Archive of SID

مرتع و آبخیزداری، مجله منابع طبیعی ایران
دوره ۶۹، شماره ۳، پاییز ۱۳۹۵
ص ۶۱۰-۵۹۷

تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۱۰/۲۱
تاریخ تصویب: ۱۳۹۴/۰۳/۱۳

مطالعه هزینه‌های جانبی بهره‌برداری دام عشایری از مراتع خفر و سیور سمیرم از جنبه تأثیر بر کارکرد تنظیم رواناب

❖ **محسن سرشاد قهفرخی؛** دانش‌آموخته کارشناسی ارشد مرتعداری دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، ایران.

❖ **سید علیرضا موسوی *؛** استادیار دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، ایران.

❖ **سعید سلطانی؛** دانشیار دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، ایران.

❖ **سعید پورمنافی؛** استادیار دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، ایران.

چکیده

مراتع به‌عنوان یکی از گسترده‌ترین اکوسیستم‌های طبیعی، علاوه بر تأمین گوشت قرمز، خدمات دیگری نیز به جامعه ارائه می‌نمایند، هرچند بهره‌برداری بی‌رویه از این منابع سبب لطمه به آن‌ها گردیده است. در این مطالعه، تأثیر بهره‌برداری دام‌های عشایری از مراتع سمیرم طی یک دوره چرا بر کارکرد کنترل رواناب مورد مطالعه قرار گرفت. به این منظور درصد پوشش مرتعی در دو مقطع قبل و بعد از ورود دام در سال ۱۳۹۲ اندازه‌گیری گردید. در ادامه با استفاده از روش شماره منحنی، میزان رواناب ناشی از بارش‌هایی با دوره بازگشت‌های مختلف در شرایط قبل و بعد از چرای دام محاسبه‌شده و با توجه به میزان بهره‌برداری، اختلاف بین رواناب تولیدی به‌عنوان تأثیر بهره‌برداری مدنظر قرار گرفت. درنهایت این هزینه جانبی با استفاده از روش هزینه جایگزین، ارزش‌گذاری اقتصادی شد. نتایج نشان داد بهره‌برداری دام عشایری در این منطقه بیش از توان عرصه بوده که همین مسئله، کارکرد مراتع در تنظیم آب را مختل نموده، مثلاً رواناب ناشی از بارش با دوره بازگشت دوساله از ۱۶۶۰۸۸۴ مترمکعب به ۲۶۰۰۴۸۷ مترمکعب افزایش‌یافته و توان مراتع در کنترل آب به میزان ۹۳۹۶۴۳ مترمکعب کاهش‌یافته است. ارزش اقتصادی ازدست‌رفته و به عبارتی هزینه‌های جانبی ناشی از این بهره‌برداری از جنبه تأثیر بر کارکرد تنظیم آب به میزان ۲۵۳۹۱ میلیون ریال در سال به دست آمد. اطلاع از این خسارات و محاسبه آن در ارزیابی اقتصادی بهره‌برداری‌ها کمک می‌کند تا در راستای اصلاح فعالیت‌های اقتصادی که خسارت‌های جانبی اجتماعی به همراه دارند برنامه‌ریزی شود.

واژگان کلیدی: هزینه جانبی، دام عشایری، کارکرد تنظیم آب، ارزش‌گذاری اقتصادی، مراتع خفر و سیور سمیرم.

* نویسنده مسئول: شماره تماس: ۰۹۱۲۲۶۴۴۴۰۱
Email: sarmousavi@yahoo.com

www.SID.ir

Archive of SID

۱. مقدمه

منابع طبیعی یکی از مهم‌ترین و با ارزش‌ترین سرمایه‌های ملی هر کشور به‌حساب می‌آید و می‌تواند پشتوانه محکمی برای رشد و توسعه اقتصادی آن کشور باشد، این در حالی است که کشورهای مختلف به‌طور فزاینده‌ای با چالش‌های مرتبط با منابع طبیعی مواجه هستند [۲۵] ازآنجاکه تأمین بخش قابل‌توجهی از نیازهای اقتصادی، به‌ویژه در جوامع در حال توسعه‌ای نظیر ایران به دلیل معیشتی بودن اقتصاد، بر استفاده از منابع پایه استوار است که معمولاً از طریق بهره‌برداری‌های کنترل نشده و بدون برنامه‌ریزی صورت می‌گیرد، ازاین‌رو این منابع فشار روزافزونی را متحمل می‌شوند. مراتع به‌عنوان یکی از انواع منابع طبیعی که منبع درآمدی برخی اقشار جامعه محسوب می‌شوند، از این قاعده مستثنا نیستند به‌گونه‌ای که بر اساس آمار رسمی موجود، در شرایط کنونی تعداد دام‌های استفاده‌کننده از مراتع کشور بسیار بیشتر از ظرفیت مجاز این عرصه‌ها است [۱] و همین مسئله به‌عنوان یکی از مهم‌ترین عوامل، سبب تخریب و سیر قهقرایی در مراتع کشور شده است. اگر مراتع کشور در مدار مدیریت علمی و صحیح قرار گیرند می‌تواند تولیدی تا ۵ برابر وضعیت کنونی داشته باشد، اما چنانچه چرای بی‌رویه و به دور از اصول علمی ادامه داشته باشد، تخریب اراضی مرتعی را به دنبال خواهد داشت [۲۰] و در صورت تداوم روند بهره‌برداری بی‌رویه بیش از قدرت بازسازی، نهایتاً به نابودی این منابع منجر می‌شود [۲۵].

مراتع علاوه بر تولید و تأمین علوفه، خدمات متعدد دیگری مانند حفظ و تأمین آب، حفظ خاک، حفظ تنوع زیستی و ذخایر ژنتیکی، تولید گیاهان دارویی و صنعتی، تلطیف آب‌وهوا، تولید غذا و خدمات طبیعت‌گردی و تفرجگاهی را نیز فراهم می‌نمایند که تمام آن‌ها برای انسان منافع مشخصی به همراه دارد [۳۳، ۳۸]. یکی از مهم‌ترین چالش‌های پیش روی این اکوسیستم‌ها آن است که مردم منافع آنی بیشتری از بهره‌برداری از منابع زیستی در مقایسه با حفظ آن‌ها به دست می‌آورند [۲۵] و ازاین‌رو اهمیت کارکردهایی مانند تولید علوفه که به‌صورت مستقیم مورد استفاده دام‌های مرتع‌داران قرار می‌گیرد، عموماً برای بهره‌برداران مرتع ملموس‌تر است، زیرا این افراد اغلب از علوفه برای تغذیه دام و تولید فرآورده‌های دامی به‌عنوان محصول اصلی بنگاه خود بهره‌برداری می‌کنند. این در صورتی است که سایر کارکردهای اکوسیستم‌های مرتعی ممکن است ارزشی به‌مراتب بیش از ارزش تولید علوفه داشته باشد [۱۸]. چنین رویکردی سبب فشار بیش‌ازحد به‌منظور بهره‌برداری از منافع مستقیم اکوسیستم شده که بالطبع سبب اختلال یا کاهش جریان خدمات اکوسیستم شده و می‌تواند اثرات منفی بر سلامت و زیست انسان به همراه داشته باشد [۳۲].

از دیگر مشکلات موجود در بهره‌برداری از مراتع، ماهیت اشتراکی و غیرخصوصی این منابع است که سبب می‌شود این بهره‌برداری‌ها در بسیاری از موارد با اثرات جانبی منفی همراه باشد. در خصوص کالاها و خدماتی که در بازارهای رقابتی و کارا مبادله می‌شوند، قیمت‌های بازاری بیانگر هزینه‌های تولید از سویی و منافع به‌دست‌آمده برای مصرف‌کنندگان از سوی دیگر است که به تخصیص بهینه منابع منتهی می‌شود، اما در برخی بنگاه‌های تولیدی، تولیدکنندگان تمام هزینه‌های تولید را نمی‌پردازند و در واقع جامعه بخشی از این هزینه‌ها را می‌پردازد که به‌صورت خسارت‌های اجتماعی نمود پیدا کرده و به‌عنوان هزینه‌های جانبی اجتماعی شناخته می‌شود [۲۵].

این معضلات و مشکلات رو به رشد ناشی از تخریب و بهره‌برداری بی‌رویه از طبیعت موجب شده تا تصمیم‌گیرندگان و برنامه‌ریزان کلان به لزوم حفاظت و توسعه هر چه بیشتر این مواهب خدادادی توجه کنند [۳۱]. یکی از رویکردهای مهم در مدیریت بهره‌برداری‌های بی‌رویه از منابع طبیعی، شناسایی و

www.SID.ir

Archive of SID

مطالعه تأثیر منفی این بهره‌برداری‌ها بر کارکردهای اکوسیستم و هزینه‌های جانبی اجتماعی تحمیل شده و تلاش به‌منظور برآورد خسارات اقتصادی ناشی از این شیوه بهره‌برداری است. با این رویکرد، می‌توان انتظار داشت تا اثرات جانبی و خسارات اجتماعی ناشی از فشار بیش‌ازحد بر منابع پایه آشکار شده و اهمیت مدیریت و بهره‌برداری صحیح از منابع بیش‌ازپیش نمایان گردد. بدیهی است آگاهی از میزان خسارات اقتصادی وارد شده کاربردهای متعددی خواهد داشت که ازجمله آن‌ها می‌توان به امکان استفاده از این ارقام در ارزیابی دقیق‌تر توجیه اقتصادی فعالیت بنگاه‌های تولیدی مستقر در مراتع و همچنین وضع جرائم تخریب منابع طبیعی به‌منظور درونی‌سازی اثرات جانبی موجود اشاره نمود. در تحقیق حاضر، تأثیر روند بهره‌برداری‌های کنونی بر کارکرد تنظیم آب توسط اکوسیستم‌های مرتعی مورد مداقه قرار گرفته است.

تأثیر مثبت مدیریت پوشش گیاهی بر کارکرد حفظ و نگهداشت آب و متقابلاً تأثیر بهره‌برداری بی‌رویه یا حذف پوشش گیاهی بر هدررفت منابع آب در تحقیقات مختلف مورد مطالعه قرار گرفته است. یک چرخه کارآمد آب باید بتواند بیشترین میزان بارش را در حوزه آبخیز نگه داشته و آن را قابل‌دسترس سازد. معمولاً مقادیر زیاد پوشش گیاهی برای ایجاد یک چرخه کارآمد آب مورد نیاز است که متقابلاً به بهره‌وری بیشتر اکوسیستم و سطوح بالاتر تنوع زیستی منتهی می‌شود [۲۵]. در مطالعه‌ای که در کشور سوئیس در زمینهٔ شبیه‌سازی اثر باران بر منابع آب‌وخاک انجام شد، نتایج نشان داد پوشش گیاهی به‌عنوان یک عامل کنترل هیدرولوژیک با افزایش ظرفیت نفوذپذیری خاک بر روی زمان و مدت نفوذپذیری رواناب تأثیر داشته است [۲۷]. مطالعه اثر چرا بر ویژگی‌های هیدرولوژیک مراتع نشان داد که لگدکوبی ناشی از چرای دام سبب شده تا جرم مخصوص ظاهری خاک در دو منطقه چرای متوسط و سنگین با یکدیگر اختلاف معنی‌داری داشته باشد [۵]. بررسی‌های انجام شده در نیجریه در شرایط آزمایشگاهی در مورد ارتباط زبری سطح خاک با رواناب در بارش با شدت ۱۲۸ میلی‌متر در ساعت و روی یک خاک شنی لومی مالچ پاشی شده نشانگر نقش مؤثر زبری سطحی در کاهش رواناب بوده است (۱۴). همچنین مطالعات انجام شده در جلگه‌های مرکزی آمریکا در مورد پاسخ هیدرولوژیک علفزارها نشان داد که چرا به‌طورکلی باعث افزایش رواناب از طریق کاهش هدایت آبی و نفوذ آب در خاک شده است [۸]. بررسی‌ها نشان داده که چنانچه قشر سطحی خاک در اثر چرای بیش‌ازحد دچار آشفتگی شود قابلیت نگهداشت آب در خاک کاهش‌یافته و به دنبال آن میزان رواناب و درنتیجه فرسایش بیشتر خواهد شد [۲۳]. دریکی از مطالعات انجام شده در کشور، وضعیت حفاظت خاک و نفوذپذیری آب در مراتع چشمه علی استان چهارمحال و بختیاری مورد بررسی قرار گرفت که نتایج نشان داد بیشترین سرعت نفوذ آب در مراتعی با پوشش گیاهی خوب و کمترین این مقدار در دیمزارهای رهاشده اتفاق افتاده است [۳۸].

لزوم توجه به اهمیت اقتصادی خدمات اکوسیستم‌های طبیعی توسط محققان مختلف موردتوجه قرار گرفته، ازجمله هوستاد و همکاران ضرورت درک کامل پتانسیل‌های متنوع این اکوسیستم‌ها و توجه به حفظ و احیای کارکردهای اکولوژیک را مورد تأکید قرار داده‌اند [۱۲]. یکی از کاربردهای بسیار مهم مطالعه ارزش اقتصادی کارکردهای اکولوژیک مراتع و تأثیر بهره‌برداری‌های موجود بر این ارزش در وضع مالیات‌های غیرمستقیم بر بنگاه‌هایی خواهد بود که هزینه‌های جانبی برای محیط ایجاد می‌کنند. هدف از این کار، انتقال ثروت از بنگاه به دولت نیست، بلکه هدف ترغیب بنگاه به درونی نمودن این هزینه‌ها است. میزان مالیات پیگویی بهینه وضع شده برای هر واحد تولید یک کالا یا خدمت باید به میزان هزینه‌های جانبی نهایی تولید هر واحد در نظر گرفته شود [۲۱].

با توجه به تأکید مطالعات بالا بر تأثیر معنادار بهره‌برداری بی‌رویه بر کارکرد اکوسیستم‌های طبیعی در حفظ و نگهداشت آب و پیشگیری از رواناب از سویی و همچنین

www.SID.ir

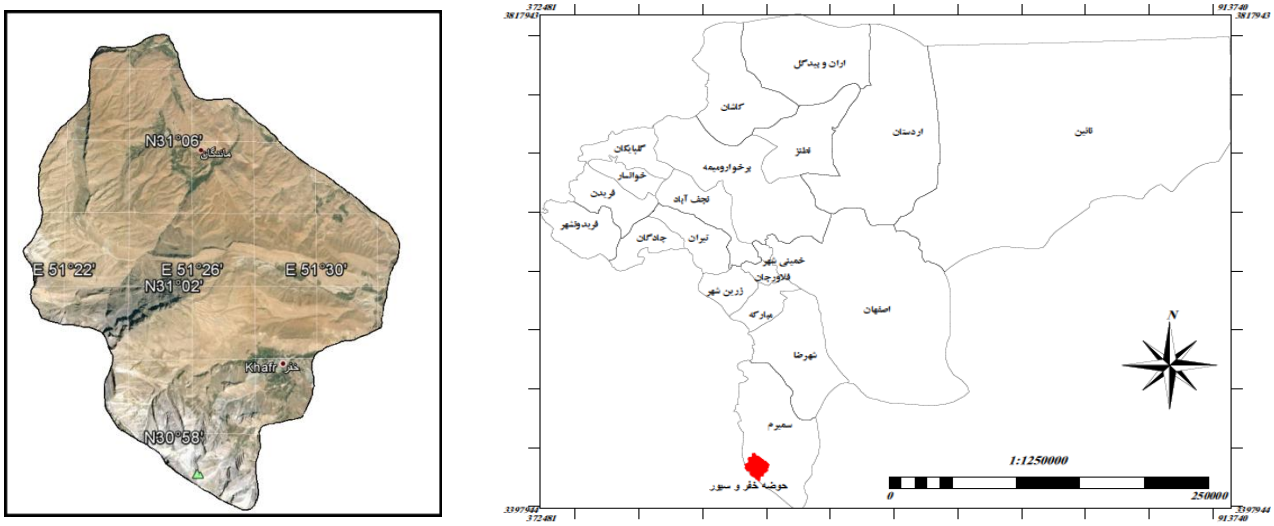
Archive of SID

اهمیت مطالعه ابعاد اقتصادی این مسئله، در تحقیق حاضر تلاش شد تا با توجه به فشار زیاد چرای دام در مراتع ییلاقی منطقه خفر و سیور سمیرم، اثرات جانبی این بهره‌برداری‌ها بر کارکرد تنظیم و حفظ آب و ارزش اقتصادی آن مورد مطالعه قرار گیرد.

۲. روش‌شناسی

۲. ۱. معرفی منطقه مورد مطالعه

منطقه خفر و سیور از توابع پادنا با وسعت ۲۳۹۸۸ هکتار در ۶۵ کیلومتری شهر سمیرم واقع شده است (شکل ۱). ازنقطه‌نظر جغرافیائی منطقه مورد مطالعه بین طول ″۴۸ ′۲۰ °۵۱ تا ″۴۳ ′۳۲ °۵۱ شرقی و عرض ″۴۲ ′۵۵ °۳۰ تا ″۲۰ ′۸ °۳۱ شمالی واقع شده است. ازلحاظ توپوگرافی، منطقه خفر و سیور یک منطقه کاملاً کوهستانی است. حداقل و حداکثر ارتفاع منطقه ۱۸۰۰ و ۴۴۰۷ متر از سطح دریا بوده و ارتفاع متوسط آن ۲۷۱۷ متر از سطح دریا است. میانگین بارندگی سالیانه منطقه ۷۸۸ میلی‌متر برآورد گردیده و دمای متوسط سالیانه ۵/۸ درجه سانتی‌گراد است.



(ب) (الف)

شکل ۱- (الف) موقعیت منطقه مورد مطالعه در شهرستان سمیرم و استان اصفهان، (ب) مرز محدوده بر روی تصویر ماهواره‌ای منطقه

۲. ۲. روش تحقیق

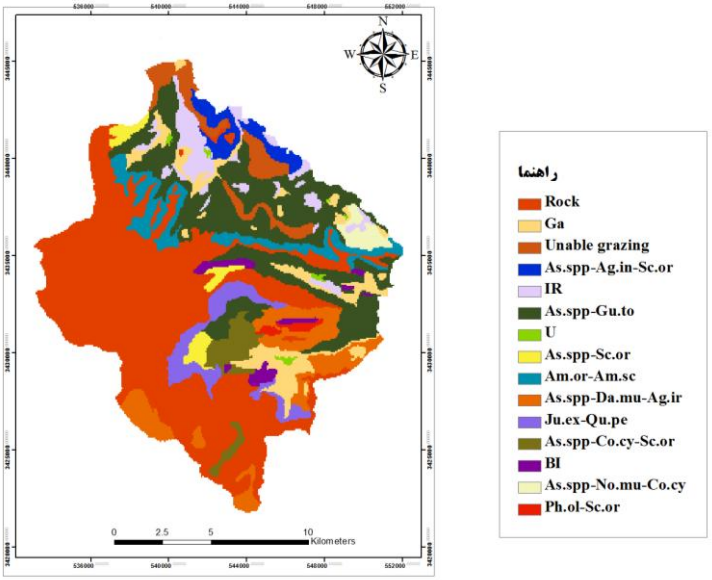
این تحقیق به دنبال بررسی اثر استفاده بی‌رویه دام عشایر بر کارکرد تنظیم آب توسط اکوسیستم‌های مرتعی منطقه خفر و سیور سمیرم و هزینه‌های جانبی ناشی از آن است. به این منظور ضمن مطالعه تیپ‌های مرتعی منطقه با استفاده از روش فیزیونومیک- فلوریستیک و تهیه نقشه مربوطه (شکل ۲)، مطالعه درصد پوشش گیاهی در تیپ‌های مختلف در شرایط قبل و بعد از حضور دام در سال ۱۳۹۲ انجام شد.

برای اندازه‌گیری درصد پوشش گیاهی در این تحقیق از رویکرد تصادفی- سیستماتیک و روش قدم نقطه در مسیر ترانسکت‌های خطی به طول ۱۰۰ متر و به تعداد ۱۰ ترانسکت در جهت‌های مختلف هر تیپ (۲۰۰۰ نقطه در هر تیپ گیاهی) استفاده شد. ازآنجاکه هدف این

www.SID.ir

Archive of SID

بخش، برآورد تغییرات پوشش در اثر بهره‌برداری دام عشایری در دو مقطع قبل و بعد از ورود دام به مرتع بود از روشی استفاده شد که ضمن دارا بودن دقت کافی، از بیشترین سرعت عمل برخوردار باشد [۲، ۶، ۱۱].



شکل ۲- نقشه تیپ‌های پوشش گیاهی مرتعی منطقه مورد مطالعه

برای برآورد رواناب حاصل از بارش، روش‌های مختلفی مانند استفاده از منحنی‌های نفوذپذیری، شماره منحنی (CN[1])، هیدروگراف رواناب سطحی، هیدروگراف واحد، آنالیز منطقه‌ای سیلاب و روش حداکثر سیلاب برحسب سطح حوزه آبخیز متداول است [۲۴]. در این تحقیق برای بررسی میزان نفوذ آب ناشی از بارش در سطح تیپ‌های مرتعی، تحلیل نقش پوشش گیاهی در کنترل رواناب و میزان تأثیر بهره‌برداری عشایری بر سطح ارائه این کارکرد از روش شماره منحنی استفاده شد. این روش بر اساس مشاهدات مختلف در حوضه‌های معرف و در اقالیم مختلف بنا شده است. ارتفاع رواناب ناشی از بارش در این روش از رابطه ۱ به دست آمد [۲۴].

$$Q = \frac{(P-0.2S)^2}{P+0.8S} \qquad P>0.2S \qquad (۱)$$

که Q ارتفاع رواناب حاصل از بارش، P ارتفاع بارندگی ۲۴ ساعته و S ارتفاع مربوط به برگاب، ذخیره سطحی و نفوذ در خاک (تلفات) است. ازآنجاکه در این روش بارش‌های ۲۴ ساعته و کوتاه‌مدت مورد استفاده قرار می‌گیرد از عامل تبخیر و تعرق صرف‌نظر می‌شود. مقدار S در رابطه با نوع پوشش، نحوه بهره‌برداری از اراضی، وضعیت خاک ازنظر نفوذپذیری و انتقال آب تغییر می‌کند. مقدار تلفات کل توسط رابطه ۲ با یک عامل بدون بعد به نام شماره منحنی ارتباط می‌یابد.

$$S(mm) = \frac{25400}{CN} - 254 \qquad (۲)$$

پس از تعیین مقدار شماره منحنی، میزان تلفات محاسبه شده و با در نظر گرفتن بارندگی، ارتفاع رواناب محاسبه گردید. شماره منحنی به‌نوبه خود از روی مشخصات خاک، نوع بهره‌وری از زمین و شرایط رطوبت قبلی خاک تعیین شد. به‌منظور تعیین میزان آبی که

[1] Curve Number

www.SID.ir

Archive of SID

سالانه در مراتع منطقه نفوذ می‌کند، نخست در هر حوضه، گروه‌های هیدرولوژیک خاک بر اساس ویژگی‌های خاک و با استفاده از جدول ۱ تعیین و نقشه مربوطه تهیه گردید. همچنین وضعیت هیدرولوژیک تیپ‌های مرتعی بر اساس تراکم پوشش و شدت چرا و با استفاده از جدول ۲ تعیین شده و نقشه وضعیت هیدرولوژیک اراضی نیز تهیه گردید.

جدول ۱. تعیین گروه‌های هیدرولوژیک خاک بر اساس ویژگی‌های آن (۲۴)

گروه‌های هیدرولوژیک خاک	شدت نفوذ (اینچ بر ساعت)	نوع خاک	توانایی تولید رواناب
A	بیش از ۳	شنی و قلوه‌سنگی	کم
B	۳-۱/۵	شنی لومی، شنی رسی	متوسط
C	۱/۵-۰/۵	لومی، لومی رسی دارای لایه‌های سخت در عمق	نسبتاً زیاد
D	کمتر از ۰/۵	رسی، خاک‌های شور، سنگ، جاده آسفالت، بتون، خاک‌های کم‌عمق	خیلی زیاد

جدول ۲. وضعیت هیدرولوژیک مراتع برحسب شدت چرا و تراکم پوشش گیاهی (۲۴)

وضعیت هیدرولوژیک	وضعیت مرتع
فقیر	چرای سنگین با پوشش کمتر از ۵۰ درصد (شامل گیاه و سنگریزه)
متوسط	چرای متوسط با پوشش بین ۵۰ تا ۷۰ درصد
خوب	چرای سبک با پوشش بیش از ۷۵ درصد

به‌منظور برآورد میزان تأثیر بهره‌برداری‌های عشایری بر کارکرد کنترل رواناب، ابتدا اقدام به تهیه نقشه‌های کاربری اراضی، وضعیت هیدرولوژیک و گروه‌های هیدرولوژیک خاک در حالت قبل از چرا در محیط ArcGIS گردید (شکل ۳). سپس از تلفیق نقشه‌های مذکور، مناطق همگن ازنظر CN برای حالت قبل از چرا حاصل شده و به کمک جداول مربوطه، مقادیر شماره منحنی در هر واحد همگن با میانگین‌گیری وزنی در هرکدام از حوضه‌های مورد مطالعه تعیین گردید. در حالت بعد از چرا نیز به علت بهره‌برداری بیش‌ازحد از مرتع و تغییر وضعیت هیدرولوژیک منطقه از حالت فقیر به حالت تخریب یافته، CN مجدداً محاسبه شده و نقشه مربوطه تهیه گردید.

پس از مشخص شدن شماره منحنی برای هرکدام از حوضه‌های منطقه، مقدار تلفات کل منطقه (S) در هرکدام از حالت‌های قبل و بعد از چرا تعیین شد. به‌منظور تعیین تأثیر تغییر وضعیت هیدرولوژیک حوزه آبخیز بر مقادیر نفوذ و رواناب، آمار شدت بارش ایستگاه سمیرم در دوره بازگشت‌های مختلف و همچنین زمان تمرکز حوضه‌ها از طریق اداره کل منابع طبیعی و آبخیزداری استان اصفهان تهیه شد. برای محاسبه میزان بارش، زمان تمرکز در شدت بارش با دوره بازگشت‌های مختلف ضرب گردید. بر اساس میزان بارش‌های با دوره بازگشت‌های مختلف و مقدار تلفات بارش، میزان رواناب حاصل محاسبه گردید. با تعیین اختلاف رواناب بین حالات قبل و بعد از چرا، میزان تغییر در کارکرد تنظیم آب بر اثر چرای دام محاسبه شد. سپس با توجه به مساحت هر حوضه این اختلاف ارتفاع به حجم رواناب تبدیل گردید.

www.SID.ir

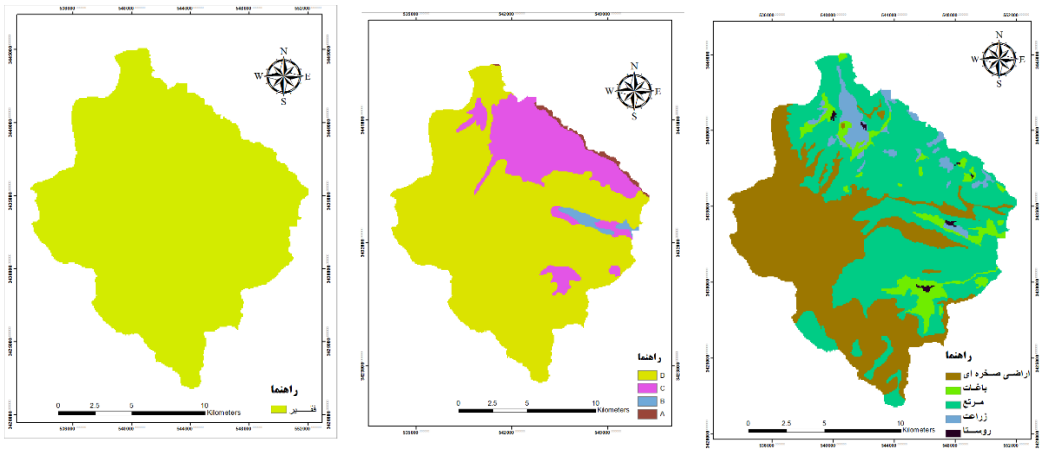
Archive of SID

درنهایت میزان هزینه‌های جانبی ناشی از کاهش سطح ارائه این کارکرد با استفاده از رویکرد هزینه‌های نسبت داده شده و روش هزینه جایگزین[1] محاسبه شد. این روش و سایر روش‌های رویکرد ترجیحات نسبت داده شده، بر این فرض استوار است که هزینه‌های اجتناب از خسارت یا جایگزینی خدمات اکوسیستم، ارزش اکوسیستم یا خدمات را برای جامعه نشان می‌دهند. برای برآورد ارزش اقتصادی ازدست‌رفته بر اثر حضور عشایر و به عبارتی میزان هزینه‌های جانبی تحمیل شده، هزینه‌های لازم برای نگهداشت این مقدار رواناب مدنظر قرار می‌گیرد. در این تحقیق با توجه به اطلاعات قابل‌دسترس از اداره کل منابع طبیعی و آبخیزداری استان اصفهان، اطلاعات مربوط به هزینه‌های مورد نیاز برای ساخت بند خاکی حیدرآباد سمیرم مورد استفاده قرار گرفت. این بند خاکی با حجم ۴۵۰ هزار مترمکعب و هزینه ۲۵۰۰ میلیون ریال در سال ۱۳۸۲ ساخته شده است. ارزش حال این هزینه‌ها با استفاده از شاخص بهای مصرف‌کننده و نرخ تورم (۳) و با استفاده از رابطه ۳ محاسبه شد.

$$V_f = V_p (1+i)^r \qquad (۳)$$

که در آن V_f ارزش حال، V_p ارزش گذشته، i نرخ تنزیل و r تعداد سال‌های سپری شده است.

با استفاده از این داده‌ها، هزینه‌های مورد نیاز جهت نگهداشت آب در سطح حوزه آبخیز از طریق احداث این سازه به‌دست‌آمده و با توجه به حجم ذخیره، هزینه لازم جهت کنترل رواناب در سطح منطقه محاسبه گردید.



(ج) (ب) (الف)

شکل ۳. نقشه کاربری اراضی منطقه (الف)، گروه‌های هیدرولوژیک خاک (ب) و وضعیت هیدرولوژیک (ج) در شرایط قبل از چرا

۳. نتایج

بر اساس یافته‌های بخش‌های دیگر این تحقیق، ظرفیت چرایی مراتع منطقه در حالت قبل از چرا برابر با ۳۱۵۹ واحد دامی در طی یک فصل چرا (۴ ماه) محاسبه شد، درحالی‌که بر اساس آمار موجود [۳۶]، بیش از ۵۲۰۰۰ واحد دامی در طول فصل چرا وارد مرتع منطقه شده که این فشار بسیار زیاد سبب تنزل وضعیت مراتع از حالت ضعیف قبل از چرا به حالت تخریب یافته گردیده است. نتایج حاصل از اندازه‌گیری درصد پوشش گیاهی در حالت قبل و بعد از چرا در تیپ‌های مختلف گیاهی در جدول ۳ ارائه شده است.

[1] Replacement Cost Method

www.SID.ir

Archive of SID

جدول ۳. میانگین و اشتباه از معیار میزان پوشش در شرایط قبل و بعد از ورود دام در تیپ‌های مختلف گیاهی در فصل چرای سال ۱۳۹۲ (برحسب درصد)

نام تیپ گیاهی	قبل از چرا		بعد از چرا	
	درصد پوشش	لاشبرگ	درصد پوشش	لاشبرگ
Astragalus brachycalyx- Daphne mucronata- Agropyron intermedium	۱۸/۴±۲/۵	۶/۲±۱/۰	۳/۲±۰/۵	۵±۱/۰
Astragalus brachycalyx-Cousinia cylindracea- Scariola orientalis	۱۹/۲±۲/۰	۰/۷±۰/۱	۴/۹±۰/۸	۰/۵±۰/۱
Astragalus brachycalyx- Noaea mucronata- Cousinia cylindracea	۹/۱±۱/۰	۸/۲±۱/۲	۱/۲±۰/۱	۷/۱±۱/۳
Astragalus verus- Gundelia tournefortii	۱۸/۲±۱/۸	۱/۸±۰/۳	۴/۱±۰/۲	۱/۵±۰/۴
Astragalus brachycalyx - Scariola orientalis	۹±۰/۹	۲±۰/۳	۱/۳±۰/۳	۱/۸±۰/۳
Astragalus brachycalyx - Agropyron intermedium- Scariola orientalis	۱۲±۰/۹	۸±۱/۷	۳±۰/۶	۶/۹±۱/۵
Amygdalus orientalis- Amygdalus scoparia	۹/۲±۱/۱	۴/۸±۰/۶	۵/۸±۰/۵	۴/۱±۰/۷
Phlomis olivieri- Scariola orientalis	۱۷/۱±۲/۸	۲/۸±۰/۷	۲/۲±۰/۴	۲/۵±۰/۷
Juniperus excelsa- Quercus brantii	۱۷/۱±۱/۷	۱۱/۹±۳/۵	۱۴/۵±۲/۱	۱۳/۴±۲/۲

جداول مربوط به میـزان CN و تلفـات بـارش منـاطق همگـن در دو حالـت قبـل و بعـد از چـرا (جـدول ۴) و نقشه‌های مربوطه (شکل ۴) نشان می‌دهد مقـادیر شـماره منحنی در حالت بعد از چرا برای تمام حوضه‌هـا افـزایش یافته اسـت. ایـن افـزایش نشـانگر کمتـر شـدن تلفـات و افزایش میزان رواناب در شرایط بعد از چرای دام در مراتع منطقه است.

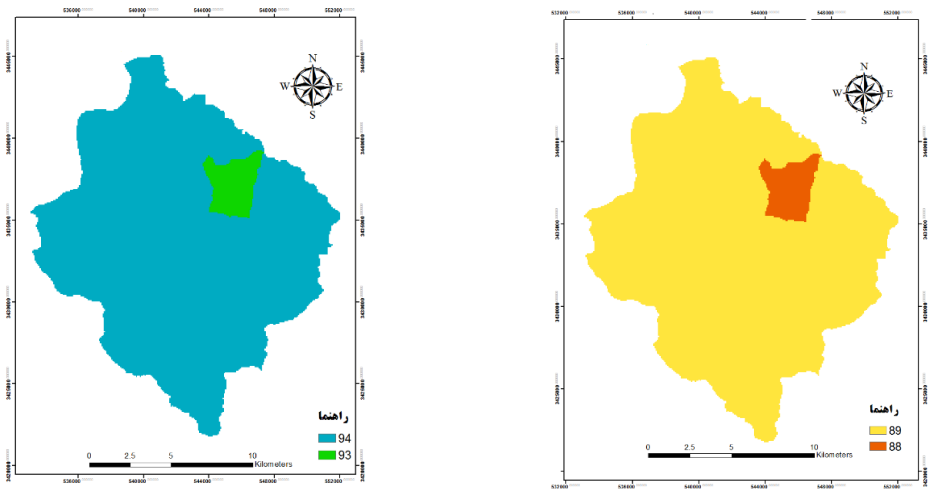
نتایج حاصل از مقایسه ارتفاع رواناب در دو حالت قبل و بعد از چرا نشان می‌دهد ارتفاع رواناب بعد از چـرای دام در تمام حوضه‌هـا افـزایش یافتـه اسـت (جـداول ۵ و ۶). همچنین به‌عنوان نمونه، پهنه‌بندی ارتفاع رواناب ناشـی از بارش با دوره بازگشت دو سـال در شـرایط قبـل و بعـد از حضور دام در شکل ۵ نمایش داده شده است.

جدول ۴. شماره منحنی (CN) و تلفات کل بارش (S) در حوضه خفر و سیور قبل و بعد از حضور دام در فصل چرای سال ۱۳۹۲

حوضه		۱	۲	۳	۴	۵
شماره منحنی	قبل	۸۹	۸۹	۸۹	۸۹	۸۸
	بعد	۹۳	۹۳	۹۳	۹۳	۹۴
مقدار تلفات کل	قبل	۳۱/۳۹	۳۱/۳۹	۳۱/۳۹	۳۱/۳۹	۳۴/۶۳
	بعد	۱۹/۱۱	۱۹/۱۱	۱۹/۱۱	۱۹/۱۱	۲۲/۰۸

www.SID.ir

Archive of SID



(ب) (الف)

شکل ۴. شماره منحنی در دو حالت قبل (الف) و بعد (ب) از حضور دام در مراتع منطقه در فصل چرای سال ۱۳۹۲

جدول ۵. ارتفاع رواناب در دوره بازگشت‌های مختلف در حوضه خفر و سیور قبل از حضور دام (mm) در فصل چرای سال ۱۳۹۲

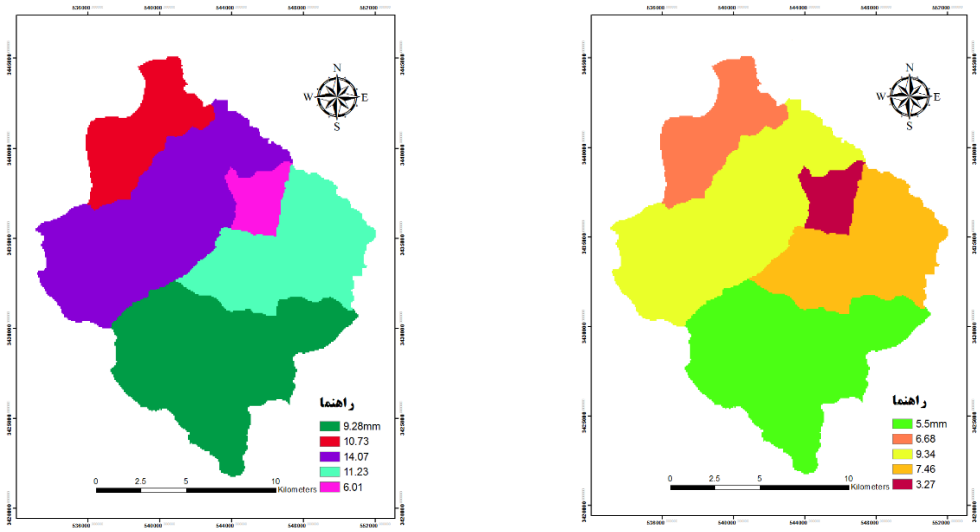
حوضه	دوره بازگشت					
	۲	۵	۱۰	۲۵	۵۰	۱۰۰
۱	۵/۵	۱۰/۲۱	۱۶/۲۵	۲۲/۶	۲۷/۲۸	۳۱/۵۹
۲	۶/۶۸	۱۲/۰۴	۱۸/۶۴	۲۵/۹۸	۳۱/۲۴	۳۵/۷۹
۳	۹/۳۴	۱۶/۰۶	۲۴/۳۵	۳۳/۴۸	۳۹/۵۹	۴۵/۲
۴	۷/۴۶	۱۳/۱۲	۲۰/۳۴	۲۸/۱۲	۳۳/۶	۳۸/۷۳
۵	۳/۲۷	۶/۶۴	۱۱/۰۷	۱۶/۱۹	۱۹/۷۹	۲۳/۱۹

جدول ۶. ارتفاع رواناب در دوره بازگشت‌های مختلف در حوضه‌های خفر و سیور بعد از حضور دام (mm) در فصل چرای سال ۱۳۹۲

حوضه	دوره بازگشت					
	۲	۵	۱۰	۲۵	۵۰	۱۰۰
۱	۹/۲۸	۱۵/۱۳	۲۲/۲۷	۲۹/۴۸	۳۴/۶۸	۳۹/۴
۲	۱۰/۷۳	۱۷/۳۳	۲۵/۰۲	۳۳/۲۵	۳۹/۰۱	۴۳/۹۴
۳	۱۴/۰۷	۲۲/۰۴	۳۱/۴۳	۴۵/۷۴	۴۸/۰۴	۵۴/۰۲
۴	۱۱/۲۳	۱۸/۶۱	۲۶/۹۴	۳۵/۶	۴۱/۵۸	۴۷/۱۱
۵	۶/۰۱	۱۰/۴۹	۱۵/۹۷	۲۲	۲۶/۱۱	۲۹/۹۵

www.SID.ir

Archive of SID



(ب) (الف)

شکل ۵. ارتفاع رواناب ناشی از بارش با دوره بازگشت دو سال در شرایط قبل (الف) و بعد (ب) از حضور دام در فصل چرای سال ۱۳۹۲

با توجه به افزایش ارتفاع رواناب در شرایط بعد از حضور دام، حجم رواناب نیز افزایش یافته به‌گونه‌ای که به‌عنوان‌مثال، اختلاف حجم رواناب ناشی از بارشی با دوره بازگشت ۲ سال بین حالت‌های قبل و بعد از چرای دام به ۹۳۹۶۴۳ مترمکعب می‌رسد (جدول ۷). این میزان افزایش حجم رواناب ناشی از بهره‌برداری دام عشایری از پوشش مراتع منطقه در طی یک فصل چرا است که به‌عنوان یکی از اثرات جانبی این شیوه بهره‌برداری قلمداد می‌شود.

جدول ۷. تغییرات ارتفاع و حجم رواناب ناشی از بارش‌های با دوره بازگشت‌های مختلف در شرایط قبل و بعد از چرا در سال ۱۳۹۲

حوضه	مساحت (ha)	دوره بازگشت	تغییر ارتفاع رواناب (mm)						تغییر حجم رواناب (m3)					
			۲	۵	۱۰	۲۵	۵۰	۱۰۰	۲	۵	۱۰	۲۵	۵۰	۱۰۰
۱	۷۰۰۶		۳/۷۸	۴/۹۲	۶/۰۲	۶/۸۸	۷/۴	۷/۸۱	۲۶۴۸۲۶	۳۴۴۷۰	۴۲۱۷۶	۴۸۲۰۱	۵۱۸۴۴	۵۴۷۱۷
۲	۲۷۹۴		۴/۰۵	۵/۲۹	۶/۳۸	۷/۲۷	۷/۷۷	۸/۱۵	۱۱۳۱۵۷	۱۴۷۸۰	۱۷۸۲۶	۲۰۳۱۲	۲۱۷۰۹	۲۲۷۷۱
۳	۷۷۷۱		۴/۷۳	۵/۹۸	۷/۰۸	۱۲/۲۶	۸/۴۵	۸/۸۲	۳۶۷۵۶۸	۴۶۴۷۱	۵۵۰۱۹	۹۵۲۷۲	۶۵۶۶۵	۶۸۵۴۰
۴	۴۴۳۹		۳/۷۷	۵/۴۹	۶/۶	۷/۴۸	۷/۹۸	۸/۳۸	۱۶۷۳۵۰	۲۴۳۷۰	۲۹۲۹۷	۳۳۲۰۴	۳۵۴۲۳	۳۷۱۹۹
۵	۹۷۶		۲/۷۴	۳/۸۵	۴/۹	۵/۸۱	۶/۳۲	۶/۷۶	۲۶۷۴۲	۳۷۵۸	۴۷۸۲	۵۶۷۱	۶۱۶۸	۶۵۹۸

به‌منظور برآورد ارزش اقتصادی این اثر جانبی (هزینه جانبی)، از روش هزینه جایگزین با استفاده از اطلاعات مربوط به هزینه‌های مورد نیاز برای ساخت بند خاکی حیدرآباد سمیرم استفاده شد. بر اساس نتایج به‌دست‌آمده، ارزش اقتصادی هزینه جانبی تحمیل شده با در نظر گرفتن بارشی با دوره بازگشت ۲ سال به میزان

www.SID.ir

Archive of SID

۲۵۳۹۱/۲۴ میلیون ریال در سال برآورد گردید. این رقم در خصوص بارش‌هایی با سایر دوره بازگشت‌ها نیز به همین ترتیب قابل محاسبه خواهد بود.

۴. بحث و نتیجه‌گیری

به اذعان محققان مختلف، سیستم‌های مدیریت مناسب منابع طبیعی تنها در صورتی می‌تواند توسعه یابد که در کنار مؤلفه‌های طبیعی، مؤلفه‌های اقتصادی، اجتماعی و حکمرانی نیز مدنظر قرار گیرد [۲۵]. به‌عنوان‌مثال فشار برای افزایش تولید، چه از طریق استفاده متراکم‌تر از اراضی و چه از طریق گسترش اراضی مورد استفاده، می‌تواند پیامدهای زیست محیطی منفی و متعاقباً پیامدهای اجتماعی منفی به همراه داشته باشد و احتمالاً این تأثیر بر مردم فقیر و آسیب‌پذیر بیشتر خواهد بود [۷، ۳۳]. در حال حاضر بازارهای مرسوم در بازتاب کامل یا صحیح ارزش خدمات اکوسیستم (اثرات رفاهی) ناتوان‌اند، خدماتی مانند تصفیه آب که نیاز به تصفیه مصنوعی آب را کاهش می‌دهد یا نقش گرده‌افشانی طبیعی در ارتقای بازده محصولات. بازارهای رسمی همچنین به‌ندرت به اثرات منفی فعالیت‌های اقتصادی بر خدمات اکوسیستم (اثرات جانبی) که بیشتر آن‌ها شامل کالاها و خدمات عمومی است توجه می‌کنند و حتی آن‌ها را نادیده می‌گیرند [۲۲]. یکی از نمونه‌های بارز فشار بر منابع طبیعی در ایران و بسیاری نقاط دیگر، پرورش دام در اراضی طبیعی است که باوجود نقش مؤثری که در ارتقای امنیت غذایی و کاهش فقر دارد، اغلب به سبب اثرات جانبی منفی که به‌رغم کاهش سطح رفاه جامعه، هیچ هزینه‌ای بابت آن پرداخت نمی‌شود، مورد انتقاد قرار می‌گیرد [۷، ۲۶، ۳۴، ۳۵].

در نظام‌های کنونی بهره‌برداری از مرتع در کشور ایران اعم از نظام روستایی یا عشایری، عموماً به جنبه‌های بهره‌برداری‌های مستقیم از این اکوسیستم‌ها و ازجمله تولید علوفه و تأمین نیاز پروتئین کشور توجه شده و اثراتی که این شیوه‌های بهره‌برداری بر تدارک کالاها و خدمات مورد نیاز جامعه توسط اکوسیستم‌ها به دنبال دارد عموماً به دلایل متعدد نادیده گرفته می‌شود. اهمیت این مسئله زمانی بارزتر می‌شود که به جنبه عمومی و همگانی حق انتفاع از این عرصه‌ها که جزو منابع ملی محسوب می‌شوند توجه شود. با توجه به موقعیت جغرافیایی کشور ایران و محدودیت شدید منابع آب، تأثیر این بهره‌برداری‌ها بر اختلال در نظام هیدرولوژیک حوزه‌های آبخیز از اهمیت دوچندانی برخوردار است.

بر اساس نتایج به دست آمده از این تحقیق، با توجه به فشار سنگین ناشی از چرای دام و تخریب اکوسیستم‌های مرتعی، میزان ذخیره نزولات در مراتع منطقه به‌شدت کاهش پیدا کرده و بخش قابل‌توجهی از بارندگی‌ها به رواناب تبدیل می‌شود و با توجه به کاهش سطح ارائه کارکردهای اکوسیستم که جنبه عمومی و اجتماعی دارد، هزینه‌های جانبی اجتماعی زیادی را به دنبال دارد.

یافته‌های تحقیق بیانگر تأثیر منفی کاهش پوشش گیاهی ناشی از چرای دام بر افزایش رواناب بود که این امر توسط محققان دیگر نیز تأیید گردیده است. مطالعات نشان داده که وجود پوشش گیاهی و ماده آلی در سطح خاک می‌تواند از برخورد مستقیم قطرات باران به خاکدانه‌ها جلوگیری نماید و درنتیجه ثبات خاکدانه‌ها بیشتر خواهد شد (۲۸). همچنین یافته‌های تحقیقی در اسپانیا نشان داد که زبری خاک در اثر وجود پوشش گیاهی تأثیر بسزایی در جلوگیری از بروز رواناب دارد. در مطالعه دیگری درزمینهٔ بررسی تأثیر کاربری و پوشش اراضی بر میزان رواناب و نفوذ در حوزه آبخیز آزمایشی گوادلپرالون[1] اسپانیا، بالاتر بودن میزان نفوذ آب در بوته‌زارها و مناطق با فشار چرایی کم و بیشتر بودن میزان رواناب در مناطق با پوشش گیاهی کمتر که از خشک‌سالی‌های طولانی و فشار چرا ناشی شده بود، مشاهده شد (۴). در یک مطالعه انجام شده در مراتع

[1] Guadelperalón

www.SID.ir

Archive of SID

منطقه فیروزکوه به‌منظور بررسی اثر شدت چرا بر هدررفت آب‌وخاک نیز نتایج نشان داد که تیمار چرای بیش از ظرفیت به‌ویژه در شیب‌های تند، بیشترین میزان تولید رواناب را به دنبال داشته است [۳۰]. اثرات مستقیم و معنادار پوشش گیاهی و نحوه بهره‌برداری از آن بر چرخه آب توسط محققان دیگر نیز تأیید شده است [۱۶، ۲۵].

در کنار شیوه‌های کنترلی و نظارتی که به‌منظور تصحیح و تعدیل روند بهره‌برداری‌ها و کاهش اثرات جانبی فشار بر منابع طبیعی به کار گرفته می‌شود، امروزه استفاده از ابزارهای اقتصادی نیز به‌عنوان یکی از شیوه-های کارآمد در مدیریت استفاده از منابع به کار گرفته می‌شود. یکی از این شیوه‌ها، شناسایی و محاسبه اثرات جانبی بهره‌برداری‌ها در گام نخست و تلاش به‌منظور درونی سازی این اثرات در مرحله بعد است [۷]. در این راستا مطالعات ارزش‌گذاری کارکردهای اکوسیستم‌ها به‌منظور کسب اطلاعات درباره ارزش اکوسیستم‌ها جهت استفاده در تصمیم‌گیری‌های زیست محیطی و فرآیندهای پایش و مدیریت ضرورت پیدا می‌کند [۱۹].

با مطالعه اثر شیوه کنونی بهره‌برداری بر مراتع منطقه مشخص گردید که با از بین رفتن پوشش گیاهی، خسارات زیادی در خصوص هدررفت منابع آب و همچنین مسائل ناشی از بروز رواناب مانند فرسایش خاک و لطمه به کاربری‌های واقع در مسیر وارد می‌شود، به‌گونه‌ای که با در نظر گرفتن بارشی با دوره بازگشت ۲ سال، هزینه جانبی این بهره‌برداری‌ها به ۲۵۳۹۱/۲۴ میلیون ریال در سال می‌رسد. به‌عبارت‌دیگر، خسارت وارد بر کارکرد مراتع در تنظیم آب که در راستای انتفاع گروه محدودی از جامعه عشایری از مراتع این منطقه رخ می‌دهد سالانه به بیش از ۲۵ میلیارد ریال می‌رسد. در خصوص ارقام محاسبه شده ذکر دو نکته ضرورت دارد. نخست آنکه مراتع منطقه خفر و سیور به دلیل بهره‌برداری‌های بی‌رویه عموماً مراتع ضعیفی محسوب می‌شوند و میزان افزایش حجم رواناب و هزینه جانبی محاسبه شده در اثر تبدیل وضعیت مراتع از ضعیف به حالت تخریب یافته به دست آمده است. بدیهی است چنانچه بر اثر چرای بی‌رویه و عدم اعمال مدیریت صحیح، مراتع دارای وضعیت بهتر دچار تخریب و زوال شوند میزان رواناب تولیدی و خسارت‌های ناشی از آن بسیار بیشتر خواهد بود. نکته دوم آن است که این ارقام تنها بخشی از اثرات منفی بهره‌برداری بی‌رویه از منابع پایه بوده و در صورت مطالعه اثرات این شیوه بهره‌برداری بر سایر جنبه‌های کارکردی اکوسیستم‌های مرتعی، اهمیت موضوع بارزتر خواهد شد. به‌عنوان‌مثال می‌توان به آلودگی منابع آب با نیتروژن و فسفر ناشی از حضور دام در مرتع اشاره نمود. برآوردها نشان می‌دهد که در ایالات‌متحده، ۳۳ درصد آلودگی نیتروژن و ۳۲ درصد آلودگی فسفر از حضور دام در مجاورت منابع آب ناشی می‌شود. این ارقام در خصوص شرق آسیا به‌مراتب بالاتر است به‌گونه‌ای که مثلاً در ویتنام ۳۸ درصد آلودگی منابع آب به نیتروژن و ۹۲ درصد آلودگی به فسفر از این محل ناشی می‌شود [۳۷]. بی‌شک ضرورت دارد تمام اثرات جانبی چنین فعالیت‌هایی که در بستر منابع مشاع صورت می‌پذیرد شناسایی شده و هزینه‌های ناشی از آن مورد مطالعه قرار گیرد تا بتوان با شناخت بیشتری در خصوص تصحیح روند این بهره‌برداری‌ها برنامه‌ریزی نمود.

در پایان، ذکر این نکته ضروری به نظر می‌رسد که باوجود مطالعات متعددی که درزمینهٔ ارزش‌گذاری صورت پذیرفته، اما این تلاش‌ها عمدتاً هنوز در بهبود ملموس وضعیت محیط‌زیست ناموفق بوده‌اند [۱۷] که ازجمله دلایل مهم آن این است که این مطالعات عموماً ابتر باقی‌مانده و در سیاست‌گذاری‌های مدیریت و بهره‌برداری از منابع طبیعی برای محاسبه دقیق‌تر هزینه‌ها و منافع زیستی محیطی تصمیمات مختلف مدنظر قرار نمی‌گیرند. به این منظور سیاست‌ها و ابزارهایی مانند مالیات‌ها و مشوق‌های زیست محیطی می‌توانند در کنار قوانین و مقررات موجود به مدیریت بهتر این منابع کمک نماید [۷، ۱۰، ۱۳، ۱۶].

www.SID.ir

Archive of SID

References

[1] Azarnivand, H. and Zare Chahouki, M.A. (2010). Rangeland Ecology, 1st Edition, University of Tehran Press.

[2] Bonham, C.D. (2013). Measurements for terrestrial vegetation, Niknahad Gharmakher, H. and Daneshi, M. (translators), Makhtoumgholi Faraghi Publications, 352 p.

[3] Central Bank of Iran (2014). Time series data of consumer price index and inflation rate, https://www.cbi.ir.

[4] Cerda, A., Schnabel, S., Ceballos, A. and Gomez-Amelia, D. (1998). Soil hydrological response under simulated rainfall in the Dehesa land system (Extremadura, SW Spain) under drought conditions. *Earth Surface Processes and Landforms*, 23(3), 195–209.

[5] Engeles, C.L. (2002). The effect of grazing intensity on rangeland hydrology, Elsevier/Inra, 45, 63-70.

[6] Erfanzadeh, R. (1997). The comparison between point techniques to measure vegetation cover in grasslands and shrub-lands, MSc. Thesis in Range Management, Tarbiat Modarres University.

[7] FAO (2009). The state of food and agriculture, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 168 p.

[8] Fiedler, F.R., Frasier, G.W., Ramirez, J.A. and Ahuga, L.R. (2002). Hydrologic response of grasslands: effects of grazing, interactive infiltration and scale. *Journal of Hydrologic Engineering*, 7(4), 293-301.

[9] Ghorbani, M. and Firuzzare, A. (2007). An introduction to valuing environment, 1st Edition, University of Ferdowsi of Mashhad Press.

[10] Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P.L. and Montes, C. (2010). The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes. *Journal of Ecological Economics*, 69, 1209–1218.

[11] Hadian, F., Jafari, R., Bashari, H. and Soltani, S. (2014). Monitoring the effects of precipitation on vegetation cover changes using remote sensing techniques in 12 years period. *Journal of Range and Watershed Management*, 66 (4), 621-632.

[12] Haustad, K.M., Peters, D.P., Skaggs, R., Brown, J., Bestelmeyer, B., Fredrickson, E., Herrick, J. and Wright, J. (2007). Ecological services to and from rangelands of the United States. *Journal of Ecological Economics*, 64, 261- 268.

[13] Hogan, D., Arthaud, G., Brookshire, D., Gunther, T., Pincetl, S., Shapiro, C. and Van Horne, B. (2011). Developing an institutional framework to incorporate ecosystem services into decision making, Proceedings of a workshop: U.S. Geological Survey, Open-File Report 2011–1221, 9 p. Available at http://pubs.usgs.gov/of/2011/1221.

[14] Idowu, O.J., Rickson, R.J. and Godwin, R.J. (2002). Analysis of surface roughness in relation to soil loss and runoff at high rainfall intensities. *Journal of Hydrological Processes*, 16, 233-234

[15] John, A.D., Kenneth, P.N., Wadell, A., Hugh, A. and Russell, S. (2002). Long-term grazing density impact on soil compaction. *United State Department of Agriculture*, 45(6), 1911-1915.

[16] Jones, R.E. and Dowling, P.M. (2004). Sustainability, externalities and economics: the case of temperate perennial grazing systems in NSW, Economic Research Report No. 24, NSW Department of Primary Industries, Orange. Available at: http://www.agric.nsw.gov.au/reader/10550

[17] Jordan, A. and Russel, D. (2014). Embedding the concept of ecosystem services? The utilization of ecological knowledge in different policy venues. *Environmental Planning*, 32, 192–207.

[18] Kamaljit, K. (2006). Multiple land use in tropical savannas: concepts and methods for valuation. *Journal of Agriculture*, 1, 90-95.

[19] Kenter, J.O., O'Brien, L., Hockley, N., Ravenscroft, N., Fazey, I., Irvine, K.N., Reed, M.S., Christie, M., Brady, E., Bryce, R., Church, A., Cooper, N., Davies, A., Evely, A., Everard, M., Fish, R., Fisher, J.A., Jobstvogt, N., Molloy, C., Orchard-Webb, J., Ranger, S., Ryan, M., Watson, V. and Williams, S. (2015). What are shared and social values of ecosystems? *Journal of Ecological Economics*, 111, 86–99.

www.SID.ir

Archive of SID

[20] Khajeddin, S.J. and Bassiri, M. (1994). Preface, Proceedings of The First National Range Management Seminar in Iran, Isfahan University of Technology, Isfahan, Iran, pp. 1-2.

[21] Kinnaman, T.C. (2011). The economic impact of shale gas extraction: A review of existing studies. *Journal of Ecological Economics*, 70, 1243–1249.

[22] Leimona, B., Noordwijk, M., de Groot, R. and Leemans, R. (2015). Fairly efficient, efficiently fair: Lessons from designing and testing payment schemes for ecosystem services in Asia. *Ecosystem Services*, 12, 16–28.

[23] Li, X.J., Li, X.R., Song, W.M., GAO, Y.P., Zheng, J.G. and Jao, R.L. (2008). Effect of crust and shrub patches on runoff, sedimentation and related nutrient (C&N) redistribution in the desertified steppe zone of the Tengger Desert, Northern China. *Geomorphology*, 96, 221-232.

[24] Mahdavi, M. (1999). Applied Hydrology, Volume 1, 5th Edition, University of Tehran Press.

[25] Mburu, J. (2013). Ecconomic valuation and environmental assessment, Center for Development Research, University of Bonn.

[26] Mearns, R. (1996). When livestock are good for the environment: benefit-sharing of environmental goods and services, the World Bank/FAO Workshop 'Balancing Livestock and the Environment', Washington DC., September 1996.

[27] Morgan, R.P., McIntyre, K., Vickers, A.W., Quinton, J.N. and Rickson, R.J. (1997). A rainfall simulation study of soil erosion on rangeland in Swaziland. *Journal of Soil Technology*, 11, 291-299.

[28] Mudahir, O. and Taskin, O. (2003). Overgrazing effect on rangeland soil properties, International Conference on Sustainable Land Use and Management, Canakkle, Turkey.

[29] Phan Ha Hai, A., Huon, S., Des Tureaux, T.H., Orange, D., Jouquet, P., Valentin, C., De Rouw, A. and Tran, D.T. (2012). Impact of fodder cover on runoff and soil erosion at plot scale in a cultivated catchment of North Vietnam. *Geoderma*, 177–178.

[30] Rahmati, M., Arabkhedri, M., Jafari Ardekani, A. and Khalkhali, S.A. (2004). The effect of grazing rate and slope on runoff and soil loss. *Journal of Pajouhesh & Sazandegi*, 62, 32-37.

[31] Salagi, M. and Vejdani, H. (2009). The economic comparison of rangelands and dry lands in Hamedan Province, http://www.hr-vojdani.blogfa.com/. (13/02/2014).

[32] Sandifer, P.A. and Sutton-Grier, A.E. (2014). Connecting stressors, ocean ecosystem services, and human health. *Natural Resources Forum*, 38, 157–167.

[33] Sandifer, P.A., Sutton-Grier, A.E. and Ward, B.P. (2015). Exploring connections among nature, biodiversity, ecosystem services, and human health and well-being: opportunities to enhance health and biodiversity conservation. *Ecosystem Services*, 12, 1–15.

[34] Squires, V. and Limin, H. (2010). Livestock husbandry development and agro-pastoral integration in Gansu and Xinjiang, In: Towards sustainable use of rangelands in North-West China, DOI 10.1007/978-90-481-9622-7_2, Springer Science + Business Media B.V.

[35] Steinfeld, H., Gerber, P., Wassennar, T., Castel, V., Rosales, M. and de Haan, C. (2006). Livestock's long shadow: environmental issues and options, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

[36] Veterinary Organization of Semirom County (2013). Livestock data of Semirom County (Unpublished report).

[37] Voegele, J. (2008). Livestock externalities: public policy and investment needs, Agriculture and Rural Development Department, World Bank, Report No. 44010-GLB, 103 p.

[38] Yousefifard, M., Khademi, H. and Jalalian, A. (2007). Decline in soil quality as a result of land use change in Cheshmeh Ali region, Chaharmahal Bakhtiari Province. *Journal of Agricultural Science and Natural Resources*, 14(1), 28-38.

www.SID.ir