

Efficiency of Zeolite Clinoptilolite in Removal of Ammonium from Polluted Waters

Ramazan Ali Dianati Tilaki¹,
Danian Kahe²,
Mohammad Ali Zazouli¹

¹ Department of Environmental Health Engineering, Health Sciences Research Center, Faculty of Health, Mazandaran University of Medical Sciences, Sari, Iran

² MSc Student in Environmental Health Engineering, Faculty of Health, Mazandaran University of Medical Sciences, Sari, Iran

(Received September 30, 2012 ; Accepted January 16, 2013)

Abstract

Background and purpose: Ammonia in form of ammonium ions pollutes the acceptor water through industrial, domestic and agricultural wastewater. Ammonium ions are toxic and could decrease the dissolved oxygen in water and endanger the aquatic life. One of the conventional methods for removing ammonia from water and wastewater is exchanging the ions using zeolites. The aim of this study was to assess the efficacy of zeolite Clinoptilolite in removing ammonia from water, in both batch and continuous systems.

Materials and methods: In this study batch experiments were exposed to different concentrations of natural Clinoptilolite (5, 10, and 50 g/l) with aqueous solution containing ammonium ions (1, 5 and, 10 mg/l) in different exposure times (10 to 240 minutes). The continuous experiments were also conducted at ammonium concentrations of 5 and 10 mg/l.

Results: The maximum ammonium absorption occurred at pH=7 and in 60 minutes exposure time. Increase in initial concentration of ammonium increased the sorption capacity. Also, sorption capacity decreased when the absorbent material increased. Considering higher correlation coefficient (R^2) the isotherm obtained in this study matches the Freundlich isotherm model. The results of column tests showed longer time to reach the breakpoint when initial concentration of ammonium decreased. Breakpoints for ammonium concentrations of 5 and 10 mg/l were 6.45 and 6.32 mg/g, respectively.

Conclusion: This study proved that ion exchange using zeolite Clinoptilolite is a low cost method that could result in complete removal of ammonium from water.

Keywords: Clinoptilolite, ammonium, removal, sorption

J Mazand Univ Med Sci 2013; 23(97): 250-256 (Persian).

بررسی کارایی زئولیت کلینوپتیلولایت در حذف آمونیوم از آب‌های آلوده

رضانعلی دبانئی تیلکی^۱

دانیان کاهه^۲

محمدعلی ززولی^۱

چکیده

سابقه و هدف: آمونیاک به شکل یون آمونیوم از طریق فاضلاب‌های صنعتی، خانگی و کشاورزی به آب‌های پذیرنده وارد می‌شود. یون آمونیوم علاوه بر سمی بودن، قادر است اکسیژن محلول آب‌های پذیرنده را پایین آورده و حیات موجودات آبرزی را به خطر اندازد. از روش‌های متداول جهت حذف آمونیوم از آب و پساب روش تبادل یون با استفاده از زئولیت‌ها می‌باشد. در این تحقیق زئولیت کلینوپتیلولایت با هدف حذف آمونیوم از آب در دو سیستم ناپیوسته و پیوسته مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روش‌ها: آزمایشات ناپیوسته، با در تماس قرار دادن مقادیر مشخصی از کلینوپتیلولایت طبیعی به میزان ۵، ۱۰ و ۵۰ گرم بر لیتر به طور جداگانه با محلول‌های آبی حاوی یون آمونیوم با غلظت‌های ۱، ۵ و ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر در زمان تماس‌های مختلف (۱۱۰ الی ۲۴۰ دقیقه) انجام شد. آزمایشات پیوسته نیز در غلظت‌های ۵ و ۱۰ میلی‌گرم در لیتر آمونیوم انجام شد.

یافته‌ها: حداکثر جذب آمونیوم در $\text{pH}=7$ و زمان تماس ۶۰ دقیقه به دست آمد. با افزایش غلظت اولیه آمونیوم، ظرفیت جذب افزایش یافت. همچنین با افزایش مقدار جاذب ظرفیت جذب کاهش یافت. ایزوترم حاصل از این مطالعه با در نظر گرفتن ضریب همبستگی بالاتر R^2 با مدل ایزوترم فروندلیچ تطابق دارد. نتایج مربوط به آزمایشات ستونی نشان داد که با کاهش غلظت اولیه آمونیوم، مدت زمان رسیدن به نقطه شکست طولانی‌تر می‌شود. همچنین نقطه شکست برای غلظت‌های ۵ و ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر آمونیوم به ترتیب برابر با ۶/۴۵ و ۶/۳۲ میلی‌گرم در گرم می‌باشد.

استنتاج: بنابراین بکارگیری روش تبادل یون با استفاده از زئولیت کلینوپتیلولایت می‌تواند با حداقل هزینه باعث حذف کامل آمونیوم از آب شود.

واژه‌های کلیدی: کلینوپتیلولایت، آمونیوم، آب، جذب

مقدمه

آورده و حیات موجودات آبرزی را به خطر اندازد. لذا حذف و کنترل آن در آب امری اجتناب ناپذیر است (۱). روش‌های حذف آمونیوم از آب و پساب شامل: هوادهی، کلر زنی، تبادل یونی، جذب سطحی با کربن

آمونیاک به شکل یون آمونیوم از طریق فاضلاب‌های صنعتی، خانگی و کشاورزی به آب‌های پذیرنده وارد می‌شود. یون آمونیوم علاوه بر سمی بودن، قادر است اکسیژن محلول آب‌های پذیرنده را پایین

E-mail: daniankahe@yahoo.com

مؤلف مسئول: دانیان کاهه - ساری: دانشگاه علوم پزشکی مازندران، دانشکده بهداشت

۱. گروه مهندسی بهداشت محیط، مرکز تحقیقات علوم بهداشتی، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی مازندران

۲. دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی مازندران

تاریخ دریافت: ۹۱/۷/۹ تاریخ ارجاع جهت اصلاحات: ۹۱/۹/۲۱ تاریخ تصویب: ۹۱/۱۰/۲۷

تعیین اثر عوامل مؤثر بر فرآیند شامل: زمان تماس، PH، غلظت ماده جاذب و غلظت ماده جذب شونده بر میزان حذف آمونیوم در وضعیت ناپیوسته (Batch) و پیوسته (Continuous) می‌باشد.

مواد و روش‌ها

آماده سازی اولیه کلینوپتیلولایت

کلینوپتیلولایت مورد استفاده در این تحقیق متعلق به معادن سمنان بود که خصوصیات آن در جدول شماره ۱ آورده شده است. وزن مشخصی از کلینوپتیلولایت مورد نظر چند بار با آب مقطر شسته و در دمای ۱۰۵ درجه سانتی گراد خشک گردید. سپس اندازه (مش) ذرات کلینوپتیلولایت مورد آزمایش با استفاده از شیکر الک تعیین و اندازه مش 10×18 (۱ تا ۲ میلی‌متر) (اندازه‌ای که بیشترین درصد وزنی را به خود اختصاص می‌داد) در این آزمایش انتخاب شد. به منظور تعیین ظرفیت جذب، نمونه زئولیت آماده شده در طی دو روش کاری جداگانه مورد بررسی و آزمایش قرار گرفت.

آزمایشات ناپیوسته

برای تعیین pH بهینه، آزمایشات در pHهای مختلف از ۳ تا ۱۰ با در نظر گرفتن مقدار ثابتی از غلظت و زمان و مقدار ثابت جاذب انجام شد. برای تعیین غلظت اولیه آمونیوم و مقدار بهینه جاذب در ابتدا محلول‌های آبی حاوی یون آمونیوم با غلظت‌های ۱، ۵ و ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر (برحسب N) با استفاده از کلرید آمونیوم ساخته شد. آزمایشات با در تماس قرار دادن مقادیر مشخصی به میزان ۰/۵، ۱ و ۵ گرم کلینوپتیلولایت طبیعی به‌طور جداگانه با ۱۰۰ میلی‌لیتر محلول‌های حاوی یون آمونیوم بر روی دستگاه Roller Mixer ۲۰۰ دور در دقیقه در زمان تماس‌های مختلف (۱۰، ۳۰، ۴۵، ۶۰، ۱۲۰ و ۲۴۰ دقیقه) قرار گرفت و سپس سانتریفیوژ شد. تمام آزمایشات در دمای اتاق (23 ± 0.2 درجه سانتی‌گراد)

فعال و نیتریفیکاسیون- دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی می‌باشد. هر یک از روش‌های فوق‌الذکر دارای مزایا و معایبی می‌باشند (۲). روش‌های استفاده از زئولیت‌ها به‌عنوان مواد مبادله‌کننده یونی طبیعی با توجه به هزینه‌های پایین رو به گسترش می‌باشد. در میان زئولیت‌ها، کلینوپتیلولایت به‌دلیل دارا بودن خاصیت تبادل کاتیونی از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است (۳). کلینوپتیلولایت (Clinoptilolite)، زئولیت آلومینوسیلیکاتی کریستالی است که ساختار ملکولی معمول آن به صورت $Na_6(AlO_2)_6(SiO_2)_{30} \cdot 24H_2O$ می‌باشد (۴، ۵). ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) آن‌ها بین ۱۰۰ meq/100g تا ۳۰۰ متغیر است (۶). به کارگیری روش تبادل یون با استفاده از زئولیت کلینوپتیلولایت می‌تواند با حداقل هزینه باعث حذف کامل آمونیوم از پساب گردد (۷).

در بررسی که توسط Wang و همکاران (۲۰۰۵) بر روی حذف آمونیوم از محلول آبی با استفاده از کلینوپتیلولایت چینی طبیعی مشخص نمود که بهترین pH حذف آمونیوم ۶ می‌باشد و همچنین با افزایش زمان تماس نرخ جذب آمونیوم ثابت می‌شود (۸). در مطالعات توسط karadag و همکاران (۲۰۰۶) بر روی تبادل آمونیوم توسط کلینوپتیلولیت طبیعی ترکیه‌ای نشان داد که جذب آمونیوم بر روی کلینوپتیلولایت به شدت وابسته به غلظت اولیه و زمان تماس و دمای پایین است و نشان داده شد دمای پایین سبب افزایش جذب آمونیوم می‌شود (۹).

در بررسی که توسط kurama و همکاران (۲۰۰۲) برای تعیین اثر اصلاح شیمیایی بر خاصیت جذب کلینوپتیلولایت طبیعی انجام شد، نتایج نشان داد که اصلاح شیمیایی با اسید کلردریک و آهکی کردن بر روی اندازه ذرات و مساحت سطحی اثر گذاشته و سبب بهبود ظرفیت جذب می‌شود (۱۰).

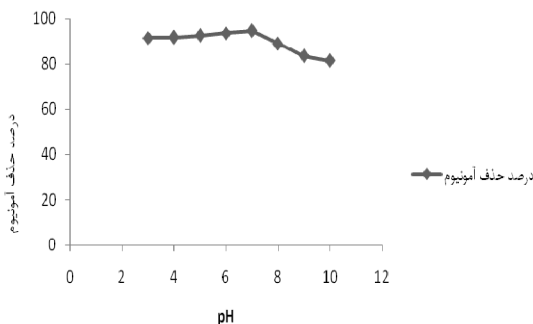
هدف از انجام این تحقیق تعیین کارایی زئولیت کلینوپتیلولایت در حذف آمونیوم از آب‌های آلوده و

نشان داده شده است. نتایج نشان داد که با افزایش pH از ۳ تا ۷ درصد حذف آمونیوم افزایش می‌یابد. اما با افزایش بیشتر pH تا حدود ۱۰، درصد حذف آمونیوم کاهش یافت.

جدول شماره ۱: آنالیز عنصری زئولایت مورد مطالعه

ترکیب شیمیایی	درصد
SiO ₂	۶۶/۵
Al ₂ O ₃	۱۱/۸۱
Fe ₂ O ₃	۱/۳
TiO ₂	۰/۲۱
CaO	۳/۱۱
MgO	۰/۷۲
Na ₂ O	۲/۰۱
K ₂ O	۳/۱۲
P ₂ O ₅	۰/۰۱
MnO	۰/۰۴
LOI*	۱۲/۰۵

*- اتلاف در اثر گرما



نمودار شماره ۱: درصد حذف آمونیوم در pH های مختلف با غلظت اولیه ۱۰ میلی گرم بر لیتر آمونیوم در زمان ۱۲۰ دقیقه و مقادیر ۵۰ گرم در لیتر کلینوپتیلولایت

اثر مقدار کلینوپتیلولایت بر روی کارایی تبادل یون کلینوپتیلولایت

همانطور که در نمودار شماره ۲ مشاهده می‌شود با افزایش مقدار جاذب درصد حذف آمونیوم افزایش یافته است. اما با توجه به نمودار شماره ۳ با ثابت نگه داشتن غلظت اولیه آمونیوم با افزایش مقدار جاذب ظرفیت جذب کاهش یافت.

انجام شد. غلظت آمونیوم توسط روش EPA (۳۵۰/۲) و با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر HACHDR/2800 در طول موج ۴۲۵ نانومتر اندازه گیری شد. برای بررسی ایزوترم‌ها مقدار ۱۰ گرم در لیتر یا ۱ گرم در ۱۰۰ میلی لیتر از کلینوپتیلولایت به غلظت‌های مختلفی (۱، ۵ و ۱۰، ۱۵ و ۲۵ میلی گرم در لیتر) از محلول آمونیوم با pH = ۷ اضافه گردید و مراحل آزمایش همانند روند توضیح داده شده در مراحل قبلی صورت گرفت. در کلیه آزمایشات مقادیر ظرفیت جذب با استفاده از رابطه ۱ محاسبه گردید. که در رابطه ۱: C_0 غلظت اولیه (mg/L)، C_e غلظت تعادلی (mg/L)، M وزن جاذب (gr) و q ظرفیت جذب (mg/g) می‌باشد.

$$q = \frac{(C_0 - C_e)V}{M}$$

آزمایشات پیوسته

جهت آزمایشات از ستون پلاستیکی با قطر داخلی ۱ سانتی‌متر و ارتفاع ۴۵ سانتی‌متر استفاده گردید. ستون مورد نظر با ۱۰ گرم (حجم ۱۱ میلی لیتر) کلینوپتیلولایت بارگذاری گردید و با استفاده از پمپ دیافراگمی Jesco محلول آمونیوم با غلظت‌های (۵ و ۱۰ میلی گرم بر لیتر) و با دبی ۲/۲ میلی لیتر بر دقیقه تغذیه گردید. هر ۱۲ BV/h تا رسیدن به نقطه شکست نمونه برداری و سنجش آمونیوم انجام گرفت. در این مطالعه غلظت خروجی ۱/۵ میلی گرم در لیتر بعنوان نقطه شکست ستون احتساب گردید (۱۱).

یافته ها

خصوصیات شیمیایی کلینوپتیلولایت

در جدول شماره ۱ درصد عناصر موجود در کلینوپتیلولایت ذکر شده است.

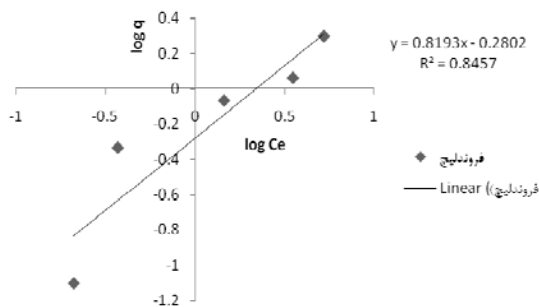
اثر pH های مختلف

در نمودار شماره ۱ درصد حذف آمونیوم در pH های مختلف در زمان ۱۲۰ دقیقه و مقادیر جاذب ۵۰ گرم بر لیتر با غلظت اولیه ۱۰ میلی گرم بر لیتر آمونیوم

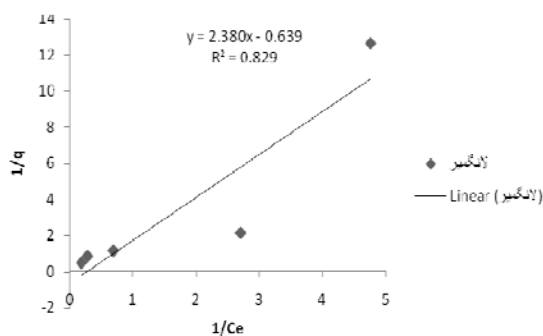
اثر زمان تماس بر روی کارایی تبادل یون کلیئوپتیلولایت با توجه به نمودار شماره ۴ در تمامی غلظت‌ها با افزایش زمان، ظرفیت جذب افزایش داشته و از زمان ۶۰ دقیقه به بعد ظرفیت جذب ثابت شده است.

ایزوترم های جذب لانگ مویر و فروندلیچ

با توجه به نتایج حاصل از رسم منحنی‌های تعادلی و محاسبات لازم، ایزوترم‌های جذب لانگمویر و فروندلیچ رسم و فرمول خطی آن محاسبه گردید. با توجه به نمودارهای شماره ۵ و ۶ مشخص می‌گردد که ایزوترم حاصل با در نظر گرفتن ضریب همبستگی بالاتر R2 با مدل ایزوترم فروندلیچ تطابق دارد.



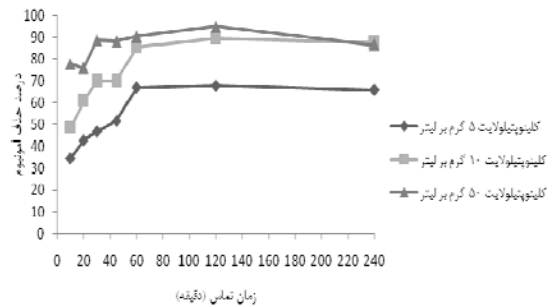
نمودار شماره ۵: ایزوترم جذب نمونه زئولیت کلیئوپتیلولایت به روش ایزوترم فروندلیچ



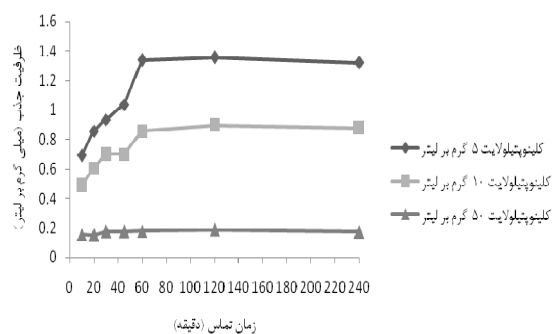
نمودار شماره ۶: ایزوترم جذب نمونه زئولیت کلیئوپتیلولایت به روش ایزوترم لانگمویر

نتایج آزمایشات ستونی

با توجه به نمودار شماره ۷ با احتساب نقطه شکست ۱/۵ میلی گرم بر لیتر، ظرفیت تبادل کاتیونی زئولیت تا



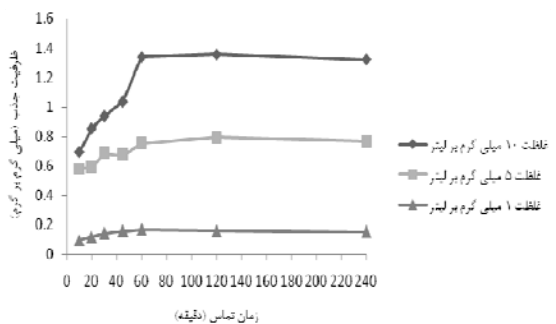
نمودار شماره ۲: درصد حذف آمونیوم با زمان تماس‌های مختلف همراه با غلظت اولیه ۱۰ میلی گرم بر لیتر و مقادیر مختلف کلیئوپتیلولایت (۵، ۱۰ و ۵۰ گرم بر لیتر) در $pH=7$



نمودار شماره ۳: ظرفیت جذب آمونیوم با زمان تماس‌های مختلف همراه با غلظت اولیه ۱۰ میلی گرم بر لیتر آمونیوم و مقادیر مختلف کلیئوپتیلولایت (۵، ۱۰ و ۵۰ گرم بر لیتر) در $pH=7$

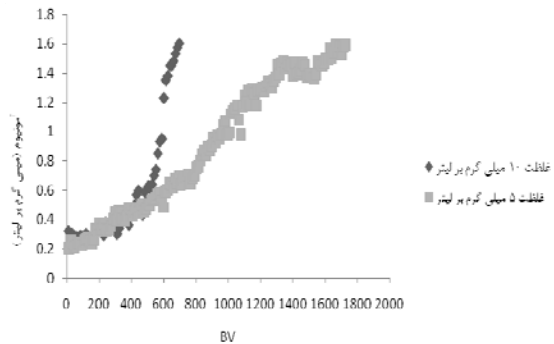
اثر غلظت اولیه آمونیوم بر روی کارایی تبادل یون کلیئوپتیلولایت

همچنین از نمودار شماره ۴ می‌توان نتیجه گرفت که با افزایش غلظت آمونیوم ظرفیت جذب افزایش یافته است.



نمودار شماره ۴: ظرفیت جذب آمونیوم با زمان تماس‌های مختلف همراه با مقدار ثابت ۵ گرم بر لیتر جاذب در غلظت اولیه مختلف آمونیوم (۱، ۵ و ۱۰ میلی گرم بر لیتر) آمونیوم در $pH=7$

نقطه شکست برای غلظت‌های ۵ و ۱۰ میلی گرم بر لیتر به ترتیب عبارتند از: ۶/۴۷ و ۶/۳۳ میلی گرم بر گرم بدست آمده است. با توجه به نتایج بدست آمده کاهش غلظت تأثیر چندانی در ظرفیت جذب ندارد و تنها مدت زمان رسیدن به نقطه شکست را طولانی تر می کند.



نمودار شماره ۲: آزمایشات ستونی مربوط به اثر غلظت‌های مختلف آمونیوم بر روی نقطه شکست حذف آمونیوم با دبی ۲/۲ (میلی لیتر بر دقیقه) و $pH=7$

بحث

نتایج بدست آمده از آزمایشات ناپیوسته مشخص می سازد که با افزایش pH از ۳ تا ۷ درصد حذف آمونیوم افزایش می یابد. اما با افزایش بیشتر pH تا حدود ۱۰، درصد حذف آمونیوم کاهش یافت. در مطالعه Vassileva و همکارش (۲۰۰۹) نیز نتایج نشان داد که با افزایش pH از ۲/۵ تا ۶، درصد حذف آمونیوم افزایش یافته است. اما با افزایش بیشتر pH تا حدود ۹، درصد حذف آمونیوم کاهش یافته است (۱۲). همچنین در مطالعه Karadag و همکارش (۲۰۰۸) نیز نتایج نشان داد که pH در رنج ۶ تا ۸ اثر کمی بر روی حذف آمونیوم دارد و بیشترین درصد حذف با مقدار ۵۷/۸٪ در $pH=7$ مشاهده شد (۱۳). مشاهده اثر pH بر روی حذف آمونیوم به وسیله کلینوپتیلولایت مهم است به دلیل اینکه هم بر روی مشخصات تبادل یون و هم بر روی مشخصات خود کلینوپتیلولایت تأثیر گذار می باشد. در pH پایین، یون‌های آمونیوم با یون‌های هیدروژن میان مکان‌های

تبادل یون در رقابت هستند. همچنین، زمانی که pH بالاتر می رود، یون‌های آمونیوم به آمونیاک تبدیل می شوند. این فرآیند به بهبود تبادل یون کلینوپتیلولایت کمک می کند که نیاز به مطالعه بیشتر برای اثبات آن است (۵).

همچنین نتایج حاصله نشان می دهد که با افزایش مقدار کلینوپتیلولایت به حدود ۵۰ گرم بر لیتر درصد حذف آمونیوم در غلظت‌های مختلف افزایش و ظرفیت جذب کاهش یافت. در مطالعه رحمانی و همکارانش (۱۳۸۰) نتایج نشان داد که برای ذرات با مش ثابت، افزایش میزان وزن زئولیت کاهش میزان جذب را به همراه دارد (۷). در بررسی Turan و همکارانش (۲۰۰۷) با موضوع جذب آمونیاک به وسیله کلینوپتیلولایت در کمپوست مواد زائد جامد شهری، نتایج نشان داد که غلظت آمونیاک در کمپوست نهایی با افزایش یافتن مقدار زئولیت کلینوپتیلولایت کاهش یافته است (۱۴).

همچنین با توجه به نتایج اثر غلظت اولیه آمونیوم، مشخص شد که با افزایش غلظت اولیه آمونیوم از ۱ به ۱۰ میلی گرم بر لیتر ظرفیت تبادل کاتیونی افزایش یافته است. در مطالعه Vassileva و همکارش (۲۰۰۹) نیز نتایج نشان داد با افزایش غلظت اولیه آمونیوم میزان جذب افزایش یافته است (۱۲). در مطالعه Li و همکارانش (۲۰۱۰) نتایج نشان داد که کلینوپتیلولایت دارای مشخصات جذب آمونیوم سریع است که در مدت ۳ ساعت به تعادل می رسد، با بالا رفتن غلظت آمونیاک، اثر جذب در فاز جذب سریع بهتر می شود. بالا رفتن گرادیان غلظت محلول، نیروی تقسیم لازم را فراهم می کند بنابراین یون‌های آمونیوم با وجود زمان تماس کافی بر روی مکان کاتیون‌ها بر روی سطوح داخلی کلینوپتیلولایت جذب می شوند (۱۵).

همچنین نتایج نشان داد که با افزایش زمان تماس، حداکثر جذب در زمان تماس ۶۰ دقیقه است. از این زمان به بعد ظرفیت جذب ثابت شده است. در ۱۵ دقیقه اول ظرفیت جذب بالاست به دلیل اینکه تمامی فضاهای

همکارانش (۲۰۰۱) نتایج نشان داد که با احتساب نقطه شکست ۰/۵ میلی گرم بر لیتر، ظرفیت تبادل کاتیونی تا نقطه شکست برای غلظت ۱۰ میلی گرم بر لیتر در حدود ۰/۴۷ مول بر لیتر (۸/۴۶ میلی گرم بر گرم) بوده است و مشخص شد افزایش غلظت تأثیر کمی در ظرفیت جذب در حالت پیوسته دارد (۱۹). در مطالعه رحمانی و همکارانش (۱۳۸۰) نتایج نشان داد که با احتساب نقطه شکست ۲ میلی گرم بر لیتر، ظرفیت تبادل کاتیونی زئولیت تا نقطه شکست برای غلظت‌های ۱۰۴ و ۲۱۰ میلی گرم بر لیتر به ترتیب عبارتند از: ۱۱/۲۳ و ۱۱/۱۷ میلی گرم بر گرم بدست آمده است. با توجه به نتایج بدست آمده کاهش غلظت تأثیر چندانی در ظرفیت جذب نداشت (۷).

نتایج حاصل از این مطالعه نیز با نتایج تحقیقات انجام شده مطابقت دارد. در مجموع این مطالعه مشخص می‌سازد که استفاده از روش تبادل یون با استفاده از این زئولیت روش مناسبی جهت حذف آمونیوم از آبهای حاوی یون آمونیوم می‌باشد. بکارگیری روش تبادل یون با استفاده از زئولیت کلینوپتیلولایت می‌تواند با حداقل هزینه باعث حذف کامل آمونیوم از آب شود.

سپاسگزاری

این تحقیق با کمک‌های مالی معاونت پژوهشی دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی مازندران، انجام گرفته که بدین وسیله تشکر و قدردانی می‌شود. این مقاله حاصل پایان نامه دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط خانم دانیان کاهه می‌باشد.

جاذب خالی است و غلظت بالاست. همچنین علت کاهش حذف آمونیوم بر روی کلینوپتیلولایت با افزایش زمان تماس خصوصاً در انتهای آزمایشات به سبب وجود یک لایه یون‌های آمونیوم بر روی سطح خارجی و منافذ کلینوپتیلولایت و منافذ پراکنده روی سطح داخلی ذرات کلینوپتیلولایت در اثر تماس طولانی و حفظ شرایط همزدن تا انتهای آزمایشات است. در مطالعه Booker و همکارانش (۱۹۹۶) نتایج نشان داد که جذب آمونیوم به وسیله جاذب در ۱۰ دقیقه اول زمان تماس اتفاق می‌افتد (۱۶). مطالعات Dimova و همکارانش (۱۹۹۹) نیز مشخص نمود که جذب آمونیوم در ۱۵ دقیقه اول اتفاق می‌افتد (۱۷).

با توجه به رسم منحنی‌های تعادلی مشخص شد که ایزوترم حاصل از این مطالعه با در نظر گرفتن ضریب همبستگی بالاتر R2 با مدل ایزوترم فروندلیچ تطابق دارد. در مطالعه رحمانی و همکارانش (۱۳۸۰) نتایج نشان داد که ایزوترم فروندلیچ ضریب همبستگی بالاتر R2 نسبت به ایزوترم لانگمیر داشته است (۷). همچنین در مطالعه Karadag و همکارش (۲۰۰۷) مدل‌های ایزوترم لانگمیر و فروندلیچ با استفاده از آنالیز رگرسیون خطی و غیر خطی تعیین شد. نتایج نشان داده شد که ضریب همبستگی R2 ایزوترم فروندلیچ نسبت به لانگمیر مناسب‌تر بوده است (۱۸).

همچنین نتایج مربوط به آزمایشات پیوسته نشان داد که کاهش غلظت اولیه آمونیوم تأثیر چندانی در ظرفیت جذب ندارد و تنها مدت زمان رسیدن به نقطه شکست را طولانی‌تر می‌کند. در مطالعه Abd El-Hady و

References

1. Environmental Protection Agency. Process design manual for nitrogen control. Washington D. C. USEPA
2. K.C. Cheung, L.M. Chu, M.H. Wong. Ammonia stripping as a pretreatment for landfill leachate. Water Air Soil Pollut. 1997; 94 209–221.
3. Samokhin V. Design handbook of wastewater system 1986
4. Breck DW. Zeolite Molecular Sieves. 1974

-
5. Haggerty GM, Bowman RS. Sorption of chromate and other inorganic anions by organo-zeolite. *Environ Sci Technol.* 1994; 28: 452–458.
 6. Ames L. Zeolites removal of ammonium ions from agricultural waste waters. In: *Proc13 pacific Northwest Indust Waste Conf Washington states Univ Pullman, Washington.* 1967:135-152.
 7. Rahmani Ar, Mahvi Ah, Mesdaghinia Ar, Nasserri C, Shariat M, Vaezi F Application of zeolite to remove ammonia-N Clinoptilolite Semnan area of contaminated water Scientific. *Journal of Hamadan University of Medical Sciences and Health Services.* 1380; 8(21):68-59.
 8. Du Q, Liu S, Cao Z, Wang Y. Ammonia removal from aqueous solution using natural Chinese clinoptilolite. *Separation and Purification Technology.* 2005; 44:229–234.
 9. Karadag D, Koc Y, Turan M, Armaganc B. Removal of ammonium ion from aqueous solution using natural Turkish clinoptilolite. *Journal of Hazardous Materials.* 2006; 136: 604–609
 10. Kurama H, Zimmer A, Reschetilowski W. Chemical Modification Effect on the Sorption Capacities of Natural Clinoptilolite. *Chem Eng Technol.* 2002; 25(3): 301-305.
 11. Institute of Standards and Industrial Research of Iran. Drinking water Physical and chemical specifications. ISIRI 1053, 5th.revision.1388.
 12. Vassileva P, Voikova D. Investigation on natural and pretreated Bulgarian clinoptilolite for ammonium ions removal from aqueous solutions. *Journal of Hazardous Materials* 2009; 170 948–953.
 13. Karadag D, Tok S, Akgul E, Turan M, Ozturk M, Demir A. Ammonium removal from sanitary landfill leachate using natural Gordes clinoptilolite. *Journal of Hazardous Materials.* 2008; 153: 60–66.
 14. Turan NG, Ergun ON. Ammonia Uptake by Natural Zeolite in Municipal Solid Waste Compost. *Environmental Progress* 2007; 26(2): 149-156.
 15. Li M, Feng C, Zhang Z, Lei X, Chen N, Sugiura N. Simultaneous regeneration of zeolites and removal of ammonia using an electrochemical method Microporous and Mesoporous Materials. 2010;127: 161–166
 16. Booker NA, Cooney EL, Priestley AJ. Ammonia removal from sewage using natural Australian zeolite. *Water Sci Technol.* 1996; 34: 17–24.
 17. Dimova G, Mihailov G, Tzankov T. Combined filter for ammonia removal—Part I: Minimal zeolite contact time and requirements for desorption. *Water Sci Technol.* 1999; 39:123–129.
 18. Karadag D, Koc Y, Turan M, Ozturk M. A comparative study of linear and non-linear regression analysis for ammonium exchange by clinoptilolite zeolite. *Journal of Hazardous Materials* 2007; 144 432–437.
 19. AbdEl-hady HM, Grunwald A, Vlckova k, Zeithammerova J. clinoptilolite in drinking water treatment for ammonia removal. *Acta Polytechnica.* 2001;41(1):41-45.