

## Лекція 7. Радіоактивне забруднення продукції лісу

Оскільки характерними ознаками Рівненського Полісся є значна лісистість то після аварії на ЧАЕС, північні райони Рівненщини зазнали значного забруднення, порівняно з сусідніми областями (табл. 1, 2).

Таблиця 1

### Площа лісів і лісовищ північних (поліських) районів Рівненської області

Назва району	Площа району	Площі лісів та лісовищ	
		га	%
Березнівський	171459	92215	54
Володимирецький	194684	100508	52
Дубровицький	182052	90509	50
Зарічненський	144217	61490	43
Рокитнівський	235393	154749	66
Сарненський	196808	99439	51

Особливість ведення індивідуального господарства населення поліських районів області полягає в тому, що випас корів і заготівля сіна здійснюється, в основному, в лісових масивах. Ліси є радіоекологічним ландшафтним чинником, з погляду формування значних доз внутрішнього опромінення населення у разі вживання лісових харчових продуктів, головним чином грибів та ягід.

Таблиця 2

### Площі лісів Волинської, Житомирської та Рівненської областей забруднених $^{137}\text{Cs}$

Область	Площі лісів (км <sup>2</sup> ) із забрудненням $^{137}\text{Cs}$ Кі/км <sup>2</sup>					
	< 1	1-2	2-5	5-10	10-15	>15
Житомирська	2924	1825	1583	503	164	324
Рівненська	2936	2153	1516	107	3	-
Волинська	369	53	-	-	-	-

У таблиці 3 наведені результати невідповідності вмісту Cs-137 (у %) в грибах і дикорослих ягодах у радіаційнозабруднених районах Рівненської області. Найбільший відсоток невідповідності вмісту Cs-137 в грибах і дикорослих ягодах, упродовж 2009–2012 рр, зафіксовано в Дубровицькому (гриби 83,3–100 % невідповідності, ягоди – 2,4–62,5%), Сарненському (гриби – 56,2–95,0%, ягоди – 28,6–50,0%) та Рокитнівському (гриби – 62,5–76,0%, ягоди – 5,8–15,6%) районах. В інших радіаційнозабруднених районах відсоток невідповідності вмісту Cs-137 у грибах і ягодах лісів був у межах 9,1–63,6% і 4,3–17,9%, відповідно.

Таблиця 3

**Питома вага невідповідності  $Cs^{137}$  у лісових грибах та ягодах у  
2009–2012 рр.**

№ з/п	Назва району	2009 р.		2010 р.		2011 р.		2012 р.	
		К-сть досл.	% невідп.	К-сть досл.	% невідп.	К-сть досл.	% невідп.	К-сть досл.	% невідп.
<i><b>Гриби</b></i>									
1	Березнівський	15	20,0	12	41,6	38	18,4	17	21,2
2	Водимирецький	44	25,0	11	63,6	34	20,6	45	25,1
3	Дубровицький	6	83,3	-	-	15	100	6	83,3
4	Зарічненський	25	20,0	22	9,1	21	28,6	22	9,1
5	Рокитнівський	40	62,5	25	76,0	44	63,6	45	63,8
6	Сарненський	16	56,2	6	66,6	20	95,0	16	56,2
<i><b>Ягоди</b></i>									
1	Березнівський	40	-	39	17,9	11	-	10	-
2	Водимирецький	16	6,2	61	14,7	23	4,3	15	6,0
3	Дубровицький	1	-	-	-	16	62,5	5	2,4
4	Зарічненський	60	5,0	83	8,4	67	17,9	50	4,0
5	Рокитнівський	161	5,0	218	15,6	93	6,4	186	5,8
6	Сарненський	14	28,6	20	50,0	15	33,3	15	29,0

Наслідки Чорнобильської катастрофи ліквідовуються вже понад 30 років, проте, ще і в даний час продовжується осмислення й узагальнення одержаних результатів (І.І. Карачов, 2006).

Радіоактивний слід, що утворився в результаті Чорнобильської аварії, формувався в складних умовах, невідповідних коректному математичному моделюванню. Викид радіоактивних речовин відбувався протягом достатньо довгого часу з різних частин активної зони, з різним ступенем вигорання палива і, отже, із різним радіонуклідним складом викиду. Фізико-хімічні властивості радіонуклідів, що викидалися в атмосферу, також мінялися в залежності від часу викиду. Метеорологічні умови, що також змінювалися протягом часу, призвели до того, що радіоактивне забруднення території виявилось вельми складним і неоднорідним як за рівнем забруднення, так і за радіонуклідним складом. Усе це сильно ускладнювало роботу щодо оцінки радіоактивного забруднення території [1, 2, 3, 4, 5].

В результаті аварії на ЧАЕС, в навколишнє середовище була викинута значна кількість різних радіонуклідів техногенного походження. Зокрема, в навколишнє середовище поступили радіонукліди з сумарною активністю близько 90 Мки [6, 7, 8], до складу яких в значній кількості входили й аналоги біогенних елементів, таких як калій і кальцій —  $^{137}Cs$  і  $^{90}Sr$ . Як відомо, ці радіонукліди активно включаються в харчові ланцюжки і можуть створювати значні дозові навантаження на населення навіть через багато років після аварії [9]. Сьогодні, на пізній фазі ядерної аварії [10], основним джерелом надходження в організм людини довгоживучих техногенних радіонуклідів ( $^{137}Cs$ ,  $^{90}Sr$ ), що формують дозу внутрішнього опроміювання, є, переважно, продукти харчування і питна вода [11, 12].

Формування післяаварійних доз опромінення населення України — це процес, що визначається не тільки безпосередньо масштабами та особливостями викидів, але й

комплексом діючих на момент аварії та після аварії на ЧАЕС природних та соціальних факторів [2, 13, 14]. На цей процес, крім рівнів, масштабів та радіонуклідного складу забруднення, значною мірою впливають:

- екологічні параметри агроценозів (тип ґрунту, зволоження), що визначають темпи включення радіонуклідного забруднення в трофічні ланцюжки та заглиблення радіонуклідів у ґрунт;
- соціально-економічні фактори, що впливають на інформованість населення та масштабність державних контрзаходів (відселення, повне вилучення землі з використання, поліпшення ґрунтів, зміна структури їх використання, вилучення та розподіл забрудненої сільгосппродукції, завіз у забруднені регіони чистих продуктів);
- характер харчування населення, типовий для забруднених місцевостей;
- впровадження індивідуальних контрзаходів (обізнаність людей, організація побуту, бажання та можливість харчуватися чистими продуктами).

Оцінюючи, з точки зору сказаного, реалії післяаварійної ситуації в Україні, треба відзначити надто складний збіг обставин, при яких майже кожен із перерахованих факторів проявляється з негативного боку. Погіршення економічної ситуації обумовило те, що соціальний буфер, що мав пом'якшувати дію екологічних негараздів, майже зник, і рівень забруднення продуктів харчування та їх територіальний розподіл, майже безпосередньо, визначається дією природних факторів та особливостей аварії. В цих реаліях сучасної України найбільш складним стало питання визначення доз опромінення населення, пов'язаних з вживанням продуктів місцевого походження.

Відомо, що одним з головних наслідків Чорнобильської аварії є радіонуклідне забруднення майже 9% сільськогосподарських угідь України з різноманітними екологічними характеристиками, в першу чергу, різним типом ґрунтів та рівнем їх зволоження. Тип ґрунту та його зволоження є головними природними чинниками, які визначають інтенсивність включення радіонуклідів у трофічні ланцюжки, і, таким чином, інтенсивність забруднення всіх продуктів харчування як рослинного, так і тваринного (через корми) походження. Розмаїття природних характеристик забруднених територій стало важливим фактором, що обумовлює складну динамічну картину формування радіаційних наслідків аварії за рахунок трофічного шляху надходження радіонуклідів в організм людини [15, 16].

Розташування ЧАЕС в зоні лісів та складна динаміка аварійного викиду радіонуклідів, їх атмосферного перенесення на значні відстані зумовило радіоактивне забруднення значних площ лісів України. Особливої уваги заслуговують забруднені радіонуклідами екосистеми лісів та сільськогосподарських угідь, які сьогодні залучені до виробництва в зоні Полісся. Ризики отримання високих рівнів забруднення радіонуклідами кінцевої продукції обумовлені як строкатістю ландшафтних умов, за яких формуються дані екосистеми, так і фізико-хімічними особливостями радіоактивних викидів [17]. Крім того, Поліські землі характеризуються ще й особливо високими коефіцієнтами переходу в ланцюзі ґрунт–трава–молоко [2, 15].

Щільність радіоактивного забруднення в лісах у середньому на 25–30% вища, ніж на неозелених територіях, розташованих поряд [18]. У регіональному і глобальному масштабах санітарно-радіологічна роль лісів незначна, проте в локальному — вона визначаюча. Ліси в післяаварійний період міцно утримують значну кількість радіонуклідів, тим самим захищаючи від радіоактивного забруднення поверхневі і ґрунтові води, а також суміжні ландшафти. Ліси, забруднені радіонуклідами, зберегли і свої санітарно-захисні функції, що виявляються в запобіганні вторинному перенесенню радіонуклідів [19].

Ліси є критичними з погляду формування значних доз внутрішнього опромінення населення при вживанні лісових харчових продуктів, головним чином, грибів та ягід [20]. А обумовлено це кількома факторами:

- більшим радіоактивним забрудненням лісових ландшафтів у порівнянні з відкритими [18];
- значно вищими (на один-три порядки) коефіцієнтами переходу  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  до харчових продуктів лісу у порівнянні із сільськогосподарськими продуктами [19, 21, 22];
- неможливістю активно вплинути на швидкість реабілітації лісів після радіоактивного забруднення, домінуванням процесу автореабілітації лісових ландшафтів [23, 24], що обумовлює надзвичайно низькі темпи цього процесу, які визначаються, головним чином, швидкістю фізичного розпаду радіонуклідів;
- давнім, традиційним масовим використанням харчових продуктів лісу населенням багато лісних районів, зокрема, від 1/3 до 2/3 населення Полісся регулярно вживає у їжу "дари лісу" [25].

Результати численних досліджень дозволяють стверджувати, що між споживанням харчових продуктів лісу та вмістом  $^{137}\text{Cs}$  в організмі жителів існує тісний зв'язок [25, 26, 27]. Внесок харчових продуктів лісу у дозу внутрішнього опромінення надзвичайно широко варіює — від 12–40% у всього населення і до 50–95% у його критичних груп, як наслідок значного споживання харчових продуктів лісу [28, 29, 30], в залежності від щільності забруднення території, лісорослинних умов, видового складу та ресурсів грибів та ягід, місцевих особливостей дієти та кулінарної обробки "дарів лісу" [28, 31, 32]. Крім того, для радіоактивного забруднення харчових продуктів лісу характерною є ще і певна багаторічна динаміка, до того ж видоспецифічна.

В більшості випадків ліси забруднені радіонуклідами сильніше, ніж безлісі ландшафти, розташовані поряд [2]. І якщо людина може яким-небудь чином впливати на швидкість реабілітації штучних екосистем (наприклад сільгоспугідь), використовуючи спеціальні технології, то вплив людини на реабілітацію лісових екосистем вельми обмежений, тому час, через який такі екосистеми знову стають придатними для господарського використання, практично повністю визначається швидкістю їх автореабілітації [3].

Як показано в численних радіаційно-екологічних дослідженнях, лісові екосистеми характеризуються найтривалішими періодами ефективного напівочищення від техногенних радіонуклідів у порівнянні з іншими ландшафтами [21, 23, 24, 33], внаслідок чого ліси залишаються критичними ландшафтами з погляду надходження радіонуклідів по трофічних ланцюжках до людини [20].

У теперешній час вивчені особливості міграції радіонуклідів у лісових ґрунтах як початку численних трофічних ланцюжків, що починаються в лісових екосистемах і закінчуються людиною. Виявлено, що акумулююча роль лісової підстилки по відношенню до радіонуклідів істотно варіює залежно від її типу, потужності, будови і т.д. [18, 19]. При цьому найбільшу кількість радіонуклідів утримують повнопрофільні могутні підстилки хвойних лісів. Залежно від типу ґрунту, в їх мінеральну частину майже за 20 післяаварійних років мігрувало від 25 до 60% сумарної активності радіонуклідів.

Встановлено, що з вертикальним внутрішньогрунтовым стоком із лісової підстилки в мінеральні горизонти ґрунту щорічно виноситься 1–2% активності радіонуклідів. Наводяться численні дані, що стосуються вертикального розподілу питомої і сумарної активності радіонуклідів в ґрунтових профілях різних типів лісових ґрунтів [34, 35, 36]. Загальною закономірністю вертикального розподілу у всіх типах ґрунтів є експоненціальне зниження активності радіонуклідів із глибиною, при цьому процеси перерозподілу інтенсивніше відбуваються в багатших і вологіших ґрунтах. Вивчені форми існування  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  в ґрунтових профілях і зроблений висновок про те, що зараз, після аварії на ЧАЕС,  $^{137}\text{Cs}$  в ґрунтах зустрічається переважно у фіксованій на 80–90% формі, в той же час для  $^{90}\text{Sr}$  характерний в 7–10 разів більший, ніж у  $^{137}\text{Cs}$ , вміст водорозчинної та іонообмінної форм в ґрунтах. Проаналізовані основні закономірності трансформації форм широкого спектру радіонуклідів, які існують у ґрунті, і розрахований ефективний період напівочищення лісових ґрунтів, що варіює, за даними цих авторів, від 6–8 до 20–22 років,

а за даними інших дослідників — від 20 до 30 років. Розглядається і динаміка співвідношення мобільних і фіксованих форм  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у ґрунті в післяаварійний період. Важливість цієї проблеми обумовлена тим, що для названих радіонуклідів згадана динаміка істотно відрізняється. При цьому для  $^{137}\text{Cs}$  характерне зниження вмісту водорозчинної й обмінної форм у ґрунті, що обумовлює значне зниження кореневого надходження даного радіонукліда в рослини. В той же час для  $^{90}\text{Sr}$  характерне незначне зниження кількості мобільних форм у ґрунті, а у ряді випадків (при вилуговуванні "гарячих" частинок) — зростання кількості останніх. Співвідношення вмісту  $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$  в рослинах і мобільних форм цих радіонуклідів у ґрунті в післяаварійний період характеризувалося ідентичною динамікою. Згадане вище співвідношення в 1987 році було близько 1,0, а в 1998 році — уже близько 0,3. Наголошується, що іммобілізація радіонуклідів в ґрунті (перехід в недоступний для кореневого засвоєння стан і заглиблення нижче шару ґрунту, де перебуває коріння) є визначальною формою деконтамінації як лісових екосистем у цілому, так і їх окремих компонентів, зокрема біотів [37].

Для нерозкладеної лісової підстилки властивим є постійне зменшення вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у післяаварійний період (приблизно у 25 разів), особливо різке у 1986–1990 роках. Для шару напіврозкладеної лісової підстилки характерним є досить різке збільшення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у 1986–1990 р., а далі — поступове зменшення даного показника, подібна динаміка спостерігалася й у гумусованій (розкладеній) підстилці, проте з піком у 1993–1994 роках [20].

Для всіх мінеральних шарів ґрунту характерним є збільшення вмісту  $^{137}\text{Cs}$  протягом певного періоду часу, який є тим довшим, чим глибше знаходиться відповідний горизонт. Так, для 0–2-сантиметрового шару мінерального ґрунту пік вмісту  $^{137}\text{Cs}$  припадає на 1997 р., 2–4-сантиметрового шару — 1999 р., 4–6-сантиметрового — 2001 р. тощо. Після згаданого піку у всіх шарах ґрунту відбувається досить повільне зменшення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$ , причому переважно за рахунок двох процесів — міграції у глибші шари ґрунту та фізичного розпаду радіонукліду.

Результати вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у ягодах чорниці демонструють стійку тенденцію до самоочищення даного виду, причому досить швидко у початковий період (1986–1992 рр.), протягом якого вміст радіонукліду у ягодах згаданого виду зменшився приблизно втричі, та більш повільнішу у наступний період. Обумовлено це переважним розташуванням кореневої системи даного ягідного виду у шарі гумусованої підстилки та 0–2-сантиметровому шарі мінерального ґрунту, причому доступність радіонукліду з підстилки є набагато вищою [38].

Для різних видів їстівних грибів є практично однотипною динаміка вмісту  $^{137}\text{Cs}$  — збільшення вмісту радіонукліду протягом певного періоду, більш-менш виражений пік (плато) та значно більше поступове зменшення згаданого показника у наступний період. Варіації цього процесу для різних грибів залежать від різної глибини розміщення міцелію певного виду гриба у мінеральних шарах ґрунту. Зокрема, за даними радіоекологічного моніторингу в 1999 р., вміст  $^{137}\text{Cs}$  у заготовлених жителями ряду населених пунктів Полісся повітряно-сухих тілах грибів становив у різних видів моховиків  $6,5 \pm 2,0$  МБк/кг; білому грибі —  $0,6 \pm 0,2$  МБк/кг; у свіжих лисичках —  $110 \pm 30$  кБк/кг; у свіжих ягодах чорниці —  $22 \pm 8$  кБк/кг. При рівних щільностях забруднення ґрунту радіонуклідами в різних екологічних умовах у різних видів грибів значення коефіцієнтів переходу  $^{137}\text{Cs}$  відрізняється в 10–100 разів [20].

Для ягід видів сімейства брусничних, що складають основу ягідних ресурсів в цих районах, характерне максимальне накопичення  $^{137}\text{Cs}$  серед всіх ягідних видів [38]. Наводиться наступний ранжируваний ряд видів: брусниця > чорниця > голубика.

Екологічні умови істотно впливають на інтенсивність накопичення  $^{137}\text{Cs}$  у ягодах різних видів [20, 27]. Саме це викликає значні коливання питомої активності радіонукліда в ягодах при рівній щільності забруднення ґрунту. Зокрема, значення коефіцієнтів

переходу  $^{137}\text{Cs}$  ( $\text{м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ ) в свіжі ягоди чорниці варіює у межах 3,4–16,1; суниці лісової — 2,9–10,9; малини звичайної — 2,7–8,4. Дослідниками наводяться дані про наявність 10–50-кратних відмінностей у накопиченні  $^{137}\text{Cs}$  ягодами в автоморфних і гидроморфних лісових ландшафтах. Була проаналізована інтенсивність накопичення радіонуклідів ягідними видами на верхових болотах. Загальний висновок дослідників полягає у тому, що ці екотопи є фітоміграційними радіонуклідними аномаліями, що характеризуються підвищеною інтенсивністю міграції  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтово-рослинному покриві. У лісових екосистемах одночасно відбуваються різнонаправлені процеси міграції техногенного  $^{137}\text{Cs}$  — очищення одних (лісова підстилка, чорниці, однорічний приріст деревних порід та ін.) та збільшення забруднення інших (мінеральні шари ґрунту, білий гриб тощо), тому прогнозувати вміст  $^{137}\text{Cs}$  та інших техногенних радіонуклідів у лісових екосистемах, в тому числі грибах та ягодах, а також можливості реабілітації певних ділянок лісу — питання складне.

Сільське (і частково міське) населення активно використовує природні і напівприродні екосистеми: велика рогата худоба приватного сектора випасається в лісах, на лісових полянах, узліссях лісів, в заплавах річок, і т.п. В достатньо великих об'ємах населенням збираються "дари лісу" — дикорослі їстівні гриби, ягоди і лікарські рослини, в менших кількостях відстрілюється дичина. Дані харчові продукти лісу характеризуються високими рівнями радіоактивного забруднення, переважно  $^{137}\text{Cs}$  [2]. Перераховані вище чинники в умовах радіоактивного забруднення лісів можуть обумовлювати значні додаткові дози внутрішнього опромінювання населення.

Для Українського Полісся, в якому ліси є поширеними екосистемами, ця проблема залишається актуальною дотепер. Площа Полісся складає близько 20% площі України [39], причому площа лісів регіону складає близько 38% площі лісового фонду країни. Полісся — найзабрудненіший після аварії на ЧАЕС регіон України [3].

Численні дослідження продемонстрували, що в таких умовах внесок цих продуктів лісу у дозу внутрішнього опромінення для всього населення може наблизитися до 50%, а для критичних груп — перевищувати 80%, в залежності від регіональних особливостей щільності забруднення території, екологічних умов та специфіки дієти населення.

Проблема радіоактивного забруднення харчових продуктів лісу і зараз актуальна. Саме з використанням харчових продуктів лісу, в основному грибів і ягід, пов'язані значні дози внутрішнього опромінення населення, що проживає в районах Українського Полісся. В цих багатих на ліси районах доза внутрішнього опромінення, яку отримує сільське населення від харчових продуктів лісу, складає від 35 до 50% дози, отриманої від усіх продуктів харчування [2, 9, 11, 20].

Аналіз вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у продуктах харчування групи населення, яка є критичною внаслідок значного споживання харчових продуктів лісу, наочно демонструє, що різниця між максимальним вмістом  $^{137}\text{Cs}$  у нелісових та лісових продуктах дуже значна. Виявлено, що навіть при порівняно невисокому споживанні лісових продуктів у їжу щодобове надходження  $^{137}\text{Cs}$  в організм представників критичної групи є значним.

Для критичної групи населення внесок головних продуктів харчування (рослинні з присадибних ділянок та тваринні) складає 2–5% від дози внутрішнього опромінення, яку отримує населення цієї групи від споживання усіх харчових продуктів. Продукти ж лісового походження обумовлюють до 90% дози опромінення населення пероральним шляхом, при цьому близько 70% дози обумовлює використання у їжу грибів, а 25–30% — ягід чорниці [29]. Характерним є різке зростання дози внутрішнього опромінення населення протягом другої половини липня до другої половини жовтня (з піком у вересні) внаслідок масового вживання грибів.

Внесок в дозу опромінювання від продуктів, одержаних із природних екосистем в 1997 р., набагато збільшився в порівнянні з 1987 р., коли він був рівний відповідно 19% для всього населення і 41% — для його критичної групи. Є свідчення про те, що тільки гриби обумовлюють у населення від 1,6% до 12,5% дози внутрішнього опромінення [22].

Особливо слід підкреслити, що, за даними окремих досліджень, внесок лісових продуктів в дозу внутрішнього опромінення може досягати 90% (для віддалених сіл Рівненської й Волинської областей, околиці яких характеризуються переважанням лісів на торф'яно-болотяних ґрунтах), причому ця величина має тенденцію до зростання внаслідок несприятливого стану економіки і дуже повільного самоочищення лісів від радіонуклідів [1, 2, 14, 20].

Не дивлячись на дуже незначну масову і процентну частку грибів і ягід у раціонах живлення, гриби і ягоди обумовлюють значну частину дози внутрішнього опромінення населення. Аналіз літературних даних дозволяє зробити висновок про те, що внесок харчових продуктів лісу в дозу внутрішнього опромінення населення в цілому складає 66%, а для критичної групи населення — 80%.

Повне ж виключення з раціону продуктів лісового походження призводить до різкого зменшення еквівалентної дози внутрішнього опромінення — до 0,56 мЗв/рік [20].

Традиційно в раціоні живлення населення Полісся присутні "дари лісу" у значній кількості. Зокрема в доаварійний період в регіоні однією дорослою людиною споживалося близько 2,3 кг грибів у рік [39, 40]. Після аварії на АЕС вживання в їжу продуктів лісового походження різко скоротилося завдяки роз'яснювальній роботі медиків і гігієністів про небезпеку, пов'язану з уживанням радіоактивно забруднених продуктів харчування. Слід проте відзначити, що місцеве населення, налякане спочатку "радіацією" (як невідомим шкідливим екологічним чинником), скоротило споживання "дарів лісу" у перший післяаварійний період, а потім, в основній своїй масі, повернулося до доаварійного раціону, і навіть використовує гриби і ягоди більш інтенсивно, ніж раніше, внаслідок комплексу соціально-економічних причин. В середньому від 1/3 до 2/3 населення регіону регулярно вживають у їжу "дари лісу" [8].

Проаналізовані результати радіоекологічного моніторингу вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у ягодах і грибах навколо населених пунктів України, віднесених до зони жорсткого радіаційного контролю. Перевищення допустимих рівнів вмісту  $^{137}\text{Cs}$  (ДР-97) у згаданих харчових продуктах лісу відмічені в 15% проб у Волинській області, 80% — у Рівненській, 90% — у Житомирській, 24% у тих, що вважаються благополучнішими — лісостепових Вінницькій і Черкаській областях [20]. На теперешній час у регіонах Українського Полісся гриби та ягоди, незважаючи на незначну масову та відсоткову долю їх у раціоні, обумовлюють значну частку дози внутрішнього опромінення населення.

Така ситуація зумовлена, як зазначалось вище, відносно високим вмістом радіонуклідів, зокрема цезію-137 у дикорослих грибах та ягодах, а також значним коефіцієнтом надходження радіонуклідів.

Кулінарна обробка ягід може істотно знизити в них питому активність  $^{137}\text{Cs}$ . Зокрема миття свіжих ягід знижує в них зміст радіонукліда на 5–15% за рахунок видалення поверхневого радіоактивного забруднення і часткового вилуговування радіонукліда [41]. У компоті з брусниці питома активність  $^{137}\text{Cs}$  знижується на 51%, а при виготовленні соків — на 20–35% (частина  $^{137}\text{Cs}$  залишається в залишках, які вилучаються). При виготовленні морсу з ягід журавлини питома активність  $^{137}\text{Cs}$  в кінцевому продукті зменшується на 80% в порівнянні із сировиною, що відбувається як за рахунок розбавлення м'якоті цукровим сиропом, так і внаслідок видалення оболонок ягід. Визначені коефіцієнти зміни активності  $^{137}\text{Cs}$  в ягодах для різних методів їх кулінарної обробки: для миття  $\sim 0,9$ ; приготування варива — 0,5; перетирання з цукром — 0,65; сушки — 9,0. При вимочуванні ягід брусниці активність  $^{137}\text{Cs}$  у них знижується на 71%, при виготовленні варива — на 52%. У компотах активність  $^{137}\text{Cs}$  знижується в порівнянні зі свіжими ягодами на 50%. При сушці ягід питома активність радіонукліда зростає в 7–10 разів пропорційно зменшенню їх маси. Одержані результати можуть застосовуватися на практиці як у промислових масштабах, так і особистому підсобному господарстві для зниження дози внутрішнього опромінення, яку отримує населення від лісових харчових продуктів.

Слід зазначити, що кулінарна обробка лісових продуктів, що проводиться місцевим населенням, достатньо різноманітна і сильно варіює залежно від населених пунктів та пори року).

Отримано ряд даних стосовно зменшення активності первинних продуктів: усереднений коефіцієнт за всіма видами обробки грибів і ягід — 0,6 [43]; 0,7 — для ягід і 0,2 — для грибів [44]; соління грибів і ягід — 0,5–0,75. Відварювання грибів зменшує активність  $^{137}\text{Cs}$  у 2–5 разів, вимочування сухих грибів і ягід упродовж 30–35 хвилин зменшує зміст  $^{137}\text{Cs}$  в 1,5–3 рази [41]. За даними інших учених [45] після 15 хвилин варіння грибів у воду переходить 30–35% активності  $^{137}\text{Cs}$ , а після повторного варіння — ще 15–25%, в сумі — близько 75%.

Встановлено, що між вживанням харчових продуктів лісу і вмістом  $^{137}\text{Cs}$  в організмі людини існує тісний зв'язок. Виходячи з цього, для оцінки масового внеску дикорослих грибів і ягід у раціон населення з метою розрахунку доз внутрішнього опромінення рекомендується слідує [46, 47]. Так, одною людиною в рік споживається 2,3 кг грибів і 4 кг ягід чорниці. Для населення Полісся України характерним є наступне середньодобове споживання "дарів лісу": 0,028 кг грибів, 0,014 кг ягід, 0,02 кг дичини. Середньодобове споживання грибів одною людиною — 0,02 кг. Щодо процентного внеску "дарів лісу" у середньорічний раціон жителів Полісся: гриби — 0,09%, ягоди — 2,5%.

В даний час в Україні, зокрема в Поліссі, розрахунок внутрішніх доз опромінювання в рамках програми дозиметричної паспортизації населених пунктів проводиться згідно офіційно прийнятої методики [48]. Внесок харчових продуктів лісу враховується як модифікуючий чинник величини референтної дози і залежить від відношення площі залісненої території у радіусі 3 км від населеного пункту до повної площі цього кола, незалежно від екологічних умов. При цьому використовуються наступні коефіцієнти: 1 — для безлісного населеного пункту; 1,1 — середньозалісненого (площа лісів складає менше 10%); 1,2 — для лісового (площа лісів перевищує 10%). Даний підхід є зручним для розрахунку середньозважених (за професійно-віковою структурою сіл) референтних дозових навантажень, проте не враховує істотної мозаїчності екологічних і геохімічних особливостей Українського Полісся.

Таким чином, для населених пунктів зони безумовного відселення, які знаходяться у багатолісних районах, де нині практично зруйнована господарська та соціальна інфраструктура, розрахунок доз внутрішнього опромінення більш доцільно проводити не за радіоактивністю головних продуктів харчування (картоплі, молока), а за вмістом радіонуклідів у харчових продуктах лісу — грибів та ягід. У більш сприятливих умовах проживання дикорослі гриби та ягоди можна розглядати як модифікуючий фактор референтної дози, в той же час у зоні безумовного відселення вони виходять на перше місце по дозоутворенню.

Зменшення, в цілому, вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у продуктах харчування у перспективі буде відбуватися переважно за рахунок розпаду радіонукліду та його вертикальної міграції у ґрунті.

На перспективу необхідно планування роботи, що складається з двох частин: радіаційно-гігієнічної — виявлення особливостей дієти та дози внутрішнього опромінення від  $^{137}\text{Cs}$ , отриманої жителями багатолісних районів Українського Полісся внаслідок споживання продуктів харчування та прогнозного математичного моделювання вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у харчових продуктах лісу, які істотно впливають на дозу внутрішнього опромінення населення. Поєднання згаданих двох частин дозволить прогнозувати дози внутрішнього опромінення населення, а також певні ризики для його здоров'я.

У цих дослідженнях рекомендується [20] дотримуватись слідуєчої схеми:

1. Для конкретного населеного пункту багатолісного району Центрального Полісся необхідно визначити групи дорослого населення за специфікою споживання ними харчових продуктів лісу.



2. Для кожної групи населення визначити дієту — середньодобову кількість певних спожитих продуктів та вміст у них  $^{137}\text{Cs}$ .
3. Для основних груп продуктів харчування місцевого походження визначається щільність забруднення  $^{137}\text{Cs}$  відповідних угідь: луків, полів, городів, лісів.
4. Для лісових продуктів (зокрема грибів) визначити внесок головних його видів у дієту.
5. Моделювати вміст  $^{137}\text{Cs}$  у харчових продуктах лісу через роки після аварії на ЧАЕС, а отримані дані моделювання порівняти з результатами моніторингу.
6. Визначити внесок харчових продуктів лісу у дієту (у Бк та %).
7. Використовуючи дозовий коефіцієнт, рекомендований МКРЗ (14 мЗв на поглинутий Бк) отримати еквівалентні дози (мЗв/рік).

### Література

1. Десять лет после аварии на Чернобыльской АЭС // Национальный доклад Украины. 1996. — Минчернобыль, К., 1996.
2. Пятнадцать років Чернобыльської катастрофи. Досвід подолання // Національна доповідь України. —К., 2001. —144 с.
3. Дозиметрическая паспортизация населенных пунктов Украины, подвергшихся радиоактивному загрязнению после Чернобыльской аварии [сводные данные, июнь 1991 — февраль 1994 г.]: Сборник 4. — Киев, 1994. —241 с.
4. Gudixsen P.H., Harvey T.F., Lange R. Chernobyl source term, atmospheric dispersion and dose estimation // Health Physics. —1989. —Vol.57, №5. —P. 697–706.
5. Информация об аварии на Чернобыльской АЭС и ее последствиях, подготовленная для МАГАТЭ / А.А. Абагян и др. // Атомная энергия. —1986. —Т. 61, вып. 5. —С. 301–320.
6. Бегичев С.Н., Боровой А.А., Бурлаков Е.В. Топливо реактора 4-го блока ЧАЭС. —М., 1990. — (Препринт/Ин-т атом. энергии; ИАЭ 5268/3).
7. Слизов В.П., Брилева В.А., Груша Н.М. и др. Расчетно-экспериментальный метод определения радионуклидного состава радиоактивных выпадений в результате аварии на ЧАЭС // Изв. НАН Б. Сер. физ.-техн. Наук. —1998. —№2. —С. 125–130.
8. Горбачева Н.В., Молодых В.Г., Панитков Ю.С. Оценка состава и величины выброса радионуклидов во время аварии на ЧАЭС. —Минск, 1994. —31 с. —(Препринт/НАН Беларуси. Ин-т радиоэкологич. пробл.; ИРЭП-7).
9. Лихтарев И.А., Ковган Л.Н. Общая структура Чернобыльского источника и дозы облучения населения Украины // Международный журнал радиационной медицины. —1999. —№1(1). —С. 29–34.
10. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97): державні гігієнічні нормативи. —Київ: Відділ поліграфії Українського центру держсанепіднагляду МОЗ України, 1997. —125 с.
11. Михайлов А.В., Лось И.П., Богданов Г.О. Результаты оценки парциального вклада отдельных продуктов питания в дозу внутреннего облучения сельского населения Полесья в замкнутом крестьянском хозяйстве // Наука—Чернобыль-97: Сб. тез. —Науч.-практ. конф., 11–12 февраля 1998г. —К., 1998. —С. 128.
12. Likh tarev I.A., Kovgan L.N., Vavilov S.E., Gluvchinsky R.R., Perevoznikov O.N., Litvinets L.N., Anspaugh Lynn R., Kercher J.R., Bouville A. Internal exposure from food contaminated after the Chernobyl accident // Health Physics. —1996. —V. 70, N3. —P. 298–310.
13. Кравець О.П., Гродзинський Д.М. Екологічний прогноз розвитку радіаційної ситуації в Україні та формування доз людини від внутрішнього опромінення // Гігієна населених мест. —Київ: Наукова думка, 2000, С. 70–87.
14. Кравець О.П., Гродзинський Д.М., Павленко Ю.А. Радіоекологічні оцінки радіаційних наслідків використання забруднених агроценозів // Збірник наукових праць Інституту ядерних досліджень, 2001. — №3(5). —С. 141–152.
15. Концепція ведення агропромислового виробництва на забруднених територіях та їх комплексної реабілітації на період 2000–2010 рр. / Під ред. Б.С. Прістера. —К, 2000. —48 с.
16. Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде. Радиоэкология после Чернобыля: Пер. с англ. / Под ред. Ф. Уорнера, и Р. Харрисона. —М.: Мир, 1999. —512 с.
17. Последствия Чернобыльской катастрофы: Здоровье человека / Под ред. Е.Б. Бурлаковой. —М., 1996. — 290 с.
18. Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И. Последствия радиоактивного загрязнения лесов в зоне влияния аварии на ЧАЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. —1997. —Т.37, вып. 4. —С. 664–672.
19. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: по материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. —М.: Наука, 1999. —268 с.
20. Орлов А.А., Краснов В.П., Прищепа А.Л. Радиоактивно загрязненные леса, как критические ландшафты: радиоактивность пищевых продуктов и влияние на формирование дозы внутреннего облучения населения

- (аналитический обзор). —Житомир: ЖИТИ, 2002. —104 с.
21. Булавик И.М. Обоснование лесопользования в условиях радиоактивного загрязнения Белорусского Полесья / Автореф. дис. ... д.с.-х.н. —Гомель, 1998. —39 с.
  22. Орлов О.О., Ірклієнко С.П., Краснов В.П., Короткова О.З. Закономірності накопичення <sup>137</sup>Cs дикорослими грибами та ягодами в Поліссі України // Гигиена населенных мест. —Вып. 36. —Часть I. — Киев, 2000. —С. 431–445.
  23. Долін В.В. Перспективи природно-антропогенної ремедіації радіаційно-забруднених агроєкосистем // Доповіді НАН України. —2000. —№12. —С. 215–219.
  24. Орлов О.О., Ірклієнко С.П., Долін В.В. та ін. Балансовий підхід до радіогеохімічних досліджень автореабілітаційних процесів у лісових екосистемах // Проблеми екології лісу та лісокористування на Поліссі України. —Вип. 2(8). —Житомир: Волинь, 2001. —С. 10–25.
  25. Strand P., Balonov M., Skuterud L. Exposures from consumption of agricultural and semi-natural products // Proc. of the 1-st international conference (Minsk, Belarus, 18–22 March, 1996). —Luxembourg, 1996. —P. 261–271.
  26. Jacob P., Likhtarev I. Pathway analysis and dose distributions / Final report of joint study project 5. — Luxembourg, 1996. —190 p.
  27. Strand P., Howard B., Averin V. // Transfer of radionuclides to animals, their comparative importance under different agricultural ecosystems and appropriate countermeasures / Final Report of ECP-9. Luxembourg, 1996. — P. 157–193.
  28. Balonov M., Jacob P., Likhtarev I., Minenko V. Pathways, levels and trends of population exposures from consumption of agricultural and semi-natural products // Proc. of the 1-st international conference (Minsk, Belarus, 18–22 March, 1996). —Luxembourg, 1996. —P. 235–251.
  29. Bruk G., Shutov V.N., Travnikova I.G., Balonov M.I., Kaduka M.V., Basalaeva L.N. The role of the forest products in the formation of internal exposure doses to the population of Russia after the Chernobyl accident // Contaminated forests. Recent developments in risk identification and future perspectives / Eds. Linkov I., Shell W.R. —Dordrecht/Boston/London: Kluwer academic publishers, 1999. —P. 343–352.
  30. Gyriy V., Yaskovets I., Kutlakhmedov Yu. et al. Contribution of forest ecosystem to dose formation for inhabitants of the Ukrainian Polesie // Contaminated forests. Recent developments in risk identification and future perspectives / Eds. Linkov I., Shell W.R. —Dordrecht/Boston/London: Kluwer academic publishers, 1999. —P. 325–332.
  31. Kenigsberg J., Belli M., Tikhomirov F., Buglova E., Shevchuk V., Renaud P., Maubert H., Bruk G., Shutov V. Exposures from consumption of forest produce // Proc. of the 1-st international conference (Minsk, Belarus, 18–22 March, 1996). —Luxembourg, 1996. —P. 271–283.
  32. Kenigsberg J., Buglova E.E. Dose formation of internal exposure according to peculiarities of caesium radionuclides transfer by food chain and efficiencies of countermeasures // Belarus-Japan symposium "Acute and late consequences of nuclear catastrophes": Proc. —Minsk, 1994. —P. 82–96.
  33. Орлов О.О. Радіаційна обстановка та її динаміка в лісових екосистемах Поліського природного заповідника в період квазірівноваги радіонуклідів у ґрунтово-рослинному покриві. (1991—1999 рр.) // Поліському природному заповіднику — 30 років. —Зб. наук. праць. —Вип.1. —Житомир, 1999. —С. 116–129.
  34. Краснов В.П. Радиоэкология лесов Полесья Украины. —Житомир: Волинь, 1998. —112 с.
  35. Щеглов А.И., Тихомиров Ф.А., Цветнова О.Б. и др. Биогеохимия радионуклидов Чернобыльского выброса в лесных экосистемах Европейской части СНГ // Радиационная биология. Радиоэкология. —1996. —Т.36, №4. —С. 469–478.
  36. Кучма Н.Д., Архипов Н.П., Бидна С.М., Джигар О.О. Радиоэкологическая и лесохозяйственная ситуация в лесах зоны отчуждения // Наука. Чернобыль-96 / Сб. Докл. Научн.-практ. конф. —Киев, 1997. —С. 121–127.
  37. Бондаренко Г.Н. Геохимические аспекты естественной деконтаминации наземных экосистем // Наука. Чернобыль-96. —Научн.-практ. конф. —Киев, 1997. —С. 84–87.
  38. Краснов В.П., Орлов А.А. Перспективы использования ягодных ресурсов Украинского Полесья после аварии на Чернобыльской АЭС // Труды 1 Всеросс. конф. по ботан. ресурсоведению. —Спб., 1996. —С. 47.
  39. Zhuchenko T., Dvornik A. Model FORESTDDOSE and evaluation of exposure doses of population from forest food products // Contaminated forests. Recent developments in risk identification and future perspectives / Eds. Linkov I., Shell W.R. —Dordrecht, Boston, London: Kluwer Academic Publishers, 1999. —P. 353–358.
  40. Дворник А.М., Жученко Т.А. Модель FORESTDDOSE\_INTERNAL формирования внутренней дозы облучения от леса // Проблеми екології лісу і лісокористування на Поліссі України. —Вип. 1 (7). — Житомир: Волинь, 2000. —С. 139–148.
  41. Короткова Е.З., Шелест З.М., Курбет Т.В. Снижение содержания <sup>137</sup>Cs в пищевой продукции леса путем технологической переработки // Проблемы экологии лесов и лесопользования в Полесье Украины / Научн. труды Полесской ЛНИС. —Вып. 6. —Житомир: Волинь, 1999. —С. 92–96.
  42. Jacob P., Likhtarev I. Pathway analysis and dose distributions / Final report of joint study project 5. — Luxembourg, 1996. —190 p.
  43. Kenigsberg J., Belli M., Tikhomirov F. et al. Exposures from consumption of forest produce // Proc. of the 1-

- st international conference (Minsk, Belarus, 18–22 March, 1996). —Luxembourg, 1996. —P. 271–283.
44. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial environments. —Venna: IAEA / —Technical report series, 1994.
45. Randa Z., Benada J. Mushrooms — significant source of internal contamination by radiocaesium / Ed. G. Desmet et al. —London-New York: Elsevier Applied Science, 1990. —P. 202–209.
46. Янчук В.М., Колодницький М.М., Ковальчук А.М., Левицький В.Г., Орлов О.О. Методи та засоби математичного моделювання міграції радіонуклідів у природних екосистемах: Том 1. Від аналізу до математичної моделі. —Житомир: ЖІТІ, 2002. —142 с.
47. Янчук В.М., Колодницький М.М., Ковальчук А.М., Левицький В.Г., Орлов О.О. Методи та засоби математичного моделювання міграції радіонуклідів у природних екосистемах: Том 2. Міждисциплінарний аналіз проблеми. —Житомир: ЖІТІ, 2002. —224 с.
48. Лихтарев И.А., Лось И.П., Шепелевич К.И. и др. Реконструкция и прогноз доз облучения населения, проживающего на территории Украины, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС // Инструктивно-методические указания. —Киев, 1997. —80 с.