تحقیقات حمایت و حفاظت جنگلها و مراتع ایران
جلد ۷ شمارهٔ ۲، صفحهٔ ۷۲-۵۹، (۱۳۸۸)

اثر تغییرکاربری و چرای دام بر هدررفت کربن آلی و نیتروژن خاک در زیر حوزهٔ سولگان

مسعود مؤمنی[۱*]، احمد جلالیان[۲]، محمود کلباسی[۲] و حسین خادمی[۲]

۱*- نویسندهٔ مسئول: کارشناسی ارشد، دانشکدهٔ کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان. پست الکترونیک:mdmi80@yahoo.com

۲- استاد، دانشکدهٔ کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان

تاریخ دریافت: ۸۶/۸/۲۶ تاریخ پذیرش: ۱۳۸۸/۱۲/۱۷

چکیده

خاکهای مرتعی زاگرس به‌دلیل چرای بی‌رویهٔ دام و تغییرکاربری به‌شدت در معرض تخریب قرار دارند. در این پژوهش اثر تغییرکاربری و چرای دام بر فرسایش و حاصلخیزی خاک و هدررفت نیتروژن و کربن آلی همراه با رواناب با استفاده از باران‌ساز بررسی شد. کاربریها شامل مرتع با دو سطح تخریب، مرتع با پوشش نسبتاً خوب (۲۵-۲۰ درصد پوشش‌گیاهی) و مرتع با پوشش‌گیاهی ضعیف (۱۰-۵ درصد پوشش) و دیمزار شخم‌خورده بود. تخریب پوشش‌گیاهی باعث کاهش معنی‌داری ($p<$۰۵/) در مقدار کربن آلی ونیتروژن کل خاک در دو کاربری مرتع با پوشش‌گیاهی ضعیف (۳۸ و ۲۷ درصد) و دیمزار (۵٤/۵ و٤۱ درصد) نسبت به مرتع با پوشش نسبتاً خوب شده بود. همچنین تولید رواناب و رسوب و هدررفت نیتروژن محلول به‌همراه رسوبات در اثر تغییرکاربری افزایش یافت. مقدار هدررفت نیتروژن کل در دیمزار (٤٦/۳ g/m^2) و مرتع با پوشش ضعیف (g/m^2 ۲۲/۵) در مقایسه با مرتع با پوشش نسبتاً خوب (۸/۷ g/m^2) به ترتیب پنج و دو برابر بیشتر بود. به‌طوری‌که مقدار هدررفت آمونیوم و نیترات محلول در رواناب در دیمزار (mg/m^2 ۲۵/۵ و ۹٦/۸) و مرتع با پوشش ضعیف (mg/m^2 ۲٦/٦ و ۸۸/٦) نسبت به مرتع با پوشش نسبتاً خوب (mg/m^2 ۱۰/۷ و ٤۲/۱) افزایش معنی‌داری ($p<$ ۰/۰۵) را نشان داد. نتایج این پژوهش نشان داد که چرای مفرط و تبدیل اراضی مرتعی به دیمزار باعث افزایش فرسایش و کاهش حاصلخیزی خاک و افزایش انتقال نیتروژن از حوزه‌های آبخیز می‌شود.

واژه‌های کلیدی: تغییرکاربری، هدررفت، نیتروژن محلول، همراه رسوبات.

مقدمه

تغییرکاربری اراضی و چرای مفرط از عوامل مهم تخریب خاک بوده و کاهش حاصلخیزی و قدرت باروری خاک از مهمترین پیامدهای آن است. مواد آلی در بین شاخصهای کیفیت خاک از مهمترین آنها محسوب می‌شود و تأثیر مثبتی بر خصوصیات خاک دارد (آذرآبین، ۱۳۸۲). طبق نظر Loveland و همکاران (2003) مواد آلی خاک کمپلکس پیچیده‌ای از تعدادی ویژگیهای خاک و چرخهٔ عناصر غذایی بوده و مقدار آن تحت تأثیر نوع استفاده از، زمین، نوع خاک، اقلیم و پوشش‌گیاهی قرار دارد (Loveland and Webb. 2003). نیتروژن مهمترین عنصر غذایی مورد نیاز برای کشاورزی است و از عوامل مهم تولید برای همهٔ محصولات زراعی می‌باشد (Vitousek *et al*., 1997). بخش زیادی از نیتروژن خاک به صورت آلی است و تبدیل آن به فرمهای معدنی قابل دسترس برای گیاه (NO_3^-، NH_4^+) به واسطهٔ وجود

میکروارگانیزم‌ها اتفاق می‌افتد و متأثر از فاکتورهای مؤثر بر فعالیت میکروبی از جمله دما، رطوبت، pH و اکسیژن خاک است. حذف پوشش‌گیاهی و شخم‌زدن خاک با کاهش ظرفیت نگهداری آب در خاک از یک طرف و به هم زدن خاک از سوی دیگر موجب قرار گرفتن نیتروژن آلی در معرض اکسیژن و تجزیهٔ بیشتر آن می‌شود. شخم‌زدن اراضی و چرای بی‌رویهٔ دام نیز باعث تشدید فرسایش و خروج ذرات ریزِ غنی از نیتروژن از خاک می‌شود (Vitousek *et al.*, 1997).

به‌طورکلی پنج فرآیند اصلی هدررفت برای نیتروژن اتفاق می‌افتد که عبارتند از: دنیتریفیکاسیون باکتریایی، دنیتریفیکاسیون شیمیایی، تصعید آمونیاکی،[1] آبشویی و فرسایش. در بسیاری از موارد هدررفت نیتروژن به صورت ترکیبی از چند فرایند اتفاق می‌افتد. یکی از راههای ورود ترکیبات حاوی نیتروژن به منابع آب فرسایش خاک است. ذرات فرسایش یافته عمدتا حاوی مقدار زیادی مادهٔ آلی هستند که دارای مقدار زیادی نیتروژن است؛ بنابراین انتقال نیتروژن بوسیلهٔ رسوبات همراه رواناب ممکن است زیاد باشد. رسوبات وارد شده به آبهای سطحی اغلب حاوی نیتروژن آلی و آمونیومی هستند و نیترات معمولاً به شکل محلول در رواناب است (Follet *et al.*, 2002). مطالعات نشان می‌دهد که نیتروژن معدنی محلول در رواناب اغلب به شکل نیترات است. Gao و همکاران (2004) با بررسی غلظت نیتروژن رواناب حاصل از کاربریهای مختلف، بالاترین نسبت نیترات به آمونیوم را در اراضی تحت کشت مشاهده نمودند. بیشتر بودن غلظت نیترات در رواناب به علت بار منفی نیترات و دفع آن توسط کلوییدهای خاک است.

شدت جریان رواناب نیز بر غلظت نیترات مؤثر است. با افزایش شدت جریان نسبت نیترات به نیتروژن کل در رواناب کم می‌شود. به‌طوری‌که شدت هدررفت نیترات و نیتروژن آلی تا حد زیادی متأثر از ضربهٔ قطرات باران است و مقدار نیتروژن رسوبات نیز به مقدار زیادی به پوشش‌گیاهی بستگی دارد (Fierer & Gabet, 2002). علاوه بر این در فصل تابستان به علت معدنی شدن بیشتر نیتروژن آلی، غلظت نیترات رواناب معمولا بیشتر از دیگر فصول است (Fierer & Gabet, 2002; Gao *et al.*, 2004). به‌طورکلی می‌توان گفت که غلظت عناصر غذایی در رواناب با توجه به موقعیت زمین‌نما، کاربری اراضی و پوشش‌گیاهی می‌تواند بسیار متفاوت باشد (Gburek *et al.*, 2000).

با توجه به هوازی بودن تولید نیتریت و نیترات در خاک، ایجاد شرایطی که باعث افزایش حضور اکسیژن در خاک شود معدنی شدن نیتروژن آلی را تسریع می‌نماید. حذف پوشش‌گیاهی و شخم‌زدن خاک با کاهش ظرفیت نگهداری آب در خاک از یک‌سو و قرار دادن نیتروژن آلی در معرض اکسیژن از سوی دیگر موجب تجزیهٔ بیشتر آن و تولید بیشتر نیترات و نیتریت می‌شود (Stevenson & Cole, 1999). شخم‌زدن اراضی باعث تشدید فرسایش و خروج ذرات ریز غنی از نیتروژن از خاک و انتقال آن به آبهای سطحی می‌شود. لوین و اسکیندلر (۱۹۸۹) غلظت بحرانی نیتروژن محلول را برای جلوگیری از رشد گیاهان مضر در آب ۰/۳ میلی‌گرم در لیتر اعلام کردند (Levin & Schindler, 1989). کشاورزی یکی از منابع غیرمتمرکز آلودگی نیترات به‌شمار می‌رود، به‌ویژه در اراضی زیر کشت لگومها یا اراضی که کود نیتروژن دریافت کرده‌اند؛ بنابراین آب آشامیدنی تهیه شده از آبهای سطحی و سفره‌های کم‌عمق آب زیرزمینی ممکن است به نیترات

1- Ammonia volatilization

آلوده شود (Rasiah et al., 2004). در پژوهشی در آمریکا مشخص شد که متوسط مقدار نیترات خارج شده توسط رواناب سطحی در ایالت آیوا در سال ۱۹۹۸ بین ۲۰٤۱۰۰ تا ۲۲۲۲۰۰ تن بوده که حدود ۲۵ درصد از نیترات حمل شده توسط می‌سی‌سی‌پی به خلیج

مکزیکو را تشکیل می‌دهد. این در حالی است که ایالت آیوا تنها ۵ درصد از حوزهٔ آبخیز رودخانهٔ مذکور را تشکیل می‌دهد. عمدهٔ هدررفت نیترات در این ایالت از زمینهای زیر کشت بوده است (Loveland &Webb, 2003).

در سالهای اخیر بهره‌برداری نادرست از مراتع زاگرس، چرای بی‌رویهٔ دام، تغییرکاربری اراضی و تبدیل آنها به دیمزار باعث تخریب اکوسیستم، تشدید فرسایش خاک و انتقال مقدار زیادی عناصر غذایی و رسوبات به آبهای سطحی شده است. این پژوهش به منظور بررسی اثر چرای بی‌رویه دام و تغییر کاربری اراضی بر مقدار نیتروژن و کربن آلی خاک و هدررفت آنها بوسیلهٔ رواناب و رسوب انجام شد.

مواد و روشها

منطقهٔ مورد مطالعه

منطقهٔ مورد مطالعه در حوزهٔ آبخیز ونک (یکی از زیر حوزه‌های شش‌گانهٔ کارون شمالی) در استان چهار محال و بختیاری، شهرستان بروجن و در مجاورت روستای سولیجان در ″۱۰ ′۱٦ °۵۱ طول شرقی و ″ ۳۹ ′ ۳۷ °۳۱ عرض شمالی قرار دارد. ارتفاع آن ۲۱۵۰ متر از سطح دریا می‌باشد. طبقه‌بندی خاک طبق کلید تاکسونومی Calcic Haploxeralfاست. پوشش‌گیاهی غالب منطقه شامل گون،[1] آویشن[2] و زول[3] می‌باشد. اقلیم این منطقه معتدل سرد با تابستان‌های خنک و خشک و متوسط بارندگی سالانه ٤۱۰ میلی‌متر و متوسط دمای سالانه ۱۱ درجه سانتیگراد است.

عملیات صحرایی

با توجه به کوهستانی بودن منطقه و تفاوت زیاد ویژگیهای خاک در نقاط مختلف، یک زیرحوزه با مساحت۱۳/٦ هکتار و شیب متوسط۳۰ درصد با جهت شمالی و روی سازند سنگ آهک کرتاسه انتخاب شد. سه کاربری متفاوت اراضی در این زیرحوزه مورد مطالعه قرار گرفت که عبارتند از ۱- مرتع با پوشش‌گیاهی خوب (پوشش‌گیاهی ۲۵-۲۰ درصد)، ۲- مرتع با پوشش‌گیاهی ضعیف (پوشش گیاهی۱۰- ۵ درصد) و ۳- دیمزار حاصل از شخم مراتع. دیمزار مورد مطالعه به مدت ۸ سال زیر کشت گندم و در دو سال اخیر زیر کشت عدس قرار گرفته بود و در زمان مطالعه بدون پوشش بود. نمونه‌های خاک بوسیلهٔ رینگ نمونه‌برداری از عمق۱۰-۰ سانتیمتر به صورت تصادفی از نقاط مختلف در هر کاربری برداشته و ٤ نمونه از هر کاربری تهیه و به آزمایشگاه منتقل شد.

برای ایجاد رواناب، از دستگاه باران‌ساز استفاده شد. بدین منظور از شدت باران٦۰ میلیمتر در ساعت به مدت دو ساعت در شیب۳۰ درصد برای تولید رواناب استفاده گردید که علت انتخاب این شدت، تشابه با بارندگی‌های طبیعی منطقه بود. رواناب تولید شده در پایان هر نیم ساعت به طور جداگانه در ظروفی جمع‌آوری و حجم آن تعیین شد. با توجه به مساحت یک متر مربعی پلات آزمایشی و همچنین شدت ٦۰ میلی‌متر در ساعت به مدت دو ساعت، حجم کل آب مورد نیاز برای هر بارندگی برابر

1- *Astragalus* sp.
2-*Thymus* sp.
3-*Eryngium* sp.

با ۱۲۰ لیتر بود؛ بنابراین برای تأمین شدت۶۰ میلی‌متر در ساعت، سرعت تخلیهٔ مخزن یک لیتر در دقیقه محاسبه شد. در هر کاربری ٤ باران‌ساز نصب شد و نمونه های رواناب و رسوب برداشت شد (جمعاً ۱۲ باران‌ساز در سه کاربری). با توجه به اینکه رواناب تولید شده در هر نیم ساعت به‌طور جداگانه برداشت شد، جمعاً ٤٨ نمونهٔ رواناب به آزمایشگاه منتقل شد.

تجزیه‌های شیمیایی

پس از هواخشک‌کردن نمونه‌های خاک و عبور از الک ۲ میلی‌متر اندازه‌گیری‌های آزمایشگاهی روی آنها انجام شد. نمونه‌های رواناب نیز به آزمایشگاه منتقل و با استفاده از کاغذ صافی واتمن شمارهٔ یک، رواناب و رسوب از هم جدا شد. مقدار۱۰۰ میلی‌لیتر از رواناب فیلتر شده برای اندازه‌گیری نیتروژن محلول برداشته شد. نمونه‌های رسوب در دمای ۵۰-٤۰ درجه سانتیگراد در آون خشک گردید. نمونه‌های خاک و رسوب به روش کینی و نلسون عصاره‌گیری و غلظت نیتروژن معدنی ($NH_4^+ + NO_3^-$) در عصاره‌ها و رواناب فیلتر شده به روش تقطیر با بخار آب اندازه‌گیری شد (Keeny & Nelson, 1982). غلظت نیتروژن کل در نمونه‌های خاک و رسوب به روش کلدال[1] اندازه‌گیری شد (Bremner & Mand-Mulvany, 1982). کربن آلی خاک به روش Walky و Black (1934) تعیین شد. در جدول (۱) مشخصات کلی خاکهای منطقه مشاهده می‌شود. تجزیهٔ و تحلیل داده‌ها در قالب طرح بلوکهای کاملاً تصادفی با چهار تکرار و با استفاده از نرم‌افزار SAS و مقایسهٔ میانگین‌ها توسط آزمون LSD در سطح احتمال ۵٪ صورت گرفت. نمودارها با استفاده از نرم‌افزار EXCEL رسم شد.

نتایج

نتایج نشان داد که تخریب پوشش گیاهی مرتع باعث کاهش معنی‌داری ($p< ۰/۰۵$) در مقدار کربن آلی و نیتروژن کل در دو کاربری مرتع با پوشش‌گیاهی ضعیف (۳۸ و ۲۷ درصد) و دیمزار (٥٤/٥ و ٤١ درصد) نسبت به مرتع با پوشش نسبتاً خوب شده است (جدول ۱). حذف پوشش‌گیاهی باعث کاهش بازگشت بقایای گیاهی به خاک و در نتیجه سنتز هوموس به مقدار کمتر در خاک زیر کاربری‌های مرتع با پوشش ضعیف و دیمزار گردیده است. به هم‌خوردگی ناشی از چرای دام و شخم در این کاربری‌ها با تشدید فرآیند معدنی شدن منجر به کاهش کربن آلی خاک شده است. از نظر مقدار نیتروژن معدنی در خاک، فقط مرتع با پوشش‌گیاهی ضعیف اختلاف معنی‌داری با دیگر کاربری‌ها نشان داد (جدول ۱). غلظت ازت معدنی خاک در سه کاربری مرتع با پوشش‌گیاهی نسبتاً خوب، مرتع با پوشش‌گیاهی ضعیف و دیمزار به‌ترتیب ۳۹/٤، ٤۲/۹ و ۳۷/٦ میلی‌گرم درکیلوگرم بود. علت افزایش نیتروژن معدنی در مرتع با پوشش ضعیف را می‌توان به افزایش معدنی شدن در اثر کاهش پوشش‌گیاهی و کاهش ظرفیت نگهداری آب در خاک به دلیل تراکم ناشی از چرای دام مربوط دانست.

1- Kjeldahl

جدول ۱- اثر نوع کاربری و پوشش‌گیاهی بر مقدار کربن آلی و نیتروژن کل و معدنی و سایر مشخصات خاکهای مورد مطالعه (p< ۰/۰۵)

کاربری	pH	نیتروژن		کربن آلی	آهک	شن	سیلت	رس
		معدنی mg/kg^{-1}	کل	g/kg^{-1}	g/kg^{-1}	g/kg^{-1}	g/kg^{-1}	g/kg^{-1}
مرتع با پوشش نسبتاً خوب	۷/۶۱	۳۹/۴b	۱/۵۲a	۱۴/۳a	۱۸۷	۱۴۷	۴۳۳	۴۲۰
مرتع با پوشش ضعیف	۷/۴۲	۴۲/۹a	۱/۱۱b	۸/۹b	۱۴۳	۱۴۹	۴۶۵	۳۸۷
دیمزار	۷/۵۰	۳۷/۶b	۰/۹c	۶/۵c	۸۹	۷۶	۴۳۷	۴۸۷

* اعدادی که دارای حروف مشابه در هرستون هستند تفاوت معنی دار آماری ندارند.

بنابراین نوع کاربری تأثیر معنی‌داری بر تولید رواناب و رسوب نشان داد. بیشترین مقدار رواناب تولید شده طی دو ساعت بارندگی در کاربری دیمزار و پس از آن مرتع با پوشش‌گیاهی ضعیف مشاهده شد که مقدار آن به‌ترتیب برابر با ۲۵/۲ و۲۵/۱ لیتر بر مترمربع بود (جدول ۲). تراکم ناشی از چرای دام در مرتع با پوشش‌گیاهی ضعیف نیز از جمله دلایل کاهش نفوذپذیری و افزایش حجم رواناب تولید شده در این کاربری است. چرای مفرط در مراتع باعث کاهش پوشش‌گیاهی و متراکم شدن سطح خاک شده و سطح خاک را در معرض ضربهٔ قطرات باران قرار می‌دهد که در نتیجهٔ آن رواناب بیشتری تولید شده و خاک بیشتری هدر می‌رود.

جدول ۲- اثر نوع کاربری و زمان بارندگی بر مقدار تولید رواناب و رسوب (p< ۰/۰۵)

کاربری	رواناب (l/m2)				
	۰-۳۰ دقیقه	۳۰-۶۰ دقیقه	۶۰-۹۰ دقیقه	۹۰-۱۲۰ دقیقه	۰-۱۲۰ دقیقه
دیمزار	۰/۸a	۳/۵b	۷/۸a	۱۳/۱a	۲۵/۲a
مرتع با پوشش ضعیف	۱/۰a	۵/۶a	۹/۲a	۹/۴b	۲۵/۱a
مرتع با پوشش خوب	۰/۲b	۱/۱c	۳/۲b	۹/۸c	۹/۸b
کاربری	**رسوب (g/m2)**				
دیمزار	۲۹/۸a	۶۸/۶a	۱۲۲/۴a	۲۵۱/۲a	۴۷۱/۹a
مرتع با پوشش ضعیف	۱۷/۷b	۳۱/۳b	۴۰/۵b	۵۲/۰b	۱۴۱/۴b
مرتع با پوشش خوب	۳/۳c	۷/۲c	۱۴/۸c	۱۳/۶c	۳۸/۸c

* اعدادی که در هر ستون دارای حروف مشابه هستند، تفاوت معنی‌دار آماری ندارند.

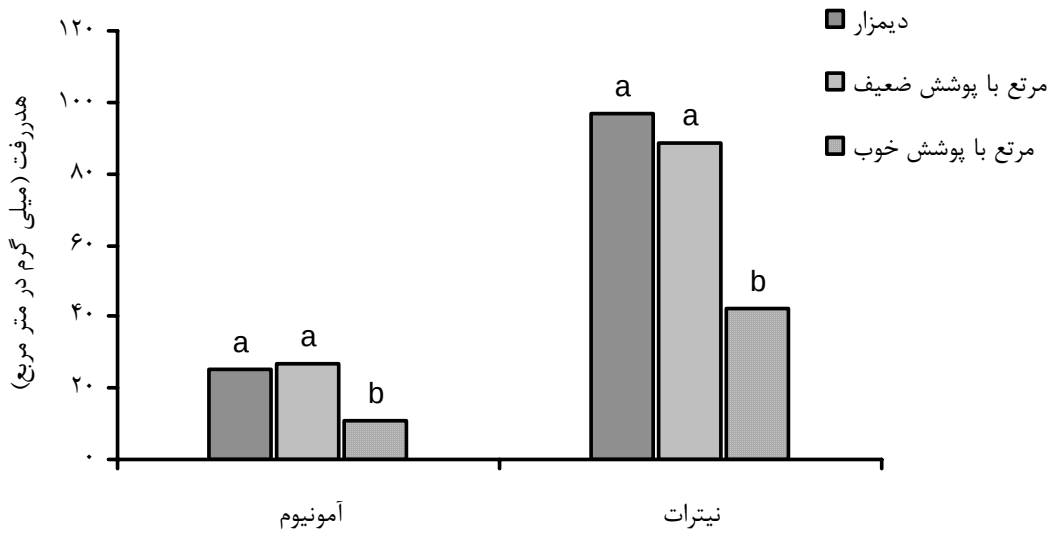
به همین دلیل مشاهده می‌شود که به‌رغم مقدار رواناب تقریباً مساوی در دو کاربری مرتع با پوشش‌گیاهی ضعیف و دیمزار، مقدار رسوب تولید شده در کاربری دیمزار به مراتب بیشتر است. احمدی ایلخچی و همکاران (۱۳۸۱) نیز در مطالعات خود در زاگرس مرکزی، بیشترین و کمترین مقدار فرسایش‌پذیری خاک را به‌ترتیب در زمین زراعی و مرتع با پوشش خوب گزارش نموده‌اند.

بخش عمده‌ای از نیتروژن محلول در رواناب به صورت نیترات بود (جدول ۳). این به علت بار منفی نیترات و تحرک بالای آن در خاک است، در حالی‌که یون آمونیوم به علت داشتن بار مثبت جذب کلوییدهای خاک شده، بنابراین تحرک کمی در خاک دارد (Stevenson & Cole, 1999). نتایج حاصل از تجزیهٔ آماری داده‌ها تفاوت معنی‌داری را در غلظت نیترات و آمونیوم موجود در رواناب در طی زمانهای مختلف بین کاربری‌های متفاوت نشان نداد.

جدول ۳ - غلظت آمونیوم و نیترات در رواناب در زمانهای مختلف بارندگی

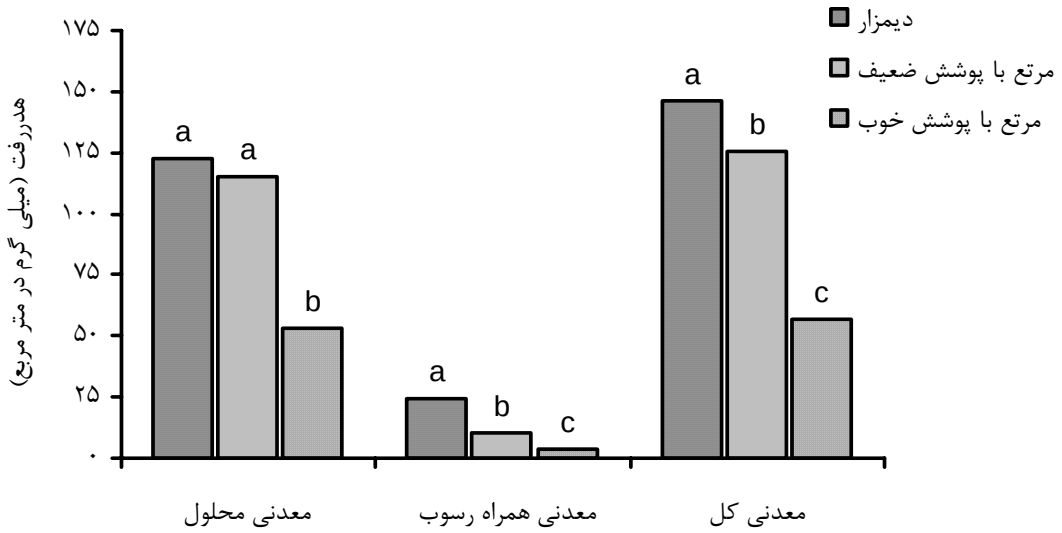
کاربری	غلظت نیترات(mg/l)				
	۰-۳۰ دقیقه	۳۰-۶۰ دقیقه	۶۰-۹۰ دقیقه	۹۰-۱۲۰ دقیقه	۰-۱۲۰ دقیقه
دیمزار	٤/١٥	٣/٨٩	٣/١٠	٤/٢١	٣/٨٤
مرتع با پوشش ضعیف	٤/٩٥	٢/٨٤	٣/٣٤	٢/٩٩	٣/٥٣
مرتع با پوشش خوب	٤/٦٨	٥/٦٢	٣/٨٣	٣/١	٤/٣
کاربری	غلظت آمونیوم (mg/l)				
دیمزار	٠/٩٩	١/٠٧	٠/٩٧	١/٠٢	١/٠١
مرتع با پوشش ضعیف	١/٢٩	١/١٠	٠/٩٥	٠/٩٠	١/٠٦
مرتع با پوشش خوب	١/٢٥	١/٠٠	١/١٥	٠/٩٤	١/٠٩

همچنین نوع کاربری تأثیر معنی‌داری بر مقدار هدررفت نیترات و آمونیوم محلول (شکل ۱) و نیتروژن معدنی همراه رسوبات و کل نیتروژن معدنی (شکل ۲) نشان داد.



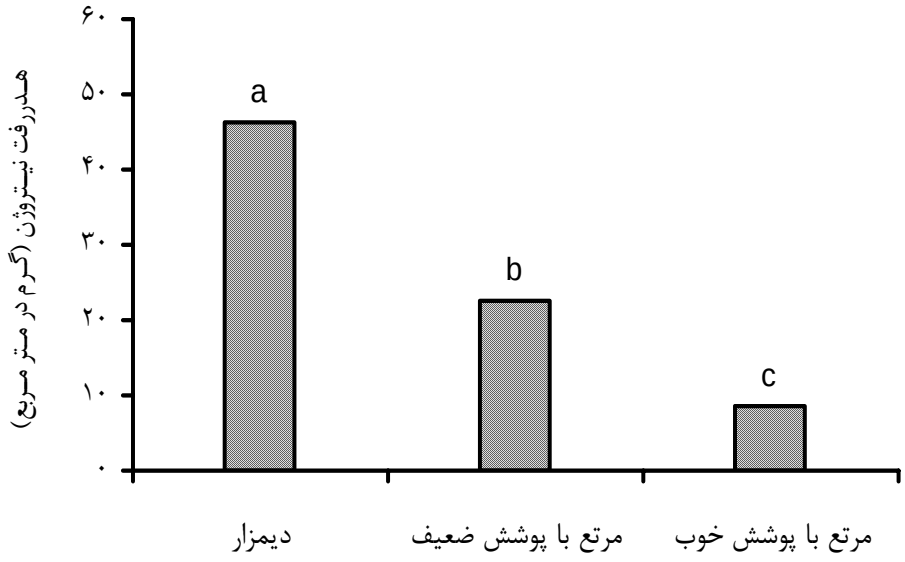
شکل ۱- اثر نوع کاربری و پوشش‌گیاهی بر هدررفت نیترات و آمونیوم محلول در رواناب (p< ۰/۰۵)

حروف مشابه در هر دسته نشان‌دهندهٔ معنی‌دار نبودن تفاوت در آن دسته است



شکل ۲- اثر نوع کاربری و پوشش‌گیاهی بر هدررفت نیتروژن معدنی (p< ۰/۰۵)

حروف مشابه در هر دسته نشان‌دهندهٔ معنی‌دار نبودن تفاوت در آن دسته است.



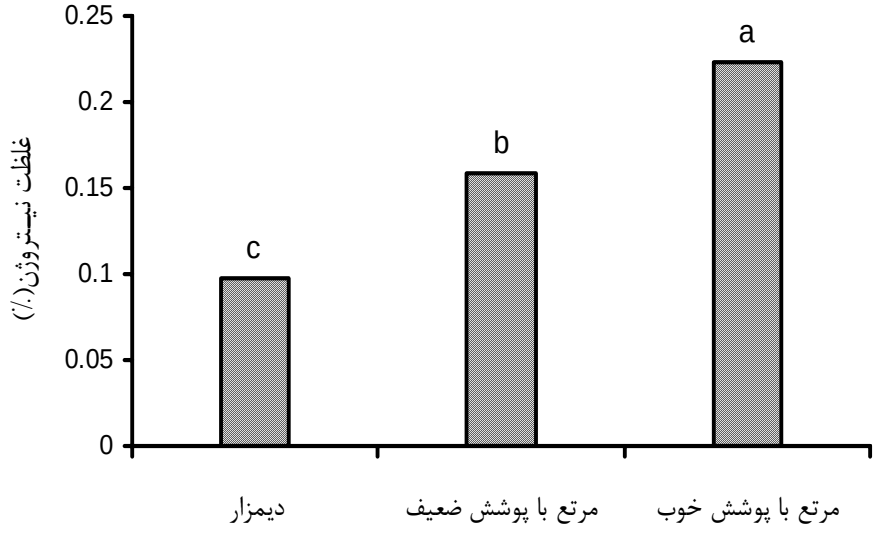
شکل ۳- اثر نوع کاربری و پوشش‌گیاهی بر هدررفت نیتروژن کل (p< ۰/۰۵)

با توجه به تولید مقدار بیشتر رواناب و رسوب در کاربری دیمزار، بیشترین مقدار هدررفت در انواع شکلهای نیتروژن در این کاربری دیده شد. حداکثر هدررفت نیتروژن محلول در دیمزار و مرتع چرا شده (با پوشش ضعیف) به‌ترتیب برابر با ۱۲۲/۲و۱۱۵/۲ میلی‌گرم در مترمربع بود که تفاوت معنی‌داری را با کاربری مرتع با

پوشش خوب نشان داد. حجم رواناب و غلظت تقریبا یکسان نیتروژن محلول در رواناب در دو کاربری دیمزار و مرتع با پوشش ضعیف (جدول ۲ و ۳) می‌تواند دلیل نزدیک بودن مقدار هدررفت نیتروژن محلول در این کاربری‌ها باشد. با کاهش پوشش‌گیاهی، نسبت هدررفت نیتروژن معدنی همراه رسوبات به کل نیتروژن معدنی انتقال یافته، افزایش یافت. این نسبت در کاربری مرتع ٦/٦ درصد، در مرتع تخریب شده ۹/۳ درصد و در کاربری دیمزار ۱۷ درصد بود که حاکی از افزایش انتقال نیتروژن معدنی همراه رسوبات در اثر تخریب پوشش گیاهی است. هدررفت نیتروژن کل نیز در اثر تخریب پوشش‌گیاهی به طور قابل توجهی افزایش یافت (شکل ۳).

با توجه به اینکه بخش بزرگی از نیتروژن خاک به صورت آلی است، بنابراین قسمت عمده‌ای از هدررفت نیتروژن در همهٔ کاربری‌ها به شکل نیتروژن آلی بود که همراه با رسوبات انتقال یافت. نوع کاربری و پوشش-گیاهی با تأثیر بر پایداری خاکدانه‌ها و نفوذپذیری باعث افزایش فرسایش‌پذیری خاک و در نتیجه افزایش هدررفت نیتروژن کل خاک گردید. مقدار هدررفت نیتروژن کل در سه کاربری مرتع با پوشش خوب، مرتع با پوشش ضعیف و دیمزار به‌ترتیب برابر با ۸/۷، ۲۲/۵ و ٤٦/۳ گرم در مترمربع بود و اختلاف آنها در سطح احتمال ۵٪ معنی‌دار شد.

مقایسهٔ غلظت نیتروژن در رسوبات نشان داد که رسوبات حاصل از دیمزار دارای غلظت کمتری از نیتروژن کل و معدنی نسبت به دیگر کاربریها هستند که نشان‌دهندهٔ از بین رفتن نیتروژن آلی و معدنی در اثر تغییر کاربری است (شکل ٤).

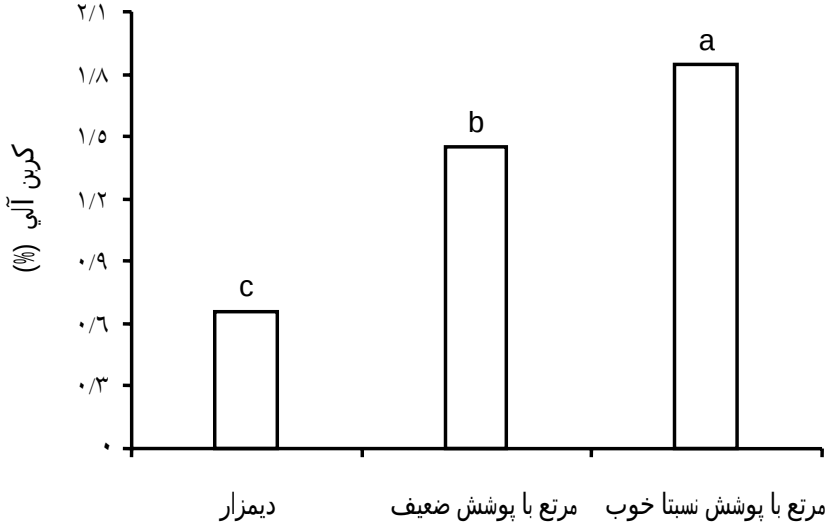


شکل ٤- اثر نوع کاربری بر غلظت نیتروژن کل در رسوب حاصل از دو ساعت بارندگی (p< ۰/۰۵)

به‌طورکلی غلظت عناصر غذایی در رسوبات تابعی از غلظت آنها در خاک بود. شخم خاک در کاربری دیمزار باعث به هم خوردن خاک و افزایش معدنی شدن و فرسایش‌پذیری خاک شده است. نتایج پژوهش‌های دیگر نیز این موضوع را تأیید می‌کند؛ از جمله Zhao و همکاران (2005) در مطالعهٔ اثر تغییرکاربری بر تخریب

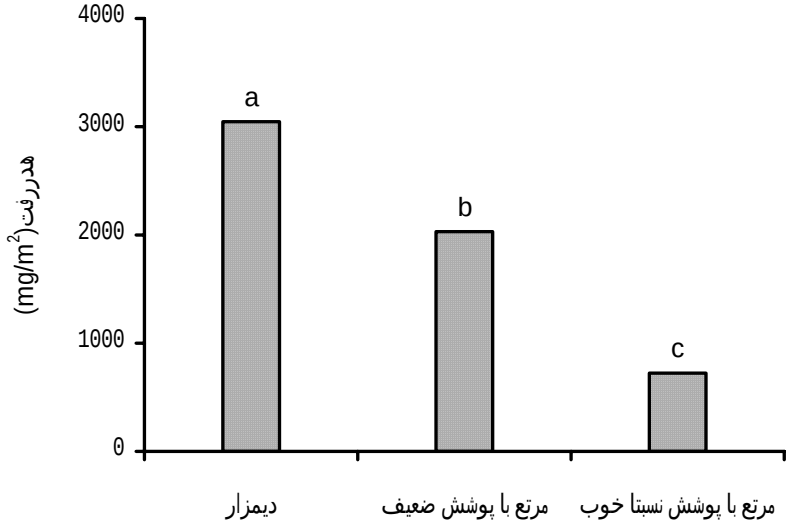
خاک در چین مشاهده کردند که دراثر۵۰ سال کشت و کار مقدار کربن آلی و ازت کل خاک در لایهٔ شخم به‌ترتیب ۷۹–۷۳ و۷۰–٦۰ درصد کاهش یافت. به‌طوری‌که نیمی از این کاهش در ۸ سال اول کشت رخ داده بود(Zhao, *et al* 2005).

نتایج حاصل از تجزیهٔ واریانس داده‌های کربن آلی در کاربریهای مختلف، تفاوت معنی‌داری را در غلظت کربن آلی در رسوب و مقدار هدررفت کربن آلی بین کاربریهای مختلف نشان داد. به‌طوری‌که بیشترین غلظت کربن آلی در رسوب حاصل از کاربری مرتع با پوشش‌گیاهی خوب مشاهده شد. غلظت کربن آلی در رسوب حاصل از دو ساعت بارندگی در سه کاربری دیمزار، مرتع با پوشش‌گیاهی ضعیف و مرتع با پوشش‌گیاهی نسبتاً خوب به ترتیب ۰/٦٦، ۱/٤٥ و ۱/۸۵درصد بود و تفاوت معنی‌داری را بین کاربریهای مختلف نشان داد (شکل ۵).



شکل ۵- اثر نوع کاربری بر غلظت کربن آلی در رسوب حاصل از دو ساعت بارندگی (p< ۰/۰۵)

مقدار هدررفت کربن آلی در کاربریهای مختلف عمدتاً تابع مقدار رسوب تولید شده قرار داشت. حداکثر هدررفت کربن آلی در کاربری دیمزار مشاهده شد که مقدار آن ۳/۰۵ گرم در مترمربع بود و تفاوت معنی‌داری را با دیگر کاربریها نشان داد (شکل ٦).



شکل٦- اثر نوع کاربری بر هدررفت کربن آلی طی دو ساعت بارندگی در منطقهٔ سولیجان (حروف مشابه نشان دهندهٔ معنی‌دار نبودن تفاوتها بین کاربری‌ها در سطح ۵٪ می‌باشد)

در زمینهای فرسایش‌پذیر مانند دیمزارها و مراتع شدیداً چراشده، هدررفت کربن آلی اغلب بصورت همراه با رسوبات است؛ در حالی‌که در زمینهایی که مقدار فرسایش در آنها کم و در حد مجاز می‌باشد، مانند مراتع متراکم، علفزارها و جنگلها، هدررفت کربن آلی عمدتاً بصورت محلول در رواناب است (Fierer & Gabe,. 2002).

بحث

با توجه به داده‌های جدول (۱) می‌توان دریافت که تخریب پوشش‌گیاهی تأثیر معنی‌داری بر مواد آلی، نیتروژن کل و معدنی خاک دارد. مشاهده شده است که خاکهای بکر و دارای پوشش‌گیاهی طبیعی دارای خاکدانه‌های بزرگ و کربن آلی بیشتری نسبت به خاکهای زیر کشت می‌باشند. (Elliot, 1986) علاوه بر این، از بین رفتن ریشه‌ها و هیف قارچها که عوامل نگهدارندهٔ ذرات خاک می‌باشند در خاک کشت شده بسیار کمتر از خاک بکر است. Rasiah و همکاران (2004) در استرالیا مقدار کربن آلی را در جنگل طبیعی، مراتع رهاشده و جنگلهای دست‌کاشت به‌ترتیب ۷/٤۸، ۳/۷٦ و ۲/۷ درصد گزارش کردند؛ تخریب جنگل و تبدیل آن به چراگاه باعث کاهش کربن آلی به میزان۵۰ درصد شده بود. فرسایش خاک از دیگر عوامل مهم در کاهش کربن آلی خاک در مرتع با پوشش ضعیف و دیمزار بوده‌است. با توجه به تجمع مواد آلی در خاک سطحی، کاهش ضخامت آن به علت فرسایش تأثیر مخربی بر مقدار مادهٔ آلی و نیتروژن خاک دارد.

به هم‌خوردن خاک موجب معدنی شدن کربن آلی می‌شود. با این حال، با توجه به جدول ۱، غلظت نیتروژن معدنی در کاربری دیمزار نسبت به دیگر کاربریها مقداری کاهش نشان داد. به‌طوری‌که در واقع با شخم‌زدن خاک و به هم‌خوردگی آن انتظار می‌رود که شدت معدنی

شدن نیتروژن آلی افزایش یابد و در نتیجهٔ آن مقدار ازت معدنی در خاک زیاد شود، ولی در کاربری دیمزار این روند نمی‌شود. این کاهش را می‌توان به کشاورزی مستمر، بدون مصرف کود در ۱۰ سال اخیر مربوط دانست. برداشت مداوم محصول در سالهای اخیر باعث خروج مقدار فراوانی ازت قابل جذب (نیترات و آمونیوم) از خاک شده‌است. برای درک بهتر تأثیر شخم بر نیتروژن خاک می‌توان از نسبت ازت کل به ازت معدنی استفاده نمود. این نسبت در سه کاربری مرتع با پوشش‌گیاهی نسبتاً خوب، مرتع با پوشش‌گیاهی ضعیف و دیمزار به‌ترتیب۳۸/۶، ۲۵/۸ و ۲۳/۹ است که روندی کاهشی را نشان می‌دهد. این روند بدین معناست که در کاربری مرتع با پوشش‌گیاهی نسبتاً خوب بخش بیشتری از نیتروژن کل به صورت آلی است؛ در حالی‌که در دو کاربری دیگر نسبت نیتروژن کل به نیتروژن معدنی کاهش یافته و این کاهش در دیمزار شدیدتر بوده است.

بنابراین به دلیل انتخابی بودن فرایند فرسایش در جدا کردن و انتقال ذرات ریز، نسبت غنی شدن نیتروژن کل و معدنی در رسوب به‌دست‌آمده از تمام کاربریها بیش از یک و در برخی از آنها بیش از دو بود (جدول ٤). اهمیت نسبت غنی‌شدن ذرات رسوب از دو جهت است، اول از نظر کاهش حاصلخیزی خاک و دوم از نظر انتقال عناصر غذایی به آبهای سطحی. در مورد نیتروژن معدنی این نسبت اهمیت بیشتری دارد، زیرا به سهولت می‌تواند در آب حل شده و در دسترس جلبکهای مضر رشد کرده در آب قرار گیرد.

جدول ٤- نسبت غنی‌شدن نیتروژن و کربن آلی در ذرات رسوب حاصل از دو ساعت بارندگی (اعداد بدون واحد)

کاربری	نیتروژن معدنی	نیتروژن کل	کربن آلی
دیمزار	۱/۳۸	۱/۰۹	۱/۰۲
مرتع با پوشش ضعیف	۱/۷٦	۱/٤٤	۱/٦٤
مرتع با پوشش خوب	۲/۵۱	۱/۵۲	۱/۳٦

غلظت کربن آلی در رسوب تابعی از غلظت کربن آلی در خاک است که خود به خصوصیات خاک، اقلیم، پوشش‌گیاهی و غیره بستگی دارد (Stevenson & Cole, 1999). با توجه به ثابت بودن همهٔ شرایط در کاربریهای مختلف، عامل اصلی کاهش کربن آلی خاک تخریب پوشش‌گیاهی است که از یک طرف باعث کاهش بازگشت بقایای تازهٔ گیاهی به خاک و از طرف دیگر افزایش فرسایش و معدنی‌شدن کربن آلی شده است. نسبت غنی شدن کربن آلی در ذرات رسوب همهٔ کاربریها بیش از یک بود که حکایت از خروج ذرات غنی از مادهٔ آلی از خاک است (جدول٤).

به علت تراکم ناشی از چرای دام در مرتع با پوشش-گیاهی ضعیف، مقدار رواناب تولید شده در آن در زمانهای اولیه بیش از کاربری دیمزار است (جدول ۲). مطالعات مختلف نشان داده‌است که شخم‌زدن خاک می‌تواند باعث افزایش نفوذپذیری خاک شود، اما این افزایش تنها در دقایق اولیه صورت می‌گیرد و با ادامهٔ بارندگی و اشباع‌شدن خاک یا ایجاد سله نفوذپذیری

به‌شدت کاهش می‌یابد (آذرآبین، ۱۳۸۲). گفته می‌شود که سرعت نفوذ روی سطوح شخم خورده ثابت نیست، اگرچه در ابتدا سرعت نفوذ زیاد است ولی این سرعت بالا دوامی نداشته و در نهایت به دلیل از هم‌گسیختگی منافذ و ایجاد سله کاهش می‌یابد؛ در مجموع مراتع حاصلخیز و دارای پوشش‌گیاهی فراوان دارای هدایت هیدرولیکی اشباع و ظرفیت نفوذ بیشتری نسبت به زمینهای مجاور خود هستند (آذرآبین، ۱۳۸۲).

همچنین، با افزایش شدت رواناب، مقدار هدررفت عناصر غذایی محلول و همراه رسوبات افزایش یافت، ولی غلظت آنها روند کاهشی نشان داد (جدول ۳). زیرا با ادامهٔ بارندگی و اشباع‌شدن خاک حجم رواناب بیشتری تولید شده و انتظار می‌رود به دلیل محدود بودن عرضهٔ عناصر از خاک به درون رواناب غلظت آنها کاهش یابد. مطالعات Haan و همکاران (1994) نیز نشان می‌دهد که با افزایش شدت رواناب، مقدار ذرات معلق و در نتیجه مقدار عناصر غذایی جذب‌شده روی سطوح این ذرات افزایش می‌یابد. با گذشت زمان و افزایش شدت رواناب در کاربریهای مختلف غلظت نیترات به‌جز در دو مورد تقریباً روندی کاهشی را نشان داد. غلظت نیترات در رواناب بدست‌آمده در زمان ۱۲۰-۹۰ دقیقه در کاربری دیمزار افزایش یافت. این مسئله می‌تواند به‌دلیل شدت بیشتر رواناب در این کاربری باشد. مطالعات مختلف نشان داده است که غلظت عناصر غذایی با افزایش شدت رواناب کاهش می‌یابد؛ زیرا انتشار این عناصر به درون رواناب دارای مرحلهٔ محدودیت شدت است. بدین معنا که با افزایش شدت رواناب از یک حد مشخص، غلظت عناصر غذایی محلول در رواناب کاهش می‌یابد. به دلیل تحرک بالای نیترات در خاک، این محدودیت در مورد آن وجود ندارد. این مسئله به‌ویژه در خاکهایی که مقدار رس آنها بیشتر است با شدت بیشتری صورت می‌گیرد(Fierer & Gabet, 2002) . نیترات به دلیل تحرک بسیار زیاد در خاک دارای مرحلهٔ محدودیت شدت نیست، بنابراین اگر سطح خاک دارای به هم خوردگی زیاد باشد و امکان اختلاط رواناب با ذرات خاک فراهم باشد، در صورتی‌که شدت رواناب از حدی بیشتر شود غلظت نیترات در رواناب حاصل ممکن است افزایش یابد. با توجه به بهم‌خوردگی زیاد ناشی از شخم خاک در کاربری دیمزار و تولید بیش از نیمی از کل رواناب (۱۳/۱ لیتر از کل ۲۵/۲ لیتر) در زمان۱۲۰-۹۰ دقیقه (جدول ۲) و همچنین بالا بودن مقدار رس در این کاربری (٤٨/٧ درصد) غلظت نیترات افزایش یافته است. در کاربری مرتع با پوشش‌گیاهی خوب نیز غلظت نیترات در رواناب بدست آمده در زمان ٦٠-٣٠ دقیقه نسبت به زمان ۳۰-۰ دقیقه افزایش یافته است. علت این افزایش را می‌توان به حجم بسیار کم رواناب تولید شده در زمان ۳۰-۰ دقیقه (۰/۲ لیتر) مربوط دانست که برای اختلاط با خاک کافی نبوده و مقدار کمتری نیترات در آن حل شده است. کاربری تاثیر معنی‌داری را بر غلظت آمونیوم محلول نشان نداد اما کاربری مرتع با پوشش خوب دارای مقدار بیشتری آمونیوم محلول است که ممکن است به دلیل حجم کمتر رواناب تولید شده و در نتیجه رقیق نشدن رواناب از آمونیوم باشد.

نتایج این پژوهش تایید کنندهٔ این واقعیت است که بهره‌برداری نادرست و بدون توجه به ظرفیت مراتع باعث ایجاد خسارات جبران‌ناپذیری به این ذخایر طبیعی می‌شود. نابودی منابع خاک و کاهش حاصلخیزی آن از یک سو و انتقال مقادیر بسیار زیادی آلاینده‌ها و بویژه نیترات بوسیلهٔ رواناب تاثیرات ناخوشایندی بر آبهای سطحی و

زیرزمینی دارد. حجم زیاد رواناب منتقل شده از دیمزارها و مراتع چرا شده حاوی مقادیر زیادی نیترات و آمونیم محلول است که می‌تواند مستقیما باعث آلودگی منابع آب شود. بعلاوه رسوبات انتقال یافته با داشتن مقدار قابل توجهی نیتروژن معدنی و آلی می‌توانند در دراز مدت عرضه کنندهٔ نیتروژن محلول به درون ذخایر آب باشند. بنابراین لازم است از طرف مسؤولین تمهیداتی برای حفاظت از منابع تولید یعنی خاک و آب اندیشیده شود.

منابع مورد استفاده

- آذرآبین، م. ۱۳۸۲. تعیین درجهٔ تخریب اراضی با استفاده از برخی خصوصیات فیزیکی شیمیایی خاکها در منطقهٔ کوهرنگ (چلگرد) استان چهارمحال و بختیاری. پایان‌نامهٔ کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکدهٔ کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.
- احمدی ایلخچی، ع.، حاج عباسی، م. ع. و جلالیان، ا. ۱۳۸۱. اثر تغییر کاربری زمینهای مرتعی به دیمکاری بر تولید رواناب، هدررفت و کیفیت خاک در منطقهٔ دوراهان چهارمحال و بختیاری. مجلهٔ علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی. جلد ششم ، شمارهٔ چهارم، ۲٤۰ صفحه.
- Bremner, J.M., and Mulvaney. C.S., 1982. Nitrogen total. pp. 643-698. In: Page, A.L. Miller R.H., and Keeney D.R. *(*Eds.*)*. Methods of So*il* Analysis, Part 2, Chemical and Microbiological Properties. American Society of Agronomy Inc., Madison, WI, 1692 pp.
- Correl, D. L., Jordan, T. E. and Weller, D. E., 1999. Precipitation effects on sediment and associated nutrient discharges from Rhode River watershed. Journal of Environment Quality. 28: 1897-1907.
- Elliot, E. T., 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen and phosphorus in native and cultivated soils. American Journal of Soil Science Society, 50: 627-633.
- Fierer, N. G. and Gabet, E. J., 2002. Carbon and nitrogen losses by surface runoff following changes in vegetation. Journal of Environment Quality, 31: 1207-1213.
- Follet, R. F. and Delgado, J. A., 2002. Nitrogen fate and transport in agricultural systems. Journal of Soil Water Conservation, 6: 402-408.
- Gao, C., Zhu, J.G., Zhu, J. Y., Gao, X., Dou, Y. J. and Hosen, Y., 2004. Nitrogen export from an agriculture watershed in the Taihu Lake area, China. Environment. Geochem. Health 26: 199-207.
- Gburek, W. J., Sharpley, A. N., Heathwaite, A. L. and Folmar G., 2000. Phosphorus management at the watershed scale. Journal of Environment Quality, 29: 130-144.
- Glantz, M. H., 1994. Droughts follow the plow: cultivating marginal areas. Cambridge University Press, Cambridge.UK, 215 pp.
- Haan, C. T., Barfield, B. J. and Hayes, J. C., 1994. Design hydrology and sedimentology for small catchments. Academic Press, New York. 588 pp.
- Keeny, D. R. and Nelson D. W., 1982. "Nitrogen inorganic forms". PP. 643-698. In: A.L. Page, Miller R.H., and D.R. Keeney *(*Eds.*)*. Methods of Soil Analysis, Part 2, Chemical and Microbiological Properties. American Society of Agronomy Inc., Madison, WI, 1692 pp.
- Levin, S. L. and Schindler, D. W., 1989. Phosphorus, nitrogen, and carbon dynamics of Experimental Lake 303 during recovery from eutrophication. Canadian. Journal of Fish. Aquatic Science, 46: 2-10.
- Loveland, P. and Webb, J., 2003. Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: A review, Soil Till. Res. 70: 1-18.
- Rasiah, V., Florentine, S. K. Williams, B. L. and Westbrooke, M. E., 2004. The impact of deforestation and pasture abandonment on soil properties in the wet tropics of Australia. Geoderma 120: 35-45.
- Schilling, K. E. and Libra, R. D., 2000, The relationship of nitrate concentrations in streams to row crop land use in Iowa. Journal of Environment Quality, 29: 1846-1851.
- Soil Survey Staff, 2003. Keys of soil taxonomy. Ninth edition, Unites States Department of Agriculture and Natural Resources Conservation Service, 332 pp.
- Stevenson, F. J., Cole, M. A., 1999. Cycles of soils. 2nd edition. John Wiley & Sons, 448 pp.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A. Lubchenco, J. and Mellilo, J., 1997. Human domination of earth's ecosystem, Science, 277: 494- 499.
- Walky, A. and Black, I. A., 1934. An examination of digestion method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration methods. Soil Science, 37: 29-38.
- Wu, R. and Tiessen, H., 2002. Effect of land use on soil degradation in Alpine grassland soils, China Soil Scienc Society, 66: 1648- 1655.
- Zhao, W. Z., Xiao, H. L., Liu, Z. M. and Li, J., 2005. Soil degradation and restoration as affected by land use change in the semiarid Bashang area, northern China. Catena, 59: 173-186.

Nitrogen and Organic Loss Following Land Use Change and Overgrazing in Soolegan Catchment

M. Momeni[1*], A. Jalalian[2], M Kalbasi[2], H. Khademi[2]

1*-Corresponding Author, Research Senior Expert, Faculty of Agriculture, Isfahan Technical University
E-Mail: mdmi80@yahoo.com.
2- Professor, Faculty of Agriculture, Isfahan Technical University

Received: 16 Nov. 2007 Accepted: 8 March 2010

Abstract

Grassland soils in Zagros Mountains are being seriously degraded under cultivation and overgrazing. This study investigated the impacts of land use shifting and overgrazing on soil erosion, soil fertility, and Organic C and N losses via surface runoff produced by rainfall simulator. Land uses were two levels of pasture degradation including moderately (MDP) and heavily degraded pasture (HDP), classified based on vegetation cover (the former had 20-25 % and the latter had 5-10% plant cover), and cultivated field. Significantly ($p<0.05$) lower amounts of organic carbon and total nitrogen were found following overgrazing (38 and 27%) and cultivation (54.5 and 41%), respectively. Much higher runoff, sediment and nitrogen (dissolved and particulate) losses observed following land use changes. Total nitrogen lost under cultivated (46.3 g/m^2) and HDP (22.5 g/m^2) were 5 and 2 times greater than that under MDP (8.7 g/m^2), respectively. Much higher amounts of dissolved ammonium and nitrate were lost under cultivated (25.5 and 96.8 mg/m^2) and HDP (26.6 and 88.6 mg/m^2) than that under MDP (10.7 and 42.1 mg/m^2), respectively. This study indicated that overgrazing and land use change caused not only sever soil erosion, but also fertility decline and nitrogen removal via catchment flows.

Key words: Land use shifting, loss, dissolved and particulate nitrogen.