نام دستگاه	شرکت سازنده و مشخصات دستگاه
COD	اجاق COD	PORN
TPHS	آنالیزور TPHS	TPHS InfraCal (مدل CVH) analyzer
کدورت	کدورت سنج	HACH 2100 TURBIDIMETER
pH	pH متر	JENWAY 3505 pH meter
EC	متر EC	ORION- conductivity.TDS meter – model 124

میزان جریان  
فلومتر  
هوای

#### یافته ها

همانطور که در بخش قبل عنوان گردید جهت مقایسه ی نتایج تصفیه ی آب آلوده با پساب نفتی، مهمترین خصوصیات آب قبل و بعد از تصفیه به روش انعقاد الکتریکی ارزیابی و مورد مقایسه قرار گرفتند. مهم ترین مشخصات پساب های برداشت شده قبل از تصفیه در جدول ۳ ارائه شده است.

جدول ۳. خصوصیات فیزیکوشیمیایی پساب مورد مطالعه

پارامتر	واحد	مقدار
COD	mg/L	۳۸۰
کدورت	NTU	۴۴.۵ – ۴۲.۵
TDS	mg/L	۶۲۵
TPHS	mg/L	۶۴
pH اولیه نمونه	-	۷.۶

به منظور دست یابی به شرایط بهینه در تصفیه پساب نفتی به روش انعقاد الکتریکی، پارامترهای تاثیرگذار بر این فرآیند به صورت جداگانه مورد بررسی قرار گرفتند. نتایج بررسی هر یک از این متغیرها به تفکیک در زیر ارائه شده است.

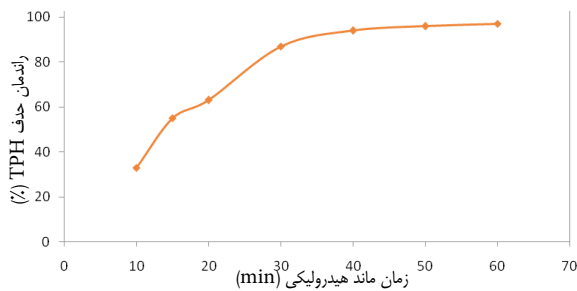
#### – اثر جنس الکترودها

شرایط آزمایش در تعیین اثر جنس الکترودها بر راندمان فرآیند به قرار زیر بود: میزان pH نمونه ی پساب ۷، COD،  $60 \text{ mg/l}$  TPHS،  $380 \text{ mg/l}$ ، زمان ۳۰ دقیقه، جریان ۰.۶ آمپر، دانسیته جریان  $3 \text{ mA/cm}^2$ ، ۲۰، فاصله الکترودها ۱.۵ سانتی متر. نتایج بررسی وضعیت قرارگیری الکترودها در چهار حالت مختلف (Al-Al، Al-Fe، Fe-Fe، Fe-Al) نشان داد کمترین راندمان حذف (۵۸٪) مربوط به حالتی بود که در آن آلومینیوم به عنوان آند و آهن به عنوان کاتد (Al-Fe) در نظر گرفته شد. در این وضعیت میزان TPHS به اندازه ی  $2.25 \text{ mg/l}$  به دست آمد. بیشترین راندمان حذف نیز به اندازه ی ۸۳٪ مربوط به حالت Fe-Fe بود. میزان TPHS باقیمانده در این وضعیت، به اندازه ی  $10.2 \text{ mg/l}$  ثبت شد. میزان راندمان حذف برای دو حالت دیگر یعنی Al-Al و Fe-Al نیز به ترتیب برابر با  $TPHS=13/8 \text{ mg/l}$  و  $TPHS=19.8 \text{ mg/l}$  ۶۷٪ یادداشت گردید.

#### – اثر pH اولیه محلول

در این بررسی، شرایط آزمایش مشابه با تعیین اثر جنس الکترودها بر

شده است. نتایج این مرحله حاکی از این بود که با افزایش زمان واکنش تا ۶۰ دقیقه، راندمان حذف TPHS تا ۹۷ درصد افزایش می‌یابد. راندمان حذف در زمان ۱۰ دقیقه برابر با ۳۳٪ به دست آمد که با افزایش زمان واکنش به ۳۰ دقیقه، مقدار آن به ۸۲٪ رسید. شیب تغییرات راندمان از زمان ۱۰ به ۳۰ دقیقه کاملاً صعودی می‌باشد اما از زمان ۳۰ دقیقه تا ۶۰ دقیقه مقدار تغییرات کمتر است. از این رو بهترین زمان در راکتور پیوسته زمان ۳۰ دقیقه اعلام گردید.



شکل ۳. اثر زمان ماند هیدرولیکی بر راندمان فرآیند

### بحث

در این مطالعه روش انعقاد الکتریکی به عنوان یک روش کارآمد در تصفیه پساب‌های نفتی معرفی گردید. به منظور دست‌یابی به نتایج بهینه در استفاده از این روش، متغیرهای تاثیرگذار بر آن مورد بررسی قرار گرفتند. یکی از عوامل بسیار موثر در فرایند انعقاد الکتریکی، جنس الکترود می‌باشد. همانطور که در قسمت نتایج بیان گردید در این مطالعه بالاترین راندمان حذف مربوط به حالتی بود که جنس هر دو الکترود آهن در نظر گرفته شد. راندمان حذف در این حالت (Fe-Fe) حدود ۳۰٪ بیشتر از وضعیتی بود که در آن آهن به عنوان کاتد و آلومینیوم به عنوان آند در الکترودها در نظر گرفته شده بود. در تحقیق انجام گرفته توسط Yang و همکاران [۱۶] نیز الکترود آهن بهتر از الکترود آلومینیوم در تصفیه پساب روغنی معرفی شد. Katal و همکاران [۱۷] نیز در مطالعه‌ی خود گزارش نمودند در تصفیه فاضلاب آسیاب کاغذ، حالت Al-Al برای حذف رنگ و حالت Fe-Fe برای حذف COD و فنل، بالاترین راندمان را دارند و اگر حذف هر ۳ پارامتر COD، رنگ و فنل مورد نظر باشد، بهترین راندمان‌ها در حالت Al-Fe یا Fe-Al به دست می‌آید. در مطالعه El. Naas و همکاران [۵] نیز از سه جنس آهن، آلومینیوم و استیل به عنوان الکترود برای بررسی کارایی انعقاد الکتریکی در تصفیه فاضلاب پالایشگاه استفاده گردید. اما نتایج تحقیق آن‌ها نشان داد در هنگام استفاده از آلومینیوم به عنوان الکترود، راندمان تصفیه ۲.۵ برابر بیشتر از حالت‌های دیگر می‌باشد. Zaid و Bellakhal نیز در مطالعه خود از دو جنس آهن و آلومینیوم به عنوان الکترود برای تصفیه پساب سیاه صنعت کاغذ سازی استفاده نمودند [۱۸]. آنها نیز در مطالعه خود اعلام کردند که هر دو جنس الکترود برای کاهش COD و پلی‌فنل‌ها کارایی یکسانی را دارند، اما با افزایش زمان واکنش سرعت حذف COD و پلی‌فنل‌ها با الکترود Al مقدار اندکی بالاتر از الکترود Fe می‌باشد. در مطالعات El. Naas و همکاران و Zaid و Bellakhal فقط حالت‌های هم نام الکترودها مورد بررسی قرار گرفتند و حالت‌هایی که در آن‌ها جنس آند و کاتد متفاوت باشد، بررسی نشدند. اما در مطالعه حاضر، حالت‌های مختلف جنس الکترودها

واکنش بود. جدول ۵ حاوی نتایج بررسی اثر زمان واکنش و هوادهی بر روی فرایند حذف TPHS می‌باشد. همانطور که ملاحظه می‌گردد با افزایش زمان واکنش از ۲ دقیقه به ۶۰ دقیقه، راندمان حذف افزایش می‌یابد. میزان تغییرات راندمان حذف TPHS در زمان ۲ دقیقه تا ۳۰ دقیقه شدیداً صعودی بود به طوری که مقدار راندمان از ۸٪ در ۲ دقیقه به ۸۷٪ در زمان ۳۰ دقیقه رسید. اما با افزایش زمان از ۳۰ دقیقه به ۶۰ دقیقه راندمان حذف افزایش چشمگیری را نشان نداد. در نتیجه زمان بهینه برای فرآیند ۳۰ دقیقه انتخاب گردید.

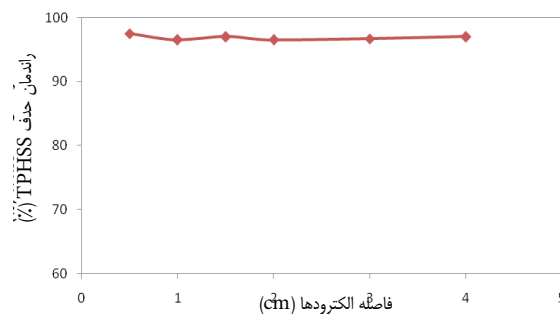
در مورد اثر هوادهی بر روی فرایند انعقاد الکتریکی نیز با توجه به نتایج به دست آمده تفاوت حضور یا عدم حضور این متغیر در حذف TPHS به وضوح قابل مشاهده است. نتایج نشان داد که میزان راندمان حذف TPHS در زمان‌های مختلف در شرایط با هوادهی همواره بیشتر از میزان آن در شرایط بدون هوادهی می‌باشد.

جدول ۵. بررسی اثر هوادهی (lit/min) و زمان واکنش در راندمان حذف TPHS

راندمان حذف بدون هوادهی %	TPHS بدون هوادهی	راندمان حذف با هوادهی %	TPHS با هوادهی	زمان (دقیقه)
8	55.2	11	53.4	2
27	45	29	42.6	5
37	37.8	45	33	10
55	27	63	22.2	15
69	18.6	78	13.2	20
87	7.8	94	3.6	30
90	3.6	97	1.8	40
91	2.7	98.5	0.9	50
91.7	1.8	99	0.6	60

– اثر فاصله الکترودها

نمودار ۲ نتایج اثر فاصله الکترودها در راندمان حذف TPHS در فرایند انعقاد الکتریکی را نشان می‌دهد. فاصله الکترودها در این بررسی برابر با ۰.۵، ۱، ۱.۵، ۲ و ۳ سانتی‌متر در نظر گرفته شد. همانطور که نمودار نتایج نشان می‌دهد، تغییر فاصله الکترودها در راندمان حذف تغییر قابل ملاحظه‌ای ندارد؛ به طوری که میزان راندمان حذف در تمام فاصله‌ها در حدود ۹۷٪ به دست آمد.



شکل ۲. بررسی اثر فاصله الکترودها بر راندمان حذف

– اثر زمان ماند هیدرولیکی بر فرآیند انعقاد الکتریکی  
اثر زمان ماند هیدرولیکی بر فرآیند انعقاد الکتریکی در نمودار ۳ نشان داده

نمود و نشان داد با افزایش زمان، راندمان حذف فنل افزایش می‌یابد. در تحقیقی که توسط Tir و Moulai-Mostefa [۵] انجام شد نیز اعلام گردید با افزایش زمان، حذف COD و کدورت افزایش می‌یابد، به طوری که در ۶ دقیقه اول راندمان حذف COD و کدورت به ترتیب به اندازه ۶۷.۴ درصد و ۸۹ درصد گزارش شد. با افزایش زمان به ۲۰ دقیقه راندمان حذف برای COD و کدورت به ترتیب به ۹۰ درصد و ۹۹ درصد رسید، اما از ۲۰ دقیقه به بالا راندمان حذف تغییری نداشت.

بهبود راندمان فرایند با افزایش زمان ماند هیدرولیکی قابل انتظار می‌باشد که می‌تواند به دلیل افزایش حل شدن الکتروود آند در فاز آبی و به دنبال آن افزایش شکل‌گیری لخته‌های ژلاتینی باشد. این نتیجه همچنین می‌تواند به دلیل افزایش تناسب واکنش/ جذب بین هیدروکربن‌های نفتی و لخته‌ها باشد [۲۰]. این نتایج با گزارشات محققین دیگر که افزایش راندمان را با افزایش زمان ماند هیدرولیکی در سیستم مداوم ذکر کرده‌اند، مطابقت دارد [۱۴،۲۰].

### نتیجه‌گیری

در مجموع می‌توان گفت فرایند انعقاد الکتریکی با الکترودهای آهن-آهن، زمان واکنش ۳۰ دقیقه و با حضور هوادهی، فاصله ۱.۵ سانتی متری الکترودها و با دانسیته جریان ۲۰ میلی آمپر بر سانتی متر مربع بیشترین راندمان (۹۴٪) را برای حذف TPHs فراهم می‌نماید و بهینه‌ترین شرایط به منظور تصفیه‌ی پساب صنعتی می‌باشد. بنابراین استفاده از روش انعقاد الکتریکی می‌تواند به عنوان یک راه حل مناسب و کارا در جداسازی ترکیبات نفتی از آب معرفی گردد. با توجه به نتایج به دست آمده از این مطالعه، پیشنهاد می‌گردد قبل از خروج نهایی پساب حوضچه‌های نفت گیر، حوضچه‌ی مناسبی جهت نصب تجهیزات سیستم انعقاد الکتریکی در مقیاس پایلوت/ صنعتی طراحی و ساخته شود. همچنین توصیه می‌شود کارایی فرایند انعقاد شیمیایی و فتوالکتروکاتولاسیون در حذف TPHs از پساب‌های حاوی ترکیبات نفتی نیز در مطالعات آتی مورد بررسی قرار گیرد و با نتایج حاصل از این تحقیق مقایسه گردد.

### تشکر و قدردانی

این مقاله حاصل بخشی از پایان نامه مقطع کارشناسی ارشد به شماره ۱۲۰۴۵۹۶ است که با حمایت دانشگاه آزاد اسلامی واحد تهران غرب اجرا شد. نویسندگان بر خود لازم می‌دانند، از حمایت‌های مادی و معنوی دانشگاه و سایر عزیزانی که ما را در انجام این پژوهش یاری رساندند، تشکر و قدردانی نمایند.

### تضاد منافع

این مطالعه هیچ گونه تضاد منافی برای نویسندگان نداشته است.

با یکدیگر مقایسه شد و بهترین راندمان برای حذف TPHs در حالت Fe-Fe به دست آمد [۱۳،۱۸].

در این مطالعه همچنین بهترین شرایط برای حذف TPHs در pH های ۷ تا ۸ به دست آمد که همان pH طبیعی محلول می‌باشد. با این نتیجه استفاده از مواد شیمیایی جهت تنظیم pH منتفی می‌گردد. Balla و همکاران و Linares-Hernández و همکاران (۲۰۰۹) نیز در مطالعات خود کسب بالاترین راندمان در pH بین ۷ تا ۸ را مورد تایید قرار دادند؛ هر چند که مطالعات آن‌ها روی آلاینده‌هایی غیر از ترکیبات نفتی انجام شد [۶،۱۹].

دانسیته جریان یکی دیگر از پارامترهای اثر گذار بر کارایی فرایند انعقاد الکتریکی مورد استفاده می‌باشد [۲۰]. در مطالعه حاضر نتایج بررسی تاثیر این پارامتر بر فرایند انعقاد الکتریکی نشان داد با افزایش دانسیته جریان، راندمان حذف TPHs نیز افزایش می‌یابد. نتایج به دست آمده در این مطالعه مشابه تحقیق انجام گرفته توسط El-Naas و همکاران می‌باشد. آن‌ها نیز در مطالعه خود گزارش نمودند در تمام حالت‌های الکتروود، افزایش دانسیته جریان، سبب افزایش راندمان حذف سولفات از فاضلاب می‌گردد. در تحقیق Tezcan Un و همکاران [۲۱]. نیز که در آن از روش انعقاد الکتریکی برای تصفیه فاضلاب صنایع روغن گیاهی استفاده شد، با افزایش دانسیته جریان، راندمان حذف COD نیز افزایش می‌یافت. علت افزایش راندمان با بالا بردن دانسیته جریان می‌تواند به دلیل افزایش خوردگی در الکتروود آند (Fe) باشد [۲۲].

نتایج بررسی اثر فاصله الکترودها در این مطالعه نیز حاکی از آن بود که با تغییر فاصله، راندمان حذف تغییری پیدا نمی‌کند. با توجه به اینکه در بررسی این عامل، دانسیته جریان در تمام فاصله‌ها یکسان در نظر گرفته شد، در نتیجه میزان جریان عبوری از محلول یکسان بود. اما با افزایش فاصله ولتاژ مورد نیاز افزایش می‌یابد. به طوری که ولتاژ مورد نیاز برای فاصله‌ی ۰.۵ سانتی متر برای ایجاد دانسیته جریان ۲۰ میلی آمپر بر سانتی متر مربع برابر با ۱۰ ولت بود و با افزایش فاصله به ۴ سانتی متر، ولتاژ مورد نیاز برای دستیابی به دانسیته جریان فوق به ۲۹ ولت رسید. در فاصله‌های کمتر از ۱.۵ سانتی متر میزان خوردگی الکتروود بسیار بالا بود و از طرفی دمای محلول افزایش داشت. در نتیجه با در نظر گرفتن میزان خوردگی الکتروود و دمای محیط و همچنین انرژی برق مصرفی، بهترین فاصله ۵.۱ سانتی متر انتخاب گردید.

همچنین در بررسی فرایند انعقاد الکتریکی، با افزایش زمان واکنش، راندمان این فرایند افزایش می‌یافت. با مقایسه روند حذف در حالت حضور هوادهی (lit/min) و عدم حضور هوادهی نیز مشخص گردید که با حضور هوادهی کارایی فرایند افزایش می‌یابد. Abdelwahab و همکاران [۲۳]. در تحقیقی که در آن از فرایند الکتروشیمی برای حذف فنل از فاضلاب پالایشگاه استفاده کردند، اثر زمان ماند واکنش را تا ۱۲۰ دقیقه مورد بررسی قرار دادند. نتایج مطالعه آنها نیز نتایج مطالعه ما را تایید

## REFERENCES

- Chen L, Si Y, Zhu H, Jiang T, Guo Z. A study on the fabrication of porous PVDF membranes by in-situ elimination and their applications in separating oil/water mixtures and nano-emulsions. *Journal of Membrane Science*. 2016;520:760-8.
- Fox C, O'Hara P, Bertazzon S, Morgan K, Underwood F, Paquet P. A preliminary spatial assessment of risk: Marine birds and chronic oil pollution on Canada's Pacific coast. *Science of The Total Environment*. 2016;573:799-809.

DOI 10.1016/j.memsci.2016.08.026

- DOI 10.1016/j.scitotenv.2016.08.145
3. Lee M, Jung J-Y. Pollution risk assessment of oil spill accidents in Garorim Bay of Korea. *Marine Pollution Bulletin*. 2015;100(1):297-303. DOI 10.1016/j.marpolbul.2015.08.037
  4. Bande RM, Prasad B, Mishra I, Wasewar KL. Oil field effluent water treatment for safe disposal by electroflotation. *Chemical Engineering Journal*. 2008;137(3):503-9. DOI 10.1016/j.cej.2007.05.003
  5. Tir M, Moulai-Mostefa N. Optimization of oil removal from oily wastewater by electrocoagulation using response surface method. *Journal of hazardous materials*. 2008;158(1):107-15. DOI 10.1016/j.jhazmat.2008.01.051
  6. Balla W, Essadki A, Gourich B, Dassaa A, Chenik H, Azzi M. Electrocoagulation/electroflotation of reactive, disperse and mixture dyes in an external-loop airlift reactor. *Journal of hazardous materials*. 2010;184(1):710-6.
  7. Godini K, Masoumi Z, Baghi A, Atafar ZAG. Investigation of activated sludge sewage dewatering by electro-flotation: optimization of operating parameters and energy consumption. *Scientific Journal of Hamadan University of Medical Sciences*. 2015;21(4):341-8. DOI 10.1016/j.jhazmat.2010.08.097
  8. Azarian G, Nematollahi D, Rahmani AR, Godini K, Bazdar M, Zolghadrnasab H. Monopolar Electro-Coagulation Process for Azo Dye CI Acid Red 18 Removal from Aqueous Solutions. *Avicenna Journal of Environmental Health Engineering*. 2014;1(1):e354. DOI 10.17795/ajehe-354
  9. Godini K, Azarian G, Nematollahi D, Rahmani Ali Reza, Zolghadrnasab H. Electrochemical treatment of Poultry Slaughterhouse Wastewater using Iron and Aluminium Electrodes. *Research Journal of Chemistry and Environment*. 2012;16(3):98-103. 2009;148(1):97-105. URL: [http://www.aelsindia.com/oct\\_2012.htm](http://www.aelsindia.com/oct_2012.htm)
  10. Xu X, Zhu X. Treatment of refractory oily wastewater by electro-coagulation process. *Chemosphere*. 2004;56(10):889-94. DOI 10.1016/j.chemosphere.2004.05.003
  11. Khemis M, Tanguy G, Leclerc J, Valentin G, Lapique F. Electrocoagulation for the treatment of oil suspensions: relation between the rates of electrode reactions and the efficiency of waste removal. *Process Safety and Environmental Protection*. 2005;83(1):50-7. DOI 10.1205/psep.03381
  12. Mollah MYA, Schennach R, Parga JR, Cocke DL. Electrocoagulation (EC) — science and applications. *Journal of Hazardous Materials*. 2001;84(1):29-41. DOI 10.1016/S0304-3894(01)00176-5
  13. El-Naas MH, Al-Zuhair S, Al-Lobaney A, Makhlof S. Assessment of electrocoagulation for the treatment of petroleum refinery wastewater. *Journal of environmental management*. 2009;91(1):180-5. DOI 10.1016/j.jenvman.2009.08.003
  14. Emamjomeh MM, Sivakumar M. Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes. *Journal of environmental management*. 2009;90(5):1663-79. DOI 10.1016/j.jenvman.2008.12.011
  15. Rahmani AR, Nematollahi D, Azarian G, Godini K, Berizi Z. Activated sludge treatment by electro-Fenton process: Parameter optimization and degradation mechanism. *Korean Journal of Chemical Engineering*. 2015;32(8):1570-7. DOI 10.1007/s11814-014-0362-2
  16. Yang T, Qiao B, Li G-C, Yang Q-Y. Improving performance of dynamic membrane assisted by electrocoagulation for treatment of oily wastewater: Effect of electrolytic conditions. *Desalination*. 2015;363:134-43. DOI 10.1016/j.desal.2015.01.010
  17. Katal R, Pahlavanzadeh H. Influence of different combinations of aluminum and iron electrode on electrocoagulation efficiency: Application to the treatment of paper mill wastewater. *Desalination*. 2011;265(1):199-205. DOI 10.1016/j.desal.2010.07.052
  18. Zaied M, Bellakhal N. Electrocoagulation treatment of black liquor from paper industry. *Journal of hazardous materials*. 2009;163(2):995-1000. DOI 10.1016/j.jhazmat.2008.07.115
  19. Linares-Hernández I, Barrera-Díaz C, Roa-Morales G, Bilyeu B, Ureña-Núñez F. Influence of the anodic material on electrocoagulation performance. *Chemical engineering journal*. ÜB. Electrocoagulation of olive mill wastewaters. *Separation and purification technology*. 2006;52(1):136-41.
  20. Kobya M, Delipinar S. Treatment of the baker's yeast wastewater by electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*. 2008;154(1):1133-40. DOI 10.1016/j.jhazmat.2007.11.019
  21. Ün ÜT, Uğur S, Koparal A, Öğütveren
  22. Chen G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and purification Technology*. 2004;38(1):11-41. DOI 10.1016/j.seppur.2003.10.006
  23. Abdelwahab O, Amin N, El-Ashtoukhy EZ. Electrochemical removal of phenol from oil refinery wastewater. *Journal of hazardous materials*. 2009;163(2):711-6.

## Removal of petroleum hydrocarbons from oil effluents by electrocoagulation method (a case study: oil effluent from oil catchment of Kharg Oil Terminal)

Saleh Ghizanzadeh<sup>1</sup>, Roya Mafi Gholami<sup>2\*</sup>

1. MSc Student of Environmental Engineering (Water and Wastewater field), Group of Environment in Islamic Azad University, West Tehran Branch, Tehran, Iran

2. Associate Professor of Environmental Engineering (Water and Wastewater field), Group of Environment in Islamic Azad University, Ahvaz Branch, Ahvaz, Iran

### Art. details

Received: 23 Sep. 2016

Accepted: 5 Dec. 2016

### keywords

Total petroleum hydrocarbons (TPHs)  
Electrocoagulation  
Oil effluent  
Oil catchment

### Citation

Saleh Ghizanzadeh S, Roya Mafi Gholami R. [Removal of petroleum hydrocarbons from oil effluents by electrocoagulation method (a case study: oil effluent from oil catchment of Kharg Oil Terminal)]. Pajouhan Scientific Journal. 2017;15(2):5-12

### Abstract

**Introduction:** Water pollution by petroleum compounds is one of the most environmental challenges in oil-rich countries as it can have unsuitable effects on human health and the environment. Application of an efficient method for treating wastewaters containing oil materials is of great importance. Thus, this study investigated the using of the electrocoagulation for treating oil effluents for the first time.

**Methods:** First, the effluent of the oil catchment of Kharg was sampled over 30 days. Then, the concentrations of total petroleum of hydrocarbons (TPHs) were compared before and after the treatment by the electrocoagulation method. Also, the optimum values of influencing parameters including solution pH, current density, contact and aeration time, electrode type, hydraulic detention time and distance of electrodes were reported.

**Results:** The highest removal of TPHs (94%) was attained at the following conditions: Fe-Fe electrodes, contact time of 30 min in the presence of aeration, 1.5 Cm of electrode distance and current density of 20 mA Cm<sup>-2</sup>.

**Conclusion:** It was found that the electrocoagulation method can be applied as a suitable way for treating effluents containing petroleum compounds.