

# الگوسازی و شبیه‌سازی فرایند حذف زیستی مس در یک ستون بستر ثابت

احد قائمی<sup>۱</sup>، علیرضا همتی<sup>۲\*</sup>، پوریا امانی<sup>۳</sup>

۱- دانشیار مهندسی شیمی، دانشگاه علم و صنعت ایران

۲- استادیار مهندسی شیمی، دانشگاه علم و صنعت ایران

۳- دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی شیمی، دانشگاه علم و صنعت ایران

پیام نگار: Alireza\_hemmati@iust.ac.ir

## چکیده

در این تحقیق فرایند جذب زیستی فلز مس به وسیله قارچ میله‌ای رزوپوس اریزوس در یک بستر ثابت از پساب‌های صنعتی الگوسازی شده است. عملکرد سه ایزوترم لانگمویر، فروندلیچ و BET برای محاسبه شدت جذب مقایسه شدند. براساس نتایج الگوسازی، الگوی فروندلیچ با ضریب همبستگی ۰/۹۷۴ نسبت به دیگر الگوهای ارائه شده تطابق بهتری با نتایج تجربی نشان داد. بیشترین تطابقت الگوی فروندلیچ با داده‌های تجربی برابر در مقادیر  $1/n = 0/855$  و  $K = 0/991$  به دست آمد. در ادامه، اثر مؤلفه‌های الگوی انتخاب شده بر میزان جذب بررسی شد که مشخص شد در یک ضریب ثابت فروندلیچ، افزایش در مقدار توان الگو باعث افزایش ظرفیت جذب در دسترس برای غلظت کم املاح می‌شود. همچنین اثر شرایط عملیاتی در ستون از قبیل بده حجمی، قطر ستون، طول ستون، غلظت اولیه و چگالی جاذب بر میزان جذب بررسی شد. به‌طور کلی می‌توان گفت که الگوسازی فرایندهای زیستی برای حذف فلزات یکی از ابزار مهم در شناخت رفتار این فرایندها است و با کمترین هزینه می‌توان عملکرد فرایند را در شرایط مختلف عملیاتی ارزیابی کرد.

تاریخ دریافت: ۹۹/۰۴/۲۶

تاریخ پذیرش: ۹۹/۰۶/۰۱

شماره صفحات: ۲۲ تا ۳۷

**کلیدواژه‌ها:** جذب زیستی، فلز

مس، رزوپوس اریزوس، الگوی

ایزوترم، ستون بستر ثابت

## ۱. مقدمه

می‌شوند. بر اساس استانداردهای تعیین شده، حداکثر مقدار هر کدام از فلزات سنگین در پساب‌ها مشخص شده است که بیشتر از آن سمی و خطرناک است [۱-۳]. یکی از راه‌های ورود این فلزات به محیط زیست، پساب فاضلاب تصفیه شده یا تصفیه نشده حاصل از برخی از صنایع است. مس یکی از مهم‌ترین فلزات سنگین است که در صنایع مختلف از آن استفاده می‌شود. در فعالیت‌های مختلف، فلز مس به وسیله پسماندها و پساب‌ها وارد محیط می‌شود. یکی از فلزات ضروری برای رشد گیاهان و حیوانات مس است؛ اما مقدار زیاد آن باعث اسمومیت تمامی موجودات زنده می‌شود.

در سال‌های اخیر رهاسازی پساب‌های کارخانه‌های صنعتی مختلف باعث آلودگی محیط زیست شده است؛ مواد موجود در پساب‌ها شامل انواع فلزات مختلف است که در درازمدت در محیط زیست جمع و سپس باعث ایجاد مشکلات زیستی می‌شوند. یکی از آلاینده‌های پایدار تجزیه‌ناپذیر زیست‌شناختی فلزات سنگین است که از راه پساب‌ها وارد محیط زیست و سپس وارد زنجیره غذایی

\* تهران، دانشگاه علم و صنعت ایران، دانشکده مهندسی شیمی، نفت و گاز

که فلزات سنگین با جرم زیست‌شناختی غیر زنده و زنده پیوند تشکیل می‌دهند بدون اینکه ضرری برای جرم زیست‌شناختی داشته باشند، جذب زیست‌شناختی نامیده می‌شود و دیگری زمانی که حذف فلزات سنگین در زمان تماس طولانی جرم زیست‌شناختی زنده با محلول فلزی از راه داخل سلولی انجام گیرد، تجمع زیست‌شناختی نامیده می‌شود [۱۷-۱۸]. از آنجایی که تجمع زیست‌شناختی یک فرایند وابسته به رشد سلول است، مشخص کردن مقادیر حذف در این روش کمی پیچیده‌تر و متفاوت از جذب زیست‌شناختی است [۱۹]. این روش دارای برتری‌هایی از قبیل بازده حذف بالای فلزات از پساب، کم‌بودن لجن زیست‌شناختی و شیمیایی دفعی، کم‌بودن هزینه راهبری و همچنین بی‌نیازی از مواد مغذی باعث شده است که جاذب‌های زیست‌شناختی به‌عنوان یک روش جدید برای حذف فلزات سنگین از پساب‌های صنعتی استفاده شوند [۲۰].

## ۲-۱ سازوکار جذب

با وجود اینکه سازوکار پیوند فلزات به‌علت پیچیدگی ماهیت جرم زیست‌شناختی به‌راحتی قابل پیش‌بینی نیست، مکان تجمع فلزات با تجزیه‌های پرتو ایکس و ریزبین الکترونی مشخص شده است [۲۱]. به‌طور کلی، سازوکار جذب شامل کمپلکس با سطح سلول، رسوب‌های ریز و تعویض یونی می‌شود. پیوند فلز حداقل در دو مرحله شامل اندرکنش استوکیومتری بین فلز و گروه‌های فعال شیمیایی روی دیواره سلولی و مرحله رسوب غیر آلی انجام می‌شود. جاذب‌های زیست‌شناختی نسبت به فلزات سنگین مختلف ظرفیت جذب متفاوتی از خود نشان داده‌اند. عملکرد جاذب زیست‌شناختی به‌حالت یونی ریزاندام وابسته است و همانند رزین‌های جنبش‌شناسی این جاذب باید با فرم‌های یونی مختلفی همچون حالت کاتیونی ( $Mg^{++}$ ,  $Ca^{++}$ ,  $Na^{+}$ ) و یا پروتونی ( $H^{+}$ ) اشباع شوند؛ از این رو با توجه به نوع فلز سنگین و ریزاندام به کمک اسیدهای معدنی، باز و یا نمک، جرم زیست‌شناختی اصلاح اولیه می‌شود. گروه‌های مختلف جرم زیست‌شناختی در حذف و بازیافت فلزات سنگین از دیگر عوامل مؤثر در پدیده جذب است؛ چرا که جرم‌های زیست‌شناختی مختلف همچون مخمرها، قارچ‌ها، باکتری‌ها، سیانو باکتری‌ها و جلبک‌ها می‌توانند باعث جذب انواع گوناگونی از فلزات سنگین با مقادیر متفاوت شوند [۲۲-۲۴]. در جاذب‌های

فعالیت‌های بشری از قبیل کاربرد لجن پساب‌های خانگی و صنعتی در زمین‌های کشاورزی، معدن‌کاوی، ذوب فلزات، استفاده از مس به عنوان قارچ‌کش و آفت‌کش موجب آلوده شدن آب و خاک به فلز مس می‌شود [۴-۵]. غلظت‌های بالای فلز مس، جمعیت میکروبی زیست‌بوم را تحت تأثیر قرار می‌دهد؛ بنابراین حذف یون‌های فلزات سنگین از آب و پساب‌های صنعتی بسیار مهم است که توجه بسیاری از پژوهشگران را به خود جلب کرده است [۶-۸]. روش‌های مختلفی مانند اسمز معکوس، تعویض یونی، تبادل یونی، فرایندهای غشایی، تبخیر، رسوب الکتروشیمیایی، استخراج با حلال و جذب برای حذف یون‌های فلزات سنگین از محلول‌های آبی کاربرد دارند [۹-۱۳]. این روش‌ها علاوه بر هزینه بالا که سبب به‌کار نرفتن آنها در صنایع می‌شود، لجن حاصل از رسوبات شیمیایی را نیز تولید می‌کند که باعث ایجاد مشکل جدیدی به نام ناسازگاری با محیط زیست می‌شود [۱۴]. این عوامل باعث شده است تا این روش‌ها برای تصفیه موثر نباشند.

برخی از تحقیقات سال‌های اخیر نشان می‌دهد که تعدادی از مواد طبیعی زیستی شامل محصولات کشاورزی و مواد زیستی می‌توانند غلظت‌های بالای فلزات سنگین را جمع کنند. در فرایند حذف زیستی، مواد زیستی فلزات سنگین را با فرایند جذب زیستی جدا می‌کند که خود شامل ترکیبی از سازوکارهای مختلفی مانند تشکیل هم‌تافت، میکرو تهنشینی و تعویض یونی است. هزینه پائین و کارایی نسبتاً بالا در حذف فلزات از محلول‌های رقیق و همچنین سازگار بودن این روش با محیط زیست باعث جلب توجه پژوهشگران شده است [۱۵-۱۶]. با توجه به اهمیت فرایند حذف زیستی، در این تحقیق ابتدا یک الگوی دقیق برای الگوسازی فرایند حذف زیستی به‌همراه مواد زیستی برای حذف فلزات مطالعه شده است. در ادامه الگوهای ارائه شده برای الگوسازی بسترهای ثابت برای حذف فلزات مطالعه شده و یک الگو جدید برای حذف فلز مس ارائه شده است. برای ارزیابی نتایج الگوسازی از داده‌های تجربی حذف مس با استفاده از جاذب زیستی رزوپوس آریزوس استفاده شده است.

## ۲. جذب زیستی

روش حذف زیست‌شناختی به‌وسیله جرم زیست‌شناختی انجام می‌شود که به‌طور کلی با دو روش انجام می‌شود؛ یکی وقتی

## ۲-۲ قارچ‌ها و مخمرها

اندازه قابلیت جذب قارچ‌ها در میان جرم‌های زیست‌شناختی به دلیل دیواره سلولی ویژه آنها قابل ملاحظه است [۲۲]. جذب زیست‌شناختی به وسیله قارچ‌ها در دومرحله جذب سریع سطحی در ساعت اول و نفوذ داخل سلولی به صورت آهسته در ۲ ساعت دوم انجام می‌شود [۳۲]. قارچ‌ها از جمله ریزاندام‌های یوکاریوتی هستند که سه‌گروه مهم آنها در مطالعات تجربی کپک‌ها، مخمرها و قارچ‌های خوراکی<sup>۲</sup> است. در جذب فلزات سمی و گرانبها هم سلول‌های زنده و هم سلول‌های مرده قارچ‌ها می‌توانند مؤثر باشند که کپک‌ها و مخمرها در مبحث جذب زیستی بسیار مهمند. زیست‌توده‌هایی با بازده بالا را می‌توان با اعمال تغییرات ساختاری و ژنتیکی در قارچ و مخمر تولید کرد. گونه‌هایی از اندامگان‌های قارچی مانند اسپریجیلوس<sup>۳</sup> در تولید آلیاژ آهن-کروم، ایتاکونیک اسید، گالیک اسید، اسید سیتریک، کوژیک اسید زیمایه‌هایی مثل گلووز ایزومراز، آمیلاز، گلوکوناز، پیکتناز و لیپاز کاربرد دارند.

مخمر به عنوان یک زیست‌توده، با موفقیت توانسته نقره، طلا، کادمیوم، کبالت، کروم، مس، نیکل، سرب، اورانیوم، توریوم و روی را از محلول‌های آبی جدا کند؛ گونه‌های ساکارومیس، کانیدیا و پیچ در جذب یون‌های فلزات سنگین مؤثرند. ساکارومایسس سروویزه<sup>۴</sup> به عنوان جذب‌کننده از اهمیت به‌سزایی برخوردار است. اهمیت و فواید این مخمر، انواع گوناگون آن در تحقیقات، ظرفیت جذب آن و جذب رقابتی و انتخابی آن به صورت جزئی به وسیله وانگ و چن در سال ۲۰۰۶ بیان شده است [۳۳]. جدول (۱) ظرفیت‌های جذب‌کنندگی مخمرها را برای یون‌های فلزای گوناگون نشان می‌دهد.

به‌طور همزمان، جذب فلزی (q) باید در غلظت تعادلی از فلز محلول در آب، در روش‌های موجود در کتاب‌های مختلف با هم مقایسه شوند تا کارایی ماده زیستی را بسنجیم. به‌طور جزئی، هیچ‌روش استاندارد برای محاسبه وزن زیست‌توده شک وجود ندارد؛ یعنی هیچ استاندارد از دمای خشک کردن و زمان خشک کردن زیست‌توده وجود ندارد [۳۴]. وزن خشک سلول‌ها را با خشک کردن آن‌ها در دمای ۷۰ درجه سلسیوس تا وقتی که وزن آن‌ها ثابت شود، می‌توان حساب کرد. در روش‌های دیگر، مخمر را در دمای ۱۰۰ به مدت

زیست‌شناختی، تمام یون‌های فلزی قبل از میان دیواره سلولی که حاوی بسقندی و پروتئین‌های مختلفی‌اند، عبور کرده، سپس به غشای پلاسمایی و سیتوپلاسم دسترسی می‌یابند، بنابراین این جاذب‌ها پایگاه‌های فعالی که قابلیت پیوند یون فلزات را داشته‌اند در اختیار دارند [۲۱]. فرایند جذب در باکتری‌های گرم مثبت و گرم منفی نیز متفاوت است؛ زیرا دیواره سلولی باکتری‌های گرم منفی نازک‌تر از دیواره سلولی گرم مثبت‌ها است که پیوندهای عرضی محکمی ندارند اما دارای غشاء بیرونی متشکل از فسفولیپید، لیپوپسقندی<sup>۱</sup> و پروتئین هستند. دیواره سلولی باکتری‌های گرم مثبت شامل گلیکو پروتئین بیشتر در سطح خارجی خود نسبت به باکتری‌های گرم منفی است که باعث افزایش پتانسیل جذب آنها برای جذب زیست‌شناختی فلزات سنگین از جمله  $Cd^{++}$  و بروز اختلاف در ظرفیت جدید آنها شده است [۲۷-۲۵].

مواد بسیاری خارج سلولی نیز می‌توانند به صورت انتخابی با یون‌های فلزی پیوند دهند. این بسیارها با داشتن پتانسیل آنیونی با فلزات کاتیونی پیوند می‌دهند و اغلب به صورت کپسول‌ها و یا به صورت مجموعه‌های متراکم در نزدیکی دیواره شکل می‌گیرند [۲۸]. بنابراین اختلاف در خصوصیات دیواره سلولی میان جرم‌های زیست‌شناختی مختلفی همچون قارچ‌ها، باکتری‌ها، جلبک‌ها، سیانو باکتری‌ها و و نیز اختلاف در خود تقسیمات بین گونه‌ای تفاوت زیادی را در مقدار و نوع فلز جذب‌شده به وجود می‌آورد [۲۹]. از آنجایی که جداسازی به وسیله سطح سلول اتفاق می‌افتد؛ بنابراین هرگونه تغییر در دیواره سلول می‌تواند در پیوند یون‌های فلزی تأثیر بگذارد. از این‌رو، روش‌های مختلفی برای تغییر دیواره سلولی با هدف افزایش دادن ظرفیت باند فلزات سنگین به وسیله جرم زیست‌شناختی به کار گرفته می‌شود [۲۲]. به‌عنوان مثال قراردادادن باکتری‌های گرم مثبت در انکوباتور به مدت ۲ ساعت، ضمن اضافه کردن نوتریت‌ها، قابلیت جذب  $Cd^{++}$  به میزان ۱۴ درصد افزایش می‌یابد. پس برای جرم‌های زیست‌شناختی رشد کرده باید تصفیه‌های فیزیکی همانند گرم‌دادن، خشک‌کردن، فریزکردن، بخار دادن، لیوفیلیزاسیون و یا تصفیه شیمیایی مانند شستن جرم زیست‌شناختی با شوینده‌ها، ایجاد پل‌های عرضی با حلال‌های آلی و غیره انجام می‌شود [۳۱-۳۰].

1. LPS

2. Mushroom  
3. Aspergillus  
4. S.cerevisia

در ستون با الگوی بوهارت-آدامز<sup>۷</sup> آزمایش می‌شود. همچنین نشان داده شده که الگوهای زمان کاری عمق بستر<sup>۸</sup>، توماس<sup>۹</sup> و یون-نیلسون<sup>۱۰</sup> بعضی وقت‌ها توصیف بهتری از جنبش‌شناسی می‌توانند داشته باشند [۳۷]. در این قسمت الگوهای مختلف ارائه شده بررسی شده است.

#### ۲-۴-۱ الگوی بوهارت-آدامز

بوهارت-آدامز یک معادله اساسی توصیف‌کننده رابطه بین  $C/C_0$  و  $t$  در یک سامانه پیوسته برای جذب کلر در زغال استخراج کردند. این الگو بر اساس نظریه واکنش سطحی بنا نهاده شده و فرض می‌کند که تعادل آنی نیست. بنابراین سرعت جذب به ظرفیت باقیمانده کربن فعال و غلظت اجزاء جذب‌شونده وابسته است. الگوی آدامز-بوهارت برای قسمت اولیه منحنی رخنه استفاده شده است. آن یک روش کلی است که به صورت موفقیت‌آمیز در توصیف کمی دیگر سامانه‌ها استفاده می‌شود؛ معادله ریاضی این الگو به صورت زیر است [۳۷]:

$$\ln \frac{C_t}{C_0} = k_{AB} C_0 t - k_{AB} N_0 \frac{z}{U_0} \quad (1)$$

که در آن:  $C_t$ ،  $C_0$  غلظت ورودی و خروجی جذب شونده و  $Z$  ارتفاع بستر (سانتیمتر) و  $U_0$  سرعت ظاهری (cm/min) و  $N_0$  غلظت اشباع (mg/L) و  $k_{AB}$  ضریب انتقال جرم (L/mg.min) است.

#### ۲-۴-۲ الگوی زمان کاری عمق بستر BDST

الگوی BDST الگوی اصلاح‌یافته الگوی بوهارت-آدامز است که برای مقایسه ظرفیت ستون‌های جذب به کار می‌رود. این الگو بر اساس فرضی بنا نهاده شده که در آن نفوذ داخل ذره<sup>۱۱</sup> و مقاوت خارجی انتقال جرم نادیده گرفته می‌شود و جنبش‌شناسی جذب به وسیله سطح واکنش شیمیایی بین حل‌شونده در محلول و جاذب استفاده نشده است. این الگو همچنین به عنوان یک وسیله مفید برای مقایسه کارایی ستون‌های عملیاتی با متغیرهای مختلف عملیاتی به کار می‌رود. الگوی BDST این چنین ارائه شده است [۳۸]:

۲۴ ساعت حرارت می‌دهند تا خشک شود. در شرایط مختلف خشک کردن سلول‌ها، روشن است که مقادیر عددی وزن سلولی متفاوت است؛ پس در هنگام مقایسه مقادیر عددی، باید به شرایط آزمایش نیز توجه داشت.

در جدول (۲) جداسازی یون‌های فلزات سنگین و پرتوزا از داخل محلول آبی به وسیله قارچ‌های رشته‌ای ارائه شده است. گونه‌های مختلف پنی‌سیلیوم در برخی شرایط خاص و نیز آسپرزیلوس به عنوان جذب‌کننده‌های خوب یون‌های فلزی گزارش شده‌اند؛ گونه ریزوپوس مثل رزوپوس اریزوس و رزوپوس جاوانیکس<sup>۱</sup> ویژگی‌های خوبی برای جداسازی از خود نشان می‌دهند؛ در این جدول نتایج مهمی از جذب فلز به وسیله بیومس‌های قارچی ارائه شده است.

#### ۲-۳ باکتری‌ها

با توجه به تحقیقات انجام‌گرفته در مورد جذب زیست‌شناختی باکتری‌ها، پتانسیل جذب بالایی برای جداسازی فلزات سنگین برای گونه‌های باکتریایی باسیلوس<sup>۲</sup> گزارش شده است. همچنین گزارش‌هایی از جذب فلزات سنگین به وسیله استرپتومیس<sup>۳</sup>، رامیگرا<sup>۴</sup>، زوگلا<sup>۵</sup>، پزودومناس<sup>۶</sup> شده است. جدول (۳) همچنین نشان‌دهنده اطلاعات پایه‌ای برای ارزیابی امکان استفاده از بیومس‌های باکتریایی برای جداسازی فلزات (یون‌های فلزی) است. باکتری می‌تواند ظرفیت جذب بسیاری از عناصر را داشته باشد. به نظر می‌رسد که در آینده، با استفاده از فناوری DNA های جدید و جهش‌یافته، ریزاندامگان‌های فقط برای عنصری خاص و یا گروهی از عناصر مورد نظر استفاده شوند.

#### ۲-۴ الگوسازی بسترهای ثابت

کارایی یک‌بستر ثابت از مفهوم منحنی رخنه تعیین می‌شود. زمان برای ظاهر و شکل منحنی رخنه و برای تعیین عملیات و پاسخ پویایی‌شناسی ستون جذب خیلی مهم است. طراحی موفق یک‌ستون جذب لازمه پیش‌بینی رخ‌نمای غلظت- زمان یا منحنی رخنه برای خروجی است. در بسیاری حالات جنبش‌شناسی جذب

7. Bohart-Adams  
8. BDST Bed Depth Service time  
9. Thomas  
10. Yoon-Nelson  
11. Intra-Particle Diffusion

1. Rhizopus Javanicus  
2. Bacillus spSp  
3. Streptomyce  
4. Ramigera  
5. Zooglea  
6. Psedomonas Sp

جدول ۱. ظرفیت جذب‌کنندگی مخمرها برای یون‌های فلزی (mg/g)

مرجع	q(mg/g)	جاذب زیستی
دونمز و اکسو <sup>۱</sup> (۱۹۹۹)	۲/۰۴-۹/۰۵	سلول‌های سازگار و در حال رشد
باکالوگلو و همکاران <sup>۲</sup> (۱۹۹۸)	۴/۹۳	مخمرهای حاصل از فرایند تخمیر که در دمای ۱۲۰ درجه سلسیوس پخته شدند.
آل-ساراجت و همکاران <sup>۳</sup> (۱۹۹۹)	۶/۴	سلول‌های آزاد
بوستارد و مک‌هیل <sup>۴</sup> (۱۹۹۸)	۵/۷	ویسکی لیپوفیزه شده
باگ و همکاران <sup>۶</sup> (۱۹۹۹a)	۴/۷	سلول‌های بی‌حرکت در سپیولیت <sup>۵</sup>
ژائو و دونکان <sup>۷</sup> (۱۹۹۷)	۸/۱	مخمرهای تولیدشده در کارخانه آجوسازی

جدول ۲. ظرفیت جذب‌کنندگی قارچ‌ها برای یون‌های فلزی (mg/g)

مرجع	اجزاء قارچ
کاپور و ویراراقوان <sup>۱۱</sup> (۱۹۹۷a)	آسپرگیلوس نایجر <sup>۸</sup> ، موکورروزی <sup>۹</sup> ، ریزوپوس آریزوس <sup>۱۰</sup>
کاپور و ویراراقوان (۱۹۹۷a)	ساکارومایسس <sup>۱۲</sup> ، فوزاریوم ریزوپوس <sup>۱۳</sup> ، موکور <sup>۱۴</sup> ، پنی‌سیلیوم <sup>۱۵</sup> ، آسپرگیلوس <sup>۱۶</sup> ، تریکودرما <sup>۱۷</sup>
دی و همکاران <sup>۱۹</sup> (۲۰۰۱)	فانروچانت کرایوسپوریوم <sup>۱۸</sup>
کاپور و ویراراقوان (۱۹۹۷a)	پنی‌سیلیوم اس‌پی‌پی

جدول ۳. جاذب باکتریایی برای حذف یون‌های فلزات (mg/g) [۳۶، ۳۵].

مرجع	q(mg/g)	اجزاء باکتری	مرجع	q(mg/g)	اجزاء باکتری
تونالی و همکاران <sup>۲۱</sup> (۲۰۰۶)	۱۶/۳	باسیلوس اس‌پی‌پی	صالح‌زاده و شجاع‌ساداتی <sup>۲۰</sup> (۲۰۰۳)	۳۸۱	تیوباسیلوس
ناکاجیما و همکاران <sup>۲۳</sup> (۲۰۰۱)	۳۳/۵	میکروکوکوس لوتئوس	ناکاجیما و همکاران <sup>۲۲</sup> (۲۰۰۱)	۲۲/۹	سودوموناس استاتریزی
چانگ و همکاران <sup>۲۵</sup> (۱۹۹۷)	۲۳/۱	سودوموناس آئروجینوزا	بلوچینی و همکاران <sup>۲۴</sup> (۲۰۰۶)	۵/۴	اسفائروتیلوس ناتانس
ساوایدیس و همکاران <sup>۲۷</sup> (۲۰۰۳)	۶۵/۳	سودوموناس سپاسیا	ازترک و همکاران <sup>۲۶</sup> (۲۰۰۴)	۶۶/۷	استرپتومایسس کولی‌کالر
اوسلا و تانیول <sup>۲۹</sup> (۲۰۰۶)	۹۶/۹	سودوموناس پوتیدا	چن و همکاران <sup>۲۸</sup> (۲۰۰۵)	۱۵/۸	سودوموناس پوتیدا

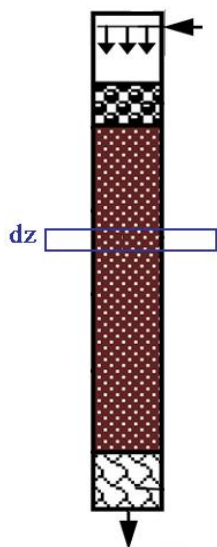
1. Donmez and Aksu  
 4. Bustard and McHale  
 7. Zhao and Duncan  
 10. Rhizopus Arrhizus  
 13. Fusarium Rhizopus  
 16. Aspergillus  
 19. Day et al. [2001]  
 22. Nakajima et al.  
 25. Chang et al.  
 28. Chen et al.

2. Bakkaloglu et al.  
 5. Sepiolite  
 8. AsperGillus Niger  
 11. Kapoor and Viraraghavan  
 14. Mucor  
 17. Trichoderma  
 20. Salehizadeh and Shojaosadati  
 23. Nakajima et al.  
 26. Ozturk et al.  
 29. Uslu and Tanyol

3. Al-Sarajet al.  
 6. Bag et al.  
 9. Mucor Rouxii  
 12. Saccharomyces  
 15. Penicillium  
 18. Phanerochaete Chryso sporium  
 21. Tunali et al.  
 24. Beolchini et al.  
 27. Savvaidis et al.

### ۳. الگوی توسعه یافته بستر ثابت جذب زیستی

در این قسمت یک الگوی پویایی‌شناسی برای جذب زیستی در یک بستر ثابت توسعه یافته‌است. جذب مایع- جامد از نظر ارائه توصیف نظریه از جذب گاز- جامد مشکلتر است؛ زیرا در حالت جذب مایع- جامد در روند جذب حلال واکنش‌های پیچیده‌ای را با گونه‌های موجود برقرار می‌کند. در شکل (۱) طرحواره یک‌ستون بستر ثابت برای الگوسازی ارائه شده‌است.



شکل ۱. طرحواره بستر جذب زیستی مس.

در الگوسازی ستون جذب مایع- جامد فرایند جذب فرض بر این است که فرایند در چهار مرحله اصلی انجام می‌گیرد:

۱. انتقال جرم فاز مایع ناشی از انتقال جرم در اثر نفوذ و

جابجایی

۲. نفوذ بین فاز مایع و سطح خارجی جاذب

۳. انتقال جرم داخلی شامل نفوذ در روزنه‌ها و نفوذ در سطح

۴. واکنش جذب و دفع

فرضیات زیر برای انجام عملیات در نظر گرفته شده‌است:

۱. فرایند هم دما است.

۲. هیچ واکنش شیمیایی در ستون انجام نمی‌شود.

۳. پرکن‌ها از ذرات متخلخل و کروی شکل با اندازه یکسان هستند.

۴. بستر به صورت یکنواخت و گرادیان غلظت در جهت شعاعی ناچیز است.

$$C_o = \frac{N_0 h}{u} - \frac{1}{k} \ln\left(\frac{C_o}{C_t} - 1\right) \quad (2)$$

که در آن  $C_o$ ,  $C_t$  غلظت اولیه و خروجی است،  $k$  ثابت سرعت جذب  $N_0$  ( $mg/min$ )،  $h$  ارتفاع بستر ( $cm$ ) و  $t$  زمان کاری برای رخنه ( $min$ ) است.

### ۲-۴-۳ الگوی توماس

الگوی تامسون یکی از الگوهای معمول و پرکاربرد است که برای تعیین کارایی ستون استفاده می‌شود. الگوی توماس یا الگوی واکنش، فرض می‌کند که جنبش‌شناسی لانگمویر جذب و دفع بدون پراکندگی محوری و نیروی محرکه سرعت جنبش‌شناسی واکنش از درجه دو و برگشت‌پذیر پیروی می‌کند. الگوی تامسون همچنین شاخص جداسازی را ثابت فرض می‌کند اما قابل کاربرد برای هم‌دمایی‌های مطلوب و نامطلوب است. عبارت توسعه یافته به وسیله توماس، حداکثر غلظت جذب‌شونده فاز جامد جذب‌کننده و ثابت سرعت جذب برای یک فرایند جذب پیوسته در یک‌ستون را حساب می‌کند. فرم خطی الگو چنین است:

$$\ln\left(\frac{C_o}{C_t} - 1\right) = \frac{k_{Th} q_0 m}{Q} - \frac{k_{Th} C_0 V_{eff}}{Q} \quad (3)$$

که در آن  $k_{Th}$ ، ثابت سرعت توماس ( $mL/mg \min$ )،  $q_0$  شدت جذب تعادلی ( $mg/g$ ) و  $m$  مقدار جاذب در ستون است.

### ۲-۴-۴ الگوی یون- نیلسون

یون و نیلسون<sup>۱</sup> یک الگوی نسبتاً ساده را برای جذب و منحنی رخنه گازها در زغال فعال توسعه دادند. این الگو با این فرض را دارد که سرعت کاهش در جذب مولکول هر جذب‌شونده متناسب است با جذب جذب‌شونده و رخنه جذب‌شونده به جاذب است. الگوی خطی برای تک‌جزئی چنین است:

$$\ln\left(\frac{C_t}{C_0 - C_t}\right) = k_{YN} t - \tau k_{YN} \quad (4)$$

که در آن  $k_{YN}$  ثابت سرعت ( $min^{-1}$ ) و زمان لازم برای رخنه ۵۰ درصد جذب‌شونده است.

1. Yoon, Y. H

۵. نرخ جریان ثابت و در طول ستون یکسان است.

۶. ضریب فعالیت هر جزء منحصربه‌فرد است.

مولکول‌ها و یون‌های داخل ستون در هر دو جهت محوری و شعاعی می‌توانند حرکت کنند. برای ساده‌شدن مسأله اغلب فرض می‌شود که تمامی مقاطع همگن هستند و بدین ترتیب از حرکت در جهت شعاعی صرف نظر می‌شود. در نتیجه معادله بقای جرم را به صورت زیر خواهیم داشت:

$$\varepsilon \frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial z} + (1-\varepsilon) \rho_a \frac{\delta q}{\delta t} = D_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \quad (5)$$

که در معادله بالا  $q$  شدت ماده جذب‌شده،  $C$  غلظت محلول بالک،  $z$  فاصله از ورودی،  $u$  سرعت ظاهری و  $D_z$  ضریب پراکندگی محوری در نظر گرفته شده‌است. برای حل معادله بالا برای هر جزء جذب‌شونده به یک شرط اولیه و دو شرط مرزی نیاز است که در زیر آمده‌است:

$$\begin{aligned} t = 0 &\rightarrow C(z, t) = 0 \\ z = 0 &\rightarrow C(0, t = 0) = 0, C(0, t > 0) = C_F \\ z = H &\rightarrow \frac{\delta C}{\delta z} = 0 \end{aligned}$$

که در این معادله  $\varepsilon$  تخلخل بستر،  $t$  زمان،  $\rho_a$  چگالی جاذب،  $C_F$  غلظت اولیه جریان و  $H$  ارتفاع بستر است. برای محاسبه  $q$  لازم است که معادلات ذرات جاذب زیستی نیز استخراج شود تا شدت جذب ذرات حساب شود. طرحواره ذرات جاذب زیستی در شکل (۲) نشان داده شده‌است.

$$\rho_a \frac{\partial q}{\partial t} = (3k_f / R_p)(C - C_{p=tr=R_p}) \quad (6)$$

$$\frac{\partial q}{\partial t} = 3k_f(C - C_p) \quad (7)$$

#### ۴. الگوهای هم‌دمایی جذب

در این تحقیق برای محاسبه شدت جذب از سه الگوی هم‌دمایی جذب لانگمویر و فرندلیچ و بت<sup>۱</sup> استفاده شده‌است. به طور کلی شدت جذب از رابطه زیر حساب می‌شود.

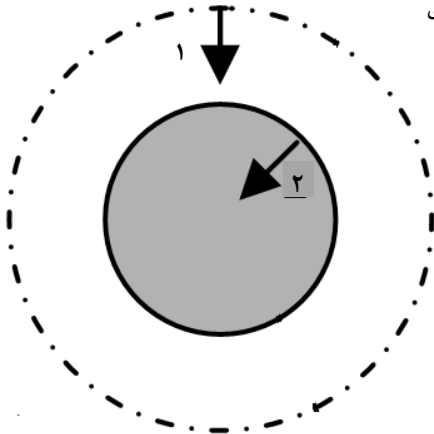
$$q_e = \frac{(C_i - C_e)V}{m} \quad (8)$$

1. Bet

توده سیال

۱. نفوذ فیلمی

۲. نفوذ داخل ذره‌ای



شکل ۲. طرحواره ذرات جاذب زیستی.

در الگوی لانگمویر فرض بر این است که جذب در یک لای رخ می‌دهد و سطح گلوله‌های جاذب یا هر مکان دیگر جذب مشابه باستو گرمای جذب با پوشش تغییری نمی‌کند. به عبارت دیگر در هم‌دمایی لانگمویر وقتی جذب اتفاق می‌افتد که یک مولکول آزاد به یک مکان اشغال نشده در جاذب برخورد کند و برای هر مولکول جذب‌شده به طور مساوی امکان دفع وجود دارد. این الگو به صورت زیر نوشته می‌شود:

$$q_e = \frac{q_m b C_e}{1 + b C_e} \quad (9)$$

که  $q_e$  مقدار  $q$  در حالت تعادل،  $q_m$  بیشترین ظرفیت جذب،  $C_e$  غلظت جذب‌شده در حال تعادل در فاز مایع و  $b$  ثابت لانگمویر است. شکل خطی الگو لانگمویر به صورت زیر است [۳۹]:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m b} + \frac{C_e}{q_m} \quad (10)$$

فریوندلیچ در سال ۱۹۰۶ اولین معادله هم‌دمایی جذب شناخته‌شده را ارائه کرد که در آن جذب جسم ح شده را از مایع به سطح جامد بیان می‌کند و بر این فرض بنا شده که ابتدا جایگاه‌های اتصال قوی‌تر اشغال می‌شود و جایگاه‌های دیگر نیز به ترتیب کاهش انرژی می‌شوند. این الگو یک جذب تک‌لایه با توزیع غیر همگن انرژی پایگاه‌های فعال به همراه فعل و انفعال بین مولکول‌های جذب‌شده را ارائه می‌دهد. در مقایسه با الگوی لانگمویر الگوی فرندلیچ محدودیت زیادی ندارد، به طور مثال برای هر دو سطح همگن و غیر همگن

### ۵. مشخصات بستر مورد مطالعه

برای ارزیابی نتایج الگو از قارچ میل‌های شکل رزوپوس اریزوس استفاده شده است. این قارچ ابتدا در دمای ۳۰ درجه سلسیوس داخل محلول همزده عصاره مالت (۱۷۰ گرم بر لیتر) و پپتین سویا (۵/۴ گرم بر لیتر) رشد داده شد و اسیدیته آن در محدوده ۵/۴-۵/۶ به وسیله اسید سولفوریک تنظیم شد. بعد از پایان دوره رشد قارچ دوباره با آب مقطر شسته و با استفاده از فرمالدئید ۱٪ غیر فعال شد، سپس در اتو کلاو ۶۰ درجه سلسیوس به مدت ۲۴ ساعت خشک شد. برای بررسی جذب (۰/۶) گرم سلول خشک شده در ۶۰ میلی لیتر آب مقطر به صورت آویزش درآمد و به مدت ۲۰ دقیقه به وسیله هموزنایزر همگن شد. برای آماده سازی محلول جذب حاوی یون‌های فلزات به صورت تک جزئی از املاح  $CuN_2O_6$  استفاده شد. این ترکیبات پس از انحلال در آب تا میزان (۱ گرم بر لیتر) رقیق شدند. محدوده غلظت محلول فلزی آماده شده بین ۵۰-۵۰۰ mg/L متغیر بود. قبل از مخلوط کردن آویزش قارچ اسیدیته هر کدام در ۵ تنظیم شده که این مقدار اسیدیته، همان مقدار بهینه برای جذب یون مس است که با اضافه کردن نیترات به دست می آید. در این تحقیق جذب یون مس از یک محلول با غلظت اولیه صد میلی گرم بر لیتر به وسیله قارچ رزوپوس اریزوس در بستری ثابت با طول ۲۰ سانتی متر و کسر فضای خالی ۰/۲۵ بررسی شده است و شدت جریان محلول ۱۰۰۰ سانتی متر مکعب بر دقیقه است. زمان به تعادل رسیدن سامانه بسیار کوتاه در نظر گرفته شده و سرعت جریان ورودی ۱۲۷۳ سانتی متر بر دقیقه است [۴۱].

مشخصات بستر مورد آزمایش در جدول (۴) آمده است [۴۱].

### ۶. نتایج و بحث

#### ۶-۱ صحت سنجی الگوی شبیه سازی شده

در شکل (۳) نتایج تجربی مطالعه دکتر ایلری بر روی بستر آزمایشی در میزان جذب تعادلی در غلظت‌های تعادلی مختلف ارائه شده است که در ادامه با مقایسه داده‌های زیر با فرم خطی معادله فروندلیچ به بررسی صحت شبیه سازی پرداخته شده است. در شکل (۴) نمودار  $\frac{C_e}{Q_e}$  به صورت تابعی از  $C_e$  و معادله حاصل از آن بر اساس نتایج تجربی نشان داده شده است. با توجه به این معادله، مقادیر  $K_L, R_L, b$  و حداکثر ظرفیت جذب  $Q^0$  حساب شده که در جدول (۵) گزارش شده است.

به کار گرفته می شود و همچنین برای جذب فیزیکی و شیمیایی قابل استفاده است. این الگو به طور ویژه برای بیان جذب ترکیبات آلی و مواد واکنش پذیر استفاده می شود [۴۰].

$$q_e = KC_e^{1/n} \quad (11)$$

$n$  و  $K$  مؤلفه هایی هستند که باید تعیین شود. بنابراین ناهمگنی سطح و نوع جذب تقریباً به وسیله الگوی فرندلیچ قابل پیش بینی است. همدمایی سیپس<sup>۱</sup> ترکیب دو الگوی لانگمویر و الگوی فرندلیچ است برای پیش بینی جذب ناهمگن است. این الگو در غلظت‌های پائین جذب شونده الگو به الگوی فرندلیچ میل می کند و در غلظت‌های بالا به الگوی لانگمویر تبدیل می شود:

$$\frac{q}{q_m} = \frac{bC^n}{1+bC^n} \quad (12)$$

نظریه بت که نام آن از حرف اول نام‌های استیون برونار<sup>۲</sup>، پاول هیوج ایمت<sup>۳</sup> و ادوارد تلسر<sup>۴</sup> گرفته شده است، در سال ۱۳۳۸ ارائه شد. این نظریه بر اساس فرضیات لانگمویر بنا شده که شکل توسعه یافته نظریه لانگمویر است. هر دو الگو برخلاف بسیاری از الگوهای دیگر که مبنای تجربی دارند، بر مبنای تجزیه و تحلیل نظری استوارند و پشتوانه قوی نظری دارند. الگوی بت الگوی دقیق تر و پیچیده تر از الگو لانگمویر است که فرم اولیه این هر دو همدمایی در ابتدا برای توصیف فرایند جذب سطحی در فاز گاز ارائه شده اند. بنابراین در استفاده از این الگوها برای جذب سطحی در فاز مایع گاهی اشکالات جدی پیش می آید. معادله الگو بت به صورت زیر است:

$$q_e = \frac{BQ^0C_e}{C_s - C_e \left[ 1 + \frac{(B-1)C_e}{C_s} \right]} \quad (13)$$

که در آن  $C_e$  و  $q_e$  متغیرهای اندازه گیری شونده و  $B$ ،  $Q^0$  و  $C_s$  مقادیری هستند که به وسیله داده های تجربی حساب می شوند. شکل خطی این الگو نیز به صورت زیر آمده است:

$$\frac{C}{(C_s - C)} q = \frac{1}{BQ^0} + \frac{(B-1)C}{BQ^0 C_s} \quad (14)$$

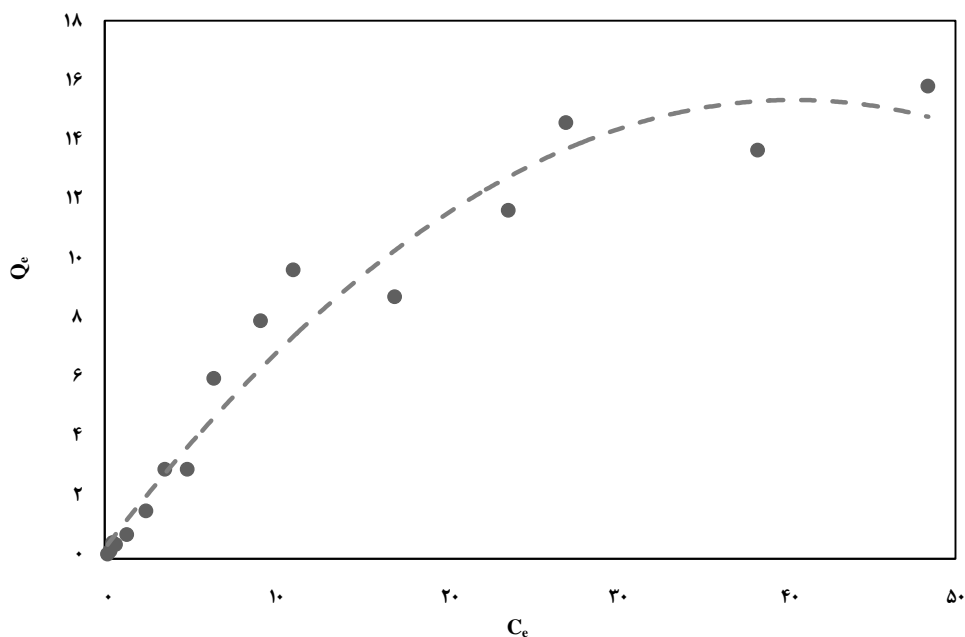
1. Sips
2. Stephen Brunauer
3. Paul Hugh Emmett
4. Edward Teller

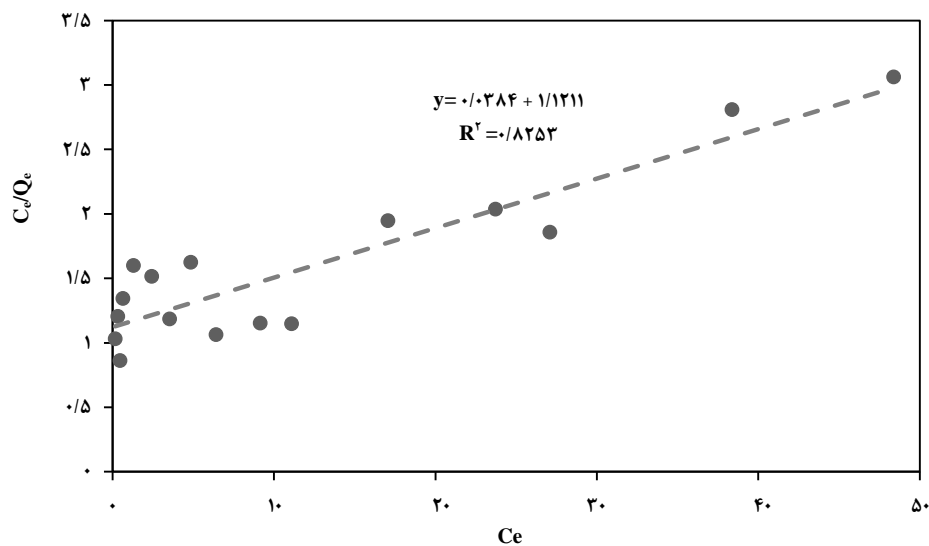


جدول ۴. مشخصات بستر مورد آزمایش.

مؤلفه	واحد	مقدار
طول ستون بستر	cm	۲۰
قطر داخلی ستون	cm	۲
نسبت طول به قطر بستر	-	۱۰ / ۱
تخلخل بستر	-	۰/۲۵
چگالی ذرات جاذب	g/cm <sup>3</sup>	۱/۱
بده جریان ورودی	cm <sup>3</sup> /min	۱۰۰۰
غلظت اولیه محلول ورودی	mg/L	۱۰۰
یون فلزی	-	Cu <sup>2+</sup>
قطر ذرات جاذب	cm	۰/۱
چگالی جریان ورودی	g/L	۱۰۰۰
گرانروی	g/min.cm	۰/۶
سرعت خطی محلول ورودی	cm/min	۱۲۷۳
بده جرمی محلول ورودی	g/min cm <sup>2</sup>	۳۱۸۳۰
عدد رینولدز ( $Re=DpG/\mu$ )	-	۵۳۰۰
ضریب پراکندگی ( $Dh$ )	cm <sup>2</sup> /min	۳
اسیدیته	-	۷
دمای بستر	°C	۳۰

بررسی نتایج به دست آمده نشان می‌دهد که ضریب همبستگی معادله حاصل در حد قابل قبولی قرار دارد و بنابراین می‌توان گفت که جذب فلز مورد نظر از معادله لانگمیر تا حدودی تبعیت می‌کند. به علاوه، مقدار عددی  $R_L$  در دامنه ۰ تا ۱ قرار دارد که نشان‌دهنده جذب مطلوب فلز مس به وسیله این قارچ است. پدیده جذب با استفاده از معادله فروندلیچ با رسم منحنی لگاریتم  $q_e$  به صورت تابعی از لگاریتم  $C_e$  مطابق رابطه (۱۰) در شکل (۵) ارائه شده است. با توجه به نتایج در جدول (۶)، مقادیر  $K_F$  و  $\frac{1}{n}$  به ترتیب مقادیر ۰/۹۲۱ و ۰/۸۵۵ را به خود اختصاص دادند. با توجه به اینکه مقدار عددی  $n$  بین ۰ و ۱ قرار دارد، می‌توان گفت که سطح جاذب حالت ناهمگنی دارد. اگر مقدار  $1/n$  بین ۰/۱ و ۱ قرار گیرد، قدرت جذب‌کنندگی جاذب مطلوب شناخته و هرچه به یک نزدیک‌تر باشد جاذب مطلوب‌تر می‌شود. بنابراین، مقدار  $1/n$  به دست آمده از الگوسازی بسیار مطلوب است.

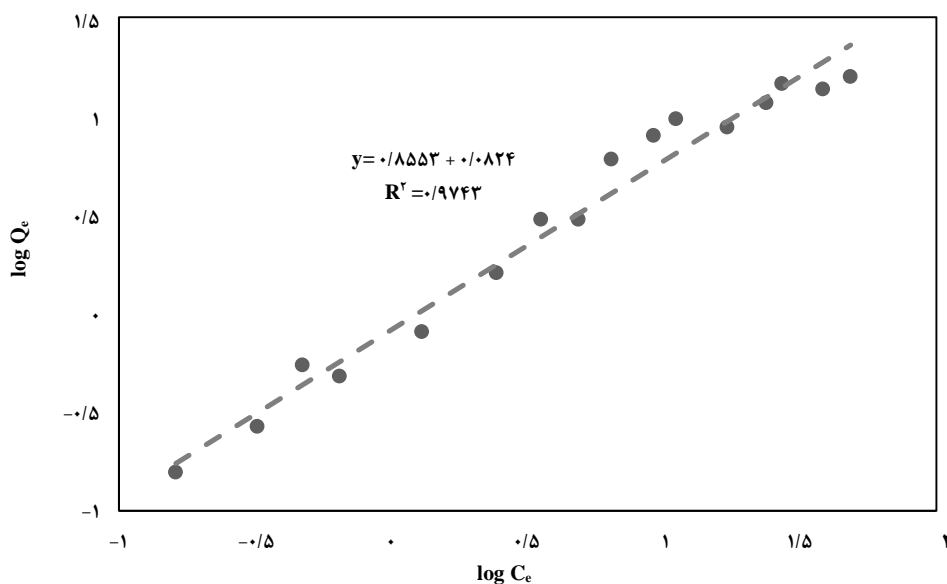
شکل ۳. تغییرات  $C_e$  بر حسب تغییرات  $Q_e$  برای جاذب.



شکل ۴. نمودار  $\frac{C_e}{Q_e}$  به صورت تابعی از  $C_e$  و معادله مشتق از آن بر اساس الگوی لانگمویر.

جدول ۵. ثابت‌های جذب فلز مورد مطالعه با رزوپوس‌اریزوس بر اساس الگوی لانگمویر.

نوع جاذب	$Q^0 (mg/g)$	$b(l/g)$	$R^2$
رزوپوس‌اریزوس	۲۱/۰۴۱	۰/۰۴۲	۰/۸۲۵۳



شکل ۵. نمودار  $\log Q_e$  به صورت  $\log C_e$  بر اساس الگوی فروندلیچ.

جدول ۶. ثابت‌های جذب فلز مورد مطالعه با رزوپوس‌اریزوس بر اساس الگوی فروندلیچ.

نوع جاذب	$K_f (mg/g)$	$1/n$	$R^2$
رزوپوس‌اریزوس	۰/۹۲۱	۰/۸۵۵	۰/۹۷۴۳

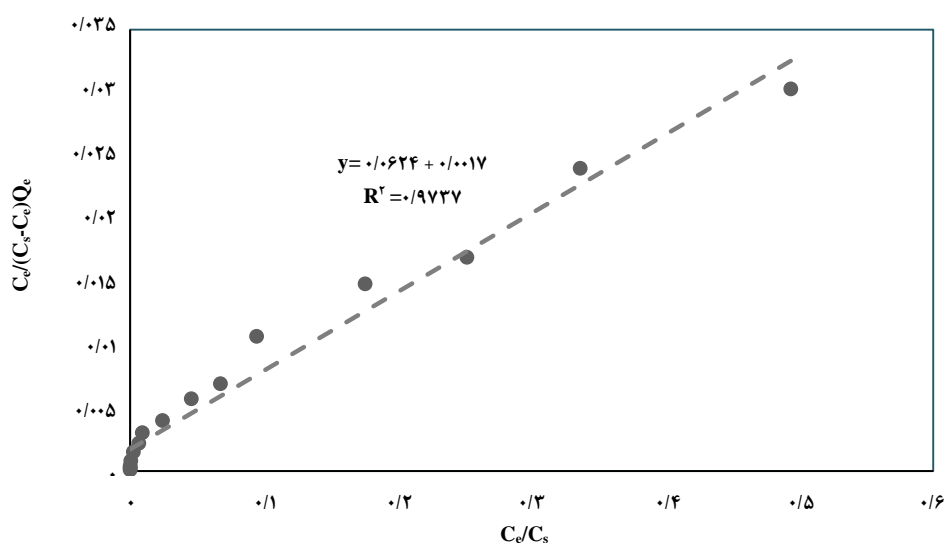
انتهای برج) برای فرایند بیوجذب با الگوی فروندلیچ و ثابت‌های  $1/n=0/855$  و  $K=0/921$  که از روی نتایج آزمایش به دست آمده‌اند، ارائه شده‌است:

در منحنی‌های شکل‌های (۸) و (۹) تغییرات غلظت برحسب زمان در انتهای برج برای ضرایب مختلف معادله فروندلیچ (۰/۵، ۰/۶، ۰/۸۵۵ و ۰/۹) با فرض ثابت بودن توان معادله و توان‌های مختلف آن (۰/۵، ۰/۹۲، ۰/۲ و ۵) با فرض ثابت بودن ضریب معادله، نمایش داده شده‌است. همچنین تأثیر مؤلفه‌های هم‌دمایی فروندلیچ بر غلظت خروجی از ستون برحسب زمان در جدول (۸) گزارش شده‌است. با فرض ثابت بودن ضریب فروندلیچ، افزایش در مقدار توان فروندلیچ، افزایش ظرفیت جذب در دسترس برای غلظت کم املاح را نتیجه می‌دهد. بنابراین، در این شرایط بالا رفتن غلظت در انتهای ستون جذب و زمان خستگی (اشباعیت) دیرتر مشاهده می‌شود. ضریب معادله فروندلیچ دومین مؤلفه مهم است. این ضریب نشان‌دهنده ظرفیت جذب مواد جاذب است؛ افزایش این مقدار (با فرض ثابت بودن توان)، باعث افزایش در ظرفیت جذب مواد جاذب می‌شود. بنابراین، با افزایش مقادیر ضریب فروندلیچ همان‌طور که از آن انتظار می‌رود به اشباعیت طولانی‌تر و زمان خستگی بیشتر، بدون تأثیر بر عرض منطقه جذب دست‌می‌یابیم.

با مقایسه نتایج تجربی با فرم خطی معادله فروندلیچ در شکل (۶)، می‌توان نتیجه گرفت که الگوسازی با هم‌دمایی فروندلیچ با ضریب همبستگی ۰/۹۷۴ با داده‌های تجربی مطابقت دارد و می‌توان از این الگو در ثابت‌های به دست آمده با دقت بالایی برای شبیه‌سازی و الگوسازی فرایند جذب فلز مس با جاذب رزوپوس‌اریزوس در شرایط مختلف استفاده کرد. در پایان این پدیده به وسیله معادله BET نیز بررسی شد که با رسم  $\frac{Cq}{(C_s-C)}$  برحسب  $\frac{C}{C_s}$  نتایج زیر حاصل شد. نتایج حاصل از الگوسازی به وسیله الگوی بت در شکل (۶) و جدول (۷) گزارش شده‌است. با توجه به بالاتر بودن ضریب همبستگی الگوی فروندلیچ و BET نسبت به الگوهای لانگمیر و خطی، می‌توان نتیجه گرفت که هم‌دمایی فروندلیچ و BET الگوهای بهتری برای جذب فلز مس به وسیله این جاذب است که در ادامه به الگوسازی فرایند جذب به وسیله هم‌دمایی فروندلیچ و تأثیر مؤلفه‌های آن در میزان و شدت جذب می‌پردازیم. اکنون در ادامه به مطالعه بر روی تأثیر مؤلفه‌های الگوی فروندلیچ (ضریب معادله و توان آن) و سایر عوامل محیطی بستر مثل تخلخل بستر، بده حجمی، غلظت اولیه، چگالی، طول ستون جذب و قطر آن بر میزان جذب در الگوی شبیه‌سازی شده پرداخته شده‌است.

## ۶-۲ تأثیر مؤلفه‌های الگوی فروندلیچ بر میزان جذب

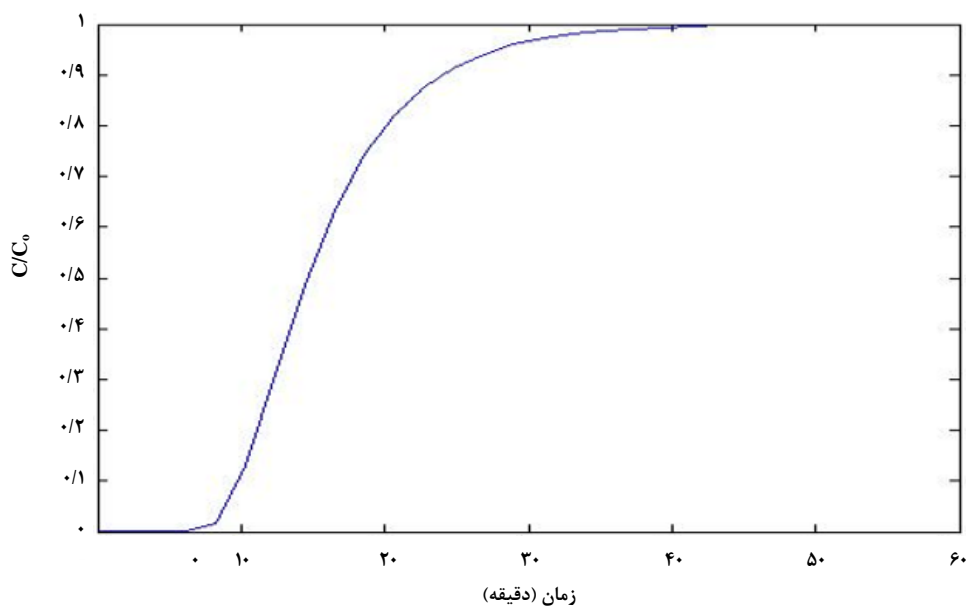
در شکل (۷) منحنی شکست (تغییرات غلظت برحسب زمان در



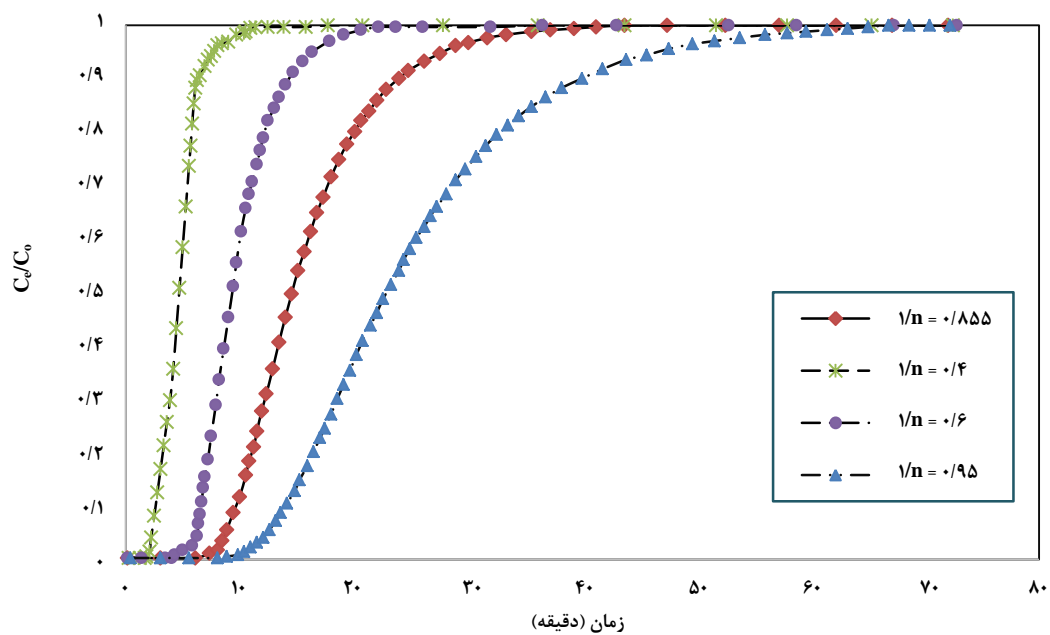
شکل ۶. نمودار  $\frac{Cq}{(C_s-C)}$  به صورت تابعی از  $\frac{C}{C_s}$  بر اساس الگو BET برای بستر مورد نظر.

جدول ۷. ثابت‌های جذب فلز مورد مطالعه با رزوپوس اریزوس بر اساس الگو BET.

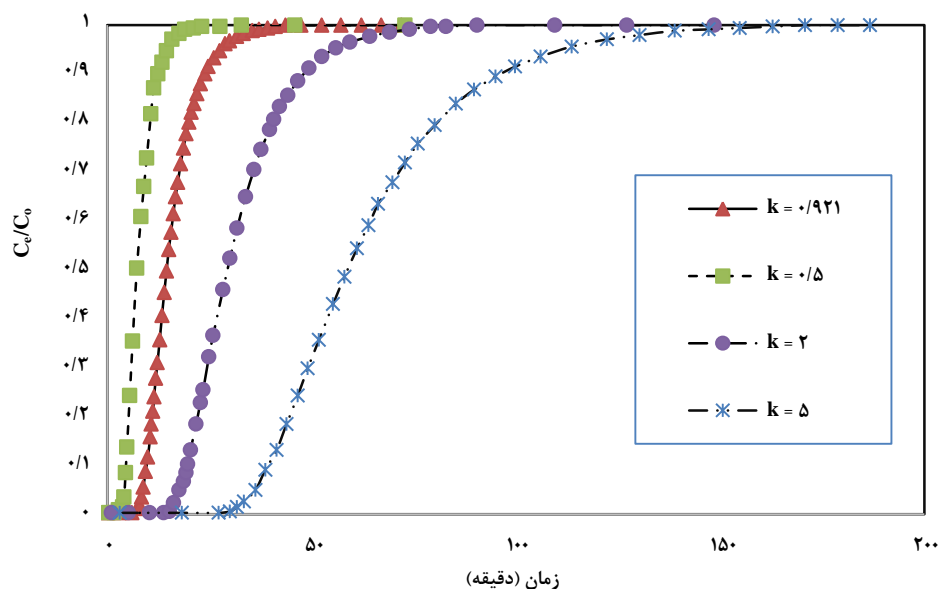
نوع جاذب	$C_s(g/D)[42]$	$B$	$Q^0(mg/g)$	$R^2$
رزوپوس اریزوس	۱۵۹۸	۳۷/۷۰۶	۱۵/۶۰	۰/۹۷۳۷



شکل ۷. تأثیر مؤلفه توان معادله فروندلیچ بر میزان جذب در انتهای برج.



شکل ۸. تأثیر مؤلفه توان معادله فروندلیچ بر میزان جذب ( $K=0/921$ ).



شکل ۹. تأثیر مؤلفه ضریب معادله فروندلیچ بر میزان جذب ( $1/n=0.855$ ).

با افزایش ضریب تخلخل، زمان اشباع شدن بستر و زمان خستگی آن کاهش می‌یابد. دلیل این امر این است که حجم کمتری از سیال در لحظه در بستر قرار دارد و ناحیه جذب با سرعت بیشتری به انتهای بستر نزدیک می‌شود. افزایش بده جریان ورودی با ثابت در نظر گرفتن غلظت اولیه آن، زمان عملیاتی جذب در ستون را کاهش می‌دهد و بنابراین با افزایش بده جریان، زمان به اشباع رسیدن و زمان خستگی بستر نیز کاهش می‌یابد. برای ظرفیت جذب ثابت ستون این قابل انتظار است که با افزایش غلظت ورودی، زمان اشباع شدن بستر کاهش می‌یابد و در نتیجه آن، زمان اشباعیت کم می‌شود که این نتیجه در جدول (۹) نیز به خوبی دیده می‌شود. برطبق نتایج شبیه‌سازی مشخص است که چگالی جاذب نیز بر منحنی اشباعیت و زمان خستگی تأثیرگذار است. با افزایش چگالی جاذب زمان اشباع شدن و زمان خستگی نیز افزایش می‌یابد زیرا با افزایش چگالی، مقدار جاذب بیشتری در ستون قرار می‌گیرد و در این صورت ظرفیت جذب ستون نیز افزایش می‌یابد. با افزایش طول ستون، ظرفیت جذب آن افزایش یافته، اشباعیت ستون دیرتر اتفاق می‌افتد. رابطه زمان اشباعیت با طول ستون در مرجع رابطه‌ای خطی معرفی شده است که در نتایج حاصل از الگوسازی نیز به خوبی پیدا است. با افزایش قطر ستون جذب نیز، با فرض ثابت بودن سایر شرایط، افزایش میزان جذب مشاهده شد که دلیل آن کاهش سرعت خطی سیال و افزایش ظرفیت جذب جاذب است.

جدول ۸. تأثیر مؤلفه‌های همدمایی فروندلیچ بر غلظت خروجی از ستون برحسب زمان.

متغیر	زمان رخنه (دقیقه)	زمان اشباع (دقیقه)
ضریب معادله فروندلیچ		
۰/۵	۲	۱۱/۵
۰/۶	۴	۲۴
۰/۷۸۲	۶	۴۰
۰/۹	۷/۵	۶۳
توان معادله فروندلیچ		
۰/۵	۵	۲۰
۰/۹۹۲	۸/۳	۴۲
۲	۱۴	۷۸
۵	۲۵	۱۵۵

### ۳-۶ تأثیر مؤلفه‌های محیطی بستر بر میزان جذب

تأثیر شرایط و عوامل محیطی نظیر میزان تخلخل بستر، بده حجمی سیال، غلظت اولیه، چگالی جاذب، طول ستون و قطر آن بر زمان اشباع و زمان شکست در جدول (۹) نشان داده شده است. با بررسی جدول (۹) پیدا است که با تغییر در حجم فضای خالی بستر یعنی

برای بیوجذب فلزات سنگین است، باتوجه‌به ضریب همبستگی بیشتر (۰/۹۷۴) نسبت به دیگر الگوها تطابق بهتری با داده‌های تجربی نشان‌داد. مؤلفه‌های الگوی فروندلیچ با بهترین مطابقت با داده‌های تجربی برابر با  $1/n=0/855$  و  $K=0/991$  به‌دست‌آمد. با الگوسازی فرایند با این هم‌دمایی، به بررسی تأثیر مؤلفه‌های الگوی فروندلیچ و شرایط محیطی بستر بر میزان جذب ستون جذب نیز پرداخته‌شد. میزان جذب در ضرایب مختلف (۰/۵mg/g، ۰/۶، ۰/۸۵۵، ۰/۹ و ۰/۱۰)، توان‌های مختلف الگوی فروندلیچ (۰/۵، ۰/۹۲۱، ۰/۲ و ۵) و شرایط عملیاتی مختلف بستر از قبیل تخلخل بستر (۰/۱، ۰/۲۵/۱، ۰/۳۵، ۰/۵، ۰/۶۵)، بده حجمی (۰/۵L/min، ۱، ۵، ۱۰)، غلظت اولیه (۵۰mg/L، ۱۰۰، ۱۵۰)، چگالی (۰/۹g/cm<sup>3</sup>، ۱، ۱/۲)، طول ستون جذب (۰/۲m، ۰/۵، ۱) و قطر آن (۰/۱m، ۰/۰۲، ۰/۰۵) بررسی شد. نتایج نشان‌داد که میزان جذب با ضریب و توان هم‌دمایی فروندلیچ، تغییرات چگالی، طول و قطر ستون جذب با ثابت در نظرگرفتن سایر شرایط رابطه مستقیمی دارد، اما رابطه آن با تغییرات تخلخل، بده حجمی و غلظت اولیه معکوس است.

### مراجع

- [1] Stratton, G. W., "Review in Environmental Toxicology", Elsevier, Amsterdam, (1987).
- [2] Gadd, G. M., "Encyclopedia of Microbiology", Academic Press Inc., Harcourt Brace Javanovich Publishers, San Diego, (1992).
- [3] Gadd, G. M., "Molecular biology and biotechnology of microbial interactions with organic". FEMS Microbiology Letter, Vol. 100, pp. 197-204 (1992).
- [4] Gadd, G. M, Griffiths, A. J., "Microorganisms and heavy metal toxicity". Microbial Ecology, 4: pp. 303-317 (1978).
- [5] Volesky, B., "Biosorbent materials", TIBS, 5: pp. 96-101 (1987).
- [6] Tung, C. C, Yang, Y. M., Chang, C. H., Maa, J. R., "Removal of copper ions and dissolved phenol from water using micellar-enhanced ultrafiltration with mixed surfactants". Waste Management, 22: pp. 695-701 (2002).
- [7] Han, R., Zhang, J., Zou, W., Xiao, H., Shi, J., Liu, H., "Biosorption of copper (II) and lead (II) from aqueous solution by chaff in a fixed-bed column", Journal of Hazardous Materials, 133: pp. 262-268 (2006).
- [8] Amarasinghe, B., Williams, R. A., "Tea Waste as a Low Cost Adsorbent for the Removal of Cu and Pb from Wastewater", Chemical Engineering Journal, 132: pp. 299-309 (2007).

جدول ۹. تأثیر مؤلفه‌های مختلف عملیاتی ستون بر میزان جذب.

زمان اشباع (دقیقه)	زمان شکست (دقیقه)	
۴۰	۱۷	حالت اولیه
		متغیرها
		تخلخل
۱۲۰	۲۰	۰/۱
۲۵	۵	۰/۳۵
۱۲	۲/۵	۰/۵
۶	۱	۰/۶۵
		بده حجمی (لیتر بر دقیقه)
۸۰	۱۰	۰/۵
۱۵	۵	۵
۶	۲	۱۰
		غلظت اولیه (ppm)
۴۵	۹	۵۰
۴۰	۷	۱۵۰
		چگالی جاذب (g/cm <sup>3</sup> )
۳۰	۵	۰/۹
۳۵	۷	۱
۴۴	۸	۱/۲
		طول ستون (متر)
۸۰	۳۰	۰/۵
۱۴۰	۸۰	۱
		قطر داخلی ستون (متر)
۱۴	۱۰	۰/۰۱
۶۵۰	۶۰	۰/۰۵

### ۷. نتیجه‌گیری کلی

در این تحقیق جذب فلز مس به‌وسیله جاذب رزوپوس‌اریزوس در ستون بستر ثابت به‌وسیله الگوهای هم‌دمایی مختلف شامل لانگمویر، فروندلیچ و BET الگوسازی شده‌است. با مقایسه داده‌های تجربی و الگوسازی، الگوی فروندلیچ که یکی از الگوهای متعارف

- [9] Apiratikul, R., Pavasant, P., "Sorption of  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ , and  $\text{Pb}^{2+}$  using modified zeolite from coal fly ash", *Chemical Engineering Journal*, 144: pp. 245-258 (2008).
- [10] Fagundes-Klen, M., Veit, M., Borba, C., Bergamasco, R., Lima Vaz, L., Da Silva, E., "Copper Biosorption by Biomass of Marine Alga: Study of Equilibrium and Kinetics in Batch System and Adsorption/Desorption Cycles in Fixed Bed Column", *Air & Soil Pollution*, 213: pp. 15-30 (2010).
- [11] Stylianou, M. A., Inglezakis, V. J., Moustakas, K. G., Malamis, S. P., Loizidou, M. D., "Removal of Cu (II) in fixed bed and batch reactors using natural zeolite and exfoliated vermiculite as adsorbents", *Desalination*, 15: pp. 133-142 (2007).
- [12] Lu, X., Wang, L., Lei, K., Huang, J., Zhai, Y., "Contamination assessment of copper, lead, zinc, manganese and nickel in street dust of Baoji", *NW China, Journal of Hazardous Materials*, 161: pp. 1058-1062 (2009).
- [13] Shi, W. Y., Shao, H. B., Li, H., Shao, M. A., Du, S., "Progress in the remediation of hazardous heavy metal-polluted soils by natural zeolite", *Journal of Hazardous Materials*, 170: pp. 1-6 (2009).
- [14] Volesky, B., "Biosorption of Heavy Metals", CRC Press, Boca Raton (1990).
- [15] Ting, V. P., Lawson, F., Prince, I. G., "Uptake of cadmium and zinc by the individual ion species", *Journal of Biotechnology and Bioengineering*, 34: pp. 990-999 (1988).
- [16] Naja, G., Volesky, B., "Multi-metal biosorption in a fixed-bed flow-through column", *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 281: pp. 194-201 (2006).
- [17] McHale, A. P., McHale, S., "Microbial biosorption of metals: potential in the treatment of metal pollution", *Journal of Biotechnology Advances*, 12: pp. 647-652 (1994).
- [18] Tsezos, M., Volesky, B., "The mechanism of uranium biosorption by *Rhizopus arrhizus*", *Journal of Biotechnology and Bioengineering*, 24: pp. 385-401 (1982).
- [19] Garnham, G. W., Codd, G. A., Gadd, G. M., "Effect of nutritional regime on accumulation of cobalt, manganese and zinc by green microbial", *Journal of Applied Microbiology and Biotechnology*, 37: pp. 270-276 (1992).
- [20] Kratochivil, D., Volesky, B., "Advances in the Biosorption of Heavy Metals", *Journal of Biotechnology Reviews*, 16: pp. 291-300 (1998).
- [21] Kuyucak, N., Volesky, B., "Biosorbents for recovery of metals from industrial solutions", *Journal of Biotechnology Letters*, 33: pp. 823-831 (1989).
- [22] Gadd, G. M., "Heavy metal accumulation by bacteria and other microorganisms", *Experientia*, 46: pp. 834-840 (1990).
- [23] Wase, J., Foster, C., "Biosorbents for Metal Ions", Taylor and Francis Ltd., London, (1997).
- [24] Greene, B., Darnall, D. W., "Microbial Mineral Recovery", McGraw Hill (1990).
- [25] Remacle, J., "Biosorption of heavy Metals", CRC Press, Boca Raton, Florida (1990).
- [26] Norberg, A., Persson, H., "Accumulation of heavy-metal ions by *Zoogloea ramigera*", *Journal of Biotechnology and Bioengineering*, 26: pp. 239-246 (1984).
- [27] Norberg, A., Rydin, S., "Development of a continuous process for metal accumulation by *Zoogloea ramigera*", *Journal of Biotechnology and Bioengineering*, 26, pp. 265-268 (1984).
- [28] Greene, B., McPherson, R., Darnall, D., "In Metals Speciation Separation and Recovery", Lewis Publishers, Chelsea (1987).
- [29] Crist, R. H., Oberholser, K., Shank, N., Nguyen, M., "Nature of bonding between metallic ions and algal cell walls", *Environmental Science and Technology*, 15: pp. 1212-1217 (1981).
- [30] Holan, Z. R., Volesky, B., "Biosorption of lead and nickel by biomass of marine algae", *Journal of Biotechnology and Bioengineering*, 43, pp. 1001-1009 (1994).
- [31] Puranik, P. R., Paknikar, K. M. J., "Biosorption of lead and zinc from solutions using *Streptococcus cinnamomeum* waste biomass", *Journal of Biotechnology*, 55: pp. 113-124 (1997).
- [32] Ulku, Y., "The removal of pb by *phanerochaete chrysosporium*", *Water Resource*, 34: pp. 4090-4100 (2000).
- [33] Wang, J. L., Chen, C., "Biosorption of heavy metals by *Saccharomyces cerevisiae*, a review", *Biotechnology Advances*, 24: pp. 427-51 (2006).
- [34] Park, J. K., Lee, J. W., Jung, J. Y., "Cadmium uptake capacity of two strains of *Saccharomyces cerevisiae* cells", *Enzyme Microbial Technology*, 33, pp. 371-8 (2003).
- [35] Ahluwalia, S. S., Goyal, D., "Microbial and plant derived biomass for removal of heavy metal from wastewater", *Bioresource Technology*, 98: pp. 43-57 (2007).
- [36] Vijayaraghavan, K., Yun, Y. S., "Bacterial biosorbents and biosorption", *Biotechnology Advances*, 26: pp. 266-291 (2008).
- [37] Mike, A. A., Kannan, P., Ajit, P. A., Piet N. L. L., "Removal of Cu(II) by biosorption onto coconut shell

- in fixed-bed column systems", *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 19: pp. 849-853 (2012).
- [38] Zachariah E. J., Muralidharan, V., "Feasibility study on the use of retting gas as a fuel source", Ministry for Non-Conventional Energy Sources, Govt. of India (1994).
- [39] Langmuir, I, "The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum", *Journal of American Chemistry Society*, pp. 1361-403 (1918).
- [40] Freundlich, H., "Adsorption in solutions", *Z Phys Chem (Germany)*, 57: pp. 385-470 (1906).
- [41] Sips, R., "On the structure of a catalyst surface". *Journal of Chemistry and Physics*, 16: pp. 490-5 (1948).
- [42] Brunauer, S., Emmett, P. H., Teller, E., "Adsorption of gases in multimolecular layers", *Journal of American Chemistry Society*, 60: pp. 309-19 (1938).