

Д14-2002-69

М. В. Фронтасьева, Л. И. Смирнов, Э. Стейннес¹,
С. М. Ляпунов², В. Д. Черчинцев³

ИЗУЧЕНИЕ АТМОСФЕРНЫХ ВЫПАДЕНИЙ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА ЮЖНОМ УРАЛЕ

Направлено в «Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry,
Articles»

¹Норвежский университет науки и технологии, Трондхейм

²Геологический институт РАН, Москва

³Магнитогорский государственный технический университет

Введение

Южный Урал является одним из значительных промышленных регионов Российской Федерации, где большую долю составляют предприятия горнодобывающей, горно-перерабатывающей и других отраслей тяжелой промышленности. Являясь постоянными источниками промышленных выбросов тяжелых металлов в атмосферу, эти предприятия неуклонно воздействуют на экологическую обстановку в регионе. Особо следует выделить производственное объединение (ПО) «Маяк» вблизи г. Кыштыма, полномасштабная деятельность и аварийные выбросы которого ведут к распространению долгоживущих радионуклидов [1-3]. Все это привело к тому, что в настоящее время Южный Урал считается одним из самых загрязненных регионов в мире, где воздействие человека на окружающую среду в значительной степени необратимо. В связи с этим исследования распределения промышленных загрязнений на территории данного региона приобретают большую актуальность.

Следует отметить, что работы, выполненные ранее, носили в основном локальный характер, ограничиваясь результатами для отдельных предприятий и прилегающих к ним территорий, а также фокусировали внимание на радиоактивных загрязнениях региона [1-3]. В последние годы стал проявляться интерес и к определению суммарного воздействия промышленных предприятий на регион в целом [4]. В этом контексте актуальным становится определение возможно большего числа элементов в составе загрязнений для последующего разделения их по категориям с целью установления конкретных источников загрязнений. Для решения этих задач в данной работе применена техника биомониторинга при помощи мхов (широко распространенная в Европе [5,6]) и комбинация двух аналитических методов – эпителлового нейтронного активационного анализа (ЭНАА) и плазменной атомно-абсорбционной спектроскопии (ААС).

Кроме того, нами была изучена степень загрязнения верхнего ненарушенного слоя почв толщиной 3 см по методике, описанной в работах по изучению дальнего переноса тяжелых металлов в Норвегии [7,8].

Основные цели работы:

- определить степень регионального загрязнения тяжелыми металлами;
- охарактеризовать местные источники загрязнения: предприятия цветной промышленности в Карабаше и других городах;
- сравнить уровень загрязнения металлами в Карабашском медном бассейне с подобными бассейнами в Польше и Сербии;
- охарактеризовать пятна выпадений меди и мышьяка вокруг Карабашского медного комбината;
- выявить и охарактеризовать другие проблемные территории и источники загрязнений тяжелыми металлами на севере Челябинской области;
- сравнить элементный состав поверхностного слоя почвы и мхов для разделения почвенной и атмосферной компонентов загрязнения.

Это исследование является продолжением предыдущей работы авторов по изучению аналогичной проблемы вблизи Магнитогорска (юг Челябинской области) [9].

Эксперимент

Карта пробоотбора мхов *Hylocomium splendens* и *Pleurozium schreberi* и поверхностных почв показана на рис. 1. Все точки пробоотбора расположены по крайней мере в 300 м от основных автомагистралей и населенных пунктов и по крайней мере в 100 м от проселочных дорог, в соответствии с принципами, описанными в [10].

Пробоотбор и пробоподготовка мхов

В каждой точке пробоотбора, с площадки размером 50 × 50 м отбирались 5–10 образцов мха, смешиваемых в один. После удаления инородных растительных материалов образцы высушивались при температуре 30° С. Три наиболее молодых из сформировавшихся сегментов *Hylocomium splendens* и зеленая часть *Pleurozium schreberi* отбирались для анализа. Дальнейшая гомогенизация не проводилась. При всех манипуляциях с образцами применялись полиэтиленовые перчатки одноразового использования.

Пробоотбор и пробоподготовка почв

Поверхностные почвы отбирались пробоотборником из нержавеющей стали с внутренним диаметром 10 см. После удаления неразложившегося растительного материала верхние 3 см почвенного профиля отделяли от содержимого пробоотборника. Десять проб с каждой точки пробоотбора брались с площади 10×10 м и объединяли в одну. Общий объем образца составлял ≈ 2,5 л. После пробоотбора почву высушили и гомогенизировали с использованием сита с ячейкой 2 мм.

Анализ

Образцы мха и почв весом около 0,3 и 0,1 г, соответственно, запечатывались в полиэтиленовые пакеты для короткоживущего облучения и в алюминиевую фольгу для долгоживущего облучения на реакторе ИБР-2 в Дубне. Характеристики потоков нейтронов и температур в каналах, связанных с пневмотранспортной установкой РЕГАТА, даны в табл. 1.

Таблица 1. Характеристики каналов облучения реактора ИБР-2 [11]

| Каналы облучения | Плотность потока нейтронов, нейтрон/(см ² ·с)·10 ¹² | | |
|------------------|---|--|---|
| | E=0–0,55 эВ тепловые | E=0,55–10 ⁵ эВ резонансные | E=10 ⁵ –25·10 ⁶ эВ быстрые |
| K1 (Cd-экран) | 0,023 | 3,31 | 4,23 |
| K2 | 1,23 | 2,96 | 4,10 |

Такие элементы, как Sc, Cr, Fe, Co, Ni, Zn, As, Se, Rb, Sr, Zr, Mo, Sb, Cs, Ba, La, Ce, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Yb, Hf, Ta, W, Au, Th и U, определялись с использованием канала № 1 (K1). В нем образцы облучались 4 сут. После 4–5

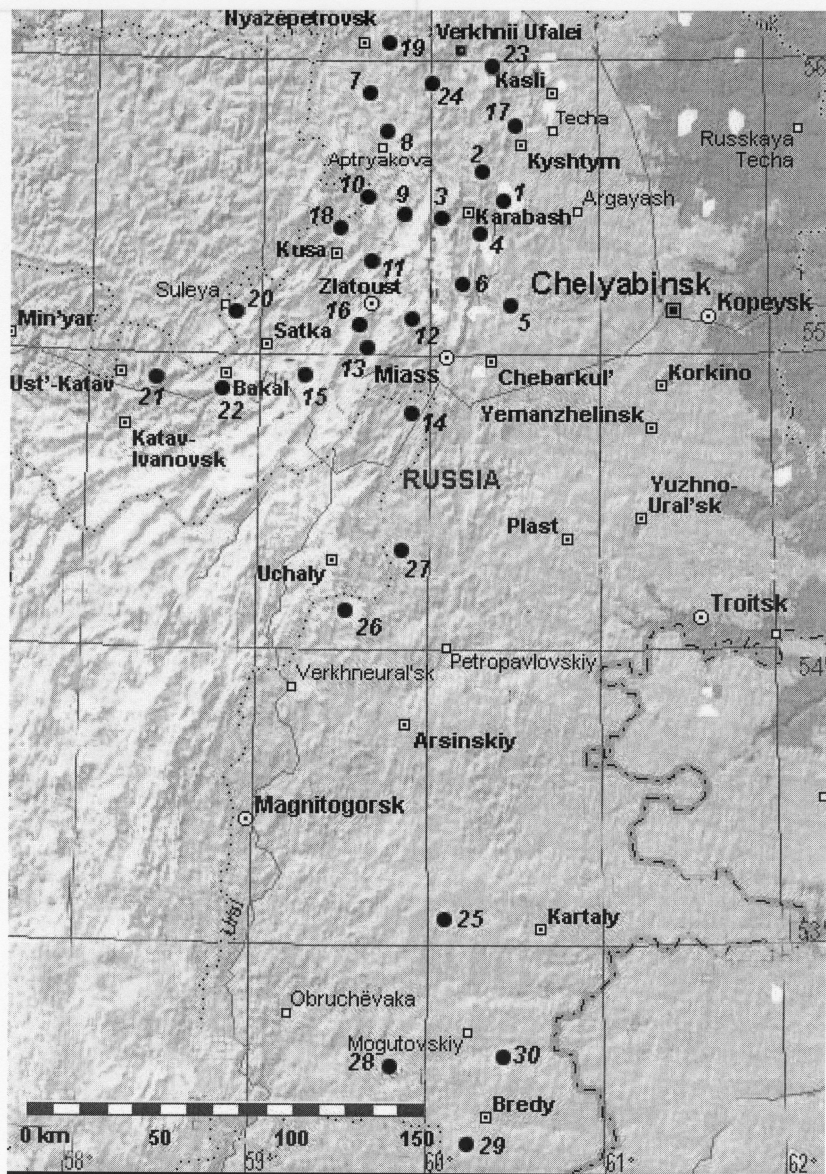


Рис. 1. Карта пробоотбора

дней распада образцы перепакowyвались и дважды измерялись, для средне-живущих и долгоживущих изотопов, соответственно. Время измерения варьировалось от 1 до 5 ч. Для определения короткоживущих изотопов таких элементов, как Na, K, Mg, Al, Ca, Cl, Ti, V, и Mn, использовался канал № 2 (K2). В нем образцы облучались 30–60 с (почвы) и 180–300 с (мхи) и измерялись по 5–8 и 20 мин после 3–5 мин и 20 мин распада соответственно.

Гамма-спектры измерялись с помощью Ge(Li)-детекторов с разрешением 2,5 кэВ для линии ^{60}Co 1332,5 кэВ и эффективностью регистрации около 6% относительно чувствительного объема $3 \times 3''$ NaI-детектора для той же линии. Обработка данных и определение концентраций элементов проводилось с использованием программного обеспечения, разработанного в Дубне [12].

Контроль качества анализа осуществлялся с помощью сертифицированного эталонного материала - донных отложений SDM (Международное агентство по атомной энергии, Вена) и датского мха DK-1 [13].

Свинец, кадмий и медь определялись методом плазменной атомно-абсорбционной спектроскопии в Геологическом институте РАН (Москва).

Результаты и обсуждение

В табл. 2 представлены максимальные, минимальные и средневзвешенные значения концентраций для элементов, определенных в образцах мхов и почв, а также фоновые значения, полученные для предположительно «чистого» района (точки № 28–30).

Результаты сравнивались с соответствующими данными для промышленных районов Польши [14], Сербии [15] и Норвегии [16], изученных авторами ранее. Из сравнения очевидно, что средние концентрации Mg, V, Cr, Ni, и W превышают местные фоновые значения более чем в 3 раза. Средние концентрации Al, Sc, Fe, Co, As, Sb, Cs, REE, Hf, и Ta также значительно выше фоновых значений. С другой стороны, в почвах только Zn, As, и Sb явно превышают фоновый уровень. Ясно, что мох гораздо более подходящий индикатор регионального загрязнения от атмосферных выпадений, чем верхний слой почвы, что также подчеркнuto в недавнем исследовании Fernandez и Carballeira [17]. Можно также отметить, что в большинстве случаев фоновые концентрации на Урале выше соответствующих значений в Норвегии.

Уровни загрязнения такими элементами, как V, Cr, Fe, Ni, As, и Sb, в основном схожи на Урале и в Сербии (Бор), но в Польше значительно ниже. Однако уровень загрязнения медью значительно выше в медных бассейнах Польши и Сербии, чем на Урале. Это связано с тем, что Карабашский медный комбинат был частично закрыт в 90-е годы из-за стагнации российской экономики в этот период.

Факторный анализ (метод выделения главных компонентов с использованием вращения VARIMAX) набора данных, нормированных на фоновые значения (точки №28–30) применялся для идентификации и характеристики различных источников загрязнения. Для определения вкладов от различных источников загрязнения были рассчитаны и графически отображены значения полученных факторов в каждой точке пробоотбора. Результаты факторного анализа данных для почв и мха даны в табл. 3,4. Представленные факторы объясняют 82% (мох) и 86% (почва) полной дисперсии.

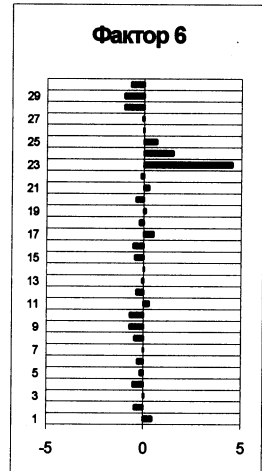
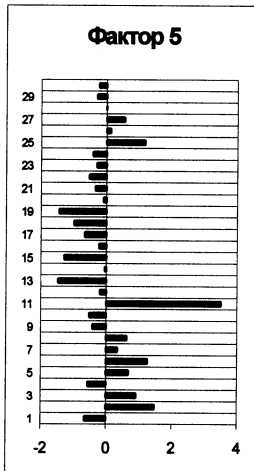
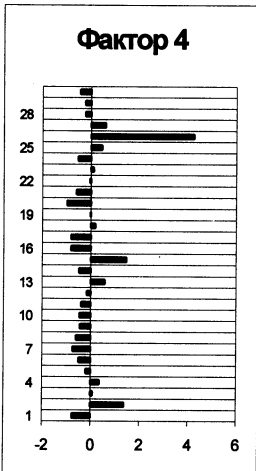
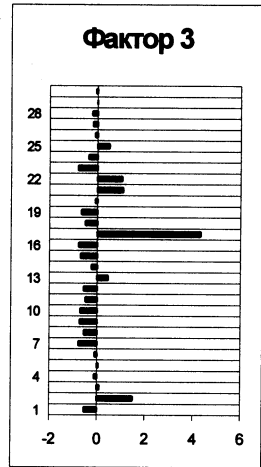
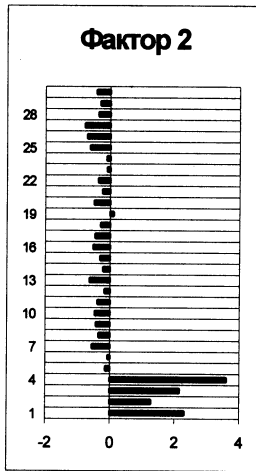
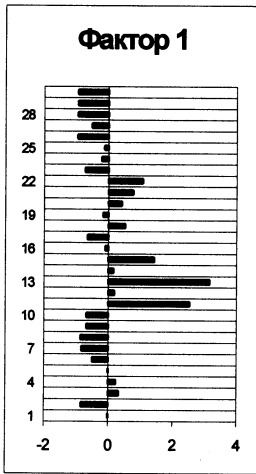


Рис. 2. Значения факторов в точках проботбора (мох)

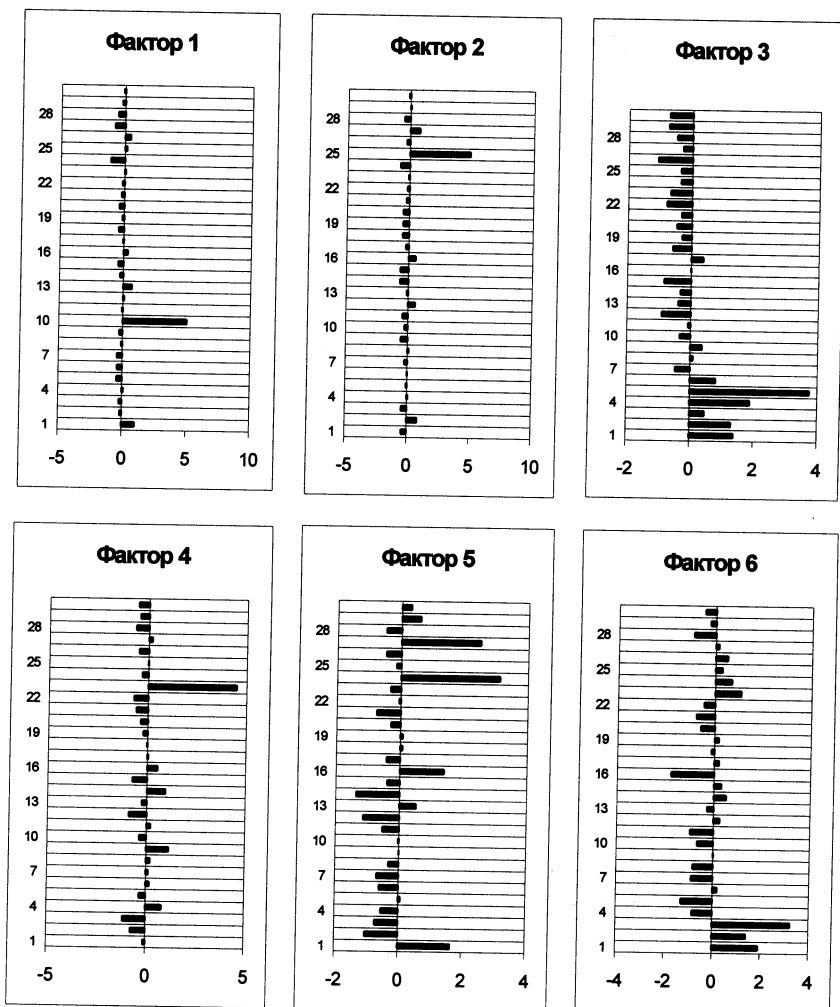


Рис. 3. Значения факторов в точках пробоотбора (почва)

Факторный анализ показывает наличие трех компонентов в обоих случаях. Фактор 1 имеет высокие нагрузки для элементов, отражающих почвенную природу, – Al, Ca, Sc, Cr, Fe, редкоземельные элементы (РЗЭ). Фактор 2 (мох) и фактор 3 (почва) имеют высокие нагрузки для Cu, Zn, As, Ag, Cd, Sb в точках №1–4 (см. рис. 2 из3) и обусловлены выбросами Карабашского медного комбината.

Фактор 6 (мох) и фактор 4 (почва) с высокими нагрузками для Co и Ni в точке №23 обусловлены деятельностью никель-кобальтового комбината в городе Верхний Уфалей. Остальные факторы оказались более трудными для объяснения.

Таблица 3. Результаты данных ФА для мха

| Фактор | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
|------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| % | 23 | 21 | 16 | 9.3 | 6.8 | 6.5 |
| <i>дисперсии</i> | | | | | | |
| Na | 0.22 | 0.31 | 0.79 | 0.13 | 0.22 | 0.07 |
| Mg | 0.84 | 0.10 | 0.04 | 0.05 | -0.12 | -0.11 |
| Al | 0.59 | 0.29 | 0.65 | -0.15 | 0.04 | 0.13 |
| Cl | 0.41 | 0.63 | -0.11 | 0.09 | -0.39 | -0.19 |
| K | -0.44 | 0.61 | 0.07 | 0.36 | 0.11 | -0.19 |
| Ca | 0.82 | 0.11 | 0.06 | 0.14 | 0.22 | -0.03 |
| Sc | 0.65 | 0.33 | 0.43 | 0.00 | 0.40 | 0.10 |
| V | 0.72 | 0.17 | 0.33 | -0.18 | 0.19 | 0.21 |
| Cr | 0.59 | 0.00 | -0.09 | -0.06 | 0.64 | 0.04 |
| Mn | 0.20 | -0.11 | -0.03 | 0.83 | -0.03 | 0.11 |
| Fe | 0.77 | 0.15 | 0.21 | 0.04 | 0.50 | 0.67 |
| Co | 0.41 | -0.07 | 0.05 | 0.39 | 0.42 | 0.60 |
| Ni | -0.01 | 0.10 | -0.12 | -0.02 | -0.06 | 0.95 |
| Cu | 0.02 | 0.96 | 0.03 | 0.00 | -0.02 | -0.03 |
| Zn | 0.09 | 0.97 | 0.05 | 0.01 | 0.07 | -0.04 |
| As | 0.05 | 0.95 | 0.10 | 0.05 | 0.05 | 0.19 |
| Se | -0.14 | 0.27 | 0.42 | 0.16 | 0.07 | 0.76 |
| Br | 0.06 | 0.05 | 0.06 | 0.90 | 0.08 | 0.15 |
| Rb | 0.34 | -0.13 | 0.33 | 0.11 | 0.76 | -0.02 |
| Ag | 0.07 | 0.89 | 0.03 | 0.01 | -0.04 | 0.03 |
| Cd | 0.06 | 0.86 | -0.12 | -0.10 | -0.19 | 0.34 |
| Sb | -0.02 | 0.96 | 0.21 | 0.04 | 0.06 | 0.05 |
| Cs | 0.48 | 0.14 | 0.54 | 0.04 | 0.10 | 0.08 |
| Ba | 0.49 | 0.04 | 0.22 | 0.48 | 0.11 | -0.07 |
| La | 0.55 | -0.10 | 0.76 | 0.14 | 0.15 | 0.05 |
| Ce | 0.56 | -0.03 | 0.67 | 0.24 | 0.18 | -0.01 |
| Sm | 0.74 | -0.06 | 0.62 | -0.08 | -0.02 | 0.07 |
| Tb | 0.84 | 0.08 | 0.30 | 0.09 | 0.14 | -0.02 |
| Yb | 0.92 | -0.11 | 0.22 | 0.11 | -0.04 | -0.01 |
| Hf | 0.33 | 0.58 | 0.04 | 0.02 | 0.09 | 0.07 |
| Ta | 0.53 | 0.48 | 0.37 | 0.24 | 0.34 | -0.05 |
| W | -0.12 | 0.46 | 0.19 | 0.49 | 0.45 | 0.10 |
| Au | -0.08 | 0.12 | -0.02 | 0.83 | -0.03 | -0.08 |
| Th | 0.24 | 0.04 | 0.93 | -0.01 | 0.08 | 0.07 |
| U | -0.04 | -0.03 | 0.85 | -0.02 | -0.05 | -0.11 |

Extraction Method: Principal Component Analysis.

Rotation Method: Varimax with Kaiser Normalization.

Таблица 4. Результаты данных ФА для почв

| Фактор | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
|------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| % | 42 | 12 | 10 | 8.6 | 6.6 | 5.8 |
| <i>дисперсии</i> | | | | | | |
| Na | 0.82 | 0.18 | 0.11 | 0.07 | 0.13 | 0.42 |
| Mg | 0.35 | 0.34 | -0.08 | 0.67 | 0.32 | 0.14 |
| Al | 0.66 | 0.26 | -0.03 | -0.05 | 0.58 | 0.19 |
| K | 0.04 | 0.59 | -0.46 | -0.21 | -0.02 | -0.19 |
| Ca | 0.77 | -0.17 | 0.18 | 0.23 | 0.18 | 0.22 |
| Sc | 0.89 | -0.15 | 0.16 | 0.28 | 0.18 | 0.01 |
| Ti | 0.29 | 0.09 | -0.22 | 0.10 | 0.85 | 0.00 |
| V | 0.47 | -0.11 | 0.05 | 0.32 | 0.69 | -0.10 |
| Cr | 0.63 | -0.23 | 0.15 | 0.67 | -0.06 | -0.15 |
| Mn | -0.33 | 0.42 | 0.09 | 0.15 | -0.07 | 0.53 |
| Fe | 0.92 | -0.14 | 0.14 | 0.28 | 0.12 | -0.02 |
| Co | 0.29 | -0.13 | 0.12 | 0.79 | 0.25 | -0.15 |
| Ni | 0.28 | -0.16 | 0.09 | 0.91 | -0.11 | 0.06 |
| Zn | 0.19 | -0.07 | 0.92 | -0.03 | -0.09 | 0.13 |
| As | 0.00 | -0.05 | 0.88 | 0.12 | -0.05 | 0.10 |
| Se | -0.03 | 0.80 | 0.41 | -0.09 | 0.14 | 0.28 |
| Rb | 0.95 | 0.16 | 0.01 | 0.14 | 0.06 | -0.06 |
| Sr | 0.91 | 0.04 | 0.20 | 0.18 | 0.02 | 0.24 |
| Zr | 0.80 | -0.12 | -0.16 | -0.01 | 0.28 | -0.22 |
| Mo | 0.63 | 0.02 | 0.51 | 0.19 | -0.01 | -0.32 |
| Sb | -0.01 | -0.15 | 0.44 | -0.19 | 0.00 | 0.66 |
| Cs | 0.38 | 0.65 | -0.16 | -0.06 | 0.22 | -0.34 |
| Ba | 0.93 | 0.19 | 0.19 | 0.06 | -0.05 | 0.15 |
| La | 0.60 | 0.51 | -0.10 | 0.12 | 0.00 | -0.41 |
| Ce | 0.74 | 0.50 | -0.12 | 0.08 | 0.12 | -0.31 |
| Nd | 0.12 | 0.92 | -0.14 | -0.04 | 0.05 | -0.02 |
| Sm | 0.90 | 0.06 | 0.01 | 0.22 | 0.17 | -0.24 |
| Eu | 0.13 | -0.18 | 0.36 | 0.22 | -0.31 | 0.30 |
| Gd | 0.95 | 0.13 | 0.14 | 0.14 | 0.04 | -0.13 |
| Tb | 0.90 | -0.10 | 0.04 | 0.20 | 0.26 | -0.23 |
| Yb | 0.92 | -0.06 | 0.05 | 0.17 | 0.24 | -0.19 |
| Hf | 0.93 | 0.29 | -0.02 | 0.15 | 0.04 | -0.06 |
| Ta | 0.89 | 0.27 | 0.04 | 0.18 | 0.16 | -0.19 |
| W | 0.61 | 0.14 | -0.27 | -0.09 | 0.40 | -0.15 |
| Au | 0.97 | 0.02 | 0.04 | 0.11 | 0.09 | 0.02 |
| Th | 0.00 | 0.95 | -0.03 | -0.06 | -0.07 | 0.07 |
| U | 0.12 | 0.02 | 0.88 | 0.04 | -0.07 | 0.02 |

Extraction Method: Principal Component Analysis.

Rotation Method: Varimax with Kaiser Normalization.

Полученные результаты для Cu и As позволяют определить градиенты их концентраций по мере удаления от Карабашского медного комбината. Из рис. 4 ясно видно, что пикта загрязнения достаточно локальны и уровни Cu и As приближаются к фоновым значениям на расстоянии 30–40 км от комбината.

Изучались корреляции концентраций основных элементов As, Zn и Ni (к сожалению, медь в почве не была определена), ассоциируемых с медной и никелевой промышленностью, во мхе относительно почвы. Как видно из рис. 5,

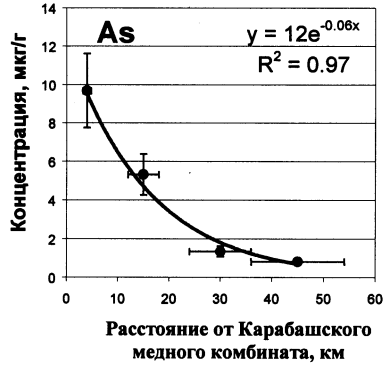
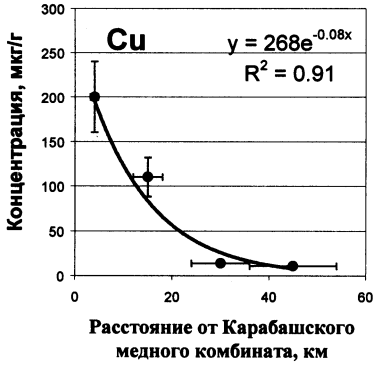


Рис. 4. Градиент концентрации Cu и As (мох)

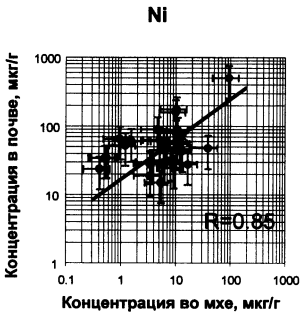
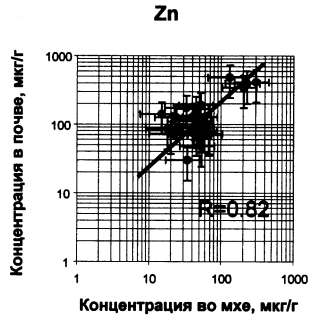
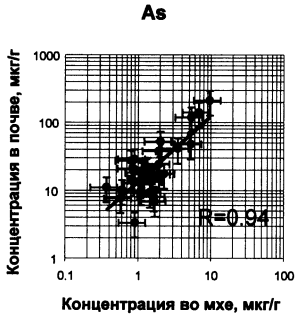


Рис. 5. Графики корреляций (почва – мох) для As, Zn и Ni

высокие коэффициенты корреляции для этих элементов ($R = 0,94$, $R = 0,88$, и $R = 0,85$ соответственно), подтверждают предположение о том, что поверхностные слои почв загрязняются данными элементами из атмосферных выпадений.

Краткое обсуждение элементного состава воздушных загрязнений, основанное на данных для мха, состоит в следующем:

У: В данном исследовании имеет, в основном, почвенное происхождение (Фактор 1). Однако самые высокие значения во мхе наблюдались в точках № 11 и 13 вблизи промышленных городов Куса и Златоуст.

Cr: Наибольшие концентрации хрома были найдены в точках №11 во мхе и в точках 11,18,23 в образцах почв. Точка 23 подвержена влиянию ОАО "Уфалейникель"

Fe: Fe главным образом почвенного происхождения (Фактор 1), но его максимальная концентрация наблюдается в точке 11.

Ni: Высокие концентрации Ni, как в образцах мха, так и почвы, наблюдаются в точке 23 подверженной влиянию ОАО "Уфалейникель".

Cu: Загрязнение Cu наблюдается в точках 1-4 и связаны только с деятельностью Карабашского медного комбината.

Zn: Высокие концентрации Zn наблюдаются вблизи Карабашского медного комбината (точки 1-4) и в точке 18 возле промышленного г. Кыштым.

As: Наибольшие концентрации As наблюдаются в точках 1-4 (Карабаш) и в точках 23-24 (Верхний Уфалей).

Sb: Как в случае с медью, загрязнение Sb наблюдается только вблизи Карабашского медного комбината.

Таблица 5. Суммарный коэффициент загрязнений мхов и почв Z_c для Cr, Fe, Co, Ni, V, Cu (только во мхе) Zn, As, Se, Sb, Ba

| Точки пробоотбора | Z_c (мох) | Z_c (почва) |
|----------------------|-------------|---------------|
| 1 | 64 | 47 |
| 2 | 49 | 24 |
| 3 | 87 | 51 |
| 4 | 88 | 39 |
| 5 | 39 | 46 |
| 6 | 24 | 10 |
| 7 | 21 | 7 |
| 8 | 12 | 8 |
| 9 | 0.42 | 50 |
| 10 | -0.92 | 6 |
| 11 | 130 | 7 |
| 12 | 19 | 2 |
| 13 | 43 | 3 |
| 14 | 33 | 11 |
| 15 | 35 | 0 |
| 16 | 14 | 9 |

| Точки пробоотбора | Z_c (мох) | Z_c (почва) |
|----------------------|-------------|---------------|
| 17 | 37 | 14 |
| 18 | 23 | 4 |
| 19 | 24 | 3 |
| 20 | 22 | 1 |
| 21 | 40 | 2 |
| 22 | 33 | 1 |
| 23 | 211 | 27 |
| 24 | 94 | 7 |
| 25 | 29 | 5 |
| 26 | 15 | -6 |
| 27 | 15 | 4 |
| 28 | -1.3 | -1 |
| 29 | 1.1 | 1 |
| 30 | 0.22 | 0.04 |

Для определения регионов, наиболее загрязненных тяжелыми металлами для всех точек пробоотбора (табл. 5), рассчитывался суммарный показатель загрязнения Z_c [18]:

$$Z_c = \sum K_c - (n-1), \text{ где}$$

$K_c = X/X_{\text{фон}}$ – отношение концентрации элемента-поллютанта к ее фоновому значению; n – число взятых в расчет элементов.

Для расчета были выбраны следующие поллютанты: V, Cr, Fe, Co, Ni, Zn, As, Se, Sb и Ba.

Из табл. 5 видно, что наибольшие суммарные показатели загрязнения относятся к вышеупомянутым промышленным зонам на Южном Урале: точки 1, 2, 3, 4 – Карабаш; точка 23 – Верхний Уфалей; точка 11 – Златоуст; точка 17 – Кыштым.

Для определения вклада от антропогенных источников загрязнений рассчитывались факторы обогащения элементов относительно земной коры ($EF = (X/Sc)_{\text{мох}} / (X/Sc)_{\text{зем.кора}}$) (Рис. 6). У типичных компонентов земной коры Al, PЗЭ, Th и т.д. факторы обогащения близки к единице. Некоторые биофильные элементы (K, Ca) накапливаются во мхе за счет активных биологических процессов или за счет атмосферных выпадений. Cr, Zn, As, Se, Ag, Cd, Sb, и Au значительно обогащены во мхе и, следовательно, с ними связана проблема загрязнений в регионе.

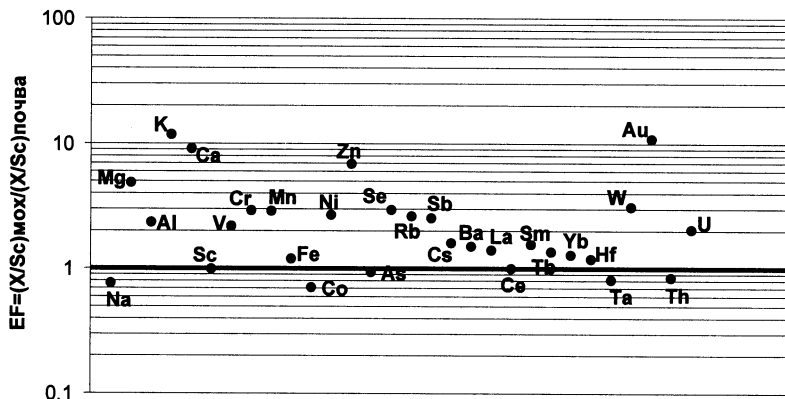


Рис. 6. Факторы обогащения элементов во мхах относительно почвы

Заключение

Техника биомониторинга при помощи мхов впервые применялась для изучения атмосферных выпадений тяжелых металлов в региональных масштабах в сильно индустриализированной части Южного Урала.

Эпитепловой нейтронный активационный анализ оказался подходящим аналитическим методом для оценки неблагоприятной экологической ситуации, вызванной загрязнениями тяжелыми металлами.

Сравнение с соответствующими данными для регионов с подобной промышленностью в Польше (Медный бассейн) и Сербии (Бор) показало, что северная часть Челябинской области одна из самых загрязненных мест в Европе такими элементами, как V, Cr, Fe, Ni, As и Sb.

Факторный анализ экспериментального набора данных позволил идентифицировать и охарактеризовать два главных источника загрязнения в исследуемой области: Карабашский медный комбинат (Cu, Zn, As, Ag, Cd, и Sb) и ОАО "Уфалейникель" (Ni и Co) в г. Верхний Уфалей.

Атмосферные выпадения Cu и As в основном локализовались в зоне радиусом 30–40 км от Карабашского медного комбината.

Суммарный показатель загрязнения, рассчитанный для каждой точки пробоотбора, позволил выявить зоны самих высоких антропогенных нагрузок вблизи Карабаша, Кусы и Златоуста.

Высокие коэффициенты корреляции для As, Zn, и Ni в образцах мха и почвы в одних и тех же точках пробоотбора доказывают значительное загрязнение поверхностного слоя почв данными элементами из атмосферных выпадений.

Как следует из значений факторов обогащения элементов во мхе относительно этих же элементов в почве, рассчитанных для разделения вкладов почвенного и атмосферного загрязнений, такие элементы, как Cr, Zn, As, Se, Ag, Cd, Sb, и Au, существенно обогащены во мхе, что ясно показывает антропогенную природу их происхождения.

Результаты этой работы могут быть полезными для будущих исследований, связанных с изучением зависимости здоровья населения от географического распределения загрязнений.

Работа выполнена при поддержке Международного агентства по атомной энергии (контракт № 9480/RO) в рамках проекта "Биомониторинг атмосферных выпадений тяжелых металлов и радионуклидов в Челябинской области (Урал, Россия): временные и пространственные тренды".

Литература

1. BRADLEY D.J. Behind the Nuclear Curtain. Radioactive Waste Management in the Former Soviet Union. Edited by David R. Payson, Battelle Press, Columbus Richland, 1977, 371-450.
2. AARKROG A., DAHLGAARD H., NIELSEN S.P., TRAPEZNIKOV A.V., MOLCHANOVA I.V., POZOLOTINA V.N., KARAVAeva E.N., YUSHKOV P.I., POLIKARPOV G.G. Radioactive inventories from the Kyshtym and Karachay accidents: estimates based on soil samples collected in the South Urals (1990-1995), *Sci. Total. Environ.*, 1997, vol. 201, 137-154.
3. FRONTASYEVA M.V., SMIRNOV L.I., ROMANOV S.A., CHERCHINTSEV V.D., LYAPUNOV S.M., STEINNES E. ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs activity in surface soil samples from some areas affected by the «Mayak» plutonium production association. Proceedings of NATO ARW «Man-Made Radionuclides and Heavy Metals in the Environment». (M.V. Frontasyeva, P. Vater and V.P. Peregygin—eds.) Kluwer Academic Publishers, NATO Science Series. 2001, IV. Earth and Environmental Sciences – vol. 5, 29-36.

4. Air Pollution in the Ural Mountains. Environmental, Health and Policy Aspects. Eds. I. Linkov and R. Wilson., Kluwer Academic Publishers, NATO ASI Series, vol. 40, 455.
5. STEINNES E. Atmospheric deposition of heavy metals studied by analysis of moss samples using neutron activation analysis and atomic absorption spectrometry, *J. Radioanal. Chem.*, 1980, vol. 58, 387-391.
6. RÜHLING Å., STEINNES E. Atmospheric Heavy Metal Deposition in Europe 1995-1996. *NORD Environment, NORD 1998:15* (1998)
7. STEINNES E., SOLBERG W., PETERSEN H.M., WREN C.D. Heavy metal pollution by long range atmospheric transport in natural soils of Southern Norway, *Water, Air, Soil Pollut.*, 1989, vol. 45, 207-218.
8. STEINNES E., ALLEN R.O., PETERSEN H.M., RAMBÆK J.P., VARSKOG P. Evidence of large scale heavy-metal contamination of natural surface soils in Norway from long-range atmospheric transport, *Sci. Total. Environ.*, 1997, vol. 205, 255-266.
9. FRONTASYEVA M.V., STEINNES E., LYAPUNOV S.M., CHERCHINTSEV V. D., SMIRNOV L.I. Biomonitoring of heavy metal deposition in South Ural region: Some preliminary obtained by nuclear and related techniques, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, vol. 245, No.2, 415-420, 2000.
10. STEINNES E., RAMBAEK J.P., HANSEN J.E. Large Scale Multi-Element Survey of Atmospheric Deposition Using Naturally Growing Moss as Biomonitor, *Chemosphere*, 1992, vol. 25, p. 735-752.
11. FRONTASYEVA M.V., PAVLOV S.S. Analytical Investigations at the IBR-2 Reactor in Dubna, *JINR Preprint*, 2000, E14-2000-177, Dubna.
12. OSTROVNAYA T.M., NEFEDYEVA L.S., NAZAROV V.M., BORZAKOV S.B., STRELKOVA L.P. Software for INAA on the basis of relative and absolute methods using nuclear data base, activation analysis in environment protection, 1993, D-14-93-325, Dubna, p.319-326.
13. FRONTASYEVA M.V., GRASS F., NAZAROV V.M., RITSCHER A., STEINNES E. Intercomparison of moss reference material by different multi-element techniques, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 1995, vol. 192, No 2, p. 371-379.
14. GRODZINSKA K., FRONTASYEVA M.V., SZAREK-LUKASZEWSKA G., KLICH M., KUCHARSKA A., GUNDORING S.F., OSTROVNAYA T.M. Trace element concentrations in *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. in industrial regions in Poland – mosses as indicators of atmospheric contamination (submitted to the *J. Environ. Monitor.*).
15. FRONTASYEVA M.V., GALINSKAYA T.Ye., KRMAR M., MATAVULY M., PAVLOV S.S., RADNOVIC D., STEINNES E. Atmospheric deposition of heavy metals in Serbia studied by moss biomonitoring, neutron activation analysis and GIS technology, (submitted to *Sci. Total. Environ.*)
16. STEINNES E., BERG T., SJØBAKK T.E., UGGERUD H., VADSET M. Atmospheric deposition of heavy metals in Norway. Nation-wide survey 2000., Report 838/01, State Pollution Control Authority, Oslo 2001, 28 pp (In Norwegian).
17. FERNANDEZ J.A., CARBALLEIRA A. A comparison of indigenous mosses and topsoils for use in monitoring atmospheric heavy metal deposition in Galicia (northwest Spain), *Environ. Pollut.*, 2001, vol. 114, p. 431-441.
18. Сагт Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. Геохимия окружающей среды. "Недра", 1990, Москва, 335.

Получено 15 мая 2002 г.

Изучение атмосферных выпадений тяжелых металлов на Южном Урале

Образцы мхов *Hylocomium splendens* и *Pleurozium schreberi*, собранные летом 1998 г., использовались для изучения глобальных атмосферных выпадений тяжелых металлов на севере Челябинской области (Южный Урал), которая является самым загрязненным промышленным районом Российской Федерации. Образцы почв и мхов были собраны одновременно в 30 точках для изучения накопления тяжелых металлов и для исследования корреляции элементов в образцах мхов и поверхностном слое почв для учета вклада почвенных компонентов в атмосферные выпадения. Применение метода эпитеплового нейтронного активационного анализа (ЭНАА) позволило определить концентрации 38 элементов (Na, Mg, Al, K, Ca, Sc, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Zn, As, Se, Rb, Sr, Zr, Mo, Sb, Cs, Ba, La, Ce, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Yb, Hf, Ta, W, Au, Th, U) в образцах почв и концентрации 33 элементов (Na, Mg, Al, Cl, K, Ca, Sc, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Zn, As, Se, Br, Rb, Ag, Sb, Cs, Ba, La, Ce, Sm, Tb, Yb, Hf, Ta, W, Au, Th, U) в образцах мхов. Элементы Cu, Cd и Pb, содержащиеся во мхах, были определены методом атомно-абсорбционной спектроскопии (ААС). Результаты сравнивались с данными, полученными для медных бассейнов Польши и Сербии, а также с данными фоновых значений по Норвегии. Многомерный статистический анализ этих данных (выделение главных компонентов с использованием вращения VARIMAX) позволил установить и охарактеризовать различные источники загрязнения в исследуемом регионе. Для выявления наиболее загрязненных мест были рассчитаны суммарные показатели загрязнения аномальных уровней по отношению к фоновым значениям для каждой точки пробоотбора.

Работа выполнена в Лаборатории нейтронной физики им. И. М. Франка ОИЯИ.

Препринт Объединенного института ядерных исследований. Дубна, 2002

Перевод авторов

A Heavy Metal Atmospheric Deposition Study in the South Ural Mountains

Samples of the mosses *Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*, collected in the summer of 1998, were used to study the atmospheric deposition of heavy metals and other toxic elements in the Chelyabinsk Region situated in the South Ural, one of the most heavily polluted industrial areas of the Russian Federation. Samples of natural soils were collected simultaneously with moss at the same 30 sites in order to investigate surface accumulation of heavy metals and to examine the correlation of elements in moss and soil samples in order to separate contributions from atmospheric deposition and from soil minerals. A total of 38 elements (Na, Mg, Al, K, Ca, Sc, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Zn, As, Se, Rb, Sr, Zr, Mo, Sb, Cs, Ba, La, Ce, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Yb, Hf, Ta, W, Au, Th, U) in soil and 33 elements (Na, Mg, Al, Cl, K, Ca, Sc, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Zn, As, Se, Br, Rb, Ag, Sb, Cs, Ba, La, Ce, Sm, Tb, Yb, Hf, Ta, W, Au, Th, U) in mosses were determined by epithermal neutron activation analysis. The elements Cu, Cd and Pb (in moss samples only) were obtained by atomic absorption spectrometry. The element concentrations were compared to those for copper basins in Poland and Serbia as well as to baseline concentrations in Norway. VARIMAX rotated principal component analysis was used to identify and characterise different pollution sources and to point out the most polluted areas.

The investigation has been performed at the Frank Laboratory of Neutron Physics, JINR.

Preprint of the Joint Institute for Nuclear Research. Dubna, 2002

Редактор *М. И. Зарубина*
Макет *Е. В. Сабеевой*

ЛР № 020579 от 23.06.97.

Подписано в печать 06.06.2002.

Формат 60 × 90/16. Бумага офсетная. Печать офсетная.

Усл. печ. л. 0,75. Уч.-изд. л. 0,99. Тираж 200 экз. Заказ № 53347.

**Издательский отдел Объединенного института ядерных исследований
141980, г. Дубна, Московская обл., ул. Жолио-Кюри, 6.**