



بررسی کارایی پامیس اصلاح شده در حذف نیترات از محلول های آبی: مطالعه

ایزوترم و سینتیک جذب

نویسندگان: سیمین ناصری^۱ حافظ گلستانی^{۲*} بهزاد هبیتی^۳ انور اسدی^۴ عبدالله درگاهی^۵

۱. استاد گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی تهران

۲. نویسنده مسئول: دانش آموخته کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط، مدیریت اکتشاف شرکت ملی نفت

تلفن: ۰۹۱۷۱۴۳۹۴۶۳ Email: hafezgolstani@yahoo.com

۳. دانش آموخته کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی تهران

۴. دانشجوی دکتری مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی تهران

۵. کارشناسی ارشد گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه آزاد اسلامی واحد پارس اباد مغان

چکیده

مقدمه: آلودگی آب های زیرزمینی و سطحی به نیترات در بسیاری از مناطق دنیا به صورت یک مشکل جدی مطرح است. بالا بودن غلظت نیترات در آب برای کودکان مخاطره آمیز بوده و باعث ایجاد بیماری متهموگلوبینمیا می گردد. هدف از این پژوهش بررسی کارایی حذف نیترات با استفاده از کانی پامیس اصلاح شده با آهن و تعیین سینتیک و ایزوترم های جذب می باشد.

روش بررسی: این تحقیق یک مطالعه تجربی بوده است که در مقیاس آزمایشگاهی به صورت ناپیوسته و در شرایط آزمایشگاهی (دمای ۲۵°C) انجام گرفت. پارامترهای مختلفی از جمله غلظت اولیه محلول، زمان تماس و pH بررسی شد. در این پژوهش از دو مدل ایزوترم فروندلیچ و لانگمویر جهت بررسی واکنش های جذب و محاسبه ثابت تعادل استفاده گردید. غلظت باقیمانده نیترات به وسیله دستگاه اسپکتوفتومتر UV/VIS (Shimadzo-1700, Japan) در طول موج های ۲۲۰ و ۲۷۵ نانومتر اندازه گیری شد.

یافته ها: نتایج حاصل از مطالعات ایزوترمی نشان داد که حذف نیترات از معادله فروندلیچ ($R^2 > 0.998$) پیروی می کند. در این مطالعه ضریب چسبندگی $K_f = 0.14$ و مقدار نیترات جذب شده به ازای واحد جرم پامیس اصلاح شده برابر $q_m(\text{mg/g}) = 0.65 \text{ mg/g}$ می باشد. معادله شبه درجه دوم بهترین سازگاری را با توجه به داده های سنتیکی دارد.

نتیجه گیری: به طور کلی نتایج حاصل از این پژوهش نشان داد که می توان از پامیس اصلاح شده با آهن به عنوان جاذب موثر در جهت حذف نیترات از محلول های آبی استفاده کرد.

واژه های کلیدی: پامیس اصلاح شده با آهن، نیترات، واکنش های جذب، معادلات سینتیک

طلوع بهداشت

فصلنامه علمی پژوهشی

دانشکده بهداشت یزد

سال دوازدهم

شماره: اول

بهار ۱۳۹۲

شماره مسلسل: ۳۸

تاریخ وصول: ۹۰/۱۰/۱۹

تاریخ پذیرش: ۹۱/۴/۲۵



مقدمه

شناخته شده بود، اما اخیراً کاربرد آن‌ها برای اصلاح کیفیت آب‌های آلوده به نیترات به صورت اختصاصی مطرح شده است (۱۳). علیرغم روش‌های پیشنهادی گسترده برای تصفیه آب، تصفیه با آهن توجه زیادی به خاطر هزینه‌های نسبتاً و بهره برداری آسان به خود جلب کرده است (۳،۴). کارایی تصفیه با آهن به طور شدید به pH آب بستگی دارد (۱۴-۱۵). آهن صفر ظرفیتی برای تصفیه اکسیدانت های سمی توجه زیادی به خود جلب کرده است زیرا آن‌ها فراوان، ارزان و به آسانی در دسترس می‌باشند (۱۶). مطالعه انجام شده توسط رحمانی و همکارانش در سال ۱۳۸۹ نشان داد حذف نیترات با استفاده از پامیس اصلاح شده با منیزیم با افزایش pH کاهش می‌یابد و همچنین حذف نیترات با استفاده از پامیس اصلاح شده با منیزیم از معادله ایزوترمی لانگمویر تبعیت می‌نماید (۱۷). مطالعه انجام شده توسط عسکری و همکاران در سال ۱۳۸۹ نشان داد حذف فنل از محلول های آبی با استفاده از پامیس اصلاح شده یا مس با افزایش زمان تماس و کاهش pH نسبت مستقیم دارد. همچنین جذب فنل از مدل ایزوترمی فروندلیچ تبعیت می‌نماید (۱۸). جذب به عنوان یکی از روش‌های موثر برای حذف آلاینده‌ها به دلیل هزینه پایین، طراحی و بهره برداری آسان آن می‌باشد. جاذب‌های مختلفی امروزه برای حذف نیترات از آب مورد استفاده گرفته است. پامیس یک سنگ آتش فشانی سبک و بسیار متخلخل است که در حین فعالیت‌های آتش فشانی شکل گرفته است (۱۹). ذرات پامیس ممکن است در آب شناور باشند که این وابسته به منبع، اندازه سایز ذرات، مدت زمان تماس با آب و خلل و فرج پامیس می‌باشد. امروزه پامیس در کاربرد های محیطی مختلف از جمله به عنوان یک جاذب، بستر مدیا و

آلودگی آب‌های زیرزمینی و سطحی به نیترات در بسیاری از مناطق دنیا به صورت یک مشکل جدی مورد توجه است (۱،۲). آلودگی نیترات در منابع آب عمدتاً حاصل رواناب کشاورزی، زائدات حیوانات، فرایندهای صنعتی و کودهای نیتروژن می‌باشد. یون نیترات نسبتاً غیر سمی است، اما احیاء آن توسط میکرو ارگانیسم‌ها به نیتريت می‌تواند یک تهدید جدی برای سلامتی انسان باشد و باعث به وجود آوردن اثراتی بر سلامتی انسان شامل سرطان، متهموگلوبینمیما شود (۳،۴). نیترات همچنین ممکن است با آمین‌های نوع دوم و سوم واکنش دهد و فرم سرطان زا تشکیل شود (۱). بر این اساس، سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا و سازمان بهداشت جهانی حداکثر مجاز نیترات در آب آشامیدنی را به ترتیب ۴۵ و ۵۰ mg/l پیشنهاد کرده‌اند (۵). فناوری‌های متداول برای حذف نیترات شامل تبادل یون (۶) دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی (۷) اسمز معکوس / الکترودیالیز (۸) و کاهش شیمیایی (۹) می‌باشد.

سیستم‌های تصفیه فیزیکی شیمیایی نظیر تبادل یونی، اسمز معکوس، الکترودیالیز هزینه بهره برداری بالایی و مشکل دفع فاضلاب دارند (۱۰). روش دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی نیازمند مراقبت زیاد و تأمین سوبسترای آلی است، علاوه بر این فرایند های میکروبی آهسته و بعضاً در مقایسه با کاهش شیمیایی ناقص می‌باشند (۱۱). برخی فلزات نظیر منگنز، منیزیم، روی، کادمیوم، آهن، کادمیوم، پودر آلومینیوم، قلع و سرب نیترات را احیاء می‌نمایند (۱۲). از بین این مواد شیمیایی، حذف شیمیایی نیترات می‌تواند به وسیله آهن ظرفیت صفر به خوبی انجام شود استفاده از این عنصر جهت احیاء نیترات نیز از سال‌های قبل



محلول‌های نیترات با غلظت‌های ۵۰، ۱۰۰، ۱۵۰، ۲۰۰ mg/L و ۲۵۰ اضافه شد. محلول‌های مورد نظر بر روی همزن با rpm ۱۶۰ قرار داده شد و بعد از گذشت زمان ۲۴ ساعت غلظت‌های باقی مانده نیترات به روش اسپکتروفوتومتری تعیین مقدار گردید. در این تحقیق داده‌های تجربی تعادل جذب با مدل‌های ایزوترم جذب فروندلیچ و لانگمویر مورد بررسی قرار گرفت. معادله خطی ایزو ترم لانگمویر به صورت معادله می‌باشد.

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

q_e مقدار جزء جذب شده در واحد جرم جسم جاذب بر حسب میلی گرم بر گرم، c_e غلظت تعادلی ماده جذب شدنی در محلول بعد از جذب سطحی بر حسب میلی گرم بر لیتر، q_m نشان دهنده ظرفیت جذب و b ثابت لانگمویر می‌باشند که از رسم نمودار $\frac{C_e}{q_e}$ در مقابل C_e بدست می‌آیند. معادله ایزو ترم جذب فروندلیچ به صورت معادله (۲) می‌باشد.

$$\log q_e = \log K_f + \frac{1}{n} (\log C_e)$$

c_e غلظت تعادل میلی گرم در لیتر، q_e ظرفیت جذب در زمان تعادل بر حسب میلی گرم بر گرم و k_f و n ثابت‌های فروندلیچ می‌باشند. یکی از ویژگی‌های معادله لانگمویر پارامتر بدون بعد ضریب جداسازی R_L می‌باشد که از

$$R_L = \frac{1}{(1 + bC_0)} \quad (3) \quad \text{رابطه ۳ محاسبه می‌شود:}$$

با استفاده از این پارامتر نوع فرآیند جذب را می‌توان مشخص ساخت. مقادیر ارایه شده برای این پارامتر در جدول زیر آورده شده است.

یا کاتالیست استفاده می‌شود (۲۰). پامیس می‌تواند به عنوان یک جاذب برای حذف چربی و روغن (۲۱) استرانسیوم، سزیوم (۲۲) فسفر (۲۳) و مس، نیکل و روی (۲۴) مورد استفاده قرار گیرد. بنابراین اهداف این مطالعه شامل تعیین ایزو ترم های جذب، تأثیر غلظت، pH، زمان تماس در حذف نیترات توسط پامیس اصلاح شده با آهن می‌باشد.

روش بررسی

آماده سازی جاذب

پامیس مورد استفاده در این پژوهش از منطقه تیکمه داش- آذربایجان شرقی تهیه گردید. به منظور افزایش تخلخل و زدایش ناخالصی‌ها، جاذب مورد استفاده به مدت ۲۴ ساعت در اسید کلریدریک ۰/۱ نرمال قرار داده شد. سپس با آب دو بار تقطیر چندین بار شسته شد، این کار تا زمانی ادامه یافت که pH آب شستشو به ۷ رسید، سپس به مدت ۲۴ ساعت در اتوکلاو قرار گرفت (۲۵). نمونه آماده شده آسیاب گردید و از مش ۳۰-۲۰ با اندازه موثر ۲-۳ میلی متر به عنوان جاذب استفاده گردید. در ادامه برای اصلاح ذرات پامیس در محلول نیترات آهن $(\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O})$ یک مولار قرار داده شد، و به منظور افزایش جذب آهن بر روی پامیس از محلول 2NaOH مولار استفاده شد. به این صورت ۲۰ گرم پامیس در ۱۸۰ میلی لیتر NaOH در یک بشر پلاستیکی به مدت ۴۸ ساعت در دمای 80°C توسط همزن بهم زده شده سپس همزن خاموش گردید. پس از سانتریفوژ پامیس ته نشین شده جدا سازی شده و با آب مقطر شستشو داده شد و سپس خشک گردید (۲۶).

بررسی تاثیر دوز جاذب بر فرایند جذب

جهت تعیین مدل‌های ایزوترمی، مقدار ۰/۲۵ گرم از جاذب به



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

که در این رابطه C_0 و C_e غلظت اولیه و نهایی نیترات در محلول (mg/l) و V حجم محلول (L) و m جرم جاذب (gr) می باشد. برای آنالیز داده های آزمایشگاهی از نرم افزار Excel استفاده گردید.

یافته ها

خصوصیات جاذب:

در این تحقیق از پامیس اصلاح شده با آهن استفاده گردید. عناصر تشکیل دهنده پامیس بر اساس آنالیز XRF در جدول ۲ نشان داده شده است. همان طور که مشخص شده است قسمت اعظم پامیس را SiO_2 تشکیل می دهد. همچنین آنالیز SEM ساخت شرکت فیلیپس از شرکت هلند و مدل XL30 بر روی ذرات پامیس طبیعی و اصلاح شده در شکل ۱ و ۲ نشان داده شده است. نتایج آنالیز، کوارتز (SiO_2) را به عنوان فاز اصلی در نمونه پامیس طبیعی نشان داد، اما پس از اصلاح با آهن مقدار آهن جاذب مورد استفاده بیشتر گردید.

جدول ۲: طیف عناصر تشکیل دهنده پامیس بر اساس آنالیز XRF

ترکیب	%
SiO_2	۷۴/۰۵
$Al_2 O_3$	۱۳/۷۲
K_2O	۴/۶۶
$Na_2 O$	۳/۶۵
Fe_2O_3	۱/۹۸
CaO	۲/۱۶
MgO	۰/۳۲
Total	۱۰۰

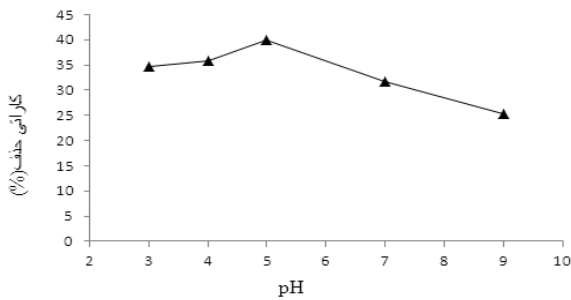
جدول ۱: مقادیر پارامتر R_L

R_L	نوع ایزوترم
$R_L > 1$	نامناسب
$R_L = 1$	خطی
$R_L = 0$	غیر قابل برگشت
$0 < R_L < 1$	مناسب

آزمایش ها در سیستم ناپیوسته

جذب (NO_3) بر روی پامیس در محیط ناپیوسته (Batch) مورد بررسی قرار گرفت. پارامترهای مورد بررسی در این پژوهش شامل دز اولیه جاذب، غلظت اولیه نیترات ($200, 100, 50 mg/l$)، pH ($3, 5, 7, 9, 11$) می باشند. نیترات پتاسیم (KNO_3) به عنوان منبع نیترات در همه آزمایشات استفاده شد. از آب مقطر دو بار تقطیر برای آماده سازی همه معرف ها و کارهای آزمایشگاهی استفاده گردید. محلول های نیترات تهیه شده در غلظت های مشخص در ظروف به حجم 250 میلی لیتر تهیه شد و سپس مقدار مشخص از جاذب با توجه به نسبت جاذب به آلاینده (R) در محیط ناپیوسته (Batch) بررسی گردید. سپس با استفاده از دستگاه همزن اختلاط در نمونه های حاوی جاذب و محلول نیترات انجام شد و سرعت همزن در 160 دور در دقیقه تنظیم گردید. برای تعیین غلظت نیترات ابتدا mL از نمونه اختلاط شده برداشته و سپس برای جدا کردن پامیس از فیلتر 45 میکرون استفاده گردید. سپس غلظت نیترات باقی مانده در هر دو روش در طول موج های 220 و 275 نانومتر با استفاده از اسپکتوفتومتر UV/VIS ($Shimadzo-1700$, Japan) اندازه گیری شد. کلیه روش های مورد استفاده بر اساس کتاب روش های استاندارد برای آزمایشات آب و فاضلاب انجام گردید (26) جهت تعیین ظرفیت جذب از رابطه

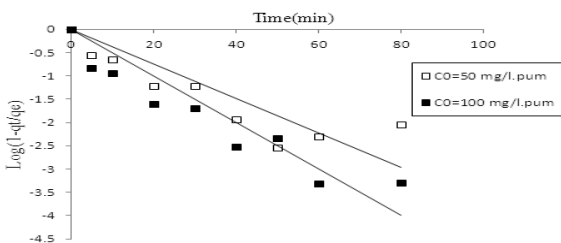
۴ استفاده شد



شکل ۲: بررسی تأثیر pH بر روی کارایی حذف نیترات (در حضور ۱ گرم در لیتر جاذب، زمان تماس ۶۰ دقیقه با غلظت ۵۰ mg/l)

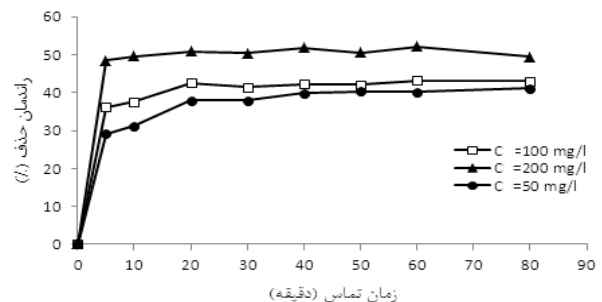
مدل‌های سینتیک:

مطالعات سینتیک جذب، میزان جذب در زمان‌های مختلف را مورد بررسی قرار می‌دهد. با انجام آزمایشات سینتیک در شرایط مختلف می‌توان عوامل تأثیر گذار بر سرعت جذب و مرحله محدود کننده سرعت جذب را تعیین نمود (۲۸). پروفایل سینتیک جذب نیترات در شکل‌های ۳ و ۴ همچنین پارامترهای معادلات سینتیک جذب در جدول ۳ نشان داده شده است. همان‌طور که در جدول ۳ نشان داده شده است محاسبات حاصل از معادلات سینتیکی مشخص ساخت که سینتیک حذف نیترات با استفاده از پامیس اصلاح شده با آهن از سینتیک شبه درجه دو تبعیت می‌کند ($R^2 > 0.99$)



شکل ۳: نتایج حاصل از تطابق داده‌های خام بر روی معادله شبه درجه اول

بررسی تأثیر زمان تماس و غلظت اولیه نیترات بر فرایند جذب نتایج حاصل از تأثیر زمان تماس در غلظت‌های مختلف نیترات (۵۰، ۱۰۰، ۲۰۰ mg/l) شکل ۳ نشان داده شده است. همان‌طور که در شکل مشخص است با افزایش زمان تماس کارایی حذف افزایش و همچنین با افزایش غلظت اولیه نیترات راندمان حذف افزایش می‌یابد و بیشترین کارایی حذف در لحظات اولیه رخ می‌دهد. و در عمل جذب نیترات در زمان تماس ۶۰ دقیقه به بالا تغییری نکرده و به تعادل می‌رسد و حداکثر ظرفیت جذب بر حسب میلی‌گرم بر هر گرم از جاذب برای نیترات در زمان تماس ۶۰ دقیقه اتفاق می‌افتد.



شکل ۱: تأثیر زمان تماس بر روی کارایی حذف نیترات (غلظت اولیه ۱۰۰، ۲۰۰، ۵۰ mg/l، دوز اولیه جاذب ۱ گرم در لیتر، pH=۵)

بررسی تأثیر pH محلول

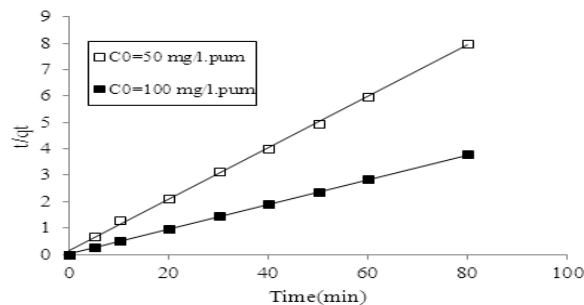
pH یکی از فاکتورهای مهمی است که بر خصوصیات سطحی و بار سطحی جاذب در فرایند جذب تأثیر می‌گذارد. نتایج حاصل از تأثیر pH در شکل ۲ نشان داده شده است. همان‌طور که استنباط می‌شود مقدار راندمان حذف نیترات با افزایش pH تا حد ۵ بیشتر می‌گردد و بعد از نقطه ۵ راندمان حذف کاهش می‌یابد و pH=۵ نقطه بهینه برای جذب می‌باشد.



مطالعات ایزوترمی:

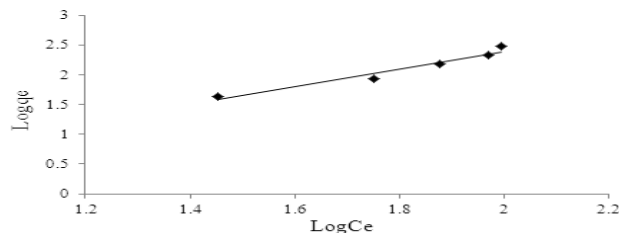
با توجه به نتایج بدست آمده از آزمایشات ناپیوسته سنتیک فرایند جذب، ایزو ترم های جذب و ظرفیت جذب تعیین گردید. حداکثر ظرفیت جذب پامیس اصلاح شده با آهن ۰/۶۵ میلی گرم به ازای هر گرم از جاذب به دست آمد. نتایج حاصل از مطالعات ایزوترمی نشان داد که حذف نیترات از معادله ایزوترمی فروندلیچ (R² ۰/۹۸۸) پیروی می کند. همچنین با توجه به جدول ۴ مقدار 1/n در رابطه فروندلیچ ۰/۷ بدست آمد

بنابراین می توان گفت که سطح جاذب حالت ناهمگنی دارد. همچنین مقدار حداکثر جذب برای مطالعه حاضر ۰/۶۵ میلی گرم به ازای هر گرم پامیس اصلاح شده با آهن به دست آمد. با توجه به شکل مشخص می گردد که با افزایش غلظت تعادلی نیترات ظرفیت تعادلی جذب به تدریج افزایش پیدا می کند. نتایج حاصل از معادلات ایزوترمی در شکل های ۵ و ۶ نشان داده شده است. پارامترهای محاسبه شده از روی معادلات ایزوترمی در جدول ۴ نشان داده شده است.

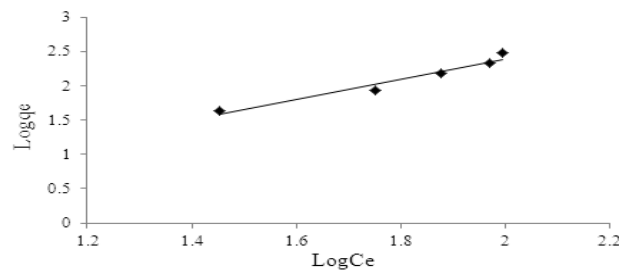


شکل ۴: نتایج حاصل از تطابق داده های خام بر روی معادله شبه درجه دوم
جدول ۳: پارامترهای حاصل از معادلات سنتیکی

پارامترهای سنتیک شبه درجه دوم			پارامترهای سنتیک شبه درجه اول			اطلاعات تجربی	
$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{K_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t$			$\text{Log} \left(1 - \frac{q_t}{q_e} \right) = - \frac{K_1}{2.303} t$				
R ²	cal) (q _e (mg/g)	K ₂	R ²	cal) (q _e (mg/g)	K ₁	q _e (exp)	غلظت اولیه نیترات (mg/L)
۰/۹۹۸	۱۰/۳۰	۰/۰۰۹	۰/۷۶	۱۰/۱	۰/۰۱۵	۱۰	۵۰
۰/۹۹۶	۱۷/۵۴	۰/۰۰۳	۰/۶۰۸	۲۱/۴۳	۰/۰۸۹	۲۱/۱۶	۱۰۰



شکل ۵: مدل ایزوترمی لانگمویر (جرم جاذب ۰/۲۵g/L، pH= ۵)



شکل ۶: مدل ایزوترمی فروندلیچ (جرم جاذب 25 mg/L و $\text{pH} = 5$)

جدول ۴: پارامترهای محاسبه شده برای مدل های ایزوترمی

R_L	لانگمویر			فروندلیچ			پارامتر
	R^2	$b(\text{L/mg})$	$q_m(\text{mg/g})$	R^2	n	K_f	
۰/۰۰۹	۰/۹۵۲	۱/۵۴	۰/۶۵	۰/۹۹۸	۰/۷	۰/۱۴	مقدار

بحث و نتیجه گیری

استفاده از آهن صفر ظرفیتی به منظور حذف نیترات انجام شد، زمان رسیدن به تعادل در حضور غلظت اولیه 100 mg/l NO_3 و مقدار آهن صفر ظرفیتی 32 g/L برابر با ۸ ساعت تعیین شد که در مقایسه با پامیس اصلاح شده با آهن خیلی بیشتر می باشد (۳۱). همچنین در این تحقیق مشخص شد که pH محلول در دست یابی به حداکثر میزان حذف بسیار موثر است. بدین صورت که در $\text{pH} = 5$ کارایی حذف نیترات افزایش می یابد و pH بهینه می باشد. دلیل افزایش کارایی حذف نیترات در pH پایین را می توان با افزایش یون H^+ در محیط و کاهش یون OH^- و افزایش میزان یونهای مثبت بر روی سطح جاذب توضیح داد. نیترات در محلول های آبی دارای بار منفی خواهد گردید که این امر باعث می گردد که کارایی جذب در pH پایین افزایش یابد چرا که در pH پایین سطح جاذب بار مثبت خواهد شد (۳۲). مطالعه انجام شده توسط رحمانی و همکارانش در سال ۱۳۸۹ نشان داد حذف نیترات با استفاده از پامیس اصلاح

در این مطالعه مشخص شد که کاهش قابل توجه نیترات در یک محلول سنتتیک در طی تماس با پامیس اصلاح شده با آهن تحت شرایط هوایی برای دامنه وسیعی از غلظت های اولیه نیترات ($200 - 50 \text{ mg/l}$) قابل دست یابی است. نتایج حاصل از آزمایشات نشان می دهد که با افزایش مدت زمان تماس، مقدار جذب افزایش می یابد و به حداکثر خود می رسد جذب نیترات در دقایق اولیه با سرعت زیاد صورت گرفته و با گذشت زمان تماس مقدار جذب کاهش می یابد که این امر می تواند به دلیل کاهش غلظت نیترات محلول و کاهش نقاط فعال در سطح جاذب باشد (۲۹). مطالعه انجام شده توسط مرتضوی و همکارانشان در سال ۱۳۸۸ نشان داد کاهش قابل توجه نیترات در طی چند دقیقه تماس با پودر منیزیم تحت شرایط هوایی و غلظت اولیه نیترات ($400 - 50 \text{ mg/l}$) قابل دست یابی است (۳۰). در مطالعه ای که توسط choe و همکاران در سال ۲۰۰۴ با



بر روی پامیس اصلاح شده ۰/۰۰۹ محاسبه شد که با توجه به جدول ۱ نشان دهنده جذب مناسب نیترات بر روی پامیس اصلاح شده می باشد. از آنجایی که نیترات حلالیت بالایی در محلول های آبی دارد ظرفیت جذب آن کم می باشد همچنین در این تحقیق مقدار q_m بر حسب میلی گرم بر گرم جاذب ۰/۶۵ بدست آمد. مطالعه انجام شده توسط رحمانی و همکارانش در سال ۱۳۸۹ نشان داد حذف نیترات با استفاده از پامیس اصلاح شده با منیزیم از معادله ایزوترمی لانگمویر تبعیت می نماید (۱۷). مطالعه انجام شده توسط عسکری و همکاران در سال ۱۳۸۹ نشان داد حذف فنل از محلول های آبی با استفاده از پامیس اصلاح شده یا مس از مدل ایزوترمی فروندلیچ تبعیت می نماید (۱۸). به طور کلی نتیجه گیری می شود که پامیس اصلاح شده با آهن می توان به عنوان یک نوع جاذب موثر برای حذف نیترات از محلول های آبی استفاده کرد.

تشکر و قدردانی

این پژوهش حاصل طرح تحقیقاتی مصوب دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی تهران کد ۱۳۵۳۷ مورخ ۱۳۹۰/۰۲/۵ می باشد.

شده با منیزیم با افزایش pH کاهش می یابد (۱۷). همچنین با افزایش غلظت اولیه نیترات کارایی حذف نیترات زیاد می شود. افزایش کارایی حذف با افزایش غلظت اولیه نیترات را می توان به دلیل افزایش نیروی رانش با افزایش غلظت اولیه نیترات توضیح داد (۳۳). کارایی حذف نیترات در لحظات اولیه بیشتر می باشد و این پدیده به دلیل وجود محل های خالی زیاد در لحظات اولیه بر روی جاذب می باشد و با گذشت زمان این محل ها توسط مولکول های نیترات اشغال می گردد بنابراین با گذشت زمان حذف نیترات کاهش می یابد (۳۴). نتایج حاصل از مطالعات ایزوترمی نشان داد که حذف نیترات بر روی جاذب مورد استفاده در این تحقیق از معادله ایزوترمی فروندلیچ پیروی می کند؛ و با افزایش غلظت تعادلی نیترات ظرفیت تعادلی جذب به تدریج افزایش پیدا می کند که دلیل این امر را می توان به دلیل دسترسی آسان محل های جذب در لحظات اولیه فرایند اشاره کرد. بنابراین با افزایش غلظت اولیه نیترات محل های جذب اشباع شده و سطح اشباع شده دیگر محل های جذب بیشتری برای دسترسی جذب وجود نخواهد داشت (۳۲). با توجه به محاسبات انجام شده بر اساس معادله ۸ میزان R_L جذب نیترات

References

- 1-Doyle MP, Beuchat LR, Montville TJ. Food Microbiology Fundamentals and Frontiers. Washington: ASM Press DC; 1997:786.
- 2-Fennesy MS, Cronk JK. The effectiveness and restoration potential of riparian ecotones for the management of nonpoint source pollution, particularly nitrate. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol 1997 ;27: 285–317.
- 3- Ahn SC, Oh SY, Cha DK. Enhanced reduction of nitrate by zero-valent iron at elevated temperatures, J. Hazard. Mater 2008 ;156: 17–22.



- 4- Rodriguez-Maroto JM, Garcia-Herruzo F, Garcia-Rubio A, et al. Kinetics of the chemical reduction of nitrate by zero-valent iron, *Chemosphere* 2008;74: 804–9.
- 5- Ward MH, Dekok TM, Levallois P, et al. International society for environmental epidemiology, Workgroup report: “Drinking-water nitrate and health-recent findings and research needs.” *J. Environ. Health Perspect* 2005;113(11):1607- 14.
- 6- Kim J, Benjamin MM. Modeling a novel ion exchange process for arsenic and nitrate removal. *Water Res* 2004 ;38 (8): 2053- 62.
- 7- Nuhoglu A, Pekdemir T, Yildiz E, et al. Drinking water denitrification by a membrane bio-reactor. *Water Res.* 2002;36 (5): 1155- 66.
- 8-Rautenbach R, Kopp W, Hellekes R, et al. Separation of nitrate from well water by membrane processes (reverse osmosis/electrodialysis reversal). *Aqua* 1986 ;5: 279-82.
- 9-Peel JW, Reddy KJ, Sullivan BP, et al. Electrocatalytic reduction of nitrate in water. *Water Res* 2003 ; 37 (10): 2512-19.
- 10- Kesseru P, Kiss I, Bihari Z, et al. Biological denitrification in a continuous-flow pilot bioreactor containing immobilized *Pseudomonas butanovora* cells. *Biores Technol* 2003;87:75-80.
- 11- Kapoor A, Viraraghavan T. Nitrate removal from drinking water. review. *J. Environ. Eng* 1997; 123: 371- 80.
- 12- Shrimali M, Singh KP. New method of nitrate removal from water. *Environ Pollut* 2001;112:351-59.
- 13- Huang YH, Zhang TC, Effect of low pH on nitrate reduction by iron powder. *Water Res* 2004;38:2631-42.
- 14- Siantar DP, Schreier CG, Chou CS, et al. Treatment of 1,2-dibromo- 3-chloropropane and nitrate-contaminated water with zero-valent iron or hydrogen/palladium catalysts, *Water Res* 1996; 30 :2315–22.
- 15- Huang CP, Wang HW, Chiu PC. Nitrate reduction by metallic iron, *Water Res* 1998 ; 32: 2257–64.
- 16- Oh SY, Cha DK, Chiu PC. Graphite-mediated reduction of 2,4- dinitrotoluene with elemental iron, *Environ. Sci. Technol* 2002 ; 36:2178–84.



- 17- Rahmani AR, Solaimany M, Asgari Gh .Removal of Nitrate by MgCl₂-Modified Pumice and Zero -Valent Magnesium from Aqueous Solutions. Iran. J. Health & Environ 2011; 3:461-74. [Persian]
- 18- Rahmani A, Asgari GH, Barjesteh F, et AL. Investigation of Phenol Removal From Aqueous Solution Using Copper-Impregnated Pumice . Journal of Hamadan Univ Med Sci 2011; 17(4):50-56. [Persian]
- 19- Gunduz L, Sariisik A, Tozacan B, et al. Pumice Technology, Vol. 1. ISBAS A.S. and SDU College of Engineering, Isparta, Turkey. 1998; 201-20.
- 20- Rachel A, Lavedrine B, Subrahmanyam M ,et al. Use of porous lavas as supports of photocatalysts. Catal. Commun 2002; 3: 165–71.
- 21- Geitgey RP. Pumice and volcanic cinder. In: Carr, D.D. (Ed.), Industrial Minerals and Rocks. Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Littleton, CO, USA, 1994; 803–13.
- 22- Bassari A, Akyuz T, Kurtcebe T. The removal of Th, Cs and Sr ions from solution using granulated pumice stone. J. Inclusion Phenom. Mol 1996 ; 26, 83–8.
- 23- Njau KN, Minja RJ, Katima JHY. Pumice soil: A potential wetland substrate for treatment of domestic wastewater. Water Sci. Technol 2003;48, 85–92.
- 24- Lale M, Temocin Z, Bag H. Sorption behaviour of copper(II), zinc(II) and nickel(II) on formaldehyde cross-linked *Saccharomyces cerevisiae* immobilized on pumice stone. Fresenius Environ. Bull 2001; 10: 736–40.
25. Hsu JC, Lin CJ, Liao CH, et al. Removal of As(V) and As(III) by reclaimed iron-oxide coated sands, Journal of Hazardous Materials 2008 ; 153: 817-26.
- 26- Eren E. Removal of lead ions by Unye (Turkey) bentonite in iron and magnesium oxide-coated forms, J. Hazard. Mater 2008; 165(1-3):63-70.
- 27- APHA, AWWA, WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater (21st ed.). American Public Health Association, Washington, DC 2005; 3:65-8.
- 28- Aksu Z. Reactive dye bioaccumulation by *Saccharomyces cerevisiae*. J. Process Biochemistry 2003;38: 1437-44.
- 29- Pavel J, Hana B, Milenal R. Sorption of dyes from aqueous solution onto fly ash, Wat. Res 2003; 37: 4938–44.



- 30- Mortazavi B, Ramavandi B, Mousavi GR. Study of Nitrate Removal from Water Resources using Magnesium Powder. Iran. J. Health & Environ 2010; 3: 11-18. [Persian]
- 31- Choe S, Liljestrand HM, Khim J. Nitrate reduction by zero-valent iron under different pH regimes. Appl Geochem 2004; 19: 335-42.
- 32- Jano P, Buchtová H. Sorption of dyes from aqueous solutions onto fly ash. J. Water research 2003; 37 :4938-44.
- 33- Azizian S. Kinetic models of sorption: a theoretical analysis. J. Colloid. Interf. Sci 2004; 276 :47- 52. [Persian]
- 34- Song X , Cheng X , Yang X, et al. Correlation between the bond dissociation energies and impact sensitivities in nitramine and polynitro benzoate molecules with polynitro alkyl groupings. J. Hazardous Materials 2008; 150: 317-21.

Archive of SID



Performance Evaluation of Modified Pumice on Removal Nitrate From Aqueous Solution: Kinetic Studies and Adsorption Isotherm

Naseri S (PhD)¹ Heibati B (MS.c)² Asadi A (PhD)³ Gholestani Far H (MS.c)⁴ Dargahi A (MS.c)⁵

1. Professor, Department of Environmental Health Engineering, Tehran University of Medical Sciences, Tehran, Iran

2. Master of Science, Department of Environmental Health Engineering, Tehran University of Medical Sciences, Tehran, Iran

3. PhD student, in Environmental Health Engineering, Shahid Beheshti University, Tehran, Iran

4. Corresponding Author: Master of Science, Department of Environmental Health Engineering, Tehran University of Medical Sciences, Tehran, Iran

5. Master of Science, Department of Environmental Health Engineering, Islamic Azad University Pars Abad, Moghan, Iran

Abstract

Background: The contamination of nitrate (NO_3^-) in potable water has become a serious concern in many parts of the world. Increasing nitrate concentrations in drinking water causes two adverse health effects: induction of “blue-baby syndrome” (methemoglobinemia), especially in infants, and the potential formation of carcinogenic nitrosamines. The objective of this study was to investigate the nitrate removal using modified pumice with iron and determining the adsorption isotherms and kinetic.

Methods: This fundamental and practical study was performed in batch conditions and room-temperature. Effects of the process parameters such as contact time, initial concentration and pH were investigated. In this study, Langmuir and Freundlich isotherms was survey to adsorption reactions and to calculate the equilibrium constant. Residual nitrate concentrations determined in 220 and 275 nm using a spectrophotometer (UV/VIS) Shimadzo-1700, Japan.

Results: Results of literature indicated that removal nitrate depend on Freundlich ($R^2 > 0.998$). In the study k_f was 0.14 and amount of adsorbed nitrate was $q_m(\text{mg/g}) = 0.65$ for mass unit of modified Pumice. The pseudo second-order is found in the best fitness with the kinetic data.

Conclusion: The results indicate that modified pumice with iron can be employed as an effective adsorbed to removal of nitrate from water solutions.

Keywords: Nitrate, Modified pumice with iron, Adsorption reactions, Kinetic equations