

## تأثیر کربن فعال تولید شده از مخروط‌های درخت کاج در کاهش پارامترهای شوری آب آبیاری

محسن قاسمی<sup>۱</sup>، جهانگیر عابدی کویابی<sup>۲\*</sup>، منوچهر حیدرپور<sup>۳</sup> و محمد دیناری<sup>۴</sup>

۱. دانشجوی دکتری، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان

۲. استاد، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان

۳. استاد، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان

۴. استادیار، دانشکده شیمی، دانشگاه صنعتی اصفهان

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۱۰/۶ - تاریخ بازنگری: ۱۳۹۵/۱۲/۲۵ - تاریخ تصویب: ۱۳۹۶/۱/۱۵)

### چکیده

شوری آب آبیاری یکی از عوامل مهم در شور شدن خاک، کاهش نفوذپذیری خاک و کاهش محصولات زراعی می‌باشد و یافتن روش‌های نوین با هزینه کم در کاهش شوری آب آبیاری اجتناب‌ناپذیر است. هدف کلی این تحقیق تولید کربن فعال از مخروط‌های درخت کاج و ارزیابی کاربرد آن در جذب یون‌های عامل شوری آب آبیاری بود. آزمایش‌های جذب در سیستم ناپیوسته انجام شد و تأثیر پارامترهای مؤثر بر جذب شامل زمان تماس، غلظت اولیه یون‌های شوری در آب، ایزوترم و سینتیک جذب و همچنین تأثیر جذب بر پارامترهای کیفیت آب آبیاری شامل EC، TDS، TH و SAR مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که جاذب کربن فعال تهیه‌شده از مخروط‌های درختان کاج می‌تواند ۲۱/۵ درصد از یون‌های عامل شوری در هدایت الکتریکی ۲۰/۴ دسی‌زیمنس بر متر را جذب کند و در هدایت الکتریکی‌های ۱۰/۴ و ۵/۶ دسی‌زیمنس بر متر، درصد جذب یون‌های عامل شوری به ترتیب به ۱۴/۳ و ۷ درصد رسیده است. سینتیک و ایزوترم جذب یون‌های شوری به ترتیب از مدل شبه مرتبه دوم و ایزوترم فروندلیچ پیروی کرد. همچنین بیشترین کاهش TH و SAR آب آبیاری در شوری ۲۰/۴ دسی‌زیمنس بر متر مشاهده گردید که به ترتیب ۱۴/۴ و ۱۴/۸ درصد کاهش یافتند.

واژه‌های کلیدی: جذب، شوری، کربن فعال، سینتیک، ایزوترم

### مقدمه

آب اساسی‌ترین مایع کره زمین است که در زندگی بشر نقش به‌سزایی دارد. اکنون که جمعیت جهان روز به روز در حال افزایش است و می‌بایست به هر نحو ممکن غذای این جمعیت انبوه فراهم گردد، توجه به مسئله کمبود آب و راهکارهای مقابله با آن به‌ویژه استفاده از آب‌های شور و لب‌شور اهمیت زیادی یافته است و بنابراین یافتن روش‌هایی برای بهبود کیفیت این آب‌ها امری اجتناب‌ناپذیر می‌باشد. به علت عدم مدیریت مناسب آب و خاک، مشکل شوری روز به روز در سطح جهان حادث می‌شود. مدیریت نادرست آب‌های شور علاوه بر شورتر کردن خاک با افزایش بیش از حد مجاز شوری در خاک، سبب ایجاد تغییرات فیزیولوژیک و مورفولوژیک در گیاه، عدم تعادل اسمزی، ایجاد سمیت از طریق برخی عناصر، به هم ریختن ساختمان خاک، کاهش نفوذپذیری خاک، به هم ریختن تغذیه گیاه،

کاهش جذب آب و مواد غذایی مورد نیاز و در نهایت کاهش عملکرد محصولات زراعی می‌شود (Jampeetong and Brix, 2009). یون‌های عامل شوری آب شامل کلر، سولفات، کربنات، بی‌کربنات، منیزیم، سدیم، کلسیم و به‌ندرت پتاسیم و نیترات می‌باشند که برای کاهش شوری آب می‌بایست میزان این یون‌ها را کاهش داد. وجود بیش از حد یون‌های کلر و سدیم مسمومیت گیاه را به دنبال دارد. زیاد بودن مقدار یون‌های کلسیم و منیزیم در آب آبیاری موجب افزایش سختی آب و به دنبال آن مسائلی نظیر گرفتگی قطره‌چکان‌ها در سامانه‌های آبیاری قطره‌ای اتفاق می‌افتد. وجود بیش از حد بی‌کربنات در آب آبیاری زمینه کاهش عناصر ریزمغذی خصوصاً آهن و روی در محلول خاک را فراهم می‌کند و در این حالت کاهش جذب این عناصر اتفاق می‌افتد و در ادامه کاهش انتقال این عناصر از ریشه به ساقه و از ساقه به برگ‌ها تغذیه گیاه را تحت تأثیر قرار می‌دهد. به‌طور کلی می‌توان گفت کیفیت آب آبیاری از نظر شیمیایی با خصوصیات مورد بررسی قرار می‌گیرد که این خصوصیات شامل موارد زیر می‌باشند (Chemura et al. 2014):

- ۱- شوری یا غلظت کل نمک‌های محلول در آب (TDS) که از مجموع آنیون‌ها و کاتیون‌های آب حاصل می‌شود.
- ۲- غلظت سدیم موجود در آب نسبت به سایر کاتیون‌ها که با نسبت جذب سدیم (SAR) نشان داده می‌شود.
- ۳- سختی کل (TH) آب که وابسته به میزان کلسیم و منیزیم آب است.
- ۴- ترکیبات آنیونی آب به‌ویژه غلظت کربنات‌ها و بی‌کربنات‌ها.

روش‌های مختلفی برای شوری‌زدایی از آب‌های شور ابداع شده که از آن جمله می‌توان به اسمز معکوس، الکترودیالیز، روش تبخیری و روش جذب سطحی با استفاده از جاذب اشاره کرد. با توجه به هزینه نسبتاً زیاد این روش‌ها استفاده از جاذب‌های ارزان قیمت در کاهش شوری آب امری اجتناب‌ناپذیر است. جاذب‌های مختلفی وجود دارد که به‌منظور حذف آلاینده‌ها از محلول‌های آبی مورد استفاده قرار می‌گیرند که از آن جمله می‌توان به زئولیت، بقایای گیاهی، رس، کربن فعال و غیره اشاره کرد (Farasati et al. 2013, Divband et al. 2013). کربن فعال مواد کربنی با سطح ویژه و تخلخل زیاد است که به علت ظرفیت جذب زیاد به یکی از پرمصرف‌ترین جاذب‌های صنعتی تبدیل شده است. کربن فعال امروزه به‌صورت گسترده در سامانه‌های تصفیه آب به کار می‌رود. عمده‌ترین موادی که برای تولید کربن فعال مورد استفاده قرار می‌گیرند شامل زغال‌سنگ، زغال چوب، مخروط‌های درختان کاج، پوسته نارگیل، پوسته بادام، پوسته فندق، پوست پسته، پوست گردو، خاکاره، باگاس نیشکر و زائدات حاوی کربن حاصل از فاضلاب می‌باشند (Das et al. 2015). فناوری‌های حاضر طیف وسیعی از انواع مختلف کربن فعال با مشخصه‌های ویژه را برای کاربردهای خاص تولید می‌کنند. Rostamian et al. (2015) جاذب‌های کربنی ساخته‌شده از شلتوک برنج و ساقه کلزا را در شوری‌زدایی آب مورد استفاده قرار دادند و دریافتند که افزایش دمای ساخت جاذب کربنی موجب افزایش ظرفیت شوری‌زدایی جاذب می‌گردد. Ahn et al. (2009) حذف فلزات سنگین از آب را با استفاده از کربن فعال اصلاح‌شده با سورفکتانت‌های کاتیونی مورد بررسی قرار دادند. سورفکتانت‌های مورد استفاده توسط آنها شامل سدیم دو دسیل سولفات، سدیم دو دسیل بنزن سولفات و دی اکتیل سولفو ساکینات سدیم بود. Aghakhani (2012) برای جذب یون‌های عامل شوری آب جاذب‌های زئولیت، پیت و کربن فعال صنعتی را مورد استفاده قرار داد و نتیجه گرفت که در بین این جاذب‌ها پیت عملکرد بهتری در جذب یون‌های عامل شوری آب دارد. Turan (2008) میزان توانایی زئولیت طبیعی در

کاهش شوری شیرابه کمپوست را مورد بررسی قرار داد. نتایج این تحقیق نشان داد که چنانچه زئولیت به میزان ۵ و ۱۰ درصد حجمی به شیرابه کمپوست اضافه شود، شوری آن به ترتیب حدود ۶۷ و ۸۹ درصد کاهش می‌یابد و از ۱۵/۷ دسی‌زیمنس بر متر به ۵/۲۴ و ۱/۷۴ دسی‌زیمنس بر متر می‌رسد. Mirzaei et al. (2013) از پوسته بادام و بنتونیت در حالت‌های معمولی و اصلاحی با اسید و باز برای حذف یون‌های کلر، بی‌کربنات، کلسیم و منیزیم استفاده کردند. نتایج نشان داد که بیشترین جذب یون مربوط به پوسته بادام اصلاح‌شده با اسید می‌باشد که توانسته ۶۶/۹ درصد از بی‌کربنات آب شور را جذب کند. Abedi et al. (2012) به‌منظور کاهش میزان هدایت الکتریکی (EC) زه‌آب کشاورزی، از فیلترهای حاوی شن، زئولیت و مواد آلی استفاده کردند و نتیجه گرفتند که فیلتر حاوی ترکیب شن، زئولیت و مخروط درخت کاج بیشترین راندمان را در حذف شوری زه‌آب دارد. Zhu et al. (2009) با اصلاح کربن فعال توسط نانو ذرات آهن نتیجه گرفتند که نانو ذرات آهن نقش مؤثری در جذب آرسنیک توسط کربن فعال دارند. اگر چه یون فسفات میزان جذب آرسنیک را کاهش داد اما یون‌های کلسیم و منیزیم میزان جذب آرسنیک توسط کربن فعال اصلاح‌شده با ذرات نانو را افزایش دادند.

با توجه به مباحث مطرح شده، کیفیت آب آبیاری یکی از پارامترهای بسیار مهم است که نه تنها در افزایش محصول بسیار مؤثر است، بلکه مهم‌ترین عاملی است که به نحوی بارز می‌تواند در بازگرداندن بسیاری از زمین‌های شور و غیر قابل کشت به عرصه کشاورزی بررسی شود و چنانچه سعی شود شوری آب آبیاری به طریقی کاهش داده شود، شوری خاک نیز کاهش خواهد یافت. بنابراین در این تحقیق هدف اصلی بررسی تغییر میزان یون‌های مرتبط با شوری آب آبیاری با استفاده از جاذب کربن فعال ساخته شده از مخروط‌های درخت کاج و تأثیر آن بر شاخص‌های کیفی آب آبیاری می‌باشد.

## مواد و روش‌ها

### ساخت کربن فعال و تعیین خصوصیات آن

به منظور تولید کربن فعال، مخروط‌های درخت کاج (کاج تهران با نام علمی *Pinus eldarica*) از محدوده اراضی شمالی دانشگاه صنعتی اصفهان جمع‌آوری گردیدند و سپس چندین بار با آب مقطر شستشو داده شدند تا گرد و غبار و ناخالصی‌های روی آنها از بین برود و در نهایت در آن به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۸۰ درجه سانتی‌گراد خشک شدند. در مرحله بعد مخروط‌ها توسط یک آسیاب مکانیکی آسیاب شدند و با استفاده از الک‌های

رودشت اصفهان تهیه گردید. در این مطالعه آزمایش‌ها به صورت ناپیوسته انجام گردید و تأثیر پارامترهای زمان تماس، غلظت اولیه یون‌های شوری در آب، ایزوترم و سینتیک جذب و شاخص‌های کیفی آب آبیاری مورد بررسی قرار گرفت. آزمایش‌ها به صورت آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی انجام گرفت و میانگین مقادیر تخمین زده شده با استفاده از نرم‌افزار SPSS17 و با آزمون حداقل تفاوت معنی‌دار (LSD) در سطح ۵ درصد مقایسه شدند و کلیه آزمایش‌ها به منظور جلوگیری از خطا در سه تکرار انجام گردید. به منظور انجام آزمایش جذب یک گرم کربن فعال تولیدشده به ۵۰ میلی‌لیتر آب شور با غلظت‌های معین اضافه گردید و درب ظرف بسته شد و روی شیکر با دور ۱۵۰ دور دقیقه تا مدت زمان رسیدن فرایند جذب به تعادل، قرار داده شد. سپس جاذب به کمک کاغذ صافی (واتمن ۴۲) از محلول جدا گردید و یون‌های شوری آب شامل کلسیم، منیزیم، سدیم، بی‌کربنات، کلر و سولفات با استفاده از روش‌های استاندارد اندازه‌گیری گردید. سدیم نمونه‌ها با استفاده از دستگاه فلیم فتومتر بعد از رقیق‌سازی نمونه‌ها اندازه‌گیری شد. مجموع کلسیم و منیزیم نمونه‌ها با استفاده از روش تتراسیون با ورسین ۰/۰۱ نرمال و معرف اریو کروم بلک تی اندازه‌گیری شد. کلسیم نمونه‌ها با استفاده از روش تتراسیون با ورسین ۰/۰۱ نرمال و معرف موراکسید اندازه‌گیری شد. میزان منیزیم نمونه‌ها از تفاضل مجموع کلسیم و منیزیم محاسبه شده و میزان کلسیم، به دست آمد (Aghakhani, 2012). اندازه‌گیری کلر در این طرح توسط روش تیتراسیون با نیترا نقره و معرف کرومات پتاسیم صورت گرفت. برای تعیین میزان بی‌کربنات از معرف متیل اورانژ استفاده گردید و با اسید سولفوریک ۰/۰۲۵ نرمال تیترا صورت گرفت تا رنگ محلول از زرد به نارنجی تغییر یابد (Rostamian et al., 2015). در این طرح برای تعیین سولفات از روش کدورت‌سنجی استفاده شد (Rezvanipoor and Razavi Dinani, 2014).

ظرفیت جذب، کارایی حذف و نسبت جذب یون‌های عامل شوری آب توسط جاذب با استفاده از روابط زیر تعیین گردید (Karthikeyan et al. 2005):

$$E = \frac{(C_0 - C_e)}{C_0} \times 100 \quad (\text{رابطه ۱})$$

$$AR = \frac{E_1}{E_2} \quad (\text{رابطه ۲})$$

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{W} \quad (\text{رابطه ۳})$$

که در این روابط  $q_e$  ظرفیت جذب (میلی‌گرم بر گرم)،  $C_0$  غلظت اولیه یون شوری (میلی‌گرم بر لیتر)،  $C_e$  غلظت نهایی یون شوری (میلی‌گرم بر لیتر)،  $V$  حجم محلول (لیتر)،  $E$  درصد جذب،  $W$  جرم جاذب (گرم)،  $AR$  نسبت جذب یک یون در

استاندارد ذرات آسیاب شده بین ۰/۱ تا ۰/۵ میلی‌متر برای ساخت کربن فعال جدا گردید. برای ساخت کربن فعال از یک راکتور بستر ثابت با ابعاد  $20 \times 10 \times 10 \text{ cm}^3$  از جنس آهن که در یک کوره الکتریکی (ساخت شرکت اکسایتن ایران) با قابلیت برنامه‌ریزی تغییر دما، مستقر شده بود، استفاده گردید. بدین صورت که مقدار ۲۰ گرم از مواد خام آماده شده درون راکتور قرار گرفت و تحت گاز بی‌اثر نیتروژن دمای راکتور از دمای محیط تا دمای ۴۰۰ درجه سانتی‌گراد (دمای کربن‌سازی) با نرخ ۱۰ درجه سانتی‌گراد بر دقیقه افزایش یافت و سپس به مدت یک ساعت در این دما نگه‌داشته شد. سپس با نرخ ۱۰ درجه سانتی‌گراد بر دقیقه دمای راکتور افزایش داده شد تا به دمای ۸۵۰ درجه سانتی‌گراد (دمای فعال‌سازی) برسد. در این مرحله بخار آب جایگزین گاز نیتروژن گردید و به مدت دو ساعت فعال‌سازی در دمای ۸۵۰ درجه سانتی‌گراد تحت بخار آب ادامه یافت و در نهایت تحت گاز نیتروژن اجازه داده شد تا دمای راکتور به دمای محیط برسد. کربن فعال تولیدشده در مرحله آخر چند مرتبه با آب مقطر شستشو داده شد و در آن تحت دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۲۴ ساعت خشک گردید. pH بار صفر جاذب (مقداری از pH که در آن مجموع بارهای الکتریکی جاذب صفر است) بدین ترتیب تعیین شد که ابتدا محلول نیترا پتاسیم ۰/۰۱ نرمال درون شش ظرف ۸۰ میلی‌لیتری ریخته شد و pH آنها با استفاده از هیدروکسید سدیم و اسید کلریدریک بین ۲ تا ۱۲ تنظیم گردید. سپس ۰/۱ گرم جاذب به هر ظرف اضافه شد و نمونه‌ها به مدت ۲۴ ساعت بر روی شیکر با دور ۱۵۰ دور در دقیقه قرار داده شد. در مرحله بعد جاذب از محلول‌ها جدا گردید و pH نهایی محلول‌ها اندازه‌گیری شد. با ترسیم اختلاف pH اولیه و نهایی در مقابل pH اولیه، نقطه‌ای که نمودار محور افقی را قطع می‌کند به عنوان pH بار صفر تعیین گردید (Deng et al. 2009). ظرفیت تبادل کاتیونی جاذب تولید شده با استفاده از روش استات آمونیوم اندازه‌گیری شد و سطح ویژه کربن فعال ساخته‌شده با استفاده از تئوری (BET) محاسبه گردید (Olaremu, 2015). به منظور شناسایی کیفی و همچنین آگاهی از نوع گروه‌های عاملی دخیل در جذب از آنالیز طیف‌سنجی مادون‌قرمز با تبدیل فوریه (FTIR) استفاده گردید. بدین منظور از دستگاه مدل تنسور ۲۷ ساخت شرکت براکر آلمان در محدوده طول موج  $400 \text{ cm}^{-1}$  تا ۴۰۰۰ و روش قرص KBr استفاده گردید

#### آزمایش‌های جذب

نمونه آب شور مورد مطالعه از زهکش‌های واقع در منطقه

جذب رقابتی یک یون با سایر یون‌ها،  $E_1$  نسبت یون جذب شده به کل یون‌های جذب شده و  $E_2$  نسبت یون موجود در آب به کل یون‌های موجود در آب می‌باشند.

سینتیک جذب برای تعیین مکانیزم کنترل فرایندهای جذب سطحی مانند جذب در سطح، واکنش شیمیایی و یا مکانیزم‌های نفوذ استفاده می‌گردد. برای بررسی وضعیت سینتیک جذب آزمایش‌های جذب در سیستم ناپیوسته و در شوری ۲۰/۴ دسی‌زیمنس بر متر با اندازه‌گیری میزان جذب کل یون‌ها در فواصل زمانی معین، انجام گردید و از مدل‌های سینتیک شبه مرتبه اول و شبه مرتبه دوم استفاده گردید. فرم خطی سینتیک شبه مرتبه اول و مرتبه دوم به صورت زیر نشان داده می‌شود (Wu and Yu, 2007).

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - K_1 \cdot t \quad (\text{رابطه ۴})$$

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{K_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \quad (\text{رابطه ۵})$$

که در آن  $q_t$  و  $q_e$  (میلی‌گرم بر گرم) مقدار یون شوری جذب شده به ازای هر گرم جاذب در زمان  $t$  و در حالت تعادل است.  $K_1$  ثابت سینتیک مرتبه اول ( $\text{min}^{-1}$ ) و  $K_2$  ثابت سینتیک مرتبه دوم ( $\text{g (mg.min)}^{-1}$ ) است. در روابط فوق با فرض خطی بودن تغییرات،  $K_1$  از شیب نمودار  $\ln(q_{eq} - q)$  در مقابل  $t$  تعیین می‌شود و  $K_2$  از شیب و نقطه تقاطع نمودار تعیین می‌شوند.

ایزوترم‌های جذب، خواص جذبی و داده‌های تعادلی هستند که به توصیف چگونگی واکنش آلاینده‌ها با مواد جاذب می‌پردازند و در بهینه‌سازی مصرف جاذب نقش اساسی دارند. آزمایش‌های ایزوترم جذب نیز در غلظت‌های مختلف شوری بین ۵/۵۸ تا ۲۰/۴ دسی‌زیمنس بر متر انجام شد. مدل‌های ایزوترم زیادی برای تحلیل داده‌های تجربی و توصیف تعادل در جذب وجود دارند که در این مطالعه از دو مدل ایزوترم لانگمویر و فروندلیچ استفاده گردید. ایزوترم فروندلیچ با فرض یک سطح ناهمگن با توزیع غیر یکنواختی از گرمای جذب در روی سطح بدست می‌آید و لانگمویر شامل فرضیاتی است که از آن جمله جذب به صورت تک لایه‌ای، یکنواختی سطح و حذف اثرات متقابل مولکول‌های جذب شده را می‌توان نام برد. طبق مدل‌های فروندلیچ و لانگمویر فرایند جذب توسط معادله زیر تعریف می‌شود (Jain et al. 2016):

$$\log(q_e) = \log K_f + \frac{1}{n} \log(C_e) \quad (\text{رابطه ۶})$$

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{K_1 q_m} \cdot \frac{1}{C_e} + \frac{1}{q_m} \quad (\text{رابطه ۷})$$

که در این روابط  $K_f$  ظرفیت جذب در غلظت واحد،  $1/n$  شدت جذب سطحی،  $C_e$  غلظت تعادلی (میلی‌گرم بر لیتر)،  $q_e$  میزان یون جذب شده در حالت تعادل (میلی‌گرم بر گرم)،  $K_1$  و

$q_m$  ضرایب مدل لانگمویر می‌باشند. از نمودار خطی  $\log(q_e)$  در مقابل  $\log(C_e)$ ،  $K_f$  و  $1/n$  می‌توانند تعیین شوند.

بررسی تطابق بین داده‌های اندازه‌گیری شده و پیش‌بینی شده توسط مدل‌ها با استفاده از پارامتر آماری  $R^2$  انجام شد:

$$R^2 = \left( \frac{\sum_{i=1}^n ((q_e)_i - \bar{q}_e)((q_p)_i - \bar{q}_p)}{(\sum_{i=1}^n ((q_e)_i - \bar{q}_e))^2 (\sum_{i=1}^n ((q_p)_i - \bar{q}_p))^2} \right)^{0.5} \quad (\text{رابطه ۸})$$

که در آن  $q_e$  میزان جذب اندازه‌گیری شده ( $\text{mg/g}$ ) و  $q_p$  مقدار جذب پیش‌بینی شده توسط مدل ( $\text{mg/g}$ )،  $\bar{q}_e$  میانگین جذب اندازه‌گیری شده ( $\text{mg/g}$ )،  $\bar{q}_p$  میانگین جذب پیش‌بینی شده توسط مدل ( $\text{mg/g}$ ) و  $n$  تعداد نمونه‌ها می‌باشند. بزرگ بودن مقدار  $R^2$  نشان‌دهنده تطابق بهتر بین داده‌های اندازه‌گیری و پیش‌بینی شده می‌باشد.

شاخص TDS در نمونه‌ها از مجموع آنیون‌ها و کاتیون‌ها بدست می‌آید و رابطه آن با EC به صورت زیر است:

$$TDS = K \times EC \quad (\text{رابطه ۹})$$

که در رابطه فوق TDS بر حسب میلی‌گرم در لیتر، EC بر حسب دسی‌زیمنس بر متر و  $K$  ضریبی است که باید تعیین شود و در اغلب موارد ۶۴۰ در نظر گرفته می‌شود.

میزان SAR و TH نمونه‌های آب نیز از روابط زیر محاسبه می‌گردد (Chemura et al. 2014):

$$SAR = \frac{Na}{\sqrt{\frac{Ca+Mg}{2}}} \quad (\text{رابطه ۱۰})$$

$$TH = 2.5 \times Ca + 4.17 \times Mg \quad (\text{رابطه ۱۱})$$

که در رابطه اول میزان یون‌های سدیم، کلسیم و منیزیم بر حسب میلی‌اکی والان بر لیتر و واحد SAR  $(\text{میلی اکی والان بر لیتر})^{1/2}$  و در رابطه دوم میزان یون‌های کلسیم و منیزیم و همچنین واحد TH بر حسب میلی‌گرم بر لیتر می‌باشند.

## نتایج و بحث

آنالیز شیمیایی نمونه‌های آب مورد آزمایش در جدول (۱) ارائه شده است. قابل ذکر است که از یون پتاسیم به علت مقدار ناچیز آن در نمونه‌های آب صرف‌نظر شده است. با توجه به این آنالیز در نمونه‌های آب یون کلر بیشترین مقدار را به خود اختصاص داده و یون‌های سدیم، سولفات، بی‌کربنات، منیزیم و کلسیم به ترتیب در رده‌های بعد قرار گرفته‌اند. در جدول (۲) خصوصیات فیزیکی و شیمیایی کربن تولیدشده از مخروط درختان کاج ارائه شده است. ظرفیت تبادل کاتیونی نسبتاً زیاد جاذب تولیدی توانایی آن را در جذب کاتیون‌های عامل شوری آب نشان می‌دهد. میزان سطح ویژه کربن فعال تولیدشده از مخروط درختان کاج با توجه به جدول (۲)، ۲۴۷/۹ مترمربع بر گرم می‌باشد که

این میزان را می توان عامل مهمی در جذب یون های عامل شوری آب قلمداد کرد. pH بار صفر جاذب ۷/۳۹ می باشد که از pH نهایی محلول (۷/۹) کمتر است و نشان می دهد که بار خالص سطح جاذب تولید شده منفی می باشد. بنابراین نیروی الکترواستاتیک تمایل بیشتری به جذب کاتیون های محلول آب شور دارد. جذب کاتیون ها روی سطح منفی جاذب، نیروی دافعه بین یون های منفی (آنیون ها) و بار منفی سطح جاذب را کاهش می دهد و بنابراین انتقال آنیون ها را به درون حفره های جاذب کربن فعال تسهیل می بخشد.

شکل (۱) طیف FTIR کربن فعال را قبل و بعد از جذب یون های شوری نشان می دهد. از اختلاف طیف FTIR قبل و بعد از آزمایش جذب می توان گروه های عاملی فعال در فرایند جذب را تشخیص داد. بر اساس شکل (۱) پیک مشاهده شده در  $cm^{-1}$   $3443^1$  مربوط به حضور یون هیدروژن آزاد یا O-H موجود در الکل ها، فنول ها و اسیدهای کربوکسیلیک می باشد ( Rostamian

شکل (۱) طیف FTIR کربن فعال را قبل و بعد از جذب یون های شوری نشان می دهد. از اختلاف طیف FTIR قبل و بعد از آزمایش جذب می توان گروه های عاملی فعال در فرایند جذب را تشخیص داد. بر اساس شکل (۱) پیک مشاهده شده در  $cm^{-1}$   $3443^1$  مربوط به حضور یون هیدروژن آزاد یا O-H موجود در الکل ها، فنول ها و اسیدهای کربوکسیلیک می باشد ( Rostamian

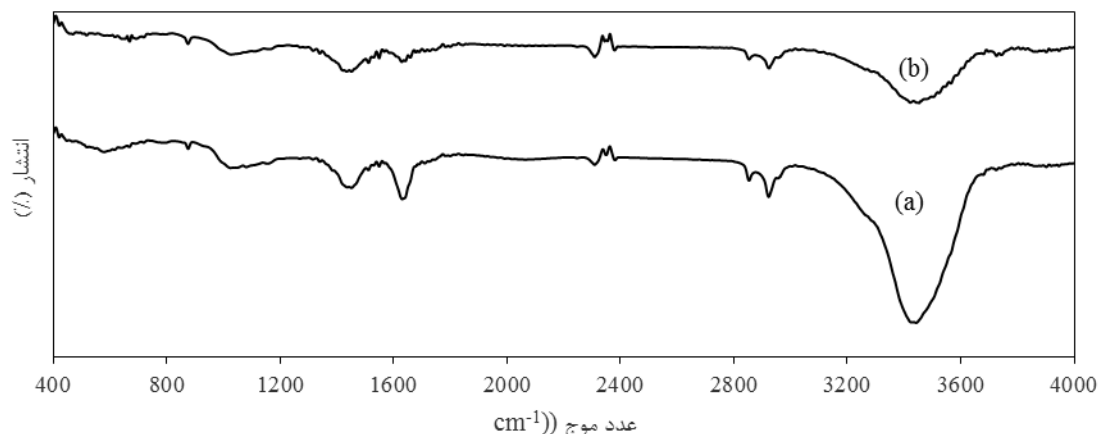
شکل (۱) طیف FTIR کربن فعال را قبل و بعد از جذب یون های شوری نشان می دهد. از اختلاف طیف FTIR قبل و بعد از آزمایش جذب می توان گروه های عاملی فعال در فرایند جذب را تشخیص داد. بر اساس شکل (۱) پیک مشاهده شده در  $cm^{-1}$   $3443^1$  مربوط به حضور یون هیدروژن آزاد یا O-H موجود در الکل ها، فنول ها و اسیدهای کربوکسیلیک می باشد ( Rostamian

جدول ۱. آنالیز شیمیایی نمونه های آب

هدایت الکتریکی (دسی زیمنس بر	pH	کل املاح میلی گرم بر لیتر	سدیم	کلسیم	منیزیم	کلر	بی کربنات	سولفات
۲۰/۴	۸/۲	۱۳۸۵۴/۳	۴۰۶۶/۹	۲۴۴/۰	۴۸۴/۴	۵۹۱۸/۰	۶۷۱/۱	۲۴۶۹/۸
۱۰/۴۱	۸/۲	۶۴۰۷/۵	۱۸۶۰/۶	۱۲۱/۴	۲۲۶/۸	۲۷۱۸/۰	۳۶۶/۱	۱۱۱۴/۶
۵/۵۸	۸/۲	۳۲۴۹/۶	۹۳۰/۱	۵۶/۰	۱۲۹/۲	۱۴۱۸/۰	۲۰۷/۴	۵۰۸/۹

جدول ۲. خصوصیات فیزیکی و شیمیایی کربن فعال

بازده تولید (درصد)	اندازه ذرات (mm)	وزن مخصوص (g/cm <sup>3</sup> )	EC (dS/m)	pH	pH صفر	بار CEC (meq/g)	سطح ویژه (m <sup>2</sup> /g)
۴۳/۲	۰/۱-۰/۵	۰/۴۳	۰/۰۸	۷/۹	۷/۳۹	۱/۴۲	۲۴۷/۹



شکل ۱. طیف FTIR برای جاذب کربن فعال (a): قبل از جذب یون های شوری و (b): بعد از جذب یون های شوری

یون‌های جذب شونده به علت وجود بیشتر این یون‌ها در محلول می‌باشد. Rostamian *et al.* (2015) در بررسی کاربرد زغال زیستی به منظور شوری‌زدایی آب دریافتند که بیشترین جذب را یون‌های کلر و سدیم داشته‌اند. برای تعیین اولویت جذب یون‌های شوری آب به جاذب از پارامتر نسبت جذب (نسبت درصد جذب یک یون نسبت به کل جذب صورت گرفته به درصد آن یون در نمونه آب) در سطوح شوری مورد مطالعه محاسبه گردید. در شکل (۲) نسبت جذب برای یون‌های مختلف در تیمارهای شوری مورد مطالعه ارائه شده است که بر اساس آن از نظر جذب رقابتی یون‌های عامل شوری مورد مطالعه در سطح شوری ۲۰/۴ دسی‌زیمنس بر متر اولویت جذب به ترتیب با بی‌کربنات، کلسیم، سولفات، سدیم، کلر و منیزیم می‌باشد. همچنین در شوری ۱۰/۴۱ دسی‌زیمنس بر متر اولویت جذب به ترتیب با بی‌کربنات، کلسیم، سولفات، سدیم، منیزیم و کلر می‌باشد و در شوری ۵/۵۸ دسی‌زیمنس بر متر ترتیب اولویت جذب بی‌کربنات، کلسیم، منیزیم، سدیم، سولفات و کلر می‌باشد. Aghakhani (2012) با کاربرد جاذب کربن فعال صنعتی در جذب یون‌های عامل شوری آب نتایج مشابهی در بخش اولویت جذب ارائه نمود. Mirzaei *et al.* (2013) نیز در حذف یون‌های عامل شوری آب با استفاده از پوسته بادام اصلاح‌شده با اسید نتیجه گرفتند که در بین یون‌های عامل شوری اولویت جذب با بی‌کربنات و کلسیم می‌باشد.

میزان جذب یون‌های شوری و درصد جذب آنها در شوری‌های مختلف با کاربرد یک گرم جاذب کربن فعال در ۵۰ سی‌سی آب شور در جداول (۳) و (۴) نشان داده شده است. با توجه به نتایج بدست آمده، در شوری ۲۰/۴ دسی‌زیمنس بر متر بیشترین و کمترین مقدار یون جذب‌شده به ترتیب مربوط به یون‌های کلر و منیزیم با مقادیر ۵۰/۲۲ و ۲/۰۳ میلی‌گرم بر گرم و از نظر درصد جذب بیشترین و کمترین جذب به یون‌های بی‌کربنات و منیزیم با مقادیر ۶۶/۶۷ و ۸/۳۶ درصد اختصاص دارد. در شوری ۱۰/۴۱ دسی‌زیمنس بر متر یون‌های سولفات و منیزیم حداکثر و حداقل یون‌های جذب‌شده به جاذب هستند و یون‌های بی‌کربنات و کلر نیز در این سطح شوری حداکثر و حداقل درصد جذب را به خود اختصاص داده‌اند. بر اساس نتایج ارائه شده در جدول (۳) بیشترین مقدار جذب مربوط به یون‌های کلر و سدیم می‌باشد که دلیل آن غلظت زیاد این یون‌ها نسبت به یون‌های دیگر عامل شوری در آب مورد آزمایش می‌باشد. همچنین ظرفیت شوری‌زدایی جاذب تهیه‌شده در هدایت الکتریکی‌های ۵/۵۸، ۱۰/۴۱ و ۲۰/۴ دسی‌زیمنس بر متر به ترتیب ۱۱/۴۱، ۴۵/۹۴ و ۱۴۸/۸۵ میلی‌گرم بر گرم می‌باشد که با توجه به جدول (۴) این مقادیر جذب موجب کاهش مجموع یون‌های عامل شوری آب به میزان ۶/۹۹، ۱۴/۳۲ و ۲۱/۴۹ درصد شده است که با یکدیگر تفاوت معنی‌داری دارند. دلیل افزایش جذب در شوری‌های بیشتر، دسترسی بیشتر جاذب به

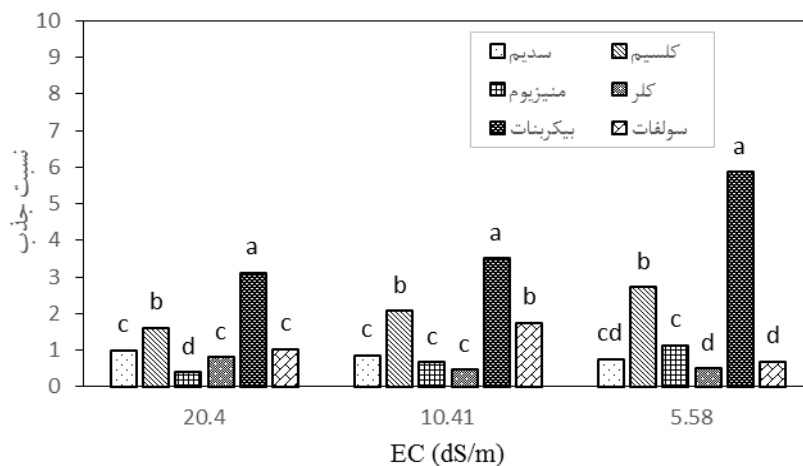
جدول ۳. میزان جذب یون‌های عامل شوری توسط جاذب

مجموع	سولفات	بی‌کربنات	کلر	منیزیم	کلسیم	سدیم	هدایت الکتریکی (دسی‌زیمنس بر متر)
میلی‌گرم بر گرم							
۱۴۸/۸۵	۲۷/۰۱	۲۲/۳۷	۵۰/۲۲	۲/۰۳	۴/۲۰	۴۳/۰۲	۲۰/۴
۴۵/۹۴	۱۳/۸۹	۹/۱۵	۸/۸۶	۱/۰۵	۱/۸۰	۱۱/۱۸	۱۰/۴۱
۱۱/۴۱	۱/۲۰	۴/۲۷	۲/۴۶	۰/۵۱	۰/۵۳	۲/۴۴	۵/۵۸

جدول ۴. درصد جذب یون‌های عامل شوری توسط جاذب

مجموع	سولفات	بی‌کربنات	کلر	منیزیم	کلسیم	سدیم	هدایت الکتریکی (دسی‌زیمنس بر متر)
درصد							
۲۱/۴۹ <sup>a</sup>	۲۱/۸۷ <sup>b</sup>	۶۶/۶۷ <sup>a</sup>	۱۶/۹۷ <sup>a</sup>	۸/۳۶ <sup>b</sup>	۳۴/۴۳ <sup>a</sup>	۲۱/۱۶ <sup>a*</sup>	۲۰/۴
۱۴/۳۲ <sup>b</sup>	۲۴/۹۳ <sup>a</sup>	۵۰/۰۰ <sup>b</sup>	۶/۵۰ <sup>b</sup>	۹/۲۹ <sup>a</sup>	۲۹/۶۷ <sup>b</sup>	۱۲/۰۲ <sup>b</sup>	۱۰/۴۱
۶/۹۹ <sup>c</sup>	۴/۷۱ <sup>c</sup>	۴۱/۱۸ <sup>c</sup>	۳/۴۷ <sup>c</sup>	۷/۸۴ <sup>c</sup>	۱۹/۰۵ <sup>c</sup>	۵/۲۴ <sup>c</sup>	۵/۵۸

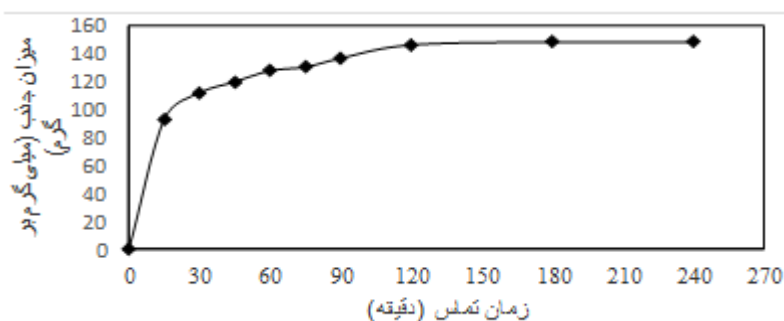
\*مقایسه می‌انگن‌های جذب سه سطح شوری با یکدیگر در سطح ۵ درصد



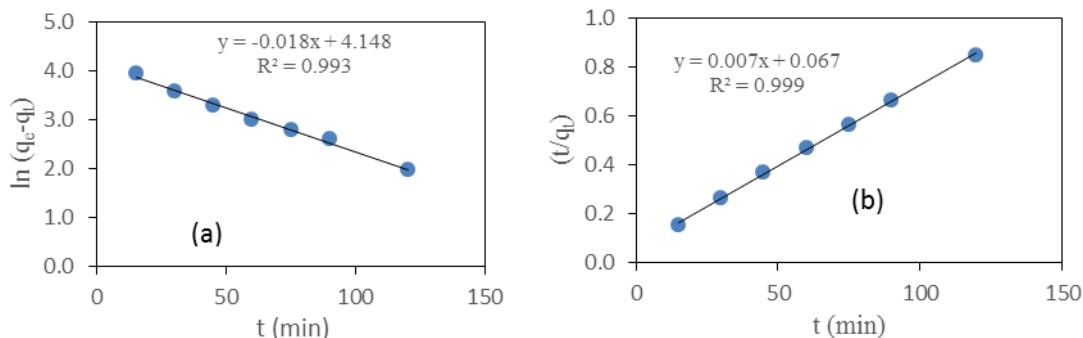
شکل ۲. نسبت جذب یون های مختلف شوری در سطوح شوری مورد مطالعه (در هر سطح شوری مقادیر دارای حروف مشترک فاقد تفاوت معنی دار در سطح ۵ درصد می باشد)

برای بررسی بیشتر رفتار تابع زمان جذب یون های شوری به جذب کربن فعال تولید شده از مخروط درختان کاج، نمودار تغییرات جذب با مدل های سینتیکی شبه مرتبه اول و شبه مرتبه دوم مطابقت داده شد که نتایج آن در شکل (۴) و جدول (۵) ارائه شده است. با توجه به مقادیر ضریب همبستگی ( $R^2$ ) در جدول (۵) می توان دریافت که مدل مرتبه دوم برای سینتیک جذب یون های شوری مدل موفق تری می باشد. همچنین با توجه به نتایج جدول (۳) برای یون شوری مقدار  $q_e$  واقعی  $148/85$  میلی گرم بر گرم می باشد که با توجه به جدول (۵) مقدار محاسبه شده از مدل مرتبه دوم ( $151/75$  میلی گرم بر گرم) نسبت به مقدار محاسبه شده از مدل مرتبه اول ( $63/31$  میلی گرم بر گرم) به مقدار واقعی نزدیک تر می باشد. مشاهدات اشتراک یا تبادل الکترون بین جاذب و جذب شونده، تطابق خوبی با نتایج تجربی دارد (Mokhtari Shoorijeh et al. 2016). Ahn et al. (2009) نیز طی تحقیقی نشان دادند که مدل سینتیک مرتبه دوم نسبت به مدل سینتیک مرتبه اول در جذب فلز سنگین کاتیونی توسط کربن فعال برتر است.

در شکل (۳) اثر زمان تماس جاذب بر میزان جذب مجموع یون های شوری آب در هدایت الکتریکی  $20/4$  دسی زیمنس بر متر نشان داده شده است. با توجه به این شکل در ۱۵ دقیقه اول شیب منحنی زیاد است و  $93/4$  میلی گرم بر گرم معادل  $62/7$  درصد کل جذب یون های شوری در این زمان اتفاق افتاده است. همچنین پس از  $180$  دقیقه میزان جذب به مقدار ثابتی که برابر با  $148/8$  میلی گرم بر گرم می باشد، رسیده است. بنابراین زمان رسیدن به تعادل آزمایش جذب یون های شوری  $180$  دقیقه می باشد. در ابتدای فرایند جذب مکان های جذب فراوانی بر روی سطح جاذب در دسترس است و یون های عامل شوری آب به آسانی در این مکان ها جذب می شوند و به همین دلیل است که سرعت جذب در دقایق اولیه آزمایش زیاد است. رفته رفته با کاهش مکان های جذب از سرعت جذب کاسته شده است و سرعت جذب کاهش یافته است (Moradi Choi et al. 2015; Nasab et al. 2016; Kousha et al. 2009) نیز زمان رسیدن به تعادل در جذب کروم به کربن فعال اصلاح شده با سورفکتانت کاتیونی را حدود  $180$  دقیقه بدست آوردند.



شکل ۳. اثر زمان تماس جاذب بر میزان جذب یون های شوری در هدایت الکتریکی  $20/4$  (dS/m)

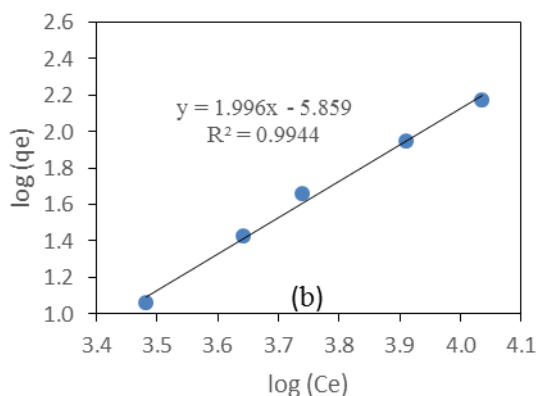


شکل ۴. منحنی سینتیک شبه رده اول (a) و شبه رده دوم (b) یون‌های در شوری ۲۰/۴ (dS/m)

جدول ۵. پارامترهای مربوط به مدل‌های سینتیک جذب مرتبه اول و دوم در شوری ۲۰/۴ (dS/m)

مرتبه دوم			مرتبه اول		
R <sup>2</sup>	q <sub>e</sub>	K <sub>2</sub>	R <sup>2</sup>	q <sub>e</sub>	K <sub>1</sub>
۰/۹۹۹	۱۵۱/۷۵	۰/۰۰۰۶۵	۰/۹۹۳	۶۳/۳۱	۰/۰۱۸

دسی‌زیمنس بر متر پس از جذب به ترتیب کاهش ۱۴/۳ و ۷ درصدی را داشته‌اند. بنابراین در هر سه سطح شوری پس از آزمایش جذب کاهش شوری اتفاق افتاده است. با توجه به مقادیر شاخص TH در شوری ۲۰/۴ دسی‌زیمنس بر متر میزان سختی کل پس از جذب از ۲۶۰۵/۸ میلی‌گرم در لیتر به ۲۲۲۹ میلی‌گرم در لیتر رسیده که معادل ۱۴/۴ درصد کاهش می‌باشد. سختی کل در شوری‌های ۱۰/۴۱ و ۵/۵۸ دسی‌زیمنس بر متر نیز ۱۴/۲ و ۱۰/۲ درصد کاهش یافته است.



شکل ۵. منحنی ایزوترم‌های لانگمویر (a) و فروندلیچ (b)

برای بدست آوردن منحنی‌های ایزوترم جذب لانگمویر و فروندلیچ از نمونه‌های آب شور با غلظت‌های متفاوت استفاده گردید و در حضور جاذب عمل جذب صورت گرفت و نتایج با مدل‌های لانگمویر و فروندلیچ تطبیق داده شد که در شکل (۵) و جدول (۶) این نتایج ارائه شده است. نتایج پارامترهای ایزوترم‌های جذب لانگمویر و فروندلیچ برای جذب یون‌های شوری مؤید آن است که ایزوترم فروندلیچ با ضریب همبستگی ۰/۹۹۴ نسبت به از ایزوترم لانگمویر با ضریب همبستگی ۰/۹۴۷ تطابق بیشتری با داده‌های جذب دارد که می‌توان نتیجه گرفت که جذب به صورت تک لایه‌ای صورت نگرفته است و به نظر می‌رسد فرض وجود سطح ناهمگن در جاذب به کار رفته با مکان‌های جذب غیر یکنواخت قابل قبول باشد (Hamdaoui and Naffrechoux, 2007).

جدول (۷) میزان شاخص‌های کیفیت آب آبیاری شامل TDS، EC، SAR و TH را قبل و بعد از جذب یون‌های شوری توسط جاذب کربن فعال نشان می‌دهد. نتایج نشان می‌دهد که در شوری ۲۰/۴ دسی‌زیمنس بر متر میزان شوری کل پس از جذب ۲۱/۵ درصد کاهش یافته است و از ۱۳۸۵۴/۳ میلی‌گرم در لیتر به ۱۰۸۷۷/۳ میلی‌گرم در لیتر رسیده است. همچنین شوری‌های کل در هدایت الکتریکی‌های ۱۰/۴۱ و ۵/۵۸

جدول ۶. پارامترهای مربوط به مدل‌های ایزوترم جذب لانگمویر و فروندلیچ

فروندلیچ			لانگمویر		
R <sup>2</sup>	n	K <sub>f</sub>	R <sup>2</sup>	q <sub>m</sub>	K <sub>l</sub>
۰/۹۹۴	۰/۵۰۱	۱/۳۸×۱۰ <sup>-۶</sup>	۰/۹۴۷	۳۱/۶۴	۹/۳۲×۱۰ <sup>-۵</sup>



آبیاری از استان های مختلف کشور مشخص گردید که تنها ۱۴ درصد نمونه ها مقدار کم بی کربنات دارند و ۸۴ درصد آنها مشکل کم تا متوسط و ۲ درصد هم محدودیت شدید از نظر بی کربنات دارند (Malakuti et al. 1999). بر اساس نتایج جدول (۴) پس از جذب میزان بی کربنات آب در شوری های مختلف بین ۴۱/۱۸ تا ۶۶/۶۷ درصد کاهش یافته است و با توجه به شکل (۲) در همه سطوح شوری مورد مطالعه یون بی کربنات بین همه یون ها در اولویت اول جذب قرار دارد. جذب زیاد یون بی کربنات ممکن است به دلیل وجود گروه عاملی یون هیدروژن آزاد در ساختار جاذب باشد که ترکیب یون های بی کربنات محلول و هیدروژن آزاد جاذب سبب آزاد شدن مولکول های آب و دی اکسید کربن می گردد (Aghakhani, 2012). بنابراین می توان گفت جاذب کربن فعال ساخته شده از مخروط های درختان کاج در جذب یون بی کربنات از آب موفق عمل کرده است.

با توجه به نتایج جدول (۷) کاهش SAR پس از جذب در شوری های ۲۰/۴ و ۱۰/۴۱ دسی زیمنس بر متر اتفاق افتاده است ولی در شوری ۵/۵۸ دسی زیمنس بر متر میزان شاخص SAR کاهش نیافته است. این نتیجه مؤید آن است که در شوری های زیاد میزان جذب سدیم نسبت به جذب مجموع کلسیم و منیزیم بیشتر است و منجر به کاهش SAR آب می شود که از نظر کیفیت آب آبیاری مطلوب است ولی در شوری های پایین میزان جذب سدیم نسبت به جذب مجموع کلسیم و منیزیم کاهش یافته و کاهش SAR آب را به دنبال نداشته است. Rezvantalab and Bahadori (2015) در تحقیقی کاهش SAR و TDS آب را با کاربرد ژئولیت نشان دادند. میزان بی کربنات آب آبیاری از دیگر پارامترهای مهم کیفیت آب آبیاری است که مقادیر زیاد آن موجب رسوب کلسیم و منیزیم، افزایش SAR آب آبیاری، اختلال در جذب، انتقال و اعمال فیزیولوژی تعدادی از عناصر در گیاه و کاهش رشد ریشه گیاهان، می گردد. در تحقیقی بر روی ۵۵۰ نمونه آب

جدول ۷. شاخص های کیفیت آب آبیاری قبل و بعد از آزمایش های جذب

پس از جذب				قبل از جذب			
SAR(meq/l) <sup>1/2</sup>	TH(mg/l)	TDS(mg/l)	EC(dS/m)	SAR(meq/l) <sup>1/2</sup>	TH(mg/l)	TDS(mg/l)	EC(dS/m)
۲۹/۵۶	۲۲۵۱/۱	۱۰۸۷۷/۳	۱۶/۵۵	۳۴/۶۷	۲۶۳۰/۱۰	۱۳۸۵۴/۳	۲۰/۴۰
۲۱/۸۷	۱۰۷۱/۶	۵۴۸۸/۶	۸/۳۵	۲۳/۰۱	۱۲۴۹/۴	۶۴۰۷/۴	۱۰/۴۱
۱۵/۶۱	۶۰۹/۷	۳۰۲۱/۴	۴/۶۰	۱۵/۶۱	۶۷۸/۶	۳۲۴۹/۶	۵/۵۸

درختان کاج مورد بررسی قرار گرفت. بر اساس نتایج جاذب کربن فعال تهیه شده از مخروط های درختان کاج می تواند ۲۱/۵ درصد از یون های عامل شوری در هدایت الکتریکی ۲۰/۴ دسی زیمنس بر متر را جذب کند و در هدایت الکتریکی های ۱۰/۴۱ و ۵/۵۸ دسی زیمنس بر متر، درصد جذب یون های عامل شوری به ۱۴/۳ و ۶/۹۹ درصد رسیده است. در بین یون های عامل شوری آب یون بی کربنات بیشترین و یون های کلر و سدیم کمترین اولویت در جذب را دارند. مدل های سینتیک شبه درجه دوم و ایزوترم فروندلیچ تطابق بیشتری با نتایج این مطالعه نشان دادند. همچنین ارزیابی تأثیر جذب یون های شوری توسط جاذب مورد مطالعه بر شاخص های کیفی آب آبیاری نشان داد که فرایند جذب توسط جاذب مورد مطالعه اثر مطلوبی بر کاهش TDS، EC، SAR و TH و همچنین کاهش قابل توجه یون بی کربنات، دارد.

### نتیجه گیری

با توجه به بحران کمبود آب در کشور، حفظ و نگهداری منابع آب ضروری است. یکی از راه های مقرون به صرفه و استفاده بهینه از منابع آب، شوری زدایی از منابع عظیم آب شور با استفاده از جاذب ها می باشد. از نوآوری های این تحقیق تولید یک جاذب ارزان قیمت به منظور کاهش شوری آب آبیاری می باشد به طوری که مطالعات گذشته بیشتر بر روی استفاده از جاذب ها برای جذب فلزات سنگین در محیط های آبی تمرکز داشته اند. همچنین بیشتر تحقیقات صورت گرفته در زمینه شوری زدایی آب بر روی روش هایی مانند اسمز معکوس، الکترو دیالیز و روش های تبخیری صورت گرفته است که روش های نسبتاً پرهزینه ای می باشند حال آنکه نتایج این تحقیق نشان می دهد که می توان از جاذب های کم هزینه نیز در کاهش شوری آب استفاده نمود. در این پژوهش حذف یون های عامل شوری آب آبیاری توسط کربن فعال تولید شده از مخروط

### REFERENCES

Abedi Koupai, J., Moosavi, F., and Nazemi, M. (2012). Application filters containing sand, zeolite and organic materials to reduce electrical conductivity

of irrigation water. 3<sup>th</sup> Conerence on Water Resources Management, 10-11 Sep., University of Sari, Iran. (In Farsi).

- Aghakhani, A. (2012). Desalination of irrigation water by resins, clays, peats and activated carbon in normal and nano modes. Ph. D. dissertation, Isfahan University of Technology. (In Farsi).
- Ahn, C. K., Park, D., Woo, S. H., and Park, J. M. (2009). Removal of cationic heavy metal from aqueous solution by activated carbon impregnated with anionic surfactants. *Journal of Hazardous Materials*, 164(2), 1130-1136.
- Altintig, E., Arabaci, G., and Altundag, H. (2016). Preparation and characterization of the antibacterial efficiency of silver loaded activated carbon from corncobs. *Surface and Coatings Technology*, 304, 63-67.
- Chemura, A., Kutwayo, D., Chagwasha, T. M., and Chidoko, P. (2014). An Assessment of Irrigation Water Quality and Selected Soil Parameters at Mutema Irrigation Scheme, Zimbabwe. *Journal of Water Resource and Protection*, 6(2), 132.
- Choi, H. D., Cho, J. M., Baek, K., Yang, J. S., and Lee, J. Y. (2009). Influence of cationic surfactant on adsorption of Cr (VI) onto activated carbon. *Journal of Hazardous Materials*, 161(2), 1565-1568.
- Das, D., Samal, D. P., and Meikap, B. C. (2015). Preparation of activated carbon from green coconut shell and its characterization. *Journal of Chemical Engineering and Process Technology*, 6(5), 1-7.
- Deng, H., Yang, L., Tao, G., and Dai, J. (2009). Preparation and characterization of activated carbon from cotton stalk by microwave assisted chemical activation—application in methylene blue adsorption from aqueous solution. *Journal of Hazardous Materials*, 166(2), 1514-1521.
- Divband, L., Boroomand Nasab, S., Behzad, M., and Abedi Koupai, J. (2013). Efficiency of Cedar (*Zizyphus spinachristi*) Leaf and its Fly Ash in Removing Cadmium (II) from Water by Batch Adsorption. *Journal of Water and Soil Science (Science and Technology of Agriculture and Natural Resources)*, 17(65), 125-137. (In Farsi).
- Farasati, M., Jafarzadeh, N., Boroomand, S., Moazed, H., Abedi Koupai, J., and Seyedian, M. (2013). Use of Agricultural Nano Adsorbents for Nitrate Removal from Aqueous Solutions. *Iran Water Resources Research*, 8(3), 28-38. (In Farsi).
- Hamdaoui, O., and Naffrechoux, E. (2007). Modeling of adsorption isotherms of phenol and chlorophenols onto granular activated carbon: Part I. Two-parameter models and equations allowing determination of thermodynamic parameters. *Journal of Hazardous Materials*, 147(1), 381-394.
- Hu, X., Zhang, H., and Sun, Z. (2017). Adsorption of low concentration ceftazidime from aqueous solutions using impregnated activated carbon promoted by Iron, Copper and Aluminum. *Applied Surface Science*, 392, 332-341.
- Jampeetong, A., and Brix, H. (2009). Effects of NaCl salinity on growth, morphology, photosynthesis and proline accumulation of *Salvinia natans*. *Aquatic Botany*, 91(3), 181-186.
- Jain, N., M.K. Dwivedi., and A. Waste. (2016). Adsorption of Methylene Blue dye from Industrial effluents using coal fly ash. *International Journal of Advanced Engineering Research and Science*, 3(4), 9-16.
- Karthikeyan, T., Rajgopal, S., and Miranda, L. R. (2005). Chromium (VI) adsorption from aqueous solution by Hevea Brasilinesis sawdust activated carbon. *Journal of Hazardous Materials*, 124(1), 192-199.
- Kousha, M., Farhadian, O., Dorafshan, S., and Mahboobi, Soofiani N. (2015). Investigation of the Kinetics and Nature of Malachite Green Biosorption by Green Microalgae. *Journal of Water and Wasterwater*, 3, 37-50. (In Farsi).
- Malakuti, M.J., Ehyaei, M., and Khoshkhabar, Zh. (1999). Bicarbonate of irrigation water, An obstacle to increasing agricultural production in iran. *Publish of agricultural education*, TAT organization, Technical Bulletin No. 67, Karaj, Iran. (In Farsi).
- Mirzaei, S. M. J., Ghorbani, B., Moazed, H., Abedi Koupai, J., Salahi, E., and Poorvaezi Rookard, R. (2013). Removal of calcium, magnesium, bicarbonate and chlorine from Saline Water by using modified adsorbents. *Iran Water Research Journal*, 12, 63-69. (In Farsi).
- Mokhtari Shoorijeh, Z., Rafi Zadeh, M., and Mohammadi, M. (2016). Preparation of Diethylenetriamine Modified Polyacrylonitrile Nanofibers for Cadmium Ion Adsorption. *Journal of Water and Wasterwater*, 3, 12-19. (In Farsi).
- Moradi Nasab, SH., Baliani, S., Behzad, M., and Tamadon, F. (2016). Removal of Reactive-dyes from Textile Plant Effluents Using Polyvinyl Alcohol-coated Active Carbon obtained from Sesame Seeds. *Journal of Water and Wasterwater*, 4, 84-92. (In Farsi).
- Olaremu, A. G. (2015). Physico-Chemical Characterization of Akoko Mined Kaolin Clay. *Journal of Minerals and Materials Characterization and Engineering*, 3(5), 353-361.
- Rezvanipoor, H., and Razavi Dinani., Z. (2014). *Chemical analysis of water and soil in terms of environmental and health*. Jahad Daneshgahi Isfahan University of Technology, Iran. (In Farsi).
- Rostamian, R., Heidarpour, M., Moosavi, F., and Afyuni, M. (2015). Application of biochar produced from rice paddy in irrigation water desalination. *Journal of Water and Soil Science (Science and Technology of Agriculture and Natural Resources)*, 71, 21-29. (In Farsi).
- Rezvantalab, S., and Bahadori, F. (2015). Application of Natural Zeolites on Wastewater Treatment. *Asian Journal of Agricultural Research*, 9, 343-349.
- Turan, N. G. (2008). The effects of natural zeolite on salinity level of poultry litter compost. *Bioresource Technology*, 99, 2097-2101.
- Wu, J., and Yu, H. Q. (2007). Biosorption of 2, 4-

dichlorophenol by immobilized white-rot fungus *Phanerochaete chrysosporium* from aqueous solutions. *Bioresource Technology*, 98(2), 253-259.

Zhu, H., Jia, Y., Wu, X., and Wang, H. (2009). Removal of arsenic from water by supported nano zero-valent iron on activated carbon. *Journal of Hazardous Materials*, 172(2), 1591-1596.