

اثر تغییر کاربری اراضی بر شکل‌های فسفر معدنی در خاک‌های لسی منطقه توشن استان گلستان

سمیرا تجری^۱ - مجتبی بارانی مطلق^{۲*} - فرهاد خرمالی^۳ - فرشاد کیانی^۴

تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۰۹/۱۶

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۳/۰۸/۰۵

چکیده

شکل‌ها و پویایی فسفر در خاک می‌تواند تا حدود زیادی تحت تأثیر عملیات مدیریتی کشاورزی قرار گیرد. از آنجائی که فسفر معدنی منبع غالب برای جذب گیاهی است، لذا آگاهی از شکل‌های معدنی در خاک‌ها برای درک و دانستن زیست‌فراهمی فسفر و پایداری عملیات کشاورزی ضروری است. هدف از این تحقیق، بررسی اثر تغییر کاربری اراضی بر شکل‌ها و توزیع فسفر معدنی با استفاده از روش عصاره‌گیری دنباله‌ای بود. بدین منظور از چهار کاربری (جنگل، مرتع، باغ زیتون، زمین کشاورزی)، بر پایه طرح کاملاً تصادفی با ۴ تکرار نمونه‌برداری تصادفی صورت گرفت. نتایج نشان داد که از بین بردن جنگل‌های طبیعی و تبدیل آن‌ها به مزارع کشاورزی مقادیر فسفر کل و فسفر کل آلی را به‌طور معنی‌داری کاهش داد. افزون بر این، تبدیل کاربری اراضی از جنگل‌های طبیعی به اکوسیستم‌های کشاورزی موجب افزایش معنی‌دار فسفر کل معدنی و شکل‌های مختلف فسفر معدنی (فسفر لبایل، فسفر نامحبوس، فسفر محبوس در اکسیدهای آهن و آلومینیوم، فسفات‌های کلسیم محلول و فسفات‌های کلسیم کم محلول) شد. بیشترین تغییرات را فسفر معدنی لبایل از خود نشان داد، به‌گونه‌ای که میزان فسفر لبایل معدنی در اثر تغییر کاربری از ۱/۷۵ در اراضی جنگلی به ۱۳/۰۱ میلی‌گرم در کیلوگرم در اراضی زراعی تغییر یافت که نشانگر افزایش حدوداً ۸ برابری نسبت به شاهد (کاربری جنگل) بود. نتایج همچنین نشان داد که فسفر معدنی مقاوم (عصاره‌گیری شده با اسید) شکل غالب فسفر معدنی در خاک‌های مورد مطالعه بوده و ۵۰ تا ۷۰ درصد از فسفر کل معدنی را شامل می‌شود که می‌تواند بیانگر این باشد که کربنات کلسیم‌فراهمی فسفر در این خاک‌ها را کنترل می‌کند.

واژه‌های کلیدی: تغییر کاربری، جزءبندی فسفر، عصاره‌گیری دنباله‌ای، فسفر معدنی

مقدمه

می‌گیرند، تغییر ورودی‌ها و خروجی‌های فسفر منجر به دگرگونی تعادل فسفر و در نتیجه تغییرات در شکل‌های فسفر می‌شود. این تغییرات منعکس‌کننده تغییراتی است که در مواد آلی و بیوماس خاک اتفاق می‌افتد که خود نشانگر تغییرات در پوشش گیاهی و کود دهی است (۲۲ و ۳۳). لذا، توزیع فسفر در شکل‌های معدنی و آلی مختلف منعکس‌کننده قدمت، ساختار موجود و وظایف اکوسیستم‌های طبیعی است (۳۳).

فسفر در خاک‌ها در شکل‌های پیچیده شیمیایی وجود دارد که به‌طور قابل ملاحظه‌ای در رفتار، تحرک و مقاومت به زیست‌فراهمی در خاک‌ها با همدیگر متفاوتند. مقدار کل فسفر یک خاک اطلاعات اندکی در ارتباط با رفتار فسفر در محیط ارائه می‌کند. شکل‌های مختلف فسفر، سرنوشت و انتقال فسفر در خاک‌ها را تعیین می‌کنند. روش‌های جزءبندی با استفاده از عصاره‌گیرهای دنباله‌ای شیمیایی مختلف به منظور توصیف شکل‌های مختلفی فسفر استفاده شده‌اند. دلیل جزءبندی و مطالعه شکل‌های فسفر در خاک، توصیف دقیق‌تر پتانسیل رهاسازی فسفر از خاک است (۴۵). شکل‌های شیمیایی فسفر می‌تواند به‌طور قابل توجهی به‌وسیله عملیات‌های مدیریتی کشاورزی تحت تأثیر قرار گیرد (۱۷، ۳۹ و ۴۱).

فراهمی فسفر در خاک به‌وسیله هردو فرآیندهای ژئوشیمیایی و بیوشیمیایی تنظیم می‌شود. در بسیاری از اکوسیستم‌های طبیعی، فرآیندهای ژئوشیمیایی، توزیع طولانی‌مدت فسفر در خاک را تعیین می‌کنند در حالی که در کوتاه مدت، فرآیندهای بیوشیمیایی توزیع را تحت تأثیر قرار می‌دهند چرا که اکثر فسفری که برای گیاهان قابل دسترس است از مواد آلی خاک مشتق می‌شود (۳۴). در بسیاری از اکوسیستم‌های طبیعی (بدون توسعه کشت و کار)، چرخه فسفر درون و بین شکل‌های معدنی و آلی در خاک عمدتاً بسته است و حداقل هدررفت از طریق آبشویی یا برداشت از طریق توده زنده (به صورت محصول) اتفاق می‌افتد. در این اکوسیستم‌ها، چرخه و شکل فسفر عمدتاً به‌وسیله ترکیبی از عوامل عمده خاکسازمانند: توپوگرافی، اقلیم، مواد مادری خاک، توده زنده و زمان تعیین می‌شود (۲۲ و ۴۸). با این وجود، هنگامی که خاک‌ها مورد استفاده کشاورزی قرار

۱، ۲، ۳ - به ترتیب دانش‌آموخته کارشناسی ارشد، استادیار، استاد و استادیار گروه علوم خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان
* - نویسنده مسئول: (Email: mbarani2002@yahoo.com)

گلستان بوده که در طول جغرافیایی ۵۴ درجه و ۱۶ دقیقه تا ۵۴ درجه و ۲۶ دقیقه و عرض جغرافیایی ۳۶ درجه و ۴۳ دقیقه تا ۳۶ درجه و ۵۱ دقیقه و در حدواسط حوضه زیارت و حوضه آبخیز انجیرآب واقع شده است. این حوضه از نظر جغرافیایی در محدوده البرز مرکزی و در زون گرگان- رشت واقع شده است. این منطقه در ۲/۵ کیلومتری غرب شهرستان گرگان واقع می‌باشد. میانگین دمای سالانه ۱۶ درجه سانتی‌گراد و میانگین دمای حداقل و حداکثر سالانه به ترتیب ۸ و ۲۳/۳ درجه سانتی‌گراد می‌باشد. میانگین بارندگی سالانه کل حوضه برابر با ۶۵۲ میلی‌متر و ارتفاع متوسط حوضه ۳۹۷ متر می‌باشد. بیشترین ارتفاع ۱۵۰۰ متر و کم‌ترین آن ۴۰ متر می‌باشد. از نظر زمین‌شناسی، حدود ۵۴/۱ درصد حوضه از رسوبات بادرقتی لسی، ۳۲/۸ درصد از سنگ‌های شیست، ۶/۸ درصد از ماسه سنگ و ۶/۳ درصد از رسوبات آبرفتی تشکیل شده است (۲۰). درختان جنگلی در این منطقه عمدتاً شامل مازی، انجیل، انار وحشی، ممرز و کاج می‌باشد. در این منطقه از حدود ۴۰ سال پیش اراضی جنگلی تغییر کاربری داده و از اراضی جنگلی به اراضی زراعی و باغی تبدیل شده است. اراضی کشاورزی در این منطقه عمدتاً زیر کشت گندم، لوبیا و اراضی باغی عمدتاً زیتون هستند. خاک‌های واقع در دامنه کوه‌های منطقه توشن به علت شیب زیاد و بارندگی‌های نسبتاً شدید همواره تحت تأثیر فرسایش آبی قرار دارند. از سوی دیگر تخریب مراتع و جنگل‌های این منطقه بدلیل چرا و نیز تبدیل آن‌ها به اراضی کشاورزی باعث تشدید فرسایش در این اراضی شده است. از بین بردن پوشش گیاهی و شخم‌زدن اراضی بدون هیچ گونه اعمال مدیریتی باعث هدررفت خاک و کاهش حاصلخیزی آن شده است.

نمونه‌برداری و تجزیه‌های شیمیایی

نمونه‌های خاک از عمق ۱۰-۰ سانتی متری به صورت تصادفی از نقاط مختلف از هر کاربری (جنگل، مرتع، باغ زیتون، زمین کشاورزی) برداشته و پس از مخلوط کردن، چهار نمونه مرکب به عنوان تکرار از هر کاربری تهیه و به آزمایشگاه منتقل شد. لازم به ذکر است که نمونه‌ها به گونه‌ای برداشت شدند که عوامل تشکیل دهنده خاک شامل ماده مادری، اقلیم، توپوگرافی و زمان یکسان بوده و تغییر در خصوصیات خاک به دلیل نوع کاربری و مدیریت اراضی باشد.

پس از هوا خشک نمودن خاک‌ها و عبور از الک ۲ میلی‌متر، برخی از مشخصات فیزیکی و شیمیایی آن‌ها شامل بافت خاک به روش هیدرومتری (۱۰)، ظرفیت تبادل کاتیونی به روش جایگزینی با استات آمونیوم (۶)، کربن آلی به روش واکلی و بلاک (۱)، کربنات کلسیم معادل به روش خنثی کردن با اسید کلریدریک (۲)، قابلیت هدایت الکتریکی در عصاره اشباع خاک با هدایت سنج الکتریکی و

توریون و همکاران (۴۲) مشاهده کردند که شکل‌های معدنی فسفر خاک نسبت به شکل‌های آلی فسفر به میزان بیشتری به‌وسیله پوشش گیاهی تحت تأثیر قرار می‌گیرند. نگاسا و لین وبر (۲۵) بیان کردند که کشاورزی طولانی مدت بدون افزودن کودهای فسفر، بیشتر شکل‌های فسفر را کاهش داد. گانگر و همکاران (۱۴) اثرات کوددهی و تغییر کاربری اراضی بر شکل‌های فسفر در دو خاک اروپا را بررسی کرده و دریافتند که در شرایط هوای فسفر معدنی افزایش و فسفر آلی کاهش یافت. تکین کوا و زیچ (۳۶) با مطالعه تبدیل کاربری اراضی از محصولات خوراکی به مزارع چای بیان داشتند که هر دو شکل فسفر آلی و معدنی تحت تأثیر قرار گرفت. آنان دریافتند که فسفر آلی لبایل در مزارع چای به‌طور معنی داری افزایش یافت. مومنی و همکاران (۲۴) با بررسی اثر تغییر کاربری و چرای مفرط بر هدر رفت برخی از شکل‌های فسفر خاک اظهار داشتند که تخریب پوشش گیاهی تأثیر قابل توجهی بر مقدار ذخایر فسفر خاک دارد. نتایج آنان نشان داد که شکل‌های آلی فسفر در اثر تخریب مراتع تغییر بیشتری نسبت به شکل‌های معدنی داشت، به‌طوری‌که شکل‌های آلی لبایل، نسبتاً لبایل و غیر لبایل فسفر به‌ترتیب ۷۲/۳، ۲۴/۳ و ۷/۱ درصد در کاربری دیمزار نسبت به مرتع با پوشش گیاهی نسبتاً خوب کاهش یافت.

جنگل طبیعی، که بر چرخه عناصر غذایی متکی است، مکانیسم‌های لازم و ضروری برای حصول نیازهایشان برای چرخه سریع عناصر غذایی را بسط داده‌اند. با این وجود، جنگل تراشی و عملیات زراعی بدون کوددهی مناسب و صحیح، سبب کاهش قابل توجه در مواد آلی خاک و تخلیه فسفر می‌شود. در بخش‌های زیادی از استان گلستان، جنگل‌های طبیعی به‌سرعت به‌وسیله عملیات کشاورزی جایگزین شده است. علاوه بر این، مناطق زیادی از این جنگل‌ها برای تولید باغات جنگل‌زدایی شده‌اند. این امر منجر به تخریب زیست محیطی در این ناحیه شده است. با این وجود، اطلاعات کمی و دقیقی در ارتباط با اثر تغییرات کاربری اراضی بر مقادیر فسفر در این خاک‌ها وجود ندارد. انتخاب منطقی و معقول سیستم‌های کشت و کوددهی تکمیلی فسفر باید بر اساس آگاهی و دانش تغییر شکل عناصر غذایی باشد و عدم آگاهی کافی از این موارد، احتمالاً مدیریت ضعیف اراضی کشاورزی را بدنبال خواهد داشت. از این رو، این مطالعه با هدف بررسی اثر نوع کاربری و پوشش گیاهی بر فسفر کل، فسفر کل آلی، فسفر کل معدنی و شکل‌های مختلف فسفر معدنی خاک به انجام رسید.

مواد و روش‌ها

مشخصات عمومی منطقه مورد مطالعه

حوضه توشن یکی از زیرحوضه‌های بزرگ قره سو در استان

۰/۵ مولار اسید سولفوریک اضافه و پس از تکان دادن به مدت ۱۶ ساعت سانتریفیوژ گردید. برای اندازه‌گیری فسفر معدنی کل، به ۱/۵ گرم خاک ۴۰ میلی لیتر اسید سولفوریک ۰/۵ مولار اضافه و به مدت ۱۶ ساعت با تکان دهنده تکان داده شد. سپس به مدت ۱۵ دقیقه سانتریفیوژ گردید. فسفر کل آلی از تفاضل فسفر کل و فسفر کل معدنی به دست آمد (۱۶).

pH خاک به روش الکتروود شیشه ای در عصاره ۲ به یک آب به خاک تعیین گردید (جدول ۱). فسفر کل و فسفر کل معدنی نمونه‌های خاک با روش سوزاندن در کوره و عصاره‌گیری با اسید سولفوریک تعیین شد (۱۶). بدین منظور، ۱/۵ گرم خاک به یک بوته چینی تمیز منتقل و داخل کوره با دمای ۵۵۰ درجه به مدت دو ساعت خاکستر شد. پس از سرد شدن، به لوله سانتریفیوژ منتقل و به آن ۴۰ میلی لیتر محلول

جدول ۱- برخی از ویژگی‌های فیزیکی- شیمیایی خاک‌های مورد مطالعه

Table 1: Selected physical and chemical characteristics of studied soils

نام کاربری	بافت خاک	pH(1:2)	EC(dS/m)	CEC ($\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$)	کربنات کلسیم معادل (درصد)	کربن آلی (درصد)
Land use	Soil texture				Calcium carbonate equivalent (%)	Organic carbon (%)
جنگل طبیعی (natural forest)	لوم رسی سیلتی (Silty clay loam)	7.27	0.36	18.83	5.31	1.58
مرتع (pasture)	لوم رسی سیلتی (Silty clay loam)	7.32	0.34	13.70	15.43	0.88
باغ زیتون (bower olive)	لوم رسی سیلتی (Silty clay loam)	7.31	0.60	13.55	13.28	0.76
زمین کشاورزی (farmland)	لوم رسی سیلتی (Silty clay loam)	7.16	0.40	12.30	13.53	0.73

تجزیه و تحلیل داده‌ها در قالب طرح کاملاً تصادفی و با استفاده از نرم افزار SAS و مقایسه میانگین‌ها توسط آزمون LSD در سطح احتمال ۵ درصد صورت گرفت. نمودارها با استفاده از نرم افزار EXCEL رسم شد. به منظور بررسی اثر تخریب پوشش گیاهی بر مقدار ذخایر فسفر خاک، جنگل طبیعی به عنوان شاهد در نظر گرفته شد و سایر کاربری‌ها با آن مقایسه شد.

نتایج و بحث

اثر نوع کاربری بر فسفر کل، فسفر کل آلی و فسفر کل معدنی خاک

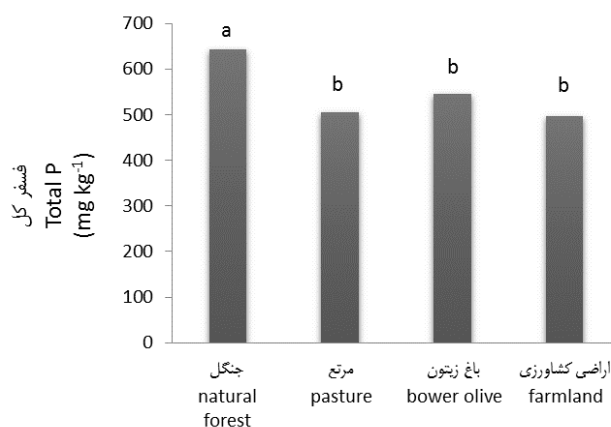
اثر نوع کاربری و پوشش گیاهی بر فسفر کل، فسفر کل آلی و فسفر کل معدنی خاک در شکل‌های ۱، ۲ و ۳ نشان داده شده است. تغییر کاربری اراضی از اراضی جنگلی طبیعی به مرتع و نیز اکوسیستم‌های کشاورزی (باغ زیتون و زمین‌های زیر کشت محصولات زراعی) منجر به کاهش سطوح فسفر کل و فسفر کل آلی و افزایش فسفر کل معدنی خاک گردید.

برای تعیین اجزای فسفر معدنی از روش اولسن و سامرز (۲۷) با تغییراتی استفاده شد (جدول ۲) (۱۳، ۱۵ و ۲۸). در این روش، فسفر خاک به اجزای قابل عصاره‌گیری با NaCl-NaOH برای استخراج فسفات‌های آهن و آلومینیوم محبوس نشده (فسفر جذب سطحی شده روی سطوح اجزای خاک که به سادگی قابل تبادل است)، سیترات-دی تیونات-بی کربنات (CDB) برای استخراج فسفر محبوس شده در اکسیدهای آبدار آهن و اسید کلریدریک برای استخراج فسفات‌های کلسیم کم محلول (آپاتیت لیتوژنیک) قابل تفکیک است. تغییرات شامل اضافه کردن عصاره‌گیر بی کربنات سدیم در ابتدای روش برای عصاره‌گیری شکل لبایل فسفر (۱۵ و ۳۵) و نیز عصاره‌گیری آپاتیت پدوژنیک و محلول با استفاده از عصاره‌گیر استات سدیم $\text{pH}=4$ قبل از مرحله عصاره‌گیری با HCl بود (۱۳ و ۲۸). افزون بر این، به منظور برآورد دقیق‌تر فسفات‌های آهن و آلومینیوم محبوس نشده، فسفر دوباره جذب سطحی شده به وسیله کربنات‌ها در مرحله عصاره‌گیری با NaCl-NaOH به وسیله سیترات - بی کربنات (CB) استخراج و به مقدار فسفر حاصل با آن مرحله اضافه گردید (۱۵). فسفر موجود در عصاره‌ها به روش رنگ‌سنجی تعیین شد.

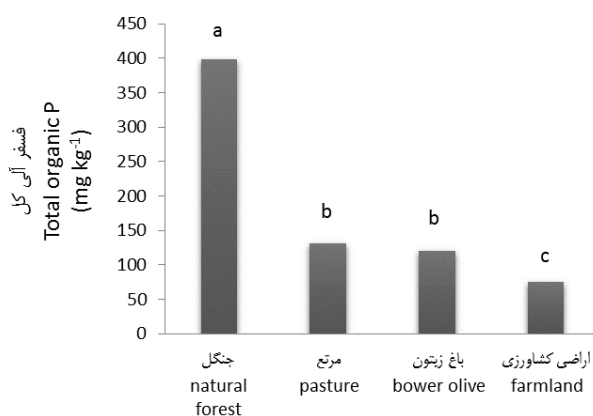
جدول ۲- خلاصه روش عصاره‌گیری دنباله‌ای و مشخصات شکل‌های معدنی فسفر در روش تغییر یافته اولسن و سامرز (۲۷)

Table 2- Summary of sequential extraction method and characteristic of inorganic P pools in modified Olsen and Sommers procedure

شکل معدنی فسفر Inorganic P pool	عصاره‌گیر Extractant	علامت Symbol
فسفر لبایل (Labile-P)	بی‌کربنات سدیم ۰/۵ مولار (pH = ۸/۵) (pH= 8.5, 0.5 M NaHCO ₃)	NaHCO ₃ -P
فسفر محبوس نشده با اکسیدهای آلومینیوم و آهن (P non-occluded in Fe and Al oxides)	۰/۱ مولار سود + ۱ مولار کلرید سدیم (0.1 M NaOH + 1 M NaCl)	NaOH-P
فسفر مجددا جذب سطحی شده به کربناتها (Phosphate re-adsorbed to carbonate surfaces)	سیترات سدیم ۰/۳ مولار + بی‌کربنات سدیم یک مولار (0.3 M Na ₃ C ₆ H ₅ O ₇ .H ₂ O + 1 M NaHCO ₃)	CB-P
فسفر محبوس شده در داخل اکسیدهای آهن و آلومینیوم (P occluded in Fe and Al oxides)	سیترات سدیم ۰/۳ مولار + بی‌کربنات سدیم یک مولار + سدیم دیتیونات (0.3 M Na ₃ C ₆ H ₅ O ₇ .H ₂ O + 1 M NaHCO ₃ + Na ₂ S ₂ O ₄ .2H ₂ O)	CBD-P
آپاتایت پدوژنیک و محلول (Pedogenic apatite)	استات سدیم یک مولار بافر شده در pH=۴ با اسید استیک (pH=4, 1 M NaOAc buffer)	OAc-P
آپاتایت لیتوژنیک (فسفات‌های پایدار و کم محلول کلسیم) (Lithogenic apatite)	محلول یک مولار اسید کلریدریک (1 M HCl)	HCl-P



شکل ۱- اثر تغییر کاربری اراضی بر مقدار فسفر کل
Figure 1- Effects of land use change on total P



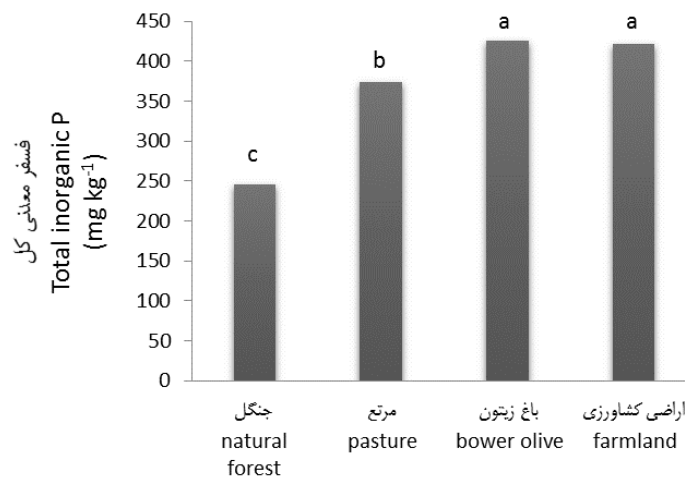
شکل ۲- اثر تغییر کاربری اراضی بر مقدار فسفر آلی کل
Figure 2- Effects of land use change on total organic P

دهقان و همکاران (۱۲)، کامپتون و بون (۷) و لی‌لی‌فین و همکاران (۱۸) مبنی بر افزایش فسفر کل و دهقان و همکاران (۱۲)، ژانگ و مک‌کنزی (۴۹) و زنگ و همکاران (۵۰) مبنی بر افزایش فسفر آلی کل پس از تبدیل اکوسیستم‌های طبیعی به اراضی زیرکشت و مراتع گزارش شده است. مومنی و همکاران (۲۴) به نقل از سولومون و همکاران (۳۳) مقدار بیشتر فسفر آلی در مراتع با پوشش خوب را به وجود پوشش گیاهان چند ساله و اضافه شدن بقایای گیاهی به خاک و در نتیجه چرخه زیستی فعال فسفر در این کاربری مرتبط دانستند. برادی و ویل (۵) این امر را به تجمع زیاد مواد آلی به‌وسیله ریشه‌های ریز گیاهان علفی به‌ویژه در افق A نسبت دادند. با این وجود به نوشته یانگ و همکاران (۴۸) به‌طور کلی؛ کاربری اراضی کشاورزی هدررفت و برداشت فسفر را در صورت عدم جایگزینی مجدد و بدون بازیافت آن تسریع می‌کند. سولومون و همکاران (۳۳) از نسبت فسفر معدنی به فسفر آلی برای بررسی اثر مدیریت و کاربری اراضی بر فسفر آلی استفاده و این نسبت را به‌ترتیب ۱/۴، ۲/۴ و ۲/۶ برای خاک‌های زیرپوشش جنگل طبیعی، جنگل دست کاشت و مزارع کشاورزی گزارش کردند. آنان این یافته‌ها را مؤید از بین رفتن فسفر آلی در اثر تغییر کاربری و شخم دانستند و این امر را عمدتاً به افزایش معدنی‌شدن فسفر در نتیجه حذف پوشش گیاهی و کشت و کار مداوم مرتبط دانستند. نسبت یاد شده برای کاربری‌های مورد مطالعه (جنگل طبیعی، مرتع، باغ زیتون و مزارع کشاورزی) به‌ترتیب ۰/۶، ۲/۸، ۳/۵ و ۵/۶ به‌دست آمد که می‌تواند مؤید یافته‌های پیشین باشد. با این وجود، یانگ و همکاران (۴۸) بیان داشتند که اثرات متفاوت و متناقض تغییر کاربری اراضی و کشت و کار بر فسفر می‌تواند بدلیل عملیات متفاوت مدیریت کشاورزی و خصوصیات مختلف ژئوشیمیایی خاک‌ها باشد.

نتایج به‌دست آمده نشان داد که در خاک‌های زراعی حدود ۸۵ درصد و در خاک‌های جنگلی حدود ۴۰ درصد از فسفر کل به‌صورت معدنی و مابقی به شکل فسفر آلی است. افزون بر این، نتایج نشان داد که بر خلاف فسفر کل، تغییر کاربری اراضی از جنگل به اراضی زراعی باعث تغییرات قابل توجه و معنی‌داری در فسفر کل معدنی شد (شکل ۳). این افزایش به‌طور متوسط برای کاربری‌های کشاورزی نسبت به پوشش طبیعی منطقه ۴۰ درصد بود.

گاگنبرگر و همکاران (۱۴) نیز افزایش فسفر معدنی را در اثر کوددهی و تغییر کاربری اراضی گزارش کردند. دهقان و همکاران (۱۲) و شارپلی و اسمیت (۳۱) با به‌دست آوردن نتایج مشابه، این موضوع را به انباشته شدن بخشی از فسفر اضافه شده به صورت کود به شکل فسفر معدنی در این خاک‌ها مرتبط دانستند. افزون بر این، ممکن است فسفر آلی در اثر کشت و کار و تجزیه میکروبی به فسفر معدنی تبدیل شده باشد.

نتایج به‌دست آمده از اندازه‌گیری فسفر کل نشان داد که میزان فسفر کل در اثر تغییر کاربری اراضی از جنگل به دیگر کاربری‌ها کاهش معنی‌دار (در سطح احتمال ۵ درصد) یافته است. هرچند؛ بین کاربری‌های مرتع، باغ زیتون و اراضی کشاورزی تفاوت معنی‌داری مشاهده نگردید (شکل ۱). فسفر کل از ۶۴۴ میلی‌گرم در کیلوگرم در اراضی جنگلی به ۴۹۵ میلی‌گرم در کیلوگرم در اراضی کشاورزی رسیده است که نشان‌دهنده کاهش معادل ۲۳ درصد می‌باشد. مقادیر فسفر آلی کل در کاربری‌های جنگل، مرتع، باغ زیتون و اراضی کشاورزی به‌ترتیب ۳۹۸، ۱۳۱، ۱۲۰ و ۷۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود و تفاوت معنی‌داری را در سطح احتمال ۵ درصد نشان داد (شکل ۲). این نتایج بیانگر کاهش ۶۷، ۷۰ و ۸۱ درصدی فسفر آلی کل به ترتیب در کاربری‌های مرتع، باغ زیتون و اراضی کشاورزی نسبت به جنگل می‌باشد. این یافته‌ها با نتایج دیگران هماهنگی دارد. بوومن و همکاران (۴) دریافتند که پس از ۳ سال کشت و کار یک چراگاه طبیعی، فسفر آلی کل به میزان ۶۰ درصد کاهش یافت. سولومون و همکاران (۳۳) با مطالعه جنگل تراشی و تبدیل آن به مزارع کشاورزی و چای، کاهش معنی‌دار ($P < 0.05$) در سطوح فسفر کل و فسفر کل آلی را بیان کردند. آنان مقدار این کاهش برای فسفر کل را به‌ترتیب ۳۱ و ۲۱ درصد برای مزارع زیر کشت فشرده و مزارع چای گزارش کردند. مومنی و همکاران (۲۴) با بررسی اثر تغییر کاربری و چرای مفراط بر هدر رفت برخی از شکل‌های فسفر خاک به این نتیجه رسیدند که فسفر کل آلی در خاک ۱۸/۲ در کاربری دیمزار نسبت به مرتع با پوشش نسبتاً خوب کاهش یافته است و همچنین تخریب پوشش گیاهی تأثیر قابل توجهی بر مقدار ذخایر فسفر خاک دارد. آنان افزایش معدنی‌شدن ناشی از به‌هم خوردگی خاک در اثر شخم در دیمزار، عدم بازگشت بقایای گیاهی به خاک و انتقال ذرات غنی از مواد آلی در اثر فرسایش را از مهم‌ترین عوامل کاهش فسفر آلی خاک برشمردند. همچنین خروج فسفر به‌وسیله گیاهان برداشت شده یا مصرف شده توسط دام از دلایل کاهش فسفر خاک در مراتع است (۳۳). ماتسون و همکاران (۲۱) نیز کاهش فسفر خاک در اثر کشت و کار طولانی مدت و بدون افزودن کود را به افزایش سرعت تجزیه مواد آلی در اثر عملیات خاک‌ورزی نسبت دادند. لیتور و همکاران (۱۹) و اسپلیچتینگ و همکاران (۳۰) نیز کاهش مقدار فسفر آلی در خاک‌های سطحی در اثر تغییر کاربری را به تخریب و اکسیداسیون سریع مواد آلی نسبت دادند. تیچر و همکاران (۳۷) نیز بیان داشتند که تبدیل اکوسیستم‌های جنگلی به سیستم‌های کشاورزی پیوسته و فشرده و بدون کاربرد کودهای فسفاته موجب کاهش سریع فسفر آلی می‌گردد و به همراه آن کربن آلی کل و فسفر کل نیز کاهش می‌یابد. نتایج مشابهی نیز توسط وانگ و همکاران (۴۶ و ۴۷) گزارش شده است. هرچند یافته‌های متناقضی توسط برخی از پژوهشگران منجمله



شکل ۳- اثر تغییر کاربری اراضی بر مقدار فسفر معدنی کل
Figure 3- Effects of land use change on total inorganic P

داول و استوارت (۲۲) از نسبت کربن به فسفر آلی (C/Po) برای برآورد پتانسیل معدنی شدن فسفر آلی خاک استفاده کردند. بنابر پیشنهاد آن‌ها، در نسبت‌های کمتر از ۲۰۰ معدنی شدن اتفاق می‌افتد. از آنجائیکه این نسبت در خاک‌های مورد مطالعه زیر ۲۰۰ بود لذا به نظر می‌رسد افزایش فسفر معدنی در خاک‌های کشاورزی مورد مطالعه به دلیل معدنی شدن فسفر آلی در طی کشت و کار باشد.

تأثیر تغییر کاربری اراضی بر شکل‌های مختلف فسفر معدنی خاک

جدول ۳ تجزیه واریانس اثر تغییر کاربری اراضی بر شکل‌های مختلف فسفر معدنی را نشان می‌دهد. بر این اساس، اثر تغییر کاربری بر همه شکل‌های فسفر معدنی معنی‌دار بوده است.

وایتیانان و کورل (۴۳) با بررسی فسفر در خاک‌های جنگلی و کشاورزی دریافتند که کشت و کار و کاربرد کودهای فسفر مقدار فسفر معدنی را افزایش و فسفر آلی خاک‌ها را کاهش داد. آنان همچنین بیان داشتند که در حدود نیمی از افزایش فسفر معدنی در خاک‌های کشاورزی به دلیل معدنی شدن فسفر آلی در طی کشت و کار و مابقی احتمالاً ناشی از کاربرد کودهای فسفر است. دآسیس و همکاران (۱۱) اثر اکوسیستم‌های کشاورزی یکساله و چندساله بر فسفر خاک را مورد ارزیابی قرار داده و مشاهده کردند که کشت و کار دینامیک فسفر را از طریق افزایش فسفر معدنی تحت تأثیر قرار می‌دهد. آنان نتیجه گرفتند که اختلاط بقایای گیاهی با خاک می‌تواند موجب افزایش فسفر آلی در خاک‌های زیرکشت و سپس افزایش فسفر معدنی از طریق معدنی شدن گردد. آنان درجه حرارت، رطوبت و شخم را از عوامل مؤثر در تخریب و تجزیه مواد آلی و متعاقب آن معدنی شدن فسفر آلی برشمردند. سولومون و همکاران (۳۳) و مک-

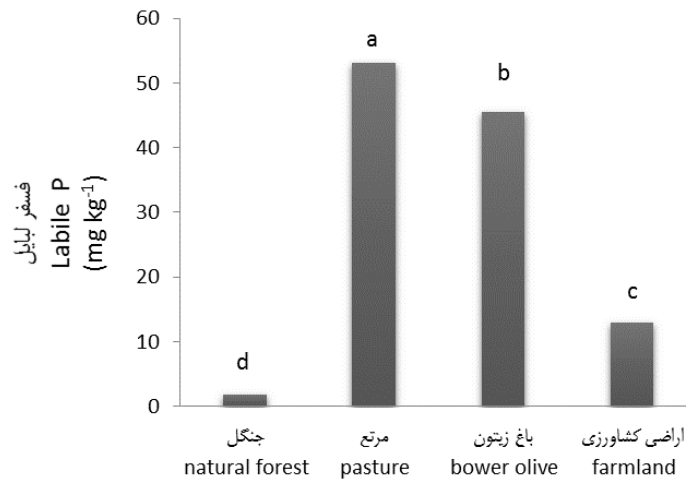
جدول ۳- تجزیه واریانس اثر تغییر کاربری اراضی بر شکل‌های مختلف فسفر معدنی

Table 3: Analysis of variance for the effect of land use change on different forms of inorganic phosphorus

منبع تغییرات S.O.V	درجه آزادی df	میانگین مربعات (Ms)				
		فسفر لبایل Labile-P	فسفات‌های نامحبوس Occluded-P	CBD-P	آپاتیت پدوژنیک Pedogenic apatit	آپاتیت لیتوژنیک Lithogenic apatite
تیمار Treatment	3	2471.117***	39.664***	237.596***	3628.405***	3886.778*
خطای آزمایش Error	12	19.135	2.637	13.592	32.909	871.102
ضریب تغییرات C.V		15.419	3.782	7.088	8.988	14.412

***، * به ترتیب معنی‌دار در سطح احتمال ۱ و ۰/۱ درصد

***, *: Significant at 1% and 0.1% probability levels, respectively

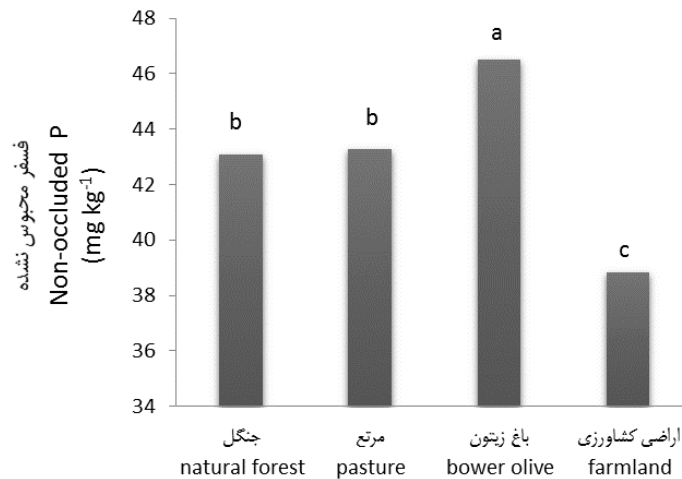


شکل ۴- اثر تغییر کاربری اراضی بر غلظت فسفر لبایل
Figure 4- Effects of land use change on labile P

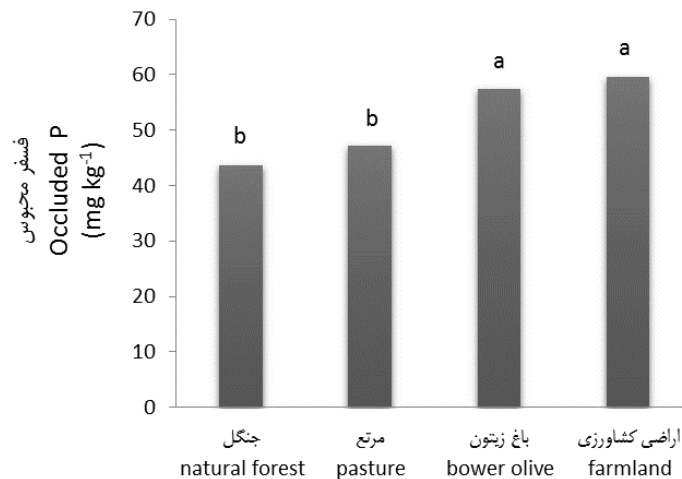
مشاهده کردند لکن مک‌گراث و همکاران (۲۳) کاهش فسفر عصاره‌گیری شده به روش بری، مهلیخ ۱ و رزین را در اثر تغییر جنگل طبیعی به کاربری‌های کشاورزی گزارش کردند. نکته قابل تامل کاهش نسبی و معنی‌دار مقدار این شکل فسفر در کاربری کشاورزی نسبت به کاربری مرتع است (شکل ۴). مومنی و همکاران (۲۴) کمتر بودن فسفر معدنی لبایل در اراضی کشاورزی نسبت به اراضی مرتعی را به جذب فسفر توسط گیاهان و برداشت محصول طی سال‌های متمادی نسبت دادند که باعث تخلیه خاک از این نوع فسفر شده است. افزون بر این، آنان بیان داشتند که فسفر معدنی لبایل غالباً روی سطوح ذرات ریز جذب شده است. بنابراین فرسایش خاک که عمدتاً باعث خروج این ذرات از خاک می‌شود عامل مهمی در کاهش فسفر معدنی لبایل در کاربری‌های زیرکشت است. فسفر محبوس نشده با اکسیدهای آلومینیوم و آهن (فسفر قابل عصاره‌گیری با سود یک دهم مولار) برای اراضی کشاورزی کمترین مقدار و حدود ۱/۶۷ درصد از کل فسفر معدنی این کاربری را دارا بود. نتایج مقایسه میانگین‌ها نشان داد تغییر کاربری به اراضی کشاورزی سبب کاهش معنی‌دار این شکل از فسفر معدنی شده است (شکل ۵). سولومون و لهمان (۳۴) نیز با بررسی هدررفت شکل‌های مختلف فسفر در نتیجه کشت و کار در تانزانیا به این نتیجه رسیدند که با تغییر کاربری اراضی و نیز تداوم کشت و کار این شکل از فسفر معدنی در خاک کاهش یافت. این یافته احتمالاً می‌تواند بیانگر قابل استفاده بودن این شکل از فسفر معدنی پس از تخلیه شدید فسفر لبایل باشد. نتیجه مشابهی توسط نتوفیلت و همکاران (۲۶) گزارش شده است.

زنگ و همکاران (۵۰) گزارش کردند که کشاورزی و کود دهی به زمین، تمامی شکل‌های فسفر در خاک را تغییر می‌دهد. توریون و همکاران (۴۲) نیز بیان داشتند که شکل‌های معدنی فسفر خاک به میزان زیادی تحت تأثیر پوشش گیاهی قرار می‌گیرد. به‌طور کلی، تغییر کاربری اراضی از جنگل به اراضی کشاورزی منجر به افزایش شکل‌های معدنی فسفر شد (به استثنای فسفات‌های نامحبوس). در خاک جنگلی (شاهد)، اجزای مختلف فسفر معدنی به-ترتیب زیر بود: آپاتایت لیتوژنیک < فسفر محبوس در اکسیدهای آبدار آهن > فسفات‌های نامحبوس < آپاتایت پدوژنیک > فسفر لبایل. در سایر کاربری‌ها نیز میزان نسبی اجزای مختلف فسفر معدنی تقریباً به همین ترتیب بود. این نتیجه نشانگر آن است که تغییر کاربری اراضی تأثیر زیادی بر نوع اجزا نداشته و بیشتر بر مقدار این اجزا تأثیرگذار بوده است. برای مثال تغییر کاربری از جنگل به مرتع توانسته میزان فسفر لبایل را تا حدود ۵۰ برار افزایش دهد (شکل ۴). مقایسه مقدار شکل‌های معدنی فسفر، تفاوت معنی‌داری را بین کاربری‌های مختلف در غلظت شکل معدنی لبایل (استخراج شده با بی‌کربنات سدیم) نشان داد. شارپلی و اسمیت (۳۲) این نوع فسفر را فسفر معدنی سست پیوند^۱ نامید که می‌تواند برآوردی از حاصل‌خیزی خاک در کوتاه‌مدت باشد. مقدار فسفر معدنی لبایل در جنگل طبیعی، مرتع، باغ زیتون و مزارع کشاورزی به‌ترتیب ۱/۷۶، ۵۳/۱۵، ۴۵/۵۵ و ۱۳/۰۱ میلی‌گرم در کیلوگرم بود که تفاوت معنی‌داری را در سطح احتمال ۵ درصد نشان داد (شکل ۴). لی لی فین و همکاران (۱۸) نیز افزایش فسفر قابل استفاده گیاه را در اثر تغییر از علفزارهای طبیعی به اراضی زیر کشت و به دنبال آن ۲۰ سال عملیات کشاورزی

1- Loosely bound inorganic phosphorus



شکل ۵- اثر تغییر کاربری اراضی بر غلظت فسفر محبوس نشده در اکسیدهای آهن و آلومینیوم
Figure 5- Effects of land use change on non-occluded P in Fe and Al oxides



شکل ۶- اثر تغییر کاربری اراضی بر غلظت فسفر محبوس در اکسیدهای آهن و آلومینیوم
Figure 6- Effects of land use change on occluded P in Fe and Al oxides

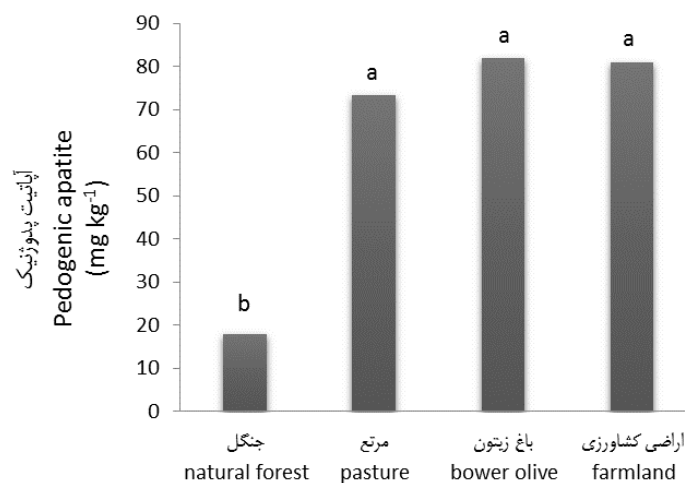
عصاره‌گیری با سود یک دهم مولار) را فسفر معدنی پایدار^۱ نامیدند. آنان بیان داشتند که این شکل‌های فسفر که کوتاه‌مدت به‌درون محلول آزاد نمی‌شود می‌تواند برآوردی از حاصلخیزی خاک در درازمدت باشند. افزون بر این، آنان نتیجه گرفتند که افزایش مقدار فسفر محبوس شده بر اثر کشت و کار، نشان دهنده کاهش کلی حاصلخیزی خاک است.

شکل‌های ۷ و ۸ اثر تغییر کاربری اراضی بر شکل‌های فسفر پدوژنیک (فسفر عصاره‌گیری شده با استات سدیم) و لیتوژنیک (فسفر عصاره‌گیری شده با اسید کلریدریک) را نشان می‌دهند. مقایسه

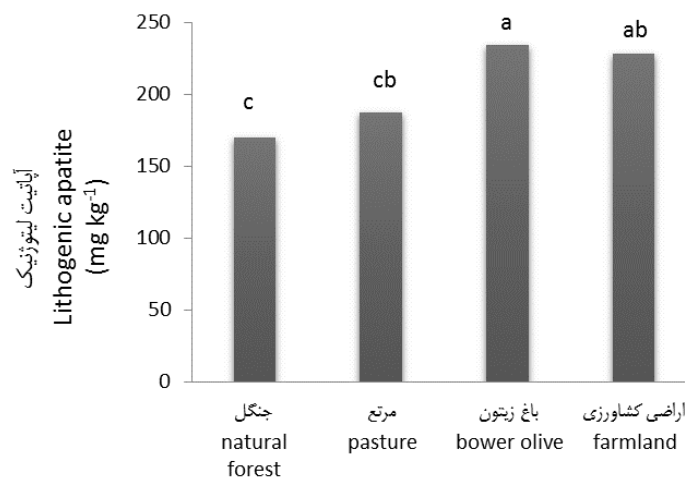
نتایج همچنین نشان داد که میزان فسفر محبوس شده در داخل اکسیدهای آهن و آلومینیوم (فسفر قابل‌عصاره‌گیری با سیترات-بیکربنات-دی‌تیونات) در جنگل طبیعی، مرتع، باغ زیتون و مزارع کشاورزی به ترتیب ۴۳/۷۲، ۴۷/۲۷، ۵۷/۴۲ و ۵۹/۶۱ میلی‌گرم در کیلوگرم بود که حاکی از افزایش معنی‌دار ($P < 0.05$) این شکل از فسفر معدنی در کاربری‌های زیر کشت (باغ زیتون و اراضی کشاورزی) نسبت به جنگل می‌باشد (شکل ۶). دهقان و همکاران (۱۲) نیز نشان دادند که میزان فسفر محبوس در اراضی کشاورزی نسبت به اراضی غیر زراعی افزایش یافت. شارپلی و اسمیت (۳۲) مجموع فسفر معدنی محبوس شده (فسفر قابل‌عصاره‌گیری با سیترات-بیکربنات-دی‌تیونات) و فسفر محبوس نشده (فسفر قابل

پایین، فسفر قابل حل در اسید نسبتاً غالب است. نتایج نشان داد که بطور کلی تغییر کاربری از جنگل به دیگر کاربری‌ها سبب افزایش معنی‌دار ($P < 0.05$) مجموع فسفات‌های کلسیم شده است (شکل ۹). شارپلی و اسمیت (۳۲) نیز افزایش مقدار فسفر پیوند یافته با کلسیم بر اثر کشت و کار را گزارش کردند. تاپسن و همکاران (۳۹) و کوندرون و همکاران (۸) گزارش کردند که کشت و کار منجر به کاهش قابل توجه فسفر قابل استخراج با عصاره‌گیرهای قلیایی (NaOH-P_i و $\text{NaCO}_3\text{-P}_i$) می‌شود درحالی‌که فسفر قابل استخراج با اسید ($\text{H}_2\text{SO}_4\text{-P}_i$ و HCl-P_i) افزایش یافته و یا تغییری نمی‌کند.

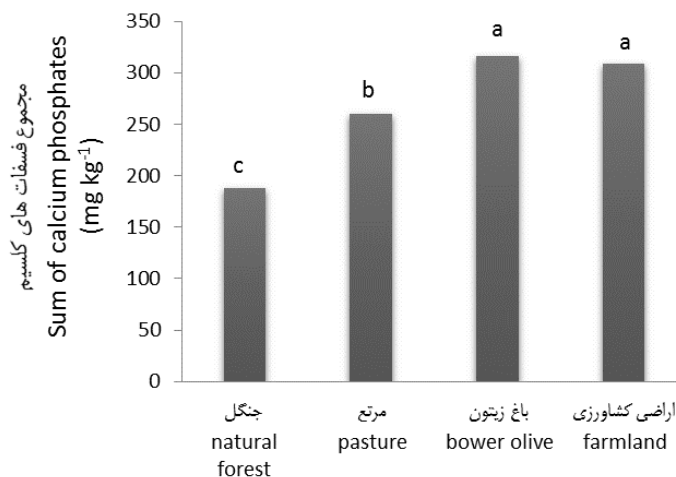
میانگین‌ها نشان داد تغییر کاربری به اراضی زیر کشت محصولات کشاورزی (اراضی زراعی و باغ زیتون) سبب افزایش معنی‌دار هر دو شکل فسفر معدنی شده است هر چند این تأثیر در مورد فسفر لیتوژنیک بسیار چشمگیرتر بوده است. با این وجود، اصلی‌ترین بخش فسفر معدنی در خاک‌های مورد مطالعه را شکل آپاتایت لیتوژنیک تشکیل می‌دهد. این بخش فسفر در کاربری‌های مختلف از ۵۰ درصد تا ۷۰ درصد فسفر معدنی خاک‌ها را به خود اختصاص داده است. میزان این شکل از فسفر در این کاربری‌ها از ۱۷۰ در کاربری جنگل تا ۲۳۴ میلی‌گرم در کیلوگرم در کاربری باغ زیتون می‌باشد. تاپسن و همکاران (۴۰) و سانپال و دداتا (۲۹) دریافتند که در خاک‌های با pH بالا، بخش‌های کمی از فسفر در شکل‌های به راحتی قابل استخراج معدنی و آلی وجود دارد و به دلیل حلالیت بیشتر فسفر در pH‌های



شکل ۷- اثر تغییر کاربری اراضی بر غلظت آپاتایت بدوژنیک
Figure 7- Effects of land use change on pedogenic apatite



شکل ۸- اثر تغییر کاربری اراضی بر غلظت آپاتایت لیتوژنیک
Figure 8- Effects of land use change on lithogenic apatite



شکل ۹- اثر تغییر کاربری اراضی بر مجموع غلظت فسفات‌های کلسیم
Figure 9- Effects of land use change on sum of calcium phosphates

خاک، فسفر پیوند یافته با مواد آلی برای تأمین مداوم نیازهای گیاه ناکافی بوده و لذا فراهمی فسفر به‌طور عمده توسط سرعت انحلال فسفات‌های کلسیم کنترل می‌شود. تاپسن و همکاران (۳۸) و کروز (۹) نیز گزارش کردند که فسفر در ابتدا از طریق معدنی شدن تدریجی فسفر آلی برای گیاهان تأمین می‌شود ولی زمانی که مواد آلی خاک و فسفر پیوند یافته به آن‌ها تحت شرایط کشت به تعادل جدید رسید و نیز پس از تخلیه بخش‌های عمده فسفر آلی، فراهمی فسفر به‌وسیله سرعت انحلال کانی‌های اولیه و ثانویه فسفر از جمله آپاتیت‌ها محدود می‌شود.

نتیجه‌گیری کلی

تغییر کاربری اراضی از اراضی جنگل طبیعی به مرتع و نیز اکوسیستم‌های کشاورزی (باغ زیتون و زمین‌های زیر کشت محصولات زراعی) منجر به کاهش سطوح فسفر کل و فسفر کل آلی و افزایش فسفر کل معدنی خاک گردید. نتایج بدست آمده نشان داد که در خاک‌های زراعی حدود ۸۵ درصد و در خاک‌های جنگلی حدود ۴۰ درصد از فسفر کل به‌صورت معدنی و مابقی به شکل فسفر آلی است. به‌طور کلی، تغییر کاربری اراضی از جنگل به اراضی کشاورزی منجر به افزایش شکل‌های معدنی فسفر شد و ترتیب نسبی اجزاء به‌صورت: آپاتیت لیتوژنیک < فسفر محبوس در اکسیدهای آبدار آهن > فسفات‌های نامحبوس < آپاتیت پدوژنیک > فسفر لبایل بود. بنابراین تغییر کاربری اراضی تأثیر زیادی بر نوع اجزا نداشته و بیشتر بر مقدار این اجزا تأثیر گذار بوده است. مقدار فسفر کل معدنی خاک توسط عصاره‌گیری با اسید سولفوریک و جمع کردن اجزای مختلف فسفر معدنی دارای همبستگی مثبت و بالایی بودند ($P < 0.05$) و $r = 0.977$.

دهقان و همکاران (۱۲) نیز با بررسی خاک‌های شهرکرد و اصفهان نشان دادند که میزان فسفات‌های کلسیم در خاک‌های زراعی نسبت به خاک‌های غیر زراعی افزایش داشته است. آن‌ها همچنین مقدار این شکل از فسفر معدنی را ۲۷ تا ۵۱ درصد خاک‌های مورد مطالعه گزارش کرده و نتایج حاصله را نشان دهنده اهمیت این شکل در خاک‌های مورد بررسی دانستند. سولومون و همکاران (۳۳) نشان دادند که جزءهای مقاوم فسفر معدنی (قابل استخراج با اسید) جزء غالب فسفر معدنی بوده و به‌طور متوسط ۸۹ درصد از کل فسفر معدنی را در کاربری‌های جنگل طبیعی، مرتع و اراضی کشاورزی را شامل می‌شود.

نسبت $HCl-P_i$ به فسفر کل برای تخمین نسبی مرحله تکامل خاک مورد استفاده قرار گرفته است (۳، ۹ و ۴۴). این نسبت در جنگل طبیعی، باغ زیتون و مزارع کشاورزی به ترتیب ۰/۳۷، ۰/۲۶ و ۰/۴۳ و ۰/۴۶ بود. انطباق این داده‌ها با گراف توالی تغییر شکل فسفر ترسیم شده توسط والکر و سیرز (۴۴) حاکی از جوان بودن نسبی خاک‌های مورد مطالعه است. دهقان و همکاران (۱۲) نیز با بررسی خاک‌های شهرکرد و اصفهان غالبیت فسفات‌های کلسیم در این خاک‌ها و مقادیر پایین فسفر محبوس در اکسیدهای آهن را بیانگر عدم تکامل این خاک‌ها دانستند. همچنین کروز (۹) و آروجو و همکاران (۳) از نسبت یادشده برای برآورد میزان ذخیره آپاتیت و دیگر فسفات‌های متصل به کلسیم خاک و نیز میزان تغییر شکل فسفر در کانی‌های خاک استفاده کردند. به عقیده آروجو و همکاران (۳)، بیشتر بودن این نسبت در زمین‌های زیرکشت نسبت به جنگل بیانگر تغییر شکل فسفر به شکل‌های پایدارتر و مقاوم‌تر است. آنان همچنین مقادیر بالای نسبت $HCl-P_i$ به فسفر کل را شرط لازم و ضروری برای تولید پایدار و مداوم محصول در نواحی نیمه خشک قلمداد کردند. در این‌گونه مناطق، به‌دلیل پایین بودن مقدار ماده آلی

- 1- Allison L.E. 1965. Organic carbon. p.1372-1376. In: C.A. Black et al.(eds.), Methods of Soil Analysis. American Society of Agronomy, Madison, WI.
- 2- Allison L.E., and Moodie C.D. 1965. Carbonate. p.1379-1396. In: C.A. Black et al.(eds.), Methods of Soil Analysis. American Society of Agronomy, Madison, WI.
- 3- Araujo M.S.B. Schaefer C.E.R., and Sampaio E.V.S.B. 2004. Soil phosphorus fractions from toposequences of semi-arid Latosols and Luvisols in northeastern Brazil. *Geoderma*, 119: 309–321.
- 4- Bowma R.A., Reeder J.D., and Lober, R.W. 1990. Changes in soil properties in a central plains rangeland soil after 3, 20, and 60 years of cultivation. *Soil Science*, 150: 851– 857.
- 5- Brady N.C., and Weil R.R. 2008. *Nature and Properties of Soils*, 14th edn. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, USA.
- 6- Chapman H.D. 1965. Cation exchange capacity. p.891-90. In: C.A. Black et al. (eds.), Methods of Soil Analysis. American Society of Agronomy, Madison, WI.
- 7- Compton J.E., and Boone R.D. 2000. Long-term impacts of agriculture on soil carbon and nitrogen in New England forests. *Ecology*, 81: 2314–2330.
- 8- Condron L.M., Frossard E., Tiessen H., Newman R.H., and Stewart J.W.B. 1990. Chemical nature of organic phosphorus in cultivated and uncultivated soils under different environmental conditions. *Journal of Soil Science*, 41: 41–50.
- 9- Crews T.E. 1996. The supply of phosphorus from native, inorganic phosphorus pools in continuously cultivated Mexican agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 57:197– 208.
- 10- Day P.R. 1965. Particle fractionation and particle size analysis. p.545-567. In: C.A. Black et al. (eds.), Methods of Soil Analysis. American Society of Agronomy, Madison, WI.
- 11- de Assis C.P., de Oliveiraa T.S., Dantas J.N., and de Sá Mendonça E. 2010. Organic matter and phosphorus fractions in irrigated agroecosystems in a semi-arid region of Northeastern Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 138:74–82.
- 12- Dehghan R., Shariatmadari H., and Khademi H. 2008. Soil phosphorus forms in four toposequences of Isfahan and Shahrekord regions. *Journal of Water and Soil Science*, 11 (42):463-472. (in Persian).
- 13- Delgado, A. and Torrent, J. 2000. Phosphorus forms and desorption in heavily fertilized calcareous and limed acid soils. *Soil Science Society American Journal*, 64:2031-2037.
- 14- Guggenberger G., Christensen B.T., Rubæk G., and Zech W. 1996. Land-use and fertilization effects on P forms in two European soils: resin extraction and ³¹P-NMR analysis. *European Journal of Soil Science*, 47: 605–614.
- 15- Harrel D.L., and Wang J.J. 2006. Fractionation and sorption of inorganic phosphorus in Louisiana calcareous soils. *Soil Science*, 171:39-51.
- 16- Kuo S. 1996. Phosphorus. p.869-920, In: D. L. Sparks (eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 3 SSSA; Book Ser. 5 SSSA*, Madison.
- 17- Lee C.H., Park C.Y., Park K.D., Jeon W.T., and Kim P.J. 2004. Long-term effects of fertilization on the forms and availability of soil phosphorus in rice paddy. *Chemosphere*, 56: 299–304.
- 18- Lilienfein J., Wilcke W., Ayarza M.A., Vilela L., Lima A.C., and Zech W. 2000. Chemical fractionation of phosphorus, sulphur, and molybdenum in Brazilian savannah Oxisols under different land use. *Geoderma*, 96: 31–46.
- 19- Litaor M.L., Reichmann O., Auerswald K., Haim A., and Shenker M. 2004. The geochemistry of phosphorus in peat soils of a semiarid altered wetland. *Soil Science Society of America Journal*, 68: 2078–2085.
- 20- Maleki S., Khormali F., Kiani F., and Karimi A.R. 2013. Effect of slope position and aspect on some physical and chemical soil characteristics in a loess hillslope of Toshan area, Golestan Province, Iran. *Journal of Water and Soil Conservation*, 20(3): 93-112. (in Persian with English abstract).
- 21- Matson P.A., Parton W.J., Power A.G., and Swift M.J. 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, 277:504-509.
- 22- McDowell RW., and Stewart T.I. 2006. The phosphorus composition of contrasting soils in pastoral, native and forest management in Otago, New Zealand: Sequential extraction and ³¹P NMR. *Geoderma*, 130:176– 189.
- 23- McGrath D.A., Smith C.K., Gholz H.L., and Oliveira F.A. 2001. Effects of land-use change on soil nutrient dynamics in Amazônia. *Ecosystems*, 4: 625–645.
- 24- Momeni M., Kalbasi M., Jalalian A., and KHademi H. 2009. Effect of land use shifting and overgrazing on loss of selected soil phosphorus forms in two regions of Vanak Watershed. *Journal of Water and Soil Science*, 12 (46):595-606. (in Persian).
- 25- Negassa W., and Leinweber P. 2009. How does the Hedley sequential phosphorus fractionation reflect impacts of

- land use and management on soil phosphorus: a review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 172: 305–325.
- 26- Neufeldt H., da Silva J.E., Ayarza M.A., and Zech W. 2000. Land-use effects on phosphorus fractions in Cerrado Oxisols. *Biology and Fertility of Soils*, 31: 30–37.
 - 27- Olsen S.R. and Sommers L.E. 1982. Phosphorus. p.403-430. In: A. L. Page et al. (eds.), *Methods of Soil Analysis*. Part 2. 2nd ed. Argon. Mongr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.
 - 28- Ruiz J.M., Delgado A., and Torrent J. 1997. Iron-related phosphorus in over fertilized European soils. *Journal of Environmental Quality*, 26: 1548-1554.
 - 29- Sanyal S.K., and de Datta S.K. 1991. Chemistry of phosphorus transformations in soil. *Advances in Soil Science*, 16:1–120.
 - 30- Schlichting A., Leinweber P., Meissner R., and Altermann M. 2002. Sequentially extracted phosphorus fractions in peat-derived soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 165: 290–298.
 - 31- Sharpley A.N., and Smith S.J. 1983. The distribution of phosphorus forms in virgin and cultivated soils and potential erosion losses. *Soil Science Society of America Journal*, 47:581-586.
 - 32- Sharpley A.N., and Smith S. J.1985. Fractionation of inorganic and organic phosphorus in virgin and cultivated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 49:127-130.
 - 33- Solomon D., and Lehman J. 2000. Loss of phosphorus from soil in semiarid northern Tanzania as a result of cropping: Evidence from Sequential extraction and ³¹P NMR spectroscopy. *European Journal of Soil Science*, 51: 699-708.
 - 34- Solomon D., Lehmann J., Mamo T., Fritzsche F., and Zech W. 2002. Phosphorus forms and dynamics as influenced by land use changes in the sub-humid Ethiopian highlands. *Geoderma*, 105: 21–48.
 - 35- Sui Y., Thompson M.L., and Shang C. 1999. Fractionation of phosphorus in a Mollisol amended with biosolids. *Soil Science Society American Journal*, 63: 1174-1180.
 - 36- Tchienkoua M., and Zech W. 2003. Chemical and spectral characterization of soil phosphorus under three land uses from an Andic Palehumult in West Cameroon. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 100: 193–200.
 - 37- Tiecher T., Rheinheimer dos Santos D., and Calegari A. 2012. Soil organic phosphorus forms under different soil management systems and winter crops, in a long term experiment. *Soil & Tillage Research*, 124:57–67.
 - 38- Tiessen H., Stewart J.W.B., and Bettany J.R. 1982. Cultivation effects on the amounts and concentration of carbon, nitrogen and phosphorus in grassland soils. *Agronomy Journal*, 74: 83 1-835.
 - 39- Tiessen H., Stewart J.W.B., and Moir J.O. 1983. Changes in organic and inorganic phosphorus composition of two grassland soils and their particle size fractions during 60–90 years of cultivation. *Journal of Soil Science*, 34: 815–823.
 - 40- Tiessen H., Stewart W.B., and Cole C.V. 1984. Pathways of phosphorus transformations in soils of differing pedogenesis. *Soil Science Society of America Journal*, 48:853–858.
 - 41- Turrión M.B., Glaser B., Solomon D., Ni A., and Zech W. 2000. Effects of deforestation on phosphorus pools in mountain soils of the alay range Khyrgyzia. *Biology and Fertility of Soils*, 31: 134–142.
 - 42- Turrión M.B., López O., Lafuente F., Mulas R., Ruirpérez C., and Puyo A. 2007. Soil phosphorus forms as quality indicators of soils under different vegetation covers. *Science of Total Environment*, 378: 195–198.
 - 43- Vaithyanathan P., and Correll D.L. 1992. The Rhode River watershed: phosphorus distribution and export in forest and agricultural soils. *Journal of Environmental Quality*, 21: 280–288.
 - 44- Walker T.W., and Syers J.K. 1976. The fate of phosphorus during pedogenesis. *Geoderma*, 15: 1 –19.
 - 45- Wang G.P., Liu J.Sh., Wang J.D., and Yu J.B. 2006. Soil phosphorus forms and their variations in depressional and riparian freshwater wetlands (Sanjiang Plain, Northeast China). *Geoderma*, 132: 59–74.
 - 46- Wang G.X., Ma H.Y., Qian J., and Chang J. 2004. Impact of land use changes on soil carbon, nitrogen and phosphorus and water pollution in an arid region of northwest China. *Soil Use and Management*, 20: 32–39.
 - 47- Wang Y.Q., Zhang X.C., and Huang C.Q. 2009. Spatial variability of soil total nitrogen and soil total phosphorus under different land uses in a small watershed on the Loess Plateau, China. *Geoderma*, 150: 141–149.
 - 48- Yang W., Cheng H., Hao F., Ouyang W., Liu Sh., and Lin Ch. 2012. The influence of land-use change on the forms of phosphorus in soil profiles from the Sanjiang Plain of China. *Geoderma*, 189&190: 207–214.
 - 49- Zhang T.Q., and Mackenzie A.F. 1997. Changes in soil phosphorus fractions under long term corn monoculture. *Soil Science Society of America Journal*, 61: 485- 493.
 - 50- Zheng A., Simard R.R., Lafond J., and Parent L.E. 2001. Changes in phosphorus fractions of a Humic Gelysol as influenced by cropping system and nutrient sources. *Canadian Journal of Soil Science*, 81:175-183.



Effect of Land Use Change on Inorganic Phosphorus Pools in Loess Derived Soils of the Toshan Region, Golestan Province

S. Tajari¹ – M. Baranimotlagh^{2*} – F. Khormali³ – F. Kiani⁴

Received: 07-12-2013

Accepted: 27-10-2014

Introduction: P in soils exists in many complex chemical forms, which differ markedly in their behavior, mobility and resistance to bioavailability in the soils. The total P content of a soil provides little information regarding the behavior of P in the environment. The various forms of P present to a large degree, determine the fate and transport of P in soils. Fractionation schemes using different chemical sequential extractions have been used in order to describe the many different forms in which P can be found in the soil. The reason for fractionating and studying P forms in the soil is usually to allow a more precise description of the potentials for P release from the soil. The forms and dynamics of soil P can be greatly affected by agricultural management practices. Since inorganic P is the preferred source for plant uptake, knowledge of the inorganic form within soils is fundamental to understanding bioavailability of P and sustainability of agricultural practice. The aim of this study was to investigate the effect of land use change on the form and distribution of inorganic P using a sequential extraction procedure.

Materials and Methods: In order to study the impact of land-use change from forestland to cultivated land, composite samples in four replicates from the upper 10 cm of the different land use systems (natural forest, pasture, bower olive, farmland) were collected. We collected five subsamples from each land use in a radial sampling scheme. The five subsamples were then bulked into one sample. The spacing between the subsamples on the radii ranged from 5 to 10 m. The soil samples were transferred to polyethylene bags and transported to the laboratory where they were slightly crushed, passed through a 2 mm sieve prior to fractionation and chemical analysis. Soil texture, cation exchange capacity, organic carbon (OC), electrical conductivity, pH and calcium carbonate equivalent (CCE) were measured with standard methods. Total P and total inorganic P (Pi) contents were measured by the ignition method, for which P in the ignited (550 °C) and unignited soil samples were extracted by 0.5 M H₂SO₄. A modified version of the sequential extraction of Olsen and Sommers (1982) was used to fractionate inorganic P. Phosphorus was measured in the extracted supernatants by the molybdate-ascorbic acid method.

Results and Discussion: The results showed that clear-cutting of the indigenous forests and their conversion into agricultural fields significantly decreased total P and total organic P levels. Land-use changes from natural forest to farmland decreased the total P by 23% (from 644 to 495 mg per kg). Clearing and subsequent cultivation of the native woodland resulted in a marked depletion of total organic P. In addition, the land-use conversion from the natural forestland to an agroecosystem (cultivated land) led to increases in total inorganic P and inorganic P forms levels (labile P, P non-occluded, occluded in oxides of iron and aluminum, soluble calcium phosphate and sparingly soluble calcium phosphate). Labile inorganic P (NaHCO₃-Pi) showed the greatest changes, such as labile inorganic P in the amount of change from 1.75 in the forest land to 13.01 mg per kg of cultivated land, which represent an increase of approximately 8-fold compared to control (natural forest). The results also revealed that the refractory inorganic P fractions (HCl-Pi) were the major inorganic P pool, comprising 50-70% of the total inorganic P pool, indicating CaCO₃ control over phosphorus availability in the studied soils. This study indicated that forestland degradation and cultivation caused chemical changes of P dynamics.

Conclusion: Large-scale conversion of indigenous forests to cultivated land, driven by long-term agricultural development in the Toshan region, has greatly impacted the forms and content of P in the soils. Generally, the conversion of natural ecosystem to agroecosystems, decreased the proportion of organic P (Po) in the top-soils at depth of 0 to 10 cm. The depletion in organic P from the cropped fields could be attributed to the enhanced mineralization of soil organic P caused by cultivation and removal of P in the crops. However, the conversion of natural forest to farmland led to increases in inorganic P (Pi). About 50% to 70% of the TP was bound to CaCO₃, and thus this solid phase is critical to P fate in the soils and ecosystem of the Toshan Region, Golestan province.

Keywords: Inorganic P., Land use, Phosphorus fractionation, Sequential extraction

1, 2, 3, 4 – Former MSc. Student, Assistant Professor, Professor and Assistant Professor of Soil Science Department, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Respectively
(*- Corresponding Author Email: mbarani2002@yahoo.com)