

## БІОГЕОХІМІЯ ХІМІЧНИХ ЕЛЕМЕНТІВ (Zn, Cd, Ni, Pb, Cu, Sr, Mn, Fe, K, Na, Ca, Mg, Al, S) В ЕКОСИСТЕМАХ ЧОРНОГОРИ (УКРАЇНСЬКІ КАРПАТИ)

Володимир Ігорович Козловський

Козловський В.І. Біогеохімія хімічних елементів (Zn, Cd, Ni, Pb, Cu, Sr, Mn, Fe, K, Na, Ca, Mg, Al, S) в екосистемах Чорногори (Українські Карпати) // Наукові основи збереження біотичної різноманітності. – 2017. – Том 8(15), № 1. – С. 9-30. – ISSN 2220-3087.

На основі даних про гранулометричний склад, кислотність (актуальну, обмінну, гідролітичну),  $C_{\text{обр}}$ , суму обмінних основ, уміст мікро- та макроелементів (Zn, Ni, Cd, Fe, Mn, Cu, Sr, K, Na, Pb, Al, Ca, Mg, Si,  $SO_4$ ) у твердій фазі ґрунту та відповідних показників у природних водах проаналізовано процеси, які відбуваються в ґрунтах лучного та смерекового угруповання з точки зору буроземотворення. Кислотність лізіметричних вод, як і кислотність твердої фази ґрунту значно вищі в лісовому угрупованні, порівняно з лучним. Вимивання глинистих частинок із верхніх горизонтів ґрунту лісової екосистеми відбувається в 2-3 рази інтенсивніше, ніж у лучній. Уміст органічної речовини й обмінних основ однаковий для гумусового горизонту обох типів екосистем, але нижня частина ґрунтового профілю смеречини збагачена цими складовими. Виявлено інтенсивне вимивання хімічних елементів та слабку їх диференціацію в ґрунтовій товщі обох типів екосистем. Хімічний склад лізіметричних вод, коефіцієнт розподілу елементів у системі ґрунт-лізіметричні води (Kd), коефіцієнти біотичного поглинання елементів (Кб), співвідношення  $SiO_2 : Al_2O_3$  свідчать про інтенсивніші процеси вивітрювання в лісовій екосистемі. Показано, що процеси, які відбуваються в ґрунтах досліджених рослинних угруповань, є однонаправленими та характерними для процесу буроземотворення території дослідження. Однак, незважаючи на однонаправленість, перетворення гірських порід відбувається значно інтенсивніше в ґрунті лісової екосистеми, порівняно з лучною. Уміст і співвідношення між основними елементами (Ca, Mg) та Al у лізіметричних водах та тонких коренях не є причиною висихання смерекових лісостанів території дослідження, а мала частка (< 10%) відмерлих коренів у загальній підземній фітомасі свідчить про відсутність тривалого впливу негативних зовнішніх факторів.

**Ключові слова:** біотичний колообіг, буроземи, лізіметричні води, мікроелементи, макроелементи

Об'єктивна оцінка стану природних екосистем і тенденцій їх розвитку в умовах посилення антропогенного впливу – одне з найважливіших завдань сучасної екології. Біогеохімічні методи, поряд з іншими напрямками екологічної оцінки стану природних систем, активно використовуються починаючи від кінця 80-х - початку 90-х років ХХ століття. За словами В.І. Вернадського, середовищевірна роль живої речовини проявляється через участь живих організмів у хімічному перетворенні речовинного складу біосфери, іншими словами через біогеохімічний колообіг. Тому показники біогеохімічного колообігу елементів є інтегральними величинами, які відображають функціональний стан екосистеми та дають можливість вивчати динамічні зміни, що відбуваються в еко-

системі в ході природних сукцесій чи під впливом антропогенних факторів. Одним із способів отримання необхідної інформації щодо динамічних змін в екосистемі є аналіз якісного та кількісного складу внутрішньогрунтових потоків речовини з лізіметричними водами. Розглядаючи ґрунтову вологу як одну з найважливіших категорій природних вод у біосфері, В.І. Вернадський вважав її “основним субстратом життя” і “основним елементом механізму біосфери” (Вернадский, 1960). Трансформація продуктів вивітрювання, розкладання органічної речовини, розчинення й новоутворення мінералів, рух, перерозподіл і винесення хімічних елементів за межі ґрунтового профілю, тобто всі процеси хімічного і біотичного перетворення речовини у ґрунті відбуваються за участі й безпосередньо в рідкій фазі. Вивчення ґрунтових вод дає можливість оцінити динамічні процеси, що відбуваються в ґрунті і уявити сучасні тенденції процесу ґрунтоутворення. Особливо інформативними лізіметричні методи є в дослідженнях функціонального стану екосистем, коли вплив тих чи інших факторів (природних або антропогенних) призводить до розбалансування екосистеми й переходу її до функціонування на новому рівні. Зміни функціонального стану екосистем відображатимуться на фізичних і фізико-хімічних параметрах ґрунтів, у першу чергу на фізико-хімічних параметрах ґрунтових вод. Оцінка ступеня змін властивостей ґрунтового розчину в контексті ґрунтовірних процесів, характерних для даної території, може стати необхідним засобом для ранньої діагностики стану та тенденцій розвитку екосистем.

### Матеріали та методика досліджень

Дослідження проводили на території Карпатського національного природного парку. Пробні площі знаходяться на південно-східному схилі гори Пожижевська. Монодомінантне корінне угруповання смереки європейської (*Picea abies* (L.) Н.Karst.), смеречина чорницева (*Piceetum myrtillosum*), розташоване на схилі південно-східної експозиції 50 м нижче верхньої межі лісу на висоті 1360 м н.р.м; всохла досліджувана ділянка смерекового лісу площею  $\approx 500 \text{ м}^2$  – поряд на тій же висоті. Лучне угруповання, червонокостричник різнотравний, сформоване переважно злаками, площею  $\approx 200 \text{ м}^2$  знаходиться вище по схилу на висоті 1400 м н.р.м. на ділянці, що останні кілька десятиліть після припинення випасу заростає смерекою (урочище Язык).

Із зразків ґрунту, відібраних за генетичними горизонтами, виділяли дрібнозем (фракція  $< 1,0 \text{ мм}$ ), у якому визначали кислотність (актуальну, гідролітичну, потенційну), рухомий алюміній, суму обмінних основ, ступінь насиченості основами (Аринушкина, 1970), та вміст органічної речовини (Никитин, 1972). Гранулометричний склад ґрунту визначали методом піпетки за Качинським (Визначення..., 2008). Підготовку ґрунтових зразків до аналізу на валовий вміст Zn, Ni, Cd, Fe, Mn, Cu, Sr, K, Na, Pb, Al здійснювали послідовною обробкою попередньо прожареної за  $450^\circ\text{C}$  проби ґрунту (дрібнозему) спочатку HF, а потім сумішшю HCl та  $\text{HNO}_3$  у співвідношенні 3:1 (Гелетюк, Золотарев, 1978).

Лізиметричні води відбирали за допомогою гравітаційних лізиметрів (Шилова, 1955), Зразки природних вод з лізиметрів та опадовловлювачів відбирали відповідно до наповнення протягом вегетаційного сезону.

Метали, за винятком Al, Ca та Mg, визначали атомно-абсорбційним (Zn, Ni, Cd, Fe, Mn, Cu, Pb) або атомно-емісійним (Sr, K, Na) методом на спектрофотометрі С115М1 у пропан-бутановому полум'ї з використанням дейтерієвого коректора неселективної абсорбції. Визначення проводили в трьох повторностях. Відносна похибка за P = 95% не перевищувала 5%. Al визначали з алюміноном (Практикум..., 1989), Ca та Mg – комплексонометрично (Аринушкина, 1970), SO<sub>4</sub> – спектрофотометрично з хроматом барію (Практикум..., 1989), Si – модифікованим методом Малена та Райлі (Титова, Дабахова, Дабахов, 2011).

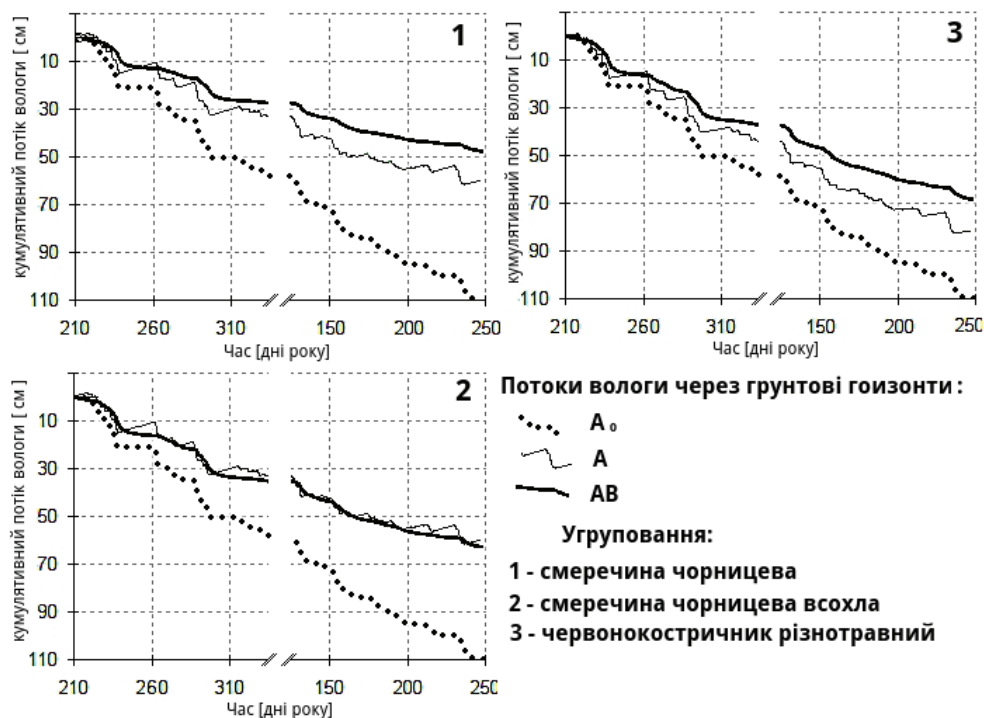


Рис. 1. Кумулятивні потоки води в ґрунтах екосистем Чорногори за вегетаційний період (2014-2015 рр.).

Потоки води у ґрунтах досліджуваних екосистем отримали шляхом моделювання з використанням даних метеостанції Пожижевська, даних щодо інтенсивності випаровування рослинним покривом досліджуваних екосистем (Біологічна продуктивність..., 1975) та програми HYDRUS-1D (Šimůnek, Šejna, van Genuchten, 1998). Необхідні для цього гідрофізичні параметри розраховували на основі функції ван-Генухтена (van Genuchten, Leij, Yates 1991) за допомогою програми RETC (REtention Curve) із використанням даних про грануло-

метричний склад та об'ємну вагу досліджуваних ґрунтів. Обидві програми є у вільному доступі (<http://www.pc-progress.com>) і широко використовуються для аналізу гідрофізичних властивостей ґрунтів та моделювання потоків вологи в екосистемах.

На основі отриманих шляхом моделювання потоків вологи і даних щодо концентрації хімічних елементів в опадах та лізиметричних водах розраховували їх потоки в досліджуваних екосистемах (рис. 1).

### **Результати досліджень та їх обговорення**

Гранулометричний склад ґрунту (табл. 1) свідчить про збіднення мулистими частинками ( $>0,001$  мм) верхньої частини ґрунтових розрізів усіх досліджуваних угруповань, з одночасним оглиненням середньої частини ґрунтового профілю. Тобто, у досліджених ґрунтових розрізах наявні ознаки лесиважу – гідромеханічного перенесення мулистих частинок дрібнозему ( $>0,001$  мм) з поверхневих елювіальних горизонтів і їх акумуляція в іллювіальних шарах ґрунтового профілю (без руйнування алюмосилікатів). Помітно, що цей процес більш виражений у лісовому угрупованні, де накопичення мулистих частинок відбувається вже від глибини 10 см, тоді як у профілі лучного угруповання слабке оглинення виявлене тільки в перехідному до материнської породи горизонті на глибині нижче 40 см. Інтенсивність лесиважу в ґрунтах досліджуваних екосистем оцінювалася відповідно до чотирьохбальної шкали, запропонованої А.А. Роде (1964). Шкала Роде побудована на оцінці співвідношень вмісту мулу в досліджуваному горизонті до його вмісту в материнській породі. Ознаки лесиважу відсутні, якщо вміст мулу відрізняється не більше, ніж на 3%, лесиваж виражений слабо – різниця в межах 3-10%, середній ступінь лесиважу – 10-50% і ознакою інтенсивного лесиважу є різниця в накопиченні мулистих частинок більше 50%. У ґрунтах досліджених лісових екосистем (у т. ч. всихаючої) ця різниця становить 15-20% для горизонтів Н<sub>p</sub> і Ph, тобто відповідає середньому ступеню лесиважу. У лучному угрупованні, як було зазначено, лесиваж притаманний лише горизонту Ph і виражений слабо – різниця становить лише 7%. Тут необхідно відзначити, що явище оглинення є типовим, хоча й не обов'язковим для карпатських буроземів (Канивець, 1980). Збіднення верхнього густо пронизаного корінням гумусового горизонту глинистими частинками очевидно відбувається, насамперед, внаслідок гідромеханічного перенесення мулистих частинок дрібнозему ( $>0,001$  мм) з поверхневих горизонтів в іллювіальні шари ґрунтового профілю. І, очевидно, процес вимивання мулистих частинок повільніше відбувається в лісовому угрупованні, де ґрунтовий покрив захищений кронами, які перехоплюють значну частку опадів. Однак, оглинення середньої частини ґрунтових профілів може бути пов'язане не лише з лесиважем, а й з активним перетворенням первинних мінералів у глинисті внаслідок біотичних процесів розкладання органічної речовини, що спричиняє кислотний гідроліз алюмосилікатів.

Таблиця 1.

**Гранулометричний склад ґрунтів Чорногори, 06.2014**

Горизонт	Розмір частинок у мм, кількість у %						Сума частинок > 0,01
	фізичний пісок			фізична глина			
	пісок		пил			мул	
	1-0,25	0,25-0,05	0,05-0,01	0,01-0,005	0,005-0,001	> 0,001	
всохла смєречина чорнищева							
Н 0-5	3,65	29,79	26,60	7,04	27,04	5,88	39,96
Нр 10-40	0,80	24,67	25,22	8,23	20,19	20,89	49,31
Ph 40-70	0,24	11,48	33,88	11,84	21,92	20,64	54,40
Р 70-75	5,15	12,77	35,20	10,64	18,92	17,32	46,88
смєречина чорнищева							
Н 0-7	9,21	39,11	22,52	7,80	15,44	5,92	29,16
Нр 7-40	0,95	12,49	35,50	6,78	21,58	22,67	51,03
Ph 40-70	0,85	10,63	28,20	13,08	25,52	21,72	60,32
Р 70-75	2,42	7,30	32,52	15,08	24,52	18,16	57,76
червонокостричник різнотравний							
Н 0-5	6,88	21,40	28,56	7,76	22,92	12,48	43,16
Нр 5-40	0,29	21,23	14,42	21,57	18,46	24,04	64,07
Ph 40-70	2,04	23,88	6,08	14,36	24,48	29,20	68,04
Р 70-75	0,03	26,33	6,68	10,64	29,12	27,20	66,96

Для досліджених буроземів характерна підвищена кислотність, як актуальна, так і потенційна, верхнього гумусового горизонту (табл. 2). Варто відзначити вищу кислотність верхньої органовмісної частини профілю лісової екосистеми, порівняно з лучною, особливо на фоні значно нижчої кислотності ґрунотвірної породи під лісом. Вниз по профілю кислотність знижується. Однак зміна кислотності ґрунту з глибиною відбувається неоднаково в лучному і смєрековому угрупованнях. У ґрунті лісової екосистеми кислотність змінюється відповідно до зміни ґрунтових горизонтів – з максимальними значеннями в гумусовому до мінімальних у материнській породі, а вміст рухомого алюмінію та потенційна кислотність зменшується разом з показниками актуальної кислотності. У формуванні кислотності верхніх горизонтів ґрунту як лісового, так і лучного угруповань значний вплив закономірно мають іони водню – наслідок дисоціації органічних кислот, тоді як у мінеральних горизонтах кислотність визначається в основному рухливим алюмінієм. У лучній екосистемі зміна кислотності менш контрастна, її показники, особливо в нижній частині профілю, помітно вищі від аналогічних показників смєрекового лісостану. На відміну від ґрунту лісової екосистеми, значна частка у формуванні потенційної кислотності нижньої частини ґрунтового профілю припадає на іони водню, а з ростом актуальної кислотності потенційна кислотність та вміст рухомого алюмінію зменшується. Порівнюючи показники кислотності ґрунту живого смєрекового деревостану зі всихаючим угрупованням видно, що показники актуальної кислотності ґрунту помітно нижчі від аналогічних показників всихаючого деревостану по всій глибині розрізу. Потенційна кислотність (у т. ч. рухомий

А1) залишається нижчою лише в нижній, перехідній до материнської породи частині ґрунтового профілю, тоді як органічні горизонти верхньої частини розрізу мають показники помітно вищі, порівняно з угрупованням, що перебуває на стадії всихання.

Таблиця 2.

**Фізико-хімічні властивості ґрунтів Чорногори, 06.2014**

Горизонт, см	рН (H <sub>2</sub> O)	С орг	обмінна кислотність	гідролітична кислотність	рухомий А1	Сума обмінних основ	Ступінь насиченості основами
		%					
всохла смеречина чорницева							
Н 0-5	3,90	13,44	17,09	46,79	10,61	3,92	7,73
Нр 10-40	4,12	1,97	15,68	18,00	9,44	1,40	7,36
Ph 40-70	4,51	0,99	11,23	11,39	7,30	2,12	15,69
Р 70-75	4,76	0,39	6,18	7,2	5,14	2,84	27,95
смеречина чорницева							
Н 0-7	3,94	14,33	21,36	56,96	12,72	3,92	6,44
Нр 7-40	4,25	3,35	19,94	22,22	13,08	1,58	6,66
Ph 40-70	4,79	2,35	8,79	11,40	6,77	5,36	31,98
Р 70- 5	4,99	1,30	1,63	4,88	1,39	8,60	63,80
червонокостричник різнотравний							
Н 0-5	4,03	11,82	19,20	34,50	14,47	3,56	9,35
Нр 5-40	4,45	2,70	20,10	21,81	13,92	2,30	9,54
Ph 40-70	4,37	1,24	18,72	19,53	12,43	1,76	8,27
Р 70-75	4,28	0,81	17,09	15,62	10,99	1,40	8,23

Уміст органічної речовини у ґрунтах досліджених угруповань досить високий, що, враховуючи відзначену раніше для карпатських буроземів позитивну кореляцію вмісту гумусу з висотою (Канивец, 1980), очікувано. Значної різниці між умістом органічної речовини в смерековій і лучній екосистемах не виявлено, однак, варто відзначити помітно вищий уміст органіки в нижній частині ґрунтового профілю смеречини. Порівняно із всихаючою ділянкою смерекового лісу, уміст органіки в живій смеречині суттєво вищий, незважаючи на більшу кількість опаду, що розкладається у всихаючому деревостані. Очевидно, із збільшенням інтенсивності розкладання в ґрунті створюються умови для інтенсивнішого розкладання і (або) виведення вивільненої органіки за межі екосистеми.

Сума обмінних основ і ступінь насиченості основами верхньої частини ґрунтового профілю лучного та смерекового угруповань майже однакові й дуже низькі за абсолютними показниками. У нижній частині розрізу, практично за межами кореневмісного шару, ці показники є значно вищими в смеречині. Як і у випадку з лучним угрупованням, сума обмінних основ і ступінь їх насиченості верхньої частини ґрунтового розрізу всихаючої лісової ділянки мало відрізняється від аналогічних показників живого смерекового угруповання, тоді як показники нижньої частини профілю принаймні вдвічі нижчі.



Валовий уміст хімічних елементів у досліджених ґрунтах свідчить про значну вилуженість розрізів та слабку диференційованість ґрунтових горизонтів за вмістом більшості досліджених хімічних елементів (рисунок). Контрастних геохімічних бар'єрів у мінеральній частині ґрунтового профілю немає. Сорбційні бар'єри, приурочені до перехідних горизонтів (Hr, Ph), малоємнісні, і процеси вилугування елементів є явно домінантними. Лише уміст Pb та Cd у гумусовому горизонті досліджуваних угруповань і вміст Zn у ґрунті лучної екосистеми кратно перевищує концентрації цих елементів у материнській породі. І, якщо високі концентрації свинцю і кадмію можуть мати техногенне походження, то високий уміст цинку у верхній частині ґрунтового розрізу лучного угруповання в поєднанні з низьким умістом у підстилці та материнській породі пояснити важко. Для всіх досліджених розрізів характерне біогенне накопичення Mn у підстилці. За абсолютними значеннями вміст хімічних елементів у досліджених розрізах, за винятком Pb та Cd у гумусовому горизонті, помітно нижчий від кларку літосфери за Виноградовим (1962).

Отже, фізико-хімічні властивості та гранулометричний склад досліджених ґрунтів, незважаючи на близьке розташування дослідних ділянок (не більше 100 м), свідчать про дещо різні властивості материнської породи під лучним і лісовим угрупованнями, що, зважаючи на складну геологічну історію формування карпатського фліша, було достатньо ймовірно. Кислотність, як актуальна так і потенційна, уміст обмінних основ та ступінь насиченості основами виявилися вищими в підстилаючих породах смерекового угруповання, а вміст глинистих частинок – у материнській породі лучного. На сьогодні показано, що буроземоутворення супроводжується вимиванням основ з мінеральних горизонтів та рослинних залишків під час їх розкладання. При цьому, у зв'язку з нестачею нейтралізуючих катіонів, у ґрунтовий розчин вивільняються органічні кислоти, що призводить до значного підкислення, а надлишок протонів, у свою чергу, сприяє руйнуванню мінеральної частини ґрунту внаслідок кислотного гідролізу алюмосилікатів. Тобто, буроземоутворення супроводжується підкисленням ґрунтового розрізу і зменшенням вмісту обмінних основ по всьому профілю. Органічні горизонти ґрунту лучної екосистеми, на фоні кислішої і збідненішої основами материнської породи, виявилися менш кислими і багатшими на обмінні основи, порівняно з лісовим угрупованням, материнська порода ґрунту якого є менш кисла і значно багатша на обмінні основи. Буроземоутворення в Карпатах супроводжується також інтенсивним вимиванням мулистих частинок з верхньої частини ґрунтового розрізу (Канивец, 1980). Незважаючи на вищі абсолютні показники вмісту мулу в гумусовому горизонті ґрунту лучного угруповання, ступінь вимивання мулистих частинок є вдвічі інтенсивнішим у лісовому угрупованні, про що свідчить його вміст відносно нижче розташованого горизонту Hr. Помітним також є вищий уміст органіки практично у всіх горизонтах ґрунтового профілю смерекового угруповання, що, з огляду на зазначену роль органічних кислот в процесі буроземоутворен-

ня, неминуче призводить до інтенсивнішого руйнування первинних мінералів та оглинення.

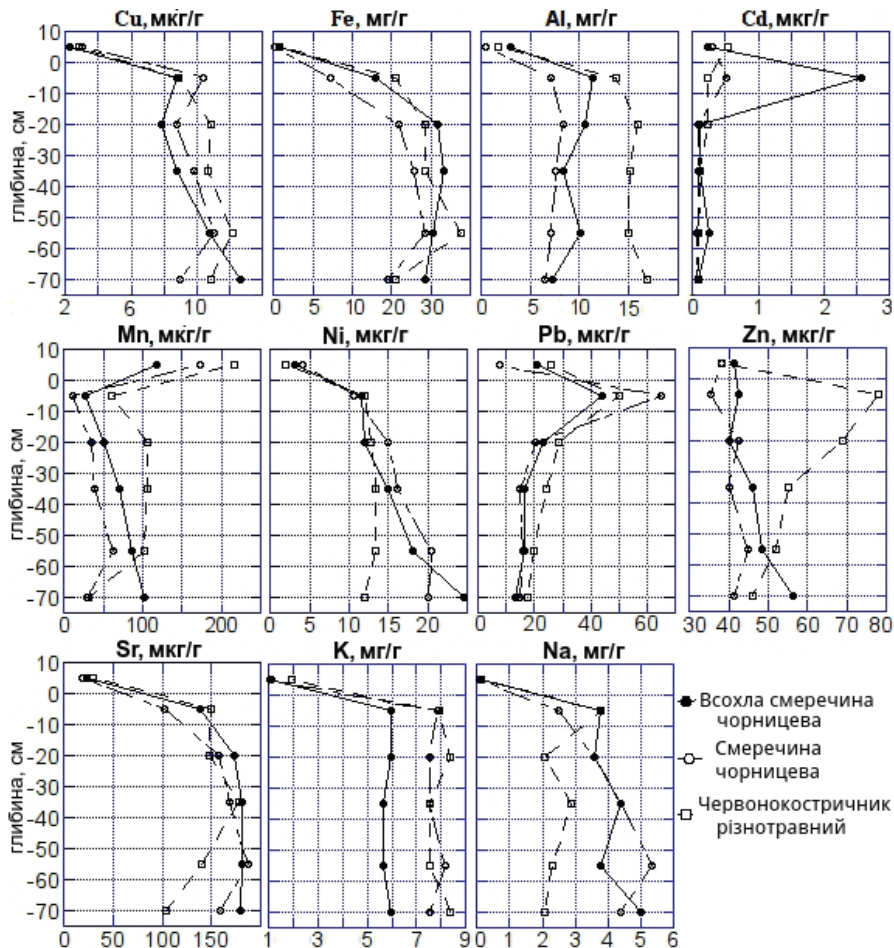


Рис. 2. Валовий уміст хімічних елементів у ґрунтах Чорногори, 06.2014.

Фізико-хімічні властивості, механічний склад ґрунту, близьке розташування ділянок живого смерекового лісу та всихаючого угруповання (не більше 30 м) дають підстави стверджувати про незначні відмінності підстилаючих порід. Верхні органогенні горизонти майже не відрізняються за фізико-хімічними властивостями та механічним складом. Невелика різниця в показниках лежить у межах природних статистично зумовлених відхилень. Однак, нижні перехідні до материнської породи мінеральні горизонти помітно відрізняються. Показники обмінної і гідролітичної кислотності, у т.ч. рухомий Al, виявилися суттєво вищими у всихаючому деревостані. Як наслідок, вища кислотність спричиняє інтенсивніше вимивання основ з ґрунтового профілю, про що



свідчать у кілька разів нижчі значення суми обмінних основ і ступеня насиченості основами мінеральних горизонтів всихаючого угруповання. Тобто, є підстави стверджувати, що процеси розпаду органіки, в основному, відбуваються в органогенних горизонтах, звідки в умовах інтенсивного промивного режиму, разом з продуктами вивітрювання виводяться в мінеральні горизонти, несучи достатньо високий потенціал перетворення первинних мінералів і подальшого вимивання основ вже в нижній частині ґрунтового розрізу. Іншими словами, зростання інтенсивності розпаду органічної речовини призводить до збільшення кислотності, збіднення ґрунтового розрізу основами, інтенсифікує трансформацію мінеральної частини ґрунту екосистеми, тобто підсилює процеси, які супроводжують буроземоутворення.

Кислотність лізіметричних вод, як і кислотність твердої фази ґрунту, у досліджених угрупованнях має свої особливості. Значення рН лізіметричних вод верхніх органогенних горизонтів, як лучного, так і лісового угруповання, включаючи підстилку, протягом вегетаційного періоду змінюється від найвищої концентрації протонів у літній період до нижчої у весняний (табл. 3). Найкислішими, що характерно для буроземів, виявилися води гумусового горизонту. На межі горизонтів Нр-Ph лізіметричні води обох угруповань стають менш кислими. Значної різниці кислотності між лізіметричними водами підстилкового й гумусового горизонтів лучного та лісового угруповань не виявлено. Хоча, можливо, води гумусового горизонту смерекового лісостану дещо кисліші, порівняно з лучним угрупованням. Нижче за профілем, води перехідного органогенного горизонту Нр лісового угруповання, незважаючи на дещо вищу кислотність вод розташованого вище гумусового горизонту, помітно менш кислі від вод аналогічного горизонту лучної екосистеми. На нашу думку, це пов'язано з нейтралізацією кислих вод гумусового горизонту основами мінеральної складової ґрунту, сформованого на менш ненасичених основами материнській породі лісового угруповання, порівняно з лучним. На фоні менш кислих материнських порід зберігається принаймні не нижча, порівняно з лучним угрупованням, кислотність лізіметричних вод гумусового горизонту лісової екосистеми. Тобто, отримані дані щодо кислотності лізіметричних вод лісові і лучної екосистеми не суперечать результатам аналізу кислотності твердої фази ґрунту. Порівнюючи кислотність вод живої смерекової екосистеми зі всихаючою, можна стверджувати про значно кисліші води з-під горизонту Нр всихаючого угруповання, що знову ж таки не суперечить даним аналізу кислотності твердої фази ґрунту. У цілому, отримані дані про кислотність лізіметричних вод не суперечать результатам досліджень кислотності твердої фази ґрунту і свідчать про однапрямленість сучасних процесів трансформації ґрунту з природними процесами буроземоутворення, які є характерними для даної території. Як і аналіз кислотності твердої фази, кислотність лізіметричних вод свідчить про інтенсивніші процеси трансформації гірських порід у лісовому угрупованні, порівняно з лучним і у всихаючій екосистемі, порівняно з живим

Таблиця 3.

## Концентрації хімічних елементів у природних водах Чорногори (межі коливань, X±σ), 01.09.2014-01.09.2015

Елемент	Угруповання														опаді							
	червонокостричний різногравний							смеречина чорницева								всохла смеречина чорницева						
	Лізиметричні води ґрунтових горизонтів																					
	H <sub>0</sub>	H	H <sub>p</sub>	H <sub>0</sub>	H	H <sub>p</sub>	H <sub>0</sub>	H	H <sub>p</sub>	H <sub>0</sub>	H	H <sub>p</sub>	H <sub>0</sub>	H		H <sub>p</sub>						
Zn, мкг/л	69-133	120-265	51-102	118-183	63-116	25-298	130-411	138-396	239	3.4-6.0												
	98±32	173±80	61±37	160±36	88±27	140±145	238±152	260±130	181	5.0±1.0												
Cd, мкг/л	0.05-0.17	0.14-0.25	0.06-0.10	0.08-0.30	0.22-0.35	0.05-0.31	0.17-0.50	0.35-0.69	1.38-1.67	0.02-0.07												
	0.11±0.06	0.20±0.06	0.08±0.02	0.17±0.11	0.27±0.07	0.18±0.13	0.32±0.17	0.55±0.18	1.51±0.15	0.05-0.03												
Ni, мкг/л	1.2-2.5	1.3-1.8	1.1-1.8	2.0-4.6	1.9-3.0	1.9-2.5	4.6-7.9	4.0-7.9	16.2-19.8	0.3-0.4												
	1.6±0.8	1.4±0.3	1.5±0.4	3.4±1.3	2.3±0.6	2.2±0.3	6.2±1.7	6.4±2.1	18.0±1.8	0.4±0.1												
Pb, мкг/л	1.8-3.5	1.1-6.0	0.4-6.0	1.9-4.4	1.7-2.5	0.4-0.6	2.6-4.0	2.5-5.8	0.5-3.2	0.4-0.5												
	2.5±0.9	2.9±2.7	2.6±3.0	2.9±1.3	2.0±0.4	0.5±0.1	3.1±0.8	3.9±1.7	1.8±1.4	0.4±0.1												
Cu, мкг/л	2.3-3.7	2.0-3.0	0.8-1.5	2.7-3.7	1.5-3.4	0.8-2.6	3.2-5.5	3.5-4.5	2.0-3.2	0.8-1.5												
	2.9±0.7	2.4±0.5	1.2±0.4	3.2±0.5	2.7±1.0	1.5±1.0	4.4±1.2	4.1±0.6	2.8±0.7	1.1±0.4												
Fe, мкг/л	215-290	100-136	100-320	181-337	130-252	20-115	328-950	177-1043	60-94	5.5-33.3												
	255±38	122±20	198±112	249±80	198±62	71±48	696±326	694±456	78±17	16.5±14.8												

Mn, мкг/л	83-169	37-94	10-25	33-152	7-17	7-19	221-692	215-597	160-221	2.2-6.0
Sr, мкг/л	124±43	70±30	15±9	93±60	12±5	11±7	416±246	380±197	194±31	3.6±2.1
	37-191	11-37	6-14	22-81	8-33	4-14	53-139	28-143	33-57	2.0-7.0
	90±87	23±13	10±4	46±31	17±14	8±6	87±46	78±59	48±13	4.2±2.7
K, мг/л	2.6-13.5	0.7-1.3	0.2-0.5	1.2-4.2	1.0-1.2	0.2-0.5	8.3-8.5	4.8-11.5	3.2-5.9	0.1-0.2
	7.5±5.5	1.0±0.3	0.3±0.2	2.9±1.5	1.1±0.1	0.3±0.2	8.4±0.1	8.8±3.5	4.1±1.5	0.2±0.1
Na, мг/л	0.05-0.24	0.10-0.29	0.15-0.31	0.07-0.17	0.14-0.28	0.34-0.86	0.09-0.16	0.06-0.30	0.24-0.60	0.07-0.09
	0.14±0.10	0.16±0.11	0.21±0.09	0.13±0.05	0.23±0.08	0.58±0.26	0.12±0.04	0.20±0.12	0.43±0.18	0.08±0.01
	1.3-1.9	1.0-1.6	0.9-1.4	2.9-3.5	0.5-1.0	1.3-1.8	3.3-4.4	3.4-5.2	4.7-6.8	0.3-0.9
Ca, мг/л	1.6±0.3	1.4±0.3	1.1±0.3	3.2±0.3	0.8±0.3	1.7±0.4	4.0±0.6	4.2±0.9	5.0±0.6	0.6±0.3
	0.5-0.9	0.4-0.6	0.2-0.3	0.5-0.8	0.4-0.5	0.2-0.5	0.7-1.4	0.9-1.5	1.3-2.3	0.05-0.1
Mg, мг/л	0.7±0.2	0.5±0.1	0.3±0.1	0.6±0.2	0.4±0.1	0.4±0.2	1.0±0.4	1.1±0.3	1.9±0.6	0.1±0.1
	227-374	270-393	183-430	250-534	340-481	80-146	652-1025	932-1930	2319-4110	18-60
Al, мкг/л	307±74	323±63	280±132	414±147	396±75	114±33	796±201	1601±579	2918±1032	45±24
	0.38-1.23	0.49-1.03	0.44-0.72	0.40-0.99	0.86-1.46	0.79-0.97	1.83-2.74	1.67-3.60	2.48-4.111	0.01-0.02
Si, мг/л	0.86±0.44	0.72±0.28	0.61±0.15	0.63±0.32	1.16±0.30	0.88±0.09	2.23±0.47	2.92±1.08	3.35±0.82	0.01±0.01
	2.6-8.3	1.3-3.7	1.9-2.4	3.0-4.6	1.1-2.2	0.7-1.8	2.5-11.2	2.9-13.9	3.0-5.0	1.0-1.8
SO <sub>4</sub> , мг/л	5.1±2.9	2.7±1.2	2.1±0.3	4.1±0.9	1.7±0.6	1.2±0.6	5.5±5.0	7.9±5.6	4.1±1.0	1.4±0.4
	4.7-5.7	4.6-5.2	4.7-5.3	4.8-6.1	4.4-5.2	4.8-5.8	4.3-5.8	4.6-5.8	4.1-4.6	4.5-5.6
pH	5.1±0.5	4.8±0.3	4.9±0.3	5.3±0.7	4.7±0.4	5.3±0.5	5.0±0.7	5.0±0.8	4.3±0.3	5.2±0.6

смерековим угрупованням.

Про інтенсивніші процеси руйнування первинних мінералів твердої фази ґрунту лісової екосистеми, порівняно з лучною і всихаючого лісостану, порівняно з живою смерековою екосистемою свідчить також уміст основних мінералоутворюючих елементів – Al, Fe, Si в лізіметричних водах. Так, уміст Al, Fe і Si в лізіметиричних водах лучної екосистеми рівномірний по цілому профілю, тоді як у водах лісової екосистеми найвищі концентрації цих елементів припадають на гумусовий горизонт, де вплив органічних кислот на деструкцію мінеральної складової ґрунту, очевидно, істотніший. На межі перехідного до материнської породи горизонту Ph лісової екосистеми вміст лабільних Al, Fe та Si різко зменшується, особливо Al і Fe, що свідчить про їх накопичення у верхній частині ґрунтового профілю і є типовою ознакою буроземів загалом.

Мобільність хімічних елементів у ґрунті часто оцінюють за допомогою коефіцієнта розподілу Kd, який визначають як співвідношення між концентрацією металу в твердій фазі ґрунту до його концентрації у ґрунтовому розчині (табл. 4). Високі значення Kd свідчать про те, що елемент міцно утримується твердою фазою і його рухливість незначна, тоді як низькі значення коефіцієнта навпаки – про його біотичну або геохімічну активність та здатність до переміщення. Коефіцієнт розподілу елементів у системі ґрунт-лізіметричні води також свідчить про інтенсивне вилуговування Al і Fe з мінеральної частини гумусового горизонту лісової екосистеми, тоді як у ґрунті лучного угруповання інтенсивність цього процесу рівномірна по всій товщі профілю. Тобто, Kd свідчить про накопичення рухомого алюмінію у верхній частині досліджуваних ґрунтових розрізів, що є типово для буроземів, і цей процес протікає активніше в лісовій екосистемі, порівняно з лучною.

Інформативним показником руйнування кристалічних решіток мінералів є молярні співвідношення  $\text{SiO}_2 : \text{Al}_2\text{O}_3$ . Як і у випадку з Kd, молекулярні співвідношення  $\text{SiO}_2 : \text{Al}_2\text{O}_3$  у лізіметричних водах лучного угруповання за абсолютними значеннями є нижчими, порівняно зі смеречиною та однакові в цілому розрізі (H = 3,6; Hp = 3,6), тоді як у лісовій екосистемі ця величина значно вища, порівняно з лукою, і більш ніж удвічі вища в перехідному до материнської породи горизонті (H = 5; Hp = 13,6), порівняно з гумусовим. Це, як і попередні показники, свідчить про активне руйнування алюмосилікатів у гумусовому горизонті лісової екосистеми, накопичення в ньому лабільних форм алюмінію та активніше, порівняно з Al, вимивання Si за межі верхнього біологічно активного шару ґрунтового розрізу.

Порівнюючи вміст Al, Fe, та Si в лізіметричних водах живої та всихаючої смеречин, видно, що він у рази вищий у водах всихаючого деревостану. Очевидно, що це наслідок інтенсивного розкладання відмерлої фітомаси (у т.ч. підземної), що призводить до незбалансованості біогеохімічного колообігу, коли кількість елементів, які поступають в екосистему значно перевищує ту кількість, яка може нею засвоїтись. У такій ситуації інформативні для ста-

більших екосистем коефіцієнт  $K_d$  і співвідношення  $SiO_2 : Al_2O_3$  у нестабільній системі вже не відображають внутрішньогрунтових процесів, бо в їх формуванні в цьому випадку вирішальне значення мають не процеси, які відбуваються у ґрунті, а співвідношення між елементами в органічній речовині, яка розкладається. Однак, навіть беручи до уваги лише абсолютні показники вмісту елементів, видно, що концентрації Al і Si в лізіметричних водах з глибиною зростають (табл. 3). Це свідчить про те, що відбувається не лише поступання цих елементів з верхніх горизонтів, у першу чергу з органікою, а й додаткова мобілізація з мінеральної складової ґрунту внаслідок біогеохімічних умов, які склалися через інтенсивне розкладання органіки. Різке зменшення концентрації заліза при високих значеннях Al у горизонті Нр угруповань, можливо, спостерігається через вищий рН поріг випадання  $Al(OH)_3$  в осад, порівняно з початком випадання в осад  $Fe(OH)_3$  – 4,1-6,5 проти 2,5-4,5 відповідно. Тобто, у геохімічних умовах, які склалися через інтенсивний розпад органіки, Al є більш рухливим, ніж Fe.

Таблиця 4.

**Коефіцієнти розподілу елементів у системі “ґрунт-лізіметричні води” ( $K_d$ , мл/г) в екосистемах Чорногори**

Елемент	Угруповання								
	червонокостричник різноотравний			смеречина чорницева			всохла смеречина чорницева		
	Ґрунтовий горизонт								
	$H_0$	Н	Нр	$H_0$	Н	Нр	$H_0$	Н	Нр
Zn	388	452	859	239	404	310	173	164	266
Cd	4726	1094	940	1738	1908	383	758	4653	169
Ni	1200	7892	7625	1210	4562	9534	515	1799	1002
Pb	10447	16257	6463	2656	32150	29775	6619	11238	9123
Cu	989	3630	8475	942	3825	7455	528	2143	3879
Fe	2720	125696	100488	922	36532	272665	1181	18776	261158
Mn	1738	845	5916	1854	950	5765	284	72	441
Sr	329	6650	12092	417	5881	24711	276	1766	3767
K	256	7587	20991	387	7213	25895	128	677	1369
Na	958	22802	8727	516	10918	9167	1114	18718	8802
Ca	321	72	77	309	119	59	880	24	20
Mg	351	752	587	163	482	782	785	177	103
Al	5866	41232	44554	1212	17912	61869	3809	7121	3438

Не можна оминати важливої ролі підстилки в процесах буроземоутворення, що відзначав ще один з перших дослідників буроземів С.В. Зонн (1964). За результатами досліджень уміст хімічних елементів у лізіметричних водах підстилки співставний із концентраціями елементів у водах гумусового біогеохімічно найактивнішого ґрунтового горизонту. У всохлій смеречині продуктів

розкладання підстилки через її кількість набагато більше, а отже і вплив значніший, ніж у живій смеречині. Концентрації хімічних елементів у лізіметричних водах (табл. 3), як і  $K_d$  (табл. 4), у смеречині сухій, порівняно з живою смеречиною, свідчать про значно інтенсивніше виведення всіх досліджених елементів з органогенних горизонтів ґрунтового профілю і цілої екосистеми.

Загальна кількість хімічних елементів, які знаходяться у фітомасі досліджених екосистем (ємність біотичного колообігу), значно відрізняються (табл. 5, 6). Ємність біотичного колообігу лісової екосистеми за всіма дослідженими елементами, за винятком Fe, у рази вища, ніж у лучній. Із врахуванням високих коефіцієнтів варіації вмісту заліза у фітомасі, перш за все в коренях, ємність колообігу Fe в обох екосистемах можна вважати співмірними.

Для оцінки інтенсивності залучення хімічних елементів у біотичний колообіг використовують коефіцієнт біотичного накопичення (Кб) – співвідношення між вмістом елемента в золі рослини до його вмісту в ґрунті або гірській породі, на якій ця рослина росте (Перельман, 1989). Отримані коефіцієнти біотичного накопичення (рис. 4) свідчать про значно інтенсивніше залучення досліджених хімічних елементів, за винятком Fe, у біогеохімічний колообіг фітомасою лісової екосистеми, порівняно з лучною. Кб заліза в екосистемі червонокостричника різнотравного принаймні в 2 рази вищий, ніж у смеречині чорницевій. Очевидно, саме завдяки вищій біогеохімічній активності поглинання заліза рослинами червонокостричника ємність біотичного колообігу цього елемента, навіть за значно нижчої фітомаси угруповання, співставна з ємністю смеречини. Однак, чи ця особливість колообігу заліза є притаманною лише червонокостричнику через видоспецифічність чи притаманна й іншим лучним екосистемам Чорногори через особливості біогеохімічного колообігу елемента в лучних екосистемах загалом, потребує додаткових досліджень.

Потоки (втрати) хімічних елементів з екосистеми смеречини, незважаючи на інтенсивніший біогеохімічний кругообіг, є меншими, ніж у лучній, за винятком Na, що, можливо, пов'язано з фізіологічними механізмами підтримання балансу Na : K у живих клітинах коренів, фітомаса яких є значно вищою в лісовій екосистемі, та Zn, що, скоріш за все, є наслідком значно вищої концентрації елемента в ґрунті лучного угруповання, порівняно з ґрунтом лісової екосистеми (рис. 3; рис. 1). Імовірно, за умови співставних концентрацій Zn у ґрунті порівнюваних екосистем, втрати Zn з лісової екосистеми, як і у випадку з іншими досліджуваними елементами, були б меншими, ніж у лучній екосистемі. Про вирішальну роль живих клітин у виведенні Na за межі екосистеми може свідчити й те, що у всохлій смеречині, де живі клітини кореневої системи деревостану перестали функціонувати, виведення Na, відбувається повільніше, ніж у живому лісостані, тоді як внаслідок переважання процесів розкладання органічної речовини над її синтезом, втрати інших хімічних елементів у всохлому деревостані є закономірно вищими.

На основі зібраного матеріалу було отримано параметри підземної фітома-



Таблиця 5.

Уміст хімічних елементів у фітомасі екосистем Чорногори (X±σ), 09.2017

Zn	Cd	Ni	Pb	Cu	Fe	Mn	Sr	K	Na	Ca	Mg	Al
<b>чорвонокостричник різногравний</b>												
мкг/г сухої маси												
надземна фітомаса												
35±1	0.09±0.07	1.7±0.4	1.1±0.6	4.7±0.3	147±15	276±23	17±3	3943±513	108±18	2673±365	737±111	101±15
корені в горизонті Ad (потужність горизонту 2-3 см)												
29±3	0.19±0.07	4.0±0.4	19.0±1.5	6.6±0.4	1319±187	173±20	11±1	807±53	121±7	4407±803	1616±332	1145±360
корені в горизонті AB (потужність горизонту 15 см)												
32±2	0.92±0.10	6.4±1.7	23.4±3.0	10.3±0.7	1118±326	73±7	15±3	2857±498	144±60	3106±431	1319±257	1033±411
підстилка												
41±7	0.17±0.4	2.7±0.8	12.1±2.9	3.6±0.6	1137±296	186±22	9±1	1539±68	94±12	926±120	723±125	660±207
<b>смеречина чорницева</b>												
деревина стовбура												
6±1	0.02±0.01	0.5±0.1	0.7±0.2	1.7±0.5	6±2	10±1	3±1	352±23	54±18	689±132	146±33	23±3
хвоя												
22±2	0.04±0.01	3.5±0.2	1.3±0.2	2.7±0.2	18±4	172±5	20±1	5080±302	106±33	5351±520	1531±167	47±10
кора												
56±9	0.33±0.05	3.2±0.8	0.8±0.4	3.5±1.0	8±13	36±24	9±1	380±194	20±11	14445±3010	1169±351	20±11
гілки Ø < 3 мм												
46±3	0.17±0.06	2.7±0.3	1.1±0.7	6.6±0.7	51±20	50±7	10±1	2536±495	79±11	3287±297	1127±96	53±5
гілки Ø = 10 мм												
28±1	0.31±0.07	0.9±0.2	0.5±0.2	2.4±0.2	24±8	20±2	6±1	851±16	31±24	4116±358	509±112	20±3
гілки Ø = 20 мм												
22±1	0.25±0.05	0.6±0.1	0.1±0.0	1.7±0.2	2±1	20±1	4±0.1	458±47	26±1	3267±301	396±78	24±4
корені												
56±19	0.87±0.36	2.1±1.0	33±20	3.9±1.1	355±310	54±32	12±7	1126±478	160±131	2462±1118	495±195	2140±1686
підстилка												
38±7	0.30±0.13	4.1±1.3	7.6±2.6	3.0±0.9	230±103	173±73	19±4	1121±103	66±9.4	981±210	85±38	502±202

Таблиця 6.

Запаси хімічних елементів у фітомасі екосистем Чорногори (Х±σ), 09.2017

Фітомаса г/м <sup>2</sup>	Zn	Cd	Ni	Pb	Cu	Fe	Mn	Sr	K	Na	Ca	Mg	Al
червонокостричник різногравний													
надземна фітомаса													
283	9.8±0.3	0.03±0.02	0.5±0.1	0.3±0.2	1.3±0.1	42±4	78.1±6.5	4.7±0.9	1116±145	31±5.0	756±103	209±31	28.6±4
корені в горизонті Nd (потужність горизонту 2-3 см)													
739	21.8±2.5	0.14±0.05	3.0±0.3	14.1±1.1	4.9±0.3	975±138	128±15	7.8±0.2	596±39	89±5	3257±593	1194±245	847±267
корені в горизонті Нр (потужність горизонту 15 см)													
312	10.0±0.7	0.29±0.03	2.0±0.5	7.3±1.0	3.2±0.2	349±102	22.9±2.3	4.7±0.9	891±155	45±19	969±135	412±80	322±128
Разом у фітомасі													
<b>2380</b>	<b>42±4</b>	<b>0.46±0.10</b>	<b>5.5±0.9</b>	<b>21.7±2.3</b>	<b>9.4±0.6</b>	<b>1324±240</b>	<b>218±24</b>	<b>17.3±2.0</b>	<b>2603±339</b>	<b>176±29</b>	<b>4982±831</b>	<b>1815±356</b>	<b>1198±409</b>
підстилка													
1046	42.4±7.3	0.18±0.04	2.9±0.9	12.7±3.0	3.8±0.6	1190±310	195±23	9.1±1.4	1610±71	99±12	969±126	756±131	691±216
смеречина чорницева													
деревина стовбура													
19840*	112±16	0.39±0.15	10.3±2.0	14.1±4.6	33.8±9.7	111±32	200±25	52±12	6976±454	1069±354	13679±2619	2905±654	455±60
хвоя													
1220*	27.0±2.8	0.04±0.01	4.3±0.3	1.5±0.2	3.3±0.3	22±4	209±6	24.6±0.6	6198±369	129±41	6528±634	1868±204	57±4
кора													
2070*	115±19	0.69±0.10	6.7±1.6	1.7±0.8	7.2±2.1	17±27	74±49	19.6±2.5	788±403	42±22	29901±6230	2419±727	41±23
гілки													
3160*	68.6±4.1	0.78±0.15	2.0±0.3	0.5±0.2	5.4±0.8	7±3	62±3	12.3±0.2	1447±149	81±3	10324±951	1253±247	77±13
корені													
1960	109±38	1.7±0.7	4.1±1.9	64.2±39.8	7.6±2.3	695±607	105±62	24±13	2207±936	313±257	4826±2192	971±382	4194±3304
Разом у фітомасі													
<b>29418</b>	<b>431±80</b>	<b>3.6±1.1</b>	<b>27.4±6.1</b>	<b>82±46</b>	<b>89±15</b>	<b>852±673</b>	<b>650±145</b>	<b>133±28</b>	<b>17616±2311</b>	<b>1634±677</b>	<b>65258±12626</b>	<b>9414±2214</b>	<b>4824±3404</b>
підстилка													
1168*	44.6±8.0	0.35±0.15	4.8±1.5	8.9±3.1	3.5±1.1	269±120	202±85	22.4±5.1	1309±120	77±11	1145±411	99±75	586±395

\*Біологічна продуктивність смерекових лісів Карпат / Білоус З. П., Вайнагий І. В., Голубець М. А. та ін. – К.: Наук. думка, 1975. – 240 с.

си та перевірена гіпотеза (Ca, Mg) / Al дисбалансу в ґрунтових водах та тонких коренях як можливої причини всихання смерекових лісостанів (Cronan, Grigal, 1995; Nygaard, de Wit, 2004). Відповідно до цієї гіпотези, якщо молярні співвідношення (Ca-Mg) / Al у ґрунтовому розчині нижчі за 1,0, а в тонких коренях  $\leq 0,2$ , токсичність алюмінію негативно впливає на функціональні параметри кореневої системи, що може бути причиною пригніченого росту і загибелі смерекових деревостанів. Відповідно до отриманих даних надлишку Al у ґрунтовому розчині та тонких коренях смереки в угрупованні, що межує із всохлим деревостаном, не виявлено (табл. 8), а частка відмерлих коренів становить не більше 10% від загальної підземної фітомаси. Таке співвідношення між відмерлими і живими коренями свідчить про відсутність тривалого хронічного впливу негативних зовнішніх факторів і всихання смереки в Чорногорі викликане іншими факторами.

Таблиця 7.

**(Ca-Mg) / Al баланс у лізіметричних водах та тонких коренях *Picea abies* (L.) N.Karst в екосистемі смеречини чорницевої (Чорногора, Українські Карпати), N=9, 08.2014**

Горизонт ґрунту	Лізіметричні води		Корені, < 2 мм		Корені, 2-5 мм	
	Ca/Al	Mg/Al	Ca/Al	Mg/Al	Ca/Al	Mg/Al
	моль/моль					
H <sub>0</sub>	7,3	2,2	5,0	1,9	9,4	3,9
0-10 cm	2,3	1,9	1,3	0,5	1,6	0,6
10-20 cm	-	-	1,1	0,5	0,8	0,2
20-40 cm	10,0	3,9	0,3	0,3	1,0	0,5

Таблиця 8.

**Підземна біомаса смеречини чорницевої (Чорногора, Українські Карпати) ( $X \pm \sigma$ , n = 9), 08.2014**

Ґрунтовий горизонт, см	Діаметр коренів, мм					Разом у горизонті
	0-2	2-5	5-10	10-20	20-50	
H <sub>0</sub> , 3-0	$\frac{61 \pm 48}{(15)^{2*}}$ -	$\frac{7 \pm 5}{0,5 \pm 0,5(1)^{3*}}$ (2)	- <sup>1*</sup>	-	-	68 (4)
H, 0-10	$\frac{186 \pm 116}{(46)}$ -	$\frac{118 \pm 49}{-}$ (39)	$\frac{214 \pm 104}{(51)}$ -	$\frac{465 \pm 288}{(60)}$ -	-	983 (50)
H <sub>p</sub> , 10-20	$\frac{86 \pm 114}{(21)}$ -	$\frac{94 \pm 93}{4 \pm 3(1)}$ (30)	$\frac{168 \pm 89}{10 \pm 7(2)}$ (39)	$\frac{255 \pm 40}{61 \pm 20(8)}$ (33)	$\frac{38(100)}{-}$	714 (36)
H <sub>p</sub> , 20-40	$\frac{71(17)}{-}$	$\frac{60(20)}{30 \pm 20(9)}$	$\frac{24(6)}{10 \pm 9(2)}$	-	-	195 (10)
Разом за діаметром	402	314	426	781	38	1960

<sup>1\*</sup>коренів не виявлено; <sup>2\*</sup>значення в дужках – % від загального; <sup>3\*</sup>під рискою – мертва фітомаса

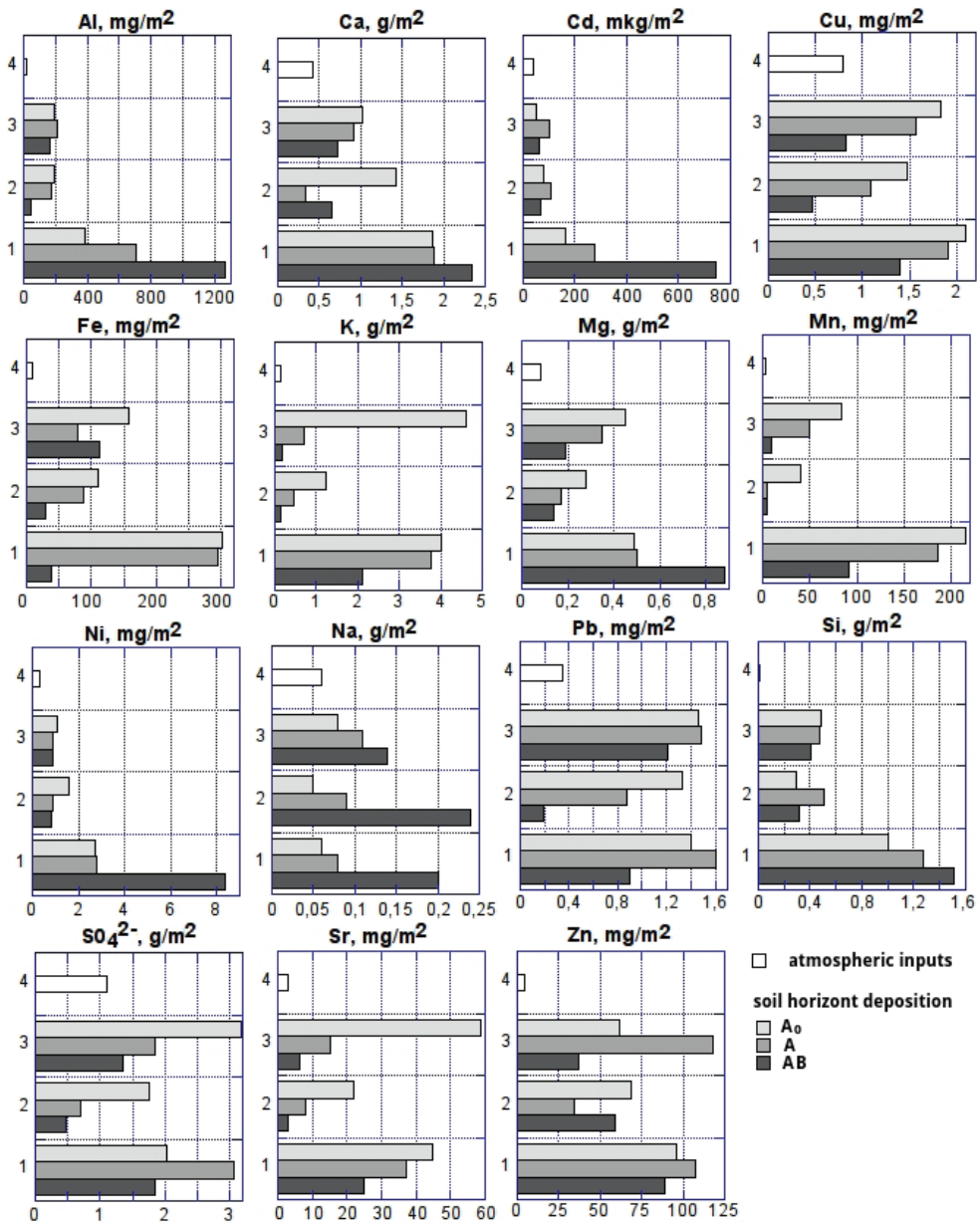


Рис. 3. Сумарний потік хімічних елементів з лізиметричними водами в екосистемах Чорногори за вегетаційний період. 1 – смеречина чорницева висихаюча; 2 – смеречина чорницева; 3 – червонокостричник різнотравний.

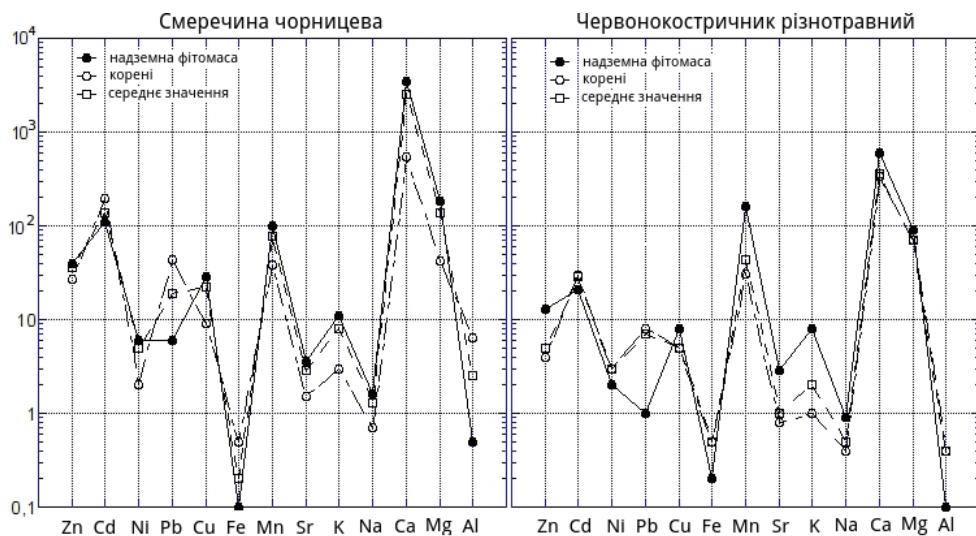


Рис. 4. Коефіцієнти біотичного поглинання елементів фітомасою в екосистемах Чорногори.

Отже, всихання смереки в досліджуваному угрупованні викликане іншими причинами, і, найімовірніше, не є наслідком тривалого хронічного впливу зовнішніх факторів (інакше це відобразилося б на параметрах фітомаси).

### Висновки

Фізико-хімічні властивості ґрунту та розподіл мулистих частинок у товщі ґрунтових розрізів свідчать, що ґрунотвірна порода під лісовим і лучним угрупованнями зазнає однакових змін (оглинення, підкислення, збільшення вмісту органічної речовини, збіднення основами), проте, під лісовим угрупованням ці зміни відбуваються значно інтенсивніше. Активне розкладання органічної речовини у всихаючому смерековому угрупованні, незважаючи на нетривалість процесу (кілька років), відображається на фізико-хімічних параметрах твердої фази ґрунту. На нашу думку, це відбувається, у першу чергу, за рахунок високих концентрацій продуктів розкладання відмерлої фітомаси в рідкій фазі. Валовий уміст хімічних елементів та їх розподіл по ґрунтовому профілю є характерним для буроземного типу ґрунтоутворення. Незважаючи на деяку різницю абсолютних показників вмісту, що може бути зумовлено материнською породою, загальний характер розподілу досліджених мікро- та макроелементів є схожим в лучному і смерековому угрупованнях – значна вилуженість розрізу, відсутність контрастних геохімічних бар'єрів у мінеральних горизонтах і концентрація елементів у верхніх органогенних шарах.

Фізико-хімічні властивості лізиметричних вод не суперечать встановле-

ним фізико-хімічним параметрам твердої фази об'єктів дослідження і свідчать про однонапрямленість сучасних процесів трансформації ґрунту з природними процесами буроземоутворення, які є характерними для даної території. Як і у випадку з твердою фазою, фізико-хімічні властивості природних вод свідчать про однонапрямленість процесів ґрунтоутворення в лісовому і лучному угрупованнях та їх вищу інтенсивність під лісом.

З часом, разом з розвитком природної лісовідновної сукцесії, інтенсивність біогеохімічних процесів у лучній екосистемі червонокостричника різнотравного буде наростати і біогеохімічні параметри колообігу набуватимуть значень, близьких до тих, які характерні для смерекових угруповань території дослідження.

- 
- Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. – М.: МГУ, 1970. – 488 с.
- Біологічна продуктивність смерекових лісів Карпат / Білоус З.П., Вайнагіт І.В., Голубець М.А. та ін. – К.: Наук. думка, 1975. – 240 с.
- ВЕРНАДСКИЙ В.И. Избранные сочинения. – М.: Изд-во АН СССР, 1960. – 420 с.
- Визначення гранулометричного складу методом піпетки в модифікації Н.А. Качинського. ДСТУ 4730:2007. – К.: Держспоживстандарт України, 2008. – 14 с.
- Виноградов А.П. Среднее содержание элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры // Геохимия. – 1962. – № 7. – С. 555-557.
- ГЕЛЕТЮК Н.И., ЗОЛОТАРЕВА Б.Н. Метод подготовки почв к атомно-абсорбционному определению микроэлементов // Опыт и методы экологического мониторинга. – Пушино, 1978. – С. 255-260.
- Зонн С.В. О некоторых вопросах изучения генезиса и плодородия лесных почв Литовской ССР // Исследование и картирование лесных почв. – Каунас, 1964. – С. 23-33.
- Канивец В.И. Буроземы в горно-луговом поясе Украинских Карпат и вопросы генезиса почв буроземного типа // Почвоведение. – 1980. – № 8. – С. 108-117.
- НИКИТИН Б.А. Определение содержания гумуса в почве // Агрехимия. – 1972. – Т. 3. – С. 123-125.
- ПЕРЕЛЬМАН А.И. Геохимия ландшафта. – М.: Высш. шк., 1989. – 361 с.
- ПРАКТИКУМ ПО АГРОХИМИИ / под ред. В.Г. Минеева. – М.: МГУ, 1989. – 304 с.
- Роде А.А. К вопросу об оподзоливании и лессиваже // Почвоведение. – 1964. – № 7. – С. 9-23.
- ТИТОВА В.И., ДАБАХОВА Е.В., ДАБАХОВ М.В. Агро- и биохимические методы исследования состояния экосистем. Учебное пособие. Нижегородская гос. с.-х. Академия. – Н.-Новгород: Изд.-во ВВАГС, 2011. – 170 с.
- ШИЛОВА Е.И. Метод получения почвенного раствора в природных условиях // Почвоведение. – 1955. – № 11. – С. 86-90.
- CRONAN C.S., GRIGAL D.F. Use of Calcium/Aluminum Ratios as Indicators of Stress in Forest Ecosystems // J. Environ. Qual. – 1995. – Vol. 24. – P. 209-226.
- VAN GENUCHTEN, M. TH., LEIJ F.J., YATES S.R. The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils, EPA/600/2-91/065. R.S. Kerr Environ. Res. Lab. U.S. Environmental projection Agency, Ada, OK. 1991. – 93 p.



NYGAARD PER H., DE WIT HELENE A. Effects of elevated soil solution Al concentrations on fine roots in a middle-aged Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand // Plant and Soil. – 2004. – Vol. 265. – P. 131-140.

ŠIMŮNEK J., ŠEJNA M., VAN GENUCHTEN M.Th. (1998): The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the One-dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-saturated Media. Version 2.0. IGWMC-TPS-70. International Ground Water Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, Colorado.

## **БИОГЕОХИМИЯ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ (Zn, Cd, Ni, Pb, Cu, Sr, Mn, Fe, K, Na, Ca, Mg, Al, S) В ЭКОСИСТЕМАХ ЧЕРНОГОРЫ (УКРАИНСКИЕ КАРПАТЫ)**

В.И. Козловский

На основе данных о гранулометрическом составе, кислотности (актуальной, обменной, гидролитической),  $C_{орг.}^*$ , сумме обменных оснований, содержании микро- и макроэлементов (Zn, Ni, Cd, Fe, Mn, Cu, Sr, K, Na, Pb, Al, Ca, Mg, Si,  $SO_4$ ) в твердой фазе почвы и соответствующих показателей в природных водах проанализированы почвенные процессы в луговом и еловом растительном сообществе с точки зрения буроземообразования. Кислотность лизиметрических вод, как и кислотность твердой фазы почвы, значительно выше в лесном сообществе, по сравнению с луговым. Выщелачивание глинистых частиц из верхних горизонтов почвы лесной экосистемы происходит в 2-3 раза интенсивнее, чем в луговой. Содержание органического вещества и обменных оснований одинаково для гумусового горизонта обоих типов экосистем, но нижняя часть грунтового профиля ельника обогащена этими составными. Выявлено интенсивное вымывание химических элементов и слабую их дифференциацию в почвенной толще обоих типов экосистем. Химический склад лизиметрических вод, коэффициент распределения элементов в системе грунт-лизиметрические воды (Kd), коэффициенты биотического поглощения элементов (Кб), соотношения  $SiO_2 : Al_2O_3$  свидетельствуют о более интенсивных процессах выветривания в лесной экосистеме. Показано, что процессы, которые происходят в почвах исследованных растительных сообществ, являются однонаправленными и характерными для процесса буроземообразования территории исследования. Однако, несмотря на однонаправленность, преобразование горных пород происходит значительно более интенсивно в почве лесной экосистемы, по сравнению с луговой. Содержание и соотношения между основными элементами (Ca, Mg) и Al в лизиметрических водах и тонких корнях не является причиной усыхания еловых лесов территории исследования, а малый процент (< 10%) мертвых корней в общей подземной фитомассе свидетельствует об отсутствии продолжительного влияния негативных внешних факторов.

**Ключевые слова:** бурые лесные почвы, лизиметрические воды, химические элементы

## **BIOGEOCHEMISTRY OF CHEMICAL ELEMENTS (Zn, Cd, Ni, Pb, Cu, Sr, Mn, Fe, K, Na, Ca, Mg, Al, S) IN ECOSYSTEMS OF CHORNOHORA MOUNTAIN REGION (UKRAINIAN CARPATHIANS)**

V. KOZLOVSKY

Physiochemical properties and chemical elements content in soils and soil infiltrate of the mature Norway spruce forest and cereal meadow ecosystem of Chornohora mountain region (Eastern Carpathians, Ukraine) were investigated. Using dates of particle size distribution, acidity, organic matter, total of exchange bases, nutrient content (Zn, Cd, Ni, Pb, Cu, Sr, Mn, Fe, K, Na, Ca, Mg, Al) in soil solid phase and appropriate indices of lysimetric waters, the genetic soil formation features were analyzed. Acidity of soil infiltrates, as the same of solid phase solution, is significantly greater in forest ecosystem too. Leaching of clay particles from the upper soil horizon of the spruce forest is 2 to 3 times

higher than in meadow ecosystem. Organic matter and exchange bases content in upper soil horizons were within the same range for both ecosystems, but lower part of spruce forest soil profile compared to meadow bottom horizons is enriched with that components. Nutrient content and its distribution within both investigated soil profiles indicates a significant leaching and weak differentiation of the soil horizons for most of the investigated chemical elements. Chemical elements content of lysimetric waters, solid/liquid (Kd), plant/soil (Kb) partition coefficients,  $\text{SiO}_2:\text{Al}_2\text{O}_3$  ratios indicate more notable leaching processes in forest ecosystem. As a result, it has been shown that brown soil forming process is the same for both vegetation types but is more intense under conditions of forest ecosystem. Base cations/Al-balance in fine roots are much more than possible dangerous level in 0.2 and does not pose a risk to forest health in the region. The fine root biomass of Norway spruce forest stand falls within the same range as that in the corresponding vegetation zone in the other parts of the world. Root biomass was concentrated in the top 40 cm soil layer and exhibited a sharp decrease with soil depth. The necromass fraction does not exceed 10% of the total roots and indicates no chronic negative effects of external factors.

**Key words:** brown forest soils (burozems), lysimetric waters, nutrients

Надійшла 23.10.2017

Прийнята до друку 24.12.2017

Козловський В. І. Інститут екології Карпат НАН України, вул. Козельницька, 4, Львів, 79026, Україна; e-mail: vkozlovsky@gmail.com

KOZLOVSKY V. Institute of Ecology of the Carpathians NAS of Ukraine, 4 Kozelnytska St, Lviv, 79026, Ukraine; e-mail: vkozlovsky@gmail.com