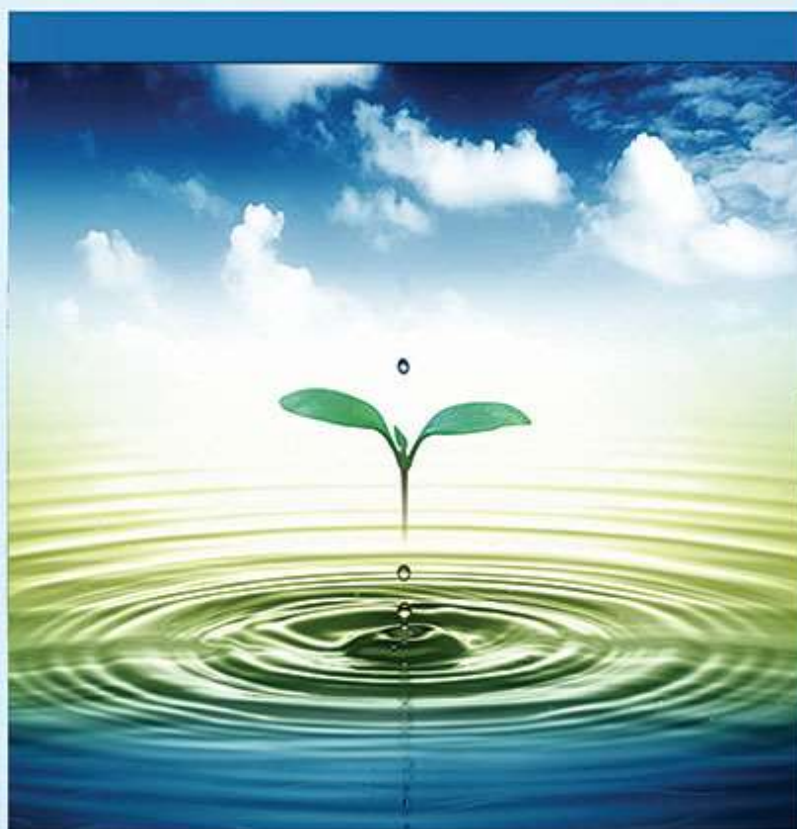


بررسی کارایی منعقد کننده‌ها در حذف آرسنیک از آب

بهزاد کوهی و شاهین پاست

دوره ۳، شماره ۲، تابستان ۱۳۹۶، صفحات ۱۹۹-۱۹۰

Vol. 3(2), Summer 2017, 190 – 199



Efficiency Assessment of coagulants in the removal
of Arsenic from water

Kouhi B. and Past S.

www.jewe.ir

OPEN ACCESS

نحوه ارجاع به این مقاله: کوهی ب. پاست ش. (۱۳۹۶). بررسی کارایی منعقدکننده‌ها در حذف آرسنیک از آب. محیط‌زیست و مهندسی آب، جلد ۳، شماره ۲، صفحات: ۱۹۹ – ۱۹۰

How to cite this paper: Kouhi B. and Past S. (2017). Efficiency assessment of coagulants in the removal of Arsenic from water. J. Environ. Water Eng., 3(2), 190 – 199.

بررسی کارایی منعقدکننده‌ها در حذف آرسنیک از آب

بهزاد کوهی*^۱ و شاهین پاست^۲

^۱ کارشناسی ارشد شیمی، آزمایشگاه ریزآلاینده، شرکت آب و فاضلاب اردبیل، اردبیل، ایران
^۲ کارشناسی مهندسی عمران آب و فاضلاب، شرکت آب و فاضلاب اردبیل، اردبیل، ایران

* نویسنده مسئول: behzadkahi4000@yahoo.com

تاریخ دریافت: [۱۳۹۵/۱۱/۱۲]

تاریخ پذیرش: [۱۳۹۶/۰۱/۱۷]

چکیده

فرآیند انعقاد و لخته‌سازی یکی از روش‌های معمول مورد استفاده در تصفیه‌خانه‌های آب جهت تصفیه آب‌های سطحی می‌باشد. این فرآیند در صورت صحیح انجام شدن می‌تواند بر روی حذف فلزات سنگین نیز تأثیر گذاشته و درصد حذف فلزات را به بیشترین مقدار خود برساند. در تحقیق حاضر تأثیر مواد منعقد کننده مختلف، عناصر موجود در آب مانند یون‌های کلسیم و سولفات بر روی فرآیند کاهش آرسنیک در pH های مختلف مورد بررسی قرار گرفت. آزمون جار نیز جهت تعیین مقدار بهینه منعقدکننده و بررسی تأثیر پارامترهایی از جمله pH، نسبت غلظت منعقد کننده، دما، سرعت هم زدن و غیره استفاده شد. درصد کاهش آرسنیک کل در حضور ماده منعقد کننده پلی‌آلومینیم کلراید ۱۰ تا ۱۵ درصد بیشتر از کلروفریک مشاهده شد. نتایج نشان داد که در صورت استفاده از مواد کمک منعقد کننده پلی‌الکترولیت درصد کاهش فلز بیشتر افزایش می‌یابد. مواد محلول موجود در آب تأثیر متفاوتی بر روی کاهش غلظت آرسنیک در کنار تغییرات pH از خود نشان دادند.

واژه‌های کلیدی: آرسنیک؛ پلی‌آلومینیم کلراید؛ پلی‌الکترولیت؛ کلروفریک؛ کلرید آلومینیم

۱- مقدمه

گسترش شهرنشینی و توسعه صنعت، آلودگی محیط‌زیست به فلزات سنگین به یک مشکل جهانی تبدیل شده است (Buragohain et al. 2010; Hou et al 2013). فلزات نمی‌توانند مانند آلاینده‌های آلی به روش‌های شیمیایی یا زیستی در طبیعت تجزیه شوند. همچنین، فلزات سنگین جایگزین دیگر املاح و مواد معدنی موردنیاز در بدن می‌شوند. یکی از دلایل پایداری یون‌های فلزی، وسعت زیستی آن‌ها در زنجیره غذایی می‌باشد که موجب به مخاطره افتادن گیاهان و جانوران زیادی می‌شود (Hong et al. 2009). روش‌های مختلفی برای حذف فلزات سنگین و خارج نمودن آن‌ها از محیط وجود دارد که به‌طور عمده شامل روش‌های شیمیایی و بیولوژیک می‌شود (Jong and Parry. 2003). اغلب فناوری‌های حذف آرسنیک در حذف آرسنات (آرسنیک پنج ظرفیتی) مؤثرترند چراکه آرسنیت (آرسنیک سه‌ظرفیتی) در pH کمتر از ۹/۲ از نظر بار خنثی می‌باشد. در حالی که گونه‌های آرسنیک ۵ ظرفیتی در این شرایط دارای بار منفی هستند. به همین دلیل در بسیاری از سیستم‌های حذف آرسنیک یک مرحله اکسایش اولیه برای تبدیل آرسنیت به آرسنات وجود دارد (Jong and Parry 2003). ازن با غلظت ۲ mg/L به مدت یک دقیقه قبل از صاف‌سازی به آب اضافه می‌شود که این زمان برای اکسید نمودن آهن و منگنز و به‌طور هم‌زمان رساندن غلظت آرسنیک و سایر فلزات به زیر حد تشخیص، کافی می‌باشد (Nieminski and Evans 1995) البته با همین مقدار ازن مصرفی، زمان لازم برای حذف آرسنیت ۴ دقیقه گزارش گردیده است (Kim and Nriagu 2000). معمول‌ترین منعقد کننده‌های مورد استفاده، نمک‌های آهن و آلومینیم می‌باشند. در عمل در تصفیه‌خانه‌ها حذف بین ۵۰ تا ۹۰٪ انجام می‌گیرد. حذف آرسنیک تحت تأثیر عوامل مختلفی مانند نوع ماده منعقد کننده، دُز مصرف ماده منعقد کننده، pH، غلظت اولیه آرسنیک و مواد مغذی دیگر در آب قرار دارد. اثر تنظیم pH نسبت به افزایش مقدار ماده منعقد کننده در اغلب موارد نتیجه بهتری را در حذف آرسنیک خواهد داد (Herin et al. 1996; Sorg and Logsdon. 1978). وجود برخی آنیون‌ها در آب می‌تواند در دستیابی به سایت‌های جذبی با آرسنیک رقابت نموده و همچنین موجب کاهش بار سطحی گردیده و حذف آرسنیک را کاهش دهد. در مقابل، وجود کاتیون‌ها در آب با افزایش بار سطحی موجب حذف بیشتر آرسنیک می‌گردد. سولفات و کربنات می‌تواند حذف آرسنیت را کاهش دهند ولی بر حذف آرسنات تأثیر بسیار کمی دارند (Dong et al. 2011; Liu et al. 2007). آب‌های صنعتی یکی از منابع مهم آلودگی محسوب می‌شوند. این آلودگی‌ها می‌تواند شامل ترکیبات آلی، میکروارگانیسم‌ها و فلزات سنگین باشد. از میان این آلودگی‌ها، فلزات سنگین از پایداری بالا و سمیت فراوانی برخوردار هستند. مطالعات زیادی نشان داده است که این نوع مواد حتی در مقادیر غلظتی کم نیز، از سمیت زیادی برخوردار بوده و خطرات زیستی زیادی را به دنبال دارند (Stoica, and Oproiu 2004; Rocha et al. 2009). امروزه در اثر توسعه صنایع و ورود پساب‌های کارخانجات صنعتی به محیط، اکوسیستم اطراف کارخانه‌ها و لب‌های سطحی و زیرزمینی در خطر آلودگی می‌باشند. این امر هم در کوتاه‌مدت و هم در درازمدت اثرات زیان باری بر روی موجودات زنده خاک و همچنین گیاهان و جانوران در این مناطق از خود به‌جای می‌گذارد (Nies 1999). تخلیه پساب‌های این کارخانه‌ها به داخل رودخانه سالیانه باعث مرگ‌ومیر هزاران آبری می‌شود و خطرات مهم زیستی- محیطی را به وجود می‌آورد. یکی از مهم‌ترین مواد آلاینده موجود، املاح فلزات سنگینی مثل روی، کادمیم، سرب، آرسنیک و غیره می‌باشد که در مجاورت کارخانجاتی که با این فلزات سروکار دارند به فراوانی یافت می‌شود (Diels et al. 1999). هدف از اضافه کردن مواد کمک منعقد کننده، افزایش دانسیته ذرات به هم چسبیده و کمک به ته‌نشینی سریع‌تر آن‌ها است. تعیین شرایط بهینه مصرف نوع مواد منعقد کننده که در فرآیندهای متعارف تصفیه آب‌های سطحی استفاده می‌شود جهت افزایش راندمان حذف فلزات سنگین به ویژه آرسنیک در کنار سایر پارامترهایی که می‌توانند این فرآیند را تحت تأثیر قرار دهند، هدف از این پژوهش می‌باشد.

۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- مواد

برای نمونه‌برداری و انجام آنالیزهای فیزیکی و شیمیایی از ظروف پلاستیکی ۱/۵ لیتری استفاده شد. این ظروف قبل از نمونه‌برداری در آزمایشگاه با آب شهری ۳ بار شسته و سپس با استفاده از نیتریک اسید به نسبت ترکیبی ۱+۲ مورد شستشو قرار گرفت. در نهایت به وسیله آب مقطر ۳ بار آبکشی شدند تا هرگونه آلودگی احتمالی از بین برود. در حین نمونه‌برداری دما و هدایت الکتریکی نمونه‌ها در محل اندازه‌گیری و ثبت شدند. پارامترهای فیزیکی و شیمیایی نمونه‌های برداشت‌شده اندازه‌گیری شدند. مواد شیمیایی مورد مصرف با درجه خلوص بالا از طریق شرکت‌های معتبر مرک و سیگما آلدریچ تهیه شده‌است. همه محلول‌ها در حضور آب مقطر فوق خالص تهیه و محلول مادر ترکیبات آرسنیک ۳ ظرفیتی و آرسنیک ۵ ظرفیتی از مواد اولیه Na_2HAsO_3 و $\text{Na}_3\text{AsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ تهیه گردید. محلول‌های مادر سولفات سدیم و کلرید کلسیم از CaCl_2 ، Na_2SO_4 در غلظت‌های مورد نیاز هر هفته تهیه و مورد استفاده قرار گرفت. در این تحقیق از کلرید فریک ۳۷٪ و پلی آلومینیوم کلراید استفاده و تمام آزمایش‌های جار در دمای اتاق ۲۵-۲۰ درجه سانتی‌گراد مورد آزمایش قرار گرفت. برای حذف هرگونه مواد آلی از ظروف مورد استفاده تمامی ظروف شیشه‌ای اعم از پیپت و بشر، سل‌های استفاده‌شده و لوازم آزمایشگاهی به وسیله محلول اسید سولفوریک مطابق با دستورالعمل آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا شستشو داد شد. سطوح تمامی پدال‌ها و میله‌های همزن دستگاه جارتست ابتدا با آب مقطر معمولی، سپس با آب دوبار تقطیر با هدایت الکتریکی کمتر از ۱ میکروزیمنس بر سانتی‌متر آبکشی شدند. از دستگاه جارتست ۶ خانه با سرعت متغیر حدود ۱۰ rpm تا ۲۵۰ با پروانه‌های استاندارد و ۶ عدد بشر یا ظرف مکعب شکل مخصوص به حجم ۲ لیتر، پیپت‌های ۱-۵-۱۰ میلی‌لیتری، با دقت ۰/۱ میلی‌لیتر استفاده شده است. روش آزمایش پارامترهای شیمیایی در جدول (۱) آورده شده است.

جدول ۱- روش آزمایش پارامترهای شیمیایی آب

ردیف	پارامتر	روش و نوع دستگاه
۱	pH	HACH
۲	هدایت الکتریکی (EC)	HACH
۳	کدورت	HACH
۴	آنیون‌ها (کلرید، فلورید، سولفات، نیترات، نیتريت، فسفات، برمید و...)	Ion Chromatography
۵	کاتیون‌ها (سدیم، پتاسیم، کلسیم، منیزیم و...)	Ion Chromatography
۶	فلزات سنگین (آرسنیک)	جذب اتمی-کوره گرافیتی

کلیه وسایل شیشه‌ای قبل از استفاده در داخل اسیدکلریدریک ۴/۲ مولار به مدت ۱۵ دقیقه جوشانده شده و سپس با آب مقطر کاملاً آبکشی و ظروف تا زمان استفاده داخل آب مقطر خالص نگهداری می‌شدند. تمام دستگاه‌ها مطابق با دستورالعمل راهنمای دستگاه قبل از استفاده کالیبره می‌شد. جهت آنالیز آنیون‌ها و کاتیون‌ها از دستگاه کروماتوگرافی یونی استفاده شد. جدول (۲) شرایط کروماتوگرافی یونی برای اندازه‌گیری کاتیون‌ها و آنیون‌های مختلف را نشان می‌دهد.

^۱-US.EPA

جدول ۲- شرایط کروماتوگرافی یونی جهت اندازه‌گیری کاتیون‌ها و آنیون‌ها

اندازه‌گیری آنیون‌ها	اندازه‌گیری کاتیون‌ها	پارامترها
Metrosep A Supp 5 – 250	Metrosep C2 – 250	ستون جداسازی
Metrosep A Supp 4/5 Guard Column	Metrosep C2 Guard Column	پیش ستون (ستون محافظ)
4.5 mM Sodium carbonate- 3.5 mM Sodium bicarbonate- 0.7	2.5mM Nitric acid-	حلال (فاز متحرک)
اسید سولفوریک 50mM - آب فوق خالص 20μL	1.0	سرعت جریان حلال (mL/min)
	-	محلول فرونشاننده
	10μL	حجم تزریق
هدایت سنجی	هدایت سنجی	آشکارساز

۲-۲- فرآیند آزمون جار و آنالیزهای شیمیایی

نمونه با pH معین و غلظت مشخصی از آرسنیک تهیه و به ظرف دستگاه آزمون جار ریخته شد. حجم انتخابی به اندازه ظرف بستگی دارد. با پیبت مقادیر متفاوتی از محلول‌های منعقدکننده به سرعت به هر بشر اضافه شد. عمل اختلاط سریع با سرعت ۱۲۰ دور در دقیقه به مدت دو دقیقه و اختلاط آرام با سرعت ۴۰ دور در دقیقه و به مدت ۲۰ دقیقه انجام شد. پس از پایان عمل اختلاط نمونه برای مدت ۳۰ دقیقه جهت انجام ته‌نشینی در شرایط سکون نگاهداشته شد. سپس از ۲ سانتی‌متری زیر سطح آب درون ظرف یک نمونه ۵۰ میلی‌لیتری برداشته شد. ویژگی‌های آب ته‌نشین شده^۱ از جمله دما و سایر پارامترهای شیمیایی اندازه‌گیری شد. غلظت اولیه آرسنیک در حدود ۰/۱ میلی‌گرم بر لیتر و مقدار کلرور فریک تزریقی ۱۵ میلی‌گرم بر لیتر انتخاب و تنظیم مقدار pH نمونه قبل از انجام آزمایش جار توسط محلول‌های سدیم هیدروکسید و هیدروکلریک اسید انجام گرفت. برای ایجاد کدورت مشخص در نمونه آب ۸۰ واحد کدورت^۲ در حد کدورت آب‌های سطحی از خاک رس طبیعی استفاده گردید. همین موارد در خصوص آلومینیم کلراید و پلی‌آلومینیم کلراید تکرار شد. غلظت یون‌های تأثیرگذار بر روی فرآیند حذف شامل کلسیم: ۰ تا ۱۰۰ میلی‌گرم بر لیتر، سولفات: ۰ تا ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر و غلظت کلروفریک به‌طور ثابت ۱۵ میلی‌گرم بر لیتر بررسی گردید. بعد از هر آزمایش از ۲ سانتی‌متری زیر سطح آب درون ظرف یک نمونه ۵۰ میلی‌لیتری برداشت شد. نمونه سریعاً به‌وسیله صافی غشایی ۰/۴۵ میکرون فیلتر و ۲۵ سی‌سی از نمونه فیلتر شده توسط محلول غلیظ نیتریک اسید جهت تعیین مقدار غلظت آرسنیک با دستگاه جذب اتمی در کوره گرافیکی آماده شد. سپس ۲۵ سی‌سی باقیمانده از نمونه جهت تعیین ویژگی‌های شیمیایی آب توسط دستگاه یون کروماتوگرافی آنیونی و کاتیونی آماده گردید. pH محلول توسط دستگاه pH متر ساخت کشور آمریکا مدل WTW اندازه‌گیری و تنظیم گردید.

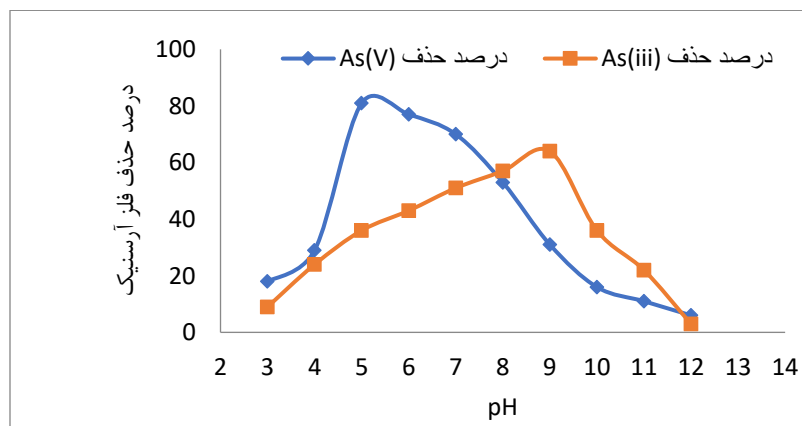
^۱-Supernatant

^۲-NTU

۳- یافته‌ها و بحث

۳-۱- اثر pH در حضور کلروفریک، کلرید آلومینیم، پلی آلومینیم کلراید

حذف آرسنیک در منعقد کننده کلرور فریک شدیداً به مقدار pH بستگی دارد. بیش از ۹۵ درصد حذف آرسنیک ۵ ظرفیتی بین pH ۵ الی ۷ اتفاق می‌افتد (شکل ۱). فرآیند کاهش آرسنیک به‌طور فراوانی با کم شدن مقدار pH کاهش می‌یابد که می‌توان این کاهش را به افزایش حلالیت هیدروکسید آهن در pH ۴ الی ۳ دانست. با افزایش pH از مقادیر ۵ الی ۱۰ حذف آرسنیک ۵ ظرفیتی شدیداً کاهش یافته که می‌توان آن را به علت رقابت یون‌های دیگر در جذب توسط مراکز با بار مثبت در محلول ارتباط داد (Guan. et al 2009; Burton 2009). بنابراین آرسنیک ۵ ظرفیتی با افزایش مقدار pH بار منفی بیشتری پیدا می‌کند. از طرفی سطح ذرات آهن رسوب داده شده با افزایش مقدار pH از ۴ به ۱۰ کاهش می‌یابد. این باعث کاهش قدرت حذف منعقد کننده کلرور فریک در مقادیر pH بالا می‌شود. بنابراین حذف آرسنیک ۵ ظرفیتی به کمک منعقد کننده کلرور فریک شدیداً به مقدار pH بستگی دارد. البته مقدار ذرات آهن و آرسنیک و بار سطحی ذرات نیز نقش مهمی در این میان ایفا می‌کنند. وابستگی آرسنیک سه‌ظرفیتی به مقدار pH در حضور منعقد کننده کلرور فریک کاملاً متفاوت با رفتار آرسنیک ۵ ظرفیتی می‌باشد که در شکل (۱) دیده می‌شود. آرسنیک سه‌ظرفیتی در مقادیر pH پایین، بسیار کم توسط منعقد کننده جذب و با افزایش مقدار pH کاهش بیشتری از خود نشان می‌دهد. به‌طوری‌که ماکزیمم مقدار حذف در pH ۱۰ مشاهده و با افزایش مقدار pH کاهش یافت. در محیط اسیدی آرسنیک سه‌ظرفیتی تمایل زیادی به جذب پروتون و تشکیل گونه H_3AsO_3 نسبت به جذب به سطح ذرات آهن نشان می‌دهد (Guan. et al 2009; Roberts 2004). این نتایج به‌طور نسبی حذف آرسنیک سه‌ظرفیتی در مقادیر pH کم و افزایش حذف در مقادیر بالای pH را توجیه می‌نماید (Pallier et al. 2011). البته باید توجه کرد که آرسنیک سه‌ظرفیتی به مقدار دوز تزریقی ماده منعقد کننده و محل‌های جذب قابل دسترس در سطح ذرات منعقد کننده نیز بستگی دارد. کاهش ناگهانی حذف آرسنیک با افزایش pH از ۱۰ به ۱۲ احتمالاً به دلیل رسوب کامل ذرات آهن و رقابت بین H_2AsO_3 و بار منفی فلوک‌های هیدروکسید آهن باشد. به‌طور کلی حذف آرسنیک پنج ظرفیتی بیشتر از آرسنیک سه‌ظرفیتی در مقدار پایین pH در حضور منعقد کننده کلروفریک قابل قبول می‌باشد. در مقادیر بیشتر pH حذف آرسنیک ۵ ظرفیتی کمتر از آرسنیک سه‌ظرفیتی است.



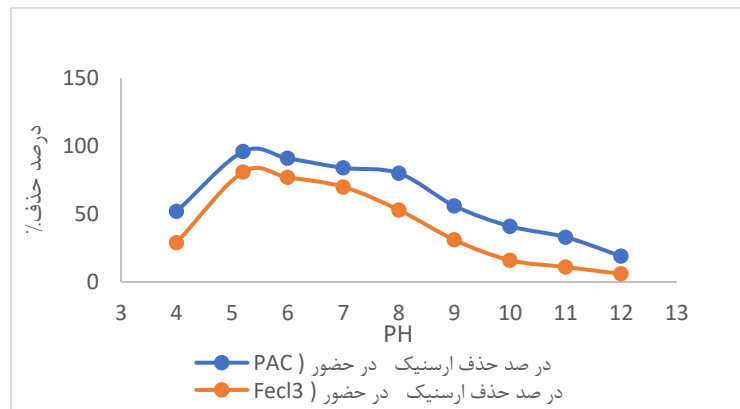
شکل ۱- تأثیر پارامتر pH بر کاهش غلظت آرسنیک در حضور منعقد کننده کلروفریک

همچنین توانایی حذف آرسنیک توسط منعقد کننده آلومینیم کلراید و پلی آلومینیم کلراید در مقادیر متغییری از pH ۴ الی ۱۲ در حضور مقادیر مختلف از دُز تزریقی منعقد کننده آلومینیم کلراید و پلی آلومینیم کلراید در دو محدوده ۲ و ۱۵ میلی‌گرم بر لیتر مورد بررسی قرار گرفت (شکل ۲).



شکل ۲- تأثیر pH بر کاهش غلظت آرسنیک ۵ ظرفیتی در حضور منعقد کننده پلی آلومینیم کلراید و آلومینیم کلراید

با افزایش مقدار دُز تزریقی منعقد کننده مقدار کاهش آرسنیک افزایش می‌یابد که در هر دو منعقد کننده آلومینومی مشاهده می‌گردد. محدوده pH، ۵ الی ۶ که مقدار حذف به بیشترین مقدار خود می‌رسد که با مقایسه با منعقد کننده کلرور فریک نتیجه می‌شود که آرسنیک ۵ ظرفیتی رفتار مشابهی در همه منعقد کننده‌ها از خود نشان می‌دهد. ولی حذف آرسنیک در حضور منعقد کننده پلی آلومینیم کلراید بیشتر از کلرور فریک می‌باشد (شکل ۳). علت آن را می‌توان به توانایی تشکیل پیوند کمپلکسی یون آرسنیک با هسته آلومینیمی علاوه بر توانایی جذب سطحی بر روی ذرات ارتباط داد. از طرفی در صورت استفاده از منعقد کننده‌های پلیمری به احتمال گیر افتادن آرسنیک بین شاخه‌های پلیمری درصد حذف را به میزان بیشتری افزایش می‌دهد.



شکل ۳- مقایسه درصد حذف فلز در حضور منعقد کننده پلی آلومینیم کلراید و کلروفریک

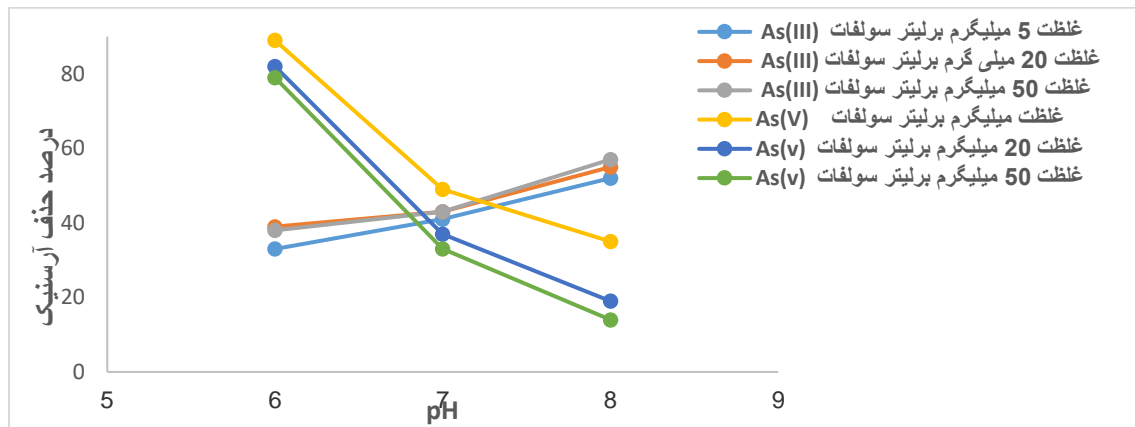
۳-۲- پارامتر سختی در حضور منعقد کننده کروفریک، پلی آلومینیم کلراید

در این تحقیق با توجه به اینکه اکثر آبهای سطحی در محدوده غلظت کلسیم و سولفات به ترتیب ۰ تا ۱۰۰ میلی‌گرم و ۰ تا ۵۰ میلی‌گرم برلیتر قرار دارند، بررسی فرآیند حذف در محدوده فوق انجام شد (Liu. et al. 2007; Dong. et al. 2011). یون‌های موردنظر تأثیر متفاوتی بر روی حذف آرسنیک (البته نه بطور کامل) دارند. با توجه به نتایج بدست آمده به‌طور کلی آرسنیک ۵ ظرفیتی به غلظت کلسیم نسبت به آرسنیک سه‌ظرفیتی حساسیت بیشتری از خود نشان می‌دهد. افزایش غلظت کلسیم در آرسنیک ۳ ظرفیتی به صورت جزئی باعث کاهش درصد حذف شد. درحالی‌که افزایش غلظت کلسیم، افزایش کمی در درصد حذف آرسنیک ۵ ظرفیتی نشان می‌دهد. وجود غلظت‌های بالای کلسیم در آب در حذف آرسنیک تأثیر کمتری دارند و همچنان pH تأثیر بیشتر از سایر پارامترها دارد. بررسی‌های فوق در حضور منعقد کننده پلی آلومینیم کلراید نیز تکرار و تأییدکننده نتایج بدست آمده از

منعقد کننده کلروفیک می‌باشد، با وجود اینکه درصد حذف در حضور منعقد کننده پلیمری بیشتر از منعقد کننده غیر پلیمری است. استفاده از مواد منعقد کننده پلیمری نیز تأثیر زیادی در فرآیند حذف از خود نشان می‌دهد. بنابراین با بررسی‌های فوق به این نتیجه رسید که احتمالاً حذف آرسنیک در منابع برداشت آب که وجود آرسنیک گزارش شده است با بررسی کیفیت آب منبع برداشت می‌توان باعث افزایش راندمان حذف شد.

۳-۳- تأثیر یون سولفات بر روی فرآیند حذف آرسنیک در حضور منعقد کننده کلروفیک، پلی آلومینیم کلراید

در شکل (۴) تأثیر یون سولفات بر روی حذف آرسنیک ۵ و ۳ ظرفیتی محدوده pH، ۸-۶ را نشان می‌دهد. با توجه به نتایج مشاهده می‌شود که یون سولفات تأثیر کمتری بر روی فرآیند حذف آرسنیک ۳ ظرفیتی ایفا می‌کند. اما مقادیر حذف آرسنیک ۵ ظرفیتی با افزایش غلظت سولفات کاهش پیدا کرده است.



شکل ۴- تأثیر غلظت سولفات بر روی فرآیند حذف آرسنیک ۳-۵ ظرفیتی در pH متداول آب

علت کاهش حذف آرسنیک را می‌توان به حضور یون سولفات و تأثیر آن بر روی احیای ذرات آهن نسبت داد. هرچند که در رقابت بین سولفات و آرسنیک ۵ ظرفیتی برای جذب بر روی هیدروکسید آهن، سولفات بسیار بیشتر نقش ایفا کرده و باعث کاهش حذف آرسنیک ۵ ظرفیتی شده است (Meng et al, 2000). بطور کلی نقش یون سولفات در غلظت‌های پایین در فرآیند حذف آرسنیک کم و احتمالاً در غلظت‌های بالای سولفات محسوس‌تر بوده و فرآیند حذف آرسنیک را تحت تأثیر خواهد گذاشت. غلظت آلومینیوم در آب‌های طبیعی بصورت عمده بستگی به فاکتورهای متغیر فیزیکی و شیمیایی و کانی‌شناسی دارد. غلظت آن در آب‌های با pH تقریباً طبیعی دامنه آن از ۰,۰۵ تا ۰,۰۱ میلی‌گرم در لیتر است. احتمال افزایش تا میزان ۱-۵,۰ میلی‌گرم در لیتر در آب‌های اسیدی یا آب‌های غنی شده با مواد آلی وجود دارد. در این پژوهش با توجه به اهمیت وجود آلومینیوم در آب، بعد از استفاده ترکیبات آلومینیوم دار در مرحله انعقاد، نسبت آلومینیوم باقیمانده در دو ماده منعقد کننده استفاده شده در پژوهش آنالیز و نتایج در جدول (۳) آورده شده است.

با توجه به نتیجه جدول (۳) میزان یون آلومینیوم باقیمانده در منعقد کننده پلی آلومینیوم کلراید همواره کمتر از حد مجاز استانداردهای جهانی بدست آمد و مشکلی برای سلامتی ایجاد نخواهد کرد. ضمن اینکه می‌توان با بهینه کردن شرایط تزریق منعقد کننده پلیمری نتیجه بهتری را نیز بدست آورد.

جدول ۳- مقدار آهن و آلومینیوم باقیمانده پس از عمل انعقاد

ردیف	نوع ماده	آهن باقیمانده/mg/l	آلومینیوم باقیمانده/mg/l
۱	آب خام	۰/۰۳	۰/۰۱
۳	کلروفریک	۰/۰۱	-
۴	پلی آلومینیم کلراید	-	۰/۰۵
۵	کلرید آلومینیم	-	۰/۲۵۷

۴- نتیجه‌گیری

داده‌های این تحقیق به‌طور واضح نشان داد که حذف آرسنیک ۳ ظرفیتی بسیار مشکل‌تر از آرسنیک ۵ ظرفیتی می‌باشد. از اینرو بهتر است که آرسنیک ۳ ظرفیتی قبل از حذف توسط منعقد کننده به آرسنیک ۵ ظرفیتی اکسید شود. مواد محلول در آب تأثیر زیادی بر روی آرسنیک ۵ ظرفیتی نسبت به آرسنیک ۳ ظرفیتی دارند. حذف آرسنیک ۵ ظرفیتی بسیار کم در برابر مواد محلول در شرایط اسیدی تحت تأثیر قرار می‌گیرد. این نتیجه نشان می‌دهد که بهتر است آرسنیک ۳ ظرفیتی قبل از حذف به آرسنیک ۵ ظرفیتی اکسید شود؛ تا ماکزیم راندمان حذف به‌وسیلهٔ مواد منعقد کننده حاصل شود. حذف آرسنیک ۵ ظرفیتی توسط منعقد کننده در pH ۷ و ۸ که متداول آب سطحی می‌باشد نسبت به آرسنیک ۳ ظرفیتی از راندمان بیشتری برخوردار است. همچنین می‌توان بدون تغییر در pH آب، حداکثر بالای ۷۰ درصد آرسنیک را حذف نمود. با توجه به نتایج بدست آمده از آنالیزها راندمان، حذف منعقد کننده‌های پلیمری بنا به ساختار مولکولی آن‌ها و توانایی واکنش علاوه بر توانایی جذب سطحی، بیشتر از منعقد کننده‌های غیر پلیمری می‌باشد.

Reference

- Argos M., Kalra T., Pierce B. L., Chen Y., Parvez F., Islam T., Ahmed A., Hasan R., Hasan K., Sarwar G., Levy D., Slavkovich V., Graziano J.H., Rathouz P.J. and Ahsan H. (2011). A prospective study of arsenic exposure from drinking water and incidence of skin lesions in Bangladesh. *Am. J. Epidemiol.*, 174, 185-94.
- Buragohain M., Bhuyan B., Sarma H. P. (2010). Seasonal variations of lead, arsenic, cadmium and aluminium contamination of groundwater in Dhemaji District, Assam, India. *Environ. Monit. Assess.*, 170, 345-51.
- Burton E.D., Bush R. T., Johnston S.G., Watling K.M., Hocking R. K., Sullivan L. A. and Parker G. K. (2009). Sorption of arsenic(V) and arsenic(III) to schwertmannite, *Environ. Sci. Technol.*, 43, 9202-9207.
- Diels L., De Smet M., Hooyberghs L, Corbisier P. (1999). Heavy metal Bioremediation of soil. *Mol. Biotechnol.*, 12, 149-58.
- Dong H. R., Guan X. H., Wang D. S. and Ma J. (2011). Individual and combined influence of calcium and anions on simultaneous removal of chromate and arsenate by Fe(II) under suboxic conditions, *Sep. Purif. Technol.*, 80 284-292.
- Guan X. H., Ma J., Dong H. R. and Jiang L. (2009). Removal of arsenic from water: effect of calcium ions on As(III) removal in the KMnO₄-Fe(II) process. *Water Res.*, 43, 5119-5128.

- Hou D., He J., Lü C., Ren L., Fan Q. Wang J. and Xie Z. (2013). Distribution characteristics and potential ecological risk assessment of heavy metals (Cu, Pb, Zn, Cd) in water and sediments from Lake Dalinouer, China. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 93, 135-44.
- Jong T. and Parry D.L. (2003). Removal of sulfate and heavy metals by sulfate reducing bacteria in short-term bench scale upflow anaerobic packed bed reactor runs. *Water Res.*, 37, 3379-3389.
- Kim, M. J. and Nriagu, J. (2000). Oxidation of arsenite in groundwater using ozone and oxygen. *Sci. Total Environ.*, 274, 71-79.
- Meng X. G., Bang S. and Korfiatis G. P. (2000). Effects of silicate, sulfate, and carbonate on arsenic removal by ferric chloride. *Water Res.*, 34, 1255-1261.
- Nies D. H. (1999). Microbial heavy Metal resistance. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 51, 730-750.
- Pallier V., Feuillade-Cathalifaud G. and Serpaud B. (2011). Influence of organic matter on arsenic removal by continuous flow electrocoagulation treatment of weakly mineralized waters. *Chemosphere* 83, 21-28.
- Roberts L. C., Hug S. J., Ruettimann T., Billah M., Khan A. W. and Rahman M. T. (2004). Arsenic removal with iron(II) and iron(III) waters with high silicate and phosphate concentrations. *Environ. Sci. Technol.*, 38, 307-315.
- Rocha C.G., Zaia D.A.M., Alfaya R.V.S. and Alfaya A.A.S. (2009). Use of rice straw as biosorbent for removal of Cu(II), Zn(II), Cd(II) and Hg(II) ions in industrial effluents. *J. Hazard. Mater.*, 166, 383-388.
- Sorg T.J. and Logsdon G.S. (1978). *J. Am. Water Works Assoc.*, 70, 379.
- Stoica, L. and Oproiu, G.C., (2004). Cu(II) recovery from aqueous systems by flotation, *Sep. Sci. Technol.*, 39, 893-909.

Efficiency Assessment of Coagulants in the Removal of Arsenic from Water

Behzad Kouhi*¹ and Shahin Past²

¹M.Sc. of Chemistry, Laboratory of Micro-pollutants, Ardabil Water and Wastewater Company, Ardabil, Iran

²B.E. of Civil Engineering, Ardabil Water and Wastewater Company, Ardabil, Iran

*Corresponding author: behzadkohi4000@yahoo.com

Received: January 31, 2017

Accepted: April 6, 2017

Abstract

Coagulation and flocculation process is one of the common methods used in water treatment plants used for treatment of surface waters. If performed correctly, this process can affect the removal of heavy metals and the removal rate will reach its maximum value. In the present study, the effect of coagulants dosage and different elements in water such as calcium and sulfate ions on the arsenic reduction process were assessed at different pH values. Jar test was used to determine the optimal dosage of coagulant and to assess the effect of parameters such as pH, coagulant dosage, temperature, stirring speed, etc. The reduction percentage of total arsenic in the presence of PAC was 10 to 15% more than Ferric Chloride. The results showed that in the case of the polyelectrolyte coagulants aid, the reduction rate was high. Soluble material in water had different impact on the reduction of arsenic concentrations with changes in pH values.

Keywords: Arsenic; PAC; Polyelectrolyte; Ferric Chloride; Aluminum Chloride.