Journal of Rangeland

Print ISSN: 2008-0891

Online ISSN: 2676-5039

Economic Valuation and Spatial Mapping of Rangeland Ecosystem Services (Case Study: Shirin Dareh–Arnaveh Watershed, North Khorasan)

Emad Zakeri[*1], Hamidreza Karimzadeh [2], Mehdi Moameri[3]

[1.] Corresponding author; Ph.D. in Rangeland Science, North Khorasan Provincial Administration of Natural Resources and Watershed Management, Iran. E-mail: emad.zakeri1@gmail.com.

[2.] Associate Prof., Department of Rangeland and Watershed Management, Faculty of Natural Resources, Isfahan University of Technology, Isfahan, Iran.

[3.] Prof., Department of Rangeland and Watershed Management, Faculty of Agriculture and Natural Resources, Water Management Research Center, University of Mohaghegh Ardabili, Ardabil, Iran.

Article Info

Article type:
Research Full Paper

2026; Vol 20, Issue 4

Article history:
Received: 25.07.2026
Revised: 15.10.2026
Accepted: 17.10.2026

Keywords:
Provisioning and regulating services,
Biophysical assessment,
GIS mapping.

Abstract

Background and Objective: Ecosystem services, serving as a bridge between natural systems and human well-being, play a fundamental role in environmental sustainability and socio-economic development. Mapping the spatial distribution and zoning of ecosystem services not only identifies patterns of service provision across a region but also enables the assessment of trade-offs and synergies among these services, ultimately facilitating regional prioritization for effective resource management and planning. This study aims to quantify, economically value, and map the spatial distribution of provisioning services (forage and medicinal plant production) and regulating services (soil erosion control, sediment retention, and surface runoff regulation) in the rangelands of the Shirin Dareh–Arnaveh watershed in North Khorasan, utilizing a Geographic Information System (GIS).

Methodology: In this study, to quantify the provisioning (forage production and medicinal plants) and regulating services of the investigated rangeland ecosystem (soil loss control, sediment retention, and runoff regulation), two scenarios were established: the current vegetation status and a hypothetical vegetation degradation scenario. Subsequently, using available and field-collected data, as well as the RUSLE, SEDD, and SCS-CN models, the quantities of forage production, medicinal plants, soil erosion, sediment yield, and surface runoff were determined under each scenario. The difference between the two scenarios was then defined as the net value of the ecosystem services provided. Following this, the individual and aggregate economic values of the selected rangeland ecosystem services were quantified employing the market price and replacement cost methods. Spatial distribution mapping of these economic values was then conducted at the sub-watershed scale.

Results: The total economic value of the rangelands in the study area amounts to 5,127 Billion/IRR/Year. The findings revealed that forage accounts for approximately 22% of the local economy, equivalent to 110 billion Rials, whereas provisioning services contribute only 8.7% to the total economic value. Notably, nearly 91.2% of the total value remains non-marketable and is not exchangeable through conventional market mechanisms. The Soil erosion control function exhibited the greatest importance among the studied regulating functions and accounted for the largest share of the total economic value.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1405.20.4.6.2]

Conclusion: The provision of services varies across different parts of the rangelands and holds different economic values; therefore, average economic value estimates for the entire basin cannot be considered useful. The mapping of ecosystem service distribution within the physical boundaries of sub-basins, as opposed to political-administrative units, offers several advantages due to the full correspondence of natural boundaries with hydrological and sedimentary processes. In addition to facilitating the quantitative estimation of ecosystem services, this approach enables model monitoring and validation, reduces cross-sectoral conflicts and property disputes, allows for the prioritization of critical sub-basins based on hydrological criteria, and supports the assessment of project effectiveness. Ultimately, it provides a framework aligned with natural mechanisms for the sustainable and cost-effective management of soil and water resources.

Cite this article: Zakeri, E., H. Karimzadeh, M. Moameri, 2026. Economic Valuation and Spatial Mapping of Rangeland Ecosystem Services (Case Study: Shirin Dareh–Arnaveh Watershed, North Khorasan). Journal of Rangeland, 20(4): 427-448.

© The Author(s).

DOR: 20.1001.1.20080891.1405.20.4.6.2

Publisher: Iranian Society for Range Management

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1405.20.4.6.2]

مـــرتـــع

شاپا چاپی: ۰۸۹۱-۲۰۰۸

شاپا الکترونیکی: ۵۰۳۹-۲۶۷۶

ارزش‌گذاری اقتصادی و پهنه‌بندی خدمات اکوسیستمی مراتع (مطالعه موردی: حوزه آبخیز شیرین دره - ارناوه، خراسان شمالی)

عماد ذاکری*[۱]، حمیدرضا کریم‌زاده [۲]، مهدی معمری [۳]

۱. نویسنده مسئول، دکتری علوم مرتع، اداره کل منابع طبیعی و آبخیزداری خراسان شمالی، بجنورد، ایران. رایان نامه: emad.zakeri1@gmail.com

۲. دانشیار گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان. اصفهان، ایران.

۳. استاد گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی، عضو پژوهشکده مدیریت آب، دانشگاه محقق اردبیلی، اردبیل، ایران.

اطلاعات مقاله

نوع مقاله:
مقاله کامل – پژوهشی

۱۴۰۵؛ جلد ۲۰، شماره ۴

تاریخ دریافت ۱۴۰۵/۰۵/۰۳
تاریخ ویرایش: ۱۴۰۵/۰۷/۲۳
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۵/۰۷/۲۵

واژه‌های کلیدی:
کارکرد تولیدی و تنظیمی، مکان‌یابی خدمات، برنامه‌ریزی و اولویت‌بندی مدیریت.

چکیده

سابقه و هدف: خدمات اکوسیستمی، به‌عنوان پلی بین نظام‌های طبیعی و رفاه انسانی، نقشی بنیادین در پایداری زیست‌محیطی و توسعه اقتصادی - اجتماعی ایفا می‌کنند. تهیه نقشه پراکنش و پهنه‌بندی خدمات اکوسیستم ها، علاوه بر شناسایی نحوه توزیع خدمات در سطح منطقه، ارزیابی اثرات متقابل این خدمات و در نهایت اولویت‌بندی منطقه‌ای برای مدیریت کارآمد منابع و برنامه‌ریزی را فراهم می‌سازد. این مطالعه باهدف کمی‌سازی خدمات، ارزش‌گذاری اقتصادی آن و تهیه نقشه پراکنش خدمات تولیدی (تولید علوفه و گیاهان دارویی) و نیز خدمات تنظیمی (کنترل فرسایش خاک، کنترل تجمع رسوبات خاک و کنترل رواناب سطحی) مراتع حوزه آبخیز شیرین دره - ارناوه در خراسان شمالی با استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی (GIS) انجام شده است.

مواد و روش‌ها: در این تحقیق ابتدا جهت برآورد مقدار خدمات تولیدی و تنظیمی اکوسیستم مرتعی مورد مطالعه، دو سناریو شرایط حال حاضر پوشش گیاهی و سناریو فرضی تخریب پوشش گیاهی در نظر گرفته شد. سپس با استفاده از اطلاعات موجود و جمع‌آوری‌شده از سطح منطقه و استفاده از مدل‌های RUSLE، SEDD و SCS-CN مقدار تولید علوفه، گیاهان دارویی، فرسایش و رسوب و مقدار رواناب سطحی در هر یک از سناریوها تعیین و تفاوت آنها به عنوان مقدار خدمات ارائه شده در نظر گرفته شد. در ادامه ارزش اقتصادی خدمات انتخاب شده مرتعی و ارزش کل این خدمات با استفاده از روش‌های ارزش بازاری خدمات و ارزش ارزشگذاری هزینه جایگزینی تعیین و نقشه پراکنش ارزش اقتصادی خدمات اکوسیستمی منتخب استفاده از مرزهای زیرحوزه‌ها تهیه شد.

نتایج: کل ارزش اقتصادی ۵ خدمات اکوسیستمی محاسبه شده در مراتع منطقه در سال ۱۴۰۴ برابر با ۵۵۴۱ میلیارد ریال در سال است. نتایج نشان داد خدمات تولیدی با ارزش اقتصادی میلیون ریال در سال تنها ۸/۷۶ درصد از ارزش اقتصادی کل خدمات اکوسیستمی مورد مطالعه را دارا بوده و در حدود ۹۱/۲ درصد (۵۰۵۴۳۰۱/۳ کیلیون ریال در سال) از ارزش کل مربوط به خدمات تنظیمی مراتع است که از طریق بازار قابل تبادل نیست. کارکرد کنترل فرسایش خاک با ارزش اقتصادی ۲۳۱۹۸۰۸/۹۸ میلیون ریال در سال دارای بیشترین اهمیت در میان کارکردهای تنظیمی موردمطالعه بوده و نیز بیشترین سهم از ارزش کل اقتصادی را دارد.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1405.20.4.6.2]

نتیجه‌گیری: بخش‌های مختلف مرتع منطقه مورد مطالعه با توجه به شرایط فیزیکی آن ارائه‌دهنده میزان خدمت اکوسیستمی متفاوتی بوده و با توجه به پراکنش این خدمات دارای ارزش اقتصادی مختلفی هستند. استفاده از روش‌هایی که امکان مکان‌یابی کردن مقادیر خدمات اکوسیستمی و ارزش اقتصادی آن‌ها را فراهم می‌آورند می‌تواند مدیران و تصمیم‌گیران را در برنامه‌ریزی‌های مختلف کمک کند. تهیه نقشه پراکنش خدمات اکوسیستمی در چارچوب مرزهای فیزیکی زیرحوزه‌های آبخیز علاوه بر تسهیل برآورد کمی خدمات اکوسیستمی، امکان پایش و راستی‌آزمایی مدل‌ها، کاهش تعارضات فرابخشی و اختلافات ملکی، اولویت‌بندی زیرحوزه‌های بحرانی بر مبنای معیارهای هیدرولوژیک و همچنین ارزیابی اثربخشی پروژه‌ها را ممکن می‌سازد و در نهایت بستری منطبق بر سازوکارهای طبیعی برای مدیریت پایدار و کم‌هزینه‌تر منابع خاک و آب فراهم می‌آورند.

استناد: ذاکری، ع.، ح. کریم‌زاده، م. معمری، ۱۴۰۵. ارزش‌گذاری اقتصادی و پهنه‌بندی خدمات اکوسیستمی مراتع (مطالعه موردی: حوزه آبخیز شیرین دره - ارناوه، خراسان شمالی). مرتع، ۲۰(۴): ۴۲۷-۴۴۸.

DOR: 20.1001.1.20080891.1405.20.4.6.2

ناشر: انجمن علمی مرتعداری ایران

© نویسندگان

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1405.20.4.6.2]

مقدمه

اکوسیستم‌ها ترکیبی متنوع از خدمات تولیدی آب، غذا، سوخت، فیبر همراه با خدمات تنظیمی تعدیل بیماری‌ها، خاک‌های حاصل‌خیز و ترسیب کربن، جریانات مطمئن آب پاک و نیز خدمات فرهنگی و حمایتی را برای جامعه فراهم می‌کنند (۱۷)؛ درحالی‌که وابستگی مستقیم و غیرمستقیم جامعه بشری به خدمات و کارکردهای اکوسیستمی، موضوعی آشکار و قدیمی است (۱۱، ۴۴ و ۶۲)، اما مطالعات زیادی از استفاده ناپایدار از اکوسیستم‌ها و کاهش چشمگیر خدمات اکوسیستمی طی سال‌های اخیر روایت دارند (۲ و ۳۲)، بنابراین بخش‌هایی از اکوسیستم که برای ارائه پیوسته خدمات اکوسیستم برای نسل‌های مختلف ضروری هستند بایستی به شکل صحیح مدیریت شوند (۱۰ و ۱۹). طی سال‌های اخیر خدمات اکوسیستمی توجه بسیاری از محققین را به خود معطوف داشته و مطالعات زیادی در زمینه محاسبه منافع ارائه‌شده توسط اکوسیستم، توسعه روش‌های کمی‌سازی و ارزش‌گذاری خدمات اکوسیستمی وجود دارد، برخی از این روش‌ها بر رویکردهای مختلف بیوفیزیکی اکوسیستم و برخی دیگر اهمیت ارزش اقتصادی خدمات اکوسیستمی تأکیددارند (۸، ۱۱، ۲۹ و ۵۱). بااین‌حال همچنان عدم تأثیرگذاری خدمات اکوسیستمی در سیاست‌گذاری‌ها و برنامه‌ریزی‌های به‌خصوص منطقه‌ای وجود دارد. واردکردن بحث خدمات اکوسیستمی در سیاست‌گذاری و برنامه‌ریزی‌ها علاوه بر داشتن آگاهی از فرایندهای ارائه‌دهنده خدمات نیاز به رویکردهای عملی برای پر کردن شکاف میان اصول علمی و سیاست‌گذاری‌ها است (۲۳ و ۶۱). یکی از عناصر کلیدی در این امر نیاز به تهیه نقشه پراکنش خدمات اکوسیستمی است. تهیه نقشه پراکنش و تغییرات خدمات در طول زمان علاوه بر امکان جمع‌آوری اطلاعات، می‌تواند توسط مدیران و تصمیم‌گیرندگان در جهت ارزیابی و مدیریت پایدار اراضی طبیعی مورداستفاده قرار گیرد (۵۰). ضمن اینکه می‌تواند در جهت تهیه نقشه‌های قابل‌اعتماد و شناسایی مناطق ارائه‌دهنده خدمات، مدیریت برای هم‌افزایی خدمات، اولویت‌بندی مناطق جهت مدیریت منابع نیز مورداستفاده قرار گیرد (۵۷). درکل می‌توان گفت اندازه‌گیری‌های دقیق و تهیه نقشه پراکنش خدمات اکوسیستمی به‌عنوان یکی از الزامات اصلی در جهت تصمیم‌گیری‌های منطقی در سازمان‌ها و نهادها مرتبط با عرصه‌های طبیعی است (۱۳).

طی سال‌های اخیر رویکردهای زیادی از تهیه نقشه پراکنش خدمات اکوسیستمی در مقیاس‌های مختلف توسط محققین زیادی توسعه‌یافته و انجام‌شده است (۸، ۲۹، ۳۳، ۳۵، ۳۹، ۴۰، ۴۱ و ۵۳). کاربرد تکنیک‌های نقشه‌برداری مکانی برای ارزیابی خدمات اکوسیستمی در توده‌های جنگلی در کشور در مراکش، اهمیت تحلیل‌های مکانی دقیق را در شناخت الگوی پراکنش خدمات اکوسیستمی در اکوسیستم‌های جنگلی را پررنگ کرده و رهیافت‌هایی را ارائه می‌دهد که می‌تواند در جهت مدیریت پایدار و آگاهانه‌ی این منابع به کار گرفته شود (۴). در رویکرد دیگری که از تصاویر ماهواره‌ای رایگان همراه با تحلیل پوشش/کاربری اراضی (LULC) برای نقشه‌سازی خدمات اکوسیستمی در اکوسیستم‌های مانگروی خلیج اونگوانا در کنیا استفاده شد، نشان می‌دهد که چگونه داده‌های ماهواره‌ای در دسترس می‌توانند ارزیابی خدمات اکوسیستمی را در مناطق درحال‌توسعه تسهیل کرده و به مدیریت پایدار منابع کمک نمایند (۳۹). در مطالعه‌ای که در خصوص محیط‌های دریایی در جنوب شرقی کشور برزیل صورت‌گرفته است اهمیت تهیه نقشه خدمات اکوسیستمی و تنوع زیستی از جمله ارزیابی خدمات فرهنگی اکوسیستم بیان شده است. این تحقیق بر اهمیت داده‌های مکان‌مند در درک تعاملات پیچیده درون اکوسیستم‌های دریایی و نیز هدایت اقدامات حفاظتی بر اساس نقشه‌ها و اطلاعات به‌دست‌آمده تأکید دارد (۴۰). در تکمیل این تلاش‌ها، مروری نظام‌مندی بر تهیه نقشه خدمات اکوسیستمی در مناطق حفاظت‌شده بیان شده است که تعداد مطالعات دراین‌خصوص بین سال‌های ۲۰۱۲ تا ۲۰۲۳ روندی افزایشی داشته است. بیشتر پژوهش‌ها رویکرد کمی داشتند، هرچند تعداد مطالعات کیفی نیز قابل‌توجه بود. در نهایت، بسیاری از مطالعات فاقد اعتبارسنجی بودند که این موضوع می‌تواند به اعتبار نقشه‌برداری خدمات اکوسیستمی در مناطق حفاظت‌شده لطمه وارد کند. به‌طورکلی، این مرور نظام‌مند به ترسیم تصویری جهانی از پراکندگی مطالعات، مناطقی که نیاز به پژوهش دارند، و همچنین پرکاربردترین ابعاد و بخش‌ها و روش‌های به‌کاررفته کمک کرده است

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27]

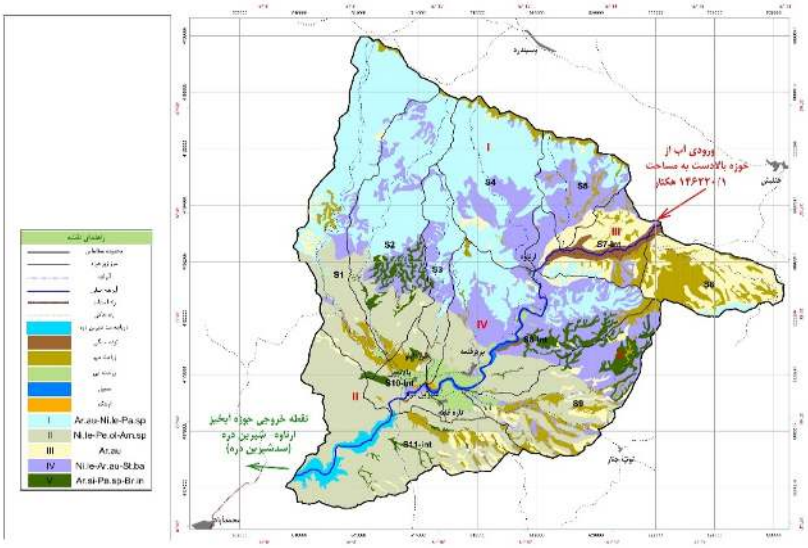
[DOR: 20.1001.1.20080891.1405.20.4.6.2]

(۳۳). در مطالعات به ارائه چارچوبی هدفمند که بر حفاظت و مدیریت مکان بنیان تأکید شده است. این رویکرد، نقشه‌سازی خدمات اکوسیستمی را به‌گونه‌ای ترویج می‌کند که با زیرساخت‌های بوم‌شناختی هماهنگ باشد و در نتیجه از تلاش‌های حفاظتی هدفمند و برنامه‌ریزی پایدار کاربری اراضی پشتیبانی نماید (۴۱). برآورد کمی خدمات اکوسیستمی و تهیه نقشه پراکنش آنها بخصوص در سطح اروپا به‌عنوان ابزاری در جهت برنامه‌ریزی منابع و واردکردن خدمات اکوسیستم در سیاست‌ها و برنامه‌ریزی‌ها از طرف سیاست‌گذاران در حال گسترش است (۶۱). به‌عنوان‌مثال دو پروژه آزمایشی در سطح محلی توسط دولت اسکاتلند در حال اجرا است که تهیه نقشه خدمات اکوسیستمی به‌عنوان یکی از رویکردهای اصلی خود دنبال می‌کند (۵۶ و ۶۲)؛ اما متأسفانه کمبود اطلاعات در این زمینه به‌خصوص در سطح محلی و به‌ویژه در کشورهای درحال‌توسعه وجود دارد. درنتیجه در این مطالعه سعی شد علاوه برکمی سازی خدمات و ارزش‌گذاری اقتصادی آن، نقشه پراکنش و ارزش اقتصادی ۵ خدمت اکوسیستمی منتخب ارائه‌شده توسط مراتع حوزه آبخیز شیرین دره - ارناوه در شمال خراسان و نیز ارزش اقتصادی کل خدمات اکوسیستمی با استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی (GIS) تهیه شود.

مواد و روش‌ها

منطقه موردمطالعه

حوضه آبخیز شیرین دره - ارناوه در شمال شرقی ایران، فاصله ۶۰ کیلومتری مرکز استان خراسان شمالی و در محدوده شهرستان سملقان (شکل ۱)، قرار دارد. این حوزه به دلیل اهمیت سد شیرین دره، در تأمین ۸۰ درصد از آب شرب مرکز استان، شهر بجنورد و کشاورزی منطقه از اهمیت بالایی برخوردار است. مساحت حوضه ۱۵ هزار هکتار و در ارتفاع بین ۷۰۳ متر تا ۱۷۱۰ متر از سطح دریا قرار داشته و متوسط بارندگی آن ۳۴۲ میلی‌متر است. مراتع حوزه از ۵ تیپ اصلی گیاهی شامل تیپ‌های I (دارای گونه‌های غالب *Artemisia ausheri*, *Nikitinia leptoclada*)، II (*Nikitinia leptoclada* و *Pteropyrom oliveri*)، III (Artemisia ausheri)، IV (*Nikitinia* ausheri و *Artemisia leptoclada*, *Stipa barbata*) و V (*Artemisia siberi*, *Paliurus spina-christi* و *Berberis Integerrima*) تشکیل شده است. در جدول ۱ خصوصیات تیپ‌های مرتعی حوضه آبخیز شیرین دره - ارناوه آورده شده است.



شکل ۱: کاربری و پوشش و نیز تیپ‌های گیاهی حوضه آبخیز شیرین دره - ارناوه، استان خراسان شمالی، شمال شرق ایران

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1405.20.4.6.2]

جدول ۱: خصوصیات تیپ‌های مرتعی حوضه آبخیز شیرین دره – ارناوه

کد تیپ	علامت اختصاری	مساحت به هکتار	درصد مساحت	تولید (کیلوگرم/ هکتار)	علوفه قابل دسترس (کیلوگرم/ هکتار)
I	*Artemisia ausheri* & *Nikitinia leptoclada*	۴۳۹۸/۶	۲۹/۳	۲۴۵	۹۸
II	*Nikitinia leptoclada* & *Pteropyrom oliveri*	۳۷۷۲/۶	۲۵/۱۵	۱۸۶	۷۴/۴
III	*Artemisia ausheri*	۱۳۶۲/۰۴	۹/۰۸	۴۵۰	۱۸۰
IV	*Nikitinia leptoclada* & *Artemisia ausheri*	۲۷۸۶/۶	۱۸/۵۸	۱۵۰	۶۰
V	*Artemisia siberi* & *Paliurus spina-christi*	۵۰۴/۹	۳/۳۷	۱۴۵	۵۸
olang	olang	۹/۳۷	۰/۰۶		
masil	masil	۷۳/۰۸	۰/۵		
maskuni	maskuni	۲۲/۶	۰/۱۵		
BL	BL	۱۸۲/۱	۱/۲		
DF	DF	۱۳۵۶/۲۴	۹/۰۴		
IF	IF	۳۴۴/۷۱	۲/۳		
lake	lake	۱۸۴/۸۸	۱/۲		
جمع کل	-	۱۴۹۹۷/۶	۱۰۰		

روش تحقیق

در این تحقیق ابتدا مقدار خدمات اکوسیستمی مراتع شامل خدمات تولیدی؛ تولید علوفه و گیاهان دارویی و نیز خدمات تنظیمی؛ کنترل هدررفت خاک، رسوب و رواناب، به ترتیب با استفاده از اطلاعات موجود و جمع‌آوری‌شده از سطح منطقه و مدل‌های RUSLE، SEDD و SCS-CN تحت شرایط حال حاضر پوشش گیاهی و سناریو فرضی تخریب پوشش گیاهی تعیین شد. در ادامه ارزش اقتصادی خدمات منتخب اکوسیستم مرتعی و ارزش کل خدمات با استفاده از روش‌های مناسب تعیین و نقشه پراکنش ارزش اقتصادی آن تهیه شد. لازم به ذکر است جهت تهیه نقشه پراکنش مقدار خدمات اکوسیستمی منتخب ارائه شده و ارزش اقتصادی در محدوده مرزهای زیرحوزه‌های آبخیزداری صورت‌گرفته است.

کمی‌سازی و ارزش‌گذاری خدمات منتخب

تولید علوفه

برای تعیین ارزش اقتصادی علوفه تولیدی مراتع نیاز به اطلاعات تولید علوفه تیپ‌های گیاهی است، ازاین‌رو میزان علوفه تولیدی با استفاده از روش اندازه گیری قطع و توزین و در سال ۱۴۰۴ انجام شد. به‌منظور اجرای این روش ابتدا رشد سال جاری گونه‌های موجود در داخل پلات به تفکیک فرم رویشی قطع و در داخل پاکت قرار گرفته و اطلاعات مربوط به هر پلات و گونه بروی آن نیز ثبت گردید. بعد از خشک‌شدن علوفه از خار و خاشاک بوته جدا شده و توزین گردید. در این تحقیق از پلات های با شکل مربعی و اندازه ۱×۱ متر مربع در پوشش مناطق استپی و نیمه استپی و اندازه تجربی بزرگترین تاج پوشش گیاهی استفاده شد. در نهایت با برآورد میزان تولید در هر پلات میزان علوفه تولید شده در هر هکتار محاسبه شد. در جدول (۱) میزان تولید در هر یک از تیپ های گیاهی آورده شده است.

برآورد قیمت علوفه مرتعی با استفاده از قیمت بازار به دلیل ناهمگن بودن از نظر اقتصادی (از نظر نوع گونه، درجه خوشخوراکی و مواد مغذی قابل هضم) و به دلیل مبادله نشدن در بازار امکان پذیر نیست (۴۶). جهت برآورد ارزش اقتصادی تولید علوفه از داده‌های ظرفیت چرایی به دلیل جامع بودن آن ازنظر کیفیت علوفه، درجه خوش‌خوراکی، میزان بهره‌برداری مجاز از مرتع و نیاز علوفه‌ای روزانه دام استفاده شد (رابطه ۱). داده‌های ظرفیت چرایی به دلیل جامع بودن آن ازنظر کیفیت علوفه، درجه خوش‌خوراکی، میزان بهره‌برداری مجاز از مرتع و نیاز علوفه‌ای روزانه دام استفاده می‌شود. جهت برآورد ظرفیت چرایی درازمدت با درنظرگرفتن خوش‌خوراکی گونه‌های گیاهی برای دام غالب چراکننده در مرتع و تعیین حد بهره‌برداری مجاز در هر تیپ گیاهی باتوجه‌به وضعیت و گرایش آن استفاده گردید. در نهایت با اعمال مساحت تیپ و درنظرگرفتن نیاز روزانه هر واحد دامی ظرفیت چرایی در طول دوره چرا در هر تیپ گیاهی تعیین شد. ارزش اقتصادی علوفه تولید شده مرتع با استفاده از رابطه (۱) و استفاده از روش هزینه جایگزین

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1405.20.4.6.2]

برآورد شد. در این روش هزینه خرید جو به عنوان جایگزین علوفه مرتعی استفاده شد. قیمت خرید تضمینی جو در سال ۱۴۰۴ برابر با ۲۳۵۰۰ تومان و میانگین قیمت جو در بازار ۳۸۰۰۰ تومان است.

رابطه (۱):

$$V_p = AUM \times S \times 2 \times 30 \times TDN \times p$$

V_p؛ ارزش ریالی تولید علوفه مراتع، AUM؛ ظرفیت چرایی در مرتع، S؛ مساحت مرتع و p؛ قیمت بازاری جو در سال ۱۴۰۴.

گیاهان دارویی

مقدار تولیدات گیاهان دارویی مراتع حوزه با استفاده از اطلاعات موجود و نیز نمونه‌برداری از گیاهان دارویی موجود در منطقه در سال ۱۴۰۴ تعیین شد. باتوجه‌به برداشت‌های صورت‌گرفته مشخص گردید ۲ گونه گیاهی باریجه (*Ferula gumosa*) و گون کتیرا (*Astragalus verus*) در منطقه موردمطالعه وجود دارد. جهت برآورد ارزش اقتصادی این‌گونه‌ها ابتدا سطح عرصه مفید قابل‌بهره‌برداری تعیین و تعداد پایه‌های قابل‌بهره‌برداری این‌گونه‌ها با استقرار تعداد پلات‌های مناسب برآورد گردید. برای این کار ابتدا تعداد ۳۰ پلات به‌صورت تصادفی - سیستماتیک در سطح عرصه مفید گونه‌ها استقرار و با استفاده از اطلاعات به‌دست‌آمده تعداد نمونه موردنیاز تعیین و پس از استقرار آنها تعداد پایه‌های قابل‌بهره‌برداری و میزان محصول قابل‌استحصال از هر پایه با استفاده از تجربیات بهره‌برداران محلی تعیین و در نهایت برای کل عرصه تعیین گردید. ارزش ریالی این کارکرد با استفاده از میانگین تولیدی هر پایه گیاهی گون کتیرا، باریجه (t، کیلوگرم)، قیمت تولیدی هر یک از محصولات در سال ۱۴۰۴(p، ریال/ کیلوگرم)، تعداد پایه گیاهان در هکتار (V) و نیز مساحت تیپ‌های گیاهی (S، هکتار)، محاسبه شد.

رابطه (۲):

$$V_m = V \times t \times S \times p$$

کنترل هدررفت خاک

نقش پوشش گیاهی در حفظ خاک را می‌توان با مقایسه فرسایش واقعی خاک تحت شرایط حال حاضر پوشش و شرایط خاک بدون پوشش گیاهی سطحی برآورد کرد (۳۹)، درنتیجه مدل برآوردی برابر خواهد بود با؛

رابطه (۳):

$$A_c = A_p - A_r$$

که A_c برابر است با؛ میزان خاک حفظ‌شده توسط پوشش گیاهی ($t\ ha^{-1}\ yr^{-1}$)، A_p برابر است با میزان فرسایش بالقوه خاک یا به‌عبارت‌دیگر فرسایش تحت شرایط بدون پوشش گیاهی ($t\ ha^{-1}\ yr^{-1}$) و A_r برابر است با میزان فرسایش واقعی خاک یا به عبارتی فرسایش تحت شرایط حفاظت‌شده توسط پوشش گیاهی ($t\ ha^{-1}\ yr^{-1}$). جهت برآورد A_c مقدار A_p و A_r با استفاده از رابطه ۴ و ۵ محاسبه شد (۲۸). ازاین‌رو در ابتدا میزان فرسایش خاک تحت شرایط حاضر پوشش گیاهی تعیین و در مرحله بعد فاکتورهای LS، R و K ثابت و با تغییر فاکتور C نقش پوشش گیاهی در حفظ خاک مشخص شد.

رابطه (۴):

$$A_p = R \times K \times LS \times C_p \times P$$

رابطه (۵):

$$A_r = R \times K \times LS \times C_r \times P$$

دراین‌رابطه A_p: میانگین فرسایش خاک در واحد سطح ($t\ ha^{-1}\ yr^{-1}$)، R: فاکتور فرسایندگی باران و رواناب ($MJ\ mm\ ha^{-1}h^{-1}yr^{-1}$)، K: فاکتور فرسایش‌پذیری خاک ($Mg\ h\ MJ^{-1}mm^{-1}$)، LS: فاکتور توپوگرافی است که بیان‌کننده طول شیب و درجه شیب است، C: فاکتور عملیات مدیریتی و پوشش و درنهایت P: فاکتور عملیات حفاظتی است. فاکتورهای LS، C و P بدون بعد هستند.

فاکتور فرسایندگی باران (R) به‌نوعی نشان‌دهنده تأثیرگذاری اقلیم بر فرسایش خاک است (۶۳)، به‌عبارتی‌دیگر با ثابت در نظر گرفتن سایر فاکتورهای تأثیرگذار بر فرسایش، فاکتور فرسایندگی باران تأثیر قطرات باران و رواناب سطحی را بر از دست رفت خاک مشخص می‌کند (۴۷). در این مطالعه از شاخص اصلاح‌شده فورنیه (۱) با استفاده از رابطه ۴-۳ و جاگذاری آن در رابطه ۴-۴ (۴۸) محاسبه گردید. محاسبه Rf برای ۲۰ ایستگاه باران‌سنجی در داخل و خارج حوضه موردمطالعه طی

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1405.20.4.6.2]

سال‌های آماری ۱۹۹۶- ۲۰۱۶ برای هرسال محاسبه و میانگین آن در رابطه (۶ و ۷) مورداستفاده قرار گرفت.

رابطه (۶):

$$Rf = \sum_{i=1}^{12} {p_i}^2 / P$$

رابطه (۷):

$$Rf \langle 55$$
$$Rf \rangle 55$$
$$R = (0.07397 \times Rf^{1.847})$$
$$R = (95.77 - 6.081 \times Rf + 0.477 \times Rf^{2})$$

در روابط بالا، Rf؛ شاخص اصلاح‌شده فورنیه، pi؛ متوسط بارندگی در ماه ام (mm)، متوسط بارندگی سالانه (mm) است، جهت تهیه نقشه فاکتور فرسایندگی باران ایستگاه‌های موردنظر با در نظر گرفتن کمترین میزان خطا در بین روش‌های مختلف از روش میانیابی IDW استفاده و با اندازه سلول ۳۰ متر در محیط نرم‌افزار ArcGIS 10.4 تهیه شد (۲۲).

فاکتور فرسایش‌پذیری خاک (K) بیانگر حساسیت ذاتی خاک به فرسایش است و سهولت جدا شدن ذرات خاک براثر انرژی جنبشی قطرات باران و انتقال آن‌ها به‌وسیله نیروی رواناب را نشان می‌دهد (۶۰). برای تهیه فاکتور فرسایش‌پذیری خاک از ۱۹ پروفیل حفرشده در سطح منطقه موردمطالعه تا عمق ۹۰ سانتی‌متری و با استفاده از رابطه (۸) استفاده شد (۲۷)،

رابطه (۸):

$$K = 27.66 \times m^{1.14} * 10^{-8} \times (12 - OM) + (0.0043 \times (S - 2)) + (0.0033 \times (P - 3))$$

که در آن، m برابر با؛ درصد رس + درصد شن ریز + (۱۰۰- درصد رس)، S برابر با درجه امتیاز مربوط به ساختار خاک، P برابر است با درجه نفوذپذیری مربوط به خاک و OM مقدار ماده آلی خاک است.

جهت تهیه نقشه فاکتور K پس از تعیین مقدار آن با استفاده از رابطه ۴-۵ برای هر یک از ۱۹ نقاط پروفیل مورداستفاده از روش میانیابی IDW استفاده و با اندازه سلول ۳۰ متر در محیط نرم‌افزار ArcGIS 10.4 تهیه شد (۲۲).

فاکتور توپوگرافی (LS) در مدل‌های USLE و RUSLE بیان‌کننده اثر طول شیب و درجه شیب در میزان فرسایش خاک می‌باشند. تعیین این پارامترها در مقیاس حوضه آبخیز که به لحاظ شرایط ژئومورفولوژیکی پیچیده بوده و دارای شیب‌های غیریکنواخت هستند، مشکل است (۳). فاکتور طول شیب (L) بیان‌کننده اثر طول شیب بر میزان از دست رفت خاک است و بیان‌کننده فاصله از نقطه منشأ جریان سطحی تا نقطه‌ای است که شیب کاهش پیداکرده و رسوب‌گذاری آغاز می‌شود. فاکتور درجه شیب (S) بیان‌کننده اثر درجه شیب بر میزان فرسایش است. اثر درجه شیب بر فرسایش بیش از طول شیب است، بطوریکه بیشترین میزان فرسایش در شیب بین ۱۰ تا ۲۵ درصد رخ می‌دهد (۲۷). در این مطالعه رابطه (۹) روش محاسبه فاکتور توپوگرافی در این مطالعه را نشان می‌دهد.

رابطه (۹):

$$LS = \left(\frac{Fac \times M}{22.13}\right)^{m} \times \left(0.065 + 0.045 \times S_g + 0.0065 \times {S_g}^2\right)$$

در این رابطه Fac ؛ برابر است با پارامتر تجمع جریان، S_g؛ برابر است با پارامتر شیب منطقه برحسب درجه وM ؛ که با توجه به درجه شیب می‌تواند ارزشی بین ۰/۲ تا ۰/۵ را در برگیرد، بطوریکه برای شیب‌های بیش از ۴/۵ ٪ ارزش ۰/۵، شیب‌های ۳-۴/۵ درصد ارزش ۰/۴ و ۰/۳ برای شیب‌های ۱ تا ۳ درصد و ۰/۲ برای شیب‌های کمتر از ۱ درصد را می‌تواند در برگیرد (۶۴). جهت محاسبه پارامتر تجمع جریان از ابزار ArcHydro 10.4.0.3 برای ArcGIS 10.4 (۲۲)، استفاده شد. بدین‌صورت که با استفاده از نقشه مدل رقومی ارتفاع ۳۰ متر منطقه نقشه Fill Sinks تهیه و با داشتن آن پارامتر جهت جریان و سپس پارامتر تجمع جریان محاسبه شد. همچنین نقشه شیب منطقه موردمطالعه با استفاده از مدل رقومی ارتفاع ۳۰ متر و با استفاده از ArcGIS 10.4 تهیه شد.

جهت برآورد فاکتور عملیات مدیریتی و پوشش (C)، نمونه‌برداری از خصوصیات پوشش گیاهی شامل درصد تاج پوشش گیاهی، خاک لخت، سنگ و سنگریزه و لاش برگ، در اردیبهشت‌ماه سال ۱۳۹۶ با استفاده از روش تصادفی-سیستماتیک انجام شد، بدین‌صورت که ابتدا ۵۲ نقطه

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1405.20.4.6.2]

تصادفی در سطح منطقه موردمطالعه در نظر گرفته شد، سپس در طول چهار ترانسکت ۶۰ متری، به‌صورت شعاعی از مرکز نقطه تصادفی به فاصله بیست‌متری پلاتی قرارگرفته و میانگین خصوصیات پوشش گیاهی ۱۳ پلات اندازه‌گیری شده به هر یک از نقاط تصادفی نسبت داده شد، به‌طورکلی از ۶۷۸ پلات استفاده شد. جهت تهیه نقشه درصد تاج پوشش گیاهی از روش ناپارامتریک الگوریتم k-NN با استفاده از پکیج yaImpute (۱۲) و در محیط نرم‌افزار آماری R استفاده شد (۵۸)، الگوریتم k-NN نیازمند ماتریس مرجع به‌عنوان داده ورودی است، که دارای اطلاعات داده اندازه‌گیری زمینی و تصاویر ماهواره‌ای است. ماتریس مرجع با استفاده از تلفیق اطلاعات نقاط نمونه‌برداری زمینی شامل اطلاعات پوشش گیاهی و موقعیت جغرافیایی هر یک و ارزش‌های طیفی پیکسل‌ها مربوط به نقاط نمونه‌برداری زمینی، تهیه می‌شود. بدین ترتیب که ارتباطی بین قطعات نمونه و ارزش طیفی تصاویر ماهواره‌ای در قالب ماتریس داده برقرار خواهد شد. در این روش از تصاویر سنجنده OLI ماهواره لندست (۷ باند) متعلق به زمان نمونه‌برداری به شماره ردیف ۳۴ و گذر ۱۶۱، قطعات نمونه شامل اطلاعات اندازه‌گیری شده پوشش گیاهی، موقعیت جغرافیایی هر یک از قطعات، اطلاعات طیفی هر یک از ۶ باند ماهواره متناظر با هر یک از قطعات استفاده می کند (۶۸). درنتیجه فاکتور عملیات مدیریتی و پوشش (C) با استفاده از رابطه (۱۰) ارائه‌شده توسط (۶۹) در سطح پیکسل در محیط ArcGIS 10.4 تهیه شد (شکل ۴-۳).

رابطه (۱۰):

$$C = 0.6508 - 0.343\,log(Fc)$$

در این رابطه Fc؛ درصد تاج پوشش گیاهی تهیه‌شده با استفاده از الگوریتم k-NN است. ازآنجاکه در سطح منطقه موردمطالعه هیچ‌گونه عملیات حفاظتی نه از سوی مردم محلی و نه از طرف بخش‌های مرتبط با منابع طبیعی انجام نگرفته است فاکتور عملیات حفاظتی (P) در سطح منطقه ۱ در نظر گرفته شد.

پس از تعیین کمی نقش پوشش گیاهی مراتع، ارزش اقتصادی کارکرد با استفاده از روش هزینه جایگزین برآورد شد. این روش بر این اصل استوار است که ارزش خدمات اکوسیستمی برابر با هزینه جایگزینی خدمات با سازه‌ها و فعالیت‌های انسان‌ساخت است (۱۶). مدل برآورد ارزش اقتصادی حفظ خاک به‌صورت زیر خواهد بود.

رابطه (۱۱):

$$E_s = ((A_c \times A \times 1000) \div \rho) \times C_g$$

که در آن E_S برابر است با هزینه کنترل فرسایش آبی خاک، A_c برابر است با میزان خاک حفظ‌شده توسط پوشش گیاهی مراتع (t ha^{-1} yr^{-1})، A معادل سطح مراتع منطقه (ha)، ρ وزن مخصوص ظاهری خاک (kg/m^3) و C_g برابر است با هزینه ساخت سازه‌های گابیونی کنترل‌کننده فرسایش خاک (ریال/ مترمکعب)، در منطقه موردمطالعه.

کنترل رسوب

فرسایش خاک علاوه بر اثرات داخلی دارای اثرات خارجی است که مشکلاتی را برای اراضی پایین‌دست، جوامع شهری و غیره ایجاد می‌کند (۲۵). ازاین‌رو مقدار و پراکنش کنترل رسوب (Y, t yr^{-1}) با استفاده از مدل SEDD برآورد گردید، روابط (۱۲، ۱۳ و ۱۴) (۳، ۲۵، ۲۸ و ۴۵)؛

رابطه (۱۲):

$$Y = SDR \times A \times a$$

رابطه (۱۳):

$$SDR = exp\left(-\beta \frac{l}{a\ \ s^{1/2}}\right)$$

رابطه (۱۴):

$$SSY = SDR \times A$$

در این روابط، SDR معادل است با نرخ تحویل رسوب، A؛ میزان فرسایش خاک (t ha^{-1} yr^{-1}) و a برابر است با مساحت (ha)، β؛ عامل ویژه حوزه (h^{-1})، l؛ طول جریان (m)، a؛ ضریب زبری سطح (m s^{-1}) و عامل شیب (m m^{-1}) برای هر سلول و SSY برابر است با تولید رسوب ویژه. درنتیجه باتوجه‌به نقش پوشش گیاهی مراتع در کنترل رسوبات ارزش اقتصادی خدمت کنترل رسوب توسط پوشش گیاهی مرتعی برابر با هزینه‌های صرف‌نظر شده ساخت سد رسوب‌گیر به‌منظور دستیابی به همان نقش برابر است، (رابطه ۱۵).

رابطه (۱۵):

$$E_n = ((SY \times 1000) \div \rho) \times C_r$$

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1405.20.4.6.2]

در این رابطه؛ E_n برابر است هزینه کاهش تجمع رسوبات، SY نقش پوشش گیاهی مراتع در نگهداشت رسوب کل ($t\ yr^{-1}$) و C_r برابر است با هزینه ساخت سد رسوب‌گیر (ریال/ مترمکعب).

کنترل رواناب

جهت بررسی نقش پوشش گیاهی مرتعی در ارائه خدمت تنظیم و کنترل رواناب ابتدا میزان ارتفاع رواناب تحت شرایط فعلی و سناریو تخریب پوشش گیاهی مورد بررسی قرار گرفته و تفاوت در مقادیر به‌دست‌آمده به‌عنوان نقش‌پوشش گیاهی مراتع در تنظیم و ذخیره آب در نظر گرفته شد (رابطه ۱۶).

رابطه (۱۶):

$$H_c = H_p - H_r$$

H_c برابر است با؛ میزان ارتفاع رواناب کنترل‌شده توسط پوشش گیاهی (مترمکعب در سال) ،H_p برابر است با میزان رواناب بالقوه یا تحت شرایط بدون پوشش گیاهی ($t\ ha^{-1}$ yr^{-1}) و H_r برابر است با میزان رواناب واقعی. برای محاسبه ارتفاع رواناب بالقوه و میزان رواناب واقعی از روابط ۱۷ و ۱۸ استفاده شد.

رابطه (۱۷):

$$A = 25.4\left(\frac{1000}{CN} - 10\right)$$

رابطه (۱۸):

$$H_o = \frac{(H_p - 0.2A)^2}{(H_p + 0.8A)}$$

که در آن H_o: ارتفاع رواناب، H_p: حداکثر ارتفاع بارندگی ۲۴ ساعته و A: ارتفاع مربوط به برگاب، ذخیره سطحی و نفوذ در خاک (ظرفیت نگهداشت آب یا مقدار تلفات کل)، است. رابطه ۱۴ نحوه محاسبه ارزش اقتصادی کارکرد باتوجه‌به هزینه ساخت سد شیرین دره را نشان می‌دهد.

رابطه (۱۹):

$$E_r = O_p \times C_r$$

دراین‌رابطه باتوجه‌به حجم مفید سد مخزنی شیرین دره و ارزش حال هزینه‌های احداث آن، هزینه ذخیره هر مترمکعب آب برآورد (C_r) و با درنظرگرفتن تغییر در حجم رواناب سطحی درنتیجه تخریب پوشش گیاهی مراتع (O_p) ارزش این کارکرد تعیین می‌شود.

ارزش کل خدمات اکوسیستم

در نهایت ارزش اقتصادی کل خدمات اکوسیستم نیز با استفاده از رابطه زیر برآورد شد؛ در این روش ارزش کل خدمات اکوسیستمی انتخب شده این تحقیق از مجموع مقدار خدمت اکوسیستمی در قیمت بازاری یا جایگزین خدمت بدست می آید.

رابطه (۱۹):

$$TEV = \sum_{i=1}^{n} s_i \times p_i$$

که در آن S_i: مقدار کل خدمات اکوسیستمی ارائه‌شده و p_i: قیمت یا قیمت سایه‌ای خدمت اکوسیستمی است.

پهنه‌بندی خدمات اکوسیستمی

با توجه به اینکه جهت کمی سازی مقادیر فرسایش، رسوب و رواناب با استفاده از مدل‌های RUSLE، SEDD و SCS-CN از تصاویر ماهواره ای با اندازه پیکسل ۳۰ متر، و مدل رقومی ارتفاع ۳۰ متر استفاده شد، نقشه رستری تولید علوفه و گیاهان دارویی نیز براساس این اندازه پیکسل تهیه شد. در ادامه واحدهای فیزیوگرافیک آبخیز (زیر حوزه ها) با استفاده از مدل رقومی ارتفاعی (DEM) و نقشه Fill Sinks و ابزار هیدرولوژی درمحیط نرم افزار ArcGISاستخراج شد. لازم به توضیح است که آستانه مساحت به‌گونه‌ای تنظیم گردید تا مساحت زیرحوزه‌های حاصل، از حداقل وسعت عملیاتی و قابل‌مدیریت (متناسب با اهداف طرح) برخوردار بوده و از خردشدگی بیش از حد پرهیز شود. خروجی این مرحله، لایه وکتوری (چندضلعی) مرزهای نهایی زیرحوزه‌ها بود. پس از این مرحله در گام بعدی، لایه‌های رستری پیوسته تولید علوفه و گیاهان دارویی، فرسایش، رسوب و رواناب سطحی با لایه وکتوری مرز زیرحوزه‌ها در محیط GIS تلفیق گردیدند. با اجرای تابع آمار منطقه‌ای(Zonal Statistics as Table) ، مقدار میانگین عملکرد هر یک از خدمات در محدوده مکانی هر زیرحوزه محاسبه شد. این فرآیند، داده‌های پیوسته و نقطه‌ای (پیکسل‌محور) را به داده‌های گسسته در سطح واحدهای هیدرولوژیکی (پهنه‌های مدیریتی) تبدیل نمود و مبنای کمی برای ارزش‌گذاری اقتصادی در هر پهنه قرار گرفت. ارزش اقتصادی خدمات تولیدی در هر زیرحوزه با

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1405.20.4.6.2]

تلفیق داده‌های میانگین عملکرد و قیمت‌های پایه بازار (یا قیمت‌های جایگزین) محاسبه گردید. در نهایت نقشه طبقه بندی مقدار کمی و ارزش اقتصادی خدمات اکوسیستمی در طبقات مورد نظر درمحیط نرم افزارArcGIS به‌دست آمد.

نتایج

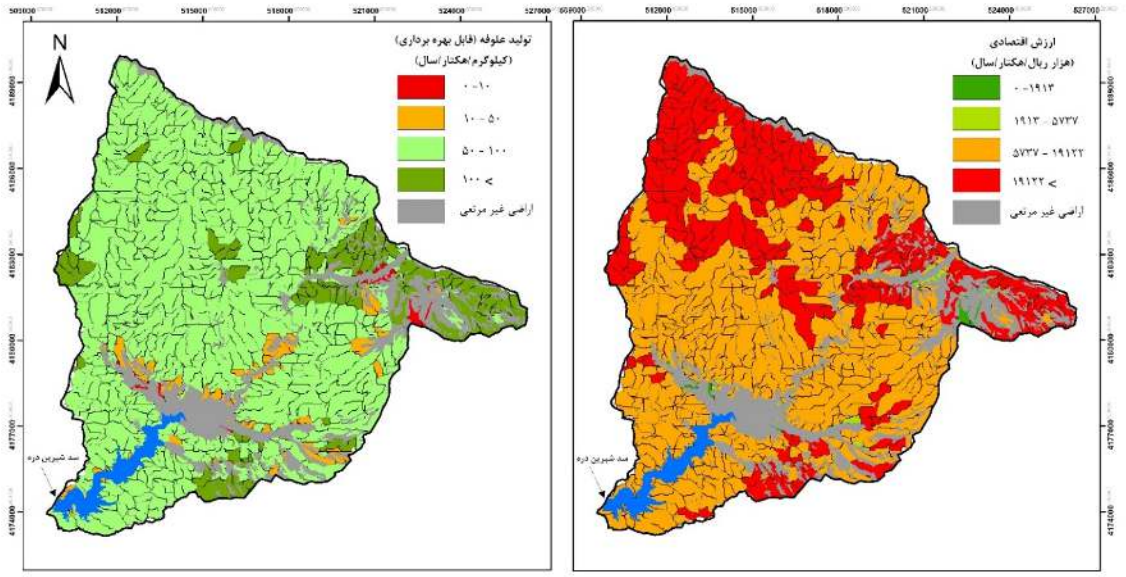
جدول (۲) مقدار خدمات منتخب ارائه‌شده توسط پوشش گیاهی مراتع منطقه به مساحت ۱۳۰۴۵/۰۸ هکتار، قیمت و ارزش اقتصادی آن‌ها را نشان می‌دهد. همچنین در اشکال (۲-۷) پراکنش ارائه خدمات و ارزش اقتصادی هر یک و ارزش کل اقتصادی نشان‌داده‌شده است. نتایج نشان می‌دهد که مراتع حوزه تولیدکننده مقدار ۱۱۵۳/۳۸ تن علوفه قابل‌بهره‌برداری در سال به ارزش اقتصادی ۴۳۸۲۸۵ میلیون ریال در سال است (جدول ۲) و نیز بیشتر سطح مراتع منطقه تولیدکننده ۱۰۰-۵۰ کیلوگرم علوفه قابل‌بهره‌برداری در سال (بیش از ۷۷ درصد از سطح مراتع) به ارزش تقریبی ۱۹۱۲۲-۵۷۳۷ هزار ریال در سال است (شکل ۲). همچنین ارزش اقتصادی تولید گیاهان دارویی در منطقه چیزی در حدود ۴۸۱۱۲ میلیون ریال در سال است (جدول ۲)، درواقع ارزش اقتصادی برآورد شده برای این کارکرد تولیدی اکوسیستم مرتعی منطقه شیرین دره - ارناوه برای مقدار ۴۹۶۳/۲ کیلوگرم در سال، تولید گون کتیرا و شیره باریجه است. تنها یک رویشگاه از گیاه باریجه در منطقه وجود دارد (مساحت ۳۷۰ هکتار) که به طور متوسط ارائه‌دهنده ۲/۵۸ کیلوگرم در هکتار در سال شیره باریجه است و هر هکتار از تیپ‌های I و II دارای گونه گون کتیرا ارائه‌دهنده تقریبی ۰/۵۸ کیلوگرم کتیرا است (شکل ۳).

جدول ۲: مقدار خدمات ارائه‌شده توسط مراتع، قیمت و ارزش اقتصادی خدمات اکوسیستمی منتخب در حوزه آبخیز شیرین دره - ارناوه

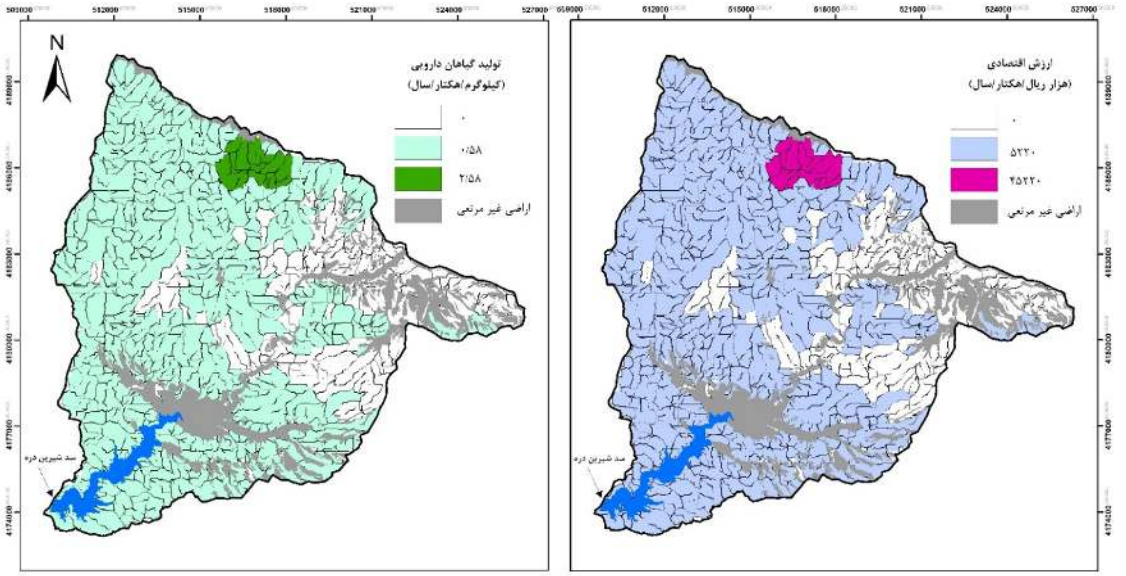
خدمت اکوسیستمی	مقدار خدمت ارائه‌شده	قیمت (میلیون ریال) / واحد	ارزش اقتصادی (میلیون ریال/ هکتار/ سال)	ارزش اقتصادی (میلیون ریال / سال)	درصد از (TEV)
خدمات تولیدی (کیلوگرم)					
تولید علوفه	۱۱۵۳۳۸۰	۰/۳۸	۳۳/۶	۴۳۸۲۸۵	۷/۹
گیاهان دارویی					
گون	۴۶۵۰/۲	۹	۳/۲	۴۱۸۵۲	۰/۸۶
باریجه	۳۱۳	۲۰	۰/۵	۶۲۶۰	
خدمات تنظیمی (مترمکعب)					
کنترل فرسایش	۳۵۶۸۹۳/۶۹	۶/۵	۱۷۷/۸۰۳	۲۳۱۹۸۰۸/۹۸	۴۱/۸۷
کنترل رسوب	۷۵۷۵۹/۷۳	۱۳/۳۱۷	۷۷/۳۳۹	۱۰۰۸۸۹۲/۳۲	۱۸/۲
کنترل رواناب	$۷/۱۹\times۱۰^{۶}$	۰/۲۴	۱۳۲/۲۸	۱۷۲۵۶۰۰	۳۱/۱۴
کل ارزش اقتصادی (Total economic value= **TEV**)				۵۵۴۰۶۹۸/۳	۱۰۰

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1405.20.4.6.2]



شکل ۲: مقدار خدمت اکوسیستمی تولید علوفه و ارزش اقتصادی آن



شکل ۳: مقدار خدمت اکوسیستمی تولید گیاهان دارویی و ارزش اقتصادی آن

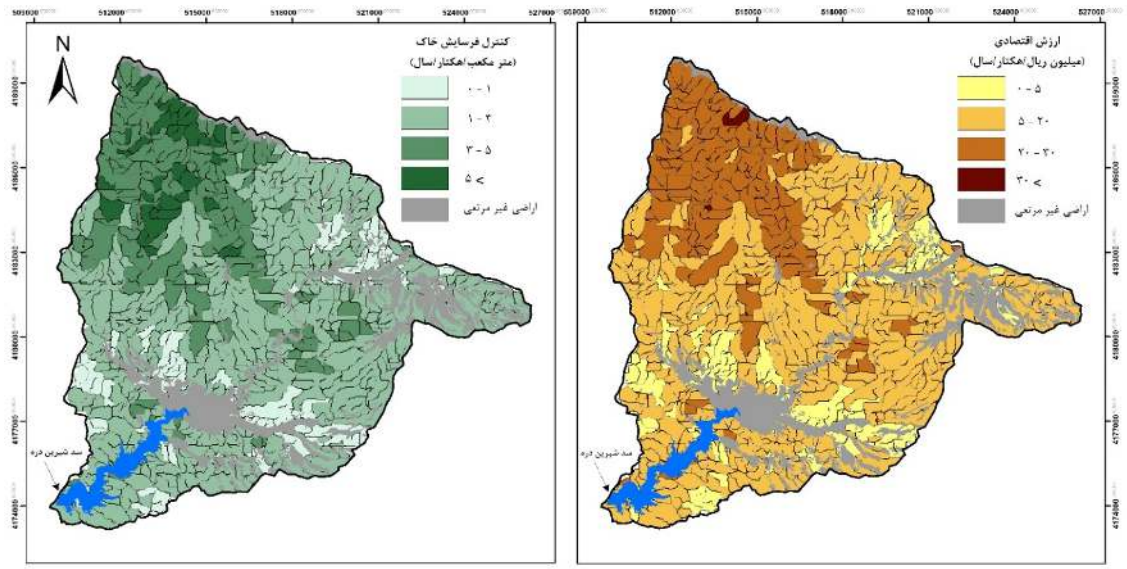
نتایج حاصل از مدل‌سازی فرسایش خاک نیز نشان داد که پوشش گیاهی مراتع به طور متوسط ارائه‌دهنده مقدار ۳-۱ مترمکعب در سال کارکرد کنترل هدررفت خاک (۵۷/۹ درصداز سطح منطقه) به ارزش ۲۰- ۵ میلیون ریال در هکتار در سال است و پس از آن ۲۲/۶ درصد از سطح منطقه ارائه‌دهنده بیشترین مقدار کارکرد کنترل فرسایش خاک به ارزش ۳۰- ۲۰ میلیون ریال در هکتار در سال است (شکل ۴). به‌طورکلی کارکرد پوشش گیاهی در کنترل هدررفت خاک در منطقه برابر با ۷۲/۵ $t\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ در سطح پیکسل و ۳۵۶۸۹۳ /۶۹ $m^3\ yr^{-1}$ در سطح مراتع حوزه (۱۳۰۴۵/۰۸ هکتار) است (جدول ۲). همچنین کارکرد کنترل رسوب توسط پوشش گیاهی مراتع منطقه $t\ ha^{-1}\ yr^{-}$

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1405.20.4.6.2]

۱۵/۴۳ [1] در سطح پیکسل، معادل ۲۰۰۷۶۳/۲۸ $t\ yr^{-1}$ (۷۵۷۵۹/۷۳ m^3yr^{-1} است) خواهد بود (جدول ۲). ارزش اقتصادی کارکرد کنترل رسوب توسط مراتع منطقه با درنظرگرفتن هزینه ساخت هر مترمکعب از سدهای رسوب‌گیر به‌عنوان هزینه جایگزینی سازه‌های انسان‌ساز برای کارکرد پوشش گیاهی اکوسیستم مرتعی منطقه برآورد شد. هزینه ساخت هر مترمکعب از حوضچه‌های رسوب‌گیر در پایین‌دست حوزه پیش از ورود رسوبات به مخزن سد برابر با ۱۳/۳۱۷ میلیون ریال خواهد بود. درنتیجه ارزش کارکرد کاهش و کنترل رسوب برابر با ۱۰۰۹ میلیارد ریال در سال خواهد بود (جدول ۲).

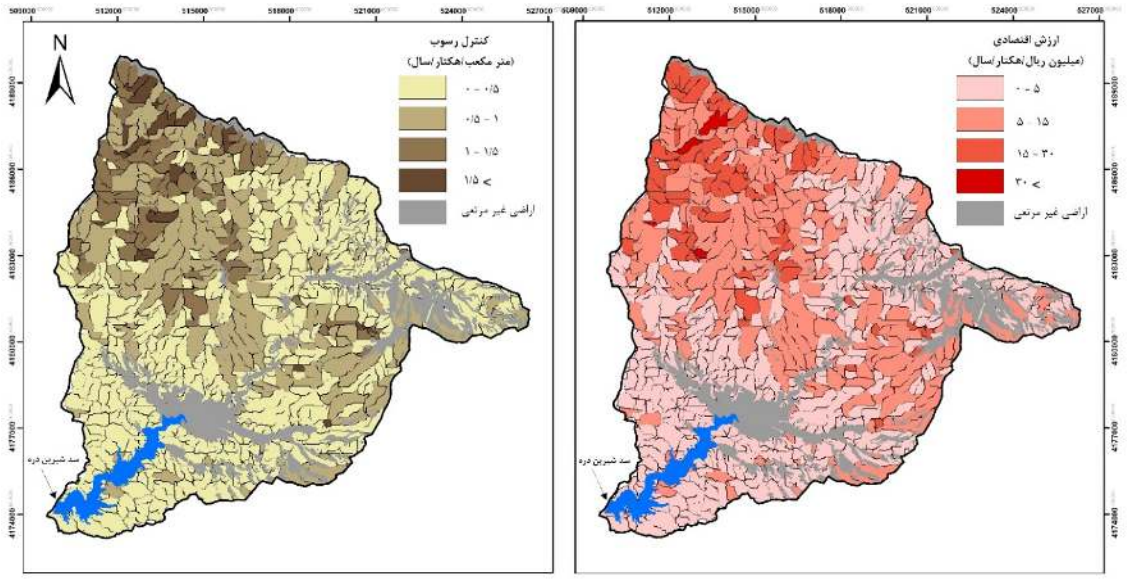
همچنین نقش پوشش گیاهی مراتع در تنظیم و ذخیره آب، با بررسی تغییرات ارتفاع و حجم رواناب تحت شرایط فعلی پوشش گیاهی و سناریو تخریب پوشش گیاهی تحت شرایط حداکثر بارش ۲۴ ساعته در دوره بازگشت ۲۵ سال و شرایط رطوبت پیشین خاک متوسط، برابر با ۷/۱۹×۱۰۶ مترمکعب در سال برآورد شد (جدول ۲). جهت ارزش‌گذاری کارکرد با استفاده از روش هزینه جایگزینی هزینه حال احداث سد مخزنی شیرین دره با درنظرگرفتن نرخ تنزیل‌های مختلف از شروع سال بهره‌برداری از سد (۱۳۸۴) تا سال ۱۴۰۴ که به طور متوسط ۲۴/۳ بود مدنظر قرار گرفت (۶). به عبارتی ارزش ذخیره هر مترمکعب آب با درنظرگرفتن نرخ‌های تنزیل مذکور ۲۰۴۴۵۲/۵ ریال برآورد شد. لازم به ذکر است حجم مفید سد شیرین دره ۹۱ میلیون مترمکعب و هزینه ساخت آن در سال ۱۳۸۴ برابر با ۲۴۰ میلیارد ریال بوده است. درنتیجه ارزش اقتصادی کارکرد تنظیم و ذخیره آب توسط پوشش گیاهی مراتع منطقه برابر با ۱۷۲۵۶۰۰×۱۰۶ ریال در سال و یا به‌عبارت‌دیگر برابر ۱۳۲/۲۸×۱۰۶ ریال در هکتار در سال خواهد بود (جدول ۲). بررسی نقشه پراکنش ارائه خدمات و ارزش اقتصادی آن نیز نشان می‌دهد که بیش از ۸۳ درصد از منطقه موردمطالعه کنترل‌کننده رواناب به مقدار کمتر از ۱۰ مترمکعب در هکتار و به ارزش ۱ میلیون ریال در هکتار در سال است و نزدیک به ۱۰ درصد از مراتع کنترل‌کننده ۱۰۰۰- ۱۰۰ مترمکعب در هکتار در سال رواناب سطحی به ارزش ۱۰-۵ میلیون‌ریالی است.



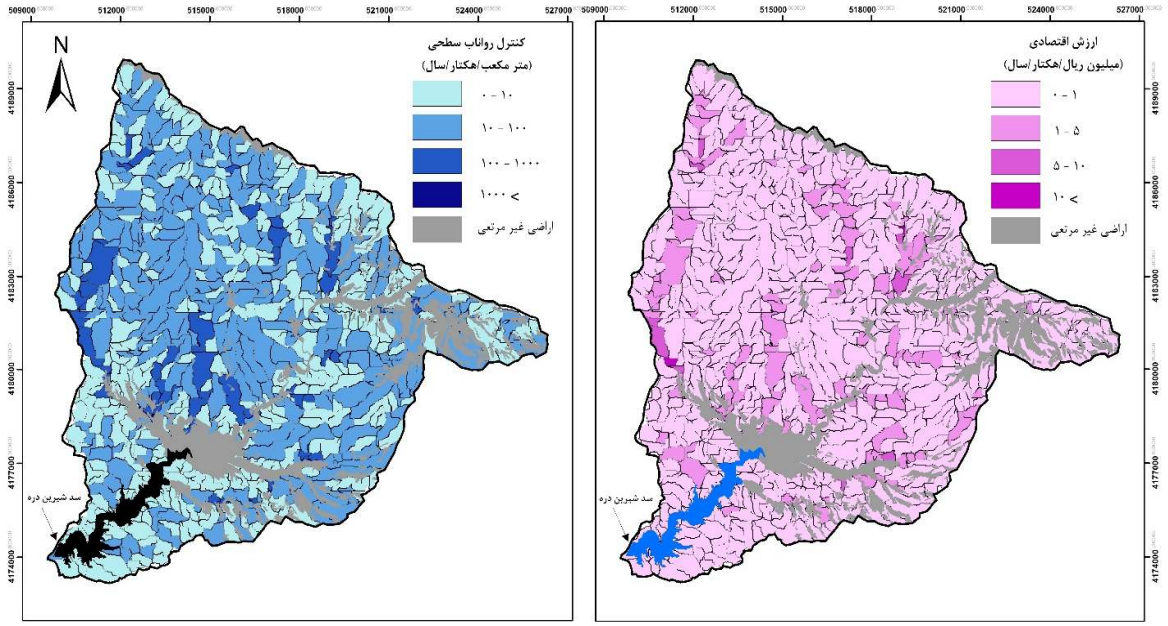
شکل ۴: مقدار خدمت اکوسیستمی کنترل هدررفت خاک و ارزش اقتصادی آن

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1405.20.4.6.2]



شکل ۵: مقدار خدمت اکوسیستمی کنترل رسوب خاک و ارزش اقتصادی آن

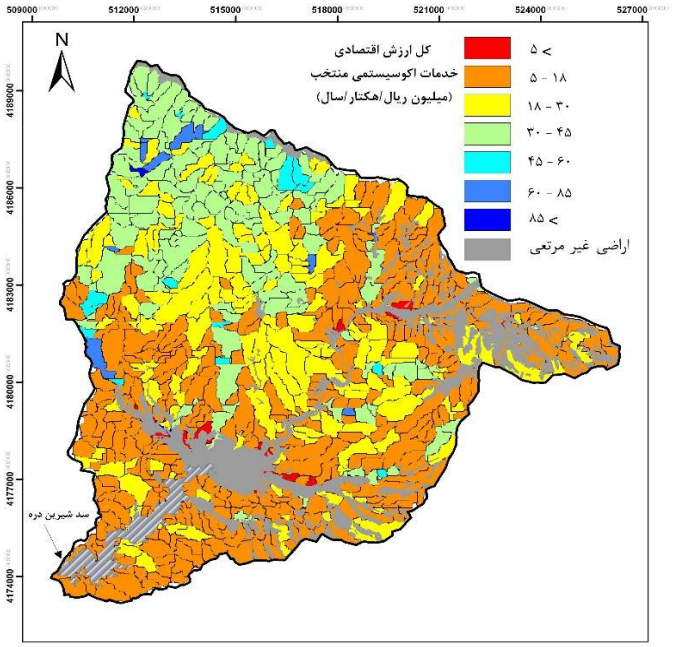


شکل ۶: مقدار خدمت اکوسیستمی کنترل رواناب و ارزش اقتصادی آن

در نهایت نقشه ارزش اقتصادی کل خدمات اکوسیستمی منتخب در شکل (۷) آورده شد. بیش از ۴۸ درصد از سطح مراتع منطقه موردمطالعه دارای ارزش ۲۱-۵ میلیون‌ریالی/ هکتار/ سال خدمات اکوسیستمی بوده و نزدیک به ۴۴ درصد نیز دارای ارزش ۵۶ -۲۱ میلیون‌ریالی برای خدمات اکوسیستمی ارائه‌کننده خود هستند. در کل مراتع منطقه باتوجه‌به خدمات اکوسیستمی منتخب در این مطالعه دارای ارزشی برابر با ۵۵۴۰۶۹۸/۳ میلیون ریال در سال است (جدول ۲).

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1405.20.4.6.2]



شکل ۷: ارزش کل اقتصادی (TEV) خدمات اکوسیستمی منتخب و پراکنش آن در حوزه آبخیز شیرین دره – ارناوه

بحث و نتیجه‌گیری

از آنجایی که اکوسیستم های مرتعی خدمات متنوعی به جوامع بشری ارائه می دهند، نباید به آنها صرفا از دیدگاه تولید علوفه و چرای دام توجه کرد، بلکه باید دیگر جنبه های استفاده از آنها نیز مورد توجه قرار گیرد (۲۴). توجه به سایر بهره برداری های ممکن از مرتع، تعیین ارزش اقتصادی آنها نیز دارای اهمیت است. در برآورد ارزش مرتع، تعیین ارزش اقتصادی مرتع و سهم فرآورده های اصلی و فرعی در آن می تواند مدیران را در بهبود برنامه‌ریزی و مدیریت بهینه مراتع یاری نماید. برای مدیریت بهینه محصولات مرتعی لازم است میزان تولید، مصرف و محاسبات مالی با دقت انجام شود(۳۱). تولید علوفه همواره به‌عنوان اصلی‌ترین و باارزش‌ترین کارکرد اکوسیستم‌های مرتعی از سوی تصمیم‌گیران شناخته می‌شود، از اینرو در مطالعات مختلف به برآورد ارزش اقتصادی این خدمت اکوسیستم مراتع پرداخته شده و برآوردهای مختلفی از آن ارائه شده است (۲۶، ۳۴ و ۶۵). علت تفاوت در برآورد ارزش اقتصادی علوفه تولیدی مراتع را می توان به تفاوت در ویژگی های محیطی و پوشش مرتعی و همچنین تخریب و بهره برداری های بی رویه از مراتع باشد (۲۶). ارزش اقتصادی علوفه تولیدی مراتع و سهم آن در مطالعات مختلف بصورت متفاوت و متنوعی برآورد شده است. هر چند بطور کلی ارزش اقتصادی علوفه تولیدی مراتع ۲۴ درصد ارزش کل اکوسیستم گزارش شده است (۳۶ و ۵۴)، با اینحال بررسی مطالعات مختلف به سهم کمتر از ۱۰ درصد و حتی ۲ درصد از کل ارزش اکوسیستم های مرتعی اشاره دارد (۲۶، ۳۴، ۶۵ و ۶۶). مقایسه خدمات تولیدی گیاهان دارویی و تولید علوفه مراتع منطقه مورد مطالعه نشان می دهد که ارزش اقتصادی علوفه ۳۳/۶ میلیون ریال در هکتار در سال سهم ۷/۸ درصدی از کل ارزش خدمات اکوسیستمی منتخب را در مقابل ارزش ۰/۸۷درصدی ارزش کل با ارزش ۳/۷ میلیون ریال در هکتار در سال درآمد حاصل از برداشت گیاهان دارویی دارد. در مطالعه ای که مقایسه درآمد و ارزش اقتصادی گیاه دارویی شیرین بیان و علوفه مرتعی انجام شده است، سهم اشتغال ۳۵ درصد شیرین بیان در کنار سهم ۶ درصد آن از درآمد خالص خانوار

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1405.20.4.6.2]

و اشتغال ۶۵ درصدی علوفه در کنار سهم ۵۵ درصدی آن از درآمد خانوار، میزان اشتغال بیشتری را نشان می دهد (۶۷) که نشان دهنده سهم قابل توجه گیاهان دارویی در اقتصاد روستایی و محلی، علیرغم حجم کم آن در مقابا علوفه تولیدی مراتع است.

همچنان که در این مطالعه نتایج نشان می دهد سایر خدمات اکوسیستم های مرتعی نظیر خدمات تنظیمی کنترل فرسایش خاک، رسوب و رواناب سطحی در حوزه های فرسایش پذیر، نظیر حوزه شیرین دره - ارناوه که آب شرب بیش از ۸۰ درصد از جمعیت شهری بجنورد را تأمین می‌کند دارای منافع اجتماعی بیشتری است. نتایج به‌دست‌آمده نشان می‌دهد که پوشش گیاهی مراتع به اشکال مختلف در کنترل رواناب سطحی، فرسایش و رسوب نقش دارد. نگاهی تک‌بعدی به مراتع که تنها تأمین‌کننده علوفه مورداستفاده دام است و در نتیجه آن اشتغال دامداران روستایی و عشایری را در پی دارد سبب کم‌اهمیت جلوه ساختن این اکوسیستم مهم و عدم واردکردن ارزش واقعی آن در سیستم‌های حسابداری ملی و تولید ناخالص ملی خواهد شد و چه‌بسا این نادیده‌گرفتن مشکلات زیست‌محیطی زیادی را به همراه خواهد داشت که بررسی اقتصادی آن‌ها مقرون‌به‌صرفه نبودن سیستم دامداری سنتی و استفاده از پوشش گیاهی مراتع را آشکار خواهد ساخت. ارزشگذاری هر منبع زیست محیطی از جمله مراتع دو کاربرد مهم دارد که اهمیت آن را برجسته می نماید، اول در تحلیل هزینه فایده جهت جلب حمایت های اقتصادی برای حفاظت از مراتع و تعیین میزان خسارت برای تخریب کنندگان مرتع بکار می رود. دوم اینکه ارزشهای برآورد شده می تواند در تولید درآمد ناخالص بخشی از اقتصادی مورد استفاده قرار گیرد (۲۰). می‌توان از جاری‌شدن سیل در ۱۹۹۸ در حوزه رودخانه یانگ تسه کشور چین به‌عنوان مثالی یادکرد که درنتیجه آن ۳۰ میلیارد دلار خسارت وارد شد که این مقدار معادل ارزش محصول سالانه برنج این کشور بود. نتایج مطالعات نشان داد که ارزش کارکرد جنگل در زمینه مهار سیل بیش از سه برابر ارزش الوار درختان جنگلی است (۷). برآورد ارزش اقتصادی سه خدمت کنترل فرسایش، رسوب و رواناب سطحی بیش از ۹۱/۲ درصد از کل ارزش اقتصادی (TEV) را تشکیل می‌دهد. با درنظرگرفتن خدمات اکوسیستمی غیربازاری ارزش کل اقتصادی خدمات اکوسیستمی مورد بررسی در حدود ۵۵۴۰۶۹۸ میلیون ریال در سال خواهد بود (جدول ۲). به این معنی که نزدیک به ۹۱/۲ درصد از ارزش اکوسیستم‌ها از طریق بازار قابل تبادل نیست و با درنظرگرفتن سایر خدمات اکوسیستم‌های مرتعی نظیر ترسیب کربن، تفرجگاهی، زیستگاهی، تولید آب‌وخاک و غیره این نسبت به‌مراتب کوچک‌تر نیز خواهد شد. بایستی به این نکته اشاره کرد که هرچند قیمت سایه‌ای می‌تواند برای نشان‌دادن اهمیت نسبی سرمایه طبیعی و خدمات اکوسیستم در حساب‌های اقتصادی ملی و منطقه‌ای مورداستفاده قرار گیرد (۱۴ و ۱۸)، باید توجه داشت که برآوردها از ارزش پولی می‌تواند به‌شدت باتوجه‌به روش ارزیابی انتخاب‌شده متفاوت باشد (۵۵). به‌طورکلی توجه به نقشه کل ارزش اقتصادی (TEV) خدمات اکوسیستمی نشان می‌دهد که مناطق ارائه‌دهنده تمام خدمات اکوسیستمی منتخب دارای بیشترین ارزش هستند (شکل ۷)، اما باید به این نکته توجه داشت که تجمع ارزش اقتصادی خدمات منعکس‌کننده تفاوت منافع دریافت شده توسط ذی‌نفعان مختلف خدمات نیست (۲۹). ذی‌نفعان مختلف در شرایط و مقیاس‌های مختلف دارای تمایلات و منافع متفاوتی هستند (۳۰) که باید به آن توجه بیشتری داشت. به‌عنوان‌مثال افزایش پوشش گیاهی مراتع به دلایل اقلیمی، آب‌وهوایی و یا مدیریتی ممکن است باعث بالارفتن تولید مرتع و گیاهان دارویی و طبیعتاً افزایش منافع گروهی خاص از ذی‌نفعان محلی شود، اما به طور هم‌زمان باعث کاهش ارزش‌های تفریحی، تفرجگاهی و خدمات تنظیمی اکوسیستم نظیر کنترل فرسایش، رسوب و رواناب خواهد شد. درنتیجه افزایش هم‌زمان ارائه تمام خدمات اکوسیستمی مشکل یا غیرممکن است (۲۹). افزایش استفاده از یک کارکرد اکوسیستمی ممکن است باعث کاهش دیگری شود و یا بالعکس افزایش آن را در پی داشته باشد (۶ و ۲۹). درنتیجه توجه به شرایط متقابل خدمات اکوسیستمی نیز می‌تواند به‌عنوان موضوع تحقیقات آینده مورد بررسی قرار گیرد.

نتایج این تحقیق بیانگر آن است که کل ارزش اقتصادی ۵ خدمات اکوسیستمی انتخاب شده در مراتع منطقه در سال ۱۴۰۴ برابر با ۵۵۴۱ میلیارد ریال در سال

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1405.20.4.6.2]

است. در این میان کارکرد کنترل فرسایش خاک با ارزش اقتصادی ۲۳۱۹۸۰۸/۹۸ میلیون ریال در سال دارای بیشترین اهمیت در میان کارکردهای تنظیمی موردمطالعه بوده و نیز بیشترین سهم از ارزش کل اقتصادی را دارد. مطالعات مختلفی به نقش و ارزش اقتصادی بالای پوشش گیاهی عرصه‌های طبیعی بخصوص جنگل‌ها و مراتع اشاره داشته‌اند. مقدار و ارزش اقتصادی ۴ کارکرد اکوسیستمی تولید مراتع، کنترل هدر رفت خاک، تولید آب و ترسیب کربن را با استفاده از مدل‌های InVEST و EPM و روش هزینه جایگزین نشان داد که ارزش هر هکتار از مراتع منطقه برای کل خدمات موردبررسی معادل ۱۲۱/۴ میلیون ریال در سال است، بطوریکه کارکرد کنترل هدر رفت خاک دارای بیشترین ارزش و برابر با ۲۱ میلیون ریال در سال برای هر هکتار از مراتع است (۳۴). رویکرد متفاوت دیگری درخصوص نقش پوشش گیاهی مراتع در کنترل فرسایش با تاکید بر حفظ عناصر غذایی خاک و عناصر NPK نشان داد که ارزش اقتصادی حفظ این عناصر با استفاده از روش هزینه جایگزین در حدود ۱۶ میلیون ریال در هکتار است (۳۸). در مطالعه‌ای بر روی ارزش اقتصادی ۱۱ کارکرد اکوسیستم‌های جنگلی و مراتع در ۵ منطقه رویشی خزری، ایران و تورانی، ارسباران، خلیج عمانی و زاگرس ارزش اقتصادی کارکردهای کنترل فرسایش آبی خاک و کنترل رواناب یا سیل به ترتیب در حدود ۴۲/۵ و ۰/۹۹ دلار در سال برای هر هکتار برآورد شده است. کل ارزش اقتصادی برآورد شده برای این اکوسیستم‌ها در تمام مناطق موردبررسی ۴۷/۹ میلیون دلار در سال برآورده شده است که ۴۳ درصد از سهم تولید ناخالص داخلی و ۴ برابر ارزش‌افزوده بخش کشاورزی در سال ۲۰۰۳ بوده است (۳۶). در مطالعه‌ای در کشور چین نیز مقدار کارکرد کنترل رواناب توسط پوشش جنگلی در هر هکتار ۸۵۰/۸ مترمکعب در سال برآورد شده است که با توجه به رویکرد هزینه جایگزین سدها مقدار ارزش اقتصادی آن چیزی در حدود ۱۶۴۸ یوان در سال خواهد بود (۵). باتوجه‌به برآوردهای ارائه شده و ارزش اقتصادی خدمات تنظیمی مورد بررسی در این مطالعه بایستی توجه ویژه‌ای به بحث مدیریت پوشش گیاهی و خاک در سطح مراتع حوزه موردمطالعه انجام شود. تعیین ارزش اقتصادی خدمات اکوسیستم یکی از اصول اساسی و اولیه اجرای رویکردهای تشویقی نظیر نظام‌های پرداخت یا پاداش برای ارائه خدمات اکوسیستمی است (۱۵). یکی از عوامل اصلی تخریب مراتع ایران به بیان بسیاری از متخصصین اجرایی و محققین دانشگاهی چرای بیش از حد دام است (۲۱)؛ بنابراین همواره یکی از سیاست‌های اولیه بهبود و اصلاح مراتع کاهش تعداد دام در سطح مراتع بوده است که تحت عنوان طرح تعادل دام و مرتع شناخته می‌شود (۲۱). اجرای این سیاست همواره در قالب به‌کارگیری سیاست‌های دستوری و نظارتی و در کنار آن مجازات همراه بوده است. به‌کارگیری چنین سیاست‌هایی سطح مشخصی از ظرفیت‌های اداری و دولتی را نیاز دارد (۵۰). ضمن اینکه در جایی که فعالیت‌های دارای مجازات با معیشت افراد ارتباط می‌یابد و امکان و وسیله پرداختی وجود ندارد، مجازات نمی‌توانند ابزار حفاظتی مناسبی برای منابع طبیعی باشند (۵۰). ازآنجاکه تنها منبع درآمدی بسیاری از دامداران در کشور ایران محدود به دامداری است، اجرای سیاست‌های کاهش‌دهنده دام به طور مستقیم معیشت آن‌ها را هدف قرار خواهد داد؛ بنابراین اجرای سیاست‌های تشویقی مانند طرح پرداخت بابت خدمات اکوسیستمی می‌تواند یکی از گزینه‌های مناسب باشد که با تکیه بر مشوق‌های اقتصادی درصدد ایجاد انگیزه در جهت تغییر رفتار بهره‌برداران محلی است (۳۳). ازاین‌رو نتایج ما می‌تواند برای تصمیم‌گیرندگان در تصمیم‌گیری‌ها، ارزیابی‌های هزینه - منفعت پروژه‌های مختلف، برنامه‌ریزی‌های منطقه‌ای و نیز همچنان که گفته شد در طراحی و اجرای طرح‌های پرداخت در سطح مراتع نه‌تنها در منطقه موردمطالعه بلکه در بسیاری از مناطق خشک و نیمه‌خشک کشور مفید باشد.

در این مطالعه علاوه بر برآورد میانگین و کلی ارائه و ارزش خدمات اکوسیستمی، مقدار و پراکنش ارائه خدمات اکوسیستمی منتخب حوزه آبخیز شیرین دره - ارناوه، نقشه ارزش اقتصادی آن‌ها و نیز کل ارزش اقتصادی با استفاده از اطلاعات مکانی مختلف تهیه شد. ازآنجاکه رکن اصلی برنامه‌ریزی استفاده از سرزمین دسترسی به اطلاعات درست و قابل‌اندازه‌گیری است، آگاهی برنامه‌ریزان و تصمیم‌گیران از ارزش کالاها و خدمات اکوسیستم می‌تواند راه‌گشای آنان در اخذ تصمیماتی آگاهانه‌تر شود. در مطالعات ارزش‌گذاری

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1405.20.4.6.2]

تنها به برآوردهای میانگین برای کل حوزه استناد می‌شود درحالی‌که بخش‌های مختلف یک اکوسیستم به دلیل شرایط متفاوت دارای نقش‌های متفاوتی در ارائه خدمات تولیدی، تنظیمی، حمایتی و فرهنگی و درنتیجه ارزش اقتصادی متفاوت هستند که بایستی در برنامه‌ریزی‌ها به آن توجه کرد (۴۲)، درنتیجه استفاده از روش‌هایی که امکان مکان‌یابی کردن مقادیر خدمات اکوسیستمی و ارزش اقتصادی آن‌ها را فراهم می‌آورند می‌تواند مدیران و تصمیم‌گیران را در برنامه‌ریزی‌های مختلف کمک کند. نگاهی به پراکنش ارائه و ارزش خدمات اکوسیستمی منتخب نشان می‌دهد که تقریباً تمام سطح مراتع ارائه‌دهنده حداقل یک خدمت اکوسیستمی است (شکل ۷). عدم یکنواختی ارائه خدمات در قسمت‌های مختلف ضمن اینکه نشان‌دهنده تأثیر ویژگی‌های فیزیوگرافی، بیولوژیکی و مدیریتی است می‌تواند اولویتی بندی مدیریت‌های آینده باشد، به‌نحوی که اراضی ارائه‌دهنده مجموعه‌ای از خدمات می‌توانند در اولویت باشند.

در این مطالعه نقشه پراکنش خدمات اکوسیستمی تولید و تنظیمی منتخب در چارچوب مرزهای فیزیکی زیرحوزه‌های آبخیز تهیه شده است. دراین‌خصوص باید عنوان کرد که مدیریت منابع طبیعی در چارچوب حوزه‌های آبخیز و زیرحوزه‌ها به دلیل تبعیت مرزهای آنها از عوارض ژئو مورفولوژیک عینی مانند خطالرأس‌ها (سر تیغ کوه‌ها) و آبراهه‌های اصلی، در مقایسه با واحدهای سیاسی - اداری از کارایی و دقت عملیاتی بالاتری برخوردار است، زیرا این مرزهای طبیعی انطباق کامل با فرایندهای هیدرولوژیکی و رسوبی داشته، محاسبه بیلان آب و شبیه‌سازی رواناب را با حذف اثرات ورودی/خروجی خارج از حوزه تسهیل می‌بخشند، امکان پایش و راستی‌آزمایی مدل‌های ریاضی را در نقاط خروجی مشخص فراهم می‌آورند، تعارضات فرابخشی و اختلافات ملکی را به حداقل رسانده و هماهنگی میان بهره‌برداران دارای منافع مشترک را ساده‌تر می‌سازند؛ همچنین این مرزها اولویت‌بندی زیرحوزه‌های بحرانی را بر مبنای معیارهای هیدرولوژیک ممکن ساخته و از طریق ایجاد اثرات تجمعی و به‌هم‌پیوسته عملیات آبخیزداری، ارزیابی اثربخشی پروژه‌ها را شفاف و قابل‌اتکا نموده و در نهایت بستری منطبق بر سازوکارهای طبیعی برای مدیریت پایدار و کم‌هزینه‌تر منابع خاک و آب فراهم می‌آورند. بنابراین تهیه نقشه خدمات اکوسیستمی بر اساس این مرزها می‌تواند مورداستفاده قرار گیرد.

References

1. Arnoldus, H.M.J., 1980. An approximation of the rainfall factor in the Universal Soil Loss Equation. In: De Boodt, M. and Gabriels, D. (Eds.), Assessment of Erosion. FAO Land and Water Development Division, Rome: 127–132.
2. Assessment, M.E., 2005. Ecosystems and human well-being: wetlands and water. World Resources Institute.
3. Batista, P.V.G., M.L.N. Silva, B.P.C. Silva, N. Curi, I.T. Bueno, F.W.A. Júnior, J. Davies & J. Quinton. 2017. Modelling spatially distributed soil losses and sediment yield in the upper Grande River Basin-Brazil. Catena, 157: 139-150.
4. Benabou, A., S. Moukrim, S. Laaribya, A. Aafi, A. Chkhichekh, T. El Maadidi & A. Aboudi, 2022. Mapping Ecosystem Services of Forest Stands: Case Study of Maamora, Morocco. Geography, Environment, Sustainability, 15(4): 10-21.
5. Biao, Z., L. Wenhua, X. Gaodi & X. Yu, 2010. Water conservation of forest ecosystem in Beijing and its value. Ecological Economics, 69(7): 1416–1426.
6. Braat, L., P. ten Brink & T. Klok, 2008. The Cost of Policy Inaction: The case of not meeting the 2010 biodiversity target. Alterra.
7. Brown Lester, R., 2009. Plan B 4.0 Mobilizing to save civilization. Earth Policy Institute, Norton, USA.
8. Burkhard, B., F. Kroll, S. Nedkov and F. Müller, 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. Ecological indicators, 21: 17-29.
9. CBI, 2018. Central Bank of Iran.
10. Chan, K.M., M.R. Shaw, D.R. Cameron, E.C. Underwood & G.C. Daily, 2006. Conservation planning for ecosystem services. PLoS Biology, 4: e379.
11. Costanza, R., R. d'Arge, R. De Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'neill & J. Paruelo. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 387: 253.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1405.20.4.6.2]

12. Crookston, N.L. & A.O. Finley, 2008. yaImpute: An R package for kNN imputation. Journal of Statistical Software, 23(10): 1–16.
13. Daily, G.C. a&nd P.A. Matson., 2008. Ecosystem services: From theory to implementation. Proceedings of the Aational Academy of Sciences, 105: 9455-9456.
14. Dasgupta, P. & A. Duraiappah., 2012. Chapter 1–Well-being and wealth. PIDH-UNU; PNUMA. Inclusive Wealth Report: 29-53.
15. De Groot, R.S., M.A. Wilson & R.M. Boumans, 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. Ecological Economics, 41(3): 393–408.
16. Dixon, J.A., R.A. Carpenter, L.A. Fallon, P.B. Sherman & S. Manipomoke, 2013. Economic analysis of the environmental impacts of development projects. Routledge.
17. Ecosystems, E.O. & Biodiversity, 2010. Mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. UNEP.
18. Edens, B. & L. Hein., 2013. Towards a consistent approach for ecosystem accounting. Ecological Economics, 90: 41-52.
19. Egoh, B., B. Reyers, M. Rouget, D.M. Richardson, D.C. Le Maitre & A.S. van Jaarsveld, 2008. Mapping ecosystem services for planning and management. Agriculture, Ecosystems & Environment, 127: 135-140.
20. Emadzadeh, M., I. Bastani Far & S. Ebrahimi, 2016. Simultaneous investigation and prediction of economic-environmental effects of projects (Case study: Isfahan Scientific Research Town). Quantitative Economics, 1 (24): 51-74. (In Persian)
21. Eskandari, N., A. Alizadeh & F. Mahdavi, 2008. Range management policies in Iran. Pooneh publication, 196p (In Persian).
22. ESRI. 2012. ArcGIS 10.1. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA, USA.
23. Everard, M., 2013. Safeguarding the provision of ecosystem services in catchment systems. Integrated Environmental Assessment and Management, 9: 252-259.
24. Fakhimi, E., J. Motamedi, Z. Gholipour, E.A. Soleimani & S. Shamsoddini, 2021. Economic evaluation of medicinal plants exploitation, Aliabad Mosiri rangelands, Koohrang Bakhtiari. Journal of Range and Watershed Managment, 74(3): 633-647. (In Persian)
25. Ferro, V. & P. Porto., 2000. Sediment delivery distributed (SEDD) model. Journal of hydrologic engineering 5: 411-422.
26. Ghaffari Kohnehforood, Y. Farzadmehr & I. Haghiyan andangoony. 2023. Economic evaluation of medicinal and forage functions in Jalambadan rangeland, Joveyn County. Journal of Rangeland, 17(3): 347–366. (In Persian)
27. Ganasri, B.P. & H. Ramesh., 2016. Assessment of soil erosion by RUSLE model using remote sensing and GIS-A case study of Nethravathi Basin. Geoscience Frontiers, 7(6): 953–961.
28. Haan, C.T., B.J. Barfield and J.C. Hayes. 1994. Design hydrology and sedimentology for small catchments. Elsevier.
29. Häyhä, T., P.P. Franzese, A. Paletto & B.D. Fath, 2015. Assessing, valuing, and mapping ecosystem services in Alpine forests. Ecosystem Services, 14: 12-23.
30. Hein, L., K. Van Koppen, R.S. De Groot & E.C. Van Ierland, 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. Ecological Economics, 57: 209-228.
31. Heshmatol Vaezin, S., S. Ghanbari & A. Tavili, 2010. Income of Eremurus (Eremurus olgae) and Forage Production in the Khazangah Rangelands of Makoo. Journal of Range and Watershed Managment, 63(2):14-183. (In Persian)
32. Institute, W.R. 2000. World Resources: People and ecosystems: the fraying web of life. World Resources Institute.
33. Jack, B.K., C. Kousky & K.R. Sims, 2008. Designing payments for ecosystem services: Lessons from previous experience with incentive-based mechanisms. Proceedings of the National Academy of Sciences.
34. Jafarzadeh, A.A., A. Mahdavi, S.R. Fallah Shamsi & R. Yousefpour, 2018. Economic valuation of some ecosystem services of Zagros rangelands in Ilam Province. Journal of Rangeland, 13(3): 436–449 (In Persian).
35. Kalinauskas, M., Y. Shuhani, L. V. Pinto, M. Inácio & P. Pereira, 2023. Mapping Ecosystem Services in Protected Areas. A Systematic Review. Science of the Total Environment, 895: 165-178.
36. Karimzadegan, H., M. Rahmatian, M. Dehghani Salmasi, R. Jalali and A. Shahkarami. 2007. Valuing forests and rangelands-ecosystem services. International Journal of Environmental Research, 1(4): 368–377.
37. Karimzadegan, H., 1382. Basics of environmental economics. Naqsh Mehr Publications. 224p. (In Persian)

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1405.20.4.6.2]

38. Keyvan Behjou, F. and M. Firoozeh Asl. 2018. Economic evaluation of rangeland ecosystems for preserving important soil nutrients in Moghan rangelands. Journal of Rangeland, 11(4): 499–510 (In Persian).
39. Koschke, L., C. Fürst, S. Frank & F. Makeschin, 2012. A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. Ecological indicators 21: 54-66.
40. Li, J., Z. Ren & Z. Zhou, 2006. Ecosystem services and their values: a case study in the Qinba mountains of China. Ecological Research, 21: 597-604.
41. Mathai, D., S. Cristina & M. A. Owuor, 2023. Application of Free Satellite Imagery to Map Ecosystem Services in Ungwana Bay, Kenya. Remote Sensing, 15(7): 1802.
42. Morgan, R.P.C. 2009. Soil erosion and conservation. John Wiley & Sons.
43. Niz, W. C., I. R. A. Laurino, D. M. de Freitas, F. A. Rolim, F. S. Motta & G. H. Pereira-Filho, 2023. Modeling Risks in Marine Protected Areas: Mapping of Habitats, Biodiversity, and Cultural Ecosystem Services in The Southernmost Atlantic Coral Reef. Journal of Environmental Management, 345: 118-129.
44. Pearce, D., 1998. Auditing the earth: the value of the world's ecosystem services and natural capital. Environment: Science and Policy for Sustainable Development, 40: 23-28.
45. Perschke, M., L. Harris, K. Sink & A. Lombard, 2023. Ecological Infrastructure As A Framework for Mapping Ecosystem Services for Place-based Conservation and Management. Journal for Nature Conservation, 73: 126-1145.
46. Raufirad, V., S. Bagheri, M. Jafari & A. Mirtalebi, 2016. Estimation of economical value of Astragalus gossypinus and Astragalus verus in comparison with income from rangelands forage of Isfahan rangelands. Journal of Renewable Natural Resources Research, 7(4): 45-58. (In Persian)
47. Renard, K.G., G.R. Foster, G. Weesies, D. McCool & D. Yoder, 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.
48. Renard, K.G. & J.R. Freimund., 1994. Using monthly precipitation data to estimate the R-factor in the revised USLE. Journal of Hydrology, 157(1-4): 287–306.
49. Saarikoski, H., J. Mustajoki, D.N. Barton, D. Geneletti, J. Langemeyer, E. Gomez-Baggethun, M. Marttunen, P. Antunes, H. Keune & R. Santos, 2016. Multi-Criteria Decision Analysis and Cost-Benefit Analysis: Comparing alternative frameworks for integrated valuation of ecosystem services. Ecosystem services, 22: 238-249.
50. Salzman, J., 2005. Creating markets for ecosystem services: notes from the field. NYUL rev. 80: 870.
51. Seppelt, R., B. Fath, B. Burkhard, J.L. Fisher, A. Grêt-Regamey, S. Lautenbach, P. Pert, S. Hotes, J. Spangenberg & P.H. Verburg, 2012. Form follows function? Proposing a blueprint for ecosystem service assessments based on reviews and case studies. Ecological Indicators, 21: 145-154.
52. Sharifi, A., G.A. Bazaee & S.A. Heidary, 2016. Segmentation of Herbaceous Medicine Customers and Identification of Each Segment Characteristics in Iran: An Application of Clustering Model. Iranian Economic Development Analyses, 4(1): 141-174. (In Persian)
53. Sharps, K., D. Masante, A. Thomas, B. Jackson, J. Redhead, L. May, H. Prosser, B. Cosby, B. Emmett & L. Jones, 2017. Comparing strengths and weaknesses of three ecosystem services modelling tools in a diverse UK river catchment. Science of the total environment 584: 118-130.
54. Soleimani, M.L. & P. Lohmander., 2007. Stumpage prices in Iranian Caspian forests. Asian Journal of Plant Sciences, 6(7): 1027-1036. (In Persian)
55. Spangenberg, J.H. & J. Settele., 2010. Precisely incorrect? Monetising the value of ecosystem services. Ecological Complexity, 7: 327-337.
56. Spray, C., A. Tharme & D. Robeson, 2014. Scottish Borders pilot regional land use framework.
57. Swetnam, R.D., B. Fisher, B.P. Mbilinyi, P.K. Munishi, S. Willcock, T. Ricketts, S. Mwakalila, A. Balmford, N.D. Burgess & A.R. Marshall., 2011. Mapping socio-economic scenarios of land cover change: A GIS method to enable ecosystem service modelling. Journal of Environmental Management, 92: 563-574.
58. Team, R.C. 2014. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, V., A. Austria & A. Veihe, 2002. The spatial variability of erodibility and its relation to soil types: A study from northern Ghana. Geoderma, 106(1): 101–120.
59. Turner, R. & G. Daily., 2008. The ecosystem services framework and natural capital conservation. Environmental and Resource Economics, 39: 25-35.
60. Veihe, A., 2002. The spatial variability of erodibility and its relation to soil types: a study from northern Ghana. Geoderma, 106(1-2): 101-120.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1405.20.4.6.2]

61. Vlachopoulou, M., D. Coughlin, D. Forrow, S. Kirk, P. Logan & N. Voulvoulis, 2014. The potential of using the ecosystem approach in the implementation of the EU Water Framework Directive. Science of the Total Environment, 470: 684-694.
62. Vorstius, A.C. & C.J. Spray., 2015. A comparison of ecosystem services mapping tools for their potential to support planning and decision-making on a local scale. Ecosystem Services, 15: 75-83.
63. Westman, W.E., 1977. How much are nature's services worth? Science, 197: 960-964.
64. Wischmeier, W.H. & D.D. Smith., 1978. Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning. USDA Agricultural Handbook No. 537. USDA, Washington, DC, USA.
65. Yari, R., Sh. Zare & M. Mirmiran., 2024. Economic evaluation of forage production in rangelands of Chaharbagh village, Golestan Province. Rural Development Strategies, 11(1): 137–150.
66. Yeganeh Badrabadi, H., H. Azarnivand, I. Saleh & H. Arzani, 2015. Estimation of economic value of the forages production function in Taham watershed basin. Pajouhesh & Sazandegi (Watershed Management Research Journal) 106: 73–85.
67. Zakeri, E., A. Tavili & S. Toloei, 2011. Evaluation of financial value of Glycyrrhiza globra utilization in comparison to the income gained from pastures forage of Taze-Ghale rangelands. Journal of Renewable Natural Resources Research, 5(2): 15-26. (In Persian)
68. Zakari, E., H.R. Karimzadeh & S.A. Mousavi, 2021. Use of the non-parametric k-nearest neighbor (k-NN) algorithm as a suitable method for preparing the vegetation cover factor and managing the RUSLE model in the Shirindareh Dam watershed, North Khorasan. Journal of Range and Watershed Management, 73(4): 753-770. (In Persian)
69. Zhou, P., O. Luukkanen, T. Tokola & J. Nieminen, 2008. Effect of vegetation cover on soil erosion in a mountainous watershed. Catena, 75(3): 319–325.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1405.20.4.6.2]