

О.В.Войцехович, Л.О.Горбачова

ЕФЕКТИВНІ КОЕФІЦІЄНТИ ЗМИВУ ЦЕЗІЮ-137 ДЛЯ БАСЕЙНУ РІЧКИ ПРИП'ЯТЬ

За результатами аналізу даних радіаційного моніторингу визначено коефіцієнти змиву ^{137}Cs для поверхневої та підземної складових водного стоку р.Прип'ять за період 1987-2000 рр. Розглянуто чинники невизначеностей в інтерпретації даних моніторингу в обчисленні коефіцієнтів змиву радіонуклідів на забруднених водозборах. Запропоновано нову форму запису ефективних коефіцієнтів змиву та визначено їх усереднені значення для водозбору р.Прип'ять.

Вступ

У результаті руйнування реактора на Чорнобильській АЕС, а потім аерозольних випадінь (переважно в період з 26 квітня по 15 травня 1986р.) значна частина водозбору р.Прип'ять зазнала радіоактивного забруднення, наслідки якого будуть відчутними протягом багатьох десятиріч [6]. Використання досвіду досліджень радіоактивного забруднення водозборів р.Прип'ять набуває не стільки радіологічного, скільки науково-методичного значення. Зокрема, отримані результати дають змогу переосмислити деякі надбання у вивченні процесів формування стоку радіонуклідів з поверхні водозборів у річки та інтерпретації даних про коефіцієнти змиву радіонуклідів у прогностичній практиці.

Поняття коефіцієнтів змиву (K_z) у найпростішому виразі впливає з аналізу даних спостережень за забрудненням води і водозбірних територій, коли за даними спостережень певного компонента можна оцінити частку запасу речовини, що була змита з поверхні водозбору під впливом тих чи інших чинників. Так, для радіонуклідів чорнобильського походження коефіцієнт змиву, осереднений у часі (наприклад, за гідрологічний рік або протягом паводка або водопілля), зазвичай, визначали у вигляді [3]:

$$K_3 = W / A H ; \quad (1)$$

де W – стік активності радіонукліду у розчині, Бк; H – шар водного стоку за період розрахунку, мм; A – загальний запас активності радіонукліду (валова активність, накопичена у ґрунтах дослідженого водозбору), Бк.

Коефіцієнти змиву радіонуклідів зазвичай визначаються кількома методами:

- із застосуванням штучного дощування на стокових майданчиках [3, 7];
- за даними лабораторних експериментів [4];
- за даними спостережень за стоком радіонуклідів на гідрологічних постах [4, 5, 10].

Експерименти зі штучного дощування на стокових майданчиках або лабораторні експерименти з монолітами ґрунтів, що піддавались контакту з водою, дозволяли точно задавати функції джерела радіоактивного забруднення (вертикальна структура і фізико-хімічні форми) на момент проведення досліджень. Нормування експериментально визначених коефіцієнтів змиву радіонуклідів на шари стоку води, що формували вимивання їх з ґрунту за співвідношенням (1), дозволяло при аналітичному осмисленні динаміки таких коефіцієнтів у часі позбавитися впливу мінливості водного стоку.

Разом з тим, результати, отримані з використанням штучного дощування, лабораторного моделювання та моніторингових досліджень дуже різняться між собою [4]. У зв'язку з цим ці дані важко використовувати для прогнозування стоку радіонуклідів у регіонах, які мають інші природні умови і форми забруднення, ніж ті, де ці коефіцієнти було визначено.

Дані А.А.Булгакова [4] свідчать, що теоретично коефіцієнт змиву для мобільних форм радіонуклідів залежить від геохімічних властивостей ґрунту та відповідного коефіцієнту розподілу K_d , який дозволяє оцінити кількість доступних радіонуклідів для вимивання з ґрунту. Таким чином, згідно [4], розрахунки стоку радіонуклідів з певного водозбору можна провести за даними прогнозу шару стоку для певних водозборів і кількості мобільних форм радіонуклідів у верхньому ефективному шарі ґрунту на момент розробки прогнозу. Це означає також, що K_3 має визначатися не через співвідношення (1), а з урахуванням щорічних змін у кількості радіонуклідів, що знаходяться у верхньому шарі ґрунту і доступні для вимивання $A=f(t)$. При обчисленні K_3 у такий спосіб цей

параметр можна вважати ландшафтно-геохімічною константою водозбору.

Коефіцієнти змиву радіонуклідів після аварії на ЧАЕС були визначені також за даними моніторингових досліджень [6]. За цими даними не залежно від років, що минули після аварії, запас активності радіонуклідів на всій площі водозбору приймали одним і тим же у перерахунку на 10.05.1986 р. [2]. У цих роботах не враховувалися особливості формування водного стоку за кожний конкретний рік, а також особливості формування змиву радіонуклідів з поверхні басейну, що змінювалися у часі, а саме:

- співвідношення складових водного стоку за їх генезисом;
- вертикальна міграція радіонуклідів, що призводить до зменшення запасу активності у верхніх шарах ґрунтів;
- трансформація форм знаходження радіонуклідів (зменшення або збільшення доступних до змиву форм).

Обчислені у такий спосіб значення K_z для р. Прип'ять з використанням залежності (1) змінювалися у часі відповідно до експоненціальної редукції активностей радіоцезію [3, 10].

Об'єкт і метод дослідження

Для того щоб коректно визначити коефіцієнти змиву за даними моніторингових спостережень і мати можливість порівнювати їх з результатами експериментальних оцінок, усереднені характеристики шарів водного стоку води, що спостерігалися у певному пункті річки необхідно розділити (розчленувати) на складові за їх походженням. Тому, на відміну від співвідношення (1), вираз для коефіцієнта змиву запишемо у визначенні для однорідних генетичних чинників його формування у вигляді:

$$K_z = W_i / A_t H_i \quad (2)$$

де W_i – стік активності радіонукліду у розчині через створ спостережень з певним типом живлення (i), Бк; A_t – запас активності радіонукліду на водозборі у певному шарі ґрунту на момент часу t , Бк; H_i – шар стоку води певного типу живлення річки (поверхневі або підземні води), мм.

Співвідношення (2) визначає підземну або поверхневу компоненту коефіцієнтів змиву. У свою чергу, параметр A_t є функцією часу і характеризує запас активності у так званому ефективному (контактному)

шарі ґрунту, де саме формується масообмін між доступними для змиву фізико-хімічними формами радіонуклідів і водою під час дощів або сніготанення.

Забруднення басейну р.Прип'ять відбулося переважно у перші тижні після аварії у вигляді аерозольних випадінь на поверхню водозбору, куди надійшло близько 7,1 ПБк ^{137}Cs . З урахуванням різної щільності та форми забруднення окремих частин водозбору в його межах було виділено три зони: територія з відносно однорідним забрудненням, яка розташована на ділянці від витoku річки до м.Мозир; територія між м.Мозир і с.Біла Сорока; територія зони відчуження ЧАЕС (м.Чорнобиль) (рис.1).

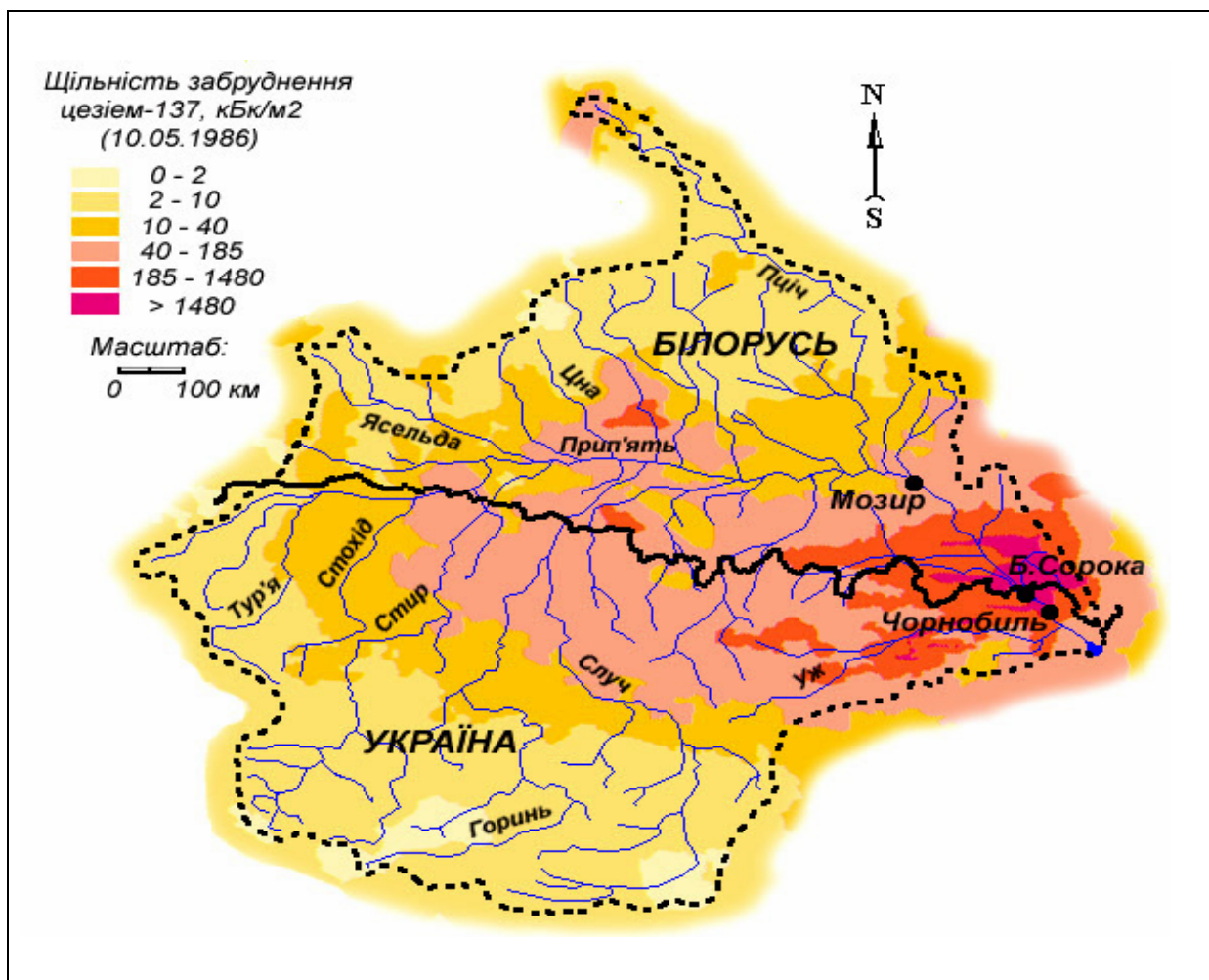


Рис.1. Радіоактивне забруднення цезієм-137 басейну р.Прип'ять після Чорнобильської катастрофи 1986 р.

Аналіз генетичних компонент стоку радіоцезію виконано на прикладі верхнього басейну р.Прип'ять (до м.Мозир). Вибір саме цієї частини водозбору для дослідження був зумовлений:

- відотною однорідністю просторового забруднення водозбірної території (див. рис. 1);
- формуванням забруднення переважно конденсаційної компоненти радіоактивних випадінь.

Гідрографи стоку води для поста Мозир за весь післяаварійний період були розчленовані за генетичними типами живлення. Використовувалася схема розчленування гідрографів по характерних точках, у якій підземне верховодне живлення мінімальне в період проходження піку повені та високих дощових паводків [8].

Далі обчислювалися об'єми, шари водного стоку і відповідні середні концентрації ^{137}Cs у воді для поверхневої та підземної складових. При обчисленні частки активності ^{137}Cs , що формувалася відповідними складовими стоку, припускалося, що вода з глибоких джерел не забруднена. Джерела фільтраційного стоку з водоєм у межах басейну і масообмін з донними відкладами і болотними системами у зимовий період зараховувалися у підземну компоненту живлення, тому що такий стік радіонуклідів практично неможливо виділити за відсутністю спеціалізованих спостережень. Генетичні коефіцієнти поверхневої та підземної компонент визначалися з виразу (2). При визначенні ефективного запасу ^{137}Cs проводилося коригування на його природний розпад.

Отримані результати

Виконані розрахунки стоку ^{137}Cs по трьох пунктах спостережень на р.Прип'ять (пункти Мозир, Біла Сорока та Чорнобиль) показали, що в середньому за період 1987-2000 рр. 31% забруднення сформувався на ділянці водозбору, розташованому вище м.Мозир, 61% – на ділянці м.Мозир – с.Біла Сорока і тільки 8% – на ділянці с.Біла Сорока – м.Чорнобиль (рис.2).

Таким чином, за межами зони відчуження формується близько 92% стоку ^{137}Cs .

Частка стоку радіоцезію у розчинних формах за 15 років, що минули після початкового забруднення, для пункту спостережень Мозир складає близько третини від загального. Результати спостережень для цієї частини басейну річки дозволили визначити такий чинник, як вертикальна міграція, а також її роль у динаміці запасу активності радіоцезію в ефективному (контактному) шарі ґрунту.

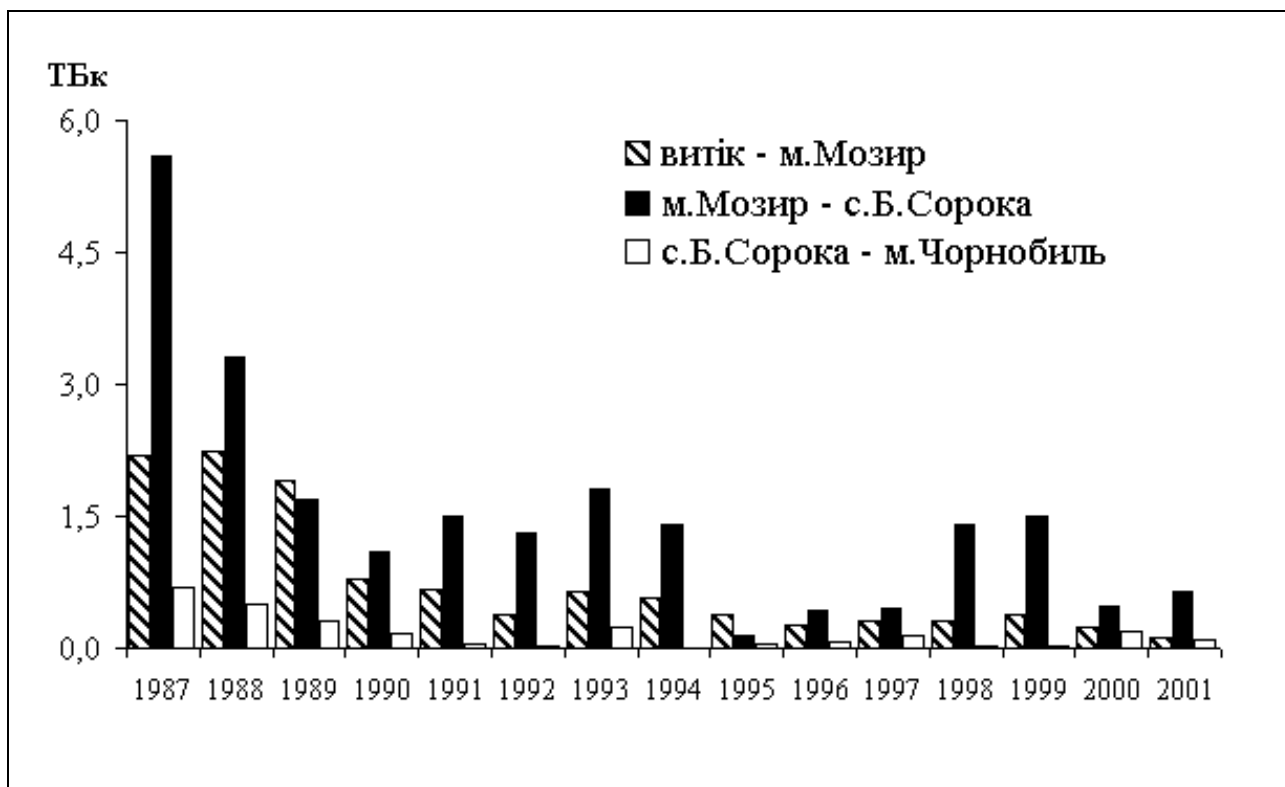


Рис. 2. Стік радіонуклідів ^{137}Cs у р. Прип'ять з різних ділянок водозбору

Для цього було проведено аналіз літературних даних і наявних результатів вивчення форм вертикального розподілу радіоцезію [1, 9]. Встановлено, що для кожного конкретного типу ландшафту товщина ефективного шару ґрунту може відрізнятися від 1 до 5 см. Тому оцінити безпосередньо за даними спостережень темпи зменшення запасів ^{137}Cs за кожен рік у верхньому 3-5 см шарі дуже складно.

Аналіз значної кількості даних моніторингових досліджень за вертикальною міграцією ^{137}Cs у ґрунтах Полісся, до яких належить «віддалена» частина басейну р.Прип'ять, свідчить, що за останні 15-16 років максимум забруднення для переважно підзолистих і супіщаних ґрунтів заглибився. Так, за даними [1], у 2000 р. валовий вміст радіоцезію у верхньому 3 см шарі підзолистих ґрунтів складав усього 10-20% від загальної активності радіонуклідів, що поширилися у шарі від поверхні до 30-40 см. За даними [9] у басейні Дніпра (Росія) у верхньому 4 см шарі налічувалося лише 50% валового запасу, решта - у шарах на глибині 4-15 см. У піщаних алювіальних ґрунтах максимум забруднення заглибився на 10 см і більше, у торфових - з глибини 1-2 см у 1987 р. до 15-20 см і більше у 1999 р.

Основний запас радіоцезію продовжує залишатися у верхньому (2-3 см) шарі тільки у лісових ґрунтах.

Результати аналізу дозволяють зробити висновок про те, що верхній ефективний шар ґрунту, в якому формується поверхнева складова стоку в басейні Прип'яті щорічно втрачає приблизно 8-10% свого початкового запасу ^{137}Cs .

Генетичні коефіцієнти поверхневого стоку ^{137}Cs були перераховані з урахуванням ефективного запасу у верхньому шарі ґрунту, що дало можливість визначити ефективні коефіцієнти змиву, які з плином часу будуть змінюватися не суттєво (таблиця і рис. 3).

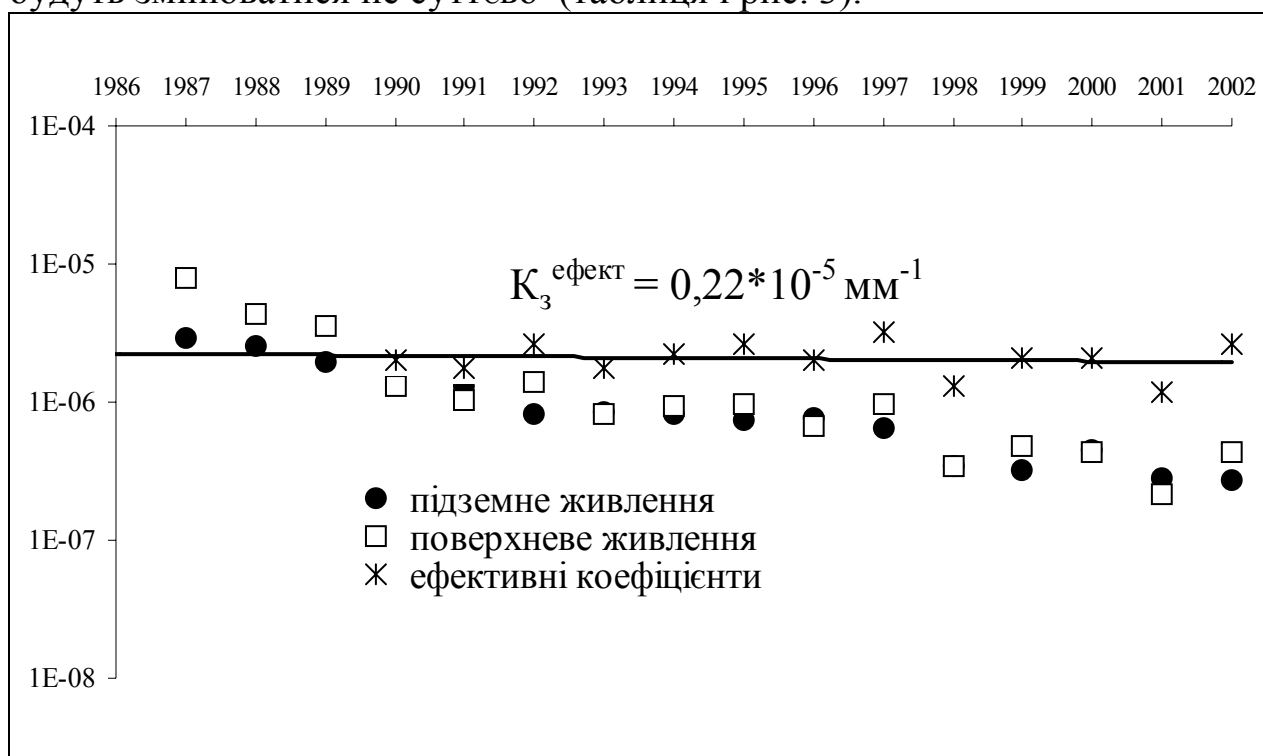


Рис.3. Динаміка коефіцієнтів змиву ^{137}Cs , р.Прип'ять - м.Мозир

Інтегральні коефіцієнти, що мають тенденцію до щорічного експоненціального зменшення, можна назвати коефіцієнтами стоку радіонуклідів. На відміну від них, значення генетичних ефективних коефіцієнтів змиву є відносно стабільним у часі ландшафтно-геохімічним показником басейну. З рис.3 видно, що величина ефективного коефіцієнта становить $0,22 \cdot 10^{-5} \text{ мм}^{-1}$. Саме це значення найкраще використовувати у прогностичних моделях змиву.

Таблиця

Характеристики водного і стоку ^{137}Cs , р.Прип'ять - м.Мозир.

Рік	Об'єм водного стоку, км^3	Поверхн. складова водного стоку, км^3	Підземна складова водного стоку, км^3	Річний стік ^{137}Cs , ТБк	Стік ^{137}Cs з поверхн. живлен. ТБк	Стік ^{137}Cs з підземн. живлен., ТБк	Запас A_t в ефектив- ном. шарі грунту, ПБк	$K_z^{\text{інтег.}}$, 10^{-5} мм^{-1}	$K_z^{\text{поверх.}}$, 10^{-5} мм^{-1}	$K_z^{\text{підз.}}$, 10^{-5} мм^{-1}	$K_z^{\text{ефект.}}$, 10^{-5} мм^{-1}
1987	7,8	3,8	4,1	2,20	1,62	0,57	4,42	0,580	0,790	0,288	0,877
1988	13,0	7,9	5,2	2,24	1,63	0,62	3,86	0,362	0,436	0,251	0,542
1989	12,2	7,2	4,9	1,87	1,42	0,45	3,36	0,329	0,355	0,198	0,496
1990	12,9	8,4	4,5	0,78	0,47	0,32	2,92	0,135	0,13	0,159	0,204
1991	13,4	8,4	5,0	0,67	0,38	0,29	2,63	0,113	0,103	0,131	0,175
1992	9,4	5,6	3,8	0,38	0,24	0,14	2,29	0,092	0,139	0,082	0,265
1993	18,6	14,5	4,2	0,65	0,50	0,15	1,99	0,083	0,082	0,084	0,176
1994	15,7	11,3	4,4	0,58	0,43	0,15	1,73	0,089	0,093	0,082	0,224
1995	10,8	6,4	4,5	0,39	0,25	0,14	1,51	0,089	0,097	0,074	0,262
1996	10,5	5,2	5,3	0,27	0,11	0,16	1,31	0,066	0,066	0,076	0,201
1997	10,3	5,2	5,2	0,32	0,19	0,13	1,14	0,080	0,096	0,065	0,327
1998	22,9	19,3	3,5	0,30	0,25	0,05	0,99	0,035	0,035	0,035	0,132
1999	21,7	16,3	5,4	0,37	0,29	0,08	0,86	0,046	0,042	0,041	0,181
2000	15,8	9,2	6,6	0,24	0,15	0,09	0,75	0,042	0,046	0,039	0,221

Як випливає з рис. 3 і даних наведених у таблиці, інтегральні значення K_d мають тенденцію до зменшення за двома фазами: «швидкою» і «повільною». Існування цих фаз можна пояснити тенденцією у змінах форм знаходження радіонуклідів ^{137}Cs у ґрунтах водозбору до 1989 р., після якого процес кінетики сорбції-десорбції радіоцезію у ґрунтах «віддаленої» зони забруднення можна вважати квазі-усталеним, а ефективні коефіцієнти поверхневого змиву по своїй тенденції майже не змінюються у часі. Дисперсія експериментальних даних свідчить про точність даних спостережень, що бралися до уваги, а також відображає роль інших природних чинників, таких як особливості сніготанення, промерзання ґрунту під час формування весняної повені, нерівномірність формування дощового стоку в басейні тощо.

Висновки

Урахування генетичних складових формування водного стоку радіонуклідів з водозборів і динаміки щорічного запасу радіонуклідів у верхньому ефективному шарі ґрунту водозбору р.Прип'ять, а також специфіки трансформації фізико-хімічних форм знаходження радіонуклідів у ґрунтах дозволило визначити ефективні коефіцієнти змиву радіоцезію. Зокрема, для водозбору р.Прип'ять вони становлять $0,22 \cdot 10^{-5} \text{ мм}^{-1}$. Подальші дослідження мають бути спрямовані на більш детальне вивчення впливу трансформації форм знаходження радіонуклідів для «віддаленої» і «ближньої» зони радіоактивних випадінь. Результати роботи вказують на перспективу застосування використаного методичного підходу в інтерпретації даних моніторингових спостережень за радіоактивним забрудненням річок.

* *

На основании данных радиационного мониторинга определены коэффициенты смыва ^{137}Cs для поверхностной и подземной составляющих водного стока р.Припять за период 1987-2000 гг. Рассмотрены факторы неопределенностей в интерпретации данных мониторинга в определении коэффициентов смыва радионуклидов на загрязненных водосборах. Предложена новая форма и определены средние для водосбора р.Припять эффективные коэффициенты смыва для применения в прогностической практике.

* *

1. Автореабілітаційні процеси в екосистемах чорнобильської зони відчуження / Під ред. Дугіна Н.І., Пишненко Н.К. – К., 2001. – С.43-51.
2. Атлас загрязнения Европы цезием после черновильской аварии. Европейская Комиссия, EUR 16733, (ред. М. Де Корт, Ш.Д. Фридман, Ю.А.Израэль и др.), Люксембург, 1998. – 65 с.
3. Борзилов В.А., Коноплев А.В. Экспериментальные исследования смыва радионуклидов, выпавших на почву в результате аварии на Чернобыльской атомной электростанции // Метеорология и гидрология. – 1988. – № 11. – С. 43-53.
4. Булгаков А.А. Разработка методов прогнозирования распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в природных системах почва-вода // Автор. дисс. ... к.х.н. – ИЭМ НПО «Тайфун». – Обнинск, 1998. – 22 с.
5. Ветров В.А., Алексеенко В.А., Пословин А.Л., и др. Использование Чернобыльского ^{134}Cs для изучения смыва атмосферной примеси с природных водосборов. // Водные ресурсы. -1990 – №6. – С. 79-84.
6. Войцехович О.В., Канивец В.В., Лантев Г.В. Анализ формирования радиоактивного загрязнения днепровской водной системы в течение пяти лет после Чернобыльской аварии // Тр. УкрНИГМИ. -1993. – Вып.245. – С. 106-127.
7. Лантев Г.В., Войцехович О.В. Экспериментальные исследования вымывания радионуклидов из пойменных почв р. Припяти в условиях их затопления.// Тр. УкрНИГМИ. – 1993. - Вып.245. - С. 127-143.
8. Огиевский А.В. Гидрология суши. – М.: Сельхозгиз, 1951. – С. 105-110.
9. Рогачевская Л.М. Крупномасштабная оценка и прогнозирование уязвимости грунтовых вод черновильским ^{137}Cs в пределах экспериментального полигона на зараженной территории // Геологический вестник центральных районов России. - 2001. - Т.2. - С. 67-73.
10. Smith J.T. et al. AQUASCOPE: Aquifers and Surface waters in the Chernobyl area: Observation and Predictive Evaluation/2nd Interim Report. Project IC15CT98-0205. - P. 13-49 (2000).