

بررسی عوامل مؤثر در تولید رسوب حاصل از فرسایش خندقی در حوضه‌های آبخیز کوچک (مطالعه موردی: حوضه آبخیز دره کره - بوشهر)

علی‌اکبر نظری سامانی* - دکتری آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران
حسن احمدی - استاد دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران
محمد جعفری - استاد دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران
جمال قدوسی - استادیار پژوهشی مرکز تحقیقات حفاظت خاک و آبخیزداری

پذیرش مقاله: ۸۷/۱۰/۹ تأیید نهایی: ۸۸/۶/۲

چکیده

فرسایش خندقی به‌عنوان یکی از اشکال فرسایش خاک به‌وسیله آب، از فرایندهای مهم تخریب سرزمین در ایران به‌شمار می‌آید که تحت شرایط خاص محیطی به وقوع می‌پیوندد. هدف از پژوهش حاضر عبارت است از بررسی قابلیت روش منشأیابی ترکیبی در شناسایی میزان رسوب حاصل از فرسایش خندقی، با استفاده از ترکیب ردیاب‌های مختلف (کربن آلی، نیتروژن، فسفر، نسبت C/N و سزیم ۱۳۷) در سه حوزه آبخیز کوچک با مساحت‌های ۵، ۲۵ و ۱۷۵ هکتار. یافته‌های تحقیق حاکی از آن است که سهم فرسایش خندقی در تولید رسوب بین ۸۶ و ۹۹ درصد متغیرست. مساحت حوضه، کاربری اراضی و تراکم خندق از مهم‌ترین عوامل این تغییر به‌شمار می‌آیند. مسلماً با افزایش مساحت آبخیز، طول دامنه‌ها بیشتر می‌شود و بنابراین فرایندهای تخریب دامنه‌ای (فرسایش سیاری و سطحی) نسبت به خندق‌ها رسوب کمتری تحویل سامانه زهکش می‌دهند. براساس میزان دقت مدل منشأیابی، ردیاب سدیم ۱۳۷ با خطای ۰/۱۲۰ درصد دقیق‌ترین نتیجه را برای جدایی منابع رسوب سطحی و زیرسطحی (خندقی) به دست می‌دهد. با توجه به تأثیر فرایندهایی از قبیل فرسایش خندقی، کناری و رودخانه‌ای در میزان رسوب تولیدی حوزه‌های آبخیز، بسیاری از مدل‌ها از قبیل USLE، MUSLE، WEPP، EUROSEM، GUEST و اندازه‌گیری‌های انجام‌شده به‌وسیله پلات‌های فرسایشی با در نظر گرفتن فرایندها و فرسایش پاشمان، سطحی و شبیاری نتایج دور از واقعیت ارائه می‌دهند که همواره باید مدنظر مدیران و پژوهشگران این رشته قرار بگیرد.

کلیدواژه‌ها: فرسایش خندقی، سهم رسوب، منشأیابی، ژئومورفولوژی، سزیم ۱۳۷.

مقدمه

فرسایش خاک به‌وسیله آب یکی از مهم‌ترین فرایندهای تخریب سرزمین به‌ویژه در مناطق نیمه‌خشک به‌شمار می‌آید. از

میان انواع مختلف اشکال فرسایش آبی، فرسایش خندقی یکی از مهم‌ترین رخداد‌های مؤثر در نابودی خاک، تغییر منظر زمین و منابع آب و پسرفت اراضی است (Poesen et al., 2003, 92؛ احمدی، ۱۳۸۵، ۲۵۶-۲۵۴). براساس نتایج حاصل از تحقیقات اخیر، این نوع فرسایش از دو جنبه بر محیط زیست تأثیر می‌گذارد. الف) با تخریب افق‌های سطحی و زیرین خاک، موجب تولید رسوب در حجم زیاد و نابودی بستر تولید می‌شود، ب) تشدید تخلیه رواناب‌های سطحی و کاهش حجم جریان آب‌های زیرزمینی از طریق کوتاه کردن ارتباط بین مناطق بالادست و پایین‌دست (Prosser, 1996, 689) پذیرفته در زمینه فرسایش آبی در طی چند دهه اخیر بر روی فرایندهای فرسایش شیاری (تمرکز هرزآب‌ها) و بین‌شیاری (پاشمانی و سطحی) تأکید داشته‌اند (Poesen et al., 2002, 229 & Bull & Kirby, 2003, 266). این در حالی است که سهم فرسایش خندقی در روند تخریب خاک و سرزمین نه تنها کمتر از سایر انواع فرسایش نیست، بلکه در بسیاری از موارد این نوع فرسایش منبع و منشأ تولید بخش اعظم رسوبات در حوزه‌های آبخیز است. به‌طور مثال، سهم فرسایش خندقی در استرالیا معادل ۳۷ درصد (Wasson 1996, 146) چین و بلژیک به ترتیب ۸۷ و ۳۰-۴۰ درصد است (Vandaele et al., 1996, 162). با توجه به تغییرات سهم مشارکت این نوع فرسایش در تولید رسوب در آبخیزهای مختلف، دامنه سهم فرسایش خندقی در مجموع بین ۹۴-۱۰ درصد در مناطق مختلف دنیا برآورد شده است (Poesen et al., 2003, 94). در این میان نقش مقیاس‌های زمانی و مکانی در تحقیقات انجام شده نباید از نظر دور بماند. پیوزن و همکاران (2002, 96-97) با محاسبه مقدار فرسایش خندقی در سطوح مختلف (از ۲/۶ تا ۱۰ هکتار) به این نتیجه رسیدند که سهم این پدیده در تخریب خاک بین ۳۳ تا ۸۵ درصد متغیر است. بنابراین به شرط ثابت بودن شرایط، با افزایش سطح آبخیز، سهم اثر فرسایش خندقی نیز افزایش می‌یابد. همچنین هرگاه بر مبنای تحقیقات پلات فرسایش و یا باران‌ساز عمل شود، سهم اثر فرسایش خندقی صفر می‌گردد. اما آنچه مسلم است، دامنه مساحت ۱ تا ۱۰ هکتار به‌عنوان محدوده آستانه بسیار مهم برای بیشتر شدن فرسایش خندقی در منابع مختلف مورد اشاره قرار گرفته است.

بر مبنای متون پژوهشی، در ایران تحقیقات مربوط به سهم اثر حاصل از فرسایش خندقی نسبت به سایر فرایندهای فرسایش خاک بسیار ناچیز بوده است. همچنین بیشترین تحقیقات انجام‌پذیرفته در ایران مربوط به طبقه‌بندی خندق‌ها و عوامل مؤثر در ایجاد آن است (مانند شهریور، ۱۳۷۶؛ راهی، ۱۳۷۷؛ قدوسی، ۱۳۸۲؛ قدوسی و داوری، ۱۳۸۴؛ صوفی، ۱۳۸۴؛ صیادی، ۱۳۸۵؛ راهی و همکاران، ۱۳۸۴). قدوسی (۱۳۸۲، ۱۵) ۲۵ درصد از رسوبات سد سفیدرود را حاصل از فرسایش خندقی در سازندهای مارنی ذکر کرده است. البته وی در مورد نحوه محاسبه این مقدار، اطلاعاتی را به دست نداده است.

در روش‌های منشأیابی رسوب^۱، براساس مجموعه‌ای از ویژگی‌های کانی‌شناسی، رنگ مواد آلی، ویژگی‌های مغناطیسی و یا عناصر ژئوشیمیایی (اصلی و نادر) خاکی و یا رادیونکلئوتیدها (ویژه هسته‌ها)، انگشت‌نگاری یا ردیابی، تعیین موقعیت مکانی منابع اصلی رسوب صورت می‌پذیرد (Collins & Walling 2004, 16). در این روش از

ردیاب‌هایی مانند: خصوصیات فیزیکی، ژئوشیمیایی و بیوژنیک (میزان کربن، نسبت کربن به نیتروژن، میکروفسیل‌ها و ماکروفسیل‌های جانوری و گیاهی) رسوب برای تعیین منابع رسوب و اهمیت آنها استفاده می‌شود.

روش مذکور را والین و وودوارد در ۱۹۹۵ ابداع کردند و با تحقیقات بعدی به‌وسیله کالینز و همکاران (۱۹۹۷) تکمیل‌تر گردید. روش‌های منشأیابی رسوب بر مبنای مدلی ترکیبی به‌صورت گام به گام انجام می‌شود:

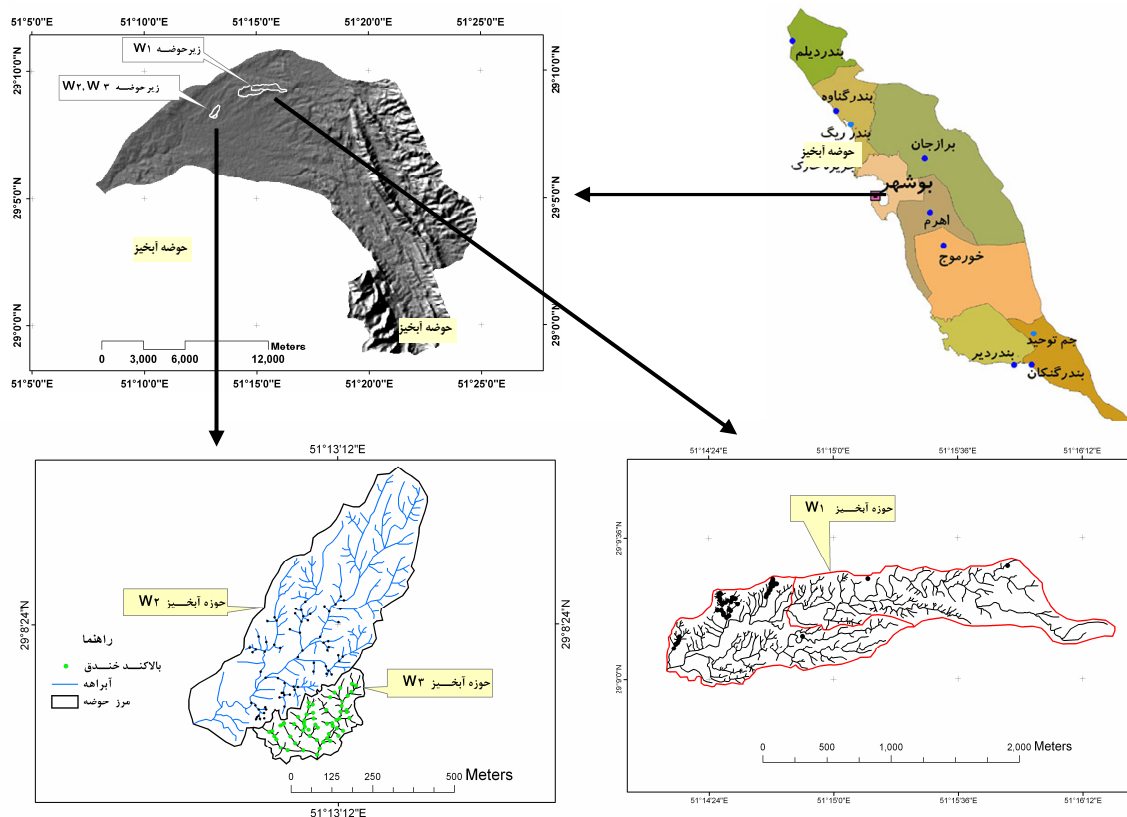
۱. جمع‌آوری نمونه‌های خاک از منابع مختلف رسوب و آماده‌سازی نمونه‌ها؛
۲. انجام تجزیه‌های شیمیایی برای تعیین ردیاب‌ها بر اساس روش‌های استاندارد و کم‌خطا؛
۳. انتخاب اولیه ردیاب‌ها بر مبنای معیارهای مختلف (حکیم‌خانی، ۱۳۸۵، ۱۰۰-۹۵)؛
۴. تعیین ترکیب بهینه ردیاب‌ها بر اساس آزمون‌های آماری چندمتغیره و تعیین ترکیب بهینه که بتواند حداکثر تفاوت را بین منابع رسوب نشان دهد؛
۵. محاسبه مدل ترکیبی و ضرایب مربوط به ارزیابی نتایج حاصل از آن.

با توجه به اهمیت فرسایش خندقی در تخریب اراضی و تولید رسوب حوضه‌های آبخیز و گسترش روزافزون روش‌های منشأیابی رسوب، ضرورت انجام تحقیقات مختلف در یافتن سهم اثر انواع مختلف فرسایش در تولید رسوب و قابلیت این روش‌ها، اهمیت بسزایی می‌یابد. همچنین یافته‌های منشأیابی می‌تواند منبعی مفید برای اولویت‌بندی انجام اقدامات حفاظت خاک و مدیریت اراضی به‌شمار آید.

هدف از پژوهش حاضر، بررسی قابلیت روش منشأیابی ترکیبی در شناسایی میزان رسوب حاصل از فرسایش خندقی و عوامل محیطی مؤثر بر آن در استان بوشهر است.

مواد و روش‌ها

استان بوشهر با مساحتی در حدود ۲۸ هزار کیلومترمربع در قسمت جنوب غربی کشور واقع شده است. منطقه مورد مطالعه واقع در حوضه آبخیز دره کره با مختصات به مساحت ۲۹۷۵۰ هکتار و میانگین بارش سالانه ۲۵۰ میلی‌متر است (شکل ۱). برای انجام پژوهش، سه زیرحوضه آبخیز مجاور یکدیگر واقع در قسمت‌های تپه‌ماهور این حوضه آبخیز که دارای اراضی خندقی شده هستند انتخاب گردید و مراحل بعدی تحقیق در آنها انجام پذیرفت. این سه زیرحوضه در محدوده جغرافیایی $51^{\circ} - 12' - 51''$ تا $51^{\circ} - 14' - 53''$ طول شرقی و عرض جغرافیایی $28^{\circ} - 8' - 6''$ تا $3^{\circ} - 9' - 28''$ شمالی واقع‌اند. از نظر زمین‌شناسی، حوضه اصلی دارای تشکیلات آهک گوری در ارتفاعات و سازندهای آغاچاری، گچساران و کنگلومرای بختیاری در کوهپایه‌ها و در محدوده دشت‌سرها و دهانه‌های خروجی متشکل از سازند کواترن است. وضعیت شکل زمین و ژئومورفولوژی منطقه از دو واحد کلان کوهستان و دشت‌سر تشکیل شده است. هر سه زیرحوضه منتخب در محدوده تپه‌ماهور قرار گرفته‌اند و سازند زمین‌شناسی آنها متشکل است از رسوبات کواترنی حاصل از تخریب سازندهای بالادست. کاربری اراضی عمده آنها، اراضی مرتعی است و در بعضی مناطق دیمزار رها شده است. زیرحوضه‌های مطالعاتی با نام‌های W_1 ، W_2 و W_3 و دارای مساحت ۱۷۵، ۲۵ و ۵ هکتار هستند. برخی از ویژگی‌های فیزیوگرافی این سه زیرحوضه در جدول ۷ آورده شده است.



شکل ۱. موقعیت جغرافیایی حوضهٔ آبخیز در کره و زیرحوضه‌های مورد مطالعه

روش تحقیق

تهیه نقشهٔ حوضهٔ آبخیز خندق‌ها از طریق ارتوفتو عکس‌های هوایی

رقومی کردن عکس‌های هوایی با استفاده از اسکن دیپازتو به همراه اطلاعات کالیبراسیون دوربین، علائم حاشیه‌ای عکس^۱، نقاط کنترل زمینی و حل مدل ریاضی عکس‌های هوایی انجام شد. سپس با حضور در منطقه و حرکت در طول خندق‌ها با فواصل ۲۰ متر از یکدیگر اطلاعات زمینی و نوع کاربری اراضی کل زیرحوضه‌ها به وسیلهٔ GPS برداشت گردید.

نمونه‌گیری از خاک سطح، دیوارهٔ خندق‌ها و رسوبات، برای انجام منشأیابی

برحسب نسبت عرض و عمق، خندق‌های دائمی بیشتر خاک زیرسطحی را تخریب می‌کنند. بنابراین برای تعیین سهم رسوب تولیدی ناشی از این پدیده لازم است که از ردیاب‌هایی استفاده شود که بتوانند خاک سطحی را از زیرسطحی تفکیک کنند. با مراجعه به منطقه، در مجموع سه گروه نمونه‌برداری در هر زیرحوضه انجام پذیرفت:

1. Fiducial Mark

- خاک سطحی: این نمونه‌ها از عمق (۰-۲۰ سانتی‌متر) از کاربری‌های مختلف (مرتع و دیمزار) و از شیب‌های مختلف برداشت شد (حداقل ۴ نمونه).
- خاک زیرسطحی: این نمونه‌ها از دیواره جدار خندق‌های واقع شده در محدوده بالاکندها و یا دیواره جانبی از محل کف خندق تا عمق ۲۰ سانتی‌متر برداشته شد. تعداد نمونه‌ها براساس میزان فرسایش خندقی و یا مساحت زیرحوضه‌ها متفاوت است. در مجموع، ۲۵ نمونه از خاک سطحی مراتع، ۱۵ نمونه از دیمزارها و ۲۷ نمونه از دیواره خندق‌ها برداشت شد.
- نمونه‌های رسوب: از نقاط مختلف آبراهه اصلی واقع در محل خروجی هر زیرحوضه ۵ نمونه از رسوبات موجود در کف بستر آبراهه‌ها و مناطق چاله‌مانند جمع‌آوری شد. در زیرحوضه چهار، به دلیل وجود یک بند رسوبگیر در نقطه میانی حوضه، از رسوبات سطحی آن نیز نمونه‌برداری شد. در مجموع ۲۷ نمونه از رسوبات از چهار زیرحوضه برداشت شد و پس از شماره‌گذاری به آزمایشگاه منتقل گردید.

مدل ترکیب خطی ردیاب‌ها

براساس معادلات کالینز و همکاران (1997, 8-9) با استفاده از معادله ماتریسی ارائه شده در (رابطه ۱) معادلات برای هر کدام از ردیاب‌ها حل شد.

$$\begin{bmatrix} \bar{X}_{11} & \bar{X}_{12} \\ \bar{X}_{21} & \bar{X}_{22} \\ \bar{X}_{31} & \bar{X}_{32} \\ \bar{X}_{41} & \bar{X}_{42} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} a_1 \\ a_2 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \hat{X}_1 \\ \hat{X}_2 \\ \hat{X}_3 \\ \hat{X}_4 \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} \varepsilon_1 \\ \varepsilon_2 \\ \varepsilon_3 \\ \varepsilon_4 \end{bmatrix} \quad (\text{رابطه ۱})$$

\bar{X}_{11} : متوسط ردیاب اول در خاک سطحی، \bar{X}_{12} : متوسط ردیاب اول در خاک زیرسطحی؛

a_1 و a_2 : سهم رسوب تولیدی مربوط به خاک سطحی و زیرسطحی؛

\hat{X}_1 : متوسط ردیاب اولیه در نمونه‌های رسوب و ε_1 : خطای برآوردی ردیاب اول.

حل ماتریسی معادلات فوق با فرض $0 < a_1 + a_2 \leq 1$ انجام شد.

برای حداقل کردن تابع مربع خطا از طریق روش عددی بهینه حداقل مربعات (رابطه ۲) عمل شد.

$$R = \sum_{i=1}^m \left[\frac{X_i - \left(\sum_{j=1}^n a_{ij} b_j \right)}{X_i} \right]^2 W_i \quad (\text{رابطه ۲})$$

با توجه به اینکه نمونه‌های انتخابی کوچک‌تر از ۶۳ میکرون بودند، از اعمال ضرایب غنی شدن می‌توان صرف‌نظر کرد (Walling, 2005, 161-162). ضرایب اصلاحی مربوط به مواد آلی از طریق تقسیم متوسط کربن آلی رسوبات خروجی بر کربن آلی هر کدام از منابع رسوب به‌دست آمد.

بررسی میزان سهم رسوب حاصل از هر منبع رسوب و انتخاب بهترین ردیاب

پس از حل معادلات (۱) و (۲)، براساس معیار باقی‌مانده ریشه میانگین مربعات خطا^۱ (RRMSE) میزان دقت مدل محاسبه شد و بهترین ردیاب تعیین گردید.

$$RRMSE = \frac{\sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}}{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n O_i} \quad (\text{رابطه ۳})$$

O_i : مقدار مشاهده‌شده غلظت ردیاب i ام در رسوبات خروجی، P_i : مقدار غلظت ردیاب برآورد شده در معادلات

بهینه‌سازی شده در رابطه (۱) و (۲).

بررسی تأثیر متغیرهای ژئومورفولوژی و مقیاس مکانی در سهم رسوب تولیدی

شاخص‌های کمی از قبیل طول دامنه (اندازه‌گیری شده از روی عکس‌های هوایی)، تراکم خندق‌ها (تعداد خندق تقسیم بر مساحت)، تراکم زهکش (طول کل شبکه زهکش تقسیم بر مساحت)، ضریب کشیدگی حوضه و مساحت اراضی کشاورزی (دیم) محاسبه شدند و ارتباط آنها با سهم رسوب تولیدی خندق‌ها و تأثیر بر تفاوت‌های موجود از طریق همبستگی مورد بررسی قرار گرفت.

یافته‌های تحقیق

آماره‌های توصیفی ردیاب‌ها

جدول ۱ آماره‌های توصیفی ردیاب‌ها را برای منابع رسوب در هر سه زیرحوضه نشان می‌دهد. به‌طور کلی مقدار ردیاب‌های آلی منطقه، از جمله کربن آلی و نیتروژن، دارای غلظت بسیار پایینی است. علت این امر در درجه اول شرایط اقلیمی منطقه و در مرحله دوم نوع خاک‌های منطقه است. پایین بودن مقدار شاخص $\frac{C}{N}$ (کمتر از ۲۰) سبب می‌شود که روند تجزیه مواد آلی سریع‌تر شود و به نوبه خود قبل از همه ازت خاک مینیرالیزه می‌شود (جعفری و سرمدیان، ۱۳۸۲، ۱۵۱). بنابراین پایین بودن مقدار نیتروژن در منابع رسوب (متوسط ۰/۰۴ درصد) حاکی از آن است که پدیده نیتریفیکاسیون و تخریب ازت در مناطق خشک و نیمه‌خشک، سرعت بالایی دارد و این موضوع از موارد ضعف ردیاب‌های آلی در این اقلیم‌ها به‌شمار می‌آید و می‌تواند در اندازه‌گیری این نوع ردیاب‌ها تأثیرگذار باشد.

مقادیر سزیم ۱۳۷ بین صفر در خاک زیرسطحی و جداره خندق‌ها تا حداکثر ۵۵ بکرل بر کیلوگرم (Bq/kg) در خاک‌های سطحی متغیر است. به همین دلیل نیز ضریب تغییرات ردیاب دارای بیشترین مقدار (حداکثر ۳۵۷ درصد در آبخیز W3) است. کالینز و همکاران (2001) نیز در بررسی قابلیت ردیاب سزیم ۱۳۷ در تفکیک منابع رسوب سطح و زیرسطحی در منطقه جنوبی کشور زامبیا، تغییرپذیری مکانی این ردیاب را از ویژگی‌های مفید منطقه برشمردند.

همچنین مثبت بودن چولگی داده‌های این تحقیق می‌تواند نشان‌دهنده این باشد که در منطقه مورد مطالعه تأثیرات ناشی از آلودگی‌های زیست‌محیطی وجود ندارد و در عوض اثر عواملی از قبیل آلتزه شدن و تجزیه مواد به همراه کانی‌سازی می‌تواند مسئله‌ای بارز قلمداد شود (همهانگ با 116, Reimon et al., 2005; Selinus & Zhang, 1998). به نقل از حکیم‌خانی، ۱۳۸۵، ۳۴۱).

جدول ۱. آماره‌های توصیفی ردیاب‌های مورد استفاده برای منشأیابی در منابع زیرحوضه‌های مختلف

چولگی	دامنه	ضریب تغییرات	انحراف معیار	میانگین	تعداد	آماره	
						ردیاب (واحد)	ردیاب (واحد)
W2	۰/۰۵۷	۰/۷۳۳	۰/۶۱۲	۰/۲۵۱	۱۲	OC (درصد)	
	-۰/۱۳۸	۰/۰۷۶	۰/۴۱۹	۰/۰۲۶	۱۲	N (درصد)	
	-۰/۴۳۹	۵/۴۸۶	۰/۲۹۹	۱/۸۰۲	۶/۰۱۷	C/N	
	۱/۵۷۶	۹/۴۸۰	۰/۵۳۷	۲/۶۸۰	۴/۹۹	P (ppm)	
	۱/۷۳۱	۵۵	۱/۱۹۲	۱۶/۳۹۳	۱۳/۷۵	CS ۱۳۷ (Bq/kg)	
W3	۰/۵۱۴	۰/۳۱۶	۰/۳۵۲	۰/۱۰۱	۱۰	OC (درصد)	
	۰/۱۶۷	۰/۰۲۰	۰/۱۷۵	۰/۰۰۷	۱۰	N (درصد)	
	۰/۲۶۸	۴/۶۹۷	۰/۲۷۵	۱/۷۲۹	۶/۲۹۶	C/N	
	۰/۹۵۸	۴/۰۷۳	۰/۳۰۵	۱/۳۱۳	۴/۳۰۷	P (ppm)	
	۱/۵۲	۴۱	۳/۵۷۸	۳۵/۷۸	۱۰	CS ۱۳۷ (Bq/kg)	
W1	۱/۲۸۲	۰/۸۰۱	۰/۵۰۴	۰/۲۰۲	۲۳	OC (درصد)	
	۱/۱۶۴	۰/۰۹۴	۰/۴۵۱	۰/۰۲۳	۲۳	N (درصد)	
	۰/۴۶۹	۱۰/۱۱	۰/۲۹۳	۷/۳۳۷	۷/۹۸۰	C/N	
	۰/۶۵۹	۶/۷۷۱	۰/۲۵۶	۱/۵۰۵	۵/۸۷۳	P (ppm)	
	۱/۸۵	۴۸	۲/۲۶۸	۴۳/۱	۱۹	CS ۱۳۷ (Bq/kg)	

بررسی آماری ردیاب‌ها برای شناسایی قابلیت تفکیک‌کنندگی ردیاب‌ها

نتایج حاصل از بررسی مقایسه‌های آماری در خصوص استفاده از توزیع کروسکال - والیس و لمان ویتنی در جدول‌های ۲ تا ۴ ذکر شده است. در هر دو آبخیز W1 و W2 که نمونه‌های خاک سطحی براساس کاربری (مرتع و دیمزار) گزینش شده‌اند، هیچ تفاوت معنی‌داری بین مقدار غلظت سزیم ۱۳۷ در خاک سطحی اراضی مرتعی و دیمزارها مشاهده نشده است (جدول ۳)، در حالی که بین نمونه‌های خاک سطحی و جداره خندقی‌های تمام ردیاب‌ها در هر سه زیرحوضه آبخیز تفاوتی معنی‌دار وجود دارد (جدول‌های ۲ و ۴). در بین ردیاب‌های ذکر شده، سزیم ۱۳۷ در تمام موارد در سطح ۱ درصد معنی‌دار شده است، در حالی که سایر ردیاب‌ها در سطح ۱ یا ۵ درصد معنی‌دار بوده‌اند.

با توجه به عدم تفاوت معنی‌دار در غلظت ردیاب‌های خاک سطحی مراتع و دیمزارها، نمونه‌های هر دو محل به صورت همزمان و در قالب خاک سطحی و نمونه‌های جدار خندق‌ها به‌عنوان خاک زیرسطحی در نظر گرفته شدند. مقایسه‌های آماری از طریق توزیع U مان ویتنی برای حوضه‌های آبخیز W_۱ و W_۲ تفاوت معنی‌داری را بین خاک سطحی و زیرسطحی نشان می‌دهد (جدول ۵).

همچنین برای بیان بهتر نتایج فوق، نمودار جعبه‌ای ردیاب سزیم ۱۳۷ آبخیز W_۲ در شکل ۲ (الف، ب) و مواد آلی مربوط به آبخیز W_۴ در شکل ۲ (ج، د) نشان داده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود، بین مقادیر غلظت ردیاب در خاک سطحی مراتع و دیمزارها تفاوت معنی‌داری وجود ندارد. اما با ادغام این دو دسته نمونه در قالب خاک سطحی، تفاوت معنی‌داری بین آنها و خاک خندق‌ها مشاهده می‌شود. از طرف دیگر، نمودارها به‌خوبی مؤید این نکته هستند که غلظت ردیاب‌ها در رسوبات خروجی، بین غلظت منابع رسوبی قرار می‌گیرد - که این مقدار بیشتر نزدیک غلظت خاک خندق‌هاست. با توجه به وجود تفاوت معنی‌دار یاد شده می‌توان گفت که تمام ردیاب‌های انتخاب شده دارای قدرت جداسازی و تفکیک منابع مختلف رسوب اعم از خاک سطحی و زیرسطحی از یکدیگرند. نتایج فوق کاملاً هماهنگ با یافته‌های قبلی از جمله حکیم‌خانی (۱۸۴-۱۷۸ و ۱۳۸۵)، کراوس و همکاران (2003, 333)، کوبو رایان و همکاران (1997, 743) و ژانگ و همکاران (1995, 103) است. البته لازم به ذکر است که اکثر پژوهشگران قبلی برای تعیین سهم فرسایش خندقی از ردیاب Cs₁₃₇ استفاده کرده‌اند اما در این تحقیق ردیاب‌های آلی نیز به آن اضافه شده است.

جدول ۲. نتیجه آزمون کروسکال - والیس برای خاک سطحی در اراضی مرتعی و دیمزار و جداره خندق‌ها (آبخیز W_۱ و W_۲)

زیرحوضه	آماره	کربن آلی	نیترژن	فسفر	C/N	Cs ₁₃₇
W _۲	کای اسکور	۸/۰۷۷	۸/۱۲۲	۶/۸۹۱	۶/۷۷۹	۹/۰۴۹
	سطح معنی‌داری	۰/۰۱۸*	۰/۰۱۷*	۰/۰۳۲*	۰/۰۳۳*	۰/۰۱۱*
W _۱	کای اسکور	۶/۶۹۵	۱۰/۸۴۱	۵/۸۸۰	۱/۰۸۳	۸/۰۲
	سطح معنی‌داری	۰/۰۳۵*	۰/۰۰۴**	۰/۰۴۳**	۰/۵۸۲ ^{ns}	۰/۰۱۸*

*: معنی‌دار در سطح ۵ درصد، **: معنی‌دار در سطح ۱ درصد، ns: عدم معنی‌داری

جدول ۳. نتیجه آزمون U مان ویتنی خاک سطحی و زیرسطحی در حوضه‌های آبخیز، W_۱ و W_۲

زیرحوضه	آماره	کربن آلی	نیترژن	فسفر	C/N	Cs ₁₃₇
W _۱	U مان ویتنی	۱۹/۵۰	۱۴/۰	۲۵/۵۰	۲۴/۰	۶/۵
	Wilcoxon W	۵۵/۵۰	۵۰/۰	۵۳/۵۰	۶۰/۰	۱۵/۵
	سطح معنی‌داری	۰/۳۳۶ns	۰/۱۲۱ns	۰/۷۷۹ns	۰/۶۹۴ns	۰/۱۳۸ns
W _۲	U مان ویتنی	۶	۵	۱	۳	۱/۵
	Wilcoxon W	۱۲	۱۵	۷	۹	۱۱/۵
	سطح معنی‌داری	۱ns	۰/۷۲۴ns	۰/۰۷۷ns	۰/۲۸۹ns	۰/۱۰۸ns

جدول ۴. نتیجه آزمون U مان ویتنی خاک سطحی و زیرسطحی در حوضه آبخیز W_۳

Cs۱۳۷	C/N	فسفر	نیتروژن	کربن آلی	
۰/۰۰۰	۲/۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	U مان ویتنی
۱۸	۱۷	۱۵	۱۵	۱۵	Wilcoxon W
۰/۰۰۱**	۰/۰۲۸*	۰/۰۰۹**	۰/۰۰۹**	۰/۰۰۹**	سطح معنی‌داری

** معنی‌دار در سطح ۵ درصد، *** معنی‌دار در سطح ۱ درصد، ns: عدم معنی‌داری

جدول ۵. مقایسه آماری بین خاک سطحی و زیرسطحی در آبخیز، W_۱ و W_۲

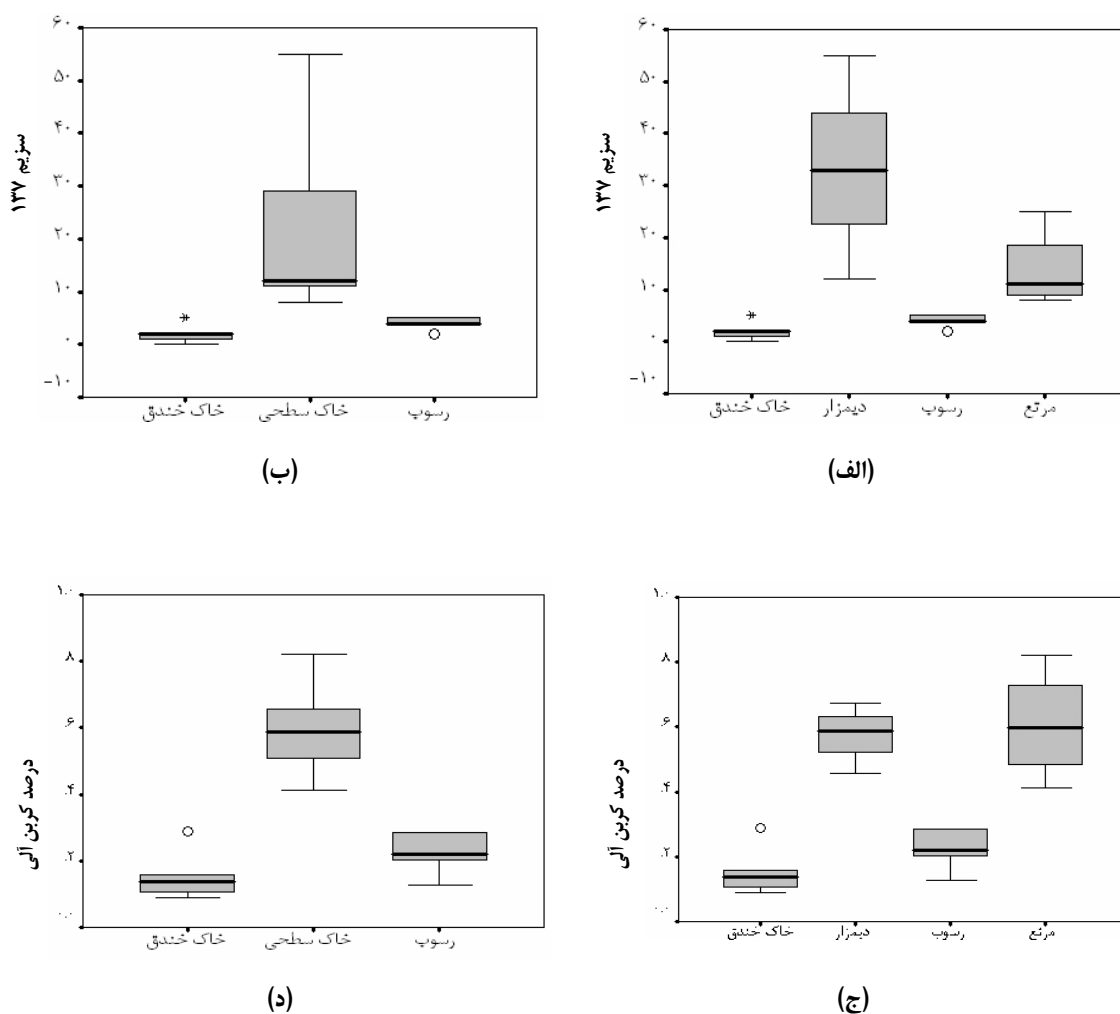
Cs۱۳۷	C/N	فسفر	نیتروژن	کربن آلی	آماره	زیرحوضه
۰/۰۰۱	۴۵/۰۰۰	۲۳/۰۰۰	۱۲/۰۰۰	۲۲/۰۰۰	U مان ویتنی	W _۲
۱۸	۱۶۵/۰۰۰	۵۹/۰۰۰	۴۸/۰۰۰	۵۸/۰۰۰	Wilcoxon W	
۰/۰۰۶**	۰/۳۵۷ ^{ns}	۰/۰۱۶*	۰/۰۰۱**	۰/۰۱۳*	سطح معنی‌داری	
۰/۰۰	۲/۰	۵	۰/۰۰	۰/۰۰	U مان ویتنی	W _۲
۱۵	۱۷	۲۰	۱۵	۱۵	Wilcoxon W	
۰/۰۰۴**	۰/۰۱۳*	۰/۰۴۲*	۰/۰۰۴**	۰/۰۰۴**	سطح معنی‌داری	

** معنی‌دار در سطح ۵ درصد، *** معنی‌دار در سطح ۱ درصد، ns: عدم معنی‌داری

برآورد سهم رسوب

به دلیل ماهیت اقلیمی منطقه و تکامل یافته بودن خاک‌های منطقه، غلظت ردیاب‌های آلی پایین است. از طرف دیگر، مقایسه نظری غلظت ردیاب‌های رسوبات نشان از نزدیکی بیشتر آنها به خاک جداره خندق‌ها دارد (شکل ۲). بنابراین می‌توان انتظار داشت که خندق‌ها و فرسایش‌هایی از قبیل کناری، آبراه‌ای و بدلند که بیشتر خاک زیرسطحی را تخریب می‌کنند، سهم بیشتری از رسوبات را تولید کنند. نتایج حاصل از تعیین سهم رسوب در هر کدام از زیرحوضه‌ها در جدول ۶ به تفکیک ذکر شده است. نتایج این جدول را می‌توان به سه حالت: ردیاب‌های آلی به‌طور منفرد، سزیم ۱۳۷ و نتایج حاصل از ترکیب ردیاب‌های آلی و سزیم ۱۳۷ تشریح کرد.

در آبخیز W_۳، تراکم بسیار بالای خندق‌ها و گسترش آنها روی دامنه‌ها سبب شده است تا سهم رسوب خندق‌ها تا حد ۹۹ درصد ارتقا یابد. مهدوی (۱۵۸ و ۱۳۷۸)، والینگ و گریگوری (1977, 348)، ونته و همکاران (2007, 161-163)، به میزان تأثیر تراکم زهکشی و میزان تولید رسوب حوضه‌های آبخیز اشاره کرده‌اند. خندق‌ها نیز از نظر هیدرولوژیک شبیه به آبراه‌ها عمل می‌کنند (احمدی، ۲۶۷ و ۱۳۷۸؛ قدوسی، ۱۲ و ۱۳۸۲، Morgan, 2005, 32). بنابراین افزایش حضور آنها سبب افزایش تراکم زهکش و به تبع آن سهم رسوب حاصل از آنها خواهد شد. مشابه مسئله فوق را والتین Valentin و همکاران (2005) در مناطق خندقی شده فلات لسی چین گزارش کرده‌اند.



شکل ۲. نمودار جعبه‌ای سزیم و مواد آلی برای آبخیز W_۲ (الف و ب) و آبخیز W_۱ (ج و د) قبل از ادغام نمونه‌های خاک دیمزار و مراتع (الف و ج) و بعد از ادغام (ب و د)

نتایج حاصل از شاخص RRMSE حاکی از بالاترین دقت برای عنصر سزیم ۱۳۷ و سپس مواد آلی است، به طوری که مقدار خطای آن از صفر تا حداکثر ۱۹ درصد در آبخیز W_۱ تغییر کرده است (جدول ۶). مقادیر صفر به دلیل مشاهده نمونه‌های با غلظت صفر در رسوبات و خاک جداره خندق‌ها در آبخیزهای W_۲ و W_۳ است. مشابه مسئله فوق را گراوس و همکاران (2003, 342) نیز گزارش کرده‌اند. آنان اعلام داشتند که با توجه به ماهیت روش حل مورد استفاده برای معادلات منشأیابی، در زمانی که غلظت ردیاب در رسوب کاملاً شبیه به یکی از منابع باشد، سهم رسوب به سمت منشأ فوق کشیده می‌شود و مقدار خطا تا حد نزدیک به صفر نزول می‌کند. آنچه مسلم است، صحت ردیاب سزیم به عنوان ردیاب بسیار توانمند در تفکیک سهم اثر فرسایش خاک سطحی از زیرسطحی (خندقی) از سوی پژوهشگران مختلف همچون کالینز و همکاران (1997, 18)، کوبو رایان و همکاران (1997, 836)، کراوس و همکاران (2007, 340)، و حکیم‌خانی (۱۸۱ و ۱۳۸۵) به اثبات رسیده است. از سوی دیگر، ترکیب ردیاب سزیم با گروه مواد آلی سبب افزایش خطای محاسبات شده است. این نتیجه نشان می‌دهد که ترکیب ردیاب‌ها در مناطق خشک و نیمه‌خشک

بایستی برمبنای پشتوانه‌ای منطقی انجام پذیرد. در واقع تفاوت بسیار زیاد و پایین بودن غلظت ردیاب‌های مختلف (به‌ویژه مواد آلی) در این مناطق، می‌تواند سبب بالا رفتن عدم قطعیت در جداسازی منابع رسوب شود. باید توجه داشت که روش‌های منشأیابی ترکیبی بیشتر در شرایط مرطوب (به‌ویژه انگلستان) که غلظت مواد آلی در سطح بالایی است، ابداع و تکوین یافته‌اند و از همین رو ترکیب آنها با سایر ردیاب‌ها راحت‌تر امکان‌پذیر بوده است.

به‌عنوان نمونه برای آبخیزهایی که اراضی کشاورزی بیشتری وجود دارد و مقدار مواد آلی اراضی بالاتر است، ردیاب‌های آلی بهتر می‌توانند جوابگو باشند (Walling, 2005, 179). این مسئله در آبخیزهای W_1 و W_2 این تحقیق مشهود است. وجود اراضی دیمزار و استفاده از مواد حاصلخیزکننده سبب شده است تا حضور این ردیاب‌ها در منابع رسوب و منشأ بیشتری شود و بنابراین خطای ردیاب‌های آلی در آبخیز W_2 و W_1 در مقایسه با W_3 پایین‌تر باشد (و حتی تا نصف کاهش یابد).

جدول ۶. مقادیر برآورد سهم رسوب فرسایش خندقی (خاک زیرسطحی) در سه آبخیز W_1 ، W_2 و W_3

RRMSE	W_1	RRMSE	W_2	RRMSE	W_3	حوضه
						نوع ردیاب
۰/۱۹	۹۱	۰/۲۸	۸۳	۰/۴۸	۷۹	آلی
۰/۰۱	۸۴	۰/۰۰	۸۹	۱/۰۰	۹۹	CS_{137}
۰/۱۳	۸۶	۰/۳۸	۸۸	۰/۶۱	۹۹	ترکیبی

تأثیر متغیرهای مرفومتری حوضه آبخیز بر سهم رسوب خندقیها و تعیین مقیاس مکانی آن

در بررسی رابطه بین میزان سهم اثر فرسایش خندقی با متغیرهای کمی حوضه‌های آبخیز مطالعاتی (جدول ۷)، رابطه بین سهم اثر فرسایش خندقی با مساحت، درصد اراضی دیمزار و طول دامنه منفی به‌صورتی معکوس به‌دست آمده است (سطح ۵ درصد)، درحالی‌که رابطه مذکور با شاخص تراکم زهکش، کشیدگی و تعداد خندق مستقیم است (سطح ۵ درصد). در این میان، پژوهشگران دیگری نیز رابطه بین مشخصات مختلف حوضه آبخیز و سهم فرسایش خندقی را بررسی کرده‌اند و عمدتاً رابطه بین مساحت و فرسایش خندقی را مدنظر قرار داده‌اند، که در بیشتر موارد نیز مثبت به‌دست آمده است.

همان‌طور که قبلاً بیان شد، سهم اثر فرسایش خندقی تحت اثر مقیاس‌های زمانی و مکانی قرار دارد. به‌نظر می‌رسد علت اصلی تفاوت این یافته با یافته‌های سایر پژوهشگران، موارد مختلفی از جمله بالاتر بودن مساحت حوضه‌های آبخیز در مقایسه با حوضه‌هایی که تغییرات مکانی در آنها بررسی شده است، اثر فرسایش آبراه‌های و کناری به‌همراه فرسایش خندقی به‌عنوان تخریب خاک زیرسطحی، وجود اراضی کشاورزی، تفاوت در تراکم خندق‌ها و موقعیت قرارگیری آنها نسبت به سامانه زهکش و خروجی حوضه است.

جدول ۷. رابطه همبستگی بین سهم اثر فرسایش خندقی با ویژگی‌های کمی حوضه‌های آبخیز مطالعاتی

سهم فرسایش خندقی	کشیدگی (Re)	طول دامنه (متر)	دیمزار (درصد)	تعداد خندق	تراکم زهکش (Km)	مساحت هکتار	
-۰/۵۷۳	-۰/۸۷۷	۰/۹۵۵	۰/۸۴۵	-۰/۳۶۷	-۰/۷۸۲	۱	مساحت
۰/۹۵۳	۰/۸۹۴	-۰/۷۹۱	-۰/۹۴۷	۰/۶۸۲	۱	-۰/۷۸۲	تراکم زهکش
۰/۶۳۵	۰/۲۹۸	-۰/۱۹۹	-۰/۴۱۴	۱	۰/۶۸۲	-۰/۳۶۷	تعداد خندق
-۰/۸۹۲	-۰/۹۸۹	۰/۹۱۹	۱	-۰/۴۱۴	-۰/۹۴۷	۰/۸۴۵	دیمزار
-۰/۶۴۳	-۰/۹۶۱	۱	۰/۹۱۹	-۰/۱۹۹	-۰/۷۹۱	۰/۹۵۵	طول دامنه
۰/۸۱۸	۱	-۰/۹۶۱	۰/۹۸۹	۰/۲۹۸	۰/۸۹۴	-۰/۸۷۷	کشیدگی
۱	۰/۸۱۸	-۰/۶۴۳	-۰/۸۹۲	۰/۶۳۵	۰/۹۵۳	-۰/۵۷۳	سهم فرسایش خندقی

نتیجه‌گیری

در پژوهش حاضر، سهم رسوب حاصل از فرسایش خندقی از طریق روش منشأیابی به‌وسیلهٔ ردیاب‌های مختلف انجام پذیرفت. چون فرسایش خندقی دارای نسبت عرض به عمق پایینی است، بنابراین خاک زیرسطحی را بیشتر تحت اثر تخریب قرار می‌دهد. ردیاب‌های انتخاب شده بر مبنای مطالعات قبلی به‌صورتی بودند که بتوانند بیشترین تمایز را بین خاک زیرسطحی و سطحی نشان دهند. این ردیاب‌ها عبارت‌اند از کربن آلی، نیتروژن، فسفر، نسبت C/N و سدیم ۱۳۷. بررسی آمارهٔ توصیفی حکایت از پایین بودن درصد ردیاب‌های آلی در منطقه دارد، که به دلیل شرایط اقلیمی و خاک منطقه است. در این حالت، اثر پدیده نیتریفیکاسیون و کمبود باکتری‌های تثبیت‌کنندهٔ ازت به همراه خطاهای ناشی از روش‌های مورد استفاده برای اندازه‌گیری ردیاب‌ها نسبت به مناطق دیگر بیشتر خواهد بود. این مسئله باعث می‌شود که استفاده از روش‌های ترکیبی رایج و پیشنهادی که بیشتر بر مبنای شرایط محیطی مرطوب (به‌ویژه انگلستان و اروپا) قرار دارد، در مناطق خشک و نیمه‌خشک مانند ایران دچار چالش‌هایی شود. بنابراین ترکیب ردیاب‌های مورد استفاده باید بر مبنای چارچوبی منطقی انجام پذیرد.

از نظر ترکیب بهینهٔ ردیاب‌ها برای جداسازی خاک سطحی از زیرسطحی، هر پنج ردیاب دارای توانایی بالایی بودند و در این میان توان جداسازی سزیم ۱۳۷ از سایر موارد بهتر و دقیق‌تر بود (سطح ۱ درصد). یافته‌های فوق در تطابق کامل با نظر پژوهشگران دیگر (از جمله حکیم‌خانی، ۱۳۸۵، ۱۸۱؛ Collines et al., 1997, 18) قرار دارد.

از طرف دیگر، سهم رسوب حاصل از حل معادلات منشأیابی به روش حداقل کردن مجموع مربعات تابع خطا برای سه زیرحوضه با مساحت‌های ۵/۶، ۲۶، ۱۷۵ هکتار به ترتیب اینهاست: ۹۹، ۸۹، ۸۶ درصد. در این میان، کمترین میزان خطا (RRMSE) به ردیاب سزیم ۱۳۷ تعلق دارد و علت آن نزدیکی بسیار زیاد غلظت سزیم رسوبات با خاک خندق‌ها از یک‌سو و صفر بودن میزان ردیاب در بعضی از نمونه‌های خاک خندق‌ها و رسوبات است که سبب کشیدگی محاسبات

به سمت این ردیاب می‌گردد. اگرچه خندق سطح بسیار کمی را در حوضه آبخیز به خود اختصاص می‌دهد، اما سهم رسوب حاصل از آن بسیار زیاد است؛ در حالی که در بسیاری از مدل‌های برآورد فرسایش و رسوب و یا مطالعات در سطح پلات فرسایش، فرایند فرسایش خندقی نادیده گرفته شده است.

بر اساس یافته‌های قبلی، سهم اثر فرسایش خندقی در دنیا بین ۱۰ تا ۹۹ درصد ذکر شده است. علت اصلی این دامنه تغییر، تفاوت مقیاس‌های زمانی و مکانی است. مقایسه نتایج در زیرحوضه W2 و W3 نشان می‌دهد که نسبت تراکم خندق به ترتیب برابر ۱/۵ و ۵ است. اگرچه نسبت حضور خندق در آبخیز W3 بیش از سه برابر آبخیز W2 است، اما نسبت رسوب تولیدی از خندق‌ها از مقدار ۸۸ درصد در آبخیز W2 به ۹۹ درصد در آبخیز W3 افزایش یافته است (تنها ۹ درصد افزایش). تغییر درصد سهم رسوب حاصل از خندق در مقایسه با مساحت حوضه، دارای رفتاری بسیار پیچیده است (Poesen et al., 2003, 96-100; Wasson, 1996, 143-145; Krause et al., 2003, 342-343). تحت شرایط محیطی مساوی، حداقل سطح لازم برای فعال شدن فرسایش خندقی تحت اثر آستانه توپوگرافی (حداقل شیب و مساحت) قرار دارد تا یک خندق شروع شود. با توجه به روند افزایش سهم رسوب خندق‌ها از آبخیز W2 به آبخیز W3 می‌توان استنباط کرد که حد آستانه فعال شدن فرسایش خندقی در منطقه مطالعاتی می‌تواند کمتر از مساحت ۵/۶ هکتار باشد. ونته و همکاران (2007) نیز مقدار حداقل مساحت برای ظهور فرسایش خندق در فلات لسی چین را ۴ هکتار برشمرده‌اند. نتایج حاصل از این بخش با یافته‌های پویزن و همکاران (2003) که رقم ۲/۶ تا ۱۰ هکتار را برای فرسایش شدید خندقی اعلام کرده‌اند، هماهنگ است.

درواقع افزایش تعداد خندق‌ها و تراکم زهکش، سبب کم شدن طول دامنه‌ها می‌شود، بنابراین فرایندهای فرسایش خاک بر روی دامنه‌ها مواد بیشتری را تحویل سامانه زهکش می‌دهند (به دلیل فاصله و طول کم دامنه‌ها) و در نتیجه سهم اثر فرسایش سطحی و پاشمان در مساحت‌های پایین بیشتر می‌شود. اما در منطقه این تحقیق، تراکم بسیار زیاد خندق‌ها در حوضه‌های آبخیز کوچک، سبب بالا رفتن فرسایش خندقی تا حد ۹۹ درصد (در حوضه W3) شده است و اراضی به سمت بدلند شدن پیش می‌روند. به بیان ساده‌تر، مهم‌ترین دلیل بر بالا بودن سهم اثر فرسایش خندقی در آبخیزهای W3 و W2 مربوط به بالا بودن تراکم خندق‌هاست. این مسئله سبب ایجاد رابطه معکوس بین مساحت، طول دامنه‌ها و سهم فرسایش خندقی شده است. از طرف دیگر، حضور زمین‌های کشاورزی باعث افزایش بیشتر فرایندهای فرسایش سطحی می‌شود؛ و بنابراین در حوضه‌های آبخیز دارای زمین‌های کشاورزی بیشتر، سهم خندق‌ها نسبت به سایر فرایندها کمتر می‌شود.

همچنین نتایج نشان می‌دهند که در حوضه آبخیز بزرگ (W1) مقدار سهم رسوب خندق‌ها بالاست، چرا که با افزایش مساحت حوضه آبخیز، تراکم زهکش کم می‌شود و مقدار فاصله طی شده به وسیله جریان در روی دامنه‌ها افزایش می‌یابد (مهدوی، ۱۳۷۸؛ فریفته، ۱۳۷۱) و در نتیجه مقدار شاخص نسبت مساحت به ازای واحد طول آبراهه‌ها کمتر می‌شود (Doornkamp & King, 1971) و در نهایت مقدار خاک فرسایش یافته کمتری وارد سامانه زهکش می‌شود. شرایط مذکور باعث می‌شود که فرایندهای دامنه‌ای تخریب خاک مانند پاشمان، شیار و سطحی سهم کمتری در

تولید رسوب داشته باشند و به تبع آن سهم اثر فرسایش خندقی، آبراهه‌ای و کناری در حوضه‌های آبخیز بزرگ‌تر همچنان در سطح بالاتری قرار بگیرد (Vente et al., 2007, 169).

به‌عنوان جمع‌بندی نتایج، بر این مسئله تأکید می‌شود که با وجود تأثیر فرایندهای فرسایش خندقی، کناری و رودخانه‌ای در میزان رسوب تولیدی حوضه‌های آبخیز، بسیاری از مدل‌ها از قبیل WEPP، MUSLE، USLE، GUEST، EUROSEM و روش‌های اندازه‌گیری مستقیم که در قالب پلات‌های فرسایشی با در نظر گرفتن فرایندها و فرسایش پاشمان، سطحی و شیاری انجام می‌شود، نتایج دور از واقعیت ارائه می‌دهند. چنین انحرافی همواره باید مدنظر مدیران و پژوهشگران این رشته قرار بگیرد.

منابع

- Ahmadi, H., 1385, **Applied Geomorphology (Water Erosion)**, Vol. 1. University of Tehran Press.
- Bull, L.J., and Kirkby, M., 2002, **Channel Heads and Channel Extension**, In: Bull, L.J., Kirkby, M.J. (Eds.), *Dryland Rivers: Hydrology and Geomorphology of Semi-arid Channels*. Wiley, Chichester, UK, pp.265–298.
- Cobo Rayan, R., Sanz Montero, E., Montana, J., Salas, C., Bedmar., A., 1997, **Influence of the Puentes Reservoir Operation Procedure on the Sediment Accumulation Rate between 1954-1994**, Dix- neuvieme Congres des Grands Barrages, Florance.
- Collins, A.L., and Walling, D. E., 2004, **Documenting Catchment Suspended Sediment Sources: Problems, Approaches and Prospects**, *Progress in Physical Geography* 28: 159–196.
- Collins, A.L., Walling, D. E., and Leeks, G. J. L., 1997, **Source Type Ascription for Fluvial Suspended Sediment based on a Quantitative Composite Fingerprinting Technique**, *Catena* 29: 1–27.
- Doornkamp, J.C., King, C.A.M., 1971, **Numerical Analysis in Geomorphology and Introduction**, Edward Arnold, London, p. 372.
- Farifteh, J., 1991, (Translator), **Quantitative Analysis in Geomorphology**, University of Tehran Press.
- Ghoddousi, J. and Davari, M., (1384), **Effect of Physical and Chemical Properties of Soil on Gully Incision and Morphology**, Proceeding of 3rd national conference on erosion and sediment, Karaj.
- Ghoddousi, J., 2002, **Gully Erosion Morphology Modeling and Hazard Zonation (Studied Area: Zanjanrood Drainage Basin)**, Ph.D. dissertation, Supervisor: Professor Hassan Ahmadi, Faculty of Natural Resources, University of Tehran (abstract in English).
- Gregory, K.J., Walling, D.E., 1977, **Drainage Basin form and Process, A Geomorphological Approach**, Edward Arnold.
- Hakimkhani, Sh., 1385, **Investigation on Using Tracers in Fluvial Fine Sediment Sources Fingerprinting (Case Study: in the Basin of Pouldasht Flood Spreading System,**

- Makoo Township**), Ph.D. thesis in Watershed Management, Supervision: Professor Hassan Ahmadi, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, (abstract in English).
- Jafari, M., and Sarmadian, F., 1382, **Fundamental of Soil Science and Soil Taxonomy**, University of Tehran Press.
- Krause, A.K., Franks, S.W., Kalma, J.D., Loughran, R.J., Rowan, J.S., 2003, **Multi-parameter Fingerprinting of Sediment Deposition in a Gullied Catchment in SE Australia**, *Catena* 53: 327-348.
- Mahdavi, M., 1999, **Applied Hydrology**, Vol. 2, University of Tehran Press.
- Poesen, J., Nachtergaele, J., Verstraeten, G., Valentin C., 2003, **Gully Erosion and Environment Change: Importance and Research Needs**, *Catena*, 50, 91-133.
- Poesen, J., Vandekerckhove, L., Nachtergaele, J., Oostwoud Wijdenes, D., Verstraeten, G., van Wesemael, B., 2002, **Gully Erosion in Dryland Environments**, In: Bull, L.J., Kirkby, M.J. (Eds.), *Dryland Rivers: Hydrology and Geomorphology of Semi-Arid Channels*. Wiley, Chichester, UK, pp. 229–262.
- Prosser, I.P., 1996, **Thresholds of Channel Initiation in Historical and Holocene Times**, *Advances in Hillslope Processes* 2, 687–708.
- Rahi, Gh., 1377, **Investigation on Gully Erosion Mechanism in Genaveh District**, MSc, Thesis, Supervisor: Professor Hassan Ahmadi, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University (abstract in English).
- Rahi, Gh., Sofi, M., Tousei T. And Jafari, A., 1384, **Investigation on Characteristics of Gully Erosion in Samal and Genaveh Watershed, Boushehr Providence**, Proceeding of 3rd national conference on erosion and sediment, Karaj, 310-315.
- Sayadi, J., Ghoddousi, J., Byrodian, N., Amini, A., and Taghavi, R., 1385, **Investigation on Mechanism of Gully Formation and Modeling Gully Incision in Loess Area of Northwestern Golestan**, 1st national-student conference of Range and Watershed Management, Faculty of Natural Resources, Karaj.
- Shahrivar, A., 1376, **Investigation on Effective Factors on Gully Initiation and Model Creation in Sough Region of Dehdasht**, MSc. Thesis, Supervisor: Professor Hassan Ahmadi, Faculty of Natural Resources, University of Tehran (abstract in English).
- Sofi, M., 1384, **Effect of Vegetation Degradation and Urban Development on Gully Development in South of Fars Province**, Proceeding of 3rd national conference on erosion and sediment, Karaj, 349-354.
- Valentin, C., Poesen, J. Yong, Li., 2005, **Gully Erosion: Impacts, Factors and Control**, *Catena* 63, 132-153.
- Vandaele K. et al., 1996, **Geomorphic Thresholds Conditions for Ephemeral Gully Erosion**, *Geomorphology*, Vol. 16, 161-173.
- Vente, J.d., Poesen, J., Arabkhedri, M., Verstraeten, G., 2007, **The Sediment Delivery Problem Revisited**, *Progress in Physical Geography* 31(2): 155–178.
- 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: 327–336.

Walling, D.E., 2005, **Tracing Suspended Sediment Sources in Catchments and River Systems**, Science of the Total Environment, 344:159– 184

Wasson, R.J., Olive, L.J., Rosewell, C.J., 1996, **Rates of Erosion and Sediment Transport in Australia**, IAHS Publications 236, 139– 148.

Zhang , C., Selinus, O., 1998, **Statistics and GIS in Environmental geochemistry: Some Problems and Solutions**, Journal of Geochemical Exploration 64: 339–354.

Zhang, X., Quine, T.A., Walling, D.E., Li, Z., 1994, **Application of the Caesium-137 Technique in a Study of Soil Erosion on Gully Slopes in a Yuan Area of the Loess Plateau Near Xifeng, Gansu Province, China**, Geografiska Annaler 76A(1-2):103-120.