

Н. М. Рябченко*, О. О. Бурдо, А. І. Липська

Інститут ядерних досліджень НАН України, Київ, Україна

*Відповідальний автор: nryabchenko@ukr.net

**ЦИТОГЕНЕТИЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ *MYODES GLAREOLUS*
З ПРИРОДНИХ ПОПУЛЯЦІЙ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ
У ВІДДАЛЕНИЙ ПІСЛЯВАРІЙНИЙ ПЕРІОД**

Наведено результати цитогенетичних досліджень нориці рудої (*Myodes glareolus*) з територій Чорнобильської зони відчуження з різним рівнем радіонуклідного забруднення, які здійснювались протягом 2009 - 2016 рр. Показано, що у віддалений період після аварії на ЧАЕС у нориці рудої зберігаються ознаки хромосомної нестабільності соматичних клітин, що проявляються у підвищеному рівні клітин кісткового мозку з мікроядрами, ймовірно внаслідок радіаційно-індукованої нестабільності геному та змін екологічних характеристик популяції в умовах сумісної дії низькоінтенсивної радіації та негативних факторів довкілля.

Ключові слова: Чорнобильська зона відчуження, нориця руда, інкорпоровані радіонукліди, цитогенетичні маркери.

1. Вступ

У радіаційній біології, медицині та екології проблема хронічної дії низькоінтенсивного іонізуючого випромінювання (ІВ) на людину та біоту впродовж багатьох років залишається у центрі особливої уваги. Станом на сьогодні відсутні переконливі наукові дані щодо характеру дії малих доз радіації в різних режимах на біологічні об'єкти. У цьому аспекті Чорнобильська зона відчуження (ЧЗВ) є унікальним майданчиком натурних радіобіологічних та радіоекологічних досліджень ссавців, зокрема генетичних ефектів, формування радіаційно-індукованої нестабільності геному та її трансгенераційної передачі в умовах радіонуклідного забруднення довкілля.

Показники соматичного мутагенезу у представників індикаторних видів дрібних ссавців ЧЗВ активно досліджувались вітчизняними та зарубіжними фахівцями у перші роки після аварії та протягом наступних десятиліть минулого століття. Виявлено високі рівні активності радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr в тілі тварин, цитогенетичні аномалії в клітинах кісткового мозку та периферичної крові, що корелювали з питомою активністю ^{90}Sr у кістковій тканині [1 - 3]. Разом з тим, дослідження наступних десятиліть реєстрували поступове зниження частоти хромосомних перебудов (частоти мікроядер та аберацій хромосом у соматичних клітинах) у представників мишоподібних з територій ЧЗВ з різним рівнем радіонуклідного забруднення, зокрема так званого «Рудого лісу», де він сягав 1000 Ки/км^2 [4, 5]. Автори цих досліджень припускають, що це зумовлено, головним чином, зниженням вмісту ^{137}Cs у лан-

цюгу «грунт - рослини - тварини», а також адаптацією природних популяцій до тривалого радіаційного забруднення довкілля внаслідок мікроеволюційних процесів та, як наслідок, формуванням радіорезистентності у ряді поколінь.

Особливий інтерес викликають дослідження радіобіологічних наслідків сумісної дії зовнішнього та внутрішнього опромінення та інших абіотичних стресорів довкілля на живі організми у природних умовах, які неможливо здійснити в умовах лабораторних експериментів. Глобальні зміни клімату, екстремальні природно-кліматичні та техногенні фактори, такі як масштабні затоплення, пожежі на територіях, забруднених радіонуклідами, можуть істотно впливати на їхні фізико-хімічні перетворення та біодоступність, модифікувати радіаційно-індуковані біологічні ефекти та підвищувати генетичні ризики у біоті.

Неоднозначність наукових даних та необхідність одержання актуальної інформації щодо віддалених генетичних наслідків хронічного радіонуклідного забруднення довкілля у ссавців спонукають до аналізу наявних даних та продовження/відновлення цитогенетичного моніторингу природних популяцій референтних видів ссавців у ЧЗВ. До таких видів належать представники природних популяцій мишоподібних гризунів, які є типовими та численними представниками фауни наземних екосистем ЧЗВ; відрізняються відносно високою радіочутливістю; мають безпосередній контакт із джерелами радіонуклідів у ґрунті, підстилці, кормі, повітрі; є добре вивченими у біологічному плані.

Нориця руда (*Myodes glareolus*) – вид, що характеризується значним ареалом у лісовій зоні Євразії, швидкими темпами розмноження та зміни поколінь, тісним контактом з поверхнею ґрунту, відносно високою радіочутливістю. Він є одним з найрозповсюдженіших видів на території ЧЗВ та домінантним видом мишоподібних на обраних дослідницьких полігонах. За нашими приблизними підрахунками з часу після аварії на ЧАЕС у популяції нориці руді змінилося більше 60 поколінь (враховуючи 2 - 3 виводки за сезон), що дає змогу досліджувати ознаки хромосомної нестабільності, сформованої за хронічної дії ІВ та трансгенераційної передачі радіаційно-індукованої нестабільності геному.

Мета роботи – аналіз динаміки цитогенетичних ушкоджень у нориці руді з природних популяцій на територіях ЧЗВ з різними рівнями

радіонуклідного забруднення у віддалений період після аварії на ЧАЕС.

2. Матеріали та методи дослідження

Об'єктом цитогенетичних досліджень була нориця руда (*Myodes glareolus*) – домінантний вид дрібних гризунів на дослідних та контрольному полігонах. Вилови тварин у 2008, 2009, 2012, 2013, 2015 та 2016 рр. проводили на території ЧЗВ в осінній період, протягом трьох діб за допомогою пасток-живоловок системи Шермана. Визначення виду проводили за морфологічними ознаками та додатково методом каріотипування. Вік тварин контролювали за комплексом ознак: маси, довжини тіла, розвитку генеративних органів та тимуса. Досліди проводили на статевонезрілих тваринах дво- і тримісячного віку. За вказаний період було обстежено 231 тварину (табл. 1).

Таблиця 1. Кількість досліджених особин нориці руді по роках

Полігон	2008	2009	2012	2013	2015	2016
Янів	9	20	16	5	12	12
Смарагдове	5	15	3			
Чистоголівка	10	0	0			
Казковий	8	0	0			
Чорнобиль-2					11	14
Дитятки					10	18
Контроль		10	13	10	15	15

Дослідний полігон Янів розташований на території «Рудого лісу» (51°23'12.17"N 30°03'45.63"E; 51°23'9.45"N 30°03'49.04"E; 51°23'10.57"N 30°03'50.16"E (WGS84)), 2,7 км від ЧАЕС, потужність експозиційної дози (ПЕД) становила 550 - 2500 мкР/год; Чистоголівка (51.37°N 30.02°E(WGS84)) – 4,5 км від ЧАЕС, ПЕД – 310 - 620 мкР/год; Смарагдове (51.338°N 30.136°E (WGS84)) – 5 км від ЧАЕС, ПЕД – 137 - 154 мкР/год; Казковий (51.187°N 30.048°E (WGS84)) – 23 км від ЧАЕС, ПЕД – 20 - 22 мкР/год; Чорнобиль-2 (51.314°N 30.130°E (WGS84)) – 2,9 км від ЧАЕС, ПЕД – 50 - 125 мкР/год; Дитятки (51.159°N 30.134°E (WGS84)) – 25 км від ЧАЕС, ПЕД – 15 - 25 мкР/год.

Контрольним полігоном була територія регіонального ландшафтного парку «Міжрічинський», розташованого в південно-східній частині Чернігівської області, на відстані 63 км від ЧАЕС (51°07'24.65"С 30°53'05.73"В), де радіаційний фон не перевищував природних фонових значень.

Слід зазначити, що цитогенетичний моніторинг популяції нориці руді на території «Рудого лісу» було призупинено через масштабні пожежі 2018 - 2020 рр., які істотно змінили екологічну картину місцевості та біорізноманіття на поліго-

ні Янів, зокрема призвели до істотного скорочення чисельності дослідних тварин.

Радіометричні обстеження територій дослідних полігонів здійснювали з використанням радіометра γ - та β -випромінювання «Прип'ять». Вимірювали ПЕД та щільність потоку β -частинок на висоті 5 см над поверхнею ґрунту.

Відбір зразків ґрунту в місцях вилову тварин відбирали методом конверту за допомогою розбірного пробовідбирача, з подальшим розділенням проби по шарах: 0 - 2, 2 - 4, 4 - 7, 7 - 10, 10 - 15, 15 - 20, 25 - 30 см. Після стандартної лабораторної підготовки зразків ґрунту проводили γ - та β -спектрометрію їх, визначали ізотопний склад.

Визначення вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr в організмі тварин проводили за результатами γ - та β -спектрометричних вимірювань на спектрометрах «Canberra» (США) та «СЕБ-50». Обробку спектрів здійснювали із використанням програм WINSPECTRUM і BETAfit [6].

Дозу зовнішнього опромінення дослідних тварин визначали з урахуванням добової активності виду [7]. Середню за добу потужність дози визначали за формулою:

$$P_{\beta\gamma} = \sum_{i=1}^3 P_{i\beta\gamma} t_i, \quad (1)$$

де P_1 - потужність дози на поверхні ґрунту; P_2 і P_3 - потужність дози у гніздах і проходах нір, відповідно; t_i - частка добового часу, проведена з відповідною P_i .

Розрахунок потужності дози внутрішнього опромінення, що формувалася за рахунок інкорпорованих радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr проводили з використанням програми BiotadC (<http://biotadc.icrp.org/>).

Рівень цитогенетичних ушкоджень визначали за частотою поліхроматофільних еритроцитів з мікроядрами (ПХЕ з МЯ). Індекс цитотоксичності визначали за співвідношенням ПХЕ до нормохроматофільних еритроцитів (НХЕ) у кістковому мозку. Клітини вимивали із стегнової кістки тварин 3 мл ембріональної телячої сироватки, після чого здійснювали їхню фіксацію та фарбування акридиновим помаранчевим барвником для подальшого аналізу на проточному цитофлуориметрі ("Beckman Coulter EPICS XL", ЦККП НАН України) [8]. Визначали загальну кількість ПХЕ, частоту ПХЕ з МЯ у перерахунку на 1000 ПХЕ, число НХЕ, співвідношення ПХЕ/НХЕ (індекс цитотоксичності). Зразки аналізували за допомогою проточного цитофлуориметра EPICS XL ("Beckman Coulter", США, Центр колективного користування науковим обладнанням Інституту біохімії НАН України). Флуоресценцію ДНК- і РНК-зв'язаного акридинового помаранчевого вимірювали в зеленому (FL1) та червоному (FL4) флуоресцентному каналі з відповідним логарифмічним посиленням. Для кожної тварини проаналізовано близько 50000 клітин. Аналіз отриманих цитограм проводився за допомогою програми WinMDI 2.8 (<https://winmdi.software.informer.com/2.8/>).

Рівні гіподиплоїдних клітин визначали в області subG1 на гістограмі ДНК, яку отримували за допомогою цитофлуориметрії [9]. Клітини кісткового мозку фіксували холодним 70 %-ним етанолом, обробляли рибонуклеазою А і фарбу-

вали РІ. Флуоресценцію пропідій йодиду визначали за допомогою детектора FL2. Гістограми аналізували за допомогою програмного забезпечення Modfit (Topsham, ME).

Статистичну обробку даних виконували за допомогою непараметричних критеріїв та програмного пакета Statistica 7.0 (StatSoftInc., США). Для порівняння двох незалежних вибірок використовували тест Манна - Уїтні (U -тест). Для оцінки відмінностей у значеннях дисперсій вибірок використовувався точний критерій Фішера. Статистично значущі відмінності визначалися за величиною $p < 0,05$.

Умови проведення експерименту з утриманням тварин та їхнього виведення з експерименту відповідали вимогам Закону України «Про захист тварин від жорсткого поводження» [10].

3. Результати та обговорення

Перші дослідження цитогенетичних аномалій у індикаторних видів мишоподібних гризунів з ЧЗВ проведено нами протягом 2008 - 2009 рр. Зокрема було обрано полігони Янів, Чистогалівка, Смарагдове, Казковий, що істотно відрізнялися між собою за щільністю радіонуклідного забруднення поверхневих шарів ґрунту (табл. 2). Подальші наші дослідження проводилися на полігонах, розташованих на різних відстанях від аварійного блока: Дитятки (поблизу КПП Дитятки), Чорнобиль-2 та Янів (район «Рудого лісу»). Заміна дослідних полігонів відбулася внаслідок зменшення чисельності та зміни видового складу мишоподібних на полігонах Чистогалівка, Смарагдове та Казковий, що унеможливило формування репрезентативних дослідних груп тварин для коректної статистичної обробки даних. Проведені попередні радіометричні та екологічні дослідження виявили, що обрані нові дослідні полігони схожі за радіоекологічними умовами та еколого-фауністичними характеристиками [11, 12].

Таблиця 2. Вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr у ґрунті та тушці нориці руді з дослідних полігонів (дослідження 2008 - 2009 рр.)

Полігон	Щільність забруднення ґрунту		Діапазон активностей радіонуклідів у тварин	
	^{137}Cs , МБк/м ²	^{90}Sr , МБк/м ²	^{137}Cs , Бк/кг	^{90}Sr , кБк/кг
Янів	3,7 - 20,0	0,7 - 2,1	900 - 1700	20 - 1200
Чистогалівка	1,3 - 8,7	0,3 - 1,03	40 - 3100	20 - 100
Смарагдове	1,4 - 2,1	0,03 - 0,19	2 - 120	2 - 20
Казковий	0,002 - 0,003	0,0001 - 0,002	1 - 6	1 - 3

Вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr у тілі нориці руді наведено в табл. 2. Цитогенетичні порушення клітин кісткового мозку у мишоподібних із ЧЗВ зумовлені, головним чином, за рахунок інкорпорації $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$, 92 % якого депонується у кістковій тканині, тоді як за нашими даними вміст ^{137}Cs у кістковому мозку

становить близько 5,5 % від загальної питомої активності радіонукліда в тілі тварини. На рис. 1 представлено результати мікроядерного тесту в клітинах кісткового мозку нориці з дослідних полігонів, проведеного у 2008 - 2009 рр.

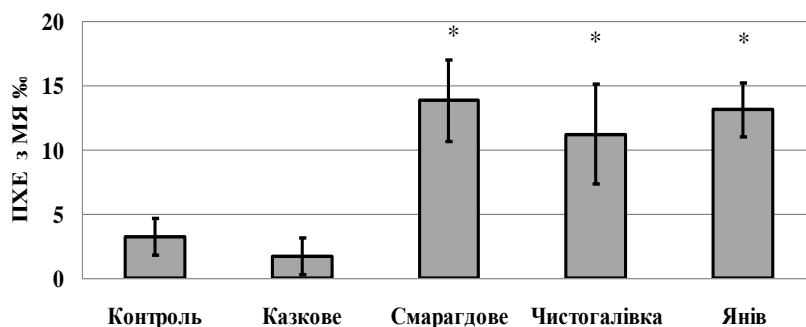


Рис. 1. Частота ПХЕ з МЯ у кістковому мозку нориць руді з 30-км зони навколо ЧАЕС, виловлених у 2008 - 2009 рр. * - статистично значущі відмінності відносно контролю, *U*-тест, $p < 0,05$.

Як видно, середньогрупова частота клітин з МЯ була вірогідно вищою за контрольні значення у тварин як з полігону Янів ($13,1 \pm 2,1\%$), що відрізнявся найвищими показниками радіонуклідного забруднення, так і з полігонів Смарагдове та Чистогалівка, де рівень забруднення ґрунтів був на порядок нижчим від полігону Янів. У тварин з цих полігонів частота клітин з МЯ варіювала у широкому діапазоні значень: Янів 9 - 18 %; Смарагдове 1 - 12 %; та Чистогалівка 1 - 21 %, коефіцієнти варіації цього показника становили 18, 23 та 35 % відповідно. У тварин з полігону Казковий, для якого характерні найнижчі величини питомої активності ^{137}Cs та ^{90}Sr як у ґрунті, так і тілі тварин, частота ПХЕ з МЯ вірогідно не відрізнялася від контрольних значень.

Привертає увагу факт підвищеного рівня та високої міжіндивідуальної варіабельності цитогенетичних аномалій у тварин з територій, що мають відносно «середні» рівні забруднення (полігони Чистогалівка та Смарагдове) у віддалений період після аварії на ЧАЕС. Подібні результати цитогенетичних досліджень наведено також в інших наукових роботах [13, 14], де відмічається

відсутність лінійної залежності «доза - ефект» та відносно висока генетична ефективність низькоінтенсивного ІВ. Було показано, що через 10 років після аварії на ЧАЕС на полігонах з різними рівнями радіоактивного забруднення спостерігалось вірогідне підвищення структурних та геномних аберацій порівняно з контролем. Дослідження підтверджують, що найбільший генетичний ефект за частотою клітин з МЯ та поліплоїдних клітин був виражений у тварин з ділянок із «середніми» рівнями радіоактивного забруднення [15 - 17].

Одержані результати цитогенетичного моніторингу свідчать, що у період спостережень 2012 - 2013 рр. разом зі зменшенням радіонуклідного забруднення ґрунтів на ділянках ЧЗВ з відносно високим рівнем (полігон Янів) та відносно «середніми» рівнями (полігони Смарагдове, Чистогалівка та Чорнобиль-2 із зіставними показниками щільності забруднення поверхневого шару: 1,6 - 1,8 МБк/м² для ^{137}Cs та 0,03 - 0,19 МБк/м² для ^{90}Sr), частота цитогенетичних аномалій мала тенденцію до зниження порівняно з 2008 - 2009 рр. (рис. 1 та 2).

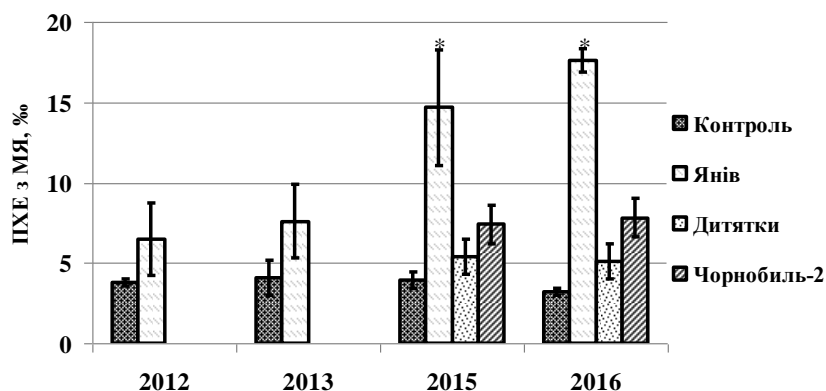


Рис. 2. Частота ПХЕ кісткового мозку з МЯ у нориць з дослідних полігонів ЧЗВ (дослідження 2012 - 2016 рр.). * Статистично значущі відмінності відносно контролю, *U*-тест, $p < 0,05$.

Дослідження 1996 - 2001 рр. виявили поступове зниження рівня цитогенетичних ушкоджень клітин кісткового мозку у представників мишоподібних з полігонів з високим рівнем радіонуклідного забруднення, зокрема «Рудого лісу», де

він сягав 1000 Кі/км² у перші роки після аварії. Вважають, що це зумовлено, головним чином, зниженням вмісту ^{137}Cs у ланцюзі «ґрунт - рослини - тварини», а також адаптацією природних популяцій до тривалого радіаційного забруднен-

ня довкілля внаслідок мікроеволюційних процесів та, як наслідок, формуванням ознак радіостійкості у ряді поколінь.

Вірогідної різниці середнього групового показника частоти мікроядерних клітин кісткового мозку між тваринами з контрольної ділянки та полігону Дитятки не виявлено. Індивідуальні значення у тварин з полігону Дитятки коливались у діапазоні 1,6 - 13,5 ‰ ПХЕ з МЯ; у 69 %

тварин частота ПХЕ з МЯ знаходилася у межах контрольних значень. Коефіцієнт варіації становив 43 % порівняно з 15,4 % у контролі, що свідчить про високу гетерогенність групи тварин з цього полігону за цитогенетичними показниками (рис. 3), очевидно внаслідок високої варіабельності вмісту ^{90}Sr в скелеті, що знаходився у межах 6,5 - 62,5 кБк/кг.

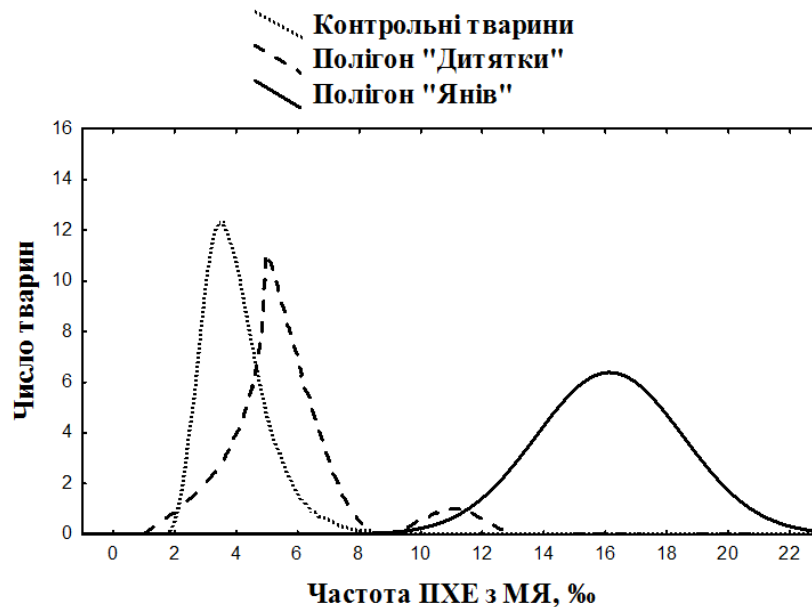


Рис. 3. Розподіл частоти ПХЕ кісткового мозку з МЯ у нориць з дослідних полігонів ЧЗВ (2016 р.)

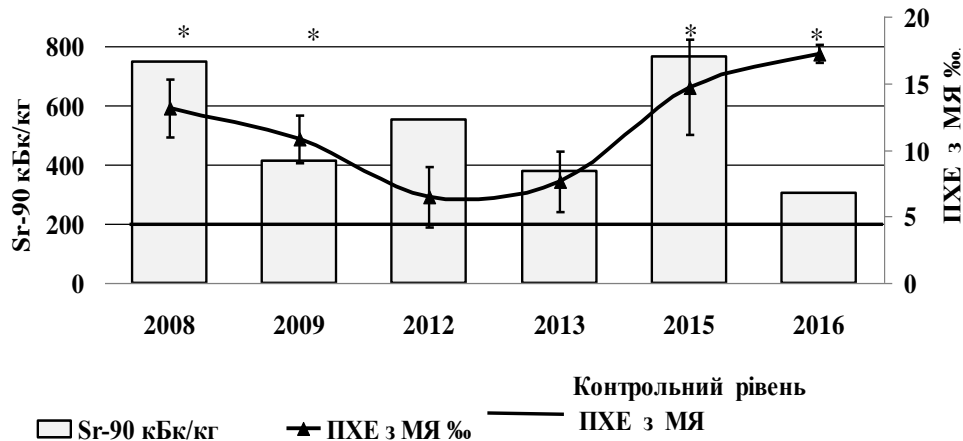


Рис. 4. Динаміка частоти ПХЕ з МЯ та вмісту ^{90}Sr в скелеті нориці рудої з полігону Янів (2008 - 2016 рр., n = 74). * Статистично значущі відмінності відносно контролю, U-тест, p < 0,05.

Результати цитогенетичного моніторингу та динаміки вмісту ^{90}Sr в скелеті тварин з найбільш забрудненого полігону Янів, розташованого на території «Рудого лісу», протягом 2008 - 2016 рр. представлено на рис. 4. Як зазначено вище, протягом 2012 - 2013 рр. у тварин з цього полігону відмічено тенденцію до зниження рівня цитогенетичних аномалій у клітинах кісткового мозку, тоді як з 2015 р. спостерігалось істотне підвищення частоти ПХЕ з МЯ: середня групова частота ПХЕ з МЯ становила $14,66 \pm 3,59$ ‰ у

2015 р. та $17,2 \pm 0,53$ ‰ у 2016 р. ($3,9 \pm 0,4$ та $3,2 \pm 0,3$ ‰ у контролі). Діапазон вмісту ^{90}Sr в скелеті тварин становив 260,0 - 330,0 кБк/кг (див. рис. 4).

Істотне підвищення цитогенетичних ушкоджень у тварин у 2015 - 2016 рр. спостерігалось після наслідків масштабної повені на території «Рудого лісу» та полігону Янів протягом 2014 р. Можна припустити, що сумісний вплив хронічного опромінення та абіотичних стресорів довкілля (зокрема тривалого затоплення ареалу проживання тварин) можуть істотно впливати на фізико-

хімічні форми радіонуклідів та процеси їхньої міграції, змінювати екологічні характеристики популяції і, таким чином, модифікувати радіаційно-індуковані біологічні ефекти, призводити до маніфестації ознак прихованої нестабільності геному, що формувалась у ряді поколінь опроміненних тварин [18].

Цитофлуорометрична оцінка вмісту фрагментованої ДНК у клітинах кісткового мозку, пофарбованих PI, виявила практично однаковий рівень апоптичних клітин кісткового мозку у тварин з полігону Янів та Чорнобиль-2 (рис. 5), що вірогідно не відрізнявся від контрольних значень.

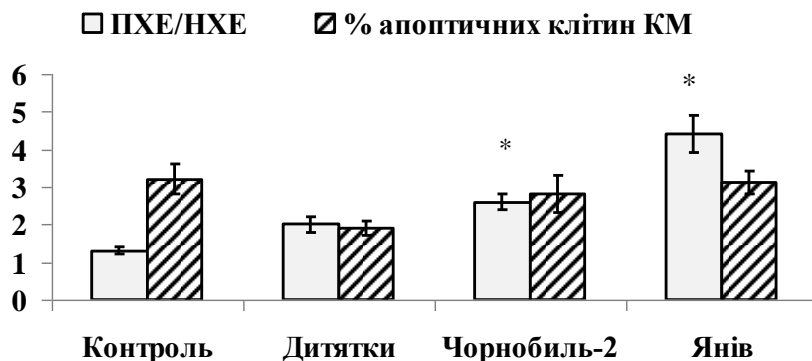


Рис. 5. Індекс цитотоксичності (PXH/NHE) та рівень апоптичних клітин кісткового мозку у нориць з дослідних полігонів ЧЗВ. * Статистично значущі відмінності відносно контролю, *U*-тест, $p < 0,05$.

Привертає увагу той факт, що у тварин з найменшим дозовим навантаженням (полігон Дитятки) цей показник був зниженим у 1,7 раза порівняно з контролем. Індекс цитотоксичності, що визначався за співвідношенням числа PXH та NHE кісткового мозку, у тварин із середнім та високим рівнем опромінення (полігони Янів та Чорнобиль-2) перевищував контрольні рівні у 2 - 3 рази, що є ознакою порушень процесів дозрівання та диференціювання клітин еритроїдного ряду в кістковому мозку.

Таким чином, у кістковому мозку тварин з полігонів з відносно високим рівнем радіаційного навантаження на дослідних тварин (полігон Янів, до 6 мГр/доба) та на порядок нижчими рівнями (Смарагдове, Чистоголівка, Чорнобиль-2, 0,02 - 0,21 мГр/доба) у віддалений період після аварії на ЧАЕС реєструється достовірне підвищення (у 1,7 - 4,5 рази) рівня цитогенетичних аномалій, зокрема PXH з МЯ, а також у 2 - 3 рази індексу цитотоксичності, що є свідченням порушень процесів диференціювання та дозрівання клітин еритроїдного ряду в кістковому мозку. У тварин з полігону Дитятки, з практично фоновим рівнем радіаційного забруднення, спостерігали високу гетерогенність популяції за вмістом ^{90}Sr та цитогенетичними маркерами. Можна стверджувати, що у визначених діапазонах доз не спостерігалася залежність цитогенетичних показників від дозового навантаження на тварин. Подібні висновки отримано білоруськими дослідниками динаміки мутаційного процесу у нориць рудої з радіаційно-забруднених територій Білорусі. Цитогенетичний моніторинг популяції протягом 1991 - 1996 рр. виявив вірогідне підвищення рів-

ня аберантних клітин та відсутність кореляційного зв'язку між частотою хромосомних аберацій та щільністю забруднення полігонів, ПЕД та вмістом ^{90}Sr в тушці тварин [19].

Дослідження у 2008 - 2013 рр. виявили тенденцію до зниження рівня цитогенетичних пошкоджень клітин кісткового мозку у тварин з полігону Янів, що може свідчити про ймовірність формування у ряді поколінь опроміненних тварин ознак адаптації до хронічної дії малих доз радіації на хромосомному рівні соматичних клітин. Проте, в умовах сумісної дії хронічного радіонуклідного забруднення та аномальних природно-кліматичних факторів (тривалого затоплення ареалу проживання тварин, що спостерігалось у межах «Рудого лісу» у 2015 - 2016 рр.) реєстрували значне підвищення частоти PXH з МЯ: у 2,3 та 3,6 рази порівняно з даними попередніх років та контролю відповідно. Ймовірними причинами таких цитогенетичних змін можуть бути як наслідки підвищення вмісту ^{90}Sr в скелеті тварин у 2015 р., так і поява нової локальної популяції із відмінними екологічними та фізіологічними характеристиками. Проте у 2016 р., незважаючи на зниження рівнів ^{90}Sr в скелеті, спостерігався підвищений рівень цитогенетичних аномалій, що може свідчити про так звану приховану нестабільність геному, що формувалася в умовах хронічної радіаційної дії на тварин та «проявилася» за додаткового стресового навантаження на популяцію.

Насамкінець, слід зазначити, що у природних умовах біота зазнає багатофакторного впливу. Зокрема на забруднених територіях екстремальні природно-кліматичні та техногенні фактори можуть призводити до перетворення фізико-хіміч-

них форм радіонуклідів, зміни інтенсивності та напрямків їхнього переміщення тощо, що впливає на радіаційні навантаження у природних популяціях та радіаційні ризики для біоти. В останні десятиліття ЧЗВ, окрім щорічних високих весняних повеней та дощових паводків, зазнає масштабних пожеж, що мають істотні радіологічні та екологічні наслідки. Зважаючи на особливості ситуації, що складається на значній території ЧЗВ, існує потреба радіоекологічного та радіобіологічного моніторингу на цих територіях, що включає дослідження генетичного навантаження на популяції біоіндикаторних видів.

4. Висновки

Таким чином, у віддалений період через 30 років після аварії на ЧАЕС, у представників по-

пуляції нориці руді з територій ЧЗВ з різними рівнями радіонуклідного забруднення у визначених діапазонах доз не виявлено залежності цитогенетичних показників від дозового навантаження на тварин та ознак стійкої радіоадаптації на хромосомному рівні клітин кісткового мозку, що може бути обумовлено трансгенераційною передачею нестабільності геному клітин, сформованої в умовах дії хронічної низькоінтенсивної радіації.

Автори статті висловлюють особливу подяку співробітникам Чорнобильського радіаційно-екологічного біосферного заповідника та ДНДУ «Чорнобильський центр з проблем ядерної безпеки, радіоактивних відходів та радіоекології» за багаторічну підтримку у проведенні досліджень на дослідних полігонах ЧЗВ.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. R.I. Goncharova, N.I. Ryabokon. Dynamics of cytogenetic injuries in natural populations of bank vole in the Republic of Belarus. *Radiat. Prot. Dosimetry* 62(1-2) (1995) 37.
2. N.I. Ryabokon et al. Long-term development of the radionuclide exposure of murine rodent populations in Belarus after the Chernobyl accident. *Radiat. Environ. Biophys.* 44(3) (2005) 169.
3. В.А. Гайченко. Радіобіологічні наслідки аварії на ЧАЕС в популяціях диких тварин зони відчуження. Автореф. дис. д-ра біол. наук (К., 1996) 49 с.
4. R.J. Baker et al. Small mammals from the most radioactive sites near the Chernobyl nuclear power plant. *J. of Mammalogy* 77(1) (1996) 155.
5. В.Е. Rodgers, R.J. Baker. Frequencies of micronuclei in bank voles from zone of high radiation at Chernobyl, Ukraine. *ET&C* 19 (2000) 1644.
6. М.В. Желтоножская и др. Новые методические подходы к одновременному измерению активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в объектах окружающей среды. *Ядерная физика та енергетика* 13(4) (2012) 403.
7. В.А. Гайченко. Особливості формування дозових навантажень деяких наземних тварин. *Наук. вісн. НУБіП* 134 Ч. 1 (2009) 134.
8. K. Criswell et al. Use of acridine orange in: flow cytometric assessment of micronuclei induction. *Mutat. Res.* 414(1-3) (1998) 63.
9. C. Riccardi, I. Nicoletti. Analysis of apoptosis by propidium iodide staining and flow cytometry. *Nat. Protoc.* 1(3) (2006) 1458.
10. Про захист тварин від жорстокого поводження. Закон України № 3447 від 21.02.2006. *Відомості Верховної ради України* 27 (2006) 230.
11. Н.М. Рябченко, О.О. Бурдо, А.І. Липська. Оцінка нестабільності геному у індикаторних видів дрібних ссавців з територій зони відчуження Чорнобильської АЕС з різним рівнем радіоактивного забруднення. У кн.: *XXVII щоріч. наук. конф. Ін-ту ядерних дослідж. НАН України, Київ, 21 - 25 вересня 2020 р.* (К.: Ін-т ядерних дослідж., 2020) с. 276.
12. О.О. Бурдо. Оцінка стану мишоподібних гризунів із зони відчуження ЧАЕС у віддалений період за комплексом біологічних показників. Автореф. дис. канд. біол. наук (К., 2021) 27 с.
13. Р.И. Гончарова и др. *Геномная нестабильность и нарушение репарации ДНК как факторы наследственной и соматической патологии человека* (Минск: Беларуская навука, 2015) 282 с.
14. А.Г. Кудяшева, Л.А. Башлыкова, И.Н. Гудков. Отдаленные последствия радиационных аварий для мышевидных грызунов в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС. *Вестник Ин-та биологии КОМИ НЦ УрО РАН* 4(202) (2017) 32.
15. Р.И. Гончарова, И.И. Смолич. Генетическая эффективность малых доз ионизирующей радиации при хроническом облучении мелких млекопитающих. *Радиационная биология. Радиоэкол.* 42(6) (2020) 654.
16. С.А. Костенко и др. Динамика цитогенетических параметров полевков-экономок (*Microtus oeconomus*, Pall.) в Чернобыльской зоне отчуждения. *Вопросы радиационной безопасности* 1 (2013) 29.
17. M.D. Bondarkov et al. Environmental radiation monitoring in the Chernobyl exclusion zone – history and results 25 years after. *Health Physics* 101(4) (2011) 442.
18. О.О. Burdo et al. Peculiarities of Hematopoiesis in small rodents from the Chernobyl Exclusion Zone on the background of extreme environment. *J. Environ. Radioact.* 211 (2020) 105758.
19. Р.И. Гончарова, Н.И. Рябоконт. Биологические эффекты в природных популяциях мелких грызунов на радиационно-загрязненных территориях. Динамика частоты aberrаций хромосом в ряду поколений европейской рыжей лесной полевки. *Радиационная биология. Радиоэкол.* 38(5) (1998) 746.

N. M. Riabchenko*, O. O. Burdo, A. I. Lypska

Institute for Nuclear Research, National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv, Ukraine

*Corresponding author: nryabchenko@ukr.net

CYTOGENETIC STUDIES OF *MYODES GLAREOLUS* FROM THE NATURAL POPULATIONS OF THE CHORNOBYL EXCLUSION ZONE IN THE REMOTE POST-ACCIDENT PERIOD

The results of cytogenetic studies of bank voles (*Myodes glareolus*) carried out during 2009 - 2016 in the areas of the Chernobyl Exclusion Zone with different levels of radionuclide contamination are presented. In the remote period after the Chernobyl accident features of chromosomal instability in somatic cells of examined animals, manifested as elevated levels of bone marrow cells with micronuclei, are observed. Probably, they can be caused by transgenerational radiation-induced chromosomal instability and changes in the ecological characteristics of the population under the combined impact of chronic low-intensity radiation and negative environmental factors.

Keywords: Chernobyl Exclusion Zone, bank vole, incorporated radionuclides, cytogenetic markers.

REFERENCES

1. R.I. Goncharova, N.I. Ryabokon. Dynamics of cytogenetic injuries in natural populations of bank vole in the Republic of Belarus. *Radiat. Prot. Dosimetry* 62(1-2) (1995) 37.
2. N.I. Ryabokon et al. Long-term development of the radionuclide exposure of murine rodent populations in Belarus after the Chernobyl accident. *Radiat. Environ. Biophys.* 44(3) (2005) 169.
3. V.A. Gaychenko. Radiobiological consequences of the Chernobyl accident in wildlife populations of the exclusion zone. Thesis Abstract of Doctor of Biol. Sci. (Kyiv, 1996) 49 p. (Ukr)
4. R.J. Baker et al. Small mammals from the most radioactive sites near the Chernobyl nuclear power plant. *J. of Mammalogy* 77(1) (1996) 155.
5. B.E. Rodgers, R.J. Baker. Frequencies of micronuclei in bank voles from zone of high radiation at Chernobyl, Ukraine. *ET&C* 19 (2000) 1644.
6. M. V. Zheltonozhska et al. New methodological approaches to the simultaneous measurement of the ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs activity in environmental samples. *Yaderna Fyzyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy)* 13(4) (2012) 403. (Rus)
7. V.A. Gaychenko. Features of formation of dose loads of some terrestrial animals. *Naukovyy Visnyk of the National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine* 134 P. 1 (2009) 134. (Ukr)
8. K. Criswell et al. Use of acridine orange in: flow cytometric assessment of micronuclei induction. *Mutat. Res.* 414(1-3) (1998) 63.
9. C. Riccardi, I. Nicoletti. Analysis of apoptosis by propidium iodide staining and flow cytometry. *Nat. Protoc.* 1(3) (2006) 1458.
10. On protection of animals from cruel treatment. Law of Ukraine No. 3447 of Feb. 21, 2006. *Vidomosti Verkhovnoyi Rady Ukrayiny* 27 (2006) 230. (Ukr)
11. N.M. Ryabchenko, O.O. Burdo, A.I. Lypska. Estimation of genome instability in indicator species of small mammals from the Chernobyl NPP exclusion zone with different levels of radioactive contamination. In: *XXVII Annual Sci. Conf. of the Institute for Nucl. Res. of the Nat. Acad. of Sci. of Ukraine, Kyiv, Sept. 21 - 25, 2020 (Kyiv: Institute of Nuclear Research, 2020) p. 276.* (Ukr)
12. O.O. Burdo. Assessment of the state of murine rodents from the Chernobyl Exclusion Zone in the remote period according to a set of biological indicators. Thesis Abstract of Candidate of Biol. Sci. (Kyiv, 2021) 27 p. (Ukr)
13. R.I. Goncharova et al. *Genomic Instability and Impaired DNA Repair as Factors in Human Hereditary and Somatic Pathology* (Minsk: Belarusskaya Navuka, 2015) 282 p. (Rus)
14. A.G. Kudyasheva, L.A. Bashlykova, I.N. Gudkov. Long-term consequences of radiation accidents for mouse-like rodents in the Chernobyl Nuclear Power Plant exclusion zone. *Vestnik of the Inst. of Biol. KOMI Sci. Center of the Ural Branch of the Rus. Acad. of Sci.* 4(202) (2017) 32. (Rus)
15. R.I. Goncharova, I.I. Smolich. Genetic efficiency of low doses of ionizing radiation in chronic exposure of small mammals. *Radiatsionnaya Biologiya. Radioekologiya* 42(6) (2020) 654. (Rus)
16. S.A. Kostenko et al. Dynamics of cytogenetic parameters of root voles (*Microtus oeconomus*, Pall.) in the Chernobyl exclusion zone. *Voprosy Radiatsionnoy Bezopasnosti* (2013) 29. (Rus)
17. M.D. Bondarkov et al. Environmental radiation monitoring in the Chernobyl exclusion zone – history and results 25 years after. *Health Physics* 101(4) (2011) 442.
18. O.O. Burdo et al. Peculiarities of Hematopoiesis in small rodents from the Chernobyl Exclusion Zone on the background of extreme environment. *J. Environ. Radioact.* 211 (2020) 105758.
19. R.I. Goncharova, N.I. Ryabokon. Biological effects in natural populations of small rodents in radiation-contaminated areas. Dynamics of the frequency of chromosome aberrations in a series of generations of the European red tree vole. *Radiatsionnaya Biologiya. Radioekologiya* 38(5) (1998) 746. (Rus)

Надійшла/Received 26.07.2021