

مقایسه کارایی بیوجار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر در حذف نیترات از آب‌های آلوده و تعیین شرایط بهینه فرایند جذب

لاله دیوبند هفشجانی^{1*}، عبدالرحیم هوشمند²، عبدعلی ناصری³، امیر سلطانی محمدی⁴ و فریبرز عباسی⁵

تاریخ دریافت: 1394/11/4 تاریخ پذیرش: 1395/2/24

چکیده

وجود نیترات در منابع آبی یکی از مهم‌ترین نگرانی‌های جهانی محسوب می‌شود، بنابراین استفاده از جاذب‌های ارزان قیمت همچون بیوجار و ورمی کمپوست به عنوان راهکاری در جهت حفاظت محیط زیست و مدیریت بقایای گیاهی از اهمیت زیادی برخوردار است. این پژوهش با هدف مقایسه کارایی بیوجار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر در کاهش نیترات از آب‌های آلوده و بهینه‌سازی فرایند حذف انجام شد. پس از تهیه بیوجار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر و تعیین خصوصیات مختلف آن‌ها، اثر تغییر پارامترهای اسیدیته اولیه محلول (2 تا 11)، مقدار جاذب (1 تا 10 گرم بر لیتر)، دمای محلول (10، 22 و 30 درجه سلسیوس)، وجود یون‌های رقیب (فسفات، سولفات، کربنات و کلر) و زمان تماس (0 تا 180 دقیقه) بر فرایند جذب مورد بررسی قرار گرفت. سپس مدل‌های مختلف سینتیک و ایزوترم جذب به داده‌های آزمایشگاهی برازش داده شدند. نتایج نشان داد که اسیدیته بهینه (نهایی) محلول برای حذف نیترات توسط بیوجار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر به ترتیب برابر 4/64 و 3/78 بود و مقدار بهینه جاذب برابر 2 گرم بر لیتر به دست آمد. از میان آنیون‌های رقیب، کربنات و کلر به ترتیب بیش‌ترین و کم‌ترین تأثیر را بر کاهش حذف نیترات داشتند و افزایش دما موجب افزایش کارایی حذف نیترات گردید. هم‌چنین زمان تعادل حذف نیترات توسط بیوجار 60 دقیقه و توسط ورمی کمپوست 120 دقیقه بود. حذف بیش‌تر نیترات در شرایط بهینه توسط بیوجار (73/7 درصد) نسبت به ورمی کمپوست (48 درصد) ناشی از سطح ویژه، مقدار کربن و ظرفیت تبادل آنیونی بالاتر بیوجار نسبت به ورمی کمپوست بود. از بین مدل‌های سینتیک و ایزوترم، مدل سینتیک هو و همکاران و ایزوترم لانگمویر بهترین برازش را بر داده‌های آزمایشگاهی داشتند.

واژه‌های کلیدی: باگاس نیشکر، بیوجار، حذف، نیترات، ورمی کمپوست

مقدمه

خارج شده و به آب‌های زیرزمینی یا رودخانه‌ها می‌پیوندد (محراب و گنجی دوست، 1393؛ عابدی کویایی و همکاران، 1389)؛ بنابراین کشاورزان برای تأمین نیاز گیاهان، ناچار به استفاده بیش‌تر از کودهای شیمیایی می‌باشند. بدیهی است استفاده بیش‌تر از کودها، نه فقط سبب ایجاد هزینه‌های بیش‌تر برای کشاورزان، بلکه موجب آلودگی بیش‌تر منابع آب زیرزمینی می‌شود (محراب و گنجی دوست، 1393). افزایش غلظت نیترات در منابع آبی باعث ایجاد بیماری متهموگلوبینما در نوزادان، دیابت در کودکان، سرطان‌های دستگاه گوارش و سقط جنین می‌گردد (Bhatnagar et al., 2010). بر اساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی⁶، حداکثر غلظت مجاز نیترات در آب آشامیدنی، 50 میلی‌گرم بر لیتر تعیین شده است، در حالی که اداره حفاظت محیط‌زیست ایالات متحده⁷، حداکثر غلظت مجاز نیترات بر

زمین‌های کشاورزی مهم‌ترین منبع آلودگی نیترات منابع آبی محسوب می‌شوند. بررسی‌ها نشان داده است که بیش از 50 درصد از نیترات کودهای نیتروژن دار، قبل از جذب توسط گیاه از دسترس آن

- 1- دانشجوی دکتری آبیاری و زهکشی، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران اهواز
 - 2- دانشیار گروه آبیاری و زهکشی، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران، اهواز، ایران
 - 3- استاد گروه آبیاری و زهکشی، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران، اهواز، ایران
 - 4- استادیار گروه آبیاری و زهکشی، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران، اهواز، ایران
 - 5- عضو هیات علمی موسسه تحقیقات فنی و مهندسی کشاورزی، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران.
- (* - نویسنده مسئول: Email: mdivband@gmail.com)

6- World Health Organization (WHO)

7- United States Environmental Protection Agency (USEPA)

مواد و روش‌ها

تهیه جاذب بیوجار باگاس نیشکر

برای تهیه بیوجار، باگاس نیشکر پس از خرد شدن در ظروف مخصوص ریخته شد و در کوره به مدت چهار ساعت در درجه حرارت‌های 200 تا 600 درجه سلسیوس تولید شد. بازده هر بیوجار از تفاوت وزن قبل (باگاس خام) و بعد بیوجار، کربن آلی قابل اکسید شدن از روش اکسیداسیون دی کرومات پتاسیم، ماده قابل احتراق به وسیله حرارت دادن نمونه در دمای 750 درجه سلسیوس و به مدت 2 ساعت، شاخص تغییرپذیری کربن از نسبت کربن آلی قابل اکسید شدن به ماده قابل احتراق و مواد آلی پایدار از رابطه زیر محاسبه گردید:

$$SOM = LOI - (OC \times 1.724) \quad (1)$$

در این رابطه، LOI^1 : ماده قابل احتراق؛ OC^2 : کربن آلی قابل اکسید شدن؛ SOM^3 : مواد آلی پایدار و عدد $1/724$ ضریب تبدیل کربن آلی به ماده آلی می‌باشد. شاخص بهره‌وری مواد آلی پایدار نیز از رابطه 2 محاسبه گردید (Masto et al., 2013).

$$SOMYI = \frac{BY}{100} \times SOM \quad (2)$$

که در آن، $SOMYI^4$: شاخص بهره‌وری مواد آلی پایدار و BY^5 : بازده بیوجار می‌باشد.

تهیه جاذب ورمی کمپوست باگاس نیشکر

باگاس نیشکر پس از شستن با آب، به‌منظور کاهش عوامل بیماری‌زا به مدت سه روز متوالی در آون و دمای 60 درجه سلسیوس قرار گرفت. این مواد پس از آسیاب شدن به سه عدد ظروف پلاستیکی که در زیر و اطراف آن‌ها سوراخ‌هایی تعبیه شده بود ریخته شدند و رطوبت اولیه آن‌ها حدود 65 درصد تنظیم گردید. به دلیل اینکه نسبت کربن به نیتروژن اولیه باگاس بالاتر از 30 بود، مقداری کود اوره به بسترهای تهیه ورمی کمپوست اضافه گردید. در طی فرایند کمپوست شدن، رطوبت بستر با استفاده از روش اسپری آب بین 60 تا 80 درصد و دمای آن با هوادهی روزانه بین 15 تا 30 درجه سلسیوس تنظیم گردید. کرم‌های خاکی با فعالیت خود و حفر دالان‌هایی در جهات مختلف، باعث هوادهی طبیعی و در نتیجه تسریع تجزیه مواد آلی شدند. برای اندازه‌گیری اسیدیته و هدایت الکتریکی ورمی-کمپوست در حال تولید به صورت هفتگی، 100 گرم از مواد بستر در دمای 105 درجه سلسیوس خشک گردید. سپس با آب مقطر مخلوط

حسب نیتروژن را، 10 میلی‌گرم بر لیتر تعیین کرده است که معادل با 44/28 میلی‌گرم بر لیتر نیترات می‌باشد (Bhatnagar and Sillanpää., 2011). روش‌های مختلفی از جمله اکسایش، کاهش، ترسیب، اسمز معکوس، الکترودیالیز، تبادل یونی و جذب برای حذف نیترات از منابع آب آلوده وجود دارد (Bhatnagar and Sillanpää., 2011) که از میان روش‌های مذکور جذب سطحی به علت کم هزینه بودن و کارایی بالا مورد استقبال وسیعی قرار گرفته است (Olgun et al., 2013). بیوجار یکی از موادی که در سال‌های اخیر به‌منظور حذف آلاینده‌های مختلف از محلول‌های آبی در فرایند جذب سطحی مورد توجه بسیاری از محققین قرار گرفته است. بیوجار نوعی زغال تهیه شده از زیست توده‌های گیاهی و ضایعات کشاورزی است و ساختاری شبیه به کربن فعال دارد، در حالی که تولید آن در مقایسه با کربن فعال سریع‌تر، ارزان‌تر و راحت‌تر می‌باشد (Ahmad et al., 2015; Tan et al., 2012). علاوه بر آن برخی بیوجارها نسبت به کربن فعال توانایی بالاتری در جذب آلاینده‌ها دارند (Tan et al., 2015). بیوجار می‌تواند کربن را برای دوره‌های طولانی مدت در خاک ذخیره کند؛ بنابراین ظرفیت زیادی برای کاهش گازهای گلخانه‌ای و پدیده گرمایش جهانی دارد (Fornes et al., 2015; Xiang et al., 2015). همچنین سایر محققین گزارش کردند که بیوجار را می‌توان پس از جذب نیترات، آمونیوم و فسفات از آب‌های آلوده، بدون خطر خاصی برای محیط زیست، به‌عنوان اصلاح‌کننده در جهت بهبود حاصلخیزی زمین‌های کشاورزی به کار برد (Yao et al., 2011; Yao et al., 2013; al., 2013). از طرفی تحقیقات انجام شده نشان داده است که وجود بیوجار در خاک موجب بهبود خصوصیات خاک و جلوگیری از آیشویی عناصر غذایی مورد نیاز گیاه می‌گردد. یکی دیگر از فناوری‌های کارآمد که منجر به استفاده مؤثر از زباله‌های آلی و کاهش خطرات زیست محیطی ترکیبات سمی و پاتوژن‌ها می‌گردد، کمپوست کردن می‌باشد. محصول نهایی این فرایند یک ماده آلی پوسیده، یکنواخت، بدون بو و با ساختار فیزیکی خوب می‌باشد (Song et al., 2015). در فرایند تهیه ورمی کمپوست کرم‌های خاکی و میکرواورگانیسم‌ها به‌طور مشترک باعث پوسیدگی مواد آلی می‌شوند (Singh et al., 2013; Haddad et al., 2014). تولید کمپوست از بقایای کشاورزی با هدف کاهش نسبت کربن به نیتروژن، دو مشکل عمده یعنی حجم بالا و غلظت کم عناصر غذایی در آن‌ها را برطرف کرد. تحقیق حاضر با هدف مقایسه کارایی بیوجار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر به‌منظور حذف نیترات از محلول‌های آبی و تعیین شرایط بهینه فرایند جذب، در مقیاس آزمایشگاهی به صورت ناپیوسته در دانشگاه شهید چمران اهواز، دانشکده مهندسی علوم آب انجام گردید.

1- Loss on ignition

2- Oxidisable organic carbon

3- Stable organic matter

4- Stable organic matter yield index

5- Biochar yield

جداگانه انجام گردید. درصد جذب نیترات و ظرفیت جذب جاذب‌ها، به ترتیب از روابط 3 و 4 تعیین گردید:

$$R\% = \frac{(C_i - C_e)}{C_i} \times 100 \quad (3)$$

$$q_e = \frac{(C_i - C_e)}{m} \times V \quad (4)$$

در روابط بالا، C_i : غلظت اولیه نیترات در محلول (mg/L); C_e : غلظت نهایی نیترات در محلول (mg/L); m : جرم جاذب (g); V : حجم محلول (g); $R\%$: درصد جذب نیترات و q_e : ظرفیت جذب جاذب می‌باشد.

تأثیر مقدار جاذب بر جذب نیترات

برای مطالعه تأثیر مقدار جاذب بر جذب نیترات، اسیدیتیه اولیه محلول‌ها روی مقدار بهینه که از مرحله قبل تعیین شد، تنظیم گردید. سپس مقادیر مختلف جاذب در محدوده 1 تا 10 گرم بر لیتر به محلول‌هایی با غلظت اولیه 50 میلی‌گرم بر لیتر اضافه شد. سوسپانسیون‌های حاصل برای مدت 24 ساعت با سرعت 120 دور در دقیقه روی دستگاه لرزاننده بهم زده شدند. پس از اتمام زمان همزنی، فاز جامد از مایع جدا گردید و غلظت نیترات باقی مانده در فاز مایع اندازه‌گیری شد. درصد کارایی جذب نیترات از رابطه 3 تعیین گردید.

آزمایش سینتیک جذب

آزمایش‌های سینتیک جذب به‌وسیله یک سری از محلول‌های حاوی نیترات با غلظت اولیه 50 میلی‌گرم بر لیتر، اسیدیتیه بهینه و مقدار جاذب بهینه انجام شد. محلول‌های آزمایش برای مدت زمان‌های 5-180 دقیقه با سرعت 120 دور در دقیقه روی همزن قرار داده شدند. بعد از سپری شدن زمان‌های فوق و جداسازی جاذب از محلول، مقدار نیترات محلول قرائت گردید. در نهایت مدل‌های سینتیک (لاگرگرن¹، 1898) (رابطه 5)، (هو و همکاران²، 1999) (رابطه 6) و (انتشار درون ذره‌ای³، 1963) (رابطه 7) بر داده‌های آزمایش برآزش داده شدند و ضرایب آن‌ها محاسبه گردید.

$$q_t = q_e (1 - e^{-k_1 t}) \quad (5)$$

$$q_t = \frac{q_e^2 k_2 t}{1 + q_e k_2 t} \quad (6)$$

$$q_t = K_p t^{0.5} + I \quad (7)$$

در روابط بالا، q_e : ظرفیت جذب در حالت تعادل (mg/g); q_t : ظرفیت جذب در زمان t (mg/g); k_1 : ثابت جذب لاگرگرن (1/min);

شده و روی دستگاه شیکر قرار داده شد. پس از 10 دقیقه به وسیله دستگاه سانتریفیوژ و کاغذ صافی، ذرات جامد فیلتر گردیده و اسیدیتیه و هدایت الکتریکی آن با استفاده از pH متر و EC سنج اندازه‌گیری شد. بعد از حدود 100 روز، با توجه به بهینه شدن نسبت کربن به نیتروژن آن (19/09)، ثابت شدن مقدار اسیدیتیه، میزان رشد و تکثیر کرم‌ها، کاهش حجم، تغییر رنگ و بوی مواد بستر (قهوه‌ای تیره)، ورمی کمپوست باگاس نیشکر آماده گردید. به‌منظور افزایش کارایی بیوجار و ورمی کمپوست تولید شده برای جذب نیترات، این مواد پس از خشک شدن در آن با استفاده از اپی کلروهیدرین، دی متیل فروماید و اتیلن دی آمین اصلاح گردیدند (Xu et al., 2010).

بررسی خصوصیات جاذب بهینه

مورفولوژی ظاهری سطح جاذب با استفاده از میکروسکوپ الکترونی روبشی مدل Leo 1455 VP، ظرفیت تبادل آنیونی با روش جایگزینی نیترات سدیم به جای اسید هیدروکلریک و کلرید پتاسیم (Chintala et al., 2013; Harmand et al., 2010) سطح ویژه جاذب‌ها با روش جذب متیلن بلو (Kaewpravit et al., 1998; Divband Hafshejani et al., 2015) درصد کربن و نیتروژن جاذب‌ها با استفاده از دستگاه آنالیز عنصری (CHNSO) مدل vario ELIII- elementar و نقطه بار صفر جاذب (pHpzc) با استفاده از محلول کلرید سدیم، اسید هیدروکلریک و هیدروکسید سدیم یک دهم مولار تعیین گردید (Divband Hafshejani et al., 2015).

تهیه محلول‌های آزمایش

محلول اولیه (محلول مادر) با غلظت 1000 میلی‌گرم بر لیتر از حل کردن 1/63 گرم نمک نیترات پتاسیم در یک لیتر آب دیونیزه به دست آمد. برای ساختن محلول با سایر غلظت‌های مورد نیاز، از محلول مادر و آب دیونیزه استفاده گردید.

تأثیر اسیدیتیه بر جذب نیترات

به‌منظور تعیین اسیدیتیه بهینه جذب نیترات توسط جاذب‌های مورد مطالعه، اسیدیتیه محلول‌های نیترات با غلظت اولیه 50 میلی‌گرم بر لیتر با استفاده از اسید هیدروکلریک و هیدروکسید سدیم 0/1 نرمال بین 2 تا 11 تنظیم گردید. سپس مقدار 1 گرم بر لیتر جاذب به 50 میلی‌لیتر از محلول‌ها اضافه شد. سوسپانسیون‌های حاصل با سرعت 120 دور در دقیقه روی شیکر گذاشته شدند. بعد از 24 ساعت، جاذب با استفاده از دستگاه سانتریفیوژ با سرعت 4000 دور در دقیقه و مدت زمان 15 دقیقه از فاز مایع جدا گردید و غلظت نیترات باقی مانده در محلول توسط دستگاه اسپکتوفتومتر مدل Hach, DR 5000 قرائت شد. این آزمایش برای بیوجار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر به طور

1- Lagergren

2- Ho et al

3- Intra-particle diffusion

تأثیر آنیون‌های رقیب بر جذب نیترات

به‌منظور تعیین تأثیر وجود آنیون‌های رقیب بر جذب نیترات، ابتدا محلول‌های مادر با غلظت اولیه 1000 میلی‌گرم بر لیتر به صورت جداگانه از نمک‌های پتاسیم آنیون‌های کلر، فسفات، کربنات، سولفات و نیترات تهیه گردید. آزمایش‌ها در محلولی با غلظت ثابت 50 میلی-گرم بر لیتر نیترات، اسیدیتته بهینه و مقدار جاذب بهینه (2 گرم بر لیتر) انجام شد. بدین ترتیب که ابتدا حجم مورد نیاز برای تهیه 50 میلی-لیتر محلول نیترات با غلظت 50 میلی‌گرم بر لیتر از محلول مادر (1000 میلی‌گرم بر لیتر) از رابطه 13 محاسبه و به استوانه مدرج با حجم 50 میلی‌لیتر اضافه گردید.

$$N_1 V_1 = N_2 V_2 \quad (13)$$

که در آن N_1 و N_2 به ترتیب غلظت محلول مادر و غلظت محلول مورد نیاز بر حسب میلی‌گرم بر لیتر و V_1 و V_2 به ترتیب حجم محلول مادر و حجم محلول محلول مورد نیاز بر حسب میلی‌لیتر می‌باشد.

مشابه همین روش در هر مرحله حجم مورد نیاز برای تهیه 50 میلی‌لیتر محلول آنیون‌های مورد مطالعه (کلر، فسفات، کربنات، سولفات) با غلظت مورد نظر (10، 50، 100، 200 میلی‌گرم بر لیتر) از محلول مادر محاسبه و به استوانه مدرج 50 میلی‌لیتری مذکور اضافه و سپس با آب دیونیزه به حجم 50 میلی‌لیتر رسانده شد. پس از تنظیم اسیدیتته اولیه و اضافه کردن جاذب به محلول تهیه شده، مخلوط با سرعت 120 دور در دقیقه و در زمان تعادل روی دستگاه لرزاننده قرار داده شد. پس از اتمام زمان همزنی، فاز جامد از محلول جدا گردید و غلظت نیترات باقی مانده در محلول اندازه‌گیری شد. این مراحل به-صورت مجزا برای هر یون و هر غلظت مورد مطالعه مورد بررسی قرار گرفت تا آنیونی که بیش‌ترین تأثیر کاهشی را بر جذب نیترات توسط جاذب‌های مورد مطالعه دارد، تعیین گردد. درصد کارایی جذب نیترات از رابطه 3 تعیین گردید.

تأثیر دمای محلول بر جذب نیترات

به‌منظور تعیین تأثیر دمای محلول بر جذب نیترات، اسیدیتته اولیه محلول‌ها روی مقدار بهینه تنظیم شد. 2 گرم بر لیتر از جاذب‌های مورد مطالعه (مقدار جاذب بهینه) به محلول اضافه شد و سوسپانسیون‌های حاصل با سرعت 120 دور در دقیقه، در زمان تعادل و دماهای 15، 22 و 30 درجه سلسیوس روی دستگاه لرزاننده دما دار قرار داده شدند. پس از اتمام زمان همزنی، فاز جامد از محلول جدا گردید و غلظت نیترات باقی‌مانده در محلول اندازه‌گیری شد. درصد جذب نیترات از رابطه 3 تعیین شد.

k_2 : ثابت جذب مدل هو و همکاران (g/mg.min); K_p : ثابت انتشار درون ذره‌ای (mg.min^{0.5}/g) و I عرض از مبدأ (mg/g) می‌باشد.

آزمایش ایزوترم جذب

آزمایش‌های ایزوترم جذب به‌وسیله محلول‌های حاوی نیترات با غلظت اولیه 1 تا 100 میلی‌گرم بر لیتر، اسیدیتته بهینه و مقدار جاذب بهینه انجام شد. محلول‌ها با سرعت 120 دور در دقیقه روی شیکر قرار داده شدند. در زمان تعادل، نمونه‌ها از روی لرزاننده برداشته شدند و پس از جداسازی جاذب، مقدار نیترات باقی مانده در محلول قرائت گردید. در نهایت مدل‌های ایزوترم (لانگمویر¹، 1918) (رابطه 8)، (فروندلیچ²، 1909) (رابطه 9) و (دوبینین - رادشکوویچ³، 1987) (رابطه 10) بر داده‌های آزمایش برآزش داده شدند و ضرایب مدل‌ها محاسبه گردید.

$$q_e = \frac{b C_e q_m}{1 + b C_e} \quad (8)$$

$$q_e = K_F C_e^{\frac{1}{n}} \quad (9)$$

$$q_e = q_m \exp\left(-\beta \left[RT \ln\left(1 + \frac{1}{C_e}\right)\right]^2\right) \quad (10)$$

در روابط بالا، q_e : ظرفیت جذب جاذب در حالت تعادل (mg/g); q_t : غلظت نیترات در محلول در حالت تعادل (mg/L); q_m : ماکزیمم ظرفیت جذب جاذب (mg/g); K_F : ثابت فروندلیچ (mg/g); n : توان فروندلیچ (g/L); b : ثابت لانگمویر (L/mg) و R : ثابت گازها (kJ/ K mol) و T : دمای مطلق (K) می‌باشند.

پارامتر تعادل که برای بررسی مطلوبیت جذب به کار می‌رود، با استفاده از پارامترهای مدل لانگمویر به‌صورت زیر محاسبه گردید:

$$R_L = \frac{1}{1 + b C_0} \quad (11)$$

R_L : پارامتر تعادل (بدون واحد); C_0 : غلظت اولیه محلول بر حسب (mg/L) و b ضریب مدل لانگمویر بر حسب (L/mg) می‌باشد. هم‌چنین مقدار متوسط انرژی جذب که برای پیش‌گویی نوع جذب به کار می‌رود از رابطه زیر محاسبه گردید:

$$E = \frac{1}{\sqrt{2\beta}} \quad (12)$$

E : متوسط انرژی جذب بر حسب (KJ/mol) و β ضریب مدل دوبینین - رادشکوویچ می‌باشد.

1- Langmuir

2- Freundlich

3- Dubinin- Raduskovich

نتایج و بحث

خصوصیات بیوپچار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر

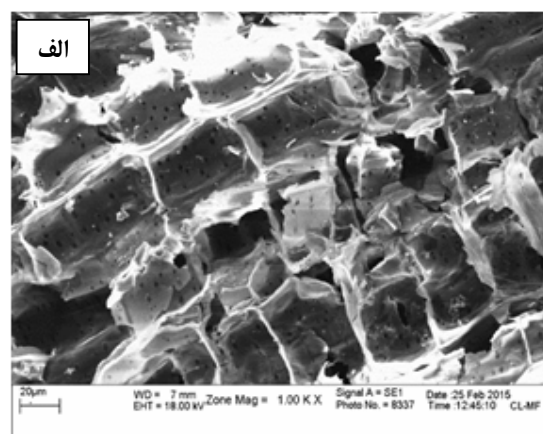
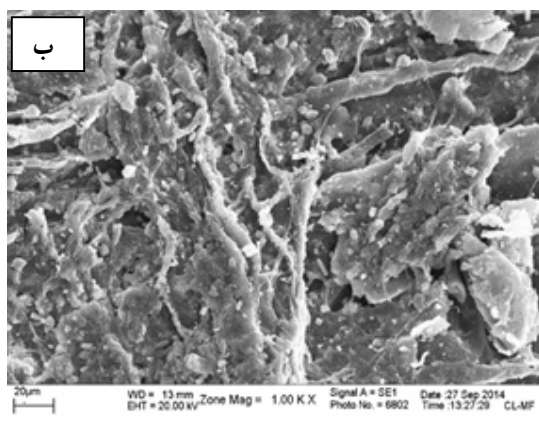
نتایج جدول 1 نشان می‌دهد که با افزایش درجه حرارت، به علت کاهش آب و رهایی ترکیبات فرار باگاس، بازده بیوپچار تولیدی کاهش می‌یابد (Masto et al., 2013). تغییر بازده بیوپچار نسبت به تغییر درجه حرارت، ملایم بوده و تنها تغییر شدید در دمای 300 درجه سلسیوس نسبت به 400 درجه سلسیوس رخ داده است. نتایج این تحقیق نشان داد با افزایش دمای تولید از 200 به 300 درجه سلسیوس، مواد آلی پایدار بیوپچار افزایش می‌یابد و افزایش دمای بیش از 300 درجه سلسیوس، کاهش مواد آلی پایدار در بیوپچار را منجر می‌شود. کاهش مواد آلی پایدار در دماهای بالاتر از 400 درجه سلسیوس می‌تواند به دلیل افزایش خاکستر در ترکیبات آن باشد (Masto et al., 2013). بالاتر بودن شاخص بهره‌وری مواد آلی پایدار در بیوپچار تولید شده در دمای 300 درجه سلسیوس (7/2 درصد) نسبت به بیوپچارهای تولید شده در دماهای دیگر، دلیلی بر انتخاب این بیوپچار به عنوان بیوپچار بهینه بود. شکل (1- الف و ب) به ترتیب تصویر بیوپچار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر را نشان می‌دهد. سطح بیوپچار باگاس نیشکر دارای خلل و فرج درشت، به صورت حفره‌های

لانه زنبوری می‌باشد. این شبکه لانه زنبوری در واقع بیانگر شکل-گیری بهتر اسکلت کربن در ساختار بیوپچار است (Ghani et al., 2013). همچنین خلل و فرج ریزی روی سطح بیوپچار قابل مشاهده می‌باشد که می‌تواند نماینده خروج مواد فرار در اثر حرارت از سطح بیوپچار باشد. میزان و نظم شبکه خلل و فرج در ورمی کمپوست باگاس نیشکر نسبت به بیوپچار باگاس نیشکر پایین‌تر می‌باشد.

سایر خصوصیات جاذب‌های مورد مطالعه در جدول 2 و شکل 2 نشان داده شده است. بر اساس نتایج جدول 2، بیوپچار باگاس نیشکر نسبت به ورمی کمپوست آن دارای مقادیر بیش‌تری کربن می‌باشد. این نتایج با مورفولوژی و ساختار منظم‌تر شبکه خلل و فرج بیوپچار نسبت به ورمی کمپوست مطابقت دارد. بالاتر بودن میزان نیتروژن در بیوپچار نسبت به ورمی کمپوست می‌تواند بیانگر حضور بیش‌تر گروه-های آمونیم در بیوپچار باشد. نتایج سایر محققین نشان داده است که میزان نیتروژن در جاذب‌های آنیونی مختلف در محدوده 0/35 تا 5/77 درصد می‌باشد (فراستی، 1390). بدیهی است وجود گروه‌های آمونیم در یک جاذب به علت دارا بودن بار مثبت، باعث افزایش توانایی آن، برای جذب یون‌هایی با بار منفی می‌گردد. توانایی نگهداشت یون‌هایی با بار منفی را ظرفیت تبادل آنیونی گویند.

جدول 1- خصوصیات بیوپچار باگاس نیشکر تهیه شده در دماهای مختلف (200-600 درجه سلسیوس)

درجه حرارت تولید بیوپچار (سلسیوس)	200	300	400	500	600
بازده بیوپچار (درصد)	29/3	26/1	17/1	15/2	12
کربن آلی قابل اکسید شدن (درصد)	41/4	34	29/5	28/9	21
ماده قابل احتراق (درصد)	89/1	86	77/3	74/8	59/3
شاخص تغییر پذیری کربن (بدون بعد)	0/5	0/4	0/4	0/4	0/4
مواد آلی پایدار (درصد)	17/7	27/4	26/5	24/9	23
شاخص بهره‌وری مواد آلی پایدار (بدون بعد)	5/2	7/2	4/6	3/8	2/8



شکل 1- تصویر SEM با بزرگنمایی 10000. (الف) - بیوپچار باگاس نیشکر، (ب) - ورمی کمپوست باگاس نیشکر

جدول 2- خصوصیات بیوجار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر

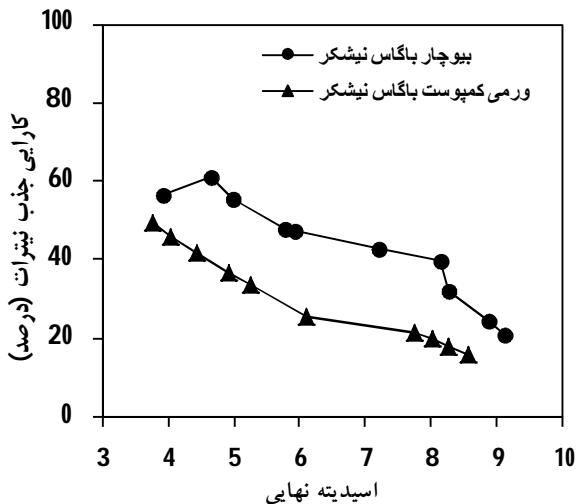
مقدار	خصوصیت	جاذب	مقدار	خصوصیت	جاذب
1/5	نیتروژن (%)	ورمی کمپوست	4/1	نیتروژن (%)	بیوجار
28/9	کربن (%)		56/2	کربن (%)	
7/76	ظرفیت تبادل کاتیونی (cmol/Kg)		10/21	ظرفیت تبادل آنیونی (cmol/Kg)	
26/51	سطح ویژه (m ² /g)		41/67	سطح ویژه (m ² /g)	
4/89	نقطه بار صفر (بدون واحد)		5/35	نقطه بار صفر (بدون واحد)	

برابر 3/78 رخ داد که این مقادیر قابل قبول می‌باشد. به دلیل اینکه برای هر دو جاذب، اسیددیده بهینه کم‌تر از نقطه بار صفر جاذب است؛ هنگامی که اسیددیده محلول کم‌تر از اسیددیده نقطه بار صفر جاذب باشد، سطح جاذب دارای بار مثبت بوده و تمایل زیادی به جذب آنیون‌ها دارد (Chintala et al., 2013). نتایج این تحقیق نشان داد برای هر دو جاذب مورد مطالعه حداکثر جذب در اسیددیده اسیدی و حداقل جذب در اسیددیده بازی رخ داد. در اسیددیده اسیدی، سطح جاذب به علت وجود یون‌های H⁺ مثبت شده و نیروی الکترواستاتیک بین سطح جاذب و یون‌های نیترات افزایش می‌یابد (Olgun et al., 2013).

مقایسه‌ی ظرفیت تبادل آنیونی بیوجار (10/21) (سانتی‌مول بر کیلوگرم) و ورمی کمپوست (7/76) (سانتی‌مول بر کیلوگرم) باگاس نیشکر نشان داد که بیوجار به علت دارا بودن ظرفیت تبادل آنیونی بزرگ‌تر نسبت به ورمی کمپوست، به عنوان یک جاذب بهتر عمل خواهد کرد. سطح ویژه بیوجار باگاس نیشکر (41/67 مترمربع بر گرم) نسبت به ورمی کمپوست باگاس نیشکر (26/51 مترمربع بر گرم) مقدار بالاتری را به خود اختصاص داده است و این به دلیل خارج شدن آب و مواد فرار از بیوجار و افزایش خلل و فرج آن می‌باشد.

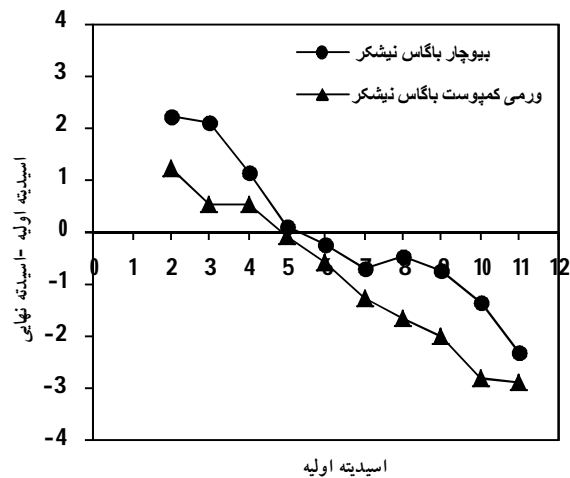
تأثیر اسیددیده بر جذب نیترات

نتایج تأثیر اسیددیده‌های مختلف بر جذب نیترات توسط بیوجار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر در شکل 3 نشان داده شده است.



شکل 3- تأثیر اسیددیده بر جذب نیترات توسط بیوجار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر

از طرفی با افزایش اسیددیده و یون‌های هیدروکسیل (OH) در محلول، رقابت بین یون‌های نیترات و هیدروکسیل برای قرارگیری بر روی سطح جاذب افزایش می‌یابد و جذب نیترات کاهش می‌یابد (Cengeloglu et al., 2006). مشابه این نتایج نیز در جذب نیترات توسط سایر محققین گزارش شده است (Olgun et al., 2013; Ganesan et al., 2013).



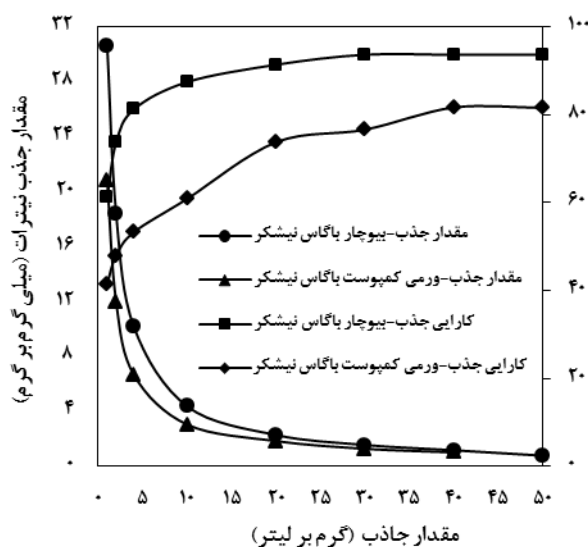
شکل 2- تعیین نقطه بار صفر بیوجار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر

همان‌طور که شکل 3 نشان می‌دهد در همه اسیددیده‌ها جذب نیترات توسط بیوجار باگاس نیشکر نسبت به ورمی کمپوست آن بیش‌تر می‌باشد. این عامل احتمالاً به دلیل بالاتر بودن سطح ویژه و ظرفیت تبادل آنیونی بیوجار نسبت به ورمی کمپوست است. حداکثر جذب نیترات توسط بیوجار (61/3 درصد) در اسیددیده برابر 4/64 و حداکثر جذب نیترات توسط ورمی کمپوست (41/6 درصد) در اسیددیده

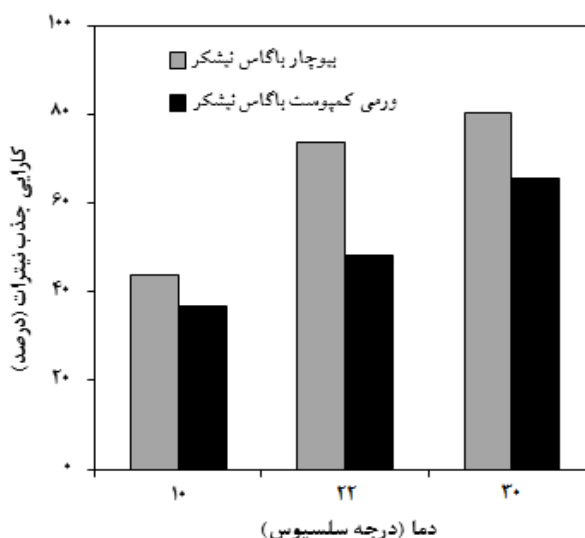
تأثیر مقدار جاذب بر جذب نیترات

تأثیر مقدار جاذب بر جذب نیترات توسط بیوجار و ورمی کمپوست در شکل 4 نشان داده شده است. افزایش مقدار بیوجار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر در ابتدا باعث افزایش جذب نیترات گردید. اما افزایش مقدار بیوجار به بیش از 20 گرم بر لیتر و افزایش مقدار ورمی کمپوست به بیش از 40 گرم بر لیتر تأثیری بر کارایی جذب بیشتر نیترات نداشت. این پدیده به این صورت قابل توجیه است که در ابتدا با افزایش مقدار جاذب، جذب نیترات توسط بیوجار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر به دلیل افزایش مکان‌های جذب و سطح ویژه جاذب افزایش یافت (Hu et al., 2004; Öztürk and Bektaş., 2015). اما هنگامی که فرایند جذب کامل شد، افزودن بیش‌تر جاذب تأثیری بر آن ندارد. نتایج به دست آمده از این تحقیق با نتایج دیگر محققین که با افزایش مقدار جاذب، کارایی جذب نیترات ابتدا افزایش و سپس ثابت می‌گردد، مطابقت دارد (Öztürk and

Katal et al., 2012; Bektaş., 2004). بررسی شکل 4 نشان می‌دهد با افزایش مقدار جاذب مقدار جذب نیترات بر واحد جرم جاذب کاهش می‌یابد که این به دلیل اشباع نشدن بعضی از مکان‌های جذب روی سطح بیوجار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر می‌باشد. نتایج مشابهی توسط سایر محققین نیز گزارش شده است (Song et al., 2015; Hu et al., 2016). بنابراین مقدار بهینه جاذب، نقطه‌ای است که بین درصد جذب نیترات و مقدار جذب نیترات بر هر گرم جاذب، تعادل برقرار گردد (Hu et al., 2015; Milmile et al., 2011). نتایج تحقیق حاضر نشان داد که مقدار بهینه جاذب برای حذف نیترات از محلولی با غلظت اولیه 50 میلی‌گرم بر لیتر 2 گرم بر لیتر می‌باشد. در شکل 4 نشان داده شده است در محل تقاطع نمودار کارایی جذب و مقدار جذب برای هر جاذب (نقطه بهینه)، حداکثر راندمان حذف نیترات توسط بیوجار و ورمی کمپوست به ترتیب 73/7 و 48 درصد است.



شکل 5- تأثیر دمای محلول بر جذب نیترات توسط بیوجار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر



شکل 4- تأثیر مقدار جاذب بر جذب نیترات توسط بیوجار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر

درصد گردید. افزایش جذب با افزایش دما نشان‌دهنده این واقعیت است که فرایند جذب نیترات توسط بیوجار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر در طبیعت گرماگیر است (Morghi et al., 2015). بنابراین می‌توان نتیجه گرفت که کارایی بیوجار و ورمی کمپوست در مناطق گرمسیر همچون خوزستان بالاتر می‌باشد.

تأثیر آنیون‌های رقیب بر جذب نیترات

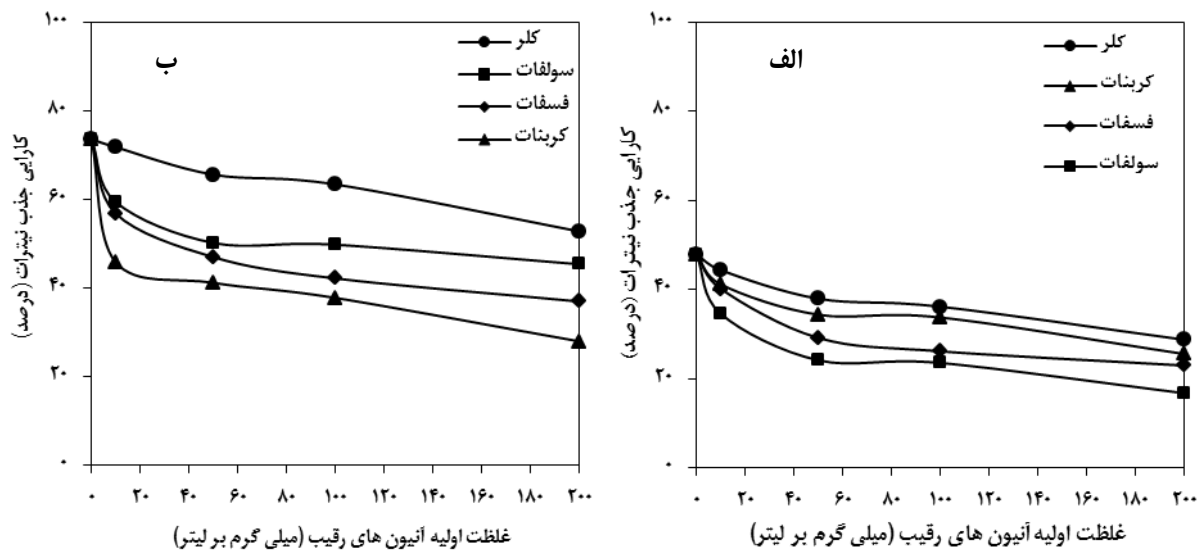
شکل 6، نتایج تأثیر آنیون‌های کلر، فسفات، کربنات و سولفات را در غلظت‌های مختلف صفر، 10، 50، 100 و 200 میلی‌گرم بر لیتر بر

تأثیر دمای محلول بر جذب نیترات

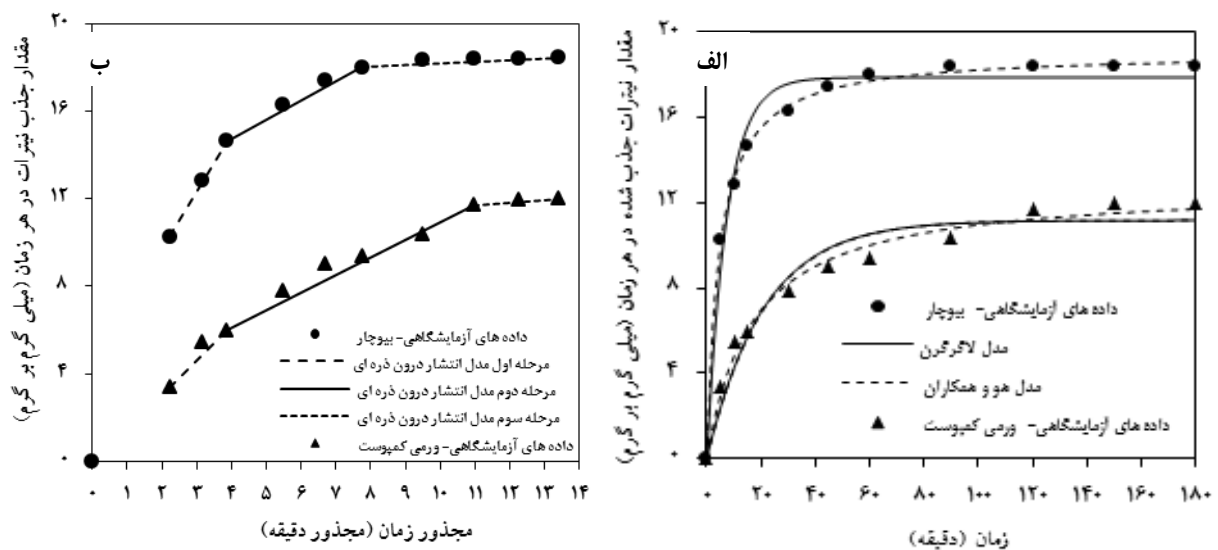
نتایج تأثیر دما-
Error! Reference source not found. های مختلف 10، 22 (دمای آزمایشگاه) و 30 درجه سلسیوس بر فرایند جذب نیترات توسط بیوجار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر را نشان می‌دهد. با افزایش دما از 10 درجه سلسیوس به 30 درجه سلسیوس جذب نیترات توسط بیوجار از 43/8 درصد به 80/4 درصد افزایش یافت. این پدیده ممکن است به علت فعل و انفعالات بین یون‌های نیترات و سطح بیوجار باشد. همچنین افزایش دما موجب افزایش جذب نیترات توسط ورمی کمپوست از 36/8 درصد به 56/4

20/8 درصدی در جذب نیترات شد. نتایج مطالعه سایر محققین نشان داد که تأثیر هر یک از آنیون‌های رقیب بر جذب نیترات به خصوصیات جاذب و نوع آنیون‌های رقیب بستگی دارد. اسلام و پاتل، گزارش کردند که از بین آنیون‌های مورد مطالعه (کربنات، فسفات، کلر و سولفات)، کربنات و سولفات به ترتیب بیش‌ترین و کم‌ترین تأثیر را در کاهش جذب نیترات داشتند (Islam and Patel., 2010). حلاج‌نیا و همکاران (2013)، در تحقیق خود به این نتیجه دست یافتند که از بین آنیون‌های کربنات، فسفات، کلر و سولفات، کربنات و کلر به ترتیب بیش‌ترین و کم‌ترین تأثیر را بر کاهش جذب نیترات داشتند (Halajnia et al., 2013).

فرایند جذب نیترات توسط بیوجار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر از محلولی با غلظت اولیه 50 میلی گرم بر لیتر نشان می‌دهد. شکل 6 (الف - ب) نشان می‌دهد که وجود آنیون‌های رقیب در محلول باعث کاهش جذب نیترات گردیده است و افزایش بیش‌تر غلظت آنیون‌ها، باعث کاهش بیش‌تر جذب نیترات شد. از بین یون‌های مورد مطالعه، کربنات و کلر به ترتیب بیش‌ترین و کم‌ترین تأثیر را در کاهش جذب نیترات توسط بیوجار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر داشتند. وجود کربنات با غلظت 10 و 200 میلی گرم بر لیتر به ترتیب باعث کاهش 27/8 و 45/6 درصدی در جذب نیترات گردید. در حالیکه کلر با غلظت 10 و 200 میلی گرم بر لیتر به ترتیب باعث کاهش 1/8 و



شکل 6- الف - تأثیر آنیون‌های رقیب بر جذب نیترات توسط بیوجار باگاس نیشکر ب- تأثیر آنیون‌های رقیب بر جذب نیترات توسط بیوجار ورمی - کمپوست باگاس نیشکر



شکل 7 (الف - ب) - برازش مدل‌های سینتیک بر داده‌های آزمایشگاهی جذب نیترات توسط بیوجار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر

یکی از پارامترهای مهم در طراحی فرایند تصفیه می‌باشد.

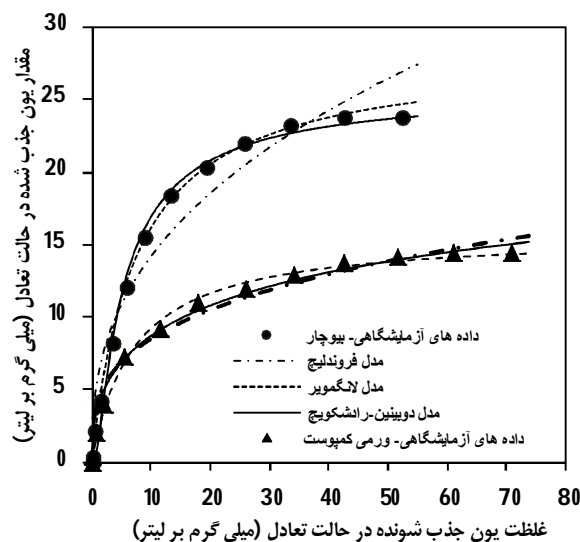
نتایج آزمایش ایزوترم جذب

نتایج برازش مدل‌های ایزوترم جذب نیترات توسط جاذب‌های مورد مطالعه در شکل 8 و جدول 4 نشان داده شده است. نتایج این برازش نشان داد که مدل لانگمویر جذب نیترات توسط بیوجار را با R^2 بزرگ‌تر و RMSE کوچک‌تر ($R^2=0/999$ و $RMSE =0/439$) و توسط ورمی کمپوست با ضرایب ($R^2=0/999$ و $RMSE =0/323$) بهتر توصیف می‌کند. ماکزیمم ظرفیت جذب بیوجار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر برای جذب نیترات توسط مدل لانگمویر به ترتیب 25/836 و 14/719 میلی‌گرم بر گرم تخمین زده شده است.

نتایج برازش مدل انتشار درون ذره‌ای (شکل 7-ب) بر داده‌های آزمایشگاهی جذب نیترات توسط جاذب‌های مورد مطالعه نشان می‌دهد که جذب یک فرآیند تک مرحله‌ای نمی‌باشد و توسط مراحل انتشار غشایی، انتشار در منافذ و انتشار درون ذره‌ای کنترل می‌شود. برازش مدل انتشار درون ذره‌ای بر داده‌های جذب نیترات از مبدا مختصات عبور نمی‌کند، بنابراین می‌توان نتیجه گرفت که مرحله انتشار در منافذ تأثیر بیشتری در فرایند سینتیک جذب دارد (Olgun, Demiral and Gündüzoğlu., 2010; et al., 2013). بر اساس نتایج آزمایش‌های سینتیک جذب (شکل 7-الف) مشخص گردید که جذب نیترات توسط بیوجار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر به ترتیب پس از 60 و 120 دقیقه به تعادل رسید. کوتاه‌تر بودن فرایند جذب

جدول 3- پارامترهای مدل‌های سینتیک جذب نیترات توسط بیوجار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر

ضرایب مدل لاگرن					
جاذب	$q_{e(exp)} (mg/g)$	$k_1 (1/min)$	$q_{e(cal)} (mg/g)$	R^2	RMSE
بیوجار	18/44	0/136	17/901	0/991	0/822
ورمی کمپوست	12/98	0/048	11/175	0/979	0/892
ضرایب مدل هو و همکاران					
جاذب	$q_{e(exp)} (mg/g)$	$k_2 (g/mg.min)$	$q_{e(cal)} (mg/g)$	R^2	RMSE
بیوجار	18/44	0/01	19/073	0/999	0/212
ورمی کمپوست	12/98	0/004	12/800	0/993	0/466
ضرایب مدل انتشار بین ذره‌ای					
جاذب	$K_p (mg.min^{0.5}/g)$	$I (mg/g)$	R^2	RMSE	
بیوجار	1/054	7/683	0/812	3/461	
ورمی کمپوست	0/854	2/062	0/741	3/044	



شکل 8- برازش مدل‌های ایزوترم جذب بر داده‌های آزمایشگاهی جذب نیترات توسط بیوجار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر

جذب نیترات توسط جاذب نانو ذرات نی (فراستی و همکاران، 1392) و ژئولیت کلینوپتیلولیت (Murkani et al., 2015) گزارش شده است. مقادیر متوسط انرژی جذب (E) برای بیوجار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر به ترتیب 0/525 و 0/529 کیلو ژول بر مول به دست آمد. براساس مقدار متوسط انرژی جذب هر دو جاذب (جدول 4)، این نتیجه حاصل می‌گردد که در این مطالعه جذب فیزیکی نقش عمده‌ای در حذف نیترات دارد. زیرا اگر E بین 8 تا 16 کیلو ژول بر مول باشد جذب شیمیایی و اگر کوچک‌تر از 8 کیلو ژول بر مول باشد جذب در طبیعت به صورت فیزیکی رخ خواهد داد (Milmlile et al., 2011).

بر اساس نتایج جدول 4 مقدار پارامتر تعادل در غلظت‌های مورد مطالعه (100-1 میلی‌گرم بر لیتر) برای هر دو جاذب مورد مطالعه بین صفر و یک می‌باشد، که نشان دهنده مطلوبیت ایزوترم جذب لانگمویر می‌باشد. همچنین مقدار 1/n در مدل ایزوترم فروندلیچ برای جذب نیترات به وسیله بیوجار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر به ترتیب 0/39 و 0/44 به دست آمد. مقدار 1/n کوچک‌تر از یک شرایط جذب مطلوب نیترات را نشان می‌دهد. همچنین کوچک بودن مقدار این ضریب بیانگر این موضوع است که فرایند جذب همگن بوده و عمدتاً از طریق تبادل آنیونی صورت می‌گیرد. مشابه این نتایج نیز در

جدول 4- پارامترهای مدل‌های ایزوترم جذب نیترات توسط بیوجار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر

ضرایب مدل لانگمویر					
جاذب	b(L/mg)	q _m (mg/g)	R _L	R ²	RMSE
بیوجار	0/134	28/208	0/073	0/999	0/439
ورمی کمپوست	0/140	15/773	11/175	0/999	0/323
ضرایب مدل دوینین-رادشکوچ					
جاذب	β	q _m (mg/g)	E(KJ/mol)	R ²	RMSE
بیوجار	1/813	25/836	0/525	0/997	0/831
ورمی کمپوست	1/790	14/719	0/529	0/991	0/793
ضرایب مدل فروندلیچ					
جاذب	K _F (L/mg) ^{1/n} (mg/g)	n(g/L)	R ²	RMSE	
بیوجار	5/820	2/585	0/978	2/114	
ورمی کمپوست	4/220	2/291	0/987	1/079	

طبیعت به صورت فیزیکی رخ خواهد داد (Milmlile et al., 2011).

نتیجه‌گیری

با توجه به افزایش گازهای گلخانه‌ای در اثر فعالیت‌های کشاورزی و اثرات نامساعد آن بر روی تغییر اقلیم، لزوم استفاده از جاذب‌هایی بتوان آن‌ها را پس از جذب نیترات به راحتی در خاک به کار برد، روز به روز بیش‌تر مشخص می‌گردد. نتایج این تحقیق نشان داد که بیوجار باگاس نیشکر نسبت به ورمی کمپوست آن توانایی بیش‌تری برای جذب نیترات دارد. افزایش اسیدیتیه، باعث کاهش کارایی حذف نیترات توسط هر دو جاذب مورد مطالعه گردید. با افزایش مقدار جاذب، کارایی حذف نیترات افزایش یافت و پس از رسیدن به تعادل، افزایش بیش‌تر مقدار جاذب تأثیری بر جذب بیش‌تر نیترات نداشت. همچنین مدل سینتیک هو و همکاران و ایزوترم لانگمویر برآزش بهتری بر داده‌های آزمایشگاهی جذب نیترات توسط بیوجار و ورمی-کمپوست باگاس نیشکر داشتند.

بر اساس نتایج جدول 4 مقدار پارامتر تعادل در غلظت‌های مورد مطالعه (100-1 میلی‌گرم بر لیتر) برای هر دو جاذب مورد مطالعه بین صفر و یک می‌باشد، که نشان دهنده مطلوبیت ایزوترم جذب لانگمویر می‌باشد. همچنین مقدار 1/n در مدل ایزوترم فروندلیچ برای جذب نیترات به وسیله بیوجار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر به ترتیب 0/39 و 0/44 به دست آمد. مقدار 1/n کوچک‌تر از یک شرایط جذب مطلوب نیترات را نشان می‌دهد. همچنین کوچک بودن مقدار این ضریب بیانگر این موضوع است که فرایند جذب همگن بوده و عمدتاً از طریق تبادل آنیونی صورت می‌گیرد. مشابه این نتایج نیز در جذب نیترات توسط جاذب نانو ذرات نی (فراستی و همکاران، 1392) و ژئولیت کلینوپتیلولیت (Murkani et al., 2015) گزارش شده است. مقادیر متوسط انرژی جذب (E) برای بیوجار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر به ترتیب 0/525 و 0/529 کیلو ژول بر مول به دست آمد. براساس مقدار متوسط انرژی جذب هر دو جاذب (جدول 4)، این نتیجه حاصل می‌گردد که در این مطالعه جذب فیزیکی نقش عمده‌ای در حذف نیترات دارد. زیرا اگر E بین 8 تا 16 کیلو ژول بر مول باشد جذب شیمیایی و اگر کوچک‌تر از 8 کیلو ژول بر مول باشد جذب در

منابع

- Fornes, F., Belda, R.M and Lidón, A. 2015. Analysis of two biochars and one hydrochar from different feedstock: focus set on environmental, nutritional and horticultural considerations. *Journal of Cleaner Production*. 86: 40-48.
- Ganesan, P., Kamaraj, R and Vasudevan, S. 2013. Application of isotherm, kinetic and thermodynamic models for the adsorption of nitrate ions on graphene from aqueous solution. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*. 44.5: 808-814.
- Ghani, W.A.W.A.K., Mohd, A., da Silva, G., Bachmann, R.T., Taufiq-Yap, Y.H., Rashid, U and Ala'a, H. 2013. Biochar production from waste rubber-wood-sawdust and its potential use in C sequestration: Chemical and physical characterization. *Industrial Crops and Products*. 44: 18-24.
- Haddad, M., Zayed, M.S., El-Sayed, G., Hassanein, M and El-Satar, A.A. 2014. Evaluation of compost, vermicompost and their teas produced from rice straw as affected by addition of different supplements. *Annals of Agricultural Sciences*. 59.2: 243-251.
- Halajnia, A., Oustan, S., Najafi, N., Khataee, A and Lakzian, A. 2013. Adsorption-desorption characteristics of nitrate, phosphate and sulfate on Mg-Al layered double hydroxide. *Applied Clay Science*. 80: 305-312.
- Harmand, J.M., Ávila, H., Oliver, R., Saint-André, L and Dambrine, E. 2010. The impact of kaolinite and oxihydroxides on nitrate adsorption in deep layers of a Costarican Acrisol under coffee cultivation. *Geoderma*. 158.3: 216-24.
- Hu, Q., Chen, N., Feng, C and Hu, W. 2015. Nitrate adsorption from aqueous solution using granular chitosan-Fe³⁺ complex. *Applied Surface Science*. 347: 1-9.
- Islam, M and Patel, R. 2010. Synthesis and physicochemical characterization of Zn/Al chloride layered double hydroxide and evaluation of its nitrate removal efficiency. *Desalination*. 256.1: 120-128.
- Kaewpravit, C., Hequet, E., Abidi, N and Gourlot, J.P. 1998. Application of Methylene Blue Adsorption to Cotton Fiber Specific Surface Area Measurement: Part I. Methodology. *The Journal of Cotton Science*. 2: 164-173.
- Katal, R., Baei, M.S., Rahmati, H.T and Esfandian, H. 2012. Kinetic, isotherm and thermodynamic study of nitrate adsorption from aqueous solution using modified rice husk. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*. 18.1: 295-302.
- Masto, R.E., Kumar, S., Rout, T., Sarkar, P., George, J and Ram, L. 2013. Biochar from water hyacinth (*Eichornia crassipes*) and its impact on soil
- عابدی کوپایی، ج، موسوی، ف و معتمدی، الف. 1389. بررسی تأثیر کاربرد زئولیت کلینوپتیلولایت در کاهش آبشویی کود اوره از خاک. *مجله آب و فاضلاب*. 21. 3: 51-57.
- فراستی، م. 1390. بررسی تأثیر نانوساختار نی و پوشال نیشکر بر حذف نیترات از آبهای آلوده. پایان نامه دکتری. دانشگاه شهید چمران اهواز.
- فراستی، م. برومند نسب، س. معاضده. جعفرزاده حقیقی فرد، ن. عابدی کوپایی، ج و سیدیان، م. 1392. حذف نیترات از آبهای آلوده با استفاده از نانوذرات نی اصلاح شده. *مجله آب و فاضلاب*. 24. 1: 34-42.
- محراب، ن و گنجی دوست، ح. 1393. پیامد کاربرد زئولیت غنی شده با آمونیوم بر نگهداشت نیترات و آمونیوم در دو خاک با بافت متفاوت در مدیریت کشت گندم. *نشریه مدیریت خاک*. 3. 1: 30-21.
- Ahmad, M., Lee, S.S., Dou, X., Mohan, D., Sung, J.K., Yang, J.E and Ok, Y.S. 2012. Effects of pyrolysis temperature on soybean stover-and peanut shell-derived biochar properties and TCE adsorption in water. *Bioresource Technology*. 118: 536-544.
- Bhatnagar, A and Sillanpää, M. 2011. A review of emerging adsorbents for nitrate removal from water. *Chemical Engineering Journal*. 168.2: 493-504.
- Bhatnagar, A., Kumar, E and Sillanpää, M. 2010. Nitrate removal from water by nano-alumina: Characterization and sorption studies. *Chemical Engineering Journal*. 163.3: 317-323.
- Cengeloglu, Y., Tor, A., Ersoz, M and Arslan, G. 2006. Removal of nitrate from aqueous solution by using red mud. *Separation and Purification Technology*. 51.3: 374-378.
- Chintala, R., Mollinedo, J., Schumacher, T.E., Papiernik, S.K., Malo, D.D., Clay, D.E., Kumar, D.E and Gulbrandson, D.W. 2013. Nitrate sorption and desorption in biochars from fast pyrolysis. *Microporous and Mesoporous Materials*. 179: 250-57.
- Demiral, H and Gündüzoğlu, G. 2010. Removal of nitrate from aqueous solutions by activated carbon prepared from sugar beet bagasse. *Bioresource Technology*. 101.6: 1675-80.
- Divband Hafshejani, L., Broomand Nasab, S., Mafi Gholami, R., Moradzadeh, M., Izadpanah, Z., Bibak Hafshejani, S and Bhatnagar, A. 2015. Removal of zinc and lead from aqueous solution by nanostructured cedar leaf ash as biosorbent. *Journal of Molecular Liquids*. 211: 448-456.

- based corn stalk and its chemical regeneration property. *Journal of Hazardous Materials*. 304: 280-290.
- Song,X., Liu,M., Wu,D., Griffiths,B. S., Jiao,J., Li,H. and Hu, F. 2015. Interaction matters: Synergy between vermicompost and PGPR agents improves soil quality, crop quality and crop yield in the field. *Applied Soil Ecology*. 89: 25-34.
- Tan,X., Liu,Y., Zeng,G., Wang,X., Hu,X., Gu,Y and Yang,Z. 2015. Application of biochar for the removal of pollutants from aqueous solutions. *Chemosphere* 125: 70-85.
- Xiang,J., Liu,D., Ding,W., Yuan,J and Lin,Y. 2015. Effects of biochar on nitrous oxide and nitric oxide emissions from paddy field during the wheat growth season. *Journal of Cleaner Production*. 104: 52-58.
- Xu,X., Gao,B.Y., Yue,Q.Y and Zhong,Q.Q. 2010. Preparation and utilization of wheat straw bearing amine groups for the sorption of acid and reactive dyes from aqueous solutions. *Journal of Hazardous Materials*. 182.1: 1-9.
- Yao,Y., Gao,B., Chen,J., Yang,L., 2013. Engineered biochar reclaiming phosphate from aqueous solutions: mechanisms and potential application as a slow-release fertilizer. *Environmental Science and Technology*. 47: 8700-8708.
- Yao,Y., Gao,B., Inyang,M., Zimmerman,A.R., Cao,X., Pullammanappallil,P and Yang,L. 2011. Removal of phosphate from aqueous solution by biochar derived from anaerobically digested sugar beet tailings. *Journal of Hazardous Materials*. 190: 501-507.
- biological activity. *Catena*. 111: 64-71.
- Milmile,S.N., Pande,J.V., Karmakar,S., Bansiwala,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.
- Morghi,M., Abidar,F., Soudani,A., Zerbet,M., Chiban, M., Kabli,H and Sinan,F. 2015. Removal of nitrate ions from aqueous solution using chitin as natural adsorbent. *International Journal of Research in Environmental Studies*. 2: 8-20.
- Murkani,M., Nasrollahi,M., Ravanbakhsh,M., Bahrami,P and Jaafarzadeh Haghighi Fard,N. 2015. Evaluation of natural zeolite clinoptilolite efficiency for the removal of ammonium and nitrate from aquatic solutions. *Environmental Health Engineering and Management Journal*. 2.1: 17-22.
- 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: 108-19.
- Öztürk,N and Bektaş,T.E.L. 2004. Nitrate removal from aqueous solution by adsorption onto various materials. *Journal of Hazardous Materials*. 112: 155-162.
- Singh,R., Singh,R., Soni,S. K., Singh,S. P., Chauhan, U. and Kalra,A. 2013. Vermicompost from biodegraded distillation waste improves soil properties and essential oil yield of *Pogostemon cablin* (patchouli) Benth. *Applied Soil Ecology*. 70: 48-56.
- Song,W., Gao,B., Xu,X., Wang,F., Xue,N., Sun,S and Jia,R. 2016. Adsorption of nitrate from aqueous solution by magnetic amine-crosslinked biopolymer

Compare of Biochar and Vermicompost Sugarcane Bagasse Performance on Nitrate removal From Contaminated Water and Determine the Optimum Conditions for Adsorption Process

L. Divband Hafshejani^{1*}, A. Hooshmand², A.A. Naseri³, A. Soltani Mohammadi⁴ and F. Abbasi⁵

Received: Jan.24, 2016

Accepted: May.12, 2016

Abstract

The presence of nitrate in water is one of the most important global concerns. Therefore use of cheap absorbents such as biochar and vermicompost is important as a solution environmental protection and management of crop residue. This study was conducted with purpose of compare of biochar and vermicompost sugarcane bagasse performance on nitrate removal from contaminated water and determines the optimum conditions for adsorption process. After providing of sugarcane bagasse biochar and vermicompost and determine of their characteristics, the effect of different parameter such as initial pH (2-11), dosage of adsorbent (1-10 g/L), solution temperature (10, 22 and 30 ° C), the presence of competing ions (phosphate, sulphate, carbonate and chloride) and contact time (0-180 min) was investigated on the efficiency of adsorption. Then, different kinetic and isotherm models were fitted to the experimental data. The results of this study showed that the optimum pH of nitrate adsorption by sugarcane bagasse biochar and vermicompost was 4.64 and 3.78, respectively. Also optimum adsorbent dosage was obtained 2 gr/L. Among the competing anions, carbonate and chloride had the highest and the lowest impact on the reduction of nitrate removal and nitrate removal efficiency was increased as the temperature increases. According to kinetic experiment, equilibrium time for nitrate adsorption by biochar and was obtained 60 and 120 min, respectively. The higher removal of nitrate by biochar (73.7%) in compare to vermicompost (48%) was due to specific surface area, the amount of carbon and anion-exchange capacity of sugarcane bagasse biochar is higher than vermicompost. The pseudo-second-order adsorption kinetic model and Langmuir adsorption isotherm model showed the best fit to the experimental adsorption data.

Keywords: Nitrate, Removal, Biochar, Vermicompost, sugarcane bagasse

1-PhD student of Irrigation and Drainage Engineering, Faculty of Water Sciences Engineering, Shahid Chamran University of Ahvaz, Khuzestan, Iran

2- Associate professor of Irrigation & Drainage. Faculty of Water Sciences Engineering, Shahid Chamran University of Ahvaz, Khuzestan, Iran

3- Professor of Irrigation & Drainage. Faculty of Water Sciences Engineering, Shahid Chamran University of Ahvaz, Khuzestan, Iran

4- Assistant professor of Irrigation & Drainage. Faculty of Water Sciences Engineering, Shahid Chamran University of Ahvaz, Khuzestan, Iran

5- Professor of Agricultural Engineering Research Institute (AERI), Agricultural Research, Education & Extension Organization (AREEO), Karaj, Iran

(*-Corresponding Author Email: mdivband@gmail.com.)