Validation of land-use contributions to sediment yield using virtual sediment samples in the Alvand Basin, Kermanshah Province

Parvin Roshannekoo [a], Kazem Nosrati [b*] , Reza Dehbandi

[a] *PhD student, Department of Physical Geography, Faculty of Earth sceince Science, University of Shaheid Beheshti, Tehran, Iran.*
[b] *Professor, Department of Physical Geography, Earth sceince Science, University of Shaheid Beheshti, Tehran, Iran.*
[c] *Assistant Professor, Department of Chemical Engineering, University of Science and Technology of Mazandaran, Behshahr, Iran.*

Research Full Paper
Article History (Received: 2024/11/11 Accepted: 2024/11/28)

Extended abstract

1- Introduction

Soil erosion is a serious environmental issue. This issue is especially significant when it comes the use and management of land. It is a complex and dynamic phenomenon that has detrimental effects on the physical, chemical, and biological properties—or the quality—of soil and, water while being strongly influenced by soil characteristics, land use, and land management practices. Sediments originate from different parts of the watershed, and the spatial-temporal variability in the contribution of sources (land use, geology, and topography) to sediment yield is related to the localized and dynamic nature of erosion processes. The purpose of sediment transfer studies is often to identify the sediment source, its ultimate fate, and the sediment transport process within the watershed. However, many variables, such as climate, vegetation cover, topography, soil type, and human interventions, can affect the dynamics of source distribution, the fate of suspended sediment, and the sediment transport process in rivers. Therefore, modeling and predicting sediment sources is complex and uncertain due to the variability of environmental factors. Quantifying and identifying sediment sources and associated pollutants is a critical step in soil and water management. Consequently, quantifying soil erosion and sediment production using conventional techniques is challenging, time-consuming, and costly.

In recent decades, sediment fingerprinting has been developed to address this problem and has been successfully employed as a powerful tool in sediment and pollutant source tracing studies. Over the past 20 years, sediment fingerprinting has emerged as an essential approach to quantifying the relative contributions of different land use sources to organic matter loads in waterways. Using multiple source group classifications (e.g., agricultural land, pasture, forest, wetlands) can lead to better spatial differentiation of sediment sources, with each source needing to be robustly distinguished by at least one tracer. Currently, examining soil erosion mechanisms and weathering processes is essential to help prevent soil degradation in the region. The weathering process is one of the primary mechanisms controlling the cycling of materials on the Earth's surface and involves a combination of physical processes and chemical reactions that transform primary minerals into more stable forms. Weathering indices are based on the elemental composition of rocks and soils. Most of these indices are molecular ratios and weight percentages among different groups of major oxides. Therefore, weathering indices have the potential to provide useful tracers for identifying and allocating sediment sources, as they reflect the susceptibility of potential source areas to erosion driven by interactions among climate, geology, soil science, tectonic processes, vegetation cover, and human activities. Accordingly, the main aim of this study is to examine the role of different land uses in sediment production in the Alvand watershed, using geochemical properties and weathering indices as tracers and applying the Bayesian mixing model MixSIR.

2- Materials and methods

The study area in this research includes the Alvand watershed, located in the southwest of Kermanshah province. The study area ranges between latitudes 33 degrees 57 minutes to 34 degrees 34 minutes and longitudes 45 degrees 32 minutes to 46 degrees 28 minutes, situated between the Tigris and Iran Plateau. The four main

* **Corresponding Author:** k_nosrati@asbu.ac.ir

[DOI: 10.61186/jeer.14.4.62]

sub-catchments of the Alvand watershed include Chelh-Gilan Gharb, Koferavor-Sagan, Sar Pol Zohab, and Qasr-e Shirin. Due to the vastness of the Alvand watershed, this study focused on the Sar Pol Zohab sub-catchment, which includes three sub-catchments: Qale Shahin, Reijab, and Patagh. This watershed, with an area of 1671.93 square kilometers, follows the general direction of the Zagros, running from northwest to southeast. Its maximum elevation is 2474 meters, and its minimum elevation is 486 meters at the watershed outlet. The study area has a Mediterranean climate with a rainy season corresponding to the cold season. The average annual precipitation in the watershed is about 600 millimeters, with an average annual temperature of 13 degrees Celsius. Generally, in the eastern mountainous regions of the watershed, there is more precipitation and lower temperatures, while in the lower western regions, precipitation is less and temperatures are higher.

Sampling is done in two ways, one based on sediment sources and the other based on the target sediment or basin output. In other words, in sediment provenance, samples should be taken from sediment sources and sediment outputs. All sediment and source samples were dried at 60 degrees for 24 hours. They were sieved using a sieve smaller than 125 micrometers. XRF analysis was performed on 36 sediment samples. 20 grams of each sample were taken for this purpose, and the concentrations of important geochemical elements, including Al, Ca, Fe, K, Na, Mg, Si, Ti, P, and LOI, were measured using X-ray fluorescence (XRF) equipment. In order to assess the efficiency of weathering indices computable using the measured geochemical elements, 42 air pollution indices (Table 1) were calculated to provide useful tracers for inclusion in sediment provenance. All elements were converted to oxide percentages, and then the molecular weights of the oxide forms were calculated using molar mass.

For investigating the proportion of each source of sediment in a tributary, three main steps were used. First, the non-conservative behavior of tracers and a mass conservation test were performed. Second, a two-stage statistical procedure identified the optimum set of source material properties to use as composite fingerprints. The abilities of individual properties to discriminate among sources were tested via the Kruskal-Wallis rank sum test, and those properties that return a P value >0.05 were excluded. Then, a stepwise discriminant function analysis (DFA) was performed to determine the proportion of samples that were accurately classified into the correct source groups. Third, the mixture sampling-Importance-Resampling (Mix SIR) Bayesian model was used to estimate source proportion.

Modeling source proportions using statistically validated composite tracers was assessed through virtual sediment samples with known source contributions (Haddadchi et al., 2014). Specifically, model predictions were evaluated for land-use sediment source proportions using 14 sets of virtual sediment mixtures. To generate these virtual sediment samples, known source proportions (details of the source proportions used in the virtual samples are provided in Table 5) were multiplied by selected tracer values, which serve as composite tracer components. The resulting values were then used as inputs for the un-mixing model. The predicted source proportions were subsequently compared with the actual proportions to evaluate the accuracy of the Bayesian model's predictions. The results from the virtual sediment sample tests were assessed using root mean square error (RMSE), mean absolute error (MAE), and the index of agreement (d).

3- Results

The results of the standard Bracket test indicated that 10 tracers (WIP, ALK, MWPI, IR, WI-1, Chittleborough, ST, SF, CIW, LOI) were non-conservative and were thus excluded from further analysis in different erosional land-use units. To select tracers, the Kruskal-Wallis test was initially applied. Out of 9 geochemical elements and 42 weathering indices used as tracers, the element sodium (Na) and the weathering index (FENG) were found effective in differentiating sediment units.

Comparing the known contributions of sediment sources to the estimated contributions across different land uses (rainfed cultivation, irrigated cultivation, and pasture) using virtual sediment mixtures demonstrated that the root mean square error (RMSE) ranged from 4.2% to 35.5%, the mean absolute error (MAE) ranged from 3.9% to 30.7%, and the index of agreement (d) ranged from 0.060 to 0.907. The overall mean RMSE, MAE, and d for spatial predictions generated using virtual mixtures were 19.6%, 17.5%, and 0.711, respectively.

4- Discussion & Conclusions

In this study, land use was considered as sediment sources, the samples collected from various land uses can serve as indicators of different geomorphological processes (erosion and sedimentation), geological changes, and more. This may explain why the optimal combination of tracers aligns with findings from other studies. It is important to remember that source estimates are scale-dependent, as they may vary across sampling sites along a channel network. Regarding land use in the studied watershed, irrigated agriculture is more prevalent than other cultivation methods. However, rainfed cultivation, due to improper land use practices and poor agricultural

[DOI: 10.61186/jeer.14.4.62]

methods (such as plowing along the slope), contributes the most to erosion and sediment production. This research comprehensively examines weathering indices in various land uses as sediment sources within the Alvand watershed, assessing 42 indices as new tracers, in contrast to previous studies (Derakhshan et al., 2024; Mohammadi Rayegani et al., 2019) that evaluated only a limited number of weathering indices. Geochemical properties of soil generally differentiate the surface soil based on weathering differences, which are also influenced by land use and management practices. With the high erosion rates (Derakhshan Babaei et al., 2020), approximately three-quarters of the nine geochemical elements and 42 weathering indices initially listed passed the two range-based bracket tests.

This study investigates the contributions of sediment sources from various land uses based on sediment fingerprinting techniques, using weathering indices along with geochemical elements as tracers to identify and quantify the contribution of each source to sediment yield in the Alvand watershed. A total of 28 soil samples were collected from different land uses (irrigated cultivation, rainfed cultivation, and pasture) to quantify each land use's contribution using sediment fingerprinting. The results indicate that although rainfed lands cover the smallest area, they appear to produce the highest sediment yield at 53.7%, likely due to poor agricultural practices. Among the 9 geochemical elements and 42 weathering indices analyzed, the chemical element Na and the weathering index FENG were identified as the best tracers, with the strongest differentiation power for sediment sources. These findings suggest that poor land management practices, such as slope-based plowing, cultivation on steep slopes, and improper methods of preparing the land for re-cultivation, are influential factors in erosion and sediment production, which was also observed during field surveys in the study area.

Key Words: Sediment fingerprinting, land use types, Bayesian model, Alvand watershed, virtual sediment mixtures.

Cite this article: Roshannekoo, P., Nosrati, K., & Dehbandi, R. (2025). Validation of land-use contributions to sediment yield using virtual sediment samples in the Alvand Basin, Kermanshah Province. *Journal of Environmental Erosion Research*. 2025; 13 (4) :62-79. http//doi.org/

© The Author(s).
DOI: http//doi.org/
Published by Hormozgan University Press.
URL:http://magazine.hormozgan.ac.ir

[DOI: 10.61186/jeer.14.4.62]

اعتبار سنجی سهم انواع کاربری اراضی در تولید رسوب با استفاده از نمونه‌های رسوب مجازی در حوضه آبخیز الوند، استان کرمانشاه

پروین روشن نکو: دانشجوی دکتری، گروه جغرافیای طبیعی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران.
کاظم نصرتی*: *استاد، گروه جغرافیای طبیعی، دانشکده دانشکده علوم زمین، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران.*
رضا دهبندی: ***استادیار،*** *گروه مهندسی شیمی دانشگاه علم و فناوری مازندران، بهشهر، ایران*

نوع مقاله: پژوهشی
تاریخچهٔ مقاله (تاریخ دریافت: ۱۴۰۳/۰۸/۲۱ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۳/۰۹/۰۸)
DOI: http//doi.org/

چکیده

از بین رفتن خاک سطحی حاصلخیز یکی از مشکلات اصلی تخریب خاک در اکوسیستم‌های کشاورزی در سراسر جهان است. شناسایی سهم منابع رسوب برای درک موثر فرآیندهای فرسایش خاک، اتخاذ اقدامات مدیریتی مناسب و بهینه‌سازی استراتژی‌های حفاظت از خاک مهم است. در حال حاضر، تکنیک منشأیابی رسوب به‌طور گسترده‌ای در سطح جهان برای ارزیابی سهم منابع رسوب مورد توجه قرار گرفته است. هدف از این پژوهش تعیین سهم انواع کاربری اراضی در تولید رسوب حوضه آبخیز الوند در استان کرمانشاه و اعتبارسنجی آن با استفاده از نمونه های رسوب مجازی بود. ابتدا ۲۸ نمونه از کاربری‌های مختلف؛ کشت آبی (۱۰ نمونه) کشت دیم (۸ نمونه) و مراتع (۱۰ نمونه) و ۱۰ نمونه از خروجی حوضه اصلی به عنوان رسوب هدف نمونه‌برداری شد. به این منظور ۹ عنصر ژئوشیمیایی با اندازه ذرات کوچکتر از ۱۲۵ میکرون اندازه‌گیری شدند و ۴۲ شاخص هوازدگی بر اساس عناصر ژئوشیمیایی در نمونه‌های رسوب منبع و نمونه‌های رسوب هدف محاسبه شدند. با استفاده از تحلیل آماری کروسکال-والیس و تحلیل آماری تابع تشخیص، عنصر ژئوشیمیایی (Na) و شاخص هوازدگی (FENG) به عنوان ترکیب نهایی از ردیاب‌ها قادر به تفکیک منابع رسوب در منطقه مورد مطالعه، برگزیده شد. روش منشأیابی رسوب براساس مدل بیسین تهیه و درصد سهم هر یک از منابع رسوب مشخص شد. برای سه منبع رسوب یعنی زمین‌های زیر کشت دیم، کشت آبی و مراتع سهم نسبی تولید رسوب هریک به ترتیب ۵۳/۷ ، ۴۳/۹ و ۱/۸ درصد برآورد شد. اعتبار سنجی نتایج با استفاده از نمونه‌های رسوب مجازی بررسی شد که مقدار میانگین خطای RMSE، MAE وdبه ترتیب ۱۹/۶ ، ۱۷/۵ و ۰/۷۱۱ درصد بود. نتایج این پژوهش می‌تولند در انتخاب روش مدیریت درست و هدفمند از طریق شناخت و کنترل فرسایش و کاربری اراضی این منابع متمرکز گردد تا اثرات آن بر روی رسوبات ریزدانه به حداقل برسد.

واژگان کلیدی: منشایابی رسوب، انواع کاربری اراضی، مدل بیسین، حوضه آبخیز الوند، نمونه‌های رسوب مجازی.

[DOI: 10.61186/jeer.14.4.62]

۱ـ مقدمه

خاک‌ها محیط‌های پویایی هستند که تحت تأثیر هوازدگی، شرایط اکولوژیکی، فرسایش و رسوب‌گذاری تکامل یافته‌اند (Egli and Pollard, 2016; Derakhshan Babaei et al., 2020). فرسایش خاک یک مشکل جدی زیست محیطی به ویژه در زمینه کاربری و مدیریت اراضی است. این یک پدیده پیچیده و پویا است که اثرات مخربی بر خواص فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی یا کیفیت خاک و آب دارد، در حالی که به شدت تحت تأثیر ویژگی‌های خاک، کاربری اراضی و شیوه‌های مدیریت زمین است (Mohammadi Raigani et al., 2019; Lee et al., 2020). به عنوان مثال، حدود ۱۲۰ میلیون هکتار از اراضی ایران تحت تأثیر فرسایش خاک با متوسط نرخ تلفات سالانه خاک تقریباً ۲۲.۵ تن در هکتار در سال است (احمدی، ۱۳۷۸). عربخدری و همکاران (۱۳۸۴) نشان دادند که بازده رسوب در حوضه‌های زهکشی ایران بین ۰/۰۴ تا ۲۳/۹۱ تن در هکتار در سال متغیر است. جلالیان، قهاره و کریم زاده (۱۳۷۳) متوسط نرخ تلفات خاک و رسوب سالانه برای کل ایران را به ترتیب تقریباً ۲۵ و ۷.۵ تن در هکتار در هر سال تخمین زدند.

رسوبات از بخش‌های مختلف حوضه سرچشمه می‌گیرند و تغییرات مکانی-زمانی سهم منابع (کاربری اراضی، زمین‌شناسی و توپوگرافی) در میزان رسوب تولیدی به این واقعیت مرتبط است که فرآیندهای فرسایش، محلی و پویا هستند. هدف از مطالعات انتقال رسوب اغلب شناسایی منبع رسوب و سرنوشت نهایی و فرآیند انتقال رسوب در حوضه است. با این حال، بسیاری از متغیرها مانند اقلیم، پوشش گیاهی، توپوگرافی، نوع خاک و مداخلات انسانی می‌توانند بر دینامیک توزیع منابع، سرنوشت رسوب معلق و فرآیند انتقال رسوب در رودخانه‌ها تأثیر بگذارند. بنابراین، مدل‌سازی و پیش‌بینی منابع رسوب به دلیل متغیر بودن عوامل محیطی با پیچیدگی و عدم قطعیت مواجه است. کمی سازی و شناسایی منابع رسوبی و آلاینده‌های مرتبط گامی مهم در مدیریت آب و خاک است (Lizaga et al., 2019). با این حال، کمی سازی فرسایش خاک و رسوب با استفاده از تکنیک‌های مرسوم چالش برانگیز، زمان بر و پرهزینه است. در دهه‌های اخیر، منشأیابی رسوبی برای رفع این مشکل توسعه یافته است و با موفقیت به عنوان یک ابزار قدرتمند در مطالعات منشأیابی رسوب و آلاینده‌ها به کار گرفته شده است (Gaspar et al., 2019).

منشأیابی رسوب در ۲۰ سال گذشته به عنوان یک رویکرد ضروری برای تعیین کمیت سهم نسبی منابع مختلف کاربری اراضی در بار مواد آلی در آبراهه‌ها پدیدار شده است (Elwell et al., 2016; Chen et al., 2017; Glendale et al., 2018. Hancock and Reville, 2013, Liu et al., 2021b). بدین ترتیب، طبقه‌بندی‌های کلی کاربری اراضی (به عنوان مثال، پوشش اراضی کشاورزی، پوشش اراضی طبیعی) امکان تعیین منشاء دقیق رسوب و در نتیجه اتخاذ راهبردهای مدیریتی هدفمند را فراهم نمی‌کند (Owens et al., 2016). استفاده از طبقه‌بندی‌های گروهی چندگانه منشاء (مانند اراضی کشاورزی، مرتع، جنگل، باتلاق) می‌تواند منجر به تفکیک مکانی بهتری از منشاء رسوب شود، با این حال، هر یک از منابع باید با حداقل یک ردیاب به طور قوی تفکیک شوند (Collins et al., 2020; Polley and Collins, 2018). در حال حاضر، بررسی مکانیسم فرسایش خاک و فرآیند هوازدگی برای کمک به جلوگیری از تخریب خاک در منطقه ضروری است. فرآیند هوازدگی یکی از مکانیسم‌های اولیه‌ای است که چرخه مواد در سطح زمین را کنترل نموده و ترکیبی از فرآیندهای فیزیکی و واکنش‌های شیمیایی است که کانی‌های اولیه را به شکل‌های پایدارتر تبدیل می‌کند (یوسفی فرد و همکاران ۱۳۹۲). شاخص‌های هوازدگی بر اساس ترکیب عناصر سنگ و خاک بنا شده‌اند. بیشتر این شاخص‌ها نسبت مولکولی و درصد وزنی بین گروه‌های متفاوت اکسیدهای اصلی است (Price and Wilbel, 2003) هوازدگی شیمیایی یکی از رایج‌ترین و مهم‌ترین فرآیندهای زمین‌شناسی در سطح زمین است. این فرآیند در کنترل ترکیب جو و اقلیم زمین نقش اساسی دارد (Goodris et al., 2008). شدت و نوع هوازدگی تحت تأثیر عوامل متعددی از جمله اقلیم (بارش و دما) (Marshall et al., 1988; Wilson, 2004; Hayes et al., 2020)،

[DOI: 10.61186/jeer.14.4.62]

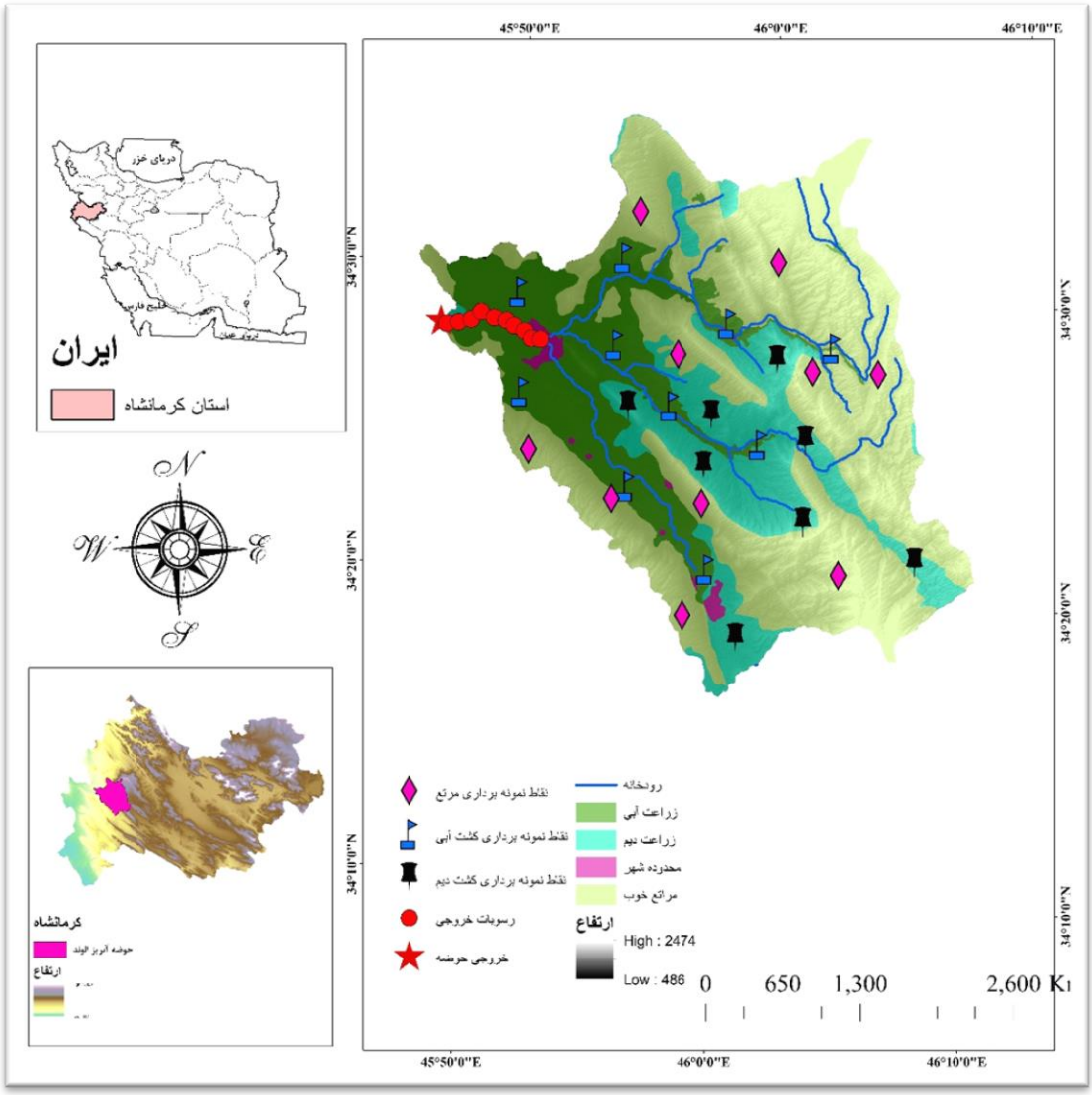
میزان CO2 اتمسفر (Beaulieu et al., 2010; Vinik and Maher, 2018)، سرعت فرسایش، تحولات تکتونیکی، سن رخنمون، وجود و نوع پوشش گیاهی، ژئومورفولوژی و غیره قرار دارد (Cho and Ota, 2022). بنابراین، شواهد باقیمانده از هوازدگی گذشته می‌تواند بینش ارزشمندی در مورد شرایط محیطی گذشته در اختیار ما قرار دهد (Dzumbak and Sheldon, 2022).

شاخص‌های هوازدگی تحت تأثیر ماهیت ماده مورد نظر و اندازه ذرات مربوطه قرار می‌گیرند، اما مهم‌تر از همه، می‌توانند خواص منابع کلیدی را منعکس کنند. به عنوان مثال چن و همکاران (۲۰۲۱)، نشان دادند که مقادیر برآورد شده برای شاخص‌های هوازدگی شیمیایی برای ماسه‌های بادی از بیابان‌های مختلف در شمال چین به طور قابل توجهی متفاوت است. بر این اساس، شاخص‌های هوازدگی پتانسیل ارائه ردیاب‌های مفیدی را برای تشخیص و تخصیص منابع رسوب دارند، زیرا منعکس‌کننده حساسیت مناطق منبع بالقوه به فرسایش ناشی از فعل و انفعالات بین اقلیم، زمین‌شناسی، خاک‌شناسی، فرآیندهای تکتونیکی، پوشش گیاهی و فعالیت‌های انسانی هستند (Negrel et al., 2015; Shao et al., 2012). شاخص‌های هوازدگی شیمیایی رسوبات می‌توانند به عنوان ابزاری برای تخمین شدت هوازدگی در ناحیه سنگ منشأ رسوب و تغییرات آن در پاسخ به تعامل دینامیکی آب و هوا، تکتونیک و تکامل زیستی عمل کنند (پیتر سولار و همکاران،۲۰۲۴). بر این اساس، هدف اصلی این مطالعه، تعیین بررسی نقش کاربری‌های مختلف اراضی در تولید رسوب حوضه آبخیز الوند با استفاده از خواص ژئوشیمیایی و شاخص‌های هوازدگی به عنوان ردیاب، با استفاده از مدل بیسین می‌باشد.

۲ـ منطقهٔ مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه در این تحقیق شامل حوضه آبخیز الوند واقع در جنوب غرب استان کرمانشاه می‌شود. رودخانه الوند رودخانه‌ای مرزی است که بین کشورهای ایران و عراق واقع شده است. محدوده مورد مطالعه در حد فاصل بین‌النهرین و فلات ایران، در بین عرض‌های جغرافیایی ۳۳ درجه و ۵۷ دقیقه تا ۳۴ درجه و ۳۴ دقیقه و طول‌های جغرافیایی ۴۵ درجه و ۳۲ دقیقه تا ۴۶ درجه و ۲۸ دقیقه واقع شده است. این حوضه با مساحت ۱۶۷۱.۹۳ کیلومترمربع به تبعیت از روند عمومی زاگرس دارای جهت شمال غرب-جنوب شرق است. حداکثر ارتفاع آن ۲۴۷۴ متر و حداقل ارتفاع آن ۴۸۶ متر در خروجی حوضه می‌باشد. حوضه مورد مطالعه دارای اقلیم مدیترانه‌ای با فصل بارشی منطبق بر فصل سرد سال است. میانگین بارش سالانه حوضه حدود ۶۰۰ میلیمتر و دمای میانگین سالانه نیز ۱۳ درجه سانتیگراد است. به طورکلی در نواحی کوهستانی شرقی حوضه بارش بیشتر و دما کمتر و در نواحی کم ارتفاع غربی بارش کمتر و دما بیشتر است.

[DOI: 10.61186/jeer.14.4.62]



شکل ۱: نقشه کاربری اراضی منطقه مورد مطالعه

۳ـ مواد و روش

۳_۱_نمونه برداری

با توجه به نقش و اهمیت کاربری اراضی مختلف در تولید رسوب و میزان فرسایش، در این پژوهش منابع رسوب بر اساس کاربری اراضی طبقه‌بندی شده است. در منطقه سه نوع کاربری غالب اراضی وجود دارد؛ مرتع با مساحت ۲۰۶/۵۲ کیلومتر مربع، زمین‌های زراعی زیر کشت دیم با مساحت۱۲۴/۴۵ کیلومتر مربع و زمین‌های زراعی زیر کشت آبی با مساحت ۱۳۷/۶۵ کیلومترمربع.به این منظور نمونه‌های خاک از منابع‌بالقوه اصلی رسوب جمع‌آوری شد. نقاط نمونه‌برداری‌با ارزیابی اولیه مسیرهای تحویل رسوب با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای، نقشه‌های خاک، زمین‌شناسی و شیب و همچنین مشاهدات میدانی تعریف شدند. با استفاده از روش نمونه برداری سیستماتیک- تصادفی، هر نمونه به منظور اینکه معرف کاملی از نقطه نمونه‌برداری باشد هر کدام از نمونه‌ها در یک محدوده ۱۰۰ متر مربع، از ۱۰ نمونه فرعی تشکیل شده که با استفاده از بیلچه در عمق ۰-۵ سانتی متری از کاربری‌های مختلف؛ کشت آبی (۱۰ نمونه)، کشت دیم (۸ نمونه) و مراتع (۱۰ نمونه) جمع آوری شد. به این صورت که در هر نقطه ۱۰ نمونه در یک کیسه جمع‌آوری شده و پس از مخلوط کردن حدود یک کیلوگرم از آن برداشت شد. همچنین رسوبات خروجی رودخانه به عنوان رسوبات هدف از ۱۰ مکان در امتداد شبکه رودخانه به شکل رسوبات به دام افتاده در پشت

[DOI: 10.61186/jeer.14.4.62]

موانع سنگی و گیاهی به صورت ترکیبی یعنی از هر یک کیلومتر حدوداً ۱۰ نمونه جمع‌آوری و در یک کیسه مخلوط و حدود یک کیلوگرم به عنوان نمونه برداشت شد.

۳_۲_ اندازه‌گیری‌های عناصر ژئوشیمیایی و محاسبه شاخص‌های هوازدگی

تمام نمونه‌های جمع‌آوری شده از منابع رسوب (کاربری‌های مختلف اراضی) و رسوب هدف (رسوبات خروجی حوضه) در آون در دمای ۶۰ درجه و به مدت ۲۴ ساعت خشک شدند، و از الک کوچکتر از ۱۲۵ میکرومتر عبور داده شدند. اندازه مش الک شده براساس اندازه غالب ذرات در نمونه‌های رسوب انتخاب شد تا اطمینان حاصل شود که نمونه‌های منبع و رسوب هدف با استفاده از ردیاب‌های ژئوشیمیایی به طور مستقیم قابل مقایسه هستند.

آنالیز XRF روی ۳۸ نمونه رسوب انجام شد. ۲۰ گرم از هر نمونه به این منظور و غلظت عناصر ژئوشیمیایی مهم شامل Al- Ca- Fe- K- Na- Mg- Si- Ti- P- LOI با استفاده از دستگاه فلورسانس اشعه ایکس (XRF) ساخت شرکت PHILIPS مدل PW11480 در آزمایشگاه مرجع دانشگاه علم و صنعت ایران اندازه گیری شدند.

به منظور بررسی کارایی شاخص‌های هوازدگی قابل محاسبه با استفاده از عناصر ژئوشیمیایی اندازه‌گیری شده، برای ارائه ردیاب‌های مفید برای گنجاندن در منشایابی رسوب، ۴۲ شاخص هوازدگی (جدول ۱) محاسبه شد. همه عناصر به درصد اکسید تبدیل شدند و سپس وزن مولکولی اکسیدهای عنصری با استفاده از جرم مولی محاسبه شد. در نهایت بر اساس فرمول‌های ارائه شده در جدول ۱، شاخص‌های مختلف هوازدگی محاسبه شد. خلاصه آمار برای همه عناصر ژئوشیمیایی و شاخص‌های هوازدگی (در مقالات روشن‌نکو و همکارن۱۴۰۳، درخشان و همکاران. ۲۰۲۴، محمدی رایگانی و همکاران. ۲۰۱۹) ارائه شده است.

۳_۲_ انتخاب ترکیب نهایی ردیاب‌ها

رفتار غیر محافظه‌کارانه ردیاب‌های رسوب، پیامدهای مهمی برای تکنیک منشأیابی رسوب دارد (Chen et al., 2016c). بر اساس تحقیقات ویلکینسون و همکاران (۲۰۱۳)، ردیاب‌ها برای قرار گرفتن در منشأیابی بر اساس انطباق با دو محدودیت انتخاب می‌شوند. اولا، ردیاب‌ها باید در طول فرسایش خاک، انتقال رسوب و ته‌نشینی پایدار باقی بمانند و عوامل غیر محافظه‌کارانه باید از فرآیند منشأیابی حذف شوند. رفتار حفاظت شده ردیاب‌ها در طول فرسایش و انتقال شامل سه محدودیت است: ۱. میانگین غلظت رسوب باید در محدوده میانگین مقادیر دسته منبع باشد. ۲. تمام غلظت‌های نمونه رسوب باید در محدوده مقادیر نمونه منبع باشد. ۳. عناصر تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی قرار نگیرند. یکی از الزامات اساسی در روش منشأیابی، اجرای آزمون‌های آماری پیشین برای شناسایی ویژگی‌های منحصر به فرد ردیاب است که منابع احتمالی را از هم تفکیک می‌کند تا ترکیب نهایی ردیاب‌ها انتخاب شود (Yu and Oldfield, 1989; Walling and Woodward, 1995; Collins et al., 1996; Collins et al., 1997; Palazone et al., 2015a; Collins et al., 2017). ردیاب‌های تفکیک منابع بر اساس میانگین و انحراف معیار (SD) محاسبه شده از نتایج انتخاب شده توسط آزمون تعریف شدند. انحراف معیار ردیاب‌های انتخاب‌شده و نمودار توزیع چگالی به مقایسه و ارزیابی پراکندگی ردیاب‌ها کمک می‌کند، زیرا مقادیر بزرگ نشان‌دهنده‌ی تخصیص ضعیف سهم منبع است. به عنوان اولین گام در انتخاب ردیاب(tracer) ، آزمون دامنه (range test) به طور قطعی قادر به شناسایی همه‌ی ردیاب‌هایی که رفتار غیر حفاظت شده، دارند نیست، اما ردیاب‌هایی را که بیشترین اختلاف را با نمونه رسوب هدف نشان می‌دهند حذف می‌کند، که این اختلاف می‌تواند وجود منبعی که نمونه‌گیری نشده است را نیز آشکار سازد.

برای تأیید تمایز منابع رسوبی بالقوه در حوضه الوند، از یک رویه انتخاب آماری دو مرحله‌ای (برای جزئیات به کالینز و همکاران، ۱۹۹۷ مراجعه کنید) استفاده شد. مرحله اول بر اساس آزمون غیرپارامتریک کروسکال-والیس H برای بررسی توانایی ویژگی‌های منفرد برای تفکیک کاربری‌های مختلف اراضی بنا شده است. استفاده از آزمون Kruskal-Wallis H بر این

[DOI: 10.61186/jeer.14.4.62]

فرض منطقی استوار است که آیا ردیاب‌های منتخب برای هر طبقه کاربری اراضی (کشت دیم، کشت آبی و مرتع) از نظر آماری دارای تفاوت معنی دار (سطح معنی داری۰/۰۵) هستند یا خیر.

در مرحله دوم، تابع تحلیل تشخیص چند متغیره گام‌به گام (DFA) برای انتخاب ترکیب نهایی ردیاب مرکب از ویژگی‌های عبور کرده از مرحله یک انجام شد تا به این سوال پاسخ دهد که آیا ردیاب‌های نهایی می‌توانند منابع رسوب را به طور کامل تفکیک کنند یا خیر. تابع تحلیل تشخیص چند متغیره (DFA) مجددا با استفاده از نرم‌افزار SPSS انجام شد. این آزمون دارای قدرت تقریبی ۹۵.۵ درصد است. الگوریتم انتخاب گام به گام بر اساس کمینه کردن لاندای ویلکس بنا شده است.

۳_۳_تعیین سهم منابع رسوب (انواع کاربری اراضی)

برخی از مطالعات اخیر منشأیابی رسوب با استفاده از مدل‌های ترکیبی از مدل بیسین اصلاح‌شده MixSIR استفاده کرده‌اند (Nosrati et al., 2014, 2018). این مدل به جای رویکرد فراوانی‌گرا (فرکانسی) (Collins et al., 1997; Walling et al., 2006, 2008) یک رویکرد بیسین را برای مدل‌سازی تخصیص ارائه می‌دهد و بر اساس ابزارهای اولیه ساخته‌شده برای مطالعات ایزوتوپی (ایزوتوپ‌سنجی) بنا شده است (Moore and Semmens, 2008; Parnell and Jackson, 2011; Parnell et al., 2010). رویکرد آماری بیسین اصلاح‌شده‌ی MixSIR با محاسبه توزیع‌های احتمالی برای سهم نسبی (fi) هر منبع رسوبی (i) در نمونه‌های رسوبی پایین‌دست، میزان سهم نسبی رسوب از منابع مختلف را کمی‌سازی می‌کند. این فرآیند در سه مرحله انجام می‌پذیرد: ۱. تعیین توزیع‌های پیشین برای پارامترهای مدل ۲. ساخت تابع درستنمایی (likelihood function) برای مدل آماری ۳. استخراج توزیع‌های پسین برای پارامترها با استفاده از قضیه‌ی بیسین برای تعدیل توزیع پیشین بر اساس داده‌های مشاهده‌شده. رای کسب اطلاعات بیشتر، خوانندگان می‌توانند به منابع (Nosrati and Collins, 2019a, 2019b; Nosrati et al., 2018a, 2014) مراجعه کنند.

۳_۴_ اعتبار سنجی سهم هریک از منابع رسوب با استفاده از نمونه‌های رسوب مجازی

مدل‌سازی نسبت‌های منبع با استفاده از ردیاب‌های ترکیبی که به‌صورت آماری تأیید شده‌اند، از طریق نمونه‌های رسوب مجازی با سهم منبع‌های مشخص ارزیابی شدند (Haddadchi et al., 2014). به‌طور مشخص‌تر، پیش‌بینی‌های مدل با استفاده از ۱۴ مجموعه ترکیب های رسوبی مجازی برای منابع رسوب کاربری اراضی مورد ارزیابی قرار گرفتند. برای تولید نمونه‌های رسوب مجازی، نسبت‌های منبع شناخته شده (جزئیات نسبت‌های منابع مورد استفاده در نمونه‌های رسوب مجازی در جداول ۵ ذکر شده است) در مقادیر ردیاب‌های انتخاب‌شده به عنوان ویژگی‌های تشکیل دهنده در ردیاب‌های ترکیبی ضرب شدند و مقادیر حاصل به عنوان ورودی مدل (un-mixing) استفاده شدند. سپس نسبت‌های منبع پیش‌بینی شده با نسبت‌های واقعی مقایسه شدند تا دقت پیش‌بینی‌های مدل بیسین سنجیده شود. نتایج آزمون‌های نمونه‌های رسوب مجازی با استفاده از میانگین مجذور خطا (RMSE)، میانگین خطای مطلق (MAE) و شاخص توافق (d) ارزیابی شد.

رابطهٔ ۱

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n}\left(Y_{Known_i} - Y_{Predicted_i}\right)^2}{n}}$$

رابطهٔ ۲

$$MAE = \frac{\sum_{i=1}^{n}\left|Y_{Known_i} - Y_{Predicted_i}\right|}{n}$$

رابطهٔ ۳

$$d = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n}(O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^{n}(|P_i - O| + |O_i - O|)^2} \quad , \quad 0 \le d \le 1$$

۴_یافته‌ها

۴_۱_ ترکیب نهایی ردیاب‌ها

[DOI: 10.61186/jeer.14.4.62]

جدول ۱ خلاصه‌ای از روند ترکیب نهایی ردیاب‌ها که شامل ۹ عنصر ژئوشیمیایی و ۴۲ شاخص هوازدگی است در کاربری‌های مختلف اراضی به عنوان منابع رسوبی و نمونه‌های رسوب هدف در خروجی اصلی حوضه الوند را مقایسه می‌کند. نتایج آزمایش استاندارد براکت نشان داد که در واحدهای فرسایشی کاربری‌های مختلف ۱۰ ردیاب (WIP, ALK, MWPI,IR, WI-1, Chittleborough, ST, SF, CIW, LOI) محافظه‌کارانه نبوده و از تجزیه و تحلیل بعدی حذف شدند. جهت انتخاب ردیاب‌ها ابتدا از آزمون کروسکال-والیس استفاده گردید که خلاصه نتایج در جدول ۱ آمده است. همان‌طور که ملاحظه می‌فرمایید از ۹ عنصر ژئوشیمیایی و ۴۲ شاخص هوازدگی که به عنوان ردیاب مورد استفاده قرار گرفته‌اند یک عنصر و یک شاخص هوازدگی قادر به تفکیک و جداسازی واحدهای رسوبی بوده‌اند. در این جدول مقدار آماره H نیز در نظر گرفته شده است. هرچه مقدار آماره H بالاتر باشد قدرت تفکیک ردیاب نیز بیشتر و با افزایش مقدار آماره H سطح معنی‌داری نیز مناسب خواهد بود.

جدول۱. داده غلظت ردیاب برای منابع رسوب فرسایش زیرحوضه‌ها و نمونه رسوب هدف خروجی حوضه، نتایج آزمون تعیین ردیاب‌های محافظه کارانه و نتایج آزمون کروسکال والیس برای تفکیک منابع رسوبی زیرحوضه‌ها. واحد های تمام عناصر $mg\ kg^{-1}$

ردیاب‌ها	منابع رسوب						آزمون کروسکال والیس		نمونه‌های رسوب هدف	
	کشت آبی		کشت دیم		مرتع					
	میانگین	انحراف معیار	میانگین	انحراف معیار	میانگین	انحراف معیار	H-value	سطح معنی داری	میانگین	انحراف معیار
Al	۱۱/۵۲	۰/۶۱	۷/۷۸	۳/۶۷	۱۱/۱۲	۲/۰۸	۸/۷۶	۰/۰۱۲	۸/۲۴	۰/۱۹
Ca	۱/۶۱	۰/۲۳	۱/۶۵	۰/۵۵	۱/۹۹	۰/۸۲۷	۶/۵۰	۰/۰۳۹	۲/۴۴	۰/۱۷
Fe	۴/۳۷	۰/۴۶	۳/۵۴	۰/۷۵	۴/۶۹	۰/۹۷۷	۵/۰۹	۰/۰۷۸	۳/۱۶	۰/۳۰
K	۱/۶۵	۰/۲۸	۱/۱۹	۰/۳۳	۱/۲۰	۰/۳۶۱	۹/۷۱	۰/۰۰۸	۱/۱۲	۰/۲۳
Na	۰/۵۲	۰/۱۱	۰/۳۹	۰/۰۶	۰/۳۳	۰/۰۳۳	۸/۶۶	۰/۰۱۳	۰/۵۲	۰/۰۴
Mg	۴/۱۶	۰/۳۸	۴/۲۴	۰/۴۱	۳/۹۲	۰/۲۲۸	۲/۶۴	۰/۲۶۷	۴/۱۳	۰/۱۵
Si	۴۱/۴۴	۲/۲۵	۳۵/۱۷	۵/۷۸	۳۸/۳۲	۶/۸۵۸	۵/۲۲	۰/۰۷۳	۳۸/۸۱	۳/۳۰
Ti	۰/۵۹	۰/۰۵	۰/۵۲	۰/۱۳	۰/۶۱	۰/۱۳۱	۱/۵۴	۰/۰۴۶	۰/۴۶	۰/۰۷
Po	۰/۳۰	۰/۲۱	۰/۲۶	۰/۰۹	۰/۴۳	۰/۲۲۹	۰/۲۹	۰/۸۶۳	۰/۲۱	۰/۰۱
WIP	۳۳۴/۳۵	۲۶/۱۱	۲۹۷/۲۱	۳۴/۶۸	۲۹۲/۴۷	۱۶/۰۷۸	nc	nc	۲۶۴/۰۷	۲۱/۱۱
CPA	۹۳/۰۵۴	۱/۷۰	۸۷/۲۵	۱۵/۳۸	۹۵/۰۹	۰/۹۴۹	۴/۶۶	۰/۰۹۷	۹۰/۵۱	۰/۵۵
PI	۸۲/۳۳	۰/۸۷	۸۴/۷۵	۵/۰۲	۸۱/۳۲	۱/۶۳۱	۱/۹۶	۰/۳۷۴	۸۴/۰۰	۱/۰۱
ALK	۶۷/۴۵	۶/۵۱	۶۵/۵۶	۷/۸۲	۶۹/۰۲	۴/۹۷۱	nc	nc	۵۷/۹۲	۴/۵۰
CIA	۶۷/۳۶	۲/۸۶	۵۶/۱۸	۱۹/۵۶	۶۶/۵۴	۸/۵۴۸	۴/۵۵	۰/۱۰۲	۷۶/۵۲	۱/۸۱
KR	۴/۹۱	۰/۳۱	۷/۷۹	۵/۹۷	۴/۶۳	۰/۵۱۹	۱/۶۵	۰/۴۳۷	۵/۵۸	۰/۴۳
ACN	۱/۷۵	۰/۳۷	۱/۳۲	۱/۰۶	۲/۳۱	۲/۸۷۲	۷/۶۲	۰/۰۲۲	۴/۶۴	۰/۲۱
MWPI	۱۵/۹۹	۰/۷۰	۱۸/۵۹	۲/۳۳	۱۶/۷۲	۳/۴۱۳	nc	nc	۱۶/۱۸	۱/۱۲
AKN	۴/۴۱	۰/۵۴	۴/۱۲	۱/۹۸	۶/۱۰	۱/۰۹۹	۵/۹۵	۰/۰۵۱	۴/۰۲	۰/۴۸
V	۰/۹۳	۰/۰۸	۰/۶۳	۰/۲۸	۰/۹۰	۰/۳۰۱	۸/۷۱	۰/۰۱۳	۰/۸۰	۰/۰۴
R	۶/۱۱	۰/۴۰	۲۰/۲۷	۳۴/۱۰	۵/۸۸	۰/۶۲۸	۰/۷۴	۰/۶۹۰	۶/۹۵	۰/۵۴
IR	۰/۱۹	۰/۰۱	۰/۱۹	۰/۰۷	۰/۲۲	۰/۰۲۴	nc	nc	۰/۲۹	۰/۰۲

[DOI: 10.61186/jeer.14.4.62]

CALMAG	۰/۴۶	۰/۰۲	۰/۳۴	۰/۱۴	۰/۴۴	۰/۰۷۵	۸/۲۱	۰/۰۱۶	۰/۴۳	۰/۰۱
Brown1	۰/۳۳	۰/۰۶	۱/۲۱	۲/۳۹	۰/۴۰۷	۰/۲۰	۶/۴۹	۰/۰۳۹	۰/۱۶	۰/۰۰
Brown2	۰/۰۷	۰/۰۲	۰/۲۰	۰/۳۶	۰/۰۵	۰/۰۱	۴/۶۶	۰/۰۹۷	۰/۱۰	۰/۰۰
WI-1	۲۰/۷۸	۱/۹۴	۲۱/۸۶	۳/۲۳	۱۸/۳۵	۲/۳۷	nc	nc	۲۲/۱۹	۲/۲۶
WI-2	۴/۸۶	۰/۲۹	۷/۳۴	۵/۰۵	۴/۶۴	۰/۵۱	۱/۱۱	۰/۵۷۲	۵/۳۱	۰/۴۰
Mg Index	۵۲/۳۲	۲/۴۶	۳۹/۴۸	۱۶/۶۹	۵۲/۳۹	۵/۳۹	۸/۲۴	۰/۰۱۶	۴۴/۰۸	۱/۰۷
Rc	۰/۸۹	۰/۰۷	۰/۶۴	۰/۲۶	۰/۹۳	۰/۲۵	۶/۳۶	۰/۰۴۲	۰/۷۹	۰/۰۲
Ba1	۰/۲۲	۰/۰۳	۰/۶۴	۱/۰۶	۰/۱۶	۰/۰۲	۵/۹۵	۰/۰۵۱	۰/۲۵	۰/۰۳
Ba2	۱/۱۷	۰/۱۰	۴/۸۰	۸/۷۲	۱/۲۸	۰/۴۰	۸/۲۱	۰/۰۱۶	۱/۳۲	۰/۰۵
Ba3	۱/۱۴	۰/۰۹	۴/۴۳	۷/۸۰	۱/۰۹	۰/۲۲	۶/۸۰	۰/۰۳۳	۱/۵۲	۰/۰۵
AI	۰/۱۶	۰/۰۱	۰/۱۲	۰/۰۲	۰/۱۲	۰/۰۴	۱۱/۰۸	۰/۰۰۴	۰/۱۵	۰/۰۱
AI2	۷۶/۳۶	۳/۷۴	۷۶/۸۳	۶/۶۶	۷۳/۴۶	۸/۸۰	۵/۴۸	۰/۰۶۴	۸۹/۸۲	۰/۴۵
Chittleborough colman	۲۰/۳۴	۲/۰۰	۲۴/۲۸	۷/۵۵	۱۹/۹۱	۵/۶۵	nc	nc	۲۰/۷۶	۲/۷۱
Ba	۱/۰۷	۰/۰۸	۱/۸۳	۱/۲۵	۱/۰۸	۰/۲۸	۶/۲۴	۰/۰۴۴	۱/۱۹	۰/۰۴
CCPI	۰/۴۸	۰/۰۶	۱/۶۵	۳/۰۶	۰/۵۲	۰/۱۹	۴/۵۵	۰/۱۰۲	۰/۳۰	۰/۰۳
SSAF	۳۸/۳۹	۲/۰۵	۸۷/۰۹	۱/۶۲	۸۷/۴۶	۲/۶۷	۱۱/۷۳	۰/۰۰۳	۸۵/۲۸	۱/۶۱
Alumina-titania	۰/۸۳	۰/۰۰۸	۰/۸۵	۰/۰۵	۰/۸۲	۰/۰۱	۱/۶۵	۰/۴۳۷	۰/۸۴	۰/۰۰
STI	۱۳/۳۴	۰/۷۸	۱۰/۸۰	۵/۲۳	۱۳/۷۸	۱/۳۴	۰/۸۰	۰/۶۶۸	۱۱/۸۸	۰/۸۶
FENG	۸۱/۳۲	۰/۵۶	۷۶/۹۸	۸/۸۲	۸۰/۴۷	۰/۹۱	nc	nc	۸۲/۱۷	۰/۹۲
SF	۱/۰۷	۰/۰۹	۰/۷۹	۰/۳۰	۱/۱۶	۰/۱۹	۱۴/۵۴	۰/۰۰۱	۰/۸۰	۰/۰۳
SOC	۲۵/۳۸	۲/۶۹	۲۷/۱۴	۵/۲۶	۲۲/۰۷	۳/۶۹	nc	nc	۲۸/۵۰	۲/۹۱
PIA	۱/۴۰	۰/۰۷	۰/۹۸	۰/۳۸	۱/۳۸	۰/۲۷	۸/۱۹	۰/۰۱۷	۱/۰۰	۰/۰۳
CIW	۷۱/۹۸	۳/۸۸	۵۱/۶۲	۳۴/۶۰	۷۰/۰۳	۱۱/۳۷	۵/۹۴	۰/۰۵۱	۸۴/۱۶	۰/۷۸
Ba (Bases to alumina)	۷۵/۲۳	۳/۶۲	۶۳/۳۲	۱۹/۷۶	۷۲/۳۷	۱۰/۸۴	nc	nc	۸۶/۱۹	۰/۴۹
Birkeland	۰/۴۸	۰/۰۶	۱/۶۵	۳/۰۶	۰/۵۲	۰/۱۹	۴/۵۵	۰/۱۰۲	۰/۳۰	۰/۰۳
Al2O3/Fe2O3	۴/۶۷	۰/۲۸	۷/۰۰	۴/۸۸	۴/۳۹	۰/۴۶	۴/۶۵	۰/۰۹۷	۲/۲۷	۰/۴۰
Al2O3/SiO2	۴/۱۶	۰/۴۴	۳/۶۲	۱/۹۰	۳/۷۴	۰/۴۴	۰/۳۳	۰/۸۴۷	۴/۱۰	۰/۲۹
Potassium/sodium	۰/۱۶	۰/۰۱	۰/۱۳	۰/۰۶	۰/۱۷	۰/۰۱	۵/۵۶	۰/۰۶۲	۰/۱۴	۰/۰۱
LOI	۲/۱۷	۰/۵۶	۲/۱۱	۱/۰۰	۲/۳۱	۰/۵۶	۰/۹۶	۰/۶۱۷	۱/۴۰	۰/۲۸
	۲۰/۴	۱/۳۶	۲۷/۱۱	۷/۰۲	۲۲/۲۱	۱/۸۱	nc	nc	۲۵/۴۴	۲/۵۵

مرحله بعدی انتخاب ترکیب نهایی ردیاب تحلیل تابع تشخیص گام به گام برای منابع رسوب است. برای منابع رسوبی فرسایش اراضی کاربری در بین ۹ عنصر ژئوشیمیایی و ۴۲ شاخص هوازدگی عبور یافته از آزمون کروسکال والیس، عنصر (Na) و شاخص هوازدگی (FENG) برای ترکیب نهایی ردیاب که ۸۵/۷۱ درصد از نمونه‌های نوع منبع را تفکیک و به درستی

[DOI: 10.61186/jeer.14.4.62]

طبقه‌بندی نمودند انتخاب شدند (جدول ۲). آماره ویلکس لامبدا معیاری مناسب برای نسبت اختلاف‌های درون گروهی به اختلاف‌های بین گروهی است، با اضافه شدن هر ردیاب مقدار ویلکس لامبدا کاهش یافته و سطح معنی‌داری بهبود یافته و در نتیجه توان جداسازی تحلیل و میزان تفکیک بین گروه‌ها افزایش یافته است.

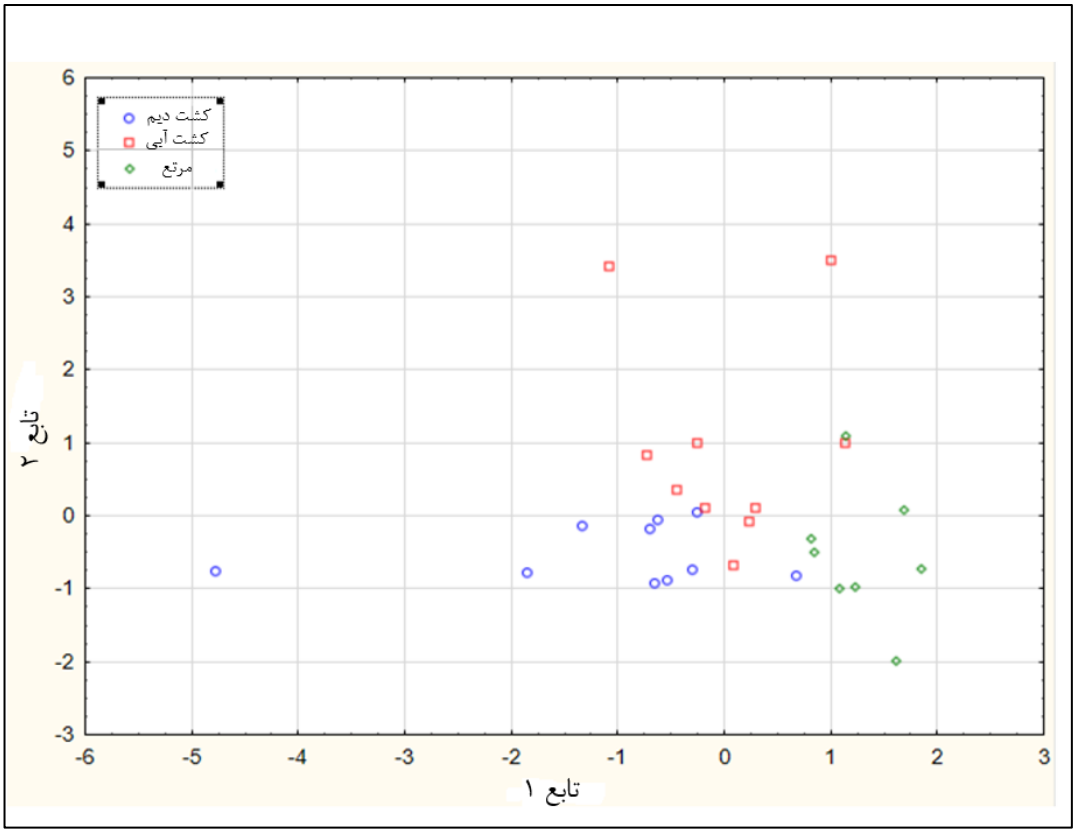
جدول۲: وضعیت گام‌های مختلف ورود عناصر به مدل در منابع رسوب

ردیاب	ویلکس لامبدا	F-remove	H-value	سطح معنی داری	تاب‌آوری
Na	۰/۶۳	۱۱/۲۱	۲۰/۷۹	۰/۰۰	۰/۰۳۹۲
FENG	۰/۵۲	۷/۲۷	۱۹/۳۸	۰/۰۰	۰/۰۳۹

جدول ۳ خلاصه نتایج آزمون تابع تحلیل تشخیص می‌باشد که با توجه به این جدول دو تابع براساس ویژگی‌های ردیاب‌ها مشخص شده است. درصد واریانس دو تابع به ترتیب ۶۲/۶ و ۳۷/۴ است و همچنین درصد تجمعی واریانس دو تابع برابر ۶۲/۶ و ۱۰۰ درصد است. در جدول مذکور معنی‌داری توابع به وسیله آماره کای مشخص شده است. برای بررسی بیشتر توان توابع تشخیص در جداسازی گروه‌ها، نمودار پراکنش تابع ۱ در مقابل تابع ۲ نشان داده شده است. که نشانگر این مطلب است که تفکیک منابع رسوب کاربری اراضی توسط توابع ۱ و ۲ به درستی انجام شده است.

جدول۳: ویژگی‌های توابع تحلیل تشخیص در منابع رسوب فرسایش

تابع	مقدار ویژه	درصد واریانس	درصد تجمعی واریانس	همبستگی کانونی	کای اسکور	سطح معنی داری
۱	۰/۹۴۸	۶۲/۶	۶۲/۶	۰/۶۹۸	۲۷/۳۱۸	<۰/۰۰۱
۲	۰/۵۶۵	۳۷/۴	۱۰۰	۰/۶۰۱	۱۰/۹۷۹	<۰/۰۰۱



شکل ۲: نمودار پراکنش توابع تحلیل تشخیص براساس ترکیب نهایی ردیاب‌های ژئوشیمیایی

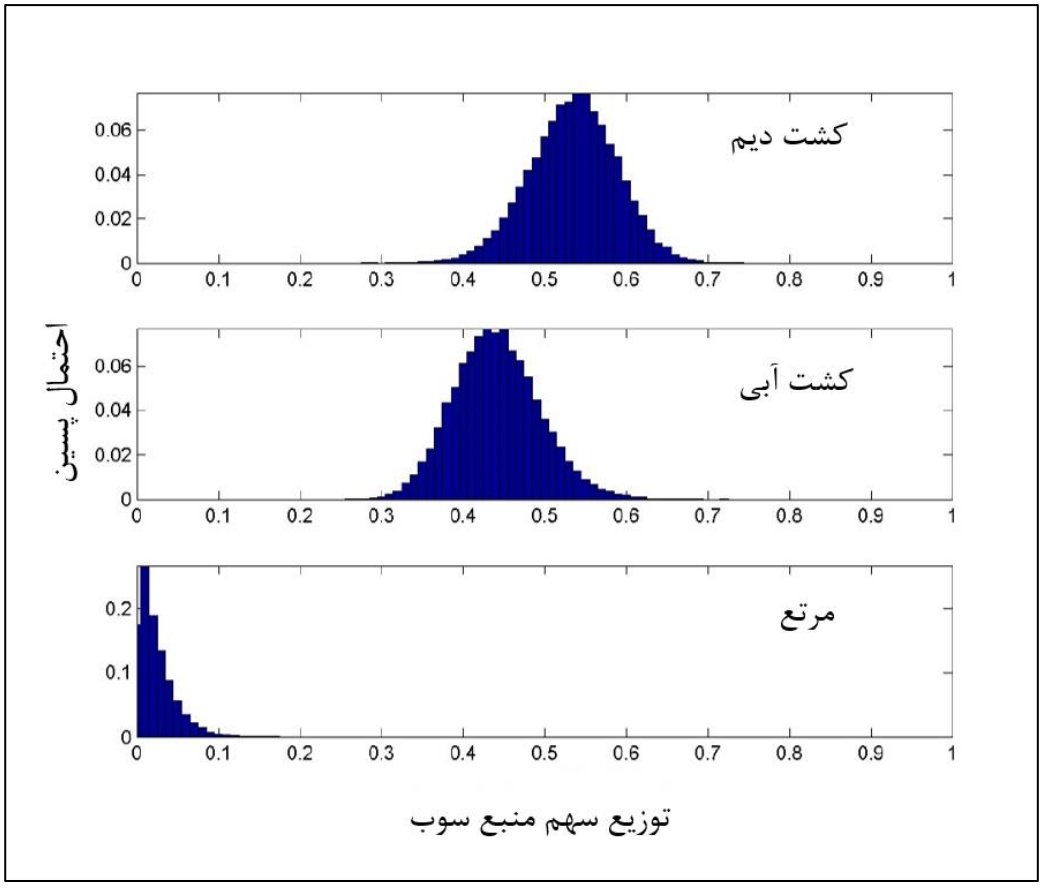
[DOI: 10.61186/jeer.14.4.62]

۴_۲_ تعیین سهم منابع رسوب

جدول ۴ سهم هر یک از زیر حوضه‌ها در تولید رسوب را نمایش می‌دهد، از تکنیک منشأیابی رسوب براساس برآورد عدم قطعیت استفاده شد و با در نظر گرفتن این که میانگین سهم هر منبع برابر با میانه یا صدک ۵۰ باشد، صدک ۵ و ۹۵ میانه سطوح اطمینان عدم قطعیت می‌باشد که نتایج حاصل از ترکیب ردیاب‌ها مشخص می‌کند برای سه منبع رسوب یعنی زمین‌های زیر کشت دیم، کشت آبی و مراتع سهم نسبی تولید رسوب هریک به ترتیب ۵۳/۷ ، ۴۳/۹ و ۱/۸ درصد است. همانطور که ملاحظه می‌فرمایید بیشترین سهم تولید رسوب از آن زمین‌های زیر کشت دیم اول با مساحت ۱۲۴/۴۵ کیلومتر مربع است. توزیع سهم هریک از منابع رسوب براساس برآورد توزیع احتمال پسین در شکل ۳ نشان داده شده است.

جدول ۴: سهم زیرحوضه‌ها در تولید رسوب

منابع	مساحت Km^2	درصد مساحت	سهم تولید رسوب بر حسب درصد	اهمیت نسبی منابع
زمین‌های زیر کشت آبی	۱۳۷/۶۵	۲۱/۷	۴۳/۹	۰/۴۹
زمین‌های زیرکشت دیم	۱۲۴/۴۵	۱۹/۶	۵۳/۷	۰/۳۶
مراتع	۲۰۶/۵۲	۳۲/۵	۱/۸	۰/۱۸



شکل۳: سهم منابع رسوب حوضه الوند با استفاده از مدل عدم قطعیت

۴_۳_ آزمون دقت مدل MixSIR با استفاده از نمونه‌های رسوب مجازی

[DOI: 10.61186/jeer.14.4.62]

مقایسه‌ی سهم شناخته شده منابع رسوب و سهم محاسبه شده منابع رسوب در کاربری‌های مختلف (کشت دیم، کشت آبی و مرتع) با استفاده از ترکیب‌های مجازی رسوب نشان داد که مقدار خطای ریشه مربعات میانگین (RMSE) بین ۴/۲ تا ۳۵/۵ درصد ، خطای میانگین مطلق (MAE) بین ۳/۹ تا ۳۰/۷ درصد و شاخص توافق (d) بین ۰/۰۶۰ تا ۰/۹۰۷ درصد متغیر بود (جدول ۵). میانگین کلی RMSE ، MAE و d برای پیش‌بینی‌های فضایی مدل‌سازی‌شده با استفاده از ترکیب‌های مجازی به ترتیب ۱۹/۶ ، ۱۷/۵ و ۰/۷۱۱ درصد بود.

جدول ۵: مقایسه سهم شناخته شده و محاسبه منابع رسوب کاربری اراضی در نمونه‌های رسوب مجازی و خطای جذر میانگین مربعات (RMSE) و خطای میانگین مطلق (MAE) و شاخص توافق (d).

سهم شناخته شده منابع رسوب			سهم محاسبه شده منابع رسوب			RMSE	MAE	d
کشت دیم	کشت آبی	مرتع	کشت دیم	کشت آبی	مرتع			
۳۳/۳	۳۳/۳	۳۳/۳	۲۷/۴	۲۹/۷	۳۵/۶	۴/۲	۳/۹	۰/۴۶۰
۱۰۰	۰	۰	۶۲/۸	۱۵/۲	۱۶/۴	۲۵/۱	۲۲/۹	۰/۸۶۹
۰	۱۰۰	۰	۱۷/۴	۵۱/۲	۲۶	۳۵/۵	۳۰/۷	۰/۷۰۱
۰	۰	۱۰۰	۱۴/۴	۱۸/۷	۵۷/۷	۲۸	۲۵/۱	۰/۸۲۴
۵۰	۲۵	۲۵	۱۸/۸	۲۶	۴۶/۱	۲۱/۸	۱۷/۸	۰/۰۶۰
۲۵	۵۰	۲۵	۲۹/۱	۳۴	۳۰/۷	۱۰/۱	۸/۶	۰/۴۷۲
۲۵	۲۵	۵۰	۲۸/۱	۲۶/۱	۳۸/۱	۷/۱	۵/۴	۰/۸۲۸
۷۵	۱۲/۵	۱۲/۵	۵۳/۷	۲۰/۱	۲۰/۲	۱۳/۸	۱۲/۲	۰/۹۰۷
۸۰	۱۰	۱۰	۵۵/۲	۱۹/۱	۱۹/۴	۱۶/۲	۱۴/۴	۰/۸۹۵
۹۰	۵	۵	۵۹/۳	۱۷/۲	۱۷/۸	۲۰/۵	۱۸/۶	۰/۸۸۳
۱۰	۱۰	۸۰	۱۹/۳	۲۱/۴	۵۰/۹	۱۸/۸	۱۶/۶	۰/۸۴۳
۱۰	۸۰	۱۰	۲۱	۴۴/۳	۲۸/۸	۲۴/۱	۲۱/۸	۰/۶۷۴
۵	۵	۹۰	۱۶/۵	۲۰/۴	۵۴/۵	۲۳/۳	۲۰/۸	۰/۸۳۴
۵	۹۰	۵	۱۹	۴۸/۲	۲۷/۳	۲۸/۵	۲۶	۰/۶۹۹

۵ـ بحث و نتیجه‌گیری

با توجه به اینکه در مطالعه حاضر کاربری اراضی به عنوان منابع رسوب در نظر گرفته شده است نمونه‌های برداشت شده از کاربری‌های مختلف اراضی می‌تواند شاخصی از فرایندهای مختلف ژئومورفویک (فرسایش و رسوب) یا تغییرات زمین‌شناسی و ... باشند. بنابراین دلیل ترکیب نهایی ردیاب‌ها با سایر مطالعات می‌تواند به این دلیل باشد. در این‌جا مهم است که به خاطر داشته باشید که برآوردهای منبع وابسته به مقیاس هستند زیرا می‌توانند برای مکان‌های نمونه‌برداری مختلف در امتداد یک شبکه کانال متفاوت باشند (Koetter et al., 2013). از نظر کاربری اراضی در حوضه مورد مطالعه می‌توان گفت که کشت آبی به نسبت سایر روش‌های کشت بیشتر است اما کشت دیم به خاطر رعایت نکردن اصول درست استفاده از زمین و کشاورزی نادرست مانند شخم زدن در جهت شیب و عدم وجود آبیاری کنترل شده زیرا در کشت دیم خاک فقط به بارش طبیعی وابسته است و بارش‌های سنگین و نامنظم می‌تواند باعث ایجاد رواناب سطحی شدید شود و ذرات خاک را به راحتی با خود حمل کند همچنین زمین‌های

[DOI: 10.61186/jeer.14.4.62]

که برای کشت دیم استفاده می‌شوند اغلب در منطق کوهپایه‌ای و با شیب زیاد قرار دارند چرا که این مناطق کمتر برای کشت آبی مناسب هستند بنابراین بیشترین میزان فرسایش و تولید رسوب را به خود اختصاص داده است.

شاخص‌های هوازدگی در مجموعه داده‌های اولیه‌ی ردیاب‌های بالقوه، شدت فرآیندهای هوازدگی شیمیایی و میزان تحرک عناصر را که به دلیل کاهش اجزای متحرک نسبت به اجزای غیرمتحرک در نمونه‌های رسوبی رخ می‌دهد، منعکس می‌کنند (Nadlonek and Bujakowska, 2018; Price and Wolbel, 2003). در این پژوهش به صورت جامع‌تری در مقایسه با دیگر پژوهش‌های انجام شده بررسی شاخص‌های هوازدگی در کاربری‌های مختلف به عنوان منابع رسوب در حوضه آبخیز الوند پرداخته شده که تنها تعدادی محدودی از شاخص‌های هوازدگی را بررسی کرده‌اند (Derakhshan et al., 2024; Mohammadi Raigani et al., 2019)، در پژوهش حاضر ۴۲ شاخص به عنوان ردیاب‌های جدید مورد بررسی قرار گرفت. خواص ژئوشیمیایی خاک، معمولاً خاک سطحی را بر اساس تفاوت‌های حاصل از هوازدگی متمایز می‌کند که کاربری اراضی و نوع استفاده از زمین در این امر بی‌تاثیر نیست. با توجه به نرخ فرسایش بالا (Derakhshan Babaei et al., 2020). از ۹ عنصر ژئوشیمیایی و ۴۲ شاخص هوازدگی که در ابتدا در فهرست نهایی قرار گرفتند، تقریباً سه چهارم آن‌ها دو تست براکت مبتنی بر محدوده معمولی را گذراندند.

انتخاب ثابت شاخص FENG، نشان دهنده رابطه نزدیک بین این شاخص، فرآیندهای هوازدگی و تکامل خاک در منطقه مورد مطالعه است، (Bauman et al., 2014. Schatz et al., 2015)به ارزیابی حساسیت شاخص‌های مختلف هوازدگی پرداختند و استفاده از شاخص FENG را توصیه کردند زیرا تغییرات در شدت هوازدگی را با دقت بیشتری منعکس می‌کند. با این حال، در این‌جا ذکر این نکته مهم است که شاخص‌هایی مانند FENG بر عناصری مانند Na، K یا Ca تکیه دارند و این ممکن است در صورت وجود کربنات‌های (ثانویه) یا نمک‌های سدیم، منجر به سوگیری شود (Buggle et al., 2011; Bauman et al., 2014; Schatz et al., 2015). در پژوهش حاضر به بررسی سهم منابع رسوب کاربری‌های مختلف زمین براساس تکنیک منشأیابی و با استفاده از شاخص‌های هوازدگی به همراه عناصر ژئوشیمیایی به عنوان ردیاب برای تشخیص و تعیین سهم هریک از منابع در میزان تولید رسوب حوضه آبخیز الوند پرداخته شد. به این جهت از کاربری‌های مختلف که شامل کشت آبی، کشت دیم و مراتع می‌باشد در مجموع ۲۸ نمونه خاک برداشت شد و با استفاده از تکنیک منشایابی رسوب سهم هر یک از کاربری‌ها مشخص گردید. نتایج بیانگر این مطلب است که زمین‌های زیر کشت دیم با وجود اینکه کمترین مساحت تحت پوشش را دارند اما به نظر می‌رسد به دلیل عدم رعایت اصول کشاورزی بیشترین میزان تولید رسوب ۵۳/۷ درصد را در مقایسه با دیگر کاربری‌ها دارد. و عنصر شیمیایی Na و شاخص هوازدگی FENG از میان ۹ عنصر و ۴۲ شاخص هوازدگی مورد بررسی به عنوان بهترین ردیاب که بیشترین قدرت تفکیک منابع رسوب را دارند، شناخته شدند. بر این اساس می‌توان نتیجه گرفت که عدم مدیریت درست در استفاده از زمین و مسائلی همانند شخم در جهت شیب زمین و کشت محصول در زمین‌های شیب‌دار یا روش‌های نادرست در جهت آماده‌سازی زمین برای کشت مجدد از عوامل تاثیر گذار در فرسایش و تولید رسوب می‌باشند که در منطقه مورد مطالعه نیز در بازدید میدانی این امر مشهود بوده است.

منابع

1. Ahmadi, H., 1999. Applied Geomorphology: Water Erosion, vol. 1. *University of Tehran Publishing Institute, Iran* (in Persian).
2. Alewell, C., Birkholz, A., Meusburger, K., Schindler Wildhaber, Y., Mabit, L., 2016. Quantitative sediment source attribution with compound-specific isotope analysis in a C3 plant-dominated catchment (central Switzerland). Biogeosciences 13, 1587–1596. https://doi.org/10.5194/bg-13-1587-2016.

[DOI: 10.61186/jeer.14.4.62]

3. Arabkhedri,M., Valikhojeini, A., Hakimkhani, S., Charkhabi, A., Telvari, A., 2005. Estimation and Mapping of Sediment Yield for Iran. *Research Institute of Soil Conservation and Watershed Management, Tehran* (in Persian).
4. Bahlburg, H., & Dobrzinski, N. (2011). Chapter 6 A review of the Chemical Index of Alteration (CIA) and its application to the study of Neoproterozoic glacial deposits and climate transitions. *Geological Society, London, Memoirs*, *36*(1), 8 -92.https://doi.org/10.1144/M36.6
5. Beaulieu, E., Goddéris, Y., Labat, D., Roelandt, C., Oliva, P., & Guerrero, B. (2010). Impact of atmospheric CO2 levels on continental silicate weathering. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, *11*(7). https://doi.org/10.1029/2010GC003078.
6. Calitri, F., Sommer, M., Norton, K., Temme, A., Brandová, D., Portes, R., ... & Egli, M. (2019). Tracing the temporal evolution of soil redistribution rates in an agricultural landscape using 239+ 240Pu and 10Be. *Earth Surface Processes and Landforms*, *44*(9), 1783-1798. https://doi.org/10.1002/esp.4612
7. Chen, F., Zhang, F., Fang, N., & Shi, Z. (2016). Sediment source analysis using the fingerprinting method in a small catchment of the Loess Plateau, China. *Journal of soils and sediments*, *16*, 1655-1669. https://doi.org/10.1007/s11368-015-1336-7
8. Chen, F. X., Fang, N. F., Wang, Y. X., Tong, L. S., & Shi, Z. H. (2017). Biomarkers in sedimentary sequences: Indicators to track sediment sources over decadal timescales. *Geomorphology*, *278*, 1-11.https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.10.027
9. Chen, Q., Li, Z., Dong, S., Yu, Q., Zhang, C., & Yu, X. (2021). Applicability of chemical weathering indices of eolian sands from the deserts in northern China. *Catena*, *198*, 105032.https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.105032
10. Cho, T., & Ohta, T. (2022). A robust chemical weathering index for sediments containing authigenic and biogenic materials. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, *608*, 111288.https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2022.111288.
11. Collins, A., Walling, D., & Leeks, G. J. L. (1996). Composite fingerprinting of the spatial source of fluvial suspended sediment: a case study of the Exe and Severn River basins, United Kingdom. *Géomorphologie: relief, processus, environnement*, *2*(2), 41-53.https://doi.org/10.3406/morfo.1996.877
12. Collins, A. L., Walling, D. E., & Leeks, G. J. L. (1997). Source type ascription for fluvial suspended sediment based on a quantitative composite fingerprinting technique. *Catena*, *29*(1), 1-27.https://doi.org/10.1016/S0341-8162(96)00064-1.
13. Collins, A. L., Pulley, S., Foster, I. D., Gellis, A., Porto, P., & Horowitz, A. J. (2017). Sediment source fingerprinting as an aid to catchment management: a review of the current state of knowledge and a methodological decision-tree for end-users. *Journal of environmental management*, *194*, 86-108.https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.075.
14. Collins, A. L., Blackwell, M., Boeckx, P., Chivers, C. A., Emelko, M., Evrard, O., ... & Zhang, Y. (2020). Sediment source fingerprinting: benchmarking recent outputs, remaining challenges and emerging themes. *Journal of Soils and Sediments*, *20*, 4160-4193., https://doi.org/10.1007/s11368-020-02755-4.
15. Derakhshan-Babaei, F., Nosrati, K., Tikhomirov, D., Christl, M., Sadough, H., & Egli, M. (2020). Relating the spatial variability of chemical weathering and erosion to geological and topographical zones. *Geomorphology*, *363*, 107235. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2020.107235
16. Derakhshan-Babaei, F., Nosrati, K., Fiener, P., Egli, M., & Collins, A. L. (2024). Source fingerprinting sediment loss from sub-catchments and topographic zones using geochemical tracers and weathering indices. *Journal of Hydrology*, *633*, 131019, https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.131019.
17. Dzombak, R. M., & Sheldon, N. D. (2022). Terrestrial records of weathering indicate three billion years of dynamic equilibrium. *Gondwana Research*, *109*, 376-393.https://doi.org/10.1016/j.gr.2022.05.009.
18. Egli, M., & Poulenard, J. (2016). Soils of mountainous landscapes. *International Encyclopedia of Geography: People, the Earth, Environment and Technology: People, the Earth, Environment and Technology*, 1-10. https://doi.org/10.1002/9781118786352.wbieg0197

[DOI: 10.61186/jeer.14.4.62]

19. Gaspar, L., Blake, W.H., Smith, H.G., Lizaga, I., Navas, A., 2019b. Testing the sensitivity of a multivariate mixing model using geochemical fingerprints with artificial mixtures. Geoderma 337, 498–510. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.10.005.
20. Glendell, M., Jones, R., Dungait, J. A. J., Meusburger, K., Schwendel, A. C., Barclay, R., ... & Meersmans, J. (2018). Tracing of particulate organic C sources across the terrestrial-aquatic continuum, a case study at the catchment scale (Carminowe Creek, southwest England). *Science of the total environment*, *616*, 1077-1088.https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.211.
21. Goddéris, Y., Donnadieu, Y., Tombozafy, M., & Dessert, C. (2008). Shield effect on continental weathering: implication for climatic evolution of the Earth at the geological timescale. *Geoderma*, *145*(3-4), 439-448 https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.01.020.
22. Hammond, R., & McCullagh, P. S. (1978). Quantitative techniques in geography: an introduction. *OUP Catalogue*.
23. Hancock, G. J., & Revill, A. T. (2013). Erosion source discrimination in a rural Australian catchment using compound-specific isotope analysis (CSIA). *Hydrological Processes*, *27*(6), 923-932. https://doi.org/10.1002/hyp.9466
24. Hayes, N. R., Buss, H. L., Moore, O. W., Krám, P., & Pancost, R. D. (2020). Controls on granitic weathering fronts in contrasting climates. *Chemical Geology*, *535*, 119450. https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2019.119450
25. Jalalian, A., Ghahareh, M., Karimzadeh, H., 1994. Erosion and sediment in some drainage basin of Iran. 4th Iranian Soil sciences Congress, Isfahan. 9–15 (in Persian).
26. Koiter, A. J., Owens, P. N., Petticrew, E. L., & Lobb, D. A. (2013). The behavioural characteristics of sediment properties and their implications for sediment fingerprinting as an approach for identifying sediment sources in river basins. *Earth-Science Reviews*, *125*, 24-42. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.05.009
27. Lizaga, I., Gaspar, L., Blake, W. H., Latorre, B., & Navas, A. (2019). Fingerprinting changes of source apportionments from mixed land uses in stream sediments before and after an exceptional rainstorm event. *Geomorphology*, *341*, 216-229. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2019.05.015
28. Li, Y., Jiang, Z., Yu, Y., Shan, Z., Lan, F., Yue, X., ... & Rodrigo-Comino, J. (2020). Evaluation of soil erosion and sediment deposition rates by the 137 Cs fingerprinting technique at different hillslope positions on a catchment. *Environmental Monitoring and Assessment*, *192*, 1-13, https://doi.org/10.1007/s10661-020-08680-w.
29. Liu, C., Wu, Z., Hu, B. X., & Li, Z. (2021). Linking recent changes in sediment yields and aggregate-associated organic matter sources from a typical catchment of the Loess Plateau, China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *321*, 107606. https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107606.
30. Marshall, H. G., Walker, J. C., & Kuhn, W. R. (1988). Long-term climate change and the geochemical cycle of carbon. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, *93*(D1), 791-801. https://doi.org/10.1029/JD093iD01p00791
31. Raigani, Z. M., Nosrati, K., & Collins, A. L. (2019). Fingerprinting sub-basin spatial sediment sources in a large Iranian catchment under dry-land cultivation and rangeland farming: combining geochemical tracers and weathering indices. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, *24*, 100613., https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2019.100613.
32. Moore, J. W., & Semmens, B. X. (2008). Incorporating uncertainty and prior information into stable isotope mixing models. *Ecology letters*, *11*(5), 470-480. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01163.x
33. Nadłonek, W., & Bojakowska, I. (2018). Variability of chemical weathering indices in modern sediments of the Vistula and Odra Rivers (Poland). *Applied Ecology & Environmental Research*, *16*(3). http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1603_24532473
34. Négrel, P., Sadeghi, M., Ladenberger, A., Reimann, C., Birke, M., & GEMAS Project Team. (2015). Geochemical fingerprinting and source discrimination of agricultural soils at continental scale. *Chemical geology*, *396*, 1-15. https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2014.12.004
35. Nosrati, K., Govers, G., Semmens, B. X., & Ward, E. J. (2014). A mixing model to incorporate uncertainty in sediment fingerprinting. *Geoderma*, *217*, 173-180.https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.12.002.

[DOI: 10.61186/jeer.14.4.62]

36. Nosrati, K., Collins, A. L., & Madankan, M. (2018). Fingerprinting sub-basin spatial sediment sources using different multivariate statistical techniques and the Modified MixSIR model. *CATENA*, 164, 32-43, https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.01.003.
37. Owens, P. N., Blake, W. H., Gaspar, L., Gateuille, D., Koiter, A. J., Lobb, D. A., ... & Woodward, J. C. (2016). Fingerprinting and tracing the sources of soils and sediments: Earth and ocean science, geoarchaeological, forensic, and human health applications. *Earth-Science Reviews*, *162*, 1-23. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.08.012
38. Palazón, L., Latorre, B., Gaspar, L., Blake, W. H., Smith, H. G., & Navas, A. (2015). Comparing catchment sediment fingerprinting procedures using an auto-evaluation approach with virtual sample mixtures. *Science of the Total Environment*, *532*, 456-466. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.003
39. Parnell, A. C., Inger, R., Bearhop, S., & Jackson, A. L. (2010). Source partitioning using stable isotopes: coping with too much variation. *PloS one*, *5*(3), e9672. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0009672
40. Parnell, A., & Jackson, A. (2011). SIAR: stable isotope analysis in R. R package v. 4.1. 3. *See https://cran. r-project. org/web/packages/siar/index. html*. http://cran.rproject.org/web/packages/siar/index.html.
41. Price, J. R., & Velbel, M. A. (2003). Chemical weathering indices applied to weathering profiles developed on heterogeneous felsic metamorphic parent rocks. *Chemical geology*, *202*(3-4), 397-416.https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2002.11.001.
42. Pulley, S., & Collins, A. L. (2018). Tracing catchment fine sediment sources using the new SIFT (SedIment Fingerprinting Tool) open source software. *Science of the Total Environment*, *635*, 838-858. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.126
43. Shao, J., Yang, S., & Li, C. (2012). Chemical indices (CIA and WIP) as proxies for integrated chemical weathering in China: inferences from analysis of fluvial sediments. *Sedimentary Geology*, *265*, 110-120. https://doi.org/10.1016/j.sedgeo.2012.03.020
44. Walling, D. E., & Woodward, J. C. (1995). Tracing sources of suspended sediment in river basins: a case study of the River Culm, Devon, UK. *Marine and Freshwater Research*, *46*(1), 327-336. https://doi.org/10.1071/MF9950327
45. Walling, D. E., Collins, A. L., Jones, P. A., Leeks, G. J. L., & Old, G. (2006). Establishing fine-grained sediment budgets for the Pang and Lambourn LOCAR catchments, UK. *Journal of hydrology*, *330*(1-2), 126-141. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.04.015
46. Walling, D. E., Collins, A. L., & Stroud, R. W. (2008). Tracing suspended sediment and particulate phosphorus sources in catchments. *Journal of Hydrology*, *350*(3-4), 274-289. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.10.047
47. Winnick, M. J., & Maher, K. (2018). Relationships between CO2, thermodynamic limits on silicate weathering, and the strength of the silicate weathering feedback. *Earth and Planetary Science Letters*, *485*, 111-120. https://doi.org/10.1016/j.epsl.2018.01.005.
48. Wilkinson, S. N., Hancock, G. J., Bartley, R., Hawdon, A. A., & Keen, R. J. (2013). Using sediment tracing to assess processes and spatial patterns of erosion in grazed rangelands, Burdekin River basin, Australia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *180*, 90-102. https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.02.002
49. Wilson, M. J. (2004). Weathering of the primary rock-forming minerals: processes, products and rates. *Clay Minerals*, *39*(3), 233-266. https://doi.org/10.1180/0009855043930133
50. Yu, L. I. Z. H. O. N. G., & Oldfield, F. (1989). A multivariate mixing model for identifying sediment source from magnetic measurements. *Quaternary Research*, *32*(2), 168-181.. https://doi.org/10.1016/0033-5894(89)90073-2

[DOI: 10.61186/jeer.14.4.62]