

Modeling the Effects of Land Use Change on Soil Retention Ecosystem Services (Case Study: Lavasanat Watershed)

Marzie Moteshareei ^a , Bahram Malekmohammadi ^{b*} , Majid Ramezani mehrian ^c 

^a Master's graduate in the Department of Environmental Planning, Management, and HSE, Faculty of Environment, University of Tehran, Tehran, Iran. E-mail: marziemoteshareei@gmail.com, <https://orcid.org/0009-0000-5414-4470>

^{b*} Corresponding author: Professor, Department of Environmental Planning, Management, and Education, Faculty of Environment, University of Tehran, Tehran, Iran. E-mail: malekb@ut.ac.ir, <https://orcid.org/0000-0002-3964-7536>

^c Assistant Professor, Department of Environmental Studies, The Institute for Research and Development in the Humanities (SAMT), Tehran, Iran. E-mail: mehrian@samt.ac.ir, <https://orcid.org/0000-0002-0216-299X>

Article History (Received: 2025/06/11

Research Full Paper
Accepted: 2025/07/11)

Extended abstract

1 –Introduction

Soil is a vital component of natural capital, providing essential ecosystem services such as flood regulation, habitat provision, carbon sequestration, and agricultural production. As awareness of these services grows, soil retention has become a priority in environmental management. Key factors influencing soil retention and sediment control include changes in land use and land cover. This study aims to monitor land use and land cover changes in the Lavasanat watershed from 2000 to 2023 and assess their impact on soil-related ecosystem services. The Lavasanat watershed is crucial for managing water and soil resources due to its location upstream of the Latian Dam and its proximity to protected areas and national parks.

2 –Materials and Methods

Landsat satellite imagery from 2000 and 2023 was used to assess changes in land use and land cover, as well as their impacts on ecosystem services. Land-use classification maps were created using eCognition Developer 9.01 and incorporated into the InVEST-SDR model. The inputs for this analysis included the rainfall factor (R), soil erodibility (K), vegetation cover (C), protective measures (P), a Digital Elevation Model (DEM), a biophysical table, and the land-use maps. Additionally, the Geographically Weighted Regression (GWR) model was applied to examine the spatial relationships between land-use changes and ecosystem service indices, specifically focusing on Avoiding Erosion and Avoiding Export.

3 –Results

The study revealed that green cover—including rangelands, coniferous forests, orchards, and agricultural lands—declined by approximately 152 square kilometers (15.4 percent), leading to a conversion of these areas into built-up land. This transformation resulted in a 56.14 percent increase in potential soil loss, a 10.32 percent reduction in the Avoid Erosion index, and a 23.31 percent rise in the Avoid Export index. The Geographically Weighted Regression (GWR) model demonstrated a strong spatial correlation between land use and ecosystem services related to Avoid Erosion and Avoid Export in both 2000 and 2023. In 2000, the Adjusted R² values were 0.98 for Avoid Erosion and 0.99 for Avoid Export, with lower residual sums of squares and standard deviations compared to 2023. Rangelands exhibited the highest Avoid Erosion and the lowest Avoid Export, while built-up areas showed the highest Avoid Export. In 2023, the Adjusted R² increased to 0.99 for Avoid Erosion but decreased to 0.96 for Avoid Export, accompanied by higher residual sums of squares and standard deviations. Orchards recorded the lowest Avoid Export, whereas coniferous forests had the highest. The decrease in the Akaike Information Criterion corrected (AICc) in 2023 indicated an enhanced model fit under more homogeneous spatial conditions. However, this improvement did not reflect ecological progress, as the reduction in natural

cover and the expansion of built-up areas negatively impacted ecosystem performance in soil retention and erosion prevention. A comparison between 2000 and 2023 demonstrated a diminished capacity of the ecosystem to conserve soil, evidenced by a significant decline in Avoid Erosion and an increase in Avoid Export, driven by urban expansion and reduced vegetation cover. This underscores the urgent need for improved land-use management to mitigate soil degradation and preserve ecosystem functions.

4 –Discussion & Conclusions

The findings highlight the importance of protecting vegetation cover and improving land-use management in sensitive areas. Changes in the Lavasanat watershed have led to decreased vegetation cover and an increase in built-up areas, negatively impacting ecosystem services such as soil retention and sediment control. As a result, soil erosion and excess sediment accumulation have worsened, reducing the ecosystem's resilience. Enhancing land-use management in areas with high erosion potential is crucial. Additionally, integrating the InVEST model with advanced hydrological models like SWAT and RUSLE is recommended for more accurate simulations of soil erosion and ecosystem services. Future research should explore the effects of climate and socio-economic scenarios on soil erosion and land-use changes to better understand environmental change patterns and inform effective management strategies. These approaches can help improve planning for the preservation of soil and water resources, mitigating the harmful effects of climate change and human activities on ecosystems.

Key Words: Soil retention ecosystem services, Land use/land cover (LULC) changes; InVEST-SDR model, Geographically Weighted Regression (GWR), Lavasanat Watershed.

Cite this article: Motesharei, M., Malekmohammadi, B., & Ramezani mehrian, M. (2025). Modeling the Effects of Land Use Change on Soil Retention Ecosystem Services (Case Study: Lavasanat Watershed). *Journal of Environmental Erosion Research*. 2025; 15 (3):59-80. <http://doi.org/10.61186/jeer.15.3.59>



© The Author(s).

DOI: <http://doi.org/10.61186/jeer.15.3.59>

Published by Hormozgan University Press.

URL: <http://magazine.hormozgan.ac.ir>

مدل‌سازی اثرات تغییر کاربری اراضی بر خدمات اکوسیستمی نگهداشت خاک (مطالعه موردی: حوضه آبخیز لواسانات)

مرضیه متشرعی: دانش‌آموخته کارشناسی‌ارشد برنامه‌ریزی محیطی، گروه برنامه‌ریزی، مدیریت محیطی و HSE، دانشکده محیطیست، دانشگاه

تهران، تهران

بهرام ملک‌محمدی*: استاد گروه آموزشی برنامه‌ریزی، مدیریت و آموزش محیطیست، دانشکده محیطیست، دانشگاه تهران، تهران

مجید رمضانی‌مهریان: استادیار گروه تحقیق و توسعه علوم انسانی، پژوهشکده سمت، تهران

نوع مقاله: پژوهشی

تاریخچه مقاله (تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۳/۲۱ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۰۴/۲۰)

DOI: <http://doi.org/10.61186/jeer.15.3.59>

چکیده

خاک به‌عنوان یکی از ارکان سرمایه طبیعی، نقش مهمی در ارائه خدمات اکوسیستمی مانند کاهش خطر سیل، زیستگاه‌دهی، ترسیب کربن و پشتیبانی کشاورزی دارد. افزایش آگاهی جهانی نسبت به اهمیت این خدمات، حفاظت از خاک را به اولویت زیست‌محیطی تبدیل کرده است. تغییرات کاربری/پوشش اراضی از مهم‌ترین عوامل مؤثر بر خدمات اکوسیستمی، به‌ویژه نگهداشت خاک و حفظ رسوب است. این مطالعه با هدف پایش تغییرات کاربری/پوشش حوضه لواسانات طی سال‌های ۲۰۰۰ تا ۲۰۲۳ و ارزیابی تأثیر آن بر خدمات اکوسیستمی انجام شد. برای این منظور از تصاویر لندست، مدل InVEST-SDR و رگرسیون وزنی جغرافیایی (GWR) استفاده گردید؛ ورودی‌های مدل شامل نقشه‌های کاربری، فاکتورهای فرسایش خاک (P, C, K, R) و مدل رقومی ارتفاع (DEM) بود. نتایج نشان داد سطح اراضی سبز شامل مراتع، جنگل‌های سوزنی‌برگ، باغات و زمین‌های کشاورزی حدود ۱۵۲ کیلومتر مربع (۱۵/۴ درصد) کاهش یافته و به مناطق انسان‌ساخت تبدیل شده است. این تغییرات موجب افزایش ۵۶/۱۴ درصدی پتانسیل اتلاف خاک، کاهش ۱۰/۳۲ درصدی شاخص اجتناب از فرسایش و افزایش ۲۳/۳۱ درصدی شاخص اجتناب از حمل رسوب شده است. نتایج مدل GWR در ۲۰۰۰ و ۲۰۲۳ رابطه فضایی قوی بین درصد کاربری و خدمات اجتناب از فرسایش و حمل رسوب را نشان داد. در ۲۰۰۰، ضریب تعیین تنظیم‌شده برای اجتناب از فرسایش ۰/۹۸ و برای اجتناب از حمل رسوب ۰/۹۹ بود، با مجموع مربعات باقی‌مانده و انحراف معیار کمتر نسبت به ۲۰۲۳. در ۲۰۲۳، ضریب تعیین تنظیم‌شده برای اجتناب از فرسایش به ۰/۹۹ افزایش و برای اجتناب از حمل رسوب به ۰/۹۶ کاهش یافت، در حالی که مجموع مربعات باقی‌مانده و انحراف معیار افزایش یافت. کاهش AICc در ۲۰۲۳ بیانگر بهبود برازش مدل در شرایط همگن‌تر است. بر این اساس، حفاظت از پوشش‌های گیاهی، بهینه‌سازی مدیریت کاربری و اجرای سیاست‌های توسعه پایدار، به‌ویژه در مناطق آسیب‌پذیر و پرخطر فرسایش، برای حفظ خدمات اکوسیستمی و پایداری محیطی ضروری است.

واژگان کلیدی: خدمات اکوسیستمی نگهداشت خاک، تغییرات کاربری/پوشش اراضی، مدل InVEST-SDR، مدل رگرسیونی GWR، حوضه آبخیز لواسانات.

۱- مقدمه

خاک به‌عنوان منبعی حیاتی، در تأمین کالاها و ارائه خدماتی چون کاهش خطر سیل، فراهم‌سازی زیستگاه و ترسیب کربن نقش دارد (da Gama, 2023). همچنین به‌عنوان زیرساختی سبز در کشاورزی و باغداری عمل کرده و توانایی جذب آلاینده‌ها و ایجاد زیستگاه را دارد (Deeb et al., 2020). پس از انتشار گزارش ارزیابی اکوسیستم هزاره در ۲۰۰۵، اهمیت خدمات اکوسیستمی خاک به‌عنوان یک منبع حیاتی و بخشی از سرمایه طبیعی بیشتر مورد توجه قرار گرفت (Anikwe & Ife, 2023). شواهد نشان می‌دهند که خاک‌ها با ارائه این خدمات، تأثیر زیادی بر پایداری زیست‌محیطی دارند (Cadel et al., 2023). خدمات تنظیمی خاک، مانند کنترل فرسایش و حفظ پایداری اکوسیستم‌ها، اهمیت ویژه‌ای دارند (MEA, 2005). با این حال، این اکوسیستم‌ها تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی قرار می‌گیرند و توانایی آن‌ها برای ارائه خدمات کاهش می‌یابد (Hou, 2023). تغییرات کاربری و پوشش اراضی، عامل اصلی فرسایش و تخریب خاک هستند (Li et al., 2022). در مناطقی که کاربری اراضی تغییر می‌کند، فرسایش خاک افزایش یافته و بر خدمات اکوسیستمی اثر منفی می‌گذارد (Filchev & Kolev, 2023). این تغییرات بر ویژگی‌های اکولوژیکی، از جمله پوشش گیاهی، تأثیر گذاشته و موجب کاهش پایداری سیستم‌های خاکی می‌شوند (Sharma et al., 2023).

با توجه به تأثیر چشمگیر تغییرات کاربری و پوشش اراضی بر فرسایش خاک، ابزارهای مدل‌سازی برای ارزیابی این اثرات توسعه یافته‌اند. مدل $SDR^1-InVEST^2$ که مبتنی بر $RUSLE$ است، از جمله ابزارهای پرکاربرد در مقیاس‌های مختلف و با کاربرد جهانی برای بررسی فرسایش و حفظ خاک به شمار می‌رود (Marques et al., 2021).

در ایران، مطالعه Zabihi و همکاران (۲۰۲۱) در حوضه تالار مازندران نشان داد که جنگل‌ها نقش مهمی در کاهش فرسایش دارند، در حالی که تبدیل آن‌ها به اراضی کشاورزی و مرتعی موجب کاهش ظرفیت خاک در نگه‌داشت رسوب می‌شود. همچنین، Jahandari و همکاران (۲۰۲۲) در حوضه بندرعباس دریافتند که توسعه شهری و گسترش زمین‌های کشاورزی بدون مدیریت، فرسایش را افزایش داده و پایداری خاک را تضعیف کرده است. یافته‌های Chamani و همکاران (۲۰۲۳) در حوضه شارقنچ نیز نشان داد که گسترش اراضی کشاورزی و کاهش پوشش گیاهی طبیعی به تشدید فرسایش منجر شده است. در خارج از ایران Tamire و همکاران (۲۰۲۲) در اتیوپی گزارش کردند که کاهش پوشش گیاهی در مناطق مرتفع و افزایش زمین‌های زراعی، تهدیدی برای منابع آبی پایین‌دست به‌دنبال دارد. در اسلوآکی، Adelisardou و همکاران (۲۰۲۳) با بررسی ۱۸ ساله دریافتند که تغییر اقلیم و تبدیل جنگل‌ها به زمین‌های کشاورزی باعث افت شدید ظرفیت خاک در حفظ رطوبت و افزایش فرسایش شده است. همچنین، Mwanga و همکاران (۲۰۲۴) در غنا نشان دادند که تبدیل زمین‌های طبیعی به زراعی، افزایش چشمگیر فرسایش را در پی داشته است. این مطالعات به‌طور کلی حاکی از آن‌اند که کاهش پوشش گیاهی طبیعی و تغییر کاربری اراضی، ارتباط مستقیمی با افزایش فرسایش و کاهش نگه‌داشت رسوب دارد؛ با این حال، شدت این اثرات تحت تأثیر شرایط اقلیمی و مدیریتی هر منطقه متغیر است.

¹. Sediment Delivery Ratio². Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs

با وجود مطالعات متعدد، همچنان کاستی‌هایی در تحلیل کمی رابطه بین تغییر کاربری اراضی و فرسایش خاک وجود دارد. این پژوهش با هدف بررسی تغییرات کاربری/پوشش اراضی طی بازه زمانی ۲۰۰۰ تا ۲۰۲۳ با استفاده از تصاویر لندست و ارزیابی اثر آن بر نگره‌داشت خاک در حوضه لواسانات انجام شده است. این حوضه به دلیل شیب‌های زیاد، توسعه شهری سریع و تغییرات گسترده کاربری، منطقه‌ای حساس برای تحلیل اثرات تغییرات اراضی بر فرسایش به‌شمار می‌رود. نزدیکی به مناطق پرجمعیت، منابع آبی و زیستگاه‌های ارزشمند، اهمیت زیست محیطی و هیدرولوژیکی آن را افزایش داده است. در این مطالعه از مدل SDR-InVEST و روش رگرسیون وزنی جغرافیایی (GWR^۱) استفاده شده است. GWR با محاسبه ضرایب محلی، نسبت به OLS^۲ امکان تحلیل دقیق‌تری از روابط فضایی بین متغیرها فراهم می‌کند. نوآوری اصلی پژوهش در ترکیب این دو روش و بهره‌گیری از داده‌های بلندمدت است که تحلیلی جامع از تأثیرات فضایی-زمانی تغییرات کاربری بر نگهداشت خاک ارائه می‌دهد.

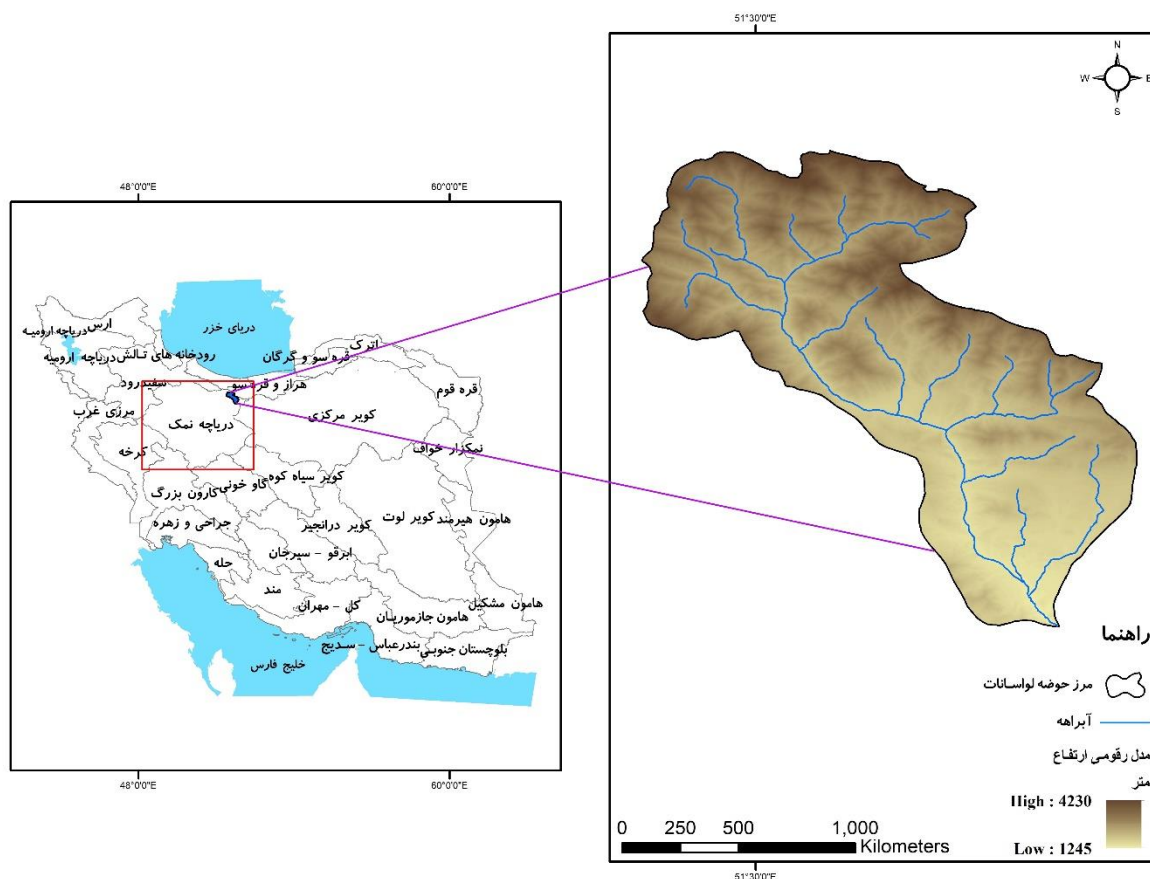
۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- منطقه مورد مطالعه

حوضه آبخیز لواسانات با مساحتی حدود ۹۸۶ کیلومتر مربع، در شمال استان تهران و در دامنه‌های جنوبی رشته کوه البرز قرار دارد و بخشی از زیرحوضه‌های حوضه آبریز دریاچه نمک محسوب می‌شود. این حوضه در محدوده جغرافیایی ۳۵° ۳۶' تا ۳۶° ۰۳' عرض شمالی و ۵۱° ۲۳' تا ۵۱° ۵۱' طول شرقی واقع شده است (شکل ۱). ارتفاع منطقه از ۱۲۴۵ تا ۴۲۳۰ متر از سطح دریا متغیر است و شبکه آبراهه اصلی آن را رودخانه جاجرود و شاخه‌های آن تشکیل می‌دهند که در نهایت به سد لتیان در جنوب لواسان تخلیه می‌شوند. سد لتیان یکی از منابع مهم تأمین آب شرب شهر تهران است که اهمیت هیدرولوژیکی منطقه را برجسته می‌کند. وجود پارک‌های ملی خوجیر و لار و مناطق حفاظت‌شده ورجین، جاجرود و البرز مرکزی در محدوده این حوضه، ارزش اکولوژیکی آن را افزایش داده است. منطقه دارای چشم‌اندازهای طبیعی زیبا، آب و هوای مطبوع و منابع آبی قابل توجهی است که نقش مهمی در خدمات اکوسیستمی ایفا می‌کند.

^۱. Geographically Weighted Regression

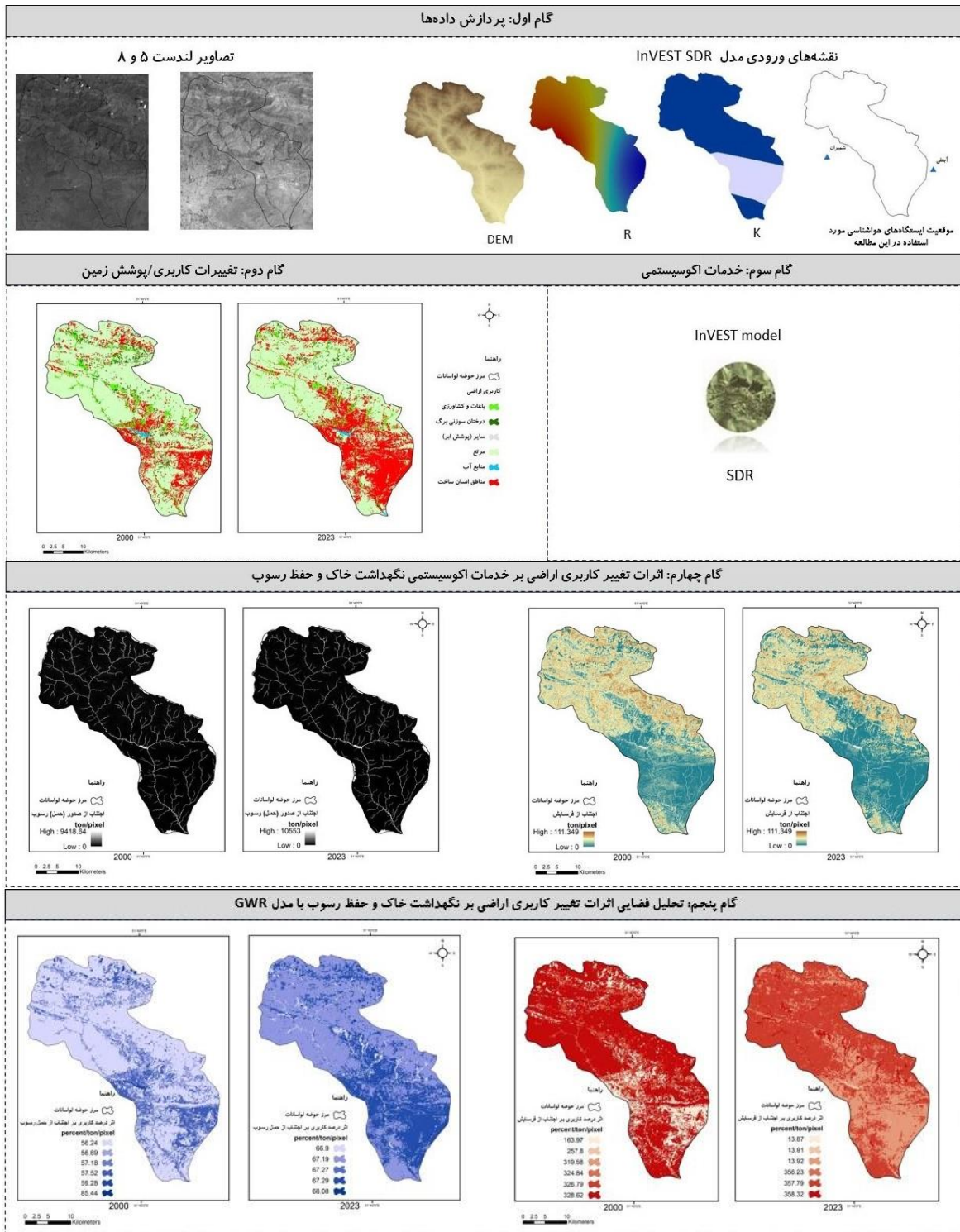
^۲. Ordinary Least Squares



شکل ۱: موقعیت کلی منطقه مورد مطالعه نسبت به حوزه آبخیز دریاچه نمک کشور (WRM, 2023)

۲-۲- داده ها و مراحل اجرای پژوهش

این مطالعه به بررسی تغییرات کاربری/پوشش اراضی در حوزه لواسانات طی یک بازه زمانی ۲۰۰۰ تا ۲۰۲۳ می پردازد و تأثیر این تغییرات را بر نگهداشت خاک و حفظ رسوب ارزیابی می کند. برای این منظور، تصاویر ماهواره ای لندست مربوط به سال های مطالعه انتخاب و پردازش شد تا وضعیت کاربری/پوشش اراضی مشخص شود. سپس مدل سازی نگهداشت خاک و حفظ رسوب با استفاده از نرم افزار InVEST انجام گرفت. ورودی های مدل شامل عامل فرساینده گی باران (فاکتور R)، فرسایش پذیری خاک (فاکتور K)، نقشه های کاربری اراضی، نوع کاربری/پوشش اراضی (فاکتور C)، اقدامات حفاظتی (فاکتور P)، مدل رقومی ارتفاع (DEM)، جدول بیوفیزیکی و نقشه مرز منطقه مورد مطالعه است. در نهایت، با بهره گیری از مدل رگرسیون وزنی جغرافیایی (GWR)، روابط فضایی میان تغییرات کاربری/پوشش اراضی و خدمات اکوسیستمی مرتبط با نگهداشت خاک و حفظ رسوب تحلیل گردید (شکل ۲).



شکل ۲: مراحل انجام تحقیق

۳-۲- تولید نقشه‌های کاربری/پوشش زمین

گام اول: تصاویر ماهواره‌ای لندست ۵ و ۸ مربوط به سال‌های ۲۰۰۰ و ۲۰۲۳ از مجموعه Collection-2 Level-2 به صورت داده‌های آماده تحلیل (ARD) (USGS, 2022) دانلود شدند که نیاز به تصحیح اتمسفری و رادیومتریکی ندارند. انتخاب این سال‌ها بر اساس تطابق میانگین بارش سالانه ایستگاه‌های شمیران و آبدلی با میانگین بلندمدت بارندگی

^۱. Analysis Ready Data

حوضه و با هدف ایجاد مبنای اقلیمی یکنواخت و کاهش اثر نوسانات بارشی انجام شد. تصاویر از ماه های رشد گیاهی (مانند جولای) برای بهبود تفکیک طیفی کلاس های پوشش / کاربری زمین انتخاب و با نرم افزار شیء گرا (eCognition Developer 9.01) پردازش شدند. جزئیات بیشتر در جدول ۱ آمده است.

جدول ۱: لایه های اطلاعاتی مورد استفاده در نرم افزار eCognition Developer 9.01

نام لایه اطلاعاتی	تاریخ تولید	قدرت تفکیک	منبع
Landsat 5 TM	Jul 26, 2000	۳۰ متر	https://earthexplorer.usgs.gov
Landsat 8 OLI and TIRS	Jul 10, 2023	۳۰ متر	https://earthexplorer.usgs.gov
تصاویر و اطلاعات کمکی	-	-	ArcBruTile; Google Earth Pro

گام دوم: تصاویر ماهواره ای با استفاده از نرم افزار eCognition Developer 9.01 (Definiens, 2015) پردازش شدند. این نرم افزار با بهره گیری از روش شیء گرا، امکان استخراج دقیق نقشه های کاربری / پوشش اراضی را فراهم می کند. در این روش، تصویر با الگوریتم Multiresolution Segmentation به واحدهای همگن سگمنت شده و سپس با انتخاب دستی نمونه های آموزشی، طبقه بندی نهایی از طریق الگوریتم نزدیک ترین همسایه (Nearest Neighbourhood) انجام گرفت (Gbodjo et al., 2020).

۴-۲- کمی سازی نگهداشت و فرسایش خاک

در این مطالعه از نرم افزار InVEST 3.14.1 (Natural Capital Project, 2023) به دلیل دقت مکانی بالا، نیاز حداقلی به داده، مقیاس پذیری، متن باز بودن و کاربرد موفق در مطالعات جهانی، برای مدل سازی خدمات اکوسیستم استفاده شد (Sharp et al., 2020). مدل کنترل رسوب این نرم افزار با عنوان Sediment Delivery Ratio میزان تلفات سالانه خاک را برای هر پیکسل، بر حسب تن در هکتار در سال، با استفاده از معادله جهانی فرسایش خاک محاسبه می کند.

$$USLE = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P$$

رابطه ۱

که در این معادله، R عامل فرساینده گی باران، K فرسایش پذیری خاک، LS گرادیان طول شیب، C نوع پوشش و کاربری / پوشش اراضی، و P اقدامات مدیریتی است.

مدل رقومی ارتفاع (DEM): در این مطالعه از مدل رقومی ارتفاع با دقت ۳۰ متر مربوط به داده های SRTM 1 Arc-Second Global برای حوضه مورد مطالعه استفاده شد (USGS, 2014) و پارامتر LS نیز توسط مدل از این DEM استخراج گردید.

فاکتور R (فرساینده گی باران): این شاخص یکی از عوامل کلیدی در ارزیابی فرسایش خاک است که انرژی جنبشی بارندگی را اندازه گیری می کند (Hermassi et al., 2017). این عامل نقش بارش و رواناب را در فرآیند فرسایش مشخص می سازد (Chatterjee et al., 2013). مقدار R تحت تأثیر عواملی مانند شدت، توزیع مکانی و اندازه قطرات باران قرار دارد (Carollo et al., 2018). در این مطالعه، به دلیل نبود داده های شدت بارش، از میانگین بارندگی سالانه ایستگاه های شمیران و آبدلی برای دوره ۲۰۰۰ تا ۲۰۲۳ استفاده شد (IRIMO, 2024). این ایستگاه ها به دلیل داده های کامل و مجاورت با حوضه انتخاب شدند. ایستگاه های دورتر مانند ژئوفیزیک و مهرآباد به دلیل فاصله بیشتر از تحلیل

حذف شدند. برای برآورد بارندگی در سطح حوضه، از روش درون‌یابی فاصله معکوس (IDW^1) در ArcMap 10.8.2 استفاده شد. به‌طوری‌که ایستگاه‌های نزدیک‌تر به حوضه وزن بیشتری در برآوردها داشته و تأثیر ایستگاه‌های دورتر کاهش یافته است. ابتدا شاخص فرساینده‌گی باران با استفاده از رابطه (۲) و بر اساس مدل Roose (Roose, 1977) به صورت مگاژول در میلی‌متر بر هکتار بر ساعت محاسبه گردید، که در آن R_R ضریب فرساینده‌گی بارندگی سالیانه و P متوسط بارندگی سالانه هستند. سپس شاخص فرساینده‌گی باران سالیانه (R_{WS}) با استفاده از رابطه (۳) به دست آمد (Sadeghi & Tavangar, 2015).

$$R_R = [0.5 + 0.05P] \quad \text{رابطه ۲}$$

$$R_{WS} = 6.5R_R + 1.52 \quad \text{رابطه ۳}$$

فاکتور K (فرسایش‌پذیری خاک): میزان آمادگی ذرات خاک برای جدا شدن و انتقال توسط باران و رواناب را نشان می‌دهد و به‌صورت لایه رستری برای هر سلول مدل محاسبه می‌شود. در این مطالعه، بافت خاک از پایگاه جهانی خاک (HWSD) نسخه ۲٫۰ تهیه و برای حوضه لواسانات استخراج شد (FAO & IIASA, 2023). مقدار K با توجه به جدول ۲ (جدول راهنمای مدل InVEST SDR) و براساس نوع بافت خاک تعیین گردید. پایگاه HWSD با وضوح مکانی حدود ۱ کیلومتر، اطلاعات فیزیکی، شیمیایی و مورفولوژیکی خاک را در هفت لایه عمقی ارائه می‌دهد که نسبت به نسخه‌های قبلی ارتقاء یافته است (FAO & IIASA, 2023 a). همچنین مطالعاتی مانند (Stoorvogel & Mulder, 2021) نشان داده‌اند که این پایگاه داده می‌تواند جایگزینی دقیق و قابل‌اعتماد برای داده‌های میدانی در مطالعات منطقه‌ای باشد. بهره‌گیری از HWSD موجب کاهش هزینه و زمان، افزایش انسجام داده‌ها، تسهیل مدل‌سازی هیدرولوژیکی و ارتقاء قابلیت بازتولید نتایج می‌شود (FAO & IIASA, 2023 a).

جدول ۲: برآورد فاکتور K (Sharp et al., 2020)

نوع بافت خاک	میزان فاکتور K براساس درصد ماده آلی		
	< 0.2	≥ 0.2	نبود اطلاعات
شنی	۰/۰۱	۰/۰۳	۰/۰۲
شنی-لومی	۰/۱۲	۰/۱۳	۰/۱۴
رسی-لومی	۰/۲۸	۰/۳۳	۰/۳
سیلتی	۰/۳۷	۰/۴۱	۰/۳۸
سیلتی-لومی	۰/۳۷	۰/۴۱	۰/۳۸
رسی	۰/۲۱	۰/۲۴	۰/۲۲
شنی-رسی	۰/۲	۰/۲	۰/۲
سیلتی-رسی	۰/۲۶	۰/۲۷	۰/۲۶
لومی	۰/۲۶	۰/۳۴	۰/۳
لومی-شنی	۰/۰۴	۰/۰۵	۰/۰۴
شنی-رسی-لومی	۰/۲	۰/۲	۰/۲
سیلتی-رسی-لومی	۰/۳	۰/۳۵	۰/۳۲

¹. Inverse Distance Weighting

فاکتور C (نوع کاربری/پوشش اراضی): این فاکتور نقش پوشش گیاهی و فعالیت های کشاورزی را در کاهش فرسایش خاک مشخص می کند (Wischmeier & Smith, 1978). هر نوع کاربری مانند جنگل، مرتع یا زمین های کشاورزی، مقدار متفاوتی از فاکتور C دارد. در این پژوهش، مقادیر C از جدول بیوفیزیکی نرم افزار InVEST نسخه ۳,۹,۰ استخراج شد. این جدول توسط پروژه سرمایه طبیعی ارائه شده است (Natural Capital Project, 2020).

فاکتور P (اقدامات حفاظتی): این فاکتور نسبت فرسایش خاک در حضور اقدامات حفاظتی را نسبت به شرایط بدون حفاظت (شخم در جهت شیب) اندازه گیری می کند (Renard et al., 1997). مقدار آن بر اساس نوع کاربری زمین تعیین می شود. در این پژوهش، مقادیر فاکتور P از جدول بیوفیزیکی نرم افزار InVEST نسخه ۳,۹,۰ استخراج شده اند (Natural Capital Project, 2020) (جدول ۳).

جدول بیوفیزیکی: این جدول شامل مقادیر ضرایب مدیریتی مانند C و P و کدهای کاربری زمین برای هر کلاس پوشش اراضی است. برای هر کلاس، مقادیر مشخص و منحصربه فردی تعریف شده که به صورت فایل CSV و مستقل از سایر داده ها ارائه می شود. این جدول برای استفاده مستقیم در نرم افزار InVEST آماده شده است (Natural Capital Project, 2020) (جدول ۳).

جدول ۳: جدول بیوفیزیکی نرخ تحویل رسوب بخش لواسانات (Natural Capital Project, 2020)

کاربری ها	کد	usle_c	usle_p
منابع آب	۱	۰	۱
باغات و کشاورزی	۲	۰/۴۱۲	۱
مرتع	۳	۰/۰۳۴	۱
مناطق انسان ساخت	۴	۰/۹۹	۱
درختان سوزنی برگ	۵	۰/۱۲۱	۱
سایر (پوشش ابر)	۶	۰/۳۱	۱

۵-۲- تحلیل فضایی تأثیر تغییر کاربری/پوشش اراضی بر خدمت اکوسیستمی نگهداشت خاک بر اساس مدل GWR

بررسی تأثیر کاربری اراضی بر نگهداشت خاک و مهار رسوب از موضوعات مهم زیست محیطی است، زیرا تغییرات کاربری به طور مستقیم بر فرسایش، حمل رسوب و پایداری خاک اثر می گذارد. تحلیل این روابط اغلب با روش های آماری انجام می شود تا الگوهای مؤثر شناسایی و مدیریت بهینه منابع خاک فراهم گردد. روش های کلاسیک مانند همبستگی و رگرسیون رایج اند، اما به دلیل بی توجهی به بعد مکانی، دقت محدودی دارند. رگرسیون وزنی جغرافیایی (GWR) با لحاظ ناهمگنی مکانی، امکان برآورد ضرایب مدل در هر موقعیت جغرافیایی را فراهم می سازد (Erfanian et al., 2013). مدل سازی GWR با استفاده از نرم افزار ArcMap 10.8.2 (ESRI, 2021) انجام گرفت.

۵-۲-۱- رگرسیون حداقل مربعات معمولی (OLS)

این روش یکی از متداول ترین ابزارهای تحلیل رگرسیون است که فرض می کند رابطه ای خطی بین متغیر وابسته و مستقل وجود دارد. هدف این روش، یافتن خطی است که مجموع مربعات باقی مانده ها را حداقل کند. مدل به شکل زیر تعریف می شود:

$$y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_n X_n + \varepsilon \quad \text{رابطه ۴}$$

در مدل رگرسیون خطی ساده، y متغیر وابسته، X متغیرهای مستقل، ε خطا یا انحراف مدل، β_0 ضریب متغیر وابسته

و β_1 ضریب متغیر مستقل است که برای تمام منطقه مورد مطالعه ثابت فرض می‌شود (Chang et al., 2024). تخمین پارامترها به صورت ماتریسی چنین است:

$$\beta = (X^T X)^{-1} X^T Y \quad \text{رابطه ۵}$$

β بردارهای تخمین پارامتر است، X ماتریس طراحی است که تمام متغیرهای مستقل را شامل می‌شود و Y بردار مشاهدات متغیر وابسته می‌باشد (Chang et al., 2024). این روش برای تحلیل کلی رابطه بین تغییرات کاربری اراضی (متغیر مستقل) و خدمات نگهداشت خاک و حفظ رسوب (متغیر وابسته) به کار گرفته شد. تا در صورت معنی‌دار بودن این رابطه، داده‌ها به مرحله بعدی یعنی مدل رگرسیون وزنی جغرافیایی (GWR) وارد شوند.

در این مطالعه، به جای استفاده از مساحت مطلق هر طبقه کاربری اراضی، از درصد مساحت آن کلاس نسبت به سطح حوضه استفاده گردید. این کار به منظور نرمال‌سازی داده‌ها و مقایسه‌پذیری بین واحدهای فضایی با اندازه‌های متفاوت صورت گرفت تا از بروز سوگیری ناشی از تفاوت در وسعت نواحی جلوگیری شود.

۲-۵-۲- رگرسیون وزنی جغرافیایی (GWR)

این مدل به منظور بررسی ناهمگنی فضایی روابط بین متغیرها استفاده می‌شود و با بهره‌گیری از مفهوم هموارسازی محلی، به ما امکان می‌دهد تا تغییرات مکانی ضرایب مدل را به صورت موضعی مشاهده کنیم. معادله مدل به شکل زیر است:

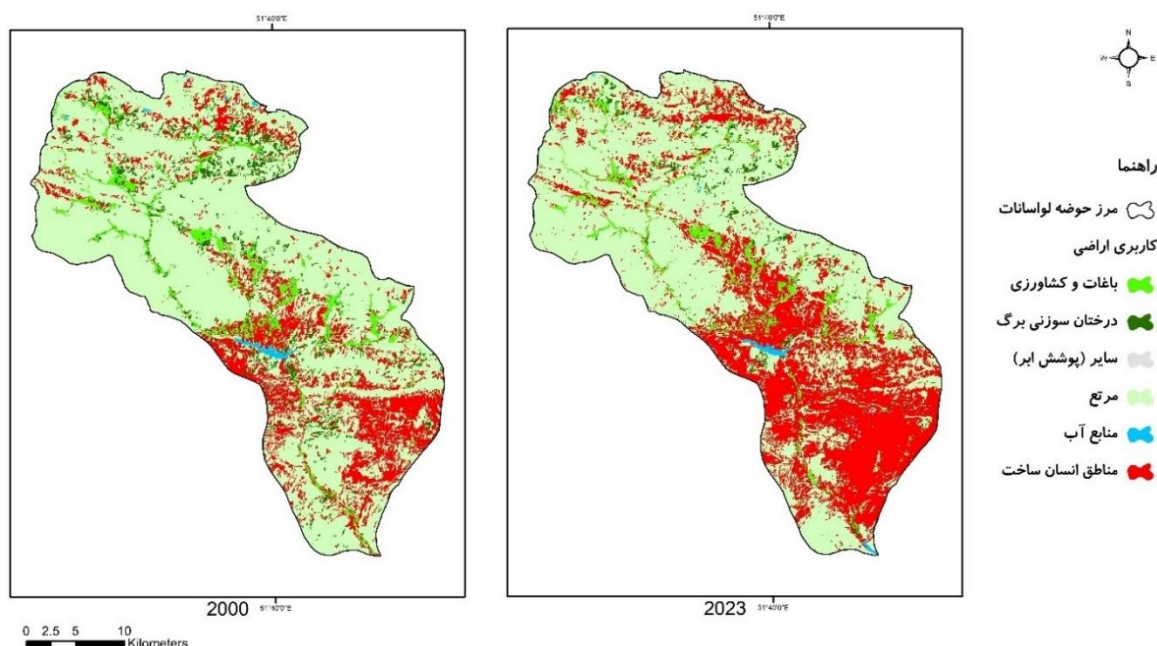
$$y_i = \beta_0(u_i, v_i) + \sum_{k=1}^p \beta_k(u_i, v_i) x_{ik} + \varepsilon_i \quad \text{رابطه ۶}$$

که در آن y_i متغیر وابسته، x_{ik} متغیر مستقل، $\beta_0(u_i, v_i)$ عرض از مبدأ نقطه نمونه‌برداری i ، k تعداد کل سلول‌های شبکه، (u_i, v_i) مختصات جغرافیایی نقطه نمونه‌برداری i ، ε_i مقدار خطای تصادفی و $\beta_k(u_i, v_i)$ مقدار ضریب رگرسیون برای k امین متغیر مستقل در نقطه نمونه‌برداری i است (Chang et al., 2024). در این مطالعه هیچ وزن‌دهی به طبقات کاربری اراضی یا نقاط خاص انجام نشد و تمرکز صرفاً بر تحلیل الگوی مکانی رابطه میان تغییرات کاربری اراضی و خدمات اکوسیستمی نگهداشت خاک و حفظ رسوب بود.

۳- یافته‌ها

۳-۱- تغییرات کاربری/پوشش اراضی

بررسی تغییرات کاربری اراضی طی بازه ۲۰۰۰ تا ۲۰۲۳ نشان می‌دهد که جنگل‌های سوزنی‌برگ با ۶۳ درصد و مراتع با حدود ۱۶ درصد کاهش، بیشترین افت را تجربه کرده‌اند. پس از آن، باغات و کشاورزی حدود ۱۳ درصد و منابع آب نزدیک به ۸ درصد کاهش داشته‌اند. در مقابل، مناطق انسان‌ساخت با رشدی چشمگیر حدود ۸۹ درصد افزایش یافته است. این تغییرات به خوبی روند کاهش کاربری‌های طبیعی و گسترش سریع مناطق شهری و ساخته‌شده را نمایان می‌سازد (شکل ۳ و جدول ۴).



شکل ۳: نقشه های کاربری/پوشش اراضی

جدول ۴: مساحت و درصد کلاس های مختلف کاربری/پوشش اراضی حوضه لواسانات

کاربری ها	سال ۲۰۰۰		سال ۲۰۲۳		تغییرات طی بازه زمانی ۲۰۰۰ تا ۲۰۲۳	
	Km ²	درصد	Km ²	درصد	Km ²	درصد نسبی
منابع آب	۳/۷۵	۰/۳۸	۳/۴۴	۰/۳۴	-۰/۳۱	-۸/۲۶
باغات و کشاورزی	۴۹/۶۷	۵/۰۳	۴۳/۰۲۶	۴/۳۶	-۶/۶۴	-۱۳/۳۷
مرتع	۷۰۹/۴۱	۷۱/۹۵	۵۹۵/۹۵	۶۰/۴۴	-۱۱۳/۴۶	-۱۵/۹۹
مناطق انسان ساخت	۱۷۱/۴۵	۱۷/۳۸	۳۲۳/۷۱	۳۲/۸۴	۱۵۲/۲۶	۸۸/۸۰
درختان سوزنی برگ	۵۰/۷۵	۵/۱۴	۱۸/۹۰	۱/۹۱	-۳۱/۸۵	-۶۲/۷۵
سایر (پوشش ابر)	۰/۹۲	۰/۰۹	۰/۹۲	۰/۰۹	۰	۰

۲-۳- نتایج مدل InVEST SDR

بررسی شاخص های رسوب و فرسایش طی بازه ۲۰۰۰ تا ۲۰۲۳ نشان می دهد که حمل رسوب ۷۲، رسوب باقی مانده ۵۲ و کل پتانسیل اتلاف خاک حدود ۵۶ درصد افزایش یافته اند. همچنین، اجتناب از حمل رسوب ۲۳ درصد رشد داشته است. در مقابل، اجتناب از فرسایش حدود ۱۰ درصد کاهش یافته (یعنی فرسایش ۱۰ درصد افزایش داشته). این تغییرات بیانگر افزایش اتلاف خاک، انباشت رسوب و فرسایش طی این دوره است (جدول ۵).

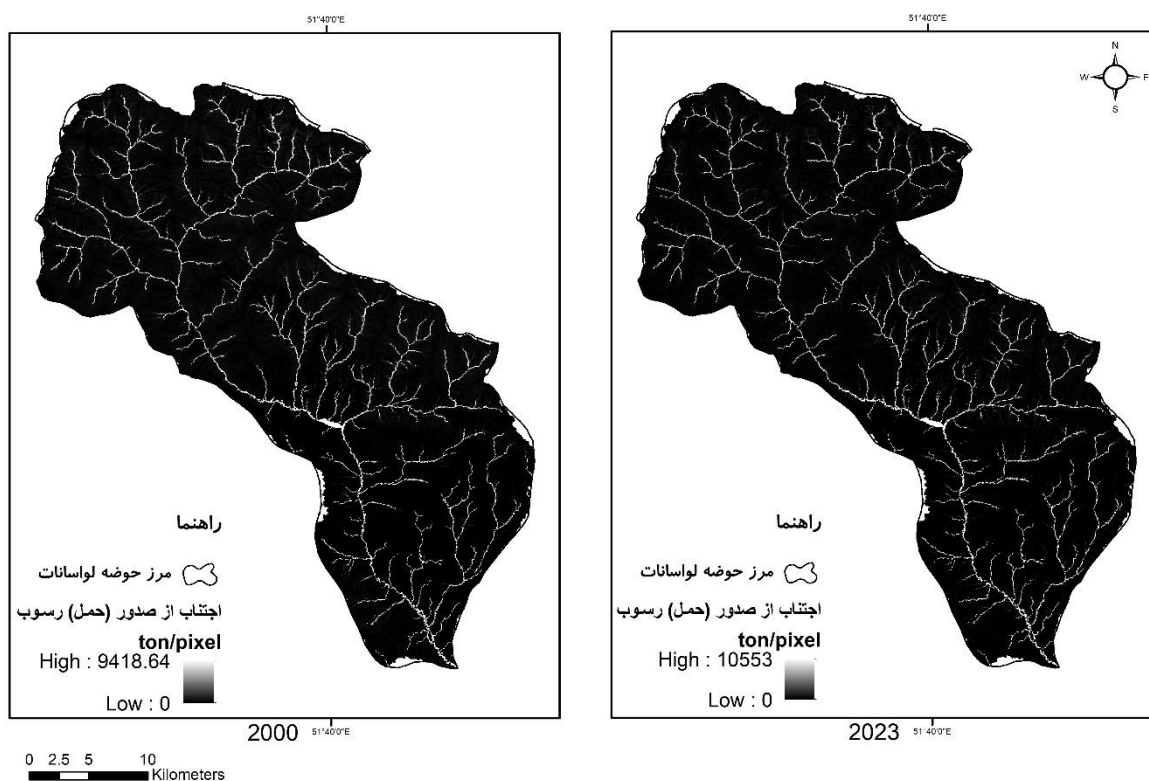
افزایش مقدار اجتناب از حمل رسوب (از ۹۴۱۸ به ۱۰۵۵۳ تن در هر پیکسل، با ابعاد ۲۷/۹۸×۲۷/۹۸ متر) ناشی از افزایش تولید رسوب در اثر کاهش پوشش گیاهی است، که باعث ورود رسوب بیشتر به آبراهه ها و انباشت آن در این مناطق شده است (شکل ۴).

مقدار حداکثری اجتناب از فرسایش در هر دو سال برابر با ۱۱۱ تن در هر پیکسل بوده، اما کاهش تعداد پیکسل های دارای این مقدار در سال ۲۰۲۳، بیانگر افت توان حوضه در مقابله با فرسایش و شدت گرفتن روند آن است (شکل ۵). همچنین، به منظور درک بهتر از الگوهای مکانی فرسایش و رسوب در حوضه، نقشه های مربوط به کل پتانسیل

اتلاف خاک، رسوب باقی‌مانده و مقدار کل رسوب حمل شده در پیوست مقاله ارائه شده‌اند، زیرا درج آن‌ها در متن اصلی به دلیل محدودیت صفحات ممکن نبود.

جدول ۵: نتایج مدل InVEST SDR

سال میلادی	رسوب باقی‌مانده ^۱ (تن)	حمل رسوب ^۲ (تن)	کل پتانسیل اتلاف خاک ^۳ (تن)	اجتناب از حمل رسوب ^۴ (تن)	اجتناب از فرسایش ^۵ (تن)
۲۰۰۰	۳۷۰۹۱۸۳/۷۳	۹۰۱۶۹۱/۵۸	۴۶۶۰۴۷۱/۶۳	۶۳۲۴۹۲۰/۱۱	۲۵۳۳۴۱۸۵/۷۱
۲۰۲۳	۵۶۲۰۷۹۵/۰۱	۱۵۴۷۵۹۸/۶۰	۷۲۷۷۱۷۲/۷۵	۷۷۹۹۲۶۳/۳۲	۲۲۷۱۷۴۸۵/۰۱
تغییرات (تن)	۱۹۱۱۶۱۱/۲۸	۶۴۵۰۹۷/۰۲	۲۶۱۶۷۰۱/۱۲	۱۴۷۴۳۴۳/۲۱	-۲۶۱۶۷۰۰/۷
درصد تغییرات نسبی	۵۱/۵۳	۷۱/۶۳	۵۶/۱۴	۲۳/۳۱	-۱۰/۳۲

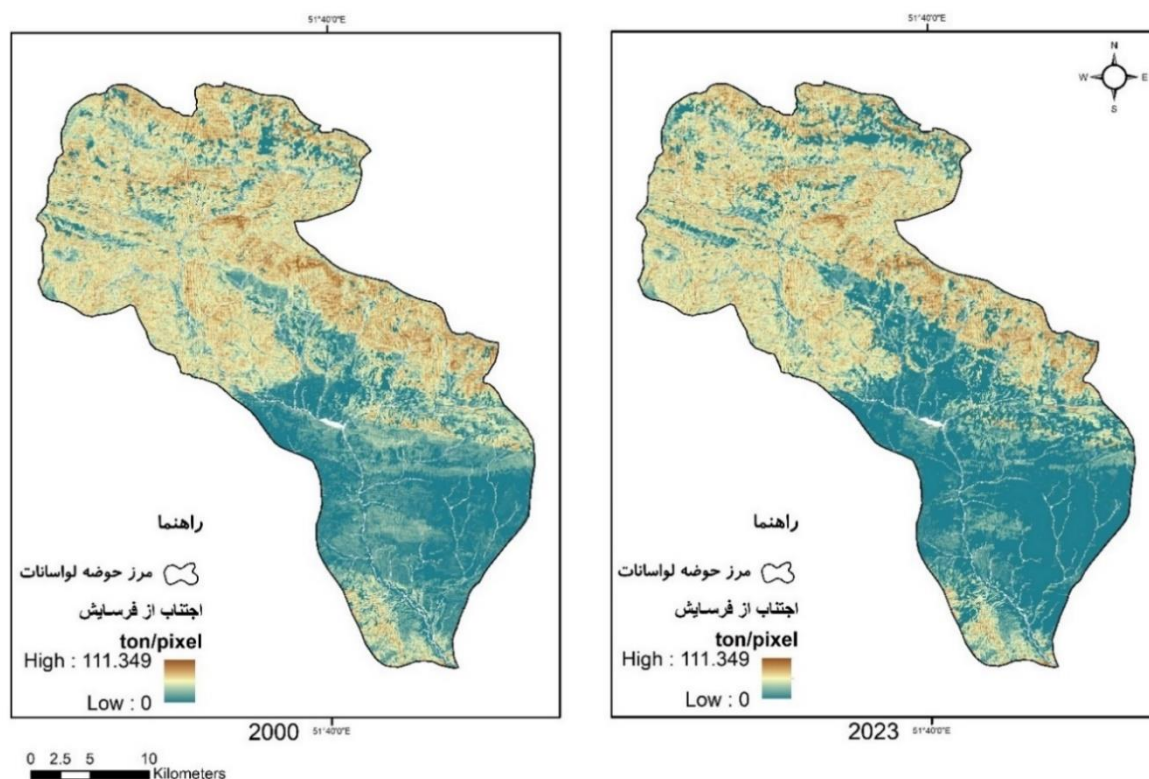


شکل ۴: نقشه‌های اجتناب از صدور (حمل) رسوب

مدل InVEST شاخص اجتناب از حمل رسوب را به صورت رسوبی تعریف می‌کند که یا به واسطه پوشش گیاهی در همان پیکسل حفظ می‌شود یا از بالادست آمده و در آن پیکسل متوقف شده است. این شاخص تنها رسوب‌هایی را در نظر می‌گیرد که پیش از رسیدن به آبراهه‌ها مهار شده‌اند؛ بنابراین در اغلب نقاط حوضه مقدار آن صفر و تنها در مسیر آبراهه‌ها مقدار بالایی دارد. با کاهش پوشش گیاهی، تولید و حمل رسوب افزایش می‌یابد و رسوبات بیشتری در مسیرهای زهکشی ثبت می‌شود که الزاماً نشانه عملکرد مثبت پوشش گیاهی نیست. در واقع، افزایش شاخص اجتناب از حمل

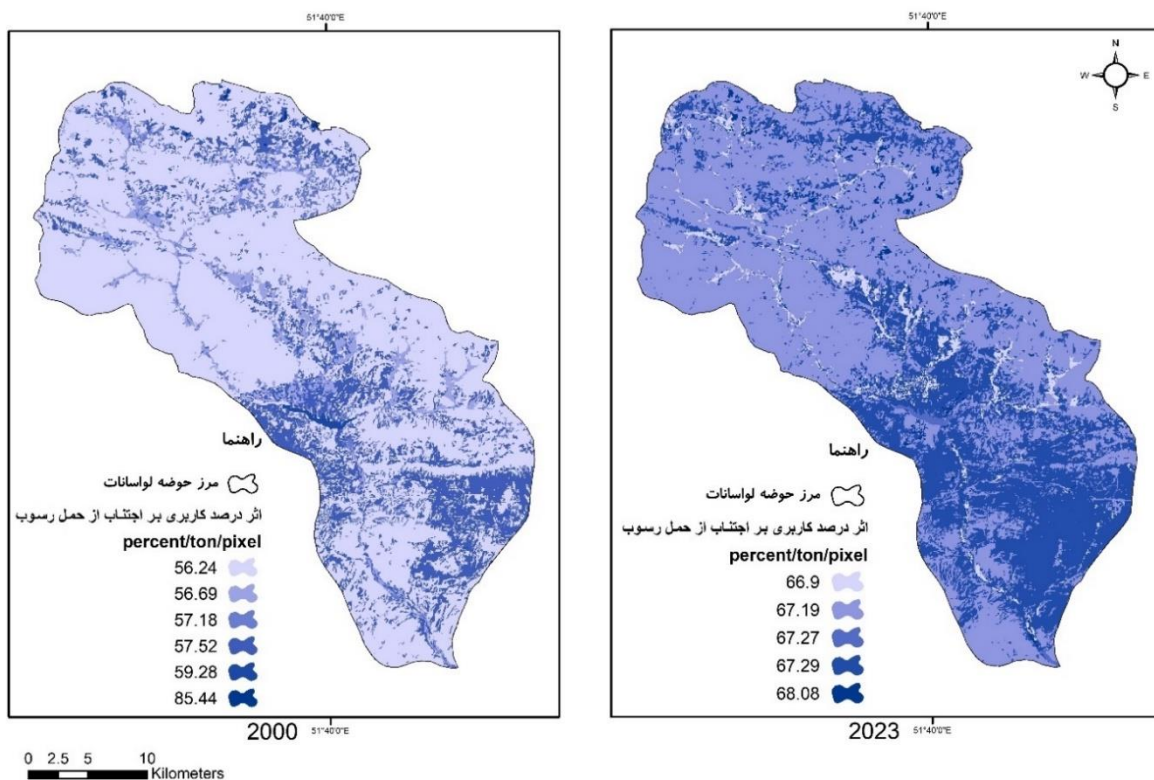
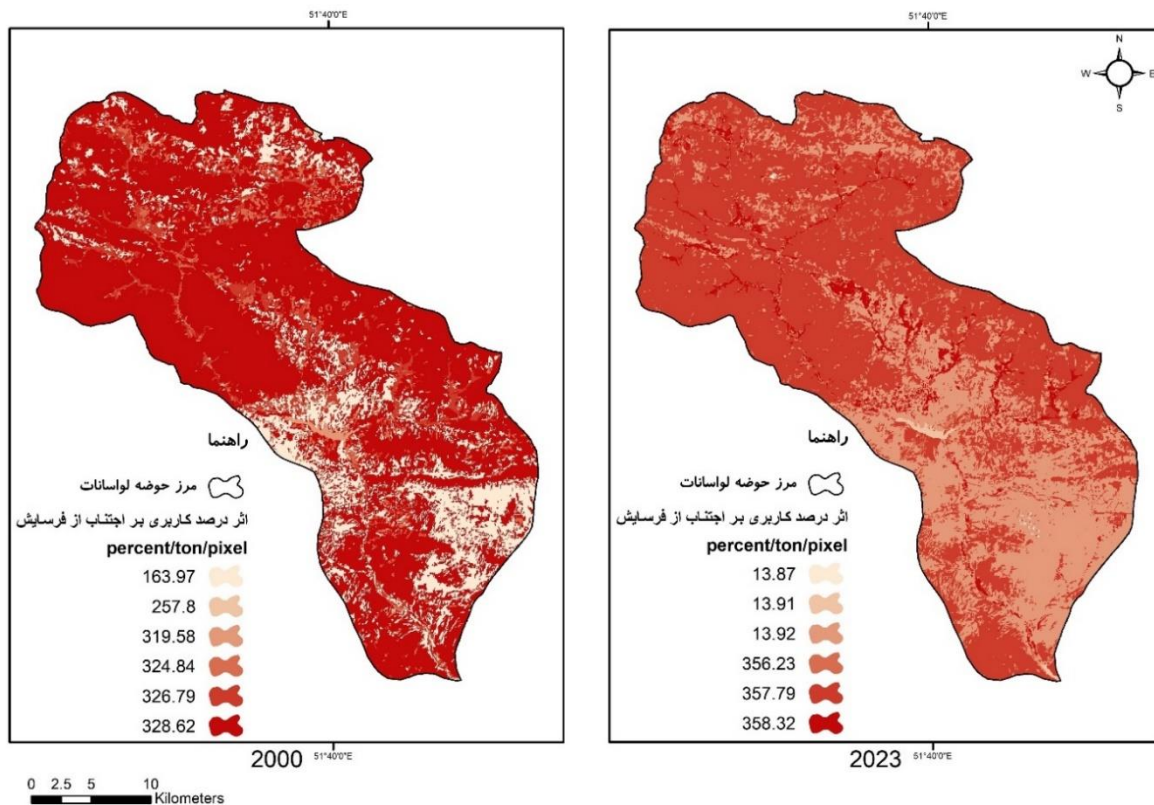
¹. Sed_dep
². Sed_export
³. Usle_tot
⁴. Avoid_export
⁵. Avoid_erosion

رسوب می تواند ناشی از تشدید تولید و تمرکز رسوب باشد، نه بهبود وضعیت اکوسیستم. بنابراین، همزمانی افزایش فرسایش، حمل و اجتناب از حمل رسوب، بازتابی از فشار مضاعف وارد بر سیستم و کاهش نقش حفاظتی پوشش گیاهی است.



شکل ۵: نقشه های اجتناب از فرسایش

۳-۳- نتایج تحلیل فضایی اثرات تغییر کاربری/پوشش اراضی بر خدمت اکوسیستمی نگهداشت خاک بر اساس مدل GWR در سال ۲۰۰۰، مراتع به دلیل پوشش گیاهی طبیعی، بیشترین خدمت اجتناب از فرسایش را داشتند، درحالی که کمترین مقدار در مناطق انسان ساخت مشاهده شد. در سال ۲۰۲۳، با گسترش مناطق انسان ساخت و کاهش پوشش های طبیعی، توان اکوسیستم برای مهار فرسایش کاهش یافت. در مقابل، برخی کاربری ها مانند باغات و اراضی کشاورزی با پوشش گیاهی متراکم یا مدیریت مناسب، عملکرد بهتری نشان دادند. همچنین، در این سال کمترین مقادیر ابتدا در نواحی دارای پوشش ابر و منابع آبی و سپس در مناطق انسان ساخت ثبت شد. مقایسه دو دوره، افزایش ناهمگنی و ناپایداری فضایی خدمت نگهداشت خاک را در سال ۲۰۲۳ نشان می دهد (شکل ۶). در خصوص خدمت اجتناب از حمل رسوب نیز، در سال ۲۰۰۰ کمترین مقدار در مراتع و بیشترین مقدار در نواحی دارای پوشش ابر و منابع آبی مشاهده شد که احتمال بروز مقادیر غیرواقعی در آنها وجود دارد. در سال ۲۰۲۳، باغات کمترین و نواحی سوزنی برگ در شیب زیاد بیشترین مقدار را داشتند. الگوی فضایی در این سال نسبت به ۲۰۰۰ یکنواخت تر شده که نشان دهنده تأثیر کاهش پوشش های گیاهی است (شکل ۷) (در شکل های ۶ و ۷، به منظور تسهیل درک مقادیر، تمامی اعداد بر ۱۰۰۰ تقسیم شده اند).



نتایج مدل GWR نشان می‌دهد که رابطه فضایی بین درصد کاربری اراضی و خدمت اکوسیستمی اجتناب از فرسایش در هر دو سال با دقت بالایی تبیین شده است؛ به گونه‌ای که مقادیر بالای ضریب تعیین (R^2) و کاهش معیار

اطلاعات آکائیک اصلاح شده (AICc) در سال ۲۰۲۳ نسبت به ۲۰۰۰، بیانگر بهبود برازش مدل در شرایط همگن تر است، اما این بهبود آماری به معنای بهبود شرایط اکولوژیکی نیست، زیرا کاهش پوشش های طبیعی و گسترش مناطق انسان ساخت منجر به افت عملکرد اکوسیستم در جلوگیری از فرسایش خاک شده است. همچنین، نتایج مدل GWR برای خدمت اکوسیستمی اجتناب از حمل رسوب در سال های ۲۰۰۰ و ۲۰۲۳ رابطه ای قوی بین درصد کاربری اراضی و این خدمت نشان می دهد؛ ضریب تعیین (R^2) در هر دو سال بالا بود، اما کاهش ضریب تعیین تنظیم شده همراه با افزایش مجموع مربعات باقی مانده و انحراف معیار مدل در سال ۲۰۲۳ نشان دهنده کاهش دقت پیش بینی و افزایش خطاهاست که ناشی از تغییرات کاربری اراضی و کاهش پوشش های طبیعی، به ویژه گسترش مناطق شهری است. تعداد همسایه ها در این تحلیل برای سال های ۲۰۰۰ و ۲۰۲۳ متفاوت بود که به دلیل استفاده از مدل پهنه تطبیقی^۱ است که تعداد همسایه ها را بر اساس ساختار فضایی و تراکم داده ها به طور خود کار تعیین می کند؛ به طور کلی، نتایج مؤید نقش مؤثر نوع کاربری اراضی در تبیین الگوهای فضایی خدمات نگهداشت خاک است (جدول ۶).

جدول ۶: نتایج رابطه فضایی کاربری اراضی با خدمات اکوسیستمی اجتناب از فرسایش و حمل رسوب

نام متغیر ^۲	اجتناب از فرسایش ۲۰۰۰	اجتناب از فرسایش ۲۰۲۳	اجتناب از حمل ۲۰۰۰	اجتناب از حمل ۲۰۲۳
تعداد همسایه ها ^۳	۴	۵	۴	۵
مجموع مربعات باقی مانده ^۴	۷۶۰۵۰۰۲۳۴۴۰۲	۴۱۶۴۶۵۶۸۱۰۱۵	۹۶۸۰۲۱۳۴۸۰/۱۱۰۰۰۱	۱۴۴۲۶۹۲۹۰۸۳۵
تعداد مؤثر داده ^۵	۵/۲۷۸۳۴۵	۴/۶۰۹۷۴۳	۵/۲۷۸۳۴۵	۴/۶۰۹۷۴۳
انحراف معیار مدل ^۶	۱۰۲۶۵۶۱/۲۴۷۳۵	۵۴۷۳۲۰/۸۶۸۰۳۴	۱۱۵۸۱۸/۴۲۵۶۱۲	۳۲۲۱۳۶/۰۶۲۵۶۳
معیار اطلاعات آکائیک اصلاح شده ^۷	۹۱/۴۶۱۶۳۵	-۱۰۵/۱۴۰۳۶۳	۶۵/۲۷۸۲۸۱	-۱۱۱/۵۰۱۰۹۷
ضریب تعیین مدل ^۸	۰/۹۹۸۱۷۲	۰/۹۹۸۸۴۳	۰/۹۹۹۲۷۷	۰/۹۹۰۴۰۹
ضریب تعیین تنظیم شده ^۹	۰/۹۸۷۳۳۵	۰/۹۹۵۸۳۸	۰/۹۹۴۹۹۲	۰/۹۶۵۵۰۷
متغیر وابسته ^{۱۰}	اجتناب از فرسایش و حمل رسوب			
متغیر توضیحی ^{۱۱}	درصد کاربری اراضی			

۴- بحث و نتیجه گیری

در سطح جهانی، تغییرات کاربری/پوشش اراضی یکی از مهم ترین عوامل مؤثر بر خدمات اکوسیستمی، به ویژه در زمینه نگهداشت خاک و کنترل رسوب، محسوب می شود. مطالعه تغییرات کاربری اراضی و تأثیر آن بر خدمات اکوسیستمی حوضه لواسانات (۲۰۰۰-۲۰۲۳) با استفاده از تصاویر ماهواره ای، مدل InVEST-SDR و رگرسیون وزنی جغرافیایی انجام شد. نتایج نشان داد سطح اراضی سبز شامل مراتع، درختان سوزنی برگ، باغات و اراضی کشاورزی حدود ۱۵۲ کیلومتر مربع (۱۵/۴ درصد) کاهش یافته و به مناطق انسان ساخت تبدیل شده است. این تغییرات باعث افزایش ۵۶/۱۴ درصدی پتانسیل اتلاف خاک، کاهش ۱۰/۳۲ درصدی شاخص اجتناب از فرسایش و افزایش ۲۳/۳۱

¹. Adaptive bandwidth². Varname³. Neighbors⁴. Residual Squires⁵. Effective Number⁶. Sigma⁷. AICc⁸. R^2 ⁹. Adjusted R^2 ¹⁰. Dependent Field¹¹. Explanatory Field

درصدی شاخص اجتناب از حمل رسوب شد. تحلیل مدل GWR نشان داد که در سال ۲۰۰۰ مراتع بیشترین مقاومت در برابر فرسایش و کمترین اجتناب از حمل رسوب را داشتند، اما در ۲۰۲۳ این الگوها تضعیف و یکنواخت‌تر شد. باغات و اراضی کشاورزی بهبود مقاومت نشان دادند، در حالی که منابع آبی و مناطق انسان‌ساخت کمترین مقاومت را داشتند. افزایش ضریب تعیین و کاهش AICc در ۲۰۲۳ بهبود برازش مدل را نشان داد، اما افزایش خطاها کاهش پایداری اکوسیستم را تایید می‌کند. نتایج نقش مهم کاربری اراضی در نگهداشت خاک را برجسته می‌کند.

به‌عنوان مثال، Sun و همکاران (۲۰۲۲) در مطالعه‌ای شبیه‌سازی شهری و روابط اکوسیستم‌ها را بررسی کردند و نشان دادند تغییرات پوشش اراضی خدمات اکوسیستم را کاهش و فرسایش خاک را افزایش می‌دهد. Filchev & Koley (۲۰۲۳) نیز کاهش مقاومت خاک در برابر فرسایش را ناشی از تغییرات کاربری اراضی گزارش کردند. Yang و همکاران (۲۰۲۳) تغییرات پوشش اراضی و تأثیر آن بر خدمات اکوسیستم در جنوب غربی چین را بررسی کردند و افزایش فرسایش خاک را مرتبط دانستند. Mwanga و همکاران (۲۰۲۴) در غنا از افزایش قابل توجه از دست رفتن خاک در زمین‌های کشاورزی حوضه آبخیز بوتانگا خبر دادند که ۵۶/۱۶ درصد رسوب منطقه را صادر می‌کند. این یافته‌ها نشان‌دهنده افزایش فرسایش و انباشت رسوب ناشی از تغییرات کاربری اراضی در مناطق مختلف است.

مدل InVEST فقط فرسایش ناشی از بارندگی سطحی را بررسی می‌کند و انواع دیگر فرسایش مثل رانش زمین و فرسایش کناره رودخانه‌ای را در نظر نمی‌گیرد؛ همچنین در مناطق خشک فرسایش را صفر فرض می‌کند. (Natural Capital Project, 2023). نتایج نشان داد تغییرات گسترده کاربری/پوشش اراضی حوضه لواسانات طی بیش از دو دهه اخیر با کاهش پوشش گیاهی و افزایش مناطق انسان‌ساخت، موجب کاهش کارایی خدمات نگهداشت خاک و افزایش فرسایش شده است. تحلیل فضایی مدل GWR، ارتباط قوی و مکانی بین نوع کاربری اراضی و عملکرد خدمات اکوسیستم را تأیید کرد و بر اهمیت حفظ پوشش گیاهی و مدیریت پایدار اراضی برای کنترل فرسایش تأکید نمود. با توجه به ارزش اکولوژیکی و حساسیت منطقه، حفاظت از پوشش گیاهی و تدوین سیاست‌های توسعه پایدار باید در اولویت قرار گیرد. یافته‌های این مطالعه می‌تواند به عنوان راهنمایی ارزشمند برای برنامه‌ریزان و سیاست‌گذاران محیط زیستی جهت بهبود استراتژی‌های مدیریت خاک و توسعه پایدار مورد استفاده قرار گیرد. همچنین پیشنهاد می‌شود پژوهش‌های آینده به بررسی تأثیر روش‌های مدیریتی، مدل‌سازی ترکیبی InVEST با مدل‌های هیدرولوژیکی، تغییرات اقلیمی و تحلیل‌های اجتماعی-اقتصادی بپردازد تا درک جامع‌تری از روندهای فرسایش و خدمات اکوسیستم حاصل شود.

سپاسگزاری

این مقاله با کمک سازمان هواشناسی کشور انجام گرفته است و نویسندگان بر خود لازم دانستند که از این سازمان تشکر و قدردانی نمایند.

منابع

1. Adelisardou, F., Mederly, P., & Minikina, T. (2023). Assessment of soil- and water-related ecosystem services with coupling the factors of climate and land-use change (Example of the Nitra region, Slovakia). *Environmental Geochemistry and Health*, 45(8), 6605–6620. <https://doi.org/10.1007/s10653-023-01656-y>.
2. Anikwe, M. A. N., & Ife, K. (2023). The role of soil ecosystem services in the circular bioeconomy. *Frontiers in Soil Science*, 3. <https://doi.org/10.3389/fsoil.2023.1209100>.
3. Cadel, M., Cousin, I., & Therond, O. (2023). Relationships between soil ecosystem services in temperate annual field crops: A systematic review. *Science of The Total Environment*, 902, 165930. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165930>.
4. Carollo, F. G., Ferro, V., & Serio, M. A. (2018). Predicting rainfall erosivity by momentum and kinetic energy in Mediterranean environment. *Journal of Hydrology*, 560, 173–183. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.03.026>.
5. Chamani, R., Mostafaei Yonjali, S., & Sadeghi, S. H. R. (2023). Role of Biological Measures in Soil Erosion Processes using InVEST Model in the Sharghong Watershed, South Khorasan, Iran. *Journal of Water and Soil Resources Conservation*, 13(2), 95–108. <https://civilica.com/doc/1830825> (In Persian).
6. Chang, X., Chen, H., Li, J., Fei, X., Xu, H., & Xiao, R. (2024). Travel characteristics of urban residents based on taxi trajectories in China: Beijing, Shanghai, Shenzhen, and Wuhan. *Sustainability*, 16(7), 2694. <https://doi.org/10.3390/su16072694>.
7. Chatterjee, S., Krishna, A.P., Sharma, A.P. (2013). Geospatial assessment of soil erosion vulnerability at watershed level in some sections of the Upper Subarnarekha river basin, Jharkhand, India. *Environmental Earth Sciences*, 71(1), 357–374. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2439-3>.
8. da Gama, J. (2023). The role of soils in sustainability, climate change, and ecosystem services: challenges and opportunities. *Ecologies*, 4(3), 552–567. <https://doi.org/10.3390/ecologies4030036>.
9. Deeb, M., Groffman, P. M., Blouin, M., Egendorf, S. P., Vergnes, A., Vasenev, V., Cao, D. L., Walsh, D., Morin, T., & Séré, G. (2020). Using constructed soils for green infrastructure – challenges and limitations. *SOIL*, 6(2), 413–434. <https://doi.org/10.5194/soil-6-413-2020>.
10. Definens. (2015). *eCognition Developer 9.01* [Computer software]. Trimble. <https://www.trimble.com>.
11. Erfanian, M., Hosseinkhah, M., & Alijanpour, A. (2013). Introduction to Ordinary Least Squares (OLS) and Geographically Weighted Regression (GWR) Methods in Spatial Modeling of Land Use Effects on Water Quality. *Extension and Development of Watershed Management*, 1(1). (In Persian).
12. ESRI. (2021). *ArcMap (Version 10.8.2)* [Computer software]. Environmental Systems Research Institute. <https://www.esri.com>.
13. FAO & IIASA. (2023). *Harmonized World Soil Database version 2.0*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <https://www.fao.org/soils-portal/data-hub/soil-maps-and-databases/harmonized-world-soil-database-v20/en>.
14. FAO & IIASA. (2023 a). *Harmonized World Soil Database version 2.0*. Food and Agriculture Organization of the United Nations and International Institute for Applied Systems Analysis. <https://doi.org/10.4060/cc3823en>.
15. Filchev, L., & Kolev, V. (2023). Assessing of soil erosion risk through geoinformation sciences and remote sensing – a review. *arXiv preprint arXiv*. <https://arxiv.org/abs/2310.08430>.
16. Gbodjo, Y. J. E., Ienco, D., Leroux, L., Interdonato, R., Gaetano, R., & Ndao, B. (2020). Object-based multi-temporal and multi-source land cover mapping leveraging hierarchical class relationships. *Remote Sensing*, 12(17), 2814. <https://doi.org/10.3390/rs12172814>.
17. Hermassi, T., El Ammami, H., & Ben, K. W. (2017). Impact of anthropogenic activities on erosive behavior of Nebhana Watershed, Tunisia. In M. Ouassar, Gabriels, D., Tsunekawa, A., Evett (Eds.), *Water and land security in drylands* (pp. 15–26). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-54021-4_17.

18. Hou, D. (2023). Soil health and ecosystem services. *Soil Use and Management*. <https://doi.org/10.1111/sum.12945>.
19. IRIMO. (2024). Annual precipitation data (1990–2023). Iran Meteorological Organization. <https://www.irimo.ir>.
20. Jahandari, J., Hejazi, R., Jozi, S. A., & Moradi, A. (2022). Application of InVEST water supply ecosystem service model to predict water erosion in Bandar Abbas Basin. *Quarterly Journal of Environmental Erosion Research* 12(4), 101–123. <http://dorl.net/dor/20.1001.1.22517812.1401.12.4.5.6> (In Persian).
21. Li, N., Zhang, Y., Wang, T., Li, J., Yang, J. & Luo, M. (2022). Have anthropogenic factors mitigated or intensified soil erosion over the past three decades in South China? *Journal of Environmental Management*, 302, 114093. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114093>.
22. Marques, S. M., Campos, F.S., David, J., & Cabral, P. (2021). Modelling sediment retention services and soil erosion changes in Portugal: A spatio-temporal approach. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 10(4), 262. <https://doi.org/10.3390/ijgi10040262>.
23. MEA. (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis*. Millennium Ecosystem Assessment.
24. Mwanga, E. W., Shaibu, A.-G., & Issaka, Z. (2024). Influence of long-term land use and land cover (LULC) changes on soil loss, sediment export, and deposition in the ungauged Bontanga watershed. *H2Open Journal*, 7(1), 93–113. <https://doi.org/10.2166/h2oj.2024.088>.
25. Natural Capital Project. (2020). InVEST Data (Version 3.9) [Data set]. <http://releases.naturalcapitalproject.org/?prefix=invest/3.9.0/data>.
26. Natural Capital Project. (2023). InVEST (Version 3.14.1) [Computer software]. Natural Capital Project. <https://naturalcapitalproject.stanford.edu/invest>.
27. Renard, K. G., Foster, G. R., Weesies, G. A., McCool, D. K., & Yoder, D. C. (1997). *Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. United States Department of Agriculture.
28. Roose, E. (1977). *Erosion et ruissellement en Afrique de l'Ouest, vingt années de mesures en parcelles expérimentales*. ORSTOM.
29. Sadeghi, S. H., & Tavangar, S. (2015). Development of stational models for estimation of rainfall erosivity factor in different timescales. *Natural Hazards*, 77(1), 429–443. <https://doi.org/10.1007/s11069-015-1608-y>.
30. Sharma, S., Kumar, A., & Pandey, A. (2023). Soil erosion in relation to land use/land cover change in the Dehar watershed, Himachal Himalaya, North India. *Frontiers in Forests and Global Change*, 6. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2023.1124677>.
31. Sharp, R., Douglass, J., Wolny, S., Arkema, K., Bernhardt, J., Bierbower, W., Chaumont, N., Denu, D., Fisher, D., Glowinski, K., & Griffin, R. (2020). *InVEST 3.8.7 User's Guide*. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund.
32. Stoorvogel, J. J., & Mulder, V. L. (2021). A comparison, validation, and evaluation of the S-world global soil property database. *Land*, 10(5), 544. <https://doi.org/10.3390/land10050544>.
33. Sun, Y., Liu, D., & Wang, P. (2022). Urban simulation incorporating coordination relationships of multiple ecosystem services. *Sustainable Cities and Society*, 76(2), 103432. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2021.103432>.
34. Tamire, C., Elias, E., & Argaw, M. (2022). Spatiotemporal dynamics of soil loss and sediment export in Upper Bilate River Catchment (UBRC), Central Rift Valley of Ethiopia. *Heliyon*, 8(11). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e11220>.
35. USGS. (2014). *Shuttle radar topography mission (SRTM) 1 arc-second global digital elevation model (DEM)*. United States Geological Survey. <https://earthexplorer.usgs.gov>.
36. USGS. (2022). Landsat Collection-2 Level-2 science products. <https://www.usgs.gov/landsat-missions/landsat-collection-2-level-2-science-products>.
37. Wischmeier, W. H., & Smith, D.D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning* (Agricultural Handbook No. 537). United States Department of Agriculture.
38. WRM. (2023). *Watersheds of Iran* [Shapefile]. Water Resources Management of Iran. <https://data.wrm.ir>.

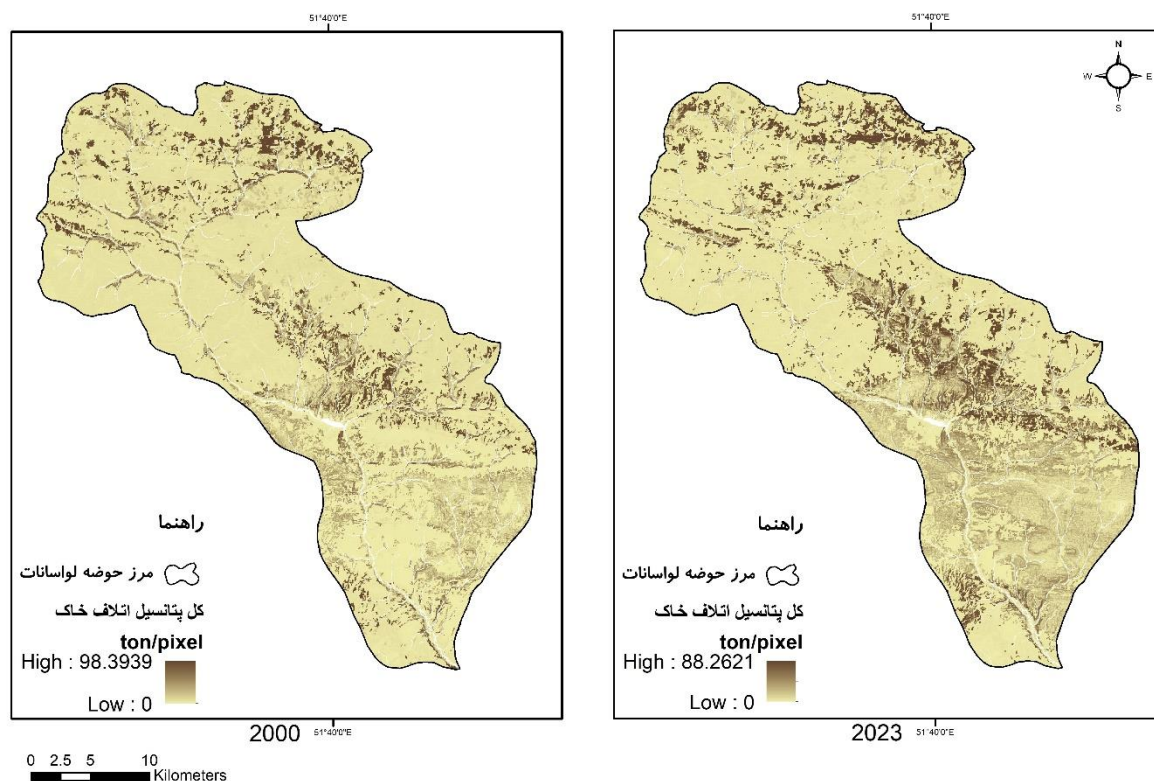
39. Yang, J., Zhai, D. L., Fang, Z., Alatalo, J. M., Yao, Z., Yang, W., Su, Y., Bai, Y., Zhao, G., & Xu, J. (2023). Changes in and driving forces of ecosystem services in tropical southwestern China. *Ecological Indicators*, 149, 110180. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110180>.
40. Zabihi, M., Moradi, H. R., Khaledi Darvishan, A., & Gholamalifard, M. (2021). Application of InVEST ecosystem services model to prioritize sub-watersheds of Talar in terms of soil erosion, sediment retention and yield. *Environmental Science and Water Engineering*, 7(2), 293–303. <https://doi.org/10.22034/jewe.2020.257980.1470> (In Persian).

پیوست‌ها

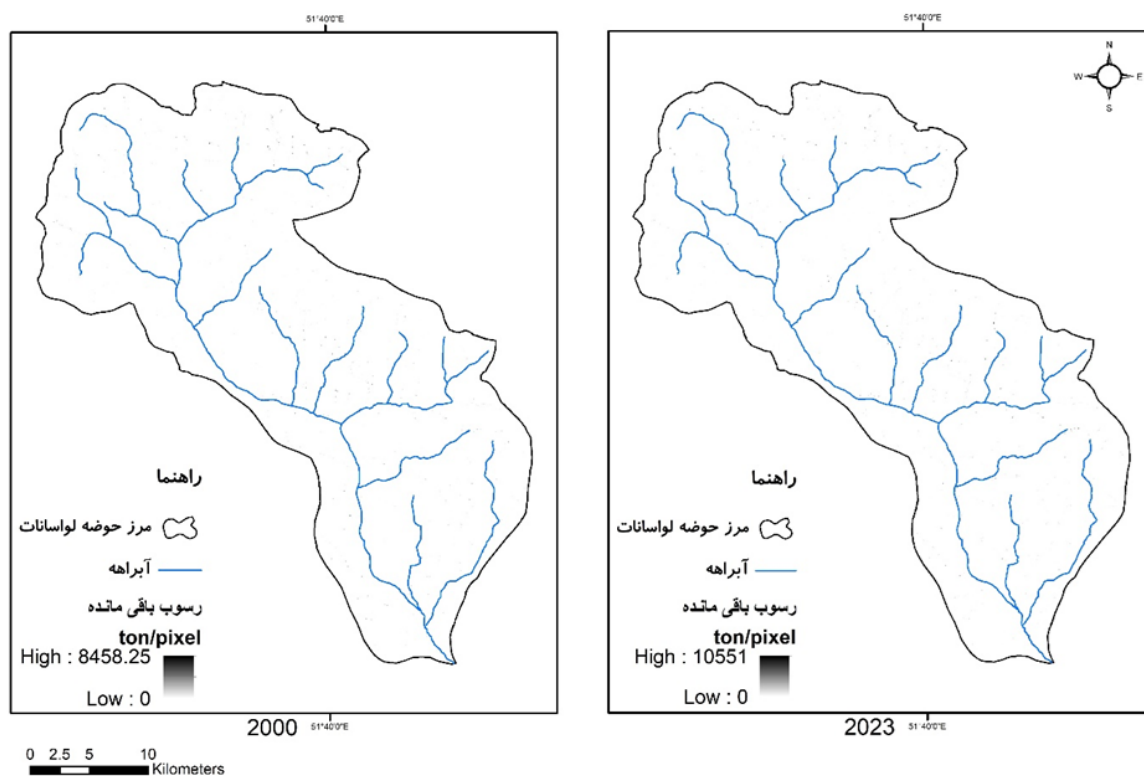
تحلیل نقشه‌های مختلف اتلاف خاک، رسوب و فرسایش در بازه زمانی ۲۰۰۰ تا ۲۰۲۳ نشان می‌دهد که در کل پتانسیل اتلاف خاک، با وجود کاهش حداکثر مقدار از ۹۸ تن به ۸۸ تن در هر پیکسل (ابعاد هر پیکسل در این مطالعه برابر $۲۷/۹۸ \times ۲۷/۹۸$ متر)، تعداد پیکسل‌هایی که در محدوده حداکثری قرار دارند، افزایش یافته که نشان‌دهنده گسترش مناطق با پتانسیل بالای اتلاف خاک در سطح حوضه است (شکل پیوست ۱).

در رسوب باقی‌مانده، حد بالای رسوب در هر پیکسل از ۸۴۵۸ تن در سال ۲۰۰۰ به ۱۰۵۵۱ تن در سال ۲۰۲۳ افزایش یافته، این روند نشان‌دهنده افزایش کلی رسوبگذاری در سطح حوضه است (شکل پیوست ۲).

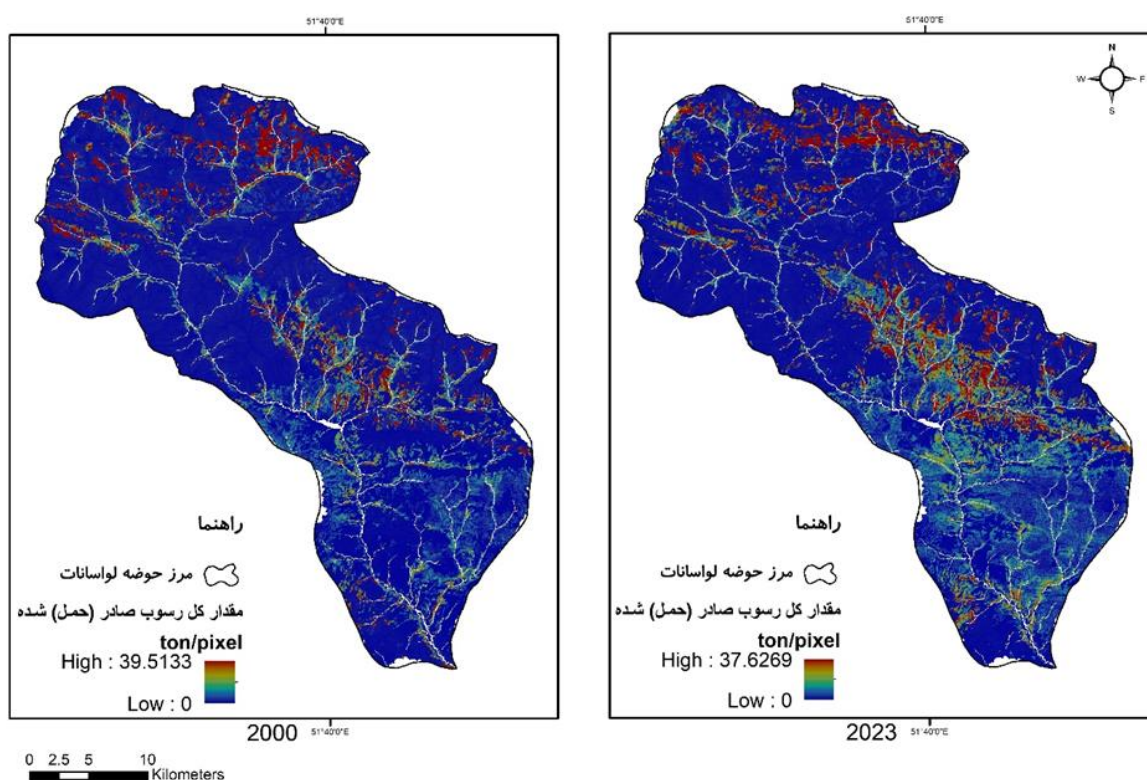
مقدار کل رسوب حمل شده (یا صادر شده)، هرچند حداکثر مقدار آن از ۳۹ به ۳۷ تن در پیکسل کاهش یافته، تعداد پیکسل‌هایی که در محدوده مقادیر حداکثری قرار دارند افزایش یافته است، که نشان‌دهنده کاهش شدت در هر پیکسل و گسترش مناطق تحت تأثیر است (شکل پیوست ۳).



شکل پیوست ۱: نقشه‌های کل پتانسیل اتلاف خاک



شکل پیوست ۲: نقشه های رسوب باقی مانده



شکل پیوست ۳: نقشه های مقدار کل رسوب صادر (حمل) شده