

تعیین مناطق حساس و آسیب‌پذیر به چرای دام در جنگل (مطالعه موردی: بخش پاتم جنگل خیرود)

مریم اقنوم^۱، جهانگیر فقهی^{۲*}، مجید مخدوم^۳، بهمن جباریان امیری^۴

۱ دانشجوی دکتری جنگلداری، گروه جنگلداری و اقتصاد جنگل، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران

۲ دانشیار گروه جنگلداری و اقتصاد جنگل، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران

۳ استاد گروه جنگلداری و اقتصاد جنگل، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران

۴ استادیار گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۱/۰۹/۱۱؛ تاریخ تصویب: ۱۳۹۴/۰۴/۰۱)

چکیده

امروزه، با چرای بیش از حد دام از جنگل‌ها روند تخریب آن رو به افزایش گذاشته است و باید با توجه به نقش حیاتی جنگل در حفظ، احیا و مدیریت این موهبت الهی اقدام‌هایی انجام گیرد. بررسی زیان‌های ناشی از چرای دام در جنگل‌ها نشان می‌دهد که چرای دام در مناطق جنگلی می‌تواند پایداری اکوسیستم را به خطر اندازد و آثار منفی زیادی را بر اکوسیستم جنگل از جمله خاک، پوشش گیاهی، زادآوری درختان جنگلی، تنوع‌زیستی، زمین‌سیما، حیات‌وحش و غیره وارد کند. بنابراین، شناسایی مناطقی که حساسیت‌پذیری بیشتری به چرای دام نشان می‌دهند لازم و ضروری به نظر می‌رسد تا با شناسایی این مناطق و اجرای اقدام‌های حفاظتی و بازسازی، بتوان از تخریب بیشتر در این مناطق جلوگیری کرد. هدف از تحقیق حاضر نیز شناسایی مناطق حساس و آسیب‌پذیر به چرای دام با استفاده از تعیین شدت تخریب ناشی از چرای دام، ارزیابی احتمال چرای دام و همچنین تعیین آسیب‌پذیری اکولوژیکی در بخش پاتم جنگل خیرود است. نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد که ۱۵ منطقه با حساسیت‌پذیری متفاوت به چرای دام در بخش پاتم وجود دارد که در میان این مناطق قسمتی از پارسل ۱۰۱ و ۱۰۷ بخش پاتم، به عنوان آسیب‌پذیرترین نقاط به چرای دام شناسایی شدند.

کلید واژه‌ها: چرای دام، آثار محیط‌زیستی، مناطق آسیب‌پذیر، جنگل خیرود

سرآغاز

جنگل‌های شمال ایران یکی از مهم‌ترین و با ارزش‌ترین اکوسیستم‌های جنگلی ایران هستند (مروی مهاجر، ۱۳۸۵). امروزه، همان‌گونه که فعالیت‌های عمرانی به‌عنوان یکی از شاخص‌های توسعه یافتگی کشورها محسوب می‌شوند، سطح جنگل‌ها، تنوع ژنتیکی و توسعه جنگل‌ها در حوزه منابع طبیعی به عنوان یکی از اصولی‌ترین شاخص‌های توسعه یافتگی به شمار می‌روند (امیرنژاد، ۱۳۹۰). با شروع بهره‌برداری تجاری از جنگل‌های شمال، واگذاری اراضی جنگلی و همچنین چرای مفروط و قطع بی‌رویه، مساحت این جنگل‌ها رو به کاهش نهاده است (مروی مهاجر، ۱۳۸۵) و مدیریت محیط‌زیستی کشور را به اقدام‌های کنترلی در جهت جلوگیری از ادامه روند تخریب جنگل‌ها واداشته است (عظیمی و امیری‌لمر، ۱۳۸۷). بر اساس تحقیقات انجام شده، ۸۷ درصد از عوامل تخریب در منابع طبیعی کشور را عوامل انسانی و تنها ۱۳ درصد را عوامل طبیعی تشکیل می‌دهد که یکی از مهم‌ترین آنها، چرای بی‌رویه و آثار ناشی از تخریب دامداران و جنگل‌نشینان در جنگل‌های شمال کشور هستند. با وجود اهمیت پوشش گیاهی عرصه‌های جنگلی از لحاظ محیط‌زیستی و اقتصادی، همواره جنگل‌های شمال کشور متضرر از احشام و دامداران متعدد بوده و به شیوه بسیار ابتدایی به عنوان چراگاه مورد استفاده و بهره‌برداری قرار گرفته‌اند (امیرنژاد، ۱۳۹۰)؛ در حالی که کشورهایی که از نظر جنگل‌داری پیشرفته هستند، دامداری‌های سنتی را در جنگل ممنوع ساخته و حتی وجود حیات‌وحش را در یک مجموعه اکوسیستم جنگلی تحت مدیریت درآورده‌اند تا صدمات وارده به جنگل به حداقل کاهش پیدا کند (Deacon, 1994; Gaveau et al., 2009). اگرچه جنگل‌ها جزء منابع با قابلیت تجدیدشوندگی به شمار می‌روند، ولی برای شکل‌گیری ساختار کنونی آنها زمان زیادی سپری شده و آشفته‌گی‌هایی از قبیل چرا، تغییر کاربری، آتش و غیره زمان رسیدن به ساختار ایده‌آل را افزایش داده و میسر توالی جنگل را تغییر می‌دهد (غدیری‌پور، ۱۳۸۲). بررسی زیان‌های ناشی از چرای دام در جنگل‌ها نشان می‌دهد که چرای دام آثار منفی محیط‌زیستی زیادی را بر اکوسیستم جنگل از جمله خاک، پوشش گیاهی، زادآوری درختان جنگلی (Belsky & Blumenthal, 1997; Rook & Collins et al., 1998; Tallowin, 2003)، تنوع‌زیستی (

Hartnett et al., 2000)، چشم‌انداز محیطی (Schultz & Adler et al., 2001)، حیات‌وحش (Leininger, 1990; Jennings & Hayes 1994) و غیره وارد می‌کند. فشرده شدن خاک بر اثر لگدکوبی‌های مکرر دام باعث افزایش جرم مخصوص ظاهری و از بین رفتن ساختمان و کاهش تخلخل خاک شده و در نهایت منجر به افزایش رواناب و فرسایش خاک و تغییرات ایجاد شده در افق سطحی خاک مانع زادآوری طبیعی و استقرار گیاهان در لایه سطحی خاک می‌شود (Drewry et al., 2004; Belsky & Blumenthal, 1997). چرای دام توسط حیوانات اهلی در جنگل، پویایی و ساختار جنگل را تغییر می‌دهد و موجب تغییر ترکیب گونه‌ای گیاهان می‌شود (Belsky & Blumenthal, 1997) و قادر است مسیر توالی یک جامعه گیاهی را در وضعیت کلیماکس تغییر دهد (جوانمیری‌پور، ۱۳۸۹). در ایران، بر اثر عوامل مختلفی از جمله چرای دام نسل درختانی مانند: شمشاد، آزاد، گردو، زربین، سرخدار، سرو خمره‌ای و ده‌ها گونه دیگر در معرض خطر قرار گرفته است (مصدق، ۱۳۸۴). دام‌ها با سرشاخه‌خواری نهال‌ها سبب سرکوب رشد درختان می‌شوند و سرشاخه‌خواری نهال‌ها به عنوان یکی از خطرهای اصلی در زادآوری درختان جنگلی گزارش شده است (Kupferschmid & Bugmann, 2005). از آثار دیگر چرای دام بر محیط بیولوژیکی جنگل، اثر بر زندگی حیات‌وحش است. به طور کلی، آثار منفی غیرمستقیم زیادی در اثر چرای دام بر جانوران و زیستگاه‌های آنها وارد می‌شود. چرای گونه‌های گیاهی توسط دام‌ها سبب از بین رفتن زیستگاه‌های انواع بی‌مهرگان، حشرات، دوزیستان، پستانداران کوچک و پرندگان می‌شود (Schultz & Leininger, 1990). بنابراین، با توجه به آثار منفی محیط‌زیستی زیادی که چرای دام در جنگل‌ها بوجود می‌آورد، شناسایی مناطقی که حساسیت بیشتری نسبت به چرای دام از خود نشان می‌دهند، لازم و ضروری به نظر می‌رسد تا با شناسایی این مناطق و مدیریت بهتر و اجرای اقدام‌های حفاظتی و بازسازی، بتوان از تخریب بیشتر در این مناطق جلوگیری کرد. در همین راستا، وانگ^(۱) و همکاران در ارزیابی مناطق حساس از لحاظ محیط‌زیستی، علاوه بر در نظر گرفتن عوامل اکولوژیکی از جمله توپوگرافی، اقلیم، خاک، فرسایش، پوشش گیاهی، فعالیت‌های انسانی از جمله چرای دام، را نیز به عنوان فاکتورهای

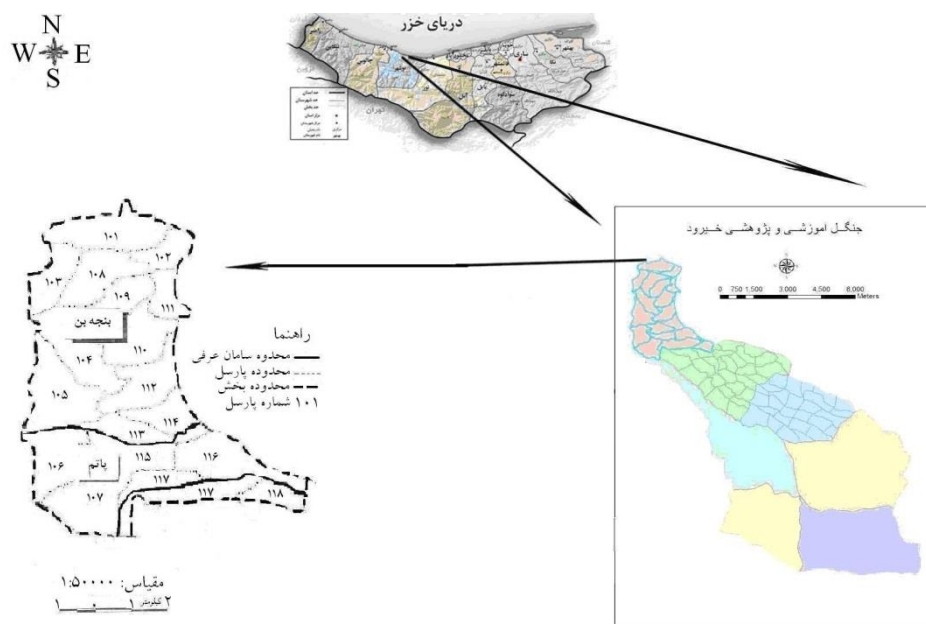
است. جنگل آموزشی و پژوهشی خیرود در ۷ کیلومتری شرق نوشهر بین $27^{\circ}36'$ تا $40^{\circ}36'$ عرض شمالی و $51^{\circ}32'$ طول شرقی واقع شده است. حداقل و حداکثر ارتفاع بخش پاتم از سطح دریا به ترتیب ۱۰ و ۹۳۰ متر بوده و مساحت آن برابر با ۹۰۰ هکتار است. این بخش، در پایین‌ترین قسمت جنگل و در مجاورت روستای نجارده قرار گرفته است و شامل سامان‌های عرفی نجارده، بنجه‌بن، پاتم و قسمتی از سامان عرفی سوچ می‌باشد. در جنگل خیرود، تعداد ۳۰ سرای دامداری متعلق به ۲۳ مالک و یک سرای میان راهی بدون مالک وجود دارد که تعداد ۵۴۴۵ واحد دامی، تمام یا بخشی از چرخه حرکتی سالیانه خود را در آن‌ها می‌گذرانند. در این بخش، گاوسرای پاتم در مرز پارسل‌های ۱۰۷ و ۱۱۷ و گاوسرای بنجه‌بن در پارسل ۱۰۹ وجود دارد شکل (۱) (گروه جنگلداری دانشگاه تهران، ۱۳۷۴).

موثر در آسیب‌پذیری محیط‌زیستی در نظر گرفتند (Wang et al., 2008). زایدن^(۲) و همکاران نیز تعداد دام در منطقه فلات تبت را به عنوان یکی از شاخص‌های موثر در برآورد نقاط آسیب‌پذیر معرفی کردند (Xiaodan et al., 2010). هدف از تحقیق حاضر نیز شناسایی مناطق حساس و آسیب‌پذیر به چرای دام با استفاده از تعیین شدت تخریب ناشی از چرای دام، ارزیابی احتمال چرای دام و همچنین تعیین آسیب‌پذیری اکولوژیکی در بخش پاتم جنگل خیرود است.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه بخش پاتم جنگل آموزشی پژوهشی دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران است که به جنگل خیرود موسوم



شکل (۱): موقعیت منطقه مورد مطالعه

استفاده از مشاهدات میدانی آثار منفی ناشی از چرای دام در پارسل‌ها تعیین شدند جدول (۲).

شدت تخریب آثار منفی ناشی از چرای دام نیز در هر پارسل با توجه به در نظر گرفتن تعداد واحد دامی در هکتار در هر پارسل، و مشاهدات میدانی جدول (۲)، با استفاده از طبقه‌بندی شدت‌های تخریب محیط‌زیست (Makhdoum, 2002) جدول (۳)، برای

روش پژوهش

تعیین شدت تخریب

به منظور تعیین شدت تخریب ناشی از چرای دام در بخش پاتم، ابتدا تعداد دام در واحد سطح (واحد دامی/هکتار) در هر پارسل بر اساس تعداد واحد دامی سامان‌های عرفی بخش پاتم، جدول (۱) (گروه جنگلداری دانشگاه تهران، ۱۳۸۹)، محاسبه شد. سپس، با

هر پارسل مشخص و سپس نقشه شدت تخریب ناشی از چرای دام در بخش پاتم تهیه شد.

جدول (۱): واحد دامی در سامان‌های عرفی بخش پاتم

کد شدت تخریب	کیفیت تخریب
۱	خفیف
۲	متوسط
۳	شدید
۴	خیلی شدید

تعیین احتمال چرای دام بر اساس فاکتور شیب
یکی از عوامل محدودکننده چرای گاو شیب زمین می‌باشد. گاو به دلیل داشتن جثه بزرگ، لغزش‌پذیری زیاد و مشکل در بالا رفتن از مناطق شیب‌دار، چرا روی اراضی پایین دست را ترجیح می‌دهد و به محض افزایش شیب، استفاده چرای آن کاهش می‌یابد. در واقع، شیب قویا مصرف علوفه دام را تحت تاثیر قرار می‌دهد (بی‌نیاز، ۱۳۸۶؛ Cook, 1996؛ Holechek et al, 2001). بنابراین، مناطق شیب‌دار از گزند چرای گاو در امان هستند.

جدول (۲): اثرات منفی شناسایی شده ناشی از چرای دام در بخش پاتم

سامان عرفی	مساحت (هکتار)	دام (واحد دامی)	واحد دامی در هکتار
نچارده	۱۸۲	۹۸۰	۵
بنجه بن	۳۸۴	۴۰۰	۱
پاتم	۲۷۹	۲۰۰	۱
سوچ	۴۹۳ (مساحت موجود در بخش پاتم ۶۶ هکتار می‌باشد)	۲۰۰	۰/۵

جدول (۳): طبقه‌بندی شدت‌های تخریب محیط‌زیست

سرچرشدن نهال‌ها
لگدمال شدن و از بین رفتن زادآوری‌ها
کوبیدگی خاک
عدم وجود زادآوری جنگل در مناطق تخریب یافته بر اثر چرای دام
زباله‌ریزی در اطراف گاوسراها
هجوم گونه‌های علفی نشان‌دهنده چرای شدید دام از جمله گزنه، پلم، ترشک، سرخس عقابی و غیره

پاتم به ۳ کلاس چرا بر اساس درصد شیب طبقه‌بندی شد و مناطق مستعد تخریب زیاد، تخریب متوسط و تخریب کم در بخش پاتم مشخص شدند.

در مطالعه حاضر، با توجه به تحقیقات انجام گرفته (Gilen et al, 1984; Cook, 1996; Holechek et al, 2001; David, 2004; Pueyo & Alados, 2007 و بی‌نیاز، ۱۳۸۶؛ جوانمیری‌پور، ۱۳۸۹) احتمال چرای دام در جنگل بر اساس فاکتور شیب تعیین شد جدول (۴). سپس، نقشه شیب در بخش

جدول (۴): ارزیابی احتمال چرای گاو بر اساس فاکتور شیب

کلاس	شیب (درصد)	احتمال چرا (درصد)	مستعد تخریب	کد
۱	۰-۱۵	۱۰۰	زیاد	۳
۲	۱۵-۳۰	۷۵	متوسط	۲
۳	>۳۰	۲۵	کم	۱

تعیین آسیب‌پذیری اکولوژیکی

درجه آسیب‌پذیری اکولوژیکی مقیاس سنجشی است که یک اکوسیستم یا اجزای آن بر اثر قرار گرفتن در برابر عامل‌های محرک در عمل خسارت می‌بینند (Turner et al., 2003). چرای دام در مناطق جنگلی می‌تواند به عنوان یک عامل محرک یا خارجی پایداری اکوسیستم را به خطر اندازد (Belsky & Blumenthal, 1997). بنابراین، برای تعیین مناطق حساس به چرای دام در جنگل می‌توان از آسیب‌پذیری اکولوژیکی به عنوان یک فاکتور کلیدی بهره جست. برای تعیین آسیب‌پذیری اکولوژیکی در بخش پاتم از روش عینی آسیب‌پذیری (جباریان امیری، ۱۳۷۷) استفاده شد.

بر اساس این روش، ابتدا فاکتورهای اکولوژیکی شامل شیب، جهت جغرافیایی، ارتفاع از سطح دریا، عمق خاک، فرسایش خاک، زمین شناسی، پوشش گیاهی و اقلیم به عنوان عوامل اکولوژیکی مهم برای تعیین آسیب‌پذیری در منطقه مطالعاتی در نظر گرفته شدند. سپس، روابط عوامل مذکور مورد تجزیه تحلیل قرار گرفتند و درجه اهمیت هر عامل اکولوژیکی تعیین شد (جباریان امیری، ۱۳۷۷). نقشه‌سازی عوامل اکولوژیکی نیز به عنوان لایه‌های اطلاعاتی انجام شد. بدین‌منظور، با استفاده از نقشه توپوگرافی با مقیاس ۱:۱۰۰۰۰ نقشه ارتفاع، شیب، جهت جغرافیایی بخش پاتم در محیط نرم‌افزار ARC MAP تهیه شد. همچنین، نقشه خاک (سرمدیان و جعفری، ۱۳۸۰)، نقشه فرسایش خاک (ملک‌نیا، ۱۳۸۹)، نقشه زمین شناسی (اعتماد، ۱۳۸۸)، نقشه تراکم پوشش گیاهی (جهانی، ۱۳۸۹) برای تعیین آسیب‌پذیری بخش پاتم استفاده و برای مشخص کردن اقلیم منطقه از فرمول آمبرژه استفاده شد (اعتماد، ۱۳۸۱). سپس، میزان آسیب‌پذیری هر یک از طبقات عوامل اکولوژیکی بر مبنای اصل مقادیر آستانه‌ای در علم بوم‌شناختی تعیین شد. بر مبنای این اصل هر چه مقدار عامل اکولوژیکی به مقدار حدی یا بحرانی خود نزدیک می‌شود آسیب‌پذیری اکوسیستم موردنظر بیشتر می‌شود (Ross, 1976). بنابراین، میزان آسیب‌پذیری هر یک از طبقات عوامل اکولوژیکی بر مبنای این اصل تعیین و هر یک از نقشه‌ها بر اساس کد آسیب‌پذیری اکولوژیکی طبقه‌بندی شدند (جدول ۵). برای استخراج کد آسیب‌پذیری اکولوژیکی از روش شبکه استفاده شد (جباریان امیری، ۱۳۷۵؛ مخدوم، ۱۳۸۵). بدین‌منظور ابتدا بخش پاتم به ۱۸۰ سلول شبکه ۵ هکتاری

تقسیم شد.

سپس، نقشه شبکه‌بندی شده با هر یک از نقشه‌های عوامل اکولوژیکی رویهم‌گذاری و کد آسیب‌پذیری طبقات غالب استخراج و بر اساس رابطه شاخص کیفیت محیط‌زیست، رابطه (۱) (جباریان امیری، ۱۳۷۷)، شاخص آسیب‌پذیری اکولوژیکی برای هر یک از شبکه‌ها محاسبه شد.

رابطه (۱)

$$EQI = \sum_{i=1}^n K_i X_i$$

که در آن EQI: شاخص آسیب‌پذیری اکولوژیکی، K_i : درجه اهمیت عامل اکولوژیکی i و X_i : آسیب‌پذیری عامل اکولوژیکی می‌باشد. سپس مقادیر شاخص آسیب‌پذیری اکولوژیکی به ۴ طبقه مقاوم، نیمه حساس، حساس، و آسیب‌پذیر طبقه‌بندی شدند. بعد از طبقه‌بندی مقادیر شاخص آسیب‌پذیری، میانگین وزنی شاخص آسیب‌پذیری در هر یک از پارس‌ها محاسبه شد و منطقه مورد مطالعه بر اساس طبقات آسیب‌پذیری طبقه‌بندی شد.

تعیین مناطق حساس به چرای دام

در این مرحله نقشه حاصل از شدت تخریب، نقشه ارزیابی احتمال چرای دام بر اساس فاکتور شیب و نقشه آسیب‌پذیری اکولوژیکی بخش پاتم در نرم‌افزار ARC MAP رویهم‌گذاری شد و مناطق حساس و آسیب‌پذیر به چرای دام در روی نقشه به‌دست‌آمده مشخص شدند.

یافته‌ها

تعیین شدت تخریب ناشی از چرای دام در بخش پاتم نشان داد که حدود ۳۱٪ از بخش پاتم دارای شدت تخریب خفیف، ۱۳٪ تخریب متوسط، ۱۸٪ تخریب شدید و ۳۸٪ دارای تخریب خیلی شدید می‌باشد شکل (۲).

همچنین، نتایج حاصل از طبقه‌بندی احتمال چرای دام بر اساس فاکتور شیب نشان می‌دهد که حدود ۷۱٪ بخش پاتم مستعد تخریب کم، ۲۱٪ مستعد تخریب متوسط و فقط ۸٪ مستعد تخریب زیاد می‌باشد شکل (۳).

جدول (۶)، نتایج حاصل از طبقه‌بندی آسیب‌پذیری اکولوژیکی را در بخش پاتم نشان می‌دهد. بر اساس نتایج به‌دست‌آمده طبقه

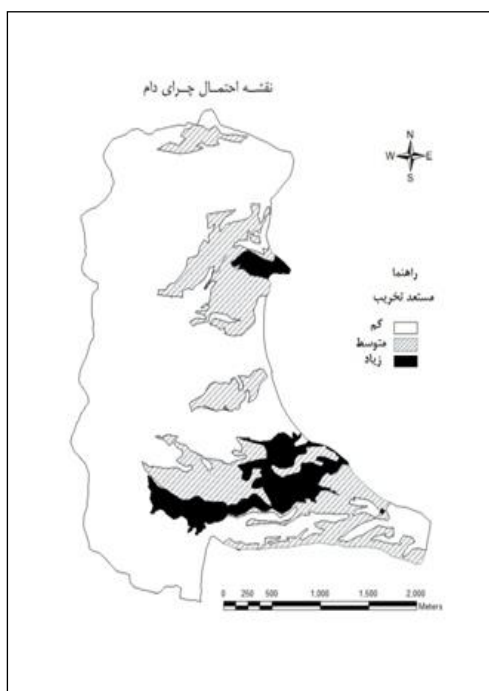
تخریب، نقشه احتمال چرا و نقشه آسیب‌پذیری اکولوژیکی نشان می‌دهد که ۱۵ منطقه (پلی‌گون) با حساسیت‌پذیری متفاوت به چرای دام در بخش پاتم وجود دارد جدول (۷).

حساس بیشترین مساحت بخش پاتم را به خود اختصاص داده است. طبقه‌بندی آسیب‌پذیری اکولوژیکی بخش پاتم در شکل (۴) نشان داده شده است.

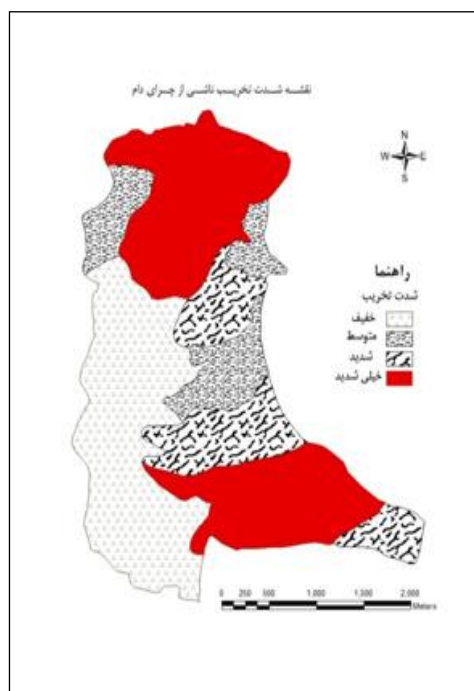
شکل (۵)، مناطق حساس و آسیب‌پذیر به چرای دام را در بخش پاتم نشان می‌دهد. نتایج حاصل از ادغام نقشه‌های شدت

جدول (۵): طبقه‌بندی و کدگذاری عوامل اکولوژیکی بر اساس کد آسیب‌پذیری اکولوژیکی

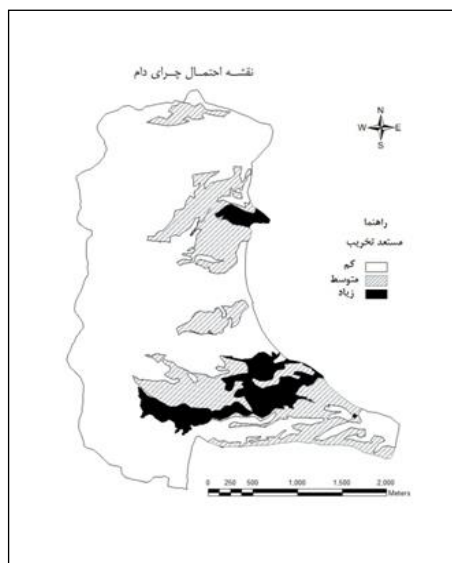
لایه	ارتفاع (m)	کد	شیب (%)	کد	جهت	کد	اقلیم	کد
۱	۰-۱۰۰	۱	۰-۲	۱	دشت	۱	خیلی مرطوب	۱
۲	۱۰۰-۲۰۰	۲	۲-۵	۲	جنوبی	۲	مرطوب	۲
۳	۲۰۰-۴۰۰	۳	۵-۸	۳	غربی	۲	نیمه مرطوب	۳
۴	۴۰۰-۶۰۰	۴	۸-۱۲	۴	شمالی	۳	نیمه خشک	۴
۵	۶۰۰-۸۰۰	۵	۱۲-۱۵	۵	شرقی	۳	خشک	۵
۶	>۸۰۰	۶	۱۵-۳۰	۶				
۷		۷	۳۰-۶۵	۷				
۸		۸	بیشتر از ۶۵	۸				
لایه	زمین شناسی	کد	عمق خاک (cm)	کد	فرسایش	کد	تراکم پوشش گیاهی	کد
۱	خیلی مقاوم	۱	> ۱۲۰	۱	کم	۱	۷۵-۱۰۰	۱
۲	مقاوم	۲	۸۰-۱۲۰	۲	متوسط	۲	۵۰-۷۵	۲
۳	نامقاوم	۳	۵۰-۸۰	۳	شدید	۳	۲۵-۵۰	۳
۴	حساس	۴	۲۵-۵۰	۴	خیلی شدید	۴	۰-۲۵	۴
۵	خیلی حساس	۵	۱۰- ۲۵	۵				



شکل (۳): نقشه ارزیابی احتمال چرای دام در بخش پاتم



شکل (۲): نقشه شدت تخریب چرای دام در بخش پاتم



شکل (۵): نقشه مناطق حساس به چرای دام در بخش پاتم



شکل (۴): نقشه آسیب‌پذیری اکولوژیکی بخش پاتم

جدول (۶): مساحت و درصد طبقه آسیب‌پذیری اکولوژیکی

طبقه	آسیب‌پذیری	مساحت (هکتار)	درصد
۳	نیمه حساس	۲۳۴	۲۶
۲	حساس	۴۱۷	۴۶
۱	آسیب‌پذیر	۲۵۶	۲۸

جدول (۷): مناطق حساس به چرای دام در بخش پاتم

شماره پلی‌گون	کد	توصیف کیفی آسیب‌پذیری اکولوژیکی	مستعد تخریب	توصیف کیفی شدت تخریب	مساحت (هکتار)
۱	V4,G3,I4	آسیب‌پذیر	زیاد	خیلی شدید	۱۴
۲	V4,G1,I2	آسیب‌پذیر	کم	متوسط	۳۹
۳	V4,G1,I1	آسیب‌پذیر	کم	خفیف	۲۰۳
۴	V3,G2,I4	حساس	متوسط	خیلی شدید	۴۰
۵	V3,G2,I3	حساس	متوسط	شدید	۲۶
۶	V3,G2,I2	حساس	متوسط	متوسط	۱۵
۷	V3,G1,I4	حساس	کم	خیلی شدید	۱۷۷
۸	V3,G1,I3	حساس	کم	شدید	۴۹
۹	V3,G1,I2	حساس	کم	متوسط	۴۰
۱۰	V3,G1,I1	حساس	کم	خفیف	۶۲
۱۱	V2,G3,I4	نیمه حساس	زیاد	خیلی شدید	۳۱
۱۲	V2,G2,I4	نیمه حساس	متوسط	خیلی شدید	۶۲
۱۳	V2,G2,I3	نیمه حساس	متوسط	شدید	۳۱
۱۴	V2,G1,I4	نیمه حساس	کم	خیلی شدید	۲۳
۱۵	V2,G1,I3	نیمه حساس	کم	شدید	۵۰

بحث و نتیجه‌گیری

در این تحقیق ۱۵ منطقه با حساسیت‌پذیری متفاوت به چرای دام در بخش پاتم جنگل خیرود شناسایی شد. به طور کلی، مناطقی که از آسیب‌پذیری اکولوژیکی بالایی برخوردارند در معرض آشفته‌گی و فشار بیشتری هستند و سازگاری و انعطاف‌پذیری کمتری را در برابر تغییرات محیطی از جمله چرای دام از خود نشان می‌دهند. در بین این مناطق پلی‌گون‌های شماره ۱، ۲ و ۳ جدول (۷)، از آسیب‌پذیری اکولوژیکی بالایی برخوردارند.

علاوه بر این مناطقی از جمله پلی‌گون‌های شماره ۱ و ۱۱ دارای شیب کم (۰ تا ۱۵ درصد) می‌باشند و بنابراین، مستعد تخریب بیشتری نسبت به دیگر مناطق هستند. در تحقیقاتی از جمله (Gilen et al., 1984; Cook, 1996; Holechek et al., 2001; David, 2004) گزارش شده است که گاو در شیب‌های زیاد استفاده بسیار کمی دارد و این مناطق باید از مناطق قابل چرای گاو حذف شوند. همچنین پویو و آلدوس^(۳) در جنگل‌های اسپانیا به این نتیجه رسیده‌اند که امکان زادآوری توام با چرا در شیب‌های تندتر بیشتر است (Pueyo & Alados, 2007). جوانمیری‌پور نیز به این نتیجه رسید که در مناطق شیب‌دار بخش پاتم جنگل خیرود تمرکز دام و فشار چرا به طور نسبی کمتر از مناطق کم‌شیب است (جوانمیری‌پور، ۱۳۸۹). بنابراین، با افزایش شیب میزان چرای گاو کاهش می‌یابد و این مناطق در معرض تخریب کمتری ناشی از چرا هستند.

مناطق از جمله پلی‌گون‌های شماره ۴ و ۷ دارای ۵ واحد دامی در هکتار و شدت تخریب بالاتر نسبت به دیگر مناطق بخش پاتم می‌باشند. در همین راستا، وانگ و همکاران تعداد واحد دامی را به عنوان یکی از فاکتورهای موثر در تعیین مناطق آسیب‌پذیر معرفی کردند و تعداد کمتر از ۴ واحد دامی در هکتار را به عنوان طبقه آسیب‌پذیری ناچیز، ۴ تا ۸ واحد دامی طبقه آسیب‌پذیری کم، ۸ تا ۱۲ واحد دامی طبقه آسیب‌پذیری متوسط، ۱۲ تا ۱۶ واحد دامی طبقه آسیب‌پذیری زیاد و بیشتر از ۱۶ واحد دامی را به عنوان آسیب‌پذیری خیلی زیاد در نظر گرفتند (Wang et al., 2008).

به طور کلی، مقایسه مناطق مختلف با هم نشان می‌دهد، مناطقی که دارای آسیب‌پذیری اکولوژیکی بالا و شدت تخریب بالا هستند و همچنین احتمال چرا در آنها بیشتر است، مسلماً در معرض خطر بیشتری به آسیب‌های ناشی از چرا نسبت به مناطق

دیگر هستند که در این میان می‌توان به پلی‌گون‌های شماره ۱ و ۴ اشاره کرد.

با رویهم‌گذاری نقشه مناطق حساس به چرای دام با نقشه سامان‌های عرفی و نقشه پاتم مشخص شد که پلی‌گون شماره ۱ در پارسل ۱۰۷ و در سامان عرفی پاتم قرار دارد و گاوسرای این سامان عرفی نیز در این قسمت واقع شده است. جوانمیری‌پور در بررسی آثار چرای دام بر زادآوری طبیعی گونه‌های جنگلی به این نتیجه رسیده است که با تغییرات مکانی از گاوسراهای جنگلی تا مرز سامان‌های عرفی، در فواصل نزدیک به گاوسراهای جنگلی چرای مفرط و سنگین دام و در فواصل نزدیک به مرز سامان‌های عرفی فشار چرای دام نسبتاً کمتر و سبک است (جوانمیری‌پور، ۱۳۸۹). همچنین، رویهم‌گذاری این نقشه با نقشه مناطق حساس به فرسایش (ملک‌نیا، ۱۳۸۹) مشخص کرد که این منطقه جزء مناطقی است که دارای حساسیت شدید به فرسایش خاک است.

در همین راستا و نتزل^(۴) با رویهم‌گذاری نقشه حساسیت خاک به فرسایش و نقشه کاربری اراضی مشخص کرد که حدود ۱۵٪ از خاک‌های حساس به فرسایش منطقه نیسکازی^(۵) آفریقای جنوبی در مناطق با چرای گسترده و شدید دام قرار گرفته است (Wentzel, 2002). چرای دام در مناطقی که دارای تشکیلات حساس به فرسایش هستند، سبب تخریب خاک و پوشش گیاهی شده و سطح مناطق بحرانی را افزایش می‌دهد (بی‌نیز، ۱۳۸۶). بنابراین، با توجه به قرار گرفتن این منطقه بر روی خاک‌های حساس به فرسایش و همچنین قرار گرفتن گاوسرای جنگلی در این منطقه می‌توان گفت که این نقطه به عنوان آسیب‌پذیرترین نقطه بخش پاتم از لحاظ آسیب‌پذیری به چرای دام است. پلی‌گون شماره ۴ نیز یکی دیگر از نقاط آسیب‌پذیر به چرای دام است، زیرا این منطقه علاوه بر آسیب‌پذیری اکولوژیکی بالا و شدت تخریب زیاد و داشتن شیب مناسب برای چرا، در سامان عرفی نجارده قرار دارد و دارای ۵ واحد دامی در هکتار است. در سامان عرفی نجارده در تمام فصول سال ۲۰۰ واحد دامی وجود دارد و در فصل‌های پاییز و زمستان نیز ۷۸۰ واحد دامی دیگر به این سامان عرفی اضافه می‌شود (گروه جنگلداری دانشگاه تهران، ۱۳۸۹). علاوه بر این، این منطقه در مجاورت روستای نجارده قرار دارد. در همین راستا پویو و آلدوس در سال ۲۰۰۷ به این نتیجه رسیدند که با فاصله گرفتن از روستاها بر میزان زادآوری جنگل اضافه می‌شود و فعالیت‌های انسانی از جمله چرای دام،

قبلا از سامان‌های عرفی صورت می‌گرفت نیز از بین رفت. دامداران در کنار سراهای قدیم که توسط دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران پرچین شده بود دوباره سراهای خود را دایر کردند. هر چند دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران به عنوان مجری طرح در این جنگل‌ها دامداران را به رسمیت نمی‌شناسد، ولی این به رسمیت نشناختن نه تنها مشکل را حل نخواهد کرد، بلکه سبب به‌وجود آوردن صدمات جبران‌ناپذیری به این جنگل‌های بالارزش خواهد شد. بنابراین، علاوه بر برنامه‌ریزی برای خروج دام از جنگل، مدیران جنگل باید کنترل تخریب‌های ناشی از چرای دام را نیز در برنامه‌ریزی‌های خود مد نظر قرار دهند. با توجه به نتایج تحقیق حاضر، تعیین مناطق آسیب‌پذیر به چرای دام می‌تواند به کنترل تخریب در اکوسیستم‌های جنگلی کمک کند. یکی از این راه‌کارها جلوگیری از چرای زودرس در مناطق حساس و آسیب‌پذیر است. جلوگیری از چرای زودرس در مناطق حساس و آسیب‌پذیر می‌تواند سبب کاهش آثار منفی دامداری در جنگل شود. زیرا، زمانی که گیاهان در دوره بحرانی و حیاتی رشد خود به سر می‌برند، چرای زودرس می‌تواند آثار منفی بیشتری را بر روی پوشش گیاهی و خاک ایجاد کند. همچنین، اجرای اقدام‌های بازسازی و حفاظتی در مناطق آسیب‌پذیر و مناطقی که تحت فشار شدید دام قرار دارند، توصیه می‌شود.

یادداشت‌ها

1. Wang
2. Xiaodan
3. Pueyo and Alados
4. Wentzel
5. Nsikazi

بهره‌برداری، و غیره در مناطق نزدیک به روستاها بیشتر است (Pueyo & Alados, 2007). همچنین، یوسفی و همکاران در بررسی آثار دام بر جنگل‌های بلوط یاسوج به این نتیجه رسیده‌اند که در نقاط جنگلی حاشیه روستاها بر اثر چرای مداوم دام و قطع و بهره‌برداری بی‌رویه، جنگل‌ها به شدت تخریب یافته و زادآوری به شدت کاهش یافته است (یوسفی و همکاران، ۱۳۸۱). بنابراین، مجاورت با روستا و وجود همیشگی دام در تمام فصول در این منطقه می‌تواند بر آسیب‌های ناشی از چرا بیفزاید. به طور کلی، صدمات وارده به جنگل توسط دام‌های اهلی بسیار زیاد است و اجرای یک طرح جنگلداری اصولی همزمان با دامداری در جنگل منافات دارد. چرای مفرط دام در جنگل‌های شمال و سایر نواحی رویشی ایران از دیرباز وجود داشته است و خروج دام از جنگل همواره از دغدغه‌های اساسی سیاست‌گذاران منابع طبیعی در کشور بوده است. در حالی که تحقیقاتی از جمله (جوانمیری‌پور، ۱۳۸۹؛ یوسفی و همکاران، ۱۳۸۱؛ میرکریمی، ۱۳۹۰) خروج دام از جنگل را یکی از راه‌های اساسی حفاظت و توسعه جنگل‌ها ذکر کرده‌اند اما تحقیقاتی از جمله (امیرنژاد، ۱۳۹۰؛ عظیمی و امیری لمر، ۱۳۸۶؛ حیدری و همکاران، ۱۳۸۲) عدم موفقیت طرح‌های خروج دام از جنگل را به دلیل وجود مشکلات اجتماعی اقتصادی گزارش کرده‌اند. در جنگل خیرود نیز با توجه به سابقه به نسبت طولانی سراه‌ها و وجود دامداران دام در این جنگل، دامداران به نحوی جزیی از اکوسیستم شده‌اند. به علت واحد دامی بالا و همچنین عدم محدودیت چرای دام صدمات جبران‌ناپذیری به این بخش وارد شده است. ریشه این بی‌نظمی را می‌توان پس از اجرای قانون خروج دام در سال ۱۳۸۱ دانست. به این صورت که بعد از تصویب این قانون نه تنها تعداد دامدار تغییر نکرد، بلکه اضافه‌تر نیز شد. البته با این تفاوت که دامداران جدید دارای سامان عرفی نبودند و حفاظت عرفی که

فهرست منابع

- اعتماد، و. ۱۳۸۸. طرح مدیریت بهینه جنگل خیرود، نقشه مطالعات زمین‌شناسی. دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران. ۲۰۰ صفحه.
- اعتماد، و. ۱۳۸۱. مطالعه کمی و کیفی بذر درخت راش در جنگل‌های استان مازندران. رساله دکتری دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران.
- امیرنژاد، ح. ۱۳۹۰. بررسی میزان تاثیر عوامل اقتصادی-اجتماعی برای تمایل به خروج دام از جنگل‌های استان مازندران (مطالعه موردی جنگل‌های شهرستان ساری). مجله علمی پژوهشی مرتع، ۵(۲): ۲۳۹-۲۲۹.

- بی‌نیاز، م. ۱۳۸۶. تعیین معیارهای شایستگی مرتع برای چرای گاو و مقایسه آن با گوسفند (مطالعه موردی حوضه سرخ‌آباد مازندران). پایان نامه کارشناسی ارشد دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران.
- جباریان امیری، ب. ۱۳۷۵. ارزیابی اثرات توسعه در حوزه ابخیز سد امیرکبیر با استفاده از مدل تخریب و تدوین برنامه کامپیوتری، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده محیط‌زیست دانشگاه تهران.
- جباریان امیری، ب. ۱۳۷۷. معرفی یک روش عینیت‌گرا برای تعیین آسیب‌پذیری اکولوژیک، مجله محیط شناسی، شماره ۲۱ و ۲۲: ۶۸-۵۷.
- جوانمیری‌پور، م. ۱۳۸۹. بررسی تاثیر چرای دام بر روی زادآوری طبیعی گونه‌های جنگلی (مطالعه موردی بخش پاتم جنگل خیرود). پایان نامه کارشناسی ارشد دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران.
- جهانی، ع. ۱۳۸۹. طرح مدیریت جنگل برای استفاده چند منظوره (برداشت چوب، اکوتوریسم، و حمایت). پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران.
- حیدری، ق. خلیلیان، ص. و ارزانی، ح. ۱۳۸۲. بررسی و تحلیل مشکلات اقتصادی-اجتماعی طرح ساماندهی خروج دام و تجمع جنگل‌نشینان در جنگل‌های شمال کشور (مطالعه موردی منطقه لغور سوادکوه). پژوهشنامه علوم کشاورزی و منابع طبیعی خزر، ۱(۴): ۳۵-۲۷.
- سرمدیان، ف. جعفری، م. ۱۳۸۰. بررسی خاک‌های جنگلی ایستگاه تحقیقاتی آموزشی دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران (خیرود کنار نوشهر). مجله منابع طبیعی ایران، ویژه‌نامه سال ۱۳۸۰.
- عظیمی، ن. و امیری لمر، م. ۱۳۸۷. ارزیابی اثرات اجرایی طرح ساماندهی خروج دام از جنگل بر جنگل‌نشینان در استان گیلان (مطالعه موردی بخش مرکزی شهرستان رضوانشهر). مجله پژوهش‌های جغرافیایی ۶۳: ۱۵۷-۱۷۱.
- غدیری‌پور، پ. ۱۳۸۲. بررسی تاثیر اندازه حفره‌های طبیعی در وضعیت زادآوری چوبی و علفی در قطعه شاهد جنگل زیارت. پایان نامه کارشناسی ارشد دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان.
- گروه جنگلداری دانشگاه تهران. ۱۳۷۴. طرح جنگلداری (سومین تجدید نظر) بخش پاتم، جنگل آموزشی پژوهشی دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران.
- گروه جنگلداری دانشگاه تهران. ۱۳۸۹. طرح جنگلداری بخش پاتم، جنگل آموزشی پژوهشی دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران.
- مخدوم، م. ۱۳۸۵. شالوده آمایش سرزمین، چاپ ششم، انتشارات دانشگاه تهران، ایران.
- مروی‌مهاجر، م. ۱۳۸۵. جنگل شناسی و پرورش جنگل، چاپ دوم، انتشارات دانشگاه تهران.
- مصدق، ا. ۱۳۸۴. تنوع‌زیستی (طبقه‌بندی، ارزش و ارزیابی به همراه مثال‌های بارز و گوناگون، انتشارات موج سبز، تهران، ۱۳۳ص.
- ملک‌نیا، ر. ۱۳۸۹. برنامه ریزی مکانی جنگل با استفاده از راهکار مدل سازی برای جنگل‌های خزری (مطالعه موردی جنگل خیرود نوشهر). رساله دکتری دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران.
- میرکریمی، س.ا. ۱۳۹۰. بررسی اثرات زیست محیطی طرح خروج دام از جنگل (مطالعه موردی حوزه آبخیز ۳۵ سری ۲ و سری ۳ جنگل لیره سر تنکابن). پایان نامه کارشناسی ارشد دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات تهران.
- یوسفی، م. جلالی، غ. و فتاحی، م. ۱۳۸۱. بررسی اثر تعرضات انسان و دام بر جنگل‌های بلوط (منطقه پاتاوه) یاسوج. مجله پژوهش و سازندگی شماره ۵۶ و ۵۷: ۳۷-۲۸.

- Belsky, A.J. & Blumenthal, D.M. 1997. Effect of livestock grazing on stand dynamics and soils in upland forests of the interior west. *Journal of Conservation biology* 11(2): 315-327.
- Collins, S.; Knapp, A.; Briggs, J. & Blair, J. 1998. Modulation of diversity by grazing and mowing in native tallgrass prairie. *Journal of Science* 280, pp. 745-747.
- Cook, C.W. 1996. Factors affecting utilization of mountain slopes by cattle. *Journal of range management* 19: 200-204.
- David, M. 2004. Evaluating rangeland potentials for cattle grazing in a mixed farming system. Department of natural resources international institute for geo-information science and earth observation Enschede, the Netherlands.
- Deacon, R.T. 1994. Deforestation and the rule of law in a cross-section of countries. *Land Economics*, 70(4): 414-430.
- Drewry, J. J.; Lowe J. A. & Paton, R. J. 2004. Effect of sheep stocking intensity on soil physical properties and dry matter production on a pallic soil in Southland, New Zealand. *Journal of Agricultural Research* 42: 493-499.
- Gaveaua, D.; Linkiec, M.; Levangd, P. & Leader-Williamsa, N. 2009. Three decades of deforestation in southwest Sumatra: Effects of coffee prices, law enforcement and rural poverty. *Biological Conservation*, 142: 597-605.
- Gilen, R.L.; Kruger, W.C. & Miller, R.F. 1984. Cattle distribution on mountain rangeland in northeastern Oregon. *Journal of range management* 37: 549-553.
- Hartnett, D. Hickman, K. & Fisher, L. 1996. Effects of bison grazing, fire, and topography on floristic diversity in tallgrass prairie, *J. Range Manage.* 49, pp. 413-420.
- Holechek, Y.L.; Pieper, R.D. & Herbe, C.H. 2001. Range management principles and practices. 2nd. Ed prentice hall, Englewood cliffs, NJ.
- Jennings, M. R. & Hayes, M. P. 1994. California red-legged frog. In *Amphibian and reptile species of special concern in California*. California Department of Fish and Game, Rancho Cordova, California. pp. 74-78.
- Kupferschmid, A.D. & Bugmann, H. 2005. Effect of micro sites, logs and ungulate browsing on *Picea abies* regeneration in a mountain forest, *Forest Ecology and Management*, 205: 251 - 265.
- Makhdoum, M.F. 2002. Degradation Model: A Quantitative EIA Instrument, Acting as a Decision Support System (DSS) for Environmental Management. *Journal of Environmental Management* 30: 151-156.
- Pueyo, Y. & Alados, C.L. 2007. Effects of fragmentation, abiotic factors and land use on vegetation recovery in a semi-arid Mediterranean area. *Journal of Basic and Applied Ecology* 8 :158-170.
- Rook, A.J. & Tallwin, J.R.B. 2003. Grazing and pasture management for biodiversity benefit, *Journal of Anim. Res.* 52, pp. 181-189.
- Ross, J.M. 1976. The numeric weighting of environmental interactions, occasional paper NO. 10. Ottawa, land directorate, environment Canada.
- Schultz, T. T. & Leininger. W. C. 1990. Differences in riparian vegetation structure between grazed areas and exclosures. *Journal of Range Management* 43: 295-299
- Sternberg, M.; Gutman, M.; Perevolotsky, A.; Ungar, E.D. & Kigel, J. 2000. Vegetation response to grazing management in a Mediterranean herbaceous community: a functional group approach, *J. Appl. Ecol.* 37, pp. 224-237.

Turner II. B. L.; Kasperson, P.; Matson, J. & McCarthy, R. 2003. A Framework for Vulnerability Analysis in Sustainability Science. PNAS 100(14): 8074- 8079.

Wang, X.D.; Zhong, X.H.; Liu, S.Z.; Liu, J.G.; Wang, Z.Y. & Li, M.H. 2008. Regional assessment of environmental vulnerability in the Tibetan Plateau: Development and application of a new method. Journal of Arid Environments 72: 1929- 1939.

Wentzel, K. 2002. Determination of the overall soil erosion potential in the Nsikazi District (Mpumalanga Province, South Africa) using remote sensing and GIS. Canadian Journal of Remote Sensing 28(2): 322–327.

Xiaodan, W.; Xianghao, Z. & Pan, G. A. 2010. GIS-based decision support system for regional eco-security assessment and its application on the Tibetan Plateau. Journal of Environmental Management 91: 1981-1990.