دوره‌ی۳۴، شماره‌ی ۱، شماره‌ی پیاپی ۱۳۰، بهار ۱۴۰۰، صفحه‌های ۱۳۹-۱۲۶
شناسه‌ی دیجیتال: 10.22092/wmej.2020.128825.1293

پژوهش‌های آبخیزداری

طراحی برنامه‌ی پرداخت برای خدمت‌های بوم‌سامانه‌یی بر اساس کارکرد مهار رسوب در آبخیز شیرین‌دره، خراسان‌شمالی

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: ۱gmail.com@emad.zakeri

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. بهبوددادن پوشش گیاهی باعث کاهش‌یافتن تجمع رسوب می‌شود. در این پژوهش ساختاری برای اجراکردن پرداخت برای خدمت‌های بوم‌سامانه‌یی 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 به‌ترتیب به ۵۶۴۲۱۷/۵ و ۶۵۸۹۲۵/۴ مترمکعب در سال افزایش، و درنتیجه حجم مفید سد شیرین‌دره کاهش خواهد یافت (۱۷/۳ ٪). کمینه‌ی پرداخت سالانه در حدود ۱۰۴ میلیون ریال تعیین شد. مقدار و ارزش کل خدمت مهارکردن آورد رسوب به‌کمک پوشش گیاهی نیز با روی‌کرد هزینه فرصت به‌ترتیب ۷۴۰۵۳۵/۵ مترمکعب در سال و ۳/۷ میلیارد ریال در سال تعیین شد. درنتیجه، بیشینه‌ی پرداخت با درنظر گرفتن ارزش کل این خدمت و برآوردکردن 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

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 ویژه‌یی دارد. ازاین‌رو 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 اثرگزار است. برآوردها نشان می‌دهد که سالانه ۰/۵ تا ۱٪ 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) به‌میانگین ۰/۵ تا ۰/۷۵٪ تخمین زده می‌شود، که به‌تقریب معادل ۱۷۵ میلیون تا ۲۵۰ میلیون مترمکعب در سال است (طلوعی ۲۰۰۵). مهارکردن فرسایش خاک یکی از خدمت‌های بوم‌سامانه‌یی پوشش گیاهی زمین طبیعی است (مانزوپینا و همکاران ۲۰۰۸). در تحقیقات مختلف به نقش مثبت پوشش گیاهی در مهارکردن و کاهش‌دادن 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 مشکلِ نبودِ بازار برای بسیاری از این خدمت‌ها و رایگان‌پنداشتن آن‌ها باعث مختل شدن بسیاری از خدمت‌های بوم‌سامانه‌یی در سال‌های اخیر شده است (ارزیابی بوم-سامانه هزاره ۲۰۰۵).

مرتع‌های ایران از بوم‌سامانه‌هایی است که به دلیل‌های مختلف در فشار و تخریب است. سطح مرتع‌های 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 مرتع‌های 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 مرتع کاهش تعداد دام در آن بوده است، که با عنوان طرح تعادل دام و مرتع 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 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). ازآن‌جاکه تنها منبع درآمد بسیاری از دام‌داران در کشور محدود به دام‌داری است، اجرای سیاست‌های کاهش‌دهنده‌ی دام مستقیمانه درآمد آن‌ها را هدف خواهد گرفت. درنتیجه، بازنگری در سیاست‌ها و برنامه‌ها اجتناب‌ناپذیر است. روی‌کردهای جدیدی برای حفاظت از محیط‌زیست و بهره‌گیری درست از منابع طبیعی در چارچوب علم اقتصاد مطرح‌شده است که در جایگاه مهم‌ترین ابزارهای سیاست‌گزاری و اقتصادی برای بهره‌برداری اصولی از منابع کره زمین به آن توجه می‌شود، و هم‌اکنون کاربرد های گسترده‌یی در برنامه‌ریزی‌ها و سیاست‌گزاری‌های محیط‌زیست دارد. یکی از این ابزارهای اقتصادی که در دهه‌های اخیر از آن استقبال شده است، پرداخت برای خدمت‌های بوم‌سامانه‌یی[1] است (انگل و پالمر ۲۰۰۸؛ واندر و همکاران ۲۰۰۸؛ کینزیگ و همکاران ۲۰۱۱).

به‌طورکلی هدف اصلی از برنامه‌های پرداخت برای خدمت‌های بوم‌سامانه پرداختن مستقیم، قراردادی و مشروط بهره‌گیران از خدمت‌های بوم‌سامانه به مالکان یا متولیان زمین طبیعی، برای سازگارکردن فعالیت‌های‌شان با روش‌های حفاظتی و زیست محیطی، یا بهبوددادن شرایط زیست‌محیطی، برای دادن خدمت‌های بوم‌سامانه‌یی است. بنابراین در تعریف کلی برنامه‌ی پرداخت ۱- معامله‌یی داوطلبانه است در مکانی که، ۲- خدمت‌های بوم‌سامانه‌ی آن به‌خوبی تعریف و مشخص‌شده باشد، ۳- خریدی با دست‌کم یک خریدار خدمت‌های بوم‌سامانه، از ۴- دست‌کم یک دهنده‌ی خدمت‌های بوم‌سامانه انجام‌شده باشد، ۵- اگر و تنها اگر دهندگان خدمت آن را (مشروط) تضمین کنند (واندر و همکاران ۲۰۰۸). برنامه‌های پرداخت برای خدمت‌های بوم‌سامانه‌یی بر پایه‌ی نتیجه‌های برد-برد آن‌ها جذابیت زیادی برای تصمیم‌گیرندگان و مدیران دارد (مرادیان و همکاران ۲۰۱۳) و در موضوع‌های حفاظتی زیادی مانند ترسیب کربن، تنوع زیستی، مدیریت آبخیز به اجرا درآمده‌است (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 خدمت‌های بوم‌سامانه‌یی ممکن است یکی از گزینه‌های مناسب باشد، که با تکیه‌بر مشوق‌های اقتصادی درصدد ایجادکردن انگیزه برای تغییردادن رفتار بهره‌برداران محلی است (جک و همکاران ۲۰۰۹). بیش‌تر تجربه‌های موجود

1 - PES (Payment for Ecosystem Services)

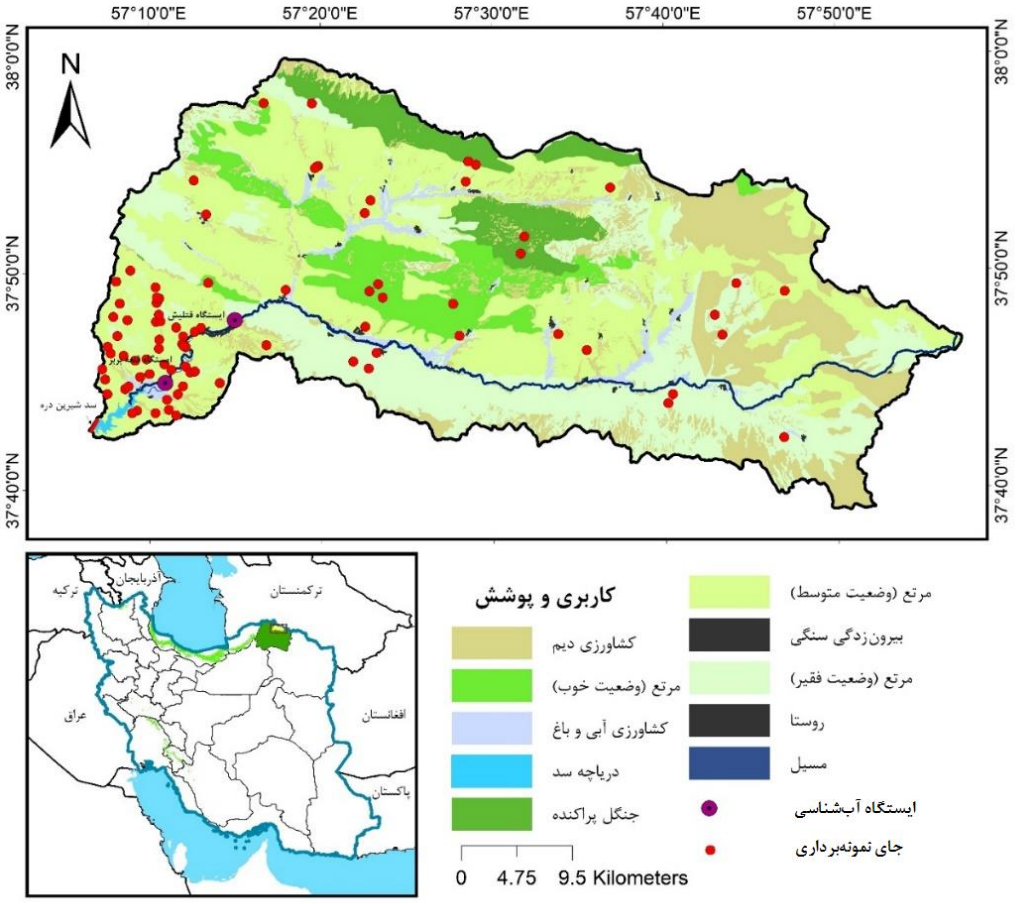
از اجراکـــردن برنامه‌ی پرداخت در سرتاســـر دنیا در بخش‌های کشاورزی (روسا و همکاران ۲۰۰۴؛ پروت ۲۰۰۶؛ برودی ۲۰۱۴)، جنگل (کوزوی و همـــکاران ۲۰۰۷؛ امباک ۲۰۱۰) و عرصه‌های دریایی (بینـــت و همکاران ۲۰۱۳؛ برودی ۲۰۱۴) اســـت، و در مرتع‌ها محدود بوده است.

بر پایه‌ی این مقدمه و هزینه‌های بســـیار زیاد احداث سدها، نرخ زیاد فرســـایش در کشور، نرخ زیاد رســـوب در آبخیز شیرین‌دره و اهمیـــت این ســـد در تأمین‌کردن آب خانگـــی بیش از ۸۰ ٪ از جمعیت شـــهر بجنورد (مرکز اســـتان خراســـان شمالی)، در این پژوهـــش چارچوبی بـــرای اجراکردن برنامه‌هـــای پرداخت برای خدمت‌های بوم‌ســـامانه‌یی، تنها با درنظـــر گرفتن خدمت مهار رســـوب به‌وســـیله‌ی مرتع‌های منطقه داده شد. نشان داده می‌شود که چطور می‌توان با ســـرمایه‌گذاری اندک بر مرتع‌ها از ســـود ازدست‌رونده در آینده، و کاهش عمر مفید سد که خود بار هزینه‌ی دیگری خواهد داشت، جلوگیری کرد.

مواد و روش‌ها

منطقه‌ی بررسی‌شده

ســـاختار طراحی‌شـــده‌ی پرداخت برای خدمت‌های بوم‌ســـامانه در مرتع‌های منطقه‌های خشـــک و نیمه‌خشـــک ایران در آبخیز شـــاخص (شکل ۱) در شمال شرق ایران، استان خراسان شمالی و با فاصله‌ی حدود ۶۵ کیلومتری از مرکز اســـتان است. مساحت حوزه ۱۶۱۲ کیلومترمربع است که ۷۲/۲ ٪ آن را مرتع‌ها (۲۷ ٪ فقیـــر، 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 کشـــاورزی آبی است. ارتفاع حوزه ۷۰۳ متر تا ۲۷۰۴ متر از تراز دریـــا و میانگین بارندگی آن ۳۱۵ میلی‌متر اســـت. این حوزه به دلیل کارکرد سد شیرین‌دره در تأمین‌کردن بخش بزرگی از آب خانگی، کشـــاورزی و صنعت اســـتان، و به دلیل فرسایش‌پذیری زیاد آن (خادمی و همکاران، ۱۳۹۷) اهمیت بسیاری دارد (شکل ۱). ســـد شـــیرین‌دره با توان تنظیم ســـالانه ۶۵ میلیون و ۸۰۰ هزار مترمکعب آب، بزرگ‌ترین ســـد اســـتان است که در ۱۳۸۴ بـــه بهره‌برداری رســـیده و ۲۴۰ میلیارد ریال برای ســـاخت آن هزینه شده است. تأمین سالانه ۲۰ میلیون مترمکعب آب خانگی نیازداشـــته برای شـــهر بجنورد و روستاهای مســـیر خط انتقال، پنج میلیون مترمکعب آب نیازداشـــته‌ی صنعت، و آب لازم برای بهبود و توســـعه‌ی کشـــاورزی در ۶ هزار و ۳۰۰ هکتار زمین در پایین‌دست ازجمله هدف‌های ساخت این سد بود.



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

طراحی ساختار برای اجرای برنامه‌های پرداخت برای خدمت‌های بوم‌سامانه‌یی 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 روی‌کرد پرداخت تشکیل‌شده 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 دام مازاد 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 پایه‌یی 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 فراسنجه‌یی الگوریتم k-NN و بسته‌ی yaImpute (کروکستان و فاینلی ۲۰۰۸) در نرم‌افزار آماری R تهیه کرده‌شد. 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 نقطه‌یی تصادفی به فاصله‌ی بیست‌متری قطعه‌یی گذاشته شد، و میانگین ویژگی‌های پوشش گیاهی ۱۳ قطعه‌ی اندازه‌گیری‌شده به هر یک از نقطه های تصادفی نسبت داده شد. به‌طورکلی 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 فراسنجه‌یی k-NN به‌گستردگی در علوم جنگل برای محاسبه‌کردن ویژگی‌های جنگل نظیر حجم توده‌ی سطح زمین، تراکم، نوع پوشش جنگلی، قطر برابرسینه و دیگر شاخص‌ها به کاربرده شده است (فرانکو لوپز 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 ماهواره‌یی 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.

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).

$$A_i = R \times K \times L \times S \times P \times C_i \qquad (۱)$$

A: میانگین فرسایش خاک در واحد سطح ($t\ ha^{-1}\ yr^{-1}$)، R: عامل فرسایندگی باران و روان‌آب ($MJ\ mm\ ha^{-1}h^{-1}yr^{-1}$)، K: عامل فرسایش‌پذیری خاک ($Mg\ h\ MJ^{-1}mm^{-1}$)، 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 تعیین‌کردن فرسایندگی 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 درنتیجه‌ی تغییرکردن اندازه‌ی تاج پوشش گیاهی در حالت ممکن فرضی تغییر مرتع، و ثابت گرفتن سایر عامل‌ها، مقدار فرسایش خاک در دو حالت ممکن (Ai) به دست آمد. ازآن‌جاکه 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 تعیین‌کردن اندازه‌ی رسوب کل مدل SEDD و رابطه‌ی ۲ به‌کار گرفته شد (باتیستا و همکاران ۲۰۱۷؛ جین و کوتیاری ۲۰۰۰)

$$SY_i = SDR \times A_i \times a / \rho \qquad (۲)$$

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

مدل SEDD رسوب خاک فرسایش‌یافته در آب‌راه را در نظر نمی‌گیرد، ازاین‌رو بر این فرض است که مواد فرسایش یافته‌یی 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 درنهایت خروجی حوزه می‌رسد، روش پیشنهادشده‌ی جین و کوتیاری (۲۰۰۰) به‌کار گرفته شد.
مقدار فرسایش و رسوب در دو حالت با تغییرکردن تاج پوشش گیاهی و درنتیجه‌ی آن عامل C به‌دست آمد (شکل ۳). درنتیجه، مقدار رسوب ته‌نشین‌شده در هرسال (SDEi) و نسبتی از حجم مفید سد که بر اثر رسوب‌گذاری کاهش‌یافته است (SDEi ٪) از رابطه‌های زیر برآورد کرده شد. تفاوت مقدار رسوب تولیدشده در شرایط فعلی پوشش گیاهی (SYCurrent) و شرایط تخریب پوشش گیاهی (SYDegredation) مقدار رسوب ته‌نشین‌شده‌ی همان سال را نشان می‌دهد.

$$SED_i = SY_{Degredation} - SY_{Current} \quad (۳)$$

$$SED_i\,(\%) = SDE_i / VOLUME \quad (۴)$$

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 انجام‌دادن این مرحله نیاز بود که ابتدا دانسته شود چه مقدار از رسوب منتقل‌شده به خروجی حوزه در مخزن سد جمع می‌شود. در پژوهش‌های مختلف رابطه‌ی پیشنهادشده‌ی کیومو و همکاران (۲۰۱۰) و کیومو و واریس (۲۰۰۷)، با شاخص‌های اندازه‌ی تخلیه‌ی سد و حجم فعال سد به‌کار گرفته می‌شود. اما بررسی‌ها نشان داد که تخلیه در سد شیرین‌دره به‌اندازه‌ی نیست که اندازه‌ی تجمع رسوب در مخزن سد را کاهش دهد، درنتیجه کل اندازه‌ی رسوب برآوردشده با مدل در خروجی حوزه در مخزن سد جمع خواهد شد. پژوهش‌های انجام‌شده در این زمینه این موضوع را تایید می‌کند (خادمی و همکاران ۲۰۱۸). اندازه‌ی درآمد از فروش آب سد شیرین‌دره با رابطه‌ی زیر به‌دست آمد.

$$REV = Water\ sold \times price \quad (۵)$$

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.

ازآن‌جا که سد شیرین‌دره برای تامین‌کردن 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 ازدست‌رفته از فروش آب درنتیجه‌ی افزایش‌یافتن اندازه‌ی تجمع رسوب در مخزن سد و کاهش‌یافتن حجم مفید آن در هرسال از رابطه‌ی ۶ محاسبه شد.

$$Lost\ benefit_i = REV \times \left[SED_i\,(\%)\right] \quad (۶)$$

Lost benefiti: کاهش در کل درآمد سالانه از فروش آب (ریال/ سال)، REV: کل درآمد سالانه از فروش آب سد شیرین‌دره (ریال/سال)، و SDEi : نسبتی از حجم مفید سد کاهش‌یافته درنتیجه‌ی افزایش‌یافتن رسوب در دو حالت ممکن بررسی‌شده در هرسال.
برای برآوردکردن ارزش حال هزینه‌ی فرصت درآمد ازدست‌رفته‌ی هرساله، ارزش حال‌حاضر سود ازدست‌رفته‌ی ناشی از کاهش یافتن فروش آب سد شیرین‌دره با رابطه‌ی ۷ به دست آمد.

$$PV_i = \frac{Lost\ benefit_i}{(1+dis)^{i-b}} \quad (۷)$$

PV: ارزش فعلی درآمدهای ازدست‌رفته (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 به‌دست آمد.

$$NPV = \sum_{i=b}^{b+20} PV_n \quad (۸)$$

طراحی روی‌کرد پرداخت

در این مرحله سود ازدست‌رفته‌ی فروش آب درنتیجه‌ی کاهش حجم مفید سد کل ارزش اقتصادی حفظ شرایط فعلی پوشش گیاهی مرتع‌ها گرفته شد. درنتیجه، یکی از ساده‌ترین و دست‌رس‌ترین گزینه‌ها برای تأمین‌کردن سرمایه‌ی اجرای ساختار پرداخت برای خدمت‌های بوم‌سامانه‌یی می‌تواند کل ارزش اقتصادی باشد، که می‌توان آن را سرمایه‌ی برنامه‌ی پرداخت سالانه از طرف شرکت سهامی آب منطقه‌یی خراسان شمالی (PESAnnual) گرفت (رابطه‌ی ۹).

$$Minimum\ PES_{Annual} = NPV\ /\ 20 \quad (۹)$$

درواقع مقـدار به‌دسـت‌آمده کم‌ترین مقـدار پرداختنی برای جبران‌کردن زیان یا هزینه‌ی فرصت اسـت، اما بیش‌ترین مقدار پرداختنـی نیز برابر بـا ارزش کل خدمت مهار رسـوب (En) به‌وسـیله‌ی پوشش گیاهی فعلی اسـت. برای این هدف، ارزش اقتصادی این خدمت با درنظرگرفتن تفاوت مقدار رسوب کل در شرایط فعلی (Yr) و اندازه‌ی توان رسوب‌گذاری خاک یا شرایط تخریب کامل پوشـش گیاهی (Yp) (پوشش گیاهی برابر صفر) و روی‌کرد هزینه‌ی جای‌گزین به‌دست آمد (جینگ لی ۲۰۰۶).

$$SY_i = Y_p - Y_r \quad (۱۰)$$

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

$$VALUE_i = REV \times \left[SED_i\ (\%) \right] \quad (۱۱)$$

VALUEi : ارزش خدمت مهار رسـوب یـا هزینه‌ی کاهش تجمع رسوب، REV: کل درآمد سالانه از فروش آب سد (ریال/سـال)، و SDEi: نسبتی از حجم مفید سد که درنتیجه‌ی نبود پوشـش گیاهی کاهش خواهد یافت. درنتیجه، بیش‌ترین مقدار پرداختنی نیز با رابطه‌های ۱۲ تا ۱۴ برآورد کرده شد.

$$PV_i = \frac{VALUE_i}{(1+dis)^{i-b}} \quad (۱۲)$$

$$NPV = \sum_{i=b}^{b+20} PV_n \quad (۱۳)$$

$$Maximum\ PES_{Annual} = NPV\ /\ 20 \quad (۱۴)$$

ممکن است شرکت سـهامی آب منطقه‌یی هزینه‌ی لازم برای اجراکردن سـاختار را به مشترکان آب سـد شیرین‌دره منتقل کند، درنتیجه، سهم هر مشـترک (ریال/مترمکعب) با رابطه‌ی ۱۵ برآورد کرده شد.

$$\Delta_{fee} = PES_{Annual}\ /Water\ sold \quad (۱۵)$$

نتایج و بحث

تغییر پوشش گیاهی و تولید رسوب

نقشه‌ی پوشش گیاهی مرتع‌ها در فصل رویش گیاهان و شرایط فعلی مرتع‌ها در سـال ۱۳۹۸ با روش نا فراسـنجه‌یی الگوریتم k-NN در نرم‌افزار R تهیه و شـرایط پایه گرفته شد. نتیجه‌ها نشـان می‌دهد که میانگین پوشـش گیاهی مرتع‌ها ۳۲/۴ ٪ با کمینه‌ی پوشـش نزدیک به صفر و بیشینه‌ی ۷۸/۳۲ در برخی منطقه‌های کوهسـتانی است (شـکل ۲). نتیجه‌های برآورد و نقشه‌ی پوشـش گیاهی به‌دسـت‌آمده از روش نا فراسنجه‌یی الگوریتم k-NN و مقایسـه‌ی آن با روش‌های مختلف درخت تصمیم‌گیـری (DT)، وایـازی خطی (LR)، فرآیند گوسـین (GP) و وایازی خطی گام‌به‌گام (LSR) دقت بیش‌تر این روش را نشـان داد (میرشـکاری و همکاران ۲۰۱۹؛ سام و همکاران ۲۰۱۸). پراکنش اطلاعات به‌دسـت‌آمده از محیط‌های طبیعی به‌دلیل ساختار آن بهنجار (نرمال) نیست، ازاین‌رو الگوریتم‌های نا فراسـنجه‌یی نظیـر الگوریتم نـا فراسـنجه‌یی k-NN که انعطاف‌پذیـری زیادی بـرای این متغیرها دارد بسـیار کارآمد است (سام و همکاران ۲۰۱۸). روش‌های وایازی خطی علاوه بر فرض‌گرفتن بهنجاربودن توزیع متغیرها، و داشتن رابطه‌ی قوی با شاخص‌های سنجش‌ازدور، نیاز به تعداد زیادی از مشاهده‌های میدانی مسـتقل دارد؛ اگرنه، پیش‌بینی‌های منفی یا بیش ازحد بزرگی از متغیر وابسـته خواهد داشـت (فلمینـگ و همکاران ۲۰۱۵؛ وانت و همکاران ۲۰۱۱).

نتیجه‌های به‌دست‌آمده از شبیه‌سـازی فرسایش خاک با مدل RUSLE نشان داد که در شرایط پایه، مقدار میانگین هدر رفت خاک ۱۸/۰۵ تن/هکتار/سال اسـت. نتیجه‌های مدل SEDD نشـان داد که میانگین SDR در سطح مرتع‌های حوزه ۰/۲۵۱ است. بر پایه‌ی نتیجه‌های مدل SEDD میانگین اندازه‌ی تولید رسـوب کل (SY) در مرتع‌های منطقه ۴/۸۳ تن/هکتار/سـال (۷۷۸۶۲۰/۱۵ تن/سـال یا ۴۸۶۶۳۷/۶ مترمکعب/سـال) است (شـکل ۳) که در مقایسـه با داده‌های ایستگاه آب‌سنجی قلعه بربر (۷۵۸۲۶۲/۸ تن/ سـال) درصد خطای ۰/۰۲۶۸ را نشـان می‌دهد. پژوهش‌های رسوب در این حوزه با روش‌های EPM و MPSIAC نیز به‌ترتیب ۷۷۹۱۵۲/۲۵، ۵۳۴۲۷۳/۹۹ تن/سال برآورد شـده است (اسـدی و همکاران ۲۰۱۲). هرچند بررسی مقدار رسـوب تجمع‌یافته در مخزن سـد در سال‌های ۱۳۹۶-۱۳۹۱ نشـان می‌دهد که سالانه به‌میانگین در حدود ۷۲۲۰۹۶ مترمکعب رسـوب در مخزن سد شیرین‌دره ته‌نشین شده است (خادمـی و همکاران ۲۰۱۸) که به نظر می‌رسـد روی‌دادهای دوره‌یی سال‌های پرباران نظیر سـیل‌های بهاره‌ی سال ۱۳۹۸ تأثیرگزار بوده اسـت. با درنظر 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/سـال در ۱۴۰۸ (۲۳/۶ ٪ افزایش نسـبت به شرایط فعلی) و سپس ۲۶/۸ تن/هکتار/سال در ۱۴۱۸ (۱۹/۳٪ افزایش نسبت به ۱۴۰۸) خواهد رسید.

وجود پوشش گیاهی با تراکم زیاد سبب افزایش‌یافتن نفوذپذیری، کاهش‌یافتن جریان روان‌آب و درنتیجه به‌تأخیرافتادن فرسایش ورقه‌یی می‌شود (پی ژو و همکاران ۲۰۰۸). پوشش گیاهی با پایدار نگه‌داشتن خاک، جلوگیری‌کردن از برخورد مستقیم قطره‌های باران با سطح خاک، افزایش‌دادن نفوذ بارش در خاک، و کاهش‌دادن اندازه‌ی روان‌آب، به‌ویژه در خاک‌های با حساسیت زیاد به فرسایش سبب کاهش‌یافتن فرسایش خاک می‌شود (دی گروت و همکاران ۲۰۰۲؛ کراسنوستین و اولدهام ۲۰۰۴). مقدار افزایش هدررفت خاک تولید رسوب کل را به‌ترتیب 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 حذف‌کردن پوشش گیاهی، اندازه‌ی تولید رسوب ۳۰۰ برابر افزایش خواهد یافت (تروپی و همکاران ۲۰۱۷).

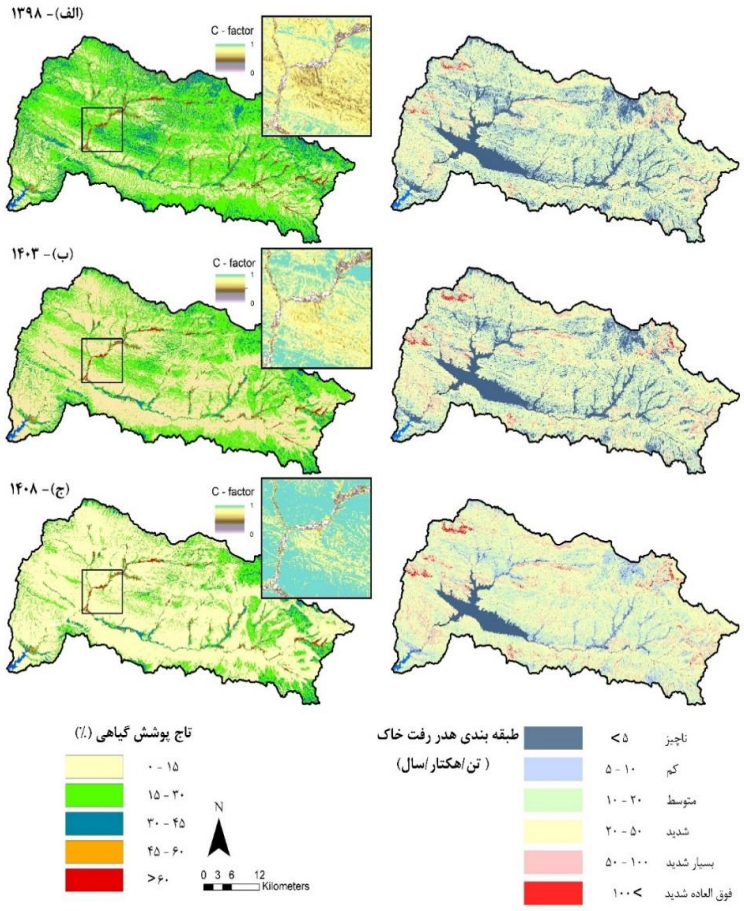
کاهش در حجم مفید سد شیرین‌دره

بر پایه‌ی نتیجه‌های به‌دست‌آمده 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 خدمت بوم‌سامانه‌یی، حجم مفید سد بیش از ۲۰ ٪ کاهش خواهد یافت.

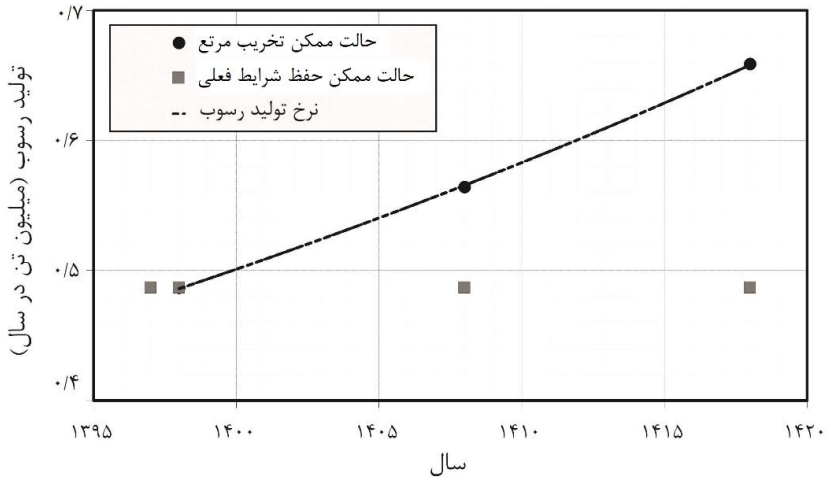
ارزش اقتصادی پوشش گیاهی مرتع‌ها و تولید آب

با درنظر 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 ازدست‌رفته‌ی فروش آب درنتیجه‌ی افزایش‌یافتن 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 ٪، به‌ترتیب ۱۱/۵ میلیارد ریال و ۲/۰۸ میلیارد ریال به‌دست آمد. با برآوردکردن مقدار کل رسوب تولیدشده در شرایط تخریب کامل پوشش گیاهی و شرایط فعلی (۷۴۰۵۳۵/۵ مترمکعب/ سال) در جایگاه کارکرد مهار رسوب به‌وسیله‌ی پوشش گیاهی مرتع‌ها، ارزش این کارکرد ۳/۷ میلیارد ریال در سال است. نتیجه های 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.

جعفر زاده 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).



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_i) با حالت ممکن تخریب مرتع‌ها.

طراحی روی‌کرد پرداخت

با درنظر 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 ($fee\Delta$) 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 بوم‌سامانه‌یی برای بهره‌گیران باشد (انگل و پالمر 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؛ کاکزان و اسوالو ۲۰۱۳). اگر هزینه‌های اجرای برنامه‌ی پرداخت، با درنظر 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 درنظر 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 داخلی‌کردن اثرهای جانبی منفی، استقبال شده و این شیوه به کاربرده شده است. بر پایه‌ی نبود روی‌کردهای اقتصادی و مشوق‌ها در مدیریت‌کردن عرصه‌های طبیعی کشور، این پژوهش با هدف دادن چارچوبی برای برنامه‌ی پرداخت برای خدمت‌های بوم‌سامانه‌یی (PES) انجام‌شد. اطلاع از مقدار کمّی خدمت‌های بوم‌سامانه‌یی در اجراکردن نظام‌های تشویقی و واردکردن این ارزش‌ها به نظام‌های حسابداری ضروری است (دی گروت و همکاران ۲۰۰۲). در این تحقیق تنها به کارکرد مهار و حفظ‌کردن 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. ازآن‌جاکه رکن اصلی برنامه‌ریزی سرزمین دست‌رسی به اطلاعات درست و اندازه‌گرفتنی است، و بر پایه‌ی این‌که بخش‌های مختلف بوم‌سامانه به‌دلیل شرایط متفاوت پوشش گیاهی در نوع گونه‌ها و درصد پوشش گیاهی، پستی‌بلندی، و خاک نقش‌های متفاوتی در مهارکردن 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. ازاین‌رو اندازه‌های به‌دست‌آمده تنها بخش اندکی از ارزش اقتصادی کارکردهای متعدد پوشش گیاهی است. بررسی سایر کارکردها اهمیت پوشش گیاهی بوم‌سامانه های 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 تأثیرگزار 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 اجرانشدن 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 درنظرگرفتن 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 تأثیرگزار و به‌صرفه است. این چارچوب می‌تواند برای تصمیم‌گیرندگان در طراحی و اجراکردن برنامه‌ی پرداخت در سطح مرتع‌های خشک و نیمه خشک و سدهای مختلف کشور مفید باشد.

فهرست منابع

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 M A. 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.

Krasnostein 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.

Mirshekari 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 Attapady 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, Mustajoki J, Barton D N, Geneletti 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. Designand 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 manage**ment 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