
ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ

УДК 502.51-049.5: [621.311.25:627.81]

DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.2-47.21>

ОЦІНКА ПОКАЗНИКІВ РАДІОЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДОЙМ ЗА ЕКОСИСТЕМНИМ ПРИНЦИПОМ БЕЗПЕКИ

Григор'єв К.В., Алексєєва А.О., Макарова О.В., Григор'єва Л.І.

Чорноморський національний університет імені Петра Могили

вул. 68 Десантників, 10, 54003, м. Миколаїв

kossss.iop@gmail.com, anna.aleksyeyeva@chmnu.edu.ua,

elenamakarova79@ukr.net, kafecobezpeka@ukr.net

Представлено результати дослідження із застосування теорії радіаційної ємності екосистем до встановлення нормативів вмісту радіонуклідів у поверхневих водоймах з позицій екологічного принципу безпеки, тобто захисту біоти прісноводної екосистеми. Такі нормативи є необхідною передумовою для прийняття ефективних заходів із забезпечення екологічної безпеки біоти і населення, яке використовує такі екосистеми для проживання, виробництва і рекреації. Представлено результати дослідження коефіцієнтів акумуляції радіонуклідів (^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr , ^{54}Mn , $^{108\text{m}}\text{Ag}$, $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{57}Co , ^{60}Co) донними відкладеннями і водоростями п'яти водойм у районі розміщення ЮУ АЕС, які використано для оцінки стану екосистеми цих водойм за методологією радіаційної ємності екосистем. Планктонні водорості досліджених водосховищ представлено рдестами (*Potamogeton natans*), ряскою двох видів (*Lemna minor L.*, *Lemna trisulca L.*), елодеєю (*Elodea bifoliata H. St. John*, *Elodea callitrichoides (Rich.) Casp.*, *Elodea canadensis Michx.*), роголистником трьох видів (*Ceratophyllum demersum L.*, *Ceratophyllum platyacanthum Cham.*, *Ceratophyllum submersum L.*) та нитчастими водоростями – кладофорою (*Cladophora fracta*). Розраховано фактори радіаційної ємності кожної з п'яти водойм. Невисокі величини загального фактору радіоемності для ставка-охолоджувача Южно-Української АЕС дозволили вказати на зниження надійності екосистеми цієї водойми, що потребує задіяння відповідних заходів. На підставі запропонованої радіоекологами допустимої межі вмісту радіонуклідів у біоті прісноводної екосистеми розраховано допустимі концентрації радіонуклідів у водоймах та допустимі скиди радіонуклідів до водойм при не перевищенні цієї екологічної межі. Показано, що величини допустимої скиду радіонуклідів у водойму за принципом забезпечення бентоса донних відкладень від 10 до 100 разів є меншими, ніж аналогічні значення, що визначені за принципом забезпечення фітопланктону. Цим обґрунтовано розрахунок екологічних нормативів допустимих концентрацій радіонуклідів у воді водойми, виходячи з принципу забезпечення бентоса донних відкладень. *Ключові слова:* забезпечення екосистем, донні відкладення, водяна біота, радіаційна ємність водойм, гранично-допустимі концентрації.

Assessment of indicators of the radiation – environmental condition of water according to the ecosystem principle of safety.
Grygoriev K., Aleksieieva A., Makarova O., Grygorieva L.

The article presents the results of a study on the application of the theory of ecosystems radiation capacity to the establishment of standards for the content of radionuclides in surface water bodies from the standpoint of the ecological principle of safety, i.e. protection of freshwater ecosystem biota. Such standards are a necessary prerequisite for taking effective measures to ensure the environmental safety of biota and the population using such ecosystems for living, production and recreation. The results of the research of the coefficients of accumulation of radionuclides (^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr , ^{54}Mn , $^{108\text{m}}\text{Ag}$, $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{57}Co , ^{60}Co) in the bottom sediments and algae of five reservoirs in the area of the South-Ukrainian Nuclear Power Plant (SU NPP) are presented. They were used to assess the state of the ecosystem of these reservoirs according to the methodology of ecosystems' radiation capacity. The planktonic algae of the studied reservoirs are represented by pondweed (*Potamogeton natans*), duckweed of two species (*Lemna minor L.*, *Lemna trisulca L.*), elodea (*Elodea bifoliata H. St. John*, *Elodea callitrichoides (Rich.) Casp.*, *Elodea canadensis Michx.*), three species of cattail (*Ceratophyllum demersum L.*, *Ceratophyllum platyacanthum Cham.*, *Ceratophyllum submersum L.*) and filamentous algae – *Cladophora fracta*. The radiation capacity factors of each of the five reservoirs were calculated. The low values of the total radiocapacity factor for the cooling pond of the SU NPP made it possible to indicate a decrease in the reliability of this reservoir ecosystem, which requires the use of appropriate measures. Based on the permissible limit of radionuclide content in the biota of a freshwater ecosystem proposed by radiologists, the permissible concentrations of radionuclides in water bodies and the permissible discharge of radionuclides into water bodies were calculated without exceeding this ecological limit. It is shown that the values of the permissible discharge of radionuclides into the water body are based on the principle of ensuring the benthos of bottom sediments are 10 to 100 times smaller than the similar values determined according to the principle of providing phytoplankton. This substantiates the calculation of environmental standards for permissible concentrations of radionuclides in the water of the reservoir, based on the principle of ensuring the benthos of bottom sediments. *Key words:* protection of ecosystems, bottom sediments, water biota, radiation capacity of water bodies, maximum permissible concentrations.

Постановка проблеми. Широкомасштабне використання водних ресурсів для промислових, сільськогосподарських та комунальних потреб нашої країни призводить до їх виснаження та забруднення, у тому числі – радіонуклідного. Потенційними джерелами радіонуклідного забруднення прісних водойм на Україні можуть виступати скиди Південно-Української (далі – ПУ АЕС), Запорізької

АЕС, в яких після механічного і хімічного очищення здійснюється поетапне осадження радіоактивності природним шляхом. Олександрівське водосховище, яке використовується в гідроенергетиці (при забезпеченні роботи Олександрівської ГЕС і Ташлицької ГАЕС), має площу дзеркала води $13,1 \cdot 10^6 \text{ м}^2$, із середньою глибиною 9,1 м. Таборівське водосховище є іригаційно-господарським об'єктом з площею дзеркала води $1,0 \cdot 10^7 \text{ м}^2$. Гідрологічно з ним пов'язано Трикратьське водосховище з площею дзеркала води $1,0 \cdot 10^3 \text{ м}^2$.

Ціль роботи – визначення допустимих рівнів радіонуклідного забруднення водойм на предмет не перевищення екологічних меж. Задачі дослідження полягали у: 1) визначення коефіцієнтів акумуляції донними відкладеннями і фітопланктоном радіонуклідів, які потрапляють у довкілля з рідкими скидами ЮУ АЕС; 2) розрахунок факторів радіаційної ємності водойм; 3) розрахунок допустимих концентрацій радіонуклідів (^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr , ^{54}Mn , $^{108\text{m}}\text{Ag}$, $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{57}Co , ^{60}Co , ^3H) у воді водойм пониззя р. Південний Буг за принципом забезпечення екосистеми водойм.

Матеріали експериментальних досліджень.

Матеріалами дослідження виступали:

– дані про вміст радіонуклідів у компонентах водойм за період 1982–2017 рр. [6, 7, 8, 9];

– дані досліджень вмісту радіонуклідів у воді та водяних компонентах водосховищ у районі ЮУ АЕС, проведених вченими наукового інституту радіаційної і техногенно-екологічної безпеки ЧНУ ім. Петра Могили за 1982–2010 рр. [10, 11, 12].

Під час розрахунку допустимих концентрацій радіонуклідів у воді за принципом безпеки екосистеми водойм використано відомі підходи до екологічного нормування вмісту радіонуклідів у компонентах екосистем [4, 13].

Результати експериментальних досліджень.

Водяну біоту прісноводної водойми представляють бентос донних відкладень, планктон водоростей та інших водяних рослин, нейстон. Планктонні водорості досліджених водосховищ представлено рдестами (*Potamogeton natans*), ряскою двох

видів (*Lemna minor L.*, *Lemna trisulca L.*), елодеєю (*Elodea bifoliata H. St. John*, *Elodea callitrichoides (Rich.) Casp.*, *Elodea canadensis Michx.*), роголистником трьох видів (*Ceratophyllum demersum L.*, *Ceratophyllum platyacanthum Cham.*, *Ceratophyllum submersum L.*) та нитчастими водоростями, які представлено кладофорою (*Cladophora fracta*) [4].

Блок-схему стаціонарної камерної моделі екосистеми водойми, у котру потрапляють радіонукліди, можна представити у вигляді, який представлено на рис. 2.

Узагальнені результати розрахунку коефіцієнтів акумуляції радіонуклідів (^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr , ^{54}Mn , $^{108\text{m}}\text{Ag}$, $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{57}Co , ^{60}Co , ^3H) донними відкладеннями водойм та планктонними водоростями представлено у таблиці 1. Також там представлено розраховані середні за водоймами величини відповідних коефіцієнтів для кожного радіонукліду. Розрахунок коефіцієнтів акумуляції радіонуклідів здійснено за відомими формулами:

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

$$k_{\text{algae}}^i = \frac{C_{\text{algae}}^i \left(\frac{\text{Бк}}{\text{кг}} \right)}{C_{\text{water}}^i \left(\frac{\text{Бк}}{\text{л}} \right)},$$

де k_{bottom}^i – коефіцієнт акумуляції радіонукліду i донними відкладеннями водойми, $\frac{\text{Бк}/\text{кг}}{\text{Бк}/\text{л}}$;

k_{algae}^i – коефіцієнт акумуляції радіонукліду i водоростями водойми, $\frac{\text{Бк}/\text{кг}}{\text{Бк}/\text{л}}$;

C_{bottom}^i – питома активність радіонукліду i у донних відкладеннях водойми, $\left(\frac{\text{Бк}}{\text{кг}} \right)$;

C_{algae}^i – питома активність радіонукліду i у водоростях водойми, $\left(\frac{\text{Бк}}{\text{кг}} \right)$;

C_{water}^i – питома активність радіонукліду i у воді водойми, $\left(\frac{\text{Бк}}{\text{л}} \right)$.

Ці результати виступили вихідними величинами при обчисленні радіаційної ємності A^i і факторів

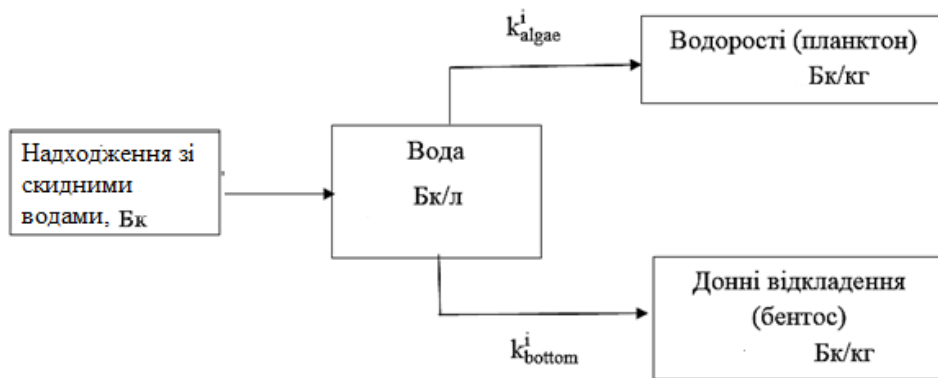


Рис. 2. Блок-схема камерної моделі міграції радіонуклідів в екосистемі водойми

радіємності цих водойм: фактора радіємності донних відкладень водойми F^i_{bottom} , фактора радіємності водяної біоти водойми F^i_{algae} , загального фактора радіємності F^i цих водойм (табл. 2) за формулами [14]:

$$A^i = C^i_{water} \times S \times (H + k^i_{bottom} \times h + k^i_{algae} \times P \times H),$$

$$F^i_{bottom} = \frac{k^i_{bottom} \times h}{H + k^i_{bottom} \times h},$$

$$F^i_{algae} = \frac{P \times k^i_{algae} \times H}{(H + P \times k^i_{algae} \times H)},$$

$$F^i = \frac{(k^i_{bottom} \times h + P \times k^i_{algae} \times H)}{(H + k^i_{bottom} \times h + P \times k^i_{algae} \times H)}$$

де S – площа поверхні водойми, m^2 ; H – глибина водойми, m ; h – товщина ефективного шару донних відкладень (шару, в якому накопичуються радіонукліди, прийнято $h=0,1 m$); P – вміст біоти в одиниці

об'ємі води, $г/м^3$ (значення P прийнято за результатами визначення для кожної водойми).

Середні значення визначених коефіцієнтів акумуляції і значення визначених загальних факторів радіємності екосистеми цих водойм використано при розрахунку допустимого скиду радіонукліду до екосистеми водойми [4] (табл. 3) за формулами:

$$N^i_{L,bottom} = L \times h \times S / (k^i_{bottom} \times F^i)$$

$$N^i_{L,algae} = L \times H \times S / (k^i_{algae} \times (1 - F^i))$$

де N^i_{bottom} – допустимий скид радіонукліду i до екосистеми водойми, який визначено для донних відкладень водойми, Бк; N^i_{algae} – допустимий скид радіонукліду i до екосистеми водойми, який визначено для планктонних водоростей водойми, Бк; L – ліміт вмісту радіонуклідів у водяній біоті – 370 кБк/кг.

З результатів розрахунку, наведених у таблиці 1, маємо, що коефіцієнти акумуляції радіонуклідів донними відкладеннями варіювали у межах від 120

Таблиця 1

Усереднені за період 1982–2018 рр. значення показників радіоекологічного стану водойм

Водойма	Показник	$^{137}Cs, ^{134}Cs$	^{90}Sr	^{54}Mn	$^{108m}Ag, ^{110m}Ag$	$^{103}Ru, ^{106}Ru$	$^{57}Co, ^{60}Co$	3H
	$k^i_{bottom} \frac{Бк/кг}{Бк/л}$	700	150	250	580	430	420	—*
	$k^i_{algae} \frac{Бк/кг}{Бк/л}$	1200	1500	2500	3800	4300	4200	—*
	$k^i_{bottom} \frac{Бк/кг}{Бк/л}$	650	120	350	620	420	400	—*
	$k^i_{algae} \frac{Бк/кг}{Бк/л}$	1250	1200	3500	6200	5200	4000	—*
	$k^i_{bottom} \frac{Бк/кг}{Бк/л}$	500	120	—	—	—	—	—*
	$k^i_{algae} \frac{Бк/кг}{Бк/л}$	980	120	—	—	—	—	—*
Трикратське водосховище	$C^i_{water} \frac{Бк/л}{Бк/л}$	0,20	0,10	—	—	—	—	670
	$k^i_{bottom} \frac{Бк/кг}{Бк/л}$	580	70	—	—	—	—	—*
	$k^i_{algae} \frac{Бк/кг}{Бк/л}$	1100	70	—	—	—	—	—*
Таборівське водосховище	$C^i_{water} \frac{Бк/л}{Бк/л}$	0,20	0,10	—	—	—	—	110
	$k^i_{bottom} \frac{Бк/кг}{Бк/л}$	570	70	—	—	—	—	—*
	$k^i_{algae} \frac{Бк/кг}{Бк/л}$	1100	70	—	—	—	—	—*
Середнє значення за водосховищами	$C^i_{water} \frac{Бк/л}{Бк/л}$	0,20	0,10	0,98**	1,20**	0,60**	0,15**	—
	$k^i_{bottom} \frac{Бк/кг}{Бк/л}$	600**	265**	300**	600**	425**	410**	—*
	$k^i_{algae} \frac{Бк/кг}{Бк/л}$	1126**	592**	3000**	5000**	5300**	4100**	—*

* для 3H не визначали, бо він не затримується водяною біотою

** середнє значення розраховане тільки для технологічних водойм (ставок-охолоджувач, 3^ї ставок біоочищення ПКК)

Таблиця 2

Радіаційна ємність та фактори радіаційної ємності водойм

Водойма	Показник	$^{137}\text{Cs}, ^{134}\text{Cs}$	^{90}Sr	^{54}Mn	$^{108\text{m}}\text{Ag}, ^{110\text{m}}\text{Ag}$	$^{103}\text{Ru}, ^{106}\text{Ru}$	$^{57}\text{Co}, ^{60}\text{Co}$
Ташликське водосховище	$A^i(\text{Бк})$	$1,2 \cdot 10^{11}$	$8,1 \cdot 10^{11}$	$2,34 \cdot 10^{10}$	$2,98 \cdot 10^{10}$	$1,98 \cdot 10^{10}$	$1,08 \cdot 10^{10}$
	F^i_{bottom}	0,60	0,60	0,68	0,68	0,60	0,66
	F^i_{algae}	0,99	0,97	0,72	0,68	0,60	0,68
	F^i	0,71	0,62	0,72	0,68	0,60	0,68
3-й ставок біоочищення ОС	$A^i(\text{Бк})$	$2,8 \cdot 10^{11}$	$9,1 \cdot 10^{11}$	$2,68 \cdot 10^{10}$	$3,39 \cdot 10^{10}$	$2,34 \cdot 10^{10}$	$1,74 \cdot 10^{10}$
	F^i_{bottom}	0,89	0,80	0,72	0,76	0,79	0,79
	F^i_{algae}	0,97	0,89	0,78	0,80	0,82	0,88
	F^i	0,97	0,78	0,80	0,82	0,88	0,78
Олександрівське водосховище	$A^i(\text{Бк})$	$3,2 \cdot 10^{11}$	$8,9 \cdot 10^{11}$	–	–	–	–
	F^i_{bottom}	0,90	0,90	–	–	–	–
	F^i_{algae}	0,98	0,98	–	–	–	–
	F^i	0,98	–	–	–	–	–
Трикратське водосховище	A	$2,8 \cdot 10^{11}$	$8,0 \cdot 10^{11}$	–	–	–	–
	F^i_{bottom}	0,84	0,90	–	–	–	–
	F^i_{algae}	0,89	0,90	–	–	–	–
	F^i	0,89	–	–	–	–	–
Таборівське водосховище	$A^i(\text{Бк})$	$2,9 \cdot 10^{11}$	–	–	–	–	–
	F^i_{bottom}	0,84	0,90	–	–	–	–
	F^i_{algae}	0,92	0,92	–	–	–	–
	F^i	0,92	–	–	–	–	–

Таблиця 3

Гранично-допустимий скид радіонуклідів у прісноводну водойму за принципом забезпечення екосистеми водойми

Водойма	Показник	$^{137}\text{Cs}, ^{134}\text{Cs}$	^{90}Sr	^{54}Mn	$^{108\text{m}}\text{Ag}, ^{110\text{m}}\text{Ag}$	$^{103}\text{Ru}, ^{106}\text{Ru}$	$^{57}\text{Co}, ^{60}\text{Co}$
Ставок-охолоджувач	$N^i_{\text{L,bottom}} \text{ ТБк}$	2,59	9,63	6,52	5,61	5,01	4,91
	$N^i_{\text{L,algae}}, \text{ ГБк}$	20,59	96,63	65,22	56,10	55,01	49,91
3-й ставок біоочищення ОС	$N^i_{\text{L,bottom}} \text{ ТБк}$	0,004	0,014	0,001	0,006	0,005	0,005
	$N^i_{\text{L,algae}}, \text{ ГБк}$	0,04	0,014	0,01	0,06	0,05	0,05
Олександрівське водосховище	$N^i_{\text{L,bottom}} \text{ ТБк}$	36,62	149,90	–	–	–	–
	$N^i_{\text{L,algae}}, \text{ ГБк}$	366,62	1499,90	–	–	–	–
Трикратське водосховище	$N^i_{\text{L,bottom}} \text{ ТБк}$	0,034	0,137	–	–	–	–
Таборівське водосховище	$N^i_{\text{L,bottom}} \text{ ТБк}$	$3,58 \cdot 10^6$	$14,07 \cdot 10^6$	–	–	–	–

до $700 \frac{\text{Бк}}{\text{кг}}$, водоростями – до $6200 \frac{\text{Бк}}{\text{кг}}$. Між радіонуклідами найбільші значення коефіцієнтів акумуляції становили для радіоізоотопів рутенію (для донних відкладень K^i_{bottom} в середньому дорівнював $425 \frac{\text{Бк}}{\text{кг}}$, для водоростей $5300 \frac{\text{Бк}}{\text{кг}}$). Між водоймами значних розходжень в акумулятивних властивостях донних відкладень і планктонних водоростей не було виявлено.

З результатів розрахунку, наведених у таблиці 2, радіоємність усіх водойм складала величини $n \times 10^{10} \div n \times 10^{11}$ Бк. Результати розрахунку факторів радіоємності окремих складових екосистеми водойм свідчили, що для усіх радіонуклідів величина факторів радіоємності біотичної складової F^i_{algae} водойми, що була представлена вищими водними рослинами, є більшою понад відповідні значення для факторів радіоємності донних відкладень F^i_{bottom} , що підкреслює факт провідної ролі водної біоти до утримання

радіоактивності всередині екосистеми. Особливої уваги заслуговують результати розрахунку факторів радіємності $F_{bottom}^i, F_{algae}^i$ для ставка-охолоджувача ЮУ АЕС: низькими виявилися фактори радіємності F_{bottom}^i майже для всіх радіонуклідів. Це свідчить про те, що біота цієї водойми не характеризується високою здатністю утримувати радіонукліди.

Загальні фактори радіємності різнилися за водоймищами: найменші величини (0,68 ÷ 0,71) визначено для ставка-охолоджувача. Для іншої технологічної водойми – III ставка біоочищення ОС ГФК ЮУАЕС – загальний фактор радіємності був більш високим (0,89 ÷ 0,97). Для інших водойм фактори радіємності характеризувалися високим рівнем (0,89 ÷ 0,98). Це свідчить про добру здатність екосистеми цих водойм акумулювати і утримувати в біомасі радіонукліди, що потрапили до неї, без помітних наслідків для самої екосистеми. Невисокі величини фактора радіємності для ставка-охолоджувача ЮУ АЕС за усіма радіонуклідами може свідчити про порушення надійності екосистеми цієї водойми.

З таблиці 3 видно, що для кожного радіонукліду виконується наступне:

$$N_{L,bottom}^i < N_{L,algae}^i$$

Тобто величина допустимого скиду радіонуклідів у водойму, яка визначається за можливим впливом на стан бентоса донних відкладень, значно (від 10 разів) є нижчою за величину допустимого скиду радіонуклідів у водойму, яка визначається за можливим впливом на стан водяної біоти. Останнє твердження також підтверджується обчисленням відношення оцінок допустимих скидів у водойму за формулою [4]:

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

Маємо, що значення допустимого скиду радіонуклідів у водойму за принципом забезпечення бентоса донних відкладень значно (від 10 до 100 разів) є меншими, ніж аналогічні значення, що визначені за принципом забезпечення водяної біоти. Через це саме ці значення мають виступати нормативом забезпечення екосистеми водойми, а розрахунок допустимої концентрації $CC_{L,eco}^i$ радіонукліду i у воді водойми за принципом забезпечення екосистеми водойми можна здійснити за формулою:

$$CC_{L,eco}^i = \frac{L}{k_{bottom}^i}$$

Результати розрахунку представлено у таблиці 4.

За принципом забезпечення екосистеми водойм при скиді суміші радіонуклідів, на наш погляд, має виконуватися вираз:

$$\sum_{i=1}^n \frac{C_{water}^i}{CC_{L,eco}^i} < 1$$

де C_{water}^i – питома активність радіонукліду i у водосховищі, Бк/л; n – кількість радіонуклідів у суміші радіонуклідів, $n=11$ ($^{137}\text{Cs}, ^{134}\text{Cs}, ^{89}\text{Sr}, ^{90}\text{Sr}, ^{54}\text{Mn}, ^{108m}\text{Ag}, ^{110m}\text{Ag}, ^{103}\text{Ru}, ^{106}\text{Ru}, ^{58}\text{Co}, ^{60}\text{Co}$).

Враховуючи той факт, що для усіх водойм найменше значення $N_{L,bottom}^i$ зафіксовано для ^{137}Cs (табл. 3), радіоекологічний моніторинг за станом екосистеми водойм, в які існує можливість надходження суміші радіонуклідів ($^{137}\text{Cs}, ^{134}\text{Cs}, ^{90}\text{Sr}, ^{54}\text{Mn}, ^{108m}\text{Ag}, ^{110m}\text{Ag}, ^{103}\text{Ru}, ^{106}\text{Ru}, ^{57}\text{Co}, ^{60}\text{Co}$), на наш погляд, можна здійснювати за цим індикатором.

Висновки. Коефіцієнти акумуляції радіонуклідів донними відкладеннями водойм варіювали у межах від 120 до 700 $\frac{\text{Бк/кг}}{\text{Бк/л}}$, водоростями – до 6200 $\frac{\text{Бк/кг}}{\text{Бк/л}}$.

Розраховані величини загального фактору радіаційної ємності обстежених водойм пониззя р. Південний Буг різнилися за водоймами: найменші значення (0,68 ÷ 0,71) – для ставка-охолоджувача, для інших водойм фактори радіємності були на високому рівні (0,89 ÷ 0,98). Невисокі величини загального фактору радіємності для ставка-охолоджувача ЮУ АЕС можуть вказувати на зниження надійності екосистеми цієї водойми, що потребує задіяння відповідних заходів (наприклад, налагодження більшої врожайності водяних рослин, які можуть виступати біологічними дезактиваторами водойм).

Визначено гранично-допустимий скид радіонуклідів ($^{137}\text{Cs}, ^{134}\text{Cs}, ^{90}\text{Sr}, ^{54}\text{Mn}, ^{108m}\text{Ag}, ^{110m}\text{Ag}, ^{103}\text{Ru}, ^{106}\text{Ru}, ^{57}\text{Co}, ^{60}\text{Co}$) у кожному з п'яти прісноводних водойм пониззя р. Південний Буг за принципом забезпечення екосистеми водойми. Найменші величини зафіксовано при забезпеченні бентоса донних відкладень водойм.

Підхід, заснований на принципі забезпечення екосистеми водойми, може стати у нагоді при оцінці екологічного стану водойм, оцінку якості води яких не здійснюють за радіаційно-гігієнічними нормативами.

Таблиця 4

Значення допустимих концентрацій радіонуклідів $CC_{L,eco}^i$ у воді водойм, які визначені за принципом забезпечення екосистеми водойми [3, 15]

Радіонуклід	Бк/л	Радіонуклід	Бк/л
$^{137}\text{Cs}, ^{134}\text{Cs}$	617	$^{106}\text{Ru}, ^{103}\text{Ru}$	870
$^{89}\text{Sr}, ^{90}\text{Sr}$	1396	$^{58}\text{Co}, ^{60}\text{Co}$	902
$^{110m}\text{Ag}, ^{108m}\text{Ag}$	620	^{54}Mn	1233

Література

1. Grygorieva, L.I., Aleksieieva, A.O., Makarova, O.V. Tritium in the hydro-ecosystem of the South-Ukrainian Nuclear Power Plant. *Nuclear Physics and Atomic Energy*, 2021, 22(3), pp. 263–271. DOI: <https://doi.org/10.15407/jnpae2021.03.263>
2. Про якість води, призначеної для споживання людиною : Директива Ради 98/83/ЄС від 3.11.1998 р. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_963. (дата звернення: 01.06.2020).
3. Grygorieva, L.I., Alekseeva, A.O., Koval, A.V. Calculation of the acceptable radionuclide level in irrigation water during irrigation by the method of rain. *Nuclear Physics and Atomic Energy*, 2020, 21(1), pp. 86–94. DOI: <https://doi.org/10.15407/jnpae2020.01.086>.
4. Кутлахмедов Ю. О. Дорога до теоретичної радіоекології. Київ : Фитосоціоцентр, 2015. 360 с.
5. Радіаційна обстановка в районі розташування ЮУАЕС за 2014–2018 рр. : звіти лабораторії зовнішньої дозиметрії ЮУАЕС. 2019. 124 с.
6. Висновок екологічного аудиту енергоблоків ЮУ АЕС. Київ, 2012. 32 с. URL: https://www.sunpp.mk.ua/sites/default/files/lifetime-extention-docs/vyvody_ekologicheskogo_audita.pdf. (дата звернення: 05.01.2019).
7. Вычисление допустимых сбросов ЮУ АЭС : отчет о НИР (заключ.) / Институт биофизики МЗ СССР – ВНИИАЭС зак. № 0352. 1987. 24 с.
8. Інформація про діяльність НАЕК «Енергоатом». URL: http://mpe.kmu.gov.ua/minugol/control/uk/publish/article?art_id=244916068&cat_id=244916056. (дата звернення: 02.10.2020).
9. Обоснование расстановки постов автоматизированного контроля регистрации МЭД в окружающей среде и на площадке ЮУАЭС. Разработка раздела отчёта по анализу безопасности системы : отчет по НИР ГНТЦ ЯРБ. Этап 1. Киев, 2004. 86 с.
10. Южно-Українська АЕС. Енергоблок №3 : звіт з періодичної переоцінки безпеки. Фактор безпеки №14. Вплив на навколишнє середовище. Київ, 2019. 158 с.
11. Використання моделей оцінки радіоекологічного ризику та моделей біодозиметричної оцінки для оптимізації еколого-дозиметричного моніторингу територій при аваріях на ядерних об'єктах : звіт з НДР (заключ. за 2013 р.) / НІнРТЕБ ЧДУ імені Петра Могили. 2013. 90 с.
12. Використання моделей оцінки радіоекологічного ризику та моделей біодозиметричної оцінки для оптимізації еколого-дозиметричного моніторингу територій при аваріях на ядерних об'єктах : звіт з НДР (проміж. за 2013 р.) / НІнРТЕБ ЧДУ імені Петра Могили. 2013. 46 с.
13. Картирование территории Николаевской области по суммарной дозовой нагрузке на население : отчет о НИР (закл.) / Никол. науч.-исслед. лабор. по проблемам радиационной безопасности населения «Ларани» № 5197/1. 1997. 246 с.
14. Григор'єва Л. І., Алексєєва А. О. Радіаційна ємність технологічних водойм АЕС. *Наукові праці. Серія : Техногенна безпека*. Миколаїв : Вид-во ЧНУ ім. Петра Могили, 2019. Т. 328. Вип. 316. С. 78–82.
15. Алексєєва А. О. Екологічна оцінка способів зрошення сільськогосподарських культур. *Екологічні науки*. 2020. № 1(28). С. 130–134.