

Міністерство освіти і науки України
Чорноморський національний університет імені Петра Могили
Первинна профспілкорова організація ЧНУ ім. Петра Могили
Південний науковий центр НАН та МОН України
Університет ім. Адама Міцкевича (Польща)
Університет гуманітарних та природничих наук ім. Яна Длуроша (Польща)
Інститут національної пам'яті (Польща)
Університет Марії Кюрі-Склодовської (Польща)
Університет Сегеда (Угорщина)
Академія військового мистецтва (Польща)
Військово-морська академія ім. Героїв Вестерплатте (Польща)
Northcentral University (United States of America)



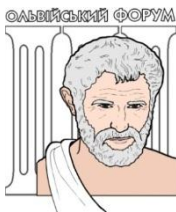
**ОЛЬВІЙСЬКИЙ ФОРУМ – 2022:
стратегії країн Причорноморського регіону
в геополітичному просторі**

ПРОГРАМА ТА ТЕЗИ

XVI Міжнародна наукова конференція

**XVII наукова конференція
«РАДІАЦІЙНА І ТЕХНОГЕННО-ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА
ЛЮДИНИ ТА ДОВКІЛЛЯ: СТАН, ШЛЯХИ І ЗАХОДИ
ПОКРАЩЕННЯ»**

24 червня 2022 р., м. Миколаїв



Миколаїв
2022

Ольвійський форум – 2022 : стратегії країн Причорноморського регіону в геополітичному просторі : XVI Міжнар. наук. конф. м. Миколаїв : програма та тези : XVII наукова конференція 24 червня 2022 р., «Радіаційна і техногенно-екологічна безпека людини та довкілля: стан, шляхи і заходи покращення» / Чорном. нац. ун-т імені Петра Могили, Україна. – Миколаїв : Вид-во Чорноморський національний університет імені Петра Могили, м. Миколаїв, 2022. – 160 с.

Міністерство освіти і науки України
Чорноморський національний університет імені Петра Могили
Первинна профспілкова організація ЧНУ ім. Петра Могили
Південний науковий центр НАН та МОН України
Університет ім. Адама Міцкевича (Польща)
Університет гуманітарних та природничих наук ім. Яна Длugoша (Польща)
Інститут національної пам'яті (Польща)
Університет Марії Кюрі-Склодовської (Польща)
Університет Сегеда (Угорщина)
Академія військового мистецтва (Польща)
Військово-морська академія ім. Героїв Вестерплатте (Польща)
Northcentral University (United States of America)



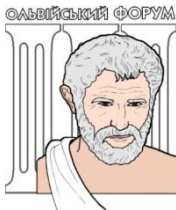
**ОЛЬВІЙСЬКИЙ ФОРУМ – 2022:
стратегії країн Причорноморського регіону
в геополітичному просторі**

ПРОГРАМА

XVI Міжнародна наукова конференція

**XVII наукова конференція
РАДІАЦІЙНА І ТЕХНОГЕННО-ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА
ЛЮДИНИ ТА ДОВКІЛЛЯ: СТАН, ШЛЯХИ І ЗАХОДИ
ПОКРАЩЕННЯ**

24 червня 2022 р., м. Миколаїв



Миколаїв
2022

ПРОГРАМА

.....
XVII наукова конференція

РАДІАЦІЙНА І ТЕХНОГЕННО-ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ЛЮДИНИ ТА ДОВКІЛЛЯ: СТАН, ШЛЯХИ І ЗАХОДИ ПОКРАЩЕННЯ

Дата і час проведення: 24.06.2022, 10:00.

Zoom Meeting.

Ідентифікатор конференції: 890 6071 4878, код доступу: 4RD3q6.

Модератор: **Григор'єва Л. І.**, д-р біол. наук, професор, завідувач кафедри екології, ЧНУ ім. Петра Могили.

Секретар: **Макарова О. В.**, старший викладач кафедри екології, ЧНУ ім. Петра Могили.

Мета проведення: обмін досвідом фахівців, науковців і практиків у сфері радіобіології, радіоекології і радіаційної безпеки та прийняття рішень з цих питань.

Вітальне слово

Шановні колеги, вітаю Вас!

Дякую за запрошення взяти участь у Форумі. З великим задоволенням згадую зустрічі, у котрих мав честь прийняти участь на Миколаївській землі. Всі вони були цікаві, продуктивні і залишилися у пам'яті на все життя. Дуже жалкую, що з різних причин пропустив декілька останніх. Це дійсно незабутні і плодотворні зустрічі, і мені дуже хочеться дожити до справжнього «очного» Форуму. Хоча і розумію, що повторити все неможливо, хоча б тому, що багатьох з цих свят з нами вже немає...

*Щиро Ваш Ігор Гудков,
Академік НААН України,
д-р біол. наук, професор,
заслужений діяч науки і техніки України*

1. **Бурдо Олена** (канд. біол. наук, науковий співробітник, Інститут ядерних досліджень НАНУ, Київ, Україна), **Вишневський Денис** (завідувач наукового відділу Чорнобильського радіаційно-екологіч-

ного біосферного заповіднику, Чорнобиль Україна), *Ішніва Хіроко* (PhD, Інститут радіоактивності навколишнього середовища), *Нанба Кенджі* (PhD, Інститут радіоактивності навколишнього середовища, Університет Фукушіма, Фукушіма, Японія), *Рябенко Наталія* (канд. біол. наук, старший науковий співробітник, Інститут ядерних досліджень НАНУ, Київ, Україна), *Липська Алла* (д-р біол. наук, старший науковий співробітник, Інститут ядерних досліджень НАНУ, Київ, Україна). **Видові та чисельні коливання у популяції мишо-подібних гризунів що мешкають на оголеному дні водойми охолоджувача ЧАЕС.**

2. *Ганжа О. Б.* (канд. біол. наук, старший науковий співробітник, Інститут ядерних досліджень НАН України, Київ, Україна), *Родіонова Н. К.* (канд. мед. наук, старший науковий співробітник, старший науковий співробітник, Інститут ядерних досліджень НАН України, Київ, Україна), *Липська А. І.* (д-р біол. наук, старший науковий співробітник, завідувач відділу, Інститут ядерних досліджень НАН України, Київ, Україна). **Гематологічні показники індикаторних видів мишоподібних гризунів.**

3. *Григор'єва Л. І.* (д-р біол. наук, професор, завідувач кафедри екології, Чорноморський національний університет імені Петра Могили, Миколаїв, Україна). **Радіоактивні загрози над територією України.**

4. *Григор'єва Л. І.* (д-р біол. наук, професор, завідувач кафедри екології, Чорноморський національний університет імені Петра Могили, Миколаїв, Україна), *Матвеева І. В.* (д-р техн. наук, професор, професор кафедри екології НАУ, Київ, Україна), *Алексеева А. О.* (канд. техн. наук, доцент кафедри екології, Чорноморський національний університет імені Петра Могили, Миколаїв, Україна). **Метод камерних моделей у задачах визначення допустимого скиду радіонуклідів за екологічним критерієм.**

5. *Гриневич Ю. П.* (канд. біол. наук, старший науковий співробітник), *Маковецька Л. І.* (канд. біол. наук, старший науковий співробітник), *Липська А. І.* (д-р біол. наук, старший науковий співробітник, завідувач відділу радіобіології та радіології), *Бурдо О. О.* (канд. біол. наук, науковий співробітник, Інститут ядерних досліджень НАН України, Київ, Україна). **Активність каталази у крові та вміст відновленого глутатіону в печінці мишоподібних гризунів (*Myodes glareolus* та *Apodemus flavicollis*) за разового тотального опромінення.**

6. *Гудков І. М.* (д-р біол. наук, професор, професор кафедри загальної екології, радіобіології та БЖД Національний університет

біоресурсів і природокористування України, Київ, Україна). **Ефект свідка в радіобіології і позбута гіпотеза про радіотоксини.**

7. *Главін О. А.* (канд. біол. наук, старший науковий співробітник), *Дьоміна Е. А.* (д-р біол. наук, професор, завідувач відділом), *Дружина М. О.* (д-р біол. наук, старший науковий співробітник), *Михайленко В. М.* (канд. біол. наук, старший науковий співробітник), *Маковецька Л. І.* (канд. біол. наук, старший науковий співробітник, Інститут експериментальної патології, онкології і радіобіології ім. Р. С. Кавецького НАН України). **Окисний стан крові та ступінь пошкодження хромосомного апарату і апоптичної загибелі лімфоцитів у професіоналів, які зазнають тривалого впливу малих доз іонізуючого випромінювання.**

8. *Дрозд І. П.* (д-р біол. наук, старший науковий співробітник, провідний науковий співробітник Інститут ядерних досліджень НАН України, м. Київ, Україна), *Павловський В. В.* (аспірант, Інститут ядерних досліджень НАН України, м. Київ, Україна). **До питання удосконалення дозиметричного супроводу радіобіологічних експериментів на дрібних лабораторних тваринах.**

9. *Іванова О. М.* (канд. біол. наук, старший науковий співробітник), *Масюк С. В.* (канд. фіз.-мат. наук, завідувач лабораторії), *Бойко З. Н.* (старший науковий співробітник), *Ченурний М. І.* (науковий співробітник), *Будерацька В. Б.* (науковий співробітник), *Жадан Н. С.* (молодший науковий співробітник), *Горбачов С. Г.* (молодший науковий співробітник, Державна установа «Національний науковий центр радіаційної медицини» НАМН України, м. Київ, Україна). **Реконструкція доз опромінення червоного кісткового мозку радіонуклідами стронцію для населення України, постраждалого внаслідок аварії на ЧАЕС.**

10. *Каглян О. Є.* (канд. біол. наук, старший науковий співробітник Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна), *Гудков Д. І.* (чл.-кор. НАН України, д-р біол. наук, професор, завідувач відділу), *Кіреєв С. І.* (генеральний директор, ДСП «Екоцентр» ДАЗВ України, Чорнобиль, Україна), *Юрчук Л. П.* (старший науковий співробітник), *Поморцева Н. А.* (канд. біол. наук, молодший науковий співробітник, Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна), *Пришляк С. П.* (канд. біол. наук, молодший науковий співробітник), *Дроздов В. В.* (інженер, ДСП «Екоцентр» ДАЗВ України, Чорнобиль, Україна), *Меньковська М. О.* (провідний інженер, Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна). **Динаміка потужності внутрішньої дози опромінення риб у водоймі-охолоджувачі Чорнобильської АЕС внаслідок зміни гідрологічного режиму.**

11. *Курінний Д. А.* (канд. біол. наук, завідувач лабораторії генетичних та епігенетичних досліджень відділу медичної генетики), *Демченко О. М.* (канд. біол. наук, старший науковий співробітник лабораторії генетичних та епігенетичних досліджень відділу медичної генетики), *Романенко М. Г.* (молодший науковий співробітник лабораторії генетичних та епігенетичних досліджень відділу медичної генетики, Інститут експериментальної радіології, Державна установа «Національний науковий центр радіаційної медицини», Київ, Україна), *Рушковський С. Р.* (канд. біол. наук, доцент, Навчально-науковий центр «Інститут біології та медицини» Київського національного університету імені Тараса Шевченка, Київ, Україна). **Особливості реалізації радіаційно-індукованих пошкоджень геному в соматичних клітинах осіб-носіїв мутації 5382insC в гені BRCA1.**

12. *Курінний Д. А.* (канд. біол. наук, завідувач лабораторії генетичних та епігенетичних досліджень відділу медичної генетики, Інститут експериментальної радіології, Державна установа «Національний науковий центр радіаційної медицини», Київ, Україна), *Земскова О. В.* (канд. мед. наук, Державна установа «Інститут нейрохірургії ім. акад. А. П. Ромоданова НАМН України», м. Київ, Україна), *Демченко О. М.* (канд. біол. наук, старший науковий співробітник лабораторії генетичних та епігенетичних досліджень відділу медичної генетики, Інститут експериментальної радіології), *Романенко М. Г.* (молодший науковий співробітник відділу медичної генетики, Інститут експериментальної радіології, Державна установа «Національний науковий центр радіаційної медицини», Київ, Україна), *Рушковський С. Р.* (канд. біол. наук, доцент Навчально-науковий центр «Інститут біології та медицини» Київського національного університету імені Тараса Шевченка, Київ, Україна). **Зв'язок метилювання гена MGMT в клітинах гліобластоми з особливостями відповіді нетрансформованих клітин хворих на дію іонізуючого випромінювання.**

13. *Курочкіна В. А.* (провідний інженер), *Циганок Т. В.* (науковий співробітник), *Бездробна Л. К.* (канд. біол. наук, старший науковий співробітник, завідувач лабораторії, Інститут ядерних досліджень НАН України, Київ, Україна). **Цитогенетична оцінка дози внутрішнього опромінення людини радіоізотопом ¹³⁷Cs.**

14. *Курята М. С.* (науковий співробітник лабораторії ЛВЛ), *Василенко В. В.* (канд. техн. наук, завідувач лабораторії ЛВЛ), *Морозов В. В.* (молодший науковий співробітник лабораторії ЛВЛ), *Литвинець Л. О.* (канд. техн. наук, науковий співробітник лабораторії ЛВЛ), *Крамаренко М. С.* (інженер відділу дозиметрії Державна

установа «Національний науковий центр радіаційної медицини Національної академії медичних наук України» (ННЦРМ), м. Київ, Україна). **Оцінка рівнів споживання основних продуктів харчового раціону мешканців радіоактивно забруднених територій Київської, Рівненської, Житомирської областей у 2019–2022 рр. та їх динаміка.**

15. **Макарова О. В.** (старший викладач кафедри екології), **Алексєєва А. О.** (канд. техн. наук, доцент б. в. з. кафедри), **Григор'єва Л. І.** (д-р біол. наук, професор, завідувач кафедри екології, Чорноморський національний університет імені Петра Могили, м. Миколаїв, Україна). **Донні відкладення водосховищ пониззя р. Південний Буг як депо техногенних радіонуклідів.**

16. **Маковецька Л. І.** (канд. біол. наук, старший науковий співробітник), **Дьоміна Е. А.** (д-р біол. наук, професор, завідувач відділом), **Дружина М. О.** (д-р біол. наук, старший науковий співробітник Інститут експериментальної патології, онкології і радіобіології ім. Р. Є. Кавецького НАН України, Київ, Україна). **Визначення біохімічних предикаторів радіочутливості немалігнізованих клітин хворих онкогінекологічного профілю.**

17. **Неумержицька Л. В.** (канд. біол. наук, старший науковий співробітник, провідний науковий співробітник ННЦРМ м. Київ, Україна). **Молекулярно-генетичні дослідження геному хворих на Rh-негативні мієлопроліферативні неоплазії, що зазнали впливу іонізуючої радіації внаслідок аварії на Чаєс.**

18. **Носач О. В.** (канд. мед. наук, старший дослідник, старший науковий співробітник), **Чумак А. А.** (д-р мед. наук, професор, член-кореспондент НАМН України, директор Інституту клінічної радіології, ДУ «Національний науковий центр радіаційної медицини НАМН України», Київ, Україна). **Алгоритм поглибленого лабораторного моніторингу стану хворих з неалкогольною жировою хворобою печінки, які зазнали дії факторів Чорнобильської аварії.**

19. **Почапінський О. Д.** (аспірант лабораторії клітинної радіобіології Інституту експериментальної радіології), **Лавренчук Г. Й.** (д-р біол. наук, професор, завідувачка лабораторії клітинної радіобіології Інституту експериментальної радіології), **Талько В. В.** (д-р мед. наук, професор, директор Інституту експериментальної радіології), **Атаманиук Н. П.** (канд. біол. наук, провідний науковий співробітник лабораторії клітинної радіобіології Інституту експериментальної радіології), **Чернишов А. В.** (канд. мед. наук, науковий співробітник лабораторії клітинної радіобіології Інституту експериментальної радіології), **Дмитрієва І. Р.** (молодший науковий співробітник лабораторії клітинної радіобіології

Інституту експериментальної радіології ДУ «Національний науковий центр радіаційної медицини НАМН України», Київ, Україна). **Особливості впливу світла червоного діапазону на неопластичні клітини людини in vitro залежно від умов опромінення.**

20. *Прилико В. А.* (д-р мед. наук, професор, завідувач лабораторії медико-соціальних досліджень), *Озерова Ю. Ю.* (науковий співробітник), *Морозова М. М.* (науковий співробітник, ДУ ННЦРМ НАМН України, м. Київ, Україна), *Пелюх О. О.* (начальник управління інформації і громадських зв'язків ВП «Південноукраїнська АЕС», м. Южноукраїнськ, Україна). **Радіаційні чинники у формуванні здоров'я населення зони спостереження АЕС.**

21. *Ракиша-Слюсарєва О. А.* (д-р біол. наук, канд. мед. наук, професор, професор кафедри), *Коваленко П. Г.* (асистент кафедри), *Слюсарєв О. А.* (канд. мед. наук, доцент, завідувач кафедри), *Босва С. О.* (канд. мед. наук, доцент, доцент кафедри), *Серіш Н. О.* (асистент кафедри, Донецький національний медичний університет, м. Лиман, Україна), *Тарасова І. А.* (лікар загальної практики КНП «ЦП МСД 3 №1 Святошинського р-ну, м. Києва», здобувач наукового ступеню ДУ «Інститут епідеміології та інфекційних хвороб ім. Л. В. Громашевського НАМН України», м. Київ, Україна), *Рябко А. С.* (завідувач клініко-діагностичної лабораторії КНМ «Дитяче територіальне медичне об'єднання КМС», м. Краматорськ, Україна), *Маричев І. Л.* (канд. мед. наук, старший науковий співробітник ДУ «Інститут епідеміології та інфекційних хвороб ім. Л. В. Громашевського НАМН України», м. Київ, Україна). **Вплив комбінованої дії низькоінтенсивної природної іонізуючої радіації та техно-генного навантаження на показники червоної крові жінок-мешканок різних регіонів України.**

22. *Родіонова Н. К.* (канд. мед. наук, старший науковий співробітник), *Липська А. І.* (д-р біол. наук, старший науковий співробітник, завідувач відділу), *Рябченко Н. М.* (канд. біол. наук, старший дослідник, старший науковий співробітник), *Ганжа О. Б.* (канд. біол. наук, старший науковий співробітник), *Бурдо О. О.* (канд. біол. наук, науковий співробітник, Інститут ядерних досліджень НАН України, м. Київ, Україна). **Особливості функціонування кровотворної системи мишоподібних гризунів з природних популяцій Чорнобильської зони відчуження за впливу малих доз іонізуючого випромінювання.**

23. *Случак О. І.* (аспірант кафедри екології, Чорноморський національний університет імені Петра Могили, м. Миколаїв, Україна).

Засоби та прийоми цивільного захисту населення в умовах обмеженої та повномасштабної ядерної війни.

24. **Соколенко В. Л.** (канд. біол. наук, доцент, доцент кафедри клітинної біології та методики викладання біологічних дисциплін), **Соколенко С. В.** (канд. біол. наук, доцент, доцент кафедри клітинної біології та методики викладання біологічних дисциплін, Черкаський національний університет імені Богдана Хмельницького, м. Черкаси, Україна). **Стан систем підтримання гомеостазу в осіб, котрі проживали на територіях посиленого радіоекологічного контролю.**

25. **Хомутинін Ю. В.** (д-р с.-г. наук, старший науковий співробітник, головний науковий співробітник), **Косарчук О. В.** (канд. біол. наук, старший науковий співробітник), **Поліщук С. В.** (науковий співробітник, УкрНДІСГР НУБіП України, Київ, Україна). **Наукове обґрунтування повернення в господарський оборот виведених внаслідок аварії на ЧАЕС сільськогосподарських угідь.**

26. **Чорна В. І.** (д-р біол. наук, професор, завідувач кафедри екології), **Ананьєва Т. В.** (канд. біол. наук, доцент, доцент кафедри екології Дніпровського державного аграрно-економічного університету, м. Дніпро, Україна). **Розподіл дозотвірних радіонуклідів у екосистемі штучних лісових насаджень.**

27. **Чумак А. А.** (д-р мед. наук, професор, чл.-кор. НАМН України, директор Інституту клінічної радіології ДУ «Національний науковий центр радіаційної медицини НАМН України», м. Київ, Україна). **Екологічні виклики України.**

28. **Шеметун О. В.** (д-р мед. наук, старший науковий співробітник, завідувач лабораторії), **Талан О. О.** (канд. біол. наук, старший науковий співробітник), **Дибська О. Б.** (канд. біол. наук, старший науковий співробітник, Державна установа «Національний науковий центр радіаційної медицини Національної академії медичних наук України», м. Київ, Україна). **Моделювання розвитку вторинного радіаційно-індукованого ефекту свідка в лімфоцитах крові людини.**

29. **Zarubina N. E.** (Ph. D, Senior Staff Scientist., S. S. S., National Technical University of Ukraine, Kyiv, Ukraine), **Ponomarenko L. P.** (Ph. D., Associate Professor, Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute, Kyiv, Ukraine). ¹³⁷Cs in soil of forest ecosystems in the exclusion zone of the Chernobyl NPP.

Міністерство освіти і науки України
Чорноморський національний університет імені Петра Могили
Первинна профспілкорова організація ЧНУ ім. Петра Могили
Південний науковий центр НАН та МОН України
Університет ім. Адама Міцкевича (Польща)
Університет гуманітарних та природничих наук ім. Яна Длуроша (Польща)
Інститут національної пам'яті (Польща)
Університет Марії Кюрі-Склодовської (Польща)
Університет Сегеда (Угорщина)
Академія військового мистецтва (Польща)
Військово-морська академія ім. Героїв Вестерплатте (Польща)
Northcentral University (United States of America)



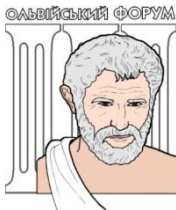
**ОЛЬВІЙСЬКИЙ ФОРУМ – 2022:
стратегії країн Причорноморського регіону
в геополітичному просторі**

ТЕЗИ

XVI Міжнародна наукова конференція

**XVII наукова конференція
РАДІАЦІЙНА І ТЕХНОГЕННО-ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА
ЛЮДИНИ ТА ДОВКІЛЛЯ: СТАН, ШЛЯХИ І ЗАХОДИ
ПОКРАЩЕННЯ**

24 червня 2022 р., м. Миколаїв



Миколаїв
2022

Бурдо О. О.,
канд. біол. наук, науковий співробітник,
Інститут ядерних досліджень НАНУ, Київ, Україна,
Вишневський Д. О.,
завідувач наукового відділу
Чорнобильського радіаційно-екологічного біосферного заповіднику,
м. Чорнобиль Україна,
Ішніва Хіроко,
PhD,
Нанба Кенджі,
PhD,
Інститут радіоактивності навколишнього середовища,
Університет Фукушіма, Фукушіма, Японія
Рябченко Н. М.,
канд. біол. наук, старший науковий співробітник,
Липська А. І.,
д-р біол. наук, старший науковий співробітник,
Інститут ядерних досліджень НАНУ, Київ, Україна

ВИДОВІ ТА ЧИСЕЛЬНІ КОЛИВАННЯ У ПОПУЛЯЦІЇ МИШОПОДІБНИХ ГРИЗУНІВ ЩО МЕНСКАЮТЬ НА ОГОЛЕНОМУ ДНІ ВОДОЙМИ ОХОЛОДЖУВАЧА ЧАЕС

На територіях, які зазнали радіоактивного забруднення внаслідок великої радіаційної аварії, зазвичай припиняється господарська діяльність. Тут вплив радіаційного фактора поєднується зі зменшенням антропогенної дії та створенням режиму «заповідника». Вплив іонізуючого випромінювання відбувається в умовах резерватогенних сукцесій. Це дає можливість вивчити стійкість механізмів відновлення популяцій до дії іонізуючого випромінювання. Це важливо для оцінки впливу радіоактивного забруднення на об'єкти рівня популяції та екосистеми. Тому місцем для проведення дослідження обрано осушене дно водойми охолоджувача ЧАЕС. У 2014 році було розпочато процес осушення водойми охолоджувача ЧАЕС (ВО ЧАЕС) і заростання дна рослинністю. Це місце поєднує в собі можливості одночасного вивчення резерватогенних сукцесій та впливу радіаційного чинника. Як об'єкт досліджень було обрано групу мишоподібних гризунів.

Дослідження проводились на 3 полігонах: № 1 – берег ставка охолоджувача (51°21'38.58"N 30° 8'23.50"E, WGS84) (4,3 км до реактора), контрольна ділянка, яка не зазнала змін від спуску водойми

оохолоджувача. Екосистема та флористична спільнота були стабільними. Потужність гамма опромінення становила 0,29–0,51 мР/год. β -густина потоку над поверхнею ґрунту 435–1200 см²/хв.;

Полігон № 2 (51°22'20.60"N 30°8'26.94"E, WGS84) (4 км від реактора) розташований на дні гарячої частини ставка-оохолоджувача (10–20 м від берега) межує з північною частиною розподільної дамби. Потужність гамма опромінення становила 0,07–1,53 мР/год. В-густина потоку над поверхнею ґрунту 72–250 см²/хв.

Полігон № 3 – (51° 22'20.60 "N 30° 8'26.94" E) (6 км від реактора) розташований на дамбі першої черги ставка-оохолоджувача Чорнобильської АЕС (350–600 м. від берега водойми). Потужність гамма опромінення становила 0,11–0,40 мР/год. β -густина потоку над поверхнею ґрунту 102–620 см²/хв.

Відлови тварин здійснювали за допомогою пасток-живоловок системи Шермана. Час експозиції – три доби підряд. Пастки розміщували лініями по 50 шт. на відстані 4 м одна від одної. Загальна кількість опрацьованих пастко/діб була 1650. Всього відловлено 287 тварин (8 видів). Роботу розпочато восени 2018 року.

Обстеження території дослідних полігонів проводили з використанням радіометра γ - β -випромінювання «Прип'ять». Вимірювали потужність експозиційної дози (ПЕД) та щільність потоку β -частинок на висоті 5 см над поверхнею ґрунту.

Загальна чисельність тварин на полігоні представлена на рисунку 1. Загальна чисельність тварин на полігоні 1 знижувалась у 2019 та 2020 роках на 11 % та 25 % порівняно з даними першого (2018 р.) та другого відлову в 2019 році. Проте у 2021 році чисельність тварин на першому полігоні збільшилась порівняно зі значенням першого відлову на 35 %. Коефіцієнт варіації загальної чисельності тварин на полігоні становить 22 %.

Полігон 2. Для показника загальної чисельності тварин на 2 полігоні характерні постійні різкі коливання. Зниження загальної чисельності у червні 2019 р. становило 83 %, восени 2019 р. становило 44 % порівняно з 2018 роком.

У 2020 році чисельність різко виросла на 25 % порівняно з 2018 р, та на 650 % порівняно з показниками червня 2019 р., на 88 % порівняно з 2019 р. У 2021 році відбулось стрімке падіння загальної чисельності тварин, на 54 % порівняно з 2018 р., 31 % порівняно з 2019 р. та на 63 % порівняно з 2020 р. У 2021 на полігоні виявлено один з найнижчих показників чисельності тварин за весь період досліджень (Рис. 1). Коефіцієнт варіації загальної чисельності тварин на полігоні 2–60 %.

Полігон 3. На полігоні 3 спостерігаються найменші показники загальної чисельності тварин. Проте рівень чисельності тварин

постійно зростає, найбільший ріст спостерігався у 2019 році на 220 % порівняно з 2018 р. У 2020 та 2021 рр. чисельність тварин знижувалась на 25 та 6%. Загальний коефіцієнт варіації становить 50 %, проте якщо розглянути окремо показники 2019–2021 рр., коефіцієнт варіації буде становити всього 15 %. Що свідчить про стабільні показники чисельності на полігоні.



Рисунок 1 – Загальна чисельність тварин на дослідних полігонах ВО ЧАЕС

Найбільші коливання чисельності тварин виявлено на полігоні 2, що, на нашу думку, зумовлено близькістю до берегової лінії та струморозподільної дамби, легкою міграцією мишоподібних гризунів до полігону з берегової лінії та впливом хижаків (70% жироловок у 2021 році були пошкоджені хижаками на першу добу відлову).

Виявлено стабільне збільшення чисельності тварин на 3 полігоні, протягом 2019, 2020 та 2021 рр. (рис. 2), що, на нашу думку, пов'язано зі швидким розвитком рослинності, формуванням екосистеми і, відповідно, кормової бази для мишоподібних гризунів. Віддаленість від берегової лінії не сприяє привабливості полігону для великих хижих тварин.

Досліджено видове різноманіття та співвідношення видів на полігонах, результати представлені на рис. 2.

Видове розмаїття (набір видів). На малюнку 2 представлено співвідношення видів та видовий склад на досліджуваних полігонах. Полігон №1 має найменший набір видів; полігон №2 найбільший, тоді як 3 полігон займає проміжне положення. Найбільша видова різноманітність відзначалася на всіх полігонах восени 2019 року.

Види доміанти. У 2018 р. та влітку 2019 р. вид роду *Myodes*, і зокрема *Myodes glareolus*, домінував на всіх полігонах та становив 95%, 42% та 60%, на полігонах 1, 2, 3 відповідно. У вересні 2019 року *Myodes glareolus* все ще домінує на полігоні 1, на полігонах 2 і 3 вже

належить до малозначимих видів (4% від усіх видів). Тоді як види роду *Apodemus*: *Apodemus agrarius* і *Apodemus flavicollis* починають домінувати, а до осені 2020 р. домінантом на всіх полігонах став *Apodemus flavicollis* і становить 80%, 57% і 83%, на полігонах 1, 2, 3. У 2021 році *Myodes glareolus* домінує на полігоні 1 (48,7%), *Apodemus agrarius* на полігоні 2 (69,2%), на полігоні 3 домінує 2 види *Apodemus flavicollis* (50%) та *Apodemus agrarius* (45,45%).

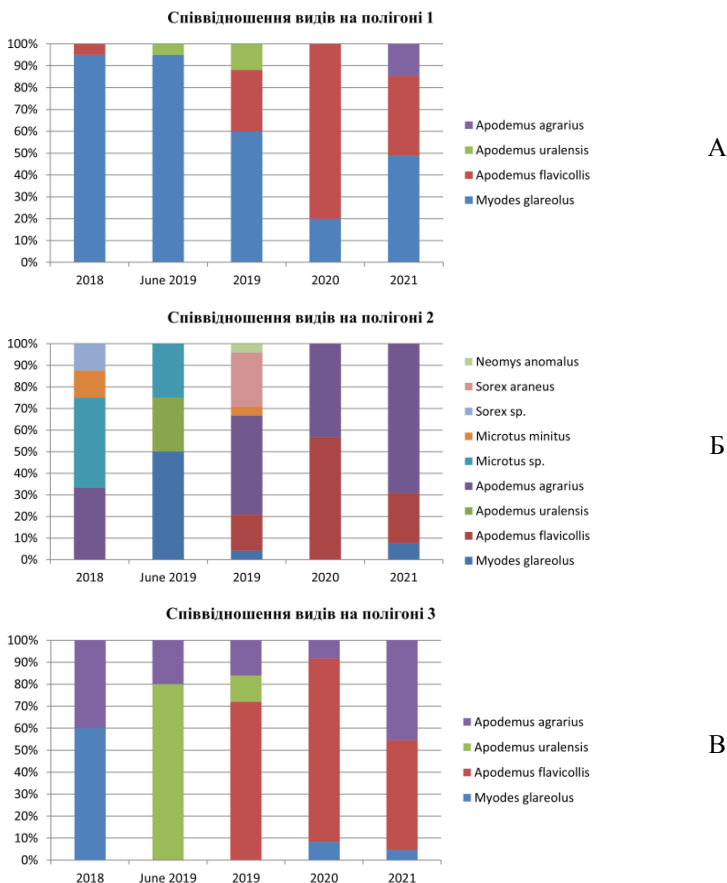


Рисунок 2 – Видове різноманіття та співвідношення видів мишоподібних гризунів на дослідних полігонах ВО ЧАЕС

Для першого полігону характерне домінування 1 виду *Myodes glareolus* протягом усіх виловів, крім вилову 2020 року. На другому

полігоні домінанти змінюються від вилову до вилову і жодного разу не повторюються. На 3 полігоні з 2019 року домінують види роду *Apodemus*: *Apodemus flavicollis*, *Apodemus uralensis*, *Apodemus agrarius*. Ці характеристики домінування відповідають опису екосистем, полігон 1 – стабільна клімаксна екосистема, полігон 2 і 3 – екосистеми на різних стадіях первинної сукцесії.

Встановлено, що ком'юніті мишоподібних гризунів представлено не осілими, а мігруючими особинами. Видовий склад чутливий до зовнішніх погодно-кліматичних впливів, що виражається у різких змінах чисельності та видового складу. Разом із тим, за будь-яких умов видове різноманіття зберігається і чисельність не падає нижче певного рівня.

УДК 612.11; 599.32

Ганжа О. Б.,

канд. біол. наук, старший науковий співробітник,

Родіонова Н. К.,

канд. медичних наук, старший науковий співробітник,

Липська А. І.,

д-р біол. наук, старший науковий співробітник, завідувач відділу,

Інститут ядерних досліджень НАН України, Київ, Україна

ГЕМАТОЛОГІЧНІ ПОКАЗНИКИ ІНДИКАТОРНИХ ВИДІВ МИШОПОДІБНИХ ГРИЗУНІВ

На сьогодні дослідниками надано опис значної кількості видів мишоподібних гризунів із території Чорнобильської зони відчуження, серед яких нориця руда, мишак жовтогрудий та миша польова є домінуючими індикаторними видами, які мешкають на територіях, що впродовж багатьох років після аварії на Чорнобильській АЕС залишаються радіаційно забрудненими.

Проте проведення радіобіологічних та радіоекологічних досліджень на природних забруднених територіях потребує наявності відповідних видових груп контрольних тварин. Зазначимо, що показники системи кістково-мозкового кровотворення чітко характеризують загальний стан функціонування багатьох життєво важливих систем та організму в цілому. Вони мають діагностичну та прогностичну значущість у разі виникнення патологічних процесів, а також дозволяють встановити рівень реакційної здатності організму за дії негативних чинників оточуючого середовища, зокрема іонізуючих випромінювань.

Дані наукової літератури, що наразі є доступними для ознайомлення, про нормативні показники системи крові у мишоподібних гризунів із природних популяцій не завжди є достатніми для конкретного аналізу внаслідок своєї різноплановості.

Метою роботи було комплексне гематологічне дослідження особин нориці рудої, мишака жовтогрудого та миші польової з природної референтної ділянки з фоновим радіаційним рівнем, спрямоване на виявлення закономірностей та особливостей стану периферійної крові та кістково-мозкового кровотворення у індикаторних видів мишоподібних гризунів.

Матеріали та методи. Для референтної ділянки, розташованої на території Київської області (Україна), характерними були мішані ліси зі значною кількістю старих сосен і дубів, окремими посадками молодих кленів та білої акації. У старих насадженнях домінували нориця руда (*Myodes glareolus* (Schreber, 1780)) та мишак жовтогрудий (*Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834)), а у молодих – миша польова (*Apodemus agrarius* (Pallas, 1771)).

У роботі визначено кількісні та якісні показники периферійної крові й кісткового мозку нориці рудої, мишака жовтогрудого та миші польової, проаналізовано гематологічний профіль тварин. Підрахунок кількості клітин периферійної крові та кісткового мозку проводили в камері Горяєва. Лейкограми та мієлограми аналізували при світловій імерсійній мікроскопії в мазках, пофарбованих за Паппенгеймом: підраховували 200 і 500 клітин у препараті, відповідно.

Статистичну обробку даних виконували за допомогою непараметричних критеріїв та програмного пакету Statistica 7.0 (StatSoft Inc., США).

Умови проведення експерименту відповідали вимогам Закону України «Про захист тварин від жорстокого поводження».

Результати дослідження. Установлено, що для диких видів мишоподібних гризунів, досліджених у роботі, характерною була менша концентрація лейкоцитів у периферійній крові порівняно з лабораторними мишами. За цим показником види можна розташувати в такому порядку: *Myodes glareolus* > *Apodemus flavicollis* > *Apodemus agrarius*. Таку ж послідовність виявлено для вмісту нейтрофільних гранулоцитів у тварин.

Показано, що лейкоцитарна формула була типовою для цих видів мишоподібних гризунів і представлена такими клітинами: паличко-ядерні та сегментоядерні нейтрофіли, базофіли, еозинофіли, лімфоцити, моноцити. У обстежених тварин молоді клітини гранулоцитарного та еритроїдного рядів практично були відсутніми. У особин мишака жовтогрудого та нориці рудої серед окремих лейкоцитарних фракцій

переважали лімфоцити (до 70 %), частка нейтрофілів складала до 25 % з перевагою зрілих (сегментоядерних) форм. Виявлено особливість лейкоцитарної фракції у нориці рудої – наявність більшої частки паличкоядерних нейтрофілів та еозинофільних гранулоцитів, що, вірогідно, вказує на більшу задіяність кісткового мозку в процесах кровотворення тварин цього виду. У миші польової в лейкограмі відмічено найбільший вміст лімфоцитів (до 85 %) при відповідно низьких показниках вмісту клітин гранулоцитарного ряду.

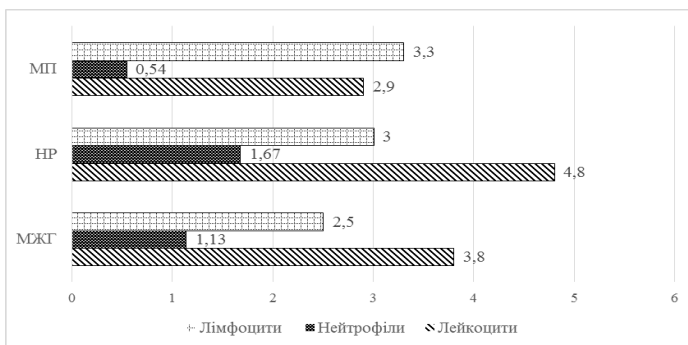


Рисунок 1 – Кількість лейкоцитів, нейтрофільних гранулоцитів та лімфоцитів ($\times 10^9/\text{л}$) у периферійній крові миші польової (МП), нориці рудої (НР) та мишака жовтогрудого (МЖГ)

Закономірність особливостей складу лейкоцитарної формули для особин різних видів досліджених мишоподібних гризунів спостерігали як для відсоткових значень вмісту показників окремих лейкоцитарних фракцій, так і за підрахунку абсолютної кількості (рис. 1). Найвищий вміст лейкоцитів та нейтрофільних гранулоцитів у периферійній крові реєстрували в особин нориці рудої, найнижчий – у миші польової, тоді як у мишака жовтогрудого були відмічені проміжні дані.

Визначення показників червоної крові показало, що вміст еритроцитів був найвищим у особин мишака жовтогрудого ($8,9 \times 10^{12}/\text{л}$), найменшим – у миші польової, тоді як у нориці рудої визначено проміжні дані (рис. 2). Проте концентрація гемоглобіну була більшою у тварин роду *Myodes glareolus*, зокрема за значеннями кольорового показника.

Для коректного співставлення показників у системі крові, зокрема кількості клітин кісткового мозку, була визначена маса тіла кожної обстеженої особини мишоподібних гризунів. Зазначимо, що кількість

клітин кісткового мозку визначається з розрахунку на стегнову кістку, яка має різну масу залежно від розміру тварини. При дослідженні тварин встановлена різниця в масі тіла (рис. 3).

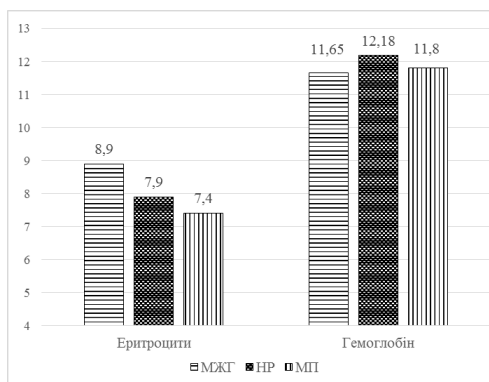


Рисунок 2 – Вміст еритроцитів ($\times 10^{12}/л$) та концентрація гемоглобіну (г/%) у периферійній крові мишака жовтогрудого (МЖГ), норичі рудої (НР) та миші польової (МП)

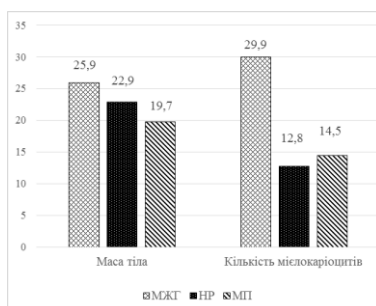


Рисунок 3 – Маса тіла (г) та кількість клітин кісткового мозку ($\times 10^6$ /стегнова кістка) мишака жовтогрудого (МЖГ), норичі рудої (НР) та миші польової (МП)

Найбільша маса була в особин мишака жовтогрудого, найменша – у миші польової (відрізнялась від маси тіла мишака жовтогрудого майже на 25 %), а в норичі рудої визначено проміжні дані.

На рис. 3 наведено також показники кількості клітин кісткового мозку з розрахунку на стегнову кістку. Установлено, що клітинність кісткового мозку у мишака жовтогрудого була вищою більше ніж у

два рази, порівняно з показниками нориці рудої та миші польової. Зазначимо, що ця відповідність підтверджувалась і при перерахунку показника на грам маси для обстежених тварин.

Показано, що для тварин усіх досліджених видів була характерною багатоклітинність кісткового мозку, наявність клітин усіх рядів кровотворення на різних стадіях диференціювання з переважанням клітин лейкоцитарних рядів. Лейко-еритроїдне співвідношення знаходилось у межах 2,8–3,5 УО. Бластні клітини склали 1–2% від загальної кількості мієлокаріоцитів. Реєстрували значну кількість зрілих нейтрофільних клітин (до 45%), що є природним депо і свідчить про достатньо високі резервні можливості системи кістково-мозкового кровотворення. Лімфоцити становили майже 10 % від загальної кількості мієлокаріоцитів, також зустрічались поодинокі моноцити та плазматичні клітини. В еритроїдному ряду спостерігали високий вміст дозріваючих (гемоглобінвмісних) клітин: поліхроматофільних та оксифільних нормобластів. Для клітин еритроїдного ряду була характерною підвищена мітотична активність, особливо в нориці рудої. Відмінністю складу кісткового мозку у мишака жовтогрудого був високий вміст зрілих гранулоцитів, що перевищував цей показник у нориці рудої в середньому в 3 рази.

Підсумок. У результаті проведеного комплексного гематологічного дослідження різних видів мишоподібних гризунів з референтної ділянки з фоновим радіаційним рівнем отримано низку нових даних. Визначено кількісні та якісні показники периферійної крові та кісткового мозку нориці рудої (*Myodes glareolus*), мишака жовто-грудого (*Apodemus flavicollis*) та миші польової (*Apodemus agrarius*). Установлено видові особливості кровотворення й однотипність закономірностей функціонування системи крові в різних видів мишоподібних гризунів.

Наукові дані, одержані в процесі дослідження, слугуватимуть контролем при аналізі видових особливостей кровотворної системи особин *Myodes glareolus*, *Apodemus flavicollis* та *Apodemus agrarius* як найбільш розповсюджених індикаторних видів серед мишоподібних гризунів у природних умовах Чорнобильської зони відчуження, яких широко використовують у радіобіологічних та радіоекологічних дослідженнях.

Григор'єва Л. І.,
д-р біол. наук, професор, завідувачка кафедри екології,
ЧНУ ім. Петра Могили, м. Миколаїв, Україна

РАДІОАКТИВНІ ЗАГРОЗИ НАД ТЕРИТОРІСЮ УКРАЇНИ

Війна Росії проти України у 2022 році оголила ряд питань радіаційної безпеки території України, на якій експлуатуються 15 ядерних енергоблоків. Ми були свідками, що під час російської агресії військові ракети у березні фіксували над блоками ЮУ АЕС, у квітні – над енергоблоками Запорізької АЕС. Те, що зробили росіяни в Чорнобильській зоні відчуження, сьогодні потребує тривалого вивчення. Також потрібно згадати перенесення радіоактивної хмари з рутенієм-106 у вересні-жовтні 2017 р. з території Росії.

Наприкінці вересня і впродовж жовтня 2017 р. різні установи нашої держави визначили у повітрі над Україною радіоактивний рутеній-106. Як відомо із засобів масової інформації, найбільший вміст рутенія-106 у повітрі зафіксовано над Запоріжжям – 40 мБк/м³, над Миколаївщиною, під Києвом фіксувалися рівні близько 30 мБк/м³. У Запорізькій області об'ємна активність рутенія-106 у повітрі в середньому складала 8–10 мБк/м³.

Присутність цього радіонукліда в повітрі в жовтні 2017 р. зареєстровано не тільки в Україні, а й у Росії та державах ЄС. Наявність рутенію-106 у повітрі було підтверджено державною службою з гідрометеорології та моніторингу навколишнього середовища Росії (Росгідромет). Найбільш високі значення, які перевищували у 1000 разів фоновий рівень, за даними Росгідромету, були зареєстровані 26.09.2017–01.10.2017 у місті Аргаяш (Челябінська обл.), поблизу якого знаходиться відоме підприємство «Росатому» «Маяк», на якому переробляється відпрацьоване ядерне паливо. Також 26–28.09.2017 рутеній-106 у повітрі зареєстрували в Татарстані, Волгограді й Ростові-на-Дону, а через антициклони, які діяли в кінці вересня на територіях південного Уралу та Прикаспійської низовини, виникли умови переносу рутенію-106 до України й районів Середземномор'я та півночі Європи. Чехія зафіксувала появу рутенію-106 29.09.2017. Максимальна активність рутенію-106 в чеському повітрі доходила до декількох десятків мБк/м³. Після 24.11.2017 концентрація рутенію-106 знизилась до 0,001 мБк/м³. Присутність рутенію-106 у повітрі була виявлена не тільки в Чехії, але й в інших державах Європи: Швейцарії, Польщі, Італії, Німеччині, Австрії, Словаччини та ін. Найвищий рівень рутенію-106 у Франції

зафіксований у Ніщі 2–9 жовтня, у деяких районах Румунії концентрації рутенію-106 в повітрі були більші за російські у 1,5–2 рази до 10 мБк/м³. Після 13.10.2017 присутність радіонукліда в повітрі цих держав не спостерігалась.

Рутеній є елементом восьмої групи п'ятого періоду періодичної системи хімічних елементів. Це один з платинових елементів, які виявляються у складі живих організмів. Він накопичується, в основному, у м'язах. За своїми хімічними властивостями він близький до платинових металів (іридій, осмій, паладій, родій). Застосовується у малих атомних генераторах/радіоізотопних батареях супутників,

Рутеній-106 є бета-радіоактивним. Це ізотоп рутенію, який утворюється при роботі ядерно-енергетичних установок і при ядерних вибухах, розпадається за схемою:

Рутеній-106 ($T_{1/2}=368,2$ діб) \longrightarrow Родій-106 ($T_{1/2}=30$ сек.) \longrightarrow Паладій-106 (стаб.)

Рутеній-106, як будь-який радіоактивний ізотоп, представляє серйозну небезпеку для людини, бо за своєю токсичністю знаходиться в одному ряді з цезієм-137. При надходженні до атмосфери, водних об'єктів він інгаляційним та пероральним шляхами потрапляє до організму людини, де накопичується в легенях і в органах шлунково-кишкового тракту. Це, у свою чергу, сприяє погіршенню стану нервової, серцево-судинної і травної систем, а також до підвищення ризику онкологічних захворювань. При цьому наслідки його шкідливого впливу проявляються не одразу, а через декілька місяців.

На відміну від інших радіонуклідів, розподіл рутенію в організмі визначається фізіологічним станом організму і фізико-хімічними властивостями сполук рутенію-106, що ускладнює оцінку токсичної небезпеки рутенію.

У статті нами розглянуто питання уроків, які має зробити Україна задля забезпечення населення та території від радіоактивних загроз, на підставі аналізу ефективних доз опромінення населення, які було сформовано за час перебування рутенію-106 у повітрі над Миколаївщиною восени 2017 р. Нами проаналізовано результати досліджень вмісту рутенію-106 у повітрі окремих населених пунктів Миколаївщини, проаналізовано радіоекологічну ситуацію у південному регіоні України через проходження радіоактивної хмари у вересні-жовтні 2017 р. *Метою* досліджень є оцінка рівня поширеності хмари з рутенієм-106 на Миколаївщині, як одному з південних регіонів, та орієнтована оцінка дозового навантаження на населення від підвищених рівнів рутенію-106 у повітрі.

Методи дослідження. Матеріалами виступали результати радіометрії проб атмосферного повітря, виконаних у лабораторії зовнішньої дозиметрії ВП ЮУ АЕС. Відбір проб здійснений методом осадження на фільтрі ФНН-15-1,5 «Тканина Пітрянова» з подальшим вимірюванням на гамма-спектрометрі ORTEC GEM60-83-SMP зав. №54-P51294A (Свідоцтво №11201212403416). Використано матеріали наших радіоекологічних досліджень на території Миколаївщини.

Результати та їх обговорення. Протягом кінця вересня й початку жовтня 2017 р. у лабораторії зовнішньої дозиметрії ВП ЮУАЕС реєстрували рутеній-106 у повітрі 30-кілометрової зони спостереження навколо АЕС. Як показали результати спектрометричних досліджень, поява рутенія-106 у повітрі в районі АЕС відбулася 22–29.09.2017 на рівні $0,004 \text{ Бк/м}^3$ (м. Южноукраїнськ). Згодом (з 26.09.2017) вміст радіонукліду в повітрі почав зростати до $0,014\text{--}0,024 \text{ Бк/м}^3$, досягнувши максимального значення $0,029 \text{ Бк/м}^3$, яке, як видно, не перевищило гранично допустимі межі за Нормами радіаційної безпеки України – $0,500 \text{ Бк/м}^3$.

23.03–05.10.2017 вміст рутенія-106 у повітрі став знижуватися ($0,0002\text{--}0,0005 \text{ Бк/м}^3$) і вже 12.10.2017 був на рівні фонового значення. Узагальнену картину зміни вмісту рутенію-106 у повітрі над Миколаївщиною у вересні-жовтні 2017 рр. зображено на рис. 1. В середині жовтня радіоактивна хмара вже вийшла за межі України. При цьому, зрозуміло, певна кількість рутенію-106 осіла на ґрунті. Зафіксовані раніше значення вмісту рутенію-106 в повітрі знаходилися на фонових рівнях ($4,0 \cdot 10^{-5} \text{ Бк/м}^3$).

Проаналізовано динаміку вмісту рутенію-106 в атмосферному повітрі в кожному з населених пунктів протягом двотижневого періоду (з 22.09.2017 до 05–06.10.2017.). За результатами цього аналізу побудовано гістограми та визначено тренди вмісту рутенію-106 у кожному населеному пункті $C_{106Ru}^{air} = C_{106Ru}^{air}(t)$ 3). Сумарне надходження до людини рутенію-106 за цей період P_{106Ru}^{air} (Бк) у кожному населеному пункті визначали як:

$$P_{106Ru}^{air} = \int (C_{106Ru}^{air}(t) \times V^{air}) dt,$$

де V^{air} – референтний добовий обсяг вдихання повітря дорослою людиною, л/добу (прийнято 22,22 л/добу).

Ефективну еквівалентну дозу від інгаляційного надходження рутенію-106 до людини H_{106Ru}^{air} (Зв) можна визначити як:

$$H_{106Ru}^{air} = P_{106Ru}^{air} * ДЦ_{106Ru}^{inhal}$$

де $ДЦ_{106Ru}^{inhal}$ – дозова ціна рутенію-106 при інгаляційному надходженні (прийнято $1,2 * 10^{-7}$ Зв/Бк).

У результаті отримано, що середня індивідуальна ефективна доза для населення від потрапляння рутенію-106 з вдихуваним повітрям склала величину $0,57 \pm 0,12$ мкЗв. Зрозуміло, що на сьогодні радіаційний фон від рутенію-106 на цій території суттєво не змінився. Однак через загрозу вторинного підняття останнього в разі вітрових бур, варто здійснювати моніторинг вмісту цього радіонукліду в ґрунті та повітрі над територіями, які потрапили під хмару з рутенієм-106 у вересні-жовтні 2017 р.

Ці результати вказують, що не можна повністю відсторонитися від радіоактивних і радіоекологічних небезпек. Потрібно бути готовими і вміти оперативно оцінювати радіаційну обстановку. Зокрема, на нашу думку, потрібно впроваджувати екологічний моніторинг атмосферного повітря за індикативними вимірюваннями не лише за токсичними елементами, а також і радіаційними.

УДК 502.51-049.5:[621.311.25:627.81

Григор'єва Л. І.,

д-р біол. наук, професор, завідувачка кафедри екології,
ЧНУ ім. Петра Могили, м. Миколаїв, України,

Матвеева І. В.,

д-р технічних наук, професор кафедри екології,
НАУ, м. Київ, Україна,

Алексеева А. О.,

канд. технічних наук, доцент кафедри екології,
ЧНУ ім. Петра Могили, м. Миколаїв, України

МЕТОД КАМЕРНИХ МОДЕЛЕЙ У ЗАДАЧАХ ВИЗНАЧЕННЯ ДОПУСТИМОГО СКИДУ РАДІОНУКЛІДІВ ЗА ЕКОЛОГІЧНИМ КРИТЕРІЄМ

Україна є однією найменш водозабезпечених країн Європи. Широкомасштабне використання водних ресурсів для промислових, сільськогосподарських і комунальних потреб нашої країни призводить до їх виснаження та забруднення, у тому числі – радіонуклідного. На півдні України потенційними чинниками радіонуклідного забруднення прісноводних водойм є рідкі скиди Южноукраїнської АЕС (далі – ЮУ АЕС), Запорізької АЕС та розташованих у безпосередній близькості

АЕС Болгарії, Румунії, скиди гірничодобувних і гірничо-переробних комбінатів Кіровоградської та Миколаївської областей, підприємств Криворізького гірничопромислового басейну тощо. Така ситуація визначає необхідність установлення допустимих рівнів радіонуклідного забруднення прісноводних водосховищ як типових екосистем України (Кутлахмедов Ю. О., 2017). Отже, розробка системи екологічних нормативів є необхідною передумовою для прийняття ефективних заходів із забезпечення екологічної безпеки біоти і населення, яке використовує такі екосистеми для проживання, виробництва й рекреації.

На сьогодні радіоекологічними дослідженнями обґрунтовано проведення ряду захисних заходів на радіоактивно забруднених територіях (Пристер Б. С., 2019) та у прісних водоймах (Томілін Ю. А., 2009). Значну кількість досліджень (Георгієвський В. Б., 2000; Ковган Л. М., 2005) присвячено способам моделювання радіаційного стану територій у випадку аварійної ситуації на АЕС. Існують дослідження з управління радіаційною ємністю прісноводних водойм (Томілін Ю. А., 2009; Кутлахмедов Ю. О., 2015). Однак питання вдосконалення системи екологічних нормативів допустимих рівнів радіонуклідного забруднення прісноводних водойм у процесі безаварійної експлуатації АЕС, коли формується стала концентраційна рівновага між компонентами водосховищ прилеглої до АЕС водної системи, залишаються без достатньої уваги. Ситуація ускладнюється тим, що водні системи, гідрологічно пов'язані з технологічними водоймами АЕС, існують в умовах хронічного надходження до них радіонуклідів і перенесення останніх у зрошувані сільськогосподарські культури.

Як відомо, будь-яка екосистема здатна міцно й довго утримувати радіонукліди, що надходять до неї, шляхом активного накопичення чи пасивної сорбції та фіксування на тривалий час значних кількостей радіонуклідів. Відсутність в екосистемі властивості щодо міцного утримування накопичених раніше радіонуклідів за будь-якої природної ситуації призводить до: 1) порушення трофічних зв'язків між компонентами екосистеми; 2) руйнування шляхів міграції і поглинання елементів живлення чи їхньої сорбції, 3) деградація екосистеми. Тобто здатність екосистеми накопичувати й міцно довго утримувати радіонукліди є її фундаментальною властивістю. І ця властивість забезпечується в екосистемі нормально функціонуючою біотою. Також біомаса водоймища відіграє значну роль у транспортуванні радіонуклідів із води в донні відкладення. Радіонукліди, накопиченні живими організмами, при їх відмиранні міцно утримуються в детриті й разом із ним осідають на дно, переходячи в донні відкладення. Таким чином за допомогою біоти здійснюється очищення води водоймищ від

забруднення радіонуклідами. Також є достатньо доказів того, що в періоди рясного цвітіння планктону рН води підвищується до 9–10, і через це відбувається істотне зниження рівня радіонуклідного забруднення водоймищ, що є наслідком двох чинників – захоронення радіонуклідів на дні водоймища разом із детритом і змін рН води, що є сприятливим до сорбції.

Враховуючи ці функції біоти, можна стверджувати, що наявність нормально функціонуючої мікрофлори, а також багатоклітинних рослин і тварин є необхідними умовами стабільного функціонування водойм як поглиначів радіонуклідів. І навпаки, при відсутності біоти в достатній кількості та якості відбувається поступова деградація екосистеми.

Сьогодні встановлено, що пригнічення росту популяції фітопланктону та інших біосистем можна очікувати при середній питомій активності радіонуклідів у біомасі понад 370 кБк/кг. Цей рівень є орієнтовною границею забруднення біоти. Тому можна його використати в екологічних оцінках стану екосистеми водосховищ, які забезпечують функціонування зрошувальної системи, за допомогою оцінки радіаційної ємності екосистеми цього водосховища.

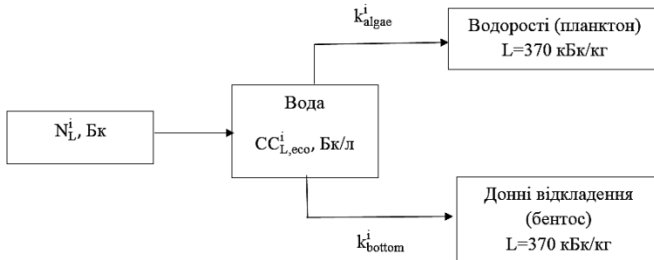


Рисунок 1 – Блок-схема міграції радіонуклідів в екосистемі водосховища

Знаючи допустиму активність радіонуклідів в елементах екосистеми, можна визначити допустимі скиди радіонуклідів у прісноводну екосистему. Водяну біоту прісноводної водойми представляють бентос донних відкладень, планктон водоростей та інших водяних рослин, нейстон. Планктонні водорості досліджених водосховищ представлено рдестами (*Potamogeton natans*), ряскою двох видів (*Lemna minor L.*, *Lemna trisulca L.*), елодеєю (*Elodea bifoliata H. St. John*, *Elodea callitrichoides (Rich.) Casp.*, *Elodea canadensis Michx*), роголистником трьох видів (*Ceratophyllum demersum L.*, *Ceratophyllum platyacanthum Cham.*, *Ceratophyllum submersum L.*) та нитчастими водоростями, які представлено кладофорою (*Cladophora fracta*).

Тобто блок-схему екосистеми водосховища, в яке хронічно потрапляють радіонукліди, при моделюванні за допомогою методу камерних моделей можна представити у вигляді стаціонарної моделі перенесення радіонуклідів всередині екосистеми, яку зображено на рис. 1.

Визначення допустимого скиду радіонукліду для екосистеми водосховища здійснюється наступним чином:

1. Для донних відкладень водосховища скид (N_{bottom}^i , Бк) радіонукліду i у водосховище не повинен перевищувати допустимого ($N_{L,\text{bottom}}^i$, Бк):

$$N_{L,\text{bottom}}^i = L \times h \times S / (k_{\text{bottom}}^i \times F^i) \quad (1)$$

де L – ліміт вмісту радіонуклідів у водяній біоті – 370 кБк/кг,

F^i – загальний фактор радіоємності водосховища.

Тобто $N_{L,\text{bottom}}^i$ показує максимальне значення активності радіонукліду i , яку може утримувати біота донних відкладень без шкоди для себе.

2. Для водяної біоти у товщі води допустимий скид радіонуклідів N_{algae}^i не має перевищувати $N_{L,\text{algae}}^i$:

$$N_{L,\text{algae}}^i = L \times H \times S / (k_{\text{algae}}^i \times (1 - F^i)) \quad (2)$$

Тобто $N_{L,\text{algae}}^i$ показує максимальне значення активності радіонукліду i , яку може утримувати водяна біота без шкоди для себе.

Використовуючи результати розрахунків F_{bottom}^i і F_{algae}^i , ми розрахували величини $N_{L,\text{bottom}}^i$, $N_{L,\text{algae}}^i$ для кожного радіонукліду із суміші. При цьому для кожного радіонукліду виконується таке:

$$N_{L,\text{bottom}}^i < N_{L,\text{algae}}^i \quad (3)$$

Тобто, величина допустимого скиду радіонуклідів у водосховище, яка визначається за можливим впливом на стан донних відкладень, значно (від 10 разів) є нижчою за величину допустимого скиду радіонуклідів у водосховище, яка визначається за можливим впливом на стан водяної біоти.

Останнє твердження також підтверджується обчисленням відношення оцінок допустимих скидів у водойму за формулою:

$$\frac{N_{\text{bottom}}^i}{N_{\text{algae}}^i} = \frac{h * k_{\text{bottom}}^i * (1 - F^i)}{H * k_{\text{bottom}}^i * F^i} \quad (4)$$

З останньої формули випливає, що значення екологічного нормативу – допустимого скиду радіонуклідів у водосховище, який

визначається можливим впливом на стан бентоса, – значно (від 10 до 100 разів) є меншою, ніж значення при оцінці впливу на стан мешканців водної товщі водойми (фіто- і зоопланктон, вищі рослини у товщі води, нектон, нейстон і плейстон). Отже, в якості екологічного нормативу в цілому слід обирати найменший рівень. Враховуючи той факт, що для всіх водойм найменше значення $N_{L, \text{bottom}}^i$ зафіксовано для ^{137}Cs , то саме ^{137}Cs можна вважати індикатором радіоекологічного стану водосховищ. Через це радіоекологічний моніторинг за станом прісноводного водосховища, яке гідрологічно пов'язане з технологічними водоймами АЕС і в яке існує можливість надходження суміші радіонуклідів (^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr , ^{54}Mn , $^{108\text{m}}\text{Ag}$, $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{57}Co , ^{60}Co), на наш погляд, можна здійснювати за цим індикатором.

УДК 577.334:577.151.41;577.346-577.357

Гриневич Ю. П.,

канд. біол. наук, старший науковий співробітник,

Маковецька Л. І.,

канд. біол. наук, старший науковий співробітник,

Липська А. І.,

д-р біол. наук, старший науковий співробітник,

завідувач відділу радіобіології та радіології,

Бурдо О. О.,

канд. біол. наук, науковий співробітник,

Інститут ядерних досліджень НАН України, Київ, Україна

**АКТИВНІСТЬ КАТАЛАЗИ У КРОВІ ТА ВМІСТ
ВІДНОВЛЕНОГО ГЛУТАТІОНУ В ПЕЧІНЦІ
МИШОПОДІБНИХ ГРИЗУНІВ (MYODES GLAREOLUS
ТА APODEMUS FLAVICOLLIS)
ЗА РАЗОВОГО ТОТАЛЬНОГО ОПРОМІНЕННЯ**

Погіршення стану довкілля та посилення тиску техногенних факторів на адаптаційні системи організму зумовлюють актуальність їх дослідження. Підвищені концентрації ксенобіотиків у довкіллі є токсикологічним чинником, що впливає на порушення обмінних процесів і метаболізму в цілому. Потрапляючи до організму, вони призводять до виникнення оксидативного стресу через зміни нормального перебігу низки фізико-хімічних реакцій, який запускає сукупність взаємозалежних реакцій, що призводять до пошкодження клітин.

У складній системі регуляції різноманітних функцій клітини у фізіологічних умовах і в умовах впливу на клітину несприятливих факторів найактивніша участь належить вільнорадикальним процесам (ВРП) за участі активних форм кисню (АФК), які включають: синглетний ($^1\text{O}_2$), супероксидний ($\text{O}_2^{\cdot-}$); O_3 ; гідроксильний радикал ($\text{OH}\cdot$); пероксид водню (H_2O_2), пероксиданіон (O_2^{2-}); гіпогалогеніди (OCl , OBr , OI); пероксил радикали $\text{ROO}\cdot$, алкоксил радикали $\text{RO}\cdot$; гідропероксил радикал $\text{HOO}\cdot$, а також нітритрадикал ($\text{NO}\cdot$) та пероксинітрит ($\text{ONOO}\cdot$), що мають велику окисну активність.

Важливою ланкою біохімічних процесів, що забезпечують ключові параметри гомеостазу, є окисний метаболізм, стан якого характеризується як інтенсивністю процесів, в яких утворюються АФК, так і функціональною активністю ферментативних та неферментативних систем антиоксидантного захисту (АОЗ) (Нетюхайло Л.Г., Харченко С.В., 2014; Packer L., Cadenas E., 2007). Збереження гомеостазу та формування адаптивних змін метаболізму за дії негативних чинників довкілля, до яких належить і радіація, забезпечується системою окисного гомеостазу, в якій важливе місце відводять глутатіоновому циклу, де значну роль відіграє глутатіон відновлений (GSH). Це зумовлено його здатністю безпосередньо взаємодіяти з АФК, він є компонентом неферментативної антиоксидантної системи й індикатором активації системи АОЗ від ушкоджуючого впливу вільних радикалів (ВР) та ендогенної інтоксикації (Бабак О.Я., 2015).

АФК генеруються як у нормальних метаболічних процесах, так і за умов оксидативного стресу, викликаного, як активацією ксенобіотиків, так і продуктами ендогенної інтоксикації за дії радіації. Радіаційне опромінення спричиняє ураження багатьох органів, серед яких його впливу зазнає і печінка, що є головною мішенню дії екзогенних та ендогенних шкідливих чинників. Зв'язуючи порталне і загальне кола кровообігу, вона регулює обмін речовин і забезпечує знешкодження токсичних продуктів, що надходять до організму та утворюються в процесі метаболізму (Пількевич Н.Б. і ін. 2007). Важлива роль у детоксикації та виведенні з організму токсичних продуктів як продуктів пероксидного окислення ліпідів, що накопичуються вже в перші години дії негативних чинників, належить саме системі відновленого глутатіону та глутатіон-залежним антиоксидантним ферментам печінки (Meister Anderson, 1983). Система глутатіонового захисту є однією з найважливіших ланок у знешкодженні радикальних ушкоджень.

Лімітуючою ланкою у знешкодженні АФК за дії радіації виступає каталаза (КФ 1.11.1.6.). Цей фермент відноситься до великого класу ферментів оксиредуктаз, що каталізують перенесення електронів від

молекули-відновника (донора) до молекули-окислювача (акцептора), що бере участь у дезінтоксикації нерадикальної активної форми кисню – перекису водню, який здатен вступати в реакції з іонами заліза (реакції Фентона) і генерувати надзвичайно реакційні радикали (OH[•], ONOO[•]), що здійснюють окисну деструкцію білків, у тому числі й каталази, підсилюючи тим самим непряму дію радіації на макромолекули.

На сьогодні нагромаджено значний обсяг наукової інформації, що стосується зміни активності антиоксидантної системи в різних органах і тканинах ссавців, за впливу різноманітних чинників як хімічної, так і фізичної природи, серед яких іонізуюча радіація в летальних, сублетальних та малих дозах іонізуючого випромінювання. Ці роботи виконані на лабораторних щурах та лінійних мишах.

У доступній нам літературі практично відсутні дані досліджень активності каталази у крові та вмісту GSH в печінці мишоподібних гризунів, які є індикаторними видами тварин у радіоекологічних дослідженнях. Окрім того, дослідження віддалених радіобіологічних наслідків перебування дрібних ссавців на радіоактивно забруднених територіях може стати відправною точкою для екстраполяції результатів таких досліджень від тварини до людини.

Метою представленої роботи була оцінка впливу разового тотального опромінення рентгенівськими променями (1,5 Гр) на активність каталази у крові та вміст відновленого глутатіону в печінці мишоподібних гризунів з природних популяцій, місцеперебуванням яких є територія з фоновим радіонуклідним забрудненням.

Матеріали та методи дослідження. Відлови тварин здійснювали на території проєктованого національного парку Чернечий ліс із фоновим рівнем радіаційного забруднення 10–12 мкР/год. Об'єктом досліджень були мишоподібні гризуни (*Rodentia Muroidea*) – представники родів *Myodes* та *Apodemus*: нориця руда (*Myodes glareolus* Schreber, 1780) та мишак жовтогорлий (*Apodemus flavicollis*. Melchior, 1834).

Разове тотальне рентгенівське опромінення мишоподібних гризунів здійснювали на рентгенівській установці РУМ-17 за таких умов: напруга на трубці – 180 кВ, струм – 10 мА, фільтр – 0,5 мм Cu + 1 мм Al, шкірно-фокусна відстань – 50 см, потужність дози опромінення – 0,55 Гр/хв. Доза опромінення – 1,5 Гр.

Активність каталази у крові та вміст GSH у печінці визначали за методами: М.А. Корольок, Л.И. та ін. (1988) та М.А. Baker et al. (1990) відповідно.

Результати дослідження. Дослідження активності каталази у гемолізаті крові не виявило суттєвих відмінностей її активності у обох видів мишоподібних гризунів. Деяко вищі показники активності каталази та вмісту глутатіону відновленого у нориці рудої порівняно з

мишаком жовтогорлим можуть бути обумовлені особливостями їхнього живлення: нориця є поліфагом, а мишак жовтогорлий – стенофаг. Рентгєнівське опромїнення спричиняє незначну рїзницю у реакцїї-вїдповїдї мишоподїбних гризунїв щодо змїн активностї каталази у гемолїзатї через 1-у добу пїсля опромїнення (рис. 1).

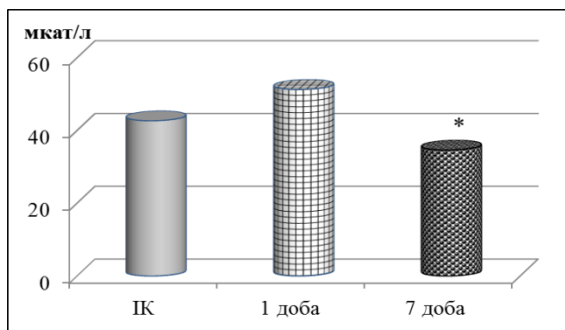


Рисунок 1 – Активність каталази у кровї мишоподїбних гризунїв за разового тотального

рентгєнівського опромїнення (1,5 Гр; ІК – інтактний контроль)

* – достовїрність вїдносно даних контролю ($p < 0,05$)

Середнє значення активностї каталази у групї мишоподїбних гризунїв становило $46,91 \pm 10,97$ мкат /л, тодї як у контрольних тварин – $42,64 \pm 4,2$ мкат/л. Проте у частини тварин (57%) реєструвалось достовїрне пїдвищення активностї каталази у 1,62 рази, у інших (43 %) – зниження у 2,43 раз ($p \leq 0,05$), порївняно з показником у інтактних тварин. Така варїабельнїсть цього показника може бути обумовлена як видоспецифїчнїстю дослїдних тварин, так і їхньою рїзною радїочутливїстю. На 7-у добу пїсля опромїнення активнїсть каталази у групї мишоподїбних гризунїв знижується на 19 %, що може бути обумовлено пїдвищеною витратою її активностї на знешкодження продуктїв радїолїзу води.

Подїбна залежнїсть за разового тотального опромїнення мишоподїбних гризунїв спостерїгається і за дослїдження вїстї GSH у печїнцї. Опромїнення призводить на 1-у добу до пїдвищення вїстї GSH у печїнцї тварин на 41 %, порївняно з даними у контрольних тварин (рис. 2), що може свїдчити про його швидку мобїлізацїю. Вїдомо, що вїдновлений глутатїон швидко мобїлізується в разї пїдвищеного вїстї пероксидїв та вїдновлює їх у реакцїї, що супроводжується утворенням окисненого глутатїону (GSSG). Окрїм

того, у нейтралізації гідроксил-радикала, що утворюється в реакції Фентона або внаслідок радіолізу води під впливом іонізуючого випромінювання, провідна роль належить SH-сполукам, зокрема відновленому глутатіону, що містить їх у своєму складі та є інгібітором активних кисневих метаболітів і стабілізатором мембран.

Поступове зменшення вмісту GSH в опромінених тварин нижче контрольного рівня (як і активності каталази) впродовж 7-и діб свідчить про посилену його витрату в реакціях детоксикації ендогенних радіотоксинів. Така реакція, що спрямована на елімінацію токсичних продуктів, є показником інтенсифікації розгалужених ланцюгових реакцій вільнорадикального окиснення, за якого посилюється продукція АФК.

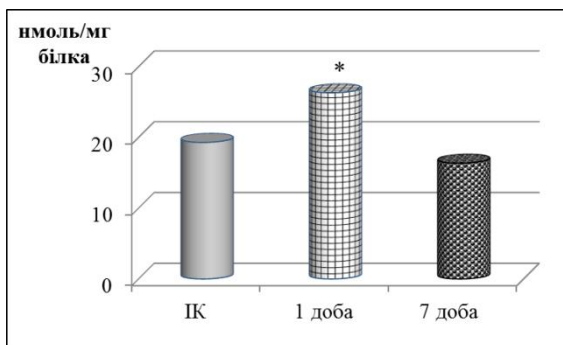


Рисунок 2 – Зміни вмісту GSH у печінці мишоподібних гризунів за разового тотального рентгенівського опромінювання (1,5 Гр)

* – достовірність відносно даних контролю ($p < 0,05$)

Таким чином, дія одноразового тотального рентгенівського випромінювання (1,5 Гр) призводить у ранній післярадіаційний період (7 діб) до односпрямованих відхилень у функціональній активності АОС системи крові й печінки мишоподібних гризунів і, відповідно, до зміни стану окисного метаболізму. Односпрямованість таких відхилень свідчить, що фізико-хімічна регуляція вільнорадикальних процесів у крові мишоподібних гризунів за тотального рентгенівського опромінювання (1,5 Гр) характеризується нормальним перебігом і здійснюється, в основному, за рахунок каталази та GSH та спрямована на знешкодження продуктів радіолізу води та ендогенних радіотоксинів.

Гудков І. М.,
д-р біол. наук, професор,
професор кафедри загальної екології, радіобіології та БЖД,
НУБіП України, Київ, Україна

ЕФЕКТ СВІДКА В РАДІОБІОЛОГІЇ І ПОЗАБУТА ГІПОТЕЗА ПРО РАДІОТОКСИНИ

В останні два-три десятиліття в радіобіології надзвичайно зріс інтерес до так званої немішенної дії іонізуючої радіації на живі організми, яка не те, що б відкидала ДНК-центричні принципи розвитку радіаційного ураження, а скоріше прагне об'єднати, запаралелити ці два підходи. Це пов'язане з тим, що деякі радіобіологічні явища, зокрема порушення фундаментальної залежності доза-ефект у певних діапазонах доз, несподівані ефекти малих доз, відстрочені біологічні ефекти, геномна нестабільність та деякі інші не знаходять задовільного пояснення з точки зору класичної теорії мішені й принципу попадання. Одним з доводів існування немішенної дії радіації є відкритий нібито в останні часи «ефект свідка».

«Ефект свідка» (by stander effect) за прийнятим тлумаченням – це передача індукованих іонізуючим випромінюванням сигналів від опромінених клітин до неопромінених. Останні є ніби свідками, що сприймають радіаційні події, які призводять до певних радіобіологічних ефектів. «Ефект свідка» відносять до немішених біологічних ефектів іонізуючої радіації і вважають революційною подією в сучасній радіобіології, яка стала причиною перегляду деяких основоположних її догм.

Основним доведенням існування «ефекту свідка» вважається існування дистанційної дії іонізуючої радіації, тобто прояв радіобіологічних ефектів поза зоною опромінення.

Механізм «ефекту свідка» мало вивчений, хоча робіт у цьому напрямку виконано немало. Те, що заслуговує на увагу, стосується двох основних гіпотез:

- секреція у середовище проживання медіаторів від опромінених клітин (активних форм кисню, цитокіноподібних факторів, ферментів, фрагментів нуклеїнових кислот та інших);
- міжклітинні контакти і взаємодія, які включають трансферазо-опосередкований шлях проведення сигналів ураження.

Розглядаються й механізми, пов'язані з передачею сигналів як квантів ультрафіолетового діапазону чи інших типів неіонізуючого

випромінювання, які нібито можуть генеруватися опроміненими клітинами навіть за невеликих доз іонізуючої радіації.

Великий інтерес до «ефекту свідка» значною мірою пов'язаний з надією пролити світло саме на інтимні механізми дії низько інтенсивних іонізуючих випромінювань на живі організми, і у першу чергу на людину, оцінити її ризики й можливості протирадіаційного захисту та післярадіаційного відновлення. Зрештою, виявлення природи немішених ефектів дозволить отримати нові відомості про міжклітинні взаємодії, механізми передачі сигналів від клітини до клітини, виявити роль позиційної інформації у цих процесах і розробити оптимальні методи радіаційної терапії раку. Цей ефект може відіграти вирішальну роль щодо індукції стохастичних ефектів радіації, допомогти оцінити віддалені наслідки дії радіації на живі організми й людину.

Але що найцікавіше, то це те, що явище, яке у теперішній час називається «ефектом свідка», згадувалося під різними назвами здавна, практично з часу виникнення радіобіології, відлік віку якої ведеться з кінця XIX століття. Його називали «побічним ефектом» дії іонізуючої радіації на живі організми, «непрямим ефектом», «кластогенним ефектом», «абсопальним ефектом», використовується також термін «секретосома» від слова «секрет» як «виділення». У теперішній час «ефекти свідка» часто-густо розглядаються як частина секретосоми, де вони координують відповіді на стресорні чинники на рівні клітинних популяцій, тканин, організму, популяції. І сучасні досягнення в біології дозволили більш повно дослідити можливі механізми цього явища. Саме це призвело до теперішнього сплеску досліджень цього ефекту іонізуючої радіації як *in vitro*, так і *in vivo*.

Проте воістину, часто-густо нове є добре забутим старим. Історія радіаційно індукованих немішених ефектів дуже добре ілюструє це. «Ефект свідка», який відноситься до сфери продукції сигналів від опромінених клітин, що викликають певну відповідь у неопромінених клітинах, до процесів передачі й, можливо, взаємного обміну інформацією чи комунікаціями, був відкритий і забутий декілька разів. Хоча назва ефекту мінялася, це явище описувалося з 1915 року, коли Murphy і Morton опублікували статтю, у якій повідомлялося про те, що рентгенівське опромінення пухлин у мишей призводило до стимуляції лімфодіних елементів у неопромінених тканинах, а опромінення нормальних тканин прискорювало ріст пухлин. У 1954 році Parsons та ін. опублікували результати досліджень, які свідчили про зменшення кількості клітин у кістковому мозку груднини у пацієнтів із хронічним гранулоцитарним лейкозом, які лікувалися рентгенівським опроміненням у другій частині тіла. Це дослідження підтвердило зроблений раніше

висновок про радіаційно індукований ефект, який спостерігався в тканинах, віддалених від місця опромінення. Подібні ефекти, які реєструвалися до того й після того, звичайно, назвали «абсопальними ефектами», тобто ефектами «поза полем зору» – поза зоною опромінення.

Протягом наступних 50-ти років у не одному десятку досліджень повідомлялося про аналогічні результати. Так, Brooks та ін. у 1974 році показали, що опромінення печінки щурів викликає цитотоксичні ефекти у неопромінених віддалених тканинах. Morgan та ін. у 1995 році та Arbetter та ін. у 1999 році повідомили про двосторонній пневмоніт після одностороннього опромінення легень. Khan та ін. у 2003 році спостерігали приховані ефекти в екранованій верхній чи нижній частині легень щура, де друга частина була опромінена. В клітинах захищеної частини легень спостерігали збільшення кількості мікроядер, що однозначно свідчило про прояв радіаційного ураження.

Samphausen та ін. у 2003 році повідомили про експерименти, у котрих було показано, що опромінення правих ніг мишей, вільних від пухлин, гальмувало ріст екранованих пухлин у серединній лінії спини. Fernandez-Palomo та ін. у 2013 році показали, що ефекти опромінення ставали слабкішими зі збільшенням відстані від місця опромінення.

Описано багато експериментів про результати спільного утримання опромінених тварин із неопроміненими. Так, Суринов та ін. поміщали неопромінених мишей в одну клітину з опроміненими на один-два тижні. Було помічено, що у периферійній крові неопромінених тварин помітно зменшувалася кількість лейкоцитарних і ядерних нейтрофілів – очевидні ознаки прояву радіаційного синдрому – і знижувалася їхня імунна реактивність. Автори припускають, що контакт між тваринами здійснювався через леткі речовини й не був видоспецифічним (у дослідях використовувалися й щури).

Аналогічних робіт, виконаних з різними видами лабораторних тварин, було описано досить багато, і їх перелік можна було б продовжити. Вони не завжди відтворюються. Проте існує немало оглядів літератури, зокрема Mothersilla та ін. Neeran та ін., які однозначно доводять існування ефекту свідка, тобто немішеного механізму дії іонізуючої радіації на різних рівнях організації живого.

Друге явище, яке також описує дію опромінених клітин на неопромінені, це утворення опроміненими клітинами так званих «кластогенних факторів», до яких відносять присутність у плазмі опромінених організмів чинників, що можуть викликати різні види ураження у тварин. Так, Suoto ще у 1962 році повідомив про факт розвитку пухлин у самиць щурів після ін'єкції плазми щурів,

опромінених у летальних дозах. Hollowell і Littlefield у 1968 році показали ураження хромосом лімфоцитів у культурі при дії на них плазми опромінених пацієнтів. Хоча ефект спостерігався *in vitro*, сигнал був отриманий від пацієнтів-людей. Це свідчить про те, що сигнал не є специфічним для одного організму, виду, типу клітин. Аналогічно Goh і Sumner у 1968 році спостерігали хромосомні розриви у неопромінених лімфоцитах здорових людей, підданих дії плазми осіб, що отримали тотальне опромінення всього тіла. Demoise і Conrad у 1972 році виявили, що кількість хромосомних аберацій у лімфоцитах, що були піддані дії плазми опромінених людей, удвічі перевищувала кількість аберацій у контрольній групі.

Окрім прояву «ефекту свідка» *in vitro*, він проявляється й *in vivo*. Це і є згаданий так званий «абскопальний ефект», коли внаслідок опромінення на рівні організму (наприклад, при радіотерапії) уражуються органи й тканини, які не знаходилися під променем.

Але у жодній з як згаданих, так і не згаданих робіт, присвячених «ефекту свідка», як в окремих повідомленнях, так і у великих оглядових статтях не цитуються результати досліджень з цієї теми, виконані з рослинами у 1960–1980-х роках. У них не використовується цей термін, але наводиться досить великий експериментальний матеріал, який однозначно доводить існування дистанційної дії іонізуючої радіації і в рослин, тобто виникнення немішених ефектів. Матеріали цих досліджень були узагальнені й опубліковані в десятках статей і двох монографіях, які охоплюють понад 20-річний період досліджень.

Так, Крюкова і Шмакова описують експерименти, виконані ще у 1960 році на декількох видах рослин, зокрема на одному з найбільш радіочутливих видів кінських бобів (*Vicia faba* L.), у яких було показано, що при γ -опроміненні листка рослини можна спостерігати гальмування поділу клітин в екранованих точках росту стебла і кореня – меристемах. Видалення опроміненого листка відразу після опромінення знімало ефект пригніблення мітозів у неопромінюваних місцях. Автори пояснюють дистанційний ефект дії іонізуючої радіації виникненням у місці опромінення токсичних речовин, кількість яких збільшується зі зростанням дози опромінення, та їх міграцією по всій рослині.

Виявилось, що речовини, які виникають в опроміненому листку чи будь-якому органі рослин, легко екстрагуються й при намочуванні у таких екстрактах неопроміненого насіння, у проростках також спостерігається пригніблення поділу клітин у меристемних тканинах, а також збільшення кількості клітин з абераціями хромосом.

Були отримані результати досить цікавих експериментів зі спільного пророщування в одній чашці Петрі неопроміненого і γ -опроміненого

насіння, вирощування в одній посудині в умовах водної культури неопромінених і опромінених у різних дозах різних видів рослин. І навіть за невисоких доз опромінення у неопромінених рослин спостерігали сповільнення клітинного поділу, гальмування ростових процесів та деякі інші наслідки радіаційного ураження.

Численними дослідженнями різних авторів було підтверджено, що намочування неопроміненого насіння у водних чи спиртових екстрактах з опроміненого насіння чи опромінених проростків і вегетуючих рослин також призводило до прояву ознак радіаційного ураження. При цьому ефект проявлявся як у межах одного виду рослин, так і при міжвидових комбінаціях, наприклад, бобів і кукурудзи.

Більш того, проведені експерименти з лабораторними тваринами показали, що підшкірне введення таких екстрактів мишам призводить до пригнічення їхнього росту, зниженню маси окремих органів і в цілому тіла, ураженню кровотворної системи, вони викликали загибель ракових клітин карциноми Ерліха, гальмували синтез ДНК.

Хімічна природа діючих речовин цих екстрактів, з одного боку, дуже проста – на думку авторів, це група сполук фенольно-хіноїдного ряду, а з іншого – не дуже проста, оскільки представлена величезною кількістю часом неідентифікованих речовин. Вони були названі «радіотоксинами». У принципі, вони не є якимись специфічними продуктами, що виникають в опромінену організм при дії іонізуючої радіації. І в фізіології та біохімії рослин вони давно описані як неспецифічна реакція практично на будь-яке ураження. Просто в нормі вони присутні в рослинах у відносно невеликих кількостях як звичайні вторинні продукти метаболізму, а при дії іонізуючої радіації, як і інших факторів, що уражають, – високих та низьких температур, різноманітних хімічних агентів, неіонізуючої радіації та інших чинників накопичуються у підвищених кількостях, що іноді надає молодим рослинам синьо-фіолетового забарвлення. Безперечно, називати їх радіотоксинами не можна.

На роль радіотоксинів претендували також продукти перекісного окислення ліпідів, які виникають при опроміненні. Це теж неспецифічні сполуки й називати їх радіотоксинами не слід.

Проте мета цих коротких тез – не вступати у дискусію щодо самого терміна, а привернути увагу, а може, нагадати спеціалістам про досить великий пласт наукових праць, виконаних у другій половині минулого століття, які є досить співзвучними сучасним роботам із яскравим, але теж як не дуже вдало названим явищем – «by stander effect», так і не дуже вдало перекладеним цим терміном – «ефект свідка».

Главін О. А.,
канд. біол. наук, старший науковий співробітник,
старший науковий співробітник,
Дьоміна Е. А.,
д-р біол. наук, професор, завідувач відділом,
Дружина М. О.,
д-р біол. наук, старший науковий співробітник,
Михайленко В. М.,
канд. біол. наук, старший науковий співробітник,
старший науковий співробітник,
Маковецька Л. І.,
канд. біол. наук, старший науковий співробітник,
Інститут експериментальної патології, онкології і
радіобіології ім. Р.Є. Кавецького НАН України, Київ, Україна.

**ОКИСНИЙ СТАН КРОВІ ТА СТУПІНЬ ПОШКОДЖЕНЬ
ХРОМОСОМНОГО АПАРАТУ І АПОПТИЧНОЇ ЗАГИБЕЛІ
ЛІМФОЦИТІВ У ПРОФЕСІОНАЛІВ,
ЯКІ ЗАЗНАЮТЬ ТРИВАЛОГО ВПЛИВУ МАЛИХ ДОЗ
ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ**

Іонізуюче випромінювання (ІВ) широко застосовується у медицині при проведенні терапевтичних та діагностичних процедур. Однак хронічний вплив низьких доз ІВ на медичний персонал може вплинути на антиоксидантний статус клітин і тканин цих працівників, призводити до виникнення пошкоджень ДНК та розвитку різних патологічних процесів, у тому числі раку радіаційного генезу.

У значній кількості досліджень виявлено зміни вмісту в крові малонового діальдегіду (МДА), одного з термінальних продуктів пероксидного окиснення ліпідів (ПОЛ), активності ферментів антиоксидантного захисту каталази (КАТ) і супероксиддисмутази. Однак наявність змін, їхня спрямованість і ступінь залежать від спеціальності працівників, які при виконанні професійних обов'язків контактують із джерелами ІВ, і термінів його шкідливої дії на організм. Так, у професіоналів, що зазнали дії рентгенівського випромінювання терміном більш ніж 20 років, спостерігалось зниження концентрації МДА в крові, хоча в більшості досліджень, навпаки, спостерігалось зростання його вмісту. Показано зростання частоти аберацій хромосом (АХ) у лімфоцитах працівників, які

заснавали дії низькорівневого рентгенівського випромінювання, але інтенсивність порушень залежала як від тривалості дії ІВ, так і від інших супутніх факторів, таких як паління, споживання алкоголю та стать працівників.

Слід зазначити, що за дії низьких доз ІВ ефекти його впливу тривалий час можуть залишатися непоміченими або надалі підсилювати ефекти дії інших негативних факторів. Наприклад, низькі дози ІВ можуть назавжди змінити імунітет, прискорити старіння імунної системи та підготувати ґрунт для широкого спектра можливих патофізіологічних подій, включаючи ранній початок вікових дегенеративних розладів і раку.

Показано, що професійне опромінення пов'язане зі значним підвищенням ризику виникнення онкологічних захворювань, особливо раку грудної залози та стравоходу. Тривала дія ІВ у низьких дозах може бути причиною аномально високої частоти виникнення вузликів щитовидної залози у медичного персоналу, що професійно контактує з ІВ. Також за професійного впливу низьких доз ІВ відмічається помутніння кришталика, розвиток катаракти, причому ступінь ризику розвитку захворювання значною мірою залежить від професійних обов'язків і тривалості праці обстежених.

Мета дослідження. Визначити зміни про- і антиоксидантних процесів у крові та рівень апоптозу лімфоцитів у професіоналів (ПР: радіологи/рентгенологи), які постійно контактують із джерелами ІВ. Оцінити загальну та індивідуальну радіочутливість лімфоцитів периферійної крові (ЛПК) ПР.

Матеріали та методи. Роботу виконано на зразках крові радіологів/рентгенологів і умовно здорових осіб (УЗО, група контролю). Дослідження показників, що характеризують стан про- і антиоксидантних процесів у крові та апоптоз ЛПК, проведено на зразках крові 45 ПР та 52 УЗО. Визначення загальної та індивідуальної радіочутливості проведено на зразках крові 41 ПР, термін роботи яких із джерелами ІВ не перевищував 1,5 року, та 37 ПР, які працювали з джерелами ІВ понад 1,5 року. В якості контролю використовували середньопопуляційний рівень аберацій хромосом. У гемолізатах крові визначали активність ферменту КАТ за кольоровою реакцією H_2O_2 і молібдату амонію та загальний показник співвідношення прооксидантних-антиоксидантних процесів (ПАС) методом індукованої перексидом водню хемілюмінесценції. У плазмі крові визначали вміст МДА з використанням кольорової реакції з 2-тіобарбітуровою кислотою та сульфгідрильних груп білків і пептидів (СГ) у реакції з реактивом Елмана. Вміст білка в плазмі та гемолізатах крові для перерахунку

вмісту МДА та активності КАТ визначали методом Грінберга. Виділення ЛПК виконували на ГІСТОПАК-1077. У клітинах визначали інтенсивність продукції супероксидного аніон-радикала (СОР) методом хемілюмінесценції з використанням індикатора люцигеніну та вільнорадикальних сполук (ВРС) із застосуванням флуоресцентного барвника дихлоро-флуоресцеїн-діацетату; відсоток апоптотичних клітин – методом проточної цитометрії з використанням пропідію йодиду, загальну та індивідуальну радіочутливість – за допомогою хромосомних G₀- та G₂-тестів, відповідно. Достовірність відмінностей визначали за t-критерієм, застосовуючи двовибірковий тест. Різницю між експериментальними групами вважали достовірною за p≤0,05.

Результати та обговорення. Досліджено зміни показників, що характеризують зміни про- і антиоксидантних процесів у периферійній крові та лімфоцитах і рівень апоптозу ЛПК у групі обстежених ПР, які контактували з джерелами ІВ, порівняно з контрольною групою УЗО (табл. 1).

Таблиця 1 – Показники, що характеризують інтенсивність про- і антиоксидантних процесів та рівень апоптозу ЛПК у професіоналів та УЗО

	ПР	УЗО
МДА, мкм/Г	38,00±2,68*	25,51±1,36
СГ, мМ	0,237±0,009*	0,395±0,013
КАТ, ммоль/мг/мин,	0,386±0,016	0,410±0,014
ПАС, тис. імп./180 с	22,32±1,14*	15,02±0,82
СОР, тис. імп./72 с	1,499±0,173*	0,963±0,079
ВР, ум,од./1000 кл./год	27,55±1,67	30,66±2,21
Апоптоз, %	4,55±0,43*	6,13±0,45

* достовірна різниця із групою УЗО, p≤0,05

Показано, що у плазмі крові ПР, які контактують із джерелами ІВ, вміст МДА достовірно (у 1,49 раза) підвищено порівняно із УЗО. Це свідчить про більш високу інтенсивність процесів ПОЛ у їх крові внаслідок тривалого впливу малих доз ІВ. Активація ПОЛ у осіб цієї когорти не була скомпенсованою. В їх крові було достовірно знижено вміст вільних СГ (у 1,67 раза), а активність ферменту антиоксидантного захисту КАТ залишалась на контрольному рівні. У ЛПК групи ПР спостерігалось достовірне підвищення продукції СОР (у 1,57 раза), однак, загальна продукція ВРС у лімфоцитах залишалась на рівні УЗО.

Такі зміни, що свідчать про розвиток окисного стресу в крові ПР, добре відображав узагальнений показник ПАС, який був достовірно підвищеним у 1,49 раза.

Виявлено, що відсоток гіподиплоїдних лімфоцитів групи ПР був достовірно нижчим (в 1,35 раза), ніж у групі УЗО. Отримані дані свідчать про активацію апоптотичного шляху елімінації пошкоджених лімфоцитів у осіб, що тривалий час зазнають впливу малих доз ІВ.

Результати по визначенню частоти АХ у ЛПК обстежених ПР представлено у табл. 2. Першу групу склали ПР, стаж роботи яких у сфері дії іонізуючої радіації не перевищував 1,5 року. Середньогрупова частота спонтанних аберацій хромосом у ЛПК осіб цієї групи за хромосомним G_0 -тестом у 1,9 раза перевищувала значення середньопопуляційного рівня АХ. У спектрі хромосомних перебудов переважали АХ хроматидного типу, в основному делеції. У трьох випадках спостерігали стабільні АХ хромосомного типу – транслокації (аномальні хромосоми), які вважаються променевими маркерами. Підвищений рівень АХ хроматидного типу вказує на нестабільність геному обстежених осіб.

Таблиця 2 – Показники загальної та індивідуальної радіочутливості ЛПК у професіоналів (АХ/100 метафаз)

	Термін роботи із джерелами ІВ	
	Менш ніж 1,5 року	Понад 1,5 року
Загальна радіочутливість, G_0 -тест	5,69±0,59	8,38±0,51*
Індивідуальна радіочутливість, G_2 -тест	40,69±1,90	80,21±3,92*

* достовірна різниця між ПР, які працюють в умовах впливу ІВ декілька місяців та понад 1,5 року, $p \leq 0,05$

Другу групу склали ПР, стаж роботи яких у сфері дії ІВ перевищував 1,5 року. За більш тривалого стажу роботи у сфері дії ІВ середньогрупова частота спонтанних аберацій за хромосомним G_0 -тестом перевищувала середньопопуляційне значення у 2,79 рази та в 1,47 рази перевищувало частоту АХ першої групи. У 38% обстежених осіб у спектрі генетичних пошкоджень спостерігали променеві маркери (дицентричні та аномальні хромосоми).

Середня кількість радіаційно-індукованих аберацій хромосом (індивідуальна радіочутливість за G_2 -тестом) в лімфоцитах ПР першої групи становила 40,69±1,90 АХ/100 метафаз, і була в 1,97 рази нижчою, ніж у ПР другої групи, які зазнавали більш тривалого впливу

ІВ. Аналіз спектра радіаційно-індукованих перебудов показав, що істотний внесок у формування генетичної нестабільності складають АХ хроматидного типу, а саме – делеції. Для другої групи обстежених ПР майже у 90% спостережень реєструвались радіаційно-індуковані АХ. Особливістю спектра індукованих генетичних змін у лімфоцитах крові представників цієї групи є формування обмінів як хроматичного, так і хромосомного типів. Це суттєво ускладнює нестабільність геному обстежених осіб і потенційно підвищує ризик виникнення радіаційно-асоційованого раку.

Висновки. Зміни показників крові ПР, які тривалого часу зазнають впливу малих доз ІВ, свідчать про розвиток у них оксидативного стресу та активацію апоптотичного шляху елімінації пошкоджених лімфоцитів. Встановлено достовірне підвищення частоти спонтанних та радіаційно-індукованих АХ у ЛПК працівників, які при виконанні професійних обов'язків зазнають впливу ІВ. Показано зростання частоти спонтанних і радіаційно-індукованих АХ у лімфоцитах крові ПР зі збільшенням терміну роботи в умовах дії радіації на організм, що у випадках підвищеної індивідуальної радіочутливості створює передумови ризику виникнення та розвитку раку радіаційного генезу.

УДК 504

Дрозд І. П.,

д-р біол. наук, старший науковий співробітник,
провідний науковий співробітник,

Павловський В. В.,

аспірант,

Інститут ядерних досліджень НАН України, м. Київ, Україна

ДО ПИТАННЯ УДОСКОНАЛЕННЯ ДОЗИМЕТРИЧНОГО СУПРОВОДУ РАДІОБІОЛОГІЧНИХ ЕКСПЕРИМЕНТІВ НА ДРІБНИХ ЛАБОРАТОРНИХ ТВАРИНАХ

Радіобіологія базується на вивченні зв'язків між дозою іонізуючого опромінення біологічних об'єктів і викликаних цим опроміненням ефектів (переважно негативних).

Сутність радіобіологічних експериментів, що проводять переважно на дрібних лабораторних тваринах (щури, миші) полягає у вивченні ефектів, що викликає іонізуюче опромінення, з метою запобігти

виникненню цих ефектів у людей (радіаційний захист). Але при цьому ахіллесовою п'ятою виступає коректне визначення доз опромінення лабораторних тварин. Справа в тому, що всі зусилля цілком справедливо зосереджувались на дозиметрії людини, всі методи якої детально відображені в Рекомендаціях МКРЗ, водночас, для представників тваринного світу подібних рекомендацій не було аж до 2003 року. Нагадаємо, що МКРЗ – це Міжнародна комісія з радіаційного захисту, незалежна міжнародна неурядова організація, яка надає рекомендації та вказівки з радіаційного захисту. Заснована в 1928 році, складається з головної комісії та п'яти комітетів: з радіаційного захисту; з доз радіаційного впливу; з захисту в медицині; з застосування рекомендацій МКРЗ; і з захисту навколишнього середовища. І ось, нарешті, починаючи з 2003 року, ситуація почала змінюватись і МКРЗ почала приділяти увагу радіаційному захисту довкілля, включаючи представників флори та фауни (нелюдська біота).

Ми проаналізували всі публікації МКРЗ, які стосуються цього напрямку, зробили певні висновки й висловили своє бачення щодо удосконалення методології дозиметрії не тільки природних популяцій, але й лабораторних тварин.

Наразі в аналах МКРЗ налічується 6 публікацій, які безпосередньо присвячені радіаційному захисту довкілля (разом із нелюдською біотою) і ще дві дуже важливі, але допоміжні (дотичні) публікації. За своєю суттю публікації МКРЗ представляють звіти (доповіді) на відповідному комітеті, який рекомендує їх головній комісії до затвердження та опублікування. Публікації МКРЗ являють собою рекомендації для практичного використання в усіх країнах, де використовують джерела іонізуючих випромінювань. Надалі розкриємо зміст кожної з публікацій, які нас цікавлять, у хронологічній послідовності.

Публікація МКРЗ 91. Основа для оцінки впливу іонізуючого випромінювання на нелюдські види. Затверджено у жовтні 2002 року. Опубліковано у 2003 році.

У своїх рекомендаціях 1990 року МКРЗ вказала, що стандарти екологічного контролю, необхідні для захисту людини в тій мірі, яка в цей час вважається бажаною, гарантують, що інші види не будуть піддані ризику. Проте жодні міжнародно узгоджені критерії чітко не стосуються захисту навколишнього середовища від іонізуючого випромінювання, і важко визначити чи продемонструвати, чи є навколишнє середовище належним чином захищене від потенційного впливу радіації за різних обставин. Ця доповідь пропонує структуру,

засновану на наукових та етично-філософських принципах, за допомогою яких можна було б досягти належного захисту нелюдських видів. Основна мета розробки – заповнити існуючий концептуальний пробіл у радіологічному захисті. Запропонована структура покликана гармонізувати захист довкілля з підходом МКРЗ до захисту людей, але при цьому не має наміру встановлювати нормативні стандарти. Натомість запропонована структура має стати практичним інструментом для надання високорівневих порад і рекомендацій для регуляторів і операторів. Узгоджений набір кількостей та одиниць, набір референтних моделей доз, референтна доза на одиницю споживання (або одиницю опромінення) й еталонна фауна та флора повинні служити основою для більш фундаментального розуміння й інтерпретації взаємозв'язків між експозицією і дозою, а також між дозою і певними категоріями ефекту для кількох чітко визначених видів тварин і рослин. Як перший крок, МКРЗ має намір розробити невеликий еталонний набір представників фауни та флори з допоміжними базами даних. Інші можуть потім розробити більш специфічні для території та ситуації підходи для оцінки та управління ризиками для видів, що не є людьми.

Публікація МКРЗ 108. Охорона навколишнього середовища: поняття та використання еталонних тварин і рослин. Затверджено у жовтні 2008 року. Опубліковано у 2009 році.

МКРЗ вважає за необхідне та доцільне безпосередньо торкнутися теми захисту навколишнього середовища. І хоча це дуже велика і складна тема, комісія вважає за доцільне сформулювати певні амбіції високого рівня щодо захисту довкілля та конкретного питання потенційних радіаційних наслідків і, таким чином, включила до своїх загальних цілей бажання запобігти або зменшити частоту шкідливих радіаційних наслідків у довкіллі до рівня, коли вони мали б незначний вплив на підтримання біологічного різноманіття, збереження видів або здоров'я та стан природних середовищ існування, спільнот і екосистем. Однак комісія також заявила, що вважає, що її підхід до захисту навколишнього середовища має бути співмірним із загальним рівнем ризику (і, таким чином, оптимізованим) і що він повинен бути сумісним з іншими підходами, що застосовуються для захисту довкілля. Тому необхідна певна форма управління ризиком, і комісія заявила, що вона вважає, що таке управління, побудоване на знаннях про взаємозв'язки між впливом і дозою, між дозою і ефектом, а також між ефектом і можливими наслідками, повинно ґрунтуватися на науковій системі, подібній до тієї, що була розроблена для захисту

людини, і що найкраще цього можна досягти шляхом прийняття переліку так званих еталонних тварин і рослин. Ця публікація вводить концепцію еталонних тварин і рослин і визначає їх невеликий набір. У ньому обговорюються шляхи їх опромінення, а також зібрано та обговорюється адекватність найкращих доступних даних щодо дозиметрії на різних етапах їхнього життєвого циклу. Крім того, ця публікація додатково розвиває та використовує інформацію для отримання наборів табличних даних, які дозволяють розрахувати дозу для 75 радіонуклідів, що можуть бути всередині або зовні кожного організму. У цій публікації розглядається те, що відомо про вплив радіації на біотичні типи (або подібні організми, де точніші дані відсутні) з урахуванням наслідків за смертністю, захворюваністю, зниженням репродуктивної здатності та хромосомними ушкодженнями. Виходячи з цієї інформації, звіт надає набір референтних рівнів для кожного біотичного типу, щоб допомогти оптимізувати рівень зусиль, які можуть бути витрачені на охорону довкілля. Комісія має намір доповнити цей звіт додатковими даними, а також вказівками з таких питань, як радіаційні вагові коефіцієнти.

Публікація МКРЗ 114. Охорона навколишнього середовища: параметри передачі для еталонних тварин і рослин. Затверджено у квітні 2011 року. Опубліковано у 2012 році.

У публікацію 103 (ICRP, 2007) комісія включила розділ про захист навколишнього середовища та вказала, що вона буде далі розвивати свій підхід до цієї теми за допомогою набору еталонних тварин і рослин (ЕБО) як основу для зв'язку опромінення з дозою та дози з радіаційним впливом для різних видів тварин і рослин. Згодом набір з 12 ЕБО був детально описаний (ICRP, 2008), зокрема щодо оцінки доз, отриманих ними, на рівні всього організму щодо внутрішнього і зовнішнього опромінення; і щодо впливу радіації на такі види тварин і рослин. Було отримано набір коефіцієнтів перетворення дози для всіх ЕБО, і запропоновано використання контрольних рівнів за потужністю дози (КР). Кожен КР становить діапазон потужностей дози для кожного ЕБО, в межах якого існує ймовірність виникнення шкідливих ефектів. Передбачається, що підхід комісії до захисту довкілля застосовуватиметься до всіх ситуацій опромінення. У деяких ситуаціях відповідні концентрації радіонуклідів можна виміряти безпосередньо, але це не завжди можливо. У таких випадках для оцінки концентрації радіонуклідів використовуються методи моделювання. Після короткого огляду основних факторів, пов'язаних із накопиченням радіонуклідів різними типами біоти, у різних місцях існування та на різних етапах

життєвого циклу, ця доповідь зосереджується на підходах, що використовуються для моделювання переносу радіонуклідів у довкіллі. Робиться висновок, що для моделювання такого переносу найчастіше використовують коефіцієнти рівноважної концентрації (КРК). Розглядаються методи, які використовуються для отримання КРК, і описують засоби узагальнення статистичної інформації з наборів емпіричних даних.

Публікація МКРЗ 124. Охорона довкілля в різних ситуаціях опромінення.

Затверджено у квітні 2013 року. Опубліковано у 2014 році.

У цьому звіті комісія описує структуру захисту довкілля та те, як її слід застосовувати. Звіт розширює свої цілі щодо захисту навколишнього середовища, оскільки він стосується захисту тварин і рослин (біоти) у їхньому природному середовищі, а також те, як вони можуть бути досягнуті за допомогою використання еталонних тварин і рослин (ЕБО); їхні похідні контрольні рівні (КР), які пов'язують вплив радіації з дозами, що перевищують їхній фоновий природний рівень, і різні потенційні шляхи впливу. У звіті пояснюються різні типи ситуацій опромінення, до яких застосовуються ці рекомендації; ключові принципи, які мають відношення до охорони довкілля. Подальші поради стосуються того, як рекомендації МКРЗ можуть бути реалізовані для досягнення цілей охорони довкілля, які можуть вимагати використання репрезентативних організмів, характерних для конкретної місцевості, і як їх можна порівняти з контрольними значеннями. У додатках наведено деяку числову інформацію, що стосується ЕБО.

Публікація МКРЗ 136. Коефіцієнти дози для нелюдської біоти, опроміненої з екологічного середовища.

Затверджено у травні 2017 року. Опубліковано у 2018 році.

Різноманітність нелюдської біоти є особливою проблемою при розробці та застосуванні дозиметричних моделей для оцінки опромінення флори та фауни радіоактивними джерелами у навколишньому середовищі. Дозиметричні моделі, прийняті в публікації 108, забезпечують дозові коефіцієнти (ДК) для групи еталонних об'єктів (ЕБО). ДК можна використовувати для оцінки доз і потужностей доз, а також для порівняння останніх із контрольними рівнями (КР), які є діапазонами потужності іонізуючого опромінення, як описано в публікації 124. Ці дозиметричні моделі припускають прості форми тіл з однорідним складом і щільністю, однорідне внутрішнє забруднення, обмежені набори джерел зовнішнього опромінення, від яких можна

очікувати будь-якого несприятливого ефекту в конкретного ЕБО після короткочасного чи тривалого опромінення з укороченими ланцюжками радіоактивного розпаду. Ця методологія отримувє подальший розвиток і систематично розширюється в цій публікації, яка замінює значення ДК із публікації 108. Істотні методологічні зміни порівняно з публікацією 108 включають: реалізацію нового підходу до зовнішнього опромінення наземних тварин розширеним набором радіоактивних джерел у ґрунті та повітрі; розширений діапазон організмів та їх місцезнаходження на зараженій місцевості; перехід на сучасну базу даних про радіонукліди (публікації 107); оцінку внеску в ДК дочірніх радіонуклідів та використання узагальнених аллометричних співвідношень для оцінки значень біокінетичних або метаболічних параметрів. Ці методологічні розробки призвели до змін у ДК для ЕБО порівняно з раніше опублікованими даними; у цій публікації представлені переглянуті значення. Ця публікація доповнена новим програмним забезпеченням під назвою «ViotaDC», яке дозволяє розраховувати ДК для внутрішнього та зовнішнього опромінення організмів з визначеними користувачем масою, формою та місцем розташування в навколишньому середовищі, а також для всіх радіонуклідів із публікації 107.

Публікація МКРЗ 148. Радіаційне зважування для еталонних тварин і рослин.

Затверджено у травні 2019 року. Опубліковано у 2021 році.

Відомо, що ступінь біологічного впливу на організм у результаті поглинутої дози (у Гр) іонізуючого випромінювання може змінюватися залежно від типу випромінювання. Цей ефект був експериментально кількісно визначений та названий відносною біологічною ефективністю (ВБЕ) конкретного виду випромінювання. Значення ВБЕ визначаються експериментально та є співвідношенням між дозою еталонного випромінювання з низькою лінійною передачею енергії (ЛПЕ) і тестового випромінювання, які дають однаковий рівень спостережуваного ефекту. Значення ВБЕ були виміряні для різних кінцевих точок в експериментах *in vitro*, які являють собою лінії клітин людини та тварин, а також у експериментах *in vivo* на тваринах. Такі дослідження показали, що величина біологічного ефекту залежить не тільки від дози, а від виду й енергії випромінювання, що створює дозу, а також від швидкості доставки дози (потужності дози) і, головне, від кінцевої точки, що досліджується. Необхідність застосувати ці знання до радіологічного захисту людей призвела до аналізу даних щодо ВБЕ, щоб отримати «радіаційні вагові коефіцієнти», а також спричинила введення захисної величини «еквівалентної дози» (в зівертах, Зв), де еквівалентна

доза дорівнює поглинутій дозі, помножений на відповідний для розглянутого типу випромінювання радіаційний ваговий коефіцієнт.

Тоді як захист людей полягає в уникненні тканинних реакцій (детермінованих ефектів) і обмеженні стохастичних (ракових/спадкових) ефектів, захист біоти в основному зосереджений на кінцевих точках, що мають відношення до життєздатності популяції. У цій публікації розглядаються ВБЕ, для біоти, стосовно одного низькоенергетичного бета-випромінювача (трیتیю) та радіонуклідів, що випромінюють альфа-частинки. Для трیتیю значення ВБЕ становлять приблизно 1,5–2 порівняно з рентгенівськими променями та 2–2,5 порівняно з гамма-квантами; значення для альфа-частинок були значно вищими.

Пропонується для захисних цілей використовувати еквівалентну дозу; при цьому коефіцієнт ВБЕ для біоти приймати рівним 1 для всіх випромінювань з низькою ЛПЕ і 10 для альфа-частинок. Використання єдиного значення 1 для всіх випромінювань з низькою ЛПЕ узгоджується з підходом до захисту людей. Однак, якщо опромінення бета-частинками трیتیю або іншого низькоенергетичного випромінювання з низькою ЛПЕ оцінюється в межах або близько до встановленого діапазону контрольного рівня КР, то може бути виправданим використання інших (вищих) значень ВБЕ

Щодо допоміжних (дотичних) публікацій МКРЗ, то у публікації МКРЗ 58 вводяться й детально обговорюються поняття лінійної передачі енергії та відносної біологічної ефективності, а в публікації 107 – інформація про періоди напіврозпаду, ланцюги розпаду, а також вихід і енергії елементарних частинок і квантів, що випромінюються при ядерних перетвореннях 1252 радіонуклідів 97 елементів.

Позитивно оцінюючи описані публікації МКРЗ, хочемо висловити так:

1. Безумовно, ці рекомендації МКРЗ ставлять на новий, значно вищий рівень захист довкілля (включаючи нелюдську біоту) від негативного впливу іонізуючих випромінювань.

2. Окремо хочемо відзначити програму розрахунку доз зовнішнього та внутрішнього опромінення представників нелюдської біоти (як фауни, так і флори) за різних ситуацій зі зручним і гнучким інтерфейсом (BiotaDC), запропоновану в публікації МКРЗ 138.

3. Водночас, вважаємо за необхідне зауважити, що наразі існує суттєва проблема стосовно дозиметрії опромінення лабораторних тварин. Суть її полягає в тому, що для диких тварин, які мешкають у навколишньому середовищі, не застосовується поняття «ефективна доза», оскільки воно характеризує індивідуальний ризик виникнення

стохастичних ефектів у людей, але є несуттєвим для диких тварин, для яких суттєвим є, натомість, опромінення популяції. Це якраз і відображено в раніше згаданих публікаціях МКРЗ. Водночас, цей принцип, на наш погляд, не можна застосовувати до лабораторних тварин, оскільки їх використовують переважно для вивчення шляхів удосконалення радіаційного захисту людини. Отже для цієї категорії тварин доцільним є застосування таких самих дефініцій, як і для людини, і в цьому напрямку необхідно працювати. Таким чином, методологію дозиметричного супроводу радіобіологічних експериментів із використанням дрібних лабораторних тварин (насамперед, щурів і мишей) необхідно суттєво вдосконалювати.

УДК 539.16.04:621.039.76:614.876

Іванова О. М.,

канд. біол. наук, старший науковий співробітник,

Масюк С. В.,

канд. фіз.-мат. наук, завідувач лабораторії

Бойко З. Н.,

старший науковий співробітник,

Чепурний М. І.,

науковий співробітник,

Будерацька В. Б.,

науковий співробітник,

Жадан Н. С.,

молодший науковий співробітник,

Горбачов С. Г.,

молодший науковий співробітник,

Державна установа «Національний науковий центр
радіаційної медицини» НАМН України, м.Київ, Україна

РЕКОНСТРУКЦІЯ ДОЗ ОПРОМІНЕННЯ ЧЕРВОНОГО КІСТКОВОГО МОЗКУ РАДІОНУКЛІДАМИ СТРОНЦІУ ДЛЯ НАСЕЛЕННЯ УКРАЇНИ, ПОСТРАЖДАЛОГО ВНАСЛІДОК АВАРІЇ НА ЧАЕС

Хоча порівняно з ^{137}Cs вміст ^{90}Sr у продуктах харчування є меншим, тривале надходження цього радіонукліду в організм людини навіть у невеликій кількості може зумовити розвиток такої хвороби

кровотворної системи, як лейкемія. Оскільки радіостронцій є остеотропним елементом і накопичується переважно у скелеті, це призводить до значного опромінення кісткових тканин, найбільш радіочутливою з яких є червоний кістковий мозок. Згідно з, радіочутливість останнього є на порядок вищою від інших кісткових тканин. Тому розробка методів оцінки поглиненої дози опромінення саме на червоний кістковий мозок залишається актуальною навіть через 35 років після аварії.

Розрахунки поглинених доз внутрішнього опромінення червоного кісткового мозку від радіостронцію проводились із використанням даних Центрального еколого-дозиметричного реєстру (ЦЕДР), який функціонує в лабораторії радіологічного захисту Національного наукового центру радіологічної медицини НАМН України. На сьогодні в ЦЕДР зберігається близько 29 тис. результатів вимірювань вмісту ^{90}Sr у молоці з приватних господарств мешканців радіоактивно забруднених територій та 15 тис. вимірювань у картоплі. Близько 10 тис. населених пунктів мають дані щодо вимірювань щільності випадінь ^{90}Sr на поверхні ґрунту, виконаних у 1991–1992 роках. Інтерполяція цих даних на інші території України здійснена з використанням моделі атмосферного переносу. Величини забруднення ґрунту радіостронцієм для різних часових періодів отримані з урахуванням процесів радіоактивного розпаду та процесів заглиблення ^{90}Sr у ґрунті.

Еколого-дозиметрична модель, розроблена для розрахунку доз опромінення радіостронцієм населення різних вікових груп на постраждалих територіях, використовує дані щодо середньорайонного вмісту ^{90}Sr у молоці, щільності забруднення ґрунту населених пунктів цим радіонуклідом, коефіцієнтів МКРЗ, молочного еквіваленту та параметрів відносного районного надходження радіостронцію для різних вікових груп. Поглинена доза D_a^{86} від радіонуклідів ^{90}Sr та ^{89}Sr у 1986 р. (листовий шлях надходження радіоактивності) для мешканців окремого населеного пункту вікової групи a оцінювалась за формулою:

$$D_a^{86} = \sigma_{\text{Sr}90}^{86} \cdot k_R \cdot RRI_{R,a} \cdot (E_{a,\text{Sr}90}^{rbm} \cdot \bar{Q}_{\text{Sr}90}^{86} + K_{\text{Sr}} \cdot E_{a,\text{Sr}89}^{rbm} \cdot \bar{Q}_{\text{Sr}89}^{86}), \quad (1)$$

де $\sigma_{\text{Sr}90}^{86}$ – щільність випадінь ^{90}Sr на ґрунті населеного пункту в 1986 р., $\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$; k_R – коригувальний фактор, що залежить від особливостей харчування, контрзаходів та екологічних характеристик району; $RRI_{R,a}$ – відносне районне надходження радіонукліду з раціоном представників дитячої вікової групи a порівняно з дорослими, які мешкають у районі R ; $E_{a,\text{Sr}90}^{rbm}$ та $E_{a,\text{Sr}89}^{rbm}$ – дозові коефіцієнти

внутрішнього опромінення червоного кісткового мозку радіонуклідами ^{90}Sr та ^{89}Sr для осіб вікової групи a на одиницю перорального надходження, $\text{Гр}\cdot\text{Бк}^{-1}$; $\tilde{Q}_{\text{Sr}90}^{86}$ та $\tilde{Q}_{\text{Sr}89}^{86}$ – нормовані на щільність випадінь ^{90}Sr на ґрунті кумулятивні річні надходження активності радіонуклідів ^{90}Sr та ^{89}Sr в організм дорослої людини з раціоном, що залежить від концентрації радіостронцію в коров'ячому молоці та листових овочах, а також від добового споживання цих продуктів, $\text{Бк}\cdot\text{рік}^{-1}$ на $\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$; K_{Sr} – приведене на 26 квітня 1986 р. референтне відношення радіоактивності ^{89}Sr до ^{90}Sr у випадіннях, що оцінюється як 10:1 на користь ^{89}Sr .

Після 1986 року внесок радіонукліда ^{89}Sr був незначним, тому вираз для розрахунку річної дози у цей період (кореневий шлях надходження радіонуклідів) має вигляд:

$$D_a^T = 365 \cdot \sigma_{\text{Sr}90}^{86} \cdot \text{RRI}_{R,a} \cdot E_{a,\text{Sr}90}^{rbm} \cdot \bar{c}_{R,\text{Sr}90}^{\text{mil},T} \cdot \text{ARME}_R^T, \quad (2)$$

де T – рік; $\bar{c}_{R,\text{Sr}90}^{\text{mil},T}$ – середньорайонна концентрація ^{90}Sr у молоці, нормована на щільність випадінь ^{90}Sr на ґрунті у 1986 р., $\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ на $\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$, приклади якої для окремих районів України представлено на рис. 1; ARME_R^T – середньорайонне гіпотетичне добове споживання людиною молока з приватного господарства в поточному році T , яке могло б забезпечити надходження в організм точно такої ж кількості цього радіонукліду, як і весь раціон людини (молочний еквівалент), $\text{л}\cdot\text{доба}^{-1}$.

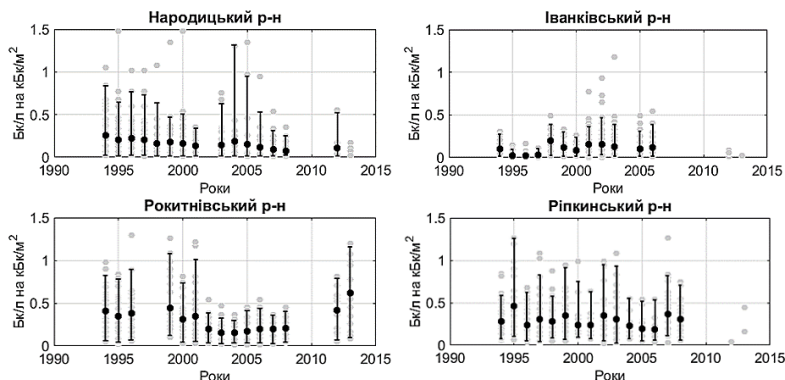


Рисунок 1 – Концентрація ^{90}Sr у молоці, нормована на щільність випадінь ^{90}Sr у 1986 р. на ґрунті в населеному пункті окремих районів (■) та її середньорайонні значення (●)

Виконані оцінки поглинених доз опромінення від радіонуклідів стронцію (^{90}Sr та ^{89}Sr) на червоний кістковий мозок дають підстави стверджувати, що серед постраждалих внаслідок аварії на ЧАЕС північних районів України найбільшу дозу опромінення від цих радіонуклідів отримали особи, які проживали в Поліському¹ та Іванківському районах Київської області. У 1986 р. середня доза у дорослих осіб (старших 18 років) зазначених районів становила 0,2 та 0,15 мГр відповідно, що в 2,2 та більше разів перевищує дози, отримані мешканцями інших районів (табл. 1). Цей факт безпосередньо пов'язаний із підвищеним вмістом радіонуклідів стронцію в ґрунтах і продуктах харчування, вироблених на території Поліського та Іванківського районів.

Таблиця 1 – Середньозважені на кількість населення поглинуті дози опромінення червоного кісткового мозку в 1986 р. представників різних вікових груп у найбільш радіоактивно забруднених районах України

Область	Район	Вікова група, років					
		< 1	1–2	3–7	8–12	13–17	≥ 18
		поглинена доза опромінення, мГр					
Житомирська	Коростенський	0,26	0,12	0,07	0,08	0,07	0,02
	Лугинський	0,37	0,17	0,10	0,10	0,09	0,03
	Народицький	0,56	0,27	0,15	0,17	0,16	0,05
	Овруцький	0,54	0,27	0,15	0,16	0,16	0,05
	Олевський	0,10	0,05	0,03	0,03	0,03	0,01
Київська	Вишгородський	0,63	0,30	0,17	0,19	0,18	0,06
	Іванківський	2,00	0,98	0,56	0,56	0,47	0,15
	Поліський	2,43	1,19	0,63	0,67	0,66	0,20
Чернігівська	Козелецький	0,97	0,45	0,26	0,27	0,29	0,08
	Ріпкинський	0,53	0,25	0,14	0,16	0,16	0,06
	Семенівський	0,61	0,28	0,16	0,18	0,18	0,06

Найбільш критичною групою щодо опромінення радіонуклідами стронцію у 1986 р. (як видно з табл. 1) є немовлята та діти від 1 до 2 років, річна доза опромінення яких перевищує дозу дорослих у середньому в 11,4 та 5,4 рази відповідно. Для інших дитячих вікових груп відношення поглиненої дози на червоний кістковий мозок цієї вікової групи до дози дорослої особи на цей орган $D_{\text{дит}}/D_{\text{дор}}$ лежить у межах від 3,1 до 3,3. Отримані результати пов'язані з тим, що дитячий

¹ тут і далі у публікації назви районів подані за старим адміністративно-територіальним поділом, до 2020 р.

організм у стадії швидкого росту накопичує більшу кількість радіонуклідів стронцію через підвищену порівняно з дорослими всмоктуваність і переважне відкладання у кістковій тканині (у дорослих радіостронцій частково відкладається також і в м'яких тканинах організму), швидкість виведення радіостронцію з якої невелика.

За 35 років після аварії на ЧАЕС дорослі (старші 18 років) мешканці Іванківського району за умови постійного проживання на території району могли отримати дозу на червоний кістковий мозок, яка в середньому дорівнює 5,3 мГр. Дози в інтервалі від 2 до 3,5 мГр за весь післяаварійний період накопичили жителі Поліського, Лугинського, Вишгородського та Народицького районів. Мешканці Козелецького, Овруцького та Ріпкинського районів за цей же період отримали дози 1–2 мГр.

Розроблено еколого-дозиметричні моделі реконструкції поглинених доз опромінення червоного кісткового мозку від радіонуклідів стронцію (^{90}Sr та ^{89}Sr) у 1986–2021 роках. За допомогою цих моделей розраховано поглинуті дози опромінення для населення радіоактивно забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС територій різних вікових груп. У якості параметрів моделі використовуються результати моніторингу вмісту ^{90}Sr у об'єктах навколишнього середовища та продуктах харчування, дозові коефіцієнти, рекомендовані МКРЗ, параметри метаболізму радіонуклідів стронцію в тілі людини.

Отримано оцінки поглинених доз від радіонуклідів ^{89}Sr та ^{90}Sr на червоний кістковий мозок населення радіоактивно забруднених районів півночі України. За розрахунками, найбільші дози опромінення в 1986 р. отримали мешканці Іванківського та Поліського районів. Середня поглинена доза в дорослих осіб (старших 18 років) із зазначених районів становила 0,2 та 0,15 мГр відповідно. Показано, що дитяча вікова група 0–2 роки є найбільш критичною щодо опромінення стронцієм у перший рік після Чорнобильської аварії. Мешканці Іванківського району також отримали найбільшу поглинуту дозу на червоний кістковий мозок за весь післяаварійний період, яка в середньому становить 5,3 мГр для дорослого населення.

УДК 577.34:597(285.2/3)

Каглян О. Є.,
канд. біол. наук, старший науковий співробітник,
Гудков Д. І.,
чл.-кор. НАН України,
д-р біол. наук, професор, завідувач відділу,
Інститут гідробіології НАН України, м. Київ, Україна,
Кіреєв С. І.,
генеральний директор,
ДСП «Екоцентр» ДАЗВ України, м. Чорнобиль, Україна,
Юрчук Л. П.,
молодший науковий співробітник,
Поморцева Н. А.,
канд. біол. наук, старший науковий співробітник,
Пришляк С. П.,
канд. біол. наук, старший науковий співробітник,
Інститут гідробіології НАН України, м. Київ, Україна,
Дроздов В. В.,
інженер,
ДСП «Екоцентр» ДАЗВ України, м. Чорнобиль, Україна,
Меньковська М. О.,
провідний інженер,
Інститут гідробіології НАН України, м. Київ, Україна

**ДИНАМІКА ПОТУЖНОСТІ ВНУТРІШНЬОЇ
ДОЗИ ОПРОМІНЕННЯ РИБ
У ВОДОЙМИ-ОХОЛОДЖУВАЧІ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ АЕС
ВНАСЛІДОК ЗМІНИ ГІДРОЛОГІЧНОГО РЕЖИМУ**

Значний науковий інтерес у галузі водної радіоекології представляє особливості накопичення радіонуклідів водними організмами в умовах зміни гідрологічного, гідрохімічного та гідробіологічного режиму водних об'єктів. Упродовж 2014–2021 рр. нами було проаналізовано зміни питомої активності радіонуклідів і рівнів дозового навантаження для найбільш поширених видів риб водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС (ВО ЧАЕС). Оскільки в рамках «Програми зняття з експлуатації ЧАЕС» із листопада 2014 р. було припинено водопостачання з р. Прип'ять, у ВО почався процес природного зниження рівня води, переважно за рахунок фільтрації через тіло огорожувальної дамби, що призвело до швидкого зниження рівня води, а також до змін головних параметрів водного середовища в залишкових водоймах, які утворились на колишній акваторії ВО.

На цей час рівень води знизився на 6,5–7 м порівняно з 2014 р. Наведені дані стосуються північно-західної частини ВО, яка є в цей час відокремленою водоймою та іхтіофауна якої є найбільш забрудненою радіонуклідами серед трьох головних новоутворених водойм. Головними дозоутворювальними радіонуклідами для риб ВО є ^{90}Sr і ^{137}Cs . Іхтіологічними об'єктами досліджень були карась сріблястий (*Carassius gibelio* Bloch), плітка звичайна (*Rutilus rutilus* L.), краснопірка звичайна (*Scardinius erythrophthalmus* L.), верховодка звичайна (*Alburnus alburnus* L), окунь звичайний (*Perca fluviatilis* L.) і сом європейський (*Silurus glanis* L.). У роботі представлені результати розрахунку потужності поглиненої дози іонізуючого опромінення риб, обумовленої інкорпорованими у тканинах радіонуклідами ^{90}Sr і ^{137}Cs станом на 2014 р. (до зниження рівня води) та впродовж 2015–2021 рр.

Величину потужності поглиненої дози внутрішнього опромінення визначали за допомогою програмного забезпечення ERICA Assessment Tool 1.0. Для розрахунків брали усереднені дані для кожного виду риб. Раніше було встановлено, що питома активність радіонуклідів у представників іхтіофауни водойми суттєво відрізняється, що відбивається на потужності внутрішньої дози опромінення риб.

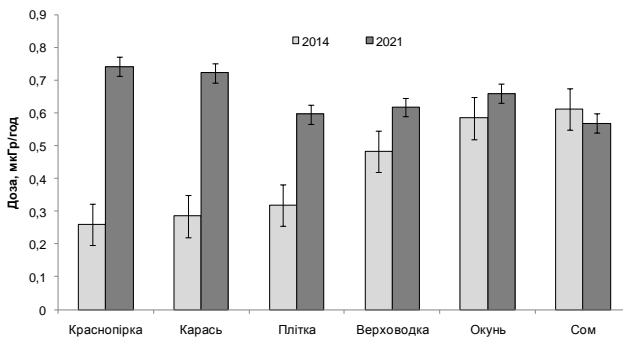


Рисунок 1 – Середньорічна потужність поглиненої дози внутрішнього опромінення риб водойми-охолоджувача ЧАЕС у 2014 та 2021 рр., мГр/год

На рис. 1 представлені середньорічні величини потужності внутрішнього опромінення риб ВО до зниження рівня води у 2014 р. та станом на 2021 р. Так, величина потужності поглиненої дози внутрішнього опромінення для краснопірки, карася, плітки, верховодки, окуня та сома до зниження рівня води у 2014 р. була, відповідно, в межах 0,259–0,270, 0,285–0,359, 0,318–0,325, 0,482–0,489, 0,584–0,614 та

0,599–0,611 мкГр/год. Станом на 2021 р. потужність дози від внутрішніх джерел опромінення зросла практично для всіх видів риб. Це відбулося, перш за все, за рахунок збільшення концентрації ^{90}Sr у воді з 0,9–1,0 Бк/л у 2014 р. до 3,5–4,9 Бк/л у 2021 р. Питома активність ^{137}Cs у тканинах риб упродовж 2014–2021 рр. зросла в 1,4 рази. Станом на 2021 р. величина потужності внутрішнього дозового навантаження на риб ВО (за винятком сома) виросла порівняно з 2014 р. на 17–256%, що в середньому відповідає збільшенню в 1,87 рази.

Слід зазначити, що для більшості замкнутих водойм Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ), на відміну від зовнішнього опромінення риб, сформованого в першу чергу ^{137}Cs , внутрішня потужність поглиненої дози обумовлена переважно інкорпорованим у тканинах ^{90}Sr . Це пов'язано зі значно вищими показниками питомої активності ^{90}Sr у тканинах риб на відміну від ^{137}Cs . Величина співвідношення $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ для різних видів риб замкнутих водойм ЧЗВ становила від 2,5 до 107,6. До зниження рівня води винятком становили риби ВО ЧАЕС, у яких співвідношення $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ на той час було 0,02–0,21.

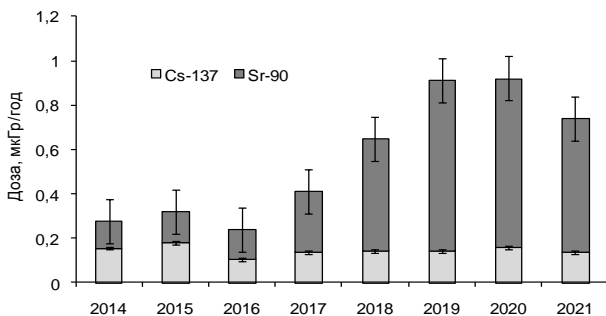


Рисунок 2 – Динаміка середньорічної потужності поглиненої дози внутрішнього опромінення краснопірки у водоймі-охолоджувачі ЧАЕС упродовж 2014–2021 рр., мкГр/год

На рис. 2 показана динаміка величини потужності внутрішньої поглиненої дози впродовж 2014–2021 рр., отриманої від інкорпорованих радіонуклідів для «мирного» виду на прикладі краснопірки.

Як видно з рис. 2, потужність внутрішнього опромінення від інкорпорованого ^{90}Sr , починаючи з 2017 р., виросла більш ніж у 4 рази, істотно збільшуючи загальну дозу внутрішнього опромінення риб за майже незмінної величини опромінення, отриманої рибою від інкорпорованого в організмі ^{137}Cs .

На рис. 3 зображена динаміка величини потужності внутрішньої дози впродовж 2014–2021 рр., отриманої від інкорпорованих радіонуклідів для риби-хижака на прикладі окуня звичайного. Величина дози опромінення, отриманої хижими видами риб від інкорпорованого в організмі ^{90}Sr теж зросла, але не такою мірою, як у «мирних» видів риб. Слід зауважити, що тільки в 2021 р. внесок внутрішнього дозового навантаження від опромінення ^{90}Sr представників окуня звичайного перевищив частку від опромінення інкорпорованим ^{137}Cs . Проте вплив інкорпорованого ^{137}Cs на формування внутрішньої дози в риб-хижаків залишається ще на досить високому рівні.

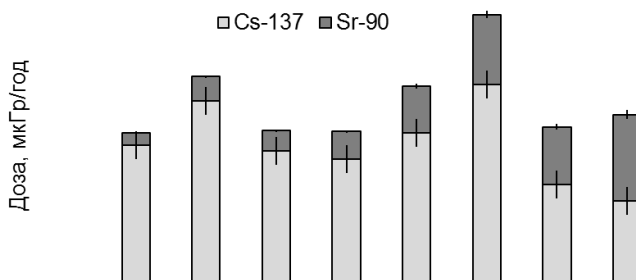


Рисунок 3 – Динаміка середньорічної потужності поглиненої дози внутрішнього опромінення окуня у водоймі-охолоджувачі ЧАЕС упродовж 2014–2021 рр., мкГр/год

Таким чином, величина потужності поглиненої дози внутрішнього опромінення риб ВО від інкорпорованих в організмі радіонуклідів до 2014 р. і після зниження рівня води станом на 2021 р. зросла в середньому в 1,9 разів. Це зростання обумовлене, в першу чергу, збільшенням дозового навантаження для риб від інкорпорованого ^{90}Sr , яке станом на 2014 р. для «мирних» видів становило 17–44% (в середньому $29 \pm 9\%$), а хижих видів – 8–12% ($9 \pm 2\%$). У 2021 р. внесок інкорпорованого ^{90}Sr у дозове навантаження збільшився до 46–83% (70 ± 14) та 35–59% (44 ± 10) загальної потужності поглиненої дози внутрішнього опромінення, відповідно для «мирних» і хижих видів риб. На сучасному етапі домінуюча роль у формуванні потужності внутрішньої дози опромінення більшості представників іхтіофауни водойм ЧЗВ належить ^{90}Sr , який інкорпорований переважно у кісткових тканинах.

Збільшення дозового навантаження для риб ВО ЧАЕС за рахунок ^{90}Sr обумовлене, насамперед, зростанням його концентрації у воді, що відбивається на інтенсивності концентрування радіонукліду різними органами та тканинами. Припускається, що зростання ^{90}Sr у воді пов'язане, в першу чергу, з мобілізацією радіонукліду з донних відкладів осушених територій та міграцією його біологічно-доступних форм за трофічними ланцюгами до консументів найвищих рівнів, а також асиміляцією крізь покривні та зяброві тканини.

Роботу виконано у співробітництві з Державним спеціалізованим підприємством «Екоцентр» Державного агентства України з управління зоною відчуження, а також за підтримки Національної академії наук України і Національного фонду досліджень України (проект № 2020.02/0264).

УДК 575.113.001.8-001.73:612.112:616.15:575.224.4

Курінний Д. А.,

канд. біол. наук, завідувач лабораторії генетичних та епігенетичних досліджень відділу медичної генетики,,

Демченко О. М.,

канд. біол. наук, старший науковий співробітник лабораторії генетичних та епігенетичних досліджень відділу медичної генетики,

Романенко М. Г.,

молодший науковий співробітник лабораторії генетичних та епігенетичних досліджень відділу медичної генетики,

Інститут експериментальної радіології, ННЦРМ, м. Київ, Україна

Рушковський С. Р.,

канд. біол. наук, доцент,

Навчально-науковий центр «Інститут біології та медицини»,

КНУ ім. Тараса Шевченка, Київ, Україна

ОСОБЛИВОСТІ РЕАЛІЗАЦІЇ РАДІАЦІЙНО-ІНДУКОВАНИХ ПОШКОДЖЕНЬ ГЕНОМУ В СОМАТИЧНИХ КЛІТИНАХ ОСІБ-НОСІЇВ МУТАЦІЇ 5382insC В ГЕНІ *BRCA1*

Критична ситуація, що склалася внаслідок захоплення Чорнобильської АЕС, обстрілу Запорізької АЕС, зростаюча вірогідність застосування тактичної ядерної зброї призвели до значного збільшення

загрози радіаційного забруднення територій України та, як наслідок, зростання вірогідності радіаційного навантаження на великі контингенти населення, що потребує розробки системи прогнозування медичних наслідків такого впливу.

Оскільки однією з головних мішеней при дії іонізуючого випромінювання на людину є геном соматичних і статевих клітин, особливу групу ризику складають носії спадкових мутацій в гені *BRCA1*. Відомо, що ген *BRCA1* задіяно в процесі гомологічної репарації дволанцюгових розривів ДНК, яка пригнічується за наявності мутації в одній з алелей цих генів. Інші шляхи репарації (BER, NHEJ) не можуть повністю компенсувати відсутність гомологічної репарації, що призводить до накопичення з часом репараційних помилок, наслідком чого є значне підвищення ризику розвитку зляксісних новоутворень (раку молочної залози, раку яєчників, раку простати, раку підшлункової залози), лікування яких пов'язане із застосуванням радіотерапії.

Мета роботи: оцінити особливості генотоксичного впливу іонізуючої радіації на лімфоцити периферійної крові осіб – безсимптомних носіїв мутації 5382insC в гені *BRCA1*.

Було проведено культивування лімфоцитів крові 10 осіб (4 осіб з мутацією 5382insC *BRCA1* без реалізованої онкопатології та 6 умовно здорових волонтерів). У всіх випадках наявність мутації було верифіковано з використанням полімеразно-ланцюгової реакції. Частину культур опромінювали γ -квантами (випромінювач IBL-237C, потужність 2,34 Гр/хв) в дозі 1,0 Гр на G₀ стадії клітинного циклу. Для оцінки відносного рівня пошкодження ДНК використовували метод електрофорезу окремих клітин (Comet assay) у нейтральних умовах. Після електрофорезу препарати фарбували DAPI та аналізували під люмінесцентним мікроскопом. Зображення обробляли за допомогою програми Image J (imagej.nih.gov) з використанням плагіну OpenComet. Як параметр для визначення відносного рівня пошкодження ДНК використовували показник «Tail Moment». Статистичну обробку даних проводили за загальноприйнятими методами.

Результати. Встановлено, що у випадку наявності спадкової мутації 5382insC в неопромінених культурах ЛПК репараційна активність гена *BRCA1* знижується, про що свідчить зростання рівня клітин із високим ступенем геномних ушкоджень на фоні відсутності посилення checkpoint – контролю на стадії S клітинного циклу (рис. 1).

Після опромінення було відмічено падіння частот клітин із високим показником розривів ДНК в культурах лімфоцитів осіб-носіїв мутації 5382insC *BRCA1*.

Частотний аналіз розподілу «комет» за значеннями рівня пошкоджень ДНК показав активацію checkpoint – контролю на стадії S клітинного циклу та процесів апоптозу в опроміненіх культурах лімфоцитів осіб-носіїв мутації 5382insC *BRCA1* (рис. 2).

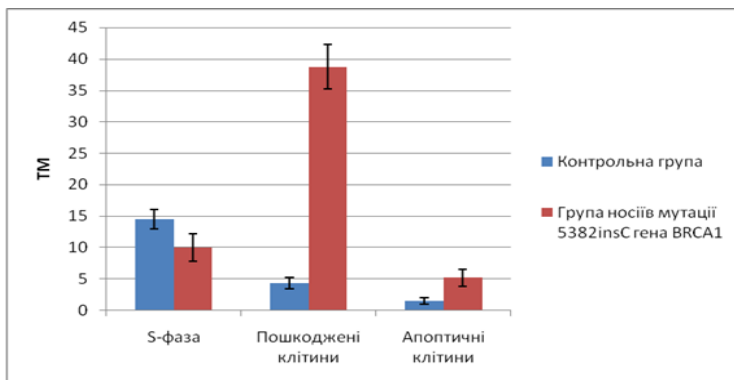


Рисунок 1 – Розподіл клітин в інтактних культурах лімфоцитів периферичної крові умовно здорових осіб та осіб-носіїв мутації 5382insC *BRCA1*.

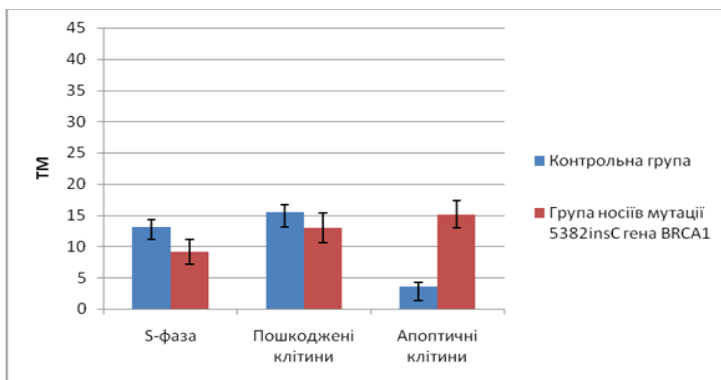


Рисунок 2 – Розподіл клітин в культурах лімфоцитів периферичної крові умовно здорових осіб та осіб-носіїв мутації 5382insC *BRCA1* після опромінення *in vitro* в дозі 1,0 Гр.

Отримані результати вказують на те, що вірогідно саме більш ефективною елімінацією клітин, які мають високий рівень

нестабільності генома, можна пояснити відсутність реалізованої онкопатології у безсимптомних осіб-носіїв мутацій у гені *BRCA1*.

Таким чином, критично важливим елементом підтримки клітинного гомеостазу в осіб-носіїв мутації 5382insC *BRCA1* є процес апоптозу.

УДК 616.8-089,615.37:615.849:616.831-006484.04

Курінний Д. А.,

канд. біол. наук, завідувач лабораторії генетичних та епігенетичних досліджень відділу медичної генетики Інститут експериментальної радіології, ННЦРМ, м. Київ, Україна,

Земскова О. В.,

канд. мед. наук,

Державна установа «Інститут нейрохірургії ім. акад. А. П. Ромоданова НАМН України», м. Київ, Україна

Демченко О. М.,

канд. біол. наук, старший науковий співробітник лабораторії генетичних та епігенетичних досліджень відділу медичної генетики

Романенко М. Г.,

молодший науковий співробітник лабораторії генетичних та епігенетичних досліджень відділу медичної генетики

Інститут експериментальної радіології, ННЦРМ, м. Київ, Україна

Рушковський С. Р.,

канд. біол. наук, доцент,

Навчально-науковий центр «Інститут біології та медицини»,

КНУ ім. Тараса Шевченка, Київ, Україна

ЗВ'ЯЗОК МЕТИЛЮВАННЯ ГЕНА *MGMT* В КЛІТИНАХ ГЛІОБЛАСТОМИ З ОСОБЛИВОСТЯМИ ВІДПОВІДІ НЕТРАНСФОРМОВАНИХ КЛІТИН ХВОРИХ НА ДІЮ ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ

Гліобластома – найпоширеніша первинна пухлина головного мозку. З огляду на широке використання променевої терапії в лікуванні пацієнтів із гліобластомою, важливо визначити зв'язок між статусом метилювання гена *MGMT* у трансформованих клітинах і розвитком пухлино-індукованого ефекту свідка та, як наслідок, зміною

радіочутливості непухлинних клітин під впливом трансформованих клітин.

Мета дослідження. Визначити вплив гліобластоми з різним статусом метилювання промоторної області гена *MGMT* у пухлинних клітинах на розвиток чутливості нетрансформованих клітин (лімфоцитів периферичної крові – ЛПК) хворих до іонізуючого випромінювання.

Матеріали та методи. Проведено культивування ЛПК 40 осіб (30 осіб із гліобластоною і 10 умовно здорових добровольців). Серед обстежених пацієнтів були сформовані дві рівні групи залежно від статусу метилювання гена *MGMT* у пухлини: 15 осіб із метильованим і 15 осіб із неметильованим промотором гена *MGMT*. Частину культур опромінювали *in vitro* в дозі 1,0 Гр та інкубували при 37 °С протягом 48 годин. З використанням електрофорезу окремих клітин (Comet assay) для кожного експерименту проводився аналіз частотного розподілу ЛПК залежно від рівня пошкоджень ДНК (ТМ).

Результати. Не було виявлено зв'язку між проявом пухлиноіндукованого ефекту свідка в неопромінених ЛПК зі статусом метилювання промоторної ділянки гена *MGMT* у пухлинних клітинах. Після радіаційного впливу в ЛПК пацієнтів із неметильованим промотором гена *MGMT*, порівняно з опроміненими культурами ЛПК пацієнтів із метильованим промотором гена *MGMT* у пухлинних клітинах, статистично значуще ($p < 0,01$) зростала апоптична активність на фоні зниження рівня клітин із високим ступенем пошкоджень ДНК.

Таким чином, ми спостерігали розвиток індукованого гліобластоною ефекту свідка та можливий зв'язок між статусом метилювання гена *MGMT* у пухлинних клітинах зі зміною радіочутливості нормальних клітин-свідків. Обговорюється клінічне значення описаного явища та його значення в прогнозуванні успіху променевої терапії гліобластоми або комбінованої терапії.

Курочкіна В. А.,
провідний інженер,
Циганок Т. В.,
науковий співробітник,
Бездробна Л. К.,
канд. біол. наук, старший науковий співробітник,
завідувач лабораторії,
Інститут ядерних досліджень НАН України, Київ, Україна

ЦИТОГЕНЕТИЧНА ОЦІНКА ДОЗИ ВНУТРІШНЬОГО ОПРОМІНЕННЯ ЛЮДИНИ РАДІОІЗОТОПОМ ^{137}Cs

Внутрішнє опромінення є результатом надходження радіоізоотопів до організму людини інгаляційним, пероральним шляхом або при абсорбції пошкодженими ділянками шкіри.

За масштабної радіаційної аварії в м. Гаянія (Бразилія) у 1987 р. поряд із зовнішнім впливом ^{137}Cs мало місце і його надходження до організму постраждалих осіб. ^{137}Cs є одним із основних дозоутворюючих радіоактивних ізоотопів за аварій на ЧАЕС (1986, Україна) і АЕС Фокушіма Даїчі (2011, Японія), де також крім зовнішнього відбувалось і хронічне внутрішнє опромінення населення забруднених територій. Це спонукало до вивчення ефективності внутрішньої дії ^{137}Cs на людину.

Радіоцезій, у разі інкорпорації (як і ^3H), майже рівномірно розподіляється по органах і тканинах, що забезпечує відносно рівномірне опромінення всього тіла. Саме характер розподілу радіоізоотопу цезію в тілі людини створює підстави для розробки методів біологічної (цитогенетичної) оцінки дози зумовленого ним внутрішнього опромінення. Ефективність впливу радіоактивних ізоотопів на постраждалих осіб визначається за рівнем індукованих специфічних радіаційних пошкоджень хромосом у лімфоцитах периферійної крові. Цитогенетична дозиметрія зовнішнього опромінення ^{137}Cs , зумовленого гамма-квантами, добре відпрацьована й оптимізована. При цьому використовуються калібрувальні дозові залежності виходу цитогенетичних пошкоджень (зокрема, нестабільних хромосомних обмінів із супровідним парним фрагментом або мікроядер) у лімфоцитах крові *in vitro*. Проте оцінка доз внутрішнього опромінення ^{137}Cs , що зумовлене поєднаною дією гамма-квантів і переважно бета-частинок (інколи до 90 % загальної

доз), на даний час не розроблена. Ефективність бета-частинок досліджена дуже мало і стосується в основному ^3H та ^{90}Sr . Наявні дані вказують на більшу їхню ефективність порівняно з гамма-квантами.

Виходячи з викладеного вище, наша робота була присвячена дослідженню частоти нестабільних хромосомних аберацій у культурі лімфоцитів крові людини після подовженого внутрішнього опромінення зразків крові цезієм-137 у діапазоні відносно малих доз *in vitro* за умов, наближених до *in vivo*.

Дослідження виконано на зразках периферійної крові умовно здорового донора чоловічої статі віком 39 років, який не палить, за його поінформованою згодою. Внутрішнє опромінення клітин крові здійснювали внесенням у стерильних умовах у зразки крові (1,0 мл) в пластикових пробірках розчину хлориду цезію-137 (100 мкл) і наступної їх інкубації. Розміри пробірок: внутрішній діаметр і висота – 11 мм і 32 мм відповідно, товщина стінки – 0,90 мм. Об'єм зразка в пробірці – 1,1 мл. Для наближення умов опромінення крові *in vitro* до умов організму зразки інкубували за температури тіла людини (37 °C) і постійного перемішування впродовж 1,75 годин (6300с).

Розрахунок активностей ^{137}Cs у зразках для отримання запланованих поглинених доз здійснювали (згідно з розробленою програмою на базі бібліотеки GEANT-4) за формулою:

$$A = D/(k \cdot t), \quad (1)$$

де A – активність джерела [Бк], D – поглинена доза [Гр], k – середня поглинена доза на 1 розпад, $k = 3,28 \cdot 10^{-11}$ Гр/розп., t – час експозиції [с].

Дози внутрішнього опромінення за час інкубації зразків із розчином $^{137}\text{CsCl}$ становили: 0,10; 0,18; 0,26; 0,39; 0,54 Гр. Інкубацію крові з хлоридом цезію-137 припиняли перенесенням зразків у пластикові центрифужні пробірки (внутрішній діаметр – 13 мм) з живильним середовищем RPMI-1640 (7 мл) і осадженням клітин центрифугуванням впродовж 7 хв. при 200 g.

Осаджені клітини відмивали від радіоізотопу живильним середовищем 4 рази. Кількість радіоактивності внесеної в кров та залишкової в суспензії клітин у процесі й після їх відмивання, виміряли за допомогою гамма-спектрометричної системи високої роздільної здатності фірми CANBERRA з напівпровідниковим детектором HPGe типу BE6530 та аналізатором імпульсів DSA-1000. Розраховували додаткові дози опромінення, отримані під час відмивання й наступного культивування клітин.

Дози опромінення за час відмивання клітин крові від радіоактивності визначали за формулою:

$$D = k \cdot A \cdot t, \quad (2)$$

де позначення такі ж самі, як і у формулі (1), а коефіцієнт k , розрахований відповідно до наших методичних умов, дорівнював $4,746 \cdot 10^{-12}$ Гр/розп.

Культивування клітин крові здійснювали у скляних пеніцилінових флаконах (діаметр – 14 мм, висота – 50 мм, товщина стінок – 1 мм). Коефіцієнт k , визначений для даних умов, становив $1,778 \cdot 10^{-11}$ Гр/розп.

Детально умови внутрішнього опромінення зразків крові та розрахунки активностей ^{137}Cs і доз наведено в дослідженнях.

Культивування клітин крові та приготування цитогенетичних препаратів проводили за загальноприйнятою методикою згідно з деякими модифікаціями.

0,3 мл цільної крові культивували в 3,0 мл поживного середовища RPMI–1640 («Gibco», США) з 0,06 мл фітогемаглютинину (ФГА) («Gibco», США). Час культивування становив 48 годин при $37,5^\circ\text{C}$. За дві години до закінчення культивування додавали колхіцин у кінцевій концентрації 0,5 мкг/мл. Гіпотонічну обробку проводили розчином КСІ (0,075 Моль/л) протягом 15 хв. при 37°C . Для фіксації клітин використовували свіжоприготовлену холодну суміш абсолютного етанолу й льодяної оцтової кислоти у співвідношенні 3:1. Препарати фарбували барвником Гімза («Merk», Німеччина).

Таблиця 1 – Аналіз частоти й розподілу нестабільних обмінів із супровідним парним фрагментом по клітинах за внутрішнього опромінення зразків крові ^{137}Cs *in vitro*

Доза, Гр	Кількіс ть клітин	Кількіс ть обмінів	Частота обмінів на клітину \pm SE	Розподіл обмінів по клітинах			$\sigma^2/y \pm$ SE	u
				0	1	2		
0,00	4000	1	0,00025 \pm 0,00025	3999	1	0	1,000 \pm 0,000	0,00
0,10	1000	8	0,008 \pm 0,003	992	8	0	0,99 \pm 0,04	-0,17
0,18	1000	13	0,013 \pm 0,004	988	11	1	1,14 \pm 0,04	3,30
0,26	630	13	0,021 \pm 0,006	618	11	1	1,14 \pm 0,05	2,49
0,39	850	20	0,024 \pm 0,005	832	16	2	1,18 \pm 0,05	3,76
0,54	880	30	0,034 \pm 0,006	853	24	3	1,17 \pm 0,05	3,57

Застосовували класичний метод аналізу рівномірно забарвлених хромосом із візуальним груповим каріотипуванням. Враховували нестабільні аберації хромосомного типу: дицентричні та кільцеві хромосоми з супровідним ацентричним фрагментом і вільні ацентричні фрагменти.

Статистичну обробку результатів дослідження проводили за допомогою програмного забезпечення Dose Estimate, що використовує інструменти підбору максимальної правдоподібності.

Результати аналізу частоти й розподілу по клітинах нестабільних хромосомних обмінів (дицентриків+центричних кілець) із супровідним фрагментом і вільних ацентричних фрагментів за інкубації зразків крові з розчином $^{137}\text{CsCl}$, що імітувала внутрішнє опромінення *in vitro*, представлено в таблицях 1 і 2.

Як видно з представленою, з підвищенням дози опромінення частота проаналізованих аберацій хромосомного типу, що характерні для впливу опромінення, чітко збільшується. Поклітинний розподіл аберацій – нестабільних обмінів із фрагментом (табл. 1) і вільних ацентриків (табл. 2) був наддисперсним, починаючи з дози 0,18 Гр ($\sigma^2 > \mu$, $u > 1,96$). Частота обмінних аберацій із супроводжуваним фрагментом і вільних ацентриків лінійно залежала від дози опромінення (табл. 3).

Таблиця 2 – Аналіз частоти і розподілу вільних ацентричних фрагментів по клітинах за внутрішнього опромінення зразків крові ^{137}Cs *in vitro*

Доза, Гр	Кількість клітин	Кількість вільних ацентриків	Частота вільних ацентриків на клітину \pm SE	Розподіл вільних ацентриків по клітинах				$\sigma^2/\mu \pm$ SE	u
				0	1	2	3		
0,00	4000	28	0,007 \pm 0,001	3972	28	0	0	0,99 \pm 0,02	-0,307
0,10	1000	30	0,030 \pm 0,005	970	30	0	0	0,97 \pm 0,04	-0,660
0,18	1000	38	0,038 \pm 0,007	965	32	3	0	1,12 \pm 0,04	2,740
0,26	630	30	0,048 \pm 0,009	603	25	1	1	1,22 \pm 0,06	3,990
0,39	850	38	0,045 \pm 0,008	815	32	3	0	1,11 \pm 0,05	2,390
0,54	880	48	0,055 \pm 0,009	838	38	2	2	1,28 \pm 0,05	5,940

Таблиця 3 – Коефіцієнти залежності виходу хромосомних аберацій у лімфоцитах людини від дози внутрішнього опромінення зразків крові ^{137}Cs *in vitro*

Хромосомні аберації	Коефіцієнти (на клітину)		$\chi^2(p)$	DF	r
	C \pm SE (p)	$\alpha \pm$ SE (p)			
хромосомні обміни із супровідним фрагментом	0,0003 \pm 0,0005(0,612)	0,066 \pm 0,008(0,001)	0,82(0,97)	4	0,99
вільні ацентрики	0,0082 \pm 0,0044(0,136)	0,116 \pm 0,022(0,007)	12,82(0,51)	4	0,89

Раніше, до виконання цієї роботи, нами була визначена лінійна залежність частоти нестабільних хромосомних аберацій у лімфоцитах

людини від дози зовнішнього впливу ^{137}Cs на кров людини *in vitro* в тому ж самому діапазоні доз. Для порівняння цитогенетичної ефективності внутрішнього й зовнішнього опромінення ^{137}Cs лімфоцитів людини *in vitro* ми визначили співвідношення значень α коефіцієнтів отриманих дозових залежностей виходу хромосомних аберацій. Було виявлено, що ефективність внутрішнього опромінення ^{137}Cs за виходом хромосомних обмінів із супровідним фрагментом у 2,9, а вільних ацентриків у 2,4 рази більша за ефективність зовнішнього опромінення з еквівалентною потужністю дози.

Проте в нашому дослідженні в разі забруднення крові хлоридом цезію-137 опромінення лімфоцитів, як було виявлено, не обмежувалося лише часом інкубації зразків із радіоізотопом. Під час відмивання клітин крові від ^{137}Cs лімфоцити додатково отримали дози, що складали до 1,1 % від основної інкубаційної дози. Після завершення процедури відмивання в суспензії клітин лишалося до 6 % радіоактивності від первинно введеної в зразок крові, при тому що в оточуючому живильному середовищі – 0,01 % (табл. 4). Відомо, що за хімічними властивостями й поведінкою цезій є аналогом калію. ^{137}Cs , як і ^{39}K , потрапляє в клітину через мембрану за допомогою іонних насосів і концентрується в цитоплазмі. Є дані, що ^{137}Cs проникає в клітини повільніше за ^{39}K , проте утримується в них довше, і його внутрішньоклітинні концентрації можуть бути досить високими.

Таблиця 4 – Дози опромінення лімфоцитів людини за внутрішнього впливу на зразки крові ^{137}Cs *in vitro*

Введена активність, кБк		Доза			Залишкова активність				Доза за час культивування за рахунок залишкової активності у			
у зразок крові	на 0,1 мл зразка	за час інкубації зразків (основна), Гр	за час відмивання зразків, Гр	% від основної	надосад		суспензія клітин		надосади		суспензії клітин	
					кБк на 0,1 мл	% від введеної	кБк на 0,1 мл	% від введеної	Гр	% від основної	Гр	% від основної
492,0	44,73	0,10	0,001	1,00	0,0042	0,009	2,42	5,41	0,00004	0,040	0,022	21,57
875,0	79,54	0,18	0,002	1,11	0,0087	0,011	4,06	5,10	0,00008	0,044	0,037	20,44
1260,0	114,54	0,26	0,003	1,15	0,0125	0,076	7,06	6,16	0,00011	0,042	0,065	25,0
1885,0	171,36	0,39	0,004	1,02	0,0172	0,010	10,04	5,86	0,00016	0,041	0,092	23,59
2590,0	235,45	0,54	0,006	1,11	0,0252	0,011	14,04	5,96	0,00023	0,042	0,129	23,89

За нашими розрахунками, через залишкову радіоактивність у суспензії клітин крові лімфоцити під час подальшого 48-годинного

культивування отримали додатково дози опромінення, що становили 20–25 % від основних доз, отриманих за час інкубації зразків крові з розчином $^{137}\text{CsCl}$ (табл. 4).

Слід зазначити, що до виконання нашої роботи вже було проведено одне дослідження з індукції хромосомних аберацій у лімфоцитах людини при моделюванні внутрішнього забруднення крові ^{137}Cs *in vitro* (за кімнатної температури й меншого діапазону доз опромінення). Було визначено додаткові дози опромінення лімфоцитів під час культивування клітин за рахунок залишкової радіоактивності після їх відмивання від ^{137}Cs на рівні 0,04 % від первинної дози. Це відповідає дозам, розрахованим нами, за рахунок активності в промивному середовищі (табл. 4). Вочевидь, автори роботи не вимірювали активність у фракції лімфоцитів, а обмежились лише вимірюванням супернатанту. Тому визначені цитогенетичні ефекти приймали за індуковані лише в G_0 клітинах.

Виходячи з отриманих нами результатів, вважаємо, що для коректного порівняльного визначення цитогенетичної ефективності внутрішнього, що зумовлюється в основному бета-частинками, і зовнішнього гамма-опромінення ^{137}Cs лімфоцитів периферійної крові людини *in vitro* необхідно внести поправку на вихід аберацій у лімфоцитах під час їх культивування. Останнє повинно бути предметом окремого дослідження, оскільки, як відомо, радіочутливість лімфоцитів у стані проліферації і в стані мітотичного спокою в циркулюючій периферійній крові відрізняється.

У той же час, вважаємо, що отримані за умов нашого експерименту дозові залежності виходу нестабільних хромосомних обмінів із супровідним парним фрагментом у лімфоцитах людини, за забруднення зразків крові ^{137}Cs *in vitro*, можуть бути використані для оцінки поглинутих доз опромінення людини під час аварійних радіаційних ситуацій, пов'язаних із надходженням ^{137}Cs до організму, як доповнення до результатів вимірювання доз методами фізичної дозиметрії.

Курята М. С.,
науковий співробітник лабораторії ЛВЛ,
Василенко В. В.,
канд. техн. наук, завідувач лабораторії ЛВЛ,
Морозов В. В.,
молодший науковий співробітник лабораторії ЛВЛ,
Литвинець Л. О.,
канд. техн. наук, науковий співробітник лабораторії ЛВЛ,
Крамаренко М. С.,
інженер відділу дозиметрії,
Інститут експериментальної радіології,
ДУ «Національний науковий центр
радіаційної медицини НАМН України», м. Київ, Україна

**ОЦІНКА РІВНІВ СПОЖИВАННЯ ОСНОВНИХ
ПРОДУКТІВ ХАРЧОВОГО РАЦІОНУ МЕШКАНЦІВ
РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЙ КИЇВСЬКОЇ,
РІВНЕНСЬКОЇ, ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТЕЙ
у 2019-2022 рр. ТА ЇХ ДИНАМІКА**

Після аварії на Чорнобильській атомній електростанції (ЧАЕС) радіонуклідами було забруднено території 12 областей України. Найбільш постраждалими після аварії на ЧАЕС як за площею забруднених радіонуклідами територій, щільністю випадів радіонуклідів на ґрунт, так і за кількістю постраждалих населених пунктів (НП) є Київська, Житомирська та Рівненська області.

ЛВЛ-моніторинг у цих областях виявив, що є ряд НП, дози внутрішнього опромінення в яких дуже нестабільні й рік від року значно змінюються, що потребує вивчення факторів такої нестабільності та рекомендацій щодо впливу на них із метою мінімізації існуючих доз опромінення, навіть якщо вони нижчі від критерію радіоактивно забруднених територій (РЗТ).

З іншого боку, нестабільна соціально-економічна ситуація в останні роки сприяла збільшенню в раціоні населення частки продуктів місцевих та/чи особистих домогосподарств, а саме ці продукти забруднені радіонуклідами. Тому вкрай необхідне дослідження складу раціону харчування та визначення частки продуктів місцевого та/чи особистого домогосподарства й моніторингу забруднення цих продуктів, що дає можливість визначати основні радіаційно-гігієнічні

чинники формування доз опромінення на поточному етапі аварії та є підґрунтям для забезпечення адекватних заходів мінімізації доз опромінення населення.

Мета: оцінка рівнів споживання основних продуктів харчового раціону мешканців окремих населених пунктів РЗТ Київської, Рівненської, Житомирської областей і визначення у раціоні частки продуктів місцевих домогосподарств (ДГ) та продуктів, придбаних у торговій мережі (ТМ).

Матеріали та методи. Для вирішення цього завдання було складено опитувальні листи для дорослих і дітей із питаннями про рівні споживання продуктів харчового раціону з місцевих ДГ та придбаних у ТМ, особливості місцевого господарювання, застосування заходів щодо зниження доз внутрішнього опромінення.

У 2019–2021 рр. проведено опитування як дорослих, так і дітей за участю інтерв'юера. Інформацію про дітей надано їхніми батьками. Усього опитано 642 особи у 22 НП Поліського та Іванківського районів Київської області, Рокитнівського району Рівненської області, Народицького району Житомирської області.

Результати. Проведене опитування виявило, що мешканці обстежених НП РЗТ Київської області вживають більше продукти ДГ, ніж із ТМ (рисунок 1). Основними продуктами споживання є картопля та овочі, молоко та молочні продукти, вирощені/вироблені у власному або місцевих ДГ, хлібобулочні та борошняні (макаронні) вироби, куплені в ТМ. Менше населення вживає м'яса та риби, фруктів, ягід. Причому слід відзначити, що молочні продукти в раціоні дорослих мешканців на $\approx 64\%$ у Поліському районі та на 88% у Іванківському районі з ДГ, у дитячому раціоні – понад 30% молока і близько 50% молочних продуктів із ТМ. 69% та 65% картоплі мешканці Іванківського та Поліського районів відповідно вживають із ДГ. Овочі (огірки, капуста, помідори, гарбуз), коренеплодові (морква, цибуля, редька, буряк) та листові овочі дорослі мешканці Київщини вживають переважно з ДГ. У дитячому раціоні відсоток продуктів із ТМ більший, ніж у дорослих, в основному за рахунок харчування у шкільних та дитячих закладах.

Окремо досліджено рівні вживання продуктів дикої природи, оскільки саме ці продукти є найбільш забрудненими радіонуклідами й суттєвими при формуванні дози внутрішнього опромінення населення. Найбільш уживаними є гриби свіжі приготовані та консервовані, риба з місцевих ставків, ягоди сирі й консервовані.

Аналіз структури та динаміки споживання харчових продуктів населенням досліджуваних НП Київської області у 2013–2019 рр. виявив зменшення споживання продуктів, як придбаних у ТМ, що, за свідченням опитаних, обумовлено зниженням доступності харчових продуктів через зменшення купівельної спроможності населення, так і частково продуктів ДГ, що збігається з результатами ДССУ (рисунок 1).

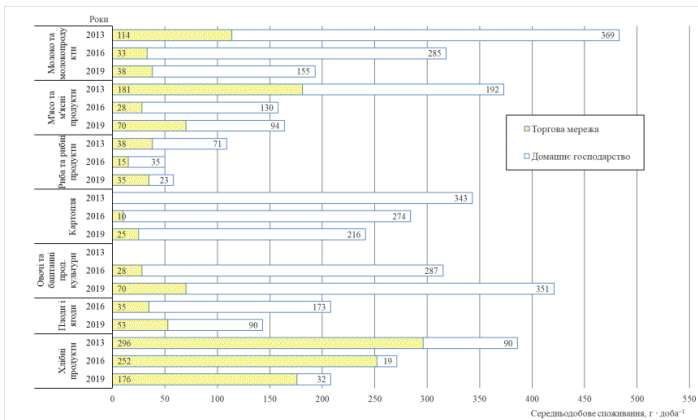


Рисунок 1 – Динаміка рівнів споживання основних продуктів харчового раціону, придбаних у торговій мережі та вироблених в особистих домашніх господарствах мешканцями обстежених населених пунктів Київської області у 2013–2019 р.

Мешканці обстежених НП Рівненської області вживають всі представлені групи продуктів переважно з ДГ, продукти з ТМ вживають значно менше (рисунок 2). Такі продукти, як молоко, молочні продукти, м'ясо (яловичину, свинину), картоплю як дорослі, так і діти вживають практично винятково з особистого господарства. Овочі місцеві мешканці також вживають переважно з ДГ (у 4–10 разів більше, ніж із ТМ). Частка плодоовочевих культур, придбаних у ТМ, становить 16–25 % від загальному вживаних дорослими та 24–30 % – дітьми. Фрукти та ягоди також вживають переважно вирощені у власному господарстві, винятком є сезонні фрукти. Взимку яблука, банани, цитрусові купують у торговельній мережі. Частка фруктів, придбаних у ТМ, становить 17–20 % від загальному уживаних дорослими та 23–41 % – дітьми.

У групі хлібобулочних і борошняних виробів також переважають домашні вироби через масове випікання домашніх хлібобулочних виробів. Частка цих продуктів із ТМ становить 16–22 % від загальному уживаних дорослими та 1–31 % – дітьми.

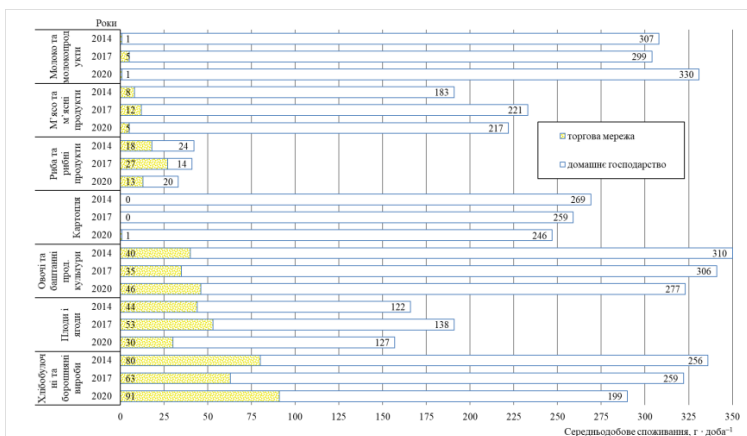


Рисунок 2 – Динаміка рівнів споживання основних продуктів харчового раціону, придбаних у торговій мережі та вироблених у домашніх господарствах, мешканцями обстежених населених пунктів Рівненської області в 2014–2020 рр.

За результатами опитування можна стверджувати, що найбільш уживаними продуктами дикої природи в раціоні мешканців обстежених населених пунктів є ягоди консервовані (31–73 г · доба⁻¹ – дорослі, 15–57 г · доба⁻¹ – діти), ягоди сири (14–29 г · доба⁻¹ – дорослі, 11–32 г · доба⁻¹ – діти) та гриби свіжі приготовані (10–15 г · доба⁻¹ – дорослі, 1–7 г · доба⁻¹ – діти). Менше вживають грибів сушених (2–6 г · доба⁻¹ – дорослі, 1–2 г · доба⁻¹ – діти), однак слід зважати на те, що вони є значно більш забруднені радіонуклідом ¹³⁷Cs, а отже навіть незначні надходження цього продукту можуть формувати суттєві дозові навантаження. Найменш уживаними з продуктів природного походження є м'ясо диких тварин і риба з місцевих водоемів.

Треба зазначити, що у відповідях на питання про рівні споживання продуктів дикої природи опитувані були менш упевненими, ніж у відповідях про продукти щоденного споживання (молочні продукти, картопля, хлібобулочні вироби). Часто надовго замислювались, іноді декілька разів уточнювали свою відповідь.

На рисунку 2 наведено динаміку рівнів споживання основних продуктів харчового раціону, придбаних у торговій мережі та вироблених у приватних домашніх господарствах мешканцями обстежених населених пунктів Рівненської області у 2014–2020 рр.

За нашими даними можна констатувати з 2014 р. по 2020 р. поступове зниження рівнів споживання продуктів таких груп, як: м'ясо

та м'ясні продукти – з 2017 р. по 2020 р. на 7 %, картопля та овочеві культури – на 5 % та 6 % відповідно, хлібобулочні та борошняні вироби – на 11 %. Зареєстровано також зменшення частки продуктів, придбаних у торговій мережі, від загального рівня споживання: молока і молочних продуктів – на 1,3 %, м'яса і м'ясних продуктів – на 2,9 %, риби та рибних продуктів – на 26 %, плодів та ягід – на 8 %.

Основними продуктами споживання мешканців обстежених НП Народницького району Житомирської області є молочні та овочеві продукти з ДГ та хлібобулочні й борошняні вироби з ТМ.

Менше населення вживає рибу. В молочному раціоні мешканців обстежених НП переважають місцеві продукти, доля продуктів із держторгівлі зовсім незначна. А мешканці сс. Мотійки, Залісся, Христинівка вживають молочні продукти та картоплю винятково з домашнього господарства.

Щодо продуктів лісового походження, найбільш уживаними місцевими мешканцями є риба з місцевих водойм і компоти з лісових ягід. Слід зазначити, що, не дивлячись на невеликі значення середньодобового споживання грибів і ягід сушених, саме вони можуть бути найбільш значимим продуктом у формуванні дози внутрішнього опромінення, оскільки є найбільш забрудненими радіонуклідами.

За нашими даними можна констатувати нерівномірну динаміку з 2015 р. по 2021 р. Слід відзначити поступове зниження рівнів споживання практично таких груп продуктів, як молоко та молочні продукти, м'ясо та м'ясні продукти, картопля, овочі та фрукти від 2018 по 2021 рр. Відбувається таке зниження в обстежених НП Житомирської області в основному за рахунок продуктів ДГ. Рівні споживання продуктів із ТМ залишаються такими ж, як і в 2018 р., для більшості груп продуктів, а м'ясо та м'ясні продукти, фрукти й овочі купувати в ТМ стали більше.

Висновок. Таким чином, за результатами опитування (опитано 642 особи у Київській, Рівненській, Житомирській областях) можна стверджувати, що найбільш уживаними продуктами харчування мешканців обстежених НП є молочні продукти та молоко, картопля та овочі з особистих чи місцевих домогосподарств, хліб і хлібопродукти, придбані в торговій мережі у Київській та Житомирській областях та виготовлені у домашніх господарствах у Рівненській області. Аналіз структури й динаміки споживання харчових продуктів населенням досліджуваних НП виявив подальше зменшення обсягів споживання продуктів практично всіх груп від попереднього періоду спостереження (2015–2018 рр.) в основному за рахунок продуктів з ДГ

у Київській та Житомирській областях, у Рівненській області; дослідження показують практично незмінну ситуацію за рівнями споживання продуктів як ДГ, так і придбаних у ТМ (виняток становлять деякі групи продуктів у Житомирській області). Мешканці обстежених НП менше вживають продуктів дикої природи – рибу з місцевих водоймищ, ягоди лісові сирі та консервовані, гриби свіжі та сушені, практично не вживають м'ясо диких тварин. Однак, зважаючи на більшу забрудненість продуктів дикої природи ^{137}Cs , навіть незначні надходження цих продуктів можуть формувати суттєві дозові навантаження.

УДК 502.175:502.3

Макарова О. В.,
старший викладач кафедри екології,
Алексєєва А. О.,
канд. технічних наук, доцент кафедри екології,
Григор'єва Л. І.,
д-р біол. наук, професор, зав. кафедри екології,
ЧНУ ім. Петра Могили, Миколаїв, Україна

ДОННІ ВІДКЛАДЕННЯ ВОДОСХОВИЩ ПОНИЗЗЯ Р.ПІВДЕННИЙ БУГ ЯК ДЕПО ТЕХНОГЕННИХ РАДІОНУКЛІДІВ

Моніторинг донних відкладень відіграє найважливішу роль при оцінці екологічного стану водних об'єктів у цілому та прилеглих територій, адже середній склад донних відкладень може відображати склад гумусового ґрунтового горизонту басейну водойми. Тому більшість робіт із радіоекологічного моніторингу водних об'єктів присвячена саме донним відкладенням.

Донні відкладення – це донні насоси й тверді частинки, що утворилися й осіли на дно водного об'єкта в результаті внутрішньоводоймових фізико-хімічних і біохімічних процесів, що відбуваються з речовинами як природного, так і техногенного походження. Це відкладення різноманітних мінеральних і органічних частинок, що накопичуються з часом на дні й схилах водоймищ озер, ставків, водосховищ. Донні відкладення формуються в результаті надходження у водоймище річкових наносів і продуктів абразії берегів, накопичення продуктів хімічних реакцій, відкладення

залишків відмираючих живих організмів, що формують так звані біогенні відкладення.

Донні відкладення – це один із найважливіших абіотичних компонентів екосистеми. Вони беруть активну участь у внутрішньоводному кругообігу речовин і енергії, є незаселеним середовищем численних гідробіонтів. Склад донних відкладень і їхня динаміка визначають умови існування донних організмів – бентосу, можливість їх пересування, закопування, прикріплення, умови зимівлі й ін. До складу бентосу входять численні види бактерій. Бентос є кормовою базою для промислових тварин, особливо риб, тому рівень його розвитку служить показником продуктивності водного об'єкта.

У водоймах постійно відбуваються обмінні процеси, що складають єдину систему обміну, до якої відносять воду та донні відкладення. Важливу роль у формуванні якісної оцінки води та прибережних територій, вмісту в ній токсичних речовин відіграють донні відкладення, які є безпосереднім джерелом накопичення. Зміна фізико-хімічних та інших умов водного середовища може привести до порушення рівноваги в системі «донні відкладення – вода», що може бути причиною вторинного забруднення водойми, навіть за відсутності джерел надходження забруднювачів ззовні. Це свідчить про актуальність проведення моніторингових досліджень як промислово навантажених, так і умовно чистих водойм. У цьому контексті особливу роль слід приділити вивченню донних відкладень поверхневих водоймищ у пониззі р. Південний Буг та здатності їх накопичувати й утримувати радіоактивні речовини, що надходять у р. Південний Буг зі скидами з Південноукраїнської АЕС.

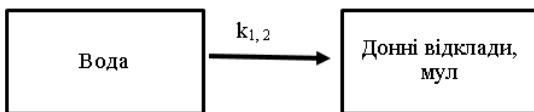


Рисунок 1 – Блок-схема камерної моделі водосховищ при врахуванні накопичення радіонуклідів донними відкладеннями

Метою нашої роботи є проведення досліджень властивостей донних відкладень руслових водосховищ пониззя р. Південний Буг (Ташлицького й Олександрівського водосховищ) щодо утримання радіонуклідів. Матеріалами дослідження виступали офіційні матеріали НАЕК Енергоатом щодо скидів радіонуклідів з ЮУАЕС (1982–2020 рр.), матеріали монографій авторів.

Розглядали камерні моделі екосистеми Ташлицького й Олександрівського водосховищ, враховуючи накопичення радіонуклідів донними відкладеннями вказаних водосховищ:

Для оцінки властивостей донних відкладень Ташлицького й Олександрівського водосховищ щодо утримання радіонуклідів застосовано метод визначення відповідних коефіцієнтів накопичення:

$$K_{\text{bottom}}^i = \frac{C_{\text{bottom}}^i \left(\frac{\text{Бк}}{\text{кг}}\right)}{C_{\text{water}}^i \left(\frac{\text{Бк}}{\text{л}}\right)}, \quad (1)$$

де K_{bottom}^i – коефіцієнт накопичення радіонукліду i донними відкладеннями водою, $\frac{\text{Бк}}{\text{кг}}$; C_{bottom}^i – питома активність радіонукліду i у донних відкладеннях водою, $\left(\frac{\text{Бк}}{\text{кг}}\right)$; C_{water}^i – питома активність радіонукліду i у воді водою, $\left(\frac{\text{Бк}}{\text{л}}\right)$.

Визначено показники $K_{\text{bottom}}^i = \frac{C_{\text{bottom}}^i \left(\frac{\text{Бк}}{\text{кг}}\right)}{C_{\text{water}}^i \left(\frac{\text{Бк}}{\text{л}}\right)}$, F_{bottom}^i для Ташлицького й Олександрівського водосховищ. Розраховані коефіцієнти накопичення ^{137}Cs , ^{134}Cs донними відкладеннями Ташлицького й Олександрівського водосховищ вказали, що для Ташлицького водосховища коефіцієнти накопичення радіоізотопів цезію $(38 \pm 5 \frac{\text{Бк}}{\text{кг}}, 36 \pm 8 \frac{\text{Бк}}{\text{кг}})$ відповідно для ^{137}Cs і ^{134}Cs є у 2,5 рази меншими за відповідні коефіцієнти накопичення для Олександрівського водосховища $(78 \pm 5 \frac{\text{Бк}}{\text{кг}}, 72 \pm 7 \frac{\text{Бк}}{\text{кг}})$ відповідно для ^{137}Cs і ^{134}Cs .

Встановлено відмінність між Ташлицьким і Олександрівським водосховищами за рядом гідрохімічних показників:

- за температурним показником: для Ташлицького водосховища характерні більш високі показники середньорічної температури води $(12,1 \pm 2,2 \text{ } ^\circ\text{C})$ порівняно з температурним режимом Олександрівського водосховища $(7,8 \pm 1,1 \text{ } ^\circ\text{C})$;

- за водневим показником рН: для Ташлицького водосховища рівень рН $(8,3\text{--}8,4)$ одиниць на 10 % є нижчим, ніж для Олександрівського водосховища $(8,4\text{--}9,2)$ одиниць;

- за показником лужності: для Ташлицького водосховища лужність у 5 разів $(20\text{--}25 \text{ мг-екв/л})$ є вищою, ніж для Олександрівського водосховища $(5,2\text{--}5,7 \text{ мг-екв/л})$;

- за показником сухого залишку (загальної мінералізації) води: для Ташлицького водосховища сухий залишок $(1100 \pm 57 \text{ мг/л})$ у 2 рази більший за Олександрівське водосховище $(572 \pm 12 \text{ мг/л})$;

- за показниками розчиненого кисню у воді водосховищ: у Ташлицькому водосховищі цей показник на 10–20 % є меншим за Олександрівське водосховище.

Для кількісної оцінки стану екосистеми водосховища використовується фактор радіємності F , який визначає частку радіонуклідів, що утримуються в біотичних та абіотичних компонентах екосистеми:

$$F^i = \frac{A_{\text{bottom}}^i}{A^i}, \quad (2)$$

де F^i – фактор радіємності водосховища за радіонуклідом i ; A_{bottom}^i – активність радіонукліду i , яка утримана донними відкладеннями водосховища, Бк.

Для водосховища фактор радіємності за донними відкладеннями визначається за формулою:

$$F_{\text{bottom}}^i = \frac{k_{\text{bottom}}^i \times h}{H + k_{\text{bottom}}^i \times h}, \quad (3)$$

де F_{bottom}^i – фактор радіємності донних відкладень водосховища.

Як видно з останньої формули, F не залежить від абсолютного значення радіємності системи, і тому цей показник використовують для порівняння між собою екосистем різного об'єму й різного походження. Цей показник не залежить також від питомої активності радіонуклідів C_i на великому інтервалі значень і дає змогу розраховувати ступінь забруднення води водоймища, якщо відомі активності радіонуклідів, що надійшла до нього, і площа поверхні.

Розраховано величини факторів радіаційної ємності донних відкладень Олександрівського водосховища, які в 1,5 рази вищі за фактори радіаційної ємності донних відкладень Ташлицького водосховища. Це свідчить, що екологічна система Ташлицького водосховища втрачає свою стабільність і здатність до міцного утримання радіонуклідів, а екосистема Олександрівського водосховища при факторі радіємності близько 1 продовжує нормально функціонувати, є стабільною й надійною і в ній нормально відбуваються процеси кондиціонування.

Висновки:

1. Роль донних відкладень щодо водних мас полягає в тому, що вони виступають як депозитарій-накопичувач забруднювачів. Це покращує якість води. Однак при зміні екологічної ситуації у воді можуть стати джерелом вторинного забруднення води водного об'єкта.

2. Встановлено відмінність між Ташлицьким і Олександрівським водосховищами за рядом гідрохімічних показників, які впливають на процеси сорбції та утримання полутантів донними відкладеннями водосховищ.

УДК 616-006.04;618.1-006-085.849;577.334,577.346

Маковецька Л. І.,

канд. біол. наук, старший науковий співробітник,

Дьоміна Е. А.,

д-р біол. наук, професор, завідувач відділом,

Дружина М.О.

д-р біол. наук, старший науковий співробітник,

Інститут експериментальної патології, онкології

і радіобіології ім. Р. С. Кавецького НАН України, Київ, Україна

ВИЗНАЧЕННЯ БІОХІМІЧНИХ ПРЕДИКТОРІВ РАДІОЧУТЛИВОСТІ НЕМАЛІГНІЗОВАНИХ КЛІТИН ХВОРИХ ОНКОГІНЕКОЛОГІЧНОГО ПРОФІЛЮ

У зв'язку з підвищенням радіаційного навантаження на населення й на біоту загалом за рахунок, у першу чергу, аварій на атомних електростанціях, створення та використання в технічних і наукових цілях штучних джерел іонізуючої радіації (ядерні реактори, прискорювачі, рентгенівські апарати тощо), впровадження радіоактивного випромінювання в медичну практику (як діагностичного й терапевтичного) важливого значення набуває дослідження біологічних ефектів дії іонізуючого випромінювання (ІВ) та оцінка ступеня ризику для людини та біосфери загалом його наслідків. Зокрема, стрімкий розвиток і впровадження нових радіаційних технологій в онкологічну практику зумовили активне вивчення наслідків впливу ІВ на немалігнізовані клітини з оточення пухлини, частина яких, незважаючи на конформну стратегію променевої терапії, неодмінно зазнає опромінення, що може обумовити розвиток ранніх і віддалених променевих ускладнень, у тому числі вторинного раку.

Прояв побічних ефектів у опромінених хворих, зокрема онкогінекологічного профілю, значною мірою залежить від ступеня радіочутливості клітин із оточення пухлини. Це стосується також післяопераційних хворих на рак ендометрію, коли опромінюється ділянка ложа пухлини для забезпечення локального контролю. З позицій клінічної радіобіології визначення прогностичних біомаркерів (предикторів) опромінення до початку променевої терапії є доцільним для прогнозу ступеня важкості ушкодження здорових тканин онкологічних хворих, враховуючи біохімічні, генетичні та інші аспекти процесів радіаційного генезу.

Ефекти ІВ значною мірою обумовлені надлишковою продукцією вільнорадикальних сполук, яка пов'язана як із прямим радіолізисом води,

так і зі змінами у клітинному метаболізмі з порушеннями балансу окисно-відновних реакцій. До первинних радикалів належить супероксидний аніон-радикал (O_2^{\bullet}), який трансформується у H_2O_2 , що при дисфункції антиоксидантної системи внаслідок каскаду перетворень призводить до появи дуже активного окисника – ОН-радикала, який, своєю чергою, атакує біомолекули різної природи – білки, ліпіди, вуглеводи, нуклеїнові кислоти, утворюючи їхні радикали, і тим самим запускає ланцюг вільнорадикального окиснення, що призводить до формування окисного стресу.

Експериментальні дані свідчать про причинно-наслідковий зв'язок тривалої підвищеної генерації АФК у клітинах організму з пошкодженнями геному (мутації ДНК, одно-, двониткові розриви, хромосомні аберації, делеції, транслокації), що завершується утворенням неоплазм.

Згідно з розробленою нами схемою формування радіаційно-індукованих ушкоджень соматичних клітин шляхом розвитку окисного стресу, одними з ключових предикторів майбутніх ризиків є інтенсивність генерації O_2^{\bullet} у лімфоцитах крові, рівень малонового діальдегіду (МДА), за яким оцінюють інтенсивність пероксидного окиснення ліпідів (ПОЛ) та прооксидантно-антиоксидантне співвідношення (ПАС) в периферичній крові.

Вищезазначене аргументує актуальність досліджень щодо визначення біохімічних предикторів радіочутливості тканин із оточення пухлин хворих онкогінекологічного профілю з метою виокремлення пацієнтів із високим ризиком виникнення ускладнень променевого лікування.

Мета роботи: визначити біохімічні предиктори радіочутливості крові первинних хворих на рак ендометрію (РЕ) при тест-опроміненні в широкому діапазоні доз.

Матеріали і методи. Роботу виконано на зразках крові 42 хворих на РЕ. Контролем слугувала кров 27 здорових донорів (ЗД). Від пацієнтів отримували інформовану згоду на участь у проведенні біомедичних досліджень відповідно до принципів, що викладені в Гельсінській декларації Всесвітньої медичної асоціації.

Для виокремлення та обґрунтування предикторів радіочутливості клітин із оточення пухлини використано комплекс біохімічних показників, що характеризують поступовий розвиток окисного стресу: інтенсивність генерації O_2^{\bullet} , ПАС та рівень МДА. Відбір предикативних маркерів базується на побудові та аналізі залежностей «доза-ефект» із використанням моделі лінійної та лінійно-квадратичної регресії для досліджуваних біохімічних показників при

тест-опроміненні зразків крові, яке здійснювали на рентгенівській установці РУМ-17 в широкому діапазоні доз, включаючи малі дози ІВ (0,5–3,0 Гр).

Інтенсивність генерації $O_2^{\cdot -}$ лімфоцитів периферійної крові (ЛПК) оцінювали методом хемілюмінесценції, що базується на використанні індикатора люцигеніну, який, реагуючи з $O_2^{\cdot -}$, висвічує кванти світла, що фіксується приладом. Виділення ЛПК виконували з використанням ГІСТОПАК-1077. ПАС визначали в гемолізаті методом індукованої пероксидом водню хемілюмінесценції. Вміст МДА у плазмі крові визначали спектрофотометрично за допомогою методу, в основі якого лежить здатність утворювати з 2-тіобарбітуровою кислотою стійкий забарвлений триметиновий комплекс. Статистичну обробку результатів вимірювань і порівняння індивідуальних і середніх значень проводили з використанням програм «MS Excel». Для оцінки достовірної різниці використовували t-критерій Student. Відмінності вважали достовірними за $p \leq 0,05$.

Результати дослідження та обговорення. Отримані нами результати щодо інтенсивності генерації $O_2^{\cdot -}$ в ЛПК хворих на РЕ свідчать про більш високий (951,92 імп/72с) вихідний його рівень (у 1,34 рази) порівняно із середньогруповим значенням ЗД (712,82 імп/72с), що може вказувати на активацію у хворих процесів вільнорадикального окиснення під впливом метаболізму пухлини ендометрію. Залежність «доза-ефект» для цього показника у хворих на РЕ складна та апроксимується моделлю лінійно-квадратичної регресії ($Y = 842,59 - 205,06D + 49,15D^2$). Відмічено зниження рівня цього показника за низьких доз опромінення, що в подальшому при збільшенні променевого навантаження незначно підвищується, відповідно до отриманих коефіцієнтів рівняння. Отримані дані щодо генерації $O_2^{\cdot -}$ у ЛПК хворих на РЕ передбачають значні непрогнозовані порушення окисного метаболізму пацієток за умов терапевтичного опромінення.

Аналіз рівня ПАС виявив збільшення середньогрупового значення показника у гемолізаті хворих на РЕ ($22,9 \pm 1,14$ тис.імп./180 с) в 1,3 рази, порівняно зі ЗД ($17,84 \pm 0,95$ тис. імп/180 с), що вказує на інтенсифікацію прооксидантних процесів у пацієток. Однак слід зазначити, що індивідуальні значення ПАС у крові пацієток значно відрізнялись (від 8535 до 40627 імп/180с ($V_{\sigma} = 0,42$)), що може свідчити про променеву реакцію організму конкретної хворої та про різний вихідний рівень окисного метаболізму. 58 % обстежених хворих характеризувалися підвищенням середнього рівня ПАС ($28,98 \pm 1,05$ тис. імп./180с) на 62 % у порівнянні з його значенням у ЗД.

Водночас, у решти хворих спостерігали знижений на 25 % рівень ПАС ($13,43 \pm 0,72$ тис. імп./180с). Відповідно до цього хворі відрізнялися реакцією на додаткове радіаційне навантаження. За низького вихідного рівня ПАС відмічали його підвищення з дозою (до 1,15–1,2 рази за доз 2,0 і 3,0 Гр, що відповідають таким при терапевтичному опроміненні пухлин хворих; $p \leq 0,05$). За високого вихідного значення ПАС спостерігали відносну стабільність показника. Це може вказувати на стійкість системи крові до зовнішніх чинників, і зокрема, такого потужного чинника, як іонізуюча радіація, за рахунок, імовірно, потужних ферментативних і неферментативних антиоксидантних систем захисту, що активувались у відповідь на підвищений рівень прооксидантних процесів у крові хворих на РЕ.

Дослідження вмісту МДА у плазмі крові теж виявило підвищене значення показника ($60,87 \pm 4,93$ мкМ/г білка) у хворих на РЕ порівняно зі ЗД ($18,93 \pm 2,05$ мкМ/г білка) у 3,2 рази ($p \leq 0,05$). Спостерігається висока міжіндивідуальна варіабельність цього показника як у крові хворих до опромінення, так і при аналізі характеру дозових залежностей. При тест-опроміненні зразків крові відмічали зростання рівня МДА у плазмі крові з підвищенням дози (0,5 – 3,0 Гр) в 1,29–1,74 рази відповідно ($p \leq 0,05$), що апроксимується моделлю лінійної регресії (рисунок) та вказує на посилення ПОЛ за дії ІВ.

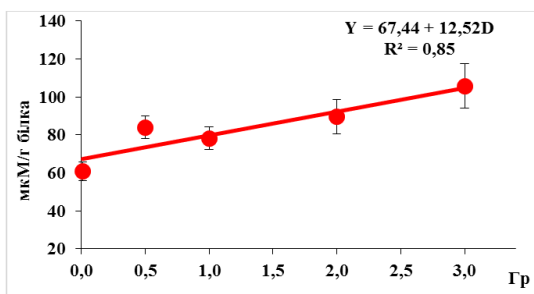


Рисунок 1 – Дозова залежність вмісту МДА у плазмі крові первинних хворих на рак ендометрію за дії тест-опромінення (0,5–3,0 Гр)

Таким чином, посилення швидкості генерації $O_2^{\cdot -}$, процесів ПОЛ за вмістом МДА та збільшення ПАС у периферійній крові хворих на РЕ до початку променевої терапії свідчить про істотну інтенсифікацію вільнорадикальних процесів і можливий розвиток на цьому фоні окисного стресу в неалігнізованих радіочутливих клітинах із

оточення пухлини. Тест-опромінення ускладнює ситуацію та вказує на можливість виникнення променевих ускладнень у цих клітинах після проведення терапевтичного лікування хворих.

Отримані дані корисні для індивідуально обгрунтованої променевої терапії, яка враховує радіобіологічні передумови прогнозу, в тому числі високий ризик розвитку пізніх променевих ускладнень

Висновки. Лінійний характер дозової залежності вмісту МДА в плазмі крові хворих на РЕ та реакція на малі дози опромінення є базовими критеріями для визнання цього показника біохімічним предиктором радіочутливості немалігнізованих клітин із оточення пухлини.

Вміст МДА в плазмі крові онкогінекологічних хворих із використанням тест-опромінення доцільно визначати до проведення терапевтичного опромінення з метою виявлення пацієнток із високим ризиком променевих ускладнень. Показники інтенсивності генерації $O_2^{\cdot -}$ та ПАС можуть слугувати додатковими прогностичними біомаркерами у променевому лікуванні хворих.

УДК 577.21:616-006.44:575.113:616.155.191:616-001.28

Неумержицька Л. В.,

канд. біол. наук, старший науковий співробітник,
провідний науковий співробітник ННЦРМ м. Київ, Україна

МОЛЕКУЛЯРНО-ГЕНЕТИЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ГЕНОМУ ХВОРИХ НА Ph-НЕГАТИВНІ МІЄЛОПРОЛІФЕРАТИВНІ НЕОПЛАЗІЇ, ЩО ЗАЗНАЛИ ВПЛИВУ ІОНІЗУЮЧОЇ РАДІАЦІЇ ВНАСЛІДОК АВАРІЇ НА ЧАЕС

Мієлопроліферативні неоплазії (МПН) це рідкісні гематологічні захворювання, які характеризуються надмірною проліферацією диференційованих мієлоїдних клітин крові. Хронічна мієлоїдна лейкемія визначається наявністю філадельфійської хромосоми (Ph) та химерного гена BCR-ABL. У розвитку Ph-негативних МПН залучені схожі молекулярно-генетичні механізми. Найбільш поширеними й важливими діагностичними маркерами є мутації в генах-драйверах *JAK2 (Janus Kinas2)*, *MPL (Thrombopoietin Receptor)* і *CALR 1/2 (Calreticulin)*. Крім того, в розвиток МПН залучені гени епігенетичного регулювання. За нозологією, Ph-негативні МПН поділяються на

справжню поліцитемію (СП), есенціальну тромбоцитемію (ЕТ) та первинний мієлофіброз (ПМФ).

Мета. Для розуміння механізмів виникнення мутацій, а також ідентифікації асоціації мієлопроліферативного процесу з дією ІР було проведено дослідження на визначення молекулярно-генетичних особливостей у розвитку Ph-негативних МПН в осіб, які зазнали дії ІР внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС.

Об'єкт і методи дослідження. Усі пацієнти, включені в дослідження, проходили молекулярно-генетичне тестування на наявність специфічних і додаткових для такого типу неоплазій, соматичних мутацій (драйверні – *JAK2*, *MPL CALR* 1/2 і додаткові – *DNMT3A*, *TET2*, *ASXL1*).

Результати. Виявлено, що з найбільшою частотою з аналізованих нами рекурентних мутацій у всіх обстежених пацієнтів, як із радіаційним, так і без радіаційного анамнезу, виявилася мутація V617F в гені *JAK2*, яка є характерною для пацієнтів із СП, ЕТ і ПМФ. Частота позитивних випадків мутацій *JAK2* V617F у групі хворих на спонтанні МПН була вищою, ніж у групі з ІР в анамнезі та складала 75,1 %, проти 59,4 %, $p < 0,05$ (Рис.1). Співвідношення частки мутацій цього гена в кожній нозологічній групі та загалом у групі спонтанних і радіаційно-асоційованих МПН не суперечить даним літератури.

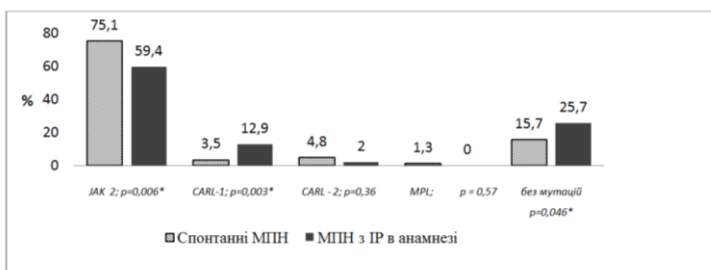


Рисунок 1 – Частота мутацій *JAK2* V617F, *MPL* W515 та *CALR* 1/2-го типів у геномі хворих з МПН що виникли внаслідок впливу ІР та спонтанно

Хворі на МПН, з *JAK2* негативним мутаційним статусом, тестувалися на мутації в генах *MPL* та *CALR*. Тестування показало, що частота мутацій гена *CALR* 1-го типу була вірогідно ($p < 0,05$) вищою у хворих з ІР в анамнезі, ніж у тих, що захворіли спонтанно (12,9 % проти 3,5 %), через захворювання на ПМФ та ЕТ (21,4 % проти 30,7 %). Мутація *MPL* W515 виявлялася лише у хворих на спонтанні ПМФ

(1,3 %). Вірогідної різниці щодо частот мутацій *MPL* W515 та *CALR* 2-го типу серед хворих на спонтанні й радіаційно-асоційовані МПН не спостерігалось.

З потрійно негативним мутаційним статусом (без мутацій в генах *JAK2*, *MPL* і *CALR*) було виявлено серед пацієнтів із радіаційним анамнезом: відповідно, 25,7 % проти 15,7 %, $p < 0,05$. Літературні джерела вказують на те, що в 10–15 % випадків мутація, яка веде до захворювання, невідома, і такі події називаються потрійно-негативним мутаційним статусом (TN). У цьому випадку в мутаційний процес включаються неспецифічні додаткові мутації. До них належать мутації, що впливають на гени, які беруть участь у передачі сигналів клітини, пригнічення розвитку пухлини, епігенетичній регуляції або в онкогенній трансформації. Найчастіше трапляються неспецифічні мутації сімейства *DTA* (*DNMT3A*, *TET2*, *ASXL1*). Їх часто називають патогенними і потенційно патогенними варіантами. Визначення таких патогенних варіантів генів *DNMT3A*, *TET2*, *ASXL1* до мутацій генів *JAK2*, *MPL* та *CALR* показали, що у хворих на радіаційно-асоційовані МПН (зокрема ПМФ) таких варіантів спостерігається більше, ніж у хворих на спонтанні МПН. Так, середнє число додаткових мутацій у хворих на радіаційно-асоційований ПМФ складало 4,8 на випадок, тоді як на спонтанний – 3,1 ($p = 0,024$). У групі хворих із ПМФ із радіаційним анамнезом та з TN мутаційним статусом найчастіше зміненими генами були *DNMT3A*, *TET2*, що свідчить про особливості радіаційного патогенезу та, можливо, частішого передумання розвитку хвороби клонального гемопоєзу.

Висновок. Хворі на МПН, які зазнали впливу іонізуючої радіації, демонструють інший мутаційний статус порівняно з неопроміненими: у хворих із радіаційним анамнезом спостерігається нижча частота *JAK2* V617F мутацій і найвища частота мутації *CALR* 1 типу у групі хворих на ПМФ порівняно з групою хворих без радіаційного анамнезу. Виявлення найбільшої частоти потрійно негативних випадків за драйверними мутаціями у хворих з ІР в анамнезі вказує на залучення у розвиток захворювання інших молекулярних механізмів, завдяки наявності патогенних і умовно патогенних варіантів, які можуть бути як взаємосуперечливими, так і співіснувати з однією з трьох основних мутацій, що керує. Одними з таких є гени сімейства *DTA* (*DNMT3A*, *TET2* та *ASXL1*), що беруть участь у передачі сигналів клітини, пригніченні розвитку пухлини, епігенетичній регуляції та в онкогенній трансформації. Більшість додаткових неспецифічних мутацій у генах *DTA* було виявлено в групах хворих із радіаційним анамнезом і TN мутаційним статусом, що свідчить про саме їх мутаційне навантаження на клітини і спричинення передумов розвитку МПН.

Отже, знання молекулярно-генетичних та епігенетичних маркерів патогенезу МПН дозволять зрозуміти роль порушень геному, що може бути обумовлено віком, радіочутливістю та іншими факторами, і розробити нові підходи для ефективної діагностики, лікування та профілактики цих захворювань.

УДК 616.36-003.826-002.2: 616-001.28

Носач О. В.,

канд. мед. наук, старший дослідник,
старший науковий співробітник,

Чумак А. А.,

д-р медичних наук, професор,
член-кореспондент НАМН України,
директор Інституту клінічної радіології,
ДУ «Національний науковий центр
радіаційної медицини НАМН України», м. Київ, Україна

АЛГОРИТМ ПОГЛИБЛЕНОГО ЛАБОРАТОРНОГО МОНІТОРИНГУ СТАНУ ХВОРИХ З НЕАЛКОГОЛЬНОЮ ЖИРОВОЮ ХВОРОБОЮ ПЕЧІНКИ, ЯКІ ЗАЗНАЛИ ДІЇ ФАКТОРІВ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ АВАРІЇ

З плином часу після аварії на Чорнобильській атомній станції все гостріше постає проблема вибору оптимальної діагностичної та лікувальної тактики при коморбідному перебігу найбільш розповсюджених захворювань серцево-судинної, травної та нервової систем. Це спонукає до подальшої розробки підходів з оцінки ризику розвитку серцево-судинних ускладнень при взаємообтяжуючому перебігу патологічних процесів у осіб, які зазнали впливу іонізуючого випромінювання. При цьому слід враховувати стійку тенденцію збільшення поширеності нозологічних форм, патогенетичною основою яких є хронічна запальна реакція з ураженням мікро- та макросудин на тлі окислювального стресу, що супроводжується ендотеліальною дисфункцією, імунopatологічними та деструктивно-дистрофічними змінами паренхіматозних органів.

Протягом останнього десятиріччя триває інтенсивне накопичення даних щодо патогенетичних механізмів формування неалкогольної жирової хвороби печінки (НАЖХП), як однієї з найбільш поширених коморбідних нозологій, та її прогресування від стеатогепатозу до неалкогольного стеатогепатиту та фіброзу печінки. Проте й дотепер

брак знань щодо окремих патогенетичних ланок механізмів розвитку НАЖХП суттєво обмежує можливості розробки науково обґрунтованих рекомендацій щодо діагностики, лікування та профілактики прогресування хвороб. Це обумовлює актуальність розробки діагностичної технології, яка б дозволяла оцінити перебіг НАЖХП на тлі змін функціонування підшлункової залози та стану мікрофлори кишківника при розвитку хронічної запальної реакції та порушень прооксидантно-антиоксидантної рівноваги.

Метою роботи було розроблення алгоритму проведення поглибленого лабораторного моніторингу стану хворих із НАЖПХ, який дозволяв би вирізняти пацієнтів із несприятливим перебігом захворювання та підвищеним ризиком розвитку серцево-судинних ускладнень за наявності порушень ліпідного обміну, проявів субклінічного запалення та окислювального стресу, що обґрунтовує призначення засобів із протизапальними та антиоксидантними властивостями.

Об'єкт дослідження – метаболічні та імунні процеси, що задіяні у розвитку хронічної запальної реакції та порушень прооксидантно-антиоксидантної рівноваги при патологічних станах у осіб, які зазнали впливу пошкоджуючих факторів оточуючого середовища.

Критеріями включення пацієнтів у дослідження були: 1) наявність клінічних, лабораторних та інструментальних даних щодо хронічних захворювань гепатобіліарної зони, серцево-судинної системи та/або дисциркуляторної патології головного мозку; 2) наявність документального підтвердження участі у ліквідації наслідків Чорнобильської аварії або віднесення до категорії осіб, які були евакуйовані з зони радіаційного забруднення; 3) вік пацієнтів до 70 років; 4) чоловіча стать; 5) бажання пацієнта брати участь у дослідженні.

До критеріїв виключення віднесені: 1) наявність алкогольної хвороби печінки, хронічного вірусного або автоімунного гепатиту; 2) застосування протизапальних, противірусних та антибактеріальних засобів щонайменш за два тижні до початку дослідження; 3) наявність в анамнезі онкологічних або автоімунних захворювань; 4) тяжкий або некомпенсований перебіг соматичної та неврологічної патології будь-якої локалізації; 5) стан після оперативних втручань; 6) відмова пацієнта від участі в дослідженні.

Серед обстежених хворих (141 особа) з НАЖХП, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи, переважали учасники ліквідації наслідків аварії (УЛНА). Середній вік хворих склав $(58,45 \pm 0,73)$ років. Дози зовнішнього опромінення, які встановлені у 22 учасників

ліквідації наслідків аварії, були у діапазоні 0,12–90,0 сГр з середнім показником ($23,30 \pm 4,23$) сЗв.

Було проведено аналіз змін окремих біохімічних та імунологічних показників для визначення доцільності їх застосування при оцінці внеску системного запалення та окислювальних процесів у розвиток коморбідних станів у хворих з НАЖХП.

Аналіз показників загального та біохімічного аналізу крові, що застосовуються в рутинній клінічній практиці при обстеженні хворих із неалкогольною жировою хворобою печінки, свідчить про наявність загальноновизнаних факторів розвитку та прогресування коморбідності. Прояви запальної реакції у вигляді лейкоцитозу та пришвидшення осідання еритроцитів спостерігалися, відповідно, у 9,9 % та 25,5 % хворих, порушення обміну ліпідів – у 34,7 %, порушення вуглеводного обміну – у 29,1 %, ознаки цитолітичного синдрому мінімального ступеня активності – у 33,3 %, холестатичного синдрому – у 22,8 %.

Оцінено зміни показників, які характеризують стан прооксидантно-антиоксидантної рівноваги. Встановлено, що показники вмісту сполук з ізольованими подвійними зв'язками, дієнових та оксодієнових кон'югатів і ТБК-активних продуктів відмінні від нормативних значень реєструвалися у більшості хворих (відповідно, у 82,6 %, 58,7 %, 34,9 % та 75,3 %). У більшості хворих рівень активності каталази еритроцитів (75 %) та вміст відновленого глутатіону (86 %) в еритроцитах не змінювалися, а рівні церулоплазміну та SH-груп білків крові були підвищеними більш ніж у третини пацієнтів (у 39 % і 42 % відповідно).

За рівнями високочутливого С-реактивного білка (hsCRP) наявність ризику розвитку ускладненої серцево-судинної патології встановлена у більшості (58 %) хворих, з них високий ризик був у 32 % пацієнтів, помірний (середній) – у 26 %. Це підтверджувалося наявним кореляційним зв'язком між рівнем hsCRP та кількістю лейкоцитів ($r_s = 0,463$, $p = 0,002$), рівнем hsCRP та відсотком еозинофілів ($r_s = 0,416$, $p = 0,035$), рівнем hsCRP та швидкістю осідання еритроцитів ($r_s = 0,440$, $p = 0,040$). На підставі аналізу кореляцій між hsCRP та співвідношенням нейтрофіли / лімфоцити (N/L) визнано доцільним використання динаміки змін N/L співвідношення як доступного для рутинної клінічної практики маркера запальної реакції при оцінці ризику серцево-судинних ускладнень.

У більшості хворих у кожній з груп ризику розвитку тяжких серцево-судинних ускладнень спостерігалася активація процесів ліпопероксидації з накопиченням вторинних ТБК-активних продуктів (у 76 % обстежених групи низького ризику, 73 % – групи помірною ризику та у 85 % – групи високого ризику), а накопичення продуктів

окислювальної модифікації білків – у 35 %, 45 % та 38 %, відповідно. Кожна з досліджуваних груп мала певні особливості змін показників, що характеризують процеси окислювальної модифікації ліпідів і білків та стан антиоксидантного захисту.

Визначені лабораторні маркери несприятливого перебігу коморбідних захворювань: наявність субклінічного запалення з активацією процесів окислювальної модифікації ліпідів і білків, порушення жирового та вуглеводного обміну, підвищення рівня в крові сечової кислоти.

З урахуванням доступних рекомендацій закордонних і вітчизняних фахівців, клінічної практики в Україні та чинних вимог щодо медичного обслуговування (проведення диспансеризації із залученням необхідних спеціалістів та лікування в спеціалізованих стаціонарах) пропонується алгоритм для проведення поглибленого лабораторного моніторингу стану хворих з НАЖХП (рис. 1).

При розробці цього алгоритму побудовано три діагностичні моделі та оцінено ROC-криві, що характеризують залежність імовірності підвищеного ризику виникнення тяжких серцево-судинних ускладнень у хворих із НАЖХП від значень біохімічних показників ліпідного та білкового обміну, рівня лейкоцитів у периферійній крові (розрахунковий показник ризику). Для клінічного використання обрано модель, чутливість якої при прогнозуванні ризику становить 86 %, специфічність – 78 %, діагностична ефективність – 84 %. При перевищенні граничного значення розрахованого показника ризику прогнозується підвищений ризик прогресування захворювання та розвитку серцево-судинних ускладнень.

Урахування показника ризику дозволяє поліпшувати вирішення хворих із підвищеним ризиком прогресування патологічного процесу при НАЖХП на етапі первинного скринінгу. При наявності такого ризику на первинному рівні надання медичної допомоги пропонується оцінювати показник ризику та N/L у динаміці. Прогресує у динаміці підвищення показників пропонується розглядати як лабораторну ознаку несприятливого перебігу. Це положення потребує подальшої клінічної верифікації.

У подальших клінічних дослідженнях на вторинному та третинному рівнях надання медичної допомоги доцільно проводити поглиблене лабораторне обстеження для оцінки рівня субклінічного запалення, порушень окислювального гомеостазу (зокрема, оцінка рівня продуктів окислювальної модифікації білків і ліпідів, а також співвідношень між ними), персистенції герпесвірусної інфекції відповідно до наявних у медичному закладі діагностичних можливостей.

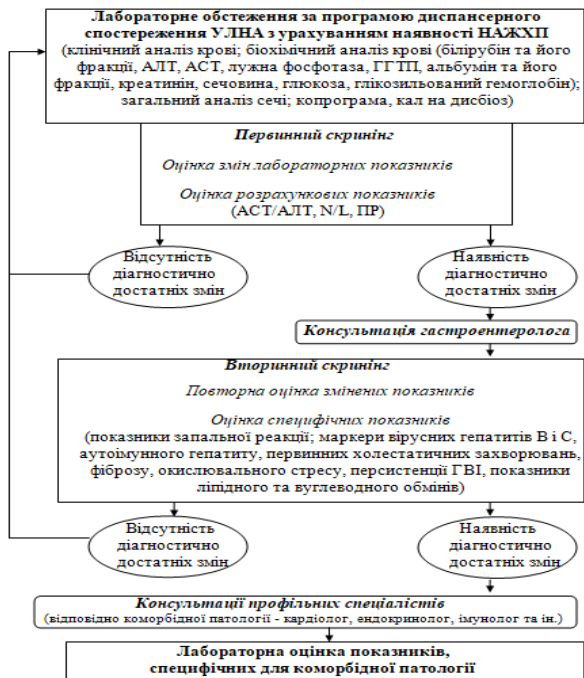


Рисунок 1 – Алгоритм лабораторного моніторингу перебігу НАЖХП в УЛНА (АЛТ – аланінамінотрансфераза,

АСТ – аспартатамінотрансфераза,

ГГТП – гамма-глутамілтранспептидаза, N/L – співвідношення між рівнем нейтрофілів і лімфоцитів; PR – показник ризику, що розраховується на підставі рівня в крові бета-ліпопротеїдів, тригліцеридів і лейкоцитів, ГВІ – герпесвірусна інфекція)

Висновок. Розроблений алгоритм проведення поглибленого лабораторного моніторингу стану хворих з НАЖХП, які зазнали дії факторів Чорнобильської аварії, дозволяє вирізнити пацієнтів із несприятливим перебігом захворювання та підвищеним ризиком розвитку серцево-судинних ускладнень за наявності порушень ліпідного обміну, проявів субклінічного запалення та окислювального стресу, що є підставою для призначення засобів із протизапальними та антиоксидантними властивостями.

УДК 612.014.3:546.3+612.014.48+614.875:624.131.22

Почапінський О. Д.,
аспірант лабораторії клітинної радіобіології,
Інститут експериментальної радіології

Лавренчук Г. Й.,
д-р біол. наук, професор, завідувачка лабораторії клітинної
радіобіології,
Інститут експериментальної радіології,

Талько В. В.,
д-р мед. наук, професор,
директор Інституту експериментальної радіології,

Атаманюк Н. П.,
канд. біол. наук,
провідний науковий співробітник лабораторії клітинної радіобіології,
Інститут експериментальної радіології,

Чернишов А. В.,
канд. мед. наук,
науковий співробітник лабораторії клітинної радіобіології,
Інститут експериментальної радіології,

Дмитрієва І. Р.,
молодший науковий співробітник лабораторії клітинної радіобіології,
Інститут експериментальної радіології,
ДУ «Національний науковий центр
радіаційної медицини НАМН України», м. Київ, Україна

ОСОБЛИВОСТІ ВПЛИВУ СВІТЛА ЧЕРВОНОГО ДІАПАЗОНУ НА НЕОПЛАСТИЧНІ КЛІТИНИ ЛЮДИНИ *in vitro* ЗАЛЕЖНО ВІД УМОВ ОПРОМІНЕННЯ

Бінарні променеві технології (БПТ) – це різновид променевої терапії, що використовує для підсилення впливу іонізуючого випромінювання спеціальні препарати, які самі по собі не мають вираженої біологічної активності й сьогодні є перспективним напрямком підвищення ефективності променевої терапії. Їх застосування здатне істотно знизити променеве навантаження на нормальні тканини організму порівняно з традиційною дистанційною променевою терапією.

Метод фотодинамічної терапії (ФДТ), який також є бінарним методом, поєднує можливості сучасної фармакології та досягнення квантової електроніки, успішно впроваджується у провідних онкологічних клініках світу і є дієвою альтернативою існуючим у практиці лікування онкологічних хворих. Він високоефективний, повністю безболісний під час і після процедури, не вимагає обмежень

життєдіяльності (під час лікування всього лише не рекомендується відвідувати солярій та інтенсивно засмагати), безпечний.

Об'єкт і методи дослідження. Дослідження виконано на перещеплених культурах клітин лінії A-459 (недрібноклітинний рак легень людини).

Клітини культивували в повному поживному середовищі Advanced DMEM F/12 (GIBCO), що містило 2 % ембріональної сироватки теляти (GIBCO), Pen Strep Glutamin (GIBCO), згідно зі стандартними методами роботи з клітинними штамами. Клітини вирощували при постійній температурі 37°C та 5 % CO₂ на покривних скельцях розмірами (16×8) мм, які знаходилися на дні скляних пляшечок, до конфлуентного стану моношару (1–5 діб).

Морфофункціональні характеристики культури клітин оцінювали в різні терміни культивування клітин за показниками життєздатності: проліферативна й мітотична активність та кількість атипичних клітин. Проліферативну активність клітин оцінювали за кінетикою росту. Упродовж п'яти діб, щоденно, готували препарати: фіксували 96° етанолом та фарбували гематоксилін-еозин. На предметне скло препарати з пофарбованими клітинами наклеювали канадським бальзамом. Під оптичним мікроскопом «Axioscop» (West Germany) при збільшенні у 1000 разів у межах сітки методом випадкових полів за С. Б. Стефановим підраховували загальну кількість клітин, кількість мітозів і кількість атипичних клітин. Мітотичний індекс та індекс атипичних клітин розраховувався на 1000 клітин (%). Статистичний аналіз вірогідності отриманих даних проводили за допомогою t-критерію Стьюдента, використовуючи комп'ютерні програми Microsoft Excel та Biostat із попередньою перевіркою гіпотези про нормальний закон розподілу випадкової величини за критерієм Колмогорова – Смірнова.

При виконанні експериментальних досліджень було проаналізовано 972 препарати культур клітин.

Результати досліджень та їх обговорення. Експериментальне дослідження впливу видимого світла червоного спектру в різних дозах на клітини *in vitro* показало, наскільки важливо враховувати фізичні характеристики опромінення для отримання певного біологічного ефекту. На рис. 1 показані зміни показників життєздатності клітин лінії A-549 залежно від дози червоного світла світлодіодів, а точніше, від щільності потужності випромінювання та експозиції: за низьких доз (малих потужностей) (див. табл. 1) спостерігали зменшення виживання клітин у культурі більш ніж на 20%. Підвищення

потужності випромінювання до 50 мВт/см^2 незалежно від експозиції призвело до активації проліферації на 20% порівняно з контролем. Водночас, за меншої потужності випромінювання зросла кількість атипівих клітин.

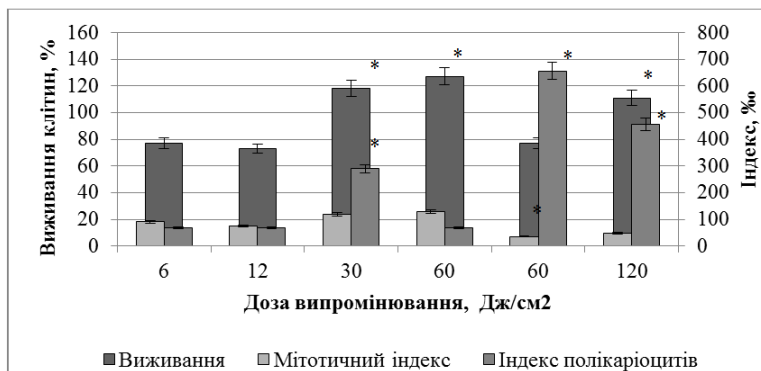


Рисунок 1 – Залежність показників життєздатності (щільності клітинної популяції, мітотичної активності) на 5-ту добу після опромінення червоном світлом світлодіодів експериментальної термостатованої камери.

Примітка. * – відмінності достовірні у порівнянні з контролем, $p < 0,05$.

Таблиця 1 – Розрахунок дози червоного світла для опромінення культури клітин лінії L₉₂₉.

№ п/п	Параметри опромінювальної установки (питома потужність×експозиція)	Доза опромінення червоном світлом, Дж/см ²
1.	$10 \text{ мВт/см}^2 \times 600 \text{ сек}$	6
2.	$10 \text{ мВт/см}^2 \times 1200 \text{ сек}$	12
3.	$50 \text{ мВт/см}^2 \times 600 \text{ сек}$	30
4.	$50 \text{ мВт/см}^2 \times 1200 \text{ сек}$	60
5.	$100 \text{ мВт/см}^2 \times 600 \text{ сек}$	60
6.	$100 \text{ мВт/см}^2 \times 1200 \text{ сек}$	120

Привертає увагу різна ефективність дії червоного світла за однакових доз – 60 Дж/см^2 , але різних експозицій (50 мВт/см^2 за 20 хв та 100 мВт/см^2 за 60 хв). В останньому варіанті виживання клітин зменшилось на 20 % відносно контролю, але збільшилось на 20 % порівняно з опроміненням у варіанті 50 мВт/см^2 за 20 хв. На таку різну біологічну ефективність червоного світла за різних умов його

реалізації привертається увага у праці. Автори попереджують про те, що в залежності від питомої потужності випромінювання та його тривалості ефект впливу червоного світла може бути протилежним. Наприклад, при опроміненні в дозі 1 Дж/см² за умов 1 мВт з експозицією 1000 сек біологічний ефект буде позитивним, а за умов 100 мВт з експозицією 10 сек можна очікувати негативних проявів

Опромінення клітин червоним світлом проводили на експериментальній установці, розробленій в Інституті ядерних досліджень НАН України для одночасного або послідовного опромінення культур клітин червоним світлом (630 нм) від світлодіодів при постійній температурі 37°C. Визначали клітинні реакції при різних режимах опромінення (табл.1).

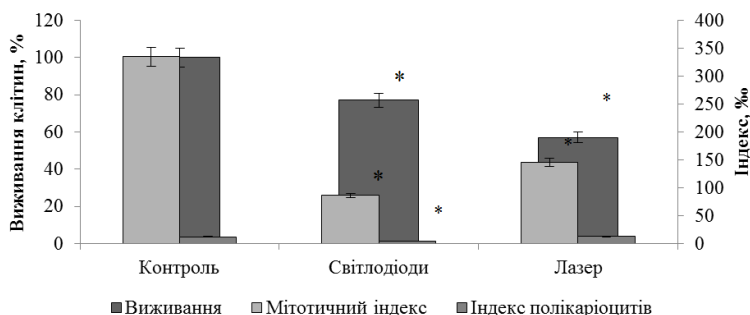


Рисунок 2 – Показники життєздатності (вживання, %, мітогичний індекс, %, індекс полікаріоцитів, %) культури клітин лінії А-549 на 5-ту добу після опромінення червоним світлом світлодіодів експериментальної термостатованої камери та монохроматичним червоним світлом He-Ne-лазера в дозі 60 Дж/см² (питома потужність дози 100 мВт/см², експозиція 10 хв). Примітка. * – відмінності достовірні у порівнянні з контролем, $p < 0,05$.

Останні дослідження показали, що опромінення He-Ne лазера (632,8 нм) викликає стрімке збільшення мітохондріального мембранного потенціалу ($\Delta\Psi_m$), АТФ і цАМФ клітинної лінії меланоми А2058 за допомогою посиленої активності цитохром с-оксидази. НЛВ може індукувати утворення активних форм кисню, які функціонують як ключові вторинні месенджери, що регламентують діяльність різних протеїніназ. Промені лазера активують деякі ферменти-акцептори, спектр поглинання яких збігається з енергетичним спектром лазерного випромінювання. До них належать

каталаза, церулоплазмін, супероксиддисмутаза, НАДФН-дисмутаза, протопорфірину. Поглинаючи лазерну енергію, акцептори-ферменти запускають біохімічні процеси.

При порівнянні біологічної ефективності червоного світла від світлодіодів (розсіяне світло) та від He-Ne-лазера (монохроматичне світло) (рис. 2) за опромінення в дозі 60 Дж/см² (питома потужність дози 100 мВт/см², експозиція 10 хв) було встановлено статистично достовірне ($p < 0,05$) зменшення виживання клітин на 43% порівняно з контролем та 23% порівняно з червоним світлом світлодіодів. Це вказує на більшу пошкоджуючу дію лазерного монохроматичного випромінювання й узгоджується його з біофізичними властивостями.

Слід відмітити, що для всіх видів та доз опромінення червоним світлом характерний низький рівень індексу атипичних багатоядерних клітин, що свідчить про відсутність генотоксичного впливу.

Висновки.

1. Таким чином, встановлено, що біологічна ефективність випромінювання з довжиною хвилі 630 нм (червоне світло) залежить від його фізичних характеристик: питомої потужності (мВт/см²) та тривалості опромінення (сек). Опромінення клітин червоним світлом у дозі 60 Дж/см², але за різних умов (50 мВт/см² за 20 хв. та 100 мВт/см² за 10 хв.) викликає різноспрямовані (з різницею 40%) морфо-функціональні зміни у тест-системі культури злоякісних клітин лінії А-549. Застосовуючи світло червоного спектру, необхідно чітко уявляти, для чого це робиться: для біостимуляції чи для ФДТ.

2. Показано, що монохроматичне лазерне випромінювання в дозі 60 Дж/см² (100 мВт/см² за 10 хв.) справляє сильнішу ушкоджуючу дію на проліферуючі клітини, ніж розсіяне світло світлодіодів: щільність клітинної популяції зменшується у 2–4 рази порівняно з інтактними культурами клітин, статистично достовірно ($p < 0,05$) порівняно з контролем зменшується й мітотичний індекс. Характерною особливістю впливу світла червоного діапазону була відсутність індукції в культурі клітин атипичних полікаріоцитів.

Прилипка В. А.,
д-р мед. наук, професор,
завідувач лабораторії медико-соціальних досліджень,
Озерова Ю. Ю.,
науковий співробітник,
Морозова М. М.,
науковий співробітник,
ДУ ННЦРМ НАМН України, м. Київ, Україна,
Пелюх О. О.,
Начальник управління інформації і громадських зв'язків,
ВП «Південноукраїнська АЕС», м. Южноукраїнськ, Україна

РАДІАЦІЙНІ ЧИННИКИ У ФОРМУВАННІ ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ ЗОНИ СПОСТЕРЕЖЕННЯ АЕС

Атомна енергетика залишає за собою провідну позицію в паливно-енергетичному комплексі країни. Наслідки чорнобильської аварії для України, Фукусіми – для Японії змінили громадську думку з позитивної на негативну. Розвиток атомної енергетики в сучасному світі потребує не тільки досконалих технологій безпеки навколишнього середовища, але і врахування громадської думки та настроїв у суспільстві. Наукові установи більшості країн світу, зокрема України, приділяють увагу дослідженням, що стосуються безпеки АЕС та здоров'я населення зони спостереження АЕС. У науковій літературі є значна кількість джерел щодо ядерної безпеки об'єктів, готовності до дій центрів аварійного реагування за умови надзвичайних ситуацій на АЕС, захисту персоналу. Значно менше робіт із питань готовності управлінських структур до захисту населення зони спостереження АЕС на випадок НС і поодинокі дослідження соціально-психологічного стану населення територіальних громад, їхнього ставлення до розвитку ядерної енергетики.

Метою дослідження стало встановлення можливих зав'язків між радіаційними чинниками та соціально-психологічним станом населення, їх значимість у формуванні здоров'я населення зон спостереження АЕС.

Методи дослідження: соціально-гігієнічні, соціологічні; психодіагностичні, статистичні та математичні. Наші результати та висновки базуються на даних екологічного та радіаційного моніторингу АЕС, даних соціологічного опитування та психодіагностичного тестування.

Результати дослідження. Діяльність АЕС регламентується законами України; Постановами КМУ, ДКЯР, МОЗ; міжвідомчими нормативними документами з радіаційного захисту. Обмеження опромінення населення, відповідно до НРБУ-97, здійснюється шляхом регламентації

та контролю газо-аерозольних викидів і рідинних скидів у процесі роботи АЕС. Для узагальненої оцінки впливу АЕС на довкілля та з'ясування міри реалізації законодавчих і нормативних документів із питань безпеки нами були відстежено 10 сфер життєдіяльності населення. Стан соціального здоров'я населення в зоні спостереження АЕС знаходиться в межах середніх показників. Рівень задоволеності сферами життя (добробут, довкілля, безпека та соціальний захист) серед міського населення у місті-супутнику достовірно вищий порівняно з сільським, яке мешкає в зоні спостереження АЕС (рис. 1). Узагальнюючий показник стану соціального здоров'я населення ЗС відповідає аналогічному населенню України (за даними Інституту соціології НАНУ), але відрізняється ієрархією негативних складових, що його формують.

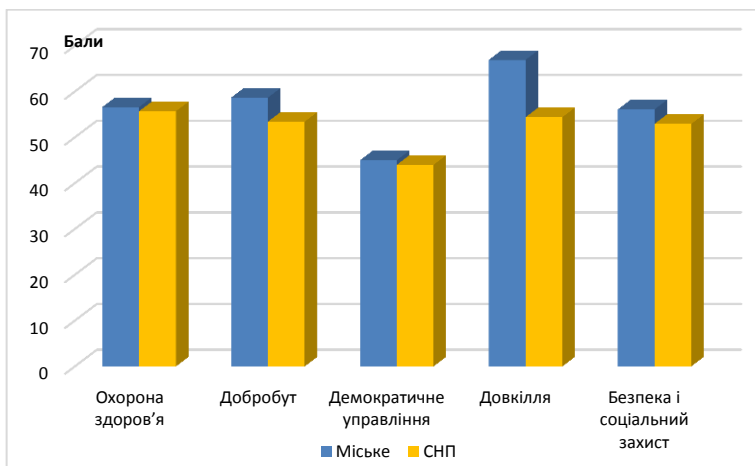


Рисунок 1 – Оцінка стану задоволеності сферами якості життя, залежно від місця проживання, (бали, шкала оцінки від 1 до 5, де 1 – вкрай негативна, а 5 – цілком позитивна)

Основним джерелом інформації про вплив діяльності АЕС на довкілля є Управління інформації та громадських зв'язків, яке через ряд каналів надає населенню інформацію щодо радіаційної ситуації та території АЕС, санітарній зоні та зоні спостереження (табл.1, 2). Відомча автоматична система контролю радіаційної обстановки (АСКРО) забезпечує безперервний контроль радіаційного стану в межах зони спостереження. Аналіз даних моніторингів свідчить, що

концентрації радіонуклідів при викидах в атмосферне повітря та скидах до річок Стир та Південного Бугу АЕС не перевищують ГДК в динаміці 2012-2020 рр.

Таблиця 1 – Середня концентрація радіонуклідів в атмосферному повітрі населених пунктів ЗС ЮАЕС, мкБк/л (2019 р.)

Виміряні концентрації радіонуклідів в атмосферному повітрі, мкБк/л	Цезій-137	Цезій-134	Стронцій-90
На проммайданчику ЮАЕС	0,00041	0,00023	0,000113
У м. Южноукраїнськ 3,5 км від ЮАЕС	0,00030	0,00023	0,00025
В с. Рябоконево (контрольний пост 33,5 км від ЮАЕС)	0,00050	0,00029	0,00011
Гранично допустима концентрація за НРБУ-97	800,0	1000,0	200,0

Таблиця 2 – Концентрація радіонуклідів у воді р. Південний Буг та Ташлицькому водосховищі, мкБк/л (2019 р.)

Вміст радіонуклідів у воді водойм, мкБк/л	Тритій	Цезій-137	Цезій-134	Стронцій-90
р. Південний Буг (с. Олексіївка до ЮАЕС)	12,33	0,0021	0,0018	0,020
р. Південний Буг (с. Бузьке після ЮАЕС)	13,58	0,00216	0,0018	0,020
Ташлицьке водосховище (ставок-охолоджувач ЮАЕС)	135	0,0021	0,0024	0,021
Гранично допустима концентрація за НРБУ-97 для питної води	30000,0	100,00	70,00	10,00

Думка населення ЗС АЕС щодо радіаційної безпеки діяльності АЕС не співвідноситься з офіційними даними радіаційного та екологічного моніторингу. Населення, яке мешкає в зоні спостереження АЕС, психологічно по-різному сприймає загальну ситуацію як наслідок діяльності АЕС, залежно від місця проживання. Найкраща ситуація спостерігається у місті-супутнику, де близько 50,0 % не відчувають тривоги. На інших територіях ця група складає від 11,0 до 17,0 %. Вважають ситуацію небезпечною для здоров'я від 8,0 % до 41,0 %, зокрема в м. Южноукраїнськ 8,0 %, на інших територіях від 32,0 до 41,0 %. Відчувають тривогу, тому що не володіють інформацією, – від 17,0 до 25,0 %.

Опитування населення ЗС щодо впливу на стан здоров'я радіаційного, екологічного та соціального факторів свідчить, що у м. Южноукраїнськ переважає думка населення про більший вплив на здоров'я екологічного та соціального факторів, менший – радіаційного. У м. Вознесенськ на першому місці за вкрай негативним впливом – радіаційний, на другому – соціальний, на третьому – екологічний фактор. На сільських територіях за впливом на здоров'я переважає радіаційний (рис. 2).

Аналіз даних психодіагностичного тестування у 3 масивах респондентів ЗС, які мешкають в м. Южноукраїнськ, м. Вознесенськ і

сільських населених пунктах, свідчить про їх відмінності залежно від місця проживання. Середні показники GHQ 28 достовірно вищі у сільського населення ЗС порівняно з населенням м. Южноукраїнськ загалом, а також за статтю, віковими групами і рівнем освіти.

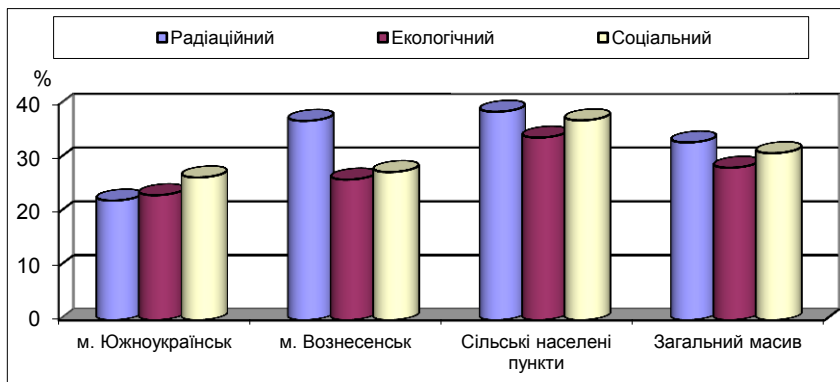


Рисунок 2 – Розподіл населення зони спостереження за край негативно впливом факторів на стан здоров'я залежно від місця проживання

Дані самооцінок, залежно від місця проживання, свідчать, що серед респондентів м. Южноукраїнськ більша кількість тих, які почувають себе здоровими, порівняно з респондентами сільських населених пунктів. Найменша чисельність хворих також спостерігається у м. Южноукраїнськ порівняно з м. Вознесеньськ і сільськими населеними пунктами. Серед опитаних в м. Южноукраїнськ не спостерігалось дуже хворих порівняно з м. Вознесеньськ (2,1 %) і СНП (1,6 %). Найвищий індекс здоров'я у м. Южноукраїнськ (0,92), нижчий – у м. Вознесеньськ (0,87) і найнижчий – у СНП.

Встановлено достовірні кореляційні зв'язки між показниками соціально-психологічного стану населення зони спостереження АЕС та оцінками чинників екологічної і радіаційної ситуації (табл. 3). Більш високі коефіцієнти кореляції між показниками шкал соматизації, тривоги, загального GHQ 28, реактивної тривожності (РТ) та радіаційними чинниками, зокрема зберігання і вивезення РВ, переробки РВ. Дещо нижчі коефіцієнти кореляції між показниками безпеки діяльності АЕС, занепокоєністю термінами експлуатації діючих блоків та показниками шкал GHQ 28. Найнижчі коефіцієнти кореляції між показниками GHQ 28 і чинниками, що формують екологічну ситуацію.

Таблиця 3 – Коефіцієнти кореляції між середніми показниками соціально-психологічного стану населення сільських населених пунктів ЗС та середніми показниками, що характеризують екологічну і радіаційну ситуацію

Чинники	Соматизація	Тривога	Соціальна дисфункція	Депресія	GHQ28	PT
Оцінка загальної екологічної ситуації	0,182*	0,267**	0,081	0,161	0,243**	0,261**
Сприйняття радіаційної ситуації	0,063	0,026	0,092	0,031	0,007	0,096
Оцінка безпечності діяльності АЕС	0,222*	0,230**	0,184*	0,172	0,275**	0,148
Безпечність збереження та вивезення радіоактивних відходів АЕС	0,352**	0,277**	0,104	0,161	0,337**	0,110
Безпечність подовження терміну експлуатації діючих енергоблоків АЕС	0,258**	0,317**	0,100	0,113	0,294**	0,006
Необхідність будівництва нових енергоблоків АЕС	0,147	0,141	0,078	0,122	0,170	0,103
Безпечність будівництва комплексу з переробки радіоактивних відходів	0,323**	0,233**	0,154	0,094	0,303**	0,090
Можливість аварії на АЕС	0,138	0,142	0,098	0,049	0,154	0,212*
Можливість аварії на ГЕС	0,052	0,014	0,110	0,019	0,052	0,060
* Статистично значуща різниця ($p \leq 0,05$) між показниками здоров'я та екологічної і радіаційної ситуації.						
** Статистично значуща різниця ($p \leq 0,01$) між показниками здоров'я та екологічної і радіаційної ситуації.						

Встановлені достовірні кореляційні зв'язки між соціально-психологічним станом населення та основними сферами якості життя населення ЗС АЕС. Більш високі коефіцієнти кореляції між показниками шкал соматизації, тривоги й PT та сферою безпеки й захищеності, нижчі – зі сферами зайнятості й добробуту, найнижчі – зі сферою охорони здоров'я.

Висновок. Радіаційний вплив на довкілля, пов'язаний з викидами та скидами радіоактивних речовин, утворених у виробничому циклі РАЕС в умовах повсякдення, незначний. Думка населення ЗС АЕС щодо радіаційної безпеки діяльності АЕС не співвідноситься з офіційними даними радіаційного моніторингу. Серед радіаційних чинників, що формують радіаційну ситуацію, детермінантою є збереження та вивезення радіоактивних відходів, експлуатація діючих енергоблоків із подовженими термінами. Встановлено достовірні кореляційні зв'язки між показниками соціально-психологічного стану населення ЗС АЕС та оцінками чинників радіаційної ситуації, основними сферами якості життя населення ЗС АЕС.

УДК 612.017.1+616.8-008.6

Ракиша-Слюсарєва О. А.,
д-р біол. наук, канд. мед. наук, професор, професор кафедри,

Коваленко П. Г.,
асистент кафедри,

Слюсарєв О. А.,
канд. мед. наук, доцент, завідувач кафедри,

Боєва С. О.,
канд. мед. наук, доцент, доцент кафедри,

Серих Н. О.,
ДНМУ, м. Лиман, Україна

Тарасова І. А.,
лікар загальної практики,
КНП «ЦП МСД З№1 Святошинського р-ну, м. Київ»,
здобувач наукового ступеню,

ДУ «Інститут епідеміології та інфекційних хвороб
ім. Л.В. Громашевського НАМН України», м. Київ, Україна

Рябко А. С.,
завідувач клініко-діагностичної лабораторії
КНМ «Дитяче територіальне медичне об'єднання КМС»,
м. Краматорськ, Україна,

Маричев І. Л.,
канд. мед. наук, старший науковий співробітник,
ДУ «Інститут епідеміології та інфекційних хвороб
ім. Л.В. Громашевського НАМН України», м. м. Київ, Україна

ВПЛИВ КОМБІНОВАНОЇ ДІЇ НИЗЬКОІНТЕНСИВНОЇ ПРИРОДНОЇ ІОНІЗУЮЧОЇ РАДІАЦІЇ ТА ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ПОКАЗНИКИ ЧЕРВОНОЇ КРОВІ ЖІНОК- МЕШКАНОК РІЗНИХ РЕГІОНІВ УКРАЇНИ

Багато регіонів України розташовані на територіях із наявністю радіоактивних еманаций. Вплив постійної дії низькоінтенсивної іонізуючої радіації на організм є одним із важливих напрямків дослідження в галузі радіобіології, біології та медицини. Вивчення дії постійної іонізуючої радіації та впливу екологічних факторів, що постійно погіршуються, є особливо важливим для розробки методів адекватної корекції для регіонів, де дія цих двох компонентів поєднується з іншими негативними техногенними змінами довкілля. Стан крові є інтегральним показником, що віддзеркалює функціонування організму й дає можливість використання показників крові, зокрема червоної крові, для моніторингу стану організму при

впливі негативних факторів довкілля. У зв'язку з вищенаведеним, доцільно досліджувати ймовірні зміни в показниках червоної крові мешканців різних регіонів, що піддаються постійній дії низькоінтенсивної іонізуючої радіації, комбінованої з впливом різних негативних техногенних факторів довкілля, з подальшою метою розробки адекватних, до особливостей імовірних виявлених змін, засобів відновлення стану червоного паростка крові й організму в цілому.

Метою дослідження було вивчення комбінованого впливу постійної природної іонізуючої радіації й техногенних факторів на показники червоної крові умовно здорових жінок – мешканок Донецької та Кіровоградської області.

Матеріали та методи. Проведено дослідження показників червоної крові жінок, що мешкають на територіях із постійною дією іонізуючої радіації. Були обстежені здорові жінки без гострих та виявлених на час обстеження хронічних захворювань, тобто умовно здорові жінки (УЗЖ) у віці 18–44 роки. Серед обстежених були: 62 УЗЖ – мешканки Донецької області, м. Краматорська (УЗЖКрам), 53 особи – мешканки Донецької області, м. Маріуполь (УЗЖМар) та 56 УЗЖ – мешканки Кіровоградської області м. Кропивницький (УЗЖКроп). В УЗЖ досліджували цитоморфологічні зміни еритроцитів і тромбоцитів у мазках крові, фарбованих за Романовським-Гімза з допомогою імерсійного мікроскопу-тринокулярю MICROmed XS-4130, який дозволяє виявити та зареєструвати за допомогою цифрового фотовиходу якісні зміни в клітинах крові. За допомогою гематологічних аналізаторів визначали вміст гемоглобіну, еритроцитів у всіх контингентів УЗЖ. У контингентів УЗЖКрам та УЗЖКроп додатково визначали такі показники червоної крові, як середній об'єм еритроцитів (MCV), середній вміст гемоглобіну (MCH), середня концентрація гемоглобіну в еритроцитарній масі (MCHC), відносна ширина розподілу еритроцитів за коефіцієнтом варіації (RDW-CV). Дослідження проводили на базі в клініко-діагностичних лабораторій: КНМ «Дитяче територіальне медичне об'єднання КМС», м. Краматорськ, клініко-діагностичній лабораторії ОЛЛІ м. Маріуполя, КНП «Поліклінічне об'єднання Міської ради м. Кропивницького», з подальшою обробкою матеріалу на базі кафедри мікробіології, вірусології, імунології та медичної біології Донецького національного медичного університету (м. Краматорськ). Отримані результати оброблювали методами варіаційної статистики з використанням програми Statistic Windows, версія 1, та пакету відповідних програм вимірів.

У результаті проведених досліджень було встановлено, що стан показників червоної крові у мешканців м. Маріуполя, м. Краматорська та м. Кропивницького мають відмінності між собою. Цитоморфологічні дослідження особливостей еритроцитів за допомогою мікроскопії виявили у всіх контингентів обстежених УЗЖ анізохромію та анізоцитоз еритроцитів. Анізохромія й анізоцитоз мали різний характер у мешканок різних регіонів. Так, у $61 \pm 0,81\%$ УЗЖМар і $73 \pm 0,74\%$ УЗЖКрам була зареєстрована азохромія, пов'язана з недостатністю заповнення Hb частини еритроцитів, що свідчило про наявність в обстежених гіпохромної анемії. У $69,64 \pm 0,82\%$ обстежених УЗЖКроп прояви анізохромії й анізоцитозу були іншими. Особливості анізохромії УЗЖКроп полягали в неоднорідності заповнення Hберитроцитів у сенсі збільшення його концентрації в окремих еритроцитах. Особливостями анізоцитозу УЗЖКроп було те, що реєструвались клітини менші за звичайні розміри еритроцитів.

У всіх контингентів обстежених реєструвались гігантські (ретиккулярні) тромбоцити, деякі з них досягали розмірів еритроцитів. Присутність таких тромбоцитів свідчить про наявність хронічного впливу на організм негативних факторів довкілля. Гігантські форми тромбоцитів були виявлені у $6,5 \pm 1,4\%$ УЗЖКрам, $33,3 \pm 2,59\%$ УЗЖМар і $57,14 \pm 0,88\%$ УЗЖКроп. Відмінності у частоті виявлення гігантських тромбоцитів в обстежених контингентів жінок були вірогідними ($P < 0,05$).

Вміст Hb у середньому в УЗЖ всіх контингентів не виходив за межі норми для жінок (120–140 г/л), але мав суттєву різницю. Так, вміст Hb в УЗЖКрам у середньому не відрізнявся від показників норми, але був значно, хоча й не вірогідно, вищим ($P > 0,05$) за показники УЗЖМар. В УЗЖКроп середній вміст гемоглобіну був найвищим серед обстежених контингентів УЗЖ й вірогідно відрізнявся від середніх значень вмісту Hb УЗЖКрам ($P < 0,05$). Коливання вмісту гемоглобіну в УЗЖКрам становило 118–152 г/л. Знижений вміст Hb було виявлено лише у $7 \pm 0,4\%$ жінок. Коливання вмісту Hb у жінок УЗЖМар становило 111–150 г/л. У $9,4\%$ УЗЖМар зареєстровані знижені показники Hb, а у $3,7\%$ – підвищені. В УЗЖКроп показники Hb коливалися в межах 158 г/л до 102 г/л. У $33,9 \pm 3,16\%$ УЗЖКроп вміст Hb в еритроцитах перевищував показники норми, а у $7,14 \pm 1,51\%$ – був меншим за неї. Тобто частота виявлення осіб із підвищеним вмістом Hb в була вірогідно вищою в УЗЖКроп за показники УЗЖКрам та УЗЖМар ($P < 0,05$).

Вміст еритроцитів периферичної крові коливався в у УЗЖКрам від 3,65 Т в 1 л до 5,05 Т в 1 л, в УЗЖМар – від 3,7 Т в 1 л до 4,7 Т в 1 л, а в УЗЖКроп у межах від 4,3 Т в 1 л до 5,2 Т в 1 л. У $8 \pm 2,1\%$ УЗЖКрам

реєструвалося зниження вмісту еритроцитів. У жодної жінки УЗЖМар та УЗЖКроп не було виявлено зниження вмісту еритроцитів. У $23,1 \pm 3,2$ УЗЖКрам та $39,29 \pm 3,26$ % УЗЖКроп реєструвався підвищений вміст еритроцитів. Середній вміст еритроцитів у периферійній крові УЗЖ всіх контингентів відповідав показникам норми – $3,7$ Т в 1 л – $4,7$ Т в 1 л. Середній вміст еритроцитів в УЗЖКрам та УЗЖКроп був вірогідно вищим за показники УЗЖМар ($P < 0,05$).

Середній вміст гемоглобіну в еритроциті (МСН) індивідуально коливався в УЗЖКрам у межах $27,0$ пг – $33,40$ пг, а в УЗЖКроп у межах $28,3$ пг – $31,9$ пг. Індивідуально і в середньому в УЗЖКрам та УЗЖКроп МНС не відрізнявся й не мав відхилень від показників норми (27 пг – 35 пг).

Ширина розподілу еритроцитів (RDW-CV) – показник, який дає оцінку анізоцитозу еритроцитів (кількісна оцінка еритроцитів за розміром), в УЗЖКрам та в УЗЖКроп у середньому не виходила за межі показників норми ($11,5\%$ – $14,5\%$). В УЗЖКрам індивідуально коливання RDW-CV становили $10,5\%$ – $13,4\%$, а в УЗЖКроп індивідуальні коливання були в межах $11,2\%$ – $12,9\%$. У $5,6 \pm 2,9\%$ УЗЖКрам та в УЗЖКроп $14,29 \pm 2,49\%$ RDW-CV був зниженим. Відмінності між показниками цих контингентів обстежених були вірогідними ($P < 0,05$). Показник різниці об'єму еритроцита від середнього напряму залежить від значення показника середнього об'єму еритроцитів, він більше реагує на загальні зміни в розмірі еритроцитів, зокрема при макроцитарній чи мікроцитарній анемії, й мало реагує на наявність у зразку крові невеликої популяції мікроцитів. Але щодо контингенту УЗЖКроп, показник RDW-CV реагував, оскільки популяція мікроцитів серед еритроцитів була суттєвою.

Індивідуальні коливання середнього об'єму еритроцитів (MCV) в УЗЖКрам становили $82,3$ фл – $100,7$ фл, а в УЗЖКроп знаходилися в межах $75,9$ фл – 90 фл при показниках норми $75,9$ фл – $95,0$ фл. У $9,1 \pm 2,69\%$ УЗЖКрам реєструвалися підвищені показники MCV, а у $42,9 \pm 3,57\%$ УЗЖКроп MCV був нижче показників норми. Середні показники MCV в УЗЖКроп були вірогідно нижчими за середні показники УЗЖКрам ($P < 0,05$). Це підтверджує дані, отримані при цитоморфологічних дослідженнях, щодо наявності значного пулу мікроцитів серед еритроцитів УЗЖКро й тенденцію до розвитку в них мікроцитарної анемії.

Середня концентрація гемоглобіну в еритроцитарній масі (МСНС) в УЗЖКрам мала індивідуальні коливання 320 г/л – 362 г/л, а в УЗЖКроп становила від 325 г/л до 385 г/л при показниках норми 320 г/л – 360 г/л. Зниження показників МСНС за нижні межі норми в

обстежених з обох контингентів не реєструвалось. У $9,1 \pm 2,69\%$ обстежених УЗЖКрам показники МСНС були вищими за показники норми. В УЗЖКроп збільшення показника МСНС виявлено у $85,71 \pm 2,5\%$ обстежених. Тобто у більш ніж двох третин обстежених умовно здорових жінок м. Кропивницького відносна концентрація гемоглобіну в еритроцитах індивідуально перевищувала норму на $45,05\% - 30,98\%$. Середні показники МСНС в УЗЖКрам лежали в межах норми, а в УЗЖКроп значно перевищували її верхні межі. Середні показники МСНС УЗЖКрам та УЗЖКроп значно та вірогідно відрізнялись між собою ($P < 0,05$).

УЗЖ обстежених контингентів мешкають на територіях, що мають постійний вплив низькоінтенсивної іонізуючої радіації, але в різних умовах довкілля. На стан екологічної ситуації в м. Кропивницький, в основному, впливає Інгульська шахта з видобутку урану й усі місця, де накопичуються її відходи. Додатковими незначними, порівняно з містами Донецького регіону, факторами забруднення довкілля є 4 підприємства агропромислового комплексу (виробництво олії та білку) та завод будівельних матеріалів. Щодо останнього підприємства, то в містах Донецького регіону таких підприємств нараховується кілька. На територіях та поблизу м. Краматорська та м. Маріуполя в 40–50 рр. минулого сторіччя велось видобування урану відкритим способом. На території, до якої входить м. Краматорськ, існують природні розломи кори з виходом на поверхню газу радону. У 1986 р. територія м. Краматорська зазнала забруднення радіоактивними осадами в результаті аварії на ЧАЕС. Військові дії на території м. Краматорська в 2014 р., що супроводжувались бомбуванням та руйнуванням об'єктів інфраструктури, значно погіршили радіоекологічний стан міста й передмість. У Донецькому регіоні міста створювались навколо промислових і гірничодобувних підприємств для видобування широкого спектру корисних копалин, які залягають на територіях Донецького регіону. Це призвело до техногенних розломів геологічної кори й додаткового виходу на поверхню радіоактивних речовин та радону, що підвищує дію природної іонізуючої радіації. На території м. Краматорська й у м. Краматорську зосереджено 35 великих підприємств, серед яких 3 підприємства металургії та металообробки відповідальні за більш ніж 50%, 8 підприємств машинобудування, 3 підприємства паливно-енергетичного комплексу. Краматорськ займає 22-е місце за кількістю валових викидів шкідливих речовин в атмосферу серед 28 міст Донецької області. У м. Маріуполь основними забруднювачами атмосферного повітря є підприємства металургійної промисловості: ПРАТ «МК «Азовсталь», ПРАТ «ММК ім. Ілліча». Крім того, Азовсталь очолює список підприємств, які викидають

найбільшу кількість шкідливих речовин у воду. За даними Гідрометцентру та Міністерства екології, Маріуполь стабільно потрапляє в десятку міст України з найбільш забрудненим повітрям; 10]. Бойові дії поблизу м. Маріуполя негативно впливають на довкілля. Крім того, на стан організму мешканців Краматорська та Маріуполя Донецької області додатково впливає психоемоційне навантаження. У реакції на комбіновану дію факторів стресової природи відіграють певну роль генетичні фактори.

Таким чином, отримані результати свідчать про різноспрямовані зміни червоної крові в УЗЖ – мешканок територій з постійної дією низькоінтенсивної іонізуючої радіації, комбінованої з різними техногенними факторами, й доцільність паспортизації різних за екологічним станом регіонів України за показниками червоної крові.

УДК 612.11;616.15;599.32

Родіонова Н. К.,

канд. медичних наук, старший науковий співробітник,
старший науковий співробітник,

Липська А. І.,

д-р біол. наук, старший науковий співробітник, завідувач відділу,

Рябченко Н. М.,

канд. біол. наук, старший дослідник,
старший науковий співробітник,

Ганжа О. Б.,

канд. біол. наук, старший науковий співробітник,

Бурдо О. О.,

канд. біол. наук, науковий співробітник,

Інститут ядерних досліджень НАН України, м. Київ, Україна

**ОСОБЛИВОСТІ ФУНКЦІОНУВАННЯ
КРОВОТВОРНОЇ СИСТЕМИ МИШОПОДІБНИХ
ГРИЗУНІВ З ПРИРОДНИХ ПОПУЛЯЦІЙ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ
ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ ЗА ВПЛИВУ
МАЛИХ ДОЗ ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ**

В умовах забруднення природного середовища внаслідок радіаційних аварій на об'єктах атомної промисловості (у тому числі катастроф на Чорнобильській АЕС та Фукусімі) актуальним є дослідження функціонування та стійкості біологічних видів, вивчення можливостей формування пристосувальних чи адаптивних реакцій у

біоти. З цього погляду радіобіологічні дослідження дрібних ссавців із зони відчуження Чорнобильської АЕС надають унікальну можливість отримати експериментальні дані щодо адаптації біоти до хронічного низькодозового іонізуючого випромінювання, оскільки ця територія вже 36 років залишається джерелом значного забруднення радіонуклідами. Внаслідок чого біота зазнає постійного впливу радіації: зовнішнього, за рахунок радіонуклідів, що знаходяться переважно в ґрунті та ґрунтовій підстилці, та внутрішнього, внаслідок надходження радіонуклідів в організм із їжею та повітрям.

Незважаючи на багаторічні радіобіологічні дослідження, на сьогодні ще існує невизначеність стосовно біологічних ефектів малих доз радіації в природних екосистемах, що спонукає до продовження радіобіологічного моніторингу із застосуванням показників критичних систем організму для оцінки функціонування та стійкості біологічних видів, вивчення можливостей формування пристосувальних чи адаптивних реакцій у біоти.

Мета роботи: дослідити особливості функціонування кровотворної системи мишоподібних гризунів за впливу малих доз іонізуючого опромінення.

Матеріали та методи дослідження. Об'єктом гематологічних досліджень була нориця руда (*Myodes glareolus*) – домінантний вид дрібних гризунів на дослідному та контрольному полігонах.

У дослідженнях використовували методи: польових радіоекологічних досліджень, радіометричні, γ - і β -спектрометричні, гематологічні, цитогенетичні, цитофлуорометричні, статистичні.

Дослідження проводили в Чорнобильській зоні відчуження на полігоні (51.159 "N 30.134"E (WGS84)) з низькою потужністю дози зовнішнього опромінення (15-25 мкР/ч) та щільністю забруднення території: ^{137}Cs – 3,0–25 кБк/м², ^{90}Sr – 0,8–1,5 кБк/м². Середньогрупові дози внутрішнього опромінення дослідних тварин за рахунок інкорпорованих були: ^{137}Cs $5,8 \times 10^{-3}$ мГр/доба, ^{90}Sr $1,4 \times 10^{-3}$ мГр/доба. Отже, тварини з дослідного полігону Чорнобильської зони відчуження опромінювались дозами, що з упевненістю можна віднести до діапазону малих.

Контролем слугували тварини, відловлені на території (51°07'24.65"С 30°53'05.73"В) з фоновим рівнем радіаційного забруднення 10–12 мкР/год.

Результати досліджень та обговорення.

Інтегральним показником стану кістково мозкового кровотворення є рівень зрілих функціонуючих клітин у крові, що продукуються в кістковому мозку. Для кожної дослідної вибірки з популяції нориць було отримано набір усереднених гематологічних показників.

Результати досліджень загальної кількості еритроцитів, лейкоцитів у периферійній крові та вмісту клітин кісткового мозку (з розрахунку на стегнову кістку) нориць дослідних груп у порівнянні з контролем наведено в табл. 1. Із представлених даних видно, що у нориць, які мешкали на території з низьким рівнем радіонуклідного забруднення, що незначно перевищував фонові радіаційні значення умовно чистих територій, є достовірні відмінності від контрольних тварин у кількісних показниках периферійної крові та лейкограми. За середніми даними виявлено достовірне зниження кількості еритроцитів на 30%, мієлокаріоцитів – на 23% та збільшення вмісту лейкоцитів на 51%.

Таблиця 1 – Гематологічні показники нориці рудої

Показник	Полігон		Показник	Полігон	
	Дослідний	Контрольний		Дослідний	Контрольний
Еритроцити, $10^{12}/л$	7,77±0,50*	11,07±0,24	Базофіли, % $10^9/л$	0,33±0,12 0,01±0,005	-
Лейкоцити, $10^9/л$	4,27±0,37*	2,83±0,12	Моноцити, % $10^9/л$	3,76±0,31 0,16±0,02*	2,50±0,43 0,07±0,01
Нейтрофіли, % $10^9/л$	13,17±0,61* 0,57±0,06	22,60±2,37 0,64 ±0,08	Лімфоцити, % $10^9/л$	79,82±1,32 3,39±0,29*	71,0±2,58 2,02±0,11
Нейтрофіли ПЯ, % $10^9/л$	3,94±0,62 0,18±0,03	4,17±0,65 0,12±0,02	Лімфоцити малі, % $10^9/л$	44,65±1,10 1,91±0,18	54,00±1,64 1,54±0,08
Нейтрофіли СЯ, % $10^9/л$	9,24±0,8* 0,36±0,05*	20,67±2,44 0,59±0,07	Лімфоцити великі, % $10^9/л$	35,17±0,95* 1,48±0,12*	17,00±1,30 0,48±0,03
Еозинофіли, % $10^9/л$	0,88±0,024* 0,04±0,02*	4,0±1,41 0,11±0,04	Мієлокаріоцити, $10^6/стегнова\ кістка$	6,42±0,59*	8,33±0,29

* – достовірність відносно даних контролю ($p < 0,05$).

При цьому слід відмітити, що у групі опромінених тварин реєстрували великий розкид гематологічних показників: значна кількість тварин мала як низькі, так і високі значеннями вмісту лейкоцитів (від 2,5 до $12,3 \times 10^9/л$), еритроцитів ($3,3 \div 12,4 \times 10^{12}/л$), лімфоцитів ($2,0 \div 9,9 \times 10^9/л$), клітин кісткового мозку в стегновій кістці ($3,0 \div 16,0 \times 10^6$). Коефіцієнт варіації (CV) у цих тварин за окремими показниками змінювався в межах 36–55%, на відміну від контролю, де CV був 9–15 %. Як приклад, на рис. 1 наведено розподіл тварин за вмістом лейкоцитів, еритроцитів у периферійній крові. Цей факт є свідченням того, що в природних популяціях мишоподібних, які в ряді поколінь мешкали на забруднених радіонуклідами територіях, існують тварини з різною резистентністю і, відповідно, неоднаковою реакцією кровотворної системи на хронічне опромінення.

Важливим показником збалансованості гомеостазу організму в цілому є лейкоцитарна формула. При дослідженні вмісту лейкоцитів у периферійній крові у тварин із природних популяцій ЧЗВ реєстрували достовірне збільшення на 50% у порівнянні з контролем. Аналіз

лейкограми виявив, що лейкоцитози в опромінених нориць були зумовлені підвищенням загальної кількості лімфоцитів у периферійній крові. У дослідних нориць виявлено достовірне зниження вмісту клітин гранулоцитарного ряду (нейтрофілів та еозинофілів) як у відсотковому, так і в абсолютному значеннях, порівняно з контрольними даними (табл. 1). Відмічали зниження кількості зрілих (сегментоядерних) форм нейтрофілів із $20,67 \pm 2,44$ % у контролі до $9,24 \pm 0,8$ %, а також порушення співвідношення між паличкоядерними та сегментоядерними нейтрофілами. Достовірне зниження клітин гранулоцитарної ланки, що відповідають за неспецифічний імунітет, указує на низький рівень протиінфекційного, протипухлинного, антипаразитарного захисту організму опромінених тварин.

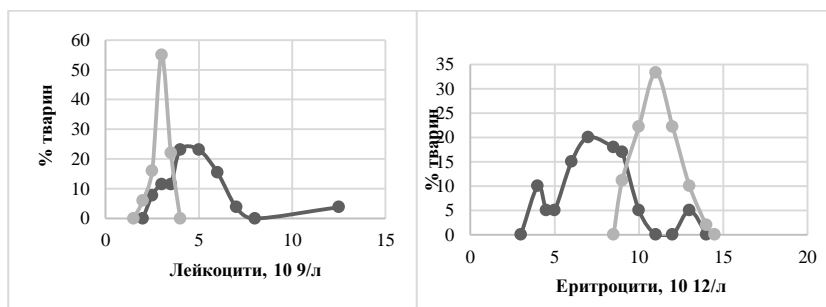


Рисунок 1 – Розподіл тварин за вмістом лейкоцитів, еритроцитів у периферичній крові: (контроль – криві сірого кольору, дослід – чорного)

У опромінених тварин співвідношення малі/великі форми лімфоцитів було зниженим практично у 2 рази (з $3,18$ у контролі до $1,67$). Враховуючи той факт, що серед великих форм лімфоцитів більшість складає В-лімфоцитарна фракція (які відповідають за формування гуморального імунітету, синтезують специфічні антитіла, здатні розпізнавати конкретні бактерії або віруси), можна припустити, що їхнє збільшення – це своєрідна компенсаторна реакція на зниження кількості нейтрофілів.

Зміни у клітинному складі периферійної крові обумовлені функціонуванням кровотворних органів і, в першу чергу, – кісткового мозку. Аналіз мієлограм дослідних тварин у співставленні з контролем показав, що хронічна дія малих доз іонізуючого випромінювання призводить до порушень співвідношень між вмістом клітин окремих паростків кровотворення та пулів різного ступеня диференціювання

(рис. 2). У опромінених тварин відмічали збільшення відсотку бластних клітин, тенденцію до збільшення частки лімфоцитів, зниження вмісту клітин гранулоцитарного ряду, особливо зрілих гранулоцитів (на 18%), які є природним депо для можливості швидкого реагування на дію негативних чинників оточуючого середовища, і, відповідно, їхній дефіцит знижує компенсаторні можливості організму. При дослідженні співвідношення окремих фракцій клітин гранулоцитарного ряду за ступенем дозрівання встановлено, що в опромінених тварин простежується тенденція до збільшення відсотку ранніх диференціюючих форм, індекс дозрівання клітин нейтрофільного ряду кісткового мозку був збільшеним на 20% відносно контролю. Також реєстрували порушення у співвідношенні окремих фракцій еритрокаріоцитів за ступенем зрілості: збільшення кількості бластних форм при уповільненні процесів дозрівання з накопиченням у кістковому мозку гемоглобіновмісних форм, особливо останньої фракції – оксифільних нормобластів. Особливо слід відмітити, що навіть в умовах зниженої кількості мієлокаріоцитів вміст бластних клітин як за відносними, так і за абсолютними показниками є збільшеним у 1,5–2 рази.

У опромінених тварин поряд із порушеннями в мієлограмі реєстрували цитогенетичні uszkodження в клітинах кісткового мозку. У цьому досліді цитогенетичні ефекти за дії малих доз радіації вивчали за частотою поліхроматофільних еритроцитів (ПХЕ) з мікроядрами (МЯ) у кістковому мозку. Вірогідної різниці середнього групового показника частоти мікроядерних клітин кісткового мозку між тваринами з контрольної ділянки та дослідного полігону не виявлено. Індивідуальні значення у тварин, опромінених у малих дозах, коливались у діапазоні 1,6–13,5 % ПХЕ з МЯ; у 69 % тварин частота ПХЕ з МЯ знаходилась у межах контрольних значень. Коефіцієнт варіації становив 43% у порівнянні з 15,4% у контролі, що свідчить про високу гетерогенність групи тварин із цього полігону за цитогенетичними показниками. Цитофлуорометрична оцінка вмісту фрагментованої ДНК у клітинах кісткового мозку, пофарбованих РІ, виявила зниження рівня апоптичних клітин кісткового мозку в 1,7 рази у тварин із Чорнобильської зони відчуження, у порівнянні з контролем.

Підсумок. Особливості змін у кровотворній системі нориці рудої з природних популяцій Чорнобильської зони відчуження проявлялись у високій варіабельності гематологічних та цитогенетичних показників, порушенні процесів проліферації та диференціювання клітин гранулоцитарного та еритроїдного пулів кровотворення; підвищеному

рівні цитогенетичних аномалій у поліхроматофільних еритроцитах на фоні зниження апоптотичної загибелі, що є несприятливою прогностичною ознакою можливого розвитку стохастичних ефектів. Виявлено, що в організмі хронічно опромінених тварин поряд з патологічними змінами у системі крові реєстрували активацію компенсаторно-приспосувальних процесів.

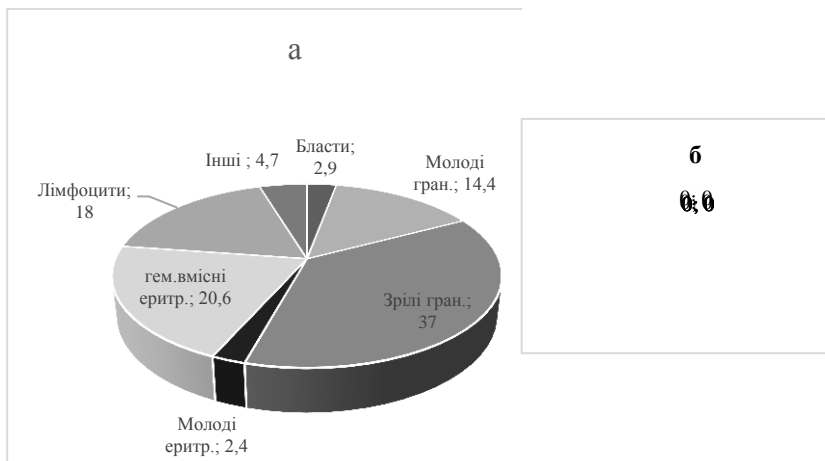


Рисунок 2 – Показники мієлограми нориці рудої: дослід (а) та контроль (б)

УДК 614.876

Случак О. І.,
аспірант,

ЧНУ ім. Петра Могили, м. Миколаїв, Україна

ЗАСОБИ ТА ПРИЙОМИ ЦИВІЛЬНОГО ЗАХИСТУ НАСЕЛЕННЯ В УМОВАХ ОБМЕЖЕНОЇ ТА ПОВНОМАСШТАБНОЇ ЯДЕРНОЇ ВІЙНИ

Актуальність. Разом із повномасштабною збройною агресією Російської федерації проти України резонансним став ядерний шантаж кремлівських терористів. У цій роботі розглянуто можливі наслідки реального використання ядерної зброї в обмеженому ядерному

конфлікті проти України та повномасштабному конфлікті світового масштабу.

Метою дослідження є створення зведеного переліку методів протирадіаційної оборони та прогностичних моделей наслідків застосування Росією ядерної зброї в Україні та світі.

Основні питання, на які має бути знайдена відповідь у рамках дослідження:

1. Де треба знаходитись у момент ядерного вибуху (окремо для тактичного в 1 кт і стратегічного в 100 кт), щоб мати шанс на виживання та збереження дієздатності?

2. Які попереджувальні заходи необхідно провести для підвищення своїх шансів на виживання?

3. Який набір продуктів, обладнання та медикаментів має бути зібрано, що і як можна зробити в кустарних умовах?

4. Які дії необхідно здійснити одразу після ядерного вибуху та в подальшому?

У ході дослідження поставлено ряд **завдань**, що забезпечать відповідь на ці питання:

1. Описати основні фактори ураження ядерного вибуху, методи їх прогнозування (включаючи моделі, отримані за допомогою ресурсу пукетар) при ураженні міст та військових об'єктів України на прикладі Миколаєва.

2. Створити перелік засобів, які необхідно мати в запасі, включаючи інструкцію кустарного отримання їх аналогів, для яких це можливо.

3. Запропонувати перелік рекомендацій до місцевої влади на випадок ядерної загрози та акцію з розширення резерву людства.

Об'єктом дослідження є наслідки ядерного конфлікту різних масштабів.

Предметом – засоби та прийоми цивільного захисту в рамках ядерного конфлікту.

Постійні погрози про можливість застосування ядерної зброї, яку використовує в якості основного нарративу пропаганди країна-агресор, робить особливо важливою підготовку до можливості її реального застосування. Особливо важливим це стане в умовах контрнаступу ЗСУ, коли наближення краху режиму може наштовхнути рашистську верхівку на реальне застосування тактичної ядерної зброї як ультимативного засобу залякування, або застосування стратегічної ядерної зброї для знищення себе разом із людством.

У цій роботі розглядається чотири варіанти: 1) застосування тактичної ядерної зброї по одному з міст, що є операційними центрами

опору (Миколаїв); 2) застосування тактичної ядерної зброї по аеропорту Кульбакіно; 3) застосування стратегічної ядерної зброї по Миколаєву.

Сучасна класифікація поділяє ядерні заряди на:

1) надмалий (ТЕ – тротиловий еквівалент – до 1 кт), 2) малий – (ТЕ – 1–10 кт), 3) середній (ТЕ – 10–100 кт), 4) великий (ТЕ – 100 кт–1 Мт), 5) надвеликий (ТЕ – більше ніж 1 Мт).

З них перші три категорії в основному є тактичними та наявні на озброєнні Росії в кількості приблизно 2000 одиниць (1912 за даними FAS).

Незалежно від масштабу, ядерна зброя має ряд факторів ураження (в дужках зазначено відсотковий розподіл енергії):

- ударна хвиля (50%);
- світлове випромінювання (35%);
- іонізуюче випромінювання та електромагнітний імпульс (5%);
- радіоактивні опади (10%).

Зона ураження ударною хвилею визначається за допомогою коефіцієнту, розрахованого формулою 1 та застосованого до шкали (Табл 1).

$$L_Q = K\sqrt[3]{Q}, \quad (1)$$

де L_Q – відстань на шкалі для розрахункової потужності (1 кт), K – коефіцієнт (для зони суцільних руйнувань 0,35 для повітряного та 0,4 для наземного вибуху, для зони сильних руйнувань 0,5 та 0,55, для зони середніх руйнувань 0,7 та 0,75 і для зони слабких руйнувань 1,4 та 1,1 відповідно); Q – потужність заряду.

Таблиця 1 – Руйнування від ударної хвилі

Тиск в фронті ударної хвилі, атм	1,4	0,5	0,3	0,2	0,1
Можливість виживання	Хороший підвал чи укриття з герметичними дверима		Залізобетонні конструкції	Будинок з правилом 2 стін	Лягти на землю
Відстань, км	0,3	0,4	0,7	1	2
Зона руйнувань	Зона суцільних руйнувань		Зона середніх руйнувань	Зона дрібних пошкоджень (скло та шифер)	Безпечна зона
Зона травм	Смертельна зона	Зона важких травм	Зона контузії	Зона дрібних травм	Умовно безпечна зона

Світлове випромінювання є короткотривалим фактором, який викликає опіки у людей та пожежі в місті (формула 2).

$$R_1 = \sigma^3 \sqrt{Q}, \quad (2)$$

де Q – потужність заряду, σ – коефіцієнт (0,4 для зони пожеж в завалах, 0,6 для зони суцільних пожеж та 1 для зони окремих пожеж).

При цьому в зоні окремих пожеж людина отримує опіки 1–2 ступеня, починаючи з зони суцільних пожеж – 3–4 ступеня, а враховуючи те, що остання співпадає з зоною суцільних руйнувань, шанси на порятунок на поверхні там практично відсутні.

Іонізуюче випромінювання діє протягом 1–25 (визначається за часом підняття грибка вибуху) та представляє інтерес у плані того, яке укриття може знизити інтенсивність його впливу. Так, для зниження інтенсивності в 2 рази необхідно укриття з 2,8 см металу, 10 см бетону, 14 см ґрунту чи цегляної кладки, 28 см деревини.

Електромагнітний імпульс – явище, що виникає в ході повітряного ядерного вибуху за рахунок різниці потенціалів. При вибухах потужністю в мегатону його радіус поширення може становити до 32 км що вдвічі перевищує зону важких травм від ураження ударною хвилею та термальний радіус. Якщо екстраполювати, то кілотонний заряд спалить всю неекрановану електроніку в межах зони дрібних пошкоджень. Питання ефективності екранування варто розглядати окремо.

Вторинним фактором радіоактивного випромінювання є наведена радіація. Її рівень визначається за формулою 3:

$$P_t = P_0 \left(\frac{t}{t_0} \right)^{-n}, \quad (3)$$

де P_t – рівень радіації в момент часу, P_0 – рівень радіації в момент вибуху, t , t_0 – час від моменту вибуху, $n=1,2$ для ядерних вибухів, та 0,4 для вибухів на АЕС.

Найбільше зниження радіаційного фону (в 100 разів) відбувається в перші 2 доби з моменту вибуху. Проте, з огляду на подальшу інформацію, у надійному укритті з фільтрами краще перебувати протягом перших 8 діб.

Найкращим методом автоматичної калькуляції наразі є ресурс пикетар від Алекса Веллерстейна.

У ході дослідження було проведено моделювання ураження кілотонним тактичним зарядом та 100-кілотонним для Миколаєва.

При ураженні кілотонним зарядом центра міста (по обласній раді) ми отримуємо такий результат (рис. 1).

При ураженні центра міста стратегічним зарядом «Тополь SS-25» на 800 кілотонн ми отримуємо втрати в половину населення та травми у всіх інших, що означає повне знищення міста (рис. 2).

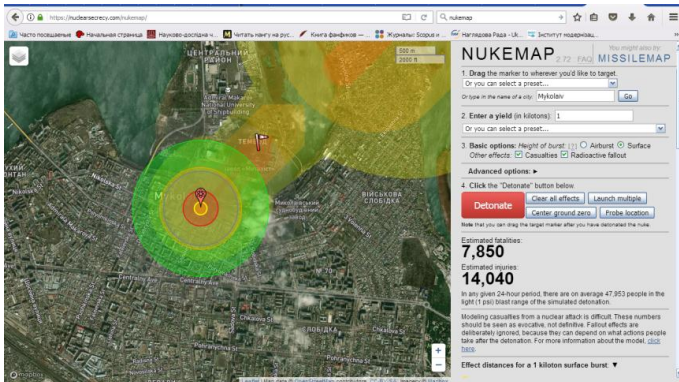


Рисунок 1 – Ураження центру м. Миколаїв кілотонним зарядом

Проте варто розуміти, що такі втрати описано для раптового удару по місту, що перебуває в звичному рівні життя. Враховуючи виїзд 40% населення і те, що при ядерній загрозі відбуватиметься виїзд в села та перехід до сховищ, втрати будуть на порядок меншими.

Оскільки в основному вітри у цій місцевості північні, північно-східні та північно-західні, є сенс евакуюватись на північ у Гур'ївку, Себине, Кандибіне й далі.

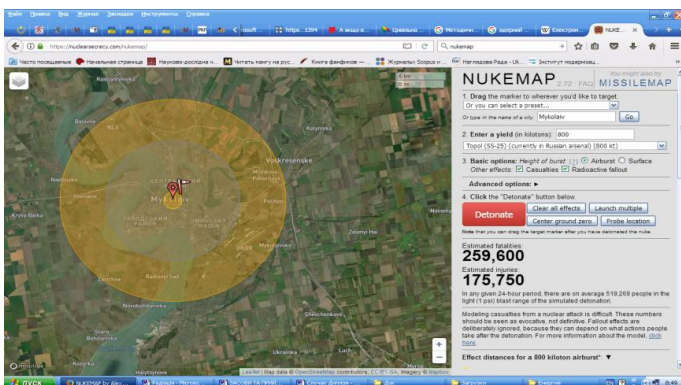


Рисунок 2 – Ураження центру Миколаєва зарядом Тополь SS-25 на 800 кілотонн

У цьому аспекті важливо визначити ті заходи, що здійснюються у випадку ядерної загрози.

По-перше, це перелік первинних санітарних дій – змивання з себе радіоактивного пилу та перехід в укриття для тих, хто знаходився на вулиці за межами перших двох зон ураження. На це в людини є

10 хвилин, після чого укриття має бути ізольовано на 8 днів. Основним засобом тут виступає розчин питної соди, що використовується для полоскання та вологого очищення одягу й меблів.

Відповідно, самі укриття мають бути обладнані фільтрами від пилу, або пиловловлюючими коробами, хоча б кустарного типу.

По-друге, максимально швидко має бути проведено медикаментозну йодну та протирадіаційну профілактику.

Для цього необхідно мати запас препаратів для:

1. йодної профілактики;
2. виведення цезію-137;
3. виведення стронцію-90;
4. виведення америцію та інших радіоактивних ізотопів;
5. засоби для усунення первинних симптомів радіаційного ураження;
6. антимуtagenи;
7. антиканцерогени;
8. антиоксиданти.

Відповідно до цього буде описано оптимальний та кустарний варіанти.

1. Для йодної профілактики необхідно прийняти оптимальну захисну дозу калію йоду в 125 мг для дорослої людини, 62,5 мг для дітей 3–12 років, 32 мг для дітей від місяця до 3 років та 16 мг для немовлят.

У випадку відсутності спеціалізованого препарату може спрацювати нанесення на шкіру мінімум 1/6 пляшечки йоду, що в подальшому метаболізується, але є і більш ефективний варіант.

У кустарних умовах можна використати метод від хіміків із титруванням тіосульфатом натрію звичайного йоду, або розчин Люголя до втрати кольору для отримання суміші калій йод та кальцій йод. Причому розчин Люголя тут є більш ефективним, бо в його складі 2/3 вже є калій йодом і лише третина кристалічним йодом, тоді як у спиртовому розчині йоду 2/3 кристалічного йоду (з якого ми отримаємо кальцій йод) та третину потрібної сполуки.

Прийом отриманої суміші в обсязі 1/6 отриманої з пляшечки суміші, як і у випадку класичного препарату, здійснюється протягом 8 днів (по порції на 2 дні) до закінчення періоду піврозпаду радіоактивного йоду, але однократно для дітей до 3 років. Також необхідно мати набір медикаментів для лікування зобу та йодної блокади, що можуть стати наслідками прийому таких доз йоду.

2. Для виведення цезію-137 застосовується «берлінська лазур» (фероцин) 1 г три рази на день протягом 2–4 тижнів. За відсутності фероцину може бути використано ветеринарний препарат «Біфеж»,

синій пігмент акварельної фарби або харчову добавку E536. Вона також додається в кільку в томаті, тому це хороший варіант раціону.

Інший варіант для виведення цезію-137 – ацетат калію, 1 ст. ложка 15% розчину по 5 разів на день. Отримати його кустарно можна із золи або поташу шляхом нейтралізації оцтом.

3. Для виведення стронцію-90 варто застосовувати полісурьмін 4 г в 0,5 склянки води під час прийому їжі 3 рази на день протягом 7 діб.

Крім того, може бути використано сульфат барію у вигляді ентеросорбенту адсобар (30 г на склянку води) або баритової каші (25 г на склянку води) в перші 1–2 години з надходження радіонукліда. При гострих симптомах отруєння радіонуклідом сульфат барію приймають разом із магнезією або глауберовою сіллю.

До кустарних варіантів можна відносити альгінат натрію або альгінат кальцію (харчова добавка E401) 5 г три рази на день, або 20 г одноразово. Альтернативою може бути пектин, також 5 г 3 рази на день.

Ще одним варіантом крайнього характеру є використання бетоніту шляхом додавання у воду при варінні їжі, а ще краще з цеолітами. Крім того, варто наповнити свій раціон цукатами.

4. До універсальних засобів виведення радіонуклідів можна віднести Трилон Б, Унітіол. Відповідний препарат (5% -й розчин) вводять внутрішньом'язово в кількості 5–10 мл (з розрахунку 1 мл 5% -го розчину на 10 кг ваги хворого) в першу добу кожні 6–8 годин (3–4 ін'єкції на добу), на другу добу – 2–3 ін'єкції через 9–12 год., у наступні дні – по 1–2 ін'єкції на добу) та препарат Б-190. Препарат призначається всередину в дозуванні 0,45 г (3 таблетки по 0,15 г) за 10–15 хв. до передбачуваного опромінення. Тривалість дії радіопротектора – близько 1 години. Нафтизин вводиться в обсязі 1 мл за 3–5 хв. до передбачуваного опромінення.

5. При ураженні іонізуючим випромінюванням найбільшої шкоди зазнають спинний мозок та гонади. Для допомоги при ураженні спинного мозку застосовуються ін'єкції Ондасетрону.

6. До антимуагенів належать:

- сірчані сполуки (екстракт цибулі 400–600 мг на день);
- монотерпенові сполуки (ефірні олії);
- глюкозинолати (є в харчових добавках, що містять екстракти броколі, як ВроссоМах, Індол-3 та екстракт чорного горіха, з харчових продуктів – усі види капусти, редька, гірчиця);
- поліфенольні сполуки (ізофлавонони або фітоестрогени: геністеїн, дидзеїн, глицистеїн, пептидні сполуки), що містяться в препаратах фітлайн, солгар, суперконцентрат ізофлавононів, фітоестроген;
- фітостероли, сапоніни; поліфенольні сполуки: епигаллокатехін, епикатехін, що містяться в чаї.

Таблиця 1 – Антирадіаційна аптечка

Препарат	Призначення	Спосіб прийому
Йодид кальцію	Йодна профілактика	125 мг для дорослої людини, 62,5 мг для дітей 3–12 років перші 8 днів раз на 2 доби по мірі метаболізації йоду, 32 мг для дітей від місяця до 3 років та 16 мг для немовлят однократно
Фероцин	Виведення Цезію-137	1 г три рази на день протягом 2–4 тижні
Ацетат калію	Виведення Цезію-137	1 ст. ложка 15% розчину по 5 раз на день 2–4 тижні
Полісурмін	Виведення Стронцію-90	4 г в 0,5 склянки води під час прийому їжі 3 рази на день протягом 7 днів
Адсобар	Виведення Стронцію-90	30 г на склянку води в перші 1–2 годин з надходження радіонукліда при гострих симптомах разом з магнізією або глауберовою сіллю
Трилон Б	універсальний	За інструкцією
Унгітол	універсальний	(Препарат (5% –ний розчин)внутрішньом'язово в кількості 5–10 мл (з розрахунку 1 мл 5% –ного розчину на 10 кг ваги хворого) в першу добу кожні 6–8 годин (3–4 ін'єкції на добу) , на другу добу – 2–3 ін'єкції через 9–12 год. в наступні дні – по 1–2 ін'єкції на добу)
Б-190	універсальний	всередину в дозуванні 0,45 г (3 таблетки по 0,15 г) за 10–15 хв. до передбачуваного опромінення. Тривалість дії радіопротектора – близько 1 год)
Нафтизин	універсальний	1 мл внутрішньом'язово за 3–5 хв до передбачуваного опромінення
Ондасетрон	При ураженні спинного мозку	Симптоматично по мірі повернення рвоти але не частіше раз на 4 години
Екстракт цибулі	антимутаген	400-600 мг на день з їжею
ВгосоМах	антимутаген	За рекомендованим дозуванням
Суперконцентрат ізофлавонів	антимутаген	За рекомендованим дозуванням
Вітамін В2, В6, В9	антиканцерогени	За рекомендованим дозуванням
Спіруліна	антиканцерогени	За рекомендованим дозуванням
Вітаміни А, С, Е	антиоксиданти	Максимально допустима доза
Препарат Zn-CuSe або Zn-Se	антиоксиданти	За рекомендованим дозуванням

7. Антикancerогени:

- вітамін В2 (рибофлавін); у природному вигляді міститься у дріжджах, печінці, яйцях, крупах бобовій, вівсяній, пшеничній та гречаній, молочних продуктах;
- вітамін В6 (піридоксин); у природному вигляді міститься у злаках і бобових;
- вітамін В9 (фолієва кислота); у природному вигляді міститься в зелені, паростках мікрогрину, горіхах, лимоні, йогуртах;
- хлорофіл (у препаратах спіруліни та хлорели); у природному вигляді є в усіх видах зелені та водоростей;
- калій, у природному вигляді міститься в зелені, всіх видах сушки (родзинки, чернослив, курага тощо), морепродуктах, горіхах, водоростях;

- кальцій, у природному вигляді є в сирах, інших молочних продуктах, яйцях, рибі, горіхах;
- йод, в усіх видах водоростей та морепродуктів, а також у грецькому горіху.

Таблиця 2 – Кустарна аптечка

Речовина	Походження	Призначення	Спосіб прийому
Спиртовий розчин йоду	Засіб для зовнішнього застосування	Йодна профілактика	Йодна сітка 40 крапель дорослим, 20 для дітей 3–12 років, Поновлювати кожні 2 дні, 10 для дітей від місяця до 3 років та 5 для немовлят однократно. Або титрувати тиосульфатом натрію до втрати кольору та приймати внутрішньо за тим же дозуванням
люголь	Засіб ля ротової порожнини	Йодна профілактика	Йодна сітка 40 крапель дорослим, 20 для дітей 3–12 років, Поновлювати кожні 2 дні, 10 для дітей від місяця до 3 років та 5 для немовлят однократно. Або титрувати тиосульфатом натрію до втрати кольору та приймати внутрішньо за тим же дозуванням
біфеж	Препарат ветеринарний	Виведення Цезію-137	1 г три рази на день протягом 2–4 тижні
Синя акварель	Фарба	Виведення Цезію-137	1 г три рази на день протягом 2–4 тижні
E536	Харчовий барвник	Виведення Цезію-137	1 г три рази на день протягом 2–4 тижні
Ацетат калію	Нейтралізовані оцтом зола або поташ	Виведення Цезію-137	1 ст ложка 15% розчину по 5 раз на день
E401	Харчова добавка	Виведення Стронцію-90	5 г три рази на день, або 20 г одноразово
пектин	Харчова добавка	Виведення Стронцію-90	5 г три рази на день
Ефірна олія	Будь-яка	антимутаген	Додавати кілька крапель в їжу за смаком

Таблиця 3 – Антирадіаційний раціон

Продукт	Призначення
Кілька в томаті	виведення Цезію-137, антимутаген, антиканцероген
Бетоніт в воду при варці їжі	виведення Стронцію-90
Цукати цитрусових	виведення Стронцію-90, антиоксидант
Цибуля	антимутаген, антиоксидант
Капуста, брокколі, капуста квашена	антимутаген, антиоксидант
редька	антимутаген
гірчиця	антимутаген
чай	антимутаген
Крупа бобова, гречана, пшенична, ячмінна, вівсяна, пророщене зерно	антиканцероген
горіхи	антиканцероген
Ізом, курага, чорнослив, сушка	антиканцероген, антиоксидант
Водорості сушені вакаме та норі	антимутаген, антиканцероген, антиоксидант
яйця	антиканцероген
Консерви з морської риби	антимутаген, антиканцероген
Консервована печінка	антимутаген, антиканцероген

8. Антиоксиданти:

- вітаміни А, С, Е;
- α - та β -каротин, лікопін;
- коензим Q10;
- біофлавоноїди;
- мікроелементи: цинк, купрум, селен.

У результаті було сформовано рекомендовану антирадіаційну аптечку (табл. 1), кустарну аптечку (табл. 2) та антирадіаційний раціон (табл. 3).

Висновки. Таким чином, було узагальнено різнонаправлену інформацію щодо впливу ядерної зброї та засобів виживання в ядерному конфлікті. Оцінено перспективи ураження ядерним зарядом мінімальної та максимальної потужності міста Николаєва. Укладено 3 таблиці з лікарських і продуктових засобів, що дозволять забезпечити виживання тим, хто в потрібний час знаходився в укритті.

Запропоновано створити всім університетам своєрідні капсули часу для зберігання знань, на випадок необхідності їх відновлення.

УДК 577.34+614.876+57.033

Соколенко В. Л.,

канд. біол. наук, доцент,
доцент кафедри клітинної біології
та методики викладання біологічних дисциплін,

Соколенко С. В.,

канд. біол. наук, доцент,
доцент кафедри клітинної біології
та методики викладання біологічних дисциплін,
ЧНУ ім. Богдана Хмельницького, м. Черкаси, Україна

СТАН СИСТЕМ ПІДТРИМАННЯ ГОМЕОСТАЗУ В ОСІБ, КОТРІ ПРОЖИВАЛИ НА ТЕРИТОРІЯХ ПОСИЛЕНОГО РАДІОЕКОЛОГІЧНОГО КОНТРОЛЮ

Аварія на Чорнобильській АЕС у 1986 році зумовила забруднення значних територій України радіонуклідами, зокрема довгоживучими ізотопами ^{137}Cs та ^{90}Sr . Ґрунтова активність ^{137}Cs була важливим фактором оцінки радіаційного контамінування ґрунтів, розрахунку паспортних доз і, відповідно, районування потерпілих територій. Зокрема, до IV радіаційної зони (зони посиленого радіоекологічного контролю) віднесли території із щільністю забруднення ґрунтів

ізотопами ^{137}Cs 1-5 Ки/км^2 . Останнім часом, враховуючи пройдений період напіврозпаду радіонукліда, значна частина таких територій втратили статус забруднених, а їхнє населення – статус потерпілих внаслідок аварії на ЧАЕС. Проте наявні дані про стабільно високий рівень онкологічної та тиреоїдної патологій серед мешканців IV радіаційної зони. Це свідчить про можливе порушення діяльності систем підтримання гомеостазу.

Нами проаналізовано ознаки дисфункцій регуляторних систем організму в осіб віком 18–24 роки, котрі тривалий час проживали на територіях посиленого радіоекологічного контролю.

Обстежено 350 студентів Черкаського національного університету, котрі на час моніторингу не мали гострих захворювань. Серед них виділено групи мешканців радіаційно незабруднених районів (контрольна група, 150 осіб) та осіб, котрі приїхали на навчання з територій посиленого радіоекологічного контролю (дослідна група, 200 осіб). Враховували можливість впливу додаткових стресових факторів, контрольний аналіз показників проводили у міжсесійний період, повторний – під час екзаменаційної сесії, за умов посиленого психоемоційного навантаження.

В обстежених із територій посиленого радіоекологічного контролю, у порівнянні з контролем, спостерігався перерозподіл показників лейкоцитарної формули на користь факторів неспецифічного клітинного імунітету (зростання відсотка поліморфноядерних клітин на фоні зниження показників лімфоцитарної ланки). Такі тенденції характерні для помірних стрес-індукованих змін природної резистентності та свідчать, по-перше, про стресовий вплив на організм хронічного радіаційного опромінювання малими дозами, по-друге, – є відображенням адаптивної реакції системи підтримання імунного гомеостазу на такий вплив. Стресовий ефект підтверджувався підвищеним рівнем кортизолу та інтенсифікацією окисних процесів у сироватці крові обстежених з дослідної групи. З іншого боку, в обстежених виявлено зниження фагоцитарної активності нейтрофілів та моноцитів, що свідчить про пригнічення функціонального потенціалу неспецифічної ланки імунітету.

У мешканців територій посиленого радіоекологічного контролю виявлено статистично значимо знижені, порівняно з контролем, відносна та абсолютна кількості лімфоцитів із фенотипами CD3^+ , CD5^+ , CD4^+ , CD16^+ , імунорегуляторного індексу $\text{CD4}^+/\text{CD8}^+$. Такий ефект можна вважати ознакою пригнічення адаптивних можливостей імунного гомеостазу на рівні специфічного клітинного імунітету.

Психоемоційне навантаження, зумовлене екзаменаційною сесією, призводило до зростання в обстежених із дослідної групи рівня

кортизолу та індексу окисного стресу. Відносна та абсолютна кількості Т-лімфоцитів із фенотипом CD4⁺, а також імунорегуляторного індексу CD4⁺/CD8⁺ виходили за межі гомеостатичної норми. Враховуючи значення імунорегуляторного індексу як біомаркера старіння імунної системи, отримані дані свідчать, що додатковий короточасний стресовий чинник емоційної природи посилює імуносупресію, зумовлену радіаційним забрудненням місцевості проживання обстежених, і викликає збої у гомеостатичних компенсаторних механізмах.

В обстежених з дослідної групи виявлено позитивний кореляційний зв'язок між рівнем трийодтироніну та відносною й абсолютною кількістю лімфоцитів із фенотипами CD3⁺, CD4⁺, CD16⁺, імунорегуляторним індексом CD4⁺/CD8⁺. Найбільше виражену імуносупресію виявили в осіб з ознаками гіпотиреозу. За умов додаткового психоемоційного навантаження коефіцієнт кореляції між вмістом T₃ та окремими показниками клітинної ланки імунітету знижувався. Це свідчить про радіаційно індуковане вичерпування адаптивних можливостей тиреоїдної системи та пригнічення її гомеостатичного потенціалу у реалізації інтегративної діяльності імунної системи.

В обстежених із територій, забруднених радіонуклідами, виявлено підвищення вмісту загального холестерину, особливо виражене в осіб із ознаками синдрому вегето-судинної дистонії (ВСД). Ефект реалізувався за рахунок тригліцеридів та холестерину ліпопротеїнів низької щільності (проатерогенних фракцій), що можна схарактеризувати як ознаку формування метаболічного синдрому та передумову виникнення ендотеліальних дисфункцій. Показники загального холестерину та холестерину ліпопротеїнів низької щільності варіювали залежно від тиреоїдного статусу, з можливим виходом за верхні межі гомеостатичної норми. За умов додаткового психоемоційного навантаження знижувався регуляторний ефект гормонів щитоподібної залози на рівні ліпідного обміну, що проявлялося нівелюванням кореляційних зв'язків.

Проатерогенні ефекти, своєю чергою, відбилися на показниках імунної системи. В обстежених з ознаками синдрому вегето-судинної дистонії відносна кількість функціонально зрілих Т-лімфоцитів із фенотипом CD3⁺ та їхньої хелперної субпопуляції з фенотипом CD4⁺ перебувала на нижній межі гомеостатичної норми. За умов додаткового психоемоційного навантаження статистично значимо підвищувався вміст ліпопротеїнів низької щільності та знижувався вміст ліпопротеїнів високої щільності. Між підгрупами з ознаками ВСД та без його ознак з'являлася значима різниця за показником

імунорегуляторного індексу. Перераховані особливості є ознакою участі ліпідотранспортної системи у порушенні інтегративної діяльності імунної системи за умов пролонгованого радіаційного опроміювання.

Таким чином, тривале проживання на територіях посиленого радіоекологічного контролю, сформованих унаслідок аварії на ЧАЕС у 1986 році, чинило хронічний стресовий ефект і призводило до пригнічення компенсаторних та адаптивних можливостей гомеостатичних систем організму, що максимально проявлялося за умов додаткового навантаження емоційної природи.

УДК 550.835:631.95

Хомутинін Ю. В.,

д-р с-г. наук, старший науковий співробітник,
головний науковий співробітник

Косарчук О. В.,

канд. біол. наук, старший науковий співробітник,

Поліщук С. В.,

науковий співробітник,

УкрНДІСГР НУБіП України, Київ, Україна

НАУКОВЕ ОБГРУНТОВАННЯ ПОВЕРНЕННЯ В ГОСПОДАРСЬКИЙ ОБОРОТ ВИВЕДЕНИХ ВНАСЛІДОК АВАРІЇ НА ЧАЕС СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ УГІДЬ

Ця робота присвячена науковому обґрунтуванню експертних висновків для повернення у господарське використання виведених після Чорнобильської катастрофи сільськогосподарських угідь зони безумовного (обов'язкового) відселення Житомирської області. У перші роки після Чорнобильської аварії із господарського обігу в Україні було вилучено близько 101285 га сільськогосподарських угідь. Водночас більше половини земель було механічно вилучено не за цільністю забруднення, а через низьку родючість ґрунтів та економічну недоцільність використання окремих територій, віддалених від основного господарства, розміщених серед лісових масивів або в оточенні радіаційно-небезпечних земель. Серед виведених за радіологічними показниками угідь лише 20–30 % площі становить орна земля, 3–5 % – луки і пасовиська. Зокрема, площа вилучених із використання земель Житомирської області склала 27900 га, серед яких 10600 га – сіножаті й пасовиська. За час, що пройшов

після аварії, радіологічна ситуація стабілізувалася. Тільки за рахунок радіоактивного розпаду щільність забруднення території ^{137}Cs та ^{90}Sr зменшилася більше ніж у 2 рази. Внаслідок цього, а також автореабілітаційних процесів знизилися рівні радіоактивного забруднення продукції, що дозволяє в деяких випадках розглядати питання повернення в господарський оборот виведених внаслідок аварії на ЧАЕС сільськогосподарських угідь.

Повернення в господарський обіг забруднених радіонуклідами сільськогосподарських угідь (орна земля, сіножаті й пасовиська), є одним із найбільш актуальних і складних завдань. Це особливо важливо для вирішення проблеми продовольчої безпеки України, яка загострилася через значне скорочення використання сільськогосподарських угідь у зонах бойових дій. Основою повернення в господарський оборот забруднених радіонуклідами сільськогосподарських угідь є результати радіологічного моніторингу щільності забруднення угідь ^{137}Cs і ^{90}Sr .

Критерієм можливості повернення в господарський обіг забруднених радіонуклідами сільськогосподарських угідь є величини індивідуальних доз жителів, які будуть споживати вироблену на цих угіддях продукцію. Похідними величинами від цієї дози є допустимі рівні питомої активності радіонуклідів у продуктах харчування. В Україні вміст у продуктах харчування основних дозотвірних радіонуклідів – ^{137}Cs і ^{90}Sr – регламентується гігієнічними нормативами ДР-2006. Вони не повинні перевищувати встановлених значень і мають відповідати співвідношенню (1):

$$^{137}\text{Cs} / C_{^{137}\text{Cs}}^0 + ^{90}\text{Sr} / C_{^{90}\text{Sr}}^0 < 1, \quad (1)$$

де ^{137}Cs (^{90}Sr) – питома активність ^{137}Cs (^{90}Sr) у продукції, що спостерігається, Бк/кг (Бк/л); $C_{^{137}\text{Cs}}^0$ ($C_{^{90}\text{Sr}}^0$) – допустимий рівень питомої активності ^{137}Cs (^{90}Sr) у продукції, Бк/кг (Бк/л).

Об'єктами дослідження були поля, сіножаті й пасовиська, що розташовані в Народицькому районі Житомирської області на території зони безумовного (обов'язкового) відселення (ЗБ(О)В), які були виведені з сільськогосподарського використання. Зараз вони частково неофіційно використовуються для сільськогосподарського виробництва. Ці сільгоспугіддя умовно можна розділити на три групи: перша група – угіддя знаходяться в зоні 555 кБк/м^2 (15 Ки/км^2) та вище за ^{137}Cs на травень 1986 року; друга група – угіддя знаходяться на межі зони 555 кБк/м^2 (15 Ки/км^2) та вище за ^{137}Cs на травень 1986 року; третя група – угіддя, що знаходяться поза межами цієї зони (приклад на рисунку 1).

Під час проведення радіологічних обстежень цих угідь вимірювання потужності амбієнтного еквівалента дози гамма-випромінювання (ПАЕД) проводилось за допомогою дозиметра-радіометра «Стора-ТУ». Результати вимірювань ПАЕД і координати точки вимірювання зберігались у базі даних. Паралельно відбиралися проби ґрунту, в яких визначався вміст ^{137}Cs і ^{90}Sr на гамма-спектрометрі з напівпровідниковим детектором із високочистого германію «GEM-30185» фірми «EG & ORTEC» США. Вміст ^{90}Sr у пробах ґрунту визначався після його радіохімічного виділення та вимірюванням активності його дочірнього радіонукліда ^{90}Y на бета-спектрометрі СЕБ-70 (АКП, Україна). Детально це викладено у роботі.

У цій роботі щільність забруднення ґрунту радіонуклідами (кБк/м²) і їхня питома активність в урожаї (Бк/кг) для конкретного угіддя, як при квазірівномірному, так і при нерівномірному забрудненні його радіонуклідами, є випадковими величинами, які мають відповідні логнормальні закони розподілу ймовірностей $f(x)$ (2):

$$f(X) = \frac{1}{\sqrt{2\pi} \cdot X \cdot s} e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{\ln(X) - \mu}{s} \right)^2}, \quad (2)$$

де X – значення характеристики радіоактивного забруднення; μ і s – середнє значення і стандартне відхилення логарифму величини X . Середнє геометричне (медіана) величини X дорівнює $GM = \exp(\mu)$, а стандартне геометричне відхилення – $GSD = \exp(s)$.

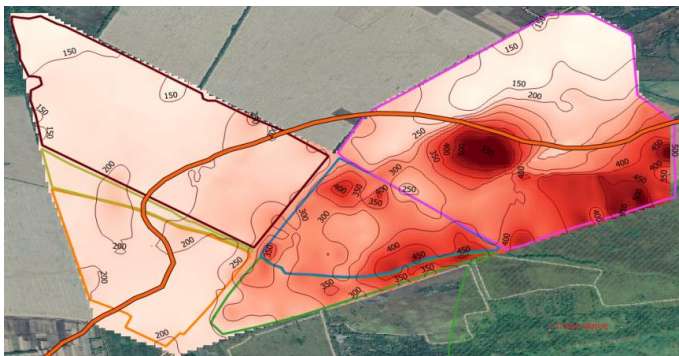


Рисунок 1 – Забруднення ^{137}Cs виведених з господарського використання сільськогосподарських угідь в околицях смт. Народичі станом на 2021 рік, (кБк/м²), що знаходилися на межі зони 555 кБк/м² (15 Кі/км²) та вище на травень 1986 року. Оцінка щільності забруднення угіддя радіонуклідами ^{137}Cs і ^{90}Sr визначалась на основі об'єднання інформації, що отримана в

результаті прямих і непрямих вимірювань, які різною мірою характеризують щільність забруднення угіддя радіонуклідом. Ця методологія детально викладена у роботі.

Для прогнозування забруднення врожаю радіонуклідами ^{137}Cs та ^{90}Sr були обрані тестові сільськогосподарські культури (картопля (бульби), соя (боби), ріпак (насіння), соняшник (насіння), зернові (зерно – жито, пшениця, овес, просо), кукурудза (зерно), що є характерними для регіону і складають основну частку посівних площ Житомирської області та Народицького району. Для виведених внаслідок аварії на ЧАЕС сільськогосподарських угідь Народицького району Житомирської області оцінено їхній радіологічний стан і можливість повернення в господарський оборот. Побудовані сучасні карти щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs і ^{90}Sr обстежених полів. Прогнозовано можливий вміст радіонуклідів ^{137}Cs , ^{90}Sr в урожаї різних сільськогосподарських культур і ризику перевищення встановлених нормативів. На прикладі розглянутих сільськогосподарських полів показано, що на них можна вирощувати без застосування контрзаходів картоплю і кукурудзу (зерно). Зернові без застосування контрзаходів також можна вирощувати на всіх полях за винятком одного поля. Ріпак (насіння) і соняшник (насіння) для обстежених полів є найбільш критичними культурами. Без застосування контрзаходів в їхньому врожаї існує значний ризик перевищення вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr встановлених нормативів. Детально це викладено у роботі.

Сіножаті й пасовиська розглядаються як кормова база великої рогатої худоби (ВРХ) для виробництва молока і м'яса в особистих підсобних господарствах. Лугове різнотрав'я у період випасання і сіно в стійловий період становлять основу добового раціону великої рогатої худоби (ВРХ). В основному саме вміст ^{137}Cs і ^{90}Sr у компонентах добового раціону ВРХ визначає їхню питому активність у молоці та м'ясі, а лугове різнотрав'я і сіно є одним із головних джерел надходження ^{137}Cs і ^{90}Sr до організму тварин.

Головною особливістю цієї роботи є той факт, що щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs і ^{90}Sr , коефіцієнти переходу ґрунт-рослини, раціон-молоко і раціон-м'язи є випадковими величинами, що підпорядковуються логнормальному закону розподілу ймовірностей. Питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у молоці та м'язах ВРХ залежить від умов утримання тварин (пасовище чи стійлове). У загальному вигляді, в першому наближенні, ці величини залежні від добового раціону кожного періоду утримання. При стабільному раціоні годування ВРХ з фіксованим добовим вмістом ^{137}Cs (^{90}Sr) вже через два-три дні встановлюється рівноважна концентрація між раціоном і

молоком (м'язами). У цьому випадку питома активність ^{137}Cs (^{90}Sr) у молоці (м'язах) ВРХ ($C_{\text{мол}}$; $C_{\text{м'яз}}$) у першому наближенні може бути розраховано за формулами (3)

$$C_{\text{мол}} = F_{\text{мол}} \cdot \sum_{j=1} m_j \cdot C_j ;$$

$$C_{\text{м'яз}} = F_{\text{м'яз}} \cdot \sum_{j=1} m_j \cdot C_j ,$$
(3)

де m_j – добове споживання j -ої компоненти раціону твариною, кг/добу; C_j – значення питомої активності ^{137}Cs (^{90}Sr) у j -й компоненті раціону тварини, Бк/кг; $F_{\text{мол}}$ ($F_{\text{м'яз}}$) – значення коефіцієнту переходу ^{137}Cs (^{90}Sr) з добового раціону в молоко (м'язи) ВРХ, доба/л (доба/кг).

Було прийнято спрощений добовий раціон ВРХ для особистих підсобних селянських господарств у пасовищний і стійловий періоди з урахуванням довідкових матеріалів, основу якого становить лучне різнотрав'я (влітку) та сіно (взимку). Також прийнято, що протягом часу випасання корова молочної породи (молочного напрямку) споживає 50 кг різнотрав'я (12 кг повітряно-сухої маси), разом із яким надходить ґрунт. У літературі кількість його надходження має різні оцінки. За даними на території зони відчуження добове надходження ґрунту пероральним шляхом із травною складає 1.0–1.5 кг на тварину. За даними в Житомирській області ця величина становить 0.5–1.0 кг. У цій роботі для моделювання питомої активності ^{137}Cs (^{90}Sr) в молоці (м'язах) ВРХ це значення прийняте рівним 0,8 кг. Корова м'ясної породи (м'ясного напрямку) споживає 40 кг різнотрав'я.

Таблиця 1 – Добові раціони ВРХ

№	Компонента раціону	Пасовищний період		Стойловий період	
		молоко (молочна порода)	м'ясо (м'ясна порода)	молоко (молочна порода)	м'ясо (м'ясна порода)
1	Вода, л	60±10	50±5	60±10	50±5
2	Різнотрав'я, сіно (повітряно-суха маса), кг	12±2	10±1	12±2	10±1
3	Комбікорм (повітряно-суха маса), кг	1±0,2	2±0,2	2±0,2	3±0,2
4	Ґрунт (повітряно-суха маса), кг	0.8±0,1	0.8±0,1	-	-
5	Картопля (природна вологість), кг			5±1	5±1

Вода також розглядається як компонент раціону ВРХ. Для моделювання надходження ^{137}Cs і ^{90}Sr в молоко і м'язи ВРХ було також прийнято, що добове споживання води однією твариною становить 60 л, як у стійловий, так і в пасовищний періоди. З метою отримання консервативних оцінок питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr в молоці та м'ясі було зроблено припущення, що тварини цілий рік споживають воду з р. Уж.

Нижче в таблиці 1 наведені прийняті у цій роботі добові раціони ВРХ, яка утримується в особистих підсобних господарствах у пасовищній (літній) і стійловий (зимовий) періоди з урахуванням довідкових матеріалів.

На основі проведеного радіологічного обстеження сіножатей і пасовиськ, що віднесені до II зони радіоактивного забруднення, побудовано детальні карти їх сучасного забруднення ізотопами ^{137}Cs і ^{90}Sr та оцінено статистичні характеристики величин забруднення. Методом статистичного моделювання (метод Монте-Карло) оцінено розподіл можливих значень питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr у молоці та м'ясі при використанні цих угідь для випасу та заготівлі сіна. Отримані результати показали, що через 35 років після аварії на ЧАЕС обстежені угіддя можуть бути повернені у господарський обіг для виробництва молока і м'яса. Без застосування протирадіаційних заходів ці угіддя можна використовувати частково (обмежені площі), а з використанням, як добавки до добового раціону, фероцину – всю обстежену територію. Детально отримані результати викладено у роботі.

УДК 57.04/574:630*1

Чорна В. І.,
д-р біол. наук, професор, завідувач кафедри екології,
Ананьєва Т. В.
канд. біол. наук, доцент, доцент кафедри екології,
ДДАЕУ, м. Дніпро, Україна

РОЗПОДІЛ ДОЗОТВІРНИХ РАДІОНУКЛІДІВ У ЕКОСИСТЕМІ ШТУЧНИХ ЛІСОВИХ НАСАДЖЕНЬ

Одним із пріоритетних заходів, спрямованих на охорону та раціональне використання земель і відтворення родючості ґрунтів є лісомеліорація. Ліси являють собою найвагоміший фактор протидії посушливому клімату південно-східних регіонів України, слугують охороні природного середовища, виконують значне ґрунтозахисне та водорегульовальне навантаження, запобігають утворенню суховіїв і пилових бур, змінюють гідрологічний режим території тощо (Травлєєв, 2005; Rozum, 2017). Розширення в умовах степової України лісових захисних, рекреаційних, декоративних, лісомеліоративних насаджень сприяє поліпшенню родючості ґрунту та збільшенню

ефективності використання природних ресурсів території. Сталий рослинний покрив затримує твердий стік, екранує частину поверхні ґрунту. Становлення і розвиток рослинного покриву супроводжується зростанням його буферної ролі в міграції радіонуклідів (Gudkov, Vinichuk, 2006).

Метою нашого дослідження стало виявлення закономірностей міграції і розподілу радіонуклідів у абіотичних і біотичних складових штучних екосистем санітарно-лісових смуг.

Проби природного матеріалу відбиралися у 2020–2021 рр. на території сільськогосподарських угідь біля с. Майорка Дніпропетровської області. Пробні ділянки вибирали за угрупованнями робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia L.*) з перевагою 60-, 15- і 5-річних дерев у віковій структурі. Потужність лісової підстилки складала відповідно 4,0; 2,5 і 1,0 см. Зразки ґрунту відбирали на глибині 20–25 см згідно ДСТУ 4287:2004.

Первинна підготовка природного матеріалу полягала у подрібненні за допомогою лабораторного млинка і висушуванні в сухожаровій шафі до постійної ваги при температурі 105°C. Питому активність радіонуклідів визначали у зразках вагою 10–20 г на сцинтиляційному спектрометрі гама-випромінювання СЕГ–001 «АКП–С» та спектрометрі бета-випромінювання СЕБ-01-150 (Україна) у Бк/кг сухої ваги.

Для оцінки загального рівня радіоактивності, що створюється у компонентах екосистеми основними дозотвірними радіонуклідами, та можливого впливу на біоту, розраховували інтегральні показники ефективної питомої радіоактивності та потужності поглиненої дози.

Інтенсивність радіаційного фону вимірювали за допомогою цифрового дозиметра-радіометра РКС-01 «Стора» (Україна). Потужність природного радіаційного фону в зоні дослідження не перевищувала встановлені санітарно-гігієнічні норми, значення коливалися від 0,085 до 0,275 мкЗв/год.

З метою дослідження особливостей розподілу радіоактивних ізотопів ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , ^{137}Cs і ^{90}Sr у біогеоценозі санітарно-захисної лісосмуги проведено радіоекологічний аналіз трьох складових елементів екосистеми штучних лісових насаджень робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia L.*) – ґрунту, лісової підстилки, листя дерев.

Рівні вмісту основних дозотворних радіонуклідів у ґрунті штучних лісових насаджень робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia L.*). Виявлено, що в літній період у пробах ґрунту концентрації ^{226}Ra варіювали від 19,8 до 27,2 Бк/кг, причому у локаціях, де переважали 60-річні стовбури, рівень вмісту ^{226}Ra у ґрунті був нижчим у

середньому на 16,1 % у порівнянні з масивами більш молодих дерев. Вміст ^{232}Th у ґрунті досліджуваних точок був більш рівномірним. Абсолютні значення питомої радіоактивності ^{232}Th виявлені в межах від 29,8 до 35,4 Бк/кг, середньостатистичне зниження у місцях зростання більш старих дерев складало 8,0 %. Рівень вмісту ^{40}K у ґрунті коливалися від 32,6 до 41,2 Бк/кг і знижувався зі зростанням віку дерев у середньому на 17,1 %.

У осінній і зимовий періоди знайдені незначні збільшення вмісту ^{226}Ra у ґрунті в середньому на 33 та 11 %, у той час, як вміст ^{232}Th знижувався на 45 %. Концентрація ^{40}K у ґрунт в зимово-осінній період зростала майже вдвічі до 73,44 та 67,58 Бк/кг. Вочевидь, значне збільшення вмісту ^{40}K пов'язано з його інтенсивним надходженням з приґрунтового шару. Отримані результати добре узгоджуються з даними інших авторів (Abba, 2018), які відмічали, що швидкість міграції радіонуклідів залежить від гранулометричного складу ґрунту в такій послідовності: $^{40}\text{K} > ^{232}\text{Th} > ^{226}\text{Ra}$.

У відповідності до «Норм радіаційної безпеки України» (НРБУ-1997) розраховували інтегральний показник ефективної питомої активності природних радіонуклідів у ґрунті та лісовій підстилці за формулою:

$$A_{\text{еф}} = A_{\text{Ra}} + 1,31A_{\text{Th}} + 0,085A_{\text{K}} \quad (1)$$

Для оцінки ризику радіаційного впливу на біоту було розраховано потужність поглиненої дози з використанням коефіцієнтів перерахунку, рекомендованих НКДАР, 2000 (Abba, 2018; Abedin, 2019; Gad, 2019):

$$D = 0,462C_{\text{Ra}} + 0,604C_{\text{Th}} + 0,0417C_{\text{K}} \quad (2)$$

Таблиця 1 – Інтегральні показники ефективної питомої радіоактивності (A) і потужності поглиненої дози (D) у ґрунті під штучними лісовими насадженнями робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia L.*)

Показник	Точка відбору проби	Літо	Осінь	Зима
Ефективна питома радіоактивність (A, Бк/кг)	1	62,0	57,63	51,30
	2	77,07	63,62	54,43
	3	59,04	54,68	55,26
Потужність поглиненої дози (D, нГр/год)	1	28,69	26,78	23, 81
	2	35,67	29,42	25,29
	3	28,8	25,40	25,67

*Примітка: 1– 60-річні дерева, 2– 15-річні дерева, 3– 5-річні дерева.

Значення інтегральних показників ефективної питомої радіоактивності у ґрунті варіювали, відповідно, від 59,04 до 77,07

Бк/кг у літній період та від 51,30 до 54,43 Бк/кг в зимовий; потужності поглиненої дози – від 28,69 до 35,67 нГр/год у літній період та від 23,81 до 25,67 нГр/год в зимовий.

Слід зауважити, що величини інтегральних показників не змінювалися значним чином на протязі досліджуваних сезонів року, що вказувало на перерозподіл радіоактивних елементів у шарах ґрунту внаслідок відмінностей у їх рухомості та міграційній здатності. Отримані дані свідчили, що рівні радіоактивності у досліджуваній місцевості були в межах допустимого радіаційного фону і не становили ризику для біологічних об'єктів (табл. 1).

Виміряні концентрації штучних радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунтовому шарі екосистеми штучної лісосмуги робінії псевдоакації були у 20–40 разів нижче порівняно з природними, що узгоджується з їх малою часткою у хімічному складі ґрунту. Рівні вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr у більшості випадків не залежали закономірним чином від вікової структури угруповань деревних насаджень робінії псевдоакації на досліджуваній території.

У осінньо-зимовий період концентрації радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунтовому шарі екосистеми штучної лісосмуги збільшувались у 1,5–2 рази, хоча й не переважали допустимих норм. Вміст ^{137}Cs у ґрунті варіював від 1,1 Бк/кг влітку до 2,33 Бк/кг восени та 2,97 Бк/кг взимку. Причому в зимовий період відзначено рівномірне зростання вмісту ^{137}Cs у ґрунті в оберненій залежності від віку деревних насаджень робінії псевдоакації. Концентрації ^{90}Sr варіювали від 0,57 Бк/кг влітку до 1,37 Бк/кг восени та 1,13 Бк/кг взимку, залежність від вікової структури деревної рослинності не відмічалась.

Рівні вмісту природних і штучних радіонуклідів у приґрунтовому шарі штучних лісових насаджень робінії псевдоакації (Robinia pseudoacacia L.). Приґрунтовий шар лісозахисної смуги складається з опадів та лісової підстилки, які утворюються опалим листям, трав'яною рослинністю та іншими природними субстратами. У лісовій підстилці інтенсивно відбуваються процеси деструкції та біохімічної трансформації рослинних залишків, тому вона виступає одним із найважливіших складників лісового угруповання та структурно-функціональним компонентом, який об'єднує абіотичні та біотичні частини біогеоценозу до цілісної системи (Цветкова, Якуба, 2011). Дослідження вмісту радіонуклідів у пробах підстилки лісозахисної смуги показали, що в літній період концентрації ^{226}Ra варіювали від 24,0 до 25,7 Бк/кг, концентрації ^{232}Th – від 32,1 до 40,2 Бк/кг, концентрації ^{40}K – від 44,4 до 55,3 Бк/кг.

В осінній і зимовий період спостерігали рівномірне зниження вмісту природних радіонуклідів у лісовій підстилці, ймовірно внаслідок їх вертикальної міграції у більш глибокі шари ґрунту. Абсолютні значення питомої радіоактивності ^{226}Ra виявлені в межах від 14,03 до 26,43 Бк/кг восени та від 11,87 до 21,97 Бк/кг взимку, сезонне зниження складало в середньому 14,5 % та 30,2 % відповідно. Рівні вмісту ^{232}Th варіювали від 7,97 до 15,97 Бк/кг восени та від 12,80 до 16,97 Бк/кг взимку, радіоактивність ^{232}Th знижувалась у середньому на 63,5 % у осінньо-зимовий сезон. Для природних радіонуклідів ^{226}Ra і ^{232}Th відмічено закономірне зниження питомої радіоактивності у приґрунтовому шарі в міру зменшення віку деревних насаджень, що найбільш вираженим було в зимовий період. Рівні вмісту ^{40}K у підстилці коливалися від 43,0 до 72,67 Бк/кг восени та від 48,43 до 58,57 Бк/кг восени. Збільшення радіоактивності ^{40}K на 24,4 % відмічалось у осінній період, ймовірно за рахунок його інтенсивного надходження у приґрунтовий шар з опалим листям.

Інтегральні показники ефективної питомої радіоактивності та потужності поглиненої дози у приґрунтовому шарі змінювалися залежно від сезону року (табл. 2).

Таблиця 2 – Інтегральні показники ефективної питомої радіоактивності (А) і потужності поглиненої дози (D) у приґрунтовому шарі штучних лісових насаджень робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia L.*)

Показник	Точка відбору проби	Літо	Осінь	Зима
Ефективна питома радіоактивність (А, Бк/кг)	1	77,43	50,56	48,60
	2	71,52	28,13	40,17
	3	81,66	50,95	33,62
Потужність поглиненої дози (D, нГр/год)	1	35,87	23,51	22,56
	2	33,11	13,08	18,67
	3	37,79	23,68	15,65

*Примітка: 1- 60-річні дерева, 2- 15-річні дерева, 3- 5-річні дерева.

Значення показників ефективної питомої радіоактивності варіювали, відповідно, від 71,52 до 81,66 Бк/кг у літній період та від 33,62 до 48,60 Бк/кг в зимовий; потужності поглиненої дози у лісовій підстилці – від 33,11 до 37,79 нГр/год у літній період та від 15,65 до 22,56 нГр/год у зимовий, що також свідчить про сезонне зниження радіаційного фону за рахунок міграції дозотвірних радіонуклідів у більш глибокі шари ґрунту.

Концентрації штучних радіоізоотопів ^{137}Cs у лісовій підстилці варіювали від 1,2 до 1,32 Бк/кг влітку, від 0,96 до 2,07 Бк/кг восени та

від 0,90 до 1,70 Бк/кг взимку. Рівні вмісту ^{90}Sr визначались у межах 0,6–0,12 Бк/кг влітку, 0,61–1,27 Бк/кг восени та 0,58–1,07 Бк/кг взимку.

Таким чином, радіоактивність штучних ізотопів ^{137}Cs та ^{90}Sr підвищувалась у осінньо-зимовий період відповідно на 22,2 % та 76,7 %. Для радіонуклідів ^{90}Sr визначалось закономірне зниження питомої радіоактивності у лісовій підстилці зі зменшенням віку деревних насаджень.

*Рівні вмісту природних і штучних радіонуклідів у листі робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia* L.) у штучних лісових насадженнях.* Рівні вмісту радіоактивних елементів визначали у листі робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia* L.), однієї з найпоширеніших деревних порід у степовій зоні для формування захисних, рекреаційних, декоративних, лісомеліоративних штучних насаджень, яка також рекомендована в ролі біоіндикатора (Алексеева, 2014). В літній період концентрації радіонуклідів у листі дерев різного віку варіювали від 9,8 до 11,3 Бк/кг для ^{226}Ra , від 10,2 до 12,4 Бк/кг для ^{232}Th та від 12,3 до 16,0 Бк/кг для ^{40}K .

Восени рівні вмісту ^{226}Ra у листі робінії псевдоакації визначалися в межах від 8,67 до 15,5 Бк/кг, ^{232}Th – від 7,4 до 11,13 Бк/кг, ^{40}K – від 16,47 до 27,07 Бк/кг. В осінній період у листовій масі спостерігали підвищення вмісту природних радіонуклідів ^{226}Ra на 18,5 % та ^{40}K – на 43,2 %. Також виявлялась обернена залежність між концентраціями радіонуклідів ^{226}Ra , ^{232}Th у листі і віком дерев робінії псевдоакації. Вочевидь, молоді дерева з більшою швидкістю накопичували радіоактивні елементи через більш інтенсивні процеси проведення розчинів та синтезу органічних речовин.

Найбільш високі концентрації природних теригенних радіонуклідів ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K і значення інтегральних показників ефективної радіоактивності та потужності поглиненої дози були виявлені у складі лісової підстилки, найменші – у листі. Багаторічні дерев'янисті рослини, на відміну від одно- і дворічних трав'янистих, акумулюють радіонукліди у деревині, корі, пагонах. І хоча основна маса радіонуклідів зазвичай сконцентровується у листі, а найменша – в деревині, багаторічний замкнутий цикл речовин: листя – лісова підстилка – ґрунт – корені – стовбур – листя може призводити до того, що радіонукліди, залучені до біологічного кругообігу, починають включатися у тканини рослинних компонентів, інтенсивно акумулюватися в їхніх багаторічних органах, зокрема в деревині, коріннях, кореневищах і виключаються із середовища.

Концентрації штучних радіонуклідів ^{137}Cs у листі дерев робінії псевдоакації визначались у межах від 0,16 до 0,39 Бк/кг у літній період

та від 0,49 до 0,80 Бк/кг у осінній. Концентрації ^{90}Sr у листі варіювали в межах від 0,05 до 0,09 Бк/кг у літній сезон та від 0,24 до 0,56 Бк/кг у осінній сезон. Низькі концентрації штучних радіонуклідів у біотичних і абіотичних компонентах екосистеми пов'язані з їх послідовним «старінням» – зменшенням радіоактивності внаслідок спливання періоду напіврозпаду, виносом за межі території за рахунок твердого і рідкого поверхневого стоку.

Незважаючи на низькі рівні вмісту штучних радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr , восени виразно прослідковувалась їх акумуляція у листі дерев, у результаті чого концентрації ^{137}Cs і ^{90}Sr зростали більш ніж у 2 рази. Крім того, у осінній період спостерігалась закономірність до збільшення рівнів вмісту штучних радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr та інтенсивності їх накопичення у листі молодих дерев акації.

Таким чином, отримані дані підтверджують значну роль штучних лісових насаджень у міграції радіоактивних елементів в екосистемі. Результати проведених досліджень дозволили зробити такі висновки.

1. Найбільш високі концентрації природних радіонуклідів ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K і значення інтегральних показників ефективної питомої радіоактивності й потужності поглиненої дози були виявлені у лісовій підстилці, найменші – у листі; значення обох інтегральних показників у ґрунті та лісовій підстилці були в межах допустимого радіаційного фону й не становили ризику для біологічних об'єктів.

2. У міру того, як збільшувався вік дерев, показники вмісту природних радіонуклідів ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K і питомої радіоактивності знижувались у поверхневому шарі ґрунту.

3. Значення показників ефективної питомої радіоактивності й потужності поглиненої дози в лісовій підстилці зменшувались впродовж осінньо-зимового періоду, що свідчить про сезонне зниження радіаційного фону за рахунок міграції дозотвірних радіонуклідів у більш глибокі шари ґрунту.

4. Зміни концентрації штучних радіоізотопів ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунті й лісовій підстилці не виявляли закономірного зв'язку з віковою структурою угруповань дендрофлори, а визначалися, ймовірно, іншими чинниками, такими як швидкість їх вивезення з біологічного кругообігу, віддаленість від джерела радіоактивності тощо.

5. У осінньо-зимовий період концентрації радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунтовому шарі екосистеми штучної лісосмуги збільшувались у 1,5–2 рази, хоча й не переважали допустимих норм.

6. Спостерігалась закономірність щодо сезонного збільшення рівнів вмісту штучних радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr та інтенсивності їх накопичення у листі переважно молодих дерев акації.

Робота виконана в межах прикладної науково-дослідної розробки Дніпровського державного аграрно-економічного університету БП-16/2020 «Оцінка якості лісової рекультивациі ґрунтів в умовах мінливості кліматичних чинників», що фінансується за рахунок коштів державного бюджету (№ держ. реєстрації 0120U102383).

УДК 57.022

Чумак А. А.,

д-р мед. наук, професор,

чл.-кор. НАМН України,

директор Інституту клінічної радіології,

ДУ «Національний науковий центр

радіаційної медицини НАМН України», м. Київ, Україна

ЕКОЛОГІЧНІ ВИКЛИКИ УКРАЇНИ

Пандемія коронавірусної інфекції SARS-CoV-2 і агресія російської федерації поставила перед Україною ряд екологічних викликів, для подолання яких необхідно прикласти чимало зусиль, причому від їх подолання залежить майбутнє не тільки самої країни, а й світу в цілому.

Перетворення деяких населених пунктів на руїни з порушенням інфраструктури, особливо водопостачання й водовідведення, створює умови для виникнення й поширення інфекційних захворювань.

Велика кількість підбитої ворожої техніки, яку треба прибрати й утилізувати, снаряди, що не розірвалися, мінування обабіч доріг і розтяжки в лісосмугах – усе це створює значні перешкоди для проведення календарних сільськогосподарських робіт, збільшує кількість необроблених земель. Навіть тимчасове виведення їх з агроценозу сприяє забур'янюванню, безперешкодному розмноженню шкідників, створюючи загрозу й для оброблених та засіяних полів. У кінцевому підсумку це впливатиме на врожайність і поповнення харчових ресурсів. Необроблені землі є ще й сприятливим середовищем для виживання і поширення іксодових кліщів, які є

носіями бореліозу, кліщових енцефалітів та інших трансмісивних інфекційних захворювань.

З початком бойових дій домінанти соціальної небезпеки перемкнулися з пандемії коронавірусної інфекції SARS-CoV-2 на війну, знівелювавши важливість таких простих, але ефективних протиепідемічних заходів, як носіння масок і соціальне дистанціювання. Карантинне і фінансове навантаження на систему охорони здоров'я на початкових етапах пандемії COVID-19 призвело до позбавлення планової медичної допомоги значної кількості пацієнтів із хронічними захворюваннями, що збільшило смертність, не пов'язану безпосередньо з SARS-CoV-2. Складною для вирішення залишається ця проблема і під час війни, коли елементами першочергової необхідності виступають вогнепальні поранення, травми, посттравматичні стресові розлади.

Проголошена на початку воєнного вторгнення єдність правлячих і опозиційних сил в органах державної влади подекуди починає зазнавати корозії, з виходом на перший план вузько партійних чи особистих інтересів на майбутніх виборах, на даному етапі це лише грає на руку агресору. Непростою залишається й ситуація в країнах Західної Європи, для яких перемога України буде вносити турбулентність в усталені зв'язки й преференції.

Таким чином, подолання екологічних викликів буде ефективним за умов комплексного підходу, починаючи з найнижчого, індивідуального рівня, коли турбота про довкілля, сортування відходів, забезпечення сталого розвитку стає способом життя. Зруйновані населені пункти повинні відбудовуватись з урахуванням попередніх недоліків і майбутніх загроз. За можливості швидке розмінування і знешкодження боєприпасів, що не вибухнули, одвічна землеробська тяга до обробітку сприятимуть збільшенню посівних площ і врожайності, зменшуючи загрози епідемічного, фітоепідемічного та продовольчого характеру. Розвиток медицини всіх форм власності має бути спрямований у першу чергу на лікування й реабілітацію постраждалих внаслідок бойових дій і збереження обмежених трудових ресурсів. Політична складова подолання екологічних викликів полягатиме в неможливості повернення до корупційних схем і обладок під ефективним контролем громадськості.

Шеметун О. В.,

д-р мед. наук, старший науковий співробітник,
завідувач лабораторії,

Талан О. О.,

канд. біол. наук, старший науковий співробітник,

Дибська О. Б.,

канд. біол. наук, старший науковий співробітник,

ДУ «Національний науковий центр
радіаційної медицини НАМН України», м. Київ, Україна

МОДЕЛЮВАННЯ РОЗВИТКУ ВТОРИННОГО РАДІАЦІЙНО-ІНДУКОВАНОГО ЕФЕКТУ СВІДКА В ЛІМФОЦИТАХ КРОВІ ЛЮДИНИ

Патологія, що спостерігається в осіб, які зазнали дії іонізуючого випромінювання (внаслідок професійної діяльності, медичних діагностичних/лікувальних процедур, в аварійних ситуаціях і т.д.) може зумовлюватись не лише прямим радіаційним ушкодженням клітин-мішеней, а й вторинними змінами у неопромінених клітинах. Здатність опромінених клітин викликати біологічні ефекти в сусідніх клітинах, що не зазнали дії радіації, віднесена до немішеневих ефектів дії іонізуючого випромінювання і була названа радіаційно-індукованим ефектом свідка. Цей феномен вперше описаний у 1992 році Н. Nagasawa і J. Little. Його існування доведено при дії всіх видів іонізуючого випромінювання. В 2018 році в світовій науковій літературі з'явилися повідомлення про те, що клітини-свідки, в свою чергу, можуть ставати індукторами пошкоджень в оточуючих або у віддалених клітинах, що дістало назву вторинного радіаційно-індукованого ефекту свідка, вивчення якого знаходиться на початковому етапі. Дослідження вторинного радіаційно-індукованого ефекту свідка є важливим для прогнозування віддалених медичних наслідків опромінення людини, зокрема розвитку онкологічної патології. Припускають, що цей феномен може обумовлювати виникнення вторинних злоякісних новоутворень радіаційного генезу, що потребує ретельного вивчення механізмів його розвитку для попередження індукції.

Оскільки характерною особливістю клітин-свідків є нестабільність геному, важливим є дослідження цитогенетичних аспектів розвитку вторинного радіаційно-індукованого ефекту свідка, що потребує створення відповідної модельної системи. В лабораторії цитогенетики ННЦРМ розпочато такі дослідження та розроблено підходи до

моделювання вторинного радіаційно-індукованого ефекту свідка, що базуються на механізмах розвитку універсального феномену ефекту свідка. Відомо, що у розповсюдженні байстендер сигналу задіяні розчинні медіатори (цитокіни, фактор Каппа, фактор некрозу пухлин, мРНК), які виходять з опромінених клітин в навколишнє середовище і спричиняють зростання рівня активного кисню й розвиток оксидативного стресу в неопромінених клітинах, що й має вплив, який пошкоджує їхній генетичний апарат. Враховуючи викладене, при моделюванні вторинного радіаційно-індукованого ефекту свідка ми використовуємо дві популяції клітин, одна з яких здатна утворювати моношар при культивуванні в умовах *in vitro* і є індуктором байстендер-сигналу за посередництва середовища своєї інкубації, інша – реципієнтом, в якій визначаються цитогенетичні показники розвитку вторинного радіаційно-індукованого ефекту свідка. Як індуктор байстендер сигналу ми використовуємо клітини недрібноклітинного раку легень людини А-549, як клітини реципієнти – лімфоцити периферичної крові людини, що є апробованим золотим стандартом для виконання цитогенетичних досліджень із радіаційного мутагенезу.

Експеримент із моделювання вторинного радіаційно-індукованого ефекту свідка проводимо в два етапи, на першому з яких середовище культивування опромінених в умовах *in vitro* рентгенівськими/гамма променями клітин-індукторів використовуємо для розвитку первинного радіаційно-індукованого ефекту свідка в неопромінених клітинах недрібноклітинного раку легень людини. На другому етапі моделювання середовище культивування первинних клітин-свідків додаємо до культуральної суміші при інкубації неопромінених лімфоцитів периферійної крові людини, в яких і визначаємо частоту всіх типів аберацій хромосом та оцінюємо зміну стабільності їхнього геному при розвитку вторинного радіаційно-індукованого ефекту свідка.

Висновки. Розроблено підходи та виконується відпрацювання методики створення модельної системи розвитку вторинного радіаційно-індукованого ефекту свідка в лімфоцитах периферійної крові людини, що дозволить дослідити його вплив на стабільність хромосом соматичних клітин і має провідне значення для розкриття механізмів радіаційно-індукованого канцерогенезу та прогнозування медичних наслідків опромінення людини.

Щербак Ю. Г.,
канд. техн. наук, доцент, доцент кафедри екології,
Щесюк О. В.,
канд. техн. наук, доцент, доцент кафедри АКТ,
Калевич Д. К.,
студент,
ЧНУ ім. Петра Могили, м. Миколаїв, Україна

ТЕХНІЧНІ АСПЕКТИ СТВОРЕННЯ УСТАНОВОК ЗНЕЗАРАЖЕННЯ ПОВІТРЯНОГО СЕРЕДАВИЩА В ПРИМІЩЕННЯХ ЛІКУВАЛЬНО-ПРОФІЛАКТИЧНИХ ЗАКЛАДІВ

Одним із важливіших етіологічних факторів виникнення захворювань медичного персоналу та пацієнтів медично-профілактичних закладів (ЛПЗ) є бактеріальна та вірусна забрудненість приміщень зазначених ЛПЗ.

У період розповсюдження пандемії коронавірусу світові й національні об'єднання фахівців у галузі вентиляції та кондиціонування, такі як ASHRAE, REHVA, AICAAAR та інші, терміново підготували й опублікували рекомендації, які пов'язані з проєктуванням та експлуатацією систем вентиляції (СВ) і кондиціонування повітря (СКП), для забезпечення нерозповсюдження коронавірусу в будівлях. Рекомендації стосуються конструктивних схем і режимів експлуатації СВ та СКП. У першу чергу йдеться про забезпечення необхідної кратності повітрообміну у приміщеннях, заборону використання рециркуляції повітря в СКВ у період ескалації розповсюдження коронавірусу, підтримку необхідної відносної вологості повітря в зимовий режим експлуатації, частоту заміни зовнішніх повітряних фільтрів і спеціальної очистки міжкімнатних каналів. У рекомендаціях ASHRAE (Американське товариство інженерів з опалення, вентиляції й кондиціонування повітря) при проєктуванні СВ та СКП вважається доцільним використання так званої витісняючої вентиляції, що повинно перешкоджати розповсюдженню вірусів.

Для забезпечення й підтримки в приміщеннях ЛПЗ заданої бактеріальної чистоти повітря необхідно передбачити в системах вентиляції й кондиціонування використання, крім фільтрів, також установки знезараження повітря з ефективністю інактивації мікроорганізмів і вірусів не менше 95%.

Під інактивацією мікроорганізмів розуміють втрату їхньої здатності до розмноження після стерилізації чи дезінфекції. Пристрої знезараження повітря автоматично підтримують нормовану ефективність інактивації мікроорганізмів і мають індикатор ефективності.

Установки знезараження повітря рекомендується розміщати в усіх приміщеннях у кінцевому пристрої припливної вентиляції для будь-яких схем СВ та СКП, в інфекційних палатах і відділеннях у кінцевому пристрої припливної СВ та на вході витяжного каналу СВ, а також у всіх приміщеннях із використанням рециркуляції повітря на припливному чи рециркуляційному повітроводах, а якщо це неможливо, то оснащати ці приміщення автономними установками знезараження повітря.

Для ряду приміщень, особливо приміщень лікарняних закладів, існують регламентовані вимоги щодо рівня знезараження в них повітряного середовища [див. Заклади охорони здоров'я. Будинки і споруди: ДБН В.2.2 – 10 – 2017. Офіц. вид. Київ : Мінрегіон України, 2017. 216 с. (Нормативний документ Держбуд України. Державні будівельні норми) та інші].

На сьогоднішній день існують декілька технологій знезараження повітря: дезінфекція хімічними реагентами, озонування, фільтрування, ультрафіолетове опромінювання, обробка сталими електричними полями або низькотемпературною плазмою, фотокаталіз та інші.

Одним із головних методів інактивації вірусів, бактерій і грибків є використання ультрафіолетової енергії. Ультрафіолетове випромінювання (ультрафіолет, УФ, UV) – це електромагнітне випромінювання, яке охоплює діапазон довжин хвиль від 100 нм до 400 нм оптичного спектру електромагнітних коливань, тобто між видимим і рентгенівським випромінюванням.

Бактерицидну дію має ультрафіолетове випромінювання з діапазоном довжин хвиль (205 – 315) нм (найбільш ефективне при довжині хвилі 254 нм), воно викликає деструктивно-модифікуюче фотохімічне пошкодження ДНК клітинного ядра мікроорганізму. Зміни в ДНК мікроорганізмів накопичуються і приводять до уповільнення темпів їх розмноження та подальшого вимирання в першому і наступному поколіннях.

Ультрафіолетове бактерицидне опромінювання повітряного середовища виконується за допомогою ультрафіолетового випромінювального обладнання, принцип дії якого заснований на пропусканні електричного розряду через розріджений газ, який знаходиться всередині герметичного корпусу, в результаті чого відбувається випромінювання певної довжини УФ-хвиль.

Випромінювальне обладнання – це бактерицидні лампи, опромінювачі та установки. Бактерицидна лампа (УФ-лампа) – штучне джерело випромінювання, у спектрі якого є переважно бактерицидне випромінювання в діапазоні довжин хвиль (205–315) нм. Використовують лампи низького й середнього тиску. В цьому випадку мається на увазі тиск усередині лампи, при якому відбувається випаровування металів (найчастіше ртуті чи її з'єднань), що приводить до випромінювання УФ-хвиль. Найбільше розповсюдження, завдяки високоєфективному перетворенню електричної енергії випромінювання, отримали розрядні ртутні лампи низького тиску, в яких процес електричного розряду в аргоно-ртутній суміші переходить у випромінювання з довжиною хвилі 253,7 нм. Ці лампи мають великий термін служби (12000 год. –16000 год.). Відомі ртутні лампи середнього тиску, які при невеликих габаритних розмірах мають більшу одиничну потужність – від 2000 Вт до 10000 Вт, що дозволяє в окремих випадках зменшити число опромінювачів у бактерицидній установці. З іншого боку, вони малоекономічні, більш дорогі, мають низьку бактерицидну ефективність при терміні служби у два рази меншому порівняно з лампами низького тиску, і тому вони не знайшли широкого використання.

Розробкою й виробництвом УФ-ламп для установок фотобіологічної дії сьогодні займається ряд відомих фірм (Philips, Osram, Radium, Sylvania, Лисма, ЛИТ, Ксенон та інші).

Для більш раціонального використання на практиці бактерицидних ламп їх вбудовують у бактерицидні опромінювачі. Бактерицидний опромінювач – це електротехнічний пристрій, який складається з бактерицидної лампи (ламп), пускорегулюючого апарату, відбивальної арматури й допоміжних елементів. За конструктивним виконанням опромінювачі діляться на три групи: відкриті, закриті й комбіновані.

У відкритих опромінювачів прямий бактерицидний потік охоплює широку зону в просторі. Вони призначені для процесу знезараження приміщень тільки за відсутності людей чи за їх короткотермінового перебування. Кріплять їх зазвичай до стелі або на стінах.

У закритих опромінювачів, їх ще називають рециркуляторами, лампи розміщуються в невеликому замкненому корпусі, і бактерицидний потік не має виходу за межі корпусу, тому опромінювачі можуть використовуватися, коли в приміщенні є люди. Енергія бактерицидного потоку дезактивує більшість вірусів і бактерій, що потрапляють у внутрішній блок разом із повітряним потоком. У корпусі опромінювача передбачені дифузори, через які за допомогою вбудованого вентилятора повітря поступає всередину

приладу, де потрапляє під джерело УФ-випромінювання в замкненому просторі внутрішнього блоку, після чого повертається в приміщення. Закриті опромінювачі розміщують, як правило, на стінах приміщень, рівномірно по периметру, по ходу руху основних потоків повітря (часто поблизу опалювальних приладів) на висоті (1,5–2) метра від рівня підлоги.

Комбіновані опромінювачі зазвичай мають дві бактерицидні лампи, які розділені між собою екраном так, щоб потік від однієї лампи направлявся тільки в нижню зону приміщення, від другої – у верхню зону. Лампи можуть вмикатися разом і окремо. Кріпляться такі опромінювачі на стіні й можуть бути з відбивачами чи без них.

Бактерицидна установка включає в себе групу бактерицидних опромінювачів. Також це може бути система припливно-втяжної вентиляції, в елементи якої вбудовуються бактерицидні лампи для подачі в приміщення незараженого повітря. Рівень бактерицидної ефективності установки задається відповідно до медико-технічних завдань на її проектування.

Тривалість роботи бактерицидної установки, за якої досягається потрібний рівень бактерицидної ефективності, різна залежно від типу опромінювача: для закритих опромінювачів (1–2) години; для відкритих і комбінованих (0,25–0,5) годин; для систем припливно-втяжної вентиляції – одна година й більше.

Бактерицидне обладнання в складі припливної СВ (СКП) дозволяє не встановлювати прилади в окремих приміщеннях, а обслуговувати цілі поверхи. Такі бактерицидні установки встановлюють усередині повітроводів чи корпуса кондиціонерів після апаратів охолодження (нагрівання). Це забезпечує незараження не тільки повітря, але й поверхонь, особливо дренажного піддону, який є зоною накопичення вологи, що сприяє розвитку мікроорганізмів.

При проектуванні бактерицидних установок швидкість повітря в каналах повітроводів приймають близько 2,5 м/с [Борисоглебская А. П. Современные методы обеззараживания воздуха в помещениях. АВОК. 2009. № 4. С. 30–36]. За цих умов час дії УФ-опромінювання на повітряний потік складає 1 с. Зазначається, що потрібна доза УФ-опромінювання для інактивації мікроорганізмів, які знаходяться і на поверхні, і в повітряному потоці, однакова. Для досягнення процесу інактивації за більш короткий час потрібні більш високі рівні опромінювання. Для цього підвищують відбивальну здатність внутрішніх поверхонь повітроводів і (чи) збільшують число ламп і їхню потужність.

Робота бактерицидних ламп може супроводжуватися виділенням озону. Наявність озону в повітряному середовищі у високих концентраціях небезпечна для здоров'я людини, тому приміщення, де розміщуються установки, повинні провітрюватися з інтенсивністю повітрообміну не менше одного крата за 15 хвилин.

Для запобігання розповсюдженню повітряно-крапельних інфекцій (стафілокок, стрептокок, туберкульоз, грип та інші) в приміщеннях із постійним перебуванням великої кількості людей або груп людей зі зниженим імунним бар'єром бактерицидні установки спільно з припливно-витяжною вентиляцією рекомендують використовувати в режимі постійної роботи.

Експлуатаційні витрати на заміну УФ-ламп низького й середнього тиску приблизно однакові, не дивлячись на те, що для тих самих умов кількість ЛСТ буде в (10–20) разів менша, ніж ЛНТ, термін служби ЛСТ удвічі коротший, і вони дорожчі, ніж ЛНТ. Зворотню стороною високої питомої потужності є низький коефіцієнт перетворення електричної енергії в бактерицидну, внаслідок чого експлуатаційні витрати на електроенергію при використанні ЛСТ як мінімум удвічі вищі, ніж при використанні ЛНТ.

Друга принципова різниця між лампами – це спектр випромінювання. Лампи низького тиску іноді називають монохроматичними, оскільки спектр їхнього випромінювання приходить на одну довжину хвилі 254 нм. Лампи середнього тиску випромінюють широкий спектр від 200 нм до 800 нм, тому їх ще називають поліхроматичними. З погляду ефективності знезараження ця різниця не має значення, оскільки потрібна доза опромінювання повинна забезпечуватися на довжині хвилі 254 нм, але в той же час широкий спектр випромінювання не виключає можливості формування побічних продуктів при знезараженні ЛСТ.

У розгорнутій доповіді детально розглянуто конструктивні варіанти виконання як автономних ультрафіолетових блоків, так і в складі централізованих СВ і СКП.

Ряд провідних фірм пропонує технологію інактивації мікроорганізмів і вірусів сталими електричними полями. Зазвичай обробка повітряного потоку здійснюється у два етапи. На першому етапі в зоні інактивації здійснюється комбінований багатократний вплив на мікроорганізми різко змінних за величиною напруженості й градієнтом сталих електричних полів та іонів протилежних знаків, що призводить до незворотного пошкодження чи повного руйнування мікробних клітин. На другому етапі в зоні фільтрації здійснюється

уловлювання уламків зруйнованих мікробних клітин і частинок в електростатичному фільтрі.

Аналіз цієї технології свідчить про такі її переваги: повне знезараження повітря від будь-яких мікроорганізмів і вірусів (включаючи вірус пташиного грипу, віспи, легіонели та інші); ефективність знезараження не залежить від виду й життєстійкості мікроорганізмів, оскільки на мікробну клітину здійснюється фізичний вплив, який призводить до її дезінтеграції (руйнування); відсутність негативного впливу на людину; можливість експлуатації установки знезараження як у безперервному, так і в періодичному режимі в широкому діапазоні температур і вологості повітря; низьке електроспоживання (5 Вт на знезараження 150 м³/год повітря); мінімальна потреба у витратних матеріалах і великий ресурс роботи (більше 5 років).

Електростатичні установки знезараження повітря випускаються як в автономному виконанні, так і у вигляді блоків для монтажу в СВ і СКП. Ефективність інактивації мікроорганізмів і вірусів у таких установках не менше 96 %, знешкоджуються частинки в діапазоні від 0,01 мкм до 10 мкм.

Для знезараження й тонкої фільтрації припливного і вивідного повітря в приміщеннях ЛПЗ можуть використовуватись установки каналного типу, які вбудовується в канал СКВ у зручному для монтажу місці (за підвісною стелею, у технічних приміщеннях і т.п.). Ефективність інактивації мікроорганізмів і вірусів в установках не менше 96 %, ефективність фільтрації відповідає фільтру високої ефективності класу Н11.

У доповіді виконано аналіз конструктивних схем автономних блоків електростатичного знезараження, а також використання зазначених блоків у складі централізованих СВ і СКП.

Важливою складовою при проектуванні, виготовленні та впровадженні технічних засобів знезараження повітря приміщень різного призначення, а особливо приміщень ЛПЗ, є розробка відповідних національних нормативно-технічних документів.

Нові обставини, з якими людині треба буде жити, постійно вимагають нових знань про СВ і СКП повітря будівель, а їхня практична реалізація – важлива загальна задача проектувальників, архітекторів, медичних працівників, інвесторів, виробників відповідної галузі, від успішного розв'язання якої залежить стан нашого здоров'я та якість життя в цілому.

Serbulova N.,
Senior lecturer, Department of Ecology,
Niepieina G.,
The head of the laboratory, Department of Pharmacy,
Pharmacology, Medical, Bioorganic and Biological Chemistry,
Petro Mohyla Black Sea National University, Mykolaiv, Ukraine

THE REALIZATION OF SUSTAINABLE DEVELOPMENT PRINCIPLES IN ECOLOGICAL EDUCATION

The relationship between a man, nature and society has been explored by many researchers. The end of the 20th and the beginning of the 21st century on our planet is characterized by political, economic, social and cultural problems and, worsening of ecological situation.

A lot of time passed, before humanity realized the ecological danger of destruction of balance in the system “Man – Nature – Society”. It becomes obvious, that harmonization of mutual relations of society and nature is becoming more important. The last 20 years of the 20th century by the decision of UNESCO are proclaimed as years of ecological education. Intensive development of ecological education becomes the actual task for all countries and is one of the ways of overcoming the global ecological crisis.

Ecological education is the process of creating an ecological understanding or literacy whose dimensions and parameters have changed through time both in regard to and in relation with the development of ecology as a science and the needs the user/learner.

The goal of environmental education is to develop a world population that is aware of, and concerned about, the environmental and its associated problems, and which has the knowledge, skills, attitudes, motivations and commitment to work individually and collectively towards solutions of current problems and the prevention of new ones (The Belgrade Charter, UNESCO, 1976).

The world's first intergovernmental conference on environmental education adopted the Tbilisi Declaration in 1978. This declaration built on the Belgrade Charter and established three broad goals for environmental education. These goals provide the foundation for much of what has been done in the field:

- to foster clear awareness of, and concern about, economic, social, political and ecological interdependence in urban and rural areas;

- to provide every person with opportunities to acquire the knowledge, values, attitudes, commitment and skills needed to protect and improve the environment;
- to create new patterns of behavior of individuals, groups and society as a whole towards the environment.

As the field of environmental education has evolved, these principles have been researched, critiqued, revisited, and expanded. They still stand as a strong foundation for a shared view of the core concepts and skills that environmentally literate citizens need. Since 1978, bodies such as the Brundtland Commission (Brundtland, 1987), the United Nations Conference on Environment and Development in Rio (UNCED, 1992), the Thessaloniki Declaration (UNESCO, 1997) and the World Summit on Sustainable Development in Johannesburg (United Nations, 2002) have influenced the work of many educators, highlighting the importance of viewing the environment within the context of human influences. This perspective has expanded the emphasis of environmental education, focusing more attention on social equity, economics, culture, and political structure.

Environmental education is rooted in the belief that humans can live compatibly with nature and act equitably toward each other. Another fundamental belief is that people can make informed decisions that consider future generations. “Environmental education aims for a democratic society in which effective, environmentally literate citizens participate with creativity and responsibility” (NAAEE, 2000).

Best education practices derived from environmental education principles (NAAEE, 2000)

1. Incorporate training for skills and understandings significant for environmental literacy.

- Questioning and analysis skills.
- Knowledge of environmental processes and systems.
- Skills for understanding and addressing environmental issues.
- Personal and civic responsibility.

2. Apply a basic understanding of the goals, theory, practice, and history of the field of environmental education.

- Fundamental characteristics and goals of environmental education.
- How environmental education is implemented.
- The evolution of the field of environmental education.

3. Apply professional responsibilities.

- Exemplary environmental education practice.
- Emphasis on education, not advocacy.
- Ongoing professional development.

4. Combine the unique features of environmental education with the fundamentals of high-quality education to design and implement effective instruction.

- Knowledge of learners.
- Knowledge of instructional methodologies.
- Planning for instruction.
- Knowledge of environmental education materials and resources.
- Technologies that assist learning.
- Settings for instruction.
- Curriculum planning

5. Foster learning. Enable learners to engage in open inquiry and investigation, especially when considering environmental issues that are controversial and require students to seriously reflect on their own and others' perspectives. Provide:

- A climate for learning about and exploring the environment.
- An inclusive and collaborative learning environment.
- Flexible and responsive instruction.

6. Make assessment and evaluation integral to instruction and programs.

The development of ecological education in different countries varied. However, it is possible to trace certain tendencies which are general for the modern stage of development of ecological education in different countries.

In general, the development of ecological education depends on the country and the level of ecological science development. On a certain stage of development of natural knowledge ecology became a science about the mutual relations between organism and the environment. In the 20th century ecology began to be examined as an integral part of knowledge. Ecological knowledge became actual and its ideas found the reflection in maintenance of ecological education in different countries.

Gradually teaching and educational establishments of different levels were included (preschool – school – higher school – distant education) in the system of ecological education. The global tendency at the modern stage of its development is a tendency of change of ecological education priorities, claims of new ideology. This ideology is a basis for sustainable development of society.

Sustainable development of society – is modern, most widespread conception of co-operation of society and nature, which is now followed by many countries. It is interesting to investigate the sustainable development phenomena. Humanity lives in two worlds: a biosphere and technosphere or civilization. Balance between them creates necessary conditions for the existence and development of humanity.

Scientists from different countries began to use strategy of “continuous” or “sustainable development” beginning from 80s of the 20th century. The

advancement of this conception appeared as the result of re-trying to understand traditional model of development and aspiration of humanity to find an exit from ecological crisis. A primary aim in future for all countries of the world is to put advancement by sustainable development of society for which the necessities of the present are satisfied without a threat to satisfy the necessities of future generations. Sustainable development of humanity foresees mutual concordance of economic, ecological and social factors of development. Humanity realized that it is a unique possible way for survival and development.

The necessity of ecological revolution of consciousness in this strategy is installed. This foresees overcoming approaches which accent only economic development and does not pay proper attention to ecological activity as an inwardly cultural factor.

This paper focuses on practical methods of achievement of overcoming technocratic style of thought, change of the personality setting on implementation of decisions on position of responsible and independent decision-making in the conditions of freedom choice. There are humanization and humanitarization of ecological education.

Humanization of scientific cognition is related to strengthening of ethical aspects of modern ecological science. The directions of priority are becoming those branches of science and technique, which are able to provide scientifically based usage of nature, prevent the lost balance in nature, guarantee protection against elemental development of science which enable to result in all mankind catastrophe. Realization of ideals of humanism in ecological education is in education of love and careful attitude toward nature; appearance of personal responsibility for the consequences of nature-usage.

The humanitarization tendency in scientific cognition is related to the change of object of study of natural and engineering's sciences. It is already not the phenomena and conformities with the law in natural sciences or technical developments in itself, but their complex study, which includes their display in man's activity.

The leading direction of humanitarization of ecological education is integration of knowledge of different educational disciplines on the unique methodological basis. It takes place by the study of objects in the system (nature – science – technique – society – man). This chart is general for an update and ecologization of traditional educational disciplines, the development of the integrated ecological courses and new curriculum.

The ultimate goal of realization of humanization and humanitarization of ecological education is making ideals of humanisms evident to citizens, forming the system of ecological knowledge, persuasion, new methods of activity.

In general, this description shows the primary aim of the modern stage of ecological education. It's the development of ecological culture which is apparent in all kinds and results of human activity, related to cognition and transformation of nature, expresses characteristic and qualitative level of mutual relations between society and nature.

Consequently, on the modern stage the development of social ecology (a new part of ecology) allowed to bring ecological education in different countries to advancement of high purpose such as development of ecological culture in every personality and in society. It will serve as the guarantee of saving the life on a planet, and the guarantee of the safety of civilization and its sustainable development.

This paper is based on several scientific papers and I would like to thank the authors.

UDC 582.287.539.16 : 546.36

Zarubina N. E.,

Ph.D, Senior Staff Scientist., S.S.S.,
INR of NAS of Ukraine, Kyiv, Ukraine,

Ponomarenko L. P.,

Ph.D., Associate Professor
National Technical University of Ukraine
«Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute», Kyiv, Ukraine

¹³⁷Cs IN SOIL OF FOREST ECOSYSTEMS IN THE EXCLUSION ZONE OF THE CHERNOBYL NPP

The aim of the work was to study the seasonal variations in the content of ¹³⁷Cs in soil of forest ecosystems during the calendar year at a remote stage of the development of the accidental situation. This article discusses changes in the concentration of this radionuclide in the soils (layer-by-layer) of forest ecosystems in the exclusion zone of the Chornobyl nuclear power plant.

We studied changes of the concentration of ¹³⁷Cs in the soil of forest ecosystems on the territory of the exclusion zone of the Chornobyl NPP (ChNPP). Sampling sites are located at different distances and directions from the Chornobyl NPP. The sampling sites within the Chernobyl exclusion zone possess the following coordinates: Dytiatky (30°07'21.83"E, 51°07'13.37"N), Paryshiv (51°17'57.54"E, 30°18'17.43"N), Leliv (30°09'36.63"E, 51°19'19.74"N). Layer A_{0l} at all sites consists of needles, bark, cones, and branches. The layer thickness A_{0f} + A_{0h} is 7 cm at the Paryshiv and Leliv sampling sites. On the territory of the Dytiatky sampling site, the layer thickness A_{0f} + A_{0h} is 1.5 cm. The type of ecotope is A1.

Soil samples were taken from 2013 to 2015 once every two weeks. An exception is the beginning of 2013, when samples were taken once a month (January, February and March 2013). The soils were taken with a cylindrical plastic sampler with a diameter of 60 mm using an envelope method with a step of 1 m: 4 samples in the corners of the square and 1 sample in the center.

In laboratory conditions, samples were removed from the samplers, and were divided into layers. The soils of each layer from all 5 samplers were mixed, obtaining a representative sample for each soil layer. The soil layers A_0l (litter), A_0f+A_0h (fragmentation and humus horizon), 0–5 and 5–10 cm were selected. Samples of soil layers 0–5 and 5–10 cm were separated from plant roots using laboratory sieves with different hole diameters. Fungal mycelium was not removed from the soil samples.

The samples were dried at room temperature for 2 weeks to 1 month. Immediately before to measurements, the weighed samples were taken from the dried samples, which were placed in an oven (at the temperature of 65° C) for 12 hours. After additional drying, the prepared samples were placed in a disposable calibrated plastic dish with a diameter of 90 mm for gamma-spectrometric measurements.

^{137}Cs specific activity measurements were performed employing a CANBERRA gamma-spectrometric set-up based on a coaxial highly pure HPGe semiconductor detector, model GC6020. The detection unit was covered with 100-mm lead protection allowing effective measurements of samples with comparatively low radionuclide specific activity.

The measurement time was from 600 to 14,400 seconds depending on the specific activity of radionuclides. The measurement errors of this series of samples did not exceed 10% and, as a rule, were within the limits of 3–5% of the radionuclide activity.

When carrying out research on the content of radiocaesium (^{137}Cs in this work with a half-life of about 30 years) in the same object, it is necessary to exclude the influence of the physical decay of this element on it. Recalculation of the results was carried out on the “zero” date of the event (for 1986/04/26) according to the formula of radioactive decay. The data obtained in this way excluded the influence of that part of the radionuclide that had decayed on the date of each specific sampling. In the study the values of ^{137}Cs activity concentrations in different soil layers are shown, being recalculated using the radioactive decay formula.

The ^{137}Cs specific activity in samples (dry weight) is given in Bq/kg.

As a result of the research, significant fluctuations in the levels of specific activity of ^{137}Cs in all studied soil layers during the calendar year were recorded on the territories of the sampling sites. The maximum changes in the concentration of radiocaesium (up to 20 times) were

observed at Leliv and Dytiatky sampling sites in the soil layer of 5–10 cm. At the same time, for Paryshiv sampling site, these changes over of one year in the 5–10 cm layer are less than 12 times and the maximum differences in the content of this radionuclide are noted in the layer of 0–5 cm – 15 times. There is a sharp drop/increase (5-6 times) in the levels of specific activity of ^{137}Cs (in rare cases up to 14 times – at Leliv sampling site layer 5–10 cm 400 Bq/kg dry weight 2014/12/24 and 5770 Bq/kg dry weight 2015/01/13) during two samplings (Fig.).

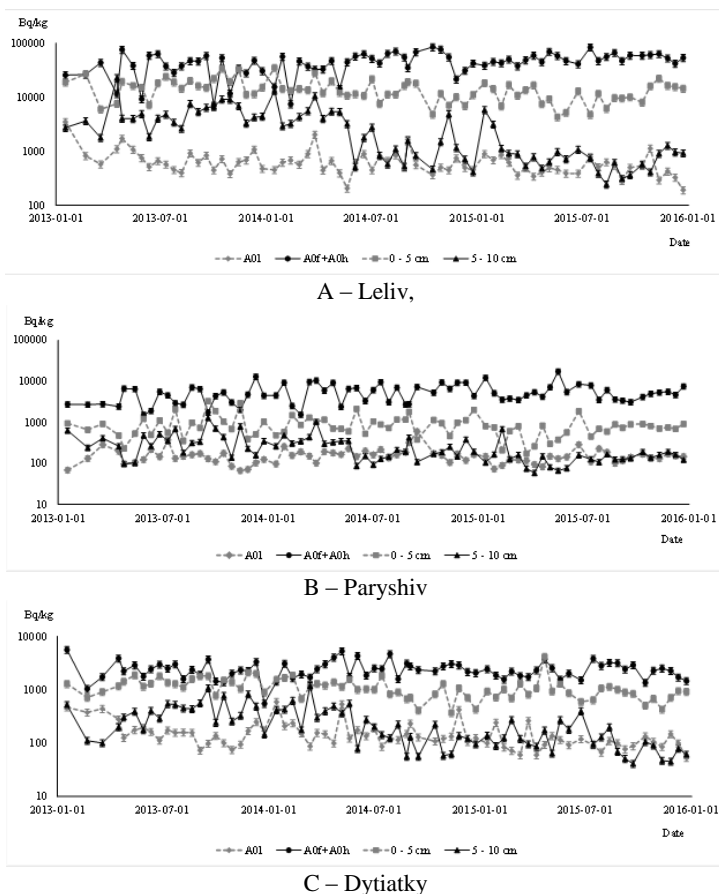


Figure 1 – Specific activity of ^{137}Cs in soil, Bq/kg dry weight.

At the sampling sites, depending on the date of sampling, from 65 to 85% of the total ^{137}Cs reserve in soils is in the layer $A_{0f}+A_{0h}$. However,

several times during the study period, the content of ^{137}Cs in the soil layer 0-5 cm exceeds its content in the forest litter layer at each of the sampling sites. The sampling date with a recorded excess of caesium content in the soil layer of 0-5 cm differs for each sampling site, i.e. this process is not logical and can be considered a random event.

The studies have found that in the area of the sampling sites there is no decrease in the specific activity of ^{137}Cs in the A_0f+A_0h layer during the study period. In other soil layers (A_0l , 0–5 and 5–10 cm), a decrease in ^{137}Cs content was noted in the territory of all sampling sites. The maximum rate of decrease in concentrations of radiocaesium is typical for a soil layer of 5–10 cm at all sampling sites.

The Spearman correlation coefficient between the ^{137}Cs content in each soil layer at all sampling sites was calculated (Table 1). At all sampling sites, the correlation was not found between fluctuations in the ^{137}Cs content in A_0f+A_0h and other soil layers. The maximum obtained value of the correlation coefficient corresponds to a pair of 0-5 and 5–10 cm. For Leliv and Dytiatky sampling sites, the correlation coefficient is significant and indicates the presence of a noticeable relationship between fluctuations in the concentration of ^{137}Cs activity in layers 0–5 and 5–10 cm. Coefficient 0.417 for Paryshiv sampling site indicates that there is a moderate relationship between changes in concentrations of radiocaesium in soil layers of 0–5 and 5–10 cm throughout the research.

The studies have shown that for sites with a similar composition of soils located at a relatively small distance from each other, there is no single pattern of fluctuations in the specific activity of ^{137}Cs in soils during the calendar year. This conclusion is also confirmed by the absence of the correlation dependence of the equivalent dose rate fluctuations at the following sampling sites: Leliv-Paryshiv – 0.203; Leliv-Dytiatky – 0.079; Paryshiv-Dytiatky – 0.388.

Table 1 – Spearman correlation coefficients between the content of ^{137}Cs in various soil layers in the territory of sampling sites

Layers	Leliv	Paryshiv	Dytiatky
$A_0l - A_0f+A_0h$	-0.036	0.030	0.075
$A_0l - 0-5\text{cm}$	0.149	0.145	0.076
$A_0l - 5-10\text{ cm}$	0.309	0.149	0.206
$A_0f+A_0h - 0-5\text{cm}$	-0.255	0.101	0.169
$A_0f+A_0h - 5-10\text{ cm}$	-0.495	-0.275	-0.047
0-5cm – 5-10 cm	0.540	0.417	0.680

The studies have shown that for sites with a similar composition of soils located at a relatively small distance from each other, there is no single

pattern of fluctuations in the specific activity of ^{137}Cs in soils during the calendar year. This conclusion is also confirmed by the absence of the correlation dependence of the equivalent dose rate fluctuations at the following sampling sites: Leliv-Paryshiv – 0.203; Leliv-Dytiatky – 0.079; Paryshiv-Dytiatky – 0.388.

The Spearman correlation coefficient was calculated between the content of ^{137}Cs in different soil layers and the amount of precipitation preceding samplings for different time intervals (Table 2). Analyzing the obtained values of the coefficients, it can be argued that between these parameters the correlation does not reach the level of statistical significance and, therefore, precipitation does not directly affect the processes of ^{137}Cs redistribution in the soil at the sampling sites. Air temperature is also not a factor in this process.

Table 2 – Spearman correlation coefficients between the specific activity of ^{137}Cs in various soil layers and the amount of precipitation, air temperature preceding the sampling

	Leliv				Paryshiv			
	A ₀ l	A ₀ f+A ₀ h	0–5 cm	5–10 cm	A ₀ l	A ₀ f+A ₀ h	0–5 cm	5–10 cm
60 days	0.182	0.056	-0.074	0.106	0.106	-0.102	-0.027	0.033
30 days	0.130	0.057	-0.142	0.036	0.087	-0.065	0.018	0.012
14 days	0.031	-0.001	-0.033	0.058	0.090	-0.109	-0.037	0.042
7 days	0.031	-0.050	-0.090	-0.007	0.098	-0.069	-0.070	-0.003
5 days	0.020	-0.038	-0.087	0.003	0.141	-0.030	-0.047	-0.021
3 days	0.077	0.012	-0.120	0.036	0.079	0.032	-0.085	-0.050
1 day	0.092	0.033	-0.054	0.020	0.198	0.058	0.040	0.031
t ⁰ C	0.034	0.179	0.002	-0.115	0.110	0.065	0.013	-0.121

Significant fluctuations in the levels of the specific activity of ^{137}Cs in the soil of forest ecosystems can be associated with the specific nature of this object. According to data from the literature, the soil appears to be a very heterogeneous environment with many different microzones. The total length of fungal hyphae is from hundreds of meters to kilometers per 1 g of soil. The number and types of fungi present in each individual soil sample is unknown. According to data from the literature, fungal mycelium can contain from 10 to 63% of the total ^{137}Cs in forest biogeocenosis. Data from the literature indicates that all ^{137}Cs in the soil can be accumulated by fungi. Macromycete fungi are the maximum stores of this radionuclide at our research sampling sites on data from the literature. According to data from the literature, differences in the ^{137}Cs content in fungi of different species can be more than 10 times. It can be assumed that the observed abrupt

changes in the content of radiocaesium in soils are associated with differences in the number and type of fungi present in each soil sample.

Carrying out sampling in natural conditions, each time soil, that is not identical in fungal content, is taken. This is also true when sampling is carried out at the same small-sized test site and the range of variation of an exposure dose rate (taken into account when laying the sites). Given the above, it is not possible to fix the seasonal patterns of changes in the content of ^{137}Cs in soils.

With a decrease in the amount of soil biota in the mineral layers of the soil, the movement of ^{137}Cs in these layers can be carried out more intensively than in the layer of forest litter. This may explain significantly larger jumps in the levels of the specific activity of radiocaesium in the soil in a layer of 0-5 and 5-10 cm.

As a result of the studies, it was found that the content of ^{137}Cs changes stepwise during the calendar year in the soils of forest ecosystems in the Chernobyl exclusion zone, regardless of the direction and distance from the ChNPP. These abrupt changes in the concentrations of radiocaesium for each soil layer are not associated with the season of the year. Intermittent changes in the equivalent dose rate at the sites are also noted.

The maximum content of ^{137}Cs is characteristic of the forest litter layer. The maximum correlation coefficients were obtained for changing the concentration of this radionuclide in layers of 0–5 and 5–10 cm.

It was not possible to establish the dependence of changes in the levels of the specific activity of ^{137}Cs on the amount of precipitation and air temperature preceding taking the samples.

It has been suggested that the inability to establish the presence of seasonal changes in the content of ^{137}Cs in soils is due to its heterogeneity (different amounts of fungal mycelium and possibly other species of soil biota, in each sample).

ЗМІСТ

ПРОГРАМА. XVII наукова конференція «Радіаційна і техногенно-екологічна безпека людини та довкілля: стан, шляхи і заходи покращення»	1
ТЕЗИ. XVII наукова конференція «Радіаційна і техногенно-екологічна безпека людини та довкілля: стан, шляхи і заходи покращення»	8
Бурдо О., Вишневський Д., Ішніва Хіроко, Нанба Кенджі, Рябченко Н., Липська А. Видові та чисельні коливання у популяції мишо-подібних гризунів що мешкають на оголеному дні водойми охолоджувача ЧАЕС	9
Ганжа О. Б., Родіонова Н. К., Липська А. І. Гематологічні показники індикаторних видів мишоподібних гризунів	13
Григор'єва Л. І. Радіоактивні загрози над територією України	18
Григор'єва Л. І., Матвєєва І. В., Алексєєва А. О. Метод камерних моделей у задачах визначення допустимого скиду радіонуклідів за екологічним критерієм	21
Гриневич Ю. П., Маковецька Л. І., Липська А. І., Бурдо О. О. Активність каталази у крові та вміст відновленого глутатіону в печінці мишоподібних гризунів (<i>Myodes glareolus</i> та <i>Apodemus flavicollis</i>) за разового тотального опромінення	25
Гудков І. М. Ефект свідка в радіобіології і позбута гіпотеза про радіотоксини	30
Главін О. А., Дьоміна Е. А., Дружина М. О., Михайленко В. М., Маковецька Л. І., Маковецька Л. І. Окисний стан крові та ступінь пошкоджень хромосомного Апарату і апоптичної загибелі лімфоцитів у професіоналів, які зазнають тривалого впливу малих доз іонізуючого випромінювання	35
Дрозд І. П., Павловський В. В. До питання удосконалення дозиметричного супроводу радіобіологічних експериментів на дрібних лабораторних тваринах	39

Іванова О. М., Масюк С. В., Бойко З. Н., Чепурний М. І., Будерацька В. Б., Жадан Н. С., Горбачов С. Г. Реконструкція доз опромінення червоного кісткового мозку радіонуклідами стронцію для населення України, постраждалого внаслідок аварії на ЧАЕС	46
Кагляр О. Є., Гудков Д. І., Кіреєв С. І., Юрчук Л. П., Поморцева Н. А., Пришляк С. П., Дроздов В. В., Меньковська М. О. Динаміка потужності внутрішньої дози опромінення риб у водоймі-охолоджувачі Чорнобильської АЕС внаслідок зміни гідрологічного режиму	51
Курінний Д. А., Демченко О. М., Романенко М. Г., Рушковський С. Р. Особливості реалізації радіаційно-індукованих пошкоджень геному в соматичних клітинах осіб-носіїв мутації 5382insC в гені <i>BRCA1</i>	55
Курінний Д. А., Земскова О. В., Демченко О. М., Романенко М. Г., Рушковський С. Р. Зв'язок метилування гена <i>MGMT</i> в клітинах гліобластоми з особливостями відповіді нетрансформованих клітин хворих на дію іонізуючого випромінювання	58
Курочкіна В. А., Циганок Т. В., Бездробна Л. К. Цитогенетична оцінка дози внутрішнього опромінення людини радіоізотопом ¹³⁷ Cs	60
Курята М. С., Василенко В. В., Морозов В. В., Литвинець Л. О., Крамаренко М. С. Оцінка рівнів споживання основних продуктів харчового раціону мешканців радіоактивно забруднених територій Київської, Рівненської, Житомирської областей у 2019–2022 рр. та їх динаміка	66
Макарова О. В., Алексєєва А. О., Григор'єва Л. І. Донні відкладення водосховищ пониззя р. Південний Буг як депо техногенних радіонуклідів	71
Маковецька Л. І., Дьоміна Е. А., Дружина М. О. Визначення біохімічних предикаторів радіочутливості немалігні-зованих клітин хворих онкогінекологічного профілю	75
Неумержицька Л. В. Молекулярно-генетичні дослідження геному хворих на Ph-негативні мієлопроліферативні неоплазії, що зазнали впливу іонізуючої радіації внаслідок аварії на Чаес	79

Носач О. В., Чумак А. А. Алгоритм поглибленого лабораторного моніторингу стану хворих з неалкогольною жировою хворобою печінки, які зазнали дії факторів Чорнобильської аварії	82
Почапінський О. Д., Лавренчук Г. Й., Талько В. В., Атаманюк Н. П., Чернишов А. В., Дмитрієва І. Р. Особливості впливу світла червоного діапазону на неопластичні клітини людини <i>in vitro</i> залежно від умов опромінення	87
Прилипо В. А., Озерова Ю. Ю., Морозова М. М., Пелюх О. О. Радіаційні чинники у формуванні здоров'я населення зони спостереження АЕС	92
Ракша-Слюсарєва О. А., Коваленко П. Г., Слюсарєв О. А., Боева С. О., Сєрих Н. О., Тарасова І. А., Рябко А. С., Маричев І. Л. Вплив комбінованої дії низької інтенсивної природної іонізуючої радіації та техно-генного навантаження на показники червоної крові жінок-мешканок різних регіонів України	97
Родіонова Н. К., Липська А. І., Рябченко Н. М., Ганжа О. Б., Бурдо О. О. Особливості функціонування кровотворної системи мишоподібних гризунів з природних популяцій Чорнобильської зони відчуження за впливу малих доз іонізуючого випромінювання	102
Случак О. І. Засоби та прийоми цивільного захисту населення в умовах обмеженої та повномасштабної ядерної війни.....	107
Соколенко В. Л., Соколенко С. В. Стан систем підтримання гомеостазу в осіб, котрі проживали на територіях посиленого радіоекологічного контролю	116
Хомутінін Ю. В., Косарчук О. В., Поліщук С. В. Наукове обґрунтування повернення в господарський оборот виведених внаслідок аварії на ЧАЕС сільськогосподарських угідь.....	119
Чорна В. І., Ананьєва Т. В. Розподіл дозотвірних Радіонуклідів у екосис-темі штучних лісових насаджень	124
Чумак А. А. Екологічні виклики України	131
Шеметун О. В., Талан О. О., Дибська О. Б. Моделювання розвитку вторинного радіаційно-індикуваного ефекту свідка в лімфоцитах крові людини	133

<i>Щербак Ю. Г., Щесюк О. В., Калевич Д. К.</i> Технічні аспекти створення установок знезараження повітряного середовища в приміщеннях лікувально-профілактичних закладів	135
<i>Serbulova N., Niepieina G.</i> The realization of sustainable development principles in ecological education	141
<i>Zarubina N. E., Ponomarenko L. P.</i> ¹³⁷ Cs in soil of forest ecosystems in the exclusion zone of the Chernobyl NPP	145

ДЛЯ НОТАТОК

Редактор *Н. Лебединцева*.
Технічний редактор, комп'ютерна верстка *Н. Кардаш*.

Підп. до друку 27.06.2022.
Формат 60x84¹/₁₆.
Гарнітура «Times New Roman».
Ум. друк. арк. 9,3. Обл.-вид. арк. 7,92.

Видавець і виготовлювач: ЧНУ ім. Петра Могили.
54003, м. Миколаїв, вул. 68 Десантників, 10.
Тел.: 8 (0512) 50-03-32, 8 (0512) 76-55-81, e-mail: rector@chmnu.edu.ua.
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК № 6124 від 05.04.2018.

АДРЕСА ОРГКОМІТЕТУ:

ОЛЬВІЙСЬКИЙ ФОРУМ – 2022:

СТРАТЕГІЇ КРАЇН ПРИЧОРНОМОРЬСЬКОГО РЕГІОНУ
В ГЕОПОЛІТИЧНОМУ ПРОСТОРИ

XVI Міжнародна наукова конференція

Чорноморський національний університет
імені Петра Могили,
вул. 68 Десантників, 10,
м. Миколаїв, 54003, Україна

Тел.: 8 (0512) 50–03–32,

8 (0512) 76–55–81,

8 (0512) 76–55–99,

факс: 50–00–69, 50–03–33,

E-mail: avi@chmnu.edu.ua, rector@chmnu.edu.ua

