

Міністерство освіти і науки України  
Львівський національний університет імені Івана Франка

**ШАЦЬКЕ ПООЗЕР'Я:  
ХАРАКТЕРИСТИКА АБІОТИЧНИХ  
І БІОТИЧНИХ КОМПОНЕНТІВ  
ЕКОСИСТЕМ**

За редакцією проф., д-ра біол. наук  
Й.В. ЦАРИКА

**ЛЬВІВ**  
Видавничий центр ЛНУ  
імені Івана Франка  
2008

УДК 504.455(477.82)  
ББК ЕО\*820\*806(4УКР3-4ВОЛ)  
А:Ш-32

Рецензенти:

д-р біол. наук, *В.П. Жилияєв*,  
д-р геол. наук, *І.В. Попівняк*,  
д-р фіз.-мат. наук *І.І. Половинко*

*Рекомендовано до друку*

*Вченою радою Львівського національного університету імені Івана Франка*  
Протокол № 33/6 від 22.06.2005

*Усі права застережено. Передруки, переклади, копіювання і збереження в комп'ютерних системах дозволяється лише за наявності письмової згоди авторів і видавництва*

**А:Ш-32 Шацьке поозер'я:** Характеристика абіотичних і біотичних компонентів екосистем /За редакцією доктора біологічних наук Й. Царика. – Львів: ЛНУ, 2008. – 216 с.

**Shatsk lake-land:** Character of the ecosystems biotic and abiotic components /Ed. By J. Tsaryk. – Lviv: LNU, 2008. – 216 p.

ISBN 966-613-404-7.

Оцінено абіотичні складові польських екосистем, ґрунти, рельєф, ґрунтові та поверхневі води, їхній ефективний вплив на стан і сучасне формування природно-територіальних, озерних комплексів Шацького національного природного парку та суміжних територій. З'ясовано, що в сапропелевих мулах озер Шацького національного парку наявний високий вміст органічних речовин. Простежено зв'язок між ступенем радіоактивного забруднення приповерхневого шару ґрунту та накопиченням радіонуклідів деякими представниками рослинного світу та грибів регіону.

Призначено для екологів, викладачів та студентів природничих спеціальностей.

The estimation was done on the biotic and abiotic parts of the ecosystems, that forms the contemporary condition of the nature-territorial complexes of the Shatsky National Park. The analysis of the faunistic diversity is done, the necessity of the renaturation of the peat marshes and the flooded meadows is grounded. This will help to the renewing of the nature habitats and the quantity of the rare species. It is established that the sapropel lake mud contains a high level of the organic substance being useful for agricultural economy. The connection was seen between the level of the radioactive pollution of the up layer of the soil and the accumulation of the radionuclides by some plants and mushrooms in the region.

УДК 504.455(477.82)

ББК ЕО\*820\*806(4УКР3-4ВОЛ)

© Богуцький А.В., Грабовський В.А.,  
Хмелівський В.О. та ін., 2008

© Львівський національний університет  
імені Івана Франка, 2008

ISBN 966-613-404-7

## Зміст

ВСТУП.....	5
1. ПРИРОДНІ УМОВИ ШАЦЬКОГО ПООЗЕРЯ ( <i>А.Б. Богуцький, Р.Я. Дмитрук, І.Б. Залеський</i> ) .....	7
1.1. Орогідрографія.....	7
1.2. Клімат.....	9
1.3. Ґрунти і рослинність.....	10
1.4. Геологічна будова.....	12
1.5. Тектоніка та історія геологічного розвитку.....	22
1.6. Гідрогеологічні умови.....	26
2. ГЕОМОРФОЛОГІЯ І СУЧАСНІ ЕКЗОГЕННІ ПРОЦЕСИ ( <i>А.Б. Богуцький, Р.Я. Дмитрук, І.Б. Залеський</i> ).....	31
2.1. Ландшафтно-геохімічні умови.....	38
2.2. Забруднення середовища.....	39
3. МІНЕРАЛОГО-ГЕОХІМІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА СУЧАСНИХ ВІДКЛАДІВ ШАЦЬКИХ ОЗЕР ( <i>В.О. Хмелівський, О.В. Костюк, В.І. Баранов, В.І. Лашманов</i> <i>О.В. Хмелівська</i> ).....	47
3.1. Мінерали теригенних осадів та їхні компоненти .....	53
3.2. Геохімічна специфікація донних осадів Шацьких озер.....	66
4. ЧОРНОБИЛЬСЬКІ ВИКИДИ ТА ОСОБЛИВОСТІ ЇХНЬОГО ВПЛИВУ НА ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ШАЦЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ ( <i>В.А. Грабовський, О.С. Дзендзелюк</i> ) .....	79
4.1. Радіоактивне забруднення території України.....	80
4.2. Радіонукліди в ґрунтах ШНПП.....	83
4.2.1. Щільність забруднення ґрунтів радіонуклідами.....	84
4.2.2. Динаміка зміни вмісту радіонуклідів у ґрунтах різних типів протягом 1994–2001 рр. ....	91

4.3. Накопичення радіоцезію окремими видами рослинного світу парку.....	106
4.3.1. Чинники, що характеризують перехід радіонуклідів з ґрунту в рослини .....	107
4.3.2. Накопичення радіоцезію лікарськими рослинами .....	109
4.3.3. Накопичення радіонуклідів ягідниками .....	112
4.3.4. Накопичення радіонуклідів їстівними грибами.....	117
4.3.5. Накопичення радіоцезію нижчими рослинами – мохами і лишайниками.....	124
<b>5. ФАУНІСТИЧНЕ РІЗНОМАНІТТЯ ПРИРОДНИХ ТА УРБАНІЗОВАНИХ ЕКОСИСТЕМ (Й.В. Царик, І.М. Горбань, О.В. Головачов, І.В. Дикий, О.Б. Думич, О.С. Закала, О.Р. Горбань, Л.І. Іванець, В.В. Леснік, О.М. Савицька, М.А. Сенік, Є.Б. Сребродольська, І.В. Шидловський, І.П. Яворський, П.Т.Яценко, В.С. Найда, В.І. Матейчик).....</b>	<b>127</b>
5.1. Зоопланктон водойм Шацьких озер.....	127
5.2. Зооценози Шацького поозер'я.....	128
5.2.1. Гідробіонти.....	134
5.2.2. Нематоди.....	135
5.2.3. Молюски.....	138
5.2.4. Комахи. Бабки .....	139
5.2.5. Риби.....	140
5.2.6. Земноводні.....	143
5.2.7. Плазуни.....	144
5.2.8. Птахи.....	144
5.2.9. Ссавці.....	158
<b>6. ВПЛИВ АНТРОПОГЕННИХ ЧИННИКІВ НА БІОЛОГІЧНЕ РІЗНОМАНІТТЯ.....</b>	<b>175</b>
6.1. Перспективи збереження біологічного різноманіття.....	180
6.2. Ренатуралізація і моніторинг болотних екосистем Шацького природного національного парку .....	184
<b>ВИСНОВКИ .....</b>	<b>195</b>
<b>СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ .....</b>	<b>201</b>

## ВСТУП

*Серед екологічних чинників, що активно впливають на біогеоценози, в сучасних умовах провідну роль відіграє антропогенне навантаження, яке призводить до трансформації природних екосистем, збіднення видового багатства флори та фауни. Тому особливу увагу ми приділяли дослідженню впливу екологічних чинників на природний стан екосистем і біологічне різноманіття Шацького національного природного парку, на території якого планують створити міжнародний біосферний заповідник – “Західне Полісся”. Для цього з’ясовано гідробіологічні особливості Шацьких озер, що має важливе значення для підтримки екологічної рівноваги унікальних екосистем та планування рекреаційних навантажень, ужиття природоохоронних заходів. Відповідно до вимог міжнародних угод – Бернської, Рамсарської, Бонської конвенцій, визначено статус наявних тварин, для багатьох з них оцінено стан популяції. Згідно з критеріями оцінки міжнародної цінності різних видів фауни хребетних, узагальнено базу даних для формування міжнародного біосферного заповідника “Західне Полісся”. На підставі виконаної роботи підготовлено і науково обґрунтовано пропозиції для внесення нових видів тварин до чергового видання Червоної книги України. На території Шацького національного парку нами досліджено 14 видів тварин, що внесені до Червоної книги країни, понад 80 видів внесено до Бернської конвенції, 88 видів мають міжнародний природоохоронний статус. Налагоджено ко-*

*ординацію співпраці з науковим відділом парку та сусідніми природоохоронними територіями в Польщі та Білорусі.*

*У дослідженні ландшафтів розкрито особливості природних умов (геологічну і геоморфологічну будову, поверхневі та підземні води, клімат) регіону, а також відтворено історію його формування, що важливо для проектування рекреаційного навантаження на водні та наземні екосистеми. Для вивчення часової еволюції радіоекологічного стану Шацького парку обрано об'єкти довкілля – характерні ґрунти, представників рослинного світу, зокрема, лікарські рослини, ягідні та гриби. Виявлено особливості розподілу радіонуклідів залежно від глибини ґрунту, а також щільності забруднення радіо-цезієм поверхневого шару наземних екосистем та їхню динаміку протягом 2000–2002 р. Визначено закономірності накопичення радіонуклідів у представниках рослинного світу (переважно лікарських рослинах) та грибах, що характерні для екосистем Західного Полісся й поширені на території Шацького природного національного парку. Внаслідок наших досліджень з'ясовано, що радіоцезій Чорнобильського походження зможе переміститися з верхнього 20 см шару ґрунту глибше завдяки дифузійним процесам та напрямленому перенесенню не раніше 2035 р.*



# 1. ПРИРОДНІ УМОВИ ШАЦЬКОГО ПООЗЕР'Я

## 1.1. ОРОГІДРОГРАФІЯ

За схемою фізико-географічного районування О.М. Маринича [1], район досліджень розташований у західній частині – Волинського Полісся і розділений на підобласті Волинську моренно-горбисту та Верхньоприп'ятську терасову заболочену ШНПП. У 1977 р. І.І. Залеський виділив окремо долину р. Західний Буг.

За морфологією рельєфу територія Шацького поозер'я – це слабкохвиляста рівнина. Максимальна абсолютна відмітка – 214 м у районі с. Головне, мінімальна – 153 м у долині р. Прип'ять. Рівнинний рельєф території робит ускладнений долинами рік Прип'ять, Західний Буг і їхніми притоками, моренними горбами, численними еоловими формами, болотними масивами й озерними улоговинами.

Значна частина території досліджень належить до підобласті Верхньоприп'ятської терасової заболоченої рівнини, яка займає знижену частину Прип'ятської низовини з витокami р. Прип'ять. Ріка Прип'ять бере початок у районі с. Столинські Смолярі. Верхів'я ріки дуже заболочене. Сьогодні від витоків до смт Ратне річка випрямлена меліоративним каналом. Ширина русла становить від перших метрів до 5–6 м, глибина річки – від 0,5 до 1,5 м. Ширина долини – 1,5 км, швидкість течії річки змінюється від 0,1 до 0,5 м/с, нахил русла становить 0,005 м/км.

На південний захід від Верхньоприп'ятської рівнини розташована Волинська моренно-горбиста височина, для якої характерне поєднання пасмово-горбистих форм водно-льодовикового і морен-

ного рельєфу з виположеними денудаційними. Значного поширення тут набули карстові лійки, до яких приурочені озера і болота. Крайню західну частину території займає долина Західного Бугу. Долина ріки заболочена. Ширина заплави змінюється від 0,1 до 3,0 км. Русло меандрує у межах заплави і з наближенням до східного берега підмиває його. Перехід заплави в терасу виражений у рельєфі чітким уступом, висота якого становить 2,0–10,5 м. Ширина русла Західного Бугу змінюється від 10 до 60 м, глибина – від 0,5 до 4,5 м, швидкість течії – 0,3–0,6 м/с. Льодостав на ріці усталюється у першій половині грудня. Упродовж зими льодовий покрив нестійкий. Весняна повінь, літня і зимова межень дуже добре виражені.

Весняна повінь починається переважно у першій половині березня, закінчується у другій–третьій декаді квітня. У літню межень бувають невеликі дощові паводки, які тривають п'ять–десять днів. Рівні дощових паводків набагато нижчі ніж рівень весняної повені, хоча в окремі роки (1948, 1966) під час дощових паводків простежувалися високі рівні води, які наближались до весняних. Середньорічний розподіл стоку протягом року й у різні за водністю роки неоднаковий. У середньому навесні – це до 40% річкового стоку, улітку – до 20, восени – 21, узимку – до 19%.

За хімічним складом води річок здебільшого гідрокарбонатно-сульфатні, кальцієві з мінералізацією 0,32–0,42 г/дм<sup>3</sup>. Вода має нейтральну-слабколужну реакцію. Загальна твердість води сягає 3,5–5,0 мг/дм<sup>3</sup>.

Окрім рік, у гідрографії району важливе місце посідають озера різного генезису і положення у рельєфі. Їх є понад тридцять. Інформацію про них можна почерпнути з численних публікацій [2–4]. Найбільше озеро в цьому районі – Світязь. Площа озера – 24,2 км<sup>2</sup>, максимальна глибина – 58,4 м, середня – 7 м. Об'єм води озера становить 190,7 млн м<sup>3</sup>. Світязь – озеро карстово-льодовикового походження. Живиться воно, головню, підземними водами з притоком близько 3,5 млн м<sup>3</sup>/рік. Інші карстові озера мають малі розміри й ізометричну форму. Води озер карстового походження прозорі, без кольору, гідрокарбонатні, з хорошими смаковими якостями. Сезонні коливання рівнів незначні – 0,3–0,5 м. Більшість озер району досліджень має невелику площу – 0,4–0,6 км<sup>2</sup>. Найбільші з них – Турське,



Люцимир, Пулемецьке, Велике Згоранське. Усі вони мають округлу чи овальну форму з низькими, пологими, часто заболоченими берегами. Середня глибина озер коливається у межах 2,0–2,5 м, хоча іноді сягає 10–12 м. Живлення озер відбувається як ґрунтовими водами, так і атмосферними опадами. Рівневий режим зазнає різких сезонних коливань, які залежать від кліматичних чинників. Заплавні озера-стариці – це невеликі частини давніх русел рік. Вони мають серпоподібну форму з рівними береговими лініями. Частина з них перебуває на стадії повного заростання.

## 1.2. КЛІМАТ

Клімат території досліджень є помірно континентальним, формується, головню, під впливом повітряних мас, що надходять з Атлантики. Для території характерна підвищена вологість повітря, помірні температури, значна кількість атмосферних опадів.

Характеристику метеорологічних умов наводимо за даними багаторічних спостережень Ковельської метеостанції Гідрометеорологічного центру України. Середньорічна температура повітря становить +7,2°C. Абсолютний мінімум температури сягає –36°C, а максимум +39°C. Середня тривалість безморозного періоду 258 днів, кількість днів зі сніговим покривом – 60–70. Найхолоднішим місяцем є січень, найтеплішим – липень. Відповідно, їхні середньомісячні температури становлять – 4,6°C і +18,6°C (табл. 1.1).

Таблиця 1.1

**Середня місячна і річна температура повітря (метеостанція Ковель)**

Місяці	Температура повітря, °C	Місяці	Температура повітря, °C
I	–4,8	VIII	17,9
II	–3,7	IX	13,7
III	0,3	X	7,9
IV	7,1	XI	2,4
V	13,6	XII	–2,2
VI	17,5	За рік	7,2
VII	19,0		

У районі досліджень домінують вітри західних румбів: узимку – західні, південно-західні; влітку – західні, південно-західні. Середньорічна швидкість вітру становить 4 м/с, кількість штильових днів у році – десять. Район досліджень має значне зволоження. Середньорічна кількість опадів – 580 мм. Найбільша кількість опадів (90–100 мм за місяць) простежується влітку і пов’язана з періодом найвищих температур року. На підставі багаторічних даних упродовж холодного періоду року випадає близько однієї четвертої, а протягом теплого – трьох четвертих опадів (табл. 1.2).

Таблиця 1.2

**Середня місячна і річна кількість опадів (метеостанція Ковель)**

Місяці	Кількість опадів, мм	Місяці	Кількість опадів, мм
I	24	VIII	72
II	23	IX	95
III	26	X	36
IV	40	XI	38
V	52	XII	29
VI	95	За рік	580
VII	105		

Мінімальну кількість опадів зафіксовано 1961 р. – 331,6 мм, а максимальну 1970 р. – 800 мм. Інтенсивність дощів досягає 0,28 мм/хв.

Стійкий сніговий покрив утворюється переважно наприкінці другої декади листопада і є непостійним. Висота снігового покриву наприкінці зими становить до 45 см, у середньому – 16 см. Сходить сніговий покрив наприкінці лютого–на початку березня. Взимку часто бувають відлиги і дощі. У 1988–1989 рр. зими були безсніжні. Найменша вологість повітря зареєстрована у травні – 54%, найбільша – у листопаді–грудні – 79%, середні значення становлять 70%.

### **1.3. ҐРУНТИ І РОСЛИННІСТЬ**

Територія досліджень розташована у зоні мішаних лісів, дерново-підзолистих і оглеєних ґрунтів. Особливості геологічної будови зумовлюють типи ґрунтів, що поширені на цій території. Склад ґрун-

тотворних порід доволі різноманітний і представлений комплексом еолових, алювіальних, водно-льодовикових, моренних відкладів переважно піщаного, супіщаного і легкосуглинистого механічного складу. На північному заході території, а також у долинах річок через високе залягання ґрунтових вод формуються органогенні породи (торфи). Загальними ознаками цих материнських порід ґрунтів є відсутність водорозчинних солей, незначна водозатримувальна здатність, низька ємність катіонного обміну, що створює сприятливі умови для формування ґрунтів підзолистого типу.

На території досліджень зафіксовано такі типи ґрунтів:

- а) торф'яно-болотні ґрунти і торфовища низинні;
- б) дерново-середньопідзолисті піщані, супіщані ґрунти на водно-льодовикових відкладах;
- в) лучні ґрунти на алювіальних відкладах.

Торф'яно-болотні ґрунти і низинні торфовища займають значну частину території й поширені в долинах річок і на знижених ділянках водно-льодовикової рівнини. У межах заплави р. Західний Буг ґрунти перебувають у природному стані, а на решті території – сільськогосподарсько освоєні, меліоровані. Потужність торф'яного шару в ґрунтах – 20–30 см, під ним залягає глейовий горизонт. У торфовищах потужність торфу сягає 2,4–2,8 м, підстильні породи представлені супіщаним матеріалом. Торф'яно-болотні ґрунти і торфовища на глибину до 20 см складені темно-бурим, добре розкладеним перегнійним торфом, нижче залягає середньо розкладений осоково-очеретяний торф, іноді з домішками вівіаніту, залізними примазками.

Дерново-середньопідзолисті піщані, супіщані ґрунти на водно-льодовикових відкладах поширені на всій території досліджень. Вони мають гумусно-елювіальний горизонт потужністю до 20 см. Нижче залягає світлий, жовтувато-сірий пісок, розсипчастий, безструктурний, потужністю до 25–30 см. Ілювіальний горизонт потужністю до 50–60 см складений сірим, сірувато-жовтим або жовтим піском, іноді з плямами озалізнення.

Лучні ґрунти трапляються на надзаплавній терасі р. Західний Буг і на півночі від оз. Світязь. Формуються вони під трав'яною рослинністю в умовах постійного підтоплення ґрунтовими водами,

тому їхній профіль акумулятивного типу. Ці ґрунти гумусовані на глибину 50–70 см, темно-сірі, крупнопилювато-легкосуглинисті, порохувато-грудкуваті.

Внесення мінеральних органічних добрив, мікроелементів в усі типи ґрунтів, їхнє вапнування суттєво впливають на мікрокомпонентний склад, сприяють формуванню локальних техногенних геохімічних аномалій.

На території досліджень близько 40% площі займають ліси. Лісові масиви утворюють сосна звичайна, дуб черечастий, граб та інші широколистяні породи. Клейковільхові ліси тяжіють до знижених заболочених ділянок і більше характерні для річкових долин. У складі деревостанів трапляються також ясен звичайний, береза, сосна, дуб, граб. Типові чагарникові види – бузина, смородина чорна, крушина, ліщина, калина та ін.

Болотні фітоценози приурочені до знижених ділянок території. Торф'яний горизонт типових боліт утворюють сфагновий мох, пухівка, осоки. Основою рослинного покриву є також журавлина, лохина, багно звичайне, підбіл багатolistий, осока болотяна, лепеха тощо. У заплавах річок типові крушинно-ланкові, злаково-осокові та осоково-злакові фітоценози. Тут трапляються щучник дернистий, китник луговий, осока й ін.

#### **1.4. ГЕОЛОГІЧНА БУДОВА**

Екологічний стан і трансформація території значно залежать від геологічного середовища – верхньої частини літосфери і підземної гідросфери, які активно взаємодіють з компонентами ландшафту і зазнають техногенного впливу. Геологічне середовище є субстратом, у якому накопичуються і мігрують забруднювальні речовини. З огляду на це геологічну характеристику дають на глибину зони вільного водообміну.

Геологічну будову Шацького поозер'я визначають породи складчастого комплексу кристалічного фундаменту і платформного чохла. Глибина залягання кристалічного фундаменту різна – від 150–200 м у межах окремих блоків горстової зони до 2 200 м і більше за загального занурення на південний захід. Платформний чохол утво-

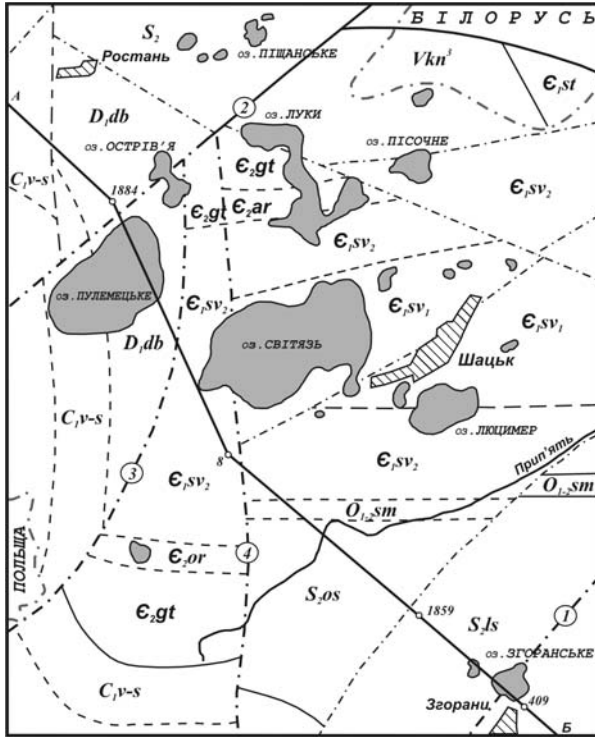


Рис. 1.1. Геологічна карта домезозойських відкладів

Кам'яновугільний період:  $C_1v-s$  – візейсько-серпухівський вік, перешарування аргілітів, алевролітів, пісковиків і вапняків. Девонський період:  $D_1db$  – чортківський горизонт, дубицька світа, аргіліти з прошарками вапняків;  $D_1dm$  – домачівська світа, аргіліти, вапняки. Силурійський період:  $S_2tm$  – лудловський вік, томашівська світа, мергелі;  $S_2gšč$  – гушинська світа, мергелі з прошарками вапняків;  $S_2ml_3$  – мілованська світа, верхня підсвіта, мергелі чорні;  $S_2ml_2$  – середня підсвіта, мергелі сірі;  $S_2ml_1$  – нижня підсвіта, мергелі;  $S_2nv$  – новінська світа, перешарування мергелів і вапняків;  $S_2ol$  – оleshковицька світа, мергелі чорні з прошарками вапняків;  $S_2ls$  – леснянська світа, перешарування вапняків і мергелів;  $S_2os$  – остремечівська світа, мергелі зелені. Ордовіцький період:  $O_{1-2}sm$  – соминська світа, вапняки. Кембрійський період:  $E_2gt$  – гутинська світа, пісковики;  $E_2or$  – орхівська світа, алевроліти;  $E_1sv_2$  – світязька світа, верхня підсвіта: пісковики, алевроліти;  $E_1sv_1$  – нижня підсвіта, пісковики, алевроліти;  $E_1st$  – стохідська світа, аргіліти з прошарками пісковиків.

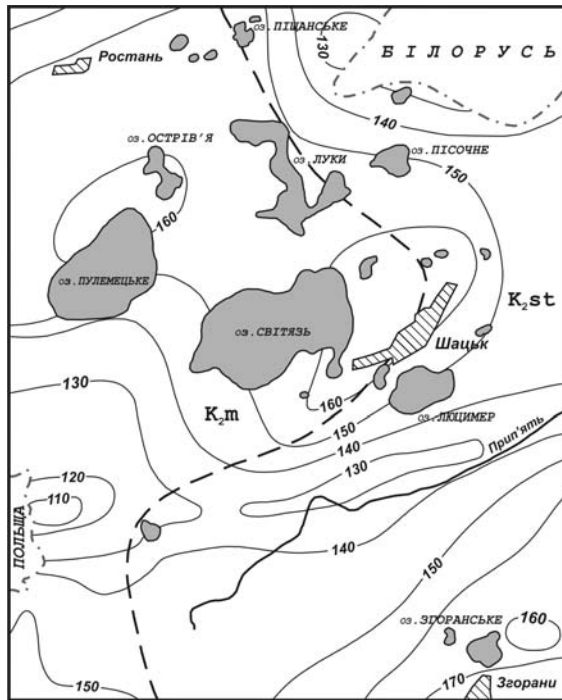
*Тектонічні порушення:*

1 – Виживсько-мінська тектонічна зона мантіяного закладання; 2 – Міннівська тектонічна зона мантіяного закладання; 3 – Пульмовський розлом; 4 – Світязький розлом.



дової западини і залягають з невеликим нахилом на захід. У цьому ж напрямі збільшується і їхня потужність: від 70 м на сході до 800 м на заході, переважно, внаслідок послідовної появи в розрізі молодших підрозділів [5]. У складі верхньокрейдових відкладів (знизу вверху) виділені: володимирецька світа, середньо- і верхньосенманські відклади, здолбунівська, турійська і березинська світи, які займають стратиграфічне положення від нижнього сенману до маастрихту включно (рис. 1.3).

*Володимирецька світа* ( $K_2vl$ ). Породи світи мають значне поширення на території досліджень. Їх нема тільки у межах пів-



**УМОВНІ ПОЗНАЧЕННЯ**




-  - ізогіпси крейдової поверхні
-  - межа крейдових ярусів
- $K_2m$    $K_2st$

Рис. 1.3. Сучасна поверхня крейди

нічно-східної частини (Горніцький блок). Перекриті середньо-верхньосеноманськими відкладами. Літологічно світа складена глауконітово-кварцовими пісками і пісковиками з гравійними домішками, її потужність від 2 до 40 м, у середньому – 10 м.

*Середньо-верхньосеноманський під'ярус ( $K_2s_{2-3}$ ).* Відклади під'ярусу мають повсюдне поширення і складені однорідною пачкою мергелю потужністю до 14,55 м, які вміщують тонкі кластичні домішки із зерен кварцу і глауконіту. Перекриті крейдою і мергелями здолбунівської світи.

*Здолбунівська світа ( $K_2zd$ )* охоплює туронський і кон'яцький яруси, має повсюдне поширення. На дочетвертинну поверхню вона виходить у південно-східній частині, поступово заглиблюється на південний захід, де її перекривають відклади турійської світи. Глибина залягання покрівлі становить 4–20 м на південному сході і до 40–130 м на заході. Літологічно вона складена однорідною товщею писальної крейди і світло-сірих крейдоподібних мергелів. Характерна особливість відкладів – наявність у них чорних стяжінь кременю різноманітних форм і розмірів; найбільша кількість їх у верхній частині розрізу. Потужність відкладів здолбунівської світи змінюється від 70 до 114 м.

*Турійська світа ( $K_2tr$ ).* На дочетвертинну поверхню відклади турійської світи виходять широкою смугою у північно-східній частині території, де перекриті палеогеновими і четвертинними відкладами. На південний захід вони поступово занурені і перекриті відкладами нижньоберезинської підсвіти. Глибина залягання покрівлі змінюється від 5 м на південному сході до 30–80 м на південному заході. Відклади утворені однорідною товщею писальної крейди (потужність – до 35 м) з нечастими прошарками мергелів.

*Березинська світа ( $K_2br$ ).* У складі світи виділено дві підсвіти: нижню (кампанський ярус) і верхню (маастрихтський ярус).

Нижньоберезинська підсвіта  $K_2br_1$  поширена у південно-західній частині, де виходить на дочетвертинну поверхню, і тільки на крайньому заході та в районі с. Головне вона перекрита верхньоберезинськими відкладами. Глибина залягання покрівлі – від 1 до 30 м. Підсвіта складена одноманітною товщею перешарованих крейдоподібних мергелів і крейди. Перехід між мергелем і крейдою поступо-



вий. Потужність відкладів підсвіти змінюється від 45,0 до 68,5 м. Верхньоберезинська підсвіта  $K_2br_2$  залягає зі стратиграфічною перервою на нижньоберезинській підсвіті і перекрита породами палеогенового і четвертинного часу. Глибина залягання покрівлі становить 1–10 м. Літологічно це біла писальна крейда з прошарками крейдоподібних мергелів загальною потужністю до 39 м.

**Палеогенові відклади.** *Обухівська світа ( $P_2ob$ )*. Відклади світи мають обмежене поширення і залягають на нерівній поверхні верхньої крейди у вигляді окремих ізольованих ділянок, що збереглися від денудації у неоген-четвертинний час. Літологічно вони складені глауконітово-кварцовими пісками і вуглистими глинами потужністю від 0,1 до 15,0 м. Зрідка піски вміщують гальку кременів і темно-сірих фосфатних пісковиків.

**Четвертинні відклади.** Утворення четвертинної системи поширені повсюди. Вони мають різноманітні генетичні типи і фаціальний склад, велику мінливість (рис. 1.4). Потужність антропогенової товщі змінюється від 0 до 99 м. Стратиграфію четвертинних відкладів наводимо за схемою УРМСК [6].

*Нижня ланка ( $P_1$ )*. Нижньочетвертинні відклади залягають у знижених ділянках дочетвертинної поверхні, мають фрагментарне поширення. На території досліджень трапляються породи лубенського і тилігульського горизонтів.

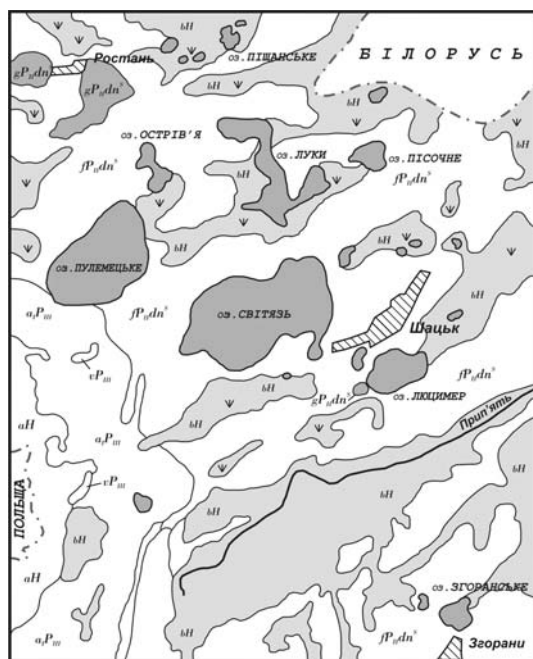
Своєрідність рельєфу ложа антропогену і фізико-геологічні процеси території привели до того, що відклади цих горизонтів збереглися у тальвеговій частині прadolіни Західного Бугу–Прип'яті. Накопиченню осадів передували різні фази розмивання, інтенсифікація яких припала на початок зледеніння.

Лубенські і тилігульські відклади заповнюють вузьковитягнуте зниження у крейдовому субстраті та контролюють сучасний напрям р. Прип'ять, яка тече через усю територію досліджень у північно-східному напрямі. Абсолютні відмітки підосви озерно-алювіальних відкладів коливаються у межах 131–124 м.

*Лубенський горизонт ( $eP_1lb$ )* представлений двома пачками відкладів, які чітко відрізняються за механічним складом. Нижня пачка об'єднує алювіальні осади, складені тонко- і середньозернистими пісками з прошарками супісків голубувато-сірого кольору

з включеннями кременів у базальному горизонті. Верхня пачка об'єднує різновиди осадів озерно-алювіального генезису. Це супіски голубувато-сірого кольору з одиничними включеннями уламків кременів. Потужність відкладів лубенського горизонту змінюється від 1 до 15 м.

*Тилігульський горизонт (f, gP<sub>1</sub>tl).* До цього горизонту належать флювіогляціальні відклади, поширені у межах прadolини Західного Бугу–Прип'яті. Підкреслені вони утвореннями лубенського горизонту, а перекриті породами завадівського інтергляціалу. Флювіогляціальні відклади тилігульського горизонту поширені лише в межах



#### УМОВНІ ПОЗНАЧЕННЯ

- aH* - голоценові алювіальні відклади заплави Західного Бугу
- aP<sub>m</sub>* - плейстоценові алювіальні відклади Західного Бугу
- bH* - голоценові біогенні відклади: торф, озерно-болотні утворення
- eP<sub>m</sub>* - плейстоценові еолові відклади: піски тонкі
- fP,dl* - дніпровський горизонт; флювіогляціальні відклади регресивної стадії
- gP,dl* - дніпровський горизонт; моренні відклади

Рис. 1.4. Геологічна карта четвертинних відкладів

прадолини, займають значну частину площі досліджень; складені жовтувато-сірими пісками середньої зернистості. Потужність їх сягає 0,2–25,0 м. Можливо, що в межах території Шацького поозер'я поширена і тилігульська (сян II) морена. Про це, зокрема, свідчать результати дослідження розрізу Ростань, де між дніпровською і давнішою мореною є шаруваті озерні відклади (з озерним мергелем), які можна трактувати як міжльодовикові [7]. У подібних відкладах розрізу Калинівка поблизу Ковеля С.Ф. Зубович виявив лихвинські остракоди [8].

*Середня ланка ( $P_{II}$ ).* Середньочетвертинні відклади досить поширені. Залягають на розмитій до- і нижньочетвертинній поверхні, перекриті верхньочетвертинними або сучасними відкладами. У складі середньоплейстоценової ланки виділяють завадівський і дніпровський горизонти.

*Завадівський горизонт ( $l, aP_{II}zv$ )* поділяють на нижньо-, середньо- і верхньозавадівський підгоризонти. Нижньозавадівські озерно-алювіальні ( $l, aP_{II}zv_1$ ) відклади утворені пісками й алевритами, рідше – супісками, суглинками світло-зеленкувато-сірими. Загальна їхня потужність – 0,3–20,0 м. Середньозавадівські озерно-біогенні відклади ( $l, bP_{II}zv_2$ ) представлені пісками, алевритами, суглинками, супісками, торфами, озерними мергелями. Потужність відкладів підгоризонту коливається у межах 0,1–13,4 м. Верхньозавадівські озерно-алювіальні відклади ( $l, aP_{II}zv_3$ ) складені пісками, алевритами і суглинками світло-сірих кольорів. Потужність підгоризонту становить 1,8–24,0 м.

*Дніпровський горизонт ( $P_{II} dn$ ).* Дніпровська льодовикова акумуляція є генетично найскладнішою для всієї Східної Європи. Територію наших досліджень можна зачислити до найхарактерніших областей поширення дніпровських відкладів, які вивчали у Польщі, Білорусі й інших країнах [9–12]. Тут збирав фактичний матеріал П.А. Тутковський [12], праці якого не втратили значення і сьогодні. Важливими також є праці І.І. Залеського [13], Л.М. Дорофєєва [14, 15], О.М. Маринича [1], Е. Рюльє [16, 17], Б. Криговського [18], В.П. Палієнко [19], В.П. Палієнко і Г.Г. Грузмана [20] та ін.

Дніпровський горизонт сформований льодовиковими, озерно-льодовиковими і водно-льодовиковими утвореннями. Крайові

льодовикові відклади ( $gP_{II}dn$ ) представлені світло-сірими пісками, супісками, суглинками з домішками уламкового матеріалу потужністю 0,4–12,3 м. Порооди основної морени ( $gP_{II}dn$ ) значно поширені й складені переважно голубувато-сірими валунними глинами, суглинками, супісками і пісками з гравієм, галькою і валунами гранітів, гнейсів, кварцитів, кременів, пісковиків та ін. Потужність горизонту становить 0,2–20,0 м.

Добре відслонена дніпровська морена у розрізі Ростань, уперше описаному ще П.А. Тутковським [9]. Її потужність тут близька до 10 м, а максимальні розміри валунів з Фенноскандії сягають 2 м у поперечнику. Розріз Ростань розташований на Бузько-Прип'ятському вододілі й добре ілюструє будову Ростанської височини, що є пасмом завдовжки понад 2 км і завширшки понад 1 км. Абсолютні позначки тут сягають 189,4 м, відносні – 30,0 м. Детальна характеристика розрізу Ростань наведена у працях [7, 21]. Флювіогляціальні відклади регресивної стадії ( $fP_{II}dn$ ) складені дрібно- і середньозернистими пісками жовтувато-сірого кольору потужністю від 10 до 30 м.

*Верхня ланка ( $P_{III}$ ).* Відклади верхнього плейстоцену представлені річковим алювієм та еолово-делювіальними утвореннями.

*Дофіновський і причорноморський горизонти ( $v, dP_{III}df-p\check{c}$ ).* Нерозчленовані відклади зазначених горизонтів – це алювіальні осади перших надзаплавних терас річок Західний Буг і Прип'ять. Перша тераса р. Західний Буг займає крайню західну частину території досліджень і вузькою смугою простягається з півдня на північ від с. Забужжя до с. Кошари. Перша тераса р. Прип'ять трапляється фрагментарно на обох берегах річки і простягається у вигляді язиків з південного заходу на північний схід. Літологічно алювій перших надзаплавних терас представлений чергуванням горизонтально-шаруватих дрібнозернистих пісків кварцового складу, добре відсортованих, з суглинками і супісками голубувато-сірого кольору. Будова акумулятивної тераси Західного Бугу свідчить про те, що ріка пройшла весь цикл розвитку – від глибинного врізу до формування заплави з потужним накопиченням алювію, яка потім була прорізана і залишилась у вигляді тераси. Потужність алювіальної товщі першої надзаплавної тераси Західного Бугу сягає 15 м, а Прип'яті – 7 м.

*Нерозчленовані верхньоплейстоценові і сучасні відклади ( $P_{III}-H$ ). Перевідкладені (перевіяні) піски й утворені ними дюни або покриви тяжіють до терас річок Західний Буг і Прип'ять, до зандрових рівнин, а також до вододільних частин моренних піднять.*

Еолові піски є одним з характерних утворень четвертинного часу території Полісся. Їх легко діагностувати за однорідністю складу і легко визначити на місцевості завдяки своєрідним формам рельєфу. Головно, це вузькі пасма, що мають форму дуги. Іноді вони набувають вигнутої форми внаслідок того, що крайові частини є більш зволуженими або їх затримує рослинність. У результаті цього відбувається рух уперед вищої центральної частини дюни. Це приводить до утворення параболічних дюн змієподібної форми, витягнутих у поперечному напрямі панівних західних вітрів. Літологічно еолові відклади повсюди представлені кварцовими пісками, тонкозернистими, пилюватими, добре обкатаними і відсортованими, сірувато-жовтого кольору. Багато дюн частково змінені сучасними еоловими процесами.

*Голоценовий відділ (H). До сучасних відкладів належать алювіальні (aIV) утворення заплав і русел рік, старичний алювій, озерно-біогенні (lbIV), біогенні (bIV) відклади. Алювіальні відклади заплав і русел рік поділяють на руслові і заплавні, які розвинуті тільки в межах долин рік Західний Буг і Прип'ять. Заплавні відклади представлені тонким неритмічним перешаруванням тонкозернистих мулистих сірувато-жовтих і сірих пісків, супісків з великою кількістю рослинних залишків. Поверхні заплав, як звичайно, заболочені. Потужність заплавного алювію становить 4–5 м.*

Русловий алювій представлений сірими пісками, дрібно- і середньозернистими, кварцовими, різного ступеня сортування, з домішками грубозернистого матеріалу в нижній частині розрізу. Середня потужність руслового алювію становить 3–5 м. Старичний алювій складений супісками і суглинками жовтувато-сірими, сірувато-жовтими, з прошарками кварцового піску, іноді заторфованими. Потужність становить 3–5 м. Вони мають обмежене поширення по території і тяжіють, здебільшого, до долини Західного Бугу. Біогенні й озерно-біогенні відклади поширені повсюди і залягають на середньочетвертинних водно-льодовикових, верхньочетвертинних

алювіальних відкладах, займаючи близько 20% досліджуваної території. Біогенні відклади (*bIV*) представлені торфами чорними, сірувато-чорними різного ступеня розкладу, сфагновими, очеретяними й осоковими, з домішками теригенного матеріалу. Часто у підшві наявні прошарки мулистих, дрібнозернистих пісків.

На території досліджень донні осади мають значне поширення. Озерно-болотними утвореннями заповнені найбільше знижені ділянки водно-льодовикової рівнини, а також зниження озерних улоговин. Літологічно вони складені дрібнозернистими глинистими пісками і торфами з лізсами супісків і суглинків залізисто-чорних, з прошарками тонкозернистого піску. Потужність відкладів становить 0,5–2,0 м і більше. Донні осади ми ґрунтовно вивчали за межами Шацького поозер'я, поблизу Ковеля і Турійська. Це озера Черепаха, Окунін, Сомине й ін. [22].

## 1.5. ТЕКТОНІКА ТА ІСТОРІЯ ГЕОЛОГІЧНОГО РОЗВИТКУ

Тектонічно досліджувана територія розташована в межах Волино-Подільської плити на південно-західному закінченні Східноєвропейської платформи, між Брестською западиною на півночі і Львівським середньопалеозойським прогином на півдні, Українським щитом на сході і Люблінською западиною на заході.

У тектонічній будові території досліджень є три структурні поверхи: докембрійський кристалічний фундамент, палеозойський і мезозойський (обидва належать до осадового чохла). Найбільше значення має альпійський структурний комплекс, який ми схарактеризуємо.

Альпійський структурний комплекс об'єднує декілька структурних ярусів: верхньокрейдовий, неоген-палеогеновий і неотектонічний.

*Верхньокрейдовий структурний ярус.* Верхньокрейдіві відклади, що є головною складовою структурного ярусу, мають одноманітний літологічний склад, що ускладнює виявлення у їхній товщі складчастих і розривних порушень. Протягом усієї верхньокрейдової епохи територія дослідження була залучена у прогинання як складова частина Люблінської западини. Верхньокрейдове сан-

тон-кампанське море було мілководним, про що свідчить наявність у мергелях і писальній крейді багатого комплексу форамініфер. Головна риса структурного плану верхньокрейдового часу – чітко виражена закономірність збільшення потужностей у південно-західному напрямі.

*Неоген-палеогеновий структурний ярус.* Формування цього ярусу пов'язане з настанням нового тектонічного циклу, який виявився пізньоеоценовою трансгресією, унаслідок якої територія поозер'я втягувалась у занурення, а її покривало київське море. Цей морський басейн був порівняно мілким і спокійним, зі стабільним джерелом зносу. Море поступово поглиблювалось у східному напрямі. Впродовж усього часу трансгресії клімат був, імовірно, субтропічним. Наприкінці еоцену почалося похолодання клімату й обміління моря, внаслідок чого зменшувалася площа нагромадження харківських осадів, які зазнавали подальшого розмивання в умовах підняття території.

На початку неогену відбувались загальні висхідні рухи, після чого територія досліджень остаточно стала сушею. У цей час тривало повільне підняття території досліджень і закладання річкової мережі, унаслідок чого були розмиті харківські шари. Після цього настала тривала континентальна перерва, що виявилася кінцевою ланкою у тектонічному розвитку території досліджень. Тоді відбулася переорієнтація тектонічних рухів, розвинулися карстові процеси.

*Неотектонічний структурний ярус.* Сучасний рельєф території досліджень, як і загалом території Волинського Полісся, формувався впродовж усієї новітньої геологічної історії у тісному взаємозв'язку ендегенних і екзогенних чинників. Характерною особливістю в історії розвитку антропогену є періодична зміна льодовикових і міжльодовикових епох. На початку антропогену виявились тектонічні рухи, що привели до формування прадолини Західного Бугу–Прип'яті. Розривні порушення, закартовані у південній частині території дослідження, фіксують сучасну долину Західного Бугу. Амплітуда скиду становить 25 м. В опущеному і припіднятому блоках збереглися маастрихтські відклади верхньої крейди. За будовою антропогенового ложа, умовами залягання і характером

літологічного складу порід до початку антропогену на території дослідження панували регіональні розмиви, які призвели до знищення палеогенових і неогенових відкладів.

Історію геологічного розвитку території Шацького поозер'я впродовж антропогенового часу можна дослідити за комплексом осадів, що утворюють прадолину Західного Бугу–Прип'яті. Верхньокрейдний рельєф в основі прадолини має невеликий нахил на північний схід до осової частини Прип'ятської западини. Різниця абсолютних відміток між вододільними хребтами верхньої крейди й основою прадолини становить 76 м.

Найважливіші відомості щодо розміру і спрямованості тектонічних рухів отримано під час аналізу глибини врізу гідрографічної мережі протягом різних міжльодовиків'їв, зміни потужностей моренних і міжморенних товщ та їхніх літолого-фаціальних особливостей, умов залягання й поширення моренних і міжльодовикових відкладів, харак-теру рельєфу та ін. Розмивання зачепило і верхньокрейдні відклади. Про це свідчить вузьке, витягнуте на північний схід від с. Забужжя до с. Прип'ять зниження, врізане на 10–15 м у верхньокрейдні відклади з амплітудою нахилу 4 м. У сульсько-лубенський час тривало формування гідрографічної мережі, яка закладалась у верхньоолігоценний і неогеновий час у крутих ерозійних депресіях, що утворились після регресії верхньокрейдного моря.

Розчленованість рельєфу і підвищеність півдня території порівняно з північчю визначили напрям просування і межу поширення ранньочетвертинних льодовиків. У період просування тилігульського льодовика на територію досліджень інтенсивною була бокова ерозія верхньокрейдних відкладів. Незначна потужність льодовикових масивів, що просувались лише долинами рік, привела до відкладання малопотужної морени і подальшого її розмивання. У тилігульський період прадолина мала максимальні розміри – ширина її становила 20 км від любельського вододілу у Польщі і західних схилів Волинської лесової височини до долини Дніпра. Деградація тилігульського льодовика на території дослідження зумовила утворення товщі водно-льодовикових відкладів (до 10 м потужністю), які виповнювали всі зниження крейдного рельєфу і знівеливали рівень прадолини Західного Бугу–Прип'яті до відміток 145–150 м.



На вододільних ділянках у цей час тривала денудація утворень верхньої крейди, про що свідчить потужна зона кольматації.

Суттєві кліматичні зміни привели до значного потепління – часу формування завадівського горизонту. Завадівське міжльодовиків'я було періодом улоговинних озер. Нова річкова мережа ще тільки закладалась і була мало врізаною, а тому озера не були дренажовані ріками і мали слабо протічний режим. На початку завадівського міжльодовиків'я у межах прадолини відкладались тонкозернисті піски, супіски і суглинки, які вміщували пилок холодолюбної флори. Це свідчить про значне похолодання. У завадівській товщі цього району трапляється чітке чергування піщаних і глинистих прошарків (ліній).

Для середньозавадівського етапу розвитку території характерні наявність ізольованих озер та інтенсивніший порівняно з попереднім розвиток річкової мережі. У верхньозавадівський час настало чергове похолодання, ріки в межах прадолини обміліли, розчленувалися на велику кількість стариць, які утворили невеликі водойми, де нагромаджувалися озерні відклади. У цей період відбувалося відмирання прадолини Західного Бугу–Прип'яті, а значне похолодання свідчило про настання нового льодовикового періоду.

Завадівське міжльодовиків'я було найтривалішим етапом антропогену. За час формування завадівського горизонту в межах прадолини відкладалась 10–18-метрова товща озерно-алювіальних осадів, яка відіграє важливе значення у сучасному заболочуванні витоків р. Прип'ять.

У пізньоантропогенний етап розвитку території досліджень інтенсивними були неотектонічні рухи, які виявились у складеній крейдою південно-західній частині поозер'я. У пізньоплейстоцен-голоценовий час територію досліджень ускладнювали еолові форми, які тяжіли до річкових долин, а також до вододільних частин мореного рельєфу. У голоценовий час сформувалася заплава р. Прип'ять, відбувалися процеси заболочування, перевіювання пісків, утворення ярів, а також остаточне оформлення озерних улоговин. За антропогенний період унаслідок сумарних додатних тектонічних рухів та акумулятивної дії льодовиків Чорноморсько-Балтійський вододіл змістився у північно-західному напрямі, а лінія головного Європейського вододілу пройшла по території наших досліджень.

## 1.6. ГІДРОГЕОЛОГІЧНІ УМОВИ

Шацьке поозер'я розташоване у північній частині Волино-Подільського артезіанського басейну. Воно належить до зони надмірного зволоження. Живлення підземних вод відбувається, головню, завдяки інфільтрації атмосферних опадів, менше – поверхневих вод.

На території досліджень у межах зони активного водообміну поширені такі водоносні горизонти:

сучасних болотних і озерно-болотних відкладів (*bIV*);

сучасних алювіальних відкладів (*aIV*);

верхньочетвертинних відкладів першої надзаплавної тераси (*a<sup>1</sup>III*);

середньочетвертинних водно-льодовикових відкладів (*fII<sub>dn</sub>*);

середньочетвертинних озерно-алювіально-болотних відкладів (*l, aIIzv*);

нижньочетвертинних водно-льодовикових відкладів (*fII<sub>l</sub>*);

верхньокрейдових турон-сенонських відкладів (*K<sub>2</sub>tsn*).

Води четвертинних відкладів гідравлічно пов'язані між собою, мають близький хімічний склад, тому відомості про хімізм наведемо у цілому для ґрунтових вод без поділу на водоносні горизонти.

*Водоносний горизонт сучасних болотних і озерно-болотних відкладів (bIV)* об'єднує болотні та озерно-болотні відклади за їхньою генетичною спорідненістю й однаковими умовами залягання та близькими гідрогеологічними характеристиками. Цей горизонт поширений обмежено, приурочений до болотних масивів у долинах малих рік, замкнутих знижень на схилах та, рідше, вододілах. Горизонт завжди залягає першим від поверхні. Водовмісними породами є торфи різного ступеня розкладання з незначними прошарками мулу та гумусованих пісків. Потужність горизонту досягає 3,9 м. Підтримують його обводнені сучасні алювіальні відклади. Горизонт повсюди безнапірний. У період повеней і паводків рівні вод є біля денної поверхні, у період літньої межени знижуються до 0,5–0,8 м. Дещо глибше вони залягають на окремих ділянках, які ефективно дреновані меліоративними каналами. Коефіцієнт фільтрації торфів – 0,01–0,05 м/добу, гумусованих пісків – до 2–3 м/добу. Живлення

горизонту атмосферне на вододілах і схилах, атмосферно-паводкове у долинах річок.

*Водоносний горизонт сучасних алювіальних відкладів (aIV).* Водовмісними породами є сучасні (голоценові) піски і супіски заплави рік Західний Буг, Прип'ять, каналу Турський та ін. У долинах Західного Бугу і Прип'яті цей горизонт перший від поверхні, подекуди він перекритий водоносним горизонтом сучасних болотних відкладів. Підстелений горизонт у долинах рік Західний Буг і Прип'ять водозбагаченими пізньочетвертинними, а на решті території – середньочетвертинними водно-льодовиковими відкладами.

Рівнева поверхня повсюди вільна, у межень рівні встановлюються на глибинах 0,75–1,5 м, під час паводків та повеней піднімаються до денної поверхні. Потужність горизонту в середньому становить 3–5 м, досягаючи на окремих ділянках 8 м. Живлення атмосферно-паводкове, а також перетіканням з вищих горизонтів. Розвантаження відбувається внаслідок виклинювання в русла рік у межень, відтоку у нижчі горизонти (*a<sup>1</sup>III, fII<sub>dn</sub>*), випаровування з рівня ґрунтових вод. Коефіцієнти фільтрації пісків становлять 0,25–3,80 м/добу, супісків – 0,02–0,15 м/добу.

*Водоносний горизонт верхньочетвертинних відкладів першої надзаплавної тераси (a<sup>1</sup>III)* сформувався в алювіальних відкладах перших надзаплавних терас рік Західного Бугу і Прип'яті, закартований смугою завширшки до 8 км, переважно перший від поверхні. Він безнапірний, водовмісні породи представлені пісками з прошарками супісків потужністю 10–18 м. Глибина залягання рівнів, здебільшого, – 0,75–1,5 м, рідше – 1,5–3,0 м. Живлення відбувається з атмосферних опадів, перетікання з вищих водоносних горизонтів і напірної фільтрації з водоносного горизонту верхньокрейдових турон-сенонських відкладів. Розвантаження відбувається шляхом перетікання у нижчі горизонти. Коефіцієнт фільтрації пісків – 0,75–2,66 м/добу.

*Водоносний горизонт середньочетвертинних водно-льодовикових відкладів (fII<sub>dn</sub>)* поширений на всій території і приурочений до водно-льодовикових середньочетвертинних пісків, залягає першим від поверхні або ж перекритий обводненими сучасними алювіальними або болотними відкладами. Потужність горизонту становить

6–12 м, а в долинах льодовикового виорювання збільшується до 15–17 м. Залягає на першому місцевому водонепроникному шарі, тому обмін з нижчими водоносними горизонтами ускладнений. Горизонт безнапірний, рівні ґрунтових вод залягають на глибинах 3–5 м. Живлення горизонту атмосферне, за винятком долин рік, де простежується незначне перетікання з верхньокрейдового горизонту через “зону кольматації”. Розвантаження відбувається внаслідок перетікання у нижчі горизонти. Коефіцієнти фільтрації пісків – 0,36–2,85 м/добу, супісків – 0,04–0,19 м/добу.

*Водоносний горизонт середньочетвертинних озерно-алювіально-болотних відкладів (I, aIIzv) переважає у межах перезаглиблених давніх долин. На всій площі поширення горизонт тісно пов’язаний з нижчим (K, t-sn) та вищим (a<sup>I</sup>III, fII dn) горизонтами, від яких відрізняється значно гіршими фільтраційними характеристиками, умовами обводнення, літологічним складом водовмісних порід. Разом з вищими горизонтами він утворює єдину рівневу поверхню ґрунтових вод, яка залягає на глибинах 3–7 м. Водозбагаченість горизонту низька, коефіцієнт фільтрації пісків – 0,7–2,0 м/добу, супісків – 0,05–0,2 м/добу.*

Водоносні горизонти, у яких сформувались ґрунтові води (bIV, aIV, a<sup>I</sup>III, fII dn, lallzv) мають строкатий хімічний склад, значне коливання мінералізації (від 0,1 до 1,2 г/дм<sup>3</sup>). Переважають гідрокарбонатні, кальцієві, рідше змішані води. У річному циклі мінералізація змінюється від 0,1–0,2 до 0,40,6 г/дм<sup>3</sup> залежно від водності періоду.

*Водоносний горизонт нижньочетвертинних водно-льодовикових відкладів (fIII) приурочений до прадолин рік Західний Буг і Прип’ять. Відклади цього горизонту на денну поверхню не виходять. По всій території поширення горизонт перекритий завадівськими супісками, пісками, іноді суглинками. Підстильними породами є відклади верхньої крейди. Потужність водоносного горизонту збільшується від 3–5 до 10–15 м, а середня становить 10 м. Водоносними породами слугують піски різної зернистості – від тонко- до крупнозернистих у значній кількості з домішками гравійно-галечникового матеріалу (до 15–20%). Коефіцієнт фільтрації пісків становить 0,17–0,98 м/добу. Води тилігульських відкладів мають підвищений вміст сульфатних і хлоридних аніонів та катіонів на-*

трію, а головно води сульфатні, гідрокарбонатні, натрієві із загальною мінералізацією 0,25–0,65 г/дм<sup>3</sup>.

*Водоносний горизонт верхньокрейдових турон-сенонських відкладів (K<sub>1</sub>t-sn)* на території досліджень має повсюдне поширення. Його потужність визначена зоною макро- і мікротріщинуватості, яка постійно загасає на глибині 70–80 м від поверхні, де породи стають монолітними й утворюють регіональний водонепроникний шар. У покрівлі горизонт обмежений зоною кольматації, яка слугує місцевим водотривом. У переаглиблених ділянках річкових долин, де утворюється єдиний водоносний нижньочетвертинно-крейдовий комплекс, зони кольматації нема.

Потужність горизонту збільшується зі сходу на захід, змінюючись від 17,0 до 32,4 м, на більшій частині території становить 35–45 м.

Глибина залягання обводнених порід залежить від сучасного рельєфу і давньоольодовикового врїзу, а у південній частині території за малої потужності антропогенових відкладів – від потужності зони кольматації. Середня глибина залягання водоносного горизонту – 30 м. Перекритий горизонт кольматованою зоною крейди або суглинками тилігульського горизонту, що відділяють водоносний горизонт від обводнених четвертинних відкладів.

Місцевий водонепроникний шар – зона кольматації верхньої крейди – має значне поширення і не простежується лише у переаглиблених ділянках. Водонепроникна товща відділяє водоносний горизонт від водоносних горизонтів четвертинних відкладів. Покрівля її залягає на глибинах від 2 м, де вона має значну (до 15 м) потужність, до 30 м по лівобережжю Прип'яті. Середня потужність кольматованих порід верхньої крейди становить 7–10 м. Літологічно зона кольматації складена в'язкою записоченою крейдою і мергелями. Коефіцієнт фільтрації порід зони кольматації змінюється від  $5 \times 10^{-2}$  м/добу на схилах річкових долин до  $4,8 \times 10^{-5}$  м/добу на вододілах, у середньому становить  $10^{-3}$ – $10^{-4}$  м/добу. Зона кольматації зумовлює напірність верхньокрейдового водоносного горизонту. Висота напору становить від 4,8 м на вододілах до 49,2 м у переаглиблених ділянках долин. П'єзометричні рівні встановлюються біля земної поверхні, зрідка опускаються до 3–5 м. Область живлен-

ня крейдового водоносного горизонту є у південній частині території, де відклади крейди залягають біля денної поверхні.

Літологічно водоносний горизонт складається з мергелів і пясальної крейди різного ступеня тріщинуватості, у покрівлі трапляються кременисті стяжіння. Води верхньокрейдового горизонту прісні, з мінералізацією 0,1–1,0 г/дм<sup>3</sup>. Хімічний склад вод гідрокарбонатний, кальцієвий, натрієво-кальцієвий.

*Водопроникні, але безводні відклади* представлені верхньочетвертинно-сучасними еоловими, які виражені у рельєфі у вигляді дюн і пасом та поширені у долинах рік Західний Буг і Прип'ять, а також на зандрових рівнинах. Висота еолових пасом і дюн досягає 8–10 м, протяжність – до 2 км.

Літологічно ці утворення представлені кварцовими, добре відсортованими тонко- і дрібнозернистими пісками. Через еолові відклади відбувається фільтрація атмосферних опадів у нижчі водоносні горизонти. Середньочетвертинні кінцевоморенні відклади розвинуті у крайній південній частині території. Літологічно це, здебільшого, крупнозернисті піски з включеннями гравію і гальки, гравійно-галькової суміші. Коефіцієнт фільтрації за даними лабораторних досліджень становить до 10 м/добу.



## 2. ГЕОМОРФОЛОГІЯ І СУЧАСНІ ЕКЗОГЕННІ ПРОЦЕСИ

Територія північно-західної частини Волинського Полісся, як зазначено, є своєрідним природним комплексом з пануванням рівнинного рельєфу, широким розвитком покривних піщаних відкладів, наявністю великої кількості озер з низькими берегами, значним поширенням боліт, переважанням дерново-підзолистих ґрунтів під соновими лісами, луками та сільськогосподарськими угіддями.

Геоморфологічно територія належить до Верхньоприп'ятської алювіально-моренної низовинної рівнини за П.М. Цисем [23], або до Верхньоприп'ятської акумулятивної низовини за О.М. Мариничем [24]. У рельєфі північно-західної частини Волинського Полісся переважають плоскі та слабко хвилясті низовини й горбисті підвищення, поверхня яких розчленована великою кількістю озер різного розміру та генезису. Вирівняність рельєфу зумовлена особливостями нагромадження антропогенових (четвертинних) відкладів, їхніми генетичними типами та потужністю, а також геологічними особливостями будови і рельєфом ложа. Абсолютні висоти коливаються у межах 160,7–182,6 м. Найнижчі відмітки території є в заплавах рік (р. Копаївка – 160,7 м) та басейнах озер (оз. Мошне – 161,4 м). Максимальні абсолютні висоти приурочені до озово-камових пасом (182,6 м) та еолових горбів (175,0–177,5 м). Переважна частина території має абсолютні висоти 163–166 м. Середня висота рельєфу території становить 164,6 м. Глибина вертикального розчленування рельєфу визначена його генезисом. Головні нерівності сформували-

ся внаслідок різного нагромадження льодовикових відкладів. Найменші відносні перевищення 0,3–0,6 м/км<sup>2</sup> зареєстровані на озерно-алювіальній та зандровій низовинах, максимальні (понад 10 м/км<sup>2</sup>) простежені на ділянках, зайнятих озово-камовими пасмами та еоловими горбами. Середні відносні перевищення становлять 3,3–5,0 м/км<sup>2</sup>. Унаслідок переважання плоского рельєфу головний Європейський вододіл тут не має чітких контурів. Він проходить від Забужжя на Смоляри Світязькі–Шацьк–Гуту. Зазначимо, що комплекс меліоративних робіт дещо знівечив зону вододілу. Численні канали розчленували вододільні простори на окремі ділянки, чим порушено природні особливості території. Загальне зниження рельєфу на північ зумовлене зниженням у цьому ж напрямі крейдових відкладів.

Густота розчленування рельєфу становить 0,1–0,4 км/км<sup>2</sup>, хоча на окремих ділянках збільшується до 1,1 км/км<sup>2</sup>. Головний напрям річкової мережі північно-західний та північно-східний. У північно-східному напрямі орієнтована більшість озерних улоговин. На розміщення гідромережі впливає тектонічна тріщинуватість. Безпосередню участь у формуванні рельєфу беруть верхньокрейдові відклади сантонського і маастрихтського ярусів, які поширені тут повсюди й утворюють велику монокліналь, ускладнену ерозійними зниженнями і пасмами. Центральна частина території розміщена на верхньокрейдовому піднятті. Верхньокрейдовий хребет, де глибина залягання крейди сягає 166 м абсолютної висоти, відокремлює долини Західного Бугу та Прип'яті. Верхньокрейдові відклади у деяких місцях виходять на денну поверхню. Літологічно вони представлені сірувато-білим мергелем та білою писальною крейдою із прошарками кременю. Середня потужність верхньокрейдових відкладів становить 40–70 м, у районі оз. Світязь – 370 м.

Сучасний рельєф території сформувався в антропогеновий період, відклади якого мають мінливий фаціальний склад. Потужність їх коливається у значних межах, на крейдових підняттях вона незначна, інколи ці відклади денудовані. У межах ерозійних знижень і тальвегових частин прадолин Західного Бугу і Прип'яті потужність відкладів становить близько 40 м, у долинах льодовикового виорювання та розмиву зростає до 100 м і більше. Важливу роль у формуванні сучасного рельєфу відіграють відклади дніпровського (одра)



зледеніння, коли льодовик покривав усю досліджувану територію [7, 9–11, 14–15, 16, 17, 19, 20, 22]. Найдавнішим зледенінням, сліди якого збереглися у долині р. Прип'яті, є окське (сянське) [7, 16, 21].

Рельєф північно-західної частини Волинського Полісся формувалася за умов складної взаємодії екзогенних, ендегенних і техногенних чинників, що й спричинило різноманітність типів і форм рельєфу. На кожному етапі переважали то одні, то інші рельєфотвірні чинники. Рельєф, створений дніпровським (одра) льодовиком, виник у процесі ерозійної та акумулятивної діяльності прип'ятського потоку льодовика. Важливу роль у льодовиковому літогенезі відіграв дольодовиковий рельєф. Крейдові вододільні хребти та пасма були природними перешкодами на шляху льодяних масивів. Льодовиковий рельєф території сформувався у процесі крайової (бічної) ерозії та акумуляції льодовика і зафіксував постмаксимальну стадію поширення льодовикових утворень дніпровського зледеніння [19]. Крайові утворення відображають тимчасову стабілізацію льодовикового краю у просторі й визначають активну і пасивну фази гляціодинамічного розвитку, що морфологічно визначене чергуванням смуг горбисто-пасмового озово-камового рельєфу, дрібногорбистих моренних рівнин.

Значне поширення у межах досліджуваного району мають зандрові рівнини, які сформувались перед фронтом льодовикового краю під час його дегляціації. Зандри займають нижчий гіпсометричний рівень у рельєфі, у межах абсолютних висот від 165 до 170–175 м. Пологохвилясті зандрові низовини утворювалися внаслідок поверхневого стоку, коли потоки талих вод льодовика несли з собою масу різнозернистого піщаного матеріалу і відклали його у вигляді пасом, горбів і пагорбків. Відносні перевищення таких форм незначні й зрідка досягають 5 м. Форми їх різноманітні, найчастіше нагадують дюни. У межах дольодовикових знижень брили льоду танули повільніше, формуючи внутрішньозандрові заболочені улоговини, у найбільше знижених частинах яких розміщені озера. Рельєф зандрових низовин розчленований невисокими, слабо хвилястими еоловими дюнами і пасмами.

Флювіальний рельєф представлений долинами Західного Бугу та його приток Копайвки і Рати, які належать до басейну Балтійсь-

кого моря. До басейну Чорного моря тече р. Прип'ять з притоками. По правій притоці Вісли – р. Західний Буг – проходить кордон між Україною і Польщею. Це найбільша ріка району, ширина її русла у межах досліджуваної території – понад 50 м, глибина у середньому становить 1,5–3,7 м, швидкість течії – 0,5–0,8 м/с. Русло ріки звивисте, має велику кількість рукавів, островів і обмілин. Коефіцієнт меандрування – 1,65. У будові долини виділяють заплаву й одну надзаплавну терасу. Ширина заплави Західного Бугу коливається у межах від 0,05–0,1 до 2,0–2,5 км.

Морфологія заплави досить різноманітна. У рельєфі чітко виділені низька (1,5–2,0 м) і висока (4–5 м) заплави, які є наслідком акумулятивної діяльності ріки. Рельєф заплави ускладнений прирусловими валами і старичними зниженнями. Прируслові вали тяжіють до внутрішніх сторін меандрів і утворюють вузькі, витягнуті за напрямом русла, гребеневі форми заввишки 0,3–0,5 м, складені дрібнозернистими пісками. Відступання русла ріки й утворення берегової обмілини сприяє формуванню стариць, які перебувають на різних стадіях розвитку – від чітко вираженого русла до пологих заболочених знижень.

Над заплавою у долині Західного Бугу добре розвинена перша надзаплавна тераса, чіткий уступ якої має 2–4 м над заплавою. Поверхня тераси рівна, з дрібними заболоченими ділянками.

Долина р. Прип'ять на досліджуваній території північно-західної частини Волинського Полісся представлена лише заплавою завширшки близько 1,5 км, що дуже змінена осушувальними системами, русло часто каналізоване. Північно-західна частина Волинського Полісся дуже заболочена. Цьому сприяють рівнинність території, особливості будови четвертинних відкладів, неглибоке залягання ґрунтових вод, їх часте підживлення напірними тріщинно-карстовими водами, що пов'язані з відкладами верхньої крейди. Нагромадження торфу відбувається двома шляхами: у разі надлишкового зволоження рівнин та заростання озер. Заболочені рівнини та зниження на різних гіпсометричних рівнях рельєфу відрізняються між собою площею, потужністю торфового горизонту та ступенем розкладання торфу. Формування торфовищ території почалось наприкінці плейстоцену і тривало впродовж усього голоцену. Виді-

ляють декілька етапів, коли заболочення було найактивнішим. За живленням та рослинним покривом болота поділяють на низинні, верхові та перехідні. Найбільше поширені низинні болота, вони займають 5% території. Найчастіше поверхня низинних боліт плоска, слабо ввігнута або полого нахилена. Характерним елементом низинних боліт є купини. Вони мають висоту 0,3–0,7 м. Потужність торфового шару в середньому становить 1–3 м. Верхові та перехідні болота займають 1% території парку. Для них характерні потужніші поклади торфу (іноді понад 15 м).

Морфологія еолового рельєфу дуже різноманітна. Досить детально еолові форми рельєфу описав П. Тутковський [12], який бачив у них головний доказ існування на Поліссі післяльодовикової пустелі. Наприкінці плейстоцену і на початку голоцену переважав засушливий клімат, унаслідок якого через інтенсивну дефляцію і вітрове перенесення утворилися форми рельєфу, складені дрібнозернистим піском. У долині р. Західний Буг еолові дюни і пасма приурочені до прибрівкової частини першої надзаплавної тераси. Трапляються еолові форми і на поверхні тераси. Протяжність еолових пасом, витягнутих за напрямом течії р. Західний Буг, становить 0,5–2,0 км. Схили досить круті. Відносна висота пасом – 10–15 м, у деяких випадках перевищує 25 м. Поодинокі дюни, як звичайно, мають параболічну форму з випуклістю на схід. Внутрішні схили дюн круті, зовнішні – виположені. Поверхня дюн закріплена рослинністю, що зберегло їх від подальшої еолової переробки. Вузько витягнуті пасма завширшки 100–150 м у районі верхів'їв рік оконтурюють заплави. Форма пасом досить різноманітна, проте всі вони витягнуті в напрямі рік. Найбільше поширені прості циркульні та списоподібні дюни. Дюни, пристосовані до вершин вододільних горбів, є поодинокими серпоподібними. Еолові піски утворюють незакріплені поля, які зазнають інтенсивного перевіювання. Еолові дюни вздовж берегів озер розміщені за 0,3–0,5 км від сучасного берега і витягнуті в напрямі берегової лінії. Висота пасом – 5–10 м, ширина – 100–200 м, протяжність – 0,2–2,0 км. Схили еолових пасом закріплені й згладжені. На західному березі оз. Світязь розміщена кільцеподібна дюна, яка утворює підвищення над акваторією озера на 4–9 м, ускладнене поодинокими дюнами.

Інтенсивний розвиток карстових процесів зумовлений близьким заляганням від поверхні легкорозчинних крейдових порід, представлених мергелями і писальною крейдою, їхньою тріщинуватістю, а також збагаченістю району поверхневими і підземними водами. Карстові процеси розвиваються на всіх гіпсометричних рівнях рельєфу. Про широкий розвиток крейдового карсту на Волинському Поліссі давно зазначав П.А. Тутковський [25]. Найтипівішими формами поверхневого карсту північно-західної частини Волинського Полісся є карстові лійки блюдцеподібної форми діаметром 20–60 м, іноді 100–110 м. Схили лійок короткі (1–2, іноді 3–4 м), крутістю 10–20°. Глибина лійок – 0,5–2,0, рідше – 3–4 м, їхнє дно плоске, часто заболочене, поросле кущами та невеликими деревами (верба, береза, вільха тощо). Улітку дно лійок сухе, покрите купинами осоки болотної. Карстовими є багато озер досліджуваного району. Різні за розміром карстові озера тяжіють до ділянок неглибокого залягання крейди або її виходів на денну поверхню. Більшість озер і нині підживлювані напірними тріщинно-карстовими водами верхньокрейдового водоносного горизонту, про що ще на початку ХХ ст. говорив П.А. Тутковський [25].

Значне антропогенне перетворення рельєфу почалося недавно. Головними техногенними формами території є меліоративні канали і кар'єри, розробку яких, здебільшого, припинено з огляду на природоохоронний режим парку. Мережа меліоративних каналів поозер'я досить густа і становить у середньому 1,5–2,0 км/км<sup>2</sup>. Ширина меліоративних каналів змінюється від 1,5 до 3–6 м, а глибина у середньому – 1–2 м. Інтенсивний антропогенний вплив на рельєф призводить до зникнення багатьох характерних форм льодовикового рельєфу, болотних масивів, малих рік. Тому проблема охорони і збереження природних форм рельєфу для Шацького природного національного парку досить актуальна.

Детальне вивчення геологічної будови, рельєфу, сучасних геоморфологічних процесів дає змогу виділити у межах північно-західної частини Волинського Полісся щонайменше чотири морфоскульптури:

- Верхньоприп'ятську озерно-алювіальну акумулятивну рівнину;
- Ростанську зандрову рівнину з ділянками моренних форм;

Прибузьку озерно-алювіальну рівнину;  
Шацьку вододільну рівнину.

До Верхньоприп'ятської озерно-алювіальної рівнини належить долина витоків Прип'яті з широким комплексом заболочених територій. За морфометричними характеристиками плоский рельєф має ухил на північ у межах 1–3°. Абсолютні позначки поверхні змінюються від 161 до 165°.

Ростанська зандрова рівнина дещо вирізняється серед морфологічного одноманіття поозер'я; тут переважає хвилястий рельєф, ускладнений короткими пасмами озово-камових льодовикових форм (район Ростані), видовжених улоговин і еолових дюн. Густина горизонтального розчленування досягає 1,0 км/км<sup>2</sup>. Найвище у рельєфі Ростанське пасмо – 189,4 м.

До Прибузької озерно-алювіальної рівнини належить правобережна частина долини Західного Бугу. Морфологічно виражені заплава та перша надзаплавна тераса, ширина якої в районі с. Смолярі Світязькі досягає 5 км. Рівнинний рельєф долини ускладнений численними еоловими формами (дюни, пасма), а також неглибокими заболоченими западинами. Абсолютні позначки рельєфу змінюються від 160 до 178 м.

Морфоскульптура Шацької вододільної рівнини має панівне підвищене положення на території поозер'я. Тут є максимальні висоти (160 м і більше) верхньокрейдowego рельєфу і малопотужний четвертинний покрив. Саме такі геологічні умови сприяли інтенсивному розвитку карстових процесів у крейдовому масиві та утворенню каскаду озер. Якщо порівняти положення верхньокрейдовой поверхні (160 м) та врізи найбільших озер: Світязь – 163,2; Пулемцьке озеро – 162,0; Луки – 162,0; Люцимир – 165 м, то можна констатувати, що всі озера закладені у крейдовому масиві, живляться напірними водами верхньокрейдowego водоносного комплексу, а також водами палеозою, які мають доплив по розломних зонах.

Коротка геоморфологічна характеристика рельєфу Шацького поозер'я свідчить про залежність орографічних характеристик від геологічної будови краю, літологічних особливостей порід, прояву і спрямованості екзогенних морфодинамічних процесів та антропогенного впливу.

## 2.1. ЛАНДШАФТНО-ГЕОХІМІЧНІ УМОВИ

Геохімічні умови території можна схарактеризувати на підставі поняття елементарного ландшафту. Елементарним вважають певний тип рельєфу, складений однією породою і покритий у певні моменти розвитку відповідною рослинною асоціацією. Парагенетична асоціація сполучених елементів утворює геохімічний ландшафт. За умовами міграції хімічних елементів територія належить до ландшафтів першого роду плоских рівнин з уповільненим водообміном, незначним ерозійним розчленуванням. У горизонті ґрунту розвинуті ландшафти поліського класу. Ці південно-тайгові ландшафти на кварцових пісках та супісках характерні для Волинської пологохвилястої височини та Прибузької акумулятивно-алювіальної рівнини. Типоморфними елементами для них є водневий іон, у болотах інтенсивно мігрують залізо і гумусові речовини, що спричинює кисле оглеєння.

Вода озер і боліт має кислу реакцію на кисневому бар'єрі, у ній осідають гідроокиси заліза, формуються “болотні руди”, де концентруються манган, хром, нікель, барій, цинк. Нижче рівня ґрунтових вод трапляється віваніт. Заплави рік є геохімічним бар'єром, який перешкоджає винесенню з ландшафту багатьох елементів – тут акумулюються кальцій, хром, залізо, алюміній, манган, ванадій, мідь, нікель. Для поліських ландшафтів характерний дефіцит азоту, фосфору, калію, магнію, фтору.

За геоморфологічними умовами, характером ґрунтового покриву, умовами міграції елементів на території дослідження виділяють такі ряди ландшафтів:

- плоский, пологонахилений у бік русла, нечітко опуклий ландшафт заплави ріки Західний Буг і Прип'ять з окремими зниженнями на дерново-підзолистих піщаних ґрунтах;
- плоский, пологонахилений у бік русла ландшафт надзаплавних терас на дерново-підзолистих піщаних і глинисто-піщаних ґрунтах;
- плоский, пологохвилястий, слабо розчленований з прямими зниженнями ландшафт водно-льодовикової рівнини на дерново-підзолистих легкосуглинистих ґрунтах;

- полого-хвилястий горбисто-пасмовий, слабо розчленований кінцевоморенний ландшафт на дерново-підзолистих супіщаних карбонатних ґрунтах.

## 2.2. ЗАБРУДНЕННЯ СЕРЕДОВИЩА

Забруднення навколишнього середовища залежить від фактичного навантаження на атмосферу, літосферу і гідросферу, що зумовлене інтенсивністю і просторовим співвідношенням різних видів господарської діяльності на досліджуваній території.

Стан атмосфери. Атмосферне забруднення зумовлене, здебільшого, діяльністю людини. Головними джерелами забруднення атмосфери є промислові, транспортні та побутові викиди. Хімічний склад викидів в атмосферу залежить від видів палива, способів спалювання й обробки, складу промислової сировини, технології виробництва, ефективності очисних систем. Для визначення стану атмосфери у період з 19 по 25 грудня 1995 р. проведено снігове знімання. Середня тривалість акумуляції становила у середньому п'ять діб, що дало змогу визначити загальне пилове навантаження на поверхню та головну спеціалізацію забруднення по окремих елементах і сполуках. Усього проаналізовано 11 проб твердої фази і 10 проб сухого залишку снігової води. Визначене пилове навантаження було різноманітним і становило від 5–10 до 80,6 кг/км<sup>2</sup> за добу з диференціацією у меридіональному напрямі. По всій території дослідження фоновий вміст був у межах 7–15 кг/км<sup>2</sup> за добу. Пил (тверда фаза атмосферних опадів) містив нерозчинні й важкорозчинні сполуки, які не перейшли в іонний стан за період снігоставу перед опробуванням. З огляду на те, що пил попадає безпосередньо на ґрунт, зосереджуючись у верхній його частині, порівняльну характеристику доцільно виконувати, приймаючи за нормативні значення фоновий вміст і граничнодопустиму концентрацію (ГДК) елементів у ґрунтах.

З урахуванням затверджених значень ГДК і вмісту окремих елементів у ґрунтах для України, країн Євросоюзу та з орієнтуванням на жорсткіші вимоги для характеристики забруднення ґрунтового покриття прийнято такі параметри (табл. 2.1).

Таблиця 2.1

**Прийняті значення ГДК для ґрунтів**

Для валового вмісту			
Елемент	Вміст, мг/кг	Елемент	Вміст, мг/кг
Be	10	Ni	50
Pb	100	Co	50
Sn	50	Mo	50
Ti	5000	V	50
Mn	1500	Cu	100
La	10	Zn	300
Cr	100	Sr	100
Для водорозчинних форм			
Ni	4	Cu	3
Co	5	Zn	23
Pb	32		

За ступенем концентрації в аерогенних потоках розсіювання виділяють три головні групи елементів.

До першої належать Be, Y, Mn, Nb, Bi, Mo, Ti, La, Sr. Вміст їх у пиловій фракції атмосферних опадів є на рівні фонових значень (1,0–1,5 фону). Вони практично не впливають на процеси формування ареалів забруднення в ґрунтах, а характер їхнього розподілу по площі зумовлений складом материнської породи ґрунту та фізико-хімічними процесами, які відбуваються у верхньому шарі. До другої групи належать елементи, які містяться у твер-

дій фазі атмосферних опадів у концентраціях вище фонових і за сприятливих умов можуть утворювати ареали забруднення ґрунтів, – Be, Sn, Ga, Co, Cu, Ag; коефіцієнти їхньої концентрації – від 2 до 5 фонів. Третя група охоплює елементи, вміст яких у один–два рази перевищує ГДК – Pb, Cr, Ni, V, Zn, Zr. Морфологія та інтенсивність ареалів забруднення ґрунтів цими елементами зумовлена, здебільшого, аерогенними ареалами розсіювання, що визначені техногенними чинниками.

Разовість опробування, незначна тривалість снігоставу, мала потужність снігового покриву не дали змоги визначити фонові характеристики. Оскільки з поверхневого стоку атмосферних опадів формується хімічний склад води поверхневих водойм, то ступінь забруднення снігу рідкої фази доцільно оцінювати за “Санітарними правилами і нормами охорони поверхневих вод від забруднення (СанПІН №4630-88)”. В атмосферних опадах переважають сульфатно-хлоридні й хлоридно-сульфатні натрієві води. Мінералізація досить однорідна і змінюється у межах 50–60 мг/дм<sup>3</sup>. Води слабо



кислі і нейтральні (рН 5,5–8,0), зрідка слабо лужні (рН до 8,5), дуже м'які (до 0,5 мг/екв), з незначним вмістом магнію і нітратів. За макрокомпонентним складом перевищень ГДК в атмосферних опадах не зареєстровано. Майже повсюди виявлено забруднення снігових вод нітратами. За незначного вмісту (3–8 мг/дм<sup>3</sup>) вони становлять до 12–18 %/екв у формулі води. Найвищі значення зафіксовано близько до тваринницьких ферм та районів сільської забудови.

Характеристика водних систем. Водні системи – це нерозривні ландшафтно-геохімічні поєднання водної маси, суспензованого в ній органічного і неорганічного матеріалу, донних відкладів і біомаси. Забруднення їх хімічними елементами є неминучим наслідком сучасних технологій. Шляхи надходження хімічних елементів у водні об'єкти – безпосереднє скидання у водотоки та водойми стічних вод різного ступеня очищення (побутових, промислових, сільськогосподарських, кар'єрного водовідведення тощо). Суттєве значення мають надходження хімічних елементів з атмосфери у вигляді опадів безпосередньо на водну поверхню та на водозбірну площу з подальшою міграцією із поверхневим (дошовим, талим) стоком.

*Поверхневі води.* На території досліджень поверхневі води представлені ріками Західний Буг і Прип'ять, їхніми дрібними притоками, а також магістральним каналом Турський. Характерна особливість території – наявність великої кількості озер (близько 50). На їхній екологічний стан, поряд із забрудненням поверхневих вод, головно, сільськогосподарськими підприємствами, впливає зарегульованість рік, інтенсивність ерозійних процесів, меліорованість заплавл, залісненість прибережних смуг та інші чинники. Інтенсивність ерозійних процесів незначна на всій досліджуваній території. Однак простежується розмивання берегів Західного Бугу, змивання поверхневого шару ґрунту паводковими і зливовими водами (переважно у західній і центральній частинах території). Це призводить до замулення русел малих річок, забруднення поверхневих вод. У західній частині території в межах першої надзаплавної тераси р. Західний Буг поряд з площинним змивом відбуваються ерозійні процеси, які призводять до формування берегових урвищ, ярів, вимоїн, що у кінцевому підсумку впливає на стан поверхневих вод.

Ріка Західний Буг практично не меліорована, лише на окремих ділянках проведено випрямлення русла. Ріка Прип'ять та її притоки повсюди каналізовані і входять у меліоративні системи як магістральні канали. Заплави малих річок залужені, інколи розорані під городи.

Розвиток природних і техногенних процесів зумовлює нестійкий стан поверхневих вод. Води річок зеленкувато-жовтуваті, з різноманітними запахами інтенсивністю до 2 балів, незначним вмістом завислих речовин, задовільною прозорістю, нейтральною або слабколужною реакцією, підвищеною окиснюваністю.

З огляду на велику кількість озер, ставків, водойм іншого типу детально досліджено ті з них, які мають значну площу водного дзеркала, розташовані поза межами проточних водойм і суттєво не змінюють рівня води у річному циклі. Хімічний склад води у замкнутих водоймах змінюється від гідрокарбонатно-кальцієвого до хлоридно-гідрокарбонатного натрієво-кальцієвого, мінералізація становить 0,3–0,8 г/дм<sup>3</sup>. Вміст нітратів незначний – до 2–4 мг/дм<sup>3</sup>. За водневим показником води нейтральні на всій території і тільки на сході слабколужні. Вміст фенолів однорідний і не перевищує ГДК.

*Донні відклади.* Стабільним компонентом водних систем є донні відклади, які чутливо реагують на антропогенні дії, що змінюють природний розподіл мікроелементів у межах водозбірного басейну. Вони часто визначають особливості екології водних об'єктів. Процеси міграції вода тверда фаза визначені кислотністю, лужністю та окисно-відновними умовами водного середовища. Лужне середовище сприяє виділенню мікроелементів з водної фази, а кислі стоки підприємств – переходу забруднювачів з донної фази у розчинений стан. У разі нестачі кисню простежується міграція мікроелементів до покрівлі донних відкладів з наступним осадженням їх на межі окиснення вода–осад, унаслідок подальшого виснажування запасів кисню осад розчиняється і токсичні речовини переходять у рідку фазу.

Загалом рівень забруднення водотоків незначний.

У донних відкладах озер, ставків та інших водойм поодинокими пробами виявлено незначні рівні забруднення. Оскільки ж даних

з їхніх центральних частинах нема, то інтерполювати рівень забруднення на всю площу водойм не можна.

*Підземні води.* Унаслідок забруднення підземних вод і водоносних горизонтів четвертинних відкладів єдиним надійним джерелом водопостачання є підземні артезіанські води верхньокрейдового водоносного горизонту. Їхня охорона від забруднення важлива як з гідрологічного, так і з господарського поглядів. Якість підземних вод характеризують комплексом органогенетичних, біологічних і хімічних показників відповідно до ДЕСТ 2874–82 “Вода питна”. Характеристику якості води наводять за найпоширенішими забруднювальними речовинами: хлоридами, сульфатами, нітратами, важкими металами тощо. Ці показники поряд з мінералізацією, окиснюваністю, твердістю і вмістом специфічних органічних забруднювачів використовують для порівняльної оцінки забруднення підземних вод у різних водопунктах. У процесі робіт опробували свердловини спеціального водокористування промислових та сільсько-господарських підприємств і колодязі у сільських населених пунктах. Підземні води на території досліджень гідрокарбонатно-кальцієві, рідше – гідрокарбонатні магнієво-кальцієві. Грунтові води в колодязях нейтральні (рН 8,0–9,0), води водоносного горизонту верхньокрейдових відкладів – нейтральні, рідше слабколужні. Бактеріологічний стан підземних вод задовільний, у поодиноких випадках колі-індекс перевищує допустимий рівень унаслідок побутового забруднення у колодязях. Майже у всіх колодязях, які пройдені в горизонтах ґрунтових вод, вміст фенолів перевищує ГДК у два–чотири рази, а у водах верхньокрейдового водоносного горизонту їхній вміст не перевищує 0,3–0,4 ГДК.

За мінералізацією ґрунтові і верхньокрейдові води прісні. Чіткої закономірності у розподілі мінералізації не зафіксовано. Забруднення підземних вод у колодязях і свердловинах спеціального користування зумовлене незадовільним санітарним станом прилеглих територій, поганою ізоляцією водоносних горизонтів.

**Ґрунтовий покрив.** Територіальна картина поширення техногенних ареалів і потоків забруднення найчастіше фіксована за зміною хімічного складу природних середовищ, які надовго депонують забруднювальні речовини. Перш за все це стосується ґрунтів

– найстійкіших компонентів ландшафту. Характер накопичення хімічних елементів у ґрунтах, що розташовані в зоні впливу викидів різних промислових підприємств, дає змогу визначити характер і ступінь їхнього забруднення. Загальна картина розподілу хімічних елементів-забруднювачів у ґрунтах ускладнена їхньою рухомістю і перерозподілом по ґрунтовому профілю, а також винесенням частини елементів з сільськогосподарською продукцією. Однак надходження забруднювальних речовин з промисловими викидами дуже значне, простежується помітне збільшення валового вмісту мікрокомпонентів у разі тривалої дії джерела забруднення. Отже, ґрунтовий покрив є індикатором елементів-забруднювачів. З огляду на це під час комплексних еколого-гідрохімічних досліджень особливу увагу приділяли дослідженням геохімії ґрунтів.

Кожен ландшафтно-геохімічний комплекс в окремих частинах має певне антропогенне навантаження, тому виділяються такі типи ландшафтів: природні (лугові, болотні, лісові), культурні (сільськогосподарські угіддя, багаторічні лісові насадження), селетєбні (з переважанням сільськогосподарської забудови), техногенні (промислові, транспортно-комунікаційні).

На території досліджень найвища інтенсивність і найбільші площі забруднення характерні для елементів першого (свинець), другого (мідь, нікель, кобальт), третього (ванадій, олово) класів небезпеки.

**Транспорт.** У межах Шацького поозер'я великих населених пунктів немає. На північному заході розташоване смт Шацьк з кількістю населення до 7 тис. жителів. Міський транспорт представлений, головню, індивідуальними автомобілями, транспортними засобами невеликих підприємств. Автомобільні транспортні засоби негативно впливають на навколишнє середовище міста, вони дають близько 55% транспортного забруднення атмосфери. Проблемою забруднення стає гумовий пил, який утворюється з покришок коліс автомобілів. Один автомобіль дає близько 10 кг гумового пилу за рік. Головними шкідливими компонентами вихлопних газів є оксиди вуглецю, азоту, сірчаного газу. Бензинові двигуни виділяють речовини, в яких міститься свинець, бром, канцерогенні агенти, дизельні двигуни виділяють значну кількість сажі.

Рекомендовані заходи оздоровлення екологічного стану в цьому випадку такі:

- унаслідок правильного регулювання подачі пального зменшити викиди небезпечних речовин в атмосферу;
- запровадити постійний контроль за токсичністю вихлопних газів механічною службою підприємств, а також спеціальними державними органами на виїзді автомашин з гаража;
- запобігати забрудненню атмосфери шляхом раціонального розміщення джерел шкідливих викидів і розширення зелених насаджень.

**Комунальне господарство.** Головне завдання комунального господарства – дотримання чистоти навколишнього середовища, подання чистої питної води населенню, чистота на вулицях, наявність значної кількості зелених насаджень, паркової зони, скиди стічних вод, які не перевищують ГДК, впорядкування сміттєзвалищ, правильна технологія захоронення відходів та ін.

Комунальне господарство повинно спеціалізуватися по трьох головних напрямках:

- водопостачання;
- централізоване очищення стічних вод;
- утилізація і захоронення твердих побутових відходів.

Перші два напрями у віданні однієї організації: управління водопровідно-каналізаційного господарства, а третій реалізують структури управління комунального господарства. Водопостачання міста і промислових підприємств відбувається зі свердловин спеціального користування. Сумарний водовідбір становить близько 3 тис. м<sup>3</sup> за рік, води переважно із верхньокрейдових відкладів. Більшість свердловин міста, а також сільських населених пунктів сьогодні є в незадовільному санітарному стані, а відсутність зон санітарної охорони призводить до забруднення водоносного горизонту верхньокрейдових відкладів. Міські очисні споруди розташовані у північно-західній частині, поблизу дороги Шацьк–Піща. Наявні споруди не розраховані на повне біологічне очищення побутових стічних вод та близьких до них за складом промислових стоків, частково-дощових, поливально-мийних вод.

У результаті досліджень рекомендують такі заходи екологічного спрямування:

- на ділянках свердловин необхідно суворо дотримуватись вимог до зон санітарної охорони;
- удосконалити очисні споруди і технологію очищення стічних вод.

Сільське господарство на території дослідження орієнтоване на виробництво зерна, вирощування кормового буряку, тваринництво. Тут розміщено близько 90 тваринницьких комплексів з відгодівлі великої рогатої худоби і молодняка. Головними забруднювальними інгредієнтами у стоках є фосфати, сульфати, калій, кальцій, магній, натрій, свинець, цинк, хлориди, нітрати, нітрити, феноли. Об'єм стоків по цих комплексах не перевищує 0,1 тис. м<sup>3</sup> за добу.



### 3. МІНЕРАЛОГО-ГЕОХІМІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА СУЧАСНИХ ВІДКЛАДІВ ШАЦЬКИХ ОЗЕР

Серед донних осадків Шацьких озер виділяються такі різновиди: щєбінь та гальково-гравійний щєбінь, різноманітні піски, піщано-алевритові та пеліто-алевритові мули і сапропелеві мули.

**Псефітові осадки** трапляються серед донних відкладів Шацьких озер досить зрідка і представлені переважно щєбенем з домішкою гравію й іноді гальки. Звичайно ці відклади приурочені до хвилеприбійної зони пляжів, особливо біля порівняно високих берегів. Вони утворюють вузькі (10–70 см, дуже зрідка більше) смуги невеликої потужності. Такі відклади виявлені в багатьох озерах, однак найбільше розвинені в береговій зоні Пісочного озера, складені з різного щєбеню (розміром від 1 до 8–10 см) – переважно кутуватих уламків халцедонових кременів різного кольору, значно рідше – дрібної гальки та гравію інших порід (див. нижче). Вміст щєбеню у відкладах коливається в широких межах: майже від 100% біля берега і до 5–10 % на відстані 1–5 м. Кремені представлені цілими та колотими стяжіннями. Колоті уламки простежуються частіше, мають раковистий злам і, зазвичай, плямисту структуру та забарвлення, зумовлені лімонітованими згустками глинистої речовини.

За кольором виділяють червоні різних відтінків, сірі, білі, коричневі, жовтувато- і зеленкувато-коричневі та темнозабарвлені різновиди. Іноді, зокрема на оз. Світязь, трапляються досить великі

конкреції чорного кременю. Форма стяжінь дуже різноманітна. Серед них є округлі, сучкуваті, пальце-, мішкоподібні форми, а також кременеві “рукави” та вузлуваті кремені. Стяжіння покриті білою, сіруватою або коричневою кірочкою хемогенного походження. Це так звана патина. Розмір стяжінь – 2–10 см. Густина кременів, визначена різними методами, становить  $2,3620 \text{ г/см}^3$ , мікротвердість –  $860 \text{ кг/см}^2$ . Халцедоновий склад кременів підтверджено дифрактометричним аналізом. У шліфах кремені безколірні, однорідні, нешаруваті. Виділяють різновиди з дрібноплямистою та плямистою текстурами, типовими структурами є крипнокристалічна та органо-гелева.

Органічні рештки, заміщені мікрозернистим кварцом або халцедоном, представлені капсулами радіолярій, спікулами губок, голками й уламками панцирів морських їжаків. Зареєстровано також включення рослинної органіки, теригенного циркону, сфероліти халцедону та зерна кварцу, згустки лімонітизованої глинистої речовини (до 40% в окремих зразках), а також рудної речовини. Спектральним аналізом виявлено, що головними хромофорами кременів є залізо і, мабуть, титан. Щодо походження кременів, то вони, найвірогідніше, “виорані” льодовиком з підстильних четвертинних відкладів верхньокрейдових карбонатних порід, де домішки кременів досить значні. Помітну частку досліджуваних порід становлять також гравій, галька та, рідше, дрібні валуни інших порід. Дуже багато їх (до 10–15%) у прибережних пісках північно-західної частини оз. Луки (за с. Загиштя).

**Псамітові осади.** Найпоширенішими відкладами прибережної зони озер є різноманітні піски. Зазначимо, що гранулометричний склад досліджуваних пісків дуже мінливий, і хоча вміст піщаних фракцій у них звичайно перевищує 85–90% (тобто це майже чисті піски), проте вміст дрібного, середнього та грубого піску коливається у значних межах навіть у взятих поряд зразках. Це пов’язане з формою і рельєфом берегів, гідродинамікою озерної води, складом первісних флювіогляціальних відкладів, унаслідок перемивання яких і виникли ці піски, тощо. На підставі отриманих даних, можна зробити висновок, що в пісках озер Луки та Перемут, Пісочного та інших переважає середньозернистий пісок, вміст яко-



го в пробах оз. Піщанського становить 43,4–84,2% за середнього 64,3%, у пробах озер Луки і Перемут – 56,0–70,0% за середнього 62,5%; Пісочного озера: 24,5–81,9% за середнього 45,7%; У пробах зі Світязю зернистого піску значно менше – від 0,2 до 71,8% за середнього 28,4%.

Дрібний пісок переважає у пробах з озера Люцимир, де його 21,5–65,4% (середнє – 49,4%), та Світязь – від 9,6 до 72,1% за середнього 38,4 %. У пісках інших озер дрібний пісок займає друге або третє місце: Пісочне – 1,9–61,0% (середнє – 18,7%); Луки та Перемут – 10,0–20,4 (середнє – 16,5%).

Третє місце у складі пісків належить грубому піску. Найбільше його у піщаних відкладах Пісочного озера – від 1,3 до 69,7% за середнього 27,6%; значно менше у відкладах Світязю 0,7–57,4% середнє –18,3%; та Люцимиру – 0,5–54%, середнє – 11,9%.

Постійною домішкою озерних пісків є гравійні та галькові уламки. Гравій зафіксований у всіх пробах Пісочного озера, у 39 з 41 проби оз. Світязю, семи з 12 проб Люцимиру, майже у всіх пробах озер Луків і Перемуту та Піщанського. Найбагатші на гравій піщані осади Світязю, де їхній максимальний вміст сягає 20,4% за середнього 5,2%. Помітно менше таких уламків у пісках озер Луків і Перемуту (максимальний вміст 7,9% за середнього 6,0%), Пісочного озера (максимум – 7,4% за середнього 5,6%) та Піщанського (максимум – 3,0% за середнього – 2,1%) і зовсім мало в осадках Люцимиру (максимум – 1,5% за середнього 0,3%). Зазначимо, що у переважній більшості проб (60 із 70) вміст гравійних часток менше 5,0%, а в 27 пробах – менше 1%. Гравійні частки найчастіше утворені з халцедонових кременів, мікрокварцитів, значно рідше – кварцитів та уламків польових шпатів.

Домішки алевритових та пелітових часток у піщаних осадах незначні, особливо на озерах Люцимир, Пісочне, Піщанське та ін. Зокрема, у пісках оз. Люцимир алевриту лише 0,3–2,1% (середнє – 1,3%); Пісочного озера – від 0 до 2,6% (середнє – 0,6%); Піщанського – 0,2–9,0% (середнє – 3,0%). Найбільше алевритових часток у псамітах оз. Світязь – від 0,1 до 23,7% за середнього 6,3%. У десяти пробах їхній вміст перевищує 10%. Подібним є розподіл пелітового матеріалу в пісках: оз. Люцимиру – 0,1–0,6%, (середнє – 0,3%), Пі-

сочному озері – 0,1–2,4% (середнє – 0,8%). У пісках Світязю вміст пеліту коливається від 0 до 19,2% за середнього 3,0 %, причому в чотирьох пробах – понад 10%. Наведені дані характерні для проб, відібраних переважно з відкритих незарослих берегів озер. На берегах, що заросли очеретом та іншою болотною рослинністю, піски, зазвичай, збагачені алевритовим та пелітовим матеріалом, іноді переходять у пелітово-алеврито-піщані мули.

Отже, піски досліджених озер мають значну гранулометричну неоднорідність. Це підтверджено аналізом їхніх медіанних розмірів ( $M_d$ ) та коефіцієнтів сортування за Траском ( $S_o$ ). Прибережні піски Світязю відрізняються більшою гранулометричною неоднорідністю, ніж осади решти озер, тому що медіанні розміри в них коливаються від 0,14 до 0,70 мм за середнього значення 0,31 мм, а  $S_o$  змінюється від 1,15 до 4,69 за середнього 3,29. Це дає змогу виділити для цього озера три класи пісків: добре відсортовані ( $S_o$  менше 1,52), які становлять 51,4% вибірки; середньо відсортовані ( $S_o$  від 1,52 до 2,12) – 38,4%; погано сортовані ( $S_o$  понад 2,12) – 9,6% проб.

Ще менш однорідні піски оз. Піщанського – північного серед Шацьких озер. Хоча їхні  $M_d$  змінюються від 0,20 до 0,36 мм (середнє 0,315 мм), проте серед них лише 16% добре відсортованих, 66,7% середньо відсортованих і 33,3 % погано відсортованих проб. Піски Пісочного, Люцимиру і, особливо, Луків, та Перемуту однорідніші. Медіанні розміри у них змінюються в межах 0,18–0,44 мм за середнього 0,26 мм (Люцимир); 0,21–0,63 мм за середнього – 0,33 мм (Пісочне озеро); найоднорідніші піски озер Луків та Перемуту, де медіанний розмір піщинок коливається у незначних межах (0,31 – 0,35 мм за середнього 0,33 мм).

Як бачимо, серед пісків цих озер наявні, за окремими винятками, лише добре (66,7% проб на Люцимирі; 76,5% – на Пісочному озері, 100% на оз. Луки і Перемут) та середньо відсортовані осади (33,3% на Люцимирі і 23,5% на Пісочному озері).

Погане сортування пісків оз. Світязь підтверджує і розрахована нами для порівняння ентропійна міра сортування ( $H_f$ ) за методом С.І. Романовського [26]. Вона змінюється тут від 0,40 до 0,90 і засвідчує, що за цим параметром 70,7% досліджених проб належать

до погано сортованих, 17,3% – до несорттованих, 9,6% – до помірно сортованих і лише 2,4% – до абсолютно несорттованих .

Можна стверджувати, що прибережні піски головних озер Шацької групи близькі між собою за гранулометричним складом, однак осади Світязю менш однорідні і гірше відсортовані, ніж осади у Люцимирі, Пісочному та ін.

Розподіл осадів мулу по площі вивчено для Пісочного озера, де 1987 р. відібрано близько 180 проб. Усі проби піддавали гранулометричному аналізу. З'ясовано, що піщані осади проникають в озеро залежно від будови берега до глибин 6–7 м, в окремих випадках до 9–10 м. У цьому випадку, зазвичай, до глибин 2–6 і навіть 7 м особливих змін у гранулометричному складі піску не зафіксовано, крім зростання в окремих пробах вмісту гравію і зсуву модальних значень у бік дрібнозернистого матеріалу. Глибше помітно зростає домішка пеліто-алевритового матеріалу, внаслідок чого на глибинах понад 6–7 м піски змінені пеліто-алевритовими пісками, а далі – різними мулами. Спочатку є піщано-алевритові мули, у яких співвідношення піску й алевриту близьке до 1:1 з помітними домішками пелітових частинок. Далі з'являються пеліто-алевритові мули, складені переважно з алевритових (48,2–64,4%) і пелітових (34,2–43,3%) частинок з невеликими домішками піску (0,2–15,7%). Серед алевритових частинок переважають уламки до 0,05 мм, складені, за даними дифрактометрії, переважно зернятками кварцу, менше – польових шпатів та рослинних решток. Такі мули розвинені на глибинах 11–12 м. Глибше пеліто-алевритові мули змінені алеврито-пелітовими, які складаються на 47,6–66,2% з пелітової маси, представленої переважно дрібненькими пластівцями сапропелевої органіки, тонкодисперсним кварцом, рештками польових шпатів та незначної домішки глинистих мінералів; 28,2–43,7% маси цих мулів складені алевритом з різними домішками піску (4,6–7,3%).

Характерною рисою мулів є високий вміст у них органічного вуглецю – у межах від 16,3 до 48,7% за середнього 28,5%, що в перерахунку на органічну речовину в породі становить 28,0 – 84,0%, за середнього 49,1%.

Мул з оз. Луки сапропелевий [28]. Такі мули поширені в Шацьких озерах, де утворюють лінзоподібні поклади різної потужності.

Якщо в таких великих озерах, як Світязь, Люцимир, Пісочне, Пулемцьке та інших сапропелі виповнюють найглибші частини озерної западини, де утворюють лінзи товщиною від 1 до 3–5 м, то в озерах Перемут і Луки вони вже майже повністю виповнюють озерне ложе і їхня потужність перевищує, за даними буріння, виконаного геологами “Укрбурмінводкаптаж”, 9 м.

Повністю заповнені сапропелевими мулами дрібні озера – Мошне, Карасинець, Соминець та інші, які перебувають на стадії заболочування і можуть досить швидко зникнути, якщо не вжити відповідних заходів для їхнього очищення від мулів, що дало б не тільки екологічний, а й практичний ефект, бо сапропелі є цінними корисними копалинами. За даними геологів Ковельської ГРП Рівненської геолого-розвідувальної експедиції, серед сапропелів Шацьких озер виявлені такі різновиди: вапнякові, водоростево-вапнякові, водоростево-залізисті, водоростево-піщанисті, водоростево-глинясті та змішано-водоростеві.

Макроскопічно сапропелі – це желеподібні пелітоморфні мули темно-сірого, чорного, сірувато-чорного, бурувато-чорного та інших кольорів, рідкопластичної консистенції. Цікавою рисою цих мулів є їхня хімічна агресивність, яка виявляється в деструкції тканинних матеріалів. Значення рН сапропелів постійно дорівнює 6,5. Унаслідок висушування на сонці мул перетворюється на темно-буру досить міцну і тверду масу, яка важко розмокає у воді, її не розчиняє перекис водню, навіть концентрований. Під час прожарювання майже повністю згоряє, після чого залишається невелика кількість попелу, який складається переважно з пелітового та алевритового матеріалу і золи.

За класифікацією Л.Л. Россолімо [27], Шацькі озера належать до озер-накопичувачів органічної речовини. На думку вченого, такими озерами є мілководні (глибиною 2–10 м), невеликі за площею, слабко проточні або непроточні, захищені від вітру озера лісової зони помірного клімату. Ці ознаки повністю притаманні досліджуваним водоймам.

Серед мінералів, що формують осади досліджуваних озер, можна виділити такі групи: *терігенні мінерали і компоненти (породотвірні та акцесорні), аутигенні і глинясті мінерали.*

### 3.1. МІНЕРАЛИ ТЕРИГЕННИХ ОСАДІВ ТА ЇХНІ КОМПОНЕНТИ

**Кварц.** Головним породотвірним мінералом озерних пісків є *кварц*, вміст якого у пробах Світязю постійно перевищує 95%, Пісочного озера становить 79,5–92,6%, Піщанського – 75,3–97,0, Перемуту і Луків – 95,1–98,0%.

**Калієві польові шпати.** Другий породотвірний мінерал пісків – *калієві польові шпати*, представлені двома різновидами: ортоклазами та мікроклінами. Звичайно зерна цих мінералів дуже пелітизовані й звітрілі. Вміст польових шпатів у пісках, здебільшого, становить декілька відсотків і лише в окремих пробах Пісочного озера сягає 12,1%. Характерною рисою досліджуваних осадків є майже повна відсутність плагіоклазів та слюд, яких дуже багато в материнських породах. Це свідчить про інтенсивне звітріювання цих мінералів в озерному середовищі.

**Уламки кременистих порід.** Третім породотвірним компонентом Шацьких пісків є *уламки кременистих порід*, серед яких переважають літокласти халцедонових кременів, мікрокварцитів, ще рідше – кварцитів. Їхній вміст не перевищує, зазвичай, 1–4%.

Отже, за мінерально-петрографічним складом піски Шацьких озер належать до мономінеральних кварцових, рідше – олігомікткових польовошпатово-кварцових або літоїдно-кварцових відмін.

Досліджувані піски дуже багаті також на важкі теригенні мінерали. І хоча вміст важкої фракції у більшості проб дуже зрідка перевищує 1% (тобто вони є акцесорними), мінеральний склад їх дуже різноманітний і нараховує понад 25 мінералів, які за поширенням можна розділити на три групи:

1. головні, що становлять основну частину важкої фракції: ільменіт + лейкоксен, гранати (альмандини, значно рідше – піроп і андрадит), циркон, магнетит;

2. другорядні, але такі, що наявні в помітних кількостях у всіх важких фракціях: топаз, ставроліт, турмаліни; мінерали групи епідоту (цоїзит, кліноцоїзит, епідот, дуже зрідка п'ємонтит), рутил, монацит;

3. рідкісні мінерали: шпінелі, дистен, андалузит, силіманіт, амфіболи і піроксени, корунди, біотит, дюмонтьєрит, самородне золото, муасоніт та ін.

Таблиця 3.1

**Мінералогічний склад  
шліхів з пісків оз. Люцимир**

Номер проби	МІНЕРАЛИ, %					
	гранат	рудні	циркон	ставроліт	група епідогу	топаз
Л-5	45,4	40,4	8,7	3,2	1,5	0,4
Л-6	49,8	31,9	11,0	2,0	3,5	0,2
Л-7	55,7	28,6	5,5	7,1	2,0	0,2
Л-8а	53,2	30,4	6,0	3,3	3,0	2,6
Л-8б	47,4	34,6	12,7	1,6	0,9	1,2
Л-8в	61,8	18,2	5,5	5,8	2,9	3,2
Л-9	58,9	22,9	5,6	6,2	2,6	2,9
Л-10а	33,6	32,4	26,9	3,7	1,4	0,6
Л-10б	23,9	43,0	28,6	1,3	1,3	0,2
Л-10в	51,9	25,6	9,8	5,0	1,5	2,9
Л-11	49,8	25,7	10,0	4,9	4,1	5,4
Л-12	36,8	33,6	21,4	4,2	2,1	1,3
Л-13	40,7	32,1	17,5	3,6	2,4	1,1
Середнє	46,8	30,7	13,02	3,99	2,25	1,71

У табл. 3.1 і 3.2 наведено результати кількісного підрахунку вмісту теригенних мінералів важких фракцій, виділених з пісків озер Світязь та Люцимир.

У важких фракціях переважають зерна розміром від 0,05 до 0,25 мм. Більші уламки трапляються рідкісніше.

Найпоширеніші у важких фракціях мінерали електромагнітної фракції, яка становить від 33,3 до 81,0% шліха. Головними її компонентами є ільменіт з лейкоксемом та різноманітні гранати.

*Ільменіт* трапляється у всіх гранулометричних класах важких фракцій. Переважають зерна розміром 0,5–0,25 мм. Усі зерна добре і дуже добре обкатані, однак на багатьох з них збереглися виразні сліди кристалічного огранування. Більшість зерен має ізометричний габітус, унаслідок чого відношення довжини до ширини коливається у межах 1,0–1,86. Колір ільменіту чорний, на зламах смолисто-чорний. Блиск – сильно металічний; поверхня, зазвичай, гладка, проте бувають зерна з жорсткою поверхнею, що надає їм тьмяного блиску. У шацьких пісках ільменіт відрізняється підвищеною магнітністю, тому потрапляє і

до магнітної фракції, де його, особливо в обкатаних зернах, іноді важко відрізнити від магнетиту. Рентгенометричний аналіз [28] під-

твердив ільменітовий склад мінералу. Параметри його елементарної комірки такі:  $a_0 = 0,5036 \pm 0,0009$  нм;  $c_0 = 1,3830 \pm 0,001$  нм. Як впливає з параметрів, ці ільменіти не містять значних домішок магнію, тобто не є пікроільменітами.

Таблиця 3.2

**Мінералогічний склад шліхів з пісків оз. Люцимир**

Номер проби	МІН Е Р А Л И , %								
	турмалін	рутил	дистен	шпінель	андалузит	сцимант	монацит	хроміт	піроп
Л-5	-	0,2	-	0,1	-	0,1	-	-	0,2
Л-6	0,6	0,3	0,5	-	-	-	0,2	-	0,6
Л-7	0,6	-	-	0,2	-	-	-	0,1	0,4
Л-8а	0,5	0,5	0,3	-	0,1	-	-	-	
Л-8б	0,1	0,9	0,3	-	0,1	-	0,2	0,2	-
Л-8в	1,2	0,6	0,3	-	0,1	-	0,2	0,2	-
Л-9	0,5	-	-	0,2	-	-	-	-	0,4
Л-10а	1,2	-	-	-	-	0,1	-	0,1	-
Л-10б	1,3	0,4	-	-	-	-	-	-	0,2
Л-10в	2,5	0,4	-	0,2	0,1	-	-	0,1	0,2
Л-11	-	-	-	-	-	-	0,1	-	0,2
Л-12	0,3	0,2	-	-	-	-	-	-	
Л-13	1,5	0,5	0,6	-	-	-	-	-	-
Середнє	0,94	0,46	0,4	0,18	0,1	0,1	0,18	0,13	0,29

*Лейкоксен* – це продукт розкладання ільменіту, він постійно супроводжує його у шліхах. Зерна лейкоксену так само округлі та ізометричні. Їхній колір змінюється від бурувато-червоного або коричневого до чорного залежно від ступеня зміни мінералу. За розміром, як і ільменіт, трапляється в різних гранулометричних класах, однак тяжіє до крупнопсамітової фракції. Дебаєграма [28] відображає, що лейкоксен складається переважно із залишків ільменіту та тонкодисперсних новоутворень різноманітних мінералів титану та заліза.

*Магнетит* постійно трапляється в магнітних підфракціях представлений зернами неправильної, часто округлої форми з шершавою поверхнею. Зрідка бувають зерна з реліктами кристалічного огранування. Колір магнетиту чорний до темно-сірого, блиск тьмянний. Сильно магнітний, його притягує сталева голка. Зовні дуже подібний до ільменіту, тому з огляду на підвищену магнітність ільменіту, практично неможливо точно визначити кількісний вміст магнетиту в шліхах. Його наявність у пісках підтверджена рентгенометрично.

*Гранати*. Другі, а іноді й перші за поширенням мінерали важких фракцій і, зокрема, їхніх електромагнітних підфракцій, – гранати, серед яких різко переважають представники альмандинового ряду і поодинокими зернами трапляються піропи й андрадити.

*Альмандин* наявний у всіх гранулометричних класах шліхів, однак максимум припадає на дрібний пісок (0,25–0,10 мм). Форма і ступінь обкатаності та сферичності зерен досить витримана. Переважно це округлі ізометричні або витягнуті кутуваті зерна та уламки неправильної форми. Зрідка трапляються добре огранені зерна. Співвідношення довжини зерен до їхньої ширини коливається в межах 1,0–1,3. Поверхня зерен нерівна, шершава, поцяцькована горбками та шрамами. Часто простежуються зерна з так званою дахівчастоподібною поверхнею, характерною для гранатів узагалі. Колір і ступінь прозорості гранатів різноманітні й мінливі. Кольорова гама їх досить багата, це безколірні, блідо-рожеві, малинові та темно-рожеві, майже червоні зерна, нерідко жовті й оранжеві. Гранати всіх кольорів, за винятком деяких темно-рожевих, прозорі. В гранулометричному класі шліху понад 1,0 мм переважають темно-рожеві та червоні гранати, а в класах 1,0–0,5 і 0,5–0,2 мм – блідо-



рожеві та безколірні в різних співвідношеннях. У дрібнопіщаному класі гранатів мало і серед них невиразно переважають безколірні та блідо-рожеві зерна. Включення в альмандинах різноманітні: є і тверді, і рідкі. Тверді включення – чорні або темно-коричневі, лускуваті (вірогідно, гідроксиди заліза), витягнуті, прозорі, темні, у схрещених ніколях світлосірі і червоні. Вони представлені, мабуть, рутилом, апатитом, турмаліном та іншими мінералами. В крупних зернах альмандину з озер Оріхівське та Олтуш виявлені досить великі включення ставроліту, що свідчить про метаморфічну природу таких гранатів.

Показники заломлення світла гранатів коливаються у незначних межах (1,816–1,824). Часто трапляються слабко анізотропні зерна. Гранати належать до альмандинового ряду [28]. Параметри елементарних комірок, розрахованих за дебаєграмами, змінюються від  $1,1527 \pm 0,0003$  нм у безколірних гранатів до  $1,1538 \pm 0,0003$  нм у малинових;  $1,1555 \pm 0,0002$  у жовто-рожевих;  $1,1569 \pm 0,0002$  у червоних;  $1,1569 \pm 0,0002$  у темно-рожевих і  $1,1584 \pm 0,0002$  у жовтих [29]. Спектральним напівкількісним аналізом в альмандинах виявлено такі елементи-домішки, %: Mg – 0,01–0,1; Ca – 0,05–0,3; Y – 0,001; V – 0,00005; Ga – 0,001–0,003; Ge – 0,003–0,01; Mn – 0,1–1,0; У деяких зразках наявна мідь у концентраціях 0,001–0,006%; свинець – 0,0003–0,0006%, цинк 0,03–0,1% та ін.

*Піроп.* У деяких щілах трапляються поодинокі зерна піропів, вміст яких в окремих пробах сягає 3%. Серед них можна виділити два різновиди: блідо-рожеві без чіткого фіолетового відтінку та зерна рожево- і темно-фіолетові. Як відомо, фіолетовий колір характерний для кімберлітових, збагачених хромовою (кнорингітовою) молекулою, піропів, причому такі кімберлітові тіла, зазвичай, є алмазонасними. За розміром піропи шацьких пісків потрапляють у дрібний гравій та середній пісок. Зерна піропів ізометричної, округлої, іноді видовженої форми. Показник заломлення ( $n_o$ ) коливається від 1,750 у блідо-рожевих до 1,757 – у фіолетових зерен. На підставі даних рентгенометричного аналізу [28] підтверджено належність цього мінералу до піропів. Мікроспектральним аналізом (виконавець О.Й. Курзель, установка МА-1 в ІГГГІ НАНУ), у піропах виявлено домішки Sr,

Ti, Ca, Mn, Nb, Mo, Cu, V, Zr, Au та ін [30]. Дослідженнями газових включень у піропах зареєстровано наявність  $\text{CO}_2$  (5,7%);  $\text{N}_2$  (40,7%);  $\text{CH}_4$  (19,3%);  $\text{H}_2$  (34,6%).

*Топаз*. Уперше виявлено й описано групою “Шельф” [30]. Його вміст у важких фракціях пісків Світязю коливається від 0,1 до 5,6% за середнього – 1,4%. Наявність топазу в озерних пісках ми зафіксували на площі понад 20 000 км<sup>2</sup> (від Пулемецького озера на заході до оз. Люб’язь на сході, і від оз. Олтуш на півночі до оз. Згоранське на півдні, [31]. Мінерал представлений добре обкатаними, злегка видовженими або ізометричними зернами. Здебільшого, він безколірний і водяно-прозорий, іноді блідо-рожевий або жовтуватий. Розмір зерен коливається в межах від 1,0 до 0,005 мм. У немагнітних фракціях деяких пісків вміст топазу досягає 70–75%. Усі зерна мають монокристалічну будову. Густина мінералу – 3,5 г/см<sup>3</sup>. Мінерал оптично двовісний, позитивний. Показники заломлення:  $n_g = 1,6623 \pm 0,001$ ;  $n_m = 1,616 \pm 0,001$ ;  $n_p = 1,611 \pm 0,001$ ;  $n_g - n_m = 0,012$ . Кут  $2V = +58^\circ$ .

Спектральним аналізом мікронаважки топазу виявлено такі домішки (мас. %): Mg – 0,3; Fe – 0,1; Ti – 0,003; Cu – 0,002; Mn – 0,005; Ca – 0,01; Ba – 0,07 [32].

Мінерали групи епідоту трапляються в усіх пробах у різних кількостях і представлені епідотом, кліноцоїзитом, цоїзитом і зрідка п’емонтитом. Найбільше поширені епідот і кліноцоїзит.

*Епідот* зареєстровано в усіх пробах, але в дуже різних концентраціях. Наприклад, у пробах зі Світязю його виявлено в кількостях від 0,55 до 4,61% за середнього вмісту 2,50%. Представлений двома різновидами: добре обкатаними округлими або неправильної форми зернами. Дуже зрідка зафіксовано таблитчасті кристали. Округлі зерна мають у шліху різні відтінки жовтого та зеленого кольорів: від канарейково-жовтого до фісташкового. В імерсії епідот різко плеохроює від характерного жовтувато-зеленого по  $N_g$  до блідо-зеленкувато-жовтого по  $N_p$  і вирізняється високими аномальними кольорами інтерференції. Мінерал двовісний, негативний, з різкою дисперсією кута оптичних осей. Показники заломлення:  $n_g = 1,750 \pm 0,002$ ;  $n_p = 1,727 \pm 0,002$ ;  $n_g - n_p = 0,023$ . Поверхня зерен, здебільшого, тьмяна, іноді скалкувата.

*Кліноцоїзит* рідкісніший, однак виявлений майже в усіх пробах. У важких фракціях оз. Світязь його вміст коливається від 0,07 до 1,65% за середнього 0,53%. Представлений обкатаними та напівобкатаними зернами таблитчастого габітусу. В імерсії слабо плехроює від безколірного по  $N_p$  до блідо-золотистого кольору по  $N_g$ . Мінерал двовісний, позитивний, з невеликим (близько  $45^\circ$ ) кутом оптичних осей і сильною дисперсією. Відрізняється характерними аномальними кольорами інтерференції. Показники заломлення:  $n_g' = 1,735 \pm 0,002$ ;  $n_p' = 1,718 \pm 0,002$ ;  $n_g - n_p = 0,017$ . Деякі зерна переповнені пилуватими включеннями, від чого стали напівпрозорими.

*Цоїзит* простежено поодинокими зернами в усіх гранулометричних класах слабкомагнітної фракції. У важких фракціях з пісків оз. Світязю він становить від 0,01 до 0,64% за середнього вмісту 0,24%. Утворює добре обкатані зерна округлої, ізометричної, дещо видовженої форми і пластинчастого габітусу. Колір у шліху блідожовтуватий, білуватий. Поверхня шершава. Мінерал двовісний, позитивний, з малим кутом  $2V$  і сильною дисперсією, внаслідок чого мінерал у схрещених ніколях має неповне “кольорове” загасання і характерні сірі та сині аномальні кольори інтерференції. Показники заломлення:  $n_g' = 1,704 \pm 0,002$ ;  $n_m' = 1,702 \pm 0,002$ ;  $n_p' = 1,696$ ;  $n_g - n_p = 0,008$ .

*П'ємонтит* трапляється окремими зернами в деяких пробах (мангановий різновид епідоту). Представлений кутуватими, інколи добре обкатаними зернами рожевого кольору. В імерсії різко плехроює від інтенсивно рожевого по  $N_p$  до блідо рожевого по  $N_m$  і яскравого жовто-зеленого по  $N_g$ . Мінерал двовісний, негативний, з великим кутом оптичних осей і різкою дисперсією ( $r > v$ ). Показники заломлення:  $n_g' = 1,763 \pm 0,003$ ;  $n_m' = 1,745$ ;  $n_p' = 1,728 \pm 0,002$ ;  $n_g - n_p = 0,035$ .

*Рогові обманки* є поширеними. Їхній вміст у шліхах Світязю коливається в досить широких межах – 0,23–3,33% за середнього 1,49%, а в слабкомагнітних підфракціях Пісочного озера досягає 0,79%. Зерна – це видовжені уламки зі скалкуватими кінцями і добре вираженою спайністю вздовж видовження. Колір у шліху інтенсивно зелений або салативо-сірий. Блиск на зламі скляний, уздовж видовження зерен шовковистий. Мінерал двовісний, негативний.

Видовження позитивне. В імерсії плеохроює від блідо-зеленого по  $N_p$  до темно-зеленого по  $N_g$ . Показники заломлення:  $n_g' = 1,665 \pm 0,001$ ;  $n_p' = 1,637 \pm 0,001$ ;  $n_g - n_p = 0,028$ . Кут загасання  $N_g = 15^\circ$ . Як впливає з наведених кристалооптичних сталих, цей мінерал належить до звичайних малозалістистих рогових обманок.

*Турмаліни* майже постійні у шліхах. У важких фракціях світязьких пісків їхній вміст коливається від 0,11 до 3,88% за середнього 1,26%. У слабкомагнітних підфракціях шліхів оз. Світязь вміст турмаліну змінюється у дуже широких межах: від 1,4 до 22,1%. Виділяють зерна двох видів: 1) дуже добре обкатані, округлі, ізометричні, іноді дещо видовжені; 2) кристали призматичного габітусу та їхні уламки. Перші з них мають у шліху густий темно-зелений, бурозелений, темний сіро-зелений колір, тоді як кристали – переважно коричнево-бурий і золотистий. Зерна чисті, прозорі. Їхня поверхня шершава або гладенька на призматичних гранях кристалів. Блиск скляний. Включення звичайно тверді, голчастої форми, сконцентровані в центральній частині зерен. Мінерал одновісний, негативний. Показники заломлення коливаються в незначних межах:  $n_o = 1,635 - 1,637$ ;  $n_e' = 1,658 - 1,665$ ;  $n_o - n_e = 0,023 - 0,028$ . В імерсії чітко виділяються два різновиди турмалінів: бурі, які домінують, та зелені, що трапляються рідкісніше. Інколи бувають червонуваті та синюваті турмаліни. Всі вони плеохроюють у різних кольорах [28]: від блідо-жовтого, пісочного по  $N_o$  до темно-коричневого, майже чорного непрозорого по  $N_e$ ; від рожевого з фіолетовим відтінком по  $N_o$  до червоно-фіолетового (іноді фіолетово-сірого); від блідо-жовтуватого по  $N_o$  до темного синьо-сірого; від безколірного по  $N_o$  до сірувато-зеленого по  $N_e$ .

За кристалооптичними властивостями всі досліджені турмаліни належать до різних видів шерлів.

Усі інші мінерали є звичайно у кількостях до 1%. Серед них заслуговують на увагу такі.

*Дистен* зареєстровано майже в усіх пробах, але в малих концентраціях. Зокрема, в окремих важких фракціях Пісочного озера його вміст досягає 2% [28], у шліхах зі Світязю коливається від одиничних зерен до 1,27% за середнього 0,37%. У пробах оз. Люцимир його не більше 0,6%. Дистен представлений двома різновида-

ми зерен: це прямокутні зерна з табличками, що мають заокруглені кути, чітко виражену спайність у трьох напрямках, та дуже добре окатані округлі зерна, які трапляються значно рідше. Колір у шліху або білий тьмяний, або блідий блакитнувато-бузковий. В імерсії мінерал звичайно майже безколірний, зрідка блідо-блакитнуватий з ледь помітним плеохроїзмом. Мінерал двовісний, негативний, з великим кутом оптичних осей і чіткою дисперсією. Загасання косе, його кут змінюється залежно від перерізу. Окремі видовжені зерна зігнуті, внаслідок чого простежується хвилясте загасання. Показники заломлення:  $n_g = 1,720 \pm 0,002$ ;  $n_p = 1,710 \pm 0,002$ ;  $n_g - n_p = 0,010$ . Уздовж тріщин спайності розвивається тонкогочастий мінерал, мабуть, силіманіт.

Вірогідно, з того ж корінного джерела, що й дистен (метаморфічні породи фації високих тисків), походять силіманіт і андалузит.

*Силіманіт* становить у шліхах Світязю до 1,16% за середнього лише 0,15%. Представлений звичайно безколірними, прозорими, добре обкатаними таблитчастими кристалами середньопіщаної розмірності. Чітко простежується спайність в одному напрямі. Біля вершин зерен іноді видно характерні зубчасті лінії. Мінерал двовісний, позитивний, з малим кутом  $2V$ . Загасання пряме, видовження позитивне. Показники заломлення:  $n_g = 1,681 \pm 0,001$ ;  $n_p = 1,659 \pm 0,001$ ; двозаломлення – 0,022.

*Андалузит* є рідкісним. У важких фракціях пісків Світязю його вміст досягає 0,33% за середнього 0,07%, а в немагнітних підфракціях шліхів з Пісочного озера – 2,2–2,5%. Мінерал представлений ізометричними неправильної або таблитчастої форми, помітно обкатаними зернами білого, дещо рожевуватого кольору. За розміром зерна андалузиту потрапляють до фракції 0,5–0,25 мм. В імерсії слабко плеохроє від безколірного по  $N_p$  до блілого рожевувато-червоного по  $N_g$ . Мінерал двовісний, негативний. Загасання пряме. Показники заломлення:  $n_g = 1,644 \pm 0,001$ ;  $n_p = 1,636 \pm 0,001$ ; двозаломлення – 0,008. Зрідка простежуються двійники. Включень звичайно майже немає, але в окремих зернах їх настільки багато, що мінерал стає сірим, напівпрозорим.

*Рутил* зафіксовано майже в усіх шліхах у досить значних концентраціях. У важких фракціях пісків оз. Світязю він є в кількостях

від одиничних зерен до 2,03% за середнього вмісту 0,64%. У слабкомагнітних та немагнітних підфракціях шліхів з Пісочного озера вміст рутилу досягає 2,87%. Переважна більшість його зерен дрібніше 0,25 мм. Зерна звичайно злегка витягнуті, але бувають і округлі сильно обкатані індивіди. Колір у шліху кораловий або криваво-червоний з золотистим відтінком і темно-червоний або теракотовий в імерсії. Плеохроїзм слабкий у червоно-бурих кольорах. Загасання пряме, видовження позитивне. Ступінь змінності різний, унаслідок чого простежуються як зовсім прозорі, так і дуже змінені, майже непрозорі зерна, з'ясувати природу яких вдається, лише ввівши лінзу Лазо. Включення переважно тверді й непрозорі. Показники заломлення і двозаломлення дуже високі, їх неможливо заміряти навіть у високозаломлювальних імерсійних рідинах. Діагностика рутилу підтверджена рентгенометрично [28]. Параметри елементарної комірки, розраховані за дебаєграмою, такі:  $a_0 = 0,4575 \pm 0,0003$  нм;  $c_0 = 0,2958 \pm 0,0005$  нм.

*Сфен* трапляється порівняно часто, але в незначних концентраціях. У шліхах Світязя його вміст коливається від одиничних зерен до 0,29% за середнього – 0,08%. Представлений він дрібними (до 0,25 мм) добре обкатаними, рідше – кутуватими зернами сірувато-коричневого кольору в шліху. В імерсійному препараті слабо плеохроює у жовто-бурих відтінках. Двовісний, позитивний, з малим кутом оптичних осей і сильною дисперсією, внаслідок чого має неповне “кольорове” загасання. Показники заломлення і двозаломлення дуже високі. Діагностика сфену підтверджена рентгенометрично.

*Монацит* виявлений у пісках останніми дослідженнями. Вміст його в окремих пробах досягає 1,0–1,5%. Представлений дрібними, добре обкатаними зернами еліпсоїдної або кулястої форми. Колір у шліху сірувато-зелений або оливковий. В імерсії блідо-зеленкуватий без чіткого плеохроїзму, іноді напівпрозорий. Двовісний, позитивний, з дуже малим кутом оптичних осей і слабкою дисперсією. Показники заломлення:  $n_g \approx 1,840$ ;  $n_p = 1,795 \pm 0,005$ ; двозаломлення близько 0,050. Зовні дуже подібний до епідоту, від якого відрізняється вищими показниками заломлення, малим кутом оптичних осей, слабкою дисперсією та “нормальними” кольорами інтерференції.

*Корунд* ми вперше виявили у немагнітних підфракціях шліхів Пісочного озера, де він представлений окремими зернами розміром від 0,5 до 1,0 мм. У важких фракціях Світязю він трапляється у меншій половині проб у кількості до 0,22%. Виявлено безколірні, сині та рожеві корунди. Забарвлення плямисте. Зерна по-різному обкатані, іноді простежуються уламки неправильної форми. Сині зерна в імерсії виразно плеохроюють від синього кольору по  $N_e$  до блідо блакитнуватою по  $N_o$ . Мінерал аномально двовісний, мабуть, унаслідок дії на кристалічну структуру дуже високих тисків, негативний. Показники заломлення:  $n_o = 1,769 \pm 0,002$ ;  $n_e = 1,762 \pm 0,002$ ; двозаломлення 0,007. Діагностика мінералу підтверджена рентгенометрично [28]. Параметри елементарної ґратки, розраховані за дебаєграмою, такі:  $a_o = 0,4762 \pm 0,0001$  нм;  $c_o = 1,3041 \pm 0,0001$  нм.

Мінералогічний інтерес становлять знахідки таких мінералів, як зелені шпінелі, хроміт, піроксени моноклінні та ромбічні.

*Шпінелі* трапляються в кількостях до 0,3% у шліхах зі Світязю, за середнього вмісту лише 0,08%. Їхні зерна мають різний розмір (0,5–0,05 мм), різну форму (округлі, добре обкатані з гладкою поверхнею, обкатані зерна неправильної форми, рідше – уламки різної форми) та різноманітне забарвлення (інтенсивно-смагдакове, кольору морської води, трав'яно-зелене, ніжно-зелене, зрідка лазурове і світло-блакитне). Показники заломлення понад 1,790 у темноколірних відмінах, до 1,729 у блідо-блакитних). Злам раковистий, блиск скляний, у зерен зі шершавою поверхнею – тьмянний. Шпінелева природа цих мінералів підтверджена рентгенометрично [28]. Параметр елементарної комірки  $a_o = 0,8066 \pm 0,0001$  нм, свідчить про близькість цих шпінелей до галіту (Костов).

*Хромпикотит* представлений дрібними зернами кутуватої форми з раковистим зломом та скляним блиском. Колір у шліху темний, бурий або криваво-червоний, іноді чорний, просвічує у тонких краях червоно-бурим кольором. В імерсії мінерал має густий червоно-бурий колір. У схрещених ніколях повністю ізотропний;  $n_o = 1,912 \pm 0,005$ .

За діаграмою Вінчелів [29] цей мінерал є перехідним різновидом між хромпикотитом і пікотитом. Для точнішої діагностики треба

виконати додаткові дослідження, зокрема, визначити його густину та параметри елементарної комірки. Зазначимо, що подібні мінерали ми неодноразово описували в алмазозосних осадових товщах Якутії [33].

*Піроксени* постійно, але також у дуже незначних концентраціях простежуються у шліхах звичайно моноклінні, зрідка ромбічні.

Моноклінний піроксен представлений видовженими уламками зі щербинами на кінцях та помітно обкатаними, іноді округлими. Розмір зерен до 0,25 мм. У шліху мінерал блакитний, сірувато-зелений або фісташково-зелений. В імерсії чітко плеохроює за такими схемами: 1) від коричнево-зеленого по  $N_g$  до блідозеленкуватого по  $N_p$ ; 2) від ніжно-блакитного по  $N_p$  до аквамаринового по  $N_g$ ; 3) від рожевувато-димчастого по  $N_p$  до рожевувато-коричневого по  $N_g$ . Мінерал двовісний, позитивний;  $n_g = 1,708 - 1,729$ ;  $n_p = 1,685 - 1,708$ . Загасання косе, кут  $cN_g = 40 - 45^\circ$ . Найвірогідніше, що ці піроксени належать до ряду діопсид-авгіту.

Гіперстен трапляється окремими зернами. В імерсії плеохроює від рожевувато-димчастого по  $N_g$  до кремувато-рожевого по  $N_p$ . Мінерал двовісний, позитивний, з прямим загасанням і негативним видовженням.  $n_g = 1,706 \pm 0,002$ ;  $n_p = 1,693 \pm 0,001$ ; двозаломлення 0,013.

З інших мінералів поодинокими зернами виявлено *дюрмортьєрит*, *самородне золото* та ін.

Найпоширенішими мінералами шліхів, як уже зазначено, є гранати (переважно альмандин), рудні мінерали (ільменіт і магнетит) і циркон. У помітно меншій кількості, але постійно трапляються ставроліт, епідот, рогова обманка, топаз і турмалін. Решта мінералів зареєстрована спорадично.

Отже, досліджувані піщані відклади треба зачислити до складної роговообманково-епідот-ставроліт-циркон-ільменіт-гранатової теригенно-мінералогічної провінції. Для оз. Люцимир замість рогової обманки в цьому ряду потрібно поставити топаз.

Наголосимо, що мінеральний склад шліхових комплексів у пісках озер відрізняється постійністю і не зазнає кардинальних змін. Проте вміст окремих мінералів змінюється не лише в пісках з різних озер, а й у пробах з одного озера.



Отримані нами дані добре узгоджуються з результатами Б.С. Луньова [34], який зачислив цю територію до складу великої дистен–ставроліт–амфібол–циркон–гранат–ільменітової провінції.

Досліджувані піски – це, передусім, складна мінералогічна система зі своїми закономірностями формування і розвитку.

Характерною і дещо парадоксальною рисою донних осадків Шацьких озер є наявність зовсім незначних концентрацій глинистих мінералів. Навіть у пробах зі значним (понад 10%) вмістом пелітових фракцій за даними дифрактометричного і термічного аналізів переважають органічна сапропелева речовина, тонкодисперсні кальцит і кварц та рештки польових шпатів і незначні кількості глинистих мінералів, представлених дуже неупорядкованою і деградованою гідрослюдою з домішками неупорядкованої змішано-шаруватої монтморилоніт-гідрослюдистої фази. У найбагатших на пелітовий матеріал сапропелевих мулах також рентгенометрично зареєстровано незначні домішки глинистих мінералів, що є, на наш погляд, загадкою цих утворень, бо в материнських породах, з яких сформувалися донні осади досліджуваних озер, дуже багато польових шпатів, унаслідок звітрювання яких повинні були утворюватися значні маси глинистих мінералів. Дослідження пелітових фракцій, виділених із моренних відкладів кар'єру біля с. Ростань, засвідчили наявність у них не більше 30–35 % глинистих мінералів, представлених переважно гідрослюдою з незначними домішками каолініту та аналогічною змішано-шаруватою фазою монтморилоніт-гідрослюда. З неглинистих мінералів у цих фракціях постійно наявні кальцит, кварц, калішпат, сидерит та амфіболи з явним переважанням кальциту. Це явище потребує додаткових детальних досліджень.

Також зазначимо, що в окремих місцях у розрізах прибережних пісків деяких озер трапляються лінзоподібні прошарки, дуже збагачені глинистими мінералами. Наприклад, на північно-західному узбережжі Пісочного озера (біля бази Національного університету “Львівська політехніка” в пісках на глибині 15–25 см, виявлено лінзу піщанистої глини блакитнувато-зеленого кольору, яка внаслідок змулювання утворює стійку суспензію. За даними диференціально-термічного аналізу і дифрактометрії, в цій породі переважає монтморилоніт [30], природа якого теж потребує додаткового вивчення.

### 3.2. ГЕОХІМІЧНА СПЕЦИФІКАЦІЯ ДОННИХ ОСАДІВ ЩАЦЬКИХ ОЗЕР

Геохімічні особливості прибережних пісків Шацьких озер досліджено за допомогою напівкількісного емісійного спектрально-го аналізу. Для цього виконано аналізи пісків, їхніх пелітових та важких фракцій, що дало змогу виявити головні закономірності розподілу хімічних елементів у цих осадах. У пісках виявлено великий комплекс рідкісних і розсіяних елементів. Наприклад, в осадах Світязю, крім головних породотвірних (Al, Si, Mg, Ca, Na, K), (Fe та ін.), виявлено такі елементи, %: Co –  $1-3 \cdot 10^{-4}$ ; Be –  $1-3 \cdot 10^{-5}$ ; B – 0,001–0,003; Ga – до 0,001–0,003; Y – до 0,01; La – до 0,03; Zn – 0,001 – 0,003; Ti – 0,001–0,1; Cr – до 0,001; Pb –  $6 \cdot 10^{-4}$ ; Mn – 0,001 – 0,005; Cu –  $3 \cdot 10^{-5}$  –  $3 \cdot 10^{-4}$ ; V до 0,001; Zr – 0,001 – 0,1; Ni – до 0,003; Ag –  $6 \cdot 10^{-6}$ ; Ba – до 0,005, Sr – до 0,03 та ін. Таку строкатість геохімічної характеристики донних пісків найбільшого з Шацьких озер можна пояснити, на наш погляд, згаданою вище неоднорідністю гранулометричного складу прибережних пісків цього озера та вмістом у них пелітових часток, органічної речовини й акцесорних мінералів – головних носіїв мікроелементів.

У пісках оз. Люцимир, окрім того, виявлено Hg (до 0,0059); Nb ( $1,02 - 2,5 \cdot 10^{-4}$ ); Li ( $2,0-5 \cdot 10^{-3}$ ). Середні вмісти елементів у пісках цих двох озер значно відрізняються. Наприклад, у пісках Люцимиру значно вищі концентрації Ti, Mg, Zr, Ba, Li, Zn, Sr, Nb, Hg, Cr, Ni, Y, Ag і менше B, V, La, Co, Be, ніж у осадах Світязю.

Для детального вивчення розподілу мікроелементів у різних складових частинах пісків досліджено геохімічні особливості не тільки пісків, а й їхніх пелітових та важких фракцій. Побудовано відповідні гістограми розподілу середніх вмістів кожного з мікроелементів у зазначених фракціях, а також, для порівняння, у сапропелевих мулах. Аналіз отриманої вибірки гістограм дав змогу виділити такі чотири типи елементів:

1) чотиримодальний, коли елемент міститься приблизно в однакових концентраціях у всіх чотирьох фракціях (прикладом є гістограма розподілу галію і барію) або у підвищених концентраціях у

двох (мідь) чи навіть в одній (ванадій, цирконій), а в решті наявний у значно менших концентраціях;

2) тримодальний, коли елемент міститься у трьох фракціях, а у четвертій його майже нема (приклад: гістограми кобальту і ртуті) або переважає в двох (натрій, хром, нікель) чи навіть одній (літій, манган, стронцій, ітрій), а в інших одній чи двох наявний у значно менших кількостях;

3) бімодальний, коли елемент є в помітних концентраціях у двох компонентах, а в двох інших майже не зафіксований (приклад: гістограми фосфору, свинцю, цинку, магнію, срібла і скандію) або чітко переважає в одному, а в іншому міститься в значно менших кількостях;

4) мономодальний, коли елемент виявлено лише в одній фракції (гістограми титану, бору, ніобію, германію та молібдену), а в інших його або зовсім немає, або він наявний у зовсім мізерних кількостях.

Отримані гістограми дають змогу дуже детально проаналізувати розподіл мікроелементів у різних складових частинах донних осадів озер.

Галій і барій є в усіх порівнюваних фракціях і осадах. Середній вміст *галію* у пісках становить 0,0006%; у пелітових фракціях пісків – 0,00075%; у важких фракціях – 0,001%; і у сапропелевих мулах – 0,0008%. *Барій* становить у середньому 0,015% у пісках, 0,012% у пелітових і 0,013% у важких фракціях та 0,075% у сапропелях.

*Мідь* чітко переважає у пелітах (0,06%) та сапропелях (0,045%), а в пісках та їхніх важких фракціях її менше 0,001%.

*Ванадій* домінує у важких фракціях (близько 0,0035%), а в решті компонентів його близько 0,001%.

Аналогічно розподілений *цирконій*, максимальний вміст якого (близько 0,3%) виявлено у важких фракціях пісків, що легко пояснити значним поширенням у них циркону. Лише 0,05% його міститься у сапропелевих мулах, близько 0,03% у пелітових фракціях і лише 0,02% у пісках.

Зазначимо, що невисокий вміст того чи іншого елемента в піску не означає, що цей елемент є розсіяним, бо загальна маса пісків та сапропелевих мулів у сотні разів більша, ніж маса важких та пелітових фракцій, а отже, і загальна маса того ж цирконію у пісках

значно перевищує його загальний вміст в інших системах, хоча його відсоток тут помітно вищий.

У трьох компонентних системах зафіксовано значні концентрації кобальту, ртуті, натрію, хрому, літію, мангану, стронцію, ітрію та нікелю.

Максимальний вміст *кобальту* виявлено у сапропелях (0,0008%), дещо менше його у пелітових (0,0005%) і важких фракціях (0,0004%). У піску його концентрація мізерна.

*Ртуть* сконцентрована переважно у пелітовій фракції, де її вміст досягає 0,003%. Трошки менше її у важких фракціях (0,0023%), ще менше (0,001%) у сапропелях і майже немає у пісках. Такий розподіл ртуті дещо незрозумілий, бо якщо її наявність у пеліті й сапропелях можна пов'язати з використанням у сільському господарстві ртутевмісних добрив, то у важких фракціях пояснити поки що важко.

Тримодальний розподіл характерний для *натрію*, який є тут мікроелементом. Найбільше його у сапропелях (0,08%), трошки менше у пелітових масах (0,06%), ще менше у пісках (0,015%) і зовсім немає у важких фракціях. Найвірогідніше, що натрій міститься в складі польових шпатів та глинистих мінералів. Невисокі їхні вмісти у досліджуваних породах пояснюють порівняно невисокі концентрації цього звичайно породотвірного елемента в зазначених системах.

Аналогічно розподілений *хром*: 0,055% у сапропелі, 0,025% у пелітах і лише 0,005% у пісках. Наявність цього елемента в пісках можна було б пояснити його наявністю у важких мінералах, однак це неможливо через мізерний його вміст у важких фракціях. Тому розподіл хрому потребує додаткових досліджень.

Досить дивний і розподіл *літію*, максимальні концентрації якого виявлені у пісках (0,0009%), набагато менші – у пелітових фракціях (0,0003%) та сапропелях (0,0002%). Швидше за все, літій є в складі польових шпатів і, можливо, слюд, окремі луски яких зрідка трапляються у пісках.

Дещо несподіваний розподіл *мангану*, що сконцентрований у важких фракціях (до 0,3%) і, мабуть, є в складі гранатів та деяких інших мінералів. Більше ніж у сім разів менше його в пелітовій речовині (0,04%) і ще в два рази менше у сапропелях (лише 0,02%). У пісках його близько 0,01%.

Переважно у пелітових фракціях накопичений стронцій, де його вміст досягає в середньому 0,006%. У сапропелях його 0,0016%, а в піску лише 0,001%. На нашу думку, стронцій пов'язаний з карбонатними мінералами, можливо, арагонітом, з якого утворені черепашки моллюсків.

До важких фракцій приурочений максимум *ітрію* – 0,0045%. У сапропелевих мулах його лише 0,0005%, у пісках – близько 0,0001%. Найвірогідніше, ітрії як домішка є в складі цирконів, мінералів групи епідоту, монациту та ін.

Однаковими у пелітових та сапропелевих фракціях (близько 0,00015%) є концентрації *нікелю*, що однозначно свідчить про його біофілну природу. У важких фракціях нікелю втричі менше (близько 0,0004%), тут він, очевидно, є в складі сульфідів, які, як зазначено вище, іноді трапляються в пісках, де його вміст лише 0,0001% і менше.

За бімодальною моделлю у системі розподілені свинець, цинк, фосфор, магній, срібло, скандій, вісмут, олово та лантан.

У сапропелях та пелітових фракціях сконцентровані *свинець* (відповідно, 0,35 і 0,29%) *цинк* (0,06 та 0,05%), *фосфор* (0,9 і 0,6%), *магній* (0,9% в обох компонентах), *скандій* (0,0008–0,0005%). Переважно у пелітових фракціях накопичений бісмут (0,00006%), а в сапропелях його в шість разів менше – (0,00001%) та срібло (0,0000023% у пеліті і 0,0000012% у сапропелях).

На відміну від інших елементів, *олово* сконцентроване переважно у важких фракціях (близько 0,00027%) і трошки у пелітових (0,000002%). Аналогічно розподілений *лантан*: 0,007% у важких фракціях і лише 0,0003% у пісках.

Тільки у важких фракціях міститься *титан* (до 3%), який утворює тут такі мінерали, як ільменіт та рутил, *осмій* (близько 0,022%), наявність якого породжує думку про наявність у пісках космічного пилу (до речі, в окремих шліхах трапляються дрібні кульки, подібні до знаменитих кульок космічного походження в океанських глибоководних червоних глинах), а також *вольфрам* (близько 0,00027%), *гафній* (до 0,03%) та *бор* (до 0,08%), походження яких неясне.

У пісках накопичується *ніобій* – до 0,15%. Близько 0,01% його у важких фракціях, де він є ізоморфною домішкою в деяких мінералах.

У пелітових фракціях міститься *германій* (близько 0,002%).

*Молібден* тяжіє до сапропелів (близько 0,00011%), сліди його (до 0,00001%) зафіксовані у важких фракціях.

Отже, типоморфними мікроелементами для *пісків* є Nb, Yb, Li, Sr; для *важких фракцій* – Ti, V, Os, La, Hf, Sn, Mn, Y, V, Zr; для *пелітових фракцій* – Ge, Pb, Zn, P, Mg, Ag, Sc, Bi, Na, Cr, Ni, V, Cu; для сапропелевих мулів – Mo, Pb, Zn, P, Mg, Ag, Sc, Na, Cr, Sr, Ni, Zr, Cu, Zr. Як бачимо, простежена значна подібність асоціацій мікроелементів у пелітових фракціях та сапропелевих мулах. Це досить легко пояснити тим, що між пелітовою та органічною складовою донних осадів неможливо провести різку межу, бо пеліт має значну домішку сапропелевої органіки, а сапропелеві мули дуже тонкодисперсні й також складаються переважно з пелітового матеріалу.

Найзначнішими є 34 хімічні елементи, з яких 28 – рідкісні та розсіяні: Sr, Ba, Ag, Ni, Cu, V, Cr, Ti, Mo, Zn, Mn, Pb, Ga, P, B, Zr, Nb, Sc, Y, Be, Sn, Co, Tl, Hg, Bi, Ce, Li та  $C_{\text{орг}}$ .

Як уже зазначено, головним компонентом сапропелевих мулів є органічна речовина, з огляду на що значний інтерес становить вивчення взаємозв'язку  $C_{\text{орг}}$  з мікроелементами. Для виділення асоціації елементів, які перебувають у мулах у певному взаємозв'язку, використано один з методів математичної статистики — метод головних компонентів.

У зазначеному комплексі мікроелементів виявлено такі важливі для росту і метаболізму рослин, як молібден, цинк, бор, манган, хром, нікель та ін.

Проби сапропелів для досліджень відбирали аквалангісти загону “Шельф” по периметру озера через 400–500 м і глибини 3–7 м.

Дослідженнями охоплено озера Пісочне, Перемут, Луки, Соминець Піщанське, Люцимир, Карасинець, Кримне. Проби висушували 48 год на повітрі, а потім виконували хімічні аналізи. Аміачну, нітратну і нітритну форми азоту, неорганічного фосфору визначали за відомою методикою [35], вміст аскорбінової кислоти й активність ферменту пероксидази – за [35]. У разі вивчення впливу сапропелів (водні витяжки в різних розведеннях) використовували пшеницю Альбідум 43 на піщаних культурах. Для аналізу відбирали три про-

би і для кожної виконували по три повторні аналізи. Дані опрацьовували статистично з використанням варіаційних методів.

Результати досліджень вмісту аміачної, нітратної та нітритної форм азоту в сапропелях наведені у табл. 3.3–3.6.

Таблиця 3.3

**Вміст аміачного азоту в сапропелях озер Шацької групи,  
на 100 г повітряно-сухої маси**

Озеро	μ	m	δ	C <sub>v</sub> , %
Соминець	2,88	0,78	2,35	81,77
Карасинець	2,40	0,20	0,35	14,43
Перемут	2,24	0,14	0,42	18,65
Піщанське	6,04	0,92	2,75	45,42
Луки	9,59	0,87	2,61	27,24
Кримне	2,00	0,06	0,10	5,00

Таблиця 3.4

**Вміст нітратного азоту в сапропелях озер Шацької групи,  
мг-% на повітряно-суху масу**

Озеро	μ	M	δ	C <sub>v</sub> , %
Соминець	212,4	18,72	32,43	15,27
Карасинець	93,07	48,43	83,89	90,15
Перемут	103,73	43,05	74,58	71,89
Піщанське	47,37	3,75	6,50	13,73
Луки	200,30	2,99	5,18	2,59
Кримне	227,73	15,58	26,99	11,85
Люцимир	64,40	17,50	30,40	47,21

**Вміст нітритного азоту в сапропелях озер Шацької групи,  
мг-% на повітряно-суху масу**

Озеро	μ	М	Δ	C <sub>p</sub> , %
Соминець	0,007	0,004	0,007	92,
Карасинець	0,0008	0,0003	0,0006	68,4
Перемут	0,0006	0,0001	0,0002	38,9
Піщанське	0,006	0,002	0,004	65,8
Луки	0,003	0,0006	0,001	40,9
Кримне	0,0005	0,0002	0,0005	99,2
Люцимир	0,002	0,0003	0,0006	38,5

Як бачимо, вміст трьох форм азоту різний. Озера Соминець, Перемут, Луки і Люцимир багаті на нітратну форму азоту, озера Карасинець, Піщанське, Кримне містять його менше. В озерах Соминець, Піщанське, Луки більше нітритної форми азоту. Ця форма азоту хоча і слугує формою азотного живлення рослин, однак у великих концентраціях може стати токсичною, тому в разі використання сапропелів цих озер необхідна ретельна перевірка їх на токсичність і підбір оптимальних доз.

Найбільшим вмістом аміачної форми азоту вирізняється оз. Луки (9,59 г на 100 г мулу), найменшим – оз. Кримне (1,52 г на 100 г мулу). У решті досліджених озер цей вміст приблизно однаковий – 2–3 г на 100 г мулу.

У разі використання сапропелів як добрив на полях потрібно враховувати кислотність ґрунтів і переважання в мулі тієї або іншої форми азоту. Відомо, що за нейтрального або слабколужного рН ґрунту швидше засвоюється аміачна, а за кислішого рН (нижче 6,0) і високої концентрації солей у ґрунті – нітратна форма азоту. На це необхідно зважати під час складання карти удобрення полів сапропелями, тому що мул озер досить неоднорідний за вмістом різних форм азоту.



Результати досліджень розподілу неорганічного фосфору в мулах озер наведені у табл. 3.6. Як бачимо, вміст неорганічного фосфору незначно відрізняється у всіх озерах і є в межах 1,6–2,3 мкг/мл.

Таблиця 3.6

**Вмісту неорганічного фосфору в сапропелях озер Шацької групи, мкг/мл**

Озеро	μ	M	δ	C <sub>v</sub> , %
Соминець	2,19	0,04	0,12	5,44
Карасинець	1,81	0,09	0,29	6,16
Перемут	1,62	0,24	0,73	44,93
Піщанське	1,77	0,14	0,47	26,53
Луки	2,05	0,15	0,44	21,24
Кримне	2,28	0,07	0,21	9,11
Люцимир	1,90	0,02	0,04	2,12

Також визначено вміст в мулах аскорбінової кислоти й активність ферменту пероксидази. Отримані дані наведено у табл. 3.7.

З результатів табл. 3.7 бачимо, що вміст аскорбінової кислоти у сапропелях порівняно незначний, але для удобрювання сільськогосподарських рослин цих кількостей достатньо. Роль аскорбінової кислоти різноманітна. Вона разом з глутатіоном активізує ті ділянки метаболізму, які найбільше відповідальні за ріст: приблизно 80% кисню, що його використовують паростки для дихання, надходить через систему аскорбінова кислота–глутатіон. Зі збільшенням вмісту аскорбінової кислоти зростає газостійкість рослин. Зокрема, унаслідок передпосівного замочування насіння пшениці, гороху, кукурудзи та інших рослин у 0,00025-молярному розчині цього вітаміну зростала інтенсивність дихання листя і зерна, пришвидшувався період обертання речовин у циклі Крепса, насіння проростало дружніше, мало розвиненішу кореневу систему та швидше поглинало азотисті сполуки.

Таблиця 3.7

**Вміст аскорбінової кислоти й активність ферменту пероксидази в сапропелях озер Шацької групи**

Озеро	Вміст аскорбінової кислоти, мг-%			Активність ферменту пероксидази, мл КМпО <sub>4</sub> на 1 г сапропелю		
	М μ	Δ	C <sub>v</sub> , %	М μ	Δ	C <sub>v</sub> , %
Соминець	0,056±0,010	0,02	32,9	0,31±0,02	0,04	13,3
Карасинець	0,116±0,026	0,05	38,2	0,25±0,02	0,04	16,4
Перемут	0,023±0,013	0,01	31,4	0,21±0,01	0,23	10,8
Піщанське	0,038±0,023	0,01	12,2	0,32±0,02	0,003	0,91
Луки	0,046±0,013	0,03	57,5	0,26±0,06	0,1	38,5
Кримне	0,078±0,01	0,004	7,6	0,24±0,04	0,4	15,6
Люцимир	0,047±0,013	0,002	4,8	0,26±0,05	0,08	30,8
Контроль (дист Н <sub>2</sub> О)	-			0,16±0,01	0,13	6,9

У сапропелях також зареєстровано високий рівень ферменту пероксидази, що є одним із показників рівня окисно-відновних процесів. Крім того, пероксидаза ґрунтів, мабуть, бере участь у синтезі і розкладанні гумусових речовин [35], розкладанні фенольних речовин рослинних решток, тому ми визначили активність цього ферменту у паростках пшениці, вирощуваних на сапропелевих розчинах у концентрації 1:10 (табл. 3.8).

Відомо, що сапропелеві мули є цінними корисними копалинами, їх можна застосовувати у різних галузях господарства. Проте в Українському Поліссі, незважаючи на величезні запаси та просте видобування, сапропелеві мули практично не використовують.

Таблиця 3.8

**Активність ферменту пероксидази в паростках пшениці  
Альбідум 43, вирощуваних у розчинах сапропелів озер Шацької групи  
(розведення 1:10 мл КМпО<sub>4</sub> на 1 г листя)**

Озеро	Активність пероксидази, мг – %			
	М	М	Δ	C <sub>в</sub> %
Піщанське	0,68	0,07	0,12	17,7
Луки	0,43	0,03	0,05	10,8
Перемут	0,60	0,12	0,20	33,3
Люцимир	0,60	0,07	0,12	20,0
Контроль (Н <sub>2</sub> О)	0,27	0,02	0,10	35,1

У літературі [27, 36–39] є відомості про практичне застосування сапропелів у сільському господарстві. Наприклад, на сапропелях можна вирощувати рослини для зеленого корму тварин [36–40]. Завдяки використанню сапропелю як домішки до корму молодняку худоби вдавалося підвищити їхню живу масу, а в окремих випадках вилікувати від деяких хвороб, зокрема бронхопневмонії [41]. Ф.А. Жуков [35] у виробничих умовах з'ясував, що в разі вирощування на сапропелевих масах 1 кг вівса за д'евять–десять днів дає 5 кг зеленої маси, а 1 кг кукурудзи – 10 кг зеленої маси.

За даними А.А. Гонцова і О.В. Пахомової [27], сапропелеві мули можна застосовувати у санаторній справі як лікувальні грязі [42], у промисловості для виробництва різноманітних хімікатів [40, 43], керамічних виробів, цегли, ізоляційних матеріалів [24, 44, 45] тощо, у гірничій справі для виготовлення бурових і тампонажних розчинів [46, 36, 47, 48, 49] та ін.

Як зазначено вище, ми дослідили вплив сапропелю Шацьких озер у різних концентраціях на приріст зелених рослин пшениці сорту Альбідум 43. Рослини вирощували у пластмасових кюветах з піском поливали розчином сапропелю. Контролем слугували рослини, вирощувані на водогінній воді (табл. 3.9).

Таблиця 3.9

**Показники рослин пшениці Альбідум 43 вирощених  
на сапропелях Шацької групи**

Розведення сапропелю	Довжина, мм							
	Наземні частини проростків				Корінці			
	М	μ	Δ	C <sub>v</sub> , %	М	М	Δ	C <sub>v</sub> , %
<b>Піщанське</b>								
1:3	92,7	2,0	10,1	10,9	63,8	4,0	22,1	34,6
1:5	112,6	3,1	15,7	13,9	68,1	6,5	35,4	52,0
1:10	105,1	4,3	21,1	20,0	87,8	4,9	31,7	58,6
<b>Луки</b>								
1:3	94,0	0,3	1,5	16,1	37,0	0,4	21,1	57,0
1:5	107,0	3,8	19,2	17,9	57,0	5,1	28,0	48,7
1:10	79,2	5,8	26,1	32,9	31,9	4,3	23,7	74,4
<b>Перемут</b>								
1:3	87,0	0,5	2,2	25,1	69,0	0,9	4,8	69,0
1:5	92,4	3,5	17,5	18,9	51,3	4,2	24,2	47,2
1:10	116,0	0,3	1,4	12,2	64,0	0,7	3,5	54,1
<b>Люцимир</b>								
1:3	73,1	2,9	13,3	18,2	54,2	4,6	22,8	42,3
1:5	107,5	4,8	21,3	19,7	49,1	6,1	30,3	61,6
1:10	86,7	6,1	27,2	31,4	49,2	4,6	25,0	50,8
<b>Контроль (H<sub>2</sub>O)</b>								
	74,5	3,4	16,8	22,6	53,4	5,2	28,5	53,3

Заміри робили через десять днів після проростання рослин. Для дослідів брали сапропелі з озер Піщанське, Луки, Перемут, Люцимир.

Збільшення довжини паростків пшениці простежувалося в разі поливання рослин розчинами сапропелів усіх озер, причому менш концентровані розчини (1:5 і 1:10) більше стимулювали ріст рослин, ніж більше концентровані.

Як уже зазначено, фермент пероксидази є своєрідним маркером-індикатором окисно-відновних процесів у рослині, тому ми визначили активність цього ферменту у паростках пшениці, вирощуваних на сапропелевих розчинах у концентрації 1:10. Зростання вдвічі й більше активності пероксидази у паростках пшениці, вирощуваних на розчинах сапропелю, поряд зі збільшенням швидкості росту свідчить про посилення обмінних процесів у рослинах, що повинно привести до підвищення врожайності культури.

На підставі лабораторних аналізів сапропелі озер можна рекомендувати як добрива для сільськогосподарських рослин.

Окремо зазначимо, що використання сапропелевих мулів у різних галузях господарства сприятиме розболочуванню озер, що перебувають на останніх стадіях замулювання та заболочування. Це дасть змогу використовувати такі озера, з одного боку, для розведення риби, а з іншого, для рекреації та інших цілей.

Наголосимо, що сапропелі поліських озер є національним багатством і їхнє використання в різних галузях господарства повинно стати нагальною національною проблемою, яка дасть нашій державі величезну користь.

Отже, серед донних осадів Шацьких озер виділяють такі різновиди: щебінь та гальково-гравійний щебінь, різноманітні піски, піщано-алевритові та пеліто-алевритові мули й сапропелеві мули. Гранулометричний склад досліджуваних пісків дуже мінливий, і хоча вміст піщаних фракцій у них звичайно перевищує 85–90% (тобто це майже чисті піски), проте вміст дрібного, середнього та крупного піску коливається в значних межах навіть у взятих поряд зразках. Це пов'язане з формою і рельєфом берегів, гідродинамікою озерної води, складом первісних флювіогляціальних відкладів, унаслідок перемивання яких і виникли ці піски тощо. Серед мі-

нералів, що формують осади досліджуваних озер, можна виділити такі групи: *теригенні мінерали і компоненти (породотвірні та акцесорні), аутигенні і глинясті мінерали*. До першої групи належать кварц, калієві польові шпати. Досліджувані піски дуже багаті також на важкі теригенні мінерали. І хоча вміст важкої фракції у більшості проб дуже зрідка перевищує 1% (тобто вони є акцесорними), мінеральний склад їх дуже різноманітний і нараховує понад 25 мінералів. Друга група об'єднує такі мінерали, як каолінит, монтморилоніт та ін. Зазначимо, що цікавою є геохімічна характеристика відкладів Шацького поозер'я.

На цій території типоморфними мікроелементами для *пісків* є Nb, Yb, Li, Sr; для *важких фракцій* – Ti, B, Os, La, Hf, Sn, Mn, Y, V, Zr; ; для *пелітових фракцій* – Ge, Pb, Zn, P, Mg, Ag, Sc, Bi, Na, Cr, Ni, V, Cu,; для сапропелевих мулів – Mo, Pb, Zn, P, Mg, Ag, Sc, Na, Cr, Sr, Ni, Zr, Cu, Zr. Простежено значну подібність асоціацій мікроелементів у пелітових фракціях та сапропелевих мулах. Це досить легко пояснити тим, що між пелітовою та органічною складовими донних осадів неможливо провести різку межу, бо пеліт має значну домішку сапропелевої органіки, а сапропелеві мули дуже тонкодисперсні й також складаються переважно з пелітового матеріалу. Найзначнішими є 34 хімічні елементи, з яких 28 – рідкісні та розсіяні: Sr, Ba, Ag, Ni, Cu, V, Cr, Ti, Mo, Zn, Mn, Pb, Ga, P, B, Zr, Nb, Sc, Y, Be, Sn, Co, Tl, Hg, Bi, Ce, Li та C<sub>орг</sub>

Головним компонентом сапропелевих мулів є органічна речовина. Зазначимо, що значний інтерес становить вивчення взаємозв'язку C<sub>орг</sub> з такими мікроелементами, як молібден, цинк, бор, манган, хром, нікель та ін.



#### **4. ЧОРНОБИЛЬСЬКІ ВИКИДИ ТА ОСОБЛИВОСТІ ЇХНЬОГО ВПЛИВУ НА ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ШАЦЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ**

Радіоактивне забруднення навколишнього середовища на межі тисячоліть стало одним з визначальних чинників, які суттєво впливають на екологічний стан довкілля [50]. Цьому значно сприяли неконтрольовані випробування ядерної зброї у 50–60-х роках ХХ ст., насамперед в атмосфері, а також широке використання ядерних технологій в енергетиці. Рівень ядерних технологій, незважаючи на вдосконалення заходів безпеки [51], не може гарантувати непотрапляння радіоактивних матеріалів у біосферу. Усе це призводить до того, що забруднення довкілля радіонуклідами вже набуло глобального характеру і реально загрожує всьому живому на планеті.

Особливо актуальною проблема радіоактивного забруднення довкілля стала після низки аварій на підприємствах ядерної енергетики [51] (1957 р. Уїндскейл, Велика Британія; 1979 р. АЕС “Три Майл Айленд”, Пенсільванія, США; завод з переробки ядерних відходів у Токаймурі, Японія, 1999 р. ). Результати цих аварій – більш чи менш масштабні викиди радіоактивності в навколишнє середовище. Однак за масштабами впливу на довкілля найважчою є аварія на четвертому блоці Чорнобильської АЕС (ЧАЕС) (26 квітня 1986 р.) [52], яка визнана найбільшою техногенною катастрофою в історії людства, що суттєво вплинула на умови проживання

мільйонів людей. Її наслідки особливо руйнівними виявились для екологічного та економічного стану України. Чорнобильська проблема сьогодні є однією з визначальних, від її вирішення значно залежить як сьогодення держави, так і її майбутнє.

#### **4.1. ЧОРНОБИЛЬСЬКЕ ЗАБРУДНЕННЯ ТЕРИТОРІЇ УКРАЇНИ**

Аварія сталася 26 квітня 1986 р. на четвертому енергоблоці ЧАЕС, оснащеному реактором РВПК-1000 (реактор великої потужності каналний) номінальною тепловою потужністю 3 200 МВт [51, 52]. До аварії реактор експлуатували понад два роки і мали зупинити на плановий ремонт. Отже, в його активній зоні накопичилася майже максимальна кількість продуктів поділу і реакцій відтворення палива (приблизно 1 500 Мкі, або  $5,5 \cdot 10^{18}$  Бк) [52].

У результаті аварії відбулося широкомасштабне забруднення навколишнього середовища радіоактивними матеріалами. За розрахунками, з активної зони реактора викинуто майже 3,5% від загальної кількості радіонуклідів, які були в ній на момент аварії (табл. 4.1) [52].

Викиди умовно можна розділити на декілька етапів [51, 52].

Перший етап був швидкоплинний і супроводжувався широкою фрагментацією палива. Фрагментація палива та пов'язане з нею витікання радіонуклідів благородних газів (переважно ксенону та криптону) і руйнування корпусу реактора призвело до швидкого розсіяння радіоактивних речовин загальною активністю близько  $(9,3 \pm 4,6) \cdot 10^{17}$  Бк. Унаслідок теплового вибуху радіонукліди у вигляді аерозолів з еквівалентним розміром частинок 50 мкм і більше були викинуті на висоту до 2 000 м.

На другому етапі (з 29 квітня 1986 р.) викиди за межі четвертого блоку вдалося зменшити до  $7,4 \cdot 10^{16}$  Бк/день завдяки заходам зі зменшення горіння графіту та фільтрування викидів (в аварійну зону реактора закинуто 1 780 т піску, 900 т доломіту, 2 400 т свинцю і 40 т карбиду бору [52]), однак їхній ізотопний склад практично не змінився.

Під час третього етапу (з 2 по 8 травня 1986 р.) внаслідок нагрівання палива в активній зоні до температури понад 1 700°C вихід продуктів поділу знову збільшився до  $3,7 \cdot 10^{17}$  Бк/день.



Таблиця 4.1

**Ізотопний склад радіоактивного матеріалу, викинутого з аварійного реактора  
ЧАЕС [51]**

Радіонуклід	Сумарна активність, МКі	Маса одного Кі радіонукліда, г/Кі	Маса викинутого радіонукліда, г
<sup>89</sup> Sr	2,2	$3,55 \cdot 10^{-5}$	78,1
<sup>90</sup> Sr	0,22	$6,8 \cdot 10^{-3}$	1496
<sup>95</sup> Zr	3,8	$4,67 \cdot 10^{-5}$	177,4
<sup>103</sup> Ru	3,2	$3,12 \cdot 10^{-5}$	99,8
<sup>106</sup> Ru	1,6	$3,1 \cdot 10^{-4}$	496
<sup>131</sup> I	7,3	$8,08 \cdot 10^{-6}$	59
<sup>134</sup> Cs	0,5	$8,24 \cdot 10^{-4}$	412
<sup>137</sup> Cs	1	$1,19 \cdot 10^{-4}$	11800
<sup>141</sup> Ce	2,8	$3,52 \cdot 10^{-5}$	98,5
<sup>144</sup> Ce	2,4	$3,16 \cdot 10^{-4}$	758
<sup>238</sup> Pu	$0,8 \cdot 10^{-3}$	$5,84 \cdot 10^{-2}$	46,7
<sup>239</sup> Pu	$0,7 \cdot 10^{-3}$	16,3	11410
<sup>240</sup> Pu	$1 \cdot 10^{-3}$	4,39	4390
<sup>241</sup> Pu	0,14	$1,48 \cdot 10^{-2}$	2072
<sup>242</sup> Cm	$1,88 \cdot 10^{-6}$	$1,86 \cdot 10^{-4}$	$3,72 \cdot 10^{-6}$

На четвертому етапі (після 8 травня 1986 р.) інтенсивність викидів різко зменшилася до  $3,2 \cdot 10^{15}$  Бк/день і ця тенденція тривала.

Така часова зміна викидів з аварійного блоку ЧАЕС унаслідок впливу наявної на час аварії рози вітрів та інших атмосферних чинників зумовила неоднорідне забруднення території як у найближчому околі станції (у так званій Чорнобильській зоні – території радіусом 30 км з центром у зруйнованому блоці), так і на віддалених від

неї територіях. Зокрема, у перші три доби, з 26 по 28 квітня, коли були найбільші викиди радіоактивних матеріалів з пошкодженого реактора, унаслідок переважних напрямів пересування повітряних мас радіоактивна хмара розділилася на дві частини – у напрямках на захід і на північ. У наступні чотири дні, до 2 травня, переважний напрям вітрів був південний. Після 2 травня напрям вітру змінився на південно-західний і північний. Така зміна напрямку вітрів у період найінтенсивніших викидів радіоактивних матеріалів з пошкодженого блоку ЧАЕС призвела до того, що більше чи менше було забруднено практично всю територію України, Білорусії та частково Росії, а також окремі регіони країн Північної, Західної та Центральної Європи. Сьогодні сліди чорнобильських викидів ідентифіковані практично в усьому світі – від Європи до Австралії [53–56].

Найбільше забрудненими на теренах нашої держави є територія Чорнобильської зони, забруднення ґрунтів радіоцезієм у деяких місцях якої перевищує  $40 \text{ Кі/км}^2$ , а також практично така ж за площею і характером забруднення територія Полісько-Народицького територіального комплексу, до якого, головню, належать землі Поліського р-ну Київської обл. та Народицького р-ну Житомирської обл. Значного радіоактивного забруднення (у межах до  $15 \text{ Кі/км}^2$  за  $^{137}\text{Cs}$ ) зазнали велика частина територій Київської, Житомирської, Чернігівської, Черкаської, Рівненської та Волинської областей, зокрема їхня північна частина [57]. Плями радіоактивного забруднення різної інтенсивності знайдені також на Буковині, Поділлі, Передкарпатті та в Карпатах. Загалом постраждали 74 райони 11 областей, де розміщено близько 2 300 населених пунктів, які, згідно з Законом України “Про правовий режим території, яка зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи”, зачислені до радіоактивно забруднених. Сьогодні тут проживає понад 2 млн осіб, з них – майже 662 тис. дітей [51, 52].

На решті території України, що не належить до радіоактивно забрудненої, щільність забруднення ґрунтів не перевищує  $1 \text{ Кі/км}^2$ . Це значна частина Полісся з характерним складом ґрунтів та специфічною флорою і фауною. Оскільки тут переважно заготовляють гриби та ягоди, збирають понад 60 найменувань лікарської сировини [58], а окремі комплекси є важливими лікувально-рекреаційними зона-

ми місцевого та загальнодержавного значення, то вивчення їхнього радіологічного стану важливе. До таких територій належить і Шацький національний природний парк, який охоплює більше двох десятків озер, на мальовничих берегах найбільших з них розміщені лікувально-рекреаційні заклади – санаторії, туристичні та відпочинкові заклади тощо.

## 4.2. РАДІОНУКЛІДИ В ҐРУНТАХ ШНПП

Радіологічні дослідження на території ШНПП, у тім числі стану забруднення ґрунтів (ізотопного складу та щільності забруднення поверхневого шару) та флори (зокрема, грибів і лікарських рослин) радіоізотопами штучного походження, особливостей їхнього переходу з ґрунту в рослини, започатковані у Львівському національному університеті імені Івана Франка співробітниками лабораторії ядерного практикуму та дозиметрії з 1986 р., відразу ж після Чорнобильської аварії. Систематичний моніторинг деяких аспектів радіологічного стану території парку працівники лабораторії гамма-спектрометрії провадять з 1994 р. [59–68].

Географічне положення ШНПП та переважні напрями переміщення повітряних мас над територією України у травні–червні 1986 р. сприяли тому, що парку торкнувся лише край північно-західного крила радіоактивної хмари чорнобильських викидів, завдяки чому його територія виявилася однією з найменш забруднених на теренах Волинської обл. Незважаючи на це, проведені у вересні 1986 р. спектрометричні дослідження гамма-випромінювальних радіонуклідів чорнобильського походження, акумуляованих хвоєю сосни з околиць Пісочного озера впродовж травня–червня 1986 р., дали змогу виявити такі ізотопи: короткоживучі  $^{141}\text{Ce}$ , період піврозпаду  $T_{1/2} = 32,5$  дня;  $^{144}\text{Ce}$ ,  $T_{1/2} = 284,3$  дня;  $^{134}\text{Cs}$ ,  $T_{1/2} = 753,1$  дня;  $^{95}\text{Nb}$ ,  $T_{1/2} = 34,97$  дня;  $^{103}\text{Ru}$ ,  $T_{1/2} = 39,35$  дня;  $^{106}\text{Ru}$ ,  $T_{1/2} = 106,66$  дня;  $^{95}\text{Zr}$ ,  $T_{1/2} = 64$  дні; та порівняно довгоживучий  $^{137}\text{Cs}$ ,  $T_{1/2} = 30,17$  року [69]. Оскільки за термін, що дорівнює періоду піврозпаду, кількість ядер радіоактивного елемента зменшується вдвічі [70], то без нових надходжень з часом кількість цих радіонуклідів (і їхня активність) в об'єктах довкілля зменшиться. Тому на початку систематич-

них досліджень радіоекологічного стану території парку (липень 1994 р.) радіонуклідів першої групи (за винятком  $^{134}\text{Cs}$ ) в об'єктах практично не було. Надійно ідентифіковано лише  $^{137}\text{Cs}$  та значно менше –  $^{134}\text{Cs}$ .

#### **4.2.1. Щільність забруднення ґрунтів радіонуклідами**

Особливістю Шацького національного природного парку є те, що на значній частині його території інтенсивних сільськогосподарських робіт не ведуть, отже, можна проводити дослідження на непорушених господарською діяльністю ґрунтах, що особливо важливо для вивчення динаміки зміни переміщення запасів радіонуклідів на глибину.

Програмою досліджень радіоекологічного стану території парку передбачене визначення складу радіонуклідів, наявних у поверхневому шарі ґрунтів парку, щільності забруднення ґрунтів території радіонуклідами штучного походження, а також вивчення часових змін у розподілі запасів радіоцезію з глибиною впродовж декількох років, починаючи з 1994. Для цього, згідно з вимогами Міжвідомчої комісії з радіаційного контролю [71], відбирали проби ґрунтів, а також на вибраних п'яти ділянках (для ґрунтів різних типів) щорічно виконували пошарові зрізи з кроком в 1 см на глибину до 50 см.

Проби ґрунту для визначення щільності радіоактивного забруднення відбирали за допомогою циліндричного пробовідбірника внутрішнім діаметром 40 мм на глибину 20 см методом конверта. У кожній точці відбору робили п'ять “уколів” пробовідбірником, після чого відібрану масу зсипали в пакет. У точках відбору проб вимірювали потужність експозиційної дози на висоті 3–4 см та 1 м від поверхні ґрунту.

Підготовка проби до аналізу полягала у відборі з отриманої маси органічних та кам'янистих частинок, її висушуванні, подрібненні до частинок діаметром не більше 1 мм та ретельному перемішуванні з метою гомогенізації. Підготовлену пробу зважували, відбирали з неї наважку для досліджень об'ємом 1 л, зважували її, поміщали в посудину Марінеллі і ставили у вимірювальну камеру спектрометра.

Питомі активності радіоцезію в пробах та щільності забруднення ним ґрунтів визначали за стандартними методиками на гамма-спектрометрі, зібраному на базі спектрометричного комплексу СУ-01Ф з напівпровідниковим Ge(Li)-детектором із чутливістю реєстрації 120 мм<sup>2</sup> для другої лінії випромінювання <sup>60</sup>Со. Екранування детектора від зовнішнього гамма-випромінювання виконували за допомогою шару свинцю товщиною 50 мм. Спектри та активності наявних у досліджуваних пробах радіонуклідів опрацьовували за допомогою пакета прикладних програм опрацювання гамма-спектрів АК1. Вибрана методика досліджень забезпечувала вимірювання питомих активностей радіонуклідів з точністю ±10%.

Гамма-спектрометричний аналіз проб ґрунтів парку дав змогу виявити в них поряд з природними радіонуклідами (<sup>40</sup>К та представники уранових і торієвого рядів – ізотопи свинцю <sup>212</sup>Pb і <sup>214</sup>Pb, вісмуту <sup>212</sup>Bi і <sup>214</sup>Bi, талію <sup>208</sup>Tl, радію <sup>226</sup>Ra, актинію <sup>228</sup>Ac тощо) ізотопи радіоцезію (<sup>137</sup>Cs і значно менше – <sup>134</sup>Cs). Залежно від типу ґрунту виміряні значення питомих активностей наявного в ґрунті <sup>40</sup>К становлять 106–148 Бк/кг; активності представників природних радіоактивних рядів не перевищують 6–9 Бк/кг і майже не змінюються з часом. Така поведінка природних радіонуклідів зумовлена тим, що їхній вміст у ґрунті визначений його геохімічним складом, а самі радіоактивні ізотопи або мають великі періоди піврозпаду (<sup>40</sup>К, T<sub>1/2</sub>=1,28×10<sup>9</sup> років), або ж перебувають у рівновазі з представниками відповідного радіоактивного ряду [70, 72].

Ізотопи <sup>137</sup>Cs і <sup>134</sup>Cs техногенного походження, в природі їх не зафіксовано, тому могли потрапити в ґрунт унаслідок або випробувань ядерної зброї, або ж інцидентів на підприємствах ядерної енергетики, зокрема, аварії на ЧАЕС. Оскільки період піврозпаду <sup>137</sup>Cs у 14,6 рази більший, ніж <sup>134</sup>Cs (30,17 і 2,06 року, відповідно), то з часом унаслідок природного розпаду вміст <sup>134</sup>Cs в об'єктах довкілля буде зменшуватися набагато швидше, ніж вміст <sup>137</sup>Cs. Якщо врахувати, що пік глобального забруднення екосфери Землі радіонуклідами штучного походження з ядерних випробувань припав на кінець 50–початок 60-х років ХХ ст. [50], то на початок 1995 р. <sup>134</sup>Cs з глобальних випадіннь практично повністю зник унаслідок майже повного його розпаду. За цей час його кількість у дов-

кількі зменшилася порівняно з початковою більше ніж у  $10^5$  разів, тоді як активність викинутого тоді ж  $^{137}\text{Cs}$  за цей же період зменшилася лише у 2,2 раза.

Особливістю чорнобильського забруднення довкілля є те, що у викинутих з аварійного реактора радіоактивних матеріалах на час аварії активність  $^{137}\text{Cs}$  була приблизно вдвічі більшою, ніж  $^{134}\text{Cs}$  [52]. Відповідне співвідношення між активностями цих ізотопів зафіксоване під час досліджень радіоактивних осаджень у другій половині 1986 р. [74, 75]. Оскільки обидва радіонукліди є ізотопами одного хімічного елемента, то в міграційних процесах вони повинні поводитися аналогічно, і зміна їхніх кількостей у забруднених об'єктах з часом повинна залежати від природного розпаду. Тому за співвідношенням між вмістом цих радіонуклідів у досліджуваних ґрунтах на час вимірювань можна ідентифікувати походження відповідних забруднень [74].

Визначені нами з точністю  $\pm 10\%$  співвідношення активностей ізотопів  $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$  в об'єктах парку станом на 1 січня 1995 р. для різних проб є в межах  $34 \pm 3$ , що досить добре узгоджується з очікуваним для постчорнобильських випадінь значенням 35. Це засвідчує, що наявний в об'єктах довкілля парку радіоцезій чорнобильського походження. Принаймні, з упевненістю можна стверджувати, що радіоактивне забруднення території парку радіоцезієм унаслідок чорнобильських випадінь суттєво перевищує відповідне забруднення її з глобальних осаджень, зумовлених випробуваннями ядерної зброї в 50–60-х роках ХХ ст.

Для визначення щільності забруднення  $^{137}\text{Cs}$  верхнього 20 см шару ґрунту західної частини території парку – від східної межі парку до озер Світазь і Луки, – впродовж 1994–1995 рр. відібрано та проаналізовано на вміст гамма-випромінювальних радіонуклідів 254 проби.

За результатами вимірювань побудовано карту розподілу щільності забруднення  $^{137}\text{Cs}$  цієї території станом на 1996 р. (рис. 4.1). Розподіл вмісту радіонукліда в ґрунті на різних ділянках значної частини досліджуваної території суттєво відрізняється, формуючи так звану мозаїчну структуру забруднення поверхневого шару. Щільності забруднення радіоцезієм ґрунту змінюються тут у межах

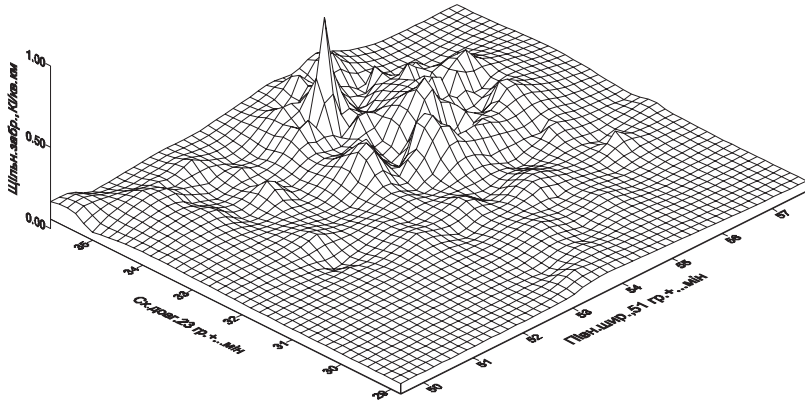


Рис. 4.1. Карта розподілу щільності забруднення ґрунтів частини території ШНПП  $^{137}\text{Cs}$  (станом на 1996 р.)

2,6–18,0  $\text{кБк}/\text{м}^2$ . Виконані раніше дослідження радіоактивно забруднених територій доводять, що мозаїчна структура радіоактивного постчорнобильського забруднення взагалі характерна для лісових ґрунтів території Українського Полісся [58, 75].

Формування такої структури радіоактивного забруднення ґрунту не можна пояснити тільки можливою нерівномірністю початкових радіоактивних осаджень. Тут певну роль відіграє тип ґрунту, а також міграційні процеси, які відбуваються в ньому та приводять до переміщення радіонуклідів між його шарами. Як відомо [73, 76, 77], міграція радіонукліда в ґрунті визначена фазою початкових випадінь (у вигляді паливних частинок чи конденсаційної компоненти) та відмінностями у морфологічному складі ґрунту (зокрема, наявністю чи відсутністю в ньому глинистих комплексів), його кислотністю, а також притаманним кожній ділянці гідрологічним режимом. Однак, очевидно, чи не найважливішим чинником, який впливає на мозаїчність радіоактивного забруднення поверхневого шару ґрунту, є наявність на ньому певних видів рослинності, особливо хвойних дерев, підстилка яких тривалий час зберігає радіоцезій [78, 79], окремих представників ягідних, мохового покриву тощо.

Хвойні ліси після Чорнобильської катастрофи відіграли роль своєрідних фільтрів, акумулюючи у хвої значну частину радіоізо-топів з початкових випадінь [52, 58, 75]. Оскільки термін заміни хвої крони становить декілька років, а мінералізація скинутої хвої і, відповідно, перехід акумульованих у ній радіонуклідів у доступний для міграції в довкіллі (у тому числі в ґрунтах) стан – понад п'ять років [78, 79], то радіоцезій з початкових чорнобильських випадінь тривалий проміжок часу перебував у малодоступному для міграційних процесів стані в хвойних опадах і підстилці. Лише незначна його частина потрапила у верхні шари ґрунту і змогла мігрувати в ньому. Зміна активності радіонуклідів у підстилці внаслідок малої здатності до міграції в початковий період зумовлена, голов-но, природним розпадом. Однак після мінералізації хвойних опадів значна частина акумульованого в хвойній підстилці радіонукліда стала рухливою і внаслідок природних чинників (насамперед, під дією потоків вологи) почала інтенсивно надходити у ґрунт і, відповідно, мігрувати у ньому. Отже, завдяки особливостям переходу радіонуклідів з підстилки в ґрунт у хвойних лісах виникли умови для значного відтермінування переходу радіоцезію вглиб ґрунту, унаслідок цього з часом можуть сформуватися вищі порівняно з відкритими ділянками щільності радіоактивного забруднення поверхневого шару.

Ще один чинник, який може зумовити різницю у вмісті радіоцезію у верхньому шарі ґрунту (чи на його поверхні), – наявність мохового покриву. Мохи та лишайники – багаторічні нижчі рослини зі слабо розвинутою кореневою системою та сильним поверхневим вбиранням з атмосфери [80, 81]. Основна частина накопиченого в цих рослинах радіоцезію потрапила в них безпосередньо з атмосфери. Крім того, мохи і лишайники, зазвичай, товстим майже суцільним шаром покривають ґрунт, і тому під час початкового осадження радіонукліди в ґрунт практично не потрапляють, їх засвоює жива тканина рослин [81]. Підтвердженням цього є набагато (майже на порядок) нижче питоме забруднення  $^{137}\text{Cs}$  ґрунту з-під мохів та лишайників (12–16 Бк/кг) порівняно з забрудненням ґрунтів під вищими рослинами (понад 100 Бк/кг) з ШНПП [59, 66]. Отже, в місцях з розвинутим моховим покривом щільності забруднення радіонуклі-



дами ґрунту можуть у декілька разів відрізнитися від забруднення сусідніх ділянок, на яких мохового покриття нема.

Чагарники ростуть переважно на ґрунтах торф'яно-болотного типу, радіонукліди в яких, згідно з [73, 82], мають більшу порівняно з іншими ґрунтами здатність до міграції, у тому числі у ланці ґрунт–рослина. Зокрема, брусниця (*Phodococcum vitis-idaea* L.), буяхи багнові (*Vaccinium uliginosum* L.), й особливо чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.) здатні накопичувати радіоцезій з поверхневого шару ґрунту в листя [58, 83], яке потім опадає і так щорічно поповнює запаси радіонукліда в підстилці. Оскільки час мінералізації листяної підстилки становить один–два роки [73, 78], то саме з таким запізненням радіоцезій, який перейшов з ґрунту у вегетативні органи цих рослин, знову вступає у процеси міграції. Так відбувається своєрідний кругообіг радіоцезію в ланці ґрунт–рослина, який спричинює постійне його надходження з кореневого шару ґрунту на поверхню і, очевидно, може зумовити різницю у вмісті радіонукліда в поверхневих шарах ґрунтів ягідників порівняно з ґрунтами, де їх нема.

Свідченням цього є те, що найбільше забрудненою з чітко вираженою мозаїчністю виявилася ділянка парку з переважно хвойними насадженнями, ягідниками та частково вкрита мохом і лишайниками, яка обмежена дорогою Львів–Брест та Пісочним озером і оз. Мошне.

Мозаїчність радіоактивного забруднення чорнобильського походження виявляється навіть на невеликих ділянках, особливо під деревами, де в радіусі декількох метрів забруднення ґрунту радіонуклідом може суттєво, інколи в декілька разів, відрізнитися [58]. У 1994, 1999 та 2001 рр. ми визначили щільність забруднення ґрунтів території біогеостационару Львівського національного університету імені Івана Франка загальною площею близько 5 га, розміщеного в сосняку на західному березі Пісочного озера. Результати досліджень показано на рис. 4.2. У всіх випадках відібрано по 25 проб на одних і тих же ділянках території стаціонару. Відмінність способу відбору проб ґрунтів полягала в тому, що 1994 р. це виконували методом точкового відбору в центрі ділянки, а в інші роки – методом конверта, який дає змогу усереднити результат по площі. Очевидно, саме цим, головню, і зумовлені відмінності у вигляді картини

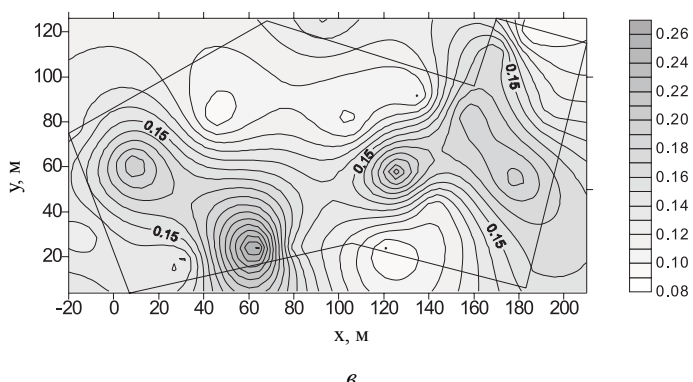
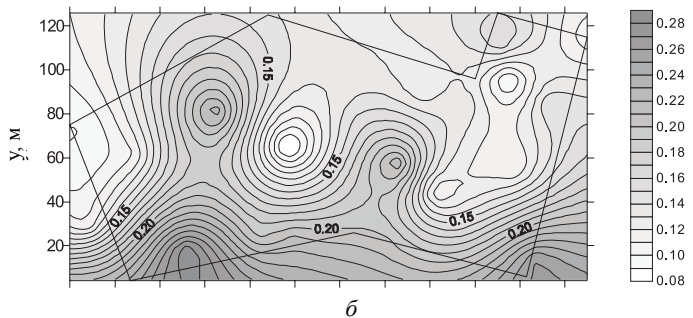
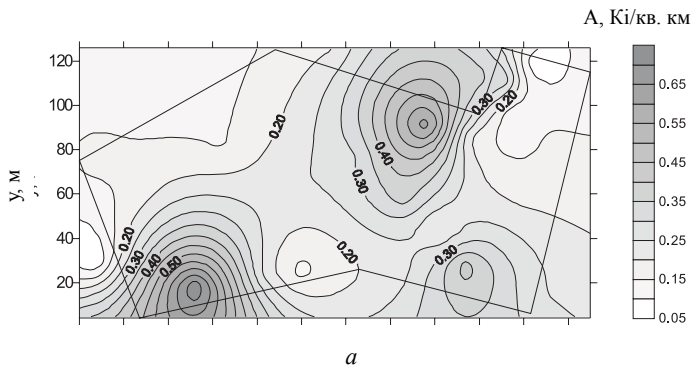


Рис. 4.2. Щільність забруднення  $^{137}\text{Cs}$  ґрунтів території біогеостационару Львівського національного університету імені Івана Франка (оз. Пісочне, ШНПП, Волинська обл.) станом на 1994 (*a*), 1999 (*б*) і 2001 (*в*) роки ( $x, y$  – координати ділянки, м)

щільності забруднення досліджуваної території, оскільки методи математичного опрацювання результатів вимірювань були ідентичними. Отже, навіть на сусідніх ділянках невеликої площі щільність забруднення ґрунту радіоцезієм може значно відрізнятись. З огляду на наявність горизонтальної міграції радіонукліда в ґрунті відмінності між рис. 4.2, б і в, очевидно, пов'язані з дрібномасштабною мозаїчністю забруднення і залежать від того, в яких точках ділянки зроблено “уколи” пробовідбірником. Відповідно, результати вимірювань відрізняються.

Порівняно менш забруднена радіоцезієм решта дослідженої території парку, особливо відкриті ділянки та ґрунти, зайняті у сільському господарстві.

#### **4.2.2. Динаміка зміни вмісту радіонуклідів у ґрунтах різних типів протягом 1994–2001 рр.**

**Чинники, що впливають на міграцію радіонуклідів у ґрунтах.** Радіонукліди, які випали на поверхню ґрунту і забруднили її, під дією природних чинників можуть мігрувати у горизонтальному та вертикальному напрямках [73, 77, 84].

Горизонтальна міграція може відбуватись завдяки меліорації ґрунту чи змиванню радіонуклідів з рослинності атмосферними опадами, а також у випадку вітрової ерозії. Її швидкість залежить від гідрометеорологічних чинників, рельєфу місцевості, типу наявного біогеоценозу, дисперсності радіоактивних аерозолей і міцності фіксації радіонуклідів ґрунтами та рослинністю. Висока швидкість горизонтальної міграції радіонуклідів простежується під час сильних опадів, а також у весняний період під час танення снігу.

До рушійних сил вертикальної міграції радіонуклідів у ґрунтах належать [73, 77, 84]:

- конвективне перенесення (фільтрація атмосферних опадів углиб ґрунту, капілярне підтікання вологи до поверхні внаслідок випаровування, термоперенесення вологи під дією градієнта температури);
- дифузія вільних і адсорбованих іонів;
- перенесення по корневих системах рослин;

- перенесення на мігруючих колоїдних частинках (так званий лесиваж);
- діяльність ґрунтових тварин;
- господарська діяльність людини.

Перелічені чинники не є рівнозначними, оскільки інтенсивність і тривалість їхньої дії різні й залежать від конкретних умов. Наприклад, перенесення радіонуклідів, адсорбованих на колоїдних частинках, відіграє порівняно незначну роль у вертикальній міграції радіонуклідів для більшості ґрунтів, оскільки рух колоїдних частинок – процес набагато повільніший, ніж рух радіонуклідів в іонній формі. Проте внаслідок випадання сильного дощу на поверхню висохлого ґрунту, вкритого тріщинами, змивання в тріщини частинок ґрунту з адсорбованими на них радіонуклідами може зумовити помітний перерозподіл їх по профілю ґрунту.

Дії двох найважливіших чинників – конвективного перенесення з течією вологи та дифузії – якісно відмінні. Якщо в початковий момент часу радіонуклід є у дуже тонкому поверхневому шарі ґрунту і надалі в процесі міграції ззовні не надходить, то перший з цих чинників спричинює зміщення максимуму його концентрації у глибину. Дифузія ж зумовлює розширення зони наявності радіонукліда з одночасним зменшенням максимуму концентрації [73, 84].

Конвективне перенесення і дифузія радіонуклідів тісно пов'язані з поглинанням і міцністю їх закріплення твердою фазою ґрунту. Конвективне перенесення характерне для водорозчинної і, частково, обмінної форм радіонуклідів; дифузійне перенесення і перенесення корневими системами рослин – для водорозчинної та обмінної форм. Механічне перенесення на колоїдних частинках чи рух унаслідок діяльності ґрунтових тварин характерні для всіх форм радіонуклідів – водорозчинної, обмінної, міцно фіксованої.

Внесок у міграцію внаслідок перенесення радіонуклідів корневими системами рослин залежить від глибини і щільності розміщення коріння в ґрунті, фізико-хімічних властивостей радіонуклідів, біологічних особливостей рослин тощо. За умови, коли сумарний об'єм коріння становить незначну частку від об'єму всього кореневмісного шару ґрунту, внесок кореневого перенесення в сумарний процес міграції, зазвичай, порівняно невеликий [73].

Поглинання ґрунтом переважної більшості радіонуклідів визначене процесами розподілу між двома головними фазами: твердою і рідкою (ґрунтовим розчином) і відбувається, головню, внаслідок процесів сорбції–десорбції радіонуклідів, осадження–розчинення важкорозчинних з'єднань і коагуляції–пептизації колоїдів. Показником розподілу радіонуклідів між твердою і рідкою фазами ґрунту є коефіцієнт розподілу  $K_p$  [73, 85, 86] – співвідношення рівноважних концентрацій радіонукліда у твердій та рідкій фазах.

Головні властивості ґрунтів як сорбентів зумовлені [73]:

- їхньою поліфункціональністю, що спричинена відмінностями в природі іонообміну внаслідок неоднорідності мінералогічного складу ґрунту і наявності в ньому неорганічної речовини (з поліфункціональністю ґрунтів пов'язана різна міцність сорбції іонів твердою фазою ґрунту);
- їхньою полідисперсністю, яка передусім впливає на кінетику адсорбції та десорбції іонів і визначає ступінь досягнення рівноважного розподілу;
- наявністю в ґрунті органічної речовини, яка залежно від фізико-хімічних властивостей радіонуклідів по-різному впливає на їхню сорбцію (у цілому в сорбції визначальними є здатність ґрунтової органічної речовини утворювати розчинні комплексні з'єднання і взаємодіяти з мінеральними частинками);
- наявністю в ґрунтах мікроорганізмів, які, поглинаючи радіонукліди, здатні після введення їх у метаболічні реакції трансформувати форму радіонуклідів і виводити їх у ґрунт у вигляді іонів або нуклідорганічних з'єднань;
- здатністю ґрунтів до фіксації (необмінної адсорбції) деяких іонів.

Важливою властивістю ґрунтів є часова мінливість, зумовлена змінами температури, вологості й окисно-відновними процесами, а також ростом і відмиранням кореневих систем рослин, господарською діяльністю людини тощо.

Перелічені вище властивості ґрунтів, а також фізико-хімічні властивості радіонуклідів визначають розподіл радіонуклідів між рідкою і твердою фазами ґрунту згідно з такими протилежними процесами [73]:

- співосадженням з утворенням і розчиненням осадів;
- адсорбцією і десорбцією;
- коагуляцією та пептизацією колоїдів.

Співосадження радіонуклідів може відбуватися з ізотопними і неізотопними носіями, а також унаслідок “захоплення” осадами з сильно розвинутою поверхнею (співосадження з колекторним носієм). Утворення і розчинення осадів залежать від іонного складу, кислотності ґрунтового складу, а також наявності органічних і неорганічних лігандів.

Адсорбція радіонуклідів з ґрунтового розчину твердою фазою, незважаючи на різні її механізми (іонообмінна адсорбція, хемосорбція, адсорбція молекулярних речовин тощо), тісно пов’язана з властивостями мінеральних, органічних та органо-мінеральних ґрунтових колоїдів. Іонообмінна адсорбція хімічних елементів (у тім числі радіонуклідів) у катіонній формі залежить від властивостей катіонів (заряду іонів і радіуса гідратованих іонів), властивостей адсорбенту (хімічної природи і структури органічних, мінеральних та органо-мінеральних ґрунтових колоїдів), об’єму і концентрації розчину [87, 88]. Адсорбція аніонів залежить від заряду іонів, складу колоїдів і реакції середовища. Необмінне поглинання радіонуклідів пов’язане, головню, з мінеральними ґрунтовими колоїдами. Здатність необмінно фіксувати катіони виявляється в тришарових глинистих матеріалів. Каолініт та інші мінерали з двошаровою ґраткою не мають властивості необмінно фіксувати катіони.

Для характеристики поведінки радіонуклідів часто використовують їхню класифікацію щодо типу поведінки в системі ґрунт–розчин залежно від концентрації стабільних ізотопних носіїв, кислотності ґрунту, наявності в ґрунтовому розчині катіонів інших елементів, наявності колоїдів, що не зазнають сорбування, та органічних лігандів.

**Моделі міграції радіонуклідів у ґрунтах.** Необхідність визначення кількісних закономірностей вертикальної міграції радіонуклідів у ґрунтах зумовлена декількома причинами [84]:

*по-перше*, потребою визначення потужності дози іонізуючого випромінювання на забрудненій місцевості, оскільки від розподілу радіоактивних елементів по ґрунтовому профілю залежить її вели-

чина на поверхні ґрунту (внаслідок поглинання в шарі ґрунту потужність дози на його поверхні зменшується, бо радіонукліди проникають углиб ґрунту);

*по-друге*, потребою визначення можливого радіоактивного забруднення поверхневих та ґрунтових вод, оскільки вимивання радіонуклідів з ґрунту забрудненої ділянки залежить від концентрації радіонукліда в поверхневому шарі (а вона, відповідно, змінюється внаслідок вертикальної міграції) та його здатності до сорбції;

*по-третє*, потребою визначення можливості й темпів надходження радіонуклідів з ґрунту в рослини і наступного їх поширення в біологічних харчових ланцюгах, кінцевою ланкою яких є людина, оскільки коренева система рослин нерівномірно розподілена по глибині ґрунту, а тому зміна розподілу радіонуклідів з часом у межах кореневмісного об'єму ґрунту суттєво на них впливає;

*по-четверте*, внаслідок вертикальної міграції, напрямленої вгору, може з часом знижуватися ефективність агротехнічного прийому мінімізації наслідків радіоактивного забруднення ґрунту, який полягає в глибокому заорюванні забрудненого радіонуклідами поверхневого шару, щоб зменшити надходження радіонуклідів у рослини.

Швидкість міграції того чи іншого радіонукліда в конкретному ґрунті за конкретних умов набуває важливого значення в разі довготермінового прогнозування зміни радіологічного стану забруднених територій. Обґрунтований прогноз міграції можна скласти тільки на підставі тих чи інших модельних уявлень про рушійні сили міграції і рівнянь, які впливають з цих уявлень.

На відміну від біогенних процесів (кореневого перенесення і переміщення ґрунтовими організмами), рух радіонуклідів з ґрунтовою вологою та їхня дифузія є практично постійними, тому їх можна досить точно математично описати [73, 77, 79, 82, 84, 89]. Саме тому як головні чинники, які зумовлюють вертикальну міграцію радіонуклідів у ґрунтах, прийнято розглядати конвективне перенесення з ґрунтовою вологою та іонну дифузію, а в разі математичного моделювання цим чинникам віддають перевагу перед іншими природними чинниками, що зумовлюють міграцію радіонуклідів [73, 82, 84].

Загалом рух радіонукліда в адсорбівному середовищі описує така система рівнянь [84]: рівняння матеріального балансу речовин

$$U_1 \frac{\partial C_1}{\partial t} + U_2 \frac{\partial C_2}{\partial t} = -V_1 \frac{\partial C_1}{\partial x} + D^* \frac{\partial^2 C_1}{\partial x^2} \quad (4.1)$$

та рівняння кінетики сорбції

$$\frac{\partial C_2}{\partial t} = \Phi(C_1, C_2, t), \quad (4.2)$$

яке при  $t \rightarrow \infty$  перетворюється в рівняння ізотерми адсорбції

$$C_2 = f(C_1) \quad (4.3)$$

Тут  $C_1$  і  $C_2$  – концентрація речовини, відповідно, в розчині й адсорбованому стані;  $U_1$  і  $U_2$  – об'ємна частка розчину в твердій фазі в загальному об'ємі середовища;  $V_1$  – лінійна швидкість руху розчину в середовищі;  $D^*$  – коефіцієнт квазидифузії речовини в середовищі. Конкретний вигляд рівнянь (4.2) і (4.3) залежить від властивостей середовища і речовини, а також від положень, які закладені в основу тої чи іншої теорії.

Щодо міграції радіонуклідів у ґрунтах, то можна постулювати лінійність ізотерми адсорбції [84], оскільки вагові кількості компонент радіоактивних забруднень, зазвичай, мізерно малі порівняно з адсорбційною ємністю ґрунту. Стосовно природних умов міграції, то здебільшого повинна виконуватися умова наявності рівноваги між рідкою і твердою фазами ґрунту. Врешті, через малі середні швидкості руху ґрунтової вологи потрібно брати до уваги і повздовжню дифузію.

З урахуванням усіх зауважень, у тім числі радіоактивного розпаду радіонукліда, наведена вище система рівнянь зводиться до рівняння конвективної дифузії [73, 77, 88, 90]

$$\frac{\partial C(x,t)}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C(x,t)}{\partial x^2} + w \frac{\partial C(x,t)}{\partial x} - \lambda C(x,t), \quad (4.4)$$

де  $C(x,t)$  – середня за всіма фазами концентрація радіонукліда в



грунті;  $D$  – ефективний коефіцієнт його дифузії (або квазидифузії);  $w$  – лінійна швидкість руху радіонукліда під дією потоку вологи;  $\lambda$  – стала радіоактивного розпаду.

Рівняння типу (4.4) з відповідними початковими та граничними умовами, які задають умови забруднення, широко використовують для розробки аналітичних та числових моделей міграції радіонуклідів у ґрунтах [73, 90, 91]. У випадку практично одноразового плівкоподібного забруднення поверхні в праці [90] отримано вираз, який описує зміну концентрації радіонукліда в ґрунті з глибиною:

$$q(x,t) = Qe^{-\lambda t} \left\{ \frac{1}{\sqrt{\pi Dt}} e^{-\frac{(x-wt)^2}{4Dt}} - \frac{w}{2D} e^{-\frac{wx}{D}} \operatorname{erfc}\left(\frac{x}{2\sqrt{Dt}} + \frac{w}{t}\sqrt{\frac{t}{D}}\right) \right\}, \quad (4.5)$$

де  $q(x,t)$  – відносна кількість радіонукліда в шарі ґрунту на глибині  $x$  у момент часу  $t$ ;  $Q$  – кількість радіонукліда в безмежно тонкому верхньому шарі ґрунту в початковий момент часу:

$$\operatorname{erfc}(x) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_x^{\infty} e^{-t^2} dt$$

– спеціальна функція.

Одним з головних недоліків аналітичних моделей вертикальної міграції є постулювання часової та просторової однорідності шару ґрунту, в якому відбувається міграція. Властивості ж ґрунтів і характер їхніх змін у разі переходу від одного горизонту до іншого досить різні, тому нема змоги запропонувати універсальну аналітичну модель залежності зміни за глибиною профілю, придатну для всіх типів ґрунтів. Це принципово обмежує можливості використання аналітичних моделей для прогнозування часових змін профілів радіоактивного забруднення ґрунтів.

Вихід зі становища, що склалося, може полягати в застосуванні не аналітичних, а чисельних математичних методів розв'язування рівнянь перенесення. Аналітичні рівняння міграції в цьому випадку використовують лише для складання алгоритму числового розрахунку, тобто щоб задати, які саме дії треба виконати з числовими значеннями, які ми маємо, для отримання шуканих величин.

Особливістю чисельних методів розрахунку, на відміну від аналітичних, є те, що вони допускають принципову можливість розгляду міграції в ґрунтових профілях з будь-яким набором властивостей окремих шарів, не обмежуючись припущеннями про той чи інший характер зміни властивостей ґрунтів з глибиною. Одна з числових моделей, яку найширше застосовують, – так звана компартментна модель міграції [73, 84, 92]; у її межах ґрунт розглядають як середовище, що складається з певної кількості шарів (компартментів), між якими й відбувається переміщення радіонуклідів. Причому в межах одного шару ґрунту властивості, а отже, і параметри перенесення радіонукліда, є сталими впродовж року, а сам процес переміщення розглядають як дискретний у часі і просторі. Кількість радіонукліда, який покидає компартмент, дорівнює його кількості, яка потрапляє в наступний шар. У цьому випадку баланс радіонуклідів можна записати у вигляді [73, 84]:

$$Q_{i+1,i} = Q_{j,i} + I_{ex} - I_{вих}, \quad (4.6)$$

де  $Q_{j,i}$  – вміст радіонукліда в  $i$ -му шарі ґрунту в  $j$ -й момент часу;  $I_{ex}$  і  $I_{вих}$  – сумарні потоки радіонуклідів, які надходять у  $i$ -й шар та виходять з нього. Якщо припустити, що потоки радіонуклідів між відповідними шарами ґрунту прямо пропорційні до вмісту в них радіонуклідів, то отримаємо такий вираз для їхнього запису:

$$\begin{aligned} I_{ex} &= (k_{i,i+1} Q_{j+1} + k_{i,i-1} Q_{j,i-1}) \Delta t; \\ I_{вих} &= (k_{i+1,i} Q_{j,i} + k_{i-1,i} Q_{j,i-1}) \Delta t, \end{aligned} \quad (4.7)$$

де  $k_{k,n}$  – коефіцієнт переходу радіонукліда з  $n$ -го в  $k$ -й шар ґрунту. У випадку ж використання квазидифузійних уявлень різницю потоків

можна описати через коефіцієнти дифузії  $D$  та напрямленого перенесення  $\omega$ :

$$I_{\text{вх}} - I_{\text{вих}} = (-D \frac{\partial Q}{\partial x} + \omega Q) \Delta t. \quad (4.8)$$

З емпірично визначених вмістів радіонукліда у кожному шарі ґрунту можна, використовуючи вирази (4.6)–(4.8), знайти значення коефіцієнтів  $D$  та  $\omega$ . Суттєвою перевагою тут є можливість використання математичного апарату звичайного диференціального числення, що суттєво спрощує розрахунки.

Такий підхід (на підставі використання компартиментної моделі міграції з певними її модифікаціями) застосовано для визначення коефіцієнтів міграції радіонуклідів у ґрунтах з наступним використанням їх для прогнозування часових змін ґрунтових профілів у працях [74, 86].

Труднощі у використанні моделей міграції для прогнозування зміни профілів залягання радіонуклідів протягом значних проміжків часу зумовлені тим, що не завжди відомі достовірні значення відповідних коефіцієнтів та їхня поведінка для різних шарів ґрунту. Для їх визначення, зазвичай, розв'язують обернену задачу – за відомими профілями розподілу радіонукліда у ґрунті, використовуючи відповідну модель міграції, обчислюють значення потрібних коефіцієнтів [82, 86]. Далі, застосовуючи усереднені значення коефіцієнтів, за вибраною моделлю міграції будують відповідні профілі вертикальних розподілів для певних періодів і порівнюють їх з реальними, отриманими експериментально. Якщо результати такого порівняння дають прийнятну збіжність розрахованих профілів з реальними, то це свідчить, що визначені коефіцієнти міграції можна використати для прогнозування зміни вертикального розподілу запасів радіонукліда в ґрунтах конкретного типу на триваліші проміжки часу.

**Експериментальні дані вертикальної міграції радіоцезію в ґрунтах парку.** Профілі вертикальних розподілів питомих активностей  $^{137}\text{Cs}$  у деяких характерних для ШНПП ґрунтах на глибину до 35 см станом на липень 1997 р. показані на рис. 4.3. На більших

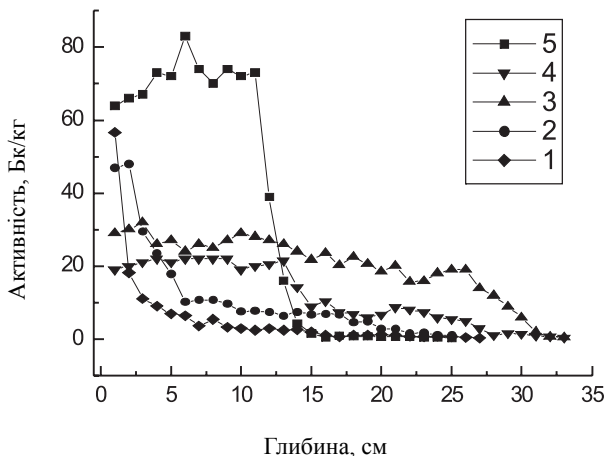


Рис. 4.3. Вертикальні профілі розподілу запасів  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах ШНПП (станом на липень 1997 р.):

1 – лісовий супіщаний (без підстилки); 2 – дерново-слабокідзолистий супісок; 3 – дерново-слабокідзолистий; 4 – дерново-супіщаний; 5 – дерново-слабокідзолистий огієсний супісок.

глибинах (до 50 см) у досліджуваних ґрунтах вміст радіоцезію не перевищував межі точності визначення (0,5 Бк/кг). Щільність забруднення радіоцезієм ділянок, на яких відбирали проби, відрізнялася і становила,  $\text{Кі}/\text{км}^2$  (з точністю  $\pm 10\%$ ): для першої проби – 0,10; для другої – 0,09; для третьої – 0,08; для четвертої – 0,10; для п'ятої – 0,175.

З рис. 4.3 видно, що у характері розподілу запасів радіонукліда з глибиною для різних типів ґрунтів парку простежуються значні відмінності. Для лісового супіщаного ґрунту (див. рис. 4.3, крива 1) вміст радіоцезію з глибиною змінюється майже за експоненціальним законом. Як відомо, особливістю цього типу ґрунту є те, що велика частина радіоцезію зосереджена в ґрунтовій підстилці (у нашому випадку – до 60% від наявних запасів) та свіжих хвойних опадах (близько 15%), а практично весь наявний у ґрунті радіоцезій зосереджений у верхньому 5 см шарі. Експоненціальний характер зміни

вмісту радіоцезію з глибиною в цьому ґрунті подібний до спостережуваних профілів його розподілу в ґрунтах різних типів у перші роки після Чорнобильської катастрофи [59, 65], що, на нашу думку, може бути наслідком тривалої часової затримки (близько десяти років і більше) надходження радіоцезію з підстилки в ґрунт у фазі, доступній для міграції. Радіоцезій у розчинній фазі, який надходить у ґрунт з вологою з підстилки, не відразу ж зв'язується, а проникає в його глибину і поступово сорбується, формуючи відповідний експоненціальний профіль залягання [79].

Дещо подібний до експоненціального розподіл активності  $^{137}\text{Cs}$  з глибиною зафіксовано з глибини 2–3 см і для дерново-слабокідзолістого супіщаного ґрунту (див. рис. 4.3, крива 2), структура якого подібна до структури попередньо описаного ґрунту.

Для інших ґрунтів залежність вмісту радіонукліда від глибини залягання суттєво відрізняється від експоненціальної. Та якщо для дерново-слабокідзолістого ґрунту зареєстровано повільне майже монотонне зменшення вмісту радіоцезію з глибиною (див. рис. 4.3, крива 3), то для дерново-супіщаного (крива 4) та дерново-слабокідзолістого оглеєного (крива 5) ґрунтів хід зміни вмісту радіонукліда з глибиною подібний: кількість  $^{137}\text{Cs}$  до глибини 12–13 см повільно зростає, а далі майже експоненціально зменшується.

Оскільки всі проби відбирали на території парку (точки відбору віддалені одна від одної на відстань до 5 км) практично одночасно протягом першої половини липня 1997 р., то можна не брати до уваги вплив різниці кліматичних умов на особливості формування профілів забруднення радіоцезієм поверхневих шарів ґрунту. Відповідно, не може суттєво відрізнитися у точках відбору і фізико-хімічна фаза (співвідношення паливної та конденсаційної компонент) початкових випадінь радіонукліда. Очевидно, що на формування цих профілів (і зміну їх з часом), головно, вплинули міграційні процеси, зумовлені відмінностями в фізико-хімічному складі ґрунтів і гідрологічному режимі в місцях відбору проб та особливостями переходу осадженого радіоцезію з розчинної у фіксовану фазу й навпаки. Значну роль відіграє також однорідність досліджуваного шару ґрунту.

Поряд із зафіксованою на певний час картиною вертикального розподілу радіоцезію в ґрунтах різних типів цікавою є динаміка

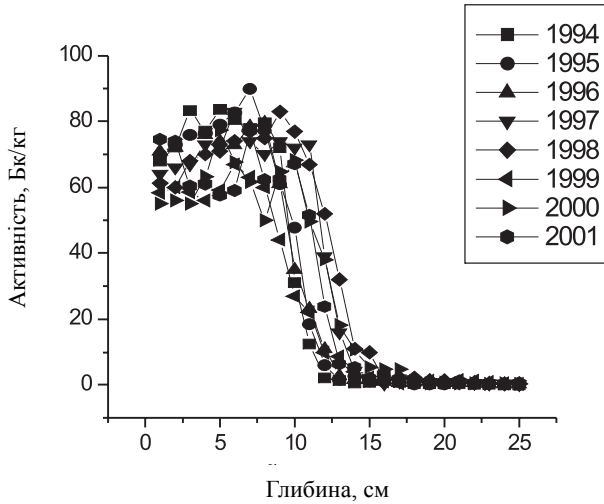


Рис. 4.4. Динаміка зміни профілів розподілу  $^{137}\text{Cs}$  з глибиною у дерново-слабокпідзолистому оглеєному супіщаному ґрунті протягом 1994–2001 рр.

їхніх часових змін для одного й того ж ґрунту. На рис. 4.4 показана зміна профілю вертикального розподілу  $^{137}\text{Cs}$  у дерново-слабокпідзолистому оглеєному супіщаному ґрунті протягом 1994–2001 рр. Проби для аналізу відбирали щорічно у першій половині липня на задернованій ділянці розмірами  $5 \times 5$  м, на якій не вели сільськогосподарської діяльності. Потужність шару ґрунту в місці відбору становила 26–28 см; нижче розміщений піщаний підстильний шар.

З рис. 4.4 бачимо, що простежується поступове повільне переміщення нукліда в глибину ґрунту з часом. Характер часової зміни профілю свідчить про те, що провідну роль у міграційних процесах відіграють конвективне перенесення (яке зумовлює наявність піка вмісту радіонукліда у ґрунті) та дифузія (яка зумовлює його розмиття в горизонтальній площині). Оскільки ж інтенсивність конвективного перенесення радіонуклідів визначена потоками вологи в ґрунті, то зрозуміло, що сумарне перенесення за рік може бути спря-

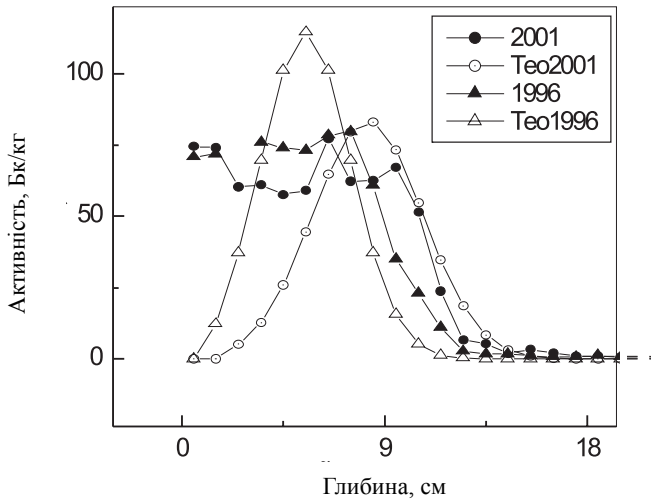


Рис. 4.5. Реальний (1, 3) та розрахований (2, 4) з використанням дифузійно-конвективної моделі міграції розподіл вмісту  $^{137}\text{Cs}$  в дерново-слабокпідзолистому оглеєному супіску ШНПП станом на 2001 (1, 2) та 1996 (3, 4) рр.

моване як углиб ґрунту, так і до його поверхні й суттєво залежить від того, який кліматичний режим – вологий чи посушливий – був загалом на території парку впродовж теплої пори року. Очевидно, саме тим можна пояснити факт нерівномірності руху радіонукліда в глибину ґрунту у різні роки. Тому в разі визначення коефіцієнтів міграції і, відповідно, використання їх для передбачення поведінки радіонукліда у верхньому шарі ґрунту, необхідно виконувати їхні часові усереднення.

Динаміку часових змін профілів залягання  $^{137}\text{Cs}$  у верхньому шарі дерново-слабокпідзолистого оглеєного супіщаного ґрунту з території парку прогнозували із застосуванням згаданої вище дифузійно-конвективної моделі, яка враховує дифузію, напрямлене перенесення радіонукліда у товщі ґрунту та його природний розпад. Часову зміну вмісту радіонукліда з глибиною розраховували за допомогою рівняння (4.5).

Відповідні коефіцієнти (дифузії  $D$  та напрямленого перенесення  $w$ ) розраховували за компартментною моделлю [84, 92], використовуючи визначені експериментально профілі запасів  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунті впродовж 1994–2001 рр. Отримані значення коефіцієнтів для всього зрізу усереднили, що дало змогу відшукати ефективні значення  $D$  і  $w$  (0,2 см<sup>2</sup>/рік та 0,55 см/рік, відповідно, що дещо перевищує оцінки міграційної рухливості радіоцезію в ґрунтах Українського полісся, наведені у [82]). Побудовані з використанням цих коефіцієнтів прогнози криві розподілу радіоцезію в ґрунті з глибиною засвідчили збіжність переднього фронту розподілу  $^{137}\text{Cs}$  з експериментальними даними на 1996 та 2001 рр. (через 10 та 15 років після аварії на ЧАЕС, відповідно; рис. 4.5).

Деяке відставання переднього фронту ходу розрахованого профілю зміни запасів радіонукліда з глибиною порівняно з реальним станом на 1996 р., мабуть, можна пояснити використанням у розрахунках усереднених параметрів міграції та неврахуванням сезонних відмінностей їхніх значень, зумовлених різницею гідрометеорологічних умов попередніх років (темпи міграції радіоцезію у посушливі та вологі сезони різні [82, 93]), а також прийнятою моделлю початкового забруднення ґрунту. Початковим уважали забруднення плівкового вигляду, осаджене внаслідок чорнобильських випадінь у червні 1986 р. і розраховане з визначених станом на 2000 р. сумарних запасів  $^{137}\text{Cs}$  у шарі ґрунту глибиною до 50 см з урахуванням його природного розпаду. Такий збіг експериментальних і розрахункових результатів дав підстави використати отримані коефіцієнти дифузії та конвективного перенесення для моделювання поведінки радіонукліда в ґрунті на термін до ста років після початкових випадінь, зумовлених аварією на ЧАЕС (рис. 4.6).

Із зображених на рис. 4.6 кривих видно, що внаслідок дифузійних процесів та конвективного перенесення радіоцезію із найважливішого з погляду формування дози зовнішнього опромінення людей та переходу з ґрунту у рослини 20 см поверхневого шару ґрунту він зможе мігрувати у глибші шари не раніше ніж через 50 років після початкових випадінь, тобто не раніше 2035 р.

Очевидно, використана нами модель міграції радіоцезію в ґрунті має певні недоліки, які не дають змоги повністю достовірно описати очікувані часові зміни профілів його вертикального розподілу.



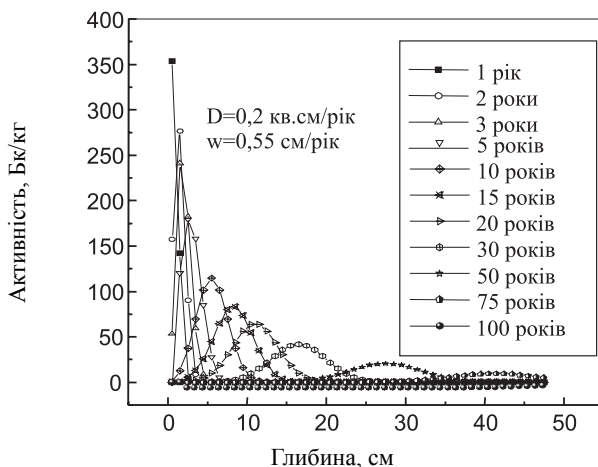


Рис. 4.6. Прогноз міграції  $^{137}\text{Cs}$  в дерново-слабопідзолистом оглеєному супіску ШНПП. Роки після випадіння: 1 – 1; 2 – 2; 3 – 3; 4 – 5; 5 – 10; 6 – 15; 7 – 20; 8 – 30; 9 – 50; 10 – 75; 11 – 100

Зокрема, припускають одноразове плівкове забруднення поверхні ґрунтів, тоді як насправді процес осадження радіонуклідів після аварії був розтягнутим у часі; тут не враховані також процеси закріплення (фіксування) радіонукліда на ґрунтових комплексах, не взяті до уваги різні форми та стани перебування  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунті та зумовлені ними швидка та повільна мігруюча компоненти коефіцієнтів міграції [76, 82, 87, 93], їхні зміни з порою року та глибиною ґрунту. Саме процеси цього типу зумовлюють відмінності у значеннях коефіцієнтів міграції, а отже, і прогнозованих профілів його вертикальних розподілів від реальних, особливо у зоні задніх фронтів. Не враховано також міграції радіонукліда внаслідок його переміщення кореневими системами рослин, рийної діяльності наявних у ньому живих організмів тощо, які також можуть впливати на вигляд профілів розподілу. Тому і через 50 років після початкового забруднення у верхньому 20 см шарі ґрунту парку ще залишиться певна частина радіоцезію. Однак загальна тенденція переміщення радіонукліда в ґрунті на глибину в цьому шарі ґрунту, очевидно, визначатиметься саме дифузійно-конвективними механізмами його перенесення.

#### 4.3. НАКОПИЧЕННЯ РАДІОЦЕЗІЮ ОКРЕМИМИ ВИДАМИ РОСЛИННОГО СВІТУ ПАРКУ

За наслідками дії найнебезпечнішим для населення в теперішніх умовах є внутрішнє опромінення організму внаслідок надходження та інкорпорації у внутрішні органи довгоіснуючих радіонуклідів (насамперед  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ ) у разі вживання продуктів харчування – так званими харчовими ланцюгами. Звичайно, найважливіші в цьому аспекті питання особливостей забруднення традиційних продуктів харчування, які отримують шляхом цілеспрямованого вирощування сільськогосподарських культур та м'ясомолочного тваринництва. Вивчення саме цієї проблеми є головним завданням сільськогосподарської радіоекології [73].

Поряд з цим традиційно велику частку харчового раціону людей, особливо в зоні Полісся України, становлять і дари лісів, зокрема ягоди (чорниця, лохина, журавлина й ін.) та гриби [58, 94]. За даними праці [95], близько 35% сумарної дози, яку отримує сільське населення Волинської обл. унаслідок внутрішнього опромінення через уживання радіоактивно забруднених продуктів харчування, зумовлена саме споживанням лісових ягід і грибів. Крім того, Полісся є важливим постачальником дикорослої лікарської сировини, зокрема понад 60 видів лікарських трав, серед яких понад 30 видів заготовляють промисловим способом [58]. Серед них – листя та ягоди чорниці, листя брусниці, трава звіробою звичайного, пагони багна болотного, бруньки сосни звичайної тощо. Після аварії на ЧАЕС на найбільше забруднених територіях, які належать передусім до Київської та Житомирської областей, збирання лікарської сировини повністю заборонили. У 1986–1988 рр. дозволяли заготовляти трави лише на територіях, де щільність забруднення поверхневого шару ґрунту не перевищувала  $5 \text{ Ки/км}^2$  [96, 97], а з 1991 р. –  $2 \text{ Ки/км}^2$  [98]. Однак такий підхід ігнорував міжвидові відмінності у здатності накопичувати радіонукліди лікарськими рослинами [99–101]; крім того, навіть усередині одного екотопу рослин простежується відхилення в накопиченні в межах до двох порядків [102].

Протягом останніх років проблему переходу радіоцезію у ланці ґрунт–рослина інтенсивно досліджували за кордоном [99–104] та

в Україні [58, 91,94]. Визначали, головню, кількісні характеристики переходу радіонукліда з ґрунту в рослини; зафіксували значну варіабельність особливостей його накопичення не лише рослинами різних видів, а навіть одного виду рослин за різних умов зростання, а також у різні роки [58]. Отже, це питання потребує детальнішого вивчення.

Радіоактивне забруднення рослин ШНПП досліджували в районі озер Пісочне–Луки–Світязь. Максимальна щільність забруднення радіоцезієм цієї частини території парку для окремих ділянок не перевищувала 0,5 Кі/км<sup>2</sup>. У місцях відбору проб досліджуваної рослинності вона була в межах 0,1–0,2 Кі/км<sup>2</sup>.

#### **4.3.1. Чинники, що характеризують перехід радіонуклідів з ґрунту в рослини**

Процеси накопичення радіонуклідів рослинами з ґрунту залежать від багатьох чинників [73], зокрема, конкретного виду радіоізотопу, його кількості та форм наявності в ґрунті (обмінної, необмінної чи фіксованої) [105, 106], які, відповідно, визначені типом ґрунту, його фізико-хімічним та гранулометричним складом, кислотністю, станом і типом зволоження, наявністю найближчих хімічних аналогів, а також глибиною залягання в шарі ґрунту та видом рослини. Кількісні характеристики забруднення рослин одного і того ж виду можуть суттєво відрізнятися навіть у випадках аналогічного радіоактивного забруднення ґрунтів різних типів [107]. Зареєстровано значну різницю в коефіцієнтах накопичення одних і тих же радіонуклідів вегетативними та генеративними органами рослин [106] та залежність їх від кліматичних умов [108]. Крім того, механізми накопичення радіонуклідів вищими та нижчими (мохами і лишайниками) рослинами суттєво відрізняються, оскільки в нижчих рослин визначальну роль відіграють процеси поверхневого вбирання під час осадження радіонукліда, а не засвоєння мікроелементів кореневою системою з ґрунту [79]. Тому в кожному конкретному випадку аналізування характеристик забруднення рослин необхідно враховувати всі особливості його формування [91, 105].

Для оцінки особливостей радіонуклідного забруднення рослин прийнято використовувати низку показників, серед яких найчастіше застосовують коефіцієнт накопичення (який ще іноді називають коефіцієнтом концентрування) [73]

$$K_H = \frac{A_p}{A_\Gamma}, \quad (4.9)$$

де  $A_p, A_\Gamma$  – питомі активності радіонукліда в рослині та ґрунті, Бк/кг.

Близький за змістом до коефіцієнта накопичення ґрунтовой коефіцієнт пропорційності (або переходу)

$$K_\Pi = \frac{A_p}{S_\Gamma}, \quad (4.10)$$

де  $S_\Gamma$  – щільність забруднення ґрунту, кБк/м<sup>2</sup>.

Швидкість перенесення радіонуклідів у ланці ґрунт–рослина залежить від вмісту супутніх носіїв, які можна розділити на ізотопні (стабільні ізотопи того ж елемента) та неізотопні (зазвичай, стабільні ізотопи елементів тієї ж групи, до якої належить досліджуваний радіонуклід; наприклад, для <sup>137</sup>Cs та <sup>134</sup>Cs – стабільні ізотопи К, для <sup>90</sup>Sr – Са) [73]. Однак неізотопні носії в процесах перенесення радіонуклідів часто відіграють важливішу роль, ніж ізотопні [109], оскільки концентрація ізотопних у ґрунті, зазвичай, набагато менша порівняно з неізотопними носіями. Тому для оцінки перенесення радіонукліда з ґрунту в рослину щодо його макроносія використовують так зване спостережуване співвідношення [73]:

$$C = \frac{(C_p / C_c)_p}{(C_p / C_c)_\Gamma}, \quad (4.11)$$

де  $(C_p / C_c)_p, (C_p / C_c)_\Gamma$  – відношення концентрацій радіонукліда та стабільного неізотопного носія в рослині та ґрунті, відповідно. Щоб виділити перевагу надходження одного з нуклідів під час пересу-

вання в двох сусідніх ланках трофічного ланцюга, цей показник ще іноді називають коефіцієнтом дискримінації ( $K_d$ ).

#### 4.3.2. Накопичення радіоцезію лікарськими рослинами

Специфічні природно-кліматичні умови Шацького поозер'я сприяли формуванню своєрідного рослинного покриву території парку. Флора парку налічує близько 790 видів вищих судинних рослин, серед яких є унікальні, занесені у Червону книгу України, а деякі (серед них росичка звичайна, англійська, середня, латаття біле тощо) взагалі трапляються лише у Західному Поліссі. Серед дикорослих рослин є значна кількість лікарських трав, багато з них занесені в Державний реєстр лікарських засобів України [110], їхнє збирання має важливе значення для забезпечення потреб фармацевтичної промисловості держави. Це, зокрема, бруньки сосни звичайної, листя та ягоди чорниці, листя брусниці, трава звіробою звичайного, пагони багна болотного, кора дуба тощо. Лікарські рослини з парку та прилеглих до нього територій заготовляють для подальшої переробки на підприємствах фармацевтичної промисловості та широко використовують у лікувально-оздоровчій практиці розміщеного на території парку міжобласного санаторію “Лісова пісня”.

Результати досліджень забруднення  $^{137}\text{Cs}$  деяких видів лікарських рослин з території ШНПП наведені в табл. 4.2. Окрім  $^{137}\text{Cs}$ , у лікарських рослинах ідентифіковано  $^{40}\text{K}$ , у незначних кількостях (до 40 Бк/кг) деякі елементи уранового та торієвого радіоактивних рядів, а також  $^7\text{Be}$ , що інтенсивно утворюється в земній атмосфері під дією космічного випромінювання, має період піврозпаду 53,44 доби і може надходити в тканини рослин аерально та з ґрунту. З рослин, зазначених у табл. 4.2, станом на липень 1998 р. найбільше  $^7\text{Be}$  накопичили звіробій (160 Бк/кг), верес (185 Бк/кг) та іван-чай (200 Бк/кг); у дивині, деревії, листі чорниці та лохини активність  $^7\text{Be}$  в межах 70–90 Бк/кг; практично не виявлено цього радіонукліда у кропиві, листі брусниці. Оскільки в досліджуваних ґрунтах парку  $^7\text{Be}$  не ідентифіковано, то можна зробити висновок про переважно аеральний шлях його надходження в рослини.

Таблиця 4.2

## Питома активність радіоцезію в окремих видах лікарських рослин ШНПШ

Лікарська сировина	Місце відбору проб	Активність $^{137}\text{Cs}$ за роками, Бк/кг			
		1998	1999	2000	2001
Липа, квіти	с. Мельники		-	-	
Ялівець звичайний	Пісочне озеро		-		
Кропива	Пісочне озеро	100			
	с. Мельники		14		
Дивина	Пісочне озеро	7			
	оз. Перемут		41		
Звіробій	Пісочне озеро	32			
	оз. Перемут		23		
	оз. Луки	31			
Деревій	Пісочне озеро	25			
Безсмертник	оз. Перемут		12		
	оз. Луки				20
Полин гіркий	оз. Перемут		-		
	Пісочне озеро	6			
Чебрець	ур. Гряда		6		
	Пісочне озеро		10		
Подорожник	с. Мельники		19	29	
	оз. Луки				81
Хвоць польовий	оз. Перемут		49	71	
Іван-чай	Пісочне озеро	158			
	оз. Перемут		73		
Ожина, листя	оз. Луки				136
Лохина, листя	Пісочне озеро	408	363	360	388
Брусниця, листя	Пісочне озеро	605	703	495	460
Чорниця, ягоди (сухі)	Пісочне озеро	586	436	390	373
Чорниця, листя	Пісочне озеро	713	648	644	587
Багно болотне	оз. Перемут		427		
	с. Мельники		513		
	Пісочне озеро			878	656
Верес	оз. Мошне		590		
	оз. Перемут		609		
	Пісочне озеро	790			862
Бобівник	оз. Луки		1 030		

У праці [58] лікарські рослини за рівнем накопичення радіоцезію (коефіцієнтами його переходу з ґрунту в рослини) розділені на п'ять груп – дуже слабкого ( $K_{II} < 1$ ), слабкого ( $1 < K_{II} < 10$ ), помірного ( $10 < K_{II} < 50$ ), сильного ( $50 < K_{II} < 100$ ) та дуже сильного ( $100 < K_{II}$ ) накопичення. За цією шкалою поділу і з урахуванням того, що щільність забруднення ґрунтів  $^{137}\text{Cs}$  у місцях відбору лікарської сировини не перевищувала  $0,2 \text{ Кі/км}^2$ , наведені у табл. 4.2 лікарські рослини з ШНПП можна зачислити до груп так:

дуже слабкого накопичення	– цвіт липи, полин гіркий, ялівець звичайний;
слабкого накопичення	– кропива дводомна, дивина, безсмертник, чебрець;
помірного накопичення	– хвощ польовий, іван-чай, ожина;
сильного накопичення	– листя чорниці та брусниці, пагони багна болотного, вересу;
дуже сильного накопичення	– бобівник.

Треба мати також на увазі, що коефіцієнт переходу радіоцезію з ґрунту в рослину визначений, головню, не стільки загальним вмістом радіонукліда в кореневому шарі ґрунту, скільки його рухливою, доступною до засвоєння частиною [73, 91]. Очевидно, саме цим можна пояснити й наведені у табл. 4.2 дані, згідно з якими рівень забруднення одного й того ж виду лікарських рослин суттєво відрізняється залежно від місця зростання. Є також відомості [91] про активний вплив самих рослин на рухливість ізотопу-забруднювача у ґрунті, які свідчать, що доступність радіоцезію для рослини залежить не лише від її особливостей та типу ґрунту, на якому вона зростає, а й від щільності покриву рослиною поверхні ґрунту. У праці [91] наведено дані, за якими залежно від щільності посіву рослин на одному й тому ж ґрунті коефіцієнт переходу радіоцезію з ґрунту в рослину змінюється більш ніж удвічі. Тому, на нашу думку, поділ лікарських рослин на групи щодо здатності накопичувати  $^{137}\text{Cs}$  дещо умовний, але корисний, оскільки дає змогу робити висновки щодо можливого рівня накопичення радіонукліда конкретними рослинами в умовах конкретного забруднення ним ґрунтів.

### 4.3.3. Накопичення радіонуклідів ягідними

Зона Полісся має сприятливі природно-кліматичні умови для розвитку дикорослих ягідників. Найважливішими з них за валовим збором є чорничники, лохинники, брусничники та журавлинники. Ліси Полісся дають також значну кількість дикорослої малини, ожини, суниць тощо. Головні площі ягідників на території України розміщені в північно-західній частині, причому на Житомирщині вони займають площу 73,63 тис. га, на Рівненщині – 66,68 тис. га на Волині – 55,93 тис. га [58, 83]. Значна частина ягідних угідь розташована на радіоактивно забруднених унаслідок аварії на ЧАЕС землях: на Житомирщині до 40% ягідників є на території зі щільністю забруднення ґрунтів радіоцезієм 5–40 Кі/км<sup>2</sup>; на Рівненщині до 15% площ ягідників мають забруднення в межах 1–15 Кі/км<sup>2</sup>. Найменше забруднені на Українському Поліссі ягідники Волині – згідно з даними [83], близько 80% їх розміщені на території зі щільністю забруднення <sup>137</sup>Cs до 1 Кі/км<sup>2</sup>. Щільність забруднення ґрунтів під ягідниками ШНПП не перевищує 0,5 Кі/км<sup>2</sup>.

Як відомо, ягідні посідають важливе місце в формуванні трав'янисто-чагарникового ярусу лісів Полісся [111] і внаслідок біологічних особливостей є накопичувачами радіоцезію [94]. Для господарського використання найбільше значення має чорниця, вивченню особливостей поглинання радіоцезію якою приділено найбільшу увагу [102, 112, 113] і яку автори [112] запропонували використовувати як індикатор забруднення лісів цим радіонуклідом. Висока здатність чорниць поглинати радіоцезій, особливо з бідних підзолистих ґрунтів (унаслідок високої доступності для кореневого живлення рослин), описана і в працях [114, 115].

Протягом 1994–2001 рр. досліджували особливості забруднення радіоцезієм деяких представників ягідних з ягідників, розміщених в околі Пісочного озера. Головну увагу приділено найпоширенішим представникам ягідних у регіоні – чорниці (*Vaccinium myrtillus*) і лохини (*Vaccinium uliginosum*); водночас досліджували на вміст радіоцезію і деякі інші ягідні (табл. 4.3, 4.4).

У табл. 4.3 наведено дані щодо забруднення <sup>137</sup>Cs генеративних та вегетативних органів представників сім'ї брусничних – чорниці і



лохини, щільності забруднення ґрунту в ягіднику, а також відповідні коефіцієнти переходу та накопичення радіонукліда, які характеризують особливості цього забруднення. Проби досліджуваних рослин відібрані практично одночасно у першій половині липня 1996 р. у ягідниках з різними щільностями забруднення ґрунтів  $^{137}\text{Cs}$  і з різними ґрунтами. Найбільше забрудненим виявилось листя рослин, найменше – стебла, що узгоджується з відомими даними [58, 83, 116]. Простежено збіжність між відповідними коефіцієнтами – концентрування, пропорційності та спостережуваного співвідношення – для обох ягідних, що підтверджує подібність процесів накопичення радіонуклідів представниками брусничних з ґрунтів з однаковим походженням забруднення. Найбільше здатні накопичувати радіоцезій листя ягідних – коефіцієнти накопичення та переходу радіонукліда в листя для обох видів майже удвічі перевищують значення відповідних коефіцієнтів для ягід та коренів і майже у 2,5 рази – для стебел.

Однак, як видно з табл. 4.3, отримані в зазначених вище умовах експерименту коефіцієнти накопичення радіоцезію вегетативними та генеративними органами лохини мають дещо вищі значення, ніж ці коефіцієнти для чорниць, чого, зазвичай, не спостерігають [58]. Цей факт, мабуть, можна пояснити відмінностями в особливостях умов зростання рослин, і, відповідно, кореневого засвоєння радіонуклідів з ґрунту. Відомо [58, 83, 116, 117], що агроекологічні умови можуть суттєво впливати на рівень накопичення радіонуклідів навіть рослинами одного виду, насамперед їхніми ягодами. Зокрема, з'ясовано [95], що залежно від типу ґрунту (дерново-підзолистого чи торф'яного) коефіцієнт переходу радіоцезію в ягоди чорниці може значно відрізнитися (автори [95] наводять значення  $K_H$  в 253 та 332, відповідно). На здатність концентрувати радіонуклід з ґрунту суттєво впливає і рівень зволоження [58, 91 118]: за підвищеного зволоження ґрунту рівень накопичення  $^{137}\text{Cs}$  ягодами чорниці може зрости у 17 разів і перевищувати відповідний коефіцієнт для листя рослини. Тому під час вивчення особливостей накопичення радіоцезію ягідними, особливо часової динаміки цього процесу, необхідно враховувати умови їхнього зростання.

Для вивчення динаміки часових змін радіоактивного забруднення чорниці і лохини вибрано ягідник, розміщений у північній частині парку, на північ від Пісочного озера, зі щільністю забруднення ґрунтів радіоцезієм близько 5 кБк/м<sup>2</sup>. Щоб звести до мінімуму сезонний та ландшафтний вплив особливостей накопичення радіоцезію в органи ягідних [83, 116], проби для досліджень відбирали у 1996–2001 рр. щорічно в першій половині липня. Одночасно з ягідника відбирали пробу ґрунту для визначення питомої активності та щільності забруднення <sup>137</sup>Cs 20 см поверхневого шару для контролю їхньої часової зміни. Результати досліджень наведені у табл. 4.4.

Таблиця 4.3

**Рівні забруднення радіоцезієм вегетативних та генеративних органів чорниці й лохини та коефіцієнти  $K_H$  і  $K_P$  з ШНПП**

Об'єкт досліджень (у сухому стані)	Активність, Бк/кг		Щільність забруднення, кБк/м <sup>2</sup>	$K_H$		$K_P$	
	<sup>137</sup> Cs	<sup>40</sup> K		<sup>137</sup> Cs	<sup>40</sup> K	<sup>137</sup> Cs	<sup>40</sup> K
<i>Чорниця</i>							
Ягоди	512	215	-	2,8	2,28	98,8	1,23
Листя	967	242	-	5,28	2,56	186,7	2,05
Стебла	418	102	-	2,28	1,07	80,7	2,13
Корінь	483	73,4	-	2,63	0,78	93,2	3,37
Ґрунт	183	94,5	5,18	-	-	-	-
<i>Лохина</i>							
Листя	603	167	-	5,91	2,43	65	2,43
Стебла	248	67,1	-	2,43	0,98	26,8	2,47
Корінь	466	58,6	-	4,56	0,86	50,3	5,33
Ґрунт	102	68,5	9,25	-	-	-	-

Щільність забруднення ґрунту радіоцезієм у досліджуваному ягіднику впродовж 1996–2001 рр. зменшилася з 4,9 до 4,5 кБк/м<sup>2</sup>. З урахуванням природного розпаду радіонукліда (за цей час його активність зменшилася внаслідок розпаду більш ніж на 10%) можна констатувати відсутність міграції радіоцезію з верхнього 20 см шару ґрунту ягідника в глибші шари. Очевидно, важливу роль у процесі

міграції радіонукліда в ягіднику відіграє накопичення його з ґрунту в листя та ягоди рослин (значення коефіцієнта переходу  $^{137}\text{Cs}$  з ґрунту в листя ягідних є найбільшим порівняно з іншими органами рослини і значно перевищує показники для коріння і стебел), які наприкінці сезону вегетації опадають і, відповідно, зумовлюють надходження акумульованого в них радіонукліда у поверхневий шар ґрунту, передусім у підстилку. Оскільки рослини засвоюють найрухливішу частину депонованого в ґрунті радіонукліда, то у ягідниках з потужним рослинним покривом процес кореневого перенесення відіграє важливу роль у вертикальній міграції радіонуклідів. Загалом отримані результати засвідчують, що рівень забруднення радіоцезієм листя чорниць майже на третину переважає відповідний рівень для листя лохини; різниця у накопиченні радіонукліда стеблами найбільша, тоді як ступінь забруднення коріння рослин відрізняється найменше.

Таблиця 4.4

**Динаміка часових змін забруднення  $^{137}\text{Cs}$   
(активності  $A$ , Бк/кг та коефіцієнта переходу  $K_{\text{П}}$ ) органів чорниці і лохини**

Орган рослини	Роки											
	1996		1997		1998		1999		2000		2001	
	$A$	$K_{\text{П}}$	$A$	$K_{\text{П}}$	$A$	$K_{\text{П}}$	$A$	$K_{\text{П}}$	$A$	$K_{\text{П}}$	$A$	$K_{\text{П}}$
<i>Чорниця</i>												
Ягоди	512	104	565	118	586	122	436	93	390	85	373	82
Листя	967	197	830	169	713	148	648	138	644	140	587	130
Стебла	418	85	430	87	482	100	357	76	440	96	290	64
Корінь	681	139	462	96	391	81	290	69	228	50	230	51
<i>Лохина</i>												
Ягоди							318	68	291	63		
Листя	603	123	538	112	408	85	363	77	360	78	388	86
Стебла	248	51	162	34	128	27	134	29	131	28	95	21
Корінь	466	95	400	83	315	66	291	61	220	48	277	62
Ґрунт*	4,9		4,8		4,8		4,7		4,6		4,5	

\* Щільність забруднення ґрунту радіоцезієм, кБк/м<sup>2</sup>.

Незважаючи на незначне зменшення щільності забруднення радіоцезієм верхнього шару ґрунту, протягом останніх шести років у обох видів ягідних зафіксовано тенденцію до зменшення ступеня забруднення ним вегетативних органів – листя, стебел та коріння. Причому коли для ґрунту рівень щільності забруднення зменшився менш ніж на 10%, то для вегетативних органів рослин – більш ніж на 50%. Зменшується, відповідно, значення коефіцієнта переходу радіонукліда з ґрунту до органа і в рослину загалом. Очевидно, таку значну різницю в зміні забруднення ягідних і ґрунту, на якому вони зростають, можна пояснити “старінням” радіонукліда, яке виявляється в його закріпленні з часом на ґрунтових комплексах, насамперед глинистих, унаслідок чого він, перебуваючи в кореновому шарі ґрунту, стає недоступним для рослин [82, 91].

Варіації вмісту радіоцезію в цих органах залежно від року можуть бути зумовлені також і кліматичними особливостями цих років [58, 83, 116]. Автори [83, 116] зазначили, що залежно від кліматичних умов (більш чи менш вологого клімату в теплу пору року) може простежуватися різний ступінь накопичення радіоцезію в пагонах рослин ягідних, їхньому листі та ягодах. З’ясовано, що в прохолодні та вологі роки кількість  $^{137}\text{Cs}$  у пагонах чорниці перевищувала відповідні значення для ягід.

Умови вегетації, передусім вологість та рівень зволоження ґрунту, згідно з даними [58, 83], суттєво впливають на вміст радіонукліда в плодах ягідних. Як видно з табл. 4.4, на тлі постійного зменшення вмісту радіоцезію в інших органах чорниць, у ягодах 1996–1998 рр. його кількість дещо збільшилася, а в наступні роки почала помітно зменшуватися. Спостережену подібну залежність у [58] пояснено більшою вологістю ґрунтів у роки більшого накопичення ягодами чорниці радіонукліда та його додатковим надходженням у ґрунт з підстилки розкладеної “чорнобильської” хвої. Справді, у 1997–1998 рр., на відміну від попередніх та наступних років, сезони весна–літо в західному регіоні України були дуже вологі, особливо сезон 1998 р., що добре корелює з вмістом радіоцезію в ягодах чорниці. У засушливіші й жаркіші сезони ягоди досягають раніше, а, враховуючи відмічений у [83, 116] менший вміст радіоцезію у достиглих ягодах, стає зрозумілим збільшена активність  $^{137}\text{Cs}$  у ягодах, відібра-

них в одні і ті ж часові терміни вологіших і прохолодніших років. Цей факт підтверджує важливу роль кліматичних умов вегетації на накопичення радіонукліда ягодами рослин.

#### 4.3.4. Накопичення радіонуклідів їстівними грибами

Результати дослідження вмісту  $^{137}\text{Cs}$  в ніжках та шапках їстівних грибів, відібраних в околі Пісочного озера (ШНПП) у липні 2000 р., наведені в табл. 4.5. Крім  $^{137}\text{Cs}$ , у досліджуваних грибах ідентифіковано лише ізотопи  $^{134}\text{Cs}$  та  $^{40}\text{K}$ , хоча в ґрунті є й інші гамма-випромінювальні радіоізотопи – члени природних радіоактивних рядів. Причому вміст  $^{134}\text{Cs}$  для найзабрудненіших зразків моховика зеленого (*Boletus subtomentosus*) та гірчака (*Tylopilus felleus*) у 180 разів менший від вмісту у них  $^{137}\text{Cs}$ , що добре збігається з очікуваним на час вимірювань співвідношенням цих радіонуклідів у довкіллі як наслідком постчорнобильських випадінь (близько 183) і дає підставу стверджувати про їхнє чорнобильське походження.

Для оцінки особливостей забруднення досліджуваних грибів радіоцезієм використано показники накопичення  $K_H$  та переходу  $K_{II}$  розраховані за формулами (4.9) і (4.10), відповідно. Для розрахунку показників застосовано визначені нами для ділянки, з якої зібрано досліджувані гриби, середні значення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  ( $A_G = 19,7$  Бк/кг) та щільність забруднення ним ґрунту в шарі глибиною до 20 см ( $S_G = 4,85$  кБк/м<sup>2</sup>).

Наведені у табл. 4.5 результати згруповані для двох типів грибів – трубчастих та пластинчастих – за ступенем зростання їхньої здатності до накопичення радіоцезію. Для досліджуваних грибів зафіксовано збільшення їхньої здатності до накопичення радіоцезію з ґрунту у ряді парасолька (*Macrolepiota procera*) – білий гриб (*Boletus edulis*) – підосичник (*Boletus aurantiacus*) – лисички (*Cantharellus cibarius*) – маслюк звичайний (*Boletus luteus*) – підберезник (*Boletus scaber*) – польський гриб (*Boletus badius*) – моховик зелений (*Boletus subtomentosus*) – гірчак (*Tylopilus felleus*). Поряд з міжвидовою залежністю рівня накопичення радіоцезію простежено значні відмінності в акумулюванні радіоцезію грибами одної родини. Наприклад, серед представників родини сиріоїжок (*Russula*) показник накопичення  $^{137}\text{Cs}$

зростає у такій послідовності: сиріюжка пурпурно-коричнева (*Russula badia*) – сиріюжка буро-оливкова (*Russula xerampelina*) – сиріюжка зеленувато-бура (*Russula heterophylla*) – сиріюжка болотна (*Russula paludosa*) – сиріюжка плямиста (*Russula maculata*) – сиріюжка жовта (*Russula claroflava*) – сиріюжка валуєвидна (*Russula farinipes*), змінюючись для шапинок більш ніж у тричі.

Таблиця 4.5

**Питома активність і коефіцієнти накопичення та переходу  $^{137}\text{Cs}$  в шапинках та ніжках деяких видів грибів з території ШНПП**

Вид грибів	Питома активність $A$ , Бк/кг			Коефіцієнти накопичення $K_H$ та переходу $K_L$			
	$A_w$ (шапинок)	$A_n$ (ніжок)	$A_w/A_n$	$K_H$ (шапинок)	$K_L$ (шапинок)	$K_H$ (ніжок)	$K_L$ (ніжок)
<i>Гриби з трубчастим гіменофором</i>							
Білий гриб	618	364	1,7	31	127	18	75
Підосичники	706	432	1,6	36	146	22	89
Маслюк звичайний	2 190	1 060	2,1	111	451	54	219
Підберезник	2 830	1 370	2,1	144	583	69	282
Польський гриб	4 040	2 310	1,7	205	833	117	476
Моховик зелений	7 480	3 510	2,1	380	1542	178	724
Гірчак	10 100	7 840	1,3	513	2082	398	1616
<i>Гриби з пластинчастим гіменофором</i>							
Лисички	1 980	1 710	1,2	100	408	87	353
Парасолька	49	27	1,8	2,5	10	1,4	5,6
Сиріюжка пурпурно-коричн.	1 990	1 490	1,3	101	410	76	307
Сиріюжка буро-оливкова	2 480	1 960	1,3	126	511	99	404
Сиріюжка зеленувато-бура	4 580	1 550	3,0	232	944	79	320
Сиріюжка болотна	5 110	1 960	2,6	259	1 054	99	404
Сиріюжка плямиста	5 170	1 910	3,0	262	1 066	97	393
Сиріюжка жовта	5 790	1 860	3,1	294	1 194	94	383
Сиріюжка валуєвидна	8 310	3 350	2,5	422	1 713	170	691

Порівняння отриманих нами результатів і даних літератури засвідчило хорошу збіжність з аналогічними результатами для грибів з Польщі [119], однак деяку відмінність від даних для грибів з Полісся України [58, 75, 120]. Можливо, ці розбіжності зумовлені різними умовами зростання досліджуваних грибів [58, 120], адже відомо [121], що на здатність грибів накопичувати радіонукліди суттєво впливає місце і час їх збирання. Це підтверджують і результати наших досліджень. Зокрема, питома активність грибів *Boletus edulis*, відібраних на одній і тій же ділянці ШНПП (південніше Пісочного озера) 10–12 липня та 22–23 вересня 2001 р., відрізняється і становить 1850 та 483 Бк/кг, відповідно.

У всіх досліджуваних грибах зареєстровано стійке перевищення вмісту акумуляованого радіоцезію в шапинках над його вмістом у ніжках, що узгоджується з даними [122]. Причому це перевищення для трубчастих грибів становить 1,3–2,1 раза, а для пластинчастих – 1,2–3,0 рази. Очевидно, така ситуація зумовлена різним функціональним призначенням цих частин плодових тіл грибів і, відповідно, різною біологічною структурою та хімічним складом. Підтвердження цього може слугувати і спостережуване перевищення вмісту  $^{40}\text{K}$  в шапинках грибів порівняно з їхніми ніжками.

Отримані результати доводять, що навіть на мало забрудненій території (щільність забруднення радіоцезієм ґрунтів території парку не перевищує  $12 \text{ кБк/м}^2$ ) коефіцієнт накопичення радіоцезію грибами різних видів змінюється в межах двох порядків – від 10 для *Macrolepiota procera* до понад 2 000 для *Tylophilus felleus*. Відповідно, вміст  $^{137}\text{Cs}$  у досліджуваних грибах змінюється від 30–50 до понад 10 000 Бк/кг (сухої маси). Оскільки ж чинні в Україні допустимі рівні забруднення радіоцезієм ДР-97 [123] регламентують можливість вживання в їжу сушених грибів з питомими активностями щодо радіоцезію, що не перевищують 2 500 Бк/кг, то далеко не всі з досліджуваних грибів можна використовувати як продукти харчування. Як свідчать результати досліджень відібраних протягом 1995–2000 рр. грибів, помітних змін вмісту в них радіоцезію з часом не відбувається. Наприклад, відібрані на території парку в один і той же період кожного року (перша половина липня) гриби *Boletus edulis* мали такі значення питомих активностей  $^{137}\text{Cs}$ , Бк/кг:

1995 р. – 684–847 ; 1996 – 769–984; 1997 – 779–876; 1998 – 655–1030; 2000 – 669–1030; 2001 р. – 926. Дещо менші значення питомої активності радіоцезію в грибах, відібраних у 1995–1996 рр., можуть бути зумовлені сухішим кліматом – весна і літо в ці роки, особливо 1995 р., виявились посушливими. Посушливі умови, як зазначено [58], сприяють суттєвому зменшенню переходу радіонукліда з ґрунту в плодове тіло гриба.

Очевидно, така ситуація зумовлена тим, що сумарне забруднення радіоцезієм лісової підстилки та приповерхневого 10 см шару ґрунту (принаймні його рухлива складова) впродовж цих років практично не змінювалося, про що свідчать відомі з літератури дані та виконані нами дослідження вертикальної міграції радіонукліда в ґрунтах парку. Зокрема, автори [124] на підставі 15-річних спостережень стверджують, що  $^{137}\text{Cs}$ , який активно мігрує з лісної підстилки в ґрунт, міцно закріплюється у верхньому п'ятисантиметровому шарі й помітної його міграції у нижчі шари ґрунту не зафіксовано. Майже аналогічний результат ми отримали під час дослідження міграції радіоцезію в лісовому супіщаному ґрунті парку протягом 1994–2001 рр. Тому сподіватися на значне зменшення забруднення радіоцезієм рослин парку, у тому числі й грибів, найближчими роками внаслідок його міграції в глибину ґрунту, очевидно, немає підстав. Найімовірніше, це зменшення може бути зумовлене лише процесом зниженням вмісту радіоцезію у верхньому шарі ґрунту завдяки його природному розпаду.

Акумуляований у плодове тіло гриба радіоцезій перебуває у рухливому стані й добре розчиняється у воді. Це дає змогу використовувати відповідно підібрані технології вимочування грибів для зниження забрудненості радіоцезієм і зменшення небезпеки внутрішнього опромінення організму людини в разі вживання їх у їжу.

Результати впливу вимочування сухих білих грибів у воді на вміст у них радіоцезію показані на рис. 4.7. Вимочування проводили за кімнатної температури та масового співвідношення гриби–вода 1:10. У кожному циклі вимочування воду замінювали свіжою. Як бачимо з рис. 4.7, уже після годинного вимочування вміст  $^{137}\text{Cs}$  у грибах зменшується більш ніж удвічі, а зміна активності майже експоненціальна.



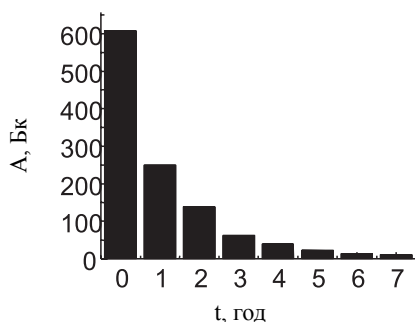


Рис. 4.7. Залежність активності  $^{137}\text{Cs}$  у білих грибах від часу вимочування у воді

Унаслідок виняткової здатності поглинати радіонукліди з живильного середовища (грунту) гриби визнані як біологічний індикатор радіоактивного забруднення довкілля [58, 62, 75, 119, 120]. Якщо визначити вміст радіонукліда в грибах та знати відповідні коефіцієнти концентрування радіонукліда з ґрунту для грибів конкретного виду, то можна зробити експресну оцінку радіологічного стану території, на якій вони зростають. Виконані нами дослідження особливостей накопичення радіоцезію грибами на території західного регіону України дають змогу внести деякі уточнення щодо використання грибів як біоіндикаторів радіоактивного забруднення ґрунтів.

Деякі результати досліджень вмісту гамма-випромінювальних радіонуклідів у білих грибах, відібраних у різних областях західного регіону України та деяких районах Київської й Житомирської областей протягом 1995–2000 рр., наведені у табл. 4.6. Частина даних щодо забруднення ґрунтів узятя з праць [57, 125]; результати забруднення ґрунтів Львівщини, Волині (у тім числі ШНПП) та с. Бистричі Березнівського р-ну Рівненської обл. отримані нами [59, 61–63, 126, 127].

Визначені рівні забруднення грибів  $^{137}\text{Cs}$  у цілому добре узгоджуються з даними забруднення ним ґрунтів відповідної місцевості і підтверджують висновок про можливість використання результатів

визначення радіоактивного забруднення грибів для порівняльного аналізу стану радіоактивного забруднення ґрунтів. Однак для коректнішої оцінки стану забруднення довкілля, згідно з отриманими даними вмісту радіоактивних елементів у грибах, необхідно врахувати декілька таких чинників:

для порівняльного аналізу стану забруднення ґрунтів треба використовувати гриби одного виду, оскільки різні види грибів, зібрані на одній території, по різному концентрують радіоцезій;

гриби вбирають радіоцезій, який міститься у вигляді розчинних сполук, тому рівень їхнього забруднення дає інформацію, головню, про обмінну фазу радіоцезію в підстилці та приповерхневому (глибиною до 10 см) шарі ґрунту [75] ;

унаслідок процесів міграції у ґрунті радіонуклід може переміститися у нижчі горизонти і не накопичуватися у плодових тілах грибів, для яких глибина залягання міцелію, зазвичай, не перевищує 10 см.

Таблиця 4.6

**Вміст радіоактивних цезію та калію в *Boletus edulis*, відібраних за 1995– 2000 рр. у західному регіоні України, Бк/кг сухої маси**

Місце відбору проб	Рік відбору	Активність, Бк/кг			Щільність, $^{137}\text{Cs}$ кБк/м <sup>2</sup>
		$^{134}\text{Cs}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{40}\text{K}$	
1	2	3	4	5	6
смт Шкло, Яворівський р-н, Львівська обл.	1996	2	93	889	1–2
с. Вовче, Турківський р-н, Львівська обл.	1997	-	93	1 080	2–3
с. Вовче, Турківський р-н, Львівська обл.	1998	-	45	1 020	2–3
м. Сколе, Львівська обл.	1998	-	119	938	3–4
с. Потелич, Жовківський р-н, Львівська обл.	1998	-	218	971	2–3
г. Куратова, Косівський р-н, Івано-Франківська обл.	1997	-	140	886	4–10
с. Шешори, Коломийський р-н, Івано-Франківська обл.	1997	-	554	1 160	4–10
оз. Світязь, Волинська обл.	1997	-	779	911	5–12

Закінчення табл. 4.6

1	2	3	4	5	6
Пісочне озеро, Волинська обл.	1996	10	769	912	5–12
Пісочне озеро, Волинська обл.	1998	10	939	847	5–12
с. Сваловичі, Любешівський р-н, Волинська обл.	1998	72	7 860	1050	100–185
смт Маневичі, Волинська обл.	1999	35	4 980	865	100–185
с. Мостище, Камінь-Каширський р-н, Волинська обл.	2000	-	1 040	741	10–20
с. Мала Совпа, Корецький р-н, Рівненська обл.	1997	-	843	916	<18
с. Весняне, Корецький р-н, Рівненська обл.	2000	-	1 650	849	10–20
с. Бистричі, Березнівський р-н, Рівненська обл.	1997	154	11 800	912	30–44
с. Удрицьк, Дубровицький р-н, Рівненська обл.	1997	520	83 300	901	185–550
с. Дуброва, Малинський р-н, Житомирська обл.	1986	20	990	680	10–20
Смт Баранівка, Житомирська обл.	1997	-	593	645	4–10
с. Старі Соколи, Іванківський р-н, Київська обл.	1999	52	7 490	1 060	

Окрім того, треба мати на увазі, що різні частини плодового тіла гриба по-різному накопичують радіонуклід: рівень накопичення його в шапінках грибів, зазвичай, значно більший, ніж у ніжках. Тому під час аналізуванню стану забруднення довкілля доцільно використовувати дані про забруднення однакових частин плодових тіл грибів, причому за здатністю до акумулювання радіонуклідів перевагу потрібно надавати їхнім шапінкам.

Результати визначення вмісту  $^{90}\text{Sr}$  у деяких найзабрудненіших зразках досліджуваних грибів засвідчили, що через 15 років після Чорнобильської катастрофи питома активність радіостронцію в них не перевищує відсотка від значення питомої активності акумульованого в них радіоцезію. Вимірювання проводили на сцинтиляційному бета-спектрометрі СЕБ-01 за затвердженими Міністерством

охорони здоров'я України та ДНВО “Метрологія” Державного комітету України з питань стандартизації, метрології та сертифікації методиками [128] у радіологічному відділі Львівської обласної санітарно-епідеміологічної станції. Такий результат добре узгоджується з даними [124] і зумовлений, очевидно, як значно меншою кількістю викинутого радіостронцію з пошкодженого блоку ЧАЕС [51, 52], так і, головню, його більшою рухливістю в ґрунтах [84], яка зумовлює швидшу міграцію цього радіонукліда вглиб ґрунту. Це дає змогу зробити висновок про можливість у разі визначення радіологічної чистоти ґрибів на забрудненій унаслідок Чорнобильської катастрофи території Українського Полісся обмежитися лише їхнім гамма-спектрометричним аналізом.

#### **4.3.5. Накопичення радіоцезію**

##### **нижчими рослинами — мохами і лишайниками**

Геологічні умови формування ландшафту Західного Полісся (у тім числі й території ШНПП) сприяли самотності рослинного світу регіону. Особливість цього регіону – поширення соснових лісів і чорницевих, чорницево-зеленомохових та зеленомохових, а також трав'яно-мохових боліт [129] зі специфічною флорою, де поряд зі значною кількістю представників вищих рослин значне місце посідають і нижчі рослини – мохи та лишайники [130]. Загальновідомою є їхня здатність акумулювати різноманітні хімічні сполуки та елементи, зокрема радіонукліди [80, 81, 131–137]. За зростанням здатності до накопичування радіонуклідів рослинність можна розмістити в такий ряд [131, 138]: покритонасінні, голонасінні, папоротеподібні, мохоподібні та лишайники. Отже, серед представників рослинного світу саме нижчі рослини акумулюють радіонукліди найбільше, що дало підстави використовувати їх як біоіндикатори радіонуклідного забруднення довкілля [81, 136]. Це зумовлено тим, що мохові домінують у деяких видах біоценозів, утворюючи практично повністю зімкнуту поверхню, мають високу сорбційну здатність, велику міцність щодо захоплення та фіксування високодисперсних радіоактивних часток з атмосфери, повільне нарощування та відмирання біомаси [137]. Лишайникові ж узагалі є окремою групою спорових рослин, симбіозом двох компонентів – гриба та однокліткової

водорості [139], і також мають велику поверхневу абсорбційну здатність [140], значний час життя та великий період напіввиведення радіонуклідів з тканин рослини [135]. Саме ці властивості мохів та лишайників зумовлюють їхнє виняткове значення в природі як специфічної ланки довготермінового депонування радіонуклідів та індикаторів радіоактивного забруднення довкілля глобального та локального характеру.

Таблиця 4.7

**Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у деяких представниках мохів і лишайників ШНПП та ґрунтів під ними, Бк/кг сухої маси**

Рослина (ґрунт під рослиною)	Роки				
	1994	1995	1996	2000	2001
<b>Мохи</b>					
<i>Pleurocium schreberi</i>	713				132
<i>Polytrichum piliferum</i>		1 110 16,2*	1 240 12,5*		
<i>Bryum argenteum</i>			74 14,4*		
<i>Sphagnum sp.</i>	1 370				
<i>Leucobryum glaucum</i>					618
<i>Polytrichum commune.</i>					477
<i>Pohlia nutans</i>					368
<i>Dicranum fuscencens</i>					390
<i>Dicranum fuscencens</i>					518
<i>Dicranum fuscencens</i>					290
<b>Лишайники</b>					
<i>Cladonia rangiferina</i>		390 16,2*	519 12,5*		
<i>Cladonia</i>	70			173	11
<i>Cetraria islandica</i>					136
<i>Hypogymnia physodes</i>					620 16,0*

\* – Питома активність верхнього шару ґрунту з-під моху (лишайника), Бк/кг

Результати визначення вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у деяких представниках мохів і лишайників Шацького НПП у різні роки, а також дані про питому активність радіоцезію у ґрунтах під деякими рослинами наведені у табл. 4.7.

Як видно з табл. 4.7, значення питомих активностей радіоцезію в окремих видах мохів і лишайників змінюються в досить широких межах, більше ніж на порядок перевищуючи відповідні значення забруднення ним ґрунту. Серед мохів найбільшу здатність накопичувати радіонуклід мають представники сфагнових (*Sphagnum* sp., 1370 Бк/кг), найменшу – брієвих (*Bryum argenteum*, 74 Бк/кг), що добре узгоджується з даними праці [134]. Автори [134] розмістили види мохів за ступенем збільшення здатності накопичувати радіоцезій у такий ряд: верхоплідні брієві мохи–бокоплідні брієві мохи–сфагнові. Серед досліджених нами лишайників парку найменший рівень накопичення  $^{137}\text{Cs}$  зафіксований у видів *Cladonia* sp.(11–173 Бк/кг) та *Cetraria islandica* (136 Бк/кг), а найбільший – у *Hypogymnia physodes* (620 Бк/кг). Оскільки головним механізмом накопичення радіонукліда нижчими рослинами є аеральний [80, 81, 133, 135, 137, 141], то, на нашу думку, не зовсім коректно говорити про коефіцієнти, які характеризують перехід його з ґрунту в ці рослини. Проте у [138] для порівняння особливостей накопичення  $^{137}\text{Cs}$  лишайниками різних видів (а в [134] – мохів) на території України використовують коефіцієнт накопичення радіонукліда з ґрунту. У цьому випадку наголошують, що його значення для різних видів лишайників можуть значно змінюватися – від 7,8 до 259,5 [138] (для мохів різних регіонів України – від 6,6 до 177,0 [134]), а в межах одного виду – у 5 разів [138] (а для моху *Pleurocium schreberi* – майже у 14 разів [134]).

Аналогічні значення ми отримали для лишайників з ШНПП. Наприклад, якщо для лишайника *Cladonia rangiferina*, відібраного на території однієї і тієї ж ділянки лісу в околі Пісочного озера, значення розрахованого коефіцієнта переходу радіоцезію з ґрунту в 1995 р. становило 24, то у 1996 р. – 41,4. Такий розкид значень коефіцієнтів дає підстави сумніватися у коректності їх використання для кількісних характеристик здатності мохів та лишайників накопичувати радіоцезій за реальних умов забруднення ним довкілля. Узгоджуються отримані нами результати і з відомими літературними даними щодо великої здатності накопичувати радіоцезій видом *Hypogymnia physodes*, який використовують як біоіндикатор забруднення довкілля [142], у тім числі радіонуклідами [141].



## **5. ФАУНІСТИЧНЕ РІЗНОМАНІТТЯ ПРИРОДНИХ ТА УРБАНІЗОВАНИХ ЕКОСИСТЕМ**

Завдяки унікальним природним ландшафтам фауна Шацького природного національного парку віддавна привертала увагу багатьох дослідників. Ця територія отримала міжнародний природоохоронний статус водно – болотних угідь та ІВА № 001 UA, ІВА № 28 (міжнародно важливих територій для охорони птахів) [143, 144], що покликані зберегти біологічне й ландшафтне надбання у Європі. Розглянемо склад деяких зооценозів.

### **5.1. ЗООПЛАНКТОН ВОДОЙМ ШАЦЬКИХ ОЗЕР**

Загальнодержавною програмою формування національної екологічної мережі України на 2000 – 2015 рр. передбачено збереження природних екосистем, видового різноманіття тварин та їхніх популяцій, сприяння збалансованому і невиснажливому використанню біологічних ресурсів у разі господарської діяльності [145].

Шацькі озера – головний озерний фонд України. Вони розташовані в межах Шацького національного природного парку, є цінними як рибогосподарські угіддя та як база рекреаційних і лікувальних заходів. Озера зазнають антропогенної дії: вода в них з ознаками слабкої (хронічної) токсичності [146–148].

Дослідження екосистем Шацьких озер і, зокрема, зоопланктону віддавна привертало увагу дослідників [149–157]. Проте вивчення

структурно-функціональних характеристик зоопланктоценозів озер Шацької групи не втрачає актуальності й сьогодні.

Протягом 2000–2001 рр. за загальноприйнятими у гідробіології методами [158, 159] вивчали зоопланктон Пісочного озера та оз. Перемут.

Проаналізуємо стан зоопланктофауни за даними попередніх та сучасних досліджень.

## 5.2. ЗООЦЕНОЗИ ШАЦЬКОГО ПООЗЕР'Я

Зоопланктофауна Шацьких озер різноманітна за видовим складом, в окремих випадках популяції досягають значної чисельності. Головну масу в угрупованнях становлять евритопні озерні види. Видовий склад озер має багато спільних рис із видовим складом змішаних та листяних лісів [160]. В обох випадках трапляються типові ставкові форми, є також специфічніші види, адаптовані до вмісту у воді гумінових речовин, зокрема *Ceriodaphnia pulchella*, *C. reticulata*, *Pleuroxus aduncus*, *Alona guttata*, *Alonella excisa*, *Polyphemus pediculus*. У водоймах у незначній кількості представлені коловертки роду *Brachionus*. Характерними видами зоопланктонних угруповань є гіллястовусі раки родів *Scapholeberis*, *Simocephalus*, а також *Polyphemus pediculus* [152, 153, 155]. Пісочне озеро і оз. Перемут заслуговують на особливу увагу. Вони відрізняються між собою гідрологічним і гідрохімічним режимами. Пісочне озеро має лійкоподібне ложе, його поповнюють глибинні джерельні та ґрунтові води; воно порівняно слабо замулене і заросле рослинами. У його межах є біотопи літоралі з піщаним дном, ділянки з підвищеним забрудненням органічною речовиною і зона відпочинку – пляж. Озеро Перемут – колишня затока оз. Луки, мілководне, з надводною рослинністю на всій акваторії. Каналами воно з'єднане з іншими водними об'єктами. Площа водозбору озера заболочена, що зумовлене високим рівнем ґрунтових вод.

Протягом 2000–2001 рр. у зоопланктоні Пісочного озера й оз. Перемут виявлено 39 видів (табл. 5.1). Домінантами в угрупованнях є представники *Cladocera*: *Rhyncotalona falcata*, *Bosmina longirostris*,



*Ceriodaphnia quadrangula*. Індекс видового різноманіття Шеннона становив 1,80–3,09 в Пісочному озері та 1,32–3,01 в оз. Перемут. Розмах значень індексу свідчить про відсутність в угрупованнях біоценотичної рівноваги. У 2000 р. видове різноманіття було вищим у Пісочному озері, а 2001 р. – в оз. Перемут.

Різноманіття зоопланктону в оз. Перемут виникало завдяки переважно гіллястовусим ракам, витривалим до нестійкого кисневого режиму й органічного забруднення.

За відсотковим співвідношенням кількості видів коловерток, гіллястовусих і веслоногих раків (відповідно Ро:Кл:Ко) зоопланктон Пісочного озера був ротаторно-кладоцерного типу (20: 48:32), а оз. Перемут – кладоцерно-копеподного (42:39:19). Коефіцієнт подібності за Жаккаром між видовим складом зоопланктону досліджуваних озер невисокий: у 2000 р. він сягав 27,8 % (десять спільних видів), а 2001 р. – 17,1 % (шість спільних видів). Найбільша подібність зафіксована серед гіллястовусих раків. У обох озерах із ракоподібних траплялися *B. longirostris*, *C. quadrangula*, *Alona rectangulara*, *Daphnia cucullata*, *Chydorus sphaericus*, *Pleuroxus aduncus*, *R. falcata*, із коловерток – *Asplanchna priodonta*, *Keratella quadrata* та *Polyarthra vulgaris*; із копепод – *Thermocyclops crassus*, *Diatomus graciloides*. Умови в оз. Перемут сприяли формуванню фітофільних форм. Тут звичайними є євритопні озерні види (див. табл. 5.1).

Трапляються також види, адаптовані до вмісту у воді гумінових речовин. Чисельність та біомаса зоопланктону наведені в табл. 5.2, 5.3.

У Пісочному озері, на відміну від оз. Перемут, підвищена чисельність пелагічних форм зоопланктону та форм, які населяють біотопи підводних заростей. До характерних озерних видів належать *Diaphanosoma brachyurum* та *Polyphemus pediculus*. Із видів, які трапляються в заростях рослин, представлена *Ceriodaphnia quadrangula*.

Таблиця 5.1

## Видовий склад зоопланктону оз. Перемут і Пісочного озера у 2000–2001 рр.

Види	Сапробність	оз. Перемут	Пісочне озеро
1	2	3	4
ROTATORIA			
<i>A. henrietta</i> Bartsch	o		+
<i>A. priodonta</i> Gosse	o-β	+	+
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas	β-α		+
<i>B. diversicornis</i> Daday	β		+
<i>B. falcatus</i> Zacharias	β		+
<i>B. quadridentatus</i> Hermann	β	+	
<i>Keratella cochlearis</i> Gosse	β-o		+
<b><i>K. quadrata</i></b> O.F. Müller	β-o	+	+
<i>Macrotracella</i> sp.			+
<b><i>Polyarthra vulgaris</i></b> Carlin	β	+	+
<i>Pompholyx sulcata</i> Hudson	β		+
<i>Synchaeta</i> sp.		+	
Безпанцирні коловертки			+
CLADOCERA			
<i>Alona rectangula</i> Sars	o-β	+	+
<i>Alonella nana</i> Baird	o-β	+	
<i>Alonopsis elongata</i> Sars	o	+	
<i>Bosmina longirostris</i> O.F. Müller	o-β	+	+
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> O.F. Müller	o	+	+
<i>Chydorus ovalis</i> Kurz	o	+	+
<i>C. sphaericus</i> O.F. Müller	β-o		+
<i>Daphnia cucullata</i> Sars	β-o		+

Закінчення табл. 5.1

1	2	3	4
<i>D. longiremis</i> Sars		+	
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> Lievin	o-β	+	+
<i>Monospilus dispar</i> Sars	o-β	+	+
<i>Pleuroxus aduncus</i> Jurine	o	+	
<i>Polyphemus pediculus</i> Linne	o	+	
<i>Rhyncotalona falcata</i> Sars		+	
<i>Sida crystallina</i> O.F. Müller	o	+	
COPEPODA			
<i>Acanthocyclops americanus</i> Marsh	β	+	
<i>A. venustus</i> Norm et Sc.		+	
<i>Cyclops scutifer</i> Sars			+
<i>C. strenuus</i> Fischer	β-α		+
<i>Diacyclops bisetosus</i> Rehberg	β	+	
<i>Eudiaptomus gracilis</i> Sars	o	+	+
<i>E. graciloides</i> Lillieborg	β-o	+	+
<i>Mesocyclops leuckarti</i> Claus	o	+	
<i>Metacyclops gracilis</i> Lill.	o-β		+
<i>M. planus</i> Gurney	o-β	+	
<i>Paracyclops fimbriatus</i> Fischer	o-β	+	
<i>Thermocyclops crassus</i> Fischer	β	+	+

Щодо біотопічного розподілу, то найбільша щільність популяцій зоопланктерів простежується на ділянках, забруднених органічними рештками. На них припадає 77% особин від загальної чисельності *Cladocera*. Така перевага існує, головню, завдяки масовому розмноженню на ділянках з підвищеним вмістом органічних речовин видів роду *Ceriodaphnia*, які витісняють конкурентні види планктерів-фільтраторів. У заростях *Phragmites communis* живуть 11%

представників фауни гіллястовусих, серед них вагому частку становлять великі за розміром зоопланктери. Вони знаходять у заростях захист від хижаків (хижі пелагічні види гіллястовусих, молодь риб та ін.). На інші біотопи припадає незначна кількість кладоцер, приблизно в однакових співвідношеннях (у ділянках з пісковим дном, що не належать до зони відпочинку, – 5 %, у воді біля пляжів санаторію “Лісова пісня” – 5,5, у заростях *Thypha latifolia* – 4,5%).

Таблиця 5.2

**Чисельність зоопланктону Пісочного озера та оз. Перемут у 2000–2001 рр., N, тис.екз./м<sup>3</sup>**

Місяці		Пісочне озеро	Перемут
Квітень	$N_{\text{заг}}$	22,8	0,04
	$N_{Ro}$	2,2	0,007
	$N_{Cl}$	0,1	0,010
	$N_{Co}$	20,5	0,023
Червень	$N_{\text{заг}}$	44,5–429,0	80,5–132,60
	$N_{Ro}$	0,3–99,0	0,03–1,75
	$N_{Cl}$	42,2–246,0	1,09–71,75
	$N_{Co}$	2,0–84,0	0,20–7,00
Липень	$N_{\text{заг}}$	19,6	159,1
	$N_{Ro}$	0,6	14,8
	$N_{Cl}$	9,6	123,9
	$N_{Co}$	9,4	20,4
Серпень	$N_{\text{заг}}$	10,5–13,4	8,6–15,3
	$N_{Ro}$	0,1–0,2	0,3–0,5
	$N_{Cl}$	2,6–7,8	3,1–11,7
	$N_{Co}$	5,5–7,7	3,1–5,2
Жовтень	$N_{\text{заг}}$	0,008–6,2	0,03–38,50
	$N_{Ro}$	0,001–0,8	0,002–0,20
	$N_{Cl}$	0,004–4,0	0,015–34,7
	$N_{Co}$	0,003–1,4	0,008–3,6

Примітка.  $N_{\text{заг}}$ ,  $N_{Ro}$ ,  $N_{Cl}$ ,  $N_{Co}$  – відповідно, чисельність загальна, коловерток, гіллястовусих і веслоногих.

Наймасовішими представниками є види роду *Ceriodaphnia*, особини яких кількісно переважають у більшості біотопів. Стабільно у пробах є представники родів *Bosmina* та *Polyphemus*. Види роду *Bosmina* віддають перевагу чистим прибережним ділянкам з пісковим дном, а *Polyphemus* найчастіше трапляються у заростях дрібнолистих макрофітів. Роди *Macrothrix* і *Simocephalus* представлені поодинокими екземплярами особин, що, можливо, є наслідком виїдання їх хижаками.

Таблиця 5.3

**Біомаса зоопланктону Пісочного озера  
і оз. Перемут у 2001–2002 рр. , В, мг/м<sup>3</sup>**

Місяці		Пісочне озеро	Перемут
Квітень	$B_{\text{заг}}$	152,307	0,783
	$B_{Ro}$	30,187	0,011
	$B_{Cl}$	2,505	0,057
	$B_{Co}$	119,620	0,715
Червень	$B_{\text{заг}}$	763,363–4265,180	1258,247–1785,481
	$B_{Ro}$	5,927–85,916	0,453–6,284
	$B_{Cl}$	726,747–3189,189	18,356–1372,97
	$B_{Co}$	30,689–990,075	4,783–74,376
Липень	$B_{\text{заг}}$	331,865	1900,23
	$B_{Ro}$	0,231	434,365
	$B_{Cl}$	154,012	1120,170
	$B_{Co}$	177,622	345,690
Серпень	$B_{\text{заг}}$	154,866–324,161	146,838–366,903
	$B_{Ro}$	2,961–4,464	8,805–17,370
	$B_{Cl}$	62,837–81,602	20,93–308,206
	$B_{Co}$	89,018–238,095	41,322–94,452
Жовтень	$B_{\text{заг}}$	1,257–91,220	37,050–386,398
	$B_{Ro}$	0,045–20,580	0,108–282,181
	$B_{Cl}$	0,097–41,150	5,870–29,316
	$B_{Co}$	1,115–29,490	7,626–98,347

Примітка.  $B_{\text{заг}}$ ,  $B_{Ro}$ ,  $B_{Cl}$ ,  $B_{Co}$  – відповідно, біомаса загальна, коловертток, гіллястовусих і веслоногих.

Результати біологічного аналізу за списками видів-індикаторів дали таку оцінку санітарного стану досліджуваних водойм. У складі олігосапробів – чотири види,  $\alpha$ - $\beta$ -мезосапробів – п'ять,  $\beta$ - $\alpha$ -мезосапробів – п'ять,  $\beta$ -мезосапробів – сім,  $\beta$ - $\alpha$ -мезосапробів – два види.

Значення індексу сапробності води за Пантле – Буком протягом досліджуваного періоду в Пісочному озері змінювалась у межах 1,05–1,66, а в оз. Перемут – 1,39–1,89.

Навесні і восени вода досліджуваних озер належить до другого класу якості вод “добра”, а саме – до другої і третьої категорій, які визначають сапробний статус водойм як олігосапробний і  $\beta$ -мезосапробний. Якість води змінюється від  $\alpha$ -олігосапробної до  $\beta$ -мезосапробної. Влітку в озерах є джерела полісапробного типу забруднення. За трофністю озера можна класифікувати як мезотрофні з переходом у мезоевтрофні [159].

Кількість видів, яка є критерієм різноманітності, складності і мірою визначення стійкості угруповань зоопланктону, свідчить про щораз більше органічне забруднення озер Шацької групи.

### 5.2.1. Гідробіонти

Гідроекосистеми Шацьких озер віддавна привертають увагу дослідників [158, 147, 148]. Проблема охорони генофонду та вивчення біологічного різноманіття гідробіонтів актуальна для Шацької групи озер, незважаючи на створення 1983 р. з метою охорони цього природного комплексу національного парку. Шацькі озера є надзвичайно чутливими до антропогенного забруднення. У цих водоймах склалася несприятлива ситуація за вмістом у воді специфічних речовин токсичної дії [146, 151, 152].

Як засвідчили дослідження, гідрофауна Шацьких озер різноманітна за видовим складом, в окремих випадках популяції гідробіонтів досягають значної чисельності [150, 154]. Досить різноманітною є макрофауна надводних та підводних заростей. У ній переважають личинки комах (*Odonata*, *Ephemeroptera*, *Hemiptera*, *Coleoptera*, *Trichoptera*, *Chironomidae*). Значну видову різноманітність мають *Mollusca* та *Oligochaeta*. Трапляються також представни-

ки *Spongia*, *Hydroidea*, *Hirudinea*, *Isopoda*, *Amphipoda*, *Hydracarina*.  
Основу фауни становлять прибережно-фітофільні види.

### 5.2.2. Нематоди

Фауна й екологія ґрунтових нематод в Україні досліджена недостатньо. Є лише кілька десятків праць, присвячених нематодам центрального (В.В. Гурвич, М.Н. Дехтяр, В.П. Машина, Д.Д. Сигарева), західного (О.В. Головачов, М.П. Козловський, А.С. Сусуловський) регіонів та Криму (Е.С. Кирьянова, В.Г. Соловйова), де описано понад 400 видів нематод фауни України (без зоопаразитичних). Лише дві праці присвячені опису нових видів, виявлених на території ШНПП.

Проби для дослідження нематодофауни відбирали в 1997, 2000 та 2004 рр. у весняно-літній період. Усі виявлені таксони ґрунтових нематод розділили на групи за трофічними характеристиками, а саме: фітонематоди (підгрупа ектопаразитичні фітофаги), бактеріофаги, хижі, ті що харчуються одноклітинними еукаріотами, та всеїдні. Ектопаразитичні фітофаги живляться вмістом клітин судинних рослин. Категорія бактеріофагів об'єднує види, які споживають прокаріотні організми. Хижі нематоди харчуються іншими безхребетними тваринами (одноклітинними, нематодами, коловертками, енхітреїдами), заковтуючи їх цілком або висмоктуючи тканинну рідину і клітини за допомогою вузького і порожнистого списа. Окремо виділяють категорію нематод, які харчуються одноклітинними еукаріотами та одноклітинними стадіями еукаріотів, спорами грибів, діатомовими та іншими одноклітинними водоростями. Всеїдні нематоди споживають різні види їжі, комбінуючи кілька типів живлення.

Мохово-лишайникові біоценотичні комплекси нематод властиві ділянкам суші, що вкриті мохоподібними та лишайниками. Під шаром моху формується гумус, що складається з відмерлих тканин моху. Особливістю мохового комплексу є те, що нагромаджена під час опадів волога зберігається довше, ніж у підстилці та ґрунті. Досліджено такі типи угруповань у межах біоценозу соснового лісу: листяні наґрунтові та епіфітні мохи, сфагнові мохи, наґрунтові та

епіфітні лишайники. В листяних мохах значну частину видів становлять бактеріофаги: *Acrobelloides nannus*, *Alaimus* spp, *Anaplectus granulatus*, *Plectus acuminatus*, *P. communis*, *P. paracuminatus*, *Tylocephalus auriculatus*, *Wilsonema schuurmansstekhoveni* [161]. Серед хижих та всеїдних виявлено кілька видів з родів *Eudorylaimus* та *Tripyla*. Значної різниці між фауною нагрунтових та епіфітних мохів не зафіксовано. В сфагнових мохах виявлено два види, що не трапляються в інших біотопах і належать до трофічної групи бактеріофагів: *Plectus decens* та *Metateratocephalus gracilicaudatus*. Фауну нагрунтових лишайників формують винятково нематоди, які живляться прокаріотами: *Plectus cladinosus*, *P. communis*, *P. paracuminatus*, *Teratocephalus lirellus* [162]. В епіфітних лишайниках нематоди населяють шар детриту, що утворюється безпосередньо під лишайниковим покривом і складається з відмерлих клітин гриба та водорості. Угрупованню епіфітних лишайників властива високоспецифічна фауна, яка містить багато видів-мікофагів з родів *Aphelenchoides* та *Bursaphelenchys*, нематод з роду *Deladenus*, асоційованих з комахами. З-поміж нематод-бактеріофагів найхарактернішим представником фауни епіфітних лишайників є *Macrolaimus canadensis*.

Підстилкові лісочагарникові біоценотичні комплекси при-таманні лісовим біотопам. Для організмів, які населяють шар підстилки, важливе значення мають її склад, текстура, ступінь зволоженості, стадія розкладу та ін. Для цього комплексу характерна значна кількість видів з рядів Dorylaimida та Mononchida, а також видів родини Plectidae. Досліджено підстилку соснового та вільхово-соснового типів лісу. За кількістю видів у підстилці переважають бактеріофаги, зокрема, *Acrobelloides nannus*, *Alaimus* sp, *Anaplectus granulatus*, *Cephalobus elongatus*, *Plectus cirratus*, *P. communis*, *P. parietinus*, *Wilsonema schuurmansstekhoveni*. Крім того, виявлено кілька видів хижих нематод з родів *Eudorylaimus*, *Prionchulus* та *Tripyla*.

Лучно-болотяні біоценотичні комплекси властиві вологим та заболоченим лукам, болотам, берегам водойм, що вкриті гідрофільними видами рослин. З-поміж усіх проаналізованих типів біоценотичних комплексів лучно болотяний містить найбільшу кількість видів. У ґрунті та ризосфері рослин лучно-болотяних ком-



плексів виявлено 20 видів бактеріофагів, а саме: *Alaimus primitivus*, *Anaplectus grandepapillatus*, *Aphanolaimus aquaticus*, *Chronogaster typica*, *C. polonica*, *C. boettgeri*, *Chronogaster* sp, *Cryptonchus tristhis*, *Euteratocephalus palustris*, *Monhystera paludicola*, *Panagrolaimus thienemanni*, *Paramphidelus* sp, *Plectus aquatilis*, *P. intermedius*, *P. palustris*, *P. tenuis*, *Prismatolaimus dolichurus*, *P. intermedius*, *Paraphanolaimus anisitsi*, *Tridentulus palustris* [163]. Лише тут є нематоди, що харчуються одноклітинними еукаріотами, – *Achromadora ruricola*, *A. tenax*, *A. terricola*, *Achromadora* sp., та кілька видів родини *Tobrilidae*. Ризосферу гідрофільних рослин населяють хижі представники з родів *Ironus*, *Mononchus*, *Mylonchulus*, *Paractinolaimus*, *Seinura*, *Tripyla* (у тому числі *Mylonchulus polonicus* та *Tripyla glomerans*), всеїдні (роди *Calolaimus*, *Chrysonema*, *Dorylaimus* та *Labronema*) та фітонематоди (роди *Aphelenchoides* та *Hirschmaniella*).

Лучно-степові біоценотичні комплекси характерні для культурних ділянок і цілинних масивів трав'яних рослин: лук, пасовищ, полонин, степів. У ґрунті та ризосфері рослин сухих лук на піщаних ґрунтах Шацького національного парку переважають бактеріофаги *Acrobeles complexus*, *Anaplectus granulatus*, *Cervidellus vexilliger*, *Plectus parietinus*, *Zeldia* sp. Також виявлено кілька видів ектопаразитичних фітофагів, які потенційно можуть переносити збудників вірусних захворювань рослин: *Trichodorus similis*, *Trichodorus* sp., *Longidorus* sp.

Сапробіотичні угруповання утворюються в місцях бурхливого розпаду органічних решток. Ми проаналізували проби трухи, що сформувалася під корою мертвих та ослаблених дерев завдяки дії комах-ксилофагів та ксилотрофних грибів. Це угруповання має велику кількість продуктів життєдіяльності комах-ксилофагів, продуктів розкладу деревини, міцелію грибів. Для сапробіотичного біоценотичного комплексу характерна велика кількість сапробіотичних *Rhabditidae* та інших бактеріофагів. З них у трусі виявлено *Macrolaimus canadensis*, *Myolaimus* sp., *Panagrobelus* sp., *Pseudacrobeles bostromi*, *Teratocephalus tenuis*, *T. paratenuis*. Серед хижих нематод труху населяють окремі види родів *Prionchulus*, *Mesodorylaimus* та *Aporcelaimellus*.

Це лише попередній список, що налічує близько 60 видів нематод, виявлених на території Шацького природного національного парку. Подальші дослідження дадуть змогу його доповнити й уточнити.

### 5.2.3. Молюски

Видовий склад молюсків вивчали протягом весняно-літнього сезону у водоймах Шацького природного національного парку (озера Світязь, Пісочне озеро, Чорне, Люцимир, Луки, Мошне, меліоративні канали, їхні колектори, а також астатичні (тимчасові) водойми на окремих ділянках пасовищ).

Під час малакологічних досліджень водойм Шацького природного національного парку ми виявили 22 види прісноводних молюсків, з них 17 належать до класу черевоногих (*Gastropoda*) і 5 видів – до класу двостулкових (*Bivalvia*).

Молюски заселяють водойми (озера, меліоративні канали, їхні колектори та ін.) нерівномірно. Найсприятливішими для видового різноманіття молюсків є оз. Світязь. До нього надходять потужні артеріальні підкрейдові води, дно озера вистелене суцільним килимом харових водоростей, прибережна зона і мілководдя утворені угрупованням болотного різнотрав'я (очерет з домішкою осок, рогіз широколистий з різаком та ін.), що сприятливе для розвитку і росту 17 видів молюсків. Найчастіше трапляються *Lymnaea stagnalis*, *Lymnaea palustris*, *Planorbis planorbis*, *Coretus corneus* зі щільністю заселення влітку 8–17 екз/м<sup>2</sup>. Навесні й восени вона становила 3–5 екз/м<sup>2</sup>. Кількість *Anisus vortex*, *Theodoxus fluviatilis* та інших була незначною (до 3–7 екз/м<sup>2</sup>).

Іншою водоймою, сприятливою для заселення молюсків є Пісочне озеро. Воно має піщані береги і дно, вода чиста, живиться підземними та поверхневими водами. Тут зареєстровано 12 видів молюсків. Найчастіше трапляються *L. stagnalis* зі щільністю заселення влітку 10–16 екз/м<sup>2</sup>. У мілководній частині озера, зарослій очеретом та рогозом, є *Sphaerium corneum*, *S. nucleus*, *Pisidium amnicum*, *Uniuo pictorum*, *Anodonta cygnea* та ін. Щільність заселення молюсків улітку коливалась у межах 2–5 екз/м<sup>2</sup>.

В озерах Люцимир, Чорне, Луки знайдено по вісім видів молюсків, отже, вони є менш сприятливими для молюсків. Найпоширенішими виявились *L. auricularia*, *B. tentaculata*, *Viviparus viviparus* (2–3 екз/м<sup>2</sup>). Озеро Мошне з торф'яними берегами та дном, обмеженою водяною рослинністю є малосприятливим для молюсків. Трапляються лише *A. vortex*, *A. spirorbis*, *P. planorbis*, *V. contectus* з незначною кількістю влітку – до 1–3 екз/м<sup>2</sup>.

Найсприятливішими для молюсків виявились меліоративні канали з багатою водяною рослинністю. Тут зареєстровано 12 видів, з них численними є *C. corneus*, *P. planorbis*, *V. viviparus*, *L. stagnalis*. Щільність заселення влітку висока – 21–36 екз/м<sup>2</sup>.

У колекторах меліоративних каналів створено сприятливі умови для таких молюсків, як *L. stagnalis*, *C. corneus*, *P. planorbis*, *V. viviparus*, *V. contectus*. Щільність їхніх особин була високою, коливалась у межах 50–108 екз/м<sup>2</sup>.

В астагичних водоймах окремих ділянок пасовищ околиць сіл Затишшя і Піща трапляються *L. truncatula* з незначною щільністю заселення навесні та восени (8–13 екз/м<sup>2</sup>) і високою влітку (46–80 екз/м<sup>2</sup>).

Виконані малакологічні дослідження дають підставу вважати, що водойми Шацького національного природного парку є сприятливими для заселення молюсків. Значне видове їх різноманіття зафіксоване в оз. Світязь та Пісочному озері. Озера Люцимир, Чорне, Луки менш сприятливі для заселення молюсків, а оз. Мошне – несприятливе, що пов'язано з торф'яними берегами та дном, а також зі збідненою водяною рослинністю. Видове різноманіття молюсків у меліоративних каналах багатше, ніж у колекторах, однак щільність заселення більша в колекторах. Протягом пасовищного періоду простежено тенденцію до збільшення чисельності малого ставковика.

#### 5.2.4. Комахи. Бабки

Бабки *Odonata* є важливим компонентом водних і наземних біоценозів ШНПП. Тут вони становлять значну частину ентомофауни, оскільки на цій території зосереджена велика кількість озер. У регіоні сходяться межі ареалів деяких північних видів, таких

як *Leucorrhinia albifrons* Burm., з південними *Orthetrum albistillum* Sel., *Sympetrum depressiusculum* Sel. Фауна бабок на зазначеній території переважно лімнофільна, проте значно різноманітна. Всього зафіксовано близько 30 видів. Лише два з них – *Lestes sponsa* Hans. і *Enallagma cyathigerum* Charp. є масовими. Види *Lestes virens* Charp., *Coenagrion pulhellum* v.d.l. найчисленніші на озерах Люцимир, Чорне, Пісочне озеро, Тур, Довге і на р. Прип'яті; *Ischnura elegans* v.d.l. – на озерах Піщанське, Пісочне озеро, Люцимир, р. Прип'ять; *Lestes dryas* Kirby – озера Пісочне, Люцимир, Чорне, Світязь, на інших водоймах трапляються поодинокі. Звичайними на більшості водойм є *Coenagrion puella* L., *C. hastulatum* Charp., *Sympycna annulata* Sel., *Sympetrum vulgatum* L., *S. sanguineum* Mull., *Libellula quadrimaculata* L. Переважно поодинокі трапляються *Aeschna mixta* Latr. і *Ae. grandis* L. Тільки на деяких водоймах літають *Brachytron pratense* Mull., *Aeschna isosceles* Mull., *Orthetrum cancellatum* L., *Sympetrum danae* Subl., *S. depressiusculum* Sel., *Cordulia aenea* L. Рідкісними видами є *Somatochlora flavomaculata* v.d.l – на оз. Чорне, *Ischnura pumilio* Charp. – озерах Світязь і Люцимир, *Coenagrion lunullatum* Charp. і *Negalenia speciosa* – на оз. Довге, *Lestes barbarus* Fabr. – на болоті біля берега оз. Світязь, *Orthetrum albistillum* Sel. – біля оз. Тур, *Leucorrhinia pectoralis* Charp. – біля Пісочного озера і Чорного. Біля Пісочного озера виявлено – *Libellula depressa* L., *Epiteca bimaculata* Charp. та дуже рідкісні *Leucorrhinia albifrons* і *L. caudalis*. Відсоткове співвідношення статей у різних видів під час багаторічних спостережень у червні–серпні значно відрізнялося. Зокрема, самці у *L. virens* становили 32,5 %, у *S. vulgatum* – 41, у *S. sanguineum* – 51, у *I. elegans* – 60, у *L. sponsa* – 65, у *E. cyathigerum* – 73, у *E. najas* – 80 і у *C. pulhellum* – 83%. Це середні показники. На різних біотопах і в різну пору ці співвідношення можуть коливатися.

### 5.2.5. Риби

Рибні ресурси Шацьких озер до недавня промисловики регулярно поновлювали цінними видами – вугор, короп, срібlistий карась. В окремих озерах більш або менш успішно інтродукували американського сомика, кілька видів сигових риб, буфало, судака;

культивували білого й строкатого товстолобиків, білого амура. Проте основу промислового вилову завжди становили плітка, лящ, лин, краснопірка, щука, окунь і верховодка. Динаміку промислового вилову та меліоративних заходів ми не розглядатимемо, хоч саме звітні матеріали рибного цеху послуговували першоджерелом для численних популярних видань і рекламних проспектів. З 1976 р. ми ведемо регулярні спостереження за станом та змінами у складі іхтіокомплексів Пісочного озера та оз. Перемут. Принагідно у різний час досліджено озера Луки, Мошне, Світязь, Люцимир, Пулемецьке озеро, Соминець, а також канали, струмки, водойми боліт в околицях.

Усього в складі рибної фауни Шацьких озер виявлено 30 видів (табл. 5.4) та дві гібридні морфи.

Таблиця 5.4

**Склад іхтіофауни Шацького природного національного парку**

В и д и	Пісочне озеро	Перемут	Мошне	Інші озера	Водойми боліт	Канави
1	2	3	4	5	6	7
1. <i>Coregonus lavaretus</i> сиг чудський	-	-	-	x	-	-
2. <i>Esox lucius</i> щука	xxx	xx	x	xx	xx	xx
3. <i>Rutilus rutilus</i> плітка	xxx	xxx	xxx	xxx	x	xx
4. <i>Leuciscus idus</i> в'язь	-	-	-	-	-	x
5. <i>Phoxinus phoxinus</i> голянь озерний	-	-	-	-	x	x
6. <i>Scardinius erythrophthalmus</i> краснопірка	xxx	xxx	xx	xxx	-	xx
7. <i>Stenopharyngodon idella</i> білий амур	-	-	-	x	-	-
8. <i>Leucaspis delineatus</i> вівсянка, малявка	x	xx	xx	x	xxx	xx
9. <i>Tinca tinca</i> лин	xxx	xx	-	xx	x	x
10. <i>Gobio gobio</i> пічкур звичайний	x	-	-	x	-	xx
11. <i>Alburnus alburnus</i> верховодка	xxx	xx	-	xx	-	-

Закінчення табл. 5.4

1	2	3	4	5	6	7
12. <i>Blicca bjoerkna</i> плоскирка, густера	xx	xxx	-	xx	-	-
13. <i>Abramis brama</i> лящ звичайний	xxx	xx	-	xxx	-	-
14. <i>Rhodeus sericeus amarus</i> гірчак	xx	xx	xxx	xx	-	xx
15. <i>Carassius carassius</i> карась золотистий	-	-	x	x	x	x
16. <i>Carassius auratus gibelio</i> карась срібlistий	x	xxx	xx	xx	xxx	xxx
17. <i>Cyprinus carpio</i> короп	x	x	-	x	-	x
18. <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> товстолобик білий	x	x	-	x	-	-
19. <i>Barbatula barbatula</i> слизик	-	-	-	x	-	xx
20. <i>Cobitis taenia</i> щипівка звичайна	x	-	-	x	-	x
21. <i>Misgurnus fossilis</i> в'юн	x	x	-	x	xxx	xx
22. <i>Silurus glanis</i> сом	x	-	-	x	-	-
23. <i>Ictalurus nebulosus</i> сомик американський	xx	xxx	xx	xx	-	x
24. <i>Anguilla anguilla</i> вугор річковий європейський	x	x	-	x	-	-
25. <i>Lota lota</i> минь	-	-	-	-	-	x
26. <i>Gasterosteus aculeatus</i> колючка триголкова	-	-	-	x	x	xx
27. <i>Perca fluviatilis</i> окунь	xxx	xxx	xx	xxx	x	x
28. <i>Zander lucioperca</i> судак	-	-	-	x	-	-
29. <i>Gymnocephalus cernua</i> йорж звичайний	xx	xxx	x	xxx	-	xx
30. <i>Neogobius fluviatilis</i> бичок річковий, бабка	-	-	-	-	-	x
31. <i>Abramis brama</i> Ч <i>Alburnus alburnus</i>	x	x	-	x	-	-
32. <i>Abramis brama</i> Ч <i>Blicca bjoerkna</i>		x	-	x	-	-

Примітка: x – до 0,2 % за біомасою у водоймі; xx – 0,2 – 5,0 %; xxx – понад 5 %

\* Наведені індекси отримані на підставі аналізу даних спортивного лову, спостереженя результатів промислового лову, прямого спостереження й обліку (під водою).

Незважаючи на велику різницю у рекреаційному навантаженні на озера, зафіксовано помірну стабільність складу рибних угруповань протягом усього періоду спостережень. Зміни у співвідношенні компонентів іхтіокомплексів, у віковій структурі популяцій переважної більшості видів регульовані природними механізмами і є незакономірними, циклічними. Щільність популяцій промислово цінних видів – ляща, лина, щуки, вугра, незважаючи на набутий природоохоронний статус озер, помітно регульована незаконним промислом. З алохтонних видів (інтродукованих та інвазійних) найліпше прижилися сомик американський і карась сріблястий. Спроби акліматизації сигових риб визнано невдалими і на початку 70-х років їх припинено. Однак нам доводилося бачити серед здобичі промисловиків (оз. Луки) сигів чудських ще 1984 р. У фауні озер та прилеглих водойм нема видів риб, занесених до Червоної книги України; рідкісними треба вважати вугра, голяна озерного та карася золотистого.

### 5.2.6. Земноводні

Природні умови Західного Полісся є сприятливими для поширення та розмноження земноводних. Тут зареєстровано два види з ряду Хвостатих (*Caudata*) – тритон звичайний *Triturus vulgaris*, тритон гребінчастий *Triturus cristatus*, та десять видів з ряду Безхвостих (*Anura*): кумка червоночерева *Bombina orientalis*, часничниця звичайна *Pelobates fuscus*, квакша *Hyla arborea*, жаба гостроморда *Rana arvalis*, жаба ставкова *Rana lessonae*, жаба трав'яна *Rana temporaria*, жаба озерна *Rana ridibunda*, а також всі три види ропух, що трапляються у фауні країни. Найпоширеніша ропуха сіра *Bufo bufo*, бо цей вид найліпше адаптувався до антропогенного ландшафту. Дуже рідкісною є ропуха зелена *Bufo viridis*, бо тут проходить північна межа її ареалу. В районі досліджень досить поширена ропуха очеретяна *Bufo calamita*, що занесена до національної Червоної книги, однак територія Західного Полісся є, очевидно, найсприятливішою для розмноження цього виду. Наприклад, на берегах оз. Світязь у червні кожного року ми виявляли концентрації до 4–7 тис. молодих особин, що мігрували з водойм, розміщених на сільськогосподарських угіддях, на мілководдя озер.

### 5.2.7. Плазуни

Фауна плазунів Західного Полісся небагата на видовий склад, та завдяки сприятливим екологічним умовам тут досить поширені та численні окремі види. Найбільше зареєстровано вужа звичайного *Natrix natrix*, що заселяє лісові екосистеми, береги всіх водойм і часто трапляється навіть у багатьох населених пунктах. За останні два десятиліття, передусім через широкомасштабні осушувальні роботи, різко зменшилась чисельність гадюки звичайної *Vipera berus* та черепахи болотяної *Emys orbicularis*. Усі види з підряду ящірок *Sauria* є нечисленими, зокрема, переважно в сухих лісах трапляється веретільниця ламка *Anguis fragilis* з родини веретільницевих та найпоширеніші з родини справжніх ящірок – ящірка прудка *Lacerta agilis* і ящірка живородяща *Lacerta vivipara*. Один із видів плазунів, що простежується на сухих ділянках лісових екосистем, – мідянка *Coronella austriaca* – занесені до Червоної книги України. В Шацькому національному парку цей вид реєстрували в рекреаційних зонах, що негативно позначилося на його охороні.

### 5.2.8. Птахи

Розглянемо види птахів, що занесені до Червоної книги України [164, 165] – 11 видів, або регіонально рідкісні види, які гніздуються в національному парку, проте чисельність яких за останні 20 років зменшилася [155, 166, 167], а також види зі списку Бернської конвенції – 70 видів. Особливу увагу приділимо видам, що мають міжнародний природоохоронний статус і перебувають під глобальною загрозою зникнення в Європі [182]. Для 14 видів рекомендуємо переглянути статус для занесення їх до нового видання Червоної книги України [165].

Бугай *Botaurus stellaris* гніздується не так щільно, як бугайчик *Ixobrychus minutus*, проте розподілений на всій території парку рівномірніше по всіх озерах. Найбільше птахів бугая виявлено в очеретяних заростях *Phragmites australis* (Cav.), оз. Луки, а бугайчика – у заростях рогозів *Typha latifolia* L., *Typha angustipolia* L. на мілководдях оз. Люцимир. За останні 20 років чисельність обох видів змен-



шилася більш ніж на 50% що, можливо, зумовлене погіршенням кормової бази. На більшості озер трапляється до двох–трьох пар бугаїв, що пов’язано з дуже вузькими смугами очеретяних заростей навколо берегів, тоді як бугайчики охоче гніздуються на розлогих мілководних очеретяних площах. Незначні коливання чисельності на території парку помічені в інших голінастих, зокрема, у лелеки білого *Ciconia ciconia* [168], а от чисельність лелеки чорного *Ciconia nigra* стабільніша [169], хоча відомо сім випадків заміни гнізд що, очевидно, є несприятливим чинником для розмноження цього виду.

Орел-карлик *Hieraaetus pennatus* в українській частині Полісся гніздуються не регулярно, але на території парку в районі північно–східних берегів оз. Кримне періодично трапляється одна гніздова пара. Орлан-білохвіст *Haliaeetus albicilla* в досліджуваному регіоні у минулому був досить поширеним гніздовим та зимуючим видом [170]. З 1982 р. у Пулемецькому та Світязькому лісництвах Шацького району цих птахів реєстрували досить регулярно, але гніздових пар біля гнізд не виявлено [155], найрегулярніше він трапляється в лісових кварталах біля с. Грабове та комплексі рибних ставків біля с. Піща. Обидва згадані види вже 20 років є у списку зникаючих птахів національної Червоної книги. Шуліка чорний *Milvus migrans* не занесений до Червоної книги, проте, за останні 20 років його чисельність різко зменшилась і вид майже зник на гніздуванні. З огляду на сучасний стан гніздової популяції на заході країни ми вважаємо, що цей вид потрібно ввести в нове видання Червоної книги. Остання пара, що гніздувалась на території парку ще у 1994–1996 рр., зазвичай, займала гнізда в колоніях разом із чаплями сірими *Ardea cinerea*.

Зменшення чисельності журавля сірого *Grus grus* у досліджуваному регіоні фіксували вже у другій половині XIX ст., це тривало й протягом першої половини XX ст. [155]. Тільки на початку 1980-х років у парку простежено тенденції до збільшення кількості гніздових пар цього виду. Локальна гніздова популяція журавля сірого за період досліджень збільшилась втричі. Погонич малий *Porzana parva* та погонич звичаний *Porzana porzana* гніздуються по берегах озер, а також на вологих заплавах луках і торфовищах біля берегів озер Світязь, Луки, Люцимир, де домінують рослинні угруповуван-

ня з *Carex* sp., *Phragmites australis* (Cav.). Їхня чисельність не зазнала значних змін, та очевидно, помітно зменшилась до початку наших досліджень, однак на території парку такі обліки не проводили. Деркач *Crex crex* у першій половині 1980-х років, практично зник на більшості гніздових територій. У 1990–1994 рр. помічено позитивні тенденції, а до 1996–1997 рр. чисельність деркачів справді збільшилась – у п'ять разів за останні 20 років.

Баранець великий *Galinago media* після різкої деградації популяцій, що відбулася внаслідок осушувальних робіт з кінця 1960-х років, у середині 1990-х років і особливо після дощового літа 1997 р. почав відновлювати гніздування в традиційних місцях, зокрема, на торфовищах національного парку. Незважаючи на деяке збільшення чисельності виду, ми пропонуємо ввести його у новий список зникаючих птахів країни до національної Червоної книги. Кульон великий *Numenius arquata* ще не належить до видів, яким загрожує зникнення у Європі, але з 1994 р. є в списку зникаючих видів Червоної книги України [170]. В національному парку на заплавах луках біля берегів озер переважно в постійних місцях гніздуються окремі пари, однак підвищення інтенсивності використання земель з сільськогосподарською метою призводить до зростання чинників хвилювання, погіршення успішності гніздування і внаслідок цього – до різких коливань і зменшення чисельності виду [171]. Грицик великий *Limosa limosa* на Шацькому поозер'ї гніздуються поруч з кульоном. За останнє десятиліття чисельність грициків зменшилась більше ніж у чотири рази. Сучасні колонії не перевищують угруповань понад десять пар. Найменша чисельність виду зазначена у 2000 р.: на багатьох торфовищах грицики не гніздувались, що спричинено низьким рівнем весняних вод. У коловодника звичайного *Tringa totanus* у посушливі роки фіксували дуже значні коливання чисельності, але загалом кількість гніздових пар порівняно стабільна. Однак ці птахи покинули традиційні для гніздування окремі ділянки біля берегів озер, де заборонено випасання худоби, внаслідок чого територія заросла. Коловодник лісовий *Tringa ochropus* не належить до видів, що мають міжнародний природоохоронний статус, проте на території парку його чисельність зменшується і не перевищує дві–чотири пари. На більшості сусідніх територій Полісся цей

вид зникає або повністю зник, тому доцільно розглянути питання щодо введення його в нове видання Червоної книги.

Голуб-синяк *Columba oenas* переважно обирає постійні місця гніздування на ділянках змішаних лісів, часто з переважанням дуба. В національному парку, де цей вид гніздувався переважно в не заповідній зоні, протягом досліджуваного періоду часто проводили лісогосподарські роботи з очищення сухоостою та старих дуплистих дерев, чисельність голуба-синяка зменшилась у п'ять разів.

Для більшості сов характерне зменшення кількості гніздових пар, що зумовлено посиленням чинника хвилювання, інтенсивною забудовою окремих узлісь біля берегів озер і заболочених лук. Чисельність пугача *Bubo bubo* в парку порівняно стабільна, проте низька. З огляду на значне зменшення площ біотопів, придатних для гніздування сови болотяної *Asio flammeus*, дятла білоспинного *Dendrocopos leucotos*, погіршення умов для успішного розмноження ми вважаємо, що ці види необхідно внести в нове видання Червоної книги України. Дятел білоспинний спорадично поширений по всій країні й трапляється на окремих ділянках, де переважає стара береза *Betula* sp., осика *Populus tremula*, а кількість цих порід у лісах національного парку зменшується. Внаслідок зменшення площ старих дубових лісів на Волинському Поліссі навіть в умовах національного парку зменшилась кількість гніздових пар дятла середнього *Dendrocopos medius*.

Періодичні коливання чисельності характерні для жайворонка лісового *Lullula arborea*, сорокопуда сірого *Lanius excubitor*, вів'янки садової *Emberiza hortulana*. В агроценозах відновили гніздування посмітюхи *Galerida cristata*, вперше на території парку почали гніздуватись трав'янки чорноголові *Saxicola torquata*, що, безумовно, пов'язане зі зменшенням вологості в пасовищних екосистемах. Ці ж причини, очевидно, негативно вплинули на умови гніздування трав'янки лучної *Saxicola rubetra*, бо колишні вологі ділянки залишені цими птахами через осушення та заростання. Збільшення чисельності мухоловки строкатої *Ficedula hypoleuca* та крутиголовки *Jynx torquilla* в кінці 1980-х років, горихвістки звичайної *Phoenicurus phoenicurus* у 1990-х роках пов'язане з поширенням у всіх лісництвах парку штучних гніздівель. У родині кропив'янкових

помітне зменшення чисельності відбулось у всіх видів, однак найбільші у кобилочки-цвіркуна *Locustella naevia*, кропив'янки садової *Sylvia borin*.

Таблиця 5.5

**Статус та чисельність рідкісних і зникаючих видів птахів у Шацькому національному природному парку протягом 1982–2001 р., пар**

Види	1982–1987	1997–2001	Європейський статус	Червона книга
1	2	3	4	5
<i>Botaurus stellaris</i>	60–70	15–27	3, В	
<i>Ixobrychus minutus</i>	80–120	20–30	3, В	
<i>Ciconia ciconia</i>	60–65	51–53	4, В	
<i>Ciconia nigra</i>	3–4	4–5	4, В	Р
<i>Anas strepera</i>	3–4	10–12	2	Р
<i>Anas querquedula</i>	15–20	6–8	3	
<i>Aythya ferina</i>	50–60	100–150	4	
<i>Aythya nyroca</i>	1–5	5–7	1	Р
<i>Pernis apivorus</i>	1–2	0	4, В	Р
<i>Milvus migrans</i>	2–3	0	3, В	Р
<i>Circus pygargus</i>	2–3	4–5	4, В	Р
<i>Circaetus gallicus</i>	3	1	3, В	Р
<i>Hieraaetus pennatus</i>	0	1	3, В	Р
<i>Aquila pomarina</i>	2–3	2–3	3, В	Р
<i>Haliaeetus albicilla</i>	?	1?	3, В	Р
<i>Falco tinnunculus</i>	0	1–2	3, В	
<i>Tetrao tetrix</i>	15–20	4–5	3	Р

Продовження табл. 5.5

1	2	3	4	5
<i>Perdix perdix</i>	40–50	20–25	3	
<i>Coturnix coturnix</i>	3–5	12–14	3	
<i>Grus grus</i>	2–4	11–15	3, B	R
<i>Porzana porzana</i>	15–25	15–20	4, B	
<i>Porzana parva</i>	15–20	50–70	4, B	
<i>Crex crex</i>	3–4	15–20	1, B	P
<i>Tringa totanus</i>	38–42	25–30	2	
<i>Tringa ochropus</i>	5–6	2–4	B	P
<i>Actitis hypoleucos</i>	3–4	1–2	B	
<i>Gallinago media</i>	5–7	3–7	2, B	P
<i>Numenius arquata</i>	3–4	2–3		R
<i>Limosa limosa</i>	60–70	10–15	2	
<i>Chlidonias niger</i>	5–10	2–3	3, B	
<i>Chlidonias hybridus</i>	1–3	14–18	3, B	
<i>Chlidonias leucoptera</i>	15–18	30–55	B	
<i>Sterna albifrons</i>	1–2	0	3, B	P
<i>Columba palumbus</i>	220–250	150–180	4	
<i>Columba oenas</i>	17–25	4–6	4	P
<i>Streptopelia turtur</i>	80–90	55–65	3	
<i>Bubo bubo</i>	3	2–3	3, B	R
<i>Asio flammeus</i>	5–6	2–4	3, B	P
<i>Athene noctua</i>	5–8	3–4	3, B	

Продовження табл. 5.5

1	2	3	4	5
<i>Strix aluco</i>	11–12	9–10	4, B	
<i>Caprimulgus europaeus</i>	40–50	30–35	2, B	
<i>Alcedo atthis</i>	1–2	3–4	3, B	
<i>Upupa epops</i>	7–10	16–23	B	
<i>Jynx torquilla</i>	150–200	60–80	3, B	
<i>Picus viridis</i>	2–3	0	2, B	
<i>Picus canus</i>	1–2	0–1	3, B	
<i>Dendrocopos syriacus</i>	2–3	4–5	4, B	
<i>Dendrocopos leucotos</i>	8–9	5–6	B	P
<i>Dendrocopos medius</i>	12–15	9–10	4, B	
<i>Riparia riparia</i>	400–450	120–140	3, B	
<i>Hirundo rustica</i>	2500	800–1000	3, B	
<i>Galerida cristata</i>	0	1–2	3	
<i>Lulula arborea</i>	30–35	15–20	2	
<i>Alauda arvensis</i>	110–130	80–90	3	
<i>Anthus pratensis</i>	130–150	75–90	4	
<i>Lanius collurio</i>	50–60	40–45	3, B	
<i>Lanius excubitor</i>	17–19	12–13	3, B	R
<i>Corvus monedula</i>	250–270	180–200	4	
<i>Prunella modularis</i>	170–200	130–150	4, B	
<i>Locustella naevia</i>	20–30	5–7	4, B	
<i>Locustella fluviatilis</i>	180–250	120–140	4, B	

Продовження табл. 5.5

1	2	3	4	5
<i>Locustella luscinioides</i>	130–150	90–100	4, B	
<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	400–470	230–250	4, B	
<i>Acrocephalus paludicola</i>	?	40–60	1, B	R
<i>Acrocephalus palustris</i>	350–380	200–250	4, B	
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	600–700	450–600	4, B	
<i>Hippolais icterina</i>	400–500	300–340	4, B	
<i>Sylvia nisoria</i>	12–17	6–9	4, B	P
<i>Sylvia communis</i>	2000–2200	1200–1400	4, B	
<i>Sylvia borin</i>	500–700	300–350	4, B	
<i>Sylvia atricapilla</i>	3000–3500	1800–2300	4, B	
<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	500–600	300–400	4, B	
<i>Regulus regulus</i>	1–2	1–5	4, B	
<i>Muscicapa striata</i>	370–400	230–250	3, B	
<i>Ficedula hypoleuca</i>	500–700	300–400	4, B	
<i>Saxicola rubetra</i>	200–250	60–70	4, B	
<i>Saxicola torquata</i>	0	10–15	3, B	
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	30–40	100–150	2, B	
<i>Erithacus rubecula</i>	>10000	>8000	4, B	
<i>Luscinia luscinia</i>	3000–3500	1800–2400	4, B	
<i>Turdus merula</i>	4000–5000	3000–3500	4	
<i>Turdus philomelos</i>	6000–7000	5000–5500	4	

1	2	3	4	5
<i>Turdus viscivorus</i>	40–60	30–40	4	
<i>Parus cristatus</i>	300–340	220–250	4, В	
<i>Parus caeruleus</i>	>2000	<1000	4, В	
<i>Certhia brachydactyla</i>	?	1-2 ?	4, В	
<i>Fringilla coelebs</i>	>10000	?	4	
<i>Serinus serinus</i>	400–450	300–370	4, В	
<i>Carduelis chloris</i>	3000–4000	1200–1400	4, В	
<i>Carduelis spinus</i>	180–250	30–40	4, В	
<i>Carduelis cannabina</i>	5000–6000	2000–2500	4, В	
<i>Emberiza citrinella</i>	3700–4500	1800–2000	4, В	
<i>Emberiza hortulana</i>	10–15	2–3	2	Р
<i>Miliaria calandra</i>	1–4	0 ?	4	

У табл. 5.5 наведено статус та зміни чисельності рідкісних видів птахів, що занесені до Червоної книги України (R), або таких, які пропонуємо ввести до нового видання (P), включені до списку тварин Бернської конвенції, середовище проживання яких у Європі стрімко погіршується, (B). Цифрами 1–4 виділено види, що мають міжнародний природоохоронний статус відповідно до розмірів популяцій та їхніх популяційних тенденцій.

**Характеристика видимої весняної міграції птахів в околицях Шацького біолого-географічного стаціонару.** Матеріали щодо видимого весняного прольоту птахів збирали протягом семи років (1992, 1994, 1995, 1999–2002 рр.). На спостереження затрачено 87 днів, з них облік проводили 149 год 40 хв. Усього на весняному прольоті зареєстровано 54 види, підраховано 11 356 особин. Ми вперше підсумували статус рідкісних видів птахів, що мігрують через територію національного парку, та з'ясували значення еко-



систем для успішного проходження міграцій. Дані збирали на постійному спостережному пункті і постійних, не завжди фіксованих спостережних маршрутах за методикою Е. Кумарі (1979) з незначними змінами.

Постійний спостережний пункт був на території стаціонару (дах сходової клітки спального корпусу) на висоті 9 м, він забезпечував добрий вигляд (ширина облікової смуги до 500 м) і розміщений при Пісочному озері серед молодого соснового лісу. Постійні спостережні маршрути (їх було три) проходили у напрямках стаціонар–оз. Перемут, стаціонар–оз. Луки, стаціонар – болото Уничі.

За пернатими мігрантами вранці протягом 2–3 год. після сходу сонця спостерігали зі спостережного пункту. Вдень і ввечері по 3–4 год проходили маршрути, через відкриті ландшафти й “острівні” ділянки лісів. Фрагментарні спостереження зроблено і в інших місцях (оз. Кримне, с. Мельники і його південна околиця, урочище Городище, оз. Люцимир, околиці смт. Шацьк, околиці сіл Затиштя, Піща, Ростань, Хрипськ Шацького р-ну.)

Для з’ясування видової належності та кількості особин у пролітних зграях використовували монокуляр МП 8 Ч 30. У поле зору потрапляли лише ті птахи, які летіли на висоті до 150–200 м. Напрямок прольоту (північ, північний схід, схід, південний схід, південь, південний захід, захід, північний захід) визначали за допомогою компаса.

Протягом дня спостерігали за станом погоди, фіксуючи хмарність (сонячно, хмарно, суцільна хмарність), напрям (за сторонами світу) і силу вітру (штиль, слабкий, помірний, сильний, поривчастий), температуру повітря (°С), опади. Під час снігопаду і дощу, сильного вітру і туману спостереження не проводили.

Весна 1992 р. настала порівняно швидко. Вже 25 лютого сніговий покрив майже повністю зійшов і була тепла сонячна погода з температурами повітря вдень від 4 до 8°С. З 19 днів спостережень сім було сонячними (наприкінці лютого і наприкінці другої декади березня), решта – хмарними і похмурими. Максимальна температура повітря 12°С зафіксована 21 і 31 березня. Переважали західні й південні слабкі та помірні вітри, відповідно, сім і п’ять днів. Сильні опади у вигляді мокрого снігу були 15 березня. Тоді утворився суцільний сніговий покрив висотою до 10 см. Од-

нак16 березня сніговий покрив майже повністю зійшов, а 23 протягом дня падав сильний дощ. Дещо подібними були погодні умови весни 1994 р. 26 лютого ще сніговий покрив був суцільним, його висота сягала 25 см, а 28 лютого внаслідок підвищення денної температури повітря до 3°C почалося швидке його танення. Сніговий покрив повністю зійшов у середині першої декади березня. Переважали західні слабкі вітри (п'ять днів з одинадцяти). Опади у вигляді мокрого снігу і дощу пройшли 16 березня. В середині третьої декади березня усталилася сонячна погода з денними температурами повітря до 10–12°C. Весна 1995 р. мала складні погодні умови. Завдяки високим температурам (до 8°C) сніговий покрив зійшов на початку другої декади лютого. Порівняно теплі, без опадів, з мінливою хмарністю дні простежувалися до початку першої декади березня. Переважали західні та південно-західні, слабкі й помірні вітри. Протягом дня падали дощі; 13–15 березня різко знизилася температура повітря (вдень вона не перевищувала – 2–10°C, вночі морози сягали –9°C); у ніч з 14 на 15 березня випав сніг, висота його покриву сягала 7 см; 26–28 березня падав мокрий сніг. Протягом майже усього березня 1999 р. температура вдень коливалася від 1 до 9°C. Переважали західні й північно-західні слабкі та помірні вітри. Різке похолодання, яке супроводжувалося опадами у вигляді снігу і крупи, було 21 і 22 березня. Весна 2000 р. настала досить швидко. Сніговий покрив повністю зійшов 8 лютого. Переважали похмурі, але порівняно теплі дні з денними температурами від 3 до 7°C (25 березня); 15 березня і 2 квітня випали сильні дощі; 16 березня атмосферний фронт з сильним поривчастим західним вітром спричинив опади у вигляді мокрого снігу. Теплі середземноморські антициклони, які находили на Полісся у перших числах лютого, зумовлювали ранне настання весен 2001 і 2002 рр. Наприкінці першої декади лютого сніговий покрив майже повністю зійшов. Температура повітря сягала 5°C вдень. У середині березня вона досягла максимуму (до 12°C). Переважали слабкі південно-західні вітри. Атмосферний фронт з Атлантики 20 і 21 березня 2001 р. приніс сильні опади у вигляді снігу. Простежувалися хуртовини і сильний західний вітер. Висота снігового покриву сягала 5–7 см. Помітно знизилася температура повітря (вночі до –3°C, вдень – 0 – +2°C). Лише наприкінці третьої декади березня погодні умови відновилися до того рівня, якими вони були у середині місяця.

## Характеристика міграції фонових видів птахів

*Гуска сіра* (*Anser anser* L). Початок весняної міграції виду повністю залежить від початку весни. Головними метеорологічними чинниками, які впливають на початок міграції, є установлення денних плюсових температур і танення снігу. Під час перельоту птахи роблять зупинки на полях озимих сільськогосподарських культур, де живляться молодими пагонами посівів жита. Дати появи перших мігрантів за 11 років фенологічних спостережень такі: 1992 р. – 25 лютого, 1993 – 14 березня, 1994 – 17 березня, 1995 – 22 лютого, 1996 – 26 березня, 1997 – 23 лютого, 1998 – 17 лютого, 1999 – 10 березня, 2000 – 20 лютого. Ранні весни 2001 і 2002 р. зумовили дуже ранній проліт гусей. Перші мігранти з'явилися 7 лютого.

Максимальна за кількістю особин зграя, зафіксована над стаціонаром 28 березня 1996 р., нараховувала 270 особин. Переважають зграї від 21 до 50 (33,1%) і від 51 до 100 особин (33,9%) ( $n=127$ ).

Гуска сіра належить до найчисленніших видів весняних мігрантів в околицях стаціонару. Наприклад, 2000 р. частка від загальної кількості всіх мігрантів становила 83,8 %, а в 2001 р. – 85,5 %. Близько 71,4% гусей летить у східному напрямі, 17,1% – у південно-східному, 7,8 % – у північно-східному. Чіткої добової інтенсивності прольоту птахів не зареєстровано. Птахи летять протягом усієї світлової частини доби, часто простежується інтенсивний нічний проліт. Спостереження засвідчують, що інтенсивність міграції підвищується напередодні погіршення погодних умов. Зокрема, 28 березня 1996 р. протягом світлової частини доби пролетіло 18 зграй гусей сумарною кількістю 1 044 особини, а 29 березня атмосферний фронт Західної Європи спричинив опади у вигляді мокрого снігу. В попередні ж і наступні дні пролітало не більше трьох зграй. У світловий період доби 20 березня 1999 р. пролетіло вісім зграй, а з 21.00 до 00.00 год – 11 зграй. І вже наступного дня почалося різке зниження температури (з +7°C до -3°C), посилення західного вітру, а 22 березня випав сніг і крупа.

Піки міграції припадають на кінець першої, середину другої і початок третьої декади березня. Завершується проліт в останніх

числах березня. Остання пролітна 1995 р. зафіксована зграя 5 квітня (12 особин).

**Журавель сірий** (*Grus grus* L.) належить до численних, але не регулярних весняних мігрантів. З семи весняних сезонів цей вид не спостерігали на прольоті у 1992, 2000 і 2002 рр. Багаторічні спостереження за прильотом птахів засвідчують, що журавлі з'являються на досліджуваній території в середині березня (18 березня 1992 р., 21 березня 1993 р., 8 березня 1994 р., 10 березня 2000 р., 16 березня 2002 р.). Останні пролітні зграї зафіксовано 1995 р. – 11 квітня (13 особин біля с. Ростань), а 1999 р. – 15 квітня (12 особин біля с. Затишня, Шацького р-ну. Близько 46,1% особин журавля летить у північному напрямі, 39,5% – у східному, а 14,4% – на північний схід. Максимальна чисельність особин у зграях – 48, мінімальна – 2, середня – 16,7. Піків весняної міграції у журавля сірого не зареєстровано, птахи летять протягом середини березня–середини квітня. Кількість пролітних зграй протягом весняного сезону невелика (від двох у 1995 р. до чотирьох у 1999 р.)

**Чайка** (*Vanellus vanellus* L.) – звичайний на весняному прольоті вид. Початок весняного прольоту тісно пов'язаний з характером настання весни і припадає на кінець лютого–початок і середину березня (20 лютого 1992, 14 березня 1993, 28 лютого 1994, 18 лютого 1995, 24 березня 1996, 24 лютого 1997, 24 лютого 1998, 2 березня 1999, 25 лютого 2000, 8 березня 2001, 9 березня 2002 р.). Переважна більшість чайок летить із заходу у східному напрямі (39,2%), 25,5% птахів летить у південного-східному, 13,6 – у північно-східному, 4,6 – у північно-західному, 3,6% – у північному напрямках. Решта птахів мігрує на південь і захід (так звана зворотна міграція). Зворотна міграція простежується в разі настання несприятливої погоди (снігопад, сильний зустрічний вітер).

Чайки летять, переважно невеликими (дві–п'ять особин) зграями (38,1%) і поодиночі (28,9%). Зграї понад 30 особин трапляються зрідка. Максимальна за чисельністю особин зграя налічувала 60 птахів.

У чайки простежуються три добре виражені піки міграції. Перша хвиля мігрантів зареєстрована наприкінці лютого–на початку березня, друга – наприкінці першої і протягом майже всієї другої

декади місяця, третя – на початку третьої декади березня. Наші дані збігаються з даними І. Шидловського (2001), який проводив подібні спостереження в цьому регіоні у 1988–1989, 1999 і 2000 рр.

Іноді чайки летять полівидовими зграями, переважно зі шпаками, рідше – із сірою гускою. Зокрема, 27 березня 1993 р. разом з 34 чайками летіло два шпаки, 13 березня 1994 р. в одній зграї спостерігали 15 чайок і 25 шпаків, 14 березня 2000 р. – 12 чайок і 2 шпаки; 19 березня 2000 р. біля оз. Перемут мігруюча у східному напрямі зграя складалася з 41 сірої гуски і 2 чайок.

**Жайворонок польовий** (*Alauda arvensis* L.) – звичайний на весняному прольоті вид. Перші мігруючі птахи з'являються в околицях стаціонару переважно наприкінці лютого (26 лютого 1992 р., 14 березня 1993, 27 лютого 1994, 13 лютого 1995, 21 лютого 1997, 19 лютого 1998, 28 лютого 2000 р). Виняток – 1996 р., коли перші жайворонки з'явилися 26 березня і рання весна 2001 р., (9 лютого). Птахи летять переважно на схід (15,8%) і північ (12,1%). Решта птахів пролітає у південно-західному (9,2%), північно-східному (14,1) і північно-західному (2,2%) напрямках.

Під час весняної міграції жайворонки великих зграй не утворюють, а летять поодиночі невеликими групами по кілька особин. Часто такий проліт йде безперервним потоком по кілька годин. Пік міграції припадає на ранкові години. Летять птахи, особливо в сонячну погоду, на великих висотах (> 200 м), що ускладнює спостереження. Під час суцільної хмарності зареєстровано проліт на нижчих висотах.

**Лебідь-шовкун** (*Cygnus olor* Gm.). Ці птахи летять як поодиночі, так і зграями по кілька особин. Початок прольоту починається наприкінці лютого (26 лютого 2002 р. п'ять особин летіли над стаціонаром на південний захід, 29 лютого 2002 р. – три дорослі особини летіли у північному напрямі). Загалом 43,1% лебедів пролітає на південний захід, 27,6 % – на південь. Іноді простежуються великі за розмірами зграї; 2 березня 1992 р. на оз. Луки спостерігали зграю з 67 дорослих і 2 молодих лебедів-шовкунів; 24 березня 1992 р. на цьому ж озері зафіксовано 29 птахів.

**Крижень** (*Anas platyrhynchos* L.), як і інші види качок, належить до сутінкових і нічних мігрантів. Про інтенсивність міграції

можна судити за розміром зграй, які зупиняються на озерах на кілька днів. Початок прольоту припадає, здебільшого, на кінець лютого (27 лютого 1992 р., 17 березня 1993 р., 24 лютого 1995 р., 26 березня 1996, 27 лютого 1997, 19 лютого 1998 р.). Зграї крижнів налічують від кількох десятків до кількох сотень особин. Зокрема, 16 березня 1994 р. на Пісочному озері спостерігали 54 птахи (34 і 20); 15 березня 1992 р. – 116 особин, 14 березня 1992 р. на оз. Перемут нараховано 120 крижнів: 02 березня 1992 р. на оз. Луки – 150 особин, 18 березня 1992 р. на озері Кримне – близько 200 птахів.

**Свиц** (*Anas penelope* L.). Дві особини виду спостерігали 08.04.1995 р. на оз. Люцимир. На риборозплідних ставах “Ладинка” біля с. Піща 11 квітня 1995 р. зареєстровано 15 птахів і групу з двох і трьох.

**Шилохвіст** (*Anas acuta* L.): 8 квітня 1995 р. дві пари птахів зафіксовано на озері Люцимир.

**Шиконіска** (*Anas cyreata* L.). Пара птахів була на оз. Люцимир 8 квітня 1995 р.

**Чернь чубата** (*Aythya filigula* L.): 18 березня 1992 р. на Пісочному озері спостерігали 13 і 11, 19 березня 1992 р. – 30 особин, 22 березня 1994 р. – 3 і 1, 09.04.1995 р. – 19 птахів (17 і 1).

**Гоголь** (*Vicerephala clangula* L.): 22.03.1994 р. на Пісочному озері було 2, 30 березня 1995 р. – 20, 9 квітня 1995 р. – 6 особин. На Люцимирі пара гоголів зафіксована 8 квітня 1995 р.

**Морянка** (*Clangula hyemalis* L.). одну особину зареєстрували 9 квітня 1995 р. на Пісочному озері.

**Мартин жовтоногий** (*Larus fuscus* L.): 12 березня 2001 р. сім особин виявлено на льоді Пісочного озера.

### 5.2.9. Ссавці

Перший фауністичний список ссавців Шацького НПП складено у 1988 р. До 1994 р. на цій території налічувалося 44 види ссавців [172]. Комплексні теріологічні дослідження 2000–2004 рр. дали змогу з’ясувати сучасний склад теріофауни ШНПП. Виявлено 53 види ссавців, серед яких вісім занесених до Червоної книги України (1994). Доведено наявність дев’яти нових видів, а саме: *Myotis*

*daubentonii*, *Myotis mystacinus*, *Myotis myotis*, *Pipistrellus nathusii*, *Barbastella barbastellus*, *Eptesicus nilssonii*, *Sicista betulina*, *Cricetus cricetus*, *Felis silvestris*.

У межах парку досить поширеним і мало дослідженим є ряд Мідицеподібні – *Soriciformes*, представлений трьома родинами. Родина Їжаків *Erinaceidae* представлена одним видом їжак білочеревий (*Erinaceus concolor* Martin). Попереднє визначення в літературі їжаків звичайних як *Erinaceus europeus* L. переглянуто, тепер їх зачислено до *E. concolor* [173]. Це значно поширений синантропний вид. Його неодноразово спостерігали та відловлювали на території біостанціону Львівського національного університету імені Івана Франка і в околицях населених пунктів Шацьк, Світязь та ін. Надає перевагу заростям чагарника листяних та змішаних лісів. Уникає сильно заболочених біотопів. Антропогенний вплив: відомі випадки загибелі тварин улітку на автодорогах у нічні години. Родина Кротові *Talpidae* представлена також одним видом – кріт європейський *Talpa europaea* L. Вид поширений на території парку і є звичайним за чисельністю; надає перевагу узліссям, галявинам та пасовищам з вологим ґрунтом; уникає орних земель та соснових борів на сухих піщаних ґрунтах. Поширений по околицях усіх населених пунктів. Родина мідичеві *Soricidae* на теренах парку налічує п'ять видів. З них найпоширеніші мідича звичайна *Sorex araneus* L., мідича мала *Sorex minutus* L. та білозубка білочерева *Crocidura leucodon* Herm. Їх неодноразово відловлювали на території біостанціону Львівського національного університету імені Івана Франка (табл. 5.6).

Таблиця 5.6

**Розміри відловлених особин  
представників родини Мідичеві *Soricidae*, мм**

Вид	Стать	Тіло	Хвіст	Стопа	Вуха
1	2	3	4	5	6
<i>Sorex araneus</i>	?	73,0	38,0	12,0	4,0
<i>Sorex araneus</i>	?	67,0	36,0	12,0	-
<i>Sorex araneus</i>	?	82,0	38,0	11,4	-

Закінчення табл. 5.6

1	2	3	4	5	6
<i>Sorex araneus</i>	?	81,0	40,0	11,0	5,1
<i>Sorex araneus</i>	?	63,0	39,0	12,3	-
<i>Sorex araneus</i>	?	64,0	39,0	13,0	-
<i>Sorex araneus</i>	♀	77,0	37,0	13,0	7,0
<i>Sorex araneus</i>	♀	94,0	41,0	16,0	13,0
<i>Sorex araneus</i>	♀	72,0	37,0	12,0	7,0
<i>Sorex araneus</i>	♀	71,0	39,0	12,0	6,0
<i>Sorex araneus</i>	♀	70,0	34,0	12,0	6,0
<i>Sorex araneus</i>	♀	68,0	33,4	12,8	6,6
<i>Sorex araneus</i>	♀	65,0	36,0	12,0	6,0
<i>Sorex araneus</i>	♀	60,0	42,0	12,0	-
<i>Sorex araneus</i>	♂	78,0	40,0	13,0	4,0
<i>Sorex araneus</i>	♂	85,0	39,0	13,0	8,0
<i>Sorex minutus</i>	?	56,0	34,0	9,0	-
<i>Sorex minutus</i>	?	65,0	35,0	9,0	-
<i>Sorex minutus</i>	♀	68,0	44,0	12,0	5,0
<i>Sorex minutus</i>	♀	55,6	33,0	10,5	5,5
<i>Sorex minutus</i>	♀	50,0	33,0	9,0	6,0
<i>Sorex minutus</i>	♀	59,0	37,0	11,0	5,0
<i>Sorex minutus</i>	♂	63,0	32,0	11,0	7,0
<i>Crocidura leucodon</i>	?	71,0	28,0	12,0	-
<i>Neomys anomalus</i>	♀	90,0	54,0	19,0	6,0



Населяють вологі ділянки лісу з добре розвинутим трав'яним покривом, заболочені луки, заплави річок; трапляються поблизу людських будівель. Нерідко знаходили мертвих особин цих видів на лісових ґрунтових дорогах; причини загибелі тварин не з'ясовані. Нечисленними видами є мідиця середня *Sorex caecutiens* Laxm. та рясоніжка мала *Neomys anomalus* Cabrera (занесена до Червоної книги України). Мідиця середня населяє узбережжя водойм, заплави річок, луки та болота, трапляється у лісах з густим чагарниковим підліском. Знахідки цього виду в північних районах України визнані необґрунтованими [174], однак на території біостаціонару відловлено самця, видова належність якого визначена за формою пеніса. Тушки всіх відловлених представників мідичевих зберігаються у Зоологічному музеї Львівського національного університету імені Івана Франка.

Усі мідичеві є вразливими видами через досить вузьку харчову спеціалізацію. Антропогенне забруднення екосистем різноманітними хімічними агентами може призвести до порушення мезофауністичних угруповань, що становлять основу їхньої кормової бази. Усі представники родини мають охоронний статус згідно з додатком 3 до Бернської конвенції.

Мало досліджений у межах ШНПП ряд Лилюкоподібні (Кажани) *Vespertilioniformes (Chiroptera)*, представлений лише родиною гладеньконосі *Vespertilionidae*. До 2000 р. хіроптерофауну території Шацького парку практично недосліджували. Тільки в окремих публікаціях [172, 175, 176] є фрагментарні дані щодо кажанів цієї території. З 2000 р. розпочато детальне вивчення території із застосуванням ультразвукового детектора D-200, відлову та кільцювання кажанів. Головні обліки проводили у червні 2000–2004 рр. у межах берегової лінії Пісочного озера. Материнські колонії кажанів розшукували за допомогою ультразвукового детектора, їхній видовий склад визначали шляхом відлову тварин орнітологічною павутинною сіткою. Відловлених кажанів кільцювали польськими хіроптерологічними кільцями (м. Краків).

Сьогодні в парку відомо п'ять видів кажанів: вухань звичайний *Plecotus auritus* L., пергач пізній *Eptesicus serotinus* Schreber, вечірниця дозріна *Nyctalus noctula* Schreber, нетопир карликовий

*Pipistrellus pipistrellus* Schreber, а один вид наведено з помилкою в латинській назві – нічниця водяна записана як *Myotis dasycneme* Voie [172]. Крім того, у квітні 1974 р. тут зареєстровано пергача північного *Eptesicus nilssoni* Keyserling et Blasius [177].

За допомогою детекторних обліків на території парку влітку 2000 р. підтверджено наявність нічниці водяної *Myotis daubentonii* Kuhl, що є звичайним видом парку. Характерні стації виду – водойми парку (озера, ставки та меліоративні канали); найчастіше трапляється в польоті над відкритими спокійними ділянками водойм; удень ховається в дуплах, штучних гніздівлях, щілинах мостів, рідше – на горищах. У 2000–2001 рр. у присмерковий час над Пісочним озером спостерігали водяних нічниць у кількості дві–чотири особи. Влітку 2001 р. біля берегів Пісочного озера знайдено мертвою самицю нічниці водяної (Пп – 37,0 мм), тушка якої зберігається в колекціях Зоологічного музею Львівського національного університету імені Івана Франка. Там же знайдено рештки ще одного екземпляра виду. Це дає змогу припустити про існування материнської колонії водяної нічниці на цій території.

За характерним низьким польотом над землею і великими розмірами тіла ідентифіковано новий для Українського Полісся вид – нічницю велику *Myotis myotis* Borkhausen. Це малодосліджений вид парку. Характерні літні сховища – горища будинків; трапляється поблизу водойм; утворює колонії.

Нетопир карликовий *Pipistrellus pipistrellus* – звичайний перелітний вид, типовий для антропоценозів парку. Оселяється колоніями на горищах, під стріхами, у покинутих будинках, інколи в дуплах або під корою дерев. У червні 2000 р. на біостаціонарі Львівського національного університету імені Івана Франка знайдено дві материнські колонії в будівлях; одну – за дерев'яною обшивкою житлового будинку на висоті 2,5 м. Зафіксовано виліт кажанів протягом 22<sup>00</sup>–22<sup>30</sup> год від однієї до п'яти особин з інтервалом у 3–5 хв у такому порядку: п'ять–дві–п'ять–чотири–одна–одна–одна–дві особи. Загалом чисельність кажанів у колонії сягала 21–25 особин. З цієї колонії відловлено шість самиць, з них п'ять закріплено (польськими кільцями) й одну зафіксовано для подальшого точного визначення (табл. 5.7).

Таблиця 5.7

**Розміри відловлених особин нетопиря карликового, *Pipistrellus pipistrellus*, мм**

Стать	Тіло	Перед-пліччя	Вухо	Козелок	Хвіст	Номер кільця
Самиця	43,3	30,1	9,8	4,7	24,3	Krakow A 00108
Самиця	44,4	31,2	8,7	4,8	28,9	Krakow A 00107
Самиця	41,5	30,9	7,3	3,5	30,8	Krakow A 00106
Самиця	44,6	31,1	8,4	3,5	28,7	Krakow A 00104
Самиця	46,3	31,2	8,2	4,1	27,7	Krakow A 00111
Самиця	40,4	31,0	8,4	4,9	30,0	Колекція зоомузею

У червні 2001 р. на території ШНПП в будівлях довкола Пісочного озера виявлено п'ять материнських колоній двох видів рукокрилих: перша: *P. pipistrellus* – понад 30 особин, материнська колонія під дерев'яною обшивкою даху житлового корпусу бази “Медик”; друга: *P. pipistrellus* + *Pipistrellus nathusii* Keyserling et Blasius – понад 30 особин, материнська колонія під дахом сауни на біостанціонері; третя: *P. pipistrellus* + *P. nathusii* – понад 60 особин, материнська колонія (велика кількість молодняку, були мертві особини) під дахом рятувальної станції санаторію “Лісова пісня”; четверта: *P. nathusii* – 10–15 особин, материнська колонія під дахом корпусу №2 біостанціонеру (спостерігали молодих особин що випадали); п'ята: *P. nathusii* – 10 особин, материнська колонія в щілині під дахом гаражу на території біостанціонеру. Загалом відловлено 36 особин (23 особини *P. pipistrellus* та 13 особин *P. nathusii*) (табл. 5.8, 5.9) з них 20 особин нетопиря карликового та 11 особин нетопиря лісового закріплено. По одній особині кожного виду передано в колекцію рукокрилих Зоологічного музею Львівського національного університету імені Івана Франка.



*P. pipistrellus* – нетопир карликовий

Таблиця 5.8

**Розміри відловлених нетопирів карликових  
*Pipistrellus pipistrellus*, мм**

Стать	Передпліччя	Номер кільця
1	2	3
Перша колонія		
Невідома	29,9	А 00105
Невідома	28,5	А 00103
Невідома	29,0	А 00110
Невідома	29,1	А 00102
Невідома	28,8	А 00109
Невідома	32,0	А 00115
Невідома	31,0	А 00116
Невідома	30,0	А 00117
Невідома	29,1	А 00118
Невідома	29,4	А 00119
Невідома	31,2	А 00120
Невідома	31,3	А 00121
Невідома	30,0	А 00122
Невідома	31,3	А 00123
Невідома	29,0	А 00124
Невідома	30,0	А 00125
Друга колонія		
Самиця	28,9	А 01705
Самиця	29,6	А 01709

Продовження табл. 5.8

1	2	3
Самиця	31,2	А 01710
Самиця	31,6	А 01712
Самиця	31,7	Колекція
Третя колонія		
Самиця	30,8	-
Самиця	30,5	-

Перша і друга колонії первинно виявлені влітку 2000 р., а в червні 2001 р. їх зареєстровано на цих же місцях. Склад та розміщення колоній на 2002 р. були сталими за винятком третьої колонії, де кількість кажанів перевищувала 100 особин. Загалом відловлено 21 особину *P. pipistrellus* та 23 особини *P. nathusii*. Отримано три звороти кілець: три самиці *P. pipistrellus* закільцьовані на першій колонії 20 червня 2001 р. та 11 червня 2002 р. і на другій колонії 29 червня 2001 р. Впродовж червня 2003 р. виявлено помітне зменшення колоній цих видів. Зникли четверта і п'ята колонії. Кільцювання та відлову тварин не проводили.

Таблиця 5.9

**Розміри відловлених особин нетопиря лісового  
*Pipistrellus nathusii*, мм**

Стать	Передпліччя	Номер кілець
1	2	3
Друга колонія		
Самиця	35,1	А 01701
Самиця	35,1	А 01702
Самиця	35,2	А 01703
Самиця	35,9	А 01704

Закінчення табл. 5.8

1	2	3
Самиця	35,0	A 01706
Самиця	34,9	A 01707
Самиця	34,7	A 01708
Самиця	35,0	A 01711
Самиця	34,0	A 01713
Самиця	34,4	A 01714
Самиця	35,0	A 01715
Самиця	35,9	Колекція
Третя колонія		
Самиця	34,5	-

Вухань звичайний *Plecotus auritus* є осілим видом парку. Найчастіше трапляється на горищах, у пивницях, інколи в дуплах дерев та в штучних гніздівлях. Завдяки високій стійкості до низьких температур зимує у літніх сховищах. Типовий вид лісової зони та антропоценозів.

Вечірниця дозирна *Nyctalus noctula* – перелітний нечисельний вид парку. Типовий дендрофіл старих лісів та садів, оселяється колоніями в дуплах широколистяних дерев, інколи в будівлях. Часто простежується на межі лісу й агроценозів, поблизу водойм. Зареєстрований в польоті за допомогою детектора в межах біостаціонару. Одну особину виду відловлено в полівидовій материнській колонії разом з *P. pipistrellus* та *P. nathusii*. У червні 2002 р. знайдено моновидову материнську колонію (до десяти особин) цього виду в дуплі сухої вільхи за 3 м від лісової дороги (берег Пісочного озера). Одну вагітну самицю відловлено. Ще одну самицю виду відловлено над водою Пісочного озера. У 2003 р. колонію в цьому місці не зареєстровано. Впродовж літніх періодів 2004–2005 рр. зафіксовано нову материнську колонію

(10–15 особин) вечірниці в дуплі сосни на узліссі навпроти бази УкрДЛТУ біля Пісочного озера. Відловлено дві лактувальні самці виду з цієї колонії.

Пергач пізній *Eptesicus serotinus* – типовий осілий синантропний вид парку. Характерні літні сховища – горища людських будівель, порожнини між обшивками стін і дахів, карнизами тощо. Полює в межах населених пунктів. Трапляється в смт. Шацьк та с. Світязь (Башта, 2004).

До нових знахідок рукокрилих у літній період на території ШНПП треба зачислити реєстрацію двох материнських колоній нічниці ставкової *Myotis dasycneme* на горищах будинків у смт Шацьк (1995р.) та с. Світязь (2001р.) (Башта та ін., 2002). Улітку 2002 р. виявлено ще одну материнську моновидову колонію ставкової нічниці під деревяною обшивкою нового корпусу бази “Медик” за 10 м від полівидової колонії *P. pipistrellus* та *P. nathusii*. Візуально нараховано 76 особин виду. Відловлено дев’ять особин, закільцьовано – шість, одну особину знайдено мертвою – (тушка в колекції Зоологічного музею Львівського національного університету імені Івана Франка). Впродовж літа 2003–2005 рр. колонії на цьому місці незафіксовано. Однак вид постійно реєструють детектором над Пісочним озером. Також виводкові колонії та окремі особини виду виявлені біля оз. Світязь, Пулемецького і Люцимир (А.-Т. Башта, 2004). Вид занесений до Червоної книги України (третья категорія).

У публікації В.В. Ткача, Р.І. Ліхотопа та С.А. Сологор (1995), де проаналізовано аналіз фауну рукокрилих Волинської обл., для території ШНПП зазначено знахідку в смт. Шацьк широкоуха *Barbastella barbastellus*. Це єдина знахідка виду для території Волинської обл. відома до 2004 р. А.-Т. Башта описав нову знахідку в околицях смт Шацьк, на території парку та за його межами в с. Згорани (Любомльський р-н) (Башта, 2004). Поширення виду потребує ґрунтовніших досліджень, оскільки занесений до Червоної книги України (третья категорія).

За повідомленням Н.А. Полушиної (1998), у квітні 1974 р. на біостаніонарі Львівського університету виявлено пергача північного *Eptesicus nilssonii*. Відтоді на цій території вид не реєстру-

вали. Однак А.-Т. Башта (2004) описав нову знахідку в околицях смт Шацьк (урочище Гряда) 4.08.2003 р. Це найбільш крайні північні знахідки виду для території України. Пергач північний *E. nilssonii* – рідкісний вид на території парку. Характерними стаціями виду є узлісся поблизу водойм. Материнські колонії влаштовує в дуплах дерев та щілинах будівель.

Є неопубліковані дані про знахідку І. Ф. Ємельяновою в серпні 1970 р. на території біостаціонару нічниці вусатої *Myotis mystacinus* Kuhl, 1817. Екземпляр даного виду зберігається в колекції рукокрилих Зоологічного музею Львівського національного університету імені Івана Франка. Визначення виду підтверджене Н. А. Полушиною та І. В. Загороднюком. У серпні 2003 р. в урочищі Гряда (околиці смт. Шацьк) відловлено двох особин виду (Башта, 2004). Це найпівнічніші знахідки *M. mystacinus* на території України.

Нічниця війчаста *Myotis nattereri* — лісовий вид кажана, який раніше не фігурував у фауністичних списках парку. Часто полює у рідколіссі. Вперше зафіксований 2003 р. на території ШНПП А.-Т. Баштою в урочищі Гряда (смт Шацьк). Відловлено одну особину (Башта, 2004).

Кажан двоколірний *Vespertilio murinus* — вид кажана, спорадично поширений по всій території України. Раніше не траплявся у фауністичних списках парку. Заселяє лісові райони, поширений також у населених пунктах. Уперше зареєстрований 2003 р. на території ШНПП А.-Т. Баштою в урочищі Гряда (околиці смт Шацьк). Знайдено муміфікований екземпляр виду (Башта, 2004).

Антропогенний вплив – турбування в період розмноження, руйнування схованок материнських колоній та вилучення старих дерев із природними схованками (дуплами та щілинами).

Обліки видового складу кажанів протягом літнього періоду 2000–2005 рр. в околицях Пісочного озера дали змогу зафіксувати шість видів кажанів – нетопир малий *P. pipistrellus*, нетопир лісовий *P. nathusii*, вечірниця дозирна *N. noctula*, нічниця водяна *M. daubentonii*, ставкова *M. dasycneme* і велика *M. myotis*. Три види для території ШНПП виявлено вперше. Знайдено вісім материнських колоній чотирьох видів *P. pipistrellus*, *P. nathusii*,



*M. dasycneme*, *N. noctula*: п'ять моновидових та три полівидові. Сучасний список кажанів Шацького національного парку охоплює 13 видів. Окремі одиничні знахідки рідкісних видів потребують підтвердження. Подальші дослідження допоможуть ґрунтовніше з'ясувати видовий склад та біологічні особливості цієї мало дослідженої та рідкісної групи тварин, більшість з яких мають охоронний статус згідно з додатком 2 до Бернської конвенції.

Найчисленнішим рядом території є Мишоподібні (Гризунни) *Muriformes*, представлені трьома родинами, які налічують 17 видів. Найменшевидоверізноманіття має родина Білячих *Sciuridae* – лише один вид білка звичайна *Sciurus vulgaris* L., що населяє ліси різних типів; надає перевагу високим хвойним та змішаним лісам. Вид часто трапляється поблизу населених пунктів, турбаз, постійно простежується на території біостанціону. Достатньо поширена на території родина Вовчкових *Myoxidae*, представлена такими трьома видами: вовчок сірий *Myoxus glis* L., вовчок лісовий *Dryomys nitedula* Pall. та вовчок горішниковий *Muscardinus avellanarius* L. Усі три види неодноразово спостерігали та відловлювали в околицях біостанціону. Вони надають перевагу змішаним лісам з переважанням дуба та густого ліщинового підліска; тримаються узлісь та лісосмуг. Вовчок сірий *M. glis* та вовчок лісовий *D. nitedula* на території парку як кубла часто використовують штучні гніздівлі для співочих птахів, у великій кількості розвішані на деревах у більшості кварталів парку; нерідко трапляються в межах населених пунктів, будуючи кубла на горищах дерев'яних споруд. Вовчок горішниковий *M. avellanarius* надає перевагу листяним лісам і найчастіше простежується в лісо-смугах уздовж доріг. Тварин легко виявити за добре помітними гніздами кулястої форми між гілками дерев листяних порід та кущів.

Родина Мишівоків *Sminthidae* на території парку представлена одним видом мишівка лісова *Sicista betulina* Pall. Це рідкісний вид парку. Відомі знахідки *S. betulina* І.Ф. Ємельяновою на початку 1970-х років в околицях смт Шацьк (14–18 квітня 1971 р.) та двох самиць виду в Ростанському лісництві (28 травня 1971 р. та 14 жовтня 1971 р.). Мишівка лісова надає перевагу вересково-березово-со-

сновим та дубово-грабовим лісам території [179]. Поширення виду потребує ґрунтовніших досліджень.

Родина Мишачі *Muridae* представлена шістьма видами. Найпоширенішими і найчисленнішими з них є миша звичайна *Mus musculus* L. і миша польова *Apodemus agrarius* Pall., мишак лісовий *Sylvaemus sylvaticus* L. і мишак жовтогорлий *Sylvaemus tauricus* Melchior, а також пацюк сірий *Rattus norvegicus* Berkenhout. Пацюк надає перевагу населеним пунктам, хоча трапляється і поза їхніми межами. Усі види поширені на цій території і трапляються на сухих ділянках та у вологих біотопах. Суцільних лісових масивів уникає мишка маленька *Micromys minutus* Pall; вона надає перевагу зволоженим біотопам: річковим долинам, берегам водойм із чагарниками.

Родина Хом'якові *Cricetidae* представлена одним видом хом'як звичайний *Cricetus cricetus* L. У червні 1994 р. вперше зареєстровано жилу нору виду на околицях смт Шацьк за 500 м від оз. Світязь. Нора (11×13 см) була влаштована на обробленій присадибній ділянці. Вид надає перевагу угіддям поблизу населених пунктів, які не обробляють за допомогою сільськогосподарської техніки.

Родина Норицеві *Arvicolidae* на території парку налічує сім видів. Найчисленнішими і найпоширенішими є такі види, як нориця руда (лісова) *Myodes glareolus* Schreber, нориця польова *Microtus arvalis* Pall. та щур водяний *Arvicola amphibius* L. Нориця руда *M. glareolus* населяє ліси всіх типів, суцільні лісові масиви і переліски; надає перевагу зволоженим лісам з густим підліском і трав'яною рослинністю; неодноразово її відловлювали на території біостаніонару. Нориця польова *M. arvalis*, здебільшого, тримається відкритих ділянок полів, пасовищ і долин річок. Щур водяний *A. amphibius* поширений майже в усіх біотопах парку і відіграє важливу роль у трофічних зв'язках багатьох хижих птахів і ссавців. Нориця темна *Microtus agrestis* L., нориця чагарникова (підземна) *Terricola subterraneus* de Selys Longchamps та нориця сибірська (економка) *Microtus oeconomus* Pall. належать до нечисленних видів фауни території. Вони населяють затінені вологі ліси з добре розвинутим трав'яним покривом, здебільшого, поблизу водойм.

Ондатра *Ondatra zibethicus* L. – представник північноамериканської фауни – акліматизована в першій половині ХХ століття. Вид проник на територію парку природним шляхом з території Польщі. Перші поселення виявлено 1948 р. на озерах Світязь, Луки та Перемут (Татаринів, 1954). У 1970-х роках поселення зафіксовано на Заболотівських та інших озерах, Турійському каналі і на заплавах водоймах уздовж ріки Турії. Наприкінці 70-х років ондатра заселила всі придатні для проживання водойми Волині, однак густина популяції помітно зменшувалася [180]. За даними А. Є. Кравчука, який вів спостереження за видом на теренах парку, 1986 р. поселення ондатри (хатки) виявлено на десяти озерах (Світязь, Луки, Перемут, Люцимир, Острів'янське, Кримне, Соминець, Чорне Велике, Довге та Кругле) та в каналі, що веде до озер Мошне біля с. Затишшя і Оріхове. На озерах Пулемецьке, Пісочне та Мошне вид не зареєстровано.

Під час наших досліджень улітку 1994 р. дві хатки ондатри виявлено на березі оз. Климівське, 2000 р. одна хатка на оз. Мошне. У 2001 р. в Пісочному озері поблизу біостанонару знайдено мертво дорослу самицю ондатри (L – 30,5 см; Са – 20,8 см; Аи – 1,5 см; Рl – 5,5 см), на березі оз. Перемут зафіксовано дві нори цього виду. У 2004 р. на оз. Мошне була одна хатка з тваринами. Як звичайно, ондатра надає перевагу затишним ділянкам водойм та заболоченим місцям з повільною течією; гніздову камеру влаштовує в добре помітних хатках, в норах; одним з характерних об'єктів її живлення є молюск беззубка (*Anodonta cygnea*) (на “кормових столиках” ондатри зафіксовано до 250 черепашок).

Ряд Зайцеподібні *Leporiformes* [*Lagomorpha*] на теренах парку представлений лише однією родиною Заячі *Leporidae* та одним видом – заєць сірий (русак) *Lepus europaeus* Pall. Це звичайний вид для території; уникає суцільних лісових масивів; тримається чагарникових ділянок узлісь, долин річок та сіножатей.

Ряд Собакоподібні *Caniformes* (*Carnivora*) найповніше на теренах парку представлений родиною Куницевих *Mustelidae*, яка налічує сім видів. Серед них досить поширена ласка *Mustela nivalis* L.; надає перевагу узлісьям, садам, різноманітним сільськогосподарським угіддям; на берегах водойм тримається заростей верби та вільхи; найбільша чисельність виду зафіксована

поблизу населених пунктів, де сконцентровані мишовидні гризуни.

Горностаї *Mustela erminea* L. занесений до Червоної книги України; він трапляється спорадично на болотах, біля меліоративних каналів, рідше – у садах і населених пунктах, у лісі на зрубках і вздовж узлісь. Вид тісно пов'язаний з головним кормовим об'єктом – щуром водяним (*A. amphibius*).

Тхір чорний (лісовий) *Mustela putorius* L. – звичайний вид парку; поширений з високим ступенем синантропності; крім населених пунктів, характерними стаціями для виду є затоплені ділянки лісу; неодноразово добували в околицях Шацька.

Куниця лісова *Martes martes* L. – звичайний вид лісових ценозів парку; характерні стації – ліси типу свіжого дубово-ялинового субору; за слідами життєдіяльності вид облікували поблизу озер Луки та Перемут і біля біостаціонару; зафіксовано часті випадки знищення куницею лісовою гнізд з кладками хижих та співочих птахів.

Куниця кам'яна *Martes foina* L. – нечисленний вид парку; надає перевагу населеним пунктам та лісовим угіддям зі старими насадженнями, інколи трапляється на згорілих ділянках лісу, що заростають.

Видра річкова *Lutra lutra* L. – мало досліджений вид території парку, занесений до Червоної книги України, має охоронний статус згідно з додатком 2 до Бернської конвенції. Н.А. Полушина (1954) стверджувала, що група Шацьких озер



*Lutra lutra* L. – видра річкова

є постійним місцем перебування цього виду, який надає перевагу важкодоступним заболоченим берегам озер [181, 178]; відомі нори в районі озер Кругле, Довге, Чорне Велике та Світязь; може влаштовувати нори в берегах меліоративних каналів.

Борсук *Meles meles* L. – нечисленний вид парку, занесений до Червоної книги України. Щільність населення виду становить 0,3 особини на 1 000 га придатних угідь. Обліковано вісім поселень тварини в Пульмівському та Мельниківському лісництвах, з них три жилі. Нори з невеликою кількістю вхідних отворів (1–4) переважно, влаштовані у мезофільних борах і субборах та в мезогігрофільних борах. Чисельність виду обмежена природною нестачею горбистих ділянок рельєфу з низьким рівнем ґрунтових вод та наявністю піщаних ґрунтів. Майже всі представники куницевих мають охоронний статус згідно з додатком 3 до Бернської конвенції.

Родина собачі *Canidae* представлена трьома видами: лисиця звичайна *Vulpes vulpes* L., єнотовидна собака *Nyctereutes procyonoides* L. та вовк *Canis lupus* L. Лисиця звичайна *V. vulpes* – звичайний вид парку. Щільність населення виду коливається в межах 10–12 на 1 000 га. На території парку обліковано 40 заселених та 27 нежилых нір лисиці, з них 18 розкопані. Тварина, влаштовуючи нори, надає перевагу узліссям, кавальєрам меліоративних каналів та осушеним торфовищам. Основна кількість нір виявлена на підвищених сухих ділянках боліт. Постійно реєструють одну–дві нори виду в околицях біостационару. Єнотовидна собака *N. procyonoides* – нечисленний інтродукований вид парку. На оз. Луки в лютому 1991 р. зафіксовано сліди двох особин цього виду. Тварина майже не влаштовує власних нір, використовуючи нежилі нори лисиць і борсуків. Вид надає перевагу болотистим стаціям.

Вовк *C. lupus* – рідкісний інвазійний вид парку. Наприкінці 70-х років XX ст. здобували поблизу оз. Мошне. Сьогодні спорадично реєструють окремих особин, що прийшли із прикордонної зони з боку Польщі, зокрема, із Ростанського лісництва. 1994 р. зафіксовано пару вовків, яка прийшла з боку Білорусії; 1998 р. знайдено вовче лігво поблизу с. Кропивники Шацького р-ну, з нього вилучено шестеро вовчат. На території Світязького лісництва 2004 р. виявлено пару вовків, одного з них (самця) відловлено; 2005 р. в цьому ж лісництві відстріляно ще одного самця вовка (повідомлення Матейчик В.І., особ. повідомл.). Відсутність вовка на теренах парку зумовлена з негайним відстрілом тварин у разі їхньої появи та порівняно низькою чисельністю ратичних — головного об'єкта живлення вовків.

Родина котячі *Felidae* до цього часу у фауністичних списках парку не значилася, однак за літературними даними на Волинському Поліссі у 1950-х роках kota лісового *Felis silvestris* Schreber вважали звичайним, хоч і нечисленним видом [182]. Вже у 1970-х роках на Волині вид не реєстрували [183]. Різке зменшення чисельності зумовило до включення його у списки обох видань Червоної книги України (1980, 1994) та списки тварин додатка 2 Бернської конвенції. Одну особину *F. silvestris* М. Прушинський спостерігав у червні 1992 р. на узліссі поблизу с. Піща. За усним повідомленням доцента кафедри зоології Львівського національного університету імені Івана Франка І. М. Горбаня, у червні 2003 р. виявлено сліди дорослої особини дикого kota в лісовому масиві поблизу оз. Мошне.

Ряд ратичні *Cerviformes* (*Artiodactyla*) представлений двома родинами. Родина Свинячі *Suidae* налічує один вид – кабан звичайний *Sus scrofa* L. Це звичайний вид парку, який надає перевагу зволоженим лісовим угіддям і чагарниковим заростям на узбережжях водойм, лісовим болотам та заростям очерету; його постійно реєструють на півострові між озерами Луки та Перемут і в околицях оз. Мошне.

Родина оленячі *Cervidae* на теренах парку нараховує два види: Сарна європейська *Capreolus capreolus* L. – звичайний вид парку, трапляється в усіх біотопах, однак надає перевагу змішаним лісам з густим підліском та зарослим зрубам. Зафіксовано сліди сарни й на острові оз. Світязь. Постійно щорічно реєструють сліди та живих особини виду в околицях біостационару. У лісових угіддях парку, де щільність населення виду велика, тварини іноді завдають шкоди пагонам саджанців листяних порід.

Лось європейський *Alces alces* L. на території парку є рідкісним видом і тримається, головне, суцільних великих сильно заболочених, переважно листяних лісових масивів; надає перевагу непрохідним болотам і хащам листяного молодняку. Візуально зареєстровано тварин у Мельниківському лісництві біля оз. Світязь та сліди самиці із молодою особиною в околицях оз. Мошне влітку 2001 р.



## 6. ВПЛИВ АНТРОПОГЕННИХ ЧИННИКІВ НА БІОЛОГІЧНЕ РІЗНОМАНІТТЯ

З часу утворення ШНПП, під впливом антропогенних чинників відбулися значні зміни в екосистемах і структурі зоокомплексів. Найпомітніша трансформація зафіксована у водно-болотних геобіоценозах, де часто через осушення торфових боліт або запланих лук порушений гідрологічний режим, що був важливим регулятором трофічних та інших життєвих процесів фауністичних комплексів. З іншого боку, в цьому регіоні проживає сільське населення, діяльність якого пов'язана з рільництвом, скотарством, рибальством, мисливством та лісогосподарськими роботами.

Як звичайно, традиційні методи господарювання в сільських громадах країн з низьким економічним розвитком тісно пов'язані з використанням природних ресурсів як засобів існування. В таких умовах помітно зростає вплив на лісові, пасовищні, озерні чи долинні екосистеми, що часто спричинює збіднення біологічного різноманіття, передусім, вразливих, рідкісних та цінних промислових видів тварин.

Сьогодні в ШНПП зафіксовано різке зменшення чисельності великих ссавців, хижих птахів, багатьох плазунів та земноводних. На берегах озер, меліоративних каналів зареєстровано 15 видів дрібних гризунів та комахоїдних ссавців, зокрема, руда полівка *Myodes glareolus*, мідія звичайна *Sorex araneus*, мишак жовтогорлий *Sylvemus tauricus* (1,0–1,1% вилову). Полівка звичайна *Microtus arvalis*, нориця темна *Microtus agrestis*, миша маленька *Micromys*

*minutus*, миша звичайна *Mus musculus* трапляються зрідка. До дуже рідкісних належать мишівка лісова *Sicista betulina*, рясоніжка велика *Neomys fodiens* та рясоніжка мала *Neomys anomalus*.

Серед екосистем найвразливішими за останні десятиліття виявились торфові болота. Вони зазнали найглибших змін ландшафтного і біотичного характеру. Болота, що залишилися під охороною важливих ландшафтів на території Західного Полісся, потребують спеціального природоохоронного менеджменту. Як одні з найвразливіших водно-болотних угідь, вони перебувають під загрозою деградації в глобальних масштабах. З одного боку, протягом кількох століть торфові ґрунти інтенсивно використовували в різних країнах як енергетичні паливні ресурси, з іншого, їх застосовували як збагачувальні добрива в сільському господарстві. Значні площі торф'яних боліт або заплавних лук торфового походження, особливо в Східній Європі та на території колишнього СРСР, були вилучені з фонду невикористовуваних земель і зазнали спеціального осушення. Їхня неактивна механічна аграрна обробка призвела до утворення значних одноманітних сільськогосподарських угідь із різким темпом звітрювання торф'яних шарів ґрунту і повним знищенням болотної рослинності та заміною зооценозів. Саме такі ділянки ландшафтів утворилися в багатьох місцях буферної зони Шацького НПП [184, 185]. Інтенсивне використання торфових ресурсів призвело до зникнення або багаторазового зменшення площ торфових боліт у багатьох країнах світу [186, 187], а тому охорона цих ландшафтних утворень у національному парку є важливою пріоритетною природоохоронною справою. Через порушення цілісності болотних екосистем невеликі болотні островки серед обширних агроценозів продовжують деградувати, а їх біологічне різноманіття поступово збіднюється. Ми намагались провести спеціальну інвентаризацію флори та фауни й визначити найперспективніші ділянки придатні для збереження цінних природних популяцій рідкісних і зникаючих видів. В Україні водно-болотні угіддя дають найбільше різноманіття рідкісних і зникаючих видів птахів, що занесені до національної Червоної книги. Тому ці екосистеми потрібно ввести в склад еталонних природоохоронних ділянок [188, 189]. Необхідно організувати спеціальний екологічний моніторинг торфових боліт [186, 190].



Під час аналізу зібраних даних виявлено, що чисельність різних видів тварин, зокрема, багатьох видів птахів, на торфових болотах змінювалась і коливалась синхронно [191, 192, 193]. Це дає підстави вважати, що окремі види можуть бути придатними для використання їх у програмах довготривалого моніторингу за екологічними умовами стану торфовищ. Серед птахів, яких ми досліджували, достатньо об'єктивними для аналізу змін у природних болотних екосистемах є такі види, як зміїд *Circaetus gallicus*, підорлик малий *Auila pomarina*, лунь лучний *Circus pygargus*, тетерук *Lyrurus tetrrix*, деркач *Crex crex*, журавель сирій *Grus grus*, чайка *Vanellus vanellus*, грицик великий *Limosa limosa*, кульон великий *Numenius arquata*, коловодник лісовий *Tringa ochropus*, сорокопуд сирій *Lanius excubitor*, щеврик лучний *Anthus pratensis*, очеретянка прудка *Acrocephalus paludicola*. З них шість видів занесені до національної Червоної книги, що теж є важливою підставою для цілеспрямованого контролю їхніх популяцій [192, 194, 195]. У птахів, що вибрані нами як індикаторні види для орнітологічного та екологічного моніторингу болотних екосистем, найсинхронніші зміни чисельності простежені у *Numenius arquata*, *Anthus pratensis*. Кількість гніздових пар у цих видів різко зменшувались у разі осушення торфовищ, невикощування трав [171]. Виявлено зменшення кількості пар усіх гніздових видів качок та інших птахів водно-болотного комплексу [198, 196].

З'ясовано, що господарська діяльність, передусім випасання та сінокосіння, можуть помітно поліпшити умови для підтримки цінних болотних і лучних орнітоценозів [155]. Зокрема, випасання свійських копитних максимально сприяє успішному гніздуванню лелек *Ciconia ciconia*, шпаків *Sturnus vulgaris*, плісок жовтих *Motacilla flava*, а сінокосіння підтримує необхідний стан гніздових біотопів для грицика великого *Limosa limosa*, кульона великого *Numenius arquata*, коловодника звичайного *Tringa totanus*, чайки *V. vanellus* [197, 155].

З огляду на те, що чисельність деяких рідкісних у Європі видів досить помітно зменшується в Україні, ми на підставі узагальнених матеріалів пропонуємо ввести до нового видання національної Червоної книги такі види птахів: качка сіра *Anas strepera*, шуліка чорний *Milvus migrans*, тетерук *Lyrurus tetrrix*, деркач *Crex crex*, коло-

водник лісовий *Tringa ochropus*, баранчик великий *Gallinago media* [155, 198].

Зібрані дані підтверджують, що такі види тварин, як зміїд *Circaetus gallicus*, підорлик малий *Auila pomarina*, лунь лучний *Circus pygargus*, тетерук *Lyrurus tetrrix*, деркач *Crex crex*, чайка *Vanellus vanellus*, грицик великий *Limosa limosa*, кульон великий *Numenius arquata*, коловодник лісовий *Tringa ochropus*, сорокопуд сірий *Lanius excubitor*, щеврик лучний *Anthus pratensis*, очеретянка прудка *Acrocephalus paludicola*, можна ефективно використовувати під час виконання наукових програм з екологічного моніторингу за станом низинних, перехідних і верхових боліт не тільки на території країни, а й в умовах Східної Європи. Саме ці види помітно реагували на зміни в болотних екосистемах, зокрема, в багатьох європейських країнах їхня чисельність різко змінювалась [155, 199, 200]. Застосування цих тварин у цілях моніторингу не потребує використання складних польових та аналітичних методик, однак дає необхідні й достатньо об'єктивні результати. Важливо, що такий підхід економічно зручний, бо не передбачає значних затрат на виконання дослідницьких і камеральних робіт. Дотримання цих засад для проведення контролю за станом і розвитком торфових боліт у сучасних умовах є найдешевшим способом виконання наукових програм з моніторингу в нашій країні. Цей економічний ефект дуже важливо враховувати під час складання довготривалих проектів і виконання регіональних та національних програм, пов'язаних з ощадливим використанням чи експериментальним вивченням болотних екосистем.

Унаслідок осушувальних робіт цінний мисливський вид — тетерук *Lyrurus tetrrix*, утратив більше половини головних місць, придатних для утворення токовищ. Усі відомі протягом останнього століття значні токовища цих птахів були на межі лісу і торфових боліт, а саме ці екотони за останні 50 років зазнали найбільших змін і порушень у ландшафтній структурі. Унаслідок цього і кількість токовищ, і чисельність токуючих самців зменшилася на 70–80%. Відновлення біотопів, придатних для токування і розмноження тетеруків, у багатьох випадках є неможливим або потребує значних матеріальних затрат. Інший мисливський вид – орябок *Tetrastes bonasia* – у зміша-

них лісах парку за останні 20 років практично вимер. Окремі пари донедавна ще спостерігали в лісових кварталах зі старими ялинами *Picea abies*, ялиновим підліском та на ділянках з переважанням сосни *Pinus sylvestris* і густих чорничників *Vaccinum myrtillus* або малинників *Rubus idaeus*. Хоча за критеріями SPEC орябок не належить до загрожуваних у Європі видів, та через знищення старих лісів, значні чинники хвилювання під час збирання лісових ягід він зникає. Сучасну кількість орябка по всій українській частині долини Прип'яті з урахуванням ШНПП можна цінити не більше ніж 10–20 пар.

Серед куликів найбільших змін у популяціях зазнав баранчик великий *Galinago media*, якого наприкінці 1960-х років ще не вважали зникаючим видом, проте у 1980-х роках він практично зник на більшій території заходу країни. Осушення торфових боліт призвело до зникнення токовищ, і в окремі роки гніздових пар не фіксували. У 1980-х роках чисельність виду оцінювали до десяти пар, та наприкінці 1990-х років після детальніших обстежень та внаслідок припинення меліоративно-осушувальних робіт виявлено до 70 пар виду. Незважаючи на це, пропонуємо ввести цей вид у новий список Червоної книги України.

За останнє десятиліття зменшилась кількість усіх сивкоподібних, передусім, кульона великого *Numenius arquata* (зменшилась кількість місць, придатних для гніздування), грицика великого *Limosa limosa* (зникли великі колонії), коловодника звичайного *Tringa totanus* (зменшилася щільність і розміри колоній) [191, 201]. Крім того, зменшилася чисельність вузько спеціалізованих трофічно або біотопічно видів, зокрема, дятла білоспинного *Dendrocopos leucotos*, що став дуже рідкісний і гніздується тільки на ділянках листяних або змішаних лісів, де переважають береза (*Betula*), осика (*Populus tremula*). Сиворакша *Coracias garrulus* від початку 1970-х років різко зменшувала чисельність по всій території Полісся і нині західно-українську поліську популяцію вважають практично вимерлою. Ці види необхідно розглядати як потенційні для введення в нове видання Червоної книги України.

Помітні зміни в долині верхньої Прип'яті за останні два десятиліття відбулися й у фауні ссавців [202–206].

Зменшення чисельності рясоніжки малої *Neomys anomalus* можна пов'язати з порушенням гідрологічного режиму в долині, створенням широкої мережі меліоративних каналів, частина з яких в останнє десятиліття заросла щільною рослинністю. Вид занесено до Червоної книги України [164]. Дуже значних коливань чисельності зазнав лось *Alces alces*. Його чисельність стрімко збільшилася на Поліссі протягом 1970–1980-х років, однак з кінця 1980-х почала поволі зменшуватися; найнегативнішу роль у цьому відіграло браконьєрство, а також порушення структури лісових насаджень, надмірні рубки і пов'язані з цим чинники хвилювання, що погіршило можливості розмноження і спонукало багатьох тварин мігрувати в інші райони ареалу.

## 6.1. ПЕРСПЕКТИВИ ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОЛОГІЧНОГО РІЗНОМАНІТТЯ

Важливим зоогеографічним та природоохоронним фактом є те, що в межах Західного Полісся, і, зокрема, Шацького НПП, сходяться південні та північні межі поширення низки видів фауни хребетних тварин (ропуха очеретяна *Bufo calamita*, чепура велика *Egretta alba*, чапля руда *Ardea purpurea*, пісочник великий *Charadrius hiaticula*). Окремі рідкісні види хребетних, що поширені в цій зоні, в Україні трапляються тільки тут (очеретянка прудка *Acrocephalus paludicola*, синиця біла *Parus cyaneus*), а тому занесені або повинні бути занесені до національної Червоної книги. Через цю територію пролягає поліський міграційний шлях, яким летять гідрофільні та дендрофільні птахи, що зимують у Західній та Південно-Західній Європі [207]. У час міграції тут зупиняється багато видів, занесених до Червоної книги України: гоголь *Vucephala clangula*, лебідь малий *Cygnus columbianus*, скопа *Pandion haliaetus*, лунь польовий *Circus cyaneus*, сірватень *Haliaeetus albicilla*, беркут *Aquila chrysaetos*, балабан *Falco cherrug*, сапсан *Falco peregrinus*, кулик-сорока *Haematopus ostralegus*, кульон середній *Numenius phaeopus*, крячок каспійський *Hydroprogne caspia*, які мають високий природоохоронний статус у Європі та є під охороною міжнародних Бонської та Бернської конвенцій [207, 167].

Серед 12 видів виявлених земноводних найрідкіснішими є тритон гребінчастий *Triturus cristatus*, якого ми пропонуємо ввести у нове видання Червоної книги України, ропуха зелена *Bufo viridis*, що перебуває на межі свого ареалу. Ропуха очеретяна *Bufo calamita* виявлена, головню, біля берегів озер, до яких примикають пасовища або сільськогосподарські угіддя, особливо з посівами кукурудзи. Цей вид є в Червоній книзі, а головні місця розмноження перебувають під охороною в Шацькому НПП. Найбільшою загрозою для цього виду є ділянки ґрунтових доріг, що проходять між берегами мілководних озер та пасовищами і полями, через які мандрують дорослі й молоді особини після розмноження в канавах, невеликих водоймах.

Серед плазунів тільки один вид – мідянка *Coronella austriaca* — занесений до Червоної книги і виявлений нами лише на ерозійних піщаних ділянках в екосистемах змішаних лісів з переважанням сосни; часто це території поблизу рекреаційних зон або населених пунктів, тому є високий чинник хвилювання під час розмноження і небезпека загибелі дорослих та молодих особин. Ми зафіксували зменшення популяції черепахи болотяної *Emys orbicularis*. На початку 1980-х та за останні десять років її чисельність поступово збільшувалася. Тільки чисельність гадюки звичайної *Vipera berus* за цей період зменшилася і не відновилася, що пов'язуємо з осушувальними роботами на лісових болотах та в екотонах торфових боліт, де цей вид оселявся найчастіше [190].

Озерні та лучні екосистеми національного парку розглядаємо як дуже перспективні для охорони птахів, які мають важливе значення для збереження цілісності поліського ландшафту та виконання сучасних міжнародних природоохоронних угод [208, 209], а також включені до Бернської конвенції [201, 200]. Дев'ять видів ми пропонуємо занести до нового видання Червоної книги України. У лелеки чорного *Ciconia nigra* наприкінці 1980-х років простежувалася стабілізація і незначне локальне збільшення чисельності, що, очевидно, пов'язане з поступовим припиненням широкомасштабних осушувальних робіт [210, 191]. Дуже рідкісною стала качка сіра *Anas strepera*, що раніше була однією з найпоширеніших і численних видів водоплавних на всіх великих водоймах Полісся. Цей вид

гніздувався на озерах і старицях рік, однак тепер головна частина популяції зосереджена на риборозплідних ставках. Як звичайно, на одному рибному комплексі до 2000 р. гніздувалось не більше двох–чотирьох пар. Чернь білоока *Aythya nyroca* із найчисленнішого виду качок з кінця 1960-х років перетворилась у зникаючий і навіть нерегулярно гніздовий вид.

Денних хижих птахів – беркута *Aquila chrysaetos*, орлана-білохвоста *Haliaeetus albicilla*, скопи *Pandion haliaetus*, балабана *Falco cherrug* (гніздування не доведено [211]), реєструють помітно частіше. Інші орли – підорлик малий *Aquila pomarina*, орел-карлик *Hieraaetus pennatus* – гніздуються, але зрідка або й нерегулярно. З 1980 р. ці види занесені до Червоної книги України. У шуліки чорного *Milvus migrans* за останні 20 років відбулось катастрофічне зменшення чисельності, причини якого до кінця не з'ясовані. На підставі сучасних досліджень ми вважаємо, що цей вид необхідно ввести у нове видання Червоної книги.

Помітного відновлення на території національного парку зазнала гніздова популяція журавля сірого *Grus grus*. Очевидно, завдяки загальному зростанню всієї популяції виду в Європі чисельність журавля сірого стрімко почала зростати і на Волинському Поліссі.

За останнє десятиліття зафіксовано значне збільшення чисельності горностає *Mustela erminea*, особливо в околицях населених пунктів та меліоративних каналах, а також борсука *Meles meles*, якого реєстрували в заболочених біотопах Волинського Полісся, не характерних для цього виду. Чисельність видри *Lutra lutra*, протягом останніх 50 років зазнала значних коливань: зі звичайного виду [212, 181] перетворилась на зникаючий, однак відновлює чисельність в сучасних умовах. Унаслідок тривалих досліджень популяцій хребетних тварин у долинних екосистемах басейну верхньої Прип'яті ми виявили низку важливих причин, які позитивно або негативно впливають на формування локальних фауністичних комплексів і популяційних тенденцій багатьох видів. Передусім треба виділити унікальність долинних екосистем, де поширені рідкісні в країні рослинні формації *Cariceta appropinquatae*, *Tofieldia calyculata*, *Scheuchzeri-Phagneta*, *Acoreta calamii* [213, 214, 215]. Високу цінність у рослинному покриві території мають типові угруповання

очеретяних заростей, значні площі осокових трав, що формують загальне ценотичне середовище місцезростання рідкісних видів рослин. Осокові угруповання таких видів, як *Carex acuta*, *Carex nigra*, *Carex elata*, *Carex riparia*, *Carex vesicaria*, *Carex limosa*, *Carex flava*, *Carex panicea*, *Calamagrostis canescens*, *Eriophorum angustifolium*, *Eriophorum gracile*, створюють необхідні умови для гніздування багатьох видів рідкісних птахів, особливо цінних мисливських [216, 182]. Періодичне викошування цих ділянок сприяє підтримці природного стану екосистем, запобігає заростанню чагарниками і підтримує важливі гніздові біотопи для очеретянок, сивкоподібних. Випасання на луках часто створює необхідні умови поліпшення стацій, важливих для розмноження багатьох земноводних. Вербові зарості *Salix triandra*, *S. alba*, *S. fragilis* створюють захисні й сприятливі для гніздування умови таким видам птахів, як лунь очеретяний *Cyrcus aeruginosus*, чапля сіра *Ardea cinerea*, чепура велика *Egretta alba*, бугай *Botaurus stelaris*. Широкі очеретяні *Phragmites communis* та рогазові *Typha angustifolia*, *T. latifolia* зарості формують найліпші умови для розмноження багатьох горобцеподібних і пастушкових птахів.

Для майбутньої програми збереження національного біорізноманіття очевидною є зручність та раціональність збереження природи на значних територіях Полісся. З економічного погляду збереження біорізноманіття в зоні Західного Полісся і, зокрема, Шацького парку є практичною пропозицією для охорони первісних ландшафтів, що частково збереглись на заході країни. Тому затрати на охорону зникаючих та рідкісних видів фауни в цьому регіоні можуть бути найоптимальнішими, що дасть унікальну змогу зберегти найцінніші українські природні комплекси, важливі не тільки для нашої держави, а й для всієї Східної Європи.

## 6.2. РЕНАТУРАЛІЗАЦІЯ І МОНІТОРИНГ БОЛОТНИХ ЕКОСИСТЕМ ШАЦЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ

Інтенсивні антропогенні зміни навколишнього середовища часто супроводжуються посиленням природоохоронної діяльності суспільства, виникненням нових її форм та ідей, розумінням потреби збереження природних рис довкілля, відтворення екологічних режимів функціонування природних і трансформованих екосистем. Наприкінці ХХ ст. стали пріоритетними такі напрями збереження природи, як охорона біологічного [217, 218] і ландшафтного різноманіття, збереження наявної та відтворення втраченої екологічної “активності” й гомеостазу екосистем (звичайно називають ренатуралізацією екосистем) [219].

Актуальність і важливість цих напрямів діяльності в Україні підтвержені Постановою Кабінету Міністрів України “Про Концепцію збереження біологічного різноманіття України” (№ 439 від 12 травня 1997 р.) [220] та формуванням Національної програми збереження біологічного різноманіття на 1998–2015 рр. [221]. Ці документи спрямовані на підтримку Всеєвропейської стратегії збереження біологічної різноманітності.

Важливими пунктами “Концепції” є збереження, поліпшення стану та відновлення природних і порушених екосистем. У цьому аспекті особливого значення набуває збереження й відтворення болотних екосистем Західного Полісся. Ця проблема дуже актуальна для регіону, передусім для наявної тут мережі природоохоронних об’єктів, оскільки головним завданням створення більшості з них було і є збереження специфічних рис екосистем поліського типу, зокрема болотних [222]. Водночас реагування боліт на інтенсивне осушення території, проведене у 60–70-ті роки, виявилось через мезофітизацію рослинного покриву і втрату локалітетів багатьох гігрофільних видів рослин. Це підтверджує важливість робіт зі збереження біологічної різноманітності регіону шляхом ренатуралізації болотних екосистем у природоохоронних об’єктах Західного Полісся, зокрема в Шацькому НПП, який репрезентує район Шацького поозер’я.



Заходи щодо ренатуралізації боліт передбачають поглиблене вивчення особливостей функціонування цього типу екосистем, потребують обережності та обдуманості у виконанні робіт, спрямованих на відновлення попереднього (вихідного) стану їхніх екологічних параметрів. Обов'язковим є й розгортання моніторингових спостережень за станом фітосистем на ренатуралізаційних ділянках, за їхньою рединою. Важливий аспект досліджень – фіксування вихідної таксономічної та синтаксономічної структури угруповань, які підлягають ренатуралізації, що може слугувати фоном для оцінки подальших змін в екосистемах.

У межах Шацького НПП започатковано роботи щодо відновлення високого рівня вод на болотах, прилеглих до озер Кримне, Люцимир, Пулемецьке та Острів'янське. Тому оцінка змін на цих болотах, особливо змін фітобіоти як сенсорного показника реагування екосистем на зовнішнє збурення, є важливим аспектом наукових ботанічних спостережень. Розгляд змін на першому етапі ренатуралізації та формування бази вихідних даних для оцінки результатів експериментальних робіт визначено як першочергове.

Зазначимо, що експериментальні роботи з ренатуралізації боліт шляхом їх обводнення вже частково виконані у Польщі на території Поліського парку народowego та його захисної зони [223, 224]. Тому відновлення високого рівня обводненості на болотах Шацького НПП, який уже введено у Світову мережу біосферних резерватів, не лише сприятиме збереженню біорізноманіття Західнополіського регіону в цілому, а й буде важливим для прогнозування можливих змін в екосистемах боліт обох держав.

Роботи з осушення боліт Шацького поозер'я мають давню історію, їх проводили неодноразово в різні періоди. Антропогенні зміни рівня обводненості типові для Полісся, де змагання людини з водою за сушу велося здавна і виявлялося у побудові гребель, гатей, обвалувань берегів річок та водойм, прокопуванні каналів та канав тощо.

Вагомим чинником зниження рівня обводненості території Шацького поозер'я було, зокрема, прокопування каналу вздовж усього болота в прадолині р. Прип'яті (чи вирівнювання русла р. Прип'яті

у її верхів'ї), що зафіксовано на старих картографічних матеріалах, де позначено “канал Прип'ять”. Поновлення цього каналу та випрямлення русла проводили також у 40-х та 80-х роках ХХ ст. [225].

Важливу роль в осушенні території відіграло й прокопування каналу Світязь–Луки наприкінці ХVІІІ ст.

Осушувальні роботи на Шацькому поозер'ї проводили і в період царської Росії, і в період польського володіння цими землями, що зафіксовано у звітах Експедиції з осушення Полісся під керівництвом генерала П. Жилінського (Жилинский, 1899) та працях Бюро меліорації Полісся [227, 228]. Однак роботи вели переважно вручну, і темпи та масштаби трансформації боліт були незначними.

Потужнішого впливу екосистеми Шацького поозер'я зазнали у 60-ті роки ХХ ст., коли проведені великомасштабні і вже механізовані роботи з осушення заболочених лісів Західного Полісся. В цей час (1963–1967) осушено такі лісові болотні урочища, як Князь-Багон, Мельоване, Замошення, Криницьке, а також болота Бойова, Став, Вуницьке (Підкомори), Луки-Перемут, Герасимове та ін. Також поновлено канал від озера Люцимир до озер Кругле, Довге, а також Силеньський канал до озера Кримне, введено в дію Копайівську осушувальну систему. В цей період виконано роботи з осушення боліт навколо озера Кримне.

Як завершальний етап осушувальних робіт на території Шацького поозер'я треба трактувати побудову Верхньоприп'ятської осушувальної системи; головні параметри та оцінка її діяльності наведені в літературі [223, 229].

Наявність озерного комплексу зумовлює унікальність цього краю. Тут є 23 цікаві за лімнологічними, геоморфологічними, зоологічними й ботанічними особливостями озера, що належать до Західнобузького озерного району, який охоплює понад 80 озер, з яких 38 заплавні, а 42 карстові [230]. Більшість озер оточена великими болотними масивами, у рослинному покриві яких сьогодні переважають осочники (зокрема дрібноосокові формації), на підвищеннях трапляються фітоценози з домінуванням злаків, зокрема, щучки дернистої та костриці червоної, є чагарники (переважно сіровербняки). Трав'яні та чагарникові

болота межують із заболоченими лісами (березовими, вільховими, вільхово-березово-сосновими та сосновими) і березовим чагарниково-різнотравним рідколіссям.

Науково обґрунтована природоохоронна діяльність на Шацькому поозер'ї розпочалася з середини 30-х років, коли польські вчені запропонували створити в урочищі Князь-Багон резерват-маточник для охорони мігруючих лосів [231]. Систематичні дослідження рослинного покриву цієї території, розпочаті в 60-ті [232, 233] та продовжені у 70-ті [234, 235] і 80-ті роки [236–240] підтвердили значне флористичне і фітоценотичне багатство цієї території. За пропозицією київських ботаніків (зокрема Т. Л. Андрієнко) тут ще 1974 р. створено декілька резерватів республіканського та місцевого значення. Заказний режим запроваджено для таких найцікавіших масивів боліт, як Втенське, Піддовге-Підкругле, Луки, Мельоване. Результатом подальшого розвитку мережі природоохоронних територій цього краю стало створення у грудні 1983 р. Шацького НПП, головне завдання якого – збереження біорізноманітності природних екосистем району Шацьких озер, зокрема водойм, лісів та боліт, а також раціональне використання рекреаційних ресурсів на екологічних засадах.

Однак природні екосистеми Шацького поозер'я зазнали і значної деградації внаслідок антропогенного впливу, зокрема вирубування лісів у повоєнний період, осушення трав'яних і лісових боліт у 60-ті роки, лісових пожеж, а в останні десятиліття – частково й рекреації. Внаслідок осушувальних меліорацій, які особливо інтенсивно проводили у лісових масивах, рівень ґрунтових вод знизився на 0,5–0,7 м, що зумовило динамічні зміни біоти в напрямі мезофітизації рослинного покриву. Стабілізація природного ходу сукцесійних процесів, як уже зазначено, стала одним із напрямів природоохоронної діяльності парку.

Шацький НПП створено в період, коли рослинний покрив цієї території вже перебував у фазі посиленних сукцесійних змін, зумовлених як осушувальними меліораціями 1963–1967 рр., так і запровадженням заповідного режиму на частині території. Наприклад, після запровадження режиму суворої охорони для лісових масивів у судібровних типах умов місцезростання заповідної зони простежу-

валося збільшення участі граба звичайного та осики в складі насаджень, тоді як дуб перебував у пригніченому стані. У підсушених соснових лісах на торфах, зокрема в урочищі Князь-Багон, після припинення господарської діяльності збільшилася участь кропиви дводомної та ожин сизої і несійської у трав'яно-чагарниковому ярусі. Для підсушених вільшняків характерне посилення ролі малини у приземному ярусі цих фітоценозів, яка зайняла місце осок (*Carex riparia*, *C. acuta*, *C. elongata*). Унаслідок осушення лісових боліт навколо оз. Мошне фактично зникли такі угруповання, як сосняки журавлиново-бобівниково-сфагнові (*Pinetum oxycocco-so-menyanthoso-sphagnosum*), рідкісними стали сосняки лохинові та багнові (*Pinetum uliginosum*, *P. ledosum*), натомість зросла роль чорничників (*Pinetum myrtillosum*). Практично зникли й малопоширені вже у 70-ті роки ХХ ст. сосново-пухнастоберезові ліси пухівкові (*Pineto-Betuletum (pubescentis) eriophorosum (vaginati)*).

Найінтенсивніші зміни відбулися за останні 20 років у складі фітоценозів трав'яних боліт. Зокрема, докорінно трансформовані угруповання *Caricetum (omskiana, appropinquata, acutae) menyanthosum (trifoliata)* у верхів'ях долини р. Прип'ять; лише невеликі їхні фрагменти збереглися на міжозерних просторах парку, бо долина річки розорана для сільськогосподарського використання. Значно зменшилися площі болотних рослинних угруповань з участю таких гігрофільних видів, як *Carex chorrodorhiza*, *C. limosa*, *C. appropinquata*, *Rhynchospora alba*, *Scheuchzeria palustris*, *Calamagrostis neglecta*.

Унаслідок резервативних сукцесій на змеліорованих болотах зникли локалітети багатьох рідкісних компонентів чагарниково-болотних угруповань, зокрема *Salix lapponum*, *Dactylorhiza majalis*, *Liparis Loeselii* тощо. Пристосування до нових екологічних умов інтенсифікувало сукцесії рослинності і виявилось в зміні фітоценотичної структури окремих лісових гігрофільних угруповань, наприклад, *Pineto-Alneto-Betuletum (pubescentis) paludoherbosum*. Їхньою специфікою була значна домішка *Salix cinerea* в чагарниковому ярусі; таке поєднання домінантів відображало історичний процес співіснування рослинності лісового та чагарникового типів у межах одного місцезростання, своєрідне їхнє "накладання".

Після загального зниження рівня вод у лісових масивах рідкісними стали фітоценози заболочених лісів, зокрема, такі угруповання, як *Betuleto (pubescentis)–Pinetum menyanthoso-oxycoccoso-sphagnosum*; *Pinetum ledoso-sphagnosum*; *Pinetum lycopodiosum (annotinii)*; *Betuletum athyriosum*; *Alnetum caricoso(ripariae)-iridosum (pseudacoris)* та ін.

Водночас водні та прибережно-водні угруповання, незважаючи на потужний антропогенний вплив на природні екосистеми регіону Західного Полісся, що особливо виявився у вигляді осушувальних меліорацій, зазнали тільки значного екстенсивного (територіального) зменшення, тоді як зміни їхньої фітоценотичної структури є незначними. Внаслідок посилення рекреаційного використання озер частково зменшилася площа угруповань з домінуванням *Phragmites australis*, зокрема, на Пісочному озері.

Наголосимо, що внаслідок підсушення боліт і, відповідно, зміни конкурентних відносин між окремими видами кущів, площа деяких гідрофільних угруповань збільшилася. Це стосується, перш за все, таких фітоценозів, як *Betuletum (humilis) caricosum*. Очевидно постмеліоративні умови виявилися ближчими до фітоценотичного оптимуму цього виду. Проте з часом береза повисла, яка спочатку була лише домішкою ювенільних особин у складі низькоберезових угруповань, вийшла у перший ярус (до 6–8 м висоти) і почала формувати деревний намет, затінюючи березу низьку. Зменшення освітленості зумовило відмирання кущів берези низької і деградацію її угруповань. Таке витіснення чагарникових угруповань деревними сьогодні простежується на багатьох болотах Шацького НПП, що свідчить про доцільність застосування активної охорони рідкісних видів кущів і трав.

Таким є прояв сукцесійних змін рослинності та структури рослинного покриву Шацького НПП внаслідок антропогенної трансформації екологічних параметрів місцезростань. Різке постмеліоративне зниження рівня обводненості зумовило зміщення екологічного різноманіття території Шацького поозер'я в цілому на користь суходольних екосистем, виявилось у трансформації гідрофітних угруповань у мезофітні, посиленні процесу сільватизації у формуванні рослинного покриву. Попередній стан екосистем можна

відновити шляхом ренатуралізації боліт і водойм через підвищення рівня вод в озерах і на відповідних ділянках боліт.

Ідея ренатуралізації поліських болотних екосистем не нова. Наприклад, створені на початку ХХ ст. меліоративні системи на Білоруському Поліссі були занедбані під час Другої світової війни, і поновлення природної рослинності та флори на цих ділянках відбулося фактично у тому ж складі, що передувало осушенню [241–244]. Це свідчить про високу стабілізуючу роль води як визначального стенотичного екологічного чинника, і про сенсорність гідрофільних угруповань до відновлення вихідних екологічних параметрів болотних екосистем. Сучасні морфометричні характеристики Шацьких озер наведено в табл. 6.1.

На території Шацького НПП ренатуралізаційні процеси в лісах розпочали фактично від початку створення парку, коли розглядали питання про перспективи існування гідромеліоративних каналів. Дирекція парку та Науково-технічна рада у 1985–1986 рр. ухвалили рішення про обмеження функціонування каналів у лісових масивах шляхом природного їх заростання і непроведення поновлювально-очисних робіт. Тому тепер більшість каналів тут діє частково, а деякі майже втратили дренажну функцію. На кавальєрах каналів сформувалися стрічкоподібні (за площею) природні березняки (як звичайно вересові чи біднопокривні). Однак домеліоративний рівень води в озерах і на прилеглих болотах не відновився, тому проблему ренатуралізації природного парку тепер треба розглядати як багатопланову.

Головний спосіб ренатуралізації – затримання весняних вод для підтоплення окремих ділянок трав'яних і лісових боліт у заповідній зоні парку. Посилення обводненості трав'яних боліт протягом вегетаційного періоду сприятиме відновленню ролі гідрофільного компонента флори. Можливою є й штучна репатріація раритетних гідрофільних видів рослин на вже обводнені території.

Відомо, що забезпечення гомеостазу та підвищення стійкості озерних екосистем можливі лише за умови підтримання в них середнього багаторічного рівня води. Озерні екосистеми ліпше функціонують, маючи додатковий запас вологи у навколишніх болотах. Формування цих запасів та їхнє збільшення, як свідчить досвід

польських учених [219], можливе через ужиття і таких заходів, як загачення каналів; побудова на них шлюзів; обвалування знижень для сповільнення стікання води тощо. У Шацькому НПП на магістральних каналах побудовано водопідпірні та водопереливні споруди.

Для аналізу змін в екосистемах боліт унаслідок осушення чи, навпаки, внаслідок ренатуралізації шляхом відтворення високого рівня їхньої обводненості доцільним є запровадження еколого-ботанічного моніторингу на різних рівнях – регіональному, локальному та об'єктному [245]. Моніторинг, як система стеження, вивчення та активного контролю за станом природного середовища і його змінами під впливом господарської діяльності й природних чинників з метою оптимізації природокористування та забезпечення охорони, передбачає й прогнозування можливих змін в екосистемах. Для оцінки використання та збереження боліт доцільне застосування системного підходу, оскільки вплив на будь-який із чинників чи компонентів складного болотного комплексу зачіпає всю екосистему. Навіть вплив на болото у вигляді сінокосіння зумовлює порушення нормального функціонування болотної екосистеми, що виявляється в постійному зменшенні фітомаси в екосистемі внаслідок її відчуження й видалення. Головне ж завдання прогнозу – схарактеризувати певний природний процес чи його порушення у просторі й часі та спрогнозувати його результативність – передбачає формування мережі пунктів для ведення спостережень за зміною певного компонента екосистеми.

Рослинний покрив боліт можна розглядати як один з головних об'єктів спостережень, а його динаміку – як достатньо сенсорну ознаку для фіксування змін, що виявляються на флористичному та фітоценотичному рівнях. Оскільки зміни можуть бути як ендегенними (результат природного розвитку рослинності, що є закономірною ознакою функціонування біологічних об'єктів), так і екзогенними (зумовлені зовнішніми впливами), то мета моніторингу – визначення різниці у станах розвитку фітосистем, тобто виявлення та фіксація відхилень від певного стану чи структури. Предметом спостережень для характеристики фітосистем найчастіше є видовий склад рослин на пробних

площах, їхнє проєкційне покриття, наявність рідкісних видів та стан їхніх ценопопуляцій.

Таблиця 6.1

**Морфометричні характеристики найбільших озер Шацької групи**

Озеро	Площа водного дзеркала, га	Довжина, м	Ширина, м	Глибина, м	
				максимальна	середня
Світязьке	2621,0	9225	4000	58,4	6,9
Пулемецьке	1569,0	6125	3375	19,2	4,1
Луки	673,0	5950	1400	3,2	2,1
Люцимир	443,0	3075	1875	11,0	4,4
Острів'янське	257,0	2500	1450	3,89	2,3
Пісочне	189,0	1750	1450	16,2	6,9
Перемут	146,0	1800	1300	6,7	2,2
Кримне	145,0	2175	925	5,5	2,9
Чорне Велике	82,0	1375	750	6,0	3,0
Соминець	43,0	1175	525	2,8	1,7
Чорне Мале	36,0	875	575	2,5	1,2
Мошне	36,0	800	600	3,0	2,0
Климівське	29,0	850	450	3,0	1,5
Карасинець	13,9	550	375	1,8	1,1
Озерце	13,4	600	375	3,0	1,6

Власне такі підходи стали основою розгортання спостережень за зміною фітосистем унаслідок підняття рівня води в каналі за оз. Кримне, де започатковано ренатуралізаційні роботи з відновлення болотних екосистем. Результати зміни флористичного складу і проєкційного вкриття видів на прикладі однієї з пробних ділянок на-



ведено в табл. 6.2. Започатковані спостереження дадуть змогу простежити характер зміни екологічних параметрів водойм і боліт, хід репатріації рослинності, динаміку флори і рослинності, чисельність водно-болотних птахів тощо.

Таблиця 6.2

**Зміна проекційного покриття трав на пробній ділянці 2-99**

Види	Роки			
	1999	2000	2001	2002
1	2	3	4	5
<i>Salix cinerea</i>	-	-	-	-
<i>Salix rosmarinifolia</i>	-	-	-	-
<i>Lythrum salicaria</i>	25	10	+	30
<i>Valeriana officinalis</i>	20	+	5	5
<i>Agrostis stolonifera</i>	15	20	10	10
<i>Lycopus europaeus</i>	10	10	-	+
<i>Thalictrum flavum</i>	10	+	5	+
<i>Mentha verticillata</i>	10	10	+	5
<i>Deschampsia caespitosa</i>	5	10	20	10
<i>Juncus effusus</i>	+	10	10	10
<i>Peucedanum palustre</i>	+	5	10	5
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	10	5	+
<i>Eupatorium cannabinum</i>	+	+	20	10
<i>Ranunculus acris</i>	-	-	+	+
<i>Rumex acetosa</i>	+	-	-	-
<i>Sonchus palustre</i>		+		
<i>Iris pseudacorus</i>	+	10	10	10

Закінчення табл. 6.2

1	2	3	4	5
<i>Phleum pratense</i>	-	-		
<i>Galium palustre</i>	-	-	+	+
<i>Carex elata</i>	-	-	+	+
<i>Comarum palustre</i>	-	-	-	+
<i>Solanum dulcamara</i>	-	-	+	+
<i>Caltha palustris</i>	+	+	+	+

З побудовою у межах Шацького НПП чотирьох водопереливних споруд на витоках з озер стало можливим започаткувати спостереження за станом обводненості озер, результати яких слугуватимуть для оцінки змін рівня та визначення стабільності водної поверхні, прогнозування і попередження критичних ситуацій щодо зниження рівня вод.



## ВИСНОВКИ

Отже, на підставі попередніх досліджень з проблем льодовикового морфолітогенезу Волинського Полісся а також крейдового карсту екосистем Шацького НПП виконано детальне розчленування донних відкладів окремих озер Західного Полісся, погоджено абсолютне їх датування. Проведено напівкількісний спектральний аналіз шліхів пісків та мулів з різних озер парку, а також протестовано сапропелеві мули на вміст органічної речовини. Результати аналізів сапропелевих мулів опрацьовані за допомогою комп'ютерних програм із застосуванням методів математичної статистики. За допомогою спектрального аналізу в сапропелевих мулах виявлено значний комплекс хімічних елементів, серед яких бор, свинець, нікель, срібло, стронцій. З'ясовано, що у сапропелевих мулах Шацького НПП наявний високий вміст органічних речовин, це практично органофільні сапропелі, для яких характерне нагромадження кобальту, цинку, молібдену, ванадію. Ці елементи в сапропелях є у вигляді металоорганічних комплексних сполук або сорбованих домішок. Наші дослідження дають змогу підтвердити вплив техногенного навантаження та, зокрема, Чорнобильської катастрофи на хімічний склад, мінералізацію донних відкладів у озерах ШНПП. Головною складовою частиною сапропелів є органічна речовина, вміст якої в різних пробах коливається від 28 до 85%, що в перерахунку на  $C_{\text{орг}}$  становить 16,3–48,7%. Досліджувані піски дуже багаті на важкі теригенні мінерали, у яких вміст важкої фракції у більшості проб зрідка перевищує 1% (тобто вони є акцесорними, їхній мінеральний склад налічує понад 25 мінералів.

За період дослідницьких робіт оцінено аналогічні складові екосистем: ґрунти, рельєф, ґрунтові та поверхневі води, їхній ефективний вплив на стан та сучасне формування природно-територіальних, озерних комплексів Шацького природного національного парку та суміжних територій. Розроблено детальну генетичну класифікацію рельєфу досліджуваної території та проаналізовано вплив рекреаційного навантаження на прибережні та літоральні фації озер. Виявлено, що максимального рекреаційного впливу зазнають пляжі та приозерні піщані вали, де в літні сонячні дні рекреаційне навантаження перевищує екологічну норму в декілька десятків разів (одна особа на 10 м<sup>2</sup> берегової зони). Значно деградують приозерні екосистеми природних лісів в урочищах Гряда, Полісянка, на турбазях “Шацькі озера”, “Медик”, “Лісова пісня”, які часто перебувають на другому–третьому ступені деградації (витоптано лісову підстилку, територія прорізана неорганізованими стежками, простежується вирубування дерев для розпалювання вогнищ). Приозерні екосистеми у заповідній зоні також зазнають шкідливого антропогенного впливу, про що свідчать знайдені згарища вогнищ, місця з витоптаною і знищеною прибережною рослинністю.

Отримано дані, які характеризують особливості забруднення об’єктів парку радіонуклідами чорнобильського походження та його часові зміни. Радіоекологічні дослідження проводили у сертифікованій лабораторії за стандартизованими методиками. Щорічні визначення профілів вмісту радіоцезію у 50 см поверхневому шарі ґрунтів різних типів підтвердили значну залежність темпів міграції радіонукліда у глибину ґрунту від його фізико-хімічних властивостей. З використанням отриманих значень коефіцієнтів міграції на підставі дифузійно-грейфової моделі міграції зроблено прогнозні оцінки зміни вмісту цього радіонукліда у верхньому шарі дерново-слабопідзолистого оглеєного супіщаного ґрунту на термін до 2086 р. Результати прогнозу засвідчують, що завдяки дифузії та напрямленому перенесенню ґрунтових комплексів радіоцезій зможе, головню, вийти з найважливішого верхнього 20 см шару ґрунту не раніше 2035 р.

Простежено зв’язок між ступенем радіоактивного забруднення приповерхневого шару радіонуклідів з накопиченням радіонуклідів

деякими представниками рослинного світу та грибів регіону. Виконано гамма-спектроскопічні дослідження відібраних проб ґрунтів представників рослинного світу: побудовано таблиці вмісту  $^{137}\text{Cs}$  в лікарських травах, їстівних грибах з трубчастим і пластинчастим гіменофором та коефіцієнтів переходу і пропорційності радіоцезію для різних органів грибів і рослин. Визначено динаміку зміни вертикального розподілу запасів радіоцезію, параметрів міграції його з часом у ґрунтах різних типів. Проаналізовано всі відібрані проби окремих видів ягідних, лікарських рослин та їстівних грибів з території ШНПП з метою розрахунку коефіцієнтів переходу і пропорційності радіоцезію для різних органів рослин та плодovих тіл грибів та в'яснення динаміки їхніх часових змін. Побудовано тривимірну карту щільності забруднення радіо цезієм ґрунтів північно-західної частини території парку. Зроблено висновки про те, що питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у плодovих тілах грибів зростає для грибів з трубчастим гіменофором у ряді білі гриби – підосичники – маслюки – підберезники – польський гриб – моховики; для грибів з пластинчастим гіменофором родини сироїжок – у ряді коричнева – буріючі пурпурова – зеленкувато-бурувата – болотна – плямиста – жовта – валуєвидна. Причому в усіх грибах шапки мають у 1,4 – 2,0 рази більшу здатність накопичувати радіонуклід, що пов'язано, очевидно, з особливостями будови відповідних частин плодovого тіла гриба. Навіть за щільності забруднення ґрунтів близько  $0,2 \text{ Кі/км}^2$  рівень забруднення  $^{137}\text{Cs}$  деяких видів грибів та лікарських рослин з території ШНПП перевищує допустимі ДР-97 рівні, тому радіологічний контроль у разі їхньої заготівлі на території парку повинен бути обов'язковим. Матеріали про стан забруднення екосистем радіоактивними елементами чорнобильського походження мають важливе значення для функціонального зонування території Швацького НПП, планування збору цінної лікарської рослини та заготівлі грибів і ягід. Ці матеріали безпосередньо треба використовувати під час планування рекреаційних маршрутів на території парку, проведення оздоровчих програм для відпочивальників та місцевого населення.

На підставі отриманих даних з'ясовано, що водойми Західного Полісся, в тому числі Шацького національного природного парку,

здебільшого, заселяють евритопні озерні види зоопланктону. Різноманіття моллюсків охоплює 22 види, що характерні для озер Світязь, Люцимир, Чорне, Пісочне озеро. Найбільша щільність моллюсків зафіксована в меліоративних каналах та їхніх колекторах. Найменш сприятливі умови для заселення моллюсків склалися в оз. Мошне, що можна пояснити специфікою його дна та берегів сформованих з торфу, який є малоприсадатним субстратом для розвитку водних тварин. Фауна бабок налічує близько 30 видів і є лімнофільною. Усього на території Західного Полісся в зооценозах виявлено 33 види риб, 12 видів земноводних, 7 видів плазунів, 250 видів птахів, 44 види ссавців. Серед хребетних тварин 14 видів занесено до національної Червоної книги.

Загальне біологічне багатство Західного Полісся, передусім пов'язане з унікальним ландшафтним різноманіттям, комплексом лісових та болотних екосистем, щільним розміщенням озер. Проте в останні десятиліття ці екосистеми перебувають під постійним впливом антропогенної трансформації, тому простежується значне коливання чисельності багатьох видів тварин, окремі види стають більш рідкісними або зникають. Вагому роль у збереженні зникаючих та цінних видів досліджених зооценозів відіграють заповідні зони Шацького НПП. Нагромаджений матеріал став основою для обґрунтування пропозицій до списку рідкісних тварин нового видання Червоної книги України. Значення екосистем Шацького НПП для охорони гніздових птахів оцінено через аналіз наявності видів з важливим природоохоронним статусом та через оцінку їхньої чисельності для визначення потенційних можливостей відтворення популяцій. Серед досліджених видів 88 мають міжнародний природоохоронний статус категорії SPEC 1–4. Процентне співвідношення видового багатства гніздових птахів національного парку відповідає SPEC 1 (3,4), SPEC 2 (10,23%), SPEC 3 (35,23%), SPEC 4 (51,13%). Для видів, що перебувають під загрозою зникнення у Європі (*Aythya nyroca*, *Aquila pomarina*, *Haliaeetus albicilla*, *Crex crex*, *Gallinago media*) вже складені національні плани дій з практичної охорони.

У Шацькому НПП останніми роками збільшилася кількість гніздових пар *Grus grus*, *Chlidonias hybridus*, однак зменшилися пло-

щі, придатні для гніздування *Anas querquedula*, *Anas clypeata*, *Tringa tetanus*, *Gallinago media*, *Limosa limosa*. Останніми десятиріччями ми не фіксували гніздування *Laniusa minor*, зникли на гніздуванні *Lanius senator*, *Coracias garrulous*. Водночас вперше зареєстровано спроби гніздування креха великого *Mergus merganser* та синиці білої *Parus cyaneus*, що є рідкісними по всій країні і потребують внесення до національної Червоної книги. Через відсутність менеджменту заповідних територій, зокрема захоронення сінокосіння чи випасання, багато обширних торфовищ заросли очеретом *Phragmites australis*, чагарниковими вербами *Salix sp.* Ці чинники негативно вплинули на стан популяцій *Tetrao tetrix*, *Limosa limosa*, *Tringa totanus*, *Asio flammeus*, *Saxicola rubetra*. Різко зменшилася чисельність видів, що живуть у рідколіссі і на лісових галявинах: *Circaetus gallicus*, *Tetrao tetrix*, *Picus viridis*, *Lullula arborea*, *Emberiza hortulana* і навіть раніше численних *Carduelis chloris*, *Carduelis cannabina*. За останні десятиріччя постійні коливання чисельності зафіксовано у *Lanius collurio*.

На Західноукраїнському Поліссі в період 1960–1980 рр. проводили широкомасштабні осушувальні роботи, які дуже негативно вплинули на стан локальних популяцій гніздових птахів, передусім, цінних господарських видів *Anseriformes* та *Charadriiformes*. Лучні біотопи залишаються головними для добування корму. *Ciconia ciconia*, *Ciconia nigra*, *Aquila pomarina*, *Asio flammeus*, а тому від їхнього стану прямо залежить успішність гніздування зазначених видів. Останнім часом у ШНПП провадять спеціальні роботи з ренатуризації торфовищ та заплавних лук, що позитивно впливає на відтворення якості гніздових біотопів та чисельності рідкісних видів. Для відтворення популяцій глобально вразливих видів (СПЕС 1) *Crex crex* *Aythya nyroca* потрібно розробити менеджмент-план ведення сільськогосподарських робіт на луках та сінокосах, регулювання та обмеження в термінах полювання, традиційного випасання худоби з використанням домашніх собак.

Згідно з критеріями оцінки міжнародної цінності (Бернська, Рамсармська Конвенції) різних видів фауни хребетних, зібрані матеріали узагальнено за вимогами для формування території Шацького поозер'я міжнародного біосферного заповідника “Західне Полісся”.

Досліджено сапропелеві мули, що є цінними корисними копалинами і можуть з великим успіхом бути використані у різних галузях господарства. Практичне застосування сапропелів у сільському господарстві можна впроваджувати через вирощування рослин для зеленого корму тваринам або як домішки до корму для підвищення їхньої живої маси, а в окремих випадках для лікування хвороб, зокрема бронхопневмонії. Визначено позитивний вплив Шацьких озер у різних домішках на приріст пшениці сорту Альбідум 43. Подвійне збільшення активності пероксидази у паростках пшениці в разі вирощування на розчинах сапропелю поряд зі збільшенням швидкості росту, зумовило посилення обмінних процесів у рослинах, що приводить до підвищення врожайності культури. Сапропелеві мули можна використовувати як лікувальні грязі у санаторній справі; у промисловості для виробництва різноманітних хімікатів, керамічних виробів, цегли, ізоляційних матеріалів, у гірничій справі для виготовлення бурових та тампонажних розчинів.





## СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. *Маринич О.М.* Українське Полісся. – К., 1962. – 164 с.
2. *Мольчак Я.О., Ільїн Л.В.* Озера Волинської області: Каталог. – Луцьк, 1995. – 75 с.
3. *Проць Г.Л., Муха Б.П.* Шацькі озера // Українське Полісся: вчора, сьогодні, завтра: Зб. наук. праць. – Луцьк, 1998. – С. 42–46.
4. *Leniewicz S.* Międzyluzecze Bugu i Prypeci // *Prz. Geogr.* – 1931. – Т. 9. – С. 1–72.
5. *Пастернак С.І.* Стратиграфія і фауна крейдових відкладів Заходу України. – К., 1968. – 272 с.
6. *Веклич М.Ф.* Палеоэтапность и стратотипы почвенных формаций позднего кайнозоя. – Киев, 1982. – 208 с.
7. *Voguski A.* Glacieniczny kompleks Polesia Wołyńskiego // *IV Zjazd Geomorfologów Polskich.* – Т. III. – Lublin, 1998. – С. 65–82.
8. *Зубович С.Ф.* Астракодалагічныя даныя аб часе сфармавання одкладаэ апорных разрезаэ Кромер, Калінаэка, Александрыя і Ліхвін // *Вестці Беларускага дзяржаэнага педагагічнага універсітэта.* – Геаграфія. – 2000. – № 1. – С. 145–149.
9. *Тутковскій П.А.* Конечные морены, валунные полосы и озы в Южном Полесье // *Зап. Киев. об-ва естествоиспытателей.* – 1902. – Т. 17. – Вып. 2. – С. 1–108.
10. *Тутковскій П.А.* Геологические исследования вдоль строящейся Киево–Ковельской железной дороги // *Изв. Геол. комитета.* – 1902. – Т. 21. – Вып. 5, 6. – С. 5–67.
11. *Тутковскій П.А.* Зональность ландшафтов и пчв Волинской губернии // *Тр. об-ва, исследователей Волыни.* – 1910. – Т. 2. – С. 143–165.
12. *Тутковскій П.А.* Ископаемые пустыни Северного полушария. – М., 1910 (Приложение к “Землеведению” за 1909 год). – 374 с.
13. *Залесский И.И.* Краевые ледниковые образования северо-запада Украины в районе Любомль–Шацк // *Краевые образования материковых оледенений. Материалы V Всесоюз. совещ.* – Киев, 1978. – С. 89–96.
14. *Дорофесв Л.М.* Льодовикові та водно-льодовикові відклади // *Стартиграфія УРСР.* – Т. XI. Антропоген. – К., 1969. – С.147–170.

15. *Дорофеев Л.М.* Волинский пояс ледниковых аккумулятивных форм рельефа, их положение и строение // *Материалы по четвертичн. периоду Украины. К IX Конгрессу INQUA.* – Киев, 1974. – С. 296–309.
16. *Rühle E.* Ślady dwóch zlodowaceń nad górą Prypecią // *Czas. Geogr.* – 1936. – Т. 14. – С. 79–83.
17. *Rühle E.* Utwory lodowcowezachodniej części Polesia Wołyńskiego // *Kosmos. Ser. A.* – 1937. – Т. 62. – С. 1–2.
18. *Krygowski B.* Zarys geologiczno-morfologiczny południowego Polesia // *Pozn. Tow. Prz. Nauk, Pr. Kom. Matem.- przyrodn.* – Poznań, 1947.
19. *Палиенко В.П.* Морфоструктурные условия гляциоморфогенеза на Украине // *Стратиграфия и корреляция морских и континентальных отложений Украины / Под ред. Е. Шнюкова.* – Киев, 1987. – С. 143–148.
20. *Палиенко В.П., Грузман Г.Г.* О строении некоторых краевых форм ледникового рельефа Волинского Полесья // *Краевые образования материковых оледенений. Материалы V Всесоюз. совещ.* – Киев, 1978. – С. 177–181.
21. *Bogucki A., Wołoszyn P., Zaleski I.* Pleistoceńskie zlodowacenia zachodniej Ukrainy: zarys problemu // *IV Zjazd Geomorfologów Polskich.* – Т. 1. – Lublin, 1998. – С. 257–262.
22. *Dobrowolski R., Bałaga K., Bogucki A. et al.* Chronostratigraphy of the Okunin and Cherepacha lake-mire geosystems (Volhynia Polesiye, NW Ukraine) during the late glacial and holocene // *Geochronometria.* – 2001. – Vol. 20. – P. 107–115.
23. *Цись П.М.* Геоморфологія УРСР. – Львів, 1962. – 223 с.
24. *Маринич А.М.* Геоморфологія Южного Полесья. – Киев, 1963. – 250 с.
25. *Тутковский П.А.* Карстовые явления и самобытные артезианские ключи в Волинской губернии. Ст. 1–9 // *Тр. Об-ва исследователей Волини.* – 1911. – Т. 4. – С. 1–127.
26. *Романовский С.И.* Седиментологические основы литологии. – Л., 1977. – 230 с.
27. *Ганцов А.А., Пахомова О.В.* Сапропели и их использование в народном хозяйстве. – М., 1989. – 45 с.
28. *Курзель Е.И., Хмелевский В.А., Лашманов В.И.* Минералогия шлиховых комплексов современных осадков оз. Песочное (Шацкие озера, УССР). – М. 1980. – 240 с.
29. *Винчелл А.Н. Винчелл Г.В.* Оптическая минералогия. – М., 1953. – 450 с.
30. *Курзель Е.И., Поповчак В.П., Яценко Г.М.* и др. Вещественный состав современных осадков Шацких озер // *Вестн. Львов. ун-та. Сер. геол.* – 1982. – Вып 8. – С. 36–59.
31. *Хмелевский В.А., Лашманов В.И., Калюжный В.А.* и др. Ореолы топаза из неизвестного источника в четвертичных отложениях Северо-Западного Полесья // *VIII совещ. по геологии россыпей (связь россыпей с коренными источниками, россыпеобразующие формации щитов и платформ): Тез. докл.* – Одесса, 1987. – С. 234–235.

32. *Калюжный В.А., Наушко И.М., Хмелевский В.А., Лашманов В.И.* Топаз из прибрежных песков Шацких озер (Волынская область) и включения флюидов в нем // Минерал. журн. – 1983. – № 4. – С. 64–69.

33. *Зинчук Н.Н., Хмелевский В.А., Тараненко В.И., Затхей Р.А.* и др. Ассоциации терригенных минералов в верхнепалеозойских осадочных отложениях восточного борта Тунгуской синеклизы и их связь с источниками сноса. – ВИНТИ, 1976. – 300 с.

34. *Лунев Б.С.* Дифференциация осадков в современном аллювии // Уч. зап. Перм. ун-та. – 1967. – Т. 174 – 300 с.

35. *Баранов В.И., Косарчин С.В., Слипецкий С.В.,* Изучение биохимического состава и биологической активности сапропелей озер Шацкой группы // Вест. Львов. ун-та. Сер. геол. – 1986. – Вып. 9. – С. 140–148.

36. *Ганцов А.А., Лаженицына В.И.* Применения сапропелей и горючих сланцев для приготовления буровых растворов. – Минск, 1986. – 140 с.

37. *Ганцов А.А., Лаженицына В.И.* Свойства различных сапропелей // Химия тв. тела, 1985. – № 5. – С. 10–25.

38. Использование сапропелей в сельском хозяйстве // Тр. Свердлов. с.-х. ин-та. – 1988. – Т. 17. – 360 с.

39. *Лопотко М.З., Евдокимова Г.А.* и др. Сапропелевые удобрения. – Минск, 1983. – 540 с.

40. *Лопотко М.З., Евдокимова Г.А.* Сапропели и продукты на их основе. – Минск, 1986 – 400 с.

41. *Добрук Е.А.* Эффективность применения сапропелевых брикетов при подкормке молодняка свиней на откорме // Проблемы использования сапропелей в народном хозяйстве. – Минск, 1981. – 350 с.

42. Сапропелевые грязи Белоруссии и их лечебное использование – Минск, 1980. – 230 с.

43. *Ходская Р.И., Шишкинов Г.Я., Линках Ц.А.,* Сапропели – эффективное технологическое топливо в производстве аглопорита // Проблемы использования сапропелей в народном хозяйстве. – Минск, 1981. – 150 с.

44. *Галабурда В.К., Кориунов П.А., Бруй Л.К.* и др. Облегченные цементно-сапропелевые растворы // Проблемы использования сапропелей в народном хозяйстве. – М., 1981, – 240 с.

45. *Демидович Б.К., Шубин М.И., Брель С.С.* и др. Применение органический сапропелей в производстве кирпича // Проблемы использования сапропелей в народном хозяйстве. – Минск, 1981. – 350 с.

46. *Галабурда В.К., Бруй В.К., Плеханова Л.А.* и др. Облегченные тампонажные растворы на основе сухого сапропеля // Бурение глубинных разведочных скважин на нефть и газ в Белоруссии. – Минск, 1984. – С. 120–125.

47. *Евтушенко Г.С., Косаревич И.В., Мавлютов М.Р.* Буровые растворы и тампонажные растворы на основе торфа и сапропелей // Геол. методы поисков и разведки месторождений тв. горюч. ископаемых: Обзор ВНИИ экон. мин. сырья и геологоразв. работ (ВИЭМС), 1988. – 30 с.

48. *Коришунев П.А., Бруй А.К. Плеханова А.А.* Опыт внедрения цементно-сапропелевого раствора // Пути повышения скоростей бурения геологоразведочных скважин в осложненных условиях. – Минск, 1983. – 160 с.
49. *Косаревич И.В., Битюгов Н.И., Шмавовянец В.Щ.* Сапропелевые буровые растворы. – Минск, 1987. – С 140–145.
50. Радиация. Дозы, эффекты, риск / Пер. с англ. – М., 1990. – 79 с.
51. *Грабовський В.А.* Ядерна енергетика: розвиток, проблеми, екологія: Навч. посібник. – Львів, 2000. – 234 с.
52. Чернобыльская катастрофа / Под ред. В.Г. Барьяхтара. – Киев, 1995. – 560 с.
53. Чернобыль: Радиоактивное загрязнение природных сред / Под ред. Ю.А. Израэля. – М., 1990. – 296 с.
54. NEA 95: Chernobyl, Ten Years Radiological and Health Impact, OECD Nuclear Energy Agency. – Paris, 1995.
55. *McGee E. J., Colgan P. A., Dawson D. E.* Effect of topography on caesium-137 in Montane peat soils and vegetation // *Analyst.* – 1992. – Vol. 117. – P. 461–464.
56. *Ortiz M., Ballesteros L., Serradell V.* Post-Chernobyl accident radioactivity measurements in the Comunidad Autonoma de Valencia, Spain // *Analyst.* – 1992. – Vol. 117. – P. 539–543.
57. Охорона навколишнього природного середовища в Україні. 1994 – 1995. – К., 1997. – 95 с.
58. *Краснов В.П.* Радіоекологія лісів Полісся України. – Житомир, 1998. – 112 с.
59. *Грабовський В.А., Дзендзелюк О.С.* Радіонуклідне забруднення території Шацького природного національного парку, прилеглої до оз. Пісочне // *Вісн. Львів. ун-ту. Сер. фіз.* – 1996. – Вип. 28. – С. 94–97.
60. *Грабовський В., Дзендзелюк О.* Дослідження радіологічного стану довкілля в західному регіоні України // *Вісн. Львів ун-ту. Сер. фіз.* – 2000. – Вип. 33. – С. 183–187.
61. *Грабовський В.А., Дзендзелюк О.С.* Вплив Чернобыльської катастрофи на радіоекологічний стан території Волинського Полісся // Проблеми екологічної безпеки та керованого контролю динамічних природно-техногенних систем. Матеріали міжнар. наук.-практ. конф. Львів, 24–26 вересня 1996 р. – К., 1996. – С. 38–40.
62. *Грабовський В.А., Дзендзелюк О.С.* Влияние Чернобыльской катастрофы на радиоэкологическое состояние территории Волинского Полесья // Биоконверсия органических отходов и охрана окружающей среды.: Тез. докл. IV Междунар. конгр. Киев, 4–6 июня 1996 г. – Киев, 1996. – С. 194–195.
63. *Грабовський В.А., Дзендзелюк О.С.* Забруднення радіоцезієм ґрунтів Шацького природного національного парку// Актуальні проблеми екогеології України: Зб. матеріалів конф. Київ, 24–25 квітня 1997 р. – К., 1997. – С. 38–39.

64. *Грабовський В.А., Дзендзелюк О.С.* Міграція Cs-137 в системі ґрунт–рослина// Проблеми сучасної екології: Матеріали укр.-пол. семінару. Львів, 8–10 жовтня 1997 р. – Львів, 1997. – С. 22–23.

65. *Грабовський В.А., Дзендзелюк О.С.* Дослідження вертикальної міграції радіоцезію в ґрунтах різних типів // Вісн. Львів. ун-ту. Сер. геогр. – 1999. – Вип. 25. – С. 118–119.

66. *Грабовський В.А., Дзендзелюк О.С., Охріменко С.В.* Забруднення Cs-137 деяких представників флори Західного регіону України // Экотехнологии и ресурсосбережение. – 2000. – № 2. – С. 60–64.

67. *Грабовський В.А., Дзендзелюк О.С., Дуцяк Г.З.* Гамма-спектрометричне визначення вмісту радіонуклідів у біологічних об'єктах // Фіз. зб. НТШ. – 2001. – Т. 4 г. – С. 382 – 387.

68. *Грабовський В.А., Дзендзелюк О.С., Охріменко С.В., Старусів С.А.* Визначення забруднення Cs-137 представників рослинного світу Західного регіону України// Современная контрольно-измерительная техника промышленных изделий и их сертификация.: Тр. 1 науч.-практ. конф. Мукачево, 12–16 мая, 1997 г. – Киев, 1997. – Т. 1. – Вып. 1. – С. 190–193.

69. Физические величины: Справочник / Под ред. И.С. Григорьева, Е.З. Мейлихова. – М., 1991. – 1232 с.

70. *Широков Ю.М., Юдин Н.П.* Ядерная физика. – М., 1980. – 728 с.

71. Методические рекомендации по оценке радиационной обстановки в населенных пунктах в зоне радиоактивного заражения со средней плотностью до 5 Ки/км<sup>2</sup> цезия-137. – Киев, 1991. – 37 с.

72. *Баранов В.И., Титаева Н.А.* Радиогеология. – М., 1973. – 242 с.

73. Сельскохозяйственная радиозология / Алексахин Р.М., Васильев А.В., Дикарев В.Г. и др.; Под ред. Алексахина Р.М., Корнеева Н.А. – М., 1992. – 400 с.

74. *Kirchner G., Baumgartner D.* Migration rates of radionuclides deposited after Chernobyl accident in various north german soils // Analyst. – 1992. – Vol. 117. – P. 475 – 479.

75. *Калетник В., Ландін В., Пастернак П.* та ін. Радіоекологічна обстановка в лісах Українського Полісся // Ойкумена. – 1991. – № 2. – С. 61–66.

76. *Прохоров В.М.* Прогнозирование миграции <sup>137</sup>Cs в почвах // Почвоведение. – 1975. – № 11. – С. 60–67.

77. *Павлоцкая Ф.И.* Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. – М., 1974. – 216 с.

78. *Молчанова И.В., Чеботина М.Я., Каравасва Е.Н., Куликов Н.В.* Влияние опада древесных растений и условий его разложения на миграцию радионуклидов в почвах // Тр ИПГ. – 1979. – Вып. 38. – С. 114–123.

79. *Силантєв А.И., Шкуратова И.Г., Бобовникова Н.И.* Вертикальная миграция в почве радионуклидов, выпавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Атомная энергия. – 1989. – Т. 66. – Вып. 66. – С 194–197.

80. *Ананян В.Л., Араратян Л.А., Манакян В.А.* Накопление химических элементов и радионуклидов мхами // Экология. – 1991. – № 2. – С. 82–85.

81. *Нифонтова М.Г., Куликов Н.В.* О накоплении  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  некоторыми представителями низших растений в окрестности Белоярской атомной станции // Экология. – 1981. – № 6. – С. 94–97.

82. *Левчук С.Е.* Експериментальне вивчення і математичне моделювання процесів міграції радіонуклідів викиду ЧАЕС в ґрунтах українського Полісся: Автореф. дис. ... канд. біол. наук. – К., 1995. – 24 с.

83. *Короткова О.З.* Накопичення  $^{137}\text{Cs}$  основними ягідними рослинами Українського Полісся: Автореф. дис. ... канд. с.-г. наук. – Житомир, 2000. – 19 с.

84. *Прохоров В.М.* Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование / Под ред. Р.М. Алексахина. – М., 1981. – 98 с.

85. *Молчанова И. В., Караваева Е. Н.* Распределение радиоизотопов в системе почва–почвенный раствор–растение в зависимости от влажности почвы // Экология. – 1971. – №1. – С. 107–109.

86. *Тимофеев-Ресовский Н.В., Титлянова А.А., Тимофеева Н.А.* и др. Поведение радиоактивных изотопов в системе почварастор // Радиоактивность почв и методы ее определения. – М., 1966. – С. 46–80.

87. *Булгаков А.А., Коноплев А.В., Попов В.Е.* и др. Механизмы вертикальной миграции долгоживущих радионуклидов в почвах 30-километровой зоны ЧАЭС // Почвоведение. – 1990. – № 10. – С.14–19.

88. *Санжарова Н.И., Котик В.А., Архипов А.Н.* и др. Количественные параметры вертикальной миграции радионуклидов в почвах на лугах различных типов // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1996. – Т. 36. – Вып. 4. – С. 488–495.

89. *Фрид А.С., Граковский В.Г.* Диффузия  $^{137}\text{Cs}$  в почвах // Почвоведение. – 1988. – № 2. – С. 78–91.

90. *Кириченко Л.В.* Роль направленного переноса при проникновении в глубь почвы продуктов ядерных взрывов, поступающих на поверхность почвы из атмосферы // Радиоактивность атмосферы, почвы и пресных вод. – М., 1970. – С. 147–154.

91. *Кравець О.П.* Радіоекологічні аспекти формування потоків радіонуклідів в системі ґрунт–рослина: Автореф. дис. ... д-ра біол. наук. – К., 2001. – 240 с.

92. *Bunzl K.* The migration of radionuclides in the soil //Pros. Of the Second Int. Summer School (La Rabida, Huelva, Spain, 25 June to 6 Jule 1990) / Ed. M. Garsia-Leon, G.Madurga. – World Scientific, 1990. – P. 328–353.

93. *Пристер Б.С., Омеляненко Н.П., Перепелятникова Л.В.* Миграция радионуклидов в почве и переход их в растения в зоне аварии Чернобыльской АЭС // Почвоведение. – 1990. – № 10. – С. 51–60.

94. *Гродзинский Д.М., Коломиец К.Д., Кутлахметов Ю.А.* и др. Антропогенная радионуклидная аномалия и растения. – К., 1991. – 160 с.

95. *Strand P., Balonov M., Skuterud L.* et al. Exposures from consumption of agricultural and semi-natural products // The radiological consequences of the

Chernobyl accident. – Proc. Of the 1<sup>st</sup> intern. Conf. (Minsk, Belarus, 18–22 March, 1996). – Luxemburg, 1996. – P. 261–269.

96. *Калетник Н.Н., Ландин В.П., Краснов В.П., Матухно Ю.Д.* Временные рекомендации по ведению заготовок пищевых продуктов леса и лекарственного сырья на территории лесхозагов УССР, подвергшихся радиоактивному загрязнению // Сб. нормативных документов по ведению лесохозяйственного производства на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению. – К., 1986. – 26 с.

97. *Чилимов А.И., Сидоров В.П., Тихомиров Ф.А.* и др. Временные рекомендации по ведению лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения. – М., 1988. – 46 с.

98. *Пастернак П.С., Калетник Н.Н.* Ведение лесного хозяйства в зонах усиленного радиэкологического контроля и гарантированного добровольного отселения на территории Украины // Рекомендации по ведению сельского и лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения территории Украины в результате аварии на Чернобыльской АЭС на период 1991–1995 годы. – К., 1991. – С. 96–112.

99. *Bunzl K., Kracke W.* Accumulation of fallout <sup>137</sup>Cs in some plants and berries of the family Ericaceae // Health Phys. – 1986. – Vol. 50. – P. 593–600.

100. *Ali S.L.* The radioactive contamination of medicinal plants after Chernobyl accident // Экол. аспекты в фармации: Тез. докл. Междунар. симпозиума. – М., 1990. – С. 44.

101. *Сидоров В.П., Тихомиров В.Ф., Листов С.А.* Изучение содержания радионуклидов в лекарственном сырье // Экол. аспекты в фармации: Тез. докл. Междунар. симпозиума. – М., 1990. – С. 76.

102. *Johanson K. J., Bergstrom R.S., Karlen G.* Radiocaesium in Wildlife of a forest ecosystem in central Sweden // Transfer of radionuclides in natural and seminatural environments. – London; New-York: Elsevier applied sciences, 1990. – P. 183–193.

103. *Елиашевич Н.Б., Рубанова Р.В.* Накопление радионуклидов лекарственными растениями по типам их местообитаний // Тез. докл. Радиобиол. съезда. – Киев, 20–25 сент. 1993 г. – Пушино, 1993. – С. 338.

104. *Дмитриев С.В., Фетисов А.А., Перцев В.А.* и др. О загрязнении лекарственных растений цезием-137 // Гигиена и санитария. – 1991. – № 12. – С. 51–53.

105. *Кравец А.П., Гродзинский Д.М.* Критерий агрегатной и химической неоднородности форм загрязнения и его динамики в изучении накопления радионуклидов высшими растениями // Докл. АН Украины. – 1991. – № 12. – С. 136–140.

106. *Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А., Алексахин Р.М.* Влияние свойств почв и времени инкубации <sup>137</sup>Cs на динамику его форм и доступность растениям // Агрехимия. – 1982. – № 8. – С. 109–113.

107. *Юдинцева Е.В., Павленко Л.И., Зюликова А.Г.* Свойства почв и накопление Cs-137 растения из различных почв // Агрехимия. – 1981. – № 8. – С. 86–93.

108. Тихомиров Ф.А., Алексахин Р.М., Моисеев И.Т. Различие поступления радионуклидов в растения при изменении климатических условий // Изв. АН СССР, Сер. биол. – 1989. – Т. 81. – № 1. – С. 88–91.
109. Юдинцева Е.В., Левина Э.М. О роли калия в доступности цезия-137 растениям // Почвоведение. – 1982. – № 4. – С. 75–81.
110. Государственная фармакопея СССР. Общие методы анализа. Лекарственное сырье: Изд. 11-е. – М., 1990. – Вып. 2. – 398 с.
111. Рослинність УРСР. Ліси УРСР / За ред. Є.М. Бродіс. – К., 1971. – 460 с.
112. Hendrich E., Friendrich M., Haider W. The contamination of large Austrian forest ecosystem after the Chornobyl Nuclear reactor accident: studies 1988 and futher // Transfer of radionuclides in natural and seminatural environments. – London; New-York, 1990. – P. 27–39.
113. Краснов В.П., Орлов О.О., Ірклієнко С.П., Приступа Г.К. Особливості накопичення цезію-137 лікарськими рослинами *Vacciniaceae* S.F. Gray та *Ericaceae* Juss. на Українському Поліссі // Укр. ботан. журн. – 1995. – Т. 52. – № 4. – С. 472–477.
114. Karlen Gunnel, Johanson Rarl J., Bergstrom Roger. Seasonal variation in the activity concentrations of Cs-137 in Swedish Roe-Deep in their daily intake // J. Environ. radioactivity. – 1991. – Vol. 14. – P. 91–103.
115. Römmelt R., Hiersche L., Schaller G., Wirth E. Influence of soil fungi (*Basidiomycetes*) on the migration of Cs-134+137 and Sr-90 in coniferous forest soils // I. Environ. radioactivity. – 1991. Vol. 14. – P. 152–161.
116. Орлов О.О., Короткова О.З. Особливості сезонної динаміки акумуляції <sup>137</sup>Cs фітомасою чорниці (*Vaccinium myrtillus* L.) та брусниці (*Vaccinium vitis-idaea* L.) // Наук. вісник. – 2000. – Вип. 10.2. – С. 34–43.
117. Цветнова О.Б., Щеглов А.И., Чернов С.А. Содержание радионуклидов в лекарственном сырье лесов, подвергшихся радиоактивному загрязнению // Основы организации и ведения лесного хозяйства в условиях радиоактивно-го загрязнения. Тез. докл. Всесоюз. науч.-практ. конф. – Гомель, 1990. – С. 27.
118. Balonov M.I., Travnikova I.G. The role of agricultural and natural ecosystems in the internal dose formation in the inhabitants of controlled area // Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. – London; New-York, 1990. – P. 419–430.
119. Mietelski J.W., Jasinska M., Kubica B. et al. Radioactive contamination pf Polish mushrooms // Sci. Total Environ. – 1994. – Vol. 157. – P. 217–226.
120. Вассер С.П., Гродзинська Г.А., Люгін В.О. Накопичення радіоактивних елементів макроміцетами Українського Полісся// Укр. ботан. журн. – 1992. – Т. 49. – № 5. – С. 79–86.
121. Meijer R.J., Aldenkamp F.J., Jansen A.E. Resorption of caesium radionuclides by various fungi // Ecologia. – 1988. – Vol. 77. – N 2. – P. 268–272.
122. Dietl G. Zur Verteilung radioactiver Casiumnuclide im Pilzfruchtkörper // Z. Mycol. – 1989. – Vol. 55. – N 1. – P. 131–134.



123. Допустимі рівні  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у продуктах харчування та питній воді (ДР-97): Державні гігієнічні нормативи. – К., 1997. – 6 с.

124. *Кожевникова Т.Л., Мищенко Н.Н., Мартюшова Л.Н., Криволицкий Д.А.* Накопление Sr-90 и Cs-137 плодовыми телами шляпочных грибов // Экология. – 1993. – № 6. – С. 56–59.

125. *Коротун І.М., Коротун Л.І.* Географія Рівненської області. – Рівне, 1996. – 274 с.

126. *Влох О.Г., Грабовський В.А., Дзендзелюк О.С.* Визначення ступеня забрудненості Cs-137 території населених пунктів Львівської області // Экотехнологии и ресурсосбережение. – 1994. – № 4. – С. 28–35.

127. *Грабовський В.А., Дзендзелюк О.С.* Спектрометричні дослідження радіоактивного забруднення ґрунтів Львівщини // Вісн. Львів. ун-ту. Сер. фіз. – 1995. – Вип. 27. – С. 124–27.

128. Активность бета-излучающих радионуклидов в счетных образцах. Методика выполнения измерений с использованием сцинтилляционных спектрометров и программного обеспечения АК1. – К., 1998. – 14 с.

129. *Андріанова Т.В.* Фітографні мітоспорові гриби Шацького національного природного парку // Укр. ботан. журн. – 1999. – Т. 56. – № 5. – С. 466–469.

130. *Вірченко В.М.* Бріофлора Шацького національного природного парку // Укр. ботан. журн. – 1999. – Т. 56. – № 1. – С. 67–73.

131. *Гродзінський Д.М.* Про природну радіоактивність мохів і лишайників // Укр. ботан. журн. – 1959. – Т. 16. – № 2. – С. 30–38.

132. *Поляков Ю.А., Леонтьев А.М., Мельников Л.К.* К вопросу о выпадении стронция-90 в средних широтах СССР // Почвоведение. – 1962. – № 11. – С. 45–51.

133. *Молчанова И.В., Боченина Н.Б.* Мхи как накопители радионуклидов // Экология. – 1980. – № 3. – С. 42–47.

134. *Вірченко В., Болюх В.* Вміст радіонуклідів у мохах Українського Полісся // Ойкумена. – 1993. – № 2. – С. 33–39.

135. *Нифонтова М.Г., Молчанова И.В., Боченина Н.Б.* Накопление и закрепление  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  мохово-лишайниковой растительностью // Проблемы лесной радиозкологии. – К., 1999. – С. 103–106.

136. *Svensson G.K.* The measuring  $^{137}\text{Cs}$  level in forest moss in relation to the total  $^{137}\text{Cs}$  fallout from 1961 through 1965 // Radioecological Concentration Processes. – New York, 1966. – P. 539–546.

137. *Куликов Н.В., Боченина Н.Б., Молчанова И.В.* Особенности накопления стронция-90 и цезия-137 некоторыми видами мхов // Экология. – 1976. – № 4. – С. 82–85.

138. *Кондратюк С., Навроцька І., Безніс Н.* та ін. Особливості накопичення радіонуклідів у лишайниках України // Ойкумена. – 1993. – № 2. – С. 25–32.

139. *Солдатенкова Ю.П.* Малый практикум по ботанике: лишайники (кустистые и листоватые) – М., 1977. – 128 с.

140. *Нифонтова М.Г.* Накопление  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  лишайниками в условиях эксперимента // Экология. – 1976. – № 1. – С. 89–92.
141. *Нифонтова М.Г., Куликов Н.В.* О накоплении стронция-90 и цезия-137 лишайниками в природных условиях // Экология. – 1977. – № 3. – С. 93–95.
142. *Шапиро И.А.* Загадки растения-сфинкса: лишайники и экологический мониторинг. – Л., 1991. – 80 с.
143. *Микитюк О.* ІВА території України: території важливі для збереження видового різноманіття та кількісного багатства птахів. – К., 1999. – 324 с.
144. *Heath M.F., Evans M.I.* Important birds areas in Europe. Priority sites for conservation. // Southern Europe. BirdLife International. – Cambridge, 2000. – Vol. 2. – P. 691–724.
145. Загальнодержавна програма формування національної екологічної мережі України на 2000–2015 рр. Затверджено законом України від 21 вересня 2000 р. – № 1989.
146. *Оксюк О.П., Якушин В.М., Тимченко В.М.* Трофо-сапробиологическая характеристика Шацких озер // Гидробиол. журн. – 1997. – Т. 33. – № 1. – С. 24–36.
147. *Оксюк О.П.* Экологические нормативы качества воды для Шацких озер // Гидробиол. журн. – 1999. – Т. 35. – № 5. – С. 74–86.
148. *Царенко П.М.* Водойми як центри збереження різноманіття водоростей та безхребетних // Розбудова екомережі України. – К., 1999. – С. 65–70.
149. *Резвой П.Д.* Гидробиологическая характеристика озер Тур, Домашнее и Песочное. Рукопись: отчет о работе в 1953 г. гидробиологического отряда Полесской экспедиции Львов. ун-та.
150. *Яльнская Н.С.* Биологические основы реконструкции рыбного хозяйства озер Шацкой группы Волынской области: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Львов, 1953. – 15 с.
151. *Лопотун А.Г., Олексив И.Т., Иванец О.Р.* и др. Зоопланктон и зообентос как индикаторы качества воды и рыбохозяйственной ценности Шацких озер // Шацкое поозерье и некоторые проблемы его охраны // Вестн. Львов. ун-та. Сер. геол. – 1982. – Вып. 8. – С. 17–29.
152. Природа Волынского Полесья: охрана и рациональное использование / Отв. ред. В.А. Хмелевский // Вестн. Львов. ун-та. Сер. геол. – 1986. – Вып. 9. – С. 123–126.
153. Шацкое поозерье и некоторые проблемы его охраны / Отв. ред. И. А. Марушкин // Вестн. Львов. ун-та. Сер. геол. – 1982. – Вып. 8.
154. *Яльнская Н.С., Иванец О.Р., Вортыло О.М.* Фитофильная фауна озер Волынского Полесья // Вест. Львов. ун-та. Сер. геол. 1986. – Вып. 9. – С. 19–25.
155. *Царик Й.В., Горбань І.М., Сребродольська Є.Б.* та ін. Сучасний стан зооценозів Західного Полісся // Вісн. Львів. ун-ту. Сер. біол. – 2001. – Вип. 27. – С. 129–141.

156. Іванець О.Р. Інформаційний банк даних як основа екологічної експертизи гідробіоценозів // Екологічна наука і освіта в педагогічних вузах України, 2000. – С. 81–82.
157. Іванець О.Р. Гідробіонти озер Волинського Полісся та проблема збереження їх генофонду// Проблеми охорони природи генофонду Полісся. – Луцьк, 2001. – С.36–37.
158. Киселев И.А. Методы исследования планктона// Планктон морей и континентальных водоемов. – Л. 1969. – С.140–416
159. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. – Л., 1984. – 55 с.
160. Пидгайко М.Л. Зоопланктоценозы водоемов различных почвенно-климатических зон// Изв. ГосНИОРХ. – 1978. – Т. 135. – С. 3–109.
161. Holovachov O., Bostrym S., Tandingan de Ley I. et al. Morphology and systematics of the genera *Wilsonema* Cobb, 1913, *Ereptonema* Anderson, 1966 and *Neotylocephalus* Ali, Farooqui & Tejpal, 1969 (Leptolaimina: Wolsonematinae) // J. of Nematode Morphology and Systematics. – 2003. – Vol. 5(1). – P. 73 –106.
162. Holovachov O.V., Susulovsky A.S. Description of *Plectus cladinosus* sp. n. from the Ukraine with notes on *P. longicaudatus* Büttschli, 1873 and *P. decens* Andrössy, 1985 (Nematoda, Araeolaimida: Plectidae) // Zoosystematica Rossica. – 1999. – Vol. 8 (1). – P. 11–15.
163. Gagarin V.G., Holovachov O.V. The genus *Tridentulus* Eyaalem & Coomans, 1995 with descriptions of *Tridentulus palustris* sp. n. from the Ukraine (Nematoda: Monhysterida) and a key to the species // Russian J of Nematology. – 2001. – Vol. 9(2). – P. 11–117.
164. Сьтник К.М. Редкие и исчезающие растения и животные Украины. – К., 1988. – С.157–165.
165. Червона Книга України/ За ред. М.М. Щербака. – К., 1994. – С. 288–291.
166. Flade M., Giessing B., Gorban I. et al. World population, trends and conservation status of the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* // Die Vogelwelt. Heft 2. – 1999. – P. 65–96.
167. Tsaryk J., Gorban I., Shydlovskyy I. et al. The ecological factor influence to the store and conservation of the biodiversity of the Shatsk National Natural Park. – 17–21 czerwca 2002 r. Shatsk, 2002. – S. 15–16.
168. Горбань И.М. Об учетах численности и некоторых особенностях экологии белых аистов на западе Украины // Аисты: распространение, экология, охрана. – Минск, 1990. – С.80–84.
169. Горбань И.М. Изученность и попытки оценок численности черного аиста на Украине. // Аисты, распространение, экология, охрана. – Минск, 1992. – С. 186–194.
170. Горбань И.М. Кулики – кандидаты в Красную книгу Украинской ССР // Информационные материалы рабочей группы по куликам. – Магадан, 1990. – С. 36–37.

171. *Горбань И.М., Шидловский И.В.* Численность гнездящихся куликов на Западе Украины. // Гнездящихся кулики Восточной Европы. – М., 1999. – Т. 2. – С. 93–105.
172. *Матейчик В. І., Горун А.А., Цвид В.І.* Видовий склад ссавців парку // Шацький національний природний парк. – Світязь, 1994. – С. 176–178.
173. *Загороднюк И.В., Мишта А.В.* О видовой принадлежности ежей рода *Eginaseus* Украины и прилежащих стран // Вестн. зоологии. – 1995. – Т. 29. – № 2–3. – С. 50–57.
174. *Загороднюк И.* Редкие виды бурозубок на территории Украины: легенды, факты, диагностика // Вестн. зоологии. – 1996. – Т. 30. – № 6. – С. 53–69.
175. *Баишта А.-Т., Сребродольська Є.Б., Дикий І.В., Мисюк В.О.* Ставкова нічиця *Myotis dasycneme* в західних областях України // Вісн. Луган. пед. ун-ту. – 2002. – № 1 (45). – С. 110–112.
176. *Ткач В.В., Лихотон Р.И., Сологор Е.А.* Современное состояние изученности фауны рукокрылых (Chiroptera) Волынской области Украины // Вестн. зоологии. – 1995. – Т. 29. – № 2–3. – С. 44–49.
177. *Полушина Н.А.* Состояние популяций рукокрылых Западного Подолья // Європейська ніч кажанів '98 в Україні: Праці Теріол. школи. – 1998. – Вип. 1 – С.106–116.
178. Ссавці України під охороною Бернської конвенції / За ред. І.В. Загороднюка // Праці Теріол. школи. – 1999. – Вип. 2. – 224 с.
179. *Емельянова И.Ф.* Фенология некоторых зимоспящих млекопитающих Волынского Полесья // Сезонное развитие природы. – М., 1976. – С. 37.
180. *Япнов Г.* Ресурсы бобра и ондатры на Украине // Охота и охотничье хозяйство. – 1982. – № 2. – С. 23–24.
181. *Полушина Н.А.* Экология, распространение и народнохозяйственное значение семейства куньих Западных областей УССР: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. – Ужгород, 1971. – 20 с.
182. *Татаринов К.А.* Звірі Західних областей України. – К., 1956. – 188 с.
183. *Татаринов К.А.* Фауна хребетних заходу України. – Львів, 1973. – С. 47–130.
184. *Горун А., Матейчик В., Яценко П.* та ін. Шацький національний природний парк на межі тисячоліть. – К., 2000. – 40 с.
185. *Козій Г.В.* Перспективи використання рослинних ресурсів Західного Полісся // Вісн. Львів. ун-ту. Сер. біол. – 1974. – Вип. 7. – С. 3–8.
186. *Григора І.М.* Типи і генезис боліт України та прогноз їх розвитку в майбутньому // Шляхи збереження торфових та інших видів боліт України. – К., 1999. – С. 9–15.
187. *Стеценко М.П.* Рамсарська конвенція і збереження торфових екосистем // Шляхи збереження торфових та інших видів боліт України. – К., 1999. – С. 6–8.
188. *Второв П.П.* О принципах оценки территорий как эталонных участков биосферы // Научные основы охраны природы. – 1975. – Вип. 3. – С. 45–55.

189. Руденко Л., Шевченко Л., Ющенко О. Географічні підходи до визначення оптимальної мережі заповідних територій в Україні // Ойкумена. – 1995. – № 1–2. – С. 57–62.
190. Горбань І. М. Стан і моніторинг торфових боліт на Львівщині // Шляхи покращення збереження торфових та інших видів боліт України. – К., 1999. – С. 33–37.
191. Воинственский М.А., Крыжановский В.И., Легейда Н.С. Изменения в фауне Украинского Полесья в связи с проведением осушительных работ // Вестн. зоологии. – 1981. – № 5. – С.3–9.
192. Горбань І.М. Експедиції в пошуках прудкої очеретянки // ІВА Бюл. Укр. тов. охорони птахів. – К., 1997. – С. 1–3.
193. Татаринів К.А. Відомості по теріофауні Волинського Полісся // Наук. зап. Кременец. пед. ін-ту. – 1960. – Т. 5. – С. 25–27.
194. Корнєєв О.П. Визначник звірів УРСР. – К., 1965. – 236 с.
195. Gorban I., Bokotej A. Distribution of Laniidae in Western Ukraine, and the breeding biology of *Lanius collurio* // Shrikes (Laniidae) of the world. Biology and Conservation. – 1995. – № 6. – P. 70–71.
196. Горбань І.М. Динамика численности гнездящихся нырковых уток в Шацком национальном парке // Динамика зооценозов, проблемы охраны и рационального использования животного мира Белоруссии. – Минск, 1989. – С. 234–235.
197. Горбань І.М. Статус большого кроншнепа на Западной Украине // Материали Х Всесоюз. Орнитол. конф. Ч. 2. – Минск, 1991. – С. 161.
198. Srebrodolska Y., Dykyu I. Bat fauna of the Shutsk National Natural Park // Abstracts of the III International Conference “Bats of Carpathian Region” (Rakhiv, Ukraine) / Novitates Theriologicae. – 2000. – Vol. 1 (4). – P. 48–49.
199. Schaffer N., Gallo-Orsi U. European Union action plan for eighth priority bird species // European Communities. – Luxembourg, 2001. – P. 202.
200. Tucker G.M., Heath M.F. Birds in Europe: their conservation status. – Cambridge. – Bird Life Conservation Series. – 1994. – N 3. – 600 p.
201. Heredia B., Rose L., Painter M. Globally threatened birds in Europe. Action plan // BirdLife International. Council of Europe Publishing, Germany. – 1996. – P. 408.
202. Абеленцев В.І. Фауна України. Куницеві. Т. 1. Вип. 2. – К., 1968. – 280 с.
203. Сокур І.Т. Ссавці фауни України та їх господарське значення. – К., 1960. – 211 с.
204. Химин М., Тутейко В., Грицай О. та ін. Природно-заповідний фонд Волинської області. – Луцьк, 1999. – 48 с.
205. Татаринів К.А. Відомості по теріофауні Волинського Полісся // Наук. зап. Кременец. пед. ін-ту. – 1960. – Т. 5. – С. 25–27.
206. Татаринів К.А. Ондатра в західних областях УРСР і перспективи її використання // Питання розвитку продуктивних сил західних областей УРСР. – К., 1954. – С. 241–245.
207. Микитюк О. Полуда А. Міграційні шляхи птахів в Україні. Розбудова екомережі України. – К., 1999. – С. 84–88.

208. *Воїнственський М.А.* Природно-заповідний фонд Української РСР. – К., 1986. – 224 с.
209. *Койнова І.Б.* Антропогенна трансформація ландшафтних систем західної частини Волинського Полісся: Автореф. дис. ... канд. геогр. наук.: – Львів, 1999. – 19 с.
210. *Ващенко П.Т.* Природні ресурси західних районів УРСР. – Львів, 1959. – 132 с.
211. *Gorban I.* Current data on Status of Eagles in the West Ukraine. USSR // World Working Group on birds of prey of the International Council for bird Preservation. – 1985. – P. 28–29.
212. *Сокур І.Т.* Історичні зміни та використання фауни ссавців України. – К., 1961. – 84 с.
213. *Барбарич А.І.* Геоботанічне районування Української РСР. – К., 1977. – 304 с.
214. *Стойко С.М., Мілкіна Л.І., Яценко П.Т.* та ін. Раритетні фітоценози Західних регіонів України. – Львів, 1998. – 189 с.
215. *Шеляг-Сосонко Ю.Р.* Розбудова екомережі України. – К., 1999. – 127 с.
216. *Мугулін О.О.* Звірі УРСР. Матеріали до фауни. – К., 1938. – 422 с.
217. Dokumenty koczowe Konferencji Narodowy Zjednoczonych “Hrodowisko i Rozwyj”. Rio de Janeiro, 3-14. VI. 1992 – Warszawa, 1993. – S. 1–565.
218. Konwencja o Różnorodności Biologicznej. Instytut Ochrony Środowiska: Konwencje międzynarodowe i uchwały organizacji międzynarodowych. – Warszawa, 1993. – Z. 8. – S. 1–38.
219. *Chmielewski T., Radwan S., Karbowski Z.* Program renaturalizacji jezior, torfowisk i terenow porolnych w Poleskim Parku Narodowym. – Rekopis, 1996. – 9 s.
220. Концепція Національної програми збереження біологічного та ландшафтного розмаїття України. – Проект. Варіант 1. – 1996. – 16 с.
221. Національна доповідь України про збереження біологічного різноманіття / За ред. Я.І. Мовчана, Ю.Р. Шеляг-Сосонка. – К., 1997.
222. Природно-заповідний фонд Волинської області / Упоряд. М. Химин, В. Тутейко, О., Грицай та ін. Огляд територій і об’єктів природно-заповідного фонду в розрізі районів. – Луцьк, 1999. – 48 с.
223. *Radwan S.* Ochrona ekosystemow wodnych w Poleskim Parku Narodowym i jego otulinie. – Lublin, 1995. – S. 1–131.
224. *Chmielewski T.J., Harasimiuk M., Radwan S.* Renaturalizacja ekosystemow wodno-torfowiskowych na Pojezierzu Łeszczyńsko-Włodawskim // Wojewoda Lubelski, Lubelska Fundacja Ochrony Środowiska Naturalnego. – Uni. M. Curie-Skłodowskiej. – Lublin, 1996. – S. 1–144.
225. *Цвєтова О.В., Топольнік Т.І.* Екологічні наслідки осушувальних меліорацій на території Шацького НПП // Шацький національний природний парк. Наук. дослідження 1983–1993 рр. – Світьязь, 1994. – С. 108–115.
226. *Жилинський І.І.* Очерк работ Западной экспедиции по осушению болот (1873–1898 гг.). – СПб., 1899. – 744 с.

227. *Kulczynski St.* Stratygrafia torfowisk Polesia. Prace Biura melioracjim Polesia. – Brzesc nad Bugiem. – 1930. – I, zes.2.
228. *Kulczynski St.* Torfowiska Polesia. – Krakow, 1939. – Т. 1, Krakow; 1940. – Т. 2.
229. *Олексієвський В.С., Топольнік Т.І., Цветова О.В.* Гідроголого-меліоративне обґрунтування агроекологічного моніторингу в верхів'ях ріки Прип'яті // Шацький національний природний парк. Наук. дослідження 1983–1993 рр. – Світязь, 1994. – С.116–132.
230. Природа Волинської області. – К., – 1975. – 135 с.
231. *Kostyrko J.* Dzialalnosc Administracji Lasow Panstwowych na polu ochrony przyrody w r. 1936 // Ochrona przyrody. – 1936. – N 16. – P. 220.
232. *Поварніцин В.О.* Ліси Українського Полісся. – К., 1959. – 208 с.
233. *Афанасьєв Д.Я., Шеляг-Сосонко Ю.Р.* Заплавні луки західної частини Волинського Полісся // Укр. ботан. журн. – 1965. – Т. 22. – № 4. – С. 68–73.
234. *Андрієнко Т.Л., Кузьмичов А.І., Прядко О.І.* Болота в районі Шацьких озер // Укр. ботан. журн., 1971. – Т. 28. – № 6. – С.727 – 733.
235. *Балашов Л.С., Андриенко Т.Л., Кузьмичев А.И., Григора И.М.* Изменение растительности и флоры болот УССР под влиянием мелиорации. – Киев, 1982. – 292 с.
236. *Стойко С.М., Яценко П.Т.* Шацький природний національний парк: його призначення та завдання // Вісн. АН Укр. РСР. – 1984. – № 4. – С. 71–78.
237. *Яценко П.Т.* Экологические ряды в сосновых лесах Шацкого природного парка. // VI конф. молодых ученых – ботаников Украины: Материалы конф. Киев, февраль 1979 г. – Киев, 1979. – С. 103–104.
238. *Яценко П.Т.* Редкие виды флоры в Шацком природном парке // VII съезд УБО. – Тез. докл. – Киев, 1982. – С. 282–283.
239. *Яценко П.Т.* Фитогеографические особенности флоры района Шацких озер // Флора и растительность Украины: Сб. науч. тр. – Киев, 1986. – С. 135–137.
240. *Яценко П.Т., Андрієнко Т.Л., Шеляг-Сосонко Ю.Р., Стойко С.М.* Рослинний покрив запроєктованого Шацького природного національного парку // Укр. ботан. журн. – 1983. – Т. 40. – № 4. – С. 71–76.
241. *Ким Г.А., Парфенов В.И.* Изменение синузального строения лугово-болотных фитоценозов под влиянием осушения // Ботаника: Исследования. – 1979. – Вып. 21. – С. 42–50.
242. *Парфенов В.И.* Современные антропогенные изменения флоры и растительности Полесья. – Киев, 1975. – 51 с.
243. *Парфенов В.И.* Современная антропогенная динамика флоры и растительности Припятского Полесья // Ботан. журн. – 1979. – Т. 64. – № 10. – С. 1377–1389.
244. *Парфенов В.И.* Обусловленность расположения и адаптация видов растений на границах ареалов. – Минск, 1980. – 208 с.
245. *Яценко П.Т.* Концептуальні аспекти формування еколого-меліоративного моніторингу на Західному Поліссі // Екологічні аспекти осушувальних меліорацій в Україні: Тези доп. наук. конф. – К. 1992. – С. 81–82.

НАУКОВЕ ВИДАННЯ

**ШАЦЬКЕ ПООЗЕР'Я:  
ХАРАКТЕРИСТИКА АБІОТИЧНИХ  
І БІОТИЧНИХ КОМПОНЕНТІВ  
ЕКОСИСТЕМ**

*За редакцією проф., д-ра біол. наук Й.В. Царика*



Редактор *Мирослава Мартиняк*  
Технічний редактор *Софія Довба*  
Коректор *Галина Матіїв*  
Комп'ютерний дизайн  
та верстка *Любов Семенович*

Підп. до друку 00.00.2008. Формат 60x84 <sup>1</sup>/<sub>16</sub>.  
Папір офс. Друк офс. Гарнітура Times New Roman.  
Умовн. друк. арк. 12,5. Обл.-вид. арк. 13,1.  
Тираж 100 прим. Зам.

Видавничий центр Львівського національного  
університету імені Івана Франка.  
*79000 Львів, вул. Дорошенка, 41*

СВІДОЦТВО

про внесення суб'єкта видавничої справи до Державного реєстру  
видавців, виготівників і розповсюджувачів видавничої продукції:  
Серія ДК №3059 від 13.12.2007 р.