نشریه علمی-پژوهشی مهندسی و مدیریت آبخیز
جلد ۱۳، شماره ۲، ۱۴۰۰، صفحات ۳۸۹-۴۰۴

Journal of Watershed Engineering and Management
Volume 13, Issue 2, 2021, Pages 389-404
DOI: 10.22092/ijwmse.2020.342692.1787

مروری بر روش‌های تعیین فرسایش قابل تحمل خاک: چالش‌ها و فرصت‌ها

حیدر غفاری گوشه*[۱]، محمود عرب‌خدری[۲] و منوچهر گرجی[۳]

[۱] استادیار گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید چمران اهواز- اهواز، ایران، [۲] دانشیار پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران، ایران و [۳] استاد گروه علوم و مهندسی خاک، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی کرج، دانشگاه تهران، ایران

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۲/۰۳ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۶/۰۵

چکیده

فرسایش قابل تحمل خاک مرز بین فرسایش طبیعی و تشدیدی بوده، یکی از اساسی‌ترین و در عین حال پیچیده‌ترین موضوعات در تحقیقات فرسایش خاک است. فرسایش قابل تحمل، معیاری اساسی برای آگاهی و قضاوت درباره وضعیت فرسایش خاک و میزان خطرات و آسیب‌های بالقوه اقتصادی، اجتماعی و زیست‌محیطی ناشی از آن می‌باشد. بنابراین، تعیین دقیق و صحیح آن با استفاده از روش‌های مناسب، بسیار حایز اهمیت است. برای این منظور، روش‌های مختلفی ابداع شده است که می‌توان آن‌ها را در سه گروه اصلی، شامل روش‌های مبتنی بر سرعت تشکیل خاک، روش‌های مبتنی بر باروری کشاورزی خاک و روش‌های مبتنی بر اثرات برون محلی تقسیم‌بندی کرد. ابتدا، جزئیات روش‌شناسی‌های مختلف به همراه معایب و مزایای آن‌ها بررسی شد و در نهایت، چالش‌ها و فرصت‌های تحقیقاتی در این زمینه ارائه شدند. دانشمندان مختلف در سال‌های اخیر، بر ضرورت جامع‌نگری در تعیین آستانه قابل تحمل تاکید کرده‌اند، اما روش‌شناسی‌های موجود تا کنون موفق به تحقق بخشیدن به این مهم نشده‌اند و هنوز در آغاز راه قرار دارند. بنابراین، چالش‌ها و فرصت‌های اصلی عمدتا به روش‌شناسی و ارائه رویکردهای جدید تلفیقی و کاربردی برای تعیین فرسایش قابل تحمل مربوط می‌شود.

واژه‌های کلیدی: فرسایش طبیعی، فرسایش تشدیدی، سرعت تشکیل خاک، باروری خاک، ضخامت خاک

مقدمه

خاک یکی از منابع طبیعی بسیار مهم است که تامین بیش از ۹۷ درصد نیازهای غذایی بشر، سکونت‌گاه ۹۸ درصد تنوع زیستی کره زمین را به عهده دارد و بزرگ‌ترین مخزن ذخیره کننده کربن می‌باشد (McBratney و همکاران، ۲۰۱۶). در میان عوامل مختلف، فرسایش تشدیدی مهمترین عامل تخریب خاک بوده که امنیت غذایی و محیط زیست را تهدید می‌کند (Pimentel و Burgess، ۲۰۱۳). دخالت‌های انسان در طبیعت، طی سال‌های گذشته از قبیل فعالیت‌های نامناسب کشاورزی، جنگل‌تراشی و چرای بیش از حد، سبب تشدید نرخ آن و در نتیجه بروز اثرات نامطلوب بر کیفیت خاک و محیط زیست شده است (Lal، ۲۰۰۱). بنابراین، به‌منظور توسعه پایدار و بهبود محیط زیست، کنترل و مهار فرسایش تشدید شونده امری ضروری و مبرهن می‌باشد. اما سوال اساسی در این باره این است که فرسایش تا چه سطحی باید کاهش یابد؟ به‌عبارتی دیگر، آستانه

* مسئول مکاتبات: h.ghafari@scu.ac.ir

بحرانی فرسایش خاک کجاست؟ برای پاسخ دادن به این سوال لازم است، معیاری برای تعیین حد مجاز فرسایش تعریف شود.

فرسایش قابل تحمل خاک مرز بین فرسایش طبیعی و تشدیدی بوده، یکی از اساسی‌ترین و در عین حال پیچیده‌ترین موضوعات در تحقیقات فرسایش خاک است (Li و همکاران، ۲۰۰۹). طبق نظر Lal (۱۹۹۸)، فرسایش قابل تحمل مسئله‌ای چندبعدی در ارتباط با مسائل مختلف اجتماعی، اقتصادی، سیاسی و محیط زیست است که از طریق همکاری‌های بین رشته‌ای شامل علوم خاک، زمین‌شناسی، کشاورزی، آب‌شناسی، رسوب‌شناسی، اقلیم‌شناسی، محیط زیست، اقتصاد و جامعه‌شناسی قابل حل است. مقدار فرسایش قابل تحمل به معنای واقعی کلمه، معیاری برای آگاهی و قضاوت درباره وضعیت فرسایش خاک و میزان خطرات و آسیب‌های بالقوه اقتصادی، اجتماعی و زیست محیطی ناشی از آن می‌باشد (Li و همکاران، ۲۰۰۹). در سال‌های گذشته، به‌دلیل افزایش سطح آگاهی‌ها از نقش خاک در سرنوشت انسان و افزایش نگرانی‌ها در مورد مشکلات فرسایش خاک، موجی از توجهات دانشمندان و پژوهشگران به موضوع فرسایش قابل تحمل جلب شده است (Mandal و همکاران، ۲۰۱۰؛ Du و همکاران، ۲۰۱۳؛ Duan و همکاران، ۲۰۱۷؛ Ghafari و همکاران، ۲۰۱۷a، Kuznetsov و همکاران، ۲۰۱۳؛ Sudhishri و همکاران، ۲۰۱۴). Hancock و همکاران (۲۰۱۵) معتقدند در طراحی برنامه‌های مدیریت و حفاظت خاک، آگاهی از مقدار فرسایش به تنهایی کافی نبود، تعیین آستانه فرسایش قابل تحمل مبنایی مهم و اساسی است. زیرا، نوع و شدت اثرات فرسایش بستگی به نوع خاک و منطقه ممکن است، متفاوت باشد. بنابراین، تعیین صحیح آن برای هر منطقه با استفاده از روش‌های مناسب بسیار حایز اهمیت خواهد بود، چرا که روش‌ها و استانداردهای سخت‌گیرانه سبب اتلاف بیش از حد منابع طبیعی، هزینه‌های مالی و نیروی کار شده، از سوی دیگر، بیش برآورد آن منجر به هدررفت بیش از حد خاک و در نتیجه بروز مسائلی از جمله کاهش باروری و تخریب خاک و آسیب‌های محیط زیستی می‌شود. با این همه، با وجود اهمیت کلیدی آستانه قابل تحمل فرسایش، در کشور آنچنان که باید به این موضوع پرداخته نشده است. شاید یکی از دلایل اصلی کم‌توجهی به این موضوع، عدم آشنایی پژوهشگران با روش‌های تعیین و اندازه‌گیری فرسایش قابل تحمل است. امید است، با انتشار این مقاله، مسیر برای مطالعات بیشتر در این زمینه و نهایتا تهیه نقشه فرسایش قابل تحمل برای کل اراضی کشور هموار شود.

تعاریف و مفاهیم فرسایش قابل تحمل در گذر زمان: بدون شک فرسایش تشدیدی و تهدیدهای ناشی از آن قرن‌ها است که به رسمیت شناخته شده، اما تا اوایل ۱۹۳۰ چندان توجه و نگرانی نسبت به آن وجود نداشت. این اظهار نظر Bennet و Loudermilk (۱۹۳۸) که "تلفات خاک در اثر فرسایش، اصلی‌ترین عامل تخریب زمین‌های بارور است" را می‌توان سرآغاز جلب توجهات به مشکلات فرسایش خاک دانست. در همین زمان بود که به‌واسطه تناقض بین تلفات مازاد بر حد تحمل خاک در فرسایش تشدیدی و تلفات اجتناب‌ناپذیر خاک در فرسایش زمین‌شناسی نظریه فرسایش قابل تحمل مطرح شد. با شروع جنگ جهانی دوم و اثرات مخرب آن بر بیشتر اراضی کشاورزی و منابع طبیعی اروپا و پیرو پدیدار شدن مشکلات کاهش تولید و کمبود غذا، مفهوم فرسایش قابل تحمل بیشتر مورد توجه قرار گرفت و در سال ۱۹۴۷ برای اولین‌بار به‌طور رسمی برای برخی از انواع خاک‌های زراعی بر مبنای "بیشینه میانگین تلفات سالانه خاک بدون کاهش باروری" تعیین شد (Browning و همکاران، ۱۹۴۷). با تعیین مقادیر فرسایش قابل تحمل (T) به‌وسیله سازمان حفاظت خاک امریکا[1] برای اغلب خاک‌های اصلی در ایالات متحده در اوایل ۱۹۶۰، استفاده از آن به‌طور قابل توجهی گسترش یافت. نهایتا، Wischmeier و Smith (۱۹۸۷) فرسایش قابل تحمل را "بیشینه مقدار فرسایش خاک که امکان تولید پایدار محصول را در سطحی قابل قبول به لحاظ اقتصادی و نامحدود در زمان فراهم سازد" تعریف کردند. این تعریف تقریبا مبنای اصلی تمام تعاریف بعد از خود را تشکیل می‌دهد. به‌عنوان مثال، برخی از

[1] U.S. Soil Conservation Service

دانشمندان از جمله Roose (۱۹۹۶) فرسایش قابل تحمل را "برابر با سرعت تشکیل خاک از سنگ بستر" تعریف کردند. اگرچه، در این تعریف، اشاره‌ای به توان باروری خاک نشده، اما عملا این شرط را درون خود دارد. زیرا، تحت این شرایط، عمق خاک و پیرو آن باروری خاک در طول زمان پایدار خواهد ماند. از جمله نقاط ضعف تعاریف فوق، این است که فقط بر توان تولیدی خاک تاکید دارند و سایر کارکردها و خدمات خاک در آن‌ها لحاظ نشده است. از طرفی، تعریف مبتنی بر نرخ تشکیل خاک صرفا به کمیت خاک اشاره دارد و کیفیت خاک را در بر ندارد.

با پیشرفت فناوری و افزایش مصرف کودها و سموم کشاورزی، تا حدی مشکل افت تولید محصولات کشاورزی ناشی از عوامل مختلف از جمله فرسایش برطرف شد، اما در عوض، نگرانی‌های زیست‌محیطی و آلودگی منابع آب اهمیت پیدا کرد. بر این اساس، در اواخر قرن بیستم با توجه به نقش فرسایش به‌عنوان یکی از مهمترین منابع آلاینده غیرنقطه‌ای، فرسایش قابل تحمل از زاویه‌ای دیگر توجهات را به خود جلب کرد. برخی دانشمندان، مانند McCormack و همکاران (۱۹۸۲)، معتقدند که فرسایش قابل تحمل، علاوه‌بر حفظ توان تولید خاک باید در برگیرنده مسائل زیست‌محیطی به‌ویژه کیفیت آب و تولید رسوب نیز باشد. تحت این شرایط، فرسایش قابل تحمل به "بیشینه مقدار هدررفت خاک اطلاق می‌شود که علاوه‌بر حفظ پایداری تولیدات کشاورزی در یک دوره زمانی طولانی، مانع از بروز مشکلات زیست‌محیطی شود" (Roose، ۱۹۹۶). اما مشکل عملیاتی که در این تعریف وجود دارد، این است که اثرات درون محلی[1] و برون محلی[2] فرسایش قابلیت تجمیع در یک شاخص واحد را ندارند. به همین دلیل، Larson (۱۹۹۷) فرسایش قابل تحمل دو آستانه‌ای را پیشنهاد داد که آستانه بالاتر برای کنترل اثرات درون محلی به‌ویژه حفظ توان تولیدی خاک و آستانه پایین‌تر برای کنترل اثرات برون‌محلی به‌ویژه سلامتی محیط زیست استفاده شود.

در اوایل قرن بیست و یکم، با افزایش شناخت و آگاهی از سایر کارکردها و خدمات خاک در زیست‌بوم از قبیل تنظیم چرخه آب و عناصر غذایی، پالایش آلاینده‌ها، حفظ سلامتی محیط زیست و حفظ تنوع ژنتیکی تعریف جامع و کامل‌تری از فرسایش قابل تحمل ارائه شد و آن "بیشینه مقدار فرسایشی که در نتیجه آن هیچگونه زوال یا کاهشی در یک یا چند کارکرد خاک رخ ندهد" (Verheijen و همکاران، ۲۰۰۹). Li و همکاران (۲۰۰۹) معتقدند که کامل‌ترین و ایده‌آل‌ترین تعریف ممکن برای فرسایش قابل تحمل حالتی است که مفهوم کیفیت خاک در آن گنجانده شود. چرا که، تقریبا تمام کارکردها و خدمات خاک در مفهوم کیفیت خاک لحاظ شده است.

عوامل موثر بر فرسایش قابل تحمل: آستانه فرسایش قابل تحمل خاک‌های مختلف به‌دلیل تفاوت در خصوصیات ذاتی و محیطی آن‌ها، یکسان نیست. سازمان حفاظت از منابع طبیعی در وزارت کشاورزی امریکا[3] (USDA-NRCS، ۲۰۱۴) مهمترین عوامل تاثیر گذار بر مقدار آستانه فرسایش قابل تحمل را این گونه بیان کرده است: الف) میزان تشکیل خاک از مواد مادری، ب) میزان تشکیل خاک سطحی از خاک زیرسطحی، پ) میزان کاهش عملکرد محصول ناشی از فرسایش، ت) ضخامت خاک، ث) میزان تغییر ویژگی‌های خاک موثر بر رشد گیاه در اثر فرسایش، ج) هدر رفت مواد غذایی خاک در اثر فرسایش، چ) احتمال تشکیل شیار و خندق، ح) میزان مشکلات ناشی از رسوب‌گذاری مواد فرسایش یافته در پایین‌دست، د) نسبت تحویل رسوبات از محل فرسایش یافته به رودخانه‌ها و منابع آب‌های سطحی و ذ) فراهم بودن اقدامات حفاظتی قابل‌اجرا، اقتصادی، پایدار و همچنین، قابل پذیرش به لحاظ اجتماعی و فرهنگی.

اگر چه در تعیین آستانه فرسایش قابل تحمل، معیارهای مختلفی نقش دارند، اما لحاظ کردن همه آن‌ها شاید غیرممکن باشد. بنابراین، در هر منطقه، بسته به اهداف و سیاست‌گذاری‌ها و نیز اهمیت مسئله ممکن است، یک یا چند مورد از عوامل فوق در نظر گرفته شود.

[1] On-site
[2] Off-site
[3] Natural Resources Conservation Service (NRCS)

روش‌های اندازه‌گیری فرسایش قابل تحمل: وجود تعاریف مختلف برای فرسایش قابل تحمل باعث شده تا روش‌های مختلفی نیز برای اندازه‌گیری و یا برآورد آن ابداع شود. به‌طور کلی، روش‌های موجود برای تعیین فرسایش قابل تحمل در دنیا را می‌توان در سه گروه اصلی شامل الف) روش‌های مبتنی بر میزان تشکیل خاک، ب) روش‌های مبتنی بر باروری خاک و ج) روش‌های مبتنی بر کیفیت منابع آب و محیط زیست، تقسیم‌بندی کرد.

روش‌های مبتنی بر تشکیل خاک: به نظر می‌رسد، یکی از اساسی‌ترین روش‌های تعیین فرسایش قابل تحمل، اندازه‌گیری میزان تشکیل خاک باشد. زیرا، بین بیشتر دانشمندان، بر سر ضرورت و اهمیت ایجاد تعادل بین میزان از دست رفتن خاک و میزان تشکیل خاک توافق نظر وجود دارد (Alewell و همکاران، ۲۰۱۵). باور عمومی این است که چنانچه بین فرسایش و تشکیل خاک تعادل برقرار باشد، باروری و حاصلخیزی خاک به‌طور نامحدود حفظ می‌شود. با این حال، اندازه‌گیری شدت تشکیل خاک دشوار بوده، تا کنون روش استاندارد و مناسبی برای آن ارائه نشده است. از جمله روش‌های ابداعی برای تعیین میزان تشکیل خاک می‌توان به روش الف) توازن جرمی ژئوشیمیایی (Huang و همکاران، ۲۰۱۳)، ب) ایزوتوپ‌های استرانسیوم (Aberg و همکاران، ۱۹۸۹)، پ) تخلیه عناصر از پروفیل خاک (Bain و همکاران، ۱۹۹۳)، ت) سن‌سنجی پرتوزاهای کیهانی (Heimsath و همکاران، ۱۹۹۷) و ث) مدل‌سازی (Bain و Langan، ۱۹۹۵) اشاره کرد. پایه و اساس تمام این روش‌ها، اندازه‌گیری میزان هوازدگی شیمیایی است. از آنجایی که خاک‌ها محصول نهایی هوازدگی سنگ بستر هستند، بین میزان هوازدگی مواد مادری و میزان تشکیل خاک ارتباط تنگاتنگی وجود دارد (Wakatsuki و Rasyidin، ۱۹۹۲).

روش اول و دوم معمولا در مقیاس حوضه، روش سوم و چهارم در سطح پروفیل خاک و روش پنجم بسته به نوع داده‌های در دسترس هم در سطح پروفیل خاک و هم در سطح حوضه کاربرد دارند. علاوه‌بر روش‌های فوق، روش‌هایی برای اندازه‌گیری میزان هوازدگی شیمیایی در آزمایشگاه نیز توسعه یافته (Langan و همکاران، ۱۹۹۵)، اما نتایج حاصل از آن‌ها با نتایج به‌دست آمده از روش‌های صحرایی قابل مقایسه نیست. مقادیر به‌دست آمده به‌وسیله روش‌های آزمایشگاهی، چندین برابر بیشتر از مقادیر حاصل از روش‌های صحرایی است (Bain و همکاران، ۱۹۹۳). در ادامه، روش‌های صحرایی تشریح شده‌اند.

روش بیلان جرمی ژئوشیمیایی[1] عناصر در سطح حوضه: یکی از روش‌های رایج در برآورد میزان تشکیل خاک، استفاده از معادله بارت[2] می‌باشد (Huang و همکاران، ۲۰۱۳) که بر اساس تعادل جرمی شیمیایی عناصر بین سه فاز سنگ، خاک و محلول استوار بوده، شکل کلی آن به شرح زیر است.

$$C_i W \mathrel{+}= D_i + S_i S \qquad (۱)$$

که در آن، W جرم سنگ هوازده شده (گرم)، S جرم خاک معدنی تشکیل شده از مواد مادری (گرم)، Ci و Si به‌ترتیب بیانگر میانگین غلظت عنصر i در سنگ و خاک (میلی‌گرم بر گرم)، و D_i مقدار عنصر i خارج شده (میلی‌گرم) به‌وسیله رواناب از فصل مشترک خاک-مواد مادری است که به‌وسیله شار عنصر در جریان‌های خروجی برآورد می‌شود.

این معادله به‌طور ساده و تقریبی، بیانگر فرایندهای هدررفت و یا انباشت عنصر i رهاشده از مواد مادری است. در معادله بارت سه پارامتر قابل اندازه‌گیری (Ci، Di و Si) و دو متغیر مجهول (W و S) وجود دارد. بنابراین، برای حل آن به داده‌های مربوط به غلظت دست‌کم دو عنصر در سه فاز سنگ، خاک و محلول احتیاج است (Wakatsuki و Rasyldin، ۱۹۹۲). با حل دو معادله دو مجهولی، مقادیر S و W به‌دست می‌آید.

یکی دیگر از راه‌حل‌های معادله بارت این است که به‌جای S، نسبت S/W را در نظر می‌گیرند (Li و همکاران، ۲۰۰۹). در این حالت، معادله (۱) را می‌توان به شکل زیر نوشت.

$$w = \frac{D_i}{\left[1 - \frac{S_i}{C_i}\frac{S}{W}\right]} \qquad (۲)$$

نسبت S/W در معادله فوق را می‌توان با استفاده از

[1] Geochemical Mass-Balance
[2] Barth equation

یک عنصر پایدار (مانند Al) که قابلیت شستشو ندارد (غلظت در محلول خاک صفر است) اندازه‌گیری کرد. برای عناصر پایدار در خاک معادله (۱) به شکل زیر تغییر می‌کند (Di=0).

$$\frac{S}{W}=\frac{C_i}{S_i} \qquad (۳)$$

با داشتن نسبت S/W، مقدار W به‌وسیله معادله (۲) به‌دست می‌آید. نهایتا، با مشخص شدن مقدار W مقدار تشکیل خاک (S) با استفاده از معادله زیر قابل محاسبه است.

$$S=W\left(\frac{S}{W}\right) \qquad (۴)$$

در مطالعه‌ای دیگر، Alexander (۱۹۸۸) با فرض بر مشخص بودن تمام ورودی‌ها، تبدیلات و خروجی‌های انرژی و مواد در حوضه، معادله بارت را به شکل زیر بسط داد. طبق این معادله میزان تشکیل خاک در سطح حوضه می‌تواند از طریق تعادل بین ورودی و خروجی کاتیون‌ها برآورد شود.

$$S=C_mQ\left(1-e^{-\frac{k}{C_mQ}}\right)/\left(W/S-1\right) \qquad (۵)$$

که در آن، S میزان تشکیل خاک در حوضه، C_m بیشینه غلظت عنصر محلول در رواناب، Q حجم رواناب در زمان t و k ضریب ثابت معادله است. این معادله نشان می‌دهد که هوازدگی شیمیایی و میزان تشکیل خاک در حوضه‌های کوچک ارتباط تنگاتنگی با حجم رواناب خارج شده از آن دارد. در معادله (۵)، حجم رواناب مهمترین عامل تاثیرگذار بر میزان تشکیل خاک در حوضه است. از آنجایی که عوامل متعددی وجود دارند که بر میزان تشکیل خاک تاثیر می‌گذارند، بنابراین، معادله فوق یک مدل ابتدایی و تقریبی است.

روش تعادل جرمی شیمیایی میانگین هوازدگی شیمیایی حوضه را ارائه می‌دهد و برای حوضه‌های کوچک با داده‌های بلندمدت مناسب است. یکی از فرضیات اساسی در این روش این است که حوضه باید به لحاظ چرخه عناصر غذایی در فازهای مختلف سنگ، خاک و محلول در حالت تعادل باشد (Huang و همکاران، ۲۰۱۳). این فرض در کوتاه‌مدت صادق نیست. برای استفاده از این روش، علاوه‌بر داده‌های مربوط به تحلیل شیمیایی خاک و سنگ، به داده‌های مربوط به جریان خروجی از حوضه که به‌طور منظم (هفته‌ای یک‌بار) در طول چندین سال تهیه شده‌اند، احتیاج است. یکی دیگر از محدودیت‌های استفاده از این روش این است که حوضه مورد مطالعه باید از لحاظ هیدرولوژی نفوذناپذیر باشد (Velbel و Price، ۲۰۰۷)، یعنی تراوش آب به سفره‌های زیرزمینی منطقه‌ای وجود نداشته باشد.

در برخی مناطق مانند جنگل‌ها یا مناطق خشک و نیمه‌خشک ممکن است، به‌ترتیب مولفه زیست توده گیاهی و مولفه ته‌نشینی رسوبات جوی نیز به معادله بیلان جرمی عناصر اضافه شود (شکل ۱). بر این اساس، شکل کلی معادله به شرح زیر تغییر می‌کند (Huang و همکاران، ۲۰۱۳).

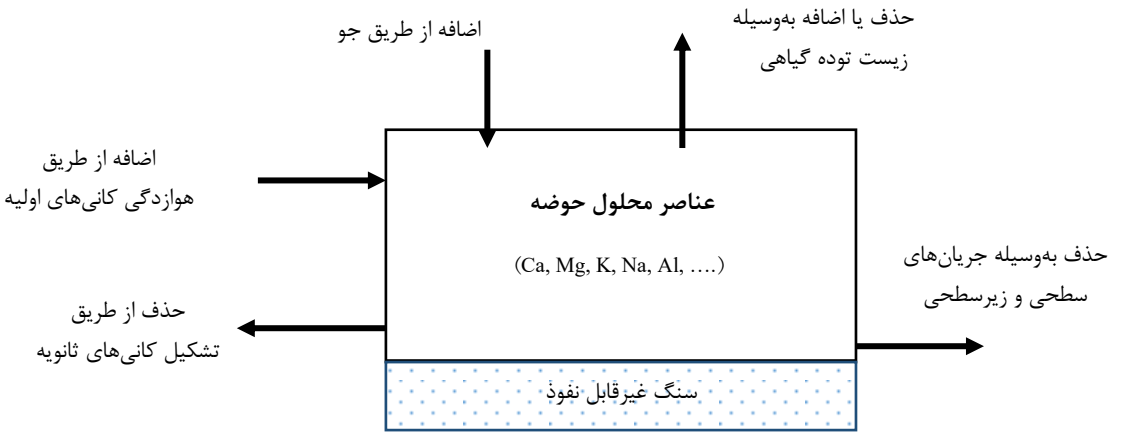
$$AAi+RRi=SSi+DDi+GGi+VVi \qquad (۶)$$

که در آن، A مقدار نزولات جوی (شامل بارندگی و ته‌نشینی ذرات معلق)، D، G و V به‌ترتیب مقدار رواناب سطحی، دبی آب زیرزمینی (متر مکعب در هکتار در سال) و نمو خالص پوشش گیاهی (تن در هکتار در سال)، S و R به‌ترتیب نرخ تشکیل خاک و هوازدگی سنگ (تن در هکتار در سال) و Ai، Di، Gi، Vi، Si و Ri به‌ترتیب غلظت عنصر i در نزولات جوی، رواناب، آب زیرزمینی، پوشش گیاهی، خاک و سنگ است.

ته‌نشست رسوبات جوی در بعضی از مناطق اروپا (عمدتا مدیترانه‌ای) بین ۰/۰۰۲ تا یک تن در هکتار در سال برآورد شده است (Verheijen و همکاران، ۲۰۰۹). از آنجایی که بخش عمده‌ای از ایران جزء مناطق خشک و نیمه‌خشک می‌باشد، انتظار می‌رود که این مولفه در خاکسازی و بیلان جرمی ژئوشیمیایی عناصر اهمیت زیادی داشته باشد.

روش بیلان جرمی عناصر در پروفیل خاک: اساس این روش، مقایسه ترکیب شیمیایی افق‌های خاک با ترکیب شیمیایی افق مواد مادری (C) است. لازمه این مقایسه وجود یک عنصر پایدار و غیرمتحرک مانند زیرکونیوم (Zr) به‌عنوان عنصر مرجع می‌باشد (Olsson و Melkerud، ۱۹۹۱). در این روش، میزان هوازدگی از تقسیم کردن مجموع هدررفت عناصر

(معمولا کاتیون‌های بازی) از سراسر افق‌های خاک به سن پروفیل خاک برآورد می‌شود.



شکل ۱- اجزاء تعادل جرمی ژئوشیمیایی در حوضه (**Velbel** و **Price**، ۲۰۰۷)

اگر x_w غلظت عنصری (ppm) در یک افق هوادیده شده (خاک) باشد، غلظت اصلاحی عنصر (X_W) بر اساس عنصر مرجع طبق معادله زیر قابل محاسبه است.

$$X_W = x_w\left(Zr_c / Zr_w\right) \quad (۸)$$

که در آن، Zr_c و Zr_w به‌ترتیب غلظت عنصر زیرکنیوم در افق ماده مادری و لایه هوادیده شده می‌باشد. سپس، مقدار هدررفت عنصر از خاک هوادیده شده (W) بر حسب کیلوگرم بر متر مربع از معادله زیر به‌دست می‌آید.

$$W = t_w d_w (Xw - Xc) \quad (۹)$$

که در آن، t_w (m) و d_w (kgm^{-3}) به‌ترتیب ضخامت و وزن مخصوص ظاهری افق هوادیده شده و Xc غلظت عنصر (ppm) در افق مواد مادری است.

از آنجایی که بخشی از عنصر مورد نظر از پروفیل خاک خارج می‌شود، Xw کوچک‌تر از Xc بوده، مقدار W منفی به‌دست می‌آید. میزان هدررفت عناصر برابر با اختلاف بین مقدار اولیه و مقدار کنونی عنصر در خاک است. اساس این روش مشابه روش‌های مورد استفاده برای کمی‌سازی تکامل خاک می‌باشد. فرضیات اساسی این روش عبارتند از: ۱) پروفیل خاک روی مواد مادری یکپارچه و همگن تکامل یافته، از جای دیگری موادی به آن اضافه نشده باشد، ۲) عنصر مرجع (Zr) پایدار بوده، تحت تاثیر فرایندهای تشکیل خاک قرار نداشته باشد و ۳) افق C تحت تاثیر هوادیدگی قرار نگرفته باشد. لازمه استفاده از این روش، داشتن دانش کافی از مواد مادری و مینرالوژی خاک است (Hodson و Langan، ۱۹۹۹). برای استفاده از این روش در مقیاس حوضه، میانگین وزنی پروفیل‌های شاهد خاک‌های اصلی به‌عنوان میانگین هوازدگی شیمیایی حوضه در نظر گرفته می‌شود. کاربرد این روش در اراضی کشاورزی به‌دلیل مصرف کود و عملیات خاک‌ورزی توصیه نمی‌شود.

روش نسبت ایزوتوپ‌های ۸۷ و ۸۶ عنصر استرانسیوم: ایزوتوپ‌های طبیعی متعددی در مطالعه چرخه عناصر در مقیاس حوضه استفاده شده‌اند (Kendall و McDonnell، ۱۹۹۸). ایزوتوپ‌های استرانسیوم یکی از موثرترین ردیاب‌های طبیعی در تعیین میزان هوازدگی و چرخه عناصر می‌باشد (Blum و Erel، ۲۰۰۵) زیرا تحت تاثیر واکنش‌های شیمیایی (مانند انحلال و رسوب) یا فرایندهای زیستی تجزیه نمی‌شوند و اختلاف ایجادشده بین نسبت ایزوتوپ‌ها صرفا نتیجه اختلاط است. غلظت‌های Sr در خاک، رواناب و زیست‌توده گیاهی عمدتا تابعی از اختلاط بین ورودی‌های جوی و هوازدگی مواد معدنی است. نسبت ایزوتوپ ۸۷ به ایزوتوپ ۸۶ استرونتیوم ($^{87}Sr/^{86}Sr$) در آب خروجی از حوضه تابعی از میزان هوازدگی Sr و ورودی Sr از جو است. اگر $^{87}Sr/^{86}Sr$ نزولات جوی و جریان خروجی حوضه به اندازه کافی متفاوت باشد، مقدار Sr مشتق شده در اثر هوازدگی شیمیایی

می‌تواند برآورد شود (Pett-Ridge و همکاران، ۲۰۰۹).

$$\left(\frac{^{87}Sr}{^{86}Sr}\right)_R F_R^{Sr} = \left(\frac{^{87}Sr}{^{86}Sr}\right)_W F_W^{Sr} - \left(\frac{^{87}Sr}{^{86}Sr}\right)_P F_P^{Sr} \quad (۱۰)$$

که در آن، F_R^{Sr} شار هوادیدگی Sr از سنگ بستر ($\mu mol\ s^{-1}$)، F_W^{Sr} شار Sr در جریان آب خروجی ($\mu mol\ s^{-1}$) و F_P^{Sr} شار Sr ورودی از طریق نزولات جوی ($\mu mol\ s^{-1}$) است.

سن‌سنجی نوکلئیدهای کیهانی: نوکلئیدهای کیهانی حاصل برهم‌کنش‌های اشعه‌های کیهانی ثانویه هستند که تنها به چند متر بالایی خاک و سنگ‌ها در سطح زمین نفوذ می‌کنند. بخشی از آن‌ها درون شهاب‌سنگ‌ها و بخشی نیز درون ذرات معدنی روی زمین تولید می‌شوند. تخمین زده شده است که روی سطح زمین در هر سال در هر گرم سنگ حدود $۱۰^{۲}$ تا $۱۰^{۳}$ اتم از نوکلئیدهای کیهانی تولید می‌شود. غلظت (اتم در گرم) یک نوکلئید کیهانی (C) درون سنگ واقع‌شده در فصل مشترک خاک-سنگ بستگی به میزان تولید و شدت تجزیه آن دارد (Heimsath و همکاران، ۱۹۹۷).

$$C = P\ (h,\theta)\left(\frac{1}{\lambda + {\rho_r \epsilon}/{\Lambda}}\right) \quad (۱۱)$$

که در آن، $P(h,\theta)$ میزان تولید رادیونوکلئید (اتم بر گرم در سال) در عمق h و شیب θ، ρ_r چگالی سنگ (گرم بر سانتی‌متر مکعب)، Λ میانگین طول میرایی اشعه‌های کیهانی (برابر با ۱۶۵ گرم بر سانتی‌متر مربع)، ϵ نرخ تبدیل سنگ به خاک (سانتی‌متر در سال) و λ ثابت تجزیه رادیونوکلئید که از معادله زیر به دست می‌آید.

$$\lambda = \frac{ln\,2}{t_{1/2}} \quad (۱۲)$$

که در آن، $t_{1/2}$ برای ^{10}Be برابر 1.5×106 و برای ^{26}Al برابر 7.01×105 سال است. چنانچه معادله فوق بر حسب میزان تشکیل خاک نوشته شود، به شکل زیر خواهد بود.

$$\epsilon = \frac{\Lambda}{\rho_r}\left(\frac{P\ (h,\theta)}{C - \lambda}\right) \quad (۱۳)$$

از آنجایی که نرخ تشکیل ^{10}Be و ^{26}Al در سطح زمین به‌عنوان تابعی از عرض جغرافیایی، ارتفاع و پوشش توپوگرافی مشخص است، نرخ تولید خاک را می‌توان در هر عمقی با اندازه‌گیری چگالی و غلظت رادیونوکلئید (C) در نمونه‌های سنگ تهیه شده از فصل مشترک خاک-سنگ محاسبه کرد.

روش‌های مبتنی ضخامت خاک

روش ضخامت بهینه و بحرانی خاک برای رشد گیاه: این روش، صرفا بر اساس ضخامت خاک استوار بوده، به‌سادگی قابل محاسبه است. بنابراین، در جاهایی که داده و اطلاعات کافی وجود ندارد، از آن می‌توان استفاده کرد. Skidmore (۱۹۸۲) معادله (۱۲) را برای ارزیابی مقدار آستانه فرسایش قابل تحمل پیشنهاد کرد.

$$T_{(x,y,t)} = \frac{(T1 + T2)}{2} - \left\{\frac{(T2 - T1)}{2} \times cos\left[\pi \frac{(Z - Z1)}{(Z2 - Z1)}\right]\right\} \quad (۱۴)$$

که در آن، $T_{(x,y,t)}$ آستانه فرسایش قابل تحمل در موقعیت x و y در زمان t، $T1$ حد پایینی فرسایش قابل تحمل (برابر با ۲/۵ تن بر هکتار در سال) و $T2$ بیشینه فرسایش قابل تحمل (برابر با ۱۲ تن در هکتار در سال)، Z عمق فعلی پروفیل خاک و $Z1$ و $Z2$ به‌ترتیب کمینه و بهینه عمق پروفیل خاک هستند که برای رشد پایدار محصولات کشاورزی به‌ترتیب ۰/۵ و دو متر فرض شده‌اند. اما برای خاک‌ها و محصولات مختلف تغییر می‌کنند. علامت π بر حسب درجه ۱۸۰ و بر حسب رادیان ۳/۱۴ است. طبق این رابطه، فرسایش قابل تحمل بین نقاط (T1, Z1) و (T2, Z2) تابعی سینوسی است که بستگی به عمق خاک دارد و عبارت ($\frac{T2-T1}{2}$) دامنه آن است. زمانی‌که عمق خاک از ضخامت بحرانی کمتر باشد، فرسایش قابل تحمل برابر با حد پایین و زمانی‌که عمق خاک از ضخامت بهینه بیشتر باشد، فرسایش قابل تحمل برابر حد بالایی آن یعنی ۱۲ تن در هکتار در سال در نظر گرفته می‌شود. از مزیت‌های این روش علاوه‌بر ساده بودن، این است که در هر زمان بسته به وضعیت موجود خاک قابلیت به‌روز شدن دارد. چنانچه مقدار کمینه و بهینه عمق خاک برای گیاهی در یک منطقه معین، مشخص باشد، تنها داده‌های مورد نیاز برای تعیین آستانه فرسایش قابل تحمل عمق خاک است.

روش عمق بحرانی و احتمال خطر: این روش، بر

اساس ضخامت خاک و احتمال وقوع خطر است (Mirtskhulava، ۲۰۰۱). وی معتقد است که در مناطق تحت تسلط انسان، هدررفت واقعی خاک به‌وسیله عوامل متعدد، از قبیل هیدرولوژیکی، اقتصادی، زیست‌محیطی و اجتماعی کنترل می‌شود. وی با این فرض که ضخامت خاک در طول زمان تحت تاثیر فرسایش، به شکل خطی کاهش می‌یابد، معادله زیر را بر اساس سطح معینی از خطر برای پیش‌بینی فرسایش قابل تحمل پیشنهاد داد.

$$I = \frac{H_0 - (0.033 \times H_0 \times z) - H_p}{t} \quad (۱۵)$$

که در آن، H_0 ضخامت اولیه خاک، Hp عمق مجاز خاک، I فرسایش قابل تحمل سالیانه، z ضریب سطح خطر فرسایش و t زمان مورد نظر که بر اساس سیاست‌ها و شرایط منطقه تعریف می‌شود (بین ۵۰۰ تا ۱۰۰۰ سال). در این روش، فرسایش قابل تحمل علاوه‌بر ضخامت خاک، به درجه خطر فرسایش بستگی دارد. چنانچه سطح اطمینان مشخص باشد، مقدار z با استفاده از جداول توزیع نرمال تعیین و سپس، بیشینه مقدار فرسایش در آن سطح اطمینان، طبق معادله (۲) محاسبه می‌شود. هر چه سطح اطمینان کمتر باشد (سطح خطر بیشتر)، مقدار z کوچک‌تر شده، در نتیجه آستانه فرسایش قابل تحمل در سطح بالاتری قرار می‌گیرد.

دستورالعمل مشترک وزارت کشاورزی و سازمان حفاظت منابع طبیعی امریکا: این دستورالعمل در اوایل سال ۱۹۶۰ پس از ۱۵ سال تحقیقات بین رشته‌ای به‌وسیله دانشمندان علوم خاک، علوم زراعی، علوم زمین و دیگر رشته‌ها تهیه شد (USDA-NRCS، ۲۰۱۴). مبنای این روش، بر پایه عمق موثر خاک برای رشد گیاه استوار شده است. عمق لایه محدودکننده (یا لایه نامناسب) دلالت بر وضعیت خاک برای رشد گیاه در بخش فوقانی آن دارد. هر چه لایه محدودکننده به سطح خاک نزدیک‌تر باشد، توانایی نسبی خاک برای حفظ حاصلخیزی از طریق فرایندهای طبیعی یا مدیریت شده کمتر بوده، حفظ خاک رویی اهمیت بیشتری پیدا می‌کند. علاوه‌بر عمق لایه محدود کننده، وضعیت آن نیز در تعیین مقدار فرسایش قابل تحمل تاثیرگذار است (جدول ۱).

جدول ۱- جدول راهنمای مشترک وزارت کشاورزی و سازمان حفاظت منابع طبیعی امریکا برای تعیین فرسایش قابل تحمل

عمق تا لایه محدود کننده (cm)	گروه ۱	گروه ۲	گروه ۳
	آستانه فرسایش قابل تحمل (تن بر هکتار در سال)		
۰-۲۵	۲/۵	۲/۵	۷/۵
۲۵-۵۰	۲/۵	۵	۷/۵
۵۰-۱۰۰	۵	۷/۵	۱۰
۱۰۰-۱۵۰	۷/۵	۱۰	۱۰
بزرگ‌تر از ۱۵۰	۱۲/۵	۱۲/۵	۱۲/۵

خاک‌ها بر اساس معیارهای وضعیت ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی لایه‌های زیرین نسبت به لایه‌های سطحی، ویژگی‌های اقلیمی موثر بر رطوبت و دمای خاک و امکان‌سنجی اقتصادی استفاده از روش‌های مدیریتی برای فایق آمدن بر شرایط یا لایه محدود کننده رشد گیاه به سه گروه تقسیم‌بندی می‌شوند.

گروه ۱: شدت محدودیت‌ها زیاد بوده امکان برطرف کردن آن‌ها وجود ندارد و یا لایه محدود کننده دائمی است،

گروه ۲: شدت محدودیت‌های متوسط بوده، یا تاثیر لایه محدود کننده بر تولید دائمی نیست،

گروه ۳: محدودیت‌ها جدی نیست و امکان برطرف شدن آن‌ها به‌وسیله فرایندهای طبیعی یا مدیریت شده برای دستیابی به سطح تولید برابر با خاک بدون فرسایش وجود دارد.

یکی از محدودیت‌های استفاده از این روش، تعیین گروه خاک است که عمدتا بر اساس نظر کارشناس و به‌صورت کیفی انجام می‌شود. بر همین اساس، در سال‌های گذشته برخی محققان هندی (Mandal و همکاران، ۲۰۰۶؛ Lakaria و همکاران، ۲۰۰۸) در

صدد اصلاح آن از طریق ارائه مدلی کمی برای تعیین گروه خاک برآمدند. آن‌ها با استفاده از ویژگی‌های مهم خاک به لحاظ مقاومت در برابر فرسایش، از جمله سرعت نفوذ آب، جرم مخصوص ظاهری، کربن آلی، فرسایش‌پذیری و اسیدیته، خاک‌ها را در سه گروه تقسیم‌بندی کردند. برای این کار، ابتدا هر کدام از ویژگی‌های خاک با استفاده از توابع فازی بین صفر و یک امتیازدهی می‌شود. سپس، با در نظر گرفتن ضریب وزنی برای هر ویژگی، شاخص مقاومت خاک (RI) محاسبه می‌شود.

$$RI = \sum_{i=1}^{n} \lambda_i \, MF(x_i) \qquad (۱۶)$$

که در آن، λ عامل وزنی و $MF(xi)$ مقدار تابع عضویت منحصر به فرد برای ویژگی iام خاک هستند. در نهایت، خاک بر اساس مجموع توابع عضویت به یکی از سه گروه تعلق می‌گیرد و مقدار فرسایش قابل تحمل طبق دستورالعمل مشترک وزارت کشاورزی و سازمان حفاظت منابع طبیعی امریکا تعیین می‌شود.

گروه ۱: مجموع امتیازها کمتر از ۰/۳۳ (خاک‌هایی با مقاومت کم در برابر فرسایش)

گروه ۲: مجموع امتیازها بین ۰/۶۶-۰/۳۳ (خاک‌هایی با مقاومت متوسط)

گروه ۳: مجموع امتیازها بزرگ‌تر از ۰/۶۶ (خاک‌های مقاوم در برابر فرسایش)

هر چند پژوهشگران هندی توانستند از این طریق قابلیت کاربرد جدول راهنمای فوق را افزایش دهند، اما به نظر می‌رسد، معیار گروه‌بندی در نسخه هندی با معیار گروه‌بندی در نسخه امریکایی بسیار متفاوت است. معیار گروه‌بندی در نسخه امریکایی عمدتا توان ترمیم‌پذیری خاک[1] و امکان جبران محدودیت‌های رشد ناشی از لایه محدود کننده است. یعنی هرچه قابلیت اصلاح طبیعی یا مصنوعی خاک بیشتر باشد، آستانه فرسایش قابل تحمل آن نیز بیشتر است (منطقی می‌باشد). اما معیار انتخاب شده در نسخه هندی مقاومت خاک در برابر فرسایش بوده، که با قدرت ترمیم‌پذیری خاک متفاوت است. بر اساس نسخه هندی، هرچه مقاومت خاک در برابر فرسایش بیشتر باشد، آستانه مجاز آن در سطح بالاتری است و این غیرمنطقی به نظر می‌رسد. زیرا مقاومت خاک در برابر فرسایش بر قابلیت بهبود خاک دلالت ندارد. علاوه‌بر این، وضعیت لایه‌های زیرسطحی نسبت به لایه‌های سطحی نادیده گرفته شده است.

راهنمای تعیین فرسایش قابل تحمل در ایران: با الگوبرداری از راهنمای ارائه شده به‌وسیله سازمان حفاظت از منابع طبیعی امریکا و بررسی منابع مختلف، Arabkhedri و همکاران (۲۰۱۶) بر اساس ضخامت خاک و وضعیت لایه‌های زیرین و همچنین، شرایط خاک‌سازی راهنمایی برای برآورد بیشینه فرسایش قابل تحمل خاک در کاربری‌های مختلف در ایران ارائه دادند. ایشان ضرورت ارائه چنین راهنمایی را سهولت دسترسی به اطلاعات مربوط به ضخامت خاک و نوع لایه محدودکننده از نقشه‌های ارزیابی منابع خاک و قابلیت اراضی موجود در کشور بیان کردند. در این راهنما، مقادیر ارائه شده در جدول مربوط به مراتع مناطق خشک و نیمه‌خشک بوده که کمترین مقدار تلفات قابل تحمل را به خود اختصاص داده‌اند (جدول ۲). تلفات قابل تحمل سایر کاربری‌ها با ضرایبی که در تبصره‌های زیر جدول مشخص شده متناسب با اقلیم، شیب و سایر عوامل موثر تعیین می‌شوند. مثلا فرسایش قابل تحمل برای اراضی دیم که سالانه شخم می‌خورند و جنگل‌های زاگرس که بارش بیشتری دریافت می‌کنند، بیشینه پنج برابر مراتع و برای اراضی کشاورزی آبی و اراضی جنگلی حاشیه دریای خزر ۱۰ برابر مراتع و معادل با پیشنهاد سازمان حفاظت خاک ایالات متحده آمریکا در نظر گرفته شده است.

روش‌های مبتنی بر باروری خاک

روش شاخص باروری خاک: این روش بر مبنای باروری خاک و میزان تاثیرپذیری آن از فرسایش استوار است (Ghafari و همکاران، ۲۰۱۷). برای استفاده از این روش، ابتدا باید شاخص باروری خاک (PI) را تعیین کرد. شاخص باروری خاک بر توانایی بالقوه خاک برای تولید محصول دلالت داشته، تابعی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک است (معادله ۱۷) (Pierce و همکاران، ۱۹۸۴). نقش هر کدام از ویژگی‌های خاک در تولید محصول، با استفاده از منحنی‌های امتیازدهی بین یک و صفر نرمال‌سازی

[1] Soil resilience

می‌شوند. مجموع حاصل‌ضرب امتیازها برای هر لایه، باروری آن لایه را مشخص می‌کند و در نهایت، مجموع امتیازهای لایه‌های مختلف تا عمق بهینه خاک بیانگر باروری کل خاک است. عمق بهینه برای رشد گیاه در این روش ۱۰۰ سانتی‌متر در نظر گرفته شده است (Duan و همکاران، ۲۰۱۲).

$$PI = \sum_{i=1}^{n} (A_i \times B_i \times C_i \times O_i \times K_i) \qquad (۱۷)$$

که در آن، A عامل شرایط رطوبتی یا تهویه‌ای، B عامل وضعیت مقاومت خاک در برابر رشد ریشه، C عامل بافت خاک، O عامل وضعیت حاصلخیزی بالقوه خاک و K عامل اهمیت نسبی هر افق را بیان می‌کند (جزئیات بیشتر در مقاله Ghafari و همکاران (۲۰۱۶) آمده است). پس از تعیین شاخص باروری خاک تا عمق یک متری، آسیب‌پذیری خاک که عبارت از مقدار تغییر باروری خاک (ΔPI) به ازای هر سانتی‌متر فرسایش (d) است، به‌صورت فرضی شبیه‌سازی می‌شود. یعنی، با فرض حذف تدریجی لایه سطحی خاک و کاهش ضخامت آن (شبیه‌سازی فرسایش) شاخص باروری خاک در چندین حالت محاسبه می‌شود. به‌عنوان مثال، ضخامت لایه سطحی خاک را به‌ترتیب پنج، ۱۰ و ۱۵ سانتی‌متر کمتر از ضخامت واقعی آن در نظر گرفته، شاخص باروری را برای هر حالت طبق معادله (۱۷) محاسبه می‌کنند.

جدول ۲- راهنمای تعیین هدررفت قابل تحمل خاک در ایران (تن در هکتار در سال*)

ضخامت خاک	تلفات خاک قابل تحمل[۱]		شکل ظاهری اراضی
	لایه زیرین مناسب[۲]	لایه زیرین نامناسب[۳]	
۰-۲۵	۰/۲۵	۰/۲۵	کوه‌ها، تپه‌ها، فلات‌ها و دشت‌های مرتفع بدون خاک یا با خاک بسیار کم عمق
۲۵-۵۰	۰/۵	۰/۲۵	دامنه کوه‌ها، تپه‌ها، فلات‌ها و دشت‌های مرتفع، واریزه‌ها و آبرفت‌های با خاک کم عمق تا نیمه‌عمیق
۵۰-۱۰۰	۰/۷۵	۰/۵	فلات‌ها و دشت‌های مرتفع، واریزه‌ها و آبرفت‌های با خاک نیمه‌عمیق تا عمیق
۱۰۰-۱۵۰	۱	۰/۷۵	کلیه اراضی دارای خاک عمیق
>۱۵۰	۱/۲۵	۱	کلیه اراضی دارای خاک خیلی عمیق

* افزایش ضخامت خاک ناشی از ته‌نشست گرد و غبار در این جدول لحاظ نشده است.

[۱] مقادیر ذکر شده در جدول، راهنمایی برای تخمین فرسایش قابل تحمل در مراتع مناطق خشک و نیمه‌خشک را ارائه می‌کند. برای اراضی جنگلی مناطق زاگرس و سایر جنگل‌های واقع در مناطق نیمه‌خشک تا نیمه‌مرطوب و دیم‌زارهای سراسر کشور می‌توان ارقام جدول را تا پنج برابر افزایش داد. در اراضی جنگلی حاشیه دریای خزر می توان از مقادیر پیشنهادی سازمان حفاظت خاک آمریکا استفاده کرد. در مورد خاک دشت‌ها که تحت کشاورزی آبی قرار دارند، مشروط به برگرداندن بقایای گیاهی به خاک و استفاده از کودهای دامی و وجود رطوبت کافی از مقادیر پیشنهادی سازمان حفاظت خاک آمریکا استفاده شود.

[۲] خاک‌هایی که لایه‌های زیری مناسب دارند و با شخم، کود، مواد آلی و سایر عملیات مدیریت قابل تجدید هستند.

[۳] خاک‌هایی که لایه‌های زیری نامناسب مانند صخره دارند و به‌طور اقتصادی قابل تجدید نیستند.

شاخص باروری خاک معمولا با حذف ضخامت خاک سطحی کاهش می‌یابد. به این ترتیب، با رسم مقادیر مختلف شاخص باروری خاک در برابر ضخامت خاک حذف شده، یک رابطه رگرسیونی خطی به‌دست می‌آید که شیب آن نشان‌دهنده ضریب آسیب‌پذیری خاک در برابر فرسایش است (Duan و همکاران، ۲۰۱۲؛ Ghafari و همکاران، ۲۰۱۶) با داشتن شاخص باروری و ضریب آسیب‌پذیری خاک، مقدار فرسایش قابل تحمل از معادله زیر قابل محاسبه است (Ghafari و همکاران، ۲۰۱۶).

$$T\,Value = \frac{R \cdot Db \cdot PI_0}{V} \qquad (۱۸)$$

که در آن، $T\ Value$ مقدار فرسایش قابل تحمل خاک (تن بر هکتار در سال)، R نرخ افت قابل قبول باروری خاک (درصد)، Db جرم مخصوص ظاهری خاک (تن بر متر مکعب)، PI_0 مقدار اولیه شاخص باروری خاک (بدون بعد) و V ضریب آسیب‌پذیری خاک (بر سانتی‌متر خاک) است. به لحاظ نظری، میزان افت قابل قبول باروری خاک به نوع خاک و توان ترمیم لایه سطحی و همچنین، شرایط اجتماعی-اقتصادی منطقه بستگی دارد و به‌طور رایج بین ۰/۱- ۰/۰۵ درصد در سال در نظر گرفته شده است (Mandal و همکاران، ۲۰۱۰).

روش باروری بحرانی و بهینه خاک: با تلفیق روش مبتنی بر ضخامت بهینه و بحرانی خاک و روش مبتنی بر باروری خاک، Duan و همکاران (۲۰۱۷) روش جدیدی برای ارزیابی فرسایش قابل تحمل در زمین‌های کشاورزی ارائه کردند. ایشان بر این باورند که ضخامت خاک معیار مناسبی برای بیان سطح باروری خاک نبوده، بنابراین، تعیین "کمینه ضخامت بحرانی خاک" در روش Skidmore (۱۹۸۲) نمی‌تواند معیار مناسبی از سطح بحرانی باروری خاک باشد. با این استدلال، عمق خاک (z) در معادله اسکیدمور با شاخص باروری خاک (SPI) جایگزین شد و به شکل زیر تغییر کرد.

$$T_{(x,y,t)} = \frac{(T1+T2)}{2} - \frac{(T2-T1)}{2} \times cos\left[\pi \frac{(PI-PI_1)}{(PI_2-PI_1)}\right] \quad (۱۹)$$

که در آن، $T(x, y, t)$ مقدار فرسایش قابل تحمل در نقطه (x, y) در زمان t، $T1$ آستانه پایین فرسایش قابل تحمل (برابر با ۲/۵ تن در هکتار در سال)، $T2$ آستانه بالای فرسایش قابل تحمل (برابر با ۱۱/۸ تن در هکتار در سال)، PI باروری خاک در حالت موجود، PI_1 سطح بحرانی باروری خاک و PI_2 سطح بهینه باروری خاک (PI=1) است (Duan و همکاران، ۲۰۱۷).

سطح بحرانی باروری خاک (PI_1) از طریق برقراری رابطه بین باروری خاک و عملکرد محصول تعیین می‌شود. سطح بحرانی باروری خاک نقطه‌ای است که پایین‌تر از آن تولید محصول به لحاظ اقتصادی به صرفه نیست (هزینه یک واحد تولید بیشتر از درآمد حاصله است). بنابراین، برای استفاده از این مدل باید برای هر محصول در منطقه‌ای معین رابطه بین باروری خاک و عملکرد محصول مشخص شود.

روش‌های مبتنی بر اثرات برون محلی فرسایش: مطالعات بسیار کمی وجود دارد که اثرات خارج از محل فرسایش را در تعیین فرسایش قابل تحمل لحاظ کرده باشند. شاید دلیل آن گستردگی دامنه اثرات خارج از محل فرسایش و پیچیدگی روابط بین فرسایش خاک و کیفیت آب باشد. برای این کار لازم است که اثرات خارج از محل فرسایش بر محیط زیست از دیدگاه‌های مختلف مانند سلامتی انسان و حیوانات، زندگی آبزیان، گردشگری، صنعتی، کشاورزی و غیره بررسی و کمی‌سازی شود.

با توجه به افزایش نگرانی‌های محیط زیستی فرسایش و ضرورت کنترل آن، Bazzoffi (۲۰۰۹) چارچوبی تحت عنوان "خطر محیط زیستی فرسایش خاک" پیشنهاد داد. این چارچوب علاوه‌بر اثرات محیط زیستی فرسایش، کاهش باروری خاک را نیز در نظر می‌گیرد. این چارچوب از سه قسمت شامل ۱) احتمال خطر، ۲) آسیب‌پذیری و ۳) ارزش مادی و معنوی در معرض خطر تشکیل شده، امتیازهایی به هر کدام تعلق می‌گیرد. خطر محیط زیستی فرسایش خاک از حاصل‌ضرب امتیازها به‌دست می‌آید. دامنه حاصلضرب امتیازها بین صفر تا ۴۵ متغیر است. عدد بزرگ‌تر نشان‌دهنده بیشتر بودن خطر محیط زیستی فرسایش است. ایشان با در نظر گرفتن میانه امتیازها برای هر قسمت، عدد ۵/۶۲۵ را به‌عنوان آستانه خطر محیط زیستی فرسایش در نظر گرفتند. مقادیر کمر از این آستانه قابل قبول و مقادیر بزرگ‌تر از آن غیر قابل قبول در نظر گرفته می‌شود. جزئیات چارچوب و نحوه امتیازدهی هر قسمت در مقاله Bazzoffi (۲۰۰۹) قابل دسترس است.

در همین راستا، Ghafari و همکاران (۲۰۱۷b) از دو شاخص بیشینه بار کل روزانه و شاخص پتانسیل انتقال فسفر برای تعیین آستانه قابل تحمل فرسایش در بخشی از حوضه گرگان‌رود استفاده کردند. آن‌ها برای تبدیل آستانه بحرانی بار رسوب و فسفر به فرسایش قابل تحمل از نسبت تحویل رسوب حوضه استفاده کردند. بیشینه بار کل رسوب روزانه[1] معیاری است که به‌وسیله آژانس حفاظت محیط زیست امریکا به‌منظور احیای رودخانه‌های آسیب دیده مطرح شده است. بیشینه بارکل روزانه برابر با بیشینه مقدار آلاینده‌ای که یک پهنه آبی می‌تواند دریافت کند و هنوز از استانداردهای کیفیت آب (برای انواع کاربری-های مورد نظر) برخوردار باشد، تعریف شده است. این تعریف شباهت زیادی به تعاریف فرسایش قابل تحمل خاک دارد. در جاهایی که فرسایش خاک عامل اصلی ایجاد بار آلایندگی در پهنه آبی باشد، می‌توان از این مفهوم برای تعیین فرسایش قابل تحمل استفاده کرد.

[1] Total maximum daily load

معیار بیشینه بار کل روزانه انواع مختلف آلاینده‌های نقطه‌ای (فلزات سنگین، آلاینده‌های میکروبی) و غیرنقطه‌ای (رسوب، عناصر شیمیایی و سموم) را شامل می‌شود (Mishra و Deng، ۲۰۰۹). بیشینه بارکل روزانه برای یک پهنه آبی می‌تواند شامل یک یا چند نوع آلاینده مانند رسوب، نیترات، فسفات و یا آلاینده‌های میکروبی باشد. مسلماً نتایج حاصل از هر کدام از این آلاینده‌ها یکسان نخواهد بود. این روش نیاز به داده‌های روزانه دارد. امروزه مدل‌های رایانه‌ای نیز به‌طور گسترده برای محاسبه بیشینه بار کل روزانه مورد استفاده قرار می‌گیرند (Porter، ۲۰۰۸؛ Jha و همکاران، ۲۰۱۰). بیشینه بار کل روزانه از معادله زیر محاسبه می‌شود (DePinto و همکاران، ۲۰۰۴).

$$TMDL = Q \times S \quad (۲۰)$$

که در آن، Q دبی جریان آبراهه اصلی (لیتر بر روز) و S مقدار مجاز آلاینده (میلی‌گرم بر لیتر) بر اساس استاندارد کیفیت آب است.

به‌علت وابستگی بسیار زیاد شاخص بیشینه بار کل روزانه به شار جریان خروجی از حوضه، این معیار در مناطق پرباران کارایی بیشتری دارد. به‌عنوان نمونه، مقدار فرسایش قابل تحمل در بخش از حوضه گرگان‌رود با دبی متوسط سه متر مکعب در ثانیه ۰/۲ تن در هکتار در سال (Ghafari و همکاران، ۲۰۱۷) و برای رودخانه آمیت در امریکا با دبی متوسط روزانه ۷۰ متر مکعب بر ثانیه، برابر ۵/۸ تن بر هکتار در سال برآورد شده است (Mishra و Deng، ۲۰۰۹).

شاخص خطر انتقال فسفر[1] که به‌طور خلاصه شاخص فسفر نیز گفته می‌شود، یکی از ابزارهای رایج برای ارزیابی خطر انتقال فسفر به آب‌های سطحی است که از سه بخش اصلی شامل، پتانسیل ورود فسفر به آب‌های سطحی از طریق فرسایش (C_E)، رواناب (C_R) و جریان‌های زیرسطحی (C_D) تشکیل شده است. مجموع ارزش هر سه بخش بیانگر پتانسیل انتقال فسفر به آب‌های سطحی را نشان می‌دهد. معادله کلی شاخص فسفر به‌صورت زیر است (Mallarino و همکاران، ۲۰۰۲).

$$TP\ Index = C_E + C_R + C_D \quad (۲۱)$$

$$C_E = AME_i \times SDR_i \times BF \times EF \times STP_{i,E} \quad (۲۲)$$

$$C_R = R_i \times Pi \times (STP_{i,R} + PAF) \quad (۲۳)$$

$$C_D = D_i \times (STP_{i,D} + PAF) \quad (۲۴)$$

که در آن‌ها، AME میانگین سالانه فرسایش (تن بر هکتار در سال)، SDR نسبت تحویل رسوب به خروجی حوضه (بدون بعد)، BF عامل نوار حائل، EF عامل غنی‌شدن، R شار جریان سطحی (میلی‌متر در سال)، P بارندگی، D شار جریان زیرزمینی، STP عامل مربوط به فسفر خاک (میلی‌گرم در کیلوگرم)، PAF عامل میزان مصرف کود فسفر (کیلوگرم در هکتار) هستند.

متغیرهای اصلی تاثیرگذار بر مولفه فرسایش شامل مقدار فسفر خاک، مقدار فرسایش، نسبت تحویل رسوب و اقدامات مدیریتی می‌باشد (Lemunyon و Gilbert، ۱۹۹۳). در خصوص مولفه رواناب و جریان زیرسطحی، عواملی مانند حجم جریان، مقدار فسفر خاک و میزان مصرف کودهای فسفره و آلی تعیین‌کننده هستند. برای استفاده از این شاخص در تعیین فرسایش قابل تحمل می‌توان از مولفه جریان زیرزمینی چشم‌پوشی کرد (Ghafari و همکاران، ۲۰۱۷b).

محدودیت‌ها و معایب: یکی از مهمترین معایب روش‌های تعیین فرسایش قابل تحمل ناهم‌خوانی نتایج حاصل از آن‌ها با یکدیگر است. معمولا رابطه معکوسی بین نتایج حاصل از روش‌های مبتنی بر ضخامت خاک با نتایج حاصل از روش‌های مبتنی بر نرخ تشکیل خاک وجود دارد. زیرا با افزایش ضخامت خاک از نرخ تشکیل خاک کاسته می‌شود (Humphreys و همکاران، ۲۰۰۷). به‌عنوان مثال، فرسایش قابل تحمل خاک‌های لسی در چین با روش مبتنی بر ضخامت خاک ۱۰ تن بر هکتار و با روش مبتنی بر سرعت تشکیل خاک یک تن بر هکتار برآورد شد (Li و همکاران، ۲۰۰۵). دلیل این ناسازگاری این است که سرعت تشکیل خاک با افزایش ضخامت خاک به‌طور نمایی کاهش می‌یابد (Heimsath، و همکاران، ۲۰۰۹). زیرا هر چه ضخامت خاک بیشتر شود، تاثیر عوامل خاکسازی کمتر شده و نرخ تشکیل خاک از سنگ مادر نیز تقلیل می‌یابد.

[1] Phosphorus transport risk index

روش‌های مبتنی بر سرعت تشکیل خاک، نیاز به اندازه‌گیری‌های بلندمدت عناصر متحرک و غیرمتحرک در رواناب خروجی، رسوبات جوی، سنگ بستر و خاک دارد. این در صورتی است که اطلاعات زیست توده گیاهی در مدل لحاظ نشده باشد. این حجم زیاد از اطلاعات منجر به افزایش عدم قطعیت در نتایج می‌شود (Li و همکاران، ۲۰۰۹).

از معایب اصلی روش‌های مبتنی بر باروری خاک، این است که تأثیر فرسایش بر حاصلخیزی خاک‌های مختلف متفاوت بوده، بنابراین، برای هر خاک لازم است، رابطه بین فرسایش و باروری خاک تعیین شود. از طرف دیگر، روش قابل اطمینانی برای تعیین افت قابل قبول باروری خاک به‌عنوان مهمترین پارامتر در این مدل، وجود ندارد. کاربرد این روش در خاک‌های عمیق و یکنواخت قابل توصیه نیست (Sokouti، ۲۰۱۱). زیرا ممکن است، منجر به تلفات بسیار زیاد خاک و در نتیجه خسارت‌های جبران‌ناپذیر در پایین-دست آبراهه‌ها به‌صورت آلودگی آب و کاهش حجم ذخیره سدها شود (Pimentel و Burgess، ۲۰۱۳).

محدودیت اصلی روش‌های مبتنی بر ضخامت این است که سرعت تشکیل خاک را لحاظ نمی‌کنند، در حالی‌که عامل کلیدی در تعیین فرسایش قابل تحمل می‌باشد (Li و همکاران، ۲۰۰۹). محدودیت روش‌های مبتنی بر اثرات خارج از محل می‌تواند این باشد که نتایج آن‌ها با نتایج روش‌های مبتنی بر اثرات درون محلی سازگار نباشند. در چنین شرایطی می‌توان با مدیریت و تنظیم نسبت تحویل رسوب حوضه این دو آستانه را بر هم منطبق کرد.

ضرورت جامع‌بینی اثرات فرسایش و ابداع روش‌های تلفیقی: Nearing (۲۰۰۲) استدلال کرده که مقادیر فرسایش قابل تحمل ارائه شده به‌وسیله سازمان حفاظت منابع طبیعی امریکا به‌عنوان یک منبع اصلی، فقط برای خاک‌های آمریکا کاربرد دارند و به دو دلیل برای استفاده در سراسر جهان نامناسب هستند. اول این‌که پشتوانه علمی روش مورد استفاده ضعیف بوده، به‌هنگام نیستند، دوم شرایط اقتصادی، زیست‌محیطی و اجتماعی تغییر یافته و ممکن است، در مناطق مختلف متفاوت باشند. از طرف دیگر، امروزه مفهوم فرسایش قابل تحمل بر اساس باروری خاک و یا سرعت تشکیل خاک کافی نبوده، اثرات نابرجا یا برون مزرعه‌ای فرسایش خاک نیز باید در نظر گرفته شود. اغلب روش‌های موجود برای تعیین فرسایش قابل تحمل ساده و تک بعدی هستند و قادرند، فقط یکی از جنبه‌های فرسایش را در نظر بگیرند. بنابراین، مقادیری که به‌دست می‌آیند، مبتنی بر بخشی از اثرات فرسایش هستند. نادیده گرفتن سایر اثرات فرسایش چندان شایسته به نظر نمی‌رسد. Lal (۱۹۹۸) بر این باور است که روش مناسب برای تعیین فرسایش قابل تحمل باید دامنه وسیعی از اثرات از جمله، باروری منابع خاک، آلودگی منابع آب و کیفیت هوا را دربر بگیرد. Bazzoffi (۲۰۰۹) نیز اظهار داشت که "هرچند تعیین فرسایش قابل تحمل بر اساس باروری خاک یا سرعت تشکیل خاک می‌تواند مفید باشد، اما کافی نبوده، اثرات خارج از محل فرسایش خاک باید در نظر گرفته شود". بر همین اساس، Li و همکاران (۲۰۰۹) فرسایش قابل تحمل سه آستانه‌ای را پیشنهاد دادند که آستانه اول مربوط به میزان تشکیل خاک، آستانه دوم مربوط به حفظ باروری خاک در یک سطح قابل قبول و آستانه سوم مربوط به حفظ سلامتی محیط زیست می‌باشد. اما، راهکاری عملی برای استفاده توام از این آستانه‌ها در برنامه‌های مدیریتی ارائه ندادند. به‌طور مشابه، Verheijen و همکاران (۲۰۰۹) بر اساس کیفیت خاک و کارکردهای مختلف خاک مفهوم جامعی از فرسایش قابل تحمل را مطرح کردند که تاکید داشتند که باید تمام کارکردهای خاک شامل توان باروری خاک، تنظیم چرخه آب و عناصر غذایی، پالایش آلاینده‌ها، حفظ محیط زیست و حفظ تنوع ژنتیکی در تعیین فرسایش قابل تحمل در نظر گرفته شود. بنابراین، در سال‌های اخیر ضرورت رویکرد جامع و همه جانبه در تعیین فرسایش قابل تحمل مورد تایید بیشتر دانشمندان قرار گرفته، چالش پیش روی محققان در این زمینه، چگونگی تلفیق معیارهای مختلف و استفاده همزمان آن‌ها در عمل خواهد بود.

نیازهای پژوهشی در آینده

فرسایش و کیفیت خاک: با توجه به مفهوم کیفیت خاک، که دربرگیرنده توانایی خاک برای انجام کارکردهای پنج‌گانه در زیست‌بوم است، چگونگی

استفاده از این مفهوم در تعیین فرسایش قابل تحمل چالش و فرصت است که می‌تواند فصل تازه‌ای در مطالعات فرسایش قابل تحمل بگشاید. به نظر می‌رسد که استفاده از مفهوم کیفیت خاک پتانسیل کنترل توام اثرات درون محلی و برون محلی فرسایش خاک را داشته باشد.

فرسایش و باروری خاک: برای ارزیابی چگونگی و میزان افت باروری خاک ناشی از فرسایش، شناخت و درک رابطه بین فرسایش و باروری خاک ضروری است. برای این کار باید ابتدا، خصوصیات خاک مؤثر بر عملکرد محصولات شناسایی و سپس، اثر فرسایش بر این خصوصیات کمی‌سازی شود. با توجه به این‌که فرسایش باعث هدررفت مواد غذایی، مواد آلی، منابع آب، و کاهش عمق خاک می‌شود، استفاده از مدل‌هایی که می‌توانند این تغییرات را به کاهش عملکرد محصول تبدیل کنند (مانند EPIC و APEX)، سودمند است.

فرسایش و تولید محصول: علاوه‌بر ارزیابی اثرات فرسایش بر تولیدات کشاورزی، مطالعه و بررسی افزایش هزینه‌های تولید و جبران سرمایه‌گذاری اجتماعی برای کاهش اثرات درون مزرعه‌ای فرسایش از جنبه اقتصادی و اجتماعی تحت شرایط مختلف محیطی، مورد نیاز است. ارزیابی اقتصادی فرسایش خاک در مطالعات مربوط به اهمیت و ضرورت رویکردهای حفاظت خاک نیز سودمند و جذابی می‌باشد.

فرسایش و کیفیت محیط زیست: دامنه اثرات فرسایش محدود به محل وقوع آن نبوده، تا فواصل بسیار دور نیز خسارت‌هایی به محیط اطراف وارد می‌کند. جدی‌ترین خسارت خارج از محل فرسایش ورود و ته‌نشینی رسوبات در منابع آبی است. اغلب آلاینده‌های مهم مانند فسفر، سموم و فلزات سنگین نیز از طریق رسوبات به منابع آبی وارد می‌شوند. ارزیابی اثرات خارج از محل فرسایش معیارها و مفاهیم خاص خود را نیاز دارد. استفاده از مفهوم "نرخ انباشت رسوب قابل تحمل" و یا "تحویل رسوب قابل تحمل" در جاهایی که مسئله اصلی تولید رسوب است، می‌تواند سودمند باشد. در چنین شرایطی مطالعه اثرات رسوب بر منابع آبی مورد نیاز است. در شرایطی که آلاینده خاصی در نظر است و رسوبات عامل اصلی انتقال آن آلاینده به منابع آبی باشند، معیار رسوب قابل تحمل می‌تواند بر اساس آستانه بحرانی آن آلاینده تعیین شود. در این زمینه، پژوهش‌هایی در راستای بررسی ارتباط بین کیفیت رسوبات و کیفیت آب از دیدگاه‌های مختلف مورد نیاز است.

میزان تشکیل خاک: آگاهی از نرخ تشکیل خاک یکی از اساس تعیین فرسایش قابل تحمل است. بنابراین، اندازه‌گیری آزمایشگاهی و میدانی نرخ تشکیل خاک در مناطق مختلف کشور بسیار ضروری است. از آنجایی‌که نرخ تشکیل خاک در طبیعت بسیار کند است، استفاده از رادیوایزوتوپ‌ها و روش‌های سن‌سنجی و مدل‌هایی مانند MAGIC و PROFIL می‌تواند سودمند باشد.

مقدار فرسایش و انباشت رسوب پایه: مقدار فرسایش و تولید رسوب در حوضه‌ها و مناطق پایدار و مقایسه آن با مناطق ناپایدار و تخریب‌شده می‌تواند معیاری برای فرسایش قابل تحمل باشد. در این خصوص، استفاده از روش‌هایی که مقدار فرسایش در گذشته را اندازه‌گیری می‌کنند، مانند عناصر رادیواکتیو Cs^{137} می‌تواند مفید باشد.

بیشتر قریب به اتفاق تحقیقات فرسایش قابل تحمل، به‌طور مرسوم روی فرسایش آبی (به‌ویژه شیاری و ورقه‌ای) متمرکز شده‌اند. در صورتی‌که، در برخی از مناطق ممکن است، سایر انواع فرسایش‌ها، مانند فرسایش بادی یا فرسایش خاک‌ورزی اهمیت بیشتری داشته باشند. انجام تحقیقات در زمینه شاخص‌ها و معیارهای تعیین فرسایش قابل تحمل بادی می‌تواند موضوع جذابی باشد.

منابع مورد استفاده

1. Aberg, G., G. Jacks and P.J. Hamilton. 1989. Weathering rates and 87Sr/86Sr ratios: an isotopic approach. Journal of Hydrology, 109: 65–78.
2. Alewell, C., M. Egli and K. Meusburger. 2015. An attempt to estimate tolerable soil erosion rates bymatching soil formation with denudation in Alpine grasslands. Journal of Soils and Sediments,

15: 1383–1399.
3. Alexander, E.B. 1988. Rates of soil formation: implications for soil loss tolerance. Soil Science, 145(1): 37–45.
4. Bain, D.C. and S.J. Langan. 1995. Weathering rates in catchments calculated by different methods and their relationship to acidic inputs. Water, Air and Soil Pollution, 85: 1051–1056.
5. Bain, D.C., A. Mellor, M.S.E. Robertson-Rintoul and S.T. Buckland. 1993. Variations in weathering processes and rates with time in a chronosequence of soils from Glen Feshie, Scotland. Geoderma, 57: 275–293.
6. Bazzoffi, B. 2009. Soil erosion tolerance and water runoff control: minimum environmental standards. Regional Environmental Change, 9: 169–179.
7. Blum, J.D. and Y. Erel. 2005. Radiogenic isotopes in weathering and hydrology. In: Drever, J.I. (Ed.), Surface and Ground Water, Weathering and Soils. Treatise on Geochemistry, Elsevier, 365–392.
8. Browning, G.M., G.L. Parish and J. Glass. 1947. A method for determining the use and limitation of rotation and conservation practices in the control of soil erosion in Iowa. Journal of American Society of Agronomy, 39: 65–73.
9. DePinto, J.V., P.L. Freedman, D.M. Dilks and W.M. Larson. 2004. Models quantify the total maximum daily load process. Journal of Environmental Engineering, 130(6): 703–713.
10. Du, S., A. Chen and G. Liu. 2013. Determination of purple soil loss tolerance based on soil productivity in south-west China. Journal of Soil and Water Conservation, 68(2): 146–152.
11. Duan, X., X. Shi, Y. Li, L. Rong and D. Fen. 2017. A new method to calculate soil loss tolerance for sustainable soil productivity in farmland. Agronomy for Sustainable Development, 37: 2-23.
12. Duan, X., Y. Xie, B. Liu, G. Liu, Y. Feng and X. Gao. 2012. Soil loss tolerance in the black soil region of north-east China. Journal of Geographical Sciences, 22(4): 737-751.
13. Ghafari, H. and M. Gorji. 2016. Assessing the effects of erosion on long-term soil productivity potential in Kohin Watershed, Ghazvin Province. Soil Management and Sustainable Production, 5(3): 261-266 (in Persian).
14. Ghafari, H., M. Gorji, M. Arabkhedri, G.A. Roshani and A. Heidaria. 2017a. Watershed-based evaluation of soil loss tolerance based on soil productivity and quality (Hajighoushan Watershed, Golestan Province). Journal of Soil and Water Research, 48(5): 985-994 (in Persian).
15. Ghafari, H., M. Gorji, M. Arabkhedri, G.A. Roshani, A. Heidaria and S. Akhavand. 2017b. Identification and prioritization of critical erosion areas based on onsite and offsite effect. Catena, 156: 1-9.
16. Hancock, G.R., T. Wells, C. Martinez and C. Dever. 2015. Soil erosion and tolerable soil loss: insights into erosion rates for a well-managed grassland catchment. Geoderma, 237-238: 256–265.
17. Heimsath, A.M., D. Fink and G.R. Hancock. 2009. The 'humped' soil production function: eroding Arnhem Land, Australia. Earth Surface Processes and Landforms, 34: 1674–1684.
18. Heimsath, A.M., W.E. Dietrich, K. Nishiizumi and R.C. Finkel. 1997. The soil production functions and landscape equilibrium. Nature, 388(6640): 358–361.
19. Hodson, M.E. and S.J. Langan. 1999. Considerations of uncertainty in setting the critical load of acidity in soils: the role of weathering rate determination. Environmental Pollution, 106: 73–81.
20. Huang, L.M., G.L. Zhang and J.L. Yang. 2013. Weathering and soil formation rates based on geochemical mass balance in a small forested watersheds under acid precipitation in subtropical China. Catena, 105: 11-20.
21. Humphreys, G.S. and M.T. Wilkinson. 2007. The soil production function: a brief history and its rediscovery. Geoderma, 139(1–2): 73–78.
22. Jha, M.K., C.F. Wolter, K.E. Schilling and P.W. Gassman. 2010. Assessment of total maximum daily load implementation strategies for nitrate impairment of the Raccoon River, Iowa. Journal of Environmental Quality, 39: 1317–27.
23. Kuznetsov, M.S. and D.R. Abdulkhanova. 2013. Soil loss tolerance in the central chernozemic region of the European part of Russia. Eurasian Soil Science, 2013(46): 802–809.
24. Lakaria, B.L., H. Biswas and D. Mandal. 2008. Soil loss tolerance values for different physiographic regions of central India. Journal of Soil Use and Management, 24: 192–198.
25. Lal, D., 1988. In situ-produced cosmogenic isotopes in terrestrial rocks. Annual Review of Earth and Planetary Sciences, 16: 35–388.
26. Lal, R. 2001. Soil degradation by erosion. Land Degradation and Development, 12(6): 519–539.
27. Langan, S.J., M.E. Hodson, D.C. Bain, R.A. Skeffington and M.J. Wilson. 1995. A preliminary review of weathering rates in relation to their method of calculation for acid sensitive soil parent materials. Water, Air, and Soil Pollution, 85: 1075–1081.
28. Larson, W.E., M.J. Lindstrom and T.E. Schumacher. 1997. The role of severe storms in soil erosion: a problem needing consideration. Journal of Soil and Water Conservation, 52: 90-105.

29. Lemunyon, J.L. and R.G. Gilbert. 1993. The concept and need for a phosphorus assessment tool. Journal of Production Agriculture, 6: 483–496.
30. Li, L., S. Du, L. Wu and G. Liu. 2009. An overview of soil loss tolerance. Catena, 78: 93–99.
31. Li, L., Z.H. Zhou and G.C. Liu. 2005. The present situation and conceive of soil loss tolerance study. Advance in Earth Science (in Chinese), 20(9): 65–72.
32. Mallarino, A.P., B.M. Stewart, J.L. Baker, J.D. Downing and J.E. Sawyer. 2002. Phosphorus indexing for cropland: overview and basic concepts of the Iowa phosphorus index. Journal of Soil and Water Conservation, 57: 440-447.
33. Mandal, D., K.S. Dadhwal, O.P.S. Khola and B.L. Dhayni. 2006. Adjusted T values for conservation planning in north-west Himalayas of India. Journal of Soil and Water Conservation, 61(6): 391-397.
34. Mandal, D., V.N. Sharda and K.P. Tripathi. 2010. Relative efficacy of two biophysical approaches to assess soil loss tolerance for Doon Valley soils of India. Journal of Soil and Water Conservation, 65(1): 42-49.
35. McCormack, D.E., K.K. Young and L.W. Kimberlin. 1982. Current criteria for determining soil loss tolerance. Agronomy Society of America, Madison, Wisconsin, 153 pages.
36. Mirtskhulava, T.E. 2001. On the maximum soil loss tolerance. Eurasian Soil Science, 34(3): 321–325.
37. Mishra, P.K. and Z.Q. Deng. 2009. Sediment TMDL development for the Amite River. Water Resources Management, 23: 839–852.
38. Olsson, M. and P.A. Melkerud. 1991. Determination of weathering rates based on geochemical properties of the soil. Geological Survey of Finland Paper, 9: 69-78.
39. Pett-Ridge, J.C., L.A. Derry and A.C. Kurtz. 2009. Sr isotopes as a tracer of weathering processes and dust inputs in a tropical granitoid watershed, Luquillo Mountains, Puerto Rico. Geochimica et Cosmochimica Acta, 73: 25-43.
40. Pierce, F.J., W.E. Larson and R.H. Dowdy. 1984. Soil loss tolerance: maintenance of long-term soil productivity. Journal of Soil and Water Conservation, 39(2): 136–138.
41. Pimentel, D. and M. Burgess. 2013. Soil erosion threatens food production. Agriculture, 3: 443–463.
42. Porter, K.S. 2008. Govern or be governed? The watershed challenge for American Indians. Journal of Water Law, 19(1): 3–19.
43. Roose, E. 1996. Land husbandry: components and strategy. FAO Soils Bulletin No. 70. FAO, Rome, 380 pages.
44. Skidmore, E.L. 1982. Soil loss tolerance. In: Determinants of Soil Loss Tolerance. American Society of Agronomy, ASA Special Publication, 45: 87–94.
45. Sokouti Oskouei, R. 2011. An introduction to tolerable erosion and its measurement methods. Pelk Publication, 135 pages (in Persian).
46. Sudhishri, S., A. Kumar, J.K. Singh, A. Dass and A.S. Nain. 2014. Erosion tolerance index under different land use units for sustainable resource conservation in a Himalayan watershed using remote sensing and Geographic Information System (GIS). African Journal of Agricultural Research, 9(41): 3098-3110.
47. USDA-NRCS. 2014. General guidelines for assigning soil loss tolerance. https://directives.sc.egov.usda.gov/OpenNonWebContent.aspx?content=44089.wba
48. Velbel, M.A. and J.R. Price. 2007. Solute geochemical mass-balances and mineral weathering rates in small watersheds: methodology, recent advances and future directions. Applied Geochemistry, 22(8): 1682–1700.
49. Verheijen, F.G.A., R.J.A. Jones, R.J. Rickson and C.J. Smith. 2009. Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. Earth Science Reviews, 94: 23–38.
50. Wakatsuki, T. and A. Rasyldin. 1992. Rates of weathering and soil formation. Geoderma, 52(34): 251–263.
51. Wischmeier, W.H. and D.D. Smith. 1978. Predicting rainfall erosion losses, a guide to conservation planning, USDA Agriculture Handbook 537.