

Dor: [20.1001.1.20089597.1400.12.23.17.7](https://doi.org/10.1001.1.20089597.1400.12.23.17.7)

## بررسی تأثیر فرآیند انعقاد الکتریکی در حذف آنیون‌های فسفات، سولفات و نیتрат از پساب نیشکر

مجید عبادی<sup>۱</sup>، علی عصاره<sup>۲\*</sup>، رضا جلیل‌زاده ینگجه<sup>۳</sup>

۱ دانشجوی کارشناسی ارشد گروه مهندسی محیط زیست، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران  
۲ استادیار گروه علوم و مهندسی آب، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران  
۳ استادیار گروه مهندسی محیط زیست، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۴/۱۴؛ تاریخ تصویب: ۱۴۰۰/۰۴/۰۷)

### چکیده

رودخانه‌ها و منابع آب به دلیل تخلیه کنترل نشده پساب‌های صنعتی همواره در معرض انواع آلودگی قرار دارند. فاضلاب صنایع نیشکر شامل غلظت بالایی از آنیون‌های فسفات، سولفات و نیترات می‌باشد؛ که پیش‌تصفیه یا تصفیه کامل این پساب‌ها از مواد مغذی و خورنده امری ضروری است. این تحقیق با هدف ارزیابی تأثیر جریان الکتریکی، pH اولیه و زمان ماند، بر حذف آلاینده‌های فسفات، نیترات و سولفات از پساب شرکت نیشکر حکیم فارابی با استفاده از الکترودهای آلومینیومی در روش انعقاد الکتریکی انجام شد. حوضچه سپتیک این شرکت به‌عنوان ایستگاه نمونه‌برداری انتخاب گردید. pH، فسفات، سولفات و نیترات پساب اولیه اندازه‌گیری شد. pH پساب در مقادیر ۵، ۷، ۹ و ۱۱ تنظیم گردید. با استفاده از ۶ الکتروده آلومینیومی، به صورت عمود بر جریان و متصل به مبدل برق به روش تک قطبی، تأثیر تغییرات pH اولیه، پتانسیل الکتریکی (۱۰ و ۳۰ ولت) و زمان ماند (۱۵، ۳۰، ۴۵ و ۶۰ دقیقه) بر راندمان حذف فسفات، سولفات و نیترات مورد ارزیابی قرار گرفت. نتایج تحقیق نشان داد در شرایط ماند برابر در pH های مختلف با افزایش ولتاژ از ۱۰ به ۳۰ ولت میزان حذف فسفات، سولفات و نیترات افزایش می‌یابد. همچنین نتایج نشان داد بیشترین راندمان حذف فسفات در شرایط pH خنثی حاصل می‌شود و با افزایش میزان pH از کارایی حذف فسفات کاسته می‌گردد. این در حالی است که بیشترین راندمان حذف سولفات و نیترات در شرایط pH بازی حاصل می‌شود. همچنین نتایج آزمایش نشان داد در تمام حالت‌های pH و ولتاژ با افزایش زمان ماند، درصد حذف یون‌های فسفات، سولفات و نیترات افزایش می‌یابد.

**کلید واژه‌ها:** انعقاد الکتریکی، فسفات، سولفات، نیترات، نیشکر

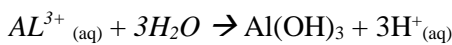
## سرآغاز

طی دهه‌های گذشته به موازات رشد سرسام آور جمعیت، پیشرفت صنایع و بالا رفتن سطح بهداشت آگاهی مردم، میزان مصرف آب افزایش یافته است. مصرف بالای آب، صعود میزان فاضلاب را به همراه خواهد داشت (Dehghani FirouzAbady, 2017). دفع فاضلاب‌های شهری و مواد مضر و خطرناک خروجی از کارخانه‌ها و صنایع تولیدی، از مسایل مهم جهان امروز است (Fasihi, 2015). رودخانه‌ها و منابع آب سطحی به دلیل تخلیه کنترل نشده پساب‌های صنعتی و دیگر فعالیت‌های تخریبی و فرآیندهای طبیعی همواره در معرض انواع آلودگی قرار دارند (Sadeghi et al., 2016). تخلیه فاضلاب و پساب در زمین می‌تواند آب‌های زیرزمینی را نیز به شدت آلوده سازد (Mollah et al., 2001). با توجه به گستردگی صنایع نیشکر و کارخانجات تولید شکر در کشور به خصوص در استان خوزستان، جهت جلوگیری از آلودگی محیط‌زیست می‌بایست گامی در راستای تصفیه پساب‌های تولیدی برداشته شود. فاضلاب صنایع نیشکر شامل غلظت بالایی از آنیون‌های فسفات، سولفات و نیترات می‌باشد. فسفات و نیترات از جمله مواد مغذی هستند که ورود آنها به محیط‌های آبی در اثر تخلیه پساب‌های خام یا خوب تصفیه نشده، منجر به ایجاد مشکلات کیفیت آب از جمله پدیده تغذیه‌گرایی می‌شود (Irdemez et al., 2006). سولفات همچنین به عنوان یک آلاینده شیمیایی در آب می‌تواند اثرات بهداشتی نامطلوبی را ایجاد نماید. اثرات سوء این آلاینده بر گروه‌های حساس، مانند کودکان و نوزادان کاملاً اثبات شده است (Kieu et al., 2011). خوردگی لوله‌ها، اتصالات و تاسیسات آب و فاضلاب از دیگر مشکلات حضور سولفات در منابع طبیعی می‌باشد (Paula & Foresti, 2009)؛ همچنین تولید محصولات جانبی خطرناکتری مانند  $H_2S$  در مسیر متابولیز سولفات می‌تواند رخ دهد. از این رو پیش تصفیه یا تصفیه کامل این پساب‌ها از فسفات، نیترات و سولفات امری ضروری است. امروزه روش‌های متعددی در زمینه‌ی تصفیه آب و انواع پساب در دنیا مطرح شده که یکی از این روش‌ها، انعقاد الکتریکی می‌باشد. الکتروکواگولاسیون یا انعقاد الکتریکی، فرآیند تولید مواد منعقدکننده در محل، با استفاده از تجزیه الکتریکی الکترودهای آلومینیوم یا آهن و تولید یون‌های فلزی در آند و گاز هیدروژن در کاتد است (Tunturi, 1976). مهمترین تفاوت بین روش انعقاد الکتریکی و انعقاد شیمیایی در شیوه ایجاد لخته است؛

به این شکل که در روش انعقاد شیمیایی با اضافه کردن منعقدکننده‌های شیمیایی به پساب، سبب ترسیب و جداسازی آلاینده می‌شوند، در حالی که در روش انعقاد الکتریکی با استفاده از حضور فلزات و هیدروکسیدهای فلزی در محیط، عمل جداسازی صورت می‌گیرد. در روش انعقاد الکتریکی با استفاده از جریان الکتریکی و نصب الکترودهای شیمیایی از جنس آلومینیوم یا آهن که به صورت آند و کاتد عمل می‌کنند؛ ذرات کلوئیدی موجود در محیط آب یا فاضلاب، از طریق تولید بارهای مثبت الکتریکی، از لحاظ الکتریکی خنثی شده و در نتیجه‌ی تولید  $Al^{3+}$  و  $Fe^{3+}$  فرآیند لخته‌سازی فراهم می‌شود (Jiang et al., 2007; lee et al., 2003). در حالت استفاده از الکتروده آلومینیوم، در آند و محلول به ترتیب روابط (۱) تا (۳) به وقوع می‌پیوندد (Jiang et al., 2003; Shanshan et al., 2010).



(۳) در محلول:



یون‌های  $Al^{3+}$  و  $OH^-$  ایجاد شده در آند و کاتد، در نهایت به شکل  $Al(OH)_3$  جامد در می‌آیند (Cerqueira et al., 2009; Akyol, 2012). در واقع روش انعقاد الکتریکی ترکیبی از اکسیداسیون، لخته‌سازی و شناورسازی است. با اکسیداسیون آند، لخته‌ها تولید شده، آلاینده‌های موجود ناپایدار می‌شوند و مواد ناپایدار شده به صورت لخته در می‌آیند. از ویژگی‌های این روش می‌توان به توانایی استفاده برای تصفیه انواع پساب (Moussa et al., 2017)، هزینه راه‌اندازی و بهره‌برداری معقول (Al-Qodah & Al-Shannag, 2017)، سازگاری با محیط زیست (Al-Qodah et al., 2018)، زمان ماند پایین (Yushi et al., 2018)، بهره‌برداری آسان، عدم نیاز به افزودنی‌های شیمیایی برای انعقاد (Sillanpaa et al., 2018) اشاره کرد؛ که به دنبال آن تولید اندک لجن، تولید آبی بی‌رنگ، بی‌بو و تمیز، از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است (Merzouk et al., 2011; Mollah, et al., 2006). بنابراین، در تحقیق حاضر با توجه به وجود هفت واحد کشت و صنعت و ایجاد ۸۰ هزار هکتار مزرعه نیشکر در جنوب خوزستان که ۱۰ درصد آورد رودخانه کارون را برای ۲۵ نوبت آبیاری سالانه مطالبه

می کنند و بالتبع حجم بالای پساب تولیدی این صنایع، اثر شرایط عملیاتی از قبیل جریان الکتریکی، pH اولیه و زمان ماند، با استفاده از الکترودهای آلومینیومی برای حذف آلاینده های فسفات، نترات و سولفات از پساب شرکت نیشکر حکیم فارابی به عنوان نمونه مورد بررسی قرار گرفت.

### مواد و روش ها

شرکت نیشکر حکیم فارابی در ۳۵ کیلومتری جاده اهواز - آبادان و در حوضه شهر شادگان واقع شده است (شکل ۱). این شرکت با

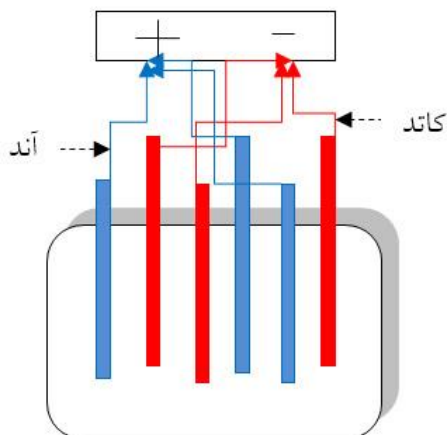
داشتن ۱۲۰۰۰ هکتار زمین زیر کشت و ۱۷۰۰۰۰ هزار تن تولید سالانه شکر سفید، یکی از تولیدکننده های مهم شکر سفید، شکر دارویی، ملاس و باگاس کشور است. تصفیه خانه فاضلاب صنعتی این شرکت در زمینی به مساحت دو و نیم هکتار، با ظرفیت متوسط ۵۰ متر مکعب در ساعت و ۱۲۰۰ متر مکعب در روز احداث شده که با روش لجن فعال هواز و بی هواز کار می کند. مشخصات پساب نیشکر حکیم فارابی در طول فصل بهار در جدول (۱) آمده است.

جدول (۱): مشخصات پساب صنعتی کارخانه نیشکر حکیم فارابی

ردیف	پارامتر	واحد	ماکزیمم	مینیمم	میانگین ± انحراف معیار
۱	رنگ	-			خاکستری
۲	pH		۱۱/۵۰	۶	۸/۷۵ ± ۲/۷۵
۳	دما	سلسیوس	۵۵	۳۵	۴۵ ± ۱۰
۴	غلظت		۹/۹۷	۰/۲	۴/۸۸۵ ± ۵/۰۸۵
۵	COD	MgL <sup>-1</sup>	۷۰۰۰	۶۰۰۰	۶۵۰۰ ± ۵۰۰
۶	BOD	MgL <sup>-1</sup>	۳۵۰۰	۳۰۰۰	۳۲۵۰ ± ۲۵۰
۷	TDS	MgL <sup>-1</sup>	۳۰۰۰	۱۰۰۰	۲۰۰۰ ± ۱۰۰۰
۸	TSS	MgL <sup>-1</sup>	۴۰۰	۳۰۰	۳۵۰ ± ۵۰
۹	EC	μs Cm <sup>-1</sup>	۴۰۰۰	۱۰۰۰	۲۵۰۰ ± ۱۵۰۰
۱۰	کدورت	NTU	۴۰۰	۲۰۰	۳۰۰ ± ۱۰۰

با توجه به تخلیه پساب کارخانه نیشکر حکیم فارابی به تصفیه خانه فاضلاب، حوضچه سپتیک این شرکت به عنوان ایستگاه نمونه برداری انتخاب گردید. نمونه برداری از سه نقطه متفاوت (۱/۳، ۱/۲، ۲/۳ از طول حوضچه) انجام شد. نمونه ها از عمق یک متری تهیه و با هم ادغام شده و در ظرف پلی اتیلن جمع آوری گردید. نمونه تهیه شده جهت اندازه گیری پارامترهای فیزیکی و شیمیایی به آزمایشگاه کیفی آب شرکت نیشکر حکیم فارابی منتقل شد. نمونه تهیه شده برای استفاده مجدد در صورت نیاز در ظرف پلی اتیلن در شرایط استاندارد (pH < ۲) و استفاده از H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> و در سرمای ۴ درجه سانتی گراد) نگهداری گردید. غلظت پساب به وسیله دستگاه غلظت سنج مدل Anton paar Type: ساخت کشور آلمان، pH پساب، به وسیله

دستگاه pH سنج مدل 827 Metrohm pH Lab ساخت کشور سوئیس، اندازه گیری شد. مقداری از نمونه پساب از کاغذ صافی واتمن ۴۱ جهت تصفیه کامل عبور داده شد. به وسیله دستگاه اسپکتوفتومتر مدل HACH DR 5000 Type LPG 408.99.00012 فسفات، سولفات و نترات پساب اولیه به دست آمد. کارایی فرآیند حذف پارامترهای فسفات، سولفات و نترات با استفاده از روش انعقاد الکتریکی مورد بررسی قرار گرفت. از کل پساب، نمونه هایی انتخاب و pH آن در مقادیر ۵، ۷، ۹ و ۱۱ تنظیم گردید. برای افزایش مقدار pH از سدیم یک نرمال و به منظور کاهش pH از اسید کلریدریک یک نرمال استفاده شد. هر دو ماده ساخت شرکت مرک آلمان بودند. تجهیزات مربوط به واحد انعقاد الکتریکی شامل یک منبع تغذیه مدل DAZHENG PS 3020



شکل (۱): تصویر شماتیک سیستم انعقاد الکتریکی

راندمان حذف فسفات، سولفات و نیترات با استفاده از رابطه (۴) به دست آمد.

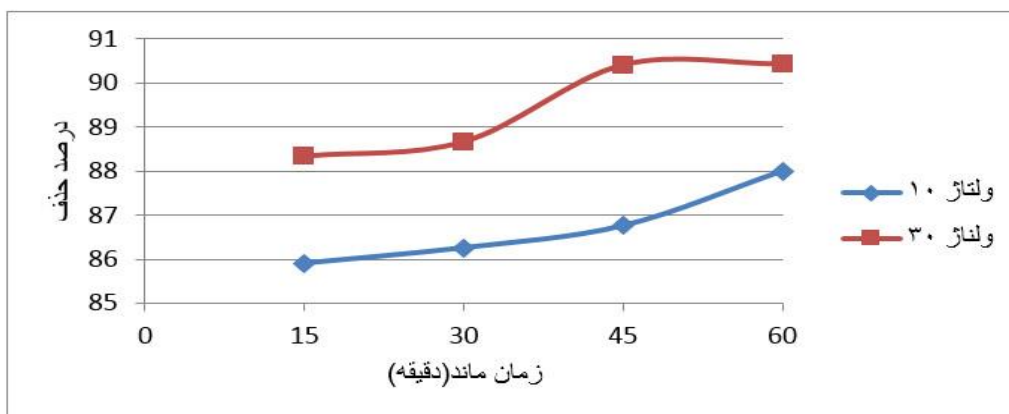
$$\text{رابطه (۴)} = \frac{(C_0 - C_1)}{C_0} * 100 = \text{کاهش پارامتر}$$

که در آن  $C_0$  و  $C_1$  میزان سولفات، فسفات و نیترات قبل و بعد از فرآیند انعقاد الکتریکی است.

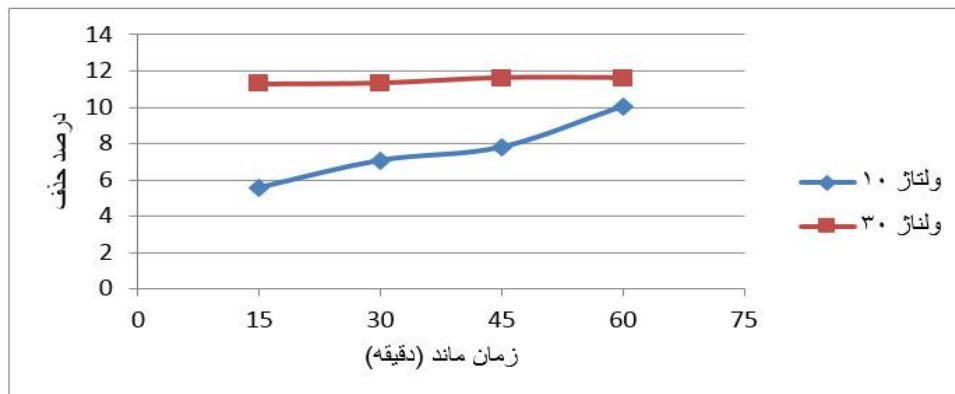
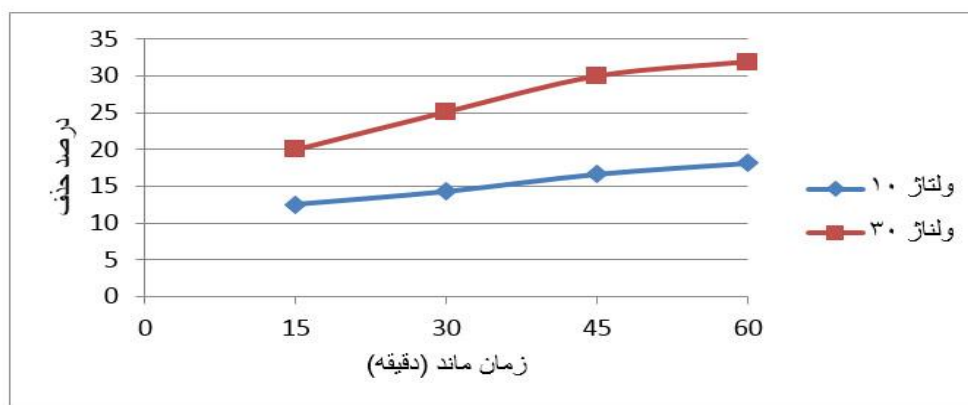
### نتایج

نتایج آزمایش نشان داد در شرایط ماند برابر، با افزایش ولتاژ از ۱۰ به ۳۰ ولت، میزان حذف فسفات، سولفات و نیترات افزایش می‌یابد. با توجه به مشابهت نتایج برای pH های مختلف، نتایج برای pH=5 ارائه شده است (شکل‌های ۴ تا ۴).

ساخت شرکت تایوان بود که برای تبدیل برق شهری (AC) به جریان مستقیم (DC) مورد استفاده قرار گرفت. ۶ عدد الکتروود آلومینیومی مشبک با ابعاد ۱۵×۳ سانتی‌متر به ضخامت حدود ۲ میلی‌متر با سطح موثر ۴۵ سانتی‌متر مربع با فاصله ۳ سانتی‌متر درون یک مخزن به شکل مکعب مستطیل با ابعاد ۱۸×۹×۱۹ سانتی‌متر (طول×عرض×ارتفاع) از جنس شیشه نشکن و مقاوم در برابر خوردگی اسید قرار گرفت. از ۶ الکتروود به کار رفته، ۳ عدد به‌عنوان آند و ۳ عدد به‌عنوان کاتد، عمود بر جریان و به روش تک قطبی به مبدل برق وصل شدند. با تنظیم دستگاه ترانسفورماتور در ولتاژهای ۱۰ و ۳۰ ولت و زمان‌های ماند موردنظر (۱۵، ۳۰، ۴۵، ۶۰ دقیقه) و قرار دادن صفحات آلومینیومی در نمونه پساب، دکمه استارت ترانسفورماتور زده شد. پس از طی زمان ماند داده شده و مشاهده تاثیر صفحات آند و کاتد و به جوش آمدن، دستگاه ترانسفورماتور خاموش شد. نمونه در یک ظرف آزمایشگاهی جهت ته‌نشین شدن ریخته و بعد از ته‌نشینی از کاغذ صافی واتمن ۴۱ جهت صاف شدن کامل عبور داده شد. اندازه‌گیری فسفات، سولفات و نیترات نمونه فرآیند شده یا ثانویه همانند عملیات انجام شده بر نمونه شاهد یا اولیه انجام گرفت. نتایج به دست آمده ثبت و با نمونه‌های شاهد مقایسه شد. لازم به ذکر است در آغاز هر آزمون الکتروشیمیایی، سطح الکتروودها جهت حذف ناخالصی‌ها، نخست با اسید کلریدریک و سپس آب شیر شسته شد و سرانجام قبل از فرو بردن در سلول، خشک گردید. شکل (۱) تصویر شماتیک سیستم مورد استفاده در فرآیند انعقاد الکتریکی را نشان می‌دهد.

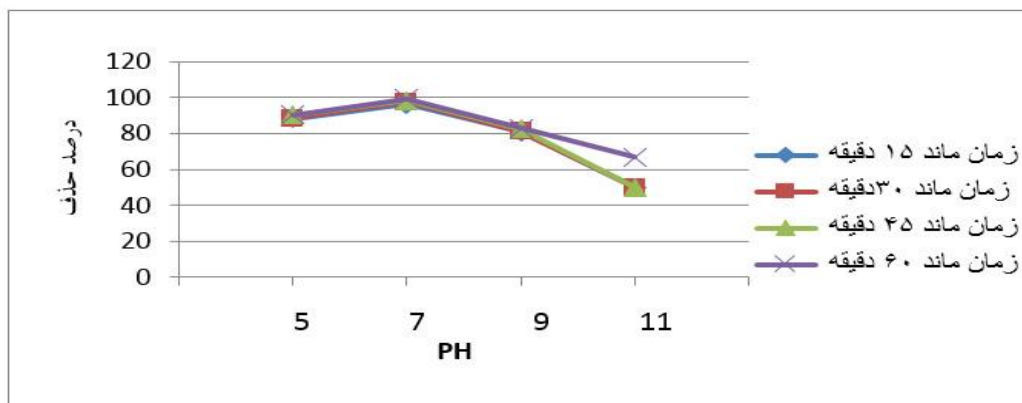


شکل (۲): اثر پتانسیل الکتریکی بر حذف فسفات در شرایط عملیاتی pH=5

شکل (۳): اثر پتانسیل الکتریکی بر حذف سولفات در شرایط عملیاتی  $\text{pH}=5$ شکل (۴): اثر پتانسیل الکتریکی بر حذف نیترات در شرایط عملیاتی  $\text{pH}=5$ 

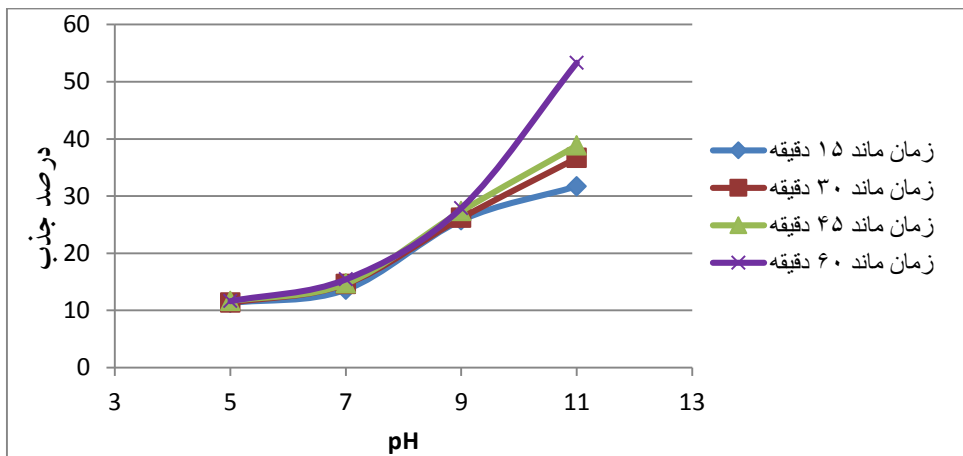
فسفات در شرایط  $\text{pH}$  خنثی حاصل می‌شود و با افزایش میزان  $\text{pH}$  از کارایی حذف فسفات کاسته می‌گردد.

تاثیر  $\text{pH}$  بر حذف فسفات در شرایط ولتاژ ۳۰ ولت در شکل (۵) نشان داده شده است. نتایج نشان داد بیشترین راندمان حذف

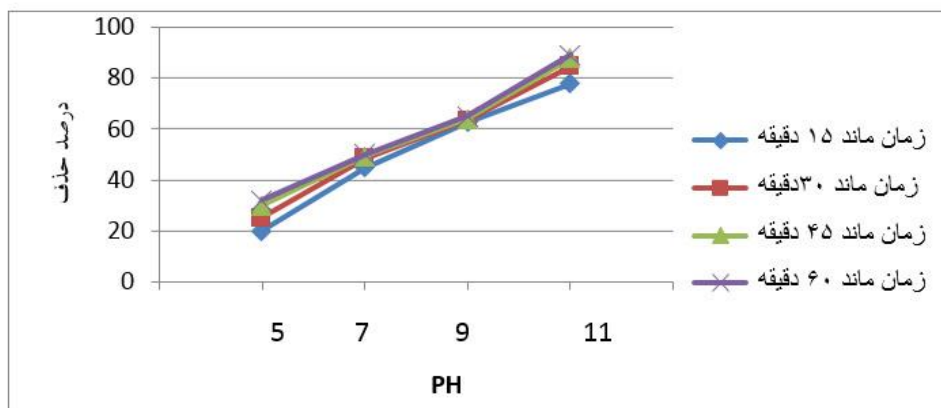
شکل (۵): تاثیر  $\text{pH}$  بر حذف فسفات در شرایط ولتاژ ۳۰

می‌شود و با افزایش میزان  $\text{pH}$  به کارایی حذف سولفات و نیترات افزوده می‌گردد.

شکل‌های (۶) و (۷) تاثیر  $\text{pH}$  بر حذف سولفات و نیترات در شرایط ولتاژ ۳۰ را نشان می‌دهند. نتایج نشان داد بیشترین راندمان حذف سولفات و نیترات در شرایط  $\text{pH}$  بازی حاصل



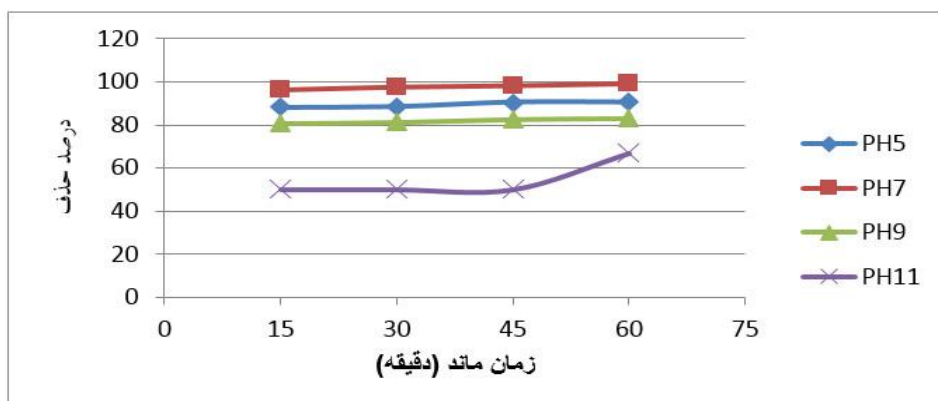
شکل (۶): تاثیر pH بر حذف سولفات در شرایط ولتاژ ۳۰



شکل (۷): تاثیر pH بر حذف نیترات در شرایط ولتاژ ۳۰

تاثیر زمان ماند بر درصد حذف فسفات در شرایط ولتاژ ۳۰ و pH و های مختلف در شکل (۸) نشان داده شده است. نتایج آزمایش نشان داد در شرایط مختلف، با افزایش زمان ماند، درصد حذف فسفات افزایش می‌یابد. بیشترین درصد حذف فسفات به میزان

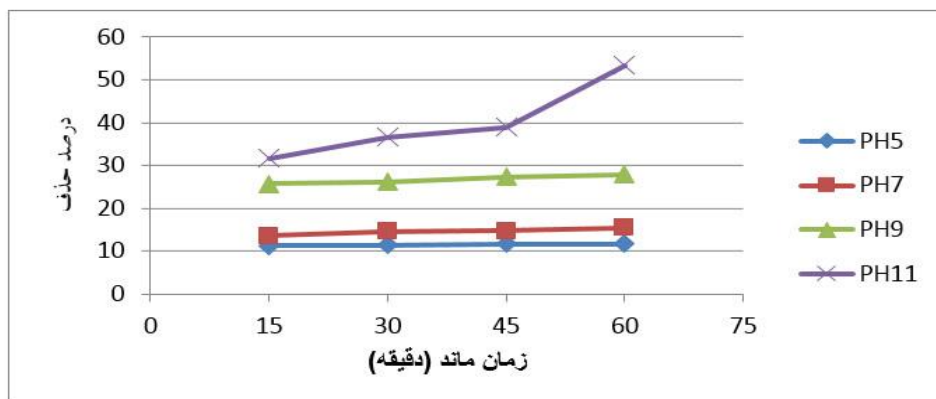
۹۹/۳۸ درصد در زمان ماند ۶۰ دقیقه و pH=7 به دست آمد و کمترین درصد حذف فسفات به میزان ۵۰ درصد در زمان ماند ۱۵ دقیقه و pH=11 حاصل شد.



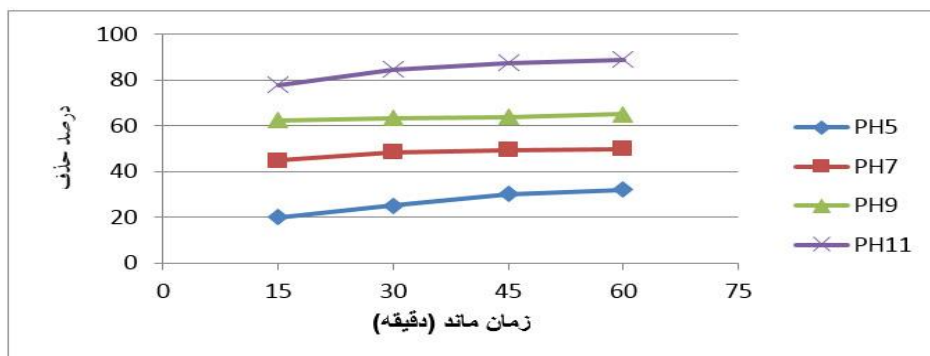
شکل (۸): تاثیر زمان ماند بر درصد حذف فسفات در pH های مختلف

درصد حذف نیترات و سولفات به ترتیب به میزان ۵۳/۳۱ و ۸۸/۸۸ درصد در زمان ماند ۶۰ دقیقه و pH=11 به دست آمد. کمترین درصد حذف نیترات و سولفات نیز به ترتیب به میزان ۱۱/۳ و ۲۰ درصد در زمان ماند ۱۵ دقیقه و pH=5 حاصل شد.

تاثیر زمان ماند بر درصد حذف نیترات و سولفات در شرایط ولتاژ ۳۰ و pH های مختلف در شکل های (۹) و (۱۰) نشان داده شده است. نتایج آزمایش نشان داد در شرایط pH مختلف، با افزایش زمان ماند، درصد حذف نیترات و سولفات افزایش می یابد. بیشترین



شکل (۹): تاثیر زمان ماند بر درصد حذف نیترات در pH های مختلف



شکل (۱۰): تاثیر زمان ماند بر درصد حذف فسفات در pH های مختلف

Öğütveren) نیز بیان داشتند با افزایش میزان شدت جریان الکتریکی و ولتاژ، زمان مورد نیاز برای رسیدن به راندمان های حذف مشابه کاهش می یابد و با کاهش میزان ولتاژ، زمان مورد نیاز افزایش می یابد. (Gao et al., 2005) گزارش نمودند که با افزایش دانسیته جریان، مقدار کمپلکس رها شده و الکترون آزاد شده افزایش یافته و راندمان بالاتری از حذف مواد آلاینده به واسطه افزایش سرعت فرآیند، نتیجه می شود.

#### اثر pH بر میزان حذف آلاینده ها

نتایج تحقیق حاضر نشان داد pH یکی از فاکتورهای بسیار کلیدی و موثر در واکنش های انعقاد الکتریکی است. تحقیقات نشان

#### بحث و نتیجه گیری

##### اثر ولتاژ بر میزان حذف آلاینده ها

نتایج تحقیق نشان داد در شرایط ماند برابر در pH های مختلف با افزایش ولتاژ از ۱۰ به ۳۰ ولت میزان حذف فسفات، سولفات و نیترات افزایش می یابد (شکل های ۲ تا ۴). این امر به این دلیل است که با افزایش شدت جریان، مقدار یون آزاد شده از الکترودها افزایش می یابد و در نتیجه رسوب بیشتری برای حذف آلاینده ها تشکیل می شود. همچنین با افزایش شدت جریان، دانسیته حباب های تولیدی افزایش و اندازه حباب ها کاهش پیدا می کند. در نتیجه با افزایش جریان، آلاینده ها و لجن سریع تر حذف و شناور می شوند. (koparal, 2002; AL- Anbari et al., 2008)

۴۵/۸۳، ۵۰، ۵۸/۳۳ و ۹۰/۴۲ گزارش نمودند.

### اثر زمان ماند بر میزان حذف آلاینده‌ها

نتایج آزمایش نشان داد در تمام حالت‌های pH و ولتاژ با افزایش زمان ماند، درصد حذف یون‌های فسفات، سولفات و نیترات افزایش می‌یابد (شکل‌های ۸ تا ۱۰). با توجه به قانون فارادی  $(W_A = (I * T * M) / (N * F))$ ، که در آن  $W_A$ : وزن آند حل شده (گرم)،  $I$ : شدت جریان،  $T$ : زمان بهره‌برداری (ثانیه)،  $M$ : جرم مولکولی ویژه آند،  $N$ : تعداد الکترون آزاد شده از آند و  $F$ : ضریب فارادی می‌باشد، نسبت مستقیمی بین میزان کواگولانت تشکیل شده و زمان واکنش وجود دارد و با افزایش زمان، میزان کواگولانت در دسترس بیشتر بوده و در نتیجه منجر به افزایش راندمان می‌گردد. البته این امر تا زمان ماند ۶۰ دقیقه صادق است. (Razavi et al., 2012) برای انتخاب زمان بهینه حذف آلاینده‌های فسفات، نیترات و COD، از پساب رختشوی‌خانه‌ها، آزمایشی با مدت ۱۲۰ دقیقه انجام دادند. نتایج تحقیق آنها نشان داد از زمان ۶۰ دقیقه به بعد تغییر چندانی در کارایی حذف آلاینده‌ها مشاهده نمی‌شود. (Tabedian et al., 2015) به بررسی کارایی حذف نیترات با استفاده از زئولیت طبیعی کلینوپتیلولیت اصلاح شده و اصلاح نشده از محلول‌های آبی پرداختند. نتایج حاصل از تاثیر زمان تماس بر میزان حذف نیترات پس از اصلاح جاذب توسط کلرید روی، نشان داد که با افزایش زمان تماس از ۲ تا ۶۶ دقیقه راندمان حذف نیترات افزایش و سپس با افزایش بیش از حد تماس، راندمان حذف نیترات کاهش می‌یابد. (Khan et al., 2011) افزایش راندمان حذف نیترات، در تماس‌های اولیه را، به دلیل افزایش تعداد سایت‌های خالی موجود در سطح جاذب احتمال دادند. نتایج به دست آمده از اصلاح کلینوپتیلولیت توسط فرسولفات، در تحقیق (Tabedian et al., 2015)، نشان داد در ۱۱ دقیقه اول میزان حذف نیترات قابل توجه است؛ ولی در حد فاصل زمانی ۱۱ تا ۵۵ دقیقه راندمان حذف نیترات تفاوت چندانی ندارد. آنها حداکثر راندمان حذف نیترات در این حالت را در زمان ۶۶ دقیقه گزارش نمودند و بیان داشتند با افزایش بیشتر زمان تماس راندمان حذف نیترات کاهش می‌یابد. (Malakutian et al., 2011) بیان داشتند در زمان ماند کوتاه، احتمالاً به دلیل تشکیل مواد غیر گازی مانند نیتريت آمونیوم  $(NH_4NO_2)$  و نیترات آمونیوم  $(NH_4NO_3)$ ، کارایی حذف نیترات از محلول افزایش می‌یابد. (Chatterjee et al., 2009) کاهش

می‌دهد کارایی حذف فسفات تابعی از pH اولیه است (Irdemez et al., 2006; Mahvi et al., 2007). بیشترین راندمان حذف فسفات در شرایط pH خنثی حاصل شد و با افزایش میزان pH از کارایی حذف فسفات کاسته گردید (شکل ۵). (Razavi et al., 2012) نیز بیشترین حذف فسفات را به میزان ۹۹/۵۷ درصد در  $pH=7$  گزارش نمودند. این امر به این دلیل حاصل می‌شود که آلومینیم تحت تاثیر pH محیط و مواد شیمیایی موجود در محیط واکنش می‌تواند به فرم‌های مختلف آزاد شود. وقتی pH اولیه محیط در محدوده خنثی باشد، آلومینیم تولید شده در آند، به شکل پلیمر  $Al_{13}O_4(OH)_{24}^{7+}$  و رسوب  $Al(OH)_3$  در می‌آید که سبب افزایش تولید لخته و در نتیجه افزایش کارایی حذف فسفات می‌شود (Saeed & Khalvati Fahlyani, 2010). نتایج تحقیقات گذشته نشان می‌دهد در pH محیط ۲ تا ۴، گونه‌های فلزی غالب  $Al(OH)_2^+$  و  $Al^{3+}$  هستند و در pH بالاتر از ۱۰، انواع  $Al(OH)_4^-$  جایگزین هیدروکسید آلومینیوم می‌شوند که هر دو قدرت تشکیل فلوک آنها از  $Al(OH)_3$  کمتر است (Vasudevan et al., 2009). نتایج نشان داد در هر دو ولتاژ ۱۰ و ۳۰ ولت، بیشترین راندمان حذف سولفات در شرایط pH بازی حاصل می‌شود و با افزایش میزان pH به کارایی حذف سولفات افزوده می‌شود (شکل ۶)، زیرا مکانیسم غالب در فرآیند الکتروکواگولاسیون در pH های اسیدی ۲ تا ۴، فرآیند ترسیب می‌باشد اما در pH بین ۴ تا ۹ فرآیند غالب، جذب است (Paula et al., 2009). در تحقیقی اثر pH بر کارایی حذف سولفات مورد ارزیابی قرار گرفت (Hossini et al., 2015). آنها بیان داشتند اگر چه در pH کمتر از ۶ راندمان افزایش می‌یابد، اما بیشترین راندمان مشاهده شده در pH های قلیایی ( $pH=9$ ) و برابر ۱۰۰ درصد اخذ گردید. همچنین نتایج نشان داد در هر دو ولتاژ مورد آزمایش، بیشترین راندمان حذف نیترات در شرایط pH بازی حاصل می‌شود و با افزایش میزان pH به کارایی حذف نیترات افزوده می‌گردد (شکل ۷). در مورد حذف نیترات باید به این مساله توجه داشت که با افزایش میزان pH محیط، کارایی حذف نیترات افزایش می‌یابد که این مساله می‌تواند مربوط به واکنش بین فلز و یون‌های هیدروکسید موجود در محلول باشد (Koparal & Ögütveren, 2002). (Razavi et al., 2012) کارایی حذف نیترات در pH های مختلف را ارزیابی نمودند. نتایج آنها نشان داد کارایی حذف نیترات در pH های بازی افزایش می‌یابد. آنها مقادیر حذف نیترات در pH های ۳، ۴، ۵، ۶، ۷، ۸ و ۹ را به ترتیب ۳۷/۵، ۴۱/۸۷،



۳۰ ولت و زمان ۶۰ دقیقه را به عنوان شرایط بهینه گزارش نمودند که با نتایج تحقیق حاضر در خصوص زمان ماند همخوانی دارد. در این تحقیق به بررسی تاثیر فرآیند انعقاد الکتریکی در حذف آنیون های فسفات، سولفات و نیترات از پساب نیشکر پرداخته شد. برای این منظور پساب شرکت نیشکر حکیم فارابی به عنوان نمونه انتخاب گردید. نتایج نشان داد که با استفاده از روش انعقاد الکتریکی می توان به کارایی حذف ۹۹/۳۸ درصد فسفات، ۵۳/۳۱ درصد سولفات و ۸۸/۸۸ درصد نیترات با استفاده از الکتروود آلومینیوم دست پیدا کرد. همچنین نتایج تحقیق نشان داد که مشخصه های عملیاتی مانند ولتاژ جریان، pH و زمان ماند بر کارایی حذف سولفات، فسفات و نیترات موثر است. شرایط بهینه برای حذف فسفات در pH خنثی، ولتاژ ۳۰ و زمان ماند ۶۰ دقیقه حاصل شد. این در حالی است که شرایط بهینه برای حذف سولفات و نیترات در pH بازی، ولتاژ ۳۰ و زمان ماند ۶۰ دقیقه به دست آمد. با توجه به کارایی روش انعقاد الکتریکی در حذف آنیون های فسفات، سولفات و نیترات از پساب های صنعتی پیشنهاد می شود در تحقیقات آینده هزینه این روش نسبت به روش های مرسوم قبلی مورد آنالیز قرار گیرد.

میزان راندمان حذف نیترات بعد از زمان ۶۶ دقیقه را به دلیل کاهش تعداد یون های کلرید جایگزین شده در مکان های جذب، کاهش غلظت نیترات محلول یا به دلیل تشکیل لایه ای از یون نیترات روی جاذب و یا باز جذب نیترات بیان داشتند. همچنین (Sadeghi et al., 2016) بیشترین میزان حذف فسفر را در زمان ماند ۶۰ دقیقه برابر ۵۴/۲ درصد گزارش نمودند. این در حالی است که (Hossini et al., 2015) بیان داشتند میزان حذف سولفات در زمان های اولیه کم بوده و بعد از ۳۰ دقیقه روندی صعودی پیدا می نماید. آنها حداکثر میزان حذف سولفات را در زمان ماند ۱۱۰ دقیقه، به میزان ۷۱ درصد گزارش نمودند و بیان داشتند راندمان حذف سولفات در زمان های ماند بیشتر از ۱۱۰ دقیقه کاهش می یابد. (Sadeghi et al., 2016) تاثیر زمان ماند (۲۰، ۴۰ و ۶۰ دقیقه) و ولتاژ (۲۰، ۴۰ و ۶۰ ولت) را بر حذف COD، BOD، نیترات، فسفات و کدورت، در شرایط انعقاد الکتریکی مورد بررسی قرار دادند. بیشترین میزان حذف این پارامترها در زمان واکنش ۶۰ دقیقه و میزان پتانسیل الکتریکی ۶۰ ولت به ترتیب ۸۴/۶۲، ۶۶/۶۷، ۵۵، ۵۴/۲ و ۸۵/۱ درصد به دست آمد. (Rahmani and Samarghandi, 2007) حذف ۷۴ درصدی COD، در شرایط

### فهرست منابع

- Akyol, A. 2012. Treatment of paint manufacturing wastewater by electrocoagulation. *Desalination*, 285:91-99.
- Al-Anbari, R.H; Albaidani, J.; Alfatlawi, S.M. & Al-Hamdani, T.A. 2008. Removal of Heavy Metals from Industrial Water Using Electro-Coagulation Technique. Twelfth International Water Technology Conference, Alexandria, Egypt:1-18.
- Al-Qodah, Z. & Al-Shannag, M. 2017. Heavy metal ions removal from wastewater using electrocoagulation processes: a comprehensive review. *Journal Separation Science and Technology*, 52(17):2649-2676.
- Al-Qodah, Z.; Al-Shannag, M.; Bani-Melhem, K.; Assirey, E.; Yahya, M.A. & Al-Shawabkeh, A. 2018. Free radical-assisted electrocoagulation processes for wastewater treatment. *Environmental Chemistry letters*, 16(3):695-714.
- Cerqueira, A.; Russo, C. & Marques, R.C. 2009. Electro coagulation for textile wastewater treatment. *Brazilian Journal of Chemical engineering*, 26(4):659-668.
- Chatterjee, S.; Lee, D.S.; Lee, M.W. & Woo, S.H. 2009. Nitrate removal from aqueous solutions by cross-linked chitosan beads conditioned with sodium bisulfate. *Journal of hazardous materials*, 166(1):508-513.
- Dehghani FirouzAbady, A.; Zarei Mahmood Abady, H. & Ehrampush, M. H. 2017. Investigation on Industrial Waste Waters Reuse of Industrial Towns for Agricultural and Irrigation Uses (Case Study: Treatment Plant of Jahan Abad Meybod Industrial Town). *Journal Toloobehdasht Sci.*, 16(3):34-45 (In Persian).
- Fasihi, H. 2015. A study on the the origins and effects of urban and industrial sewages flowing into the some villages of Tehran southern frontage. *Journal of Rural Research*, 5(4): 911-936 (In Persian).

- Gao, B. Y.; Yue, Q. Y. & Wang, Y. 2007. Coagulation performance of polyaluminum silicate chloride(PASiC) for water and wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, 56 : 225–230.
- Hossini, H.; Rezaee, A.; Shirmardi, M. & Naeimabadi, A. 2015. Sulfate removal from wastewater using electrocoagulation process: evaluation of effective parameters and costs. *JNKUMS*, 6(4):787-796(In Persian).
- Irdemez, S.; Yildiz, Y.S. & Tosunoglu, V. 2006. Optimization of phosphate removal from wastewater by electrocoagulation with aluminum plate electrodes. *Separation and purification Technology*, 52(2):394-401.
- Jafarzadeh, N. & Daneshvar, N. 2006. Treatment of Textile Wastewater Containing Basic Dyes by Electrocoagulation Process. *Jornal of Water and Westwater*, 17(1):22-29(In Persian).
- Jiang, J.Q.; Graham, N. & Andre, C. 2003. Laboratory study of electro-coagulation–flotation for water treatment. *J. Water Research*, 36:4064-4078.
- Khan, M.A.; Ahn, Y.T.; Kumar, M.; Lee, W.; Min, B. & Kim, G. 2011. Adsorption studies for the removal of nitrate using modified lignite granular activated carbon. *Separation Science and Technology*, 46(16):2575-2584.
- Kieu, H. T.Q.; Müller, E. & Horn, H. 2011. Heavy metal removal in anaerobic semi-continuous stirred tank reactors by a consortium of sulfate –reducing bacteria. *Water Research*, 45(13): 3863-3870.
- Koparal, A.S. & Ögütveren, Ü.B. 2002. Removal of nitrate from water by electroreduction and electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 89(1):83-94.
- Lee, P.C.; Gau, S.H. & Song, C.C. 2007. Particle removal of high-turbidity reservoir water by electro-aggregation. *J. Environmental Engineering and Management*, 17(6): 371-375.
- Mahvi, A. H.; Bazrafshan, E.; Mesdaghinia, A. R.; Naseri, S. & Vaezi, F. 2007. Chromium (Cr+6) Removal from Aqueous Environments by Electrocoagulation Process Using Aluminum Electrodes. *Jornal of Water and Westwater*, 18(2): 28-34(In Persian).
- Malakutian, M.; Mahvi, M.H.; Heidari, M.H. & Mostafavi, A. 2011. Comparison of Polyaluminum Silicate Chloride And Electrocoagulation Process in Natural Organic Matter Removal from Surface Water. *Scientific Journal of Ilam University of Medical Sciences*, 19(2): 26-37(In Persian).
- Merzouk, B.; Yakobi, M.; Zongo, I.; Leclerc, J. P.; Paternotte, G.; Pontvianne, S. & Lapivque, F. 2011. Effect of modification of textile wastewater composition on electrocoagulation efficiency. *Desalination*, 275(1-3): 181-186.
- Mollah, M.Y. A.; Schennach, R.; Parga, J.R. & Cocke, D. L. 2001. Electrocoagulation (EC) — science and applications. *Journal of Hazardous Materials*, 84(1):4-29.
- Moussa, D.T.; El-Naas, M.H.; Nasser, M. & Al-Marri, M.J. 2017. A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: potentials and challenges. *Journal of Environmental Management*, 186(1):24-41.
- Paula, Jr. DR. & Foresti, E. 2009. Sulfide toxicity kinetics of a UASB reactor, *Braz J Chem Eng*, 26(4):669-675.
- Rahmani, A. & Samarghandi, M. R. 2007. Electrochemical Removal of COD from Effluents. *Jornal of Water and Westwater*, 18(4): 9-15(In Persian).
- Razavi, M.; Saeedi, M. & Jabbari, E. 2012. The Effect of Operating Conditions on Simultaneous Removal of Phosphate, Nitrate and COD from Laundry Wastewater by Electrocoagulation Using Aluminum Electrodes. *Journal of Environmental Studies*, 38(3): 75-84(In Persian).
- Sadeghi, M.; Khosravi, K.; Khezri, S. M. & Bay, A. 2016. A study on the evaluation of Electrocoagulation Efficiency in Wastewater Treatment of Dairy Industry in the form of a Continuous Flow (Case Study of Sewage from Sabah Cheese Factory in Gonbade Kavous). *Journal of Research in Environmental Health*, 1(4): 266-274(In Persian).

- Saeedi, M. & Khalvati Fahlyani, A. 2010. COD Reduction in Effluent from Southern Pars Gas Refinery Using Electrocoagulation. *Jornal of Water and Westwater*, 21(1):40-48(In Persian).
- Shanshan, G.; Yang, J.; Tran, J.; Ma, F.; Ta, G. & Du, M. 2010. Electro-coagulation–flotation process for algae removal. *J. Hazardous Materials*, 177: 336-343.
- Sillanpaa, M.; Ncibi, M.C.; Matilainen, A. & Vepsalainen, M. 2018. Removal of natural organic matter in drinking water treatment by coagulation: A comprehensive review. *Chemosphere*,190(2018):54-71.
- Tabeidian, M.; Aminsadri, M.; Aghababaie, A.; Taheri, E.; Fatemizadeh, A.; Mahdavi, M.; Bina, B.; Amin, M. M. & Ebrahimi, A. 2015. Survey of efficiency evaluation of modified and unmodified Clinoptilolite for nitrate removal from aqueous solutions. *Journal Health Syst Rec*, 11(3): 638-649 (In Persian).
- Tunturi, P. 1976. Electrochemical treatment of process Wastewater containing colloidal particles. *Kemia-Kemi/Finnish Chemical Journal*,16: 222-228.
- Vasudevan, S.; Lakshmi, J.; Ravichandran, S.; Mohan, S. & Sozhan, G. .2010. Removal of NO<sub>3</sub> – from Drinking Water by Electrocoagulation – An Alternate Approach. *clean-soil, air, water*, 38(3), 225-229.
- Yushi, T.; Weihua, H.; Dandan, L.; Wulin, Y.; Bruce, E. L. & Nanqi, R. 2018. Effective phosphate removal for advanced water treatment using energy, migration electricfield assisted electrocoagulation. *Water research*, 138(2018):129-136.