

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ДНІПРОВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ АГРАРНО-ЕКОНОМІЧНИЙ
УНІВЕРСИТЕТ

Факультет водогосподарської інженерії та екології
Кафедра екології

ДОПУСКАЄТЬСЯ ДО ЗАХИСТУ
В.о.зав. кафедри екології
к.с.-г.н. _____ В.В. Кацевич
« ____ » _____ 20__ р.

Пояснювальна записка
до дипломної роботи
освітнього ступеня «Магістр»

на тему: «Оцінка впливу акумуляції радіоактивних речовин донних
відкладень р. Дніпро на її біоценози»

Виконала: здобувачка вищої освіти 2 курсу,
групи МГЕ-1-21 спеціальності 101 «Екологія»
_____ Алпатіна О.В.

Керівник _____ к.б.н., доц. Ананьєва Т.В.

Рецензент _____ к.с.-г.н., доц. Шарамок Т.С.

Консультанти:

1. Економіки природокористування _____ к.е.н. Полегенька М.А.
2. Охорони праці _____ ст.викл. Артюшенко Т.О.

Дніпро-2022

Дніпровський державний аграрно-економічний університет
Факультет водогосподарської інженерії та екології

Кафедра екології

Спеціальність 101 «Екологія»

ЗАТВЕРДЖУЮ:

В.о.зав. кафедри екології

к.с.-г.н. _____ В.В. Кацевич

«___» _____ 20__ р.

ЗАВДАННЯ

на дипломну роботу для здобуття освітнього ступеня «Магістр»
здобувачу вищої освіти
Алпатіній Ользі Вікторівні

1. Тема проекту (роботи) «Оцінка впливу акумуляції радіоактивних речовин донних відкладень р. Дніпро на її біоценози»

керівник роботи: Ананьєва Т. В., к.б.н., доцент

(прізвище, ім'я, по батькові, науковий ступінь, вчене звання)

затверджена наказом по ДДАЕУ від «__» грудня 2022 р. №__.

2. Термін здачі здобувачем вищої освіти закінченого проекту (роботи): «__» грудня 2022 р.

3. Вихідні дані до проекту (роботи) вміст природних і штучних радіонуклідів у зразках донних відкладень, води та водної рослинності у басейні р. Дніпро Придніпровського регіону.

4. Зміст розрахунково-пояснювальної записки (перелік питань, що їх належить розробити):

Вступ. 1 Огляд літератури; 2 Фізико-географічна характеристика району дослідження; 3 Матеріали та методи дослідження; 4 Результати досліджень та їх обговорення; 5 Економічна частина; 6 Охорона праці.

5. Перелік графічного матеріалу (з точним зазначенням обов'язкових креслень):

Рисунків – 3

Таблиць – 12

Використаної літератури – 31

Розділів – 6

Сторінок –

6. Консультанти по проекту (роботі), із зазначенням розділів проекту, що стосуються їх

Розділ	Консультант	Підпис, дата	
		завдання видав	завдання прийняв
5	к.е.н.,ст.викл. Полегенька М. А.		
6	ст.викл. Артюшенко Т.О.		

Дата видачі завдання: « ____ » _____ 20 ____ р.

Керівник проекту (роботи) _____ / Ананьєва Т. В. /
(підпис)

Завдання прийняв до виконання: _____ / Алпатіна О.В. /
(підпис)

КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН

№ пп	Назва етапів дипломного проекту (роботи) (роботи)	Термін виконання етапів проекту (роботи)	Примітка
1	Огляд літератури за темою дослідження	15.09 – 30.09.2022	виконано
2	Розташування та особливості Дніпровського водосховища	03.10 -3.11.2022	виконано
3	Методика і методи досліджень	15.10 – 15.11.2022	виконано
4	Результати досліджень та їх обговорення	16.11 – 30.11.2022	виконано
5	Розрахунок витрат на дипломну роботу	20.11 – 25.11.2022	виконано
6	Охорона праці	20.11 – 25.11.2022	виконано
7	Оформлення дипломної роботи	01.12 – 06.12.2022	виконано

Студент-дипломник _____ / Алпатіна О.В. /
(підпис)

Керівник проекту (роботи) _____ / Ананьєва Т. В. /
(підпис)

РЕФЕРАТ

Дипломна робота складається з 6 розділів, в яких розкрита проблема, містить 68 сторінок тексту, 13 таблиць, 3 рисунка, 35 літературне джерело.

Об'єкт досліджень: процеси накопичення і міграції основних дозоутворюючих радіонуклідів у водних екосистемах басейну р. Дніпро Придніпровського регіону.

Предмет досліджень: рівні вмісту природних і штучних радіонуклідів у абіотичних і біотичних компонентах водної екосистеми – донних відкладеннях, воді та занурених і повітряно-водних рослинах.

Мета роботи - виявлення закономірностей міграції і нагромадження радіонуклідів у абіотичних і біотичних складових прісноводних екосистем – водному середовищі, донних відкладеннях, розповсюджених видах водної рослинності.

Завдання роботи:

1. Визначити рівні вмісту природних і штучних радіонуклідів у донних відкладеннях водних об'єктів Придніпровського регіону.
2. Дослідити рівні вмісту природних і штучних радіонуклідів та загальної β -радіоактивності води у Дніпровському водосховищі та його притоках.
3. Надати екологічну характеристику якості води у гідроценозах Придніпровського регіону.
4. Визначити рівні вмісту природних і штучних радіонуклідів у домінуючих видах водної рослинності гідроекосистеми Придніпров'я.

5. Визначити закономірності формування радіаційного забруднення гідроекосистем в басейні р. Дніпро та його притоків у Придніпровському регіоні.

Найбільші концентрації як природних, так і штучних радіонуклідів були знайдені в донних відкладеннях Дніпровського водосховища на станції відбору біля р. Коноплянки в районі локалізації хвостосховища; найнижчі показники отримані на станції біля гирла р. Самара, де відсутні джерела штучного забруднення. Середньорічні показники загальної β -активності води знаходилися в межах 0,14–0,28 Бк/л, вміст у воді радіонуклідів стронцію-90 – 0,029–0,051 Бк/л, цезію-137 – 0,37 Бк/л, що не перевищувало допустимих рівнів радіоактивності, передбаченими НРБУ-97. За вмістом стронцію-90, цезію-137 у воді та за показниками загальної β -активності вода Дніпровського водосховища характеризується від дуже чистої (клас II, категорія 2) до слабо забрудненої (клас III, категорія 4). Отримані дані вмісту радіонуклідів у водних рослинах свідчать про вплив хронічних джерел радіонуклідного забруднення, проте визначені показники не перевищують встановлені норми, що дає змогу вважати радіоекологічну ситуацію у водоймі за задовільну.

Методи дослідження – польові методи відбору зразків природного матеріалу; лабораторні методи первинної пробо підготовки; стинціляційний, іонізаційний радіометричні методи; розрахункові, графічні, аналітичні методи.

ЗМІСТ

	Стор.
ВСТУП	8
1 СУЧАСНА РАДІОЕКОЛОГІЧНА СИТУАЦІЯ У ВОДОЙМАХ ПРИДНІПРОВ'Я (ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ)	10
1.1 Основні джерела надходження радіонуклідів до водойм Придніпровського регіону	10
1.2 Сучасна характеристика радіоекологічного стану Дніпровського водосховища	15
1.3 Накопичення радіонуклідів у донних відкладеннях Дніпровського водосховища	18
1.4 Роль ґрунтів і водної рослинності у процесах самоочищення у Дніпровському водосховищі	22
2 ФІЗИКО-ГЕОГРАФІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНУ ДОСЛІДЖЕННЯ	29
3 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ	36
4 РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕННЯ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ	39
4.1 Рівні вмісту природних і штучних радіонуклідів у донних відкладеннях	39
4.2 Загальна радіоактивність води Дніпровського водосховища та його приток	46
4.3 Рівні вмісту радіонуклідів у домінуючих видах водної рослинності	50
5 ОХОРОНА ПРАЦІ	54
5.1 Державне управління охороною праці	54
5.2 Аналіз шкідливих та небезпечних виробничих факторів в	55

хімічній лабораторії	
5.3 Організаційні та технічні заходи по забезпеченню захисту працівників від дії шкідливих та небезпечних факторів	56
5.4 Правила безпечного виконання робіт при визначенні радіоактивних речовин у донних відкладеннях	59
5.5 Дії у разі настання надзвичайної ситуації в лабораторії	61
6 ЕКОНОМІЧНА ЧАСТИНА	62
6.1 Організація досліджень	62
6.2 Розрахунок ціни дослідження	63
ВИСНОВКИ	64
СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ	65
ДОДАТОК А	69

ВСТУП

Сучасний рівень розвитку промисловості призводить до посилення антропогенного впливу на навколишнє середовище. Особливе місце серед різних факторів займає радіонуклідне забруднення.

Аварія на Чорнобильській АЕС стала найдраматичнішим світовим прикладом можливих екологічних наслідків впровадження ядерної енергетики. Гострота проблем радіаційної безпеки відновилась і набула нового глобального екологічного значення після вибуху АЕС «Фукусіма-1» в Японії у 2011р [3, 4].

Після аварії на Чорнобильській АЕС відбулося забруднення величезних територій України. Практично вся забруднена територія – це водозбірна площа Дніпра, і внаслідок поверхневого стоку радіонукліди потрапляють у каскад дніпровських водосховищ. Під час аварії з четвертого блока було викинуто в атмосферу радіонукліди активністю близько 185×10^{16} Бк (50 МКі). Викиди тривали кілька діб і забруднили територію понад 100000 км². Чисельність населення, що зазнало впливу цих радіонуклідів, залежно від вибору того чи іншого критерію становить 4,5 – 40 млн. осіб [11, 14].

Радіоекологічна ситуація в Дніпровському водосховищі визначається регіональними особливостями природного радіаційного фону, його забрудненням радіонуклідами Чорнобильського походження, радіоактивністю в навколишньому середовищі, сформованою в період випробування ядерної зброї в атмосфері, глобальними випадіннями, а також надходженням природних радіонуклідів, частково за рахунок винесення радіонуклідів уранового ряду з хвостосховищ колишнього Придніпровського

хімічного заводу (м. Кам'янське), де понад 50 років проводилась переробка уранової руди [24, 27].

Об'єкт досліджень: процеси накопичення і міграції основних дозоутворюючих радіонуклідів у водних екосистемах басейну р. Дніпро Придніпровського регіону.

Предмет досліджень: рівні вмісту природних і штучних радіонуклідів у абіотичних і біотичних компонентах водної екосистеми – донних відкладеннях, воді та занурених і повітряно-водних рослинах.

Мета роботи - виявлення закономірностей міграції і нагромадження радіонуклідів у абіотичних і біотичних складових прісноводних екосистем – водному середовищі, донних відкладеннях, розповсюджених видах водної рослинності.

Відповідно до загальної мети були поставлені такі завдання:

1. Визначити рівні вмісту природних і штучних радіонуклідів у донних відкладеннях водних об'єктів Придніпровського регіону.

2. Дослідити рівні вмісту природних і штучних радіонуклідів та загальної β -радіоактивності води у Дніпровському водосховищі та його притоках.

3. Надати екологічну характеристику якості води у гідроценозах Придніпровського регіону.

4. Визначити рівні вмісту природних і штучних радіонуклідів у домінуючих видах водної рослинності гідроекосистеми Придніпров'я.

5. Визначити закономірності формування радіаційного забруднення гідроекосистем в басейні р.Дніпро та його притоків у Придніпровському регіоні.

Методи дослідження – польові методи відбору зразків природного матеріалу; лабораторні методи первинної пробо підготовки; стинціляційний, іонізаційний радіометричні методи; розрахункові, графічні, аналітичні методи.

1. СУЧАСНА РАДІОЕКОЛОГІЧНА СИТУАЦІЯ У ВОДОЙМАХ ПРИДНІПРОВ'Я (ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ)

1.1. Основні джерела надходження радіонуклідів до водойм Придніпровського регіону

Однією з невід'ємних властивостей довкілля є іонізуючі випромінювання, які постійно впливають на всі живі організми нашої планети. В усіх частинах біосфери, в будь-яких тканинах живих організмів містяться радіоактивні речовини, що обумовлюють природний фон опромінення.

Природний фон опромінення формується природними радіонуклідами, що надходять в навколишнє середовище в результаті використання у виробництві природних матеріалів, що містять радіонукліди. Загально відомо, що «до природних джерел іонізуючого опромінювання належать: поширені в природі радіоактивні елементи й ізотопи, ядра яких в процесі радіоактивного розпаду випромінюють заряджені частинки та фотони високої енергії; космічні промені, що проникають крізь товщу атмосфери до поверхні Землі; ультрафіолетові промені, які є складовою випромінювання Сонця» [9, 10].

Найбільша кількість штучних та природних радіонуклідів надходить та акумулюється в гідросфері. Радіонукліди осідають з атмосфери і якщо в навколишньому середовищі будуть однакові умови, то значна частка радіонуклідів осядує саме на поверхню водних об'єктів. Такий ефект обумовлений позитивним зарядом аерозолів, які мігрують, і в той же час негативним зарядом земної поверхні. Поверхня суші та поверхня води мають

негативний заряд, але якщо їх порівнювати між собою, то негативний заряд поверхні вод буде значно більший. Саме через це частинки радіонуклідів більше притягуються і осідають на поверхню водних джерел. Неодноразово було доведено, що щільність осідання радіонуклідів на земну поверхню набагато нижча ніж на поверхню океанів. Радіонукліди, що знаходяться в водній товщі, представлені двома основними компонентами: водорозчинними та адсорбованими. За контакту з водою частина радіонуклідів переходить в воду та з розчину сорбується донними відкладеннями за механізмом іонного обміну. Найвища концентрація радіонуклідів характерна для тонкодисперсних мулових відкладень. Такі відкладення являються реакційно-активним субстратом, їх формування в водосховищі відбувається за участі продуктів розмиву берегів та островів, біологічного фактору [5].

Екосистема Дніпровського водосховища за час свого існування була неодноразово трансформована, ці зміни були обумовлені змінами гідрологічного режиму. В перші роки, коли водосховище переналаштовували на внутрішньокаскадне, відбулися самі головні зміни. За цей час відбулось вимивання біогенних речовин з ґрунту, накопичуватися мул, внаслідок сповіщення течії та трансформувался літораль. Все це призвело до зміни гідробіоценозів [27].

В регіоні склалася вкрай кризова радіоекологічна ситуація, оскільки Дніпровське водосховище є основним резервуаром води, куди потрапили та продовжують надходити радіонукліди чорнобильського та природного походження. У поверхневій водоймищі області щорічно надходить близько 800 млн м³ забруднених стічних вод. При цьому більше 50 % їх об'єму не відповідає технічним та екологічним вимогам якості очищення.

На фоні зменшення активності штучних радіонуклідів у воді Дніпровського водосховища, на даний час основною проблемою є проблема забруднення водосховища техногенно-підсиленими природними радіонуклідами, що потрапляють до водойми в результаті роботи

підприємств ядерно-паливного циклу. Техногенно-підсиленні природні радіонукліди представляють надзвичайну небезпеку для природних вод, оскільки вони навіть в порівняно малих концентраціях можуть виявляти токсичну дію на водні організми, у тому числі й на риби [17, 23, 28].

Таблиця 1.1

Характеристика хвостосховищ і сховищ відходів уранового виробництва

Назва об'єкту	Період експлуатації	Площа, га	Маса відходів, млн. тонн	Об'єм відходів, млн. м ³	Загальна активність ТБк
Сховище №602 (лантанова фракція)	1965-1988	0,06	0,007	—	0,86
Хвостосховище «Західне»	1949-1954	4	0,77	0,35	180
Хвостосховище «Дніпровське»	1954-1968	73	12	5,9	1400
Хвостосховище «Південно-східне»	1956-1990	3,6	0,33	0,15	67
Хвостосховище «Сухачівське» Секція 1	1968-1983	90	19	8,6	710
Хвостосховище «Центральний Яр»	1950-1954	2,4	0,22	0,1	104
Сховище «База С»	1960-1991	25	0,3	0,15	440
Сховище «Доменна піч № 6»	1962-1982	0,2	0,04	—	1,3

Одним з проблемних питань у сфері радіаційної безпеки для області залишається стан об'єктів виробничого об'єднання «Придніпровський хімічний завод», Це підприємство довгий час з 1949 по 1991 рік працювало на переробкою уранової руди, різних концентратів, які містили уран та доменних шлаків. Якщо розглядати структуру підприємства то вона включає 7 хвостосховищ, 2-ва сховища відходів виробництва урану та цех для отримання окису-закису ураніум з нітратокислих розчинів. До хвостосховищ включено першу та другу секцію «Сухачівського» хвостосховища, «Дніпровське», «Західне» та «Південно-східне» хвостосховища, хвостосховище «Центральний Яр», а також хвостосховище «Лантанова фракція». Сховища відходів, які утворюються під час виробництва урану представлені сховищами «ДП-6» та «База С». На сьогодні у всіх

хвостосховищах накопичено близько сорока двох млн. т відходів, які були утворені внаслідок переробки уранових руд. В сховищах «ДП-6» та «База С» зберігається близько двохсот тисяч тон відходів, які утворилися в процесі виробництва урану. Накопичення та складування відходів проходило в ярах та глиняних кар'єрах поряд з самим підприємством. Але як свідчать данні ці яри та кар'єри не були спеціально підготовленні для утилізації цих відходів.

Ситуація з подальшою долею хвостосховищ є невирішеною до сьогодні і є надзвичайно важливою, так як радіонукліди потрапляють у Дніпровське водосховище за рахунок їх вимивання з дощовою водою та підземними водами. Дані хвостосховища являють собою джерела природних радіонуклідів, котрі мають здатність накопичуватися як в абіотичних так і біотичних компонентах водної екосистеми. Небезпечним є розташування водосховищ біля самої р. Дніпро. Значне водонасичення через підтоплення ґрунтовими водами може призвести до сповзання вздовж схилу, що в свою чергу призведе до надзвичайної ситуації [8].

Найбільше значення як джерело іонізуючого випромінювання має калій-40. Калій проявляє типові металеві властивості та дуже хімічно активний, легко віддає електрони, добре взаємодіє з усіма неметалами, утворюючи галогеніди, сульфіді, нітриди, фосфіді. Радіоактивні ізотопи калію практично повністю всмоктуються з шлунково-кишкового тракту та рівномірно розподіляється по органам та тканинам. Вміст калію в м'язах може складати 52,4%.

Загально відомо, що калій належить до групи макроелементів. Через це його вміст у всіх клітинах живих організмів знаходиться на високому рівні. Доволі високою є і питома радіоактивність калію, а його масова частка в земній поверхні складає 0,026. Якщо ж розглядати тваринні організми, то тут масова частка становить 0,024 відстоки, що рівноцінно питомій активності у 76 Бк на один кілограм маси [9, 10, 15].

Радій-226 виявлений в більшості досліджених проб питної води. 90 % цього елемента надходить з їжею та 10 % - з водою. Радій виявляється в

будь-яких гірських породах, ґрунтах і природних водах. Питома активність порід і ґрунтів за радієм-226 становить $7,4 \times 10^{-3}$ - $7,4 \times 10^{-2}$ Бк/кг; поверхневих вод - $3,7 \times 10^{-3}$ - $1,85 \times 10^{-2}$ Бк/кг; підземних вод - може сягати дуже великих значень - до 0,9 Бк/кг.

За своїми хімічними властивостями радій подібний до кальцію, й тому подібні їхні поведінка в ґрунтах та участь в мінеральному живленні рослин. Це зумовлює наявність радію в продуктах харчування людини. Радій надзвичайно радіотоксичний. Дія радію на організм подібна до кальцію – біля 80 % накопичується в кістковій тканині. Радій у великій кількості може викликати остеопороз, переломи кісток і кровотворної тканини [15].

Торій - інертний газ. Продукти розпаду - тверді радіоактивні речовини. При роботі з торієм та його сполуками можливе надходження в організм торію та його дочірніх продуктів. Найбільш вірогідним шляхом проникнення аерозольних частинок або газоподібного продукту є органи дихання. Торій може поступати до організму через шлунково-кишковий тракт та шкіру. Солі торію, потрапивши в організм, піддаються гідролізу з утворенням важкорозчинного осаду. Торій утворює комплекси з білками, амінокислотами, органічними кислотами.

Торій може існувати в іонній формі у виключно низьких концентраціях, у більшості випадків знаходячись у вигляді агрегатів молекул (у колоїдному стані). Дуже дрібні частинки торію адсорбуються на поверхні клітин м'яких тканин. У початковий період радіонуклід накопичується в легенях (68-73%), трахеї, лімфатичних вузлах, печінці, кістках, нирках. Віддалені наслідки дії торію можуть виявитись у його відкладенні в кістковому мозку, накопиченні в кістках та депонування в інших органах та тканинах [1, 14, 15].

Природні радіонукліди безперервно мігрують в біосфері. Ці процеси обумовлені як діяльністю людини, так і безпосередньо процесами які відбуваються в навколишньому середовищі. До них відносяться процеси вивітрювання та вилуговування гірських порід, а також ерозійні процеси. Під

час процесів видобутку та переробки гірських порід до біосфери потраплять майже всі відомі природні радіонукліди. Загальновідомо, що найвищі рівні радіоактивності в усіх складових біосфери спостерігаються в тих районах де знаходяться родовища радіоактивних руд та місцях розташування уранових підприємств. Також одним із істотних джерел потрапляння природних радіонуклідів у біосферу є так зване «органічне паливо». Його використовують і на теплових електростанціях і на різних енергетичних установках, а також воно використовується транспортом. Навіть використання мінеральних добрив в сільському господарстві спричиняє надходження та накопичення природних радіонуклідів у водоймах, в орних ґрунтах і відповідно в рослина [9, 10, 11].

1.2. Сучасна характеристика радіоекологічного стану Дніпровського водосховища

В період 1999–2000 рр., через 14 років після великомасштабної аварії на Чорнобильській АЕС, проведені дослідження радіоактивного забруднення води і відкладень мула Дніпровського водосховища. Характерною особливістю Чорнобильської катастрофи були викиди радіонуклідів у вигляді аерозолів в атмосферу і розповсюдження їх по всій земній кулі, особливо постраждали північні області України – Житомирська, Чернігівська, Київська. Навіть в даний час, після розосередження довгоживучих радіонуклідів і розпаду короткоживучих радіонуклідів, збереглися території із значним забрудненням. В значній мірі була забруднена головна водна артерія України, річка Дніпро і її водозбірні площі [2, 9, 10, 17].

Результати досліджень довготривалих наслідків радіоактивного забруднення водоймищ особливо актуальні для оцінки радіоекологічної ситуації водної екосистеми Дніпровського водосховища. Аналіз даних

показав, що вміст стронція-90 у воді Дніпровського водосховища знаходився в межах 0,04–0,09 Бк/л, в зваженій речовині – від 49,1 до 117,5 Бк/кг, в донних відкладеннях – 4,1–22,0 Бк/кг.

Концентрація радіоцезію у воді знаходилася в межах 0,01–0,05 Бк/л, в зваженій речовині – 64,5–264,5 Бк/кг, в донних відкладеннях – 8,9–51,55 Бк/кг (табл. 1.2, 1.3).

Найбільші показники накопичення радіонуклідів у воді відмічені у верхній частині водосховища в зваженій речовині. У донних відкладеннях найбільші показники відмічені в верхній частині водосховища у глинистих і чорних мулах, найменші – у нижній частині водосховища. Внесок в радіоактивне забруднення води переважно вносять стронцій і цезій до рівної частки (0,01%).

Таблиця 1.2.

Вміст радіонуклідів у воді і зваженій речовині Дніпровського водосховища,

Бк/кг

Компонент екосистеми	Стронцій-90	Цезій-137
200 м нижче дамби Дніпродзержинської ГЕС		
Вода	0,09	0,05
Зважена речовина	49,1	64,5
с. Кам'янка		
Вода	0,08	0,05
Зважена речовина	88,8	112,2
Вище Кодакського водозабору		
Вода	0,05	0,05
Зважена речовина	59,0	81,2
Гирло р.Сура		
Вода	0,05	0,01
Зважена речовина	57,0	104,0
затоки Звонецька, Ворона		
Вода	0,06	0,03
Зважена речовина	117,5	264,5
с. Федорівка		
Вода	0,06	0,04
Зважена речовина	122,4	271,2

Радіоактивне забруднення донних відкладень характеризується в основному цезієм-137 (4,12 %).

Таким чином, екосистема Дніпровського водосховища до теперішнього часу, ймовірно, випробовує наслідки Чорнобильської аварії.

За тривалий проміжок часу після аварії в результаті процесів самоочищення рівні радіоактивного забруднення більшості вивчених компонентів значно знизилися порівняно із значеннями, характерними для періоду глобальних випадань. Проте рівні активності радіонуклідів постчорнобильського сліду в окремих пробах і коефіцієнти накопичення вказують на вплив наслідків аварії, що зберігаються, і актуальність досліджень, що проводяться. Отримані результати можуть бути використані для розробки і ведення радіоекологічного моніторингу на території Придніпровського регіону.

Таблиця 1.3.

Вміст радіонуклідів у донних відкладеннях, Бк/кг

Компоненти екосистеми	Стронцій-90	Цезій-137
Донні відкладення		
Піски	<u>1,7-4,8</u> 4,1	<u>4,5-12,1</u> 10,5
змулені піски	<u>2,5-3,6</u> 4,3	<u>11,3-13,0</u> 8,9
мул піщаний	<u>4,8-6,2</u> 5,5	<u>8,5-16,0</u> 12,2
мул глинистий	<u>7,2-12,4</u> 13,4	<u>15,2-22,4</u> 18,8
мул чорний	<u>16,8-27,2</u> 22,0	<u>40,7-62,4</u> 51,55

Дослідження радіоекологічного забруднення донних відкладів має важливе значення, тому що вони мають великі властивості акумулювати радіонукліди і можуть бути джерелом вторинного забруднення водоймищ за

рахунок процесів перемішування і переходу радіонуклідів з донних відкладів до води. Донні відклади – це кінцеве «депо» біохімічної міграції цезію-137, тому ці результати досліджень можуть бути використані для характеристики радіонуклідного забруднення водоймищ при проведенні моніторингу, а також для розробки заходів, які запобігають негативному впливу радіонуклідів на стан водного середовища [16, 22].

1.3. Накопичення радіонуклідів у донних відкладеннях Дніпровського водосховища

Загально відомо, що для проведення екологічної оцінки гідроекосистеми один з об'єктів дослідження можуть бути донні відклади. Вони надають найбільше інформації про стан об'єкту. Саме через те, що в донних відкладах постійно накопичуються забруднюючі речовини, які потрапляють водні об'єкти протягом тривалого часу, їх використовують як індикатори. Ці індикатори виступають певними інтегральними показниками, за якими можна охарактеризувати екологічний стан певної території [16, 22].

За своєю суттю донні відклади це неперервне поєднання складного комплексу мінералів та водного розчину, який постійно промочує ці відклади. Якраз цей розчин хімічно та фізично з'єднує органічні залишки, різні мінеральні фази та дискретні зерна в єдину систему. Таким чином відбувається багаторічна взаємодія всіх частинок. В цьому розчині відбувається безліч процесів, таких як перерозподіл компонентів, що розчинились, їх подальший перенос, а також різноманітні хімічні реакції. Все це відбувається як безпосередньо в самому розчині так і на поверхні де він розділяється і відокремлюється від твердих частинок.

Чисельними дослідженнями встановлено, що безпосередньо у водному розчині, а також на поверхні різноманітних зерен мешкає донна флора. Ці

живі організми істотно впливають, як на хімічні процеси, які відбуваються в донних покладах так і на розвиток організмів самого зообентосу.

Дослідження донних відкладень актуально тим, що вони є відкритою фізико-хімічною системою. Саме через границі цієї системи відбувається обмін матеріалами з навколишнім середовищем [6, 7].

Процес формування донних відкладів обумовлений накопиченням в водоймах різних наносів та елементів, що розчинилися у воді.

В процесі замулення, тобто в процесі накопичення донних відкладів, відбувається зміна хімічних та біологічних процесів та зміна морфометричних показників даної водойми. Всі ті процеси, які проходять у донних відкладах та шарі води, впливають на зміни оптичних властивостей та хімічного складу [21, 22].

До складу донних відкладів входять алохтонні та автохтонні частинки, тобто частинки, які утворилися безпосередньо в смій водоймі (автохтонні) та частинки, які потрапили до водойми ззовні (алохтонні). Автохтонні частинки утворюються в наслідок руйнації берегової частини водойми, в процесі відмирання гідробіоніків та під час утворення осаду з розчину. Алохтонні частинки потрапляють через стік, переносяться вітром, а також в наслідок безпосередньої діяльності людини, тобто в процесі скидання стічних вод у водойму.

Фізико-географічні умови басейну та всі процеси, які протікають у водоймах мають безпосередній вплив на формування донних відкладів. Сюди відноситься і хімічний склад відкладів, і їх гранулометричний склад, а також їх потужність та інтенсивність формування. В останній час великого значення набуває антропічний вплив. Оранка водозаборів, скидання стічних вод під час освоєння водойм та водозаборів значно впливають на формування донних відкладів [25].

Для визначення масштабу техногенного забруднення, а також встановлення його інтенсивності та складу використовують донні відклади поверхневих водотоків. Це обумовлено характером руслових відкладень. Так

як вони є кінцевою складовою ландшафтних сполучень даної місцевості, саме їх склад буде відображати всі геохімічні особливості території водозабору.

Така залежність дуже характерна для басейну річок, які розташовані на урбанізованих територіях. Саме на цих територія в більшість водотоків скидають стічні води, які забруднені промисловими відходами та викидами [25].

Всі ці процеси призводять до значних змін водотоків, а особливо змін їх екологічного стану. Зміна екологічного стану проявляється через утворення геохімічних аномалій, які є складними, комплексними та протяжними. Особливо чітко це відображається під час дослідження сучасних руслових відкладів. Також слід звернути увагу на формування техногенних відкладів. Цей процес пов'язаний з одного боку з деформацією умов утворення твердого стоку, а з іншого через значні маси твердого матеріалу, який потрапляє у водні об'єкти. Такі тверді матеріали мають дуже специфічні геохімічні властивості. В даних умовах є надзвичайно актуальним дослідження утворення та складу техногенних відкладів. Так як саме вони є основною масою таких речовин, що забруднюють водойми. Ну і звісно, важливим є визначення їх екологічного значення.

Під час проведення даних досліджень має бути враховано:

- по-перше, під час формування хімічного складу природних вод саме донні відклади відіграють значну роль і в той же час вони обумовлюють більшість особливостей екології водних систем;
- по-друге, оцінити техногенне забруднення водойм можна саме за донними відкладеннями, тобто досліджуючи особливості донних відкладів можна встановити масштаби техногенного забруднення, а також оцінити наскільки це забруднення має інтенсивний вплив, до того ж за результатами досліджень можна встановити особливості зони техногенного забруднення;

- по-третє, необхідно пам'ятати, що в річках промислово-урбанізованих районах інтенсивність та масштаби техногенного осадонакопичення настільки великі, що на цих територіях формуються особливі технопелі, тобто алювіально-техногенні відклади, які в подальшому визначають еколого-геохімічні особливості річкової системи, а також специфічний прояв процесів, які проходять в руслі річки. Все це в подальшому несе загрозу всім живим організмам;
- по-четверте, проводити оцінку екологічного стану річкової системи обов'язково необхідно з врахуванням всіх особливостей донних відкладів, а це і їх речовинний склад, і геохімічні властивості, і їх токсикологічна небезпека.

За своєю суттю техногенні відклади представляють органо-мінеральні утворення, в основі яких матеріали та речовини, які надходять у водотоки в переважній більшості з промислово-побутовими стоками та річним алювієм. Саме в техногенних відкладах сконцентрована основна маса поллютантів, яка впливає на руслові процеси та обумовлює екологічний стан системи річок.

Отже, можна зробити висновок, що ті техногенні відклади, які утворюються в руслах рік, які розташовані в промислово-урбанізованих районах, це специфічна фракція руслового алювію. Тобто це новий тип сучасних осадових утворень, а сукупність всіх процесів, які сприяли їх утворенню можна назвати техногенним алювіальним седиментогенезом [22, 25].

Потрапляючи у водне середовище токсиканти, тобто отруйні речовини розчиняються у воді. В той же час розчинені у воді токсиканти можуть частково вступати у взаємодію між собою та утворювати нові сполуки, які за соєю токсичною дією будуть набагато не безпечнішими, ніж вихідні речовини. Більшість токсикантів поглинається завислими речовинами. Потім вони під дією сил гравітації осідають на дно водойми. Там вони накопичуються в донних відкладах, особливо в їх муловій частині. Після чого вони

включаються в колообіг речовин дна або мігрують далі в глибинні шари донних відкладів, де відбуваються процеси дегенетичних перетворень.

Необхідно відмітити, що з розвитком промисловості зростають темпи антропогенного впливу на водні екосистеми. Це безпосередньо призводить до все більшого накопичення забруднюючих речовин в твердофазних об'єктах гідроекосистем, тобто в донних відкладах та в завислих речовинах.

Слід пам'ятати, що основна частина речовин, що забруднюють водні об'єкти з води осідає у донних відкладах. Тому під час досліджень необхідно враховувати, що концентрація токсикантів в донних відкладах буде завжди вищою ніж концентрація токсикантів у воді. І навіть якщо під час аналізу води ми не спостерігаємо перевищення концентрації токсикантів у воді, це не значить, що донні відклади не забруднені. Відповідно одночасно необхідно досліджувати як воду та і донні відклади.

Внаслідок нагромадження різноманітних хімічних речовин, які виявляють токсичний вплив на водні організми, природна вода і донні відкладення набувають нової властивості - токсичності. Із середовища, що підтримує життя, вода стає середовищем агресивним, отруйним для живих організмів [22].

Швидкість переходу радіонуклідів з водної товщі у донні відкладення залежить від товщини водного шару та фізико-хімічних властивостей донних відкладень. За природних умов – це постійно триваючий процес. На вміст радіонуклідів у донних відкладеннях каскаду дніпровських водосховищ впливають також гідрологічні умови [25].

1.4. Роль ґрунтів і водної рослинності у процесах самоочищення у Дніпровському водосховищі

У біогеохімічній долі радіонуклідів ґрунти прісноводних водоймищ грають важливу роль. Володіючи великою сорбційною масою і ємністю

поглинання, вони поглинають основну частину випромінювачів, що потрапляють у водоймище, і частково виводять їх з біологічного колообігу.

Проведені після аварії на ЧАЕС дослідження показали, що в Дніпровському водосховищі активно протікають процеси самоочищення водних мас від радіонуклідів по довжині каскаду. Найбільш значним чинником самоочищення вод від цезію-137 є процеси седиментогенеза. Для стронцію-90, що володіє низькими сорбційними властивостями і більшою рухливістю, мабуть, істотнішу роль у виведенні його з води грають процеси масообміну при прямому контакті вод з верхнім шаром донних ґрунтів. Унаслідок процесів осадонакопичення, а також сорбційного закріплення частини обмінних форм радіонуклідів між донними відкладеннями і водою дифузія перестає бути визначальною для вторинного радіоактивного забруднення вод.

Радіоактивне забруднення вод каскаду визначається, в першу чергу, величиною винесення радіонуклідів із забруднених територій. У післяаварійні роки виразно простежується тенденція до зниження. У зв'язку з цим велика роль ґрунтів в процесах самоочищення води від різних, зокрема радіоактивних речовин. Оскільки більшість радіонуклідів концентруються переважно у верхніх шарах ґрунтів, забруднення останніх радіонуклідами приводить до підвищеного опромінювання бентосних форм водних організмів.

Встановлені закономірності розподілу цезію і стронцію по окремих компонентах прісних водоймищ. Від 60 до 95% загального вмісту цезію, як педотропа, пов'язано з донними осіданнями. Стронцій же, як первинний еквітроп, розподіляється в основному рівномірно у водній товщі, біоті і донних відкладеннях. Спостерігається різке підвищення ступеню вилуговування цезію і стронцію – від 0,01–1% у 1986 р. до 0,2–25% у 1989 р. Це викликано оголенням раніше прихованих поверхонь і полегшенням переходу цезію і стронцію у воду. У поверхневих водоймищах всі

радіонукліди, окрім стронцію, виводяться на дно. Стронцій же в основному йде з природним стоком річок.

У розподілі радіонуклідів по шарах відкладень мула виявлені сліди перекриття (приховання), радіоактивність якого сформована інтенсивним надходженням радіонуклідів в 1986 р. і сліди дифузного розподілу радіонуклідів. На окремих ділянках залягання дифузний процес може привести до “вторинного” забруднення водних мас [12, 14, 17, 23]

Рівні накопичення і розподілу цезію-137 в донних грунтах, залежать від його концентрації у воді, механічного, мінералогічного і хімічного складу грунтів, що визначає їх поглинальну і фільтраційну здатність. При вивченні в лабораторному експерименті сорбції цезію-137 різними типами грунтів прісноводного озера лісової зони відмічені високі коефіцієнти для мулистого й торф'янистого грунтів, найменші – для глинистого і піщаного, що може бути обумовлене високим вмістом органічних речовин в торф'янистих грунтах, а в мулистих – наявністю мілкодисперсної мулистої фракції, яка характеризується високою сорбційною ємністю. Як показали дослідження вертикального розподілу в грунтах цезію-137, ґрунти не тільки інтенсивно сорбували, але і фіксували цезій-137, тому основна кількість цезію-137 акумулюється поверхневим шаром дна [10; 12].

У Дніпровському водосховищі найбільша щільність забруднення дна цезієм-137 спостерігається в районі створу Кодак–Військове ($0,19 \text{ Кі/км}^2$), в гирлі Самари ($0,24 \text{ Кі/м}^3$), в нижній (глибоководній) ділянці водосховища щільність забруднення дна $0,062 \text{ Кі/км}^2$. Досить висока щільність забруднення донних опадів спостерігається в затоках, утворених затопленням долин і балок. Відносно високий вміст цезію в донних відкладеннях.

Радіоактивне забруднення вод каскаду водосховищ р. Дніпро визначається величиною виносу радіонуклідів з забруднених територій, які в післяаварійні роки виявили тенденцію до зниження. В зв'язку з цим значна роль у процесі самоочищення води від радіоактивних речовин належить грунтам. Більшість радіонуклідів знаходиться у поверхневому шарі ґрунту,

забруднення якого радіоактивними речовинами призводить до підвищення вмісту радіонуклідів в бентосних організмах.

Вищі водні рослини займають значні площі і вилучають з води радіоактивні речовини. Затримуючи радіоактивні речовини, що потрапляють з ділянки водозбору, а також вилучаючи їх з води, вищі водні рослини виконують функцію унікального природного біофільтру. Відмирання рослин супроводжується звільненням з їх залишків раніше депонованих радіонуклідів і може призвести до вторинного радіоактивного забруднення води та донних відкладень [25].

Мертві рослини (детрит) містять цезій в концентраціях більш високих, ніж в живих рослинах. Цезій пов'язується з органічним субстратом рослин. Ємність субстрату при розкладенні зростає за рахунок збільшення поверхні. Збільшення концентрації цезію з «віком» детриту пов'язується з переважною втратою органічної речовини при розкладенні рослини. Тоді як мінеральна складова, в яку входить цезій, втрачається з меншою швидкістю, що призводить до збільшення доцільної активності детриту в процесі його розкладення. Значна концентрація цезію-137 спостерігається в розкладеного детриту, висока радіоактивність якого може обумовити підвищення радіоактивності донних відкладень в зоні заростей макрофітів [26].

На долю макрофітів відводиться біля однієї третьої загальної біологічної активності водоймищ. Таким чином, поглинення вищими водними рослинами радіоактивних речовин з води та донних відкладень, а також осадження наважок з адсорбованими на них радіонуклідами в заростях впливають на процеси міграції та перерозподілу радіонуклідів в водних екосистемах. Роль фітоценозів в цих процесах визначається їх видовим складом, структурою рослинних сукупностей та мірою заростання водойми.

Накопичення радіонуклідів вищими водними рослинами визначається не тільки рівнем забруднення акваторії та видовим складом рослин, але й особливостями функціонування фітоценозів та їх комплексів, що тісно

пов'язано з специфікою ґрунтів, гідрологічними особливостями, особливостями рельєфу [11, 26].

Укорінені водні рослини поглинають розчинні радіонукліди з води, а також їх рухливі форми (водорозчинні та обмінні) з донних відкладень. Наступна утилізація вищих водних рослин дозволяє проводити дезактивацію усього водоймища. Тому перспективними є використання водоростей та вищих водних рослин в технологіях очистки та доочистки водного середовища від радіонуклідного забруднення. Вищі водні рослини можуть відігравати істотну роль в зниженні чисельності водоростей в водоймах, що є схильними до цвітіння [41; 56].

Рівень накопичення радіонуклідів в водних рослинах визначається солоністю, величиною рН та фізико-хімічним станом радіонукліда в водному середовищі. Накопичення ^{90}Sr та ^{137}Cs залежить від накопичення концентрації кальцію в водному середовищі, кількості стабільних аналогів цих радіонуклідів в рослинах, воді та ґрунті. Накопичення радіонуклідів вищими водними рослинами визначається не тільки рівнем забруднення акваторії та видовим складом рослин, але й особливостями функціонування фітоценозів та їх комплексів, що тісно пов'язано з специфікою ґрунтів, гідрологічними особливостями, особливостями рельєфу водосховища. Розподіл радіонуклідів між надземною та підземною частиною повітряно-водних рослин дніпровських водоймищ досліджували в 2012-2013 роках [3, 4].

Розподіл стронцію-90 та цезію-134, цезію-137 між надземною та підземною частиною повітряно-водних рослин залежав від фази розвитку виду. При цьому зареєстровано, що стронцій-90 протягом вегетаційного періоду мігрував з підземної частини рослин в надземну і навпаки. Цезій-134+цезій-137 протягом року значною мірою концентрувався в підземній частині повітряно-водних рослин, що пояснюється хімічними властивостями цих радіонуклідів.

Максимальний вміст стронцію-90 в кореневищах рогозу вузьколистого було зареєстровано в період активного росту його підземних органів, що відзначалося з кінця липня до середини серпня та з кінця вересня до жовтня включно. Саме в цей період вміст зазначеного радіонукліду в кореневищах рогозу був максимальним і досягав відповідно 88 та 83% від загальної кількості. У вересні на початок 2-го періоду активного росту кореневищ спостерігалось зменшення в них концентрації стронцію-90 (38%). З відмиранням надземних органів і відтоком речовин з них, вміст стронцію-90 в підземних органах збільшувався в зимово-весняний період – з грудня до квітня (з 27% до 71%). З початком активного росту надземних органів відзначалося підвищення в них концентрацій стронцію-90, яке продовжувалося до періоду активного росту підземної частини рогозу [3, 4].

Коливання вмісту цезію-134+цезію-137 у надземних та підземних органах рогозу вузьколистого протягом року менш значні ніж стронцію-90. З початком вегетації в кореневій системі рогозу спостерігалось поступове підвищення концентрації цезію-134+цезію-137, яке тривало до початку росту кореневищ і в липні досягало 97%. Після цього вміст цезію-134+цезію-137 в підземній частині цього виду рослин починав зменшуватися, що тривало до жовтня, коли закінчувався ріст кореневищ. У листопаді відзначено незначне підвищення концентрації радіоцезію в підземній частині рогозу. Мінімальний вміст цього радіонукліду в кореневій системі був зареєстрований у грудні (59%), що можливо пов'язано з відмиранням частини підземних органів. З лютого до настання періоду активної вегетації у квітні внесок цезію-134+цезію-137 в кореневищах рогозу підвищувався з 69% до 87% [3, 4].

Максимальні концентрації стронцію-90 в кореневій системі очерету звичайного було зареєстровано навесні, коли починається наростання надземної фітомаси. В середині липня, коли листя очерету було повністю сформовано, вміст стронцію-90 в ньому збільшується у 2,5 рази. У цей час

концентрація даного радіонукліду в кореневищах зменшувалася, відповідно у 2 рази і продовжувала знижуватися до кінця вегетаційного періоду.

Протягом усього року цезій-134+цезій-137 концентрувався переважно в кореневій системі очерету звичайного. При цьому, в кореневищах влітку спостерігалася максимальна кількість даного радіонукліду, а в осінньо-зимово-весняний період проходило поступове зменшення його вмісту.

2. ФІЗИКО-ГЕОГРАФІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНУ ДОСЛІДЖЕННЯ

Дніпровське водосховище розташоване на колишній порожистій ділянці Середнього Дніпра Придніпровського регіону, що простягається від впадіння в р. Дніпро його лівої притоки р. Самари до острова Хортиця. Водосховище характеризується асиметричною будовою котловини і значно витягнуте у повздовжньому напрямі на 129,7 км, має багато заток в гирлах приток. Найбільша з приток – р. Самара утворює самостійне крайове плесо з поверхнею 57 км². У таблиці 2.1 наведені деякі гідрологічні показники для Дніпровського водосховища.

Таблиця 2.1.

Характеристика Дніпровського водосховища

Показник	Значення
Площа водозбору, тис.км ²	463
Нормальний підпірний рівень, м	51,4
Об'єм, км ³ – повний	3,3
Об'єм корисний, км ³	1,0
Глибина, м – максимальна	45
Глибина середня, м	8
Кількість обмінів протягом року	12 – 14
Площа мілководь (до 2 км), %	36
Спрацювання рівнів, м	0,5 – 1,0
Довжина берегової лінії, км	470

Продовження табл. 2.1

Ширина середня, км	3,3
Дамба і берегоукріплення, км	61,8

Водосховище відноситься до руслового типу. Тип водосховища за генезисом та розташуванням – рівнинно-річкове; за конфігурацією – руслове; за об'ємом і площею - велике; по глибині – середньоглибоке; по водообміну – з дуже великим обміном [27, 30].

Лівий берег від греблі Дніпродзержинської ГЕС до м. Дніпра низинний, а від м. Дніпро до греблі ДніпроГЕС береги водосховища представлені високими схилами корінного плато із скелястими ділянками. Берегова лінія водосховища, завдовжки 250 км, характеризується значною порізаністю, особливо в нижній частині, де долини балок і ярів перетворилися на вузькі затоки.

Береги водосховища складені (до 77%) рихлими пов'язаними і напівпов'язаними породами, тому ерозія берегів продовжується, хоча і менше впливає останніми роками на процеси мулоутворення у водосховищі.

Водосховище відрізняється значною ерозією берегів, особливо у середній і нижній частинах. Щорічно в нього потрапляє до 25 млн.м³ абразивних матеріалів.

Клімат території помірно континентальний з жарким літом і вираженим напівпосушливим періодом у травні - вересні. Зима характеризується періодичною відлигою з підвищенням температури повітря іноді до +14 °С.

Середньорічна кількість опадів складає 453 мм, з яких близько 2/3 випадає у вигляді злив у літній час. Річна величина випаровуваності майже в 2 рази вище за кількість опадів.

Основними джерелами живлення Дніпра є талі води в період весняної повені, у меншій мірі – осінні та літні дощі, частково – ґрунтові води. Підйом води у водосховищі в період весняної повені найбільш інтенсивний спочатку

березня і до кінця квітня – початку травня, потім відбувається подальше повільне падіння рівня води. Найнижчий рівень води у водосховищі часто спостерігається в лютому. У липні – жовтні водообмін у Дніпровському водосховищі незначний. Водні маси повністю обмінюються в літній період за 2 – 3 місяці.

Основними притоками Дніпровського водосховища, що формують стік на його території, є річки Самара, Оріль, Мокра Сура, Ворона, Плоска Осокорівка, Вільнянка.

За рядом ознак (будова чаші водосховища, розподіл глибин, характер берегів та ін.) водосховище поділяється на дві частини: верхню – мілководну і нижню, для якої характерні глибини до 40–50 м і незначні площі мілини. Межа між частинами водосховища різко виражена і перетинає його нижче м. Дніпро біля Лоцманської Кам'янки. За гідроморфометричними параметрами виділяється проміжна частина, де велика затока в гирлі р. Самари розширює акваторію. Літоральна зона займає 39% площі акваторії і зосереджена в межах верхньої частини затоки р. Самара. Нижня частина виключно глибоководна і літораль відсутня [27, 30].

Головне Дніпровське плесо, розташоване між греблями Дніпродзержинської і Запорізької ГЕС, має поверхню 246 км² і за особливостями гідрологічного режиму ділиться на верхню (руслону), середню (руслово-озерну) і нижню (озерну) частини. Ширина водосховища коливається від 0,6 до 3,0 км, збільшуючись в місцях впадання заток і балок. Верхня частина водосховища представлена добре розвиненою заплавою, багатою озерами і затоками з багатою рослинністю.

Водосховище є об'єктом багатоцільового призначення та має добове і тижневе регулювання та передповеневе спрацювання. У річному ході рівня відзначаються періоди весняно-літнього наповнення, літньо-осінньої стабілізації, зимового спрацювання. Обмін дніпровських вод регулюється вище розміщеними водосховищами (Київським, Канівським, Кременчуцьким, Кам'янським).

Прибуткова частина водного балансу водосховища складає 46,6 км³/рік, з яких 98% припадає на стік через греблю вище розташованого Кам'янського водосховища і 2% на бічну припливність і опади. У витратній частині балансу переважає стік через греблю Запорізької ГЕС в розташоване нижче Каховське водосховище. Значну частину витрати води складає водоспоживання на господарські потреби з якого близько 70% повертається у водосховище у вигляді стічних вод з різною мірою очищення.

Річний стік річок області формується головним чином за рахунок атмосферних опадів, тому спостерігається вкрай нерівномірний його внутрішній річний розподіл. Найбільші середньомісячні витрати води спостерігаються у березні-квітні, найменші (майже нульові) – наприкінці літа або на початку осені.

За характером режиму річки належать до рівнинного типу. На лівобережжі Дніпра річки течуть загалом у широтному напрямі, а на правобережжі – у меридіанному. У зв'язку з цим гідрологічний режим цих річок дещо різниться. Найбільш багатководним є басейн р. Оріль.

Водність річок за роками коливається у широких межах, багатководний рік стоком може перевищувати маловодний майже у 25 разів.

На режим р. Інгулець, Самара, Вовча, Солона, Бик впливає скид шахтних вод і нагромадження води на зрошення і технічні потреби у штучних водоймах.

Малі річки Коноплянка, Мокра Сура, Самара та Оріль, незважаючи на те, що їх сумарний середньорічний стік яких складає лише від 1,5% до 2,0% стоку Дніпра, мають певний вплив на екологічний стан Запорізького водосховища. З одного боку, природні умови формування стоку малих річок зумовили підвищену мінералізацію і жорсткість води. З іншого - вони піддаються антропогенному впливу промислових, господарсько-побутових та сільськогосподарських підприємств, скиди стічних вод яких значно погіршують якість води в річках, і в кінцевому результаті – у водосховищі.

Річка Коноплянка має змішаний склад води і відноситься до гідрокарбонатно-сульфатного класу, магнієво-кальцієво-натрієвої групи другого типу. Наявність на значній частині басейну р. Коноплянки відвалів шкідливих речовин великих промислових підприємств м. Дніпродзержинська, а також скидання промислових та господарсько-побутових вод становлять постійні джерела забруднення водного середовища.

Режим газів, органічних речовин та рН води в районі хвостосховища та відвалів завжди відрізнявся від такого біля дамби та в гирлі (де вони були відносно однаковими). Вміст кисню в гирлі та біля дамби знаходився в межах від 6,7 до 9,7 мг/л, біля хвостосховища – завжди був низьким (4,6 мг/л) особливо восени (2,8 мг/л), що вказувало на перевагу окислювальних процесів. У воді постійно була присутня вільна вуглекислота, концентрація якої досягала біля дамби та в гирлі від 2,2 до 9,4 мг/л, біля хвостосховища – від 10,3 до 20,9 мг/л. Відповідно з цим рН складав на перших двох ділянках від 7,6 до 8,0, а біля хвостосховища – від 7,3 до 7,4. Влітку у нижній частині річки вміст вільної вуглекислоти знижувався до аналітичного 0, з'являлася вуглекислота карбонатна (до 6,6 мг/л), рН при цьому підвищувався до 8,0.

Характерною відзнакою р. Коноплянки є постійно високий вміст біогенних елементів у воді, що зумовлено антропогенним впливом. Максимальний вміст іонів амонію досягав 2 мг/л, нітритів – 0,80 мг/л, нітратів – 10,5 мг/дл, фосфатів – 0,769 мг/л, заліза загального – 5 мг/л, що від 5 до 42 рази вище, ніж у Дніпровському водосховищі.

Завдяки високій концентрації біогенних елементів річка щільно заростає вищою водною рослинністю, гіперпродукція макрофітів сприяє вторинному забрудненню, погіршенню якості води та деградації річки. Антропогенне евтрофування річки таке значне, що вона класифікується як гіпертрофне водоймище [29, 30].

Відповідно нормативним документам, у воді р. Коноплянки, біля хвостосховища восени, спостерігалось перевищення ГДК: для поверхневих

вод та рибогосподарських водойм за вмістом кисню (1,4 ГДК); рибогосподарських – постійно за вмістом нітритів (від 3,5 до 40 ГДК), іонів амонію (від 1,6 до 5,0 ГДК) та БСК₅ (від 1,2 до 3,1 ГДК).

Річка Мокра Сура знаходиться під значним впливом промислових (ВАТ “Дніпрошина”, ВО “Південмаш” та “Дніпропрес”) та господарсько-побутових стічних вод. За даними О.Д.Коненко, у 1947 р. вода р. Мокра Сура мала гідрокарбонатно-натрієвий склад. З роками значно зросла замуленість річки, зменшився вміст розчиненого кисню, мінералізація досягла 924 мг/л, за іонним складом вода сульфатно-гідрокарбонатного класу, натрієво-магнієвої групи, другого типу [29].

За іонним складом вода р. Мокра Сура – сульфатно-гідрокарбонатного класу, натрієво-магнієвої групи, другого типу. У зв’язку з антропогенним впливом якість води річки була нестабільною і значно погіршувалася влітку: вміст розчиненого кисню у воді знижувався до 1,6 мг/л (19,5% насичення), рН – до 7,0, вміст вільної вуглекислоти збільшувався до 8,8 мг/л; значних концентрацій досягали органічні речовини (ПО – до 13,1 мг О/л) та особливо біогенні елементи (іонів амонію – до 0,8 мг/л, нітритів – до 0,111 мг/л, нітратів – до 2 мг/л, фосфатів – до 0,5 мг/л). Наявність значної кількості поживних речовин (азоту та фосфору) сприяло високому розвитку прибережно-водної рослинності і характеризувало річку як політрофне водоймище [28].

Притока Дніпра – р. Самара – знаходиться під значним впливом вугледобувної промисловості Західного Донбасу. Постійно зростаючий антропогенний тиск на річку (починаючи з 60-х років) викликав значні зміни хімічного складу води. За даними багаторічних досліджень, виконаних з 1929 до 1990 рр. [29], встановлено, що мінералізація самарської води збільшилася в середньому в 2,2 рази (від 1490 до 2880 мг/л) за рахунок хлоридів, сульфатів, натрію та магнію – основних компонентів шахтних вод. Змінені екологічні умови річки призвели до глибоких гідробіологічних змін: збідненню видового складу гідробіонтів, прісноводні форми яких заміщено

солонуватими і морськими. Тиск вугледобувної промисловості на річку відзначився на якості води Самарської затоки – Крайового плеса Запорізького водосховища, яка знаходиться під сумісним впливом вод р. Самари та водосховища: мінералізація і жорсткість води тут зросли в 2 рази (до 1400 мг/л і до 11 мг-екв/л, відповідно) за рахунок вмісту основних компонентів шахтних вод.

3. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

Проби донних відкладів відбирались по правому і лівому березі Запорізького водосховища. Проби відбиралися в прибережній частині з верхнього горизонту донних відкладів на глибину до 10 см (відомо, що максимальна концентрація елементів-забруднювачів проходить в вертикальному шарі ґрунту чи донних відкладів на глибину до 10 см). Маса кожної проби приблизно становить 1000 г. Проби зберігалися в поліетиленових пакетах. Таким чином, було проведено еколого-геохімічне опробування території, що досліджується, яке дає можливість виділити ореоли техногенного забруднення або природні аномалії, вивчення яких приводить до встановлення джерел забруднення геологічного середовища.

Проби рослинності відбирали за методами трикутника, конверта. пакували проби у поліетиленові пакети, на які наклеювали етикетки з вказаними датою, номером проби, вид рослини за систематикою, сиру вагу, місце відбору, площу відбору. Відбирали 2-3 кг біомаси рослинності на пробу (суха вага). Проби висушували при 105°C до повітряно-сухої ваги, після чого визначають коефіцієнт усушки [18].

Проби води для визначення загальної β -активності відбирали у скляні бутилі у кількості 2 дм³. Для визначення рівнів радіонуклідного забруднення проби води відбирали в кількості 60 дм³ для визначення цезію-137 та 20 дм³ для визначення стронцію-90. Для визначення активності стронцію у воді використовували установку малого фону УМФ-1500, попередньо проводячи оксалатне осадження. Активність визначали відповідно за активність дочірнього елементу ітрію-90. Радіоізотопи цезію осаджували з

ферроціанідом калію з солянокислого розчину у вигляді гексахлортелуриду з послідовним вимірюванням на установці малого фону. Загальну β -радіоактивність визначали методом прямого вимірювання проб за допомогою приладу радіометр «Бета» з лічильником СБТ-13. В воді рівень загальної β -радіоактивності, як і вміст радіонуклідів стронцію - 90 та цезію – 137 визначали методами сцинтиляційної гама – та бета-радіометрії з похибкою 20 %. Для визначення питомою активності радіонуклідів відбирали зразки вагою 10-20 г. Для подальших вимірювань використовували спектрометри СЕГ – 001 «АКП – С», для визначення гама – випромінювань та СЕБ – 01 – 150, для визначення бета - випромінювань.

Сцинтиляційні спектрометри бета-випромінювання СЕБ-01-150 та гама-випромінювання СЕГ-001 «АКП-С» (Україна) призначені для вимірювання активності бета- та гама-випромінюючих радіонуклідів (набір узгоджується із замовником) в пробах об'єктів навколишнього середовища, продуктах харчування, воді, радіоактивних розчинах, в аерозольних фільтрах, у зразкових джерелах бета- та гама-випромінювання.

Використовування методів концентрації радіонуклідів істотно підвищує чутливість вимірювань. Спектрометри призначені для використання в радіологічних лабораторіях, на АЕС, у медичних установах, ЦГСЕН, у ветеринарних лабораторіях, у геології й інших областях.

Мінімальна детектована активність при експозиції 2 години для $P=0,95$, Бк/пробу:

Проба: $V=10$ мл; $\rho=0,6$ г/см³

Ізотопи: $^{90}\text{Sr} - 0,2$; $^{137}\text{Cs} - 0,45$; $^{40}\text{K} - 0,3$; $^{226}\text{Ra} - 6,0$; $^{232}\text{Th} - 3,0$.

Прилади дозволяють контролювати одночасно радіоактивних ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th у вимірюваному зразку без використання методів радіохімічної або фізичної концентрації.

Для визначення характеру міграції радіонуклідів в гідроекосистемах та перетворення радіонуклідів в них використовували коефіцієнт накопичення.

Коефіцієнт накопичення визначається як співвідношення концентрації радіонуклідів в пробі до концентрації радіонуклід у воді. Відповідно за значенням цих коефіцієнтів можна встановити на скільки активність певного радіонукліда може бути більшою чи меншою в порівнянні з радіонуклідами в навколишньому середовищі.

Для визначення K_n – коефіцієнта накопичення радіонуклідів, використовують формулу:

$$K_n = C_1/C_{2(\text{води})}, \quad (4)$$

де C_1 – концентрація радіонуклідів у пробі, Бк/кг;

$C_{2(\text{води})}$ – концентрація радіонуклідів у воді, Бк/кг.

Екологічну оцінку якості води здійснювали за «Методикою екологічної оцінки поверхневих вод за різними категоріями» [25].

Отримані чисельні дані піддавали математичному опрацюванню загальноприйнятими методами варіаційної статистики для малої вибірки. Статистична обробка проведена за допомогою пакету програм Microsoft Excel 10.0. Стандартні відхилення середніх значень не перевищували 5–7 %, що відповідає нормативам контролю якості результатів аналізу внутрішньо лабораторного контролю и характеризує отримані дані як достовірні.

4. РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

4.1. Рівні вмісту природних і штучних радіонуклідів у донних відкладеннях

Для аналізу проби відбиралися у весняний і літній період 2021 р., оскільки за літературними даними саме в ці сезони рівні радіоактивності були найвищі.

Отримані результати показали що, найвищі показники як і було прогнозовано, виявлені на станції відбору р. Коноплянка біля хвостосховища, достовірність і пояснення яких вказано в описі хвостосховища: час експлуатації-1954-68г, площа-73 га, містить-12млн. тонн відходів переробки уранових руд із залишковим вмістом урану 0,023% , загальна активність - $1,4 * 10^{15}$ Бк (розпадів за 1 сек). Склад - тверді радіоактивні відходи 1-ї групи (підвищеної небезпеки). Покриття - шар фосфогіпсу від 3 до 12 метрів. Гамма - випромінювання на поверхні - на рівні фонових значень. Тип хвостосховища - рівнинно - наливний. Захисні дамби споруджено із ґрунтів і відходів коксохімзаводу. Протифільтраційний елементами хвостосховище «Д» не обладнане. Повітряне вплив на населення відсутня. Відстань до Дніпра - менше 1км, і радіонукліди ряду урану розвантажуються в р. Коноплянку і далі у Дніпро. Радіаційний контроль санітарно-ветеринарного спрямування не проводиться у зв'язку з недостатнім фінансуванням. У 2005 - 2006р. спостереження проводилося тільки за динамікою зростання вмісту радіонуклідів у підземних і поверхневих водах [23].

Найнижчі показники на станції р. Самара гирло пояснюються відсутністю джерел штучного забруднення.

Таблиця 4.1

Концентрація радіонуклідів в донних відкладеннях Дніпровського водосховища та його приток у весняний період (Бк/кг).

№	Місце відбору	Тип ґрунту	^{137}Cs	^{90}Sr	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
1.	Річка Коноплянка насосна станція	Замулений пісок	7,0	2,5	40,0	31,4	134,2
2.	Річка Коноплянка хвостосховище	Глинистий мул	19,8	5,5	28,4	31,2	164,1
3.	Річка Самара гирло	Піщаний мул	3,7	1,5	19,7	28,4	140,1
4.	Річковий порт Дніпро	Пісок	9,7	4,1	42,1	34,4	124,7

Таблиця 4.2

Концентрація радіонуклідів в донних відкладеннях Дніпровського водосховища та його приток у літній період (Бк/кг).

№	Місце відбору	Тип ґрунту	^{137}Cs	^{90}Sr	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
1	Річка Коноплянка насосна станція	Замулений пісок	4,0	0,7	30,1	30,2	106,4
2	Річка Коноплянка хвостосховище	Глинистий мул	19,1	6,1	39,1	36,7	181,6
3	Річка Самара гирло	Чорний мул	3,1	2,0	40,4	38,1	127,2
4	Річковий порт Дніпро	Пісок	5,7	1,7	30,0	29,8	106,1

Гірські породи, які містять уран та торій є одними з головних джерел надходження природних радіонуклідів у навколишнє середовище. Напіврозпад урану та торію становить мільйони років. Але під час напіврозпаду цих радіонуклідів опромінення надходить не тільки від них, а і від чисельних так званих «дочірніх» продуктів. Ці продукти мають набагато менші періоди напіврозпаду. Так наприклад, з урану – ^{238}U під час розпаду утворюється тринадцять радіоактивних «дочірніх» ізотопи. В той же час приблизно 75 % річної дози опромінення населення отримує від найбільш

небезпечних продуктів напіврозпаду Th -232 радіонуклідів Ra – 226 та Rn - 222

Вміст природних радіонуклідів залежить від складу материнських порід та інших природних умов, характерних для даного регіону, та не пов'язаний з результатами антропогенного забруднення.

Слід відмітити, що вагому дозу опромінення від зовнішніх γ -опромінювання всі живі організми отримують від радіонуклідів торієвого то урано-радієвого ряду та K-40. Відповідно основними джерелами γ -опромінювання торієвого ряду є Th -228 та Ra – 224. В урановому ряді 99 % зовнішнього γ -опромінювання припадає на Pb-214 та Bi-214.

Цезій-137 є довгоживучим штучним радіонуклідом (період напіврозпаду 30 років). Стронцій-90 також довгоживучий штучний радіонуклід, але має низькі сорбційні властивості і велику рухливість, в донних відкладеннях накопичується в малих дозах. За період досліджень відмічена тенденція збільшення вмісту цезія-137 зверху вниз по каскаду водосховища та його притоків. Це пов'язано з характером ґрунту та його властивостями накопичувати радіонукліди.

Вміст цезію-137 в донних відкладеннях Дніпровського водосховища у досліджуваних нами точках становив від 3,1 до 19,8 Бк/кг. Найбільші показники спостерігалися восени в нижній частині водосховища, де переважають мулисті ґрунти, а мінімальні відмічені в піщаних ґрунтах. Динаміка накопичення цезію-137 ґрунтовими фракціями Дніпровського водосховища має наступний вигляд: пісок < мул піщаний < глинистий мул < чорний мул.

Вміст стронцію-90 в донних відкладеннях Дніпровського водосховища коливався в межах в межах 0,7 – 6,1 Бк/кг. Найбільші показники відмічені в глинистих мулах та чорному мулі. Вміст стронцію-90 в донних відкладеннях в 1,5–2 рази менший, ніж цезію-137. Дослідження проведені у водоймах показали, що найбільші концентрації радіонуклідів в місцях

осадонакопичення, тобто глибоководні ділянки, а також гирла впадаючих річок.

Динаміка накопичення стронцію-90 донними відкладеннями різних фракцій Дніпровського водосховища має наступний вигляд: пісок < мул піщаний < глинистий мул < чорний мул.

Таким чином, проведені дослідження дозволили встановити, що найбільший вміст радіонуклідів відмічено у верхній частині Дніпровського водосховища, де донні відклади представлені мулами, в яких вони акумулюються. Найменший – у ділянках водойми, де в основному переважають піски, з яких радіонукліди легко вимиваються та виносяться течією до нижньої частини водосховища.

В сучасній гідроекології набуває розвитку така тенденція, коли стан водних об'єктів оцінюють не з точки зору конкретного споживача води, а проводиться оцінка для подальшого збереження всієї екосистеми в цілому, тобто її функціонування та структури. Саме через це та система санітарно-гігієнічного нормування, яка існує наразі в се частіше піддається обґрунтованій критиці. Основні положення такої критики полягають у наступному:

- 1) та концентрація речовин, яку визначають у воді, не відображає загальної токсикологічної картини, так як під час таких аналізів не враховують накопичені токсичні речовини в донних відкладах та токсичні речовини в біологічних об'єктах;

- 2) під час досліджень не враховується токсирезистентність, тобто не враховується особливість біохімічних провінцій;

- 3) існуюче наразі санітарно-гігієнічне нормування не враховує особливості різних природно-кліматичних зон, але загально відомо, що вертикальна та широтна зональність впливає на функціонування тих чи інших водних екосистем;

4) також наразі не враховується особливість зміни природних факторів за сезонами та трофність екосистем, що впливає на прояв та інтенсивність токсичності забруднюючих речовин.

Але загалом необхідно відмітити, що всі вище зазначені недоліки не заперечують необхідності проведення санітарно-гігієнічної оцінки водних об'єктів. Але вони підтверджують необхідність проведення досліджень в цьому напрямі. Результати цих досліджень мають знайти своє відображення у новим підходах та нормативах в екологічній токсикології та екологічному нормуванні.

Таблиця 4.3

Коефіцієнти накопичення радіонуклідів у донних відкладеннях Дніпровського водосховища та його приток у весняний період (Бк/кг).

№	Місце відбору	Тип ґрунту	^{137}Cs	^{90}Sr	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
1.	Річка Коноплянка насосна станція	Замулений пісок	175	35,71	38,10	66,81	27,44
2.	Річка Коноплянка хвостосховище	Глинистий мул	495	78,57	26,76	66,38	33,55
3.	Річка Самара гирло	Піщаний мул	92,5	21,43	18,76	60,42	28,65
4.	Річковий порт Дніпро	Пісок	242,5	58,57	40,10	73,19	25,5

Таблиця 4.4

Коефіцієнти накопичення радіонуклідів в донних відкладеннях Дніпровського водосховища та його приток у літній період (Бк/кг).

№	Місце відбору	Тип ґрунту	^{137}Cs	^{90}Sr	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
1	Річка Коноплянка насосна станція	Замулений пісок	100	100	28,67	64,25	21,75
2	Річка Коноплянка хвостосховище	Глинистий мул	477,5	87,14	37,24	78,09	39,56
3	Річка Самара гирло	Чорний мул	77,5	28,57	38,48	81,07	26,01
4	Річковий порт Дніпро	Пісок	142,5	24,29	28,57	63,4	21,7

Радіаційний стан донних відкладень Дніпровського водосховища визначався переважно зливом радіонуклідів із територій, забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС. Одним із основних факторів, який суттєво впливає на формування вторинного радіоактивного забруднення поверхневих вода згодом і донних відкладів, є особливості гідрометеорологічних умов. Головний вплив на радіаційний стан Дніпровського каскаду має Київське водосховище. Так як р. Прип'ять є основним джерелом надходження радіонуклідів до вод Київського водосховища, які в свою чергу потім мігрують по всьому каскаду [13].

Зниження концентрації Sr-90 у воді вниз по каскаду водосховищ обумовлено переважно процесами розбавлення водами бокових приток. Фактор розбавлення забрудненої радіонуклідами води більш чистими водами є вирішальним, тому максимальна концентрація в донних відкладах Sr-90 спостерігається на весні а мінімальна в літку.

Вирішальну роль у зниженні концентрації Cs-137 у воді вниз по каскаду водосховищ відіграють процеси седиментації а значить збільшення його концентрації в донних відкладах. Cs-137 має велику здатність до адсорбції на завислих наносах, значна частина яких акумулюється у донних відкладах водосховищ. Саме тому на відміну від Sr-90, максимальна концентрація Cs-137 спостерігається в літку а мінімальна на весні.

Різні типи ґрунтів мають закономірне сполучення основних ґрунтових показників.

Гранулометричний склад ґрунту – це його генетично зумовлена характеристика, яка є дуже консервативною і слабо змінюється під дією природних і антропогенних чинників. Отже, прогноз небезпеки міграції вуглеводневих забруднень, складений за даними гранулометричного аналізу, може бути надійною основою для оцінки міграційних процесів [13].

Під час аналізу надходження радіонуклідів в ґрунти, а потім їх міграції у рослини виділять більше десяти фізико-хімічних параметрів та властивостей ґрунту. Однією особливістю ґрунтів є можливість зменшення

біологічної рухливості радіонуклід завдяки вмісту мінералів та органічних речовин, наявності мулових частинок та вмісту обмінних катіонів.

На поглинальну властивість ґрунту в першу чергу буде впливати дисперсність ґрунтових частинок. Загально відомо, що великі фракції ґрунтових частинок мають набагато меншу сорбційну здатність в порівнянні з колоїдними та мулистими частинками ґрунту. Залежно від гранулометричного складу ґрунту накопичення рослинами радіонуклідів навіть в межах одного типу ґрунтів може відрізнятись в десятки разів. Саме питома поверхня дрібнодисперсних часточок ґрунту та їх властивості впливає на властивість поглинати радіонукліди. В той же час чим меншими за розміром стають гранулометричні елементи ґрунту, тим більшою стає ємність катіонного обміну. Окрім цього, особливості мінералогічного складу ґрунту обумовлюють особливості гранулометричного складу. Якщо розглядати петрографію, то мулісті фракції в переважній більшості представлені мінералами, гідрослюдами та слюдами. В фракціях дрібного та середнього пілу вміст гідрослюд та слюд зменшується в порівнянні з дрібнодисперсними фракціями. Ну а в фракціях крупного пілу та дрібного піску переважають мінерали польового шпату та кварцу [13].

Багато авторів вказують на різну ступінь накопичення радіонуклідів донними відкладами в залежності від типу ґрунту.

Виходячи з даних таблиць 4.3 та 4.4 ми підтверджуємо факт, що чим менший гранулометричний склад ґрунту донних відкладень тим більша в нього здатність до накопичення радіонуклідів.

Висока поглинальна здатність мулу зумовлена великою кількістю органічних речовин, що містяться в ньому і перебувають у високо дисперсійному колоїдному стані. Завдяки цьому саме донні відкладення відіграють у водоймищі роль депо, в якому концентруються радіонукліди [5, 13]

Вміст калію становив 21,3 – 228 Бк/кг, радію 3,7 – 44,3; торію – 234 2,94 – 60 Бк/кг. В донних відкладеннях Дніпровського водосховища і його

приток коефіцієнти накопичення цезію – 137 в 2012 – 2013рр. в 1,5-2 рази вище, ніж в доаварійний період і становили 107 – 5733. За показниками накопичення ґрунти розміщують в порядку зростання ступеня накопичення в залежності від типу ґрунтів: пісок < замулені піски < піщані мули < глинисті мули < чорні мули

Найбільші показники радіонуклідного забруднення відмічені в глинистих мулах. Узагальнено накопичення радіонуклідів донними відкладеннями різних фракцій Дніпровського водосховища має наступний вигляд: пісок < мул піщаний < глинистий мул.

4.2. Загальна радіоактивність води Дніпровського водосховища та його приток

Визначили рівні загальної β -активності води Дніпровського водосховища та його приток по сезонах 2021 рр. (табл. 4.5).

Таблиця 4.5

Рівні загальної β -активності води Дніпровського водосховища та його приток

Місце відбору проб	Загальна β -активність (Бк/л)		
	Весна	Літо	Осінь
р. Коноплянка (дамба)	$\frac{0,12-0,18}{0,16}$	$\frac{0,15-0,21}{0,18}$	$\frac{0,18-0,26}{0,22}$
р. Коноплянка (хвостосховище)	$\frac{0,20-0,27}{0,24}$	$\frac{0,18-0,21}{0,19}$	$\frac{0,16-0,22}{0,2}$
Річпорт	$\frac{0,16-0,24}{0,18}$	$\frac{0,27-0,29}{0,28}$	$\frac{0,12-0,18}{0,16}$
Річка Самара гирло	$\frac{0,19-0,25}{0,18}$	$\frac{0,14-0,17}{0,16}$	$\frac{0,15-0,17}{0,16}$

В осінній період більш високі показники загальної β -активності були відмічені на дамбі р. Коноплянка (0,18–0,26 Бк/л). Необхідно зауважити, що восени рівень β -активності у воді Дніпровського водосховища помітно знижувався в порівнянні з весняно-літнім періодом, що характерно для водойм з поверхневим живленням, де спостерігається деяке зниження загальної радіоактивності води під час повені і підвищення під час літньої межені. Поверхнєве живлення річок притоків супроводжується відносним збільшенням надходження у воду радіоактивних речовин з глибоко залягаючих порід. В літературних джерелах відмічається, що в річках регіонів, де зосереджені граніти, спостерігається протягом усього року підвищений вміст у воді урану, який урану може досягати до 20 мкг/л, а в річках з атмосферним живленням – 0,04 мкг/л [29].

Таблиця 4.6

Середні показники рівнів стронцію-90 та цезію-137 у воді Дніпровського водосховища та його приток.

Місце відбору проб	Стронцій-90; Бк/л			Цезій-137; Бк/л		
	Весна	Літо	Осінь	Весна	Літо	Осінь
р. Коноплянка (дамба)	0,027	0,036	0,031	0,02	0,02	0,02
р. Коноплянка (хвостосховище)	0,031	0,027	0,034			
Річпорт	0,031	0,042	0,037			
Річка Самара гирло	0,037	0,029	0,028– 0,037			

Одним із чинників, що впливають на радіоекологічний стан Запорізького водосховища є надходження до нього природних радіонуклідів від техногенно-посиленого джерела, до якого відносять хвостосховище радіоактивних відходів колишнього ВО "ПХЗ" (м. Кам'янське), розташоване у правобережній заплаві частині р. Дніпро верхньої частини Дніпровського водосховища [96]. Це обумовлює актуальність досліджень визначення впливу хвостосховища "Дніпровське" на водні екосистеми як в безпосередній близькості від хвостосховища на ділянках р. Коноплянка

(притоки першого порядку), так і на ділянках, розташованих на різній відстані від хвостосховища за всією акваторією Дніпровського водосховища [11, 24].

На підставі отриманих результатів проведена екологічна оцінка якості поверхневих вод (ступеню чистоти класу 1–4, категорії 1–7) Дніпровського водосховища та його приток за показниками загальної β -радіоактивності (табл. 4.7).

Таблиця 4.7

Екологічна оцінка якості поверхневих вод Дніпровського водосховища за показниками β -радіоактивності.

Місце відбору проб	Загальна β -активність	Ступінь чистоти	Вміст стронцію-90	Ступінь чистоти
р. Коноплянка (дамба)	Клас II Категорія 3	Достатньо чиста	Клас II Категорія 3	Достатньо чиста
р. Коноплянка (хвостосховище)	Клас II Категорія 3	Достатньо чиста	Клас II Категорія 3	Достатньо чиста
Річпорт	Клас III Категорія 4	Слабо забруднена	Клас III Категорія 4	Слабо забруднена
р. Самара, с. Одинківка	Клас II Категорія 2	Чиста	Клас III Категорія 4	Слабо забруднена

Встановлено, що вода є слабо забрудненою за рівнем загальної бета-активності вище Кам'янської ГЕС, у гирлі р. Сури, річпорту, с. Федорівка. За вмістом стронцію-90 вода Дніпровського водосховища слабо забруднена у Кам'янському водосховищі, річпорту, с. Одинківка, гирлі р. Сури, с. Волоське, с. Військове, с. Федорівка, р. Інгулець, м. Жовті Води [11, 24].

Проведена екологічна оцінка якості поверхневих вод України по критеріях специфічних показників радіаційного впливу показала, що зміни якості води по радіаційних показниках у каскаді дніпровських водосховищ мають свою специфіку. Після випадіння радіоактивних аерозолей на поверхню водного дзеркала радіаційний стан у водосховищах визначається надходженням радіонуклідів з річок внаслідок змиву дощовими і талими

водами з забруднених територій басейну Дніпра. Головним джерелом надходження радіонуклідів у водосховище є водний стік Прип'яті та Верхнього Дніпра. Водний стік інших річок значного впливу на вміст радіонуклідів у воді каскадних водосховищ не мав, за винятком Десни, нижче Київського водосховища може змінювати режим радіоактивного забруднення води у водосховищах р. Дніпро. За вмістом розчиненого в воді стронцію-90, вода у водоймах лівобережної заплави належить до категорії 6 (брудна). За вмістом цих радіонуклідів вода водоймища-охолоджувача належить до категорії 5 (помірно забруднена). В нижній частині Кременчуцького водосховища та у верхній частині Кам'янського водосховища вміст цезію-137 у воді не змінився (категорія 4), проте за показником вмісту стронцію-90 якість води підвищилась до категорії 4 (слабо забруднена). Ця категорія якості води за вмістом стронцію-90 зберігається і нижче по каскаду (у Дніпровському та Каховському водосховищах). В Самарі, вода якої за концентрацією радіонукліда стронція-90 в гирлі річки належить до категорії 2 (достатньо чиста) при розбавленні водою Дніпровського водосховища не змінює якість, і це спостерігається нижче по каскаду [11, 24].

Таким чином, якість води у водосховищах дніпровського каскаду за вмістом стронцію-90 стабільна і належить до категорії 4 (слабо забруднена). Тільки в Прип'яті та місцях впливу забруднених вод у період весняної повені якість води погіршується до категорії 5 (помірно забруднені). Така стабільність вмісту стронцію-90 пов'язана з тим, що його поглинання донними відкладами і гідробіонтами незначне. Процеси самоочищення води від цього радіонукліду слабо виражені. Розчинений у воді цезій-137 значно сильніше поглинається донними відкладами та гідробіонтами, тому процеси самоочищення води вниз по каскаду водосховищ більш виражені і якість води змінюється від категорії 4 в Київському водосховищі до категорії 2 у Каховському.

4.3. Рівні вмісту радіонуклідів у домінуючих видах водної рослинності

Головним компонентом автотрофного блоку ланцюга живлення гідро біоценозів є вищі водні рослини. Саме вони перетворюють мінеральні речовини та потоки енергії в органічну речовину. Вищі водні рослини сприяють відтворенню літофільної іхтіофауни і тим самим впливають на заростання акваторії. Також вони мають суттєвий вплив на фізико-хімічні властивості гідроекосистеми. Виняткова роль макролітів полягає у їх здатності поглинати біогенні елементи та акумулювати забруднюючі речовини. Ці властивості забезпечують процес самоочищення гідро екосистем та забезпечують формування якісних показників води.

Отримані результати свідчать про те, що вміст штучних радіонуклідів є меншим за встановлені норми (норми вмісту радіонуклідів в сирих рослинах – ^{137}Cs – 200 Бк/кг, ^{90}Sr – 50 Бк/кг; в висушених рослинах – 600 та 150 Бк/кг відповідно).

Було виявлено рівномірний розподіл штучних радіонуклідів у водних рослинах з обох ділянок відбору. Вміст радіонуклідів залежить від кількості їх макроаналогів. Так, на вміст ^{137}Cs впливає вміст К, а на вміст ^{90}Sr – Са.

Занурені рослини поглинають радіонукліди в значно більшій кількості ніж повітряно-водні. Занурені рослини повністю залежать від умісту радіонуклідів у водному середовищі.

Для встановлення акумуляційної здатності водних рослин було визначено коефіцієнти накопичення радіонуклідів у рослинах відносно води (табл. 4.8).

Таблиця 4.8

Коефіцієнти накопичення радіонуклідів у водних
рослинах відносно їх умісту в воді

№	Вид рослини	Місце выдбору	^{90}Sr	^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
1	Рдесник пронизанолистий	р. Коноплянка	157,14	1550	269,52	225,53	21,06
2	Водопериця колосиста	р. Коноплянка	85,71	1400	187,62	287,23	30,67
3	Рдесник гребінчастий	р. Коноплянка	85,71	1150	154,28	351,06	142,94
4	Кушир темно- зелений	р. Коноплянка	14,29	825	75,24	246,8	69,52
5	Рдесник кучерявий	р. Коноплянка	42,85	500	133,33	200	123,52
6	Елодея канадська	р. Коноплянка	28,57	500	96,19	74,47	142,33
7	Очерет звичайний	р. Коноплянка	17,14	195	17,52	47,23	124,34
8	Рогіз вузьколистий	р. Коноплянка	14,29	55	86,19	151,49	18,98
9	Рдесник кучерявий	р. Самара, гирло	57,14	1075	148,57	217,02	137,42
10	Водопериця колосиста	р. Самара, гирло	42,85	275	117,14	225,53	173,82
11	Рдесник гребінчастий	р. Самара, гирло	157,14	850	116,19	225,53	161,14
12	Кушир темно- зелений	р. Самара, гирло	71,42	1025	137,14	223,4	127,4
13	Рдесник пронизанолистий	р. Самара, гирло	14,29	400	115,24	31,91	107,16
14	Елодея канадська	р. Самара, гирло	85,71	900	127,62	223,4	118
15	Очерет звичайний	р. Самара, гирло	15,71	170	63,8	153,4	15,97
16	Рогіз вузьколистий	р. Самара, гирло	15,71	74,5	90,09	167,87	20,85

Встановлено, що найменші коефіцієнти накопичення ^{90}Sr мають очерет звичайний та рогіз вузьколистий, найбільші – рдесник пронизанолистий, водопериця колосиста та рдесник гребінчастий; найменші коефіцієнти накопичення ^{137}Cs – рогіз вузьколистий, найбільші коефіцієнти накопичення ^{137}Cs – рдесник пронизанолистий; найменші коефіцієнти накопичення ^{226}Ra – очерет звичайний, найбільші коефіцієнти накопичення ^{226}Ra – рдесник пронизанолистий; найменші коефіцієнти накопичення ^{232}Th – рдесник пронизанолистий, найбільші коефіцієнти накопичення ^{232}Th – рдесник

гребінчастий; найменші коефіцієнти накопичення ^{40}K – рдесник пронизанолистий, найбільші коефіцієнти накопичення ^{40}K – елодея канадська.

Особливості водних макрофітів – слабо розвинені стебла, слабо розвинені механічні тканини, стебла та листки більшості рослин м'які та гнучкі. Для утримання на поверхні в рослин є численні повітряні порожнини та канали. Більшість макрофітів отримують кисень, вуглекислоту, поживні речовини безпосередньо поверхнею листа.

Макрофіти відіграють величезну роль для екосистеми водойми, в процесі фотосинтезу вони виділяють кисень, збагачуючи ним воду, вони є кормом для мешканців водойм. Зарості водних рослин забезпечують водних тварин місцем мешкання та надають їм прилисток, вони є цінними для багатьох видів риби.

Однак, рослини відіграють також й негативну роль у водоймі. Так, через відмирання фітомаси восени спостерігається вторинне забруднення водойми, коли з відмерлих решток рослин, що розкладаються, забруднювачі знов потрапляють до води, в тому числі – досліджені нами радіоактивні речовини.

З відібраних нами 8 видів водних рослин, три види показали найбільші показники з накопичення радіонуклідів (рис. 4.1, 4.2, 4.3):



Рисунок 4.1 - Рдесник гребінчастий.



Рисунок 4.2 – Рдесник
пронизанолистий



Рисунок 4.3 - Водопериця колосиста

Рдесник пронизанолистий, рдесник гребінчастий, водопериця колосиста відносяться до занурених укорінених водних рослин. Вони повністю залежать від умов середовища, мають змогу поглинати радіонукліди усією своєю поверхнею з води та своїм корінням – з донних відкладень.

Отримані дані вмісту радіонуклідів у рослинах свідчать про вплив хронічних джерел радіонуклідного забруднення. Отримані показники є нижчими за встановлені норми [12, 20], що дає змогу вважати радіоекологічну ситуацію у водоймі за задовільну та не виключає загрози радіонуклідного забруднення у майбутньому.

РОЗДІЛ 5. ОХОРОНА ПРАЦІ НА ПІДПРИЄМСТВІ

5.1 Державне управління охороною праці

За Законом України «Про охорону праці» від 19.08.2022 р. № 2694-12 охорона праці – це система організаційно-технічних, правових, соціально-економічних, лікувально-профілактичних та санітарно-гігієнічних засобів та заходів, які направлені на збереження працездатності, здоров'я та життя людей в процесі їх трудової діяльності. На підприємстві за організацію та контроль трудової діяльності працівників, а також встановлення безпечних умов праці на кожному робочому місці відповідає керівник. Відповідно до законодавства об'єктами підвищеної небезпеки є такі об'єкти, на яких використовують, зберігають, транспортують, виготовляють або переробляють кілька небезпечних речовин або категорії речовин, кількість яких перевищує нормативно встановлені порогові маси. Також до об'єктів підвищеної небезпеки відносять такі об'єкти, які можуть становити реальну загрозу виникнення надзвичайної ситуації. Такі ситуації можуть мати як техногенний так і природних характер [32].

В своїй дипломній роботі я визначала акумуляцію радіоактивних речовин в донних відкладах р. Дніпро. Визначення вмісту радіоактивних речовин проводиться в спеціалізованих хімічних лабораторіях. Під час аналізу лаборанти використовують як спеціалізоване обладнання та і різні хімічні речовини. Тому дотримання правил техніки безпеки та охорони праці є дуже важливим для запобігання аварій та збереження життя і здоров'я працівників.

5.2 Аналіз шкідливих та небезпечних виробничих факторів в хімічній лабораторії

Основним шкідливим фактором в хімічній лабораторії є різні хімічні речовини, які використовуються в процесі дослідження. Хімічні речовини можуть потрапити в організм людини через шкіру, слизові оболонки, органи дихання та травлення. Потрапляючи в організм вони можуть призвести до отруєння (гострого або хронічного). Ступінь отруєння організму буде залежати від самої речовини, ступеня її токсичності, від кількості, яка потрапила в організм, часу впливу речовини на організм, шляху потрапляння та індивідуальних особливостей самого організму. Коли в організм потрапляє одноразово велика кількість хімічної речовини виникає гостре отруєння (чадний газ, сірководень). У випадку тривалої дії невеликої кількості хімічної речовини виникає хронічне отруєння (свинець, ртуть, марганець).

Відповідно до ДСТ 12.0.003-74 хімічні речовини за характером впливу поділяють на:

- загальнотоксичні, які викликають отруєння всього організму (толуол, ртуть, анілін);
- подразнюючі, які викликають подразнення слизових оболонок та дихальних шляхів (хлор, озон, сірководень, аміак);
- сенсibiliзуючі, які викликають алергічні реакції (лаки та розчинники на основі нітросполук, альдегіди);
- канцерогени, які викликають онкологічні захворювання (аміносполуки, ароматичні вуглеводні);
- мутагенні, які впливають на зміни в спадковій інформації (радіоактивні речовини, свинець, формальдегіди);

- речовини, які впливають на репродуктивну функцію (марганець, бензол, свинець) [33].

Також небезпеку в лабораторії становить електрообладнання, пошкодження якого або неправильна експлуатація може призвести до ураження електричним струмом.

5.3 Організаційні та технічні заходи по забезпеченню захисту працівників від дії шкідливих та небезпечних факторів.

Однією з умов безпечної праці в лабораторних умовах є дотримання всіх інструкцій, які прописані в інструкціях з охорони праці.

Взагалі всі інструктажі з охорони праці поділяють в залежності від характеру та часу на такі категорії: вступний, первинний, повторний, позаплановий та цільовий.

Вступний інструктаж проводиться зі всіма новими працівниками, зі всіма хто безпосередньо приймає участь в технологічних процесах, зі студентами та учнями та екскурсантами. Проведення вступного інструктажу забезпечується службою охорони праці з безпосереднім записом у відповідному журналі. Вступний інструктаж проводиться в кабінеті з охорони праці або в спеціально об'єднаному приміщенні, яке містить необхідні навчальні матеріали, плакати та інструкції.

Первинний інструктаж проводиться безпосередньо перед початком роботи на робочому місці.

Повторний інструктаж проводять з певною періодичністю залежно від галузі або конкретних умов праці. Зміст питань використовують той самий, що і на первинному інструктажі. На роботах з підвищеною небезпекою такий інструктаж проводиться раз на три місяці, у всіх інших випадках один раз на півроку.

Позаплановий інструктаж проводиться з ряду причин. Це може бути вразі введення в дію нових нормативно-правових актів або при зміні технологічного процесу чи модернізації обладнання. Якщо в роботу підприємства була перерва на 30 днів (для робіт з підвищеною небезпекою) або на два місяці на всіх інших підприємствах, після повернення до роботи всі працівники мають пройти позаплановий інструктаж. Також позаплановий інструктаж проводять в разі порушення вимог інструкцій з охорони праці, що призвело до пожеж, аварій тощо. Позаплановий інструктаж може бути проведений як індивідуально та і з групою працівників. Обсяг та сам зміст позапланового інструктажу проводиться в залежності від конкретної ситуації, яка призвела до його проведення.

Цільові інструктажі проводяться у разі ліквідації аварії чи стихійного лиха, а також при виконанні робіт для яких необхідний допуск або відповідне розпорядження. Цільовий інструктаж також проводиться індивідуально або з групою працівників. Обсяг та зміст визначається залежно від виду робіт.

Всі інструктажі завершуються перевіркою отриманих знань. Її можна проводити у вигляді усного опитування або за допомогою технічних засобів. Для, що проходила інструктаж отримала негативну оцінку то протягом десяти днів необхідно провести ще раз інструктаж і знову перевірити рівень знань.

Вся інформація про проведення інструктажів заноситься до відповідного журналу. Журнали реєстрації інструктажів мають свої вимоги ведення. Всі сторінки в журналі мають бути пронумеровані, прошнуровані та скіп релі печаткою.

Під час написання дипломної роботи дослідження радіоактивного забруднення проводились у відповідній лабораторії. Для створення безпечних умов праці в лабораторії проводяться, як організаційні та і технічні заходи. Всі, хто працює в лабораторії – лаборанти, дослідники під час прийому на роботу або в процесі навчання та проведення досліджень проходять інструктаж з питань охорони праці, інструктаж з первинної

допомоги потерпілим від нещасного випадку. В лабораторії наявна інструкція з охорони праці, а також оформлений стенд з плакатами з техніки безпеки [34].

Лабораторія освітлена та обладнана вентиляцією, опаленням тощо. Всі, хто працює в лабораторії забезпечені засобами індивідуального захисту, спецодягом і спецвзуттям. Найменування необхідного спецодягу спецвзуття та інших засобів індивідуального захисту відповідно до НПАОП 0.00-7.17-18 Мінімальні вимоги безпеки і охорони здоров'я при використанні працівниками засобів індивідуального захисту на робочому місці наведено в таблиці 5.1 [35].

Вся відповідальність за життя та здоров'я працівників, а також безпечне виконання всіх робіт покладено на завідувача лабораторією. На завідувача лабораторією покладено керівництво лабораторією, а також створення безпечних умов під час праці та під час проведення досліджень.

Таблиця 5.1

Мінімальні вимоги безпеки і охорони здоров'я при використанні працівниками засобів індивідуального захисту на робочому місці

№ п/п	Найменування спецодягу спецвзуття та інших засобів індивідуального захисту	Позначення захисних властивостей	Строк носіння, місяців
1	8159.1 Лаборант хімічного аналізу		
	Костюм	ЗМи	12
	Берет	З	12
	Туфлі	ЗМи	12
	Рукавички	МиМп	1
	Під час проведення аналізів суміші пульпи, розчинів, реактивів, поверхневих і бурових вод, мінеральних добрив, лугів та додатково:		
	Фартух з нагрудником	К50Щ50	Черговий
	Чоботи	К50Щ20В	12

Продовження табл. 5.1

	Шкарпетки	ЗМи	3
	Рукавички	К50Щ50Ми	1
	Окуляри захисні закриті		До зносу

5.4 Правила безпечного виконання робіт при визначенні радіоактивних речовин у донних відкладеннях

Визначення вмісту радіоактивних речовин в воді, ґрунті та рослинах визначають у спеціалізованих лабораторіях з використанням спеціалізованого обладнання.

Перед початком роботи, завідувач лабораторією проводить первинний інструктаж з питань охорони праці, що обов'язково має бути зафіксовано у відповідному журналі. Працювати в лабораторії, вмикати та вимикати прилади без дозволу завідувача лабораторії категорично заборонено. Всі роботи виконуються відповідно до методик проведення лабораторних досліджень та під наглядом завідувача лабораторії. Забороняється залишати без нагляду електрообладнання, яке працює [33-34].

Під час використання хімічних реактивів також необхідно дотримуватись правил безпеки. Працювати з реактивами необхідно у спеціальному захисному одязі для запобігання потрапляння реактивів на одяг та ураження шкіри, що може призвести до хімічних опіків. Для запобігання отруєнню випаровуваннями працювати з хімічними реактивами необхідно виключно під витяжкою [33-34].

Для запобігання аварійних ситуацій, пожежі тощо всім працівникам лабораторії необхідно неухильно дотримуватись правил техніки безпеки, пожежної безпеки, правил експлуатації електрообладнання та дотримуватись санітарно-гігієнічних умов [33-34].

Перед початком роботи необхідно оглянути робоче місце та обладнання. Перевірити справність приладів. В разі виявлення несправностей необхідно повідомити завідувача лабораторії, в жодному разі не можна самостійно намагатися полагодити прилади. Також, категорично заборонено захаращувати робоче місце. Захаращення робочого місця та неправильне використання електроприладів можуть призвести до виникнення аварійних ситуацій, таких як пожежа або враження електрострумом [33-34].

Вразі виникнення пожежі необхідно залишити робоче місце та за можливості вимкнути електрообладнання. Обов'язково необхідно повідомити завідувача лабораторією та викликати пожежну команду. До їх прибуття організувати пожежогасіння за допомогою первинних засобів пожежогасіння. За необхідності надати первинну допомогу травмованим. Для цього в лабораторії обов'язково має бути медична аптечка згідно переліку з описом медикаментів. Вся відповідальність за технічний та пожежний стан в лабораторії покладається на завідувача лабораторією.

Після завершення роботи необхідно упорядкувати своє робоче місце. Повідомити завідувача лабораторією про завершення і тільки після його дозволу покинути лабораторія [33-34].

По завершенню всіх робіт в лабораторії, завідувач лабораторією або лаборант мають вимкнути все електрообладнання. Спочатку живлення електрообладнання вимикають з розеток, а потім і на рубильнику. Перед уходом необхідно все обладнання поставити в початкове положення, зачинити вікна, вимкнути освітлення та зачинити лабораторію [33-34].

Якщо після огляду буде виявлено пошкодження, несправності або недоліки у роботі електрообладнання, необхідно викликати майстрів для їх усунення. Розпочинати роботи з електрообладнанням можна тільки після усунення всіх недоліків та несправностей [33-34].

5.5 Дії у разі настання надзвичайної ситуації в лабораторії

Для запобігання та попередження аварійних ситуацій в лабораторії під час проведення досліджень всі працівники лабораторії мають дотримуватись правил пожежної безпеки, правил користування електрообладнання та санітарно-гігієнічних умов.

Якщо відбулось ураження струмом необхідно негайно звільнити потерпілого від дії струмом. Якщо є можливість необхідно вимкнути електричне живлення обладнання, або ж відтягти постраждалого від джерела ураження. Відтягувати постраждалого необхідно тримаючись за його одяг, якщо він сухий. Якщо одяг мокрий необхідно стати на гумову ковдру, сухий карто, дошку або брезент. Якщо потерпілий знаходиться в непритомному стані необхідно забезпечити надходження свіжого повітря, необхідно розстібнути одяг, що може спричиняти тиск. Також необхідно дати понюхати нашатирний спирт, для того щоб привести потерпілого до тями. Також необхідно оббризкати потерпілого водою, розтирати та зігрівати тіло до приїзду медиків [33-34].

РОЗДІЛ 6. ЕКОНОМІЧНА ЧАСТИНА

Сучасний рівень розвитку промисловості призводить до посилення антропогенного впливу на навколишнє середовище. Особливе місце серед різних факторів займає радіонуклідне забруднення. Тому актуальною є необхідність виявлення закономірностей міграції і нагромадження радіонуклідів у абіотичних і біотичних складових прісноводних екосистем – водному середовищі, донних відкладеннях, розповсюджених видах водної рослинності.

Дослідження радіоекологічного забруднення донних відкладів має важливе значення, тому що вони мають великі властивості акумулювати радіонукліди і можуть бути джерелом вторинного забруднення водоймищ за рахунок процесів перемішування і переходу радіонуклідів з донних відкладів до води. Донні відклади – це кінцеве «депо» біохімічної міграції цезію-137, тому ці результати досліджень можуть бути використані для характеристики радіонуклідного забруднення водоймищ при проведенні моніторингу, а також для розробки заходів, які запобігають негативному впливу радіонуклідів на стан водного середовища.

6.1. Організація досліджень

Для оцінки отриманих результатів в процесі дослідження та визначення доцільності їх проведення проводять техніко-економічні

розрахунки. Отримані результати в подальшому дають можливість більш раціонально спланувати свої дослідження відносно часу проведення, що буде сприяти підвищенню ефективності науково-дослідної роботи в цілому.

Аналіз сітьового графіку та розрахункові дані які ми отримали показують, що на виконання всіх запланованих досліджень та виконання дослідної роботи вчасно необхідно 65 днів. Також слід відмітити, всі заплановані етапи не мають резерву часу, тому всі операції необхідно виконувати та закінчувати точно в зазначені терміни. Крім того за розрахунками більшість робіт мають найвищий показник коефіцієнту напруженості, що ще раз доводить про необхідність дотримання всіх термінів виконання зазначених робіт. Деталі розрахунки щодо організації досліджень наведено в додатку А.

6.2 Розрахунок ціни дослідження

Для розрахунку ціни дослідження необхідно визначити вартість основних матеріалів, вартість електроенергії, яка витрачена на проведення досліджень, визначити вартість амортизації та накладних витрат, а також розрахувати заробітну плату керівника досліджень та нарахування на неї. За нашими розрахунками загальна сума витрат на дослідження становить 2116,38 грн. Слід відмітити, що левову частку в цій сумі становлять заробітна плата 595,20 грн. та накладні витрати – 476,16 грн.

Так як дані дослідження належать до категорії фундаментальних для визначення загальної ціни дослідження необхідно враховувати, як основні витрати та і рентабельність проведення досліджень. Норматив рентабельності встановлений на рівні 30%. За нашими розрахунками загальна ціна досліджень становить 2751.29 грн. Більш детальні розрахунки наведені в додатку А.

ВИСНОВКИ

1. Найбільші концентрації як природних, так і штучних радіонуклідів були знайдені в донних відкладеннях Дніпровського водосховища на станції відбору біля р. Коноплянки в районі локалізації хвостосховища; найнижчі показники отримані на станції біля гирла р. Самара, де відсутні джерела штучного забруднення.

2. Накопичення радіонуклідів у донних відкладеннях залежить від їх гранулометричного складу: дрібнодисперсні фракції (глинистий і чорний мули) мають більш високу поглинальну здатність у порівнянні з великими фракціями (пісок).

3. В Дніпровському водосховищі середньорічні показники загальної β -активності води знаходилися в межах 0,14–0,28 Бк/л, вміст у воді радіонуклідів стронцію-90 – 0,029–0,051 Бк/л, цезію-137 – 0,37 Бк/л, що не перевищувало допустимих рівнів радіоактивності, передбаченими НРБУ-97.

4. За вмістом (концентрацією) стронцію-90, цезію-137 у воді та за показниками загальної β -активності вода Дніпровського водосховища характеризується від дуже чистої (клас II, категорія 2) до слабо забрудненої (клас III, категорія 4).

5. Отримані дані вмісту радіонуклідів у рослинах свідчать про вплив хронічних джерел радіонуклідного забруднення, проте визначені показники не перевищують встановлені норми, що дає змогу вважати радіоекологічну ситуацію у водоймі за задовільну.

6. Видами-індикаторами радіонуклідного забруднення серед рослин можуть бути рдесник пронизанолистий, рдесник гребінчастий, водопериця колосиста.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Ананьєва Т. В., Чорна В. І. Радіобіологія з основами сільськогосподарської радіоекології: посібник. Дніпро: ЛПРА, 2022. 168 с.
2. Батлук В. А. Радіаційна екологія. Київ: Знання, 2009. 309 с.
3. Білоконь Г. С., Зайченко О. Ю., Федоненко О. В. Роль водної рослинності в процесах самоочищення водойм від радіонуклідного забруднення // Вісник Запорізького національного університету. Біологічні науки. 2013. №1. С. 107–115.
4. Білоконь Г. С., Просяник Ю. І., Зайченко О. Ю. Роль занурених рослин Дніпровського водосховища в процесах самоочищення від радіонуклідного забруднення // Тези доповідей науково-практичної конференції «Радіоекологія-2013. Чорнобиль-Фукусіма. Наслідки». 25–27 квітня 2013 року. С. 174–176.
5. Бровченко І. О. Модель міграції радіонуклідів у донному шарі замулів // Прикладна гідромеханіка. 2016. Т. 18, № 2. С. 11–16.
6. Волкова О. М., Беляєв В. В., Пришляк С. В. та ін. Роль гідробіонтів у процесах перерозподілу ^{137}Cs по компонентах мілководних ділянок верхньої частини Київського водосховища // Тези ХІХ щорічної наукової конференції Інституту ядерних досліджень НАН України. - м. Київ.– 24-27 січня 2012 р. - С. 132-133.
7. Волкова О. М., Беляєв В.В. Вплив гідрологічних факторів на формування радіонуклідного забруднення гідробіонтів // Ядерна фізика та енергетика. 2009. Т. 10. №1. С.80–85.
8. Григор'єва Л. І., Томілін Ю. А. Управління ризиком дефляційних явищ на хвостосховищах у системі ризик-менеджменту переробних

підприємств: монографія. Миколаїв: Вид-во ЧДУ ім. Петра Могили, 2016. 188 с.

9. Гудков І. М., Гайченко В. А., Кашпаров В. О., Кутлахмедов Ю. О., Гудков Д. І., Лазарєв М. М. Радіоекологія: навч. посіб. Київ: 2010. 417 с.

10. Гудков І.М., Гайченко В.А., Кашпаров В.О. Сільськогосподарська радіоекологія / За редакцією академіка НААН України І.М. Гудкова. Київ: Видавництво Ліра-К, 2017. 268 с.

11. Дворецький А. І., Рожков В. В., Байдак Л. А. Накопичення радіонуклідів прісноводними рослинами і тваринами // Актуальні проблеми підвищення якості та безпеки виробництва й переробки продукції тваринництва та аквакультури. Дніпро: ДДАЕУ, 2021. С. 250-253.

12. Державні гігієнічні нормативи «Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді». Затверджено Наказом МОЗ України 3.05.2006 р. № 256.

13. Динаміка фізико-хімічних форм знаходження радіонуклідів у донних відкладеннях водойми-охолоджувача ЧАЕС після їхнього осушення: 1. Модельний експеримент / В. П. Процак, О. О. Одінецов, Ю. В. Хомутінін та ін. // Ядерна фізика та енергетика. 2017. Т. 18, № 4. С. 341–349.

14. Іванов Є. Радіаційна екологія. Львів: Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка, 2011. 217 с.

15. Кіцно В. О., Поліщук С. В., Гудков І. М. Основи радіобіології та радіоекології. Київ: «Хай-Тек Прес», 2008. 320 с.

16. Комісова, Т. Є., Лесняк, Л. І., Губська, О. П. Використання альгофлори донних відкладень у якості індикаторів радіаційного забруднення річок м. Луганська // Людина та довкілля. Проблеми неоекології. 2014. № 1–2. С. 110–117.

17. Кузьменко М. І., Гудков Д. І., Паньков І. В. Радіонукліди та їх екологічне значення у водоймах України // Наукові записки ТПУ. 2001. Т. 4. №5. С.19–21.

18. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / Під ред. Романенко В. Д. Київ, 2006. 628 с.
19. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В.Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксінок, та ін. Київ: СИМВОЛ-Т, 1998. 28 с.
20. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97) Державні гігієнічні нормативи. Київ: Відділ поліграфії Українського центру Держсанепіднагляду МОЗ України, 1997. 120 с.
21. Одінцов О. О., Паламар Л. А., Чикур Л. Б. Форми знаходження радіонуклідів у донних відкладеннях приміщення 012/7 об'єкта «Укриття» // Ядерна енергетика та довкілля. 2021. № 3 (22). С. 58-66.
22. Парлаг О., Симканич Н., Маслюк В. Методологія радіоекологічного моніторингу за донними відкладеннями рік Закарпаття // Вісник Львівського ун-ту. Сер. Фізика. 2009. Вип. 44. С. 206–211.
23. Пилипенко О.В., Капля О.І., Беліков А.С. Аналіз стану радіаційного забруднення хвостосховищ режимної території колишнього уранового виробництва ВО «ПХЗ» // Вісник ПДАБА: До 80-річчя Придніпровської державної академії будівництва та архітектури. 2010. №8. С.36–41.
24. Радіоекологія водойм Придніпров'я / А. І. Дворецький, В. О. Сапронова, Л. А. Байдак та ін. // Вісник ЖНАЕУ. 2016. № 1 (55), т. 3. С. 283–290.
25. Романенко В.Д. Основи гідроекології. Київ: Обереги, 2001. 728 с.
26. Скиба В. В. Особливості накопичення радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr вищими водними рослинами в умовах радіоактивно забруднених водойм Лісостепу України // Агробіологія. 2013. № 10. С. 170–174.
27. Сучасні проблеми гідробіології. Запорізьке водосховище. Довідник / Федоненко О. В., Єсіпова Н. Б., Шарамок Т.С. та ін. Дніпропетровськ, 2012. 280 с.
28. Томілін Ю. А., Григор'єва Л. І. Радіонукліди у водних системах південного регіону України: міграція, розподіл, накопичення, доза

опромінення людини і контрзаходи: монографія. Миколаїв: Вид-во МДГУ ім. Петра Могили, 2008. 260 с.

29. Федоненко О. В., Ананьєва Т. В., Шарамок Т. С. Екологічна оцінка якості води на рибпромислових ділянках Запорізького водосховища // Екологічні, соціальні й економічні аспекти розвитку АПК на засадах раціонального ресурсовикористання: колективна монографія / За ред. П.В.Писаренка, Т.О.Чайки, О.О.Ласло. Полтава: Видавництво „Сімон“, 2015. С.113–124.

30. Fishery and environmental situation assessment of water bodies in the Dnipropetrovsk region of Ukraine. Monograph / Fedonenko O., Yakovenko V., Ananieva T. et al. // World Scientific News. 2017. Vol. 91 (1). P. 1–105.

31. Gudkov I.V. Vinichuk V.V. Radiobiology&Radioecology. Kyiv: NAUU, 2006. 295 p.

32. Про охорону праці: Закон України № 2694-ХІІ від 19.08.2022 <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2694-12#Text>

33. Небезпечні і шкідливі виробничі фактори: ДСТ 12.0.003-74 <https://budinfo.org.ua/doc/1810987/DST-12-0-003-74-SSBT-Nebezpechni-i-shkidlivi-virobnichi-faktori-Klasifikatsiia>

34. Про затвердження Типового положення про навчання, інструктаж і перевірку знань працівників з питань охорони праці: Наказ України № 30 від 4.04.94 <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0095-94#Text>

35. Мінімальні вимоги безпеки і охорони здоров'я при використанні працівниками засобів індивідуального захисту на робочому місці: Наказ України №1804 від 29.11.2018 <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z1494-18#n15>