

ارزیابی کاربرد آهن عنصری در پاکسازی آبهای آلوده به نیترات

سیمین ناصری^۲

مهناز نیک آیین^۱

پذیرش ۸/۹/۸۵)

(دریافت ۱۳/۴/۸۵)

چکیده

در این تحقیق کاهش شیمیایی نیترات توسط آهن عنصری (Fe^0) به عنوان روشی بالقوه جهت پاکسازی آبهای آلوده به نیترات مورد مطالعه قرار گرفت و تأثیر پارامترهای مختلف شامل pH اولیه محلول، غلظت نیترات و مقدار آهن مصرفی، بر میزان و درصد حذف نیترات بررسی گردید. با تغییر pH مشخص گردید که pH اولیه محلول در دستیابی به حداکثر میزان حذف بسیار مؤثر است و در pH برابر ۲ در دو ساعت اولیه حذف نیترات بیش از ۹۵ درصد بوده است. با افزایش pH، از میزان حذف کاسته می شود به نحوی که در pH برابر ۵، تنها ۱۸/۲ درصد حذف نیترات حاصل گردید. این مطالعه همچنین نشان داد که نسبت آهن به نیترات از عوامل مهم دیگر در میزان حذف می باشد و با میزان $400gFe^0/gNO_3^-$ می توان به بهترین کارایی دست یافت. امکان کاربرد ضایعات صنعتی، مانند براده های آهن نیز بررسی شد و مشخص گردید که کارایی این ضایعات در حذف نیترات، مطلوب می باشد.

واژه های کلیدی: حذف نیترات، آهن عنصری، تصفیه آب، احیای نیترات.

Evaluation of Metallic Iron (Fe^0) Application to Remediate Nitrate-Contaminated Water

Mahnaz Nikaeen¹

Simin Naseri²

(Received July 4, 2006 Accepted Nov. 29, 2006)

Abstract

Batch experiments were carried out to study chemical reduction of nitrate by metallic iron (Fe^0) as a potential technology to remediate nitrate-contaminated water. The effects of different operating conditions such as initial pH of the solution, nitrate concentration, and Fe^0 dosage on both nitrate reduction and removal efficiency were investigated. The results showed that the initial pH of the solution was very effective on nitrate removal which was over 95% within two hours at pH=2. However, nitrate removal decreased with increasing pH. Thus, only 18.2% of nitrate was removed at pH=5. It was also found that the ratio of iron to nitrate was important in nitrate removal, and a ratio of $400gFe^0/gNO_3^-$ had the best efficiency for nitrate removal. The feasibility of using industrial wastes such as iron filings was also studied and it was found that the wastes could be desirable for nitrate removal.

Keywords: Nitrate Removal, Metallic Iron, Water Treatment, Nitrate Reduction.

1- Assistant Prof., School of Public Health, Isfahan University of Medical Sciences, nikaeen@hlth.mui.ac.ir
2- Prof., School of Public Health, Tehran University of Medical Sciences

۱- استادیار گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی اصفهان، nikaeen@hlth.mui.ac.ir
۲- استاد گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی تهران

نیازمندی به Cu^{2+} به عنوان کاتالیست و تولید مقادیر زیاد لجن، چندان مورد توجه قرار نگرفته است [۸]. در سالهای اخیر کاربرد آهن صفر به عنوان یک عامل احیاءکننده در حذف ترکیباتی نظیر حلالهای کلرینه، آلیفاتیکهای هالوژنه (VOCs)، آروماتیکهای پلی هالوژنه نظیر PCBs و DDT و حتی آرسنیک مورد توجه و مطالعه زیادی قرار گرفته است [۱، ۹ و ۱۰]. استفاده از این عنصر جهت احیای نیترات نیز از سالهای قبل شناخته شده بود، اما اخیراً کاربرد آن برای اصلاح کیفیت آبهای آلوده به نیترات به صورت اختصاصی مطرح شده است [۵، ۸، ۱۱، ۱۲، ۱۳ و ۱۴].

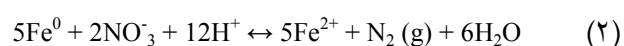
در این تحقیق، احیای شیمیایی نیترات توسط آهن عنصری (Fe^0) با هدف به دست آوردن pH بهینه و ارزیابی بهترین نسبت آهن به نیترات (Fe^0/NO_3^-) مورد بررسی قرار گرفت، همچنین امکان بالقوه کاربرد ضایعات صنعتی آهن نیز بررسی گردید.

۲- مکانیسمهای مؤثر بر حذف نیترات توسط Fe^0

زوج واکنش اکسیداسیون و احیاء تشکیل شده توسط آهن فلزی، Fe^0 ، و یونهای حل شده Fe^{2+} به صورت زیر می باشد:

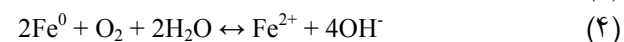
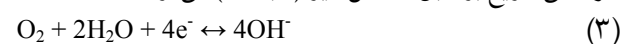


واکنش بالا پتانسیل استاندارد احیای ۰/۴۴۷ ولت را دارد [۱۱]. این امر موجب می گردد که Fe^0 به عنوان یک عامل احیاءکننده برای بسیاری از مواد مانند یونهای هیدروژن، کربناتها، سولفات، نیترات و اکسیژن در نظر گرفته شود. هالیدهای قلیایی، RX، نیز می توانند توسط آهن احیاء گردند [۹]. برای مثال، واکنش تبدیل نیترات به نیتروژن تحت اثر Fe^0 به صورت زیر است:



این واکنش دارای پتانسیل الکترونی مثبت ۱/۶۸ ولت می باشد، از این رو احتمالاً بایستی از نظر ترمودینامیکی تحت شرایط مختلف، واکنش مطلوبی باشد [۱۱].

تبدیل Fe^0 به Fe^{2+} (رابطه ۱) که به واکنش خوردگی آهن معروف است، منجر به حل شدن اکسیداتیو فلز در نزدیکی pH طبیعی می گردد. در فقدان اکسیدکنندههای قوی، دو نیمه واکنش احیاء وجود دارد که می تواند با رابطه ۱ زوج شده و واکنش خود به خود خوردگی را در آب ایجاد کند. در صورت وجود اکسیژن محلول، عامل اکسیدکننده مرجح، اکسیژن می باشد که منجر به خوردگی سریع بر طبق واکنش زیر (رابطه ۴) می گردد [۴]:



اکسیداسیون بیشتر Fe^{2+} توسط اکسیژن، منجر به تشکیل هیدروکسیدهای فریک (زنگ آهن) می گردد؛ اما آب به تنهایی نیز

تحقیقات انجام شده نشان می دهد که آلودگی آبهای زیرزمینی و سطحی به نیترات در بسیاری از مناطق دنیا به صورت یک مشکل جدی مطرح است و نیترات شایع ترین آلاینده شیمیایی آبهای زیرزمینی در جهان می باشد. کودهای شیمیایی از ته و استفاده از آنها در کشاورزی یکی از منابع مهم ورود نیترات به آبهای زیرزمینی می باشد [۱ و ۲]. در ایران به ویژه در مناطق ساحلی که سطح آب زیرزمینی بالاست و در مناطق فعال کشاورزی، خطر آلودگی آبهای زیرزمینی و سطحی به نیترات وجود دارد [۳ و ۴]. از سوی دیگر تخلیه پساب تصفیه خانه ها بدون اعمال روشهای نیتریفیکاسیون - دنیتریفیکاسیون بر روی آنها، عامل مهمی در آلودگی آبهای سطحی و زیرزمینی به نیترات محسوب می گردند.

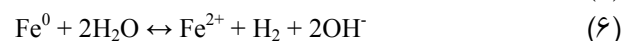
یون نیترات نسبتاً غیر سمی است، اما احیای آن توسط میکروارگانیسم ها به نیتريت می تواند خطرات بهداشتی جدی را برای انسانها ایجاد نماید. در میان این خطرات بهداشتی می توان به بروز بیماری بچه آبی^۱ که خصوصاً در نوزادان اتفاق می افتد و به بیماری سندرم کودک آبی نیز مشهور است، اشاره نمود. همچنین افزایش احتمال بروز سرطان بر اثر تشکیل نیتروآمین ها نیز از اهمیت خاصی برخوردار است [۲ و ۵]. بر این اساس، EPA و WHO حداکثر مقدار مجاز نیترات در آب آشامیدنی را به ترتیب ۴۵ و ۵۰ میلی گرم در لیتر پیشنهاد کرده اند [۲].

روشهای حذف نیترات از آب مشتمل بر فرآیندهای فیزیکی، بیولوژیکی و شیمیایی می باشد. تبادل یونی، اسمز معکوس، دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی و احیای شیمیایی روشهایی هستند که تا کنون برای حذف نیترات از آب مورد استفاده قرار گرفته اند [۶ و ۷]. فرآیندهای اسمز معکوس و تبادل یونی به صورت انتخابی در حذف نیترات عمل نمی کنند و نیاز به احیای مداوم محیط دارند. این دو فرآیند، تغییر فرم شیمیایی در نیترات ایجاد نمی کنند و در نهایت پساب آلوده ای نیز تولید می گردد. دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی نیز بیشتر در مورد فاضلابها انجام گرفته و در فرآیندهای تصفیه آب به دلیل نیاز به سوبسترای آلی و همچنین نگهداری زیاد سیستم، نامطلوب می باشد. بعلاوه، لجن بیولوژیکی حاصله نیاز به تصفیه و دفع دارد. روشهای فوق الذکر ضمن آن که اثرات احتمالی جانبی بر روی آب دارند، از نظر اقتصادی نیز بعضاً گران قیمت می باشند. بنابراین رویکرد کنونی استفاده از روشهای در محل^۲ برای اصلاح کیفیت آبهای آلوده شده به نیترات می باشد. یکی از این روشها، احیای شیمیایی نیترات با استفاده از آهن فرو می باشد که به دلیل

¹ Methemoglobinemia

² In situ

می‌تواند به عنوان یک عامل اکسیداسیون عمل کند. بنابر این خوردگی تحت شرایط بی‌هوازی، طبق رابطه ۶ به وقوع می‌پیوندد:



هر دو واکنش ۳ و ۵ موجب افزایش pH در سیستم‌های بافری ضعیف می‌گردند؛ اگرچه تحت شرایط هوازی، افزایش pH به دلیل خوردگی سریع، بیشتر می‌باشد. افزایش pH تشکیل رسوبات هیدروکسید آهن را که نهایتاً با تشکیل یک لایه سطحی بر روی فلز مانع از محلول شدن بیشتر آن می‌گردند، حمایت می‌کند.

با توجه به بحث بالا مشخص می‌گردد که در یک سیستم $\text{Fe}^0\text{-H}_2\text{O}$ سه احیاءکننده وجود دارد: آهن فلزی یا عنصری (Fe^0)، آهن فرو (Fe^{2+}) و هیدروژن، که دو مورد آخر محصولات واکنش خوردگی می‌باشند. Fe^{2+} اگرچه یک احیاءکننده است، اما واکنش آن کند می‌باشد و در فقدان یک کاتالیست مؤثر، H_2 نیز یک احیاءکننده سهل‌الوصول محسوب نمی‌شود [۹].

بررسی‌های انجام شده در مورد واکنش احیاء نیترات توسط آهن، نشان می‌دهد که این واکنش ناشی از خوردگی آهن است؛ به گونه‌ای که در یک راکتور بسته که نیترات در آن حذف شده خوردگی آهن مشاهده می‌شود. خوردگی به واسطه دارا بودن رنگ زنگی و ذرات ریز آهن مشخص می‌شود [۱]. البته هنوز مکانیسم مشخصی برای احیای نیترات توسط Fe^0 پیشنهاد نشده است؛ اما با توجه به مطالب ذکر شده، الکترون مورد نیاز برای احیای نیترات بایستی مستقیماً از Fe^0 یا به طور غیر مستقیم از فرآورده‌های خوردگی یعنی Fe^{2+} و هیدروژن تأمین گردد.

۳- مواد و روشها

در این بررسی محلولهای نیترات با استفاده از نیترات پتاسیم (KNO_3) تهیه گردیدند، همچنین برای تأمین قدرت یونی مورد نظر در محلول، از سولفات سدیم (Na_2SO_4) استفاده شد. لازم به تذکر است که در تمام محلولها از غلظت ۰/۰۵ مولار Na_2SO_4 استفاده گردید. پودر آهن مصرف شده در این مطالعه محصول کارخانه مرک^۱ بود (مساحت سطح مخصوص: $1 \text{ m}^2/\text{g}$) و در تمام مراحل آزمایشها از آب مقطر یون‌زدایی شده استفاده شد.

روش اساسی انجام آزمایشها به شرح زیر بود:

۱۰۰ سی سی از محلول حاوی غلظت نیترات مورد نظر به درون بالن‌های ۲۵۰ میلی‌لیتر ریخته شد و با استفاده از اسید سولفوریک و سود (۱-۰/۱ نرمال)، pH اولیه محلول تنظیم گردید. سپس جهت تأمین شرایط آنوکسیک، گاز ازت (N_2) به داخل

محلول وارد شده و پس از افزودن پودر آهن، به کمک پارافیلیم بالن‌ها Seal گردیدند.

جهت برقراری تماس مداوم و بیشتر پودر آهن با محلول، از شیکر^۲ آنکوباتور با سرعت ۲۰۰ دور در دقیقه در دمای $25 \pm 1^\circ\text{C}$ استفاده شد.

در مرحله اول به منظور تعیین pH بهینه از محلولهای نیترات با غلظت ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر استفاده شد و میزان پودر آهن اضافه شده به آنها ۲۰ میلی‌گرم بر لیتر بود. در این مرحله pH به عنوان متغیر اصلی از ۲ تا ۱۱ تغییر داده شد.

در مرحله دوم، کارآیی حذف نیترات در شرایط pH بهینه و با تغییر غلظت نیترات در دامنه ۱۰۰-۴۰ میلی‌گرم بر لیتر مورد مطالعه قرار گرفت.

در مرحله سوم جهت بررسی تأثیر میزان آهن در کارآیی حذف نیترات مقادیر متفاوت آهن (۴۰-۵۰ گرم بر لیتر) در غلظت ثابت نیترات (۵۰ میلی‌گرم بر لیتر) و pH برابر ۲ بررسی گردید.

در مرحله چهارم با استفاده از پودر آهن حاصل از براده‌های تراشکاری، امکان کاربرد بالقوه این گروه از ضایعات صنعتی در این فرآیند، مورد مطالعه قرار گرفت.

در تمام مراحل این تحقیق، جهت اندازه‌گیری نیترات باقی مانده، در فواصل زمانی، نمونه‌هایی از بالن‌ها برداشته شده و پس از فیلتر کردن، غلظت نیترات توسط روش اسپکتروفتومتری ماورای بنفش سنجش گردید.

۴- نتایج و بحث

۴-۱- بررسی pH بهینه

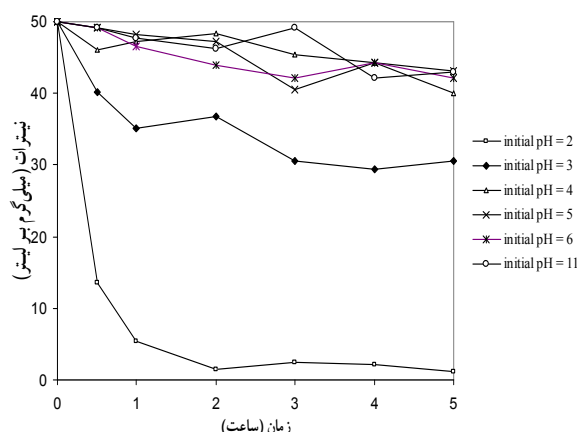
نتایج این تحقیق نشان داد که حذف نیترات توسط آهن به صورت مشخصی به pH اولیه محلول بستگی دارد (شکل ۱) و احیای نیترات در pH پایین افزایش قابل ملاحظه‌ای می‌یابد. با تنظیم pH اولیه محلول در pH برابر ۲، بیش از ۹۵ درصد نیترات در دو ساعت اولیه حذف گردید. ولی با افزایش pH، میزان حذف کاهش یافت به نحوی که در pH برابر ۴، میزان حذف نیترات پس از ۲۴ ساعت فقط ۱۸/۲ درصد بود (شکل ۲). بررسی‌های هوانگ^۳ نیز اشاره بر افزایش احیای نیترات در pH پایین دارد. او همچنین خوردگی آهن را مکانیسم احتمالی مرتبط با احیای نیترات دانسته است [۸ و ۱۲]. چنگ و همکاران^۴ در مطالعه اخیر خود، خوردگی Fe^0 را برای احیای نیترات ضروری دانسته‌اند. ایشان به این نتیجه رسیدند که احیای نیترات توسط یکی از فرآورده‌های خوردگی انجام

² Shaker

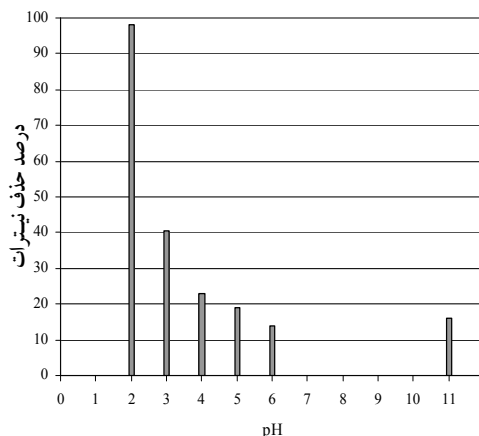
³ Huang

⁴ Cheng et al.

¹ Merck



شکل ۱- اثر pH بر روی فرآیند حذف نیترات توسط Fe^0 ، غلظت اولیه نیترات برابر ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر و مقدار پودر آهن مصرفی برابر ۲۰ گرم بر لیتر



شکل ۲- درصد حذف نیترات در pHهای مختلف پس از ۲۴ ساعت، غلظت اولیه نیترات برابر ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر و مقدار پودر آهن مصرفی برابر ۲۰ گرم بر لیتر

همکارانش^۳ با پایین بودن pH ($pH < 4$) تا مقدار زیادی افزایش می‌یابد. در تحقیق حاضر نیز وجود رسوبات زنگی، عمل خوردگی آهن را اثبات نمود.

۲-۴- نسبت آهن به نیترات

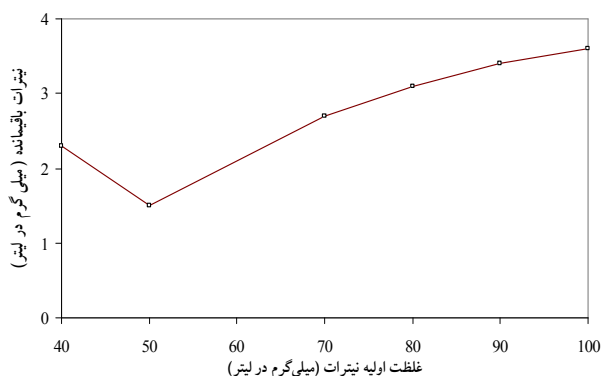
در شکل ۳ تأثیر غلظت نیترات در کارایی فرآیند حذف توسط Fe^0 نشان داده شده است (این نتایج در شرایط pH بهینه برابر ۲ و در زمان تماس ۲ ساعت به دست آمدند). مطالعه این نمودار مشخص می‌نماید که کمترین غلظت نیترات باقی‌مانده، با توجه به مقدار ۲۰ گرم بر لیتر آهن مصرفی و غلظت اولیه نیترات، زمانی حاصل می‌گردد که نسبت آهن به نیترات (Fe^0/NO_3) ۴۰۰ گرم باشد.

می‌پذیرد و نه خود Fe^0 . این محققان گونه‌های آهن فرّو، $Fe(OH)_2$ و Fe^{2+} محلول را به عنوان احیاءکننده‌هایی که با نیترات واکنش می‌دهند، در نظر گرفته‌اند. اما هوانگ و همکاران بر اساس بررسی‌هایی که در شرایط آنوکسیک و pH در بازه ۲ تا ۴ انجام داده‌اند، بر این عقیده‌اند که $Fe(OH)_2$ و Fe^{2+} ، در واکنش احیاء نقشی ندارند؛ بعلاوه در مطالعات استوم^۱ و مورگان^۲ نیز مشخص گردیده که هیدروکسیدهای آهن در این شرایط ناپایدار هستند [۸]. بنابراین به عقیده این محققان مکانیسم مسئول برای احیای سریع نیترات که در pH پایین مشاهده می‌شود، هیدروژن یا Fe^0 می‌باشد. به هر حال طبق نظر هر دو گروه، واکنش خوردگی آهن جهت احیای نیترات ضروری است. این واکنش با توجه به مشاهدات ویتمن و

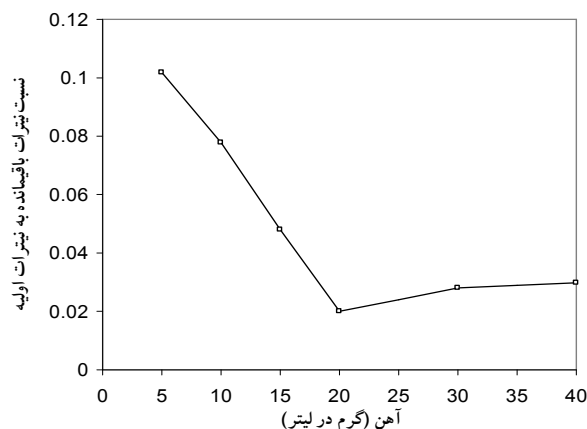
¹ Stumm

² Morgan

³ Whitman et al.



شکل ۳- تأثیر غلظت اولیه نیترات در حذف نیترات توسط Fe^0 , pH برابر ۲، مقدار آهن مصرفی برابر ۲۰ گرم بر لیتر



شکل ۴- تأثیر مقدار آهن مصرفی در کارایی حذف نیترات توسط Fe^0 , pH برابر ۲، غلظت نیترات برابر ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر

نیترات باقی‌مانده نیز کمی افزایش خواهد یافت. زاواید^۱ و ژانگ^۲ نیز برای غلظت اولیه نیترات ۲۰ میلی‌گرم بر لیتر، دوز ۶ درصد (نسبت وزنی به حجمی) آهن را به عنوان مقدار بهینه به دست آوردند (بدون تنظیم pH و با استفاده از یک بافر آلی) [۱]. البته سینگ و همکارانش^۳ توانستند با کاهش pH (pH برابر ۱) و با مصرف همان مقدار آهن به حذف ۶۰ میلی‌گرم نیترات (بر حسب نیتروژن) بر لیتر نائل شوند. مطالعات آنان همچنین نشان داد که احیاء نیترات به شدت به میزان pH وابسته است [۱۵].

نکته مهم دیگر در زمینه احیای نیترات، کنترل pH محلول در طول مدت آزمایش می‌باشد. همان‌گونه که از شکل ۱ مشخص

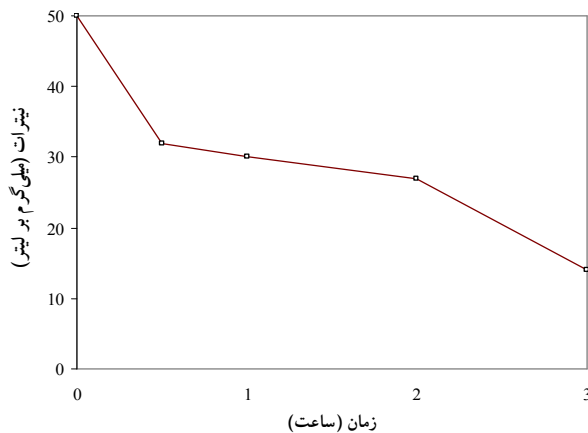
شکل ۴، که برای غلظت‌های متفاوت آهن رسم شده، این مطلب را با وضوح بیشتری نشان می‌دهد. مطالعه نمودار مربوطه نشان می‌دهد که در غلظت ثابت نیترات (۵۰ میلی‌گرم بر لیتر) با افزایش مقدار آهن مصرفی، غلظت نیترات باقی‌مانده به نیترات اولیه یعنی C/C_0 کاهش می‌یابد و این کاهش تا زمانی که از ۵ گرم بر لیتر آهن مصرفی به ۲۰ گرم بر لیتر می‌رسیم، ادامه دارد، ولی با ادامه افزایش مقدار آهن به بیش از ۲۰ گرم بر لیتر، نسبت C/C_0 کمی افزایش می‌یابد.

بنابر این می‌توان نتیجه‌گیری کرد که حد بهینه‌ای برای نسبت آهن به نیترات وجود دارد، به نحوی که با افزایش این نسبت از ۱۰۰ $((5g/LFe^0)/(50mg/LNO_3))$ به ۴۰۰ $((20g/LFe^0)/(50mg/LNO_3))$ ، غلظت نیترات باقی‌مانده کاهش می‌یابد و سپس با افزایش مجدد این مقدار، غلظت

¹ Zawaideh

² Zhang

³ Singh et al.



شکل ۵- کارایی پودر آهن ضایعاتی در حذف نیترات، غلظت اولیه نیترات برابر ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر، pH برابر ۲ و مقدار پودر آهن مصرفی برابر ۲۰ گرم بر لیتر

۳-۴- کاربرد ضایعات صنعتی در فرآیند حذف نیترات توسط آهن با استفاده از پودر آهن حاصله از براده‌های تراشکاری، امکان کاربرد بالقوه این گروه از ضایعات صنعتی جهت انجام واکنش احیای نیترات توسط آهن فلزی (Fe^0) بررسی گردید. شکل ۵ نشان‌دهنده کارایی این ضایعات در حذف نیترات می‌باشد. همان‌گونه که این نمودار نشان می‌دهد پس از ۳ ساعت می‌توان به ۱۳/۸ میلی‌گرم بر لیتر غلظت باقی‌مانده نیترات یعنی ۲۷/۶ درصد حذف دست یافت. بنابراین امکان کاربرد بالقوه این گروه از ضایعات صنعتی جهت حذف نیترات از آب وجود دارد، که بایستی با مطالعات بیشتر امکان کاربرد بالفعل آنها را بررسی کرد.

۵- نتیجه‌گیری

مطالعات انجام شده در این تحقیق مشخص کرد که pH محلول در دست‌یابی به حداکثر میزان حذف بسیار مؤثر است و احیای نیترات توسط Fe^0 یک فرآیند هدایت شده توسط اسید می‌باشد که پروتون مستقیماً در واکنش شرکت کرده و یا غیرمستقیم آن را تسهیل می‌کند. هوانگ عقیده دارد که احیای نیترات در pH اسیدی از دو طریق امکان‌پذیر است:

- ۱- یون‌های H^+ مستقیماً در واکنش احیای نیترات شرکت می‌کنند؛
- ۲- یون‌های H^+ بر روی جذب نیترات بر روی سایت‌های واکنش‌پذیر اثر می‌گذارند [۱۲].

از جمله مزایای احیای شیمیایی نیترات توسط آهن، سریع بودن واکنش، آسانی، قابلیت اعتماد و کم‌هزینه بودن نسبی است.

می‌گردد، پس از ۲ ساعت اولیه کاهش نیترات بسیار ناچیز بود. کنترل pH محلول در زمانهای متفاوت نشان داد که پس از یک ساعت اول، pH افزایش می‌یابد و این امر می‌تواند توجیه‌کننده کاهش و یا توقف احیای نیترات باشد. هوانگ نیز با مشاهده این موضوع با کنترل pH در طول مدت آزمایش توانست مصرف آهن را تا حد بالایی کاهش دهد به نحوی که با کنترل pH ($pH \leq 4$) در طول مدت آزمایش با کاربرد $NO_3^- Fe^0/mol$ $120m^2$ ($6/2 gFe^0/gNO_3$) به حذف کامل نیترات در طی یک ساعت دست پیدا کرد و این در حالی است که در یک سیستم بافری نشده (pH گزارش نشده ولی احتمالاً نزدیک به ۷ می‌باشد)، میزان Fe^0/NO_3^- جهت احیای نیترات بسیار بالا بوده است [۸]. اما علی‌رغم یافته‌های هوانگ و همکارانش در مورد پایین بودن میزان احیای نیترات توسط Fe^0 در pH طبیعی، سیانتار و همکارانش^۱ در سال ۱۹۹۶ گزارش کرده‌اند که پودر آهن نگهداری شده با ۱۰ درصد H_2 ، نیترات و نیتريت را در pH برابر ۷ در طی چند دقیقه احیاء می‌کنند. ظاهراً، تماس قبلی با H_2 ، Fe^0 را برای احیای سریع نیترات آماده می‌سازد [۱۴]. آهن ممکن است H_2 جذب شده را شبیه دیگر فلزات کاتالیستی، نظیر پالادیم، فعال سازد [۱۶]. ثابت شده که H_2 می‌تواند توسط Fe^0 جذب شود [۱۷].

¹ Siantar et al.

آمونیاک را در یک محلول بافوری تحت شرایط هوایی، مشاهده نمودند و با استفاده از آزمایش اسپکترومتری جرمی، فرآورده گازی دیگری مانند N_2 یافت نمودند. رحمان و آگراوال^۱ در سال ۱۹۹۷، ۸۰ درصد بازبایی جرمی را به صورت آمونیاک گزارش کردند؛ آنها همچنین امکان تشکیل N_2 را محتمل دانستند [۸]. بنابراین آمونیاک و احتمالاً Fe^{2+} حاصل از واکنش احیای نیترات توسط Fe^0 ، بایستی قبل از استفاده از آب، توسط هوادهی و ته‌نشینی حذف گردند. مشکل دیگری که در فرآیند احیای نیترات با آن روبرو هستیم، ایجاد رسوب فلزی در هنگام عملیات می‌باشد، که البته می‌توان آن را با مقدار کمی اسید سولفوریک برطرف نمود.

² Agrawal

همچنین با استفاده از این روش می‌توان به میزان بالاتری از حذف نیترات نسبت به فرآیند دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی دست یافت [۱۸]. اما حذف نیترات توسط آهن عنصری اشکالات چندی نیز در بر دارد. یکی از آن اشکالات، نیاز به اسیدی کردن محیط می‌باشد، البته روانگ چینی کُم و همکارانش^۱ با استفاده از توانایی گاز CO_2 در تولید محیط اسیدی و با به کارگیری آن در یک سیستم توانستند به مقدار حذف بالایی از نیترات دست پیدا کنند [۱۸]. مشکل دیگر در ارتباط با فرآورده‌های واکنش می‌باشد. بررسی‌های انجام شده در مورد واکنش احیای نیترات توسط آهن عنصری نشان می‌دهد که آمونیاک محصول نهایی این واکنش می‌باشد. چنگ و همکاران در سال ۱۹۹۷ تبدیل کامل نیترات به

¹ Ruangchainikom et al.

۶- مراجع

- 1- Zawaideh, L. L., and Zhang, T. C. (1998). "The effect of pH and addition of an organic buffer (HEPES) on nitrate transformation in Fe^0 -water system." *J. Wat. Sci. Tech.*, 38 (7), 107-115.
- 2- Ward, M.H., Dekok, T.M., Levallois, P., Brender, J., Gulis, G., Nolan, B.T., and Van Derslice, J. (2005). International society for environmental epidemiology, Workgroup report: "Drinking-water nitrate and health-recent findings and research needs." *J. Environ. Health Perspect.*, 113(11), 1607-1614.
- ۳- محسنی، ا. (۱۳۶۷). "بررسی وضع آلودگی آبهای زیرزمینی به یون نیترات در اثر کاربرد کودهای ازته." پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی تهران.
- ۴- یونسسیان، م. (۱۳۶۹). "بررسی میزان و علل وجود نیترات در آبهای مورد شرب ساری تا ساحل خزرآباد." پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی تهران.
- 5- Liao, C.H., Kang, S.F., and Hsu, Y.W. (2003). "Zero-valent iron reduction of nitrate in the presence of ultraviolet light, organic matter and hydrogen peroxide." *Water Research*, 37(17), 4109-4118.
- 6- Lin, S.H., and Wu, C.U. (1996). "Removal of nitrogenous compounds from aqueous solution by ozonation and ion exchange." *Water Research*, 30 (8), 1851-1857.
- 7- Thalasso, F., Vallecillo, A., Garcia-Encina, P., and Fdz-Polanco, F. (1997). "The use of methane as a sole carbon source for wastewater denitrification." *Water Research*, 31(1), 55-66.
- 8- Huang, C. P., Wang, H.W., and Chiu, P. C. (1998). "Nitrate reduction by metallic iron." *Water Research*, 32 (8), 2257-2264.
- 9- Matheson, L. J., and Tratnyek, P. G. (1994). "Reductive dehalogenation of chlorinated methanes by iron metal." *J. Environ. Sci. Technol.*, 28 (12), 2045-2053.
- 10- Sun, H., Wang, L., Zhang, R., Sui, J., and Xu, G. (2006). "Treatment of groundwater polluted by arsenic compounds by zero valent iron." *J. Hazard Mater.*, 129 (1-3), 297-303.
- 11- Chew, C. F., and Zhang, T. C. (1998). "In situ remediation of nitrate contaminated groundwater by electrokinetics / iron wall processes." *J. Wat. Sci. Tech.*, 38 (7), 135-142.
- 12- Huang, Y.H., and Zhang, T.C. (2004). "Effects of low pH on nitrate reduction by iron powder." *Water Research*, 38(11), 2631-2642.
- 13- Westerhoff, P., and James, J. (2003). "Nitrate removal in zero-valent iron packed columns." *J. Water Research*, 37(8), 1818-1830.
- 14- Siantar, D.P., Schreire, C.G., Chou, C.S., and Reinhard, M. (1996). "Treatment of 1, 2- dibromo-3- chloropropane and nitrate contaminated water with zero-valent iron or hydrogen/palladium catalysts." *J. Water Research*, 30(8), 2315-2322.
- 15- Singh, J., Zhang, T.C., Shea, P.J., Comfort, S.D., Hundal, L.S., and Hage, D.S. (1996). "Transformation of atrazine and nitrate in contaminated water by iron-promoted processes." *Proc., the Water Environment Federation 69th Annual Conference and Exposition*, Dallas, TX, 3rd Vol., 143-150.
- 16- Grittini, C., et al. (1995). "Rapid dechlorination of polychlorinated biphenyls on the surface of a pd/Fe bimetallic system." *J. Environ. Sci. Tech.*, 29, 2898-2900.
- 17- Reardon, E. G. (1995). "Anaerobic corrosion of granular iron: measurement and interpretation of hydrogen evolution rates." *J. Environ. Sci., Technol.*, 29 (12), 2936-2945.
- 18- Ruangchainikom, C., Liao, C.H., Anotai, J., and Lee, M.T. (2006). "Characteristics of nitrate reduction by zero-valent iron powder in the recirculated and CO_2 -bubbled system." *Water Research*, 40(2), 195-204.