

Application of agricultural waste products for removal of phenol in aqueous systems

A. Maleki, MSc¹ H. Mahvi, PhD²

Instructor Department of Environmental Health, Kordistan University of Medical Sciences¹, Assistant Professor Department of Environmental Health, Tehran University of Medical Sciences²

ABSTRACT

Introduction: Using agricultural waste products (rice husk and rice husk ash) as a cheap, modern, available and mass-produced adsorber for phenol from aqueous solution was studied. Adsorption in this way seems more economical in comparison with other conventional methods (which are usually costly).

Methods: In this descriptive-analytic survey, batch kinetics and isotherm studies were according to various experimental dose and aqueous solution pH. Adsorption equilibrium of rice husk and rice husk ash was reached within 6 hours for phenol concentration of 150-500 $\mu\text{g/L}$ and 3 hours for phenol concentration of 500-1300 $\mu\text{g/L}$, respectively.

Results: Findings show that aqueous solution pH is an important factor in phenol adsorption. The adsorption of phenol decreases with increasing pH of the solution. Increasing primary phenol concentration, increases adsorber adsorption capacity while phenol adsorption efficiency shows an inverse trend simultaneously. Isotherm studies revealed that the equilibrium pattern both adsorber systems well follow the Freundlich model.

Conclusion: In reality, results show that rice husk ash is much more effective (98%) than rice husk (44.5%) for phenol removal. Therefore, rice husk ash can be used as an efficient and cheap adsorber for removal of organic pollutants (such as phenol) from water and wastewater.

Key words: Phenol - Adsorption – Agriculture – Waste Product

Correspondence:
A. Maleki, MSc.
Department of
Environmental Health
Kordistan University
of Medical Sciences.
Sanandaj, Iran.
Tel: +98 912 3615550
Email:
Maleki43@yahoo.com

کاربرد زایدات کشاورزی در حذف فنل در محیط‌های آبی

افشین ملکی^۱ دکتر امیرحسین محوی^۲

^۱ مربی گروه بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی کردستان^۲ استادیار گروه بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی تهران
مجله پزشکی هرمزگان سال دهم شماره چهارم زمستان ۸۵ صفحات ۴۱۳-۴۰۶

چکیده

مقدمه: این مطالعه به منظور استفاده از مواد زائد کشاورزی (سیوس برنج و خاکستر آن) به عنوان یک جاذب ارزان قیمت، جدید، قابل دسترسی و با تولید قابل توجه در کشور در جذب و حذف فنل در محیط‌های آبی انجام گردیده است. جذب توسط اینگونه مواد به عنوان یک گزینه در مقایسه با سایر روشهای متداول که معمولاً پرهزینه نیز می‌باشند، اقتصادی به نظر می‌رسد.

روش کار: در این مطالعه توصیفی - تحلیلی، مطالعات ایزوترم و سنتیک واکتس بر اساس تغییرات شرایط مختلف حاکم بر فرآیند مانند زمان تماس، غلظت اولیه فنل، مقدار جذب و PH محیط آب انجام شده است. زمان تعادل در سیستم جذبی سیوس برنج با غلظت فنل ۵۰-۱۵۰ میکروگرم در لیتر و خاکستر آن با غلظت فنل ۱۳۰۰-۵۰۰ میکروگرم به ترتیب برابر ۶ و ۳ ساعت تعیین گردید.

نتایج: یافته های این مطالعه نشان داد که PH محیط آب یک فاکتور مهم در جذب فنل است و جذب فنل با افزایش PH کاهش می‌یابد. همچنین با افزایش غلظت اولیه فنل، ظرفیت جذب جاذبه افزایش یافته، در صورتی که بازده جذب فنل در همان روز یک روند معکوسی را نشان می‌دهد. نتایج مطالعات ایزوترم جذب حاکی از این بود که الگوی جذب در هر دو جاذب به نحو بهتری از مدل فروندلیچ پیروی می‌کند.

نتیجه‌گیری: در مجموع نتایج بررسی گویای این واقعیت است که خاکستر سیوس برنج قابلیت بالایی (۹۸٪) در جذب فنل در مقایسه با سیوس برنج (۴۴٪) دارد، لذا خاکستر سیوس برنج می‌تواند به عنوان یک جاذب کارآمد و ارزان قیمت برای حذف آلاینده‌های آلی همچون فنل در صنعت آب و فاضلاب بکار رود.

کلیدواژه‌ها: فنل - حذف - کشاورزی - زایدات

نویسنده مسئول:

افشین ملکی

گروه بهداشت محیط - دانشگاه

علوم پزشکی کردستان

سنندج - ایران

تلفن: ۰۹۸ ۹۱۲ ۳۶۱۵۵۰

پست الکترونیکی:

Maleki43@yahoo.com

دریافت مقاله: ۸۴/۳/۱۰ اصلاح نهایی: ۸۵/۵/۱۱ پذیرش مقاله: ۸۵/۵/۲۵

مقدمه:

در چند دهه اخیر آلودگی منابع آبهای سطحی و زیرزمینی به انواع ترکیبات شیمیایی آلی بدلیل توسعه سریع صنایع شیمیایی و پتروشیمیایی دارای رشد گسترده‌ای بوده است. اکثر ضایعات شیمیایی حاوی ترکیبات شیمیایی متنوعی هستند که توسط روش‌های متداول تصفیه به سختی حذف شده و بعضاً غیرقابل تصفیه هستند. لذا از چند دهه قبل تحقیقات زیادی برای توسعه روش‌های نوین تصفیه برای رفع مشکلات زیست محیطی ناشی از این گونه ترکیبات شیمیایی در شرف انجام است و هدف عمده آن شناسایی روش‌های کارآمد و ارزان می‌باشد. در بین این مواد، ترکیبات فنلی به عنوان یک گروه از مواد آلی که از لحاظ ساختمانی خیلی مشابه علف‌کش‌ها و حشره‌کشها بوده و با یک مقاومت خاص در برابر روش‌های معمول تصفیه، توجه بسیاری

از متخصصین را به خود معطوف کرده است. این ماده در فاضلاب خانگی، صنعتی، آبهای سطحی و حتی شرب ممکن است یافت شود. این ماده علاوه بر خطرات بهداشتی، بدلیل ایجاد بو و طعم حائز اهمیت است (۱،۲). یکی از پیامدهای وجود ترکیبات فنلی، ایجاد ترکیبات کلروفنل در طی کلرزنی آب شرب است که منجر به بوی زننده و قابل اعتراض توسط مصرف‌کنندگان می‌شود. لذا فنل یک آلاینده دارای تقدم خاص و خطرناک طبقه‌بندی شده است (۲،۳،۴). روش‌های متعددی مانند اکسیداسیون، ترسیب، تبادل یون و غیره برای حذف فنل و مشتقات آن در آب و فاضلاب بکار رفته است (۲،۵). ولی فرآیند جذب یکی از تکنیک‌های کارآمد و مؤثر است و به همین دلیل از کربن فعال بدلیل قابلیت جذب بالای آن، زیاد استفاده شده است (۶). ولی بدلیل قیمت بالای کربن فعال و مشکلات احیاء مجدد آن، کاربردش در کشورهای در حال توسعه و

کاهش میزان خطا دوبار تکرار گردیده است. اطلاعات مورد نیاز به ترتیب در طی مراحل مختلف آزمایشات که شامل آزمایشات مربوط به تعیین اثر pH، غلظت فنول اولیه و مقدار جاذب روی کارآیی جذب است، بدست می‌آید. کلیه آزمایشات بر اساس روش‌های استاندارد آزمایشات آب و فاضلاب (۹) انجام گردیده است. ابتدا به منظور تعیین اثر pH و تعیین اثر pH بهینه، آزمایشات در pHهای مختلف (۵،۶،۷،۸،۹،۱۰) با یک غلظت ثابت از فنول (۰/۲mg/l) انجام شد. به منظور ایجاد اختلاط و تماس بین جاذب و آلاینده از دستگاه جار استفاده شد (سرعت ۱۰۰ دور در دقیقه). پس از اتمام زمان تماس مورد نظر در دستگاه جار، دستگاه خاموش گردید و بعد از ۱۰ دقیقه محلول مورد نظر صاف شد.

به منظور جلوگیری از تداخل رنگ حاصل از سبوس برنج در نمونه‌ها، کلیه نمونه‌های در تماس با سبوس برنج طبق روش استاندارد توصیه شده در رفرانس ۱۰ تقطیر گردید و سپس مقدار فنول موجود در نمونه‌ها طبق روش رنگ سنجی با معرف ۴ - آمینو آنتی پیرین توسط اسپکتروفتومتر در طول موج ۵۰۰ نانومتر انجام شد (۹). (نمونه‌های در تماس با خاکستر بدلیل عدم ایجاد رنگ در محیط آبی نیازی به تقطیر ندارند). نهایتاً بعد از استخراج و جمع‌آوری نتایج آزمایشات، اطلاعات اولیه به کمک روش‌های آماری و نرم‌افزار Excel تجزیه و تحلیل شد.

نتایج:

نتایج حاصل از این مطالعه در خصوص اثر pH محیط آبی در راندمان حذف فنل توسط سبوس برنج و خاکستر آن، اثر زمان تماس در راندمان حذف فنول برای دو جاذب مورد بررسی، اثر مقدار سبوس برنج و خاکستر آن در میزان کارآیی سیستم در حذف فنول و نهایتاً ایزوترم‌های جذب فروندلیچ و لانگمیر برای هر دو جاذب مورد استفاده در این پژوهش به ترتیب در نمودارهای ۱ الی ۸ نمایش داده شده است. همچنین پارامترهای اصلی و ضرایب رگرسیون مدل‌های لانگمیر و فروندلیچ در جدول شماره ۱ ارائه شده است.

جدول شماره ۱- پارامترهای مدل ایزوترم جذب فروندلیچ و لانگمیر

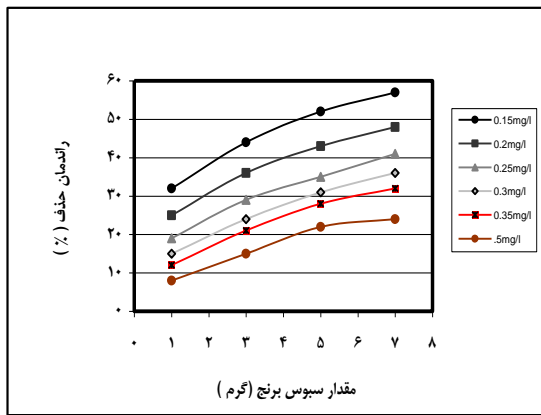
کم‌درآمد محدود است. لذا این امر باعث شده که بسیاری از محققین بدنبال جاذب‌های اقتصادی، عملی و مؤثر باشند. خاک اره، خاکستر، چوب، کاه، سبوس برنج، پوست نارگیل، خاک رس و... تعدادی از جاذب‌های جدید و ارزان هستند (۲،۳،۵،۷). در این بین سبوس برنج به عنوان یکی از زایدات کشاورزی و با تولید قابل توجه در جهان بویژه ایران، بدلیل ماهیت شیمیایی خاص خود حاوی کربن و سیلیس (۲۰-۱۵٪) می‌باشد و قابلیت جذب مواد آلی را دارد. لذا کاربرد آن در صنعت آب و فاضلاب علاوه بر کنترل ترکیبات آلاینده، کمکی در رفع مشکل دفع سبوس نیز می‌باشد (۷/۸). همچنین در صورت سوزاندن سبوس ۲۰٪ خاکستر از آن باقی می‌ماند که واجد ۹۵٪ سیلیکا است (سیلیکا یک جاذب بسیار کارآمد است) و راندمان حذف بسیار بالایی را از خود نشان می‌دهد.

از آنجایی که از سبوس برنج برای حذف ترکیبات مختلفی به غیر از فنول استفاده می‌شود و بدلیل اهمیت بهداشتی فنول این مطالعه با هدف بررسی و شناسایی امکان استفاده از سبوس برنج و خاکستر آن برای حذف فنول در محیط‌های آبی انجام شده است. همچنین تاثیر عوامل مختلف محیطی مثل pH، غلظت آلاینده، غلظت جاذب بر روی ظرفیت جذب بررسی شده و نهایتاً مدل‌های مربوط به ایزوترم جذب (لانگمیر و فروندلیچ) که الگوی اصلی در کاربرد این روش‌ها در مقیاس واقعی است مورد مطالعه قرار گرفته است.

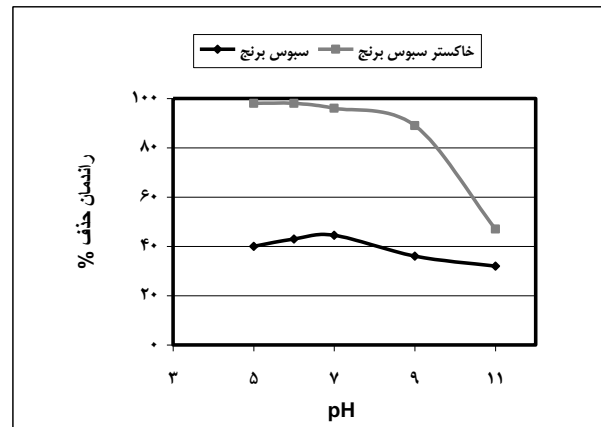
روش کار:

این تحقیق یک مطالعه توصیفی - تحلیلی می‌باشد و بر روی نمونه‌های آبی آلوده به فنل انجام گردیده است. نمونه‌های بصورت سنتتیک با غلظت‌های مختلف فنل (با توجه به مقدار جاذب و راندمان حذف که طی چند پیش‌آزمون مشخص گردید) در حجم ۱۰۰ میلی‌لیتر تهیه گردید. بر اساس نتایج آزمایشات پیش‌آزمون غلظت فنول در نمونه‌ها بین $1300 - 100 \mu\text{g/l}$ انتخاب گردید. به منظور بررسی تأثیر pH (در ۵ محدوده مختلف)، تأثیر مقدار جاذب (در ۴ محدوده) و غلظت فنول (در ۴ محدوده) برای دو نوع جاذب که شامل سبوس برنج و خاکستر آن می‌باشد جمعاً ۱۶۰ نمونه تهیه و تجزیه گردید. لازم به ذکر است که کلیه آزمایشات به منظور

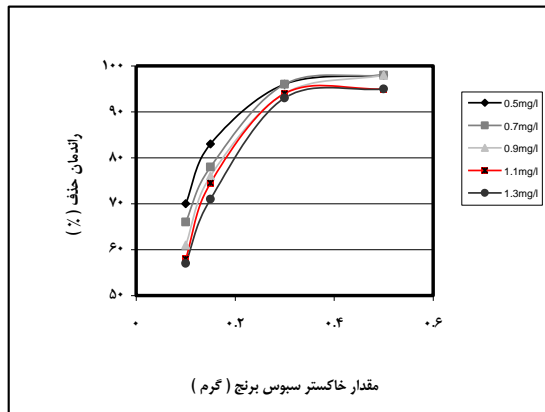
نوع ایزوترم	مدل فروندلیچ			مدل لانگمیر		
	R ²	b	Q ⁰	R ²	l/n	k
سیبوس برنج	۰/۸۷	۳۰/۸۲	۰/۰۲۲	۰/۹۶	۰/۱۹۵	۰/۰۰۰۹۲
خاکستر سیبوس برنج	۰/۹۷	۵/۱۵	۰/۸۶	۰/۹۸	۰/۵۷	۰/۰۰۰۹۲



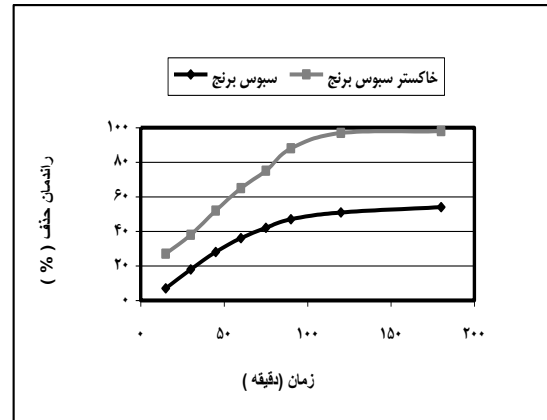
نمودار شماره ۳- اثر غلظت فنل در حذف آن توسط سیبوس برنج



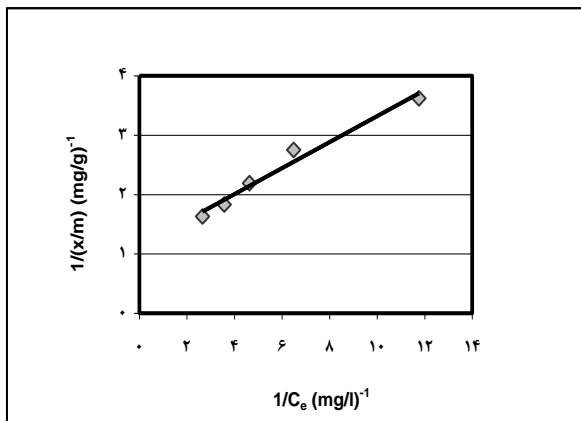
نمودار شماره ۱- اثر PH در حذف فنل توسط سیبوس برنج و خاکستر آن (غلظت فنل ۲ میلی‌گرم در لیتر و مقدار سیبوس برنج و خاکستر آن به ترتیب ۳ و ۵ گرم در ۱۰۰ میلی لیتر)



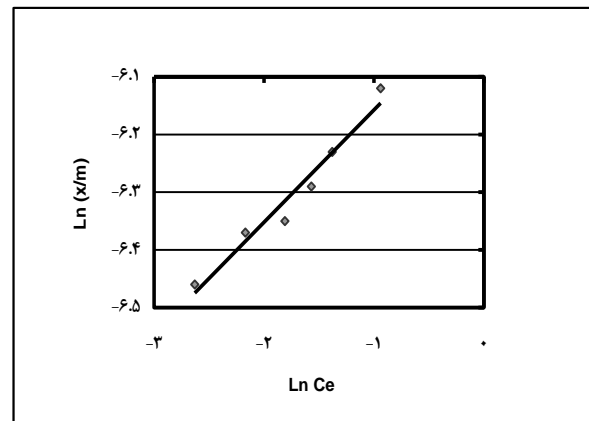
نمودار شماره ۴- اثر غلظت فنل در حذف آن توسط خاکستر سیبوس برنج



نمودار شماره ۲- اثر زمان تماس در حذف فنل توسط سیبوس برنج و خاکستر آن (غلظت فنل ۱۵ میلی‌گرم در لیتر و مقدار سیبوس برنج ۵ گرم در ۱۰۰ میلی لیتر و غلظت فنل ۷ میلی‌گرم در لیتر و مقدار خاکستر سیبوس برنج ۱۲ گرم در ۱۰۰ میلی‌لیتر)



نمودار شماره ۸- ایزوترم خطی جذب لانگمیر برای جذب فنل توسط خاستگر سبوس برنج



نمودار شماره ۵- ایزوترم خطی جذب فروندلیچ برای جذب فنل توسط سبوس برنج

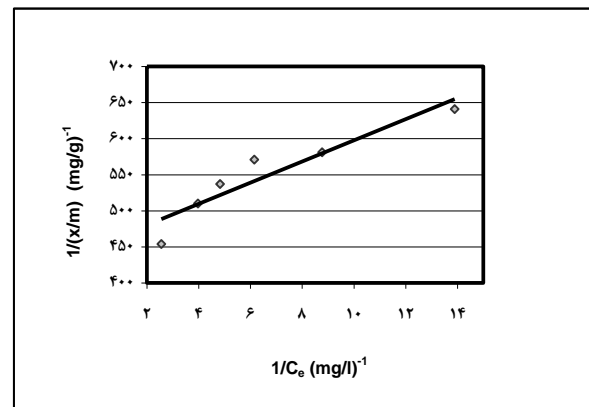
بحث و نتیجه‌گیری:

اثر pH اولیه محیط آبی: جذب فنل از محیط آبی کاملاً بستگی به pH محلول دارد، زیرا pH بر روی شارژ الکتریکی سطح جاذب اثر گذاشته و درجه یونیزاسیون فنل را تغییر می‌دهد (۲، ۵، ۱۰، ۱۱، ۱۲). نتایج اثر pH در فرآیند جذب در نمودار شماره ۱ آمده است و همانطوری که انتظار می‌رود مقدار فنل جذب شده با افزایش pH کاهش می‌یابد. این پدیده مربوط به اثر pH در یونیزاسیون فنل می‌باشد. بخش یونی فنل (ϕ_{ions}) توسط رابطه زیر قابل محاسبه است (۴):

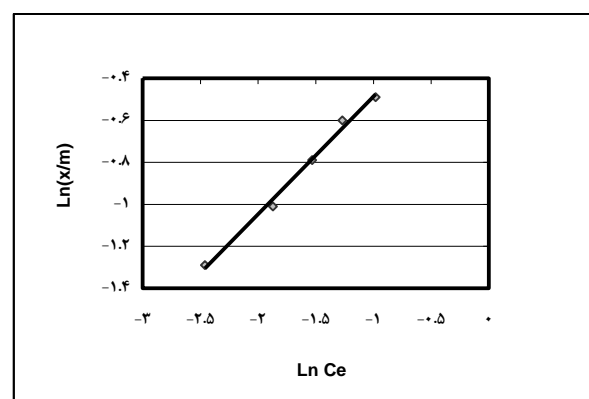
$$\phi_{ions} = \frac{1}{1 + 10^{(PK_a - pH)}}$$

بنابراین مشاهده می‌شود که ϕ_{ions} با افزایش pH، افزایش می‌یابد. در نتیجه، فنل که یک اسید ضعیف است ($PK_a = 10$) به مقدار خیلی جزئی در pH بالا جذب خواهد شد که علت آن نیروهای دافعه غالب در pH بالا می‌باشد (۴، ۷). همچنین در pHهای بالا فنل به شکل نمک خواهد بود که بسادگی یونیزه شده و ایجاد بار منفی در گروه‌های فنلی می‌کند و در همین لحظه وجود گروه‌های یونی OH^- بر روی جاذب از جذب یونهای فنلات جلوگیری می‌کند (۲، ۷). نتایج مشابهی در این خصوص برای جذب فنل بر روی کربن فعال توسط Halouli و بر روی بنتونیت توسط Banat ارائه شده است (۴، ۱۰).

اثر زمان تماس در فرآیند جذب فنل: به منظور بررسی اثر زمان تماس در راندمان فرآیند حذف فنل نمونه‌هایی با



نمودار شماره ۶- ایزوترم خطی جذب لانگمیر برای جذب فنل توسط سبوس برنج



نمودار شماره ۷- ایزوترم خطی جذب فروندلیچ برای جذب فنل توسط سبوس برنج

افزایش می‌یابد، ظرفیت جذب بر روی سبوس برنج از $\frac{mg}{mg}$ 1.0×10^{-6} به $\frac{mg}{mg}$ 1.96×10^{-6} می‌رسد. در مورد خاکستر سبوس برنج نیز با افزایش غلظت فنل از $500 \mu g/l$ ، $1300 \mu g/l$ ، میزان جذب در واحد جرم جاذب از $\frac{mg}{mg}$ 1.0×10^{-4} به $\frac{mg}{mg}$ $6/15 \times 10^{-4}$ افزایش می‌یابد. این واقعیت بدین صورت قابل تفسیر است که با افزایش غلظت فنل، نیروی محرک انتقال جرم و بنابراین سرعت عبور مولکول‌های فنل از محلول به طرف لایه مایع احاطه‌کننده جاذب و نهایتاً به طرف سطح ذرات جاذب افزایش می‌یابد (۱۲، ۱۳). از سوی دیگر درصد حذف فنل (راندمان حذف) با افزایش غلظت اولیه فنل کاهش می‌یابد. این وضعیت در نمودارهای ۲ و ۳ نشان داده شده است. همچنین همانطوری که انتظار می‌رود تعادل جذب و بازده جذب برای خاکستر سبوس برنج خیلی بالاست که علت آن مساحت سطح ویژه بزرگتر و ساختمان پر حفره خاکستر سبوس برنج در مقایسه با سبوس برنج است (۴).

ایزوترم‌های جذب فنل (لانگمیر و فروندلیچ): چندین مدل مختلف برای تشریح داده‌های حاصل از آزمایشات جذب در نوشتجات علمی وجود دارد. که مهمترین آنها ایزوترم‌های جذب است. تحلیل ایزوترم جذب به منظور توسعه یک معادله به منظور نمایش دقیق نتایج و برای مقاصد طراحی سیستم‌های جذب بسیار مهم است. در این مطالعه دو مدل برای بیان ارتباط بین مقدار فنل جذب شده و غلظت تعادلی آن در محلول بکار رفته است. این دو مدل ایزوترم‌های فروندلیچ و لانگمیر می‌باشند. شکل خطی ایزوترم فروندلیچ به شکل رابطه زیر است (۱۴، ۱۵، ۷، ۴، ۲):

$$\text{Ln}q_e = \text{Ln}K + \frac{1}{n} \text{Ln}c_e$$

که در اینجا:

q_e = مقدار جسم جذب شده به ازاء جرم جاذب است

و بر حسب $\frac{mg}{mg}$

C_e = غلظت تعادلی جسم جذب شونده بر حسب

mg/l

K و $\frac{1}{n}$ ثابت‌های ایزوترم فروندلیچ هستند که به

غلظت اولیه $150 \mu g/l$ با مقدار جاذب ۵ گرم برای سبوس برنج و نمونه‌هایی با غلظت اولیه فنل برابر $700 \mu g/l$ و با مقدار جاذب 0.12 گرم برای خاکستر سبوس تهیه گردید و در pH حدود ۷ آزمایش انجام شد. نتایج حاصل نشان داد زمان لازم برای رسیدن به تعادل در فرآیند جذب فنل بر روی سبوس برنج و خاکستر آن به ترتیب برابر ۶ ساعت و ۳ ساعت می‌باشد. این نتایج همچنین نشان می‌دهد که فرآیند جذب، یک فرآیند سریع است. زیرا مقادیر زیاد و قابل توجهی از فنل در ۱۲۰ دقیقه اولیه فرآیند جذب جاذب می‌شود. همچنین نتایج نشان می‌دهد که خاکستر سبوس برنج به زمان ماند کمتری برای حذف کامل فنل در مقایسه با سبوس برنج نیاز دارد. نتایج اثر زمان در نمودار ۲ شماره ارائه شده است.

اثر مقدار جاذب در فرآیند حذف فنل: اثر مقدار جاذب بر کارایی فرآیند جذب در نمودارهای شماره ۳ و ۴ نمایش داده شده است. مقادیر سبوس برنج بین ۱ تا ۷ گرم و خاکستر سبوس برنج بین 0.1 تا 0.5 گرم به ازاء هر یکصد میلی‌لیتر نمونه در نظر گرفته شده است. نتایج نشان می‌دهد که برای نمونه‌هایی با غلظت اولیه فنل $1 \mu g/l$ و 500 مقدار خاکستر سبوس برنج برابر 0.3 گرم راندمان حذفی برابر ۹۶٪ بدست می‌آید. اما با همین شرایط در صورتی که جاذب مورد نظر سبوس برنج باشد تنها به راندمان ۲۷٪ حذف نایل خواهیم گشت. لذا برای رسیدن به راندمان بالاتر نیاز به مصرف مقادیر خیلی زیادی از سبوس هستیم. علت این وضعیت مربوط به ویژگی‌های بالای خاکستر سبوس از لحاظ محتوای کربن بدلیل سوخته شدن مواد آلی موجود در سبوس برنج و افزایش سطح فعال و خلل و فرج بر روی سطح خاکستر حاصل از سوزاندن سبوس برنج می‌باشد. لذا نتایج بخوبی نشان می‌دهد که کارایی خاکستر سبوس برنج به مراتب بالاتر از خود سبوس می‌باشد (۸).

اثر غلظت اولیه فنل: ظرفیت تعادلی جذب جاذب‌ها (سبوس برنج و خاکستر آن) در غلظت‌های متفاوتی از فنل در نمودارهای شماره ۳ و ۴ ارائه شده است و همانطوری که از نتایج پیداست، ظرفیت جذب جاذب با افزایش غلظت فنل افزایش می‌یابد در صورتی که بازده جذب فنل در همان زمان یک روند عکس را نشان می‌دهد، هنگامی که غلظت اولیه فنل از $150 \mu g/l$ به $350 \mu g/l$

فروند لیچ) نماینده جذب راحت فنل از محلول‌های آبی می‌باشد (۲،۵،۱۰). مشاهده می‌گردد که مقدار K برای سیستم جذبی سبوس برنج - فنل پایین‌تر از سیستم جذبی خاکستر سبوس برنج - فنل است. مقدار ثابت n که منعکس کننده شدت جذب است یک روند عکس را نشان می‌دهد و همانطوری که در جدول ۱ دیده می‌شود برای هر دو جذب مقدار n به اندازه کافی بزرگ است تا جداسازی شود. بالا بودن مقدار $\frac{1}{n}$ ($1 < \frac{1}{n} < \infty$) به این معنی است که سطح ذرات جاذب یک ماهیت نامتجانس دارد (۱۱). مقدار ثابت φ نشان دهنده مقدار فنل جذب شده به ازاء واحد جرم جاذب است. بنابراین بزرگی آن دلالت بر میزان جذب بالاتر فنل را نشان می‌دهد. لذا سیستم جذبی خاکستر سبوس - فنل با مقدار ثابت φ برابر ۰/۸۸۶ در مقایسه با سیستم جذبی برنج - فنل با ثابت ۰/۰۲۲ قابلیت بالاتر جذب فنل را بر روی خاکستر نشان می‌دهد. نتایج مشابهی در خصوص جذب فنل روی سایر جاذب‌ها مثل بنتونیت، بنتونیت آلی و کربن فعال توسط سایر محققین گزارش شده است (۲،۴،۱۶،۱۷). بنابراین با توجه به مقادیر R^2 ، K و φ^0 (طبق جدول شماره ۱) نتیجه‌گیری می‌شود که خاکستر سبوس برنج دلیل داشتن محتوای کربنی بالاتری نسبت به سبوس برنج واجد قابلیت بهتری در حذف فنل و سایر آلاینده‌های آلی می‌باشد.

ترتیب مربوط به ظرفیت جذب و شدت جذب جاذب می‌باشند.

رابطه خطی ایزوترم لانگمیر نیز طبق رابطه زیر عبارتست از (۲، ۴، ۵، ۷، ۱۴ و ۱۵):

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{Q^0} + \frac{1}{bQ^0} Ce$$

و در اینجا: Q^0 بر حسب $\frac{mg}{g}$ و b بر حسب $\frac{L}{mg}$ ثابت‌های ایزوترم لانگمیر هستند و مربوط به حداکثر ظرفیت جذب و انرژی جذب می‌باشند.

نمودارهای شماره ۵ الی ۸ ایزوترم‌های جذب لانگمیر و فروندلیچ را بر دو سیستم جاذب سبوس برنج و خاکستر آن نمایش می‌دهد. همچنین ثابت‌های این دو ایزوترم در جدول ۱ ارائه شده است. با توجه به نتایج حاصل مشاهده می‌شود که جذب فنل بر روی سبوس برنج و خاکستر آن بخوی از ایزوترم فروندلیچ تبعیت می‌کند. البته در کل با توجه به مقدار ضریب رگرسیون (R^2) ارائه شده و در جدول شماره ۱ هر دو معادله برای تشریح جذب فنل قابلیت دارند. ولی رابطه فروندلیچ با مقادیر R^2 برابر ۰/۹۶ و ۰/۹۸ با همان ترتیب فوق، بطور قوی‌تری جذب فنل را توصیف می‌کند. همچنین این ضرایب نشانگر این واقعیت نیز می‌باشند که خاکستر سبوس برنج در هر دو از ایزوترم‌های جذب بالاتر (۰/۹۷ و ۰/۹۸) از ضرایب رگرسیون در سیستم جذبی سبوس برنج - فنل (۰/۹۶ و ۰/۸۷) می‌باشد. لذا قابلیت بالاتر و بهتر خاکستر را نشان می‌دهد. مقادیر بالاتر K (ثابت

References

منابع

1. U.S. Environmental Protection Agency. Technology Transfer Network, Phenol: 2000.
2. Rengaraj S, Seuny-Hyeon M, Sivabalan R, Arabindoo B, Murugesan V. Agricultural solid waste for the removal of organics: adsorption of phenol from water and wastewater by plum seed coat activated carbon. *Waste Manag.* 2002;22:543-548.
3. Streat M, Patrick JW, Camporroperez MJ. Sorption of phenol and para-chlorophenol from water using conventional and novel activated carbons. *Water Res.* 1995;29(2):467-472.
4. Banat FA, Al-Bashir B, Al-Asheh S, Hayajneh O. Adsorption of phenol by bentonite. *Environ Pollut.* 2000;107:391-398.
5. Aksu Z, Yener J. A comparative adsorption/biosorption study of mono-chlorinated phenols onto various sorbent. *Waste Manag.* 2001;21:695-702.
6. Mostafa MR, Sarma SE, Yousef AM. Removal of organic pollutants from aqueous solution: part 1. Adsorption of phenol by activated carbon. *Indian J Chem.* 1989;28:946-948.
7. Khalid N, Ahmad S, Toheed A, Ahmed J. Potential of rice husks for antimony removal. *Applied Radiation and Isotopes.* 2000;52:31-38.
8. Nakbanpote W, Thiravetyan P, Kalambaheti C. Preconcentration of gold by rice husk ash. *Minerals Engineering.* 2000;13(4):391-400.
9. Greenberg AE. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th ed. Washington: American Public Health Association; 1995.
10. Halhouli KhA, Drawish NA, Al-Dhoun NM. Effects of pH and inorganic salts on the adsorption of phenol from aqueous systems on activated decolorizing charcoal. *Separation Science and Technology.* 1995;30:3313-3324.
11. Satendra K, Upadhyay SN, Upadhyay YD. Removal of phenols by adsorption on fly ash. *J Chem Technol Biotechnol.* 1987;37:281-290.
12. Caturla F, Martin-Martinez JM, Molina-Sabio M, Rodriguez-Reinoso F, Torregrosa R. Adsorption of substituted phenols on activated carbon. *Journal of Colloid and Interface Science.* 1998;124:528-534.
13. Imagawa A, Seto R, Nagaosa Y. Adsorption of chlorinated hydrocarbons from air and aqueous solutions by carbonized rice husk. 2000. *Carbon.* 2000;38(4):628-630.
14. Reynolds TD, Richards P. Unit operations and processes in environmental engineering. California: PWS Publishers; 1982.
15. Benefield LD. Process chemistry for water and wastewater treatment. New Jersey: Prentice-Hall Inc; 1981.
16. Smith JE, Renner RC, Hegg BA, Bender JH. Upgrading existing or designing new drinking water treatment facilities. NDC Publishers: 1991.
17. Lin SH, Cheng MJ. Adsorption of phenol & m-chlorophenol on organobentonites and repeated thermal regeneration. *Waste Management.* 2002;22:595-603.