

ВПЛИВ ЛАНДШАФТНОГО ФАКТОРА НА РАДІАЦІЙНУ СИТУАЦІЮ В ЗАБРУДНЕНОМУ РАДІОНУКЛІДАМИ РЕГІОНІ ЖИТОМИРСЬКОГО ПОЛІССЯ

Г. О. Корбут,
В. М. Положенець,
С. П. Сіренький,
О. О. Ремезова,
В. А. Трембіцький

Україна, Житомирський державний педагогічний університет ім. Івана Франка
Державна агроекологічна академія України, м. Житомир
Україна, Державне управління екології та природних ресурсів в Житомирській області
Україна, Житомирський інженерно - технологічний інститут
Україна, Житомирський обласний державний проектно - технологічний центр охорони родючості ґрунтів і якості продукції ("Обддержродючість")

Йдеться про характер та рівень забруднення радіонуклідами ландшафтів Житомирського Полісся, а також про заходи, спрямовані на мінімізацію їх негативного впливу на природне середовище і зокрема на ведення сільськогосподарського виробництва в регіоні.

Погляньмо на фізичну карту України. В північній частині нашої держави, в басейнах Дніпра, Прип'яті та їх приток, розкинувся смарагдовий простір, який тягнеться широкою смугою в широтному напрямку на сотні кілометрів вздовж кордонів України, Білорусі та Російської Федерації, помережений численними річками, який прийнято називати Поліссям.

У межах нашої області виділяють Житомирське Полісся як окрему фізико - географічну область з певними природними особливостями.

Рельєф місцевості в основному рівнинний, лише в Овруцькому районі, як острів, над навколишньою низовиною на висоту 316 м здіймається Словечансько - Овруцький кряж.

В основі описуваної місцевості на території Житомирщини лежить унікальна геологічна структура - Український кристалічний щит, складений найдавнішими породами архейського і протерозойського віку.

Середня глибина залягання кристалічного фундаменту - 50 м. У багатьох місцях кристалічні породи виходять на поверхню. Кристалічні породи перекривають осадові породи четвертинного віку, представлені лесом, пісками, глинами, на яких під впливом рослинності і кліматичних умов сформувалися ґрунти, характерні для Полісся.

У багатьох місцях внаслідок близького до поверхні залягання кристалічних порід описувана територія заболочена. Місцевість лісиста. Переважають мішані ліси, в яких основними лісоутворюючими породами є сосна, дуб, осика, береза, вільха, граб.

У лісах багато дичини: звірів, птахів, грибів, ягід. Тут можна побачити рідкісних птахів, які занесені тепер до Червоної книги, зокрема чорного лелеку, сірого журавля, орлана білохвостого, глухаря та тетеруків.

Це насправді райський куточок в центрі Європи. Не даремно відомий польський письменник Ю. Крашевський, який певний час жив на Житомирщині, писав: "Якщо є рай на землі, то це наше Полісся",

Полісся, Словечансько - Овруцький кряж привертала увагу багатьох дослідників - краєзнавців, письменників, майстрів живопису, етнографів. Поліссям цікавилися геологи О. Е. Ферман, П. А. Тутковський, В. Г. Бондарчук, письменники Ю. Крашевський, О. І. Купрін, Якуб Колас, Янка Купала.

Природа впродовж мільйонів років створила тут чарівні ландшафти, мальовничі пейзажі. Хто побував тут, або проїздив поїздом з Овруча на Чернігів переконався в цьому. Не можна забути мальовничі краєвиди цієї місцевості з її лісами, перелісками, гаями, річками, тваринним і рослинним світом. Є тут чудові місця для рибалок, грибників, фотографів, художників, ботаніків, орнітологів. І до аварії на ЧАЕС люди йшли, їхали сюди, щоб відпочити, набратися сил, намитуватися красотами природи, одержати творче натхнення.

Чорнобильське лихо чорною хмарию пронеслося над цим мальовничим благодатним краєм і виключило його на певний час з цивілізованого природокористування. Його природа в тій чи іншій мірі зазнала радіаційного впливу. І хоч наслідки цього впливу ще до кінця не вивчені, вже тепер можна говорити про величезну екологічну шкоду, завдану територіям, які зазнали радіаційного забруднення внаслідок аварії на ЧАЕС. Інтенсивність забруднення території по районах наведена в розділі П.

Негативного впливу радіації зазнали люди, які проживали і проживають на забрудненій території, а також тварини і рослини.

Під впливом радіації відбулися зміни біофізичних характеристик в органах та крові людей і тварин, зокрема зміни показників функції ендокринної, імунної та нервової системи у людей. Спостереженнями зареєстрована мутагенна дія радіаційного опромінення у рослин і тварин.

Таблиця 1

Найбільш забруднені райони Житомирської області

Райони	Щільність забруднення, Кі/км			
	Цезій -137		Стронцій - 90	
	1985р.	1988р.	1985р.	1988р.
Народицький	0,032	3,78	0,02	0,33
Овруцький	0,035	1,62	0,024	0,18
Лугинський	0,04	0,75	0,024	0,03
Олевський	0,044	1,41	0,014	0,5
Коростенський	0,033	3,17	0,015	0,6

Радіаційне забруднення привело до руйнування багатьох біоценозів Полісся.

Аварія на ЧАЕС, її наслідки не рядове, не звичайне явище. В результаті аварії в зону радіаційного забруднення потрапило 4,5 млн. гектарів угідь, територія площею 50 тис. км з населенням 3,2 млн. чоловік, в тому числі в Житомирській області: 300 тис. гектарів угідь, територія 13 тис. км² з населенням 500 тис. чоловік.

Найбільш забрудненими виявилися Народицький, Овруцький, Луганський, Олевський та Коростенський райони. Про характер забруднення свідчать дані, наведені в таблиці 1.

Про інтенсивність радіаційного забруднення території дають також уявлення дані, одержані одразу ж після аварії на ЧАЕС (табл. 2).

Таблиця 2

Радіаційна забрудненість деяких населених пунктів Житомирської області у 1986 р. після аварії на ЧАЕС

Населені пункти	Щільність забруднення, Кі/км ²	
	Цезій - 137	Стронцій - 90
с. Веселівка (Коростенський район)	2,90	0,06
с-ще Грозіне (Коростенський район)	9,84	0,20
с-ще Лугини	6,0	0,20
с. Норинці (Народицький район)	3,02	0,19
с. Великі Кліщі (Народицький район)	20,7	0,40
с. Велика Фосня (Овруцький район)	10,8	1,42
с. Копище (Олевський район)	3,39	0,23
с. Перга (Олевський район)	3,31	0,20

Внаслідок катастрофи на ЧАЕС в навколишнє середовище було викинуто близько 50 МК і таких екологічно небезпечних радіонуклідів як Sr - 89-90, Cs - 134-137, Pu - 239-241, I - 131 та інші.

Найбільшу радіоактивну небезпеку серед цих ізотопів являють довго живучі радіоізотопи цезію та стронцію, які мають період напіврозпаду близько 30 років і активно включаються у процеси біологічної міграції. Надходження цих радіоактивних елементів в організм людини з продуктами харчування відбувається головним чином у результаті їх переходу з ґрунту в рослини і далі в тваринну та рослинну продукцію.

Ізотопи важких металів рослинами не засвоюються, але вони являють небезпеку для здоров'я людей.

Згідно з чинним законодавством території, забруднені цезієм - 137, 134 до 1 Кі/ км² та стронцієм - 90 до 0,02 Кі/ км², вважаються умовно чистими.

Ведення сільськогосподарського виробництва на таких територіях можливе без обмеження.

На землях з більшою щільністю забруднення необхідно застосовувати комплекс агрохімічних, агротехнічних і організаційних заходів для зменшення переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини.

Неможливе ведення сільськогосподарського виробництва в зоні, де щільність забруднення ґрунту цезієм - 137, 134 перевищує 15 Кі/км² і стронцієм 90-3 Кі/км².

Уявлення про забруднення цезієм сільськогосподарських угідь Житомирської області дають дані, що наведені в таблиці 3.

Таблиця 3

Розподіл сільськогосподарських угідь за щільністю радіоактивного забруднення

Обстежено сільгоспугідь (тис. Га)	Щільність забруднення цезієм 137, 134 Кі/км ²					
	0,1-1	1-5	в т.ч. на торфовищах	5-15	в т.ч. на торфовищах	понад 15
1469,3	1116,8	270,3	34,2	62,0	9,3	20,2

Інтенсивність радіоактивного забруднення обумовлюється рядом факторів: потужністю радіоактивної хмари, яка просувалась над територією регіону, напрямку і інтенсивності вітру в цей час, геоморфологічними особливостями території, характером ґрунтів та рослинного покриву, а також гідрологічним режимом місцевості.

Над ріллею та відкритими ділянками земної поверхні радіонукліди одразу потрапляли в ґрунт. Над лісами, луками та посівами сільськогосподарських культур радіонукліди спочатку осідали на кронах дерев та трав'яному покриві, на листі і стеблах сільськогосподарських культур. Потім під дією дощу і вітру радіонукліди потрапляли в ґрунт, створюючи на ґрунті відповідний радіаційний фон.

Слід зазначити, що територія Українського Полісся характеризуються значною геохімічною контрастністю. Спектр поліських ґрунтів включає лучно-чорноземні з рН соляної витяжки 6,6 -7,5, сірі лісові ґрунти з рН від 5,6 до 6,5 і кислі дерново-підзолисті ґрунти з рН від 4,5 до 5,5.

Таблиця 4

Розподіл площ держлісгоспів в гектарах в радіаційно забрудненій зоні Житомирської області за щільністю радіоактивного забруднення ґрунту цезієм 137 Кі/ км²

Держлісгоспи	Щільність забруднення Кі/км ²									Разом
	0-1,0	1,1-2	2,1-5	5,1-10	10,1-15	15,1-30	30,1-40	40,1-80	більше 80	
Білокоровицький	12906	25490	18735	1448	1414	388				60031
Ємільчинський	11257	28540	11168							50965
Коростенський	4119	10828	8840	3287	3287	49				27123
Лугинський	197	8382	13464	5771	1073	1859	284			31030
Малинський	12261	13793	3733							29739
Народицький	825	3362	11065	7951	3391	7013	3207	4119	555	41488
Нов.- Волинський	45296	15516	5154	664						66630
Овруцький	112	3914	23889	22681	9868	12014	1539	638		74655
Олевський	9285	30294	19399	2304						61282
Словечанський	6278	31630	30972	5391	631	587	131			75620
Поліський державний заповідник	987	10008	8432	677						20104

Критичними ландшафтами в зоні забруднення є природні та напівприродні екосистеми - ліси, природні окультурені лукопасовищні угіддя. В умовах Полісся значна частка лукопасовищних угідь представлена луками, сформованими переважно на торф'яних і торф'яно-болотних ґрунтах з різним ступенем оглеєння. Накопичення цезію -137 в біомасі лучних трав суттєво залежить від водного режиму ґрунтів і значно зростає на низинних і заплавних пасовищах.

У північній частині нашої області, що потрапила під забруднення, переважають такі типи ґрунтів:

- дерново-підзолисті на водно-льодовикових відкладах та морені;
- сірі опідзолені переважно на лесових породах;
- лучні переважно на делювіальних та алювіальних відкладах;
- лучно-болотні, болотні і торф'яно-болотні, торфовища на різних породах;
- дернові;

Строкатість ґрунтового покриву дуже велика. І навіть на площі декількох гектарів можна виявити кілька типів ґрунтів. Кожен з різновидностей ґрунтів по своєму сприймає радіоактивне забруднення.

Строкатість ґрунтів на Поліссі обумовила різний рівень забрудненості сільськогосподарських угідь.

Так, у с. Кожухівка Коростенського району з обстежених у 1991 році 272 га угідь 180 га мали забруднення цезієм від 1 до 5 Кі/км², 92 га від 5 до 15 Кі/км². В селищі Грозіне того ж району з 342 га 100 га мали забрудненість від 1 до 5 Кі/км², а 241 га від 5 до 15 Кі/км². В с. Журба Овруцького району з обстежених 1438 га 725,9 га мали забрудненість від 1 до 5 Кі/км², 467,8 га від 5 до 15 Кі/км² і 244,8 га більше 15 Кі/км².

Подібна картина спостерігається переважно на всій території населених пунктів забрудненої зони.

Дослідження, проведені у 50-му кварталі Повчанського лісництва Лугинського держлісгоспу, показали велику варіантність фактичного радіоактивного забруднення, хоч увесь квартал за картограмою відноситься до зони 15,0-30,0 Кі/км².

Детальне дослідження стану радіоактивного забруднення ґрунту під кронами окремих

дерев також показує велику мозаїчність.

Акумуляторами радіонуклідів є лучні, лучно-болотні і болотні ґрунти.

У піщаних легких ґрунтах радіонукліди проникають в глибинні шари, а потім водотоками ґрунтових вод через тріщини у фундаменті поширюються на великі відстані.

Встановлено, що радіонукліди стронцію-90 і цезію-137 по різному сорбуються ґрунтами. Стронцій-90, в основному, закріплюється по типу іонного обміну, а цезій-137 переважно по типу необмінного поглинання і міцно фіксується твердою фазою ґрунту. До 1990 р. близько 20% загального вмісту цезію-137 проникло на глибину до 10 см. Експериментальні дослідження показали, що швидкість міграції радіонуклідів цезію в ґрунтовому профілі залежить від типу ґрунту, виду угідь, водного режиму і становить 0,2-1,6 см/рік.

В умовах надмірного зволоження фіксація цезію-137 ґрунтом зменшується і зростає швидкість міграції радіонукліду за профілем ґрунту.

Горизонтальна міграція радіонуклідів обумовлена, в основному, ерозією ґрунтів, дренажною діяльністю природних водотоків.

Інтенсивність природної дезактивації можна простежити за даними Житомирського обласного державного проектно-технологічного центру охорони родючості ґрунтів і якості продукції ("Облдержродючість") по деяких пунктах нашої області. При цьому слід зауважити, що процеси міграції радіонуклідів і природної дезактивації в межах Словечансько-Овруцького кряжу відбуваються інтенсивніше, ніж в його оточенні.

Наприклад, якщо в селі Велика Фосня Овруцького району за період з 1986 по 1996 рр. забрудненість цезієм зменшилась у 8 разів, то у селі Веселівці Коростенського району за цей же час тільки в 3,5 рази.

Для Полісся характерні підвищена кількість атмосферних опадів, уповільнений стік поверхневих вод, сильна заболоченість і залісненість, дерново-підзолистий тип ґрунтів, що стабілізує стан радіоактивного забруднення і сприяє міграції радіонуклідів з ґрунту в рослинність.

Це обумовлює необхідність проведення на всій території, яка зазнала забруднення, оперативного контролю за розподілом і міграцією в ґрунтах і рослинності радіонуклідів. Такі дослідження повинні проводитися регулярно протягом багатьох років. Для радіоекологічних досліджень потрібна густа мережа пунктів спостережень на всій території. Використання для цієї мети аерогеофізичних і наземних методів дослідження потребують великих затрат, сил, коштів, часу.

Суттєво впливає на міграцію радіонуклідів і тектоніка. Описуваний нами регіон має складну систему тріщинуватості. Кристалічний фундамент тут розчленований розломами різних категорій. Так, блоками третього порядку є Північно-Українська горстово-грабенова зона, Коростенський і Олевський блоки, які в свою чергу діляться на блоки 4-го порядку.

Блокові структури мають різні розміри, конфігурацію. Вони складені різними петрографічними комплексами порід.

Всі розломи за Г.Каляєвим (1972) діляться на 4 категорії за їх структурно-історичною роллю. Так, розломи 1-ї категорії (консидиментаційні, глибинні) поділяють головні структурні елементи щита, крупні блоки, які відрізняються за гіпсометричним положенням.

Розломи інших порядків розділяють дрібніші блокові структури, які проявились в процесі морфолітогенезу. Вони розділяють різні щодо стійкості до процесів денудації породи.

Тектонічні зони є зонами швидкої міграції радіонуклідів. Тут має місце збільшення інтенсивності інфільтрації.

Щодо рельєфу, то в регіоні поширені денудаційні водноерозійні і водно-аккумулятивні форми, серед яких переважають долини, водно-льодовикові, льодовикові і еолові форми рельєфу. Тут також поширені полігенетичні западанні утворення, які займають до 16% забрудненої території. Вони є зоною аномальних міграцій радіонуклідів.

Западинні морфоструктури являють собою утворення різних розмірів (від кількох метрів до кількох кілометрів), які акумулюють поверхневий стік через особливості своєї будови. Породи верхньої частини зони аерації в западинах відрізняються від порід за межами цих структур за гранулометричним, мінералогічним і хімічним складом, водно-фізичними і фізико-механічними властивостями.

У ландшафтній зоні Полісся, яка зазнала радіоактивного забруднення, западинні

форми займають до 14-16% території. Враховуючи відносно велику норму опадів (в середньому 560 мм на рік), низьке випаровування і значний коефіцієнт поверхневого стоку, западини поглинають за рахунок інфільтрації 20 тис.м³/км² води щорічно.

Всередині западинних форм існують зони з різноманітною проникливістю, так звані активні і пасивні зони.

На характер розподілу радіонуклідів значною мірою впливає також рослинність та господарська діяльність людини. На площах сільськогосподарських угідь залежно від ґрунтового покриву, вирощуванні на ньому культур і агротехніки вирощування, по різному проявляються наслідки радіаційного забруднення.

Рівні забруднення урожаю сільськогосподарських культур залежать від біологічних особливостей рослин. Зернові і зернобобові культури щодо накопичення радіоцезію в урожаї зерна на одному і тому ж ґрунті можна розмістити в такий ряд: кукурудза < просо < ячмінь < пшениця яра < жито < овес < горох < квасоля < соя < гречка.

Відмінність між накопиченням радіоцезію в зерні кукурудзи і гречки становить 18 разів. Рівні забруднення урожаю однієї і тієї ж культури залежать від щільності забруднення і агрохімічних властивостей ґрунтів.

Чим вище окультурення ґрунту (чим вищий вміст у ґрунті гумусу, обмінного кальцію, калію) тим нижче накопичення радіонуклідів в урожаї однієї і тієї ж культури. Досліди, проведені на дерново-підзолистому ґрунті показали, що внесення гною знизило надходження радіоцезію в зерно вівса в два рази, а в бульби картоплі - на 40 %. Підвищена доля калію знизила надходження радіоцезію в бульби картоплі у 2 рази, а в зерно вівса на 24 %.

Певні особливості має поширення радіонуклідів в лісових масивах, що обумовлюється рядом обставин: типом ґрунтів, гідрологічним режимом, характером біоценозів. У лісових екосистемах практично відсутній поверхневий стік і значно уповільнене горизонтальне переміщення рутових вод.

Більша частина радіонуклідів, які знаходяться в лісових ґрунтах, включається у вертикальний кругообіг ґрунт - дерево - ґрунт. Із замкнутих лісових насаджень виключається значний винос пилових часток. Таким чином, лісові масиви у поєднанні з існуючими геохімічними

бар'єрами здатні стабілізувати обсяг радіонуклідів, які випали, і в значній мірі відвернути або уповільнити їх винос за межі лісових масивів.

За площею в радіаційно забрудненому регіоні Житомирщини переважають субори (44,9%), для яких характерні дерново-середньопідзолисті свіжі та вологі ґрунти на піщаних та супіщаних моренних та флювіогляціальних відкладах, а також торф'яно-болотні у сирих та мокрих умовах.

Менш поширені на Поліссі бори (24,8% площі), ґрунти яких переважно дерново-слабопідзолисті свіжі та вологі виключно на флювіогляціальних та солових відкладах та торф'яні в мокрих умовах. Район їх поширення - переважно північна частина регіону.

На численних лесових островах регіону та моренних відкладах сформувалися сугрудкові умови (22% площі). Найбільш характерними для них є дерново-слабопідзолисті, глинисто-піщані та підзолисто-дернові легкосуглинисті свіжі та вологі ґрунти, а в найбільш багатих умовах - світло-сірі опідзолені лісові легкосуглинисті свіжі ґрунти на лесах.

Гігротопний ряд лісів регіону представлений переважно свіжими (45,4% площі) та вологими (40,9% площі) ґрунтами. Менші площі займають сирі (8,7%), мокрі (2,7%) та сухі (2,3%) ґрунти.

Основна маса цезію (до 95%) зосереджена в лісовій підстилці і у верхньому шарі ґрунту - до 10 см.

У горизонті ґрунту 5-20 см міститься всього 1,5-7,4% радіоактивних ізотопів цезію, найбільш радіоактивним шаром лісових ґрунтів є нижня частина лісової підстилки - лісовий перегній.

Встановлено, що в листяних і хвойно-листяних лісах, як і на луках і перелогах, верхній мінеральний шар ґрунту більш радіоактивний. У хвойно-листяних насадженнях в горизонті 5-20 см радіоцезію більше ніж в сосняках - від 3 до 12%. Встановлено також, що хвойні породи дерев в 5-10 разів більш чутливі до опромінення радіонуклідами, ніж листяні.

Надходження цезію - 137 з ґрунту в деревні рослини в значній мірі залежить не тільки від типу радіонуклідів, агрохімічних властивостей ґрунтів, кліматичних умов та інших

факторів, але і від біологічних особливостей видів. За висновками Ушакова, Панфілова, Тихомирова (1998) та інших дослідників в деревині сосни накопичується менше радіонуклідів ніж в деревині смереки, осики, дуба, липи, берези, вільхи. За здатністю нагромаджувати цезій-137 в деревинних породах розташованих вище згаданими вченими у такому порядку: береза > дуб > осика > сосна. Проте, в залежності від конкретних природних умов цей ряд може змінювати наведений порядок.

Радіоактивне забруднення регіону не могло не відбитися на ягідних рослинах поліських лісів. За даними Краснова, Орлова (1995) загальна площа ягідників в лісах описаного регіону Житомирської області становить близько 91,8% загальної площі лісів. До Чорнобильської катастрофи Житомирська область щорічно заготовляла в лісах 602 т. ягід. Аварія позбавила область такої можливості. І головна причина в цьому - радіоактивне забруднення ягід.

Як показали дослідження, найбільш інтенсивно цезію-137 накопичується у свіжих ягодах чорниці, далі в порядку зменшення ідуть буяхи, брусниця, малина, суниця. Дуже незначні величини і характерні для ягід деревних видів, зокрема горобини та калини.

Останнім часом проведена значна робота з вивчення особливостей накопичення радіонуклідів у грибах.

Результати досліджень показали наявність значних розбіжностей при порівнянні накопичення цезію-137 грибами різних видів. За величиною коефіцієнта накопичення (КН) істотні гриби поділяються на 4 групи (слабка, середня, висока інтенсивність накопичення та види концентратори).

До 1-ї групи віднесені гриби, КН цезію 137 у яких знаходиться в межах 0,1-4,0 Бк/кг сирих грибів. Це опеньок справжній (КН = 1,3), заячий гриб (2,4), рижик червоний (2,8), лисичка справжня. До 2-ї групи з середнім значенням КН від 4,1 до 8,0 входить білий гриб (4,1), підберезник (5,3), сирійка болотна (6,8).

До групи з високою інтенсивністю накопичення (КН від 8,1 до 12,0) належать: польський гриб (8,5), моховик зелений (8,7), свинушка товста (10,2), хрящ чорний та молочний (відповідно 9,0 та 10,4).

Як вид - концентратор цезію 137 виділено масляюка звичайного (16,9).

Радіоактивне забруднення окремих видів грибів значною мірою визначається вологістю та родючістю ґрунту у місцях зростання грибів. За даними, отриманими в Центральному Поліссі, вміст цезію - 137 в плодових тілах грибів одного виду у вологих умовах перевищує вміст у свіжих в 3-7 разів.

При аналізі радіоактивного забруднення території регіону не можна обминути такі екосистеми як болота, які займають значну частку (до 25-35% площі) у північних районах Українського Полісся, де поширені торф'яні, торф'яно-болотні та перегнійно - торф'яні ґрунти.

У перегнійно- торф'яних високогумусних ґрунтах низинних боліт вертикальна міграція цезію -137 відбувається досить повільно і через 6 років після аварії на ЧАЕС у верхньому шарі (0-5 см) ґрунту знаходилося близько 89% валового запасу цезію - 137. Причиною такого явища є високий ступінь мінералізації торфу та значна сорбційна ємкість торф'яних ґрунтів.

Інший характер розподілу цезію 137 спостерігається в ґрунтах верхових боліт регіону. За 10 років після аварії на ЧАЕС відбулося заглиблення радіонуклідів вглиб торфу з шару 0 - 1 см до шару 1 - 5 см.

Як відомо торфовища мають велике практичне значення. Значна частина торфу використовується в Україні для виготовлення торфобрикетів на паливо. Попіл, який утворюється після спалювання торфу, традиційно використовувався в селах як добриво на присадибних ділянках.

Після аварії на ЧАЕС таке використання торф'яного попелу може привести до значного забруднення радіонуклідами не тільки присадибних ділянок, а й житлових будинків і негативно вплинути на здоров'я людей. Звідси витікає необхідність суворого контролю за радіаційним забрудненням торфу і торфобрикетів.

Аварія на ЧАЕС завдала великої шкоди мисливським угіддям Житомирщини.

Всі трофічні ланцюги, до складу яких входять мисливські види диких птахів і тварин, кінцевою ланкою мають людину - споживача цього виду продукції лісу. До деяких груп населення, а саме мисливців і їх родин, дичина може бути додатковим джерелом внутрішнього опромінення. Ось чому закономірності міграції радіонуклідів і особливості їх накопичення у

цьому виді продукції лісу мають не лише наукове, але й практичне значення, особливо в регіонах, що постраждали внаслідок аварії на ЧАЕС.

На концентрування радіоактивних ізотопів в організмі диких мисливських тварин впливають такі фактори:

- хіміко-біологічні властивості радіонуклідів і їх сполук;
- біологічні особливості видів, міграційні процеси, трофічні рівні й екологічні ніші, в яких перебувають тварини у даних екосистемах.

Надходження радіонуклідів в організм диких промислових птахів та звірів значною мірою залежить від сезонних змін структури і складу раціону, міграцій. Хижаки концентрують розсіяні радіонукліди, а травоядні - остеотропні. Хребетні тварини, які використовують верхні яруси суходільних біогеоценозів, мають в своєму організмі найнижчі концентрації радіонуклідів.

Цікаві дані дає радіоекологія птахів, яка вивчає як особливості дії іонізуючого опромінення на цих тварин, так і спосіб їх життя в умовах радіоактивного забруднення середовища.

Перша група питань досліджувалася, головним чином, на свійській птиці. Для промислових видів було встановлено, що тетерук може накопичувати природних ізотопів урану на одиницю живої ваги у 4-6, а чирка - у 4-8 разів більше, ніж лось. Схожі результати отримано також щодо накопичення радію та торію. Це пов'язано з високою швидкістю метаболізму і невеликими розмірами птахів. Обмін радіонуклідів у них відбувається інтенсивніше, ніж в інших видів хребетних.

Особливості біології і значна мозаїчність випадання техногенних радіонуклідів ускладнюють дослідження особливостей радіоактивного забруднення диких промислових птахів у лісових біогеоценозах. Для цієї групи тварин характерна широка різноманітність кормової бази. Вони часто мігрують у пошуках їжі на значні відстані від місць гніздування. Радіоактивне забруднення перелітних птахів внаслідок міграційних процесів характеризується значною мінливістю. Тому безпосереднє зіставлення радіонуклідів в організмі птахів з радіоактивним забрудненням середовища досить умовне. Лише для осілих видів (тетерук, глухар, сіра куріпка, перепілка, рябчик) простежується наявність тісного зв'язку з радіоактивним забрудненням біотопів. Але ця залежність ускладнюється сезонними змінами раціонів. Так, навесні тетеруки, які живляться у цей період бруньками дерев, накопичують менше стронцію-90, ніж взимку і восени, коли вони добувають корм з поверхні ґрунту. Спостерігаються значні видові відмінності у концентрації радіоактивних ізотопів навіть у тих птахів, які населяють один біоценоз. У іволги, яка збирає корм у кроні дерев, кількість цезію-137 і стронцію-90 у їжі і тілі значно нижча, ніж у птахів, що живляться на землі чи стовбурах. Це результат неоднорідного вертикального розподілу радіонуклідів у лісових екосистемах.

Радіоекологічні закономірності чіткіше проявляються щодо стронцію-90, ніж цезію-137, що пояснюється більшою метаболічною рухливістю останнього. Рослиноїдні птахи можуть концентрувати значно більше стронцію-90, ніж хижаки. Щодо цезію-137 спостерігається зворотна закономірність.

Поширення мігруючими видами птахів радіоактивних речовин за межі забруднених територій можливе через екскременти та трупи.

Питання пов'язані з накопиченням радіонуклідів промисловими копитними особливо загострилося, коли значна частина лісових екосистем Полісся потрапила в зону забруднення. Мисливське господарство, на відміну від тваринництва, значно тісніше пов'язане з екологічним станом довкілля. Наприклад, питома активність цезію-137 у м'язах лосів, благородних оленів і козуль восени може бути в 3, 10 і 20 разів вищою, ніж у великої рогатої худоби з тієї ж місцевості. При аналізі радіаційної ситуації, що склалася з промисловими копитними, особлива увага приділялася цезію-137, що є основним забруднювачем м'яса.

У схожих екологічних умовах концентрація цезію-137 у м'язах великих рослиноїдних тварин зменшується у такому порядку: козуля > дикий кабан > лось. Ця закономірність є сумарним результатом цілого комплексу факторів, серед яких слід відзначити тип травлення - ярус, у якому відбувається живлення, розміри тіла.

Гранично допустимі рівні щільності радіоактивного забруднення угідь, за яких м'ясо козулі буде відповідати існуючим санітарним нормам, а саме - 200 Бк/кг (ДР-97), виявилися досить жорстким - до 37 кБк/м² (менше 1 Кі/км²). Це значно ускладнює ведення мисливського

господарства, адже саме восени традиційно полюють на копитних звірів.

Потреби виробництва загострили інтерес до особливостей накопичення радіонуклідів у дичині в різні пори року. У промислових копитних не виявлено значних сезонних змін у концентрації стронцію-90. Цей елемент метаболічно відносно пасивний, бо накопичується переважно у кістках. Але дані, отримані для малих ссавців (мишовидні гризуни), не виключають можливості таких коливань. А питома активність цезію-137 у м'язах диких промислових копитних протягом року може змінюватися в значних межах. Це зумовлено особливостями кормової бази і кормової поведінки тварини.

Характерною зоною живлення дикого кабана взимку є лісова підстилка та верхні шари ґрунту. При такому способі добування їжі в організм тварин потрапляє значна кількість підстилки, деревини і верхніх шарів ґрунту, тобто саме тих горизонтів, де у лісових екосистемах концентрується основна частина продуктів поділу. У раціоні дикого кабана частка ґрунту може доходити до 2%, а коріння рослин до 87%. Ці сезонні особливості живлення приводять до того, що максимальний вміст цезію-137 у м'язах диких кабанів відмічається взимку, перевищуючи такий показник в інші пори року в кілька разів.

Лось і козуля відносяться до дендрофагів, які споживають головним чином пагони дерев, кущів і фітомасу чагарників. У козулі типовими осінніми кормами є осика, дуб (в тому числі жолуді), ожина, малина, чорниця, береза і верес. Ці корми становлять 90% раціону.

У лося і козулі сезонні зміни раціону принципово відрізняються від сезонних змін раціону у дикого кабана. Максимум накопичення цезію-137 у цих тварин припадає на кінець літа-осені. У цей період концентрація радіонукліда у м'язах може зрости у кілька і навіть десятки разів.

Різде збільшення вмісту радіоцезію у м'язах лося й козулі пов'язане з поїданням вересоцвітних. Ці рослини здатні до концентрації цезію-137 у фітомасі і можуть внести його до раціону лося близько 80%, а козулі - до 35%.

Зростання радіоактивного забруднення осіннього раціону козулі можуть спричинити також інші види кормів. Особливості впливу конкретних кормових факторів пов'язані з лісорослинними умовами. Наприклад, роль грибів у надходженні радіоцезію в організм козулі визначається ступенем їх споживання.

Внесок деяких кормових видів у надходження радіонуклідів в організм тварин зумовлений не лише споживанням, а й сезонними особливостями радіоактивного забруднення фітомаси. Так, наприклад, у пагонах підросту осики, дуба та ожини на початку осені спостерігається зростання вмісту цезію-137.

Таким чином, різке збільшення накопичення радіоцезію козулею зумовлене комплексом кормових факторів. Серед них слід виділити два основних:

- споживання кормів, що концентрують даний радіоактивний елемент;
- підвищення вмісту цезію-137 у фітомасі багатьох рослин, що входять до складу раціону, яке відбувається наприкінці літа - на початку осені.

Підсумовуючи аналіз сезонних коливань у накопиченні цезію-137 дикими промисловими копитними, слід зазначити, що вони мають видоспецифічний характер і зумовлюються особливостями раціону й кормової поведінки. Крім того, оцінка можливості використання ресурсів мисливської дичини у регіонах, що зазнали радіоактивного забруднення, потребує врахування характеристик кормових угідь тварин.

Вікові і статеві особливості в накопиченні радіоактивних речовин промисловими копитними відіграють незначну роль у практиці мисливського господарства. Вони значно менші, ніж зумовлені різницею у радіоактивному забрудненні території чи сезонними коливаннями вмісту радіонуклідів в організмі тварин. Крім того, ці відмінності проявляються для груп тварин, промислова експлуатація яких недоцільна. У молодих тварин обмін речовин інтенсивніший, що зумовлює більше концентрування тих радіонуклідів, що відкладаються у м'яких тканинах. У м'язах молодих лосів вміст цезію-137 на 10-40% вищий, ніж у старих, що живуть у тих самих біотопах. Схожу закономірність помічено й в інших видів промислових тварин - козулі, плямистого оленя, дикого кабана, вовка. Накопичення остеотропних радіонуклідів, навпаки, зростає з віком. Так, концентрація стронцію-90 в кістках 4-річних оленів значно вища, ніж у дворічних. Різниця у накопиченні радіонуклідів пов'язана зі статтю. У ссавців проявляється, як правило, у період вагітності чи лактації. Тоді накопичення радіонуклідів в організмі самок зростає. Це становить значну небезпеку для плоду.

На розподіл радіонуклідів в організмі тварин, крім тропності, впливають відмінності у фізіологічних функціях внутрішніх органів і тканин. Як правило, найвищий вміст радіоцезію спостерігається в нирках і м'язах диких промислових копитних. Високі рівні радіоактивного забруднення характерні також для тих метаболічно активних органів, як печінка і серце. Якщо концентрацію цезію-137 у м'язах взяти за 100%, то у тканинах печінки і міокарда вона становить близько 50-70%. Цей радіоактивний ізотоп практично не накопичується у крові і кістковому мозку, радіоцезій дуже нерівномірно розподіляється у шкірі тварин. Так, якщо порівняти вміст радіонукліда у шкірі й шерсті, то співвідношення буде відповідно 1:3,9.

Накопичення цезію-137 у м'язах інтенсивніше, ніж у внутрішніх органах, при тривалому споживанні кормів, що містять цей радіонуклід. Це співвідношення може змінюватись при сезонних коливаннях радіоактивного забруднення раціону. За різкого збільшення надходження радіонуклідів рівні накопичення цезію-137 у м'язах нижчі, ніж у внутрішніх органах, а при різкому зниженні - навпаки. У лісових екосистемах за неможливості контролювати процес надходження радіоактивних елементів таке співвідношення може дати уявлення про сезонні особливості забруднення організму диких промислових тварин.

Радіоактивне забруднення значних лісових територій потребує специфічних методів господарювання. Специфіка мисливського господарства дає змогу застосовувати деякі спеціальні прийоми, що можуть значно розширити використання радіоактивно забруднених угідь.

На територіях, де щільність забруднення угідь цезієм-137 перевищує 5 кБк/м², можливе полювання лише на пернату дичину з обов'язковим радіологічним контролем продукції. Відстрілювати копитних і хутряних звірів у таких господарствах недоцільно. При виділенні територій, що виключаються з промислової експлуатації у зв'язку з радіоактивним забрудненням, слід враховувати розміри кормових ділянок тварин та їх міграції.

Великий інтерес для вивчення радіаційного забруднення північної частини області представляє гідрологічний режим регіону.

Слід відмітити, що територія, яка зазнала забруднення дронується густою мережею природних водостоків - великих і малих річок. Найбільші серед них Уборть, Уж, Норин, Жерев, Болотниця, Словечна, які належать до басейну Дніпра та його притоки Прип'ять.

Про інтенсивність виносу радіонуклідів в р. Прип'ять її притоками дають уявлення дані таблиці 5.

Таблиця 5

Інтенсивність виносу радіонуклідів в р. Прип'ять її притоками

Роки	Винос, Кі	
	Цезій-137	Стронцій-90
1986	1785	746
1987	344	280
1988	256	506
1989	174	241
1990	125	273
1991	78	389

Явища, які відбуваються на забрудненій території, можна наочно відобразити на картограмах. Якщо одержані картограми потім сумістити з геологічною, тектонічною, гідрологічною та іншими картами регіону в одному і тому ж масштабі, можна провести цікавий аналіз наслідків радіаційного забруднення території, з'ясувати його зв'язок з геологією, геоморфологією, тектонікою, ґрунтовим покривом та іншими елементами ландшафту. Саме в цьому напрямі працюють зараз групи вчених, щоб детально вивчити наслідки радіаційного забруднення регіону. З 1993 р. розпочато комплексне картографування території забрудненої зони у масштабі 1:25000, яке включає в себе:

- літолого-фаціальне картографування верхнього поверху четвертинних відкладів;
- геоморфологічне районування за умовами вертикальної і латеральної міграції радіонуклідів;
- наземні гамма і бета зйомки;
- складання карт ізотопного вмісту радіонуклідів в ґрунтах в межах західного

сліду;

- дослідження міграції радіонуклідів в підземних водах забрудненої зони.

На підставі вже проведених робіт складена ландшафтна і геолого-тектонічна карта 30 км зони масштабу 1:100000.

Для здійснення інтеграції досліджень в одну систему, необхідно, щоб результати досліджень можна було зіставляти між собою. Необхідне також зіставлення різнопланових робіт для забезпечення точної просторової прив'язки усіх досліджень. В результаті ми отримаємо повну картину того, що відбувається в забрудненій зоні.

Вивчаючи наслідки аварії на ЧАЕС людина не може бути пасивним спостерігачем того, що відбувається на забрудненій території. З метою послаблення негативного впливу радіаційного забруднення науково-дослідними установами розроблений комплекс організаційних, агротехнічних, агрохімічних, технологічних та хімічних заходів, якими слід керуватися в господарській діяльності на забрудненій території.

До організаційних заходів відноситься:

- проведення інвентаризації угідь за щільністю забруднення і складання відповідних картограм для керівництва;
- зміна структури посівних площ, визначення площ для вирощування культур на продовольчі, фуражні потреби, на технічну переробку, на одержання насіння;
- та інше.

Агротехнічні заходи включають :

- збільшення частки площ під культури з низьким рівнем накопичення радіонуклідів;
- проведення глибокої оранки з оборотом шару;
- попередження повторного забруднення рослин шляхом скорочення кількості міжрядкових обробок, проведення робіт по вологому ґрунту, заміна механічної прополки хімічною;
- та інше.

До агрохімічних заходів відносяться:

- вапнування кислих ґрунтів;
- внесення підвищених доз калійних добрив;
- внесення підвищених доз фосфорно-калійних добрив;
- внесення органічних добрив;
- внесення азотних добрив в науково-визначених дозах (підвищені дози азотних добрив можуть викликати збільшення ізотопів цезію в рослинах);
- комплексне внесення різноманітних видів мінеральних і органічних добрив;
- та інше.

Технологічні заходи передбачають:

- промивку і первинне очищення зібраної плодоовочевої та технічної сировини;
- застосування прогресивних методів збирання зернових, овочевих і кормових культур, які не допускають вторинного забруднення врожаю;
- переробку зібраного врожаю з метою зниження концентрації радіонуклідів;
- та інше.

Ведення лісового господарства в забруднених районах здійснюється відповідно до рекомендацій розроблених колективом науковців під керівництвом академіка УЛАН Б.С. Прістера (1998).

Оскільки в лісах України ведеться інтенсивна багатопільова господарська діяльність, пов'язана з використанням чисельних рослин і тварин, які відрізняються екологічними і біологічними особливостями, постає необхідність у всебічно обґрунтованому зонуванні лісових масивів. Це потрібно для організації і проведення багатьох заготівельних робіт: використання ресурсів деревних, ягідних та лікарських рослин, грибів, диких промислових тварин. Розподіл лісів забрудненої території на зони подано в таблиці 6.

Таблиця 6

Зонування лісів за щільністю радіоактивного забруднення ґрунту радіоцезієм

Зона	Підзона	Щільність забруднення ґрунту, цезієм $^{137}\text{Кі}/\text{км}^2$	Регламентуючі вказівки
1		$>15,1$	Обмеження тривалості праці при проведенні лісогосподарських робіт, пов'язаних із збереженням насаджень, лісозахисних, протипожежних та лісовпорядкувальних робіт. Розробка спеціального режиму ведення лісового господарства.
2	а б в	5,1 – 7,0 7,1 – 10,0 10,1 – 15,0	Обмеження використання паливної та тонкомірної деревини, м'яса диких промислових тварин. Заборона на відстріл козулі. Забороняється використання деревини на паливо та виготовлення виробів побутового призначення і для зберігання харчових продуктів. Обмеження використання деревини на інші потреби.
3	а б	1,1 – 2,0 2,1 – 5,0	Обмеження використання їстівних грибів, дикоростучих ягідних рослин, деяких лікарських рослин. Заборона використання ягідних рослин, їстівних грибів. Обмеження використання лікарських рослин, диких промислових звірів.

Ведучи господарську діяльність на радіаційно забрудненій території, слід суворо дотримуватись рекомендацій наукових та директивних установ.

В той же час слід постійно досліджувати наслідки радіаційного забруднення територій, які потрапили в зону чорнобильського лиха. Це дасть можливість зробити належні наукові висновки щодо різних аспектів чорнобильської біди і прискорити реабілітацію постраждалого регіону