

Як бачимо, найнижчі показники схожості у тих горіхів, що були висіяні без попередньої стратифікації. Стратифікація в ящиках у підвалі дала кращі результати для карії гіркої, а стратифікація в ямі з піском – порівняно кращі результати для всіх видів карії.

За даними М.Г. Ніколасової [5], підвищити ґрунтову схожість насіння карії можна шляхом його обробки гіббереліном, що сприяє кращому дозріванню зародка. Але це потребує відповідного обладнання для контролю вологості та температури повітря.

За результатами дослідження можна зробити висновки:

- що найвищої повнозернистості насіння карії досягає у районах з довгим вегетаційним періодом при хорошій врожайності (Закарпаття, Буковина), де і рекомендується проводити його заготівлю з метою створення культур за участю карії;
- у виробничих умовах найкращі результати дає стратифікація насіння в ямі з вологим піском.

Література

1. Рябчук В.П., Божок В.О. Божок О.П. Морфологічні особливості видів роду Карія та можливості їх впровадження у лісові культури Розточчя// Природно-заповідний фонд Розточчя і перспективи розвитку природно-мережі у регіоні. Тези доп. науково-практ. конференції, м. Яворів, 2000р. – С. 222–226.

2. Божок В.О. Оцінка життєздатності та перспективи інтродукції карії за даними візуальних спостережень// Екологія. Людина. Суспільство. Збірник тез IV Міжнародної науково – практичної конференції студентів, аспірантів та молодих вчених. – К., 2001 – С. 12–14.

3. Ляпин П.Н., Сидієва С.В. Оценка перспективности интродукции древесных растений по данным визуальных наблюдений. – В кн.: Опыт интродукции древесных растений. – М., 1973. – С. 7–68.

4. Каппер В.Г. Об организации ежегодных систематических наблюдений над плодоношением древесных пород// Тр. Гос НИИЛХа. – Л., 1930, вып. VIII. – С. 103–139.

5. Николаева М.Г. Ускоренное прорастивание покоящихся семян древесных растений. – Л., Наука, 1979. – 78 с.

УДК 504.05:549.25

Аспір. В.І. Козловський – Інститут екології Карпат
НАН України

ВАЖКІ МЕТАЛИ У МОХАХ ТА ЛИШАЙНИКАХ АЛЬПІЙСЬКОГО ПОЯСУ ЧОРНОГОРИ (УКРАЇНСЬКІ КАРПАТИ)

Встановлено рівень нагромадження важких металів (Cu, Pb, Zn, Cd, Mn, Fe) найбільш розповсюдженими видами мохів та лишайників альпійського поясу Чорногори. Вміст цих елементів виявився вищим, ніж у фонових районах Північної Європи і близьким до величин, встановлених для найменш забруднених гірських заповідних територій Польщі.

V. Kozlovsky

Heavy metals in mosses and lichens of the alpic belt of the Chornohora massive (Ukrainian Carpathians)

Level of the accumulation of heavy metals (Cu, Pb, Zn, Cd, Mn, Fe) in most prevalent species of mosses and lichens of alpic zone of the Chornohora massive was determined. Content of these elements is higher than in the samples of the North Europe background and similar to the least polluted reserve territories of the mountains in Poland.

Біогеохімічні та біоіндикаційні дослідження стану природного середовища є важливою складовою у системі екологічного моніторингу. Цей напрямок активно розвивається у країнах Європи як засіб виявлення та відслідковування антропогенних полів забруднення біосфери через атмосферні перенесення від локальних джерел промислових емісій та трансграницьний перенос. З цією метою 21 європейська держава у рамках проекту "Heavy Metals Deposition in Europe – Estimation Based on Moss Analysis" проводить з 1985 року відповідні дослідження. Через слабку інтегрованість української науки у міжнародні структури та відсутність державної системи екологічного моніторингу у цій галузі такі дослідження в Україні знаходяться не на належному рівні.

Табл. 1. Нагромадження важких металів мохами та лишайниками альпійського поясу хребта Чорногора (Українські Карпати), мкг/г сухої речовини, М/Сv %, 08.1998

	Cu	Pb	Zn	Cd	Mn	Fe
Лишайники <i>Cetraria islandica</i> , N=62 (1-15)*:						
	2.9/20.7	15.4/36.2	29.5/26.8	0.21/40.0	22.2/51.9	206.6/38.4
<i>Umbilicaria</i> sp., N=18 (2-14)						
	6.4/35.4	84.5/ 26.9	85.7/19.8	065/25.6	26.8/36.2	2567.1/30.5
<i>Thamnolia</i> sp., N=7 (3-5, 9, 15)						
	2.0/5.4	29.2/ 55.2	63.8/11.9	0.80/47.1	26.2/35.3	240.5/88.5
Мохи: <i>Pleurozium shreberi</i> , (Bridd.) Mitt., N=4 (1, 2, 14, 15)						
С	6.6/22.8	45.6/57.1	60.1/34.8	0.77/32.7	310.4/69.9	452.7/53.8
<i>Racomitrium sudeticum</i> , (Funk.) B. ets S., N=38 (1-15)						
С	9.4/23.1	263.4/ 27.0	27.2/27.6	0.34/31.1	31.5/51.4	4576.0/27.4
<i>Polytrichum strictum</i> , N=28 (1-15)						
З	18.1/19.0	28.7/ 55.5	43.6/46.6	0.59/63.7	41.6/76.0	403.4/95.4
Б	7.2/77.2	89.5/112.5	63.3/41.1	0.95/42.7	75.4/57.0	1166.3/86.2
С	8.6/58.3	82.0/108.5	60.6/38.6	0.90/41.4	70.9/57.9	1068.4/85.1
<i>Polytrichum formosum</i> Hedw., N=47 (1-15)						
З	10.1/22.5	20.7/ 64.4	35.2/55.1	0.70/60.8	35.2/55.1	237.8/45.8
Б	7.9/32.0	89.4/ 76.9	53.9/74.1	0.70/61.1	53.9/74.1	1017.5/76.4
С	8.6/24.0	70.7/ 77.1	43.3/39.3	0.71/54.3	49.0/69.9	807.1/75.2
<i>Dicranum scoparium</i> Hedw., N=5 (6, 7, 14)						
З	7.6/29.4	60.3/66.4	52.2/40.0	1.18/52.9	85.1/36.7	439.3/18.2
Б	7.7/20.7	142.7/51.5	61.7/34.3	1.24/44.4	116.0/67.4	1633.1/29.9
С	7.6/22.1	125.2/52.2	59.2/34.4	1.19/46.7	107.0/55.6	1252.5/40.9
<i>Dicranum majus</i> Sm., N=6 (3, 7, 8, 12)						
З	7.5/30.7	103.5/50.1	63.4/26.9	1.22/27.0	71.6/62.2	1180.0/87.0
Б	13.2/31.1	303.5/73.8	74.5/39.7	1.23/48.8	67.4/81.6	3430.3/76.3
С	12.0/33.6	269.1/76.1	71.1/36.8	1.20/42.3	70.0/72.8	2952.7/83.8
<i>Dicranum fuscens</i> Sm., N=6 (7, 11, 12, 14)						
З	7.2/25.1	130.7/20.4	70.7/28.1	1.05/31.0	73.0/77.4	940.0/36.6
Б	11.4/42.4	328.1/42.8	63.5/31.8	1.22/10.6	61.6/67.4	3064.5/34.3
С	10.6/40.6	299.2/43.7	64.3/31.1	1.18/13.0	63.1/69.4	2728.4/38.8
<i>Paraleucobryum enerve</i> (Thed.) Loeske, N=15 (2-4, 7, 10-13)						
З	6.1/27.8	74.2/43.7	67.3/15.7	1.06/27.8	106.1/42.0	1106.9/94.0
Б	9.4/26.3	206.1/34.9	75.6/24.6	1.32/30.9	108.2/49.4	2888.2/48.9
С	8.7/25.4	178.7/34.8	73.9/22.1	1.27/29.7	108.1/45.2	2511.1/51.4

Примітка: М – середнє значення; Сv % – коефіцієнт варіації; N – кількість зразків, З – зелена, Б – бура, С – середнє між зеленою та бурою частинами; * – в дужках вказано точки відбору зразків: 1 – г.Недєж; 2 – г.Петрос; 3 – г.Говерла; 4 – г.Брескул; 5 – г.Поживська; 6 – г.Данциш; 7 – г.Туркул; 8 – г.Велика Маринівська; 9 – г.Шпичі; 10 – г.Рєбра; 11 – г.Томнатик; 12 – г.Бребенескул; 13 – г.Менчуд; 14 – г.Смолитич; 15 – г.Пін Іван.

Попередні дослідження, проведені у Чорногірському масиві Українських Карпат, свідчать про значний вплив атмосферних поллютантів на хімічний склад компонентів природних екосистем цього регіону [3]. Рівень нагромадження важких металів (ВМ) сніговим покривом, вищими судинними та споровими рослинами перевищує середні фонові рівні для Європи. Це пов'язано не тільки з природним геохімічним фоном території, а є і наслідком впливу атмосферних емісій.

З метою детальніших досліджень, починаючи з 1998 року було відібрано зразки мохів (8 видів) та лишайників (3 види) в альпійському поясі Чорногірського хребта від г.Шесул до г.Піп Іван. Місця відбору співпадають із вказаними у табл. 1 найвищими вершинами хребта. Зразки мохів розділяли на зелену та буру частини. Підготовку до аналізу здійснювали методом сухого спалювання з наступною обробкою залишків HNO_3 [5]. Важкі метали визначали атомно-абсорбційним методом на спектрофотометрі "С-115М1" у пропан-бутановому полум'ї.

Мохи та лишайники (домінанти мохових і лишайникових синузій), відібрані для аналізу на вміст ВМ, за винятком епілітних лишайника *Umbilicaria sp.* та моху *Racomitrium sudeticum* (Funk.) B. et S., є епігейними (табл. 1).

Порівняльний аналіз вмісту важких металів у лишайниках Чорногори з даними для інших регіонів дає підставу провести відносну оцінку стану забрудненості досліджуваної території. Так, Ю.Мартин [4] подає фонові значення вмісту Pb у лишайниках для Європи у межах 25-75 мкг/г. Інші літературні джерела свідчать про ще ширші межі коливань (табл. 2).

Табл. 2. Фонові рівні нагромадження важких металів деякими видами лишайників

Місце збору	Cu	Pb	Zn	Cd	Автор, рік
мкг/г сухої речовини					
<i>Umbilicaria sp.</i>					
о.Шпіцберген	1.3	3.9	30.1	0.29	Grodzinska, 1993 [8]
о.Шпіцберген	4.2	8.3	36.7	-	Добровольский, 1989 [2]
Польща	-	50.0	-	-	Мартин, 1985 [4]
Ірландія	-	41.6	-	-	Мартин, 1985 [4]
<i>Cetraria islandica</i> (L.) Ach.					
Зах. Судети	3.7	11.6	44.7	0.09	Zolnierz, 1995 [12]
<i>Cetraria nivalis</i> (L.) Ach.					
о.Шпіцберген	2.5	7.8	10.0	-	Добровольский, 1989 [2]
<i>Cetraria cucullata</i> (Bell.) Ach.					
о.Шпіцберген	1.0	2.7	11.9	0.66	Grodzinska, 1993 [8]
<i>Cetraria delisei</i> (L.) Ach.					
о.Шпіцберген	0.8	10.2	16.0	0.61	Grodzinska, 1993 [8]
<i>Cetraria nivalis</i> (L.) Ach.					
о.Шпіцберген	0.3	4.6	11.8	0.39	Grodzinska, 1993 [8]
<i>Cetraria islandica</i> (L.) Ach.					
о.Шпіцберген	1.3	14.0	17.9	1.52	Grodzinska, 1993 [8]
<i>Tamnia subuliformis</i> (Ehrh.) W. Culb.					
о.Шпіцберген	0.8	1.7	16.4	0.51	Grodzinska, 1993 [8]
<i>Hypogymnia physodes</i> (L.) Nyl.					
Європа	-	15	-	-	Seaward, 1975 [13]
Росія*, Естонія	-	9,9-17,3	-	-	Мартин, 1985 [4]
Білорусія	<5	<10	<75	<1.0	Бусько, 1995; [1]; Бусько и др., 1995 (цит. за [6])
Україна (Карпати)	6.3	25.9	82.1	0.46	Козловський, 1998 [3]

Примітка: * – Московська, Новгородська та Псковська області Росії

Такий широкий діапазон зумовлений не тільки різним ступенем впливу атмосферних емісій у різних регіонах, а й видовою специфічністю використаних рослин. Рівень нагромадження Pb лишайниками Чорногори, за винятком лишайників роду *Umbilicaria sp.* де вміст Pb дещо вищий, знаходиться у цих же межах. Проте, порівняння вмісту інших важких металів у лишайниках конкретних видів регіону досліджень з окремими регіонами Європи, показало, що їх вміст є вищим у Чорногорі. Винятком є вид *Cetraria islandica* (L.) Ach., зібраний на півдні о.Шпіцбергена [9], де рівень нагромадження Cd був вищим у 7 разів порівняно з Чорногорою. Дані про вміст ВМ у слані лишайника *Hypogymnia physodes* в екосистемах Чорногори розглянуто раніше [3]. Як і в інших видах, концентрація Pb перевищує середні значення для фонових районів Європи.

Щодо оцінки рівня нагромадження важких металів мохами, то, як й у випадку з лишайниками, є змога порівняння даних для Чорногори з матеріалами, отриманими для інших регіонів Європи (табл. 3, 4). Вміст Cd, Zn, Pb, Cu у мохові *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. альпійського поясу знаходиться на рівні максимальних значень для фонових районів країн Європи і співставний з даними для Карпатського регіону Польщі. Така ж тенденція має місце щодо видів *Polytrichum formosum* Hedw. та *Dicranum scoparium* Hedw.

Табл. 3. Нагромадження ВМ мохом *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. (зелена частина пагона) у країнах Європи у 1990-1992 р. [10]

Країна	Кількість проб	Cd	Cu	Fe	Pb	Zn
мкг/г сухої речовини						
Великобританія	247	0,43	6,4	255	10,8	37,8
Австрія	38	0,38	6,8	878	16,4	39,8
Данія	76	0,27	6,9	543	12,1	38,9
Голандія	9	1,25	13,3	608	15,2	56,6
Німеччина	473	0,34	9,5	720	14,6	55,3
Швейцарія	234	0,40	4,8	441	18,3	35,9
Росія (Ленінград-Карелія)	215	0,47	5,5	1369	10,5	49,1
Естонія	74	0,34	5,7	933	14,1	31,6
Фінляндія	821	0,28	6,3	431	10,7	37,6
Литва	144	0,36	6,9	593	9,5	47,2
Латвія	81	0,27	6,3	497	11,7	44,1
Норвегія	453	0,21	7,1	670	14,0	41,8
Швеція	907	0,26	5,9	454	13,0	46,3
Чехія	33	0,36	8,7	809	19,1	52,5
Польща (в цілому)	147	0,59	10,4	1498	30,0	66,4
Карпатський регіон						
Польщі*	27	0,82	8,5	556	22,4	60,0
Словаччина	58	1,38	20,4	1871	60,5	173,0
Угорщина	23	0,39	8,3	1268	16,5	35,6
Румунія	51	1,16	26,3	7856	42,1	82,8
Португалія	179	0,22	9,2	1194	17,4	39,0
Іспанія	12	0,33	7,7	3984	25,1	37,4

Примітка: * – зразки 1995 року

Необхідно відзначити, що вищі рівні вмісту металів у мохах та лишайниках гірських екосистем, порівняно з рівнинними, можуть бути наслідком не тільки концентрації поллютантів в атмосфері, а й результатом більш інтенсивного повіт-

ряного потоку, зумовленого вищою, ніж на рівнині, швидкістю вітру, та більшою кількістю опадів. Різницю у рівнях нагромадження ВМ залежно від розташування екосистем у системі висотної поясності можна побачити, порівнявши мікроелементний склад моху *Pleurozium shreberi* (Brid.) Mitt альпійського поясу та поясу смерекових лісів Чорногори (табл. 5). Концентрація Pb, Cd, Zn, Fe у зразках *Pleurozium shreberi* (Brid.) Mitt поясу смерекових лісів є достовірно нижчою, ніж в аналогічних зразках альпійського поясу. Статистично значимої різниці для Cu та Mn не виявлено.

Табл. 4. Нагромадження важких металів деякими видами мохів, мкг/г сухої речовини

Місце збору	Cu	Pb	Zn	Cd	Автор, рік
<i>Pleurozium shreberi</i> (Brid.) Mitt.					
Естонія *	3.9	7.4	33.8	0.19	Liiv, 1997 [11]
Польща *	8.1	29	62	1.2	Godzik, 1993 [7]
Польща **	5.5-23.0	42-365	66-420	0.8-6.3	Grodzinska, 1980 [9]
<i>Polytrichum formosum</i> Hedw.					
Польща *	11.6	23.3	55.1	0.72	Zolnierz, 1995 [12]
<i>Dicranum scoparium</i> Hedw.					
Польща **	14-18	94-138	105-188	2.2-3.3	Grodzinska, 1980 [9]

Примітка: *зелена частина, **зелена і бура частина

Табл. 5. Нагромадження ВМ мохом *Pleurozium shreberi* (Brid.) Mitt. (зелена частина) різних рослинно-кліматичних поясів хребта Чорногора, N= 7; 06.2001

Cu	Pb	Zn	Cd	Mn	Fe	Зольність
М (мкг/г сухої речовини)/ Св (%)						%
8.7/ 27.6*	7.1/ 20.6	48.6/ 20.4	0.29/ 41.1	121.4/ 10.8	209.9/ 39.8	2.86/ 29.8
7.9/ 14.6**	31.6/ 40.0	79.1/ 31.8	0.74/ 25.8	134.7/ 26.5	555.3/ 42.9	4.20/ 19.4

Примітка: * – пояс смерекових лісів (околиці стаціонару географічного ф-ту ЛНУ ім. Ів. Франка); ** – альпійський пояс (відрізок хребта Брескул-Пожежевська); N – кількість зразків; М/Св % – середнє значення/ коефіцієнт варіації;

Таким чином, зафіксований рівень нагромадження важких металів споровими рослинами альпійського поясу Чорногори вищий, ніж для більшості фонових регіонів Європи. Така різниця може бути не тільки наслідком впливу вищої концентрації металів в атмосфері, а й сприятливішими для їх поглинання атмосферичними умовами високогір'я.

Література

1. Бусько Е.Г. Трансформация сосновых лесов Беларуси под воздействием антропогенных факторов// Автореферат дис. ... доктора биологических наук. – М., 1995 – 36 с.
2. Добровольский В.В. Биогеохимия тяжелых металлов в ландшафтах Шпицбергена// Биологические науки. – 1989, № 9. – С. 6-16.
3. Козловський В.І. Важкі метали в екосистемах Чорногори// Науковий вісник УкрДЛІУ "Проблеми та перспективи розвитку лісового господарства". – 1998, вип. 9.1. – С.41-46.
4. Мартин Ю. Биогеохимическая индикация загрязнения среды при помощи споровых растений// Изв. АН ЭССР, сер.Биология. – 1985. – 34, N 1. – С.1-15.
5. Методические рекомендации по проведению полевых и лабораторных исследований почв и растений при контроле загрязнения окружающей среды металлами. – М: Гидрометеониздат, 1981.
6. Мотузова Г.В. Загрязнение почв и сопредельных сред. – М.: Изд-во МГУ, 2000. – 71с.
7. Godzik B., Szarek G. Heavy metals in mosses from the Niepolomice Forest, southern Poland – changes in 1975-1992// Fragmenta Floristica et Geobotanica Supplementum. – 1993. – 38, p. 1. – P.199-208.

8. Grodzinska K., Godzik B., Szarek G. Heavy metal and sulphur in lichens from southern Spitsbergen// Fragmenta Floristica et Geobotanica Supplementum. – 1993. – 38, p.2. – P.699-708.
9. Grodzinska K. Zanieczyszczenie polskich parkow narodowych metalami ciezkimi// Ochrona przyrody. – 1980. – R.43. – S.9-27.
10. Grodzinska K., Szarek-ukaszewska G., Godzik B. i in. Ocena skaenia rowdowiska Polski metalami ci kimi przy uyciu mchów jako biowskaników. – Warszawa, 1997. – 83 s.
11. Liiv S., Sander E., Eensaar A. Atmospheric heavy metal deposition in Estonia by moss *Pleurozium shreberi* in 1995// Экологическая химия. – 1997. – 6, N 4. – С.264-286.
12. Zolnierz L., Fabiszewski J., Matula J. i in. Obraz skazen fitocenozy karkonoskich na podstawie badan skladu mineralnego wybranych gatunkow roslin// Problemy ekologiczne wysokogorskiej czesci Karkonoszy: Oficyna Wydawnicza Inst. Ekologii PAN, 1995. – S.169-186.
13. Seaward M.R.D. Some observations on heavy metal toxicity and tolerance in lichens// Lichenologist. – 1975, №6. – P. 158-164.