

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ДНІПРОВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ АГРАРНО-ЕКОНОМІЧНИЙ
УНІВЕРСИТЕТ**

**Біотехнологічний факультет
Спеціальність 207 «Водні біоресурси та аквакультура»**

Другий (магістерський) рівень вищої освіти

Допускається до захисту:

Завідувач кафедри

водних біоресурсів та аквакультури

д. б. н., проф. _____ Роман НОВІЦЬКИЙ

«_____» _____ 2025 р.

КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

на здобуття освітнього ступеня магістр на тему:

**МОНІТОРИНГ ВОДНИХ ПОКАЗНИКІВ РАДІОАКТИВНОСТІ В
РЕКРЕАЦІЙНИХ ЗОНАХ М. ДНІПРО**

Здобувач вищої освіти _____ Антон ІЛЮЩЕНКО

Керівниця дипломної роботи,
к. б. н., доцентка _____ Алла БУЛЕЙКО

Дніпро – 2025

Міністерство освіти і науки України
Дніпровський державний аграрно-економічний університет
Біотехнологічний факультет
Спеціальність 207 «Водні біоресурси та аквакультура»
Освітній ступінь – «Магістр»
Кафедра водних біоресурсів та аквакультури

ЗАТВЕРДЖУЮ:

Завідувач кафедри, д. б. н.,
професор _____ Роман НОВІЦЬКИЙ

“ _____ ” _____ 2025 р.

ЗАВДАННЯ

на дипломну роботу здобувачу

Ілющенко Антону Володимировичу

1. Тема роботи: Моніторинг водних показників радіоактивності в рекреаційних зонах м. Дніпро

Затверджена наказом по університету від “ 5 ” листопада 2025 р. № 3317

2. Термін здачі здобувачем завершеної роботи “1 ” грудня 2025 р.

3. Вихідні дані до роботи: вихідними даними роботи були показники радіоактивності в рекреаційних зонах м. Дніпро

4. Короткий зміст роботи - перелік питань, що розробляються в роботі:

1. Вступ
2. Літературний огляд
3. Фізико-географічна характеристика рекреаційних зон м. Дніпро
4. Матеріали і методика виконання роботи
5. Результати власних досліджень моніторингу водних показників радіоактивності в рекреаційних

Зонах м. Дніпро на прикладі озера Ломівське та порівняльна їх характеристика, охорона водойм

6. Висновки та пропозиції, огляд літературних джерел

5. Перелік графічного матеріалу: Таблиць – 2; рисунків – 8

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

Розділ	Консультант	Підпис, дата	
		завдання видав	завдання прийняв
5 Охорона праці та безпека в надзвичайних ситуаціях			

7. Дата видачі завдання: “ _____ ” _____ 2025 р.

Керівниця _____ Алла БУЛЕЙКО

Завдання прийняв до виконання _____ Антон ІЛЮЩЕНКО

КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН

№ п/п	Етапи дипломної роботи	Термін виконання етапів роботи	Примітка
1	Визначення теми роботи. Отримання завдання	Вересень 2025	
2.	Опрацювання літературних джерел	жовтень 2025	
3.	Проведення дослідження в умовах підприємства	жовтень	
4.	Експериментальні роботи	листопад	
5.	Проведення економічного обґрунтування проведеної роботи та написання розділів роботи.	листопад	
6.	Підведення підсумків роботи та формування висновків	Грудень	
7.	Оформлення роботи до захисту та підготовка презентації	грудень	

Здобувач вищої освіти _____ Антон ІЛЮЩЕНКО

Керівниця роботи _____ Алла БУЛЕЙКО

АНОТАЦІЯ

дипломної роботи на здобуття освітнього ступеня «Магістр»
здобувача II курсу навчання кафедри водних біоресурсів та аквакультури
денної форми навчання біотехнологічного факультету ДДАЕУ
Ілющенко Антона Володимировича

«Моніторинг водних показників радіоактивності в рекреаційних зонах м. Дніпро»

Метою роботи є визначення водних показників радіоактивності в
рекреаційних зонах м. Дніпро

Об'єкт дослідження — озеро Ломівське, озеро Куряче.

Для дослідження даної мети було поставлено наступні задачі:

1. розглянути літературу з даного питання;
2. надати фізико-географічну характеристику озер;
3. охарактеризувати водні показники радіоактивності в рекреаційних зонах;
4. надати рекомендації щодо підтримці якості води в рекреаційних зонах м. Дніпро.

Дипломна робота містить 74 сторінки машинописного тексту, вміщує 2 таблиці, 8 рисунків та 62 джерел (20 англомовних), складається з розділів: вступу, списку джерел, матеріалів та методів виконання роботи, аналізу фізико-географічній характеристики рекреаційних зон м. Дніпро, результатів вимірювання радіаційного фону на рекреаційних зон м. Дніпро на основі даних власних досліджень, заходів, щодо охорони водойм та охорони праці, висновків та пропозицій щодо проведення моніторингу водних показників радіоактивності в рекреаційних зонах м. Дніпро.

Ключові слова: рекреаційні зони, озеро Ломівське та Куряче, радіаційний фон, радіаційне забруднення, дозиметр-радіометр-МКС-05.

ЗМІСТ

ЗАВДАННЯ НА ДИПЛОМНУ РОБОТУ **Ошибка! Закладка не определена.**

АНОТАЦІЯ	4
ЗМІСТ	5
ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ	7
ВСТУП	8
1 ЛІТЕРАТУРНИЙ ОГЛЯД	111
1.1 Радіаційна ситуація в Україні	111
1.2 Вплив радіаційного забруднення на людський організм.....	166
1.3 Вплив радіаційного забруднення на екосистеми.....	200
2 ФІЗИКО-ГЕОГРАФІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА РЕКРЕАЦІЙНИХ ЗОН М. ДНІПРО	244
2.1 Фізико-географічна характеристика озера Ломівське.....	266
2.2 Фізико-географічна характеристика озера Куряче	30
3 МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИКА ВИКОНАННЯ РОБОТИ	344
3.1 Іонізуючі випромінювання.....	355
3.2 Методика вимірювання показників радіоактивності дозиметром радіометром	377
4 РЕЗУЛЬТАТИ ВЛАСНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	411
4.1 Результати вимірювань радіаційного фону на озері Ломівське.....	411
4.2 Результати вимірювань радіаційного фону на озері Куряче	444
4.3 Порівняння рівня радіаційного забруднення Ломівського та Курячого озер.....	466
5 ОХОРОНА ВОДОЙМ.....	50
6 ОХОРОНА ПРАЦІ ТА БЕЗПЕКА В НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЯХ	544
6.1 Основні поняття про охорону праці.....	555

6.2 Вимоги безпеки до території рибогосподарських підприємств та відкритих виробничих площ.....	566
6.3 Заходи індивідуального захисту і особистої гігієни при роботі з радіоактивними речовинами.....	588
ВИСНОВКИ.....	622
ПРОПОЗИЦІЇ.....	655
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	666

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

НРБУ – Норми радіаційної безпеки України;

ОСПУ – Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки України;

γ – гамма;

β – бета

мкЗв/г – мікрозиверт в годину

МКС-05 – професійний дозиметр-радіометр

НРБУ – 97/2001 – Норми радіаційної безпеки України. Радіаційний захист від джерел потенційного опромінення.

П/П – пробна площа

ВСТУП

Розвиток атомної промисловості та енергетики з середини двадцятого століття суттєво змінив радіаційний режим біосфери. До природних джерел опромінення, які завжди були присутні у гірських породах, ґрунті, воді, атмосфері та рослинності, додалися значні обсяги техногенних радіонуклідів, пов'язаних з видобутком урану, переробкою ядерного палива та роботою атомних електростанцій [50]. Саме поєднання природної і штучної складових визначає сучасний характер радіаційного фону та його вплив на живі організми. За узагальненими міжнародними оцінками середня ефективна доза природного опромінення населення Землі становить близько 2,4 мЗв на рік, тоді як середня глобальна доза від штучних джерел, за даними початку двадцять першого століття, оцінюється приблизно у 0,6 мЗв на рік, тобто є суттєво нижчою, але більш концентрованою за просторовим розподілом [51].

Актуальність теми. Аварія на Чорнобильській атомній електростанції 26 квітня 1986 року стала подією, яка докорінно змінила уявлення про масштаби та наслідки техногенного радіаційного забруднення. У результаті вибуху та подальшого горіння активної зони в атмосферу було викинуто значні кількості радіонуклідів, серед яких особливо небезпечними виявилися ізотопи цезію 134 і 137, а також стронцій 90 з тривалими періодами напіврозпаду. Радіоактивна хмара протягом кількох тижнів переміщувалася над значною частиною Європи, формуючи неоднорідні за потужністю випадіння осідання на ґрунти та водойми різних регіонів [8, 37]. Частина радіонуклідів потрапила у водозбірні басейни великих річкових систем, що зумовило тривалий радіоекологічний слід у поверхневих та підземних водах [15].

Потрапивши до водойм і наземних екосистем, радіонукліди включаються до трофічних ланцюгів і накопичуються в організмах різних таксономічних груп. Для хребетних тварин і людини хронічне

низькодозове опромінення пов'язане не лише з функціональними порушеннями окремих органів, а й з ураженням генетичного апарату клітин, що проявляється в появі мутацій, зміні тривалості життя, зростанні частоти онкологічних та інших віддалених ефектів [45, 52]. Паралельна дія інших антропогенних чинників, зокрема кліматичного потепління та зростання теплового навантаження у містах, додатково посилює уразливість населення та природних популяцій до наслідків радіаційного забруднення [49].

Дніпропетровська область історично належить до регіонів із підвищеним техногенним радіаційним навантаженням. Інтенсивний видобуток уранової сировини в районі Жовтих Вод та переробка радіоактивних матеріалів на майданчику Придніпровського хімічного заводу в Кам'янському сформували осередки забруднення ще до чорнобильської катастрофи. За даними радіоекологічних досліджень значна частина території області відноситься до категорії дуже забруднених, а окремі ділянки класифікуються як надзвичайно забруднені, що створює тривалі ризики для довкілля і здоров'я населення [57].

Особливу небезпеку становить повторне залучення радіонуклідів до кругообігу речовин внаслідок порушення ґрунтового покриву. З початком активної фази російсько-української війни на значних територіях України фіксуються масштабні підриви, будівництво окопів, фортифікаційні роботи, які супроводжуються перемішуванням забруднених ґрунтів. Показовим прикладом є перебування підрозділів російських військ у зоні відчуження ЧАЕС та риття окопів у так званому Рудому лісі, що призвело до підвищення рівня радіоактивного пилу і створило додаткові ризики забруднення атмосфери та гідросфери [51].

Водні об'єкти мегаполісів відіграють важливу роль у рекреації населення, тому радіоекологічний стан прибережних зон безпосередньо пов'язаний із якістю життя міських громад. Для міста Дніпро з його розгалуженою системою заплавних водойм і заток проблема контролю

радіаційних показників води та донних відкладів є особливо актуальною. Аналіз водного фонду регіону та попередні результати досліджень свідчать про необхідність систематичного моніторингу, який має поєднувати польові вимірювання з інтерпретацією отриманих даних у контексті гідрологічних і гідрохімічних умов [25].

На цьому тлі локальні рекреаційні водойми, такі як озеро Ломівське та озеро Куряче в межах міста Дніпро, є зручними моделями для оцінки просторових і часових особливостей розподілу радіонуклідів у водному середовищі та донних відкладах. Об'єктом дослідження у роботі є водні екосистеми рекреаційних зон м. Дніпро, предметом дослідження є радіаційний стан цих водойм та пов'язані з ним показники гамма і бета випромінювання.

Мета і завдання. Метою даної роботи є на основі комплексного аналізу польових та літературних даних здійснити оцінку водних показників радіоактивності в рекреаційних зонах м. Дніпро, зокрема на озері Ломівське та озері Куряче, та визначити потенційні ризики для відвідувачів і довкілля. Для досягнення поставленої мети передбачено наступні завдання:

1. вивчення наукових і нормативних джерел, що стосуються моніторингу радіоактивного забруднення водних об'єктів і наслідків аварії на ЧАЕС для водних екосистем,
2. надання фізико географічної характеристики досліджуваних озер як елементів водного фонду міста,
3. проведення інструментальної оцінки радіаційного фону на вибраних ділянках акваторії та прибережної зони,
4. порівняння показників гамма і бета випромінювання між озером Ломівське та озером Куряче,
5. узагальнення отриманих результатів і формулювання висновків щодо сучасного стану досліджуваних рекреаційних водойм.

1 ЛІТЕРАТУРНИЙ ОГЛЯД

1.1 Радіаційна ситуація в Україні

Аварія на Чорнобильській атомній електростанції у квітні 1986 року стала головним чинником формування сучасної радіаційної ситуації в Україні. Унаслідок вибуху та подальшого горіння активної зони четвертого енергоблоку в атмосферу було викинуто близько декількох сотень радіонуклідів понад сімдесяти хімічних елементів. За оцінками, це становило приблизно 3–5 відсотків від загальної активності ядерного палива, що перебувало в реакторі на момент аварії, але навіть така частка виявилася достатньою для формування масштабного радіоактивного шлейфу над значною частиною Європи [14]. Радіоактивні аерозолі випадали нерівномірно, утворюючи характерні плями забруднення на різних відстанях від ЧАЕС, тому радіологічна ситуація в окремих районах навіть однієї області істотно відрізнялася.

На території України радіоактивного забруднення зазнали щонайменше 74 райони в одинадцяти областях, причому значна частка припала на сільськогосподарські угіддя. Орієнтовно 3,1 мільйона гектарів орних земель, близько 1,5 мільйона гектарів природних пасовищ і сінокосів та приблизно 4,4 мільйона гектарів лісів були забруднені радіонуклідами у дозах, що перевищували доаварійний фон, при цьому площа уражених лісових насаджень становила близько 40 відсотків загальної площі лісів України на той час [15]. Якщо перевести ці значення у відносні показники, можна говорити про десятки відсотків ріллі та майже половину лісових масивів у низці регіонів, де вміст цезію 137 у ґрунті перевищував 37 кБк на квадратний метр.

У перші місяці після аварії домінуючу роль у формуванні дози відігравали короткоживучі ізотопи, насамперед йод 131 з періодом напіврозпаду близько 8 діб, а також низка ізотопів барію, рутенію, лантану. Їхній внесок у дозу для щитоподібної залози був максимальним у 1986 році, але вже через кілька місяців більша частина цих радіонуклідів

розпалася до стабільних форм [15]. Натомість довгоживучі ізотопи цезію 137 з періодом напіврозпаду приблизно 30 років, стронцію 90 з періодом близько 29 років, плутонію 239 з періодом понад 24 тисячі років та америцію 241 залишилися у ґрунті й донних відкладах і продовжують визначати радіаційний фон територій навіть через 30–40 років після катастрофи [12]. Для цезію 137 фізичний розпад лише за рахунок напіврозпаду за період з 1986 до 2025 року зменшив його активність приблизно в 2,5 разу, однак на багатьох ділянках початкові рівні були настільки високими, що навіть після такого зниження забруднення залишається суттєвим.

Певну стабілізацію радіаційної ситуації забезпечило поєднання природних процесів самоочищення і цілеспрямованих меліоративних заходів. За перші десять років після аварії на ряді орних земель спостерігалось зменшення щільності забруднення цезієм 137 у верхньому п'ятисантиметровому шарі ґрунту на 20–40 відсотків за рахунок міграції в глибші горизонти та закріплення на ґрунтових мінералах, особливо на глинистих частинках [13]. Глибока оранка та зміна структури сівозмін дали змогу частково вивести з інтенсивного використання найбільш забруднені поля, перерозподіливши радіонукліди на більшій глибині, де їх доступність для кореневих систем культурних рослин значно менша (Дворецький). Однак навіть за умов помітного зниження потужності експозиційної дози довгоживучі радіонукліди залишаються чинником хронічного низькодозового опромінення місцевого населення.

Для жителів постраждалих територій головним джерелом опромінення є не зовнішнє випромінювання, а внутрішнє, пов'язане з надходженням радіонуклідів через харчовий ланцюг. За оцінками радіоекологів, у більшості населених пунктів, що потрапили в зону радіоактивного забруднення, від 70 до 90 відсотків індивідуальної ефективної дози формується саме за рахунок інкорпорованих радіонуклідів, які надходять до організму з продуктами харчування та

питною водою [12]. Найбільшу частку внеску традиційно становить молоко та молочні продукти, на які припадає приблизно 40–60 відсотків річної дози, далі йдуть м'ясо та м'ясопродукти з часткою 20–30 відсотків, картопля та овочі з внеском до 20 відсотків, а в окремих населених пунктах додаткову помітну частку може формувати риба місцевого вилову [32]. У перші післяаварійні роки в ряді населених пунктів концентрація цезію 137 у молоці перевищувала сотні бекерелів на кілограм, що в кілька разів вище від сучасних допустимих рівнів, тому навіть за порівняно невисокого зовнішнього фону внутрішнє опромінення залишалося значним.

Нормування життєдіяльності на забруднених територіях спирається на розгалужену систему законодавчих та відомчих документів. Норми радіаційної безпеки НРБУ 97 та основні санітарні правила ОСПУ 2005 визначають гранично допустимі додаткові дози для населення, які не повинні перевищувати 1 мЗв на рік понад природний фон для осіб, що проживають на забруднених територіях, та встановлюють допустимі рівні вмісту цезію 137 і стронцію 90 в основних групах харчових продуктів [18]. Окремі нормативи стосуються питної води, молока, дитячого харчування, м'яса, риби, дикорослих грибів і ягід. Для їх дотримання передбачається система радіологічного контролю, що включає періодичні вимірювання активності радіонуклідів у десятках тисяч зразків продукції щороку та прийняття рішень щодо обмеження реалізації продукції, у якій вміст радіонуклідів перевищує встановлені межі.

Важливою складовою правового режиму є зонування територій, що зазнали радіоактивного забруднення. Закон України про правовий режим таких територій виділяє декілька зон залежно від щільності забруднення ґрунту та прогнозованої ефективної дози для населення. Зона відчуження охоплює території найближче до проммайданчика ЧАЕС, де щільність забруднення і довготривала доза були настільки високими, що в 1986 році було проведено повну евакуацію населення. Зона безумовного відселення включає населені пункти, де щільність забруднення ґрунту цезієм 137

становила понад 15 кюрі на квадратний кілометр, а стронцієм 90 понад 3 кюрі на квадратний кілометр, що відповідало можливій додатковій дозі понад 5 мЗв на рік порівняно з доаварійним рівнем. Зона гарантованого добровільного відселення характеризується щільністю забруднення цезієм 137 у межах від 5 до 15 кюрі на квадратний кілометр та прогнозованим перевищенням річної дози більш як на 1 мЗв. Зона посиленого радіоекологічного контролю охоплює території з щільністю забруднення ґрунту цезієм 137 від 1 до 5 кюрі на квадратний кілометр, де додаткова доза може перевищувати 0,5 мЗв на рік і тому потребує постійного моніторингу та обмежень у використанні природних ресурсів [9]. За різними оцінками, у 1990-х роках у цих зонах проживали сотні тисяч осіб, і навіть після часткового переселення та оптимізації меж зон у них і надалі мешкає значна кількість населення.

Особливо чутливими до радіоактивного забруднення є водні екосистеми, оскільки вони одночасно виступають середовищем проживання гідробіонтів та джерелом питної і технічної води. В перші роки після аварії найбільш високі рівні активності радіонуклідів фіксували у водоймі охолоджувачі ЧАЕС і в малих річках, що дрениують зону відчуження. До аварії концентрація цезію 137 у рибі водойми охолоджувача оцінювалася на рівні 3–40 бекерелів на кілограм, тоді як у 1986–1987 роках активність цього радіонукліда зросла до 40 тисяч–600 тисяч бекерелів на кілограм сирової маси, тобто в десятки тисяч разів [12]. Надалі завдяки інтенсивному водообміну та частковому осадженню радіонуклідів у донні відклади їхній вміст у рибі зменшився до рівня 2–10 тисяч бекерелів на кілограм уже в перші післяаварійні роки, однак навіть такі показники у багато разів перевищували сучасні санітарні норми [12, 15].

Процеси самоочищення в замкнених та слабопроточних водоймах, таких як невеликі озера, стариці, затоки, відбуваються значно повільніше. Тут значна частка радіонуклідів затримується у донних відкладах і біоті,

формуючи тривалий радіоекологічний слід. У таких системах концентрація цезію 137 у воді може становити десятки бекерелів на літр, а в донних відкладах сотні й тисячі бекерелів на кілограм сухої маси, що забезпечує постійне надходження радіонуклідів у трофічні ланцюги через бентос і водну рослинність [12, 15]. На цьому тлі морські екосистеми, зокрема Чорне море, виявилися менш чутливими до біоаккумуляції цезію 137 і стронцію 90 через високий вміст конкуруючих стабільних іонів у солоній воді. Рівні накопичення цезію 137 у молюсках становили орієнтовно 1–2 бекерелі на кілограм, стронцію 90 близько 1–2 бекерелів на кілограм, тоді як вміст ізотопів плутонію вимірювався у тисячних частках бекереля на кілограм. Забруднення чорноморської хамси наприкінці дев'яностих початку двотисячних років не перевищувало 1–3 бекерелі на кілограм для цезію 137 та 0,1–0,7 бекереля на кілограм для стронцію 90, що істотно нижче порівняно з прісноводними екосистемами зони відчуження [15].

Територія зони відчуження Чорнобильської АЕС і через кілька десятиліть після аварії залишається відкритим джерелом радіонуклідного забруднення. Основний внесок у подальший виніс радіоактивних речовин зумовлює поверхневий стік, який переносить радіонукліди з водозборів малих річок до Прип'яті, а далі до каскаду дніпровських водосховищ. У донних відкладах цих водних об'єктів накопичено десятки терабекерелів цезію 137 і стронцію 90, які за певних гідрологічних умов можуть знову переходити у водну фазу та потрапляти у ланцюги живлення, включно з рибогосподарськими та рекреаційними ділянками [12]. Таким чином, радіаційна ситуація в Україні розглядається як довготривалий, динамічний процес, у якому накладаються фізичний розпад радіонуклідів, міграція в компонентах довкілля, природні гідрологічні цикли та антропогенні впливи, і саме тому систематичний моніторинг водних та наземних екосистем залишається необхідною умовою забезпечення радіаційної безпеки населення.

1.2 Вплив радіаційного забруднення на людський організм

Іонізуюча радіація являє собою потік частинок або електромагнітних квантів, які мають достатню енергію, щоб вибивати електрони з атомів і молекул живої тканини. У результаті цього утворюються вільні радикали та інші активні частинки, що запускають каскад біохімічних порушень у клітинах. Ступінь ушкодження організму залежить від типу випромінювання, загальної поглинутої дози, потужності дози, шляху надходження (зовнішнє чи внутрішнє опромінення) та розподілу опромінення між органами і тканинами [20]. Для оцінки впливу застосовують одиниці грей для поглинутої дози та зіверт для еквівалентної і ефективної дози, оскільки останні враховують радіобіологічну ефективність різних видів випромінювання та чутливість окремих органів.

Гострий вплив великих доз за короткий проміжок часу, характерний для ядерних вибухів або тяжких аварій на ядерних установках, призводить до розвитку гострої променевої хвороби. Уже при одноразовому опроміненні всього тіла в дозі близько 1 грей з'являються виражені порушення з боку кровотворної системи, а при 2–4 грей формується типова картина кістково-мозкової форми з вираженою лейкопенією, тромбоцитопенією, геморагічним синдромом та високим ризиком інфекційних ускладнень [15]. Дози 4–6 грей без своєчасного лікування пов'язані з імовірністю летального наслідку для близько половини уражених осіб протягом кількох тижнів, а при опроміненні понад 8–10 грей ураження має надзвичайно тяжкий перебіг з ураженням шлунково-кишкового тракту і центральної нервової системи, коли смерть може наставати впродовж перших діб або тижнів [42, 51].

Клінічно гостре опромінення проявляється продромальним періодом з нудотою, блюванням, слабкістю, головним болем, підвищеною втомлюваністю, які можуть виникати вже через кілька годин після дії дози понад 1 грей. Після короткої уявної "світлої" фази, що триває від кількох днів до 2–3 тижнів, настає розпал хвороби з розвитком тяжких інфекційних

ускладнень, кровотеч, випадіння волосся, ерозивно-виразкових змін слизових оболонок, можливим приєднанням ураження серцево-судинної системи та печінки [42]. У частини осіб, які вижили після гострого опромінення, надалі формуються віддалені наслідки у вигляді раннього старіння, хронічної астенії, ендокринних порушень та підвищеного ризику пухлинних процесів [51].

На відміну від цього, тривала дія малих доз, які сумарно можуть становити від кількох десятків до кількох сотень мілізівертів упродовж років, не викликає гострої клінічної картини, але формує хронічний радіаційний вплив. На рівні клітини основою таких ефектів є ушкодження ДНК, зокрема поодинокі та дволанцюгові розриви, порушення репарації, хромосомні аберації та точкові мутації. Якщо частина ушкоджень відновлюється, то інша частина зберігається та може фіксуватися у вигляді мутацій, які з часом підвищують ризик злоякісної трансформації. Навіть додаткова кумулятивна доза на рівні 100 мілізівертів упродовж життя розглядається як така, що статистично підвищує імовірність розвитку онкологічних захворювань у популяції [41].

Серед стохастичних ефектів найкраще вивчено зростання частоти злоякісних пухлин після опромінення. Для лейкозів характерні відносно короткі латентні періоди 2–5 років, тоді як більшість солідних пухлин пов'язані з віддаленими проявами через 10–40 років після опромінення [45]. Досвід спостережень за постраждалими після Чорнобильської катастрофи показав підвищення частоти раку щитоподібної залози, особливо серед осіб, які в дитячому віці отримали значні дози на щитоподібну залозу внаслідок споживання забрудненого радіоїодом молока, а також зростання ризику низки інших онкологічних захворювань у ліквідаторів, які отримували дози в діапазоні десятків і сотень мілізівертів [44, 45].

Окремо виділяють вплив радіації на кровотворну, імунну та серцево-судинну системи. Кістковий мозок є однією з найчутливіших тканин,

оскільки містить велику кількість швидкоподіляючих клітин. Уже при хронічному опроміненні в субгігієнічних дозах можливе поступове зниження кількості лейкоцитів, порушення імунної відповіді, збільшення частоти інфекційних захворювань, а при більших дозах додаються анемія і тромбоцитопенія. За даними епідеміологічних спостережень, накопичена доза на кістковий мозок на рівні кількох сотень мілізівертів асоціюється зі статистично значущим підвищенням ризику лейкозів і лімфом [51]. Останніми десятиліттями доведено також зв'язок між іонізуючим випромінюванням та підвищенням частоти серцево-судинних захворювань, причому ефект виявляють не лише при великих дозах понад 2–3 греї, а й при сумарних дозах на рівні 0,5–1 греї, отриманих протягом тривалого часу [45, 46].

Важливим об'єктом ураження є органи травного тракту. Епітелій тонкого кишечника характеризується швидким клітинним оновленням, тому при гострому опроміненні в дозах понад 6–8 греї розвивається так звана кишкова форма променевої хвороби з масивною загибеллю клітин крипт, порушенням всмоктування, діареєю, втратою рідини та електролітів, високим ризиком сепсису через порушення бар'єрної функції слизової. Навіть при менших дозах, але за умови хронічного надходження, іонізуюче випромінювання може спричиняти хронічні ентерити, мальабсорбцію, схильність до виразкових уражень шлунково-кишкового тракту [42].

Суттєві наслідки має опромінення органів зору. Дослідження серед мешканців радіоактивно забруднених територій та диких тварин у зоні впливу Чорнобиля показали підвищення частоти катаракти, причому ефект виявляють при дозах, які раніше вважалися "безпечними" для кришталика ока. В експериментах на природних популяціях ссавців було показано, що збільшення частоти помутніння кришталика асоціюється не лише з локальною дозою на око, а й із накопиченою дозою на рівні організму, що ще раз підкреслює системний характер радіаційного стресу

[42, 43].

Особливу увагу приділяють впливу іонізуючого випромінювання на репродуктивну систему та потомство. Гонади чутливі як до гострих, так і до хронічних доз: у чоловіків тимчасова азооспермія можлива вже при дозах порядку кількох сотень мілізівертів на область статевих залоз, тоді як стійкі порушення сперматогенезу спостерігаються при опроміненні більше 2–3 грей. У жінок оваріальний резерв є обмеженим, тому дози понад 2–4 грей значно підвищують ризик передчасного виснаження яєчників та безпліддя [51]. Опромінення в період вагітності особливо небезпечно для плода: у першому триместрі дози в діапазоні 0,1–0,2 грей можуть призводити до зростання ризику вроджених вад розвитку, внутрішньоутробної загибелі, а при опроміненні в критичні періоди формування центральної нервової системи 8–15 тижнів можливе зниження інтелектуальних показників та порушення нейропсихічного розвитку дитини [20, 51].

Разом з онкологічними і генетичними наслідками увагу приділяють так званим неканцерогенним віддаленим ефектам, до яких належать імунодефіцитні стани, ендокринні порушення, зміни обміну речовин, прискорене старіння. У природних популяціях тварин у зоні Чорнобиля описано підвищення частоти мутацій, зміну структури популяцій, зниження репродуктивного успіху та скорочення тривалості життя, що свідчить про комплексну дію хронічного радіаційного навантаження на цілі екосистеми [52]. Дані спостережень за людиною підтверджують, що навіть невеликі, але тривалі перевищення фону можуть призводити до зростання частоти захворювань, які традиційно не пов'язували з радіацією, наприклад частини серцево-судинних і метаболічних розладів.

Рівень радіочутливості людини суттєво відрізняється залежно від віку, статі, загального стану здоров'я, наявності супутніх захворювань і інших стресових факторів довкілля. Діти, вагітні жінки, особи з хронічними інфекціями, імунодефіцитами або серцево-судинною

патологією є значно вразливішими до впливу іонізуючого випромінювання, ніж здорові дорослі. На тлі техногенного радіоактивного забруднення, у тому числі пов'язаного з наслідками Чорнобильської аварії, ці особливості потребують обов'язкового врахування при плануванні заходів радіаційного захисту населення і при оцінці ризиків проживання на забруднених територіях.

1.3 Вплив радіаційного забруднення на екосистеми

Радіаційне забруднення змінює стан екосистем на всіх рівнях їхньої організації, від окремого організму до цілого біому. На індивідуальному рівні іонізуюче випромінювання ушкоджує ДНК, мембрани клітин та ферментні системи, що відображається на рості, розвитку, репродукції і тривалості життя особин. Для видів з коротким життєвим циклом навіть невеликі додаткові дози можуть за кілька поколінь призводити до накопичення мутацій, зміни частоти морфологічних аномалій, зниження виживаності потомства і появи нестабільності геному, тоді як частина організмів демонструє підвищену стійкість і здатність до пристосування в умовах хронічного радіаційного навантаження [22, 52]. У природних популяціях тварин, які мешкають у зоні впливу Чорнобильської катастрофи, описано підвищення частоти пухлин, катаракти, порушень репродукції та зміни фізіологічних параметрів, що свідчить про довготривалий стресовий стан організмів.

На популяційному рівні радіаційний вплив проявляється у зміні чисельності, структури вікових груп і генетичної різноманітності. Види з високою чутливістю до іонізуючого випромінювання, як правило, демонструють зниження чисельності, спрощення вікової структури, зменшення частки молодих особин, а іноді й повне зникнення з найбільш забруднених ділянок. Для окремих груп тварин і рослин зафіксовано зменшення розміру тіла, пришвидшення статевого дозрівання, скорочення тривалості життя, що розглядають як реакцію на несприятливе середовище

та підвищену смертність дорослих особин [34]. Водночас у деяких популяціях спостерігають підвищення генетичної мінливості, збільшення частоти хромосомних аномалій і мутацій, що може бути як джерелом адаптивних змін, так і фактором нестабільності та ризику вимирання, особливо для малочисельних популяцій [52].

На рівні екосистеми радіаційне забруднення змінює видовий склад, трофічні зв'язки та функціонування основних біотичних компонентів. Зниження чисельності чутливих видів і часткове звільнення екологічних ніш сприяє поширенню більш стійких або опортуністичних видів, нерідко адвентивних, що призводить до спрощення структури угруповань і зменшення біорізноманіття [44]. Зміни чисельності ключових видів у трофічних ланцюгах впливають на інтенсивність хижацтва, конкуренції, запилення, розкладання органічної речовини. У результаті порушується баланс між продуцентами, консументами і редуцентами, що відображається на швидкості обігу речовин, продуктивності екосистеми, стійкості до інших стресових факторів, зокрема кліматичного потепління і екстремальних температурних подій [41, 46]. Зменшення біорізноманіття на фоні хронічного радіаційного впливу прямо позначається на якості екосистемних послуг, зокрема регуляції водного режиму, очищення води, підтримання родючості ґрунтів та рекреаційної цінності територій [49].

Важливим аспектом є трофічна міграція радіонуклідів. Радіоактивні ізотопи осідають на поверхні ґрунту, листках, потрапляють у воду, звідки вбираються коренями рослин, поглинаються планктоном і донними безхребетними, а далі переходять до вищих трофічних рівнів. У результаті відбувається біоаккумуляція і біомагніфікація радіонуклідів, коли концентрація цезію або стронцію в хижих видах риб чи птахів у рази або десятки разів перевищує рівень у воді чи ґрунті, з яким вони первинно контактують [19]. Для прісноводних екосистем, особливо замкнених або слабопроточних, характерне довготривале збереження підвищених концентрацій радіонуклідів у донних відкладах, макрофітах і рибі, що

зумовлює постійне надходження радіоактивних речовин до трофічних ланцюгів навіть через десятиліття після випадіння.

Радіаційний вплив на екосистеми має суперечливу інтерпретацію, оскільки в одних дослідженнях показано значне погіршення стану флори і фауни, а в інших фіксують відносно стабільні популяції або навіть зростання чисельності окремих видів у зоні відчуження. Частину розбіжностей пов'язують з відмінністю методичних підходів, часових масштабів, обраних індикаторів та просторової неоднорідності забруднення [53]. Сучасні роботи, виконані на різних групах тварин, від птахів до дрібних ссавців і безхребетних, підкреслюють, що екологічні механізми можуть як посилювати, так і послаблювати радіаційні ефекти залежно від доступності кормової бази, наявності хижаків, конкуренції та додаткових стресорів, таких як зміна клімату або антропогенний прес нерадіаційної природи [43, 47].

У цілому радіаційне забруднення розглядають як довготривалий фактор, що формує нові умови існування екосистем, змінює траєкторії їхнього розвитку і поєднується з іншими глобальними викликами. Тривале збереження радіонуклідів у ґрунтах, донних відкладах і біоті означає, що навіть за відсутності нових техногенних викидів наслідки Чорнобильської катастрофи продовжують визначати структуру та функціонування наземних і водних екосистем, а також якість природних ресурсів, які використовує людина [19].

Висновки до розділу 1

Підсумовуючи аналіз літератури, можна зазначити, що сучасна радіаційна ситуація в Україні формується як поєднання наслідків Чорнобильської катастрофи та тривалого техногенного навантаження, зокрема в індустріальних регіонах із розвиненою ядерною та гірничо-видобувною інфраструктурою, де довгоживучі радіонукліди й надалі залишаються джерелом хронічного опромінення населення і довкілля. Для людини найважливішими є ефекти внутрішнього опромінення через

продукти харчування і воду, що проявляється як у вигляді гострих станів при високих дозах, так і у вигляді віддалених онкологічних, серцево судинних, генетичних та репродуктивних порушень при тривалому надходженні малих доз протягом років. Разом з тим, радіаційне забруднення істотно змінює структуру та функціонування екосистем, впливаючи на генетичну мінливість, чисельність і видовий склад популяцій, трофічні зв'язки та якість екосистемних послуг, а трофічна міграція радіонуклідів забезпечує їхнє довготривале збереження у водних і наземних біогеоценозах. Це підкреслює необхідність постійного радіоекологічного моніторингу, перегляду підходів до природокористування на забруднених територіях та врахування радіаційного чинника при оцінці стану здоров'я населення і стійкості екосистем.

2 ФІЗИКО-ГЕОГРАФІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА РЕКРЕАЦІЙНИХ ЗОН М. ДНІПРО

Інтенсивний техногенний розвиток у другій половині двадцятого століття призвів до швидкої урбанізації територій, коли міста почали охоплювати все нові площі, поглинаючи природні ландшафти. У таких умовах природні водойми поступово опиняються в межах міської забудови, втрачають частину первинних рис і перетворюються на елементи міського ландшафту, які одночасно виконують гідрологічні, екологічні та рекреаційні функції. Місто Дніпро належить до великих індустріальних центрів України з розгалуженою системою водних об'єктів, серед яких важливе місце посідають численні озера, затоки та стариці, пов'язані з руслом Дніпра та дніпровським водосховищем [25, 29].

Ці водойми мають важливе значення для мешканців міста, оскільки використовуються як зони відпочинку, місця неформальної рекреації, любительського рибальства і сезонного купання. Рекреаційна зона в такому контексті розглядається не лише як територія з природними чи напівприродними компонентами, але і як простір, де природне середовище поєднується з елементами створеної людиною інфраструктури. Йдеться про благоустроєні береги, пляжі, зелені насадження, мережу пішохідних доріжок, малі архітектурні форми, спортивні та дитячі майданчики. Саме така комбінація природних і штучних елементів створює умови для короткочасного відпочинку, активних і пасивних форм дозвілля, оздоровлення та спілкування з природою в межах великого міста [17, 18].

Психологічний і соціальний ефект міських рекреаційних зон важко переоцінити, оскільки вони дають змогу частково компенсувати вплив урбанізованого середовища, високої щільності забудови, транспортного навантаження і техногенного шуму. Перебування біля води, візуальний контакт з відкритою водною поверхнею, можливість відпочинку на свіжому повітрі сприяють зниженню рівня стресу, зменшенню проявів емоційного вигорання, підвищенню загального рівня фізичної активності

населення. У цьому контексті міські водойми можна розглядати як важливий елемент "зелено синьої" інфраструктури, що поєднує екологічну, соціальну та рекреаційну функції [29].

Разом з тим розташування водойм у межах великого промислового центру означає постійний вплив комплексу антропогенних чинників. На стан міських озер і заток впливають атмосферні викиди підприємств, транспортні потоки, неорганізований стік з забудованих територій, зливово каналізація, локальні скиди недостатньо очищених стічних вод. З пилом і поверхневим стоком до водойм потрапляють частинки ґрунту, нафтопродукти, побутові забруднювачі, а також іони важких металів, серед яких можуть бути свинець, кадмій, мідь, цинк та інші. Частина цих речовин акумулюється у прибережній смугі, інша фіксується в мулистих відкладах дна, де формуються зони вторинного забруднення, які при гідродинамічних коливаннях знову можуть ставати джерелом надходження токсичних компонентів у товщу води [27].

Особливе значення має поєднання хімічного та радіаційного навантаження на водні екосистеми. Для Дніпропетровського регіону, де історично функціонували підприємства ядерного циклу та хімічної промисловості, а також фіксувалися наслідки трансграничного радіоактивного забруднення, міські водойми можуть служити індикаторами сумарного антропогенного впливу. Вміст важких металів у воді, донних відкладах і риби, а також рівні гамма і бета випромінювання у прибережній зоні відображають не лише поточні умови, але й багаторічну історію техногенного пресу на територію [1].

На таких водоймах чітко простежується, як антропогенний вплив відбивається на видовому різноманітті гідробіонтів, структурі трофічних ланцюгів і загальному екологічному стані екосистеми. Зміни прозорості води, евтрофікація, заростання мілководь вищою водною рослинністю, поява синьо зелених "цвітінь" у літній період є типовими ознаками трансформації водних екосистем під впливом міського середовища [11].

Водночас компактне розташування цих об'єктів у межах населеного пункту робить їх надзвичайно зручними полігонами для наукових досліджень, моніторингових спостережень і навчальної практики, оскільки вони не потребують значних транспортних витрат і дозволяють у короткий термін отримувати репрезентативні дані про стан міських водних екосистем [2, 18].

2.1 Фізико-географічна характеристика озера Ломівське

Озеро Ломівське розташоване на лівобережній частині міста Дніпро, в межах Амур Нижньодніпровського району, між житловими масивами Кам'янський та Ломівський. Воно належить до числа міських заплавних водойм, які зберегли природне походження, але сьогодні існують у щільно урбанізованому середовищі та виконують одночасно гідрологічні, екологічні й рекреаційні функції. Гідравлічний зв'язок озера з Дніпровським водосховищем забезпечується системою каналу, відомого під назвами Кам'янсько Ломівський, Лівобережний або Ломівський, що дає змогу частково вирівнювати рівневий режим і здійснювати дренаж надлишкових вод з прибережної території [4].

За результатами натурних обстежень площа водного дзеркала озера становить близько 12 гектарів, при цьому його довжина сягає приблизно 917 метрів, а середня ширина близько 130 метрів з розширенням до 180 метрів на окремих ділянках. Найглибші частини акваторії мають глибину до 5 метрів, що є досить типовим показником для заплавних водойм такого типу. Довжина штучно створеного дренажно паводкового каналу, який з'єднує озеро з Дніпровським водосховищем, становить близько 1600 метрів і саме через нього відбувається основний водообмін між цими двома об'єктами.



Рис. 2.1 Ломівське озеро (жовтим контуром виділено його межі)

Аналіз картографічних матеріалів і літератури свідчить, що природна водойма на місці сучасного озера існувала ще до активної житлової забудови та будівництва Кайдацького мосту (рис. 2.1). Раніше зв'язок з водами тодішнього Запорізького, а нині Дніпровського водосховища забезпечувався системою неглибоких заплавних проток, які наповнювалися у період весняної повені. Рівневий режим Ломівського озера був тісно пов'язаний з коливаннями рівня у водосховищі, що у міру розширення житлової забудови створювало ризик підтоплення багатоквартирних будинків у межах Ломівського житлового масиву [3]. З метою зменшення підтоплень було прийнято рішення про будівництво спеціального дренажно паводкового каналу, який став головним

регулятором гідрологічного режиму озера, хоча підвищений рівень ґрунтових вод зберігається і нині, часто фіксують їх залягання на глибині від поверхні до 2–2,5 метра [4].

За своїм генетичним типом Ломівське озеро пов'язане з реліктовими плавнями Дніпра, які формують систему боліт, стариць, озер та проток з піщаними терасами берегів. Озера цієї системи відокремлені від основного русла річки піщаними валами, які місцями розмиті течією, а між собою вони з'єднані мережею проток, що забезпечують водообмін із Дніпром. Така будова зумовлює мозаїчну структуру прибережних ландшафтів навколо Ломівського озера, де поєднуються більш молоді алювіальні відклади, сформовані сучасними повенями, та відносно старіші ґрунтові горизонти, які сформувалися внаслідок багаторічного накопичення наносів [1]. На окремих ділянках прируслової частини спостерігається осідання грубозернистих пісків, що формують мілководні мілини та коси, а також фрагменти еолового рельєфу, які надають берегам характерного вигляду.

Озеро Ломівське разом із Кам'янсько Ломівським каналом розташовується в межах північно східної частини ландшафтного заказника місцевого значення Лівобережний, створеного для збереження заплавних ландшафтів, природних водно болотних комплексів і біорізноманіття в умовах інтенсивного техногенного навантаження. На природні умови цієї охоронної території істотний вплив справляють річка Дніпро, Дніпровське водосховище та система заплавних водойм, до якої належить і Ломівське озеро. Такий просторовий контекст зумовлює особливу увагу до гідрологічного й радіоекологічного стану озера, оскільки воно діє як своєрідний приймач і акумулятор речовин, що надходять з водосховища та прилеглої забудованої території [5].

Берегова зона Ломівського озера характеризується добре розвиненими заростями прибережно водної рослинності. Уздовж мілководних ділянок домінує очерет озерний, який формує суцільні смуги,

що відіграють роль природного фільтра для зважених частинок та розчинених речовин. На окремих ділянках трапляються рогіз широколистий та сусак зонтичний, а серед заростей очерету подекуди відмічають рогіз вузьколистий. Така структура прибережної рослинності створює різноманітні мікробіотопи, що слугують місцем існування для донних безхребетних, молоді риб і птахів, а також впливає на гідрохімічний режим прибережної смуги.

Донні угруповання озера представлені переважно личинками водних комах, зокрема хірономідами, а також іншими безхребетними, що відіграють важливу роль у трофічних ланцюгах. Раковини двостулкових молюсків, які виявляють у донних відкладах, свідчать про наявність сформованих біоценозів, що реагують на зміни кисневого режиму та забруднення. Іхтіофауна Ломівського озера сформована як за рахунок аборигенних видів системи заплавної водойми Дніпра, так і за рахунок видів, що активно заселяють урбанізовані акваторії. Серед масових видів відзначають карася, плітку, плоскирку, окуня та ряд інших представників, частина з яких має промислове та рекреаційне значення. За результатами оцінки стану молоді риб прибережної зони біомаса цьоголіток непромислових видів становить близько 405,63 грама на 100 квадратних метрів, а індекс видового різноманіття за Шенонном має порівняно низьке значення на рівні 0,55 біта на грам, що вказує на певну спрощеність структури іхтіоценозу та вплив антропогенного пресу. За біомасою домінує гірчак з показником близько 355,42 грама на 100 квадратних метрів, що підтверджує тенденцію до зростання ролі дрібних, екологічно пластичних видів у структурі рибного населення урбанізованих водойм [7].

Комплекс цих фізико географічних, гідрологічних та біологічних особливостей робить озеро Ломівське показовим об'єктом для вивчення впливу техногенного навантаження на міські водні екосистеми, а також для моніторингу гідрохімічних і радіаційних показників у рекреаційних зонах великого індустріального міста [8].

Куряче рівень води в озері тривалий час утримувався приблизно на позначці 54,10 метра і вище, а регулювання здійснювалося переважно за рахунок роботи насосної станції. Після введення в експлуатацію каналу, який відводить надлишкові води та забезпечує гідравлічний зв'язок з Лівобережним каналом і далі з річкою Дніпро, зафіксовано зниження рівня води до діапазону від 53,0 до 53,5 метра, що суттєво вплинуло на глибини, конфігурацію берегової лінії та ступінь заболоченості прибережних ділянок [6]. Нині довжина водойми становить близько 1,9 кілометра, ширина коливається приблизно від 0,13 до 0,15 кілометра, а площа водного дзеркала оцінюється на рівні близько 25 гектарів. Середні глибини не перевищують 0,6–0,8 метра, а максимальні значення сягають лише близько 2 метрів, що робить озеро вразливим до повного промерзання в суворі зими та створює ризик масової загибелі риб за несприятливих умов кисневого режиму [1].

Ґрунтовий покрив у межах басейну Курячого озера представлений переважно звичайними чорноземами, які на підвищених елементах рельєфу є мало або середньогумусними та мають легко або середньосуглинисту текстуру. Вздовж берегової лінії та проток, що з'єднують озеро з іншими елементами заплавної системи, поширені лучно чорноземні ґрунти, сформовані на лесових відкладах, які поєднують властивості заплавних і степових ґрунтів та є досить родючими, але чутливими до підвищення рівня ґрунтових вод [4]. Система дренажно паводкових каналів забезпечує не лише відведення надлишкових вод, але й гідравлічний зв'язок озера з Лівобережним каналом, а через нього з Дніпром, що має важливе значення для водообміну, міграції гідробіонтів і поновлення рибних запасів після екстремальних подій, таких як повне промерзання або літні замори.

Рослинний покрив прибережної зони Курячого озера дещо збіднений порівняно з більш віддаленими від міста заплавними водоймами, що пов'язано з урбанізованим оточенням, рекреаційним

навантаженням та зміною гідрологічного режиму. Уздовж берегової лінії переважають зарості очерету озерного, рогозу широколистого та сумаху зонтичного, а на окремих фрагментах заплавної ділянки трапляються осокові ценози, які формують перехідну смугу між водною поверхнею і суходолом. Занурена водна рослинність представлена рдесником блискучим і гребінчастим, куширем зануреним та уруттям колосистим, на мілководдях нерідко спостерігають розвиток нитчастих водоростей і жабурниці пухирчастої, що відображає трофічний стан водойми і може посилюватися за рахунок надходження органічних речовин з прилеглої забудови.

Серед наземної і прибережної фауни в межах озера та його берегів відзначають наявність земноводних, зокрема жаби озерної, яку можна зустріти в різних вікових групах, а також кількох видів плазунів. До останніх належить болотяна черепаха, водяний та чорний вуж, що свідчить про наявність придатних для цих видів біотопів, попри розташування водойми в межах міста [7].

Іхтіофауна Курячого озера за результатами обстежень характеризується відносно збідненим видовим складом, загалом зафіксовано близько десяти видів риб. Найчисельнішою є родина корошових, до якої належать плітка, карась сріблястий, краснопірка, верховодка, а також чебачок амурський. Останній є вселеним видом, що добре пристосовується до умов евтрофних і забруднених водойм, що узгоджується з даними про поведінку корошових у техногенно трансформованих акваторіях регіону [2]. За свідченнями рибалок любителів, до водойми самовільно вселяли коропа та білого амура, які належать до корошових біомеліораторів і здатні певною мірою змінювати структуру рослинності та гідрохімічний режим за рахунок інтенсивного живлення та перемішування донних відкладок [6]. Родина окуневих представлена річковим окунем, а за спостереженнями рибалок у водоймі трапляється також сонячний окунь з родини центрархових, який є

інвазійним видом для місцевої іхтіофауни. Родину щукових представляє щука звичайна, що займає позицію верхнього хижака у відносно простій трофічній структурі озера [7].

Порівняно невеликі розміри Курячого озера, малі глибини, ризик повного промерзання та суттєвий антропогенний вплив з боку міської забудови зумовлюють збіднення видового складу риб і переважання екологічно пластичних, толерантних до коливань гідрохімічних параметрів видів. Водночас наявність сполучення з системою дренажно паводкових каналів і Дніпром створює умови для часткового оновлення іхтіофауни, що особливо важливо в контексті довгострокового моніторингу якості водного середовища і оцінки впливу техногенного навантаження на рекреаційні зони міста Дніпро.

3 МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИКА ВИКОНАННЯ РОБОТИ

Місцем проведення польових досліджень обрано берегові ділянки озера Ломівське та озера Куряче, які розташовані на лівому березі міста Дніпро в зоні щільної міської забудови. Обидві водойми безпосередньо прилягають до житлових масивів, використовуються мешканцями як рекреаційні зони і водночас зазнають впливу транспортної інфраструктури, локальних стічних вод і техногенного аерозольного забруднення, що робить їх показовими для дослідження сучасного стану міських екосистем і радіаційного фону рекреаційних територій. З практичної точки зору ці об'єкти зручні тим, що розташовані в межах міста і не потребують значних транспортних витрат, що дає змогу регулярно повторювати вимірювання і вести спостереження в різні сезони року.

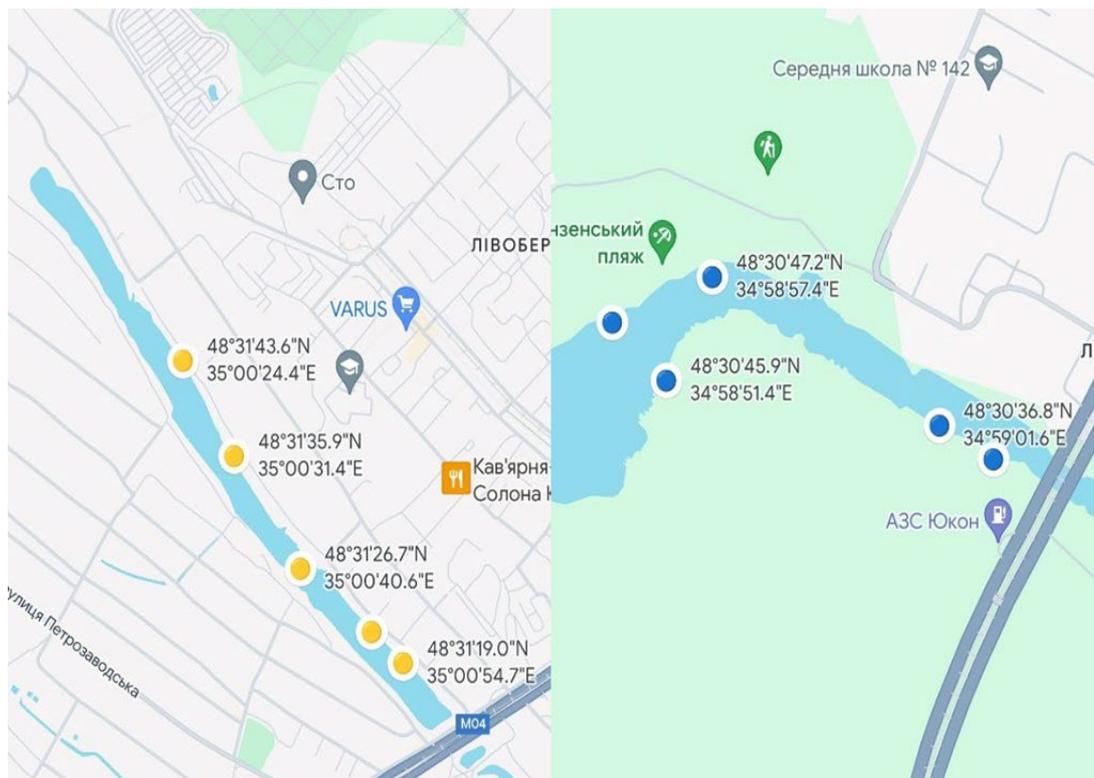


Рис. 3.1 – Ділянки проведення вимірювань (А – Куряче озеро, В – Ломівське плесо)

Для вивчення флористичного та фауністичного різноманіття прибережних акваторій застосовували маршрутний метод. Уздовж берегової лінії кожної водойми прокладали кілька маршрутів, по яких послідовно здійснювали обхід із фіксацією видового складу вищої водної

та прибережно водної рослинності, донних безхребетних і повторюваних представників іхтіофауни. На характерних точках маршруту робили детальні описи біотопів із зазначенням типу ґрунтів, ступеня заростання, глибини, прозорості води та наявності слідів антропогенного впливу. Для уточнення визначення видів користувалися спеціальними довідниками та атласами визначниками з гідроботаніки, загальної іхтіології та радіоекологічного моніторингу, а всі польові спостереження систематично заносили до журналу досліджень для подальшої обробки і зіставлення з літературними даними [5, 13, 15].

3.1 Іонізуючі випромінювання

На живі організми і неживі компоненти довкілля постійно діє широкий спектр фізичних чинників, серед яких видиме світло, ультрафіолетове та інфрачервоне випромінювання, радіохвилі різних діапазонів, магнітні та електричні поля. Окреме місце посідає іонізуюче випромінювання природних радіонуклідів у земній корі, повітрі й воді, а також космічного походження, яке надходить із Сонця та глибших шарів Всесвіту [18]. На відміну від більшості неіонізуючих видів випромінювання, що переважно поглинаються поверхневими шарами речовини, іонізуюче випромінювання здатне проникати у глибину матеріалу і змінювати стан атомів та молекул, вибиваючи з них електрони і перетворюючи їх на іони. Саме ця властивість зумовлює потенційну біологічну небезпеку радіації для живих систем [13, 14].

У вузькому розумінні термін радіація найчастіше вживають щодо іонізуючого випромінювання, хоча фізично це також електромагнітні хвилі чи потік частинок. До електромагнітних видів іонізуючого випромінювання належать рентгенівські та гамма промені, які подібні за своєю природою до світла чи радіохвиль, але мають значно меншу довжину хвилі і, відповідно, вищу енергію фотона. Висока енергія окремого кванта дає змогу таким променям іонізувати атоми та проникати

через значні товщі речовини, у тому числі через тканини організму людини [51].

До корпускулярних видів іонізуючого випромінювання відносять потоки заряджених і нейтральних частинок. Бета випромінювання являє собою потік електронів або позитронів, які мають невелику масу і можуть проникати на глибину кількох міліметрів чи сантиметрів у біологічній тканині; для їхньої зупинки зазвичай достатньо шару пластику, скла або алюмінію відповідної товщини. Альфа випромінювання складається з порівняно масивних позитивно заряджених частинок, які є ядрами гелію, що містять два протони і два нейтрони. Такі частинки швидко втрачають енергію в речовині і затримуються тонким шаром повітря, шкіри або звичайним аркушем паперу, однак при потраплянні альфа активних речовин у легені чи травний тракт їхня локальна дія може бути дуже небезпечною [13, 14]. Не заряджене нейтронне випромінювання, характерне для реакторних установок і деяких джерел, також належить до іонізуючого через здатність викликати вторинні ядерні реакції в речовині [51].

Частково до іонізуючого спектра відносять короткохвильове ультрафіолетове випромінювання, яке на рівні молекул може викликати розриви хімічних зв'язків та утворення вільних радикалів. У побуті та техніці джерелами іонізуючого випромінювання є як радіоактивні ізотопи, що природно містяться в породах, будівельних матеріалах, воді й повітрі, так і спеціально створені прилади, наприклад рентгенівські апарати, прискорювачі заряджених частинок чи промислові дефектоскопи [20]. Для опису впливу цього випромінювання на людину і довкілля в радіобіології та радіоекології використовують систему дозиметричних величин, що дає змогу кількісно оцінювати ризики та планувати заходи захисту.

3.2 Методика вимірювання показників радіоактивності дозиметром радіометром

Для оцінки радіаційного фону в рекреаційних зонах озера Ломівське та озера Куряче було виділено по п'ять ділянок на кожній водоймі. При виборі точок вимірювань орієнтувалися насамперед на ділянки, які є найбільш відвідуваними місцевими мешканцями, зосереджують найбільшу кількість відпочивальників і рибалок та розташовані в безпосередній близькості до житлової забудови. Це дозволило пов'язати отримані значення радіаційного фону з умовами реального перебування людей у цих зонах [6].

Вимірювання проводили за допомогою професійного дозиметра радіометра МКС 05 «ТЕРРА» (рис. 3.2), який належить до портативних приладів для радіаційного контролю і широко застосовується в системах екологічного моніторингу, на промислових підприємствах, у службах радіаційної безпеки, а також у побутовій практиці для перевірки рівнів іонізуючого випромінювання [15]. Прилад призначений для вимірювання амбієнтного еквівалента дози та потужності амбієнтного еквівалента дози гамма і рентгенівського випромінювання, а також поверхневої густини потоку бета частинок на контрольованій поверхні. У нашій роботі він використовувався для визначення радіаційного фону в прибережній зоні та фіксації можливого підвищення рівнів гамма та бета випромінювання у місцях масового відпочинку населення.

Конструктивно дозиметр виконано у вигляді моноблока, всередині якого розміщено детектор гамма та бета випромінювання, друковану плату зі схемою формування анодної напруги, цифрової обробки сигналів, системою керування та індикації, а також відсік з елементами живлення. Детектор перетворює потік гамма квантів і бета частинок на послідовність імпульсів напруги, кількість яких пропорційна інтенсивності випромінювання, що надходить. Схема обробки сигналів виконує масштабування та лінеаризацію лічильної характеристики детектора,

перераховує частоту імпульсів у значення потужності дози та поверхневої густини потоку бета частинок, а також підраховує їхню загальну кількість у часі для визначення накопиченої дози.



Рис. 3.2. Дозиметр-радіометр МКС-05 "ТЕРРА"

Електронний блок керування забезпечує формування та стабілізацію анодної напруги детектора, перемикає режимів роботи, відображення результатів вимірювань на цифровому індикаторі, а також сигналізацію про реєстрацію частинок за допомогою світлових та звукових індикаторів. Живлення приладу здійснюється від двох елементів типорозміру ААА, що робить його автономним і придатним для використання в польових умовах без підключення до електромережі.



Рис. 3.3 – Вимірювання випромінювання на Ломівському плесі з використанням дозиметру МКС-05 "ТЕРРА"

Перед початком вимірювань прилад готували до роботи згідно з експлуатаційною документацією. Спочатку розпаковували дозиметр, перевіряли комплектність і відсутність зовнішніх механічних пошкоджень корпусу. Далі знайомилися з розташуванням органів керування і послідовно перевіряли стан відсіку живлення, наявність двох елементів живлення, надійність контактів та відсутність слідів корозії або соляних нашарувань після зберігання. У разі потреби елементи живлення

замінювали на нові, після чого відсік закривали. Потім вмикали дозиметр, перевіряли його роботу в режимі вимірювання потужності дози гамма випромінювання, орієнтуючись на індикацію на дисплеї та світлові сигнали реєстрації квантів, і по черзі переходили в режим індикації накопиченої дози та режим контролю поверхневої густини потоку бета частинок, переконуючись у коректності перемикання режимів [3].

Безпосередні вимірювання на кожній ділянці виконували після короткої витримки, необхідної для стабілізації показників приладу. Дозиметр розташовували на фіксованій висоті над поверхнею ґрунту або води, фіксували значення потужності дози гамма випромінювання, а за потреби оцінювали й поверхневу густину потоку бета частинок. Отримані дані записували до польового журналу з прив'язкою до конкретної точки маршруту, часу доби та погодних умов, що надалі дозволило провести порівняльний аналіз між різними ділянками і двома досліджуваними озерами [2].

Під час виконання вимірювань дотримувалися основних вимог радіаційної безпеки і загальних правил роботи з джерелами іонізуючого випромінювання, викладених у чинних нормативних документах України, а також у навчальних посібниках з радіоекології, радіобіології та радіаційного моніторингу. Особливу увагу приділяли мінімізації часу перебування у потенційно більш забруднених місцях, раціональному плануванню маршрутів і використанню засобів індивідуального контролю з метою зниження індивідуального дозового навантаження дослідника.

4 РЕЗУЛЬТАТИ ВЛАСНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

Визначення радіоактивності у водних об'єктах рекреаційного призначення, зокрема на озерах Ломівське та Куряче, є важливим етапом оцінки екологічного стану цих територій. Радіаційний фон слугує інтегральним показником, що відображає інтенсивність випромінювання і побічно свідчить про ступінь забруднення середовища, у тому числі надходженням важких металів та радіонуклідів. У цьому розділі подано результати вимірювань радіоактивності на зазначених озерах з метою з'ясування фактичного рівня випромінювання та його можливого впливу на довкілля і безпеку людей, які користуються цими водоймами для відпочинку.

Порівняння отриманих даних між двома озерами дає змогу зробити висновки щодо особливостей радіаційного фону в межах різних рекреаційних зон, оцінити потенційні ризики для природних компонентів екосистем і для здоров'я населення в сучасних умовах. Це особливо актуально для великого індустріального міста, де водні об'єкти зазнають значного техногенного навантаження.

Вимірювання радіаційного фону проводили за допомогою дозиметра на ділянках, що розташовані в межах міської забудови. На кожній пробній площі здійснювали три послідовні вимірювання, після чого розраховували середнє значення показників. Такий підхід дозволив зменшити вплив випадкових коливань і отримати більш репрезентативну картину просторового розподілу радіаційного фону на досліджуваних територіях.

4.1 Результати вимірювань радіаційного фону на озері Ломівське

На озері Ломівське проводили реєстрацію рівнів гамма і бета випромінювання на п'яти пробних площах, розташованих у межах найбільш відвідуваних прибережних ділянок. Узагальнені дані подано у таблиці 4.1, де наведено середні значення для кожної точки спостережень.

Для пробної площі № 1, що розташована в межах рекреаційної зони Ломівського озера, середнє арифметичне значення гамма випромінювання становило 0,11 мкЗв/г, а середнє арифметичне значення бета випромінювання дорівнювало 0,022 мкЗв/г.

Таблиця 4.1

Результати радіаційного забруднення озера Ломівське

Проби з озера Ломівське 2025р.				
П/П	Проби гамма	Середнє арифметичне проб гамма	Проби бета	Середнє арифметичне проб бета
№1	0.09 0.10 0.14	0.11	0.015 0.025 0.028	0.022
№2	0.06 0.05 0.07	0.06	0.004 0.003 0.002	0.007
№3	0.08 0.07 0.08	0.07	0.040 0.038 0.037	0.090
№4	0.16 0.17 0.15	0.38	0.019 0.018 0.021	0.044
№5	0.11 0.12 0.10	0.26	0.004 0.002 0.003	0.007

Для пробної площі № 2 на озері Ломівське середнє арифметичне значення гамма випромінювання становило 0,06 мкЗв/г, тоді як середнє арифметичне значення бета випромінювання дорівнювало 0,007 мкЗв/г. Ця ділянка характеризувалася нижчим рівнем гамма фону порівняно з пробною площею № 1, що може бути пов'язано з особливостями рельєфу, ступенем заростання берегової смуги або віддаленістю від потенційних джерел забруднення.

На пробній площі № 3 середній арифметичний результат вимірювання гамма випромінювання склав 0,07 мкЗв/г, тоді як середнє значення бета випромінювання було значно вищим і досягало 0,090 мкЗв/г. У порівняльній характеристиці ця ділянка вирізняється саме підвищеним

рівнем бета компоненту, що може свідчити про локальне накопичення радіоактивних частинок у приповерхневому шарі ґрунту або на рослинних рештках.

Для пробної площі № 4 зафіксовано помітно вищий рівень гамма випромінювання: середнє арифметичне значення становило 0,38 мкЗв/г, при середньому значенні бета випромінювання 0,044 мкЗв/г. Саме ця точка виявилася однією з найконтрастніших за показниками гамма фону, що може бути пов'язано з особливостями будівельних матеріалів, геологічною будовою підстиляючих порід або накопиченням радіонуклідів у прибережній зоні.

Пробна площа № 5 характеризувалася середнім арифметичним значенням гамма випромінювання 0,26 мкЗв/г і середнім арифметичним значенням бета випромінювання 0,007 мкЗв/г. У порівнянні з іншими ділянками ця точка демонструє помірно підвищений гамма фон за відносно низького рівня бета випромінювання, що підкреслює просторову неоднорідність радіаційного фону навіть у межах однієї водойми. Сукупність отриманих значень свідчить про наявність ділянок із різним ступенем радіаційного навантаження, що необхідно враховувати при оцінці рекреаційної придатності берегової зони озера Ломівське.

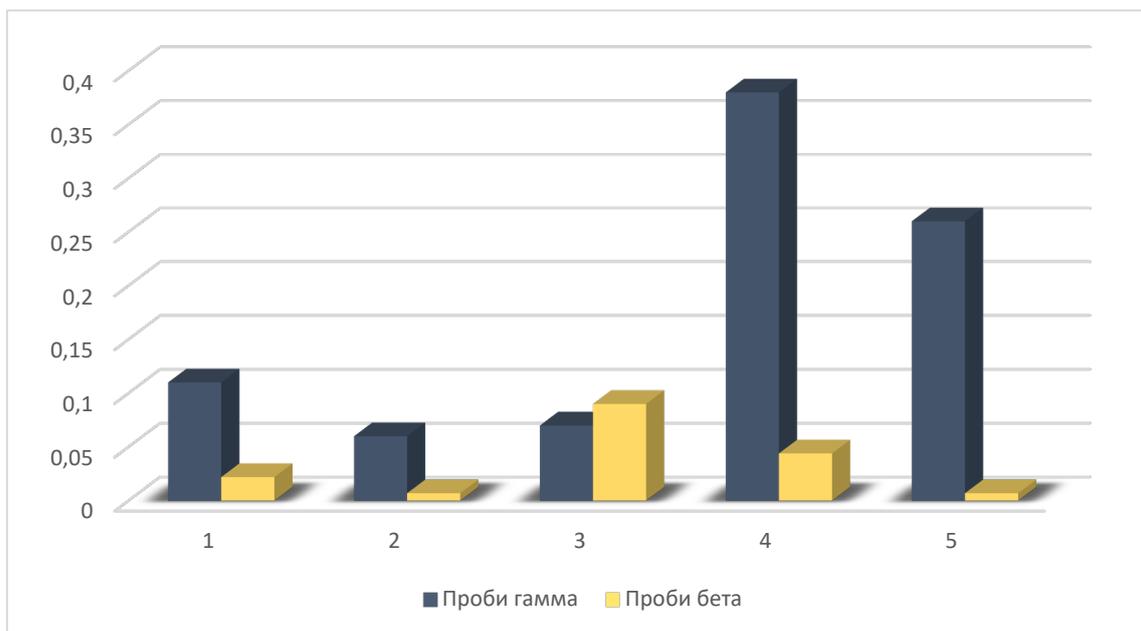


Рис. 4.1 – Результати радіаційного забруднення озера Ломівське

Треба зауважити, що найбільший показник проби γ випромінювання на озері Ломівське на пробній площі №4 та складає 0.38 мкЗв/г, найменший показник складає 0.06 мкЗв/г на пробній площі №2 (Рисунок 4.1).

Найбільший показник проби β випромінювання складає 0.090 мкЗв/г на пробній площі №3. Щодо найменшого показника, то він складає 0.007 на пробній площі №2 та пробній площі №5.

4.2 Результати вимірювань радіаційного фону на озері Куряче

На озері Куряче, так само як і на Ломівському, було виділено п'ять пробних площ, на яких здійснювали вимірювання гамма та бета випромінювання. Узагальнені результати наведено в таблиці 4.2, де для кожної ділянки подано середні арифметичні значення обох показників, отримані за результатами трьох послідовних вимірювань. Це дає змогу оцінити просторову мінливість радіаційного фону в межах рекреаційної зони озера.

Пробна площа № 1 на озері Куряче характеризувалася середнім арифметичним значенням гамма випромінювання 0,04 мкЗв/г та середнім арифметичним значенням бета випромінювання 0,025 мкЗв/г. Для цієї ділянки відзначається відносно низький гамма фон у поєднанні з помірним рівнем бета компонента, що може бути пов'язано з особливостями прибережного субстрату та характером заростання берегової смуги.

На пробній площі № 2 середнє арифметичне значення гамма випромінювання становило 0,14 мкЗв/г, тоді як середній арифметичний показник бета випромінювання дорівнював 0,022 мкЗв/г. Порівняно з ділянкою № 1 тут зафіксовано вищий рівень гамма фону за близьких значень бета випромінювання, що свідчить про просторову неоднорідність радіаційного фону в межах озера Куряче і підкреслює необхідність локальної оцінки умов перебування відпочивальників на різних відрізках берегової лінії.

Таблиця 4.2

Результати радіаційного забруднення озера Куряче

Проби з озера Куряче 2025р.				
П/П	Проби гамма	Середнє арифметичне проб гамма	Проби бета	Середнє арифметичне проб бета
№1	0.04 0.03 0.06	0.04	0.010 0.012 0.008	0.025
№2	0.05 0.07 0.06	0.14	0.011 0.008 0.010	0.022
№3	0.05 0.11 0.09	0.08	0.015 0.014 0.012	0.014
№4	0.10 0.13 0.14	0.27	0.039 0.037 0.035	0.088
№5	0.11 0.16 0.13	0.31	0.013 0.011 0.016	0.029

Пробна площа №3 на озері Куряче складає середній арифметичний результат γ випромінювання 0.08 мкЗв/г та середній арифметичний результат проби β випромінювання 0.014 мкЗв/г.

Пробна площа №4 на озері Куряче має середній арифметичний результат γ випромінювання 0.27 мкЗв/г і середній арифметичний результати проби β випромінювання 0.088 мкЗв/г.

Пробна площа №5 на озері Куряче має середній арифметичний результат проби γ та γ випромінювання 0.31 мкЗв/г і середній арифметичний результат проби β випромінювання 0.029 мкЗв/г.

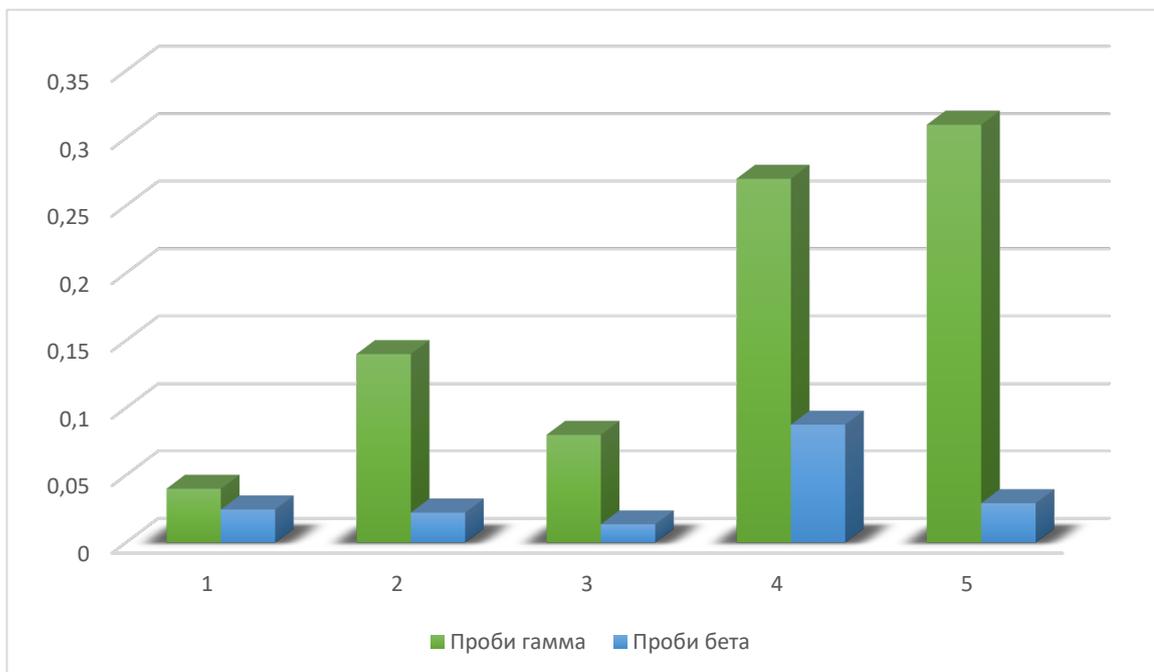


Рис. 4.2 – Результати радіаційного забруднення озера Куряче

Найбільший показник проби γ випромінювання на озері Куряче спостерігається на пробній площі №5 і досягає 0.31 мкЗв/г, найменший показник на пробній площі №1 та досягає 0.04 мкЗв/г (Рисунок 4.2).

Щодо показників β випромінювання, то найбільший показник спостерігався на пробній площі №4, який досягає 0.088 мкЗв/г, найменший дорівнює 0.014 мкЗв/г на площі №3.

4.3 Порівняння рівня радіаційного забруднення Ломівського та Курячого озер

Порівнюючи рівні гамма випромінювання на досліджуваних озерах, видно, що на двох ділянках Ломівського озера значення є вищими, ніж на відповідних ділянках озера Куряче, зокрема йдеться про пробні площі №1 та №4. На діаграмі це добре простежується за більш високими стовпчиками для Ломівського плеса на цих точках. Водночас на ділянках №2, №3 та №5 навпаки фіксуються вищі показники гамма випромінювання вже на озері Куряче, що свідчить про неоднорідний просторовий розподіл радіаційного фону навіть у межах відносно близько розташованих водойм.

Для бета випромінювання спостерігається подібна просторово

контрастна картина. Найвищий показник бета випромінювання серед усіх досліджених точок реєструється на ділянці №3 Ломівського озера, тоді як на ділянках №1, №2, №4 та №5 більш високі значення бета компонента зафіксовано вже на озері Куряче порівняно з відповідними точками на Ломівському плесі. Це вказує на те, що радіоактивні частинки, які формують бета випромінювання, можуть локально накопичуватися у прибережній зоні та донних відкладах, а характер їх розподілу залежить від поєднання гідрологічних, геоморфологічних і антропогенних чинників.

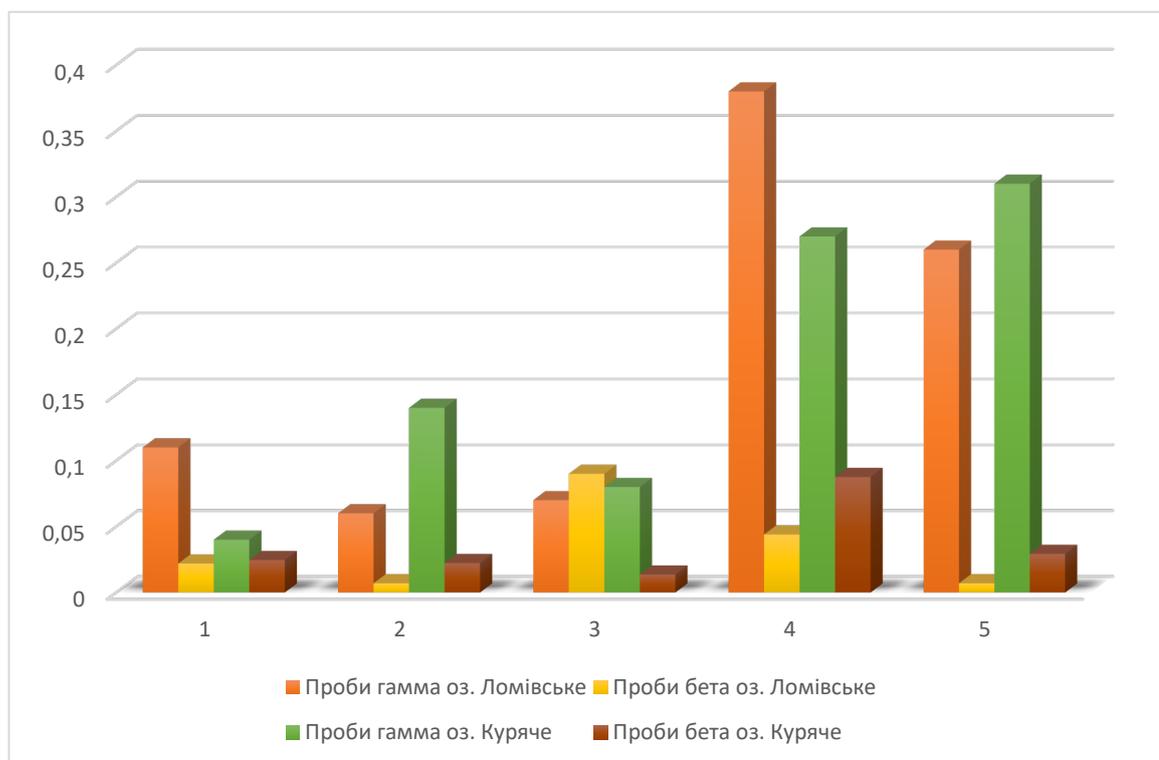


Рис. 4.3 – Порівняльні результати радіаційного забруднення озера Ломівське та Куряче

Отримані результати дають підстави припустити, що підвищені рівні як гамма, так і бета випромінювання на окремих ділянках Ломівського озера пов'язані з близькістю до важливої транспортної артерії міста Дніпро, Донецького шосе, а також до підприємств важкої промисловості. За даними польового журналу, частина пробних площ, де фіксували найвищі значення, розташовані саме в безпосередній близькості до автомагістралі. Це дає підстави вважати, що важкі метали та радіонукліди

можуть надходити у прибережну зону разом із продуктами згоряння нафтопродуктів та пилом, який переноситься з металургійних підприємств і інших заводів.

На озері Куряче простежується подібна тенденція. Із віддаленням від Донецького шосе рівень гамма і бета випромінювання поступово знижується, що ще раз підкреслює роль транспортних потоків та міської інфраструктури як потенційних джерел забруднення для рекреаційних водойм.

Окрему увагу слід звернути на те, що гамма випромінювання має найбільшу енергію серед розглянутих видів і здатне глибоко проникати в тканини організму, спричиняючи найбільшу кількість пошкоджень генетичного матеріалу. Після аналізу результатів було встановлено, що на Ломівському плесі найвищі значення гамма випромінювання спостерігаються на пробних ділянках №4 та №5, які географічно найближче розташовані до транспортної магістралі. Максимальний показник зафіксовано на ділянці №5 і він становить 0,31 мкЗв/г, що є найвищим значенням серед усіх досліджених ділянок. Найменший показник на Ломівському озері становить 0,06 мкЗв/г і зареєстрований на пробній ділянці №2, яка розташована поблизу лісового масиву і є найбільш віддаленою від автомагістралі. На озері Куряче мінімальне значення гамма випромінювання становить 0,04 мкЗв/г і спостерігається на пробній площі №1, що також знаходиться на певній відстані від шосе.

На Курячому озері максимальний показник гамма випромінювання зафіксовано на ділянці №5, де він становить 0,31 мкЗв/г. Загалом на Ломівському плесі для чотирьох з п'яти пробних ділянок рівень гамма випромінювання виявився вищим, ніж на відповідних ділянках озера Куряче, що логічно пов'язати не лише з близькістю до автомагістралей, а й з наявністю поблизу підприємств важкої промисловості, харчової індустрії та іншої техногенно навантаженої інфраструктури. Аналогічно і для бета випромінювання найбільші значення фіксувалися на пробних

ділянках, які розташовані ближче до транспортних магістралей, що підтверджує зв'язок між інтенсивністю автомобільного руху та рівнем радіоактивного забруднення прибережних територій.

Якщо розглядати узагальнені показники для обох водойм, то при розрахунку середнього значення гамма випромінювання воно виявилось вищим на Ломівському плесі і становить 0,38 мкЗв/г, тоді як на озері Куряче цей показник дорівнює 0,27 мкЗв/г. Отже, Ломівське озеро загалом має більш високий гамма фон, що може бути зумовлено як впливом промислових підприємств, так і гідравлічним зв'язком з річкою Дніпро, через який можливе надходження додаткової кількості радіонуклідів.

При інтерпретації результатів важливо враховувати не лише величину показників, а й те, наскільки інтенсивно та чи інша ділянка використовується людьми. Ломівське плесо в літній період є популярним місцем масового відпочинку, де спостерігається значна кількість відпочивальників, тоді як на Курячому озері найчастіше можна зустріти переважно рибалок любителів. Відповідно, потенційне радіаційне навантаження на населення в умовах однакових значень фону може бути вищим саме на Ломівському озері.

Отримані дані свідчать про необхідність постійного моніторингу водних показників радіоактивності в рекреаційних зонах міста Дніпро. Обидві досліджувані водойми активно використовуються населенням, тому регулярний контроль рівнів гамма та бета випромінювання є важливою умовою попередження хронічного надходження важких металів і радіонуклідів в організм людини. У разі виявлення стійкого підвищення показників до небезпечних рівнів доцільно розглядати тимчасове обмеження доступу до окремих ділянок або впровадження додаткових природоохоронних заходів.

5 ОХОРОНА ВОДОЙМ

Питання охорони водних ресурсів нині розглядається не лише на національному, а й на глобальному рівні. На Саміті ООН були визначені сімнадцять цілей сталого розвитку, серед яких окреме місце займають цілі, пов'язані з водою, а саме "Чиста вода і санітарія" та "Збереження морських ресурсів". Вони акцентують увагу на необхідності збереження кількісних і якісних характеристик водних ресурсів, а також на відповідальному ставленні людства до всіх компонентів водного середовища [56].

Водний кодекс України визначає термін "води" дуже широко. До нього відносять усі види природних вод, поверхневі, підземні та морські, які є складовими ланками загального кругообігу води в природі. Це означає, що під охорону береться весь водний фонд, незалежно від походження та конкретного місця розташування, а отже будь які порушення водного режиму чи забруднення розглядаються в межах єдиної системи водних ресурсів [21; 55].

На природні води одночасно впливає ціла низка антропогенних чинників. До основних належать виснаження запасів за рахунок надмірного водокористування, забруднення водних об'єктів промисловими та побутовими скидами, засмічення територій навколо водойм твердими побутовими відходами, а також надходження у воду хімічних речовин і радіонуклідів з різних джерел. У відповідь на ці виклики було сформовано комплекс спеціальних заходів з охорони вод, до якого входять правові, організаційні, економічні, технологічні, наукові та соціальні інструменти впливу. Вони покликані поєднати регулюючу роль держави, відповідальність бізнесу та свідоме ставлення населення до використання і збереження водних ресурсів [21; 55; 56].

У контексті сталого розвитку сформульовано низку ключових напрямів, спрямованих на збереження та раціональне використання океанів, морів та морських ресурсів. Серед них важливими є попередження і суттєве скорочення забруднення морського середовища, у тому числі

забруднення морським сміттям та надлишковими поживними речовинами, що призводять до евтрофікації; раціональне використання і захист морських та прибережних екосистем з метою запобігання їх деградації, підвищення стійкості й поступового відновлення до стану, який забезпечує добрий екологічний статус; мінімізація і, за можливості, ліквідація наслідків закислення океану через посилення наукових досліджень; розширення обсягу наукових знань про морське середовище, розвиток досліджень та передачі морських технологій, зокрема з урахуванням критеріїв і керівних принципів, розроблених Міжурядовою океанографічною комісією; удосконалення системи збереження та раціонального використання океанів шляхом дотримання норм міжнародного права, закріплених у Конвенції ООН з морського права; підвищення економічних вигод для малих острівних держав та найменш розвинених країн шляхом екологічно раціональної організації рибного господарства, аквакультури та туризму [56; 57].

Якщо перейти від глобального рівня до локального, зокрема до рекреаційних водойм, то одним з базових інженерних підходів до захисту таких об'єктів є влаштування земляних валів і дамб навколо них. Подібні споруди зменшують ризик змиву радіонуклідів з забруднених територій разом з дощовими та талими водами, а також обмежують надходження радіоактивних частинок із берегової смуги у період весняних паводків. Для зниження перенесення радіонуклідів течіями річок використовують спеціальні ями пастки для забрудненого мулу, так звані донні сховища, поперечні канавоподібні заглиблення по руслу між берегами, різного типу фільтруючі перемички, невеликі греблі і запруды. У сукупності такі заходи сприяють локалізації забруднення та його фіксації в контрольованих ділянках дна [11; 12; 13; 37].

Для невеликих водойм, таких як ставки та окремі затоки, з метою очищення від радіонуклідів інколи застосовують відносно дешеві сорбенти на основі природних мінералів. Такі матеріали здатні вилучати

радіонукліди з води, переводити їх у малорухомі форми, осаджувати та закріплювати у донних відкладах. Надалі ці відкладення можна механічно видаляти або ізолювати, що дає можливість зменшити рівень радіоактивності водної товщі без надто значних фінансових витрат.

Окремий напрямок становить використання вищих водних рослин для очищення вод від забруднень, включаючи радіонукліди. Такі види як очерет, рогіз, водяний гіацинт, ряска та елодея здатні поглинати і накопичувати у своїх тканинах важкі метали та надлишкові поживні речовини. Завдяки цьому зменшується їхня концентрація у водному середовищі, а частина забруднювачів фіксується у біомасі рослин. Однак повне видалення радіонуклідів лише за рахунок рослинного покриву досягти складно, тому такі біотехнологічні методи часто поєднують з іншими, наприклад з фільтрацією через активоване вугілля або використанням мембранних технологій на зразок зворотного осмосу [11; 12; 13].

Процеси очищення за участю корневих систем рослин дістали назву різofільтрації. В умовах водної культури багато гідрофітів мають високі коефіцієнти накопичення радіонуклідів, особливо для ізотопів стронцію та цезію, які можуть досягати дуже високих значень. Це дає можливість залучати окремі види водних та навіть наземних рослин для цілеспрямованого очищення невеликих водойм від радіоактивних елементів, за умови подальшого контролю за зібраною забрудненою біомасою.

Перспективним є також мікробіологічний підхід до очищення вод від радіонуклідів і важких металів. Інститутом мікробіології та вірусології НАН України запропоновано мікробну біотехнологію, яка базується на використанні штучно сформованих мікробних угруповань. На її основі створені спеціальні препарати, такі як "Мікробний біокаталізатор" та "Змішані мікробні угруповання". Вони мають вигляд стійких у воді гранул, що складаються з живих мікроорганізмів і необхідних для їх

життєдіяльності поживних речовин. Такі гранули здатні тривалий час зберігати свою структуру та функціональну активність і забезпечувати практично повне очищення води від ізотопів стронцію, цезію, америцію, плутонію та урану, якщо підтримуються оптимальні умови для роботи мікробних консорціумів [37].

Ураховуючи сучасний стан урбанізованих акваторій, зокрема рекреаційних водойм міста Дніпро, стає очевидною необхідність систематичного моніторингу радіоактивності вод та донних відкладів. Регулярне оцінювання і прогнозування змін рівня радіаційного фону дає змогу вчасно реагувати на потенційні загрози, обмежувати доступ населення до небезпечних ділянок та планувати комплексні природоохоронні заходи. Такий підхід є важливою складовою загальної стратегії збереження водних ресурсів і забезпечення безпечних умов відпочинку в рекреаційних зонах міста.

6 ОХОРОНА ПРАЦІ ТА БЕЗПЕКА В НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЯХ

Охорона праці розглядається як розгалужена система правових, організаційно-технічних, соціально-економічних, санітарно-гігієнічних і лікувально-профілактичних заходів, яка покликана забезпечити збереження життя, здоров'я та працездатності людини в процесі виконання нею професійних обов'язків [21; 24; 60]. У випадку досліджень, пов'язаних з моніторингом водних показників радіоактивності, ця система набуває особливої актуальності, оскільки поєднує одразу декілька груп ризиків. З одного боку, це класичні небезпеки, пов'язані з перебуванням на водоймах, роботою на вологих і слизьких берегах, зміною погодних умов, з іншого вплив іонізуючого випромінювання, можливий контакт з забрудненими донними відкладами чи водою.

Рекреаційні зони міста Дніпро, зокрема озера Ломівське та Куряче, є місцями масового відпочинку населення, але одночасно виступають стаціонарами для проведення польових досліджень. Це означає, що на одній території перетинаються інтереси відпочивальників, рибалок, працівників комунальних служб та дослідників. Організація безпечних умов праці тут має враховувати як вимоги класичної охорони праці, так і елементи цивільного захисту та готовності до дій у надзвичайних ситуаціях, пов'язаних з можливим підвищенням рівня радіаційного фону чи аваріями на об'єктах поблизу.

Відповідно до положень Закону України про об'єкти підвищеної небезпеки визначаються правові, економічні, соціальні та організаційні основи діяльності, пов'язаної з такими об'єктами. Основною метою є запобігання аваріям, обмеження їх розвитку та ліквідація наслідків, якщо вони все ж таки виникли. Це стосується не лише великих промислових підприємств, а й усього ланцюга пов'язаних з ними територій, включаючи водні об'єкти, які можуть зазнавати вторинного радіоактивного або хімічного забруднення. У цьому контексті навіть звичайні на перший

погляд дослідження в рекреаційних зонах стають частиною ширшої системи безпеки, що орієнтується на захист населення та довкілля від наслідків можливих техногенних аварій [56; 58; 60].

6.1 Основні поняття про охорону праці

Під час виконання робіт на водоймах, пов'язаних з вимірюванням водних показників радіоактивності, дослідженням гідрохімічного стану та проведенням гідробіологічних спостережень, особливу увагу приділяють первинному і повторному інструктажу з охорони праці. До виконання таких робіт допускають лише осіб, які пройшли спеціальне навчання, ознайомилися з маршрутом, умовами проведення вимірювань, можливими небезпеками та способами їх уникнення. Працівники мають чітко розуміти, як поводитися на крутому або заболоченому березі, як діяти у разі раптової зміни гідрологічної ситуації, що робити при виявленні небезпечних предметів техногенного походження чи ознак радіаційного забруднення. Працювати на водоймі наодинці заборонено, оскільки навіть незначна травма, запаморочення або раптове погіршення самопочуття можуть призвести до падіння у воду і серйозних наслідків [21; 24; 60].

На практиці безпечна організація польових досліджень передбачає, що група заздалегідь узгоджує маршрути руху, точки виходу до берега, місця можливого укриття у разі грози чи сильного вітру. Обов'язковою умовою є наявність засобів зв'язку, аптечки, рятувальних жилетів за потреби, а також попереднє інформування відповідальної особи про час виходу і орієнтовний час повернення. Окремо наголошують на сезонних ризиках. Взимку це небезпека виходу на тонкий лід, утворення крижаних напливів, у теплий період ризик теплових ударів, укусів комах та кліщів, а також раптової зміни погодних умов. Усі ці чинники мають бути враховані в інструкціях з охорони праці для працівників, які здійснюють моніторинг на відкритих водоймах.

У системі попередження надзвичайних ситуацій важливе місце

займає ідентифікація об'єктів підвищеної небезпеки. Йдеться про процедуру, за допомогою якої серед великої кількості потенційно небезпечних об'єктів виділяють ті, що насправді становлять підвищений ризик. Це можуть бути підприємства, що використовують або зберігають значні кількості небезпечних речовин, території складів, резервуарних парків або інфраструктурні об'єкти, аварія на яких здатна спричинити серйозні наслідки для людей і довкілля. Для кожного такого об'єкта визначають порогові маси небезпечних речовин, перевищення яких переводить його у категорію підвищеної небезпеки. Це дозволяє планувати заходи цивільного захисту, розробляти плани локалізації аварій та оповіщення населення [7; 8; 10; 14].

Поняття небезпечної речовини включає широкий спектр хімічних, токсичних, вибухових, окислювальних та горючих сполук, а також біологічних агентів. Важливо, що у законодавстві наголошується не лише на токсичності, а й на здатності таких речовин створювати загрозу за певних умов, наприклад при нагріванні, змішуванні з іншими реагентами або потраплянні у водне середовище. Потенційно небезпечний об'єкт у такому контексті може тривалий час функціонувати без аварій, але у разі порушення технологічної дисципліни або стихійного лиха перетворюється на джерело надзвичайної ситуації. Для дослідників, які працюють у рекреаційних зонах, важливо розуміти, що водні об'єкти часто є природними приймачами забруднення з таких об'єктів, тому знання основних положень цієї класифікації допомагає більш усвідомлено оцінювати ризики своєї діяльності.

6.2 Вимоги безпеки до території рибогосподарських підприємств та відкритих виробничих площ

Територія рибогосподарських підприємств та пов'язаних з ними виробничих об'єктів має проектуватися таким чином, щоб мінімізувати як виробничі, так і природні ризики. Розташування будівель і споруд на

берегах водойм або річок передбачає вибір підвищених ділянок, які не затоплюються в період паводків і не піддаються постійному розмиванню. При цьому враховують напрямок переважаючих вітрів, можливі зсувні процеси на схилах, стабільність берега. Залежно від типу прилеглих угідь, крутості схилів та інтенсивності господарської діяльності формують прибережну захисну смугу шириною до 100 м від урізу води, у межах якої обмежується будівництво і зменшується антропогенне навантаження [21; 22; 18; 24].

Важливим елементом безпеки є обладнання приймальних плотів, причалів та інших гідротехнічних споруд рятувальними засобами. На них мають бути рятувальні круги, мотузки, за можливості драбини для підйому з води. Водойми, підземні резервуари, колодязі, люки та канали на території підприємства повинні бути надійно закриті кришками, щоб виключити випадкове падіння працівників або техніки. Якщо через технологічні причини кришку тимчасово знімають, місце робіт огорожують і позначають попереджувальними знаками. Забороняється виконання робіт біля відкритих колодязів або заглиблених резервуарів без відповідних огорожень, оскільки це створює високий ризик травмування [21; 22].

Організація освітлення відіграє значну роль у забезпеченні безпеки. У вечірній час та при недостатній природній освітленості всі місця, де працюють люди, а також основні маршрути руху транспорту та пішоходів мають бути освітлені згідно з нормативами. Особливо це стосується переходів через канали, мостів, естакад, сходів, підходів до причалів. Наявність справного освітлення є важливою умовою не лише нормальної роботи, а й безпечної евакуації у разі пожежі або іншої надзвичайної ситуації.

Рух транспорту на території рибогосподарського підприємства організовують відповідно до вимог законодавства про дорожній рух. Встановлюють дорожні знаки, обмеження швидкості, схему руху

внутрішнього транспорту і пішоходів. В'їзд і виїзд обладнують світловою або звуковою сигналізацією, що попереджає про рух транспортних засобів. Дороги, проїзди та проходи до виробничих, адміністративних і санітарно побутових приміщень повинні утримуватися в належному стані. У теплу пору року їх регулярно прибирають від сміття, у зимовий період очищають від снігу та льоду, за потреби посипають піском, щоб запобігти посковзуванню людей та заносу коліс транспорту [18; 21; 24].

Окрему увагу приділяють протипожежній безпеці. На території не допускається утворення несанкціонованих звалищ спалимих відходів, розведення вогнищ, спалювання сміття. Місця розташування сміттєзбірників облаштовують бетонованими або цегляними стінками з трьох боків, контейнери для сміття мають бути водонепроникними і закриватися щільними кришками. Регулярне очищення та дезінфекція цих майданчиків запобігають появі неприємних запахів, поширенню гризунів і комах. Куріння дозволяють лише у спеціально відведених місцях, обладнаних урнами з неспалимих матеріалів, що також знижує ризик виникнення займання. Дороги та під'їзди до пожежних гідрантів, водойм для пожежогасіння, стаціонарних драбин та іншого обладнання мають завжди залишатися вільними, щоб у разі потреби оперативно забезпечити доступ аварійно рятувальних служб [21; 24].

6.3 Заходи індивідуального захисту і особистої гігієни при роботі з радіоактивними речовинами

Робота з відкритими джерелами іонізуючого випромінювання або з об'єктами, де потенційно можуть бути радіоактивні речовини, вважається небезпечною за визначенням. Тому увесь персонал, який виконує такі роботи або знаходиться в приміщеннях, де вони проводяться, повинен бути забезпечений засобами індивідуального захисту відповідно до класу робіт. Для найризикованіших робіт першого класу передбачають використання повного комплексу спецодягу, який включає комбінезони,

спеціальну білизну, шапочки, панчохи, легке, але закрите взуття, переважно гумове, рукавиці, а також засоби захисту органів дихання. Важливо не лише видати цей одяг, а й навчити працівників правильно його одягати, знімати та зберігати, щоб уникнути вторинного забруднення [7; 8; 12; 13].

Для робіт другого і третього класів, де рівень ризику нижчий, застосовують полегшені комплекти, здебільшого халати, шапочки, рукавиці і відповідне взуття. У разі підвищеного ризику утворення аерозолів або пилу додатково використовують респіратори. Працівник повинен розуміти, що навіть при відносно невеликих рівнях активності недбале ставлення до засобів індивідуального захисту може призвести до хронічного надходження радіонуклідів в організм, тому будь які спрощення або відмова від частини захисних елементів є неприпустимими.

У приміщеннях, де працюють з відкритими радіоактивними джерелами, встановлюють низку жорстких обмежень. Забороняється перебування без спецодягу і засобів індивідуального захисту, категорично не можна зберігати харчові продукти, тютюнові вироби чи косметику. Прийом їжі та куріння допускаються лише у спеціальних кімнатах, повністю відокремлених від зони роботи з радіоактивними речовинами. Окремо звертають увагу на недопустимість дій, які можуть сприяти потраплянню радіоактивних розчинів на слизові оболонки, наприклад роботи з піпеткою без використання груші. Після завершення роботи кожний співробітник зобов'язаний прибрати своє робоче місце, виконати дезактивацію посуду та обладнання, а потім перевірити чистоту за допомогою радіометричних приладів [12; 13].

Перед виходом із приміщення необхідно зняти спецодяг, рукавиці, засоби захисту органів дихання, ретельно вимити руки і за можливості інші відкриті ділянки шкіри, а потім провести контроль на наявність радіоактивного забруднення. Якщо прилад фіксує активність вище допустимого рівня, застосовують спеціальні мийні засоби. Залежно від

хімічної природи радіонуклідів використовують адсорбенти, наприклад каолінову пасту, комплексоутворювачі, розчини органічних кислот або соди. Така послідовність дій дозволяє зменшити ризик проникнення радіонуклідів через шкіру і запобігти їх поширенню за межі лабораторії.

Радіаційний контроль є невід'ємною складовою системи безпеки. Його здійснюють співробітники, які пройшли спеціальну підготовку, або працівники служби радіаційної безпеки. Індивідуальний контроль доз опромінення персоналу зазвичай проводять один раз на місяць за допомогою індивідуальних дозиметрів. Контроль рівня забруднення робочих поверхонь, обладнання, спецодягу та шкіри виконують після кожного циклу роботи з радіоактивними речовинами. Всі результати вносять до журналів, що дозволяє відстежувати динаміку та своєчасно виявляти відхилення. Персонал, відповідальний за прибирання приміщень, працює у додаткових засобах захисту, таких як пластикові фартухи, нарукавники, спеціальні напівхалати та гумове взуття, оскільки при збиранні підлоги та робочих поверхонь можливий контакт з залишками радіоактивних розчинів або пилу [7; 12].

Перехід з приміщень більш високого класу небезпеки до приміщень нижчого класу повинен супроводжуватися обов'язковим контролем рівня забруднення засобів індивідуального захисту, особливо спецвзуття та рукавичок. Це дозволяє уникнути перенесення радіоактивних частинок до зон, де за нормою їх бути не повинно. Таким чином формується замкнена система безпеки, у якій поєднуються інженерні, організаційні та індивідуальні заходи захисту [7;13].

Ще одним важливим аспектом є зменшення надходження радіонуклідів до організму з продуктами харчування. Для цього доцільно систематично вживати продукти, що містять радіопротекторні речовини. До таких харчових компонентів відносять яблучне повидло і неосвітлений яблучний сік, плоди чорноплідної горобини, ожини, моркву, обліпиху, а також продукти бджільництва, серед яких мед, прополіс та маточне

молочко. Додатковий позитивний ефект може забезпечувати вживання цибулі та часнику. Вважається, що ці продукти частково зв'язують радіонукліди і сприяють їх виведенню, водночас підвищуючи загальну стійкість організму до дії іонізуючого випромінювання. Важливо розуміти, що такий раціон не може замінити технічні і організаційні заходи безпеки, але є корисним доповненням до них, особливо за умови регулярного вживання [24; 26; 53].

ВИСНОВКИ

Моніторинг водних показників радіоактивності в рекреаційних зонах міста Дніпро, зокрема на озерах Ломівське та Куряче, показав, що ці водойми є потенційно вразливими до накопичення радіонуклідів і важких металів та потребують постійної уваги з боку фахівців і органів місцевого самоврядування. Наявність навіть помірно підвищених показників гамма та бета випромінювання в зонах активного відпочинку населення та любительського рибальства створює фактор довгострокового ризику для здоров'я людей і стану водних екосистем, особливо з огляду на загальну техногенну та радіаційну ситуацію в Дніпропетровському регіоні.

У ході дослідження було систематизовано та проаналізовано літературні джерела, присвячені радіаційній обстановці, радіоекологічному моніторингу та стану водних екосистем у техногенно навантажених регіонах. Це дозволило окреслити загальні закономірності формування радіаційного фону, шляхи міграції радіонуклідів у довкіллі, а також особливості їх накопичення у водних об'єктах, що використовуються в рекреаційних цілях. Окремо були охарактеризовані фізико-географічні умови Ломівського озера та озера Куряче, їх положення в системі міських водойм, гідрологічні та ґрунтові особливості, а також елементи біоти, що мають значення для оцінки екологічного стану.

Польові дослідження дали змогу отримати конкретні кількісні показники гамма та бета випромінювання у прибережних зонах обох водойм. На основі серії вимірювань на п'яти пробних ділянках було встановлено, що найвищий рівень гамма випромінювання зафіксовано на Ломівському плесі і він становив 0,38 мкЗв/г на окремій ділянці. На озері Куряче максимальні значення гамма випромінювання досягали 0,27–0,31 мкЗв/г, що також свідчить про відносно підвищений рівень радіаційного фону в окремих точках. Показники бета випромінювання виявилися більш контрастними: найвище значення зафіксовано на озері Куряче і воно становило 0,088 мкЗв/г, тоді як на Ломівському озері спостерігалися

суттєві коливання між різними пробними площами.

Аналіз просторового розподілу рівнів випромінювання показав, що найбільші значення як гамма, так і бета випромінювання припадають на пробні площі, розташовані в безпосередній близькості до Донецького шосе та інших елементів транспортної і промислової інфраструктури. Це дає підстави припускати, що важкі метали та радіонукліди можуть надходити до довкілля разом із пиловими масами, продуктами згорання нафтопродуктів, а також із викидами підприємств важкої промисловості. Додатковий вплив на Ломівське плесо може мати його гідравлічний зв'язок з Дніпровським водосховищем, яке збирає стік з великої частини промислової агломерації.

Отримані результати свідчать, що хоча зафіксовані рівні гамма та бета випромінювання не вказують однозначно на критичну радіаційну ситуацію, їх нерівномірність і схильність до зростання в окремих ділянках потребують систематичного моніторингу. Особливе значення це має для прибережних зон, де зосереджена основна рекреаційна активність мешканців міста, а також для ділянок із мілководдям і мулистими відкладами, які можуть виступати депо радіонуклідів.

Узагальнюючи результати, можна зазначити, що поставлені завдання були реалізовані послідовно: опрацьовано наукові джерела щодо моніторингу радіаційного стану водних об'єктів, охарактеризовано фізико-географічні особливості Ломівського озера та озера Куряче, проведено інструментальні вимірювання радіаційного фону, здійснено порівняльний аналіз рівнів гамма та бета випромінювання на досліджуваних ділянках. На основі цього можна зробити висновок, що озера Ломівське та Куряче є чутливими індикаторами техногенного навантаження на довкілля міста Дніпро та потребують подальших спостережень.

З огляду на виявлені тенденції, доцільно рекомендувати продовження моніторингу водних показників радіоактивності в

рекреаційних зонах з розширенням мережі спостережних точок, залученням даних про хімічний склад води та донних відкладів, а також поєднанням радіометричних вимірювань з біоіндикаційними методами. Це дозволить своєчасно виявляти можливе зростання рівнів забруднення, обґрунтовувати обмежувальні заходи щодо використання окремих ділянок водойм у рекреаційних цілях і підвищувати рівень екологічної безпеки для мешканців міста.

ПРОПОЗИЦІЇ

З урахуванням результатів моніторингу водних показників радіоактивності в рекреаційних зонах міста Дніпро, а також впливу бойових дій на території України, доцільно рекомендувати органам місцевого самоврядування, екологічним службам та профільним установам організувати систематичний контроль рівнів гамма та бета випромінювання на природних і штучних водоймах у межах населених пунктів. Особливу увагу слід приділяти тим ділянкам, які активно використовуються населенням для купання, відпочинку та любительського рибальства, оскільки саме там ризик тривалого контакту людей із забрудненим середовищем є найвищим.

Доцільно впровадити регулярні вимірювання на постійно діючих стаціонарах з фіксацією результатів у відкритих реєстрах, щоб забезпечити прозорість інформації для мешканців. У разі виявлення перевищення орієнтовно безпечних рівнів радіаційного фону необхідно оперативно запроваджувати тимчасові обмеження щодо використання відповідних ділянок водойми, інформувати населення про можливі ризики та, за потреби, проводити додаткові дослідження води і донних відкладів.

Варто також рекомендувати розроблення локальних програм радіоекологічного моніторингу рекреаційних водойм, що включатимуть не лише радіаційні вимірювання, а й оцінку хімічного складу води, стану донних відкладів та біоти. Поєднання інструментальних методів із біоіндикаційними підходами дозволить більш повно оцінювати екологічну безпеку цих територій. Особливе значення має налагодження взаємодії між науковими установами, органами влади та громадськістю для своєчасного реагування на можливі зміни радіаційного стану водойм та мінімізації ризиків для здоров'я населення.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Булейко А.А. Техногенний вплив на сучасний стан видового складу іхтіофауни р. Самара в Новомосковському районі Дніпропетровської області. *Екологія та ноосферологія*, Дніпро: ДНУ, 2023, 34 (1), р. 49-53. URL: <https://en.dp.ua/index.php/en/article/view/1407>
2. Булейко А.А. Дослідження впливу живлення риб на прикладі коропа (*Suprinus carpio* L.) в умовах забруднення хімічними речовинами водного середовища. *Екологія та ноосферологія*, Дніпро: ДНУ, 2024, 35 (1), р. 72-77. URL: <https://en.dp.ua/index.php/en/article/view/1472>
3. Булейко А.А. Моніторинг досліджень радіоактивності в рекреаційних зонах м. Дніпро на прикладі ділянок озера Ломівське та озера Куряче в умовах сьогодення. *Водні біоресурси та аквакультура*, Херсон: ХДАЕУ, 2025, №1(17), с. 279-288. URL: <https://doi.org/10.32782/wba.2025.1.23>
<http://www.wra-journal.ksauniv.ks.ua/vip-1-2025-ukr>
4. Булейко А.А. Вплив живлення риб на якість рибопродукції в умовах забруднення водного середовища хімічними речовинами. *Екологія та ноосферологія*, Дніпро: ДНУ, 2025, 36 (1), р. 45-52. doi: 10.15421/032506 URL: <https://en.dp.ua/index.php/en/index>
5. Булейко А.А. Моніторинг гідрохімічних показників на прикладі ділянки озера Ломівське до вирішення та спростування інноваційних рішень. II Міжнародна науково-практична інтернет конференція «Towards a Holistic Understanding: Interdisciplinary Approaches to Tackle Global Challenges and Promotion of Innovative Solutions», 13-14 березня 2025р. м. Дніпро, с. 74-75. URL: <http://www.wayscience.com/wp-content/uploads/2024/03/Conference-Proceedings-March-14-15-2024.pdf>
6. Булейко А.А. Моніторинг досліджень радіоактивності в рекреаційних зонах м. Дніпро на прикладі ділянок озера Ломівське та озера Куряче в умовах просування інноваційних рішень. Ist International Scientific and Practical Internet Conference "Towards a Holistic Understanding: Interdisciplinary Approaches to Tackle Global Challenges and Promotion of

Innovative Solutions" is devoted to an attempt to bring together representatives of various scientific fields to present innovative ideas and practical solutions. March 14-15, 2024, Dnipro, Ukraine, p. 78.

URL: <http://www.wayscience.com/wp-content/uploads/2024/03/Conference-Proceedings-March-14-15-2024.pdf>

7. Булейко А.А. Методичні рекомендації до виконання практичних робіт з вибіркової навчальної дисципліни Моніторинг радіаційно забруднених водойм для здобувачів другого (магістерського) рівня вищої освіти спеціальності 207 Водні біоресурси та аквакультура ОПП Водні біоресурси та аквакультура. Дніпро: ДДАЕУ, 2023. 67 с.

8. Булейко А.А. Методичні рекомендації для самостійного опрацювання тем програми навчальної дисципліни Моніторинг радіаційно забруднених водойм які не викладаються на аудиторних заняттях для здобувачів другого (магістерського) рівня вищої освіти спеціальності 207 Водні біоресурси та аквакультура ОПП Водні біоресурси та аквакультура Дніпро: ДДАЕУ, 2024. 50с.

9. Варивода К. С. Чорнобильська катастрофа: історія і сучасність (до 30-річчя аварії на Чорнобильській АЕС) [Електронний ресурс] / К. С. Варивода// *Переяславський літопис*. – 2017. – Вип. 12. – 184с.

URL:

<https://elibrary.kdpu.edu.ua/bitstream/123456789/3108/1/%D0%A7%D0%BE%D1%80%D0%BD%D0%BE%D0%B1%D0%B8%D0%BB%D1%8C%D1%81%D1%8C%D0%BA%D0%B0%20%D0%BA%D0%B0%D1%82%D0%B0%D1%81%D1%82%D1%80%D0%BE%D1%84%D0%B0.pdf>

10. Генетичні наслідки віддалених стохастичних ефектів іонізуючого випромінювання. Архів оригіналу за 7 серпня 2021.

URL:

[https://fz.kiev.ua/journals/2012_V.58/Fiziologichni%20Zhurnal%2058\(5\)_2012_78-85.pdf](https://fz.kiev.ua/journals/2012_V.58/Fiziologichni%20Zhurnal%2058(5)_2012_78-85.pdf)

11. Гроховська Ю.Р., Ходосовцев О.Є., Пилипенко Ю.В., Кононцев С.В. Гідроботаніка: Навчальний посібник Ю.Р. Гроховська, О.Є.Ходосовцев, Ю.В.Пилипенко, С.В.Кононцев. – Стереотип. вид. – Херсон : ОЛДІ ПЛЮС, 2017 – 376 с. URL: https://knushop.com.ua/image/catalog/oldi202305/pdf/266.pdf?srsltid=AfmBOoqLRKCdvL2yqJyA0GE8Z_ICvS0r6d98w0XdVckm7G1rFRDS5HWp
12. Гудков І.М., Кашпаров В.О., Паренюк О.Ю. Радіо-екологічний моніторинг: навчальний посібник, Київ 2019. 188с. URL: https://nubip.edu.ua/sites/default/files/u243/27_gudkov_radioekologichniy_monitoring.pdf
13. Гудков І. М. Радіобіологія. Київ: НУБіП України, 2016. 485 с. URL: https://nubip.edu.ua/sites/default/files/u172/%D0%A0%D0%B0%D0%B4%D1%96%D0%BE%D0%B1%D1%96%D0%BE%D0%BB%D0%BE%D0%B3%D1%96%D1%8F_2016.pdf
14. Давиденко В. М. Радіобіологія В.М. Давиденко – Миколаїв: Видав. МДАУ, 2011. – 265 с.
URL: <https://moodle.mnau.edu.ua/file.php/1/freebook/radiobiologiya.pdf>
15. Дворецький А.І., Новіцький Р.О., Булейко А.А. Бібліографічний покажчик-довідник «Дніпровське водосховище». Дніпро, 2022. 152с.
URL: https://www.researchgate.net/publication/363319250_Dniprovske_Reservoir_bibliographic_directory
16. Загальна іхтіологія: конспект лекцій для студентів першого (бакалаврського) рівня вищої освіти спеціальності 207 “Водні біоресурси та аквакультура” Н.Є. Гриневич, В.С. Жарчинська, Н.М. Присяжнюк, А.О. Слюсаренко, О.А. Хом’як, О.Р. Михальський, А.М. Трофимчук. – Біла Церква, 2021. – 150 с.
URL: https://rep.btsau.edu.ua/bitstream/BNAU/7251/1/Zahalna_Ikhtiolohiia.pdf
17. Заказник «Лівобережний» в межах міста Дніпро – етапи створення,

сьогодення та подальше існування Ю. Грицан, Б. Барановський, В. Манюк та ін. *Екологічний вісник*. 2021. № 3. С. 14–19. Режим доступу: URL: https://www.ecoleague.net/images/2021/EB_3-2021.pdf

18. Клименко М. О., Клименко О. М., Клименко Л. В. К49 Радіоекологія : підручник. – Рівне : НУВГП, 2020. – 304 с. URL: <https://ep3.nuwm.edu.ua/18527/1/%D0%A0%D0%B0%D0%B4%D1%96%D0%BE%D0%B5%D0%BA%D0%BE%D0%BB%D0%BE%D0%B3%D1%96%D1%8F.pdf>

19. Моніторинг радіаційно забруднених водойм: навч. посіб. Дворецький А. І., Новіцький Р. О., Байдак Л. А., Сапронова В. О., Булейко А. А., Рожков В. В. Дніпро: Ліра, 2020. 122 с. URL: <https://dspace.dsau.dp.ua/handle/123456789/10836?mode=full>

20. Меленевський О. Е. Іонізуючі випромінювання Енциклопедія сучасної України ред. кол.: І. М. Дзюба та ін., НАН України, НТШ. — К. : Інститут енциклопедичних досліджень НАН України, 2001–2023. — ISBN 966-02-2074-X. URL: <https://dnuvs.ukr.education/wp-content/uploads/2023/11/zbirnyk-10.11.2023-final.pdf>

21. Москалюк, І., Сакун, М., Безалтична, О., Москалюк, А., & Пуріч, В. Охорона праці, професійні захворювання та травматизм у сільському господарстві. *Аграрний Вісник Причорномор'я*, 2022. 102с. URL: <https://abbsl.osau.edu.ua/index.php/visnuk/article/view/277>

22. Нестеренко, Василь Б.; Яблоков, Олексій В. (2009). Розділ І. Чорнобильське забруднення: огляд. *Анналитика Нью-Йоркської академії наук (укр.)* 1181 (1): 4–30. Bibcode:2009NYASA1181.4N. ISSN 1749-6632.

23. Паламарчук М.М., Закорчевна Н.Б. Водний фонд України: Довідковий посібник. За ред. В. М. Хорєва, К. А. Алієва. Київ: Ніка-Центр, 2001. 392 с. URL: <https://infopacket.knu.ua/SubjectInfo?subjectId=109661>

24. Пожарова О.В. Охорона праці: навчальний посібник. 2022. 86с. URL: <https://dspace.onua.edu.ua/server/api/core/bitstreams/c43eae68-55d5-4119-8ee7-c7fa957b3d17/content>

25. Паламарчук М.М., Закорчевна Н.Б. Водний фонд України: Довідковий посібник. За ред. В. М. Хорєва, К. А. Алієва. Київ: Ніка-Центр, 2001. 392 с.

URL: <https://infopacket.knu.ua/SubjectInfo?subjectId=109661>

26. Радіоактивне забруднення словник-довідник з екології: навч.-метод. посіб. уклад. О. Г. Лановенко, О. О. Остапішина. — Херсон: ПП Вишемирський В. С., 2013. — С. 150.

27. Сапронова В. О., Новіцький Р. О., Коломійцева О. М., Булейко А. А. Вміст важких металів у воді, донних відкладах та риби водних об'єктів різного призначення Дніпропетровської області. *Рибогосподарська наука*, 2024, № 2 (69). С. 32-36.

URL: <https://fsu.ua/index.php/en/2024/2-2024-68/2024-02-023-039-sapronova>

28. Сучасні проблеми раціонального використання водних біоресурсів: I Міжнародна науково-практична конференція, м. Київ, 15-17 травня 2018 р.: збірник матеріалів. Київ : ПРО ФОРМАТ, 2018. 160 с.

29. Хільчевський В. К., Ободовський О. Г., Гребінь В. В. та ін. Загальна гідрологія: Підручник. Київ: ВПЦ «Київський університет», 2008. 399 с.

URL: <https://ev.vue.gov.ua/publications/vydannia-i-publikatsii-avtoriv-ta-partneriv-velykoi-ukrainskoi-entsyklopedii/zahalna-hidrolohiiia-pidruchnyk-v-k-khilchevskyyu-o-h-obodovskyyu-v-v-hrebin-ta-in-k-vydavnychopolihrafichnyy-tsentr-kyivskyyu-universytet-2008-399-s/>

31. Христов О.О., Бондарев Д.Л. Комплексна оцінка іхтіофауни водою Дніпровсько-Орільського природного заповідника. Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія: біологія. спеціальний випуск. *Гідроекологія*. 2010. 2 (43). С. 584–590. URL:

https://eprints.zu.edu.ua/5519/1/NZ_2_2010.pdf

32. Цінник М, Бесараб О. & Моторенко В. Біобезпека та охорона праці. *Біомедична інженерія і технологія*, 2021. 5, 52-58с. URL: <http://biomedtech.kpi.ua/article/view/231250>

33. Якубенко Б. Є., Царенко П. М., Алейніков І. М., Шабарова С. І., Машковська С. П., Дядюша Л. М., Тертишний А. П. Ботаніка з основами гідроботаніки (Водні рослини України). Підручник для студентів класичних та аграрних університетів. – К.: *Фітосоціоцентр*, 2011. – 535 с. URL: <http://kizman-tehn.com.ua/wp-content/uploads/2017/09/Gidrobotanika.pdf>
34. Bonisoli-Alquati, A., Møller, A.P., Rudolfson, G., Mousseau, T.A. (2022). Birds as Bioindicators of Radioactive Contamination and Its Effects. In: Wood, M.D., Mothersill, C.E., Tsakanova, G., Cresswell, T., Woloschak, G.E. (eds) *Biomarkers of Radiation in the Environment. NATO Science for Peace and Security Series A: Chemistry and Biology*. Springer, Dordrecht. URL: <https://silice.csic.es/publication/6cbbd62a-44a2-4f81-a84e-710efcdb4382>
35. Chernobyl's Deadly Legacy. JAMA, 2005, 294(15):1890. URL: https://dSPACE.ksaeu.kherson.ua/bitstream/handle/123456789/11313/%D0%92%D0%BE%D0%B4%D0%BD%D1%96%20%D0%B1%D1%96%D0%BE%D1%80%D0%B5%D1%81%D1%83%D1%80%D1%81%D0%B8_1_2025.pdf?sequence=1&isAllowed=y
36. Ebeling, M., Steinestel, K., Grunert, M., Schramm, A., Wilde, F., Pietzka, S., & Sakkas, A. Chernobyl's Aftermath: Multiple Manifestations of Basalioma in a Patient after Radioactive Contamination in 1986. *Radiation*, 2023, 3(4), 203-210. URL: <https://doi.org/10.3390/radiation3040016>
https://www.researchgate.net/publication/374944493_Chernobyl's_Aftermath_Multiple_Manifestations_of_Basalioma_in_a_Patient_after_Radioactive_Contamination_in_1986
37. Evangelidou N, Hamburger T, Talerko N, Zibtsev S, Bondar Y, Stohl A, et al. Reconstructing the Chernobyl Nuclear Power Plant (CNPP) accident 30 years after. A unique database of air concentration and deposition measurements over Europe. *Environ Pollut.* 2016; 216: 408–18. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749116304110>

38. Gerson AR, McKechnie AE, Smit B, Whitfield MC, Smith EK, Talbot WA, et al. The functional significance of facultative hyperthermia varies with body size and phylogeny in birds. *Funct Ecol.* 2019;33(4):597–607.

URL: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2435.13274>

39. Hanford Cultural Resources Program, U.S. Department of Energy (2002). Hanford Site Historic District: History of the Plutonium Production Facilities, 1943–1990. *Columbus, OH: Battelle Press.* p. 1.27

URL: <https://www.environmentandsociety.org/mml/hanford-site-historic-district-history-plutonium-production-facilities-1943-1990>

40. Lehmann P, Ammunét T, Barton M, Battisti A, Eigenbrode SD, Jepsen JU, et al. Complex responses of global insect pests to climate warming. *Front Ecol Environ.* 2020;18(3):141–50. URL:

<https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/fee.2160>

41. Lehmann P, Boratyński Z, Mappes T, Mousseau TA, Møller AP. Fitness costs of increased cataract frequency and cumulative radiation dose in natural mammalian populations from Chernobyl. 2016 Jan 27;6:19974. URL:

<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/26814168/>

42. MacNaughton WK. Review article: new insights into the pathogenesis of radiation-induced intestinal dysfunction. *Aliment Pharmacol Ther.* 2000;14(5):523.

URL: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/10792113/>

43. Mappes T, Boratyński Z, Kivisaari K, Lavrinienko A, Milinevsky G, Mousseau TA, et al. Ecological mechanisms can modify radiation effects in a key forest mammal of Chernobyl. *Ecosphere.* 2019;10(4).

URL: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ecs2.2667>

44. Mousseau, T. A. & Møller, A. P. Landscape portrait: A look at the impacts of radioactive contaminants on Chernobyl's wildlife. *Bulletin of the Atomic Scientists,* 2011, 67(2):38-46. URL; <https://doi.org/10.1177/0096340211399747>

URL: <https://journals.sagepub.com/doi/10.1177/0096340211399747>

45. Møller AP, Mousseau TA. Biological consequences of Chernobyl: 20 years on. *Trends Ecol Evol.* 2006;21(4):200–7. URL:

<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/16701086/>

46. Mora C, Dousset B, Caldwell IR, Powell FE, Geronimo RC, Bielecki CR, et al. Global risk of deadly heat. *Nature Clim Change.* 2017;7(7):501–6.

URL: <https://www.nature.com/articles/nclimate3322>

47. McKechnie AE, Rushworth IA, Myburgh F, Cunningham SJ. Mortality among birds and bats during an extreme heat event in eastern South Africa.

Austral Ecol. 2021;46(4):687–91. URL:

<https://ui.adsabs.harvard.edu/abs/2021AusEc..46..687M/abstract>

48. Naturally-Occurring Radioactive Materials (NORM). *World Nuclear Association.* March 2019.

URL: <https://world-nuclear.org/Information-Library/Safety-and-Security/Radiation-and-health/Naturally-Occurring-Radioactive-Materials-NORM>

49. Nazarian N, Krayenhoff ES, Bechtel B, Hondula DM, Paolini R, Vanos J, et al. Integrated assessment of urban overheating impacts on human life. *Earth's Future.* 2022;10 (8).

URL: <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/2022EF002682>

50. Sophia C. Tintori, Derin Çağlar, Patrick Ortiz, Matthew V. Rockman,. Environmental radiation exposure at Chornobyl has not systematically affected the genomes or chemical mutagen tolerance phenotypes of local worms. *Nanoparticles for RNA Therapeutics.* March 5, 2024 Vol. 121 | No. 11 URL:

<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/38442158/>

51. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (2008). Sources and effects of ionizing radiation. *New York: United Nations* (опубліковано 2010). с. 4. ISBN 978-92-1-142274-0. URL:

https://www.unscear.org/unscear/uploads/documents/unscear-reports/UNSCEAR_2008_Report_Vol.I-CORR.pdf

52. Yablokov, A. V. Chernobyl's Radioactive Impact on Fauna. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 2009, 1181(1):255-280. URL:
<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/20002052/>
53. Zimmer, K. Scientists can't agree about Chernobyl's impact on wildlife. *Knowable Magazine*. 2022. URL:
https://www.realclearscience.com/2022/02/08/scientists_cant_agree_about_chernobyls_impact_on_wildlife_815721.html
54. <https://unn.ua/news/energoatom-pidtverdilasya-informatsiya-pro-okopi-yaki-rashisti-rili-pryamo-v-rudomu-lisi>
55. <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80#Text>
56. <https://globalcompact.org.ua/tsili-stijkogo-rozvytku/>
57. <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2245-14#Text>
58. https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/995_262#Text
59. <http://www.ecotest.ua/ua>
60. <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z2074-12#Text>
61. <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0062282-97#Text>
62. <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0552-05#Text>