

کاربرد رادیونوکلئیدهای ریزشی (^{137}Cs , ^7Be , $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$) در جابه‌جایی ذرات خاک در لس‌های مراوه‌تپه استان گلستان

محسن حسینعلی‌زاده*، استادیار گروه آبخیزداری و مدیریت مناطق بیابانی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان
حسین سید علیپور: دانشجوی دکتری آبخیزداری دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

چکیده

آگاهی از فرایندهای جابه‌جایی و توزیع مجدد ذرات خاک ناشی از فرسایش‌های مختلف، یکی از ابزارهای مدیریتی در مقیاس‌های متعدّد از پلات تا حوزه آبخیز در مدیریت فرسایش و رسوب محسوب می‌شود که با استفاده از طیف‌سنجی رادیونوکلئیدهای ریزشی (^{137}Cs , ^7Be , $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$) دست‌یافتنی است. در این مطالعه، توضیحات لازم در مورد این رادیونوکلئیدها، معایب و مزایای استفاده از آنها، نحوه‌ی طیف‌سنجی آنها در آزمایشگاه و در عرصه هم‌چنین مدل‌های تبدیل مورد بحث قرار گرفته و به سه مطالعه‌ی موردی با طیف‌سنجی در عرصه (۱۲۰ موقیعت در زیرحوضه-های شاهد و نمونه) و آزمایشگاه (۱۳۲ نمونه: منطقه‌ی مرجع و زیرحوضه‌ی آق‌امام) در نهشته‌های لسی مراوه‌تپه استان گلستان پرداخته شده است. رادیونوکلئیدهای ریزشی در تمامی موقیعت‌های طیف‌سنجی توسط آشکارساز ژرمانیوم فوق‌خالص در زیرحوضه‌های شاهد و نمونه قابل شمارش بودند که با توجه به برخی از محدودیت‌ها فقط ^{137}Cs مورد استفاده قرار گرفت. متوسط سالانه‌ی تلفات خاک در زیرحوضه‌های شاهد و نمونه به ترتیب برابر ۱۰/۱۲ و ۱۱/۳۹ تن در هکتار و در کاربری‌های کشاورزی و غیرکشاورزی در زیر حوضه‌ی آق‌امام به ترتیب معادل ۱۸/۶ و ۲/۷ تن در هکتار تعیین شده است. کم‌ترین نسبت انتقال رسوب به کاربری غیرکشاورزی در زیر حوضه‌ی آق‌امام با مقدار ۶۳٪ اختصاص داشته و این نسبت در کاربری کشاورزی این زیرحوضه و سایر زیرحوضه‌ها بیش از ۹۶٪ تعیین شد. بیش‌ترین فراوانی در محل‌های طیف‌سنجی در تمامی زیرحوضه‌ها به صورت فرسایشی (بیش‌تر از ۷۵٪) بوده است. بیش‌ترین مقدار رسوب تعیین شده در محل‌های طیف‌سنجی معادل ۸/۰۵ تن در هکتار در سال بوده که به کاربری غیرکشاورزی (زیرحوضه‌ی آق‌امام) اختصاص دارد.

واژگان کلیدی

رادیونوکلئیدهای ریزشی، توزیع مجدد ذرات خاک، مدل‌های تبدیل، نهشته‌های لسی، مراوه‌تپه

۱- مقدمه

آگاهی از فریندهای جابه‌جایی و توزیع مجدد ذرات خاک ناشی از فرسایش‌های مختلف، از ابزارهای مهم مدیریتی حفاظت خاک در مقیاس‌های متعدّد از پلات تا حوزه آبخیز محسوب می‌شود. این آگاهی با استفاده از طیف‌سنجی رادیونوکلئیدهای ریزشی دست‌یافتنی است. رادیونوکلئیدهای ریزشی^۱، مخصوصاً ^{137}Cs از دهه‌ی ۱۹۷۰ در کمّی کردن جابه‌جایی ذرات خاک کاربرد داشته (Zapata, ۲۰۰۲:۲۲۱)، به عبارتی حدود ۴۰۰۰ مقاله در مورد استفاده از ^{137}Cs در فرسایش خاک تا قبل از ۲۰۰۷ مورد استفاده قرار گرفته (Ritchie and Ritchie, ۲۰۰۸:۳۸۰) و مقادیر فرسایش و رسوب تعیین شده توسط این رادیونوکلئیدها به طور موفقیت‌آمیزی در مقابل روش‌های سنتی (بین و پلات‌های فرسایشی، مدل‌سازی فرسایش و رسوب و ...) ارزیابی شده است (Wallbrink and Croke, ۲۰۰۲:۱۶; Schuller et al., ۲۰۰۶: ۸).

با توجه به موارد بالا، در این تحقیق فقط به چند مورد از مطالعات دهه‌ی اخیر با تنوع کاربرد، اشاره شده است. طیف‌سنجی ^{137}Cs به دو صورت آزمایشگاهی و در عرصه در آبخیزی در روسیه (۲/۱۸ کیلومترمربع) (Golosov et al., ۲۰۰۰: ۱۶)، تغییرات مکانی ^{137}Cs با زمین‌آمار در آبخیز کوچکی در اروپا (Marcel et al., ۲۰۰۱: ۱۰)، استفاده از ^{137}Cs برای اندازه‌گیری فرسایش بین شیاری در روسیه (Wallbrink et al., ۲۰۰۲: ۱۶)، ارتباط رادیونوکلئیدهای ریزشی با بارندگی و خصوصیات توپوگرافی در خاک‌های بکر در تایوان (Huh and Su, ۲۰۰۴: ۱۴)، اندازه‌گیری فرسایش آبی توسط $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ در اراضی کشت نشده در سه آبخیز کوچک جنگلی و مرتعی با داده‌های رسوب خروجی حوضه در جنوب ایتالیا (Porto et al., ۲۰۰۹: ۱۰)، طیف‌نگاری قابل حمل در ۱۲۸ موقعیت در سراسر بریتانیا در فواصل ۵۰ کیلومتری (Tyler and Copplestone, ۲۰۰۷: ۹)، استفاده از ^{137}Cs و $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ به منظور توزیع مکانی فرسایش خاک در اراضی شیب‌دار شخم خورده در بخشی از اراضی تپه ماهوری چین (Zheng et al., ۲۰۰۷: ۱۱)، منشأیابی مکانی فرسایش خاک در آبخیزی در کانادا (۲۱۷ کیلومتر مربع) با اندازه‌گیری ^{137}Cs (Mabit et al., ۲۰۰۷: ۸)، بررسی تغییرپذیری فرسایش با طیف‌سنجی رادیونوکلئیدهای ۱۲۳ نمونه خاک و زمین‌آمار در مزرعه‌ای در کانادا (۲ هکتار) (Mabit et al., ۲۰۰۸b: ۷)، استفاده از ^{137}Cs و $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ در آبخیزی در وین (۱۸ هکتار) و مقایسه‌ی نتایج با اندازه‌گیری‌های ناشی از پلات‌های فرسایشی (Mabit et al., ۲۰۰۹: ۸)، بررسی فرسایش و رسوب ناشی از بارندگی شدید و سوزاندن کاه و کلش در مدیریت کشاورزی بدون شخم در یک زمین کشت شده در مزرعه‌ای در شیلی با استفاده از ^9Be (Sepulveda et al., ۲۰۰۸: ۱۵)، کمّی کردن جابه‌جایی ذرات خاک و بار رسوب با استفاده از ^{137}Cs ، ^9Be و $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ در آبخیزی با کاه و کلش سوزانده شده (۸۹ هکتار) در استرالیا (Blake et al., ۲۰۰۹: ۷)، بررسی میزان فرسایش و رسوب برای انواع کاربری اراضی و لندفرم‌ها در آبخیزی در چین با ^{137}Cs (Li et al., ۲۰۱۰: ۱۳)، بررسی نرخ جابه‌جایی خاک و مقایسه‌ی آن توسط ^{137}Cs و $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ در دو زیر حوضه واقع در مغولستان (Kato et al., ۲۰۰۹: ۱۹)، بررسی میزان فرسایش خاک در چهار تیپ جنگلی در ژاپن با استفاده از ^{137}Cs و $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ (Wakiyama et al., ۲۰۱۰: ۱۴)، بررسی فرسایش‌های شیاری و بین شیاری با استفاده از دستگاه باران‌ساز، آشکارساز قابل حمل و ^9Be در دو پلات آزمایشی مجاور همدیگر در بخشی از فلات لسی چین (Liu et al., ۲۰۱۱: ۱۱)، آشکارسازی قابل حمل ^{137}Cs و $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ در اراضی چمنی مغولستان در ایستگاه تحقیقاتی اکوسیستم آکادمی علوم چین (Li et al., ۲۰۱۰: ۷)، بررسی نرخ جابه‌جایی ذرات خاک در امتداد ترانسکت در دامنه‌ی یک آبخیز در اسپانیا توسط ^{137}Cs و $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ (Gaspar et al., ۲۰۱۱: ۹) و مطالعه

^۱ - FRNs: Fallout radionuclides

رادایونوکلئیدهای طبیعی و مصنوعی گسیلنده گاما در ۷۷ مکان با فواصل نمونه برداری ۲۰۰ متری در خاک-های آبخیز کوهستانی کوچکی در اسپانیا (۹: ۲۰۱۱: Navas *et al.*). در مورد استفاده از رادایونوکلئیدهای ریزشی در مطالعات فرسایش و رسوب در ایران مطالعات زیادی انجام شده است که همگی آنها فقط به ^{137}Cs پرداخته و $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ تا به حال مورد استفاده قرار نگرفته و همچنین در همه آنها طیفسنجی در آزمایشگاه صورت گرفته است. به عنوان مثال چند مورد اخیر عبارتند از: (براتی، ۱۳۸۹: ۱۳۷) به مطالعه فرسایش و رسوب توسط ^{137}Cs و بررسی وضعیت فرسایش در مارن‌های یال شمالی طالقان پرداخته و میزان فرسایش ناشی از مارن را $22/73 - 12/38$ تن بر هکتار در سال تعیین کرده‌اند. سید علیپور و همکاران (سیدعلیپور، ۱۳۸۹: ۱۰۹) به مطالعه‌ی هدر رفت خاک توسط ^{137}Cs و ^{3}D -RUSLE در آبخیز آق‌امام پرداختند. نتایج آنها نشان داد که در کاربری کشاورزی و غیرکشاورزی، مدل RUSLE فرسایش بیش‌تر و کم‌تری را به ترتیب در مقایسه با ^{137}Cs به خود اختصاص داده است. افشار و همکاران (۲۰۱۰: Afshar *et al.*) (۹) در تپه‌ماهوری کشت شده در اردهال چهارمحال و بختیاری با ۹۱ نمونه طیف‌گیری ^{137}Cs ، مقدار فرسایش سالانه خاک را ۸ تن در هکتار تعیین کردند. (ابراهیمی و همکاران، ۱۳۸۱: ۱۰) در مورد استفاده از ^{137}Cs در مطالعات فرسایش خاک در شرق مزارع چای استان گیلان، فرسایشی معادل ۳ تن در هکتار را بیان کرده‌اند. بنابراین با توجه به اهمیت این رادایونوکلئیدها، تنوع کاربرد در مباحث مختلف حفاظت خاک و فرسایش و رسوب، دقت قابل قبول، جدید بودن موضوع و همچنین اهمیت استفاده از فن‌آوری‌های قابل حمل در عرصه، هدف این مطالعه، مروری بر مزایا و معایب استفاده از آنها، نحوه‌ی اندازه‌گیری آنها در عرصه و آزمایشگاه و موارد مرتبط به منظور استفاده‌ی مناسب آنها به همراه چند مطالعه‌ی موردی در لس‌های حاصل خیز مراوه‌تپه استان گلستان است.

۲- مبانی نظری تحقیق

مبانی نظری این تحقیق شامل معرفی رادایونوکلئیدهای ریزشی، معایب و مزایای آنها در مطالعات فرسایش و رسوب و مقایسه‌ی آنها با سایر روش‌های متداول در مباحث فرسایش و رسوب است که در زیر به آن پرداخته می‌شود.

۲-۱- سزیم ^{137}Cs

^{137}Cs ، رادایونوکلئیدی مصنوعی با نیمه عمر ۳۰/۲ سال که به دلیل انجام آزمایش‌های هسته‌ای در دهه ۱۹۵۰ و ۱۹۶۰ و همچنین حادثه چرنوبیل در ۱۹۸۶، در بسیاری از کشورها منتشر شده، متداول‌ترین رادایونوکلئید ریزشی در خاک است که در شرایط متنوع محیطی و کشاورزی در سراسر دنیا استفاده شده است. توزیع مکانی ریزش آن توسط موقعیت آزمایشات هسته‌ای، الگوی دورانی و انتقال استراتوسفر و مقدار بارندگی سالانه تعیین شده و پهنه‌بندی عرض جغرافیایی مشخصی را نشان می‌دهد. الگوی جهانی ریزش ^{137}Cs ناشی از تسلیحات هسته‌ای، نشانگر تغییرات ^{137}Cs (۳۲۰۰-۱۶۰ بکرل^۲ بر متر مربع) بوده که به عرض جغرافیایی بستگی دارد (García Agudo, ۱۹۹۸:۵). این رادایونوکلئید در فرسایش خاک برای مقیاس‌های مختلف از سطح پلات تا حوضه، مورد استفاده قرار گرفته است (Mabit *et al.*, ۲۰۰۸a: ۱۸). منبع طبیعی

^۱ - ^{137}Cs - Caesium, ^{137}Cs - Cesium

^۲ - Bq: مقدار ماده پرتوزا که در هر ثانیه یک اتم از آن واپاشی می‌شود.

برای ^{137}Cs وجود نداشته و در طی شکافت هسته‌ای ایجاد شده و حضورش در محیط به آزمایش‌های هسته‌ای و آزادسازی از راکتورهای هسته‌ای برمی‌گردد (Wise, ۱۹۸۰:۱۹; Walling *et al.*, ۱۹۸۶:۱۳). در نتیجه پراکنش وسیع آن را به محیط آزمایش‌های اتمی سال ۱۹۵۲ نسبت می‌دهند (Perkins and Thomas, ۱۹۸۰:۲۹).

خصوصیاتی مانند عدم وجود منبع طبیعی (Ritchie and McHenry, ۱۹۹۰: ۱۹)، جذب سطحی سریع و شدید توسط رس‌ها، مواد آلی، خاک‌ها و رسوبات (Ritchie and McHenry, ۱۹۹۰: ۱۹)، جذب جزئی و قابل چشم‌پوشی توسط گیاهان و هم‌چنین آب‌شویی اندک (Wallbrink *et al.*, ۲۰۰۲)، کاهش نمایی با عمق در خاک‌های بدون فرسایش و رسوبگذاری (Walling and He, ۱۹۹۹: ۹)، کاهش یکنواخت عمقی در لایه‌ی شخم در خاکهای شخم خورده (Ritchie and McHenry, ۱۹۹۰: ۱۹)، انتشار یک اشعه‌ی گامای قوی (۶۶۲ کیلو الکترون ولت) و اندازه‌گیری آسان و دقیق آن در نمونه‌ها و نیاز نبودن به جداسازی و آماده‌سازی‌های شیمیایی نمونه‌ها، تحریک ناچیز آن در خاک‌ها به صورت شیمیایی و بیولوژیکی و جا به جا شدن فقط به صورت فیزیکی همراه ذرات کلئیدی در خاک (پراکنش مجدد آن اصولاً با تحولات فیزیکی در خاک نظیر فرسایش و شخم همراه بوده) و هم‌چنین به علت نیمه عمر طولانی و نگهداری آن در لایه سطحی (Ritchie and McHenry, ۱۹۹۰: ۱۹) باعث انتخاب آن به عنوان یک نشاندار مناسب برای تعیین جابه‌جایی خاک از طریق فرسایش آبی، بادی و یا... برای یک دوره‌ی چندساله (از ابتدای ریزش سزیم به صورت جهانی^۱ اواسط ۱۹۵۰) تا زمان اندازه‌گیری یا نمونه‌برداری، شده است. اندازه‌گیری فعالیت ^{137}Cs معمولاً توسط طیف‌سنجی گاما با استفاده از آشکارساز ژرمانیوم فوق خالص^۲ و در گستره‌ی انرژی (۳MeV-۶۰ keV) انجام می‌شود.

۲-۱-۱- مزایا و محدودیت‌های استفاده از ^{137}Cs در برآورد جابه‌جایی خاک

مزایا: فراهم آوردن اطلاعات گذشته^۲ مربوط به جابه‌جایی خاک و در نظر گرفتن تمامی فرآیندهای منجر شده به آن (فرسایش‌های آبی، بادی، خاک‌ورزی و ...). در نظر گرفتن تغییرپذیری تلفیقی اقلیمی، کاربری اراضی و وقایع بحرانی در جابه‌جایی خاک. کمی کردن جابه‌جایی خاک ناشی از فرسایش شیاری که ارزیابی آن توسط سایر روشهای کلاسیک دیگر در عرصه، به علت اعماق محدود تجمع و برداشت خاک، مشکل است. عدم نیاز به برنامه‌های پایش طولانی مدت و آزمایشگاهی شدید و پرهزینه و هم‌چنین کمی کردن فرسایش خالص و نرخ تحویل رسوب. تخمین‌های مربوط به جابه‌جایی خاک، براساس نقاط نمونه‌برداری مجزا در سراسر محدوده‌ی مورد مطالعه صورت گرفته و اطلاعات توزیعی مکانی در مورد نرخ و الگوهای جابه‌جایی مجدد خاک قابل تولید می‌باشد. حداقل بهم خوردگی خاک در هنگام نمونه‌برداری خاک و رخنه وارد نکردن در عملیات کشاورزی و غیره.

محدودیت‌ها: مدت زمان آنالیز بیش‌تر در نیم‌کره‌ی جنوبی به علت موجودی پایین ^{137}Cs ، نامناسب بودن در مورد تغییرات کوتاه مدت (مقادیر جابه‌جایی خاک در ارتباط با تغییرات کاربری اراضی و اقدامات مدیریتی).

^۱- High Pure Germanium (HPGe) Detector

^۲- retrospective information

۲-۲-۲- سرب $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ یا حفاظت نشده^۱

$^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ یک رادیویزوتوپ طبیعی با منشاء زمین‌شناسی^۲، دارای نیمه عمر ۲۲/۳ سال بوده و بخشی از زنجیره‌ی واپاشی اورانیوم به شمار می‌آید. این رادیویزوتوپ از واپاشی رادیم ^{226}Ra که در اغلب خاک‌ها و سنگ‌ها یافت شده و گازهای کوتاه عمر رادن ^{222}Rn را با نیمه عمر ۳/۸ روز به عنوان دختر خود تولید می‌کند، حاصل می‌شود. اغلب این ^{222}Rn به ^{210}Pb در درون خاک واپاشی شده و ^{210}Pb حفاظت شده را تولید می‌کند که ضرورتاً در تعادل با والد خود یعنی ^{226}Ra می‌باشد. هر چند، برخی از ^{222}Rn به اتمسفر منتشر شده و سریعاً به ^{210}Pb واپاشی می‌شود. این ^{210}Pb به عنوان یک رادیونوکلوئید ته نشست شده و چون در تعادل با والد (^{226}Ra) نمی‌باشد به سرب $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ یا حفاظت نشده ($^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$) موسوم بوده که بتوان آن را از سرب ^{210}Pb موجود در خاک که در تعادل با ^{226}Ra می‌باشد، تفکیک کرد. هر چند تغییرات فصلی و بلند مدت در غلظت آن در هوا و ریزش اتمسفری (باران، برف و ته‌نشست‌های خشک) با اندازه‌گیری‌های بلند مدت تشخیص داده شده است (Preiss et al., ۱۹۹۶: ۱۶)، اما در مقایسه با ریزش ^{137}Cs ، ریزش ^{210}Pb به علت منشاء طبیعی، در زمان ثابت است (Nozaki et al., ۱۹۷۸: ۵; Crickmore et al., ۱۹۹۰: ۱۷۰).

۲-۲-۲-۱- الگوی جهانی ریزش $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$

تغییرپذیری مکانی الگوی جهانی ریزش $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ ناشی از حرکت غالب توده‌های هوای غربی-شرقی است. این مهم به ریزش کم $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ در مناطق غربی قاره‌ها که توده‌های هوا از بالای اقیانوس‌ها عبور کرده و فرصت کم‌تری را برای برداشت $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ با خود دارند و ریزش بیش‌تر $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ در نواحی شرقی قاره‌ها که توده‌های هوا از بالای بخش‌های داخلی قاره^۳ عبور می‌کند، منجر می‌شود. در مقیاس جهانی، ریزش سالانه $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ بین ۲۳ تا ۳۷۶ بکرل بر مترمربع در تغییر است (Turekian et al., ۱۹۷۷: ۲۹; Robins, ۱۹۷۸: ۹).

۲-۲-۲-۲- اندازه‌گیری $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$

در اندازه‌گیری $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ برای تعیین میزان جابه‌جایی خاک، هر دو مورد ^{210}Pb و ^{226}Ra باید اندازه‌گیری شوند. این اندازه‌گیری در طیف‌سنجی گاما مشکل و وقت‌گیر است. بعد از آماده کردن اولیه استاندارد و قبل از اندازه‌گیری $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ ، نمونه‌های خاک باید در ظروف مخصوص محکمی که هیچ‌گونه جابه‌جایی هوا در آن‌ها صورت نگیرد، قرار گرفته و برای مدت حداقل ۲۰ روز کنار گذاشته شوند تا بین ^{226}Ra و دختر آن (^{222}Rn) تعادل برقرار شود. چون ^{210}Pb در ۴۶/۵ KeV شمارش می‌شود، طیف‌سنج استاندارد گاما که در شمارش ^{137}Cs مورد استفاده قرار گرفته، کارا نیست. بنابراین در اندازه‌گیری توأم ^{137}Cs و ^{210}Pb ، یک آشکارساز ژرمانیومی هم محور نوع ^4N در گستره انرژی (۳MeV-۴۰keV) مورد استفاده قرار می‌گیرد. مقدار $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ با کم کردن ^{210}Pb در تعادل با ^{226}Ra از فعالیت کل ^{210}Pb به دست می‌آید (Zapata, ۲۰۰۲: ۲۲۱). و ش‌های دیگر تعیین ^{210}Pb شامل تفکیک شیمیایی رادیونوکلوئید^۵، طیف‌سنجی آلفا^۶ و بتا و شمارش با سوسوزن مایع^۱

^۱ - unsupported or excess ^{210}Pb ($^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$)

^۲ - natural geogenic radioisotope

^۳ - continental interiors

^۴ - N-Type Coaxial HPGe

^۵ - radiochemical separations

^۶ - alpha spectrometry and beta

(۹: ۲۰۰۷, *Villa et al.*), نتایج تجزیه و تحلیل دقیق‌تری را به همراه دارند (۸: ۲۰۰۷, *Jia and Torri*), هر چند این روش‌ها گران بوده و به کار آزمایشگاهی بیش‌تری نیاز دارند. روش دیگر استفاده از طیف‌سنجی جرم پلاسمای^۲ می‌باشد که برای اندازه‌گیری سطوح خیلی پایین ^{210}Pb مورد استفاده قرار می‌گیرد (*Larivière et al.*, ۲۰۰۵: ۹).

توزیع‌های عمودی $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ در ارتباط با خاک‌های کشت شده و کشت نشده، شباهت بسیار زیادی با توزیع‌های عمودی ^{137}Cs دارد. هر چند در مقایسه با شکل پروفیل ^{137}Cs در خاک‌های بکر، ورود مدام $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ باعث می‌شود که حداکثر فعالیت به جای این که در عمق کمی در زیر خاک صورت پذیرد، در سطح خاک باشد (۱۰: ۱۹۹۵, *Walling et al.*). معمولاً تغییر مکانی موجودی $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ و ^{137}Cs در هر محدوده‌ای شبیه است، چون این رادیونوکلئیدها پاسخ یکسانی را نسبت به کنترل‌های مشابه در پی دارند.

۲-۲-۳- مزایا و محدودیت‌های استفاده از $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ در تعیین جابه‌جایی خاک

مزایا: علاوه بر مزایای استفاده از ^{137}Cs در تعیین جابه‌جایی خاک در زمین‌های کشاورزی، مزایای استفاده از $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ عبارتند از: گسترش مقیاس زمانی بلند-مدت (۱۰۰ سال) و قابلیت کاربرد در نیم‌کره‌ی جنوبی علاوه بر شمالی. استفاده از ^{137}Cs برای تعیین جابه‌جایی خاک به علت تجزیه‌ی رادیواکتیو، در حال کاهش بوده و در آینده استفاده از آن دیگر مقدور نخواهد بود، در حالی که ریزش $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ مستمر بوده و این مشکل را به دنبال ندارد.

محدودیت‌ها: برای اندازه‌گیری آن علاوه بر آشکارساز خیلی حساس با گستره‌ی انرژی (۳MeV- ^{210}Pb ، به کارشناس مجرب نیز نیاز است. منابع مازاد ^{222}Rn در اتمسفر ممکن است به مشکلاتی منجر شود. ^{222}Rn و محصولات واپاشی کوتاه عمر آن در سطوح کم‌تری در اتمسفر نسبت به خاک موجود می‌باشند. هر چند، فعالیت‌های افزایش یافته می‌توانند در مجاورت آتش‌فشانها، چشمه‌های معدنی حرارتی^۳ و دیگر منابع انتشار گاز^۴ از مناطقی که سنگ‌ها یا کانی‌ها با محتوی رادیوم بالا وجود دارند، رخ دهند. در برخی از مکان‌ها، محتوی $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ در خاک خیلی کم بوده و حتی کم‌تر از حدی است که قابل شمارش باشد، این مهم می‌تواند به مقادیر بالای فرسایش خاک یا ته‌نشست ریزشی پایین $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ منجر شده و ممکن است به محدودیت عمده‌ای در برخی نواحی منجر شود. جایی که محتوی کل ^{210}Pb در خاک خیلی نزدیک به محتوی $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ حفاظت شده باشد که با محتوی ^{226}Ra تعیین می‌شود، عدم قطعیت در ارتباط با تعیین $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ ممکن است خیلی بالا باشد.

۲-۳- بریلیوم^۵

^7Be ، یک رادیونوکلئید کیهانی طبیعی^۶ در اتمسفر بالایی است که از شکافت^۷ کیهانی نیتروژن و اکسیژن به وجود می‌آید. تولید ^7Be در اتمسفر بالایی تقریباً ثابت است، گرچه این مورد ممکن است با تغییرات فصلی ناشی از لگه‌های خورشیدی همراه باشد، اما نوسانات فصلی در غلظت آن در اتمسفر پایینی

^۱ - liquid scintillation counting (LSC)

^۲ - plasma mass spectrometry techniques (ICP-MS)

^۳ - thermal spas

^۴ - gas emanate

^۵ - Beryllium- 7 (^7Be)

^۶ - natural cosmogenic radionuclide

^۷ - spallation

مشاهده شده و غالباً به تأثیر تغییرات مقدار تبادل هوای بین استراتوسفر و تروپوسفر نسبت داده می‌شود (Feely *et al.*, ۱۹۸۹). نیمه عمر این رادیونوکلوئید در مقایسه با ^{137}Cs و $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ خیلی کم‌تر بوده (۵۳/۳ روز) و زمان کافی برای انتقال این رادیونوکلوئید به اعماق خاک وجود ندارد (به ندرت در اعماق بیش‌تر از ۳ سانتی‌متری پیدا می‌شود). پیدا شدن این رادیونوکلوئید در اعماق خاک به حرکت رو به پایین ذرات خاک ناشی از ترک‌ها^۱، حفرات ناشی از موجودات زنده^۲ و یا عملیات کشاورزی^۳ نسبت داده می‌شود (Sepulveda *et al.*, ۲۰۰۸: ۱۵). پروفیل تغییرات عمودی آن در خاک به صورت نمایی بوده و فعالیت آن با طیف‌سنجی گاما اندازه‌گیری می‌شود. این رادیونوکلوئید از اواخر ۱۹۹۰ در تعیین جابه‌جایی ذرات خاک در ارتباط با وقایع بارش شدید، عمدتاً در مقیاس‌های متغیر از پلات‌های چندین متر مربع (۱۱: Wilson *et al.*, ۲۰۰۳) تا زمین‌های کشاورزی چند هکتاری مورد استفاده قرار گرفته است.

۲-۳-۱- فرضیه‌های مهم در استفاده از ^7Be

فرضیه‌های عمده‌ای که در استفاده از این رادیونوکلوئید باید در نظر گرفت عبارتند از: (۱) ^7Be مرتبط با جابه‌جایی خاک، از پراکندگی مکانی یکسانی برخوردار است. (۲) ^7Be که از قبل در خاک موجود بوده، در کل محدوده‌ی مورد مطالعه از پراکندگی مکانی یکسانی برخوردار می‌باشد (Blake *et al.*, ۱۹۹۹: ۷). فرضیه‌ی اول در مقیاس مزرعه قابل تحقق است. تحقق یافتن فرضیه‌ی دوم به آسانی فرضیه‌ی اول نبوده و توزیع مکانی ضرورتاً یکسان ^7Be قبلی موجود در خاک، عموماً در سه موقعیت زیر قابل دسترس می‌باشد: (۱) بعد از یک دوره‌ی خشکی طولانی، زمانی که تغییرپذیری مکانی قبلی موجودی ^7Be توسط واپاشی رادیواکتیو از بین برود. (۲) بعد از یک دوره‌ی زمانی بلند-مدت فقط با بارندگی‌های با شدت کم، که به جابه‌جایی خاک و بنابراین توزیع مجدد ^7Be موجود در خاک منجر نشود (یا ۳). بعد از شخم زمین کشاورزی که در آن ^7Be با لایه‌ی شخم ترکیب شده و فعالیت ^7Be پایین‌تر از حدی است که قابل شمارش باشد. علاوه بر این، مهم است که عمق توزیع ^7Be اندازه‌گیری شده در منطقه‌ی مرجع، باید معادل منطقه‌ی کاری باشد که نمونه‌های خاک آن برای تعیین مقادیر جابه‌جایی خاک مورد مطالعه قرار می‌گیرد. اگر نمونه‌های خاک تا عمق مناسبی برداشت نشوند، تمامی موجودی ^7Be در نظر گرفته نمی‌شود. از این‌رو، اگر عمق نمونه‌برداری خیلی زیاد در نظر گرفته شود، در خاک محتوی ^7Be کم‌تر از حد قابل شمارش، ممکن است غلظت این رادیونوکلوئید در کل نمونه تا سطح کم و یا حتی زیر سطح قابل شمارش کاهش یابد. وسایل نمونه‌برداری متعددی برای این منظور مورد استفاده قرار گرفته (۱۷: Loughran *et al.*, ۲۰۰۲) و واحد علوم خاک آژانس بین‌المللی انرژی اتمی^۴ یک نمونه‌بردار خاک با قطاع ریز^۵ را ارائه کرده است (Mabit *et al.*, ۲۰۰۸: ۲). بنابراین نمونه‌برداری باید به دقت صورت گرفته، منعکس‌کننده‌ی اهداف مورد مطالعه بوده، توزیع زمانی بارندگی و ریزش ^7Be و پتانسیل تغییرپذیری مکانی مقدار ^7Be ناشی از وقایع فرسایشی قبلی نیز در آن لحاظ شود.

^۱ - fissures

^۲ - bioturbation

^۳ - cultivation processes

^۴ - International Atomic Energy Agency (IAEA)

^۵ - Fine Soil Increment Collector (FSIC)

۲-۳-۲- مزایا و محدودیت‌های استفاده از ^7Be در تعیین جابه‌جایی خاک

مزایا: بررسی جابه‌جایی خاک ناشی از عملیات مختلف حفاظت خاک، بررسی جابه‌جایی خاک برای دوره‌های زمانی کوتاه‌تر (مخصوصاً وقایع بارندگی مجزا یا دوره‌های کوتاه بارندگی شدید) نسبت به ^{137}Cs و $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ و ارزیابی تأثیرات تغییرات تیپ محصول یا عملیات شخم در جابه‌جایی خاک.

محدودیت‌ها: استفاده از آن در مطالعات توزیع مجدد خاک، به خاک‌های بدون پوشش گیاهی اختصاص دارد (چون مقادیر ریزشی ^7Be ترجیحاً توسط پوشش گیاهی سطحی تثبیت شده و نسبت مقادیر ریزشی تثبیت شده توسط خاک براساس تراکم و طبیعت پوشش گیاهی تغییر می‌کند). اقدامات نمونه‌برداری و موجودیت وسیله‌ی مناسب نمونه‌برداری خاصی را می‌طلبد (نمونه‌های خاک باید از اعماق کمی برداشته شوند، قطاع‌های نمونه‌برداری عمقی ۲ میلی‌متری). نسبت دادن توزیع مجدد خاک فقط به یک دوره‌ی کوتاه (اگر این دوره طولانی در نظر گرفته شود، خاک فرسایش یافته در مراحل اولیه‌ی این دوره در مقایسه با خاک فرسایش یافته در نزدیک به زمان نمونه‌برداری، تأثیر بسیار کمی در موجودی ^7Be داشته و ممکن است که فرسایش کل رخ داده شده در طی این دوره با کم تخمینی همراه باشد). زمان تقریباً کوتاه موجود برای آنالیز نمونه‌ها قبل از این که فعالیت رادیونوکلئید از طریق واپاشی به کم‌تر از حدی برسد که قابل شمارش باشد (تعداد قابل ملاحظه‌ای آشکارساز برای این منظور مورد نیاز است، در غیر این صورت، فقط تعداد محدودی از نمونه‌ها تجزیه و تحلیل می‌شوند). مدت زمان شمارش بیش‌تر طیف، به تبع افزایش زمان نگهداری نمونه‌ها (فعالیت ^7Be نمونه‌ها به علت واپاشی کاهش می‌یابد، بنابراین، محدوده‌ی مورد مطالعه باید کوچک بوده و یا تعداد نمونه‌های مورد نیاز برای بررسی فرسایش خاک کاهش یابد). جمع‌آوری تمامی نمونه‌ها در زمان یکسان (بعد از رخداد بارندگی)، زیرا ریزش مازاد رادیونوکلئید در حین دوره نمونه‌برداری می‌تواند باعث افزایش فعالیت رادیونوکلئید نمونه‌هایی‌هایی شود که در انتهای دوره نمونه‌برداری جمع‌آوری می‌شوند. کاربرد نامطمئن در اقلیم‌های قاره‌ای یا معتدل با دوره‌های خشکی طولانی‌مدت (وابسته بوده ریزش ^7Be به وقایع بارندگی و پایین بودن مقدار آن در نواحی خشک و نیمه خشک). نیاز به یک تیم کارشناسی با تجربه‌تر نسبت به ^{137}Cs (خطوط گامای با انرژی کم‌تر اندازه‌گیری شده برای ^7Be ، نسبت به مقادیر اندازه‌گیری شده برای ^{137}Cs در ناحیه قله، دارای پس‌زمینه طبیعی بیش‌تری است که این مورد به سطوح عدم قطعیت و محدودیت‌های آشکارسازی بالاتری منجر می‌شود). نیاز بودن به اطلاعات اضافی در مورد توزیع زمانی نوسانات ^7Be که شامل اندازه‌گیری فعالیت ^7Be در بارندگی است (در نظر گرفتن یک دوره‌ی دقیق نمونه‌برداری که توسط واقعه فرسایشی مورد نظری پوشش داده می‌شود به علت تأثیر بالقوه وقایع فرسایشی قبلی که توسط یک دوره خشکی طولانی مدت مناسب و یا یک فاز کشاورزی تفکیک نشده باشند، مشکل است).

۲-۴- منطقه‌ی مرجع

در استفاده از رادیونوکلئیدهای ریزشی برای تعیین مناطق سه‌گانه‌ی فرسایش، رسوب و انتقال، و همچنین کمیّت آن‌ها، وجود منطقه کلید^۱ از ضروریات بوده، تعیین آن و نحوه‌ی نمونه‌برداری آن از اهمیت بسزایی برخوردار می‌باشد (Sutherland, ۱۹۹۶: ۱۱). این مورد ممکن است در مناطقی مانند: مناطق کوهستانی با تغییرپذیری مکانی بارندگی بالا، مناطق با خاک‌های جوان و سنگریزه‌ای، مناطق تحت کشاورزی

۱- *Refrence area*: محدوده‌ای که هیچگونه فرسایش و رسوبی را در یک دوره طولانی مدت (۵۰-۴۰ سال) متحمل نشده است.

شدید با نواحی بهم نخورده اندک، مناطقی که مقدار ریزش برف، سهم قابل ملاحظه‌ای از بارندگی سالانه را به خود اختصاص داده و اثرات باد باعث جابه‌جایی نامنظم برف می‌شود، مناطق خشک و نیمه خشک با پوشش گیاهی کم که توزیع مجدد خاک توسط فرآیندهای باد به تجمع رسوبات حاوی ^{137}Cs در منطقه مرجع منجر می‌شوند، به مشکلاتی منجر شود. معرف بودن نمونه و تغییرپذیری نمونه‌برداری در منطقه‌ی مرجع نیز باید در نظر گرفته شده (۹: Owens and Walling, ۱۹۹۶) و نمونه‌های تکراری یا چندتایی (حدأقل ۱۰ تا) به منظور موجودی سزیم در منطقه‌ی مرجع جمع‌آوری شوند (Zapata, ۲۰۰۲: ۲۲۱).

۲-۵- اندازه‌گیری فعالیت رادیونوکلئیدها در عرصه

فعالیت رادیونوکلئیدهای ریزشی در عرصه^۱، بدون نیاز به نمونه برداری خاک، توسط آشکارساز ژرمانیوم فوق خالص قابل حمل، قابل اندازه‌گیری است. در این حالت، زمان اندازه‌گیری در مقایسه با اندازه‌گیری فعالیت آن‌ها در آزمایشگاه^۲، کم‌تر است. علاوه بر این، با اندازه‌گیری حجم بیش‌تری از خاک، نتایج کم‌تر تحت تأثیر تغییرپذیری کوچک مقیاس نمونه‌برداری قرار می‌گیرند. با استفاده از روش طیف‌سنجی قابل حمل در مقایسه با اندازه‌گیری در آزمایشگاه، می‌توان اندازه‌گیری جابه‌جایی خاک را برای سطح وسیع‌تر و زمان کم‌تری انجام داد.

اندازه‌گیری در طبیعت (عرصه) فعالیت $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ احتمالاً غیر مطمئن بوده و فقط برای اطلاعات نیمه کمی مناسب است. زیرا اندازه‌گیری ^{210}Pb کل، از طریق اشعه‌ی گامای $46/5\text{KeV}$ (۰/۴) آن، فقط به فعالیت ^{210}Pb در سطح خاک و یا درون چند سانتی‌متری سطحی (کم‌تر از ۵ سانتی‌متر وابسته به خصوصیات فیزیکی-شیمیایی خاک) حساس بوده و بنابراین نمی‌تواند فعالیت کل ^{210}Pb درون پروفیل را (مثلاً ۴۰-۰ سانتی‌متری) کمی کند. علاوه بر این، اثرات خود جذب^۳ به مشکلات بیش‌تری منجر خواهد شد.

با اندازه‌گیری ^6Be در عرصه، بدون نیاز به نمونه‌برداری وقت‌گیر و اندازه‌گیری‌های آزمایشگاهی مربوطه، می‌توان به روشی کارا برای به دست آوردن اطلاعات ضروری در مورد مقادیر ^6Be در محدوده‌ی مورد مطالعه رسید. هر چند در این مورد نتایج (Mabit et al., ۲۰۰۸a: ۱۸) حاکی از آن است که زمان شمارش در عرصه باید حداقل دو برابر زمان مورد نیاز برای شمارش ^{137}Cs در نظر گرفته شود و این مورد ممکن است به عنوان یک محدودیت در نظر گرفته شود. معایب و مزایای استفاده از رادیونوکلئیدهای ریزشی در جدول ۱ آورده شده است. مزایا و محدودیت‌های استفاده از رادیونوکلئیدها در مقایسه با روش‌های مرسوم در جدول‌های ۲ و ۳ آورده شده است.

^۱- Field (in-situ measurement)

^۲- Laboratory Measurement (LM)

^۳- Self-absorption effects

جدول ۱- مقایسه معایب و مزایای استفاده از رادیونوکلئیدهای ریزشی در مطالعات فرسایش و رسوب

(Mabit et al., ۲۰۰۸a: ۱۸)

سن سنجی رسوب	اندازه‌گیری در عرصه	اندازه‌گیری‌های آزمایشگاهی	آشکار ساز ژرمانیوم فوق خالص	محدوده مورد مطالعه	نمونه برداری	دوره زمانی ارزیابی فرسایش	نیمه عمر	انتشار انرژی (KeV)	منشاء	رادیونوکلئید
ممکن	آسان	آسان	نرمال	پلات تا حوزه آبخیز بزرگ	ساده	میان-مدت ^۱ (۵۰ سال)	۳۰/۲ سال	۶۶۲	انسانی	^{137}Cs
ممکن	محدود و غیر قابل اطمینان	خیلی مشکل	با گستره انرژی پهن	پلات تا حوزه آبخیز	ساده	بلند-مدت (۱۰۰ سال)	۲۲/۳ سال	۴۶/۵	زمین-شناسی طبیعی	$^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$
ممکن ^۳	حداقل به دو برابر زمان شمارش مورد نیاز برای ^{137}Cs در عرصه نیاز دارد. ^۲	آسان	نرمال	مقیاس محلی، پلات تا مزرعه	پیچیده	کوتاه-مدت (کمتر یا برابر ۶ ماه)	۵۳/۳ روز	۴۷۷/۶	کیهانی طبیعی	^7Be

۱- در برخی از کشورهای اروپایی، حادثه چرنوبیل مقدار عمده‌ای از ^{137}Cs ورودی به زمین را به خود اختصاص می‌دهد. در این نواحی می‌توان رخداد فرسایش و جابه‌جایی مجدد خاک را از ۱۹۸۶ به بعد اختصاص داد. این مورد نشان‌دهنده یک مقیاس زمانی ۲۰ ساله است که خیلی کم‌تر از زمان فراهم شده توسط سزیم ناشی تسلیحات هسته‌ای است. ۲- براساس اقدامات اندازه‌گیری در عرصه توسط IAEA SSU و CU در مارس و آگوست ۲۰۰۷ در حوزه آبخیز میستل باخ (اتریش). ۳- با تجزیه و تحلیل ^7Be می‌توان اطلاعاتی را در مورد فرآیندهای رسوبی فصلی و اخیر به دست آورد (Palinkas et al., ۲۰۰۵: ۱۸).

جدول ۲- مزایای استفاده از رادیونوکلئیدها در مقایسه با روش‌های مرسوم (Zupanc and Mabit, ۲۰۱۰: ۱۶)

روش‌های عمده مرسوم	رادیونوکلئیدهای ریزشی
<p>مدل‌سازی</p> <ul style="list-style-type: none"> ارزیابی از سطح پلات تا حوزه آبخیز بزرگ و بررسی فرآیندهای فرسایش و رسوب پلات‌های فرسایشی ارزیابی پلات و اندازه‌گیری فرسایش و رواناب ارزیابی اثرات روش‌های کشاورزی ویژه و کاربری زمین بر مقادیر فرسایش <p>اندازه‌گیری حوزه آبخیز</p> <ul style="list-style-type: none"> محدوده مورد مطالعه حوزه آبخیز کوچک تا بزرگ و اندازه‌گیری برون منطقه‌ای انتقال رسوب 	<ul style="list-style-type: none"> ارزیابی از سطح پلات تا حوزه آبخیز بزرگ و بررسی کوتاه-مدت تا بلند مدت فرسایش و رسوب ارزیابی روش‌های کشاورزی خاص و کاربری زمین بر مقدار فرسایش با استفاده از ^7Be تهیه نقشه و الگوی توزیع مجدد خاک هزینه نگهداری نیاز نداشته و فقط یک‌بار نمونه-برداری نیاز دارد. هیچ گونه وابستگی اقلیمی نداشته و در سراسر دنیا قابل انجام است.

جدول ۳- معایب استفاده از رادیونوکلئیدها در مقایسه با روش‌های مرسوم (Zupanc and Mabit, ۲۰۱۰: ۱۶)

روش‌های عمده مرسوم	رادیونوکلئیدهای ریزشی
<p>مدل‌سازی</p> <ul style="list-style-type: none"> • تسهیلات تکنولوژی اطلاعات پیشرفته‌ای مورد نیاز بوده و کاربر ناپسند و پیچیده است. • اطلاعات دقیق (مدل رقومی ارتفاع، اقلیم، داده‌های کاربری زمین و خاک) نیاز است. • مدل واقعی باید با داده‌های واقعی ناشی از فرآیندهای مرسوم دیگر و یا رادیونوکلئیدهای ریزشی ارزیابی شود. <p>پلات‌های فرسایشی</p> <ul style="list-style-type: none"> • حداقل ۱۰ تا ۱۵ سال اندازه‌گیری به منظور یکپارچگی تغییرپذیری اقلیمی نیاز است. • وابستگی اقلیمی در آن لحاظ شده و تمامی شکل‌های فرسایشی به علت مقیاس کوچک اندازه‌گیری در نظر گرفته نمی‌شوند. <p>اندازه‌گیری حوزه آبخیز</p> <ul style="list-style-type: none"> • اطلاعاتی در مورد جابه‌جایی مجدد خاک درون حوزه‌ی آبخیز به دست نیامده و فقط فرسایش خالص قابل اندازه‌گیری است. • حداقل ۱۰ تا ۱۵ سال اندازه‌گیری بمنظور یکپارچگی تغییرپذیری اقلیمی نیاز است. • وابستگی اقلیمی در آن لحاظ شده و تولید رسوب خالص را اندازه‌گیری می‌کند، نه مقادیر فرسایش را 	<ul style="list-style-type: none"> • به بررسی فرآیندهای فرسایش و رسوب می‌پردازد، نه اندازه‌گیری آنها • ارزیابی ریزش اولیه و پیدا کردن منطقه کلید (رفرنس) • تسهیلات شمارشی گاما (آشکارساز ژرمانیوم فوق خالص) مورد نیاز است

۲-۶- مدل‌های تبدیل

مقدار و جهت انحراف‌های اندازه‌گیری شده از سطح مرجع برای هر نقطه بیانگر یک ارزیابی کیفی از توزیع مجدد رسوبات است. جهت کسب برآورد کمی از میزان فرسایش و انتقال خاک باید رابطه‌ی بین اندازه-ی انحراف از مقدار مرجع و میزان هدررفت یا افزوده شدن خاک براساس داده‌های رادیونوکلئیدها برقرار نمود که به آن کالیبراسیون و یا مدل‌های تبدیل^۱ گفته می‌شود. روابط کالیبراسیون موجود به دو گروه عمده تقسیم می‌شوند:

گروه اول شامل روابط تجربی بین هدررفت یا ته‌نشست اندازه‌گیری شده یا برآورد شده و اندازه‌گیری‌های از دست دادن یا به دست آوردن رادیونوکلئید مورد نظر بوده که محدودیت عمده‌ی آن، کم بودن داده‌های مناسب برای ایجاد روابط تجربی برای اکثر مناطق جهان است. گروه دوم مربوط به مدل‌های تئوری یا روش‌های محاسباتی برای ایجاد روابط است. بسیاری از عدم قطعیت‌ها در این مورد با توسعه‌ی مدل‌های تئوریک اصلاح شده و با ارزیابی دقیق داده‌های حاصل از پلات‌های فرسایشی تصحیح شده است، که با این وجود استفاده از اندازه‌گیری رادیونوکلئیدهای مورد نظر در مطالعات فرسایش خاک، همواره یک شیوه پر کاربرد خواهد بود (Quine, ۱۹۹۵: ۲۱).

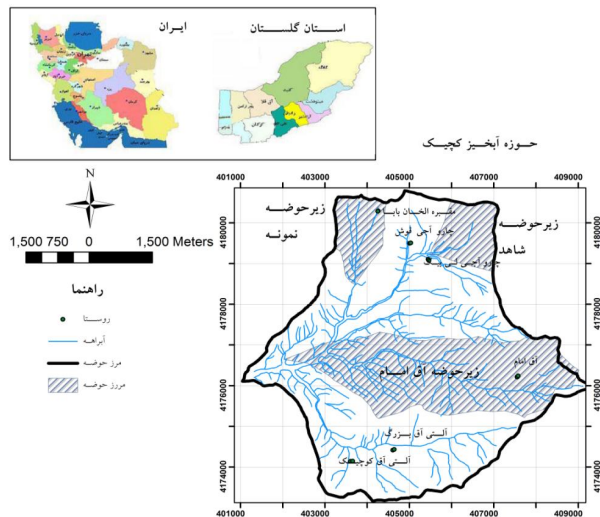
۱ - Conversion models

جهت انجام این مهم می‌توان از برنامه "Radiocalc" (Walling *et al.*, ۲۰۰۷: ۳۲) استفاده کرد. در این برنامه برای رادیونوکلئیدهای ریزشی به استثنای ^7Be ، دو نوع مدل شامل مدل‌های کشاورزی (مدل نسبی^۱، تعادل جرمی ۱، ۲ و ۳) و غیرکشاورزی (توزیع نی‌مرخ^۳، پخش و انتقال^۴) وجود دارد. برای اطلاعات بیش‌تر در این مورد به (Walling *et al.*, ۲۰۰۷: ۳۲) مراجعه شود.

۳- روش شناسی تحقیق:

۳-۱- محدوده‌های مورد مطالعه:

در این تحقیق ۳ مطالعه‌ی موردی واقع در نهشته‌های لسی انتهای شمال شرق استان گلستان با اقلیم نیمه خشک معتدل تا سرد (بارندگی متوسط سالانه ۴۸۲) از حوزه‌ی آبخیز کچیک (یکی از زیرحوضه‌های چندگانه حوزه‌ی آبخیز گرگان رود) استان گلستان در نظر گرفته شده است (شکل ۱). مطالعه‌های موردی عبارت از زیرحوضه‌های زوجی (شاهد^۵ و نمونه^۶) و زیرحوضه‌ی آق‌انام هستند که برخی از مشخصات این محدوده‌ها به ترتیب در مورد زیر حوضه‌های شاهد، نمونه و آق‌انام عبارتند از: متوسط شیب (درصد): ۱۸/۴، ۱۵/۸ و ۱۷/۸. دامنه ارتفاعی (متر): ۷۰۰-۹۰۰، ۷۵۵-۸۵۰ و ۱۲۶۴-۶۲۰. مساحت (هکتار): ۱۹۱، ۱۹۶ و ۹۲۰.



شکل ۱- موقعیت زیرحوضه‌های مورد مطالعه در حوزه‌ی آبخیز کچیک

۳-۲- تعداد نمونه و نحوه نمونه‌برداری:

تعداد نمونه‌ی بهینه در هر یک از زیرحوضه‌های شاهد و نمونه، برابر ۶۰ عدد بوده که با استفاده از روش سلسله مراتبی با تابع هدف واریانس کریگینگ تعیین شده است. نحوه‌ی نمونه‌برداری در این دو زیرحوضه با استفاده از روش مدل مبنای زمین‌آماری و متغیر کمکی شیب صورت گرفته است که خارج از بحث این

^۱ - Proportional model

^۲ - Mass balance (I, II and III)

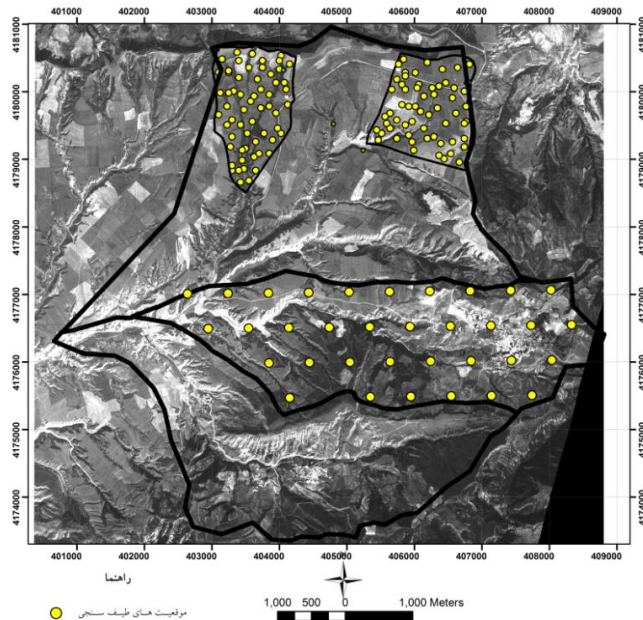
^۳ - Profile distribution model

^۴ - Diffusion and migration model

^۵ - Testifier Sub-catchment: در واقع بیشتر جنبه‌ی ترویجی و آموزشی داشته و عملیات آبخیزداری را شامل شده و جهت بررسی روند گرایش حوضه‌ی معرف مورد استفاده قرار می‌گیرند.

^۶ - Sample Sub-catchment: جهت نمونه‌برداری و اندازه‌گیری میزان فرسایش و رسوب و رواناب استفاده شده و مساحتی کمتر از ۵۰۰ هکتار را به خود اختصاص می‌دهند.

مطالعه است (شکل ۲). تعداد نمونه (۲۴ عدد) در زیرحوضه‌ی آق‌امام براساس واحد کاری (نقشه‌های تلفیقی کاربری اراضی، رخساره فرسایشی و کلاس شیب) تعیین شد (۹ نمونه در کاربری غیرکشاورزی و ۱۵ نمونه در کاربری کشاورزی) (شکل ۲) (سیدعلیپور، ۱۳۸۹: ۱۰۹).



شکل ۲- موقعیت بهینه‌ی نمونه‌ها توسط روش‌های مدل پایه (زیرحوضه‌های زوجی) و واحدهای کاری (آق‌امام)

۳-۳- نحوه‌ی طیف‌گیری:

نحوه‌ی طیف‌گیری در موقعیت‌های مورد نظر برای هر کدام از زیرحوضه‌های زوجی با استفاده از آشکارساز ژرمانیوم فوق خالص قابل حمل برای رادیونوکلوئیدهای ریزشی (^{137}Cs , ^9Be , $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$) انجام شد. زمان مورد نظر برای طیف‌گیری در هر موقعیت با توجه به فعالیت این رادیونوکلوئیدها در منطقه، ۵۴۰۰ ثانیه در نظر گرفته شد. در زیرحوضه‌ی آق‌امام، نمونه‌برداری از عمق سطحی (عمق معادل ادوات شخم: ۳۰ سانتی‌متری) برای تمامی موقعیت‌های نمونه‌ها صورت گرفته و طیف‌گیری رادیونوکلوئید ^{137}Cs در آزمایشگاه انجام شد. زمان طیف‌گیری برای هر نمونه ۶۰۰۰۰ ثانیه در نظر گرفته شد.

۳-۴- منطقه‌ی مرجع:

منطقه‌ی مرجع در مجاورت محدوده‌های مورد مطالعه با تحقیقات و پیمایش‌های متعدد در مجاورت یک سایت هوایی انتخاب شد. این محدوده برای مدت زمان زیادی دست نخورده باقی مانده است. طراحی شبکه‌ی نمونه‌برداری در این منطقه، ۱۲ پروفیل را با فواصل مختلف نسبت به هم شامل شده است. این نحوه‌ی نمونه‌برداری به طرز انجام شد که حداقل تأثیر را از درختان پذیرفته باشد. قابل ذکر است که نحوه‌ی نمونه‌برداری در سایت مرجع توسط صفحه‌ی خراشنده^۱ با سطح مقطع ۲۰*۵۰ سانتی‌متر و ارتفاع ۴۰ سانتی‌متر صورت گرفت، بنابراین نمونه‌برداری در افق‌های مختلف با ضخامت ۲ سانتی‌متری تا عمق ۱۰

^۱ - Scaper plate

سانتی‌متری (۰-۲، ۲-۴، ۶-۸، ۱۰-۸) و ضخامت ۵ سانتیمتری تا عمق ۳۰ سانتی‌متری (۱۵-۲۰، ۱۰-۱۵، ۱۵-۲۰، ۲۰-۲۵، ۲۵-۳۰) در آذرماه ۱۳۸۸ صورت گرفت.

۳-۵- مدل‌های تبدیل:

برحسب واقع شدن نمونه در کاربری کشاورزی و غیرکشاورزی، مدل‌های تبدیل تعادل جرمی ۲ و پخش و انتقال به ترتیب با استفاده از نرم‌افزار "Radiocalc" استفاده شدند.

۴- یافته‌های تحقیق

۴-۱- منطقه‌ی مرجع:

به علت نیمه‌کمی بودن نتایج ناشی از $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ ، نتایج این رادیونوکلئید در این مطالعه فقط به صورت فعالیت این رادیونوکلئید در مورد زیرحوضه‌های شاهد و نمونه بررسی شده و مدل‌های تبدیل و نرخ جابه‌جایی خاک در مورد این رادیونوکلئید فاقد اعتبار است. در مورد رادیونوکلئید ^7Be ، به علت عمق نمونه-برداری با قطعات ۲ سانتی‌متری، این رادیونوکلئید در منطقه‌ی مرجع قابل طیف‌گیری نبوده است و مدل‌های تبدیل و نرخ جابه‌جایی خاک در مورد این رادیونوکلئید نیز فاقد اعتبار است، بنابراین مقدار متوسط ^{137}Cs برای منطقه مرجع برابر ۳۱۱۸ بکرل بر متر مربع محاسبه شده است.

۴-۲- طیف‌سنجی در عرصه:

نتایج ناشی از طیف‌گیری فعالیت رادیونوکلئیدهای ریزشی (بکر بر کیلوگرم) به صورت مکانی در شکل ۳ نشان شده است.



شکل ۳- پراکنش فعالیت رادیونوکلئیدهای ریزشی در زیرحوضه‌های جفتی

۴-۳- تعیین مکان‌های فرسایش، انتقال و رسوب با روش سزیم ۱۳۷:

با مقایسه‌ی دو برابر انحراف معیار متوسط میزان موجودی ^{137}Cs در منطقه‌ی مرجع (حدود اطمینان ۹۵٪) و محدوده‌های مورد مطالعه بدون استفاده از مدل‌های تبدیل، محل‌های فرسایش، انتقال و رسوب در موقعیت‌های نمونه‌برداری تعیین گردید (جدول ۴).

جدول ۴- درصد جابه‌جایی ذرات خاک در هر زیرحوضه

رسوب (%)	انتقال (%)	فرسایش (%)	نحوه جابه‌جایی ذرات خاک
			زیرحوضه مورد مطالعه
۳	۸	۸۹	شاهد
-	۱۰	۹۰	نمونه
۱۷	۸	۷۵	آق امام

۴-۴- مدل‌های تبدیل:

مدل‌های تبدیل فقط در مورد رادیونوکلوئید ^{137}Cs مورد استفاده قرار گرفته است. با توجه به کاربری کشاورزی در زیرحوضه‌های شاهد و نمونه (مدل تبدیل تعادل جرمی II) و کاربری‌های کشاورزی (مدل تبدیل تعادل جرمی II) و غیرکشاورزی (مدل پخش و انتقال) در زیر حوضه‌ی آق‌امام از برنامه نرم‌افزاری "Radiocalc" استفاده شد (جدول ۵). در زیرحوضه‌ی آق‌امام نیز میزان فرسایش سالانه ۱۰/۸ تن در هکتار بوده و ۳۷٪ نمونه‌ها در کاربری غیرکشاورزی واقع شده‌اند.

جدول ۵- مقدار جابه‌جایی خاک در زیرحوضه‌های مورد مطالعه

نسبت انتقال رسوب ^۳	مقدار فرسایش خالص ^۲	مقدار فرسایش کل ^۱	مقدار جابه‌جایی ذرات خاک (تن در هکتار در سال)		خصوصیات مورد نظر زیرحوضه
			رسوب	فرسایش	
۹۹	۱۱/۳۹	۱۱/۵	۳/۰۲	-۳۹/۱۴	نمونه
۹۸	۱۰/۱۲	۱۰/۳	۶/۲	-۴۱/۶۸	شاهد
۹۷	۱۸/۶	۱۸/۱	۶/۹۱	-۴۹/۶۳	آق امام (کشاورزی)
۶۳	۲/۷۲	۴/۳	۸/۰۵	-۱۳/۵۳	آق امام (غیرکشاورزی)

۱- Gross Erosion، ۲- Net Erosion، ۳- Sediment Delivery Ratio

۵- نتیجه‌گیری

مقدار فرسایش خالص سالانه برای زیرحوضه‌های نمونه و شاهد به ترتیب برابر ۱۱/۳۹ و ۱۰/۱۲ تن در هکتار بوده که این مقدار در مورد زیرحوضه‌ی آق‌امام در کاربری کشاورزی و غیرکشاورزی به ترتیب معادل ۱۸/۶ و ۲/۷ تن در هکتار است. این مقادیر بالای فرسایش، هدررفت نهشته‌های ارزشمند و حاصل خیز لسی را نشان می‌دهد که در آینده‌ای نه چندان دور ممکن است تغییر چشم‌اندازهای قابل ملاحظه‌ای را در بر داشته باشد.

کم‌ترین نسبت انتقال رسوب به کاربری غیرکشاورزی در زیر حوضه‌ی آق‌امام با مقدار ۶۳٪ اختصاص داشته و این نسبت در کاربری کشاورزی این زیرحوضه و سایر زیرحوضه‌ها بیش از ۹۶٪ تعیین شد که این مورد نشان‌دهنده‌ی این است که بخش اعظمی از خاک فرسایش یافته که از محل خارج می‌شود به کاربری کشاورزی مربوط بوده و علاوه بر کاهش حاصل خیزی، افزایش استفاده از حاصل خیز کننده‌ها و نهاده‌های کشاورزی و همچنین هدر رفت خاک، مشکلات برون منطقه‌ای را به دنبال خواهد داشت. بیش‌ترین فراوانی در

محل‌های طیف‌سنجی در تمامی زیرحوضه‌ها به صورت فرسایشی (بیش‌تر از ۷۵٪) بوده است که این نکته نیز حاکی از تلفات خاک است. بیش‌ترین مقدار رسوب تعیین شده در محل‌های طیف‌سنجی معادل ۸/۰۵ تن در هکتار در سال بوده که به کاربری غیرکشاورزی (زیرحوضه‌ی آق امام) اختصاص دارد. این مورد نشان دهنده‌ی این موضوع است که با تغییر نحوه‌ی استفاده از زمین در نهشته‌های لسی می‌توان به طور قابل ملاحظه‌ای تلفات خاک را مدیریت کرده و این نرخ را کاهش داد. نتایج ناشی از طیف‌سنجی در عرصه، حاکی از این است که مقدار $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ هر چند با عدم قطعیت بالا، بسیار بالاست و در مناطقی که مقدار ^{137}Cs بسیار کم است، می‌توان از $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ به عنوان یک رادیونوکلئید مناسب در مطالعات فرسایش و رسوب استفاده کرد، ولی اندازه‌گیری آن بنا به دلایلی که ذکر شده است باید در آزمایشگاه صورت گیرد. در مورد ^{90}Sr ، این رادیونوکلئید به راحتی توسط آشکارساز ژرمانیوم فوق خالص قابل حمل، قابل شمارش بوده و می‌توان در چند مورد از این رادیونوکلئید استفاده کرد که عبارتند از: در صورت عدم وجود منطقه‌ی مرجع، می‌توان در سطوح متغیّر از پلات تا زیرحوضه‌ی آبخیز به کیفیت جابه‌جایی خاک ناشی از تغییرات عملیات مختلف حفاظتی (انواع شخم، کاربری اراضی و غیره) بر شدت فرسایش و رسوب، شدت جابه‌جایی خاک ناشی از یک بارش فرساینده به صورت کیفی و هم‌چنین استفاده‌ی تلفیقی باران ساز و آشکارساز ژرمانیوم فوق خالص قابل حمل و پی بردن به مزایا و معایب آن‌ها پرداخت. در صورت وجود منطقه‌ی مرجع می‌توان به کمیت جابه‌جایی خاک ناشی از بارش فرساینده، انواع مختلف شخم که بخش اعظمی از جابه‌جایی خاک را در کاربری‌های کشاورزی به خود اختصاص می‌دهد و هم‌چنین کلیه‌ی عملیات اصلاحی و حفاظتی خاک پی برده و بهترین نسخه‌ی مدیریتی در مورد حفاظت خاک را تجویز کرد. استفاده‌ی تلفیقی رادیونوکلئیدها در دو حالت توأم اعم از اندازه‌گیری در عرصه و نمونه‌برداری بعضی مکان‌ها جهت طیف‌گیری در آزمایشگاه، ابزار قدرتمند مدیریت در جابه‌جایی ذرات خاک محسوب شده و در کوتاه‌ترین زمان به نتایج مطلوب می‌توان رسید.

با مقایسه‌ی نتایج حاصل از این تحقیق با کارهای انجام گرفته در ایران با استفاده از ^{137}Cs (ابراهیمی و همکاران، ۱۳۸۱: ۳ تن در هکتار در شرق مزارع چای استان گیلان)، (Afshar et al, ۲۰۱۰): ۸ تن در هکتار، مقدار فرسایش در زیرحوضه‌های مورد مطالعه به استثنای کاربری غیرکشاورزی (زیر حوضه‌ی آق امام)، بسیار بالاتر است که تهدیدی جدی در از بین رفتن نهشته‌های لسی محسوب می‌شود. در مقایسه با نتایج براتی و همکاران (فرسایش سالانه ۲۲/۷۳-۱۲/۳۸ تن بر هکتار) نتایج حاکی از آنست که فرسایش سالانه‌ی لس نسبت به مارن کم‌تر است، ولی نحوه‌ی استفاده از زمین، دامنه‌ی فرسایش را در لس‌ها (۱۸/۶-۲/۷) بسیار تغییر داده که باید آن را مدیریت کرد.

۶- منابع

۱. ابراهیمی. رضا، رفاهی. حسین قلی، علی اکبر. علی رضا و سید خلاق میرنیا. بررسی مقدار هدر رفت عناصر غذایی پر مصرف در اثر فرسایش خاک در اراضی شیب دار زیر کشت چای در شرق استان گیلان. پژوهش و سازندگی بهار ۱۳۸۱؛ ۱۱(۱) (پی آیند ۵۴) در منابع طبیعی: ۷۶-۸۵.
۲. براتی. هیرسا، ۱۳۸۹. تحلیل نرخ فرسایش در مارن های یال شمالی طالقان با استفاده از اندازه گیری سزیم-۱۳۷. پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده‌ی محیط زیست دانشگاه تهران، ۱۳۷ صفحه.
۳. سید علیپور، برآورد هدر رفت خاک به روش سزیم ۱۳۷ و $RUSLE-3D$ و مقایسه آنها، ۱۳۸۹. پایان نامه کارشناسی ارشد، گروه احیای مناطق خشک و کوهستانی دانشکده‌ی منابع طبیعی دانشگاه تهران، ۱۰۹ صفحه.
۴. Blake WH, Wallbrink PJ, Wilkinson SN, Humphreys GS, Doerr SH, Shakesby RA, Tomkins KM (۲۰۰۹), **Deriving hillslope sediment budgets in wildfire-affected forests using fallout radionuclide tracers.** *Geomorphology* ۱۰۴:۱۰۵-۱۱۶.
۵. Blake WH, Walling DE, He Q (۱۹۹۹), **Fallout beryllium-۷ as a tracer in soil erosion investigations.** *Applied Radiation and Isotopes* ۵۱:۵۹۹-۶۰۵.
۶. Crickmore MJ, Tazioli GS, Appleby PG, Old field F (۱۹۹۰), **The use of nuclear techniques in sediment transport and sedimentation problems.** *IHP-III Project ۵.۲ SC-۹۰/WS-۴۹.* UNESCO, Paris, France.
۷. Feely HW, Larsen RJ, Sanderson CG (۱۹۸۹), **Factors that cause seasonal variations in Beryllium-۷ concentrations in surface air.** *Journal of Environmental Radioactivity* ۹:۲۲۳-۲۴۹.
۸. García Agudo E (۱۹۹۸), **Global distribution of Cs-۱۳۷ inputs for soil erosion and sedimentation studies.** In: *Use of Caesium-۱۳۷ in the Study of Soil Erosion and Sedimentation.* pp ۱۱۷-۱۲۱ Vienna, Austria.
۹. Gaspar L, Navas A, Walling DE, Machín J, Gómez Arozamena J (۲۰۱۱), **Using ^{137}Cs and ^{210}Pb ex to assess soil redistribution on slopes at different temporal scales.** *Catena In Press, Corrected Proof.*
۱۰. Golosov VN, Walling DE, Kvasnikova EV, Stukin ED, Nikolaev AN, Panin AV (۲۰۰۰), **Application of a field-portable scintillation detector for studying the distribution of Cs-۱۳۷ inventories in a small basin in Central Russia.** *Journal of Environmental Radioactivity* ۴۸:۷۹-۹۴.
۱۱. Huh CA, Su CC (۲۰۰۴), **Distribution of fallout radionuclides (^7Be , ^{137}Cs , ^{210}Pb and $^{239,240}\text{Pu}$) in soils of Taiwan.** *Journal of Environmental Radioactivity* ۷۷:۸۷-۱۰۰.
۱۲. Jia G, Torri G (۲۰۰۷), **Determination of ^{210}Pb and ^{210}Po in soil or rock samples containing refractory matrices.** *Applied Radiation and Isotopes* ۶۵:۱-۸.
۱۳. Kato H, Onda Y, Tanaka Y (۲۰۰۹), **Using ^{137}Cs and ^{210}Pb ex measurements to estimate soil redistribution rates on semi-arid grassland in Mongolia.** *Geomorphology* ۱۱۴:۵۰۸-۵۱۹.
۱۴. Larivière D, Reiber KM, Evans RD, Cornett RJ (۲۰۰۵), **Determination of ^{210}Pb at ultra-trace levels in water by ICP-MS.** *Analytica Chimica Acta* ۵۴۹:۱۸۸-۱۹۶.
۱۵. Li JJ, Li Y, Wang YL, Wu JS (۲۰۱۰), **Applicability study of using in-situ gamma-ray spectrometry technique for (^{137}Cs) and (^{210}Pb) inventories measurement in grassland environments.** *Applied Radiation and Isotopes* ۶۸:۱۱۴۳-۱۱۴۹.
۱۶. Liu G, Yang MY, Warrington DN, Liu PL, Tian JL (۲۰۱۱), **Using beryllium-۷ to monitor the relative proportions of interrill and rill erosion from loessal soil slopes in a single rainfall event.** *Environmental Earth Sciences* ۳۶:۴۳۹-۴۴۹.
۱۷. Loughran RG, Wallbrink PJ, Walling DE, Appleby PG (۲۰۰۲), **Sampling methods.** In: *In: Zapata, S (Ed), Handbook for the Assessment of Soil Erosion and Sedimentation Using*

- Environmental Radionuclides*, pp ۴۱-۵۷ (Chapter ۴۳) *The Netherlands: Kluwer Academic Publishers.*
۱۸. Mabit L, Benmansour M, Walling DE (۲۰۰۸a), **Comparative advantages and limitations of the fallout radionuclides (^{137}Cs , (^{210}Pb) and (^7Be) for assessing soil erosion and sedimentation.** *Journal of Environmental Radioactivity* ۹۹:۱۷۹۹-۱۸۰۷.
 ۱۹. Mabit L, Bernard C, Laverdiere MR (۲۰۰۷), **Assessment of erosion in the Boyer River watershed (Canada) using a GIS oriented sampling strategy and Cs-^{137} measurements.** *Catena* ۷۱:۲۴۲-۲۴۹.
 ۲۰. Mabit L, Bernard C, Makhlouf M, Laverdiere MR (۲۰۰۸b), **Spatial variability of erosion and soil organic matter content estimated from Cs-^{137} measurements and geostatistics.** *Geoderma* ۱۴۵:۲۴۵-۲۵۱.
 ۲۱. Mabit L, Klik A, Benmansour M, Toloza A, Geisler A, Gerstmann UC (۲۰۰۹), **Assessment of erosion and deposition rates within an Austrian agricultural watershed by combining ^{137}Cs , $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ and conventional measurements.** *Geoderma* ۱۵۰:۲۳۱-۲۳۹.
 ۲۲. Mabit L, Toloza A, Nirschl A (۲۰۰۸c), **Development of a fine soil increment collector (FSIC) to solve the main limitation of the use of ^7Be as soil tracer, In: IAEA-Soils Newsletter. Laboratory Activities- Research** ۳۰:۲۱-۲۲.
 ۲۳. Marcel P, Slávik O, Fulajtár E (۲۰۰۱), **Assessment of Spatial Variation of Cesium- 137 in Small Catchments.** *Journal of Environmental Quality* ۳۱:۱۹۳۰-۱۹۳۹.
 ۲۴. Navas A, Gaspar L, Lopez-Vicente M, Machin J (۲۰۱۱), **Spatial distribution of natural and artificial radionuclides at the catchment scale (South Central Pyrenees).** *Radiation Measurements* ۴۶:۲۶۱-۲۶۹.
 ۲۵. Nozaki Y, DeMaster DJ, Lewis DM, Turekian KK (۱۹۷۸), **Atmospheric ^{210}Pb Fluxes Determined From Soil Profiles,** *Journal of Geophysical Research* ۸۳:۴۰۴۷-۴۰۵۱.
 ۲۶. Owens PN, Walling DE (۱۹۹۶), **Spatial variability of caesium- 137 inventories at reference sites: an example from two contrasting sites in England and Zimbabwe.** *Applied Radiation and Isotopes* ۴۷:۶۹۹-۷۰۷.
 ۲۷. Palinkas CM, Nittrouer CA, Wheatcroft RA, Langone L (۲۰۰۵), **The use of ^7Be to identify event and seasonal sedimentation near the Po River delta, Adriatic Sea.** *Marine Geology* ۲۲۲-۲۲۳:۹۵-۱۱۲.
 ۲۸. Perkins RW, Thomas CW (۱۹۸۰), **Worldwide fallout.** In W.C. Hanson (ed.) *Transuranic elements in the environment.* USDOE/TIC-۲۲۸۰۰. US DOE, Washington, DC. ۵۳-۸۲.
 ۲۹. Porto P, Walling DE, Callegari G, Capra A (۲۰۰۹), **Using caesium- 137 and unsupported lead- 210 measurements to explore the relationship between sediment mobilisation, sediment delivery and sediment yield for a Calabrian catchment.** *Marine and Freshwater Research* ۶۰:۶۸۰-۶۸۹.
 ۳۰. Preiss N, Melieres M, Pourchet M (۱۹۹۶), **A compilation of data on lead 210 concentrations in surface air and fluxes at the air-surface and watersediment interfaces.** *Journal of Geophysical Research.* ۱۱۰: ۲۸۸۶۲-۲۸۸۴۷.
 ۳۱. Quine TA (۱۹۹۵), **Estimation of erosion rates from caesium- 137 data: the calibration question. . In: *Sediment and Water Quality in River Catchments*(Foster, I. D. L., Gurnell, A.M., Webb, B.W., ed), pp ۳۰۷-۳۲۹. Chichester: Wiley.**
 ۳۲. Ritchie JC, McHenry JR (۱۹۹۰), **Application of radioactive fallout cesium- 137 for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns: a review.** *Journal of environmental quality* ۱۹ (۲): ۴۷-۲۴۲۵.
 ۳۳. Ritchie JC, Ritchie CA (۲۰۰۸), **Bibliography of publications of ^{137}Cs studies related to erosion and sediment deposition.** <http://www.ars.usda.gov/Main/docs.htm?docid=۱۷۹۳۹>
 ۳۴. Robins JA (۱۹۷۸), **Geochemistry and geophysical application of radioactive lead. In: J.O. Nriagu (ed.) In: *The Biochemistry of lead in the environment*, pp ۲۸۵-۳۹۳ Amsterdam: Elsevier.**

۳۵. Schuller P, Iroumé A, Walling DE, Mancilla HB, Castillo A, Trumper RE (۲۰۰۶), **Use of Beryllium- 10 to Document Soil Redistribution following Forest Harvest Operations.** *Journal of Environmental Quality* ۳۵:۱۷۵۶-۱۷۶۳.
۳۶. Sepulveda A, Schuller P, Walling DE, Castillo A (۲۰۰۸), **Use of (10)Be to document soil erosion associated with a short period of extreme rainfall.** *J Environ Radioact* ۹۹:۳۵-۴۹.
۳۷. Sutherland RA (۱۹۹۶), **Caesium- 137 soil sampling and inventory variability in reference locations: A literature survey.** *Hydrological Processes* ۱۰:۴۳-۵۳.
۳۸. Turekian KY, Nozaki Y, Benninger LK (۱۹۷۷), **Geochemistry of Atmospheric Radon and Radon Products.** *Annual Review of Earth and Planetary Sciences* ۵:۲۲۷-۲۵۵.
۳۹. Tyler AN, Copplestone D (۲۰۰۷), **Preliminary results from the first national in situ gamma spectrometry survey of the United Kingdom.** *Journal of Environmental Radioactivity* ۹۶:۹۴-۱۰۲.
۴۰. Villa M, Hurtado S, Manjón G, García-Tenorio R (۲۰۰۷), **Calibration and measurement of 210 Pb using two independent techniques.** *Radiation Measurements* ۴۲:۱۵۵۲-۱۵۶۰.
۴۱. Wakiyama Y, Onda Y, Mizugaki S, Asai H, Hiramatsu S (۲۰۱۰), **Soil erosion rates on forested mountain hillslopes estimated using 137 Cs and 210 Pb_{ex}.** *Geoderma* ۱۵۹:۳۹-۵۲.
۴۲. Wallbrink PJ, Belyaev V, Golosov VN, Sidorchuk AS, Murray AS (۲۰۰۲), **Use of radionuclide, field based and erosion modeling methods for quantifying rates and amounts of soil erosion processes.** *CSIRO Land and Water consultancy report*
۴۳. Wallbrink PJ, Croke J (۲۰۰۲), **A combined rainfall simulator and tracer approach to assess the role of Best Management Practices in minimising sediment redistribution and loss in forests after harvesting.** *Forest Ecology and Management* ۱۷۰:۲۱۷-۲۳۲.
۴۴. Walling DE, Bradley SB, Wilkinson CJ (۱۹۸۶), **A caesium- 137 budget approach to the investigation of sediment delivery from a small agricultural drainage basin in Devon, UK.** ۴۲۳-۴۳۵.
۴۵. Walling DE, He Q (۱۹۹۹), **Using fallout lead- 210 measurements to estimate soil erosion on cultivated land.** *Soil Science Society of America Journal* ۶۳:۱۴۰۴-۱۴۱۲.
۴۶. Walling DE, He Q, Quine TA (۱۹۹۵), **Use of caesium- 137 and lead- 210 as tracers in soil erosion investigations.** *International Association of Hydrological Sciences Publication* ۲۲۹:۱۶۳-۱۷۲.
۴۷. Walling DE, Zhang Y, He Q (۲۰۰۷), **Models for Converting Measurements of Environmental Radionuclide Inventories (137 Cs, Excess 210 Pb, and 10 Be) to Estimates of Soil Erosion and Deposition Rates (Including Software for Model Implementation).**
۴۸. Wilson CG, Matisoff G, Whiting PJ (۲۰۰۳), **Short-term erosion rates from a 10 Be inventory balance.** *Earth Surface Processes and Landforms* ۲۸:۹۶۷-۹۷۷.
۴۹. Wise SW (۱۹۸۰), **Caesium- 137 and lead- 210 : a review of the technique and application to geomorphology.** in: Cullingford, R.A., Davidson, D.A., Lewin, J. (Eds), *Timescales in Geomorphology*. pp ۱۰۹-۱۲۷ London: Wiley.
۵۰. Zapata F (۲۰۰۲), **Handbook for the Assessment of Soil Erosion and Sedimentation Using Environmental Radionuclides.** The Netherlands: Kluwer Academic Publishers.
۵۱. Zheng J-J, He X-B, Walling D, Zhang X-B, Flanagan D, Qi Y-Q (۲۰۰۷), **Assessing Soil Erosion Rates on Manually-Tilled Hillslopes in the Sichuan Hilly Basin Using 137 Cs and 210 Pb_{ex} Measurements.** *Pedosphere* ۱۷:۲۷۳-۲۸۳.
۵۲. Zupanc V, Mabit L (۲۰۱۰), **Nuclear techniques support to assess erosion and sedimentation processes: preliminary results of the use of 137 Cs as soil tracer in slovenia.** *Dela* ۲۱: ۳۳-۳۶.