

Sahba Haji Bagher Tehrani¹,
Mohammad Nourisepehr^{2*},
Mansour Zarabi¹, Mitra
Rahimzadeh³

1. Department of Environmental
Health Engineering, School of
Health, Albortz University of
Medical Sciences, Karaj, Iran

2. Research Center for Health,
Safety and Environment,
Albortz University of Medical
Sciences, Karaj, Iran

3. Department of Health
Education, School of Health,
Albortz University of Medical
Sciences, Karaj, Iran

Investigation of Cephalixin Absorption Using Pumice from Aqueous Solution and the Effect Common Ions in Water in Removal It

Received: 11 Jul. 2017 ; Accepted: 6 Nov. 2017

Abstract

Background: In recent years, has been created many concerns about the entry of antibiotics in aquatic environments. The aim of this study is to Investigation of The effect common ions in water sources to remove cephalixin using absorbent mineral pumice (pumice).

Materials and Methods: This study was Foundation – Applied. In the first stage, absorbent properties were determined using techniques (XRD, BET, XRF, FTIR and SEM) before and after absorption And then, in the second stage, Performance of pumice by changing variables such as time, PH, concentration of pumice, concentrations of cephalixin, different concentrations of calcium, magnesium, copper, sulphate, and carbonate were studied.

Results: The results showed that pumice has a high efficiency in the absorption of cephalixin from aqueous solutions. For cephalixin, maximum efficiency in the contact time of 150 minutes, PH = 5, adsorbent dose of 5 g/l, concentrations of antibiotics 10 mg/l was observed respectively 44.75% (using raw pumice) and 55.66% (using modified pumice).

Conclusion: According to the results obtained with increasing adsorbent dosage and the contact time efficiency increased. When PH and concentrations of cephalixin are increased efficiency is reduced. In this study, the modified pumice with hydrochloric acid in comparison with raw pumice has better efficiency in the absorption of cephalixin. According to the results of this study ions had little effect on the absorption of cephalixin. In this study, adsorption Cephalixin on to pumice follow of Frondlykh isotherm and pseudo-second order.

Keywords: Absorption, pumice, cephalixin, cations, anions

*Corresponding Author:
Research Center for Health, Safety
and Environment, Albortz University
of Medical Sciences, Karaj, Iran

Tel: 0939-1955439
E-mail: Dr.noorisepehr@gmail.com

بررسی حذف سفالکسین با استفاده از جاذب پوکه معدنی (پامیس) از محلول‌های آبی و اثر یون‌های رایج منابع آبی در حذف آن

تاریخ دریافت مقاله: ۱۳۹۶/۴/۲۰؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۶/۸/۱۵

چکیده

زمینه و هدف: در سال‌های اخیر نگرانی‌های زیادی مبنی بر ورود آنتی بیوتیک‌ها در محیط‌های آبی به وجود آمده است. هدف از این مطالعه بررسی اثر یون‌های رایج منابع آبی در حذف سفالکسین با استفاده از جاذب پوکه معدنی (پامیس) می‌باشد.

مواد و روش‌ها: این مطالعه از نوع مطالعات بنیادی-کاربردی بود. در این مطالعه در مرحله اول مشخصات جاذب با استفاده از تکنیک‌های (XRD, BET, XRF, FTIR and SEM) قبل و بعد از جذب تعیین گردید و سپس در مرحله دوم کارایی پامیس با تغییر دادن متغیرهایی از قبیل زمان، PH، غلظت پامیس، غلظت سفالکسین، غلظت‌های مختلف کلسیم، منیزیم، مس، سولفات، کربنات مورد بررسی قرار گرفت.

یافته‌ها: نتایج این تحقیق نشان داد که جاذب مورد استفاده، کارایی بالایی در جذب آنتی بیوتیک سفالکسین از محلول‌های آبی دارد. برای آنتی بیوتیک سفالکسین، بیشترین راندمان حذف در زمان تماس ۱۵۰ دقیقه، PH=۵، دز جاذب ۵ گرم بر لیتر، غلظت آنتی بیوتیک ۱۰ میلی گرم بر لیتر به ترتیب ۴۴/۷۵٪ (با استفاده از پامیس خام) و ۵۵/۶۶٪ (با استفاده از پامیس اصلاحی) مشاهده شد.

نتیجه‌گیری: با توجه به نتایج بدست آمده با افزایش دز جاذب و زمان تماس راندمان حذف افزایش می‌یابد. با افزایش PH و غلظت آنتی بیوتیک سفالکسین راندمان حذف کاهش می‌یابد. در این مطالعه پامیس اصلاح شده با اسید کلریدریک در مقایسه با پامیس خام راندمان بهتری در جذب سفالکسین دارد. طبق نتایج بدست آمده از این مطالعه یون‌ها تاثیر چندانی بر روی عمل جذب سفالکسین نداشتند. در این مطالعه جاذب از معادله ایزوترم فرنللیخ و معادله سینتیک شبه درجه دوم پیروی می‌کند.

کلمات کلیدی: جذب، پامیس، سفالکسین، کاتیون‌ها، آنیون‌ها

صهبا حاجی باقر تهرانی^۱، محمد نوری
سسپهر^۲، منصور صرابی^۱، میترا
رحیم‌زاده^۳

^۱گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده
بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی البرز،
کرج، ایران
^۲مرکز تحقیقات بهداشت، ایمنی و محیط
زیست، دانشگاه علوم پزشکی البرز،
کرج، ایران
^۳گروه آموزش بهداشت، دانشکده
بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی البرز،
کرج، ایران

* نویسنده مسئول:

گروه مهندسی بهداشت محیط،
دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی
البرز، کرج، ایران

۰۹۳۹-۱۹۵۵۴۳۹

E-mail: Dr.noorisepehr@gmail.com

مقدمه

در سال‌های اخیر نگرانی‌های زیادی مبنی بر ورود آنتی بیوتیک‌ها و همچنین متابولیت‌های حاصل از آن‌ها در محیط‌های آبی به وجود آمده است.^۱ آنتی بیوتیک‌ها چربی دوست و پایدارند و برای اهداف درمانی در بدن ساختار شیمیایی خود را به مدت طولانی حفظ می‌نمایند.^۲ هدف کاربرد نیمی از آنتی بیوتیک‌های مورد استفاده در جهان درمان و ارتقای سلامت در دام‌ها و آبزیان می‌باشد.^۳ جهت تصفیه پساب‌های حاوی این مواد فرایندهای بیولوژیکی تاثیر چندانی ندارند.^۴ همانطور که مطالعات نشان داده است تصفیه معمولی فاضلاب‌ها تنها می‌تواند ۶۰-۹۰٪ از برخی از آنتی بیوتیک‌ها را حذف کند.^۵ تاکنون، جاذب‌های مختلفی از جمله نانولوله‌های کربنی چند جداره، اکسید گرافن (GO)، پالی گورسکیت، آلومینیوم و آهن هیدرواکسید و جاذب سیلیس برای حذف آنتی‌بیوتیک‌ها از محیط‌های آبی مورد استفاده قرار گرفته‌اند.^۶ پامیس در ایران بخصوص در منطقه تیکمه داش آذربایجان به وفور یافت می‌شود. پامیس دارای ذراتی متشکل از شبکه‌های داخلی به هم پیوسته نامنظم، نفوذ پذیری کم می‌باشد.^{۷، ۸} و می‌توان به راحتی آن را پردازش کرد.^۹ تخلخل بالا و ارزان قیمت بودن پامیس، باعث شده که از این ماده برای حذف مواد رنگ‌زا، آلاینده‌های آلی، فلزات سنگین و مواردی از این قبیل استفاده شود. و به همین دلایل در این مطالعه برای حذف سفالکسین از پامیس با توجه به تاثیر آنیون‌ها و کاتیون‌ها بر روی عمل جذب استفاده شده است.^{۱۰، ۱۱} طبق مطالعات انجام شده یون‌های مداخله گر می‌توانند بر روی عمل جذب موثر باشند. هدف از این مطالعه بررسی جذب سفالکسین با استفاده از جاذب پوکه معدنی (پامیس) از منابع آبی و

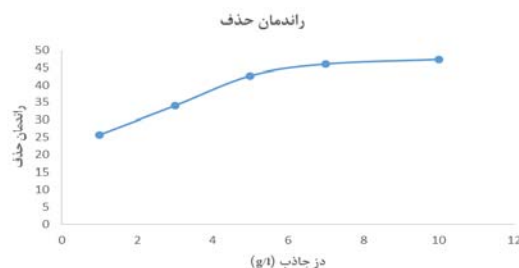
اثر یون‌های رایج منابع آبی در حذف آن می‌باشد.

مواد و روش‌ها

در این مطالعه که از نوع مطالعات بنیادی-کاربردی بود آزمایش‌ها به وسیله دستگاه اسپکتروفتومتری و در راکتور بیج انجام شد. در مرحله اول مشخصات جاذب پامیس با استفاده از تکنیک-های (XRD, BET, XRF, FTIR, SEM) تعیین گردید و سپس در مرحله دوم کارایی پامیس با تغییر دادن متغیرهایی از قبیل دز پامیس، زمان، PH، غلظت سفالکسین، غلظت‌های مختلف یون‌های کلسیم، منیزیم، مس، سولفات، کربنات مورد بررسی قرار گرفت. جهت آماده سازی سنگ پامیس، جاذب از منطقه تیکمه داش استان آذربایجان شرقی تهیه و به اندازه مطلوب برای انجام آزمایش خرد گردید (مش ۲۰-۳۰). پس از شستشوی کافی با آب مقطر دو بار تقطیر (تا کدورت آن به کمتر از ۱ NTU برسد) در دمای ۱۵۰ درجه سلسیوس به مدت ۲۴ ساعت خشک گردید. برای تهیه جاذب اصلاح شده با اسید کلریدریک، پامیس خام به مدت ۲۴ ساعت در اسید کلریدریک ۱ نرمال به صورت غوطه ور قرار داده شد. سپس توسط آب مقطر دو بار تقطیر آبکشی شد تا کدورت آن به کمتر از ۱ NTU برسد و نهایتاً در دمای ۶۰ درجه سلسیوس به مدت ۲۴ ساعت خشک گردید.

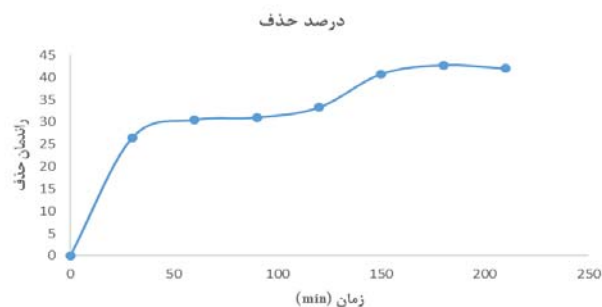
نتایج

تاثیر پارامتر دز پامیس بر روی حذف سفالکسین از محلول‌های آبی



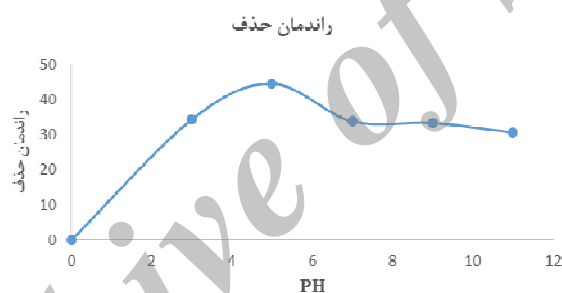
نمودار ۱: تاثیر میزان پامیس خام مصرفی بر روی حذف سفالکسین از محلول‌های آبی

تأثیر پارامتر زمان بر روی عمل جذب سفالکسین با استفاده از پامیس



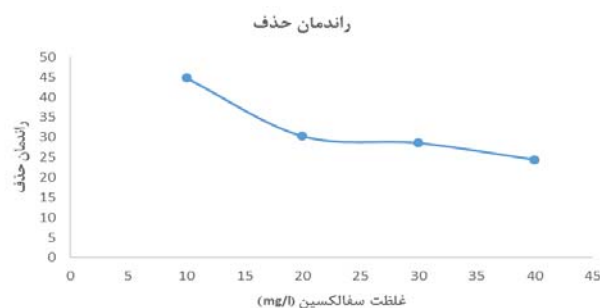
نمودار ۲: تأثیر زمان بر روی جذب سفالکسین با استفاده از پامیس خام (g ۵)

تأثیر پارامتر pH بر روی عمل جذب سفالکسین با استفاده از پامیس



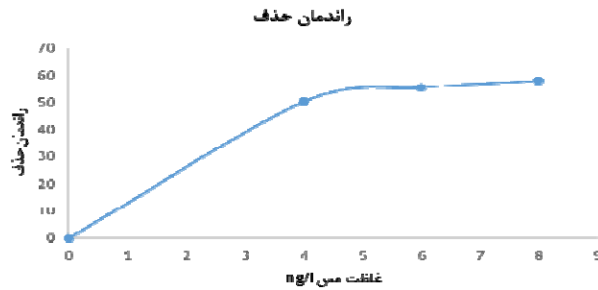
نمودار ۳: تأثیر pH بر روی عمل جذب سفالکسین با استفاده از پامیس خام (g ۵)

تأثیر غلظت آنتی بیوتیک سفالکسین بر روی عمل جذب با استفاده از پامیس



نمودار ۴: تأثیر غلظت آنتی بیوتیک سفالکسین بر روی عمل جذب با استفاده از پامیس خام (g ۵)

تاثیر غلظت یون مس بر روی عمل جذب سفالکسین با استفاده از پامیس



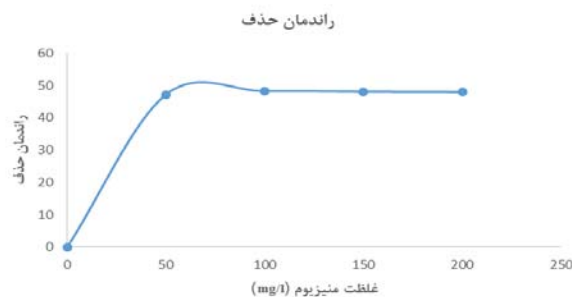
نمودار ۵: تاثیر غلظت یون مس بر روی عمل جذب با استفاده از پامیس خام (۵g)

تاثیر غلظت یون کلسیم بر روی عمل جذب سفالکسین با استفاده از پامیس



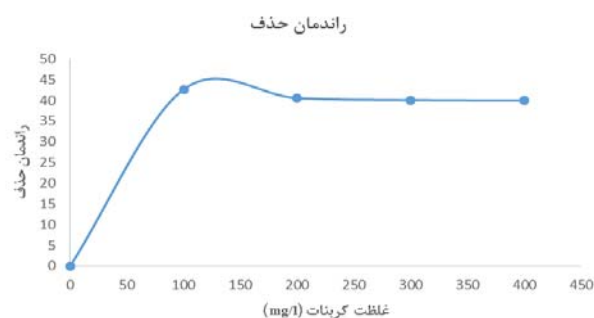
نمودار ۶: تاثیر غلظت یون کلسیم بر روی عمل جذب با استفاده از پامیس خام (۵g)

تاثیر غلظت یون منیزیم بر روی عمل جذب سفالکسین با استفاده از پامیس



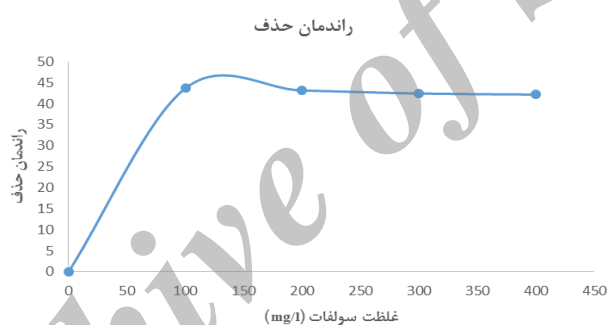
نمودار ۷: تاثیر غلظت یون منیزیم بر روی عمل جذب با استفاده از پامیس خام (۵g)

تأثیر غلظت یون کربنات بر روی عمل جذب سفالکسین با استفاده از پامیس



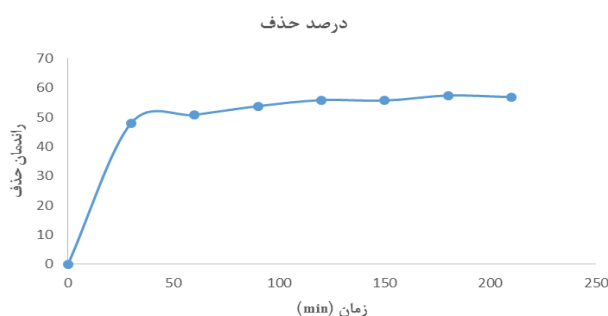
نمودار ۸: تأثیر غلظت یون کربنات بر روی عمل جذب با استفاده از پامیس خام (۵ g)

تأثیر غلظت یون سولفات بر روی عمل جذب سفالکسین با استفاده از پامیس



نمودار ۹: تأثیر غلظت یون سولفات بر روی عمل جذب با استفاده از پامیس خام (۵ g)

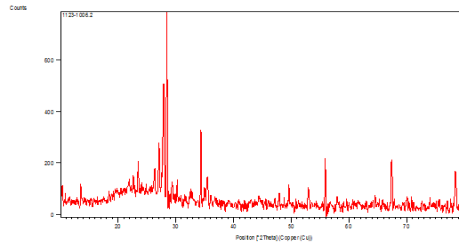
اثر اصلاح جاذب پامیس با استفاده اسید کلریدریک



نمودار ۱۰: تأثیر زمان بر روی جذب سفالکسین با استفاده از پامیس اصلاحی (۵ g)

مشخصات جاذب پامیس

XRD (X-ray Diffraction) پامیس خام



نمودار ۱۱: XRD (X-ray Diffraction) پامیس خام

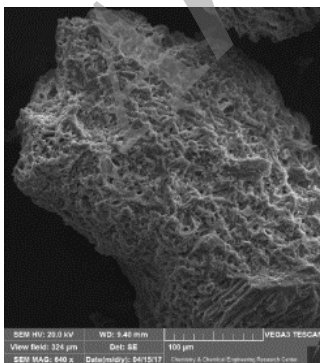
جدول ۱: BET (Brunauer–Emmet–Teller) پامیس خام و اصلاحی

| متوسط قطر ذرات (nm) | اندازه منافذ (nm) | سطح ویژه (BET) ($m^2 g^{-1}$) | حجم ذرات (BET) ($cm^3 g^{-1}$) | حجم ذرات (BJH) ($cm^3 g^{-1}$) | جاذب |
|---------------------|-------------------|---------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|--------------|
| ۱۷/۰۵۵ | ۲/۱ | ۲/۳۴۰۱ | ۰/۰۰۹۹۷۷۵ | ۰/۰۰۹۱۲۰۴ | پامیس خام |
| ۷/۱۳۶۳ | ۲/۱ | ۶/۷۲۹۵ | ۰/۰۱۳۰۱۵ | ۰/۰۱۰۰۹۴ | پامیس اصلاحی |

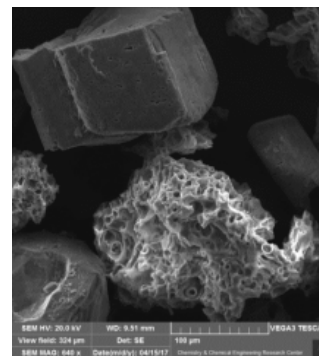
جدول ۲: XRF (X-ray Fluorescence Analysis) (پامیس اصلاحی و خام)

| LOI | P ₂ O ₅ | MnO | TiO ₂ | K ₂ O | MgO | Na ₂ O | CaO | Fe ₂ O ₃ | Al ₂ O ₃ | SiO ₂ | نوع نمونه |
|------|-------------------------------|-------|------------------|------------------|-------|-------------------|-------|--------------------------------|--------------------------------|------------------|--------------|
| % | % | % | % | % | % | % | % | % | % | % | |
| ۳/۶ | ۰/۰۴۶ | ۰/۰۶ | ۰/۶۰۱ | ۱/۹۰۹ | ۱/۴۰۲ | ۲/۲۹۵ | ۳/۶۴۳ | ۴/۴۹۴ | ۱۵/۱۱۶ | ۶۶/۲۱۹ | پامیس اصلاحی |
| ۳/۸۱ | ۰/۲۱ | ۰/۰۶۹ | ۰/۶۵۶ | ۱/۸۵۳ | ۱/۷۰۸ | ۲/۴۷ | ۴/۵۶۷ | ۵/۰۵۲ | ۱۵/۶۷۳ | ۶۳/۷۰۸ | پامیس خام |

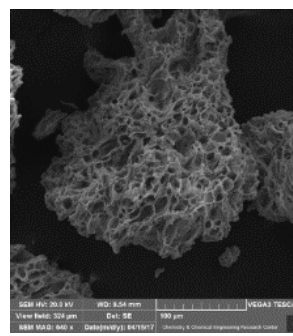
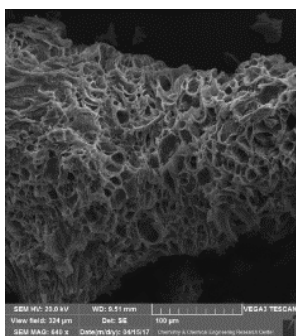
SEM (Scanning Electron Microscopy)



شکل ۲: SEM پامیس اصلاحی قبل از جذب سفالکسین (با بزرگنمایی ۶۴۰*)



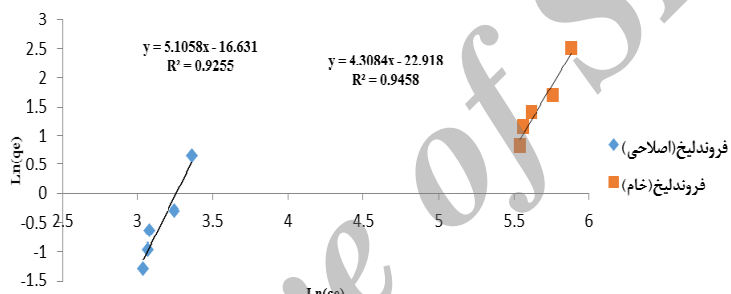
شکل ۱: SEM پامیس خام قبل از جذب سفالکسین (با بزرگنمایی ۶۴۰*)



شکل ۴: SEM پامیس اصلاحی بعد از جذب سفالکسین (با بزرگنمایی ۶۴۰*)

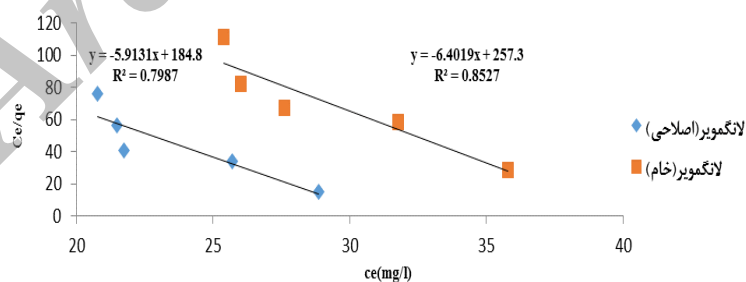
شکل ۳: SEM پامیس خام بعد از جذب سفالکسین (با بزرگنمایی ۶۴۰*)

معادلات ایزوترم
معادله ایزوترم فرندلیخ
 $Lnq = LnK + 1/n LnC_e$



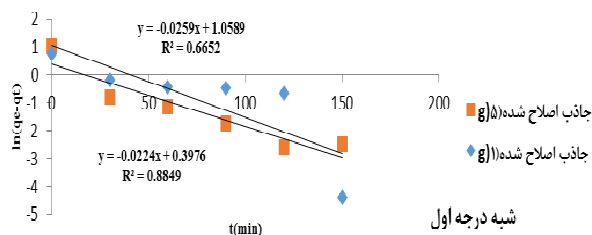
نمودار ۱۲: ایزوترم فرندلیخ

معادله ایزوترم لانگمیر
 $C_e/q_e = 1/bq_0 + 1/q_0 C_e$



نمودار ۱۳: ایزوترم لانگمیر

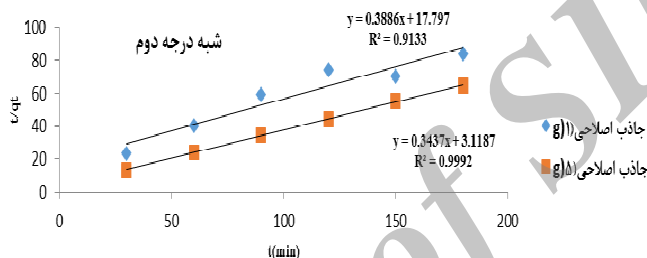
معادلات سینتیک
معادله سینتیک شبه درجه اول
 $Ln(q_e - q_t) = Lnq_e - Kt$



نمودار ۱۴: نمودار سینتیک شبه درجه اول

معادله سینتیک شبه درجه دوم

$$t/q_t = 1/K_2 q_e^2 + 1/q_e^2 t$$



نمودار ۱۵: نمودار سینتیک شبه درجه دوم

بحث

(X-ray Diffraction) XRD

ساختار بلورین و ویژگی‌های شیمیایی جاذب با استفاده از پراش پرتو اشعه ایکس (XRD) مشخص شد. با توجه به نتیجه XRD پیک در $2\theta = 29^\circ$ نشان دهنده حضور برخی ترکیبات بی شکل و بی نظم مانند ماده کوارتز بود.^{۱۳} طیف x-ray پامیس طبیعی بی نظمی زیادی را نشان داد، که اجازه می‌دهد تا سفالکسین دسترسی بهتری به سطح پامیس داشته باشد و در نتیجه جذب بهتری صورت گیرد.^{۱۴} با توجه به تجزیه و تحلیل عناصر در XRD، بزرگترین پیک مربوط به Si و Al بود.^{۱۵} وضعیت مشابهی نیز در نمونه‌های خاکستر متخلخل با فاز شیشه‌ای و نیز برای سنگ پامیس به دست آمده از منابع مختلف، مانند جزیره Lipali (ایتالیا) ثبت شده است.^۸

(Brunauer–Emmet–Teller) BET

BET حجم منافذ کل و متوسط اندازه منافذ را نشان می‌دهد.^{۱۶} میزان سطح ویژه (BET) برای پامیس خام در این مطالعه

۱/۳۴۰۱ [m² g⁻¹] و برای پامیس اصلاحی ۶/۷۲۹۵ [m² g⁻¹] شد؛ بنابراین اصلاح با اسید کلریدریک باعث بهبود سطح ویژه پامیس شد. در مطالعه Kamal Aldin Karimaian و همکارانش در سال ۲۰۱۳ نیز اصلاح پامیس طبیعی با کلرید منیزیم باعث بهبود سطح ویژه جاذب شد.^{۱۷} بعد از اصلاح بهبود قابل توجه سطح پامیس را می‌توان به حذف اجزایی که منافذ سطح پامیس را اشغال کردند نسبت داد در نتیجه منافذ در دسترس تر و سطح بزرگتر به وجود می‌آید. این نتیجه در مطالعات قبلی نشان داده شد.^{۱۸}

(X-ray Fluorescence Analysis) XRF (فلورسانس اشعه ایکس)

طیف سنجی فلورسانس اشعه ایکس (XRF) برای تجزیه و تحلیل ترکیب فیزیکی شیمیایی جاذب مورد استفاده قرار گرفت؛ شیمی سطح پامیس نقش مهمی در از بین بردن آلاینده‌ها از فاضلاب دارد.^{۱۹} با توجه به نتایج XRF در مطالعه حاضر، دو مولفه مهم از سنگ پامیس SiO₂ (برای پامیس خام و اصلاحی به ترتیب

تعادل بین مولکول آنتی‌بیوتیک بر روی جاذب و موجود در محلول می‌باشد.^{۲۴} دلیل افزایش بازدهی تا دز جاذب ۵ گرم بر لیتر، افزایش سطحی می‌باشد که جاذب بر روی آن انجام شده است،^{۲۵} در مطالعه‌ای دیگر H.R. Pouretedal و همکارانش در سال ۲۰۱۴ بر روی حذف آموکسی سیلین، سفالکسین، تتراسایکلین و پنی سیلین توسط نانو ذرات کربن فعال ساخته شده از چوب درخت انگور به این نتیجه رسیدند که حذف آنتی‌بیوتیک با افزایش دوز جاذب افزایش یافت.^{۲۴}

تأثیر زمان تماس

در مطالعه حاضر (با استفاده از پامیس خام) درصد حذف سفالکسین با افزایش زمان تماس تا ۱۵۰ دقیقه افزایش یافت؛ زمان تعادل برای جاذب مورد استفاده در محدوده ۶۰ دقیقه قابل مشاهده بود ولی از آنجایی که در این زمان راندمان حذف در حد مطلوب نبود، بنابراین زمان تماس ۱۵۰ دقیقه که بالاترین جذب در آن صورت گرفته است در سایر آزمایشات مورد استفاده قرار گرفت. با افزایش زمان بیش از ۱۵۰ دقیقه میزان افزایش درصد حذف بسیار ناچیز بود بنابراین برای اقتصادی بودن عملیات جذب زمان بهینه ۱۵۰ دقیقه در نظر گرفته شد. کارایی حذف آنتی‌بیوتیک مورد نظر ابتدا با شیب تندی ادامه یافت و بعد از آن، شیب خط حذف تقریباً بصورت مسطح در آمد. دلیل این امر این است که وقتی سایت‌های فعال جاذب سطحی پر شدند، نرخ جذب کنترل شد و آنتی‌بیوتیک‌ها از قسمت بیرونی جاذب به سایت‌های داخلی ذرات جاذب منتقل شدند.^{۲۴} در مطالعه حاضر مشخص گردید که میزان جذب در زمان تماس ۱۵۰ دقیقه توسط پامیس اصلاح شده با HCL بیشتر از پامیس خام است. در مطالعه حاضر میزان درصد حذف سفالکسین در ۱۵۰ دقیقه و با ۵ گرم در لیتر پامیس خام ۴۰/۷۵٪ شد. در مطالعه‌ای دیگر بر روی جذب تتراسایکلین بر روی نانوذرات آهن صفر ظرفیتی و پامیس اصلاح شده با نانوذرات آهن صفر ظرفیتی Ulker Asli Guler و همکارانش در سال ۲۰۱۶ به این نتیجه رسیدند که راندمان حذف با افزایش زمان تماس افزایش یافت.^{۱۶}

۶۳/۷۰۸ و ۶۶/۲۱۹٪) و Al_2O_3 (برای پامیس خام و اصلاحی به ترتیب ۱۵/۶۷۳ و ۱۵/۱۱۶٪) می‌باشند. در مطالعات مختلف گزارش شده است که جزء اصلی از پامیس SiO_2 است.^{۲۰}

(Scanning Electron Microscopy) SEM

مورفولوژی سطح جاذب قبل و بعد از اصلاح و قبل و بعد از جذب سفالکسین با استفاده از یک میکروسکوپ الکترونی روبشی با طیف سنج پراکنش انرژی اشعه ایکس (SEM) مورد بررسی قرار گرفت.^{۲۱} تصاویر SEM از سنگ پامیس طبیعی و سنگ پامیسی که سفالکسین را جذب کرده بود نشان داد که سطح سنگ پامیس بزرگ و متخلخل بود و سطح خارجی سنگ پامیس مصرف شده بعد از آزمایش تحت پوشش سفالکسین بود.^{۱۳} Ulker Asli Guler و همکارانش در سال ۲۰۱۴ نیز در مطالعه حذف تتراسایکلین از محیط‌های آبی با استفاده از پامیس به همین نتیجه دست یافتند.^{۱۳} حضور منافذ نشان می‌دهد که احتمال اینکه مولکول‌های سفالکسین به دام افتاده و بر روی سطح جاذب جذب شوند بسیار زیاد است. علاوه بر این، ساختار فاز شیشه‌ای پامیس را می‌توان در شکل دید.^{۲۲} پس از جذب سطحی جاذب نرم و صاف تر می‌شود و منافذ پر شده و زبری سطح کمتر می‌شود. این مشاهدات نشان می‌دهد که CEX بر روی گروه‌های فعال در داخل خلل و فرج جاذب جذب می‌شود.^{۲۳} Mohammad Hadi Dehghani و همکارانش نیز در مطالعه حذف فلوراید توسط پامیس خام و اصلاحی به همین نتایج دست یافتند.^{۲۰}

تأثیر دز جاذب

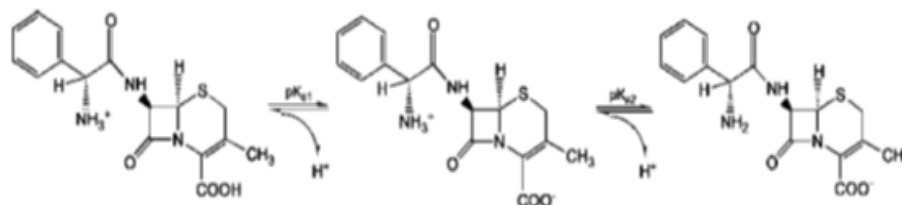
در این مطالعه با افزایش دز جاذب تا ۵ گرم در لیتر درصد حذف سفالکسین افزایش یافت. افزایش درصد حذف از ۵ تا ۱۰ گرم بر لیتر پامیس ناچیز بود و به علت اقتصادی نبودن مصرف دو برابر گرم در لیتر جاذب، میزان ۵ گرم بر لیتر پامیس به عنوان مقدار بهینه انتخاب شد. درصد حذف در این مطالعه با میزان پامیس خام ۵ گرم در لیتر، ۴۲/۶۵٪ شد. افزایش مقدار جاذب بیش از ۵ گرم بر لیتر تأثیر چشمگیری بر میزان جذب در پامیس خام نداشت، که احتمالاً به علت تراکم محل‌های اتصال در دسترس بر روی سطح جاذب^{۲۳} و عدم دسترسی به سایت‌های فعال در جاذب و ایجاد

تأثیر pH

از بین رفته است. در نهایت اینکه در pH قلیائی، مولکول‌های سفالکسین بصورت آنیونی در محلول وجود خواهند داشت. علاوه بر آن pH نقطه صفر پامیس ۶/۵ می‌باشد. این بدان معنی است که در نهایت در pH کمتر از pH نقطه صفر سطح جاذب توسط عوامل کربوکسیلیک حاوی پروتون و یون‌های H^+ احاطه شده و بیش پروتونه خواهد شد؛ این شرایط باعث افزایش بار مثبت بر سطح جاذب می‌شود و در مقادیر pH بالاتر از pH نقطه صفر گروه‌های عاملی سطحی جاذب با حضور یون‌های OH^- دیپروتونه شده و دارای بار منفی خواهد بود؛ در نتیجه در pH کمتر از ۶/۵ بیشتر گونه‌های غالب سفالکسین در محلول دارای بارهای منفی و کمی دارای بار مثبت بود. این در حالی است که در این محدوده از pH، سطح جاذب دارای بارهای مثبت بود. بنابراین، جاذبه الکترواستاتیک فی مابین مولکول‌های منفی سفالکسین و سطح مثبت جاذب باعث افزایش راندمان جذب شد. به دنبال آن با افزایش pH محلول و رسیدن آن به مقادیر حدود ۱۱، سطح جاذب به دلیل غلظت بالای یون‌های OH^- دارای بار منفی شده و از طرف دیگر مولکول‌های سفالکسین نیز دارای بار منفی خواهند بود، بنابراین کارایی فرآیند جذب کاهش یافت.^{۲۴، ۲۳} شکل زیر یونیزاسیون سفالکسین در محلول‌های آبی با pH های مختلف را نشان می‌دهد.^{۳۰}

در مطالعه حاضر در شرایط اسیدی شدید (در pH کمتر از ۵) به علت تداخل بالای H^+ و آسیب به جاذب، میزان حذف آنتی بیوتیک کمتر بود.^{۲۴} بنابراین، جاذب حاضر توانست سفالکسین را در محیط‌های اسیدی، خنثی و قلیایی جذب کند، البته با نرخ جذب بالاتر در محیط اسیدی.^{۳۱}

در مطالعه حاضر PH بهینه برای حذف سفالکسین توسط پامیس خام، ۵ (PH اسیدی) بود و با افزایش PH راندمان جذب کاهش یافت. در مطالعه حاضر با افزایش PH راندمان حذف از ۴۴٪ در PH ۵ به ۳۰٪ در PH ۱۱ کاهش یافت. pH محلول راندمان استخراج آنالیت هدف را تعیین می‌کند.^{۲۶} در مطالعه Ming-Sheng Miaoa و همکارانش در سال ۲۰۱۶ بر روی حذف سفالکسین توسط کربن فعال، PH بهینه محلول CEX ۵/۱۰ انتخاب شد، که بسیار نزدیک به ۶ بود بنابراین PH بهینه ۶ در نظر گرفته شد.^{۲۷} در مطالعه حاضر PH نقطه صفر سطح پامیس خام و پامیس اصلاحی به ترتیب ۶/۵ و ۵/۸ بود. وقتی جاذب اصلاح شد PH نقطه صفر آن به علت حضور گروه‌های عاملی اسیدی (اسید هیدروکلریک) که در نتیجه ماده اصلاح کننده بر روی سطح جاذب قرار گرفته‌اند کاهش یافت.^{۲۸} طبق مطالعات انجام شده Pka_1 و Pka_2 (ثابت تجزیه اسیدی) سفالکسین به ترتیب ۲/۵۶ و ۶/۸۸ می‌باشد.^(۲۹) سفالکسین یک گروه آمینه در زنجیره جانبی و یک گروه کربوکسیل بر روی حلقه دارد.^۶ CEX در محیط‌های آبی عمدتاً در $pH < 2.56$ کاتیونی، در $pH > 6.88$ آنیونی و در $pH 2.56-6.88$ به شکل zwitterionic (دو قطبی) وجود دارد.^{۲۸} بنابراین بسته به pH محلول، سفالکسین می‌تواند دارای بار مثبت (بازی) و بار منفی (اسیدی) باشد.^{۳۰} در شرایط اسیدی pH کمتر از ۲/۵۶ به دلیل بمباران پروتونی، فرم غالب، کاتیون‌ها هستند در شرایط (pH ۲/۵۶ تا ۶/۸۸) هیدروژن جدا می‌شود و فرم (زویترونیک) یون دو قطبی غالب می‌شود و سفالکسین به شکل یک مولکول خنثی دارای بارهای مثبت و منفی می‌باشد. این امر به این دلیل است که میزان پروتون گروه‌های عاملی



شکل ۵: یونیزاسیون مولکول سفالکسین در محلول‌های آبی

تاثیر غلظت سفالکسین

در مطالعه حاضر با افزایش غلظت آنتی بیوتیک سفالکسین تا ۴۰ mg/l میزان راندمان حذف کاهش یافت. راندمان حذف در ۱۰ mg/l از آنتی بیوتیک با استفاده از ۵ g/l پامیس خام ۴۴/۷۵٪ و در غلظت ۴۰ mg/l ۲۴/۴۴٪ بود. بنابراین با توجه به نتایج بدست آمده در این مطالعه غلظت ۱۰ mg/l غلظت بهینه در نظر گرفته شد. در مطالعه H.R. Pouredet و همکارش در سال ۲۰۱۴ بر روی حذف آموکسی سیلین، سفالکسین، تراسایکلین و پنی سیلین توسط نانو لوله‌های کربن فعال نیز راندمان حذف آنتی بیوتیک با افزایش غلظت آنتی بیوتیک کاهش یافت. و علت این امر را به این صورت بیان نمود که تمام جاذب‌ها تعداد محدودی سایت فعال دارند و در برخی غلظت‌ها این سایت‌ها اشباع می‌شود.^{۲۴}

تاثیر یون‌های مداخله گر

تاثیر کاتیون مس

به عنوان یک کاتیون فلزی انتقالی، مس می‌تواند یک کمپلکس قوی با هر دو سنگ پامیس و سفالکسین تشکیل دهد. بنابراین مس ممکن است نقش یک یون پل زن در جذب سفالکسین را داشته باشد.^{۱۳} در مطالعه حاضر با افزایش غلظت مس از ۲ تا ۸ ng/l و با استفاده از پامیس خام به عنوان جاذب راندمان حذف از ۵۰/۲۴٪ تا ۵۸/۱۷٪ افزایش یافت؛ (با توجه به این موضوع که راندمان حذف سفالکسین پیش از اضافه نمودن یون مس به محلول ۴۴/۷۵٪ بود)؛ در مطالعه Ulker Asli Guler و همکارش در سال ۲۰۱۴ بر روی جذب تراسایکلین توسط پامیس نیز به این نتیجه رسیدند که مس جذب TC بر روی سنگ پامیس در PH کمتر از ۵ را افزایش داد.^{۱۳} تحت شرایط pH مورد آزمایش که ۵ (اسیدی) است سفالکسین توسط یون‌های دو قطبی غالب بود که باعث فعال کردن هماهنگ یون مس شد و به یون مس متصل گردید؛ به طور همزمان، گروه‌های عاملی سطحی از جاذب به شدت توانستند از طریق واکنش تبادل لیگاند یون مس را جذب کنند. از این رو، کمپلکس سه تایی بین یون مس، گروه‌های سفالکسین و پامیس تشکیل شد، در نتیجه مس باعث افزایش جذب سفالکسین بر روی پامیس گردید.^{۳۲}

تاثیر کاتیون‌های کلسیم و منیزیم

در مطالعه حاضر در حضور کاتیون‌های کلسیم و منیزیم راندمان اندکی افزایش یافت؛ افزایش جذب در حضور کلسیم بیشتر از منیزیم صورت گرفت. با افزایش غلظت کلسیم از ۵۰ mg/l به ۱۵۰ mg/l درصد حذف از ۴۸/۲۵٪ به ۵۰/۱۵٪ افزایش یافت و سپس با افزایش غلظت تا ۲۰۰ mg/l درصد حذف اندکی کاهش یافت و به ۵۰٪ رسید با افزایش غلظت منیزیم از ۵۰ mg/l به ۱۰۰ mg/l درصد حذف از ۴۷/۲٪ به ۴۸/۲۵٪ افزایش یافت و سپس با افزایش غلظت تا ۲۰۰ mg/l درصد حذف اندکی کاهش یافت و به ۴۸٪ رسید (با توجه به این موضوع که درصد حذف سفالکسین قبل از اضافه کردن این کاتیون‌ها به محلول ۴۴/۷۵٪ بود). در مطالعه حاضر افزایش غلظت این کاتیون‌ها تاحدی باعث افزایش راندمان حذف شد. اما بعد از رسیدن به یک مقدار بیشینه با افزایش بیشتر این ترکیبات بازده تغییر چندانی نداشت. دلیل این امر آن است که با افزایش میزان این کاتیون‌ها، میزان بار مثبت در سطح جاذب افزایش می‌یابد و چون آنتی بیوتیک سفالکسین در pH اسیدی در حالت دو قطبی بود و بیشتر بار منفی داشت تا بار مثبت، در این صورت قسمت آنیونی با بار منفی سفالکسین بیشتر جذب جاذب شد و این موضوع باعث کاهش دافعه الکتروستاتیکی بین آنیون سفالکسین و سطح جاذب شد. از طرف دیگر با افزایش میزان این کاتیون‌ها کمپلکس کاتیونی بین سفالکسین با بار منفی و کاتیون‌ها با بار مثبت تشکیل شد و از طریق رسوب بر روی سطح جاذب باعث افزایش جذب گردید. در ادامه با افزایش غلظت این کاتیون‌ها بار منفی این آنتی بیوتیک کمتر شده و بار مثبت آن افزایش یافت در نتیجه جذب آن بر روی پامیس که در pH اسیدی دارای بار مثبت بود کمی کاهش یافت و افزایش جذب سطحی توسط فرایند قبلی را خنثی کرد و بازده حذف بدون تغییر ثابت باقی ماند. در کل به علت شعاع یونی کمتر منیزیم نسبت به کلسیم، منیزیم ممکن است یک پل زنی یونی ضعیف تری نسبت به کلسیم تشکیل دهد. پس اثر کمتری بر روی عمل جذب داشت.^{۳۳} Mohammad Reza Samarghandi و همکارانش در سال ۲۰۱۵ نیز در مطالعه جذب سفالکسین بر روی ژئولیت به این نتیجه دست یافتند که عوامل سختی (کلسیم و منیزیم) بیشتر از آنیون‌ها بر روی جذب اثر داشتند.^{۳۳}

تاثیر کربنات

ساختار آنیون‌ها باشد.^{۳۵}

اثر اصلاح جاذب پامیس با استفاده از اسید کلریدریک

نتایج بدست آمده نشان داد که اصلاح جاذب تاثیر زیادی بر روی عمل جذب داشت و باعث افزایش میزان جذب شد. در این آزمایش میزان راندمان جذب از ۴۴/۷۵٪ (با استفاده از پامیس خام) به ۵۵/۶۶٪ (با استفاده از پامیس اصلاحی) افزایش یافت. در مطالعه H.R. Poureteda و همکارش در سال ۲۰۱۴ بر روی حذف آموکسی سیلین، سفالکسین، تتراسایکلین و پنی سیلین توسط نانو ذرات کربن فعال آماده شده از درخت انگور نیز نتایج حاصل نشان داد که با فعال سازی کربن با HNO_3 حذف آنتی بیوتیک‌ها افزایش یافت.^{۳۴} پامیس خام دارای ناخالصی زیاد و ظرفیت جذب پایین بود و هدف از اصلاح پامیس با اسید کلریدریک بهبود ظرفیت جذب و بار سطحی آن بود. بنابراین پامیس اصلاح شده با اسید کلریدریک در مقایسه با پامیس خام راندمان بهتری در جذب سفالکسین داشت.

ایزوترم جذب

به منظور تعریف ایزوترم جذب، مقدار آنتی بیوتیک باقی مانده در محلول در نقطه تعادل، بعد از هر سیکل جذب، به عنوان تابعی از جذب آنتی بیوتیک بر روی جاذب گزارش شد.^{۳۶} لانگمویر جذب تک لایه‌ای بر روی سطح همگن است که از رسم نمودار Ce/qe در مقابل Ce بدست می‌آید و فروندلیخ جذب چند لایه‌ای بر روی سطح ناهمگن است که از رسم نمودار Ce در مقابل qe بدست می‌آید و جذب تعادلی را توصیف می‌کند.^{۳۷} در این مطالعه به علت بالا بودن و نزدیک تر بودن R^2 به عدد یک، در معادله فروندلیخ نسبت به لانگمویر، مدل فروندلیخ با داده‌های جذب متناسب است پس سطح جاذب ناهمگن (برگشت پذیر) است و تعامل بین مولکول‌های جذب شده ممکن است وجود داشته باشد. با توجه به معادله ایزوترم فروندلیخ بیشترین ظرفیت جذب سفالکسین بر روی پامیس ۱/۹۲ mg/g شد. در مطالعه Hai Liub و همکارانش بر روی جذب سفالکسین توسط کربن فعال اوربجینال و کربن فعال آغشته به مس (II) / آهن (III) تولید شده از ساقه نیلوفر آبی در سال ۲۰۱۱^۶ نیز فرایند جذب از مدل فروندلیخ پیروی می‌کرد.

در مطالعه حاضر کربنات باعث کاهش اندک راندمان حذف شد. یکی از دلایل اثر نامطلوب آنیون‌های کربنات ممکن است افزایش pH محلول پس از افزایش آنیون‌های کربنات باشد. در این رابطه، آنیون کربنات pH محلول را افزایش می‌دهد و سپس بار سطح جاذب را تحت تاثیر قرار می‌دهد و جذب کاهش می‌یابد؛ در حالی که وقتی غلظت کربنات بالاتر می‌رود تاثیر آن بر روی جذب کمتر می‌شود. در مطالعه حاضر با افزایش غلظت کربنات از ۱۰۰ mg/l تا ۴۰۰ mg/l راندمان حذف سفالکسین توسط پامیس خام از ۴۲/۶۵٪ تا ۴۰٪ کاهش یافت (با توجه به این موضوع که راندمان حذف سفالکسین قبل از اضافه کردن آنیون کربنات به محلول ۴۴/۷۵٪ بود). Mohammad Mahdi Soori و همکارانش در سال ۲۰۱۶ در مطالعه بر روی حذف تتراسایکلین توسط نانو لایه‌های دوپل هیدروکسید نیز به همین نتایج دست یافتند.^{۳۱}

تاثیر سولفات

در مطالعه حاضر با افزایش غلظت سولفات سدیم راندمان حذف کاهش یافت. با افزایش غلظت آنیون سولفات از ۱۰۰ mg/l تا ۴۰۰ mg/l راندمان حذف سفالکسین توسط پامیس خام از ۴۳/۶۳٪ به ۴۲/۱۷٪ کاهش یافت (با توجه به این موضوع که درصد حذف سفالکسین توسط پامیس خام قبل از اضافه کردن آنیون سولفات ۴۴/۷۵٪ بود). کاهش مقدار جذب با افزایش مقدار Na_2SO_4 به این علت است که Na_2SO_4 باعث کاهش تعامل الکترواستاتیک بین سفالکسین و پامیس می‌شود. Feng Tana و همکارانش در سال ۲۰۱۳ نیز در مطالعه حذف آنتی بیوتیک فلوروکوئینولون توسط نانو ذرات پلیمری به همین نتایج دست یافتند.^{۳۴} در کل تعامل قابل توجهی بین سفالکسین و سولفات رخ نداد. کاهش اندک راندمان حذف سفالکسین در حضور سولفات ممکن است به این دلیل باشد که سولفات با یک آنیون موجود در جاذب ممکن است جابه جا شود و در نتیجه می‌تواند باعث کاهش ظرفیت جذب جاذب شود. علاوه بر این، سولفات ممکن است با یون‌های فلزی در سطح جاذب تداخل کند. این پدیده نیز ظرفیت جذب را کاهش می‌دهد.^{۳۱} در کل نیروی مهاری آنیون‌ها نسبت به کاتیون‌ها در جذب ممکن است به علت زوج یون‌های موجود در

نتیجه‌گیری

سینتیک جذب

در مطالعه حاضر حذف سفالکسین با استفاده از جاذب پوکه معدنی از منابع آبی و اثر یون‌های رایج منابع آبی در حذف آن مورد بررسی قرار گرفت. با توجه به نتایج بدست آمده با افزایش دز جاذب و زمان تماس راندمان حذف افزایش می‌یابد. با افزایش pH و غلظت سفالکسین راندمان حذف کاهش می‌یابد. در این مطالعه پامیس اصلاح شده با اسید کلریدریک در مقایسه با پامیس خام راندمان بهتری در جذب سفالکسین دارد. طبق نتایج بدست آمده از این مطالعه یون‌ها تاثیر چندانی بر روی عمل جذب سفالکسین نداشتند اما عوامل سختی (کلسیم و منیزیم) و مس بیشتر از کربنات و کربنات بیشتر از سولفات بر روی جذب موثر بودند. بنابراین این روش جذب در حضور یون‌های مداخله‌گر تحمل بالایی دارد و مناسب است. در این مطالعه جذب از معادله ایزوترم فروندلیخ و معادله سینتیک شبه درجه دوم پیروی می‌کند. پامیس در غلظت‌های پایین قادر به تامین استاندارد خروجی مناسبی به منابع پذیرنده می‌باشد و تهیه و آماده سازی آن نسبت به کربن فعال و دیگر جاذب‌ها بسیار آسانتر است. جاذبه الکترواستاتیک، تعاملات آبرگریزی و پیوند شیمیایی با گروه‌های عاملی سطحی جاذب، مکانیسم‌های اولیه برای حذف سفالکسین می‌باشند.

سینتیک جذب در یک تصفیه خانه فاضلاب قابل توجه است، چرا که بینش ارزشمندی در مسیرهای واکنشی و مکانیسم واکنش جذب فراهم می‌کند. با افزایش غلظت اولیه CEX، جذب کل CEX افزایش یافته است برای تمام منحنی جذب، حذف CEX در طول مراحل اولیه دوره تماس با سرعت بالا رخ داده است و پس از یک فرایند جذب آهسته به غلظت تعادل CEX می‌رسد.^{۳۳} مدل‌های شبه مرتبه اول و شبه مرتبه دوم به خواص فیزیکی-شیمیایی جاذب وابسته هستند.^{۱۶} مقایسه ضریب همبستگی R^2 دو مدل جنبشی نشان می‌دهد که مدل سینتیک شبه مرتبه دوم بهتر از مدل شبه مرتبه اول است و بر این فرض متکی است که جذب یک واکنش شیمیایی است.^{۳۳} بنابراین جذب سفالکسین احتمالاً از طریق نیروهای واندروالس و یا تبادل یونی بین جاذب و سفالکسین رخ می‌دهد.^{۱۶} در مدل شبه مرتبه دوم فرض بر این است که ظرفیت جذب با تعداد سایت‌های فعال در جاذب متناسب است. در مطالعه Muthanna J. و Ahmed همکارانش در مطالعه جذب سفالکسین بر روی کربن فعال در سال ۲۰۱۲^{۳۸} نیز به همین نتایج دست یافتند.

References

1. Botsoglou NAF, Dimitrios J. Drug residues in foods: pharmacology, food safety, and analysis 2001.
2. Gulkowska A, Leung HW, So MK, Taniyasu S, Yamashita N, Yeung LW, et al. Removal of antibiotics from wastewater by sewage treatment facilities in Hong Kong and Shenzhen, China. Water research. 2008;42(1):395-403.
3. Campagnolo ER, Johnson KR, Karpati A, Rubin CS, Kolpin DW, Meyer MT, et al. Antimicrobial residues in animal waste and water resources proximal to large-scale swine and poultry feeding operations. Science of the Total Environment. 2002 ;299(1):89-95.
4. Nezamzadeh-Ejehieh A, Shirzadi A. Enhancement of the photocatalytic activity of ferrous oxide by doping onto the nano-clinoptilolite particles towards photodegradation of tetracycline. Chemosphere. 2014;107:136-44.
5. Prado N, Ochoa J, Amrane A. Biodegradation and biosorption of tetracycline and tylosin antibiotics in activated sludge system. Process Biochemistry. 2009;44(11):1302-6.
6. Liu H, Liu W, Zhang J, Zhang C, Ren L, Li Y. Removal of cephalexin from aqueous solutions by original and Cu (II)/Fe (III) impregnated activated carbons developed from lotus stalks Kinetics and equilibrium studies. Journal of hazardous materials. 2011;185(2):1528-35.
7. Zhu X, Liu Y, Qian F, Zhou C, Zhang S, Chen J. Preparation of magnetic porous carbon from waste hydrochar by simultaneous activation and magnetization for tetracycline removal. Bioresource technology. 2014;154:209-14.
8. Ersoy B, Sariisik A, Dikmen S, Sariisik G. Characterization of acidic pumice and determination of its electrokinetic properties in water. Powder Technology. 2010;197(1):129-35.

9. Panuccio MR, Sorgonà A, Rizzo M, Cacco G. Cadmium adsorption on vermiculite, zeolite and pumice: batch experimental studies. *Journal of Environmental Management*. 2009;90(1):364-74.
10. Li X, Yang W, Zou Q, Zuo Y. Investigation on microstructure, composition, and cytocompatibility of natural pumice for potential biomedical application. *Tissue Engineering Part C: Methods*. 2009;16(3):427-34.
11. Moraci N, Calabrò PS. Heavy metals removal and hydraulic performance in zero-valent iron/pumice permeable reactive barriers. *Journal of Environmental Management*. 2010;91(11):2336-41.
12. Bekaroglu SK, Yigit N, Karanfil T, Kitis M. The adsorptive removal of disinfection by-product precursors in a high-SUVA water using iron oxide-coated pumice and volcanic slag particles. *Journal of hazardous materials*. 2010;183(1):389-94.
13. Guler UA, Sarioglu M. Removal of tetracycline from wastewater using pumice stone: equilibrium, kinetic and thermodynamic studies. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*. 2014;12(1):79.
14. Mahvi AH, Heibati B, Mesdaghinia A, Yari AR. Fluoride adsorption by pumice from aqueous solutions. *Journal of Chemistry*. 2012;9(4):1843-53.
15. Moradi M, Fazlzadehdavil M, Pirsaeheb M, Mansouri Y, Khosravi T, Sharafi K. Response surface methodology (RSM) and its application for optimization of ammonium ions removal from aqueous solutions by pumice as a natural and low cost adsorbent. *Archives of Environmental Protection*. 2016;42(2):33-43.
16. Guler UA. Removal of tetracycline from aqueous solutions using nanoscale zero valent iron and functional pumice modified nanoscale zero valent iron. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*. 2017;25(3):223-33.
17. Karimaian KA, Amrane A, Kazemian H, Panahi R, Zarrabi M. Retention of phosphorous ions on natural and engineered waste pumice: Characterization, equilibrium, competing ions, regeneration, kinetic, equilibrium and thermodynamic study. *Applied Surface Science*. 2013;284:419-31.
18. Sepehr MN, Amrane A, Karimaian KA, Zarrabi M, Ghaffari HR. Potential of waste pumice and surface modified pumice for hexavalent chromium removal: characterization, equilibrium, thermodynamic and kinetic study. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*. 2014;45(2):635-47.
19. Liu T, Wang Z-L, Yan X, Zhang B. Removal of mercury (II) and chromium (VI) from wastewater using a new and effective composite: pumice-supported nanoscale zero-valent iron. *Chemical Engineering Journal*. 2014;245:34-40.
20. Dehghani MH, Faraji M, Mohammadi A, Kamani H. Optimization of fluoride adsorption onto natural and modified pumice using response surface methodology: Isotherm, kinetic and thermodynamic studies. *Korean Journal of Chemical Engineering*. 2017;34(2):454-62.
21. Kim JY, Balathanigaimani M, Moon H. Adsorptive removal of nitrate and phosphate using MCM-48, SBA-15, chitosan, and volcanic pumice. *Water, Air, & Soil Pollution*. 2015;226(12):431.
22. Brigante M, Schulz PC. Adsorption of the antibiotic minocycline on cerium (IV) oxide: Effect of pH, ionic strength and temperature. *Microporous and Mesoporous Materials*. 2012;156:138-44.
23. Samarghandi MR, Al-Musawi TJ, Mohseni-Bandpi A, Zarrabi M. Adsorption of cephalexin from aqueous solution using natural zeolite and zeolite coated with manganese oxide nanoparticles. *Journal of Molecular Liquids*. 2015;211:431-41.
24. Pouredal H, Sadegh N. Effective removal of Amoxicillin, Cephalexin, Tetracycline and Penicillin G from aqueous solutions using activated carbon nanoparticles prepared from vine wood. *Journal of Water Process Engineering*. 2014;1:64-73.
25. Al-Khalisy RS, Al-Haidary AMA, Al-Dujaili AH. Aqueous phase adsorption of cephalexin onto bentonite and activated carbon. *Separation Science and Technology*. 2010;45(9):1286-94.
26. Jafari M, Aghamiri S. Evaluation of carbon nanotubes as solid-phase extraction sorbent for the removal of cephalexin from aqueous solution. *Desalination and Water Treatment*. 2011;28(3):18-55.
27. Miao M-S, Liu Q, Shu L, Wang Z, Liu Y-Z, Kong Q. Removal of cephalexin from effluent by activated carbon prepared from alligator weed: Kinetics, isotherms, and thermodynamic analyses. *Process Safety and Environmental Protection*. 2016;104:481-9.
28. Liu W, Xie H, Zhang J, Zhang C. Sorption removal of cephalexin by HNO₃ and H₂O₂ oxidized activated carbons. *Science China Chemistry*. 2012;55(9):1959-67.
29. Dutta M, Dutta N, Bhattacharya K. Aqueous phase adsorption of certain beta-lactam antibiotics onto polymeric resins and activated carbon. *Separation and Purification Technology*. 1999;16(3):213-24.
30. Wang KY, Chung T-S. The characterization of flat composite nanofiltration membranes and their applications in the separation of Cephalexin. *Journal of Membrane Science*. 2005;247(1):37-50.
31. Soori MM, Ghahramani E, Kazemian H, Al-Musawi TJ, Zarrabi M. Intercalation of tetracycline in nano sheet layered double hydroxide: An insight into UV/VIS spectra analysis. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*. 2016;63:271-85.
32. Ji L, Chen W, Bi J, Zheng S, Xu Z, Zhu D, et al. Adsorption of tetracycline on single-walled and multi-walled carbon nanotubes as affected by aqueous solution chemistry. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2010;(9)

33. Zhao Y, Gu X, Gao S, Geng J, Wang X. Adsorption of tetracycline (TC) onto montmorillonite: Cations and humic acid effects. *Geoderma*. 2012;183:12-8.
34. Tan F, Sun D, Gao J, Zhao Q, Wang X, Teng F, et al. Preparation of molecularly imprinted polymer nanoparticles for selective removal of fluoroquinolone antibiotics in aqueous solution. *Journal of hazardous materials*. 2013;244:750-7.
35. Benaissa H, Benguella B. Effect of anions and cations on cadmium sorption kinetics from aqueous solutions by chitin: experimental studies and modeling. *Environmental Pollution*. 2004;130(2):157-63.
36. Braschi I, Blasioli S, Gigli L, Gessa CE, Alberti A, Martucci A. Removal of sulfonamide antibiotics from water: evidence of adsorption into an organophilic zeolite Y by its structural modifications. *Journal of Hazardous Materials*. 2010;178(1):218-25.
37. Guo W-Q, Zheng H-S, Li S, Du J-S, Feng X-C, Yin R-L, et al. Removal of cephalosporin antibiotics 7-ACA from wastewater during the cultivation of lipid-accumulating microalgae. *Bioresource technology*. 2016;221:284-90.
38. Ahmed MJ, Theydan SK. Adsorption of cephalexin onto activated carbons from Albizia lebbeck seed pods by microwave-induced KOH and K₂CO₃ activations. *Chemical engineering journal*. 2012;211:(200-7)

Archive of SID