

УДК 631.6 : 551.3

СЛЮТА ВОЛОДИМИР

## **МІКРОЗАПАДИННИЙ РЕЛЬЄФ ЗОНИ ЗАБРУДНЕННЯ ТА ДИНАМІКА РУХУ РАДІОНУКЛІДІВ В МЕЖАХ ЗНИЖЕНЬ**

Розглянуто особливості мікрозападинного рельєфу зони забруднення і динаміку руху радіонуклідів в їх межах.

Ключові слова: мікрозападинний рельєф, первинне забруднення ландшафтів, міграція радіонуклідів.

**Характеристика мікрозападинного рельєфу.** Під мікрозападинними формами рельєфу, як збірним поняттям, розуміються всі генетично різні, відносно мілкі замкнуті пониження з плоским, ввігнутим чи конусоподібним дном, з діаметром окружності верхньої бровки від декількох метрів, десятків метрів до 1,5, рідше – 2 – 5 кілометрів, що трапляються на денній поверхні [2].

Широкий розвиток даних форм рельєфу на території України відіграє помітну роль у господарській діяльності людини: на долю западинних форм припадає біля 2,5 млн. га орних земель держави на яких втрачається до 35% – 40% с/г культур за рахунок їх вимокання, а в будівельній практиці западинний мікрорельєф спричинює багато незручностей, оскільки породи в межах знижень володіють особливими інженерно-геологічними властивостями й підвищеними динамічними процесами. Останніми роками западинний мікрорельєф, завдяки своїм специфічним природним особливостям, став звертати на себе увагу як гідрогеологічні активні зони та екологічні індикатори [1]. Особливо це стосується районів що зазнали радіоактивного забруднення внаслідок аварії на ЧАЕС.

Головна зона забруднення припадає на Українське Полісся. За ландшафтними особливостям на території західного та південного слів радіоактивного забруднення від ЧАЕС виділяють три фізико-географічні області: Волинське, Житомирське та Київське Полісся. Ландшафтна структура кожної з областей має принципові відмінності, які впливають на характер і направленість розвитку геохімічних процесів та міграцію рухомих форм.

У Волинському Поліссі такі відмінності перш за все зумовлені геологічною будовою; головне значення мають крейдяні відклади, котрі слугують основою для антропогенових утворень піщаного складу. Це найбільш заболочена частина Українського Полісся. Поряд з домінуючими дерново-підзолистими ґрунтами розвинуті дерново-карбонатні; у Житомирському та Київському Поліссі вони майже не трапляються.

Житомирське Полісся розташоване в північно-західній частині Українського щита і тому характеризується більш високим гіпсометричним рівнем рельєфу, в сучасній структурі котрого кристалічні породи відіг-

рають значну роль, а також наявністю лесових останців і найменшою на Поліссі заболоченістю.

Київське Полісся розташоване на північно-східному схилі щита, кристалічні породи якого поступово занурюються під осадову товщу ДДЗ; велике значення мають антропогенні відклади. Домінують ландшафти водно-льодовикових та морено-водно-льодовикових рівнин.

Серед ґрунтоутворюючих процесів переважають дерновий (під лучною трав'яною рослинністю), підзолистий (під ліською рослинністю), болотний (в понижених місцях, де накопичується волога) та їх варіації, котрі проявляються по-різному в залежності від структури й літогенного складу материнських відкладів [5].

Різноманіття геолого-геоморфологічної будови Полісся визначає і характер походження мікрозападин. Основним фактором, що визначає розвиток мікрозападинних форм Волинського Полісся, являються карстові процеси в мергельно-крейдянній товщі. Їх розвиток знаходиться в залежності від складу і властивостей порід цієї товщі, а також від характеру тектонічних рухів окремих ділянок, які визначають напрямок та інтенсивність тріщинуватості й від інтенсивності процесів водообміну.

На хід карстових процесів впливають підвищена інфільтрація поверхневих вод, яка визначається малими ухилами поверхні і переважно піщаним складом покриваючих мергельно-крейдянну товщу відкладів; в той же час, на ділянках, де потужність покривних відкладів більш значна, на морфології мікрозападин відбиваються суфозійні процеси, отримують поширення форми, які відносять до карстово-суфозійних[2].

Для Житомирського та Київського Полісся властивим є поширення мікрозападин переважно просядового, суфозійного, дефляційного походження. В районах розповсюдження лесових островів більша частина мікрозападин зобов'язана своїм утворенням прояву просядових властивостей лесів.

При вивченні територій, забруднених радіоактивними речовинами, в ряді основних питань – формах знаходження, характеру розсіювання по площі, складу, концентрацій, впливу на біологічні об'єкти – виділяється і великий комплекс питань, пов'язаний з перерозподілом радіонуклідів у різноманітних ландшафтних системах. Особливо слабо вивчені з даної позиції азональні (критичні) ландшафти, природа котрих, пов'язана з неоднорідністю геологічного середовища.

Факторами перерозподілу речовини і енергії в ландшафтах, як відомо, є атмосферні опади, рельєф, рослинний та ґрунтовий покрив, фізико-механічні та хімічні властивості й фактори, котрі на даний час ще мало враховуються, проте відіграють суттєву роль у енергомасообміні – це зони швидкої міграції або т. з. аномальні зони. У рельєфі вони часто виражені у вигляді безстічних та слабо-стічних морфоскульптур: степові блюдця, поди, котли видування, прохідні замкнуті долини, тектонічні замкнуті депресії, стариці, пониження льодовикового похо-

дження, міжрядові котли, карстові, термокарстові, суфозійні й просадкові воронки, слабо-стічні лощини, зони різкого переходу двох типів ландшафту – тилові шви різних геоморфологічних форм та ін. [3].

З усіх існуючих форм рельєфу, з точки зору направленості розподілу речовини та енергії, плоскі рівнини найменш стійкі. Так, в гарно розчленованому рельєфі кожний елемент його поверхні (горизонтальної, похилої, вертикальної і певної експозиції) відіграє свою суворо розподільчу функцію. На рівнинних же територіях в розподіл речовини і енергії включаються другорядні фактори: рослинний і тваринний світ, літологія ґрунтів та їхні фізико-хімічні властивості, гідрогеологічні особливості покривної товщі, режим випадання опадів, коливання добових та річних температур, вітрових потоків та ін.

Інтенсивність протікання різноманітних процесів у даних зонах і динаміка розвитку самих западинних форм тісно залежать від геоморфологічних особливостей території їх розвитку. Так, степові блюдця мають найбільше поширення на рівнинах з ухілами від  $0^{\circ}$  до  $0,03^{\circ}$ , на які припадає до 80% всіх западинних форм. На рівнинах з ухілами  $0,03^{\circ}$  –  $0,22^{\circ}$  їхня кількість не перевищує 15% від загальної кількості, а на схилах  $0,2^{\circ}$  –  $0,3^{\circ}$  трапляються рідкі одинокі форми, на котрі приходиться не більше 3% западинних форм.

Крім певних ухилів рівнинних територій, на розвиток степових блюдець великий вплив чинить і ступінь розчленованості цих рівнин (наявність річкової, яружно-балкової та лощинної мереж). Високий ступінь розчленованості рівнинних територій знижує рівень обводнення їх покривної товщі.

В умовах розчленованого рельєфу кількість інфільтраційної води в даних породах буде нижча, ніж в умовах слабо розчленованого рельєфу. Рівні першого від поверхні водоносного горизонту, з яким пов'язана інтенсивність і обсяг водообміну з поверхневими водами, на Правобережжі лежить в межах 15 – 20 м, а на Лівобережжі – 3 – 5 м.

На правобережних ділянках спрямованість розвитку западинної форми буде більш інтенсивною по горизонтальним векторам, а на лівобережних – по вертикальним [1].

На основі детального вивчення аномальних зон (мікрозападин) й ландшафтного обстеження в межах Київської області було виділено 7 морфогенетичних типів аномальних морфоскульптур: 1 – суфозійні, 2 – старичні, 3 – дефляційно-суфозійні, 4 – старично-дефляційно-суфозійні, 5 – гляціальні-суфозійні, 6 – дефляційні, 7 – міжрядові (еолові) [3].

Необхідно підкреслити, що генезис аномальних морфоскульптур тісно пов'язаний з певним типом ландшафтів, а тому їх поширення часто співпадає з ландшафтними межами.

Загальна площа морфоскульптур з аномальними властивостями не перевищує 10% площі Чорнобильської зони відчуження, але вони „кон-

тролюють“ більше 60% розподілу рідкої і твердої фази в ландшафтах за рахунок великих водозбірних площ та збільшеної швидкості інфільтрації. Крім того, породи більше 90% аномальних зон, мають постійне перезволоження й більш кислу реакцію порових розчинів, а в таких умовах коефіцієнт перерозподілу радіонуклідів, як у ґрунтах, так і біологічній складовій у декілька разів більше фонових, особливо  $^{90}\text{Sr}$ . Дослідження території Київського Полісся показують, що аномальні зони виражені в рельєфі, контролюють значну частину поверхневих вод. На ділянках з похилами  $1^{\circ} - 0,3^{\circ}$  на долю аномальних зон припадає більше 20% поверхневого току, на ділянках з похилом  $0,3^{\circ} - 0,5^{\circ}$  – до 50%, а на рівнинах з похилом менше  $0,5^{\circ}$  з більшої частини території практично відсутній поверхневий стік – йде внутрішній розподіл, в основному по аномальних зонах.

Дані останніх років вивчення факторів, що впливають на динаміку вологи і вторинного перерозподілу радіонуклідів у зоні аерації різних ландшафтів, свідчать про дуже складну структуру масообміну (рідкої та твердої фаз ґрунту). Вологоперенесення в покривній товщі навіть одного типу ґрунтів здійснюються нерівномірно, а вибірково, по певним каналам – зонам з аномальними властивостями. Більш високими міграційними властивостями володіють ландшафти замкнених понижених морфоскульптур із великими водозбірними площами і, особливо, з прогресуючим розвитком, в яких порушений баланс рухомої твердої фази (винос дрібнодисперсних часток переважає над привнесенням через аномальні зони).

Важливу роль у розвитку аномальних зон відіграють поверхневі води. В залежності від типу зволоження території формується відповідний тип ландшафту (зональний, азональний, перехідний) з певним типом мікрорельєфу, ґрунтового і рослинного покриву. Крім прямого впливу атмосферних опадів на розвиток азональних (аномальних) ландшафтів й режим геохімічних процесів, існує зворотна дія – вплив аномальних ландшафтів (різноманітних морфоскульптур) на режим обміну поверхневих вод з підземними [3].

**Первинне забруднення ландшафтів.** Аварія на Чорнобильській станції і заходи з ліквідації пожежі супроводжувались виходом радіонуклідів у навколишнє середовище. Емісія радіоактивних речовин тривала близько десяти діб, змінюючись по інтенсивності в залежності від характеру впливу на аварійний реактор в процесі боротьби з пожежею.

В початковий період змара продуктів горіння сформувала західний слід радіоактивного забруднення. В наступні дні сформувались північний та південний радіоактивні сліди.

Радіонуклідний склад опадів представлений широким спектром осколочних радіонуклідів з періодами напіврозпаду від кількох діб до багатьох років. Міграційні характеристики радіонуклідів, що випали, як і їх ізотопний склад, дуже різноманітні. Відомо, що цезій міцно

зв'язується з органічною речовиною ґрунту і глинистими мінералами, стронцій легко мігрує в розчиненому вигляді, а плутоній, подібно іншим елементам перемінної валентності, по-різному веде себе в окисній та закисній обстановці.

Хімічні форми початкових радіоактивних опадів також були неоднорідні. А.А Тер-Сааков показав наявність трьох типів опадів за відносним вмістом цезію: переважно з часток дисперсійного реакторного палива – „гарячих часток“, переважно конденсаційного походження та змішані.

Важливим є те, що „гарячі частки“ стійкі до вилугування і переходу радіонуклідів у міграційно активні форми в значно більшій мірі, ніж конденсаційні опади.

„Гарячі частки“ домінують у випадках західного сліду, що сформувався в перші дні аварії, в період найбільш активного горіння реактора. Північний слід характеризується великою участю конденсаційних форм випадів цезію до їх повного домінування на відстані до 32 км від станції. Він сформувався в період до кінця квітня 1986 р., в умовах поступового затухання процесу горіння. Радіоактивні випадів південного сліду, утворення якого відноситься до початку травня 1986 р., знову показують зростання ролі паливної форми цезію-137 до 50 – 70%. Це співпадає з періодом активного впливу на палаючий реактор шляхом закидання його інертними матеріалами – піском, бором, свинцем, що призвело також до різкого посилення надходження радіонуклідів у навколишнє середовище в ці дні.

Положення зони аварії на ЧАЕС в крайовій зоні Дніпровського зледеніння визначає домінування в її ландшафтній структурі ландшафтів кінцево-моренних гряд (Чистогалівська кінцево-моренна височина, Кам'янська гряда), морено-водно-льодовикових рівнин (Корогодський та Радинський ландшафти), річкових заплав і надзаплавних терас (Шепелицький і Гденський ландшафти). Західний радіаційний слід простежується вузькою смугою по поверхні Шепеличівської тераси р. Прип'ять. Пересікаючи терасу, він пройшов вздовж її тилового шву і вздовж південного схилу Чистогалівської височини, потім по Корогодській низькій морено-водно-льодовиковій рівнині в напрямку смт. Вільча – вздовж північного схилу Овруцького кряжу на с. Словечне. Південно-західна гілка західного сліду перетнула північну гряду Чистогалівської височини північніше с. Чистогалівка, пройшла по Корогодській низькій морено-водно-льодовиковій рівнині, через заплаву р. Уж на смт. Поліське, перетнула межу Іванківського ландшафту високої морено-водно-льодовикової рівнини і прослідувала в напрямку смт. Лугини і м. Коростень.

Північний слід радіоактивного забруднення на своєму шляху перетнув ландшафти заплав рік Прип'ять та Дніпро, дуже схожі за шириною й морфологічною структурою. При цьому заплава р. Прип'ять в зоні

перетину з північним слідом являється одним з найбільш забруднених місць 30-кілометрової зони Чорнобильської АЕС, а заплава р. Дніпро забруднена дуже слабо.

Південний слід радіаційного забруднення перетнув Чистоголівську височину в середній її частині, Корогідську і Радинську низькі та Димерсько-Макарівську високу морено-водно-льодовикові рівнини Київського Полісся. Далі південний слід ділиться на гілки і простежується на лісостеповій Придніпровській височині. При цьому забруднення охоплені й високі ерозійно-денудаційні ландшафти різних типів, і низькі акумулятивні ландшафти.

Таким чином, радіаційне забруднення виявилось експонованим на ландшафти різного генезису, гіпсометрії, рельєфу, літології та структури рослинного покриву, що робить необхідним аналіз і оцінку кожного ландшафту зони впливу аварії з точки зору умов міграції радіонуклідів [4].

**Міграційні особливості радіонуклідів та їх динаміка в западинних формах рельєфу.** Міграція радіонуклідів має тісний зв'язок з геологічною структурою, складом, властивостями порід та інфільтрацією вологи в певних структурах і зонах. Поведінка радіонуклідів у ландшафтних комплексах в значній мірі визначається розподілом їх між рідкою та твердою фазами ґрунтів, міцністю зв'язків їх з поглинаючим комплексом. Ємність обміну в ґрунтах зони аерації Полісся в залежності від механічного складу і генезису коливається від декількох десятих до 17 мг-екв (на 100 г ґрунту) [3].

Специфіка території забруднення полягає у тому, що в умовах рівнинного рельєфу основну функцію контролю над поверхневим стоком беруть на себе замкнуті западинні морфоскульптури.

Міграційні процеси у певних типах ландшафтів призвели вже до значного переносу радіонуклідів у геологічне середовище.

Латеральний перерозподіл радіонуклідів призвів до вторинної концентрації їх в місцях, де їхній вміст в ряді випадків в 2 – 4 рази перевищує значення первинних випадань (з врахуванням розпаду). Такі концентрації періодично простежуються, як у ґрунтах западинних морфоскульптур так і в геохімічних ґрунтових бар'єрах, розвинутих в межах западин.

Відомо, що водний режим ґрунтів являється домінуючим у формуванні певної геохімічної обстановки і переносу речовини та енергії. За характером енергомасообміну, ґрунти ЧЗВ можна поділити на 3 типи: 1) автоморфні ґрунти – окислювальний тип; 2) ґрунти з періодичним перезволоженням – окислювально-відновний тип; 3) гідроморфні – відновний тип.

В аномальних зонах розвинуті ґрунти, як правило, двох останніх типів, а автоморфні ґрунти характерні для фонових ділянок. Цим типам

ґрунтів відповідають певні геохімічні типи перерозподілу речовини – із зростанням вологості масообмін збільшується.

Для першого геохімічного типу перерозподілу речовини характерні: елювіальний (промивний) режим, дерново-, слабо- і середньопідзолисті ґрунти, легкий механічний склад порід, невисокий вміст органіки, високий ступінь промитості, вільний повітрообмін. У даних ґрунтах ясно простежується переміщення по профілю як конденсійної, так паливної форм випадання радіонуклідів без помітного (закономірного) їх фракціонування. Це свідчить про активні процеси лесиважу. В ряді районів відмічено, що у ґрунтах з гарно розвинутою дерниною основна частина радіонуклідів (80 – 95%) знаходиться у гумусованому шарі, а під лісовою рослинністю – до 75 – 85% у змішаній підстилці і біля 45 – 50% – у хвойній підстилці. Ясно простежується зміщення рівня з максимальною щільністю забруднення на глибину 3 – 5 см у ґрунтах з елювіальним режимом по відношенню до акумулятивних (ілювіальних) ґрунтів та зниження на 15 – 20 см у ґрунтоутворюючих породах відповідних ґрунтів з невисокою щільністю забруднення. Промивний режим ґрунтів забезпечує переміщення водорозчинних і обмінних форм у нижні горизонти профілю. Крім даної закономірності у ґрунтах з промивним режимом більш активно вилугується  $^{90}\text{Sr}$  у порівнянні з  $^{137}\text{Cs}$ .

ґрунтові комплекси другого геохімічного типу (дерново-підзолисті слабо- і середньо-оглеєні ґрунти) відрізняються від першого наявністю геохімічних бар'єрів у вигляді комплексних (глинистих мінералів, гідроокислів), органо-мінеральних (коагелі гумусо-залізисто-марганцеві, гумусо-глиноземні й кремне-глиноземні) та органічних (гумусовий і гумінової плазми на межах структурних відмін) утворень. Дані новоутворення суттєво затрудняють переміщення радіонуклідів по профілю, особливо в підгумусному горизонті в 2 – 5 рази (на глибині 25 – 35 см). Розвинуті ці ґрунти на рівнинних ділянках з рівнями ґрунтових вод 1,5 – 2,5 м.

ґрунти гідроморфного ряду (зі слабо рухомим водно-повітряним режимом) мають значні відмінності від ґрунтів з промивним та перемінно-промивним режимами. В першу чергу ця відмінність полягає в: акумулятивному типі розвитку ґрунту, перезволоженості всього профілю, наявності процесів оглеєння, анаеробіозу, відновлення, оглинення, інтенсивного руйнування первинних та утворення вторинних мінералів. Дані явища представляють великий інтерес при екологічному дослідженні подібних ландшафтів [3].

Суттєву роль при перенесенні радіонуклідів відіграє щільність порід, рН, сума обмінних катіонів, кількість і склад органічних сполук, вологість, мінералогічний склад, кількість глинистих часток.

Зі збільшенням дисперсності ґрунтів фракції від 0,1 – 0,25 до 0,005 мм обмінні властивості ґрунтів по цезію збільшуються у 3 – 4 рази. Величина сорбційних властивостей пропорційна насиченню колоїдами

кальцію, вмістом високосорбційних глинистих мінералів (мундмурилоніт, вермикуліт) і органічних кислот (гумітів). Гумусові речовини здатні утворювати комплекси з металами (хелати) які мають також великі сорбційні властивості. А зі збільшенням рН і вологості ґрунтів мінеральні властивості радіонуклідів різко зростають.

Характер розподілу радіонуклідів ґрунтової вологи залежить від режиму зволоження. При цьому в умовах повного затоплення ґрунту 52%  $^{90}\text{Sr}$  переходить у гравітаційну вологу, а ізотопи цезію, в основному (86%) перебувають у тій категорії ґрунтової вологи, котра утримується часточками ґрунту за допомогою капілярно-сорбційних сил. Вміст водорозчинного  $^{134+137}\text{Cs}$  у ґрунті складає 0,3, обмінного – 2,7, необмінного – 97% незалежно від режиму ґрунтового зволоження. В порівнянні з ізотопами цезію,  $^{90}\text{Sr}$  характеризується більш високим вмістом обмінних форм (17,7%). В умовах надмірного зволоження кількість обмінного  $^{90}\text{Sr}$  у ґрунті знижується, а кількість необмінного зростає на 10% [3].

Одночасно з латеральною міграцією радіонуклідів на поверхні ґрунту відбувається їх вертикальна міграція, котра зумовлена процесами іонного обміну, дифузії, перемішування, переносу їх фільтраційними потоками води, винос радіонуклідів рослинами з кореневого шару ґрунту у наземні частини рослин, діяльністю ґрунтових тварин й мікроорганізмів.

Необхідно підкреслити, що латеральний і вертикальний перенос радіонуклідів в аномальних морфоскульптурах має дискретний характер і двоступінчасту структуру (етапність) дії. Перший етап характеризується акумуляцією радіонуклідів ґрунтами днищ морфоскульптур, в результаті чого, їх концентрація перевищує фонову інколи в 3 і більше рази. У другому етапі (при певних умовах) відбувається вертикальний збір радіонуклідів в нижні шари і водоносний горизонт. В ряді випадків рівень скидання радіонуклідів досягає двократного зменшення в порівнянні з фоновим.

В породах западинних форм часто фіксується проникнення порівняно великих питомих активностей радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  на глибину 10 – 15 см. За інших рівних умов, величина інфільтраційного потоку визначає глибину проникнення водорозчинних сполук радіонуклідів. Співвідношення концентрації того чи іншого радіонукліду в рідкій та твердій фазі у стані динамічної рівноваги визначається коефіцієнтом розподілу ( $K_d$ ).  $K_d$  сполук цезію звичайно значно більше  $K_d$  стронцію. Частка осілого із інфільтраційного потоку  $^{137}\text{Cs}$  у більшості випадків вище,  $^{90}\text{Sr}$  у свою чергу, більш стійкий у рідкій фазі. При зміні умов – зростанні вологи, кислій реакції  $\text{CO}_2$  понижених формах рельєфу  $K_d$  зменшується, а швидкість переносу радіонуклідів зростає.

Висока міграція радіонуклідів зафіксована в активних зонах западинних морфоскульптур і лощинних формах. Так, дані обстеження восьми ділянок у травні 1986 р. показали, що понижений мікрорельєф



був на 15 – 25% менш забруднений, ніж довколишні території. Але з 1987 – 1989 рр. забруднення западин і лощин зрівнюється з фоновими ділянками, а з 1989 р. питома активність радіонуклідів у цих формах різко зростає. Після стабілізації горизонтального переносу радіонуклідів в аномальних зонах збільшується інтенсивність їх вертикального перерозподілу і до 1993 – 1994 рр. відбувається вторинне врівноваження концентрацій радіоактивних елементів в активних зонах і фонових ділянках, а з 1995 – 1996 рр. спостерігається тенденція їх зменшення в понижених формах рельєфу.

В межах гумусового шару чітко простежується тенденція заглиблення основної маси радіонуклідів і у 1997 р. вона досягла глибини 0,3 м. Рух радіонуклідів у цій частині розрізу має відносно рівномірний характер.

В ґрунтоутворюючій породі (шар повної аерації, котрий складений дрібнозернистими і середньозернистими пісками з сильною палеокріогенною деформацією) міграція радіонуклідів має дискретний характер і пов'язана в основному з величиною зволоження і швидкістю перетоку вологи, а у весняний період зі ступенем тиксотропності ґрунту після його розмерзання.

Дослідження характеру забруднення порід зони аерації западинних форм у 1987 – 2000 рр. показують:

- 1) активний перенос з водозбірної площі до її центральної частини;
- 2) періодичну акумуляцію радіонуклідів ґрунтами днищ западин, котра досягає 2 – 4-кратного перевищення в порівнянні з фоновими ділянками;
- 3) різке скидання (у певні періоди) радіонуклідів у нижче розташовані шари і ґрунтові води до рівня зменшення їх вмісту (питомої ваги) у 1,5 – 2 рази (в порівнянні з фоновими ділянками);
- 4) чітку залежність характеру горизонтального і вертикального переміщення радіонуклідів від інтенсивності атмосферних опадів;
- 5) питома вага активності ґрунтових вод у вологі періоди має менше значення в западинах, а в сухі періоди на фонових ділянках (таке явище пояснюється розбавленням радіоактивного забруднення в ґрунтових водах западин, надходженням великої кількості води у вологі періоди);
- 6) забруднення порід западинних формах іноді виходить за межі першого водоносного горизонту.

В шарі часткової аерації, котрий складений важкими оглеєними супісками, відмічається підвищення вмісту радіонуклідів тільки після інтенсивних дощів.

В період активного скиду радіонуклідів з ґрунтового покриву в нижче розташовані шари, величина питомої ваги радіонуклідів у западинних і лощинних формах до глибин 1 – 1,5 м може досягати 10-кратного збільшення порівняно з фоновими ділянками.

Радіометричний аналіз ґрунтів, відібраний з режимних шурфів аномальних і фонових ділянок полігонів в 1999 – 2000 рр., показує що величина забруднення  $^{137}\text{Cs}$  поверхні западини у кілька разів (2 – 4) перевищує фонові забруднення. Вміст у поверхневому шарі (0 – 1 см)  $^{90}\text{Sr}$  як більш рухомого радіонукліду, значно менше на поверхні, ніж  $^{137}\text{Cs}$ . Більш того, питома активність  $^{90}\text{Sr}$  в ґрунтах дуже чутлива до опадів. Переміщення радіонуклідів у глибину порід зони аерації також виражено більш інтенсивно у западинних формах [3].

Активність поверхневого вторинного перерозподілу радіонуклідів з водозбору і транспортування їх із западини залежить від багатьох факторів, пов'язаних з шорсткістю і похилами поверхні, форм депонування і знаходження радіонуклідів, гідрометеорологічних показників, характеру рослинності і техногенних умов.

Поступовий перехід поверхнево залягаючих на водозборі радіонуклідів у геологічне середовище виводить частину радіонуклідів з середовища їх впливу на біологічний комплекс, що призводить до автореабілітації території. Крім того, посилюється бар'єрна функція Зони відчуження, оскільки частина радіонуклідів „консервується“ геологічним середовищем і ризик їх виносу за межі зони зменшується.

**Висновки.** Западинні морфоскульптури, як місцеві бази ерозії, сприяють переміщенню поверхневих вод (рідкого і твердого стоку) та радіонуклідів у центральні їх частини. Ґрунтовий покрив в найбільш понижених ділянках має порівняно важкий механічний склад, котрий сприяє накопиченню радіонуклідів і періодичному їх скиданню через розуцільнені зони (палеокріогенні псевдоморфози) у ґрунтові води.

Перетік поверхневого стоку у западини призводить до переносу з водозбірної площі радіонуклідів у розчиненій формі і зв'язаних (сорбійованих) твердими (завислими) частками. Вони акумулюються ґрунтами днищ і за певних обставин (зростання вологості порід і насиченні розчинів легко рухомими формами) переміщуються в нижні горизонти. Величина і швидкість переміщення радіонуклідів у западинах в декілька разів вище, ніж на фонових ділянках [3].

Багаточисельні дані свідчать, що западинні форми рельєфу суттєво впливають на спрямованість і активність автореабілітаційних процесів значної частини території Зони відчуження, а також на співвідношення територій котрі самоочищаються та вторинно забруднюються.

Існування в западинних аномальних зонах низхідного поглинання радіонуклідів посилює бар'єрну функцію геологічного середовища в зоні впливу забруднення, оскільки виводить частину радіонуклідів за межі їх впливу на біоту і знижує їх ризик виносу за межі Зони відчуження.

Рассмотрено особенности микрозападинного рельефа Зоны загрязнения и динамику перемещения радионуклидов в их пределах.

Ключевые слова: микрозападинный рельеф, первичное загрязнение ландшафтов, миграция радионуклидов.

The article presents the specialities of relief microsubsidence and radionuclide movement dynamic within it.

Key words: microsubsidence, primary land scape pollution, radionuclide migration.

#### Література

1. Бублясь В.Н. Закономерности развития западинных морфоскульптур (степных блюдц) средней части бассейна р. Днепр. АН Украины, Институт геологических наук. К., 1993.

2. Воронова Г.И. Микрозападинные формы рельефа и методы их изучения (на примере отдельных районов УССР). АН УССР, Сектор географии. К., 1975.

3. Водообмен в гидрогеологических структурах Украины. В 2-х частях. За ред. В.М. Шестопалова НАН Украины. К.- 2000.

4. Давидчук В.С., Зарудна Р.Ф., Михели С.В. и др. Ландшафты Чернобыльской зоны и их оценка по условиям миграции радионуклидов. К. Наукова думка,- 1994.

5. Соботович Е.В., Бондаренко Г.М., Кононенко Л.В. и др. Геохимия техногенных радионуклидов. К. Наукова думка,- 2002