

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ  
ІНСТИТУТ ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЇ ПАТОЛОГІЇ, ОНКОЛОГІЇ ТА  
РАДІОБІОЛОГІЇ ім. Р.Є.КАВЕЦЬКОГО

*На правах рукопису*

**ГАЙЧЕНКО Віталій Андрійович**

***Радіобіологічні наслідки аварії на  
ЧАЕС в популяціях диких тварин  
зони відчуження***

03.00.08 - радіобіологія

**А в т о р е ф е р а т**  
**дисертації на здобуття вченого ступеня**  
**доктора біологічних наук**

**Київ - 1996**

Дисертацією є рукопис  
Роботу виконано у відділі моніторингу і охорони тваринного світу Інституту зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України

ЛННБ України ім.В.Стефаніка



Наукові консультанти:

доктор  
Г.М.Коваль 00757135 (S)  
член - кореспондент НАН

України, доктор біологічних наук, професор І.А.Акімов

Офіційні опоненти:

доктор біологічних наук,  
Ю.О.Кутлахмедов  
доктор біологічних наук,  
професор М.І.Кузьменко  
доктор біологічних наук,  
професор А.А.Булах

Провідна організація -

Відділення екологічних проблем ядерної енергетики Наукового центру "Інститут ядерних досліджень" НАН України і Держкоматому України

Захист відбудеться "19" X 1996 р. о \_\_\_\_\_ годині на засіданні спеціалізованої Вченої Ради Д.01.83.01 в Інституті експериментальної патології, онкології та радіобіології ім. Р.Є.Кавецького НАН України (252022, Київ-022, ул. Васильківська, 45).

З дисертацією можна ознайомитись в бібліотеці Інституту.

Автореферат розісланий "15" XI 1996 р.

Вчений секретар  
спеціалізованої ради, к.б.н.

Г.Й.Лавренчук

**Актуальність досліджень.** За час існування об'єктів ядерно-технічного комплексу в світі трапилося більше 64 ядерних аварій. Ці аварії були різними за масштабами, кількістю і складом радіонуклідів, що потрапили в оточуюче середовище. З цієї точки зору Чорнобильська аварія 26 квітня 1986 року є унікальною. Активність радіонуклідів, які потрапили в атмосферу, за різними підрахунками становила від 81 до 200 МКі (Erßenbud, 1987), а під радіоактивне забруднення  $^{137}\text{Cs}$  потрапили майже всі країни Європи, за винятком заходу Франції, Іспанії та Португалії (Atlas on caesium contamination of Europe, 1996). В бувшому СРСР і країнах Східної Європи випадання після Чорнобильської аварії перевищили випадання від випробувань ядерної зброї (Барабой, 1991)..

Чорнобильська катастрофа вивела з господарського обігу більше 28 тис. квадратних кілометрів території Українського і Білоруського Полісся з їх унікальними природними комплексами. Внаслідок утворення радіаційних біогеоценозів стає явною необхідність детального вивчення особливостей існування диких тварин в цих умовах на протязі декількох поколінь і з'ясування міри впливу на них як радіоактивного забруднення екосистем, так і комплексу екологічних умов, що склалися, а також визначення значимості кожного з цих факторів для тваринного світу.

Незважаючи на значну кількість наукових досліджень, присвячених вивченню впливу іонізуючого випромінення на живі організми, зокрема на тварин, наявна інформація розрізнена і висвітлює лише окремі аспекти проблеми. Виключенням з цього

ІНД-ІІ. В. Стефаніка  
АН України

є роботи Інституту проблем еволюції і екології РАН та Дослідної науково-дослідницької станції хімкомбінату "Маяк", які проводилися на Східно-Уральському радіоактивному сліді ("Киштимська аварія"). Проте, до нинішнього часу значна кількість цих робіт недосяжні для дослідників.

В зв'язку з цим великої актуальності набуває інтегральний підхід у вивченні дії хронічного опромінення на фауністичні комплекси зони відчуження. Для узагальнення даних про взаємозв'язок радіаційних факторів, які визначають адаптивність тварин до стресової дії, необхідний системний підхід, який дає можливість з'ясувати взаємодії адаптивних реакцій, удосконалити деякі існуючі і розробити нові методи оцінки міри впливу хронічного опромінення на загальний стан фауністичної компоненти екосистем.

#### **Мета й завдання дослідження.**

**Метою роботи** є вивчення впливу радіоактивного забруднення біогеоценозів, а також комплексу інших екологічних умов, що склалися в зоні відчуження, на деякі морфологічні, генетичні і екологічні параметри популяцій індикаторних видів і груп видів диких тварин, а також розробка методів прогнозування загального стану фауністичних комплексів при радіаційному забрудненні екосистем і можливостей раціонального природокористування в цих умовах.

#### **Завданнями дослідження були:**

1. Вивчення особливостей надходження і накопичення  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у диких тварин.
2. З'ясування характеру розподілу  $^{137}\text{Cs}$  при просуванні по трофічному ланцюгу.

3. Оцінка дозових навантажень на різні екологічні групи індикаторних видів диких тварин.

4. Встановлення ролі окремих видів іонізуючого випромінювання у формуванні поглинених доз у різних екологічних груп тварин - мишовидних гризунів (грунтовий ярус), деяких мисливських звірів (надгрунтовий ярус), птахів, що гніздяться в дуплах (деревний ярус).

5. Виявлення радіобіологічних ефектів, що виникають при хронічному опроміненні, та визначення їх значимості для популяції індикаторних видів тварин.

6. З'ясування загальних особливостей існування різних екологічних груп диких тварин в умовах хронічного радіоактивного опромінення.

7. Вивчення загального стану фауністичних комплексів Чорнобильської зони відчуження в післяаварійний період.

#### **Наукова новизна роботи.**

Вперше проведені широкомасштабні дослідження особливостей існування фауністичних комплексів зони відчуження в умовах хронічного опромінення..

Вивчений характер формування поглиненої дози у різних екологічних груп диких тварин та визначений вплив окремих видів іонізуючого випромінювання і особливостей існування тварин в радіаційних біоценозах на дозові навантаження фауністичної компоненти екосистем.

Проаналізована міграція  $^{137}\text{Cs}$  по трофічному ланцюгу, особливо по його передсапробній та сапробній ланкам. Встановлено, що найвищі значення коефіцієнтів накопичення характерні саме для цих ланок.

Вперше запропоновано гіпотезу про можливість збільшення рухомості радіоцезію в трофічних ланцюгах, що пов'язане з біологічною трансформацією сполук радіонуклідів при його пересуванні по окремим трофічним ланкам.

Встановлені сезонні особливості надходження  $^{137}\text{Cs}$  у диких тварин в залежності від характеру їх трофіки.

Виявлені різноманітні біологічні ефекти, які виникають у диких тварин під дією хронічного опромінення, на різних рівнях організації - від клітинного до популяційного. Встановлена кореляція ефектів та щільності забруднення екосистем. Визначені критичні групи тварин, що мешкають в радіаційно забруднених біогеоценозах.

На основі вивчення особливостей існування диких тварин в умовах хронічного опромінення сформульовано принцип радіоекологічної стійкості популяцій, суть якого в тому, що стійкість популяції диких тварин до хронічного опромінення залежить не стільки від індивідуальної видової радіочутливості, як визначається насамперед екологічними особливостями того або іншого виду тварин. Найвищою радіоекологічною стійкістю характеризуються екологічно пластичні види, найнижчою - видистенобіонти. З'ясована роль популяційного гомеостазу в радіоекологічній стійкості популяцій.

#### **Положення, що виносяться на захист:**

1. Дикі тварини відіграють важливу роль в міграції і перерозподілі радіонуклідів, зокрема - цезія, в забруднених екосистемах. При міграції по трофічним ланцюгам він найбільш інтенсивно накопичується в передсапробній і власно сапробній ланках.

2. Радіоактивне забруднення екосистем істотно впливає на диких тварин, викликаючи в їх популяціях біологічні ефекти, які стають причиною порушення функціонування фауністичних комплексів.

3. В перші роки після аварії в формуванні поглиненої дози різними екологічними групами диких тварин мають значення різні види опромінення:

- для мешканців ґрунтового ярусу найбільше значення має зовнішнє бета-опромінення;

- для копитних звірів (надґрунтовий ярус) - внутрішнє бета- і гамма-опромінення;

- для птахів (деревний ярус) - зовнішнє гамма-опромінення.

4. Популяційний гомеостаз здатний знижувати негативний вплив хронічного опромінення через зміну норми реакції популяції на умови зовнішнього середовища. Стійкість популяцій тварин до існування в умовах хронічного опромінення в першу чергу залежить від їх екологічних особливостей.

#### **Теоретичне та практичне значення роботи.**

В роботі застосований інтегральний підхід до вивчення впливу хронічного опромінення на основні фауністичні комплекси радіоактивно забруднених територій. Одержані результати щодо впливу іонізуючого випромінювання на тварин різних трофічних рівнів дозволяють прослідкувати напрямки і шляхи пристосування популяцій до умов існування, що змінилися. Теоретичні узагальнення залучені до курсу лекцій з радіоекології для студентів Київського національного університету ім Т.Г.Шевченка, а також можуть бути використані для створення системи прийняття рішень щодо раціонального

природокористування при радіаційних аваріях різного типу і при підготовці спеціальних підручників і посібників для вищої школи.

**Апробація роботи.** Основні положення дисертації доповідалися і обговорювалися спеціалістами на 14 зібраннях науковців, в тому числі Всесоюзній науковій конференції "Радіаційні аспекти Чорнобильської аварії" (Обнинськ, 1988); 1, 2 і 3 Всесоюзних науково-технічних нарадах щодо підсумків ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС (Чорнобиль, 1989, 1990, 1991); I Міжнародній конференції " Біологічні і радіоекологічні аспекти наслідків аварії на Чорнобильській атомній станції" (Зелений Мис, 1990); Координаційних нарадах Комісії Європейського співтовариства "The behaviour of radionuclides in natural and semi-natural environments" (Рим, 1992; Дублін, 1993); II з'їзді радіобіологів (Київ, 1993); Наукових конференціях, присвячених 5-й, 6-й річницям аварії на ЧАЕС (Київ, 1991, 1992); IV Міжнародній науково-технічній конференції "Підсумки 6 років по ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС" (Зелений Мис, 1994); Міжнародній нараді ЮНЕСКО "Біологічне різноманіття на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської аварії" (Москва, 1994); Міжнародній конференції, присвяченій 10-річчю аварії на ЧАЕС (Зелений Мис, 1996); I Міжнародній конференції "The radiological consequences of the Chernobyl accident" (Мінськ, 1996), Міжнародній академічній конференції ЮНЕСКО "10 років після Чорнобильської катастрофи" (Мінськ, 1996).

**Публікації.** По темі дисертації опубліковано 34 друковані роботи в наукових виданнях, матеріалах з'їздів, конференцій та нарад різного рівня. Надруковані монографія (в співавторстві) та її переклад на німецьку мову.

**Обсяг та структура дисертації.** Дисертація викладена на 276 сторінках друкованого тексту і складається з вступу, 7 глав, що містять матеріали і методи досліджень, аналіз літератури, результати власних досліджень і їх обговорення, а також заключення, висновків та списку цитованої літератури. Текст включає в себе 32 рисунки і 75 таблиць. В список літератури, яка цитується, включено 329 найменувань робіт, з яких 238 вітчизняних і 91 зарубіжних авторів.

Одержані результати та їх обговорення.

#### 1. Надходження радіонуклідів та їх міграція по трофічних ланцюгах диких тварин.

Вивчення особливостей надходження радіонуклідів у диких тварин проводилося на прикладі найбільш біологічно значимих ізотопів чорнобильських випадань:  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$ .

Як відомо (Odum, 1956; Москалев, 1961; 1985; Дубинин, 1966; Воккен, 1967; Ильенко, 1974; Криволуцкий и др., 1986; Ярмоненко, 1984; Соколов и др., 1989; та ін.) ці два елементи істотно відрізняються за локалізацією в організмі і поведяться по різному. Радіоцезій досить швидко набуває в організмі стану рівноваги ( $T_s$  для людини близько 110 діб), а радіостронцій - ні - доля від стану рівноваги за 50 років складає 86% (Козлов, 1991).

Для дослідження накопичення і розподілу  $^{90}\text{Sr}$  в наземних екосистемах за модельну групу тварин були взяті мишовидні

гризуни - тварини, що, на думку Ю.Одума (1986), відіграють значну роль в кругообігу речовин і енергії в біогеоценозах.

Саме це визначає важливість цієї групи тварин як біоіндикатора при вивченні біогеохімічних процесів в екосистемах, оскільки відомо (Ильенко, 1974), що, наприклад, в місцях локального захоронення радіоактивних відходів мишовидні гризуни акумулюють значно більшу кількість ізотопів ніж інші ссавці. Слід відмітити, що при вивченні закономірностей накопичення тваринами радіонуклідів з оточуючого середовища, велике значення мають видові відмінності (Ильенко, Крапивко, 1989), які визначаються фізіологічними особливостями тварин, їх морфологією, специфікою живлення, особливостями біотопічного розподілу, тощо. Так, відомо, що різні види тварин мають різну концентрацію накопиченого радіостронцію глобальних випадань (Соколов, Криволуцкий, Усачев, 1989).

Біологічний матеріал у вигляді черепів нориць (*Microtus ssp.*) і хатніх мишей (*Mus musculus*), який був зібраний на різних ділянках зони відчуження (сс. Копачі, Нова Красниця, Черевач, Чистогалівка, Роз`їжджа та з Новошепелицького лісництва), був проаналізований на вміст  $^{90}\text{Sr}$ .

Попередні дані про питому радіоактивність окремих черепів перетворювались шляхом логарифмування, що дозволило наблизити їх розподіл до нормального, свідченням чого є істотне зниження коефіцієнту варіації питомої радіоактивності в абсолютних одиницях з 133,6% до 8,5% після логарифмування. Середні перетворені показники питомої радіоактивності наведені в таблиці 1.

Таблиця 1. Середні показники питомої радіоактивності кісток черепа мишовидних гризунів (log Бк/кг).

Полігон	Середня арифметична перетворених даних	Похибка
Копачі (нориці)	14,9637	0,3269
Нова Красниця (нориці)	14,7452	0,3982
Копачі (миша хатня)	14,8644	0,1473

Одержані результати показують, що відмінностей в середніх показниках питомої радіоактивності кісток черепа для різних видів цих тварин немає, а невеликі розбіжності, що мають місце, статистично недостовірні. Це, безсумнівно, свідчить про надзвичайно високий рівень забруднення біогеоценозів внаслідок аварії, причому настільки високий, що видові особливості тварин не відіграють провідної ролі (принаймні у випадку вивчення мишовидних гризунів) в накопиченні радіостронцію. Можливо, лише при зниженні щільності забруднення території до рівня глобальних випадань, видові особливості тварин будуть мати все більше значення. В першому наближенні можна вважати, що через дев'ять років після аварії подібний процес в певній мірі вже розпочався, про що свідчить (незважаючи на відсутність значимих відмінностей в середніх показниках) мінливість вмісту радіостронцію в кістках черепа різних видів мишовидних гризунів (таблиця 2.).

Таблиця 2. Коефіцієнти варіації вмісту  $^{90}\text{Sr}$  в кістках черепа у різних видів мишовидних гризунів.

Види і полігон	Коефіцієнт варіації питомої активності (%)	Стандартна похибка
Нориці (Копачі)	8,46	1,56
Нориці (Нова Красниця)	7,14	1,92
Хатні миші (Копачі)	4,43	0,70

Такий невисокий коефіцієнт варіації питомої радіоактивності у хатніх мишей дозволяє припустити, що більша частина тварин, які складають популяцію, мають питому радіоактивність кісток черепа наближену за величиною до певного середнього показника, в той час як для нориць характерна наявність відносно великого числа особин як з низькою, так і з високою питомою радіоактивністю (таблиця 3.).

Таблиця 3. Розподіл різних груп мишовидних гризунів по концентрації  $^{90}\text{Sr}$ .

Група, полігон	Питома радіоактивність тварин		
	низька (% особин)	середня (% особин)	висока (% особин)
Нориці (Копачі)	26,7	46,7	26,7
Нориці (Нова Красниця)	28,6	57,1	14,3
Хатні миші (Копачі)	5,0	85,0	10,0

Відмінності, які спостерігаються, вірогідно пов'язані з трофічними особливостями нориць з одного боку, і хатніх мишей - з іншого. Деяке значення можуть мати також і особливості їх біотопічного розподілу і індивідуальна активність тварин.

З літературних джерел відомо, що в популяціях тварин, які мешкають в умовах радіоактивного забруднення біогеоценозів, відмічаються істотні відмінності в концентрації накопичених радіонуклідів в різні сезони, зокрема, встановлено, що швидкість накопичення радіостронцію норицями значно вища влітку, ніж взимку (Ильенко, 1974; Ильенко, Крапивко, 1989). Нами також розглянуті сезонні особливості накопичення  $^{90}\text{Sr}$  наведеними видами мишовидних гризунів і виявлено, що особливістю сезонного ходу накопичення радіонукліду на

ділянках, що вивчалися, є відсутність статистично достовірних розбіжностей питомої радіоактивності кісток черепа навесні, влітку та восени (таблиця 4.).

Лише як тенденцію можна розглядати деяке підвищення питомої радіоактивності тварин в літній період (в порівнянні з весняним), оскільки статистичні відмінності сягають 90% рівня значимості. Можливо, зі зниженням рівня радіоактивності території ця тенденція зможе набути сталого, статистично достовірного характеру.

Таблиця 4. Сезонні особливості накопичення радіостронцію мишовидними гризунами.

	Питома радіоактивність мишовидних гризунів (об'єднана добірка) $\log B_k / \text{кг}$		
	Весна	Літо	Осінь
Середнє арифметичне	14,1827	15,8019	15,1938
стандартна похибка	0,1483	0,1597	0,4541

Являє собою інтерес аналіз мінливості вмісту радіонукліду у вивчених мишовидних гризунів в різні сезони року (таблиця 5.). Тут ми бачимо помітне і достовірне підвищення мінливості питомої радіоактивності тварин, яка восени сягає максимальних значень.

Таблиця 5. Сезонні особливості коефіцієнту варіації питомої радіоактивності мишовидних гризунів (об'єднана вибірка).

	Весна	Літо	Осінь
Коефіцієнт варіації (%)	1,95	5,61	9,45
його стандартна похибка (%)	0,69	0,76	2,13

Осіня популяція, з точки зору радіоактивності особин, що складають її, найбільш різноманітна, а мінімальний та максимальний рівні питомої радіоактивності окремих тварин в цей час мають найбільші значення. Зниження мінливості питомої радіоактивності тварин, яке відбувається взимку, свідчить, на наш погляд, про загибель старших вікових груп тварин літньої та

осінньої генерації (найбільш забруднених восени), що і обумовлює падіння максимального рівня питомої радіоактивності приблизно вдвічі. Разом з тим, молоді тварини продовжують накопичувати радіостронцій і мінімальні рівні їх радіоактивності підвищуються теж приблизно в два рази.

Варто також відмітити досить стрімке падіння питомої радіоактивності тварин з моменту аварії у 1986 році.

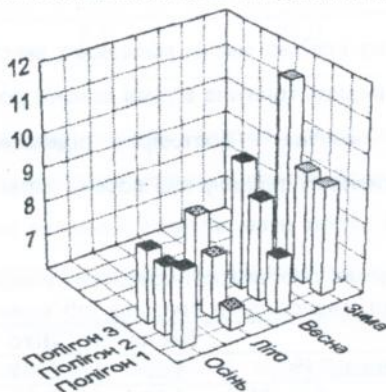
Цей процес добре можна описати ступеневим рівнянням

$$\log Y = \log A + X(\log B)$$

де:  $Y$  - питома радіоактивність, яку необхідно визначити  
 $X$  - рік після аварії (1, 2, 3, и т.п.),  
 $A$  и  $B$  - коефіцієнти.

Фактичні і розраховані теоретично значення мають досить високе співпадання - кореляція між ними складає 0,9981.

Рис.1. Сезонні особливості накопичення Cs-137 дикими кабанамі (log кБк/кг)



Вивчення особливостей надходження  $^{137}\text{Cs}$  в диких тварин було проведено на диких кабанам і звичайних козулях, відстріляних в зоні відчуження ЧАЕС в період з червня 1992 р. по жовтень 1995 р. в рамках Міжнародних проектів ЕСР5 та ЕСР9 "Надходження радіонуклідів в диких тварин" на трьох

полігонах, які відрізняються за щільністю забруднення ґрунту і характером випадань (таблиця 6.).

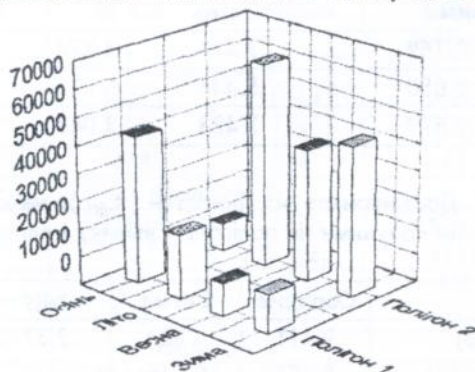
До початку наших робіт (Jones et al., 1992; Davydchuk et al., 1993; Eriksson, Petrov, 1994; Eriksson et al., 1996; Chizevski et al., 1996) у вітчизняній та зарубіжній літературі були відсутні дані про радіоекологічні дослідження дикого кабана.

Таблиця 6. Характеристика і щільність забруднення  $^{137}\text{Cs}$  експериментальних полігонів.

№	Полігон	Домінуючі випадання	Щільність забруднення кБк/м <sup>2</sup>	Тип ландшафту
1	Опачичи	суміш паливної і конденсатної	185 - 370	перелог 9 років; рілля
2	Нова Красниця	паливна	1110 - 1480	перелог 9 років
3	Крива Гора	паливна	2016 - 4898	перелог 9 років

Козулі вивчалися в декількох країнах, як до аварії

Рис.2. Сезонні особливості накопичення  $^{137}\text{Cs}$  Козулею звичайною ( Бк/кг)



(Кругликов, 1969), так і після неї (Karlen et al., 1991; Kreuzer, Necht, 1988). Було з'ясовано, що козуля концентрує  $^{137}\text{Cs}$  в

м'язах подібно іншим рослиноїдним тваринам, і є певні сезонні коливання рівня забруднення органів і тканин, пов'язані з сезонними змінами складу кормів (Kljaic, 1982; Niemichen, 1987; Sepulsthre-de Bie et al., 1988; Benene, 1991; Benene et al., 1991; Transfer of radionuclides ..., 1996).

Одержані нами дані свідчать про істотні достовірні відмінності в характері накопичення  $^{137}\text{Cs}$  тваринами, що були досліджені (рис. 1., 2., таблиці 7., 8.).

Таблиця 7. Достовірність відмінностей ( $t_{\text{diff}}$ ) в сезонному накопиченні  $^{137}\text{Cs}$  дикими кабанамі в зоні відчуження ЧАЕС (log кБк/кг)

Орган	Середні значення по сезонах		$t_{\text{diff}}$	$p <$
	зима	весна		
м'язи	9.759	8.465	2.445	0.196
печінка	8.850	7.085	2.949	0.005
шлунок	7.763	5.942	2.249	0.030
	зима	літо		
м'язи	9.759	7.749	3.915	0.0005
печінка	8.850	6.512	5.266	0.00001
шлунок	7.673	5.151	3.348	0.002
	зима	осінь		
м'язи	9.759	7.477	4.824	0.00003
печінка	8.850	5.444	5.428	0.000006
шлунок	7.673	5.423	3.043	0.004

Таблиця 8. Достовірність відмінностей ( $t_{\text{diff}}$ ) в накопиченні  $^{137}\text{Cs}$  звичайними козулями на полігоні 1 взимку і влітку (log кБк/кг).

Орган	Середнє	Сигма	$t_{\text{diff}}$	$p <$
м'язи (літо)	9.411	1.663	2.37	0.03
м'язи (зима)	8.057	0.915		
печінка (літо)	8.649	1.709	3.618	0.004
печінка (зима)	6.746	0.954		
вміст рубця (літо)	7.248	2.882	2.96	0.01
вміст рубця (зима)	5.050	2.731		

Порівняння питомої радіоактивності м'язів і печінки, які найчастіше вживаються в їжу людиною, у дикого кабана і козулі показує, що найбільш інтенсивно  $^{137}\text{Cs}$  накопичується в м'язах (таблиця 9.).

Таблиця 9. Середні значення питомої радіоактивності м'язів і печінки у дикого кабана і козулі (Бк/кг сирової ваги)

Полігон	М'язи	Печінка
<b>Дикий кабан</b>		
1	18603	6707
2	42318	10000
<b>Звичайна козуля</b>		
1	4974	2923
2	32351	10135

Також являє значний інтерес співвідношення між щільністю забруднення ґрунту і питомою радіоактивністю м'язів і печінки тварин різних видів на різних полігонах (таблиці 10. і 11.).

Таблиця 10. Питома радіоактивність  $^{137}\text{Cs}$  в органах і тканинах дикого кабана (Бк/кг)

Сезон	М'язи	Печінка	Вміст шлунку
<b>Полігон 1</b>			
зима	40273	16251	4903
весна	5059	743	343
літо	478	214	43
<b>Полігон 2</b>			
зима	21534	11465	8263
весна	7121	3203	1215
літо	1322	475	102
осінь	503	479	233
<b>Полігон 3</b>			
зима	101493	16462	12141
весна	12610	3223	553
літо	6799	1526	205
осінь	24229	1542	734

При порівнянні питомої активності органів і тканин диких кабанів на полігонах з різною щільністю забруднення ґрунту виявилось, що на полігоні 1 (найменша щільність забруднення) концентрація радіоцезія у тварин більша ніж на полігоні 2 (щільність забруднення на порядок вища, див. таблицю 6.). Скоріше за все це може бути наслідком як більшої біологічної доступності ізотопу на цьому полігоні, так і фізико-хімічної форми випадань.

У козуль відмічена позитивна кореляція питомої активності органів і тканин та щільності забруднення ґрунту на ділянках, що досліджувалися.

Таблиця 11. Питома радіоактивність  $^{137}\text{Cs}$  в органах і тканинах звичайної козулі (Бк/кг)

Сезон	М'язи	Печінка	Вміст рубця
<b>Полігон 1</b>			
		4993	2443
весна	1260	975	1601
літо**	19954	14658	10742
осінь	666	238	123
<b>Полігон 2</b>			
зима	4377	918	807
весна	6627	2116	744
літо	6492	3682	874
осінь	24715	18435	7729
<b>Полігон 3</b>			
зима*	20846	-	1641
весна	86130	24773	13013
літо	273450	110015	43750
осінь*	16018	1075	2354

\* - щільність забруднення ґрунту близька до полігону 1

\*\* - в дані включена питома радіоактивність козулі R9316, відстріляної біля с. Новосілки, яка жила в забруднених ґрунтах.

Відомо (Ильенко, Крапивко, 1989), що характер розподілу радіонуклідів по трофічним рівням в харчових ланцюгах, завдяки

яким здійснюється зв'язок популяцій тварин з джерелами іонізуючої радіації, акумульованими біогеоценозом, не залежить від міри контакту популяцій з забрудненими екосистемами. Існують загальні закономірності надходження радіонуклідів як в популяції земноводних і плазунів, постійно мешкаючих в забруднених біогеоценозах, так і в популяції перелітних птахів (Odum, Kuenzler, 1963; Wiegert, Odum, Schnell, 1967; de la Cruz, Wiegert, 1967; Wiegert, Odum, 1969; Shure, 1970; Ильенко, 1974).

Різниця в кількості радіонуклідів в кожній ланці трофічного ланцюга в першу чергу залежить від екологічних особливостей всіх тварин, які включені в даний трофічний ланцюг (Ильенко, 1974; Ильенко, Крапивко, 1989), в зв'язку з чим слід детально проаналізувати його фауністичний склад і ретельно дослідити всі трофічні зв'язки різноманітних груп тварин.

Аналіз закономірностей концентрування радіонуклідів в різних ланках харчових ланцюгів показує помітне збільшення вмісту  $^{90}\text{Sr}$  в скелеті тварин-фітофагів і ентомофагів та зниження вмісту в їх тілі  $^{137}\text{Cs}$  у порівнянні з нижчими трофічними рівнями (Wicker, Dahl, 1963; Wicker et al., 1965). В тілі хижаків, що живляться хребетними тваринами, концентрація обох радіонуклідів збільшується (Hanson, Palmer, 1965; Hanson, 1967; Ильенко, 1971). Це явище є загальною закономірністю для всіх хижих хребетних, а ступінь накопичення радіонуклідів прямо пов'язаний з особливостями їх екології і мало залежить від міри контакту з забрудненими біогеоценозами (Ильенко, Крапивко, 1989; Соколов, Криволуцкий, Усачев, 1989).

Більшість дослідників, які вивчали особливості поведінки радіонуклідів в харчових ланцюгах, обмежуються дослідженням

особливостей просування ізотопів по ланцюгах, що ведуть до людини (Comar, 1965; Russel, 1965; Hanson, Watson, Perkins, 1967; Miettinen, 1969). Дикі тварини, як правило, не відіграють важливої ролі в цих ланцюгах (окрім районів Крайньої Півночі), однак, при вивченні міри впливу радіоактивного забруднення місцевості на екосистеми і, зокрема, на їх фауністичну компоненту, ця роль набагато зростає, а в ряді випадків стає домінуючою. На думку Д.К.Криволицького (1983) участь диких тварин в транспортуванні радіоактивних елементів по біологічним ланцюгам і в перерозподілі їх по компонентах біогеоценозу досить значна. Істотний вплив на рівень накопичення радіонуклідів популяціями диких тварин мають також і міжвидові взаємовідносини в екосистемі (Соколов, Криволицький, Усачев, 1989).

Нарівні з проблемами міграції радіонуклідів по трофічних ланцюгах існує і проблема переносу або концентрування на обмежених ділянках радіоактивних речовин як осідлими, так і мігруючими тваринами. Тварини, які постійно мешкають в забруднених екосистемах, завдяки особливостям свого способу життя і при високій чисельності (Верховская, Вавилова, Маслов, 1967), а також, наприклад, при гніздуванні птахів в одному місці на протязі довгого часу (Мионов, 1965), здатні в деякій мірі перерозподіляти радіонукліди в біогеоценозі.

Питання про перенос і розсіювання радіонуклідів з забруднених біогеоценозів на чисті території з'ясовано недостатньо. Винос деякої кількості радіоактивних речовин з локально забруднених територій при високих рівнях забруднення і включення їх в біологічний кругообіг можливі, але кількість радіонуклідів, що перерозподіляються таким чином відносно невелика (Передельский, Богатырев, 1959а; 1959б; Nelson, 1964;

Верховская, Вавилова, Маслов, 1967; Ильенко, 1971), навіть для умов Чорнобильської аварії (Францевич и др., 1988; 1989).

Для вивчення процесів накопичення і перерозподілу радіоцезію в трофічних ланцюгах тварин в умовах Чорнобильської аварії було обрано збіднений по рослинному складу біогеоценоз біля с. Нова Красниця, який являє собою пірійниковий перелог з невеликою домішкою дрібнопелюстника канадського, пижми та їжі збірної. Грунт на ділянці дерново-підзолистий з рН 4,5 - 5,5. Для більшої коректності в дослідження були включені тварини-фітофаги лише пригрунтового ярусу.

Дослідна ділянка має відносно рівномірне забруднення без явних плям з підвищеною радіоактивністю - коефіцієнт варіації потужності експозиційної дози (ПЕД) на площі 1 га дорівнює 14,7%. Щільність забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  за даними реперної сітки Держкомгідромету України в середньому дорівнює  $1,95 \cdot 10^{12}$  Бк/км<sup>2</sup> (52,5 Ки/км<sup>2</sup>).

За результатами гамма-спектрометричних досліджень трав'янистої рослинності і проб біологічного походження питома радіоактивність  $^{137}\text{Cs}$  в зразках складає (кБк/кг сухої ваги):

трав'яниста рослинність -	23,125 ± 0,4
тварини-фітофаги:	12,506 ± 1,02
в т.ч. комахи -	13,209 ± 1,51
гризуни**	11,803 ± 0,91
тварини-некрофаги	15,762 ± 0,8
екскременти гризунів	68,45 ± 1,55

\*\* - питома радіоактивність на сиру вагу

Трофічна сітка дослідної ділянки являє досить складне утворення, в зв'язку з чим ми обмежились вивченням лише її частини (рис. 3.).

Розраховані для різних ланок трофічного ланцюга коефіцієнти накопичення ( $\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1} / \text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ ) розподіляються таким чином:

рослинність - фітофаги (середнє)	0,540
в т.ч. рослинність - комахи	0,570
рослинність- гризуни	0,510
фітофаги (середнє) - некрофаги	1,259
в т.ч. комахи - некрофаги	1,190
гризуни - некрофаги	1,334
гризуни - екскременти	5,799
комахи - екскременти**	22,176

\*\* - лише для одного виду комах

Коефіцієнти переходу  $^{137}\text{Cs}$  з ґрунту в рослинність і у тварин-фітофагів наведені в таблиці 12.

Таблиця 12. Коефіцієнти переходу (КП) радіоцезію з ґрунту в рослинність і тварин-фітофагів ( $\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1} / \text{Мбк} \cdot \text{м}^{-2}$ )  $\cdot 10^{-3}$  на ділянці Нова Красниця.

	Ґрунт	Рослинність	Тварини-фітофаги		
			середнє	гризуни	комахи
A	1,9Е6 Бк/м <sup>2</sup>	23,125 кБк/кг	12,395 кБк/кг	11,803 кБк/кг	13,209 кБк/кг
КП		12	6,4	6,08	6,8

Вивчення особливостей накопичення радіоцезію в ланці екскременти ---> копрофаги показало досить високі коефіцієнти накопичення, подібні до коефіцієнтів накопичення в ланці хижак ----> жертва (таблиця 13.).

Розрахунок надходження  $^{137}\text{Cs}$  в гризунів показав, що з кормом одна східноєвропейська нориця за добу одержує близько 162 Бк (4,375Е-9 Ки), а за весь період життя (8 - 9 місяців) - до 44 кБк. При середній щільності цих тварин 60 - 80 ос/га в них за один місяць надходить біля 291 кБк радіоцезію,



Рис.3. Блок-схема трофічного ланцюга.



Рис.4. Коефіцієнти накопичення у різних груп тварин (по Ильенко, 1974; з доповненнями)

Таблиця 13. Питома радіоактивність мишовидних гризунів, їх екскрементів і тварин-копрофагів та коефіцієнти накопичення (КН) в різних ланках трофічного ланцюга.

	Гризун	Екскременти	Копрофаги
Питома радіоактивність кБк/кг	33,08	205,72	333,0
КН кБк*кг <sup>-1</sup> /кБк*кг <sup>-1</sup>	-	6,22	1,62

що є вже досить істотним в перерозподілі ізотопу, а на протязі року лише через мишовидних гризунів на площі в один гектар в біогенний кругообіг залучається близько 3492 кБк радіоцезію. На основі наведеного розрахунку одержані дані, які свідчать про високу концентрацію радіонукліду в тваринах - питома надходження за добу складає 8095 Бк/кг. Ці розрахунки досить точно співпадають з даними гамма-спектрометрії - питома радіоактивність проб, зібраних на ділянці, складає 11803 Бк/кг, тобто, у мишовидних гризунів радіоцезій сягає стану рівноваги приблизно за 1 - 1,5 доби.

Результати вивчення поведінки радіоцезію при його просуванні по трофічному ланцюгу свідчать про інтенсивні процеси його накопичення на шляху від ґрунту до тварин-сапрофагів. Якщо коефіцієнти переходу і накопичення в пасовищній частині трофічного ланцюга не виходять за межі звичайних показників, то їх збільшення більше ніж у два рази в передсапробній частині (фітофаги ----> некрофаги) і майже п'ятикратне збільшення в ланці екскременти ----> копрофаги однозначно свідчать про зростання концентрації <sup>137</sup>Cs при пересуванні до власної сапробної частини ланцюга.

Порівняння одержаних даних з літературними дають можливість переконатися в тому, що коефіцієнти накопичення

зростають не лише при пересуванні радіоцезія по ланках рослинність ---> фітофаги ---> хижаки з максимальною концентрацією ізотопу в м'яких тканинах ссавців (Ильенко, 1974; Ильенко, Крапивко, 1989), але і в ланках ґрунт ---> рослинність ---> фітофаги ---> сапрофаги з максимальною концентрацією в комах.

Виявлене нами свідчить про велику значимість біогенної трансформації радіонуклідів в сапробних ланках трофічних ланцюгів. При високій чисельності сапрофагів в біогеоценозах ці процеси можуть призвести до істотної інтенсифікації кругообігу радіоактивних речовин в екосистемах внаслідок високої доступності біологічно трансформованих радіоактивних ізотопів. Не виключено, що легкодоступні для кореневої системи рослин радіонукліди будуть постійно знаходитись в верхньому шарі ґрунту і, можливо, з цим пов'язане дуже повільне пересування радіоцезію вглиб по ґрунтовому профілю.

## 2. Оцінка дозових навантажень на індикаторні види і групи диких тварин.

Дію іонізуючого опромінення, в першу чергу, пов'язують з поглиненою дозою в органах і тканинах (Кузин, 1959; Тарусов, 1957; Ли, 1963; Гозенбук и др., 1978; та ін.). При хронічному опроміненні, нерівномірному в часі, та при розподілі радіонуклідів по органах і тканинах тварин, а саме таке опромінення характерне для біологічних об'єктів, які потрапили під вплив забруднення території чорнобильськими викидами, до цього часу не існує єдиної величини, що адекватно відображає біологічні ефекти, які виникають. В такій ситуації для оцінки небезпеки опромінення, наприклад людини, використовують або

поняття середньої ефективної еквівалентної дози, або концепцію критичного органа; для популяції - колективної еквівалентної дози.

Для диких тварин до цього часу не накопичений достатній експериментальний матеріал по визначенню зважуючих коефіцієнтів вкладу окремих органів в сумарний ефект і тому, застосувати для них перший спосіб неможливо. Другий спосіб є більш універсальним і дозволяє з достатньою впевненістю нехтувати другорядними дозиметричними характеристиками, виділити найбільш значимі шляхи дії на організм в цілому і обмежитися вивченням найменшого числа параметрів опромінення. Необхідно також враховувати, що на величину дозових навантажень, як при зовнішньому, так і при внутрішньому опроміненні, крім характеристик джерела істотно впливають біологічні особливості розвитку організму, будова його тіла, спосіб життя і поведінка в природних умовах. Саме тому питання про формування доз має як фізичний, так і біологічний зміст.

До найбільш значущих фізичних характеристик поля випромінювання джерела і самого джерела в формуванні дозових навантажень та біологічних ефектів у диких тварин, які мешкають на забруднених територіях, насамперед відносяться потужність дози зовнішнього бета- і гамма-випромінювання в місцях існування, а також питома радіоактивність корму, радіонуклідний склад випадань. Серед біологічних характеристик об'єктів найбільше значення мають режим активності, геометричні розміри тіла, органів і тканин, особливості живлення, поведінки і т.і.

Стандартними показниками радіаційної обстановки на місцевості є потужність експозиційної або поглиненої дози

гамма-випромінення на висоті 1 м над поверхнею землі, радіонуклідний склад випадань та їх питома поверхнева активність. Крім цих показників виникає необхідність вимірів потужності поглиненої дози бета-випромінення та питомої активності корму тварин.

Наведена схема вивчення дозових навантажень дозволяє здійснювати найпростіший перехід від даних про радіаційну обстановку на місцевості до поглинених доз бета- і гамма-випромінення в органах і тканинах тварин. Так, наприклад, для східноєвропейської нориці, яка мешкає в зоні відчуження, встановлені коефіцієнти переходу від потужності експозиційної дози гамма-випромінення на висоті 1 м над поверхнею землі до середньодобової потужності поглиненої дози бета- і гамма-випромінення у всьому тілі  $K1 = 1,125 \text{ сГр} \cdot 10^{-3} / \text{мР}$ , до потужності поглиненої дози бета-випромінення на поверхні тіла  $K2 = 11,33$  і в слизовій оболонці товстого відділу шлунково-кишечного тракту  $K3 = 0,09 \text{ сГр} \cdot 10^{-3} / \text{мР}$  за станом на 1989 рік.

Використання вказаних методичних прийомів дозволило розрахувати дози опромінення східноєвропейських нориць і польових мишей, як представників різних трофічних рівнів, а також модельних видів горобиних птахів - великої синиці і польового горобця.

Розрахунок дозових навантажень на мишовидних гризунів, що мешкають у відкритих стаціях зони відчуження біля населених пунктів Черевач, Залісся, Копачі і Чистоголівка, які відрізняються щільністю забруднення ґрунту і радіонуклідному складу випадань, показав, що середньодобова потужність дози зовнішнього опромінення складає (таблиця 14):

Таблиця 14. Дозові навантаження на мишовидних гризунів при зовнішньому і внутрішньому опроміненні на чотирьох модельних ділянках зони відчуження в 1989 р.

Ділянка	Середньодобова потужність дози, 10 <sup>-3</sup> сГр/добу		
	зовнішнє		внутрішнє
	гамма- опромінен- ня	бета- опромінен- ня	бета- опромінен- ня
Черевач	2,4	24	0,043
Залісся	2,16	20,6	0,043
Копачі	14,4	151	0,124
Чистогалівка	137	1440	5,05

Таким чином, за станом на 1989 - 1990 рр. визначальними при формуванні сумарних доз опромінення гризунів є зовнішнє гамма- і бета-опромінення, а вклад внутрішнього  $\beta$ -опромінення невеликий (таблиця 15.).

Таблиця 15. Дози опромінення східноєвропейської норичі на протязі 6 місяців в 1990 році (сГр).

Ділянка	Зовнішнє гамма- опромінен- ня	Зовнішнє бета- опромінен- ня	Внутрішнє бета- опромінен- ня	Додаткове бета- опромінен- ня ШКТ
Чистогалівка	27	243	0,91	0,53
Копачі	3,9	78	0,022	0,013
Залісся	0,56	2,4	0,008	-
Черевач	0,67	2,9	0,008	-

Оцінку потужності доз зовнішнього опромінення у птахів, як і в роботі з мишовидними гризунами, проводили на основі показань LiF дозиметрів, які були встановлені навесні 1990 року терміном на 84 - 102 дні. В зв'язку з тим, що визначення потужності бета-опромінення птахів під час пересування і харчування практично неможливе, було зроблене припущення, що в цьому випадку вклад бета-опромінення такий самий, як і при перебування в гнізді. В польоті потужність дози знижується

пропорційно відстані від джерела при відсутньому зовнішньому бета-опроміненні (таблиця 16.).

Таблиця 16. Потужність доз опромінення птахів в місцях їх знаходження, ( $10^{-3}$  сГр/год.).

Ділянка	Гніздо		Харчування		Політ		На землі	
	$P_1$	$P_2$	$P_1$	$P_2$	$P_1$	$P_2$	$P_1$	$P_2$
Копачі	1,75	0,58	1,75	0,58	0,85	-	2,17	6,0
Новошепелицьке л-во	1,93	0,58	1,93	0,58	0,96	-	2,14	5,9
Ізмурудне	1,93	0,58	1,93	0,58	0,96	-	2,7	7,4

Розраховані дози опромінення дорослих птахів в різних біогеоценозах зони відчуження з врахуванням особливостей їх екології наведені в таблиці 17.

Таблиця 17. Дози опромінення дорослих птахів в 1990 році, сГр.

Ділянка	Велика синиця				Польовий горобець	
	з відльотом		цілий рік		цілий рік	
	Д гамма	Д бета поверхн.	Д гамма	Д бета поверхн.	Д гамма	Д бета поверхн.
Копачі	7,9	3,4	14,2	6,2	14,2	6,2
Новошепелицьке л-во	8,7	3,5	15,6	6,3	15,6	6,3
Ізмурудне	8,8	3,7	15,8	6,7	15,8	6,7

Проведені експерименти і розрахунки свідчать, що, на відміну від дрібних ссавців, для птахів, які мешкають в дуплах, найбільші дозові навантаження створює зовнішнє гамма-опромінення, що обумовлене більшим терміном перебування їх в кроні дерев, ніж в гнізді і на поверхні ґрунту.

При вивченні поглинених доз внутрішнього опромінення у крупних ссавців - заєць-русак, звичайна козуля, дикий кабан і лось - виходили з припущення, що радіоцезій в організмі знаходиться в стані рівноваги і його концентрація в органах і

тканинах постійна на протязі року. Дозу від зовнішнього опромінення визначали за потужністю експозиційної дози в місцях відстрілу тварин. Можливість використання цього методу підтверджується експериментальним визначенням поглиненої дози дикими тваринами методом ЕПР емалі зубів (Барьяхтар і др., 1994; 1995; 1996; Bugai et al., 1996),

Результати розрахунку дозволяють дійти висновку, що для цієї групи тварин характерна різна роль зовнішнього і внутрішнього опромінення в формування поглиненої дози. Для тварин, які живляться трав'янистою і деревною рослинністю (лось, звичайна козуля) більше значення має внутрішнє опромінення, а для зайців-русаків і диких кабанів - зовнішнє. (таблиця 18).

Таблиця 18. Поглинені дози від різних видів опромінення крупних ссавців на полігоні "Кошовка" у 1991 р., сГр

	<b>Зайці</b>	<b>Козулі</b>	<b>Дикі кабани</b>	<b>Лосі</b>
внутрішнє	0,61	10,5	0,16	2,13
зовнішнє	1,31	1,31	1,4	0,79

Існує певна залежність між трофічним рівнем тварин і дозами внутрішнього опромінення. Так, максимальні дози внутрішнього опромінення характерні для звичайної козулі, яка живиться у вегетаційний період в основному трав'янистою рослинністю, а взимку харчується листовим опадом і корою гілок деревних порід. Значно менші дози отримують лосі, які живляться в основному гілковим кормом, ще менші - зайці-русаки.

Питання про поглинені дози у диких кабанів потребує подальшого детального вивчення, оскільки, живлячись, в основному, в підстилці і верхньому шарі ґрунту, дикий кабан повинен мати більшу концентрацію радіоцезія в органах і

тканинах, хоча наші дані свідчать про протилежне. Не виключено, що в цьому випадку накладає свій відбиток спосіб життя цих тварин.

### 3. Особливості існування диких тварин в умовах радіоактивного забруднення біогеоценозів.

В зв'язку з радіаційним забрудненням біогеоценозів виникає необхідність детального вивчення особливостей існування індикаторних груп тварин на протязі ряду поколінь і з'ясування міри впливу на ці групи як хронічного опромінення, так і комплексу екологічних умов, що склалися в результаті зміни характеру природокористування в зоні відчуження.

Природно, що охопити дослідженнями всі фауністичні комплекси такої багатой природної зони, як Українське Полісся, до якого відноситься і Чорнобильська зона відчуження, практично неможливо. Саме тому для популяційних досліджень були обрані індикаторні види тварин різних трофічних рівнів - від облігатних фітофагів до сапрофагів: мишовидні гризуни, мисливсько-промислові звірі, птахи лісового і водно-болотного комплексів, а також комахи ґрунтового комплексу. Основною умовою вибору вказаних індикаторних груп тварин була міра їх контакту з забрудненим середовищем, яка визначається особливостями екології цих тварин

За характером своєї дії на тваринний світ зони відчуження наслідки чорнобильської аварії умовно можна розділити на три періоди.

Перший період - приблизно перші 60 - 80 днів після вибуху реактору - характеризується гострим (або підгострим) впливом

іонізуючого випромінення на живі організми. В результаті загибелі соснового лісу були порушені трофічні зв'язки в біогеоценозі, що призвело до істотних змін в складі фауністичних комплексів. В першу чергу це стосується безхребетних тварин - мешканців підстилки та комахоїдних птахів лісового комплексу (Францевич, Гайченко, Крыжановский, 1991; Балашов, Гайченко, Крижанівський, Францевич, 1992; Криволуцкий, 1994). Нами також було зареєстроване повне зникнення серпокрильців - птахів не пов'язаних в процесі життєдіяльності з лісовими екосистемами. Вірогідно, це могло статися внаслідок інтенсивного опромінення цих тварин радіоактивними аерозолями повітря, які надходили під час польоту. Депресія чисельності була настільки значною, що її відновлення почалося лише через три роки після аварії.

Другий період - період загального пригнічення деяких біогеоценозів - був розтягнутий до кінця 1991 року. В цей період відмічався загальний пригнічений стан фауністичних комплексів, пов'язаних в процесі життєдіяльності з радіоактивно забрудненим ґрунтом. Вивчення чисельності комах ґрунтового комплексу показало стійке зменшення видового різноманіття майже всіх груп комах ґрунту.

Найбільш значні відхилення від нормального стану були відмічені в структурі комплексу комах ґрунту, в якому сталося заміщення груп-домінантів з перевагою мертвоїдів над турунами (таблиця 19.).

На території Рудого лісу чисельність комах ґрунту була мінімальною. В цілому тут лише через п'ять років після аварії в складі ентомокомплексів домінували туруни і фітофаги,

особливо довгоносики, які в зв'язку з загибеллю основної кормової культури - сосни - накопичувались на поверхні ґрунту.

Таблиця 19. Чисельність комах ґрунтового-надґрунтового ярусу (% попадання в пастки)

Полігон	Група	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993
Нова Красниця	Туруни	48,64	33,99	19,05	26,10	54,95	92,50	48,85
	Мертвоїди	47,28	63,70	74,44	71,30	34,91	3,50	0,23
	Пластинчастовусі	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,92
Лісництво	Туруни	20,64	47,65	58,82	85,0	77,08	62,0	83,99
	Мертвоїди	0,63	1,17	23,47	9,30	4,65	2,90	0,0
	Пластинчастовусі	67,50	44,14	5,88	3,70	13,63	17,30	0,94
Рудий ліс	Туруни	-	-	46,16	57,59	73,23	95,30	80,78
	Мертвоїди	-	-	38,08	33,40	3,73	1,10	0,0
	Пластинчастовусі	-	-	0,0	1,80	0,0	1,50	0,0

В інших лісових біоценозах також значно зменшилась загальна чисельність комах ґрунту, скоротилася кількість видів і трофічних груп цих тварин, зокрема коротконадкрилих жуків. В загальній структурі ґрунтових безхребетних домінували копрофаги, особливо на ділянках з високими початковим рівнями радіоактивного забруднення.

Подібні зміни зафіксовані в цей період і в складі та структурі орнітологічних комплексів. На протязі 1989 - 1992 рр. було відмічене поступове зменшення заселення синичників, які були розвішані нами на різних ділянках лісових екосистем, великою синицею, та збільшення кількості випадків гніздування там строкатої мухоловки. Однією з причин скорочення чисельності великої синиці, виду, який не лише розмножується в радіаційних ценозах, але й зимує там, може бути вплив радіаційного фактору. Строката мухоловка (перелітний вид) займає екологічну нішу, яка звільняється, де знаходить для себе

сприятливі умови існування (таблиця 20.). Цікаво, що доля інших птахів на різних ділянках в різні роки є більш-менш сталою і складає 7 - 10 %. Виключенням був лише 1989 рік в Новошепелицькому лісництві, де цей показник був на рівні 2,5%.

Таблиця 20. Заселення штучних гніздовищ птахами на двох ділянках зони відчуження (%)

Полігон	Вид	1989	1990	1991	1992
Лелів	Строката мухоловка	31,4	44,2	58,3	59,7
	Велика синиця	61,4	48,8	31,3	31,3
	Інші	7,2	7,0	10,4	9,0
Н.Шепеличі	Строката мухоловка	39,5	41,5	73,8	47,4
	Велика синиця	58,0	50,9	18,5	42,1
	Інші	2,5	7,6	7,7	10,5

Успішність розмноження строкатої мухоловки на ділянці в Лелівському лісництві кожного року змінювалась в межах від 86% до 63,6%, на полігоні в Новошепелицькому лісництві - від 9,1 до 91,3 %. Майже такі самі коливання фіксуються у великої синиці (Габер, Галинская, 1993). Хоча успішність розмноження цих видів птахів не виходить за межі природних коливань, (Яремченко, 1990), все ж таки має місце тенденція її зниження. Свідченням цього є дані, наведені в таблиці 21, а також те, що на полігонах з більшою щільністю забруднення ґрунту (за виключенням 1989 р.) вона щорічно нижча.

Така ж закономірність відмічена і у птахів водно-болотного комплексу, де, поряд зі зниженням чисельності гніздової популяції водоплавних птахів (таблиця 22.), була істотно знижена і успішність їх розмноження (таблиця 23.).

На відміну від птахів і комах ґрунтового комплексу реакція популяцій ссавців (мікромамалій та копитних) на протязі другого періоду виявилась іншою.

Таблиця 21. Успішність розмноження птахів, що гніздяться в дуплах, в зоні відчуження ( 1989 - 1992 рр. )

Рік	Лелівське лісництво		Новошепелицьке лісництво		Рудий Ліс	
	п	%	п	%	п	%
<b>Строката мухоловка</b>						
1989	15	86,3	24	91,3	-	-
1990	27	63,6	4	9,1	-	-
1991	17	74,3	27	68,8	-	-
1992	18	72,5	33	58,2	-	-
<b>Велика синиця</b>						
1989	21	82,8	7	76,9	-	-
1990	24	77,1	9	37,8	-	-
1991	6	39,3	8	46,7	4	22,2
1992	15	60,7	18	79,2	18	66,3

Сприятливі екологічні умови, які склалися в зоні відчуження, в значній мірі знизили негативну дію радіоактивного опромінення і привели до описаного Г.Г.Полікарповим (1986) явища “екологічного маскування”, незважаючи на те, що забруднення екосистем, і їх фауністичної компоненти в тому числі, було значним.

Таблиця 22. Щільність гніздової популяції водоплавних птахів в Київському водосховищі, ос/га (по Микитюк, 1995).

Вид	1985	1989	1990-1991
крижень	3.53,	0,07	0,38
сіра качка	0.02,	-	-
чирок-тріскунок	2.55,	0,0006	0,13
червоноголовий нирок	0.04	0,0	-
лиска	3.10	0,0	-
сіра чапля	0.05	2,21*	0,02 - 0,06
велика біла чапля	0.01	2,12*	0,02 - 0,06
крячки	4.50	90,48*	0,302

\* Включаючи щільність на тимчасових водоймах зони відчуження.

Таблиця 23. Успішність розмноження крижня в зоні відчуження

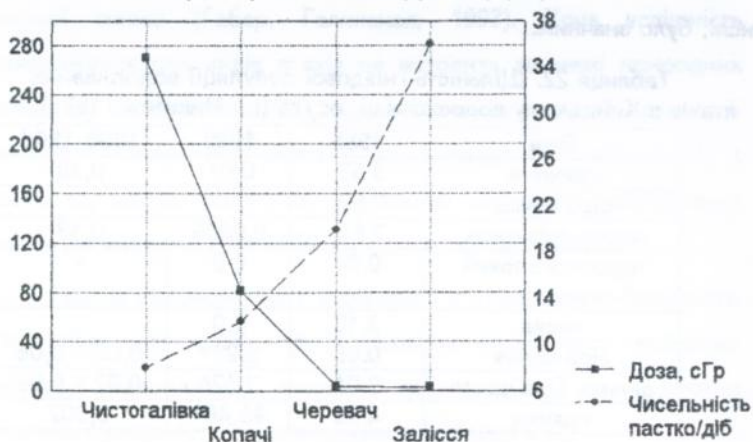
Рік	Кількість яєць, шт.	Кількість бовтунів на 100 яєць, шт	Ембріональна смертність, %	Загальний відхід, %
1985	3000	5 - 6	15 - 20	20 - 26
1987	11000	5 - 6	65 - 70	70 - 76
1988	2000	14 - 27	15 - 43	29 - 70

Таблиця 24. Динаміка чисельності мишовидних гризунів на двох полігонах зони відчуження (ос/га).

Полігон	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
Копачі	30	2500	45	100	58	52	59	48	45
Н.Красниця	34	490	82	270	64	70	68	60	62

Так, на протязі всіх післяаварійних років на різних полігонах чисельність дрібних ссавців, за винятком масового розмноження 1987 року, стабільна (таблиця 24.). Разом з тим, чисельність на різних полігонах має негативну кореляцію з

рис.5. Зв'язок дози (ліва Y) і чисельності (права Y) гризунів



поглиненою дозою (рис. 5.).

Тенденція зростання чисельності основних видів мисливських звірів (Gaichenko, Kryzshanovsky, Stovbchaty, 1994)

проявлялася з 1987 р. по 1992 р. (таблиця 25.). Піку чисельності, пов'язаного з кормовою ємністю угідь, досягнуто не було. В порівнянні з доаварійним періодом рост популяції лося і козулі можна оцінити як помірний, а для багатоплодного виду - дикого кабана - приріст популяції оцінюється у 8 - 10 разів. Зростання чисельності козулі стримується вовками, кількість яких в зоні відчуження істотно зросла і зараз складає 5 - 7 виводків. Починаючи з 1993 року чисельність основних груп мисливських звірів в зоні відчуження дещо спадає.

Таблиця 25. Динаміка середньої чисельності копитних в зоні відчуження (особин/100 км автомобільного маршруту)

Вид	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Лось	0,35	1,5	0,7	4,0	5,7	3,1	2,5	2,0	1,7
Кабан	-	3,35	2,3	6,5	12,2	8,5	8,3	10,3	5,0
Козуля	1,4	2,4	1,2	3,0	7,2	6,0	7,2	4,0	4,1

Результати популяційно-морфологічного аналізу найбільш поширеного в зоні відчуження виду - східноєвропейської нориці - показали достовірне зменшення ряду лінійних розмірів черепа цих тварин (таблиця 26.).

Таблиця 26. Краніометричні ознаки східноєвропейської нориці, по яких виявлене зменшення лінійних розмірів.

Ознаки	M ± SE (1987)	M ± SE (1990)	t - критерій
6R	5.918 ± 0.037	5.458 ± 0.087	4.87
6L	5.919 ± 0.036	5.508 ± 0.087	4.37
9R	5.724 ± 0.046	5.317 ± 0.097	3.79
10R	10.167 ± 0.066	10.490 ± 0.128	2.24
11R	4.071 ± 0.038	3.564 ± 0.092	5.09
11L	4.074 ± 0.038	3.527 ± 0.102	4.35

Тенденції зменшення частини лінійних розмірів свідчать про погіршення умов існування даної конкретної популяції. Про це також свідчать дані факторного аналізу, коли при погіршенні умов існування структура факторних матриць змінюється, а вклад одного фактору (Злобин, 1989) падає.

Це явище можна розцінювати як загальне зниження цілостності особин, які входять до складу даної популяції при наявності певного пригнічення з боку оточуючого середовища. Можливо, що таким фактором є підвищена радіоактивність, яка призводить до дестабілізації морфогенетичних процесів і руйнування кореляцій між різними ознаками організму.

Явище зменшення лінійних розмірів тварин під дією хронічного опромінення в умовах зони відчуження, скоріш за все, має загальний характер. Окрім даних, одержаних на мишовидних гризунах і колорадських жуках (Gaichenko, Titar, 1996), є відомості про такі ж ефекти у хрущів (Ипатьев и др., 1994) та у деяких риб (Ryabov, 1996).

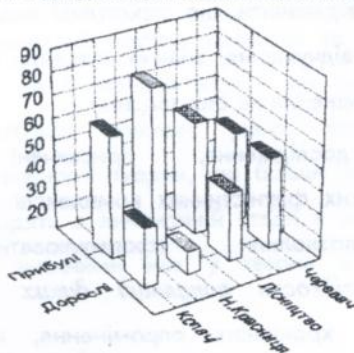
Таким чином, в другому періоді виявлена різна реакція фауністичних комплексів на умови існування, що змінилися. Якщо при радіаційному забрудненні екосистем комахи ґрунту і птахи водно-болотного і лісового комплексів знижують чисельність і успішність репродукції, то чисельність мікромамалій є стабільною, а копитні звірі збільшують її.

Третій період (починаючи з 1992 року до нинішнього часу) характеризується поступовим відновленням чисельності і структури популяцій ентомо- і орнітокомплексів та деяким зниженням чисельності копитних. За попередніми даними дещо знизилася плодючість лосів, оскільки під час обліків найчастіше зустрічаються самки цих тварин з одним лосеням, в той час як за

літературними даними (Гептнер, Насимович, Банников, 1961) їх має бути два.

Незважаючи на те, що чисельність мишовидних гризунів на полігонах, що досліджуються, відносно стабільна, в їх популяціях відбуваються процеси, які свідчать про істотну перебудову їх структури. На протязі року значно змінюється вікова структура популяцій де восени (перед зимівлею) домінують прибулі звірки, що свідчить про підвищену смертність тварин старших вікових груп (рис.6.). Виявлене зниження плодючості звірків (Архипов, Бунтова, Гайченко та ін., 1996) до 4,5 ембріона на одну самку. При цьому до процесу розмноження залучаються молоді тварини, чим і досягається відносно стабільна чисельність популяцій. Подібне явище характерне і для великої синиці, коли на найбільш забруднених ділянках 100% самок беруть участь в другому відкладанні яєць (Габер,

Рис.6. Вікова структура популяцій східноєвропейської нориці (%)



Галинська, 1994).

Таким чином, на забруднених чорнобильськими викидами територіях на протязі післяаварійних років помітні відхилення від норми в структурі фауністичних комплексів, особливо ґрунтових

комах, що виявляється в зниженні загальної чисельності фітофагів. На перелогах, які зформувалися на місці бувших сільгоспугідь, виникли сприятливі умови для розвитку ґрунтових жорсткокрилих поліфагів. Особливо значні відхилення від норми в структурі комах ґрунтового комплексу були зафіксовані на протязі перших п'яти років після аварії, коли майже всюди домінуючою групою комах були мертвоїди. В лісових біоценозах істотно скоротилась кількість видів і трофічних груп комах, а в загальній структурі безхребетних ґрунту домінували копрофаги.

Лише на шостий рік після аварії майже у всіх типах біоценозів розпочалась поступова нормалізація структури і стабілізація видового складу ґрунтових ентомокомплексів. Це дало можливість говорити про початок процесу стабілізації самих біоценозів.

В значно меншій мірі забруднення місцевості радіоактивними викидами відобразилось на ссавцях, як дрібних, так і крупних. Слід відзначити, що сприятливі екологічні умови, що склалися в зоні відчуження, значно згладили негативну дію радіоактивного опромінення на цих тварин.

Проведені дослідження, присвячені вивченню функціонування деяких фауністичних комплексів в радіаційних біогеоценозах, дозволили зформулювати поняття *радіоекологічної стійкості популяцій диких тварин* при існуванні в умовах хронічного опромінення, яке коректно пояснює одержані нами і рядом інших дослідників дані.

Радіоекологічна стійкість популяцій тварин - це міра відповіді популяції на хронічне опромінення в природних умовах. Вона слабо залежить від індивідуальної видової радіостійкості,

а, в першу чергу, визначається екологічними властивостями конкретного виду тварин:

- екологічною пластичністю;
- особливостями розмноження;
- тривалістю життя або тривалістю життєвого циклу;
- рухомістю і т.і.

Числовим виразом радіоекологічної стійкості може бути щільність популяції (ос/га; ос/кв.м; ос/кв.км і т.і.). Чим вона вища в радіаційному біогеоценозі, тим вища стійкість популяції.

Радіоекологічна стійкість популяцій пов'язана з екологічною пластичністю виду - види-еврібіонти характеризуються більшою стійкістю. Природно припустити, що види-стенобіонти повинні мати нижчу радіоекологічну стійкість, оскільки вони вкрай різко реагують на зміни умов існування.

Негативний вплив хронічного опромінення в першу чергу відбивається на популяціях тих видів тварин, для яких є характерним тривалий період розвитку (в нашому випадку - комах ґрунту), та в меншій мірі - на популяціях тварин з коротким життєвим циклом (напр. мишовидні гризуни). Коливання чисельності тварин, які більшу частину свого циклу розвитку проводять в личиночній стадії в забрудненому ґрунті, будуть більш значними ніж у тварин з коротким циклом розвитку.

Радіаційне забруднення екосистем, що відбулося в результаті Чорнобильської аварії, призвело до інтенсифікації мікроеволюційних перетворень в популяціях ряду видів тварин, вірогідно, через зміну норми реакції на умови оточуючого середовища. В зв'язку з цим на перший план виходять два

напрями цього процесу - адаптація до нових умов зовнішнього середовища та стабілізуючий відбір.

Перший напрям - це збільшення розмаху епігенетичної (та, як наслідок, - генетичної) мінливості, яка проявляється в розширенні можливостей адаптації до несприятливих умов існування з наступним зміщенням норми реакції на ці умови - є свідченням відбору найбільш пристосованих до радіаційного пресу особин і, в решті решт, популяцій видів (тобто радіаційної адаптації). В цьому випадку ми спостерігаємо дію закону альтернативного різноманіття (Ємельянов, 1992), коли функціональна стійкість системи обумовлена компенсаторними змінами в структурі підсистем, що взаємодіють.

Свідченням другого напрямку є реакція популяцій мікромамалій, яка виявляється у відносно низькому рівні мінливості (коефіцієнти варіації краніологічних ознак не вище 8%) зі збереженням деякої стабільної чисельності, яка дозволяє популяції зберегти свої особливості.

#### Основні висновки.

1. Складна екологічна обстановка в Чорнобильській зоні відчуження, яка зформувалась внаслідок альтернативної взаємодії радіоактивного забруднення місцевості та сприятливих умов існування для диких тварин, що виникли тут внаслідок зміни характеру природокористування, призвела до істотних змін життєдіяльності деяких груп тваринного світу, зокрема до чіткого проявлення К- і Г-стратегії виживання в популяціях індикаторних видів.

2. Виявлені особливості накопичення  $^{137}\text{Cs}$  дикими копитними при його хронічному надходженні з кормом на протязі річного циклу. Встановлено, що різні трофічні групи цих тварин мають істотні сезонні відмінності надходження радіонукліду, які залежать від характеру живлення і щільності поверхневого забруднення.

3. На відміну від попередніх досліджень розкрита визначальна роль передсапробної і власне сапробної ланок в біологічній трансформації  $^{137}\text{Cs}$ , при його міграції по трофічному ланцюгу, з максимальними концентрацією радіонукліда і коефіцієнтів накопичення у комах-сапрофагів.

4. Оцінка дозових навантажень, які виникають у диких тварин під дією хронічного опромінення, показала, що в формуванні поглиненої дози першорядне значення має екологічна ніша, яку займає даний вид тварин.

5. Радіаційні ефекти, які накладають вагомий відбиток на функціонування фауністичних комплексів на різних рівнях організації екосистем характеризуються:

- широким спектром аберацій соматичних хромосом у хатніх мишей і майже повною відсутністю аберацій у інших видів мишовидних гризунів;

- достовірним збільшенням епігенетичної мінливості деяких комах, а також зменшенням лінійних розмірів тіла і пропорцій черепа, яке має однакову направленість у різних груп тварин;

- змінами вікової структури популяцій мікромамалій в бік її "омолодження", зниженням середньої плодючості самок з одночасним збільшенням напруженості розмноження;

- істотним порушенням структури угруповань з наступним її відновленням.

6. Виявлені на клітинному, організменному і популяційному рівнях радіаційні ефекти не викривляють картину загального стану фауністичних комплексів зони відчуження, який через 10 років після аварії в цілому можна характеризувати як задовільний.

7. Введене поняття радіоекологічної стійкості популяцій, суть якого в тому, що гомеостатичні популяційні механізми, шляхом зміни норми реакції популяцій на зміни оточуючого середовища, істотно знижують прес хронічного опромінення, даючи, тим самим, можливість майже нормального існування тварин в умовах радіаційного забруднення біогеоценозів.

Перелік основних робіт, опублікованих по темі дисертації.

Францевич Л.И., Гайченко В.А., Крыжановский В.И. Животные в радиоактивной зоне. Киев. Наукова думка, 1991. - 128 С.

Franzewitsch L.I., Gaitschenko W.A., Kryshanowskij W.I. Tiere im radioaktiven Strahlenfeld. Klitzschen. Elbe-Dniepr-Verlag, 1994. - 152 P.

Gaichenko V.A., Kryzhanovsky V.I., Stovbchaty V.N. Post-Accident State of the Chernobyl Nuclear Power Plant Alienated Zone Faunal Complexes // Radiation Biology & Ecology. - 1994. - Special Issue. - P. 27 - 32.

Гайченко В.А., Коваль Г.Н., Дрозд И.П., Крыжановский В.И. Распределение радионуклидов в органах и тканях и оценка дозовых нагрузок у некоторых видов растительноядных животных из 30-ти километровой зоны ЧАЭС // Доклады 3-го Всесоюзного научно-технического совещания по итогам по ЛПА на ЧАЭС. - Чернобыль, 1992. - т. 4, ч. II. - С. 238 - 252.

Гайченко В.А., Акимов И.А. Экологическая радиоустойчивость животных // Эколого-фаунистические исследования в зоне Чернобыльской АЭС. Препр. 94.5, Ин-т. зоол. Киев. - 1994. - С. 32 - 43.

Eriksson O., Gaichenko V., Gashchak S. et al. Wild animals / In The : Transfer of radionuclides to animals, their comparative

importance under different agricultural ecosystems and appropriate countermeasures. Strand P., Howard B., Averin V. (ed.). Brussel, 1996. ISBN 92-827-5201-1. - P. 144 - 156.

Францевич Л.И., Дидух Я.П., Гайченко В.А., Микитюк А.Ю., Крыжановский В.И. Вторичные экологические изменения, вызванные эвакуацией населения / В кн: Чернобыльская катастрофа. К.: Наукова думка, 1995. - С. 320 - 325.

Францевич Л.І., Дідух Я.П., Гайченко В.А., Микитюк О.Ю., Крижанівський В.І. Вторинні екологічні зміни, викликані евакуацією населення. / В кн. Чорнобильська катастрофа. К.: Наукова думка, - 1996. - С. 335 - 340.

Гайченко В.А., Дешко Т.О. Хромосомные aberrации в пролиферирующих тканях домашней мыши как реакция на хроническое облучение // Доклады 2-го Всесоюзного научно-технического совещания по итогам по ЛПА на ЧАЭС. - Чернобыль. -1990. - т. VI, ч. III. - С. 546 - 560.

Гайченко В.А., Жежерин И.В., Небогаткин И.В. Динамика численности мелких млекопитающих в 30-ти километровой зоне ЧАЭС в до- и послеварийный период // Доклады 2-го Всесоюзного научно-технического совещания по итогам по ЛПА на ЧАЭС. - Чернобыль, 1990. - т. VI, ч. III - С. 449 - 464.

Гайченко В.А., Крыжановский В.И., Стовбчатый В.Н. Состояние фаунистических комплексов зоны отчуждения ЧАЭС в послеварийный период // Эколого-фаунистические исследования в зоне Чернобыльской АЭС. Препр. 94.5, Ин-т зоол. Киев. - 1994. - С. 4 - 18

Jones B., Eriksson O., Gaichenko V., Panov G., Petrov M., Gavryluk V., Shcherbatchenko A., Goshchak S., Burov N. Radionuclides transfer to wild animals / In The: Behaviour of Radionuclides in Natural and Semi-Natural Environments. Roma, 1992. - Doc. ENEA-DISP/ARA-MET. - (6). - P. 123 - 130.

Eriksson O., Gaichenko V., Goshchak S., Jones B., Jungskar W., Chizevsky I., Kurman A., Panov G., Ryabtsev I., Shcherbachenko A., Davydchuk V., Petrov M., Averin V., Mikhailusyov V., Sokolov V. Evolution of the contamination in game // In: The radiological consequences of the Chernobyl accident. Minsk, 1996. - P. 147 - 154.

Davydchuk V., Eriksson O., Gaichenko V., Goshchak S., Jones B., Jungskar W., Muzaliov P., Ottosson I., Panov G., Petrov M., Shatrova N., Shcherbatchenko A., Titar V., Arkhipov N., Gavriliuk V. Transfer of Radionuclides from Forage Plants to Herbivores // In: Swedish Univ. of Agricultural Sci. Uppsala. - 1993. - Report 10, ISSN 0348-8659. - P. 1 - 13.

Францевич Л.И., Комиссар А.Д., Ермаков А.А., Крыжановский В.И., Сабиневский Б.В., Гайченко В.А., Архипчук В.А., Панов Г.М., Микитюк А.Ю., Колесник А.Д., Долин В.Г., Стовбчатый В.Н., Филимонов И.С. Оценка выноса радионуклидов животными-мигрантами // Докл. 1 Всесоюзн. научно-технического совещания по итогам ЛПА на ЧАЭС "Чернобыль-88". - Чернобыль, 1989. - т.3, ч.2, - С. 110 - 123.

Гайченко В.А., Крыжановский В.И., Стовбчатый В.Н., Панов Г.М., Жежерин И.В., Микитюк А.Ю., Легейда И.С., Габер Н.А., Боярчук В.П., Колесник А.Д. Экологическая обстановка в 30-километровой зоне ЧАЭС и ее изменения за 3 послеаварийных года // Доклады 2-го Всесоюзного научно-технического совещания по итогам по ЛПА на ЧАЭС. - Чернобыль, 1990. - т. VI, ч. I. - С. 4 - 11.

Францевич Л.И., Сабиневский Б.В., Комиссар А.Д., Ермаков А.А., Крыжановский В.И., Гайченко В.А., Микитюк А.Ю., Г.М.Панов, Колесник А.Д., Филимонов И.С. Перенос радионуклидов перелетными птицами // Радиобиология. -1992. - т. 32, в. 3. - С. 357 - 363.

Балашов Л., Гайченко В., Крижанівський В., Францевич Л. Вторинні екологічні зміни на евакуйованих територіях // Ойкумена (Український екологічний вісник). - 1992. - № 2. - С. 31 - 43.

Гайченко В.А., Жежерин И.В., Небогаткин И.В. Изменения видового состава и численности мелких млекопитающих в 30-км зоне ЧАЭС в послеаварийный период // В сб.: "Млекопитающие Украины". К.: Наукова думка. - 1993. - С. 153 - 164.

Барьяхтар В.Г., Бугай А.А., Баран Н.П., Барчук В.И., Вишневский И.Н., Гайченко В.А., Коваль Г.Н., Максименко В.М., Микитюк А.Ю., Радчук В.В. Дозы внешнего облучения диких животных в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС // ДАН Украины. - 1994. - № 12. - С. 149 - 152.

Барьяхтар В.Г., Бугай А.А., Гайченко В.А., Коваль Г.Н., Проскура Н.И. Некоторые результаты и проблемы экспериментальной ретроспективной дозиметрии в зоне отчуждения ЧАЭС //Проблеми Чорнобильської зони відчуження. Чорнобиль. - 1995. - № 2. - С. 113 - 120.

Барьяхтар В.Г., Бугай А.А., Гайченко В.А., ДроздИ.П., Коваль Г.Н., Радчук В.В., Захараш М.П., Бережной А.Б., Остапенко А.Н. Инструментальные оценки нынешней радиозоологической обстановки и радиационной обстановки в прошлом в зоне чернобыльской катастрофы // Труды IV международной научно-технической конференции "Итоги 8 лет

работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС". Чернобыль, 1996. - т. 1. - С. 84 - 90.

Архипов М.П., Бунтова О.Г., Гайченко В.А., Гащак С.П., Коваль Г.М., Кучма М.Д., Стовбчатый В.М., Панов Г.М., Титар В.М. Наземні екосистеми // Бюлетень екологічного стану зони відчуження. Чернобыль, Чернобыльінтерінформ. - 1996. - в. 1(6). - С. 45 - 50.

Балашов Л.С., Гайченко В.А. Загальний екологічний стан зони відчуження ЧАЕС // Бюлетень екологічного стану зони відчуження. Чернобыль. Чернобыльінтерінформ. - 1996. - № 1(6). - С. 8 - 10.

Bugai A., Baryakhtar V.G., Baran N., Barchuk V., Kolesnik S., Maksimenko V., Zakcharash M., Bereznoy A., Ostapenko A., Gaitchenko V., Radchuk V. ESR/tooth enamel dosimetry application to Chernobyl case: individual retrospective dosimetry of the liquidators and wild animals // In: The radiological consequences of the Chernobyl accident. Minsk, 1996. - P. 1049 - 1052

Гайченко В.А., Титар В.М., Жданова Н.Н., Василевская А.И. Проявления промышленного меланизма в биоте 30-километровой зоны после Чернобыльской катастрофы // Тез. докл. II радиобиологического съезда. К.: - 1993. - т. 3. - С. 994.

Гайченко В.А., Коваль Г.Н., Семенюк Н.И., Габер Н.А. Формирование дозовых нагрузок на эмбрион птицы в условиях радиоактивного загрязнения // Тез. докл. II радиобиологического съезда. К.: - 1993. - т. 1. - С. 201.

Гайченко В.А., Титар В.М. Радиозкологический мониторинг животных в 30-км зоне ЧАЭС // Тез. докл. П съезда радиобиологов. К.: - 1993. - т. 1. - С. 203 - 204.

Гайченко В.А., Стовбчатый В.Н., Шатрова Н.Е. Миграция радиоцезия по трофическому циклу: почва-растительность-животные-почва // Тез. докл. II съезда радиобиологов. К.: - 1993. - т. 1. - С. 202.

Гайченко В.А. Экологические эффекты в популяциях животных 30-километровой зоны ЧАЭС // Тез. докл. II радиобиологического съезда, К.: - 1993. - т. 1. - С. 203.

Гайченко В.А., Крыжановский В.И., Стовбчатый В.Н., Панов Г.М., Жежерин И.В., Микитюк А.Ю., Легейда И.С., Титар В.М. Экологическая обстановка в 30-километровой зоне ЧАЭС и ее изменения за 3 послеаварийных года // Тез. докл. I междунар. конфер. "Биологические и радиозкологические аспекты последствий аварии на ЧАЭС". - М.: - 1990. - С. 57.

Гайченко В.А. Радиобиологические последствия аварии на ЧАЭС в популяциях диких животных зоны отчуждения. Рукопись.

Диссертация на соискание ученой степени доктора биологических наук по специальности 03.00.08 - радиобиология. Институт экспериментальной патологии, онкологии и радиобиологии им. Р.Е.Кавецкого НАН Украины, Киев, 1996.

Защищаются 34 работы по комплексному исследованию степени воздействия на популяции диких животных условий обитания в радиационно загрязненных биогеоценозах. При хроническом облучении в популяциях животных происходят существенные структурные перестройки, направленные на выживание в изменившихся условиях. Прослежена миграция цезия-137 по трофической цепи и оценены поглощенные дозы различными экологическими группами животных. Предложено новое понятие радиэкологической устойчивости популяций.

Gaichenko V.A. Radiobiological consequences of the CNPS accident in wildlife populations of the exclusion zone. Manuscript.

Theses for the degree of Doctor of Biology on speciality 03.00.08 - radiobiology. R.E.Kavetsky Institute of Experimental Pathology, Oncology and Radiobiology UNAS. Kyiv, 1996.

34 scientific papers devoted to a complex study of radioactive pollution impact on animal wildlife are being defended. Chronic irradiation of animal populations leads to significant structural changes that favour survival under altered conditions. Migration of <sup>137</sup>Cs has been studied in trophic chains and absorbed doses for various ecological animal groups have been assessed. A new concept concerning the radioecological resistance of populations has been proposed.

Ключові слова. Радіоекологія, міграція радіонуклідів, поглинені дози, радіаційні ефекти, популяції.





---

Подписано к печати 12.11.96г. Формат 60x84/16.  
Объем: 2.0 усл.-печ.л., 2.0 уч.-изд.л.  
Тираж 120. Заказ 74.

---

Типография во Флоровском монастыре  
тел. 416-54-62

AB 36.116