

УДК 633.11:575.224.4

ГЕНЕТИЧНІ НАСЛІДКИ РАДІОНУКЛІДНОГО ЗАБРУДНЕННЯ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА ПІСЛЯ АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС

В.В. МОРГУН, Р.А. ЯКИМЧУК

*Інститут фізіології рослин і генетики Національної академії наук України
03022 Київ, вул. Васильківська, 31/17*

Узагальнено й проаналізовано результати досліджень генетичних наслідків аварії на ЧАЕС, які дають уявлення про початкові мутаційні процеси, спричинені радіацією в окремих організмах і в природних екосистемах. Незважаючи на 30-річний поставарійний період і зниження дозових навантажень у зоні відчуження Чорнобильської АЕС, мутаційна мінливість живих організмів продовжує залишатися на високому рівні. Підкреслено необхідність подальшого тестування на всіх рівнях організації генетичних наслідків забруднення довкілля радіонуклідами з урахуванням їх для прийдешніх поколінь.

Ключові слова: Чорнобильська АЕС, радіонуклідне забруднення, мутаційна мінливість, генетичні наслідки.

Інтенсивний розвиток промисловості і транспорту, ріст обсягів видобутку паливно-енергетичних корисних копалин, накопичення у величезних кількостях відходів виробництва і побуту, використання енергії атома у військових і мирних цілях, багато екологічних катастроф наприкінці ХХ—початку ХХІ ст. призвели до того, що людина й біота часто зазнають хронічного впливу іонізуючого випромінювання вищої інтенсивності, ніж це зазвичай трапляється в природі. І хоча в усіх живих організмів еволюційно сформувались адекватні біосистеми радіозахисту для адаптації до природного радіаційного фону, його підвищення за дії техногенних джерел спричинює незворотні зміни генофонду рослин і тварин, а також тяжкі генетичні й соматичні порушення в організмі людини [22].

Істотне зростання природного радіаційного фону пов'язане з радіаційними аваріями. У світі їх сталося понад 200, у тому числі й доволі значних, які супроводжувались негативними соціально-психологічними процесами [3]. Серед них — термічний вибух резервуарів із радіоактивними відходами у виробничому об'єднанні «Маяк» (Росія, 1957), аварія на реакторі одного із заводів з переробки ядерного палива (Велика Британія, 1957) [26, 65], катастрофа в Національній лабораторії (США, 1961), аварії на АЕС (США, 1971, 1979), радіаційний інцидент у результаті демонтажу радіотерапевтичної установки (Бразилія, 1987), аварія на АЕС Фукусіма 1 (Японія, 2011) [53]. Однак найбільшою катастрофою в історії атомної енергетики є аварія на Чорнобильській АЕС (26.04.1986), яка не має аналогів як за площею радіоактивного забруднення, так і за величиною поглинених об'єктами живої природи доз [34].

Вона стала загальнонародним лихом для багатьох мільйонів людей, які проживають на великих територіях України, Білорусі, Росії, а також деякою мірою спричинила забруднення територій Грузії (Сухумі), країн Балтії, Австрії, Болгарії, Угорщини, Італії, Норвегії, Польщі, Румунії, Великої Британії, Туреччини, Греції, Німеччини, Фінляндії, Швеції, Словенії, Хорватії, Чорногорії [25]. І хоча з тих пір минуло 30 років, проблеми наслідків локального підвищення рівня діючих радіаційних доз і глобального підвищення фону іонізуювальних випромінювань продовжують залишатись актуальними.

Унаслідок аварії на 4-му енергоблоці ЧАЕС із загальної кількості (понад 190 т) ядерного палива й продуктів поділу, що знаходилися в реакторі на момент аварії, близько 50 т потрапило в атмосферу у вигляді парогазової суміші дрібнодисперсних часточок і більш як 70 т було викинуто вибуховою хвилею в завали зруйнованого блока у вигляді механічно подрібнених часточок. Викид радіонуклідів у навколишнє середовище становив 3,5 % його загальної кількості в активній зоні [46], що відповідає ~ 30 кг радіонуклідів, із них 17,9 кг — трансуранові елементи [38].

В колишньому СРСР у результаті Чорнобильської катастрофи були забруднені території площею ~150 тис. км², де мешкають 5 млн осіб; у Північній і Східній Європі ці площі сягають 45 тис. км². Площі територій зі щільністю радіоактивного забруднення ¹³⁷Cs понад 5 Кі/км² (185 кБк/м²), становлять у Білорусі — 14 600, в Росії — 8100, в Україні — 2100 км² [31]. В Україні в результаті Чорнобильської катастрофи потенційно небезпечною виявилась величезна територія площею 6,7 млн га, на якій проживає близько 2,5 млн осіб. Радіоактивне забруднення зареєстроване в 11 областях, 74 адміністративних районах [27]. Більшою чи меншою мірою забруднено радіонуклідами 3,7 млн га земель — полів, сінокосів, пасовищ, лісів; 58 тис. га виведено із сільськогосподарського обігу [38]. Припинена експлуатація сотень промислових і сільськогосподарських об'єктів, у небезпечній зоні, за різними даними, опинилось 1614—2161 населених пунктів [48].

Аварійний викид Чорнобильської АЕС становив близько 50—70 млн Кі техногенних радіонуклідів [30], що в 200 разів перевищує рівень радіоактивності в результаті вибухів атомних бомб, скинутих на Хіросіму і Нагасакі [50], а за спектром радіонуклідів — катастрофу на Північному Уралі [34]. Поглинена доза сформована як довгоіснуючими, так і короткоіснуючими радіонуклідами, серед яких ¹³³Xe, ¹³¹I, ¹³²Te, ¹⁰³Ru, ¹⁰⁶Ru, ¹⁴⁰Ba, ⁹⁵Zr, ⁹⁵Ni, ¹⁴¹Ce, ¹⁴⁴Ce, ⁸⁹Sr, ⁹⁰Sr, ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs, інші продукти поділу урану, трансуранові елементи ²³⁸Pu, ²³⁹Pu, ²⁴⁰Pu, ²⁴¹Am, а також радіонукліди, активовані нейтронами — ¹⁴C, ³H, ⁶⁰Co та ін. [38, 51]. Особливо небезпечним є ²⁴¹Am, кількість якого через відносно швидкий розпад ²³⁹Pu (період піврозпаду 14,4 роки) до 2059 р. зросте у 40 разів порівняно з викинутим під час аварії [21]. Забруднення цезієм і стронцієм становитиме небезпеку протягом кількох сотень років, а плутонієм та америцієм — тисячоліття [62]. Стронцій-90, що є аналогом кальцію, цезій — аналог калію, а також радіоактивний фосфор, тритій можуть утворювати комплекси з хроматином. Їх розпад супроводжується випромінюванням, яке розриває хімічні зв'язки в молекулі ДНК [20, 74].

Території, на які осіла переважна більшість радіоактивних опадів із підвищеним питомим вмістом трансуранових елементів, віднесені до зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення. Їх площа становить близько 2600 км². Запаси основних радіологічно значущих

радіонуклідів у компонентах її наземних екосистем сягають: ^{137}Cs — близько 5,5 ПБк, ^{90}Sr — близько 2,5, трансуранових елементів — близько 0,1 ПБк. В об'єкті «Укриття» локалізовано ^{137}Cs — 480 ПБк, ^{90}Sr — 260, трансуранових елементів — 10 ПБк [54]. І хоча за роки, що минули з часу аварії на Чорнобильській АЕС, природні процеси, а також контрзаходи, спрямовані на зменшення радіоактивного забруднення довкілля, сприяли істотному поліпшенню радіологічної ситуації [1], території зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення продовжують зберігати за собою статус «забруднених» [53] та використовуються як унікальна модельна система для вивчення популяційно-генетичних перетворень, зумовлених зміною напряму й інтенсивності природного добору.

Під час оцінювання можливих наслідків хронічного впливу іонізуючого випромінювання на живі системи й розробки принципів радіаційного захисту біоти особливо актуальним є питання інтенсивності мутаційних процесів. Адже однією з найважливіших реакцій популяції на радіаційні впливи є збільшення генетичної та фенотипної мінливості [11].

У сучасній генетиці міцно закріпилось положення, що в першому поколінні опромінених батьків розвиваються три типи генетичних наслідків: а) серйозні порушення розвитку; б) зростання нестабільності геному і ризику канцерогенезу; в) фізіологічна неповноцінність. До серйозних порушень розвитку потомства опромінених батьків належать ембріональна загибель, мертвонародження, вроджені вади, стерильність, спадкові захворювання [6]. З початку 1989 р. ветеринарна служба України веде підрахунок випадків народження потомства у тварин із різними відхиленнями від норми на всій території держави. За 6 місяців у господарствах Народицького р-ну як найбільш забрудненого радіонуклідами було зареєстровано потворств і аномалій серед телят — 7 випадків, у Луганській обл. — 41 випадок, у Херсонській — 95 випадків серед телят, 87 — серед ягнят, 134 — серед поросят. Аналогічну картину виявлено в інших районах Житомирської обл., рівні забруднення яких набагато нижчі, ніж у Народичах. Відповідно до даних закордонних фахівців, за звичайних умов ведення тваринництва частота появи потворств серед телят становить 2,2 %, ягнят — 3,7, поросят — до 9,6 % кількості народжених. За даними 1989 р., в Народицькому р-ні Житомирської обл. зареєстровано потворств серед телят 0,14 %, поросят — 1,5, а в колгоспі ім. Леніна — 8,5 % [42].

За результатами експерименту з великою рогатою худобою на базі господарства «Новошепеличі», де забруднення сягало 200 Ки/км^2 , у потомстві виявлено елімінацію особин, які були носіями генотипів, типових для високоспеціалізованої батьківської голштинської породи, та зміщення генетичної структури в бік примітивнішої, предкової породи. Потомство успадковувало від корів переважно лише один варіант гена трансферину з трьох можливих, причому цей варіант зазвичай характерний для примітивних, але водночас і стійкіших до несприятливих умов репродукції порід [14, 67]. Новий прояв ознаки, яка забезпечує пристосованість її носіїв до змінених умов навколишнього середовища, може виникати в момент впливу чинника середовища і включатися в генотип популяції. Успадкування таких адаптивних ознак підвищує пристосованість особин і тому відразу включається в адаптивний потенціал виду. Отже, головні генетичні наслідки для популяцій різних видів, на думку Глазка [13], полягають не в збільшенні кількості мутантних організмів, а

в тому, що частина генів зникає з їх відтворення внаслідок селекції проти радіочутливих особин. Більш пристосованими до нових умов усередині виду виявляються якнайменше спеціалізовані представники, найпримітивніші внутрішньовидові форми [13].

Величина мінливості білатеральних ознак є показником інтенсивності впливу навколишнього середовища на стан популяції. Німецькі дослідники описали дивовижних асиметричних жуків, мишей, яких вони знайшли на схилах Альп, де чорнобильські опади були досить рясними [20]. Такі ж порушення симетричності білатеральних органів виявлено в популяціях риб гольців і гольянів, які населяють водойми Семіпалатинського випробувального полігону та Чорнобильської зони [12, 41]. На рослинних і тваринних об'єктах встановлено, що іонізуюче випромінювання провокувало збільшення асиметрії пропорційно дозі опромінення. Серед дерев'янистої рослинності, що зростала в зоні ЧАЕС, за показником асиметрії листкових пластинок особливо чутливим виявився бузок [12, 40].

Радіаційно забруднені області характеризуються вищим темпом зростання частоти вроджених вад розвитку дітей [23]. Так, у Хойникському р-ні в новонароджених у 1988 р. зареєстровано 3 випадки потворств, а в 1989 р. тільки за I півріччя — 13. Серед них — рак нирок. Упродовж 10 років після аварії на ЧАЕС частка вроджених вад розвитку (роздвоєння губи і піднебіння, аномалії будови кінцівок, порушення розвитку центральної нервової системи, зарощення стравоходу, анального отвору та ін.) у Білорусі зросла на 40 %. Є дані щодо істотного зростання кількості випадків вроджених вад розвитку дітей на радіаційно забруднених територіях України й Росії. Навіть у Німеччині (Баварія) виявлено незначний, але статистично помітний пік кількості вроджених вад розвитку [62]. Порівняно з 1985 р. вроджена патологія на 1000 немовлят зросла у 3—4 рази, разом з тим збільшилася й дитяча смертність.

Результати численних наукових досліджень упродовж багатьох років не дали однозначних даних про збільшення частоти онкологічних захворювань (крім раку щитоподібної залози) і появу мутантних організмів унаслідок аварії на Чорнобильській АЕС. До Чорнобильської катастрофи в Білорусі захворюваність на рак щитоподібної залози серед дітей становила 1 випадок на 1 млн щорічно. До 1994 р. цей показник зріс до 36 випадків на 1 млн. Восьмиразове зростання показника захворюваності дітей на рак щитоподібної залози помічено і в Україні протягом 1985-1994 рр., а до 2005 р. цю недугу виявлено в 2700 українців [50]. Встановлено значне підвищення частоти захворювання на рак щитоподібної залози ліквідаторів наслідків аварії на ЧАЕС серед чоловічого населення і в Росії [35].

Дотепер не вдалося виявити вірогідного збільшення кількості мутацій внаслідок атомних катастроф за структурними генами, що кодують білки. Чимало російських і міжнародних організацій навіть сформулювали офіційну версію про відсутність серйозних медичних наслідків аварії на ЧАЕС [73]. Однак пояснення таким фактам слід шукати в елімінації на ранніх стадіях розвитку ембріонів, які несуть мутації, або відсутності процесу формування гамет з премейотичних клітин. У спектрі радіаційно індукованих мутацій понад 60 % пов'язано з протяжними делеціями або великими хромосомними перебудовами. Здебільшого подібні перебудови не позначаються на життєздатності гетерозиготних носіїв і, відповідно, належать до рецесивних мутацій [29]. Свідченням цьому є

чіткі дані, отримані після 1986 р., щодо збільшення смертності дітей віком до 1 року в європейських країнах. Підтверджено також, що з померлими дітьми безповоротно зникла й частина європейського генофонду [13]. У найбільш забруднених радіонуклідами районах зростає кількість внутрішньоутробних втрат при вагітності, більшість яких має генетичну етіологію [58].

Епідеміологічні дослідження, що проводяться в усьому світі на групах населення, які зазнали впливу радіації, та радіобіологічні дослідження на тваринах показали, що одним з основних тривалих ефектів є зниження коефіцієнта розумового розвитку осіб, опромінених *in utero* [64, 70]. Гіпотеза про природний добір проти носіїв підвищених інтелектуальних потенцій не безпідставна. Наприклад, полівки на забруднених радіонуклідами територіях будують найпримітивніші нори. Комплексні дослідження, виконані датськими вченими, свідчать, що в дітей дошкільного віку, народжених після перших вибухів атомних бомб в атмосфері, виявлено деякі порушення інтелектуальної діяльності — зниження здатності до абстрактного мислення. Такі самі порушення характерні й для маленьких датчан, які народилися відразу після Чорнобильської катастрофи [13].

Сучасні дослідження інтегрального біологічного віку осіб, які брали участь у ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС, свідчать про значний вплив іонізуючого випромінювання на пришвидшення темпів старіння організму в цілому [5]. Старіння може розвиватися через комплексну взаємодію між спадковими чинниками і геномною нестабільністю, індукованою пошкодженнями ДНК [69]. Нестабільність спричинює дерегуляцію генної експресії і, таким чином, вікові порушення в клітинній фізіології, зупинку клітинного росту і в кінцевому результаті призводить до загибелі клітини чи її бласттрансформації. Отже, скорочення тривалості життя після впливу малих доз радіації може підтверджувати роль генів, які контролюють запрограмовану загибель клітини, в радіаційно-індукованому старінні [10,32]. Скорочення тривалості життя зафіксовано при дослідженні гамбузії, яка мешкає в радіоактивних водах оз. Уайт-Ок, гризунів із родини гетеромїд у штаті Невада на ділянці випробувального ядерного полігону, полівок із зони ЧАЕС [33]. Є небезпека, що невдовзі середня тривалість життя українців не перевищуватиме 50 років, у той час як англійці планують довести її до 90, а японці вже досягли цього рівня [20].

Наслідки Чорнобильської аварії істотно впливають на статевий склад населення України. Значно зменшилась кількість жінок репродуктивного віку, збільшилась смертність хлопчиків віком від 1 до 14 років, а також смертність чоловіків. Статева пропорція порушилась. Подальше збільшення диспропорції може призвести до руйнування механізму відтворення населення й поглиблення демографічної катастрофи [45].

Маловивченою частиною мутагенезу є явище мутагенної післядії, коли після обробки вихідного клітинного покоління мутації продовжують виникати протягом тривалого часу в межах одного клітинного циклу або навіть після низки синтезів ДНК [72]. Проблема віддалених наслідків дії радіації на живі організми є однією з найактуальніших у радіобіології. Її можна розглядати в двох аспектах: перший передбачає вивчення ефектів, які виявляються в організмі через тривалий час після опромінення, фактично до кінця життя, другий — пов'язаний з індукцією генетичних змін у низці насінних генерацій і низці наступних

поколінь [49]. Проблема віддалених наслідків Чорнобильської катастрофи значною мірою зводиться до розуміння суті ефектів і механізмів дії радіації в малих дозах. Пошкодження у віддалені строки після опромінення можна розглядати і як нестабільність ДНК, що здатна посилюватись за тривалий період, що минув після закінчення опромінення. У зв'язку з цим варто вивчати не лише пряму індукцію генетичних пошкоджень, а й ослаблення механізмів їх репарації чи елімінації, що може призводити до індукції підвищеної кількості аберацій хромосом у наступних поколіннях [14].

У районах, забруднених у результаті аварії на ЧАЕС, проводяться дослідження стану здоров'я населення з метою підвищення наукового розуміння дії радіації та визначення найоптимальніших шляхів надання допомоги постраждалим людям сьогодні та в разі повторних масштабних викидів радіоактивних матеріалів. Проте оцінювання віддалених генетичних наслідків Чорнобильської катастрофи на людині в силу етики пов'язана з дуже великими ускладненнями. Тому доводиться оцінювати ризик прояву спадкових дефектів у людини на підставі результатів, отриманих в експериментах з тваринами і рослинами. Дубінін [28] зазначив, що при вирішенні завдання охорони здоров'я людини необхідно пам'ятати, що результати, отримані на тест-системах, можуть бути неадекватними для генетичних структур людини. Причиною цього є специфіка метаболізму організму людини, його зародкових і соматичних клітин. Крім того, процес мутування має видо-, тканино- і тест-об'єкт-специфічний характер. Тому результати досліджень, проведених на рослинах, заслуговують на увагу як сигнал про необхідність аналогічних досліджень стосовно людини. Вважають, що 60–70 % речовин зі встановленою генетичною активністю чинять мутагенну й канцерогенну дію на рослини, тварин і людину [16].

Роль рослин як об'єктів генетичних досліджень не можна недооцінювати, оскільки лише завдяки їм було встановлено закони генетики й цитогенетики. Ще більше зростає їх роль при перевірці чинників навколишнього середовища на генотоксичність. Оцінювання чутливості рослин до промислового забруднення за результатами цитогенетичного аналізу на прикладі ячменю (*Hordeum sativum* Jessen.) дало позитивні результати [39]. І хоча переважна більшість видів рослин виявляє доволі високу радіостійкість, серед них є родини, наприклад соснові, лілійні, бобові, для представників яких напівлетальні дози прирівнюються до напівлетальних доз, характерних для ссавців, і становлять 2–7 Гр [21, 55]. Радіочутливість хвойних нижча за радіочутливість людини всього в 1,5 раза [4]. Рослини адекватно відображають стан екосистеми і вплив різних антропогенних забруднень, у тому числі й радіації, на всі живі об'єкти [37]. Вони є первинними ланками трофічних ланцюгів, відіграють основну роль у поглинанні різноманітних забруднювачів і постійно потерпають від їх впливу внаслідок закріплення на субстраті [16].

У зв'язку з радіонуклідною аномалією, що склалася після аварії на ЧАЕС, можна виділити кілька актуальних аспектів дослідження радіаційних навантажень на критичні структури рослинної клітини [19]: захист рослинного генофонду, прогноз інтенсивності мутагенезу в умовах підвищеного радіоактивного забруднення, пошук шляхів цілеспрямованої модифікації радіаційних ефектів за хронічної дії інкорпорованих у рослинних тканинах радіонуклідів, керування процесами накопичення нуклідів у рослинах, отримання широкого спектра вихідних форм для

селекційного процесу, розробка тест-систем біоіндикації радіонуклідного забруднення, визначення внеску зовнішнього і внутрішнього опромінення у формування радіобіологічних ефектів у рослинних системах, оцінювання ефектів при радіонуклідній індикації в біологічних процесах.

Унікальні дослідження з вивчення генетичної загрози аварії на Чорнобильській АЕС вперше виконані академіком НАН України В.В. Моргуном та співробітниками відділу генетичного поліпшення рослин Інституту фізіології рослин і генетики НАН України. З цією метою з 1986 р. вивчали 14 тис. родин 9 сортів озимої пшениці (*T. aestivum* L.), вивезених у рік аварії з районів, прилеглих до ЧАЕС і постраждалих унаслідок катастрофи [42, 44]. Із 38 дослідних зразків озимої пшениці 20 зразків насіння (52,6 %) було зібрано в Чорнобильському й прилеглих до нього районах Київської та Чернігівської областей. Вірогідне збільшення кількості клітин з хромосомними порушеннями виявлено в 7 із 38 вивчених зразків, зібраних у населених пунктах Чорнобильського, Вишгородського і Бородянського районів Київської обл. та Козелецького р-ну Чернігівської обл. Максимальний рівень хромосомних порушень, що в 32,3 раза перевищував спонтанний, спостерігали у зразках сорту Киянка, зібраних поблизу с. Корогод Чорнобильського р-ну Київської обл. Отримані дані щодо підвищення частоти хромосомних перебудов (у 2,7—32,3 раза) в результаті радіонуклідних забруднень стали сигналом того, що аварія на ЧАЕС створила серйозну генетичну загрозу для значної географічної зони.

З метою продовження досліджень із вивчення впливу радіонуклідних забруднень на мутаційну мінливість озимої пшениці в ближній зоні ЧАЕС через 7 років після аварії були вирощені рослини, в яких вивчено проходження мейозу. Виявлено, що частота хромосомних порушень перевищувала контрольні показники під час анафази I в 2,5—2,9 раза й анафази II — у 6,4 раза. Більшість порушень хромосом, що спостерігались під час анафаз I і II — хромосомні мости, решта — поодинокі фрагменти хроматидного типу. В тетрадах спостерігали переважно мікроядра, в окремих випадках — триади і пентади. Встановлено, що в мейозі рослин озимої пшениці частота появи хромосомних порушень залежить від рівня радіоактивності й генотипу сорту.

Вивчення мутаційної мінливості озимої пшениці на хромосомному рівні було продовжене через 13 років після аварії на ЧАЕС. Рослини від фази сходів до повного дозрівання знаходились під постійним впливом хронічного опромінення радіоактивних викидів, а створюваний ними радіаційний фон перевищував контрольний рівень (сміт Глеваха Васильківського р-ну Київської обл.) майже у 112 разів. Цитогенетичним аналізом меристематичних клітин первинних корінців виявлено підвищення спонтанного рівня в 5,3—6,9 раза. Серед хромосомних аберацій переважно траплялись ацентричні фрагменти малих розмірів і дицентричні мости. Співвідношення фрагментів і мостів знаходилося у межах 0,8—1,0, що свідчило про їх виникнення у результаті радіаційного впливу [63]. Унаслідок порушень мітозу фіксували також відстаючі хромосоми й ацентричні кільця. Їх поява в соматичних клітинах є визнаним проявом мутагенного впливу.

В результаті досліджень генетичних наслідків пролонгованого впливу іонізуювального випромінювання на ділянках із різною щільністю забруднення через 18 років після аварії на ЧАЕС виявлено зростання частоти

хромосомних перебудов у клітинах меристеми проростків озимої пшениці в 2,3—6,1 раза. Серед типів порушень переважну більшість становили парні фрагменти, хромосомні мости й відстаючі хромосоми. За допомогою аналізу частоти і спектра хромосомних аберацій встановлено відсутність прямих залежностей між питомою радіоактивністю ґрунту, тривалістю експозиції та частотою хромосомних порушень. Більш того, радіаційне забруднення території ближньої зони ЧАЕС із найменшою питомою активністю ґрунту індукує найбільшу кількість хромосомних порушень.

За умов пролонгованого впливу радіонуклідних забруднень ґрунту, зразки якого були відібрані на територіях зони відчуження ЧАЕС через 20 років після аварії, відмічено, як і в попередні роки, відсутність прямої залежності між частотою хромосомних аберацій та щільністю забруднення ґрунту радіоізотопами. Незважаючи на незначні експозиційні дози пролонгованого впливу радіоізоотопів ґрунту спонтанний рівень аберацій хромосом був перевищений в 1,8—6,1 раза. Серед типів хромосомних перебудов переважали парні фрагменти і хроматидні мости, частота появи яких не залежала від фонових значень радіаційного забруднення.

Значне зростання частоти порушень цілісності хромосом і аномалій мітозу, зумовлених радіонуклідним забрудненням ґрунту територій зони відчуження ЧАЕС, виявлялось і через 25 років після катастрофи. Частота абераційних клітин залежно від сорту пшениці та щільності забруднення ґрунту перевищувала спонтанний рівень у 2,0—7,6 раза. Спектр типів порушень, як і в попередні роки досліджень, підтвердив радіаційний характер походження хромосомних розривів.

Згідно з результатами багаторічних досліджень, живі організми Чорнобильської зони відчуження, незважаючи на стабілізацію радіаційної обстановки, зазнають хронічного радіаційного пресингу. Це спричинює появу низки генетичних порушень, у тому числі й хромосомних, накопичення яких створює генетичний тягар для популяцій рослин і тварин.

Забруднені території залишаються відкритим джерелом поширення радіонуклідів, які надходять з поверхневими й ґрунтовими водами в річкові системи й виносяться за межі зони відчуження та обов'язкового відселення — в Дніпро, його водосховища. Цитогенетичним аналізом впливу на насіння пшениці рідких стоків талих вод із радіонуклідно забруднених територій заболоченого притерасного пониззя с. Чистогалівка виявлено зростання в 1,8—2,7 раза рівня хромосомних перебудов. Оскільки з талими стоками і завислими в них часточками ґрунту радіонукліди можуть мігрувати до підніжжя схилів, у балки й заплави річок [57], з часом слід очікувати утворення нових плям підвищеного радіаційного забруднення та потрапляння під дію хронічного опромінення нових популяцій організмів.

Вивчивши частоту цитогенетичних порушень у проростках сосни звичайної (*Pinus silvestris* L.), вирощених із насіння, зібраного в 1986 р. в зоні відчуження ЧАЕС, автори публікації [47] встановили, що кількість клітин з абераціями хромосом у 7 разів більша від контрольного рівня. Через 11 років після аварії на ділянках зі значним і слабким ступенями ураження дерев частота цитогенетичних порушень наблизилась до контрольного рівня, а на ділянках із середнім та сублетальним ступенями ураження перевищувала його в 1,5—5 разів. У с. Янів цей показник був більший за контрольний у 6,5 раза, що приблизно відповідало частоті аберацій хромосом, яка спостерігалась у перший рік після аварії в зоні середнього ураження [47].

Вивчено реакцію культурних злаків на дію підвищеного фону радіації за тестом хромосомних аберацій в мітозі первинних корінців [56]. Як об'єкти дослідження автори використали сорти пшениці, жита, ячменю, які репродукували протягом 1986—1988 рр. у місцях 30-кілометрової зони ЧАЕС із різними рівнями радіаційного забруднення. Контролем слугували відповідні сорти, вирощені в Мінському р-ні. В усіх проаналізованих сортах жита та ячменю, вирощених на забрудненій території, частота хромосомних аберацій у кореневій системі була вищою, ніж у контрольних варіантах. У пшениці автори виявили значні коливання частоти хромосомних перебудов за роками.

Автор публікації [61] виявив на рослинах пшениці й жита, які зростали у 30-кілометровій зоні ЧАЕС, підвищену частоту хромосомних аберацій, що була більшою за контрольні значення в 2,4—6,7 раза. Отримані результати, на думку автора, свідчать про реальну небезпеку генетичних наслідків для організмів, які мешкають у цій зоні. Автор праці [9] зазначав, що підвищені частота і спектр хромосомних аберацій є одним із результатів геномної нестабільності. Причина цього явища — мутації певних груп генів, відповідальних за процеси репарації радіоіндукованих пошкоджень. Більш того, явище геномної нестабільності має трансгенераційний характер, тобто може виявлятися у потомства опромінених клітин.

Генетичні наслідки аварії на ЧАЕС широко вивчали в Інституті загальної генетики ім. М.І. Вавилова РАН. Його співробітники на 25 експериментальних ділянках досліджували генетичні наслідки аварії збиранням в якості експериментального матеріалу дикорослих рослин і відловлюванням тварин, головним чином мишоподібних гризунів і дрозофіли. Крім того, на низці ділянок із різними рівнями радіоактивності розміщували радіочутливі модельні об'єкти — лінійних мишей і традесканцію (клон 02). У дослідях з традесканцією вірогідне збільшення частоти мутацій досягалося вже за потужності дози 1,29 мкКл/кг за 1 год. Вивчено частоту мутацій за потужностей доз 5, 16, 25,8 і 64,5 мКл/кг за 1 год. Максимальна частота мутацій у цьому експерименті становила 25 %. Виконані співробітниками Інституту експерименти підтвердили високу радіочутливість традесканції (клон 02), що дає підставу рекомендувати її для біоіндикації екологічних наслідків радіоактивного забруднення середовища [59].

Частота хромосомних аберацій зростала також пропорційно потужності дози в проростках скереди покривельної (*Crepis tectorum* L.). У другому і третьому поколіннях рослин, що росли у 30-кілометровій зоні ЧАЕС, виявлено екземпляри зі зміненою кількістю хромосом. В інших дослідженнях [71] автори встановили, що в перші 4 роки після аварії частота клітин з абераціями хромосом у проростках скереди нелінійно залежала від щільності радіоактивного забруднення. Через 3—4 роки після аварії спостерігалась кореляція між частотою клітин з абераціями і частотою проростків з аномальним каріотипом [1]. На другий рік після аварії траплялись проростки зі зміненим каріотипом. Останнє, на думку авторів, свідчить про активні мікроеволюційні процеси, що відбуваються в популяціях рослин, які хронічно опромінюються [17]. Роль мікроеволюційних процесів у реакції природних популяцій на низькорівневий хронічний радіаційний вплив залишається не до кінця з'ясованою [12]. Це свідчить про необхідність продовження тривалих досліджень динаміки мутаційного тягаря в природних популяціях, які населяють територію з підвищеним рівнем радіоактивного забруднення.

Вірогідне зростання хромосомних пошкоджень клітин виявлено також у тварин і людини. Зокрема, автори праці [12] зазначали, що частота аберацій хромосом у клітинах кісткового мозку рудих полівок (*Myodes glareolus* L.) протягом зміни 14 поколінь перевищувала контрольний рівень у 3—7 разів і характеризувалася тенденцією до росту в усіх досліджених популяціях. Характер структурних порушень у хромосомах клітин пацюків, вирощених у 30-кілометровій зоні ЧАЕС, відповідно до результатів досліджень авторів праці [36], вказує на можливий модифікувальний вплив інших чинників, крім іонізувального опромінення. Через кілька років після аварії на ЧАЕС у низці місць України та інших країн СНД фіксували підвищений радіоактивний фон як результат забруднення радіонуклідами. У результаті порівняльного аналізу генетичних і структурних мутацій у лімфоцитах периферичної крові мешканців забруднених радіонуклідами районів Орловської обл. після аварії на Чорнобильській АЕС виявлено підвищення частоти соматичних клітин із генними структурними мутаціями [52].

Відсутність прямої залежності частоти абераційних клітин від щільності радіонуклідного забруднення й потужності експозиційної дози підтвердили результати досліджень, проведених на інших біологічних об'єктах, а саме на: арабідопсисі (*Arabidopsis thaliana* Henh. (L.)), скереди покрівельній (*Crepis tectorum* L.) [71], сосні звичайній (*Pinus sylvestris* L.) [66], бурій жабі (*Rana temporaria*) [12], ссавцях (Mammalia) [15]. Так, помічено, що частота клітин з абераціями в 9 популяціях скереди покрівельної, вирощеної в 30-кілометровій зоні ЧАЕС, коливалася у значно вужчих межах, ніж потужність дози [60]. У 1987—1990 рр. швидкість зниження частоти цитогенетичних порушень у глиці сосни відставала від зменшення радіоактивного забруднення місцевості [12, 55]. У дослідях із ячменем лінії ваху, який вирощували на ділянках із рівнем забруднення, яке прирівнювалось до опромінення дозами 0,05; 2,56 і 21,12 сГр, вихід мутацій у розрахунку на одиницю дози був вищим на найменш забруднених ділянках [12]. Обернена залежність ефекту від дози опромінення спостерігалась і на дослідних ділянках популяцій арабідопсису. Отже, виявлено, що з часом рівень радіоактивного забруднення ділянок знижується, а відносний ефект опромінення зростає. Це означає, що хронічне опромінення низької інтенсивності в розрахунку на одиницю дози ефективніше в індукуванні мутацій порівняно з високими потужностями хронічного опромінення. Відсутність прямої залежності частоти абераційних клітин від щільності радіонуклідного забруднення ґрунту ставить під сумнів можливість використання в умовах радіонуклідного забруднення показників питомої радіоактивності й потужності експозиційної дози для прогнозування тяжкості генетичних порушень організмів.

Грізними провісниками тяжких наслідків аварії на Чорнобильській АЕС є потворства серед рослин, тварин і людей. Більш як 50-річний досвід радіобіологічних досліджень рослин підтвердив, що найбільш радіочутливими є тканини апікальної меристеми, меншою мірою — латеральної і меристеми «сплячих» бруньок. Низькою стійкістю до опромінення характеризуються також тканини й органи рослин на стадії їх формування і диференціації за високого вмісту води. В цей період у клітинах, що диференціюються, спостерігається висока активність нуклеїнових кислот як ДНК, так і рибосомального апарату, відповідального за синтез білків [38]. Чорнобильська аварія сталася наприкінці квітня —

в період пришвидшеного росту й формування репродуктивних органів, коли рослинні угруповання найбільш радіочутливі [34]. Це призвело до появи у 30-кілометровій зоні потворств рослин, які здебільшого представлені гігантизмом і поверненням до примітивних форм: горобина з листками яблуні, часткова чи повна відсутність гілок у сосни, порушення природної симетрії листків дикої груші, деякі деформації листкової пластинки дуба черешчатого, каштана кінського, утворення спельтоїдних форм пшениці [18, 24]. У 1987 р. на ділянках із високим рівнем забруднення ($>1,7 \cdot 10^{-5}$ Кі/кг) у рослин виявлено макро- і мікроскопічні зміни у вигляді скрученої й розгалуженої форми чоловічих і жіночих сережок у берези, некрозу пиляків, загибелі верхівкових бруньок, закладанні дуже великих численних бічних бруньок із невпорядкованою орієнтацією, утворення вкорочених пагонів сосни з дрібною чи гігантською глицею, подвійного приросту протягом одного року вегетації, порушення орієнтації глиці та пагонів у просторі, утворення «зім'ятої» глиці. На частині пагонів через незначний приріст глиця була зібрана в густі китиці, на інших — опадала майже повністю й утворювались так звані лисі пагони [12, 38, 55]. Слід зазначити, що в деяких випадках дерева, які відрізнялися особливо великою глицею, через 2—3 роки після інтенсифікації росту несподівано гинули [68]. У сіянців сосни спостерігали хлорофільні мутації, карликові та гігантські форми, аномалії розвитку глиці [55].

В рослин озимої пшениці формувались стерильні зони колоса, додаткові колоски, вкорочені колоси. З'являлось характерне забарвлення листків і пагонів антоціановими пігментами [19, 43]. За поглиненої дози за перший місяць 15 Гр було зафіксовано зниження врожаю озимого жита на 50 % і часткову стерильність зерна. Щільність трав'яного покриву поблизу населеного пункту Янів у 1987 р. зменшилась із 740 до 310 екземплярів на квадратний метр [12].

Часто на забруднених територіях у багатьох видів рослин спостерігали пригнічення росту окремих органів і рослин у цілому, затримання настання фаз онтогенезу, збільшення тривалості вегетаційного періоду, що супроводжувалось зниженням інтенсивності фотосинтезу, транспірації, синтезу окремих метаболітів. До числа морфологічних змін у рослин належить утворення пухлин, поява яких пов'язана з виникненням під впливом випромінювання мутантних клітин, порушенням гормональної системи і зміною балансу між фітогормонами. Нехарактерні пухлинні новоутворення зрідка траплялись у нечуйвітру великозубчастого (*Hieracium murorum* L.) і зонтичного (*Hieracium umbellatum* L.), малини червоної (*Rubus idaeus* L.), ожини (*Rubus caesius* L.). У популяціях осоту польового (*Cirsium arvense* (L.) Scop.) на 5-й рік після аварії, коли рівень потужності експозиційної дози γ -випромінювання знизився втричі, близько 80 % особин мали пухлинні розростання на основних і бічних пагонах [17].

Вивчення генетичних наслідків хронічного опромінення від радіонуклідних забруднень чорнобильського аварійного викиду, яке розпочато у відділі генетичного поліпшення рослин Інституту фізіології рослин і генетики НАН України з перших місяців аварії і триває дотепер, доводить високу генетичну активність низьких доз радіоактивного опромінення, що сформувалися на територіях зони відчуження ЧАЕС. Дослідженням частоти видимих мутацій зразків озимої пшениці, зібраних у 1986 р. в зоні аварії на Чорнобильській АЕС, виявлено вірогідне підвищення рівня мутаційної мінливості в 10 із 34 вивчених зразків.

Максимальну кількість випадків підвищення мутаційної мінливості зафіксовано у сортів Киянка (4 зразки) і Поліська 70 (3 зразки).

Істотно зростає рівень видимих мутацій у зразках, зібраних у Київській (Чорнобильській, Іванківській, Вишгородській і Поліській р-ни), Чернігівській (Козелецький р-н) і Вінницькій (Ільїнецький р-н) областях. Відповідно рівень радіаційного забруднення, спричинений аварією на Чорнобильській АЕС, виявився достатнім для вірогідного підвищення частоти мутаційної мінливості озимої пшениці навіть у порівняно віддаленій Вінницькій обл.

Найвищий рівень мутаційної мінливості (> 4 %) зафіксовано в зразках пшениці, зібраних поблизу сіл Корогод, Копачі Чорнобильського р-ну Київської обл. і Яблунька Поліського р-ну Київської обл. Частота мутацій пшениці у цих населених пунктах перевищувала спонтанний рівень відповідно у 8,7; 7,2; 8,4 і 7,5 раза (таблиця).

Частота видимих мутацій (M₂—M₃) озимої пшениці, вирощеної в зоні аварії на Чорнобильській АЕС (1986 р.)

Місце збирання зразків	Сорт	Кількість вивчених родин в M ₂ , шт.	Змінені родини	
			шт.	%
<i>Київська обл.</i>				
Васильківський р-н	Контроль (спонтанна мінливість)	19 100	118	0,62*
<i>Чорнобильський р-н</i>				
с. Дитятки	Білоцерківська 47	384	2	0,52
с. Горностайполь	Киянка	480	13	2,76**
с. Копачі	Те саме	480	25	5,21**
с. Корогод	” ”	480	26	5,42**
с. Корогод	Поліська 70	576	26	4,51**
с. Стечанка	Миронівська 808	384	0	0,00
<i>Поліський р-н</i>				
с. Яблунька	Миронівська 808	384	0	0,00
с. Яблунька	Білоцерківська 47	384	18	4,68**
с. Тараси	Те саме	384	6	1,55
<i>Вишгородський р-н</i>				
с. Катюжанка	Поліська 70	426	0	0,00
с. Козаровичі	Те саме	480	8	1,67**
<i>Бородянський р-н</i>				
сmt Бородянка	Поліська 70	384	0	0,00
сmt Бородянка	Киянка	480	7	1,46
сmt Бородянка	Білоцерківська 47	384	2	0,52
с. Шибене	Те саме	384	5	1,30
с. Шибене	Поліська 70	480	5	1,04
<i>Іванківський р-н</i>				
с. Приборськ	Поліська 70	384	14	3,65**
сmt Іванків	Те саме	480	5	1,04
сmt Іванків	Щедра Полісся	384	7	1,82**
<i>Васильківський р-н</i>				
сmt Глеваха	Миронівська 808	384	2	0,52

ГЕНЕТИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ РАДИОНУКЛИДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

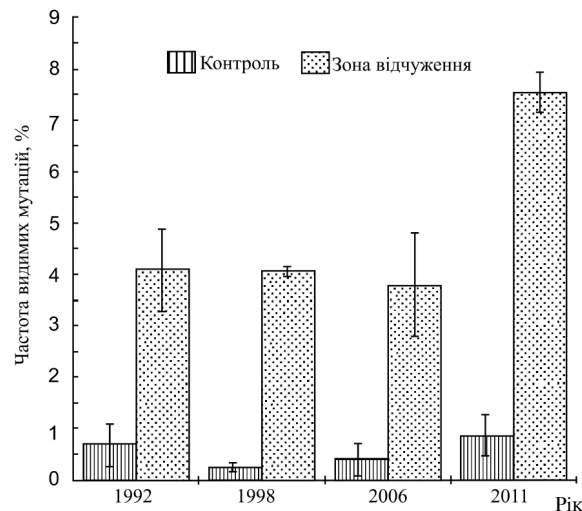
Закінчення таблиці

Місце збирання зразків	Сорт	Кількість вивчених родин в M_2 , шт.	Змінені родини	
			шт.	%
смт Глеваха	Поліська 70	558	2	0,36
<i>Житомирська обл.</i>				
Бердичівський р-н				
м. Бердичів	Миронівська 25	384	0	0,00
<i>Вінницька обл.</i>				
Ільїнецький р-н				
с. Ільїнці	Іванівська 12	384	9	2,34**
Крижопільський р-н				
смт Крижопіль	Поліська 70	480	0	0,00
<i>Чернігівська обл.</i>				
Чернігівський р-н				
с. Левковичі	Поліська 70	480	0	0,00
с. Кувечичі	Миронівська 808	384	1	0,26
Козелецький р-н				
с. Олексіївщина	Миронівська 808	384	0	0,00
смт Прогрес	Те саме	384	0	0,00
смт Прогрес	Щедра Полісся	384	5	1,30
м. Остер	Киянка	480	8	1,67**
<i>Черкаська обл.</i>				
Маньківський р-н				
с. Маньківка	Ахтирчанка	384	2	0,52
с. Маньківка	Іванівська 60	480	0	0,00
Смілянський р-н				
м. Сміла	Ахтирчанка	384	2	0,52

*Середній рівень спонтанної мутаційної мінливості, визначений на 11 сортах озимої пшениці в 1983—1985 рр. **Різниця з контролем статистично вірогідна за $p \leq 0,05$.

У результаті вивчення впливу радіонуклідних забруднень на мутаційну мінливість видимих ознак озимої пшениці через 7 років після аварії на ЧАЕС виявлено збереження високого рівня мутаційної мінливості. Частота видимих мутацій рослин пшениці сортів Киянка та Альбатрос одеський у поколінні M_3 , вирощених поблизу с. Чистогалівка, перевищила контрольний рівень (смт Глеваха Васильківського р-ну Київської обл.) відповідно у 2,6 і 5,8 раза. Ще вищою — відповідно у 4,9 та 13 разів виявилась частота мутацій у рослин, вирощених на околицях м. Прип'ять, де рівень радіоактивності в 667 разів перевищував природний фон і в 16 разів — рівень радіоактивності в с. Чистогалівка.

У результаті вивчення частоти видимих мутацій зразків озимої пшениці сортів Одеська 161 і Донецька 48, рослини покоління M_1 , яких вирощені в зоні відчуження через 13 років після аварії на Чорнобильській АЕС, також встановлено істотне зростання рівня мутаційної мінливості.



Частота видимих мутацій у рослин озимої пшениці сорту Альбатрос одеський, які зазнали хронічного опромінення в зоні відчуження ЧАЕС у різні поставарійні періоди

Кількість мутантних рослин у відсотковому співвідношенні перевищувала показники спонтанного рівня в 15 (Одеська 161, с. Чистоголівка), 12,5 (Донецька 48, с. Чистоголівка) і 16,7 раза (Донецька 48, с. Копачі).

Підвищення рівня мутаційної мінливості рослин, спричиненої хронічною дією радіоактивного забруднення, фіксували і через 20 років після аварії на ЧАЕС. Кількість виявлених мутаційних змін перевищувала контрольний рівень у 9,5–27,2 раза. Одна з проблем хронічної дії іонізуючої радіації полягає в тому, що неможливо передбачити біологічні наслідки її впливу. Прикладом можуть бути і результати наших досліджень, коли два сорти однієї культури за однакових умов дозового навантаження по-різному реагували на хронічне опромінення. Так, у сорту Альбатрос одеський спостерігалась залежність між рівнем радіонуклідного забруднення ґрунту і частотою видимих мутацій, тоді як у сорту Донецька 48 частота мутаційних змін, незважаючи на різницю радіаційного фону, була приблизно однаковою.

Радіаційне опромінення рослин озимої пшениці впродовж усього вегетаційного періоду в межах території ближньої зони відчуження ЧАЕС через 25 років після аварії спричинювало зростання частоти видимих мутацій у 8,0–14,9 раза. Різниця потужностей експозиційних доз у $21,2 \cdot 10^{-12}$ А/кг не супроводжувалась істотною відмінністю частоти мутацій, що можна пояснити індукуванням тривалою дією високих доз радіації низки нежиттєздатних мутантів, які внаслідок елімінації не враховано в загальному показнику частоти мутацій. Тому в міру поступового зниження рівня радіоактивного забруднення території зони відчуження варто і в подальшому очікувати збереження високого мутагенного ефекту опромінення (рисунок).

Хронічне опромінення від радіонуклідних забруднень зони відчуження в рік Чорнобильської катастрофи та через 7, 13, 20 і 25 років потім індукувало в озимої пшениці достатньо широкий спектр видимих мутацій, який включав від 3 до 20 типів. Більшість із них незалежно від часу, що минув після аварії, становили мутаційні зміни, пов'язані з висотою рослин, будовою колоса, наявністю чи відсутністю остистості, тривалістю вегетаційного періоду. Деякі мутації були доволі оригіналь-

ними: скверхедний колос із закрученою віссю, неповний вихід колоса в трубку, широкий листок, еректоїдні листки і колос, карлики, червоне забарвлення листків і ості колоса.

Характерною для спектра мутацій була поява з порівняно високою частотою мутацій за генами карликовості (карликових і низькорослих форм), що вкрай рідко трапляється за спонтанної мінливості та з низькою частотою — за експериментального мутагенезу. З урахуванням того, що аналогічні форми було виявлено і в матеріалі, зібраному в рік аварії на Чорнобильській АЕС у найбільш постраждалих п'яти областях України [2], стає очевидним, що поява мутацій пшениці, пов'язаних зі зниженням висоти рослин — характерний наслідок хронічного впливу опромінення забруднених територій.

Отже, незважаючи на те що у віддалені строки після аварії на Чорнобильській АЕС у зоні відчуження зовнішній радіаційний фон поступово знижується, частота видимих мутацій рослин озимої пшениці продовжує істотно перевищувати спонтанний рівень спадкової мінливості. Висока мутагенна активність радіонуклідних забруднень виявляється навіть через 25 років після аварії і тенденції до зниження рівня мутаційної мінливості немає. Підвищений рівень мутаційної мінливості в зоні ЧАЕС свідчить про генетичну загрозу всьому живому на значних територіях. Це порушує питання про необхідність подальшого тестування на всіх рівнях організації генетичних наслідків забруднення навколишнього середовища радіонуклідами з урахуванням їх для наступних поколінь.

Первинний збір морфологічно змінених форм на полях, безпосередньо прилеглих до території аварійного блока ЧАЕС у 1987 р. в умовах жорсткої радіації провели також академік НАН України Д.М. Гродзинський, провідний науковий співробітник О.Д. Коломієць з колегами [18], а також професори П.К. Шкварніков і М.Ф. Батигін. За результатами спостережень над проявами наслідків хронічного опромінення, якому рослини пшениці піддавались протягом вегетації в зоні відчуження ЧАЕС, встановлено, що воно достатнє, аби викликати істотну нестабільність генетичного апарату й призвести до виникнення радіаційних мутацій, більшість із яких є потворствами.

Отже, аварія на Чорнобильській АЕС призвела до локального підвищення рівня діючих радіаційних доз у 30-кілометровій зоні відчуження та глобального зростання фону іонізуючих випромінювань. Генетичні наслідки аварії, що їх вивчає багато дослідників, дають уявлення про зміни генетичних процесів, які є результатом дії радіації на окремі організми й природні екосистеми. Хоча вже минуло 30 років після катастрофи на Чорнобильській АЕС і дозові навантаження в зоні відчуження знизились, мутаційна мінливість живих організмів продовжує залишатись високою. Відсутність прямої залежності частоти виникнення мутацій від щільності радіонуклідного забруднення ґрунту ускладнює використання в умовах радіонуклідного забруднення показників питомої радіоактивності й потужності експозиційної дози для прогнозування тяжкості генетичних порушень організмів.

Наведені дані свідчать про необхідність подальшого тестування на всіх рівнях організації генетичних наслідків забруднення навколишнього середовища радіонуклідами з урахуванням їх для прийдешніх поколінь.

1. *Абрамов В.И., Рубанович А.В., Шевченко В.А.* Генетические эффекты малых доз хронического облучения формирующихся семян // Генетика. — 2005. — **41**, № 9. — С. 1244—1250.

2. *Аклеев А.В.* Реакции тканей на хроническое воздействие ионизирующего излучения // Радиационная биология. Радиоэкология. — 2009. — **49**, № 1. — С. 5—20.
3. *Антонов В.П.* Радиационная обстановка и ее социально-психологические аспекты. — Киев: Знание, 1987. — 48 с.
4. *Артюхов В.Г., Калаев В.Н., Садко А.Д.* Влияние радиоактивного облучения материнских деревьев дуба черешчатого (*Quercus robur* L.) на цитогенетические показатели семенного потомства (отдаленные эффекты) // Вестн. Воронеж. гос. ун-та. Сер. Физ.-мат. — 2004. — № 1. — С. 121—128.
5. *Ахаладзе М.Г.* Біологічний вік і аварія на ЧАЕС: результати поперечних і лонгітудинальних досліджень // Тез. докл. 2-й Междунар. конф. «Отдаленные медицинские последствия Чернобыльской катастрофы» (Киев, 1—6 июня 1998). — Киев: Чернобыльинтеринформ, 1998. — С. 174.
6. *Ахматулина Н.Б.* Отдаленные последствия действия радиации и индуцированная нестабильность генома // Радиационная биология. Радиоэкология. — 2005. — **5**, № 6. — С. 680—687.
7. *Біланіч М.М., Ніколайчук В.І.* Свинець, кобальт і цинк у ґрунтах Закарпатської області // Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. — 2008. — № 3. — С. 19—26.
8. *Бурденюк-Тарасевич Л.А.* Віддалені наслідки дії хронічного опромінення рослин *T. aestivum* L. в зоні відчуження ЧАЕС в 1986—1987 рр. // Фактори експериментальної еволюції організмів. Зб. наук. праць Укр. т-ва генетиків і селекціонерів ім. М.І. Вавилова. — К.: Логос, 2011. — Т. 10. — С. 90—95.
9. *Воробіцова І.Е.* Трансгенераційна передача радіаційно-індукованої нестабільності генома // Радиационная биология. Радиоэкология. — 2006. — **46**, № 4. — С. 441—446.
10. *Гарипова Р.Ф.* Нестохастическая наследуемая клеточная летальность в практике биотестирования техногенных загрязнений как индукторов эффектов последствия // Генетика. — 2007. — **43**, № 3. — С. 337—342.
11. *Гераськин С.А., Ванина Ю.С., Дикарев В.Г. и др.* Генетическая изменчивость в популяциях сосны обыкновенной из районов Брянской области, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. — 2009. — **49**, № 2. — С. 136—146.
12. *Гераськин С.А., Фесенко С.В., Алексахин Р.М.* Воздействие аварийного выброса Чернобыльской АЭС на биоту // Там же. — 2006. — **46**, № 2. — С. 178—188.
13. *Глазко В.І., Глазко Т.Т.* Популяційно-генетичні наслідки екологічних катастроф (на прикладі аварії на ЧАЕС) // Вісн. аграрної науки. — 2004. — № 7. — С. 70—76.
14. *Глазко В.І.* Чернобыль 20 лет спустя // Природа. — 2006. — № 5. — С. 48—53.
15. *Гончарова Р.И., Рябоконт Н.И., Слуквин А.М. и др.* Биологические эффекты низких доз хронического облучения // Тез. докл. 2-й Междунар. конф. «Отдаленные медицинские последствия Чернобыльской катастрофы» (Киев, 1—6 июня 1998). — Киев: Чернобыльинтеринформ, 1998. — С. 216.
16. *Горова А.І., Скворцова Т.В., Клімкіна І.І. та ін.* Цитогенетичний моніторинг довкілля та здоров'я людини // Вісн. Укр. т-ва генетиків і селекціонерів. — 2005. — **3**, № 1—2. — С. 36—47.
17. *Гродзинский Д.М., Гудков И.Н.* Радиационное поражение растений в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. — 2006. — **46**, № 2. — С. 189—199.
18. *Гродзинський Д.М., Коломієць О.Д., Бурденюк Л.А.* Колекція чорнобильських мутантів озимої пшениці. — Чорнобиль—Київ—Біла Церква 1986—1999 рр. — К., 1999. — 29 с.
19. *Гродзинский Д.М., Коломиец К.Д., Кутлахмедов Ю.А. и др.* Антропогенная радионуклидная аномалия и растения. — Киев: Лыбидь, 1991. — 160 с.
20. *Гродзинський Д.М.* Реалії постчорнобильської доби // Вісн. НАН України. — 2000. — № 7. — С. 27—35.
21. *Гудков И.Н., Винничук М.М.* Сельскохозяйственная радиобиология. — Житомир: Изд-во Гос. агрокол. ун-та, 2003. — 472 с.
22. *Гудков Д.И., Кузьменко М.И., Киреев С.И. и др.* Радиоэкологические проблемы водных экосистем в Чернобыльской зоне отчуждения // Радиационная биология. Радиоэкология. — 2009. — **49**, № 2. — С. 192—202.
23. *Давидов Л., Гаврилюк Ю., Ігнатенко О.* Поширення природжених вад розвитку у регіонах України, які піддалися впливу низькодозової радіації після Чорнобильської аварії // Тез. докл. 2-й Междунар. конф. «Отдаленные медицинские последствия Чернобыльской катастрофы» (Киев, 1—6 июня 1998). — Киев: Чернобыльинтеринформ, 1998. — С. 44.
24. *Данильченко О.А., Сорочинский Б.В., Бурденюк Л.А., Гродзинский Д.М.* RAPD-PCR анализ родственных связей между нестабильными линиями озимой пшеницы (*Triticum aestivum* L.) и исходными сортами // Доп. НАН України. — 2006. — № 5. — С. 150—154.

25. Демина Э.А., Барыляк И.Р. Чернобыльская авария и острая лучевая болезнь // Вісн. Укр. т-ва генетиків і селекціонерів. — 2004. — 2, № 1. — С. 84—103.
26. Дерягин В.В., Левина С.Г., Шибкова Д.З. и др. Особенности миграции и формы нахождения ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях некоторых озерных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа // Радиационная биология. Радиоэкология. — 2006. — 46, № 5. — С. 531—536.
27. Дорогуницев С.И., Поповкин В.А., Степаненко А.В. Концептуальные подходы к развитию и размещению производительных сил на территории с повышенными уровнями радиоактивного загрязнения // Социально-экономические проблемы ликвидации последствий Чернобыльской катастрофы. — Киев: СОПС Украины АН Украины, 1992. — С. 4—21.
28. Дубинин Н.П. Мутагены среды и наследственность человека // Генетические последствия загрязнения окружающей среды. — М.: Наука, 1977. — С. 3—20.
29. Дуброва Ю.Е. Нестабильность генома среди потомков облученных родителей. Факты и их интерпретация // Генетика. — 2006. — 42, № 10. — С. 1335—1347.
30. Евец Л.В., Яликов С.А., Орехова Т.Д. и др. Биологический эффект малых доз радиации на морфологический состав периферической крови у детей // Радиобиология. — 1992. — 32, № 5. — С. 627—631.
31. Евсеева Т.И., Майстренко Т.А., Гераськин С.А. и др. Оценка радиационного воздействия на ценопопуляцию горошка мышиного с территории, загрязненной отходами радиевого производства // Радиационная биология. Радиоэкология. — 2008. — 48, № 4. — С. 493—501.
32. Зайнулин В.Г., Москалев А.А., Шапошников М.В. и др. Генетические аспекты облучения в малых дозах лабораторных линий и экспериментальных популяций *Drosophila melanogaster* // Там же. — 2006. — 46, № 5. — С. 547—554.
33. Замулаева И.А., Орлова Н.В., Смирнова С.Г. и др. Корреляция между внутриклеточным содержанием оксида азота и частотой мутантных лимфоцитов после радиационного воздействия в малых дозах // Там же. — 2007. — 47, № 1. — С. 86—92.
34. Зяблицкая Е.Я., Гераськин С.А., Удалова А.А., Спиринов Е.В. Анализ генетических последствий загрязнения посевов озимой ржи радиоактивными выпадениями Чернобыльской АЭС // Там же. — 1996. — 36, № 6. — С. 498—505.
35. Иванов В.К., Чекин С.Ю., Кащеев В.В. и др. Заболеваемость раком щитовидной железы среди ликвидаторов последствий аварии на Чернобыльской АЭС: период наблюдения 1986—2003 гг. // Там же. — 2007. — 47, № 5. — С. 517—522.
36. Индык В.М., Парновская Н.В., Серкиз Я.И., Драган Ю.И. Физиологическое развитие и цитогенетические показатели у потомства крыс // Радиобиология. — 1991. — 31, № 5. — С. 663—667.
37. Ковальчук Л.Є., Орел Н.О. Трансгенні рослини як модельний об'єкт для визначення інтенсивності мутагенного фону довкілля // Вісн. Укр. т-ва генетиків і селекціонерів. — 2005. — 3, № 1—2. — С. 72—79.
38. Козубов Г.М., Таскаев А.И. Радиобиологические исследования хвойных в районе Чернобыльской катастрофы. — М.: ИПЦ «ДИК», 2002. — 272 с.
39. Корытова А.И., Долгова Л.Г., Михайлов О.Ф. Оценка генетических последствий действия промышленного загрязнения на сельскохозяйственные растения // Тез. докл. V съезда Всесоюз. об-ва генетиков и селекционеров им. Н.И.Вавилова «Общая и молекулярная генетика» (Москва, 24—28 ноября 1987). — 1. — М., 1987. — С. 137.
40. Кравец Е.А., Гродзинский Д.М., Рожко И.И. и др. Морфологическая асимметрия растений как реакция на действие ионизирующего излучения // Агроекол. журн. — 2005. — № 3. — С. 62—66.
41. Мозолин Е.М., Гераськин С.А., Минкенова К.С. Радиобиологические эффекты у растений и животных Семипалатинского испытательного полигона (Казахстан) // Радиационная биология. Радиоэкология. — 2008. — 48, № 4. — С. 422—431.
42. Моргунов В.В., Логвиненко В.Ф. Мутационная селекция пшеницы. — Киев: Наук. думка, 1995. — 624 с.
43. Моргунов В.В., Логвиненко В.Ф., Тютюн А.И. Генетические последствия аварии на Чернобыльской АЭС на примере озимой мягкой пшеницы // Физиология и биохимия культур растений. — 1993. — 25, № 4. — С. 315—323.
44. Моргунов В.В., Якимчук Р.А. Генетичні наслідки аварії на Чорнобильській АЕС. — К.: Логос, 2010. — 400 с.
45. Омелянец С.Н. Половой состав жителей Украины и его влияние на репродуктивное здоровье нации // Тез. докл. 2-й Междунар. конф. «Отдаленные медицинские последствия Чернобыльской катастрофы» (Киев, 1—6 июня 1998). — Киев: Чернобыльинтеринформ, 1998. — С. 106.
46. Орлов О.О., Надточій П.П. Плутоній та америцій: джерела та динаміка забруднення біосфери, міграція у ґрунтово-рослинному покриві // Агроекол. журн. — 2005. — № 2. — С. 3—14.

47. *Офицеров М.В., Игонина Е.В.* Генетические последствия радиационного воздействия на популяцию сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) // Генетика. — 2009. — **45**, № 2. — С. 209—214.
48. *Петрунів В.М.* Екологічні критерії використання нових органо-мінеральних добрив // Вісн. аграрної науки. — 2000. — № 10. — С. 62—64.
49. *Позолотина В.Н.* Отдаленные последствия действия радиации на растения. — Екатеринбург: Академкнига, 2003. — 244 с.
50. *Последствия* Чернобыльской аварии для здоровья // Результаты экспериментальных проектов МПОПЧАЗ и соответствующих национальных программ. Краткий отчет. — Женева: Медицина, 1996. — 46 с.
51. *Рапопорт И.А.* Алкилирование генной молекулы // Докл. АН СССР. — 1948. — **59**, № 6. — С. 1183—1186.
52. *Севанькаев А.В., Шкварова Т.Г., Потетня О.И. и др.* Сравнительное исследование структурных и генных соматических мутаций у работников ядерно-химических предприятий. I. Исследование нестабильных и стабильных хромосомных aberrаций // Радиационная биология. Радиоэкология. — 2005. — **45**, № 2. — С. 149—161.
53. *Седлерова О.* Фукусима—Чернобыль: спільні роботи японських та українських дослідників // Світ. — Серпень 2013. — № 29—30.
54. *Спиридонов С.И., Мукушева М.К., Шубина О.А. и др.* Оценка доз облучения населения в результате радиоактивного загрязнения территории Семипалатинского испытательного полигона // Радиационная биология. Радиоэкология. — 2008. — **48**, № 2. — С. 218—224.
55. *Федотов И.С., Кальченко В.А., Игонина Е.В. и др.* Радиационно-генетические последствия облучения популяции сосны обыкновенной в зоне аварии на ЧАЭС // Там же. — 2006. — **46**, № 3. — С. 268—278.
56. *Фомина Ж.И., Колосенцева Н.В., Сень Л.А.* Цитологические последствия радиационного загрязнения окружающей среды у сельскохозяйственных культур // Тез. докл. Всесоюз. радиобиол. съезда (Москва, 21—27 августа 1989). — Пушкино, 1989. — **2**. — С. 542—543.
57. *Цыбулька Н.И., Черныш А.Ф., Тишук Л.А. и др.* Горизонтальная миграция ¹³⁷Cs при водной эрозии почв // Радиационная биология. Радиоэкология. — 2004. — **44**, № 4. — С. 473—477.
58. *Чернобыльская катастрофа: причины и последствия* (Эксперт. заключение): — В 4 т. — Минск: Ред. журн. «Тест», 1993. — Т. 4: Последствия катастрофы на Чернобыльской АЭС для Украины и России. — 243 с.
59. *Шевченко В.А.* Информационные материалы по проблемам генетики и селекции. — Пушкино, 1989. — Вып. 1. — С. 25—30.
60. *Шевченко В.В., Гриних Л.И.* Цитогенетические эффекты в популяциях *Crepis tectorum*, произрастающих в Брянской области, наблюдавшиеся на 7-й год после аварии на Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. — 1995. — **35**, № 5. — С. 720—725.
61. *Шкварников П.К.* Цитологическое обследование растений, произрастающих под воздействием разных уровней радиации // Цитология и генетика. — 1990. — **24**, № 5. — С. 33—37.
62. *Яблоков А. В.* Миф о безопасности малых доз радиации: Атомная мифология. — М.: Центр экологической политики России, ООО «Проект-Ф», 2002. — 145 с.
63. *Якимчук Р.А., Моргун В.В.* Генетична активність низьких доз фізичних та хімічних мутагенних факторів на озимій пшениці // Наук. вісн. Ужгород. держ. ун-ту. Сер. Біологія. — 2000. — № 8. — С. 167—171.
64. *Brenner D.J., Doll R., Goodhead D.T. et al.* Cancer risks attributable to low doses of ionizing radiation: Assessing what we really know // Proc. Natl. Acad. Sci. USA. — 2003. — **100**, N 24. — P. 13761—13766.
65. *Copplestone D., Johnson M.S., Jones S.R.* Radionuclide behaviour in coniferous woodland ecosystem: the distribution of radionuclides in soil and leaf litter // Water, Air and Soil Pollution. — 2000. — **122**, N 3—4. — P. 389—404.
66. *Geras'kin S.A., Dikarev V.G., Zyablitskaya Ye.Ya. et al.* Genetic consequences of radioactive contamination by the Chernobyl fallout to agricultural crops // J. Environ. Radioact. — 2003. — **66**. — P. 155—169.
67. *Glazko V.I., Glazko T.T.* Gene pool changes after ecological catastrophe (Chernobyl's example) // Агроекол. журн. — 2005. — № 3. — С. 42—51.
68. *Grodzinsky D.M.* Reflection of the Chernobyl catastrophe on plant world: special and general biological aspects // Там само. — С. 4—12.
69. *Hanawalt P.C.* Genomic instability: environmental invasion and the enemies within // Mutat. Res. — 1998. — **400**, N 1—2. — P. 117—125.

ГЕНЕТИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ РАДИОНУКЛИДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

70. *Kiuru A., Auvinen A., Luokkamaki M. et al.* Hereditary minisatellite mutations among the offspring of Estonian Chernobyl cleanup workers // *Radiat. Res.* — 2003. — **159**, N 5. — P. 651—655.
71. *Kovalchuk O., Dubrova Y.E., Arkhipov A. et al.* Wheat DNA mutation rate after Chernobyl // *Nature.* — 2000. — **407**. — P. 583—584.
72. *Morgan W.F.* Non-targeted and delayed effects of exposure to ionizing radiation: II. Radiation-induced genomic instability and bystander effects in vivo, clastogenic factors and transgenerational effects // *Radiat. Res.* — 2003. — **159**. — P. 581—596.
73. *Parshkov E.M., Sokolov V.A., Tsyb A.F. et al.* Radiation-induced thyroid cancer: what we know and what we really understand // *Int. J. Low Radiat.* — 2004. — **1**, N 3. — P. 267—278.
74. *Srećec S., Jelenic S., Papeš D.* Phenotypic and genotypic analysis of spike abnormality in bread wheat (*Triticum aestivum* L. em Thell) cv. Pitoma // *Cereal Res. Communic.* — 1995. — **23**, N 1—2. — P. 63—69.

Отримано 14.03.2016

ГЕНЕТИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ РАДИОНУКЛИДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ ПОСЛЕ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

V.V. Morgun, R.A. Yakymchuk

Институт физиологии растений и генетики Национальной академии наук Украины, Киев

Обобщены и проанализированы результаты исследований генетических последствий аварии на ЧАЭС, которые дают представления о начальных мутационных процессах, вызванных радиацией в отдельных организмах и в естественных экосистемах. Несмотря на 30-летний поставарийный период и снижение дозовых нагрузок в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС, мутационная изменчивость живых организмов продолжает оставаться на высоком уровне. Подчеркнута необходимость дальнейшего тестирования на всех уровнях организации генетических последствий загрязнения окружающей среды радионуклидами с учетом их для грядущих поколений.

GENETIC CONSEQUENCES OF RADIONUCLIDE CONTAMINATION OF THE ENVIRONMENT AFTER THE ACCIDENT AT CHORNOBYL NUCLEAR POWER PLANT

V.V. Morgun, R.A. Yakymchuk

Institute of Plant Physiology and Genetics, National Academy of Sciences of Ukraine
31/17 Vasylkivska St., Kyiv, 03022, Ukraine

The results of investigations of genetic consequences of the accident at Chornobyl NPP, which give a notion about the initial mutational processes caused by radiation in the individual organisms and natural ecosystems are summarized and analyzed. Despite the 30-year post-accident period and the dose decrease in the alienation zone of Chornobyl NPP, mutational variability of living organisms continues to remain at a high level. This requires the necessity to carry out further all-level testing of the genetic consequences of the environmental contamination with radio nuclides considering their effect on coming generations.

Key words: Chornobyl NPP, radionuclides contamination, mutational variability, genetic consequences.