



دوره‌ی ۳۴، شماره‌ی ۱، شماره‌ی پیاپی ۱۳۰، بهار ۱۴۰۰، صفحه‌های ۱۳۹-۱۲۶
شناسه‌ی دیجیتال: 10.22092/wmej.2020.128825.1293

پژوهش‌های آبخیزداری

طراحی برنامه‌ی پرداخت برای خدمات‌های بوم‌سامانه‌ی بر اساس کارکرد مه‌ار رسوب در آبخیز شیرین‌دره، خراسان شمالی

عماد ذاکری

(نویسنده‌ی مسئول)* دکترای علوم مرتع، اداره‌ی کل منابع طبیعی و آبخیزداری خراسان شمالی

سید علیرضا موسوی

استادیار، گروه مرتع و آبخیزداری، دانشگاه صنعتی اصفهان

حمیدرضا کریم‌زاده

دانشیار، گروه مرتع و آبخیزداری، دانشگاه صنعتی اصفهان

*رایانامه‌ی نویسنده‌ی مسئول: emad.zakeri@gmail.com

تاریخ ارسال: ۲۸ آذر ۱۳۹۸ تاریخ پذیرش: ۳۰ شهریور ۱۳۹۹

چکیده

تجمع رسوب در آبگیر سد یکی از اصلی‌ترین عامل‌های کاهش‌دهنده‌ی عمر مفید سدها است. بهبود دادن پوشش گیاهی باعث کاهش یافتن تجمع رسوب می‌شود. در این پژوهش ساختاری برای اجرا کردن پرداخت برای خدمات‌های بوم‌سامانه‌ی با این فرض که هزینه‌های حفاظت از خاک و پوشش گیاهی را می‌توان سرمایه‌گذاری در تأمین آب با مشوق‌های اقتصادی دانست داده شد. این ساختار در چهار مرحله‌ی کلی تعیین حالت‌های ممکن تغییر پوشش گیاهی مرتع، شبیه‌سازی فرسایش و رسوب، بررسی رسوب مخزن سد شیرین‌دره، و طراحی ساختار پرداخت تهیه شد. نتیجه‌ها نشان داد که در ۲۰ سال آینده تولید رسوب کل از ۴۸۶۶۳۷/۶ مترمکعب در سال در شرایط فعلی مرتع به ترتیب به ۵۶۴۲۱۷/۵ و ۶۵۸۹۲۵/۴ مترمکعب در سال افزایش، و در نتیجه حجم مفید سد شیرین‌دره کاهش خواهد یافت (۱۷/۳٪). کمینه‌ی پرداخت سالانه در حدود ۱۰۴ میلیون ریال تعیین شد. مقدار و ارزش کل خدمت مه‌ار کردن آورد رسوب به کمک پوشش گیاهی نیز با رویکرد هزینه فرصت به ترتیب ۷۴۰۵۳۵/۵ مترمکعب در سال و ۳/۷ میلیارد ریال در سال تعیین شد. در نتیجه، بیشینه‌ی پرداخت با در نظر گرفتن ارزش کل این خدمت و برآورد کردن ارزش فعلی خالص درآمد ۳/۹ میلیارد ریال در سال برآورد کرده شد.

واژگان کلیدی: فرسایش خاک، تولید رسوب، حفاظت خاک، مشوق‌های اقتصادی، مدیریت آبخیز

مقدمه

سیاست‌ها تراز مشخصی از ظرفیت‌های اداری و دولتی را نیاز دارد (سالزمن ۲۰۰۵). ضمن این که در جایی که فعالیت‌های مجازات‌دار با درآمد افراد ارتباط می‌یابد و امکان و راهی برای پرداخت نیست، مجازات نمی‌تواند ابزار حفاظتی مناسبی برای منابع طبیعی باشد (سالزمن ۲۰۰۵). از آن‌جا که تنها منبع درآمد بسیاری از دام‌داران در کشور محدود به دام‌داری است، اجرای سیاست‌های کاهش‌دهنده‌ی دام مستقیمانه درآمد آن‌ها را هدف خواهد گرفت. در نتیجه، بازنگری در سیاست‌ها و برنامه‌ها اجتناب‌ناپذیر است. روی‌کردهای جدیدی برای حفاظت از محیط‌زیست و بهره‌گیری درست از منابع طبیعی در چارچوب علم اقتصاد مطرح شده است که در جایگاه مهم‌ترین ابزارهای سیاست‌گذاری و اقتصادی برای بهره‌برداری اصولی از منابع کره زمین به آن توجه می‌شود، و هم‌اکنون کاربرد‌های گسترده‌ی در برنامه‌ریزی‌ها و سیاست‌گذاری‌های محیط‌زیست دارد. یکی از این ابزارهای اقتصادی که در دهه‌های اخیر از آن استقبال شده است، پرداخت برای خدمات‌های بوم‌سامانه‌ی^۱ است (انگل و پالمر ۲۰۰۸؛ واندر و همکاران ۲۰۰۸؛ کینزیگ و همکاران ۲۰۱۱).

به‌طور کلی هدف اصلی از برنامه‌های پرداخت برای خدمات‌های بوم‌سامانه پرداختن مستقیم، قراردادی و مشروط بهره‌گیران از خدمات‌های بوم‌سامانه به مالکان یا متولیان زمین طبیعی، برای سازگار کردن فعالیت‌های‌شان با روش‌های حفاظتی و زیست‌محیطی، یا بهبود دادن شرایط زیست‌محیطی، برای دادن خدمات‌های بوم‌سامانه‌ی است. بنابراین در تعریف کلی برنامه‌ی پرداخت ۱- معامله‌ی داوطلبانه است در مکانی که، ۲- خدمات‌های بوم‌سامانه‌ی آن به‌خوبی تعریف و مشخص شده باشد، ۳- خریدی با دست‌کم یک خریدار خدمات‌های بوم‌سامانه، از ۴- دست‌کم یک دهنده‌ی خدمات‌های بوم‌سامانه انجام شده باشد، ۵- اگر و تنها اگر دهنندگان خدمت آن را (مشروط) تضمین کنند (واندر و همکاران ۲۰۰۸). برنامه‌های پرداخت برای خدمات‌های بوم‌سامانه‌ی بر پایه‌ی نتیجه‌های برد-برد آن‌ها جذابیت زیادی برای تصمیم‌گیرندگان و مدیران دارد (مردان و همکاران ۲۰۱۳) و در موضوع‌های حفاظتی زیادی مانند ترسیب کربن، تنوع زیستی، مدیریت آب‌خیز به اجرا درآمده است (آسکویت و همکاران ۲۰۰۸؛ مونزوپینا و همکاران ۲۰۰۸؛ پاجیولا ۲۰۰۸؛ کلمنتز و همکاران ۲۰۱۰؛ زولین و همکاران ۲۰۱۴). بنابراین اجرای سیاست‌های تشویقی مانند برنامه‌ی پرداخت برای خدمات‌های بوم‌سامانه‌ی ممکن است یکی از گزینه‌های مناسب باشد، که با تکیه بر مشوق‌های اقتصادی در صدد ایجاد کردن انگیزه برای تغییر دادن رفتار بهره‌برداران محلی است (جک و همکاران ۲۰۰۹). بیش‌تر تجربه‌های موجود

امروزه آب ذخیره‌شده در آبگیر سدها از منبع‌های اساسی تأمین آب خانگی است. بر پایه‌ی شرایط اقلیمی ایران که بیش از دوسوم آن خشک و نیمه‌خشک است، تأمین آب نیازداشته‌ی خانگی، بهداشتی، کشاورزی و صنعتی اهمیت ویژه‌ی دارد. از این‌رو احداث سد به‌ویژه در دهه‌های اخیر در کشورهایی نظیر ایران از غالب‌ترین روش‌های تأمین آب بوده است. پدیده‌ی رسوب‌گذاری در آبگیر سد عاملی گریزناپذیر در طراحی، ساخت و بهره‌برداری از سدها است، که عامل‌های مختلفی نظیر مدیریت آب‌خیز، نحوه‌ی کاربری زمین و بهره‌برداری از زمین بالادست، شرایط آب‌وهوایی، و زمین‌شناسی در آن اثرگذار است. برآوردها نشان می‌دهد که سالانه ۵ تا ۱۰٪ از مجموع حجم آبگیر سدهای دنیا به علت رسوب‌گذاری از دست می‌رود (پالمیری و همکاران ۲۰۰۳). در ایران نرخ کاهش حجم آبگیر بر اثر رسوب‌گذاری به دلیل فرسایش زیاد و بیش از ۶/۵ برابری معیارهای جهانی (سمنی و همکاران ۲۰۰۹) به میانگین ۵ تا ۷۵٪ تخمین زده می‌شود، که به تقریب معادل ۱۷۵ میلیون تا ۲۵۰ میلیون مترمکعب در سال است (طلوعی ۲۰۰۵). مهار کردن فرسایش خاک یکی از خدمات‌های بوم‌سامانه‌ی پوشش گیاهی زمین طبیعی است (مانزوپینا و همکاران ۲۰۰۸). در تحقیقات مختلف به نقش مثبت پوشش گیاهی در مهار کردن و کاهش دادن فرسایش خاک (باتیستا و همکاران ۲۰۰۷؛ مورگان و دوزانت ۲۰۰۸؛ کیفی و همکاران ۲۰۱۱؛ گونزالز و بولاک ۲۰۱۲؛ ژانگ و همکاران ۲۰۱۵) و تولید رسوب (کاتن و همکاران ۲۰۰۶؛ کامرات و ایمنسون ۱۹۹۹) در شرایط مختلف پوشش و کاربری زمین اشاره شده است؛ اما مشکل نبود بازار برای بسیاری از این خدمات‌ها و رایگان‌پنداشتن آن‌ها باعث مختل شدن بسیاری از خدمات‌های بوم‌سامانه‌ی در سال‌های اخیر شده است (ارزیابی بوم-سامانه هزاره ۲۰۰۵).

مرتج‌های ایران از بوم‌سامانه‌هایی است که به دلیل‌های مختلف در فشار و تخریب است. سطح مرتج‌های ایران ۸۶/۱ میلیون هکتار (۵۲/۲٪) از مساحت ۱/۶۴۸ میلیون کیلومترمربعی کشور است، و زندگی حدود ۸۳۵ هزار خانوار دام‌دار مستقیمانه به آن وابسته است (اسکندری ۲۰۰۸). یکی از عامل‌های اصلی تخریب مرتج‌های ایران از دیدگاه بسیاری از متخصصان اجرایی و محققان دانشگاهی چرای بیش‌ازحد دام است (اسکندری ۲۰۰۸). بنابراین همواره یکی از سیاست‌های اولیه‌ی بهبود و اصلاح مرتج کاهش تعداد دام در آن بوده است، که با عنوان طرح تعادل دام و مرتج شناخته می‌شود (اسکندری ۲۰۰۸). اجرای این سیاست همواره در قالب به‌کارگیری سیاست‌های دستوری و نظارتی، و در کنار آن مجازات همراه بوده است. به‌کارگیری این

در مرتع‌های منطقه‌های خشک و نیمه‌خشک ایران در آبخیز شاخص (شکل ۱) در شمال شرق ایران، استان خراسان شمالی و با فاصله‌ی حدود ۶۵ کیلومتری از مرکز استان است. مساحت حوزه ۱۶۱۲ کیلومترمربع است که ۷۲/۲٪ آن را مرتع‌ها (۲۷٪ فقیر، ۳۶/۶٪ میانگین و ۸/۶٪ خوب)، ۶/۴٪ جنگل پراکنده، ۱۸/۱٪ زمین کشاورزی دیم و ۲/۷٪ آن نیز از باغ‌ها و زمین‌های کشاورزی آبی است. ارتفاع حوزه ۷۰۳ متر تا ۲۷۰۴ متر از تراز دریا و میانگین بارندگی آن ۳۱۵ میلی‌متر است. این حوزه به دلیل کارکرد سد شیرین‌دره در تأمین کردن بخش بزرگی از آب خانگی، کشاورزی و صنعت استان، و به دلیل فرسایش‌پذیری زیاد آن (خادمی و همکاران، ۱۳۹۷) اهمیت بسیاری دارد (شکل ۱). سد شیرین‌دره با توان تنظیم سالانه ۶۵ میلیون و ۸۰۰ هزار مترمکعب آب، بزرگ‌ترین سد استان است که در ۱۳۸۴ به بهره‌برداری رسیده و ۲۴۰ میلیارد ریال برای ساخت آن هزینه شده است. تأمین سالانه ۲۰ میلیون مترمکعب آب خانگی نیازداشته برای شهر بجنورد و روستاهای مسیر خط انتقال، پنج میلیون مترمکعب آب نیازداشته‌ی صنعت، و آب لازم برای بهبود و توسعه‌ی کشاورزی در ۶ هزار و ۳۰۰ هکتار زمین در پایین‌دست از جمله هدف‌های ساخت این سد بود.

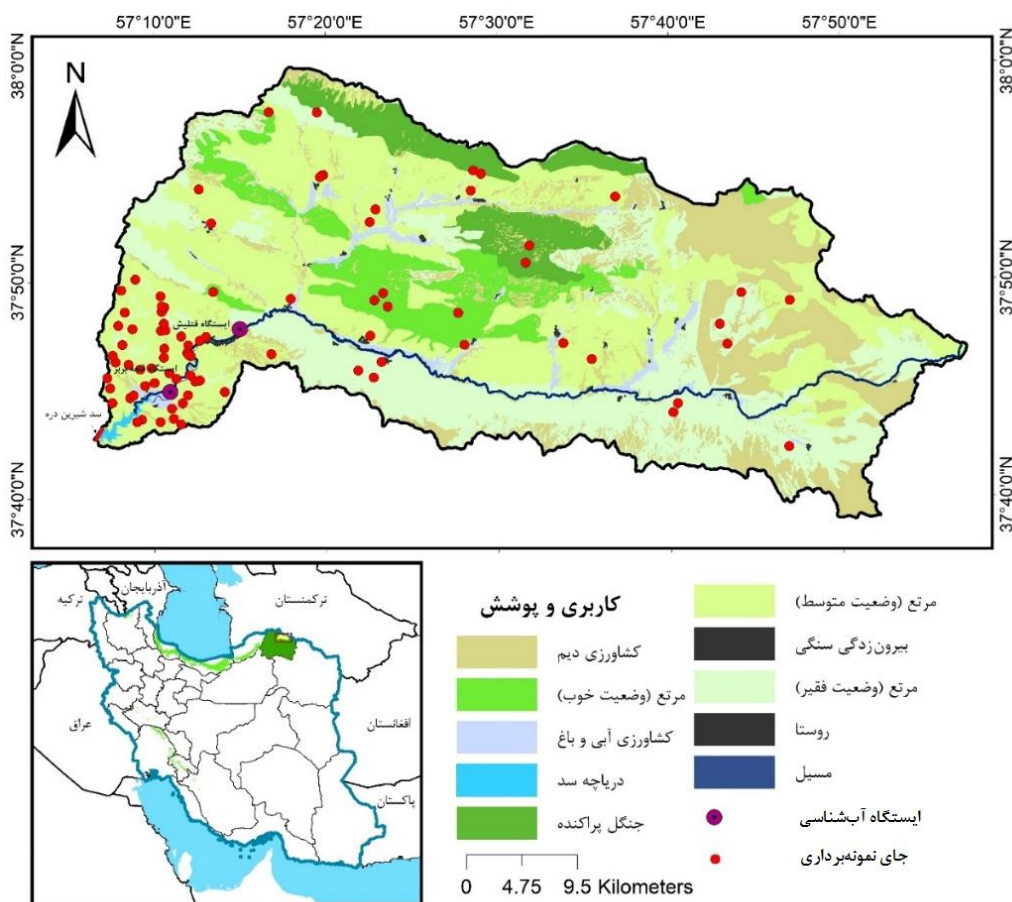
از اجراکردن برنامه‌ی پرداخت در سرتاسر دنیا در بخش‌های کشاورزی (روسا و همکاران ۲۰۰۴؛ پروت ۲۰۰۶؛ برودی ۲۰۱۴)، جنگل (کوزوی و همکاران ۲۰۰۷؛ امباک ۲۰۱۰) و عرصه‌های دریایی (بینت و همکاران ۲۰۱۳؛ برودی ۲۰۱۴) است، و در مرتع‌ها محدود بوده است.

بر پایه‌ی این مقدمه و هزینه‌های بسیار زیاد احداث سدها، نرخ زیاد فرسایش در کشور، نرخ زیاد رسوب در آبخیز شیرین‌دره و اهمیت این سد در تأمین کردن آب خانگی بیش از ۸۰٪ از جمعیت شهر بجنورد (مرکز استان خراسان شمالی)، در این پژوهش چارچوبی برای اجراکردن برنامه‌های پرداخت برای خدمات‌های بوم‌سامانه‌ی، تنها با درنظر گرفتن خدمت مهار رسوب به‌وسیله‌ی مرتع‌های منطقه داده شد. نشان داده می‌شود که چطور می‌توان با سرمایه‌گذاری اندک بر مرتع‌ها از سود ازدست‌رونده در آینده، و کاهش عمر مفید سد که خود بار هزینه‌ی دیگری خواهد داشت، جلوگیری کرد.

مواد و روش‌ها

منطقه‌ی بررسی شده

ساختار طراحی‌شده‌ی پرداخت برای خدمات‌های بوم‌سامانه



شکل ۱- موقعیت آبخیز شیرین‌دره در استان خراسان شمالی، ایران.

شبیه‌سازی فرسایش و رسوب

در این مرحله مقدار تولید رسوب در دو حالت ممکن شرایط فعلی و تخریب پوشش گیاهی مرتع‌ها با مدل RUSLE/ SEDD انجام شد (رابطه‌ی ۱).

$$A_i = R \times K \times L \times S \times P \times C_i \quad (1)$$

A: میانگین فرسایش خاک در واحد سطح ($t \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$); R: عامل فرساینده‌ی باران و روان‌آب ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ yr}^{-1}$); K: عامل فرسایش‌پذیری خاک ($\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$); LS: عامل پستی‌بلندی که نشان‌دهنده‌ی طول شیب و درجه‌ی شیب است; C: عامل کارهای مدیریتی و پوشش، و P: عامل کارهای حفاظتی است. عامل‌های LS، C و P بی بعد است.

برای تعیین کردن فرساینده‌ی باران (R) اطلاعات بارندگی ماهانه و سالانه (ویشمایر و اسمیت ۱۹۷۸) از داده‌های ۲۲ ایستگاه باران‌سنجی در داخل و خارج حوزه در سال‌های داده‌برداری ۲۰۱۶-۱۹۹۶ به‌کار گرفته شد. فرسایش‌پذیری خاک (K) با نقشه‌ی بافت خاک و ضریب‌های پیشنهادشده برای هر رده‌ی بافت خاک از پژوهش‌های مختلف تعیین شد (ابراهیم‌زاده و همکاران ۲۰۱۸؛ پراسن کومار و همکاران ۲۰۱۱). عامل‌های L و S مدل RUSLE با روش پیشنهادشده‌ی امکول و همکاران (۱۹۸۷) تعیین کرده شد. عامل C با رابطه‌ی پیشنهادشده‌ی رنارد و همکاران (۱۹۹۷) و پنگ‌ژو و همکاران (۲۰۰۶)، با نقشه‌ی تاج پوشش گیاهی شرایط فعلی مرتع‌ها و حالت‌های ممکن تخریب مرتع‌ها در ۲۰ سال آینده تهیه کرده شد (شکل ۳). با تغییردادن عامل C در نتیجه‌ی تغییرکردن اندازه‌ی تاج پوشش گیاهی در حالت ممکن فرضی تغییر مرتع، و ثابت گرفتن سایر عامل‌ها، مقدار فرسایش خاک در دو حالت ممکن (A_i) به دست آمد. از آن‌جاکه در منطقه عملیات حفاظتی نه از سوی مردم محلی و نه از طرف بخش‌های مرتبط با منابع طبیعی انجام نگرفته است، عامل عملیات حفاظتی (P) در منطقه ۱ گرفته شد.

پس از برآوردکردن اندازه‌ی فرسایش آبی خاک با مدل RUSLE، برای تعیین کردن اندازه‌ی رسوب کل مدل SEDD و رابطه‌ی ۲ به‌کار گرفته شد (باتیستا و همکاران ۲۰۱۷؛ جین و کوتیاری ۲۰۰۰)

$$SY_i = SDR \times A_i \times a / \rho \quad (2)$$

SY_i: مقدار تولید رسوب (مترمکعب/سال) در شرایط فعلی یا پایه و حالت ممکن تخریب مرتع‌ها در هر سال، SDR: نرخ تحویل رسوب، A_i: اندازه‌ی فرسایش خاک (تن/هکتار/سال)، و a: مساحت (هکتار).

طراحی ساختار برای اجرای برنامه‌های پرداخت برای خدمت‌های بوم‌سامانه‌ی در این تحقیق از چهار مرحله‌ی کلی پردازش حالت ممکن تغییر پوشش گیاهی مرتع‌ها، شبیه‌سازی فرسایش و رسوب، بررسی کاهش مقدار تولید آب، و طراحی روی کرد پرداخت تشکیل شده است.

حالت‌های ممکن تغییر پوشش گیاهی مرتع‌ها

در این مرحله دو حالت ممکن برای مرتع‌های منطقه در نظر گرفته شد، حفظ شرایط فعلی مرتع‌های منطقه، هرچند که بسیاری از آن‌ها هم‌اکنون نیز وضعیت خوبی ندارد، و کاهش ۲۰ درصدی تاج پوشش گیاهی مرتع‌ها در ۲۰ سال آینده، هر ده سال ۱۰٪ کاهش پوشش گیاهی (۱۴۰۸-۱۳۹۸ و ۱۴۱۸-۱۴۰۸) که بر پایه‌ی شرایط تورمی اقتصاد کشور و نیز بودن دام‌مازاد در منطقه دور از انتظار نیست (شکل ۳). این مرحله با این هدف انجام می‌شود که مشخص شود با تغییرکردن پوشش گیاهی از شرایط فعلی که شرایط پایه‌ی گرفته می‌شود، و تبدیل‌شدن مرتع‌ها به حالت ممکن دوم، اندازه‌ی فرسایش و رسوب به چه اندازه تغییر خواهد کرد. برای این هدف نیاز بود که نقشه‌ی پوشش گیاهی مرتع‌ها در شرایط فعلی تهیه شود. نقشه‌ی پوشش گیاهی مرتع‌ها در شرایط فعلی با اطلاعات میدانی پوشش گیاهی و روش نا فراسنجه‌ی الگوریتم k-NN و بسته‌ی yaImpute (کروکستان و فاینلی ۲۰۰۸) در نرم‌افزار آماری R تهیه کرده شد. نمونه‌برداری از خصوصیت‌های پوشش گیاهی شامل درصد تاج پوشش گیاهی، خاک لخت، سنگ و سنگ‌ریزه و لاش‌برگ، در اردیبهشت ۱۳۹۷ با روش تصادفی-نظام‌مند انجام شد. ۸۶ نقطه‌ی تصادفی در منطقه برگزیده شد. در طول چهار نوار اندازه‌گیری ۶۰ متری، به‌صورت شعاعی از مرکز نقطه‌ی تصادفی به فاصله‌ی بیست‌متری قطعه‌ی گذاشته شد، و میانگین ویژگی‌های پوشش گیاهی ۱۳ قطعه‌ی اندازه‌گیری شده به هر یک از نقطه‌های تصادفی نسبت داده شد. به‌طور کلی ۱۱۱۸ قطعه به‌کار گرفته شد (شکل ۱). اطلاعات طرح‌های پژوهشی انجام‌شده نیز به‌کار گرفته شد (اداره‌ی کل منابع طبیعی خراسان شمالی ۲۰۱۶؛ ساز آب شرق ۲۰۱۸). روش نا فراسنجه‌ی k-NN به‌گسترده‌ی در علوم جنگل برای محاسبه‌کردن ویژگی‌های جنگل نظیر حجم توده‌ی سطح زمین، تراکم، نوع پوشش جنگلی، قطر برابر‌سینه و دیگر شاخص‌ها به‌کاربرده شده است (فرانکو لویز و همکاران ۲۰۰۱؛ هال و همکاران ۲۰۰۶؛ لی می و تمیسگن ۲۰۰۵). الگوریتم k-NN نیازمند آرایه‌ی مرجع در جایگاه داده‌ی ورودی است، که اطلاعات داده‌ی اندازه‌گیری زمینی پوشش گیاهی و تصویرهای ماهواره‌ی دارد. در این پژوهش ۶ نوار (باند) ماهواره‌ی لندست ۸ (OLI) شامل نوارهای ۲-۳-۴-۵-۶ و ۷، تاریخ ۲۶ ژوئیه ۲۰۱۹ به شماره‌ی ردیف ۳۴ و گذر ۱۶۱ به‌کار گرفته شد.

از آنجا که سد شیرین‌دره برای تامین کردن سالانه ۲۰ میلیون مترمکعب آب خانگی شهر بجنورد و روستاهای مسیر خط انتقال و پنج میلیون مترمکعب آب نیازداشته‌ی صنعت و کشاورزی ساخته شده‌است، فرض کردیم که سالانه ۲۵ میلیون مترمکعب آب سد شیرین‌دره تامین می‌شود و به فروش می‌رسد. اندازه‌ی درآمد از دست‌رفته از فروش آب در نتیجه‌ی افزایش یافتن اندازه‌ی تجمع رسوب در مخزن سد و کاهش یافتن حجم مفید آن در هر سال از رابطه‌ی ۶ محاسبه شد.

$$Lost\ benefit_i = REV \times [SED_i (\%)] \quad (6)$$

Lost benefit_i: کاهش در کل درآمد سالانه از فروش آب (ریال / سال)، **REV**: کل درآمد سالانه از فروش آب سد شیرین‌دره (ریال / سال)، و **SDE_i**: نسبتی از حجم مفید سد کاهش یافته در نتیجه‌ی افزایش یافتن رسوب در دو حالت ممکن بررسی شده در هر سال.

برای برآورد کردن ارزش حال هزینه‌ی فرصت درآمد از دست‌رفته‌ی هر ساله، ارزش حال حاضر سود از دست‌رفته‌ی ناشی از کاهش یافتن فروش آب سد شیرین‌دره با رابطه‌ی ۷ به دست آمد.

$$PV_i = \frac{Lost\ benefit_i}{(1 + dis)^{i-b}} \quad (7)$$

PV: ارزش فعلی درآمدهای از دست‌رفته (ریال)، **dis**: نرخ تنزیل (در این پژوهش نرخ تنزیل نرخ تورم از شروع سال بهره‌برداری از سد، ۱۳۸۴ تا ۱۳۹۷ به میانگین ۱۷/۱٪ گرفته شد)، و **b**: سال شروع ساختار پرداخت در شرایط فعلی پایه. ارزش فعلی خالص درآمد از فروش آب در حالت ممکن ۲۰ ساله (NPV) نیز با رابطه‌ی ۸ به دست آمد.

$$NPV = \sum_{i=b}^{b+20} PV_n \quad (8)$$

طراحی روی کرد پرداخت

در این مرحله سود از دست‌رفته‌ی فروش آب در نتیجه‌ی کاهش حجم مفید سد کل ارزش اقتصادی حفظ شرایط فعلی پوشش گیاهی مرتع‌ها گرفته شد. در نتیجه، یکی از ساده‌ترین و دست‌رس‌ترین گزینه‌ها برای تامین کردن سرمایه‌ی اجرای ساختار پرداخت برای خدمات‌های بوم‌سامانه‌ی می‌تواند کل ارزش اقتصادی باشد، که می‌توان آن را سرمایه‌ی برنامه‌ی پرداخت سالانه از طرف شرکت سهامی آب منطقه‌ی خراسان شمالی (PESAnnual) گرفت (رابطه‌ی ۹).

مدل **SEDD** رسوب خاک فرسایش یافته در آب‌راه را در نظر نمی‌گیرد، از این‌رو بر این فرض است که مواد فرسایش یافته‌ی که به شبکه‌ی جریان می‌رسد با خروجی حوزه تخلیه خواهد شد (باتیستا و همکاران ۲۰۱۷). برای دانستن نرخ تحویل رسوب (**SDR**) برابر با درصدی از فرسایش ناخالص که به شبکه‌ی جریان و در نهایت خروجی حوزه می‌رسد، روش پیشنهاد شده‌ی جین و کوتیاری (۲۰۰۰) به کار گرفته شد. مقدار فرسایش و رسوب در دو حالت با تغییر کردن تاج پوشش گیاهی و در نتیجه‌ی آن عامل **C** به دست آمد (شکل ۳). در نتیجه، مقدار رسوب ته‌نشین شده در هر سال (**SDE_i**) و نسبتی از حجم مفید سد که بر اثر رسوب‌گذاری کاهش یافته است (**SDE_i / VOLUME**) از رابطه‌های زیر برآورد کرده شد. تفاوت مقدار رسوب تولید شده در شرایط فعلی پوشش گیاهی (**SYCurrent**) و شرایط تخریب پوشش گیاهی (**SYDegredation**) مقدار رسوب ته‌نشین شده‌ی همان سال را نشان می‌دهد.

$$SED_i = SY\ Degredation - SY\ Current \quad (3)$$

$$SED_i (\%) = SDE_i / VOLUME \quad (4)$$

بررسی کاهش مقدار تولید آب

در این مرحله ارزش اقتصادی حفاظت پوشش گیاهی با تفاوت در درآمد فروش هر مترمکعب آب در دو حالت شرایط فعلی و تخریب پوشش گیاهی برابر است. برای انجام دادن این مرحله نیاز بود که ابتدا دانسته شود چه مقدار از رسوب منتقل شده به خروجی حوزه در مخزن سد جمع می‌شود. در پژوهش‌های مختلف رابطه‌ی پیشنهاد شده‌ی کیومو و همکاران (۲۰۱۰) و کیومو و واریس (۲۰۰۷)، با شاخص‌های اندازه‌ی تخلیه‌ی سد و حجم فعال سد به کار گرفته می‌شود. اما بررسی‌ها نشان داد که تخلیه در سد شیرین‌دره به اندازه‌ی نیست که اندازه‌ی تجمع رسوب در مخزن سد را کاهش دهد، در نتیجه کل اندازه‌ی رسوب برآورد شده با مدل در خروجی حوزه در مخزن سد جمع خواهد شد. پژوهش‌های انجام شده در این زمینه این موضوع را تایید می‌کند (خادمی و همکاران ۲۰۱۸). اندازه‌ی درآمد از فروش آب سد شیرین‌دره با رابطه‌ی زیر به دست آمد.

$$REV = Water\ sold \times price \quad (5)$$

REV: کل درآمد سالانه از فروش آب سد شیرین‌دره (ریال / سال)، **Water sold**: کل حجم آب سالانه‌ی جابه‌جاشدنی (میلیون مترمکعب / سال)، و **price**: قیمت هر مترمکعب آب (ریال / مترمکعب) در شهر بجنورد بر اساس قبض آب.

فعلی مرتع‌ها در سال ۱۳۹۸ با روش نا فراسنجه‌ی الگوریتم $k-NN$ در نرم‌افزار R تهیه و شرایط پایه گرفته شد. نتیجه‌ها نشان می‌دهد که میانگین پوشش گیاهی مرتع‌ها ۳۲/۴٪ با کمینه‌ی پوشش نزدیک به صفر و بیشینه‌ی ۷۸/۳۲ در برخی منطقه‌های کوهستانی است (شکل ۲). نتیجه‌های برآورد و نقشه‌ی پوشش گیاهی به‌دست‌آمده از روش نا فراسنجه‌ی الگوریتم $k-NN$ و مقایسه‌ی آن با روش‌های مختلف درخت تصمیم‌گیری (DT)، وایازی خطی (LR)، فرآیند گوسین (GP) و وایازی خطی گام‌به‌گام (LSR) دقت بیش‌تر این روش را نشان داد (میرشکاری و همکاران ۲۰۱۹؛ سام و همکاران ۲۰۱۸). پراکنش اطلاعات به‌دست‌آمده از محیط‌های طبیعی به‌دلیل ساختار آن بهنجار (نرمال) نیست، از این‌رو الگوریتم‌های نا فراسنجه‌ی نظیر الگوریتم نا فراسنجه‌ی $k-NN$ که انعطاف‌پذیری زیادی برای این متغیرها دارد بسیار کارآمد است (سام و همکاران ۲۰۱۸). روش‌های وایازی خطی علاوه بر فرض گرفتن بهنجاربودن توزیع متغیرها، و داشتن رابطه‌ی قوی با شاخص‌های سنجش‌از‌دور، نیاز به تعداد زیادی از مشاهده‌های میدانی مستقل دارد؛ اگر نه، پیش‌بینی‌های منفی یا بیش‌از‌حد بزرگی از متغیر وابسته خواهد داشت (فلمینگ و همکاران ۲۰۱۵؛ وانت و همکاران ۲۰۱۱).

نتیجه‌های به‌دست‌آمده از شبیه‌سازی فرسایش خاک با مدل RUSLE نشان داد که در شرایط پایه، مقدار میانگین هدر رفت خاک ۱۸/۰۵ تن/هکتار/سال است. نتیجه‌های مدل SEDD نشان داد که میانگین SDR در سطح مرتع‌های حوزه ۰/۲۵۱ است. بر پایه‌ی نتیجه‌های مدل SEDD میانگین اندازه‌ی تولید رسوب کل (SY) در مرتع‌های منطقه ۴/۸۳ تن/هکتار/سال (۷۷۸۶۲۰/۱۵) یا ۷۷۸۶۲۰/۱۵ تن/سال یا ۴۸۶۶۳۷/۶ مترمکعب/سال) است (شکل ۳) که در مقایسه با داده‌های ایستگاه آب‌سنجی قلعه بربر (۷۵۸۲۶۲/۸ تن/سال) درصد خطای ۰/۰۲۶۸ را نشان می‌دهد. پژوهش‌های رسوب در این حوزه با روش‌های EPM و MPSIAC نیز به‌ترتیب ۷۷۹۱۵۲/۲۵، ۷۷۹۱۵۲/۲۵، ۵۳۴۲۷۳/۹۹ تن/سال برآورد شده است (اسدی و همکاران ۲۰۱۲). هرچند بررسی مقدار رسوب تجمع‌یافته در مخزن سد در سال‌های ۱۳۹۶-۱۳۹۱ نشان می‌دهد که سالانه به‌میانگین در حدود ۷۲۲۰۹۶ مترمکعب رسوب در مخزن سد شیرین‌دره ته‌نشین شده است (خادمی و همکاران ۲۰۱۸) که به نظر می‌رسد روی داده‌های دوره‌ی سال‌های پرباران نظیر سیل‌های بهاره‌ی سال ۱۳۹۸ تأثیرگذار بوده است. با در نظر گرفتن حالت‌های ممکن ۲۰٪ تخریب پوشش گیاهی در سطح مرتع‌ها در ۲۰ سال آینده مقدار فرسایش خاک از ۱۸/۰۵ تن/هکتار/سال شرایط پایه‌ی فعلی به ۲۲/۴۳ تن/هکتار/سال در ۱۴۰۸ (۲۳/۶٪ افزایش نسبت به شرایط فعلی) و سپس ۲۶/۸ تن/هکتار/سال در ۱۴۱۸ (۱۹/۳٪ افزایش نسبت به ۱۴۰۸) خواهد رسید.

$$\text{Minimum PES}_{\text{Annual}} = NPV / 20 \quad (9)$$

درواقع مقدار به‌دست‌آمده کم‌ترین مقدار پرداختنی برای جبران کردن زیان یا هزینه‌ی فرصت است، اما بیش‌ترین مقدار پرداختنی نیز برابر با ارزش کل خدمت مهار رسوب (En) به‌وسیله‌ی پوشش گیاهی فعلی است. برای این هدف، ارزش اقتصادی این خدمت با در نظر گرفتن تفاوت مقدار رسوب کل در شرایط فعلی (Yr) و اندازه‌ی توان رسوب‌گذاری خاک یا شرایط تخریب کامل پوشش گیاهی (Yp) (پوشش گیاهی برابر صفر) و رویکرد هزینه‌ی جای‌گزین به‌دست آمد (جینگ لی ۲۰۰۶).

$$SY_i = Y_p - Y_r \quad (10)$$

در نتیجه، ارزش اقتصادی خدمت مهار رسوب به‌وسیله‌ی پوشش گیاهی فعلی مرتع‌های منطقه با رویکرد هزینه‌ی فرصت برآورد کرده شد (رابطه‌ی ۱۱)؛

$$VALUE_i = REV \times [SED_i (\%)] \quad (11)$$

VALUE_i: ارزش خدمت مهار رسوب یا هزینه‌ی کاهش تجمع رسوب، REV: کل درآمد سالانه از فروش آب سد (ریال/سال)، و SDE_i: نسبتی از حجم مفید سد که در نتیجه‌ی نبود پوشش گیاهی کاهش خواهد یافت. در نتیجه، بیش‌ترین مقدار پرداختنی نیز با رابطه‌های ۱۲ تا ۱۴ برآورد کرده شد.

$$PV_i = \frac{VALUE_i}{(1 + dis)^{i-b}} \quad (12)$$

$$NPV = \sum_{i=b}^{b+20} PV_n \quad (13)$$

$$\text{Maximum PES}_{\text{Annual}} = NPV / 20 \quad (14)$$

ممکن است شرکت سهامی آب منطقه‌ی هزینه‌ی لازم برای اجرا کردن ساختار را به مشترکان آب سد شیرین‌دره منتقل کند، در نتیجه، سهم هر مشترک (ریال/مترمکعب) با رابطه‌ی ۱۵ برآورد کرده شد.

$$\Delta_{fee} = PES_{\text{Annual}} / \text{Water sold} \quad (15)$$

نتایج و بحث

تغییر پوشش گیاهی و تولید رسوب

نقشه‌ی پوشش گیاهی مرتع‌ها در فصل رویش گیاهان و شرایط

۲۰٪ کاهش خواهد یافت.

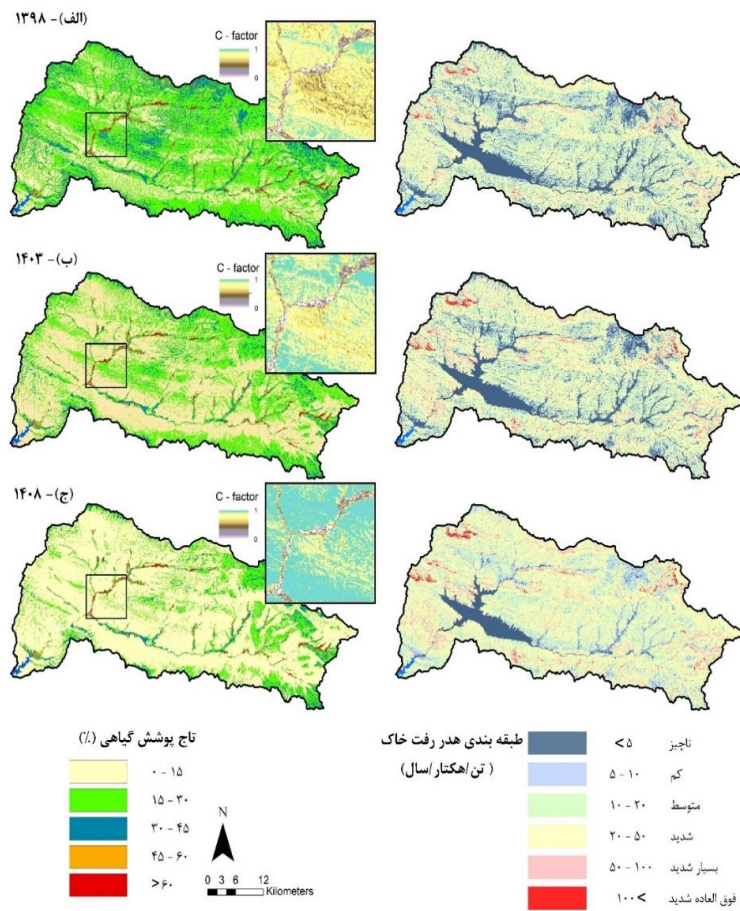
ارزش اقتصادی پوشش گیاهی مرتع‌ها و تولید آب با در نظر گرفتن ۲۵ میلیون مترمکعب آب نیازداشته‌ی خانگی شهر بجنورد، صنایع و کشاورزی و نیز تعرفه‌ی ۵ هزار ریال / مترمکعب آب در قبض مشترکان، مقدار کل درآمد سالانه (REV) از فروش آب ۱۲۵ میلیارد ریال / سال خواهد بود. با این مقدار، درآمد از دست‌رفته‌ی فروش آب در نتیجه‌ی افزایش یافتن تجمع رسوب و حالت‌های ممکن تخریب مرتع‌ها در سال‌های آینده (شکل ۲) و ارزش فعلی خالص درآمد فروش آب (NPV) با نرخ تنزیل ۱۷/۱٪، به ترتیب ۱۱/۵ میلیارد ریال و ۲/۰۸ میلیارد ریال به دست آمد. با برآورد کردن مقدار کل رسوب تولیدشده در شرایط تخریب کامل پوشش گیاهی و شرایط فعلی (۷۴۰۵۳۵/۵ مترمکعب / سال) در جایگاه کارکرد مهار رسوب به وسیله‌ی پوشش گیاهی مرتع‌ها، ارزش این کارکرد ۳/۷ میلیارد ریال در سال است. نتیجه‌ی موسوی و همکاران (۱۳۹۰) نشان می‌دهد که نقش پوشش گیاهی مرتع‌ها در آبخیز طالقان میانی در کاهش رسوب‌گذاری ۰/۳ میلیارد ریال در سال است.

جعفرزاده و همکاران (۱۳۹۸) نیز ارزش حفظ خاک در هر هکتار از مرتع‌ها را ۱۶/۴ میلیارد ریال در سال برآورد کردند. به گزارش بانک جهانی در سال ۲۰۰۵ زیان ناشی از فرسایش خاک در ایران در سال ۲۰۰۲ معادل ۲۸۴۰ میلیون دلار برآورد شد که ۲/۵٪ از کل تولید ناخالص داخلی ایران در این سال بود (سراف و همکاران ۲۰۰۵).

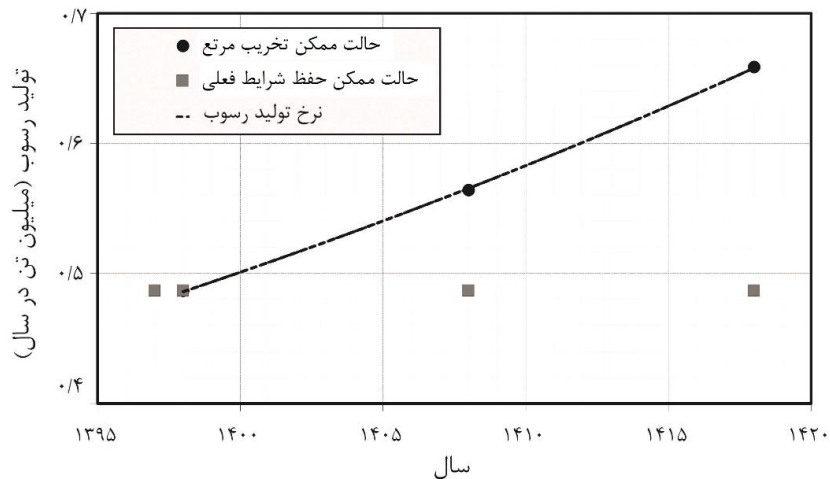
وجود پوشش گیاهی با تراکم زیاد سبب افزایش یافتن نفوذپذیری، کاهش یافتن جریان روان آب و در نتیجه به تأخیر افتادن فرسایش ورقه‌یی می‌شود (پی ژو و همکاران ۲۰۰۸). پوشش گیاهی با پایدار نگه‌داشتن خاک، جلوگیری کردن از برخورد مستقیم قطره‌های باران با سطح خاک، افزایش دادن نفوذ بارش در خاک، و کاهش دادن اندازه‌ی روان آب، به ویژه در خاک‌های با حساسیت زیاد به فرسایش سبب کاهش یافتن فرسایش خاک می‌شود (دی گروت و همکاران ۲۰۰۲؛ کراسنوستین و اولدهام ۲۰۰۴). مقدار افزایش هدررفت خاک تولید رسوب کل را به ترتیب به ۵۶۴۲۱۷/۵ و ۶۵۸۹۲۵/۴ مترمکعب / سال افزایش خواهد داد (شکل ۳). تخریب کردن کامل پوشش گیاهی سبب ۵۲٪ افزایش رسوب کل (۷۴۰۵۳۵/۵ مترمکعب / سال) خواهد شد. این مقدار برابر با نقش پوشش گیاهی در مهار رسوب گرفته شد. نتیجه‌های برخی پژوهش‌ها نشان می‌دهد که با حذف کردن پوشش گیاهی، اندازه‌ی تولید رسوب ۳۰۰ برابر افزایش خواهد یافت (تروپی و همکاران ۲۰۱۷).

کاهش در حجم مفید سد شیرین‌دره

بر پایه‌ی نتیجه‌های به دست آمده از اندازه‌ی تولید رسوب کل (۴۸۶۶۳۷/۶ مترمکعب / سال)، در ۲۰ سال آینده نزدیک به ۱۳/۵٪ از حجم مفید (۷۶ میلیون مترمکعب) سد شیرین‌دره کاهش خواهد یافت، اما در حالت‌های ممکن تخریب پوشش گیاهی در ۲۰ سال آینده، کاهش حجم مفید سد ۱۷/۳٪ خواهد بود (شکل ۳). در شرایط تخریب کامل پوشش گیاهی و فراهم‌نیامدن این خدمات بوم‌سامانه‌یی، حجم مفید سد بیش از



شکل ۲- پوشش گیاهی در شرایط فعلی (پایه)، حالت ممکن تخریب پوشش در ۲۰ سال آینده، و تغییر اندازهی فرسایش خاک.



شکل ۳- تغییر اندازهی تولید رسوب کل در شرایط فعلی (پایه)، حالت ممکن آیندهی تخریب پوشش گیاهی، و مقایسهی شرایط پایه یا حفظ شرایط فعلی مرتعها (SED_f) با حالت ممکن تخریب مرتعها.

طراحی روی‌کرد پرداخت

با در نظر گرفتن کاهش درآمد سالانه‌ی فروش آب در نتیجه‌ی تخریب مرتع‌ها و ارزش خدمت مهار رسوب به‌وسیله‌ی پوشش گیاهی، کمینه و بیشینه‌ی مقدار پرداختنی سالانه، و سهم مشترکان برای هر مترمکعب (fee Δ) به‌دست آمد. نتیجه نشان داد که کمینه‌ی مقدار پرداختنی سالانه در حدود ۱۰۴ میلیون ریال و بیشینه‌ی آن در حدود ۳/۹ میلیارد ریال در ۲۰ سال اجرای فرضی ساختار PES خواهد بود، اما مبلغ توافق‌شده ممکن است بین این دو باشد. این مبلغ باید بیش از سود به‌دست‌آمده از گزینه‌های جای‌گزین و کم‌تر از ارزش سود خدمت‌های بوم‌سامانه‌ی برای بهره‌گیران باشد (انگل و پالمیر ۲۰۰۸). پیشنهاد شده‌است که پرداخت‌های متغیر سالانه شکل مناسبی از PES است، و استقبال بیش‌تری از آن خواهد شد (گروسجن و کنتولون ۲۰۰۹؛ انگل و اسچافر ۲۰۱۳؛ کاکران و اسوالو ۲۰۱۳). اگر هزینه‌های اجرای برنامه‌ی پرداخت، با در نظر گرفتن کمینه‌ی مقدار پرداختنی، از سودبران اصلی منابع آب یعنی مشترکان بجنوردی گرفته‌شود، سهم هر مشترک برای هر مترمکعب آب ۴/۱۵ ریال (۰/۰۸٪ افزایش به ازای هر مترمکعب در تعرفه‌ی آب)، و با در نظر گرفتن بیشینه‌ی مقدار پرداختنی ۱۵۵/۵ ریال (۳/۱٪ افزایش در تعرفه) خواهد بود.

نتیجه‌گیری و پیشنهادها

در جاهای مختلف دنیا از اجراکردن برنامه‌های پرداخت، برای داخلی کردن اثرهای جانبی منفی، استقبال شده و این شیوه به کاربرده شده‌است. بر پایه‌ی نبود رویکردهای اقتصادی و مشوق‌ها در مدیریت کردن عرصه‌های طبیعی کشور، این پژوهش با هدف دادن چارچوبی برای برنامه‌ی پرداخت برای خدمت‌های بوم‌سامانه‌ی (PES) انجام شد. اطلاع از مقدار کمی خدمت‌های بوم‌سامانه‌ی در اجراکردن نظام‌های تشویقی و واردکردن این ارزش‌ها به نظام‌های حسابداری ضروری است (دی‌گروت و همکاران ۲۰۰۲). در این تحقیق تنها به کارکرد مهار و حفظ کردن رسوب به‌وسیله‌ی پوشش گیاهی توجه، و مدل RUSLE/SEDD برای کمی‌سازی و آگاهی از نحوه‌ی پراکنش مقدار فرسایش و رسوب به‌کار گرفته شد. نتیجه‌ی مدل RUSLE/SEDD و مقایسه‌ی آن با داده‌های ایستگاه آب‌سنجی قلعه‌بربر و پژوهش‌های رسوب در این حوزه با روش‌های EPM و MPSIAC نشان داد که مدل‌های به‌کار گرفته‌شده در این پژوهش ممکن است مقدار هدررفت خاک و رسوب را با دقت پذیرفتنی برآورد کند. از آن‌جاکه رکن اصلی برنامه‌ریزی سرزمین‌دست‌رسی به اطلاعات درست و اندازه‌گرفتنی

است، و بر پایه‌ی این که بخش‌های مختلف بوم‌سامانه به‌دلیل شرایط متفاوت پوشش گیاهی در نوع گونه‌ها و درصد پوشش گیاهی، پستی‌بلندی، و خاک نقش‌های متفاوتی در مهار کردن فرسایش و رسوب دارند، روش‌هایی که امکان مکان‌یابی کردن خدمت‌های بوم‌سامانه‌ها را فراهم می‌آورند بسیار راه‌گشا خواهد بود (ساریوکی و همکاران ۲۰۱۶). نرم‌افزار ArcGIS ابزاری مفید در اجراکردن مدل RUSLE/SEDD و کمی‌سازی اندازه‌ی فرسایش، شناسایی الگوی پراکنش فرسایش، رسوب در سطح حوزه و در سطح هر نقطه‌ی تصویر، شناسایی منطقه‌های با خطر زیاد، و برنامه‌های تشویقی PES کمک‌رسان تصمیم‌گیران است، که ممکن است در برنامه‌ریزی‌های آینده‌ی برنامه‌ی پرداخت نیز مؤثر باشد.

در این تحقیق تنها به ارزش اقتصادی کارکرد مهار رسوب به‌وسیله‌ی پوشش گیاهی توجه شد. از این‌رو اندازه‌های به‌دست‌آمده تنها بخش اندکی از ارزش اقتصادی کارکردهای متعدد پوشش گیاهی است. بررسی سایر کارکردها اهمیت پوشش گیاهی بوم‌سامانه‌های مرتعی را نمایان خواهد ساخت. با نگاه به پراکنش برآوردهای مدل RUSLE/SEDD و سهم ۷۹ درصدی مرتع‌ها از مساحت کل حوزه (۱۲۶۹۲۱ هکتار)، و این حقیقت که پوشش گیاهی و کارهای حفاظتی خاک از عامل‌های اساسی تأثیرگذار بر فرسایش ورقه‌یی و شیاری است که به‌شدت در تأثیر مدیریت است (انیگما و همکاران ۲۰۰۳؛ پی ژو و همکاران ۲۰۰۸)، در این تحقیق طراحی‌های برنامه‌ی پرداخت برای خدمت‌های بوم‌سامانه (PES) بر اساس کارکرد مهار رسوب مرتع‌ها بررسی، و در چارچوب داده‌شده کمینه و بیشینه‌ی اندازه‌ی پرداختنی تعیین شد. این اندازه‌ها سالانه ۱۰۴ میلیون ریال و ۳/۹ میلیارد ریال در ۲۰ سال اجرای فرضی ساختار PES خواهد بود. به دلیل اجراشدن برنامه‌های پرداخت در ایران تجربه‌ی کافی در چالش‌ها و دشواری‌های مختلف در این زمینه تنها به‌شکل نظری و در مقاله‌ها و گزارش‌ها هست. این مقاله تنها به دادن چارچوب کلی پرداخت، تنها با در نظر گرفتن یک کارکرد بوم‌سامانه‌ی مرتعی پرداخت، و مسلماً تلاش برای اجراکردن روی‌کرد پرداخت ممکن است به بهبود و تکمیل چارچوب داده‌شده کمک کند. چارچوب ما نشان می‌دهد که پوشش گیاهی مرتع‌ها ارزش اقتصادی انکارناپذیری دارد، و اجراکردن مشوق‌های اقتصادی تا اندازه‌ی زیادی تأثیرگذار و به‌صرفه است. این چارچوب می‌تواند برای تصمیم‌گیرندگان در طراحی و اجراکردن برنامه‌ی پرداخت در سطح مرتع‌های خشک و نیمه‌خشک و سدهای مختلف کشور مفید باشد.

- Angima S, Stott D, O'Neill M, Ong C, Weesies G. 2003. Soil erosion prediction using RUSLE for central Kenyan highland conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 97(1-3): 295-308.
- Asadi A, Vafakhah M, Mohtashamnia S, Ansari K. 2012. Evaluating the Efficiency of MPSIAC and EPM Models for Estimating Erosion and Sediment in Shirin Valley Valley of North Khorasan Province. *Forest and Rangeland Journal*. 92(4): 42-52. (In Persian).
- Asquith NM, Vargas MT, Wunder S. 2008. Selling two environmental services: in-kind payments for bird habitat and watershed protection in Los Negros, Bolivia. *Ecological Economics*. 65(4): 675-684.
- Batista PVG, Silva MLN, Silva BPC, Curi N, Bueno I T, Júnior FWA, Davies J, Quinton J. 2017. Modelling spatially distributed soil losses and sediment yield in the upper Grande River Basin-Brazil. *Catena*. 157: 139-150.
- Bautista S, Mayor AG, Bourakhouadar J, Bellot J. 2007. Plant spatial pattern predicts hillslope runoff and erosion in a semiarid Mediterranean landscape. *Ecosystems*. 10(6): 987-998.
- Binet T, Failler P, Chavance PN, Mayif MA. 2013. First international payment for marine ecosystem services: The case of the Banc d'Arguin National Park, Mauritania. *Global Environmental Change*. 23(6): 1434-1443.
- Brodie J. 2014. Dredging the Great Barrier Reef: Use and misuse of science. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 142: 1-3.
- Cammeraat L, Imeson A. 1999. The evolution and significance of soil-vegetation patterns following land abandonment and fire in Spain. *Catena*. 37(1-2): 107-127.
- Clements T, John A, Nielsen K, An D, Tan S, Milner-Gulland E. 2010. Payments for biodiversity conservation in the context of weak institutions: Comparison of three programs from Cambodia. *Ecological Economics*. 69(6): 1283-1291.
- Cotton J, Wharton G, Bass J, Heppell C, Wotton R. 2006. The effects of seasonal changes to in-stream vegetation cover on patterns of flow and accumulation of sediment. *Geomorphology*. 77(3-4): 320-334.
- Crookston NL, Finley A O. 2008. yaImpute: An R package for kNN imputation. *Journal of Statistical Software*. 23 (10). 16 p.
- De Groot RS, Wilson MA, Boumans RM. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*. 41(3): 393-408.
- Ebrahimzadeh S, Motagh M, Mahboub V, Harijani FM. 2018. An improved RUSLE/SDR model for the evaluation of soil erosion. *Environmental Earth Sciences*. 77(12): 454 p.
- Engel S, Palmer C. 2008. Payments for environmental services as an alternative to logging under weak property rights: The case of Indonesia. *Ecological Economics*. 65(4): 799-809.
- Engel S, Schaefer M. 2013. Ecosystem services—a useful concept for addressing water challenges? *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 5(6): 696-707.
- Eskandari N, Alizadeh A, Mahdavi F. 2008. Range management policies in Iran. Pooneh Publication. 196 p. (In Persian).
- Fleming AL, Wang G, McRoberts RE. 2015. Comparison of methods toward multi-scale forest carbon mapping and spatial uncertainty analysis: Combining national forest inventory plot data and Landsat TM images. *European journal of Forest Research*. 134(1): 125-137.
- Franco-Lopez H, Ek AR, Bauer ME. 2001. Estimation and mapping of forest stand density, volume, and cover type using the k-nearest neighbors method. *Remote Sensing of Environment*. 77(3): 251-274.
- González-Botello M, Bullock S. 2012. Erosion-

- reducing cover in semi-arid shrubland. *Journal of arid environments*. 84: 19–25.
- Grosjean P, Kontoleon A. 2009. How sustainable are sustainable development programs? The case of the Sloping Land Conversion Program in China. *World Development*. 37(1): 268–285.
- Hall R, Skakun R, Arsenault E, Case B. 2006. Modeling forest stand structure attributes using Landsat ETM+ data: Application to mapping of aboveground biomass and stand volume. *Forest Ecology and Management*. 225(1–3): 378–390.
- Jack BK, Leimona B, Ferraro PJ. 2009. A revealed preference approach to estimating supply curves for ecosystem services: use of auctions to set payments for soil erosion control in Indonesia. *Conservation Biology*. 23(2): 359–367.
- Jafarnejad A, Mahdavi A, Falah Shamsi SR, Yousofpoor R. 2019. Economic valuation of some services of Zagros rangelands ecosystem in Ilam Province. *Journal of Rangeland*. 13(3): 436–449.
- Kaczan D, Swallow BM. 2013. Designing a payments for ecosystem services (PES) program to reduce deforestation in Tanzania: An assessment of payment approaches. *Ecological Economics*. 95: 20–3.
- Kefi M, Yoshino K, Setiawan Y, Zayani K, Boufaroua M. 2011. Assessment of the effects of vegetation on soil erosion risk by water: a case of study of the Batta watershed in Tunisia. *Environmental Earth Sciences*. 64(3): 707–719.
- Khademi N, Emam Gholizadeh S, Hosseini SH, Ghanbari A. 2018. Estimation of sedimentation rate of Shirin Dareh dam reservoir using field data and ARC GIS software. Paper presented at the 17th Iranian Hydraulic Conference, University of Shahrekord. (In Persian).
- Kinzig AP, Perrings C, Chapin FS, Polasky S, Smith VK, Tilman D, Turner B. 2011. Paying for ecosystem services—promise and peril. *Science*. 334(6056): 603–604.
- Kosoy N, Martinez-Tuna M, Muradian R, Martinez-Alier J. 2007. Payments for environmental services in watersheds: Insights from a comparative study of three cases in Central America. *Ecological Economics*. 61(2-3): 446–455.
- Krasnoštein A, Oldham C. 2004. Predicting wetland water storage. *Water Resources Research*. 40: (10).
- Kummu M, Lu X, Wang J, Varis O. 2010. Basin-wide sediment trapping efficiency of emerging reservoirs along the Mekong. *Geomorphology*. 119(3–4): 181–197.
- Kummu M, Varis O. 2007. Sediment-related impacts due to upstream reservoir trapping, the Lower Mekong River. *Geomorphology*. 85(3–4): 275–293.
- LeMay V, Temesgen H. 2005. Comparison of nearest neighbor methods for estimating basal area and stems per hectare using aerial auxiliary variables. *Forest Science*. 51(2): 109–119.
- Mbak E. 2010. Payment for Ecosystem Services (PES) scheme implemented in the Cidanau Watershed, Indonesia. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity*. TEEBweb. org.
- McCool D, Brown L, Foster G, Mutchler C, Meyer L. 1987. Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation. *Transactions of the ASAE*. 30(5): 1387–1396.
- MEA MEA. 2005. *Ecosystems and human well-being*. Synthesis.
- Mirshkari Z, Sadeghinia M, Kalantari S, Asadi M. 2019. Application of Satellite Data and Data Mining Algorithms in Estimating Coverage Percent (Case study: Nadoushan Rangelands, Ardakan Plain, Yazd, Iran). *Journal of Rangeland Science*. (In Persian).
- Morgan R, Duzant J. 2008. Modified MMF (Morgan–Morgan–Finney) model for evaluating effects of crops and vegetation cover on soil erosion. *Earth Surface Processes and Landforms: The Journal of the British Geomorphological*

- Research Group. 33(1): 90–106.
- Muñoz-Piña C, Guevara A, Torres J M, Braña J. 2008. Paying for the hydrological services of Mexico's forests: Analysis, negotiations and results. *Ecological Economics*. 65(4): 725–736.
- Muradian R, Arsel M, Pellegrini L, Adaman F, Aguilar B, Agarwal B, Corbera E, Ezzine de Blas D, Farley J, Froger G. 2013. Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions. *Conservation Letters*. 6(4): 274–279.
- Mousavi SA, Arzani H, Sharzei G, Azarnivand H, Farahpour M, Engel S, Alizadeh E, Nazari-Samani A. 2014. Economic valuation of rangelands' soil conservation function, Case of Mid-Taleghan rangelands. *Journal of Range and Watershed Management*. 67(2): 317–331. doi:10.22059/jrwm.2014.51835.
- North Khorasan Natural Resources Bureau. 2016. Comparative investigation of soil erosion in North Khorasan retrieved from Iran. (In Persian).
- Pagiola S. 2008. Payments for environmental services in Costa Rica. *Ecological Economics*. 65(4): 712–724.
- Palmieri A, Shah F, Annandale G, Dinar A. (2003). Reservoir conservation, Volume 1 Rescon approach, Volume 2 Rescon model and user manual: The International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank.
- Perrot-Maître D. 2006. The Vittel payments for ecosystem services: a “perfect” PES case. International Institute for Environment and Development, London, UK, 24.
- Prasannakumar V, Shiny R, Geetha N, Vijith H. 2011. Spatial prediction of soil erosion risk by remote sensing, GIS and RUSLE approach: a case study of Siruvani river watershed in Atapady valley, Kerala, India. *Environmental Earth Sciences*. 64(4): 965–972.
- RCore T. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>.
- Renard KG, Foster GR, Weesies G, McCool D, Yoder D. 1997. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). United States Department of Agriculture Washington, DC.
- Rosa H, Kandel S, Dimas L. 2004. Compensation for environmental services and rural communities: lessons from the Americas. *International Forestry Review*. 6(2): 187–194.
- Saarikoski H, Muštajoki J, Barton D N, Geneltti D, Langemeyer J, Gomez-Baggethun E, Marttunen M, Antunes P, Keune H, Santos R. 2016. Multi-Criteria Decision Analysis and Cost-Benefit Analysis: Comparing alternative frameworks for integrated valuation of ecosystem services. *Ecosystem Services*. 22: 238–249.
- Salzman J. 2005. Creating markets for ecosystem services: notes from the field. *NYUL rev.*, 80: 870 p.
- Samani AN, Ahmadi H, Jafari M, Boggs G, Ghoddousi J, Malekian A. 2009. Geomorphic threshold conditions for gully erosion in Southwestern Iran (Boushehr-Samal watershed). *Journal of Asian Earth Sciences*. 35(2): 180–18. (In Persian).
- Sarraf M, Owaygen M, Ruta G, Croitoru L. 2005. Islamic Republic of Iran: Cost assessment of environmental degradation. Sector Note(32043-IRN).
- SAZAB. 2018. Range management plan of Gholhak sanctums. Retrieved from North Khorasan. (In Persian).
- Sun H, Wang Q, Wang G, Lin H, Luo P, Li J, Zeng S, Xu X, Ren L. 2018. Optimizing kNN for Mapping Vegetation Cover of Arid and Semi-Arid Areas Using Landsat Images. *Remote Sensing*. 10(8): 1248 p.
- Tolouee E. 2005. Design and operation of dams

- and reservoir in point of view of deposition. Paper presented at the The first Conference of Deposition Management, Ahwaz, Iran. (In Persian).
- Turpie J, Forsythe K, Knowles A, Blignaut J, Letley G. 2017. Mapping and valuation of South Africa's ecosystem services: A local perspective. *Ecosystem Services*. 27: 179–192.
- Wang G, Zhang M, Gertner G Z, Oyana T, McRoberts R E, Ge H. 2011. Uncertainties of mapping aboveground forest carbon due to plot locations using national forest inventory plot and remotely sensed data. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 26(4): 360–373.
- Wischmeier W H, Smith D D. 1978. Predicting rainfall erosion losses-a guide to conservation planning. *Predicting rainfall erosion losses-a guide to conservation planning*.
- Wunder S, Engel S, Pagiola S. 2008. Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. *Ecological Economics*. 65(4): 834–852.
- Zhang L, Wang J, Bai Z, Lv C. 2015. Effects of vegetation on runoff and soil erosion on reclaimed land in an opencast coal-mine dump in a loess area. *Catena*. 128: 44–53.
- Zhiyuan R, Yanfang Z, Jing L. 2003. The value of vegetation ecosystem services: a case of Qinling-Daba Mountains. *Journal of Geographical Sciences*. 13(2): 195–200.
- Zhou P, Luukkanen O, Tokola T, Nieminen J. 2008. Effect of vegetation cover on soil erosion in a mountainous watershed. *Catena*. 75(3): 319–325.
- Zhou P, Nieminen J, Tokola T, Luukkanen O, Oliver T. 2006. Large scale soil erosion modeling for a mountainous watershed. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 89 p.
- Zolin C, Folegatti M, Mingoti R, Paulino J, Sánchez-Román R, González A. 2014. The first Brazilian municipal initiative of payments for environmental services and its potential for soil conservation. *Agricultural Water Management*. 137: 75–83.



Watershed Management Research

VOL. 34, No. 1, Ser. No: 130, Spring 2021, pp. 126 -139
DOI: 10.22092/wmej.2020.128825.1293

Designing a Payment for Ecosystem Services (PES) Scheme, Based on Sediment Control function in Shirin Darreh Basin, the Province of North Khorasan

Emad Zakeri

(Corresponding Author)* Ph.D., Department of Natural Resources and Watershed management in North Khorasan

Sayed Ali Reza Mousavi

Assistant Professor, Department of Natural Resources, Isfahan University of Technology

Hamid Reza Karimzadeh

Associate Professor, Department of Natural Resources, Isfahan University of Technology

Corresponding Author Email: Emad.zakeri1@gmail.com

Received: 19 December 2019

Accepted: 20 September 2020

Abstract

Sediment accumulation is one of the major factors that reduce the beneficial life span of artificial reservoirs. Conservation and improving vegetative cover conditions may reduce sediment accumulation. A framework for implementing the PES was proposed assuming that the cost of soil and vegetation cover conservation may be considered as an investment in water supply through economic incentives, consisting of vegetative cover change projection, erosion and sediment transport modeling, reservoir sedimentation estimation, and the PES scheme design. Based on the results of increasing the amount of total sediment production from 486637.6 m³/yr in the current situation to 564217.5 and 658925.4 m³/yr, respectively over the next 20 years, and reduction of the useful lifespan of the Shirin Darreh reservoir (17.3%), the minimum payment for ecosystem services was considered 104 million Rials/yr. Furthermore, the volume and the total value of sediment control services provided by the vegetative cover was also determined by considering a complete degradation of the vegetative cover scenario and opportunity cost of 740535.5 m³/yr and 3.7 billion Riyals. Furthermore, the maximum payment was also estimated by considering the total value of the sediment control services and the estimated net present value of range conservation to be about 3.9 billion Rials/yr.

Keywords: Incentive-based mechanisms, sediment yield, soil conservation, soil erosion, watershed management