

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ
ІНСТИТУТ ГІДРОБІОЛОГІЇ

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

ПРИШЛЯК СЕРГІЙ ПЕТРОВИЧ

УДК [577.34 : 581.526.3] (504.45)

ДИСЕРТАЦІЯ

**РАДІОНУКЛІДНЕ ЗАБРУДНЕННЯ ВИЩИХ ВОДЯНИХ РОСЛИН ТА
РОЛЬ ГЕЛОФІТІВ У МІГРАЦІЇ ^{137}CS У ПРІСНОВОДНИХ ВОДОЙМАХ**

03.00.17 – гідробіологія
(03. – гідробіологія)

Подається на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук

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

_____/ С. П. Пришляк

Науковий керівник: Волкова Олена Миколаївна, доктор біологічних наук,
старший науковий співробітник, провідний науковий співробітник Інституту
гідробіології НАН України

Київ – 2019

АНОТАЦІЯ

Пришляк С.П. Радіонуклідне забруднення вищих водяних рослин та роль гелофітів у міграції ^{137}Cs у прісноводних водоймах» – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук (доктора філософії) за спеціальністю 03.00.17 – гідробіологія. – Інститут гідробіології Національної академії наук України, Київ, 2018.

Дисертація присвячена визначенню особливостей формування радіонуклідного забруднення вищих водяних рослин у водоймах, розташованих у північно-західних областях України поза межами зони відчуження та встановленню ролі гелофітів у міграції ^{137}Cs у водоймах різного трофічного статусу.

У період 2010–2017 рр. визначено питому активність ^{90}Sr та ^{137}Cs у вищих водяних рослинах, що належать до різних екологічних груп – гелофітів, плейстофітів (укорінених і неукорінених) та гідатофітів (укорінених і неукорінених). Отримані нові дані щодо рівнів накопичення ^{90}Sr та ^{137}Cs у вищих водяних рослинах у віддалений після аварії на ЧАЕС час у водоймах різного типу, які розташовані поза межами зони відчуження. Вперше визначені закономірності формування радіонуклідного забруднення надземних та підземних органів гелофітів. Вперше, на основі продукційних показників надземних та підземних органів гелофітів та питомого вмісту ^{137}Cs у надземних органах, ґрунтових коренях і кореневищах рослин визначені загальні запаси ^{137}Cs у надземній та підземній фітомасі гелофітів. Вперше визначені кількісні показники міграції ^{137}Cs у донні відклади, обумовлені відмиранням підземних органів рослин.

На основі одержаних результатів були розроблені методичні підходи до визначення дози опромінення гелофітів з урахуванням закономірностей формування радіонуклідного забруднення надземних і підземних органів та ослаблення γ - випромінювання водними масами. Результати досліджень можна використовувати для прогнозування рівнів забруднення вищих водяних рослин за умов аварійних випадків, з метою оцінки ефективності методів

фітодезактивації водойм, для визначення екологічно-безпечних рівнів радіонуклідного забруднення водних екосистем. Теоретичні положення та практичні результати роботи можуть бути використані для підготовки фахівців з біологічного та екологічного напрямків вищих навчальних закладів III–IV рівнів акредитації.

Вміст ^{90}Sr та ^{137}Cs визначали у вищих водяних рослинах, які відбирали у Київському та Канівському водосховищах; ставах та озері у зонах посиленого радіоекологічного контролю та обов'язкового відселення на півночі Київської області (Іванківський район); ріборозплідних ставах на території м. Біла Церква; Повчанському водосховищі на р. Жерів та на незарегульованій ділянці р. Жерів (зони гарантованого добровільного та обов'язкового відселення, Лугинський район Житомирської області); оз. Біле (Рівненська область, Володимирецький район); озерах Шацького національного природного парку; водойми-охолоджувачі Хмельницької АЕС.

За результатами наших досліджень встановлено, що через 24–31 роки після аварії на Чорнобильській АЕС у вищих водяних рослинах досліджених водойм максимальна зареєстрована питома активність ^{137}Cs перевищувала доаварійні величини у 8–3000 разів. За максимальним вмістом радіонукліда у рослинах досліджені водойми можна розподілити на 3 групи. Перша – це водойми, де в окремих випадках реєстрували доаварійні рівні, а максимальні величини були на порядок вищі: водойма-охолоджувач Хмельницької АЕС, озера Шацького НПП, стави на території м. Біла Церква. Друга – Київське та Канівське водосховища, водойми у зоні обов'язкового відселення Житомирської та Київської областей, де максимальні величини на 2 порядки вищі за доаварійні. До третьої групи віднесені замкнені озера Біле та Лісове, де перевищення питомої активності ^{137}Cs у рослинах над доаварійними величинами досягало трьох порядків. Рівні вмісту ^{90}Sr у рослинах Канівського водосховища, озер Шацького НПП та водойми-охолоджувача Хмельницької АЕС не перевищували доаварійних значень, в інших водоймах – перевищували їх у 2–8 разів.

Аналіз отриманих результатів показав, що в період досліджень частка ^{137}Cs у штучній радіоактивності окремих видів рослин досліджених водойм становила

від 52 до 99 %. Найменша частка ^{137}Cs у сумарній активності зареєстрована у гелофітів Київського водосховища у зоні впливу дніпровських водних мас, найбільша – у гелофітів озерних екосистем.

На основі багаторічних досліджень фахівців Інституту гідробіології, які були доповнені власними даними, встановлено, що період напівзменшення питомої активності ^{137}Cs у занурених рослинах з Київського водосховища становив $(5,0 \pm 0,6)$ років, з оз. Біле – $(16,7 \pm 6,0)$ років, тобто в озері процеси очищення рослин від радіонукліда тривають довше, ніж у водосховищі. Відзначену тенденцію можна пояснити різним трофічним статусом водойм. В евтрофних водоймах (Київське водосховище) швидкість виведення радіонуклідів з водних мас значно більша, ніж в оліготрофних (оз. Біле). За рік в евтрофній водоймі з води до донних відкладів у середньому переходить близько 96 % ^{137}Cs від його загальної кількості у водних масах, в оліготрофній – тільки 28 %. Тому у водних масах оліготрофних водойм радіонуклід на тривалий термін залишається у біологічно доступній формі, що й призводить до уповільнення процесів самоочищення гідатофітів від ^{137}Cs .

Аналіз особливостей формування радіонуклідного забруднення надземних та підземних органів гелофітів показав, що питома активність ^{137}Cs у коренях 9-ти видів рослин у 2–20 разів перевищувала рівні його вмісту у надземних органах. На 4-х ділянках Київського водосховища з різним рівнем радіоактивного забруднення рослин питома активність ^{137}Cs у коренях рогозу вузьколистого була у 7–20 разів вищою, ніж у надземних органах. Аналогічні закономірності накопичення ^{137}Cs надземними та підземними органами рогозу вузьколистого спостерігалися і в інших водоймах. За сукупністю даних, які були отримані у Київському, Канівському та Повчанському водосховищах, оз. Біле та ставах на території Іванківського району Київської області, питома активність ^{137}Cs у ґрунтових коренях рогозу вузьколистого перевищувала активність надземних органів у $11,9 \pm 4,5$ разів. У ґрунтових коренях очерету звичайного з 4-х ділянок Київського водосховища, оз. Біле, ставів у м. Біла Церква та ставів на території Іванківського району Київської області питома активність ^{137}Cs була вищою, ніж в надземних органах у $11,9 \pm 6,6$ разів, у ґрунтових коренях

лепешняка великого з 2-х ділянок Київського водосховища, Повчанського водосховища та ставу в м. Біла Церква – у $7,9 \pm 2,5$ разів вищою. Питома активність ^{137}Cs у коренях куги озерної перевищувала його вміст у надземних органах у 6 разів, півників болотних, сусака зонтичного, частухи подорожникової та їжачої голівки зринувшої – у 3, стрілолиста стрілолистого – у 2 рази.

Встановлено закономірності формування радіонуклідного забруднення надземних та підземних органів укорінених плейстофітів (на прикладі глечиків жовтих та латаття білого). З'ясовано, що питома активність ^{137}Cs у надземних органах глечиків жовтих з Київського, Канівського та Повчанського водосховищ була приблизно у 2 рази вищою, ніж у кореневищах, а питома активність радіонукліда у коренях у 5 разів перевищувала його вміст у надземних органах. Вміст ^{137}Cs у надземних органах та кореневищах латаття білого з Київського водосховища вірогідно не відрізнялася, у коренях був у 10 разів вищим. Тобто у представників екологічної групи плейстофітів, яким притаманна розвинена коренева система, загальні закономірності формування радіонуклідного забруднення надземних і підземних органів виявилися подібними до закономірностей, характерних для гелофітів.

За результатами проведених досліджень встановлені особливості розподілу загальної активності ^{137}Cs між підземними та надземними органами та параметри міграції радіонукліда за участю гелофітів, які визначаються не тільки питомою активністю окремих органів рослин, але й їхніми продукційними показниками.

Розрахунками показано, що у ґрунтових коренях рослин з Київського водосховища було зосереджено 53–80 % від загальної активності радіонукліда у фітомасі на одиницю площі фітоценозу, з оз. Біле – 66–74 %

Результати досліджень особливостей формування радіонуклідного забруднення надземних та підземних органів гелофітів дозволили розрахувати кількісні показники міграції ^{137}Cs у донні відклади внаслідок відмирання підземних органів рослин. Особливості формування запасів ^{137}Cs у надземній та підземній фітомасі гелофітів на ділянках монодоміантних заростей досліджували

на мілководдях Київського водосховища (евтрофна водойма) та оз. Біле (оліготрофна водойма). Проведені розрахунки показали, що 53–80 % від загальних запасів ^{137}Cs у фітомасі на одиницю площі моно домінантних заростей очерету звичайного, рогозу вузьколистого та лепешняка великого з Київського водосховища зосереджені в ґрунтових коренях, у заростях очерету звичайного, рогозу вузьколистого та куги озерної з озера Біле – 66–74 %. Отже, проведені дослідження показали, що у водоймах, що відрізняються трофічним статусом і рівнем радіоактивного забруднення, відносні показники розподілу ^{137}Cs між надземною і підземною фітомасою гелофітів достовірно не відрізнялися.

При визначенні кількісних параметрів міграції ^{137}Cs ми враховували основні напрямки його потоків у водоймах, пов'язані з відмиранням рослин, а саме те, що досліджені види рослини – багаторічники і їхні надземні органи відмирають наприкінці вегетаційного сезону. У надземних органах рогозу вузьколистого у середньому близько 25 % ^{137}Cs перебуває у потенційно обмінних формах, очерету звичайного – 38 %, лепешняка великого – 46 %. Тому після відмирання надземних органів рослин саме така кількість радіонукліда може повернутися до водних мас, решта надходить у детрит. Оскільки в надземних органах досліджених видів гелофітів міститься 13–26 % ^{137}Cs від загальної кількості на одиницю площі моно домінантних зростей, тільки 3,1–8,7 % від накопиченого у фітомасі радіонукліда після відмирання надземних органів може повернутися у водні маси. При відмиранні підземних органів зосереджений в них ^{137}Cs надходить у донні відклади. Оскільки ґрунтові корені гелофітів оновлюються кожен рік, а життєдіяльність кореневищ триває довше, при розрахунках прийняли, що у очерета звичайного щорічно відмирає третина біомаси кореневищ, у рогоза вузьколистого, лепешняка великого та куги озерної – половина. Таким чином встановлено, що у мономерних заростях гелофітів модельних водойм у зимуючих кореневищах залишається 3–24 % від загального вмісту ^{137}Cs у фітомасі, захоронюється у глибині донних відкладів – 63–84 %.

З метою встановлення ролі гелофітів у формуванні радіонуклідного забруднення донних відкладів запропонована схема, яка охоплює не тільки

питому активність радіонуклідів в абіотичних та біотичних компонентах екосистеми, а й продукційні характеристики надземних та підземних органів гелофітів:

Найбільш активно ^{137}Cs заховується у донних відкладах в монодомінантних заростях очерету звичайного, оскільки для цього виду характерні найбільша фітомаса і рівні накопичення радіонукліда. В евтрофній водоймі кількість ^{137}Cs , який мігрує у донні відклади внаслідок відмирання очерету звичайного, майже в 1,8 рази більша, ніж в оліготрофній. Кількісні показники міграції радіонукліда в заростях рогозу вузьколистого в водоймах різного типу достовірно не відрізнялися. Розрахунки показали, що на мілководних ділянках досліджених водойм в результаті відмирання гелофітів щорічно піддається біологічній трансформації 0,3–1,1 % ^{137}Cs від його загальної кількості в верхньому 30-ти сантиметровому шарі донних відкладів, а за 30 років ця величина може досягти 32 %. З огляду на те, що при хвильових явищах детрит переміщується з мілководних ділянок на глибоководні, його внесок коректніше не враховувати.

З урахуванням одержаних нами у ході досліджень результатів щодо закономірностей формування радіонуклідного забруднення надземних і підземних органів та ослаблення γ -випромінювання водними масами розроблені методичні підходи до визначення дози опромінення гелофітів. Встановлено, що потужність поглиненої коренями гелофітів дози в евтрофній та оліготрофній водоймах була у 1,5–2 рази вища, ніж кореневищами, та у 6–10 разів вища, ніж надземними органами. Внесок опромінювання підземних органів до потужності загальної поглиненої дози становив 78–95 %.

SUMMARY

Prishlyak S.P. Radionuclide contamination of higher aquatic plants of freshwater reservoirs and the role of helophytes in the migration of ^{137}Cs in ecosystems — Qualification scientific work on the rights of manuscripts.

Thesis for a candidate degree in biological sciences (Doctor of Philosophy) in specialty 03.00.17 – hydrobiology. – Institute Hydrobiology of the National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv, 2018.

The dissertation is devoted to the definition of modern levels of ^{90}Sr and ^{137}Cs content in higher aquatic plants of freshwater ecosystems of reservoirs with different densities of radionuclide contamination of the catchment area and the quantitative parameters of migration of ^{137}Cs in reservoirs associated with the death of helophytes.

In the period of 2010–2017, the specific activity of ^{90}Sr and ^{137}Cs in the higher aquatic plants belonging to different ecological groups – helophytes, pleistophytes (rooted and not rooted) and guidatophytes (rooted and not rooted) was determined.

For the first time, features of formation of radionuclide pollution of above-ground and underground organs of higher water plants were investigated. For the first time, based on the production indices of the above-ground and underground organs of helophytes and specific content of ^{137}Cs in the aboveground organs, soil roots and rhizomes, the total reserves of ^{137}Cs in the aboveground and underground phytomass of helophytes are determined. For the first time quantitative indicators of migration of ^{137}Cs in the bottom sediments, due to the dying underground organs of plants are determined. On the basis of the obtained results, methodological approaches to the determination of the radiation dose of helophytes were developed taking into account the specific features of formation of radionuclide contamination of above-ground and underground organs and the attenuation of gamma-radiation by water masses.

The results of research have been used to predict pollution levels of higher aquatic plants under emergency conditions.

The content of ^{90}Sr and ^{137}Cs measured in higher aquatic plants that were collected in the water bodies: Kiev and Kanev Reservoir; ponds and lake in the zones of intensified control and mandatory resettlement in the north of the Kiev region (Ivankiv district); fish breeding grounds in Bila Tserkva; Povchan reservoir and the Zharev river (zone of compulsory resettlement, Zhytomyr region); lake Bilye (Rivne region, Volodymyrets district); Lakes Shatsk National Nature Park; reservoir-cooler of Khmelnytsky NPP. According to the results of our research, in 24–31 years after the Chernobyl accident, in all investigated reservoirs the maximum registered specific activity of ^{137}Cs in higher aquatic plants exceeded the pre-accidental levels of 8–3000 times; the highest levels are observed in plants of closed lakes in the north of Rivne

and Kyiv oblasts – up to 11000 Bq/kg. In higher aquatic plants with reservoir-cooler of Khmelnytsky NPP, lakes of Shatsk National Natural Park, ponds of Bila Tserkva in some cases recorded the pre-accidental levels, and the maximum values were an order of magnitude higher.

In aquatic plants from the Kyiv, Kaniv and Povchansk Reservoirs, the Zheriv River, ponds in the Ivankivskyi district of the Kyiv region, the maximum specific activity of ^{137}Cs was 2 orders of magnitude higher than the pre-accidental values.

Levels of ^{90}Sr content of higher aquatic plants of the Kaniv reservoir, lakes of Shatsk National Nature Park and reservoir-cooler of Khmelnytsky NPP did not exceed the pre-accidental values, and other water bodies were larger by 2–8 times.

The analysis of the results showed that during the period of research in water bodies located outside the exclusion zone, ^{137}Cs forms the radioactivity of higher aquatic plants, its contribution to the total activity of plants of different species ranged from 62 to 99 %.

In the ecosystems of the Kiev, Kaniv and Povchansk reservoirs and in the unregulated section of the Zheriv River, the contribution of ^{137}Cs to the total activity of the helophytes was mainly less than the guidatophytes. At the same time, in the lake ecosystems, the contribution of ^{137}Cs to the total activity of helophytes was greater. In general, it can be noted that in the water bodies located outside the exclusion zone, the average contribution of ^{137}Cs to the formation of total activity in higher aquatic plants of flowing reservoirs was lower than that of lacustrine ecosystems.

Based on many years of research by specialists of the Institute of Hydrobiology, which were supplemented by our data, it was found that the half-time decrease of the specific activity of ^{137}Cs in guidatophytes from the Kiev reservoir is $(5,0 \pm 0,6)$ years, from the oligotrophic lake – $(16,7 \pm 6,0)$ years. The obtained values can be used in predicting levels of radionuclide contamination of plants in water bodies of different types and trophic status.

Analysis of the peculiarities of formation of radionuclide contamination of the above-ground and underground organs of helophytes showed that the specific activity of ^{137}Cs in the roots of the nine species was 2–20 times higher than the level of its content in the aboveground organs. Specific activity of ^{137}Cs in aboveground organs

and rhizomes of *Phragmites australis*, *Typha angustifolia* and *Glyceria maxima* reliably did not differ; the specific activity of ^{137}Cs in the roots of these species was on average 10 times higher than in the aboveground organs. In addition, in the research process, a tendency towards a decrease in the ratio of specific activity in the roots and aboveground organs in the case of the development of plants in periodically drainage shallows and in species that are characterized by underwater leaves is registered.

The results of investigations of the peculiarities of the formation of radionuclide pollution of the above-ground and underground organs of helophytes allowed to calculate the quantitative indices of migration of ^{137}Cs in the bottom sediments due to the extinction of underground organs of plants. Characteristics of the formation of ^{137}Cs stocks in the aboveground and underground phytomass of helophytes in monocenoses were investigated in shallow waters of the Kiev reservoir (eutrophic water body) and Lake Bilye (oligotrophic water body). The performed calculations showed that 53–80 % of the total ^{137}Cs in phytomass per unit area of *Phragmites australis*, *Typha angustifolia* and *Glyceria maxima* from the Kiev reservoir are concentrated in the soil roots.

In the thickets of *Phragmites australis*, *Typha angustifolia* and *Scirpus lacustris* from the lake Bilye – 64,1–74,2%. Consequently, studies have shown that in water bodies with different trophic status and level of radioactive contamination, the relative indices of distribution of ^{137}Cs between aboveground and underground phytomass of helophytes did not differ significantly.

In determining the migration parameters of ^{137}Cs , we took into account the main directions of its migration in the water bodies associated with the extinction of plants, namely that the investigated species of plants – perennials and their aboveground organs die at the end of the growing season. The exchange forms of ^{137}Cs contained in the above-ground phytomass can pass into water masses, fixed forms of radionuclides can pass in detritus. When the underground organs die, ^{137}Cs enters the bottom sediments. The root roots of helophytes are renewed annually, and the life of the rhizomes lasts longer in the *Phragmites australis* of the usual for about three years, in the *Typha angustifolia* and *Glyceria maxima* for about two years. Therefore, part of the ^{137}Cs accumulated during the previous vegetation season may pass from the rhizomes

to the above-ground organs. Our calculations have shown that after the extinction and decomposition of the above-ground organs of the studied plant species in water masses, can return no more than 10% of ^{137}Cs from its total amount accumulated in phytomass. At the same time, 63–82% of ^{137}Cs from its total accumulated in phytomass reaches the lower layers of bottom sediments when the underground organs die. In the thickets of the investigated plant species, the annual activity of ^{137}Cs in dead underground organs ranges from 0.3 to 1.1% of its total amount in the upper 30-centimeter layer of bottom sediments. In the 30 years since the accident, the death of helophytes resulted in biotransformation of 7–29% of the total ^{137}Cs in the upper 30 cm layer of bottom sediments of the thickets of the eutrophic water body and 8–27% oligotrophic. Taking into account the results obtained by us in the course of research of the peculiarities of the formation of radionuclide contamination of aboveground and underground organs and the weakening of γ -radiation by aqueous masses, methodological approaches for determining the radiation dose of helophytes have been developed. It was found that the absorbed dose of the roots of helophytes in the eutrophic and oligotrophic water body was 1.5-2 times higher than that of the rhizomes, and 6-10 times higher than the aboveground organs. The contribution of radiation of underground organs to the capacity of the total absorbed dose was 78–95%.

Статті, опубліковані у фахових виданнях, зокрема у виданнях України, які включені до міжнародних наукометричних баз

1. Волкова О. М., Беляєв В. В., Пархоменко О. О., Пришляк С. П. Параметри розподілу радіонуклідів у водоймах різного трофічного статусу. Природа Західного Полісся та прилеглих територій: зб. наук. пр. / за заг. Ред. Ф. В. Зузука. – Луцьк: Східноєвроп. нац. ун-т ім. Лесі Українки, 2014. – № 11. – С.127–132.

2. Пришляк С. П., Волкова О. М., Беляєв В. В., Пархоменко О. О. Радіонуклідне забруднення вищих водних рослин водойм України у віддалений після аварії на Чорнобильській АЕС час. Наук. записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія. Спец. випуск: Гідроекологія. – 2015. – № 3–4 (64). – С. 550–553.

3. **Пришляк С. П.,** Волкова О. М., Беляєв В. В., Пархоменко О. О. Формування рівнів вмісту ^{137}Cs у вищих водних рослинах Київського водосховища. Вісник Львівського університету. Серія біологічна. 2012. Випуск 58. С. 139–143.

4. **Prishlyak S. P.,** Belyaev V. V., Volkova Ye. N., Parkhomenko A. A., Savittskiy A. L. Regularities of ^{137}Cs accumulation in above-ground and underground phytomass of helophytes. Hydrobiological Journal. 2015. V. 51. Iss. 6. P. 68–74.

5. Волкова О. М., Беляєв В. В., Пархоменко О. О., **Пришляк С. П.,** Нікітюк К. О. Радіоекологічні наслідки порушення режиму експлуатації Київської ГЕС у 2010 р. Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. – 2011. – №2(47). – С. 62–65.

6. Volkova Ye. N., Belyaev V. V., Pryshliak S. P. Several Aspects of Forming of the Absorbed Dose of Emerged Aquatic Plants. Hydrobiological Journal. 2017. V. 53, Iss. 6. P. 68–76.

7. Волкова Е. Н., Беляєв В. В., **Пришляк С. П.,** Пархоменко А. А., Карапыш В. А. Особенности формирования радионуклидного загрязнения высших водных растений Киевского водохранилища. Ядерна фізика та енергетика. – 2012. – Т. 13. №2. – С. 160–165.

8. Волкова Е. Н., Беляєв В. В., **Пришляк С. П.,** Пархоменко А. А. Отмирание воздушно-водных растений как фактор миграции ^{137}Cs в водоемах. Ядерна фізика та енергетика. 2018. Т. 19. № 1 – С. 56–62.

Статті, опубліковані у інших виданнях

9. Беляєв В. В., Волкова О. М., **Пришляк С. П.** Моделювання динаміки формування радіоактивності водних рослин. Ядерна енергетика та довкілля, № 1 (5), 2015. – С. 44–49.

Матеріали та тези конференцій

10. Волкова Е. Н., Беляєв В. В., Пархоменко А. А., **Пришляк С. П.** Формирование радионуклидного загрязнения гидробионтов при изменении

содержания радионуклида в абиотических компонентах пресноводных экосистем. Радіобіологічні та радіоекологічні аспекти Чорнобильської катастрофи. Тези доповідей міжнародної конференції, м. Славутич, 11–15 квітня 2011 року. – Славутич: Фітоцентр, 2011, – С. 156.

11. **Пришляк С. П.,** Беляєв В. В., Волкова О. М., Пархоменко О. О. Особливості накопичення ^{137}Cs вищими водяними рослинами Київського водосховища. Фізичні методи в екології, біології та медицині: Матеріали IV міжнародної конференції (Львів-Шацьк, Україна, 15–18 вересня 2011 р.). Львів: Видавничий центр ЛНУ ім. Івана Франка. – С. 91–93.

12. Волкова О. М., Беляєв В. В., **Пришляк С. П.,** Пархоменко О. О., Черненко Т. Роль гідробіонтів у процесах перерозподілу ^{137}Cs по компонентах мілководних ділянок верхньої частини Київського водосховища. Тези доповідей XIX щорічної наукової конференції Інституту ядерних досліджень НАН України: Наукове видання (24–27 січня 2012 р., Київ, Україна). – К., 2012. – С.132–133.

13. **Пришляк С. П.,** Волкова О. М., Беляєв В. В., Пархоменко О. О. Вплив внутрішньоводоймної динаміки водних мас на формування радіонуклідного забруднення вищих водних рослин Київського водосховища. Тези доповідей XIX щорічної наукової конференції Інституту ядерних досліджень НАН України: Наукове видання (24–27 січня 2012 р., Київ, Україна). – К., 2012. – С.149–150.

14. Беляєв В. В. Холодцько О. П., Волкова О. М., **Пришляк С. П.** Пархоменко О. О., Карапиш В. А., Юрчук Л. П. Особливості радіонуклідного забруднення донних відкладів Київського водосховища. Современные проблемы гидробиологии. Перспективы, пути и методы решений: Материалы III Международной научной конференции. – Херсон, ПП Вишемирський В. С., 2012. – С. 136–139.

15. Беляєв В. В., Волкова О. М., Пархоменко О. О., **Пришляк С. П.** Радіємність донних відкладів водойм різного трофічного статусу. Тези доповідей XXI щорічної наукової конференції Інституту ядерних досліджень НАН України (27–31 січня 2014р., Київ, Україна). – К., 2014. – С. 191–192.

16. Волкова Е. Н., Беляев В. В., Пархоменко А. А., **Пришляк С. П.** Роль макрофитов в формировании радиационной дозы облучения эмбрионов пресноводных рыб. Биологические эффекты малых доз ионизирующей радиации и радиоактивное загрязнение среды: Материалы международной конференции (Сыктывкар, республика Коми, Россия, 17–21 марта 2014 г.). –Сыктывкар, 2014. – С. 36–40.

17. Волкова О. М., Беляев В. В., **Пришляк С. П.**, Пархоменко О. О. Моделювання поведінки радіонуклідів в озерних екосистемах. Національні природні парки – минуле, сьогодення, майбутнє. Матеріали міжнародної науково-практичної конференції до 30-річчя створення Шацького національного природного парку (Світязь, 23–25 квітня 2014 року). – К.: ЦП «КОМПРИНТ», 2014. – С. 146–149.

18. **Пришляк С. П.**, Волкова О. М., Беляев В. В., Пархоменко О. О. Розподіл ^{137}Cs між наземними та підземними органами *Typha angustifolia*. Тези доповідей XXII щорічної наукової конференції Інституту ядерних досліджень НАН України (26–30 січня 2015 р., Київ, Україна). – К., 2015. – С. 214–215.

19. **Пришляк С. П.**, Волкова О. М., Беляев В. В., Пархоменко О. О. Особливості опромінення повітряно-водних рослин на різних глибинах. XXIII щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України (Київ, 01–05 лютого 2016 р.): тези доповідей. – К.: Ін-т ядерних дослідж., 2016. – С. 226–227.

20. Волкова Е. Н., Беляев В. В., **Пришляк С. П.**, Пархоменко А. А. Миграция ^{137}Cs в донные отложения при отмирании воздушно-водных растений. Радиобиология: минимизация радиационных рисков: материалы междунар. науч. конф. (29–30 сент. 2016 г, Гомель) / редкол.: И. А.Чешик (гл. ред.) [и др.]. – Гомель: Ин-т радиологии, 2016. – С. 26–29.

21. Волкова О. М., Беляев В. В., **Пришляк С. П.**, Пархоменко О. О. Сучасні рівні радіонуклідного забруднення гідробіонтів водойм України у віддалений після аварії на Чорнобильській АЕС час. "Вода: проблеми та шляхи вирішення". Збірник статей Науково-практичної конференції із міжнародною

участю, м. Рівне, 5–8 липня 2017 року. – Житомир: Вид-во ЕЦ «Укрекобіокон», 2017. – С. 49–53.

22. Беляев В. В., Волкова Е. Н., **Пришляк С. П.**, Пархоменко А. А. Роль высших водных растений в биотрансформации ^{137}Cs в экосистеме Киевского водохранилища. XXV щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України (Київ, 16–20 квітня 2018 року) :тези доповідей. – Київ: Ін-т ядерних дослідж., 2018. – С. 205–206.

23. Волкова О. М., Беляев В. В., **Пришляк С. П.**, Пархоменко О. О. Формування поглиненої дози випромінювання ^{137}Cs у повітряно-водяних рослин. Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення. – Житомир: ЖНАЕУ, 2018. – С. 283–288.

(матеріали міжнародної науково-практичної конференції (м. Житомир, 26–27 квітня 2018 р.)

24. **Пришляк С. П.**, Волкова О. М., Беляев В. В. Роль відмирання повітряно-водяних рослин в міграції ^{137}Cs у прісноводних водоймах. Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення. – Житомир: ЖНАЕУ, 2018. – С. 288–292 (матеріали міжнар. наук.-практ. конф. (м. Житомир, 26–27 квітня 2018 р.)

25. **Пришляк С. П.** Sr^{90} та Cs^{137} у вищих водяних рослинах Київського водосховища. Інститут гідробіології НАНУ Актуальні проблеми сучасної гідробіології. Збірник матеріалів науково-практичної конференції, присвяченої 95-річчю заснування Національної академії наук України. 2013 р. С. 75–77.

26. **Пришляк С. П.** Особливості накопичення ^{137}Cs у кореневій системі рогозу вузьколистого. Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем. збірник матеріалів науково-практичної конференції, присвяченої 75-річчю заснування Інституту гідробіології Національної академії наук України. 2–3 квітня, 2015 р. С. 57–58.

27. **Пришляк С. П.** Закономірності міграції ^{137}Cs у донні відклади внаслідок відмирання повітряно-водяних рослин. Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем. Збірник матеріалів III

науково-практичної конференції для молодих вчених. 6–7 жовтня 2016 р. С. 46–47.

28. **Пришляк С. П.** Формування дози опромінення повітряно-водяних рослин в оліготрофних та евтрофних водоймах. Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем. Збірник матеріалів IV науково-практичної конференції для молодих вчених, присвяченої 100-річчю Національної академії наук України. 6–7 листопада 2017 р. С. 47–48.

29. **Пришляк С. П.** Роль гелофітів у міграції ^{137}Cs в евтрофних водоймах. Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем. Збірник матеріалів V науково-практичної конференції для молодих вчених. 14–15 листопада 2018 р. С. 46–48.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СКОРОЧЕНЬ, ТЕРМІНІВ	20
ВСТУП	21
РОЗДІЛ 1. РАДІОНУКЛІДИ У ВИЩИХ ВОДЯНИХ РОСЛИНАХ ПРІСНОВОДНИХ ВОДОЙМ (ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ)	26
1.1. Принципи класифікації вищих водяних рослин, особливості середовища існування та анатомо-морфологічної будови	26
1.2. Основні закономірності формування радіонуклідного забруднення вищих водяних рослин	31
1.3. Формування радіонуклідного забруднення рослин після аварії на Чорнобильській АЕС	34
РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ	47
2.1. Характеристика досліджених водойм	47
2.2. Біологічні об'єкти досліджень	56
2.3. Методи польових досліджень та підготовки проб для визначення вмісту радіонуклідів	57
2.4. Методи аналізу вмісту радіонуклідів	59
2.5 Методи розрахунку дозових навантажень водних рослин	60
2.6. Методи статистичної обробки даних	61
РОЗДІЛ 3. РАДІОНУКЛІДНЕ ЗАБРУДНЕННЯ ВИЩИХ ВОДЯНИХ РОСЛИН ВОДОЙМ УКРАЇНИ У ВІДДАЛЕНИЙ ПІСЛЯ АВАРІЇ НА ЧАЕС ЧАС	63
3.1. Вміст ^{90}Sr та ^{137}Cs у вищих водяних рослинах	64
3.2. Аналіз закономірностей формування радіонуклідного забруднення вищих водяних рослин у віддалений після аварії на ЧАЕС час	86
3.3. Коефіцієнти накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr вищими водяними рослинами	95
3.4. Висновки за розділом 3	103
РОЗДІЛ 4. ВМІСТ ^{137}Cs У НАДЗЕМНИХ ТА ПІДЗЕМНИХ ОРГАНАХ ВИЩИХ ВОДЯНИХ РОСЛИН	105
4.1. Питома активність ^{137}Cs у надземних та підземних органах гелофітів	106

4.2. Питома активність ^{137}Cs у надземних та підземних органах укорінених плейстофітів та гідатофітів	119
4.3. Висновки за розділом 4	121
РОЗДІЛ 5. РОЛЬ ГЕЛОФІТІВ У ПРОЦЕСАХ МІГРАЦІЇ ^{137}Cs У ВОДОЙМАХ	123
5.1. Відмирання підземних органів рослин як фактор міграції ^{137}Cs у донні відклади	123
5.2. Оцінка потоків ^{137}Cs через фітомасу гелофітів (на прикладі мілководь Київського водосховища)	135
5.3. Висновки за розділом 5	140
РОЗДІЛ 6. ОЦІНКА ПОТУЖНОСТІ ПОГЛИНЕНОЇ ДОЗИ ВИПРОМІНЮВАННЯ ^{137}Cs ГЕЛОФІТАМИ У ВОДОЙМАХ РІЗНОГО ТРОФІЧНОГО СТАТУСУ	142
6.1. Закономірності формування полів випромінювання у водних масах та від донних відкладів	143
6.2. Опромінювання гелофітів у евтрофних та оліготрофних водоймах	157
6.3. Висновки до розділу 6	161
ВИСНОВКИ	163
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	165
Додатки	188
1. Список публікацій здобувача	
2. Відомості про апробацію результатів дисертації	

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СКОРОЧЕНЬ, ТЕРМІНІВ

Бк – Бекерель (розпад за секунду)

ВО – водойма-охолоджувач

Гр – Грей (Дж/кг)

ХАЕС – Хмельницька атомна електростанція

ЧАЕС – Чорнобильська атомна електростанція

ШНПП – Шацький національний природний парк

ВСТУП

Актуальність. Упродовж останнього століття техногенна діяльність, стрімкий розвиток виробництва та впровадження наукових досягнень без належної оцінки їхнього впливу на довкілля призвели до низки серйозних наслідків – глобального потепління, забруднення екосистем відходами техногенного походження, важкими металами, пестицидами, штучними радіоактивними елементами. Внаслідок експлуатації підприємств атомної енергетики та аварій на підприємствах ядерного паливного циклу до навколишнього середовища надходять техногенні радіонукліди, які стають постійно діючим фактором впливу на біосистеми різного рівня організації. Негативний вплив тривалоіснуючих радіонуклідів визначається їхньою високою біологічною активністю, яка призводить до зміни генома клітини та інших порушень функціонування живих систем (Романенко, 2004; Тютюнник, 2004)

Проблеми радіонуклідного забруднення довкілля, зокрема наслідків надходження техногенних радіонуклідів у водні екосистеми після аварії на Чорнобильській АЕС (ЧАЕС) у 1986 р., висвітлюються у багатьох літературних джерелах, у тому числі фахівців Інституту гідробіології НАН України (Романенко та ін., 1992; Кузьменко та ін., 2001, 2010; Гудков, 2006; Крышев, 2008). Значний обсяг виконаних досліджень був пов'язаний з встановленням закономірностей накопичення та перерозподілу радіоактивних елементів у компонентах водойм зони відчуження та дніпровських водосховищ, визначенням дози опромінення населення за рахунок «водної складової».

На теперішній час одними з пріоритетних напрямків гідробіологічних досліджень у галузі радіоекології вважаються вивчення закономірностей міграції радіоактивних речовин у компонентах природних екосистем та прогнозна оцінка забруднення водних екосистем методами математичного моделювання (Гудков, 2016). У водній радіоекології переважна більшість моделей присвячена визначенню динаміки вмісту радіонуклідів у воді та іхтіофауні, тоді як дослідження міграції радіонуклідів за участі вищих водяних рослин вкрай обмежені. Значною мірою це пов'язано з тим, що основний масив даних щодо

накопичення радіоактивних речовин вищими водяними рослинами стосується формування радіонуклідного забруднення їхніх надземних органів. Роль вищих водяних рослин, зокрема гелофітів, у процесах перерозподілу радіоактивних речовин у компонентах водних екосистем дотепер не визначена, оскільки закономірності накопичення радіонуклідів у підземних органах рослин з розвиненою кореневою системою досліджені не в повному обсязі.

Крім того, аналіз особливостей формування радіонуклідного забруднення окремих органів і тканин вищих водяних рослин необхідний для коректних розрахунків дози опромінення, які використовуються з метою інтерпретації біологічних ефектів хронічної дії малих доз йонізуючого випромінювання на живі організми.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами.

Дисертаційна робота виконана у рамках науково-дослідних тем Інституту гідробіології НАН України: «Формування доз опромінення та порушення у представників біогідроценозів за умов радіонуклідного забруднення водних екосистем» (державний реєстраційний № 0106UA02149); «Особливості функціонування та відновлення прісноводних екосистем в умовах комплексного впливу атомних електростанцій» (державний реєстраційний № 0111U000076); «Віддалені наслідки радіонуклідного забруднення водойм на біологічні системи різного рівня організації» (державний реєстраційний № 0116U002118); «Визначення об'ємів допустимих скидів радіонуклідів підприємствами ядерного паливного циклу у водойми різного трофічного статусу з урахуванням швидкості очищення водних мас від штучних радіонуклідів» (державний реєстраційний № 0113U005114).

Мета і завдання дослідження. *Мета роботи* – Встановити сучасний рівень радіонуклідного забруднення вищих водяних рослин водойм північно-західних областей України та встановити параметри міграції ^{137}Cs за участі гелофітів у прісноводних екосистемах

Для досягнення вказаної мети виконано наступні завдання:

1. Визначити питому активність ^{90}Sr та ^{137}Cs у вищих водяних рослинах

водойм України у віддалений після аварії на ЧАЕС час

2. Проаналізувати закономірності формування радіонуклідного забруднення надземних та підземних органів вищих водяних рослин
3. Розрахувати параметри розподілу ^{137}Cs між надземною та підземною масою гелофітів
4. Встановити роль гелофітів у формуванні радіонуклідного забруднення донних відкладів
5. Оцінити потужність поглиненої дози випромінювання ^{137}Cs гелофітами у водоймах різного трофічного статусу

Об'єкт дослідження – міграція та розподіл радіонуклідів у водних екосистемах

Предмет дослідження – накопичення ^{90}Sr та ^{137}Cs вищими водяними рослинами, міграція ^{137}Cs у водоймах за участі гелофітів

Методи досліджень. Гідробіологічні та радіоекологічні методи польових та лабораторних досліджень; радіохімічні та спектрометричні методи визначення питомої активності радіонуклідів у абіотичних та біотичних компонентах водних екосистем. Методи розрахунку доз зовнішнього та внутрішнього опромінення. Статистичні методи обробки результатів.

Наукова новизна одержаних результатів. Отримано нові дані щодо рівнів накопичення ^{90}Sr та ^{137}Cs у вищих водяних рослинах у віддалений після аварії на ЧАЕС час у водоймах різного типу, які розташовані поза межами зони відчуження. Вперше визначені закономірності формування радіонуклідного забруднення надземних та підземних органів гелофітів. Вперше, на основі продукційних показників надземних та підземних органів гелофітів та питомого вмісту ^{137}Cs у надземних органах, ґрунтових коренях і кореневищах рослин визначені загальні запаси ^{137}Cs у надземній та підземній фітомасі гелофітів. Вперше визначені кількісні показники міграції ^{137}Cs у донні відклади, обумовлені відмиранням підземних органів рослин.

Практичне значення одержаних результатів. На основі одержаних результатів були розроблені методичні підходи до визначення дози опромінення

гелюфітів з урахуванням закономірностей формування радіонуклідного забруднення надземних і підземних органів та ослаблення γ -випромінювання водними масами. Результати досліджень можна використовувати для прогнозування рівнів забруднення вищих водяних рослин за умов аварійних випадків, з метою оцінки ефективності методів фітодезактивації водоєм, для визначення екологічно-безпечних рівнів радіонуклідного забруднення водних екосистем. Теоретичні положення та практичні результати роботи можуть бути використані для підготовки фахівців з біологічного та екологічного напрямків вищих навчальних закладів III–IV рівнів акредитації.

Особистий внесок здобувача. Дисертант безпосередньо брав участь у плануванні всіх проведених досліджень та здійснював відбір польового матеріалу, виконував радіохімічний та гамма-спектрометричний аналіз матеріалу. Автор самостійно сформульовано мету та завдання досліджень, проаналізовано сучасну фахову літературу, освоєно необхідні для виконання дисертаційної роботи методи, виконано аналіз та узагальнення результатів, проведено статистичну обробку даних, а аналіз окремих положень та написання плану викладення матеріалу дисертації виконано разом із науковим керівником. Друковані праці за матеріалами дисертації підготовлені безпосередньо автором, а також у співавторстві з науковим керівником та іншими фахівцями.

Апробація результатів роботи. Основні положення і результати досліджень доповідались та обговорювались на 15 міжнародних та вітчизняних конференціях і з'їздах: «Радіобіологічні та радіоекологічні аспекти Чорнобильської катастрофи» (Славутич, 2011); «Фізичні методи в екології, біології та медицині» (Львів-Шацьк, 2011); XIX щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України (Київ, 2012); Науково-практична конференція «Актуальні проблеми сучасної гідробіології» (Київ, 2013); «Биологические эффекты малых доз ионизирующей радиации и радиоактивное загрязнение среды» (Сыктывкар, республика Коми, Россия, 2014); XXII щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України (Київ, 2015); «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем» (Київ, 2015); XXIII щорічна наукова конференція Інституту ядерних

досліджень НАН України (Київ, 2016); «Радиобиологія: мінімізація радіаційних ризиків» (Гомель, 2016); III науково-практична конференція для молодих вчених «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем» (Київ, 2016.); «Вода: проблеми та шляхи вирішення» (Рівне, 2017); «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем», IV науково-практична конференція для молодих вчених (Київ, 2017); XXV щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України (Київ, 2018); «Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення» (Житомир, 2018); «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем» (Київ, 2018), а також на засіданнях вченої ради Інституту гідробіології НАН України (доповіді стипендіата президії НАН України) та відділу водної радіоекології.

Публікації. За результатами досліджень опубліковані 29 наукових праць, з них 9 статей у журналах (8 у фахових виданнях).

Структура та обсяг роботи. Дисертаційна робота викладена на 194 сторінках друкованого тексту, складається із вступу, аналітичного огляду літератури, опису матеріалів і методів досліджень, чотирьох розділів власних досліджень з обговоренням і узагальненням результатів, висновків і списку використаної літератури. Текст ілюстровано 50 рисунками і 46 таблицями. Список використаної літератури містить 192 найменування (з них іншомовних 116).

РОЗДІЛ 1. РАДІОНУКЛІДИ У ВИЩИХ ВОДЯНИХ РОСЛИНАХ ПРІСНОВОДНИХ ВОДОЙМ (ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ)

1.1. Принципи класифікації вищих водяних рослин, особливості середовища існування та анатомо-морфологічної будови

Так само, як і водорості, вищі водяні рослини належать до групи головних фотосинтезуючих організмів гідросфери та визнані одним з домінуючих за біомасою компонентів прісноводних екосистем [17, 48; 77, 138]. Вищі водяні рослини в вважаються гілкою, що сформувалася від трав'янистих наземних рослин, які пристосувалися до життя у водному середовищі [143, 159]. Серед них зустрічаються види, які контактують з повітряним, водним середовищами і ґрунтом, а у інших видів весь життєвий цикл проходить лише у воді [48, 143].

Приймаючи до уваги зв'язок рослин з водним, повітряним та едафічним середовищами, деякі автори пропонують підрозділяти вищі водяні рослини на три великі групи – занурені рослини, або гідатофіти; рослини з плаваючими асиміляційними органами, або плейстофіти; повітряно-водяні рослини, або гелофіти. [48; 136]. Однак розподіл вищих водяних рослин на три групи не завжди буває достатнім. В екологічній класифікації Б.А.Федченко [159] усі вищі водяні рослини розділені на 5 груп у залежності від зв'язку їхніх вегетативних органів з повітрям, водою та ґрунтом:

- земноводні рослини, які ростуть у воді, але значна частина вегетативних органів виступає над її поверхнею, наприклад: рогіз вузьколистий, очерет звичайний, сусак зонтичний;

- рослини, укорінені на дні водойми, з плаваючим на поверхні води листям, наприклад: латаття біле, глечики жовті, горіх водяний, деякі види рдесників;

- укорінені рослини з вегетативними органами, зануреними у воду, наприклад: більшість рдесників, водопериця колосиста, елодея канадська.

- рослини без зв'язку з дном, плаваючі на поверхні води, наприклад: ряски, сальвінія плаваюча, жабурник звичайний.

– рослини неукорінені, повністю занурені у воду, наприклад: кушир занурений, альдрованда.

Однак деякі автори відзначають, що наведені останніми назви екологічних груп вищих водяних рослин досить громіздкі та не завжди зручні при використанні [93]: Тому пропонують їхнє спрощення шляхом використання термінології, яка запропонована І.М. Распоповим [136] із збереженням вихідної суті класифікації Б.А. Федченко [159]:

- гелофіти;
- укорінені плейстофіти;
- укорінені гідатофіти;
- неукорінені плейстофіти;
- неукорінені гідатофіти.

Саме таку класифікацію ми застосовували при аналізі закономірностей формування радіонуклідного забруднення вищих водяних рослин.

Фізико-хімічні властивості зовнішнього середовища водяних рослин (води, ґрунту та повітря) зумовили розвиток у них специфічних морфолого-анатомічних і фізіологічних пристосувань. Вода у 800 разів щільніша за повітря, має високу теплоємність, внаслідок чого у водному середовищі відносно згладжуються сезонні відмінності температурного впливу на рослини. У придонному шарі зазвичай найбільш щільна і найменш холодна вода. Ця властивість води має велике значення для зимівлі вегетативних бруньок відновлення (туріонів) або пагонів багатьох водних рослин [93].

Інтенсивність світла у воді менша, ніж у наземних екосистемах, оскільки частина проникаючої сонячної радіації поглинається водною товщею, а частина віддзеркалюється її поверхнею. Крім того, інтенсивність світла пов'язана з прозорістю води, яка коливається в широких межах і залежить від кількості у воді зважених мінеральних, органічних речовин, інтенсивності розвитку мікроскопічних планктонних організмів [77].

Водне середовище відрізняється низьким вмістом газів [17, 77]. На одиницю об'єму водного середовища доводиться в 30 разів менше кисню, ніж на одиницю повітряного, тобто однією з особливостей водного середовища є

виражений в тій чи іншій мірі анаеробіоз; вміст азоту нижче в 60 разів, а вуглекислого газу – майже стільки ж або навіть трохи вище. Кількість розчинених у воді газів залежить від температури і солоності води: з їх збільшенням вміст газів у воді зменшується [77, 138].

Джерелом мінерального живлення для вищих водяних рослин слугують вода та донні відклади. У воді концентрація розчинених солей, необхідних для нормального росту і розвитку рослин, завжди набагато нижча, ніж у ґрунті. Отже, укорінені рослини мають більш сприятливі умови для поглинання і засвоєння поживних речовин, ніж рослини, що існують у товщі води або на її поверхні. Разом з тим неукорінені гідрофіти не відчують нестачі поживних речовин внаслідок того, що процеси дифузії у водній товщі відбуваються активніше, ніж у мулі [93].

Можливість нормально вегетувати у воді вищим водяним рослинам забезпечують певні морфолого-анатомічні особливості.

Гелофіти зовні мало чим відрізняються від сухопутних рослин. Пагони у них прямостоячі та піднімаються над ґрунтом і водою, а фотоасимілюючі органи знаходяться в повітряному середовищі. Всі органи покриті кутикулою та епідермісом, листя і зелені стебла мають продихи [93, 143]. В усіх органах добре розвинені механічні тканини. Коренева система також добре розвинена. Однак для цієї групи рослин характерний і ряд морфологічно-анатомічних особливостей будови, властивих типовим водним рослинам. Це стосується будови їхньої кореневої системи і деяких анатомічних структур.

Підземна частина гелофітів складається з товстих кореневищ, що виконують роль запасуючого органу, і тонких коренів, які поглинають із зовнішнього середовища розчинені поживні речовини [92, 93].

Найбільш характерною ознакою, що відрізняє гелофітів від сухопутних рослин, є добре розвинена аеренхіма, яка пронизує всі органи рослини і забезпечує кращий газообмін підземним органам.

У плейстофітів стебло або тонке і гнучке (рдесник плаваючий, горіх водяний), або перетворилося на товсте кореневище, розташоване в донних ґрунтах (гличики жовті), або має форму бульби (латаття біле). Плаваючі листки

покриті, як правило, восковим нальотом або горбкуватими виростами на епідермальних клітинах, що обумовлює їм незмочуваність, необхідну для забезпечення газообміну з атмосферою. Прорихи є тільки на верхній частині листя. Занурені листові пластинки дуже тонкі, не мають кутикули і покриті одношаровою епідермою. Механічні тканини у всіх органах рослин цієї групи розвинені гірше, ніж у земноводних [93, 143].

Укорінені занурені рослини під впливом водного середовища зазнали значних морфолого-анатомічних та функціональних змін [77, 93]. У цих рослин газообмін і мінеральне живлення відбуваються у водному середовищі при всмоктуванні води, розчинених у ній речовин і газів всією поверхнею. Листя дуже тонке, широке у широколистих рдесників, сильно розсічене на вузькі стрічкоподібні частки у вузьколистих рдесників або циліндричні частки у водопериці колосистої. Така форма листя має більшу поглинаючу поверхню при невеликих запасах органічної маси [93, 143]. Коренева система цієї групи рослин розвинена слабо і, в основному, слугує для прикріплення до субстрату.

У неукорінених рослини із плаваючим на поверхні води листям газообмін здійснюється, головним чином, у повітряному середовищі, багатому киснем і з інтенсивною інсоляцією, а мінеральне живлення – у водному, де в порівнянні з донними відкладами відносно невеликі концентрації розчинних поживних солей, навіть при найвищій трофності водойми. У цих рослин вкорочене стебло, внаслідок чого листки розташовуються у вигляді розеток (жабурник звичайний), коротких гілочок (сальвінія плаваюча). У жабурника звичайного під листям у воду звисає дрібне коріння, у якого відсутній кореневий чохлик, а у сальвінії плаваючої корені відсутні.

Життєдіяльність неукорінених занурених рослин пов'язана тільки з водним середовищем і лише генеративні органи деяких видів піднімаються над поверхнею води. Основний же метаболізм здійснюється у водній товщі. Це рослини з перисторозсіченим дуже тонким листям. Не мають коренів. Механічні тканини у рослин цієї групи практично відсутні, оскільки вони мешкають у водній товщі у підвішеному стані [93, 77, 143].

Отже, відмінності фізико-хімічних властивостей зовнішнього середовища існування вищих водяних рослин (води, ґрунту, повітря) створюють для них контрастні умови кисневого, світлового, температурного режимів, постачання елементами вуглецевого та мінерального живлення. Це обумовлює виникнення у вищих гідромакрофітов ряду зовнішніх і внутрішніх адаптацій, які супроводжуються відповідними змінами метаболізму та анатомо-морфологічної будови.

1.2. Основні закономірності формування радіонуклідного забруднення вищих водяних рослин

У складі комплексного антропогенного впливу на біосферу виключної актуальності набуло прогресуюче радіонуклідне забруднення навколишнього природного середовища. У 40-х–50-х роках минулого сторіччя випробування та застосування ядерної зброї призвели до глобального забруднення біосфери штучними радіонуклідами [87, 138]. У подальшому джерелами надходження техногенних радіонуклідів до природного середовища стали: видобування уранових руд, збагачення та гідрометалургійна переробка уранових руд, виробництво палива для ядерних реакторів, робота ядерних енергетичних установок, експлуатація транспортних засобів з ядерними енергетичними установками, виробництво й використання радіоактивних ізотопів для медичних та промислових потреб, переробка відпрацьованого ядерного палива, тимчасове зберігання та поховання радіоактивних відходів, ядерні вибухи військового й технологічного призначення, ядерні та радіаційні інциденти, аварії і катастрофи [87, 167].

Одним з найбільш суттєвих джерел радіонуклідного забруднення навколишнього середовища вважаються аварії на підприємствах ядерного паливного циклу. З метою оцінки наслідків таких аварій розроблена міжнародна шкала (INES) [47, 167], яка оцінює їх за кількома рівнями:

1-й – аномалія (аномалії, що виходять за межі дозволеного режиму експлуатації);

2-й – інцидент (інциденти із значною відмовою пристроїв безпеки);

3-й – серйозний інцидент (ушкодження бар'єрів ешелонованого захисту близьке до аварійного, поширення забруднення, яке призводить до переопромінення персоналу);

4-й – аварія, що не супроводжується ризиком поза промисловим майданчиком (часткове пошкодження активної зони реактора та бар'єрів радіаційного захисту, гострий вплив на здоров'я персоналу. Опромінення населення поза межами промислового майданчика по порядку сумірне з встановленими межами);

5-й – аварія, що супроводжується ризиком поза промисловою зоною (серйозні ушкодження активної зони реактора та бар'єрів радіаційного захисту. Обмежений викид, часткове виконання запланованих контрзаходів);

6-й – серйозна аварія (значний викид, повне виконання запланованих контрзаходів);

7-й рівень – велика аварія (великий викид, потужний вплив на здоров'я населення і довкілля).

Нижні рівні (1–3), які не призводять до забруднення довкілля та опромінення населення за межами промислового майданчика відносять до інцидентів, верхні (4–7), які супроводжуються руйнуванням активної зони реактора або радіаційних бар'єрів – до аварій.

У якості прикладів аварій 3-го рівня можна привести інциденти на Сибірському хімічному комбінаті (СРСР, 1983) та на АЕС Вандилос (Іспанія, 1989). До четвертого рівня віднесена аварія на АЕС Сен-Лоран (Франція, 1980), до п'ятого – на АЕС Три-Майл Айлімед (США, 1979), до шостого – аварія на виробничому підприємстві «Маяк» (СРСР, 1957) [47, 158, 167]. Аваріями 7-го рівня визнані аварії на ЧАЕС (СРСР, 1986) та на АЕС Фукусіма (Японія, 2011) [172].

Численними дослідженнями, які були розпочаті після виникнення проблем, пов'язаних із надходженням штучних радіонуклідів до навколишнього середовища, показана важлива роль прісноводних екосистем у процесах розповсюдження радіоактивних речовин. Було доведено, що континентальні

водойми є основними резервуарами накопичення радіонуклідів, а водотоки – транспортними магістралями, якими радіоактивні речовини мігрують на значні відстані [26, 27, 95, 155]. Тому предметом багатьох радіоекологічних досліджень стали гідробіоти, у тому числі й вищі водяні рослини, які розглядалися як невід’ємна складова водних екосистем, що приймає участь у процесах міграції та розподілу радіоактивних речовин.

Ще на початковому етапі формування радіоекології як наукового напрямку, водяні рослини, які у більшості прісноводних екосистем домінують за біомасою, стали важливим об’єктом досліджень фахівців. У природних та лабораторних умовах були встановлені коефіцієнти накопичення радіонуклідів вищими водяними рослинами різних видів [148]. У подальшому досліджували вплив лужно-кислотних умов на рівні накопичення радіонуклідів рослинами [85, 86]. Було показано, що зміна форм та фізико-хімічного стану радіонуклідів у воді, яке обумовлене змінами рН, може вплинути на рівні вмісту радіоактивних речовин у рослинних організмах [71, 85, 86]. Вивчали видову специфіку накопичення радіонуклідів у вищих водяних рослинах та закономірності формування радіонуклідного забруднення рослин у водоймах різної трофності та проточності. У ряді робіт було показано, що рівні накопичення радіонуклідів вищими водяними рослинами залежать від площі контакту їхніх вегетуючих органів з водним середовищем, і у природних водоймах, як правило, рівні накопичення радіонуклідів гідатофітами вищі, ніж гелофітами [86, 156].

У багатьох наукових публікаціях проаналізовано вплив температурного чинника на рівні накопичення радіоактивних елементів вищими водяними рослинами. В експериментальних дослідженнях було показано, що рівні накопичення ^{60}Co та ^{137}Cs рослинами збільшувалися при підвищенні температури води від 12 до 28° С [65, 156]. Автори робіт, які були виконані на Білоярському водосховищі, зареєстрували у районі скиду теплих вод АЕС збільшення майже у 5 разів, відносно інших ділянок водойми, коефіцієнтів накопичення ^{60}Co у елодеї канадської. Накопичення ^{90}Sr та ^{137}Cs за умов Білоярського водосховища у меншому ступені залежало від температурного

фактора, і у зоні теплих вод коефіцієнти накопичення були більшими лише на 18–20 % [156].

Результати досліджень сезонних змін рівнів накопичення радіонуклідів представниками водної флори [5; 86, 101, 155] виявилися неоднозначними. Так, Т.М. Антоненко [5] відзначала збільшення коефіцієнтів накопичення ^{137}Cs рослинами від весни до початку осені з максимумом у липні та серпні, а у роботі О.В. Трапезнікова [155] відзначено, що у Білоярському водосховищі чіткої сезонної залежності рівнів накопичення цього радіонукліда вищими водяними рослинами не зареєстровано. Однак у цілому доведено, що упродовж вегетаційного сезону рівні накопичення радіоактивних елементів вищими водяними рослинами можуть змінюватися.

Таким чином визначено, що на величину питомої активності радіонуклідів у рослинах можуть впливати чисельні абіотичні та біотичні чинники, кожний з яких відіграє певну роль у формуванні радіонуклідного забруднення водної флори.

1.3. Формування радіонуклідного забруднення рослин після аварії на ЧАЕС

Внаслідок аварії на ЧАЕС, яка відбулася 26 квітні 1986 р., до навколишнього середовища надійшло 3–4 % напрацьованих у реакторі радіонуклідів, що становило, без урахування благородних газів, приблизно $1,85 \cdot 10^{18}$ Бк [1, 87, 158, 162, 167]. У викиді спостерігали близько 200 радіоактивних ізотопів у різних фазах та хімічних формах. Ці речовини пересувалися в атмосфері на тисячі кілометрів від місця викиду і були зареєстровані в усіх країнах північної півкулі [1, 19, 162, 181].

Радіонукліди, які надійшли до оточуючого середовища внаслідок аварії, включилися до процесів міграції, одним з результатів якої стало забруднення водних об'єктів. Рівні радіонуклідного забруднення абіотичних та біотичних компонентів прісноводних екосистем залежали від численних факторів: відстані від джерела забруднення, інтенсивності випадінь на території водозбору,

особливостей фіксації радіонуклідів на площі водозбору, проточності водойм, фізико-хімічних форм радіонуклідів у випадіннях та багатьох інших.

На території України знаходяться десятки тисяч водних об'єктів, які у більшому чи меншому ступені були забруднені внаслідок аварії. Тому дослідити радіоекологічну ситуацію на усіх цих об'єктах було практично неможливо.

До аварії на ЧАЕС радіоекологічні дослідження виконували на водойми-охолоджувачі ЧАЕС і періодично досліджували вміст радіонуклідів у компонентах екосистем р. Прип'ять та Київського водосховища. У гідробіонтах водойми-охолоджувача реєстрували $^{134, 137}\text{Cs}$ та ^{90}Sr , активовані продукти корозії ^{54}Mn , ^{60}Co , іноді ^{51}Cr , ^{58}Co , ^{59}Fe , ^{65}Zn у концентраціях $n \cdot 10^0 - n \cdot 10^1$ Бк/кг. В окремих випадках (осінь 1982 – весна 1983 рр.) на прилеглих до АЕС територіях у пробах вищих водяних рослин та зелених нитчастих водоростей були зареєстровані радіонукліди церію, цирконію, ніобію та рутенію. У Прип'яті в районі водойми-охолоджувача забруднення біоти визначали ^{137}Cs та ^{90}Sr . При цьому їхня концентрація у рослинах була у 3–10 разів нижча, ніж у відповідних видах водойми-охолоджувача [20, 82, 131].

Після аварії в останні дні квітня та на початку травня 1986 р. вміст радіонуклідів у гідробіонтах водойми-охолоджувача збільшився у сотні тисяч – мільйони разів та переважно визначався короткоіснуючими радіонуклідами йоду, церію, рутенію, барію, лантану та іншими. У цей період у гідробіонтах були зареєстровані практично всі радіонукліди, що були присутні в аварійному викиді [80, 141]. Наприкінці 1986 р. вміст окремих радіонуклідів у гідробіонтах водойми-охолоджувача знаходився у межах 0,3–400 кБк/кг. Із часом, внаслідок розпаду короткоіснуючих радіонуклідів, зменшилася їхня роль у формуванні радіонуклідного забруднення компонентів водних екосистем і основне місце у забрудненні гідробіонтів, зокрема вищих водяних рослин, зайняли радіоактивні ізотопи цезію та стронцію. На фоні скорочення у воді спектру радіонуклідів та зменшення їхньої концентрації у воді реєстрували зменшення вмісту радіонуклідів в організмах багатьох водних організмів. При цьому швидкість зниження питомої активності радіонуклідів у гідробіонтах різних трофічних рівнів була різною [81, 141].

Дослідження вмісту радіонуклідів у вищих водяних рослинах водойм ближньої зони відчуження ЧАЕС показали, що найбільші рівні накопичення були характерні для рослин непроточних та слабкопроточних водоймах [58–60, 62, 63]. Максимальні величини питомої активності ^{137}Cs були відзначені у вищих водяних рослинах озер Глибоке та Далеке-1. Дещо меншим був вміст радіонукліда у представниках водної флори озера Азбучин та водойми-охолоджувача ЧАЕС, а мінімальні значення питомої активності ^{137}Cs були зареєстровані у вищих водяних рослинах Янівського затону. Концентрація ^{137}Cs у рослинних організмах проточних водойм був ще нижчим.

Максимальний вміст ^{90}Sr зареєстровано у рослинах озера Азбучин, мінімальний – серед непроточних та слабкопроточних водойм у рослинах водойми-охолоджувача. Найменша питома активність радіонукліда відзначена у рослинах річок Прип'ять та Уж.

Була визначена питома активність радіонуклідів у вищих водяних рослинах різних видів, при цьому деякі автори дійшли висновку, що рівні накопичення радіонуклідів не завжди співвідносяться із поділом рослин на екологічні групи, які характеризують зв'язок їхніх вегетативних органів з повітрям, водою або ґрунтом. Тобто у досліджених водоймах порівняно високою питомою активністю радіонуклідів характеризувалися види різноманітної екологічної класифікації. Були зареєстровані високі, порівняно із зануреними, рівні накопичення радіонуклідів гелофітами, що не співпадає із висновками досліджень, які були виконані для водних екосистем з іншим характером та нижчими рівнями радіонуклідного забруднення [63].

Вивчали сезонну динаміку та видову специфіку накопичення радіонуклідів у рогуза вузьколистого, глечиків жовтих, очерету звичайного, тілоріза алоєподібного та куширу зануреного. Було визначено, що більшість видів вищих водяних рослин характеризувалися збільшенням вмісту та коефіцієнтів накопичення радіонуклідів у пік вегетації (кінець липня-серпень) у порівнянні з весняним та осіннім періодами. Виняток склали кушир занурений та глечики жовті, у яких в літній період вегетації було відзначено деяке зниження вмісту ^{90}Sr .

У роботах Д.І. Гудкова із співавторами [58–60, 62] проаналізовані закономірності накопичення $^{238+239+240}\text{Pu}$ та ^{241}Am у рослинах з озер лівобережної заплави р. Прип'ять. Питома активність цих радіонуклідів зареєстрована у межах $0,3\div 65,6$ Бк/кг, коефіцієнти накопичення становили $24\div 4458$.

Поза межами зони відчуження фахівці перш за все зосередилися на вивченні закономірностей формування радіонуклідного забруднення екосистеми Дніпровських водосховищ, при цьому найбільш повно вивчена динаміка вмісту радіонуклідів у рослинах Київського та Канівського водосховищ за період 1986–1993 рр. [21, 27, 40, 74, 129, 140, 164]. У травні 1986 р. у вищих водяних рослинах Київського та Канівського водосховищ були зареєстровані ^{90}Sr , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{103}Ru , ^{131}I , $^{134, 137}\text{Cs}$, $^{141, 144}\text{Ce}$, ^{140}Ba , ^{140}La , а сумарна радіоактивність зазначених уламків поділу досягала 670 кБк/кг. Найбільші зареєстровані величини активності були характерні для короткоіснуючих радіонуклідів – ^{95}Zr , ^{131}I , ^{140}Ba , у яких період напіврозпаду складає 64, 12,8 та 8,06 діб, відповідно. В цей період найвищими рівнями радіонуклідного забруднення відрізнялися гелофіти, що деякі автори пояснювали випадінням продуктів поділу на контактуючу із повітряним середовищем поверхню рослин. Так, у другій декаді травня вміст ^{95}Zr в очереті звичайному з Київського водосховища досягав 107000 Бк/кг, а сумарна активність усіх радіонуклідів – 629000 Бк/кг, тоді як сумарна активність рдесника пронизанолістого не перевищувала 100000 Бк/кг. Сумарний вміст радіонуклідів у вищих водяних рослинах Канівського водосховища досягав 224000, Кременчуцького – 11000, Каховського – 3000 Бк/кг [27, 129]. Отже, внаслідок аварії на ЧАЕС рівень радіонуклідного забруднення вищих водяних рослин Дніпровських водосховищ збільшився у тисячі – сотні тисяч разів.

Дослідження багаторічної динаміки радіонуклідного забруднення вищих водяних рослин показали, що після розпаду короткоіснуючих продуктів поділу радіоактивність вищих водяних рослин обумовлювали ^{90}Sr та ^{137}Cs . Період напіврозпаду ^{90}Sr становить 28,1, ^{137}Cs – 30 років, а їхня особлива біологічна небезпека полягає у тому, що ці ізотопи є хімічними аналогами Ca та K, які відіграють надзвичайно важливу роль у метаболізмі живих організмів [27, 164]. Гідробіоти поглинають ^{90}Sr та ^{137}Cs разом з їхніми аналогами, і, таким чином,

радіоактивні елементи включаються у структурні елементи клітин і накопичуються в організмах. Починаючи з 1987 р. радіонуклідне забруднення вищих водяних рослин на ділянці каскаду Кременчуцьке – Каховське водосховища обумовлювали ^{90}Sr та ^{137}Cs , а з 1990 р. ці радіонукліди формували радіоактивність водної флори усіх Дніпровських водосховищ [129].

Найвищу питому активність ^{90}Sr реєстрували у вищих водяних рослинах Київського водосховища у період 1986–1989 рр., спочатку у гелофітах (до 2200 Бк/кг), потім – у гідатофітах (до 4200 Бк/кг). На ділянці каскаду Канівське – Каховське водосховище питому активність ^{90}Sr у рослинах реєстрували у діапазоні величин 3,7 – 440 Бк/кг, при цьому максимальний вміст радіонукліда у рослинах Канівського водосховища досягав 440, Каховського – 320 Бк/кг. Впродовж 1989–2003 рр. спостерігалась тенденція до зниження у часі та просторі вмісту ^{90}Sr у рослинах Дніпровських водосховищ. За цей період питома активність зазначеного радіонукліда у занурених вищих водяних рослинах Київського водосховища зменшилася у середньому до (17 ± 5) Бк/кг, у рослинах Каховського - до (5 ± 1) Бк/кг [26, 27 129].

Найвища за весь період досліджень питома активність ^{137}Cs – до 67000 Бк/кг зареєстрована у 1986 р. у вищих водяних рослинах Київського водосховища. У рослинах Канівського та Кременчуцького водосховищ показники були приблизно у десять разів, Каховського – у 100 разів нижчими. Упродовж наступних кількох років, на фоні загальної тенденції до зменшення вмісту ^{137}Cs у рослинах, просторові особливості рівнів накопичення радіонукліда не змінювалися, тобто спостерігалось зменшення питомої активності ^{137}Cs у рослинах від Київського до розташованих нижче за течією Дніпра водосховищ [26, 27]. Таке було закономірним, оскільки щільність випадінь радіоактивних аерозолів на поверхню водосховищ, щільність забруднення ^{137}Cs донних відкладів та його середньорічна концентрація у воді зменшувалася із зростанням відстані від ЧАЕС [129, 135].

У подальшому вміст ^{137}Cs у рослинах Київського водосховища поступово зменшувався, а його питома активність у представниках водної флори Канівського і Кременчуцького водосховищ упродовж тривалого часу

залишалася практично незмінною, і через 17 років після аварії сформувалися порівняно близькі рівні вмісту ^{137}Cs рослинах Київського та Кременчуцького водосховищ, проте виникла значна різниця між питомою активністю зазначеного радіонукліда у рослинах трьох верхніх Дніпровських водосховищ та водосховищ, розташованих нижче за течією Дніпра [21, 26].

Причину такого явища фахівці пов'язують з особливостями надходження радіонуклідів до Дніпровських водосховищ та особливостями гідрологічного режиму водойм. Після припинення випадінь радіоактивних аерозолів на дзеркало водойм основним джерелом забруднення водних мас водосховищ вважається водозбір Прип'яті [135]. Радіонукліди надходили до екосистеми каскаду водосховищ з повеневими водами, і у воді р. Прип'ять питома активність розчиненого у воді ^{137}Cs підвищувалася, відносно середньорічних величин, у 2–3, інколи у 10 разів [53]. У середній за водністю рік фронт забруднених радіонуклідами повневих вод проходить Київське водосховище за 17 діб, Канівське – за 10, Кременчуцьке – за 51 добу. При цьому за час проходження Канівського водосховища концентрація ^{137}Cs у водах забрудненого фронту зменшується у 2 рази, Кременчуцького – у 5 разів [129]. Отже, саме у Кременчуцькому водосховищі затримувалася основна кількість ^{137}Cs , який кожен рік надходить до каскаду водосховищ у період водопілля. Важливе значення має те, що забруднені радіонуклідом повневі води потрапляють до Кременчуцького водосховища у період активної вегетації вищих водяних рослин, що й сприяє накопиченню ^{137}Cs [26, 27, 135].

У [131] показано, що інтенсивні процеси седиментаційного виведення ^{137}Cs із водного шару відбувалися у Київському, Канівському водосховищах та Кременчуцькому водосховищах. У Каховському водосховищі також існують сприятливі умови до седиментаційного накопичення ^{137}Cs у донних відкладах, але дослідження показали, що із транзитним стоком цей радіонуклід практично не досягає нижнього водосховища [131].

Рівні радіонуклідного забруднення вищих водяних рослин інших водойм України досліджували у різні періоди після аварії. Так, у липні 1986 р. у рдеснику пронизанолистому з р. Десна були зареєстровані 8 продуктів поділу, сумарна

активність яких становила 3223 ± 1128 Бк/кг, зокрема до 800 Бк/кг ^{137}Cs [112]. У 1991–1993 рр. вміст ^{137}Cs у рослинах р. Десна не перевищував 180 Бк/кг, у 2004 – 40 Бк/кг [27, 112].

У ряді літературних джерел наведені результати досліджень закономірностей формування радіонуклідного забруднення водної флори водойм, розташованих на території західного сліду чорнобильського викиду за період 1993–2006 рр. [30, 33, 38, 45, 46, 169, 186]. Авторами проаналізовані особливості накопичення ^{90}Sr та ^{137}Cs вищими водяними рослинами у водоймах різного типу – річках, озерах та ставах різного призначення. Було встановлено, що рівні радіонуклідного забруднення гідробіонтів, зокрема вищих водяних рослин, не завжди залежали від щільності випадіння радіоактивних аерозолів на площу водозбору та дзеркало водойм. Так, найвища активність ^{137}Cs (1000–1500 Бк/кг) була зареєстрована у рослинах затоки на р. Жерів (щільність випадіння на площу водозбору до 1400 кБк/м²) та з оз. Біле (щільність випадіння на площу водозбору до 185 кБк/м²).

Доведено, що відносна кількість ^{137}Cs , яка затримується у водних екосистемах збільшується із уповільненням водообміну водойм, що впливає на рівні накопичення радіонукліда гідробіонтами, зокрема й вищими водяними рослинами.

У наукових публікаціях [27, 39, 145, 151–154] наведені рівні радіонуклідного забруднення компонентів водних екосистем південного регіону. Показано, що у 1986 р. вміст ^{90}Sr у водяних рослинах р. Дунай досягав 154, ^{137}Cs – 907 Бк/кг. Аналіз результатів комплексних радіоекологічних досліджень, проведених на різних ділянках р. Південний Буг, показав залежність питомої активності ^{137}Cs у вищих водяних рослинах від особливостей міграції радіонукліда з повеневими водами [39]. Авторами було доведено, що зареєстровані у затоках нижньої ділянки ріки високі рівні накопичення ^{137}Cs гідатофітами обумовлені надходженням радіонукліда із водами розташованих на забруднених територіях приток [39]. Відзначено, що внаслідок аварії на ЧАЕС на середніх та нижніх ділянках р. Південний Буг питома активність ^{90}Sr у вищих водяних рослинах збільшилася у 25–30, ^{137}Cs – у 40–500 разів.

У зв'язку з тим, що після аварії на ЧАЕС у різних водоймах спостерігали відмінності співвідношень питомої активності ^{137}Cs у рослинах різних екологічних груп, методами математичного моделювання були проаналізовані механізми формування таких співвідношень [32]. Автори показали, що у разі надходження радіонуклідів до водойм водним шляхом гідатофіти накопичують ^{137}Cs швидше, ніж гелофіти, але й процеси виведення радіонукліда у гідатофітів відбуваються швидше. Крім того, упродовж вегетаційного сезону відбувається зміна генерацій гідатофітів. Тому у водоймах, де під час повеней спостерігається значне підвищення концентрації ^{137}Cs у воді, наприкінці вегетаційного сезону питома активність радіонукліда у гелофітах може бути вищою, ніж у гідатофітах.

Для кількісної та якісної оцінки міграційної здатності радіонуклідів у водних екосистемах необхідне визначення форм знаходження радіоактивних речовин в абіотичних та біотичних компонентах водойм, зокрема у вищих водяних рослинах [146]. Проведені у цьому напрямку дослідження показали, що в рослинних організмах радіонукліди перебувають у потенційно обмінних та зв'язаних формах. Потенційно обмінні форми, у свою чергу, розподіляються на розчинені позаклітинні катіони, сорбовані позаклітинні слабкозв'язані катіони та сорбовані позаклітинні катіони, зв'язані форми – на внутрішньоклітинні катіони, вбудовані катіони та мінеральний залишок. В організмі багатьох видів рослин ^{90}Sr перебуває переважно в обмінних формах. Виключенням виявилися очерет звичайний та рогіз вузьколистий, яким властиве зв'язування ^{90}Sr у формі внутрішньоклітинних та вбудованих катіонів. Для ^{137}Cs характерне знаходження у зв'язаному стані. У той же час визначений високий рівень вмісту розчинених позаклітинних катіонів ^{137}Cs у рогоза вузьколистого та сальвінії плаваючої (до 21 % від загальної кількості радіонукліда) та сорбованих позаклітинних катіонів (до 32 %). Отже, у вищих водяних рослинах 45–88 % ^{90}Sr знаходиться у потенційно обмінних формах. 60–80 % ^{137}Cs знаходиться у зв'язаній формі [49, 173].

Необхідно відзначити, що основний масив даних щодо закономірностей та особливостей накопичення радіоактивних речовин вищими водяними рослинами присвячений формуванню радіонуклідного забруднення їхніх надземних

органів. Можливо це пов'язано з тим, що після надходження штучних радіонуклідів до навколишнього середовища першочерговою задачею було обмеження надходження радіонуклідів до людини з сільськогосподарською продукцією, тобто увага фахівців була зосереджена на закономірностях надходження радіонуклідів до наземних рослин. Закономірно, що основними об'єктами досліджень були зернові, овочеві, кормові культури, плодово-ягідна продукція. Дослідження підземних органів в основному обмежувалися визначенням вмісту радіонуклідів у бульбоподібних кореневищах рослин, цибулинах, тощо. Згідно літературних даних, у таких частинах рослин не відзначено значних, у порівнянні з надземними органами, рівнів накопичення ^{137}Cs [78, 107]. Тому і у процесі радіоекологічних досліджень водних екосистем визначали рівні накопичення радіонуклідів у надземних органах. Ще однією причиною обмеженої кількості даних щодо накопичення радіонуклідів у підземних органах вищих водяних рослин можуть слугувати методичні труднощі, якими супроводжується відбір підземних органів рослин у водоймах.

У фаховій літературі є відомості про те, що питома активність ^{90}Sr та ^{137}Cs у підземних органах гелофітів вища, ніж у надземних. Таке явище відзначено для очерета звичайного та рогоза вузьколистого з Київського та Канівського водосховищ [27, 135, 164] та очерета звичайного з водойми-охолоджувача ЧАЕС [146]. Недоліком цих робіт можна вважати те, що у процесі досліджень корені не відокремлювали від кореневищ та не враховували їхню біомасу. У свою чергу, у деяких публікаціях наведені дані про значне, у порівнянні з надземними органами, накопичення радіонуклідів у коренях гелофітів, однак не визначалися рівні радіонуклідного забруднення кореневищ [109, 129]. У [49] наведені результати визначення питомої активності ^{90}Sr та ^{137}Cs у надземних органах, кореневищах та коренях очерету звичайного та відзначено, що найвища питома активність обох радіонуклідів зареєстрована у ґрунтових коренях.

В цілому за результатами зазначених робіт неможливо оцінити роль гелофітів у міграції радіонуклідів в водних екосистемах, оскільки для такої оцінки необхідні дані про питомий вміст радіонуклідів у коренях та кореневищах рослин та біомасу надземних органів, коренів і кореневищ.

Дослідження особливостей радіонуклідного забруднення окремих органів та тканин вищих водяних рослин необхідні й для визначення дози їхнього внутрішнього опромінення, оскільки оцінка біологічних ефектів хронічної дії малих доз йонізуючого випромінювання на живі організми є однією з найважливіших задач сучасної радіоекології [57, 64]. На теперішній час більшість досліджень біологічних ефектів виконані для наземних рослин [50, 51, 88, 134], а кількість робіт щодо порушень, зокрема цитогенетичних, у водних рослин вкрай обмежена [175, 176, 190, 191].

Визначення закономірностей розподілу радіонуклідів у рослинних організмах важливе також з точки зору застосування рослин для очищення водойм від радіонуклідів.

Таким чином практично невивченим є особливості накопичення радіонуклідів підземними органами вищих водяних рослин, розподілу радіонуклідів між наземною та підземною фітомасою. Невизначеними залишаються параметри міграції радіонуклідів у водних екосистемах за участю гелофітів. Практично не вивчалися особливості формування дози випромінювання підземних органів водних рослин.

Визначення закономірностей розподілу радіонуклідів у рослинних організмах важливе також з точки зору застосування рослин для очищення водойм від радіонуклідів. На теперішній час ефективними, низькозатратними і екологічними вважаються способи очищення стічних вод, що базуються на використанні водної рослинності, яка здатна ефективно акумулювати різні забруднюючі речовини, включаючи радіонукліди [56, 99, 108, 153]. До таких технологій можна віднести різofільтрацію (аквафітодезактивацію) та фітоекстракцію [99]. Подальші дослідження закономірностей накопичення радіоактивних елементів в окремих органах та тканинах рослин сприятимуть вдосконаленню існуючих технологій.

Одним з найважливіших напрямків гідробіологічних досліджень, зокрема у галузі радіоекології, вважається прогнозна оцінка забруднення водних екосистем методами математичного моделювання [54, 139]. У водній радіоекології переважна більшість моделей присвячена визначенню динаміки

вмісту радіонуклідів у воді та іхтіофауні [67, 79, 100, 129, 132, 160, 170, 174, 182–185, 187–189], а кількість робіт щодо моделювання накопичення радіонуклідів водною рослинністю обмежена [11, 29, 32, 114]. В деяких публікаціях [166, 178, 180] параметри міграції радіонуклідів за участі макрофітів наведені без експериментального обґрунтування, а в основному моделювання поведінки радіонуклідів у водних екосистемах виконується без урахування трофності водойм та ролі гелофітів у цих процесах. Тому на теперішній час залишаються актуальними дослідження ролі вищих водяних рослин у перерозподілі радіонуклідів по компонентах водойм різного трофічного статусу.

РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Робота виконувалась у період 2010–2017 рр. Матеріали відбирали у рамках комплексних багаторічних досліджень континентальних водойм різного типу, забруднених штучними радіонуклідами внаслідок аварії на ЧАЕС, які виконувалися фахівцями Інституту гідробіології НАН України. Проби води, донних відкладів та вищих водяних рослин відбирали на гідробіологічних станціях під час експедиційних виїздів з використанням автотранспорту. Вміст радіонуклідів визначали у об'єктах Київського та Канівського водосховищ, Повчанського водосховища на р. Жерів та на незарегульованій ділянці р. Жерів, (Лугинський район Житомирської області), оз. Біле (Володимирецький район Рівненської області), озер ШНПП, ставів білоцерківської експериментальної гідробіологічної станції, ставів та озера (оз. Лісове) на території Іванківського району Київської області (рис. 2.1). Картографічний матеріал наведено за електронним ресурсом Google Earth.

2.1. Характеристика досліджених водойм

Київське водосховище створене у 1965 році, площа водного дзеркала складає 922 км², об'єм 3,7 км³. З півночі на південь водосховище протягнулося майже на 100 км, максимальна ширина – 14 км. Площа мілководь близько 30 % від загальної. Водосховище розташовано на межі Білоруської, Київської та Чернігівської провінцій Полісся. Обмін води відбувається 9–12 разів на рік. Температура води вище за 10°C тримається з середини квітня до кінця жовтня, що визначає тривалість вегетаційного сезону. На весняну повінь припадає більше 60 % стоку водосховища. Води Дніпра та Прип'яті визначають гідрохімічний режим водосховища [66, 72].

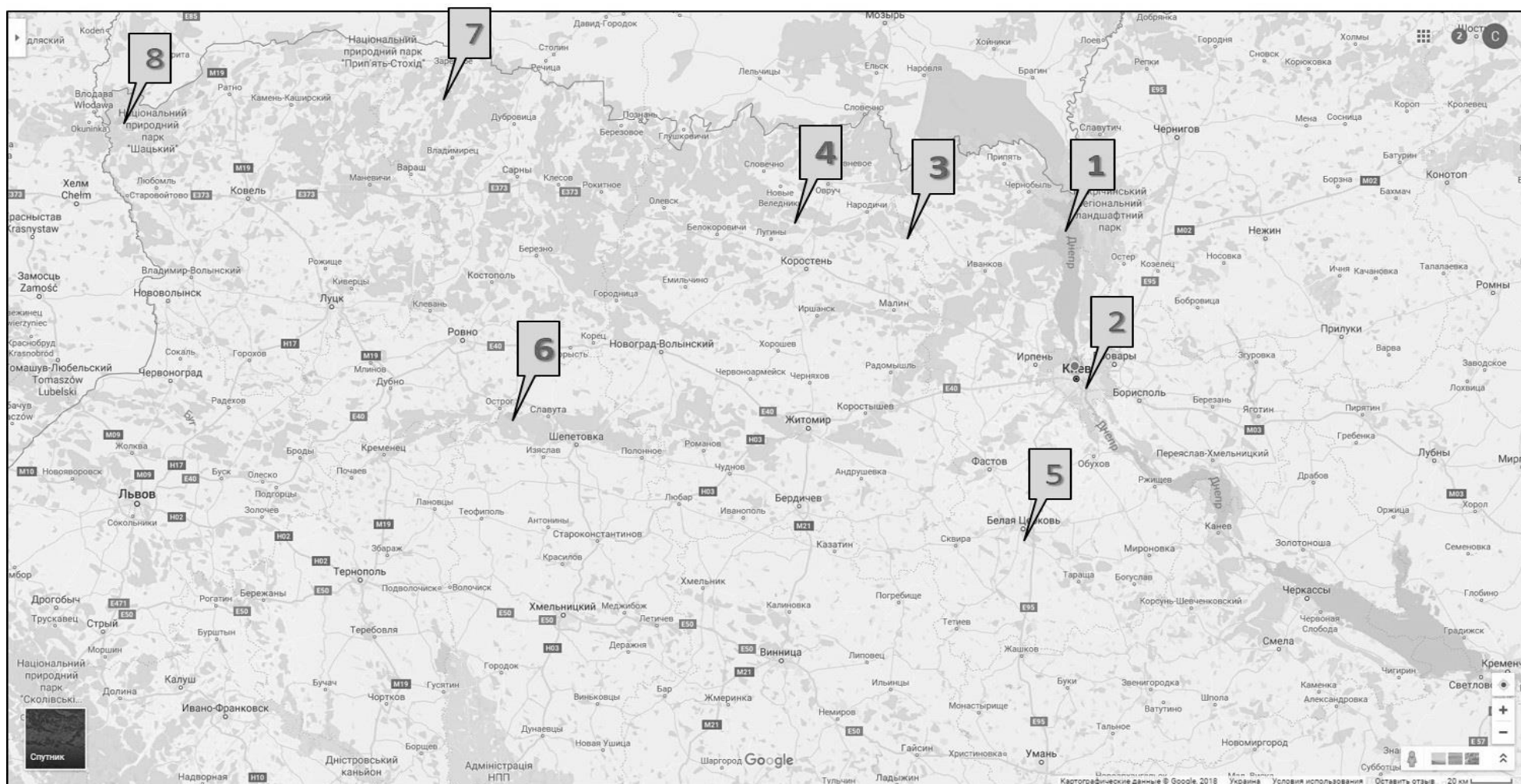


Рис. 2.1. Схема розташування досліджених водойм:

1 – Київське водосховище; 2 – Канівське водосховище; 3 – зона обов’язкового відселення, Київська область, стави, оз.Лісове; 4 – зона обов’язкового відселення, Житомирська область, Повчанське водосховище, р. Жерев; 5 – стави, м. Біла Церква; 6 – водойма-охолоджувач ХАЕС; 7 – оз. Біле; 8 – озера ШНПП

У 2010 р. визначали вміст радіонуклідів у воді, донних відкладах та рослинах, відібраних на акваторії Київського водосховища на станціях №№ 1, 2, 3, 4, 5. (рис. 2.2). У подальшому біомасу рослин та вміст радіонуклідів визначали у пробах, відібраних на станціях 3, 6, 7,8.



Рис. 2.2. Станції відбору вищих водяних рослин на акваторії Київського водосховища

Канівське водосховище заповнене у 1974–1976 рр. Загальна протяжність водосховища близько 120 км, площа дзеркала 675 км², об'єм 2,62 км³. Обмін води відбувається 13–23 рази на рік. Приблизно 75 % притоку води надходить через греблю Київського водосховища, залишок формується стоком р. Десна, опадами та антропогенними скидами. Водосховище досить неоднорідно, нижня ділянка протяжністю 30 км містить 50 % об'єму води, на Київську ділянку протяжністю 43 км приходить тільки 10 % об'єму [52]. Проби рослинності відбирали у затоці «Собаче гирло» та на правому березі вище Північного мосту (рис. 2.3).

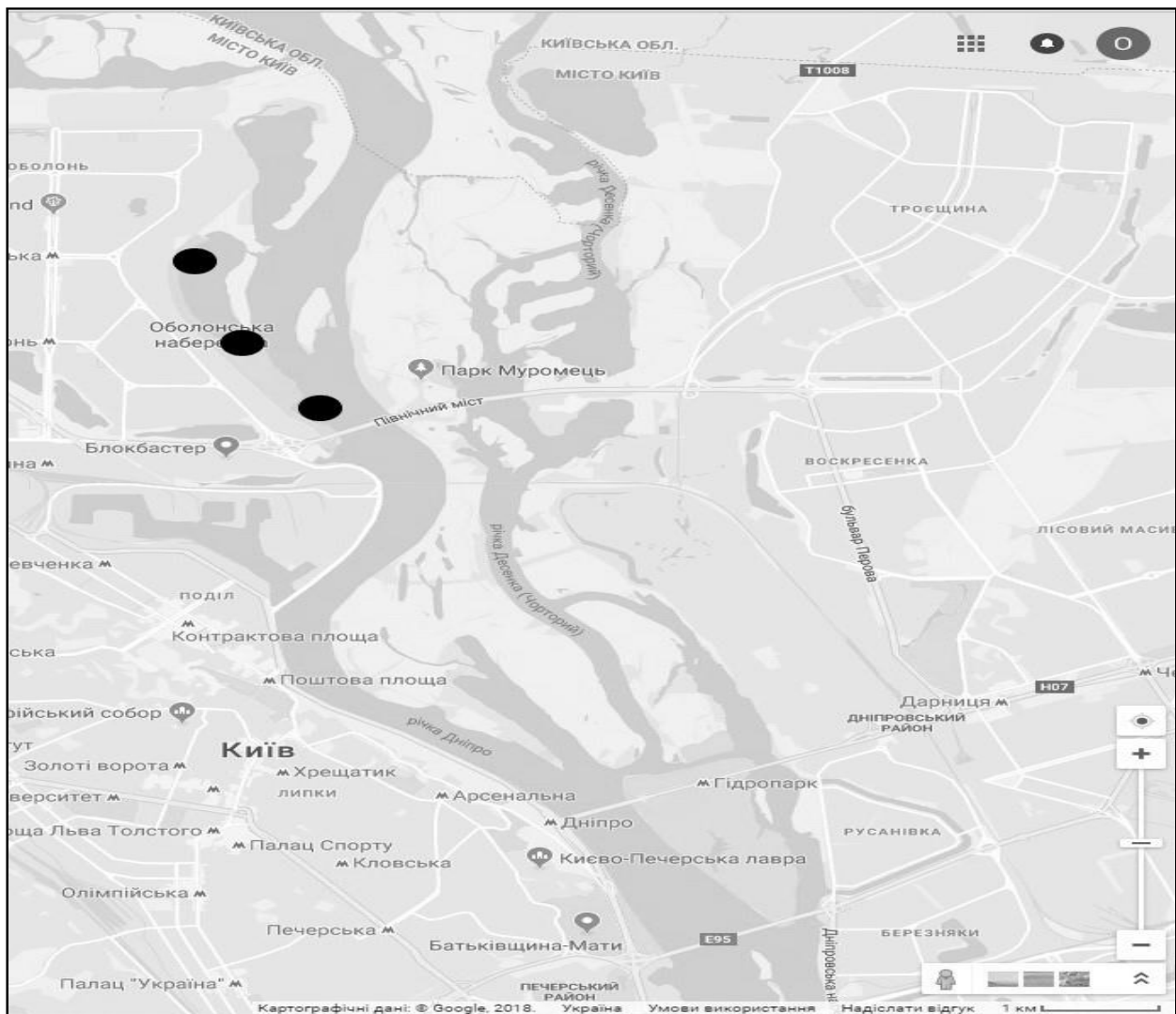


Рис. 2.3. Станції відбору вищих водяних рослин у Канівському водосховищі.

ВОХАЕС була створена для технологічних нужд атомної електростанції у 1986 році, шляхом спорудження дамби у заплаві р. Гнилий Ріг, притоки р. Горинь. Водойма охолоджувач знаходиться у Малому Поліссі Західно-Української провінції лісостепової зони України. За проектними даними дзеркало водойм складає 20 км^2 , об'єм 120 млн. м^3 , максимальна глибина 12 м, глибини до 3 м займають до 40 % акваторії [147]. Проби абіотичних компонентів та вищих водяних рослин відбирали вздовж східного, південного та західного берегів водойми (рис. 2.4.)

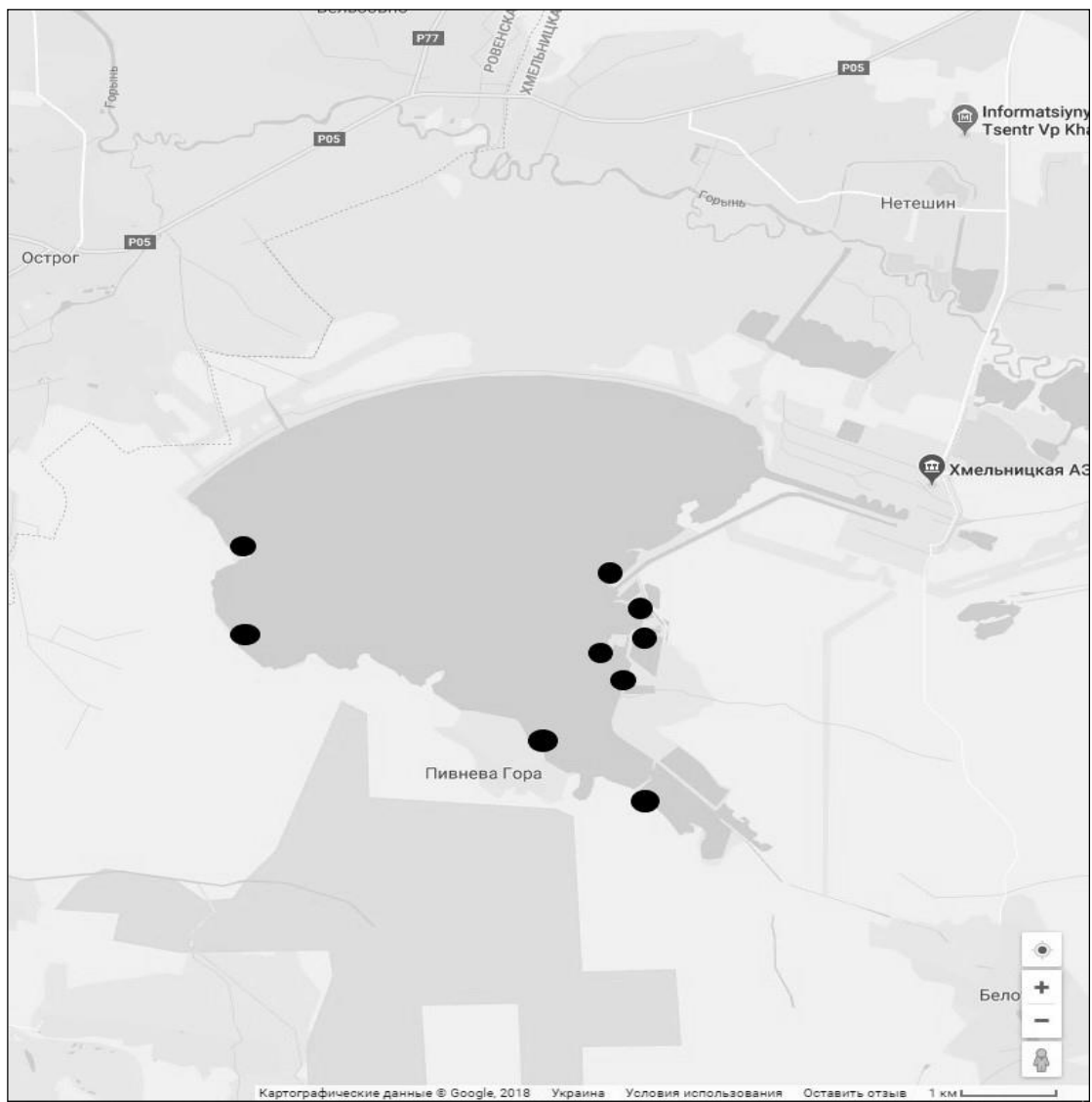


Рис. 2.4. Станції відбору вищих водяних рослин у ВОХАЕС

Шацький національний природний парк розташований у північно-західній частині Волинської області. Мінералізація вод дещо вища за 200 мг/л [68]. Оз. Світязь приурочене до глибоких карстових лійок, Люцимер до невеликої лійки. Оз. Світязь – найбільше озеро на території України, його площа складає 27,5 км², глибина досягає 60,9 м (табл. 2.1.)

Таблиця 2.1

Характеристика досліджених озер Шацького національного природного парку [4, 94, 149, 150, 157].

Озера	Площа, км ²	Об'єм, млн. м ³	Середня глибина, м	Період водообміну, роки
Світязь	27,5	190,0	6,9	8,84
Пулемецьке	16,4	67,2	4,1	5,29

Люцимер	4,5	19,8	4,4	5,71
---------	-----	------	-----	------

Досліджені озера характеризуються різним трофічним статусом: статус оз. Світязь визначають перехідним від оліготрофного до евтрофного, оз. Пулемецьке – мезотрофне, оз. Люцимер – евтрофне [4, 94, 149, 150, 157, 168]. Вищі водяні рослини в озерах відбирали на кількох станціях (рис. 2.5).



Рис. 2.5. Станції відбору вищих водяних рослин в озерах ШНПП

Оз. Біле розташоване на північному-заході Рівненської області у Володимирецькому районі, центр озера має координати $26^{\circ}1'30''$ східної довготи та $51^{\circ}38'51''$ північної широти. Озеро не має притоку та витоку. Максимальна довжина 1500 м, максимальна ширина 740 м, периметр 3,7 км, площа 830000 м². Раніше в гідробіонрах оз. Біле відзначали аномально високі рівні вмісту ¹³⁷Cs у воді та іхтіофауні [27, 131, 144, 160]. Проби вищих водяних рослин відбирали вздовж східного, північного та західного берегів (рис. 2.6).

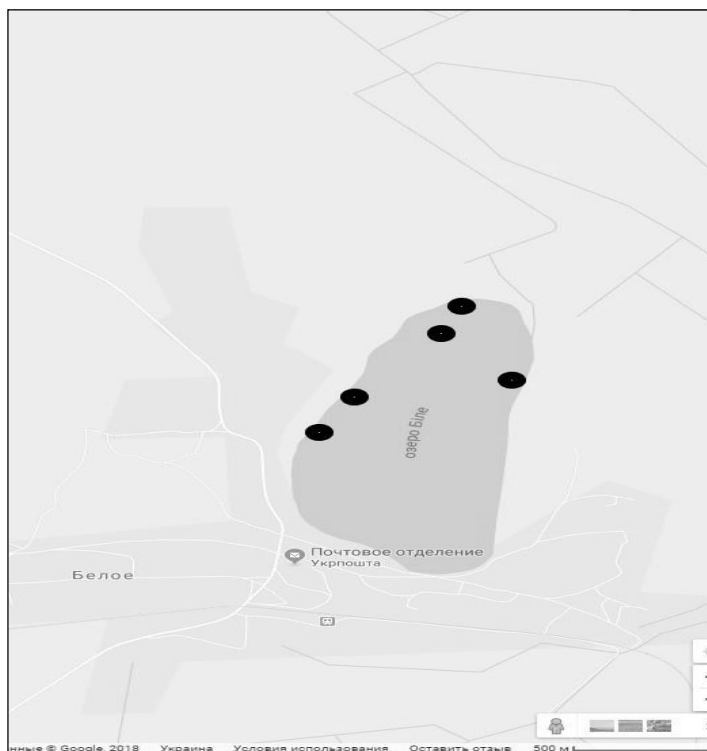


Рис. 2.6. Станції відбору вищих водних рослин на акваторії оз. Біле

На території Іванківського району Київської області досліджували рівні радіонуклідного забруднення у 5-ти ставах та замкненому оз. Лісове (табл. 2. 2)

Стави розташовані у зоні посиленого радіоекологічного контролю, озеро – у зоні безумовного (обов’язкового) відселення. Досліджені водойми розташовані на територіях з різною щільністю радіонуклідного забруднення площі водозбору (табл. 2.3.).

Таблиця 2.2.

Географічне розташування обраних полігонних водойм, Іванківський район Київської області

№	Координати		Найближчий населений пункт
	Східна довгота	Північна довгота	
1	29°29'15"E	51°6'32"N	с. Шкнева
2	29°29'26"E	51°6'51"N	с. Шкнева
3	29°28'39"E	51°7'46"N	Стара Марковка, Нова Марковка
4	29°28'53" E	51°7'40"N	Стара Марковка, Нова Марковка
5	29°28'9"E	51°7'56"N	Стара Марковка, Нова Марковка
6	29°33'19"E	51°6'56"N	с. Вовчків

Характеристика досліджених водойм

№	Тип водойми	Джерело водопостачання	Площа, м ² *	Щільність забруднення площі водозбору, кБк/м ²	
				⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
1	Став	Атмосферні опади	5300	до 2	20–40
2	Став	Атмосферні опади	6000	до 2	20–40
3	Став	Меліоративна система	720	до 2	20–100
4	Став	Меліоративна система	480	до 2	20–100
5	Озеро	Атмосферні опади	4900/ (6400)**	4–10	555–1480
6	Став	Меліоративна система, джерела	35200	до 2	40

Примітка: * – оцінка за супутниковими знімками, похибка 20 %; ** – оцінка за дзеркалом/оцінка за контуром лісу, навесні дзеркало водних мас співпадало з межею лісу.

На території м. Біла Церква визначали вміст радіонуклідів у деяких ставках білоцерківської експериментальної гідробіологічної станції Інституту гідробіології НАН України (рис. 2.7).



Рис. 2.7. Станції відбору вищих водяних рослин у ставах на території м. Біла Церква

На території Лугинського району Житомирської області визначали рівні радіонуклідного забруднення абіотичних компонентів та рослин у Повчанському водосховищі (мале водосховище на р. Жерів) та на незарегульованій ділянці р. Жерів (рис. 2.8).

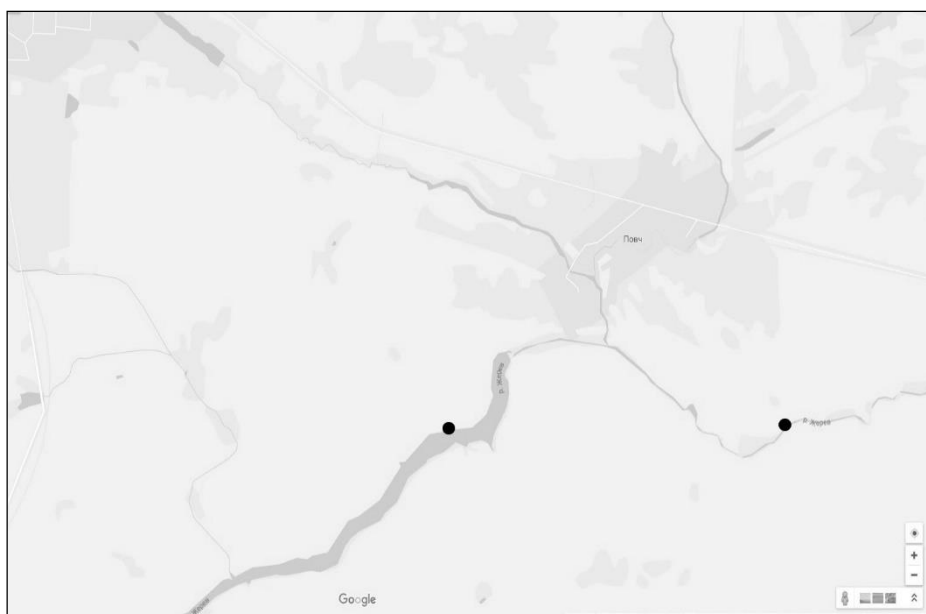


Рисунок 2.6 Станції відбору вищих водяних рослин у Повчанському водосховищі та р. Жерів

Зазначені станції відбору розташовані у зоні гарантованого добровільного відселення.

2.2. Біологічні об'єкти досліджень

Біологічними об'єктами досліджень були вищі водяні рослини, які віднесені до 3-х основних екологічних груп, із двома підгрупами – гідатофіти укорінені: рдесник гребінчастий – *Potamogeton pectinatus* L.; рдесник пронизанолистий – *P. perfoliatus* L.; рдесник блискучий – *P. lucens* L.; водопериця колосиста – *Myriophyllum spicatum* L.; елодея канадська – *Elodea canadensis* Michx.; різуха морська – *Najas marina* L.; гідатофіти неукорінені: кушир занурений – *Ceratophyllum demersum* L.; водяний різак алоеvidний – *Srtatiotes aloides* L.; пухирник звичайний – *Utricularia vulgaris* L.; плейстофіти укорінені: латаття біле – *Nyphaea alba* L.; глечики жовті – *Nuphar lutea* (L.) Smith.; водяний горіх – *Trapa natans* L.; рдесник плаваючий – *P. natans* L.; плейстофіти неукорінені: жабурник звичайний – *Hydrocharis morsus-ranae*; сальвінія плаваюча – *Salvinia natans* (L.) All.; гелофіти: куга озерна – *Scirpus lacustris* L.; очерет звичайний – *Phragmites australis* (Cav.) Trin.; рогіз вузьколистий – *Typha angustifolia* L.; рогіз широколистий – *Typha latifolia* L.; лепешняк великий – *Glyceria maxima* (C. Gartm.); сусак зонтичний – *Butomus umbellatus* L.; лепеха звичайна – *Acorus calamus* L.; стрілолист стрілолистий – *Sagittaria saggitifolia* L.; частуха подорожникова – *Alisma plantago-aquatica* L.; півники болотні – *Iris pseudacorus* L.; їжача голівка зринувши – *Sparganium emersum* Rehm.

Назви вищих водяних рослин наведені за [106].

2.3. Методи польових досліджень та підготовки проб для визначення вмісту радіонуклідів.

Проби води відбирали з поверхневого шару води у 20-ти літрові пластикові каністри, донних відкладів – з човна або безпосередньо у заростях вищих водяних рослин у вигляді непорушних монолітів. При необхідності керни поділяли на окремі шари. В лабораторних умовах визначали водно-фізичні властивості донних відкладів [84, 96–98, 104].

Проби води об'ємом 20–40 л відстоювали упродовж 4–7 діб з наступним відокремленням зависей сифонуванням та фільтрацією крізь фільтр «синя стрічка». Відфільтровану воду закислювали до $\text{pH} = 1\text{--}2$ та додавали носії цезію, стронцію та ітрію [55, 96].

Проби вищих водяних рослин відбирали упродовж вегетаційного сезону, але основний масив даних, з метою коректного порівняння отриманих результатів, відбирали у пік вегетації. Гелофіти викопували з наступним відокремлюванням надземних органів, ґрунтових коренів та кореневищ. На одну пробу надземної частини гелофітів та рослин родини лататтєвих відбирали 3 та більше окремих пагонів, неукорінених плейстофітів (жабурник звичайний, сальвінія плаваюча) – у кількості, необхідній для досягнення маси 200–500 г, гідатофітів – кілька десятків пагонів. Проби рослин висушували на повітрі до постійної маси, як правило упродовж 2–3-х тижнів. Наземну фітомасу гелофітів визначали методом облікових майданчиків (викошуванням рамки відомої площі), на кожній станції відбирали не менше 3-х рамок [96].

Для визначення підземної фітомаси гелофітів використовували метод дрібних монолітів [143], модифікований нами для використання на неосушних мілководдях. Застосовували пробовідбірники для донних відкладів, які дозволяють відбирати непорушені моноліти донних відкладів [84]. Оскільки найчастіше гелофіти розвиваються на пісках, найкращими для відбору кернів донних відкладів виявилися гідрологічні трубки з пневматичним замком. Для визначення підземної біомаси рослин відбирали 3–9 кернів донних відкладів потужністю 30 см на кожну точку. Підземні органи рослин відокремлювали від

грунту за допомогою гідрологічних сит. Ми обмежилися відбором 30-ти см шару тому, що згідно [137] саме в цьому шарі зосереджено 90 % підземної частини гелофітів.

З метою валідації метода визначення підземної фітомаси були проведені додаткові дослідження на тимчасово осушеній ділянці мілководь Київського водосховища. У заростях рогозу вузьколистого та очерету звичайного визначили фітомасу кореневищ та ґрунтових коренів у 3-х шурфах розміром 60 на 60 см та глибиною 70 см ($0,25 \text{ м}^3$). Одночасно, за межами шурфу, відбирали моноліти гідрологічною трубкою. Результати визначення підземної фітомаси у $0,25 \text{ м}^3$ ґрунту та методом дрібних монолітів співпадали у межах 15 %. Також було підтверджено, що підземна біомаса рослин зосереджена у верхньому 30-ти сантиметровому шарі ґрунту, оскільки біомаса у нижче розташованих шарах була у 10 разів меншою. У шарі ґрунту 50–70 см від поверхні не зареєстровано залишків рослин.

Для визначення радіонуклідів після висушування проби рослинності озолювали при 450°C .

2.4. Методи аналізу вмісту радіонуклідів.

З водних мас та зависей (після озолення та вилуговання) ^{137}Cs відокремлювали з фероціонідами. Активність радіонуклідів цезію визначали на установці малого фону УМФ-2000 у вигляді стибіййодиду цезію [96, 115].

Стронцій у воді осаджували хлоридом кальцію. Ітрій та інші елементи третьої аналітичної групи відокремлювали та відкидали у вигляді гідроокисів. Після встановлення рівноваги вміст ^{90}Sr визначали за дочірнім ^{90}Y , який осаджували у вигляді гідроокислу з наступним переосадженням у вигляді оксалату. Після спалювання визначали активність оксиду ітрію на установці малого фону УМФ-2000. При розрахунках активності ^{137}Cs та ^{90}Sr враховували хімічний вихід стабільних носіїв [55, 96, 115].

Питому активність γ -випромінюючих радіонуклідів визначали на гамма-спектрометрі з детекторами ДГДК-100В та амплітудним аналізатором SBS-30.

Пасивний захист складав 5 см свинцю. Роздільна здатність за лінією ^{60}Co 1332.5 кеВ складала 2,8–4 кеВ. Ефективність для ^{137}Cs складала 0,3–1,5 %. Градування установок проводили за допомогою зразкових розчинів гамма-випромінюючих радіонуклідів та радіонуклідних джерел спеціального призначення типу ОИСН, виготовлених НВО “ВНДІФТВ” (НПО “ВНИИФТРИ”).

Вміст радіонуклідів у певній геометрії визначали за формулою:

$$A_1 = A_{\text{кал}} I_1 / I_{\text{кал}} = I_x / \eta, \quad (2.1)$$

де $I_{\text{кал}}$, I_1 – швидкість лічби від калібровочного джерела та джерела з невідомою активністю;

η – ефективність реєстрації обраного виду випромінювання з енергією E в певній геометрії [69, 96, 97].

Питома активність радіонуклідів наведена у Бк/дм³ або Бк/м³ для води, Бк/кг сухої маси для завесів, Бк/кг повітряно-сухої маси для вищих водяних рослин, Бк/кг сухої маси для донних відкладів. При розрахунках дозових навантажень використовували значення питомої активності рослин та донних відкладів при природній вологості.

2.5 Методи розрахунку дозових навантажень водних рослин

Потужність внутрішнього опромінення окремих органів від окремого інкорпорованого радіонукліда визначали за формулою [75, 76, 179] :

$$P = C_i K(\beta)_i g_j \quad (2.2)$$

де: C_i – концентрація i -го радіонукліда органі, Бк/кг;

$K(\beta)_i$ – дозовий коефіцієнт i -го радіонукліда (γ - та β -випромінювання), (Гр/доба)/(Бк/кг);

g_j – коефіцієнт, що враховує, яка доля енергії β -часток реалізується у j -тому органі.

Якщо радіонуклідів більше 1-го, проводиться сумування потужностей, утворених окремими радіонуклідами.

Діаметр стебла водних рослин набагато менший, ніж пробіг γ -квантів, тому ми вважали, що енергія γ -випромінювання інкорпорованих радіонуклідів реалізується за межами рослини. Особливості визначення g_j – наведені у розділі 6.

Потужність зовнішнього γ -опромінювання окремих органів визначалась за формулою [76, 179]:

$$P_k = z_k \sum C_{(i)} K_{d(i)}, i = 1, n \quad (2.3)$$

де: $C_{(i)}$ – концентрація i -го – радіонукліда у воді або донних відкладах, Бк/л, або Бк/кг природної вологості;

z_k – геометричний коефіцієнт, який враховує умови опромінення;

$z_k = 1$ для підземних органів (тканин), величини z_k для наземних органів визначено у розділі 6

$K_{d(i)}$ – дозовий коефіцієнт i -го радіонукліда, (Гр/доба)/(Бк/кг).

Потужність зовнішнього β -опромінення окремих органів визначали за формулою [76, 179]:

$$P = C_i K(\beta)_i u_j \quad (2.4)$$

де: u_j – коефіцієнт, який враховує, яка частина енергії зовнішнього β -опромінювання може реалізуватися у органі, інші позначення такі ж самі, як у (2.2).

Коефіцієнти $K(\beta)_i$ та $K_{d(i)}$ визначали за [103, 142].

2.6. Методи статистичної обробки даних

Величини наведені у вигляді:

$$x \pm \text{STD},$$

де x – середнє значення, STD – середнє-квадратичне відхилення.

$\text{STD}/x * 100$ – коефіцієнт варіації.

Ми наводимо середню величину з середнє-квадратичним відхиленням, тому що саме ця величина характеризує природну варіацію [89].

Порівняння величин проводили за розподілом Стьюдента [18, 89], при $p=0,01$.

РОЗДІЛ 3. РАДІОНУКЛІДНЕ ЗАБРУДНЕННЯ ВИЩИХ ВОДЯНИХ РОСЛИН ВОДОЙМ УКРАЇНИ У ВІДДАЛЕНИЙ ПІСЛЯ АВАРІЇ НА ЧАЕС ЧАС

У першому розділі роботи відзначено, що упродовж останнього десятиріччя дослідження закономірностей та динаміки формування радіонуклідного забруднення гідробіонтів, зокрема вищих водяних рослин, в основному виконувалися на водоймах зони відчуження ЧАЕС. У той же час відомо, що після аварії на ЧАЕС у 1986 р. тривалоіснуючими продуктами поділу – ^{90}Sr та ^{137}Cs були забруднені більшість прісноводних водойм на території України. Останні значні узагальнення, щодо особливостей накопичення техногенних радіонуклідів вищими водяними рослинами у водоймах України поза межами зони відчуження проведені на основі результатів за період 1986–2006 рр. [27, 146], при цьому залишилися не визначеними питання стосовно ролі вищих водяних рослин у процесах міграції техногенних радіонуклідів у прісноводних водоймах. Тому для вирішення основних завдань роботи перш за все необхідно було визначити сучасні рівні вмісту ^{90}Sr та ^{137}Cs у найбільш поширених та домінуючих за біомасою видах вищих водяних рослин у водоймах різного типу, які розташовані на забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС територіях.

Для порівняльної характеристики рівнів радіонуклідного забруднення рослин у досліджених водоймах у розділі наведені результати визначення вмісту радіонуклідів тільки у надземних органах рослин, оскільки питому активність ^{90}Sr та ^{137}Cs визначали у рослинах різних екологічних груп, у тому числі укорінених та неукорінених. У свою чергу, досліджувані види укорінених рослин характеризуються різним ступенем розвитку підземних органів – від потужної розгалуженої кореневої системи гелофітів (очерет звичайний, рогіз вузьколистий) до органів, які слугують лише для прикріплення гіматофітів до ґрунту (водні корені елодеї канадської). Тому закономірності формування радіонуклідного забруднення підземних органів рослин будуть проаналізовані у наступних розділах.

У той же час, результати визначення питомої активності ^{90}Sr та ^{137}Cs у надземних органах рослин водойм різного типу та трофічного статусу, які розташовані на територіях з різною щільністю радіонуклідного забруднення площі водозбору, дозволять розширити уявлення про закономірності формування радіонуклідного забруднення вищих водяних рослин у віддалений після аварійного викиду техногенних радіонуклідів час.

Необхідно враховувати, що з плином часу змінюються параметри міграції радіонуклідів у водному середовищі [7–9, 90–91, 160], тому порівняння виконаних через 24–31 роки після аварії досліджень радіонуклідного забруднення вищих водяних рослин з результатами, які були одержані раніше, не тільки сприятимуть уточненню параметрів багаторічної динаміки радіоактивного забруднення водних рослин, але й можуть бути використані при прогностичних оцінках формування радіонуклідного забруднення компонентів прісноводних екосистем.

Крім того, оцінка сучасних рівнів радіонуклідного забруднення надземних органів вищих водяних рослин дозволила нам визначити репрезентативні для подальших досліджень водойми та рослинні об'єкти.

3.1. Вміст ^{90}Sr та ^{137}Cs у вищих водяних рослинах

Серед досліджуваних нами водойм найскладнішим об'єктом для виконання загальної оцінки рівнів радіонуклідного забруднення вищих водяних рослин було Київське водосховище – одна з найбільш радіонуклідно-забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС водойма України [3, 83, 129, 135].

Багаторічні радіоекологічні дослідження показали значну варіабельність вмісту радіонуклідів у вищих водяних рослинах, яку у перші після аварійні роки дослідники пояснювали нерівномірним випадінням аерозолів на поверхню водойми і, відповідно, на поверхню надводної частини вегетуючих органів рослин [129, 163]. Однак розбіжності питомої активності радіонуклідів у рослинах спостерігали і у подальшому [12, 27, 192]. Зрозуміло, що через багато років після аварії така варіабельність у меншому ступені пов'язана з первинними

випадіннями і може залежати від інших чинників, зокрема від особливостей надходження та переміщення радіонуклідів по акваторії з водними масами.

Основними джерелами водопостачання для Київського водосховища слугують річки Прип'ять та Дніпро, які утворюють у верхній його частині Прип'ятський та Дніпровський відроги. Прип'ятський відріг Київського водосховища розташований у межах зони відчуження, і саме із водами р. Прип'ять до водосховища надходила і продовжує надходити значна кількість радіонуклідів чорнобильського походження. Щільність радіонуклідного забруднення берегової зони р. Прип'ять у межах зони відчуження досягає 1500 кБк/м². Щільність радіонуклідного забруднення берегової зони р. Дніпро в основному складає 40–100 кБк/м² [2]. Тому у межах наших досліджень необхідно було встановити рівні радіонуклідного забруднення рослин, які розвиваються у зонах впливу водних мас різного генезису [24, 116, 118, 123, 125].

Відповідно до названих вимог для досліджень були обрані біотопи на різних ділянках Київського водосховища (див. рис. 2. 2), де наприкінці вегетаційного сезону 2010 р. дослідили питомий вміст ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr у вищих водяних рослинах. При цьому були досліджені рослини, що поглинають радіонукліди виключно з водних мас (неукорінені плейстофіти та неукорінені гідатофіти) та види, для яких притаманні два джерела надходження радіоактивних елементів – вода та донні відклади (укорінені плейстофіти, укорінені гідатофіти та гелофіти).

Ділянки для відбору проб обирали на підставі аналізу особливостей міграції водних мас в екосистемі Київського водосховища та видового різноманіття вищих водяних рослин різних екологічних груп [72, 74, 111]. Станції відбору №№ 1 та 3 розташовані на території Дніпровського відрогу – район руслової частини та літоральна ділянка біля лівого берега, відповідно; № 2 – на літоральній ділянці верхньої правобережної частини водосховища нижче Прип'ятського відрогу; № 4 – у середній частині біля лівого берега; № 5 – на території Прип'ятського відрогу на русловій ділянці. Слід зазначити, що акваторія середньої ділянки Київського водосховища характеризується слабким заростанням мілководь вищими водяними рослинами. Якщо верхня частина

водосховища заростає досить щільно, то на середній ділянці спостерігаються лише окремі невеликі за площею фітоценози вищих водяних рослин [74, 111].

Питома активність ^{137}Cs в окремих зразках вищих водяних рослин на різних ділянках Київського водосховища була зареєстрована у діапазоні величин від 5 ± 1 (рогоз вузьколистий на станції № 3) до 588 ± 77 Бк/кг (кушир занурений на станції № 2). При цьому значно відрізнявся вміст радіонукліда не тільки у рослинах на різних станціях відбору, але й у межах окремих станцій у різних видах (табл. 3.1).

Аналіз видоспецифічності накопичення радіонукліда вищими водяними рослинами показав, що найменший вміст ^{137}Cs був притаманний для типових представників групи гелофітів – очерету звичайного та рогозу вузьколистого, які характеризуються значною площею контакту вегетуючих органів з повітряним середовищем. При цьому питома активність радіонукліда в очереті звичайному та рогозі вузьколистому у межах 4-х з 5-ти досліджених біотопів вірогідно не відрізнялася (табл. 3.1). Дещо вищими були рівні накопичення ^{137}Cs у представників групи плейстофітів – глечиків жовтих, водяного горіха та сальвінії плаваючої. Перші два із зазначених видів укорінені, останній – неукорінений, однак ми не зареєстрували суттєвих відмінностей у рівнях накопичення ними ^{137}Cs . У межах досліджених нами ділянок водосховища найбільше ^{137}Cs накопичували гідатофіти. Таке явище було відзначено як для двох укорінених представників групи – рдесника пронизанолистого та водопериці колосистої, так і для неукоріненого кушира зануреного. Можна відзначити, що лише на території станції № 2 питома активність ^{137}Cs у куширі зануреному була дещо більшою, ніж у рдеснику пронизанолистому. На інших ділянках водосховища рівні накопичення радіонукліда укоріненими та неукоріненими представниками групи гідатофітів вірогідно не відрізнялися.

Таблиця 3.1

Питома активність ^{137}Cs у вищих водяних рослинах на різних ділянках Київського водосховища

Види рослин	Питома активність, Бк/кг				
	Станція №1	Станція №2	Станція №3	Станція №4	Станція №5
Очерет звичайний	7±1	28±6	6±1	6±1	19±3
Рогіз вузьколистий	10±2	40±8	5±1	8±1	20±3
Глечики жовті	29±3	111±15	24±3	17±2	151±17
Водяний горіх	22±2	76±12	13±2	20±4	121±15
Сальвінія плаваюча	35±4	100±21	35±5	22±3	108±15
Рдесник пронизанолистий	74±10	412±53	51±7	63±8	233±51
Водопериця колосиста	83±11	—*	43±5	64±7	180±24
Кушир занурений	—	588±77	55±7	73±11	240±29

Примітка: * – не визначали.

Отже, за зростанням питомої активності ^{137}Cs ми можемо розташувати досліджені нами види вищих водяних рослин, які належать до різних екологічних груп, у наступній послідовності: гелофіти < плейстофіти < гідатофіти (рис. 3.1). Тобто найбільше радіонукліда накопичували ті види рослин, для яких характерна найбільша площа контакту вегетуючих органів із водним середовищем. Такі закономірності накопичення радіонуклідів вищими

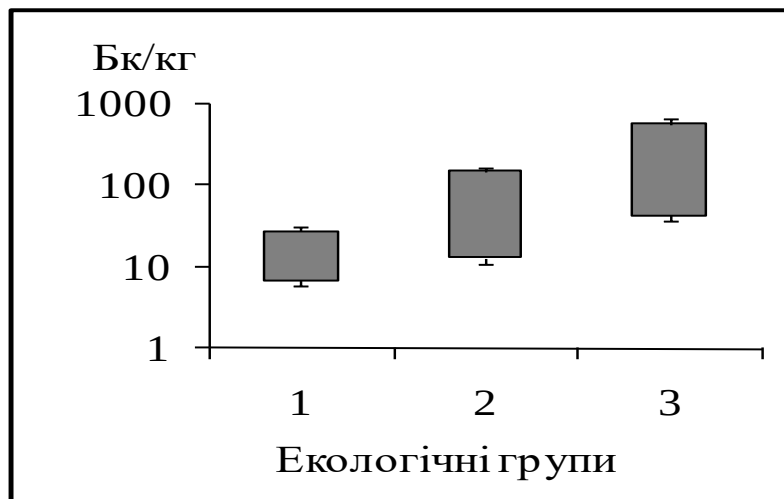


Рис. 3.1. Діапазони питомої активності ^{137}Cs у вищих водяних рослинах різних екологічних груп: 1 – гелофіти, 2 – плейстофіти, 3 – гідатофіти

водяними рослинами раніше спостерігали як у водоймах інших регіонів [156], так і у водоймах України через кілька років після аварії на ЧАЕС [27, 129, 146].

Вважається, що наведені вище співвідношення рівнів накопичення ^{137}Cs рослинами різних екологічних груп свідчать про відносно рівноважний стан в системі вода – рослинні організми [11, 21, 27, 32, 113]. Зазначені співвідношення зареєстровані на усіх досліджених ділянках водосховища (рис.3.2).

Аналіз особливостей радіонуклідного забруднення фітоценозів на різних ділянках водосховища показує, що за зростанням вмісту ^{137}Cs у вищих водяних рослинах досліджені нами біотопи можна розташувати у наступній послідовності: станція № 3 $\approx$ станція № 4 < станція № 1 < станція № 5 < станція № 2. Отже, найменші рівні накопичення радіонукліда були притаманні для біотопу, що розташований у Дніпровському відрозі ближче до лівого берега та у середній частині водосховища біля лівого берега. Вміст ^{137}Cs у рослинах біотопу, який розташований у Дніпровському відрозі ближче до фарватеру був дещо вищим. І, нарешті, у Прип'ятському відрозі, де спостерігалися найбільші рівні радіонуклідного забруднення рослин, питома активність ^{137}Cs досягала максимальних величин у рослинах, які відібрані ближче до берега.

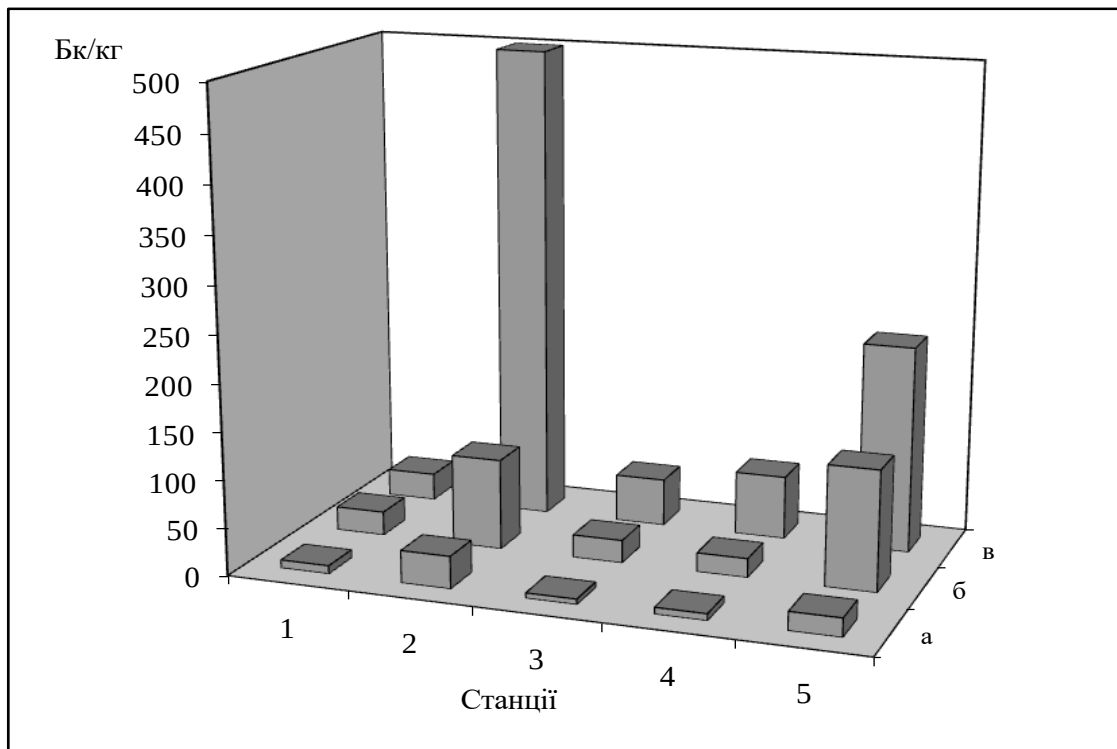


Рис. 3. 2. Середні показники питомої активності ^{137}Cs у вищих водяних рослинах різних екологічних груп на різних ділянках Київського водосховища: а – геллофіти, б – плейстофіти, в – гідатофіти

Питома активність ^{90}Sr в окремих зразках вищих водяних рослин зареєстрована в діапазоні величин від $2,2 \pm 0,2$ (очерет звичайний на станції № 3) до $35,4 \pm 10,6$ Бк/кг (сальвінія плаваюча, станція № 5) (табл. 3.2). Таким чином, максимальний зареєстрований у вищих водяних рослинах Київського водосховища вміст ^{90}Sr був приблизно на порядок нижчим, ніж ^{137}Cs . Таке явище пояснюється різними міграційними властивостями зазначених радіонуклідів у водних екосистемах. Основна частина ^{137}Cs , який надходить до водних екосистем, осідає на дно водойми з зависями, а ^{90}Sr може залишатися у водних масах у розчиненому стані і у проточних водоймах мігрувати за їхні межі. Так, більше 60% ^{137}Cs , що надійшов у Київське водосховище, затримується в екосистемі і може включатися в процеси біологічної міграції, в той час як для ^{90}Sr ця величина складає приблизно 20% [129, 135].

Питома активність ^{90}Sr у вищих водяних рослинах на різних ділянках Київського водосховища

Види рослин	Питома активність, Бк/кг				
	станція №1	станція №2	станція №3	станція №4	станція №5
Очерет звичайний	6,7±0,61	12,5±3,5	2,2±0,2	5,6±0,3	14,2±3,9
Рогіз вузьколистий	6,8±2,0	29,1±3,7	6,2±2,0	3,9±0,6	32,3±8,9
Глечики жовті	4,2±0,6	6,2±1,8	3,1±1,5	2,8±1,0	7,7±0,8
Водяний горіх	2,3±1,1	10,8±5,3	4,5±1,2	3,2±1,0	3,8±1,0
Сальвінія плаваюча	10,9±4,3	22,5±8,8	4,2±1,2	2,9±1,1	35,4±10,6
Рдесник пронизанолистий	4,7±1,2	17,5±6,9	8,9±3,7	11,1±5,0	34,2±9,6
Водопериця колосиста	7,7±1,4	—*	5,5±1,1	11,1±2,1	10,8±2,4
Кушир занурений	—	22,1±7,7	9,5±3,2	2,9±1,1	20,8±5,4

Примітка: * – не визначали.

Чіткої залежності між рівнями накопичення ^{90}Sr та приналежністю рослин до тої чи іншої екологічної групи у досліджених нами видів не виявлено (рис. 3.3). Так, питома активність ^{90}Sr у представників групи гелофітів очерета звичайного та рогозу вузьколистого на різних ділянках водосховища у середньому становила 2,2–32,3 Бк/кг, плейстофітів – 2,3–35,4 Бк/кг, гідатофітів – 4,7–34,2 Бк/кг, тобто можна вважати, що рівні забруднення ^{90}Sr рослин різних екологічних груп вірогідно не відрізнялися.

Щодо рівнів накопичення ^{90}Sr рослинами з різних районів водосховища, можна відзначити, що, як і у випадку ^{137}Cs , менше радіонукліда накопичували рослини, відібрані на лівобережних станціях. У рослинах на станціях № 2 і 5 питома активність ^{90}Sr була значно вищою (рис. 3.4).

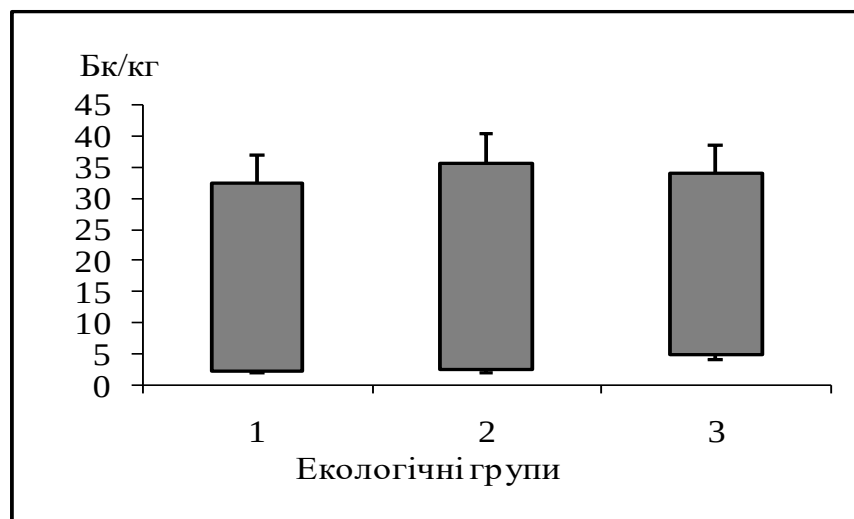


Рис. 3.3. Діапазони величин питомої активності ^{90}Sr у рослинах Київського водосховища: 1 – гелофіти; 2 – плейстофіти; 3 – гідатофіти

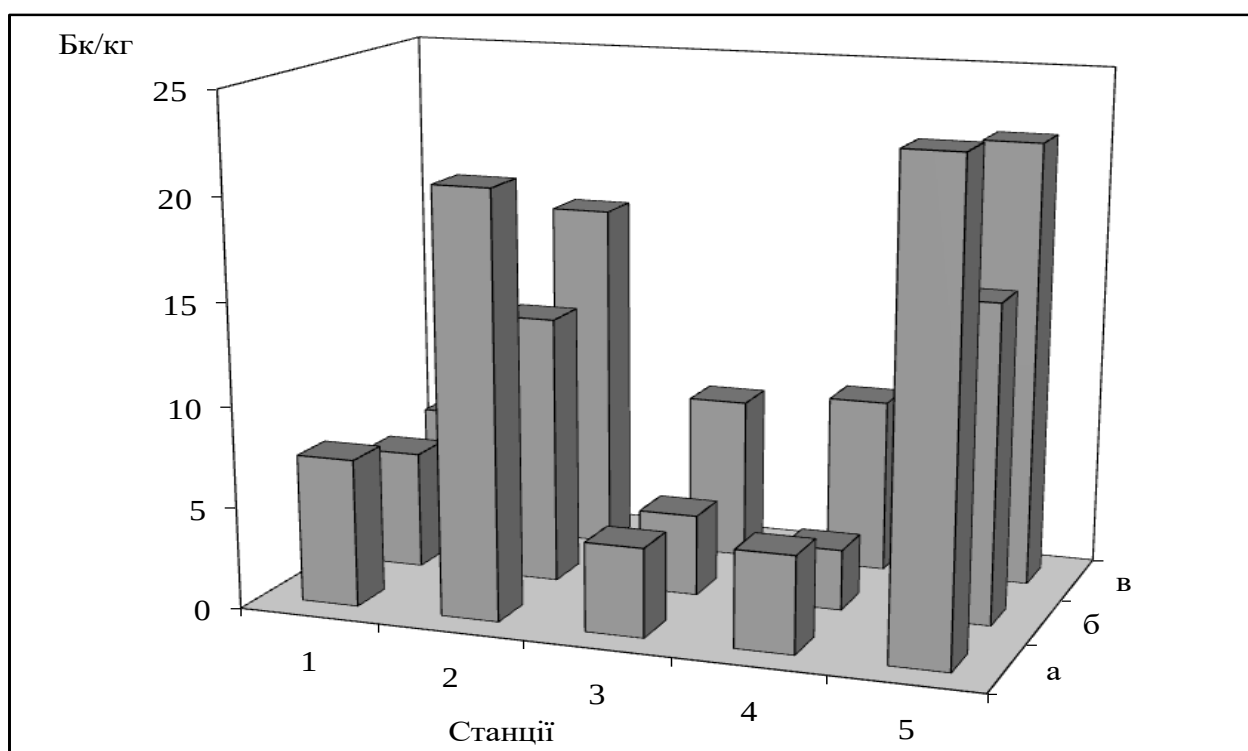


Рис. 3.4. Середній вміст ^{90}Sr у вищих водяних рослинах різних екологічних груп: а – гелофіти, б – плейстофіти, в – гідатофіти

Визначені просторові закономірності формування радіонуклідного забруднення вищих водяних рослин Київського водосховища можна пояснити особливостями міграції водних мас, а з ними й радіоактивних речовин, в екосистемі цієї великої водойми. Вище було відзначено, що основним джерелом надходження радіонуклідів до екосистеми Київського водосховища є водозбірна

територія р. Прип'ять. Тому зрозуміло, що до Прип'ятського відрогу надходить більше радіонуклідів. У свою чергу, на ділянках із швидкою течією радіонукліди затримуються менше, ніж у затоках. Зокрема, фітоценози гелофітів сприяють затриманню та осадженню завислих речовин [93, 111], а саме на зависях акумулюється близько 50 % зосередженого у водних масах ^{137}Cs та до 30 % ^{90}Sr [129, 162]. Під час весняних повеней забруднені радіонуклідами водні маси р. Прип'ять виявляються притиснутими до правого берега, де саме у заростях вищих водних рослин відбуваються процеси осадження зависей. І саме у цей період починається активна вегетація вищих водяних рослин, тому на правобережних ділянках Прип'ятського відрогу водосховища виникають сприятливі умови для накопичення радіонуклідів у фітомасі.

На території Дніпровського відрогу під час повеней потужна течія Дніпра забезпечує проходження водних мас уздовж старого русла. До цієї ділянки надходить значно менше радіонуклідів, ніж до Прип'ятського відрогу і до середньої частини водосховища дніпровські та прип'ятські води майже не змішуються. Крім того, як було зазначено вище, середня та нижня частина Київського водосховища характеризується слабким заростанням мілководь вищими водяними рослинами, що й обумовлює безперешкодну міграцію радіонуклідів у напрямку греблі Київської ГЕС.

Отже, з огляду на викладене, ми дійшли висновку про вирішальну роль двох чинників, які обумовлюють рівні накопичення ^{137}Cs вищими водяними рослинами. По перше, це величина площі контакту вегетуючих органів рослин із водним середовищем. Тому, незалежно від ступеню радіонуклідного забруднення біотопу, гідатофіти накопичують більше ^{137}Cs , ніж гелофіти. Другий важливий чинник, який істотно впливає на рівні вмісту як ^{137}Cs , так і ^{90}Sr у рослинах – особливості міграції зазначених радіонуклідів в екосистемі водосховища із водними масами.

Для вирішення наступних завдань роботи у якості полігонних ділянок були обрані відкриті та закриті мілководдя, які розташовані на правобережній ділянці верхньої частини Київського водосховища у районі с. Страхолісся, де упродовж 2011–2014 рр. визначали рівні радіонуклідного забруднення вищих водяних

рослин. Такий вибір був обумовлений, по перше, розташуванням досліджуваних фітоценозів уздовж правого берега верхньої частини водосховища, тобто на територіях, що перебувають під впливом забруднених радіонуклідами вод р. Прип'ять, по друге – приналежністю зазначених ділянок до водосховищно-річкової частини водойми, яка характеризується значною площею зарослих вищою водяною рослинністю мілководь та наявністю щільних заростей домінуючих у водосховищі за біомасою видів. Результати досліджень наведені у таблиці 3.3 і використані при визначенні показників розподілу ^{137}Cs між надземною та підземною фітомасою рослин та інших розрахунків.

Можна відзначити, що упродовж чотирьох років досліджень не зареєстровано вірогідних змін питомого вмісту ^{137}Cs у рослинах зазначеної полігонної ділянки. При цьому найвищі показники його питомої активності у рослин різних видів реєстрували упродовж різних років. Так, для кути озерної найвища за 4-х річний період середня активність радіонукліда зареєстрована у 2011 р., для лепешняка великого – у 2012 р., глечиків жовтих та водопериці колосистої – у 2013 р., рогозу вузьколистого та рдесника гребінчастого – у 2014 р. (рис. 3.5).

Проте, як видно з рисунку, середні значення питомої активності перебували у межах природної варіації. Таке явище може бути обумовлене кількома причинами. Перш за все, це незначний, з точки зору періоду фізичного напіврозпаду радіонукліда та швидкості протікання на сучасному етапі процесів його перерозподілу по компонентах водойми, період проведення досліджень. Адже з літературних джерел відомо, що рослини різних видів та екологічних

Питома активність ^{137}Cs у вищих водяних рослинах Київського водосховища у районі с. Страхолісся, (2011-2014 рр.)

Види рослин	Питома активність, Бк/кг		
	мінімальна	максимальна	середні значення
Очерет звичайний	28,5	63,0	37,7±11,9
Рогіз вузьколистий	1,7	10,3	4,0±2,2
Лепешняк великий	10,0	93,0	40,8±25,7
Куга озерна	3,2	16,9	8,3±5,4
Стрілолист стрілолистий	53,2	78,4	66,6±12,6
Глечики жовті	28,0	114,1	59,3±32,7
Латаття біле	30,1	91,0	53,6±22,4
Водяний горіх	32,0	85,3	58,9±19,1
Сальвінія плаваюча	40,3	121,2	74,2±29,4
Рдесник гребінчастий	93,4	126,0	111,4±15,8
Водопериця колосиста	54,4	131,3	91,2±43,9

груп із різною швидкістю реагують на періодичні підвищення концентрації радіонуклідів у воді, відрізняються тривалістю існування генерацій та швидкістю накопичення та виведення радіонуклідів [11, 22, 29, 32, 93].

У середній та нижній частині Київського водосховища водні маси Дніпра та Прип'яті перемішуються і у водному балансі Канівського водосховища 75 % прибуткової частини забезпечують скиди Київської ГЕС. 20 % прибуткової частини забезпечують водні маси найдовшої притоки Дніпра – р Десна [52]. Щільність забруднення ^{137}Cs площі водозбору р. Десна в основному складає 10–100 кБк/м², однак приблизно на рівні м. Брянськ на території лівобережної частини водозбору розташована «цезієва пляма», де щільність забруднення досягає 555 кБк/м² [2], а притока Десни

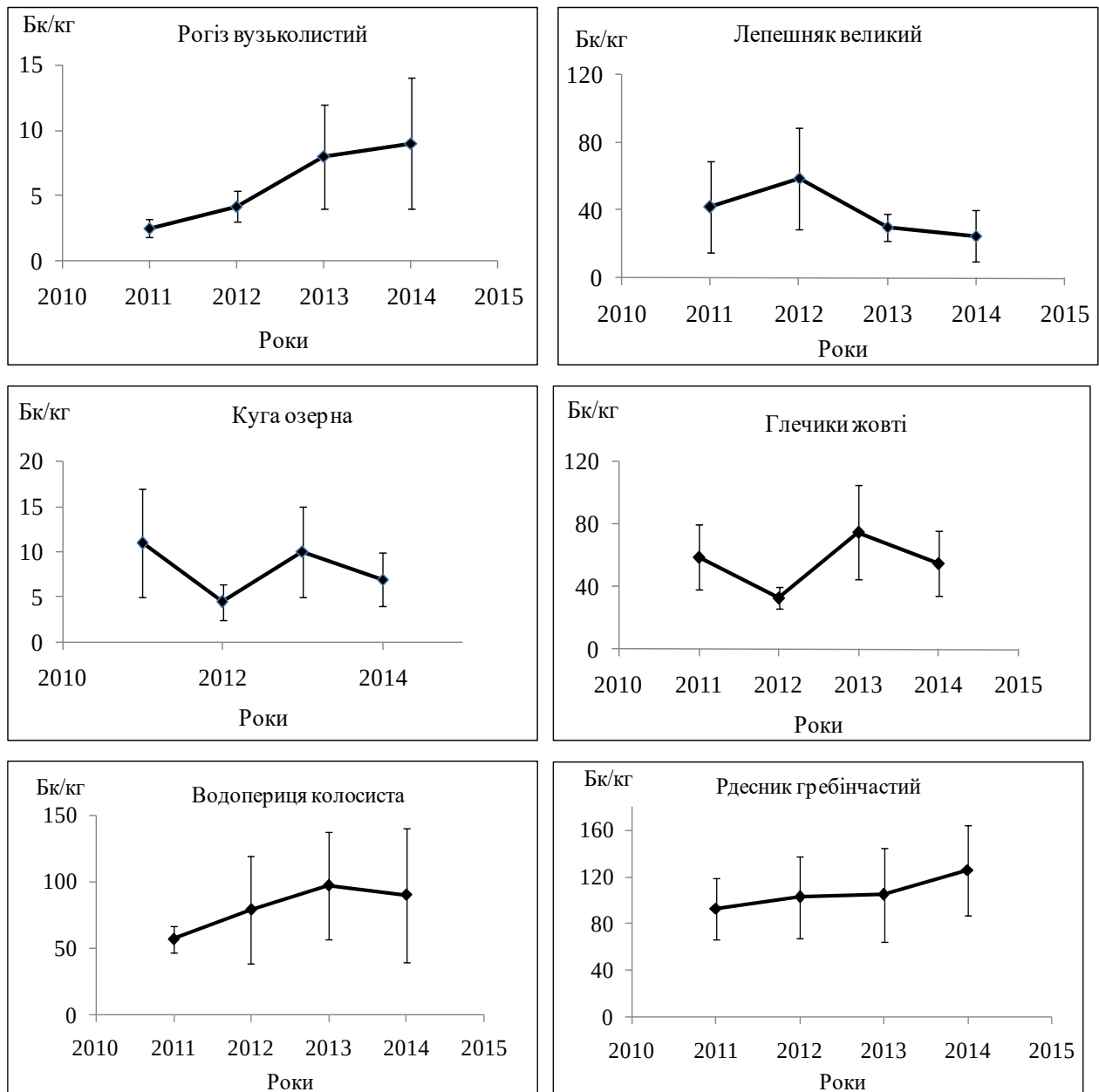


Рис. 3.5. Динаміка активності ^{137}Cs у вищих водяних рослинах мілководь Київського водосховища у районі с. Страхолісся, (2011–2014 рр.)

р. Снов перетинає території із щільністю забруднення близько 1480 кБк/м^2 . Русло р. Десна не зарегульоване, тому радіонукліди, які надходять з площі водозбору, можуть потрапити до екосистеми Канівського водосховища. Таким чином, водні маси р. Десна можуть слугувати джерелом додаткового радіонуклідного забруднення останнього. Тому для характеристики рівнів радіонуклідного забруднення вищої водної рослинності ділянки пробовідбору були обрані на території верхньої частини водосховища нижче гирла р. Десна. (див. рис. 2.3).

Середня питома активність ^{90}Sr зареєстрована у різних видах вищих водяних рослин Канівського водосховища у діапазоні величин від $1,5 \pm 0,5$ (лепешняк великий) до $9,1 \pm 2,6$ Бк/кг (різуха морська), ^{137}Cs – від $7,1 \pm 5,4$ (рогіз вузьколистий) до $101,5 \pm 44,2$ Бк/кг (різуха морська) (табл. 3.4). Тобто найвищий вміст обох радіонуклідів відзначений у представника групи укорінених гідратофітів.

Таблиця 3.4

Питома активність ^{90}Sr та ^{137}Cs у вищих водяних рослинах верхньої ділянки Канівського водосховища (2010-2012 рр.)

Види рослин	Питома активність, Бк/кг	
	^{90}Sr	^{137}Cs
Рогіз вузьколистий	$2,5 \pm 0,7$	$7,1 \pm 5,4$
Лепешняк великий	$1,5 \pm 0,5$	$11,6 \pm 3,9$
Куга озерна	$2,4 \pm 0,9$	$8,7 \pm 1,1$
Стрілолист стрілолистий	$5,4 \pm 3,2$	$80,8 \pm 41,1$
Лепеха звичайна	$3,8 \pm 2,1$	$9,8 \pm 3,1$
Глечики жовті	$2,0 \pm 0,7$	$26,5 \pm 8,2$
Сальвінія плаваюча	$4,9 \pm 2,6$	$32,6 \pm 5,9$
Різуха морська	$9,1 \pm 2,6$	$101,0 \pm 44,2$
Елодея канадська	$5,6 \pm 2,1$	$69,5 \pm 9,8$
Рдесник пронизанолистий	$7,3 \pm 2,5$	$64,6 \pm 14,5$
Водопериця колосиста	$5,1 \pm 2,4$	$92,3 \pm 9,5$

Аналіз отриманих результатів показав, що, так само, як і у Київському водосховищі, рівні накопичення ^{137}Cs гелофітами Канівського водосховища, в основному були нижчими, ніж рослинами з плаваючим на поверхні води листям та зануреними. Виключенням був стрілолист стрілолистий, у якому питома активність радіонукліда була у кілька разів вище, що, скоріше за все, пов'язано з морфологічними особливостями виду. Стрілолист віднесений до групи гелофітів, оскільки має прямостояче стебло та листя, яке розташоване у повітряному середовищі. Однак для цього виду притаманне листя ще двох типів

– занурене та плаваюче на поверхні води, що збільшує площу контакту вегетуючих органів з водними масами. У Київському водосховищі рівні накопичення радіонукліда стрілолистом стрілолистим також були вищими, ніж іншими видами гелофітів (див. табл. 3. 3).

Загалом можна відзначити, що питома активність ^{137}Cs у рослинах верхньої ділянки Канівського водосховища вірогідно не відрізнялася від результатів, отриманих для рослин, які були відібрані поза межами Прип'ятського відрогу Київського водосховища. Так, питома активність радіонукліда у рогозі вузьколистому, глечиках жовтих, рдеснику пронизанolistому, сальвінії плаваючій, водопериці колосистій з Канівського водосховища вірогідно не відрізнялася від рівнів забруднення аналогічних видів з 3-х станцій відбору Київського водосховища. Раніше багаторічними дослідженнями фахівців відділу прісноводної радіоекології Інституту гідробіології НАН України було показано, що упродовж перших післяаварійних років питома активність ^{137}Cs у вищих водяних рослинах Київського водосховища була значно вищою, ніж Канівського, а починаючи з 1998 р. відзначена тенденція до вирівнювання її середніх показників у рослинах Київського та Канівського водосховищ [26, 27]. Аналіз отриманих нами в останні роки результатів свідчить про збереження цієї тенденції до теперішнього часу.

Вміст ^{90}Sr у рослинах Канівського водосховища не перевищував 13 Бк/кг, а в основному зареєстрований у межах 2–5 Бк/кг. Тобто, так само, як і у Київському водосховищі, підвищені рівні радіонуклідного забруднення рослин в основному були сформовані ^{137}Cs .

За інтенсивністю та складом аерозольних випадінь чорнобильського походження найскладніший характер був відзначений на території західного та північного «слідів» первинних випадінь, якими охоплені Західне, Житомирське та Київське Полісся. Отже річки західної частини басейну Дніпра після Чорнобильської катастрофи були інтенсивно забруднені радіоактивними речовинами. У той же час слід враховувати, що щільність радіонуклідних випадінь зменшується у західному та південному напрямках від місця аварії [2], тому більшість правих приток р. Прип'ять, які протікають у меридіональному

напрямку, перетинають інтенсивно забруднені ^{137}Cs території лише у нижній течії. За даними проведених раніше, зокрема у 2002 р., досліджень [30] високими рівнями накопичення радіонуклідів вирізнялися вищі водяні рослини з р. Жерів, яка протікає територіями із щільністю радіонуклідного забруднення до 1480 кБк/м^2 та перетинає зону безумовного (обов'язкового) відселення у Лугинському та Народицькому районах Житомирської області. У зазначений час питома активність ^{90}Sr у рослинах, які були відібрані на незарегульованій ділянці річки та у Повчанському водосховищі, досягала 219 , ^{137}Cs – 3000 Бк/кг .

Проведені у 2014 р. дослідження показали, що за 12 років питома активність радіонуклідів у рослинах р. Жерів суттєво зменшилася (табл. 3.5). Середня питома активність ^{90}Sr зареєстрована у різних видах вищих водяних рослин Повчанського водосховища у діапазоні величин від $7,8 \pm 0,8$ (очерет звичайний) до $17,7 \pm 8,3 \text{ Бк/кг}$ (водяний горіх), ^{137}Cs – від $16,3 \pm 5,1$ (рогіз вузьколистий) до $214,0 \pm 53,7 \text{ Бк/кг}$ (гличики жовті). Вміст ^{90}Sr у рослинах, які були відібрані на незарегульованій ділянці р. Жерів становив від $6,3 \pm 3,5$ (рдесник блискучий) до $22,4 \pm 4,3 \text{ Бк/кг}$ (рдесник гребінчастий), ^{137}Cs – від $14,2 \pm 4,1$ (куга озерна) до $174,5 \pm 19,8 \text{ Бк/кг}$ (рдесник гребінчастий).

Необхідно відзначити, що на досліджуваній ділянці Повчанського водосховища не були відібрані рослини, які належать до групи гідатофітів. Однак рівні накопичення ^{137}Cs плейстофітами – водяним горіхом та гличиками жовтими були вищими, ніж відповідними видами з Київського та Канівського водосховищ, де рослини розвиваються за умов надходження радіонуклідів з територій зони відчуження.

**Питома активність ^{90}Sr та ^{137}Cs у вищих водяних рослинах р. Жерів
та Повчанському водосховищі (2014 р.)**

Види рослин	Питома активність, Бк/кг	
	^{90}Sr	^{137}Cs
Очерет звичайний	7,8±0,8	30,2±9,9
Рогіз вузьколистий	8,4±2,3	16,3±5,1
Лепешняк великий	12,4±6,3	74,7±9,8
Куга озерна*	8,5±4,3	14,2±4,1
Стрілолист стрілолистий*	12,9±6,9	81,2±16,5
Глечики жовті	13,8±5,9	214,0±53,7
Водяний горіх	17,7±8,3	213,0±15,1
Жабурник звичайний	10,2±3,8	133±27
Рдесник блискучий*	6,3±3,5	63,4±8,2
Рдесник гребінчастий*	22,4±4,3	174,5±19,8
Водяний різак	9,8±3,0	100,0±15,6

Примітка:* – незарегульована ділянка р. Жерів

З літературних джерел відомо, що накопичення радіонуклідів гідробіонтами у значній мірі залежать від швидкості водообміну водойм, і у замкнених та слабкопроточних водних екосистемах виникають сприятливі умови для формування підвищених рівнів радіонуклідного забруднення водних організмів, зокрема вищих водяних рослин [28]. У межах західного сліду чорнобильських випадіннь, а саме на півночі Рівненської області, розташоване оліготрофне оз. Біле, де раніше зареєстрували аномально високі рівні вмісту радіонуклідів у біотичних компонентах при відносно незначній (185 кБк/м²) щільності радіоактивного забруднення площі водозбору [2]. Тому ми дійшли висновку про доцільність подальших досліджень особливостей формування радіонуклідного забруднення компонентів, зокрема вищих водяних рослин, в екосистемі цієї водойми.

Озеро характеризується слабким розвитком вищої водяної рослинності і незначними площами заростань гелофітами, серед яких виявлені лише три види. Рослин, які належать до групи плейстофітів, на акваторії водойми не зустрічаються, а серед гідатофітів істотні площі заростань характерні для чотирьох видів. Проведені дослідження показали, що середня питома активність ^{90}Sr у гелофітах з озера у не перевищувала 8,8 Бк/кг, у гідатофітах – досягала 40 Бк/кг (табл.3.6). Приблизно такі самі рівні накопичення ^{90}Sr були характерні для рослин Київського водосховища. Цікаво відзначити, що з 1998 р., тобто з періоду, коли вперше були виконані радіоекологічні дослідження екосистеми озера [135], питома активність ^{90}Sr у гелофітах зменшилася у середньому лише у 2 рази, у гідатофітів – вірогідно не змінилася.

Аналіз результатів досліджень формування забруднення рослин озера ^{137}Cs свідчить про відносно високі рівні накопичення радіонукліда гелофітами, зокрема кугою озерною, питома активність якої була вищою, ніж у гідатофітах. Цікаво відзначити, що згідно даним попередніх досліджень [27, 135], у 1998 р. середню питому активність ^{137}Cs у різних видах гідатофітів озера реєстрували у діапазоні величин 452–8013, у 2006 – 283–584 Бк/кг. Порівняння цих величин з результатами, наведеними у таблиці 3.6, свідчить про дуже повільні процеси очищення від радіонуклідів замкнених озерних екосистем. Доречно відзначити, що у мілководному евтрофному оз. Лука, яке розташоване на відстані 10 км від оз. Біле та має таку ж саму, як і оз. Біле, щільність радіонуклідного забруднення площі водозбору, питома активність ^{137}Cs у водопериці колосистій становила лише 25 Бк/кг, тобто була на порядок нижчою, ніж у відповідному виді з оз. Біле. Останнє підтверджує раніше зроблені припущення [41, 43] про сприятливі умови формування високих рівнів вмісту ^{137}Cs у рослинах малопродуктивних водойм.

**Питома активність ^{90}Sr та ^{137}Cs у вищих водяних рослинах оз. Біле,
2013–2014 рр.**

Види рослин	Питома активність, Бк/кг	
	^{90}Sr	^{137}Cs
Очерет звичайний	4,5±2,2	161,0±32,4
Рогіз вузьколистий	5,3±2,3	93,6±27,9
Куга озерна	8,8±3,7	633,3±323,2
Рдесник пронизанолистий	32,6±8,5	244,0±74,9
Водопериця колосиста	19,1±7,8	252,7±44,9
Кушир занурений	26,5±11,4	585,0±114,5
Елодея канадська	40,2±10,5	233±50,0

Відносно високі показники питомої активності ^{137}Cs відзначені у вищих водяних рослинах з озер ШНПП (табл. 3.7), який розташований на межі північно-західного сліду чорнобильського викиду. Щільність радіонуклідного забруднення ґрунтів території парку відносно невелика – від 2 до 20 кБк/м² [2]. Однак активність ^{137}Cs у досліджених видах рослин озер Пулемецьке та Світязь була зіставна з величинами, характерними для відповідних видів з Київського та Канівського водосховищ.

Враховуючи те, що період водообміну більшості озер ШНПП складає 2,2–8,8 років [149], можна стверджувати, що ці водойми належать до категорії акумуляторів радіонуклідів [8–9, 41, 43].

Частина північно-західних територій Київської області з надзвичайно високою щільністю радіонуклідного забруднення не увійшла до зони відчуження, однак радіоекологічна ситуація у водних екосистемах зазначеного регіону практично не досліджена. Тому у 2016–2017 рр. оцінювали рівні радіонуклідного забруднення вищих водяних рослин у кількох ставах та замкненому озері – о. Лісове, які знаходяться у межах Іванківського району Київської області. Дослідження проводили на територіях, які за ступенем

**Питома активність ^{90}Sr та ^{137}Cs у вищих водяних рослинах озер
ШНПП, 2013–2014 рр.**

Озера	Види рослин	Питома активність, Бк/кг	
		^{90}Sr	^{137}Cs
Люцимер	Рогіз вузьколистий	0,15±0,05	10,0±1,6
Пулемецьке	Очерет звичайний	0,24±0,08	16,0±2,5
Пулемецьке	Кушир занурений	4,8±1,8	70,2±13,8
Світязь	Очерет звичайний	0,14±0,06	15,0±3,5
Світязь	Водопериця колосиста	3,7±0,9	40,6±4,7
Світязь	Рдесник пронизанolistий	5,3±0,7	90,0±

забруднення ^{137}Cs віднесені до зон посиленого радіаційного контролю та безумовного гарантованого відселення (див. табл. 2.2).

У розділі 2 відзначено, що на площі водозбору досліджених водойм спостерігається значний градієнт щільності забруднення ^{137}Cs до 370 (кБк/м²)·км¹, тобто на відстані 9–11 км щільність забруднення змінюється від меншої, ніж 20 до 3700 кБк/м², щільність забруднення ^{90}Sr не перевищує 10 кБк/м².

У водоймах, які розташовані на територіях зі щільністю забруднення ^{137}Cs від 20 до 100 кБк/м², досліджували вміст радіонуклідів в очереті звичайному, рогозі вузьколистому, кузі озерній, елодеї канадській та рдесниках плаваючому та гребінчастому. Питома активність ^{90}Sr у рослинах зареєстрована у діапазоні величин від 0,1 Бк/кг (очерет звичайний, став № 4) до 39,1 Бк/кг (куга озерна, став № 2), ^{137}Cs – від 5,7 Бк/кг (очерет звичайний, став № 6) до 178 Бк/кг (куга озерна, став № 2) (табл. 3.8). Детальніше дослідили особливості радіонуклідного забруднення рослин з водойми № 5 – замкненого лісового озера (оз. Лісове) із щільністю забруднення площі водозбору ^{90}Sr до 10 кБк/м², ^{137}Cs – до 1480 кБк/м². Закономірно, що рівні вмісту радіонуклідів у рослинах цієї водойми були значно вищими, ніж у ставах (табл. 3.9).

Таблиця 3.8

**Питома активність ^{90}Sr та ^{137}Cs у вищих водяних рослинах з водойм
Іванківського району Київської області, 2016–2017 рр.**

№ водойми	^{90}Sr , Бк/кг		^{137}Cs , Бк/кг	
	мінімальна	максимальна	мінімальна	максимальна
1	2,2	2,8	7,0	128,0
2	5,6	39,1	60,4	284,0
3	0,2	27,1	45,0	104,0
4	0,1	0,8	2,9	6,8
6	0,9	2,0	5,7	8,6

Таблиця 3.9

**Питома активність ^{90}Sr та ^{137}Cs у вищих водяних рослинах оз. Лісове,
Іванківський район Київської області, 2016–2017 рр.**

Види рослин	Питома активність, Бк/кг	
	^{90}Sr	^{137}Cs
Очерет звичайний	83±26	2343±771
Рогіз вузьколистий	24±8	1316±742
Куга озерна	72±16	6124±3762
Частуха подорожникова	75±22	4595±726
Їжача голівка зринувша	10±3	830±124
Рдесник плаваючий	65±13	3979±1449
Пухирник звичайний	32±12	11244±1100

Необхідно відзначити, що показники питомої активності ^{137}Cs у рослинах зазначеної водойми були зіставні з рівнями, зареєстрованими у рослинах деяких водойм зони відчуження, зокрема у водоймі-охолоджувачі ЧАЕС [25, 61]. Останнє може бути пов'язане не тільки з високою щільністю радіонуклідного забруднення площі водозбору, а й з повільним водообміном озера, яке не має притоку та витоку.

В наливних ставах на території м. Біла Церква питому активність радіонуклідів визначали в лепешняку великому, півниках болотних, сусаку зонтичному та очереті звичайному. Вміст ^{137}Cs у зазначених видах рослин зареєстрований у діапазоні величин від 2 (сусак зонтичний) до 78 Бк/кг (лепешняк великий, питома активність ^{90}Sr у рослинах різних видів вірогідно не відрізнялася і зареєстрована у діапазоні величин від 2 до 5 Бк/кг.

Щільність радіонуклідного забруднення територій, на яких розташована остання з досліджених нами водойм – водойма-охолоджувач ХАЕС не перевищує 10 кБк/м². Доцільність визначення рівнів радіонуклідного забруднення вищих водяних рослин саме цієї водойми обумовлена кількома причинами. Водойма розташована на територіях із незначною щільністю випадінь чорнобильського походження, однак її водні маси використовуються для охолодження реакторів АЕС, тобто існує імовірність додаткового надходження радіонуклідів до екосистеми. Крім того, трофічний статус водойми-охолоджувача ХАЕС визначений як мезотрофний, а середньорічна температура води у водоймі більше, ніж на 3 °С вища, ніж у природних водоймах цього регіону [147]. Згідно даних літературних джерел, останні два фактора також можуть призводити до формування підвищених рівнів накопичення радіонуклідів гідробіонтами [8, 41, 43, 65, 156].

Однак отримані нами результати показали, що питома активність ^{90}Sr та ^{137}Cs у вищих водяних рослинах з ВОХАЕС виявилася меншою, ніж у рослинах усіх інших досліджених водойм (табл. 3.10). Можна відзначити, що вміст радіонуклідів визначили у 12 видах вищих водяних рослин з цієї водойми, які належать до 3-х екологічних груп. В цілому, рівні накопичення радіонуклідів представниками групи гідатофітів були у 1,5–2 рази вищими, ніж гелофітів. Таке співвідношення питомої активності характерно для водних екосистем у стані радіоекологічної рівноваги [32].

**Питома активність ^{90}Sr та ^{137}Cs у вищих водяних рослинах ВОХАЕС,
2013 р.**

Види рослин	Питома активність, Бк/кг	
	^{90}Sr	^{137}Cs
Очерет звичайний	0,5±0,3	4,4±1,3
Рогіз вузьколистий	0,8±0,3	2,6±0,3
Лепешняк великий	0,9±0,2	16,3±7,9
Сусак зонтичний	0,7±0,2	4,7±0,9
Стрілолист стрілолистий	0,9±0,3	9,1±1,9
Глечики жовті	0,8±0,3	13,4±1,4
Жабурник звичайний	1,1±0,2	5,5±0,7
Різуха морська	0,8±0,1	12,0±8,7
Рдесник плаваючий	1,0±0,2	20,0±4,2
Рдесник пронизанолистий	0,7±0,2	9,7±4,6
Водопериця колосиста	1,3±0,7	21,7±2,0
Кушир занурений	1,9±0,4	20,5±6,5

Діючі АЕС відносяться до об'єктів підвищеної небезпеки, виробництво енергії відбувається внаслідок ланцюгової реакції при утворенні великої кількості радіонуклідів. Діючими нормативними документами [105] дозволяється, зі значними обмеженнями, викиди та скиди радіонуклідів у навколишнє середовище. Основною вимогою є мінімальний вплив на навколишнє середовище та не перевищення квот дози опромінення людини. Проведені нами дослідження не виявили радіонуклідів станційного походження у вищих водних рослинах ВОХАЕС.

Слід зазначити, що для більшості γ -випромінюючих радіонуклідів, які ідентифікують роботу об'єктів ядерної енергетики, мінімальна детектована активність на 1–2 порядки менша, ніж зазначені у табл. 3.10 для ^{137}Cs величини, тому ми вважаємо, що радіонуклідне забруднення рослин ВОХАЕС обумовлене

чорнобильськими випадіннями, а не надходженням радіонуклідів внаслідок роботи діючих реакторів.

3.2. Аналіз закономірностей формування радіонуклідного забруднення вищих водяних рослин у віддалений після аварії на ЧАЕС час

З метою оцінки впливу Чорнобильської катастрофи на рівні радіонуклідного забруднення вищих водяних рослин досліджених водойм ми порівняли результати наведені у роботі результати з даними досліджень рівнів вмісту радіонуклідів у компонентах водних екосистем, які були отримані у період, що передував аварії. У процесі радіоекологічних досліджень річок Прип'ять, Дніпро та Київського водосховища було встановлено, що радіонуклідне забруднення вищих водяних рослин зазначених водойм було сформоване ^{90}Sr та ^{137}Cs глобального походження, при цьому внесок ^{90}Sr до штучної радіоактивності гідробіонтів був домінуючим та у середньому складав для водяних рослин 92 %. Питома активність ^{90}Sr у вищих водяних рослинах становила $4,4 \div 11,8$ Бк/кг, ^{137}Cs – відповідно $0,3 \div 3,6$ Бк/кг. За результатами досліджень вмісту радіонуклідів у гідробіонтах Запорізького водосховища [5] питома активність зазначених радіонуклідів у вищих водяних рослинах цієї водойми вірогідно не відрізнялася від величин, притаманних гідробіонтам Київського водосховища.

У зв'язку з тим, що у всіх досліджених водоймах рослини різних видів, навіть якщо вони відібрані на одній ділянці, характеризувалися різними рівнями питомої активності, для порівняльної характеристики ми наводимо діапазони активності радіонуклідів, зареєстровані у кожній з досліджених водойм. Аналіз сукупності даних про вміст ^{137}Cs у рослинах різних видів показав, що через 24–31 роки після аварії на ЧАЕС в усіх досліджених водоймах максимальна питома активність радіонукліда перевищувала доаварійні величини (рис. 3.6).

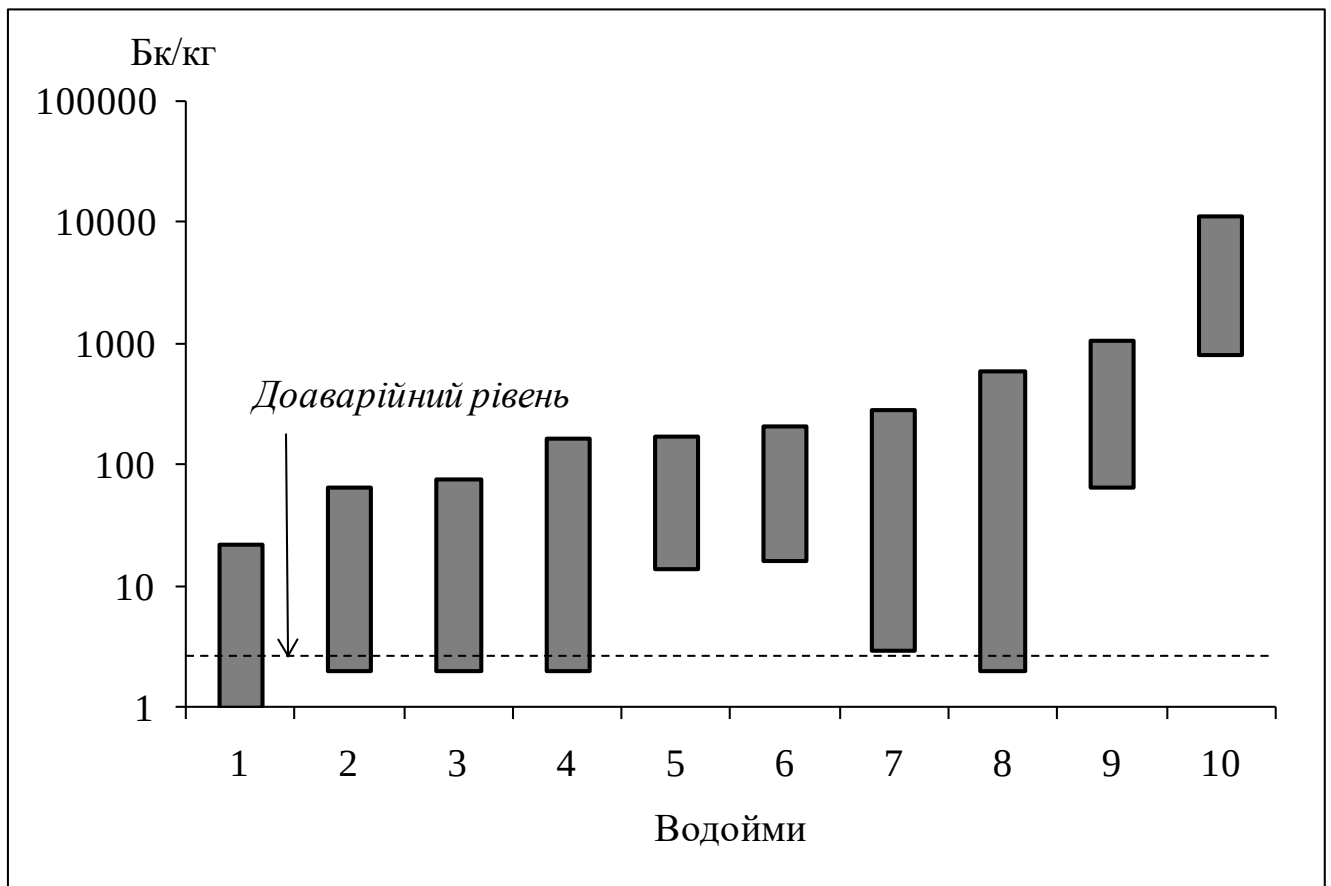


Рис. 3.6. Діапазони питомої активності ^{137}Cs у вищих водяних рослинах: 1 – ВОХАЕС; 2 – озера ШНПП; 3 – риборозплідні стави, м. Біла Церква; 4 – Канівське водосховище; 5 – р. Жерів; 6 – Повчанське водосховище; 7 – стави, Іванківський район Київської області; 8 – Київське водосховище; 9 – оз. Біле; 10 – оз. Лісове. Доаварійний рівень вмісту ^{137}Cs у рослинах наведений згідно [110].

За максимальним вмістом ^{137}Cs у рослинах досліджені водойми можна розподілити на 3 групи. Перша – водойми, де в окремих пробах рослин реєстрували доаварійні рівні вмісту радіонукліда, а максимальні величини були на порядок вищі. До цієї групи віднесено ВОХАЕС, Шацькі озера, стави на території м. Біла Церква. Друга група – Київське Канівське та Повчанське водосховища, водойми у зоні обов'язкового відселення Житомирської та Київської областей. У цих водоймах максимальні величини питомої активності ^{137}Cs на 2 порядки вищі за доаварійні. До третьої групи віднесені замкнені озера – Біле та Лісове, які розташовані на території північних районів Рівненської та Київської областей, відповідно. У вищих водяних рослинах зазначених озер

максимальний вміст радіонукліда на три порядки перевищував доаварійні значення.

Максимальні рівні вмісту ^{90}Sr у рослинах Канівського водосховища, озер ШНПП, ставів у м. Біла Церква та ВОХАЕС не перевищували доаварійних значень, з Київського та Повчанського водосховищ, р. Жерів, ставів на півночі Київської області та оз. Біле – перевищувала їх у 1,5–4 рази; у замкненому озері на території Іванківського району Київської області – у 8 разів 80 Бк/кг (рис. 3.7).

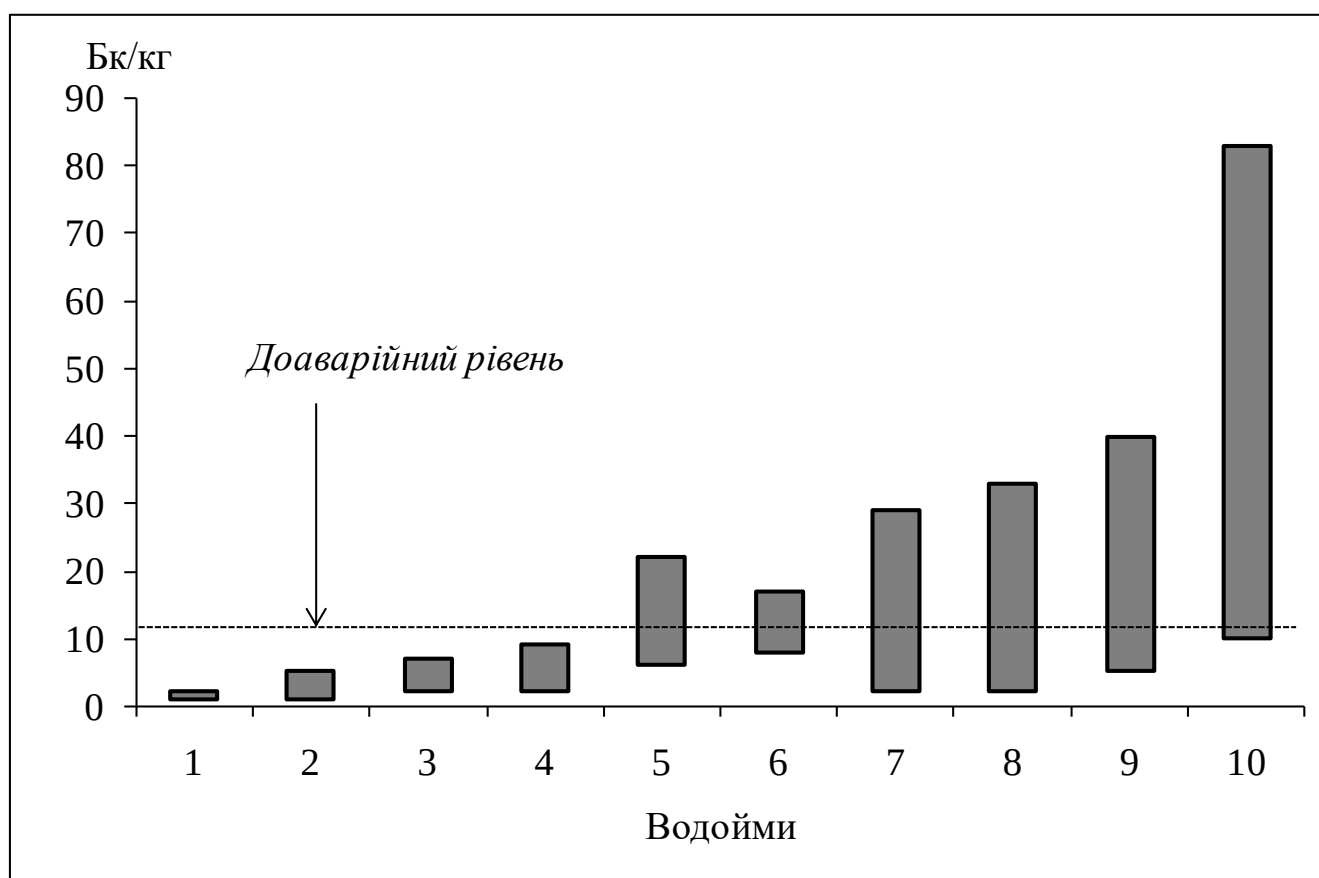


Рис. 3.7. Діапазони питомої активності ^{90}Sr у вищих водяних рослинах: 1 – ВОХАЕС; 2 – озера ШНПП; 3 – риборозплідні стави, м. Біла Церква; 4 – Канівське водосховище; 5 – р. Жерів; 6 – Повчанське водосховище; 7 – стави, Іванківський район Київської області; 8 – Київське водосховище; 9 – оз. Біле; 10 – оз. Лісове. Доаварійний рівень вмісту ^{137}Cs у рослинах наведений згідно [110].

У першому розділі відзначено, через 15–20 років після аварії радіонуклідне забруднення вищих водяних рослин водойм, розташованих поза межами зони

відчуження, в основному було сформоване ^{137}Cs [27, 135, 165]. Однак у багатьох наукових публікаціях, які присвячені аналізу динаміки формування радіонуклідного забруднення гідробіонтів у водних екосистемах зони відчуження, підкреслюється, що у деяких слабкопроточних водоймах на фоні зменшення у водних організмах, зокрема у вищих водяних рослинах, питомої активності ^{137}Cs , вміст ^{90}Sr залишається на високому рівні. Як наслідок – збільшується внесок останнього у загальну активність вищих водяних рослин, досягаючи 80 % [135, 146]. Тому доцільно було визначити внесок обох радіонуклідів у сумарну активність рослин водойм, які розташовані поза межами зони відчуження.

Встановлено, що у період проведення досліджень домінуючим у формуванні радіонуклідного забруднення рослинних організмів залишався ^{137}Cs , а його внесок у сумарну активність рослин різних видів складав від 52 до 99 % (табл. 3.11).

Можна відзначити, що в екосистемах Київського, Канівського, Повчанського водосховищ та на незарегульованій ділянці р. Жерів внесок ^{137}Cs у сумарну активність гелофітів в основному був меншим, ніж гідатофітів. Так, у Канівському водосховищі цей радіонуклід формував 72 % активності лепехи та 74 % рогозу вузьколистого, тоді як активність різухи морської, елодеї канадської та водопериці колосистої була сформована ^{137}Cs на 92–95 %. У Повчанському водосховищі внесок ^{137}Cs в активність рогозу вузьколистого становив 66 %, водяного різака – 91 %, у р. Жерів – в активність куги озерної та рдесника блискучого 62 та 91 %, відповідно. У той же час, в озерних екосистемах внесок ^{137}Cs до сумарної активності гелофітів був більшим. В оз. Біле активність гелофітів була обумовлена ^{137}Cs на 94–98 %, гідатофітів – на 85–95 %. Сумарна активність досліджених рослин з озер ШНПП та оз. Лісове більше, ніж на 95 %, була сформована ^{137}Cs .

**Внесок ^{137}Cs у сумарну активність вищих водяних рослин
досліджених водойм**

Водойми	Внесок ^{137}Cs , %	
	мінімальний	максимальний
Київське водосховище	52	96
Канівське водосховище	72	95
Повчанське водосховище	66	91
р. Жерев	62	91
ВОХАЕС	76	94
Озера ШНПП	92	99
Оз. Біле	85	98
Оз. Лісове	95	99
Стави, Іванківський р-н Київської області	61	85

Слід відзначити, що найбільший внесок ^{90}Sr у сумарну активність вищих водяних рослин зареєстрований у гелофітів, які відбирали у зоні впливу дніпровських водних мас (див. табл. 3.1, 3.2). Таке явище можна пояснити особливостями формування радіонуклідного забруднення донних відкладів на акваторії Київського водосховища [3, 16]. Саме на цих ділянках зареєстровані найменша сумарна питома активність штучних радіонуклідів у донних відкладах та найбільш вагомий внесок ^{90}Sr у її формування. У свою чергу, рівні накопичення радіонуклідів гелофітами корелюють із їхнім вмістом у донних відкладах [27, 131], оскільки радіоактивні елементи надходять до організму рослин цієї групи з порових вод.

Загалом можна відзначити, що поза межами зони відчуження середній внесок ^{137}Cs у формування сумарної активності вищих водяних рослин з досліджених водосховищ був меншим, ніж рослин з озерних екосистем (рис. 3.8).

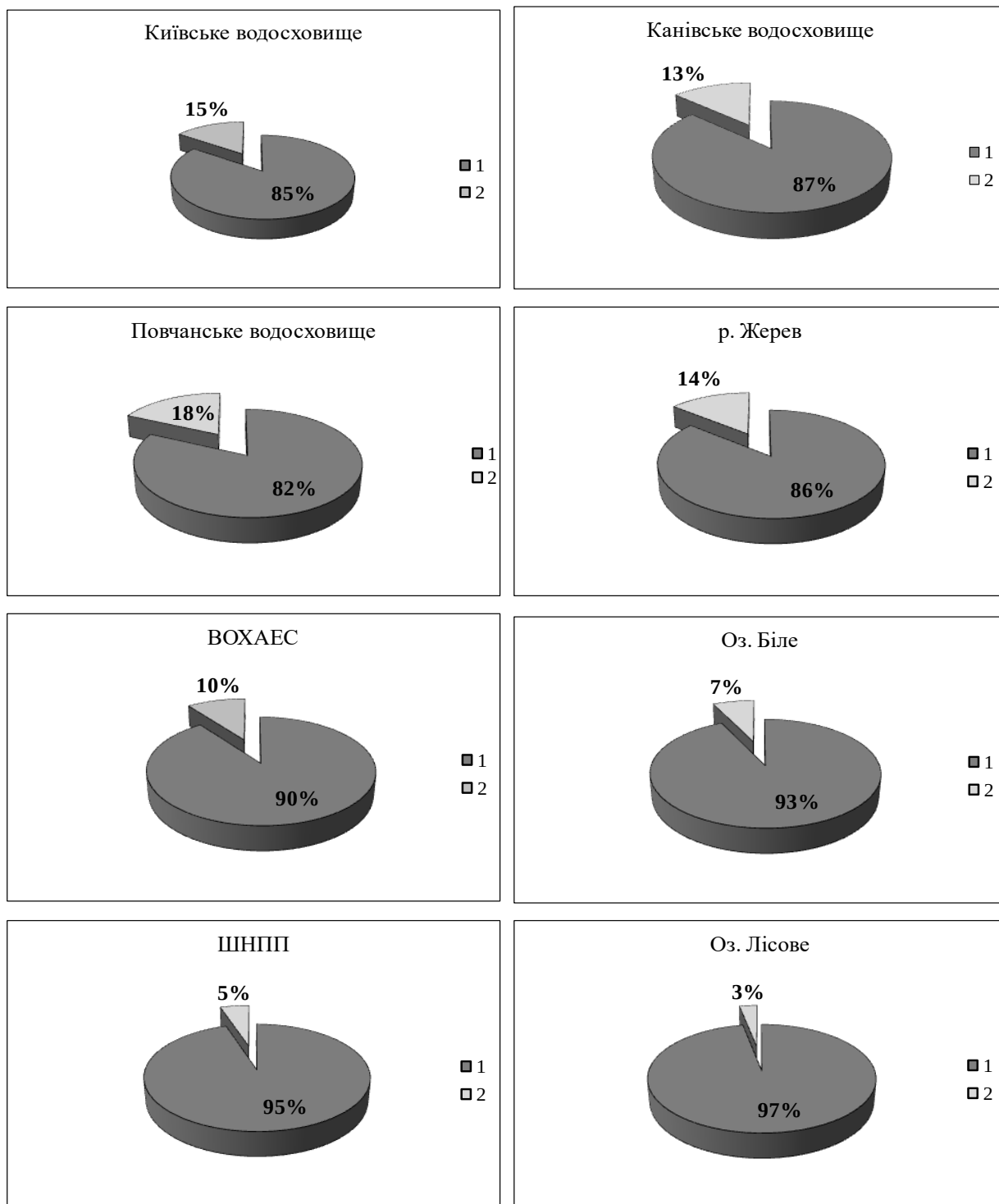


Рис. 3. 8. Середній внесок ^{137}Cs (1) ^{90}Sr (2) до сумарної активності водойм різного типу

Для ретроспективної і прогностичної оцінок радіонуклідного забруднення водних екосистем важливе значення має визначення часових параметрів динаміки зниження вмісту тривалоіснуючих радіонуклідів, у гідробіонтах, зокрема у вищих водяних рослинах.

У багатьох наукових публікаціях показано, що динаміка зниження радіоактивності живих організмів, зокрема гідробіонтів, добре описується експоненційною залежністю [8, 11, 15, 23, 27, 67, 79, 80, 102]:

$$A_g(t) = A_0 e^{(-p(t-t(0)))} \quad (3.1)$$

$$p = \ln 2 / T_{1/2}$$

де $A_g(t)$ – питома активність організму в час t ;

A_0 – початкова питома активність організму (або питома активність організму в час $t(0)$);

p – швидкість зменшення питомої активності;

$T_{1/2}$ – період напівзменшення питомої активності організму.

Розмірність t , $t(0)$ та $T_{1/2}$ – однакова.

Слід зазначити, що в акваріумних експериментах під $T_{1/2}$ розуміють період біологічного напіввиведення радіонукліда, тобто мається на увазі виведення за рахунок біологічних процесів. У природних умовах під $T_{1/2}$ розуміють період екологічного напівзменшення питомої активності, тобто результуюче зменшення питомої активності організму (групи або популяції організмів) внаслідок процесів надходження та виведення радіонукліда. Також вказується, як враховується швидкість радіоактивного розпаду радіонукліда. Ми під $T_{1/2}$ розуміємо період результуючого зменшення питомої активності рослин вдвічі за рахунок зменшення концентрації радіонукліда у воді, його незворотної фіксації у донних відкладах, яке призводить до зменшення потоків радіонукліда у рослину, та радіоактивного розпаду. Маючи часовий ряд питомої активності для організмів одного виду після його логарифмування методом найменших квадратів можна знайти числове значення швидкості зменшення питомої активності.

У ході попередніх досліджень встановлено, що на полігонній ділянці в районі с. Страхолісся період напівзменшення питомої активності ^{137}Cs у гідатофітах евтрофного Київського водосховища для часового інтервалу з 1989

до 1996 рр. становив $1,9 \pm 0,7$ років [21, 27]. Доповнення багаторічних досліджень нашими даними показало, що на теперішній час ця величина становить $5,0 \pm 0,8$ років, тобто можна відзначити тенденцію до уповільнення швидкості зменшення питомої активності ^{137}Cs у гідатофітах (рис.3.9).

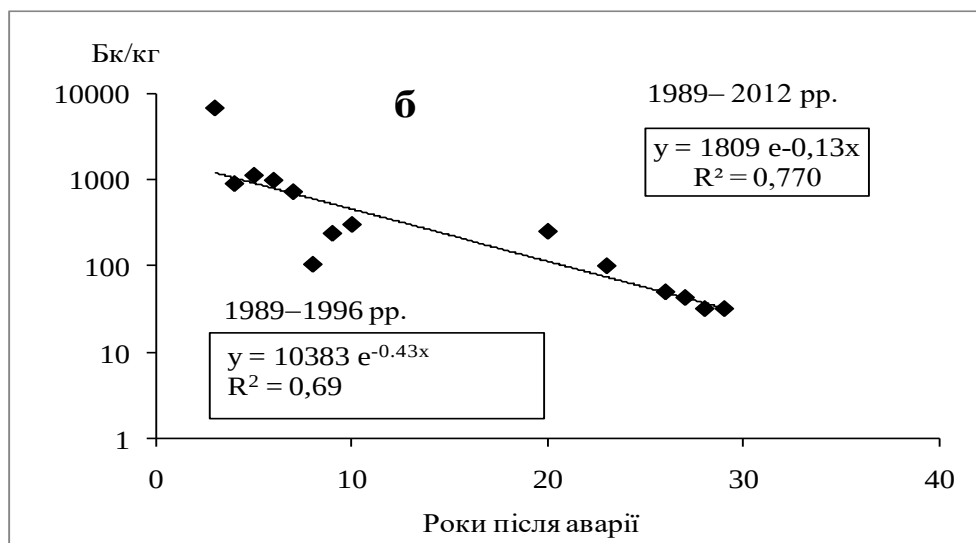
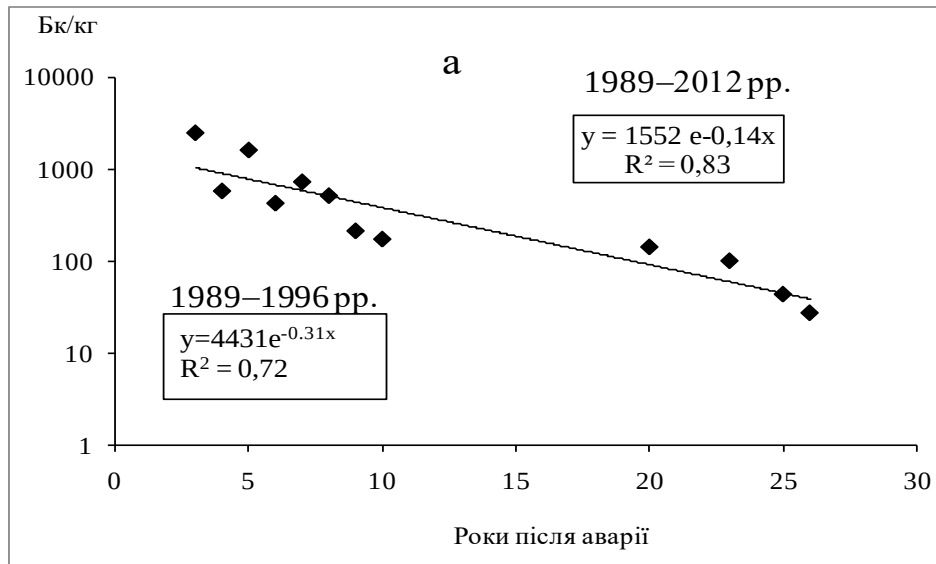


Рис. 3.9. Динаміка ^{137}Cs у рдеснику пронизанолистому (а) та куширі зануреному (б) Київського водосховища (с. Страхолісся), (1989–2006 рр. за [27])

За даними, наведеними у [Волкова, 2008] період напівзменшення активності ^{137}Cs у рослинах оліготрофного озера раніше становив близько $16,7 \pm 6,0$, і отримані нами у 2013–2014 роках результати показали, що на

теперішній час період напівзменшення рівнів забруднення рослин практично не змінився (рис. 3.10).

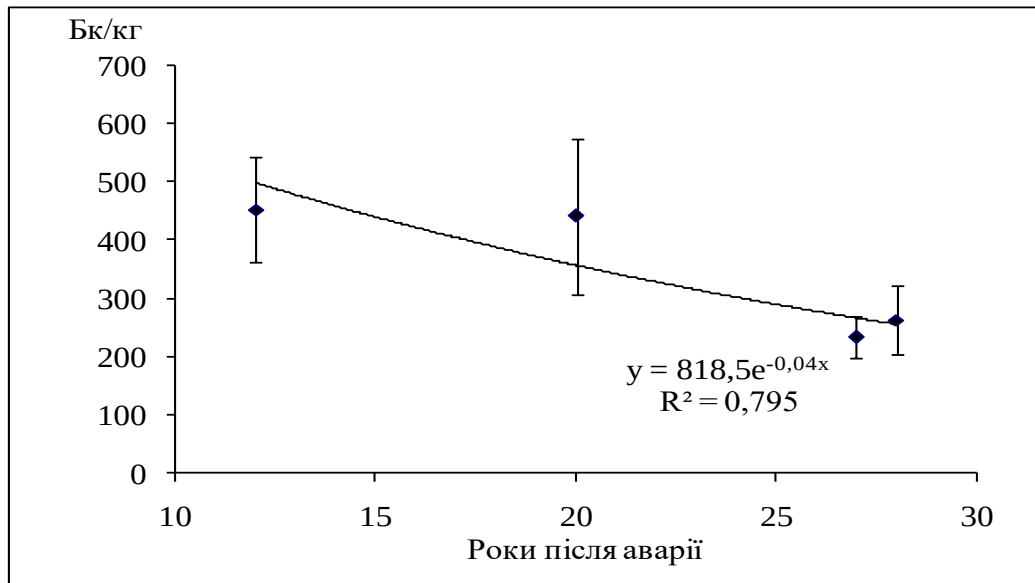


Рис. 3.10. Динаміка ^{137}Cs у водопериці колосистої з оз. Біле, (1998–2006 рр. за [27])

Тобто результати досліджень показали, що в озері процеси очищення рослин від радіонукліда тривають довше, ніж у водосховищі. Відзначену тенденцію можна пояснити різним трофічним статусом водойм. Нами було встановлено, що в евтрофних водоймах швидкість виведення радіонуклідів з водних мас набагато більша, ніж в оліготрофних. За рік в евтрофній водоймі з води до донних відкладів у середньому переходить близько 96 % ^{137}Cs від його загальної кількості у водних масах, в оліготрофній – тільки 28 % [9, 10, 14, 41, 43]. Отже, у водних масах оліготрофних водойм радіонуклід на тривалий термін залишається у біологічно доступній формі, що й призводить до уповільнення процесів самоочищення гідатофітів від ^{137}Cs .

3.3. Коефіцієнти накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr (2) вищими водними рослинами.

Одним з критеріїв, за яким при радіоекологічних дослідженнях водних екосистем визначають здатність гідробіонтів до акумуляції радіонуклідів з

водного середовища, вважається коефіцієнт накопичення (K_n) – відношення питомої активності організму до питомої активності води [87]. Згідно літературним даним [80, 113, 133], величини K_n відображують накопичення радіонуклідів у динамічному режимі, при цьому для екосистем, що знаходяться в рівноважному стані величини K_n прагнуть до постійної величини. Це означає, що кількість радіоактивних речовин, які накопичені в організмах гідробіонтів, зокрема у вищих водяних рослинах, до визначеної межі є функцією часу знаходження організмів у забрудненому радіонуклідами середовищі. Тому слід враховувати, що у водоймах, де концентрація радіонуклідів у воді значно змінюється упродовж вегетаційного сезону, K_n вищими водяними рослинами необхідно визначати з урахуванням середньої за вегетаційний сезон концентрації радіоактивних речовин у водних масах.

Оскільки за нашими [10, 16, 23, 31, 35, 41, 42, 44, 116, 122, 125] та літературними [135, 146] даними концентрація ^{90}Sr та ^{137}Cs у воді Київського та Канівського водосховищ упродовж року змінювалася у кілька разів, а у рамках даної роботи вміст радіонуклідів у абіотичних компонентах зазначених водойм часто визначали лише у пік вегетації вищих водяних рослин, ми не розраховували величини K_n для рослин Київського та Канівського водосховищ.

Концентрація розчинених ^{90}Sr та ^{137}Cs у водних масах водойм, у яких вміст радіонуклідів у компонентах не залежить від періодичного їхнього надходження з території зони відчуження, наведена у таблиці 3.12. Таким чином, на основі даних про концентрацію ^{90}Sr та ^{137}Cs у воді деяких з досліджених нами водойм визначили K_n радіонуклідів у вищих водяних рослинах різних екологічних груп.

Концентрація розчинених у воді досліджених водойм радіонуклідів, Бк/м³

Водойми	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
Повчанське водосховище	8,5±1,7	10,0±2,0
Оз. Біле	19,0±3,8	64,0±16,0
Оз. Люцимер	3,1±0,8	10,0±2,5
Оз. Пулемецьке	5,0±1,5	8,0±2,4
Оз. Світязь	3,9±1,2	5,7±2,0
Оз. Лісове	42,0±14,7	44,0±11,0
ВОХАЕС	3,5±0,7	5,9±1,2

У рослинах Повчанського водосховища (табл. 3.13) Кн ⁹⁰Sr рослинами різних видів вірогідно не відрізнялися, ¹³⁷Cs – були дещо вищими у представників екологічної групи укорінених плейстофітів.

Максимальні Кн ⁹⁰Sr у рослин з оз. Біле були приблизно на порядок більшими, ніж у рослин з Повчанського водосховища, при цьому Кн у гідатофітів були вірогідно вищими, ніж у гелофітів (табл. 3.14). Кн ¹³⁷Cs у рогоза вузьколистого та очерета звичайного з цієї водойми зареєстровані на рівні величин, характерних для цих видів з Повчанського водосховища. Незначними Кн ⁹⁰Sr відрізнялися гелофіти з озер Шацького НПП, Кн ¹³⁷Cs рослинами з досліджених озер були на рівні величин, характерних для перших двох водойм (табл. 3.15).

Кн ⁹⁰Sr рослинами різних видів з ВОХАЕС загалом вірогідно не відрізнялися (табл. 3.16) і були зареєстровані приблизно на рівні величин, характерних для оз. Біле, і лише Кн куширом зануреним був дещо вищим, а найменші Кн ¹³⁷Cs були характерні для рогозу вузьколистого. Кн ⁹⁰Sr рослинами оз. Лісове у середньому були дещо вищими, ніж у рослин з інших водойм, а Кн ¹³⁷Cs були надзвичайно високими (табл. 3.17).

Таблиця 3.13

Кн ^{90}Sr та ^{137}Cs у вищих водяних рослинах Повчанського водосховища, 2014 р.

Види рослин	Кн	
	^{90}Sr	^{137}Cs
Очерет звичайний	92±21	3020±1160
Рогіз вузьколистий	99±34	1630±605
Лепешняк великий	146±80	7470±1787
Глечики жовті	162±77	21400±6867
Водяний горіх	208±106	21300±4520
Жабурник звичайний	120±51	13300±3790
Водяний різак	115±42	10000±2536

Таблиця 3.14

Кн ^{90}Sr та ^{137}Cs у вищих водяних рослинах оз. Біле, 2013–2014 рр.

Види рослин	Кн	
	^{90}Sr	^{137}Cs
Очерет звичайний	237±125	2516±714
Рогіз вузьколистий	279±133	1463±525
Куга озерна	463±314	9891±5421
Рдесник пронизанолистий	1716±485	3813±1398
Водопериця колосиста	1005±457	3948±1056
Кушир занурений	1395±662	9141±2558
Елодея канадська	2116±598	3641±910

Таблиця 3.15

Кн ^{90}Sr та ^{137}Cs у вищих водяних рослинах озер ШНПП, 2013–2014 рр.

Озера	Види рослин	Кн	
		^{90}Sr	^{137}Cs
Люцимер	Рогіз вузьколистий	50±20	962±246
Пулемицьке	Очерет звичайний	48±19	2000±508
Пулемицьке	Кушир занурений	960±408	8775±2461
Світязь	Очерет звичайний	22±10	2632±809
Світязь	Водопериця колосиста	569±179	7123±1646
Світязь	Рдесник пронизанолистий	815±195	15789±3947

Таблиця 3.16

Кн ^{90}Sr та ^{137}Cs у вищих водяних рослинах ВОХАЕС, 2014 р.

Види рослин	Кн	
	^{90}Sr	^{137}Cs
Очерет звичайний	143±90	746±266
Рогіз вузьколистий	229±97	441±102
Лепешняк великий	257±77	2763±1449
Сусак зонтичний	200±70	797±221
Стрілолист стрілолистий	257±100	1542±446
Глечики жовті	229±97	2271±512
Жабурник звичайний	314±85	932±221
Різуха морська	229±54	2034±1530
Рдесник плаваючий	286±81	3390±983
Рдесник пронизанолистий	200±70	1644±846
Водопериця колосиста	371±213	3678±810
Кушир занурений	543±158	3475±1303

Кн ^{90}Sr та ^{137}Cs у вищих водяних рослинах з оз. Лісове

Види рослин	Кн	
	^{90}Sr	^{137}Cs
Очерет звичайний	1976±734	53250±20505
Рогіз широколистий	571±222	29909±17893
Куга озерна	1714±513	139182±89917
Частуха подорожникова	1786±634	104432±26617
Їжача голівка зринува	238±86	18864±4709
Рдесник плаваючий	1548±438	90432±37572
Пухирник звичайний	762±324	255545±56896

За даними літературних джерел [27, 40, 70], дуже високі величини Кн ^{137}Cs спостерігалися у Дніпровських водосховищах через 4–5 років після аварії на ЧАЕС. Автори пов'язували таке явище з відсутністю динамічної рівноваги у накопичені радіонуклідів між водними масами та рослинами. У [12] відзначено, що розмах величин Кн одного виду рослин з різних водойм досягав двох порядків. На нашу думку, високі величини Кн у рослин оз. Лісове пов'язані із значною біологічною доступністю радіонуклідів в екосистемі цієї водойми, оскільки відомо, що явище значної біологічної доступності ^{137}Cs спостерігається у деяких районах Полісся [2, 87, 144].

Порівняння величин Кн радіонуклідів рослинами одного виду у різних водоймах показує значну їхню варіабельність. Так, у очерета звичайного найвищі Кн ^{90}Sr були відзначені в оз Лісове, найменші – у озерах Світязь та Пулемецьке (рис. 3.11), в інших водоймах величини вірогідно не відрізнялися.

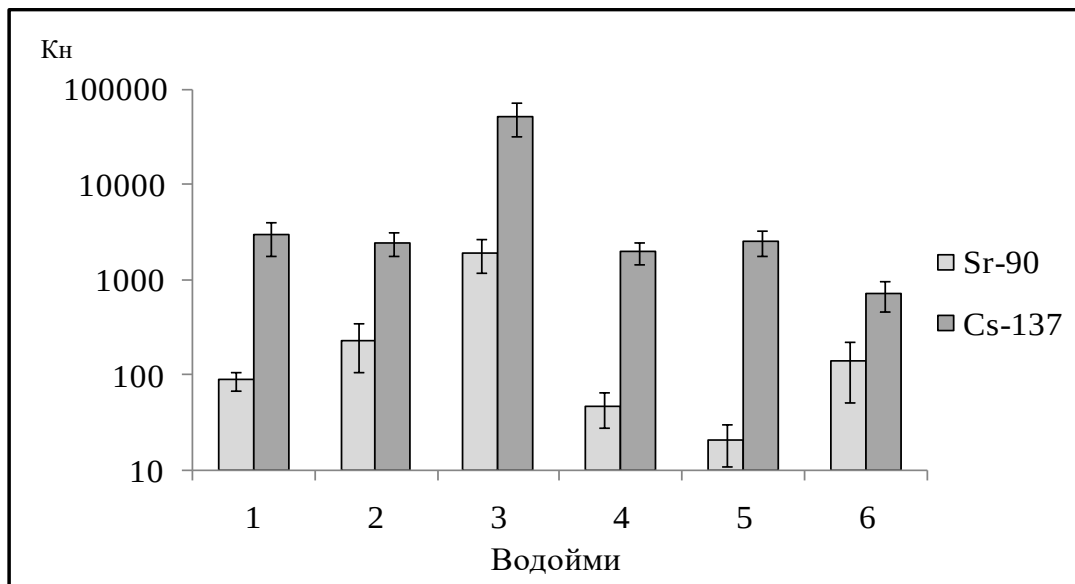


Рис. 3.11. Кн радіонуклідів у очерета звичайного: 1 – Повчанське водосховище; 2 – оз. Біле; 3 – оз. Лісове; 4 – оз. Пулемецьке; 5 – оз. Світязь; 6 – ВОХАЕС

Кн ^{137}Cs для цього виду також були найвищими у оз. Лісове, найменшими – у ВОХАЕС, а в інших водоймах вірогідно не відрізнялися.

Кн обох радіонуклідів у рогоза вузьколистого найвищими були також в оз. Лісове, в інших водоймах вірогідно не відрізнялися (рис. 3.12).

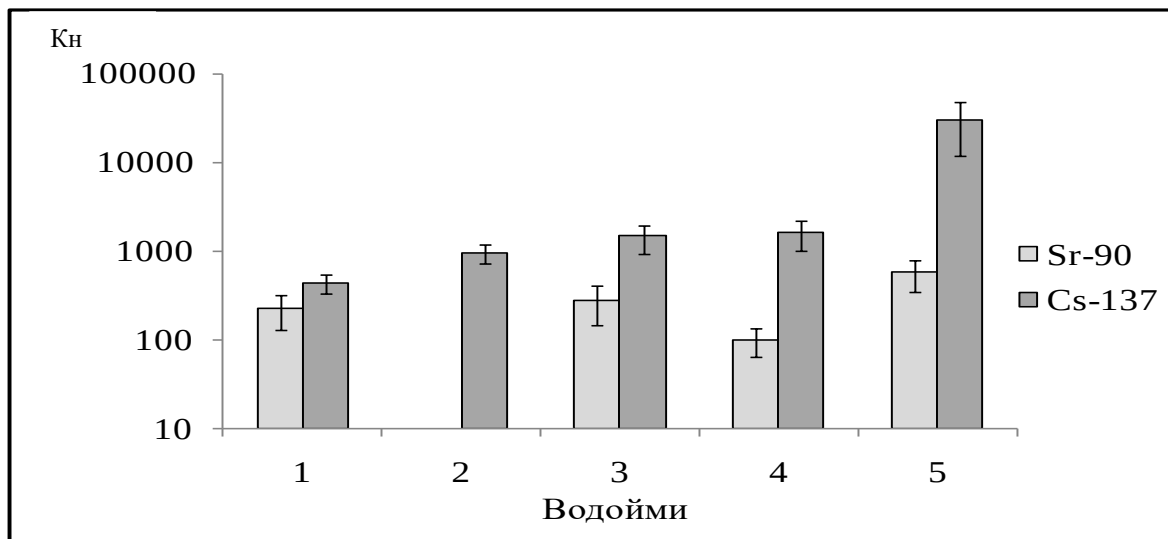


Рис. 3.12. Кн радіонуклідів у рогоза вузьколистого: 1 – водойма- охолоджувач ХАЕС; 2 – оз. Люцимер; 3 – оз. Біле; 4 – Повчанське водосховище; 5 – оз. Лісове

Така сама закономірність зареєстрована для Кн обох радіонуклідів у куги озерної (рис. 3.13).

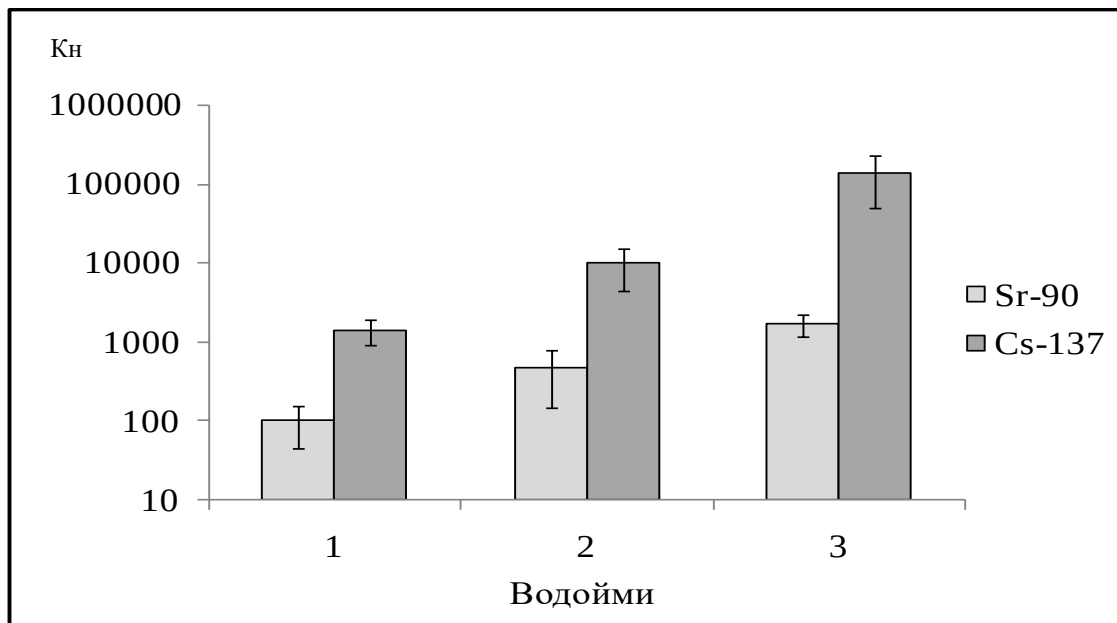


Рис. 3.13. Кн радіонуклідів у куги озерної: 1 – Повчанське водосховище; 2 – оз. Біле; 3 – оз. Лісове

Лепешняк великий та глечики жовті зустрічалися у межах досліджуваних біотопів лише у двох водоймах (рис. 3.14). Кн ^{90}Sr у обох видів вірогідно не відрізнялися, ^{137}Cs – були вищими у Повчанському водосховищі.

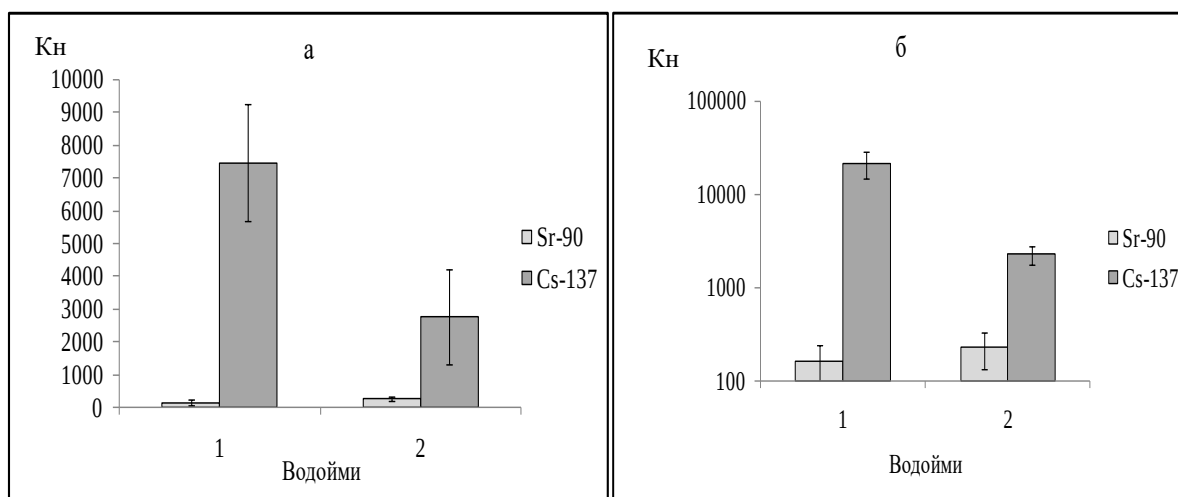


Рис. 3.14. Кн радіонуклідів у лепешняка великого (а) та глечиків жовтих (б): 1 – Повчанське водосховище; 2 – ВОХАЕС

Щодо величин Кн у гідатофітів, можна відзначити, що Кн ^{90}Sr у досліджених водоймах вірогідно не відрізнялися, ^{137}Cs – в озерних екосистемах

були вищими, ніж в рослинах з водойми-охолоджувача Хмельницької АЕС (рис. 3.15, 3.16)

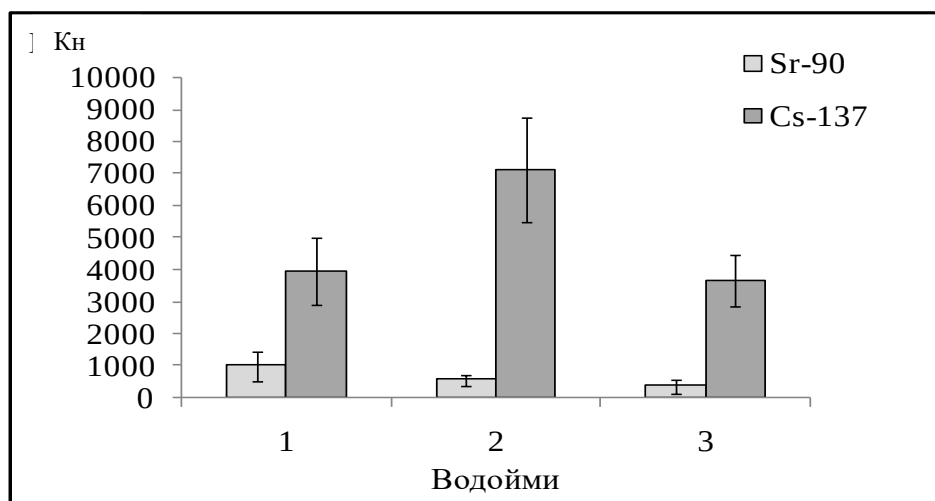


Рис. 3.15. Кн радіонуклідів у водопериці колосистої: 1 – оз. Біле; 2 – оз. Світязь; 3 – водойма-охолоджувач ХАЕС

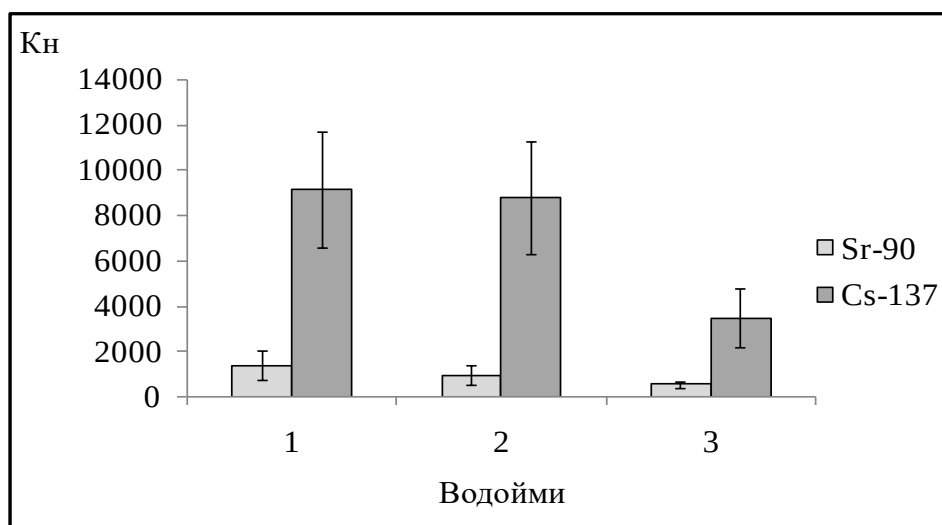


Рис. 3.16. Кн радіонуклідів у куширі зануреному: 1 – оз. Біле; 2 – оз. Пулемецьке; 3 – водойма-охолоджувач ХАЕС

Таким чином, Кн ^{90}Sr зареєстровані у межах величин від 22 ± 10 (очерет звичайний, оз. Світязь) до 2116 ± 598 (елодея канадська, оз. Біле), ^{137}Cs – від 441 (рогіз вузьколистий, водойма-охолоджувач ХАЕС) до 256000 ± 57000 (пухирник звичайний, оз. Лісове. В озерах Шацького НПП мінімальні та максимальні величини Кн ^{90}Sr відрізнялися у 40 разів, в інших водоймах – у 2–8 разів. Мінімальні та максимальні величини Кн ^{137}Cs у рослинах досліджених водойм

відрізнялися у 8–15 разів. Такі значні коливання величин обумовлені видоспецифічністю накопичення радіонуклідів у рослинах, що узгоджується з літературними даними [12, 58, 60, 90, 91, 148, 156].

Мінімальні та максимальні величини Кн ^{90}Sr у рослинах одного виду з різних водойм відрізнялися у 2–90 разів, найбільший розмах реєструвався у куги озерної (до 17 разів) та очерету звичайного (до 90 разів). Мінімальні та максимальні величини Кн ^{137}Cs у рослин одного виду був 2–71, максимальний діапазон значень зареєстрований у очерета звичайного.

Одержані нами результати підтверджують припущення, які були висунуті раніше. А саме те, що на рівні накопичення радіонуклідів вищими водними рослинами опосередковано впливає багато чинників, таких, як питома активність та фізико-хімічні форми знаходження радіонуклідів у донних відкладах; тривалість водної екофази вегетації рослин; зміна генерацій гідатофітів; час існування кореневої системи рослин та інші, які не мають безпосереднього відношення до концентрації радіонуклідів у водних масах [27]. Тому проблематичним залишається питання оцінки радіоекологічної ситуації у водоймах за величинами Кн водними рослинами та прогнозна оцінка рівнів накопичення радіонуклідів цими організмами.

3.4. Висновки за розділом 3

1. Зареєстрована залежність рівнів накопичення ^{90}Sr та ^{137}Cs у рослинах Київського водосховища від особливостей міграції зазначених радіонуклідів в екосистемі із водними масами.

2. Через 24–31 роки після аварії на ЧАЕС в усіх досліджених водоймах питома активність ^{137}Cs у вищих водних рослинах перевищувала доаварійні величини у 8–3000; найвищі рівні відзначені у рослинах замкнених озер на півночі Рівненської та Київської областей – до 11000 Бк/кг.

3. Показники питомої активності ^{137}Cs у рослинах замкненого озера на півночі Київської області були зіставні з рівнями, зареєстрованими у рослинах деяких водойм зони відчуження, зокрема у ВОЧАЕС.

4. Рівні вмісту ^{90}Sr у вищих водяних рослинах Канівського водосховища, озер ШНППІ парку та ВОХАЕС не перевищували доаварійних значень, інших водойм – були більшими у 2–8 разів.

5. На теперішній час радіонуклідне забруднення рослин у водоймах, розташованих поза межами зони відчуження, на 52–99 % сформоване ^{137}Cs .

6. Період напівзменшення ^{137}Cs у гідратофітах з Київського водосховища становив $(5,0 \pm 0,6)$ років, з олиготрофного озера – $(16,7 \pm 6,0)$ років.

7. Кн ^{90}Sr зареєстровані у межах величин від 22 ± 10 (очерет звичайний, оз. Світязь) до 2116 ± 598 (єлодея канадська, оз. Біле), ^{137}Cs – від 441 (рогіз вузьколистий, ВОХАЕС) до 256000 ± 57000 (пухирник звичайний, оз. Лісове).

РОЗДІЛ 4. ВМІСТ ^{137}Cs У НАДЗЕМНИХ ТА ПІДЗЕМНИХ ОРГАНАХ ВИЩИХ ВОДЯНИХ РОСЛИН

У попередньому розділі наведені рівні радіонуклідного забруднення надземних органів вищих водяних рослин, які віднесені до 3-х різних екологічних груп – гелофітів, плейстофітів (укорінених та неукорінених) і гідатофітів (укорінених та неукорінених). У більшості представників укорінених гідатофітів підземні органи слугують лише для прикріплення рослини до ґрунту. У той же час гелофітам та деяким представникам плейстофітів притаманна розвинена коренева система, яка розташована у ґрунті і складається з кореневищ та додаткових ґрунтових коренів. Відомо, що на підземні органи багатьох видів гелофітів припадає значна частина біомаси.

Раніше ми підкреслювали обмеженість даних щодо закономірностей формування радіонуклідного забруднення підземних органів рослин. У деяких роботах відзначено, що в них питома активність радіонуклідів перевищує показники, характерні для надземних. При цьому автори наводили дані про питомий вміст радіонуклідів у підземних органах загалом, тобто корені від кореневищ не відокремлювали [13, 135]. Враховуючи те, що зазначеним органам притаманні різні функції (корені поглинають з оточуючого середовища поживні речовини, кореневища слугують запасуючим органом), можна припустити, що й активність радіонуклідів у коренях та кореневищах буде відрізнятися. Крім того, з літературних джерел відомо, що маса кореневищ типових представників групи гелофітів може перевищувати масу коренів. Так, за даними [93] внесок додаткових кореневищних ґрунтових коренів у підземну біомасу очерету звичайного становить 9,9–26,1 %, рогузу вузьколистого – 10,3–17,1 %.

Тому для вирішення наступних завдань роботи необхідно було встановити особливості формування рівнів радіонуклідного забруднення не тільки у надземних, а й у підземних органах рослин. Оскільки у попередньому

розділі доведено, що на теперішній час радіонуклідне забруднення вищих водяних рослин у водоймах, які розташовані поза межами зони відчуження, в основному обумовлене ^{137}Cs , досліджували закономірності накопичення саме цього радіонукліда у надземних та підземних органах рослин

4.1. Питома активність ^{137}Cs у надземних та підземних органах гелофітів

Типовим представником екологічної групи гелофітів, який широко розповсюджений у прісноводних водоймах України і зустрічається у більшості з досліджених нами водойм, є рогіз вузьколистий. На мілководдях Київського водосховища цей вид характеризується найвищою серед представників зазначеної групи фітомасою і формує значні площі моно домінантних заростей [161]. У попередньому розділі відзначено, що на різних ділянках акваторії Київського водосховища спостерігали значну варіабельність рівнів накопичення радіонуклідів у вищих водяних рослинах [24, 116, 123, 125], тому ми визначали питому активність ^{137}Cs у надземних і підземних органах рогозу вузьколистого на території чотирьох фітоценозів у різних частинах водойми (рис. 4.1).

У рослинах, які були відібрані у верхній частині водосховища у районі с. Страхолісся, вміст ^{137}Cs у надземних органах та кореневищах вірогідно не відрізнявся, а його питома активність у додаткових кореневищних ґрунтових коренях була у 10 разів вищою. На території фітоценозів в районі с. Теремці питома активність ^{137}Cs у додаткових кореневищних ґрунтових коренях була у 16 разів вища, ніж у надземних органах, на території фітоценозів у гирлі р. Тетерів – вища у 20 разів. Найменше відношення активність коренів / активність надземних органів, яке дорівнювало 7, зареєстроване у моно домінантних заростях рогозу вузьколистого на мілководдях в районі с. Лютіж.

Таким чином, аналіз отриманих результатів виявив однакові закономірності формування радіонуклідного забруднення надземних і підземних органів рогозу вузьколистого, відібраного у різних точках – питома

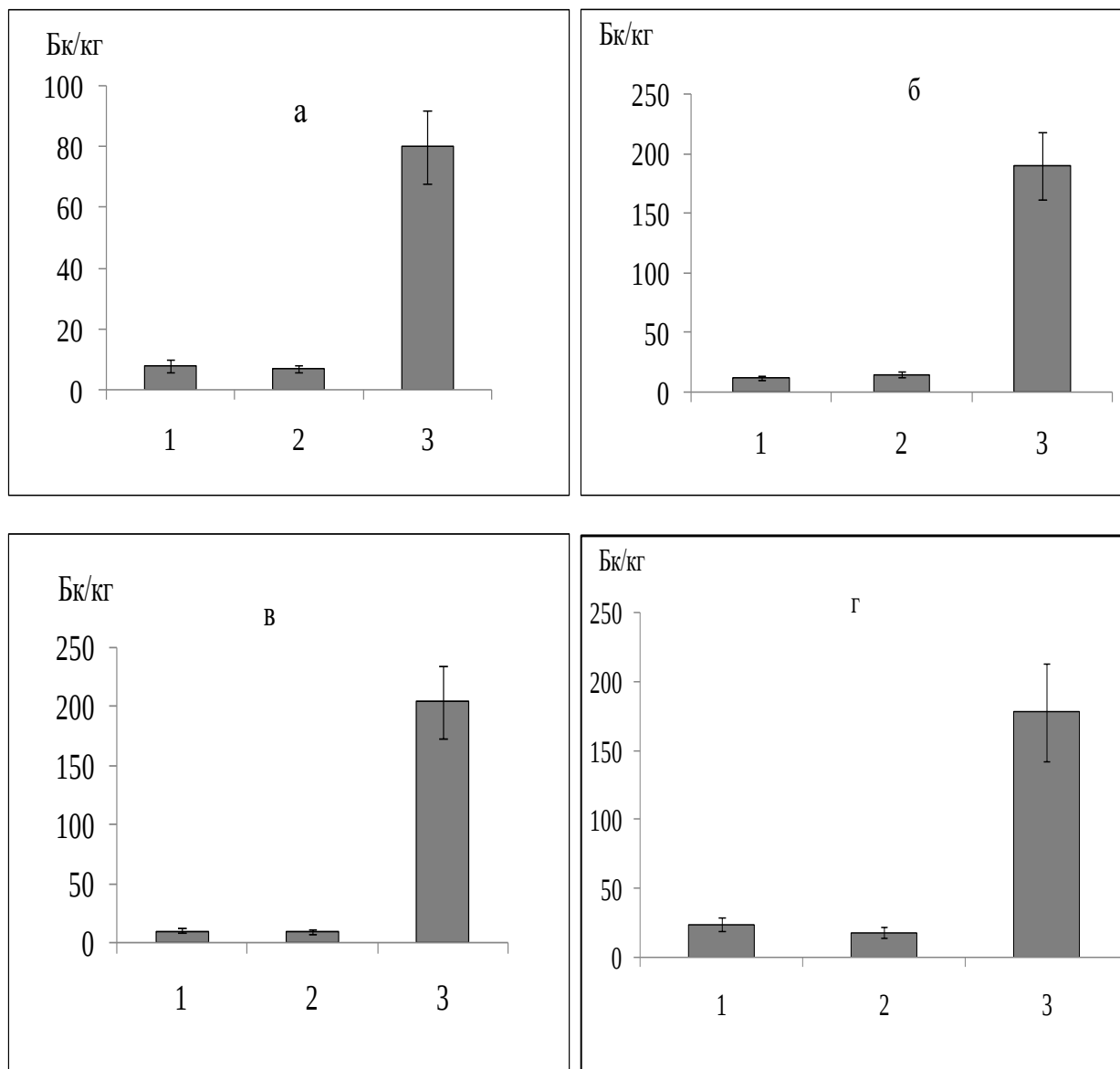


Рис. 4. 1. Питома активність ^{137}Cs в надземних органах (1), кореневищах (2) та додаткових ґрунтових коренях (3) рогозу вузьколистого на різних ділянках Київського водосховища: а – с. Страхолісся; б – с. Теремці; в – гірло р. Тетерів; г – с. Лютіж

активність ^{137}Cs у надземних органах рослин та кореневищах вірогідно не відрізнялася, у коренях була у 7–20 разів вищою.

Такі самі тенденції формування радіонуклідного забруднення надземних і підземних органів відзначені для зразків рогозу вузьколистого з Канівського та Повчанського водосховищ (рис.4. 2).

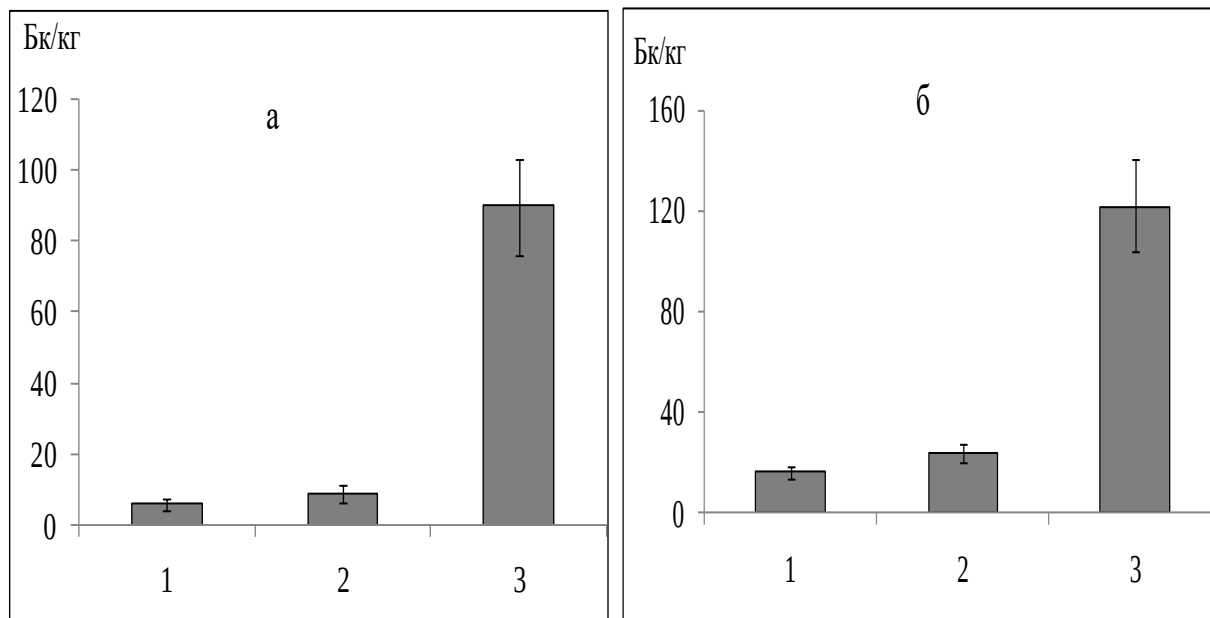


Рис. 4. 2. Питома активність ^{137}Cs в надземних органах (1), кореневищах (2) та додаткових ґрунтових коренях (3) рогозу вузьколистого з Канівського (а) і Повчанського (б) водосховищ

Раніше було відзначено, що питома активність ^{137}Cs у вищих водяних рослинах верхньої частини Канівського водосховища зареєстрована на рівні величин, характерних для більшості ділянок Київського. Співвідношення між питомою активністю радіонукліда у коренях та надземних органах у середньому також відповідало величинам, характерним для Київського водосховища та дорівнювало 15. У рогозі вузьколистому Повчанського водосховища рівень забруднення надземних органів був вищим, ніж у Київському та Канівському водосховищах, однак закономірності формування радіонуклідного забруднення надземних і підземних органів були такими самими – питома активність у надземних органах та кореневищах вірогідно не відрізнялася, у ґрунтових коренях була у 8 разів вищою.

У надземних органах рогозу вузьколистого, відібраного на акваторії замкненого оліготрофного оз. Біле, питома активність ^{137}Cs також перевищувала величини, характерні для Київського та Канівського водосховищ, однак закономірності формування забруднення надземних і підземних органів рослин були схожими з наведеними вище – рівні вмісту радіонукліда у надземних органах і кореневищах вірогідно не відрізнялися, у ґрунтових коренях були приблизно у 10 разів вищими (рис. 4. 3, а)[117, 120].

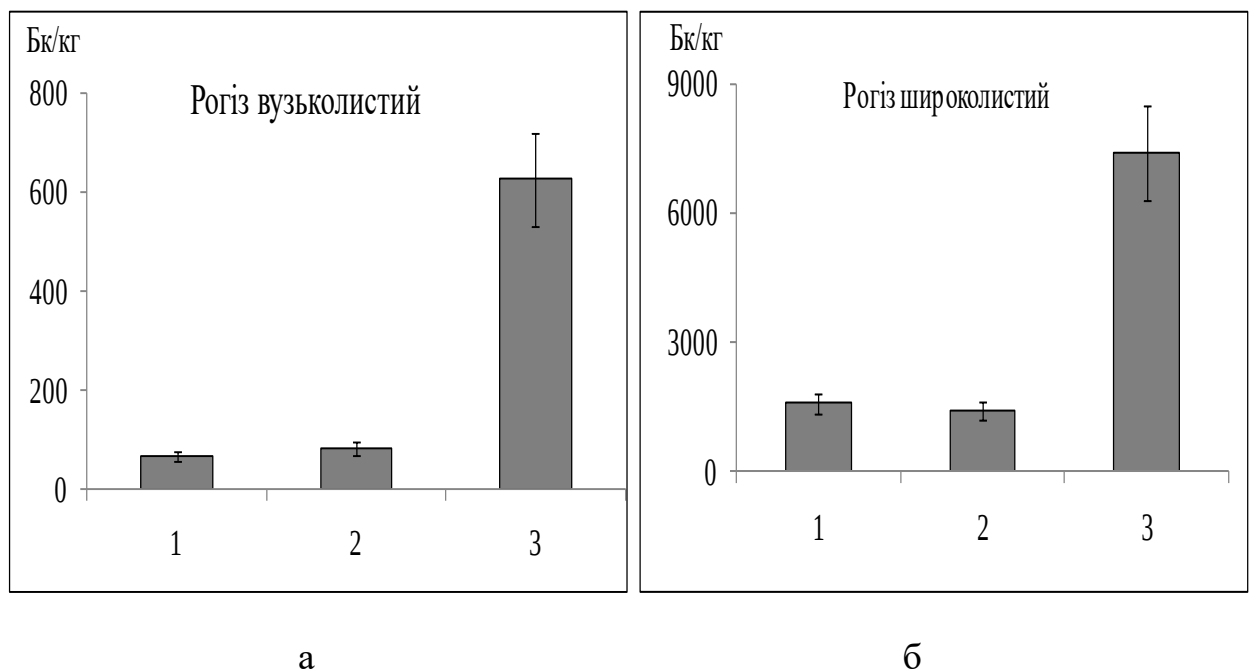


Рис. 4.3. Питома активність ^{137}Cs в надземних органах (1), кореневищах (2) та додаткових ґрунтових коренях (3) гелофітів з озерних екосистем: а – оз. Біле; б – оз. Лісове

На акваторії другої дослідженої озерної екосистеми, де спостерігалися найвищі серед досліджених водойм рівні радіонуклідного забруднення вищих водяних рослин (оз. Лісове, Іванківський район Київської області), рогіз вузьколистий не зареєстрований, однак зустрічається інший представник родини рогозових – рогіз широколистий. Питома активність ^{137}Cs у надземних органах рогозу широколистого відзначалася дуже високим рівнем – 1577 Бк/кг, у кореневищах – вірогідно не відрізнялася від цієї величини, а у

ґрунтових коренях була у 5 разів вищою (див. рис. 4.3, б). У рогозу вузьколистого з екосистеми атмосферного ставу, який розташований за кілька кілометрів від вищезгаданої водойми, питома активність ^{137}Cs у ґрунтових коренях була у 10 разів вищою, ніж у надземних органах (рис. 4.4).

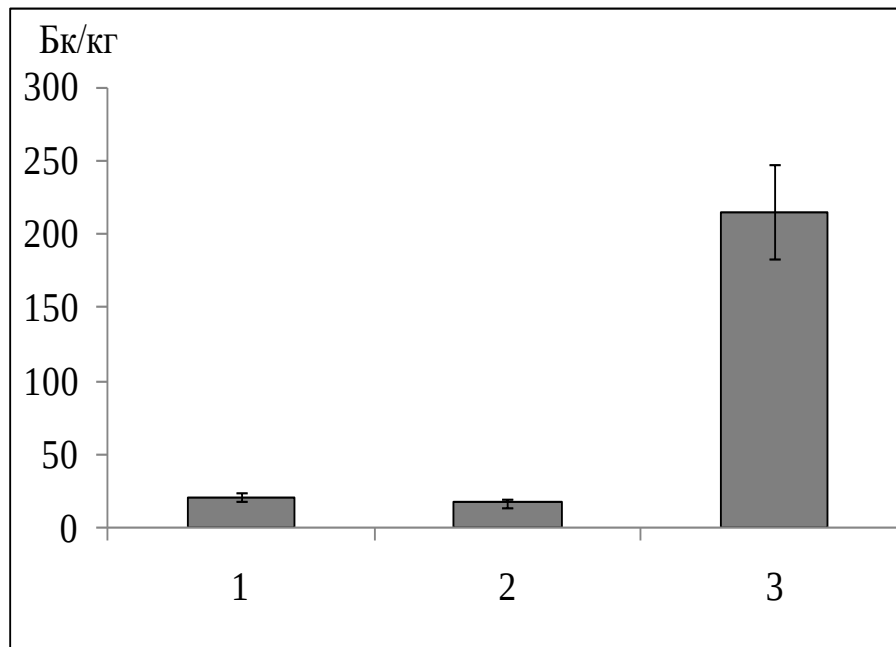


Рис. 4.4. Питома активність ^{137}Cs у в надземних органах (1), кореневищах (2) та додаткових ґрунтових коренях (3) органах рогозу вузьколистого з атмосферного ставу (Іванківській район Київської області)

За сукупністю даних, які отримані на 4-х ділянках Київського водосховища, Канівському та Повчанському водосховищах, оз. Біле та ставах на території Іванківського району Київської області, відношення питомої активності ^{137}Cs у коренях до активності надземних органів рогозу вузьколистого становило $11,9 \pm 4,5$.

Очерет звичайний також є типовим представником групи гелофітів, який широко розповсюджений у прісних водоймах України. На відміну від рогозу вузьколистого, якому притаманні два типа додаткових коренів – кореневищні ґрунтові та водні, у очерета звичайного розвиваються стеблові корені. Оскільки стеблові корені розташовані у водному середовищі, у процесі

досліджень ми не відокремлювали їх від стебел рослин та аналізували разом з іншими надземними органами.

На акваторії Київського водосховища питому активність у надземних та підземних органах очерету звичайного визначали на 4-х ділянках у різних частинах водойми (рис. 4.5).

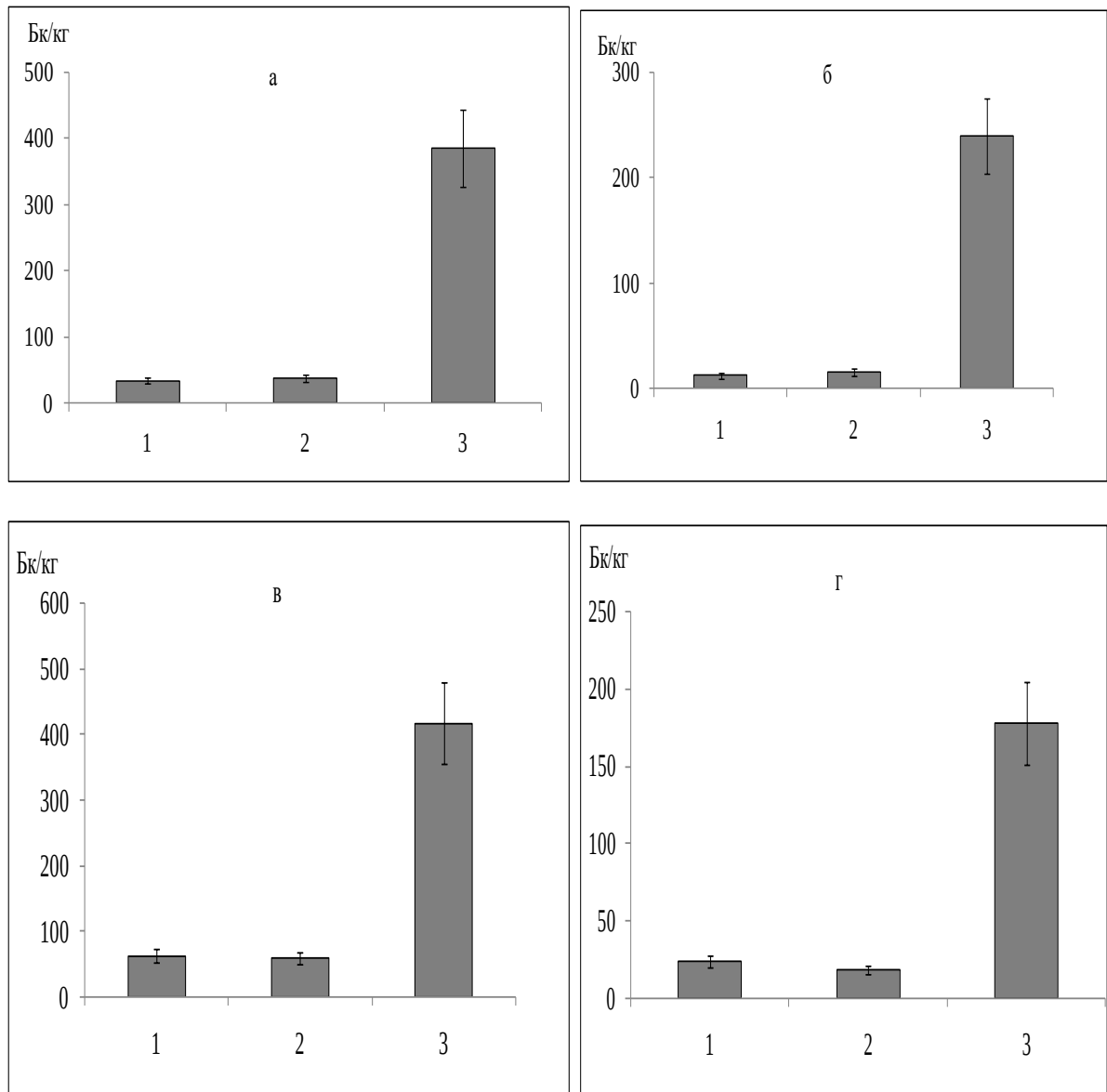


Рис. 4.5. Питома активність ^{137}Cs в надземних органах (1), кореневищах (2) та додаткових ґрунтових коренях (3) очерету звичайного на різних ділянках Київського водосховища: а – с. Страхолисса; б – с. Теремці; в – гирло р. Тетерів; г – с. Лютіж,

Гradient концентрації ^{137}Cs у надземних органах досліджених монодомінантних заростей очерету звичайного був більшим, ніж у точках відбору рогозу вузьколистого. Так, питома активність радіонукліда у надземних органах рогозу вузьколистого зареєстрована у діапазоні величин від 8 до 24 Бк/кг, очерету звичайного – від 12 до 63 Бк/кг. Однак закономірності формування радіонуклідного забруднення надземних та підземних органів обох видів були подібними – рівні вмісту ^{137}Cs у надземних органах і кореневищах очерета звичайного вірогідно не відрізнялися, у коренях були у 6,5–20 разів вищими, ніж у надземних органах.

Дослідження особливостей формування радіонуклідного забруднення надземних та підземних органів очерету звичайного з озерних екосистем показали, що у рослинах з оз. Біле питома активність ^{137}Cs у коренях була у 24 рази вищою, ніж у надземних органах, з оз. Лісове – у 8 разів вищою (рис. 4.6).

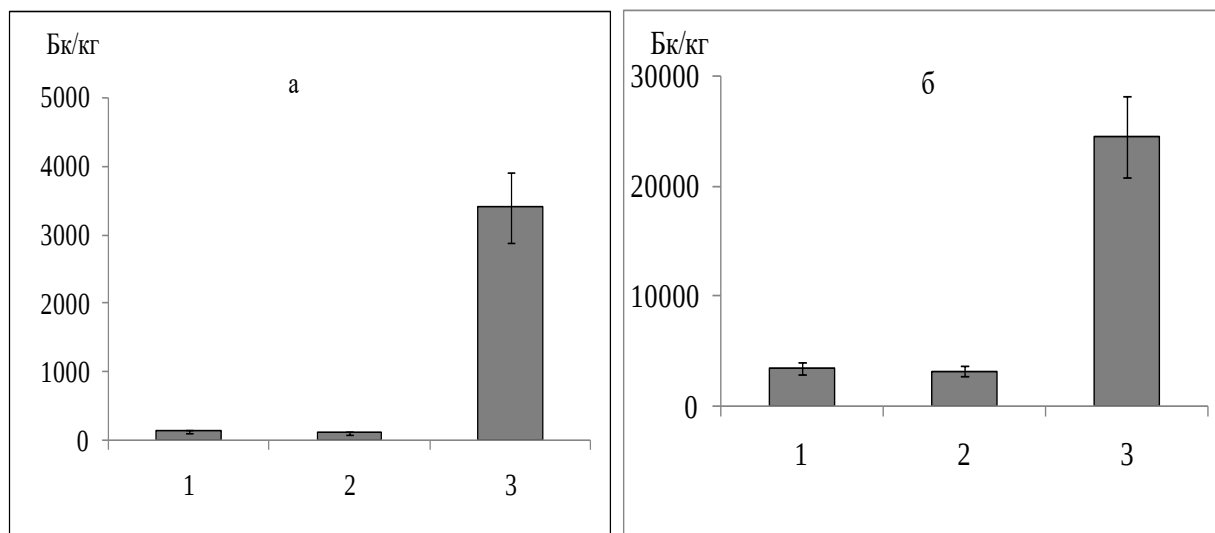


Рис. 4.6. Питома активність ^{137}Cs в надземних органах (1), кореневищах (2) та додаткових ґрунтових коренях (3) очерету звичайного: а – оз. Біле, б – оз. Лісове

Питома активність ^{137}Cs у кореневищах очерету звичайного з атмосферного ставу, розташованого на території Іванківського району

Київської області, була приблизно у 2 рази, а у додаткових ґрунтових коренях у 10 разів вищою, ніж у надводних органах, з наливного ставу у м. Біла Церква – вищою у 1,4 та 8 разів, відповідно (рис. 4.7)

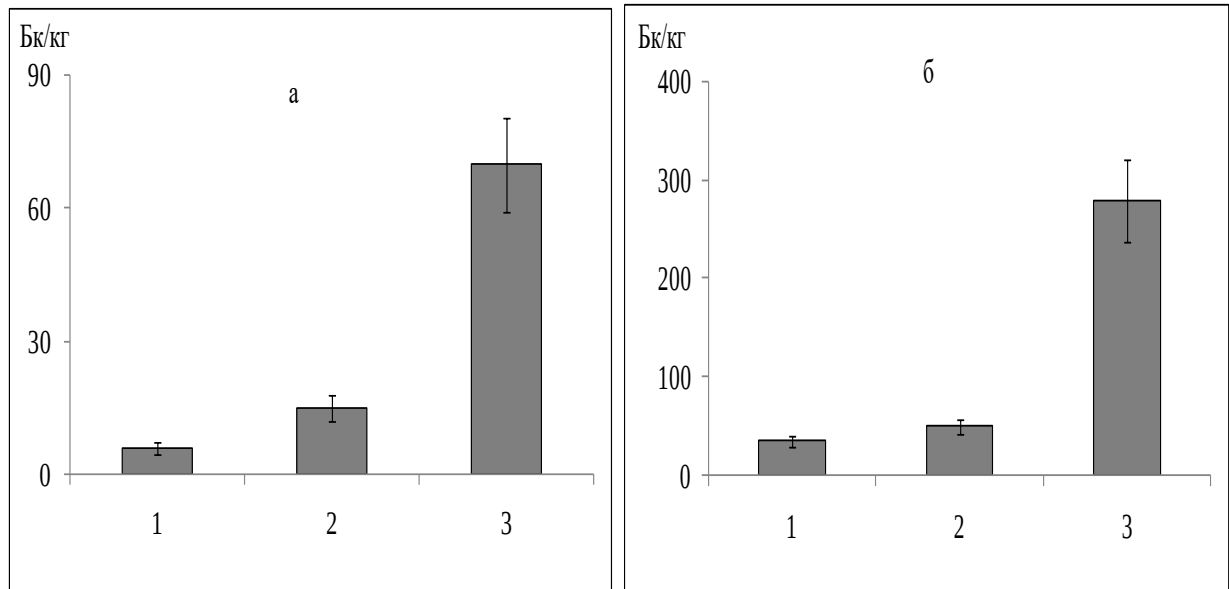


Рис. 4.7. Питома активність ^{137}Cs у надземних органах (1), кореневищах (2) та додаткових ґрунтових коренях (3) очерету звичайного: а – атмосферний став, Іванківський район Київської області; б – наливний став, м. Біла Церква

Отже, аналіз закономірностей формування рівнів вмісту ^{137}Cs у надземних та підземних органах очерету звичайного з 4-х ділянок Київського водосховища, озер Біле та Лісове, ставів у м. Біла Церква та на території Іванківського району Київської області дозволив дійти висновку, що питома активність радіонукліда у надземних органах та кореневищах у більшості зразків вірогідно не відрізнялася, у коренях була вищою у $11,9 \pm 6,6$ разів.

У Київському водосховищі закономірності формування радіонуклідного забруднення надземних та підземних органів лепешняка великого досліджували на території монодомінантних заростей, які розташовані у гирлі р. Тетерів та у районі с. Страхолісся. Питома активність ^{137}Cs у додаткових ґрунтових коренях лепешняка великого з обох досліджених ділянок монодомінантних заростей була у 10 разів вищою, ніж у надземних органах, у

кореневищах – вірогідно не відрізнялася від показників у надземній частині (рис. 4.8)

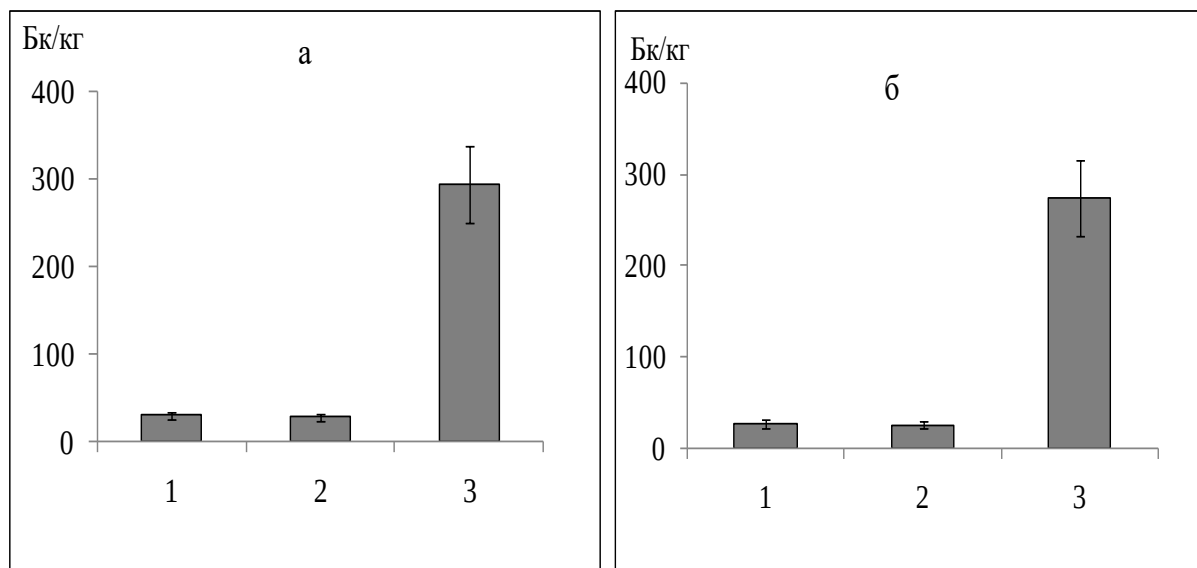


Рис. 4.8. Питома активність ^{137}Cs у надземних органах (1), кореневищах (2) та додаткових ґрунтових коренях (3) лепешняка великого Київського водосховища: а – с. Страхолісся, б – гирло р. Тетерів

Питома активність ^{137}Cs у коренях лепешняка великого з Повчанського водосховища перевищувала його вміст у надземних органах приблизно у 7 разів, а відібраного у наливному ставі у м. Біла Церква – у 5 разів (рис. 4.9).

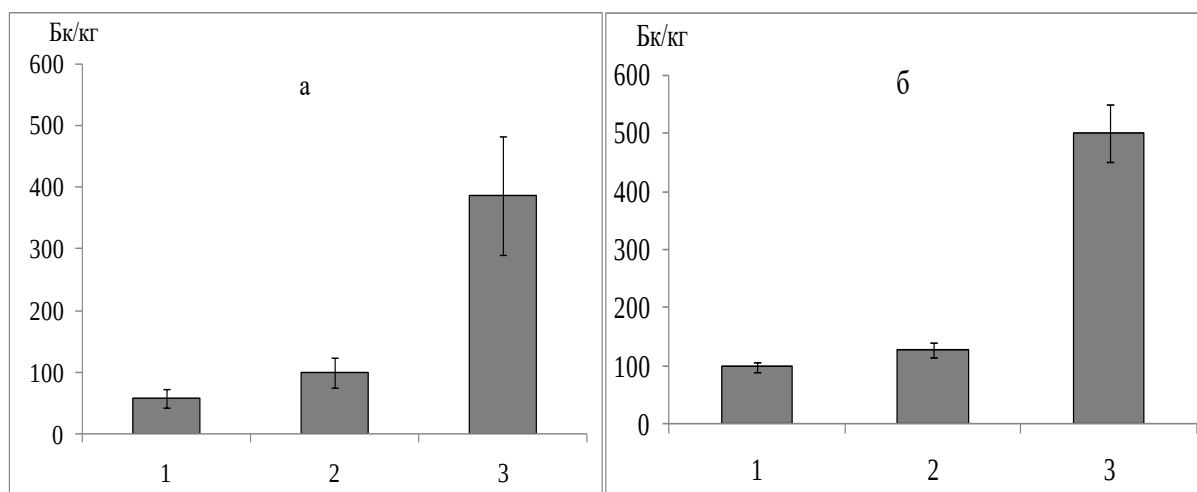


Рисунок 4.9. Питома активність ^{137}Cs у надземних органах (1), кореневищах (2) та додаткових ґрунтових коренях (3) лепешняка великого: а – Повчанське водосховище, б – м. Біла Церква, наливний став

Дещо менше, ніж у рослин, відібраних в екосистемі водосховищ, співвідношення активності ґрунтових коренів / активність надземних органів у лепешняка великого з наливного ставу може бути обумовленим меншим, ніж у водосховищах, контактом надводних органів рослин з водним середовищем. У Київському та Повчанському водосховищах рослини відбирали на територіях фітоценозів, які розташовані на глибинах 20–50 см. На акваторії досліджуваного ставу зустрічалися окремі рослини на глибині до 15 см, які під час приспущення ставу могли тимчасово опинятися на осушеній території, що зменшувало їхній контакт з водним середовищем і уповільнювало процеси виведення радіонукліда у водні маси з надземних органів. За сукупністю даних про вміст ^{137}Cs у надземних та підземних органах лепешняка великого з 2-х ділянок Київського водосховища, Повчанського водосховища та ставу в м. Біла Церква, співвідношення питомої активності радіонукліда у надземних органах та кореневищах вірогідно не відрізнялася, у ґрунтових коренях був вищим у $7,9 \pm 2,5$ разів.

Узагальнення отриманих даних дозволили відзначити наступні закономірності, характерні для рогузу вузьколистого, очерета звичайного та лепешняка великого – видів, які зустрічалися на територіях кількох досліджених фітоценозів: питома активність ^{137}Cs у надземних органах та кореневищах рослин вірогідно не відрізнялася, у ґрунтових коренях була у 8–12 разів вищою.

Особливості накопичення ^{137}Cs у надземних та підземних органах були проаналізовані ще у кількох представників групи гелофітів, які зустрічалися у межах досліджених фітоценозів тільки в окремих водоймах. Питома активність ^{137}Cs у надземних органах та кореневищах куги озерної з Канівського водосховища вірогідно не відрізнялася, у коренях була у 9 разів вищою, ніж у надземних органах (рис. 4.10). Активність радіонукліда у кореневищах куги озерної з оз. Біле була дещо нижчою, ніж у надземних органах, у коренях – у 4 рази вищою.

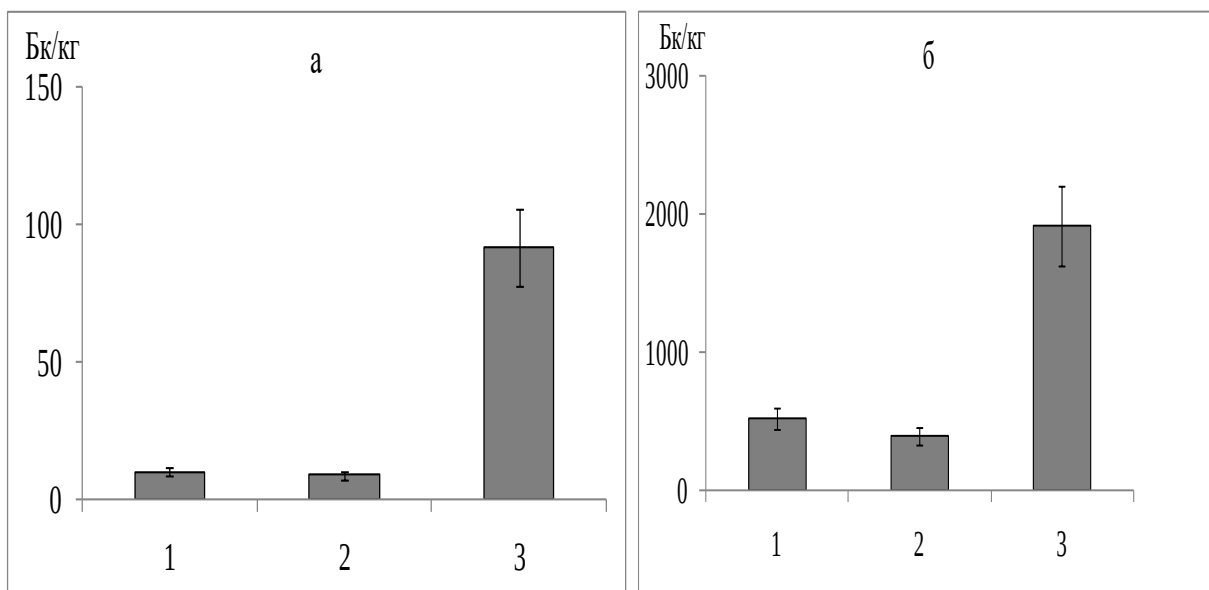


Рис. 4.10. Питома активність ^{137}Cs у надземних органах (1), кореневищах (2) та додаткових ґрунтових коренях (3) куги озерної: (а) – Канівське водосховище, (б) – оз. Біле

Активність ^{137}Cs у ґрунтових коренях півників болотних була вищою, ніж у надземних органах у 3,6 раз, у сусака зонтичного, частухи подорожникової та їжачої голівки зринувшої – у 2,6, 3, та 3,6 раз вищою (рис. 4.11, 4.12).

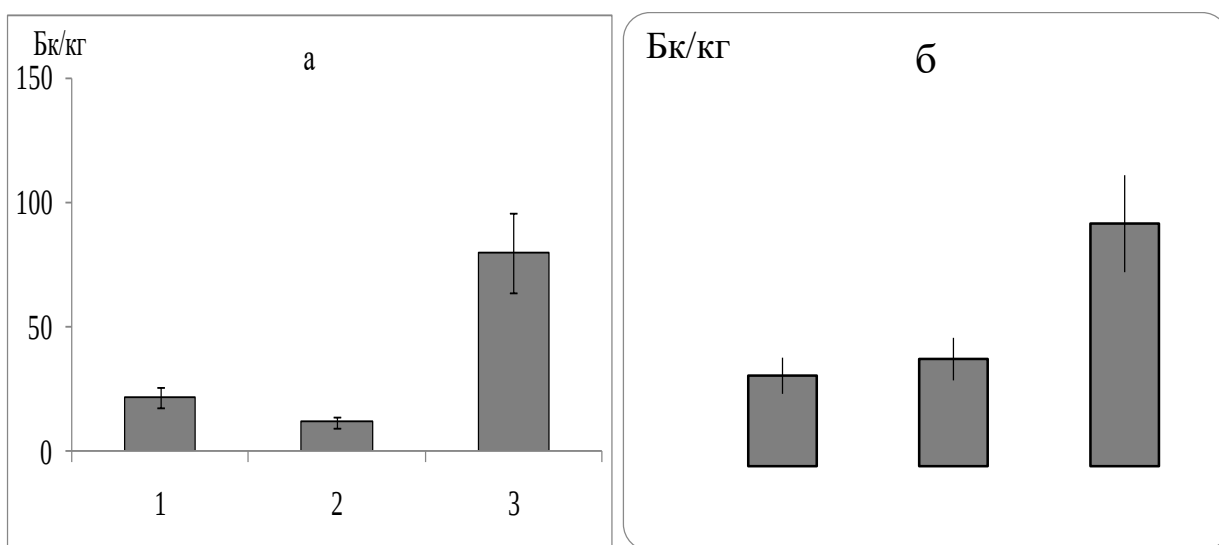


Рис. 4.11. Питома активність ^{137}Cs у надземних органах (1), кореневищах (2) та х ґрунтових коренях (3) гелофітів: а – півники болотні, став у м. Біла Церква; б – сусак зонтичний, Канівське водосховище

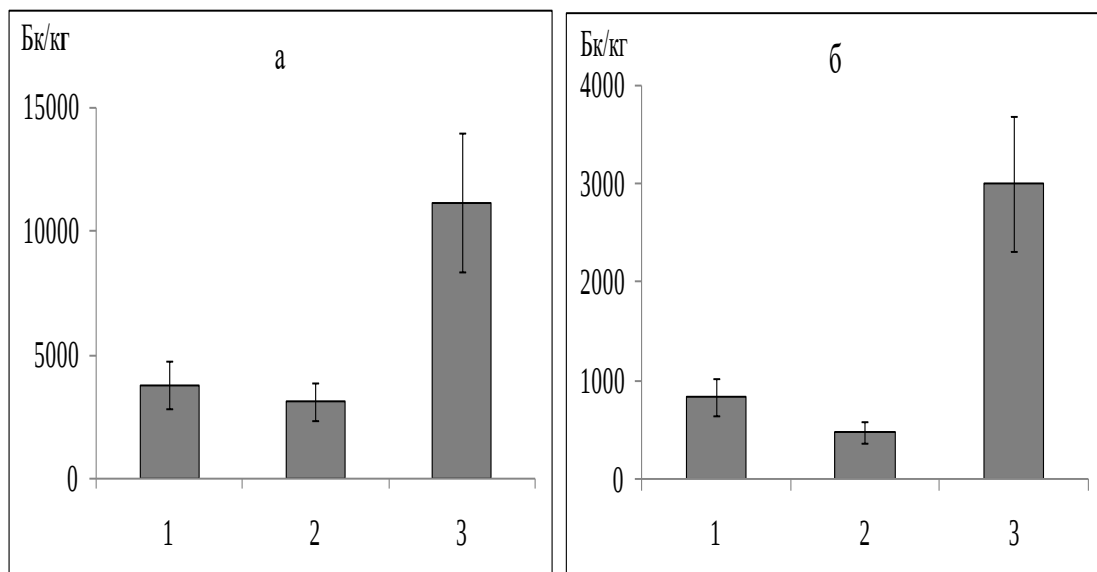


Рис. 4.12. Питома активність ^{137}Cs у надземних органах (1), кореневищах (2) та ґрунтових коренях (3) гелофітів, оз. Лісове: а – частуха подорожникова, б – їжача голівка зринувши

Питома активність ^{137}Cs у кореневищах півників болотних та їжачої голівки зринувшої була приблизно у 2 рази нижчою, ніж у надземних органах. Вміст радіонукліда у надземних органах та кореневищах частухи подорожникової та сусака зонтичного вірогідно не відрізнявся.

Найменше серед досліджених видів співвідношення питокої активності ^{137}Cs у коренях та надземних органах зареєстроване у стрілолиста стрілолистого (рис. 4. 13). Вміст радіонукліда у кореневищах та надземних органах вірогідно не відрізнявся, у коренях був вищим лише у 2 рази. Можна відзначити, що у процесі досліджень зареєстрована тенденція до зменшення величини співвідношення активність додаткових ґрунтових коренів / активність надземних органів у разі розвитку рослин на періодично осушених мілководдях та у видів, яким притаманне підводне листя.

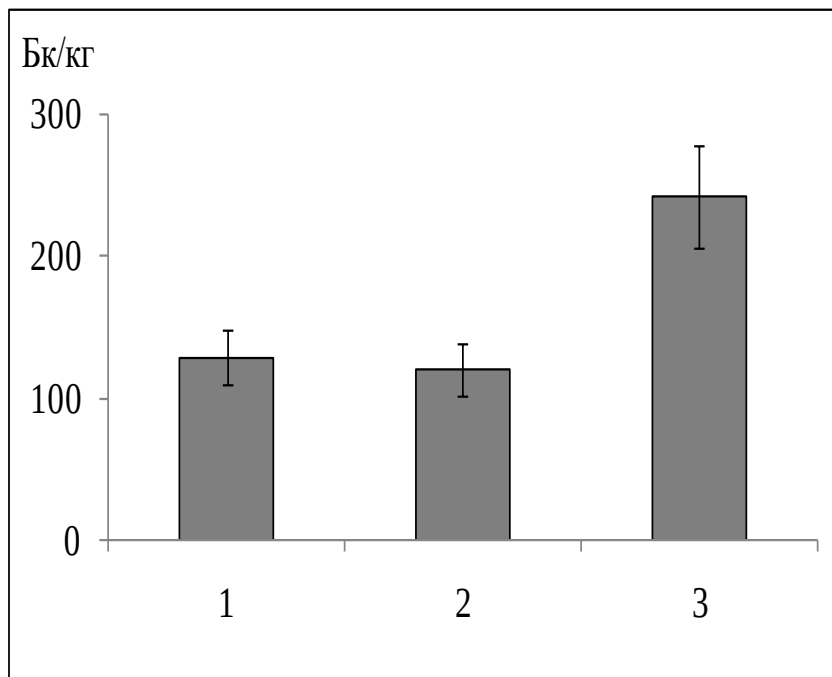


Рис. 4.13. Питома активність ^{137}Cs у надземних органах (1), кореневищах (2) та ґрунтових коренях (3) у стрілолиста стрілолистого Канівського водосховища

Висока питома активність ^{137}Cs у ґрунтових коренях гелофітів, на нашу думку, обумовлена необхідністю підтримання рівноважної, відносно навколишнього середовища, концентрації радіонукліда в органах рослин. Адже мінеральні речовини, а з ними й радіонукліди, надходять до організму гелофітів за рахунок активного транспорту тільки через корені. У той же час, з надземних органів та кореневищ радіонукліди виводяться за рахунок пасивного транспорту (дифузії), оскільки у водних масах та порових водах донних відкладів концентрація ^{137}Cs менша, ніж в організмі рослини. Крім того, певна кількість радіонуклідів видаляється з організму рослини внаслідок відмирання надземних та підземних органів упродовж вегетаційного сезону. Таким чином, для компенсації витрат, необхідний постійний потік радіонукліда через корені.

4.2. Питома активність ^{137}Cs у надземних та підземних органах укорінених плейстофітів та гідатофітів.

Значні площі акваторій великих та малих водосховищ, заплавних озер, річкових стариць та ставів часто займають фітоценози представників групи укорінених плейстофітів глечиків жовтих. Зокрема, у Київському водосховищі в останні десятиріччя спостерігається тенденція до заміщення фітоценозів гідатофітів ценозами плейстофітів.

Питома активність ^{137}Cs у надземних органах глечиків жовтих з Київського та Канівського водосховищ була приблизно у 2 рази вищою, ніж у кореневищах, а питома активність радіонукліда у коренях у 5 разів перевищувала його вміст у надземних органах (рис. 4.14).

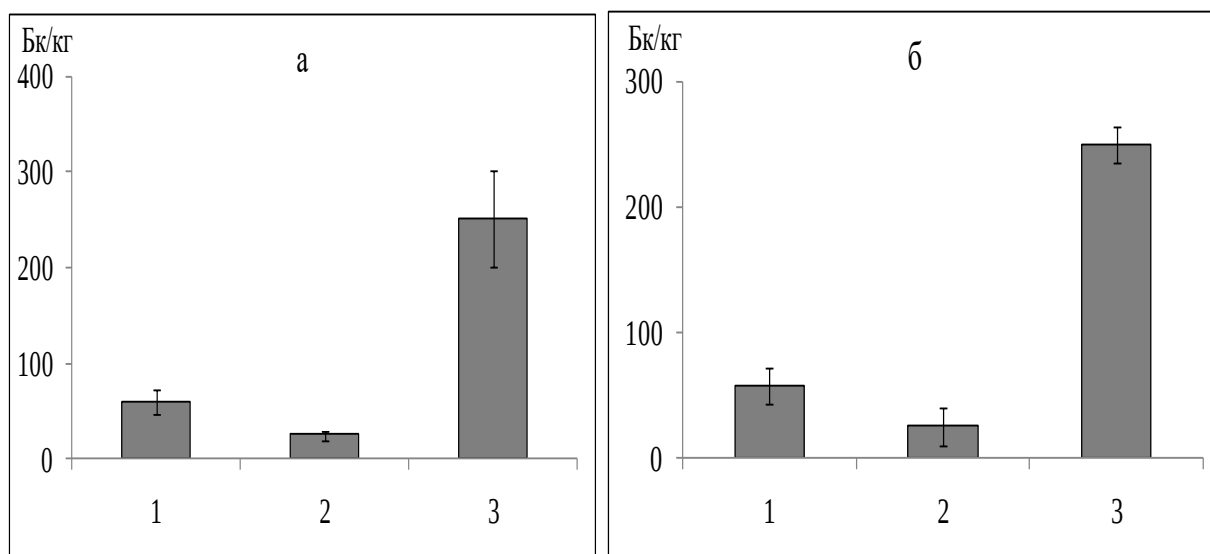


Рис. 4.14. Питома активність ^{137}Cs у надземних органах (1), кореневищах (2) та коренях (3) глечиків жовтих: а – Київське водосховище, б – Канівське водосховище

Вміст ^{137}Cs у надземних органах глечиків жовтих у Повчанському водосховищі був майже у 6 разів вищим, ніж у Київському та Канівському водосховищах, але співвідношення питомої активності радіонукліда у надземних органах, кореневищах і коренях було таким самим (рис. 4.15).

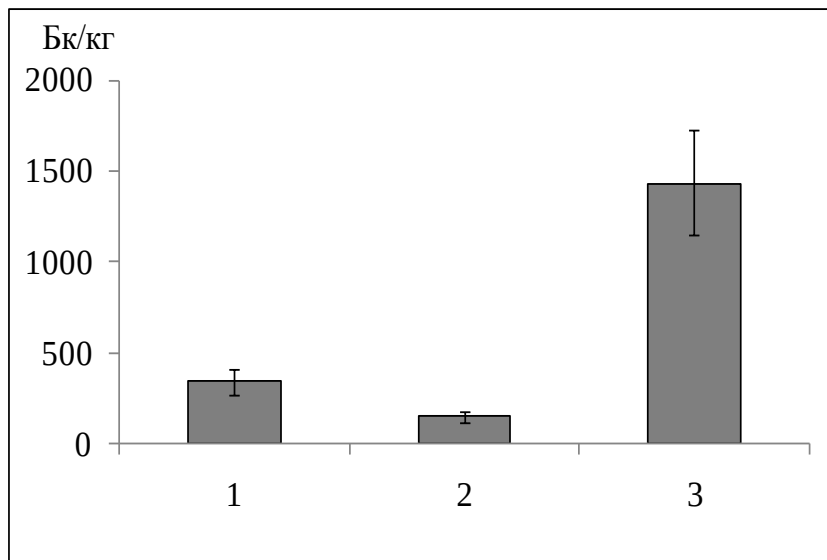


Рис.15. Питома активність ^{137}Cs у надземних органах (1), кореневищах (2) та коренях (3) глечиків жовтих, Повчанське водосховище

Питома активність ^{137}Cs у надземних органах та кореневищах латаття білого, яке займає значні площі на акваторії Київського водосховища, вірогідно не відрізнялася, у коренях була у 10 разів вищою (рис. 4.16).

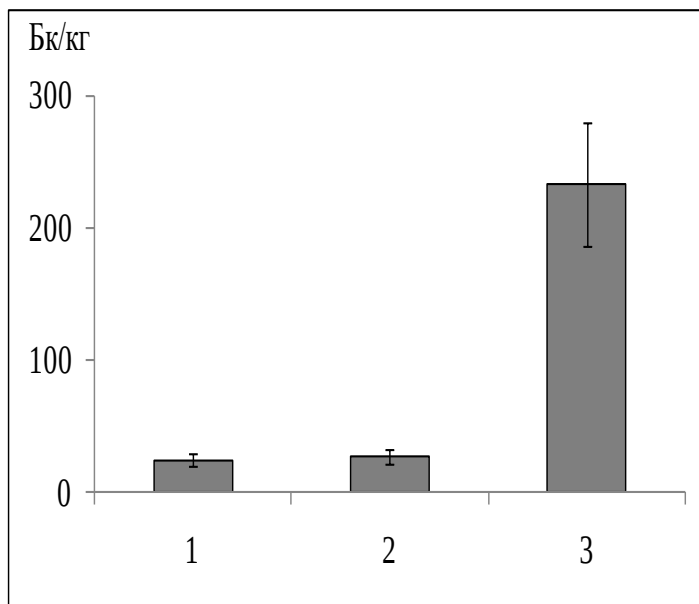


Рис. 4.16. Питома активність ^{137}Cs у надземних органах (1), кореневищах (2) та додаткових ґрунтових коренях (3) латаття біле, Київське водосховище

Таким чином, у двох досліджених видів – представників екологічної групи плейстофітів, яким притаманна розвинена коренева система, загальні

закономірності формування радіонуклідного забруднення надземних і підземних органів виявилися подібними до закономірностей, характерних для гелофітів.

З літературних джерел відомо, що гідатофіти поглинають основну кількість необхідних для життєдіяльності поживних речовин з водних мас, а підземні органи у багатьох видів слугують для закріплення у ґрунті [93, 143]. У ході досліджень ми визначили питому активність ^{137}Cs у деяких видах укорінених гідатофітів. Так, в надземних органах елодеї канадської з оз. Біле активність радіонукліда становила 245, у коренях – 85 Бк/кг, у відібраної в Канівському водосховищі – 66 та 50 Бк/кг, відповідно. У надземних органах, кореневищах та коренях водопериці колосистої з Канівського та Київського водосховища і оз. Біле питома активність ^{137}Cs вірогідно не відрізнялася. Дослідження особливостей накопичення ^{137}Cs рдесником пронизанолистим з Канівського водосховища показали, що вміст радіонукліда у надземних органах становив 67, у коренях – 112 Бк/кг, з озера Біле – 260 та 300 Бк/кг, відповідно. Оскільки наші вибіркові дослідження не виявили чітких закономірностей у формуванні радіонуклідного забруднення надземних і підземних органів гідатофітів, і, згідно до літературних даних, підземна фітомасамаса гідатофітів часто менша за надземну [93], наші подальші дослідження ми зосередили на визначенні ролі представників екологічної групи гелофітів у міграції ^{137}Cs в прісноводних екосистемах.

4.3. Висновки за розділом 4

1. Питома активність ^{137}Cs у надземних органах та кореневищах очерету звичайного, лепешняка великого, рогозу вузьколистого та куги озерної в основному вірогідно не відрізнялася, у деяких випадках вміст радіонукліда у кореневищах був у 1,5–2 рази вищим, ніж надземних органів. Питома активність ^{137}Cs у додаткових ґрунтових коренях цих видів у 6–20 разів вища, ніж у надземних органах.

2. Активність ^{137}Cs у коренях півників болотних була вищою, ніж у надземних органах у 3,6 раз, у сусака зонтичного, частухи подорожникової та їжачої голівки зринувшої – відповідно у 2,6, 3, та 3,6 раз вищою.

3. Питома активність ^{137}Cs у кореневищах півників болотних та їжачої голівки зринувшої була приблизно у 2 рази нижчою, ніж у надземних органах. Вміст радіонукліда у надземних органах та кореневищах частухи подорожникової та сусака зонтичного вірогідно не відрізнявся.

4. Найменше серед досліджених видів співвідношення питомої активності ^{137}Cs у коренях та надземних органах зареєстроване у стрілолиста стрілолистого. Вміст радіонукліда у кореневищах та надземних органах вірогідно не відрізнявся, у коренях був вищим лише у 2 рази.

5. Питома активність ^{137}Cs у надземних органах глечиків жовтих була приблизно у 2 рази вищою, ніж у кореневищах, а питома активність радіонукліда у коренях у 5–6 разів перевищувала його вміст у надземних органах.

6. Питома активність ^{137}Cs у надземних органах та кореневищах латаття білого вірогідно не відрізнялася, у коренях була у 10 разів вищою.

РОЗДІЛ 5. РОЛЬ ГЕЛОФІТІВ У ПРОЦЕСАХ МІГРАЦІЇ ^{137}Cs У ВОДОЙМАХ

Для вирішення наступних завдань роботи необхідно було обрати полігонні водойми, що відповідають певним вимогам. По перше, це наявність моно домінантних заростей гелофітів, що дозволить розрахувати кількісні показники маси надземних і підземних органів рослин одного виду, а також запаси у них ^{137}Cs на одиницю площі заростей. По друге – для отримання вірогідних даних щодо розподілу ^{137}Cs між надземними та підземними органами необхідно було обрати водойми з достатньо високими рівнями радіонуклідного забруднення рослин. На нашу думку, таким вимогам відповідали мілководні

правобережні ділянки верхньої частини Київського водосховища та мілководдя оз. Біле. Ще одна підстава такого вибору – різний трофічний статус зазначених водойм, оскільки, за нашими даними [10, 14, 41, 43], у евтрофних та олігортрофних водоймах відрізняються параметри міграції радіонуклідів між абіотичними компонентами. Тому цікаво було визначити можливий вплив особливостей міграції радіонуклідів в екосистемах водойм різного трофічного статусу на параметри розподілу ^{137}Cs між надземною та підземною фітомасою.

5.1. Відмирання підземних органів рослин як фактор міграції ^{137}Cs у донні відклади

Закономірності розподілу загальної активності ^{137}Cs між підземними та надземними органами і параметри його міграції за участі гелофітів визначаються не тільки питомою активністю радіонукліда в органах, але й продукційними показниками окремих органів. З літературних джерел відомо, що кількість підземної маси гелофітів залежить від типу донних відкладів та висоти шару води над ними у місцях росту рослин [93]. Донні відклади мілководних ділянок Київського водосховища складені пісками та слабкозамуленими пісками. Проведені на територіях монодомінантних заростей рогозу вузьколистого, очерету звичайного та лепешняка великого дослідження показали, що підземна маса рослин у верхньому 30-ти сантиметровому шарі донних відкладів на зазначених ґрунтах складала 34–64 % від загальної (табл. 5.1). При розрахунках ми обмежилися визначенням маси підземних органів у 30-ти сантиметровому шарі донних відкладів, оскільки саме в цьому шарі зосереджена основна маса кореневої системи рослин досліджуваних видів [137].

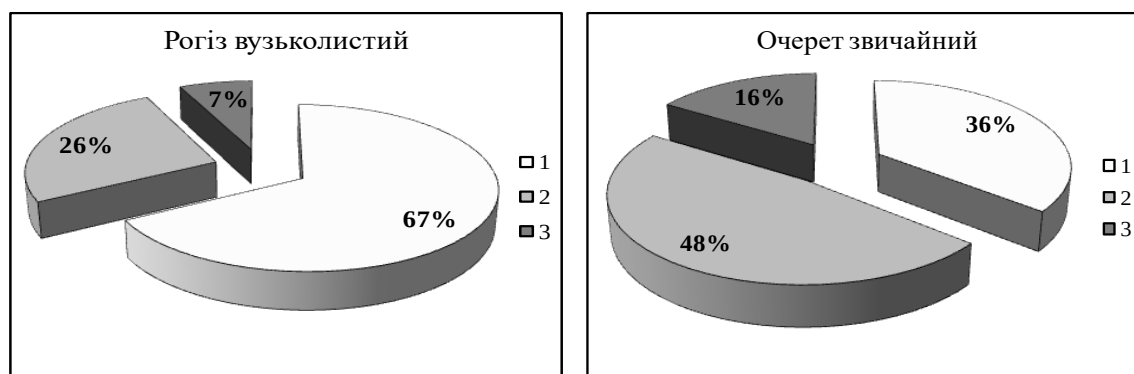
Таблиця 5.1.

Розподіл фітомаси в монозаростях гелофітів Київського водосховища, г/м² повітряно-сухої маси для глибини шару донних відкладів 30см

Види	Надземна	Підземна		
		кореневища	корені	внесок у загальну, %
Рогоз вузьколистий	1523±258	603±109	169±29	34
Очерет звичайний	1100±220	1444±216	481±87	64
Лепешняк великий	668±100	224±29	356±71	46

Найбільший внесок надземних органів у загальну фітомасу – 67 % відзначений у рогозу вузьколистому. У лепешняка великого та очерета звичайного внесок надземних органів до загальної активності становив 54 та 36 %, відповідно (рис. 5.1). На кореневища рогозу вузьколистого, лепешняка великого та очерету звичайного припадало 26, 18 та 48 %, відповідно. Найбільший внесок додаткових ґрунтових коренів у загальну фітомасу відзначений у лепешняка великого – 28 %. У рогозу вузьколистого та очерета звичайного відносна маса додаткових ґрунтових коренів становила 7 та 16 %, відповідно.

Оз. Біле характеризується слабким заростанням літеральної ділянки, і група гелофітів у цій водоймі представлена лише трьома видами – рогозом вузьколистим, очеретом звичайним та кугою озерною. Проведені



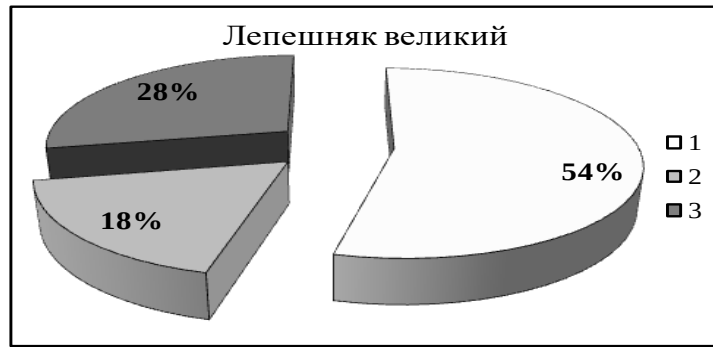


Рис. 5.1. Внесок надземних органів (1), кореневищ (2) та ґрунтових коренів (3) у загальну масу гелофітів Київського водосховища

дослідження показали, що для гелофітів оз. Біле характерні низькі показники надземної фітомаси (табл. 5.2). Надземна фітомаса рогозу вузьколистого та

Таблиця 5.2

Розподіл фітомаси в монозаростях повітряно-водяних рослин, г/м², оз. Біле

Види	Надземна	Підземна		
		кореневища	корені	внесок у загальну, %
Рогіз вузьколистий	414±62	980±176	494±74	78
Очерет звичайний	355±57	1000±160	82±12	75
Куга озерна	108±15	80±18	89±13	61

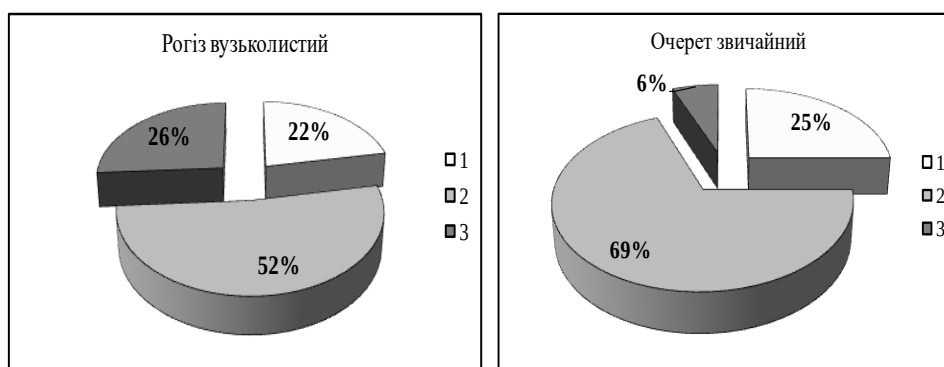
очерету звичайного з озера була приблизно у три рази нижчою, ніж величини, отримані нами для відповідних видів рослин Київського водосховища. Зрозуміло, що це явище пов'язане з різним трофічним статусом водойм. Так, на досліджуваних ділянках Київського водосховища у мономіантних заростях рогозу вузьколистого спостерігали 116–172 рослини на квадратний метр при максимальній висоті стебла 250 см, в оз. Біле – 24–36 рослин висотою до 190 см. Тому відносний внесок підземних органів у загальну фітомасу рогозу вузьколистого та очерету звичайного з оз. Біле був значно більшим, ніж у відповідних видів рослин з Київського водосховища. Таке явище можна

пояснити тим, що донні відклади мілководних ділянок озера, де розвиваються гелофіти, складені виключно промитими пісками, Київського водосховища – замуленими пісками, а розташування рослин на збіднених поживними речовинами ґрунтах стимулює розвиток кореневої системи.

На акваторії оз. Біле відносна маса надземних органів рогозу вузьколистого становила 22 %, очерету звичайного та куги озерної – 25 та 39 %, відповідно (рис. 5.2). Внесок кореневищ у загальну масу рогозу вузьколистого складав 52 %, очерету звичайного та куги озерної – 69 та 29 %, відповідно. На додаткові ґрунтові корені рогозу вузьколистого припадало 26 % від загальної фітомаси, очерету звичайного та куги озерної – 6 та 32 %, відповідно.

Загальну активність ^{137}Cs у фітомасі на одиницю площі фітоценозів [Бк/м²] можна визначити шляхом сумування добутків питомої активності радіонукліда [Бк/кг] у надземних органах, кореневищах та додаткових ґрунтових коренях рослин та їхньої фітомаси. Тому для подальших розрахунків були використані результати визначеної на досліджених ділянках монодомінантних заростей питомої активності ^{137}Cs у надземних органах, кореневищах та додаткових ґрунтових коренях гелофітів (табл. 5.3).

Таким чином, результати досліджень щодо показників фітомаси надземних органів, кореневищ та додаткових ґрунтових коренів гелофітів та питомої активності ^{137}Cs у зазначених органах дозволяють проаналізувати



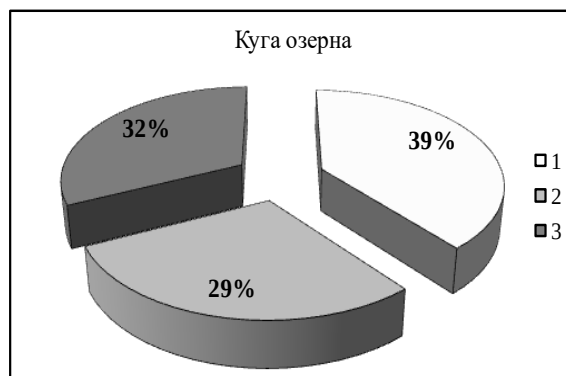


Рис. 5.2. Внесок надземних органів (1), кореневищ (2) та ґрунтових коренів (3) у загальну масу гелофітів оз. Біле

Таблиця 5.3

Питома активність ^{137}Cs у надземних і підземних органах гелофітів, Бк/кг

Види	Надземні органи	Кореневища	Корені
Київське водосховище			
Рогіз вузьколистий	8±2	15±3	139±28
Очерет звичайний	28±6	39±7	308±61
Лепешняк великий	29±6	29±8	288±60
Озеро Біле			
Рогіз вузьколистий	66±13	82±16	627±93
Очерет звичайний	139±32	107±21	3410±511
Куга озерна	522±104	395±80	1920±288

особливості розподілу радіонукліда між надземною та підземною біомасою у монодомінантних заростях кожного виду (рис.5.3). Розрахунки показали, що у масі ґрунтових коренів рогузу вузьколистого зосереджено 53 % від загального вмісту ^{137}Cs на одиницю площі, очерету звичайного – 63 %, лепешняка великого – 80 %.

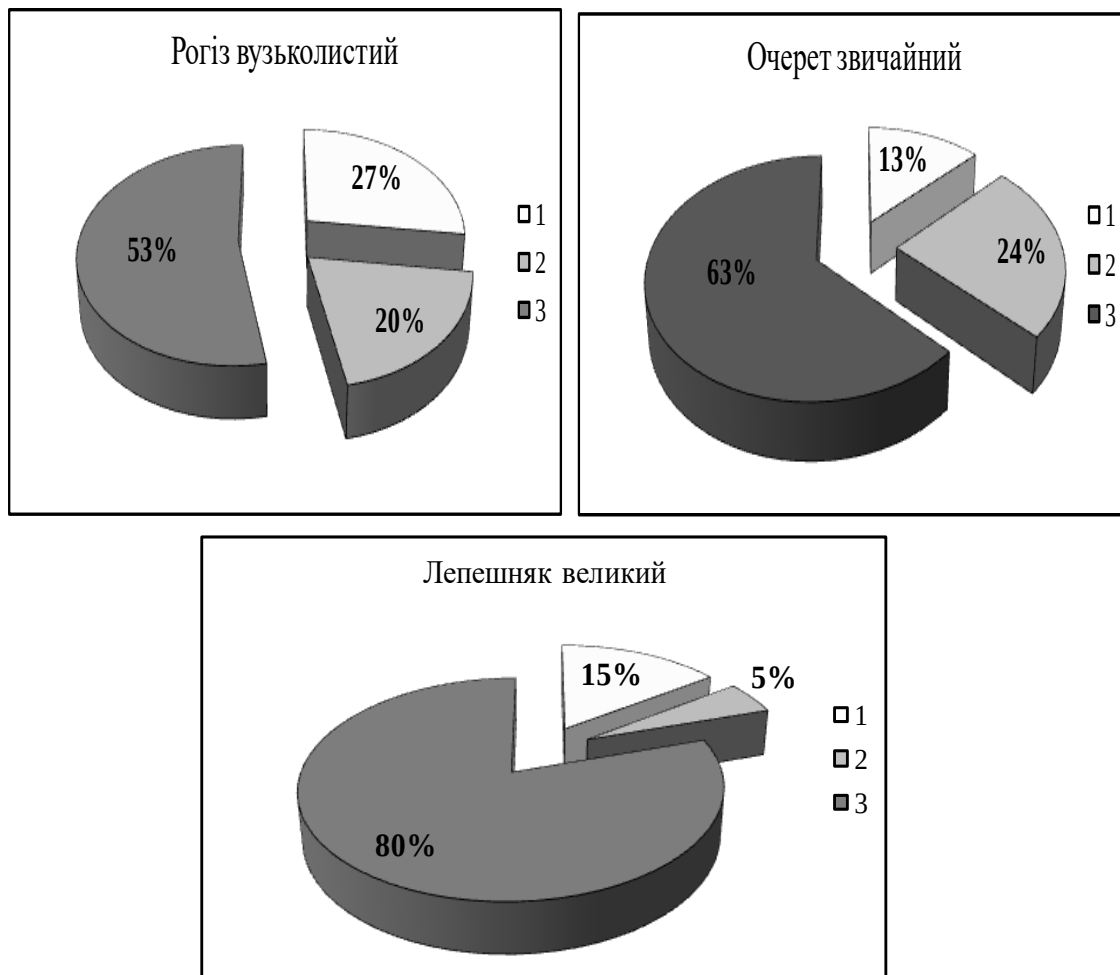


Рис. 5. 3. Внесок надземних органів (1), кореневищ (2) та коренів (3) у загальні на одиницю площі запаси ^{137}Cs у фітомасі гелофітів Київського водосховища

Таким чином, внаслідок високої питомої активності ^{137}Cs у додаткових ґрунтових коренях, від 53 до 80 % запасів радіонукліда були зосереджені у підземній фітомасі монодомінантних заростей гелофітів Київського водосховища.

Розрахунки, виконані на території монодомінантних заростей гелофітів оз. Біле, показали, що у додаткових ґрунтових коренях рогозу вузьколистого зосереджено 74 % від загального вмісту ^{137}Cs на одиницю площі фітоценозу, очерету звичайного – 64 %, кути озерної – 66 % (рис. 5.4).

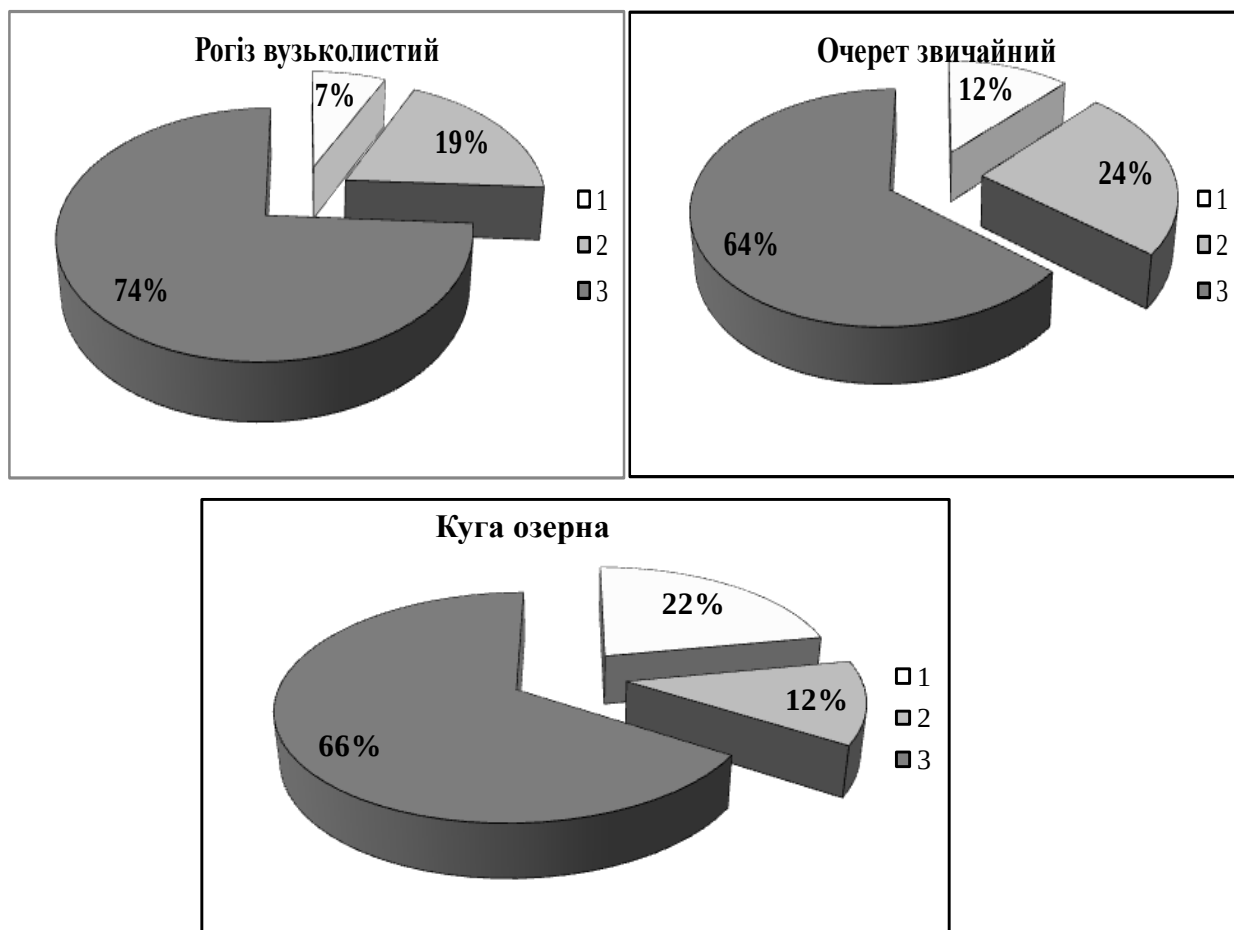


Рис. 5. 4. Внесок надземних органів (1), кореневищ (2) та коренів (3) у загальні на одиницю площі запаси ^{137}Cs у фітомасі гелофітів оз. Біле

Таким чином, аналіз закономірностей формування радіонуклідного забруднення надземної та підземної фітомаси гелофітів дозволив встановити, що у водоймах різного трофічного статусу і з різною питомою активністю ^{137}Cs у рослинах 53–80 % від загального вмісту ^{137}Cs на одиницю площі монодомінантних заростей зосереджено у підземних органах [117, 120, 128].

Далі необхідно було окреслити основні напрямки міграції ^{137}Cs у водоймах, пов'язані з відмиранням гелофітів.

Досліджені нами види рослин є трав'янистими багаторічниками, у яких надземні органи відмирають наприкінці вегетаційного сезону, тому частина накопичених у надземній фітомасі радіонуклідів повертається до водних мас, а решта надходить у детрит (рис. 5.5). Ґрунтові корені також оновлюються кожен рік. Життєдіяльність кореневищ триває довше – у очерета звичайного близько

трьох років, у рогоза вузьколистого та лепешняка великого – близько двох років [93].

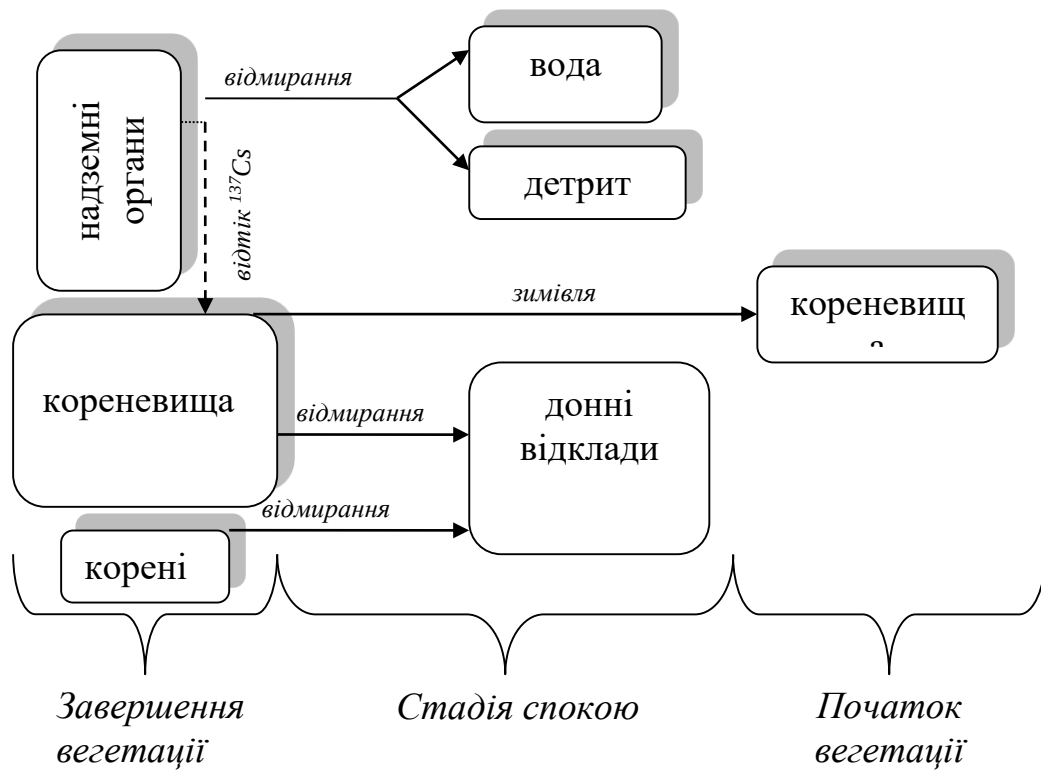


Рис. 5.5. Схема міграції ^{137}Cs у водних екосистемах за участі гелофітів.

Існують припущення, що упродовж вегетаційного сезону біогенні елементи перерозподіляються між надземними та запасуючими підземними органами гелофітів. У процесі досліджень ми не зареєстрували достовірного збільшення активності в кореневищах рослин, яке б було пов'язане з відтоком ^{137}Cs з надземних органів. Формально цей процес можна вважати врахованим, якщо при розрахунках використовувати величину питомої активності органів рослин, яка була зареєстрована наприкінці сезону вегетації.

Таким чином, визначивши, яка частина радіонукліда, що накопичилася у фітомасі, зосереджена у надземних та підземних органах рослин, можна визначити основні параметри міграції ^{137}Cs , пов'язаної з їхнім відмиранням.

Згідно літературних даних, у надземних органах рогозу вузьколистого у середньому близько 25 % ^{137}Cs перебуває у потенційно обмінних формах, очерету звичайного – 38 %, лепешняка великого – 46 % [49, 173].

У Київському водосховищі в надземних органах рогозу вузьколистого, очерету звичайного та лепешняка великого зосереджено 13–26 % ^{137}Cs від загальної кількості на одиницю площі фітоценозу. Отже, тільки 5–7 % від накопиченого на одиницю площі радіонукліда після відмирання надземних органів гелофітів може повернутися у водні маси (табл.5.4).

Таблиця 5.4.

Параметри міграції ^{137}Cs , обумовлені відмиранням гелофітів з Київського водосховища, %

Показники	Рогіз вузьколистий	Очерет звичайний	Лепешняк великий
Надземні органи			
Перехід у водні маси	6,6	5,0	6,9
Перехід у детрит	19,7	8,1	8,1
Підземні органи			
Захоронення у донних відкладах	63,5	70,9	82,4
Залишок у зимуючих кореневищах	10,2	16,0	2,6

При розрахунках, пов'язаних з відмиранням підземних органів прийняли, що у рогозу вузьколистого, лепешняка великого та куги озерної щорічно відмирає половина біомаси кореневищ, у очерета звичайного – третина, а ґрунтові корені досліджених видів оновлюються щорічно.

За таких умов з відмерлими підземними органами до донних відкладів щорічно переходить 64–82 % радіонукліда, накопиченого рослинами Київського водосховища. На початок наступного вегетаційного сезону у запасаючих органах, тобто у кореневищах, залишається 7–16 % від загальної кількості накопиченого рослинами ^{137}Cs .

Приблизно такі самі закономірності були відзначені для рогозу вузьколистого, очерету звичайного та куги озерної, які були відібрані на мілководдях оз. Біле (табл. 5.5) [36, 119, 121, 124].

Таблиця 5.5

Параметри міграції ^{137}Cs , обумовлені відмиранням гелофітів з оз. Біле, %

Показники	Рогіз вузьколистий	Очерет звичайний	Куга озерна
Надземні органи			
Перехід у водні маси	3,1	4,3	8,7
Перехід у детрит	9,3	7,0	13,1
Підземні органи			
Захоронення у донних відкладах	63,2	76,4	72,1
Залишок у зимуючих кореневищах	24,4	12,3	6,1

З метою встановлення ролі вищих водяних рослин у процесах міграції ^{137}Cs з водних мас до донних відкладів визначили щільність радіонуклідного забруднення дна досліджених водойм на ділянках монодомінантних заростей рослин (табл. 5.6).

Таблиця 5.6.

**Щільність забруднення ^{137}Cs донних відкладів на ділянках
монодомінантних заростей гелофітів, кБк/м²**

Види рослин	Щільність	
	Київське водосховище	Оз. Біле
Очерет звичайний	18,3	57,7
Рогіз вузьколистий	11,2	50,4
Лепешняк великий	18,1	*—
Куга озерна	—	55,6

Примітка: *— не визначали.

Гелофіти поглинають розчинені форми радіонуклідів, а при їх відмиранні радіонукліди переходять у навколишнє середовище в інших формах. Надалі в донних відкладах також відбувається трансформація форм радіонуклідів в відмерлих залишках. Згідно з даними, наведеними вище, запаси ^{137}Cs в підземних

органах рослин на одиницю площі фітоценозів не перевищують 2% від його вмісту в донних відкладах, і виділити зміни форм вмісту радіонуклідів в донних відкладах, пов'язані з щорічним відмиранням рослин, практично неможливо. Тому ми розглядаємо валову біотрансформацію ^{137}Cs , обумовлену відмиранням рослин.

Відносні показники валової міграції біотрансформованих форм радіонукліда в донні відклади розраховували за формулою:

$$A_p = [zA_{p1} + A_{p2} + A_{p3} / t_3] / A_d * 100$$

де A_p – річна кількість ^{137}Cs , яка перерозподіляються на 1 м^2 донних відкладів за рахунок відмирання рослин, %;

A_d – щільність забруднення донних відкладів, Бк/м^2 ;

A_{p1} – активність надземної продукції на одиницю площі, Бк/м^2 ;

A_{p2} – активність коренів на одиницю площі, Бк/м^2 ;

A_{p3} – активність кореневищ на одиницю площі, Бк/м^2 ;

t_3 – час життя кореневищ, рік;

z – частка необмінних форм ^{137}Cs в надземних органах.

Найбільш активно біотрансформація ^{137}Cs відбувається в монодомінантних заростях очерету звичайного (табл. 5.7), оскільки для цього виду характерні найбільша фитомаса і рівні накопичення радіонукліда. В евтрофній водоймі кількість біотрансформованого ^{137}Cs в заростях очерету звичайного майже в 1,8 рази більша, ніж в оліготрофній. Кількість біотрансформованого радіонукліда в заростях рогозу вузьколистого в водоймах різного типу достовірно не відрізнялася.

Таблиця 5.7.

Внесок гелофітів у забруднення донних відкладів, %

Види рослин	Київське водосховище			Оз. Біле		
	1 рік	30 років		1 рік	30 років	
		з детритом	без детриту		з детритом	без детриту
Очерет звичайний	1,1	32,1	28,9	0,6	18,9	17,3
Рогіз вузьколистий	0,3	9,4	7,1	0,3	9,5	8,3
Лепешняк великий	0,6	19,3	17,5	—*	—	—
Куга озерна	—	—	—	0,4	11,9	10,1

Примітка: * – не визначали.

Виконані розрахунки показали, що на мілководних ділянках Київського водосховища та оз. Біле внаслідок відмирання гелофітів у донні відклади щорічно надходить від 0,3 до 1,1 % ^{137}Cs від загальної кількості у їхньому верхньому 30-ти сантиметровому шарі, а за 30 років ця величина може досягти 32 %. Однак, з огляду на те, що внаслідок хвильових явищ детрит, як правило, переміщується з мілководних ділянок на глибоководні, його внесок коректніше не враховувати.

Отже, процеси відмирання гелофітів сприяють міграції ^{137}Cs вглиб донних відкладів. Можна припустити, що за 30 років, що пройшли після аварії, відмирання гелофітів обумовило 7–29 % від загальної кількості ^{137}Cs у верхньому 30-ти сантиметровому шарі донних відкладів мілководь евтрофної водойми і 8–17 % оліготрофної.

5.2. Оцінка потоків ^{137}Cs через фітомасу гелофітів (на прикладі мілководь Київського водосховища)

Для визначення ролі вищих водяних рослин у міграції радіоактивних речовин необхідно знати не тільки кількість радіонуклідів, яка накопичується у фітомасі, але й ту кількість, яка кожної доби надходить до рослини та виводиться з неї. З урахуванням питомої активності рослин, абіотичних компонентів та

напрямку фізіологічних процесів обрана наступна блок-схема міграції радіонуклідів (рис. 5.6). Таку схему можна застосовувати тільки для рівноважних систем, оскільки до ланцюга «вода– корені» включено ланцюг «вода – донні відклади – порові води – корені».

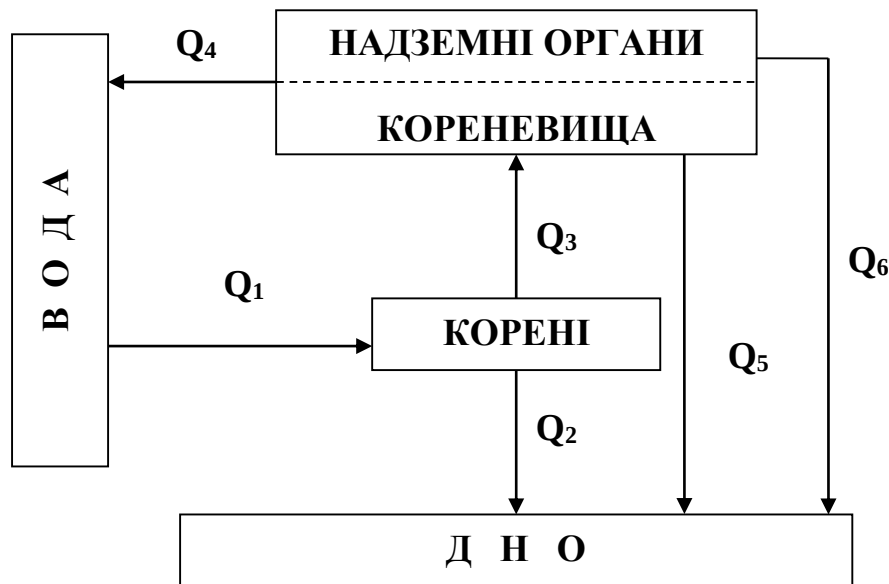


Рис. 5.6. Блок-схема потоків радіонуклідів у водних екосистемах за участі вищих водяних рослин

Було прийнято, що Q_1 та Q_4 – потоки розчинених радіонуклідів, які надходять до фітомаси рослин та виділяються з неї ($\text{Бк}/(\text{доба} \cdot \text{кг})^{-1}$). Q_2 , Q_5 , Q_6 – потоки радіонуклідів, пов'язані з відмиранням тканин рослинності ($\text{Бк}/(\text{доба} \cdot \text{кг})^{-1}$), додаткових ґрунтових коренів, кореневищ та наземних органів, відповідно. Прийняли, що Q_2 , Q_5 – рівномірні упродовж вегетаційного сезону; після закінчення вегетації, у зв'язку з уповільненням фізіологічних процесів, величини Q_2 , Q_5 дорівнюють нулю; маса додаткових ґрунтових коренів та кореневищ протягом року постійна, тобто відмирання компенсується приростом; упродовж року відмирає 100 % коренів та 30 % кореневищ. За таких умов:

$$Q_2 = x_2 A_k T_B^{-1};$$

$$Q_5 = x_5 A_{\text{кор}} T_B^{-1}$$

де A_k , $A_{\text{кор}}$ – питома активність радіонукліда у коренях або кореневищах, $\text{Бк}/\text{кг}$;

x_2 , x_5 – доля коренів або кореневищ у фітомасі;

T_B – період вегетаційного сезону, діб.

Згідно [93] продукція гелофітів складає 1,2 від максимальної фітомаси, тоді потік радіонуклідів з відмерлою наземною фітомасою (Q_6 , Бк/(доба*кг)) можна визначити наступним чином:

$$Q_6 = 0.2x_6A_p\sigma(t)T_6^{-1} + x_6A_p\delta(t)$$

$$\sigma(t) = \begin{cases} 0, & t < t_m \\ 1, & t > t_m \end{cases}$$

$$\delta(t) = \begin{cases} 0, & t \neq t_k \\ 1, & t = t_k \end{cases}$$

де A_p – питома активність надземної фітомаси, Бк/кг;

x_6 – доля надземних органів у загальній фітомасі, при максимальній фітомасі;

T_6 – період від моменту досягнення максимальної фітомаси до моменту закінчення вегетації, діб;

t – час;

t_k – час закінчення вегетації.

Згідно моделі накопичення радіонуклідів фітомасою, для підтримання рівноважного стану необхідне виконання наступної умови:

$$Q_4 = Z_5/x_5 + Z_6/x_6$$

$$Z_5 = K_{H5} \ln 2 (\sum A_i T_i), i=1,2$$

$$Z_6 = K_{H6} \ln 2 (\sum A_i T_i), i=1,2$$

де K_{H5} , K_{H6} – коефіцієнти накопичення, кореневищами або надземною частиною рослини.

Згідно [6, 15] $A_1 = 0,5$, $T_1 = 4,6$ діб, $A_2 = 0,6$, $T_2 = 30$ діб.

Враховуючи закони збереження маси та радіоактивного розпаду, для рівноважного стану:

$$Q_1 = Q_2 + Q_4 + Q_5 + Q_6 - pQ_1$$

де p – стала радіоактивного розпаду радіонукліда, доба⁻¹.

Для тривалоіснуючих радіонуклідів ⁹⁰Sr та ¹³⁷Cs радіоактивним розпадом упродовж вегетаційного сезону можна знехтувати.

Параметри для визначення ролі вищих водних рослин у міграції радіонуклідів обирали на прикладі полігонної ділянки Київського водосховища, яка розташована у районі с. Страхолісся (табл. 5.8). Середня глибина ділянки становить 0,6 м, середня концентрація ¹³⁷Cs у водних масах 0,02 Бк/л.

Таблиця 5.8

Показники заростей гелофітів полігонної ділянки Київського водосховища

Показники	Надземні органи*	Корені	Кореневища
	Рогіз вузьколистий		
Біомаса, г/м ²	1266	297	607
Питома активність ¹³⁷ Cs, Бк/кг	3,7	80,8	7,0
Кн	185	4040	350
	ЛЕПЕШНЯК ВЕЛИКИЙ		
Біомаса, кг/м ²	446	284	62
Питома активність ¹³⁷ Cs, Бк/кг	24	226	29
Кн	1200	11300	1450

*– наведена максимальна біомаса

Розрахунки показали, що на площі фітоценозу рогозу вузьколистого добовий потік радіонукліда через фітомасу складає 70–150 % від його кількості у водних масах, на площі фітоценозу лепешняка великого – 40–212 %. Таким чином, за вегетаційний сезон кількісні показники ¹³⁷Cs, що мігрує через фітомасу рогозу вузьколистого, приблизно у 260 разів перевищують кількість радіонукліда, яка зосереджена у водних масах полігонної ділянки (рис. 5.7).

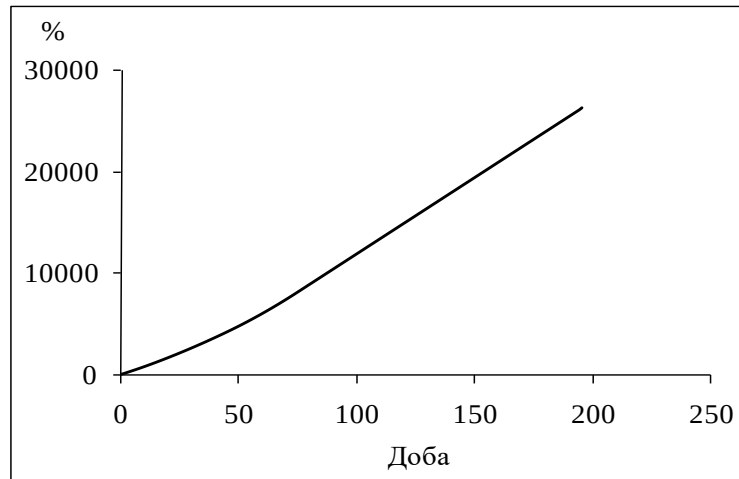


Рис. 5.7. Динаміка міграції ^{137}Cs за участі рогозу вузьколистого, % від вмісту у водних масах

У монозаростях лепешняка великого через фітомасу мігрує у 340 рази більше ^{137}Cs , ніж знаходиться у воді (рис. 5.8).

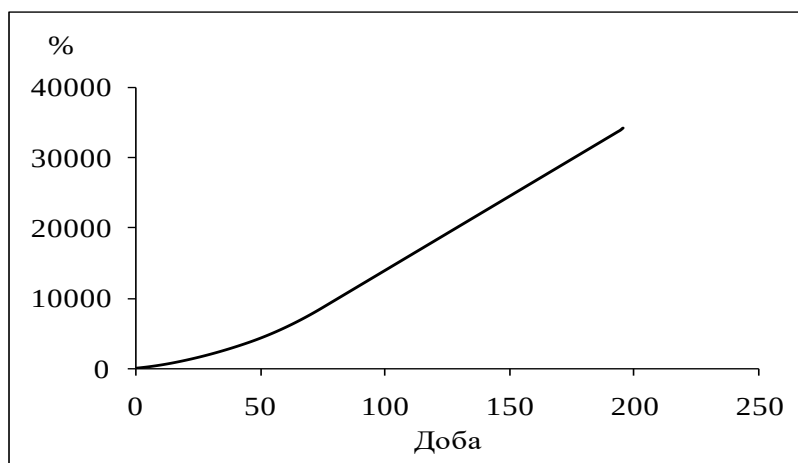


Рис. 5.8. Динаміка міграції ^{137}Cs за участі лепешняка великого, % від вмісту у водних масах

Зрозуміло, що вищі водяні рослини відіграють певну роль у формуванні радіонуклідного забруднення донних відкладів. За рахунок відмирання підземних органів рогозу вузьколистого у донних відкладах заховується приблизно у два рази більше радіонукліда, ніж його вміст у водних масах (рис. 5.9), лепешняка великого – у 5,6 разів (рис. 5.10).

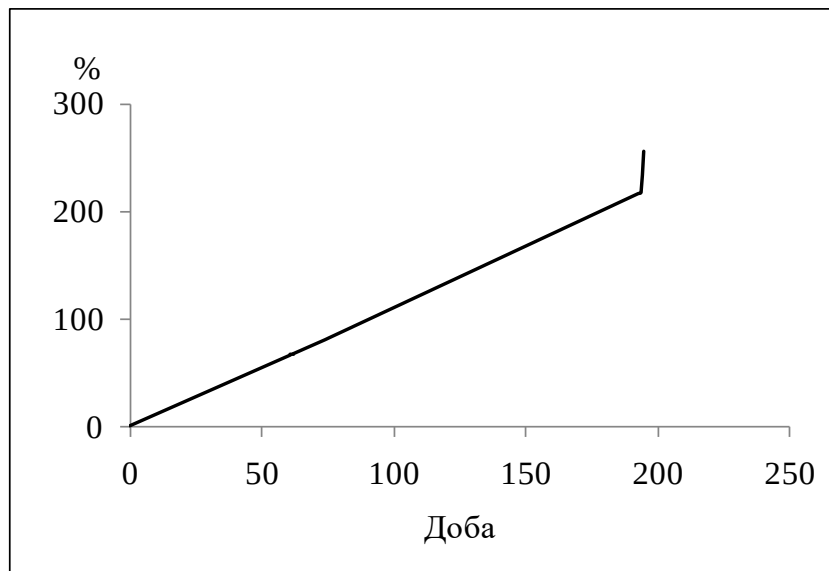


Рис. 5.9. Динаміка заходження ^{137}Cs у донних відкладах за рахунок відмирання рогозу вузьколистого, % від кількості у водних масах

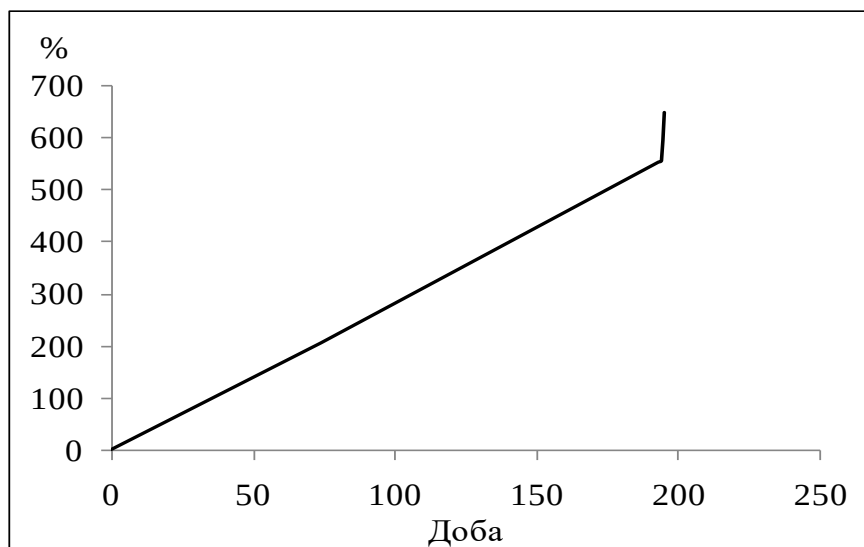


Рис.5.10. Динаміка заходження ^{137}Cs у донних відкладах за рахунок відмирання лепешняка великого, % від кількості у водних масах

Інтенсивне збільшення кількості ^{137}Cs , що надходить до донних відкладів, наприкінці вегетаційного сезону, обумовлене процесами відмирання наземних органів рослин. Якщо вважати, що вся кількість ^{137}Cs , зосередженого у наземній біомасі, перейде до донних відкладів, внесок цього процесу не перевищить 20 % від загальної кількості радіонукліда, яка надійде до донних відкладів внаслідок відмирання наземної та підземної фітомаси гелофітів.

5.3. Висновки за розділом 5

1. У водоймах, які відрізняються трофічним статусом і рівнем радіоактивного забруднення компонентів, відносні показники розподілу ^{137}Cs між надземними і підземними органами гелофітів достовірно не відрізняються.
2. Встановлено, що на мілководдях Київського водосховища 53–80 % від загальних запасів ^{137}Cs у фітомасі (на одиницю площі монодомінантних заростей) рогозу вузьколистого, очерету звичайного та лепешняка великого зосереджено в додаткових ґрунтових коренях, рогозу вузьколистого, очерету звичайного та кути озерної оз. Біле – 64,1–74,2 %. Після відмирання і розкладання надземних органів гелофітів у водні маси може повернутися не більше 10 % ^{137}Cs від його загальної кількості, яка накопичилась у фітомасі.
3. 63–82% ^{137}Cs від загальної кількості радіонукліда, яка накопичилась у фітомасі, надходить в нижні шари донних відкладів при відмиранні підземних органів.
4. У заростях рогозу вузьколистого та лепешняка великого активність ^{137}Cs в відмерлих підземних органах складає від 0,3 до 1,1% його загальної кількості в верхньому 30-ти сантиметровому шарі донних відкладів. За 30 років, що минули після аварії, відмирання гелофітів зумовило біотрансформацію 7–29 % загальної кількості ^{137}Cs в верхньому 30-ти сантиметровому шарі донних відкладів мілководь евтрофної водойми і 8–17% оліготрофної.
5. На площі монодомінантних заростей рогозу вузьколистого добовий потік радіонукліда через фітомасу складає 70–150 % від його кількості у водних масах, на площі монодомінантних заростей лепешняка великого – 40–212 %.

РОЗДІЛ 6. ОЦІНКА ПОТУЖНОСТІ ПОГЛИНЕНОЇ ДОЗИ ВИПРОМІНЮВАННЯ ^{137}Cs ГЕЛОФІТАМИ У ВОДОЙМАХ РІЗНОГО ТРОФІЧНОГО СТАТУСУ

Відомо, що йонізувальне випромінювання провокує радіобіологічні ефекти, функціонально залежні від поглиненої організмом дози. Тому при дослідженнях наслідків радіонуклідного забруднення водних екосистем дуже важливий коректний розрахунок поглиненої гідробіонтами дози. Існуюча на даний час система нормування радіаційного фактора насамперед орієнтована на людину, тому і методи розрахунку поглиненої дози розроблялися з урахуванням особливостей середовища існування і будови організму людини. Набагато менше уваги приділяли визначенню дозових навантажень на біоту, в тому числі і на організми, які населяють прісноводні водойми, зокрема, на вищі водяні рослини.

Органи гелофітів не тільки істотно відрізняються лінійними розмірами, але й розташовані у середовищах з різною щільністю та питомою активністю радіонуклідів у цих середовищах – воді, повітрі та донних відкладах. Відповідно, умови опромінення підземних, підводних і розташованих у повітрі органів кардинально відрізняються. До теперішнього часу розроблені методи розрахунку дози опромінення занурених рослини, у яких в якості референтного виду прийнята водопериця колосиста, представлена еліпсоїдом обертання з малими осями 1 і 2 мм [171, 177]. Згідно згаданим методологіям прийнято, що всі органи рослин знаходяться в однорідно забрудненому середовищі і не відрізняються питомою активністю та лінійними розмірами, а в об'ємі рослини реалізується приблизно третя частина енергії β -випромінювання ^{137}Cs . Більш загальний підхід до розрахунку дозових навантажень внутрішнього опромінення рослин наведено в публікації МКРЗ [179], де пропонується розраховувати частку енергії β -випромінювання інкорпорованих радіонуклідів, яка реалізується в організмі, в залежності від його лінійних розмірів. Однак в існуючих методах розрахунку дозових навантажень на гідробіонтів не враховується неоднорідність середовища існування і ослаблення γ -випромінювання водними масами.

Крім того, проведені раніше дослідження показали, що закономірності розподілу ^{137}Cs по компонентах водойм різного типу і трофічного статусу дещо відрізняються [41, 43], що може вплинути на формування дози опромінення надземних і підземних органів вищих водяних рослин. Тому необхідно було визначити особливості опромінення гелофітів у водоймах різного типу і трофічного статусу з урахуванням лінійних розмірів рослин, вмісту ^{137}Cs у донних відкладах та ослаблення енергії γ -випромінювання водними масами.

6.1. Закономірності формування полів випромінювання у водних масах та від донних відкладів

Методи розрахунку дозових навантажень на окремі органи, які знаходяться у однорідно забрудненому середовищі, наведені у розділі 2. Зрозуміло, що загальна потужність дози на організм рослин розраховується сумуванням, з відповідним ваговим коефіцієнтом, величин потужності дози, які отримують окремі органи або тканини рослин:

$$P_{\Sigma} = \sum P_i w_i, \quad i = 1, k \quad (6.1)$$

де P_{Σ} – загальна потужність поглиненої рослиною дози;

P_i – потужність поглиненої дози у i -му органі;

w_i – відносний ваговий коефіцієнт i -го органу;

k – кількість органів.

За морфологічними показниками та розташуванням у середовищі для обчислення дозових навантажень на гелофітів ми обрали наступні органи і тканини: додаткові ґрунтові корені, кореневища, надземна частина. Для такого розбиття коефіцієнти w_i співпадають з відносною біомасою відповідних органів, а k дорівнює 3.

Для обрахунку дозових навантажень на організм рослин дуже важливе значення мають лінійні розміри їхніх органів та щільність середовища, у якому розповсюджується випромінювання. Ми розглядали розповсюдження

йонізувального випромінювання у середовищах із щільністю 1000 кг/м³ та 2000 кг/м³. Щільність 1000 кг/м³ притаманна водним масам та вищим водяним рослинам при природній вологості, щільність 2000 кг/м³ відповідає середній щільності пісків різного ступеня замуленості, на яких переважно розвиваються гелофіти. Для гелофітів прийнято, що відношення мас при природній вологості та повітряно-сухої дорівнює 3. У середньому таке відношення природної та повітряно-сухої вологостей для цієї групи рослин спостерігалось нами у всіх водоймах, за винятком ВОХАЕС. Перерахунок питомої активності донних відкладів від загально прийнятої в Бк/кг абсолютно сухої маси до активності при природній вологості, необхідний для розрахунку дози, проводився за показниками водно-фізичних властивостей донних відкладів. Ці показники визначаються у рамках стандартної процедури відбору проб донних відкладів та визначення їхньої радіоактивності. Для пісків величина питомої активності при природній вологості зазвичай на 10–20 % менша, ніж величина, яка розрахована на абсолютно суху масу.

Для обрахунку дозових навантажень ми представляли гелофітів у вигляді набору циліндрів з різним діаметром та довжиною. Уявлення надземної частини гелофітів у вигляді циліндру дещо спрощене, та у повній мірі відповідає тільки заростям куги озерної. Було визначено, що діаметр коренів досліджених видів гелофітів складав 0,1–4 мм, кореневищ – 10–40 мм, надземної частини 6–50 мм, довжина рослин була більшою за діаметр у 10 та більше разів (табл. 6.1).

Для β-випромінювання ¹³⁷Cs ми вважали, що вся енергія цих часток реалізується у кореневищах та надземних органах. Обрані нами розміри коренів приблизно відповідають розмірам водних рослин за [177], тому ми, так само, як запропоновано авторами публікації, обрали, що у коренях реалізується 30 % енергії β-випромінювання інкорпорованого ¹³⁷Cs.

Таблиця 6.1.

Морфометричні параметри гелофітів

Органи	Фактичні		Прийняті для розрахунку	
	діаметр, мм	довжина, м	діаметр, мм	довжина, м

Стебло (надземна частина)	6–50	0,7–3,5	15	>1
Кореневища	10–40	>0,4	20	>0,4
Корені	0,1–4	0,03–0,2	2	>0,05

Ми вважали, що зовнішнім β -випромінюванням ^{137}Cs для надземної частини та кореневищ можна знехтувати, для коренів приймали, що за β -випромінюванням ^{137}Cs вони знаходяться у рівноважному стані з донними відкладами. Такі припущення призводять до завищення величин поглиненої дози для наземної частини та кореневищ до 15 %, для коренів до 10 %.

Гелофіти розвиваються у трьох середовищах, які значно відрізняються за вмістом радіонуклідів: повітрі, водних масах та донних відкладах. За ^{137}Cs питома активність донних відкладів у 100 та більше разів вища, ніж водних мас, об'ємна активність повітря найменша.

При розрахунках дозових навантажень зовнішнього опромінення на живі організми, які відрізняються від людини, використовують досить обмежену кількість геометрій опромінення: 1) опромінення від рівномірно забрудненого середовища – геометрію «нескінченної хмари»; 2) опромінення від радіоактивно забрудненої поверхні – наближення «напівскінченної хмари». Для розрахунку дози на людину було опрацьовано набагато більше геометрій опромінення. Нажаль, для водних рослин безпосереднє застосування багатьох геометрій не є коректним. Це пов'язано із значними градієнтами радіоактивного забруднення та щільності середовища існування рослин. Крім того, розповсюдження γ -випромінювання у водному середовищі досліджувалося з метою захисту людини, а не визначення поглинених доз організмом у воді. Як відмічалося раніше, для організмів, відмінних від людини, не розроблені підходи, які враховують ослаблення γ -випромінювання водними масами.

Для коректного розрахунку дози на надземні органи рослин ми застосували наступний методичний підхід: частину рослини, яка знаходиться у воді, по вертикалі розбивали на окремі ділянки, в межах яких можна вважати, що опромінювання частини рослини однакове; далі визначали вплив γ -

випромінювання донних відкладів на цих ділянках, тобто розраховували зовнішнє дозове навантаження та визначали відносну вагу цих ділянок; остаточною кроком було сумування внеску окремих ділянок у формування дози зовнішнього опромінювання на надземні органи рослини:

$$P_n = 0,5 \sum P_j g_j w_j Kd C_0, \quad j = 1, l \quad (6.2)$$

де P_n – потужність дози зовнішнього опромінювання надземних органів рослини;

P_j – потужність дози зовнішнього опромінювання j -ої ділянки рослини;

g_j – коефіцієнт ослаблення γ -випромінювання донних відкладів для j -ої ділянки рослини;

w_j – відносна вага j -ої ділянки рослини;

Kd – дозовий коефіцієнт (см. розділ 2), показує, яка питома енергія γ -випромінювання радіонукліда поглинається у донних відкладах або іншому середовищі при одиничній питомій активності (1 Бк/кг) у геометрії нескінченного об'єму. Тобто вважається, що вся енергія γ -випромінювання реалізується на іонізацію в об'ємі об'єкту;

C_0 – питома активність верхнього шару донних відкладів при природній вологості;

l – кількість ділянок розбиття.

Границі розбиття визначалися за універсальними таблицями [75, 76]. В межах ділянки коефіцієнт ослаблення γ -випромінювання вважався постійним і визначався, як середнє між ослабленням на границях ділянки (табл. 6.2)

Таблиця 6.2.

Коефіцієнт ослаблення (g_j) та межі ділянок розбиття для γ -випромінювання ^{137}Cs , розраховано за [75, 76]

Межі ділянок, см	g_j
0–21	1,25
21–27	1,75
27–47	3,5
47–54	6,5
54–57	9
57–70	15

70–76	25
76–81	35
81–84	45
84–87	55
87–92	70
92–95	90
95–105	150
105–118	350
118–129	750
129–138	1500
138–150	3500

Напрям розбиття на шари обирався від поверхні донних відкладів. Надводна частина рослини рахувалася однією ділянкою, для якої коефіцієнт ослаблення дорівнює ослабленню γ -випромінювання шаром води у місці росту рослини. Ми обмежилися максимальною глибиною росту гелофітів –1,5 м, оскільки з одного боку, це найбільш розповсюджена глибина, якої досягають монодомінантні зарості рослин цієї групи, з іншого – вплив випромінювання ^{137}Cs , зосередженого у донних відкладах, ослаблюється 1,5 метровим шаром води у 5000 разів.

Відносну вагу j -ої ділянки рослини (w_j) розраховували як відношення маси ділянки до маси надземної частини в уявленні рослини у якості циліндра.

Надалі розглянемо особливості формування потужності дози зовнішнього опромінювання окремих органів гелофітів у різних середовищах. Зовнішнє опромінення живих організмів формується за рахунок радіонуклідів, які акумулюються у водних екосистемах. На пізній стадії радіаційної аварії найменша питома активність ^{137}Cs реєструється у водних масах [8, 23, 25, 31, 44]. Згідно даних, наведених у [2], через 25 років після аварії на ЧАЕС радіаційна ситуація на водних об'єктах України стабілізувалася та спостерігається стійка тенденція до зменшення середньорічної об'ємної активності радіонуклідів у водних масах. У той же час, спостерігаються значні коливання концентрації ^{90}Sr та ^{137}Cs у водних масах водойм, які перебувають під впливом надходження води з площі водозбору р. Прип'ять. Так, відповідно до даних [73], у 2010 р.

середньорічна питома активність ^{90}Sr у воді р. Прип'ять у створі м. Чорнобиль становила 110, а максимальна – 390 Бк/м³, ^{137}Cs – 50 та 150 Бк/м³, відповідно.

Результати наших досліджень також свідчать про значні коливання об'ємної активності розчинених форм радіонуклідів у водних масах досліджених водойм (табл. 6.3) [15, 23, 31, 41–43, 125].

З наведених даних видно, що найвищі показники об'ємної активності ^{90}Sr зареєстровані у водних масах Київського та Канівського водосховищ, ^{137}Cs – у воді оз. Біле. Вважається, що ^{90}Sr у воді водойм знаходиться переважно у розчиненому стані, а ^{137}Cs – сорбований на зависях [73, 130–132], однак у наших дослідженнях у більшості випадків спостерігалось переважання розчинених форм ^{137}Cs та інколи значне – до 86 % накопичення ^{90}Sr зависями (табл. 6.4).

Таблиця 6.3

Активність розчинених радіонуклідів у водних масах водойм

Водойма	Рік відбору	Радіонукліди, Бк/м ³	
		^{90}Sr	^{137}Cs
Київське водосховище	2011	4,3–42,8	4,4–58,5
Київське водосховище	2012	30,7–42,5	14,2–22,6
Київське водосховище	2013	24,8–30,3	5,2–54,6
Київське водосховище	2014	4,6–20,2	2,6–3,8
Канівське водосховище	2011	5,0–10,0	25,0–52,0
Канівське водосховище	2012	11,3–18,2	13,0–19,7
Канівське водосховище	2013	2,4–10,2	14,0–88,3
Озеро Біле	2013	18,2–26,4	67,4–138,2
Озеро Біле	2014	10,8–20,0	15,6–22,3
Повчанське водосховище	2014	7,6–8,4	8,4–11,6
Озера ШНПП	2014	3,9–10,4	2,4–10,9
ВОХАЕС	2013	2,7–4,5	5,3–6,5

Згідно літературних [2, 130–132] та наших даних [6, 10, 14–16, 31, 41–44] більше, ніж 95 % ^{137}Cs від його загального вмісту у водних екосистемах

накопичується у донних відкладах, переважно на глибоководних ділянках водойм. Однак гелофіти ростуть на мілководдях, тому ми відібрали репрезентативні показники, які характеризують радіоактивне забруднення та водно-фізичні властивості донних відкладів у заростях гелофітів (табл. 6.5–6.10).

У Київському водосховищі найбільша щільність забруднення ^{137}Cs пісків на ділянках заростей гелофітів спостерігалася у Прип'ятьському відрозі та вздовж правого берегу. У Повчанському водосховищі та оз. Біле радіоактивне забруднення пісків у місцях росту рослин було значно вищим, ніж у

Таблиця 6.4

**Активність сорбованих на зависях радіонуклідів у водних масах
досліджених водойм**

Водойма	Рік	^{90}Sr			^{137}Cs		
		Бк/м ³	Бк/кг	%*	Бк/м ³	Бк/кг	%
Київське водосховище	2011	2–5	52–320	1–30	3–140	125–1815	6–77
Київське водосховище	2012	4–8	58–988	7–29	10–18	549–2030	39–54
Київське водосховище	2013	2–4	100–250	6–20	1–5	475–1741	2–50
Київське водосховище	2014	4–7	898–1390	6–22	1–6	302–612	8–42
Канівське водосховище	2011	1–13	30–1550	2–73	1–42	18–4921	1–45
Канівське водосховище	2012	2–6	555–887	9–33	3–8	30–751	13–20
Канівське водосховище	2013	2–3	300–739	1–10	3–12	762–3880	4–50
Оз. Біле	2013	1–2	50–606	4–6	2–4	980–3083	4–8
Оз. Біле	2014	2–3	400–1890	5–15	1–4	800–2600	1–2
Повчанське водосховище	2014	1–2	24–448	8–10	1–2	78–460	12–16
Озера ШНПП	2014	1–18	530–21200	62–86	1–2	365–1850	8–10
ВОХАЕС	2013	1–3	160–849	27–42	2,9–6,4	1254–2405	43

Таблиця 6.5

**Репрезентативні для визначення дозових навантажень на гелофітів
ділянки відбору донних відкладів у Київському водосховищі**

№ проби	Розташування ділянки	Глибина, м	Шар, см
1.1	Прип'ятський відріг	0,6–1,0	0–5
4.1	Дніпровський відріг	0,75	0–5
6.1	Середня частина, лівобережний район	1,0	0–10
8.1	Середня частина, правобережний район	0,8	0–6
10k55	Тетерівський відріг	0,5	0–20

Таблиця 6.6.

**Репрезентативні для визначення дозових навантажень на гелофітів
ділянки відбору донних відкладів деяких досліджених водойм**

№ проби	Водойма	Глибина, м	Шар, см
2.1	Повчанське водосховище	0,9	0–5
3.1	Оз. Біле	0,6	0–10
3.2	Оз. Біле	0,6	10–15
3.3	Оз. Біле	0,6	15–25
7.1	Озера ШНПП	0,5	0–15
7.2	Озера ШНПП	0,6	0–15
8.2	ВОХАЕС	0,5	0–20

Таблиця 6.7

Водно-фізичні властивості (W – вологоємність, П – пористість, d – об'ємна маса скелету) донних відкладів Київського водосховища

№ проби	Тип ґрунту	W, %	П, г/см ³	D, г/см ³
1.1	Пісок дрібнозернистий	36	0,48	1,33
4.1	Пісок	18	0,31	1,69
6.1	Пісок	23	0,35	1,54
8.1	Пісок	20	0,31	1,53
10k55	Пісок	19	0,31	1,54

Таблиця 6.8

Водно-фізичні властивості (W – вологоємність, П – пористість, d – об'ємна маса скелету) донних відкладів деяких досліджених водойм

№ проби	Тип ґрунту	W, %	П г/см ³	d г/см ³
Повчанське водосховище				
2.1	Пісок+гравій	34,9	0,46	1,34
Озеро Біле				
3.1	Пісок	20,3	0,30	1,48
3.2	Пісок	16,9	0,29	1,69
3.3	Пісок	16,8	0,26	1,52

Таблиця 6.9

Вміст радіонуклідів в донних відкладах Київського водосховища (Бк/кг сухої маси) та щільність забруднення*

№ проби	¹³⁷ Cs, Бк/кг	⁹⁰ Sr, Бк/кг	¹³⁷ Cs, Бк/м ²	⁹⁰ Sr, Бк/м ²
1.1	91,0	3,5	6063	233
4.1	14,1	0,8	1189	66
6.1	17,0	—**	1870	—
8.1	52,9	3,0	5850	278
10k55	34	—	3700	—

Примітка: * – загальна щільність забруднення колонки; ** – не визначали

Вміст радіонуклідів в донних відкладах деяких досліджених водойм

№ проби	^{137}Cs , Бк/кг сухої маси	^{90}Sr , Бк/кг сухої маси	^{137}Cs , Бк/м ²	^{90}Sr , Бк/м ²
Повчанське водосховище				
2.1	200	1,6	13114	105
Оз. Біле				
3.1	212	0,50	31462	79,1
3.2	71	0,46	5999	36,4
3.3	4	0,52	533	83,0
7.1	2*	—**	—	—
7.2	18*	—	—	—
8.2	7*	—	—	—

Примітка: * – Бк/кг природної вологості; ** – не визначали.

Київському водосховищі, найменші рівні зафіксовані в озерах ШНПП та ВОХАЕС.

Для гідробіонтів, які знаходяться у товщі води, зокрема, для підводних органів рослин, ми визначили потужність дози зовнішнього γ -опромінення, що формується зосередженим у водних масах ^{137}Cs . У 2011–2014 рр. для підводної частини гелофітів Київського та Канівського водосховищ потужність зовнішнього опромінення складала 28–780 пГр/доба, і за водосховищами майже не відрізнялася. Збіг цих величин пояснюється забезпеченням Канівського водосховища водою з Київського. Прогнозовано більша потужність зовнішнього опромінення від водних мас у оз. Біле – до 1100 пГр/доба. У Повчанському водосховищі та озерах ШНПП потужність дози зовнішнього опромінення досягала 110 пГр/доба (табл. 6.11.).

За нашими даними деякі ділянки дна Київського водосховищ забруднені

**Потужність дози зовнішнього γ -опромінення у воді, що формується
зосередженим у водних масах ^{137}Cs , нГр/доба**

Водойма	Рік	Потужність дози,
Київське водосховище	2011	78–780
Київське водосховище	2012	187–312
Київське водосховище	2013	51–467
Київське водосховище	2014	28–78
Канівське водосховище	2011	202–717
Канівське водосховище	2012	125–218
Канівське водосховище	2013	132–780
Оз. Біле	2013	537–1106
Оз. Біле	2014	132–187
Повчанське водосховище	2014	73–106
Озера ШНПП	2014	27–101
ВОХАЕС	2014	81

^{137}Cs настільки інтенсивно, що донні відклади можна віднести до радіоактивних відходів. У той же час, питома активність пісків, на яких розташована більшість монодомінантних заростей гелофітів, у десятки, іноді й сотні разів менша [16]. Зрозуміло, що найбільші рівні вмісту радіонуклідів спостерігаються у донних відкладах Прип'ятьського відрогу та на глибоководних ділянках. Для оцінки впливу донних відкладів на формування дози опромінення гелофітів ми розраховали характерні для різних ділянок водосховища потужності дози зовнішнього опромінення γ -променями ^{137}Cs , які утворюються у піщаних донних відкладах (табл. 6.12). Найменші величини притаманні ділянкам, які знаходяться під впливом водних мас Дніпра, тобто у Дніпровському відрозі та на лівобережних мілководдях – близько 100 нГр/доба; найбільша потужність дози формується у Прип'ятьському відрозі – 521 нГр/доба.

Найбільшу потужність зовнішнього γ -опромінення підземних органів рослин ми спостерігали у Повчанському водосховищі та оз. Біле (табл. 6.13).

Величини потужності дози в цих водоймах були у 2–2,6 рази більші, ніж у Прип'ятському відрозі Київського водосховища. Для підземних органів рослин озер ШНПП верхня межа потужності зовнішнього γ -опромінення ^{137}Cs була зіставна з нижньою межею опромінення підводної частини рослин у Київському водосховищі. За прийнятих умов потужність опромінення коренів за рахунок β -опромінення буде на 45 % більша.

Таблиця 6.12

Потужність дози зовнішнього γ -опромінення підземних органів рослин Київського водосховища, що формується зосередженням у донних відкладах ^{137}Cs , нГр/доба

Ділянка	Потужність дози
Прип'ятський відріг	521
Дніпровський відріг	93
Середня частина, лівобережний район	108
Середня частина, правобережний район	343
Тетерівський відріг	210

Таблиця 6.13

Потужність дози зовнішнього γ -опромінення підземних органів рослин досліджених водойм, що формується зосередженням у донних відкладах ^{137}Cs , нГр/доба

Водойма	Потужність дози
Повчанське водосховище	1154
Оз. Біле	1376
Озера ШНПП	16 – 140
ВОХАЕС	до 55

Органи рослин, які знаходяться у водних масах, зазнають додаткового опромінення від донних відкладів. На глибині 50 см потужність зовнішнього γ -опромінювання підводної частини рослин від ^{137}Cs донних відкладів менша, ніж підземних органів, у 3,7 рази, на глибині 150 см – майже у 11 разів менша (табл. 6.14–6.15). Вплив опромінення ^{137}Cs донних відкладів на органи рослин, які

знаходиться у водних масах, у 100 та більше разів більший, ніж вплив опромінення від цього радіонукліда у водних масах (см. табл. 6.11).

Таблиця 6.14.

Потужність дози зовнішнього γ -опромінення підводних органів рослин Київського водосховища, що формується зосередженням у донних відкладах ^{137}Cs , нГр/доба

Ділянка	На глибині 50 см	На глибині 150 см
Прип'ятський відріг	141	50
Дніпровський відріг	25	9
Середня частина, лівобережний район	29	10
Середня частина, правобережний район	93	33
Тетерівський відріг	57	20

Таблиця 6.15.

Потужність дози зовнішнього γ -опромінення підводних органів рослин, що формується зосередженням у донних відкладах ^{137}Cs , нГр/доба

Водойма	На глибині 50 см	На глибині 150 см
Повчанське водосховище	311	111
Оз. Біле	371	133
Озера ШНПП	4,2–38	1,5–14
ВОХАЕС	до 15	до 6

Таким чином, на пізній стадії радіаційної аварії найбільшому впливу зовнішнього опромінення підлегли підземні органи водних рослин. Потужність зовнішнього опромінення ^{137}Cs коренів за рахунок β -опромінення на 45 % більша, ніж кореневищ.

6.2. Опромінення гелофітів у евтрофній та оліготрофній водоймах

Вище були розглянуті особливості формування потужності дози опромінення окремих органів рослин в різних середовищах, однак на йонізувальне випромінювання (як і набудь-який інший чинник) реагують не окремі тканини, а організм. Дозові навантаження формуються зовнішнім та внутрішнім опроміненням, тому було необхідно проаналізувати внески зовнішнього та внутрішнього опромінення у формування поглиненої дози гелофітів. Ми обмежилися розрахунком потужності дози, яка формується ^{137}Cs , оскільки саме цей радіонуклід формує підвищені рівні радіоактивного забруднення водних рослин за межами зони відчуження.

Для розрахунків використані результати досліджень, виконаних у 2013–2014 рр. на Київському водосховищі (проточна евтрофна водойма) і озері Біле (не проточна оліготрофна водойма). Потужність поглиненої дози, яка формується за рахунок випромінювання ^{137}Cs , визначали для типових представників групи гелофітів – рогозу вузьколистого та очерету звичайного.

На основі проведених нами досліджень для розрахунку дозових навантажень були прийняті наступні продукційні характеристики надземних і підземних органів рослин (дів. табл. 5.1–5.2) та питомої активності ^{137}Cs в цих органах (табл. 6.16) [37, 117].

Питома активність ^{137}Cs в пісках на території досліджуваних фітоценозів Київського водосховища в середньому становила 27 ± 6 Бк/кг, оз. Біле – 130 ± 21 Бк/кг. Потужність поглиненої дози розраховували для рослин висотою 250 см за умов зростання на глибині 50 см.

Таблиця 6.16.

Питома активність ^{137}Cs в органах рослин, Бк/кг

Органи	Очерет звичайний		Рогіз вузьколистий	
	Київське водосховище	оз. Біле	Київське водосховище	оз. Біле
Надземні	28±6	139±32	8±2	66±13
Кореневища	39±7	107±21	15±3	82±16
Корені	308±61	3410±511	139±28	627±93

На основі вищевикладеного розраховані дозові навантаження на надземні та підземні органи досліджених рослин (табл. 6.17). Потужність дози опромінення рослин Київського водосховища була у 6–10 разів нижчою, ніж відповідних видів з оз. Біле, що обумовлено високою питоною активністю рослин та донних відкладів озера.

Таблиця 6.17

Потужність поглинутої дози у рослин, нГр/доба

Органи	Рогіз вузьколистий		Очерет звичайний	
	внутрішнє	зовнішнє	внутрішнє	зовнішнє
Київське водосховище				
Надземні	9	28	32	28
Кореневища	17	211	45	211
Корені	48	304	106	304
Загальна*	14	96	50	159
Оз. Біле				
Надземні	76	134	159	134
Кореневища	93	1020	124	1020
Корені	216	1680	1170	1460
Загальна	121	941	192	826

Примітка: *– потужність дози від внутрішнього та зовнішнього опромінення рослин з урахуванням маси надземних органів, кореневищ та коренів.

Встановлено, що сумарна потужність дози опромінення коренів рослин з обох водойм була у 1,5–2 рази більшою, ніж кореневищ, та у 6–10 разів більшою, ніж надземних органів.

Внесок зовнішньої складової у потужність загальної сумарної дози опромінювання гелофітів Київського водосховища становив 76–87 %, оз. Біле – 81–90 % (табл. 6.18).

Таблиця 6.18

Внесок зовнішньої складової у дозу опромінювання окремих органів та загальну дозу, %

Органи	Очерет звичайний		Рогіз вузьколистий	
	Київське водосховище	оз. Біле	Київське водосховище	оз. Біле
Надземні	54	45	81	64
Кореневища	82	89	93	92
Корені	74	56	86	87
Загальна	76	81	87	90

За формулою (6.1) розрахований внесок окремих органів у формування загальної поглиненої дози у гелофітів. Встановлено, що у Київському водосховищі внесок підземних органів у формування загальної дози рогозу вузьколистого становив 78 %, очерету звичайного – 90 % (рис. 6.1).

В оз. Біле відносна біомаса підземних органів гелофітів була дещо більшою, ніж у Київському водосховищі, тому внесок підземних органів у формування загальної дози рогозу вузьколистого становив і очерету звичайного був більшим та становив 96 і 93 %, відповідно (рис. 6.2).

Загальна сумарна потужність дози опромінення усієї рослини була у 3–7 разів більшою, ніж тільки наземних органів, що обумовлено значним внеском у формування загальної дози підземних органів.

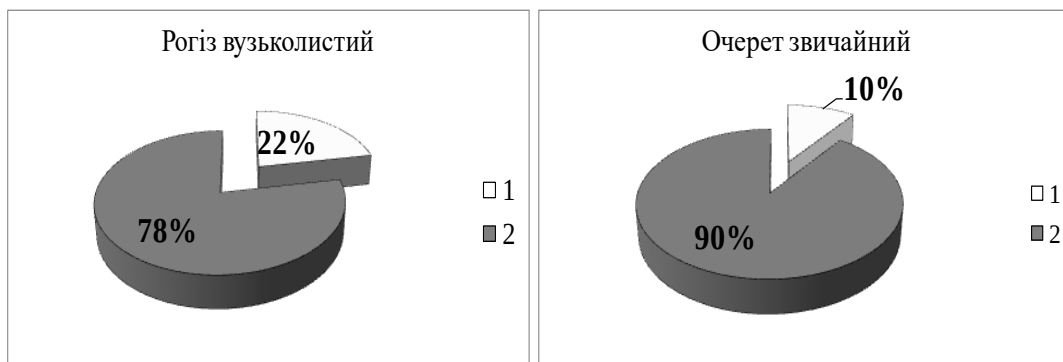


Рис. 6.1. Внесок надземних (1) та підземних (2) органів у загальну дозу гелофітів Київського водосховища

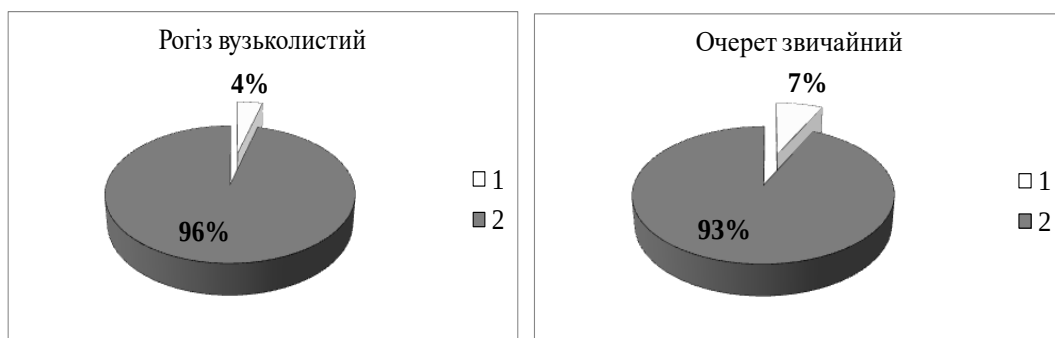


Рис. 6.2. Внесок надземних (1) та підземних (2) органів у загальну дозу гелофітів оз. Біле

Дозові навантаження, обумовлені випромінюванням ^{137}Cs , на гелофітів Київського водосховища (проточна евтрофна водойма) та оз. Біле (не проточна оліготрофна водойма) в основному сформовані зовнішньою складовою. Для коректної оцінки дози опромінення гелофітів необхідно враховувати опромінення їхніх підземних органів, оскільки загальна сумарна потужність дози опромінення усієї рослини у кілька разів більша, ніж тільки їхніх наземних органів [34, 122, 126].

Вважаємо за необхідне підкреслити, що оцінка дозових навантажень на гідробіонтів потрібна для визначення ризиків розвитку водної екосистеми, які виникають внаслідок антропогенного навантаження. Згідно узагальнень [171], ліміт потужності дози, який не призводить до радіаційних порушень, для водних рослин становить близько 2 сГр/доба (4 Гр/рік), що набагато більше, ніж одержані у полігонних водоймах результати. Таким чином можна вважати, що досліджені нами екосистеми не зазнають вражаючого радіаційного впливу. У той

же час, запропоновані підходи до обрахунку дозових навантажень на гелофітів дозволяють вдосконалити існуючі методи та можуть застосовуватися для оцінки ризиків радіаційного навантаження на прісноводні екосистеми.

6.3. Висновки до розділу 6

1. Розроблено методичний підхід до обрахунку потужності поглиненої дози надземних органів гелофітів, яка формується γ -випромінюванням радіонуклідів, зосереджених у донних відкладах.
2. Розрахована потужність зовнішнього опромінення ^{137}Cs надземних та підземних органів гелофітів у Київському та Повчанському водосховищах, оз. Біле, озерах Шацького НПП, водоймі-охолоджувачі ХАЕС.
3. На глибині 50 см потужність зовнішнього γ -опромінення підводної частини рослин від ^{137}Cs донних відкладів менша, ніж підземних органів, у 3,7 рази, на глибині 150 см – майже у 11 разів. Вплив опромінення ^{137}Cs , що зосереджений у донних відкладах, на органи рослин, які знаходяться у водних масах, більше, ніж у 100 разів вищий за вплив опромінення від зосередженого у водних масах радіонукліда.
4. Потужність зовнішнього опромінення ^{137}Cs коренів за рахунок β -опромінення на 45 % більша, ніж кореневищ.
5. Величини потужності дози зовнішнього опромінення гелофітів у Повчанському водосховищі та оз. Біле у 2–2,6 рази більші, ніж у Прип'ятському відрозі Київського водосховища. Для підземних органів рослин озер ШНПП верхня межа потужності зовнішнього γ -опромінення ^{137}Cs була співставна з нижньою межею опромінення підводної частини рослин у Київському водосховищі.
6. Встановлено, що сумарна потужність дози опромінення коренів гелофітів Київського водосховища та оз. Біле на піщаних донних відкладах була у 1,5–2 рази вищою, ніж кореневищ, та у 6–10 разів більшою, ніж надземних органів. Загальна сумарна потужність дози опромінення усієї рослини у 3–7

разів більша, ніж тільки надземних органів, що обумовлено значним внеском у формування загальної дози підземних органів.

7. Внесок зовнішньої складової у потужність загальної сумарної дози опромінення гелофітів, які ростуть на пісках у Київському водосховищі та у оз. Біле, становив 76–90 %.
8. Величина поглиненої гелофітами дози випромінювання ^{137}Cs на 78–95 % обумовлена опроміненням підземних органів.
9. Дозові навантаження, обумовлені випромінюванням ^{137}Cs , на гелофітів Київського водосховища (проточна евтрофна водойма) та оз. Біле (не проточна оліготрофна водойма) в основному сформовані зовнішньою складовою. Для коректної оцінки дози опромінення гелофітів необхідно враховувати опромінення підземних органів, оскільки загальна сумарна потужність дози опромінення усієї рослини у кілька разів більша, ніж тільки наземних органів.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. 20 років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє: Національна доповідь України. К.: Атіка, 2006. – 224 с.
2. 25 років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього: Національна доповідь України. К.: КІМ, 2011. 356 с.
3. Абіотичні компоненти екосистеми Київського водосховища / Тімченко В.М., Линник П.М., Холодько О.П., Беляєв В.В., Вандюк Н.С., Гуляєва О.О., Жежеря В.А. За ред. д-ра геогр. наук., прф. В.М. Тімченка / НАН України, Ін-т гідробіології. К.: Логос., 2013. – 60 с.
4. Альохіна О.В., Корусь М.М., Кошовий В.В. та ін. Батиметричні дослідження озера Світязь: минуле, сучасність та перспективи // Природа Західного Полісся та прилеглих територій: зб. наук. пр. / за заг. Ред. Ф. В. Зузука. – Луцьк: Східноєвроп. нац. ун-т ім. Лесі Українки, 2014. № 11. С. 24–32.
5. Антоненко Т.М. Радиоэкологическое исследование накопления, распределения и миграции цезия-137 в водоемах степной зоны Украины: автореф. дис. ... канд. биол. наук: спец. 03.00.17 «Гидробиология». Севастополь, 1978. – 28 с.
6. Беляєв В.В., Волкова Е.Н., Пришляк С. П., Пархоменко А. А. Роль высших водных растений в биотрансформации¹³⁷Cs в экосистеме Киевского водохранилища. // XXV щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України (Київ, 16–20 квітня 2018 року): тези доповідей. Київ: Ін-т ядерних дослідж., 2018. С. 205–206.
7. Беляєв В.В., Волкова Е.Н. Моделирование процессов самоочищения водных масс от радиоактивных веществ // Ядерна енергетика та довкілля. 2014. № 1 (3). С. 34–8.
8. Беляєв В.В., Волкова Е.Н. Моделирование динамики распределения долгоживущих радионуклидов в компонентах пресноводных экосистем // Тези доповідей XX щорічної наукової конференції Інституту ядерних досліджень НАН України (28 січня – 01 лютого 2013 р., Київ, Україна). К., 2013. С.196.

9. Беляєв В.В., Волкова Е.Н. Особенности радиоактивного загрязнения олиготрофных водоемов // Тези доповідей XXII щорічної наукової конференції Інституту ядерних досліджень НАН України (26–30 січня 2015 р., Київ, Україна). К., 2015. С. 191–192.
10. Беляєв В.В., Волкова Е.Н., Пришляк С.П., Пархоменко А.А. Особенности радиоактивного загрязнения олиготрофных водоемов // Наук. записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія. Спец. випуск: Гідроекологія. 2015. № 3–4 (64). С. 48–50.
11. Беляєв В., Волкова О. Методика розрахунку кількісних параметрів накопичення радіонуклідів вищими водяними рослинами // Збірка тез Всеукраїнського наукового семінару “Біомедична електроніка та фізичні методи в екології” 13–16 вересня 2007 року, Львів-Ворохта, Україна. 2007. С. 42.
12. Беляєв В.В. Накопичення та виведення цезію-137 з організму гідробіонтів: автореф. дис. ... канд. биол. наук: спец. 03.00.10. “Іхтіологія”. К., 2001. – 18 с.
13. Беляєв В.В. Формування дози опромінення очерету звичайного за умов водойми-охолоджувача ЧАЕС // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. Спеціальний випуск: Гідробіологія. 2010. № 2 (43). С. 20–23.
14. Беляєв В.В., Волкова О.М., Пархоменко О.О., Пришляк С.П. Радіоемність донних відкладів водойм різного трофічного статусу // Тези доповідей XXI щорічної наукової конференції Інституту ядерних досліджень НАН України (27–31 січня 2014р., Київ, Україна). К., 2014. С. 191–192.
15. Беляєв В. В., Волкова О. М., Пришляк С. П. Моделювання динаміки формування радіоактивності водних рослин. // Ядерна енергетика та довкілля, № 1 (5). 2015. С. 44–49.
16. Беляєв В.В., Холодько О.П., Волкова О.М., Пришляк С.П., Пархоменко О.О., Карапиш В.А., Юрчук Л.П. Особливості радіонуклідного забруднення донних відкладів Київського водосховища // Современные проблемы гидробиологии. Перспективы, пути и методы решений: Материалы III Международной научной конференции. Херсон, ПП Вишемирський В. С., 2012. С. 136–139.

- 17.Березина Н.А. Гидробиология. [2-е изд.]. М.: Высш.школа., 1963. 439 с.
- 18.Большев Л.Н., Смирнов Н.В. Таблицы математической статистики. М.: Наука, 1983. 416 с.
- 19.Вакуловский С.М., Никитин А.И., Чумичев В.Б. и др. Загрязнение ^{137}Cs и ^{90}Sr водных объектов на территории подвергшейся воздействию выбросов аварийного блока ЧАЭС // Метеорология и гидрология. 1991. № 7. С. 64–73.
- 20.Вовк П. С., Зарубін О. Л., Кленус В. Г. та ін. Радіаційне забруднення водних екосистем // Бюлетень екологічного стану зони відчуження. 1996. № 1 (6). С. 50–55.
- 21.Волкова Е.Н., Беляев В.В. Техногенные радионуклиды в гидробионтах водоемов разного типа // Радиация и экосистемы: Материалы международной научной конференции / под общ. ред. Е.Ф. Конопки. – Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2008. С. 116–119.
- 22.Волкова Е.Н., Беляев В.В., Зарубин О.Л., Гудков Д.И. Параметры снижения удельной активности ^{137}Cs в гидробионтах, обитающих в водоемах разного типа // Радиационная биология. Радиоэкология. 2009. Т. 49, № 2. С. 207–211.
- 23.Волкова Е.Н., Беляев В.В., Пархоменко А.А., Пришляк С.П. Формирование радионуклидного загрязнения гидробионтов при изменении содержания радионуклида в абиотических компонентах пресноводных экосистем // Радіобіологічні та радіоекологічні аспекти Чорнобильської катастрофи. Тези доповідей міжнародної конференції, м. Славутич, 11–15 квітня 2011 року. Славутич: Фітоцентр, 2011. С. 156.
- 24.Волкова Е.Н., Беляев В.В., Пришляк С.П., Пархоменко А.А., Карапыш В.А. Особенности формирования радионуклидного загрязнения высших водных растений Киевского водохранилища. // Ядерна фізика та енергетика. 2012. Т. 13, № 2. С. 160–165.
- 25.Волкова О. М., Беляєв В. В., Пришляк С. П., Пархоменко О. О. Сучасні рівні радіонуклідного забруднення гідробіонтів водоєм України у віддалений після аварії на Чорнобильській АЕС час // "Вода: проблеми та шляхи вирішення". Збірник статей Науково-практичної конференції із міжнародною участю, м. Рівне, 5–8 липня 2017 року. Житомир: Вид-во ЕЦ «Укрекобіокон», 2017. С.

49–53.

26. Волкова О.М. Техногенні радіонукліди у гідробіонтах водойм різного типу: автореф. дис. ... доктора біол. наук : спец. 03.00.17. «Гідробіологія». К.: ТОВ «Видавництво «Сталь», 2008. 34 с.
27. Волкова О.М. Техногенні радіонукліди у гідробіонтах водойм різного типу: дис. ... доктора біол. наук : спец. 03.00.17. «Гідробіологія». К.: Інститут гідробіології НАН України, 2008. 348 с.
28. Волкова О.М., Беляєв В.В. Вплив гідрологічних факторів на формування радіонуклідного забруднення гідробіонтів // Ядерна фізика та енергетика. 2009. Т. 10, № 1. С. 80–86.
29. Волкова О.М., Беляєв В.В. Динаміка формування рівнів вмісту ^{137}Cs у гідробіонтах водойм України // Вісник Запорізького національного університету: Зб. наук. статей. Біологічні науки. 2007. № 1. С. 21–28.
30. Волкова О.М., Беляєв В.В., Кленус В.Г. та ін. Радіоекологічні дослідження деяких річок Житомирської області // Ядерна фізика та енергетика. 2006. № 2 (18). С. 110–114.
31. Волкова О.М., Беляєв В.В., Пришляк С.П., Пархоменко О.О., Черненко Т. Роль гідробіонтів у процесах перерозподілу ^{137}Cs по компонентах мілководних ділянок верхньої частини Київського водосховища // Тези доповідей XIX щорічної наукової конференції Інституту ядерних досліджень НАН України: Наукове видання (24–27 січня 2012 р., Київ, Україна). К., 2012. С. 132–133.
32. Волкова О.М., Беляєв В.В., Каглян О.Є. Метод оцінки радіоекологічного стану водних екосистем за вмістом радіонуклідів у гідробіонтах // Природничий альманах. Біологічні науки / МОНУ, Херсонський Держ. ун-т. 2006. Вип. 8. С. 7–12.
33. Волкова Е.Н., Беляєв В.В., Широкая З.О. и др. Радиоактивное загрязнение водоемов Украинского Полесья и формы нахождения радионуклидов в некоторых компонентах водных экосистем // Гидробиол. журн. 2000. Т. 39, № 4. С. 50–65.
34. Волкова Е.Н., Беляєв В. В., Пархоменко А. А., Пришляк С. П. Роль

макрофітов в формуванні радіаційної дози облучення ембріонів пресноводних риб. // Биологические эффекты малых доз ионизирующей радиации и радиоактивное загрязнение среды: Материалы международной конференции (Сыктывкар, республика Коми, Россия, 17–21 марта 2014 г.). Сыктывкар, 2014. С. 36–40.

35. Волкова Е.Н., Беляев В. В., Пришляк С. П. Некоторые аспекты формирования поглощенной дозы воздушно-водных растений. // Гидробиол. журн., Т. 53, № 4, 2017. С. 76–84./ Volkova Ye. N., Beliayev V. V., Pryshliak S. P. Several Aspects of Forming of the Absorbed Dose of Emerged Aquatic Plants. Hydrob. J. 2017. V 53, № 6. P. 68–76.
36. Волкова Е.Н., Беляев В. В., Пришляк С. П., Пархоменко А. А.. Отмирание воздушно-водных растений как фактор миграции ^{137}Cs в водоемах. // Ядерна фізика та енергетика, 2018. Т. 19 № 1. С. 56–62.
37. Волкова О. М., Беляев В. В., Пришляк С. П., Пархоменко О. О. Формування поглиненої дози випромінювання ^{137}Cs у повітряно-водних рослин. // Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення. (матеріали міжнародної науково-практичної конференції (м. Житомир, 26–27 квітня 2018 р.). Житомир: ЖНАЕУ, 2018. С. 283–288.
38. Волкова О. М., Беляев В. В., Широка З. О. та ін. ^{137}Cs та ^{90}Sr у водоймах Рівненської області // Міжнародна конф. [«П'ятнадцять років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання»]. К., 2001. С. 2–79.
39. Волкова О.М. Радіоекологічні дослідження екосистеми р. Південний Буг // Таврійський науковий вісник: Зб. наук. праць ХДАУ. Херсон: Айлант, 2007. Вип. 48. С. 115–121.
40. Волкова О.М. Формування радіонуклідного забруднення вищих водних рослин Канівського водосховища // Таврійський науковий вісник: Зб. наук. праць ХДАУ. Херсон: Айлант, 2006. Вип. 47. С. 99–105.
41. Волкова О.М., Беляев В.В., Пархоменко О.О., Пришляк С.П. Параметри розподілу радіонуклідів у водоймах різного трофічного статусу // Природа Західного Полісся та прилеглих територій: зб. наук. пр. / за заг. Ред.

- Ф. В. Зузука. Луцьк: Східноєвроп.. нац. ун-т ім. Лесі Українки, 2014. № 11. С. 127–132.
42. Волкова О.М., Беляєв В.В., Пархоменко О.О., Пришляк С.П., Нікітюк К.О. Радіоекологічні наслідки порушення режиму експлуатації Київської ГЕС у 2010 р. // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. 2011. № 2 (47). С. 62–65.
43. Волкова О.М., Беляєв В. В., Пришляк С. П., Пархоменко О. О. Моделювання поведінки радіонуклідів в озерних екосистемах. // Національні природні парки – минуле, сьогодення, майбутнє. Матеріали міжнародної науково-практичної конференції до 30-річчя створення Шацького національного природного парку (Світязь, 23–25 квітня 2014 року). К.: ЦП “КОМПРИНТ”, 2014. С. 146–149.
44. Волкова О.М., Беляєв В.В., Михалевич А.М., Пархоменко О.О., Пришляк С.П. Оцінка впливу розробки Хотиславського кар’єра на радіоекологічну ситуацію у водних екосистемах Шацького національного природного парку // Тези доповідей XX щорічної наукової конференції Інституту ядерних досліджень НАН України (28 січня–01 лютого 2013 р., Київ, Україна). К., 2013. С. 183–184.
45. Волкова О.М., Беляєв В.В., Кленус В.Г. та ін. Радіоекологічні дослідження деяких річок Житомирської області // Ядерна фізика та енергетика. 2006. № 2 (18). С. 110–114.
46. Волкова О.М., Беляєв В.В., Широка З.О. та ін. Особливості радіоактивного забруднення рибогосподарських водойм півночі Рівненської області // Зб. наук. праць Інституту ядерних досліджень. 2001. № 1 (3). С. 156–160.
47. Вопросы дозиметрии и радиационная безопасность на атомных электрических станциях / Алексеев А.А., Андреев В.В., Бадовский В.П. и др.; Под ред. А.В. Носовского. Славутич: Укратомиздат, 1998. 406 с.
48. Воронихин Н. Н. Растительный мир континентальных водоемов. М. – Л.: Из-во АН СССР, 1953. 411 с.

- 49.Ганжа Х. Д. Фізико-хімічні форми стронцію-90 та цезію-137 у водних рослинах озерної екосистеми в Чорнобильській зоні відчуження // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка. Серія Біологія. Спеціальний випуск: Гідроекологія. 2010. № 2 (43). С. 78–81.
- 50.Гераськин С.И., Мозолин Е. М., Дикарев В.Г. и др. Цитогенетические эффекты в популяциях *Coeleria gracilis* Pers. с территории Семипалатинского испытательного полигона. // Радиационная биология. Радиоэкология. 2009. Т 49, № 2. С. 147–157.
- 51.Гераськин С.А., Удалова А.А., Дикарева Н.С. и др. Биологические эффекты хронического облучения в популяциях растений. // Радиационная биология. Радиоэкология. 2010. Т. 50, № 4. С. 374–382.
- 52.Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ / [Денисова А.И., Тимченко В.М., Нахшина Е.П., и др.] – Отв. ред. Шевченко М.А.; АН УССР. Ин-т гидробиологии. Киев: Наук. думка, 1989. 216 с.
- 53.Годун Б.О., Деревець В.В., Кіреєв С.І. [та ін.] Радіаційний стан зони відчуження в 2005 році // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. 2006. № 1 (27), квітень 2006. С. 5–24.
- 54.Горев Л. М. Основы моделирования в гидроэкологии: Підручник. К.: Либідь, 1996. 336 с.
- 55.ГОСТ 18913-73 Вода питьевая. Метод определения содержания стронция-90 // Вода питьевая. Методы анализа. Издание официальное. М., 1976. С. 91– 97.
- 56.Гринжевський М.В. Аквакультура України (організаційно-економічні аспекти). Львів: «Вільна Україна», 1998. 365 с.
- 57.Гродзинський Д. М. Радіобіологія: Підручник. К.: Либідь, 2001. 448 с.
- 58.Гудков Д.И., Деревец В.В., Зуб Л.Н. и др. Радионуклиды ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в макрофитах Краснянской поймы: видоспецифичность концентрирования и распределение в компонентах фитоценоза // Радиационная биология. Радиоэкология. 2002. Т. 42, № 4. С. 427–436.

- 59.Гудков Д.И., Деревец В.В., Зуб Л.Н. и др. Радионуклиды ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в компонентах озерных экосистем Краснянской поймы р. Припяти // Гидробиолог. журн. 2005. Т. 41, № 1. С. 76–91.
- 60.Гудков Д.И., Деревец В.В., Кузьменко М.И. и др. Радионуклиды ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu и ^{241}Am в высших водных растениях зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Физиология и биохимия культурных растений. 2001. Т. 33, № 2. С. 112–119.
- 61.Гудков Д.И., Киреев С.И., Каглян А.Е. и др. Радиоэкологическое состояние водоема-охладителя Чернобыльской АЭС на стадии вывода из эксплуатации // XXIV щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України (Київ, 10–13 квітня 2017 р.): тези доповідей. К.: Ін-т ядерних дослідж., 2017. С. 225–226.
- 62.Гудков Д.И., Деревец В.В., Зуб Л.Н. и др. Радионуклиды в озерных экосистемах Краснянской поймы р. Припяти: содержание и распределение в биотических и абиотических компонентах // Доповіді Національної академії наук України. 2005. № 5. С. 187–193.
- 63.Гудков Д.И. Радионуклиды в компонентах водных экосистем зоны отчуждения Чернобыльской АЭС: розподіл, міграція, дозові навантаження, біологічні ефекти: автореф. дис. ... доктора биол. наук : спец. 03.00.01. «Радіобіологія». К.: Логос, 2006. 34 с.
- 64.Гудков І.М. Радіобіологія: ОЛДИ-ПЛЮС, Херсон, 2016. 504 с.
- 65.Гусева В.П., Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. и др. Влияние подогрева воды на поступление некоторых радиоактивных и стабильных нуклидов в растения Белоярского водохранилища // Радиационная безопасность и защита АЭС. М.: Энергоатомиздат, 1985. Вып. 9. С. 177–179.
- 66.Денисова А.И. Формирование гидрохимического режима водохранилищ Днепра и методы его прогнозирования. Киев: Наук. думка, 1979. 292 с.
- 67.Дзюба Н.Н., Тодосиенко С.В. Валидация математических моделей миграции радиоцезия в экосистеме Киевского водохранилища // Наукові праці УкрНДГМІ. 2002. Вип. 250. С. 298–309.

- 68.Драбкова В.Г., Кузнецова В.К., Трифонова І.С. Оцінка стану Шацького національного природного парку // Шацький національний природний парк. Наукові дослідження 1983–93 рр. Світязь, 1994. С. 52–79.
- 69.ДСТУ ISO 10703-2001 Захист від радіації. Визначення об'ємної активності радіонуклідів методом гамма-спектрометрії з високою роздільною здатністю (ISO 10703:1997, IDT). Видання офіційне. К.: Держспоживстандарт України, 2003. 19 с.
- 70.Иванова И.Ю., Паньков И.В., Широкая З.О. и др. Радиоэкологические исследования макрофитов Каневского водохранилища после аварии на Чернобыльской АЭС // Гидробиол. журн. 2000. Т. 36, № 5. С. 78–85.
- 71.Калкина З. К. Коэффициенты накопления стронция-90 в планктоне и грунтах озер различной трофности // Проблемы радиоэкологии водных организмов (Тр. Ин-та экологии растений и животных). Свердловск, 1971. С. 72–75.
- 72.Киевское водохранилище. Гидрохимия, биология, продуктивность / Отв. ред. Я. Я. Цееб, Ю. Г. Майстренко. К.: Наук. думка, 1972. 460 с.
- 73.Кіреєв С. І., Годун Б.О., Вишневський Д.О. та ін. Радіаційний стан на території зони відчуження у 2010 році // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. 2011. № 1 (37). С. 37–72.
- 74.Клоков В.М., Широкая З.О., Паньков И.В. и др. Накопление радионуклидов высшими водными растениями и структура их зарослей в Припятском отроге Киевского водохранилища // Гидробиол. журн. 1993. Т. 29, № 5. С. 61–72.
- 75.Козлов В. Ф. Справочник по радиационной безопасности. 3-е изд., пераб. и доп. М.: Энергоатомиздат, 1987. 192 с.
- 76.Козлов В. Ф. Справочник по радиационной безопасности. 2-е изд., пераб. и доп. М.: Атомиздат, 1977. 384 с.
- 77.Константинов А.С. Общая гидробиология [4-е изд., перераб. и доп.] М.: Высш. школа., 1986. 472 с.
- 78.Кравець О. П. Радіологічні наслідки радіонуклідного забруднення агроценозів. К.: Логос, 2008. 244 с.
- 79.Крышев А.И. Динамическое моделирование переноса радионуклидов в гидробиоценозах и оценка последствий радиоактивного загрязнения для

- биоты и человека: автореф. дис. ... доктора биол. наук : спец. 03.00.01. «Радиобиология». Обнинск, 2008. 50 с.
80. Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Математическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах. М.: Энергоатомиздат, 1986. 149 с.
81. Крышев И.И., Рябов И.Н., Чумак В.К. и др. Радиоэкологические процессы в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС // Радиоэкологические последствия Чернобыльской аварии. М.: Ядерное общество СССР, 1991. С. 54–70.
82. Кузьменко М.И. Радиоэкологические проблемы водоемов Украины // Гидробиол. журн. 1998. Т. 34, № 6. С. 95–119.
83. Кузьменко М.И., Волкова Е.Н., Кленус В.Г. и др. Радиоактивное загрязнение Днепра и его водохранилищ и некоторые гидроэкологические мероприятия после аварии на Чернобыльской АЭС // Гидробиол. журн. 1992. Т. 28, № 6. С. 86–94.
84. Кузьменко М.И., Новиков Б.И., Насвит О.И., Тимченко В.Б. Методика отбора, предварительной обработки и подготовки донных грунтов для определения содержания радионуклидов // Гидробиол. журн. 1989. Т. 25, № 4. С. 91–93.
85. Куликов Н.В., Молчанова И.В. Континентальная радиоэкология (почвенные и пресноводные экосистемы). М.: Наука, 1975. 180 с.
86. Куликов Н.В., Чеботина М.Я. Радиоэкология пресноводных биосистем. Свердловск: УрО АН СССР. 1988. 129 с.
87. Кутлахмедов Ю.О., Корогодін В.І, Кольтовер В.К. Основи радіоекології. К.: Вища шк., 2003. 319 с.
88. Куцоконь Н.К. Радіаційна індукція множинних хромосомних пошкоджень у рослин: Автореф. дис... канд. біол. наук. К., 2004. 24 с.
89. Лакин Г.Ф. Биометрия. Учебное пособие для университетов и педагогических вузов. М.: Высшая школа, 1973. 343 с.
90. Левина С. Г., Корман Г. Г., Мухаметшина Л. Ф. Радиационный мониторинг и особенности радиоэкологической обстановки на территории ВУРСа (Изученность проблемы) // Проблемы радиоэкологии и пограничных

- дисциплин: Сб. науч. тр. Вып. 13. Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та: Полиграфист, 2010. С. 223–248.
- 91.Левина С.Г. Закономерности поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в озерных экосистемах восточно-уральского радиоактивного следа в отдаленные сроки после аварии: автореф. дис. ... доктора биол. наук: спец. 03.00.01.03 «Радиобиология». Москва, 2007. 47 с.
- 92.Лелекова Е.В. Биоморфология водных и прибрежно-водных семенных растений северо-востока европейской части России автореф. дис. ... канд. биол. наук.: спец.: 03.00.05 «Ботаника». Пермь, 2006. 21 с.
- 93.Лукина Л. Ф., Смирнова Н. Н. Физиология высших водных растений. К.: Наук. думка, 1988. 188 с.
- 94.Львович М.В., Горун А.А. Загальна характеристика Шацького національного природного парку // Шацький національний природний парк. Наукові дослідження 1983–93 рр. Світязь. 1994. С. 4–20.
- 95.Марей А.Н. Санитарная охрана водоемов от загрязнений радиоактивными веществами. М.: Атомиздат, 1976. 224 с.
- 96.Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. НАН України. Ін-т гідробіології. К.: ЛОГОС, 2006. 408 с.
- 97.Методика массового гамма-спектрометрического анализа проб природной среды / под ред. А.Н. Силантьева и К.П. Махонько. Л.: Гидрометиздат, 1984. 65 с. (Одобрено секцией № 3 Ученого совета Института экспериментальной метрологии; Утверждено зам. директора по науке Института гидробиологии АН УССР Н.Ю. Евтушенко 2 февраля 1989).
- 98.Методичні рекомендації для ведення спостережень за радіоактивним забрудненням навколишнього середовища / За ред. О.В. Войцеховича і В.В. Канівця. К.: УкрНДГМІ, 2001. 218 с.
- 99.Міхєєв О. М., Маджд С. М., Лапань О. В., Кулинич Я. І. Використання гідрофітних систем для відновлення якості забруднених вод. К.: Центр учбової літератури, 2018. 171 с.
100. Моделирование и изучение механизмов переноса радиоактивных веществ из наземных экосистем в водные объекты зоны влияния Чернобыльской

аварии / под ред. У. Сансоне и О. Войцеховича. – Чернобыль: Чернобыльінтерінформ, 1996. 196 с.

101. Мурзина Т.А., Лубянова И.П., Чаплина А.М. Накопление ^{90}Sr пресноводными растениями в водоемах степной зоны Украины // Гидробиол. журн. 1976. Т. 12, № 6. С. 34–45.
102. Насвит О.И., Буянов Н.И., Кузьменко М.И. Определение кинетических параметров процесса накопления радионуклидов компонентами экосистем по равновесным значениям коэффициентов концентрирования // Гидробиол. журн. 1986. Т. 22, № 5. С. 97–100.
103. Немец О.Ф., Гофман Ю.В. Справочник по ядерной физике. К.: Наукова думка, 1975. С. 36–78.
104. Новиков Б.И. Донные отложения днепровских водохранилищ. К.: Наукова думка, 1985. 172 с.
105. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97); Державні гігієнічні нормативи. К.: Відділ поліграфії Українського центру держсанепіднагляду МОЗ України, 1997. 121 с.
106. Определитель высших растений Украины / [Доброчаева Д.Н., Котов М.И., Прокудин Ю.Н. и др.]. [1-е изд.]. К.: Наук. думка, 1987. 548 с. [2-е изд. стереот.]. К.: Фитосоцицентр, 1999. 548 с.
107. Основы сельскохозяйственной радиологии / Пристер Б.С., Лошилов Н.А., Немец О.Ф., Поярков В.А. [2 –е изд., переработ. и доп]. К.: Урожай, 1991. 472 с.
108. Остроумов С. А. О самоочищении водных экосистем // Антропогенное влияние на водные экосистемы (По материалами конференции, посвященной 100-летию со дня рождения Н. С. Строганова). Сборник статей. Под редакцией д.б.н. О.Ф. Филенко. М.: Т-во научных изданий КМК, 2005. С. 94–119.
109. Павлютин А.П., Бабуцкий В.А. Высшая водная растительность в озере, загрязненном радионуклидами: состав, распределение, запасы и накопление цезия-137 // Гидробиол. журн. 1996. Т. 32, № 4. С. 79–86.

110. Паньков И.В., Волкова Е.Н., Широкая З.О. Радиоэкологические исследования в зоне литорали Киевского водохранилища до и после аварии на Чернобыльской АЭС // Гидробиол. журн. 1993. Т. 29, № 3. С. 100–109.
111. Паньков И. В., Волкова Е. Н., Широкая З. О. и др. Радиоэкологические исследования фитоценозов высших водных растений в верховьях Киевского водохранилища. // Гидробиол. журн. 1997. Т. 33, № 2. С. 76–88.
112. Паньков И.В. Десна после аварии на Чернобыльской АЭС: радиоэкологическое состояние и рекомендации для населения / Национальный экологический центр Украины, Ин-т гидробиологии НАН Украины. Киев, 1997. 8 с.
113. Паньков И.В., Волкова Е.Н., Широкая З.О. Коэффициенты накопления радионуклидов у гидробинтов как компонент экологического нормирования водной среды // Тез. докладов науч.-метод. экологической конф. [«Методы исследования и использования гидросистем»]. Рига: ЛУ, 1991. С. 31–32.
114. Пискунов Л. И., Куликов Н.В., Левина А.И. О математической модели накопления осколочных радионуклидов пресноводными растениями // Проблемы радиоэкологии водных организмов. Труды института экологии растений и животных. Вып. 78. Свердловск, 1971. С. 212–217.
115. Практикум по ветеринарной радиобиологии / Белов А.Д., Косенко А.С., Пак В.В. и др.; Под ред. А.Д. Белова. М.: Агропромиздат, 1988. 240 с.
116. Пришляк С.В., Беляев В.В., Волкова О.М., Пархоменко О.О. Особливості накопичення ^{137}Cs вищими водяними рослинами Київського водосховища // Фізичні методи в екології, біології та медицині: Матеріали IV міжнародної конференції (Львів-Шацьк, Україна, 15–18 вересня 2011 р.). Львів: Видавничий центр ЛНУ ім. Івана Франка. С. 91–93.
117. Пришляк С.П., Беляев В.В., Волкова Е.Н., Пархоменко А.А. Савицкий А.Л. Закономерности накопления ^{137}Cs в надземной и подземной фитомассе гелофитов. // Гидробиол. журн., Т.51, № 4, 2015. С. 74–80./ Prishlyak S. P., Belyaev V.V., Volkova Ye. N., Parkhomenko A. A., Savittskiy A.L. Regularities of ^{137}Cs accumulation in above-ground and underground phytomass of helophytes. Hydrobiological Journal, V. 51, Iss. 6. 2015. P. 68–74.

118. Пришляк С. П. Sr^{90} та Cs^{137} у вищих водяних рослинах Київського водосховища. // Інститут гідробіології НАНУ Актуальні проблеми сучасної гідробіології: збірник матеріалів науково-практичної конференції, присвяченої 95-річчю заснування Національної академії наук України. Київ, 2013 р. С. 75–77.
119. Пришляк С. П. Закономірності міграції ^{137}Cs у донні відклади внаслідок відмирання повітряно-водяних рослин. // Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем. Збірник матеріалів III науково-практичної конференції для молодих вчених. 6–7 жовтня 2016 р. С. 46–47.
120. Пришляк С. П. Особливості накопичення ^{137}Cs у кореневій системі рогозу вузьколистого. // Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем. збірник матеріалів науково-практичної конференції, присвяченої 75-річчю заснування Інституту гідробіології Національної академії наук України. 2–3 квітня, 2015 р. С. 57.
121. Пришляк С. П. Роль гелофітів у міграції ^{137}Cs в евтрофних водоймах. // Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем. Збірник матеріалів V науково-практичної конференції для молодих вчених. 14–15 листопада 2018 р. С. 46–48.
122. Пришляк С. П. Формування дози опромінення повітряно-водяних рослин в оліготрофних та евтрофних водоймах. // Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем. Збірник матеріалів IV науково-практичної конференції для молодих вчених, присвяченої 100-річчю Національної академії наук України. 6–7 листопада 2017 р. С. 47.
123. Пришляк С. П., Волкова О. М., Беляєв В. В., Пархоменко О. О. Формування рівнів вмісту ^{137}Cs у вищих водних рослинах Київського водосховища. // Вісник Львівського університету. Серія біологічна. 2012. Випуск 58. С. 139–143.
124. Пришляк С. П., Волкова О. М., Беляєв В. В. Роль відмирання повітряно-водяних рослин в міграції ^{137}Cs у прісноводних водоймах. // Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення.

(матеріали міжнар. наук.-практ. конф. (м. Житомир, 26–27 квітня 2018 р.).
Житомир: ЖНАЕУ, 2018. С. 288–292.

125. Пришляк С. П., Волкова О. М., Беляєв В. В., Пархоменко О. О. Вплив внутрішньоводоймної динаміки водних мас на формування радіонуклідного забруднення вищих водних рослин Київського водосховища. // Тези доповідей XIX щорічної наукової конференції Інституту ядерних досліджень НАН України: Наукове видання (24–27 січня 2012 р., Київ, Україна). К., 2012. С.149–150.
126. Пришляк С. П., Волкова О. М., Беляєв В. В., Пархоменко О. О. Особливості опромінення повітряно-водних рослин на різних глибинах. // XXIII щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України (Київ, 01–05 лютого 2016 р.): тези доповідей. К.: Ін-т ядерних дослідж., 2016. С. 226–227.
127. Пришляк С. П., Волкова О. М., Беляєв В. В., Пархоменко О. О. Радіонуклідне забруднення вищих водних рослин водойм України у віддалений після аварії на Чорнобильській АЕС час. // Наук. записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія. Спец. випуск: Гідроекологія. 2015. № 3–4 (64). С. 550–553.
128. Пришляк С. П., Волкова О. М., Беляєв В. В., Пархоменко О. О. Розподіл ^{137}Cs між наземними та підземними органами *Typha angustifolia*. // Тези доповідей XXII щорічної наукової конференції Інституту ядерних досліджень НАН України (26–30 січня 2015 р., Київ, Україна). К., 2015. С. 214–215.
129. Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на чернобыльской АЭС / [В.Д. Романко, М.И. Кузьменко, Н.Ю. Евтушенко и др.] К.: Наукова думка, 1992. 194 с.
130. Радиогеохимия в зоне влияния Чернобыльской АЭС / [Соботович Е.В., Бондаренко Г.Н., Ольховик Ю.А. и др.]. Киев.: Наук. думка, 1992. 145 с.
131. Радиогеоэкология водных объектов зоны влияния аварии на ЧАЭС / под ред. О.В. Войцеховича. К.: Чернобыльинтеринформ, 1997. Т. 1. 308 с.

132. Радиогеоэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС. Прогнозы загрязнения вод, оценки рисков водопользования и эффективности водоохраных контрмер для водных экосистем зоны влияния Чернобыльской аварии / под ред. О.В. Войцеховича. К.: Чернобыльинтеринформ, 1998. Т. 2. 277 с.
133. Радиохемозкология Черного моря / под ред. Г.Г. Поликарпова и Н.С. Рисика. К.: Наукова думка, 1977. 232 с.
134. Радіобіологічні ефекти хронічного опромінення рослин у зоні впливу Чорнобильської катастрофи. За ред. Д.М. Гродзинского. К.: Наук. думка, 2008. 374 с.
135. Радіонукліди у водних екосистемах України / [М.І. Кузьменко, В.Д. Романенко, В.В. Деревець В.В. та ін.]. К.: Чорнобильінтерінформ, 2001. 318 с.
136. Распопов И.М. Основные понятия продукционной гидробиологии применительно к макрафитам. // Мат. конф. «Гидрботаника». 2005. С. 153–158.
137. Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ / Сиренко Л. А., Корелякова И. Л., Михайленко Л. Е. и др. К.: Наук. Думка. 1989. 232 с.
138. Романенко В.Д. Основы гидроэкологии. К.: Генеза, 2005. 664 с.
139. Романенко В.Д. Экологическое прогнозирование – приоритетное направление современной гидробиологии // Развитие гидробиологических исследований в Украине. К.: Наук. думка, 1993. С. 3–9.
140. Романенко В.Д., Гудков Д.И., Волкова Е.Н., Кузьменко М.И. Радиоэкологические проблемы водных экосистем: 25 лет после Чернобыльской катастрофы // Гидробиол. журн. 2011. Т. 47, № 2. С. 3–26.
141. Рябов И.Н. Радиоэкология рыб водоемов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. М.: Товарищество научных изданий КМК. 2004. 215 с.
142. Савинский А.К., Попов В.И., Кулямин В.А. Спектры ЛПЭ и коэффициенты качества инкорпорированных радионуклидов: Справочник. М.: Энергоатомиздат. 1986. 144 с.

143. Садчиков А. П., Кудряшов М. А. Экология прибрежно-водной растительности (учебное пособие для студентов вузов). М.: Изд-во НИА-Природа, РЭФИА, 2004. 220 с.
144. Самойленко В.М. Комплексне районування радіоактивно забруднених територій Полісся і півночі Лісостепу за гідрологічно-ландшафтними умовами та можливими радіоекологічними наслідками місцевого водо- і ресурсокористування. К.: Ніка-Центр, 1999. 280 с.
145. Сытник Ю.М. Накопление стронция-90 и цезия-137 в компонентах экосистемы килийской дельты Дуная: автореф. дис. ... канд. биол. наук: спец. 03.00.18. «Гидробиология». Киев, 1992. 19 с.
146. Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах / М. І. Кузьменко, Д. І. Гудков, С. І. Кіреєв та ін. К.: Наук. думка, 2010. 262 с.
147. Техно-экосистема АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки / Под. ред. А.А. Протасова. Киев: Ин-т гидробиологии НАН Украины, 2011. 234 с.
148. Тимофеева-Ресовская Е.А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов. Свердловск: УФАН СССР, 1963. 78 с.
149. Тимченко В.М., Ярошевич А.Е., Виденина Ю.Л. и др. Экологические аспекты гидрологии Шацких озер // Гидробиол. журн. 1994. Т. 30, № 4. С. 59–71.
150. Тімченко В.М., Ярошевич О.С., Віденіна Ю.Л. та ін. Екологічні аспекти гідрології Шацьких озер // Шацький національний природний парк. Наукові дослідження 1983–93 рр. Світязь. 1994. С. 79–95.
151. Томилин Ю.А., Винцукевич Н.В., Григорьева Л.И. Загрязнение Днепро-Бугского лимана ^{90}Sr чернобыльского происхождения // Устойчивое развитие: загрязнение окружающей среды и экологическая безопасность: Материалы международной науч. конф. (Днепропетровск, 4–8 декабря 1995 г.). Днепропетровск: Днепропетровский гос. ун-т, 1995. Т.1. С. 182.
152. Томілін Ю.А. Радіоекологічні аспекти півдня України // III з'їзд з радіаційних досліджень (радіобіологія і радіоекологія): Матеріали наукової

конференції (Київ, 21–25 травня 2003 р.). К.: Український фітосоціоцентр, 2003. С. 342.

153. Томілін Ю.А. Радіонукліди в компонентах водних екосистем південного регіону України: міграція, розподіл, накопичення і контрзаходи: автореф. дис. ...доктора біол. наук: спец. 03.00.01. «Радіобіологія». К., (Миколаїв: Видавництво МДГУ ім. Петра Могили), 2007. 40 с.
154. Томілін Ю.А., Григор'єва Л.І. Радіонукліди у водних екосистемах південного регіону України: міграція, розподіл, накопичення, доза опромінення людини і контрзаходи. Миколаїв: Вид-во МДГУ ім. Петра Могили), 2008. 260 с.
155. Трапезников А.В. Радиоэкология пресноводных экосистем (на примере Уральского региона) автореф. дис. ... доктора биол. наук: спец. 03.00.16. «Экология». Екатеринбург, 2001. 48 с.
156. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Радиоэкология пресноводных экосистем. Екатеринбург: Из-во УРГСХА, 2006. 390 с.
157. Трофимчук О.М., Красовський Г.Я., Радчук В.В. та ін. Гідроакустичний моніторинг озер Світязь (Шацький НПП) і Нобель (проектований Нобельський НПП). // Національні природні парки – минуле, сьогодення, майбутнє. Матеріали міжнародної науково-практичної конференції до 30-річчя створення Шацького національного природного парку (Світязь, 23–25 квітня 2014 року). К.: ЦП «КОМПРИНТ», 2014. С. 165–168.
158. Тютюнник Ю. Г., Яновська Е. С. Екологічна радіогеохімія: навчальний посібник. К. Видавничо-поліграфічний центр «Київський університет», 2004. 188 с.
159. Федченко Б.А. Высшие растения // Жизнь пресных вод СССР. М., Л.: Сов. наука, 1949. С. 311–338.
160. Хомутінін Ю.В., Кашпаров В.О., Данилеський С.Є Оцінка радіоекологічної безпеки непроточних і напівпроточних водойм на території, забрудненій радіонуклідами внаслідок Чорнобильської катастрофи // Чорнобильський науковий вісник. Бюлетень екологічного стану зони відчуження та безумовного (обов'язкового) відселення. 2009. № 3 (34). С. 11–36.

161. Цаплина К.М. Продукційні характеристики вищих водяних рослин Київського водосховища на сучасному етапі функціонування його екосистеми // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. Спеціальний випуск: Гідробіологія. 2010. № 2 (43). С. 524–527.
162. Чернобыль: Радиоактивное загрязнение природных сред / Ю. А. Израэль, С. М. Вакуловский, В. А. Ветров и др. Л.: Гидрометеиздат, 1990. 296 с.
163. Чорнобильська катастрофа в гідроекології і нашій пам'яті / [Романенко В.Д., Кузьменко М.І., Гудков Д.І., Кленус В.Г., Беляєв В.В., Волкова О.М., Каглян О.Є., Широка З.О., Юрчук Л.П.]. К.: Логос, 2008. 67 с.
164. Широка З.І. Накопичення радіонуклідів вищими водяними рослинами Дніпровських водоймищ атореф. дис. ... канд.. биол. наук : спец. 03.00.17 «Гидробиология». Київ, 1995. 25 с.
165. Широка З.О., Кленус В.Г., Каглян О.Є., Беляєв В.В. Радіонуклідне забруднення водяних рослин Київського водосховища (сучасний стан) // Вісник Одеського національного університету. 2009. т. 13, вип. 16. Біологія. С. 159–165.
166. Явнюк А.А., Кутлахмедов Ю.О. Камерні моделі поведінки радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr в озері Глибоке Чорнобильської зони відчуження. // III науково-практична конференція молодих вчених «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем»: збірник матеріалів (м. Київ, 6–7 жовтня 2016 р). К.: Інститут гідробіології НАНУ, 2016. С. 60–62.
167. Ядерная энциклопедия: автор проекта, руководитель и главный редактор А.А. Ярошинская. – М.: Благотворительный фонд Ярошинской, 1996. 656 с.
168. Якушин В.М., Гош Р.І., Тімченко В.М. Оцінка якості води Шацьких озер за еколого-санітарними показниками // Шацький національний природний парк. Наукові дослідження 1983–93 рр. Світязь. 1994. С. 96–107.
169. Behaviour of Cs-137 and Sr-90 on fish ponds in Ukraine / E. Volkova, V. Belyaev, Z. Shirokaya, V. Karapysh // Equidosimetry–Ecological Standardization and Equidosimetry for Radioecology and Environmental Ecology /

- eds. F.Brechignac and G.Desmet (NATO Security through Science Series – Environmental security. Vol. 2. Netherlands: Springer, 2005. P. 293–298.
170. Bulgakova A.A., Konopleva A.V., Smithb J.T., Hiltonb J, R Comansc .N.J., Laptev G.V., Christyuk B.F. Modelling the long-term dynamics of radiocaesium in closed lakes // *Journal of Environmental Radioactivity*. 61 (2002). P. 41–53
171. ERICA Assessment Tool 1.0. The integrated approach seeks to combine exposure/dose/effect assessment with risk characterization and managerial considerations (Version November 2012) (<http://www.ERICA-tool.com>).
172. Fukushima, un an après. Premières analyses de l'accident et de ses conséquences. Rapport IRSN/DG/2012-001 du 12 mars 2012. 189 p.
173. Ganzha Ch., Gudkov D., Ganzha D., Klenus V., Nazarov A. Physicochemical forms of ^{90}Sr and ^{137}Cs in components of Glyboke Lake ecosystem in the Chornobyl exclusion zone // *Journal of Environmental Radioactivity*. Elsevier. 2014. Vol. 127. P. 176–181.
174. Gerald Matisoff. Activities and geochronology of ^{137}Cs in lake sediments resulting from sediment resuspension. // *Journal of Environmental Radioactivity*. Volume 167, February 2017, Pages 222 – 234.
175. Gudkov D.I., Shevtsova N.L., Pomortseva N.A., Dzyubenko E.V., Yavnyuk A.A., Kaglyan A.Ye., Nazarov A.B. Aquatic plants and animals in the Chernobyl exclusion zone: effects of long-term radiation exposure on different levels of biological organization // *Biosphere and Humanity* / V. Korogodina, C. Mothersill, S. Inge-Vechtomo, C. Seymour (Eds.), Series C: Environmental Security. Dordrecht: Springer. 2017.
176. Gudkov D.I., Shevtsova N.L., Pomortseva N.L., Dzyubenko E.V., Kaglyan A.E., Nazarov A.B. Radiation-induced cytogenetic and hematologic effects on aquatic biota within the Chernobyl exclusion zone // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2016. Vol. 151. P. 438–448.
177. Handbook for assessment of the exposure of biota to ionising radiation from radionuclides in the environment / Ed. By J. Brown, P. Strand, Al. Hosseini. – Project within the EC 5th Framework Programme, Contract № FIGE-CT-2000-00102. Framework for Assessment of Environmental Impact, 2003.

178. Iavniuk A.A., Kutlakhmedov Yu. O. Box Models of ^{137}Cs and ^{90}Sr Radionuclides Migration in Glyboke and Daleke Lakes within Chernobyl Exclusion Zone. // IV Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю: матеріали міжнародної конференції (м. Вінниця, 25–27 вересня 2013 р.). Вінниця: видавництво ВНТУ, 2013. С. 436–438.
179. ICRP, 2008. Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants. ICRP Publication 108
180. Kutlakhmedov Yu.O. Yavnyuk A.A. Radionuclides Behaviour Modelling of ^{137}Cs and ^{90}Sr in Glyboke and Daleke Lakes of Chernobyl Exclusion Zone. // Proceedings of the NAU. 2013. Vol. 54. No 1. P. 101–105.
181. La radioecologie des grands fleuves: des donnees de sites et de l' experimentation a la modelisation (application a la Meuse et au Rhone) /Kirchmann R., Vandecasteele C.M., Foulquier L. et al. BLG635, 1992. 70 p.
182. Monte L., Baldini E., Battella C., Fratarcangeli S., Pompei F. Modelling the Radionuclide Balance in some Water Bodies of Central Italy. // J. Environ. Radioactivity. 1997. Vol. 37, No. 3, P. 269–285.
183. Monte L., Fratarcangeli S., Quaggia S., Pompei F. A Predictive Model for the Behaviour of Dissolved Radioactive Substances in Stratified Lakes. // J. Environ. Radioactivity. 1991. Vol. 13. P. 297–308
184. Montea Luigi, Brittain John, Hakanson, Lars, Heling Rudie, Smith Jim, Zheleznyak Mark. Review and assessment of models used to predict the fate of radionuclides in lakes // Journal of Environmental Radioactivity. 2003. Vol. 69. P. 177–205
185. Montea Luigi, Kryshev Ivan, Sazykina Tatiana. Quantitative assessment of the long term behaviour of ^{90}Sr in Lake Uruscul, SouthernUrals, Russia // Journal of Environmental Radioactivity. 2002. Vol. 62 P. 61–74
186. Volkova E.N., Shirokaya Z.O., Shevtsova N.L., Karapysh V.A. Peculiarity of Radioactive Contamination of Fish Ponds in Northern Ukraine // Fifth International Symposium and Exhibition on Environmental Contamination in Central and Eastern Europe, (Prague, 12–14 Sept., 2000). Prague. P.268– 269.

187. Prohla G., Ehlkenb S., Fiedlera I., Kirchnerb G., Klemt E., Zibold G. Ecological half-lives of ^{90}Sr and ^{137}Cs in terrestrial and aquatic ecosystems. // Journal of Environmental Radioactivity. 2006. Vol. 91. P. 41–72.
188. Putyrskaya Victoria, Klemt Eckehard, Rollin Stefan. Migration of ^{137}Cs in tributaries, lake water and sediment of Lago Maggiore (Italy, Switzerland) – analysis and comparison with Lago di Lugano and other lakes. // Journal of Environmental Radioactivity. 2009. Vol. 100. P. 35–48
189. Ries T., Putyrskaya V., Klemt E. Long-term distribution and migration of ^{137}Cs in a small lake ecosystem with organic-rich catchment: A case study of Lake Vorsee (Southern Germany). // Journal of Environmental Radioactivity. 2019. Vol. 198. P. 89–103.
190. Shevtsova, N.L., Gudkov, D.I. Cytogenetic damages in the common reed *Phragmites australis* in the water bodies of the Chornobyl exclusion zone // Hydrobiological Journal. 2013. P. 85–98.
191. Shevtsova N.L., Yavniuk A.A., Gudkov D.I. Effect of rest period on germination of the common reed seeds from the water bodies of the chornobyl exclusion zone // Hydrobiological Journal. 2014. P. 78–88.
192. Shirokaya Z., Volkova Ye., Beliyaev V., Karapysh V., Ivanova I. Role of higher plants in the redistribution of radionuclides in water ecosystems // Equidosimetry – Ecological Standardization and Equidosimetry for Radioecology and Environmental Ecology / eds. F. Brechignac and G. Desmet (NATO Security through Science Series. C: Environmental security. Vol. 2. Netherlands: Springer, 2005. P. 343–345.

Список публікацій здобувача

Статті які опубліковані у фахових виданнях, зокрема у виданнях України, які включені до міжнародних наукометричних баз

1. Волкова О. М., Беляєв В. В., Пархоменко О. О., **Пришляк С. П.** Параметри розподілу радіонуклідів у водоймах різного трофічного статусу. Природа Західного Полісся та прилеглих територій: зб. наук. пр. / за заг. Ред. Ф. В. Зузука. – Луцьк: Східноєвроп.. нац. ун-т ім. Лесі Українки, 2014. – № 11. – С.127–132.
2. **Пришляк С. П.**, Волкова О. М., Беляєв В. В., Пархоменко О. О. Радіонуклідне забруднення вищих водних рослин водойм України у віддалений після аварії на Чорнобильській АЕС час. Наук. записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія. Спец. випуск: Гідроекологія. – 2015. – № 3-4(64). – С. 550–553.
3. **Пришляк С. П.**, Волкова О. М., Беляєв В. В., Пархоменко О. О. Формування рівнів вмісту ^{137}Cs у вищих водних рослинах Київського водосховища. Вісник Львівського університету. Серія біологічна. 2012. Випуск 58. С. 139–143.
4. **Prishlyak S. P.**, Belyaev V. V., Volkova Ye. N., Parkhomenko A. A., Savittskiy A. L. Regularities of ^{137}Cs accumulation in above-ground and underground phytomass of helophytes. Hydrobiological Journal, T.51, 6, 2015. – p. 68 -74.
5. Волкова О. М., Беляєв В. В., Пархоменко О. О., **Пришляк С. П.**, Нікітюк К. О. Радіоекологічні наслідки порушення режиму експлуатації Київської ГЕС у 2010 р. Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. – 2011. – №2(47). – С. 62 – 65.
6. Volkova Ye. N., Belyaev V. V., Pryshliak S. P. Several Aspects of Forming of the Absorbed Dose of Emerged Aquatic Plants. Hydrob. J. - 2017. - v53.i6. - P. 68-76.

Статті опубліковані у виданнях України, які включені до міжнародних наукометричних баз

7. Волкова Е. Н., Беляєв В. В., **Пришляк С. П.**, Пархоменко А. А., Карапыш В. А. Особенности формирования радионуклидного загрязнения высших водных растений Киевского водохранилища. Ядерна фізика та

енергетика.- 2012. – т. 13, №2. – С. 160 – 165.

8. Волкова Е. Н., Беляєв В. В., **Пришляк С. П.**, Пархоменко А. А.. Отмирание воздушно-водных растений как фактор миграции ^{137}Cs в водоемах. Ядерна фізика та енергетика, 2018, Т. 19 № 1 – С.56–62.

Статті опубліковані у інших виданнях

9. Беляєв В. В., Волкова О. М., **Пришляк С. П.**. Моделювання динаміки формування радіоактивності водних рослин. Ядерна енергетика та довкілля, № 1 (5), 2015. – С. 44–49.

Матеріали та тези конференцій

10. Волкова Е. Н., Беляєв В. В., Пархоменко А. А., **Пришляк С. П.** Формирование радионуклидного загрязнения гидробионтов при изменении содержания радионуклида в абиотических компонентах пресноводных экосистем. Радіобіологічні та радіоекологічні аспекти Чорнобильської катастрофи. Тези доповідей міжнародної конференції, м. Славутич, 11-15 квітня 2011 року. – Славутич: Фітоцентр, 2011, – С.156.

11. **Пришляк С. П.**, Беляєв В. В., Волкова О. М., Пархоменко О. О. Особенности накопления ^{137}Cs высшими водными растениями Киевского водосховища. Фізичні методи в екології, біології та медицині: Матеріали IV міжнародної конференції (Львів-Шацьк, Україна, 15–18 вересня 2011 р.). Львів: Видавничий центр ЛНУ ім. Івана Франка. – С. 91 – 93.

12. Волкова О. М., Беляєв В. В., **Пришляк С. П.**, Пархоменко О. О., Черненко Т. Роль гідробіонтів у процесах перерозподілу ^{137}Cs по компонентах мілководних ділянок верхньої частини Київського водосховища. Тези доповідей XIX щорічної наукової конференції Інституту ядерних досліджень НАН України: Наукове видання (24 – 27 січня 2012 р., Київ, Україна). – К., 2012. – С.132–133.

13. **Пришляк С. П.**, Волкова О. М., Беляєв В. В., Пархоменко О. О. Вплив внутрішньоводоймної динаміки водних мас на формування радіонуклідного забруднення вищих водних рослин Київського водосховища. Тези доповідей XIX щорічної наукової конференції Інституту ядерних досліджень НАН

України: Наукове видання (24 – 27 січня 2012 р., Київ, Україна). – К., 2012. – С.149–150.

14. Беляєв В. В., Холодько О. П., Волкова О. М., **Пришляк С. П.**, Пархоменко О. О., Карапиш В. А., Юрчук Л. П. Особливості радіонуклідного забруднення донних відкладів Київського водосховища. Современные проблемы гидробиологии. Перспективы, пути и методы решений: Материалы III Международной научной конференции. – Херсон, ПП Вишемирський В. С., 2012. – С. 136–139.

15. Беляєв В. В., Волкова О. М., Пархоменко О. О., **Пришляк С. П.** Радіоемність донних відкладів водойм різного трофічного статусу. Тези доповідей XXI щорічної наукової конференції Інституту ядерних досліджень НАН України (27 – 31 січня 2014р., Київ, Україна). – К., 2014. – С. 191–192.

16. Волкова Е. Н., Беляєв В. В., Пархоменко А. А., **Пришляк С. П.** Роль макрофитов в формировании радиационной дозы облучения эмбрионов пресноводных рыб. Биологические эффекты малых доз ионизирующей радиации и радиоактивное загрязнение среды: Материалы международной конференции (Сыктывкар, республика Коми, Россия, 17–21 марта 2014 г.). –Сыктывкар, 2014. – С. 36–40.

17. Волкова О. М., Беляєв В. В., **Пришляк С. П.**, Пархоменко О. О. Моделювання поведінки радіонуклідів в озерних екосистемах. Національні природні парки – минуле, сьогодення, майбутнє. Матеріали міжнародної науково-практичної конференції до 30-річчя створення Шацького національного природного парку (Світязь, 23–25 квітня 2014 року). – К.: ЦП “КОМПРИНТ”, 2014. – С. 146 – 149.

18. **Пришляк С. П.**, Волкова О. М., Беляєв В. В., Пархоменко О. О.. Розподіл ^{137}Cs між наземними та підземними органами *Typha angustifolia*. Тези доповідей XXII щорічної наукової конференції Інституту ядерних досліджень НАН України (26 – 30 січня 2015 р., Київ, Україна). – К., 2015. – С. 214–215.

19. **Пришляк С. П.**, Волкова О. М., Беляєв В. В., Пархоменко О. О. Особливості опромінення повітряно-водних рослин на різних глибинах. XXIII щорічна

- наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України (Київ, 01 – 05 лютого 2016 р.): тези доповідей. – К.: Ін-т ядерних дослідж., 2016. – С. 226–227.
20. Волкова Е. Н., Беляев В. В., **Пришляк С. П.**, Пархоменко А. А. Миграция ^{137}Cs в донные отложения при отмирании воздушно-водных растений. Радиобиология: минимизация радиационных рисков: материалы междунар. науч. конф. (29–30 сент. 2016 г, Гомель) / редкол. : И. А.Чешик (гл. ред.) [и др.]. – Гомель: Ин-т радиологии, 2016. – С. 26–29.
21. Волкова О. М., Беляев В. В., **Пришляк С. П.**, Пархоменко О. О. Сучасні рівні радіонуклідного забруднення гідробіонтів водойм України у віддалений після аварії на Чорнобильській АЕС час. "Вода: проблеми та шляхи вирішення". Збірник статей Науково-практичної конференції із міжнародною участю, м. Рівне, 5-8 липня 2017 року. – Житомир: Вид-во ЕЦ «Укрекобіокон», 2017. – С. 49–53.
22. Беляев В. В., Волкова Е. Н., **Пришляк С. П.**, Пархоменко А. А. Роль высших водных растений в биотрансформации ^{137}Cs в экосистеме Киевского водохранилища. XXV щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України (Київ, 16–20 квітня 2018 року) :тези доповідей. – Київ :Ін-т ядернихдослідж., 2018. – С. 205–206.
23. Волкова О. М., Беляев В. В., **Пришляк С. П.**, Пархоменко О. О. Формування поглиненої дози випромінювання ^{137}Cs у повітряно-водяних рослин. Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення (матеріали міжнародної науково-практичної конференції (м. Житомир, 26-27 квітня 2018 р.). – Житомир: ЖНАЕУ, 2018. – С. 283–288
24. **Пришляк С. П.**, Волкова О. М., Беляев В. В. Роль відмирання повітряно-водяних рослин в міграції ^{137}Cs у прісноводних водоймах. Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення(матеріали міжнар. наук.-практ. конф. м. Житомир, 26-27 квітня 2018 р.). – Житомир: ЖНАЕУ, 2018. – С. 288–292
25. **Пришляк С. П.** Sr^{90} та Cs^{137} у вищих водяних рослинах Київського водосховища. Інститут гідробіології НАНУ Актуальні проблеми сучасної гідробіології. Збірник матеріалів науково-практичної конференції, присвяченої

95-річчю заснування Національної академії наук України. С 75 – 77.

26. **Пришляк С. П.** Особливості накопичення ^{137}Cs у кореневій системі рогозу вузьколистого. Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем. збірник матеріалів науково-практичної конференції, присвяченої 75-річчю заснування Інституту гідробіології Національної академії наук України. 2-3 квітня, 2015р.

27. **Пришляк С. П.** Закономірності міграції ^{137}Cs у донні відклади внаслідок відмирання повітряно-водяних рослин. Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем. Збірник матеріалів III науково-практичної конференції для молодих вчених. 6-7 жовтня 2016 р. С. 46–47.

28. **Пришляк С. П.** Формування дози опромінення повітряно-водяних рослин в оліготрофних та евтрофних водоймах. Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем. Збірник матеріалів IV науково-практичної конференції для молодих вчених, присвяченої 100-річчю Національної академії наук України. 6–7 листопада 2017р.

29. **Пришляк С. П.** Роль гелофітів у міграції ^{137}Cs в евтрофних водоймах. Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем. Збірник матеріалів V науково-практичної конференції для молодих вчених. 14–15 листопада 2018.

Додаток 2

Відомості про апробацію результатів дисертації

1. Міжнародна конференція: «Радіобіологічні та радіоекологічні аспекти Чорнобильської катастрофи», м. Славутич, 11-15 квітня 2011 року. – усна доповідь.
2. IV Міжнародна конференція: Фізичні методи в екології, біології та медицині, Львів-Шацьк, Україна, 15–18 вересня 2011 р. – усна доповідь
3. XIX щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України, Київ 2012 – усна доповідь
4. Науково-практична конференція «Актуальні проблеми сучасної гідробіології», Київ, 2013 – усна доповідь

5. Международная конференция «Биологические эффекты малых доз ионизирующей радиации и радиоактивное загрязнение среды», Сыктывкар, республика Коми, Россия, 2014 – стендова доповідь
6. XXII щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України, Київ, 2015 – усна доповідь
7. Науково-практична конференція «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем», Київ, 2015 – усна доповідь
8. XXIII щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України, Київ, 2016 – усна доповідь
9. Международная научная конференция «Радиобиология: минимизация радиационных рисков», Гомель, 2016 – стендова доповідь
10. III науково-практична конференція для молодих вчених «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем», Київ, 2016 – усна доповідь
11. Науково-практична конференція із міжнародною участю «Вода: проблеми та шляхи вирішення», Рівне, 2017 – стендова доповідь
12. IV науково-практична конференція для молодих вчених «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем», Київ, 2017 – усна доповідь
13. XXV щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України, Київ, 2018 – усна доповідь
14. Міжнародна наук.-практ. конференція «Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення», Житомир, 2018 – усна доповідь
15. «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем», Київ, 2018 – усна доповідь