



دانشگاه گورگان و منابع طبیعی گورگان

مجله پژوهش‌های حفاظت آب و خاک
جلد هجدهم، شماره اول، ۱۳۹۰
www.gau.ac.ir/journals

بررسی فرآیند نیترات‌سازی در دو خاک آهکی و غیر آهکی آلوده شده به فلزات سنگین روی و کادمیوم

*نجمه یزدان‌پناه^۱ و مجید محمودآبادی^۲

^۱استادیار گروه مهندسی آب، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد کرمان،

^۲استادیار گروه خاکشناسی، دانشگاه شهید باهنر کرمان

تاریخ دریافت: ۸۸/۷/۱۳؛ تاریخ پذیرش: ۹۰/۲/۵

چکیده

در دهه‌های اخیر فعالیت‌های بشر سبب تجمع فلزات سنگین در خاک و آلودگی آن شده که می‌تواند زندگی موجودات زنده را به مخاطره بیندازد. فرآیند نیترات‌سازی، یکی از بارزترین شاخص‌های زیستی برای ارزیابی کیفیت خاک می‌باشد. این پژوهش با هدف بررسی فرآیند نیترات‌سازی به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی در دو خاک آهکی و غیر آهکی، ۲ سطح نیتروژن به فرم $(NH_4)_2SO_4$ (صفر و ۱۰۰ میکروگرم در گرم خاک) و ۶ سطح فلز سنگین به فرم نمک سولفات (کادمیوم با غلظت صفر، ۱۰ و ۱۰۰ میکروگرم در گرم خاک و روی با غلظت صفر، ۱۰۰ و ۵۰۰ میکروگرم در گرم خاک) با ۳ تکرار در محیط آزمایشگاه انجام شد. نتایج نشان داد که با افزایش غلظت عناصر روی و کادمیوم، شدت فرآیند نیترات‌سازی کاهش می‌یابد. کادمیوم نسبت به روی، اثر بازدارندگی بیشتری بر این فرآیند داشت به طوری که در حضور آمونیوم، برای غلظت ۱۰۰ میکروگرم کادمیوم در گرم خاک‌های آهکی و غیر آهکی به ترتیب ۷۸ و ۹۲ درصد تولید نیترات کاهش یافت. این مقادیر برای شرایط حضور نداشتن آمونیوم به ترتیب ۷۵ و ۹۰ درصد به دست آمد. اثر بازدارندگی این فلزات بر تولید نیترات، در خاک آهکی نسبت به خاک غیر آهکی کم‌تر بود. افزودن آمونیوم به تیمارهای کادمیوم و روی، باعث شد تولید نیترات تا بیش از ۳ برابر افزایش یابد هر چند

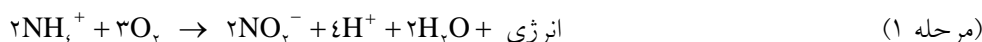
*مسئول مکاتبه: najmeyazdanpanah@yahoo.com

اختلاف تولید نیترات در دو خاک آهکی و غیرآهکی در حضور آمونیوم، کم‌تر از حضور نداشتن آن بود. بیش‌ترین کاهش در pH توسط تیمار ۱۰۰ میکروگرم کادمیوم در گرم خاک و به‌میزان ۱/۳ واحد مشاهده شد. یافته‌های این پژوهش روشن ساخت که آهک موجود در خاک‌های مناطق خشک و نیمه‌خشک، می‌تواند در کاهش اثر سمیت فلزات سنگین بر فعالیت‌های زیستی مؤثر باشد.

واژه‌های کلیدی: فعالیت میکروبی، فرآیند نیترات‌سازی، فلزات سنگین، کادمیوم و روی، خاک آهکی و غیرآهکی

مقدمه

چرخه نیتروژن که ترکیبی از فرآیندهای جذب نیتروژن قابل دسترس برای گیاهان، انتقال آن از بقایای گیاهی به مواد آلی خاک و تبدیل نیتروژن آلی به شکل معدنی آمونیوم می‌باشد، برای بقای سیستم‌های زنده کاملاً ضروری است و تمامی مراحل این چرخه توسط ریزجانداران خاک انجام می‌شود. مرحله معدنی شدن شامل آمونیاک‌سازی و نیترات‌سازی است که در مرحله آمونیاک‌سازی، تبدیل نیتروژن آلی ($R-NH_2$) در اثر تجزیه پروتئین‌ها، قندهای آمینه و اسید نوکلئیک به آمونیاک (NH_3) توسط ریزجانداران صورت می‌گیرد. در حضور آب، آمونیاک به آمونیوم (NH_4^+) تبدیل می‌شود و سپس طی دو مرحله زیر نیترات تولید می‌گردد (یوسف و همکاران، ۲۰۰۹؛ زانگ و همکاران، ۲۰۱۰):



یون هیدروژن به‌دست آمده از مرحله اول نیترات‌سازی، سبب کاهش pH خاک می‌گردد (آرگو، ۲۰۰۳؛ تیر و گرین، ۲۰۰۴). در خاک‌های آلوده، فعالیت ریزجانداران برای تولید نیترات با افزایش pH تشدید می‌شود. زیرا در این شرایط، علاوه بر افزایش فراهمی سوبسترا (فونتنس و همکاران، ۲۰۰۶)، غلظت فلزات سنگین در فاز محلول نیز کاهش می‌یابد (سلا و سامنر، ۲۰۰۲). به‌طورکلی، فرآیند نیترات‌سازی در شرایط محیطی مطلوب از جمله pH بین ۸-۴ (مارکود و همکاران، ۲۰۰۷؛ کین و

همکاران، ۲۰۱۰) تهویه مطبوع، رطوبت مناسب و دمای ۳۰ درجه سانتی‌گراد بیش‌ترین کارایی را دارد. عوامل متعددی بر سرعت این فرآیند مؤثر است که برای نمونه می‌توان به افزایش مواد آلی خاک، استفاده از سموم و علف‌کش‌ها و آلودگی ناشی از فلزات سنگین اشاره کرد. در دهه‌های اخیر فعالیت‌های بشر مانند توسعه شهرها، رشد و تکامل صنایع و فن‌آوری، استخراج معادن، تخلیه پساب‌های صنعتی، مصرف مواد سوختی، تخلیه فاضلاب شهری و همچنین مصرف لجن به‌دست آمده از تصفیه فاضلاب، استفاده از علف‌کش‌ها، قارچ‌کش‌ها و سموم سبب آلودگی خاک شده در نتیجه فلزات سنگین در خاک تجمع یافته و با اجزای خاک واکنش می‌دهند. غلظت بیش از حد فلزات سنگین برای موجودات زنده سمی بوده و بر رشد گیاهان و فعالیت ریزجانداران اثر سوء می‌گذارد (سوبولف و بگونیا، ۲۰۰۸؛ وانگ و همکاران، ۲۰۱۰؛ بونگ و همکاران، ۲۰۱۰).

نتایج بسیاری از پژوهش‌هایی که در رابطه با تأثیر فلزات سنگین بر فرآیند نیترات‌سازی صورت گرفته، نشان می‌دهد این فرآیند در برابر تغییر در شرایط خاک و سمیت فلزات سنگین نسبت به فرآیند معدنی شدن نیتروژن، حساسیت بیش‌تری از خود نشان می‌دهد که دلیل آن وجود گروه خاصی از ریزجانداران است که در عمل نیترات‌سازی فعالیت دارند. این در حالی است که در فرآیند معدنی شدن نیتروژن، گروه‌های متنوع‌تری از ریزجانداران دخالت دارند (سهرات، ۲۰۰۴). نتایج سایر بررسی‌ها نشان می‌دهد که ریزجانداران بومی خاک نسبت به غلظت عناصر سنگین موجود در خاک قابلیت سازگاری قابل‌توجهی دارند. این سازگاری توسط برخی محققان در ارتباط با ریزجانداران نیترات‌ساز گزارش شده است (راسک و همکاران، ۲۰۰۴؛ فایت و همکاران، ۲۰۰۶؛ مرتنز و همکاران، ۲۰۰۶).

بیش‌تر مطالعات انجام شده، اثرات منفی فلزات سنگین بر نیترات‌سازی را گزارش نموده‌اند (جولیاستوتی و همکاران، ۲۰۰۳؛ تسای و همکاران، ۲۰۰۶؛ مرتنز و همکاران، ۲۰۰۷؛ یو و همکاران، ۲۰۰۹). هر چند نتایج اندرش و اندرسون (۱۹۹۱) دلالت بر افزایش تولید نیترات در حضور مقادیر کم فلزات سنگین دارد. دای و همکاران (۲۰۰۴) علل اصلی جلوگیری فلزات سنگین از فرآیند نیترات‌سازی را جایگزینی فلز سنگین به‌جای عناصر ضروری، غیرفعال کردن گروه‌های عامل و یا توقف تشکیل مولکول‌های زیستی بیان می‌کنند. نتایج مشابهی توسط هاسن و همکاران (۱۹۹۸) به‌دست آمد که در آن اثرات بازدارندگی فلزات کادمیوم، مس و روی بر معدنی شدن نیتروژن در خاک‌های لوم رسی گزارش شده است. نتایج پژوهشی که توسط یو و همکاران (۲۰۰۹) در رابطه با ارزیابی شدت بازدارندگی سه فلز نیکل، کادمیوم و سرب به تنهایی و یا در ترکیب با یکدیگر در ۷ سطح (صفر، ۲، ۵، ۱۰، ۱۵، ۲۵ و ۴۰

میکروگرم در گرم خاک) بر تغییر شکل نیتروژن انجام شده، نشان داد که این فلزات حتی در بالاترین سطح (۴۰ میکروگرم در گرم خاک) و در ترکیب با یکدیگر هیچ تأثیری بر فرآیند نیترات‌سازی نداشته‌اند. با توجه به این‌که اثرات سمی فلزات سنگین بر ریزجانداران خاک، به‌خوبی اثبات شده ولی نوع اثرگذاری آن‌ها در مطالعات مختلف، متفاوت و حتی گاهی ضد و نقیض است. علت این موضوع را می‌توان به اختلاف در خصوصیات خاک از جمله pH، بافت خاک، درصد آهک (فلاورز و کالگان، ۱۹۸۳) و منبع آلودگی فلزات مانند لجن فاضلاب و نمک محلول فلز (ویلسون، ۱۹۷۷؛ کلی و همکاران، ۲۰۰۴) نسبت داد که این عوامل خود می‌توانند بر رفتار فلزات در خاک و اثر آن‌ها بر ریزجانداران خاک تأثیر بگذارند (ویگ و همکاران، ۲۰۰۳؛ گیلر و همکاران، ۲۰۰۹). هو و همکاران (۲۰۰۲) با بررسی اثر بازدارندگی نیکل و کادمیوم بر فرآیند نیترات‌سازی گزارش کردند که سمیت این عناصر تابعی از غلظت کاتیون محلول آن‌ها می‌باشد. از این‌رو است که برآوردها و نیز راه‌کارهای رفع بازدارندگی نیترات‌سازی باید براساس غلظت کاتیون محلول و نه غلظت کل عنصر سنگین صورت گیرد (سی‌پرا و همکاران، ۲۰۰۱).

دیوسک (۱۹۹۵) اثر کادمیوم بر نیترات‌سازی در دو خاک با درصد آهک متفاوت (آهکی و غیرآهکی) را مورد بررسی قرار داد و به این نتیجه رسید که اثر بازدارندگی کادمیوم با غلظت یکسان در خاک غیرآهکی بیش از خاک آهکی است. وی غلظت بحرانی کادمیوم را برای خاک‌های آهکی ۱۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک بیان کرده است. این در حالی است که برخی محققان نتایج مغایری به‌دست آوردند، برای نمونه بررسی ۱۰۰ و ۱۰۰۰ میکروگرم مس درگرم خاک به فرم CuO یا CuHPO_4 در یک خاک آهکی تیمار شده با ۲۰۰ میکروگرم نیتروژن در گرم خاک، به‌صورت خون خشک به‌ترتیب ۳۰ و ۱۰۰ درصد افزایش در معدنی شدن نیتروژن را نشان داد (کوراشی و کورن‌فیلد، ۱۹۷۱). با توجه به این‌که سطوح گسترده‌ای از خاک‌های ایران را خاک‌های آهکی دربرگرفته است، اما اطلاعات زیادی در مورد اثر فلزات سنگین بر فعالیت میکروبی در خاک‌های کشورمان وجود ندارد. بررسی منابع نشان می‌دهد که فلزات سنگین در خاک‌های آهکی، رفتار متفاوتی نشان می‌دهند و البته اثرات آن‌ها بر فرآیندهای بیولوژیکی خاک بسیار متغیر می‌باشد. بنابراین این پژوهش به بررسی تأثیر فلزات سنگین کادمیوم و روی بر فرآیند نیترات‌سازی در دو خاک آهکی و غیرآهکی می‌پردازد.

مواد و روش‌ها

برای انجام این آزمایش دو خاک آهکی و غیرآهکی انتخاب و پس از نمونه‌برداری از عمق صفر تا ۳۰ سانتی‌متری از سطح دو خاک، بخشی از نمونه‌ها، برای آماده‌سازی برای تجزیه، هوا خشک و از الک

نجمه یزدان پناه و مجید محمودآبادی

۲ میلی متری عبور داده شد. سپس برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد مطالعه اندازه‌گیری گردید. بافت خاک به روش هیدرومتری، کربن آلی به روش والکی بلاک، نیتروژن کل با روش کجلدال، فسفر کل با روش اولسن و pH و EC به ترتیب در گل و عصاره اشباع تعیین گردید. همچنین میزان کربنات کلسیم معادل از روش تیتراسیون و CEC به روش باور اندازه‌گیری شد. به علاوه کلسیم و منیزیم محلول در عصاره اشباع با روش تیتراسیون و سدیم و پتاسیم محلول در عصاره اشباع با استفاده از دستگاه فلیم فوتومتر تعیین گردید (پیچ و همکاران، ۱۹۹۲a؛ پیچ و همکاران، ۱۹۹۲b). جدول ۱ برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی دو خاک مورد مطالعه را نشان می‌دهد. بخش دیگر نمونه خاک‌ها برای اعمال تیمارهای نیترات‌سازی در محیط تاریک و دمای ۴ درجه سانتی‌گراد نگهداری شد.

جدول ۱- برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی دو خاک مورد مطالعه.

خاک غیرآهکی	خاک آهکی	خصوصیت
لوم شنی	لوم شنی	کلاس بافتی
۱۵/۳	۱۵/۰	رس (درصد)
۷/۶۶	۷/۸۰	pH
۱/۷۲	۱/۶۰	EC (دسی‌زیمنس بر متر)
۰/۵	۰/۵	OM (درصد)
۹/۵	۱۰/۰	CEC ($\text{cmol}_{(+)}\cdot\text{kg}^{-1}$)
۳/۰	۲۵	CaCO ₃ (درصد)
۰/۰۵	۰/۰۷	نیتروژن کل (درصد)
۷/۰	۸/۵	فسفر کل (میلی‌گرم بر کیلوگرم)
۱۷/۲۱	۲۰/۷۰	*K (میلی‌گرم بر لیتر)
۱۳۹	۱۴۵	*Na (میلی‌گرم بر لیتر)
۱۴۲	۱۵۰	*Ca (میلی‌گرم بر لیتر)
۲۵۰	۲۷۰	*Mg (میلی‌گرم بر لیتر)

* شکل محلول در عصاره اشباع.

آزمایش اندازه‌گیری نیترات‌سازی به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی در دو خاک آهکی و غیرآهکی، ۲ سطح نیتروژن به فرم $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (صفر و ۱۰۰ میکروگرم در گرم خاک) و ۶ سطح فلز سنگین (کادمیوم با غلظت صفر، ۱۰ و ۱۰۰ میکروگرم در گرم خاک و روی با غلظت صفر،

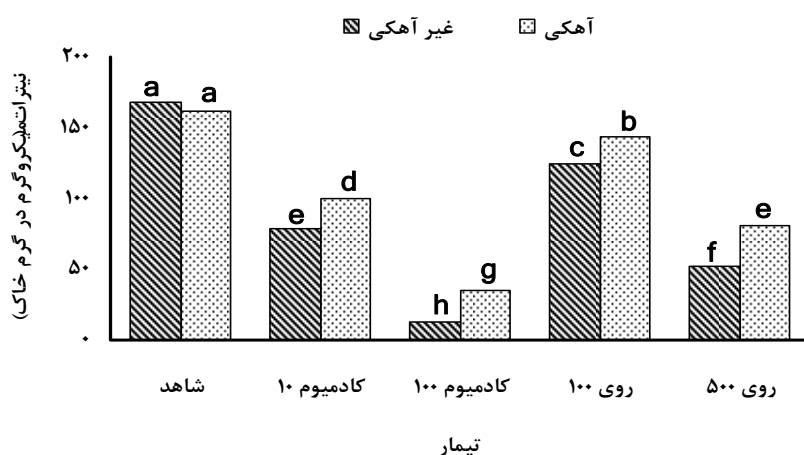
۱۰۰ و ۵۰۰ میکروگرم در گرم خاک) با ۳ تکرار در محیط آزمایشگاه انجام گرفت. در این مطالعه ابتدا با استفاده از نمک سولفات کادمیوم و سولفات روی، محلول کادمیوم و روی با غلظت‌های موردنظر تهیه و توسط افشانه به‌طور یکنواخت بر روی خاک پاشیده شد. پس از برقراری تعادل، خاک را دو بخش کرده و به یک قسمت از آن ۱۰۰ میکروگرم آمونیوم به فرم سولفات به‌عنوان منبع غذایی لازم برای فعالیت باکتری‌های نیترات‌ساز افزوده شد. در طول مدت آزمایش، تیمارها در دمای آزمایشگاه (۲۵ درجه سانتی‌گراد) و رطوبت ۷۵ درصد ظرفیت مزرعه نگهداری شده و روزانه علاوه بر هوادهی ظرفها، آن‌ها را وزن کرده تا کسری رطوبت به‌دست آمده از تبخیر، با افزودن آب جبران شود. پس از اتمام دوره خواباندن (۴۵ روز) به نمونه‌ها سولفات مس (۲ مولار) با نسبت ۱:۵ اضافه و به‌مدت یک ساعت تکان داده شد و در عصاره عبور داده شده از کاغذ صافی میزان نیترات توسط دستگاه یون‌متر اندازه‌گیری گردید (پانسو و گتیرو، ۲۰۰۶). نتایج به‌دست آمده با نرم‌افزار MINITAB به‌صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی تحلیل و میانگین‌ها با استفاده از آزمون دانکن در سطح ۵ درصد مقایسه شدند. برای رسم نمودارها از نرم‌افزار Microsoft Excel استفاده گردید.

نتایج و بحث

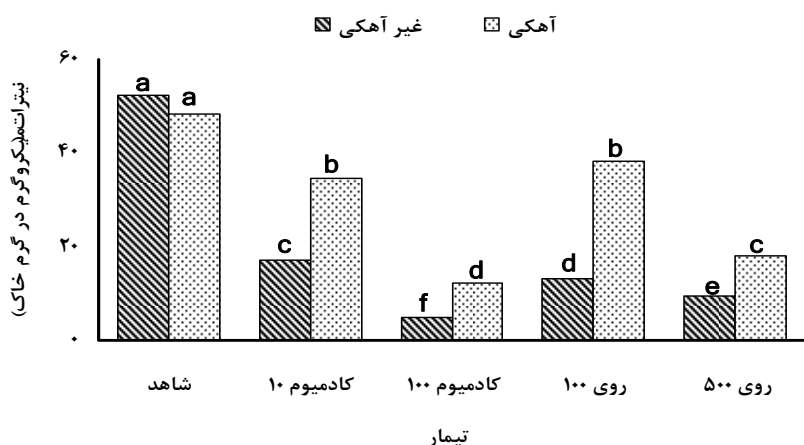
در طول ۴۵ روز خواباندن، فلزات سنگین کادمیوم و روی بر فرآیند نیترات‌سازی در دو خاک آهکی و غیرآهکی تأثیر قابل‌ملاحظه‌ای داشتند. میزان نیترات تولیدی در حضور آمونیوم در تیمار شاهد برای خاک آهکی و غیرآهکی در پایان دوره خواباندن به‌ترتیب ۱۶۲ و ۱۶۸ میکروگرم در گرم خاک بود که اختلاف آن‌ها از نظر آماری در سطح ۵ درصد معنی‌دار نشد (شکل ۱).

در شرایط حضور آمونیوم، میزان نیترات تولید شده در تیمار کادمیوم با غلظت ۱۰ میکروگرم بر گرم خاک نسبت به شاهد در دو خاک آهکی و غیرآهکی به‌ترتیب ۳۸ و ۵۳ درصد کاهش یافت. غلظت ۱۰۰ میکروگرم کادمیوم بر گرم خاک در مقایسه با غلظت ۱۰ میکروگرم کادمیوم بر گرم خاک اثر بازدارندگی بیش‌تری بر نیترات‌سازی داشت، به‌طوری‌که میزان نیتروژن معدنی شده بسیار ناچیز و حدود ۷۸ درصد در خاک آهکی و ۹۲ درصد در خاک غیرآهکی نسبت به تیمار شاهد کاهش نشان داد. فلز روی نیز تأثیر منفی بر فرآیند نیترات‌سازی داشت چنان‌چه غلظت ۱۰۰ و ۵۰۰ میکروگرم روی بر گرم خاک آهکی به‌ترتیب ۱۱ و ۵۰ درصد و در خاک غیرآهکی ۲۶ و ۶۹ درصد نسبت به تیمار شاهد اثر بازدارندگی داشت.

در شرایط بدون حضور آمونیوم، اندازه‌گیری فرآیند نیترات‌سازی در تیمارهای کادمیوم و روی نشان داد که تیمار ۱۰ و ۱۰۰ میکروگرم کادمیوم بر گرم خاک آهکی در مقایسه با تیمار شاهد، کاهش ۲۹ و ۷۵ درصد را باعث شد (شکل ۲)، در حالی که تأثیر منفی این غلظت‌های کادمیوم در خاک غیرآهکی ۶۷ و ۹۰ درصد بود. روی با تأثیر منفی کم‌تری نسبت به کادمیوم، با غلظت ۱۰۰ و ۵۰۰ میکروگرم در گرم خاک در خاک آهکی ۲۱ و ۶۲ درصد و در خاک غیرآهکی ۷۵ و ۸۲ درصد اثر بازدارندگی در تولید نیترات داشت.



شکل ۱- میزان نیترات تولید شده در حضور آمونیوم در دو خاک آهکی و غیرآهکی.



شکل ۲- میزان نیترات تولید شده در حضور نداشتن آمونیوم در دو خاک آهکی و غیرآهکی.

برخی پژوهش‌ها در زمینه تأثیر pH و کلسیم موجود در خاک بر فعالیت باکتری‌های نیترات‌ساز انجام شده است (مارکود و همکاران، ۲۰۰۷)، ارتباط بین فعالیت میکروبی و شرایط شیمیایی خاک توسط دیوسک (۱۹۹۵) نیز گزارش شده است. در مطالعه‌ای که توسط وی انجام شد، کادمیوم با غلظت‌های صفر، ۱۰، ۱۰۰ و ۵۰۰ میکروگرم بر گرم خاک در حضور و بدون حضور آمونیوم به دو خاک آهکی و غیرآهکی اضافه شد و پس از ۳۳ روز خواباندن نتایج نشان داد که نیترات تولیدی در تیمارهای ۱۰۰ و ۵۰۰ میکروگرم کادمیوم بر گرم خاک غیرآهکی در حضور آمونیوم به ترتیب ۴۴/۹ و ۶۶/۶ درصد در نبود آمونیوم ۱۲/۵ و ۲۴/۵ درصد کاهش نسبت به تیمار شاهد داشته است، در حالی که نیترات‌سازی در خاک غیرآهکی دارای ۱۰ میکروگرم کادمیوم بر گرم خاک، ۱۴/۷ درصد در تیمار بدون آمونیوم و ۱/۱ درصد در تیمار دارای آمونیوم نسبت به تیمار شاهد افزایش یافته است. اما نیترات‌سازی در خاک آهکی بدون آمونیوم در تیمارهای ۱۰۰ و ۵۰۰ میکروگرم کادمیوم بر گرم خاک به ترتیب ۱۹/۵ و ۳۷/۴ درصد کاهش داشته و غلظت ۱۰ میکروگرم کادمیوم بر گرم خاک سبب ۱۶ درصد تحریک آن نسبت به تیمار شاهد شده است و در حضور آمونیوم تیمارهای ۱۰، ۱۰۰ و ۵۰۰ میکروگرم کادمیوم بر گرم خاک به ترتیب ۴/۷، ۱۳/۱ و ۵۹/۹ درصد اثر بازدارندگی در تولید نیترات داشته‌اند.

در زمینه تأثیر فلزات سنگین بر فرآیند نیترات‌سازی مطالعات بسیار زیادی صورت گرفته (راسک و همکاران، ۲۰۰۴؛ فایت و همکاران، ۲۰۰۶؛ مرتنز و همکاران، ۲۰۰۶؛ مرتنز و همکاران، ۲۰۰۷؛ یو و همکاران، ۲۰۰۹) که در نتایج برخی از آن‌ها تحریک این فرآیند توسط مقادیر کم فلزات سنگین گزارش شده است (اندرش و اندرسون، ۱۹۹۱) هر چند تفسیر این نتایج باید بسیار دقیق انجام گیرد. دیوسک (۱۹۹۵) علت افزایش تولید نیترات در تیمار ۱۰ میکروگرم کادمیوم بر گرم خاک نسبت به تیمار شاهد را چنین بیان کرد که کادمیوم بلافاصله پس از ورود به خاک، به‌عنوان یک عنصر فعال بیولوژیکی عمل کرده و بر باکتری‌ها و قارچ‌های حساس اثر سمی و کشنده دارد و از سوی دیگر، سلول‌های مرده ریزجانداران حساس منبع غنی از نیتروژن قابل دسترسند که می‌توانند به آسانی تجزیه و تبدیل به آمونیوم شوند. به این ترتیب آمونیوم که سوبسترای لازم برای نیترات‌سازی می‌باشد، افزایش می‌یابد و در نتیجه فعالیت باکتری‌های نیترات‌ساز نیز بیشتر می‌شود و یا این که این باکتری‌ها ممکن است به مقادیر کم کادمیوم مقاوم باشند، بنابراین میزان نیترات بیش‌تری تولید می‌کنند که توسط مکانیسم‌های طبیعی (آب‌شویی، نیترات‌زدایی، جذب توسط گیاه) در شرایط آزمایشگاهی نمی‌تواند حذف شود. جولیاستوتی و همکاران (۲۰۰۳) با بررسی تأثیر روی با غلظت‌های مختلف بر فرآیند

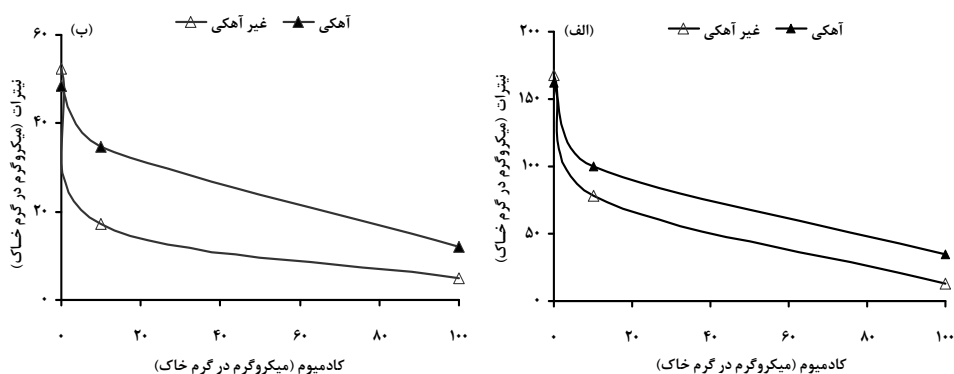
نیترات سازی چنین گزارش کردند که اثر بازدارندگی یون روی در غلظت های بیش تر از ۰/۳ میلی گرم در لیتر شروع شده و در غلظت ۰/۰۸ میلی گرم در لیتر سبب کاهش ۱۲ درصدی تولید نیترات گردیده است. همچنین آن ها دریافتند که در غلظت ۱/۲ میلی گرم روی در لیتر، فرآیند نیترات سازی کاملاً متوقف می شود. در این مطالعه غلظت ۱۰ میکروگرم کادمیوم در گرم خاک سبب کاهش نیترات سازی شده و غلظت ۱۰۰ میکروگرم روی در گرم خاک نیز بر نیترات سازی تأثیر منفی داشت.

ویلسون (۱۹۷۷) تأثیر دو نوع لجن (حیوانی و صنعتی) بر فرآیند نیترات سازی را مورد مطالعه قرار داد. مقایسه نتایج نیترات تولید شده به دست آمده از دو تیمار لجن نشان داد که نیترات سازی در تیمار لجن حیوانی با شدت بیش تری نسبت به لجن صنعتی انجام شد. وی کاهش نیترات سازی در تیمار لجن صنعتی را به دلیل وجود فلزات سنگین توجیه کرد که برای اطمینان بیش تر از این فرضیه، فلزات سنگین موجود در لجن صنعتی که شامل Pb و Cd, Cr, Cu, Zn, Mn بود را به همان میزان به لجن حیوانی اضافه کرده و در نهایت نتایج به دست آمده توسط او نشان داد که کاهش نیترات سازی در تیمار لجن حیوانی و فلزات سنگین بیش از زمانی است که لجن صنعتی با همان مقدار بر خاک اثر می گذارد. کاملاً منطقی است که دلیل این کاهش بیش تر، وجود فلزاتی است که قابلیت دسترسی زیستی بیش تری دارند. در حالی که در لجن صنعتی، فلزات سنگین ممکن است تحت مکانیسم های مختلف (رسوب، جذب سطحی و غیره) به فرم غیرفعال وجود داشته باشند (کلی و همکاران، ۲۰۰۴).

مقایسه میزان فعالیت باکتری های نیترات ساز در تیمارهای کادمیوم و روی در هر دو خاک نشان داد که سمیت فلز کادمیوم نسبت به روی بیش تر بوده و در خاک آهکی و غیرآهکی مقدار نیترات تولید شده از فرآیند نیترات سازی در تیمار دارای کادمیوم کم تر از تیمار دارای روی می باشد (شکل ۳). فرآیند نیترات سازی در تیمارهای دارای آمونیوم نسبت به تیمارهای مشابه بدون آمونیوم بیش تر انجام شد. واضح است با افزودن آمونیوم به خاک، سوبسترای مناسب برای رشد جمعیت باکتری های نیترات ساز فراهم شده و در نتیجه فعالیت این باکتری ها در شرایط مساعد محیطی به طور چشم گیری فزونی می یابد.

میزان نیترات اندازه گیری شده در تیمارهای بدون آمونیوم در خاک آهکی بیش تر از خاک غیرآهکی بود (شکل ۳). پاسخ گویی جوامع میکروبی به فلزات سنگین بستگی به غلظت و قابلیت فراهمی فلزات دارد که این دو عامل توسط خصوصیات فیزیکوشیمیایی و زیستی خاک کنترل می شوند. به عنوان مثال زمانی که فلزات سنگین با مواد آلی پیوند و تشکیل کلات می دهند از قابلیت فراهمی آن ها در محلول

خاک کاسته می‌شود. فلزات سنگین علاوه بر مواد آلی می‌توانند با یون‌های اکسید، کربنات و فسفات تشکیل پیوند دهند که در این حالت کمپلکس‌های تشکیل شده رسوب کرده و به فرم غیرفعال تبدیل می‌شوند (هاسن و همکاران، ۱۹۹۸). به نظر می‌رسد که در این پژوهش فلزات سنگین کادمیوم و روی با درصد بالای کربنات موجود در خاک آهکی تشکیل کمپلکس داده، رسوب کرده و به این ترتیب قابلیت فراهمی و تحرک آن‌ها کاهش یافته است. در نتیجه به دلیل ترسیب بخش عمده‌ای از کادمیوم و روی در خاک آهکی، تأثیر آن‌ها بر باکتری‌های نیترات‌ساز کاهش یافته و این باکتری‌ها فعالیت بیشتری نسبت به خاک غیرآهکی داشته‌اند. در تیمارهای دارای آمونیوم خاک‌های آهکی و غیرآهکی نتیجه‌ای مشابه تیمارهای بدون آمونیوم مشاهده شد (شکل ۳) اما نکته قابل توجه در این بود که اختلاف نیترات تولید شده در تیمارهای دارای آمونیوم در خاک آهکی و غیرآهکی به اندازه تیمارهای بدون آمونیوم در این دو خاک فاحش نبود. زیرا در خاک‌های آهکی NH_4^+ از طریق واکنش با یون OH^- به NH_3 تبدیل می‌شود. فرم NH_3 در خاک‌های آهکی ($\text{pH} > 7/5$) برای ریزجانداران به‌ویژه باکتری‌های نیتروباکتر سمی بوده و به این ترتیب اثرات منفی فلزات سنگین Zn و Cd را تشدید می‌کند. بنابراین فرآیند نیترات‌سازی با شدت کم‌تری انجام می‌گیرد (فلاورز و کالگان، ۱۹۸۳). علاوه بر این، فرم NH_3 فرار بوده و می‌تواند از خاک متصاعد شود و این به این معنی است که از میزان سوبسترای باکتری‌های نیترات‌ساز به‌طور قابل ملاحظه‌ای کاسته می‌شود که به دنبال آن نیز فرآیند نیترات‌سازی کاهش می‌یابد.



شکل ۳- مقایسه فرآیند نیترات‌سازی در دو خاک آهکی و غیرآهکی تیمار شده با غلظت‌های مختلف کادمیوم در حضور (الف) و حضور نداشتن آمونیوم (ب).

در این مطالعه کاهش فرآیند نیترات‌سازی در تیمارهای کادمیوم و روی بستگی به علل مختلفی دارد. فلزات سنگین می‌توانند بر ریزجانداران نیترات‌ساز اثر سمی و کشنده داشته باشند و بسیاری از این باکتری‌های حساس را از بین ببرند (وانگ و همکاران، ۲۰۱۰). علاوه بر این، فلزات سنگین با غیرفعال کردن آنزیم‌های مؤثر در فرآیند نیترات‌سازی سبب کاهش یا توقف فعالیت باکتری‌های نیترات‌ساز می‌شوند و در نتیجه عمل نیترات‌سازی به کندهی انجام می‌گیرد یا این‌که کاملاً متوقف می‌شود. همچنین فلزات سنگین از طریق تشکیل کمپلکس با سوبسترا از قابلیت فراهمی سوبسترا می‌کاهند و به همین دلیل باکتری‌های نیترات‌ساز برای متابولیسم خود با کمبود انرژی مواجه می‌شوند که در پی آن تولید نیترات به دست آمده از فرآیند نیترات‌سازی یا کاهش می‌یابد و یا به صفر می‌رسد (گیلر و همکاران، ۲۰۰۹). با توجه به این‌که، نیترات‌سازی تحت تأثیر غلظت کل فلزات سنگین قرار می‌گیرد و قابلیت دسترسی این فلزات به خصوصیات خاک بستگی دارد، از این‌رو خواص خاک می‌تواند به‌طور مستقیم و غیرمستقیم از طریق اثرگذاری در توزیع شکل‌های مختلف شیمیایی فلزات بر نیترات‌سازی تأثیر بگذارد. البته لازم به ذکر است که به‌دلیل پیچیدگی اکوسیستم خاک و فیزیولوژی ریزجانداران خاک، واکنش بین فلزات، ریزجانداران و سایر ترکیبات را نمی‌توان به‌طور دقیق مورد مطالعه قرار داد (سی‌پرا و همکاران، ۲۰۰۱).

از آنجا که آمونیوم سوبسترای لازم برای انجام فرآیند نیترات‌سازی می‌باشد، مصرف کامل آمونیوم به معنی توقف فرآیند نیترات‌سازی است، از سوی دیگر این احتمال وجود دارد که در طی دوره خواباندن، آمونیوم کاملاً توسط باکتری‌های نیترات‌ساز مصرف شود. به همین دلیل در این مطالعه قبل از شروع دوره خواباندن، خاک را با آمونیوم تیمار کرده تا تمامی سایت‌های قابل دسترس باکتری‌های نیترات‌ساز، از آمونیوم اشباع باشد. سپس میزان آمونیوم پس از پایان ۴۵ روز خواباندن اندازه‌گیری شد تا اطمینان لازم از تفکیک اثر فلزات سنگین کادمیوم و روی بر فرآیند نیترات‌سازی و محدودیت سوبسترا به دست آید. میزان آمونیوم اندازه‌گیری شده در جدول‌های ۲ و ۳ ارائه شده است. مقادیر زیاد NH_4^+ نیز در تمام نمونه‌های تیمار شده با فلزات سنگین روی و کادمیوم نشان‌دهنده این است که در هیچ مرحله‌ای، نیترات‌سازی به‌دلیل نبود سوبسترا متوقف نشده است. لازم به ذکر است که اندازه‌گیری آمونیوم پس از پایان دوره خواباندن کمک می‌کند تا بتوان میزان تقریبی فرآیند نیترات‌زدایی را تخمین زد. در این مطالعه با توجه به این‌که نمونه‌ها در شرایط آزمایشگاهی قرار داشتند و نیترات تولیدی تحت تأثیر جذب گیاه و یا آب‌شویی از خاک خارج نمی‌شد و علاوه بر این شرایط غرقابی یا هر عامل

دیگری که باعث ایجاد شرایط بی‌هوایی شود، وجود نداشت، بنابراین طبیعی است که آن بخش از سوبسترا که تبدیل به نیترات نشده در خاک موجود باشد. اما میزان بسیار ناچیز فرآیند نیترات‌زدایی و تصاعد آمونیاک از سطح خاک و یا استخراج نکردن کامل نیترات سبب شده تا میزان نیترات تولیدی دقیقاً مساوی با مصرف آمونیم نباشد.

جدول ۲- میزان آمونیم باقی‌مانده پس از ۴۵ روز خواباندن در دو خاک دارای کادمیوم.

آمونیم (NH_4^+) میکروگرم بر گرم)		کادمیوم	سوبسترا
خاک غیرآهکی	خاک آهکی	(میکروگرم بر گرم)	(NH_4^+ میکروگرم بر گرم)
۵ ^f	۷ ^f	۰	
۳۰ ^d	۱۹ ^e	۱۰	۰
۱۳ ^e	۹ ^f	۱۰۰	
۹ ^f	۱۲ ^{ef}	۰	
۵۳ ^c	۴۶ ^c	۱۰	۱۰۰
۱۱۰ ^a	۹۵ ^b	۱۰۰	

* میانگین‌های دارای یک حرف لاتین مشترک در هر ستون بدون اختلاف معنی‌دار به روش دانکن در سطح ۵ درصد می‌باشند.

جدول ۳- میزان آمونیم باقی‌مانده پس از ۴۵ روز خواباندن در دو خاک دارای روی.

آمونیم (NH_4^+) میکروگرم بر گرم)		روی	سوبسترا
خاک غیرآهکی	خاک آهکی	(میکروگرم بر گرم)	(NH_4^+ میکروگرم بر گرم)
۵ ^d	۷ ^d	۰	
۲۱ ^c	۱۰ ^d	۱۰۰	۰
۲۹ ^c	۲۷ ^c	۵۰۰	
۹ ^d	۱۲ ^d	۰	
۲۳ ^c	۱۴ ^{cd}	۱۰۰	۱۰۰
۸۹ ^a	۶۹ ^b	۵۰۰	

* میانگین‌های دارای یک حرف لاتین مشترک در هر ستون بدون اختلاف معنی‌دار به روش دانکن در سطح ۵ درصد می‌باشند.

با توجه به این‌که نیترات‌سازی شامل دو مرحله تبدیل آمونیم به نیتريت و تبدیل نیتريت به نیترات می‌باشد و زمانی‌که NH_4^+ به خاک اضافه و NO_3^- تولیدی اندازه‌گیری می‌شود میزان پیش‌روی مرحله اول به‌طور مستقیم مشخص نمی‌شود. به این ترتیب به‌منظور تعیین این‌که فلزات سنگین بر کدام مرحله

نجمه یزدان پناه و مجید محمودآبادی

تأثیر بیش‌تری دارد آزمایش طراحی گردید که به تمام تیمارهای آزمایش قبل، به‌جای سولفات آمونیوم نمک نیتريت سدیم به‌عنوان سوپسترا اضافه شد. نتایج به‌دست آمده که در جدول‌های ۴ و ۵ بیان شده است، نشان می‌دهد که میزان تولید نیتريت مشابه زمانی می‌باشد که سوپسترا آمونیوم بوده است. چنان‌چه در حضور و بدون حضور نیتريت، کادمیوم با غلظت ۱۰۰ میکروگرم در گرم خاک بیش‌ترین تأثیر منفی را بر فرآیند نیتريت‌سازی داشت. روی نیز سبب کاهش فرآیند نیتريت‌سازی شد که اثر بازدارندگی آن کم‌تر از تأثیر کادمیوم بود و با افزایش غلظت هر یک از فلزات تأثیر سمیت آن‌ها بیش‌تر شد. نتایج این قسمت از این مطالعه نشان داد که تأثیر کادمیوم و روی بر فرآیند نیتريت‌سازی در حضور و بدون حضور نیتريت در خاک غیرآهکی بیش‌تر از خاک آهکی است.

جدول ۴- میزان نیتريت تولیدی در تیمارهای کادمیوم در حضور نیتريت.

نیتريت (NO_3^- میکروگرم بر گرم)		کادمیوم	سوپسترا
خاک غیرآهکی	خاک آهکی	(میکروگرم بر گرم)	(NO_3^- میکروگرم بر گرم)
۴۶/۱ ^d	۳۹/۵ ^d	۰	
۱۵/۵ ^f	۲۸/۸ ^e	۱۰۰	۰
۵/۲ ^f	۱۰/۲ ^f	۵۰۰	
۱۵۲/۰ ^a	۱۵۷/۰ ^a	۰	
۷۶/۰ ^c	۹۴/۳ ^b	۱۰۰	۱۰۰
۱۴/۱ ^f	۳۲/۳ ^e	۵۰۰	

* میانگین‌های دارای یک حرف لاتین مشترک در هر ستون بدون اختلاف معنی‌دار به روش دانکن در سطح ۵ درصد می‌باشند.

جدول ۵- میزان نیتريت تولیدی در تیمارهای روی در حضور نیتريت.

نیتريت (NO_3^- میکروگرم بر گرم)		روی	سوپسترا
خاک غیرآهکی	خاک آهکی	(میکروگرم بر گرم)	(NO_3^- میکروگرم بر گرم)
۴۶/۱ ^e	۳۹/۵ ^e	۰	
۱۴/۱ ^f	۳۵/۱ ^e	۱۰۰	۰
۱۰/۰ ^f	۱۸/۴ ^f	۵۰۰	
۱۵۲/۰ ^a	۱۵۷/۰ ^a	۰	
۱۱۸/۰ ^c	۱۳۵/۰ ^b	۱۰۰	۱۰۰
۴۸/۸ ^e	۷۷/۸ ^d	۵۰۰	

* میانگین‌های دارای یک حرف لاتین مشترک در هر ستون بدون اختلاف معنی‌دار به روش دانکن در سطح ۵ درصد می‌باشند.

در واقع چنین پیشنهاد می‌شود که در این مطالعه تجمع نیتريت رخ نداده و دومین مرحله (تبدیل نیتريت به نیترات) توسط اولین مرحله (تبدیل آمونیوم به نیتريت) محدود نمی‌شود. زیرا هنگامی که نیتريت به خاک اضافه می‌شود، سرعت فعالیت باکتری‌های مؤثر دومین مرحله تفاوتی با زمانی که سوبسترا آمونیوم است ندارد. برخی از مطالعات نشان داده‌اند که مرحله دوم نسبت به مرحله اول به فلزات سنگین حساس‌تر است و همین موضوع سبب انباشتگی یون سمی نیتريت در خاک می‌باشد (دیوسک، ۱۹۹۵؛ هو و همکاران، ۲۰۰۲؛ تسای و همکاران، ۲۰۰۶) در حالی که در این مطالعه چنین نتیجه‌ای به دست نیامده است.

یکی از مهم‌ترین پیامدهای فرآیند نیترات‌سازی کاهش اسیدیته خاک می‌باشد زیرا در طی دو مرحله فرآیند نیترات‌سازی علاوه بر یون نیتريت و نیترات، یون هیدروژن نیز تولید می‌شود (آرگو، ۲۰۰۳). بررسی منابع نشان می‌دهد که فرآیند نیترات‌سازی سبب کاهش pH خاک می‌گردد (تیر و گرین، ۲۰۰۴). در بیش‌تر مطالعات بررسی نیترات‌سازی در خاک‌هایی انجام می‌گیرد که دارای pH خنثی یا قلیایی باشند، یا این‌که با افزودن مواد اصلاحی pH را به حد موردنظر می‌رسانند (کین و همکاران، ۲۰۱۰). علت این است که ظرفیت تبادل کاتیونی^۱ رابطه مستقیمی با pH خاک داشته و از سوی دیگر، بسته به این ظرفیت، بخشی از آمونیوم توسط ذرات خاک نگهداری می‌شود. بنابراین با افزایش pH، ظرفیت تبادل کاتیونی نیز افزایش یافته و NH_4^+ بیش‌تری در دسترس باکتری‌های اکسیدکننده آمونیوم قرار می‌گیرد و در نتیجه جمعیت این باکتری‌ها از رشد و فعالیت بیش‌تری برخوردار می‌شوند (فونتس و همکاران، ۲۰۰۶). در این مطالعه پس از پایان دوره خواباندن، pH خاک‌های تیمار شده اندازه‌گیری شد و نتایج به دست آمده در جدول‌های ۶ و ۷ نشان داده شده است. با توجه به این‌که pH خاک آهکی و غیرآهکی مورد مطالعه مشابه هم بودند، تأثیر فرآیند نیترات‌سازی بر pH خاک‌های مورد مطالعه به میزان تأثیر کادمیوم و روی و مقدار پیش‌روی فرآیند نیترات‌سازی بستگی دارد. چنان‌چه در حضور آمونیوم در تیمار ۱۰۰ میکروگرم روی در گرم خاک بیش‌ترین کاهش pH مشاهده شد که در این تیمار pH از ۷/۸ در خاک آهکی به ۶/۵ کاهش یافت. pH در همین تیمار در خاک غیرآهکی ۱/۱ واحد کاهش نشان داد. در حالی که pH در تیمار ۱۰۰ میکروگرم کادمیوم در گرم خاک غیرآهکی نسبت به سایر تیمارها کم‌تر کاهش یافته و در حضور و بدون حضور آمونیوم به ترتیب ۰/۳ و ۰/۲ واحد تغییر کرد. با افزایش غلظت کادمیوم و روی pH کم‌تر کاهش یافته و

1- Cation Exchange Capacity

نجمه یزدان پناه و مجید محمودآبادی

تغییرات pH در تیمارهای دارای آمونیوم بیش تر بود. به طور کلی در خاک آهکی، pH کاهش بیش تری نشان داد. این داده‌ها، نتایج سایر مطالعات را تأیید کرده و بیان می‌کند که نیترات‌سازی و pH خاک دارای همبستگی منفی می‌باشند. به عبارت دیگر با افزایش شدت نیترات‌سازی، pH خاک کاهش می‌یابد که pH پایین سبب ایجاد شرایط مناسب برای انجام واکنش‌های هیدرولیز و تبدیلی با فاز جامد خاک شده که در نتیجه آن، غلظت فلزات سنگین در فاز محلول بیش تر و تأثیر آن افزایش می‌یابد (سلا و سامنر، ۲۰۰۲). بنابراین زمانی که فرآیند نیترات‌سازی انجام می‌شود، pH خاک و غلظت فلزات سنگین در فاز محلول خاک دارای همبستگی مثبت می‌باشند.

جدول ۶- pH در تیمارهای کادمیوم دو خاک آهکی و غیرآهکی.

pH		کادمیوم (میکروگرم بر گرم)	سویسترا (NH ₄ ⁺ میکروگرم بر گرم)
خاک غیرآهکی	خاک آهکی		
۷/۶	۷/۸	۰	
۷/۰	۷/۱	۱۰	۰
۷/۴	۷/۴	۱۰۰	
۷/۶	۷/۸	۰	
۶/۶	۶/۷	۱۰	۱۰۰
۷/۳	۷/۳	۱۰۰	

جدول ۷- pH در تیمارهای روی دو خاک آهکی و غیرآهکی.

pH		روی (میکروگرم بر گرم)	سویسترا (NH ₄ ⁺ میکروگرم بر گرم)
خاک غیرآهکی	خاک آهکی		
۷/۶	۷/۸	۰	
۶/۸	۶/۹	۱۰	۰
۷/۵	۷/۴	۱۰۰	
۷/۶	۷/۸	۰	
۶/۵	۶/۵	۱۰	۱۰۰
۷/۰	۷/۰	۱۰۰	

نتیجه‌گیری

نتایج به‌دست آمده در دو خاک آهکی و غیرآهکی بیانگر آن است که فلزات سنگین کادمیوم و روی بر فرآیند نیترات‌سازی تأثیر قابل‌ملاحظه‌ای داشتند به‌طوری‌که، شدت فرآیند نیترات‌سازی با افزایش غلظت عناصر روی و کادمیوم کاهش یافت. نتایج همچنین دلالت بر اثر سمیت بیش‌تر کادمیوم نسبت به روی در فرآیند نیترات‌سازی داشت به همین دلیل، مقدار نیترات تولید شده از این فرآیند در تیمار دارای کادمیوم کم‌تر از تیمار دارای روی بود. از طرفی، اثر بازدارندگی این فلزات بر تولید نیترات، در خاک آهکی نسبت به خاک غیرآهکی به مراتب کم‌تر بود. فلزات سنگین کادمیوم و روی با کربنات موجود در خاک آهکی تولید رسوب کرده و به این ترتیب قابلیت فراهمی و تحرک آن‌ها کاهش می‌یابد. در هر دو خاک مورد مطالعه، روند تغییرات تولید نیترات با افزایش غلظت عناصر سنگین، در تیمارهای بدون و دارای آمونیوم مشابه بود با این تفاوت که در تیمار بدون آمونیوم، اختلاف تولید نیترات در دو خاک آهکی و غیرآهکی، بیش‌تر از این اختلاف در شرایط حضور آمونیوم بود. در خاک‌های آهکی، آمونیوم از طریق واکنش با یون هیدروکسیل به آمونیاک تبدیل شده که این شکل نیتروژن برای باکتری‌های نیترات‌ساز، سمی بوده و اثرات منفی فلزات سنگین را تشدید می‌کند. با افزودن آمونیوم به خاک، سوبسترای مناسب برای رشد جمعیت باکتری‌های نیترات‌ساز فراهم شده و در نتیجه فعالیت این باکتری‌ها در شرایط مساعد محیطی به‌طور چشم‌گیری نسبت به شرایط بدون آمونیوم فزونی می‌یابد. همچنین استفاده از نیتريت و آمونیوم به‌عنوان سوبسترا، تأثیر یکسانی بر سرعت فعالیت باکتری‌های نیترات‌ساز داشت. به‌علاوه مشخص گردید که افزایش و یا کاهش pH خاک، به نوع و غلظت فلز سنگین، میزان آهک و همچنین سرعت فرآیند نیترات‌سازی بستگی دارد.

منابع

1. Andersch, I., and Anderson, J.P.E. 1991. Influence of pesticides on nitrogen transformations in soil. *Toxic. Environ. Chem.* 30: 153-158.
2. Argo, B. 2003. Understanding pH management and plant nutrition Part 3: Fertilizers. *J. Int. Phala. Alliance.* 13: 2. 1-5.
3. Bong, C.W., Malfatti, F., Azam, F., Obayashi, Y., and Suzuki, S. 2010. The effect of zinc exposure on the bacteria abundance and proteolytic activity in seawater, P 57-63. In: Hamamura, N., Suzuki, S., Mendo, S., Barroso, C.M., Iwata, H. and Tanabe, S. (Eds.), *Interdisciplinary Studies on Environmental Chemistry: Biological Responses to Contaminants.*
4. Cela, S., and Sumner, M.E. 2002. Critical concentrations of copper, nickel, lead, and cadmium in soils based on nitrification. *Commun. Soil Sci. Plant Analys.* 33: 19-30.

5. Dai, J., Becquer, T., Rouiller, J.H., Reversat, G., Bernhard-Reversat, F., Nahmani, J., and Lavelle, P. 2004. Influence of heavy metals on C and N mineralization and microbial biomass in Zn, Pb, Cu and Cd contaminated soils. *Appl. Soil Ecol.* 25: 99-109.
6. Dusek, L. 1995. The effect of cadmium on the activity of nitrifying populations in two different grassland soils. *Plant and Soil*, 177: 43-53.
7. Fait, G., Broos, K., Zrna, S., Lombi, E., and Hamon, R. 2006. Tolerance of nitrifying bacteria to copper and nickel. *Environ. Toxic. Chem.* 25: 2000-2005.
8. Flowers, T.H., and Callaghan, J.R. 1983. Nitrification in soils incubated with pig slurry or ammonium sulphate. *Soil Bio. Biochem.* 15: 337-342.
9. Fuentes, J.P., Bezdicek, D.F., Flury, M., Albrecht, S., and Smith, J.L. 2006. Microbial activity affected by lime in a long-term no-till soil. *Soil Till. Res.* 88: 123-131.
10. Giller, K.E., Witter, E., and McGrath, S.P. 2009. Heavy metals and soil microbes. *Soil Bio. Biochem.* 41: 2031-2037.
11. Hassen, A., Jedidi, N., Cherif, M., M'Hiri, A., Boudabous, A., and Van Cleemput, O. 1998. Mineralization of nitrogen in a clayey loamy soil amended with organic wastes enriched with Zn, Cu and Cd. *Bioreso. Tech.* 64: 39-45.
12. Hu, Z., Chandran, K., Grasso, D., and Smets, B.F. 2002. Effect of nickel and cadmium speciation on nitrification inhibition. *Environ. Sci. Tech.* 36: 3074-3078.
13. Juliastuti, S.R., Baeyens, J., Creemers, C., Bixio, D., and Lodewyckx, E. 2003. The inhibitory effects of heavy metals and organic compounds on the net maximum specific growth rate of the autotrophic biomass in activated sludge, *J. Hazard. Mater.* 100: 271-283.
14. Kelly, R.T., Henriques, I.D.S., and Love, N.G. 2004. Chemical inhibition of nitrification in activated sludge. *Biotech. Bioeng.* 85: 683-694.
15. Mertens, J., Degryse, F., Springael, D., and Smolders, E. 2007. Zinc toxicity to nitrification in soil and soilless culture can be predicted with the same biotic ligand model. *Environ. Sci. Tech.* 41: 2992-2997.
16. Mertens, J., Springael, D., De Troyer, I., Cheyns, K., Wattiau, P., and Smolders, E. 2006. Long-term exposure to elevated zinc concentrations induced structural changes and zinc tolerance of the nitrifying community in soil. *Environ. Microb.* 8: 2170-2178.
17. Morkved, P.T., Dorsch, P., and Bakken, L.R. 2007. The N₂O product ratio of nitrification and its dependence on long-term changes in soil pH. *Soil Bio. Biochem.* 39: 2048-2057.
18. Page, A.L., Miller, R.H., and Jeeney, D.R. 1992a. *Methods of Soil Analysis, Part 1. Physical properties.* SSSA Pub. Madison, 1750p.
19. Page, A.L., Miller, R.H., and Jeeney, D.R. 1992b. *Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and mineralogical properties.* SSSA Pub. Madison, 1159p.
20. Pansu, M., and Gautheyrou, J. 2006. *Handbook of Soil Analysis, Mineralogical, Organic and Inorganic Methods.* Springer, 993p.

21. Qin, S., Hu, C., and Dong, W. 2010. Nitrification results in underestimation of soil urease activity as determined by ammonium production rate. *Pedobiologia*. Article in Press. doi:10.1016/j.pedobi.2010.06.001.
22. Quraishi, M.S., and Cornfield, A.H. 1971. Effects of addition of varying levels of copper, as oxide or phosphate, on nitrogen mineralisation and nitrification during incubation of a slightly calcareous soil receiving dried blood. *Plant and Soil*, 35: 51-55.
23. Rusk, J.A., Hamon, R.E., Stevens, D.P., and McLaughlin, M.J. 2004. Adaptation of soil biological nitrification to heavy metals. *Environ. Sci. Tech.* 38: 3092-3097.
24. Sahrawat, K.L. 2004. Nitrification inhibitors for controlling methane emission from submerged rice soil. *Current Sci.* 87: 1084-1087.
25. Sierra, J., Fontaine, S., and Desfontaines, L. 2001. Factors controlling N mineralization, nitrification and nitrogen losses in an Oxisol amended with sewage sludge. *Aust. J. Soil Res.* 39: 519-534.
26. Sobolev, D., and Begonia, M.F.T. 2008. Effects of heavy metal contamination upon soil microbes: lead-induced changes in general and denitrifying microbial communities as evidenced by molecular markers. *Int. J. Environ. Res. Public Health*. 5: 5. 450-456.
27. Tarre, S., and Green, M. 2004. High-rate nitrification at low pH in suspended- and attached-biomass reactors. *Appl. Environ. Microbio.* 70: 11. 6481-6487.
28. Tsai, Y.P., You, S.J., Pai, T.Y., and Chen, K.W. 2006. Effect of Cd (II) on different bacterial species present in a single sludge activated sludge process for carbon and nutrient removal, *J. Environ. Eng. ASCE*, 132: 173-180.
29. Vig, K., Megharaj, M., Sethunathan, N., and Naidu, R. 2003. Bioavailability and toxicity of cadmium to microorganisms and their activities in soil (a review). *Adv. Environ. Res.* 8: 121-135.
30. Wang, F., Yao, J., Si, Y., Chen, H., Russel, R., Chen, K., Qian, Y., Zaray, G., and Bramanti, E. 2010. Short-time effect of heavy metals upon microbial community activity *J. Hazard. Mater.* 173: 510-516.
31. Wilson, D.O. 1977. Nitrification in soil treated with domestic and industrial sewage sludge. *Environ. Pol.* 12: 73-82.
32. You, S.J., Tsai, Y.P., and Huang, R.Y. 2009. Effect of heavy metals on nitrification performance in different activated sludge processes. *J. Hazard. Mater.* 165: 987-994.
33. Youssef, C.B., Zepeda, A., Texier, A.C., and Gomez, J. 2009. A two-step nitrification model of ammonia and nitrite oxidation under benzene inhibitory and toxic effects in nitrifying batch cultures. *Chem. Engin. J.* 152: 264-270.
34. Zhang, Y., Zhou, J., Guo, J., Zhang, X., Zhao, L., and Yuan, S. 2010. Study on nitrite accumulation characteristics and nitrifying population dynamics at different growth environments. *Bio. Biomed. Sci.* 6: 2. 65-69.



Gorgan University of Agricultural
Sciences and Natural Resources

J. of Water and Soil Conservation, Vol. 18(1), 2011
www.gau.ac.ir/journals

Investigating the nitrification process in two calcareous and non-calcareous contaminated soils

***N. Yazdanpanah¹ and M. Mahmoudabadi²**

¹Assistant Prof., Dept. of Water Engineering, Islamic Azad University, Kerman Branch,

²Assistant Prof., Dept. of Soil Science, Shahid Bahonar University, Kerman

Received: 2009/10/05; Accepted: 2011/04/25

Abstract

In recent decades, human activities resulted in heavy metals accumulation in soil which is a threat to organisms' health. Nitrification process is one of the important biological indices to assess soil quality. This study investigates the nitrification process with complete randomized design in two calcareous and non-calcareous soils. Different treatments of nitrogen (0 and 100 $\mu\text{g/g}$), cadmium (0, 10 and 100 $\mu\text{g/g}$) and zinc (0, 100 and 500 $\mu\text{g/g}$) with 3 replicates were applied in the laboratory conditions. The results showed that increasing heavy metals concentration, nitrification rate decreased. Inhibition effect of Cd was more than the Zn. In the presence of ammonium at the highest cadmium concentration (100 $\mu\text{g/g}$) in the calcareous and non-calcareous soils, nitrification rate decreased 78% and 92% respectively. These values in the absence of ammonium were 75% and 90% respectively. Inhibition effect of the heavy metals on nitrification in the calcareous soil was more than the non-calcareous soil. Addition of ammonium to the Cd and Zn treatments led to three fold increase in nitrification rate. However, difference between nitrate values in the two soils, in the presence of ammonium was less than that of its absence. The most decrease in pH was observed in the 100 $\mu\text{g Cd/g}$ soil treatment with 1.3 unit. The findings of this research reveal that in the arid and semiarid soils, the CaCO_3 can diminish the toxic effects of heavy metals on biological activities.

Keywords: Microbial activity, Nitrification process, Heavy metals (Cadmium and Zinc), Calcareous and non-calcareous soil

* Corresponding Author; Email: najmeyazdanpanah@yahoo.com

