

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ  
ПОЛІСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ**

Факультет лісового господарства та екології  
Кафедра загальної екології

Кваліфікаційна робота  
на правах рукопису

**ДОВГАЛЮК СЕРГІЙ ВІКТОРОВИЧ**

УДК 504.064.3:551.521:504.453

**КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА  
РАДІАЦІЙНИЙ МОНІТОРИНГ ВОД РІЧКИ ПРИП'ЯТЬ У ЗОНІ  
ВІДЧУЖЕННЯ АЕС**

101 «Екологія»

Подається на здобуття освітнього ступеня магістра

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

---

(підпис, ініціали та прізвище здобувача вищої освіти)

Науковий керівник:  
професор, д.б.н.,  
Соломатіна В. Д.

**Житомир – 2020**

## АНОТАЦІЯ

Довгалюк С. В. Радіаційний моніторинг вод річки Прип'ять у зоні відчуження АЕС.

Кваліфікаційна робота на здобуття освітнього ступеня магістра за спеціальністю 101 «Екологія». – Поліський національний університет, Житомир, 2020.

Кваліфікаційна робота містить результати досліджень, які стосуються оцінки радіаційного стану поверхневих водойм у зоні відчуження Чорнобильської АЕС. Доведено, що поверхневі води залишаються основним транспортом виносу радіонуклідів за межі зони відчуження. Винос  $^{90}\text{Sr}$  з водою р. Прип'ять у створі м. Чорнобиль в 2008-2018 роках складав від 0,41 до 5,0 ТБк за рік,  $^{137}\text{Cs}$  – від 0,22 до 1,9 ТБк. У 2019 р. значення виносу цих основних дозостворюючих радіонуклідів склали:  $^{90}\text{Sr}$  – 0,36 ТБк,  $^{137}\text{Cs}$  – 0,25 ТБк.

Роль джерел, які визначають радіаційний стан ріки, залежить від водності року, фази водного режиму та стану водоохоронних споруд. При високих водопіллях, подібних до 1999 р., до 80 % виносу  $^{90}\text{Sr}$  формується шляхом змиву з заплави в межах зони відчуження та транзиту, який сформувався у верхніх частинах басейну. При середніх та низьких водопіллях, як цього року, (коли не відбувається затоплення заплави), основним є транзитне надходження  $^{90}\text{Sr}$  – в період найбільшого розвитку водопілля до 70 %. В меженний період основним джерелом забруднення є підземні води, які дренуються рікою вклад яких досягає 60-65 % від загального виносу  $^{90}\text{Sr}$ .

Найбільш забруднені поверхневі водойми – о. Азбучин, Глибоке, водойми на лівобережній заплаві р. Прип'ять, відвідний канал 3-ї черги ЧАЕС, вода яких за вмістом  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  відповідає категорії рідких РАВ.

**Ключові слова:** зона відчуження, Чорнобильська АЕС, водойми, радіонукліди.

## SUMMARY

Dovgalyuk S.V. Radiation monitoring of Pripyat river waters in the NPP exclusion zone.

Qualifying work for a master's degree in specialty 101 "Ecology". - Polissya National University, Zhytomyr, 2020.

The qualification work contains the results of research related to the assessment of the radiation status of surface water bodies in the exclusion zone of the Chernobyl NPP. It is proved that surface waters remain the main transport of radionuclide removal outside the exclusion zone. The removal of  $^{90}\text{Sr}$  with water from the Pripyat River in the Chernobyl area in 2008-2018 ranged from 0.41 to 5.0 TBq per year,  $^{137}\text{Cs}$  - from 0.22 to 1.9 TBq. In 2019, the values of removal of these main dose-forming radionuclides were:  $^{90}\text{Sr}$  - 0.36 TBq,  $^{137}\text{Cs}$  - 0.25 TBq.

The role of sources that determine the radiation status of the river depends on the water content of the year, the phase of the water regime and the condition of water protection structures. At high watersheds, similar to 1999, up to 80% of  $^{90}\text{Sr}$  removal is formed by flooding from the floodplain within the exclusion and transit zone formed in the upper parts of the basin. At medium and low watersheds, as this year, (when there is no flooding of the floodplain), the main transit is  $^{90}\text{Sr}$  - during the period of greatest development of the floodplain up to 70%. In the limit period, the main source of pollution is groundwater, which is drained by the river - their contribution reaches 60-65% of the total removal of  $^{90}\text{Sr}$ .

The most polluted surface water bodies are lakes. Azbuchyn, Hlyboke, reservoirs on the left-bank floodplain of the Pripyat River, the discharge channel of the 3rd stage of the Chernobyl NPP, the water of which in terms of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  content corresponds to the category of liquid radwaste.

Keywords: exclusion zone, Chernobyl NPP, reservoirs, radionuclides.

**ЗМІСТ**

	<b>Стор.</b>
<b>ВСТУП</b>	<b>5</b>
<b>РОЗДІЛ 1. ЕКОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АТОМНІЙ ЕЛЕКТРОСТАНЦІЇ</b>	<b>8</b>
1.1. Забруднення поверхневих та підземних вод внаслідок Чорнобильської катастрофи	<b>8</b>
1.2. Вплив радіоактивного забруднення на живі організми	<b>10</b>
1.3. Висновки до розділу	<b>11</b>
<b>РОЗДІЛ 2. ПРОГРАМА, МЕТОДИКА І УМОВИ ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ</b>	<b>13</b>
2.1. Програма досліджень	<b>13</b>
2.2. Методика проведення досліджень	<b>13</b>
2.3. Характеристика об'єкту досліджень	<b>14</b>
<b>РОЗДІЛ 3. ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ВОД РІЧКИ ПРИП'ЯТЬ У ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ АЕС</b>	<b>16</b>
3.1. Характеристика Чорнобильської зони відчуження	<b>16</b>
3.2. Гідрологічний режим р. Прип'ять	<b>17</b>
3.3. Оцінка радіаційного стану поверхневих вод ЧЗВ	<b>22</b>
3.4. Висновки до розділу	<b>29</b>
<b>ВИСНОВКИ</b>	<b>31</b>
<b>ПРАКТИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ</b>	<b>32</b>
<b>СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ЛІТЕРАТУРНИХ ТА ІНФОРМАЦІЙНИХ ДЖЕРЕЛ</b>	<b>33</b>
<b>ДОДАТКИ</b>	<b>38</b>

## ВСТУП

**Актуальність досліджень.** Внаслідок Чорнобильської катастрофи, яка сталася у 1986 р., радіоактивного забруднення зазнало майже 55 тис. км<sup>2</sup> території України, у тому числі значного забруднення зазнали великі водозбірні території басейну р. Дніпро, що здійснилося за рахунок "чорнобильських" випадань із атмосфери. За оцінками фахівців УкрНДГМІ величина аерозольних опадів <sup>137</sup>Cs на водну поверхню водосховищ дніпровського каскаду у 1986 р. склала  $8,23 \cdot 10^{13}$  Бк, з яких 75 % випало на акваторію Київського водосховища.

Більша частина радіоактивних опадів випала у районі водозабору річки Дніпро, яка примикає до майданчика Чорнобильської атомної електростанції. Ця територія та прилеглі водозабірні басейни утворюють значну місцевість, із якої забруднена вода і наноси стікають вниз по течії через річки Прип'ять і Дніпро через Україну у Чорне море. Ерозійний матеріал та стоки із забруднених ландшафтів сприяють подальшому перенесенню радіонуклідів із Чорнобиля у район Великого Дніпра. З усієї кількості мешканців цієї місцевості, а це приблизно 20 мільйонів, біля 9 мільйонів використовують річкову воду як питну. Рибне та сільське господарство також безпосередньо пов'язані з водою із водосховищ Дніпра. А тому, забруднення поверхневих водойм у зоні відчуження, навіть після майже 35 років після аварії, є проблемою досить гострою і актуальною та не перестає хвилювати дослідників-практиків.

Найбільшу наукову цінність для дослідників мають так звані «hotspots» тобто «гарячі точки», які знаходяться на території зони відчуження, та до яких відносяться: «Рудий ліс», «Малий Рудий ліс», о. Азбучин, водойма-охолоджувач ЧАЕС, о. Глибоке – розташоване у заплаві р. Прип'ять на лівому березі.

Отже, слід зазначити, що однією з найбільш важливих і актуальних проблем є виснаження та погіршення якості довкілля через радіаційне забруднення водних ресурсів зони відчуження, до яких, зокрема, належать підземні та поверхневі води басейну р. Дніпро та р. Прип'ять, яка є її притокою.

**Мета та завдання досліджень.** Таким чином, метою нашого дослідження стала оцінка радіаційного моніторингу вод річки Прип'ять у зоні відчуження АЕС.

Для досягнення поставленої мети необхідним стало виконання таких завдань:

- дослідити основні риси гідрологічного режиму р. Прип'ять;
- проаналізувати радіаційний стан поверхневих водойм зони відчуження.

**Об'єкт дослідження** – особливості радіаційного забруднення вод р. Прип'ять у чорнобильській зоні відчуження.

**Предмет дослідження** – р. Прип'ять, зона відчуження.

**Методи дослідження.** У процесі виконання роботи були використані загальнонаукові та спеціальні методи досліджень: аналітичний, порівняльно-розрахунковий і статистичний.

**Наукова новизна одержаних результатів** полягає у дослідженні радіаційного стану поверхневих вод у Чорнобильській зоні відчуження у післяаварійний період.

**Практичне значення отриманих результатів.** Отримані результати досліджень можуть бути використані Державним агентством України з управління зоною відчуження, Державною службою з надзвичайних ситуацій України при формуванні звітів, а також для інформування населення про стан радіаційно-екологічної безпеки у Чорнобильській зоні відчуження.

**Апробація досліджень.** Результати досліджень були апробовані і представлені на таких конференціях, зокрема:

1. VIII-й International Scientific and Practical Conference «Modern problems in science», November 09-12, 2020, Prague, Czech Republic (Додаток А);
2. III-й Всеукраїнська науково-практична конференція «Сучасні екологічні проблеми урбанізованих територій», 10-11 листопада 2020 р., Житомир (Додаток Б);
3. III-й студентській конференції «Магістерські читання-2020», 04 грудня 2020 р., Житомир (Додаток В).

## РОЗДІЛ 1

# ЕКОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АТОМНІЙ ЕЛЕКТРОСТАНЦІЇ

### 1.1. Забруднення поверхневих та підземних вод внаслідок Чорнобильської катастрофи

Забрудненню поверхневих та підземних вод у зоні аварії на Чорнобильській АЕС наразі присвячено велику кількість наукових досліджень [1, 4-8, 11, 14, 18, 26, 31 тощо].

Забрудненню вододілів Дніпра та Прип'яті та заплави поблизу Чорнобиля присвячено праці О.В. Войцеховича та ін. [4-7]. Основним потенційним джерелом вторинного забруднення Дніпровської каскадної системи є утворені дренажні басейни. Головними забруднювачами водотоків є  $^{137}\text{CS}$  та  $^{90}\text{Sr}$ , які надходять у водні об'єкти в процесі стоку та ерозії. Їх транспортування через річку Прип'ять і Дніпровську каскадну систему до Чорного моря описана О.В. Войцеховичем та ін. [5].

Після випадіння радіоактивних опадів було описано перелік можливих заходів для зниження доз радіоактивного опромінення населення через канал поверхневих водойм (рис. 1.1) [32, 36]. Доведено, що дози опромінення від харчових продуктів є значно вищими, ніж дози від питної води та водних продуктів [6]. Проте, протягом перших декількох тижнів проводились контрзаходи щодо зниження концентрації активності у поверхневих водах та тестування впливу довгострокового забруднення на прісноводних риб.



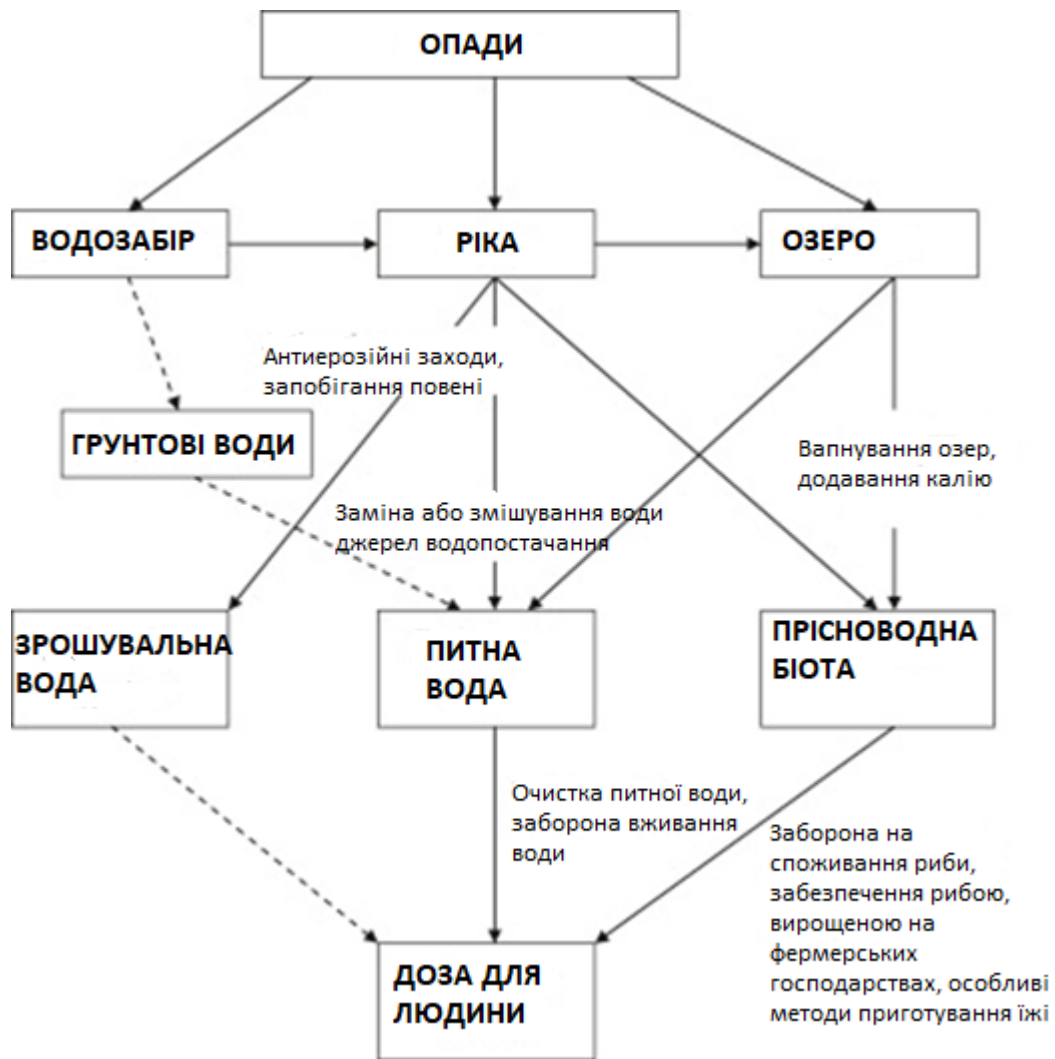


Рис. 1.1. Дозове навантаження для людини від споживання питної води із зазначенням можливих заходів зниження впливу  
*Штрихові лінії вказують шляхи найменшого потенційного значення*

Було виявлено, що найбільш ефективними та життєздатними заходами щодо зниження радіоактивності питної води є заходи, які застосовуються на стадії очищення та розподілу води [36]. Було введено тимчасові заборони на питну воду та ефективно використовувались перехід або змішування джерел з менш забрудненою водою [6, 7, 37]. На Дніпровській водопровідній станції у системи фільтрації води додавали активоване вугілля і цеоліт для видалення  $^{131}\text{I}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  [37].

Заходи зі зниження концентрації радіонуклідів у річках та водосховищах були набагато менш ефективними, ніж заходи, які

застосовувались у системі питного водопостачання. Зокрема, встановлення уловлювачів на дні каналів для уловлення зважених часток та ціліотвмісних дамб виявились дуже неефективними, оскільки вони адсорбували лише 5-10 %  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  [5, 6]. Проте, будівництво дамби навколо найбільш забруднених ділянок заплави Прип'яті виявилось ефективним для зниження навантаження  $^{90}\text{Sr}$  під час паводків [6].

Заборона споживання прісноводної риби була введена у деяких озерах колишнього Радянського Союзу [33], проте її не завжди дотримувались. Аналогічні заборони були уведені у Скандинавії [29, 38]. Виявлено, що вапнування озер для зниження концентрації активності в рибі неефективне для радіоактивного цезію [30], хоча додавання калію у озерні води є перспективним у деяких ситуаціях [34, 28].

## **1.2. Вплив радіоактивного забруднення на живі організми**

Дослідження впливу радіоактивного забруднення довкілля на живі організми залишається пріоритетними завданнями радіобіології та радіоекології [9, 10, 17, 19, 21 тощо].

У науковців викликає неабиякий інтерес дослідження біологічних наслідків хронічного опромінення живих організмів внаслідок Чорнобильської катастрофи. Дослідженнями, що були проведені Національним університетом біоресурсів і природокористування України було встановлено, що вплив радіації та радіобіологічні ефекти залежать безпосередньо від біологічних особливостей виду, на який впливає опромінення. До найбільш радіочутливих видів рослин належать хвойні породи дерев та хвойні ліси, а до найбільш радіочутливих видів тварин – ссавці [10].

Як зазначалось раніше, наразі відкритим джерелом поширення радіонуклідів є забруднені, з яких води надходять до поверхневих та ґрунтових вод, потім в річкові системи й виносяться за межі зони відчуження

та обов'язкового відселення в Дніпро та його водосховища. Дослідженнями, які були проведені у с. Чистогалівка щодо впливу на насіння пшениці рідких стоків талих вод із радіонуклідно забруднених територій заболоченого притерасного пониззя виявлено зростання в 1,8—2,7 рази рівня хромосомних перебудов. Оскільки з талими стоками та завислими у них частинками ґрунту радіонукліди можуть мігрувати до підніжжя схилів, у балки й заплави річок [25], що з часом може утворити нові плями підвищеного радіаційного забруднення та потрапляння під дію хронічного опромінення нових популяцій організмів [19].

Крім того, не втрачає актуальності доцільність дослідження впливу на здоров'я людини радіоактивного забруднення, оскільки після Чорнобильської аварії населення України продовжує відчувати його шкідливий вплив. Значно зріс відсоток онкологічної і загальної захворюваності [31], реєструються різновиди ракових захворювань рідкісних видів, різко зросла онкозахворюваність серед дітей [17]. Наразі, хронічному впливу радіації піддається 2,5 млн людей в Україні, більше 2 млн населення Білорусі та 1,5 млн жителів Росії, які проживають при щільності забруднення ґрунту цезієм вище 1 Кі/км<sup>2</sup> [23].

### **1.3. Висновки до розділу**

Таким чином, огляд літературних та інформаційних джерел спонукав нас до наведення таких висновків:

- головними забруднювачами водотоків є <sup>137</sup>CS та <sup>90</sup>Sr;
- основна небезпека забруднення водотоків викликана тим, що транспортування радіонуклідів здійснюється через річку Прип'ять і Дніпровську каскадну систему до Чорного моря;
- самими радіочутливими видами рослин є хвойні породи дерев, а серед тварин – ссавці;

- населення України продовжує відчувати шкідливий вплив аварії, який проявляється у значному зростанні відсотку онкологічної і загальної захворюваності серед дорослого та дитячого населення.

## РОЗДІЛ 2

### ПРОГРАМА, МЕТОДИКА ТА УМОВИ ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ

#### 2.1. Програма проведення досліджень

Написання та підготовка кваліфікаційної роботи проходило на базі кафедри загальної екології Поліського національного університету. Емпіричною основою для написання роботи стали експериментальні дані Державного агентства України з управління зоною відчуження [13], Державної служби з надзвичайних ситуацій України [12], Державної статистичної служби України.

З метою ефективного написання роботи та її успішного захисту необхідним стало виконання таких завдань:

- визначити актуальність, мету та основні задачі дослідження;
- провести аналітичний огляд літератури для більш повного і глибокого дослідження обраних питань;
- розробити програму дослідження, визначити методики та дати характеристику умовам проведення досліджень;
- охарактеризувати сучасний стан Чорнобильської зони відчуження;
- дослідити гідрологічний режим р. Прип'ять;
- проаналізувати радіаційний стан поверхневих вод зони відчуження;
- на основі отриманих результатів зробити відповідні висновки;
- розробити практичні рекомендації щодо зниження негативного впливу радіонуклідів на стан поверхневих вод зони відчуження.

#### 2.2. Методика проведення досліджень

Радіаційний моніторинг поверхневих вод зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення у 2019 році полягав у проведенні спостережень за гідрологічним режимом та радіаційним станом р. Прип'ять

та її приток, північно-західної частини Київського водосховища, водойми-охолоджувача ЧАЕС, підвідного і відвідного каналів 1 та 2 черги ЧАЕС, відвідного каналу 3 черги, відгороджених від р. Прип'ять затонів та озер на її правобережній заплаві, водних об'єктів в районі розташування комплексу водоохоронних споруд на лівобережній заплаві, тобто практично всіх основних водотоків та водойм зони. Загалом постійним контролем було охоплено 9 великих та малих водотоків, 10 замкнених та малопроточних водойм у близько 30 створах і пунктах.

В усіх пробах води визначались концентрації основних забруднюючих радіонуклідів –  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ . Вміст  $^{241}\text{Am}$  та ізотопів плутонію з різною періодичністю контролювався у воді р. Прип'ять, водойми-охолоджувача ЧАЕС, лівобережного польдера у верхньому б'єфі гідротехнічної споруди № 7 та о. Глибоке, а також, одноразово, на деяких інших водних об'єктах.

Гідрометричні роботи (вимірювання витрат води) виконувались згідно з Регламентом на р. Прип'ять, річках Уж, Сахан, Брагінка, Глиниця, ГТС № 7 (стік з лівобережного польдера) [13].

### **2.3. Умови проведення досліджень**

Одним з найбільших водних об'єктів ЧЗВ є річка Прип'ять, яка перетинає її з півночі на південний-схід і на межі 30-ти кілометрової зони впадає в Київське водосховище (рис. 2.1). Прип'ять - це рівнинна річка, заболоченість берегів якої не перевищує 15 %.

У районі розташування Чорнобильської АЕС, русло річки Прип'ять було штучно змінено. Був збудований суднохідний канал довжиною одинадцять кілометрів. Русло річки було прокладено в обхід водойми-охолоджувача (технологічної водойми, яка була створена для потреб ЧАЕС). У цьому місці річка Прип'ять тече в 200-400 метрах від водойми-охолоджувача, який відокремлений від річки штучною дамбою. Біля ЧАЕС та водойми-охолоджувача ширина річки Прип'ять не перевищує 100-160

метрів, а середня глибина складає 3-4 метри (в окремих місцях глибина досягає 8 метрів).

При загальній довжині річки, яка складає 780 км, в межах зони відчуження довжина Прип'яті складає близько 50 кілометрів. Це відстань від села Довляди до місця її впадання в Київське водосховище. Загальна площа водозбору річки в межах зони відчуження складає біля 2000 км<sup>2</sup>.

Річка Прип'ять досить часто розливається. Весняна повінь, як правило, розпочинається в першій декаді березня та може продовжуватись до середини липня. Середня тривалість повені (із затопленням заплави ближньої зони Чорнобильської АЕС), складає біля п'ятнадцяти днів [26].



*Рис. 2.1. Каскадна система річки Дніпро та її водозбірний басейн після аварії на Чорнобильській АЕС*

## РОЗДІЛ 3

### ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ВОД РІЧКИ ПРИП'ЯТЬ У ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ АЕС

#### **3.1. Характеристика Чорнобильської зони відчуження**

Відповідно до «Концепції Чорнобильської Зони відчуження на території України» було здійснено зонування території Зони відчуження за виробничими принципами із врахуванням видів діяльності у її окремих ділянках, нерівномірності радіоактивного забруднення місцевості, розташування виробничих об'єктів та елементів інфраструктури, зокрема:

1 зона (ближня зона) – включає територію, що розташована в радіусі 5 км навколо ЧАЕС. Проведення радіаційно-небезпечних робіт у цій зоні здійснюється лише за програмами, що погоджені з відповідними органами МОЗ та Держпраці. У виняткових випадках за результатами проведеного радіаційно дозиметричного контролю проведення робіт здійснюється за дозиметричними нарядами-допусками.

2 зона (дальня зона) – включає територію зони відчуження в радіусі 5-30 км від ЧАЕС (окрім території до зовнішньої межі селітебної зони м. Чорнобиль). Роботи у цій зоні проводяться згідно з щомісячними планами-графіками із регулярним радіаційним і дозиметричним контролем.

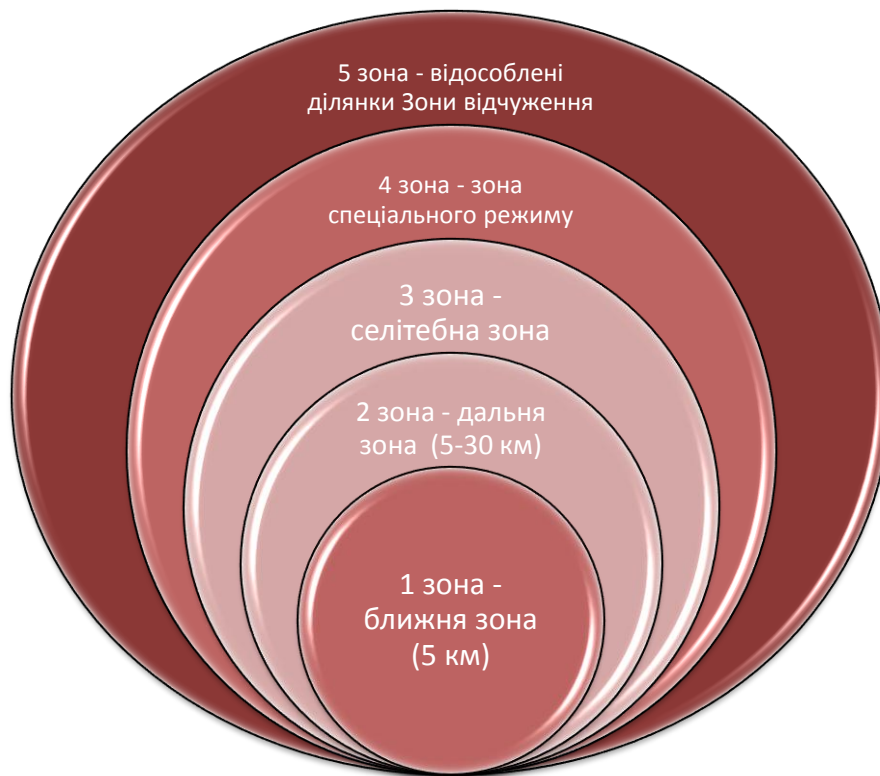
3 зона (селітебна зона) – включає частину міської території м. Чорнобиль, на якій розміщені гуртожитки з прилеглою територією, об'єкти соціального харчування та торгівлі, соціально-культурного і медико-санітарного призначення, міжквартальні шляхи та під'їзні шляхи до них.

4 зона (зона спеціального режиму) – включає територію вахтового селища Зелений Мис.

5 зона (відособлені ділянки Зони відчуження) – включає територію населених пунктів, мешканці яких були евакуйовані (деякі селища



Поліського району Київської області), Народицького і Овруцького районів Житомирської області) (рис. 3.1) [24].



*Рис. 3.1. Зонування Чорнобильської зони відчуження*

### **3.2. Гідрологічний режим р. Прип'ять**

Перші льодові явища (шугохід) спостерігались на р. Прип'ять в межах зони відчуження 19 листопада 2018 р. Льодостав з ополонками установився 29.11. Протягом грудня відмічались незначні коливання рівнів води. Деяке підвищення рівня води на 0,2 м спостерігалось на початку другої декади місяця нижче м. Чорнобиль.

Незначні коливання рівнів води у сторону збільшення, на 0,2 – 0,4 м, спостерігались також протягом січня, і на 31.01 становили 103,70 мБС та 103,30 мБС відповідно. На водпосту Чорнобиль рівень води змінювався в межах 0,1 м, і в останній день місяця становив 102,58 мБС. Витрати води становили 160 – 170 м<sup>3</sup>/с. Протягом січня – перших двох декад лютого на річці утримувався льодостав з ополонками, з 26.02 на річці чисто.

Водопілля цього року розпочалося в аномально ранні строки, та було вкрай маловодним внаслідок менших за норму параметрів основних факторів, що формують весняне водопілля (снігозапаси, запаси вологи в ґрунті, промерзання ґрунту, рідкі опади та інші). Датою початку водопілля слід вважати 27 січня. На цю дату рівні води становили: у створі БНС – 103,16 мБС, у створі водпоста Чорнобиль – 102,58 мБС. Витрата води – близько 160 м<sup>3</sup>/с. Максимальні рівні води спостерігались 01–05 березня: у створі ПНД – 104,34 мБС, у створі БНС – 104,06 мБС, у створі водпоста Чорнобиль – 103,17 мБС. Максимальна витрата води становила 442 м<sup>3</sup>/с.

Найвищі рівні водопілля виявились нижчими від норми на 1,5-1,9 м, а максимальна витрата – лише 32 % від норми.

Протягом березня – першої декади травня тривав спад весняного водопілля. Рівні води знизились на 0,2–0,8 м, водність ріки зменшилась до 230 м<sup>3</sup>/с.

Датою закінчення водопілля можна вважати 09 травня. Об'єм водного стоку за період водопілля (27.01–09.05) склав 3,00 км<sup>3</sup>.

Наприкінці першої декади травня, внаслідок інтенсивних опадів, почалось формування дощового паводка, максимум якого припав на кінець червня. Рівні води за цей період підвищились на 0,3-0,8 м до відміток: у створі ПНД – 104,49 мБС, БНС ЧАЕС – 104,04 мБС, водпоста Чорнобиль – 103,37 мБС. Максимальна витрата дощового паводка досягла 497 м<sup>3</sup>/с.

Протягом липня – вересня тривало зменшення водності ріки, рівні води в цілому знижувались. Мінімальна витрата води за рік зафіксована 21 вересня – 86 м<sup>3</sup>/с, відмітки рівнів води на цю дату становили: у створі ПНД – 103,00 мБС, БНС ЧАЕС – 102,69 мБС, водпоста Чорнобиль – 102,63 мБС.

В жовтні – грудні відбувалось незначне коливання рівнів і невеликі зміни водності ріки (в межах 100–150 м<sup>3</sup>/с). Найнижчі рівні в 2019 р. на водпостах зафіксовано в різні дати: у створі ПНД – 103,00 мБС 21 вересня та 19 грудня, у створі БНС – 102,60 мБС 30 грудня, у створі водпоста Чорнобиль – 102,36 мБС 28 та 30 грудня.

Об'єм водного стоку р. Прип'ять за 2019 рік склав 7,68 км<sup>3</sup> (60 % від минулорічного), середньорічна витрата – 243 м<sup>3</sup>/с (середня багаторічна витрата за різними розрахунками становить 404-470 м<sup>3</sup>/с). Динаміка рівнів води р. Прип'ять в 2019 р. представлена на рис. 3.2.

На р. Уж, у створі с. Черевач, перші льодові явища (забереги, шугохід) відмічені 17 листопада 2018 р. Льодостав з ополонками установився 29 листопада.

Протягом грудня 2018 р. відмічались незначні коливання рівнів води. Станом на 31 грудня рівень води було зафіксовано на відмітці 104,82 мБС, витрата води – близько 5,0 м<sup>3</sup>/с.

Протягом січня рівень води змінювався в межах 0,3 м. Протягом місяця на річці утримувався льодостав з ополонками. Витрати води були в межах від 5,5 до 9,3 м<sup>3</sup>/с.

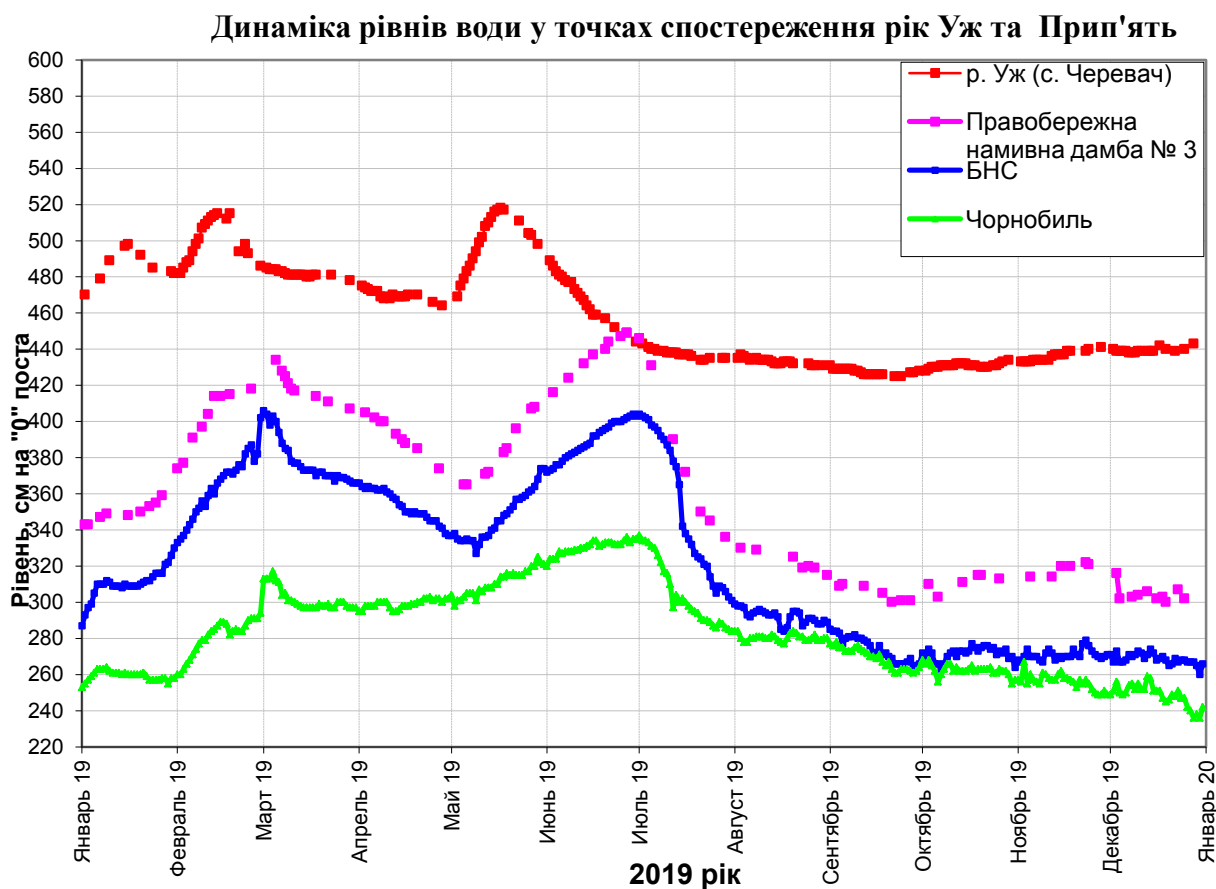


Рис. 3.2. Динаміка рівнів води рр. Прип'ять та Уж в 2019 р.

Весняне водопілля на р. Уж розпочалось у екстремально-ранні строки, а саме наприкінці січня. Максимум водопілля був висотою 0,4 м та сформувався у середині лютого, а у середині його другої декади почав руйнуватися льодовий покрив. Найвищий рівень води зафіксовано 14 та 18 лютого – 105,15 мБС, проте до кінця місяця він знизився до відмітки 104,86 мБС. Витрата води в цей період – 19,5 м<sup>3</sup>/с. До кінця, витрата води зменшилась до 15 м<sup>3</sup>/с. До 24 лютого відмічались залишкові забереги, сніжура, а з 25 - на річці чисто.

Протягом березня – квітня рівні води знизились на 0,2 м, а витрати зменшились до 9,5 м<sup>3</sup>/с.

У травні на р. Уж сформувався дощовий паводок, що спричинило підвищення рівня води до середини місяця на 0,5 м до відмітки 105,17 мБС. Проте в останній день місяця було зафіксовано зниження до 104,90 мБС. Витрати води в першій половині травня збільшились з 10 до 25 м<sup>3</sup>/с, потім зменшились до 17 м<sup>3</sup>/с.

Протягом червня – вересня рівень води р. Уж знизився до відмітки 104,25 мБС (22-24.09), витрати води зменшились до 1,84 м<sup>3</sup>/с 24.09.

В жовтні – грудні спостерігалось поступове підвищення рівнів та збільшення витрат води.

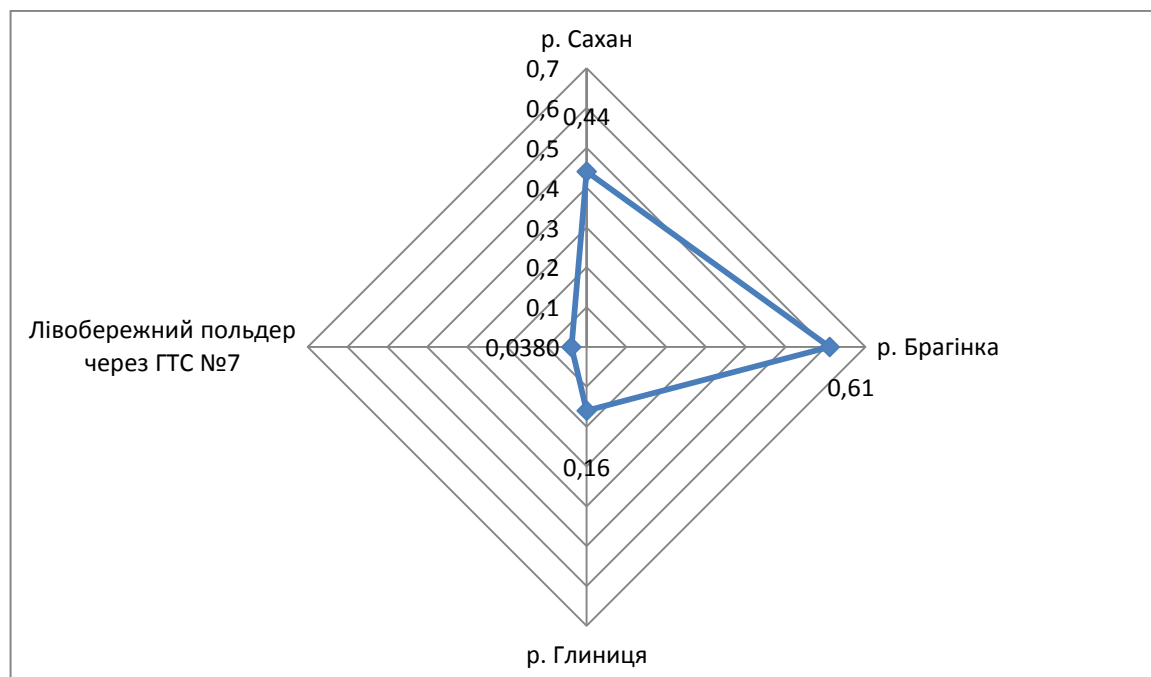
Перші льодові явища, такі як шугохід та забереги, на річці спостерігалися уже 23 листопада. З 29.11 на річці чисто.

На 31.12 рівень води становив 104,43 мБС, витрата води – близько 6,0 м<sup>3</sup>/с.

Об'єм водного стоку р. Уж за 2019 рік склав 0,25 км<sup>3</sup> (39 % від минулорічного), середня річна витрата – 7,94 м<sup>3</sup>/с.

Водність контрольованих малих водотоків зони відчуження зменшилась порівняно з минулорічною, окрім р. Глиниця: середня річна витрата води за 2019 рік р. Сахан становила 0,44 м<sup>3</sup>/с (30 % від значення 2018 р.); р. Брагінка (разом з МК-1) – 0,61 м<sup>3</sup>/с (22 % від минулорічної середньорічної витрати), р. Глиниця – 0,16 м<sup>3</sup>/с (в 1,1 рази більше від

значення 2018 р.). Середнє значення стоку води з лівобережного польдера через ГТС № 7 –  $0,038 \text{ м}^3/\text{с}$  (17 % від тогорічного) (рис. 3.3).



*Рис. 3.3. Водність малих водотоків,  $\text{м}^3/\text{с}$*

Витрати води річок Сахан та Брагінка не перевищували  $0,001 \text{ м}^3/\text{с}$  з липня до кінця року та з серпня до початку грудня відповідно.

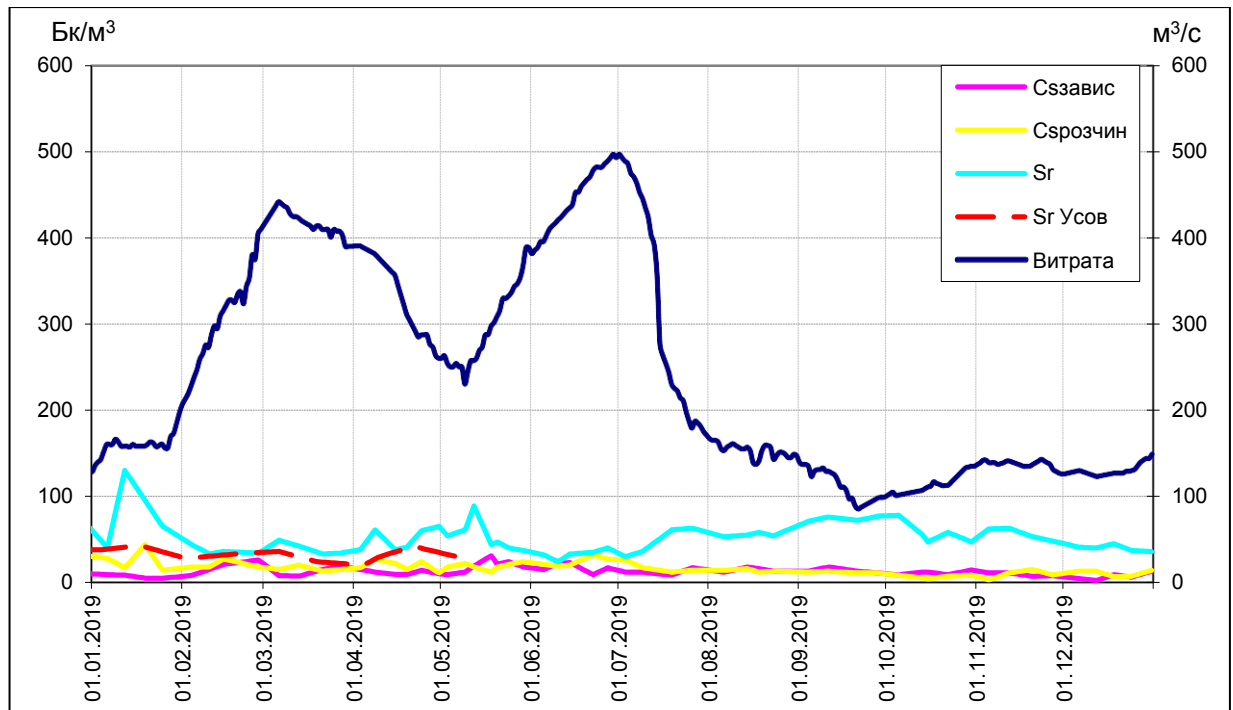
Стік води з лівобережного польдера був відсутній в червні та з серпня до кінця року.

Протягом року рівні води водойми-охолоджувача в цілому знизились на  $0,6 \text{ м}$  – до відмітки  $105,03 \text{ мБС}$ . Більшість фільтраційних потоків з боку північного дренажного каналу були сухими протягом всього року [13].

### **3.3. Оцінка радіаційного стану поверхневих вод ЧЗВ**

Протягом 2019 року вміст  $^{90}\text{Sr}$  у воді р. Прип'ять на вході в зону відчуження був в основному в межах  $20\text{-}30 \text{ Бк}/\text{м}^3$  (максимальне значення –  $43 \text{ Бк}/\text{м}^3$ ).

Вміст  $^{90}\text{Sr}$  у воді ріки біля Чорнобиля протягом року переважно коливався в межах  $50\text{-}60 \text{ Бк}/\text{м}^3$ . Максимальне значення ( $130 \text{ Бк}/\text{м}^3$ ) зафіксовано 31 березня (рис. 3.4).



**Рис. 3.4. Зміна витрат води та об'ємної активності радіонуклідів у воді р. Прип'ять у створі м. Чорнобиль в 2019 р.**

В цілому динаміка вмісту радіонуклідів у воді ріки виявилась подібною до останніх років, однак значення об'ємної активності  $^{90}\text{Sr}$  були нижчими, ніж в минулі роки.

Дані про радіаційний стан ріки представлено в табл. 3.1.

*Таблиця 3.1*

**Об'ємна активність (кБк/м<sup>3</sup>) та винос  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  (ТБк) р. Прип'ять в створі м. Чорнобиль в 1986-2019 рр.**

Рік	Середня річна витрата води, м <sup>3</sup> /с	Радіонукліди				Винос	
		$^{137}\text{Cs}$		$^{90}\text{Sr}$		$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$
		Середня	Максим.	Середня	Максим.		
1986	302	-	-	-	-	66,2	27,6
1987	246	1,6	18	1,3	-	12,8	10,4
1988	411	0,74	9,6	1,4	9,6	9,48	18,7
1989	392	0,52	0,56	0,74	1,3	6,44	8,97
1990	409	0,36	0,74	0,78	2,4	4,63	10,1
1991	442	0,21	1,0	1,0	12	2,89	14,4
1992	295	0,21	1,1	0,44	1,7	1,92	4,14
1993	537	0,21	0,48	0,85	1,6	3,48	14,2
1994	476	0,20	0,44	0,93	5,9	2,96	14,2
1995	330	0,11	0,34	0,33	0,82	1,15	3,40
1996	319	0,13	0,39	0,34	0,67	1,30	3,42
1997	340	0,16	0,48	0,25	1,3	1,70	2,68
1998	681	0,14	0,68	0,30	1,0	2,95	6,37

Рік	Середня річна витрата <sup>3</sup>	Радіонукліди				Винос	
		<sup>137</sup> Cs		<sup>90</sup> Sr		<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr
1999	656	0,15	0,62	0,50	1,6	3,05	10,2
2000	470	0,11	0,38	0,22	0,52	1,71	3,36
2001	437	0,12	0,38	0,23	0,53	1,54	3,14
2002	358	0,07	0,19	0,17	0,36	0,87	1,65
2003	330	0,05	0,12	0,15	0,34	0,49	1,40
2004	419	0,05	0,10	0,18	0,35	0,69	2,23
2005	492	0,07	0,16	0,19	0,50	1,39	3,70
2006	406	0,07	0,11	0,16	0,30	0,92	1,94
2007	394	0,05	0,15	0,12	0,27	0,67	1,38
2008	486	0,01	0,13	0,10	0,29	0,60	1,42
2009	483	0,03	0,10	0,11	0,36	0,50	1,51
2010	512	0,05	0,15	0,11	0,39	0,87	2,21
2011	453	0,05	0,15	0,10	0,17	0,68	1,40
2012	351	0,04	0,09	0,08	0,18	0,44	0,87
2013	642	0,07	0,34	0,17	0,68	1,89	5,01
2014	352	0,06	0,32	0,11	0,54	0,56	1,08
2015	170	0,04	0,09	0,09	0,16	0,22	0,41
2016	273	0,04	0,10	0,09	0,18	0,24	0,66
2017	384	0,03	0,07	0,06	0,14	0,40	0,72
2018	405	0,05	0,21	0,09	0,26	0,64	1,15
2019	243	0,03	0,05	0,05	0,13	0,25	0,36
1986-2019	409	0,18	18	0,36	12	137	184

Примітка 1. "-" значення відсутні.

Примітка 2. 1 ТБк = 10<sup>12</sup> Бк

Вміст радіонуклідів у воді р. Уж був нижчим порівняно зі значеннями минулого року (рис. 3.5). Значення об'ємної активності <sup>90</sup>Sr у воді контрольованих водотоків в середньому були на рівні багаторічних.

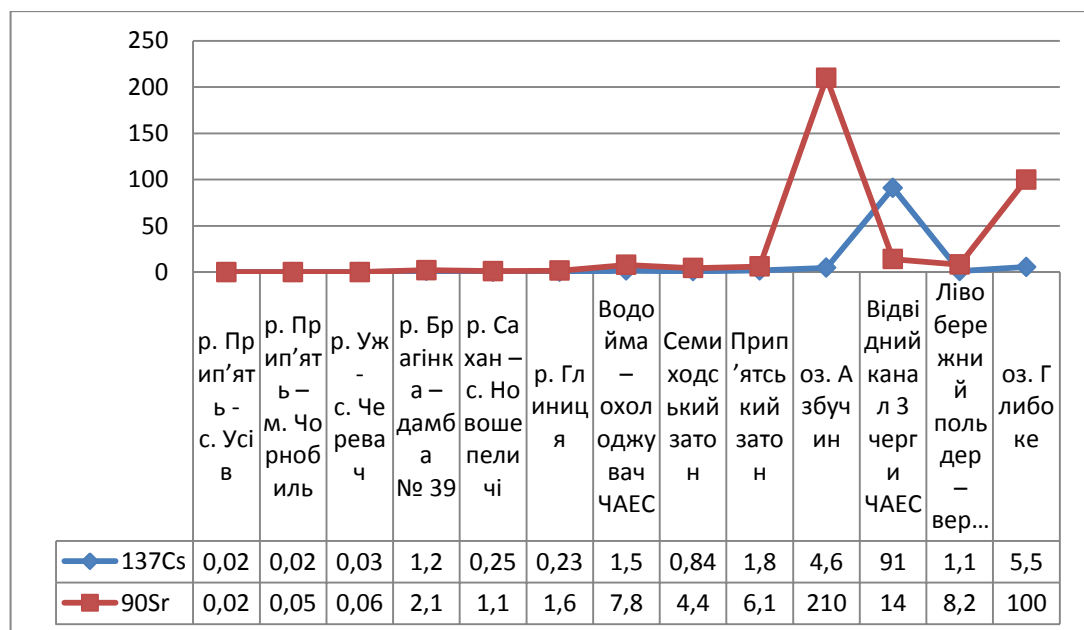
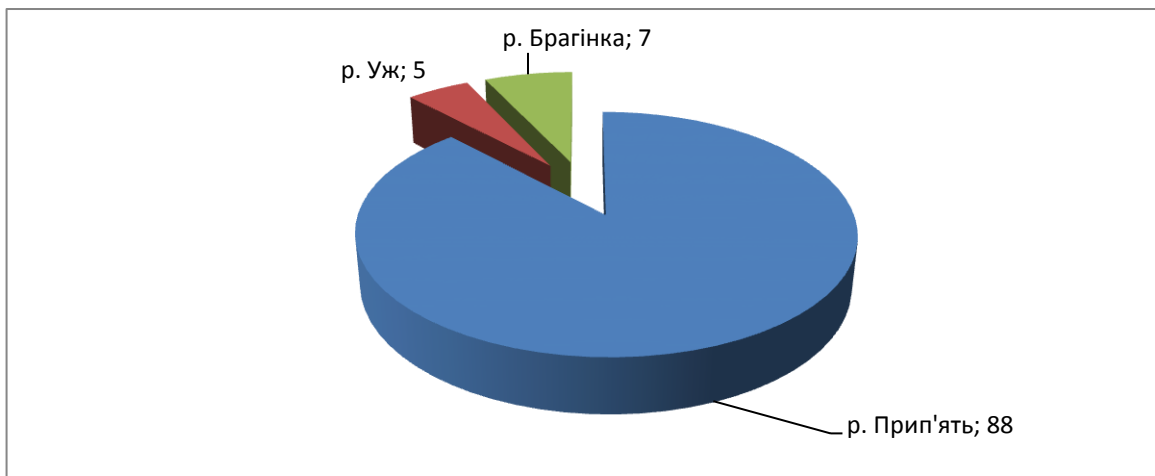


Рис. 3.5. Об'ємна активність <sup>137</sup>Cs та <sup>90</sup>Sr у воді деяких водотоків та водойм ЗВ у 2019 році, кБк/м<sup>3</sup>

Винос  $^{90}\text{Sr}$  з водою р. Прип'ять у створі м. Чорнобиль склав у 2019 році 0,36 ТБк (9,8 Кі), що в 3,2 рази менше минулорічного значення.

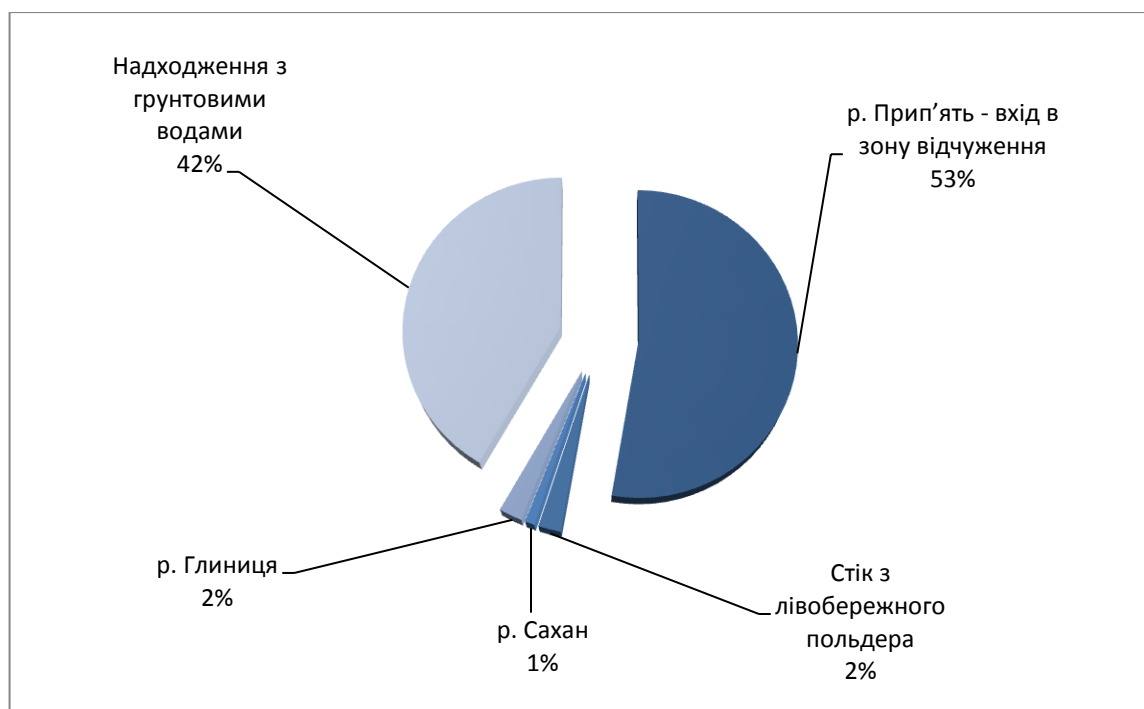
Винос  $^{90}\text{Sr}$  з водою р. Уж склав 0,02 ТБк (0,4 Кі), що в 3,5 рази менше минулорічного значення; р. Брагінка – 0,03 ТБк (0,9 Кі) – в 5,7 разів менше. Всього з поверхневими водами в Київське водосховище винесено 0,41 ТБк (12,1 Кі)  $^{90}\text{Sr}$ . Внесок р. Прип'ять в загальному виносі  $^{90}\text{Sr}$  в Київське водосховище становив 88 %, р. Уж – 5 %, р. Брагінка – 7 % (рис. 3.6).



**Рис. 3.6. Внесок досліджуваних річок в загальному виносі  $^{90}\text{Sr}$  в Київське водосховище, %**

Внесок різних джерел у формування виносу  $^{90}\text{Sr}$  показано на рис. 3.7. Всього в ЗВ сформовано 47 % виносу  $^{90}\text{Sr}$  р. Прип'ять (без річок Уж та Брагінки). У 2019 році в балансі джерел формування радіонуклідного забруднення р. Прип'ять надходження  $^{90}\text{Sr}$  з-за меж зони відчуження формувало 53 % від загального виносу ріки. В межах ЗВ переважною складовою був винос радіонуклідів з ґрунтовими водами (загалом 42 % величини виносу).





**Рис. 3.7. Джерела формування виносу  $^{90}\text{Sr}$  р. Прип'ять в межах ЗВ в 2019 р.**

Серед контрольованих водних об'єктів максимальні значення об'ємної активності  $^{90}\text{Sr}$  характерні для озера Азбучин (до  $250 \text{ кБк/м}^3$ ) та озера Глибоке (до  $140 \text{ кБк/м}^3$ ).

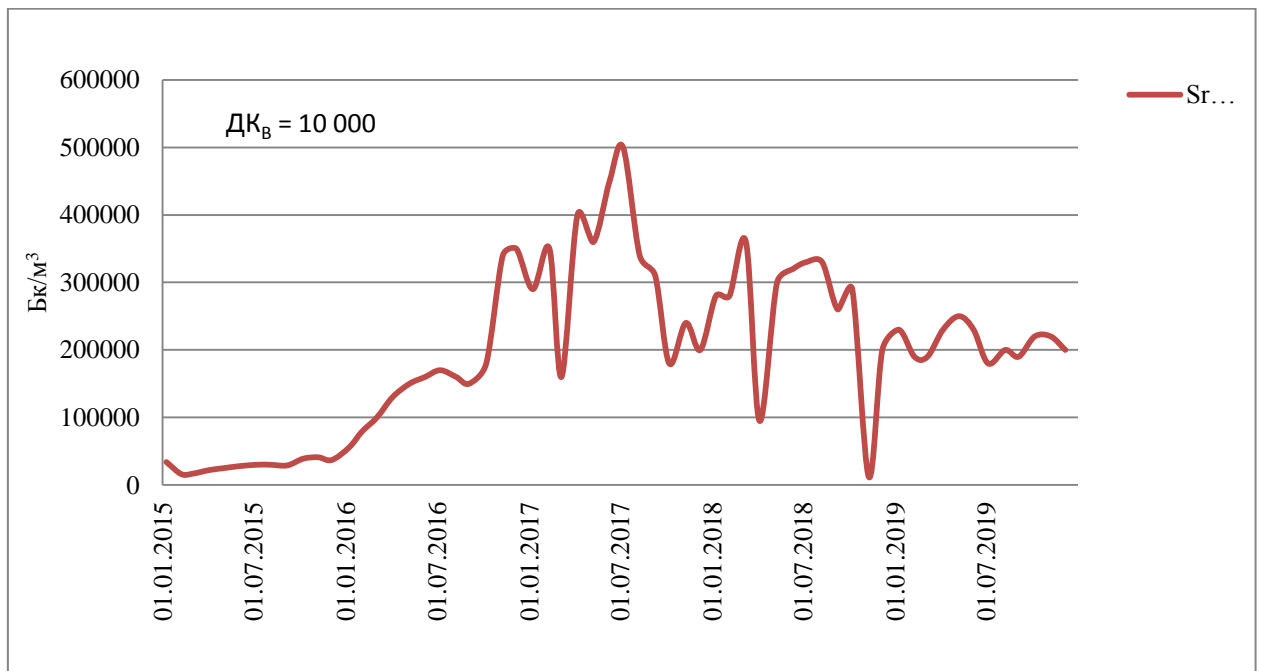
Величина стоку  $^{137}\text{Cs}$  за рік склала: у вхідному створі  $0,23 \text{ ТБк}$  сумарно на завислих частках і в розчині (в минулому році  $0,48 \text{ ТБк}$ ), у створі м. Чорнобиль –  $0,25 \text{ ТБк}$  (в 2018 р. –  $0,64 \text{ ТБк}$ ). Таким чином, за межами ЗВ сформовано  $92 \%$  виносу  $^{137}\text{Cs}$ . В минулому році частка ЗВ склала  $25 \%$ , а в попередні роки –  $5\text{-}14 \%$ .

Вміст  $^{137}\text{Cs}$  у воді малих річок ЗВ фіксувався на рівнях, нижчих за показники останніх років. У воді більшості замкнутих водойм, а найбільше водойми-охолоджувача ЧАЕС, максимум  $^{137}\text{Cs}$  простежується у літні місяці. Очевидно, сезонні коливання вмісту розчиненого  $^{137}\text{Cs}$  обумовлені внутрішньорічною циклічністю фізико-хімічних та біологічних процесів у ВО. За дослідженнями фахівців УкрНДГМІ, влітку, внаслідок формування відновлювальних умов у придонному шарі води, спостерігається посилення дифузійного потоку  $^{137}\text{Cs}$  із донних відкладів у водну товщу. Восени у ВО

зростає концентрація завислих наносів, які сорбують цезій з водного розчину і, осідаючи, повертають його назад у донні відклади.

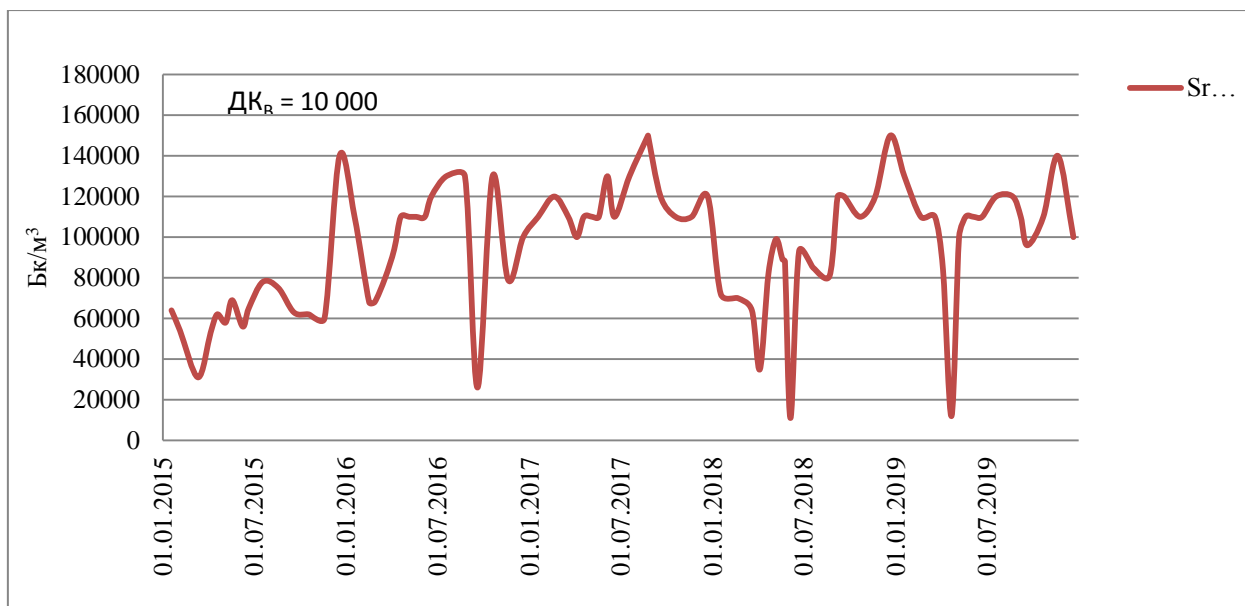
Серед контрольованих водних об'єктів максимальні значення об'ємної активності  $^{137}\text{Cs}$  характерні для відповідного каналу 3-ї черги ЧАЕС (до 120 кБк/м<sup>3</sup>), озера Азбучин (до 13 кБк/м<sup>3</sup>).

Слід відзначити підвищення об'ємної активності  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у воді о. Азбучин протягом 2015-2019 років (рис. 3.8). Можливою причиною зростання вмісту  $^{90}\text{Sr}$  є надходження мобільних форм радіонуклідів у воду з осушеного ложа дна та мілководних ділянок внаслідок падіння рівня води в озері з відмітки 107,5 мБС до мінімального рівня 103,75 мБС (у 2017 році) та зміни режиму гідравлічно зв'язаних з озером підземних вод.



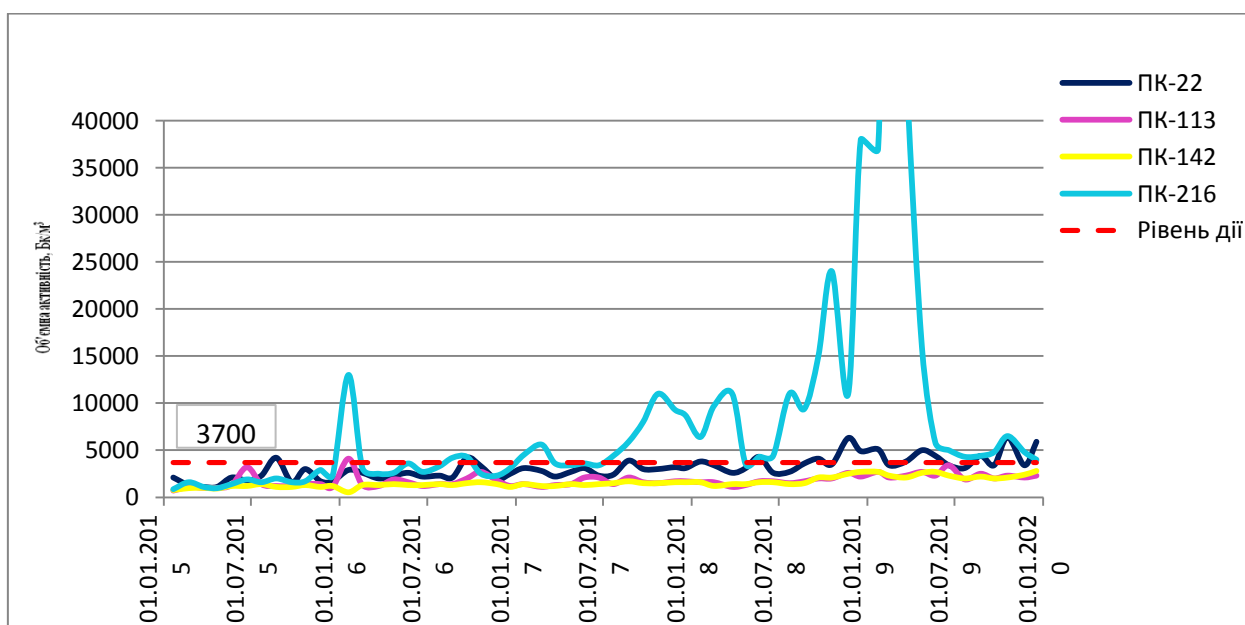
**Рис. 3.8. Динаміка об'ємної активності  $^{90}\text{Sr}$  у воді о. Азбучин в 2015 – 2019 роках**

Також відмічається підвищення вмісту  $^{90}\text{Sr}$  у воді о. Глибоке (рис. 3.9). При цьому, рівні води об'єкта, на відміну від о. Азбучин, практично не змінювались. Імовірно, «працює» додаткове джерело, що підживлюється за рахунок розвантаження (інфільтрації) ґрунтових вод із сусідніх ділянок заплави.

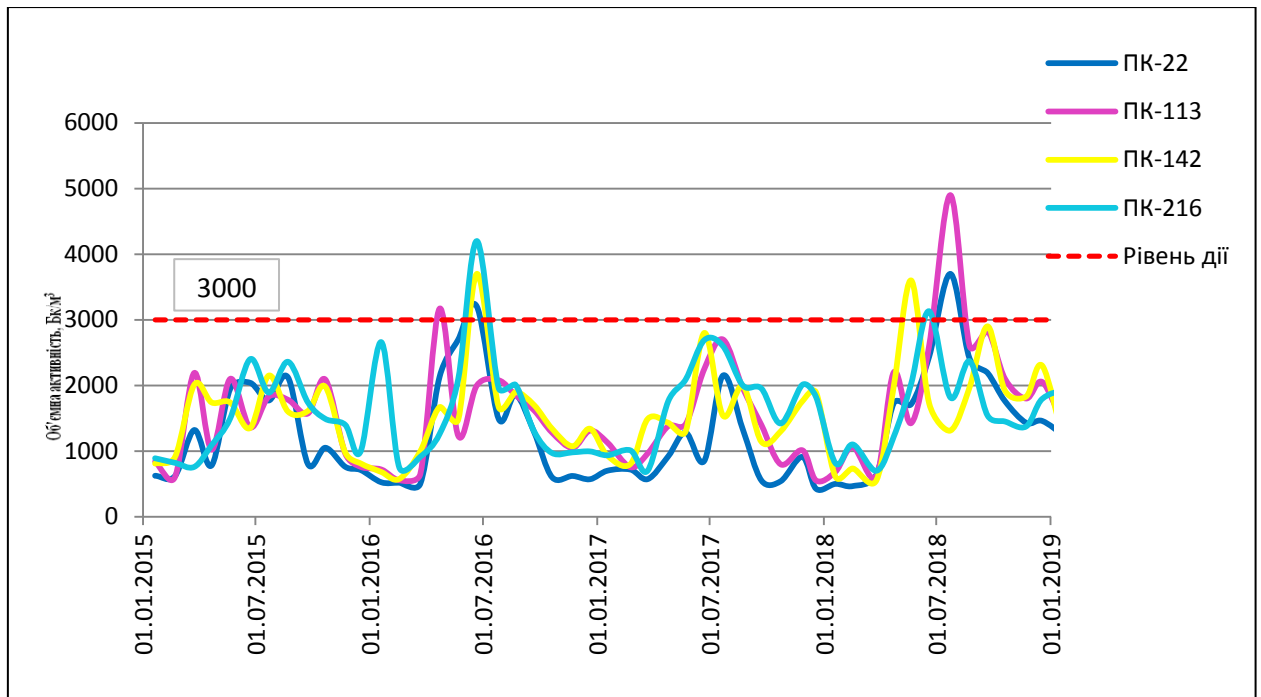


**Рис. 3.9. Динаміка об'ємної активності  $^{90}\text{Sr}$  у воді о. Глибоке в 2015-2019 років**

Рівень води водойми-охолоджувача протягом 2019 р. знизився на 0,6 м (105,67 – 105,03 мБС). Динаміку об'ємної активності радіонуклідів у воді ВО у 2015-2019 роках показано на рис. 3.10, 3.11. Рівні дії вказані відповідно до Гігієнічних нормативів «Основні контрольні рівні, рівні звільнення та рівні дії щодо радіоактивного забруднення об'єктів зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення», введені в дію окремим дорученням Голови ДАЗВ України № ВД-95 від 28.11.2013 р.



**Рис. 3.10. Динаміка об'ємної активності  $^{90}\text{Sr}$  у воді ВО в 2015 – 2019 рр.**



*Рис. 3.11. Динаміка об'ємної активності  $^{137}\text{Cs}$  у воді ВО в 2015 – 2019 роках*

Вміст трансуранових елементів ( $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ) (ТУЕ) визначався у воді р. Прип'ять, водойми-охолоджувача ЧАЕС, Прип'ятського затону, Семиходського затону, о. Азбучин, відвідного каналу III черги ЧАЕС, лівобережного польдера та о. Глибоке. Найбільша активність  $^{241}\text{Am}$  зафіксована у воді відвідного каналу водойми-охолоджувача ЧАЕС ( $76 \text{ Бк/м}^3$ ), сумарна концентрація ізоотопів плутонію – у воді лівобережного польдера ( $100 \text{ Бк/м}^3$ ). У воді р. Прип'ять об'ємна активність ТУЕ не перевищує  $3,0 \text{ Бк/м}^3$ . Допустимий рівень ТУЕ у питній воді ДКВ згідно з НРБУ-97 становить  $1000 \text{ Бк/м}^3$ .

З січня 2017 р. було запроваджено гідрохімічний моніторинг на р. Прип'ять. Залежно від погодних умов, вимірювання проводилися як у лабораторії, так і на об'єктах моніторингу (р. Прип'ять біля с. Усів та у м. Чорнобиль). У 2019 році виконувалися вимірювання за 18 гідрохімічними показниками. Виявлено систематичні перевищення гранично допустимої концентрації (ГДК) для заліза ( $0,33 \text{ мг/дм}^3$  згідно з СанПН), сезонні коливання та зв'язок між окремими показниками (кальцій – гідрокарбонати,

нітрати – нітрити – амоній, сезонні коливання концентрації кремнію) (табл. 3.2) [13].

Таблиця 3.2

**Середньорічні концентрації забруднюючих речовин у воді р. Прип'ять в 2019 р., мг/л**

Місце спостереження за якістю води	Показники складу та властивостей													
	розчинний кисень	завислі речовини	хлориди	гідрокарбонати	кальцій	магній	натрій	калій	стронцій	нітрати	нітрити	амоній	залізо	кремній
р. Прип'ять – с. Усів	11,5	22	26	191	60	8	22	4,4	0,27	1,44	0,011	0,20	<b>1,55</b>	5,94
р. Прип'ять – м. Чорнобиль	11,34	16,13	25,64	200	60	8	17	4,8	0,29	0,29	0,016	0,72	<b>1,39</b>	7,13

### 3.4. Висновки до розділу

Таким чином, підсумовуючи відомості, що наведені у цьому розділі, можна зробити такі висновки:

1. Зонування території зони відчуження було здійснено відповідно до «Концепції Чорнобильської Зони відчуження на території України» - виділено 5 зон залежно від віддаленості від атомної електростанції.
2. Серед контрольованих водних об'єктів максимальні значення об'ємної активності  $^{137}\text{Cs}$  характерні для відповідного каналу 3-ї черги ЧАЕС (до 120 кБк/м<sup>3</sup>), озера Азбучин (до 13 кБк/м<sup>3</sup>).
3. У 2019 році в рамках здійснення гідрохімічного моніторингу р. Прип'ять виконувалися вимірювання за 18 гідрохімічними показниками, під час яких було виявлено систематичні перевищення гранично допустимої концентрації (ГДК) для заліза (0,33 мг/дм<sup>3</sup> згідно із СанПН).

## ВИСНОВКИ

Під час виконання кваліфікаційної роботи нами були зроблені такі висновки:

– Поверхневі води залишаються основним транспортом виносу радіонуклідів за межі ЗВ. Винос стронцію-90 із водою р. Прип'ять у створі м. Чорнобиль в 2008-2018 роках складав від 0,41 до 5,0 ТБк за рік,  $^{137}\text{Cs}$  – від 0,22 до 1,9 ТБк. В 2019 р. значення виносу цих основних дозостворюючих радіонуклідів склали:  $^{90}\text{Sr}$  – 0,36 ТБк,  $^{137}\text{Cs}$  – 0,25 ТБк. Роль джерел, які визначають радіоактивне забруднення річки, залежить від водності року, фази водного режиму та стану водоохоронних споруд. Чим вище водопілля, як у 1999 р., до 80 % виносу  $^{90}\text{Sr}$  змивається із заплави в межах зони відчуження. При середніх та низьких водопіллях, як цього року, (коли не відбувається затоплення заплави), основним є транзитне надходження  $^{90}\text{Sr}$  – в період найбільшого розвитку водопілля до 70 %. В меженний період основним джерелом забруднення є підземні води, які дрениуються рікою, вклад яких досягає 60-65 % від загального виносу  $^{90}\text{Sr}$ .

– За останнє десятиріччя максимальні значення об'ємної активності радіонуклідів у воді р. Прип'ять та величина їх виносу прямо корелюються з водністю ріки. Сумарний за післяаварійний період винос  $^{90}\text{Sr}$  становить 184 ТБк,  $^{137}\text{Cs}$  – 137 ТБк. У ЗВ формується 50-70 % річного виносу  $^{90}\text{Sr}$  та, як правило, не більше 10 %  $^{137}\text{Cs}$  (цього року – 8 %). Радіаційний стан малих водотоків ЗВ та винос ними радіонуклідів залежить від водності року. Найбільш забруднені поверхневі водойми – о. Азбучин, Глибоке, водойми на лівобережній заплаві р. Прип'ять, відвідний канал 3-ї черги ЧАЕС, вода яких за вмістом  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  відповідає категорії рідких РАВ.

## ПРАКТИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ

З метою підтримки системи радіоекологічного моніторингу у зоні відчуження, необхідним є розробка таких завдань:

- модернізація та додаткова характеристика (у разі потреби) мережі експериментальних полігонів систем радіоекологічного моніторингу ЧЗВ;

- розроблення та введення в дію програм забезпечення якості та контролю якості для систем моніторингу;

- розробка та підтримка уніфікованих баз даних радіоекологічного моніторингу Віртуального центру екологічних досліджень та охорони природи;

- підготування регулярних інформаційних бюлетенів та представлення інформації про радіоекологічну ситуацію вченим, органам влади та суспільству;

- надання оперативної інформації і даних органам влади та суспільству у випадку можливих надзвичайних ситуацій в ЧЗВ, наприклад, повеней або паводків.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ЛІТЕРАТУРНИХ ТА ІНФОРМАЦІЙНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Анализ и оптимизация систем планового и научного радиоекологического мониторинга наземных и водных экосистем в ЧЗО. Славутич, 2016. URL : [http://chornobyl-gef.com/wp-content/uploads/2018/02/ChEZ\\_Monitoring\\_UNEP-GEF\\_IR\\_2016\\_rus.pdf](http://chornobyl-gef.com/wp-content/uploads/2018/02/ChEZ_Monitoring_UNEP-GEF_IR_2016_rus.pdf).
2. Бондар Ю. О., Науменко А. С., Дмитренко О. В., Вальчик А. Е. Чернобыльская катастрофа: анализ та перспективи подолання наслідків. *Збалансоване природокористування*. 2014. № 2. С. 77-81.
3. Валерко Р. А., Довгальок С. В. Екологічна оцінка сучасного радіаційного стану довкілля зони відчуження. «*Modern problems in science*» : Abstracts of VIII International Scientific and Practical Conference, Prague, Czech Republic November 09-12, 2020. С. 188-194.
4. Войцехович О. В., Горбачова Л. О. Ефективні коефіцієнти змиву цезію-137 для басейну річки Прип'ять. *Наукові праці УкрНДГМІ*. 2002. Вип. 250. С.
5. Войцехович О. В., Канівець В. В., Лаптев Г. В., Кіреєв С. І., Обрізан С. М. Стан радіоактивного забруднення поверхневих вод. 2016. URL :[https://www.researchgate.net/publication/309911058\\_STAN\\_RADIOAKTIVNO\\_GO\\_ZABRUDNENNA\\_POVERHNEVIN\\_VOD](https://www.researchgate.net/publication/309911058_STAN_RADIOAKTIVNO_GO_ZABRUDNENNA_POVERHNEVIN_VOD).
6. Войцехович О. В., Лаптев Г. В. Радиоактивное загрязнение территорий и водных объектов в ближней зоне влияния аварийного выброса. Радиозэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС. Киев: Чернобыльінтерінформ. 1997. Т.1. С.40-59.
7. Войцехович О. В., Шестопапов В. М., Скальський А. С., Канівець В. В. Мониторинг радиоактивного загрязнения поверхностных и подземных вод после Чернобыльской аварии: Монографія. Киев, 2001. С. 83-95.



8. Гірій В. А., Закорчевний В. О., Косовець О. О., Лебо Ю. Г. Динаміка радіоактивного забруднення вод Дніпровського каскаду. *Наукові праці УкрНДГМІ*. 2003. Вип. 252. С. 123-130.
9. Гродзинський Д. М. Радіоактивні ізотопи і життя. *Вісник Харківського національного аграрного університету*. Сер. біологія. 2010. Вип. 2 (20). С. 6-18.
10. Гудков І. М., Кудяшева А. Г. Вплив радіоактивного забруднення середовища природними і штучними радіонуклідами на наземні угруповання рослин та тварин. *Науковий вісник НУБІП України*. Сер.: біологія, біотехнологія, екологія. 2017. № 270. С. 31-44.
11. Гудков Д. И., Кузьменко М. И., Киреев С. И. Радиозэкологические проблемы водных экосистем в Чернобыльской зоне отчуждения. *Радиационная биология. Радиозэкология*. 2009. 49, № 2. С. 192-202.
12. Державна служба з надзвичайних ситуацій України. URL : <https://www.dsns.gov.ua>.
13. Державне агентство України з управління зоною відчуження. URL : <http://dazv.gov.ua>.
14. Дерягин В. В., Левина С. Г., Шибкова Д. З. Особенности миграции и формы нахождения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях некоторых озерных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа. *Радиационная биология. Радиозэкология*. 2006. 46, № 5. С. 531—536.
15. Довгалюк С. В., Нагорнюк В. М., Валерко Р. А. Оцінка радіаційного стану в місцях проживання «самопоселенців». «Сучасні екологічні проблеми урбанізованих територій» : мат-ли III-ї Всеукр. наук.-практ. конф., 15 листопада 2020 р., Житомир : Поліський національний університет. С. 30-32.
16. Довгалюк С. В. Радіаційний моніторинг вод річки Прип'ять у зоні відчуження АЕС. «Магістерські читання – 2020» : тези доповідей III-ї студентської конф., 04 грудня 2020 р., Житомир : Поліський національний університет. С.

17. Козловська Т. Ф., Дейна І. П., Андрусенко О. М. Особливості формування екологічного ризику в умовах радіоактивного забруднення регіональних урбоекосистем. *Екологічна безпека*. 2008. № 3-4. С. 40-45.
18. Кордун А. К., Мардаревич М. Г. Забруднення підземних вод на території зони ЧАЕС. *Біологічні дослідження – 2017*. Збірник наук. праць VIII Всеукр. наук.-практ. конф. з міжнар. участю. С. 126-127.
19. Моргун В. В., Якимчук Р. А. Генетичні наслідки радіонуклідного забруднення навколишнього середовища після аварії на Чорнобильській АЕС. *Физиология растений и генетика*. 2016. Т. 48. № 4. С. 279-297.
20. Попов А. А., Ковач В. Е., Бляшенко О. В., Сметанин К. В. Методы определения устойчивости геоекосистем в зонах наблюдения АЭС. *Scientific Journal «ScienceRise»*. 2015. № 7/2 (12). С. 62-70.
21. Сарапіна М. В., Варивода Є. О. Особливості функціонування екосистем в умовах радіоактивного забруднення: від деградації до відновлення. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2016. № 3-4 (26). С. 83-89.
22. Соціально-економічний розвиток територій, що постраждали внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС: проблеми та шляхи їх подолання: зб. мат-лів «круглого столу» / за заг. ред. О. В. Литвиненка. К. : НІСД, 2011. 72 с.
23. Сусков И. И., Кузьмина Н. С., Сускова В. С., Агаджанян А. В., Рубанович А. В. Индивидуальные особенности трансгенерационной геномной нестабильности у детей ликвидаторов последствий аварии на ЧАЭС (цитогенетические и иммуногенетические показатели). *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2008. Т. 48. № 3. С. 278-286.
24. Тарнавський А. Б., Бабаджанова О. Ф. Радіаційний стан і деякі проблеми зони відчуження довкола Чорнобильської АЕС. *«Сучасний стан цивільного захисту України та перспективи розвитку»* : мат-ли 20-ї Всеукр. наук.-практ. конф. 9-10 жовтня 2018 р. Київ, 2018. С. 427-429.

25. Цыбулька Н. И., Черныш А. Ф., Тишук Л. А. Горизонтальная миграция  $^{137}\text{Cs}$  при водной эрозии почв. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2004. 44, № 4. С. 473-477.
26. Чернобыль, Припять, Чернобыльская АЭС и зона отчуждения : вся информация и новости чернобыльской зоны отчуждения и ЧАЭС, природа загрязненных территорий. URL : <http://chornobyl.in.ua/uk>.
27. Якимчук Р. А. Генетичні наслідки низькодозового опромінення в умовах радіаційного забруднення навколишнього середовища. *Вісник Харківського національного аграрного університету. Сер. Біологія*. 2012. Вип. 3(27). С. 6-21.
28. Beresford N. A., Fesenko S., Konoplev A., Skuterud L., Smith J. T., Voigt G. Thirty years after the Chernobyl accident: What lessons have we learnt? *Journal of Environmental Radioactivity*. 2016. № 157. 77-89.
29. Brittain J.E., Storruste A., Larsen E. Radiocesium in brown trout (*Salmo trutta*) from a subalpine Lake ecosystem after the Chernobyl reactor accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1991. Vol. 14. I. 3. P. 181-191.
30. Håkanson L., Andersson T. Remedial measures against radioactive Caesium in Swedish lake fish after Chernobyl. *Aquatic Sciences*. 1992. Vol. 54. I. 2. P. 141-164.
31. Herasymchuk L. O., Martenyuk G. M., Valerko R. A., Kravchuk M. M. Demographic and onco-epidemiological situation in radioactive contaminated territory of Zhytomyr Oblast. *Regulatory Mechanisms in Biosystems*. 2019. 10(1). doi:10.15421/021905.
32. Monte L., Brittain J. E., Gallego E., Håkanson L., Hofman D., Jiménez A. MOIRA-PLUS: A decision support system for the management of complex fresh water ecosystems contaminated by radionuclides and heavy metals. *Computers & Geosciences*. 2009. Vol. 35. I. 5. P. 880-896.
33. Ryabov I. N. Analysis of countermeasures to prevent intake of radionuclides via consumption of fish from the region affected by the Chernobyl

accident. Proceedings of the International Seminar on Intervention Levels and Countermeasures for Nuclear Accidents, EUR 14469. P. 379-390.

34. Smith J. T., Beresford N. A. Chernobyl. Catastrophe and Consequences. Berlin-New York: Springer; Chichester: Praxis Pub. 2005. 310 p.

35. Smith J.T. et al. AQUASCOPE: Aquifers and Surface waters in the Chernobyl area: Observation and Predictive Evaluation/2nd Interim Report. Project IC15CT98-0205. - P. 13-49 (2000).

36. Smith J. T., Voitsekhovitch O. V., Håkanson L., Hilton J. A critical review of measures to reduce radioactive doses from drinking water and consumption of freshwater foodstuffs. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2001. Vol. 56. I. 1–2. P. 11-32.

37. Tsarik N. Supplying water and treating sewage in Kiev after the Chernobyl accident. *American Water Works Association*. Vol. 85. I. 1. P. 42-45.

38. Tveten U., Brynildsen L.I., Amundsen I., Bergan T.D.S. Economic consequences of the Chernobyl accident in Norway in the decade 1986-1995. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1998. Vol. 41. I. 3. P. 233-255.

39. Valerko R. A., Herasymchuk L. O. Assessment of ecological integral index of rural settlements development In the radioactively contaminated territory Based on drinking water quality indicators. Actual problems of natural sciences: modern scientific discussions : Collective monograph. Riga : Izdevniecība “Baltija Publishing”, 2020. P. 80-97. DOI <https://doi.org/10.30525/978-9934-588-45-7.5>.