

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ПОЛІСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Факультет Лісового господарства та екології

Кафедра екології

Кваліфікаційна робота

на правах рукопису

Якусевич Тарас Ігоревич

УДК 574.5 (546.42:546.36)

КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

**ОЦІНКА ДОЗОВИХ НАВАНТАЖЕНЬ ОСНОВНИХ
ДОЗОФОРМУВАЛЬНИХ РАДІОНУКЛІДІВ НА БІОТУ ВОДНИХ
ЕКОСИСТЕМ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ**

Спеціальність 101 – Екологія

Подається на здобуття освітнього ступеня Магістр

Кваліфікаційна робота містить результати власних досліджень.
Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на
відповідне джерело

Якусевич Т.І.

Науковий керівник:

Зимароєва А.А.

Доктор с.-г. наук, доцент

Житомир-2024

АНОТАЦІЯ

Якусевич Т.І. Оцінка дозових навантажень основних дозоформувальних радіонуклідів на біоту водних екосистем Чорнобильської зони відчуження – Кваліфікаційна робота на правах рукопису.

Кваліфікаційна робота на здобуття освітнього ступеня Магістр за спеціальністю 101 – Екологія. – Поліський національний університет, Житомир, 2024.

Кваліфікаційна робота присвячена вивченню та оцінці дозових навантажень основних дозоформувальних радіонуклідів на біоту водних екосистем Чорнобильської зони відчуження. Під час досліджень визначено внесок різних фізико-хімічних форм радіонуклідів у потужність поглинутої дози зовнішнього та внутрішнього опромінення водяних рослин та двостулкових молюсків. Встановлено, що джерелами іонізуючого опромінення рослин водою Чорнобильської зони відчуження є радіонукліди, котрі надходять із забрудненої води, повітря та донних відкладів і накопичуються у тканинах водяних рослин. Переважний внесок у формування потужності поглиненої дози за рахунок інкорпорованих у вищій водянній рослинності радіонуклідів обумовлений радіоактивним стронцієм. Опромінення двостулкових молюсків відбувається через забруднені донні відклади, воду (зовнішнє опромінення) та радіонукліди, які інкорпоровані в молюсках (внутрішнє опромінення). Двостулкові молюски із водойми-охолоджувача ЧАЕС отримують у шість разів меншу дозу зовнішнього опромінення від ^{90}Sr , ніж молюски з озера Глибоке і у два рази меншу дозу від ^{137}Cs , але вона є у чотири рази більшою, ніж у молюсків з озера Далеке.

Ключові слова: Чорнобильська зона відчуження, вища водяна рослинність, двостулкові молюски, фізико-хімічні форми радіонуклідів, потужність поглиненої дози, внутрішнє опромінення, зовнішнє опромінення

ANNOTATION

Yakusevych T.I. Estimation of dose loads of the main dose-forming radionuclides on the biota of aquatic ecosystems of the Chernobyl Exclusion Zone – Qualification work on the rights of a manuscript.

Qualification work for the degree of Master in the specialty 101 – Ecology. – Polissia National University, Zhytomyr, 2024.

The qualification work is devoted to the study and assessment of dose loads of the main dose-forming radionuclides on the biota of aquatic ecosystems of the Chernobyl Exclusion Zone. During the research, the contribution of different physicochemical forms of radionuclides to the absorbed dose rate of external and internal irradiation of aquatic plants and bivalves was determined. It has been established that the sources of ionizing radiation exposure of plants in the Chernobyl Exclusion Zone water bodies are radionuclides coming from contaminated water, air and bottom sediments and accumulating in the tissues of aquatic plants. The predominant contribution to the formation of the absorbed dose rate due to radionuclides incorporated in higher aquatic vegetation is due to radioactive strontium. Bivalve mollusks are exposed through contaminated bottom sediments, water (external exposure) and radionuclides incorporated in mollusks (internal exposure). Bivalves from the ChNPP cooling pond receive six times less external radiation dose from ^{90}Sr than mollusks from Lake Hlyboke and two times less dose from ^{137}Cs , but it is four times higher than that of mollusks from Lake Daleke.

Key words: Chernobyl Exclusion Zone, higher aquatic vegetation, bivalves, physicochemical forms of radionuclides, absorbed dose rate, internal exposure, external exposure

ЗМІСТ

ВСТУП.....	6
РОЗДІЛ 1. ТЕХНОГЕННЕ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДОЙМ РАДІОНУКЛІДАМИ ТА МІГРАЦІЙНІ ПРОЦЕСИ РАДІОАКТИВНИХ РЕЧОВИН У ГІДРОБІОЦЕНОЗАХ (ЛІТЕРАТУРНИЙ ОГЛЯД).....	9
1.1. Характерні риси забруднення прісноводних екосистем ЧЗВ радіонуклідами.....	9
1.2. Характеристика умов Чорнобильської зони відчуження (природні умови та техногенне забруднення території).....	10
1.3. Значення гідробіонтів із водойм ЧЗВ в накопиченні та міграції радіонуклідів.....	12
РОЗДІЛ 2. ПРОГРАМА, МЕТОДИКА ТА ХАРАКТЕРИСТИКА ПРЕДМЕТУ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	15
2.1. Програма проведення досліджень.....	15
2.2. Методика проведення досліджень.....	15
2.3. Характеристика умов проведення досліджень.....	19
РОЗДІЛ 3. АНАЛІЗ ДОЗОВИХ НАВАНТАЖЕНЬ ОСНОВНИХ ДОЗОФОРМУВАЛЬНИХ РАДІОНУКЛІДІВ НА БІОТУ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ.....	23
3.1. Зовнішнє та внутрішнє опромінення водної рослинності із водойм ЧЗВ.....	24
3.2. Зовнішнє та внутрішнє опромінення двостулкових молюсків із водойм ЧЗВ.....	35
ВИСНОВКИ.....	43
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	45

ВСТУП

Актуальність теми дослідження. Однією з основних екологічних проблем минулого і теперішнього століть є забруднення природного середовища радіоактивними речовинами, які мають техногенне походження [35]. Після перших кількох післяаварійних місяців, коли вплив радіонуклідів, які мали невеликий період напіврозпаду, припинився, радіоекологічну ситуацію територій нашої держави почали визначати за вмістом ^{137}Cs та ^{90}Sr , які почали приймати активну участь у природних біогеохімічних циклах, а також спричиняють негативний тривалий вплив на живі організми, акумулюючись в них [8, 31].

У більшості досліджень, які стосуються проблеми радіонуклідного забруднення водних ценозів переважно аналізують валовий вміст радіонуклідів у біоті водойм. Менш вивченими є питання формування дозових навантажень на живі організми та питання пов'язані з формами знаходження радіонуклідів у організмі гідробіонтів та їх розподілом. Дозоформувальні радіонукліди, якими є цезій-137 та стронцій-90 являються біофільними елементами, тому так важливо вивчати їх фізико-хімічні форми у організмах гідробіонтів, що відносяться до різних таксономічних рівнів (наприклад, водяні рослини і двостулкові молюски), особливості біогеохімічної міграції та процеси перерозподілу цих радіонуклідів між основними компонентами водних екосистем [7, 40]. Проведені дослідження дадуть змогу оцінити дозові навантаження ^{137}Cs та ^{90}Sr на біоту у екосистемах водойм, що є, безперечно, досить актуальним завданням сьогодення.

Мета і завдання дослідження. Мета дослідження – оцінка дозових навантажень цезію-137 та стронцію-90 на біоту водних екосистем Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ).

Для досягнення поставленої мети вирішували такі завдання:

- проаналізувати форми знаходження фізико-хімічних форм ^{137}Cs та ^{90}Sr у біотичній (водяні рослини та двостулкові молюски) складовій екосистем досліджуваних водойм;
- визначити ППД зовнішнього опромінення гідробіонтів за рахунок радіонуклідів, що знаходяться у воді та донних відкладах;
- провести оцінку дозових навантажень ^{137}Cs та ^{90}Sr різних фізико-хімічних форм, через обрахунок їх вмісту в організмі двостулкових молюсків та у водяних рослинах.

Об'єкт дослідження – процеси формування зовнішньої та внутрішньої доз опромінення від ^{137}Cs та ^{90}Sr для водяної рослинності та двостулкових молюсків із водойм ЧЗВ.

Предмет дослідження – ППД внутрішнього опромінення гідробіонтів у залежності від фізико-хімічних форм радіонуклідів та ППД зовнішнього опромінення від радіонуклідів, що знаходяться у воді та донних відкладах.

Методи дослідження: Для проведення польових досліджень використали радіоекологічні та гідробіологічні методи. Питому активність радіонуклідів в донних відкладах, водяній рослинності та в організмі двостулкових молюсків вимірювали із застосуванням спектрометричних та радіохімічних методів. Дози внутрішнього опромінення організмів гідробіонтів визначали та розраховували інструментальними, математичними та комп'ютерними методами. Отримані результати досліджень обробляли та аналізували за допомогою інформаційних та статистичних методів.

Наукова новизна одержаних результатів. Наукова новизна кваліфікаційної роботи полягає в тому, що вперше:

- визначено ППД зовнішнього опромінення гідробіонтів за рахунок радіонуклідів, що знаходяться у воді та донних відкладах;
- визначено ППД внутрішнього опромінення гідробіонтів за рахунок інкорпорованих в їхньому організмі радіонуклідів;
- через обрахунок вмісту різних фізико-хімічних форм ^{137}Cs та ^{90}Sr оцінили дозові навантаження на організм досліджуваних гідробіонтів.

Практичне значення одержаних результатів. Отримані результати можуть бути використані:

- для вивчення впливу підприємств атомної енергетики на функціонування прісноводних екосистем та встановлення можливостей їх відновлення після радіаційного забруднення;
- з метою встановлення та оцінки міграційних процесів серед різних фізико-хімічних форм ^{137}Cs та ^{90}Sr у водних екосистемах;
- для створення прогнозів відгуку екосистем на техногенне надходження радіонуклідів у водойми.

Апробація результатів дослідження. Результати кваліфікаційної роботи були оприлюднені на VIII International Scientific and Practical Conference (Lviv, Ukraine); XV-ій Всеукраїнській науково-практичній конференції «Біологічні дослідження-2024» (м. Житомир), VI-й Міжнародній науково-практичній конференції «Сучасні проблеми раціонального використання водних біоресурсів» (м. Київ).

Публікації. 1. Zymaroyeva A., Yakusevich T. The impact of ionizing radiation on mollusc (Gastropoda) clutches from the Chernobyl exclusion zone water bodies. Perspectives of contemporary science: Theory and practice : VIII International Scientific and Practical Conference, 16-18 September 2024, Lviv, Ukraine, 2024. P. 22-24.

2. Зимароєва А.А., Якусевич Т.І. Роль гідробіонтів в акумуляції та міграції радіонуклідів в екосистемах водойм Чорнобильської зони відчуження. «Біологічні дослідження – 2024»: збірник наукових праць, XV Всеукраїнська науково-практична конференція, 8-9 жовтня 2024 року, Житомир: Рута, 2024. С. 339-341.

3. Taras Yakusevych. Synergistic effect of radionuclides and heavy metal ions on biological parameters of *Lymnaea stagnalis*. «Сучасні проблеми раціонального використання водних біоресурсів». VI Міжнародна науково-практична конференція, 9-10 жовтня 2024 р. Київ, 2024. С. 15-18.

РОЗДІЛ 1

ТЕХНОГЕННЕ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДОЙМ РАДІОНУКЛІДАМИ ТА МІГРАЦІЙНІ ПРОЦЕСИ РАДІОАКТИВНИХ РЕЧОВИН У ГІДРОБІОЦЕНОЗАХ (ЛІТЕРАТУРНИЙ ОГЛЯД)

1.1. Характерні риси забруднення прісноводних екосистем ЧЗВ радіонуклідами

Глобальний радіаційний фон на земній кулі значно підвищився не лише внаслідок аварій на підприємствах ядерного паливного циклу, але й через випробування ядерної зброї, хоча внесок останніх суттєво зменшився після підписання Міжнародних договорів, які стосувались обмежень та заборони проведення випробувань цієї зброї [20, 30].

Наразі біосфера забруднюється радіонуклідами після аварійних ситуацій на об'єктах атомної енергетики [27, 34]. Так, майже 75% території нашої держави (54,6 тис. км²) у тій чи іншій мірі було забруднено радіонуклідами після аварії на ЧАЕС, яка відбулася у квітні 1986 року [23, 24]. Тоді у навколишнє природне середовище через розгерметизацію четвертого енергоблоку атомної станції надійшло ядерне паливо та продукти розпаду хімічних елементів у великих кількостях [12, 13]. Водойми спочатку зазнали забруднення внаслідок безпосереднього потрапляння радіоактивних речовин, які осідали на поверхні води, що викликало високу концентрацію радіонуклідів у ній. Так, сумарна бета-активність води річки Прип'ять мала максимальні значення у перші тижні після аварії ($1 \cdot 10^5$ – $3,7 \cdot 10^5$ Бк/л.), оскільки була викликана не тільки довгоіснуючими, але й короткоіснуючими ізотопами [2]. Через кілька місяців після аварії основний внесок у радіаційне забруднення водойм вносили в основному ізотопи з великим періодом напіврозкладу – ^{137}Cs та ^{90}Sr [22].

Тоді, коли інтенсивні викиди радіоактивних речовин із енергоблоку ЧАЕС припинилися, почалося вторинне забруднення водних екосистем через змивання радіонуклідів із забруднених ними заплавних водойм та водозборів

та через інтенсифікацію процесів обміну радіонуклідів між ґрунтом, донними відкладами та водою [6].

Озерні екосистеми наразі знаходяться майже у рівноважному стані за рівнем забруднення стронцієм-90 завдяки обмеженому водообміну [26]. Концентрації цього радіонукліду у воді та живих організмах мають виражені коливання лише в певні сезони року. Радіонукліди здатні накопичуватися у тканинах водних рослин і після їх відмирання акумулюються у донних відкладах, де за відсутності стоку концентрація радіоактивних речовин зростає [3]. Ці процеси призводять до накопичення у водних екосистемах непроточного типу радіонуклідів у досить високих концентраціях.

^{90}Sr , ^{137}Cs та трансуранові елементи наразі є найбільш радіологічно небезпечними і саме ними, після аварії на Чорнобильській атомній електростанції, забруднені найбільші території нашої держави [14, 15]. Виходячи з цього, дослідження поведінки ^{90}Sr та ^{137}Cs у гідробіоценозах України є досить актуальним завданням.

Якщо зважати на проблеми, котрі виникають внаслідок аварійних ситуацій на підприємствах атомної енергетики, то у водних екосистемах, які зазнали радіоактивного впливу, радіонукліди відносять до постійно діючого фактора [32]. Тому потрібно досліджувати процеси перерозподілу та акумуляції радіоактивних речовин у абіотичних та біотичних складових гідроценозів України.

1.2. Характеристика умов Чорнобильської зони відчуження (природні умови та техногенне забруднення території)

Загальна площа Чорнобильської зони відчуження – 2600 км², на півночі вона межує з Білоруссю, з інших боків кордон території співпадає з ізолінією концентрації $^{239+240}\text{Pu}$ з активністю 3,7 МБк км² у ґрунті.

До аварії на ЧАЕС ці території мали чисельні малопотужні джерела емісії, які вкривали їх рівномірно і діяли за сезонними ритмами. Виключення складав лише проммайданчик атомної електростанції. Проте після аварійних

викидів радіонуклідів та робіт по ліквідації наслідків катастрофи, ситуація суттєво погіршилася. У навколишнє природне середовище всього за десять діб було викинуто понад $1,85 \cdot 10^9$ ГБк радіоактивних речовин без урахування радіоактивних благородних газів [4].

Чорнобильська зона відчуження знаходиться у зоні помірно-континентального клімату, де середні значення кількості опадів за рік переважають над показниками випаровування [17]. Це пояснюється наявністю на цих територіях Київського водосховища та водойми-охолоджувача АЕС, які й спричиняють вплив на місцевий клімат. Тут часто випадають локальні грозові дощі, характерними є тумани та щільна хмарність. Постійне випаровування з поверхні водойми-охолоджувача (ВО) відбувається у зимовий сезон. Зима характеризується різкими похолоданнями, які можуть змінюватися відлигами з хуртовинами та ожеледями.

Вітри переважно південно-східні та західні, в кінці літа та восени має місце найбільша швидкість вітру – 3,5 м/с.

Весна зазвичай настає різко і супроводжується зростанням температур. Початок літа можна визначити з середини травня, але найтеплішим місяцем є липень. Хоча інколи найвищі температури можуть бути в червні та серпні і супроводжуються суховіями. Внаслідок дефляції та можливості лісових пожеж в період посух має місце посилення транспорту радіонуклідів.

Після аварії на ЧАЕС значного радіаційного забруднення зазнали поверхневі води – заплави та межиріччя рік Прип'ять і Дніпро. На їх території знаходяться сформовані у результаті меандруючого руслового процесу затони, стариці та озера. У ближню зону ЧАЕС входять водойми правого берега заплави р. Прип'ять: озеро Азбучин та затони – Семиходівський, Прип'ятський та Шепеличеський. Лівобережжя заплави включає Красненську старицю та низку озер: Глибоке, Далеке, Вершина, Зимовище [35]. Тут знаходиться майже половина радіонуклідів, які у межах ЧЗВ випали на територію заплави р. Прип'ять у результаті аварії. Найбільша

щільність радіоактивного забруднення ґрунтів має місце у місцях розташування озер Вершина та Глибоке [4].

Основним шляхом винесення радіонуклідів за межі зони відчуження являються поверхневі води. Так, у 2000-2008 рр. винос ^{137}Cs з водами р. Прип'ять у створі м. Чорнобиль становив від 0,5 до 1,7 ТБк за рік, ^{90}Sr – від 1,4 до 3,7 ТБк. У наступному (2009) році значення виносу цих дозоформувальних радіонуклідів склали: ^{137}Cs – 0,50 ТБк; ^{90}Sr – 1,51 ТБк. За післяаварійний період сумарний винос ^{90}Sr перевищив 170 ТБк, ^{137}Cs – 130 ТБк. Взагалі у Чорнобильській зоні відчуження утворюється не більше десяти відсотків виносу цезію-137 і 50–70% виносу ^{90}Sr [21].

Радіаційний стан річки залежить від низки факторів (фаз водного режиму річки, водності року, задовільного стану водоохоронних споруд). За високого водопілля майже 90% виносу радіоактивного стронцію утворюється за рахунок транзиту, що формується у верхніх зонах басейну та через змив з території заплави у межах зони відчуження [9]. За низького та середнього водопілля основним шляхом формування виносу радіонуклідів є транзитне надходження стронцію-90. Підземні води, які дрениуються річкою, виступають як основне джерело забруднення радіонуклідами у меженний період. Від загального виносу радіоактивного фосфору їх вклад сягає 60-65%. Взагалі на території ЧЗВ радіаційний стан малих водотоків та ступінь виносу ними радіонуклідів залежить від величин водності року. Водойма-охолоджувач ЧАЕС та озера Далеке і Глибоке є найбільше забрудненими радіонуклідами водоймами Чорнобильської зони відчуження [4].

1.3. Значення гідробіонтів із водойм ЧЗВ в накопиченні та міграції радіонуклідів

У водних біоценозах риби займають вищі трофічні рівні і споживаються в їжу людиною, тому вивчаючи розподіл радіонуклідів і їх акумуляцію в організмі гідробіонтів, саме цій групі тварин необхідно приділити велику увагу [10]. Дослідженнями встановлено, що всі види риб

Чорнобильської зони відчуження мають у своєму організмі у рази більше цезію-137 аніж стронцію-90. У рибах, що мешкають в озерах Глибоке, Далеке, затоках Семиходському та Прип'ятському, ВО ЧАЕС виявлено найбільший вміст радіонуклідів, який у десятки і сотні разів перевищує прийняті в Україні допустимі рівні (ДР-06). У рибах річок Прип'ять та Уж на території ЧЗВ виявлено найменший вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr . Питома активність цезію-137 тут реєструється від 15 до 600 Бк/кг [10].

Видами-індикаторами забруднення водойм радіонуклідами виступають молюски, роль яких у процесах перерозподілу та концентрування радіоактивних речовин є досить значною, оскільки ці гідробіоти мають значну біомасу у будь-якій водоймі [7, 37].

Молодь крупних молюсків та дрібні молюски складають основу раціону значного числа видів риб, деяких водоплаваючих птахів та водних тварин.

У водоймах ЧЗВ найбільш масовим видом молюсків є черевоногий легеневий молюск ставковик звичайний (*Lymnaea stagnalis* L.). Поряд з ним в екосистемі озера Глибоке трапляється катушка рогоподібна (*Planorbarius corneus* L.). Двостулкові молюски дрейсена мінлива (*Dreissena polymorpha* L.) та дрейсена бузька (*Dreissena bugensis* L.) – найбільш масові види ВО ЧАЕС. Живорідка (*Viviparus viviparus* L.) та молюски роду перлівниця (*Unio*) переважають за чисельністю у річці Прип'ять та озері Далеке.

На характер забруднення водних об'єктів радіонуклідами вказує їх вміст в організмі молюсків. Так, найбільшу концентрацію цезію-137 – 1400-30000 Бк/кг – виявлено у молюсках оз. Глибоке. Дещо менший вміст цього радіонукліду в молюсках оз. Далеке – 210-2800 Бк/кг [7].

Природними біофільтрами у будь-якій водоймі є двостулкові молюски, тому вони відіграють значну роль у процесах перерозподілу та накопичення радіоактивних речовин у водних екосистемах. Дрейсени та перлівниці серед представників макрзообентосу являються найбільш активними фільтраторами (85,5 мл/год на грам сирої ваги) і тому вони максимально

концентрують радіонукліди в своїх тілах (коефіцієнт накопичення ^{90}Sr для дрейсени становить 1100, а ^{137}Cs для перлівниці – 500). Проте, порівняно з іншими гідробіонтами, питання радіоактивності двостулкових молюсків Чорнобильської зони відчуження, які являються важливою складовою трофічних ланцюгів водних екосистем, вивчені недостатньо.

Вища водяна рослинність (ВВР) має в гідроценозах високий продукційний потенціал і володіє здатністю до активного накопичення радіонуклідів, які вони поглинають з води та які надходять з донних відкладів і, таким чином, водяна рослинність приймає участь у самоочищенні водойм [3, 38]. Макрофіти зазвичай домінують за біомасою в прісноводних біоценозах, тому концентрація радіонуклідів в їх організмі може бути досить значною. Накопичуючи радіонукліди, вищі водяні рослини перешкоджають подальшому їх розповсюдженню, виводячи на певний час з кругообігу речовин у гідробіоценозі.

У непроточних та слабо проточних водних об'єктах ЧЗВ відмічено найбільші концентрації ^{137}Cs в макрофітах [25]. Для озера Глибоке відзначені максимальні значення питомої активності цезію-137, які становлять 1200–200000 Бк/кг, для ВВР оз. Далеке ці показники є дещо нижчими (1200–100000 Бк/кг).

Стосовно розподілу радіоактивного цезію, то він у макрофітів розподіляється по іншому. У ВВР озера Глибоке він знаходиться на рівні 67-14000 Бк/кг, а в рослинності озера Далеке – 200–5100 Бк/кг. Найменші показники кількості радіонуклідів у ВВР відмічені у водоймі-охолоджувачі ЧАЕС (36–1600 Бк/кг).

На показники вмісту радіонуклідів у водоймах ЧЗВ суттєво впливає характер радіоактивного забруднення цих водойм та прилеглих до них територій, особливості гідрохімічного режиму водних об'єктів, які визначають форми знаходження радіонуклідів у водоймах та ступінь доступності їх для водних мешканців [41].

РОЗДІЛ 2

МАТЕРІАЛ І МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Програма проведення досліджень

Визначена мета досліджень дозволила створити програму проведення досліджень, яка включала наступні етапи:

- здійснити аналіз літературних джерел за темою дослідження та пошук вирішення поставленої проблеми;
- визначити календарний план досліджень та вивчити основні методики їх здійснення;
- охарактеризувати абіотичні та біотичні компоненти водойм Чорнобильської зони відчуження;
- ознайомитися з методикою польового виїзного дослідження та з методами визначення фізико-хімічних форм радіоактивних речовин у біоті водойм ЧЗВ;
- навчитись визначати видову належність об'єктів дослідження – двостулкових молюсків та макрофітів;
- опанувати методику відбору проб донних відкладів та вищої водяної рослинності у водних об'єктах Чорнобильської зони відчуження;
- опанувати прийоми відбору та аналізу двостулкових молюсків із водойм ЧЗВ;
- провести статистичну обробку отриманих результатів досліджень та сформулювати висновки.

2.2. Матеріал і методика досліджень

Матеріал. При написанні кваліфікаційної роботи використали дані, які було отримано науковцями відділу радіобіології Інституту гідробіології НАН України, зібрані у період з 2020 по 2023 рр. і люб'язно надані нам. Матеріалом для дослідження обрані типові представники заплавних водойм Полісся – вища водяна рослинність та двостулкові молюски із водойм ЧЗВ.

Абіотичними об'єктами досліджень були донні відклади двох типів: мулисті та піщані з намулом, а також ґрунти прибережної смуги оз. Глибоке.

Серед макрофітів досліджували такі види ВВР: кушир темно-зелений (*Ceratophyllum demersum* L.); водяний різак алоєвидний (*Stratiotes aloides* L.); лепешняк великий (*Glyceria maxima* (Hartm.) Holmb.); глечики жовті (*Nuphar lutea* (L.) Smith) та латаття сніжно-біле (*Nymphaea candida* J. et C. Presl); сальвінія плаваюча (*Salvinia natans* (L.) All.); очерет звичайний (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.); рогіз вузьколистий (*Typha angustifolia* L.).

Серед двостулкових молюсків обрано наступні види: дрейсену бузьку (*Dreissena bugensis* Andr.); дрейсену мінливу (*Dreissena polymorpha* Pall.); жабурницю звичайну (*Anodonta cygnaea* L.); перлівницю клиноподібну (*Unio tumidus* Phil.).

Полюві дослідження. Відбір проб донних відкладів проводили з човна за допомогою секційного пробовідбірника СДЧ-100 [1]. На розрахунково-визначених ключових місцях спостережень відбирали керни донних відкладів глибиною 0–25 см, з наступним розподілом на чотири шари по 5 см кожен [28].

Вегетаційний період ВВР триває з травня по вересень, тому саме тоді відбирались зразки рослин. Якщо вид укорінений, то його викопували, неукорінені види макрофітів збирали вручну з водної поверхні або з товщі води, інколи застосовували гідробіологічні граблі [3]. Молюсків відбирали в прибережній зоні водойм ЧЗВ.

Визначення фізико-хімічних форм радіоактивних речовин у біоті водойм. Методика полягає у послідовній екстракції підготовлених проб розчинами різних реагентів, що дає можливість розділення проб на фракції згідно фізико-хімічних форм в яких знаходяться радіонукліди [36].

Виготовлення препаратів донних відкладів для екстракції. Для проведення послідовного хімічного фракціонування донних відкладів відібрані природно-вологі зразки пропускали крізь сито з діаметром отворів 1 мм. З отриманих зразків відбирали 50–100 г та поміщали у спеціально підготовлені

ємності. Зразки послідовно заливали розчинами реагентів відповідно до фракції і поміщали у перемішуючий пристрій. Фракціонування проводили у послідовності, яка включала п'ять фракцій: обмінну (потенційно-обмінна форма), карбонатну, зв'язану з гідроксидами та оксидами металів, зв'язану з органічними речовинами (тимчасово зв'язані форми) та мінеральний залишок [39].

Екстракція препаратів водяних рослин. Після відбору рослинні зразки промивали проточною водою, потім перебирали та відбирали 50–400 г зеленої маси, яку за необхідності подрібнювали. Відібрану пробу уміщали у хімічний бювет та послідовно заливали розчинами реагентів у відповідності зі схемою фракціонування. Аналіз вегетативних органів потребував розділення відібраних рослин на стебло, листя та корені. Кореневу масу *Phragmites australis* розділяли на кореневище, стеблове додаткове коріння, водне додаткове коріння та ґрунтове додаткове коріння. Для аналізу брали також відмерле листя. Для *Typha angustifolia* проводили дослідження надводної та зануреної частин стебла. Фракціонували рослинні препарати у послідовності з шести фракцій. Досліджували розчинені позаклітинні, сорбовані позаклітинні слабкозв'язані та сорбовані позаклітинні катіони (потенційно обмінні форми), внутрішньоклітинні та зв'язані з органічними речовинами катіони (тимчасово зв'язані форми) та мінеральний залишок, який утворився.

Екстракція фізико-хімічних форм радіоактивних речовин з біомаси ВВР. У сирій біомасі та у висушених пробах водяних рослин – типових представників водяної рослинності заплавної водойми Полісся, вивчали фізико-хімічні форми радіонуклідів. Дослідження фізико-хімічних форм ^{90}Sr та ^{137}Cs проводили методом послідовної екстракції згідно методики [25].

Екстракція препаратів двостулкових молюсків. Відібрані та попередньо заморожені зразки двостулкових молюсків промивали в проточній воді та визначали їх видову належність. Для проведення екстракції м'які тканини відділяли від черепашки та уміщали до хімічного посуду.

Черепашки висушували в сушильних шафах за температури 65°C до постійної ваги. Фракціонування черепашок та м'яких тканин проводили у послідовності, яка включала виділення наступних фракцій: 1) водорозчинної; 2) обмінної; 3) кислоторозчинної (у випадку м'яких тканин внутрішньоклітинні катіони); 4) зв'язаної з органічними речовинами; 5) мінерального залишку. За формами 1 та 2 виділяли потенційно обмінні катіони, 3 та 4 – тимчасово зв'язані [33].

Екстракція фізико-хімічних форм радіонуклідів з біомаси двостулкових молюсків. Розподіл фізико-хімічних форм досліджували у пробах тих молюсків, котрі є найбільш поширеними у водних об'єктах ЧЗВ. Це *Unio tumidus* з оз. Далеке, *Anodonta cygnea* з оз. Глибоке та *Dreissena* sp. з ВО ЧАЕС. Визначення фізико-хімічних форм ^{137}Cs та ^{90}Sr у зазначених молюсках здійснювали за допомогою методів послідовної екстракції на основі методики [29].

Визначення питомої активності дозоформувальних радіонуклідів. Питому активність ^{90}Sr та ^{137}Cs у абіотичних та біотичних компонентах визначали радіохімічним методом [18]. Вимірювання вмісту ^{137}Cs проводили у виділених фракціях з доведенням розчину до відповідної геометрії на гамма-спектрометрі SBS-30 («Green Star») з германій-літієвим детектором, ефективність 1% по ^{137}Cs , роздільна здатність 3–4 кеВ по енергії 1333 кеВ ^{60}Co .

^{90}Sr вилуговували розчином дистильованої води та соляної кислоти у співвідношенні 1:1, активність вимірювали за дочірнім продуктом ^{90}Y на установці малого фону УМФ-2000 («Доза», РФ) з кремнієвим йонно-імплантованим детектором. Відносна похибка вимірювань не перевищувала 20%.

Визначення зовнішньої та внутрішньої дози опромінення гідробіонтів. У місцях спостережень потужність експозиційної дози γ -випромінювання вимірювали дозиметрами-радіометрами СРП-68-03 (у воді) та ДРГ-01Т (у повітрі). У воді та донних відкладах потужність дози

зовнішнього опромінення, а також, оцінку потужності поглиненої дози від інкорпорованих радіонуклідів ^{90}Sr та ^{137}Cs у тканинах ВВР та двостулкових молюсків здійснювали через програмне забезпечення ERICA Assessment Tool 1.0 (Version March 2014).

Внутрішню дозу від інкорпорованих радіонуклідів визначали за існуючими рекомендаціями [19]. При цьому враховували особливості вегетативних органів та життєвого циклу вищих рослин. За інформацією в літературних джерелах [3] розраховували тривалість вегетаційного періоду (квітень – жовтень), який враховували для обчислення дози, яку отримує вегетативна маса рослин. Враховуючи, що *Phragmites australis* та *Typha angustifolia* мають багаторічну кореневу масу, то обрахування дози проводили використовуючи період тривалістю в один рік.

Отримані дані обробляли статистично [5].

2.3. Характеристика умов проведення досліджень

Для досліджень обрано водні об'єкти Чорнобильської зони відчуження. Серед них озера Далеке та Глибоке, а також водойма-охолоджувач атомної електростанції найбільше забруднені радіоактивними речовинами (рис. 2.1) [4].



Рис. 2.1. Карта-схема водойм проведення досліджень

На відстані 7 км від Чорнобильської АЕС на території лівобережної заплави р. Прип'ять розміщене озеро Глибоке (рис. 2.2).

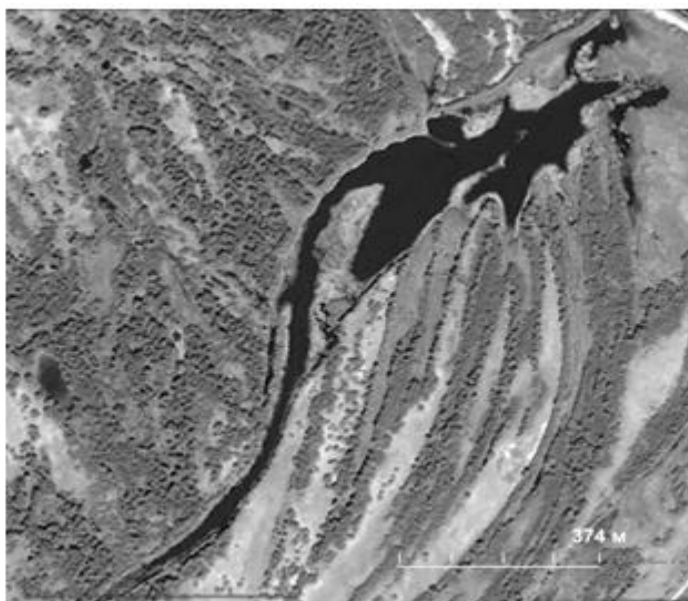


Рис. 2.2. Зйомки оз. Глибоке з космосу (Електронний ресурс Google Earth)

Помічено, що контур озера з роками коливається, що залежить від метеорологічних умов поточного року від характеру водопілля та межені. У весняне водопілля, за результатами дешифрування знімків з космосу, площа контуру озера Глибоке змінюється від $0,18 \text{ км}^2$ до $0,44 \text{ км}^2$, а в межень змінюється з $0,17 \text{ км}^2$ до $0,19 \text{ км}^2$. У літературних джерелах вказана площа водної поверхні озера, яка становить $0,17 \text{ км}^2$ [6], з найбільшою глибиною у 7,1 м та найбільшою шириною у 250 метрів. Середня глибина озера три метри. Довжина – 1,2 км. Найбільші значення щільності забруднення донних відкладів оз. Глибоке: ^{90}Sr – 10000 кБк/м^2 (середнє 2600), ^{137}Cs – 14000 (середнє 5600), $^{238+239+240}\text{Pu}$ – 200 (середнє 74) та ^{241}Am – 220 кБк/м^2 (середнє 73). За загальним вмістом радіонукліди розподіляються ^{90}Sr – $0,44 \text{ ТБк}$, ^{137}Cs – $0,96$, $^{238+239+240}\text{Pu}$ – $0,01$ та ^{241}Am – $0,01 \text{ ТБк}$ [39].

У трьох кілометрах від озера Глибоке і в 4,5 км від Чорнобильської атомної електростанції знаходиться озеро Далеке з максимальними глибинами у 6 метрів та обсягом водних мас біля 20000 м^3 (рис. 2.3). Оскільки це озеро знаходиться у ближній зоні ЧАЕС на території

одамбованої ділянки, у всіх компонентах його екосистеми спостерігається високий вміст радіонуклідів [4].

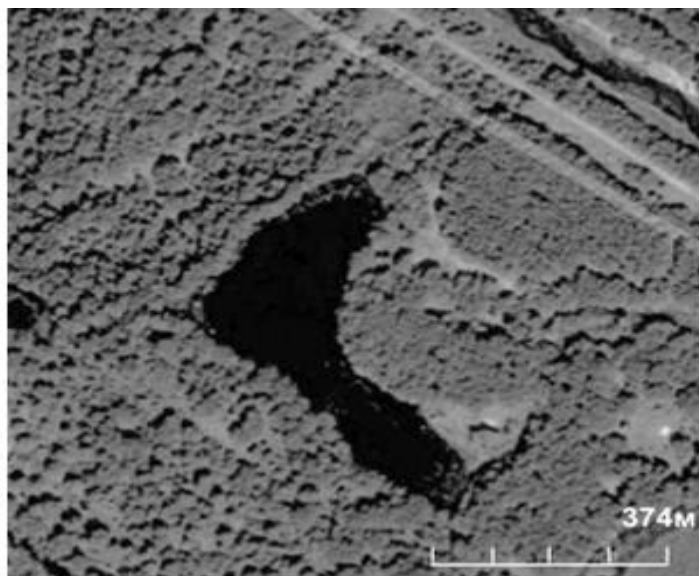


Рис. 2.3. Зйомки оз. Далеке з космосу (Електронний ресурс Google Earth)

Озеро має два плеса (північне та південне) з найбільшою глибиною понад 6 метрів. У південно-східній його частині знаходиться заплава (довжина 40 м, ширина біля 5 м). Площа водного дзеркала озера $0,01 \text{ км}^2$, а об'єм водних мас – $0,02 \text{ млн. м}^3$. У північній частині водойми відмічено максимальні значення щільності забруднення донних відкладів (^{137}Cs – 15000 кБк/м^2 (середні значення 3100), ^{90}Sr – 19000 (середні значення 4000), ^{241}Am – 440 (середні значення 75), $^{238+239+240}\text{Pu}$ – 550 (середні значення 78) кБк/м^2). За загальним вмістом радіонукліди розподіляються ^{90}Sr – $37,0 \text{ ГБк}$, ^{137}Cs – $51,8$, $^{238+239+240}\text{Pu}$ та ^{241}Am – $1,1 \text{ ГБк}$ [13].

Водойма-охолоджувач атомної електростанції є штучною водоймою (рис. 2.4), яка знаходиться на правобережжі р. Прип'ять і займає площу $22,7 \text{ км}^2$ (глибина від $2,5 \text{ м}$ до 20 м ; об'єм води – 149 млн. м^3), яка споруджувалась на місці старого русла річки Прип'ять. Басейн ВО оточений дамбою з піску (висота $5,7 \text{ м}$, протяжність 25 км), з-під основи якої фільтрується вода і надходить у р. Прип'ять.



Рис. 2.4. Зйомки ВО ЧАЕС з космосу (Електронний ресурс Google Earth)

Оскільки дно водойми-охолоджувача є досить нерівномірним і має багато заглиблень, тут накопичується значна кількість мулу. Радіаційний стан ВО після розпаду радіонуклідів з коротким періодом напіврозпаду визначають наявні гідротехнічні процеси та процеси перерозподілу і міграції радіоактивних речовин серед складових екосистем цього водного об'єкту. ВО ЧАЕС являється гідротехнічним комплексом, який має своєрідні гідрогеологічний та гідробіологічний режими, що визначає протікання зазначених процесів. Також на процеси міграції та перерозподілу радіонуклідів впливають фізико-хімічні форми їх існування.

У воді водойми охолоджувача питома активність основних дозоформувальних радіонуклідів складає: ^{137}Cs – 98 кБк/м³, а ^{90}Sr – 0,12 кБк/м³ [4]. Наразі запас радіонуклідів у гідробіонтах становить: ^{137}Cs – 37 ГБк, а ^{90}Sr – 46 ГБк [11].

РОЗДІЛ 3

АНАЛІЗ ДОЗОВИХ НАВАНТАЖЕНЬ ОСНОВНИХ ДОЗОФОРМУВАЛЬНИХ РАДІОНУКЛІДІВ НА БІОТУ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

Внаслідок процесів хімічного обміну з водою донні відклади є джерелом вторинного забруднення водної екосистеми радіонуклідами, а також головним депо накопичення радіоактивних речовин [6]. Для радіоекологічних досліджень як важливі об'єкти виступають також молюски, зокрема, двостулкові та вищі водяні рослини, оскільки ці компоненти водних екосистем ЧЗВ домінують за біомасою та приймають досить активну участь у біогеохімічному колообігу радіоактивних речовин у водних об'єктах.

Хімічними аналогами біогенних елементів (відповідно, кальцію та калію) є тривалоіснуючі ^{90}Sr та ^{137}Cs , які наразі є основними дозоформувальними радіонуклідами у водоймах Чорнобильської зони відчуження. Вони досить інтенсивно накопичуються у донних відкладах, водяних рослинах та двостулкових молюсках [21]. Тому дослідження фізико-хімічних форм знаходження радіоактивних речовин у донних відкладах, організмі водяних рослин та молюсків має важливе значення для розуміння біогеохімічних процесів перерозподілу та міграції радіонуклідів у компонентах водних екосистем.

Від інтенсивності забруднення місць існування гідробіонтів радіонуклідами залежать значення дозових навантажень на біоту водойм, складовою частиною якого є зовнішня та внутрішня дози іонізуючого опромінення [3]. γ -промені являються основним дозоформувальним чинником при зовнішньому опроміненні, тоді як внесок в нього α -променів і β -променів є незначним і ним можна знехтувати. Але при внутрішньому опроміненні саме ці випромінюючі радіонукліди набувають найбільшої значущості. Тривалоіснуючими радіонуклідами є ізотопи стронцію та цезію, причому ^{137}Cs являється джерелом β - і γ -променів тому виступає як джерело і

зовнішнього, і внутрішнього опромінення, а ^{90}Sr є джерелом тільки β -променів і, відповідно, – внутрішнього опромінення. У результаті розпаду одного атома ^{137}Cs (0,51 MeV) утворюється одна β -частинка, а при розпаді атома ^{90}Sr і його дочірнього радіонукліда ^{90}Y утворюється дві β -частинки, причому максимальні енергії цих обох частинок є більшими за таку у радіоцезію (відповідно, 0,55 і 2,27 MeV), що робить ^{90}Sr більш небезпечним радіонуклідом при внутрішньому опроміненні біоти водойм [35]. Як уже зазначалось, цезій за своїми хімічними властивостями є аналогом калію, а стронцій – аналогом кальцію і будучи залученими до кругообігу речовин вони здатні надходити по харчовим ланцюгам в організми флори та фауни водойм. Проводячи радіоекологічні дослідження водойм, які зазнали сильного радіонуклідного забруднення, будь-якого скерування, важливо визначати дозові навантаження отримувані водними організмами за рахунок зовнішнього та внутрішнього іонізуючого опромінення та оцінювати потужність поглинутої дози (ППД) для біоти водойм.

3.1. Зовнішнє та внутрішнє опромінення водної рослинності із водойм ЧЗВ

Було здійснено розрахунок та порівняння потужності поглиненої дози зовнішнього та внутрішнього опромінення від ^{90}Sr і ^{137}Cs на вегетативні органи ВВР у водоймах Чорнобильської зони відчуження та оцінено внесок означених радіонуклідів на показники внутрішньої ППД. Встановлено, що джерелами іонізуючого опромінення рослин водойм ЧЗВ є радіонукліди, котрі надходять із забрудненої води, повітря та донних відкладів і накопичуються у тканинах водяних рослин [3].

Показники потужності поглиненої дози внутрішнього опромінення були встановлені для різних екологічних груп ВВР водойм ЧЗВ (рис. 3.1).

Із повітряно-водних рослин (гелофітів) для досліджень взято чотири види з низькими значеннями ППД (близько 2%) радіоактивних речовин, що містяться у мінеральному залишку (рис. 3.2).

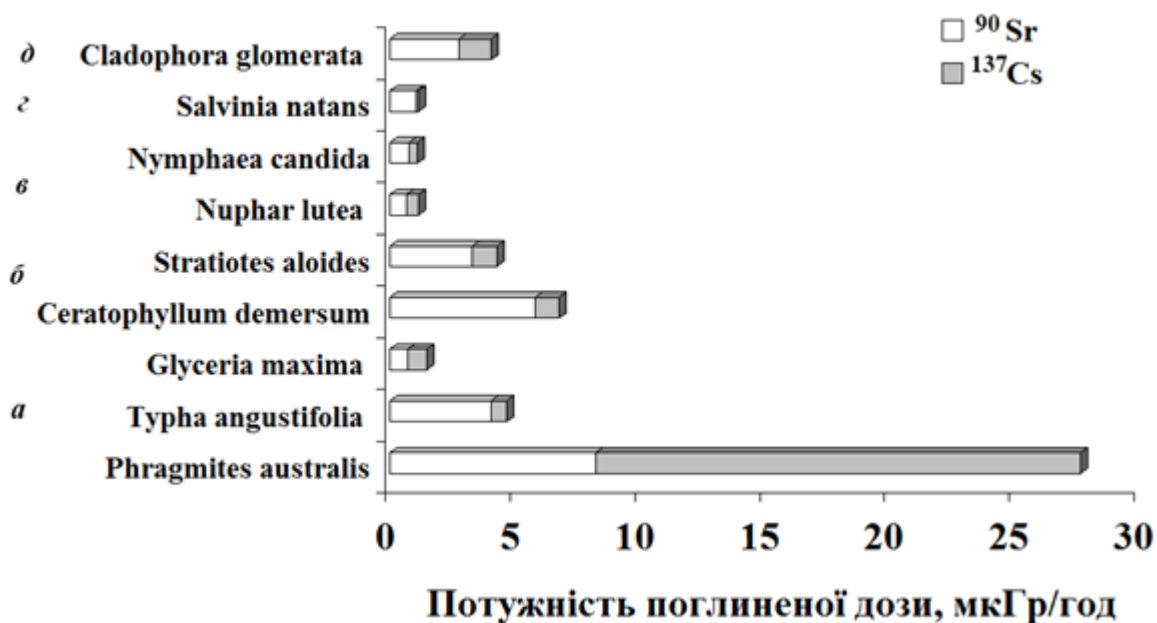


Рис. 3.1. Потужність поглиненої дози внутрішнього опромінення, отриманого від інкорпорованих радіонуклідів, що накопичені в тканинах ВВР (озеро Глибоке), мкГр/год:

a – гелофіти, *б* – неукорінені гідатофіти, *в* – укорінені плейстофіти, *г* – неукорінені плейстофіти, *д* – нижчі водяні рослини.

Найбільші значення внутрішніх доз опромінення від інкорпорованого ^{90}Sr для рогозу вузьколистого (*Typha angustifolia*) та очерету звичайного (*Phragmites australis*) зафіксовано у формі вбудованих катіонів – 27 і 71%, відповідно; для лепешняка великого (*Glyceria maxima*) показники внутрішніх доз фіксували від сорбованих позаклітинних слабкозв'язаних катіонів – 42 і 69%, відповідно, а для нитчастої водорості *Cladophora glomerata*, найбільша доза інкорпорованого радіоактивного стронцію є внеском форми розчинених позаклітинних, сорбованих позаклітинних слабкозв'язаних та сорбованих позаклітинних катіонів – відповідно 30, 38 і 26 %. Вбудовані внутрішньоклітинні катіони та мінеральний залишок привносять лише біля 3% внутрішньої дози опромінення.

Проведена оцінка внеску різних фізико-хімічних форм ^{137}Cs у внутрішню дозу опромінення гелофітів: для очерету звичайного найвищі

значення фіксували для розчинених позаклітинних катіонів, а найменші показники привнесення у ППД складав мінеральний залишок – відповідно, 47 і 35% внутрішньої дози.

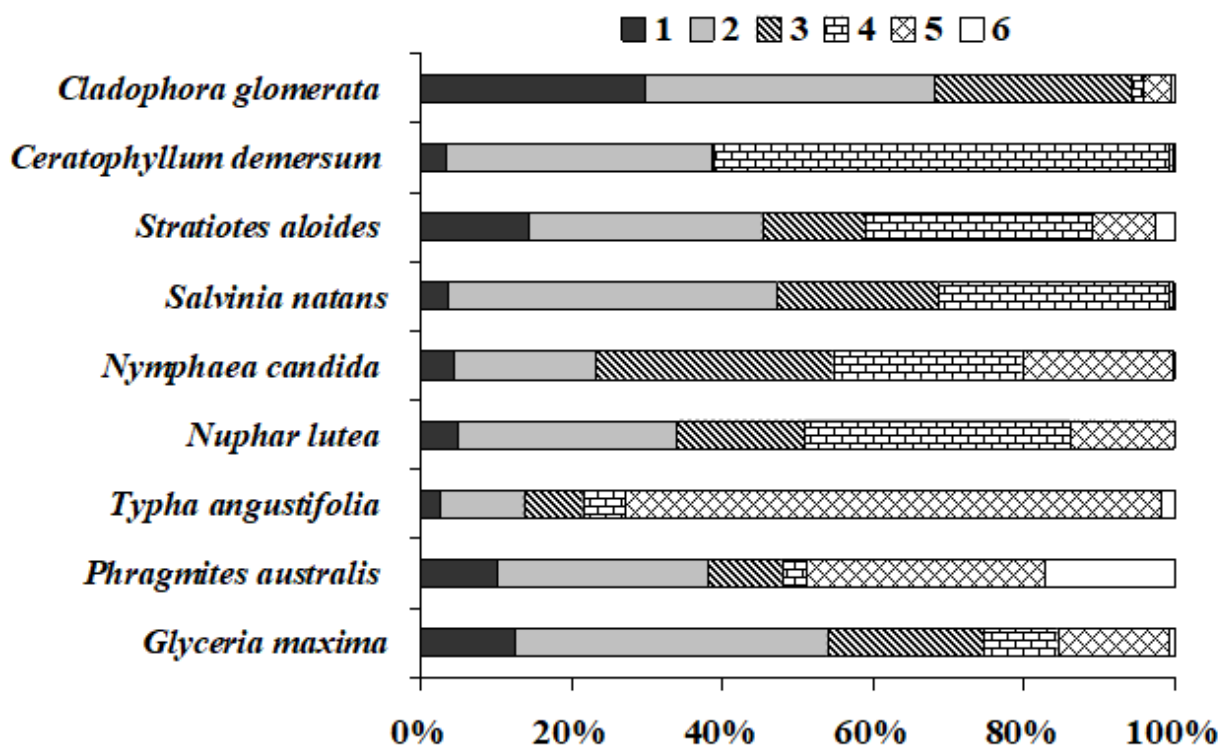


Рис. 3.2. Внесок фізико-хімічних форм ^{90}Sr у ППД опромінення ВВР (оз. Глибоке), %:

1 – розчинені позаклітинні катіони; 2 – сорбовані позаклітинні слабкозв’язані катіони; 3 – сорбовані позаклітинні катіони; 4 – внутрішньоклітинні катіони; 5 – катіони, зв’язані з органічними речовинами; 6 – мінеральний залишок.

У потужність поглиненої дози для очерету звичайного (*Phragmites australis*) найнижчий внесок був мінерального залишку. ППД від ^{137}Cs має найбільші значення у формі вбудованих катіонів для рогузу вузьколистого (*Typha angustifolia*) (46%), і у вигляді сорбованих позаклітинних катіонів (28%) для лепешняка великого (*Glyceria maxima*). Найменше привнесення у ППД від інкорпорованого ^{137}Cs фіксували для рогузу вузьколистого (*Typha*

angustifolia) через форми розчинених позаклітинних та сорбованих слабкозв'язаних катіонів – відповідно, 3 і 2%. Розчиненим позаклітинним катіонам належать найменші показники привнесення до ППД у лепешняка великого (*Glyceria maxima*).

Форми сорбованих позаклітинних слабкозв'язаних, вбудованих катіонів та мінеральний залишок (відповідно, 29, 27 і 29%) мають великий внесок у дозу нитчастої водорості *Cladophora glomerata*, яку вона отримує від інкорпорованого ^{137}Cs . Форми розчинені позаклітинні, сорбовані позаклітинні та внутрішньоклітинні катіони мають внесок не більше 7%.

Таким чином, переважний внесок у формування потужності поглиненої дози за рахунок інкорпорованих у ВВР радіонуклідів обумовлений радіоактивним стронцієм. Майже у всіх видів рослин, які досліджувались, найбільшою виявилася доза, що надійшла від інкорпорованих ^{90}Sr та ^{137}Cs у вигляді сорбованих позаклітинних слабкозв'язаних катіонів, а найменша доза надійшла від тих радіонуклідів, які були у мінеральному залишку.

Ступінь важкості радіаційного ураження напряму залежить від кількості радіонуклідів, що знаходяться в окремих органах та організмі рослини в цілому, куди вони проникають через клітинні мембрани у водорозчинній та обмінній формах з міжклітинного простору [3].

На структури клітинних мембран та міжклітинні простори суттєвий вплив спричиняють радіонукліди, що знаходяться у певних формах, а саме – розчинені позаклітинні, сорбовані позаклітинні слабкозв'язані та сорбовані позаклітинні катіони. Ці форми радіонуклідів впливають також і на клітини. Встановлено, що найвищі показники доз від інкорпорованого ^{90}Sr у зазначених формах накопичуються у вегетативній масі кушира темно-зеленого (*Ceratophyllum demersum*) (0,33 мкГр/год) та у очерету звичайного (*Phragmites australis*) (0,43 мкГр/год); від інкорпорованого в органах рослини ^{137}Cs зазнає найбільшого впливу очерет звичайний (*Phragmites australis*) (4,54 мкГр/год). Локалізовані у формі внутрішньоклітинних і вбудованих катіонів та у мінеральному залишку радіонукліди ^{90}Sr та ^{137}Cs спричиняють

ушкодження, які викликають порушення енергетичних механізмів, в організмі рослини, що врешті-решт призводить до порушення його життєво-важливих функцій, а також до появи мутагенних змін в генотипі клітини.

Відомо, що радіоцезій, будучи коферментом та хімічним аналогом калію може приймати участь у різних хімічних процесах, які протікають в клітині (фотосинтез, процеси окиснення, утворення органічних кислот, тощо) [22]. Радіоактивний стронцій може відкладатися у включеннях всередині клітин та приймає участь у побудові клітинних мембран [10]. Встановлено, що найбільш суттєві дози від ^{90}Sr , який потрапляє та накопичується в рослинах у зазначених формах утворюються у кушира темно-зеленого (0,49 мкГр/год), очерету звичайного (0,31 мкГр/год) та рогузу вузьколистого (3,17 мкГр/год), найбільшого впливу від ^{137}Cs зазнає очерет звичайний, дозове навантаження тут становить 1 мкГр/год.

Для вегетативних органів очерету звичайного та рогузу вузьколистого також провели оцінку ППД (табл. 3.1., 3.2).

Таблиця 3.1.

**Внесок інкорпорованого ^{90}Sr у внутрішнє опромінення
вегетативних органів водяних рослин**

Вид ВВР, вегетативні органи	Фізико-хімічні форми, %						ППД, мкГр/год
	1	2	3	4	5	6	
<i>Phragmites australis</i>							
Молоде листя	19	15	5	16	45	1	0,04
Стебло	11	4	1	7	69	7	0,004
Відмерле листя	26	20	22	8	21	2	0,29
Кореневище	9	17	10	7	56	2	0,01
Додаткове стеблове коріння	23	38	19	2	16	2	0,23
Додаткове ґрунтове коріння	10	31	8	1	49	1	0,63
Додаткове водне коріння	3	26	7	2	19	42	0,71
<i>Typha angustifolia</i>							
Вегетативна маса	3	7	5	8	76	1	0,45
Коріння	2	39	10	4	45	1	0,08

Встановили, що доза від ^{90}Sr для пагонів очерету звичайного є суттєво меншою від дози для коріння. А для рогузу вузьколистого спостерігаємо

зворотню картину – для пагонів доза від стронцію-90 є в три рази більшою від такої для коріння. Потужність поглинутої дози від ^{137}Cs для коренів очерету звичайного виявилась у 6 разів більшою, ніж у пагонів, а для рогозу вузьколистого ці показники були більшими в два рази.

Таблиця 3.2.

Внесок інкорпорованого ^{137}Cs у внутрішню ППД для вегетативних органів ВВР

Вид ВВР, вегетативні органи	Фізико-хімічна форма, %						ППД, мкГр/год
	1	2	3	4	5	6	
<i>Phragmites australis</i>							
Молоде листя	22	24	33	15	6	0,3	0,80
Стебло	18	15	19	18	26	4	0,08
Відмерле листя	43	28	14	8	5	1	1,7
Кореневище	11	9	9	15	48	9	0,09
Додаткове стеблове коріння	29	12	11	29	6	14	1,26
Додаткове ґрунтове коріння	20	10	12	13	33	12	2,03
Додаткове водне коріння	19	31	13	23	8	6	2,26
<i>Typha angustifolia</i>							
Вегетативна маса	0,5	1	6	10	38	44	0,06
Коріння	1	1	13	32	42	11	0,06

Від ^{90}Sr відмічене переважання ППД у всіх вегетативних органах обох рослин. Але для очерету звичайного має місце суттєве переважання ППД від ^{90}Sr та ^{137}Cs , якщо порівнювати з такими дозами для рогозу вузьколистого. Пояснити це можна тим, що концентрація клітинного соку у очерету звичайного є значно більшою від такої у рогозу вузьколистого. Тому, маса вегетативних органів рогозу виявляється значно більше насиченою розчинами солей [29] і, таким чином, має змогу концентрувати в собі більше біофільних елементів, зокрема, К і Са, та їх хімічних аналогів – стронцію і цезію. Визначено, що для очерету звичайного ППД від обох радіонуклідів для пагонів та кореневища є найменшою (див. табл. 3.1, 3.2). Дослідження величин ППД у додатковому корінні показало, що найменшу внутрішню дозу отримує стеблове коріння, а найбільшу – водне. Для ґрунтового додаткового коріння очерету звичайного зареєстрована максимальна внутрішня доза від

^{137}Cs . Доза отримана від ^{137}Cs рогозом вузьколистим є для стебел вдвічі меншою, ніж для коренів.

Для вегетативних органів вищих водяних рослин найбільше значення дози до внеску фізико-хімічних форм ^{90}Sr у внутрішню ППД належить формі вбудованих катіонів (див. табл. 3.1). Для очерету звичайного найменші показники ППД для всіх вегетативних органів (окрім водяного додаткового коріння) належать формі мінерального залишку. У формах розчинених позаклітинних та внутрішньоклітинних катіонів знаходяться найменші значення дози у водному додатковому корінні. У рогозу вузьколистого найбільше значення дози належить формі вбудованих катіонів, а найменші значення потужностей поглиненої зони розподіляються між формою розчинених позаклітинних катіонів та мінеральним залишком.

Визначення внеску фізико-хімічних форм ^{137}Cs у внутрішню дозу опромінення вегетативних органів водяних рослин показало, що дози розподіляються в різних органах рослин між різними фізико-хімічними формами радіонуклідів нерівномірно (див. табл. 3.2). Так, формі сорбованих позаклітинних катіонів належить найбільший внесок у значення ППД для молодого листа очерету звичайного (33%), а форма вбудованих катіонів має найбільший внесок для стебла та кореневища (26 і 48%, відповідно).

Для додаткового коріння найбільший внесок у ППД від інкорпорованого ^{137}Cs можна розподілити так: ґрунтові корені – вбудовані катіони (33%), водне коріння – сорбовані позаклітинні слабкозв'язані катіони (31%), стеблові корені – розчинені позаклітинні та внутрішньоклітинні катіони (по 29%). Мінімальне привнесення у величину дози для молодих і відмерлих листків та коренів належить мінеральному залишку (відповідно, 3, 0,3 та 1%). Найменші показники ППД для пагонів знаходяться у формі сорбованих позаклітинних слабкозв'язаних катіонів (0,3%).

Переважає надходження у ППД для стебел та коренів рогоза вузьколистого забезпечує форма вбудованих катіонів (відповідно, 76 та 45%). Мінімальні значення показників ППД розподіляються між формами

розчинених позаклітинних слабкозв'язаних, внутрішньоклітинних катіонів та мінеральним залишком (відповідно, 2, 4 та 1%).

Показники поглинутої дози від інкорпорованих радіонуклідів порівнювали для кушира темно-зеленого (*Ceratophyllum demersum*), що росте озерах Глибоке та Далеке, а також у водоймі-охолоджувачі ЧАЕС (табл. 3.3, 3.4). Перелік фізико-хімічних форм радіонуклідів в вегетативній масі рослин наведено у підрозділі 2.2.

Таблиця 3.3.

**Сумарна доза внутрішнього опромінення від інкорпорованого ^{90}Sr
кушира темно-зеленого, мкГр/год**

Водойма	Фізико-хімічна форма						Доза сумарна
	1	2	3	4	5	6	
оз. Глибоке	$5,3 \cdot 10^{-3}$	$4,5 \cdot 10^{-2}$	$2 \cdot 10^{-2}$	$2,4 \cdot 10^{-3}$	$1,5 \cdot 10^{-2}$	$3 \cdot 10^{-4}$	$8,8 \cdot 10^{-2}$
оз. Далеке	$3,1 \cdot 10^{-3}$	$6 \cdot 10^{-3}$	$2,5 \cdot 10^{-3}$	$3,4 \cdot 10^{-3}$	$3,2 \cdot 10^{-2}$	$8,1 \cdot 10^{-4}$	$4,8 \cdot 10^{-2}$
ВО ЧАЕС	$1,9 \cdot 10^{-4}$	$2,5 \cdot 10^{-4}$	$4,9 \cdot 10^{-3}$	$1,8 \cdot 10^{-3}$	$1,8 \cdot 10^{-3}$	$2,5 \cdot 10^{-4}$	$9,1 \cdot 10^{-3}$

Таблиця 3.4.

**Сумарна доза внутрішнього опромінення від інкорпорованого ^{137}Cs
кушира темно-зеленого, мкГр/год**

Водойма	Фізико-хімічна форма						Доза сумарна
	1	2	3	4	5	6	
оз. Глибоке	$2,6 \cdot 10^{-3}$	$4 \cdot 10^{-4}$	$3,7 \cdot 10^{-3}$	$1,8 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-2}$	$1,7 \cdot 10^{-2}$	$4,6 \cdot 10^{-2}$
оз. Далеке	$4,6 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-3}$	$4,6 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-2}$	$5,3 \cdot 10^{-2}$	$8,5 \cdot 10^{-2}$
ВО ЧАЕС	$9,5 \cdot 10^{-4}$	$3 \cdot 10^{-4}$	$3 \cdot 10^{-4}$	$9 \cdot 10^{-4}$	$2,2 \cdot 10^{-3}$	$6 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-2}$

Проаналізувавши отримані дані дійшли висновку, що доза поглинута від ^{90}Sr рослинами із оз. Глибоке є майже вдвічі більшою такої у рослин з оз. Далеке. Значення поглинутої дози для рослин з водойми-охолоджувача є набагато нижчою порівняно з озерами. Дещо інший розподіл дало порівняння поглинутої дози від ^{137}Cs . Найвище значення дози мало місце у

рослин з оз. Далекє і переважало показники з оз. Глибокого вдвічі, а з водойми-охолоджувача ЧАЕС майже у 8 разів.

Оцінивши привнесення різних фізико-хімічних форм ^{90}Sr у дозу внутрішнього опромінення кушира темно-зеленого (*Ceratophyllum demersum*) у досліджуваних водоймах виявили суттєві відміни показників ППД між різними формами радіонуклідів (див. табл. 3.3). У водоймі-охолоджувачі для досліджуваних рослин максимальний внесок у їх внутрішню ППД був від сорбованих позаклітинних катіонів і складав 53%; в оз. Глибоке найвищу показники привнесення зафіксовано за рахунок форми сорбованих позаклітинних слабкозв'язаних катіонів (51%), а в рослинах оз. Далекє цей внесок забезпечили вбудовані катіони (67%).

Розчинені позаклітинні катіони та мінеральний залишок створюють незначний внесок ^{90}Sr у внутрішню ППД для всіх водойм, які ми досліджували. Для *Ceratophyllum demersum* із оз. Глибоке доза, обумовлена формою внутрішньоклітинних катіонів, є також невисокою (3%). У рослинності з оз. Далекє порівняно низькі показники внутрішніх доз зафіксовано для форм внутрішньоклітинних та сорбованих позаклітинних катіонів (відповідно, 5 і 7%). Всього лиш 3% інкорпорованого ^{90}Sr вносять у рослинність ВО сорбовані позаклітинні слабкозв'язані катіони.

У внутрішню дозу від ^{137}Cs для кушира темно-зеленого основний внесок належить таким фізико-хімічним формам як вбудовані катіони та мінеральний залишок (див. табл. 3.4). Інші форми радіонукліду для досліджуваних водойм не перевищують 10%. Вбудовані катіони забезпечують найбільше привнесення радіонукліду у внутрішню дозу кушира із оз. Глибоке (46%), а для рослин із оз. Далекє та ВО ЧАЕС внутрішня доза опромінення від ^{137}Cs формується завдяки мінеральному залишку (63% – оз. Далекє; 57% – ВО).

Результати досліджень дозволяють зробити висновок, що потужність поглинутої дози від інкорпорованих радіонуклідів для кушира темно-зеленого знаходиться у відповідності до рівнів забруднення водойм, в яких

він росте [8]. *Ceratophyllum demersum* відібраний в оз. Глибоке отримує найбільшу дозу від ^{90}Sr . А от найбільшу дозу внутрішнього опромінення від інкорпорованого ^{137}Cs отримують рослини із оз. Далеке. Рослини із ВО ЧАЕС мали найменшу дозу опромінення від обох радіонуклідів. Для рослин з досліджуваних водойм різні фізико-хімічні форми ^{90}Sr мають різний внесок у внутрішню дозу. Тоді як для інкорпорованого ^{137}Cs було зафіксовано майже однаковий внесок у ППД всіх фізико-хімічних форм радіонукліда.

Аналіз внутрішніх доз, які отримує рослина від різних фізико-хімічних форм ^{90}Sr , показав, що мінімальний внесок у ППД для всіх досліджуваних водяних рослин визначається лише мінеральним залишком, що обумовлене мобільністю ^{90}Sr . Від умов перебування рослин у певній водоймі та факторів, які можуть впливати на накопичення різних форм радіонукліда залежить розподіл його дози. Для ^{137}Cs розподіл внутрішньої дози, яка надходить до ВВР від його різних фізико-хімічних форм, є досить мінливим і залежить від видоспецифічності накопичення означеного радіонукліду.

Проведення обрахунків внутрішньої дози від інкорпорованого ^{90}Sr , яку отримують різні вегетативні органи досліджуваної ВВР, показало, що для коренів очерету звичайного показники ППД в 20 разів перевищують такі для пагонів. Тоді як для рогозу вузьколистого внутрішня доза для пагонів у 6 разів перевищує таку для коріння. Для обох цих рослин, для всіх вегетативних органів, характерним є переважання показників ППД, що формуються за рахунок вбудованих катіонів. Мінеральному залишку належать найменші значення ППД від інкорпорованого ^{90}Sr .

Аналіз показників ППД, що отримуються різними вегетативними органами досліджуваної водяної рослинності від ^{137}Cs , показав, що у очерету звичайного найбільша доза реєструється в корінні і є вдвічі більшою за таку для пагонів. А для рогозу вузьколистого таке перевищення зафіксоване в 6 разів. У очерету звичайного переважаючі показники ППД формуються за рахунок обмінних форм радіонуклідів, а у рогозу вузьколистого це відбувається за вбудованих катіонів та мінерального залишку. Найменші

показники ППД від інкорпорованого ^{137}Cs очерет отримує від мінерального залишку, а рогіз від форм радіонукліда у вигляді розчинених позаклітинних та сорбованих позаклітинних слабкозв'язаних катіонів. Тому є очевидним, що саме від видових особливостей накопичення радіонуклідів водяними рослинами, залежить розподіл ППД, яку отримують їх вегетативні органи.

Є очевидним, що доза зовнішнього опромінення для різних груп водяних рослин, яку вони отримують, залежить від середовища існування у якому перебувають їх вегетативні органи [3]. Ті рослини, котрі ростуть у воді, отримують зовнішню дозу опромінення саме з водної товщі, проте слід мати на увазі, що ця доза є значно меншою від дози, яку рослинний організм отримує від інкорпорованих у ньому радіонуклідів. Для ВВР з добре розвиненою кореневою системою або тих, що опускаються на дно у різні періоди життєдіяльності, найбільша частка зовнішньої ППД привноситься радіонуклідами, які знаходяться у донних відкладах.

Під час досліджень виявили, що максимальні рівні показників ППД у ВВР відмічено в групах повітряно-водних рослин (гелофітів) та рослин, які укорінюються та мають вегетативні органи, занурені у воду (гідатофітів), а також у рослин, які укорінюються на дні водойми і мають плаваюче по поверхні води листя (група укорінених плейстофітів). Тому, можна дійти висновку, що ті водянні рослини, які мають розвинену кореневу систему, акумулюють більшу кількість радіоактивних речовин, що надходять до організму рослини через відповідні тканини, а саме, через ризодерму, що має кореневі волоски і це суттєво збільшує площу поглинання радіонуклідів. Зазначимо, що кушир темно-зелений має здатність до накопичення радіонуклідів всією поверхнею вегетативних органів (оскільки рослина повністю знаходиться у воді), а це, в свою чергу, є головною причиною найбільших значень ППД. Нитчасті водорослі *Cladophora glomerata* проявляють найменшу здатність до поглинання радіонуклідів у порівнянні з досліджуваною вищою водяною рослинністю. Також встановлено, що для всіх видів ВВР максимальний внесок у внутрішню дозу опромінення

надходить від сорбованих позаклітинних слабкозв'язаних катіонів інкорпорованих ^{90}Sr та ^{137}Cs , а мінімальний – від мінерального залишку.

3.2. Зовнішнє та внутрішнє опромінення двостулкових молюсків із водойм ЧЗВ

Під час досліджень було обчислено дози опромінення отримувані двостулковими молюсками від ^{90}Sr та ^{137}Cs , які є основними дозоформувальними радіонуклідами у водоймах ЧЗВ, а також оцінено внесок різних фізико-хімічних форм означених радіонуклідів у показники внутрішньої ППД.

Опромінення двостулкових молюсків відбувається через забруднені донні відклади, воду (зовнішнє опромінення) та радіонукліди, які інкорпоровані в молюсках (внутрішнє опромінення) [7]. Дослідження фізико-хімічних форм дозоформувальних радіонуклідів дасть змогу оцінити внесок ^{90}Sr та ^{137}Cs у внутрішнє опромінення організму двостулкових молюсків. У залежності від стану, в якому перебувають радіонукліди в організмі молюска, можна розрахувати дозові навантаження на нього.

ППД внутрішнього опромінення від дозоформуєчих радіонуклідів обрахували для двостулкових молюсків: дрейсени (*Dreissena* sp.) з ВО ЧАЕС, перлівниці клиноподібної (*Unio tumidus*) з оз. Далеке та для беззубки лебединої чи звичайної (*Anodonta cygnea*) з оз. Глибоке.

Виявлено, що в найбільш критичних умовах викликаних значними дозовими навантаженнями від ^{90}Sr перебувають молюски, що мешкають в озерах Глибоке та Далеке. Серед досліджених молюсків найнижчу дозу внутрішнього опромінення ^{90}Sr отримує *Dreissena* sp. з водойми-охолоджувача ЧАЕС, але стосовно значень ППД від ^{137}Cs вони для *Dreissena* sp. є найвищими (рис. 3.3).

Для дрейсени показники ППД внутрішнього опромінення від ^{90}Sr склали 0,6 мкГр/год. Проаналізувавши внесок різних фізико-хімічних форм радіоактивного стронцію для формування внутрішньої дози опромінення

дрейсени виявили коливання значень дози від впливу різних фізико-хімічних форм (рис. 3.4).

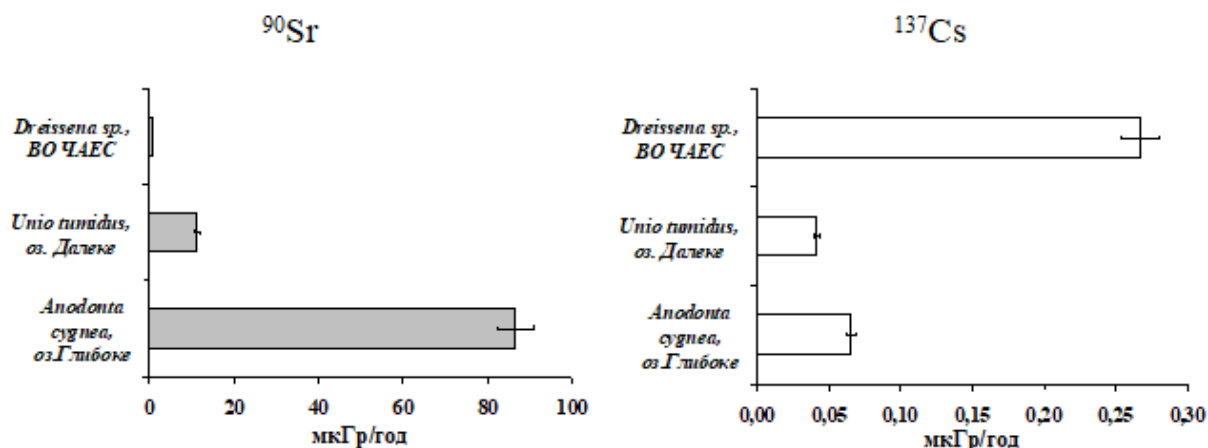


Рис. 3.3. Дози внутрішнього опромінення від інкорпорованих радіонуклідів в організмі двостулкових молюсків

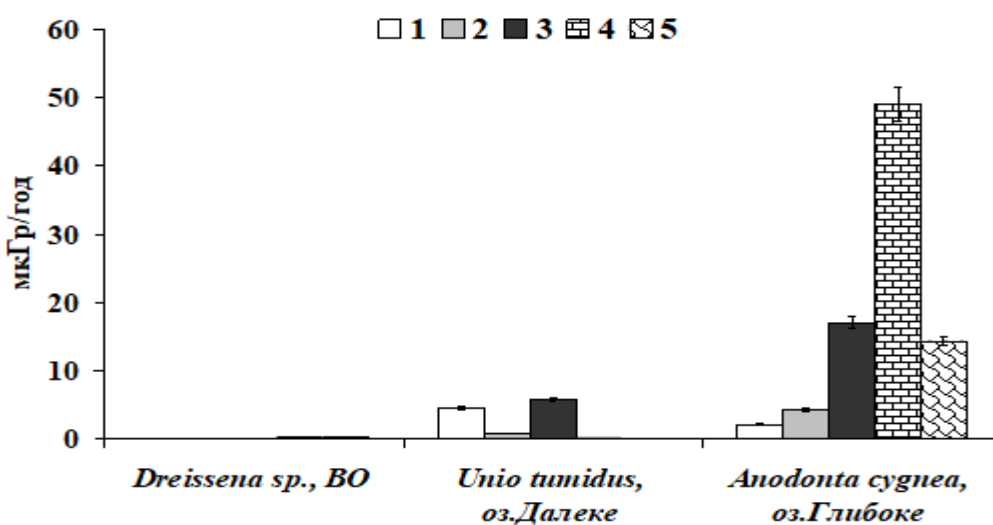


Рис. 3.4. Роль фізико-хімічних форм ^{90}Sr для формування ППД внутрішнього опромінення в організмі двостулкових молюсків. 1 – водорозчинна форма, 2 – обмінна форма, 3 – кислоторозчинна форма, 4 – органічна форма, 5 – мінеральний залишок.

Встановлено, що найбільшу внутрішню дозу формують радіонукліди в органічній формі (0,2 $\mu\text{Gy}/\text{year}$), причому внесок у ППД цієї форми ^{90}Sr складає 40%. У водорозчинній формі ^{90}Sr спостерігається найменший внесок

у внутрішню дозу (до 1%). Обмінна форма ^{90}Sr привнесла у ППД молюсків 5%, а внутрішньоклітинна та мінеральний залишок – відповідно, 20 і 34%.

Оцінюючи внесок стронцію-90 до внутрішньої ППД дрейсени, виявили, що максимальний внесок у дозове навантаження організму молюска має мінеральний залишок та внутрішньоклітинна форма цього радіонукліду. Мінімальні показники були зафіксовані за впливу обмінної та водорозчинної форм (відповідно, 7 та 1%) (рис. 3.4).

Для перлівниці клиноподібної (*Unio tumidus*) ППД внутрішнього опромінення від ^{90}Sr складає 11 мкГр/год (рис. 3.3). Причому показники внеску різних фізико-хімічних форм радіоактивного стронцію до внутрішньої дози опромінення коливаються від 0,04 до 6,1 мкГр/год. Серед них водорозчинна форма привносить 39% у внутрішню дозу молюска, а обмінна форма – близько 7%. Внутрішньоклітинна форма радіонукліду має найбільший внесок (52%), а органічна форма та мінеральний залишок – найменший (відповідно 1 та 0,3%) (рис. 3.4).

Для беззубки лебединої (*Anodonta cygnea*) ППД внутрішнього опромінення від ^{90}Sr складає 87 мкГр/год (рис. 3.3). Показники внеску фізико-хімічних форм радіоактивного стронцію до внутрішньої дози опромінення коливаються від 2,1 до 49,2 мкГр/год. Водорозчинна, обмінна та кислоторозчинна форми радіонукліду мають найменший внесок у внутрішню дозу (відповідно, 2, 5 та 20%), а найбільші показники привнесення від стронцію-90 реєструються від органічної форми радіонукліду (57%). Мінеральний залишок привносить близько 17 % (рис. 3.4).

Показник потужності поглиненої дози внутрішнього опромінення дрейсени за рахунок ^{137}Cs склав 0,31 мкГр/год (рис. 3.5). Водорозчинна та обмінна форми мають однаковий внесок до формування дози внутрішнього опромінення молюска (7%). Кислоторозчинна та органічна форми теж мають приблизно однаковий відсоток привнесення (22 і 23%). Для дрейсени мінеральний залишок має найбільший вклад у внутрішню дозу (41%).

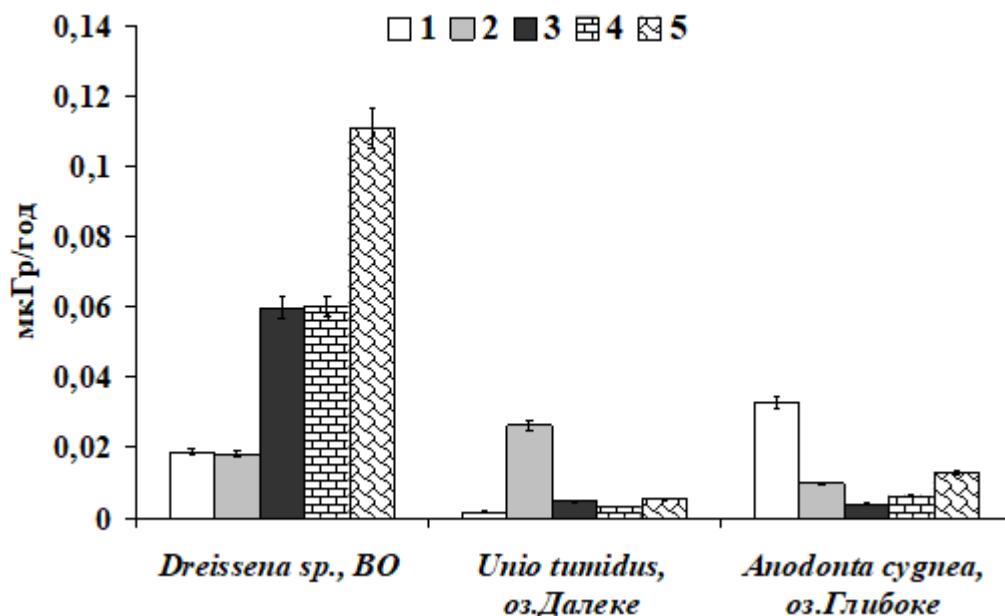


Рис. 3.5. Роль фізико-хімічних форм ^{137}Cs для формування ППД внутрішнього опромінення в організмі двостулкових молюсків. 1 – водорозчинна форма, 2 – обмінна форма, 3 – кислоторозчинна форма, 4 – органічна форма, 5 – мінеральний залишок.

Таким чином, оцінюючи внесок різних фізико-хімічних форм радіоактивного цезію до формування внутрішньої дози опромінення дрейсени, встановили, що молюск отримує мінімальну дозу від водорозчинної та обмінної форми радіонукліда. Найбільші значення показників внутрішньої дози формуються від мінерального залишку ^{137}Cs .

У перлівниці клиноподібної значення ППД внутрішнього опромінення від привнесення ^{137}Cs складає 0,04 мкГр/год. Показники внеску фізико-хімічних форм радіоактивного цезію до внутрішньої дози опромінення перлівниці коливаються від 0,005 до 0,03 мкГр/год. Водорозчинна форма радіонукліда привносила лише 4% (найменший внесок), а обмінна форма – 64% (найбільший внесок). Внутрішньоклітинна форма ^{137}Cs привносить 12%, мінеральний залишок – 13%, а органічна форма – 8% (рис. 3.5).

У беззубки лебедині показник ППД внутрішнього опромінення за рахунок цезію складає 0,07 мкГр/год. Від водорозчинної форми зафіксовано

привнесення у 50%, від обмінної – 16%, від мінерального залишку – 19%, а від органічної форми цезію-137 лише 10%. Кислоторозчинна форма радіонукліду привносить найменшу дозу внутрішнього опромінення (6%).

Зовнішнє опромінення молюсків обчислювали через встановлення ППД від донних відкладів та від товщі води [21]. Дрейсену відбирали з каміння у прибережній частині ВО ЧАЕС, тому активністю субстрату можна знехтувати, а зовнішню ППД вирахувати тільки з водної товщі. Тоді як для перлівниці клиноподібної та беззубки лебединої, які мешкають на дні водойми суттєве значення має обрахунок показників зовнішнього опромінення за рахунок донних відкладів.

Загалом встановлено, що двостулкові молюски із ВО ЧАЕС отримують у шість разів меншу дозу зовнішнього опромінення від ^{90}Sr , ніж молюски з озера Глибоке і у два рази меншу дозу від ^{137}Cs , але вона у чотири рази є більшою, ніж у молюсків з озера Далеке (табл. 3.5).

Таблиця 3.5.

**Сумарні дози опромінення двостулкових молюсків із водойм ЧЗВ,
мкГр/год**

Об'єкти	Доза	Фізико-хімічна форма										Сумарна доза
		1	%	2	%	3	%	4	%	5	%	
<i>Dreissena</i> sp., ВО	^{90}Sr	0,01	1	0,03	5	0,14	20	0,27	40	0,23	34	0,70
	^{137}Cs	0,02	7	0,02	7	0,06	22	0,06	23	0,11	41	0,27
	Загальна доза	0,03	3	0,05	6	0,2	21	0,33	35	0,34	36	0,97
<i>Unio tumidus</i> , оз. Далеке	^{90}Sr	4,44	39	0,84	7	5,80	52	0,13	1	0,04	0,3	11,24
	^{137}Cs	0,002	4	0,03	64	0,005	12	0,003	8	0,01	13	0,04
	Загальна доза	4,44	39	0,87	8	5,80	51	0,13	1	0,05	0,4	11,28
<i>Anodonta</i> <i>cygnea</i> , оз. Глибоке	^{90}Sr	2	2	4,20	5	17,02	20	49,00	57	14,30	17	86,60
	^{137}Cs	0,03	50	0,01	15	0,004	6	0,01	10	0,01	19	0,07
	Загальна доза	2,03	2	4,21	5	17,02	20	49,01	57	14,31	17	86,67

Як бачимо, найбільшу дозу зовнішнього опромінення від радіоактивних стронцію та цезію отримують молюски, що мешкають у воді оз. Глибоке, якщо порівнювати з такою, яку отримують молюски з оз. Далеке та ВО ЧАЕС. Слід зазначити, що доза зовнішнього опромінення від стронцію-90 у всіх досліджуваних водоймах є значно меншою, ніж отримана від стронцію-137.

ППД зовнішнього опромінення молюсків оз. Глибоке отримана з донних відкладів від ^{90}Sr і ^{137}Cs є на 85% і на 60% відповідно більшою за означеними радіонуклідами від такої, яку отримують двостулкові молюски, що мешкають в оз. Далеке (табл. 3.6).

Таблиця 3.6.

**ППД зовнішнього опромінення двостулкових молюсків із водойм ЧЗВ,
Гр/рік**

Водойма	Зовнішня доза, Гр/рік	
	^{90}Sr	^{137}Cs
	Водна товща	
ВО ЧАЕС	$8 \cdot 10^{-7}$	$4,6 \cdot 10^{-6}$
оз. Глибоке	$5 \cdot 10^{-5}$	$9,4 \cdot 10^{-6}$
оз. Далеке	$3 \cdot 10^{-5}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$
	Донні відклади	
оз. Глибоке	0,04	0,08
оз. Далеке	0,01	0,03

Аналіз показників ППД внутрішнього опромінення досліджуваних двостулкових молюсків від інкорпорованих радіонуклідів показав, що значення доз від ^{90}Sr отриманих дрейсенами з ВО ЧАЕС є значно меншими, ніж ті, які отримані перлівницею клиноподібною із оз. Глибоке та беззубкою лебединою із оз. Далеке. Хоча показники ППД внутрішнього опромінення ^{137}Cs є більшими для дрейсени з водойми-охолоджувача, ніж для інших видів молюсків з досліджуваних озер. Пояснюється це відміною водойми-охолоджувача ЧАЕС від інших водойм Чорнобильської зони відчуження за

переважанням вмісту ^{137}Cs над ^{90}Sr у товщі води. Відмічено різницю у розподілі ППД внутрішнього опромінення від різних фізико-хімічних форм радіонуклідів, які часто викликані залежністю рівнів накопичення радіонуклідів від сезону року та змінами у вмісті радіоактивних речовин у тих біотопах, в яких молюски мешкають. Визначено, що органічній формі та мінеральному залишку у формуванні доз внутрішнього опромінення належить провідна роль.

Для беззубки лебединої або звичайної найбільша доза у формуванні внутрішнього опромінення привноситься органічною формою ^{90}Sr і водорозчинною формою ^{137}Cs . Для перлівниці клиноподібної органічною формою стронцію-90 також забезпечується найбільша доза внутрішнього опромінення і обмінною формою цезію-137.

У дрейсени з водойми-охолоджувача ППД зовнішнього опромінення, яка формується від радіонуклідів, що містяться у воді є незначною у порівнянні з ППД внутрішнього опромінення (див. табл. 3.6).

Отже, для дрейсени у ППД основний внесок надходить від інкорпорованих радіонуклідів ^{90}Sr та ^{137}Cs , а доза, яка надходить ззовні є незначною. Такою ж незначною є доза, яку отримують двостулкові молюски від радіонуклідів, що містяться у воді озер лівобережної заплави р. Прип'ять, проте через особливості їх існування, коли перлівниці та беззубки занурюються у ґрунт, радіонукліди, що містяться в донних відкладах формують їх зовнішню дозу опромінення.

Визначили, що дози внутрішнього опромінення двостулкових молюсків із озера Глибоке формуються за рахунок стронцію-90 – діапазон 72,0–99,10 і цезію-137 – 0,06–0,07 мкГр/год, а в молюсках із оз. Далеке ці показники не перевищували 11,00 і 0,04 мкГр/год, у молюсків ВО ЧАЕС значення дозових навантажень були в межах 0,50–0,90 для стронцію і 0,20–0,40 мкГр/год для цезію.

Встановлено, що для двостулкових молюсків із водойм Чорнобильської зони відчуження внесок стронцію-90 у формування ППД є переважаючим.

Різна доза зовнішнього опромінення двостулкових молюсків визначається неоднорідністю та особливостями радіонуклідного забруднення водних об'єктів. На величину значень отримуваної тваринами дози впливає активність субстрату у якому перебувають молюски або до якого прикріплюються. Доза, яка отримують тварини з донних відкладів є набагато більшою від такої, що отримується молюсками з води. Тому для перлівниці клиноподібної та беззубки лебединої для формування дозових навантажень донні відклади мають вирішальне значення.

У ППД внутрішнього опромінення для дрейсени від інкорпорованих радіонуклідів значний внесок належить зв'язаним формам (кислоторозчинній, органічній та мінеральному залишку). Серед фізико-хімічних форм більш значні показники внутрішнього опромінення для дрейсени привносить від ^{90}Sr форма зв'язана з органічними речовинами, а від ^{137}Cs це мінеральний залишок. У перлівниці клиноподібної найбільші дози внутрішнього опромінення забезпечуються водорозчинними та кислоторозчинними формами інкорпорованого стронцію-90, та обмінною формою ^{137}Cs . Беззубка лебедина одержує понад 50% внутрішнього опромінення від ^{90}Sr у вигляді форми зв'язаної з органічними речовинами, а від ^{137}Cs основний внесок має водорозчинна форма.

ВИСНОВКИ

Кваліфікаційна робота присвячена вивченню та оцінці дозових навантажень основних дозоформувальних радіонуклідів на біоту водних екосистем Чорнобильської зони відчуження. Під час досліджень встановлено внесок різних фізико-хімічних форм радіонуклідів у потужність поглинутої дози зовнішнього та внутрішнього опромінення водяних рослин та двостулкових молюсків. Отримані результати дали змогу сформулювати такі висновки:

1. Встановлено, що джерелами іонізуючого опромінення рослин водою ЧЗВ є радіонукліди, котрі надходять із забрудненої води, повітря та донних відкладів і накопичуються у тканинах водяних рослин.
2. У досліджених нами екологічних груп вищих водяних рослин 48–83% ^{90}Sr знаходиться у потенційно обмінних формах. 53% ^{90}Sr та 62–79% ^{137}Cs знаходиться у зв'язаній формі серед представників неукорінених гідатофітів, укорінених плейстофітів та гелофітів, що дає їм змогу вилучати радіонукліди з водного середовища.
3. Проведена оцінка внеску різних фізико-хімічних форм ^{137}Cs у внутрішню дозу опромінення гелофітів: для очерету звичайного найвищі значення фіксували для розчинених позаклітинних катіонів, а найменші показники привнесення у ППД складав мінеральний залишок – відповідно, 47 і 35% внутрішньої дози.
4. Переважний внесок у формування потужності поглиненої дози за рахунок інкорпорованих у ВВР радіонуклідів обумовлений радіоактивним стронцієм. Майже у всіх видів рослин, які досліджувались, найбільшою виявилася доза, що надійшла від інкорпорованих ^{90}Sr та ^{137}Cs у вигляді сорбованих позаклітинних слабкозв'язаних катіонів, а найменша доза надійшла від тих радіонуклідів, які були у мінеральному залишку.
5. Локалізовані у формі внутрішньоклітинних і вбудованих катіонів та у мінеральному залишку радіонукліди ^{90}Sr та ^{137}Cs спричиняють ушкодження,

які викликають порушення енергетичних механізмів в організмі рослини, що врешті-решт призводить до порушення його життєво-важливих функцій, а також до появи мутагенних змін в генотипі організму.

6. Для вегетативних органів вищих водяних рослин найбільше значення дози до внеску фізико-хімічних форм ^{90}Sr у внутрішню ППД належить формі вбудованих катіонів. Найбільший внесок ^{137}Cs у значення ППД відбувається у формі сорбованих позаклітинних катіонів для молодого листа очерету звичайного (33%), а форма вбудованих катіонів має найбільший внесок для стебла та кореневища (26 і 48%, відповідно).

7. Опромінення двостулкових молюсків відбувається через забруднені донні відклади, воду (зовнішнє опромінення) та радіонукліди, які інкорпоровані в молюсках (внутрішнє опромінення).

8. У найбільш критичних умовах викликаних значними дозовими навантаженнями від ^{90}Sr перебувають молюски, що мешкають в озерах Глибоке та Далеке. Серед досліджених молюсків найнижчу дозу внутрішнього опромінення ^{90}Sr отримує *Dreissena* sp. з водойми-охолоджувача ЧАЕС, але стосовно значень ППД від ^{137}Cs вони для *Dreissena* sp. є найвищими.

9. Двостулкові молюски із ВО ЧАЕС отримують у шість разів меншу дозу зовнішнього опромінення від ^{90}Sr ніж молюски з озера Глибоке і у два рази меншу дозу від ^{137}Cs , але вона у чотири рази є більшою, ніж у молюсків з озера Далеке.

10. Встановлено, що для двостулкових молюсків із водойм Чорнобильської зони відчуження внесок ^{90}Sr у формування ППД є переважаючим. Дози внутрішнього опромінення двостулкових молюсків із озера Глибоке формуються за рахунок ^{90}Sr – діапазон 72,0–99,10 і ^{137}Cs – 0,06–0,07 мкГр/год, а в молюсках із оз. Далеке ці показники не перевищували 11,00 і 0,04 мкГр/год, у молюсків ВО ЧАЕС значення дозових навантажень були в межах 0,50–0,90 для ^{90}Sr і 0,20–0,40 мкГр/год для ^{137}Cs .

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Арсан О. М., Давидов О. А., Дьяченко Т. М. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. За ред. В.Д. Романенка. НАН України. Ін-т гідробіології. К. : ЛОГОС, 2006. 408 с.
2. Бабенко В. В., Казимиров О. С., Рудик О. Ф. Активність бета-випромінних радіонуклідів в лічильних зразках. Методика виконання вимірювань з використанням сцинтиляційних спектрометрів і програмного забезпечення АК-1 / Затверджено: ген. директор ДНВП «Метрологія» Г. С. Сидоренко, Головний державний сан. лікар України Л. С. Некрасова, ген. директор НВП «Атом Комплекс Прилад» О. С. Казимиров. НВП «Атом Комплекс Прилад», 1998. 27 с.
3. Вплив гідрометеорологічних факторів на накопичення радіонуклідів та формування дозового навантаження вищою водною рослинністю. Назаров О.Б., Гудков Д.І., Ганжа Х.Д. та ін. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка*. Серія: Біологія. Спеціальний випуск: Гідроекологія. 2010. № 2 (43). С. 367–370.
4. Войцехович О.В., Лаптев Г.В., Канівець В.В. Радіаційне забруднення водних об'єктів зони відчуження ЧАЕС. Бюлетень екологічного стану зони відчуження. 1996. № 1(6). С. 37–44.
5. Ганжа Х. Д., Назаров О.Б. Структура бази даних для забезпечення аналізу вмісту радіонуклідів в гідробіонтах. *Молодь та поступ біології*: Збірник тез Другої міжнародної наук конф. Студентів і аспірантів (21-24 березня 2006 р., м Львів). Львів, 2006. С. 5 – 6.
6. Ганжа Х. Д., Кленус В. Г., Гудков Д. І. Форми знаходження ^{90}Sr та ^{137}Cs в донних відкладах оз. Глибоке в зоні відчуження ЧАЕС. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка*. Серія Біологія. 2018. №3 (37). С. 36–40.

7. Гудков Д.І., Кіреєв С.І., Дзюбенко О.В. Прісноводні молюски зони відчуження: динаміка вмісту основних дозоутворюючих радіонуклідів, цитогенетичні та гематологічні дослідження. *Чорнобильський науковий вісник*. Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. 2019. № 1 (33). С.33–42.

8. Гудков Д. І. Радіонукліди в компонентах водних екосистем зони відчуження Чорнобильської АЕС: розподіл, міграція, дозові навантаження, біологічні ефекти: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня д-ра біол. наук: спец. 03.00.01 «Радіобіологія». Київ, 2006. 34 с.

9. Гудков І. М., Віннічук М. М. Сільськогосподарська радіобіологія: Навч. посіб. для аграр. вищ. навчальних закл. Житомир: ДАУ, 2013. 472 с.

10. Забруднення радіонуклідами представників іхтіофауни озера Азбучин та інших водойм зони відчуження Чорнобильської АЕС. Каглян О.Є., Гудков Д.І., Кленус В.Г. та ін. *Вісник львівського університету*. Серія фізична. 2018. Вип. 42. С. 214–220.

11. Зарубін О. Л. Проблеми поводження з водоймою-охолоджувачем після закриття ЧАЕС. Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. № 2 (20), 2012. С. 17–22.

12. Звіт про радіаційний стан на території Зони відчуження у 2005 р. МПНС України, ДСНВП «Екоцентр», Центр радіаційно-екологічного моніторингу зони відчуження. Чорнобиль, 2005. 123 с.

13. Звіт про радіаційний стан на території Зони відчуження у 2006 р. МПНС України, ДСНВП «Екоцентр», Центр радіаційно-екологічного моніторингу зони відчуження. Чорнобиль, 2006. 134 с.

14. Звіт про роботу ДСНВП «Екоцентр» за 2003 рік. Чорнобиль : МПНС України, ДСНВП «ЕКОЦЕНТР», 2003. 251 с.

15. Звіт про роботу ДСНВП «Екоцентр» за 2009 рік. – Чорнобиль : МПНС України, ДСНВП «ЕКОЦЕНТР», 2009. – 251 с.

16. Кузьменко М. І., Романенко В. Д., Деревець В. В., Волкова О. М., Гудков Д. І. Радіонукліди у водних екосистемах України. Вплив

радіонуклідного забруднення на гідробіонти зони відчуження. К. : Чорнобильінтерінформ, 2001. 318 с.

17. Ланько А. І., Поривкіна О. В., Сирота Н. П. Фізико-географічне районування. Природа Київської області. К. : Вид-во Київського університету, 1972. 234 с.

18. Методичні рекомендації для ведення спостережень за радіоактивним забрудненням навколишнього середовища. За ред. О.В. Войцеховича і В.В. Канівця. К. : УкрНДГМІ, 2011. 218 с.

19. Назаров О. Б., Ганжа Х. Д. Розподіл потужності дози в котловині оз. Глибокого Чорнобильської зони відчуження. Матеріали міжнародної наукової конференції «Фізичні методи в екології, біології та медицині». смт. Ворохта, 2008 р. С.62-64.

20. Рівні ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря пріоритетними речовинами (викиди підприємств промислової зони м. Запоріжжя) [Електронний ресурс]: <http://eco.health.zp.ua/pages/0106.htm>.

21. Соботович Е. В., Ольховик Ю. О., Коромисліченко Т. І., Соколик Г. А. Порівняльна характеристика міграційної здатності радіонуклідів у донних відкладах водоймищ ближньої зони Чорнобильської АЕС. Доп. АН УРСР. Сер. Біологічна. *Геологічні, хімічні та біологічні науки*, 1990, № 8. С. 81-84.

22. Соботович Е. В., Бондаренко Г.М., Кононенко Л.В. Геохімія техногенних радіонуклідів. К. : Наукова думка, 2012. 333 с.

23. Табачний Л. Я., Давидчук С. В., Литвиненко О. Є. Україна. Радіоактивне забруднення. Атлас. Міністерство України з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи. К. : ТОВ «Інтелектуальні Системи ГЕО», 2002.

24. Табачний Л. Я., Давидчук С. В., Литвиненко О. Є. Україна. Радіоактивне забруднення. Атлас. Міністерство України з питань

надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи. К. : ТОВ «Інтелектуальні Системи ГЕО», 2011.

25. Bolsunovsky A., Bondareva L. Actinides and other radionuclides in sediments and submerged plants of the Yenisei River. *Journal of Alloys and Compounds*, 2017. P. 495–499.

26. Bondareva L., Vlasova I., Mogilnaya O. Microdistribution of ^{241}Am in structures of submerged macrophyte *Elodea canadensis* growing in the Yenisei River. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2020. 101. P. 16–21.

27. Brown D. H., Wells J. M. Physiological effects of heavy metals on the moss *Rhytidiadelphus squarrosus*. *Ann. Bot.* 1990. V. 66. P. 641–647.

28. Bulgakova A.A., Konopleva A.V., Smith J.T. Modelling the long-term dynamics of radiocaesium in closed lakes. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2012. V. 61. P. 41–53.

29. Dodd J. R. Magnesium and strontium in calcareous skeletons. A review. *J. Paleontol.* 1967. 41. P. 1313–1329.

30. Effects of Ionizing Radiation on Aquatic Organisms and Ecosystems: Technical Reports series. N 172, International Atomic Energy Agency. Vienna, 1976. 131 p.

31. Egorov V.N., Povinec P.P., Polikarpov G.G. Osvath ^{90}Sr and ^{137}Cs in the Black Sea after the Chernobyl NPP accident: inventories, balance and tracer applications. *Journal of Environmental Radioactivity*, 1999. V. 43. P. 137–155.

32. Effects of radiation on the environment: Sources and Effects off Ionizing Radiation. UNSCEAR 1996 Report to General Assambly, with Scientific Annex. N.Y., 1996. 86 p.

33. Fritioff Å., Greger M. Uptake and distribution of Zn, Cu, Cd, and Pb in an aquatic plant *Potamogeton natans*. *Chemosphere*, 2016. V. 63. P. 220–227.

34. Fukushima Daiichi: ANS Committee Report. A Report by The American Nuclear Society Special Committee on Fukushima. American Nuclear Society, 2012.

35. Kaglyan O.Ye., Gudkov D. I., Klenus V.G. Strontium-90 in fish from the lakes of the Chernobyl Exclusion Zone. *Radioprotection*. 2019. 44, № 5. P. 945–949.
36. Karczewska A. Szerszen L., Kabala C. Forms of selected heavy metals and their transformation in soils polluted by the emissions from copper smelters. Towards sustainable land use: furthering cooperation between people and institutions. H.–P. Blume (ed.). Reiskirchen: Catena-Verl, 1998. V. 1. P. 705–712.
37. Lowenstam H. A. Coexisting calcites and aragonites from skeletal carbonates of marine organisms and their strontium and magnesium contents. In: Recent researchers in the fields of hydrosphere, Atmosphere and nuclear geochemistry. Maruzen Co., Ltd., Tokyo, 1964. P. 373–104.
38. Thiessen K.M., Thorne M.C., Maul P.R., Prohl G., Wheater H.S. Modelling radionuclide distribution and transport in the environment. *Journal of Environmental Pollution*, 1999. V. 100. P. 151–177.
39. Salbu B. Speciation of radionuclides e analytical challenges within environmental impact and risk assessments. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2017. V. 96. P. 47–53.
40. Sanford W. E., Larsen I. L., McConnell J. W., Rogers R. D. Upward Migration of Radio-Cesium and Strontium in a Sand-Filled Lysimeter. *Journal of Environ. Radioactivity*. V. 41, № 2. 1993. P. 147–162.
41. Spezzano P., Hilton J., Lishman J. P., Carrick T. R. The variability of Chernobyl Cs retention in the water column of lakes in the english lake district, two years and four years after deposition. *Journal of Environ. Radioactivity* V. 19. 1993. P. 213–232.