

НИЗЬКОФОНОВІ ДОСЛІДЖЕННЯ ҐРУНТІВ ТА НАМУЛІВ РІК КАРПАТ: ТЕХНОГЕННІ ТА ПРИРОДНІ ФАКТОРИ

© 2010 р. В. А. Грабовський¹, О. С. Дзєндзелюк¹, А. В. Трофімук¹,
М. В. Фронтасьєва², Н. І. Сватюк³, В. Т. Маслюк³

¹Львівський національний університет імені Івана Франка, Львів

²Об'єднаний інститут ядерних досліджень, Дубна, Росія

³Інститут електронної фізики НАН України, Ужгород

Представлено результати дослідження гамма-активності ґрунтів Карпатського регіону та замулів з трьох його найбільших рік – Ужа, Латориці та Боржави, що засвідчили чутливість екосистеми Карпат до факторів життєдіяльності людини. Показано особливості просторового та сезонного вмісту найбільш поширених радіонуклідів - техногенних та геохімічних міток гірських регіонів. Зроблено висновок, що процес самоочищення Карпат проявляється в циклічному характері вмісту радіонуклідів у замулах рік унаслідок їхнього вимивання з ґрунтів.

Ключові слова: природна гамма-активність, Карпати, ґрунти, замули рік, радіоцезій, міграція радіонуклідів, геохімія, самоочищення гір.

Вступ

Відомо, що гірські утворення відіграють важливу роль при формуванні водних ресурсів і повітряних потоків для значних територій. З іншого боку, гірські хребти ефективно акумулюють важкі хімічні елементи та інші продукти життєдіяльності людини, що переносяться повітряними потоками. Остаточний характер та динаміка поширення гамма-активних нуклідів (ГАН) визначаються фізико-хімічними властивостями ґрунтів та інтенсивністю сорбції їх фітомасою (див. [1, 2]). Наявність і співвідношення важких хімічних елементів, природних і штучних ГАН може служити «мітками» як геохімічних показників регіону, так і інтенсивності в ньому урбанізаційних процесів.

Чорнобильська катастрофа 26 квітня 1986 р. суттєво змінила радіаційну ситуацію не тільки в Україні, але й у Європі та у світі загалом [3, 4]. Викид значної кількості радіоактивних ізотопів з аварійного блока ЧАЕС, перенесення їх з повітряними масами та наступне осадження спричинили глобальний характер забруднення довкілля, а варіації погодних умов на момент осаджень та розмаїття природних ландшафтів зумовили його мозаїчність [5, 6]. Такі ж наслідки спричиняють викиди енергетичних блоків АЕС і промислових підприємств та відходи виробничої діяльності людини.

Тому радіоекологічні дослідження довкілля знаходяться в числі важливих та актуальних для оцінки впливу техногенних факторів на стан довкілля. Є потреба в розробці системи моніторингу вмісту певних радіонуклідів – «маркерів» використання ядерних технологій чи інтенсивності виробничої діяльності – у зразках ґрунтів, замулів, води тощо. Це особливо стосується гірських районів Карпат, які є своєрідними природними перепонами на шляху хмар з радіоактивними та промисловими викидами, що впливають на переміщення повітряних потоків і зумовлюють утворення локальних плям забруднення на значних віддальх від місця викидів і які протягом тривалого часу акумулюють важкі метали та радіоактивні нукліди, що переносяться повітряними потоками [7]. Є підстави вважати, що такі ж закономірності мають місце й для інших гірських масивів Європи [3, 7, 8]. Тому важливо в'яснити наступні питання:

які характеристики (часові, сезонні, просторові) техногенної активності людини можуть бути відображені через ізотопний склад радіонуклідів ґрунтів та замулів рік;

чи існують і наскільки ефективні механізми «самоочищення» довкілля від продуктів життєдіяльності людини;

яким чином особливості хіміко-геологічної будови регіону можуть впливати на співвідношення ізотопів різних природних рядів.

У даній роботі представлено результати проведених у 2004 - 2008 рр. низькофонових досліджень гамма-активності зразків ґрунтів та намулів рік Карпат, які є природними перепонами на шляху хмар з радіоактивними та промисловими викидами зі сходу та заходу Європейського континенту. Предметом дослідження були просторові та сезонні особливості накопичення техногенних та природних радіонуклідів у ландшафтних зразках гірських районів та динаміка зміни їх вмісту в намулах рік. Останнє важливо для встановлення особливостей гідрологічного механізму самоочищення гір.

Методика пробовідбору та досліджень

Об'єктом дослідження був вміст ГАН у зразках ґрунтів та намулів рік гірських районів Карпат, відібраних протягом 2004 - 2008 рр. Досліджувався питомий вміст ГАН природних рядів урану ^{238}U (^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{226}Ra), торію ^{232}Th (^{212}Pb , ^{212}Bi , ^{228}Ac , ^{208}Tl), а також природного ^{40}K та техногенного ^{137}Cs .

Пробовідбори зразків. Проби ґрунтів здійснювалися на території трьох областей: Івано-Франківської – на території в околі смт. Єзупіль Галицького району й у Чорногірському масиві (на вершині г. Говерла (2061 м над рівнем моря), її схилах (1330 та 1880 м) та біля підніжжя (на території географічного стаціонару Львівського національного університету імені Івана Франка, 970 м), на вершині г. Пожижевська (1822 м), на березі о. Несамовите (1750 м), розміщеного в улоговинній ділянці між горами Туркул та Пожижевська, у районі вершин гір Туркул (1856 м) та Данціж (1848 м); Закарпатської – в околі станції Карпати Мукачівського району та с. Кваси Рахівського району; Львівської – біля с. Вовче Турківського та смт. Славське Сколівського районів.

Пробовідбори ж намулів відбиралися з трьох найбільших рік Закарпаття (Боржава, Латориця та Уж). Зразки відбиралися в точках русел рік, віддаль між якими була в межах 10 - 20 км; перепад висот по руслу річок становив 200 - 400 м.

Методика дослідження. Вимірювання активності досліджуваних проб проводилися в низькофонових лабораторіях Львівського національного університету імені Івана Франка (ЛНУ) та Інституту електронної фізики НАН України (ІЕФ) із застосуванням стандартних методик [9]. Дослідження ґрунтів проводилися в акредитованій лабораторії гамма-спектрометрії ЛНУ на спектрометрі з детектором ДГДК-100В. Для визначення розподілу вмісту ^{137}Cs в ґрунтах Чорногори з глибини в липні 2005 р. було здійснено пошаровий (для шарів на глибинах 0 - 5, 5 - 10, 10 - 15 і 15 - 20 см) відбір проб ґрунтів на вершині г. Говерла, на березі оз. Несамовите та на території географічного стаціонару ЛНУ, де в першій декаді вересня 2006 р. було здійснено також відбір проб на глибину до 20 см посантиметрово. Це дало змогу визначити як детальний вертикальний профіль розподілу питомої активності радіонуклідів у поверхневому шарі ґрунту, так і їхній вміст ($\text{Бк}/\text{м}^2$) у кожному шарі.

Вимірювання питомої активності проб донних відкладень (ІЕФ) проводилися на гамма-спектрометричному комплексі "SBS-40" з коаксіальним напівпровідниковим $\text{Ge}(\text{Li})$ - детектором, ефективний об'єм якого 100 см^3 [10]. Пробовідбір зразків мулу річок масою по 1500–2000 г здійснювався ручним методом з глибини 2 - 15 см з використанням драг; їхнє висушування здійснювалося згідно з ДСТУ 5180-84. Дрейф, роздільна здатність контролювалися постійно протягом часу вимірювань. Проведена серія вимірювань власного фону установки протягом тривалого часу (від 4 до 30 год) указує на його сталість, а для забезпечення достовірності даних час вимірювання одного зразка становив 5000 с.

Результати досліджень та їхнє обговорення

Комплексний характер запропонованих досліджень дає змогу провести вивчення особливості акумулювання та поширення ГАН на гірських ділянках Карпат, а також їхні зміни в залежності від сезонних та географічних факторів. Перша частина завдання потребує даних моніторингу ґрунтів відкритих ділянок Карпат, вивчення в них характеру переміщення ГАН у вертикальному та горизонтальному напрямках, впливу рельєфу місцевості, типу ґрунтів,

рослинності та фізико-хімічних властивостей нукліда. Вивчення ж динаміки нагромадження або очищення гір від продуктів діяльності людини зручно проводити на зразках донних відкладень гірських річок, хімічний та ізотопний склад яких формується під впливом геохімічних компонент, умов водозбору на даній території, впливом віддалених угору (високогірних) ділянок річок, метеоумовами та сезонними факторами.

Грунти. Дані радіоспектротричних досліджень ґрунтів гірських районів Карпат засвідчують, що вміст радіоцезію в ґрунтах закарпатського передгір'я (в околі станції Карпати Закарпатської області) становить $2,7 \text{ кБк/м}^2$ (що узгоджується з даними, наведеними в [3]) і майже втричі менший від мінімального та у восьмеро від максимального значення його вмісту в ґрунтах Чорногірського хребта. Аналогічними (близько $3 - 5 \text{ кБк/м}^2$ і менше) є щільності забруднення радіонуклідом ґрунтів гірських прикарпатських районів Львівщини – Стрийського, Сколівського, Турківського, Старосамбірського [11]. У пробах ґрунтів, відібраних на території смт. Єзупіль Івано-Франківської області, ^{137}Cs практично відсутній – очевидно, під час післячорнобильських осаджень з хмар із радіоактивними чорнобильськими викидами інтенсивних опадів на його території або не спостерігалось, або ж радіоактивні хмари обійшли цю місцевість стороною.

Для ґрунтів району Чорногори вміст радіонукліда у приповерхневому 20-сантиметровому шарі ґрунту помітно змінюється з висотою місцевості, з якої було відібрано пробу, і досягає максимальних значень на вершині г. Говерла (2061 м) та на території географічного стаціонару ЛНУ (970 м); проміжних значень вміст цезію набуває на вершинах гір Пожижевська (1822 м) та Туркул (1856 м), на схилах г. Говерла (1888 м, 1330 м) і стає найменшим для ґрунту, відібраного в районі вершини г. Данціж (1848 м), на березі о. Несамовите (1750 м) (рис. 1). У той же час явної залежності від висоти залягання ґрунту для питомої активності цього радіонукліда не спостерігається. Причиною цього, очевидно, є те, що величину питомої активності, окрім вмісту радіонукліда в шарі ґрунту, визначає ще й щільність ґрунту – при однаковому вмісті радіонукліда в шарах ґрунтів, але при їхній різній щільності його питома активність може суттєво відрізнятись.

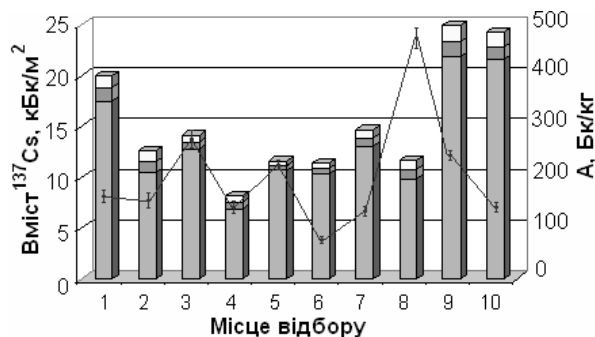


Рис. 1. Залежність вмісту ^{137}Cs в ґрунтах Чорногірського хребта (стовпчики, кБк/м²) та активності радіоцезію (лінія, Бк/кг) від висоти над рівнем моря: 1 – 2061 м (вершина г. Говерла); 2, 8 – 1888 м, 1330 м (схил г. Говерла); 3 – 1856 м (г. Туркул); 4 – 1848 м (г. Данціж); 5 – 1822 м (вершина г. Пожижевська); 6 – 1750 м (берег оз. Несамовите); 7 – 1430 м (г. Кукуль); 9, 10 – 970 м (відкрита та лісова ділянки території географічного стаціонару ЛНУ).

У міграції ж радіонуклідів по біологічних ланцюжках ґрунт є початковою ланкою. Вертикальна міграція ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунті протікає з дуже малою швидкістю, а отже, основна частина радіонуклідів зосереджена в межах корневмісного шару [6]. Слід відзначити, що фізико-хімічні властивості ґрунтів досліджуваної території характеризуються рядом специфічних особливостей. Це досить висока актуальна, обмінна й гідролітична кислотність. На даний момент встановлено, що поглинання радіонуклідів ґрунтом збільшується із зниженням кислотності ґрунту, зростанням вмісту органічної речовини ґрунту, ємності катіонного обміну та вмісту обмінного кальцію. Розчинність більшості мікроелементів живлення та потенційно токсичних мікроелементів сильно залежить від величини рН. Для більшості елемен-

тів їхня розчинність зростає із збільшенням кислотності. Інші процеси, що впливають на поведінку елементів у ґрунтах (катионний обмін, сорбція, десорбція), також залежать від рН. Кислі ґрунти, рН яких $< 5,5$, сприяють зниженню доступності рослинам кальцію, отже збільшують вірогідність включення ^{90}Sr у біологічний ланцюг живлення. Однак чи не найголовнішим фактором є наявність у ньому певних видів рослинності, особливо хвойних дерев, підстилка яких тривалий час зберігає радіоцезій окремих представників ягідних, лікарських рослин, мохового покриву тощо. Однак після мінералізації хвойних опадів значна частина акумульованого у хвойній підстилці радіонуклідів стає рухливою і внаслідок дії природних факторів (передусім під дією вологи) починає інтенсивно надходити в ґрунт і, відповідно, мігрувати в ньому. Завдяки особливостям переходу радіоцезію з підстилки в ґрунт виникають умови для значної затримки переходу радіоцезію вглиб ґрунту; унаслідок цього з часом можуть сформуватись вищі, порівняно з відкритими ділянками, щільності радіоактивного забруднення його поверхневого шару. Про залежність вмісту ГАН у ґрунтах від їхньої кислотності повідомлялося також у роботі [12].

Так, для прикладу, вміст радіоцезію у ґрунтах відкритої та лісової ділянок з географічного стаціонару ЛНУ є майже однаковим (біля 22 кБк/м^2), тоді як його питома активність у них відрізняється майже у два рази завдяки саме різниці в щільності ґрунтів. Це свідчить про те, що саме вміст радіонукліда у приповерхневому 20-сантиметровому шарі ґрунту (тобто так звана щільність забруднення ним ґрунту) є об'єктивнішою характеристикою радіоактивного забруднення ґрунтів, ніж його питома активність.

Отримані вище дані розподілу вмісту ^{137}Cs в ґрунтах Чорногори за висотою їхнього розміщення над рівнем моря не зовсім узгоджуються з аналогічними результатами, отриманими в [13] при дослідженні радіоактивності ґрунтів Польських Татр. Автори цього дослідження знайшли, що максимальний вміст радіонукліда в ґрунтах Татр припадає на висоти близько 1300 м над рівнем моря і зменшується зі зростанням висоти понад неї, а його підвищений вміст у долинах між горами може бути зумовлений "змиванням" ^{137}Cs з крутосхилів. Однак урахуванням лише самого "змивання" не можна, на нашу думку, пояснити спостережувану на рис. 1 висотну залежність вмісту радіоцезію в ґрунтах Чорногірського масиву. Очевидно, свою роль тут відіграв і розподіл за висотами аерозольних часток із радіонуклідами в радіоактивних хмарах під час постчорнобильських випадіннь, і кліматичні особливості регіону масиву, і фізико-хімічний та гранулометричний склад ґрунтів та їхній рослинний покрив.

Міграція осаджених радіонуклідів у ґрунті з часом зумовила відповідну часову зміну вертикального профілю їхнього вмісту в ґрунтах. На неї, як відомо, впливає низка чинників, найвпливовішими серед яких є дифузія та направлене перенесення радіонукліда. Суттєво впливають і кліматичні чинники, зокрема температурний режим території, тривалість літнього та зимового сезонів, вид та інтенсивність атмосферних опадів тощо [6, 14].

Розподіл вмісту радіоцезію (з кроком у 5 см) у шарах ґрунтів на вершині г. Говерла, на березі оз. Несамовите та на відкритій і залісненій ділянках території географічного стаціонару ЛНУ за глибиною показано на рис. 2. На рис. 3 представлено посантиметрову зміну розподілу вмісту ^{137}Cs в ґрунті лісової ділянки з території географічного стаціонару ЛНУ.

Із представлених діаграм видно, що найбільша частка запасу радіонукліда (близько 80 %) у розглянутих ґрунтах зосереджена в їхньому верхньому 5-сантиметровому шарі. Щільність забруднення ^{137}Cs ґрунту на вершині г. Говерла та біля її підніжжя практично однакова і становить близько $21 \pm 2 \text{ кБк/м}^2$ ($0,56 \pm 0,5 \text{ Кі/км}^2$), а розподіл його вмісту з глибиною в цих ґрунтах не відрізняється суттєво, незважаючи на значний (понад 1000 м) перепад висот та відповідні відмінності в температурному та кліматичному режимах вершини г. Говерла та її підніжжя. Це дає підстави зробити припущення, що не існує й принципових відмінностей в особливостях міграції даного радіонукліда в них.

Ураховуючи помітне забруднення ґрунтів Чорногірського масиву ^{137}Cs та особливості вертикальних профілів розподілу його вмісту в них, слід було б очікувати помітного забруд-

нення ним представників рослинного світу, коренева система яких розміщена переважно у верхньому шарі ґрунту. До останніх, зокрема, належать гриби, міцелій більшості видів яких розміщений переважно саме у 5 - 10-сантиметровому шарі ґрунту [15], а також багато видів лікарських рослин, у тому числі деякі ягідні. Однак у Чорногорі, незважаючи на досить значну присутність радіонукліда в приповерхневому шарі ґрунтів, не спостерігається значного забруднення ним рослин і грибів. Очевидно, на перехід радіонукліда з ґрунту в рослину суттєво впливають, поряд з його кількістю в прикореновому шарі ґрунту, й інші фактори, серед яких на перший план виходить закріплення радіонукліда на ґрунтових (насамперед глинистих та гумусових) комплексах, що перешкоджає надходженню наявного в прикореновому шарі ґрунту радіонукліда в органи рослини [6].

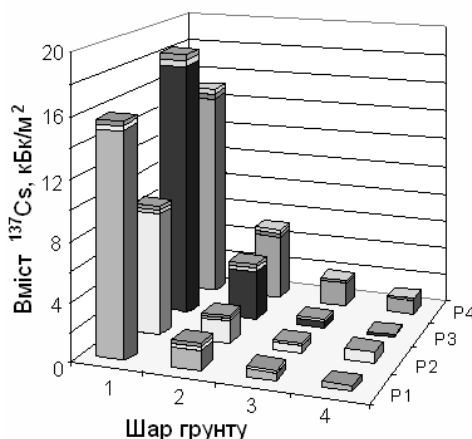


Рис. 2. Залежність вмісту ¹³⁷Cs в шарах ґрунту з вершини г. Говерла (P1), оз. Несамовите (P2), з відкритої (P3) та лісової (P4) ділянок географічного стаціонару ЛНУ: 1 – 0 - 5 см; 2 – 5 - 10 см; 3 – 10 - 15 см; 4 – 15 - 20 см.

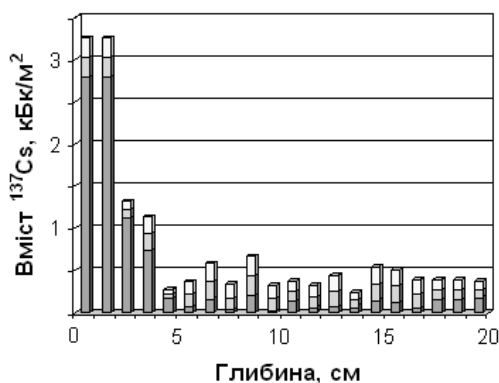


Рис. 3. Залежність щільності забруднення ¹³⁷Cs від глибини ґрунту, відібраного на лісовій ділянці території географічного стаціонару ЛНУ.

Підтвердженням вищенаведеному є результат порівняння вмісту радіоцезію в рослинах та грибах одного виду з Чорногорі та Шацького національного природного парку (ШНПП), що показує майже однаковий (і навіть більший для рослин з ШНПП порівняно з Чорногорію) його вміст у рослинах при більшій у 6-7 разів щільності забруднення ґрунтів радіоцезієм саме в Чорногорі. Так, питома активність ¹³⁷Cs в білих грибах, відібраних у вересні 2007 р. з території Чорногорі, прилеглої до географічного стаціонару ЛНУ, є в межах 460 - 700 Бк/кг при його вмісті в ґрунті близько 22 kBq/m², тоді як на території ШНПП відповідні величини для відібраних у цей же проміжок часу білих грибів становлять 560 - 840 Бк/кг при вмісті близько 3-4 kBq/m². Очевидно, саме бідніші на гумус та кисліші ґрунти ШНПП унаслідок більшої рухливості в них радіонукліда й забезпечують кращі умови для засвоєння його грибами й рослинами і, як наслідок, їхнього більшого забруднення ¹³⁷Cs.

Таким чином, ураховуючи незначну міграцію радіоцезію вглиб ґрунту та спостережувану тенденцію до її зменшення з часом [6], можна зробити висновок про присутність радіонукліда у верхньому 20-сантиметровому шарі ґрунтів Карпатського регіону ще протягом тривалого часу. Зменшення ж переходу наявного в ньому ^{137}Cs в рослини може бути зумовлене як природним розпадом радіонукліда, так і зменшенням з часом його доступності кореним системам рослин через закріплення на ґрунтових комплексах.

Донні відкладення гірських рік. Установлені для ґрунтів особливості поширення та міграції ГАН мають також відобразитися в даних дослідження намулів гірських рік Карпат. Як указувалося вище, донні осади містять багато органічної речовини та мінерального колоїдного матеріалу, а тому є хорошими сорбентами й певною мірою фіксують радіонуклідний склад води [16, 17]. Для досліджуваних гірських рік Закарпаття вибрано схему з початком пробовідбору у верхів'ї річки, де вплив людини на екосистему найменший; інші ж точки вибираються нижче по течії річки, де антропогенне навантаження зростає за рахунок збільшення густини населення, кількості неочищених стічних вод, що відводяться в річку, зростання кількості неконтрольованих сміттєзвалищ уздовж берегів та зменшення лісистості. Оскільки віддалі між точками пробовідбору не перевищує 6 - 10 км, це дає змогу встановити джерела та шляхи потрапляння радіонуклідів у донні відкладення цих річок. Слід ураховувати, що намули річок дають інформацію не лише про ступінь впливу техногенних факторів, але й про хіміко-геологічний склад регіону водозбору [18]. Закономірності та параметри останнього можуть бути встановлені через вміст ГАН уранового та торієвого рядів.

Дослідження показали, що питомий вміст радіоцезію в донних відкладеннях рік Закарпаття змінюється в межах від 1,5 до 7 Бк/кг, що свідчить про низьку концентрацію ^{137}Cs в досліджуваному регіоні. Це можна пояснити тим, що вертикальне перенесення цезію відбувається з фільтруванням водяних потоків і пов'язане з життєдіяльністю ґрунтових мікроорганізмів, винесенням ґрунтових часточок з кореневого шару в намули гірських річок. Рухливість і біологічна доступність нукліда з часом знижується в результаті переходу в "слабообмінний" стан і проявляється лише під час сезонних коливань його активності. Дослідження показали, що можна говорити про процес "самоочищення" гір під час повеней. Процес "самоочищення" верхнього шару гір відбувається за рахунок вертикальної міграції (перенесення) радіонуклідів від однієї точки пробовідбору до іншої вздовж русла ріки та в незначній мірі внаслідок природного радіоактивного розпаду.

На рис. 4 відображено часову залежність (12 червня – грудень 2006 р., і далі так) питомої активності ^{137}Cs для трьох рік Закарпаття, встановлену протягом 2006 - 2008 рр. Як видно, вміст ^{137}Cs в намулах рік відображає сезонні осциляції рівнів води, причому максимальні концентрації спостерігаються у посушливі періоди року (травень - серпень), коли рівні води рік найменші. Дослідження показують, що така ж поведінка має місце й для інших ра-

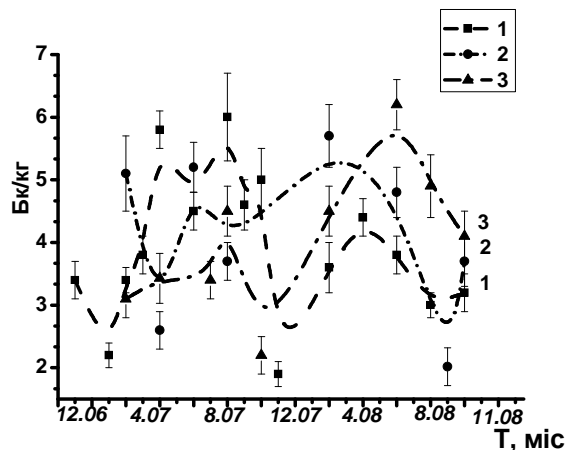


Рис. 4. Сезонні осциляції питомого вмісту ^{137}Cs в намулах рік Закарпаття: 1 - 3 - дані по ріках Боржава, Уж та Латориця відповідно.

діонуклідів, тобто влітку, в посушливі місяці, проходить акумуляція радіонуклідів намулами рік, що проявляється у збільшенні їхньої питомої активності; в інші пори року, коли рівні води рік та швидкість течії високі, відбувається оновлення хімічних компонент донних відкладень і вимивання з них ГАН та важких металів.

Ураховуючи, що, окрім ^{137}Cs та ^{40}K , у намулах гірських рік нами визначався також вміст ГАН радієвого та торієвого природних рядів, цікаво дослідити ступінь кореляції між ними для різних за висотою точок пробовідбору. Дослідження вказаних залежностей важливо для встановлення, наприклад, просторових (за висотою) особливостей концентрації техногенних чи природних ГАН, характеру їхньої багатовимірної кластеризації за ознаковими (техногенними, природними) групами, можливості встановлення базових факторів для пояснення поширення ГАН уздовж русел гірських рік [19, 20].

Результати багатовимірної статистичної обробки вмісту ГАН щодо даних пробовідбору донних відкладень р. Боржава наведено на рис. 5. Для характеристики вмісту ГАН ряду ^{238}U нами вибрано ізотоп ^{214}Bi , а для ^{232}Th - відповідно ^{212}Pb (цифри 1 - 4 належать точкам пробовідбору, починаючи від вершини гори, вибраних біля населених пунктів, сел Березники, Кушниця, Довге та Білки відповідно). Аналіз дендрограми (б) свідчить про різний характер групування техногенних ^{137}Cs та природних (ураново-торієвих рядів та ^{40}K) ізотопів, причому залежно від точки пробовідбору мають місце сильні кореляційні залежності (малий параметр об'єднання L) за вмістом ^{137}Cs для низинних точок (3, 4) та за ^{40}K для точок у верхів'ї гори (1, 2). Це є свідченням універсального характеру нагромадження техногенних ГАН (^{137}Cs) у низинах рік унаслідок „самоочищення” гір, тоді як кореляція між природними ГАН, прикладом яких є ^{40}K , має місце для точок пробовідбору у верхів'ї гір.

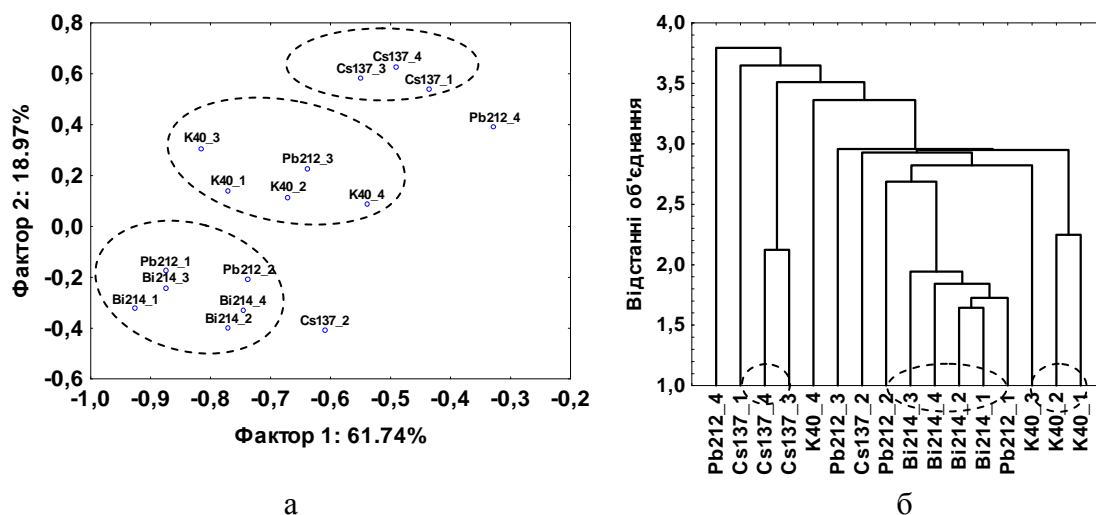


Рис. 5. Результати факторного (а) та кластерного (б) аналізу ГАН техногенного ($^{137}\text{Cs}_i$) та природного ($^{214}\text{Bi}_i$, $^{212}\text{Pb}_i$, $^{40}\text{K}_i$) походження $i = 1,4$ вздовж русла р. Боржава за даними пробовідбору 2006 - 2008 рр.

Цікавим є факт кластеризації ГАН уранового та торієвого рядів, що проявляється на рис. 5 (а та б), можливість виділення спільних факторів, що впливають на вміст указаних ГАН у зразках намулів. Слід урахувати, що у стані радіоактивної рівноваги активності вказаних ізотопів однакові й визначаються присутністю материнських радіонуклідів (^{238}U , ^{232}Th). У відкритій системі, якою є річні намули, радіоактивна рівновага може бути порушена в результаті вимивання водою, механічного переміщення чи хімічної реакції атомів одних членів ряду відносно інших [20, 21]. Однак суттєве порушення рівноваги можливе лише при переміщенні атомів на відстань, що перевищує розмір системи, і за час, менший, ніж той, що необхідний для відновлення рівноваги. У нашому випадку, наявність кластеризації ГАН – «міток» ураново-торієвого рядів уздовж русла ріки – може служити характеристикою хіміко-геологічних особливостей регіону, де вона протікає.

Висновки

Таким чином, дослідження показали чутливість гірських утворень, зокрема екосистеми Карпат, до техногенних факторів діяльності людини. Результати низькофонових досліджень ґрунтів гірських районів Карпат та донних відкладень рік показали можливість контролю інтенсивності та характеру урбанізаційних процесів прилеглих регіонів. Показано, що гори активно сорбують продукти життєдіяльності людини та розподіляють їх по каналах відповідних екосистем, а для кожного ГАН існує свій вертикальний розподіл за глибиною ґрунту. Процес самоочищення гірських ландшафтів пов'язаний із вимиванням важких металів та ГАН з поверхневих шарів ґрунту, перенесенням їх у донні відкладення рік, а потім, у період дощів, танення снігу - подальшим переміщенням у низинні райони. Дослідження показали циклічний характер цього процесу, інтенсивність якого найвища в осінньо-весняний період.

Низькофонові гамма-спектрометричні дослідження ґрунтів та намулів рік важливі для встановлення хіміко-геологічних особливостей будови регіону, що визначається складом та співвідношенням хімічних елементів торієвого та уранових природних рядів. Використання ядерно-фізичних методів для системних досліджень та організація екологічного моніторингу гірських районів Карпат є важливим елементом контролю стану довкілля.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Судницин И.И., Крупенина И.И., Фронтьева М.В., Павлов С.С. Химический состав почв г. Москва и г. Дубна // *Агрохимия*. - Июль 2009. - № 7. - С. 66 - 70. <http://www.maikonline.com/maik/showArticle.do?aid=VAFWSTFZTN>
2. Паскевич С.А., Петров М.Ф. Оценка накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs структурными элементами растительных сообществ лугов и залежей зоны отчуждения // *Проблеми Чорнобиля*. - 2003. - Вип. 13. - С. 155 - 162.
3. *Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident* – Luxembourg, Office for official publications of the European Communities, 1998. - 63 p.
4. Барьяхтара В.Г. Чернобыльская катастрофа. - К.: Наук. думка, 1995. - 560 с.
5. Краснов В.П. Радиоэкология лесів. Полісся України. - Житомир: Волинь, 1998. - 112 с.
6. Переволоцкий А.Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах. - Гомель: РНИУП "Институт радиологии", 2006. - 255 с.
7. *20 років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє: Національна доповідь України*. - К.: Атіка, 2006. - 224 с.
8. Pourcelota L., Louvata D., Gauthier-Lafayeb F. and Stilleb P. Formation of radioactivity enriched soils in mountain areas // *J. of Environ. Radioactivity*. - 2003. - Vol. 68, Is. 3. - P. 215 - 233.
9. Грабовський В.А. Прикладна спектрометрія іонізуючих випромінювань: Навчальний посібник. - Львів: Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка, 2008. - 296 с.
10. Парлаг О.О., Маслюк В.Т., Бузаш В.М. та ін. Вміст гамма-активних радіоіотопів донних відкладень малих річок Закарпаття // *Науковий вісник Ужгородського університету. Сер. Хімія*. - 2005. - Вип. 13 - 14. - С. 180 - 185.
11. Влох О.Г., Грабовський В.А., Дзендзелюк О.С. Визначення ступеня забрудненості Cs-137 території населених пунктів Львівської області // *Екотехнологии и ресурсосбережение*. – 1994. - № 4. - С. 28 - 35.
12. Цикун Т.В., Симканич Н.І. Особливості хімічних та радіоекологічних показників ґрунтів заповідників Закарпаття // *Науковий вісник Ужгородського університету. Сер. Фізика*. – 2007. – С. 169 - 172.
13. Kubica B., Mietelski J.W., Golas J. et al. Concentration of ^{137}Cs , ^{40}K , ^{238}Pu and $^{139+240}\text{Pu}$ Radionuclides and Some Heavy Metals in Soil Samples from TWO Main Valleys from Tatra National Park // *Polish Journal of Environmental Studies*. - 2002. - Vol. 11, No. 5. - P. 537 - 545.
14. Алексахина Р. М., Корнеева Н. А. Сельскохозяйственная радиэкология. - М.: Экология, 1992. - 400 с.
15. Бурова Л.Г. Загадочный мир грибов. - М.: Наука, 1991. – 96 с.
16. Frontasyeva M.V. Nuclear and related analytical techniques for Life Sciences // *Ovidius University Annals of Chemistry*. - 2009. - Vol. 20, No. 1. - P. 11 - 18.

17. *Cristache C., Gméling K., Culicov O. et al.* An ENAA and PGAA comparative study of anoxic Black Sea sediments // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. - 2009. - Vol. 279, No. 1. - P. 7 - 12.
18. *Симканич Н.І., Мучичка В.І.* Кореляційні та часові залежності вмісту радіонуклідів в намулах гірських рік Закарпаття: 2006-2008 рр. // *Науковий вісник Ужгородського університету. Сер. Фізика*. - 2009. - Вип. 21. - С. 234 - 238.
19. *Боровиков В.П., Боровиков И.П.* Статистический анализ и обработка данных в среде Windows. - М.: ИИД "Филинь", 1998. - 608 с.
20. *Тутарева Н.А.* Геохимия изотопов радиоактивных элементов (U, Th, Ra) <http://geo.web.ru/db/disser/view.html/mid=1171496>
21. *Тутаева Н.А.* Ядерная геохимия. - М.: Изд-во МГУ, 2000. - 312 с.

НИЗКОФОНОВЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ПОЧВ И ДОННЫХ ОБЛОЖЕНИЙ РЕК КАРПАТ: ТЕХНОГЕННЫЕ И ПРИРОДНЫЕ ФАКТОРЫ

**В. А. Грабовский, О. С. Дзэндзелюк, А. В. Трофимчук, М. В. Фронгасьева,
Н. И. Сватулюк, В. Т. Маслюк**

Представлены результаты исследования гамма-активности почв и донных отложений трех крупнейших рек Карпатского региона - Ужа, Латорицы и Боржавы, свидетельствующих о чувствительности экосистемы Карпат к факторам жизнедеятельности человека. Установлены особенности пространственного и сезонного содержания наиболее распространенных радионуклидов, которые являются техногенными и геохимическими метками горных регионов. Сделан вывод, что процесс самоочищения Карпат проявляется в циклическом характере содержания радионуклидов в донных отложениях рек вследствие их вымывания из окружающей почвы.

Ключевые слова: природная гамма-активность, Карпаты, почвы, донные отложения рек, радиоцезий, миграция радионуклидов, геохимия, самоочищение гор.

LOW-BACKGROUND GAMMA-SPECTROMETRIC STUDIES OF CARPATHIANS SOILS AND RIVERS SEDIMENTS: TECHNOGENICAL AND NATURAL FACTORS

**V. A. Hrabovsky, O. S. Dzendzelyuk, A. V. Trofimuk, M. V. Frontasyeva,
N. I. Svatyuk, V. T. Maslyuk**

The results of the study of natural gamma activity of soil and sediments of the Carpathian region's biggest rivers as Uzh, Latoritsy and Borzhava demonstrate the sensitivity of mountain ecosystems to the factors of human life. We investigate the features of spatial and seasonal contents of the most common radionuclides which serve as markers of the industrial and geochemical features of the mountain regions. It was concluded that the process of Carpathians mountains self purification have the cyclical nature of the radionuclides content caused their washing from soils.

Keywords: natural gamma-activity, Carpathian, soils, river bottom sediment, radiocaesium, radionuclide migration, geochemistry, mountain self-cleaning.

Надійшла до редакції 21.09.09