

УДК: 502.51:582.26/.27:628.4.047

Л.М. ЗУБ, к. б. н., с. н. с., завідувач лабораторії,
ДУ «Інститут еволюційної екології НАН України»,
вул. акад. Лебедева, 37, Київ, 03143, Україна
e-mail: lesyazub2@gmail.com
ORCID 0000-0003-4539-080X

М.С. ПРОКОПУК, к. б. н., науковий співробітник,
ДУ «Інститут еволюційної екології НАН України»,
вул. акад. Лебедева, 37, Київ, 03143, Україна
e-mail: maryanaprokopuk406@gmail.com
ORCID 0000-0001-7739-0068

Д.І. ГУДКОВ, д. б. н., проф., чл.-кор. НАН України, завідувач відділу,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: digudkov@gmail.com
ORCID 0000-0002-5304-7414

БАГАТОРІЧНІ СПОСТЕРЕЖЕННЯ ЗА СТРУКТУРОЮ ЗАРОСТЕЙ МАКРОФІТІВ У ЗАПЛАВНИХ ВОДОЙМАХ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ¹

В основу роботи покладено 24-річні спостереження (1998—2021 рр.) за видовим багатством та ценотичною активністю макрофітів заплавних водойм Чорнобильської зони відчуження. Видовий склад макрофітів водойм за цей період залишився сталим. Списки 1998 та 2021 рр. відрізняються лише трьома видами: *Nymphaea alba*, *Trapa natans* (почали фіксувати на водоймах лише з 2007 р.) і *Utricularia minor* (відмічена у 1998 р., у подальші роки не зустрічалася). Водойми характеризуються збідненим видовим складом, спрощеною ценотичною структурою заростей макрофітів та інтенсивним заростанням водного дзеркала. Представленість на мільководдях рідкісних і раритетних видів, насамперед бореального комплексу — *Hottonia palustris*, *Potamogeton acutifolius*, *Callitriche sphenocarpa*, робить ці водойми об'єктами охорони та дослідження. Спільною рисою рослинного покриву усіх заплавних водойм у 1998 р. було превалювання угруповань макрофітів, в яких фіксували як види річкових і озерних екосистем, так і види — індикатори посилення процесів заболочування. На даний час спостерігається поступове відновлення природної структури заростей макрофітів заплавних водойм р. Прип'яті, яка була порушена внаслідок будів-

¹ Роботу виконано у співробітництві з Державним спеціалізованим підприємством «Екоцентр» Державного агентства України з управління зоною відчуження, а також за підтримки Національної академії наук України і Національного фонду досліджень України (проект № 2020.02/0264).

Ц и т у в а н н я: Зуб Л.М., Прокопук М.С., Гудков Д.І. Багаторічні спостереження за структурою заростей макрофітів у заплавних водоймах Чорнобильської зони відчуження. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58. № 6. С. 41—56.

ництва протиповеневих гідротехнічних споруд. Сучасні особливості розповсюдження макрофітів свідчать про покращення режиму водообміну заплавної водойми. Тривале іонізуюче опромінювання, якого зазнає біота у досліджених водоймах понад три десятиріччя, не спричинило суттєвих змін флористичного та ценотичного складу макрофітів. Певні зміни, які спостерігали, пов'язані зі змінами гідрологічного та гідрохімічного режиму заплави р. Прип'яті.

Ключові слова: Чорнобильська зона відчуження, заплавні водойми, макрофіти, флористичний та фітоценотичний склад.

Після аварії на Чорнобильській АЕС (ЧАЕС) у 1986 р. до зони відчуження (ЗВ) потрапили як великі водні об'єкти (річище Прип'яті та водойма-охолоджувач ЧАЕС), так і ціла низка менших за площею або зовсім невеличких заплавної водойми. Незважаючи на роки, що минули після аварії, непроточні водойми ЗВ характеризуються вкрай високим рівнем радіоактивного забруднення, залишаючись своєрідними «депо» тривалоіснуючих біологічно-небезпечних радіонуклідів, які в періоди весняних водопіль і дощових повеней можуть бути джерелами водного виносу радіоактивних речовин у р. Прип'ять та за межі ЗВ [2, 15]. Крім того, водні екосистеми з високим рівнем радіоактивного забруднення біотичних і абіотичних компонентів утворюють зони підвищеного дозового навантаження на водні організми, з високою вірогідністю реалізації радіобіологічних ефектів [16, 20, 23—25, 29].

Невід'ємною складовою біоти заплавної водойми ЗВ є макрофіти. Займаючи майже всю площу мілководь з глибиною до 2 м, їхні зарості характеризуються високим продукційним потенціалом [17, 18]. Вони є активними накопичувачами основних дозоутворюючих радіонуклідів чорнобильського викиду, що пов'язано зі здатністю вищих водних рослин асимілювати радіоактивні речовини з водного середовища та донних відкладів [15, 17—18]. Зарості макрофітів, впливаючи на гідрохімічний режим водойми, здатні змінювати характер перерозподілу радіонуклідів у компонентах водних екосистем [2]. Після відмирання рослин частина радіонуклідів потрапляє назад у водне середовище у біологічно доступних формах, а частина депонується у донних відкладах, на тривалий час залишаючи біогеохімічний кругообіг [11, 12]. Насамперед це стосується хімічних аналогів головних біогенних елементів — ^{90}Sr і ^{137}Cs . І якщо динаміка вмісту основних радіонуклідів у тканинах макрофітів річкових екосистем ЗВ з часом характеризується зниженням питомої активності ^{90}Sr і ^{137}Cs , то у замкнених заплавної водоймах вищі водні рослини з кінця 1990-х років виявили тенденцію до збільшення вмісту ^{90}Sr у тканинах [11, 17].

Задля уникнення залпового виносу радіонуклідів з територій, які зазнали найвищого рівня забруднення, було виконано масштабні роботи, пов'язані зі спорудженням лівобережного (1993 р.) та правобережного (1998 р.) водоохоронних комплексів у вигляді наливних дамбових огорожень на заплаві р. Прип'яті у межах ЗВ. На лівобережній заплаві ізоляції зазнало більш як 60 природних та штучних (меліоративних) водойм загальною площею близько 1200 га [2]. Будівництво протипове-

невих гідротехнічних споруд і поступове руйнування існуючих на час катастрофи меліоративних систем спричинили зміну гідрологічного режиму цих територій. Як результат — відбулася зміна характеру заростання заплавної водойми та перерозподіл площ заростання домінантів рослинного покриву. Зазначимо, що накопичення ^{90}Sr і ^{137}Cs макрофітами характеризується певною видовою специфічністю [13, 16]. Це обумовлює важливість і необхідність ретельного аналізу особливостей заростання заплавної водойми у рамках комплексного радіоекологічного моніторингу для розуміння процесів перерозподілу головних дозоутворюючих радіонуклідів залежно від якісного та кількісного складу фітоценозів.

Матеріал і методика досліджень

Матеріалом для роботи слугували флористичні та фітоценотичні дослідження заростей вищих водних рослин (макрофітів) заплавної водойми ЗВ, які зазнали найбільшого радіонуклідного забруднення (лівобережні озера Глибоке, Вершина і Далеке та правобережне оз. Азбучин (рис. 1)), проведені у 1998, 2007, 2017, 2018 та 2021 рр. Перші три водойми, які утворилися в результаті меандрування Красненського старорічища р. Прип'яті, з 1993 р. повністю ізольовані від основного масиву заплави намівною дамбою, яка примкнула до старого польдеру.

Озеро Глибоке — велика водойма краплеподібної форми, довжиною 1,2 км, з найбільшою шириною 250 м. Найближча до ЧАЕС ділянка водойми ($51^{\circ}26'37.38''\text{N}$, $30^{\circ}03'49.74''\text{E}$) знаходиться на відстані 6,5 км. Середня глибина в озері становить 2,7 м, максимальна — до 7,1 м. Об'єм водних мас в озері — близько 0,46 млн. м^3 , з площею водного дзеркала 0,17 км^2 . Водойма була сліпим відгалуженням Красненського старорічища р. Прип'яті, але споруджена до аварії на ЧАЕС польдерна дамба відокремила її, перетворивши тим самим на самостійний водний об'єкт. Живлення водойми, здебільшого, відбувається за рахунок атмосферних опадів, сніготанення та ґрунтових вод. Озеро має досить значну мілководну зону, що складає близько 40 %. Внаслідок аварії на ЧАЕС озеро (як і решта досліджуваних водойм) і прилеглі території зазнали інтенсивного радіонуклідного забруднення, опинившись на шляху північного та північно-західного радіоактивних слідів. Щільність випадіння ^{90}Sr досягала тут 26—33, а ^{137}Cs — більше 37 $\text{МБк}/\text{м}^2$ [8]. Озеро характеризується надзвичайно високим вмістом радіонуклідів у всіх компонентах екосистеми та наявністю так званої смуги аномального забруднення на межі урізу води [15]. Мули залягають на всій площі ложа озера. Середні значення щільності забруднення донних відкладів ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{238+239+240}\text{Pu}$ і ^{241}Am відповідно становили близько 5600, 2600, 74 і 63 $\text{кБк}/\text{м}^2$ [7].

Озеро Вершина розташовано у центрі одамбованої території лівобережної заплави р. Прип'яті на відстані 5,1 км від ЧАЕС ($51^{\circ}26'00.29''\text{N}$, $30^{\circ}04'23.39''\text{E}$) та являє собою невелику водойму видовженої форми. Її довжина 550 м, середня ширина ~ 50 м. Береги глинисто-піщані, ложе сильно замулене. Площа водного дзеркала 0,1 км^2 , об'єм водних мас ~ 0,04 млн. м^3 . Переважають глибини від 1 до 1,5 метрів, в південній

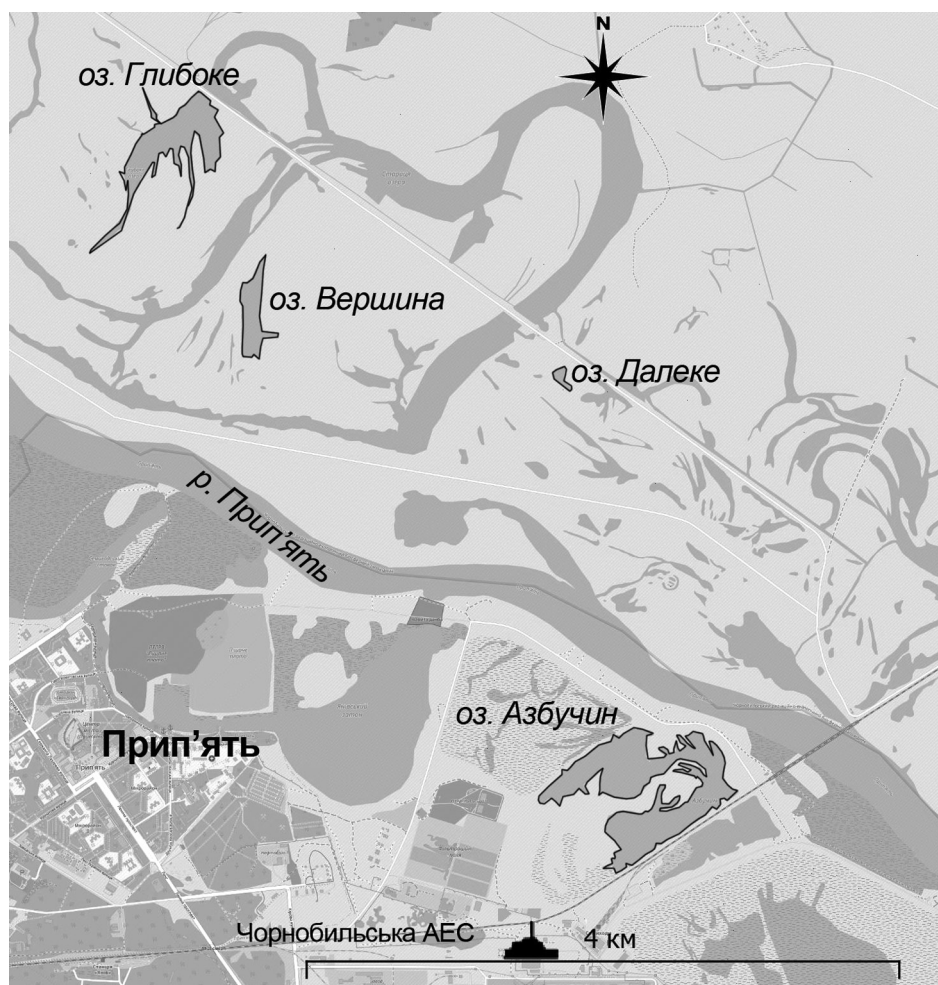


Рис. 1. Карта-схема території досліджень

частині вони сягають 3—5 м. Озеро заболочується та заростає макрофітами. Внаслідок інтенсивності процесів ремобілізації радіонуклідного забруднення на площі водозбору та надходження радіоактивних речовин до водойми спостерігаються високі концентрації ^{90}Sr в усіх компонентах екосистеми озера. Найвищі рівні забруднення радіонуклідами донних відкладів озера становлять для ^{137}Cs і ^{90}Sr відповідно 1 218 000 і 124 000 Бк/кг [22].

Озеро Далеке розташовано на відстані 4,5 км від ЧАЕС (51°25'45.98"N, 30°06'10.87"E). Це невелика, проте досить глибоководна водойма, тому мілководдя, придатні для формування заростей макрофітів, займають тут незначні площі (5—10 %). Об'єм водних мас в озері становить ~ 0,02 млн. м³, з площею водного дзеркала 0,01 км². Водойму можна поділити на два плеса: північне, довжиною до 120 м і шириною близько

70 м, і південне, довжиною близько 100 м і шириною до 40 м. У південно-східній частині озера — затока довжиною 40 м і шириною близько 5 м. Найбільші глибини обох частин перевищують 6 м (максимальна — 6,6 м у південній частині). Між ними в ложі водойми виражена обмілина до 2—3 м. Донні ґрунти представлені піщано-мулистими відкладами з переважанням пісків. Середні значення щільності забруднення ^{137}Cs досягають 4000, ^{90}Sr — 3100, $^{238+239+240}\text{Pu}$ — 78 і ^{241}Am — 75 кБк/м² (північна частина водойми) [7]. Середні по водоймі значення відповідають даним для оз. Глибокого, яке розташовано в аналогічних умовах лівобережної заплави близько 3 км на північний захід від оз. Далекого.

Озеро Азбучин являє собою велику водойму складної форми, що розташована на території правобережної заплави р. Прип'яті на 2 км західніше ЧАЕС (51°24'27.72"N, 30°06'58.86"E). Об'єм водних мас в озері — близько 0,78 млн. м³, з площею водного дзеркала 0,27 км². Морфологічно поділяється на два плеса: західне мілководне, з переважаючими глибинами від 1,5 до 3 м, і східне, з глибинами від 2 до 5,6 м. Дно озера характеризується наявністю великої кількості ділянок з мулистими відкладами. Середні значення щільності забруднення ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{238+239+240}\text{Pu}$ і ^{241}Am були найвищими серед досліджених озер і становили відповідно 11 000, 6700, 240 і 218 кБк/м² [7]. Максимальні величини питомої активності радіонуклідів приурочені до західної частини озера, розташованої ближче до ЧАЕС. Підвищені значення щільності забруднення відмічаються також і у численних затоках озера.

Об'єктами досліджень були власне гідрофіти та гелофіти (повітряно-водні рослини). Гідрофіти і гігро-мезофіти, що траплялися на межі урізу води, не враховували. Комплексні натурні гідроботанічні дослідження та екологічну типізацію макрофітів проводили за загальноприйнятими у гідроботаніці методиками [10, 28]. Видовий склад визначали за традиційними визначниками, з урахуванням останніх флористичних зведень [21].

Рясність виду оцінювали за модифікованою нами шкалою Друде [1], де: Un (*unicum*) — вид трапився одинично; Sol (*solitariae*) — зустрічається зрідка, у дуже малій кількості; Sp (*sparsae*) — зустрічається спорадично, у невеликій кількості; Cop (*copiosae*) — рослина зустрічається часто, особин досить багато; Soc (*socialis*) — зустрічається дуже часто, у дуже великій кількості, рясно.

Ступінь покриття у ценозі (ценотичну активність) визначали за шкалою Браун-Бланке: r — дуже рідкісний; + — трапляється рідко, покриття мале; 1 — дуже низька (<5 %); 2 — низька (5—20 %); 3 — середня (20—40 %); 4 — висока (40—60 %), виступає співдомінантом; 5 — дуже висока (60—100 %), домінант.

Результати досліджень

На водоймах, що досліджували, з 1997 по 2021 р. виявлено 47 видів макрофітів (табл. 1). Списки 1998 та 2021 рр. відрізняються лише трьома видами: *Nymphaea alba*, *Trapa natans* та *Utricularia minor*. *N. alba* вперше

ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2022. 58(6)

була відмічена на оз. Глибокому у 2007 р. і трапляється дотепер. Поодинокі екземпляри *T. natans* зареєстровано нами у 2021 р. на оз. Азбучин. *U. minor*, яку фіксували на озерах Глибокому і Далекому у 1998 та 2007 рр., у 2021 р. нами не відмічено.

Водойми відрізняються збідненим видовим складом (траплялося 16—30 видів — див. табл. 1), спрощеною ценотичною структурою заростей макрофітів та інтенсивним заростанням водного дзеркала. Найбагатшою флористично є велика заплавна водойма — оз. Глибоке.

Фонових видів зареєстровано дуже мало. Ними є три повітряно-водні види (*Phragmites australis*, *Typha angustifolia* і *Glyceria maxima*) та один — гідрофіт (*Ceratophyllum demersum*). Це доміанти, які формують основні площі заростей. Моновидові угруповання з домінуванням *Ph. australis*, *G. maxima*, *T. angustifolia* сформовані на переважній більшості заплавних водойм Красненського старорічища [18]. Саме вони і є основними утворювачами фітомаси. *C. demersum*, зазвичай, виступає субдомінантом у заростях гідрофітів, проте також формує значні величини фітомаси. Рясно на всіх досліджених водоймах представлені зарості *Nuphar lutea* та *Stratiotes aloides*, які відіграють помітну роль у формування рослинного покриву заплавних водойм ЗВ.

Рідкісними сучасними флористичними знахідками на мілководдях озер були *Hottonia palustris*, *Potamogeton acutifolius*, *Callitriche cophocarpa*, *Glyceria fluitans* та *Trapa natans*.

Зазначимо, що переважна більшість видів макрофітів, відмічених нами на водоймах (30 видів, 64 %), входять до Міжнародного червоного списку (МСОП) [27], переважно в категорії LC — як такі, що визивають найменше занепокоєння. Проте два види макрофітів — *Salvinia natans* та *Potamogeton acutifolius* перебувають у Європі під загрозою зникнення. Рідкісний для України бореальний вид *Potamogeton acutifolius* формує монодомінантні ценози на оз. Азбучин. Угруповання з домінуванням *Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*, *N. candida* охороняються Зеленою книгою України [3].

Обговорення результатів досліджень

Видовий склад макрофітів водойм за 24-річний період залишився майже сталий. Як вже відмічалось, ми констатували знахідки двох нових видів південного походження (*Nymphaea alba* у 2007 р. на оз. Глибоке) та *Trapa natans* (у 2021 на оз. Азбучин). У 1998 р. *Trapa natans* на водоймах Красненської заплави був відсутній, проте гідроботаніки відмічали в той час тенденцію повсюдного розширення площ, займаних його ценозами на р. Прип'ять (в районі м. Чорнобиль), а також Київському і Канівському водосховищах [5, 6]. Сьогодні угруповання *Trapa natans* — звичний елемент заростання Красненського старорічища. Проте вид так і не поширився у заплавні озера.

Щодо появи виду в оз. Азбучин — водойма розташована лише в 200 м від р. Прип'ять та поряд із водоймою-охолоджувачем, де даний вид фіксується сьогодні [9], отже поширення тут водяного горіха прогнозоване.

Таблиця 1
Видовий склад, рясність та ценогічна активність макрофітів досліджених водойм (дані на період 2007 р.)

№ з/п	Види	Оз. Глибоке		Оз. Вершина		Оз. Далеке		Оз. Азбучин	
		1	2	1	2	1	2	1	2
1.	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Steud.	Soc	4–5	Soc	4–5	Soc	4–5	Soc	4–5
2.	<i>Typha angustifolia</i> L.	Soc	4–5	Soc	4–5	Cop	4–5	Soc	4–5
3.	<i>Glyceria maxima</i> (Hartm.) Holmb.	Soc	5	Soc	5	Sp	1–2	Soc	5
4.	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	Cop	3–4	Cop	2–5	Cop	2–3	Sp	+–5
5.	<i>Nuphar lutea</i> (L.) Sm.	Sp	3–5	Sp	2–3	Sp	3–4	Cop	2–4
6.	<i>Stratiotes aloides</i> L.	Soc	3–5	Soc	5	–	–	Sp	2–4
7.	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.	Cop	r–2	Cop	1–2	–	–	Sp	r–2
8.	<i>Lemna minor</i> L.	Cop	r–2	Cop	2–4	–	–	Cop	1–2
9.	<i>Salvinia natans</i> (L.) All.	Sp	r–2	Cop	1–5	Sp	r–1	–	–
10.	<i>Utricularia vulgaris</i> L.	Sp	3–4	Sp	3–4	–	–	–	–
11.	<i>Scirpus lacustris</i> L.	Sp	2–3	Sol	+	Sol	+	Sp	2–3
12.	<i>Iris pseudacorus</i> L.	Sol	+	Sol	+	Sol	+	Sol	+
13.	<i>Persicaria amphibia</i> (L.) Delarbre	Sp	1–2	–	–	Sp	1–2	Sp	1–2
14.	<i>Sparganium erectum</i> L.	Sp	1–2	Sol	1–2	Sol.	1–2	Sol	+
15.	<i>Lemna trisulca</i> L.	Cop	2–4	Cop	r–1	Sp	r–1	–	–
16.	<i>Batrachium circinatum</i> Spach	Sp	3–5	Sp	4–5	Sp	3–5	–	–
17.	<i>Ricciocarpus natans</i> L.	–	–	Sol	+	–	–	–	–

Продовження табл. 1

№ з/п	Види	Оз. Глибоке		Оз. Вершина		Оз. Далеке		Оз. Азбучин	
		1	2	1	2	1	2	1	2
18.	<i>Riccia fluitans</i> L.	—	—	Sol	+	—	—	—	—
19.	<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.	Sp	+—2	—	—	—	—	—	—
20.	<i>Typha latifolia</i> L.	Sp	3—4	—	—	—	—	—	—
21.	<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	—	—	—	—	Sol	+	Sol	+
22.	<i>Bolboschoenus maritimus</i> (L.) Palla	—	—	Sol	1—2	—	—	—	—
23.	<i>Butomus umbellatus</i> L.	Sp	1—2	Sol	1—2	—	—	—	—
24.	<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem. & Schult.	—	—	—	—	—	—	Sp	2—3
25.	<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Sp	1—2	—	—	—	—	—	—
26.	<i>Najas marina</i> L.	—	—	—	—	—	—	Sp	2—3
27.	<i>Nymphaea alba</i> L.	Sp	1—3	—	—	—	—	+	—
28.	<i>Nymphaea candida</i> L.	Cop	2—4	Sp	+	—	—	Sol	+—1
29.	<i>Oenanthe aquatica</i> (L.) Poir.	Sp	1—2	—	—	—	—	+	—
30.	<i>Potamogeton crispus</i> L.	—	—	—	—	—	—	Sp	3—4
31.	<i>Potamogeton heterophyllus</i> Torr.	—	—	—	—	—	—	Sol	2—3
32.	<i>Potamogeton lucens</i> L.	—	—	—	—	—	—	Sp	2—3
33.	<i>Potamogeton natans</i> L.	Cop	2—4	—	—	—	—	Sp	3—4
34.	<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	Sol	+—1	Un	+	—	—	Sp	2—3

Продовження табл. 1

№ з/п	Види	Оз. Глибоке		Оз. Вершина		Оз. Далеке		Оз. Азбучин	
		1	2	1	2	1	2	1	2
35.	<i>Potamogeton filiformis</i> Pers.	—	—	—	—	—	—	Sol	1—3
36.	<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	Sp.	r—3	—	—	—	—	Sp	r—+
37.	<i>Sium latifolium</i> L.	Sol	+	—	—	—	—	Sol	+
38.	<i>Sparganium emersum</i> Rehmman	Sol	+	—	—	—	—	Sol	+
39.	<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleid.	Sp	2—3	—	—	—	—	—	—
40.	<i>Stuckenia pectinata</i> (L.) Bøerner	—	—	—	—	—	—	Sp	1—3
41.	<i>Thelypteris palustris</i> Schott	—	—	—	—	—	—	Sp.	1—2
42.	<i>Potamogeton acutifolius</i> Link	—	—	—	—	—	—	Un	+
43.	<i>Utricularia minor</i> L.	Un	r—+	—	Un	r—+	—	—	—
44.	<i>Hottonia palustris</i> L.	—	—	—	—	Un	+	—	—
45.	<i>Callitriche sphenocarpa</i> Sendth.	Un	1—2	—	—	—	—	—	—
46.	<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br.	Un	1—2	—	—	—	—	—	—
47.	<i>Trapa natans</i> L.	—	—	—	—	—	—	—	—
	Всього	30		20		16		22	

Примітка. Види у таблиці розташовані у порядку послаблення їхньої ценологічної ролі; 1 — видова рясність; 2 — ступінь покриття у ценозі; «—» — вид не знайдено.

Рідкісною знахідкою 1998 р. були окремі екземпляри *Utricularia minor* на оз. Далеке та у прибережній зоні оз. Глибоке. У подальші роки цей вид нами не зафіксовано. Зникнення виду, очевидно, пов'язане із коливанням рівнів та збільшенням трофності даних водойм [26, 30]

На відміну від флористичного складу, відбувся перерозподіл ценотичної ролі окремих видів (табл. 2).

Відсутність проточного режиму на одамбованих у 1993 та 1998 рр. територіях, відсутність весняного водопілля та сезонних паводків у перші 10—15 років призвели до застійних явищ. На водоймах спостерігалися прояви процесів евтрофікації, заболочування та посилення ролі водно-болотного флористичного комплексу. Це проявлялось, насамперед, в переважанні угруповань з домінуванням видів — індикаторів природної евтрофікації водойм (ценози *Stratiotes aloides*, *Ceratophyllum demersum* і *Batrachium circinatum*). *Stratiotes aloides*, спільно з синузіями вільноплаваючих рослин (*Hydrocharis morsus-ranae*, *Salvinia natans*, *Spirodela poly-*

Таблиця 2

Порівняльна характеристика видової рясності та ценотичної активності макрофітів заплавних водойм за період досліджень

№ з/п	Види*	Оз. Глибоке		Оз. Вершина		Оз. Далеке		Оз. Азбучин	
		2007	2021	2007	2021	2007	2021	2007	2021
1.	<i>Ceratophyllum demersum</i>	<u>Cop</u> 3–4	<u>Soc</u> 1–2	<u>Cop</u> 2–5	<u>Soc</u> 2–5	<u>Cop</u> 2–3	<u>Sol</u> 1	<u>Sp</u> +–5	<u>Soc</u> +–5
2.	<i>Nuphar lutea</i>	<u>Sp</u> 3–5	<u>Cop</u> 3–5	<u>Sp</u> 2–3	<u>Sol</u> +	<u>Sp</u> 3–4	<u>Sp</u> 1	<u>Cop</u> 2–4	<u>Sp</u> +–1
3.	<i>Stratiotes aloides</i>	<u>Soc</u> 3–5	<u>Cop</u> 5	<u>Soc</u> 5	<u>Cop</u> 5	—	—	<u>Sp</u> 2–4	<u>Sol</u> 2–3
4.	<i>Utricularia vulgaris</i>	<u>Sp</u> 3–4	<u>Cop</u> 4–5	<u>Sp</u> 3–4	<u>Cop</u> 4–5	—	—	—	—
5.	<i>Batrachium circinatum</i>	<u>Sp</u> 3–5	<u>Sol</u> 1–3	<u>Sp</u> 4–5	<u>Sp</u> 4–5	<u>Sp</u> 3–5	<u>Cop</u> +–5	—	—
6.	<i>Nymphaea candida</i>	<u>Cop</u> 2–4	<u>Sp</u> 1–3	<u>Sp</u> +	<u>Sp</u> +	—	—	<u>Sol</u> +–1	<u>Un</u> +
7.	<i>Potamogeton natans</i>	<u>Cop</u> 2–4	<u>Sp</u> 3–4	—	—	—	—	<u>Sp</u> 3–4	<u>Sp</u> 3–4
8.	<i>P. filiformis</i>	—	—	—	—	—	—	<u>Sol</u> 1–3	<u>Sp</u> 4–5
9.	<i>P. acutifolius</i>	—	—	—	—	—	—	<u>Un</u> +	<u>Sp</u> 2–3
10.	<i>Trapa natans</i>	—	—	—	—	—	—	—	<u>Sol</u> 2–3

Примітка. Видова рясність – над рискою, ценотична активність – під рискою; «—» — вид не знайдено.

rhiza, *Lemna trisulca*), домінував, зазвичай займаючи всю площу водного дзеркала. Такі угруповання були широко поширені у затоках Красненського старорічища, відрогах великих заплавних озер (оз. Глибоке) та великих заплавних водоймах (оз. Вершина).

Спільною рисою досліджуваних водойм у 1998 р. було превалювання у заростанні фітоценозів, у складі яких одночасно фіксувались як види — останці реофільних та лімнофільних умов, так і види — індикатори посилення процесів заболочування. Повсюдно на прибережних мілководдях великих озер, на плесах малих і тимчасових водойм, на мулистих відкладах вздовж берегів зустрічались угруповання «переживаючого» (за К.К. Зеровим [4]) характеру: *Stratiotes aloides* + *Nuphar lutea*, *Stratiotes aloides* + *Sagittaria sagittifolia*. Також рідкісними стали типові представники заплавного комплексу — ценози рослин з плаваючим на поверхні води листям — *Nuphar lutea*, *Nymphaea candida*, *Persicaria amphibia*, *Potamogeton natans*. У більшості водойм були відсутні види — індикатори реофільних умов (*Potamogeton perfoliatus*, *P. lucens*), а також реофільні модифікації ценозів з домінуванням плаваючих та занурених форм *Sparganium erectum*, *Sagittaria sagittifolia*, *Butomus umbellatus* [19].

У 2007 р. ми спостерігали вже дещо іншу картину заростання заплавних водойм. З одного боку, ізольованість заплави та відсутність господарської діяльності на водозборі сприяли розвитку природних сукцесійних процесів у бік збільшення площі заростей макрофітів: на 5 % — у великих водоймах (оз. Глибоке) та на 15 % — у малих (озера Вершина, Далеке).

Збільшення зони заростей на малих озерах (як приклад — оз. Далеке) відбувалося, переважно, за рахунок розширення площ угруповань повітряно-водних рослин. Це свідчить про проходження природних процесів «старіння» водойми та зростання ролі в екосистемі (а отже, і в кругообігу речовини і енергії) таких видів, як *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *Glyceria maxima* (рис. 2).

З іншого боку, внаслідок посилення фільтрації ґрунтових вод через огорожувальні дамби (можливо, в результаті суфозійних процесів), на великих водних об'єктах відбувається поступове відновлення природного гідрологічного режиму і риси заболочування почали зникати. Відповідно, на великих озерах (Глибоке, Вершина, Азбучин) і картина заростання мала дещо інший характер (див. рис. 2). Тенденції розвитку макрофітної рослинності цих водойм відображали відновлення втрачених після будівництва протиповеневих споруд реофільних і лімнофільних рис. Спостерігалось ускладнення ценотичної структури заростей макрофітів. Зникли ценози перехідного типу. Значно зросла роль лімнофільного комплексу (насамперед, угруповань з домінуванням *Nuphar lutea*, *Nymphaea candida*), скоротилися площі, зайняті угрупованнями *Stratiotes aloides*.

Як приклад, і у 1998, і у 2021 р. площа заростей макрофітів оз. Глибокого складала ~ 50 % площі водойми, а флористичне багатство відбивало весь спектр екологічних умов великої заплавної водойми (від лімно-

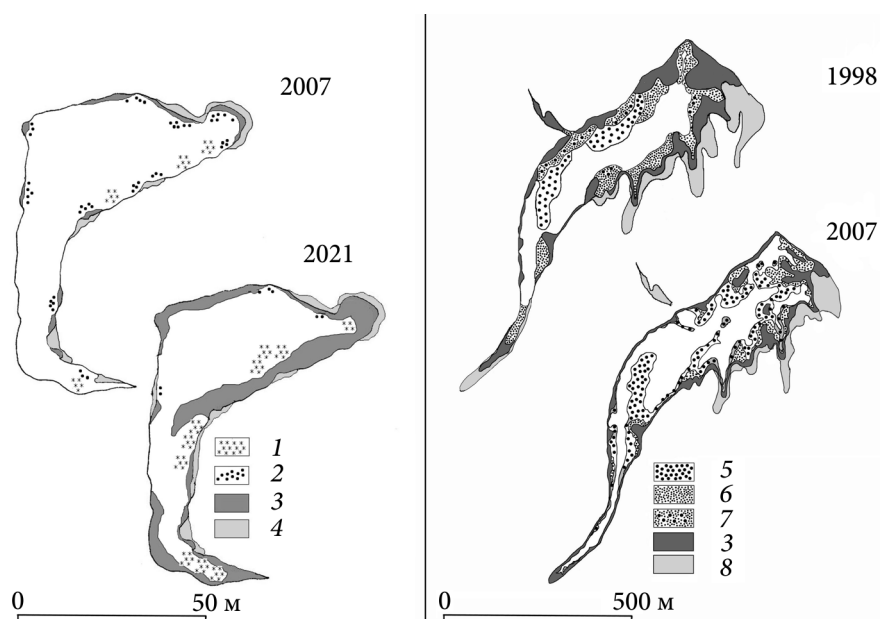


Рис. 2. Схеми динаміки заростання малого (на прикладі оз. Далекого — а) та великого (на прикладі оз. Глибокого — б) заплавних водойм ЗВ: 1 – *Ceratophyllum demersum*; 2 – *Nuphar lutea*; 3 – *Typha angustifolia*; 4 – *Phragmites australis*; 5 – *Nuphar lutea* + *Nymphaea candida*; 6 – *Stratiotes aloides*; 7 – *Nuphar lutea* + *Stratiotes aloides*; 8 – *Phragmites australis* + *Glyceria maxima* + *Carex* sp.

фільно-реофільних видів до представників болотних біотопів). Проте у 1998 р. наймасовішими на озері були угруповання евтрофного характеру. Головну роль у заростанні водойми відігравали угруповання *Stratiotes aloides*, які займали половину зарослих площ [19]. У 2007 р. в оз. Глибокому більш ніж на третину збільшилися площі, зайняті ценозами *Nymphaea candida* (формувався угруповання *Nupharo lutei* — *Nymphaeetum candidae* Grigorjev et Solm.1987, *Potameto natantis* — *Nymphaeto candidae* Hejny in Dykujva et Kvet 1978). Натомість, наполовину скоротилися площі, зарослі *Stratiotes aloides*. Самостійні ценози сформували види, які раніше зустрічалися лише поодинокими екземплярами — *Potamogeton perfoliatus*, *Scirpus lacustris*, *Sagittaria sagittifolia*, *Butomus umbellatus*. Зникли «переживаючі» угруповання (*Stratiotes aloides* + *Nuphar lutea*). Тогочасна ценотична структура угруповань макрофітів озера ускладнилась, але з 15 виділених нами на водоймі асоціацій, як і 10 років тому, угруповання лише чотирьох формували більше 90 % зони заростей: *Nupharo lutei* — *Nymphaeetum candidae* Grigorjev et Solm.1987, *Typhetum angustifolia* Pignatti 1953, *Stratiotetum aloidis* (Now. 1930) Miljan 1933, *Ceratophylletum demersi* (Soó 1928) Egger 1933.

Зазначимо, що сучасна картина заростання оз. Глибокого порівняно з 2007 р. майже не змінилася; проте спостерігається зменшення ценотичної

ролі *Nymphaea candida*, *Potamogeton natans*, зростання площі ценозів ас. *Nupharetum lutei* Beljavetchene 1990. Масового розвитку локальна популяція *Nymphaea alba* на дослідженій водоймі не набула.

На оз. Азбучин зросла участь у заростанні мілководь дрібнолистих рдесників: якщо ще у 2017 р. *Potamogeton filiformis* та *P. acutifolius* траплялися зрідка розрідженими, з ПП до 1—3 % плямами, то у 2021 р. ці види хоч і траплялися спорадично, проте формували монодомінантні зарості з ПП до 60—70 %.

На теперішній час видова та ценотична структура заростей макрофітів водойм ЗВ звичайна для заплавних озер. Представлений видовий склад усього екологічного спектру біотопів: види прибережної зони (*Typha angustifolia*, *T. latifolia*, *Phragmites australis*, *Glyceria maxima*), лімнофільний комплекс (*Scirpus lacustris*, *Sparganium erectum*, *Nuphar lutea*, *Nymphaea candida*, *Potamogeton natans*, *Myriophyllum spicatum*, *Ceratophyllum demersum*, *Stratiotes aloides*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Salvinia natans*, *Spirodela polyrhiza*, *Lemna trisulca*), а також реофільний комплекс (*Potamogeton perfoliatus*, *Sparganium emersum*, *Sagittaria sagittifolia*, *Butomus umbellatus*).

Висновки

Підсумовуючи результати досліджень, відзначимо, що сучасна картина заростання досліджуваних водойм ЗВ є більш типовою для заплавних комплексів басейну р. Прип'яті, аніж така 25 років тому. Сучасні особливості розвитку макрофітів свідчать про поступове відновлення гідрологічного режиму заплави р. Прип'яті в межах ЗВ. Проте посилення процесів водообміну може спричинити зростання міграції мобільних форм радіонуклідів, що накопичилися на заплавних територіях, та їхній подальший винос до р. Прип'яті і за межі ЗВ.

Припускається, що хронічний вплив іонізуючого випромінювання, якого зазнають вищі водні рослини у найбільш забруднених водоймах ЗВ після аварії на ЧАЕС, не спричинив суттєвих змін видового та ценотичного складу макрофітів досліджуваних водойм. Певні зміни складу макрофітів, які спостерігали у водоймах заплави р. Прип'яті, та перерозподіл ценотичної активності окремих видів пов'язані зі змінами гідрологічного та гідрохімічного режиму водойм.

Зміна ценозоутворювачів рослинного покриву та ценотичної активності окремих видів, які спостерігаються на сучасному етапі, обумовлюють необхідність ретельного аналізу заростання заплавних водойм у рамках комплексного радіоекологічного моніторингу для розуміння процесів перерозподілу головних дозоутворюючих радіонуклідів залежно від якісного та кількісного складу фітоценозів.

Представленість у зарослевій зоні мілководь рідкісних і раритетних видів, насамперед бореального комплексу — *Hottonia palustris*, *Potamogeton acutifolius*, *Callitriche cophocarpa*, робить ці водойми об'єктами охорони.

Список використаної літератури

1. Голуб В.Б., Раменский Л.Г. Оценка обилия растений по их проективному покрытию. *Самарская лука: проблемы региональной и глобальной экологии*. 2020. Т. 29, № 3. С. 157—163.
2. Гудков Д.И., Деревец В.В., Зуб Л.Н. и др. Распределение радионуклидов по основным компонентам озерных экосистем зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2005. Т. 45, № 3. С. 271—280.
3. Зелена книга України. 2009. URL: <https://mepr.gov.ua/news/32530.html>
4. Зеров К.К. Формирование растительности и зарастание водохранилищ Днепровского каскада. Киев : Наук. думка, 1976. 141 с.
5. Иванова И.Ю., Широкая З.О., Паньков И.В. Высшая водная растительность Киевского и Каховского водохранилищ после аварии на ЧАЭС. *Гидробиол. журн.* 1997. Т. 33, № 1. С. 97—112.
6. 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. *Там же*. 1993. Т. 29, № 5. С. 61—72.
7. Кузьменко М.І., Романенко В.Д., Деревець В.В. и др. Радіонукліди у водних екосистемах України. Вплив радіонуклідного забруднення на гідробіонти зони відчуження. Київ : Чорнобильінтерінформ, 2001. 318 с.
8. Моделирование и изучение механизмов переноса радиоактивных веществ из наземных экосистем в водные объекты зоны влияния Чернобыльской аварии / Под ред. У. Сансоне, О. Войцеховича. Люксембург : Офис официальных публикаций Европейских Сообществ, 1996. 195 с.
9. Dyachenko T.M., Zub L.M., Tomchenko O.V. Plant cover transformation in the shallow water habitats of the cooling pond of the Chernobyl NPP as a result of its descent. *Hydrobiol. J.* 2021. Vol. 57, N 6. P. 3—16
10. Fassett N.C. A manual of aquatic plants. Madison : University of Wisconsin Press, 1969. 405 p.
11. Ganzha C., Gudkov D., Ganzha D. et al. Physicochemical forms of ^{90}Sr and ^{137}Cs in components of Glyboke Lake ecosystem in the Chornobyl exclusion zone. *J. Environ. Radioactivity*. 2014. P. 176—181.
12. Ganzha C.D., Gudkov D.I., Ganzha D.D. et al. Accumulation and distribution of radionuclides in higher aquatic plants during the vegetation period. *Ibid.* 2020. P. 106—361.
13. Gudkov D.I., Derevets V.V., Kuzmenko M.I., Nazarov A.B. Radioactive contamination of aquatic ecosystem within the Chernobyl NPP exclusion zone: 15 years after accident. In: Protection of the Environment from Ionising Radiation. IAEA-CSP-17. IAEA, Vienna, 2003. P. 224—231.
14. Gudkov D.I., Kuzmenko M.I., Kireev S.I. et al. Radionuclides in components of aquatic ecosystems of the Chernobyl accident restriction zone. 20 Years after the Chernobyl Accident: Past, Present and Future / E.B. Burlakova, V.I. Naidich (Eds.). New York : Nova Science Publishers, Inc., 2006. P. 265—285.
15. Gudkov D.I., Nazarov A.B., Kaglyan A.E. Change of radionuclide bioavailability in conditions of swamping territories within the Chernobyl accident Exclusion Zone. *Radioprotection*. 2009. Vol. 44, N 5. P. 951—955.
16. Gudkov D.I., Uzhevskaya C.F., Nazarov A.B. et al. Lesion in common reed by gall-producing arthropods in water bodies of the Chernobyl NPP exclusion zone. *Hydrobiol. J.* 2006. Vol. 42, N 1. P. 82—88.
17. Gudkov D.I., Zub L.N., Derevets V.V. et al. Radionuclides ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{241}Am in macrophytes within the Krasnensky flood plain: Species-specificity of accumulation and distribution in components of phytocenose. *Radiatsionnaya biologiya. Radioecologiya*. 2002. Vol. 42, N 4. P. 419—428.
18. Gudkov D.I., Zub L.N., Savitsky A.L. Hydrotechnical facilities within the Chernobyl nuclear power plant exclusion zone: impacts on hydrologic regime and plant growth

patterns of floodplain water bodies of the Pripyat River. *Water Science and Technology*. 2003. Vol. 48, N 7. P. 89—96.

19. Gudkov, D.I., Zub L.N., Savitsky A.L. et al. Macrophytes of the exclusion zone of the Chernobyl nuclear power station: the formation of plant communities and peculiarities of radioactive contamination of the left-bank floodplain of the Pripyat River. *Hydrobiol. J.* 2002. Vol. 38, N 5. P. 116—132.

20. Iavniuk A.A., Shevtsova N.L., Gudkov D.I. Disorders of the initial ontogenesis of seed progeny of the common reed (*Phragmites australis*) from water bodies within the Chernobyl exclusion zone. *J. Environ. Radioactivity*. 2020. Vol. 218. P. 106—256.

21. IPNI. International plant names index. 2022. URL: <http://www.ipni.org>

22. Kaglyan A.Ye., Gudkov D.I., Kireyev S.I. et al. Fish of the Chernobyl exclusion zone: modern levels of radionuclide contamination and radiation doses. *Hydrobiol. J.* 2019. Vol. 55, N 5. P. 81—99.

23. Nurgudin M.A., Shevtsova N.L., Gudkov D.I. Effects of chronic low-dose radiation on the common reed within the Chernobyl accident Exclusion Zone. *Radioprotection*. 2009. Vol. 44, N 5. P. 941—944.

24. Shevtsova N.L., Gudkov D.I. Cytogenetic effects of long-term radiation on higher aquatic plants within the Chernobyl accident Exclusion Zone. *Ibid.* 2009. Vol. 44, N 5. P. 937—940.

25. Shevtsova N.L., Gudkov D.I. Cytogenetic damages in the common reed *Phragmites australis* in the water bodies of the Chernobyl exclusion zone. *Hydrobiol. J.* 2013. Vol. 49, N 2. P. 85—98.

26. Taylor P. The genus *Utricularia* — a taxonomic monograph. 1989. Kew Bull. Additional Ser. XIV, Royal Bot. Gardens, Kew. 724 p.

27. The IUCN Red List of Threatened Species. 2022. URL: <https://www.iucnredlist.org>.

28. Wood R.D. Hydrobotanical methods. Baltimore : University Park Press, 1975. 173 p.

29. Yavnyuk A.A., Efremova N.N., Protsenko O.N. et al. Fluctuating asymmetry of zebra mussel (*Dreissena polymorpha* Pall.) and floating pondweed (*Potamogeton natans* L.) in water bodies within the Chernobyl accident exclusion zone. *Radioprotection*. 2009. Vol. 44, No 5. P. 475—479.

30. Zukowski W. Rozmieszczenie gatunków z rodzaju *Utricularia* L. w Polsce. 1974. Bad. Fizjogr. Pol. Zach., Tow. Przyj. Nauk, seria B27. S. 189—217.

Надійшла 25.07.2022

L.M. Zub, PhD (Biol.), Senior Researcher, Head of Lab.,
Institute for Evolutionary Ecology of the NAS of Ukraine,
Academician Lebedev str., 37, Kyiv, 03143, Ukraine
e-mail: lesyazub2@gmail.com
ORCID 0000-0003-4539-080X

M.S. Prokopuk, PhD (Biol.), Researcher,
Institute for Evolutionary Ecology of the NAS of Ukraine,
Academician Lebedev str., 37, Kyiv, 03143, Ukraine
e-mail: maryanaprokopuk406@gmail.com

D.I. Gudkov, Dr. Sc. (Biol.), Prof., NAS Corresp. member, Head of Dept.,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: digudkov@gmail.com
ORCID 0000-0002-5304-7414

THE LONG-TERM OBSERVATIONS ON THE STRUCTURE OF MACROPHYTE
COMMUNITIES IN FLOODPLAIN WATER BODIES OF THE CHERNOBYL
EXCLUSION ZONE

The study based on 24-year observations (1998—2021) of species richness and coenotic activity of macrophytes of floodplains within the Chernobyl Exclusion Zone. The floristic composition of macrophytes in water bodies remained constant during this period. The lists of 1998 and 2021 differ only in three species: *Nymphaea alba*, *Trapa natans* began to be registered in reservoirs only in 2007; *Utricularia minor* was noted in 1998, in subsequent years it was not found. Water bodies are characterized by an impoverished species composition, a simplified coenotic structure of macrophyte communities, and intensive overgrowth of the water surface. The presence of rare species in the overgrown zone of shallow waters, primarily of the boreal complex — *Hottonia palustris*, *Potamogeton acutifolius*, *Callitriche cophocarpa* — makes these reservoirs as objects of protection and research. A common feature of the vegetation cover of all floodplain reservoirs in 1998 was the predominance of macrophyte communities, in which species of river and lake ecosystems, as well as indicator species of increased water-logging processes, were recorded. Currently, there is a gradual restoration of the natural structure of the macrophyte communities of the floodplains of the Pripjat River, which was disturbed due to the construction of flood-protection hydraulic structures. Modern features of the development of macrophytes testify to the improvement of the water exchange regime of floodplain water bodies. The chronic ionizing radiation, which the biota in studied water bodies have been exposed more than three decades, did not cause significant changes in the floristic and coenotic composition of macrophytes. Certain observed changes are associated with changes in the hydrological and hydrochemical regime of the floodplain of the Pripjat River.

Key-words: *Chernobyl exclusion zone, floodplain water bodies, macrophytes, floristic and coenotic composition.*