

Kinetic and isotherm adsorption nonlinear models survey for nitrate by titanium dioxide nano particles

S. Civband^{1*}, P. Shirazi², L. Divband³, S. Azadi², P. Tishehzan⁴

- 1- Natural Resources Engineering, Environmental Engineering Graduate-Faculty of Agricultural Sciences and Natural Resources, Iran.
- 2- PhD Student of Irrigation and Drainage, Agriculture Faculty of Ferdowsi University, Iran.
- 3- PhD Student of Irrigation and Drainage, Water Engineering Faculty of Chamran University, Ahwaz, Iran.
- 4- Research Assistant Professor, Date Research Institue, Iran.
- * (Corresponding author Email: p.shirazi.a@gmail.com)

Received: 9-11-2013

Accepted: 16-12-2013

Abstract

Nitrate removal from contaminated water is one of the important environmental issues. In this study nitrate adsorption by titanium dioxide nanoparticles was surveyed and in order to determine the effective factors in absorption, discontinuous system was used. The results showed that the maximum capacity of titanium dioxide nanoparticles in nitrate adsorption occurred at pH=5 and contact time 120 minutes. Equilibrium models (Langmuir and Freundlich) and non-equilibrium (Ho et al and Lagergren) were used to investigate the adsorption process. Comparing the determination coefficients between measured data and obtained value from Ho's model (R2= 0.98) and Lagergren model (R²= 0.95) showed that the Ho's model describes experimental data better. Also, comparing the Langmuir and Freundlichisotherm for nitrate adsorption by titanium dioxide nanoparticles showed that Freundlich isotherm (R²= 0.99) was more proper than Langmuir isotherm ($R^2 = 0.91$) in describing adsorption process.

Keywords: Optimum pH, Equilibrium time, Ho et. al. and Freundlich.

بررسی مدلهای غیر خطی سینتیک و ایزوترم جذب برای نیترات توسط نانو ذرات دی اکسید تیتانیوم

سارا دیوبند'، پویا شیرازی'*، لاله دیوبند"، سمیرا آزادی'، پروانه تیشه زن^۱

۱- دانش آموخته مهندسی منابع طبیعی_محیط زیست، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان. ۲- دانشجوی دکتری آبیاری و زهکشی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد. ۳- دانشجوی دکتری آبیاری و زهکشی، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران اهواز. ۴- استادیار پژوهش سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی.

(E-Mail: p.shirazi.a@gmail.com (نویسنده مسئول)*

تاریخ دریافت: ۹۲/۸/۱۸

تاریخ پذیرش: ۹۲/۹/۲۵

چکیدہ

حذف نیترات از آبهای آلوده یکی از مباحث مهم زیست محیطی است. در این تحقیق جذب نیترات توسط نانو ذرات دی اکسید تیتانیوم مورد بررسی قرار گرفت و برای تعیین عوامل مؤثر در جذب از سیستم ناپیوسته استفاده شد. نتایج بررسی ها نشان داد بیشینه ظرفیت نانو ذرات دی اکسید تیتانیوم برای جذب نیترات در pH برابر با ۵، در زمان قاس ۱۲۰ دقیقه می باشد. از مدل های تعادلی (لانگمویر و فروندلیچ) و غیر تعادلی (هو و همکاران و لاگرگرن) برای بررسی فرآیند جذب استفاده شد. ضرایب تبیین به دست آمده بین دادههای اندازهگیری شده و مدل هو و همکاران $(R^2=-\cdot/9\Delta)$ و همچنین دادهها و مدل لاگرگرن ($R^2=-\cdot/9\Delta$) نشان داد که مدل هو و همکاران دادههای آزمایشگاهی را بهتر توصيف مي كند. همچنين روابط مربوط به ايزوترم لانگموير و فروندلیچ برای جذب نیترات توسط نانو ذرات دی اکسید تیتانیوم نشان داد، ایزوترم فروندلیچ $(R^2=1/99)$ نسبت به لانگمویر برای توصیف فرایند جذب مناسبتر بوده و مطابقت ($R^2=1/9$) بیشتری با دادههای آزمایشگاهی دارد.

واژههای کلیدی: pH بهینه، زمان تعادل، هو و همکاران و فروندلیچ.

مقدمه

آنیونهای معدنی از مهمترین مواد سمی هستند که در غلظت کم نیز برای انسان و حیوانات مضر می باشند (Ganesan و همکاران، ٢٠١٣). از ميان اين آنيون ها، يون نيترات به علت حلاليت بالا در آب از مهم ترین آلایندههای منابع آبهای سطحی و زیرزمینی می باشد (Ganesan و همکاران، ۲۰۱۳؛ Kassaee و همکاران، ۲۰۱۰). این یون در اثر ورود فاضلابهای خام انسانی، صنعتی و کشاورزی وارد منابع آبی میشود. یون نیترات شاخص وقوع آلودگی آبهای زیرزمینی است. بالا بودن غلظت این یون در آب علاوه برسمیت می تواند آلودگی میکروبی به همراه داشته باشد به طوری که افزایش غلظت نیترات در آب از طریق طعم و مزه قابل تشخیص نیست (Ganesan و همکاران، ۲۰۱۳). احیای این یون به نیتریت، توسط میکروارگانیسمها، خطرات بهداشتی جدی تری را به وجود می آورد (Eroglu و همکاران، ۲۰۱۳). سازمان بهداشت جهانی (WHO) مقدار مجاز نیترات در آب آشامیدنی را ۵۰ میلی گرم بر لیتر اعلام کرده است (Ganesan و همکاران، ۲۰۱۳). علاوه بر اینها حذف نیترات، به دلیل ایجاد بیماری متهموگلوبینما در کودکان و سرطان معده، یکی از مهمترین برنامههای سازمان بهداشت میباشد (Mizuta و همکاران، ۲۰۰۴). به این دلیل تا کنون روشهای گوناگونی برای کاهش و حذف یون نیترات از منابع آب آشامیدنی مورد استفاده قرار گرفته است که متداول ترین و جدیدترین این روشها عبارتند از: جذب سطحی (Ganesan و همکاران، ۲۰۱۳؛ Milmile و همکاران،

مواد و روش ها

١- تهيه محلول

محلولهای ذخیره (۱۰۰۰ میلیگرم بر لیتر) با استفاده از غک نیترات سدیم (۱/۳۷۱ گرم) تهیه شد. سپس محلولهایی در غلظت ۱، ۲، ۵، ۱۰، ۲۰، ۴۰ و ۵۰ میلیگرم بر لیتر از محلول ذخیره اصلی ساخته شدند. در کلیه آزمایشها، حجم محلول مورد استفاده ۵۰ میلیلیتر درنظر گرفته شد. مقادیر pH محلولها توسط NaOH و 1/1 مولار تنظیم شدند. دمای اتاق در کلیه آزمایشها ثابت و در حدود ۱ 1/1 درجه سانتیگراد بود.

۲- تهیه جاذب

به منظور جذب یونهای نیترات از جاذب نانو ذرات دی اکسید تیتانیوم استفاده گردید که خصوصیات آن در

۲۰۱۱)، روش اسمز معکوس (Schoeman) و ۲۰۰۳، ۲۰۰۳)، روش دنيتريفيكاسيون بيولوژيكي (Soares، ۲۰۰۰)، روش الكترودياليز (Abou Shady و همکاران، ۲۰۱۲) و روش تبادل یونی (Zhan و همکاران، ۲۰۱۱). از میان روشهای مذکور، روش جذب سطحی به دلیل سادگی و راندمان بالا، کاربرد گستردهای دارد (Ganesan و همکاران، ۲۰۱۳؛ Milmile و همکاران، ۲۰۱۱؛ Olgun و همکاران، ۲۰۱۳). روش جذب سطحی به منظور حذف نیترات با استفاده از جاذبهای مختلفی انجام می شود که در این میان نانو ذرات از اهمیت زیادی برخودارند. یکی از خصوصیات مواد نانو این است که رفتاری متفاوت با رفتار مواد درشت ساختاری یا میکروساختاری دارند. این ویژگی آنها ناشی از اندازه کوچک، سطح ویژه بالا، ساختار کریستالی و واکنش پذیری زیاد آنها می باشد (Gao و همکاران، ۲۰۱۲؛ Rahmani و همکاران، ۲۰۰۸). به این منظور این تحقیق، با هدف مطالعه تأثیر کاربرد نانو ذرات دی اکسید تیتانیوم بر راندمان جذب نیترات به صورت سیستم ناییوسته (سیستمی است که در آن آزمایش های جذب به صورت مجزا انجام گرفته و به عبارتی در این نوع آزمایشها سیال به صورت ساکن در نظر گرفته شده و جاذب به محیط محلول (آلاینده) اضافه می شود. در صورتی که در سیستم پیوسته، محلول (آلاینده) به صورت جریان پیوسته وارد محیطی که جاذب به عنوان بستر درآن قرار دارد می شود) و در مقیاس آزمایشگاهی انجام شد و اثر تغییرات pH محلول، زمان تاس جاذب بر مقدار جذب مورد بررسی قرار گرفت. در نهایت فرآیند جذب با مدلهای سینتیک و ایزوترم موردارزیابی قرار گرفت.

جدول (۱) ارائه شده است.

جدول ۱- خصوصیات جاذب مورد استفاده در تحقیق (نانو ذرات دی اکسید تیتانیوم)

واحد	مقدار	خصوصيات
نانومتر	۲٠	اندازه ذرات
درصد وزن <i>ی</i>	کمتراز ۰/۲٪	اکسید سیلیسیم
درصد وزن <i>ی</i>	کمتراز ۴۰/۳٪	اكسيدآلومينيوم
درصد وزن <i>ی</i>	کمتراز۱/۰٪	اكسيدآهن
درصد وزن <i>ی</i>	بیشتراز۹۹/۵٪	درجه خلوص
متر مربع بر گرم	۵۰	مقدار سطح ويژه
_	4/0-4/0	рН

۳- تعیین pH بهینه

به منظور تعیین pH به ینه جذب نیترات توسط نانو ذرات دی اکسید تیتانیوم، ابتدا تعداد ۱۰ بشر ۲۰۰۰ میلی لیتری را برداشته، توسط محلول p مولار اسید نیتریک و سپس آب مقطر شسته شدند. داخل هر یک از بشرها مقدار ۱ گرم از جاذب ریخته شد. سپس داخل هر یک از بشرها معلول با غلظت ۲۰ میلی گرم بر لیتر به هر یک از بشرها اضافه گردید. pH محلول در مقادیر مختلف pH تنظیم گردید. محلول ها به مدت pH ساعت در دمای کنترل شده pH تنظیم درجه سانتی گراد بر روی شیکر با سرعت ۱۵۰ دور در دقیقه گذاشته درجه سانتی گراد بر روی شیکر با سرعت ۱۵۰ دور در دقیقه گذاشته شدند (۲۰۱۳) و همکاران، ۲۰۱۰). پس از گذشت این زمان، جداسازی جاذب از محلول توسط دستگاه اسپکتروکوانت قرائت مورت گرفت و غلظت محلول با دستگاه اسپکتروکوانت قرائت شد. سپس مقدار و راندمان جذب از رابطه pH و همکاران، ۲۰۱۳) و Hekmatzadeh و همکاران، ۲۰۱۳).

$$q_e = \frac{C_o - C_e}{m} \times V \tag{1}$$

$$\% R = \frac{C_o - C_e}{C_o} \times 100$$
 (7)

 ${\rm C}_{\rm o}$ ، غلظت اولیه نیترات در محلول ${\rm C}_{\rm c}$; (mg/L), غلظت نیترات در محلول پس از طی شدن زمان همزنی (mg/L), ${\rm m}$, جرم جاذب ${\rm q}_{\rm c}$; (L) حجم محلول (P), ${\rm q}_{\rm c}$, مقدار جذب ${\rm mg/g}$) و ${\rm mg/g}$ در صد جذب می باشد.

۴- مدلهای غیرتعادلی (سینتیک جذب)

برای آزمایشهای سینتیک جذب، مقدار ۱ گرم جاذب مورد مطالعه به ۱۰۰ میلی لیتر محلول با غلظت ۲۰ میلی گرم بر لیتر اضافه شد (Bhatnagar) و همکاران، ۲۰۱۰). pH محلول روی مقدار بهینه (pH=0) تنظیم و سپس بر روی شیکر با سرعت ۱۵۰

دور در دقیقه برای مدت زمانهای ۵ دقیقه تا ۶ ساعت گذاشته شدند. پس از گذشت این زمان، جداسازی جاذب از محلول توسط دستگاه سانتریفیوژ با سرعت ۹۰۰۰ دور در دقیقه صورت گرفت و غلظت محلول با دستگاه اسپکتروکوانت قرائت گردید. سپس از مدلهای سینتیک جذب هو و همکاران و Vگرگرن برای توصیف دادهها استفاده شد (جداول ۲ و ۳).

۵- تعیین جرم جاذب بهینه

برای آزمایشهای تعیین جرم جاذب بهینه، مقدار ۲، ۳، ۴۰، ۵۰، ۵۰، ۵۰، ۴۰، ۲۰، ۲۵، ۲۰، ۲۰، ۲۵، ۴۰، ۳۰، ۲۰، ۵۰ گرم جاذب مورد مطالعه به ۱۰۰ میلی لیتر محلول با غلظت ۲۰ میلی گرم بر لیتر اضافه شد (pH= 8) تنظیم همکاران، ۲۰۱۰). pH محلول روی مقدار بهینه (pH=0) تنظیم و سپس بر روی شیکر با سرعت ۱۵۰ دور در دقیقه برای مدت زمان و سپس بر روی شیکر با سرعت ۱۵۰ دور در دقیقه برای مدت زمان جذاسازی جاذب از محلول توسط دستگاه سانتریفیوژ با سرعت ۹۰۰۰ دور در دقیقه صورت گرفت و غلظت محلول با دستگاه اسپکتروکوانت و راندمان جذب از رابطه (T) تعیین گردید.

۶- مدلهای تعادلی (ایزوترم جذب)

برای آزمایشهای ایزوترم جذب، مقدار ۱ گرم نانو ذرات دی اکسید تیتانیوم به ۱۰۰ میلی لیتر محلول با غلظتهای ۱، ۲، ۵، ۵۰ و ۲۰ میلی گرم بر لیتر اضافه شد. سپس بر روی شیکر با سرعت ۱۵۰ دور در دقیقه برای مدت زمان ۱۲۰ دقیقه گذاشته شد. پس از گذشت این زمان، جداسازی جاذب از محلول ها توسط دستگاه سانتریفیوژ با سرعت ۹۰۰۰ دور در دقیقه صورت گرفت و غلظت محلول ها با دستگاه اسپکتروکوانت قرائت گردید. سپس از مدل های لانگمویر و فروندلیچ برای توصیف داده ها استفاده شد (جدول ۲ و ۳).

جدول ۲- توضیح مدل های سینتیک و ایزوترم جذب مورد استفاده در تحقیق حاضر

مرجع	رابطهی ریاضی	مدل	معادله
Malekian و همکاران، ۲۰۱۱	$q_{t} = q_{e} \left[1 - \exp(-K_{1}t) \right]$	لاگرگرن	
Malekian و همکاران،۲۰۱۱	$q_{_{t}} = \frac{K_{_{2}}q_{_{e}}^{2}t}{1 + q_{_{e}}K_{_{2}}t}$	هو و همکاران	سینتیک
Escudero و همکاران، ۲۰۱۳	$q_e = K_F C_e^{1/n}$	فروندليچ	
Li و همکاران، ۲۰۱۱	$q_e = q_{\text{max}} \frac{K_L C_e}{1 + K_L C_e}$	لانگمویر	ايزوترم

جدول ۳- پارامترهای مدل های جذب استفاده شده در تحقیق حاضر

تعريف	ضرايب	تعريف	ضرايب
ثابت سرعت جذب در مدل لاگرگرن (min ⁻¹)	K ₁	غلظت عنصر در زمان تعادل (mg.L ⁻¹)	C_{e}
ثابت سرعت جذب در مدل هو و همکاران (g.mg ⁻¹ min)	K_2	حداکثر جذب يون توسط جاذب (mg.g ⁻¹)	\boldsymbol{q}_{max}
$t(mg.g^{-1})$ میزان جذب عنصر در زمان	q_t	ثابت ايزوترم فروندليچ (بدون بعد)	$K_{_F}$
زمان بر حسب (min)	t	ثابت ایزوترم لانگمویر (بدون بعد)	K_L
میزان جذب عنصر در زمان تعادل (mg.g ⁻¹)	q_e	توان ايزوترم فروندليچ (بدون بعد)	n

برای ارزیابی مدلها علاوه بر ضریب همبستگی، از RMSE (جذر میانگین مربعات خطا) (رابطه ۲) نیز استفاده شد. هرچه مقدار RMSE کوچکتر باشد برازش صورت گرفته توسط مدل با دقت بهتری انجام شده است (Gimbert).

RMSE=
$$\sqrt{\frac{1}{p-2}\sum_{i=1}^{p}(q_e-q_C)^2}$$
 (Υ)

که در آن ${\bf q}_{\rm o}$ ، مقدار بدست آمده از برازش مدل؛ ${\bf q}_{\rm o}$ ، مقدار بدست آمده از آزمایش و ${\bf q}_{\rm o}$ تعداد مولفههای آزمایش می باشد.

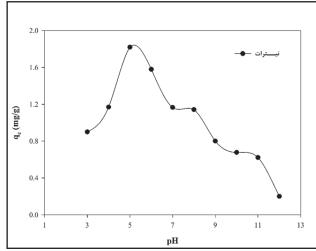
نتایج و بحث

۱- تعیین pH بهینه

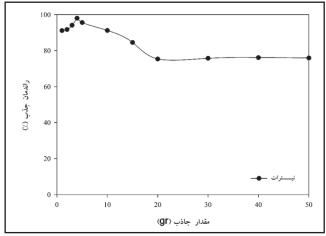
شکل (۱) تأثیر pH بر جذب نیترات را نشان می دهد. همانطور که قبلاً ذکر شد دامنه pH مورد بررسی p تا pH می باشد. شکل نشان می دهد که حداکثر راندمان مقدار جذب نیترات (۹۱٪) در pH = pH می باشد. با افزایش pH بیشتر از pH مراندمان جذب کاهش یافته و حداقل آن (۱۰٪) در pH مشاهده گردید. در pH های کم، سطح جاذب دارای بار مثبت می گردد و این عامل باعث افزایش عایل جاذب در جذب یونهای نیترات که دارای بار منفی هستند می شود (Olgun) و همکاران ، pH زیاد یونهای pH با یونهای خذب در جایگاههای جاذب رقابت می غایند و با اشغال مکانهای جاذب باعث کمتر شدن ظرفیت جاذب در جذب نیترات می شوند (Olgun) و همکاران ، pH با pH و دنبال دارد.

۲- تعیین pH بهینه

شکل (۲) اثر مقدار جاذب بر راندمان جذب نیترات با غلظت ۲۰ میلی گرم بر لیتر را نشان می دهد. آزمایشات در محلول های ۱۰۰ میلی لیتری انجام شد. نتایج نشان داد با افزایش مقدار جاذب از ۱ گرم به ۴ گرم احتمال برخورد جاذب با یونهای نیترات افزایش یافته و سبب افزایش جذب آنها می شود. با افزایش بیشتر جاذب (بیشتر از ۴ گرم)، راندمان جذب کاهش می یابد. این به دلیل این است که نانو مواد سطح ویژه و واکنش پذیری بالایی دارند که



شکل ۱ – تغییرات pHنسبت به راندمان جذب نیترات توسط نانو ذرات دی اکسید تیتانیوم



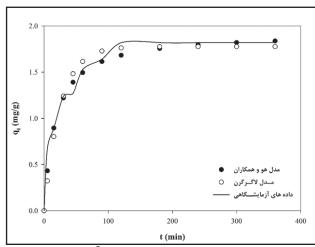
شکل ۲ – غودار تغییرات مقدار جاذب نسبت به راندمان جذب نیترات توسط نانو ذرات دی اکسید تیتانیوم

با افزایش مقدار جاذب در محلول، با یکدیگر واکنش داده و به صورت کلوخه در می آیند، سطح ویژه آنها کاهش یافته و راندمان جذب نیترات توسط این جاذب کاهش می یابد (Rahmani و همکاران، ۲۰۱۰).

٣- مطالعات سينتيک جذب

یکی از مطالعات مهم در فرآیند جذب، بررسی تأثیر زمان قاس با مقدار جذب می باشد که به مطالعات سینتیک معروف است. شکل(۳) برازش مدل های سینتیک جذب نیترات توسط نانو ذرات دی اکسید تیتانیوم رادر pH بهینه نشان می دهد. همچنین نتایج برازش مدل ها در جدول (۴) ارائه شده است.

مقایسه نتایج نشان می دهد مدل هو و همکاران با ضریب تبیین بیشتر (R^2 =۰/۹۸) و جذر میانگین مربعات خطای کمتر (RMSE=۰/۰۹۳) در مقایسه با مدل لاگرگرن (RMSE=۰/۱۴) داده های آزمایش را بهتر توصیف می غاید. (RMSE=۰/۱۴ میلی قرم بر گرم) نسبت به مدل هو و همکاران (RMSE0) میلی گرم بر گرم) نسبت به مدل هو و همکاران (RMSE0)، طبیعتاً بر گرم) موفق تر بوده است. از طرفی با توجه به شکل (RMSE0)، طبیعتاً



شکل ۳– برازش مدل های سینتیک بر دادههای آزمایشگاهی جذب نیترات توسط نانو ذرات دی اکسید تیتانیوم

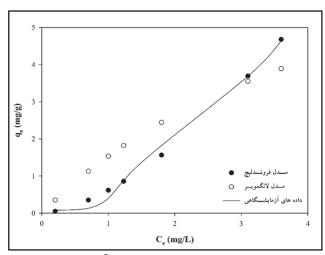
با افزایش زمان قاس و افزایش فرصت و شانس برخور دیون های نیترات با جاذب، مقدار جذب افزایش می یابد و در زمان ۱۲۰ دقیقه بعد از قاس نانو ذرات دی اکسید تیتانیوم و محلول نیترات، فرایند جذب به تعادل می رسد. افزایش زمان قاس بعد از این زمان تأثیری بر مقدار جذب ندار د.

جدول ۴- پارامترهای مدل های سینتیک جذب نیترات توسط نانو ذرات دی اکسید تیتانیوم

	لاگرگرن هو و همکاران					$q_{\rm exp}$	· o		
RMSE	\mathbb{R}^2	q_e	\mathbb{K}^2	RMSE	\mathbb{R}^2	\mathbb{K}^1	q_e	техр	يون
٠/٠٩	٠/٩٨	1/97	/•٣	٠/١۴	٠/٩۵	٠/٠۴	١/٨٨	1/17	نيترات

٣-٣- مطالعات ايزوترم جذب

ایزوترم های جذب نشان دهنده مقدار جذب به عنوان تابعی از غلظت تعادلی جذب شونده هستند. به منظور برازش جذب سطحی نیترات از دو مدل لانگمویر و فروندلیچ استفاده شد. شکل (۴) و جدول (۵) نتایج برازش مدل های ایزوترم بر داده های آزمایش جذب نیترات توسط نانو ذرات دی اکسید تیتانیوم را نشان می دهد. همان طور که در جدول (۵) نشان داده شده است تبعیت داده های به دست آمده از مدل فروندلیچ (۹۹ $R^2=1$ و $R^2=1$ و $R^2=1$) بیشتر نسبت به مدل لانگمویر (۹۹ $R^2=1$ و $R^2=1$) بیشتر بوده است. پارامتر ۵ در مدل لانگمویر بیان کننده حداکثر ظرفیت جاذب برای جذب نیترات در سطح خود است که در این مطالعه این پارامتر ۹ (۹۸ میلی گرم بر گرم به دست آمد.



شکل ۴ – برازش مدل های ایزوترم بر داده های آزمایشگاهی جذب نیترات توسط نانو ذرات دی اکسید تیتانیوم

جدول ۵- پارامترهای مدل های ایزوترم جذب نیترات توسط نانو ذرات دی اکسید تیتانیوم

هو و همکاران			لاگرگرن				*:01	
RMSE	\mathbb{R}^2	q _{max}	K _L	RMSE	R ²	K _F	n	يون
٠/٢	٠/٩١	9/64	٠/١٩	٠/١٨	٠/٩٩	٠/۶٣	٠/۶٢	نيترات

شرایط بهینه pH و زمان تعادل مذکور، حداکثر مقدار جذب ۱/۸۲ میلی گرم بر گرم محاسبه شد. همچنین نتایج نشان داد که مدل هو و همکاران دادههای سینتیک جذب را بهتر از مدل لاگرگن توصیف می کند. نتایج مطالعات ایزوترم نشان داد که مدل فروندلیچ برازش بهتری بر دادههای آزمایش جذب دارند.

نانو ذرات دی اکسید تیتانیوم ۵ است. نتایج آزمایشهای سینتیک جذب نشان داد که با افزایش زمان تاس، راندمان جذب افزایش مییابد و زمان تعادل برای این تحقیق ۱۲۰ دقیقه می باشد. در

براساس نتایج این تحقیق، pH بهینه برای جذب نیترات توسط

Gao S., Yang G., Li Z., Jia X. and Chen Y. 2012. Bioinspired synthesis of hierarchically micro/nano-structured CuI tetrahedron and its potential application as adsorbent for Cd (II) with high removal capacity. Journal of Hazardous Materials, 211–212: 55–61.

Abou Shady A., Peng C., Bi J., Xu H. and Juan Almeria O. 2012. Recovery of Pb (II) andremoval of NO3 from aqueous solutions using integrated electrodialysis, electrolysis, and adsorption process. Desalination 286: 304–315.

Bhatnagar A., Kumar E. and Sillanpaa M. 2010.

Nitrate removal from water by nano-alumina:

Characterization and sorption studies. Chemical

Engineering Journal, 163: 317–323.

Eroglu E.,Haniff Wahid M., Chen X., Smith S.M.; Raston C.L. 2013. Removal of nitrate from liquid effluents with bio-nano hybrid materials. Geophysical Research Abstracts, 15: 7–12.

Escudero C., Poch J. and Villaescusa I. 2013. Modelling of breakthrough curves of single and binary mixtures of Cu (II), Cd (II), Ni (II) and Pb (II) sorption onto grape stalks waste. Chemical Engineering Journal, 217: 129–138.

منابع

نتىجە گىرى

Abou Shady A., Peng C., Bi J., Xu H. and Juan Almeria O. 2012. Recovery of Pb (II) andremoval of NO3 from aqueous solutions using integrated electrodialysis, electrolysis, and adsorption process. Desalination 286: 304–315.

Bhatnagar A., Kumar E. and Sillanpaa M. 2010.

Nitrate removal from water by nano-alumina:

Characterization and sorption studies. Chemical
Engineering Journal, 163: 317–323.

Eroglu E.,Haniff Wahid M., Chen X., Smith S.M.; Raston C.L. 2013.Removal of nitrate from liquid effluents with bio-nano hybrid materials.Geophysical Research Abstracts, 15: 7–12.

Escudero C., Poch J. and Villaescusa I. 2013. Modelling of breakthrough curves of single and binary mixtures of Cu (II), Cd (II), Ni (II) and Pb (II) sorption onto grape stalks waste. Chemical Engineering Journal, 217: 129–138.

Ganesan P., Kamaraj R. and Vasudevan S. 2013.
Application of isotherm, kinetic and thermodynamic models for the adsorption of of initrate ions on graphene from aqueous solution. Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers, 44: 808–814.

- Milmile S.N., Pande J.V., Karmakar S., Bansiwal A., Chakrabarti T. and Biniwale R.B. 2011. Equilibrium isotherm and kinetic modeling of the adsorption of nitrates by anion exchange Indion NSSR resin. Desalination, 276: 38–44.
- Mizuta K., Matsumoto T., Hatate Y., Nishihara K. and Nakanishi T. 2004.Removal of nitrate-nitrogen from drinking water using bamboo powder charcoal. Bioresource Technology, 95: 255–257.
- Olgun A., Atar N. and Wang S. 2013.Batch and column studies of phosphate and nitrate adsorption on waste solids containing boron impurity.Chemical Engineering Journal, 222: 108–119.
- Rahmani A., Gaffari H., Saghi M.H. and Zarrabi M. 2008. Application of nano matrials in water treatment. Fazaey nano, 18(4): 5–12.
- Rahmani A., Zavvar Mousavi H., and Fazli M. 2010. Effect of nanostructure alumina on adsorption of heavy metals. Desalination, 253(1-3): 94–100.
- Schoeman J.J. and Steyn A. 2003. Nitrate removal with reverse osmosis in a rural area in South Africa. Desalination, 155: 15–26.
- Soares M.I.M. 2000.Biological denitrification of ground water.Water, Air, & Soil Pollution, 123: 183–193.
- Zhan Y., Lin J. and Zhu Z. 2011.Removal of nitrate from aqueous solution using cetylpyridinium bromide (CPB) modified zeolite as adsorbent.Journal of Hazardous Materials, 186: 1972–1978.

- Ganesan P., Kamaraj R. and Vasudevan S. 2013. Application of isotherm, kinetic and thermodynamic models for the adsorption of of the Taiwan Institute of Chemical Engineers, 44: 808–814.
- Gao S., Yang G., Li Z., Jia X. and Chen Y. 2012. Bioinspired synthesis of hierarchically micro/nano-structured CuI tetrahedron and its potential application as adsorbent for Cd (II) with high removal capacity. Journal of Hazardous Materials, 211–212: 55–61.
- Gimbert F., Morin-Crini N., Renault F., Badot PM., Crini G. 2008. Adsorption isotherm models for dye removal by cationized starch-based material in a single component system: Error analysis. Journal of Hazardous Materials, 157(1): 34–46.
- Hekmatzadeh A.A., Karimi-Jashni A., Talebbeydokhti N. and Kløve B. 2013. Adsorption kinetics of nitrate ions on ion exchange resin. Desalination, 326: 125–134.
- Kassaee M.Z., Motamedi E., ikhak A. and RahnemaieR. 2010. Nitrate removal from water by nanoalumina: Characterization and sorption studies. Chemical Engineering Journal, 166: 490–495.
- Li L., Liu F., Jing X., Ling P. and Li A., 2011. Displacement mechanism of binary competitive adsorption for aqueous divalent metal ions onto a novel IDA- chelating resin: Isotherm and kinetic modeling. Water Research, 45: 1177–1188.
- Malekian R., Abedi-Koupai J., Eslamian S.S., Mousavi, S.F., Abbaspour K.S. and Afyuni M. 2011.Ionexchange process for ammonium removal and release using natural Iranian zeolite.Applied Clay Science, 51: 323–329.