نشریه حفاظت و بهره‌برداری از منابع طبیعی
جلد دوم، شماره دوم، ۱۳۹۳
http://ejang.gau.ac.ir

بررسی برخی خصوصیات کمی و کیفی گونه‌های جنگلی و ویژگی‌های خاک دو منطقه کمتر دست‌خورده و تخریب‌شده در جنگل‌های مریوان، استان کردستان

*عباس بانج شفیعی[۱]، پیمان اشکاوند[۲] و هادی بیگی حیدرلو[۳]

[۱]استادیار گروه جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران

[۲]دانشجوی کارشناسی‌ارشد دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران

[۳]دانش‌آموخته کارشناسی‌ارشد جنگلداری دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران

تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۰۳/۲۵؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۳/۰۹/۲۳

چکیده

مطالعه حاضر در بخشی از جنگل‌های مناطق مرزی مریوان انجام شد. تعداد ۱۱۵ قطعه‌نمونه ۵۰۰ مترمربعی در مناطق تخریب یافته (غیرمرزی) و کمتر دست‌خورده (مرزی) با استفاده از شبکه آماربرداری ۱۰۰×۱۰۰ متر برداشت گردید. نتایج به‌دست‌آمده نشان داد میانگین قطر برابرسینه گونه برودار و زالزالک (۲۱/۹ و ۲۰/۳ سانتی‌متر) در منطقه کمتر دست‌خورده بیشتر از منطقه تخریب یافته (۲۰/٦ و ١٦/٧ سانتی‌متر) بوده و این عامل در مورد گونه مازودار در منطقه کمتر دست‌خورده (۳۳/٦ سانتی‌متر) کمتر از منطقه تخریب یافته (۳۹/۵ سانتی‌متر) است. همچنین، میانگین قطر تاج گونه‌های برودار، بنه و زالزالک در منطقه کمتر دست‌خورده (٤/٩، ۷/۳ و ۵/۳ متر) در مقایسه با منطقه تخریب یافته (٤/۵، ۵/٤ و ۳/۹ متر) بیشتر بود. بین میانگین ارتفاع درختان گونه‌های مختلف دو منطقه اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد (α= ۰/۰۵). علاوه بر این گونه‌های کیکم، ویول، بادام، چنار و گلابی تنها در منطقه کمتر دست‌خورده مشاهده شدند. نتایج به‌دست‌آمده از تجزیه خاک نشان داد که مقادیر اسیدیته، هدایت الکتریکی، درصد آهک، درصد ماده آلی، درصد رس، درصد شن، فسفر قابل‌جذب، درصد ازت کل در منطقه کمتر دست‌خورده در مقایسه با منطقه تخریب یافته تفاوت معنی‌داری داشته‌اند

*نویسنده مسئول: banedg@yahoo.com

(α= ۰/۰۵) درحالی‌که درصد لای در دو منطقه اختلاف معنی‌داری نداشتند. بیشتر بودن متغیرهای کمی در منطقه کمتر دست‌خورده نشان می‌دهد که در صورت حفاظت از جنگل‌های تخریب یافته و اعمال روش‌های احیایی در این مناطق و یا مناطق مشابه می‌توان موجودی جنگل را بهبود بخشید.

واژه‌های کلیدی: تخریب جنگل، منطقه کمتر دست‌خورده، ویژگی‌های خاک، مریوان.

مقدمه

با پیشرفت علم در زمینه منابع طبیعی و لزوم حفظ آن و مدیریت منابع گران بهای حیات، بررسی شرایط حاکم بر اکوسیستم‌های مختلف به‌منظور توصیف و مقایسه اکولوژیک آن‌ها برای تصمیم‌گیری در مدیریت منابع طبیعی بسیار مورد توجه قرار گرفته است (پیله‌ور و همکاران، ۲۰۰۲؛ بارنز و همکاران، ۱۹۹۸؛ کلونگو و همکاران، ۲۰۰٦). از آنجا که بررسی پوشش گیاهی در یک زیستگاه می‌تواند عامل مهمی در سنجش و ارزیابی وضعیت کنونی و پیش‌بینی وضعیت آینده منطقه به شمار رود (مصداقی، ۲۰۰۱؛ هافمن، ۱۹۹۸)، در رویکرد نوین به اندازه‌گیری کمی رویشگاه‌ها به‌عنوان یکی از ابزارهای بررسی اکوسیستم‌ها و پوشش گیاهی بسیار پرداخته می‌شود.

جنگل‌ها در کشور ایران درصد کمی از پهنه این سرزمین را در برگرفته و از طرفی همواره در معرض تخریب قرار داشته‌اند. رویشگاه زاگرس بخش وسیعی از سلسله جبال زاگرس را شامل می‌شود که از شمال غربی کشور، شهرستان پیرانشهر در آذربایجان غربی شروع و تا حوالی شهرستان فیروزآباد در فارس امتداد یافته و منطقه‌ای به طول ۱۳۰۰ و عرض متوسط ۲۰۰ کیلومتر را می‌پوشاند. این جنگل‌ها با ۵ میلیون هکتار وسعت، ٤۰٪ کل جنگل‌های ایران را به خود اختصاص داده است و بیشترین سهم را در تأمین آب، حفظ خاک، تعدیل آب‌وهوا و تعادل اقتصادی و اجتماعی در کل کشور دارد (ثاقب طالبی و همکاران، ۲۰۰۵). این جنگل‌ها در حال حاضر جنگل‌های تخریب یافته محسوب شده و در طی این مدت طولانی در معرض بهره‌برداری و آسیب‌های مختلف قرار داشته‌اند که سبب محو جنگل در قسمت‌هایی از آن و سیر قهقرایی در قسمت‌های دیگر شده است (جزیره‌ای و ابراهیمی رستاقی، ۲۰۰۳). در اثر این تخریب‌ها ساختار این جنگل‌ها دستخوش تغییر شده و تبدیل به جنگل‌های شاخه زاد شده‌اند (عادلی و همکاران، ۲۰۰۸). مهم‌ترین دلایل تخریب جنگل‌های منطقه تأمین چوب سوخت و تعلیف دام است.

از مهم‌ترین گونه‌های درختی موجود در این جنگل‌ها می‌توان بـرودار (*Quercus brantii* Lindl.)، ویول (*Q. libani Olive.*)، دارمازو (*Q. Infectoria Olive.*)، بنـه (*Pistacia mutica* Fisch. & C.A. May.)، کلخونک (*P. khinjuk* Stocks)، بادامک (*Amygdalus scoparia* Spach)، داغداغان (*Celtis caucasica* Willd.)، دافنـه (*Daphne* sp.)، ارس (*Juniperus excels* M.B.)، کـیکم (*Acer monspesulanum* L.) و گلابی (*Pyrus* sp.) اشاره نمود.

از طرفی، نبود عرصه‌های کار و تولید، بالا بودن افزایش جمعیت در واحـد سـطح و نبـود توسـعه اقتصادی متناسب با افزایش جمعیت، باعث وابستگی شدید مردم ساکن در ایـن جنگـل‌هـا بـه منـابع طبیعی این ناحیه شده است (فتاحی و همکاران، ۲۰۰۰). با توجه به رونـد تخریـب ایـن جنگـل‌هـا و ارزشمندی آن، محققین از دیرباز به فکر مدیریت و جلوگیری از تخریب آن افتاده‌اند. بـه‌عنوان نمونـه عباسی و همکاران (۲۰۰۹) در مطالعه‌ای به بررسی اثر حفاظت بر تنوع گونه‌های درختی و درختچه‌ای در لرستان پرداختند. در این مطالعه منطقه به سه زون مرکزی، زون پیرامونی و منطقـهٔ حفاظـت نشـده تقسیم‌بندی و شاخص‌های تنوع زیستی مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که مقدار تنوع زیستی در ناحیه‌های موردبررسی با طبقهٔ حفاظتی آن ارتباط تنگاتنگی دارد و شرایط زیست گونه‌های درختی و درختچه‌ای در منطقه حفاظت‌شده نسبت به منطقه خارج از مرز حفاظت بهتر می‌باشد. حسین زاده و همکاران (۲۰۰٤) به بررسی ساختار جنگل‌های کمتر تخریب یافته بلوط استان ایـلام پرداختنـد و ۱۲ منطقه از جنگل‌های بلوط و بنه استان ایلام را که از تخریـب کمتـری برخـوردار بـوده‌انـد انتخـاب و اطلاعات مربوط به ساختار جنگل در آن‌ها اندازه‌گیری و ثبت شد. نتایج نشان داد گونه بلـوط ایرانـی به‌صورت خالص و یا گونه اصلی تیپ حضور قوی داشته است. همچنین مشخص گردیـد کـه تعـداد خشکه‌دارها و همچنین تعداد شاخه‌های خشک تاج می‌تواننـد شـاخص مناسـبی بـرای تعیـین میـزان تخریب در این توده‌ها باشد. در تحقیق دیگری همت بلند و همکاران (۲۰۱۰) به بررسی تأثیر آتـش-سوزی بر ویژگی‌های شیمیایی خاک به‌عنوان یکی از عوامل تخریب جنگل‌های بلـوط مریـوان، در دو عمق ۰ تا ۵ سانتی‌متر (خاک سطحی) و ۵ تا ۲۰ سانتی‌متر (خاک عمقی) تـوده جنگلـی کـه در سـال ۱۳۸۱ در سطح ۱/۳ هکتار دچار حریق شده بود در مقایسه با خاک توده‌ای شاهد که در مجـاورت آن با شرایط یکسان انتخاب‌شده بود پرداختند. نتایج نشان دادند آتش‌سوزی بر ویژگی‌های شیمیایی خاک سطحی ازجمله افزایش اسیدیته، فسفر قابل‌جذب، هـدایت الکتریکـی و پتاسـیم قابل‌جـذب داشـته و باعث افزایش نیتروژن کل و ظرفیت تبادل کاتیونی در خاک سطحی شـده اسـت. کیـانی و همکـاران

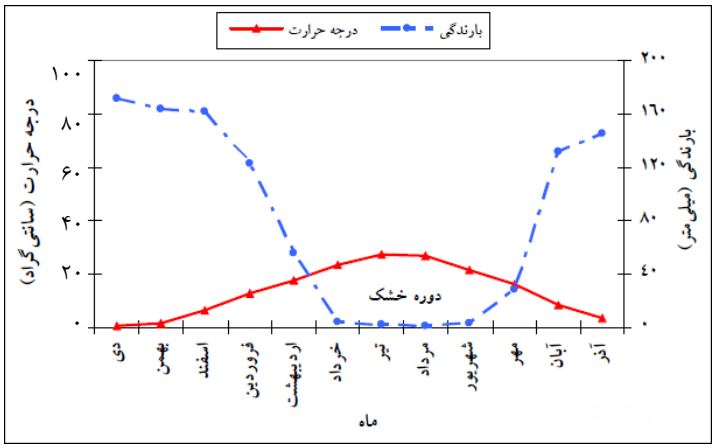
(۲۰۰۷) در پژوهشی به بررسی نقش جنگل تراشی، قرق و تخریب مراتع بر شاخص‌های کیفیت خاک در اراضی لسی استان گلستان پرداختند. نتایج نشان داد، تبدیل جنگل‌های طبیعی به اراضی کشاورزی تا ٦٦ درصد مواد آلی خاک را کاهش داده و پایداری خاکدانه‌ها را تا یک‌سوم مقدار اولیه تغییر می‌دهد و به‌تبع آن میزان نیتروژن به میزان یک‌سوم کاهش می‌یابد. نتایج بررسی شدت فرسایش نیز نشان داد که تخریب جنگل‌های طبیعی تا چه حد فرسایش را در اراضی کشاورزی و مرتعی تشدید کرده است.

در زاگرس شمالی، به‌خصوص در استان کردستان رویشگاه‌هایی وجود دارند که به‌دلیل عدم دسترسی، واقع شدن در اماکن مقدس و یا به‌دلیل نزدیکی به مرز کمتر مورد تخریب یا بهره‌برداری قرارگرفته‌اند. جنگل‌های واقع در مناطق مرزی (کمتر دست‌خورده) به‌دلیل شرایط امنیتی به‌شدت کنترل و محافظت می‌شوند، به‌صورتی‌که جنگل‌های این مناطق به‌صورت دست نخورده و یا کمتر دست‌خورده باقی‌مانده‌اند. مطالعه هرچه دقیق‌تر این جنگل‌ها و کسب اطلاعات بیشتر ازنظر ساختاری باعث افزایش دانش در ارتباط با توان تولیدی و مدیریت بهتر در جهت ایفای نقش آن‌ها خواهد شد. تحقیق حاضر باهدف مقایسه این مناطق با مناطق تخریب یافته ازنظر خصوصیات کمی صورت گرفته تا با استفاده از این اطلاعات بتوان الگوی مدیریتی مناسبی جهت احیای جنگل‌های تخریب یافته مناطق مشابه ارائه نمود. از این‌رو شناخت مقدار اثر حفاظت در تغییر تعداد گونه‌ها و تنوع زیستی، می‌تواند لزوم حفاظت از اکوسیستم‌های جنگلی را توجیه نماید و مبنایی برای طرح‌ریزی و تدوین برنامه‌های مدیریت در سایر مناطق تخریب‌شده باشد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه: شهرستان مریوان در فاصله ۱۲۵ کیلومتری شمال غرب شهرستان سنندج واقع در استان کردستان و در نزدیکی مرز بین ایران و عراق قرار دارد. آب‌وهوای آن نسبتاً سرد و نیمه مرطوب با تابستان‌های خشک است. وضعیت آب و هوایی منطقه عمدتاً متأثر از جبهه هوای مدیترانه‌ای است و قسمت عمده بارش در اواخر زمستان و اوایل بهار و کمترین آن در فصل تابستان اتفاق می‌افتد. متوسط بارندگی منطقه بر اساس آمار ۱۲ ساله (۱۳۷۱ تا ۱۳۸۳) ایستگاه سینوپتیک مریوان ۹۹۱/۲ میلی‌متر در سال و متوسط دمای سالانه ۱۳/۷ درجه سانتی‌گراد است. متوسط دمای فصل زمستان بین حداقل ١٤/١- و حداکثر ۱۳/۹ و متوسط دمای فصل تابستان بین حداقل ۷/٦ و ۳۷/٦ درجه سانتی‌گراد

است. بر اساس منحنی آمبروترمیک ترسیم‌شده با استفاده از داده‌های سینوپتیک مریوان، فصل خشک در منطقه حدود ۵ ماه است (شکل ۱) (همت بلند، ۲۰۱۰).



شکل ۱- منحنی آمبروترمیک منطقه مورد مطالعه در شهرستان مریوان (۱۳۷۱ تا ۱۳۸۳)
(همت بلند و همکاران، ۲۰۱۰)

مطالعه حاضر در بخشی از جنگل‌های دانه و شاخه زاد مناطق مرزی مریوان که در فاصله ۳۵ کیلومتری غرب این شهرستان قرار دارد انجام شد. مناطق مرزی به دلیل شرایط امنیتی منطقه به‌شدت کنترل و محافظت می‌شوند به‌صورتی‌که جنگل‌های این مناطق به‌صورت دست‌نخورده و یا کمتر دست‌خورده باقی‌مانده‌اند. تیپ جنگلی منطقه به‌صورت ترکیبی از گونه‌های برودار، مازودار، زالزالک، گلابی، افرا کیکم و ویول بوده که برودار و مازودار از اکثریت قابل توجهی برخوردار می‌باشند. البته بر اساس مشاهدات میدانی در این مناطق، درختان و درختچه‌های چنار، بید، سماق، بادام و آلبالوی وحشی نیز به‌صورت پراکنده وجود دارند.

در این تحقیق، منطقه کمتر دست‌خورده به وسعت حدود ۵۶/۹ هکتار و دامنه ارتفاعی ۱۳۰۰ تا ۱۴۱۰ متر از سطح دریا، با حداکثر شیب ۲۵ درصد و جهت عمومی غربی و همچنین منطقه تخریب‌شده به وسعت ۵۱/۶ هکتار در ٤ کیلومتری همان منطقه با دامنه ارتفاعی ۱۳۸۰ تا ۱۴۰۰ متر از سطح دریا با حداکثر شیب ۱۰ درصد و جهت عمومی جنوب غربی انتخاب شد.

تعداد ۵۷ قطعه نمونه در منطقه تخریب‌شده و ۵۸ قطعه نمونه در منطقه کمتر دست‌خورده با قطعات نمونه دایره‌ای شکل با مساحت ۵۰۰ مترمربع، از طریق یک شبکه آماربرداری (۱۰۰×۱۰۰ متر) برداشت گردید. در داخل هر قطعه‌نمونه، قطر برابرسینه، قطر حداکثر و حداقل تاج و ارتفاع چهار اصله درخت (دو اصله نزدیک‌ترین به مرکز قطعه‌نمونه و دو اصله قطورترین در داخل قطعه‌نمونه)، عمق لاشبرگ، درصد تاج پوشش و درصد پوشش علفی اندازه‌گیری شدند. در اندازه‌گیری قطر برابرسینه درختان (چه شاخه‌زاد و چه دانه‌زاد)، حد شمارش ۱۲/۵ سانتی‌متر انتخاب گردید.

در هر منطقه نیز به‌صورت کاملاً تصادفی هفت نمونه خاک، جمعاً ١٤ نمونه نیم کیلویی از مرکز ١٤ قطعه نمونه تا عمق ۳۰ سانتی‌متری تهیه شد. سپس نمونه‌ها در آزمایشگاه و در دمای محیط خشک‌شده، خرده‌سنگ‌ها و بقایای حشرات و گیاهان از آن‌ها خارج نموده، کوبیده و از الک دو میلی‌متری عبور داده شدند تا جهت انجام تجزیه‌های فیزیکی و شیمیایی مورد استفاده قرار گیرند. ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک که مورد اندازه‌گیری قرار گرفتند عبارت‌اند از: اسیدیته با استفاده از دستگاه pH متر با نسبت ۲۵/۱ مخلوط خاک و آب، هدایت الکتریکی توسط دستگاه سنجش هدایت الکتریکی، ازت به روش کجدال، فسفر قابل‌جذب به روش اُلسن، درصد آهک از روش تیتراسیون، ماده آلی خاک از روش اکسیداسیون و میزان درصد رس، لای و شن نیز با استفاده از روش هیدرومتری به دست آمدند (حبیبی، ۱۹۹۲؛ زرین کفش، ۱۹۹۲؛ احمدی و شیخ‌الاسلامی، ۲۰۰۳).

اطلاعات برداشت‌شده، وارد نرم‌افزار SPSS گردید و پس از حذف داده‌های پرت با استفاده از دستورنمودار جعبه‌ای و آزمون نرمال بودن پراکنش داده‌ها با استفاده از آزمون کولموگروف-اسمیرونوف[1]، مقایسه میانگین متغیرهای مختلف بین دو منطقه موردمطالعه با استفاده از آزمون غیرجفتی و مربع کای صورت پذیرفت.

نتایج

جدول ۱ نشان می‌دهد که مقدار متغیرهای تعداد در هکتار، قطر برابرسینه، ارتفاع درخت، قطر تاج، درصد تاج پوشش، درصد پوشش علفی و ضخامت لاشبرگ در منطقه کمتر دست‌خورده بیشتر از

1 - Kolmogorov-Smirnov

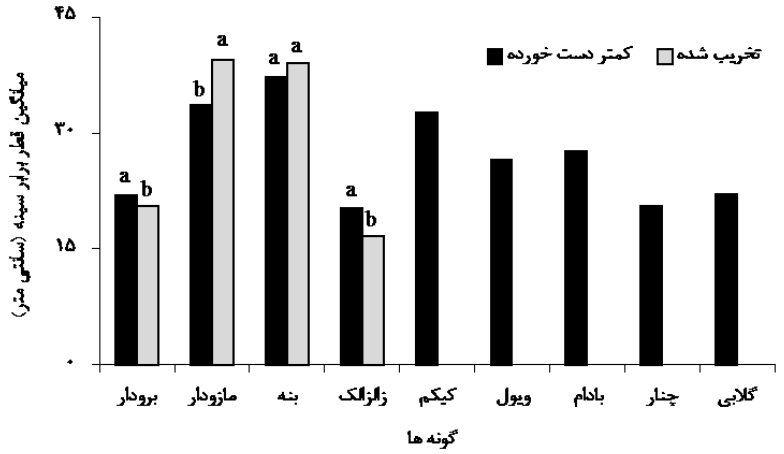
منطقه تخریب شده است و به‌جز متغیر ارتفاع درخت، در بقیه موارد بین دو منطقه از لحاظ آماری اختلاف معنی‌داری در سطح احتمال ۹۵ وجود دارد.

میانگین قطر برابرسینه گونه برودار (۲۱/۹ سانتی‌متر) و زالزالک (۲۰/۳ سانتی‌متر) در منطقه کمتر دست‌خورده بیشتر از منطقه تخریب‌شده (به‌ترتیب ۲۰/٦ و ۱٦/۷ سانتی‌متر) است درحالی‌که این موضوع در مورد گونه مازودار برعکس است (۳۳/٦ سانتی‌متر در منطقه کمتر دست‌خورده و ۳۹/۵ سانتی‌متر در منطقه تخریب شده) و این اختلاف در سطح احتمال ۹۵ درصد معنی‌دار است. در مورد بنه این اختلاف معنی‌دار نیست و گونه‌های کیکم، ویول، بادام، چنار و گلابی تنها در منطقه تخریب‌شده وجود دارند (شکل ۲).

جدول ۱- میزان متغیرهای موردبررسی و حدود اشتباه معیار در دو منطقه کمتر دست‌خورده و تخریب‌شده

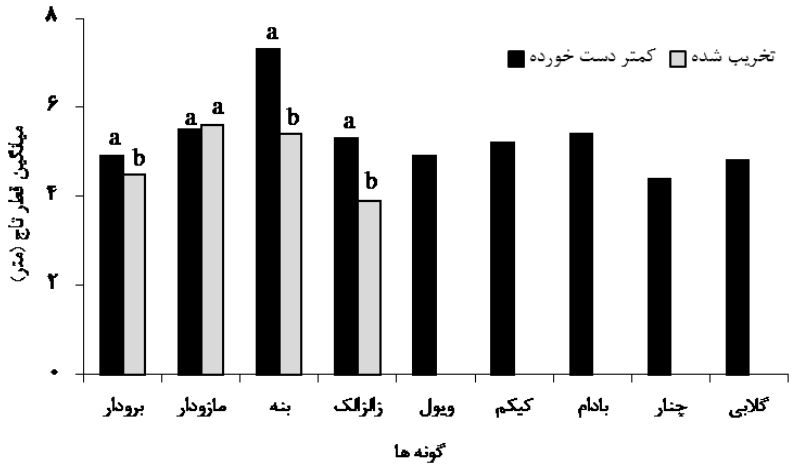
ردیف	متغیر	منطقه کمتر دست‌خورده	منطقه تخریب‌شده	t	Sig.
۱	تعداد در هکتار	۲۰۵/۲	۷۸/۲	۱۹/۸	۰/۰۰۰
۲	قطر برابرسینه (سانتی‌متر)	۲۳/٤ ± ۰/۳	۲۰/۸ ± ۰/٤	٤/۰٦	۰/۰۰۰
۳	ارتفاع درخت (متر)	۸/۳ ± ۰/۱٤	۸/۲ ± ۰/۱٦	۰/۱۳	۰/۹۰۳
٤	قطر تاج (متر)	۵ ± ۰/۸	٤/۵ ± ۰/۱۱	۳/۰۷	۰/۰۰۲
۵	درصد تاج پوشش	۵۱/۳ ± ۰/۹	۳۰/۹ ± ۱	۱۵/۳	۰/۰۰۰
٦	درصد پوشش علفی	٦۹/۱ ± ۰/۹	۳۰/۵ ± ۱/۳	۲٤/۵	۰/۰۰۰
۷	ضخامت لاشبرگ (سانتی‌متر)	٤/۹ ± ۰/۱	۱/٦ ± ۰/۰٦	۲۷/۷	۰/۰۰۰

اعداد به‌صورت اشتباه معیار ± میانگین ارائه‌شده‌اند.



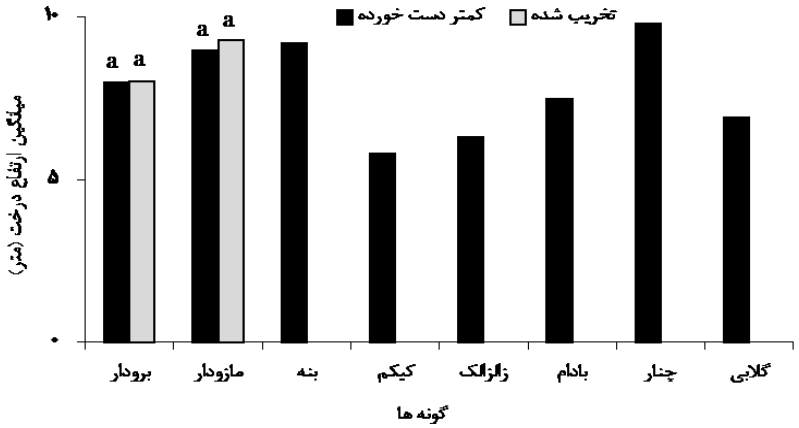
شکل ۲- میانگین قطر برابرسینه گونه‌های مختلف در دو منطقه کمتر دست‌خورده و تخریب‌شده

میانگین قطر تاج گونه‌های برودار، بنه و زالزالک در منطقه کمتر دست‌خورده به‌ترتیب ٤/٩، ٧/٣ و ٥/٣ متر بوده که بیشتر از مقدار قطر تاج گونه‌ها در منطقه تخریب‌شده یعنی به‌ترتیب ٤/٥، ٥/٤ و ٣/٩ متر است. این اختلاف در سطح احتمال ٩٥ درصد معنی‌دار است. در مورد مازودار اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد و گونه‌های کیکم، ویول، بادام، چنار و گلابی تنها در منطقه کمتر دست‌خورده وجود دارند (شکل ٣).



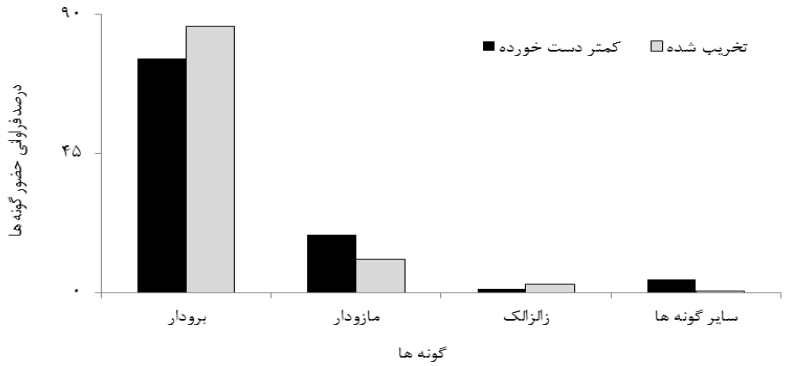
شکل ٣- میانگین قطر تاج گونه‌های مختلف در دو منطقه کمتر دست‌خورده و تخریب‌شده

بین میانگین ارتفاع درختان گونه‌های مختلف دو منطقه اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد. این در حالی است که گونه‌های بنه، کیکم، زالزالک، بادام، چنار و گلابی در میان درختانی که به‌منظور اندازه‌گیری ارتفاع در منطقه تخریب‌شده انتخاب‌شده بودند، وجود نداشتند (شکل ٤).



شکل ٤- میانگین ارتفاع درخت گونه‌های مختلف در دو منطقه کمتر دست‌خورده و تخریب‌شده

همان‌طور که در شکل ۵ مشخص می‌باشد، بیشترین درصد فراوانی در هر دو منطقه متعلق به گونه‌های برودار (۷۵/۸٪ در منطقه کمتر دست‌خورده و ۸٦/۱٪ در منطقه تخریب‌شده) و مازودار (۱۸/۸٪ در منطقه کمتر دست‌خورده و ۱۰/۸٪ در منطقه تخریب‌شده) است. درصد فراوانی گونه زالزالک در منطقه تخریب‌شده (۲/۷٪) بیشتر از منطقه کمتر دست‌خورده (۱/۲٪) است. درصد فراوانی سایر گونه‌ها (٤/۲٪) در منطقه کمتر دست‌خورده خیلی بیشتر از منطقه تخریب‌شده (۰/۳٪) است. سایر گونه‌ها در منطقه کمتر دست‌خورده شامل گونه‌های بنه، کیکم، ویول، بادام، چنار و گلابی و در منطقه تخریب‌شده فقط شامل گونه ویول می‌باشند.



شکل ۵- درصد فراوانی گونه‌ها در دو منطقه کمتر دست‌خورده و تخریب‌شده

نتایج آزمایش خاک نشان داد که مقدار هدایت‌الکتریکی، درصد آهک، درصد ماده آلی، درصد رس، درصد ازت کل و فسفر قابل‌جذب در منطقه کمتر دست‌خورده بیشتر از تخریب‌شده است درحالی‌که مقدار pH و درصد شن در منطقه تخریب‌شده بیشتر از کمتر دست‌خورده است. در مورد درصد لای تفاوت معنی‌داری بین دو منطقه مشاهده نگردید (جدول ۲).

جدول ۲- میانگین و انحراف معیار و نتایج آزمون معنی‌داری تفاوت مشخصه‌های خاک در دو منطقه کمتر دست‌خورده و تخریب‌شده

مشخصه‌های خاک	منطقه کمتر دست‌خورده	منطقه تخریب‌شده	معنی‌داری
اسیدیته	٦/٦١ ± ٠/١٣	٦/٨٦ ± ٠/٢٣	*
هدایت الکتریکی (ds/m)	٠/٣٧ ± ٠/٠٨	٠/٢٦ ± ٠/٠٦	*
درصد آهک	٢/٦١ ± ٠/٤٩	١/٣٣ ± ٠/٤٥	*
درصد ماده آلی	٢/٢٦ ± ٠/٩٩	١/٠٧ ± ٠/٣٥	*
درصد رس	٤٣/٨٦ ± ١٣/٥٠	٢٢/٤٣ ± ٣/٤١	*
درصد لای	٣١/٧١ ± ٤/٣٩	٣٣/٨٦ ± ٧/٠٣	ns
درصد شن	٢٥/٠٠ ± ١١/٨٦	٤٤/٠٠ ± ٦/٦٣	*
درصد ازت کل	٠/٢٣ ± ٠/١٠	٠/١١ ± ٠/٠٣	*
فسفر (mg/kg)	٣٩/١١ ± ٢١/١٥	٧/١٧ ± ٤/٨١	*

* معنی‌دار بودن در سطح ٠/٠٥، ns عدم معنی‌دار بودن را نشان می‌دهد.

بحث و نتیجه‌گیری

تخریب و فعالیت زیاد انسان در عرصه‌های منابع طبیعی بر روی افراد، گونه‌ها، جمعیت‌ها و اکوسیستم‌ها و به‌ویژه تعادل مواد و حتی شرایط زیستی موجودات اثر می‌گذارد و تخریب و فشارهای حاصله نه‌تنها جریان مواد را تغییر می‌دهد بلکه ترکیب گونه‌ای اکوسیستم‌های مختلف و به‌خصوص جنگلی را نیز تحت فشار قرار می‌دهد (اصغر زاده، ۲۰۰۷) که در تحقیق حاضر به‌وضوح در منطقه تخریب‌شده فعالیت‌های شدید جنگل‌نشینان و روستاییان به همراه گردشگران را مشاهده شد. در منطقه تخریب‌شده، گونه‌های درختی و درختچه‌ای به‌شدت زیر فشار زیستی ناشی از وجود انسان و دام و تخریب ناشی از بهره‌برداری‌های بی‌رویه قرار داشته که این فشار، منجر به کاهش تنوع و کاهش غنای گونه‌ای درختی و درختچه‌ای می‌شود.

با توجه به نتایج به‌دست‌آمده، به‌جز متغیر ارتفاع درخت، سایر متغیرهای بین دو منطقه ازنظر آماری اختلاف معنی‌داری داشتند (α=٪۵) و مقدار آن‌ها در منطقه کمتر دست‌خورده بیشتر از منطقه تخریب‌شده بود. کمتر بودن مقدار تعداد در هکتار، قطر برابرسینه، قطر تاج، درصد تاج پوشش و ضخامت لاشبرگ، بر اساس مشاهدات میدانی نشان از تأثیر فعالیت‌های انسانی مانند تفرج، رمه گردانی، قطع سرشاخه‌ها و استفاده از محصولات فرعی در منطقه تخریب‌شده است که به سبب این فعالیت‌ها و همچنین عدم تعادل در مورد حضور انسان در منطقه، به همراه بهره‌برداری نامتعادل و بدون برنامه و بیش از ظرفیت موجود در جنگل‌های منطقه، بر عملکرد جنگل‌ها و اکوسیستم آن، اثرهای مخربی داشته است (پیکرینگ و هیل، ۲۰۰۷؛ لیدل، ۱۹۹۷؛ لیونگ و ماریون، ۲۰۰۰؛ بوکلی، ۲۰۰٤؛ تورتن، ۲۰۰۵)، از طرف دیگر بیشتر بودن تاج پوشش درختی در منطقه کمتر دست‌خورده نشان از شرایط حفاظتی بهتر و بهره‌برداری کمتر گونه‌های درختی ناشی از فعالیت‌های مخرب انسان و شرایط رویشگاهی نسبتاً مناسب با توجه به شرایط حاکم در منطقه بوده است.

حضور گونه‌های کیکم، ویول، بادام، چنار و گلابی در منطقه کمتر دست‌خورده که میانگین قطر برابرسینه آن‌ها از میانگین قطر برابر سینه کل درختان نیز بیشتر است و عدم حضور آنان در منطقه تخریب‌شده که ریشه در تخریب و قطع توسط انسان دارد باعث شده تا میانگین قطر برابرسینه درختان در منطقه کمتر دست‌خورده بیشتر از منطقه تخریب شده باشد (شکل ۲). به‌طورکلی پوشش گیاهی منطقه تخریب شده با افزایش فعالیت‌های انسانی تغییر یافته و سبب ایجاد تأثیرات منفی بر غنای گونه‌های گیاهی و حذف گونه‌های درختی و درختچه‌ای شده است (پیکرینگ و هیل، ۲۰۰۷).

همچنین بیشتر بودن درصد فراوانی گونه زالزالک در منطقه تخریب‌شده نسبت به منطقه کمتر دست‌خورده می‌تواند حاکی از این امر باشد که جوامع محلی به دلیل استفاده از میوه زالزالک، از قطع آن اجتناب نموده‌اند و بدین ترتیب باعث افزایش درصد فراوانی آن نسبت به سایر گونه‌ها در منطقه تخریب‌شده گردیده‌اند (شکل ۵). حسین زاده و همکاران (۲۰۰٤) حداکثر درصد تاج پوشش جنگل‌های کمتر تخریب یافته بلوط استان ایلام را ۳۵ درصد اعلام نمودند. عباسی و همکاران (۲۰۰۹) نیز اعلام نمودند که درصد تاج پوشش گونه‌های درختی و درختچه‌ای در مناطق حفاظت‌شده منطقه اشترانکوه لرستان خیلی بیشتر از مقدار آن در مناطق کمتر حفاظت‌شده و حفاظت نشده است.

اگرچه در پژوهش‌هایی پیرامون تنوع گونه‌های گیاهی، فعالیت انسانی بر تغییر تنوع گونه‌های چوبی بی‌تأثیر و یا حداقل کم تأثیر شناخته شده‌اند (تاد و همکاران، ۱۹۹۸؛ کیومینگ و همکاران،

۱۹۹۷؛ ورمیولن، ۱۹۹٦؛ داهلبرگ، ۲۰۰۰)، اما برخلاف این نظرها، در بررسی‌های دیگری معتقدند در مناطقی که عوامل تخریب بیشتر است، کاهش غنای گونه‌ای در مقیاس منطقه‌ای و ناحیه‌ای رخ می‌دهد (دانیلز و همکاران، ۱۹۹۵؛ رائو و همکاران، ۱۹۹۰). نتایج این تحقیق نیز نشان داد که غنای گونه‌ای درختی منطقه کمتر دست‌خورده با ۹ گونه، بیشتر از منطقه تخریب‌شده با ٤ گونه است. کاهش درصد پوشش علفی، علی‌رغم باز شدن تاج پوشش در منطقه تخریب‌شده خود گواه تأثیر مخرب چرای دام بر پوشش علفی کف جنگل است.

بیشتر بودن درصد فراوانی برودار و کمتر بودن درصد فراوانی مازودار در منطقه تخریب‌شده نسبت به منطقه کمتر دست‌خورده احتمالاً نشان از این امر دارد که جنگل‌نشینان از گونه مازودار به دلیل فواید بیشتر، استفاده بیشتری نموده‌اند، در حالت کلی، در مناطق خشک و نیمه‌خشک سطح تاج پوشش درختان جنگلی از عوامل مهم در حفظ خاک، رطوبت و پوشش گیاهی کف جنگل بوده و موردتوجه مدیران بخش جنگل است، به‌طوری‌که تاج پوشش بیشتر درختان در جنگل‌ها باعث جذب بهتر نزولات جوی در کف جنگل شده و درنهایت فرسایش کمتر و حاصلخیزی بیشتر منابع خاکی را سبب می‌شود، همچنین خاک به‌عنوان عاملی مهم و حیاتی برای گیاهان، نقش تعیین‌کننده‌ای در حضور و استقرار گونه‌های جنگلی و مرتعی ایفا می‌کند (طالبی و همکاران، ۲۰۰٦).

نتایج تجزیه واریانس عوامل خاک نشان داد که از میان عوامل ذکرشده فقط درصد لای در دو منطقه اختلاف معنی‌داری را نشان نداده است اما مقدار اسیدیته و درصد شن در منطقه تخریب‌شده بیشتر از کمتر دست‌خورده و مقدار هدایت الکتریکی، درصد آهک، درصد ماده آلی، درصد رس و درصد ازت کل در منطقه کمتر دست‌خورده بیشتر از منطقه تخریب‌شده است (جدول ۲). اختلاف این عوامل در دو منطقه مذکور به‌احتمال‌زیاد به دلیل تخریب مداوم، فعالیت بیشتر مردم، دام و شرایط حاکم در منطقه تخریب‌شده نسبت به منطقه کمتر دست‌خورده است که علاوه بر تأثیر منفی و مخرب بر پوشش گیاهی، بر ویژگی و مشخصه‌های خاک‌شناسی نیز تأثیر منفی داشته است. به‌عنوان نمونه، در منطقه تخریب‌شده میزان شن ۱۹ واحد بیشتر از منطقه کمتر دست‌خورده بوده است که باعث افزایش نفوذپذیری و خشک شدن سریع خاک شده (بای‌بوردی، ۱۹۹۳) و تأثیر منفی بر حضور گونه‌ها و میزان پوشش آن‌ها دارد. گرونگروفت و همکاران (۲۰۰۳) نیز در تحقیقی در پنج رویشگاه نشان دادند که رویشگاه‌هایی که درصد شن بیشتری داشتند، تنوع کمتری دارا بودند.

بیشتر بودن میزان pH خاک شاید به دلیل تخریب و فعالیت شدید در مناطق تخریب شده باشد که باعث به هم خوردن لایه‌های خاک و جابه‌جا شدن کاتیون‌های بازی از لایه‌های پایین‌تر به سطح خاک می‌شود. بیشتر بودن درصد تاج پوشش، درصد پوشش علفی و ضخامت لاشبرگ در منطقه کمتر دست‌خورده سبب شده تا درصد مواد آلی در اراضی جنگلی کمتر دست‌خورده حدود ۲/۵ برابر مناطق تخریب شده باشد که به دنبال خود و پس از تجزیه شدن در خاک، سبب افزایش درصد ازت کل، درصد فسفر و هدایت‌الکتریکی نیز می‌گردد (سانچز-مارانون و همکاران، ۲۰۰۲؛ رومینگ و همکاران، ۱۹۹٦). علاوه بر این فعالیت‌های روستاییان سبب کاهش مقدار عمق لاشبرگ شده است، به‌گونه‌ای که مقدار این مشخصه در منطقه تخریب شده (۱/٦ سانتی‌متر) کمتر از منطقه کمتر دست خورده (٤/۹ سانتی‌متر) بود. در مطالعه‌ای وایت‌کاتن و همکاران (۲۰۰۰) نشان دادند که مقدار لاشبرگ در منطقه با فعالیت زیاد، ۹۱ درصد کمتر از منطقه‌ای بدون فعالیت است. همچنین فعالیت‌های انسانی بر روی مخزن عناصر غذایی تأثیر زیادی دارد. آتش زدن بقایای گیاهی، کاهش پوشش، تغییر کاربری اراضی، دخالت‌های شدید و تغییر کاربری اراضی و عملیات کشاورزی باعث تغییر میزان عناصر غذایی در خاک می‌شود (کیس و همکاران، ۱۹۷۵).

در منطقه کمتر دست‌خورده میانگین میزان درصد آهک (۲/٦۱ درصد) بیشتر از منطقه تخریب شده (۱/۳۳ درصد) می‌باشد و این میزان اختلاف از نظر آماری در سطح ۵ درصد معنی‌دار می‌باشد، اما با توجه به وجود مواد آلی بالا و زهکشی مناسب و میزان بالای هدایت الکتریکی در این مناطق که نشان از آسانی جابجایی آب در خاک است، میزان آهک بالا به‌عنوان عاملی محدودکننده مطرح نبوده و اثر آن خنثی گشته است که نتیجه آن در بالا بودن تعداد در هکتار، قطر برابرسینه، قطر تاج و درصد تاج پوشش به همراه بالا بودن درصد پوشش علفی مشاهده گردید. رشد و نمو بسیاری از درختان جنگلی در خاک‌های آهکی به‌خوبی انجام نمی‌گیرد ولی وجود مواد آلی و زهکشی مناسب تا حدودی می‌تواند اثرات نامطلوب آهک را خنثی کند (ذوالفقاری و همکاران، ۲۰۱۳).

رهیافت‌های ترویجی

بیشتر بودن حدوداً ۲ تا ۳ برابری متغیرهای کمی در منطقه کمتر دست‌خورده نشان می‌دهد که در صورت حفاظت و حمایت از جنگل‌های تخریب یافته و اعمال روش‌های احیایی در این مناطق و یا مناطق مشابه می‌توان موجودی جنگل را تا ۲ برابر بهبود بخشید و با حفظ پوشش طبیعی جنگلی و یا

جنگل‌کاری، بخصوص در نواحی تخریب‌شده و دارای دسترسی زیاد انسان، علاوه بر حفظ کیفیت مطلوب خاک می‌توان از فرسایش، شسته شدن و از دست رفتن املاح خاک و بعلاوه تلفات شدید آن‌ها جلوگیری کرد همچنان که تخمین و محاسبه شاخص‌ها و مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی خاک در دو منطقه نشان داد مقادیر این مشخصه‌ها در مناطق با دسترسی کمتر دارای اختلاف معنی‌داری نسبت به مناطق تخریب یافته و با دخالت بالا می‌باشد؛ بنابراین مطالعه جنگل‌هایی که به دلایل مختلف از گزند صدمات انسانی در امان مانده‌اند می‌تواند الگوی مناسبی را برای مدیریت سایر مناطق جنگلی مشابه از نظر شرایط اکولوژیکی و فیزیوگرافیکی فراهم آورد تا با فراهم آوردن شرایط مناسب، اقدام به احیاء و بازسازی جنگل به‌سوی شرایط مناطق کمتر دست‌خورده و یا دست‌نخورده نمود.

منابع

1. Abbasi, S., Hosseini, M., Pilevar, B., and Zare, H. 2009. Effects of conservation on woody species diversity in Oshtorankooh region, Lorestan, Iranian Journal of Forest, (1)1:1-10. (In Persian)
2. Adeli, K., Fallah, A., and Kooch, Y. 2008. An appropriate plot area for analyzing canopy cover and tree species richness in Zagros forests. Pakistanian. Journal of Biological Science, 11: 103-107. (In Persian)
3. Ahmadi, T., and Sheikhulislami, A. 2003. The role of soil physical and chemical properties in pure stands of oak (*Quercus castaneifolia*) in Galandroud forest (west of Mazandran), Pajouhesh & Sazandegi, 63:59-68. (In Persian)
4. Asgharzadeh, P. 2007. The effect of tourism on species diversity of Sisangan forest park, M.Sc. Thesis, Science and Research Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran, 90p. (In Persian)
5. Barnes, B.V., Zak, D.R., Denton, S.R., and Spurr, S.H. 1998. Forest Ecology. John Wiley and Sons, Inc. 773p.
6. Buckley, R. 2004. Environmental Impacts of Ecotourism, CABI Publishing, Oxford, 389p.
7. Bybordi, M. 1993. Soil Physics. Tehran University Press, 658p. (In Persian)
8. Cumming, D.H., Fenton, M.B., Rautenbach, I.L., Taylor, R.D., and Cumming, G.S. 1997. Elephants, woodlands and biodiversity in southern Africa. South Africa Journal of Science, 93:231-236.
9. Dahlberg, A.C. 2000. Vegetation diversity and change in relation to land use, soil and rainfall: A case study from north east district, Botswana. Journal of Arid Environments, 44:19-40.

10. Daniels, R.J., Gadgil, M., and Joshi, N.V. 1995. Impact of human extraction on tropical humid forests in the western Ghats in Uttara Kannada, south India. Journal of Applied Ecology, 32:866-874.
11. Fatahi, M., Ansari, N., Abbasi, H., and Khan Hasani, M. 2000. Zagros forests management. Research Institute of Forests and Rangeland Press, 240:427p. (In Persian)
12. Grongroft, A., Petersen, A., and Miehlich, G. 2003. Edaphical diversity and biodiversity in mutual dependency. BIOLOG Status Report 2003. German Environmental Research Programme on Biodiversity and Global Change (Phase I, 2000–2004) ID: 01 LC 0024; BIOTA Africa So2. 130p.
13. Habibi, H., 1992. Forest Soil Foundations. Tehran University Press, 424p. (In Persian)
14. Hemmatboland, I., Akbarinia, M. and Banej Shafiei, A. 2010. The effect of fire on some soil chemical properties of oak forests in Marivan region. Iranian Journal of Forest and Poplar Research, 18(2): 205-218. (In Persian)
15. Hill, W., and Pickering, C.M. 2002. Regulation of summer tourism in mountain conservation reserves in Australia. Mountain Tourism Research Report, No. 2. Griffith University, 43p.
16. Hosseinzadeh, J., Namiranian, M., Marvi Mohajer, M., and Zahedi Amiri, Gh. 2004. Structure of less degraded oak forests in Ilam province (southwest Iran), Iranian Journal Natural Resources, 57(1):75-90. (In Persian)
17. Hoffmann, J. 1998. Assessing the effects of environmental changes in a landscape by means of ecological characteristics of plant species. Landscape and Urban Planning, 4:239-248.
18. Jazirei, M.H., and Ebrahimi Rastaghi, M. 2003. Silviculture of Zagros Forest, Tehran University Press, 560p. (In Persian)
19. Kiani, F., Jalalian, A., Pashaei, A., and Khademi, H. 2007. Role of deforestation, protection and destruction of rangeland on soil quality indexes in Losi sands of Golestan. Journal of Science and Technology of Agriculture and Natural Resources, (13): 47:453-463
20. Kiss, S., Dragan-Bularda, M., and Radulescu, D. 1975. Biological significance of enzymes in soil. Advances in Agronomi, 27:25–91.
21. Kolongo, T.S.D., Decocq Adou Aao, G., Blom, E., and Van Rompaey, R.S.A.R. 2006. Plant species diversity in the southern part of the Tai national Park (Co te dIvoire). Biodiversity and Conservation, 15:2123-2142.
22. Leung, Y., and Marion, J.L. 2000. Recreation impacts and management in wilderness: A state of knowledge review, Wilderness science in a time of change conference, Vol. 5: Wilderness Ecosystems, Threats and Management, Missoula, 23-48.

23. Liddle, M. 1997. Recreation Ecology, Chapman and Hall, London, 639p.
24. Mesdaghi, M. 2001. Vegetation Description and Analysis. Mashhad Jahad University Press, First Edition, 287p.
25. Pickering, C.M., and Hill, W. 2007. Impacts of recreation and tourism on plant biodiversity and vegetation in protected areas in Australia. Journal of Environmental Management, 85:791–800
26. Pilehvar, B., Makhdoum Farkhondeh, M., Namiranian, M., and Jalili, A. 2002. Measuring woody plant diversity "Vaz" forest by using Whittaker multiscale plots modified for northern forest of Iran. Pajouhesh & Sazandegi, 53(14): 41-45. (In Persian)
27. Rao, P., Barik, S.K., Pandey, H.N., and Tripathi, R.S. 1990. Community composition and tree population structure in a sub-tropical broadleaved forest along a disturbance gradient. Vegetatio, 88:151-162.
28. Romig, D. E., Garlynd, M.J., and Harris, R.F. 1996. Farmer-based assessment of soil quality: a soil health scorecard. In: Doran, J. W., Jones A. J. (Eds.), Methods for Assessing Soil Quality. Soil Science Society of America, Special Publication, 49:39–60.
29. Sanchez-Maranon, M., Soriano, M., Delgado, G., and Delgado, IR. 2002. Soil quality in Mediterranean mountain environment, effect of land use change. Soil Science Society of America Journal, 66:948-958.
30. Sagheb-Talebi, Kh., Sajedi, T., and Yazdiyan, F. 2005. Forests of Iran. Research Institute of Forests and Rangelands, 339:27p. (In Persian)
31. Talebi, M., Sagheb-Talebi, Kh., and Jahanbazi, H. 2006. Site demands and some quantitative and qualitative characteristics of Persian oak (*Quercus brantii* Lindl.) in Chaharmahal and Bakhtiari province (western Iran). Iranian Journal of Forest and Poplar Research, 14(1):67-79. (In Persian)
32. Todd, S.W., Seymour, C., Joubert, D.F., and Hofman, M.T. 1998. Communal rangelands and biodiversity: insights from Paulshoek, Namaqualand, In: de Bruyn, T.D., and Scogings, P.F., (Eds.), Communal Rangelands in Southern Africa: A Synthesis of Knowledge, University of Fort Hare, Alice, 177-189.
33. Turton, S.M. 2005. Managing environmental impacts of recreation and tourism in rainforests at the wet tropics of Queensland world heritage area. Geographical Research, 43:140-151.
34. Vermeulen, S.J. 1996. Cutting of trees by local residents in a communal area and an adjacent state forest in Zimbabwe. Forest Ecology and Management. 81: 101-111.
35. Whitecotton, R., David, M., Darmody, R., and Price, D. 2000. Impact of foot traffic from military training on soil and vegetation properties. Environmental Management, 26:6.697–706.

36. Zarrin Kafsh, M. 1992. Applied Soil Science, Tehran University Press, 248p. (In Persian)
37. Zolfeghari, E., Zahedi Amiri, Gh., Mozaffarian, V., and Naghdi, F. 2013. Investigation on most effective environmental factors influencing *Juniperus communis* establishment (Case study: Arasbaran forest, Mardanaghomchay Water catchment area), Iranian Journal of Forest and poplar, 21(3):495-505. (In Persian)

Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources
J. of Conservation and Utilization of Natural Resources, Vol. 2 (2), 2014
http://ejang.gau.ac.ir

Assessing Soil and Some Quantitative and Qualitative Characteristics of Forest Species in Semi-Protected and Degraded Regions of Marivan Forests, Kurdistan Province

***A. Banj Shafiei[1], P. Ashkavand[2] and H. Beygi Heidarlou[3]**
[1]Assistant Professor, Department of Forestry, Faculty of Natural Resources, Urmia University, Urmia, Iran
[2]M.Sc. student of Forestry, Tarbiat Modares University, Noor, Iran
[3]M.Sc. graduated Forestry, Department of Forestry, Faculty of Natural Resources, Urmia University, Urmia, Iran
Received: 2014/06/15; Accepted 2014/12/14

Abstract

This study was done in part of frontier forests in Marivan. 115 sample plots with an area of 500 m2 in non-border areas (degraded) and border areas (semi-protected) were taken with grid dimensions of 100×100 m. The results showed that average diameter at breast height (d.b.h) of *Quercus brantii* and *Crataegus aronia* (respectively 21.9 and 20.3 cm) in semi-protected region are more than degraded region (respectively 20.6 and 16.7 cm) and about *Quercus infectoria* in semi-protected region (33.6 cm) is less than degraded region (39.5 cm). Also, the mean crown diameter of *Q. brantii*, *Pistacia mutica* and *C. aronia* in semi-protected region (Respectively 4.9, 7.3 and 5.3 m) was higher than degraded region (Respectively 4.5, 5.4 and 3.9 m). No significant differences was observed between average height of tree species in two regions (α=0.05), in addition *Acer monspesulanum*, *Quercus libani*, *Amygdalus scoparia*, *Platanus orientalis* and *Pyrus* sp. were observed only in the semi-protected region. Results of soil analysis showed that there was a significant difference (α=5%) in pH, electrical conductivity, % of lime, % of organic matter, % of clay, % of sand, phosphorus and % of total nitrogen between semi-protected and degraded regions, while percent of silt were not significantly different. Higher quantitative variables in semi-protected region show that in this regions or similar areas the forest stock can be improved by protection of degraded forests and applying rehabilitation methods.

Keywords: Forest degradation, Semi-protected area, Soil characteristics, Marivan

*Corresponding author; banedg@yahoo.com