МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ЛЬВІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ
НАВЧАЛЬНО-НАУКОВИЙ ІНСТИТУТ ЗАОЧНОЇ ТА ПІСЛЯДИПЛОМНОЇ ОСВІТИ

Допускається до захисту
«_____»_____2024 р.
Зав. кафедри _____
к.б.н. П. Р. Хірівський
(наук. ступ., вч. зв., ініціали та прізвище)

КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

магістр

(рівень вищої освіти)

на тему: **«Екологічна оцінка накопичення важких металів в природних екосистемах Чорногірського масиву Українських Карпат»**

Виконав(ла) студент VII курсу,
групи Еко-71з
спеціальності 101 «Екологія»
Ніна КОНОВАЛИК

Керівник: Наталія ЛОПОТИЧ

Консультант: Юрій КОВАЛЬЧУК

Дубляни – 2024 р.

Міністерство освіти і науки України
Львівський національний університет природокористування

ННІ заочної та післядипломної освіти
Кафедра екології
Рівень вищої освіти «магістр»
Спеціальність 101 «Екологія»

«ЗАТВЕРДЖУЮ»
Завідувач кафедри _____
к.б.н., доцент Петро ХІРІВСЬКИЙ
«_____»_____2022 р.

ЗАВДАННЯ

на кваліфікаційну роботу студентці
Коновалик Н.Г.

1. Тема роботи: «Екологічна оцінка накопичення важких металів в природних екосистемах Чорногірського масиву Українських Карпат
й охорона довкілля у Мостиському районі Львівщини»
Керівник кваліфікаційної роботи: Наталія ЛОПОТИЧ, кандидат сільськогосподарських наук, доцент_____
Затверджені наказом по університету від "___ "_____2022 р._____
2. Строк подання студентом кваліфікаційної роботи 30 грудня 2023року
3.Вихідні дані для кваліфікаційної роботи
Літературні джерела
Методики виконання досліджень, матеріали і дані аналізів, обліків

4.Зміст кваліфікаційної роботи (перелік питань, які необхідно розробити
Вступ
РОЗДІЛ 1 ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ
1.1 Характеристика важких металів
1.2. Мікроелементний склад карпатських бурозем
1.3. Фізико-географічна характеристика Чорногірського масиву Карпат
1.4 Рослинний покрив досліджуваної території
РОЗДІЛ 2 УМОВИ І МЕТОДИКА ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ
2.1. Об'єкти досліджень
2.2. Методи досліджень
РОЗДІЛ 3 РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ
3.1. Розподіл металів в грунті
3.2. Накопичення важких металів у рослинах
3.3 Нагромадження важких металів фітомасою
3.4. Вміст макро - та мікроелементів у сніговому покриві Чорногори
3.5. Особливості мікроелементного складу деяких видів-індикаторів

РОЗДІЛ 4 ОХОРОНА ПРАЦІ ТА ЗАХИСТ НАСЕЛЕННЯ
4.1. Заходи безпеки при відборі зразків грунту
4.2 Заходи щодо покращення гігієни праці, техніки безпеки при роботі в лабораторії
4.3 Захист населення від наслідків надзвичайних ситуацій
Зробити висновки за результатами проведених досліджень
Сформувати список використаної літератури
5. Перелік графічного матеріалу (подається конкретний перерахунок аркушів з вказуванням їх кількості) Схеми, рисунки.

6. Консультанти з розділів:

Роз-діл	Прізвище, ініціали та посада консультанта	Підпис, дата	
		завд.видав	завд.прийняв
1,2, 3	Лопотич Н.Я., доцент кафедри екології		
4	Ковальчук Ю .О., доцент кафедри управління проектами та безпеки виробництва АПК		

7. Дата видачі завдання _____07 вересня 2022 р. _____

Календарний план

№ п/п	Назва етапів дипломного проекту	Строк виконання етапів проекту	При-мітка
1	Написання вступу та розділу «Огляд літератури»	07.09.22р. – 15.12.22р.	
2	Написання розділу «Умови, об'єкти й методи досліджень»	16.12.22р. – 14.04.2023р.	
3	Написання розділу «Результати досліджень»	15.04.23р. – 20.10.23р.	
4	Написання розділу «Охорона праці», підготовка висновків, оформлення бібліографічного списку	21.10.23р. – 30.12.2023р.	

Студент_____
(підпис)
Керівник кваліфікаційноїроботи_____Наталія .ЛОПОТИЧ
(підпис)

УДК 628.5(477.83)

Екологічна оцінка накопичення важких металів в природних екосистемах Чорногірського масиву Українських Карпат. Коновалик Н.Г. Кваліфікаційна робота. Кафедра екології. Дубляни, Львівський НУП, 2023.

54 ст. текст. част., 10 табл., 2 рис., 27 літ. джерел.

У кваліфікаційній роботі здійснено аналіз важких металів, проаналізовано фізико-географічну характеристику Чорногірського масиву Карпат. Досліджено розподіл металів в грунті, накопичення важких металів у рослинах. З'ясовано нагромадження важких металів фітомасою. Рекомендовано приділити більшу увагу мікрокліматичним умовам екотопу, оскільки рівень накопичення металів може залежати не лише від ступеня забруднення, а й від кліматичних факторів, які впливають на здатність рослин до накопичення важких металів.

ЗМІСТ

ВСТУП 6

РОЗДІЛ 1 ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ 7

1.1 Характеристика важких металів 7

1.2. Мікроелементний склад карпатських буроземів 11

1.3. Фізико-географічна характеристика Чорногірського масиву Карпат 16

1.4 Рослинний покрив досліджуваної території 23

РОЗДІЛ 2 УМОВИ І МЕТОДИКА ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ 27

2.1. Об’єкти досліджень 27

2.2. Методи досліджень 30

РОЗДІЛ 3 РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ 33

3.1. Розподіл металів в грунті 33

3.2. Накопичення важких металів у рослинах 34

3.3 Нагромадження важких металів фітомасою 38

3.4. Вміст макро - та мікроелементів у сніговому покриві Чорногори 40

3.5. Особливості мікроелементного складу деяких видів-індикаторів 43

РОЗДІЛ 4 ОХОРОНА ПРАЦІ ТА ЗАХИСТ НАСЕЛЕННЯ 46

4.1. Заходи безпеки при відборі зразків грунту 46

4.2 Заходи щодо покращення гігієни праці, техніки безпеки при роботі в лабораторії 46

4.3 Захист населення від наслідків надзвичайних ситуацій 49

ВИСНОВКИ 51

БІБЛІОГРАФІЧНИЙСПИСОК 52

ВСТУП

Зростаючий вплив техногенного забруднення на природне середовище, зміни вмісту хімічних елементів у природних компонентах незалежно від їх безпосереднього зв'язку з локальними джерелами антропогенних емісій є незаперечними. Поряд із вивченням трансформації екосистем у безпосередній близькості від джерел антропогенних емісій об'єктом міжнародного співробітництва вчених стало дослідження рівнів техногенного впливу, коли видимих порушень екосистем не спостерігається.

Однак, саме ці помірні дози промислових викидів є причиною хронічних повільних порушень стану природного середовища на великих територіях і вже призвели до перевищення концентрацій багатьох забруднювачів на 2-3 порядки порівняно із первинними значеннями [12]

Поки що, на жаль, немає достатньо надійних та оперативних методів для інтегральної оцінки стану екосистем як цілісних природних одиниць. Їх розробка можлива лише на основі інформації екологічного моніторингу. З огляду на це, на міжнародному рівні (в рамках пректу ЮНЕСКО "Людина і біосфера") почала інтенсивно розроблятись і впроваджуватись концепція фонового моніторингу.

Однак, на сьогодні зрозуміло, що екологічний моніторинг неможливий без моніторингу геохімічного як його складової частини [15, 17, 18]. Лише у цьому випадку можна фіксувати відносно слабкі сигнали техногенного впливу та виявляти його кумулятивні ефекти.

Метою нашого дослідження є з’ясування оцінки важких металів в природних екосистемах Чорногірського масиву Українських Карпат.

Об'єктом дослідження є Чорногірський масив Українських Карпат..

Предмет дослідження – накопичення важких металів в природних екосистемах ".

РОЗДІЛ 1
ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

1.1. Характеристика важких металів

Важливість оцінки потоків забруднювальних речовин з атмосфери на діяльну поверхню для фонових районів світу очевидна, оскільки в багатьох випадках для цих регіонів атмосферне перенесення виступає єдиним каналом поступання цих речовин антропогенного походження в природне середовище [12]. Оскільки аеротехногенні викиди – це багатокомпонентні суміші, в яких, крім важких металів, присутні сполуки як кислотного, так і лужного походження, то вплив викидів на екосистему і трансформація у ній важких металів буде визначатися співвідношенням цих компонентів.

Виділяється три типи аеротехногенного впливу на природне середовище: кислий, лужний і нейтральний. На локальному рівні забруднення може мати місце будь-який з них, на регіональному – нейтральний або кислий, на глобальному – лише кислий [9, 16].

У дослідженнях з визначення хімічного складу аерозолей було встановлено, що ряд хімічних елементів, серед яких Pb, Cd, Zn, перебувають переважно у складі частинок атмосферного аерозолю менших за 0.5-1.0 мкм. Літофільні елементи, куди належать Mn і Fe, які зазвичай знаходяться у складі продуктів вивітрювання земної кори, були зафіксовані переважно у складі частинок, більших за 1-3 мкм. У процесі вивітрювання утворюються частинки аерозолю розміром від 2 до 10 мкм [30]. Отже, є підстави вважати, що у фонових екосистемах Mn і Fe - переважно місцевого походження, а Pb, Cd, Zn і Cu можуть бути результатом дальнього переносу речовин в атмосфері [22].

Однією з важливих проблем геохімії ВМ в атмосфері є процес взаємодії атмосферних опадів з рослинністю, в результаті чого відбувається істотна зміна хімічного складу як рідких атмосферних опадів, так і пилу. Про

це свідчать дані про вміст і поступання металів (Ca, Mg, Na, K, Zn, Cu, Mn, Fe, Al) під деревну рослинність, яке у 2-8, а в окремих випадках в десятки разів вище, порівняно з опадами на відкритих ділянках [28, 31]. Це призводить до утворення в лісових екосистемах неоднорідної геохімічної обстановки в межах як різних деревостанів, так і підкронового простору окремого дерева. Тому, коли перед дослідником стоїть завдання вивчення елементного складу атмосферних опадів з метою моніторингу, зразки слід відбирати на відкритих ділянках.

Важливою особливістю, характерною для свинцю в атмосфері, є відносно близькі або навіть підвищені його концентрації в твердих атмосферних аерозолях фонових районів, порівняно з промисловими [1]. Причиною, на думку авторів, є збільшення ступеня дисперсності частинок атмосферного аерозолю в міру віддалення від промислових районів.

Підставою для такого висновку є дослідження тонкодисперсної фракції (0.4-1.5 мкм) атмосферного пилу снігового покриву в лабораторних умовах, де було показано що концентрація ВМ є у декілька разів вищою саме у цій фракції порівняно з грубодисперсними [11]. Отже, атмосферний геохімічний потік ВМ у фонових районах визначається перш за все величиною потоку самого пилу, а не різницею концентрацій металів у пилові фонових і промислових районів.

Вміст великої групи елементів (Sb, As, Hg, Se, Br, Pb, Cd, Zn, Cu) в атмосферних аерозолях й опадах не постійний і змінюється в межах одного-двох порядків величин для фонових районів. Абсолютні величини вмісту цих елементів у атмосфері в 10-100 разів перевищують аналогічні значення для земної кори. У північній півкулі найвищий вміст металів в атмосфері й атмосферних опадах має місце в континентальних районах Європи, Азії, Північної Америки, а найнижчий – в полярних районах і відкритих областях Світового океану [13].

Такий розподіл відповідає просторовому розміщенню джерел поступання металів (в першу чергу техногенних) в атмосферу. Вважається,

що до 90% свинцю й 70-80% кадмію в атмосфері має антропогенне походження [24].

Одним із способів, який може з успіхом використовуватися для моніторингу атмосферного забруднення, є сніговий покрив (рис. 1. 1). Його використання для дослідження забруднення природного середовища стало швидко поширюватися. Було показано, що сніг може служити індикатором атмосферного забруднення речовинами техногенного походження: сульфатами, нітратами, аміаком, поліциклічними ароматичними та нафтовими вуглеводнями, важкими металами і багатьма іншими речовинами, включаючи газоподібні. Цьому сприяє й те, що під час утворення і випадання снігу в результаті процесів сухого та вологого вимивання концентрація забруднювальних речовин у ньому стає як правило на 2-3 порядки вищою, ніж в атмосферному повітрі.

Рис. 1.1.

Хребет Чорногори після снігового покриву

Тому вимірювання вмісту цих речовин може проводитися достатньо простими методами з високим ступенем надійності. Пошаровий відбір проб

снігового покриву дозволяє одержати динаміку забруднення за зимовий сезон, а лише одна середня проба з усієї товщі відображає стан забруднення у період від утворення стійкого снігового покриву до моменту відбору проби. Дослідження снігового покриву дозволяє вирішити проблему кількісного визначення сумарних параметрів забруднення (пилу та розчинних форм) за холодний період без застосування додаткових пристроїв.

На важливість таких досліджень у прикордонних областях вказує той факт, що вздовж західного кордону України, Білорусії та Балтійських країн минулого століття забруднення снігового покриву (важкі метали, поліциклічні ароматичні вуглеводні, сульфати, нітрати, іони амонію та pH) контролювалося на 113 метеостанціях у смузі шириною 150 км від кордону [11].

Міжрегіональне перенесення й випадання свинцю для деяких країн Європи може на порядок перевищувати його поступання за рахунок власної промисловості. Розрахунки показали, що в результаті спалювання вугілля та нафти в ФРН щорічна емісія Pb становить 180 г/га, а в Швеції – 1-2 г/га [1]. Одночасно, осадженя цього металу з атмосфери в ФРН становить 110 г/га, а в Швеції – 80 г/га [19]. Тобто, значення міжбасейнового переносу атмосферних забруднювачів з території розвинутих промислових країн Західної Європи на біогеохімічні цикли ВМ у природних екосистемах - дуже вагоме.

Не є винятковими з цієї точки зору й Українські Карпати. Хоча й дослідженння зміни рівня атмосферного забрудненя цього регіону не проводилися, дані польських учених щодо вмісту свинцю у льодовиках Високих Татрів можуть бути свідченням розвитку процесу атмосферного забруднення і в Карпатах. Концентрація свинцю у льодовиковій товщі за сторічний період збільшилася у 15 разів, починаючи з 5 до 78,5

Необхідність відстежування процесу атмосферного забруднення через його істотний вплив на сучасний стан природних екосистем Західного регіону України - очевидна. [19].

За рік надходження сірки на території, що безпосередньо прилягають до державного кордону України, у межах західних областей становило від 30 до 50 кг/га за рік [18].

1.2 Мікроелементний склад карпатських буроземів

Мікроелементний склад буроземів узагалі, особливо грунтів гірських областей, вивчений недостатньо. Дані щодо вмісту ВМ у ґрунтах гірсько-лісового поясу Українських Карпат є лише у кількох роботах – Б.І.Ракочого та І.П.Гаврилової і З.В.Пацукевич, а в ґрунтах передгір'їв – у роботах М.М.Приходька. Як видно з таблиці 1.2, вміст ВМ у ґрунтах гірсько-лісового поясу за даними згаданих авторів є достатньо близьким. Істотна різниця помітна за вмістом Cu, Pb, Mo, Mn.

Незважаючи на це, можна зробити висновок про збагачення бурих грунтів гірсько-лісового поясу Карпат Pb, Zn, та Cu. Порівняння гірських грунтів з бурими лісовими грунтами передгір'їв показує, що загалом останні дещо бідніші мікроелементами, ніж грунти гірських областей.

Таблиця 1.1

Вміст хімічних елементів у бурих гірсько-лісових ґрунтах Карпат ($n \cdot 10^{-3}$%)

Елемент	Гірсько-лісовий пояс		Закарпатські Передгір'я	Кларк у грунтах	Зіставлення з кларком у грунтах (кларки концентрації)		
	Гаврилова, Пацукевич,	Ракочий	Приходько	Виноградов,			
	1	2	3		1	2	3
Cu	6.7	3.7	1.8	2.0	3.3	1.9	0.9
Co	1.6	1.3	2.6	1.0	1.6	1.3	2.6
Mo	0.28	0.1	0.1	0.2	1.4	0.5	0.5
Mn	43.8	110.5	72.5	85.0	0.5	1.3	0.9
Zn	10.6	7.2	7.2	5.0	2.0	1.4	1.4
Ni	4.6	3.6	3.1	4.0	1.1	0.9	0.8
Pb	3.9	10.8	5.9	1.0	3.9	10.8	5.9
Cr	11.9	7.6	7.7	20.0	0.6	0.4	0.4

V	12.3	11.4	8.9	10.0	1.2	1.1	0.9
Ti	398.0	537.0	1641.0	460.0	0.9	1.2	3.6

Розподіл елементів у ґрунтовому профілі бурих гірсько-лісових ґрунтів знаходиться у відповідності до розподілу у профілі продуктів ґрунтоутворення: а) грунти збіднені, порівняно з материнською породою, Mo, Cr, Ni, Zn ($К_{еа}$[1]=0.6-0.8), які сорбуються оксидами заліза і виносяться разом з цими сполуками; б) в нижніх горизонтах накопичується Co ($К_{еа}$=1.1-1.3) – елемент, основною формою якого в ґрунтах є комплекси з мулистими частинками; в) біогенна акумуляція призводить до збагачення ґрунту Pb ($К_{еа}$=1.4-1.6), Cu ($К_{еа}$=1.0-1.1) і Mn ($К_{еа}$=1.7); глибоке проникнення гумусу сприяє рівномірному розподілу цих елементів у ґрунтовому профілі.

Таким чином, розподіл ВМ по профілю бурих гірсько-лісових грунтів Карпат обумовлений специфікою процесів буроземоутворення. Подібний тип розподілу має місце і в буроземах Західних Бескидів [3, 5].

Роботи багатьох авторів [8, 10, 13, 15, 16] однозначно вказують на факт значно вищої акумуляції ВМ у гірських ґрунтах, порівняно з прилеглими передгір’ями. З публікацій названих авторів випливає, що існує тісний кореляційний зв’язок між річною сумою опадів і ступенем нагромадження ВМ. Крім того, з висотою зменшується інтенсивність розкладу опаду, що сприяє накопиченню органічної речовини в ґрунті, яка, у свою чергу, є потужним геохімічним бар’єром для більшості ВМ.

У результаті багаторічних досліджень гірсько-лісових грунтів Судет і Карпат (Польща) [19] було виявлено високий рівень вмісту ВМ. Аналіз стану середовища та інтенсивності забруднення показав, що висока концентрація ВМ у цих ґрунтах менше пов’язана з локальною емісією, а є результатом впливу віддалених джерел забруднення. Зважаючи на глобальність процесу розсіювання ВМ, можна з достатньою впевненістю стверджувати, що грунти гірських екосистем є чутливішими до техногенного забруднення, ніж рівнинних територій.

[1] елювіально-акумулятивний коефіцієнт

Про потенційну здатність грунтів, і буроземів зокрема, накопичувати ВМ аерального походження свідчать вищезгадані численні літературні дані. Вивчення геохімії міграційних потоків у природних і техногенно трансформованих лісових екосистемах [5] показало, що незважаючи на вологий клімат і промивний режим кислих бурих гірсько-лісових грунтів, більша частина принесених з аеральним потоком ВМ закріплюється у грунтовому профілі. Із грунтової товщі з лізиметричними водами вимивається лише 1-3 % свинцю та кадмію, дещо більше – до 10 % від загального надходження – виноситься цинку та міді. Дані про баланс свинцю та заліза у підзолистих, буроземно-підзолистих грунтах і кислих буроземах Західної Європи та США зібрані в таблиці 1.2.

Таблиця 1.2

Річний баланс приносу-виносу свинцю та заліза у грунтах, г/га/рік

Регіон, [автор]	Угіддя, грунт	Сумарне поступання з атмосфери		Винесення за межі грунтового профілю	
		Pb	Fe	Pb	Fe
Данія, [Хансен]	с/г угіддя,кислий бурозем	260	-	0.3	-
Німеччина [Зетл та ін]	сосновий ліс, буроземно-підзолистий	110	300	6	2000
Німеччина [Хейнрікс, Майер,]	Березово-ялиновий ліс, підзолистий	-	1600	-	1900
Швеція,[Тайлер,]	Ялиновий ліс, підзолистий	150	2000	81	13000
Польща, [Кабата-Пендіас]	С/г угіддя, підзолистий	207	-	40	-
Чехословаччина [Зволен, Бубленек]	Дубовий ліс, бурозем	-	840	-	1040
США [Ван-Хук]	Мішаний ліс, бурозем	260	-	0.3	-

У всіх випадках поступання свинцю в грунт на 1-3 порядки переважає його винос. Натомість, щорічний баланс заліза – від'ємний, що свідчить про мобілізацію його в процесі грунтоутворення.

Наслідки забруднення грунтів важко усунути. Навіть після припинення техногенного впливу грунт може бути протягом довгого часу вторинним джерелом забруднення інших компонентів екосистем. Значні кількості техногенних потенційно екологічно небезпечних елементів, що накопичуються в грунтах у малорухомих, за сучасних грунтово-геохімічних умов формах є небезпечними для довкілля, як "хімічні бомби" сповільненої дії ("Chemical time bombs "). Перехід накопичених у грунті малорухомих сполук мікроелементів рухоміші форми починається із зміною грунтово-геохімічних умов, причиною яких можуть бути як природні, так й антропогенні фактори (зміна клімату, кислотні опади та ін.).

На сьогодні є неможливо відділити техногенну складову від природного фону у фонових екосистемах. Проблема полягає в тому, що ВМ є природними складниками грунтів і материнських порід, накопичення їх в ґрунтах із природних і техногенних джерел відбувається повільно, а індикатори різкої зміни стану потенційно токсичних елементів у ґрунтах поки що невідомі.

М.А.Глазовська на основі існуючого літературного експериментального матеріалу використала 10 грунтових параметрів, перелік яких, градація і диференційна бальна оцінка відносно забруднювальних елементів вибирались із врахуванням даних регресивного аналізу та коефіцієнтів кореляції між властивостями грунтів, рухомістю елементів і накопиченням їх у біомасі культурних рослин [20]. Результатом роботи стала градація грунтів (80 типологічних одиниць) за їх еколого-геохімічною стійкістю до забруднення ВМ, кислотними опадами, селеном і фтором

Можна розглядати еколого-геохімічну стійкість грунтів до ВМ і кислотних опадів як їх здатність за рахунок процесів розчинення-осадження, іонного обміну і комплексоутворення підтримувати рухомість ВМ, тобто,

доступність їх для рослин на стабільному рівні. В результаті цього аналізу (табл.1.3) карпатські буроземи за шестиступеневою градацією рівнів еколого-геохімічної стійкості до забруднення ВМ і за п’ятиступеневою – до кислотних опадів належать до другого рівня, тобто є грунтами з низькою стійкістю.

Таблиця 1.3

Параметри карпатських буроземів

Грунтові параметри	Кількісне значення параметру	Літературне джерело
Кислотно-лужні умови (pH гор.A/гор.B; pH до lim pH 3.5 в гор.A)	4-5/5-6; lim 0.5-1.5	Позняк, Пастернак,; Андрущенко;
Окисно-відновні умови (Eh,мв; ознаки оглеєння)	(+550)оглеєння немає (+400)-(+500) оглеєння немає або дуже локальне	Канивец,; Позняк,
Потужність горизонту Ao, см	>5	Царик,; Чернобай,
Ємність катіонного обміну; мг-екв/100г, в гумусовому горизонті і в горизонті Ao	15-30	Позняк; Мілкіна; Бундзяк,
Сума обмінних основ, мг/екв/100г в органічних і гумусових горизонтах	1-10 10-20	Мілкіна, Пастернак; Бундзяк,
Наявність обмінного Na, % від суми обмінних основ	>5	-
Межа закипання від HCl (наявність карбонатів)	Карбонати відсутні	-
Вміст аморфних гідроксидів Fe та Al, %	2-3 <3	Канівець,
Вічна мерзлота в межах шару 0-100 см	Вічна мерзлота відсутня	-

Дослідження грунтового покриву Чорногори проводились тут практично з початку XX століття [22] і продовжуються дотепер. Найчутливішою ланкою грунтового покриву щодо кислотних опадів та

забруднення ВМ визнані грунти з елювіально-ілювіальною диференціацією профілю [2, 3]. У Чорногорі гірсько-лісові підзолисті грунти трапляються зрідка.

Вони утворюють порівняно невеликі локалітети під лісовою рослинністю в долинах потоків Погорілець, Мрія та Кізій, на правобережжі потоку Кременещик (Маришевський), в урочищі Кедроватий, а також під гірськососновим криволіссям на правому борті верхнього котла східного кару г. Говерли, на окремих ділянках схилів г. Гомул (у кількох місцях).

1.3. Фізико-географічна хараетристика Чорногірського масиву Карпат

Чорногірський масив - одна з частин Полонинського хребта, яка тягнеться вздовж південно-західного схилу Карпат. Його геологічна будова дуже неоднорідна [2]. Розрізняють три ділянки, що є різко відмінними: західний відрізок хребта, починаючи від вершини Петрос, відрізок між вершинами Петрос і Говерла, та східна частина - від Говерли до кінця хребта. Крайній західний район відповідає виступу на північ буркутської світи крейдового періоду. Цей виступ утворений пологим насувом і названий Петроським покривом.

У центральному районі розвинуті лінійні складки, утворені породами інших світ крейди - шипотської, яловецької, лолинської та чорногірської. Східний район - це обширне поле поширення чорногірської світи. В басейні потоку Погорілець (притока р.Чорний Черемош) у це поле вклинюється антиклинальна складка порід шипотської та яловецької світ [22].

Геохімічний склад корінних порід хребта Чорногора як і української частини Карпат загалом вивчений слабо. Вивчення їх елементного складу проводилося не у всіх структурно-фаціальних зонах і, тим більше, не досліджені у цьому плані всі світи. Однак, аналізуючи існуючі літературні

дані щодо геохімії крейдових відкладів Карпат (до яких належить і Чорногірський масив), можна одержати деякі уявлення про геохімічний фон досліджуваної території (табл. 1.4).

Таблиця 1.4

Вміст елементів у гірських породах крейдово-палеогенових.

Гірська порода	Cu	Pb	Mn	Fe	Cd	Zn
	мкг/г породи					
Пісковики** в цілому Чорногірська зона	6-50 6-30	8-60 8-60	300-1000 300-1000	22000-36600 -	-	-
Алевроліти ** в цілому Чорногірська зона	9-70 15-70	10-60 10-60	300-1400 600-1000	34200-55600 -	-	-
Аргіліти ** в цілому Чорногірська зона	10-70 20-70	10-70 15-70	350-2000 600-2000	27100-55700 -	-	-
Східні Бескиди (Польща)*** пісковик глинисті породи	-	67.5-92.3 90.5-103.0	-	-	0.05-0.48 0.48-0.55	25.0-42.2 84.0-100.0
Кларк для пісковиків* Кларк для глин *	5 45	7 20	5 850	9800 47200	0.05 0.3	16 95

* Turekian,Wedepohl ***Skiba ** Афанасьєва

Вміст усіх досліджуваних елементів закономірно зменшується із зменшенням у складі гірських порід дисперсних частинок (тобто від аргілітів до піщаників). Такий характер зміни вмісту елементів є типовим для сучасних і древніх відкладів і відноситься до впорядкованого типу розподілу, притаманному головним чином породам олігоміктового та мезоміктового складу. Породами такого типу є флішеві товщі Карпат. Акумуляція в них елементів відбувається в основному за рахунок їх сорбції дисперсними частинками.

Порівняння вмісту елементів із кларковими значеннями є досить орієнтовним, бо відсутність повної інформації про геохімічний склад

корінних порід не дає можливості говорити про середні рівні хімічних елементів у флішовій формації як Українських Карпат загалом, так і Чорногірського масиву зокрема. І, все ж, приблизний підрахунок кларків концентрації і кларків розсіювання показує, що вміст Pb, Mn, можливо Zn та Cd, значно перевищує кларкові значення як для пісковиків, так і для глинистих відкладів. Нагромадження Fe для обох типів порід, а Cu для глинистих – знаходиться на рівні кларку.

Комплекс материнських порід Чорногірського масиву складається переважно з елювіальних та делювіальних відкладів – продуктів вивітрювання корінних геологічних субстратів, на меншій площі поширені алювіальні відклади і лише місцями – морена, пролювій та колювій.

Механічний склад ґрунтотвірних порід - неоднорідний. Для продуктів вивітрювання флішових порід з участю пісковиків характерне переважання в дрібноземі піскуватої фракції, а в ній дрібного піску. В механічному складі ґрунтотвірних порід, утворених на продуктах вивітрювання сланців помітне переважання фракцій дрібного пилу і мулу, що веде до утворення елюво-делювію важкого механічного складу.

Формування ґрунту в Чорногорі, як і в Карпатському регіоні загалом, іде за двома типами – буроземним і підзолистим. Головним типом грунтоутворення є кислий буроземний, унаслідок якого формуються сіалітні оглинені кислі ґрунти з відсутністю диференціації профілю за елювіально-ілювіальним типом. Геологічні субстрати, багаті основами, на яких формуються типові слабоненасичені і насичені буроземи в Чорногірському масиві займають незначні площі [3].

Гранулометричний склад буроземів обумовлений літологічними особливостями ґрунтотвірних порід. Переважно - це грунти середньо- та важко суглинкові, які сформувалися на елювії-делювії флішу з переважанням аргілітів та алевролітів. Якщо материнською породою є відклади з домінуванням пісковиків, гранулометричний склад грунтів - супіщаний і легкосуглинковий.

Фізико-хімічні властивості буроземів обумовлені їх фізичними властивостями та приуроченістю до різних біокліматичних поясів. Насамперед це позначається на вмісті гумусу. Простежується його збільшення зі зростанням абсолютних висот. Вміст гумусу від теплого до холодного поясу збільшується чотирикратно (від 3.0-3.5 до 7.5-10.5%). Униз за профілем його вміст поступово зменшується. Фізико-хімічні властивості грунтів також характеризуються рядом специфічних особливостей. Це - досить висока актуальна, обмінна і гідролітична кислотності, pH сольове буроземів переважно нижче 4, а pH водне ніколи не перевищує 5. Вниз за профілем величина pH зростає, а актуальна кислотність зменшується. Обмінна кислотність обумовлена значним вмістом обмінних катіонів Al (переважно 30-60 мг-екв/100 г грунту).

Слід відзначити дуже високу гідролітичну кислотність буроземів, аналогів якої в Україні немає. Її величини коливаються в межах 20-30, нерідко зростаючи до 50-60 мг-екв/100г грунту. Така висока кислотність обумовлена винятково рухомим алюмінієм. Буроземи гірсько-лісові збіднені на поглинуті Ca і Mg, що в поєднанні з високою гідролітичною кислотністю обумовлює дуже низький ступінь насиченості їх основами, який в гумусовому горизонті коливається переважно в межах 30-40 %, а нерідко може знижуватись до 20 % і навіть нижче [9].

Незважаючи на ряд спільних ознак, літологічна неоднорідність грунтотвірних порід, висотна диференціація рельєфу, кліматичних умов і спричинена цим ярусність рослинного покриву є причиною значної різноманітності та специфічності грунтового покриву Чорногори, який на сьогодні вивчений недостатньо. Цілком відсутніми, зокрема, є дослідження щодо вмісту мікроелементів та особливостей їх міграції й трансформації у грунтовому профілі залежно від фізико-хімічних властивостей грунту, у межах рослинно-кліматичних поясів і в системі висотної поясності.

Відповідно до прийнятих схем кліматичного зонування [2], Карпати належать до області континентально-європейського клімату, основні риси

якого визначаються переважанням атлантичних і трансформованих континентальних повітряних мас. Клімат Українських Карпат формується під впливом азорського і сибірського антициклонів, південних і південно-західних циклонів Атлантики та Середземного моря, а також полярних уторгнень арктичного повітря в Східну Європу. За М.С. Андріановим [2], на території Українських Карпат виділяється кілька висотних кліматичних зон, що відрізняються своїми термічними характеристиками і гідротермічними коефіцієнтами.

Район досліджень знаходиться у холодній кліматичній зоні. У межах висот 1400-1500 м н.р.м. і вище, які охоплюють альпійський і субальпійський пояси сума активних температур становить менше 600°, гідротермічний коефіцієнт – більше 5. Середня річна температура близька до 3°. Загальний період вегетації триває близько 90 днів, період активної вегетації не настає зовсім. На висотах 1250-1500 м сума температур обмежується ізолініями 600-1000°,

У Чорногорі має місце значна кількість днів із сильним вітром (швидкість понад 15 м/с). Він здебільшого спостерігається на відкритих гірських хребтах і вершинах. На північно-східному схилі полонини Пожижевська на висоті 1430 м щороку буває близько 100 днів із сильним вітром. Кліматологами встановлено, що в гірських регіонах вертикальний градієнт збільшення швидкості вітру в середньому перевищує 0.3 м/с на 100 м. Узимку його значення більші, ніж улітку. Цей факт може бути однією з причин більшого нагромадження ВМ компонентами екосистем у гірських умовах порівняно з рівниною. Вища швидкість вітру означає перенесення більшої кількості речовини через одиницю об’єму простору, а отже, зростає ймовірність накопичення в екосистемах несених вітром речовин.

Розподіл опадів у гірських регіонах визначається фізичними особливостями пограничного стану повітря, характером орографії місцевості та ступенем впливу різних елементів ландшафту на повітряні потоки [10]. Весною циркуляція повітряних мас визначається в Чорногорі впливом

азорського антициклону і середземноморських циклонів. Тому погода у цей період відзначається значною нестійкістю. Максимум опадів спостерігається влітку. Їх випадання зумовлено переміщенням фронтів із південного заходу і заходу.

За рахунок вирівнювання температурної різниці між континентальним і морським повітрям осінь у Карпатах є відносно теплою і сухою. Активізація циклонічної діяльності знову наростає у другій половині осені. Загалом за теплий період року (квітень-жовтень) сумарна кількість опадів становить близько 60-80% від річної норми. Зимою опади, як правило, пов'язані з проходженням циклонів із південного заходу. Нерідко в циклонічній діяльності бере участь і холодне континентальне повітря зі Східної Європи, що призводить до різкого пониження температури повітря.

Опади на території Карпатського національного парку (північно-східний макросхил Чорногори) розподілені нерівномірно. В усі пори року, існує виразна тенденція до їх збільшення з висотою, що також є важливим фактором сприяння нагромадженню речовин техногенного походження компонентами екосистем із ростом абсолютних висот.

Зимові опади випадають переважно у вигляді снігу, рідше - у вигляді дощу. В субальпійській та альпійській зонах Карпат біля 40 % річної кількості опадів випадає у вигляді снігу [10]. Сніговий покрив потужніший на південно-західних схилах хребтів порівняно з північно-східними і наростає в міру збільшення абсолютної висоти до 1000-1200 м, після якої змінюється мало. Потужність снігового покриву в горах на кінець лютого-першу половину березня сягає 1 м, а в окремі роки – 2-3 м. На хребтах і на навітряних схилах безлісих вершин після відлиг і сильних вітрів снігового покриву не буває. Це стосується лише лісової зони.

Над верхньою межею лісу на полонинах сніг під впливом вітру переноситься на схили протилежних північно-східних експозицій. Зима (період із середньодобовими температурами нижчими за 0˚С) у Чорногорі триває від 3.5-4 місяців на висоті 850-1000 м до 6-7 місяців у високогір'ї

(вище 1400 м). У високогір'ї стійкий сніговий покрив встановлюється у жовтні і утримується до кінця квітня-початку травня.

Найсуттєвіша зміна хімічного складу снігового покриву відбувається під час танення снігу. Тут доцільно виділити два етапи: період короткочасних відлиг і період весняного сніготанення. Як показали спеціальні дослідження цих процесів [11], після хоча і короткочасної, але інтенсивної відлиги (вологозапас у снігові зменшився на 15%) концентрація іона H^+ зменшилася на 40 %.

Паралельне вивчення стабільності хімічного складу снігу на об'єкті, де інтенсивної відлиги не спостерігалося, хоча, можливо, і мали місце слабкі відлиги (зменшення вологозапасу на 4-6% за зимовий період), показало відсутність помітних втрат H, SO_4, NO_3, NH_4, а також Pb. Досліджуючи хімізм снігового покриву в період весняного сніготанення слід відмітити, що перші 30% талих вод містять 44-76% повної кількості всіх хімічних компонентів, які були визначені (H, SO_4, NO_3, NH_4, P, SiO_2, Cl, Ca, Mg, Na, K, Zn, Pb, Cd, Cu, Mn).

Високогір'я Чорногори знаходиться у холодній кліматичній зоні [2] й відлиги тут мають мінімальний вплив на потужність та хімічний склад снігового покриву. Сам сніговий покрив утримується протягом 5-6 місяців, тому визначитися з часом відбору зразків до періоду активного сніготанення не важко.

Отже, такі характеристики району досліджень, як середні температури найтеплішого й найхолоднішого місяців року, абсолютний максимум та мінімум температури, сума активних температур вищих за 0°С і 10°С, тривалість теплого і холодного періодів, опади за рік і за місяцями, величина середньорічних температур на поверхні грунту дозволяють правильно обгрунтувати строки відбору зразків і врахувати час найінтенсивнішого кругообігу елементів.

1.4. Рослинний покрив досліджуваної території

Чорногора, як частина Карпатської гірської країни належить до гірської під провінції Середньоєвропейської провінції Голарктики [19]. Для Чорногірського масиву, у межах якого знаходиться більше 20 вершин понад 1700 м, характерна яскраво виражена висотна поясність рослинності, яка представлена чотирма з п’яти, в Українських Карпатах, поясами рослинності [31]: букових лісів, смерекових лісів, субальпійського та альпійського поясів.

Основна частина букових лісів зосереджена в південно-західній частині Чорногірського масиву в урочищі Рогнеска, що знаходиться у верхній правобережній частині басейну р. Богдан. Тут проходять східна і верхня межі, характерного для південно-західного макросхилу Українських Карпат масиву, де панують монодомінантні бучини. У деревостані тут візуально можна виділити три, іноді чотири покоління, які чітко диференційовані на яруси. Перший ярус формують 200-300-річні буки з домішкою *Abies alba Mill.* і *Picea abies (L.) Karst.* У другому ярусі панує 70-100-річний бук з участю *Acer pseudoplatanus L.* і *Fraxinus excelsior L.* Третій ярус утворює 10-30-річне покоління бука з поодинокою участю явора. Чагарникові види у чистих бучинах не утворюють морфологічно виявленого ярусу. Під наметом лісу поодиноко трапляються *Daphne mesereum L., Lonicera nigra L., Corylus avellana L* [31].

Смуга ялицево-смерекково-букових лісів у числі інших масивів, охоплює нижню і, частково, середню частину Чорногори. У цій смузі об’єднані мішані темнохвойно-букові ліси, де смерека займає до 40% деревостану. Фітоценози мають дво-, рідше триярусну будову. Зріджений перший ярус утворений смерекою і ялицею; потужний і зімкнутий другий ярус формує бук. У трав’яному покриві переважають ожика гайова (*Luzula luzuloides (Lam.) Dandy et Wilmott*), орляк звичайний (*Pteridium aquilinum (L.) Kuhn*), до яких домішуються вероніка лікарська (*Veronica officinalis L.*), золотушник звичайний (*Solidago virgaurea L.*), жовтозілля Фукса (*Senecio*

fuchsii C. C. Gmel.), копитняк європейський (*Asarum europaeum L.*), осока волосиста (*Carex pilosa Scop.*).

Пояс смерекових лісів Чорногори – це помірно холодна евгумідна кліматична смуга зі сумою температур 1000-1400°. У цих екологічних умовах життєвість бука й ялиці незначна, тому смерека утворює переважно монодомінантні масиви. Тільки на родючих, збагачених кальцієм грунтах на південних схилах до висоти 1200 м можуть траплятися мішані деревостани з буком. На скелястих едатопах у холодних урочищах з польодовикової доби збереглися реліктові кедрово-смерекові ліси (урочища Гаджина, Кедроватий). У чагарниковому ярусі монодомінантних смерекових лісів зрідка трапляються бузина червона (*Sambucus racemosa L.*), жимолость чорна (*Lonicera nigra L.*), таволга в'язолиста (*Spiraea ulmifolia Scop.*), горобина звичайна (*Sorbus aucuparia L.*), а поблизу верхньої межі лісу – сосна гірська (*Pinus mugo Turra*), душекія зелена (*Opiz viridis (Chaix) Opiz*), яловець сибірський (*Juniperus sibirica Burgsd.*).

Серед чагарничків переважає чорниця. Характерними видами є ожика лісова (*Luzula sylvatica (Huds.) Gaudin*), підбілик альпійський (*Homogyne alpina (L.) Cass.*), сольданела гірська (*Soldanella hungarica Simonk.*), блехнум колосистий (*Blechnum spicant (L.) Roth*), квасениця звичайна (*Oxalis acetosella L.),* безщитник розставленолистий (*Athyrium distentifolium Tausch ex Opiz*), куничник очеретяний (*Calamagrostis arundinacea (L.) Roth*). У моховому ярусі домінують гілокоміум блискучий (*Hylocomium splendens*), плевроціум Шребера (*Pleurozium schreberi*), ритідіадельфус трикутний (*Rytidiadelfus triquertus*), політрихуми красивий і звичайний (*Polytrichum formosum, P. commune*) [19].

У формації смерекових лісів виділяється три екологічні групи асоціацій. Найбільш поширеною є група вологих мезотрофних чистих смеречин, яка становить більше 60% усіх чистих смерекових лісів Карпат [23] і займає основні площі в районі Чорногори. В цій екологічній групі основними асоціаціями є смеречини квасеницеві та смеречини чорницеві, які

поділяються на кілька субасоціацій, відмінних за фітоценотичною структурою й едафічними умовами.

Субальпійській пояс сформований у холодній евгумідній кліматичній смузі з сумою температур 600-1000°. Тут поширені зарості сосни гірської (*Pinus mugo Turra*), душекії зеленої (*Opiz viridis (Chaix) Opiz*), ялівцю сибірського (*Juniperus sibirica Burgsd*.), рододендрона східнокарпатського (*Rhododendron kotschyi Simonk.)* формації чорниці та лохини, які покривають до 30% площі високогір'я, та субальпійські луки – щучники, костричники, біловусники та ін. Формація сосни гірської порівняно з іншими гірськими масивами Українських Карпат займає в Чорногорі більшу частину площі субальпійського поясу. Зарослі сосни гірської знаходяться в основному на схилах північної експозиції. На південних схилах суцільна смуга сосняків відсутня, окремі ділянки сконцентровані на відрізку від г.Гутин-Томнатека до г. Говерли.

Фітоценотичний склад сосняків - небагатий і нараховує близько 50 видів квіткових рослин, більшість з яких належить до гірського елемента флори. На основі фітоценологічного аналізу виділено три групи корінних асоціацій, відмінних одна від одної екологічними умовами, складом синузій та флорою: оліготрофні наскельно-лишайникові сосняки на кам'янистих розсипищах, оліготрофні сфагнові сосняки на вологих схилах і болотах у западинах рельєфу та мезотрофні різнотравно-чорницеві сосняки на відносно потужних грунтах пологих схилів. У межах перших двох груп виділено по одній асоціації – Mughetum sphagnosum і Mugetum petrea cetrariosum. В останній групі виділяється три асоціації – Mughetum myrtillosum, Mughetum athyriosum і Mughetum calamagrostidosum. Найпоширенішою з групи різнотравно-чорницевих сосняків є асоціація сосняка чорницевого (mughetum myrtillosum).

Поширена вона переважно в середній смузі суцільних заростей сосни в діапазоні висот 1550-1750 м, на положистих (1-8˚), рідше крутих (22-25˚) схилах усіх експозицій. Чорницеві сосняки характеризуються високою

повнотою, порівняно густим ярусом чорниці, яка покриває 30-40% площі та значною участю в угрупованнях різнотрав'я і злаків. Другий ярус складається з представників високотрав'я. Третій ярус утворюють чагарнички брусницевих та середньої висоти різнотрав'я, а четвертий – мохи та дрібне різнотрав'я [21].

Альпійський пояс розташований у холодній евгумідній кліматичній смузі, але з сумою температур, меншою 600°. Для неї характерні альпійські лучні фітоценози осоки вічнозеленої (*Carex sempervirens Vill*.), сеслерії голубої (*Sesleria cerulans Friv*.) ситника трироздільного (*Juncus trifidus L*.) та пустищні чорницево-мохові й лишайникові формації.

Таким чином, значні контрасти в рослинному покриві Чорногори – від альпійських лук до смерекових лісів - знайдуть відображення у різних рівнях накопичення ВМ фітоценозом та окремими видами, відмінностях у кругообігу в системі грунт-рослина.

РОЗДІЛ 2
УМОВИ І МЕТОДИКА ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Об’єкти досліджень

Дослідження проводили спільно з працівниками Львівської облспілки “Родючість” на чотирьох репрезентативних ділянках елементарних ландшафтів у поясі смерекових лісів (угруповання смеречини чорницевої та угруповання пухирчасто-осочника пухівково-сфагнового), субальпійському (сосняк чорницевий) та альпійському (трироздільно-ситничник цетрарієвий) рослинно-кліматичних поясах Чорногори.

Об’єкти дослідження знаходяться на ділянці північно-східного макросхилу між горами Брескул та Пожижевська у межах висот від 1320 до 1780 м н.р.м. За положенням у рельєфі пробні площі є частинами елементарних ландшафтів, які відрізняються умовами міграції хімічних елементів.

В ході виконання роботи було відібрано близько 1300 зразків грунту, підстилки, рослин та опадів, виконано понад 7500 визначень вмісту важких металів.

Трироздільноситничник цетрарієвий (альпійський пояс, 1780 м) займає верхню частину схилу і є частиною елювіального (автономного) ландшафту. Формація ситника трироздільного (Juncetea trifidi) є характерною для високогір’я Середньої Європи на висоті від 1700 до 3150 м.

Усі карпатські угруповання ситника належать до асоціації Juncetum trifidi cetrariosum.

Трироздільноситничники цетрарієві поширені на пологих, рідше крутих схилах від 2 до 30°, вершинах гір, хребтах і випуклих ділянках рельєфу, експонованих до панівних вітрів. Структура угруповань двоярусна. Перший ярус утворює ситник трироздільний, чорницеві та лишайники. Другий ярус складається з представників різнотрав’я, лишайників і низьких

злаків. проективне покриття трироздільноситничників рідко буває повним і становить, як правило, 70-80%.

Досліджуване угруповання знаходиться на північно-східному макросхилі хребта між горами Брескул і Пожижевська (північна орієнтація) з крутизною схилу 8° на висоті 1780 м н. р. м.

Склад:

лохина (Vaccinium uliginosum L.) – 5%; чорниця (Vaccinium myrtillus L.) – 5%; ситник трироздільний (Juncus trifidus L.) – 30-35%; костриця лежача (Festuca supina Schur.) – до 15%; осока зігнута (Carex curvula All.) – 5%; цетрарія ісландська (Cetraria islandica (L.) Ach.) – до 20%; політрихум альпійський (Polytrichum alpine Hedw.) – до 10%; у домішці - плевроціум Шребера (Pleurozium schreberi (Brid.) Mitt.), гілокоміум блискучий (Hylocomium splendens (Hedw.) Bryol. eur.), птіліум страусове перо (Ptilium crista-castrensis (Hedw.) De Not.).

Досліджуваний грунтовий розріз розташований в умовах автономного ландшафту, розвивається на продуктах вивітрювання піщаників Чорногірської світи. Грунт рослинного угруповання трироздільно-ситничника цетрарієвого - гірсько-лучний торфуватий.

Сосняк чорницевий (субальпійський пояс, 1560 м).

Ділянка чорницевого сосняка, де проводилися дослідження, знаходиться на північно-східному крутизною 15˚ схилі г. Пожижевської на висоті 1550 м н.р.м.;

Склад:

Vaccinium myrtillus L. – 30-35%; Dryopterys austriaca (Jacq.) Woynar ex Schinz et Thell.– 20-25%; Rumex carpaticus Zapal. – 5%; Athyrium filix-femina (L.) Roth – 10-20%; Homogine alpina (L.) Cass. – 2-3%; Soldanella hungarica Simonk. – 2-3%; Cecerbita alpina (L.) Wallr., Doronicum austriacum Jacq., Rubus idaeus L., - 1%.

Sol. – Picea abies (L.) Karst, Sorbus aucuparia L.

Грунти сосняків чорницевих гірсько-лучно-буроземні [5] характеризуються високою щебенистістю, рівномірним розподілом великих фракцій за генетичними горизонтами, малою кількістю мулуватих частин і незначним їх винесенням. Верхні горизонти багаті гумусом (до 15%), кислі (3.5-4.7 pH). Глибина грунтового профілю переважно 40-50, але інколи досягає 70 см.

Досліджуваний грунтовий розріз розміщений в умовах транселювіального ландшафту, розвивається на продуктах вивітрювання піщаників Чорногірської світи

Смеречина чорницева (1340 м) та пухирчасто осочник пухівково сфагновий (1320 м) - пробні площі поясу смерекових лісів є частинами транселювіального та елювіально-акумулятивного ландшафтів відповідно.

Ділянка смеречини чорницевої знаходиться на південно-східному схилі північного відрогу г. Пожижевської на висоті 1300 м.

Грунтовий профіль має типову морфологічну будову, характерну для угруповань, сформованих на бідних основами гірських породах. Грунт – бурий лісовий кислий грубогумусний середньопотужний середньоскелетний легкосуглинистий на продуктах вивітрювання піщаників чорногірської світи [27].

Ділянка *асоціації пухирчасто-осочника пухівково-сфагнового* знаходиться на дні льодовикового котла на північно-східному макросхилі хребта між горами Брескул і Пожижевська.

Додатково зразки кори смереки і сосни гірської, мохів, лишайників та *Homogyne alpina (L.) Cass.* відбирали у пухівково-сфагновому болоті (льодовиковий котел, північно-східний макросхил між горами Брескул і Пожижевська) та на відрізку Чорногірського хребта від гори Шесул до гори Піп Іван, включаючи 15 вершин вищих, за 1700 м, у тому числі всі шість вершин з висотами понад 2000 м.

Зразки снігу відбирали на відкритій ділянці (міжкроновий простір) у пухівково-сфагновому болоті на дні льодовикового котла (північно-східний

макросхил між горами Брескул і Пожижевська) за всією товщиною снігового профілю перед періодом активного сніготанення.

2.2. Методи досліджень

Вивчення хімічного складу атмосферних опадів і відбір проб снігу проводили відповідно до рекомендацій Гелетюк Н.І. зі співавторами [17]. Зразки відбирали в трьох точках у поліетиленові пакети.

З метою збереження первинного хімічного складу процес танення снігу проводили максимально швидко, відразу після відбору зразків. Об'єм талої води кожної проби становив 5 л. До початку аналізу на вміст макро- та мікроелементів зразки талих вод зберігали за температури 5-7°С протягом 3 діб у поліетиленових ємкостях. Визначення pH, іонів SO_4^{2-}, NO_3^- та NH_4^+ у сніговій воді проводили відповідно до загальноприйнятих методик [34]. Решту води фільтрували через попередньо зважені фільтри "синя стрічка". Фільтрат підкислювали HNO_3 з розрахунку 5 мл кислоти на 1 л фільтрату.

Фільтри з осадом зважували, озолювали в муфельній печі за температури 450°С, розчиняли в 0,5 мл гарячої HNO_3 (1:1) і розчин доводили розведеною HNO_3 (0.5Н) до 10 мл. У фільтраті визначали вміст K, Na, Ca методом фотометрії полум'я. Важкі метали (Cu, Pb, Cd, Zn, Mn, Fe) у фільтраті після концентрування (способом упарювання) та в розчині, одержаному після розчинення фільтрів з осадом, – атомно-абсорбційним методом у пропан-бутановому полум'ї із застосуванням дейтерієвого коректора неселективної абсорбції.

Відбір, підготовка та хімічний аналіз зразків грунту.

Грунтові розрізи закладали на пробних ділянках протягом вегетаційного періоду. Відібрані за генетичними горизонтами зразки висушували за кімнатної температури після чого просіювали. Аналітичній обробці піддавали дрібнозем (фракція < 1.0 мм).

Актуальну кислотність (pH) визначали потенціометрично у водній витяжці, використовуючи співвідношення грунт:розчин як 1:2.5, гумус – за Тюріним із спектрофотометричним закінченням.

Для визначення рухомих (доступних для рослин) форм елементів зразки грунту екстрагували CH_3COONH_4 (pH = 4.8), струшуючи на ротаторі протягом 1 години за співвідношення грунт:розчин 1:10. Підготовку грунтових зразків до аналізу на валовий вміст важких металів здійснювали послідовною обробкою попередньо прожареної за 450°C проби грунту спочатку HF, а потім сумішшю HCl та HNO_3 у співвідношенні 3:1.

Відбір та підготовка до аналізу на вміст ВМ зразків рослин та підстилок.

Зразки вищих судинних рослин відбирали в кінці вегетаційного періоду. Вміст ВМ визначали у середній пробі. Середню пробу утворювали, залежно від маси особин, із 3-5 – 10-15 рослин, відібраних на площі 100-200 $м^2$. Зразки мохів і лишайників відбирали протягом вегетаційного періоду. Кожний зразок аналізувався окремо (середню пробу не утворювали).

Використані в роботі “історичні” зразки мохів початку XX століття були відібрані з гербарію Р. Вільчека (R. Wilczek) кафедри ботаніки біологічного факультету ЛНУ ім. І. Франка. “Сучасні” зразки тих же видів відбирали максимально дотримуючись зазначених у гербарії, умов місцезростання “історичних”. Кожний зразок аналізували окремо (середню пробу не утворювали).

Додатково зразки мохів, лишайників *і Homogine alpina (L.) Cass.* були відібрані в ході маршрутних досліджень у межах альпійського поясу по всій довжині хребта Чорногора, включно з найвищими вершинами. Кожний зразок аналізували окремо (середню пробу не утворювали).

Проби повітряно сухого рослинного матеріалу озоляли за температури 450°C, точно дотримуючись технології спалювання з метою попередження втрат елементів. Одержану золу після зважування розчиняли розведеною HNO_3. Аналогічно здійснювали підготовку до аналізу зразків підстилки.

Метали визначали атомно-абсорбційним методом на спектрофотометрі С115М1 у пропан-бутановому полум’ї з використанням дейтерієвого коректора

Визначення проводили у трьох повторностях. Відносна похибка за Р=95% не перевищувала 7%.

Для статистичної обробки одержаних результатів у роботі використані такі показники: n – об’єм вибірки, число зразків; М – середнє арифметичне; S – середнє квадратичне відхилення; r – коефіцієнт кореляції; t – критерій достовірності різниці середніх (Стьюдента); Р – ймовірність достовірного судження [14].

РОЗДІЛ 3
РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ
3.1. Розподіл металів в грунті

Міграція елементів у грунтовому профілі смеречини чорницевої зумовлена протилежними процесами – біогенною акумуляцією і кислим вилуговуванням. Валовий вміст, вміст рухомих форм важких металів та особливості радіальної диференціації елементів у грунтовому профілі смеречини чорницевої подано у таблиці 3.1 з якої видно, що у верхньому грубогумусовому горизонті (ОА) та в меншій мірі в органо-мінеральному горизонті (А) активно накопичуються Pb та Cd. Накопичення Cu має місце лише в горизонті ОА.

Для решти металів (Zn, Mn, Fe) хоча і спостерігається незначне підвищення концентрації у горизонті ОА в порівняно з горизонтом А, елювіальноакумулятивні коефіцієнти є меншими за 1, тобто елементи виносяться за межі грунтового профілю і їх остаточні концентрації в гумусовому горизонті становлять лише 20-50% від початкового вмісту у материнській породі. Контрастних внутрішньогрунтових геохімічних бар'єрів у мінеральній частині грунтового профілю немає. Сорбційні бар'єри, приурочені до перехідних горизонтів (AB_m, ВС), малоємнісні, і процеси вилуговування елементів є явно домінантними.

Концентрація рухомих форм ВМ знижується в напрямку до материнської породи. При цьому відносний вміст Cd, на відміну від інших елементів, порівняно з органогенними горизонтами з глибиною зростає.

Можна припустити, що значне накопичення як валового так і рухомого заліза у верхній частині профілю за відсутності процесів оглеєння і переважання низхідних токів вологи є наслідком біогенної акумуляції металу в процесі грунтоутворення.

Особливості накопичення або розсіювання мікроелементів у грунті відносно літосфери свідчать, що накопичення характерне лише для Cd та Pb. Решта елементів, особливо Mn, розсіюються.

Аналізуючи вміст ВМ у підстилці (табл. 3.1) можна помітити, що концентрації Cu, Pb, Zn, Fe і Cd (за винятком зразка 10.1993) підвищуються у більш розкладеному горизонті A_0FH. Вміст Mn із збільшенням ступеня мінералізації підстилки знижується.

Таблиця 3.1

Вміст важких металів у підстилці смеречини чорницевої

Горизонт	Дата	*Cu*	*Pb*	Zn	Cd	Mn	Fe
		мкг/г сухої речовини					
A0L	06.08	4,0	80	52	0,6	160	840
A0FH		7,0	104	68	3,2	80	3600
A0L	06.08	6,0	70	44	0,4	160	1040
A0FH		7,4	100	52	0,8	80	3600
A0L	08.08	3,0	76	48	0,4	260	1000
A0FH		6,4	108	52	0,4	84	4200
A0L	10.08	4,0	54	60	1,4	160	1120
A0FH		6,0	82	62	1,0	80	11400

3.2. Накопичення важких металів у рослинах

Розподіл середнього вмісту елементів у рослинних об’єктах ілюструє таблиця 3.2. Порівняно з хімічним складом трав’яного та чагарничкового ярусів хвоя смереки концентрує менше хімічних елементів. Різниця у накопиченні елементів хвоєю першого та другого років незначна. Чагарничковий ярус представлений *Vaccinium myrtillus L.*, яка за хімічним складом не вирізняється серед інших представників угруповання.

Серед рослин трав’яного ярусу можна виділити *Dryopteris austriaca (Jacq.) Woynar* як концентратора Pb і Fe, *Luzula silvatica (Huds.) Gaudin).* Як і

в попередніх угрупованнях *Homogine alpina (L.) Cass.* виступає видом-нагромаджувачем Cd.

Таблиця 3.2

Середній вміст важких металів у рослинах

Вміст важких металів у рослинах смеречини чорницевої,	Зольність, %	Cu	Zn	Mn	Pb	Cd	Fe
		мкг/г сухої речовини					
Picea abies (L.) Karst							
хвоя 1-річна	2.95	3.3	23.0	41.7	1.9	0.20	19.3
хвоя 2-річна	2.79	2.4	23.0	91.6	2.0	0.13	18.5
Vaccinium myrtillus L.							
листя	5.47	7.3	50.3	172.2	5.1	0.10	123.9
гілки	0.99	9.0	35.6	62.7	7.4	0.27	39.3
корені	1.18	5.9	24.2	62.9	11.3	0.33	90.1
Dryopteris austriaca (Jacq.) Woynar							
листя	7.09	11.0	29.4	192.4	37.1	1.01	122.5
корені	4.30	6.9	19.5	7.1	174.5	0.36	1280.9
Luzula silvatica (Huds.) Gaudin.							
листя	5.00	8.7	59.8	68.1	6.2	1.00	56.7
корені	4.20	5.8	602.7	79.5	24.8	2.70	101.2
Homogine alpina (L.) Cass.							
листя	7.62	10.5	84.5	209.7	5.8	1.19	50.6
корені	3.52	9.8	66.8	75.8	32.1	1.73	88.6
Calamagrostis villosa (Chaix.) Gmel							
листя	9.78	3.3	22.1	67.2	3.8	0.08	44.4
корені	3.92	5.2	90.0	89.0	7.1	0.33	150.6
Soldanella hungarica Simonk.							
листя	5.72	6.8	42.0	102.8	9.8	0.15	49.5
корені	2.82	4.6	102.1	41.9	15.3	1.02	79.7
Oxalis acetosella L.							
листя	5.99	9.2	51.2	117.7	5.1	0.26	102.3
корені	5.88	22.1	88.2	59.9	44.1	0.76	280.4

За винятком цих видів, міжвидова різниця у накопиченні мікроелементів рослинами смеречини чорницевої незначна і не перевищує половини числового порядку. Концентраційний ряд накопичення елементів фотосинтезуючою масою рослин фітоценозу (за абсолютним вмістом) виглядає таким чином: Mn>Fe,Zn>Cu>Pb>Cd.

Рослини угруповання виявляють високу біогеохімічну активність щодо накопичення досліджуваної групи важких металів. За величиною коефіцієнтів біотичного поглинання останні грубо можна віднести до п’яти груп (рис. 3.1).

Об'єкт		Cu	Zn	Mn	Pb	Cd	Fe
Picea abies (L.) Karst	хвоя 1-річна						
	хвоя 2-річна						
	кора						
	деревина						
Vaccinium myrtillus L.	листя						
	гілки						
	корені						
Dryopteris austriaca (Jacq.) Woynar	надземна ч.						
	корені						
Luzula silvatica (Huds.) Gaudin.	надземна ч.						
	корені						
Homogine alpina (L.) Cass.	надземна ч.						
	корені						
Calamagrostis villosa (Chaix.) Gmel	надземна ч.						
	корені						
Soldanella hungarica Simonk.	надземна ч.						
	корені						
Oxalis acetosella L.	надземна ч.						
	корені						

Кб = 100n 10n n 0.n 0.0n

Рис. 3.1 Коефіцієнти біотичного поглинання рослин смеречини чорницевої (Кб розрахований відносно вмісту хімічних елементів у горизонті А грунтового профілю).

Cu належить як до групи елементів сильного так й енергійного біотичного накопичення; Zn, Mn, Cd - до груп енергійного та сильного біотичного захоплення; Fe за винятком кореневої системи *Dryopteris austriaca (Jacq.) Woynar* – до груп елементів слабкого і дуже слабкого захоплення. Зіставлення одержаних величин з рядами біотичного поглинання свідчить що всі метали, за винятком Fe, у більшості випадків належать до груп елементів сильного та енергійного біотичного накопичення.

При цьому має місце перехід Pb, Cu і Mn на одну градацію, а Cd – на 2-3 градації вище в порівнянні з коефіцієнтами біотичного поглинання, розрахованими для середнього хімічного складу живої речовини. Лише коефіцієнти біотичного поглинання Fe та Zn знаходяться в межах значень, розрахованих на основі середнього вмісту цих елементів у золі живої речовини. Елементний склад мохового покриву смеречини чорницевої відображено у таблиці 3.3.

Таблиця 3.3

Вміст важких металів у мохах смеречини чорницевої

	Cu	Pb	Zn	Cd	Mn	Fe	Зольність %
	мкг/г сухої речовини						
Polytrichaceae	**Polytrichum formosum Hedw.** 08.97 n=13						
З*	12,1±4,8	14,6±4,7	39,0±6,2	0,48±0,22	55,7±47,5	196,0±74,1	3,38±0,47
Б	9,2±1,4	58,1±17,4	36,0±3,5	0,47±0,22	107,9±49,0	652,1±320,3	5,15±1,33
Dicranaceae	**Dicranum fuscescens Sm.** n=15						
З	14,8±4,2	40,6±13,3	52,0±7,4	0,77±0,17	63,6±14,1	526,2±109,8	3,56±0,57
Б	12,8±3,7	128,2±32,8	47,3±9,6	0,69±0,19	79,4±34,2	1567,8±247,4	7,88±1,30
Dicranum montanum Hedw. n=1							
З	8,3	27,5	89,4	0,83	34,4	1100,0	3,78
Б	6,1	130,9	37,4	0,33	22,0	7150,0	15,79
Dicranodontium denudatum (Brid.) Britt. n=3							
З	8,0±0,5	35,2±15,2	45,8±5,4	0,92±0,11	62,9±22,8	553,4±156,6	2,95±0,20
Б	11,6±2,7	158,0±12,9	41,9±5,0	0,67±0,20	53,0±19,6	1684,6±250,0	7,29±1,51
Paraleucobryum enerve (Thed.) Loeske n=1							
З	7,0	22,8	114,1	0,37	77,6	821,6	2,97
Б	10,9	153,8	97,3	0,90	126,5	1596,5	7,96
Paraleucobryum longipholium (Hedw.) Loeske n=10							
З	10,8±2,1	64,8±10,3	47,8±13,0	0,84±0,19	71,8±20,6	884,9±76,2	4,40±1,06
Б	13,6±3,2	184,0±109,7	40,2±5,8	0,66±0,03	66,0±20,6	2547,4±451,9	12,10±2,6
Dicranoweisia crispula (Hedw.) Milde n=8							
С	9,6±1,8	119,2±51,0	38,7±6,3	0,47±0,15	41,7±6,5	1659,0±1002,7	7,19±4,03
Brachytheciaceae	**Izothecium myurum Brid.** n= 2						
С	11,7±1,8	137,7±79,3	63,0±6,6	0,98±0,06	137,3±26,9	1579,5±148,8	9,10±1,22
Plagiotheciaceae	**Plagiothecium platyphyllum Moenk.** n=3						
С	11,6±5,1	155,9±86,5	225,4±82,6	1,00±0,34	59,4±20,4	2387,6±1300,8	15,12±9,47
Amblystegiaceae	**Sanionia uncinata (Hedw.) Loeske** n=1						
С	8,6	52,7	156,0	1,14	132,8	421,7	5,48
Grimmiaceae	**Rhacomitrium sudeticum (Funck) B. et S.,** n=5						
С	10,9±1,2	170,1±48,5	38,1±23,2	0,38±0,13	47,8±12,1	2861,3±757,5	8,87±2,57

Представлені види належать до шести родин. За абсолютними показниками загальна картина розподілу ВМ мало відрізняється від аналогічних значень трироздільноситничника цетрарієвого та сосняка чорницевого. Як і в альпійському та субальпійському поясах, концентрація Cu, Zn, Mn є в межах концентрації цих металів у судинних рослинах угруповання, дещо вищим залишається вміст Cd, і лише концентрації Pb та Fe - на 1-2 порядки вищі.

Виражених родинних особливостей накопичення ВМ не помічено. Лише представники *Plagiotheciaceae* та *Amblystegiaceae* вирізняються серед інших видів підвищеним вмістом Cd і Zn. У межах *Dicranaceae* вид *Dicranum montanum Hedw.* накопичує значно більше Fe, а *Paraleucobryum enerve (Thed.) Loeske* – Zn, ніж інші представники родини.

Розподіл Pb, Fe, Zn та Cd по довжині пагона у *P. formosum* і зразках представників родини *Dicranaceae* (за винятком Cd у *P. enerve*) виявився однаковим: їх вміст незмінно вищий у зеленій частині пагона. У розподілі Mn та Cu такої одноманітності не виявлено. Так, концентрація Cu у *P. formosum*, як і в попередньо розглянутих рослинних угрупованнях, є вищою у зеленій частині пагона. З представників родини *Dicranaceae* лише *D. fuscescens* та *D. montanum* активніше накопичують Cu у верхівці. Відповідно, з шести розглянутих з цієї точки зору видів у трьох нагромадження Mn відбувається акропетально, а в інших трьох – з базипетальним градієнтом.

3.3. Нагромадження важких металів фітомасою

Досліджувана ділянка смеречини чорницевої – незачеплене господарською діяльністю угруповання природного походження. Середній вік деревостану – 120 років, середня висота – 26.2 м, середній діаметр – 32.7 см. Продукція фітомаси в перерахунку на суху речовину становить 2880.8 ц/га з яких надземна частина становить 2418.8 ц/га, а корені – 462 ц/га або

19.1%. Запас підстилки угруповання становить 76.9 ц/га або 2.6% від загального запасу фітомаси ценозу.

Розподіл ВМ у фітомасі деревного та трав'яного ярусу асоціації подано в таблиці 3.4.

Незважаючи на те, що надземна фітомаса становить більше 80% фітомаси угруповання, не всі досліджувані елементи концентруються переважно в цій частині фітоценозу. Лише вміст Cu та Mn є близьким до частки надземної частини фітоценозу і становить 74 та 87% відповідно від загальної маси цих елементів у фітомасі. Частка Zn та Cd є близькою до 50%. Дуже низьким є процентний вміст Pb та Fe у надземній частині – 13 і 8% відповідно.

Домінує у накопиченні досліджуваних елементів підземна частина фітоценозу. За частки у загальній фітомасі 15,6% вміст елементів, за винятком Mn, значно перевищує цю величину. І, очевидно, дуже важлива роль у фітоценозі належить підстилці, як центру нагромадження Pb та Fe. Частка підстилки у загальній фітомасі ценозу не перевищує 3%, а свинцю та заліза утримується нею 17 та 53% відповідно від загальної їх маси.

Таблиця 3.4

Накопичення ВМ фітомасою смеречини чорницевої

Вид	Фітомаса, кг/га	**Cu**	**Zn**	**Mn**	**Pb**	**Cd**	**Fe**
		г/га					
Picea abies (L.) Karst							
хвоя	9710	23	223	889	19	1,26	180
кора	19630	75	1462	1983	358	12,17	2631
деревина	211580	868	6453	12695	n<100	35.97	1058
Разом: надземна	240920	965	8139	15567	477	49.4	3869
корені	42990	271	5455	1427	2455	55.9	18206
Трав'яний покрив							
надземна	958	8	45	119	10	0.36	71
корені	3210	28	456	191	142	3.31	950
Разом надземна частина	241878	973	8184	15686	487	59,2	3940
Разом корені	46200	299	5911	1618	2597	50,3	19156
Підстилка	7690	45	415	692	635	9,6	25992

3.4. Вміст макро - та мікроелементів у сніговому покриві Чорногори

Відповідно до рівноваги, яка встановлюється між дистильованою водою та розчиненим у ній диоксидом вуглецю прийнято вважати, що pH незабруднених атмосферних опадів становить приблизно 5.6. У реальних природних умовах кислотність атмосферних опадів зумовлюють й інші кислотоутворюючі сполуки природного походження: органічні кислоти, диоксид сірки, сірководень, соляна кислота, оксиди азоту та азотна кислота [1]. Однак, їх частка порівняно із сполуками техногенного походження незначна.

Основний вплив на pH талих вод снігового покриву чинять промислові викиди, трансформація яких в атмосфері веде до утворення таких сильних кислот, як сірчана, азотна, соляна і фтористоводнева. Викиди останніх двох є, як правило, локальними. Джерела сірчаної та азотної кислот – викиди оксидів сірки та азоту – притаманні будь-якому промисловому виробництву і давно вже перетворилися на глобальну проблему. Вклад сірчаної та азотної кислот у формування реакції атмосферних опадів становить 3:1. Оскільки значення pH визначається балансом основних і кислотних компонентів, зв’язок реакції опадів із вмістом у них іонів SO_4^{2-} та NO_3^- неоднозначний.

Можлива як пряма кореляція між кислотністю і концентраціями кислотоутворюючих іонів, так і відсутність такого зв’язку через нейтралізацію опадів домішками лужних компонентів. Тому в районах, де в промислових викидах переважають сполуки з лужною реакцією (CaO, MgO) варто очікувати відносно високих значень pH талих вод снігового покриву. У той же час на фонових територіях, де частка промислових аерозольних викидів невелика, за рахунок дальнього переносу сполук сірки та азоту має місце закислення атмосферних опадів і снігового покриву [11, 12].

За результатами досліджень снігового покриву Чорногори, pH талих вод змінюється у відносно нешироких межах (табл. 3.5), які, можна вважати, не виходять за вказану вище межу. Концентрація інших макроелементів (K, Na, Ca, Cl, S) перебуває на рівні, виявленому для найчистіших районів світу

Таблиця 3.5

Вміст макроелементів у талих водах снігового покриву Чорногори, мг/л

Дата	pH	Na^+	K^+	Ca^{2+}	S^{2-}	Cl^-	NO_3^-	NH_4^+
02. 06	4.9	0.39	0.86	0.20	0.95	н/в	0.40	0.45
11.06	5.3	0.35	0.25	0.24	<0.10	н/в	0.19	0.17

Оцінити вміст нітратного та амонійного азоту безпосередньо через їх концентрацію у талих водах не було можливості у зв'язку з відсутністю необхідних літературних даних. Тому оцінка вмісту цього елемента була зроблена через порівняння запасу азоту у сніговому покриві Чорногори та інших регіонів. Запас азоту у сніговому покриві Чорногори визначали за формулою:

$$Q = 10^{-2} cP,$$

де Q – запас азоту, т/км^2 ; c – концентрація азоту, мг/л; P – вологозапас, /см^2.

Вологозапас у сніговому покриві Чорногори визначали на основі даних про кількість опадів за зимовий період (≈500 мм) на метеостанції Пожижевська. Проводили порівняльний аналіз з 2005 роком. Відповідно до проведених розрахунків інтенсивність випадання нітратного азоту становила 0.05 т/км^2 за зимовий період 2005 та 0.02 т/км^2 – за 2006 рік. Кількість амонійного азоту за цей же період становила 0.17 у 2005 році та 0.07 т/км^2 за зиму 2006 року.

Прийнявши, що інтенсивність випадання азоту в літній період не перевищує одержаних даних за зимовий і врахувавши, що сума опадів за рік у районі г.Пожижевської становить ≈1500 мм, неважко вирахувати

інтенсивність випадання азоту за рік. Зіставивши одержані дані з результатами контролю забруднення азотом інших територій [30], можна зробити висновок про мінімальні рівні забруднення Чорногори азотом у 2007 році, тобто такі, які характерні для Арктичної зони та малонаселених територій Сибіру і Далекого Сходу. Рівень забруднення у 2007 році відповідав рівню навантаження, характерному для зовнішньої частини ареалів промислово розвинутих районів, тобто був обумовлений в основному дальнім атмосферним переносом. Коливання вмісту ВМ в опадах дуже широкі і змінюються в межах одного-двох порядків величин для фонових районів

За результатами проведених досліджень (табл. 3.6) рівень концентрації розчинних форм Pb та Cd у сніговому покриві Чорногори знаходиться на рівні нижньої межі значень для фонових районів Європи і є близькими до верхньої межі коливань вмісту цих елементів у найчистіших районах Землі (Антарктида, Арктика, Гренландія). Вміст решти елементів (Cu, Zn, Mn, Fe) виявився вищим на порядок величини і більше, ніж у полярних та арктичних областях. [36]

Таблиця 3.6

Вміст важких металів у сніговому покриві Чорногори

Дата	Cd	Pb	Zn	Cu	Mn	Fe	Пил, мг/л
02.08	0.63 5.0	3.0 239.6	13.0 831.5	1.8 195.4	2.5 222.9	21.3 4955.3	5.69
11.08	0.08 3.0	1.0 729.7	25.0 981.1	4.5 200.6	2.5 133.8	40.0 5108.1	3.02

*над рискою — розчинні форми, мкг/л талої води ; під рискою — нерозчинні форми, мкг/г пилу

Вміст пилу у сніговому покриві Чорногори становить близько 6 мг/л, що відповідає мінімальному рівню запиленості і є характерним для фонових територій [35].

Одним із показників рівня забруднення снігового покриву є кількісні співвідношення металів у його складі, які встановлюють за їх коефіцієнтом

збагачення, що розраховується як частка між досліджуваним і реперним (літофільним) елементами в об'єкті дослідження, поділена на співвідношення концентрацій цих елементів у земній корі.

$$k = [Cx/Cл]_{сн} / [Cx/Cл]_{літ},$$

де Сх і Сл – концентрації досліджуваного та літофільного елементів відповідно; індекси "сн" і "літ" стосуються снігу (пил) і літосфери.

Відносна однорідність коефіцієнтів збагачення для Cu, Zn, Cd, дозволяє припустити, що вони є наслідком природних процесів. Відсутність літературних даних для Pb та Fe не дає підстав зробити відповідні висновки для цих елементів.

3.5. Особливості мікроелементного складу деяких видів-індикаторів

Про істотний вплив мікрокліматичних умов на рівень нагромадження ВМ рослинними об'єктами в Чорногорі свідчать результати дослідження епіфітного лишайника *Hypogymnia physodes* та кірки (верхній омертвілий шар кори) *Picea abies*, зразки яких були зібрані на стовбурах смереки у крайовій смузі пухівково-сфагнового болота, прилеглій до смерекового лісу (відкритий екотоп) та аналогічних зразках угруповання смеречини чорницевої (закритий екотоп), розташованої у цьому лісі.

Основні мікрокліматичні фактори, які впливають на нагромадження ВМ досліджуваними об'єктами – це вітер та вологість повітря. У відкритому екотопі швидкість вітру, а отже і кількість несених вітром на одиницю площі кори або лишайника нерозчинних мінеральних частинок і розчинених у вологому повітрі ВМ - апріорно вища. Крім того, ВМ повітряного потоку не екрануються кронами дерев, як це має місце у лісі. Обидва ці фактори сприяють активнішій адсорбції та проникненню ВМ всередину тканин лишайника і кори у відкритому екотопі.

Впливом цих факторів можна пояснити вищі зольність лишайника (більша кількість адсорбованих на поверхні мінеральних частинок) та концентрацію ВМ у сухій речовині сланей в умовах відкритого екотопу. Одночасно вміст ВМ у золі рослин відкритого екотопу є або нижчим, або не відрізняється від концентрацій металів (за винятком Pb) у закритому екотопі. На основі цього можна зробити висновок про те, що небіогенна складова золи лишайника (зола, утворена механічними домішками з атмосфери) або збіднена ВМ або за масою становить незначну частину від загальної кількості золи. Більш ймовірний перший варіант, оскільки зольність лишайника з відкритого екотопу (де частка золи небіогенного походження вища) є достовірно вищою, ніж у зразках закритого.

Отже, пилові частинки атмосферного походження є неосновним джерелом поступання ВМ у тканини лишайника з відкритого екотопу. Насичення сланей лишайника металами відбувається або за рахунок більш сприятливих умов для поглинання розчинних форм металів (опади не екрануються кронами) або за рахунок менш сприятливих умов для росту та розвитку лишайника (періодичне пересихання субстрату у сонячні дні) у пухирчасто-осочнику, коли у сланях накопичуються метали швидше, ніж збільшується біомаса.

Непрямим доказом останнього твердження є вища концентрація Mn (на відміну від інших елементів) у золі та сухій речовині лишайника угруповання смеречини чорницевої, де умови для росту і розвитку лишайника є сприятливішими, ніж у відкритому екотопі і, отже, поглинання металів відбувається пропорційно до збільшення біомаси. У цих умовах Mn, як яскраво виражений біогенний елемент, активніше поглинається і швидше переноситься в тканинах лишайника смеречини, ніж у менш сприятливих умовах пухирчасто-осочника.

На відміну від лишайника, верхній шар кори (кірка), який брався до аналізу – мертва тканина. Концентрація ВМ у кірці формується за рахунок осадження пилових частинок та процесів сорбції-десорбції водорозчинних

ВМ у поверхневих шарах. Зафіксований вищий рівень нагромадження ВМ у корі за умови, що зольність статистично не відрізняється в обох екотопах, може свідчити про переважаючий вклад у формування мікроелементного складу цього об’єкту саме водорозчинних сполук ВМ у повітряному потоці, який, як уже зазначалося, є вищим у відкритому екотопі.

Аналізуючи вміст ВМ у сланях лишайника *H. physodes*, за літературними даними, можна зробити висновок про істотні відмінності рівня нагромадження елементів у зразках різних років. Виявлена на основі критерію Стьюдента різниця, є достовірною для Pb, Mn, Fe у смеречині та для Cu, Cd, Fe у пухівково-сфагновому болоті.

Отже, використовуючи рослинні об’єкти як індикатори атмосферного забруднення середовища ВМ, необхідно брати до уваги мікрокліматичні умови екотопу, бо рівень накопичення металів може залежати не лише від ступеня забруднення, а й кліматичних факторів, які впливають на здатність рослин до накопичення ВМ.

РОЗДІЛ 4
ОХОРОНА ПРАЦІ ТА ЗАХИСТ НАСЕЛЕННЯ

4.1. Заходи безпеки при відборі зразків грунту

При роботі по відбору зразків грунту працівникам необхідно строго дотримуватись правил особистої безпеки. Спеціалісти, перед виїздом в експедицію проходять інструктаж з техніки безпеки і здають іспит, про що робиться відповідний запис у журналі. До роботи допускаються працівники після проходження медичного огляду. Організація забезпечує працівників спецодягом, транспортним засобом, інструментами і тарою.

Інструмент і тара, необхідні для відбору зразків, старанно запаковуються і транспортуються по місцю призначення. Всі роботи проводяться у світловий час дня. Безпосередньо під час відбору зразків працівники повинні остерігатися працюючих у полі рухомих технічних засобів. Для запобігання поранень гострими предметами, після закінчення роботи їх необхідно почистити і запакувати.

4.2. Заходи щодо покращення гігієни праці, техніки безпеки при роботі в лабораторії

Організацією розроблена інструкція з техніки безпеки і охорони праці та пожежної безпеки. Регулярно проводиться інструктаж з техніки безпеки і в спеціальному журналі співробітники лабораторій підписуються про ознайомлення. До роботи в лабораторіях допускаються працівники, які пройшли інструктаж з техніки безпеки на робочому місці і здали іспит по техніці безпеки.

Забороняється працювати в лабораторії одній людині, обов’язкова присутність ще однієї особи.

Досліди, пов’язані з виділенням отруйних (або з неприємним запахом) речовин проводити лише у витяжній шафі.

Не можна брати сухі реактиви руками.

Не допускати розливання (розсипання) реактивів на робочому столі та підлозі, робочі місця завжди тримати в порядку.

Категорично забороняється пробувати реактиви на смак.

З метою економії, набирати речовини не більше, ніж вказано у методичних рекомендаціях.

При користування пробірками залишки рідин категорично забороняється струшувати на підлогу, з метою запобігання попадання їх на шкіру та одяг.

З концентрованими кислотами та лугами працювати лише у витяжній шаф.;

При розбавленні кислот, особливо сірчаної, необхідно повільно приливати їх у холодну воду при одночсному перемішуванні.

Остерігатись попадання на руки, обличчя чи одяг шкідливих речовин (лугів, кислот та ін.).

При опіках кислотами, лугами, уражені місця негайно обмити великою кількістю води, після чого у випадку кислоти – обмити розчином соди, а у випадкцу лугу – розчином оцтової кислоти.

При опіках гарячими предметами або полум’ям пальника, уражене місце треба занурити на декілька хвилин в концентрований розчин марганцевокислого калію.

Не можна нахилятися над киплячими розчинами.

При нагріванні пробірки з розчином, отвір її не слід скеровувати на себе.

Не запалювати ніяких газів чи парів, не впевнившись у тому, що вони не мають домішок повітря.

Бензин, ефір та інші речовини, що горять, не слід гасити водою. В таких випадках полум’я треба ізолювати від доступу повітря, накривши його негорючою тканиною, засипавши піском або застосувати вогнегасник.

Продукти взаємодії сильних кислот, лугів категорично забороняється виливати в раковину, їх слід вилити у спеціальновідведений для цього посуд;

Весь посуд після роботи помити, висушити і покласти у спеціально відведене місце (шафа, стелажі).

Після завершення роботи необхідно мити руки.

Працювати в лабораторії дозволяється лише у спецодязі.

В приміщенні лабораторії необхідно мати вогнегасник, пісок, покривало, запас води. При виникненні пожежі вміло їх застосувати і терміново подзвонити по телефону 0-1.

При виявленні запаху газу слід відразу ж перекрити газовий кран, перевітрити приміщення і викликати аварійну службу по телефону 0-4.

Кожен працівник лабораторії повинен вміти надати потерпілому першу медичну допомогу.

Так, при пораненні склом, потрібно вилучити осколки з рани, обробити її йодом, перев’язати уражене місце.

При термічних опіках 1 і 2 ступені ураження, ділянку ураження присипати питтєвою содою або обробити 96%-м етиловим спиртом.

При отруєнні розчином аміаку – потерпілого напоїти слабким розчином кислоти або лимонним соком (щоб викликати блювання). Після чого дати випити олію чи з’їсти кусок масла.

При отруєнні парами сірчаної чи соляної кислот – потерпілого вивести на свіже повітря.

При отруєннні сполуками срібла – дати потерпілому випити велику кількість 1%-го розчину хлористого натрію.

При ураженні електричним струмом відмикають прилад від електромережі, роблять масаж серця, проводять штучне дихання.

Після завершення роботи в лабораторії виключають всі електроприлади, вентиляцію (загальну і місцеву), перевіряють газ, свтло і воду на предмет вимкнення.

4.3. Захист населення від наслідків надзвичайних ситуацій

Актуальність проблеми природотехногенної безпеки населення України і її території в останні роки обумовлена тривожною тенденцією зростання числа небезпечних явищ, промислових аварій та катастроф, які призводять до значних матеріальних втрат, пошкодження здоров'я та загибелі людей. У зв'язку з цим зростає роль цивільного захисту населення від наслідків надзвичайних ситуацій різного походження.

Із набуттям Україною незалежності почалося законодавче оформлення принципу цивільного захисту населення державою, що проявилося у прийнятті 3 лютого 1993 року Закону "Про цивільну оборону" та ряду інших нормативних актів.

Відповідно до цих документів місцеві держадміністрації на місцях у межах своїх повноважень забезпечують вирішення питань цивільної оборони, здійснення заходів щодо захисту населення і місцевості під час надзвичайних ситуацій (НС) різного походження. Керівництво організацій, установ, закладів, незалежно від форм власності та їх підпорядкування, організовує сили для ліквідації наслідків НС та забезпечує їх готовність до практичних дій, організовує забезпечення своїх працівників засобами індивідуального захисту та проведення при потребі евакозаходів та ін., що передбачено законодавством.

Адміністрацією Львівської облспілки "Родючість" проведена певна робота по забезпеченню цивільного захисту своїх працівників, зокрема, створений штаб ЦО, який очолює директор організації, ряд служб і формувань по охороні різних галузей і об'єктів від НС (служби: оповіщення, зв'язку, медична, аварійно-технічна

В адміністрації організації розроблені плани ліквідації аварій та рятувальних невідкладних аварійно-відновних робіт (РНАВР) при різних НС. Ці плани повинні вводитися в дію відразу після отримання сигналу про НС, який поступає по радіо, телебаченню чи іншими засодами зв'язку.

Великого значення при набутті навиків реагування при НС має навчання населення з питань цивільного захисту. Основною метою такого навчання є впровадження практичного використання засобів індивідуального захисту і поведінки при сигналах цивільної оборони та інших важливих діях.

ВИСНОВКИ

При вивченні накопичення важких металів (Cu, Pb, Zn, Cd, Mn, Fe) рослинами, грунтами і сніговим покривом Чорногори, проведеному у верхній частині масиву, встановлено:

1. Фоновий вміст ВМ у бурих гірських грунтах району досліджень значно відрізняються від середніх (кларкових) значень. Гумусовий горизонт грунту збагачений на Pb і Cd (у 2-3 рази) та збіднений на Fe, Zn (у 2-4 рази), Cu (5-13 разів), Mn (20-50 разів) порівняно з кларком для грунтів.

2. Найважливішим фактором нагромадження важких металів виступає органічна речовина, яка сконцентрована у гумусовому горизонті.

3. Середній валовий вміст Cu, Zn, Mn, Fe у рослинному покриві розглянутих екосистем знаходиться на рівні кларкових значень у рослинності суші. Можна стверджувати лише про значне перевищення над кларковими значеннями (на порядок величини і більше) вмісту Cd та Pb.

4. Серед усіх елементів особливо виділяється Cd, інтенсивність біотичного поглинання якого фітомасою рослинних угруповань Чорногори на 2-3 порядки перевищує середнє значення для рослинності суші.

5. Рівні вмісту макро- та мікроелементів у сніговому покриві Чорногори не перевищують значень, характерних для найменш антропогенно змінених фонових районів Землі.

БІБЛІОГРАФІЧНИЙ СПИСОК

1. Андрущенко Г.О. Грунти західних областей. Грунти буроземно-лісової області Українських Карпат. Львів. Дубляни: вид-во Львівськ. сільгосп. ін-ту, 1995. 114 с.

2. Бабиченко В.М., Кіптенко Є.М., Ніколаєва Н.В. та ін. Клімат. Природа Карпатського національного парку. К. Наукова думка. 1993. С. 32-38.

3 Бундзяк Й. Кислотно-основні властивості грунтів високогір'я Українських Карпат. Вісник Львівського університету. 1999. Сер. Географічна. Вип. 25 С. 52-53.

4. Бучинський І.О., Волеваха М.М., Коржов В.О. Клімат українських Карпат. К. Наукова думка. 1997. 172 с.

5. Гамкало М.З., Гамкало З.Г. pH-буферність грунтів Чорногірського масиву Карпатського біосферного заповідника.. Агрохімія і грунтознавство. 1998. Ч. 3. С. 142-143.

6. Кравців В. С. Рекреаційна політика в Карпатському регіоні. Принципи формування, шляхи реалізації НАН України, Інститут регіональних досліджень. Чернівці. Прут. 1995. 71 с.

7. Кравців В. С.Управління розвитком гірських територій: зарубіжний досвід НАН України. Інститут регіональних досліджень. Львів. 2001. 69 с.

8. Криницький Г. Ліси – природні бар'єри запобігання повеней. Лісовий і мисливський журнал. 2000. № 2. С. 16.

9. Криницький Г. Т. Морфофізіологічні основи селекції деревних рослин. Автореферат дисертації доктора біологічних наук спеціальності 06.03.01 К. УДАУ. 1993. 50 с.

10. Крись З. П. Післялісові луки Українських Карпат та їх класифікація. Український ботанічний журнал. 1990. Т. 47, вип. 5. С. 32–36.

11. Кульчицький-Жигайло І. Є. Лісове господарство в системі природоохоронного управління річковими басейнами. І-й Всеукраїнський з'їзд екологів. Тези доповідей. Вінниця. УНІВЕРСУМ-Вінниця. 2006. С. 79.

12. Парпан В. І. Концептуальні засади наближеного до природи лісівництва. Науковий вісник НЛТУ України. Збірник науково технічних праць. 2012. Вип. 10. Львів. РВВ НЛТУ України. 2012. С. 43–47.

13. Парпан В. І. Ландшафтна екологія (сучасні підходи). Івано-Франківськ. Видавництво Прикарпатського національного університету імені Василя Стефаника. 2013. 216 с.

14. Парпан В. І. Морфологія рослин. Івано-Франківськ. Видавництво Прикарпатського національного університету імені Василя Стефаника. 2010. 332 с.

15. Пастернак П. С. Ґрунти. Посібник карпатського лісництва. Ужгород. Карпати. 1980. С.12–18.

16. Пендерецький О. В. Дослідження водних стоків р. Дністер і прогнозування її паводків. Методи та прилади контролю якості. 2008. № 20. С. 93–97.

17. Козловський В. І.. Важкі метали в екосистемах Чорногори. Науковий вісник УкрДЛТУ. 1998. Вип. 9.1. С. 41-46.

18. Козловський В. І. Важкі метали в мохах та лишайниках альпійського поясу Чорногори (Українські Карпати). Науковий вісник УкрДЛТУ. 2002 . Вип. 2.1. С. 96-102.

19. Козловський В. І. Важкі метали в екосистемах Чорногори. Значення та перспективи стаціонарних досліджень для збереження біорізноманітності. Матеріали конф. Львів. 1997. С. 85-87.

20. Козловський В.І., Марискевич О.Г., Загульський М.М. Історична біогеохімічна індикація атмосферного забруднення важкими металами масиву Чорногора (Східні Карпати). Наукові основи збереження біотичної різноманітності. Тематичний збірник. Львів. 2001. вип. 3. с. 140-145.

21. Малиновський К.А. Рослинність високогір’я Уккраїнських Карпат. К.: Наук. думка, 1990. 279 с.

22. Марискевич О.Г., Козловський В.І. Акумуляція важких металів грунтами екосистем Чорногори. Наукові записки ДПМ НАН України. Львів. 1996. Т.12. С. 47-48.

23. Марискевич О., Шпаківська І., Павлюк М., Фурдичко Л., Дячок Н.. Оцінка стійкості лісових екосистем Українських Карпат до кислотних опадів. Проблеми екологічної безпеки та керованого контролю динамічних природно-антропогенних систем. Львів. 1996. С. 124-126.

24. Стойко С.М., Тасенкевич Л.О., Мілкіна Л.І. та ін. Флора і рослинність Карпатського заповідника. К.Наук. думка. 2002. 220 с.

25. Царик Й.В. Запас підстилки в природних фітоценозах субальпійського і альпійського поясів Чорногори (Українські Карпати) Український ботанічний журнал 1995. Т.32. № 5. С. 645-650.

26. Шикула М.К., Гнатенко О.Ф., Петренко Л.Р., Катитик М.В. Охорона грунтів. Підручник. К. Знання. 2002. 398 с.

27. Яцик А.В. Екологічна безпека в Україні. К. Генеза. 2001. .214 с.