

БЮЛЕТЕНЬ

ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ
ТА ЗОНИ БЕЗУМОВНОГО (ОБОВ'ЯЗКОВОГО) ВІДСЕЛЕННЯ

№2 (24), жовтень 2004

Самопоселенці зони
відчуження - аспекти
їхньої життєдіяльності

Радіоактивні відходи
у сховищах ЗВ -
уточнення і узагальнення

Аналіз нового
безпечноного конфайнменту
для об'єкта "Укриття"

Загальнобіологічні наслідки
Чорнобильської катастрофи
для людини і біоти

Наукові міжнародні
дослідження
в зоні продовжуються

У визначного академіка - ювілей



ЗАГАЛЬНОБІОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ АВАРІЇ ДЛЯ ЛЮДИНИ І БІОТИ

В. М. Шестопалов, М. В. Набока, Є. І. Степанова,
О. О. Скварська, Т. Мюссо, Я. І. Серкіз

Дослідженнями наслідків Чорнобильської аварії встановлено, що при однаковому рівні забруднення ґрунтів перехід радіоцезію в рослини, а потім в організм людини і тварин був істотно різним і, відповідно, варіювала доза внутрішнього опромінення [1-4 та ін]. До цього часу проведена велика кількість досліджень дозоутворюючих факторів, що впливають на опромінення людини і біоти. Однак роль ландшафтно-геохімічних факторів і дотепер враховується не достатньо.

Тому перша частина нашої роботи стосувалася вивчення природних міграційних особливостей території забруднення радіонуклідами і важкими металами, як фактора ризику виникнення негативних наслідків для населення та біоти.

Наши дослідження (разом з Мельником І.В.) показали, що в межах "південного сліду" на території Київської області можна виділити п'ять основних класів ландшафтів: 1) кислій; 2) кислий глейовий; 3) кальцієвий; 4) кальцієвий глейовий; 5) кальцієвий глейовий з натрієвим (рис. 2 на кольоровій вкладці).

На півночі області, де розташований Чорнобиль, переважають кислі ландшафти, на півдні - кальцієві. Коефіцієнти переходу ^{137}Cs на півночі вищі, а стронцію - нижчі. Коефіцієнти переходу ^{137}Cs у класах ландшафтів від 1 до 5 співвідносяться як 5:5:4:3:1. Наприклад, у кислих ландшафтах коефіцієнти переходу ^{137}Cs більші ніж у кальцієвих глейових з Na у 5

разів. А для ^{90}Sr перевищення в 5 разів мають коефіцієнти переходу кальцієвих ландшафтів над кислими. Коефіцієнти переходу ^{90}Sr по класах ландшафтів від 1 до 5 співвідносяться як 1:2:5:4:4. При цьому доза опромінення за життя при аналогічних рівнях забруднення ^{137}Cs (70-80 кБк/м²) ґрунтів, яка була розрахована за екологічною моделлю д.б.н. А. Кравець, для кислих ґрунтів була у 40 разів більша, ніж для кальцієвих (аналогічні дози, розраховані за стандартною моделлю, майже не відрізнялися: 56 мЗв за життя для кислих ґрунтів і 40 мЗв за життя - для кальцієвих).

Інші хімічні елементи, наприклад барій, мали подібне до ^{137}Cs співвідношення коефіцієнтів переходу.

Кислі ґрунти також сприяють міграції цинку: його перехід у кислих ландшафтах у 22 рази вищий ніж у кальцій-глейових (рис. 1). Поряд з цим, у кисло-глейових ґрунтах його перехід у 2 рази нижчий ніж у кислих (рис. 1). Для нікелю перехід у кальцій-глейових ґрунтах у 2 рази вищий ніж у кислих, і в 3 рази нижчий ніж у неоглейованих. У відновлюючих умовах глейового шару, згідно з М.А. Глазовською [5], О. В. Войчеховичем [6], відбувається перехід окремих елементів у більш рухливу форму (наприклад, заліза, марганцю, алюмінію й ін.). У той же час уран, селен, ванадій накопичуються в глейовому горизонті.

Наступним етапом наших досліджень було визначення залежності ризику соматичної захворюваності

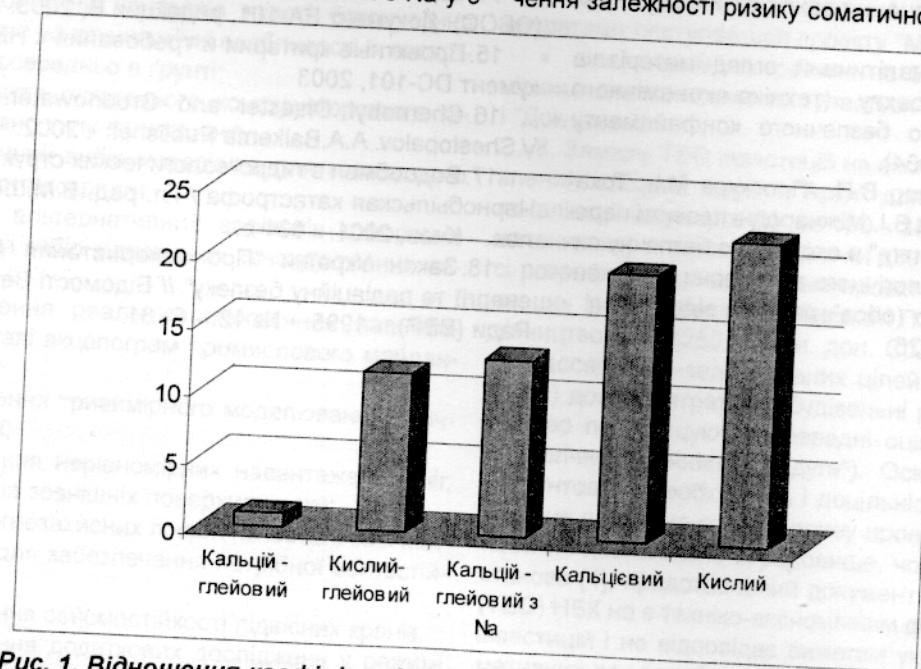


Рис. 1. Відношення коефіцієнтів міграції цинку з ґрунту до рослинності залежно від класу ландшафтіу

дитячого населення від часу проживання на забрудненій території з кислими (північ області) і кальцієвими ландшафтами (південь області).

Для дослідження були обрані території, що відрізняються в 2, 4, 6 і 10 разів щільністю забруднення ґрунтів радіоцеєзіем (рис. 3 на кольоровій вкладці). Аналізувалися періоди через 5, 10 і 15 років після Чорнобильської аварії. Відносний ризик захворюваності (RR - relative risk [7]) розраховувався як відношення показників захворюваності дітей, які проживають на забрудненій території, до захворюваності дітей, що проживають на незабрудненій території.

Регресійні моделі час-ефект показали зростаючі тимчасові тренди по таких класах, як загальна захворюваність і захворюваність хворобами травної системи. Якщо через 5 років після аварії ризик захворюваності хворобами травної системи в 2-х найбільш забруднених серед досліджених районах (із середньою щільністю забруднення ґрунтів ^{137}Cs 70 і 100 kBk/m^2) був вищим у 2,7 раза, ніж у незабрудненному, то через 10 років він виріс у 3, 3 і в 4, 4 раза. У найменш забрудненому районі ($26 \text{ kBk}/\text{m}^2$) через 5 років після аварії ризик захворюваності не відрізняється від незабрудненого району, та через 10 років він виріс майже в 2 рази (рис. 2).

При цьому на північній області на території з кальцієвими ландшафтами тренди ризику захворюваності дітей у забруднених районах не відрізнялися від незабруднених.

Таким чином, проведені дослідження показують, що на територіях з різними умовами міграції радіонуклідів формуються дози опромінення, що відрізняються в кілька разів при рівних рівнях забруднення і, від-

повідно, різні ризики виникнення соматичної патології, що зростають із тривалістю радіаційного впливу. Ризик негативних наслідків від рівня забруднення реалізується по-різному в різних ландшафтно-геохімічних умовах, шляхом впливу на рівень переходу нуклідів із ґрунту в рослину. Наскільки це небезпечно для місцевої популяції ми зможемо побачити, провівши дослідження цих дітей, коли вони стануть дорослими, а та-кож їхніх дітей, що будуть продовжувати жити на забрудненій території. Поки що діти, які народилися в 1986 р., тільки підійшли до дітейського віку.

За час, який минув після аварії, у батьків, що зазнали дії радіаційного опромінення, народилося більш ніж 500 тис. дітей. Аналіз медико-статистичних даних МОЗ України свідчить, що у них частіше реєструються вроджені вади розвитку (ВВР), особливо у дітей, які народились у ліквідаторів 1986-1987 рр. Так, у Державний реєстр України входить 13136 дітей, які народились у ліквідаторів 1986-1987 рр., з них у 1190 дітей зареєстровано ВВР. У динаміці після аварійного періоду показник ВВР змінювався так:

1987 р. - 107,1; 1988 р. - 113,1; 1989 р. - 94,7; 1990 р. - 101,9; 1991 р. - 85,1; 1992 р. - 74,4; 1993 р. - 59,9; 1994 р. - 32,5; 1995 р. - 46,0; 1996 р. - 29,0; 1997 р. - 60,0 на 1000, тобто з часом після припинення контакту батьків з радіаційним фактором кількість дітей, народжених з ВВР, знижувалась.

У структурі ВВР дітей ліквідаторів I рангове місце займають пороки кістково-м'язової; II - серцево-судинної; III - сечостатевої системи; IV - V - органів травлення і нервової трубки.

Під керівництвом проф. Є.І. Степанової, для встановлення можливого впливу опромінення батьків на

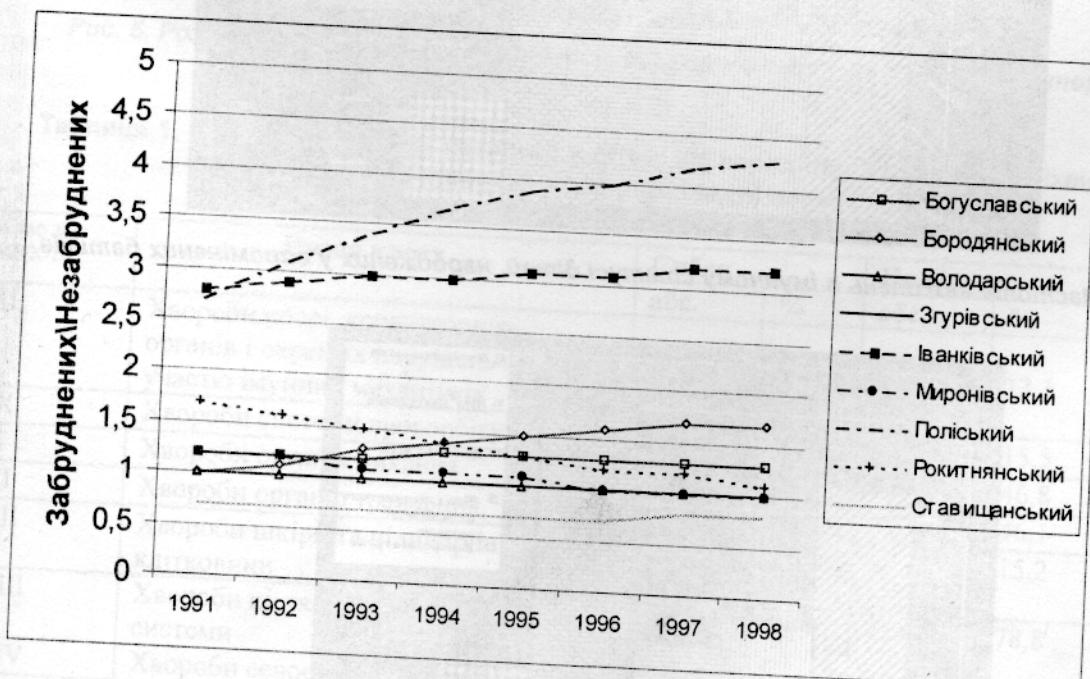


Рис. 2. Ризик захворюваності хворобами органів травлення у дітей, що мешкають на кислих та кальцієвих ландшафтах

Загальнобіологічні наслідки чорнобильської аварії для людини і біоти

Їхнє потомство, була проведена оцінка стану здоров'я дітей, що народилися:

- у ліквідаторів, які перенесли гостру променеву хворобу (ГПХ) (I група, 24 дітей);
- у ліквідаторів 1986-1987 рр. з дозою опромінення 25 сЗв і більше (II група, 380 дітей);
- у ліквідаторів і евакуйованих з дозою загального опромінення 10 сЗв і менше (III група, 628 дітей);
- у населення, що мешкає в II-III зонах (IV група, 3809 дітей);
- у населення, що мешкає на "чистих" територіях (V група - контрольна, 706 дітей).

Цей контингент дитячого населення характеризувався:

- стабільно високими показниками захворюваності, що протягом останніх 5 років коливаються в межах 1427 - 1587 %, перевищуючи дані по Україні на 30-40 % (1033 - 1336 %),
- малою кількістю практично здорових дітей (5,0 - 9,2 %, у контролі 18,6-24,6 %),
- великою кількістю дітей інвалідів, що у 4 рази перевищує популяційний рівень.

На рис. 3 можна бачити результати оцінки імунно-

го статусу. Рисунок свідчить, що найбільш високу частоту відхилень (46-75%) імунологічних параметрів у порівнянні з контролем (19%) мають діти, народжені в опромінених батьків та тих, що проживають на забруднених територіях Полісся.

Починаючи з періоду народження, у дітей усіх груп спостереження, які народилися в опромінених батьків, процеси адаптації до зовнішнього середовища проходять більш напружено. Вже на першому році життя серед них формувалася численна група часто хворіючих, у яку до 6-7-літнього віку входило від 49,2 до 58,7 % дітей.

Показники фізичного розвитку дітей відповідали віковим нормативам, за винятком дітей із зони з рівнем радіаційного забруднення ґрунтів вище 555 кБк/м², у яких маса тіла при народженні була меншою.

У дітей усіх груп, які народилися в опромінених батьків, реєстрували з високою частотою соматичну патологію. Характерною особливістю дітей, батько яких переніс гостру променеву хворобу (ГПХ), і дітей, що мешкають на забрудненій території, була висока частота анемій (рис. 4).

Результати клініко-генетичних обстежень 297 родин, до складу яких увійшли: батько - ліквідатор ЛПА

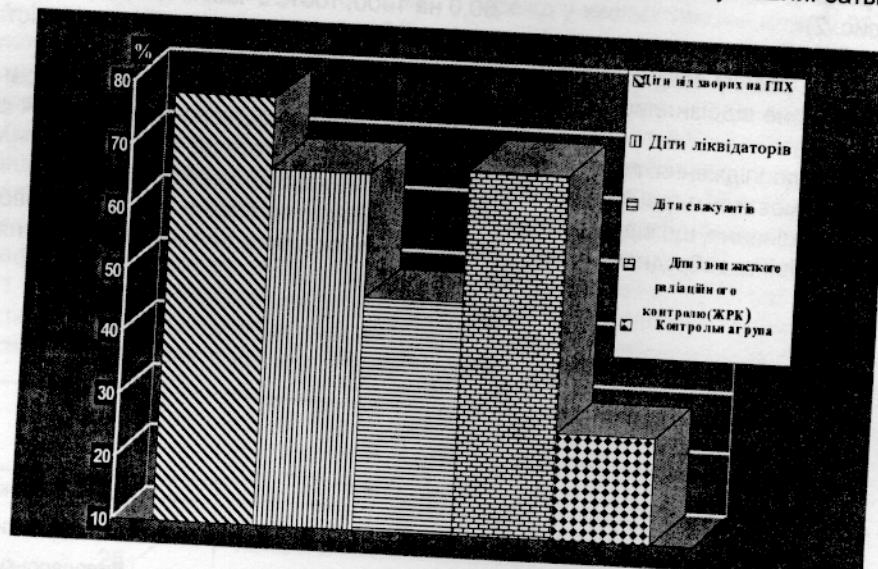


Рис. 3. Частота відхилень в імунному статусі дітей, народжених у опромінених батьків

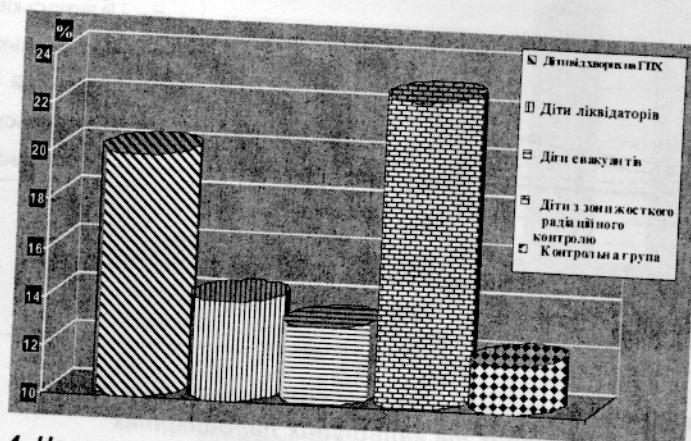


Рис. 4. Частота анемій у дітей, що народилися в опромінених батьків

(діапазон доз від 10,0 до 100,0 сЗв), мати (не опромінена) і двоє дітей, один з них народжений до аварії (сібс) і другий - після аварії (пробанд), показали, що пробанди мали більш низький рівень здоров'я порівняно з їх старшими братами і сестрами, які народилися до аварії (рис. 5).

Морфогенетичні варіанти пробандів характеризувалися наявністю множинних стигм дезембріогенезу (у 54,2%), у той час як у сібсів та у дітей контрольної групи такий фенотип зустрічався лише у 13,5% випадків. У пробандів частіше виявлялися захворювання крові і кровотворних органів, органів кровообігу, дихання, травлення, шкіри і підшкірної клітковини, кістко-

во-м'язової системи і сполучної тканини, захворювання сечостатевої системи й уроджені вади розвитку.

При порівняльному аналізі цитргенетичних змін у дітей, народжених до й після аварії на ЧАЕС, встановлено (рис. 6), що у пробандів частота виявлення хромосомних абераций булавищою ніж у сібсів ($4,16 \pm 0,03\%$ і $2,79 \pm 0,04\%$, $p < 0,01$) переважно за рахунок збільшення вражень хромосомного характеру - $3,24 \pm 0,03\%$ і $1,88 \pm 0,01\%$ ($p < 0,01$), тоді як хроматидні аберациї реєструвалися з однаковою частотою - $0,96 \pm 0,04\%$ і $0,93 \pm 0,02\%$, відповідно ($p > 0,05$). Достовірно частіше у пробандів виявлялися стабільні враження хромосом ($2,83 \pm 0,03\%$ і $1,69 \pm 0,04\%$, $p < 0,05$).

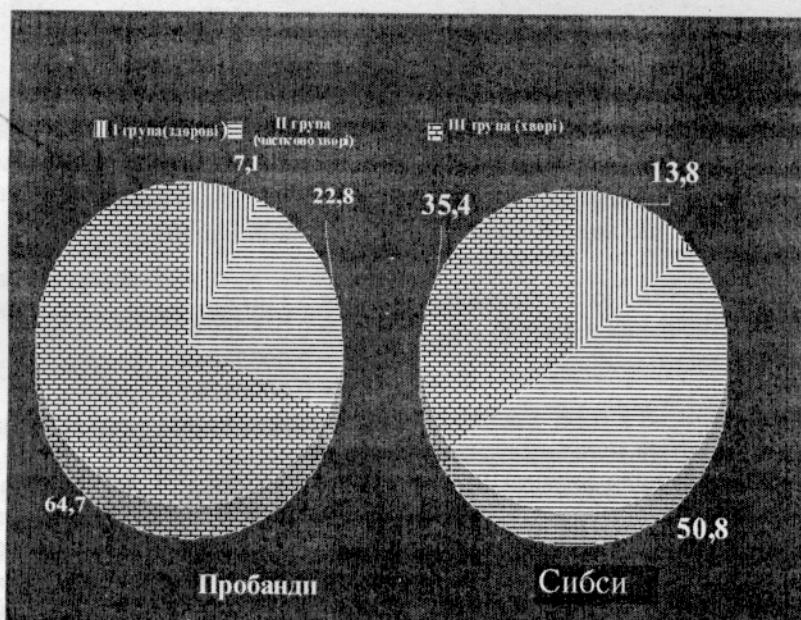


Рис. 5. Розподіл по групах здоров'я дітей, що народилися у родинах ліквідаторів (%)

Таблиця 1. Частота виявленої патології у дітей, які народилися в родинах ліквідаторів до (сібси) і після (пробанди) аварії

Клас за МКХ-10	Назва класу	Сібси		Пробанди		P
		абс.	%	абс.	%	
III	Хвороби крові, кровотворних органів і окремих порушень з участю імунних механізмів	13	4,4	39	13,1	<0,05
IX	Хвороби системи кровообігу	13	4,4	46	15,5	<0,05
X	Хвороби органів дихання	105	35,3	139	46,8	<0,05
XI	Хвороби органів травлення	70	23,6	137	46,1	<0,05
XII	Хвороби шкіри та підшкірної клітковини	12	4,0	45	15,2	<0,05
XIII	Хвороби кістково-м'язової системи	144	48,5	234	78,8	<0,05
XIV	Хвороби сечостатевої системи	31	10,4	59	19,9	<0,05
XVII	Вроджені вади розвитку, деформації та хромосомні аномалії	11	3,7	31	10,4	<0,05

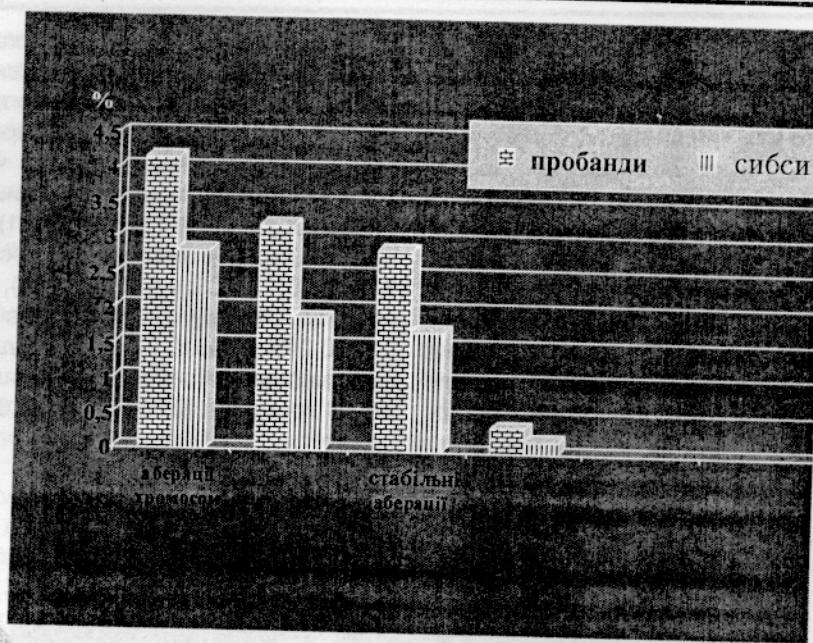


Рис. 6. Частота різних типів аберант у сібсів і пробандів, що народилися в родинах ліквідаторів

Встановлено наявність достовірного кореляційного зв'язку між частотою стабільних аномалій хромосом у батьків та їх дітей, які народилися у післяаварійний період.

Дослідження, проведені сумісно з H.Sh. Weinberg та ін. [8], з використанням стратегії мультилокусного ДНК-фіngerпринтування, дозволили виявити 5, 6-кратне збільшення вариабельності мікросателітних фракцій ДНК у дітей, народжених після аварії у порівнянні з їх батьками й дітьми, народженими до аварії. Встановлено нелінійний характер залежності числа мутацій у мікросателітній фракції ДНК від дози опромінення батька й часу, що спливнув після закінчення контакту батька з радіаційним фактором до зачаття пробанди. Створена модель, що описує цю залежність:

$$y = \text{int}[b_0 \cdot \exp(-\alpha_1 \cdot t) \cdot \exp(-\alpha_2 \cdot D) \cdot \exp(-\alpha_3 \cdot D \cdot t)]$$

де y - кількість нових бендів; t - час, що пройшов після припинення контакту батька з радіаційним фактором до зачаття пробанду (місяці); D - доза опромінення батька, сЗв.; коефіцієнти мають такі значення:

$$b^0 = 5,11879$$

$$\alpha^1 = 0,0460899$$

$$\alpha^2 = 0,00658849$$

$$\alpha^3 = 0,00001761$$

коєфіцієнт детермінації R^2 склав 0,8435, F-статистики - 19,6574.

Таким чином, діти, які народилися в опромінених батьків, характеризуються низьким рівнем здоров'я, зниженням здатності адаптуватися до зовнішнього середовища, наявністю порушень імунного гомеостазу, підвищеною кількістю мутацій.

Можливу перспективу певною мірою можна також оцінити за допомогою інших біооб'єктів, що живуть на території зони відчуження. Наприклад, після 1986 р. вже існує 17 поколінь птахів, яких спостерігав професор Т. Мюссо, і майже 12 поколінь лабораторних тварин, яких спостерігав професор Я. І. Серкіз.

Спостереження, що з 1990 р. проводить проф. Т. Мюссо і співавт. [9-12] над популяцією ластівок (*Hirundo rustica*), свідчать, що у 16 поколінь ластівок Чорнобильської зони характерними були зміни, які наведені у табл. 2 та на рис. 7, 8.

Таблиця 2. Характерні зміни у 16 поколіннях ластівок Чорнобильської зони

Показник	Чорнобиль	Норма
Число мутацій ДНК	2 – 10 x normal	
Частковий альбінізм	15 – 20 %	<1 %
Виживаність популяції на рік	15%	35 – 40%
Народжуваність	77%	96%
Кількість пташенят	Нижче на 8%	
Кладка яєць	Нижче на 15%	



Рис. 7. У ластівок Чорнобильської зони виявляються спадкоємні мутації (частковий альбінізм) у 15 разів частіше, ніж у контрольній популяції

Результати, отримані проф. Т. Мюссо й іншими дослідниками, можна коротко представити у вигляді такого резюме.

1. Відзначене збільшення частоти мутацій у геномі, а саме:

- підвищена кількість мутацій для мікросателіт-асоційованої фракції ДНК у 2-10 разів стосовно норми, заснованої на порівнянні результатів з батьками (у дітей ліквідаторів - у 5,6 раза);

- спадкові видимі мутації (частковий альбінізм, асиметрія хвостового оперення - рис. 8) - більш ніж в 15 разів частіше, ніж у контрольній популяції (у дітей ліквідаторів множинні стигми дезембріогенезу реєструють у 4 рази частіше, ніж у контролі).

2. Виявлені такі демографічні ефекти:

- самовідновлююча популяція ластівок відсутня у

межах зони відчуження з найвищими рівнями радіоактивного забруднення, незважаючи на великі популяції, що історично тут існували, та безліч підходящих місць для мешкання;

- виживаність популяції чорнобильських ластівок за рік становить приблизно 15%, у порівнянні з 35-40 % для груп контролю в Україні й Західній Європі;

- тільки приблизно 77 % чорнобильських птахів розмножуються за рік, у той час як норма - близько 96 %;

- розмір виводка (кількість пташенят) у птахів, які розмножуються, у Чорнобилі на 8 % нижче;

- відкладених яєць менше на 15 % ніж у нормальній кладці яєць. Тобто чорнобильська популяція ластівок вгасає.

На схожі зміни у біоті зони відчуження, такі як зменшення пло-

дючості та лінійних розмірів тварин чи окремих частин тіла (зокрема черепу у східноєвропейської полівки з ко-ефіцієнтом варіації краніологічних ознак до 8 %), підвищена смертність, зниження цілісності особин, що входять до складу даної популяції, дестабілізацію морфогенетичних процесів, відмічали й інші дослідники [13-14]. Вони вважають це мірою відповіді популяції на хронічне опромінення у природних умовах.

Багато біоефектів, що зафіксовані у ластівок та інших диких тварин, відзначалися проф. Я.І. Серкізом та ін. на експериментальних тваринах, що постійно знаходилися в Чорнобильській зоні відчуження (миші CC₅₇W; C₅₇Bl і нелінійні пацюки).

Постійне перебування експериментальних тварин та їх нащадків (12 поколінь) на базах у м. Чорнобіль і м. Київ (контроль) сформувало сумарну погли-

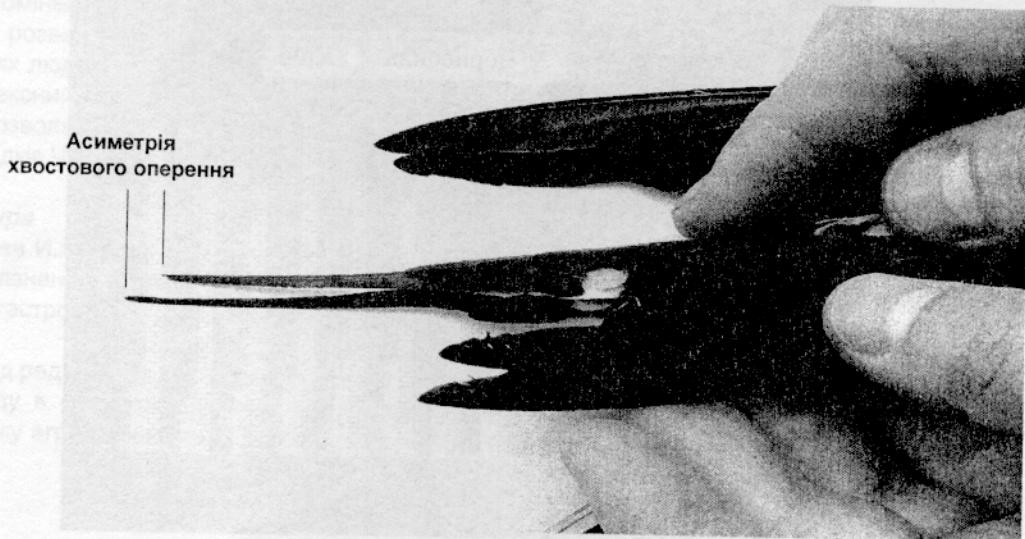


Рис. 8. У ластівок Чорнобильської зони вищий рівень асиметрії хвостового оперення

нену дозу у тварин за рахунок зовнішньої та внутрішньої компоненти (за рахунок інкорпорованих радіонуклідів $^{134+137}\text{Cs}$, ^{90}Sr), яка становила:

- сумарна поглинена доза у тварин на момент народження потомства 15-20 мГр;
- доза пренатального опромінення (у породжених) 5-9 мГр.

Встановлено, що у тварин при підвищених радіаційних навантаженнях стосовно контролю відзначалося зниження загальної кількості лейкоцитів, зрушення лейкоцитарної формули, поява недиференційованих клітин, виражена гіпохромна анемія, лімфопенія, моноцитоз, наявність у периферичній крові плазматичних і ретикулярних клітин.

У кістковому мозку спостерігалися кількісні зміни клітинного складу, які реалізувалися по гіпопластич-

ному типу і вказували на скорочення плацдарму кістково-мозкового кровотворення. Відзначалася поява в крові атипівих клітин гранулоцитарного, моноцитарного і лімфоцитарного пулів кровотворення.

Характерними змінами імунної системи було пригнічення Т-клітинної ланки імунітету. Реакції неспецифічного захисту (активність природних кілерів і макрофагів на більш ранніх етапах опромінення активізувалася (що можна розцінювати як компенсаторний механізм), а надалі знижувалася. Найбільш істотні зміни імунного гомеостазу спостерігалися в 2 і 3 поколіннях (F2 - F3), без подальшого повного відновлення.

Репродуктивна система: постійна дія малих доз радіаційного опромінення несприятливо впливає на репродуктивну функцію і постнатальний розвиток у ряді поколінь опромінених в утробі пацюків (рис. 9, 10).

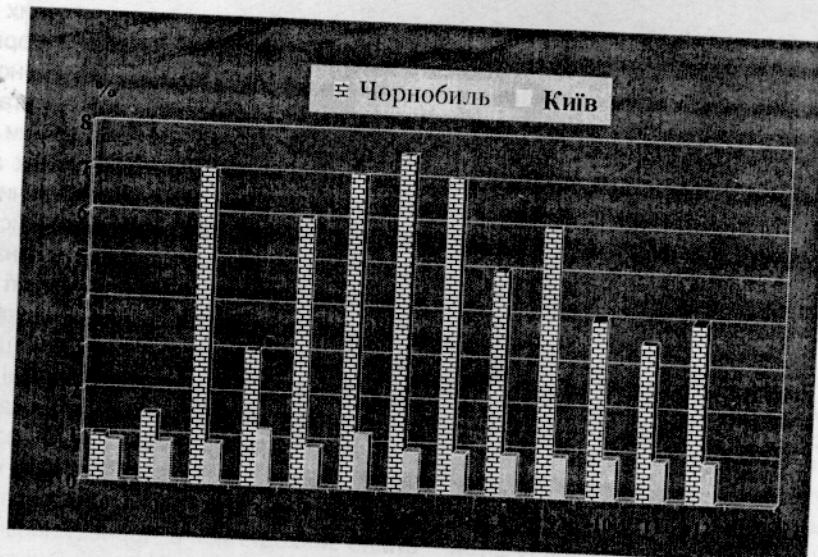


Рис. 9. Хромосомні аберації в клітках кісткового мозку пацюків, %

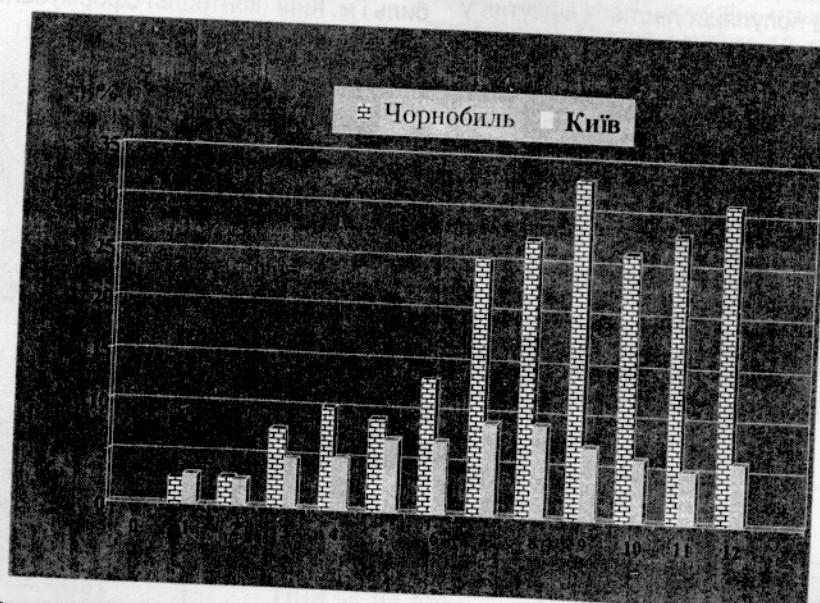


Рис. 10. Післяпологова загибел пацюків протягом 1-го місяця

Постнатальний розвиток пацюків у поколіннях характеризувався деякими особливостями: у тварин при підвищених радіаційних навантаженнях стосовно контролю відзначалося зменшення маси тіла при народженні, а також при їхньому дорослішанні (на 10-20%) - порушення розвитку, деяке збільшення кількості анатомічних аномалій.

Загальні висновки:

1. На територіях з різними умовами міграції радиоцезію формуються дози опромінення, що відрізняються в кілька разів при рівних рівнях забруднення і, відповідно, різні ризики виникнення соматичної патології, що зростають із тривалістю радіаційного впливу.

2. Нащадки опромінених батьків (людини і біоти), починаючи з першого покоління, характеризуються більш напруженими процесами адаптації до зовнішнього середовища, підвищеннем захворюваності дітей і смертності тварин.

3. Імунна система в опромінених тварин і дітей характеризується високою частотою відхилень імунологічних параметрів за межі фізіологічної вариабельності, пригніченням переважно Т-клітинної ланки імунітету.

4. У дітей із зони радіаційного контролю (дещільність забруднення ґрунту $^{137}\text{Cs} > 555 \text{ kB}/\text{m}^2$) і тварин порушувалися показники фізіологічного розвитку при народженні, а на наступних етапах онтогенезу спостерігалось підвищення рівня соматичної патології (як наслідок зниження імунітету).

5. У дітей, які народилися в опромінених батьків і проживають на забруднених територіях, була висока частота анемій, а у тварин з'являлися маркери прогностичних ознак гематологічних захворювань.

6. У дітей і тварин спостерігали посилення інтенсивності мутаційного процесу, що виражалося в підвищенні аномалій розвитку, кількості мутацій у мікросателітній фракції ДНК, що вказує на формування феномена генетичної нестабільності.

7. Аналіз результатів досліджень декількох поколінь тварин і їх спільність зі змінами у дітей, народжених в опромінених батьків, дозволяють припустити можливий розвиток негативних ефектів у наступних поколіннях людини.

8. Комплексний підхід з використанням різних біооб'єктів дозволяє зробити більш об'єктивований прогноз наслідків Чорнобильської аварії для людини.

Література

- Лихтарев И.А., Лось И.П. Дозы облучения населения загрязненных территорий. - В кн.: Чернобыльская катастрофа. - К.: Наук. думка, 1995. - С. 398-399.
- Переход радионуклидов через наземную окружающую среду в сельскохозяйственные продукты, включая оценку агрохимических приемов / Европей-
- ская комиссия Беларусь, Российская Федерация, Украина. Международное научное сотрудничество по ликвидации последствий Чернобыльской катастрофы (1991-1995). Совместный экспериментальный проект №2. Координаторы от ЕЭС Д. Раурет, Ю. Мелин, Кремерс. Координаторы от СНГ С. Фирсакова, Р. Алексахин, Ю. Иванов. Заключительный отчет EUR 16528 EN.
- Поведение радионуклидов в природных и полуприродных экосистемах / Европейская комиссия Беларусь, Российская Федерация, Украина. Международное научное сотрудничество по ликвидации последствий Чернобыльской катастрофы (1991-1995). Совместный экспериментальный проект №5. Редакторы М.Белли и Ф. Тихомиров. Agenzia Nazionale per la Protezione Ambiente Rome ITALY. Московский Государственный Университет, Москва, Россия. Заключительный отчет EUR 16531 EN.
- Давыдчук В.С. и др. Ландшафты Чернобыльской зоны и их оценка по условиям миграции радионуклидов. - К.: Наук. думка, 1994. - 112 с.
- Глазовская М.А. Почвы мира. - М.: Изд-во Москвск. ун-та, 1972. - Ч.1. - 232 с.
- Войцехович О.В. Радиоактивное загрязнение бассейна Днепра // Природа. - 1991. - №5. - С. 52-56.
- Альбом Андреас, Норелл Стефан. Введение в современную эпидемиологию / Перевод с англ. И. Боня. - Таллин: Институт экспериментальной и клинической медицины, 1996. - 122 с.
- Weinberg H., Korol A., Nevo E., Piatak O., Stepanova E., Skvarskaja E. Very high mutation rate in offspring of Chernobyl accident liquidators // Proc. R. Soc. Land. B, 2001. - 268. - P. 1001-1005.
- Ellegren H., Lindgren G., Primmer C. R. and Moller A. P., 1997. Fitness loss and germline mutations in barn swallows breeding in Chernobyl. Nature 389:593-596.
- Moller A. P., Surai P. and Mousseau T. A. 2004. Antioxidants, radiation and mutations in barn swallows from Chernobyl. Submitted to Proceedings of the Royal Society, London.
- Moller A.P., Mousseau T.A., Milinevsky G., Pysanets E. and Peklo A. 2004. Condition, life-history and population change in barn swallows from Chernobyl. Submitted to Ecological Applications.
- Moller A.P. and Mousseau T.A. 2001. Albinism and phenotype of barn swallows Hirundo rustica from Chernobyl. Evolution, 55 (10): 2097-2104.
- Гайченко В.А. Особливості існування диких тварин в умовах радіоактивного забруднення біогеоценозів / Зона відчуження: Зб. наукових праць. - К.: Наук. думка, 2001. - С. 317-324.
- Архипов М.П., Бунтова В.А., Гайченко В.А. та ін. Наземні екосистеми // Бюллетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. - 1996. - 1(6). - С. 45-50.