

## بررسی و ارزیابی عملکرد جاذب های طبیعی ساقه، برگ و ریشه زرشک

### در حذف کروم از پساب

علی شهیدی\*؛ زهرا زراعتکار<sup>۱</sup> و اکبر محمدی<sup>۲</sup>

۱- دانشیار گروه علوم و مهندسی آب، دانشگاه بیرجند

۲- دانشجوی دکتری مهندسی منابع آب دانشگاه بیرجند

۳- دانشجوی کارشناسی ارشد آبیاری و زهکشی دانشگاه بیرجند

(تاریخ دریافت ۹۶/۰۸/۱۴ - تاریخ پذیرش ۹۷/۰۲/۰۴)

#### چکیده:

فلزات سنگین درون محیط تجزیه ناپذیر بوده و می توانند برای بسیاری از گونه های جانوری خطرناک باشند. به همین دلیل، حذف یون فلزات سنگین از آب و فاضلاب به منظور سلامت عمومی و محیط زیست فرآیند ی مهم محسوب می شود. این تحقیق با هدف بررسی حذف یون کروم شش ظرفیتی از پساب به وسیله جاذب های ریشه، ساقه و برگ زرشک صورت پذیرفت. میزان pH اولیه محلول، زمان واکنش، وزن جاذب و غلظت اولیه کروم از مهم ترین پارامترهای مورد بررسی بوده که در این تحقیق میزان تغییرات آنها در هر جاذب مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که کارایی حذف کروم شش ظرفیتی با افزایش pH و غلظت اولیه کروم کاهش می یابد، در صورتی که با افزایش مقدار جاذب و مدت زمان تماس ذرات جاذب با محلول حاوی یون کروم، درصد حذف افزایش یافته و سپس به حالت تعادل می رسد. همچنین حداکثر ظرفیت جذب برای جاذب های ریشه، ساقه و برگ زرشک به ترتیب برابر ۲۳/۹۲، ۱۵/۶ و ۳۲/۴۰ میلی گرم بر گرم بدست آمد. نتایج حاصل از مطالعات تعادلی مشخص ساخت که فرآیند جذب از مدل ایزوترمی لانگمیر پیروی می کند. بنابراین استفاده از ضایعات ارزان قیمت کشاورزی و سازگار با محیط زیست به منظور حذف فلز سنگین کروم و امکان استفاده مجدد از این آب ها در مصارف کشاورزی در کشور بسیار راه گشا می باشد.

**کلید واژگان:** پساب، فاضلاب صنعتی، فلز سنگین، جاذب طبیعی، زرشک.

## ۱. مقدمه

تبادل یون، ترسیب الکتروشیمی، احیا، جذب، جداسازی ممبرانی، تغلیظ و اسمز معکوس مورد استفاده قرار گرفته است (Pehlivan & Altun, 2008). اما کاربرد این روش‌ها به دلیل معایبی از قبیل حذف ناکامل فلز، نیاز به سرمایه اولیه زیاد و بهای بهره‌برداری بالا، محدود شده است (Agarwal et al., 2006). بدین منظور در تحقیقات مختلف مشاهده شد که فرآیند جذب می‌تواند یک روش اساسی برای حذف انواع ترکیبات کروم از محلول‌های آبی باشد. برای این منظور، گروه وسیعی از مواد طبیعی و سنتتیک برای جذب کروم مورد آزمایش قرار گرفته است که از آن-جمله می‌توان مواد زاید ارزان قیمت صنعت کودسازی (Gupta & Mohapatra, 2003)، پوکه معدنی (Malkoc et al., 2006)، کربن فعال و جاذب‌های ارزان قیمت (Mohan & Pittman, 2006) و زائدات بیولوژیکی و جاذب‌های ارزان قیمت (Bansal et al., 2009) را نام برد. در سال‌های اخیر توجه زیادی به استفاده از جاذب‌های ارزان قیمت به شرح جدول یک مانند چوب پنبه (Krika et al., 2011)، ساقه برنج (Guo et al., 2002)، پودر گل گیاه تلخه (Ghaneian et al., 2012)، جاذب لوف (Jalil Nejad & Shahidi, 2013)، خاکستر استخوان (Ghani zadeh et al., 2013)، دانه گرانولی اسپند (Taghi zadeh et al., 2012)، ریشه زرشک (Shahidi et al., 2016)، دورریز پنبه، ساقه و برگ زرشک (Bosaiedi, 2012)، جرم بیولوژیکی و محصولات جانبی کشاورزی گردیده است. مزیت عمده این جاذب‌های طبیعی، هزینه پایین، راندمان بالای آن‌ها در حذف فلزات سنگین از محلول‌های آبی، قابلیت تولید مجدد جاذب طبیعی و احتمال احیاء دوباره فلز می‌باشد (Neagu &

آلاینده‌های فلزی نظیر کروم بر خلاف آلاینده‌های آلی نه تنها پتانسیل لازم برای تجزیه بیولوژیکی و تبدیل شدن به فرآورده‌های بی‌خطر را ندارد بلکه دارای خاصیت تجمع‌ی بسیار بالایی است که این ویژگی توجه جدی به کنترل غلظت چنین آلاینده‌هایی را در آب و مواد غذایی الزامی کرده است (Choi et al., 2009). بنابراین، بازیابی و حذف یون فلزات سنگین از آب و فاضلاب به منظور سلامت عمومی و محیط زیست فرآیندی مهم محسوب می‌شود (Sari et al., 2007). کروم ششمین عنصر جدول تناوبی و بیست و یکمین عنصر پوسته زمین از نظر فراوانی است (Asadi et al., 2011). کروم سه ظرفیتی به عنوان یک عنصر ضروری برای بدن انسان، بسیار پایدار بوده و دارای سمیت کمتری از کروم شش ظرفیتی می‌باشد و کمتر در آب حل می‌شود (Di Natale et al., 2007). چنانچه کروم توسط بدن انسان جذب شود، خاصیت تجمع‌ی داشته و می‌تواند در غلظت‌های مشخصی آسیب‌های جدی را به بدن انسان وارد نماید، به طوری که اگر غلظت در بدن به  $0.1 \text{ mg/L}$  از وزن بدن انسان برسد می‌تواند سبب مرگ انسان شود (Schneider et al., 2007). با توجه به اینکه کروم جزء فلزات سنگینی است که می‌تواند در بافت‌های موجودات زنده تجمع یابد (WHO, 1992) و همچنین ممکن است از طریق سازندهای زمین شناسی، زهاب‌های کشاورزی و تولید فولاد، فاضلاب صنایع تولید مواد منفجره، سرامیک و عکاسی وارد منابع آب شود. لذا برای کاهش کروم شش ظرفیتی در حد استانداردهای پساب، یک روش ارزان و با راندمان بالا مورد نیاز است که بدین منظور روش‌های تصفیه مختلفی از جمله ترسیب شیمیایی،

جنوبی و شهر بیرجند در دسترس بوده و به طور طبیعی میل ترکیبی قوی با فلزات سنگین را دارا می-باشند. همچنین با عنایت به اینکه سهم عمده زرشک تولیدی در کشور مربوط به استان خراسان جنوبی می-باشد و با در نظر گرفتن پتانسیل این محصول در استان و همچنین در دسترس بودن آن و به دلیل اینکه این گیاه مقاوم به کم آبی است، علاوه بر این به دلیل دارا بودن هزینه کم، می توان از آن به عنوان یک منبع قرضه جاذب منطقه‌ای استفاده نمود، لذا هدف از این تحقیق بررسی و تجزیه و تحلیل کارایی جاذب های طبیعی و ارزان قیمت ریشه، ساقه و برگ زرشک در حذف کروم شش ظرفیتی از محلول های آبی در نظر گرفته شد.

(Mikhailovsky, 2010). با توجه به اینکه مقدار کروم آب بیرجند بیشتر از حد مجاز بوده و این فلز سنگین هم از طریق سامانه گوارش و هم از طریق پوست قابل جذب بدن انسان می-باشد و باعث ایجاد بیماری های خاص خصوصاً سرطان می-شود، ضروری به نظر می-رسد که مطالعات وسیع تری در زمینه رفع این مشکل صورت پذیرد (Shahriari et al., 2010). فرآیند جذب آلاینده های فلزی ممکن است با استفاده از جاذب های متعدد انجام شود، اما جاذب های طبیعی نظیر زایدات بیولوژیکی، برگ ها و ریشه های گیاهان دارای مزیت های متعددی مانند هزینه کم و بهره برداری آسان نسبت به سایر فرآورده ها هستند (Zimmermann et al., 2010). این ضایعات کم ارزش، به مقدار فراوان در استان خراسان

جدول ۱- فهرستی از جاذب های ارزان قیمت (Shahidi et al., 2016)

نوع جاذب	درصد حذف کروم
کربن هسته سنجد	۶۶/۱
کربن هسته عناب	۶۲
پوست فندق	۸۸/۴۶
پوست گردو	۸۵/۳۲
پوسته برنج	۸۷
خاکستر پوسته سبز	۹۳/۷۸
پوسته نارگیل	۹۶
پوسته سبز بادام	۹۶/۱۶
ریشه زرشک	۹۷/۸۵
برگ انگور	۹۸/۷۵
کربن برگ انگور	۸۵/۷۸

رطوبت آن کاملاً گرفته شود. پس از خشک شدن، آسیاب و از الک با اندازه ۱۰۰ عبور داده شد.

## ۲. مواد و روش ها

### ۱.۲. تهیه جاذب

#### ۲.۲. تهیه محلول یون فلزی

محلول استوک کروم شش ظرفیتی (۱۰۰۰ میلی گرم بر لیتر) مورد استفاده در این مطالعه به وسیله اختلاط نمک دی کرومات پتاسیم<sup>۱</sup> (ساخت کارخانه

پس از تهیه ریشه، برگ و ساقه درختچه زرشک از مزارع شهرستان بیرجند، ابتدا برای برطرف ساختن گرد و غبار و دیگر ذرات، جاذب ها را با آب مقطر به-طور کامل شسته و در دستگاه آون با دمای ۷۰ درجه سانتیگراد به مدت ۲۴ ساعت تا رسیدن به وزن ثابت خشک نموده و سپس در دسیکاتور قرار داده تا

<sup>1</sup>-K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>

نموده و روند آزمایشات قبلی را پیش گرفتیم. pH اولیه این محلول‌ها را روی بهترین نتیجه حاصل از آزمایش اول تنظیم نمودیم. در فواصل زمانی مشخص از محلول‌ها نمونه‌گیری کرده و نمونه‌ها را توسط صافی واتمن صاف گردید. برای تعیین غلظت محلول‌های صاف شده از دستگاه جذب اتمی<sup>۱</sup> استفاده شد. تمام آزمایشات با دو بار تکرار انجام شد. مقدار ماده جذب شونده به‌ازای واحد جرم جاذب با استفاده از رابطه (۱) محاسبه گردید (Umpuch *et al.*, 2011):

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{m} \quad (1)$$

که در آن  $q_e$  غلظت ماده جذب شونده در فاز جامد بر حسب میلی‌گرم بر گرم،  $C_0$  غلظت اولیه ماده جذب شونده در محلول (mg/l)،  $C_e$  غلظت نهایی ماده جذب شونده بعد از برقراری تعادل (mg/l)،  $V$  حجم محلول (لیتر) و  $m$  جرم جاذب بر حسب گرم است. برای محاسبه کارایی حذف (Re%)، از رابطه (۲) استفاده گردید:

$$Re\% = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \times 100 \quad (2)$$

#### ۴.۲. ایزوترم‌های جذب

امروزه برای توصیف رفتار جاذب، معادلات و ایزوترم‌های مختلفی توسعه پیدا کرده است. به منظور تعیین ایزوترم‌های جذب از شکل خطی مدل‌های ایزوترمی لانگمیر و فروندلیچ و تمکین استفاده گردید. شکل خطی مدل لانگمیر با استفاده از رابطه (۳) بیان می‌شود (Weber, 1972):

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_0 b} + \frac{C_e}{q_0} \quad (3)$$

Merk (آلمان) با آب مقطر تهیه شد. سپس محلول‌های استاندارد تعیین شده برای آزمایشات با استفاده از رقیق نمودن محلول استوک تهیه گردید. در کلیه آزمایش‌ها pH اولیه محلول با استفاده از HNO<sub>3</sub> و NaOH تنظیم گردید و pH محلول در هر مرحله با استفاده از دستگاه pH متر اندازه‌گیری شد.

#### ۳.۲. آزمایش‌های جذب ناپیوسته

پژوهش یک مطالعه تجربی-آزمایشگاهی بوده که در سامانه ناپیوسته و در آزمایشگاه آلودگی محیط زیست دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه بیرجند انجام شد. کلیه آزمایش‌های جذب ناپیوسته، بر روی شیکر مکانیکی با سرعت متوسط ۲۰۰ دور در دقیقه درون ارلن مایر با حجم ۱۰۰ میلی‌لیتر انجام گرفت. آزمایش اول جهت بررسی تأثیر pH اولیه محلول بر میزان جذب صورت پذیرفت. pH اولیه محلول‌های کروم بر روی مقادیر مشخص (مطابق جدول ۲) با استفاده از محلول‌های اسید نیتریک و سود تنظیم گردید. سپس مقدار جاذب (مطابق جدول ۲) را به محلول افزوده و به مدت ۱۰ دقیقه درون شیکر قرار دادیم. آزمایش دوم به منظور تعیین تأثیر زمان بر روند حذف اختصاص یافت. محلول کروم با غلظت مشخص به میزان ۱۰۰ میلی‌لیتر تهیه نموده و جاذب به آن افزودیم و در مدت‌های مشخص (مطابق جدول ۲) در درون دستگاه شیکر قرار داده شد. آزمایش سوم مربوط به بررسی تأثیر میزان وزن جاذب بود. جاذب را در مقادیر مختلف به ظروف حاوی ۱۰۰ میلی‌لیتر کروم با غلظت اولیه اضافه نموده و درون شیکر قرار دادیم. آزمایش چهارم مربوط به بررسی ایزوترم‌های جذب و تأثیر غلظت اولیه کروم بر روند حذف بود. محلول کروم با غلظت‌های مختلف را تهیه

جدول ۲- دامنه تغییرات در نظر گرفته شده برای جاذب ها

نوع جاذب	pH اولیه	غلظت اولیه کروم (mg/l)	حجم محلول (ml)	مقدار جاذب (gr)	زمان تماس (min)
ریشه زرشک	۲-۹	۲۵-۲۰۰	۱۰۰	۰/۱-۰/۵	۱۰-۱۸۰
برگ زرشک	۲-۹	۸۰-۲۰۰		۰/۰۱-۳/۵	۱۰۰-۲۰۰
ساقه زرشک	۲-۸	۸۰-۱۸۰			

### ۳. نتایج

#### ۱.۳. اثر pH بر میزان جذب

نتایج مربوط به اثر افزایش pH اولیه بر مقدار جذب یون فلز کروم شش ظرفیتی توسط جاذب ها در شکل ۱ نشان داده شده است. مطابق شکل، در زمان تماس ثابت (۱۰ دقیقه برای جاذب ریشه و ۱۰۰ دقیقه برای دو جاذب دیگر) و غلظت و حجم ثابت (غلظت ۵۰ میلی گرم بر لیتر و حجم ۱۰۰ میلی لیتر) از پساب، مقدار ماده جاذب ۰/۱ گرم با سرعت ۲۰۰ دور بر دقیقه، با افزایش مقدار pH، درصد جذب فلز کروم کاهش می یابد. بالاترین میزان جذب کروم توسط جاذب ها در pH پایین تر می باشد و در pH بالاتر، جذب کروم به طور قابل ملاحظه ای کاهش می یابد. این پدیده ممکن است به این دلیل باشد که در pH های پایین، سطوح جاذب توسط مقادیر بالای از یون های هیدرونیوم ( $H^+$ ) احاطه خواهد شد که منجر به اتصال مولکول های  $Cr_2O_7^{2-}$  به سطوح جاذب می شود (Park et al., 2005). نتایج نشان داد که بیشترین حذف کروم برای جاذب ریشه و برگ زرشک به ترتیب در pH برابر ۲ و ساقه زرشک در pH برابر ۳ اتفاق افتاده است و پس از آن، راندمان حذف به سرعت کاهش می یابد.

با ترسیم  $C_e/q_e$  (بر روی محور Y) نسبت به غلظت در نقطه تعادل یعنی  $C_e$  (بر روی محور X)، خط راستی حاصل خواهد شد که دارای شیب  $1/q_0$  و عرض از مبدا  $\frac{1}{q_0 b}$  است (Weber, 1972). شاخص بدون بعد (RL) نیز برای بررسی قابلیت استفاده از معادله لانگمیر بکار برده می شود و به صورت رابطه (۴) بیان می شود (Rao et al., 2002):

$$R_L = \frac{1}{1 + bC_0} \quad (4)$$

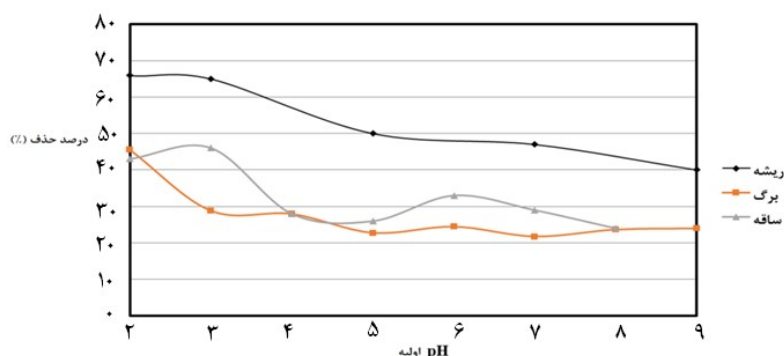
که  $C_0$  غلظت اولیه محلول و  $b$  ثابت لانگمیر است. اگر مقدار  $R_L > 1$  باشد، استفاده از مدل نامناسب، اگر  $R_L = 1$  باشد، استفاده از حالت خطی مدل مناسب، اگر  $0 < R_L < 1$  باشد، مدل مناسب و اگر  $R_L = 0$  باشد، مدل ناکارآمد است. شکل خطی رابطه فروندلیچ با استفاده از رابطه (۵) بیان می شود:

$$\log q_e = \log K_f + \left(\frac{1}{n}\right) \log C_e \quad (5)$$

نمودار خطی  $\log q_e$  بر حسب  $\log C_e$  کاربرد ایزوترم جذب لانگمیر را نشان می دهد. که در اینجا  $K_f$  و  $1/n$  ثابت های فروندلیچ به ترتیب مربوط به ظرفیت جذب و شدت جذب هستند. شکل خطی مدل تمکین با استفاده از رابطه (۶) بیان می شود (Moussavi & Khosravi, 2010):

$$q_e = B \ln A + B \ln C_e \quad (6)$$

که  $A$  و  $B$  ثابت های ایزوترم تمکین می باشند.

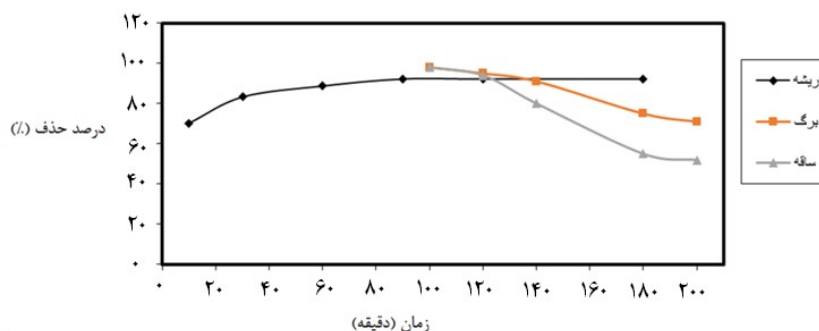


شکل ۱- تأثیر تغییرات pH بر کارایی حذف (غلظت اولیه کروم شش ظرفیتی ۵۰ میلی گرم بر لیتر، مقدار ماده جاذب ۰/۱ گرم، زمان تماس ۱۰ دقیقه برای جاذب ریشه زرشک و ۱۰۰ دقیقه برای دو جاذب دیگر)

و برگ زرشک به ترتیب در ۹۰ دقیقه و ۱۰۰ دقیقه اتفاق افتاده است. مرور منابع موید این مطلب است که با استفاده از دور ریز پنبه، ساقه برنج، پودر گل گیاه تلخه و خاکستر استخوان میزان حذف کروم با بالارفتن زمان افزایش می یابد ( Ghaneian *et al.*, Guo *et al.*, 2012; Ghani zade *et al.*, 2013). (2002).

### ۲.۳. اثر زمان تماس بر میزان جذب

همانطور که در شکل ۲ مشاهده می شود، تأثیر زمان تماس بر روی کارایی حذف با تغییر در زمان از ۱۰ دقیقه به ۲۰۰ دقیقه بررسی گردید. در واقع وقتی زمان تماس افزایش می یابد، کارایی حذف افزایش و سپس ثابت می ماند. مطابق شکل، بیشترین میزان جذب فلزات و کاهش غلظت برای جاذب ریشه، ساقه

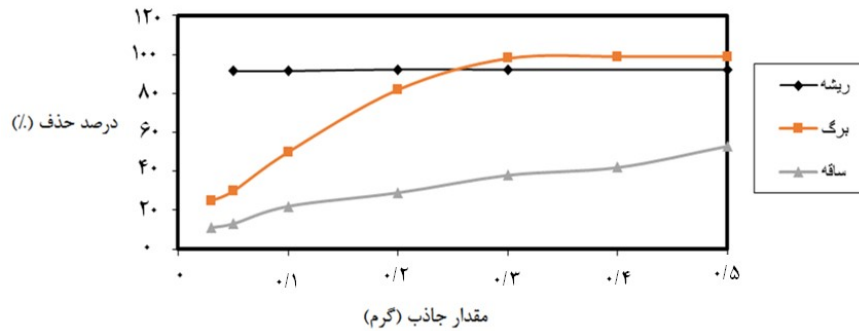


شکل ۲- تأثیر تغییرات زمان تماس بر کارایی حذف (pH=۲ برای جاذب ریشه و برگ زرشک و pH=۳ برای جاذب ساقه زرشک، غلظت اولیه کروم شش ظرفیتی ۵۰ میلی گرم بر لیتر، مقدار ماده جاذب ۰/۱ گرم)

است. همچنین نتایج به وضوح نشان می دهند که بازدهی جذب تا یک مقدار بهینه افزایش می یابد و بعد از آن مقدار بهینه، مقدار افزایش بسیار جزئی و قابل چشم پوشی می باشد. بیشترین حذف کروم برای جاذب ریشه و برگ زرشک به ترتیب در مقدار برابر ۰/۲ و ۰/۳ و ساقه زرشک در مقدار برابر ۰/۵ اتفاق افتاده است و پس از آن، راندمان حذف به سرعت کاهش می یابد.

### ۳.۳. اثر مقدار ماده جاذب بر میزان جذب

در این مرحله، وابستگی میزان جذب یون کروم به میزان جاذب، در بازه بین ۰/۲ تا ۰/۵ گرم مورد مطالعه قرار گرفت. مطابق شکل، کارایی حذف با افزایش مقدار ماده جاذب افزایش می یابد. این روند افزایشی به علت در دسترس بودن سطح بزرگ تر و سایت های جذبی بیشتر می باشد، مورد انتظار بوده

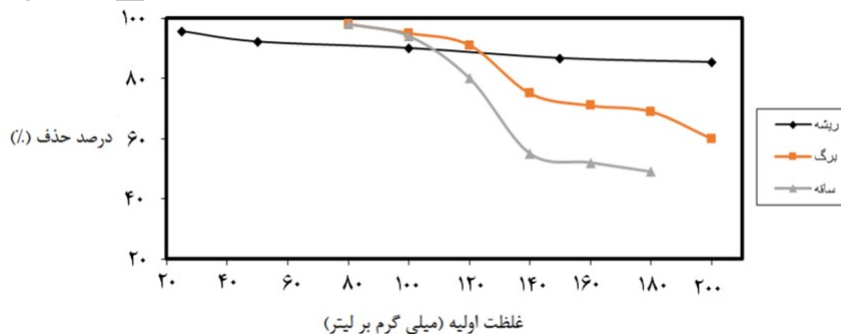


شکل ۳- تأثیر مقدار جاذب بر کارایی حذف (pH=2 برای جاذب ریشه و برگ زرشک و pH=3 برای جاذب ساقه زرشک، زمان تماس جاذب ریشه، ساقه و برگ زرشک به ترتیب در 90 دقیقه و 100 دقیقه، غلظت اولیه کروم شش ظرفیتی 50 میلی گرم بر لیتر)

باشد، مدت زمان لازم برای حذف کامل آن‌ها از پساب نیز بیشتر خواهد شد که دلیل آن کاهش یافتن مکان‌های فعال موجود بر سطوح جاذب و اشباع شدن آن‌ها شناخته شده است. در غلظت‌های اولیه پایین مکان‌های جذب کافی برای جذب یون کروم وجود دارد (Gupta & Mohapatra, 2003). مطابق شکل، جاذب ریشه زرشک در غلظت‌های بالاتر حذف بسیار خوبی با مقدار جاذب کمتر نشان داده است. نتایج تحقیقات گوپتا و موهاپاترا، راجی و همکاران موید این مطلب است که هر چه غلظت یون کروم در پساب بیشتر باشد، مدت زمان لازم برای حذف کامل آن‌ها از پساب نیز بیشتر خواهد شد (Raji et al., 1997).

### ۴.۳. اثر غلظت بر میزان جذب

این آزمایش برای جاذب ریشه و برگ زرشک به ترتیب در pH برابر 2 و ساقه زرشک در pH برابر 3، مقدار جاذب ریشه و برگ زرشک به ترتیب برابر 0.2 و 0.3 و ساقه زرشک برابر 0.5، زمان تماس برای جاذب ریشه، ساقه و برگ زرشک به ترتیب در 90 و 100 دقیقه و با سرعت 200 دور بر دقیقه انجام گردید. با توجه به شکل 4، کارایی حذف با افزایش غلظت اولیه کروم شش ظرفیتی کاهش می‌یابد. دلیل این امر آن است که جاذب‌ها محل‌های فعال محدودی دارند و این محل‌ها در غلظت‌های بالا اشباع می‌شوند. در واقع هر چه غلظت یون کروم در پساب بیشتر

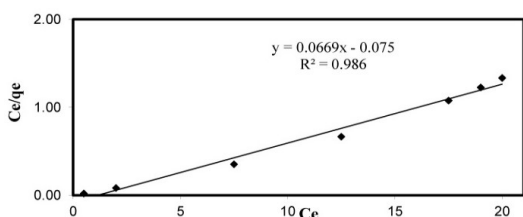


شکل ۴- تأثیر غلظت بر کارایی حذف (pH=2 برای جاذب ریشه و برگ زرشک و pH=3 برای جاذب ساقه زرشک، زمان تماس جاذب ریشه، ساقه و برگ زرشک به ترتیب در 90 دقیقه و 100 دقیقه، مقدار جاذب ریشه و برگ زرشک به ترتیب برابر 0.2 و 0.3 گرم و ساقه زرشک برابر 0.5 گرم)

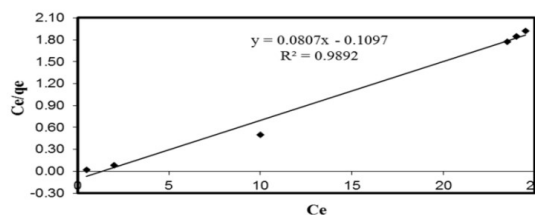
### ۵.۳. تعیین ایزوترم‌های جذب

در مطالعات مربوط به جذب آلاینده‌ها بر روی جاذب-های مختلف، تعیین ایزوترم‌های جذب و ظرفیت جاذب مورد استفاده از مهم‌ترین مشخصه‌هایی است که باید مورد توجه قرار گیرد. با استفاده از نتایج آزمایش‌ها، محاسبات لازم برای مدل‌های خطی لانگمیر و فروندلیچ و تمکین انجام شد و مقدار ضریب

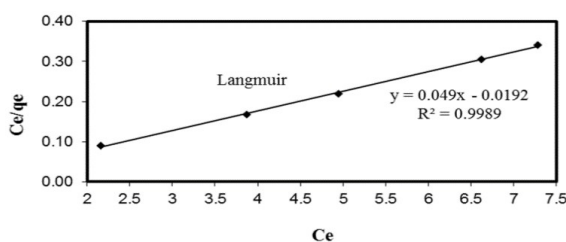
تعیین برای هر یک از ایزوترم‌ها در جدول ۳ بیان شده است. مقایسه ضریب تعیین بدست آمده از رسم منحنی‌های هر یک از ایزوترم‌ها، می‌تواند به عنوان معیار مناسبی برای بیان تطبیق داده‌های آزمایش و ایزوترم‌های مذکور باشد، لذا همان‌طور که در جدول نیز مشاهده می‌گردد ایزوترم لانگمیر نسبت به دو ایزوترم دیگر مطابقت بیشتری دارد (شکل ۶).



برگ زرشک

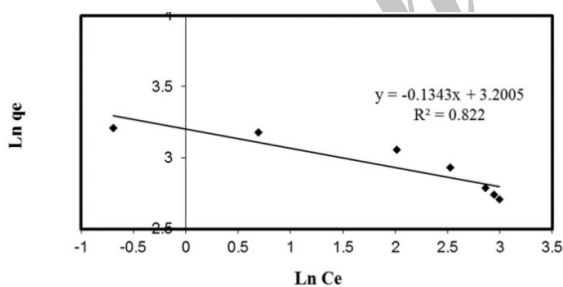


ساقه زرشک

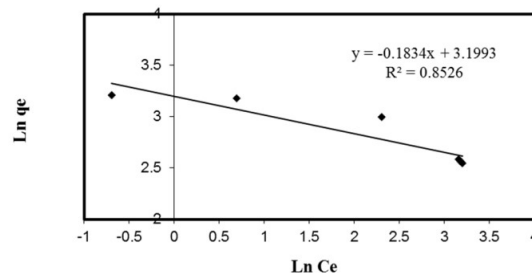


ریشه زرشک

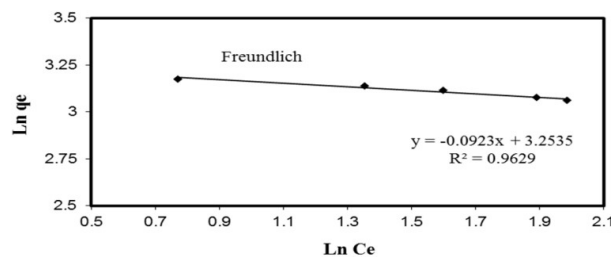
شکل ۵- نمودار خطی مدل‌های ایزوترم Langmuir برای جذب کروم توسط جاذب



برگ زرشک



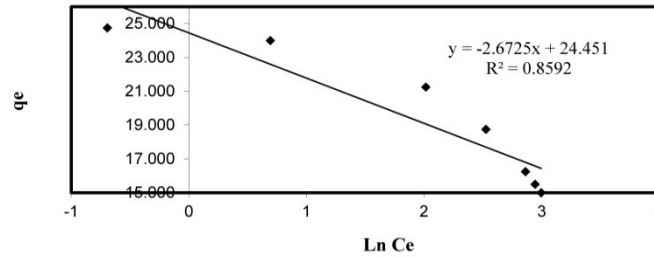
ساقه زرشک



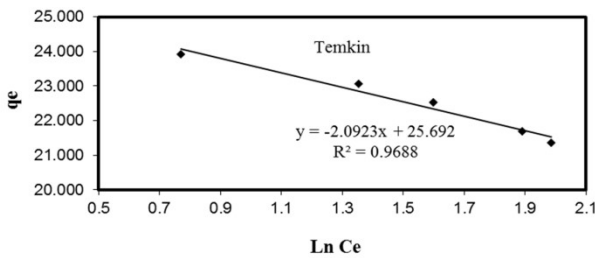
ریشه زرشک

شکل ۶- نمودار خطی ایزوترم Freundlich برای جذب کروم توسط جاذب

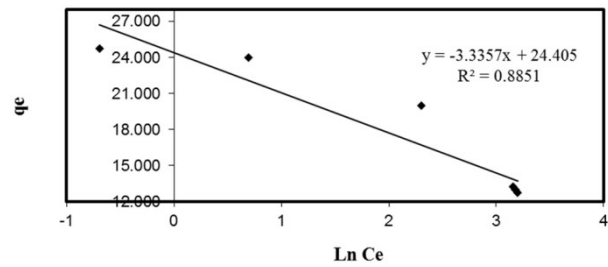




برگ زرشک



ریشه زرشک



ساقه زرشک

شکل ۷- نمودار خطی ایزوترم Temkin برای جذب کروم توسط جاذب

جدول ۳- مقایسه ایزوترم های Freundlich, Langmuir و Temkin برای جذب کروم توسط جاذبها

Langmuir			Freundlich			Temkin			نام جاذب
q <sub>0</sub>	b	R <sup>2</sup>	1/n	K <sub>f</sub>	R <sup>2</sup>	A	B	R <sup>2</sup>	
۱۲/۳۹	۰/۷۴	۰/۹۸۹	۰/۱۸۳	۲۴/۵۱	۰/۸۵۳	۱۵۲۳/۵۹	۳/۳۳	۰/۸۸۵	ساقه زرشک
۱۴/۹۵	۰/۸۹	۰/۹۸۶	۰/۱۳۴	۲۴/۵۴	۰/۸۲۲	۹۴۸۷	۲/۶۷	۰/۸۵۹	برگ زرشک
۲۰/۴۱	۲/۵۶	۰/۹۹۹	۰/۰۹۲	۲۵/۷	۰/۹۶۲	۲۱۷۵۰۹/۹۸	۲/۰۹	۰/۹۶۹	ریشه زرشک

#### ۴. بحث و نتیجه گیری

ملاحظه بود. نتایج تحقیق کارتی کیان و همکاران (۲۰۰۵) حاکی از آن است که جذب کروم شش ظرفیتی بر روی کربن فعال خاک اره کائوچو در pH برابر با ۲ در بالاترین مقدار بوده و با افزایش مقدار pH راندمان جذب به طور چشمگیری کاهش می یابد (Karthikeyan et al., 2005). در فرآیند جذب مقدار جاذب به عنوان یک پارامتر بسیار موثر می باشد، همانطور که در شکل ۳ نیز نشان داده شده با افزایش مقدار جاذب راندمان حذف نیز افزایش می یابد که با نتایج تحقیقی که از پوسته گردو، بادام و فندق برای حذف کروم استفاده کردند مطابقت دارد (Yu et al., 2003). بازدهی حذف یون محلول کروم شش ظرفیتی به غلظت جاذب و غلظت اولیه یون کروم شش ظرفیتی در محلول بستگی دارد، ظرفیت

فلزات سنگین درون محیط تجزیه ناپذیر بوده و می توانند برای بسیاری از گونه های جانوری خطرناک باشند. بنابراین، بازیابی و حذف یون فلزات سنگین از آب و فاضلاب به منظور سلامت عمومی و محیط زیست فرآیندی مهم محسوب می شود. در بررسی حاضر برای حذف یون فلز کروم از محلول آبی از جاذب های ساقه، ریشه و برگ زرشک استفاده گردید و پارامترهای موثر در جذب یون فلز کروم مورد بررسی قرار گرفت. به دلیل وابستگی زیاد کروم شش ظرفیتی و بار سطحی جاذب به pH، اسیدیته محلول آبی نقش مهمی در فرآیند جذب دارد. در این مطالعه نیز اثر pH بر روی راندمان حذف کروم به خوبی قابل

(۲۰۱۱) افزایش راندمان حذف با افزایش زمان ماند را تأیید می‌کنند (Mohan *et al.*, 2011). با توجه به ضرایب همبستگی می‌توان نتیجه گرفت که داده‌های تعادلی فرآیند جذب کروم شش ظرفیتی بر روی جاذب از ایزوترم لانگمیر پیروی می‌کند. امروزه بسیاری از محققان درصدد یافتن روش‌های ارزان‌تر و مناسب به منظور تصفیه پساب‌های صنعتی هستند تا جایگزین روش‌های پر هزینه تصفیه پساب گردد. لذا با توجه به نتایج بدست آمده می‌توان چنین گفت که جاذب‌های طبیعی قابل دسترس از قبیل ریشه، ساقه و برگ زرشک می‌تواند به عنوان یک جاذب خوب برای حذف فلز کروم عمل نماید.

#### References:

Agarwal, GS., Bhuptawat, HK., Chaudhari, S., 2006. Biosorption of aqueous chromium(VI) by *Tamarindus indica* seeds, *Bioresource Technology* 97, 949-56.

Asadi, A., Dehghani, MA, Zare, M.R., Rahmani A., Golestani Far, H., 2011. Northern Khorasan Medical Journal 4, 7-13. (in Persian)

Babel, S.T., Kurniawan, A., 2003. A research study on Cr (VI) removal from contaminated wastewater

Bansal, M., Singh, D., Garg, VK., 2009. A comparative study for the removal of hexavalent chromium from aqueous solution by agriculture wastes carbons, *Journal of Hazardous Materials* 171, 83-92.

Dewari, M., Jamshidi, B., Amrallahi, M., 2012. *Journal of Yazd School of Public Health* 2, 19-28. (in Persian)

Ghani zadeh, A., Ghaneian, M., Asgari, A., 2013. *Journal of Qom University of Medical Sciences* 2, 16-7. (in Persian)

Guo, Y., Qi, J., Yang, Sh, K., Wang, Z., Xu, H., 2002. Adsorption of Cr(VI) on micro- and mesoporous rice husk-based active carbon *Materials Chemistry and Physics* 78, 132-137

Gupta, R., Mohapatra, H., 2003. Microbial biomass: An economical alternative for removal of heavy metals

تعادل با افزایش غلظت اولیه کروم شش ظرفیتی کاهش می‌یابد زیرا سطح جاذب با افزایش غلظت اولیه کروم اشباع می‌شود. حداکثر ظرفیت جذب برای جاذب‌های ریشه، ساقه و برگ زرشک به ترتیب برابر ۲۳/۹۲ ، ۱۵/۶ و ۳۲/۴۰ میلی گرم بر گرم بدست آمد. با افزایش مدت زمان تماس جاذب با محلول حاوی یون کروم شش ظرفیتی درصد جذب فلزات افزایش می‌یابد و هر چه غلظت یون کروم شش ظرفیتی در محیط واکنش بیشتر شود مدت زمان رسیدن به حالت تعادل نیز افزایش می‌یابد. مطالعات استفاده از چوب بلوط و زغال پوسته بلوط برای حذف کروم شش ظرفیتی توسط Mohan و همکاران

Bosaiedi, N., 2012. Dissertation of the Faculty of Natural Resources and Environmental Sciences, Birjand University. 68-90. (in Persian)

Choi, HD., Cho, JM., Baek, K., Yang, JS., Lee, JY., 2009. Influence of Cationic Surfactant on Adsorption of Cr(VI) Onto Activated Carbon. *J Hazard Mater* 161, 1565-1568.

Di Natale, F., Lancia, A., Molino, A., Musmarra, D., 2007. Removal of chromium ions form aqueous solutions by adsorption on activated carbon and char, *Journal of Hazardous Materials* 145, 381-90.

Ghaneian, MH., Ehrampush, M.H from waste water, *Indian Journal of Experimental Biology* 41, 945-966.

Jalil Nejad, N., Shahidi, A., 2013. Master's thesis, Removal of Heavy metal ions ( $Cd^{2+}$  and  $Pb^{2+}$ ) from synthetic wastewater using Loofah and pumice as natural adsorbents and evaluation of pollution distribution model in river with MIKE11. Birjand university, Iran. (in Persian)

Karthikeyan, T., Rajgopal, S., Miranda, LR., 2005. Chromium (VI) adsorption from aqueous solution by Hevea Brasilinesis sawdust activated carbon, *Journal of Hazardous Materials* 124, 192-9.

- Krika, F., Azzouz, N., Chaker Ncibi, M., 2011. Adsorptive removal of cadmium from aqueous solution by cork biomass: Equilibrium, dynamic and thermodynamic studies. *Arabian Journal of Chemistry* 59, 1-7.
- Malkoc, E., Nuhoglu, Y., Dundar, M., 2006. Adsorption of chromium(VI) on pomace- an olive oil industry waste: batch and column studies. *J Hazard Mater* 138, 142-51.
- Mohan, D., Pittman, CU Jr., 2006. Activated carbons and low cost adsorbents for remediation of tri- and hexavalent chromium from water. *Journal of Hazard Mater* 137, 762-811.
- Mohan, D., Rajput, S., Singh, VK., Steele, PH. Pittman, Jr CU., 2011. Modeling and evaluation of chromium remediation from water using low cost bio-char, a green adsorbent, *Journal of Hazardous Materials* 188, 319-33.
- Moussavi, G., Khosravi, R., 2010. Removal of cyanide from wastewater by adsorption onto pistachio hull wastes: parametric experiments, kinetics and equilibrium analysis, *Journal of Hazardous Materials* 183, 724-730.
- Neagu, V., Mikhalovsky, S., 2010. Removal of hexavalent chromium by new quaternized crosslinked poly (4-vinylpyridines). *Journal of Hazard Mater* 183, 533-540.
- Park, D., Yun, Y.S. Park, J.M., 2005. Studies on hexavalent chromium biosorption by chemically treated biomass of *Ecklonia* sp., *Chemosphere* 60, 1356-1364.
- Pehlivan, E., Altun, T., 2008. Biosorption of chromium ion from aqueous solutions using Walnutm Hzalnut and Almond shell. *Journal of Hazardous Materials* 155, 378-384.
- Raji, C., Manju, G.N. Anirudhan, T.S., 1997. Removal of heavy metals ions from water saw dust based activated carbon, *Indian Journal of Engineering and Material Sciences* 4, 254-260.
- Rao, M., Pavwate, A.V. Bhole, A.G., 2002. Removal of Cr and Ni from aqueous solution using bagasse and fly ash. *Waste Management* 22, 821-830.
- Schneider, RM., Cavalin, CF., Barros, MASD., Tavares, CRG., 2007. Adsorption of chromium ions in activated carbon, *Chemical Engineering Journal* 132, 355-62.
- Sari, A., Tuzen, M., Citak, D., Soylak, M., 2007. Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies of adsorption of Pb(II) from aqueous solution onto Turkish kaolinite clay. *Journal of Hazardous Materials* 149, 283-291.
- Shahidi, A, Khashi Siuki, A., Zaraatkar, Z., 2016. Performance Assessment of natural adsorbent using Barberry Root in the removal of Chromium from aqueous environment (Case study: Groundwater resource of Birjand), *Journal of Environmental Studies* 41, 827-840. (in Persian)
- Shahriari, T., moasheri, N., Sharifzadeh, Gh., 2010. Chromium and copper concentrations in groundwater and distribution network of drinking water in Birjand city in 2010-2010. *Journal of Birjand University of Medical Sciences*, 67-62. (in Persian)
- Taghi zadeh, AS, Khodadadi, M., Shahriari, T. Dari, H., Zafaraniyeh, M., Khosravi, R., 2012. *Journal of Birjand University of Medical Sciences* 2, 180-173. (in Persian)
- Umpuch, C., Bunmanan, N., Kueasing, U., Kaewsan, P., 2011. Adsorption of Lead from synthetic solution using Luffa Charcoal. *World Academy of Science, Engineering and Technology* 5, 11-15.
- Weber, W.J., 1972. *Physicochemical Processes for Water Quality control*, John Wiley and Sons Inc., New York.
- WHO., 1992. *Guidelines for drinking water quality*, 2nd Ed., World Health Organization, USA.
- Yu, LJ., Shukla, SS., Dorris, KL., Shukla, A., Margrave, JL., 2003. Adsorption of chromium from aqueous solutions by maple sawdust., *Journal of Hazardous Materials* 100, 53-63.
- Zimmermann, AC., Mecabô, A., Fagundes, T., 2010. Rodrigues CA. Adsorption of Cr(VI) Using Fe-Crosslinked Chitosan Complex (Ch-Fe). *Journal of Hazard Mater* 179, 192-196