

УДК22 574.24:57.043

**МІГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ У МОЛОДІ ПЛІТКИ  
ЗВИЧАЙНОЇ НА АКВАТОРІЇ ЗАПОРІЗЬКОГО  
ВОДОСХОВИЩА**

***Т.В. Ананьєва, О.В. Федоненко, З.В. Шаповаленко***  
***Дніпропетровський національний університет***  
***імені Олеся Гончара***

*hydro-dnu@ukr.net*

Представлены результаты исследований содержания искусственных и естественных радионуклидов ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$ ) и особенностей их миграции у молоди (0+) и (1+) плотвы обыкновенной (*Rutilus rutilus* Linnaeus, 1758) на двух рыбопромысловых участках Запорожского водохранилища в Самарском заливе и нижней части водоема возле с. Войсковое. Показаны различные закономерности накопления радионуклидов с остеотропным ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ) и диффузным типом распределения в биологических тканях ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{40}\text{K}$ ). Наибольшая интенсивность аккумуляции радионуклидов из воды зафиксирована у сеголеток (0+), что объясняется более высокой скоростью метаболизма у особей рыб младшей возрастной группы.

*Естественные и искусственные радионуклиды, аккумуляция, плотва обыкновенная, молодь рыб, Запорожское водохранилище.*

Риби слугують об'єктами багатьох радіоекологічних досліджень, оскільки вони знаходяться на найвищих трофічних рівнях у водних екосистемах та безпосередньо пов'язані харчовими ланцюгами з людиною. На сьогоднішній день найбільшу небезпеку забруднення поверхневих водойм складають

штучні радіонукліди. Потрапляють радіонукліди до організму риби за рахунок адсорбції на поверхні тіла, а також при надходженні разом з харчовими об'єктами. На сучасному етапі існування Запорізьке водосховище підпадає під антропогенне навантаження від підприємств первинного ядерного циклу, розташованих у Придніпровському регіоні. Зокрема, в басейні р. Коноплянка розміщені сховища радіоактивних відходів після переробки уранової сировини м. Кам'янське (Дніпродзержинськ). Вони знаходяться у водонасиченому стані, за рахунок чого забруднюють підземні води та під час підтоплень і повеней потрапляють до Запорізького водосховища. Для товщі відходів уранового виробництва характерні значні коливання питомої активності радіонуклідів, що пов'язано з наявністю гравітаційної води, яка визначає швидкість міграції радіонуклідів. Аварія на ЧАЕС у 1986 р. призвела до забруднення великої території довгоживучими штучними радіонуклідами  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  та ін. [2, 4, 11].

Через означені причини радіоекологічна ситуація в Запорізькому водосховищі може представляти небезпеку для екосистеми та здоров'я населення, тому потребує постійного моніторингового спостереження радіоактивного забруднення усіх компонентів водної екосистеми, в першу чергу промислових ріб.

Таким чином, метою роботи було вивчення закономірностей міграції радіонуклідів у молоді плітки (*Rutilus rutilus*, Linnaeus, 1758) для подальшого прогнозу їх накопичення.

### **Матеріали та методи досліджень**

Молодь плітки звичайної відбирали на двох ділянках Запорізького водосховища: Самарській затоці та нижній частині (промислова точка поблизу с. Військове). Умовно чистою зоною за гідрохімічними показниками вважають нижню ділянку водосховища, Самарська затока – стійка зона токсифікації, токсикологічний режим якої формується під впливом скидних вод Донецького вугільного басейну. Вода в Самарській затоці містить велику кількість важких металів, котрі потрапляють зі стічними водами, має більш високу мінералізацію порівняно з нижньою ділянкою. Крім того, Самарська затока характеризується високим ступенем евтрофікації, що пов'язано зі слабкою проточністю,

великою площею мілководь і значним антропогенним забрудненням [3].

Матеріалом дослідження слугували цьоголітки та дволітки плітки звичайної, виловлені на літоральних ділянках Запорізького водосховища протягом вегетаційних періодів 2014–2015 рр. Риб відловлювали десятиметровим мальковим неводом з капронової делі з кроком вічка 4 мм. Біологічний аналіз риб здійснювали згідно до загальноприйнятих іхтіологічних методик [5, 8]. Для радіоспектроскопічних досліджень використовували тіло мальків у цілому. Наважку 10–20 г подрібнювали та висушували за температури 105°C у сухожаровій шафі до постійної ваги [7]. Питому активність радіонуклідів у тканинах риб вимірювали за допомогою сцинтиляційного спектрометра енергії гамма-випромінювання СЕГ-001 «АКП-С» і спектрометра бета-випромінювання СЕБ-01-150 [1], виражали в бекерелях на кілограм (Бк/кг) сирові, природної ваги. Процес акумуляції радіонуклідів оцінювали за допомогою коефіцієнта накопичення (коефіцієнта концентрування), який розраховували як відношення концентрації радіонуклідів у пробі до концентрації радіонуклідів у воді [10]. Цифрові дані піддавалися математичній обробці загальними методами варіаційної статистики для малої вибірки та розраховувалися за допомогою пакета програм Microsoft Excel-97.

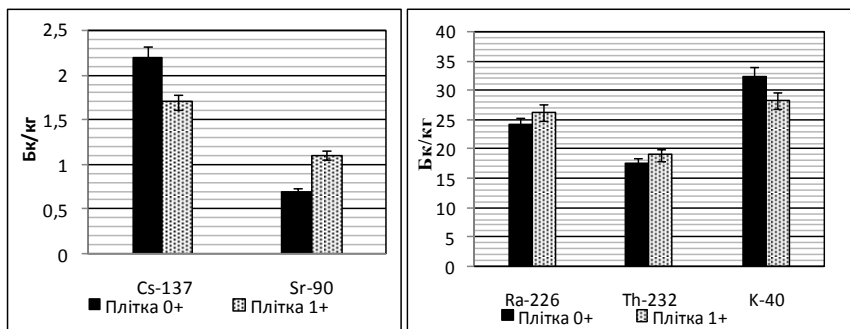
### Результати та їх обговорення

Дослідження іхтіологічних проб, відібраних у нижній ділянці Запорізького водосховища, показали, що вміст штучних радіонуклідів складав у цьоголіток (0+) плітки:  $^{137}\text{Cs}$  –  $2,2 \pm 0,15$  Бк/кг та  $^{90}\text{Sr}$  –  $0,7 \pm 0,49$  Бк/кг, у молоді (1+):  $^{137}\text{Cs}$  –  $1,7 \pm 0,12$  Бк/кг,  $^{90}\text{Sr}$  –  $1,1 \pm 0,07$  Бк/кг (рис. 1, А). Рівень  $^{137}\text{Cs}$  у молодих особин (0+) плітки звичайної був на 22,7 % більше, ніж у дволіток (1+). Отже показники вмісту цезію-137 знижувались з віком, чим молодший організм і активніша його життєдіяльність, тим вища інтенсивність надходження радіонуклідів до органів і тканин [6].

Кількість стронцію-90 у молоді (1+) у порівнянні з цьоголітками, навпаки, збільшилась на 57,1 %. Надходження радіоактивних речовин залежить також від забруднення харчових об'єктів, підвищеної концентрації радіонуклідів у воді, мулах,

інших абіотичних компонентах, що створює необхідність враховувати всі фактори впливу на обмін радіонуклідів у природних умовах.

Природні радіонукліди у цьоголіток (0+) плітки визначалися у такому діапазоні:  $^{226}\text{Ra}$  –  $24,2 \pm 1,7$  Бк/кг,  $^{232}\text{Th}$  –  $17,6 \pm 1,2$  Бк/кг,  $^{40}\text{K}$  –  $32,4 \pm 2,3$  Бк/кг; у дволіток (1+):  $^{226}\text{Ra}$  –  $26,2 \pm 1,8$  Бк/кг,  $^{232}\text{Th}$  –  $18,9 \pm 1,3$  Бк/кг,  $^{40}\text{K}$  –  $28,2 \pm 1,97$  Бк/кг. Аналіз отриманих даних показав, що рівні  $^{226}\text{Ra}$  і  $^{232}\text{Th}$  у плітки (1+) на 7–8 % перевищували показники у плітки (0+). Цьоголітки плітки акумулювали  $^{40}\text{K}$  на 13 % швидше у порівнянні з молоддю плітки (1+).



А

Б

Рисунок 1 – Рівні штучних (А) та природних (Б) радіонуклідів у молоді (0+) та (1+) плітки (*Rutilus rutilus*) з нижньої частини Запорізького водосховища

Figure 1 – The levels of artificial (A) and natural (B) radionuclides in the roach juveniles (0+) and (1+) at the lower section of the Zaporizhian Reservoir

Таким чином, радіонукліди з остеотропним типом розподілу у біологічних тканинах ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ) та дифузним розподілом ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{40}\text{K}$ ) накопичувалися у молоді риб за різними закономірностями.

Природні радіонукліди значно переважають за своїм вмістом штучні у досліджуваних пробах, це пояснюється їх вищою концентрацією у екосистемах (рис. 1, Б), проте рівні

радіоактивності не перевищують встановлені в Україні санітарно-гігієнічні норми [9].

Показники вмісту природних радіонуклідів з розвитком молоді плітки від цьоголіток до дволіток трималися відносно на одному рівні, великої різниці в підвищенні або зниженні показників не спостерігалось.

Розподіл природних та штучних радіонуклідів у молоді плітки (0+) і (1+) за вибуванням має наступний вигляд:  $^{40}K > ^{226}Ra > ^{232}Th > ^{137}Cs > ^{90}Sr$ .

У результаті аналізу концентрації природних і штучних радіонуклідів у молоді плітки з Самарської затоки виявлений вміст  $^{137}Cs$  на рівні від  $1,8 \pm 0,13$  Бк/кг у плітки (1+) до  $2,1 \pm 0,33$  Бк/кг у плітки (0+) та  $^{90}Sr$  – від  $1,0 \pm 0,03$  Бк/кг у молоді (0+) до  $0,9 \pm 0,08$  Бк/кг у молоді (1+). Концентрації обох радіонуклідів ( $^{137}Cs$  та  $^{90}Sr$ ) у молоді плітки (0+) перевищували на 10 % їх рівні у молоді (1+) (рис. 2, А).

Вміст природних радіонуклідів у молоді плітки з Самарської затоки знаходився у межах:  $^{226}Ra$  – від  $21,4 \pm 1,50$  Бк/кг (0+) до  $18,2 \pm 1,27$  Бк/кг (1+),  $^{232}Th$  – від  $19,2 \pm 1,43$  Бк/кг (0+) до  $16,4 \pm 1,14$  Бк/кг (1+),  $^{40}K$  – від  $52,4 \pm 4,1$  Бк/кг (0+) до  $45,7 \pm 3,19$  Бк/кг (1+) (рис. 2, Б). Концентрації усіх природних радіонуклідів у молоді плітки (0+) перевищували на 12,7–15,0 % їх рівні у молоді (1+). Проте, у Самарській затоці не виявлено достовірних відхилень щодо вмісту радіонуклідів штучного або природного походження у особин плітки віком (0+) і (1+). Ймовірно, це пов'язано з гідрохімічними умовами в даній акваторії, насамперед високою мінералізацією води у порівнянні з нижньою ділянкою водосховища.

У молодих особин плітки з Самарської затоки показники вмісту природних радіонуклідів  $^{226}Ra$ ,  $^{232}Th$  та  $^{40}K$  також переважали у кількісному відношенні концентрації штучних радіонуклідів  $^{137}Cs$  та  $^{90}Sr$ . Ранжування вмісту досліджуваних радіоактивних речовин у молоді плітки в Самарській затоці дозволило побудувати аналогічний концентраційний ряд за вибуванням, як і в нижній частині Запорізького водосховища:  $^{40}K > ^{226}Ra > ^{232}Th > ^{137}Cs > ^{90}Sr$ .

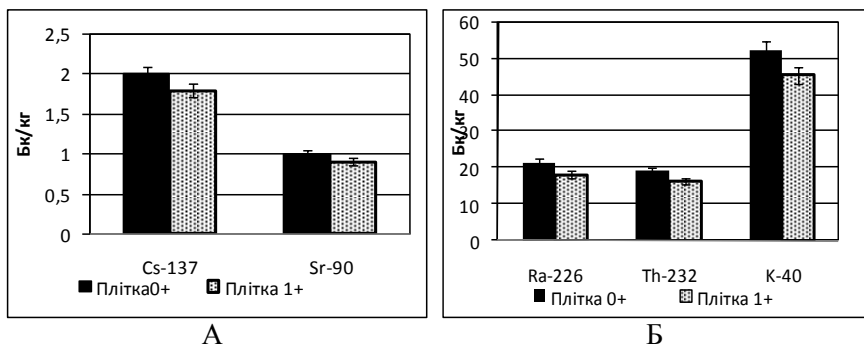


Рисунок 2 – Рівні штучних (А) та природних (Б) радіонуклідів у молоді (0+) та (1+) плітки (*Rutilus rutilus*) з Самарської затоки

Figure 2 – The levels of artificial (A) and natural (B) radionuclides in the roach juveniles (0+) and (1+) (*Rutilus rutilus*) at the Samara Bay

Проведена оцінка процесів акумуляції штучних і природних радіонуклідів у молоді плітки за коефіцієнтами накопичення (Кн) відносно їх вмісту в воді показала, що найвищі значення Кн були визначені для  $^{137}\text{Cs}$ , який має високу щільність фіксації з біологічними тканинами (табл. 1). Незважаючи на те, що вміст  $^{137}\text{Cs}$  у тканинах риб нижчий за вміст його природного аналогу  $^{40}\text{K}$  в 15 разів у нижній ділянці Запорізького водосховища та в 25 разів у Самарській затоці, коефіцієнт накопичення  $^{137}\text{Cs}$  переважав значення Кн  $^{40}\text{K}$  у 8 разів у нижній ділянці та у 5 разів у Самарській затоці.

Висока інтенсивність акумуляції була виявлена для  $^{232}\text{Th}$ , техногенно підсиленого радіоактивного елемента у Дніпровському басейні, що вказує на потенційний ризик і його значну роль у забрудненні водних екосистем.

У плітки віком (0+) з нижньої ділянки Запорізького водосховища коефіцієнт накопичення  $^{137}\text{Cs}$  склав 55,0, що на 23 % більше ніж у молоді (1+), а значення Кн  $^{90}\text{Sr}$  показали, що

навпаки, особини віком (0+) накопичували на 36 % менше штучного елемента, порівнюючи з дволітками (1+).

Таблиця 1 – Коефіцієнти накопичення штучних і природних радіонуклідів в молоді плітки звичайної в Запорізькому водосховищі у 2014–2015 рр.

Table 1 – The accumulation coefficient (Ka) of artificial and natural radionuclides in roach juveniles at the Zaporizhian Reservoir in 2014–2015

Елемент	Нижня ділянка Запорізького водосховища		Самарська затока	
	Кн (0+)	Кн (1+)	Кн (0+)	Кн (1+)
$^{137}\text{Cs}$	55,00	42,50	50,00	45,00
$^{90}\text{Sr}$	10,00	15,71	14,29	12,86
$^{226}\text{Ra}$	23,05	24,95	20,38	17,33
$^{232}\text{Th}$	37,45	40,21	40,85	34,89
$^{40}\text{K}$	6,63	5,77	10,72	9,35

Для більшості досліджуваних радіоактивних елементів коефіцієнти накопичення у молоді плітки (0+) на 10–15 % перевищували показники дволіток (1+).

Отже, результати оцінки міграції радіонуклідів в організмі молоді плітки свідчать про те, що найбільша інтенсивність акумуляції радіонуклідів з води зафіксована у цьоголіток, що можна пояснити більш високою швидкістю метаболізму у особин риби наймолодшого віку.

Виявлені закономірності накопичення природних і штучних радіонуклідів молоддю плітки звичайної Запорізького

водосховища дають підстави для прогнозування та моделювання міграційних процесів і радіоактивного забруднення водної екосистеми за подальших моніторингових спостережень.

### Висновки

1. Ранжування вмісту штучних і природних радіонуклідів у молоді плітки в нижній частині Запорізького водосховища і Самарській затоці дозволило побудувати концентраційний ряд за вибуванням у наступній послідовності:  $^{40}\text{K} > ^{226}\text{Ra} > ^{232}\text{Th} > ^{137}\text{Cs} > ^{90}\text{Sr}$ .

2. Радіонукліди з остеотропним ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ) та дифузним ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{40}\text{K}$ ) типом розподілу у біологічних тканинах накопичувалися у молоді риби за різними закономірностями. Проте, у Самарській затоці не виявлено достовірних відхилень щодо вмісту радіонуклідів штучного або природного походження у особин плітки віком (0+) і (1+). Ймовірно, це пов'язано з гідрохімічними умовами в даній акваторії, насамперед високою мінералізацією води у порівнянні з нижньою ділянкою водосховища.

3. Результати оцінки міграції радіоактивних речовин в організмі молоді плітки за коефіцієнтами накопичення (Кн) свідчать про те, що найбільша інтенсивність акумуляції радіонуклідів з води зафіксована у цьоголіток, що можна пояснити більш високою швидкістю метаболізму у особин риби наймолодшого віку.

### Література:

1. Бабенко В.В. Активність бета-випромінних радіонуклідів в лічильних зразках. Методика виконання вимірювань з використанням сцинтиляційних спектрометрів і програмного забезпечення АК-1 [Текст] / Бабенко В.В., Казимиров О.С., Рудик О.Ф. – К.: НВП «Атом Комплекс Прилад», 1998. – 27 с.

*Babenko V.V. Aktivnistj beta-viprominnikh radionuklidiv v lichiljnikh zrazkakh. Metodika vikonannya vimiryuvanj z vikoristannyam scintilyacijnykh spektrometriv i programnogo zabezpečennja AK-1 [Tekst] / Babenko V.V., Kazimirov O.S., Rudik O.F. – K.: NVP «Atom Kompleks Prilad», 1998. – 27 s.*



2. Білоконь Г.С. Накопичення радіонуклідів у промислових видах риб Дніпровського водосховища [Текст] / Г.С. Білоконь // Рибне господарство. – 2009. – Вип. 66. – С. 229–232.

*Bilokonj G.S. Nakopichennya radionuklidiv u promislovikh vidakh rib Dniprovsjkoj vodoskhovitha [Tekst] / G.S. Bilokonj // Ribne gospodarstvo. – 2009. – Vip. 66. – S. 229–232.*

3. Волкова О.М. Метод оцінки радіоекологічного стану водних екосистем за вмістом радіонуклідів у гідробіонтах [Текст] / Волкова О.М., Беляєв В.В., Каглян О.Є. // Природничий альманах. Біологічні науки. – Вип. 8. – Херсон: ПП Вишемирський, 2006. – С. 7–12.

*Volkova O.M. Metod ocinki radioekologichnoho stanu vodnikh ekosistem za vmistom radionuklidiv u gidrobiontakh [Tekst] / Volkova O.M., Belyaev V.V., Kaglyan O.E. // Prirodnichij aljmanakh. Biologichni nauki. – Vip. 8. Kherson: PP Vishemirskij, 2006. – S. 7–12.*

4. Запорожское водохранилище [Текст] / Дворецкий А.И., Рябов Ф.П., Емец Г.П., Галинский В.Л. [и др.]. – Д.: Вид-во ДНУ, 2000. – 172 с.

*Zaporozhskoe vodokhranilithe [Tekst] / Dvoreckij A.I., Ryabov F.P., Emec G.P., Galinskiy V.L. [i dr.]. – D.: Vid-vo DNU, 2000. – 172 s.*

5. Коблицкая А.Ф. Определитель молоди пресноводных рыб / А.Ф. Коблицкая. – М.: Лег. и пищ. пром-сть, 1981. – 208 с.

*Koblickaya A.F. Opredelitelj molodi presnovodnihkh ribh / A.F. Koblickaya. – M.: Leg. i pith. prom-stj, 1981. – 208 s.*

6. Маренков О.М. Вивчення радіоактивного забруднення молоді риб Дніпровського водосховища [Текст] / О.М. Маренков // Рибне господарство України. – Керч, 2011. – № 2(73). – С. 39–41.

*Marenkov O.M. Vivchennya radioaktivnoho zabrudnennya molodi rib Dniprovsjkoj vodoskhovitha [Tekst] / O.M. Marenkov // Ribne gospodarstvo Ukraïni. – Kerch, 2011. – № 2(73). – S. 39–41.*

7. Методика відбору проб сільськогосподарської продукції та продуктів харчування для лабораторного аналізу на вміст радіонуклідів. Довідник для радіологічних служб Мінсільгосппроду України [Текст]. – К., 1997. – С. 3–14.

*Metodika vidboru prob siljsjkgospodarsjkoï produkciï ta produktiv kharchuvannya dlya laboratornoho analizu na vmist*

radionuklidiv. Dovidnik dlya radiologichnikh sluzhb Minsiljgosprodu Ukraїni [Tekst]. – K., 1997. – S. 3–14.

8. Методика збору і обробки іхтіологічних і гідробіологічних матеріалів з метою визначення лімітів промислового виловлення риб з великих водосховищ і лиманів України [Текст] / Озінковська С.П., Єрко В.М., Коханова Г.Д. та ін. – К., 1998. – 47 с.

Metodika zboru i obrobki ikhtiologichnikh i gidrobiologichnikh materialiv z metoyu viznachennya limitiv promislovogo viluchennya rib z velikikh vodoshkovith i limaniv Ukraїni [Tekst] / Ozinkovsjka S.P., Erko V.M., Kokhanova G.D. ta in. – K., 1998. – 47 s.

9. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97); Державні гігієнічні нормативи [Текст]. – К.: Відділ поліграфії Українського центру держсанепіднагляду МОЗ України, 1997. – 121 с.

Normi radiacijnoї bezpeki Ukraїni (NRBU-97); Derzhavni higienichni normativi [Tekst]. – K.: Viddil poligrafії Ukraїnsjkogo centru derzhsanepidnaglyadu MOZ Ukraїni, 1997. – 121 s.

10. Перечень национальных стандартов Украины (ДСТУ) по состоянию на 01.01.2008. Часть 1 [Текст]. – К., 2008. – С. 220–223.

Perechenj nacionaljnihkh standartov Ukrainih (DSTU) po sostoyaniyu na 01.01.2008.Chastj 1 [Tekst]. – K., 2008. – S. 220–223.

11. Радиоактивное загрязнение Днепра и его водохранилищ и некоторые гидроэкологические мероприятия после аварии на Чернобыльской АЭС [Текст] / Кузьменко М.И., Волкова Е.Н., Кленус В.Г. [и др.] // Гидробиологический журнал. – 1992. – Т. 28, №6. – С. 86–93.

Radioaktivnoe zagryaznenie Dnepra i ego vodokhranilith i nekotorihe gidroehkologicheskie meropriyatiya posle avarii na Chernobihljskoj AEhS [Tekst] / Kuzjmenko M.I., Volkova E.N., Klenus V.G. [i dr.] // Gidrobiologicheskij zhurnal. – 1992. – T. 28, №6. – S. 86–93.

## THE RADIONUCLIDE MIGRATION IN JUVENILE ROACH IN THE ZAPORIZHIAN RESERVOIR

*T.V. Ananieva, O.V. Fedonenko, Z.V. Shapovalenko*

*Oles Honchar Dnipropetrovsk National University*

*hydro-dnu@ukr.net*

It has been present the experimental research data on the contents of artificial and natural radionuclides ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$ ) and the peculiarities of their migration in the roach juveniles (0+) and (1+) (*Rutilus rutilus* Linnaeus, 1758) at two fishing areas in the Zaporizhian Reservoir at the Samara Bay and the lower section near the Viyskove village.

Specific activity of radionuclides in the fish tissues were measured by scintillation spectrometers of gamma-radiation and beta-radiation of wet natural weight and is presented as becquerels per kilogram (Bq/kg). The processes of radionuclide accumulation from water were assessed by factor of ratio between radionuclide concentrations in the fish tissue and in water.

Ranking the contents of artificial and natural radionuclides in roach juvenile in the Zaporizhian Reservoir allowed to create the decreasing concentration consequence as follows:  $^{40}\text{K} > ^{226}\text{Ra} > ^{232}\text{Th} > ^{137}\text{Cs} > ^{90}\text{Sr}$ . Radionuclides with osteotropic type of distribution in biological tissues ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ) and diffuse distribution ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{40}\text{K}$ ) were accumulated in juvenile fish according to different laws. However, in the Samara Bay there was not found significant violations in contents of artificial or natural radionuclides in roach individuals (0+) and (1+) age. Probably that was due to hydrochemical conditions in the area, especially to the high mineralization of water in comparison to the lower section of the reservoir. Evaluation results of migration of radioactive substances in the roach juvenile body by accumulation coefficients (Ka) indicated the largest intensity of radionuclide accumulation from the water in juveniles (0+). That can be explain with the higher rate of metabolism in fish species of youngest age.

High accumulation intensity was found to  $^{232}\text{Th}$  as technologically amplified radioactive element in the Dnieper basin. This indicates a potential risk and its significant role in the pollution of aquatic ecosystems. Identified accumulation patterns of natural and artificial radionuclides in roach juvenile in the Zaporizhian Reservoir

provide grounds for predicting and modeling the migration and radioactive contamination of the aquatic ecosystems for future monitoring.