

**ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ И МЕТАЛЛОИДОВ  
В ФИТОМАССЕ БОКОПЛОДНОГО МХА *PLEUROZIUM SCHREBERI* (BRID.) MITT.  
В УСЛОВИЯХ КРАСНОСАМАРСКОГО ЛЕСНОГО МАССИВА (САМАРСКАЯ ОБЛАСТЬ)  
И НАЦИОНАЛЬНОГО ПАРКА «БУЗУЛУКСКИЙ БОР» (ОРЕНБУРГСКАЯ ОБЛАСТЬ)**

© 2022

**Богданова Я.А.<sup>1</sup>, Прохорова Н.В.<sup>1</sup>, Вергель К.Н.<sup>2</sup>, Фронтасьева М.В.<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Самарский национальный исследовательский университет имени академика С.П. Королёва  
(г. Самара, Российская Федерация)

<sup>2</sup>Объединённый институт ядерных исследований (г. Дубна, Московская область, Российская Федерация)

*Аннотация.* В статье анализируются эколого-биогеохимические особенности мха *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt., обитающего в искусственных сосновых насаждениях Национального парка «Бузулукский бор» (Оренбургская область) и Красносамарского лесного массива (Самарская область). Исследования выполнялись в рамках Международной Программы ICP Vegetation (<https://icpvegetation.ceh.ac.uk>) по практическому использованию некоторых видов мохообразных в экологическом мониторинге многоэлементного загрязнения атмосферного воздуха в странах Западной и Восточной Европы и ряде других стран. В Национальном парке «Бузулукский бор» и в Красносамарском лесном массиве, на территории которых уже несколько лет ведутся исследования видовой разнообразия и экологических особенностей мохообразных, была отобрана фитомасса мха *Pleurozium schreberi*, входящего в видовой список, предложенный организаторами исследовательских работ по Программе UNECE ICP Vegetation. Многоэлементный анализ фитомассы *Pleurozium schreberi* осуществлялся на базе Лаборатории нейтронной физики им. И.М. Франка Объединённого института ядерных исследований в Дубне с помощью эпитеплового инструментального нейтронного активационного анализа (ЭНАА). Биогеохимическая общность мха *Pleurozium schreberi* из Красносамарского лесного массива и Бузулукского бора, оцениваемая по величине коэффициентов концентрации, проявилась в отношении большой группы тяжелых металлов и металлоидов, характеризующихся относительно пониженной способностью накапливаться в его фитомассе (Ti, V, Cr, Fe, Co, As, Se, Rb, Sr, Mo, Cd). Различия были выявлены в отношении элементов с максимальным накоплением: Cu и Zn в Красносамарском лесном массиве, Mn и Ni – в Бузулукском бору. Относительно низкое содержание большинства анализируемых тяжелых металлов и металлоидов в почве исследуемых территорий и в фитомассе мха-биомонитора *Pleurozium schreberi* позволяет считать их фоновыми для степной зоны европейской части Российской Федерации.

*Ключевые слова:* мохообразные; мхи-биомониторы; *Pleurozium schreberi*; фитомасса; Национальный парк «Бузулукский бор»; Красносамарский лесной массив; искусственные сосновые сообщества; нейтронный активационный анализ; тяжелые металлы; металлоиды.

**THE FEATURES OF HEAVY METALS AND METALLOIDS ACCUMULATION  
IN THE PHYTOMASS OF THE AMPHIPODOUS MOSS *PLEUROZIUM SCHREBERI* (BRID.) MITT.  
IN THE CONDITIONS OF THE KRASNOSAMARSKY FOREST AREA (SAMARA REGION)  
AND THE NATIONAL PARK «BUZULUKSKY BOR» (ORENBURG REGION)**

© 2022

**Bogdanova Ya.A.<sup>1</sup>, Prokhorova N.V.<sup>1</sup>, Vergel K.N.<sup>2</sup>, Frontasyeva M.V.<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Samara National Research University (Samara, Russian Federation)

<sup>2</sup>Joint Institute for Nuclear Research (Dubna, Moscow Region, Russian Federation)

*Abstract.* The paper analyzes ecological and geochemical features of the moss *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt., growing in artificial pine plantings of the National Park «Buzuluksky Bor» (Orenburg Region) and the Krasnosamarsky Forest (Samara Region). The research has been carried out within the framework of the International Program ICP Vegetation (<https://icpvegetation.ceh.ac.uk>), on the practical use of some bryophyte species in the environmental monitoring of multi-element air pollution in the countries of Western and Eastern Europe and a number of other countries. In the National Park «Buzuluksky Bor» and the Krasnosamarsky Forest, where species diversity and ecological characteristics of bryophytes have been studied for several years, the phytomass of the moss *Pleurozium schreberi* has been selected. This species is included in the species list proposed by the organizers of the research work under the UNECE ICP Vegetation Program. A multi-element analysis of *Pleurozium schreberi* phytomass has been carried out on the basis of the Frank Laboratory of Neutron Physics of the Joint Institute for Nuclear Research in Dubna using instrumental epithermal neutron activation analysis (ENAA). The biogeochemical similarity of the moss *Pleurozium schreberi* from the Krasnosamarsky Forest and «Buzuluksky Bor», estimated by the concentration coefficients, has manifested itself in relation to a large group of heavy metals and metalloids, characterized by a rela-

tively low ability to accumulate in its phytomass (Ti, V, Cr, Fe, Co, As, Se, Rb, Sr, Mo, Cd). Some differences have been revealed in relation to the elements with the maximum accumulation: Cu and Zn in the Krasnosamarsky Forest area, Mn and Ni – in the «Buzuluksky Bor». A relatively low content of most of the analyzed heavy metals and metalloids in the soil of the studied territories as well as in the phytomass of the biomonitor moss *Pleurozium schreberi* allows us to consider them to be background for the steppe zone of the European part of the Russian Federation.

**Keywords:** bryophytes; moss biomonitors; *Pleurozium schreberi*; phytomass; National Park «Buzuluksky Bor»; Krasnosamarsky Forest area; artificial pine communities; neutron activation analysis; heavy metals; metalloids.

### Введение

Загрязнение природных сред техногенными поллютантами приводит к одному из наиболее опасных видов деградации биосферы. Многие вещества, формирующие потоки загрязнения от локальных источников, способны к дальнему переносу и к глобальному рассеянию. Даже в удалении от крупных промышленных центров их концентрация в природной среде постоянно возрастает. В настоящее время последствия химического загрязнения биосферы становятся все более очевидными и разрушительными. На это указывают многочисленные примеры негативного влияния загрязняющих веществ на жизнедеятельность организмов, в том числе и на здоровье человека, но полная картина последствий такого влияния еще не сложилась [1, с. 138–139; 2].

В этой связи охрана окружающей среды и ее биогеохимический мониторинг являются важнейшей задачей современности. Техногенез определяет все более активное обогащение биосферы разнообразными ксенобиотиками, часть которых отличается чрезвычайно высокой токсичностью и относится к супертоксикантам [3, с. 102]. К ним причисляются тяжелые металлы и металлоиды, которые загрязняют все природные среды и при этом активно мигрируют с водными и воздушными потоками. В атмосферном воздухе они могут находиться в форме органических и неорганических соединений и входят в состав пылевидных частиц и аэрозолей. В таком виде возможен их перенос на большие расстояния от локального источника, а после осаждения на поверхности почвы, растительности, акваторий они аккумулируются организмами, что проявляется в разнообразных нарушениях их жизнедеятельности [4, с. 172].

Многочисленные исследования, осуществленные в разных странах мира, показали высокую эффективность мохообразных в отношении концентрирования тяжелых металлов из воздуха, что определяет интерес экологов к этой группе высших растений в плане биоиндикации полиметаллического загрязнения природной среды. Так, в последние десятилетия метод с использованием мхов-биоиндикаторов получил широкое распространение в скандинавских странах для рутинного мониторинга атмосферных выпадений металлов на очень больших территориях. В настоящее время он широко распространен в странах Западной Европы [5, с. 295; 6].

В конце 1980-х годов была основана Международная кооперативная программа по изучению воздействия воздушных загрязнений на естественную растительность и сельскохозяйственные культуры (ICP Vegetation) для научного обоснования количественной оценки повреждений, наносимых растительности воздушными загрязнителями [7]. С 2014 г. одновременные европейские сборы мхов координирует Объединённый институт ядерных исследований (ОИЯИ) (г. Дубна, Российская Федерация). В 2015 г. в этих исследованиях принял участие Самарский университет.

В качестве биоиндикатора рекомендовалось использовать ряд бokoплодных видов мхов: предпочтительно *Hylocomium splendens* (Hedw.) Bruch et al. и *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. [8, p. 61; 9, p. 12], а также *Hypnum cupressiforme* Hedw., *Pseudoscleropodium purum* (Hedw.) M. Fleisch. ex Broth., *Abietinella abietina* var. *abietina* (Hedw.) M. Fleisch. [9, p. 12]. В Самарской области из названных видов мхов-биоиндикаторов наиболее распространенным является *Pleurozium schreberi*, а территории, на которых он обитает, по своим экологическим условиям максимально соответствуют заявленным в гранте требованиям, в частности – это Красносамарский лесной массив в Самарской области и Национальный парк «Бузулукский бор», меньшая часть которого расположена в Самарской области, а большая – в Оренбургской области.

Целью исследования являлся сравнительный анализ аккумуляции тяжелых металлов и металлоидов в фитомассе мха *Pleurozium schreberi*, произрастающего в искусственных сосняках Красносамарского лесного массива и Национального парка «Бузулукский бор».

### Условия, объекты и методы исследования

Выбор мха *Pleurozium schreberi* в качестве объекта исследований определяется его широким распространением в большинстве стран Европы и требованиями методики, разработанной организаторами Международной Программы ICP Vegetation. Ранее было показано, что напочвенные бokoплодные мхи предпочтительнее использовать в биоиндикации атмосферного загрязнения, так как их химический состав менее подвержен влиянию субстрата [5, с. 301]. Отбор *Pleurozium schreberi* осуществляли на двух участках в искусственных сосновых сообществах. Один из них располагался в Красносамарском лесном массиве (Самарская область, 53°00'24,25" с.ш., 51°00'51,96" в.д.), другой – в национальном парке «Бузулукский бор» (Оренбургская область, 52°59'30,88" с.ш., 52°09'03,94" в.д.) на расстоянии 120 км друг от друга. Обе исследуемые территории расположены в степной зоне Волго-Уральского региона, фитоценоотическая характеристика которой представлена в монографии Т.И. Плаксиной [10, с. 25–30].

Согласно предъявляемым требованиям [9], пробные площади для отбора фитомассы мха *Pleurozium schreberi* находились в неурбанизированных районах на расстоянии не менее 300 м от крупных дорог (автомагистралей), населенных пунктов и предприятий и не менее 100 м от проселочных дорог и отдельных строений. Они располагались на открытых участках, на расстоянии не менее 3 м от крон ближайших деревьев. Размер каждой из них составлял 50 × 50 м. Для каждой пробной площади формировался один общий образец фитомассы *Pleurozium schreberi*, состоящий из 5–10 подобразцов.

При отборе образцов фитомассы мха использовались одноразовые полиэтиленовые перчатки, не со-

держателе тальк. Для транспортировки и временного хранения образцы помещали в маркированные пластиковые пакеты, которые тщательно запечатывались для предотвращения загрязнения во время транспортировки. Сбор образцов проводился в июле (согласно требованиям, отбор должен быть произведен в период с апреля по октябрь). Для каждой точки пробоотбора были определены координаты GPS.

Полученную фитомассу каждого общего образца тщательно очищали от постороннего материала, оставляя только зеленые и зелено-коричневые сегменты последних трех лет вегетации. Объем каждого образца, необходимого для определения в них металлов и металлоидов, составлял примерно 1 литр. Для высушивания и дальнейшего хранения при комнатной температуре образцы упаковывали в маркированные бумажные пакеты, в которых они были отправлены на элементный анализ.

Определение элементного состава образцов мха осуществляли в радиоаналитическом комплексе реактора ИБР-2 Лаборатории нейтронной физики им. И.М. Франка (ЛНФ) Объединённого института ядерных исследований (ОИЯИ) в Дубне с помощью инструментального эпитеплового нейтронного активационного анализа (ЭНАА), который позволяет определять до 45 элементов. Для сравнительного анализа использовали количественные данные по следующим элементам: Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Rb, Sr, Mo, Cd, U, В, Br. Математическую обработку данных осуществляли с помощью пакета прикладных программ Excel.

#### Результаты и их обсуждение

Сравнительный анализ количественных данных по изучаемым нами территориям показал, что по содержанию большинства элементов биомасса *Pleurozium schreberi* из Красносамарского лесного массива и Бузулукского бора, отобранная в 2015 г., пре-

восходит средний показатель для всех исследованных в этот год территорий, включая многие европейские страны. Исключение составляют только Mn и Rb, концентрации которых ниже в образцах мха из Самарской (Красносамарский лесной массив) и Оренбургской (Бузулукский бор) областей (табл. 1).

В ходе сравнительного анализа данных по изучаемым территориям для большинства элементов была выявлена четкая закономерность, заключающаяся в достоверно более высоких концентрациях (Ti, V, Cr, Fe, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd) или подобной тенденции (Co, As, Se, Rb, U) в образцах мха из Красносамарского лесного массива. В образцах мха из Бузулукского бора более высокими концентрациями отличались только Mn, Sr и Ba.

Определенный интерес может представлять сравнение наших данных с усредненными данными о накоплении тяжелых металлов в фитомассе мохообразных из центральной наиболее техногенно загрязненной части Самарской области: правобережья на Самарской Луке и левобережья в береговой зоне г. Самары [12, с. 95]. Как следует из табл. 1, усредненные концентрации большинства элементов, полученные Н.В. Прохоровой с соавт. [12], на 1–2 порядка выше, чем в фитомассе *Pleurozium schreberi* из Красносамарского лесного массива и Бузулукского бора. Относительно сходными оказались лишь концентрации Mn, As, Se, Rb, Cd, Br. Эти результаты свидетельствуют о фоновом характере изучаемых нами территорий, достаточно удаленных от техногенных источников тяжелых металлов.

Загрязненность атмосферного воздуха тяжелыми металлами и металлоидами в пределах Красносамарского лесного массива и Бузулукского бора, к сожалению, не оценивалась, но имеются данные о содержании многих из анализируемых элементов в верхнем слое (0–10 см) почвы этих территорий (табл. 2).

**Таблица 1** – Среднее содержание тяжелых металлов и металлоидов в фитомассе *Pleurozium schreberi*, отобранной в 2015 г. в Красносамарском лесном массиве (КСЛ) и Национальном парке «Бузулукский бор» (ББ), в сравнении с данными по другим территориям, мг/кг воздушно сухой массы

Элемент	Красносамарский лесной массив	Бузулукский бор	Европа, мхи [11, р. 36–37]	Самарская обл., мхи [12, с. 76]	Самарская обл., цветковые растения [13, с. 405]
Ti	212,00 ± 42,40	79,20 ± 15,84	24,00 ± 4,80	1515,17 ± 386,43	21,23 ± 1,53
V	5,21 ± 0,36	4,53 ± 0,32	1,20 ± 0,08	125,75 ± 6,25	17,31 ± 1,37
Cr	8,61 ± 0,60	5,32 ± 0,37	0,70 ± 0,05	31,92 ± 8,95	8,33 ± 0,49
Mn	256,00 ± 15,36	345,00 ± 20,70	400,00 ± 24,00	292,2 ± 51,16	89,49 ± 4,68
Fe	1500,00 ± 75,00	1110,00 ± 55,50	310,00 ± 15,50	8617,35 ± 1394,47	199,31 ± 8,83
Co	0,67 ± 0,06	0,52 ± 0,05	0,20 ± 0,02	44,29 ± 7,28	3,32 ± 0,25
Ni	3,35 ± 0,34	2,80 ± 0,28	1,10 ± 0,11	316,67 ± 157,65	4,85 ± 0,22
Cu	58,90 ± 17,67	9,83 ± 2,95	4,20 ± 1,26	748,37 ± 460,81	19,20 ± 0,80
Zn	59,90 ± 1,79	38,50 ± 1,16	31,00 ± 0,93	294,31 ± 92,27	26,47 ± 0,79
As	0,66 ± 0,02	0,63 ± 0,02	0,13 ± 0,01	1,05 ± 0,05	0,69 ± 0,05
Se	0,29 ± 0,02	0,27 ± 0,02	0,13 ± 0,01	0,84 ± 0,04	0,62 ± 0,05
Br	3,32 ± 0,09	2,29 ± 0,07	нет	3,14 ± 0,16	3,77 ± 0,60
Rb	5,81 ± 0,99	5,46 ± 0,93	12,40 ± 2,11	7,95 ± 0,40	5,93 ± 0,25
Sr	21,00 ± 1,89	23,30 ± 2,09	13,60 ± 1,22	87,14 ± 9,45	25,77 ± 1,03
Mo	0,280 ± 0,08	0,19 ± 0,06	нет	2,23 ± 0,38	0,36 ± 0,02
Cd	0,36 ± 0,07	0,23 ± 0,05	0,08 ± 0,02	0,45 ± 0,07	0,40 ± 0,01
Ba	31,00 ± 1,55	51,40 ± 2,57	25,00 ± 1,25	не опред.	не опред.
U	0,113 ± 0,01	0,09 ± 0,01	0,006 ± 0,0003	не опред.	не опред.

Как следует из табл. 2, в почвах Бузулукского бора более активно накапливаются Ca, Ti, Cr, Fe, Co, Zn, Rb, в почвах Красносамарского лесного массива – V, Mn, Ni, Sr, Mo, Pb. Примерно в равных концентрациях в почвах обеих территорий содержатся Cu, As, Se, Cd. Для обеих территорий характерны легкие песчаные и супесчаные почвы, слабо удерживающие минеральные элементы в гумусовом горизонте.

Корреляционный анализ выявил слабую положительную связь ( $r = 0,25$ ) накопления металлов и металлоидов в биомассе мха с их концентрацией в почве для Красносамарского лесного массива. Для Бузулукского бора подобная корреляция оказалась более значимой ( $r = 0,42$ ), но также достаточно слабой.

Поскольку мох *Pleurozium schreberi* относится к напочвенным мхам, правомерно заключить, что металлы могут поступать в их фитомассу как из атмосферных выпадений, так и из почвы. Легкие почвы изучаемых территорий слабо удерживают элементы минерального питания и отдают их в почвенный раствор, делая доступными для растений, но отсутствие корней у мхов затрудняет этот путь поступления металлов и металлоидов для них, что и отражает корреляционный анализ.

Более высокая корреляция почвенного пула элементов с их содержанием во мхах в Бузулукском бору, возможно, связана с особенностями гранулометрического состава, pH и гумусности почв. Почвы обеих территорий супесчаные, но в изученных почвах Бузулукского бора присутствует гумус (около 1%), а в почвах анализируемого участка Красносамарского лесного массива его совсем мало (доли %). Показатели pH почв обеих территорий слабокислые (6,03 и 6,33 соответственно). Весь комплекс почвенных характеристик в той или иной степени способствуют доступности металлов и металлоидов растениям, в том числе и мхам.

Начальным этапом изучения биогеохимических особенностей мохообразных в России следует считать исследования М.Г. Нифонтовой, посвященные накоплению радионуклидов в фитомассе мхов [14]. Мхи как концентраторы тяжелых металлов в Самар-

ской области впервые исследовала Н.В. Прохорова с соавт. [12, с. 92–100; 15, с. 195–197]. Они изучали накопление тяжелых металлов в 18 образцах 11 видов мхов из 8 семейств, отобранных в 1991 г. в основном в правобережной части на Самарской Луке, а также в береговой зоне Саратовского водохранилища в пределах г. Самары. Анализ обобщенных средних концентраций, полученных в этих исследованиях, показывает общую очень высокую металлоаккумулирующую способность мхов по отношению к большинству анализируемых элементов. Это особенно ярко проявляется в сравнении с цветковыми растениями региона. В частности, в фитомассе изученных мхов накапливается на 1–2 порядка больше Ti, V, Cr, Fe, Co, Ni, Zn, Mo, Rb; в несколько раз больше – Mn, Sr, Nb; сравнимы или несколько уступают цветковым растениям средние концентрации As, Se, Cd, Hg, Br (табл. 1).

По сравнению с условной «нормой», за которую можно принять данные о химическом составе мхов фоновых территорий России и Польши, приведенные в монографии Т.В. Черненкоковой [16], в фитомассе мохообразных Самарской области накапливается значительно (в несколько раз или даже на порядки) больше Ti, V, Cr, Fe, Ni, Cu, Zn, Hg, Pb, меньше – Sr, Rb, на том же уровне – Mn, Co, As, Br, Zr, Mo, Cd, Nb. Особенности количественного накопления тяжелых металлов и металлоидов в фитомассе изученных мхов Самарской области отражает следующий убывающий элементный ряд [12]: Fe > Ti > Cu > Ni > Zn > Mn > V > Sr > Co > Pb > Cr > Rb > Zr > Br > Nb > Mo > As > Se > Cd > Hg.

Убывающие элементные ряды, построенные по средним концентрациям тяжелых металлов и металлоидов в фитомассе мха *Pleurozium schreberi* на исследуемых нами территориях, имеют следующий вид.

Красносамарский лесной массив – Fe > Mn > Ti > Zn = Cu > Ba > Sr > Cr > Rb > V > Ni = Br > Co = As > Co > Se = Mo > U.

Бузулукский бор – Fe > Mn > Ti > Ba > Zn > Sr > Cu > Rb = Cr > V > Ni > Br > As > Co > Se = Cd > U > Mo.

**Таблица 2** – Среднее содержание тяжелых металлов и металлоидов в почвах изучаемых фитоценозов Красносамарского лесного массива и Национального парка «Бузулукский бор», мг/кг воздушно-сухой почвы

Элемент	Красносамарский лесной массив	НП «Бузулукский бор»
Ti	1090,0 ± 54,5	2221,0 ± 111,1
V	34,0 ± 1,7	20,0 ± 1,0
Cr	38,0 ± 1,9	133,0 ± 6,7
Mn	470 ± 23,5	218,0 ± 10,9
Fe	17930,0 ± 896,5	30736,0 ± 1536,8
Co	2,0 ± 0,1	7,0 ± 0,4
Ni	51,0 ± 2,6	2,0 ± 0,1
Cu	31,0 ± 1,6	33,0 ± 1,7
Zn	31,0 ± 1,6	65,0 ± 3,3
As	6,0 ± 0,3	5,0 ± 0,3
Se	<4,0	<4,0
Rb	46,0 ± 2,3	121,0 ± 6,1
Sr	490,0 ± 24,5	160,0 ± 8,0
Mo	9,0 ± 0,5	5,0 ± 0,3
Cd	<2,0	<2,0
Pb	7,0 ± 0,1	1,0 ± 0,01

Все три элементных ряда демонстрируют как черты сходства, так и различия, что определяется природными особенностями территорий, в частности климатом (количество осадков), характером рельефа, почв и почвообразующих пород, типом фитоценозов. Элементный ряд, построенный по усредненным данным для нескольких видов мохообразных из разных местообитаний правобережной и левобережной части Самарской области, включающей городскую среду, отражает специфику техногенных потоков загрязнения. Об этом свидетельствуют позиции Cu, Ni, Zn, Mn, V, Co, Pb, Cr в этом элементном ряду.

Выявленные в этих исследованиях биогеохимические особенности мохообразных Самарской Луки и береговой зоны г. Самары нельзя считать уникальными. Многими исследователями отмечена высокая способность мхов к накоплению тяжелых металлов, особенно в условиях техногенного загрязнения [17–20].

Полученные нами данные о металлоаккумулирующей способности *Pleurozium schreberi* из Красносамарского лесного массива и Бузулукского бора в сравнении с цветковыми растениями Самарской области показывают следующее. Среднее содержание Ti, Mn, Fe, Co, Zn выше в фитомассе *Pleurozium schreberi* изучаемых территорий, содержание V, Ni, Se, Mo, Cd выше в фитомассе цветковых растений, среднее содержание As, Rb, Sr, Вг примерно одинаково для изучаемого мха и цветковых растений. Есть два элемента, которые по-разному аккумулируются в фитомассе *Pleurozium schreberi* из Красносамарского лесного массива и Бузулукского бора по отношению к цветковым растениям Самарской области. К этим элементам относятся Cr и Cu. Они активнее накапливаются в фитомассе *Pleurozium schreberi* из Красносамарского лесного массива, чем в фитомассе цветковых растений региона. В Бузулукском бору, наоборот, концентрация Cr и Cu в фитомассе *Pleurozium schreberi* уступает региональным показателям для цветковых растений (табл. 1).

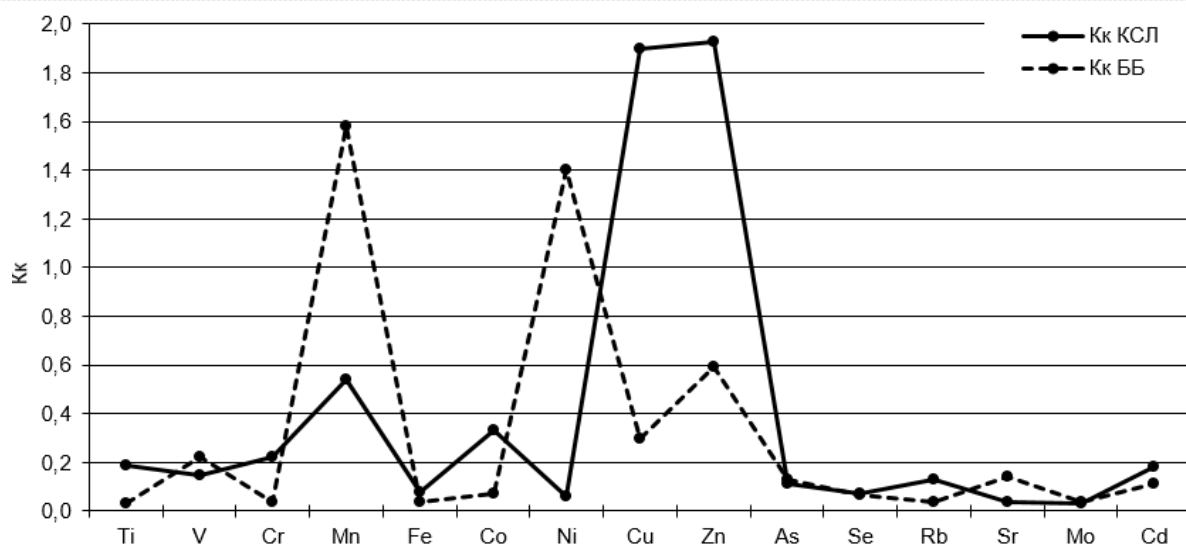
Анализ литературных материалов убедительно доказывает, что условия произрастания, в частности почва и почвообразующие породы, в значительной

степени определяют химический состав растений [12; 16; 21–25].

Наглядным отражением такой зависимости могут служить геохимические спектры, построенные по соответствующим коэффициентам концентрации (Кк), представляющим собой отношение средних концентраций металлов в фитомассе растений к их концентрации в почвах соответствующих местообитаний или региональным кларкам. Данный метод количественного анализа был предложен А.П. Солововым и А.В. Гараниным [26]. Метод геохимических спектров обладает высокой информативностью, позволяя выполнять сопряженный сравнительный анализ химического состава большого числа объектов по большому набору химических элементов. Использование относительных показателей (коэффициентов концентрации Кк или кларков концентрации Кс) позволяет отображать зависимости в единой линейной системе координат, что повышает наглядность и информативность анализа.

На рис. 1 представлены геохимические спектры распределения тяжелых металлов и металлоидов в фитомассе мха *Pleurozium schreberi*, произрастающего в Красносамарском лесном массиве и в Бузулукском бору. Они построены по коэффициентам концентрации (Кк) анализируемых элементов, рассчитанных как отношение содержания элемента в воздушно-сухой фитомассе *Pleurozium schreberi* к его содержанию в почве соответствующих территорий. Этот показатель характеризует относительную способность растения аккумулировать тяжелые металлы из почвы.

Полученные результаты позволяют оценивать эту способность как низкую ( $K_k \leq 0,5$ ), среднюю ( $K_k > 0,5$ , но  $\leq 1$ ) и высокую ( $K_k > 1$ ). Исходя из этой градации Кк, мы можем заключить, что для *Pleurozium schreberi* в Красносамарском лесном массиве существует низкая способность к аккумуляции Ti, V, Cr, Fe, Co, Ni, As, Se, Rb, Sr, Mo, Cd, средняя – к Mn, высокая – к Cu и Zn. В Бузулукском бору *Pleurozium schreberi* проявляет низкую способность к аккумуляции Ti, V, Cr, Fe, Co, Cu, As, Se, Rb, Sr, Mo, Cd, среднюю – к Zn, высокую – к Mn и Ni.



**Рисунок 1** – Геохимические спектры распределения тяжелых металлов и металлоидов в фитомассе мха *Pleurozium schreberi*, произрастающего в искусственных сосняках Красносамарского лесного массива (КСЛ) и Бузулукского бора (ББ)

### Заключение

Проведенные исследования позволили выявить существенные различия в аккумуляции тяжелых металлов и металлоидов мохообразными из экологически чистых и антропогенно преобразованных ландшафтов в степной и лесостепной зонах европейской части России. Эти результаты подтверждают эффективность использования мохообразных в качестве биоиндикаторов полиметаллического загрязнения атмосферного воздуха. В частности, для этих целей целесообразен выбор мха *Pleurozium schreberi*. В относительно сходных экологических условиях Бузулукского бора и Красносамарского лесного массива этот вид демонстрирует высокий уровень биогеохимического сходства, выявленного по величине коэффициента концентрации тяжелых металлов и металлоидов. На обеих территориях фитомасса *Pleurozium schreberi* характеризуется пониженным накоплением ( $K_k < 0,5$ ) основной группы анализируемых элементов (Ti, V, Cr, Fe, Co, As, Se, Rb, Sr, Mo, Cd). Различия были выявлены в отношении элементов с максимальным накоплением ( $K_k > 1$ ): Cu и Zn – в Красносамарском лесном массиве, Mn и Ni – в Бузулукском бору. Высокий уровень аккумуляции этих элементов мхом *Pleurozium schreberi* не отражает особенностей их содержания в почве, а зависит от других факторов, в том числе от химического состава атмосферных потоков над Бузулукским бором и Красносамарским лесным массивом. Относительно низкое содержание большинства анализируемых тяжелых металлов и металлоидов в почве обеих исследуемых территорий и в фитомассе мха-биомонитора *Pleurozium schreberi* позволяет считать их фоновыми для степной зоны европейской части Российской Федерации.

Результаты нейтронного активационного анализа мхов-биомониторов из Самарской области вошли в Европейский атлас атмосферных выпадений тяжелых металлов [7].

### Список литературы:

1. Алексеев В.А., Алексеев А.В. Химические элементы в геохимических системах. Кларки почв сельтебных ландшафтов. Ростов-на-Дону: Изд-во Южного федерального университета, 2013. 380 с.
2. Trace elements: their distribution and effects in the environment / ed. by B. Markert, K. Friese. Elsevier Science, 2011. 600 p. DOI: 10.1016/s0927-5215(00)x8002-2.
3. Майстренко В.Н., Хамитов Р.З., Будников Г.К. Эколого-аналитический мониторинг супертоксикантов. М.: Химия, 1996. 319 с.
4. Ермакова Е.В., Фронтасьева М.В., Стейннес Э. Изучение атмосферных выпадений тяжелых металлов и других элементов на территории Тульской области с помощью метода мхов-биомониторов // Экологическая химия. 2004. Т. 13, № 3. С. 167–180.
5. Баргальи Р. Биогеохимия наземных растений. М.: Геос, 2005. 457 с.
6. Frontasyeva M.V., Steinnes E., Harmens H. Monitoring long-term and large-scale deposition of air pollutants based on moss analysis // Biomonitoring of air pollution using mosses and lichens: passive and active approach – state of the art and perspectives / ed. M.A. Urošević, G. Vuković, M. Tomašević. New York: Nova Science Publishers, 2016. P. 1–20.

7. Frontasyeva M., Harmens H., Uzhinskiy A., Chali-gava O. et al. Mosses as biomonitors of air pollution: 2015/2016 survey on heavy metals, nitrogen and POPs in Europe and beyond // Report of the ICP Vegetation Moss Survey Coordination Centre, Joint Institute for Nuclear Research, Dubna, Russian Federation, 2020. 136 p.

8. Berg T., Steinnes E. Use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) as biomonitors of heavy metal deposition: from relative to absolute deposition values // Environment Pollution. 1997. Vol. 98, № 1. P. 61–71. DOI: 10.1016/S0269-7491(97)00103-6.

9. Harmens H., Norris D. et al. Spatial and temporal trends in heavy metal accumulation in mosses in Europe (1990–2005). Bangor, Wales: Centre for Ecology and Hydrology, 2008. 51 p.

10. Плаксина Т.И. Конспект флоры Волго-Уральского региона. Самара: Издательство «Самарский университет», 2001. 388 с.

11. Steinnes E., Uggerud H.T., Pfaffhuber K.A., Berg T. Atmospheric deposition of heavy metals in Norway. National moss survey 2015. Oslo: Norwegian Environment Agency, 2015. 54 p.

12. Прохорова Н.В., Матвеев Н.М., Павловский В.А. Аккумуляция тяжелых металлов дикорастущими и культурными растениями в лесостепном и степном Поволжье. Самара: Издательство «Самарский университет», 1998. 131 с.

13. Прохорова Н.В. Тяжелые металлы в цветковых растениях лесостепного и степного Поволжья // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде: докл. V междунар. науч.-практ. конф. Т. 1. Семипалатинск: Семипалатинский государственный педагогический институт, 2008. С. 404–406.

14. Нифонтова М.Г. Содержание долгоживущих радионуклидов в моховом покрове зоны Восточно-Уральского радиоактивного следа // Экология. 1995. № 4. С. 326–329.

15. Матвеев Н.М., Прохорова Н.В., Степунова Л.Э. Мхи как концентраторы тяжелых металлов // Самарская Лука: Бюллетень. 1992. № 3. С. 195–197.

16. Черненко Т.В. Реакция лесной растительности на промышленное загрязнение. М.: Наука, 2002. 191 с.

17. Little P., Martin M.H. Biological monitoring of heavy metals pollution // Environmental Pollution. 1974. Vol. 6, № 4. P. 1–19. DOI: 10.1016/0013-9327(74)90042-1.

18. Мэннинг У.Д., Федер У.А. Биомониторинг загрязнения атмосферы с помощью растений. Л.: Наука, 1985. 143 с.

19. Шарковскис П.А., Никодемус О.Э. Содержание металлов в продуктах эмиссии на придорожной полосе автодорог Латвии // Влияние выбросов автотранспорта на природную среду. Рига: Зинатне, 1989. С. 5–21.

20. Steinnes E. Use of mosses as biomonitors of atmospheric deposition of trace elements // Biomonitoring of atmospheric pollution. IAEA-TECDOC-1152, International Atomic Energy Agency, Vienna, 2000. P. 100–107.

21. Ковальский В.В., Петрунина Н.С. Геохимическая экология и эволюционная изменчивость растений // Доклады АН СССР. 1964. Т. 159, № 5. С. 1175–1178.

22. Ефремов А.А., Шагалина Н.В., Стрижева Е.Н., Первышина Г.Г. Влияние экологических факторов на химический состав некоторых дикорастущих растений Красноярского края // Химия растительного сырья. 2002. № 3. С. 53–56.

23. Кулагин А.А., Шагиева Ю.А. Древесные растения и биологическая консервация промышленных загрязнителей. М.: Наука, 2005. 190 с.

24. Fränze S. Chemical elements in plants and soil: parameters controlling essentiality (tasks for vegetation science 45). Springer, 2010. 204 p. DOI: 10.1007/978-90-481-2752-8.

25. Kabata-Pendias A. Trace elements in soil and plants. Boca Raton: CRC Press, 2011. 533 p. DOI: 10.1201/b10158.

26. Соловов А.П., Гаранин А.В. Геохимические спектры аномалий и дискриминантный анализ // Литохимические поиски рудных месторождений по их гипергенным ореолам и потокам рассеяния. Алма-Ата, 1968. С. 84–87.

Информация об авторе(-ах):	Information about the author(-s):
<p><b>Богданова Яна Андреевна</b>, учебный мастер кафедры экологии, ботаники и охраны природы; Самарский национальный исследовательский университет имени академика С.П. Королёва (г. Самара, Российская Федерация). E-mail: bogdanova.ya@yandex.ru.</p> <p><b>Прохорова Наталья Владимировна</b>, доктор биологических наук, профессор кафедры экологии, ботаники и охраны природы; Самарский национальный исследовательский университет имени академика С.П. Королёва (г. Самара, Российская Федерация). E-mail: natali.prokhorova.55@mail.ru.</p> <p><b>Вергель Константин Николаевич</b>, научный сотрудник лаборатории нейтронной физики им. И.М. Франка; Объединённый институт ядерных исследований (г. Дубна, Московская область, Российская Федерация). E-mail: verkn@mail.ru.</p> <p><b>Фронтасьева Марина Владимировна</b>, кандидат физико-математических наук, доцент, советник при дирекции лаборатории нейтронной физики им. И.М. Франка; Объединённый институт ядерных исследований (г. Дубна, Московская область, Российская Федерация). E-mail: marina@nf.jinr.ru.</p>	<p><b>Bogdanova Yana Andreevna</b>, technician of Ecology, Botany and Nature Protection Department; Samara National Research University (Samara, Russian Federation). E-mail: bogdanova.ya@yandex.ru.</p> <p><b>Prokhorova Nataliya Vladimirovna</b>, doctor of biological sciences, professor of Ecology, Botany and Nature Protection Department; Samara National Research University (Samara, Russian Federation). E-mail: natali.prokhorova.55@mail.ru.</p> <p><b>Vergel Konstantin Nikolaevich</b>, researcher of Laboratory of Neutron Physics named after I.M. Frank; Joint Institute for Nuclear Research (Dubna, Moscow Region, Russian Federation). E-mail: verkn@mail.ru.</p> <p><b>Frontasyeva Marina Vladimirovna</b>, candidate of physical and mathematical sciences, associate professor, advisor to the directorate of Laboratory of Neutron Physics named after I.M. Frank; Joint Institute for Nuclear Research (Dubna, Moscow Region, Russian Federation). E-mail: marina@nf.jinr.ru.</p>

**Для цитирования:**

Богданова Я.А., Прохорова Н.В., Вергель К.Н., Фронтасьева М.В. Особенности накопления тяжелых металлов и металлоидов в фитомассе бокоплодного мха *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. в условиях Красносамарского лесного массива (Самарская область) и Национального парка «Бузулукский бор» (Оренбургская область) // Самарский научный вестник. 2022. Т. 11, № 1. С. 24–30. DOI: 10.55355/snv2022111101.