

Объединенный институт ядерных исследований

На правах рукописи

Алексеенок Юлия Владимировна

**Биоиндикация атмосферных выпадений металлов и металлоидов
в Республике Беларусь**

1.6.21 Геоэкология (географические науки)

Диссертация на соискание ученой степени
кандидата географических наук

Научный руководитель:
канд. физ-мат. наук, доцент
Фронтасьева Марина Владимировна

Калининград – 2021

СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	4
ГЛАВА 1 АТМОСФЕРНЫЙ ПЕРЕНОС ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ И МЕЖДУНАРОДНЫЕ ПРОГРАММЫ МОНИТОРИНГА	11
1.1 Загрязнение атмосферного воздуха	11
1.1.1 Источники загрязнения атмосферного воздуха	11
1.1.2 Характерные особенности промышленных выбросов и дальность переноса загрязняющих веществ	18
1.2 Международные программы в области охраны атмосферного воздуха	23
1.2.1 Европейские международные программы исследований ТМ в атмосферном воздухе	28
1.2.2 Система мониторинга атмосферного воздуха в Республике Беларусь	34
1.3 Мхи, их морфологические особенности и распространенность	38
1.3.1 Механизмы поглощения и накопления питательных веществ и химических элементов	38
1.3.2 Факторы, влияющие на аккумуляцию мхами загрязняющих веществ	40
1.3.3 Программы биомониторинга с использованием мхов	42
ГЛАВА 2. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ	51
2.1 Эколого-географическая характеристика территории Республики Беларусь	51
2.1.1 Физико-географическая характеристика	51
2.1.2 Промышленность	58
2.1.3 Источники загрязняющих веществ в атмосферном воздухе	62
2.1.4 Данные ЕМЕП о загрязнении территории Беларуси (внешние источники загрязняющих веществ)	67
2.2 Процедура отбора проб плеврокарпных видов мхов (количество точек, виды мхов, требования к отбору, очистка, хранение, транспортировка, пробоподготовка)	70
2.2.1 Правила пробоотбора	70
2.2.2 Пробоотбор на территории Республики Беларусь	72
2.3 Определение элементного состава образцов мхов и статистическая обработка результатов нейтронно-активационного анализа	73
2.3.1 Анализ химического состава образцов	73
2.3.2. Статистическая обработка и визуализация пространственных данных	76

ГЛАВА 3. ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА АТМОСФЕРНЫХ ОСАЖДЕНИЙ МЕТАЛЛОВ И МЕТАЛЛОИДОВ В РЕСПУБЛИКЕ БЕЛАРУСЬ	87
3.1 Пространственно-временная динамика трансграничного переноса и выпадения химических элементов на территории Беларуси	87
3.1.1 Результаты статистической обработки данных	87
3.1.2 Источники поступления элементов. Оценка степени загрязнения территории	88
3.1.3 Пространственно-временной анализ изменения содержания элементов на исследуемой территории	96
3.2 Сравнительный анализ сопредельных европейских территорий	114
3.3 Факторный анализ по годам	123
3.4 Распределение особо токсичных поллютантов во мхах	131
3.5 Интегральная оценка загрязнения территории и эколого-географическое зонирование территории Беларусь по степени загрязнения атмосферного воздуха	133
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	143
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ	147
Приложение 1 – Координаты площадок пробоотбора за разные годы	174
Приложение 2 – Результаты факторного анализа за 2005 г.	183
Приложение 3 – Результаты факторного анализа за 2010 г.	184
Приложение 4 – Результаты факторного анализа за 2015 г.	185
Приложение 5 – Карты-схемы распределения элементов в 2005 г.	186
Приложение 6 – Карты-схемы распределения элементов в 2010 г.	189
Приложение 7 – Карты-схемы распределения элементов в 2015 г.	192

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность работы. Загрязнение атмосферного воздуха – глобальная проблема, связанная с переносом экотоксикантов на большие расстояния, что требует выработки единого механизма управления выбросами и методами контроля, формирования национальной политики в отношении регулирования трансграничных атмосферных переносов загрязняющих веществ. Значительный прогресс в оценке загрязнения атмосферного воздуха тяжелыми металлами и другими экотоксикантами связан с решениями, принятыми в рамках Конвенции Европейской Экономической Комиссии ООН о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния и созданием Международной совместной программы оценки воздействия загрязнения воздуха на естественную растительность и сельскохозяйственные культуры (ICP Vegetation). Основная цель – изучение воздействия осаждения тяжелых металлов и азота на растительность, инструмент оценивания – покровообразующие виды мхов. Для количественной оценки накопления мхами следовых элементов, в том числе тяжелых металлов и металлоидов, в качестве референтных методов используются многоэлементный нейтронный активационный анализ (НАА), атомно-абсорбционная спектроскопия (ААС) и масс-спектрометрия.

С 2014 г. в 33 странах ЕС решением Европейского Комитета по стандартизации биомониторинг качества воздуха с наземными мхами *in situ* используется для пространственной оценки атмосферного загрязнения [SIST EN 16414-2014]. В Республике Беларусь и Российской Федерации метод, основанный на «моховой» технике не регламентирован, государственный стандарт (документ) для применения метода мхов-биомониторов в пространственной оценке загрязнения атмосферного воздуха по результатам биомониторинга отсутствует.

Степень разработанности темы. Министерство природных ресурсов Республики Беларусь ежегодно публикует данные об общих выбросах по As, Ni, Cr, Zn, Cu, Pb, Cd и Hg от стационарных и мобильных источников. Однако атмосферные выпадения с использованием мхов-индикаторов до настоящего исследования оценивались лишь на небольших участках в рамках международной программы ICP-Vegetation в 1995 г.

Объект исследования: лесные мхи-индикаторы многолетних атмосферных выпадений загрязняющих веществ на территории Республики Беларусь.

Предмет исследования: пространственные и временные закономерности загрязнения атмосферы и биосферы металлами и металлоидами.

Область исследования соответствует паспорту специальности 1.6.21 – Геоэкология по пунктам: 1.12. Геоэкологический мониторинг и обеспечение экологической безопасности, средства контроля; 1.17. Геоэкологическая оценка территории. Современные методы геоэкологического картирования, информационные системы в геоэкологии. Разработка научных основ государственной экологической экспертизы и контроля.

Цель работы: выявление пространственных закономерностей атмосферных выпадений металлов и металлоидов в Республике Беларусь.

Для достижения поставленной цели решались следующие **задачи**:

- адаптация методики оценки и определение элементного состава лесных плеврокарпных мхов *Pleurozium schreberi* и *Hylocomium splendens*;
- сравнительный анализ пространственно-временной динамики, характеризующей уровни загрязнения атмосферными выпадениями;
- картографическая визуализация распределения следовых элементов (металлов и металлоидов) на территории Беларуси;
- биогеохимическое зонирование изученной территории по степени контаминации металлами и металлоидами.

Основные защищаемые положения:

1. Методический подход к оценке пространственного распределения атмосферных выпадений металлов и металлоидов на основе бриомониторинга и интегральных показателей.
2. Качественный и количественный состав атмосферных выпадений в Республике Беларусь определяется: воздействием местных источников загрязнения, естественными причинами (природными) и трансграничным переносом, при этом основным фактором, формирующим качественный и количественный состав атмосферных выпадений, является местная промышленность, а характер распределения ареалов контаминации в первую очередь определяется направлением доминирующих ветров.
3. Территория Республики Беларусь дифференцирована по доминирующим ассоциациям элементов и степени атмосферного загрязнения на четыре биогеохимических зоны:
 - Минская возвышенность и сопредельные районы водораздельных лесных массивов (с преобладанием индустриальных источников Co, W, Pb);
 - Оршанско-Могилёвская равнина, преимущественно сельскохозяйственного воздействия (с доминированием литофильных элементов Sr, Hf, Th);
 - Прибужская равнина и Брестское Полесье с преобладанием трансграничного переноса (с ассоциацией элементов Sm, Sb, Zn);
 - Полоцкая и Приднепровская низина, Браславские гряды (фоновая территория).

Научная новизна работы:

- Впервые методика EN 16414-2014 «Окружающий воздух. Биомониторинг с использованием мхов» (принятая в странах ЕС) адаптирована к природным условиям Республики Беларусь;

- Впервые рассчитаны и картографически визуализированы многолетние пространственно-временные изменения содержания Al, As, Cd, Cu, Fe, Ni, Pb, Sb, V, Zn на изученной территории;
- Определены фоновые содержания металлов и металлоидов в двух массовых видах мхов *P. schreberi* и *H. splendens*;
- Выявлены биогеохимические различия атмосферных выпадений металлов и металлоидов, обусловленные природными и антропогенными факторами.

Достоверность научных положений, выводов и рекомендаций подтверждается корректной постановкой задач и обоснованным выбором методов исследования, регулярным контролем качества аналитических процедур. Представленные в работе результаты анализировались и сопоставлялись с известными экспериментальными данными других исследователей.

Практическое значение работы. Автором разработана сеть мониторинга атмосферных выпадений загрязняющих веществ на территории Республики Беларусь. Результаты исследования включены в базу данных Международной программы по оценке воздействия загрязнения воздуха на естественную растительность и сельскохозяйственные культуры, и отчеты для Экономической комиссии ООН. В дальнейшем полученные данные могут быть использованы при изучении тенденций загрязнения атмосферного воздуха в Республике Беларусь и сопредельных регионах, для контроля фоновых уровней загрязнения.

Апробация работы. Основные положения диссертации доложены и обсуждены на: Международной конференции «Балтийский регион – регион сотрудничества: 2019» (РФ, Калининград), The 32d ICP Vegetation Task Force meeting (Румыния, 2019), The 8th International Workshop on Biomonitoring of Atmospheric Pollution (BIOMAP 8), Дубна, 2018; 18-я международная научная конференция «Сахаровские чтения 2018 года: экологические проблемы XXI века» (Минск, 2018); The 31th ICP Vegetation Task Force meeting (Германия, 2018); XIV

Международная научная конференция молодых ученых «Молодежь в науке – 2017», (Минск, 2017); The 30th ICP Vegetation Task Force meeting (Польша, 2017); The 29th Task Force Meeting of the UNECE ICP Vegetation (Дубна, 2016); Конференция «Чернобыль: преодоление. Вклад научной и творческой интеллигенции Беларуси, России и Украины», (Минск, 2016); 23d International Seminar on Interaction of Neutrons with Nuclei, (Дубна, 2015), 28th ICP Vegetation Task Force meeting (Италия, 2015), Рабочем совещании «Современные ядерно-физические методы исследования в физике конденсированных сред» (Минск, 2013), Всероссийской научно-практической конференции «Мониторирование состояния здоровья, качества и образа жизни населения России. Влияние поведенческих факторов риска на здоровье населения» (Москва, 2011), 19th International Seminar on Interaction of Neutrons with Nuclei, (Дубна, 2011), Рабочем совещании «Современные ядерно-физические методы исследования в физике конденсированных сред» (Минск, 2011), 24th ICP Vegetation Task Force meeting (Швейцария, 2011), 5th International Summer School on Nuclear Physics Methods and Accelerators in Biology and Medicine (Словакия, 2009), Lunch talk at SCK-CEN, (Бельгия, 2009), The 22 Task Force Meeting UNECE ICP Vegetation (Германия, 2009), 20th Task Force Meeting of the ICP Vegetation (Дубна, 2007).

Публикации: По теме исследования всего опубликовано 5 работ, в изданиях, включенных в Перечень рецензируемых научных изданий, рекомендованных ВАК при Министерстве науки и высшего образования РФ опубликовано 2 статьи. В журналах, входящих в базы данных Scopus и Web of Science – 3 статьи. Результаты исследований включены в 3 монографии.

Структура и объем диссертации. Диссертация состоит из введения, трех глав, заключения и списка литературы; содержит 194 страницы, включая 54 рисунка, 19 таблиц, 210 библиографических ссылок, 7 приложений.

Публикации по теме диссертации

В изданиях, рекомендованных ВАК

1. **Алексеенок Ю.В.**, Вергель К.Н., Юшин Н.С.. Оценка уровней загрязнения территории Республики Беларусь атмосферными выпадениями тяжелых металлов с использованием биоиндикации // Успехи современного естествознания. 2021. №10. С. 43-50.
2. **Алексеенок Ю.В.**, Фронтасьева М.В., Т.М. Островная Т.М., Окина О.И.. Метод мхов-биомониторов, НАА и ААС в исследовании воздушных загрязнений Беларуси // Проблемы региональной экологии. 2015. №4. С. 126–134.

Публикации, учитываемые в базах цитирования Scopus и Web of Science

3. **Aleksiayenak Y.**, Frontasyeva M. A ten-year biomonitoring study of atmospheric deposition of trace elements at the territory of the Republic of Belarus // Ecological Chemistry and Engineering S. 2019. Vol. 26, № 3. P. 455–464.
4. Harmens H., Norris D.A., Sharps K., Mills G., Alber R., **Aleksiayenak Y.**, Blum O. ,... Frontasyeva M., and al. Heavy metal and nitrogen concentrations in mosses are declining across Europe whilst some “hotspots“ remain in 2010 // Environmental Pollution. 2015. № 200. P. 93–104
5. Harmens H., Norris D.A, Steinnes E., Kubin E., Piispanen J., Alber R., **Aleksiayenak Yu.**, Blum O., and others. Mosses as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: spatial patterns and temporal trends in Europe // Environmental Pollution. 2010. № 158. P. 3144–3156

Монографии

6. Frontasyeva M., Harmens H., Uzhinskiy A., Chaligava O. and the participants of the moss survey. (2020) 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, Russia, 80 pp. ISBN 978-5-9530-0508-1
7. Harry Harmens, David Norris, Gina Mills...**Yu. V. Aleksiayenak**... and the participants of the moss survey. Heavy metals and nitrogen in mosses: spatial patterns in 2010/2011 and long term temporal trends in Europe. Centre for

Ecology and Hydrology, Bangor, United Kingdom, 2013, 63 pp.; ISBN:978-1-906698-38-6;

8. Harmens H., Norris D.A., Sharps K., Mills G., Alber R. , **Aleksiayenak Y.**, Blum O.,... Frontasyeva M., Godzik B.,and al. European Atlas: Spatial and temporal trends in heavy metal accumulation in mosses in Europe (1990-2005), UNECE ICP Vegetation. United Kingdom, July 2008, pp. 51, ISBN: 978-1-85531-239-5.

Статьи в других изданиях

9. **Aleksiayenak Yu.**, Krakovska A., Frontasyeva M. Biomonitoring study of trace elements atmospheric deposition in Belarus // Book of abstracts of the BIOMAP 8. 2018. P. 15
10. **Alekseenok, Y.V.**, Frontasyeva M.V, Korokin A. Z. Pd, Cu, and Pb Atmospheric Deposition Study in Minsk Region of Belarus based on Moss Analysis and AAS // AIP Conference Proceedings. American Institute of Physics. 2010. Vol. 1204, № 1. P. 229-230.
11. **Alekseenok, Y.V.**, Frontasyeva M.V, Ostrovnaya T.M. Trace element atmospheric deposition in the Republic of Belarus: Minsk and Grodno case study. Book of Abstracts 20th Task Force Meeting of the ICP Vegetation 2007. JINR E-18-2007-24. P. 46.

ГЛАВА 1 АТМОСФЕРНЫЙ ПЕРЕНОС ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ И МЕЖДУНАРОДНЫЕ ПРОГРАММЫ МОНИТОРИНГА

1.1 Загрязнение атмосферного воздуха

1.1.1 Источники загрязнения атмосферного воздуха

По определению Директивы Европейского Парламента и Совета Европейского Союза 2008/50/ЕС от 21 мая 2008 г. о качестве атмосферного воздуха и мерах по его очистке в Европе загрязнение воздуха — это «любое вещество, присутствующее в атмосферном воздухе и способное оказать вредное воздействие на здоровье человека и/или окружающую среду в целом» [Директива ЕС 2008, с.152/4]. Первичные загрязнители воздуха попадают в атмосферу из природных и антропогенных источников, тогда как вторичные загрязнители воздуха образуются в атмосфере в результате химических и физических реакций первичных загрязнителей [WHO, 2006]. Что касается физического состояния, загрязнители воздуха находятся либо в газообразной форме, либо в форме частиц, которые в свою очередь подразделяются на твердую или жидкую фазу [WHO, 2006].

Основные первичные загрязнители воздуха включают CO, NO_x, SO₂, летучие органические соединения, углеводороды и взвешенные частицы. В состав вторичных загрязнители воздуха входят, например, озон (O₃), NO_x, серную кислоту (H₂SO₄) и вторичные взвешенные частицы. Вторичные частицы образуются из газов-прекурсоров в результате превращения газа в частицы [Руководящие принципы..., 2006]. Загрязнители воздуха сгруппированы в следующие категории: газообразные загрязнители (например, CO, SO₂, NO_x, летучие органические вещества), стойкие органические соединения (например, диоксины), тяжелые металлы и взвешенные частицы [Kampa и Castanas 2008]. Также в «Руководящих принципах ВОЗ по качеству воздуха» особое внимание уделяется твердым частицам (ТЧ), так как частицы размером меньше 10 микрон (≤

ТЧ₁₀) способны глубоко проникать в легкие и там осаждаться. Еще большее негативное воздействие на здоровье оказывают частицы размером менее 2,5 микрон (\leq ТЧ_{2,5}), частицы такого размера способны проникать в кровеносную систему, преодолевая аэрогематический барьер [Pore и Dockery 2006].

Природными источниками этих элементов и соединений являются лесные пожары, биоразложение, извержения вулканов, гейзеры и океаны, а также деятельность микроорганизмов и высших растений. В основном это твердые частицы среднего размера (ТЧ₁₀). Большинство тяжелых металлов, а также сера, азот и оксиды углерода происходят из антропогенных источников. Загрязнение азотом и серой происходит в агрегатном состоянии газа, в то время как тяжелые металлы связаны и переносятся с различными частицами, которые могут находиться в жидком или твердом состоянии. Так, например, мелкие ТЧ (ТЧ_{2,5}) образуются при сжигании ископаемого топлива, а такие металлы как кадмий (Cd), хром (Cr), кобальт (Co), медь (Cu), Fe, ртуть (Hg), никель (Ni), ванадий (V) и цинк (Zn) влияют на токсичность частиц и могут быть опасными при очень низких концентрациях [Schwarze и др, 2006].

Большинство выбросов загрязняющих веществ остаются в непосредственной близости от источника, в то время как некоторые из них переносятся на большое расстояние от источника. Пропорциональность загрязнителей чаще всего зависит от источника выбросов и количества выбрасываемых веществ, их состава и агрегатного состояния, погодных условий (времени года, количества атмосферных осадков, воздушных потоков и т.д.), а также от топографических характеристик [Виноградова и Иванова, 2013] .

Основные источники загрязнения атмосферы – энергетика, деятельность, связанная со сжиганием топлива, транспорт, черная и цветная металлургия, машиностроение, химическая промышленность, добыча и переработка минерального сырья, а также открытые источники (с/х поля, строительство) (таблица 1).

В результате вышеперечисленной деятельности в воздушный бассейн поступают продукты сгорания топлива, выбросы взвешенных и газообразных веществ от промышленных объектов, выхлопные газы от различных видов транспорта (автомобильный, авиационный, ж/д), испарения из емкостей, где хранятся топливо и химические вещества, газообразные выделения со свалок и полигонов захоронения промышленных и бытовых отходов, пыль из карьеров, шламохранилищ, узлов погрузки/разгрузки и сортировки сыпучих строительных материалов, топлива и др.

В больших городах и крупных объектах промышленности в основном загрязняющие вещества поступают в атмосферу с выхлопными газами от транспорта.

Естественные источники обычно распределенные (площадные) и выбросы от них в большинстве случаев кратковременны. Так, например, ориентировочные расчеты [Добровольский, 2003] показали, что вулканическая деятельность не может обеспечить ту массу тяжелых металлов, которые рассеяны в тропосфере.

Уровень загрязнения атмосферы естественными источниками считается фоновым и практически не изменяется с течением времени. Сравнение количества выбросов от антропогенных и природных источников приведено в таблице 2. Только для марганца характерно естественное поступление в атмосферу в количестве, значительно превышающим антропогенное, для остальных элементов более типичны антропогенные источники.

Таблица 1 – Источники выбросов загрязняющих веществ в воздух

Энергетика		Промышленные процессы и использование продуктов	Сельское хозяйство	Отходы	Естественные источники
Деятельность по сжиганию топлива	Неконтролируемые выбросы				
1.1 Энергетическая промышленность	2.1 Твердое топливо	Добывающая промышленность	С/х земли (удобрение, выращивание, защита)	Биологическая очистка отходов	Вулканы
1.1.А Энергетика общего пользования и производство тепла	2.2 Жидкое и газообразное топливо	Химическая промышленность	Деятельность с навозом (сбор, хранение, обработка, утилизация)	Термическое обезвреживание отходов (сжигание муниципальных, промышленных, опасных, медицинских отходов, сжигание осадка сточных вод)	Лесные пожары
1.1.Б Нефтепереработка	2.3 Геотермальная энергетика	Производство металлов и металлообработка	С/х сжигание отходов растениеводства	Очистка сточных вод	
1.1.В Производство твердого топлива		Деревообрабатывающая промышленность		Другие отходы: строительные и автомобильные пожары	
1.2 В промышленности и строительстве		Другое (укладка асфальта, кровля битумом, производство еды, бумаги)			
1.3 Транспорт					
1.4 Небольшое сжигание (мобильные и стационарные источники)					

Информация о загрязнении воздуха может быть получена двумя способами: путем непосредственного измерения концентраций загрязняющих веществ, выбрасываемых источниками, или путем измерения количества выпадений загрязняющих веществ в разных местах. По экономическим причинам принцип мониторинга загрязнителей воздуха при непосредственном измерении концентраций загрязняющих веществ, выбрасываемых источниками, был принят во многих странах.

Таблица 2 – Мировые данные по выбросам металлов от природных и основных антропогенных источников в атмосферу (кт/год) [Расуна, 2001]

Элемент	Стационарное сжигание ископаемого топлива	Черная металлургия	Цветная металлургия	Утилизация отходов	Естественные источники
As	0,81	0,35	3,45	0,12	12
Cd	0,69	0,06	22,17	0,04	1,3
Cr	10,15	2,83	-	0,43	44
Cu	7,08	0,14	18,07	0,62	28
Hg	1,48	0,03	0,16	0,11	2,5
Mn	9,42	1,06	0,06	0,51	317
Ni	86,11	0,04	8,88	0,13	30
Pb	11,69	2,03	14,82	0,82	12
Sb	4,1	0,007	0,55	0,27	2,4
Se	4,1	0,007	0,47	0,02	9,3
V	240,08	0,07	0,008	0,02	28
Zn	9,42	2,12	40,87	1,93	45

Прямые измерения загрязняющих веществ в осадках связаны с дорогостоящим оборудованием, а также с привлечением многих людских ресурсов. Однако ни один из этих двух способов не следует считать достаточным. С одной стороны, второй способ позволяет подтвердить дисперсионные модели, а также возможность обнаружения наличия неизвестных источников. Прямые измерения загрязняющих веществ в осадках, с другой стороны, могут дать неточную информацию из-за возможности загрязнения при низких концентрациях

загрязняющих веществ [Berg и Steinnes 1997; Markert и др., 2003; Botkin и Keller 2005].

Исследования зарубежных авторов показывают важность наблюдения и уменьшения выбросов тяжелых металлов в атмосферу, так как их основной путь поступления в окружающую среду происходит через воздух (см. таблица 3). Так, например, есть данные, что в случае с кадмием в воду попадает от 20 до 25% от его общего выброса в атмосферу, и около 13% атмосферных выпадений кадмия вносят вклад в загрязнение почв [Расуна, 2016].

Информация в таблице 3 включает в себя данные о масштабе изменений биогеохимических циклов на глобальном, региональном и местном уровне, пути воздействия и о проблемах со здоровьем. Металлы попадают в окружающую среду в результате различных природных и геологических процессов, а также человеческой деятельности. После выброса в атмосферу металлы могут транспортироваться воздушными массами и потоками воды на различные расстояния до момента осаждения на водной и земной поверхностях. Большая часть металлов транспортируется в воздушных массах на частицах или с осадками в воде. Некоторые металлы, например ртуть (Hg) и в некоторой степени селен (Se), могут переноситься на большие расстояния в воздушных массах в газовой фазе. Географический масштаб, определенный в таблице 3 как «глобальный», означает, что металлы могут переноситься на очень большие расстояния, вызывая изменения биогеохимических циклов металлов в континентальном масштабе, например, в значительной части северного полушария. «Региональные» эффекты относятся к шкале 100–1000 км, в то время как «местные» эффекты охватывают дальность менее 100 км [Расуна, 2016].

Значительное воздействие металлов на здоровье обычно вызывается изменениями местного масштаба. Все металлы, представленные в таблице 3, имеют свои биогеохимические циклы, преобразованные различными факторами

Таблица 3 – Дальность переноса, способы воздействия и влияния на здоровье человека некоторых металлов [Расуна, 2016]

Металл	Масштаб переноса			Пути поступления	Влияние на здоровье
	Глобальный	Региональный	Локальный		
Ртуть (Hg)	+	+	+	В, Е, ПВ	+a
Свинец (Pb)	+	+	+	В, Е, ПВ, РР, К	+
Мышьяк (As)	-	+	+	В, Е, ПВ	+b
Кадмий (Cd)	-	+	+	В, Е, ПВ, К	+
Цинк (Zn)	-	+	+	В, Е, ПВ	Э
Медь (Cu)	-	+	+	В, Е	Э
Селен (Se)	+	+	+	В, Е	Э
Сурьма (Sb)	-	+	+	В, Е	+
Олово (Sn)	+	+	+	В, Е, ПВ	+a
Хром (Cr)	-	+, с	+	В, Е, ПВ	+с
Марганец (Mn)	-	+, с	+	В, Е, ПВ	Э
Никель (Ni)	-	+	+	В, Е, ПВ	Э
Ванадий (V)	-	+, с	+	В, Е	+
Молибден (Mo)	-	+	+	В, Е	Э

В - воздух, Е - еда, ПВ - питьевая вода, РР - "рука-рот", К - курение табака
Перенос: + значительный, - нет переноса, с - перенос из-за мобилизации земной коры
Здоровье: + токсичен при избытке, Э - эссенциальный
a - токсичен, но только органические формы
b - токсична 3х валентная форма, 5-валентная эссенциальная
с -6-валентная форма токсична, 3х-валентная форма эссенциальная

изменения окружающей среды в региональном и местном масштабе. Ртуть, свинец (Pb), селен и олово (Sn) могут рассматриваться как глобальные загрязнители в контексте изменения их биогеохимических циклов.

Следует также отметить, что некоторые процессы, такие как изменение землепользования и сельское хозяйство, приводят к возникновению большого количества почвенного материала в виде атмосферной пыли и взвешенных веществ в водных экосистемах. Некоторые металлы, такие как хром (Cr), марганец (Mn) и ванадий (V) могут быть активизированы этими процессами и распространяться как минимум в региональном масштабе.

1.1.2 Характерные особенности промышленных выбросов и дальность переноса загрязняющих веществ

По количественному и качественному составу промышленных выбросов производства можно разделить на четыре группы. К первой группе относятся производства, где технологические и вентиляционные выбросы считаются условно чистыми, и в рабочей зоне помещений содержание вредных веществ не превышает ПДК. Вторая группа – промышленные производства с неприятно пахнущими выбросами в атмосферу. К третьей группе относятся производства со значительными выбросами газа с нетоксичными или инертными веществами. Четвертая группа состоит из производств, которые эмитируют в атмосферу токсичные и канцерогенные вещества.

Существуют несколько классификаций источников выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух в зависимости от различных параметров. Источники классифицируются по следующим характеристикам: степень подвижности, организация выбросов, геометрические параметры, высота выбросов, мощность выбросов, температура выходящей смеси и режим действия.

Загрязняющие вещества, выбрасываемые в атмосферу, классифицируются по следующим параметрам: химический состав, агрегатное состояние и размер частиц.

Выбросы в атмосферу могут быть газо- и парообразными, жидкими, твердыми и смешанными. Образование загрязняющих веществ в жидкой форме происходит при конденсации пара, распылении жидкостей или их разливе, как результат химических и фотохимических реакций. Пары конденсируются в результате охлаждения окружающим атмосферным воздухом. При низких температурах в зависимости от точки плавления сконденсированные пары могут переходить в твердые частицы. Загрязняющие вещества в газообразной форме составляют 90% от всей массы загрязнителей и образуются при химических

реакциях окисления, восстановления, разложения, замещения, и в ходе процессов дистилляции, электролиза, выпаривания.

Распространение выбросов зависит от физико-химических свойств выбросов, состояния атмосферы, расположения источника выброса, от типа местности. Горизонтальный перенос примесей зависит от скорости ветра, вертикальный перенос определяется распределением температур на разной высоте (температурный градиент). На основе вертикального перемешивания воздуха выделяют несколько классов стабильности (устойчивости) атмосферы [Швыряев А.А., Меньшиков В.В., 2004]. При выбросах размер зоны токсической опасности зависит от мощности выброса и некоторых характеристик атмосферного переноса, таких как скорость ветра и класс стабильности атмосферы).

Устойчивость или стабильность атмосферы повышается с уменьшением интенсивности солнечного света и увеличением скорости ветра. Поэтому она зависит и от времени года. Так, например, зимой состояние атмосферы чаще всего нейтральное и стабильное, а летом – оно изменяется и зависит от времени суток: днем – неустойчивое, ночью – стабильное. Если высокоскоростные и/или высокотемпературные выбросы мощные и вертикальные, а также располагаются на значительной высоте, то важно учесть зависимость слоя перемешивания от состояния атмосферы. По данным Ley и др. в среднем высота слоя перемешивания изменяется от 100 м (ночь) до 2000 м (день). Слой перемешивания достигает максимальной высоты через 3–4 часа после восхода солнца [Ley V., Vloham R., Misra P., 1986].

В некоторых источниках указано, что средняя дальность распространения газов в атмосфере составляет 300–400 км. При этом загрязняющие вещества переносятся и на тысячи километров от источника загрязнения, на что указывает загрязнение воздуха над Антарктикой.

Помимо метеорологических условий, на дальность распространения выбросов влияют и характеристики самих загрязняющих веществ. Так, например,

более крупные и тяжелые частицы оседают вблизи источника, в то время как более легкие переносятся на более дальние расстояния. В газообразной форме в атмосферу попадают сурьма, мышьяк, кадмий и цинк. Соединения тяжелых металлов, такие как, сульфаты, сульфиды, нитраты, оксиды поступают в атмосферу в пылевой форме. Это относится и к выбросам свинца, который выбрасывается в атмосферный воздух в составе твердых частиц и находится там в составе атмосферной пыли.

В таблице 4 приведены основные источники выбросов тяжелых металлов и других загрязнителей в атмосферный воздух [Иванов кн. 3 и кн. 4, 1996; Kabata-Pendias, 2011; Markert и др, 2004].

Таблица 4 – Антропогенные источники выбросов химических элементов

Элемент	Источники поступления в атмосферу
1	2
As	Сжигание угля, металлообрабатывающая промышленность, металлургические заводы, выбросы предприятий по производству стройматериалов, с/х (пестициды, удобрения), кожевенная промышленность, бытовой мусор
Ba	Производство красок, стекла, керамики, стройматериалов, синтетической резины, при добыче нефти и газа. Металлургические, химические, полиграфические, деревообрабатывающие, фармацевтические производства.
Cd	Выбросы от предприятий, производящих пластик, аккумуляторные батареи, сплавы и краски, металлические покрытия. Выбросы металлургических и химических производств, сжигание бытового мусора
Co	Сжигание топлива. Инструментальное, чугунолитейное производство. Предприятия тяжелой промышленности, металлообработки и цветной металлургии. Сжигание бытового мусора
Cr	Выбросы предприятий черной и цветной металлургии, металлообработки, машиностроения, гальванического производства, химической и бумажной промышленности. Сжигание бытового мусора.
Cu	Выбросы предприятий цветной металлургии, машиностроения, электротехники; производство удобрений и пестицидов, гальванизация, сжигание минеральных топлив (уголь, нефть); сварка, нефтехимические производства, искусственных волокон, солнечных и др. батарей.

Продолжение Таблицы 4

1	2
Mg	Выбросы магнезитовых заводов и доломитовых производств, горные добывающие производства, перерабатывающая магниевая промышленность; выбросы при производстве цементных, металлургических, пиротехнических, кожевенных, керамических и текстильных изделий, удобрений, пестицидов
Mn	Выбросы предприятий черной и цветной металлургии, машиностроения и металлообработки
Mo	Инструментальное производство, при производстве и сборке приборов и машин; металлургия (вторцветмет); бытовые и промышленные отходы, сжигание угля
Ni	Выбросы предприятий цветной металлургии; машиностроительные заводы, нефте-, сланцеперерабатывающие предприятия; сжигание топлива (уголь, мазут); бытовой мусор
Pb	Выбросы предприятий электроэнергетики, металлообработки, черной и цветной металлургии, машиностроения, электротехники, химии и нефтехимии, деревообрабатывающей и целлюлозно-бумажной, пищевой промышленности, производство стройматериалов, сжигание бытового мусора, транспорт.
Sb	Производство аккумуляторов, пиротехники, огнестойких пропиток, красок и покрытий, подшипниковых сплавах, выбросы от металлургических, химических и резинотехнических производств; сжигание угля
Se	Сжигание топлива (уголь, нефть, сланцы); производство керамики, полупроводников, электроники, пигментов для стекла и керамики; солнечные батареи; с/х (инсектициды, удобрения), вулканизация резины
Sr	Производство керамики и стекла; цветная металлургия; химическое производство (масляных красок); выбросы цементных, керамических, стекольных и фармацевтических производств; электро-, радиотехнической и аккумуляторной промышленности
V	Выбросы предприятий машиностроения, черной металлургии, автотранспорта; сжигание топлива (уголь, мазут, нефть)
W	Цветная металлургия, машиностроение и металлообработка, электротехнические предприятия, производство строительных материалов, переработка бытовых и промышленных отходов; зимняя резина
Cl	Добыча и переработка солей, химическое производство (получение хлорсодержащих соединений), производство пластмасс, пестицидов, целлюлозно-бумажная промышленность
Fe	Выбросы металлургических, металлообрабатывающих предприятий, а также предприятий по производству стройматериалов, керамики

Al	Металлургическая промышленность, лакокрасочная, стекольная, химико-фармацевтическая промышленности
Br	Пестициды, фармацевтическая промышленность, добыча и переработка солей K и Mg
Ca	Выбросы от металлургической, химической, цементной, стекольной, известковой промышленности; применяется в сплавах и производстве РЗЭ
K	Месторождения калиевых, магниевых и натриевых руд и предприятия по их переработке; производство удобрений, стекольные, химико-фармацевтические производства, выбросы металлургических предприятий
Na	Химическая промышленность, выбросы от металлургического производства, при производстве бумаги, пестицидов, стекла, цемента; при добыче и переработке солей; сжигание твердых минеральных топлив
Zn	Выбросы предприятий цветной металлургии, мусоросжигающих заводов, производство масляных красок и лакокрасок; машиностроение и металлообработка; цементные заводы; нефтехимическое производство; при истирании покрышек; пестициды; производство аккумуляторных батарей

В соответствии с Госстандартом Республики Беларусь (РБ) по «Охране окружающей среды и природопользованию» вещества, загрязняющие атмосферный воздух делятся на несколько классов опасности (таблица 5): чрезвычайно опасные (1 класс); высокоопасные (2 класс); умеренно опасные (3 класс); и малоопасные (4 класс) [СТБ 17.08.02-01-2009, 2009]. В таблице 5 приведены данные по классу опасности загрязняющих веществ для РБ, и российская классификация опасности вещества по степени воздействия на организм СД: чрезвычайно опасные вещества (I), высокоопасные вещества (II), умеренно опасные вещества (III) и малоопасные вещества (IV). А также указана швейцарская токсикологическая классификация СН: высокотоксичные вещества (1), очень токсичные вещества (2), токсичные вещества (3), вещества с возможно опасным действием (4), слегка токсичные вещества (5) и нетоксичные вещества (free) [Характеристики загрязняющих веществ, 2017]. И предоставлена информация по влиянию на живые объекты [Эмсли, 1993; Иванов, кн. 3 и кн.4, 1996].

Таблица 5 – Классы опасности элементов, поступающих в атмосферный воздух и эффекты их воздействия на живые организмы

Загрязняющие вещества и их соединения	Класс опасности	CD	CH	Влияние на живые объекты
As	2	I	1	Канцероген. Мутаген. Показатель токсичности 3.
Ba	1	II	2	Показатель токсичности 3.
Cd	1	I	1	Канцероген. Тератоген. Токсичен
Co	2	I-II	2-3	Канцероген (или возможно канцероген). Высокотоксичен
Cr	1	I	2	Мутаген. Канцероген. Аллерген.
Cu	2	II	3-4	Мутаген. Показатель токсичности 3.
Mg	3-4	III	4	Показатель токсичности 3.
Mn	2	-	-	Предполагаемый канцероген
Mo	3	-	-	Тератоген
Ni	1-2	I-II	free	Канцероген (или возможно канцероген). Мутаген. Аллерген.
Pb	1	I-II	3	Канцероген. Тератоген. Показатель токсичности 3.
Sb	3	-	-	Токсичен
Se	1	-	-	Канцероген. Тератоген
Sr	3	-	-	Токсичен
V	1-2	I	2	Мутаген
W	3	-	-	Токсичен
Cl	2	II	1	Показатель токсичности 3.
Fe	2	II	3	Может быть токсичен
Al	2	III	free	Канцероген (или возможно канцероген). Показатель токсичности 3.
Br	2	II	3	Мутаген. Показатель токсичности 3.
Ca	3	III	5	Нетоксичен
K	3-4	-	-	Токсичен
Na	3	II	3	Нетоксичен
Zn	2-3	-	-	Может быть канцероген

1.2 Международные программы в области охраны атмосферного воздуха

До середины прошлого века (примерно до 60-х гг.) исследования по изучению воздействия загрязнения атмосферного воздуха на леса и здоровье

людей проводились только на местном или национальном уровне на рабочих местах и прилегающим территориям для некоторых загрязнителей. После того, как был установлен трансграничный перенос загрязняющих веществ на тысячи километров от их источника, загрязнение воздуха приобрело статус международной проблемы. Страны, которые столкнулись с загрязнениями, поступающими из других стран, призвали к международному контролю загрязнения воздуха. Так, появились первые международные программы по мониторингу качества воздуха в 60-х и 70-х гг., предложенные Всемирной метеорологической организацией (ВМО), Экономической комиссией Европы (ЭКЕ), Программой ООН по окружающей среде (ЮНЕП). В 70-е годы был сформирован территориальный, континентальный и глобальный мониторинг качества атмосферного воздуха, проводившийся в рамках программы ООН по окружающей среде.

В 1972 г. на Конференции ООН по проблемам окружающей среды была создана «Программа ООН по окружающей среде» (ЮНЕП), а также было рекомендовано создать глобальную систему мониторинга окружающей среды (GEMS). На данный момент GEMS работает с 25 информационными сетями, находящихся в более чем 142 странах. Эти сети контролируют загрязнение воздуха, в том числе выбросы парниковых газов и изменения в озоновом слое, а также качество воздуха в различных городских центрах; они также собирают информацию о качестве воды и загрязнении пищевых продуктов в сотрудничестве со «Всемирной организацией здравоохранения» и «Продовольственной и сельскохозяйственной организацией Объединенных Наций».

В целях развития необходимого международного сотрудничества по исследованию и мониторингу воздействий загрязнения воздуха в 1980 году в рамках Конвенции ООН была создана «Рабочая группа по воздействию» (WGE). Она предоставляет информацию о степени и географическом расположении воздействия основных загрязнителей воздуха, таких как оксиды серы и азота,

озон, летучие органические соединения (ЛОС), стойкие органические загрязнители, тяжелые металлы, твердые частицы, на окружающую среду и здоровье человека. В рамках Рабочей группы действует шесть Международных совместных программ (МСП) (по лесам, водам, материалам, растительности, комплексному мониторингу, моделированию и картированию) и «Целевая группа по вопросам здравоохранения». Они определяют наиболее подверженные опасности районы, экосистемы и другие объекты воздействия, учитывая ущерб здоровью человека, наземным и водным экосистемам и материалам, наносимый загрязняющими веществами. Важной частью этой работы является долгосрочный мониторинг. Более того, данная работа подкрепляется научными исследованиями по оценке зависимости «доза-эффект», критическим нагрузкам и уровням, оценке ущерба.

Позже на заседании Европейской экономической Комиссии была утверждена «Конвенция о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния», которая вступила в силу в 1983 г. В следующем году был принят Протокол о долгосрочном финансировании «Совместной программы мониторинга и оценки распространения загрязнителей воздуха на большие расстояния в Европе» (ЕМЕП) или «Европейская программа мониторинга и оценки». Затем была принята серия протоколов: в 1985 – Хельсинкский протокол о сокращении выбросов серы или их трансграничных потоков не менее чем на 30 %, в 1988 году – Софийский протокол об ограничении выбросов окислов азота или их трансграничных потоков, в 1991 году – Женевский Протокол об ограничении выбросов летучих органических соединений или их трансграничных потоков, Протокол Осло относительно дальнейшего сокращения выбросов серы (1994 год), в 1998 году Орхусские протоколы по стойким органическим загрязнителям (СОЗ) и по тяжелым металлам (вступили в силу в 2003 году), 1999 год – Гётеборгский протокол о борьбе с подкислением, эвтрофикацией и приземным озоном (вступил в силу в 2005), который устанавливает национальные предельные значения

выбросов на 2010 и до 2020 года для четырех загрязняющих веществ: серы (SO_2), оксидов азота (NO_x), летучих органических соединений (ЛОС) и аммиака (NH_3).

В 1989 году ВМО учредила программу Глобальной службы атмосферы (ГСА). Эта программа контролирует долгосрочное развитие загрязнения атмосферы на региональном и глобальном уровнях с учетом изменений климата и окружающей среды. Около 65 стран включены в программу мониторинга загрязнения воздуха (SO_2 , NO_x , HNO_3 , H_2O_2 , NH_4 , CO , ЛОС, некоторые металлы) на 24 глобальных станциях [Руководство по глобальной системе наблюдений, 2017].

Программа по измерениям и мониторингу воздуха ГЕОСС (Глобальная Система Наблюдения за планетой Земля) исследует влияние загрязнения воздуха (O_3 , частиц, ультрафиолета, качества воздуха и т. д.) на атмосферу, гидросфера, экосистемы и здоровье в Америке. Агентство по охране окружающей среды США поддерживает деятельность этой программы в 61 стране с 2005 года, а к 2021 году количество стран-участниц выросло до 112 [Group on Earth observation, 2021].

Также проводились региональные кампании для проверки и оценки воздействия загрязнения воздуха. Например, Совет министров Арктики поддерживает программу по мониторингу и оценке Арктики (АМАР). Так, например, в 2006 году проводились научные исследования арктической дымки, закисляющих загрязнителей и их влияния на Арктику (АМАР 2006).

Глобальная система мониторинга качества воздуха (GEMS/AIR) ВОЗ поддерживает глобальную сеть из более 250 станций мониторинга, находящихся в 80 городах из 40 стран. Система GEMS является частью Системы ООН "Earthwatch". В Европе сеть GEMS / AIR состоит из 22 городов в 20 странах. В 1990-х годах было выявлено очень мало отчетов (9 стран). Основной программой мониторинга была определение SO_2 и концентрации взвешенных частиц.

Программа Глобальной службы атмосферы (ГСА) создана ВМО и действует с 1989 г. как неотъемлемая часть Глобальной системы наблюдений за озоном

(GO3OS, созданной в 1950-х годах) и сети мониторинга загрязнения фоновое воздуха (BAPMON, созданная в 1960-х годах). Глобальные (базовые) станции проводят обширную программу мониторинга, в то время как региональные станции проводят менее интенсивные исследования. В рамках этой программы определяется химический состав осадков (основные ионы) и аэрозоля, концентрации SO_2 , NO_x , O_3 , CO_2 , CH_4 в 23 странах.

Программа EUROTRAC по исследованию тропосферного озона (TOR) (совместный европейский проект с целью изучить влияние деятельности человека на тропосферу над Европой) была создана в 1983 году и включает три подпроекта (ALPTRAC: исследование химического состава высокогорных альпийских аэрозолей и снега. TOR: исследования тропосферного озона и ТРАСТ: перенос загрязнителей на сложной местности). Двадцать четыре европейские страны, в том числе Венгрия и Польша принимают участие в программах долгосрочного мониторинга TOR. В этой программе проверяются O_3 , NO_x , CH_4 и CO .

Совместная целевая группа по воздействию загрязнения воздуха на здоровье человека (Целевая группа по здоровью) ВОЗ пришла к выводу, что нынешние уровни загрязнителей воздуха все еще слишком высоки и приводят к неблагоприятным негативным последствиям для состояния здоровья. Около 100 000 смертей в год связаны с долгосрочным воздействием загрязненного воздуха в Европе. Твердые частицы, такие как PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, O_3 , NO_2 , тяжелые металлы (Cd, Pb, Hg), стойкие органические загрязнители являются главными объектами мониторинга.

AIRNET – тематическая сеть, созданная в 2002 году для мониторинга воздействия загрязнения воздуха на здоровье человека. Информационная система APHEIS (Загрязнение воздуха и здоровье: Европейская информационная система) предоставляет результаты мониторинга воздействия загрязнения воздуха на здоровье в 26 городах 12 европейских стран.

1.2.1 Европейские международные программы исследований ТМ в атмосферном воздухе

Европейская программа мониторинга и оценки (ЕМЕР – European Monitoring and Evaluation Programme) оказывает научную поддержку Конвенции ООН о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния по вопросам: атмосферного мониторинга и моделирования; кадастров выбросов и прогнозов выбросов; комплексного моделирования оценки [ЕМЕР Centre ..., 2019]. Эта программа по контролю и оценке трансграничного аэрозольного загрязнения в Европе была создана в рамках Европейской экономической комиссии ООН. Цели программы: измерение, сбор и дальнейшая оценка информации о трансграничном загрязнении воздуха; координация действий по сотрудничеству между странами [European Monitoring..., 2019].

В настоящее время сеть ЕМЕП содержит 19 станций, которые измеряют в воздухе и осадках концентрации свинца и кадмия. Также на 8 станциях определяют ртуть (как минимуму одну из ее форм). К сожалению, на европейской территории станции мониторинга распределены неравномерно: в основном станции сосредоточены на территории Северной и Центральной Европы, в Восточной и Южной частях Европы такие измерения не осуществляются [Plyin и др, 2007]. В рамках программы периодически выпускаются отчеты по долговременным изменениям трансграничного загрязнения тяжелыми металлами окружающей среды [Травников и др, 2012]

В программе участвуют 5 научных центров: Химический Координационный Центр (КХЦ) находится в Норвежском институте исследований воздуха и занимается координацией и интеркалибрацией данных измерений, а также работает в области атмосферных твердых частиц. Метеорологический Синтезирующий Центр – Запад (МСЦ-3) (Норвежский метеорологический

институт) производит оценку моделирования азота, серы и атмосферных частиц. В Вене (Австрия) Центр по инвентаризации выбросов (CEIP) занимается сбором, хранением и распространением данных о выбросах. На их официальном сайте можно найти данные о выбросах загрязняющих веществ из разных источников европейских стран с 1990 года [Reported emissions data, 2020] (Рисунок 1).

Моделирование загрязнений тяжелыми металлами и стойкими органическими загрязнителями осуществляет Метеорологический Синтезирующий Центр – Восток (МСЦ-В) (Москва, Россия). Работа Центра Интегрированной Оценки и Моделирования (CIAM) происходит в Международном институте прикладного системного анализа (Австрия). Центр развивает модель RAINS и подготавливают справочные технические материалы для ежегодных совещаний Целевой группы по комплексной оценке, чьи доклады помогают органам Конвенции в разработке правовых документов (протоколов) [Центры ЕМЕП, 2019].

Приоритетными направлениями считаются изучение содержания органических загрязнителей и ТМ (свинца, кадмия, ртути, а также – мышьяка, никеля, хрома, меди и цинка) [Status Report 2/2006, 2006].

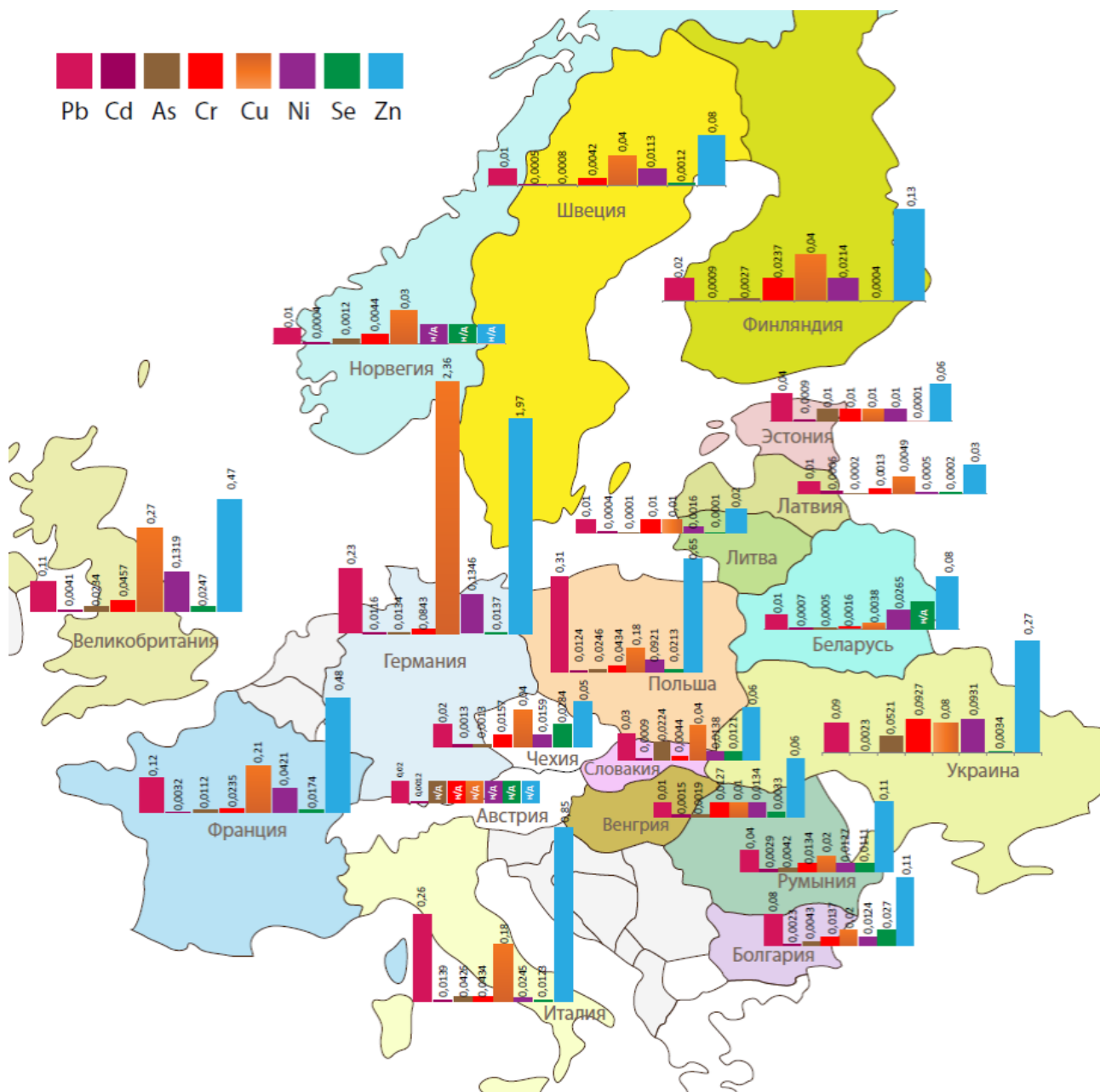


Рисунок 1 – Выбросы тяжелых металлов странами Европы в 2014 г. (т/год) [по материалам Reported emissions data, 2020]

Согласно отчету, за период с 1990 по 2012 гг. [Air pollution trends..., 2016] в странах Европы (28 стран) выпадения свинца в среднем уменьшились на 80%, кадмия на 60%, а ртути на 35% (Рисунок 2 и 3) [ЕМЕР: CCC-Report 1/2016, 2016]. Для стран Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии (12 стран)

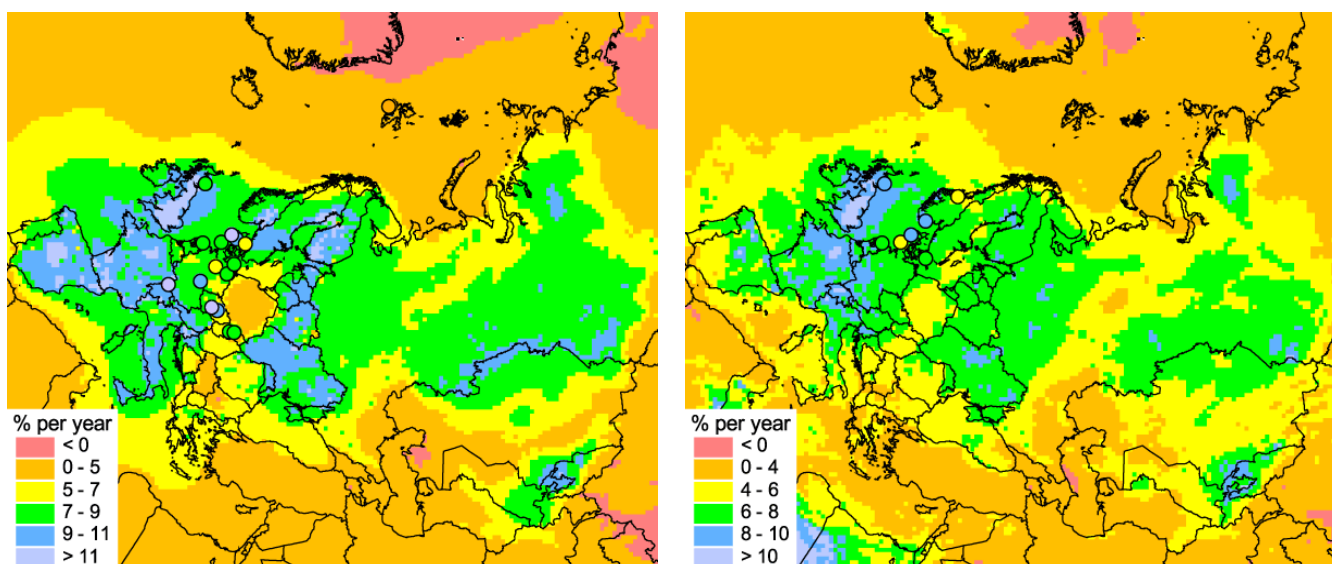


Рисунок 2 – Средний коэффициент снижения модельных (карта) и наблюдаемых (круги) концентраций Pb в воздухе (карта слева) и концентраций в мокрых выпадениях (карта справа) в период с 1990 по 2012 [ЕМЕР: CCC-Report 1/2016, 2016]

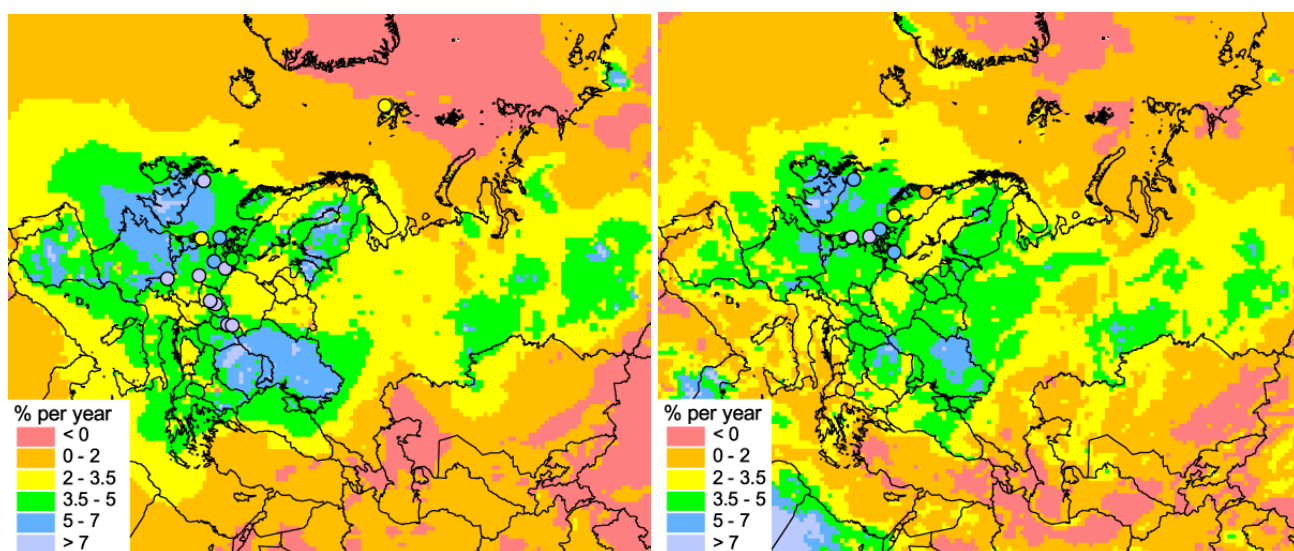


Рисунок 3 – Средний коэффициент снижения модельных (карта) и наблюдаемых (круги) концентраций Cd в воздухе (карта слева) и концентраций в мокрых выпадениях (карта справа) в период с 1990 по 2012 [ЕМЕР: CCC-Report 1/2016, 2016]

уменьшения выпадений составили 76% для свинца, 49% для кадмия и 19% для ртути.

International Cooperative Programme of effects of air pollution on natural vegetation and crops (ICP Vegetation) – Международная совместная программа по воздействию загрязнения воздуха на естественную растительность и сельскохозяйственные культуры (МСП по растительности) [ICP Vegetation, 2021]. Организация Объединенных Наций создала специальную Экономическую Комиссию для Европы, помогающую формировать научную политику стран, которые подписали Конвенцию ООН в области изучения критических уровней озона и оценки атмосферных выпадений тяжелых металлов в Европе на сборе и анализе мхов-биомониторов [ICP Vegetation, 2021]. В 1998 году 36 стран, в том числе и Беларусь, подписали Конвенцию ООН по контролю выбросов ТМ в атмосферу с помощью биомониторинга (Орхусский протокол). МСП по растительности сосредоточена на мониторинге и моделировании воздействия озона на естественную растительность и сельскохозяйственные культуры, а также на разработку критических уровней озона для растительности (последнее также для деревьев в сотрудничестве с МСП по лесам). Кроме того, МСП по растительности контролирует концентрацию тяжелых металлов, азота и в ограниченной степени СОЗ во мхах как показатель атмосферного осаждения этих соединений на растительности.

Естественно растущие мхи успешно использовались в качестве биомониторов атмосферного осаждения тяжелых металлов [Harmens и др. 2010; 2015a]. С 1990 года европейское исследование территорий с использованием мхов повторяется каждые пять лет. С 2005 года также начали определять концентрацию азота во мхах [Harmens и др., 2011b, 2015a,b], а в 2010 году в качестве пилотных исследований были включены СОЗ [Harmens и др. 2013b]. Ближайшей целью деятельности этой Комиссии является сбор информации по атмосферным загрязнениям тяжелым металлам в 2020 году в соответствии с этим протоколом.

Орхусский протокол по ТМ [Орхусский протокол, 2012] был принят 24 июня 1998 в г. Орхус (Дания) для контроля за содержанием трех металлов: свинца, кадмия и ртути. Согласно Протоколу стороны, должны уменьшить эмиссию этих трех металлов ниже уровня 1990 года (альтернативный год между 1985 и 1995 гг.). Целями Протокола являлись: сокращение эмиссии из промышленных источников (в основном черная и цветная металлургия), а также постепенное запрещение свинцовых присадок в бензине, и введение мер по снижению использования аккумуляторных батарей, пестицидов, красок, флуоресцентных ламп и др.

В 2014 году вышел Европейский стандарт EN 16414:2014 «Атмосферный воздух – Биомониторинг при помощи мхов – Накопление атмосферных загрязняющих веществ в мхах, собранных *in situ*: от сбора до подготовки образцов». Документ был подготовлен Техническим комитетом 264 «Качество воздуха» Европейского комитета по стандартизации (CEN), секретариат которого находится в Немецком институте по стандартизации (DIN). Этому Европейскому стандарту был присвоен статус национального стандарта в 33 странах Европейского союза [SIST EN 16414:2014].

В нем описывается протокол отбора проб и подготовка образцов мхов *in situ* для мониторинга атмосферных загрязняющих веществ, а также прописаны все необходимые шаги от отбора проб мхов до подготовки к окончательному анализу и контролю качества. Мхи, собранные *in situ*, используют как аккумуляторы веществ, которые способны определять источники выбросов, а также уровни фонового загрязнения. Для оценки качества воздуха следует применять комплексный подход, использующий данные, полученные с помощью биомониторинга мхами и лишайниками, а также нормативно-правовой мониторинг.

Тем не менее, согласно некоторым исследователям [Boquete M.T. и др, 2017, Fernandez J.A. и др., 2015], метод требует дальнейшего изучения и улучшения,

чтобы его можно было использовать на уровне принятия решений по улучшению состояния окружающей среды.

1.2.2 Система мониторинга атмосферного воздуха в Республике Беларусь

Мониторинг атмосферного воздуха позволяет своевременно обнаружить негативные влияние природных и антропогенных факторов; задача мониторинга состоит не только в постоянном контроле состояния атмосферного воздуха, но и в оценке и прогнозировании основных тенденций изменений качества атмосферного воздуха, для этих целей изучается состав атмосферного воздуха и осадков, в т.ч. снежного покрова.

В рамках Национальной системы мониторинга окружающей среды под руководством Департамента по гидрометеорологии Министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Беларусь проводятся наблюдения за содержанием загрязняющих веществ в атмосферном воздухе, осадках и снежном покрове (Рисунок 4).

Наблюдения за состоянием атмосферного воздуха происходят в непрерывном и дискретном режимах и проводятся на площадках, включенных в Государственный реестр пунктов наблюдений Национальной системы мониторинга окружающей среды в Республике Беларусь [Мониторинг атмосферного воздуха, 2019].

Состояние атмосферных осадков отслеживается на гидрометеорологических станциях, осуществляющих приземные метеорологические наблюдения. Рядом с такими гидрометеорологическими станциями располагаются снегомерные маршруты, на которых наблюдают за снежным покровом.

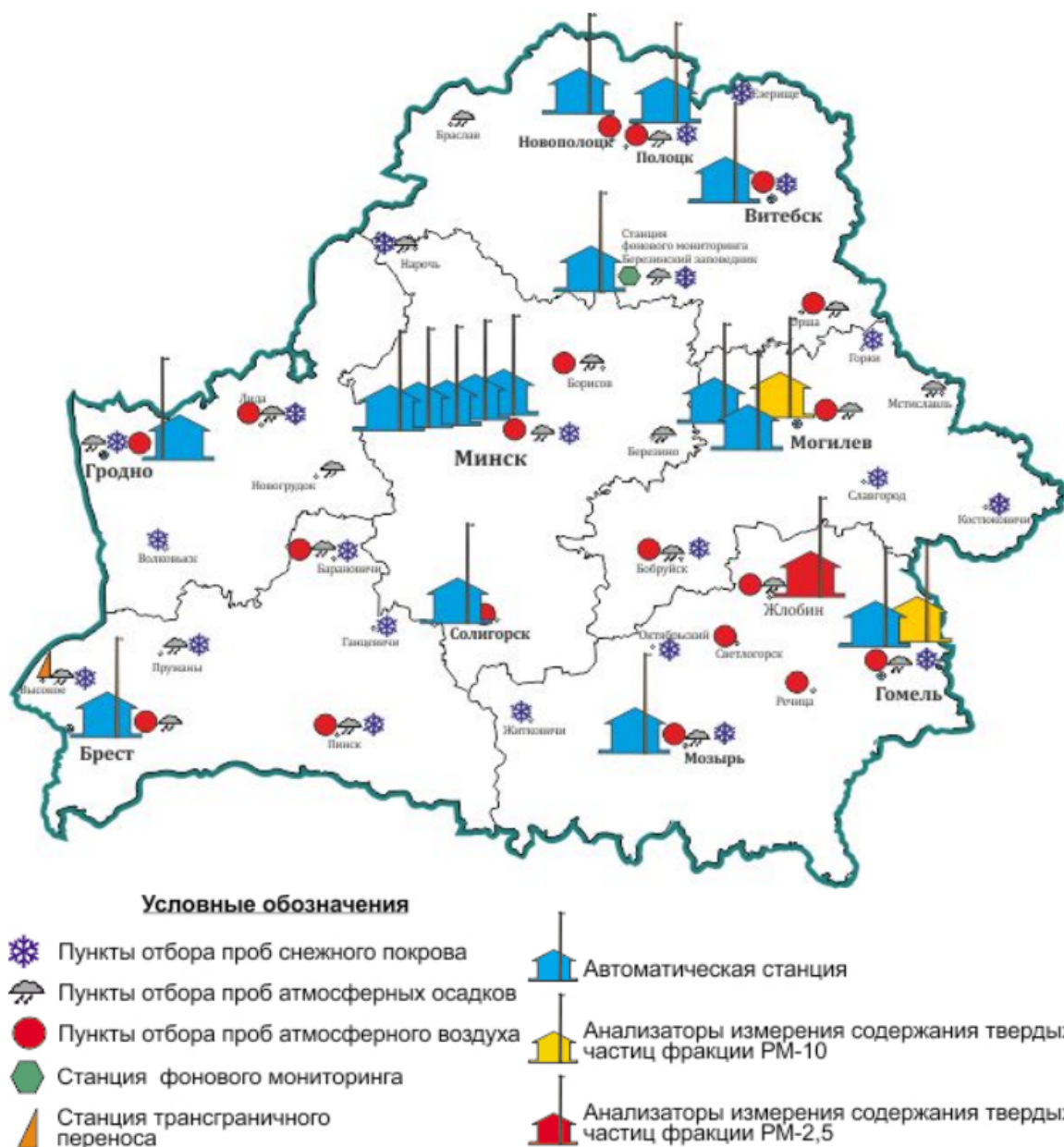


Рисунок 4 – Схема размещения пунктов мониторинга атмосферного воздуха (Белгидромет) [Мониторинг атмосферного воздуха, 2019]

В девятнадцати промышленных городах страны (из них 6 – областные центры) проводится мониторинг состояния атмосферного воздуха. В городах, на исследуемых территориях, проживает более 80% населения страны. Во всех мониторинговых городах определяют концентрации основных загрязнителей

(твердые частицы (недифференцированная по составу пыль/аэрозоль), диоксид серы и азота, оксид углерода). Также определяются концентрации приоритетных специфических вредных веществ, таких как аммиак, сероводород, сероуглерод, фенол, формальдегид [Мониторинг атмосферного воздуха, 2019].

Во всех городах мониторинга из тяжелых металлов в воздухе определяют только кадмий и свинец, дополнительно в 16 городах измеряют бенз(а)пирен, и еще в 9 – летучие органические соединения (ЛОС). На автоматических станциях измеряются концентрации приземного озона и твердых частиц (до 10 микрон) (Рисунок 4).

В атмосферных осадках в 22 пунктах регулярно определяются кислотность, основной солевой состав и содержание тяжелых металлов. В районах с существенными объемами выбросов загрязнителей от стационарных источников в атмосферу, но где отсутствуют станции или где их мало, проводится режимная снегомерная съемка в годы с устойчивым снежным покровом (22 пункта) [Мониторинг атмосферного воздуха, 2019].

На западной границе страны в рамках Программы ЕМЕП проводится оценка дальнего атмосферного переноса загрязняющих веществ на специализированной трансграничной станции “Высокое”. Также для этой программы фиксируются суточные выпадения атмосферных осадков на восточной границе – станция “Мстиславль” и на северной границе – станция “Браслав”.

На станциях определяют химический состав атмосферных осадков (12 ингредиентов и показателей). Так как данные государственных статистических отчетов не в полной мере учитывают выбросы в атмосферу некоторых вредных веществ (аммиак, СО₂, тяжелые металлы), то для подготовки национальных данных о выбросах в рамках совместной программы наблюдения и оценки распространения загрязняющих веществ на большие расстояния в Европе (Программа ЕМЕП) проводится дополнительная инвентаризация выбросов.

По программе Глобальной Службы Атмосферы на станции фонового мониторинга (СФМ) “Березинский заповедник” анализируется состояние воздуха и атмосферных осадков. В воздухе определяются 14 ингредиентов, в т.ч твердые частицы, оксид углерода, озон, ЛОС и ртуть. В атмосферных осадках – 14 ингредиентов и показателей, а в снежном покрове – 12 ингредиентов и показателей [Мониторинг атмосферного воздуха, 2019].

Также в рамках совместной программой наблюдения и оценки переноса на большие расстояния загрязняющих воздух веществ в Европе (ЕМЕП) Метеорологический синтезирующий центр-Восток (МСЦ-В) и Целевая группа по измерениям и разработке моделей (ЦГИРМ) программы ЕМЕП организовали исследовательские работы, направленные на изучение уровней загрязнения в отдельных странах (Чехия, Хорватия, Нидерланды, Беларусь, Польша). Эти исследования проводят анализ факторов, влияющих на качество модельных оценок, таких как данные по выбросам, измерения и численное моделирование с высоким пространственным разрешением. Частью таких исследований является также совместный с национальными экспертами анализ уровней загрязнения в стране. Подобные исследования позволяют в более полной мере учитывать специфические особенности стран, такие как рельеф, метеорологические условия, расположение источников выбросов на территории страны, данные с национальных сетей мониторинга. Результаты работ по территории Республики Беларусь представлены в «Отчете по оценке уровней загрязнения свинцом в Беларуси в 2012 году» [Ильин и др, 2016] и «Отчете об оценках трансграничного переноса тяжелых металлов (ТМ) и стойких органических загрязнителей (СОЗ) территории Беларуси в 2010» [Отчет МСЦ-В, 2012].

1.3 Мхи, их морфологические особенности и распространенность

1.3.1 Механизмы поглощения и накопления питательных веществ и химических элементов

Мхи встречаются практически во всех наземных экосистемах и, благодаря способности выдерживать длительные периоды засухи, могут произрастать даже в районах с экстремальными условиями среды. Мхи не имеют корневой системы или защитных восковых кутикул и растут на протяжении довольно длительного времени. Их питание во многом зависит от атмосферных осадков и потому их элементный состав в обобщенном виде отражает состав элементов в атмосфере, находящихся в газообразном или растворенном состоянии, или в виде твердых частиц.

У мхов нет настоящей сосудистой ткани (ксилемы и флоэмы), вода и минеральные соли поглощаются всей поверхностью тела, в том числе и ризоидами.

Используемые виды бриевых плеврокарпных мхов *Hylocomium splendens* ((Hedw.) Schimp) – Гилокомиум блестящий и *Pleurozium schreberi* ((Brid.) Mitt.) – Плевроциум Шребера произрастают в широком экологическом диапазоне, распространены в лесах от олиготрофных (сухих и болотных) до эвтотрофных. На территории Республики Беларусь преобладают в мезотрофных и олигомезотрофных умеренно тенистых лесах с достаточно дренированными почвами (мшистые, брусничные, черничные, вересковые и др.) [Флора Беларуси, 2004].

В отличие от сосудистых растений, обладающих корневой системой, мхи меньше зависимы от субстрата, так как прикрепляются к нему только ризоидами – это рудиментарная корневая система. Таким образом, питательные вещества они получают в основном из материала, осажденного на них в результате сухого и мокрого выпадения. Отсутствие покровной ткани позволяет частицам,

содержащим ионы металлов легко проникать в клетки через клеточную мембрану (Рисунок 5).

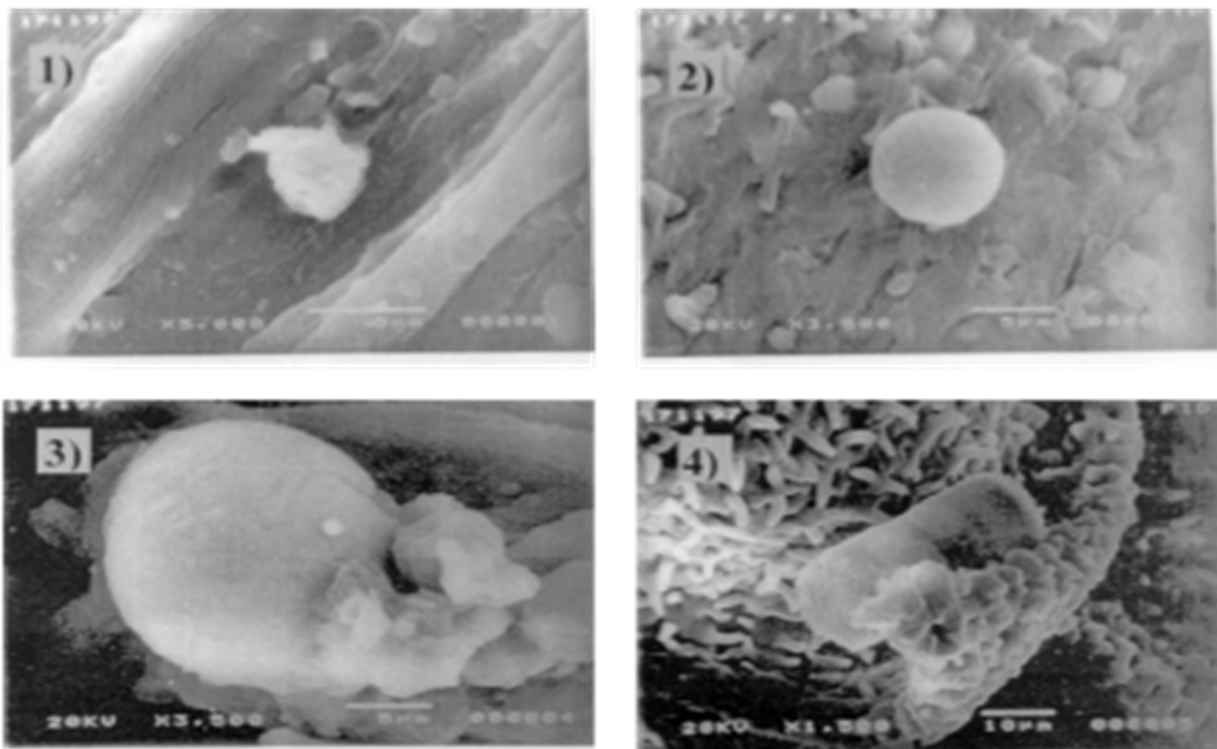


Рисунок 5 – Фотографии частиц, захваченных на поверхности мха, полученные с помощью сканирующего электронного микроскопа. 1. Частица железа с примесями магния. 2. Сферическая частица железа. 3. Кластер Al-Fe с примесями Zn, Cu и Ti. 4. Диатомовые водоросли [Frontasyeva и др., 2000].

Ткани мха содержат пектины, которые состоят из галактуроновой кислоты. Полигалактуроновые кислоты эффективно адсорбируют катионы из растворов, что обеспечивает высокую адсорбционную способность мхов [Suchara I. и др., 2007]. Элементы, растворенные в дождевой воде или попавшие из сухого выпадения в росу, проникают в наземные части мха и связываются с клеточными органеллами. Распределение элементов внутри отдельных сегментов мха относительно однородно [Парибок, 1985]. Общее содержание элемента во мхе тесно связано с выпадением элементов на изучаемом участке.

1.3.2 Факторы, влияющие на аккумуляцию мхами загрязняющих веществ

Использование мохообразных является эффективным методом мониторинга загрязнения воздуха по многим причинам [Mulgrew и Williams, 2000]:

- Многие виды широко распространены и растут в различных местах обитания.
- Бриофиты – небольшие растения и удобны в обращении.
- Большинство из них вечнозеленые и их можно исследовать круглый год.
- Мохообразные лишены кутикулы и корневой системы и получают питательные вещества в виде частиц и в растворе непосредственно из атмосферных выпадений. Они обладают хорошей способностью к биоаккумуляции, что особенно характерно для тяжелых металлов, так как концентрация металлов во мхе показывает осаждение без дополнительного поглощения через корневую систему.
- Сравнение свежих образцов с образцами гербария позволяет проводить ретроспективный анализ загрязнения металла.
- Способность бриофитов накапливать элементы в очень высоких концентрациях помогает определять элементы, которые присутствуют в окружающей среде в очень низких концентрациях.

Другие характеристики, которые делают мох хорошим биоиндикатором: высокий коэффициент площади на единицу массы, медленный рост, минимальные морфологические изменения в течение всей жизни мха, относительно простой способ определения возраста мха и возможность определения годового количества мха (это особенно верно для *H. splendens*).

Если сравнивать изучение загрязнения воздуха тяжелыми металлами с помощью анализа сухих и влажных осадений, то использование мхов в качестве

биомониторов более выгодно в основном по двум причинам: содержание металлов во мхах во много раз больше, чем в осадках, что приводит к снижению возможности загрязнения образца, а также позволяет избежать проблем при анализе образцов, в которых содержание элементов близко к пределу обнаружения аналитических методов. Еще одним преимуществом является простота техники сбора, подготовка к анализу и возможность анализа большого количества точек, которые покажут пространственное распределение элемента.

Следует отметить, что помимо сухого и водного осаждения существуют и другие источники и механизмы, которые могут существенно влиять на содержание отдельных элементов в мхе. Тяжелые металлы во мхе, кроме первичных источников, таких как местные антропогенные источники или трансграничный транспорт, также могут происходить из вторичных источников. Вторичные источники и элементы, содержание которых может быть больше в результате их воздействия, перечислены ниже:

- Естественные процессы круговорота веществ, в основном из-за присутствия солей в атмосфере, возникающих в морях, и биогенной эмиссии с морских поверхностей (B, Br, Ca, Cl, I, Li, Na, Mg, Se и Sr).
- Поглощение металлов из субстрата или почвы, на которой растет мох, или поглощение из водных отложений в результате промывания высших растений вблизи мха (Ba, Ca, Cs, Cu, Mg, Mn, Rb, Sr и Zn).
- Частицы минералов, передаваемых ветром в областях, где растительность недостаточна и эрозия почвы более выражена (Al, Br, Ca, Ce, Co, Cr, Dy, Fe, Hf, La, Li, Nb, Rb, Sc, Sr, Sm, Ta, Ti, Th, U, V, Yb и Zr)

Воздействие вторичных источников невелико для типичных антропогенных элементов, таких как Pb, Cd и Cu, в то время как более важную роль играют Ni, Cr, Mn, Al и Fe. Другим фактором, который может влиять на более низкое содержание некоторых элементов при анализе их содержания (до 20%), считается увеличение количества атмосферных осадков в период до пробоотбора.

1.3.3 Программы биомониторинга с использованием мхов

На международном уровне биомониторинг при помощи мхов впервые был применен в совместном датско-шведском проекте в 1985 году. А первые исследования по использованию мха в качестве наблюдения за выпадениями тяжелых металлов начались еще в 70-х годах [Tyler, 1970]. В дальнейшем в 1985, 1990 и 1995 годах подобные исследования проводились с привлечением все большего количества участников. В начале 1990-х годов использование мхов в биомониторинге распространилось на 21 европейскую страну. В 1996–1995 гг. в проекте принимало участие уже 30 Европейских стран. В 2005 г. в проекте приняли участие 28 стран, в 2010 г. – 25, в 2015 г. – 34. [Heavy Metals, 2020].

Оценка загрязнения тяжелыми металлами с помощью мхов также проводили в региональном масштабе [например, Steinnes, 1980; Šoltés, 1992; Kauneliene, 1995; Markert и др., 1996; Äyräs и др., 1997; Halleraker и др., 1998; Gerdol и др., 2000; Grodzińska и Szarek-Lukaszewska, 2001]. В этих исследованиях использовали более плотную сеть пробоотбора мха, чем в крупномасштабных мониторинговых исследованиях, чтобы можно было более тщательно изучить пространственные изменения в выпадениях поллютантов. Например, было обнаружено, что высокие концентрации меди и никеля в образцах мха (*H.splendens*) в западной части Кольского полуострова в значительной степени коррелировали с распределением источников выбросов (добыча никеля) в этом арктическом районе [Äyräs и др., 1997].

Техника мхов-биомониторов очень полезна для оценки загрязнения окружающей среды в местном масштабе, в непосредственной близости от промышленных предприятий [Pilegaard, 1979; Folkesson, 1981; Mäkinen, 1983a, 1983b], в городах [Lötschert и др., 1975; Grodzińska, 1977, 1978; Hertz и др., 1984; Mäkinen, 1987], а также вблизи автомагистралей [Rühling и Tyler, 1968; Markert и Weckert, 1994]. Было установлено, что концентрации тяжелых металлов заметно

уменьшились с увеличением расстояния промышленного предприятия от центра города. Также в работе Опекуновой было показано, что в условиях тайги одними из наиболее информативных растений-индикаторов техногенеза являются, зеленые мхи *Hylocomium splendens* и *Pleurozium schreberi* [Опекунова, 2013]

На территории стран СНГ исследования в рамках программы ICP Vegetation (МСП по растительности) начали проводиться с 1994 года [Ruhling и Steinnes, 1998]. Тогда образцы с участием иностранных коллег были отобраны на территории Украины, Беларуси и России в Калининградской области, Карелии, Кольского полуострова, Ленинградской и Псковской областях. Позднее в России эти исследования проводились местными организациями на территории Калининградской области [Королева, Краснов, 2002; Королева, 2006; Королева, Пухлова, 2012], Тульской области [Ермакова и др, 2004; Ермакова и др, 2003], Центральной России (Тверская и Ярославская область) [Ермакова и др, 2004], Московской области [Вергель и др, 2009; Vergel и др, 2019], Ленинградской [Вергель и др, 2014], на территории Южного Урала [Фронтасьева и др., 1999; Frontasyeva и др, 2004; Смирнов и др, 2004], Удмуртской Республики [Панкратова и др, 2009]. На территории Республики Беларусь регулярные исследования начали проводиться с 2005 года [Aleksiayenak и др, 2007; Harmens и др, 2008a; Alekseenok и др., 2010; Алексеенок и др, 2015; Aleksiayenak и Frontasyeva, 2019]. В 2015 году исследования были проведены на территории Республики Молдова [Zinicovscaia и др, 2017], Республики Таджикистан [Абдусамадзода и др., 2019; Abdusamadzoda и др, 2020], Грузии [Shetekauri и др, 2018].

Первая попытка сравнить концентрации тяжелых металлов во мхах с частотой различных типов заболеваний человека была предпринята Wappelhorst [Wappelhorst и др., 2000] в Германии. Авторы обнаружили связь между респираторными заболеваниями и содержанием Se, Fe, Ga и Ge. В исследованиях ученых из Нидерландов рассмотрена возможная связь между содержанием селена во мхах и раком простаты, а также корреляция между элементами и смертностью

из-за специфичных заболеваний [Wolterbeek и Verburg, 2004; Wolterbeek и Verburg, 2008].

Оценка уровней выпадений: в большинстве биомониторинговых исследований по загрязнению тяжелыми металлами концентрации во мхах сравниваются друг с другом. Этого вполне достаточно, если сравнивать мхи одного и того же вида. Но для мер по охране окружающей среды, которые требуют принятия мер по охране окружающей среды, нужны данные по выпадению загрязняющих веществ (г/м², кг/га и т. д.). Важно отметить, что для большинства металлов существует зависимость между их содержанием во мхе и количеством тяжелых металлов, измеренных в осадках. Вычисляя, так называемые, коэффициенты эффективности поглощения металлов мхом и измеряя содержание металлов в образцах мха, можно определить общее (сухое и влажное) выпадение этих металлов [Rühling и Tyler 1973; Groet 1976; Rühling и Steinnes 1998; Berg и др. 1995; Steinnes и др. 1995; Berg и Steinnes 1997; Čeburnis и др. 1999; Wolterbeek 2001; Harmens и др. 2004; 2010].

Для этого могут быть применены несколько методов по оценке выпадений с использованием концентраций элементов во мхах. Первый – расчетный, по формуле с использованием ранее упомянутого коэффициента эффективности поглощения и содержанием металла во мхе [Rühling и др. 1987], а также необходимых данных о росте мохообразных, связанных с территорией. Эти данные были получены Tamm [Tamm, 1953], Rühling [Rühling и др., 1987] и Zechmeister [Zechmeister, 1994, 1995, 1998] для большинства используемых видов (например, *Hylocomium splendens*, *Pleurozium schreberi*, *Hypnum cupressiforme*, а также *Abietinella abietina*). Альтернативный метод в оценке выпадений заключается в расчете данных по мху в зависимости от значений атмосферных осадков из анализа образцов осадков с помощью линейной регрессии. Уравнение регрессии можно использовать для преобразования данных о концентрации мха непосредственно в абсолютные выпадения [Ross, 1990; Berg и др., 1995; Berg и др., 1995].

Steinnes, 1997; Thöni L. и др., 2011]. Модель атмосферного переноса MSCE-НМ [Travnikov и Ilyin, 2005] показала, что пространственные и временные тренды наиболее сближены для Cd и Pb, но расходятся с трендом для Hg [Gusev и др., 2009; Harmens и др., 2009]. Также расчеты, сделанные на исследованиях одномоментного сбора мхов в 2010 г. в странах Европы, показали, что основные источники элементов во мхах – это атмосферные осадки, землепользование и удаленность от источника загрязнения [Nickel и др., 2018].

Незначительные воздействия на содержание элементов во мхе может оказывать окружающая растительность и высота от 300 м над уровнем моря [Økland и др. 1999; Gerdol и др., 2002; Szczepaniak и Biziuk 2003; Steinnes 1995; Zechmeister 1995]. В 2000–2001 гг. при исследовании мхов при помощи регрессионного анализа и нейронных сетей была выявлена слабая корреляция между концентрациями тяжелых металлов во мхах и климатогеографическими условиями [Baker и др., 2003; Совместный доклад ..., 2005]. Также накопленные данные по программе ICP Vegetation показали, что не наблюдается четких различий по концентрациям элементов во мхах в северной и южной частях Европы. Зато отчетливо видна разница в накоплении элементов мхами по направлению с запада на восток, которая связана с расположением источников загрязнения [Buse и др., 2003; Harmens и др., 2008b].

Существует ряд исследований, показывающих, что для большинства тяжелых металлов поглощение двумя разными типами мха одинаково или приблизительно одинаково [Wolterbeek и др. 1995; Berg и Steinnes 1997] и что для региональных исследований можно использовать *H.splendens* и *P. Schreberi* без межвидовой калибровки [Reimann и др., 2001].

Результаты многолетних исследований МСП по растительности показали, что в целом по Европе наблюдается снижение содержания металлов во мхах с 1990 года (Рисунок 6).

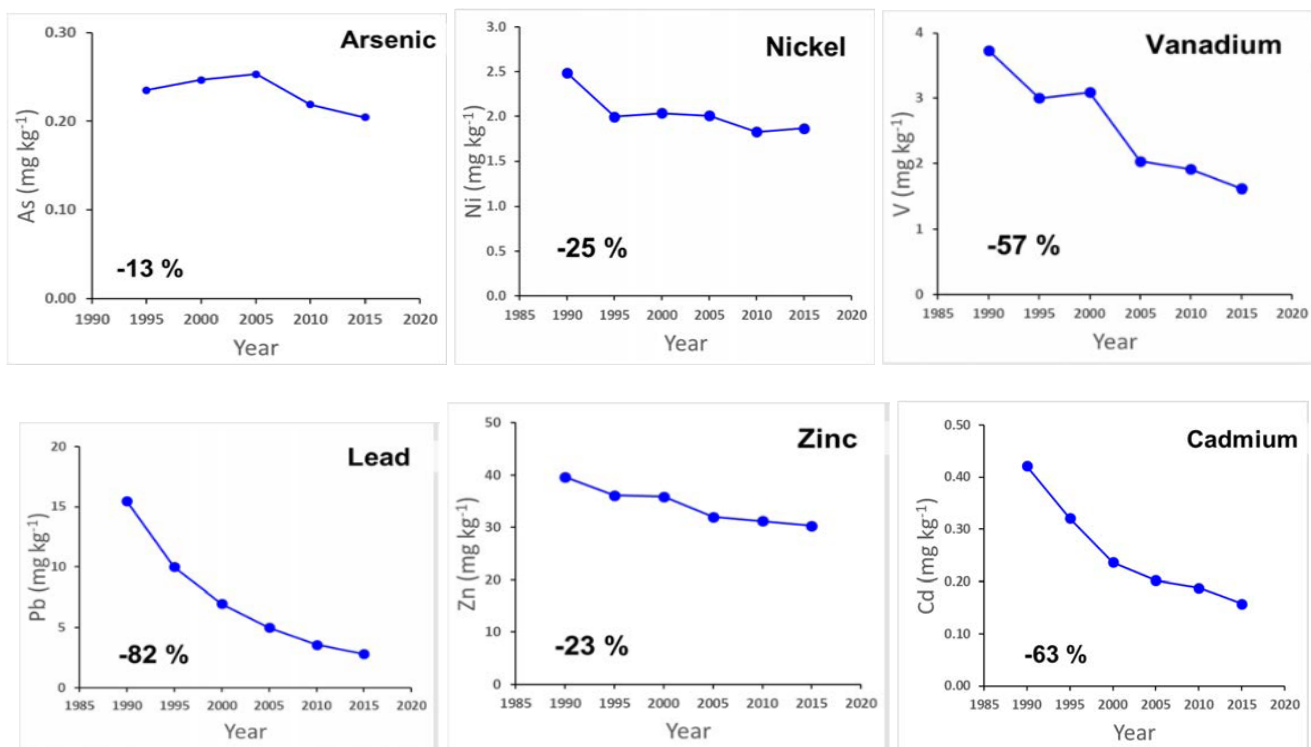


Рисунок 6 – Средние медианные концентрации элементов во мхах для стран (от 16 до 23, в зависимости от года), которые подавали данные с 1990 по 2015 гг. (как минимум 4 раза), рядом с осью жирным шрифтом указан процент снижения концентраций [Frontasyeva и др., 2020]

Это связано со снижением выбросов и, соответственно, снижением уровней выпадений исследуемых элементов. При этом в период с 2010 по 2015 гг. наблюдались изменения, где в зависимости от страны и металла было выявлено увеличение, уменьшение или «плато» содержания элементов во мхах. С 1990 года концентрация металлов во мхах больше всего снизилась для свинца (82%), кадмия (63%) и ванадия (57%), за которыми следуют медь (30%), никель (25%), хром (24%), цинк (23%) и железо (22%). Концентрация мышьяка и ртути во мхах с 1995 г. снизилась на 13% и 2% соответственно. Очевидно, что загрязнение ртутью остается проблемой глобального масштаба. С 2005 года средняя концентрация алюминия и сурьмы во мхах снизилась на 24% и 38% соответственно.

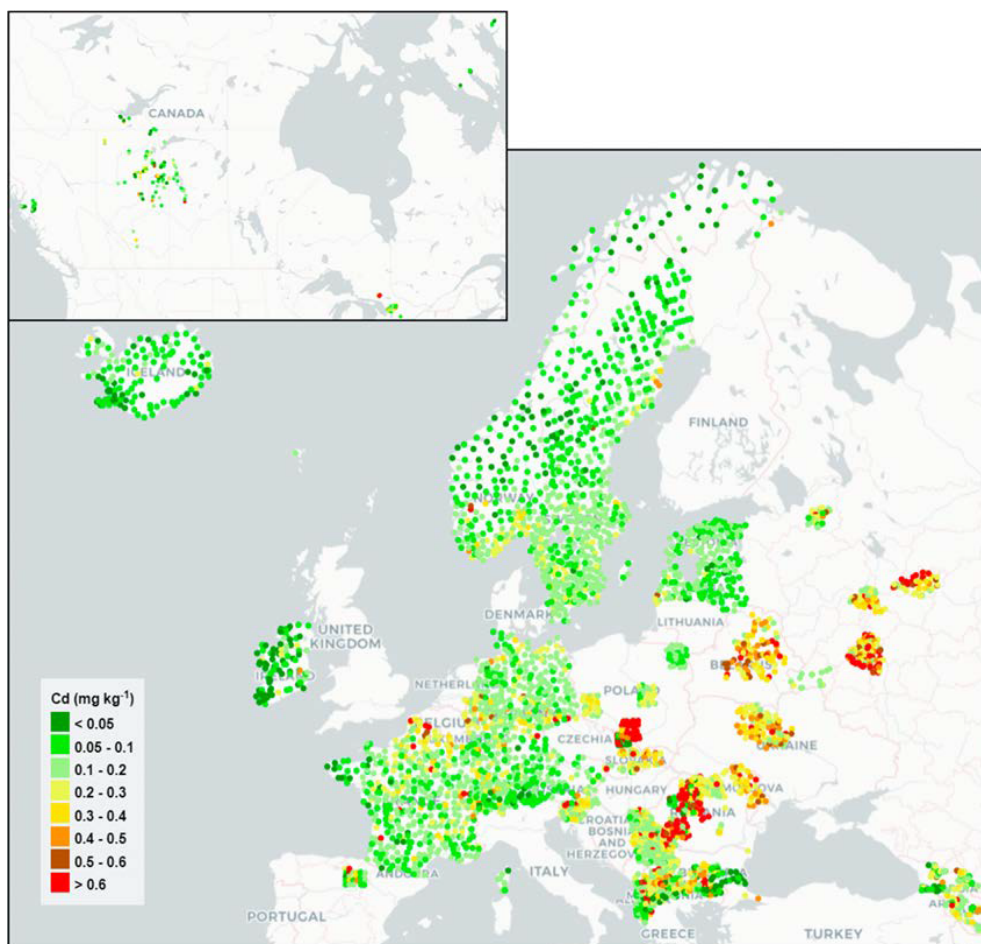


Рисунок 7 – Содержание кадмия во мхах 2015/16, мг/кг

В исследовании 2015 года самые низкие концентрации тяжелых металлов во мхах обнаружены в северной и западной Европе, а самые высокие концентрации – в (юго) восточной Европе, что привело к градиенту концентраций с северо-запада на юго-восток (Рисунок 7–10) [Frontasyeva и др., 2020].

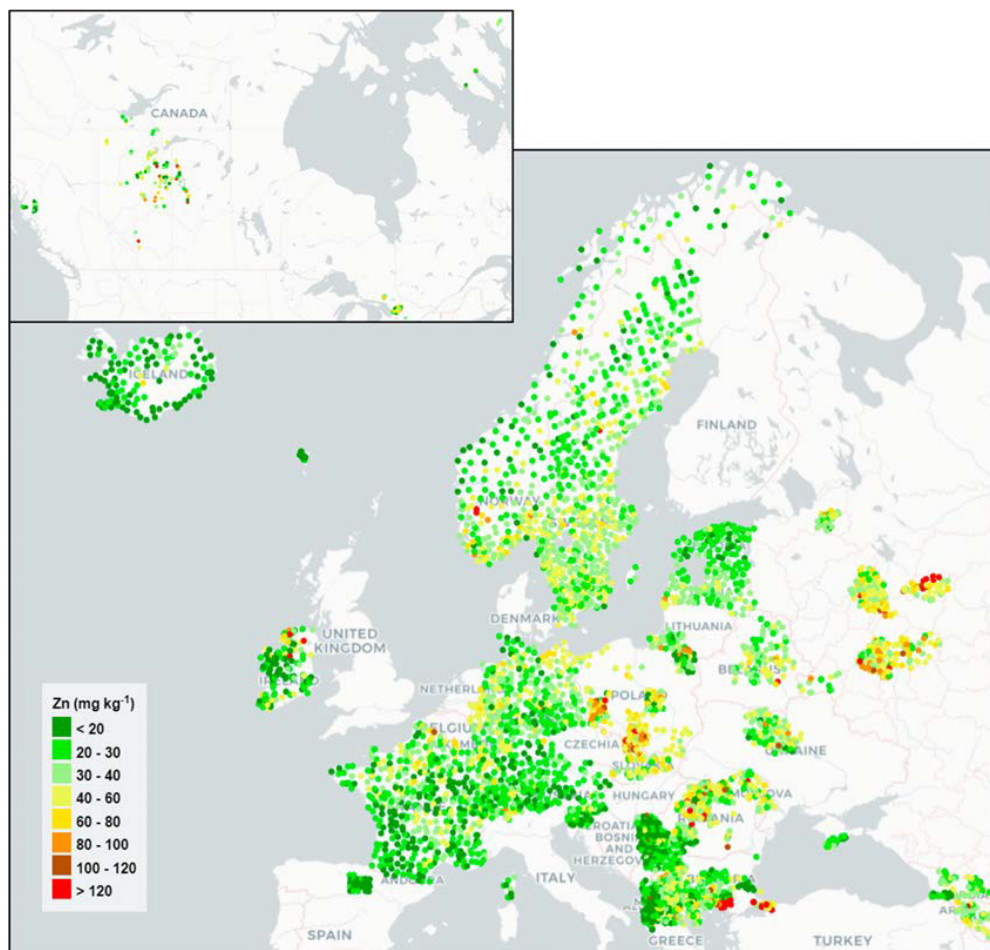


Рисунок 8 – Содержание цинка во мхах 2015/16, мг/кг

Этот градиент стал более очевиден в 2015 г. в связи с расширенным участием стран региона Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии (ВЕКЦА). По большинству элементов концентрация во мхах наиболее высока в (некоторых частях) регионах ВЕКЦА и в Юго-Восточной Европе (ЮВЕ), причем самые высокие значения медиан концентраций по странам часто в десять или более раз выше, чем в других частях Европы. Это особенно касается металлов, связанных с минеральными частицами (например, алюминий, мышьяк, хром, железо, никель и ванадий) (Рисунок 9,10).

Для регионов ЮВЕ и ВЕКЦА характерны минеральные почвы, где гумусовый слой слабый или отсутствует, что могло бы защитить регион от переносимой ветром пыли. Также в регионе ВЕКЦА и ЮВЕ есть тенденция к

высоким концентрациями сурьмы во мхах (не относится ко всем странам в этой области).

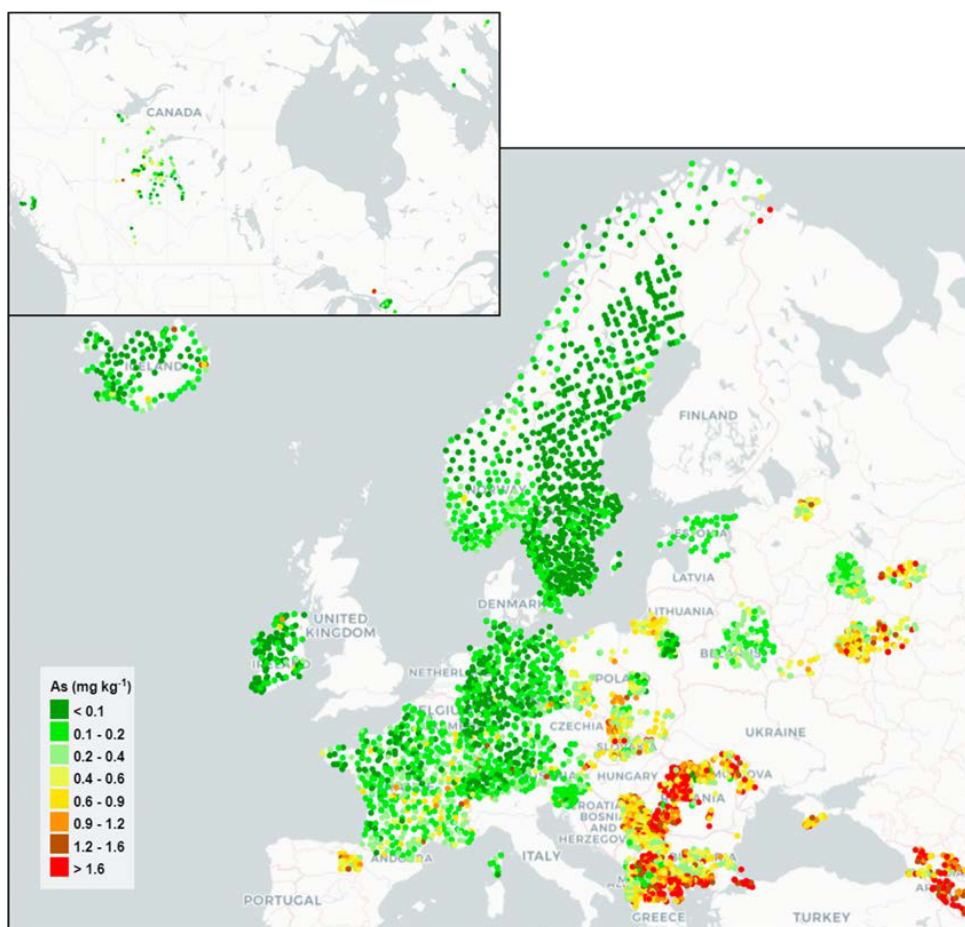


Рисунок 9 – Содержание мышьяка во мхах 2015/16, мг/кг

Это указывает на то, что источники антропогенных выбросов металлов являются самыми высокими в этой области, поэтому ожидается, что концентрации металлов во мхах будут здесь самыми высокими, что проявляется в градиенте металлов во мхах с северо-запада на юго-восток по всей Европе и за ее пределами.

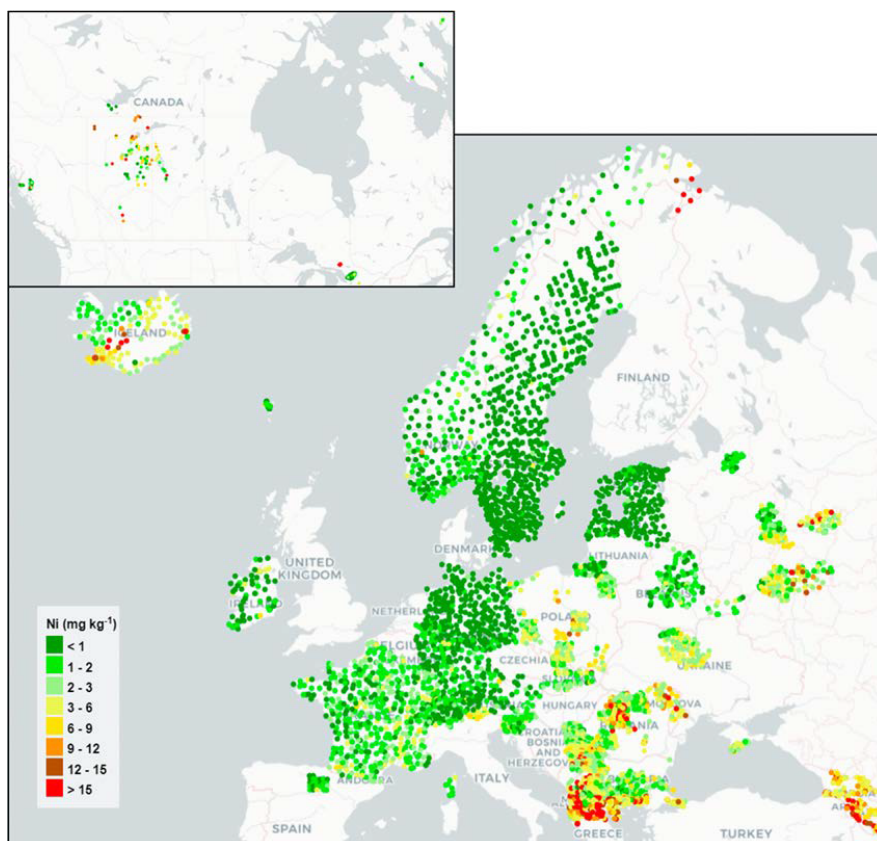


Рисунок 10 – Содержание никеля во мхах 2015/16, мг/кг

ГЛАВА 2. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ

2.1 Эколого-географическая характеристика территории Республики Беларусь

2.1.1 Физико-географическая характеристика

Находясь в Восточной части Европы Республика Беларусь граничит с Российской Федерацией на северо-востоке и востоке, южная граница полностью проходит с Украиной, западная граница – с Республикой Польша, Литовская Республика находится на северо-западе страны, а Латвийская располагается на севере. Длина государственных границ – 2969 км. Территория страны составляет 207 600 км².

Климат Беларуси умеренно континентальный, на который значительно влияет и приносит циклоны атлантический морской воздух; континентальный и арктический воздух оказывают меньшее влияние. Температурный режим характеризуется положительными среднегодовыми температурами воздуха, так в Витебской области на севере они составляют около 4,4 °С, в Брестской области на крайнем юго-западе – 7,4 °С. В январе средняя температура меняется от – 4,1 °С на юго-западе до – 8,4 °С на северо-востоке, а в июле – от +17 °С на севере до +19 °С на юге.

Беларусь находится в зоне достаточного увлажнения, годовая сумма осадков составляет – 550–650 мм в низинах, 650–750 мм – на равнинах и возвышенностях. В зимний период и позднюю осень (также в ночное время всех сезонов) относительная влажность воздуха превышает 80%, в весенне-летний период в дневное время – 54–63%. Для Беларуси характерен западный перенос воздушных масс. В зимнее время преобладают ветра с северо-западного направления, а летом – с юго-западного. В течение всего года над территорией страны господствуют умеренные воздушные массы. Они формируются только над сушей и приходят на

территорию с востока и юго-востока. Северо-восточная часть Беларуси характеризуется наибольшей повторяемостью умеренного континентального воздуха [Беларуская энцыклапедыя, 2001].

С северо-востока, с Карского и Баренцева морей, на территорию Беларуси приходят континентальные арктические воздушные массы, которые дают обильные снегопады и сильные ветры. Арктические же воздушные массы над территорией Беларуси бывают мало, в зависимости от года – 40–70 суток.

В годы, предшествующие пробоотбору количество осадков по областям существенно не менялось и находилось в диапазоне от 520 до 710 мм в год в зависимости от области. Количество пожаров по исследуемым областям также изменялось не значительно.

Почвы на территории страны в зависимости от водного режима делятся на автоморфные ~ 52,9% территории, полугидроморфные - 27%, и гидроморфные - 20,1%. Наиболее распространены нормально увлажненные дерново-подзолистые типы почв, которые составляют ~ 33% с/х угодий; 33,8% с/х угодий занимают дерново-подзолистые заболоченные почвы; 11% – дерновые заболоченные (переувлажненные) наблюдаются в белорусском Полесье. После мелиорации третье место – 15% занимают торфяно-болотные почвы. В центральных районах, на севере и востоке преобладает дерново-подзолистый тип почв; болотные, песчано-болотные и песчано-дерново-подзолистые наблюдаются в южных низменных районах, на западе - бурые лесные. Леса, болота и заболоченные луга занимают около 2/3 территории страны. Имеются крупные месторождения калийных солей (Солигорск, Петриков), торфа (Полесье), строительного камня. В Припятской впадине разведаны месторождения низкосортных углей: лигниты, сланцы и битуминозные угли, а в Гомельской области найдены небольшие запасы высококачественной нефти.

Республика находится на Восточно-Европейской равнине. Средняя высота территории страны над уровнем моря составляет 160 м. Около 3/4 территории

занимают низины (минимальная высота 80 м) и равнины с абсолютными высотами до 200 м. Возвышенности составляют 1/4 территории и находятся в центральной и западной частях страны, самая максимальная высота 345 м [Мацвееў А. В., 2004].

Тип ландшафта Беларуси – умеренно-континентальный лесной (восточно-европейский). Далее выделяют два подтипа ландшафтов: А бореальный подтаежный (смешанно-лесной) и Б суббореальный полесский (широколиственные лесные) [Каропа Г.И., 2010].

На Рисунке 11 показана схема районирования природных ландшафтов с ландшафтными районами, провинциями и подзонами. Районы (1–56) выделены по доминантным видам ландшафтов. Провинции (I–V) выделены по доминантным родам ландшафтов.

Выделяют 5 провинций, которые разбиваются на 56 ландшафтных районов:

I – Поозерская провинция с озерно-ледниковыми, моренно-озерными и холмистоморенно-озерными ландшафтами занимает 18,7% территории Беларуси. Эта провинция находится на севере, для нее характерны хвойные леса (ель и сосна) на дерново-подзолистых, часто заболоченных почвах, также на болотах присутствуют коренные мелколиственные леса. Доля лесов в этой провинции составляет 33% [Ландшафтоведение, 2013].

II – Белорусская возвышенная провинция холмисто-моренно-эрозионных и вторичноморенных ландшафтов расположена на территории Гродненской и Минской областей, составляет 20,4 % территории страны. Характеризуется широколиственно-еловыми и сосновыми лесами (составляют 30% естественной растительности на этой территории), на дерново-подзолистых почвах. Луга и болота в общей сумме занимают 10% территории).



Рисунок 11 – Районирование природных ландшафтов РБ [Нацыянальны атлас Беларусі, 2002]

III — Предполесская провинция вторичных водно-ледниковых и моренно-зандровых ландшафтов занимает 22% территории и простирается узкой полосой от запада до востока с увеличением в центральной части. Лесистость этой провинции – около 40%, на ней произрастают сосновые и широколиственно-хвойные леса на дерново-подзолистых почвах. Около 10% территории занимают луга и болота.

IV – Восточно-Белорусская провинция вторичноморенных и лессовых ландшафтов составляет 11 % от площади всей территории страны и расположена в восточной ее части. Характеризуется широколиственно-еловыми и еловыми

лесами на дерново-подзолистых и дерново-палево-подзолистых почвах, при этом у нее самый низкий показатель лесистости по сравнению с другими провинциями – около 25%.

V – Полесская провинция озерно-аллювиальных, болотных и вторичных водноледниковых ландшафтов занимает 28% площади республики и приурочена к ее югу республики. У этой провинции самый большой показатель лесистости – 40%, и на ней располагаются сосновые, широколиственно-сосновые и дубовые леса на дерново-подзолистых, часто заболоченных почвах [Марцинкевич Г. И., 2005].

Леса и лесные почвы Разнообразие естественного растительного покрова обеспечивается нахождением страны в переходной полосе от евразийской хвойно-лесной к европейской широколиственно-лесной зоне. В составе естественной растительности преобладают леса, которые занимают 39,8% территории и чередуются с луговыми и водно-болотными сообществами. В лесах заметно преобладание сосны обыкновенной (50% общей площади лесов), ели европейской (9%), берёз (23%), ольхи чёрной (9%), осины (2%), дуба (3%), прочие (3%) [Государственный лесной кадастр..., 2016]. Также можно встретить и другие породы, например граб обыкновенный, липа мелколистная, шершавые и гладкие вязы, остролистный клён. Аборигенные лесообразующие породы представлены 136 типами леса, в которые входят 25 типов хвойных лесов (двенадцать типов ельников и тринадцать типов сосновых лесов). Широколиственные же леса в основном состоят из разных видов ясенников и пойменных дубрав.

Более 70% всех лесов формируются в виде смешанного леса из двух или более пород деревьев. Хвойный лес составляет 67% от общего лесного массива, где 56% отведено соснякам, которыми богаты все геоботанические зоны Республики Беларусь. Сосны могут расти в совершенно различных условиях, как в сухих песчаных почвах, так и в верховых болотах. Больше всего сосен (до 87%) можно встретить на суходолах. В основном на территории Республики Беларусь в

сосновых лесах наряду с сосной обыкновенной произрастают: береза повислая, ель, осина, дуб (в основном растет в таких регионах, как Предполесье и Полесье) [Природа Белоруссии, 1986].

В Белорусском Поозерье широко распространены сосновые леса южно-таёжного типа с характерным подлеском из можжевельника обыкновенного, подростом ели и хорошо развитым моховым покровом.

Специалистами выделяются четыре ключевых почвенно-сопряженных субформаций, представленных моно доминантными сосняками (борами), елово-сосновыми (субориями), дубово-сосновыми, а также болотными сосняками. В целом на территории Беларуси – 12 видов сосновых лесов [Государственный лесной кадастр, 2016]. Наиболее распространенными являются: сосняк мшистый, долгомошный, вересковый, черничный, орляковый, а также в болотистой местности сфагновый и осоково-сфагновый (Рисунок 12).

Менее распространены сосняки багульниковые, брусничные, осоковые и лишайниковые [Цвирко, 2017].

Связь лесов и почв обусловлена сильным изменением верхнего горизонта, которое происходит вследствие процессов накопления различных органических веществ, опада в подстилке и его дальнейшего разложения.

В то же время почву, которая является местом обитания различных организмов, характеризует особая система биотических отношений, а также тепловой, водный и воздушный режим. Также почву характеризует такой параметр, как уровень плодородия, который первоначально обуславливает процессы роста, а также развития определенного древостоя и иных лесных компонентов.



Рисунок 12 – Типы сосновых лесов в Республике Беларусь [Государственный лесной кадастр, 2016]

Почва выступает в качестве одного из важнейших классификационных параметров лесов. В процессе выделения того или иного вида леса на территории Республики Беларусь необходимо указывать вид особых лесорастительных условий (эдафотоп). В соответствии с трудами Погребняка П.С., по характеру плодородия почву можно охарактеризовать как бедную (А – бор), относительно

бедную (В – суборь), относительно богатую (С – сложная суборь), богатую (D – дубрава) [Погребняк, П. С., 1968]. Так, очевидно, что связь лесов и почв характеризуется тем, что на определенных видах почв соответственно формируются определенные виды лесов.

Леса Республики Беларусь в наибольшей степени наполнены дерново-подзолистыми почвами. Как правило, на таком виде почвы произрастают чистые насаждения сосен.

Дерново-подзолистые супесчаные и суглинистые почвы, как правило, дают активный рост сложным по форме соснам, елям, дубам, березам, а также осинам. Торфяные почвы и олиготрофные верховые болота – низкопродуктивным болотным соснякам. Дерново-подзолистые супесчаные, суглинистые и глинистые почвы – различным еловым насаждениям. Дерново-подзолистые супесчаные суглинистые и глинистые почвы, как правило, богаты дубравами.

Взаимосвязь лесов и почв отражается и сукцессионными изменениями. К примеру, сосны, которые произрастают на бедной песчаной почве, в закономерном порядке сменит берёза повислая. В то же время более богатая супесчаная или суглинистая почва, вероятнее всего, даст рост другому мелколиственному виду – осине.

Также взаимосвязь лесов и почв характеризуется теми или иными лесными формациями в соответствии с определенным уровнем кислотности почвенного раствора. Зачастую в еловых лесах более кислая, чем в сосновых, а в лиственных – менее кислая, чем в хвойных [Лабоха, К. В., 2018].

2.1.2 Промышленность

Основные отрасли промышленности Беларуси — машиностроение и металлообработка, добыча калийной соли, химическая и нефтехимическая

промышленность, электроэнергетика, легкая и пищевая, лесная и деревообрабатывающая промышленность (Рисунок 13).

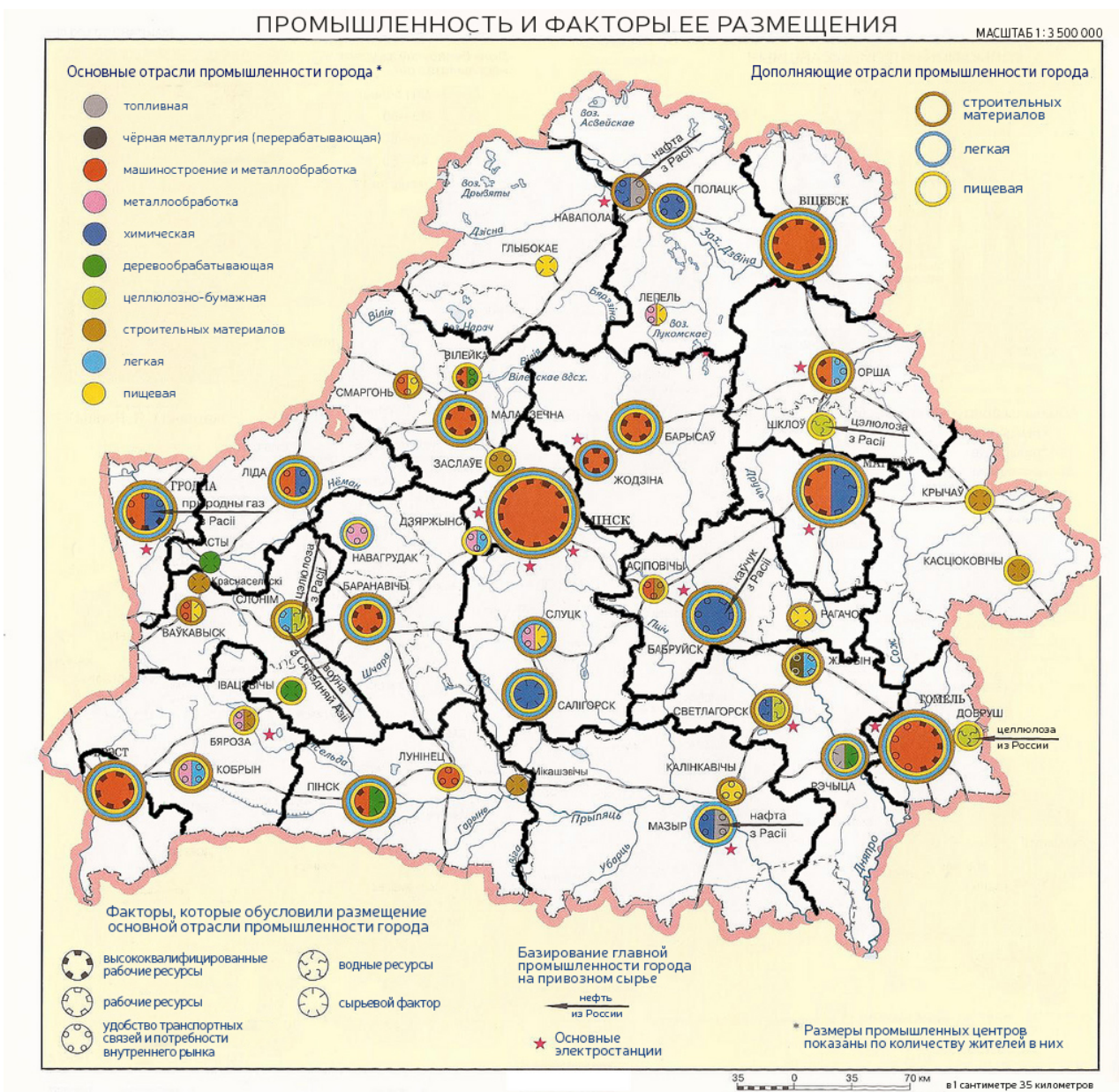


Рисунок 13 – Отрасли промышленности Республики Беларусь и их расположение [Беларуская энцыклапедыя, 2001]

Преобладающее количество предприятий относятся к следующим категориям:

– полиграфической промышленности, производству изделий из дерева и бумаги, – около 2150 предприятий;

– производству прочих готовых изделий, ремонту, монтажу машин и оборудования – 2099 предприятий;

– производство резиновых и пластмассовых изделий, прочих неметаллических минеральных продуктов, это более 1900 предприятий;

– металлургическому производству, производству готовых металлических изделий, кроме машин и оборудования, более 1400 предприятий.

Наибольшее число организаций промышленности зарегистрировано в Минске (26 %), Минской области (23 %), меньше всего — в Витебской и Гродненской областях (9 %) [Промышленность Беларуси, 2017]

На территории Минской области находится около 4 тысяч предприятий, которые производят более 19% республиканского объема промышленной продукции.

Промышленные предприятия Минской области выпускают калийные удобрения, легковые машины, карьерные самосвалы. Ведущее место в области принадлежит химическому производству, которое занимает более 20% областного объема. 1/5 мирового объема калийных удобрений производит ОАО «Беларуськалий».

Фармацевтическая индустрия включает шесть крупных предприятий. Машиностроительный комплекс в области представлен 50 предприятиями. Также развито металлургическое производство и производство готовых металлических изделий.

В Гомельской области расположено более двухсот крупных и средних промышленных предприятий, доля которых в объеме промышленного производства Беларуси составляет порядка 20%. Основные предприятия связаны с нефтепереработкой, химической промышленностью и металлургией.

На территории Могилевской области располагаются предприятия машиностроительной, химической и нефтехимической, а также деревообрабатывающей, легкой и пищевой промышленности [Могилевский исполнительный комитет, 2019].

В Витебской области развиты топливная, электроэнергетика, пищевая, лёгкая, химическая и нефтехимическая промышленности. Около 30 предприятий относятся к машиностроительной и металлообрабатывающей отраслям, в том числе, несколько станкостроительных заводов и предприятий электротехнической и приборостроительной промышленности, строительную отрасль составляют порядка 15 предприятий [Витебский областной исполнительный комитет, 2019].

В Гродненской области промышленный комплекс составляет порядка 10% в объеме производства промышленной продукции страны. Основу промышленного комплекса образуют 193 предприятия.

Обрабатывающая промышленность в основном состоит из предприятий по производству продуктов питания, напитков и табачных изделий – 43,5%, затем по объемам (15,5%) идет производство химических продуктов, производство изделий из дерева и бумаги – 8,0%, производство текстильных изделий, одежды, изделий из кожи и меха – 5,6%, производство резиновых и пластмассовых изделий, прочих неметаллических минеральных продуктов – 6,1% [Экономика Гродненской области, 2019].

В области производится весь республиканский объем капролактама, аммиака, сухих молочных смесей для детей раннего возраста, 90,5% азотных удобрений, 73,5% чулочно-носочных изделий [Экономика Гродненской области, 2019].

Машиностроение представлено предприятиями различного профиля в Лиде, Гродно, Сморгони, Новогрудке, Волковыске. В области действует несколько деревообрабатывающих предприятий, а также производятся строительные материалы.

Брестская область обладает развитым промышленным комплексом, который представлен порядка 250 основными предприятиями различных отраслей. Наибольший удельный вес занимает пищевая и перерабатывающая промышленность (47,6% от общего объема промышленного производства).

Существенный сегмент в структуре производства области занимают также машиностроение и металлообработка (10,8%), строительная индустрия (5,4%), легкая промышленность (5%) и производство мебели (10,1%) [Брестский областной исполнительный комитет, 2019].

2.1.3 Источники загрязняющих веществ в атмосферном воздухе

В качестве основных источников соединений, загрязняющих нашу атмосферу, можно выделить автомобили и иной транспорт с ДВС, а также целый ряд различных организаций промышленности и энергетического характера. Также на загрязнение атмосферы могут существенно влиять как источники природного происхождения, так и перенос различных веществ на большие территории (в границах регионов или государств) [Состояние природной среды, 2010].

Сегодня при развитой промышленности произвести точную оценку уровня загрязнения окружающей среды достаточно сложно, так как стало намного больше источников загрязнения, а состав выбрасываемых химических соединений значительно усложнился. Сегодня в современной Беларуси достаточно точно и эффективно учитывается ряд выбросов крупнейших организаций промышленности, то есть источников загрязнения стационарного характера. В то же время намного меньше информации представлено о выбросах, так называемых динамических источников. В настоящий момент практически не оценены выбросы источников природного и точечного (например, бытового) назначения. Статистика данных явлений для различных видов химических соединений также различается: оксид азота, серы, углерода, а также группы различных твердых

веществ представлены наиболее развернуто, в то время как для ряда тяжелых металлов, аммиачных и стойких органических загрязнителей (СОЗ) информации существенно меньше.

В соответствии с официальными данными в Республике Беларусь на 2020 год выбросы тяжелых металлов являются: обрабатывающая промышленность, вклад которой составляет почти 43%, металлургическое производство - 33% и производство тепла и использование энергии - 14% [Состояние природной среды, 2020].

Объемы выбросов тяжелых металлов и соотношение вклада различных источников в выбросы на протяжении десяти лет менялось год от года. Так, например, в 2004 году общие выбросы Ni составили 72,9 тонн, из них основное поступление – 67% – обеспечила энергетика общего пользования, а сжигание топлива в обрабатывающей промышленности составило всего 28%. В 2006 году в качестве основного источника выбросов Ni также остались энергетические установки общего пользования и производства тепловой энергии – 61% от общего количества выбросов этого металла. А в 2008 году поступления в атмосферный воздух Ni от энергетических установок общего пользования и в результате сжигания топлива в промышленности были почти одинаковы и составили 49% и 42% соответственно. В 2013 году на первое место по выбросам Ni в воздух вышло обращение с нефтепродуктами и составило 46% от общего объема выбросов по Ni, а сжигание топлива в промышленности составило 41% [Состояние природной среды Беларуси, 2005, 2007, 2009, 2014]. В 2014 году 66% выбросов Ni по стране уже представляла нефтепереработка (Рисунок 14). С 2015 года Министерство природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Беларусь в отчетах дает только общую информацию по стране по выбросам приоритетных металлов – Pb, Cd, Hg, As, и для остальных металлов, таких как Cr, Cu, Ni, Zn без уточнения источников происхождения [Государственный кадастр ..., 2018].

По статистике наибольшие объемы выбросов в атмосферу приходятся на такие металлы, как Zn, Ni, Pb, Cu [Состояние природной среды, 2005, 2015].

В начале исследований, в 2004-5 гг., выброс в атмосферу Zn на 90% был обусловлен его производством, тогда как лишь 5% приходилось на сжигание топлива в таких сферах, как обрабатывающая промышленность и строительство.

Основным источником Cu было производство металлов, а также сжигание топлива в промышленности. Значительный вклад в выбросы Cd и Pb внесли обрабатывающая промышленность и строительство (до 56% всех выбросов по каждому элементу) и производство металлов (до 34%). Стоит отметить, что выброс Pb также непосредственно связан и с автомобильной промышленностью, однако в данном случае он был незначительным, так как Беларусь не импортирует и не использует этилированный бензин.

Строительство и обрабатывающая промышленность также сыграли ключевую роль в выбросах соединений As (до 55%). В 2004-5 гг. энергетика по производству тепла, а также производство металлов были задействованы в выбросах As немного меньше – 12% и 18% соответственно.

Обрабатывающая промышленность и строительство являлись также одними из ключевых источников выбросов Hg (до 89%), тогда как доля энергетика в выбросы данного химического соединения оставалась относительно небольшой (около 8%).

В 2013-14 гг. ситуация по объему выбросов осталась прежней: на первом месте идут выбросы Zn, а затем Ni, Pb и Cu.

В 2014 году почти 80% всех выбросов Zn пришлось на производство таких сплавов, как чугун и сталь (Рисунок 14). Далее по количеству выбросов идет стационарное сжигание топлива в различных сферах промышленности, из которых 9% обуславливается данными процессами в черной металлургии, около 7% – в процессе производства неметаллических продуктов минерального

характера. Остальные источники суммарно по выбросу дают приблизительно 4,2% от общего объема [Состояние природной среды, 2015].

В 2014 г. по сравнению с предыдущим годом было значительно уменьшено количество выбросов никелевых соединений, из которых почти 67% составили отходы нефтеперерабатывающих организаций. Централизованное производство тепла и электричества, стационарное сжигание различных видов топлива, а также динамические (передвижные) источники внесли вклад в выбросы никеля в 13,6%, 8,5%, а также 8,1% соответственно. Остальные виды источников внесли в общий объем выбросов не более 2% (Рисунок 14).

Выбросы свинцовых соединений в 2014 г. немного превысили объем 2013 г. Больше всего выбросов в общий объем было внесено предприятиями, производящими чугун и сталь – 44 %, сферой стационарного сжигания топлива – 34%, а также 11% – чёрной металлургией.

Большая часть выбросов соединений Си в 2014 г. пришлась на различные виды динамических (передвижных) источников (~29%), предприятия, производящие чугун и сталь (~27%), сферу стационарного сжигания топлива и черную металлургию (~15%).

Примерно в два раза были уменьшены выбросы в атмосферу соединений Cr. Ключевые источники представлены стационарным сжиганием топлива, передвижными источниками и нефтепереработкой.

Большая часть выбросов различных соединений Cd (0,5 т) в 2014 г. была связана с производством чугуна и стали, эта отрасль дала 68% от общего объема выбросов Cd. Что касается выбросов таких токсичных элементов, как As и Hg, то основной вклад вносит сжигание топлива в промышленности, а также мелкими предприятиями и физическими лицами. Оценочная характеристика объема выбросов в атмосферу всех вышеперечисленных элементов выполняется

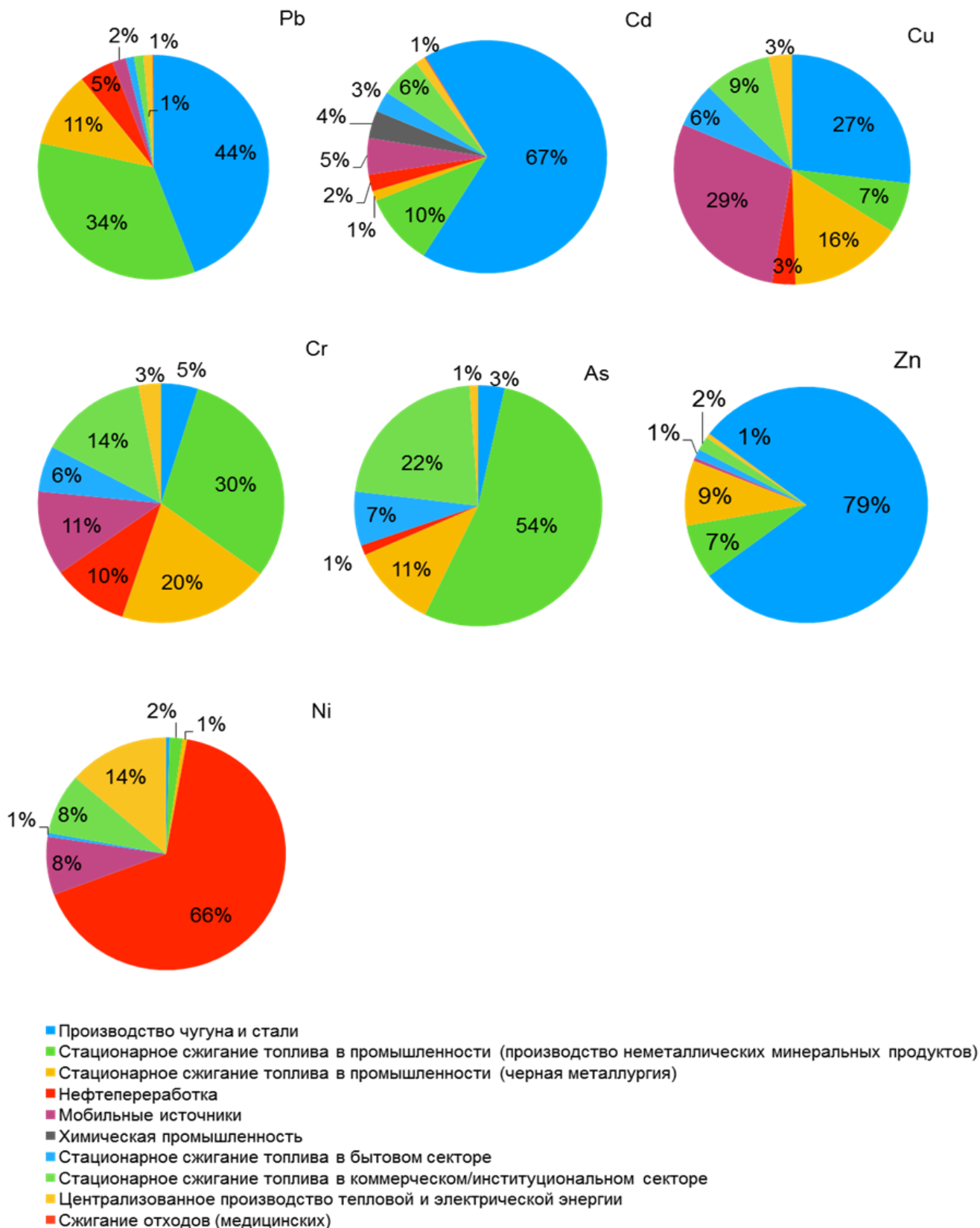


Рисунок 14 – Источники выбросов тяжелых металлов на территории Беларуси
[Состояние природной среды, 2015]

в соответствии с основными видами источников, учитывая статистические и расчетные данные [Состояние природной среды, 2015].

2.1.4 Данные ЕМЕП о загрязнении территории Беларуси (внешние источники загрязняющих веществ)

В рамках совместной программы наблюдения и оценки переноса на большие расстояния загрязняющих воздух веществ в Европе (ЕМЕП) в качестве источников загрязняющих веществ на территории республики также выделяют трансграничный перенос (от других стран сети ЕМЕП), межконтинентальный перенос и вторичные источники (ветровой подъем). В таблице 6 приведены данные от МСЦ-В по выпадениям свинца и кадмия на территорию Беларуси в 1990 и 2011 гг. от различных источников.

Таблица 6 – Источники и количество выпадений Pb и Cd в 1990 и 2011 гг. на территорию Республики Беларусь [Информация о загрязнении ..., 2012]

	Pb		Cd	
	1990	2011	1990	2011
Выпадения на страну				
Суммарные выпадения на страну, тонны	902.55	169.79	15.54	7.21
- Антропогенные выпадения от национальных источников, тонн	297.20	23.24	0.71	1.07
- Антропогенные выпадения от других стран, тонн	427.21	41.36	9.38	2.52
- Межконтинентальный перенос (источники вне сетки ЕМЕП), тонн	6.53	5.26	0.16	0.15
Вторичные источники (ветровой подъем), тонн	171.61	99.93	5.28	3.47

Также в отчетах МСЦ-В [Информация о загрязнении ..., 2012] приводятся данные по пространственному распределению выпадений элементов на территории страны (Рисунок 15) и вклады стран из сети ЕМЕП по выпадениям свинца (Рисунок 16) и кадмия (Рисунок 17) на территорию Беларуси.

За 21 год суммарные выпадения свинца уменьшилось в 5 раз, при этом выпадения от национальных источников и от других стран примерно снизилось в 10 раз, в то время как межконтинентальный перенос остался на прежнем уровне. По кадмию сокращение выпадений не столь существенно: в 2 раза уменьшилось суммарные выпадения, при этом возросло выпадение от национальных источников в 1,5 раза, а антропогенные выпадения от других стран снизились в 3,7 раз. Межконтинентальный перенос остался на прежнем уровне.

Пространственное распределение выпадений свинца и кадмия (Рисунок. 15) показывает, что в основном выпадения от внешних источников находятся в западной, юго-западной и южной частях страны. Это неудивительно, так как, например, в 2011 г. основной вклад в загрязнение свинцом от внешних источников внесли Польша, Украина, Германия, Словакия, Сербия, Италия, Румыния – около 55% от суммарного загрязнения территории свинцом (Рисунок 16)

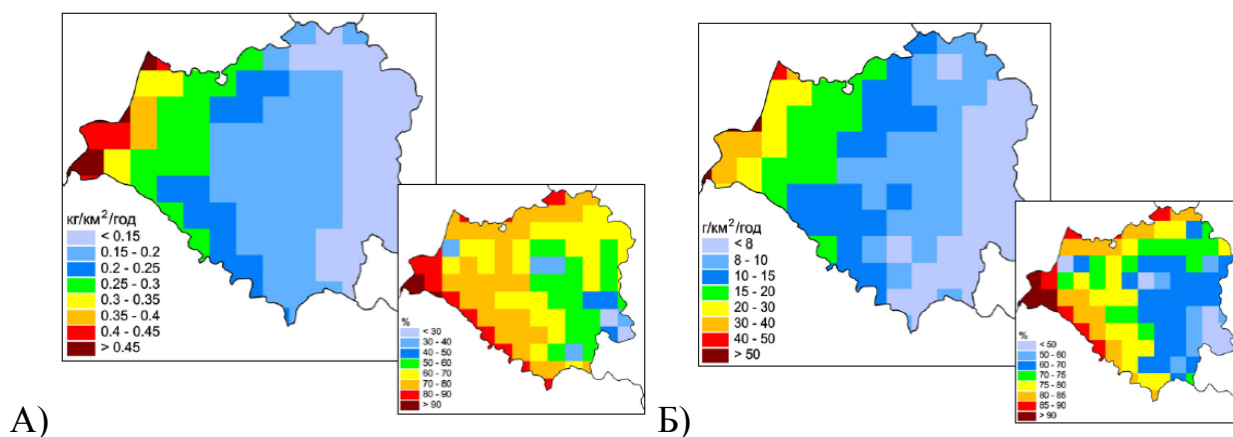


Рисунок 15 – Выпадения от внешних источников ЕМЕП и их относительный вклад в суммарные выпадения в 2011 г. свинца (А) и кадмия (Б) [Информация о загрязнении ..., 2012]

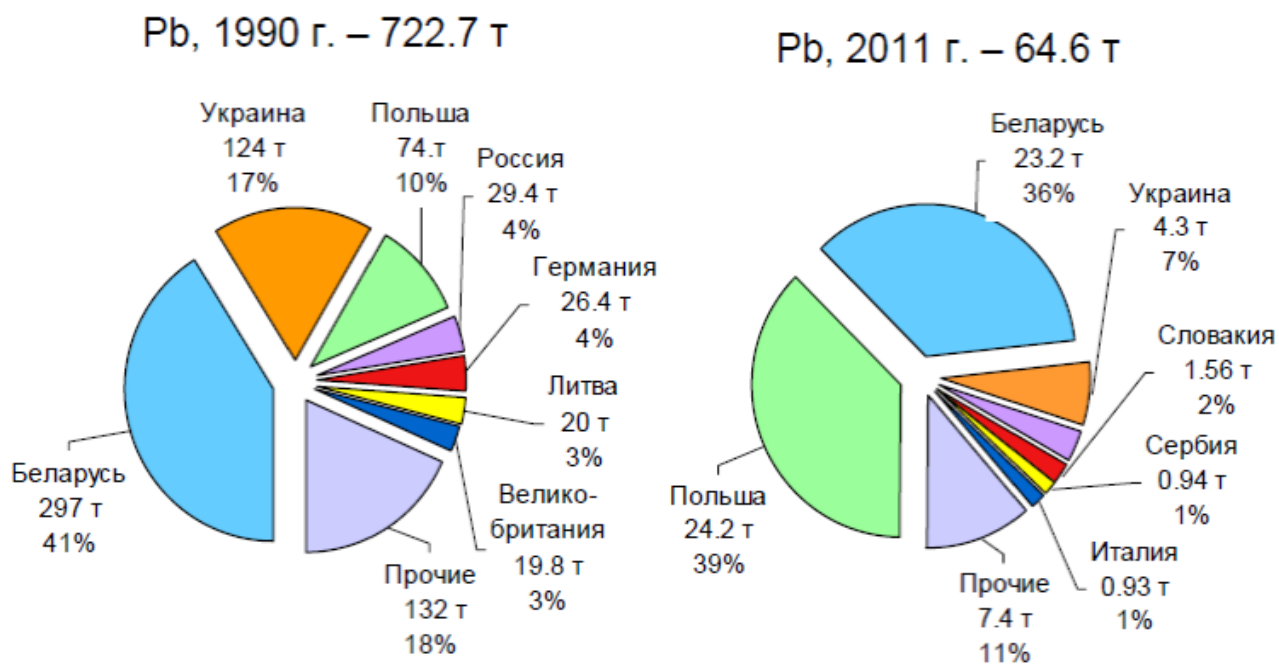


Рисунок 16 – Вклады стран ЕМЕП в выпадения свинца на территорию Республики Беларусь в 1990 и 2011 гг. [Информация о загрязнении ..., 2012]

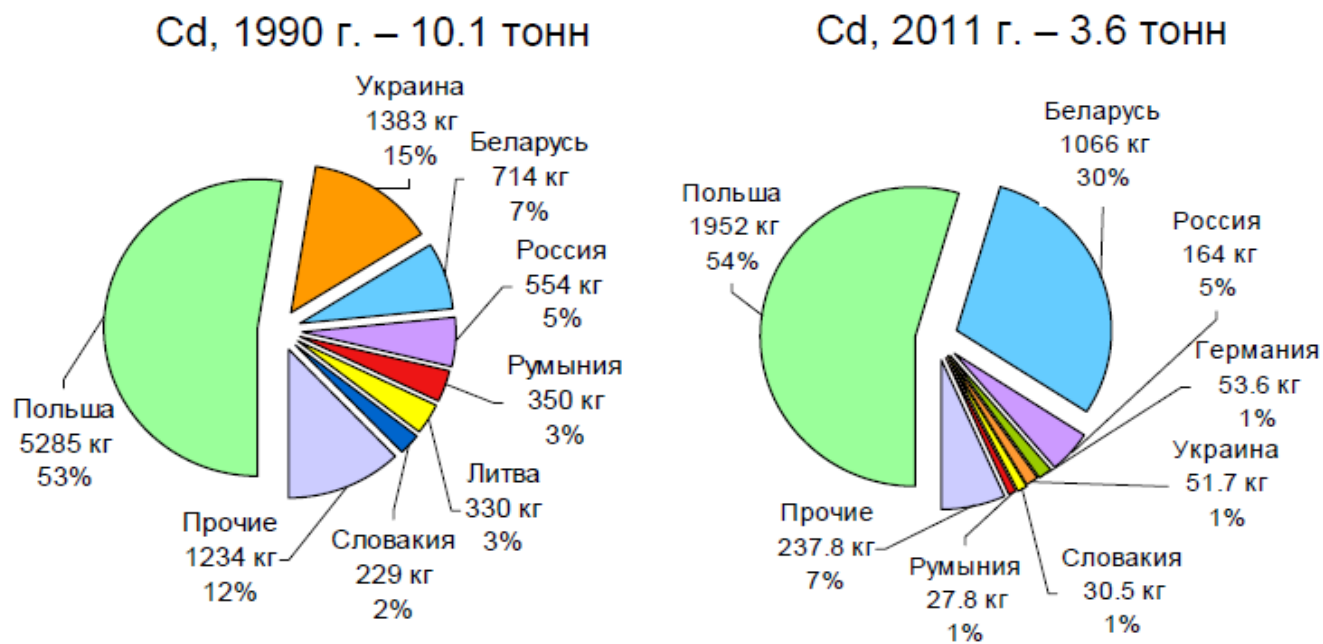


Рисунок 17 – Вклады стран ЕМЕП в выпадения кадмия на территорию Республики Беларусь в 1990 и 2011 гг. [Информация о загрязнении ..., 2012]

Основные внешние источники кадмия в 2011 г. – Польша, Россия, Германия, Украина, Словакия, Румыния, Италия. Их вклад в суммарное выпадения кадмия на территорию республики составил 65% (Рисунок 17).

2.2 Процедура отбора проб плеврокарпных видов мхов (количество точек, виды мхов, требования к отбору, очистка, хранение, транспортировка, пробоподготовка)

Образцы отбирались в соответствии с методическими рекомендациями международной программы по оценке трансграничного переноса загрязняющих веществ (МСП по растительности) [ICP Vegetation, 2021].

2.2.1 Правила пробоотбора

Согласно правилам МСП по растительности каждая страна должна стремиться собрать образцы мха в количестве не менее 1,5 образцов на 1000 км². Если это невозможно осуществить, то рекомендуется отбирать по меньшей мере два образца мха в сетке ЕМЕР (50 x 50 км). По возможности, отбор происходит по равномерной сетке. Возможно отбирать пробы по более плотной сетке, если ожидается резкое изменение концентраций выпадений тяжелых металлов. Образцы рекомендуется отбирать с тех же участков, что и в предыдущих исследованиях, что позволит проанализировать временные тренды [Пособие по мониторингу, 2020].

Необходимо отбирать только бокоплодные виды мхов. Рекомендуется отбирать два вида мхов: *H. splendens* и *P. schreberi*. В некоторых странах можно использовать и другие виды бокоплодных мхов, в первую очередь *Hypnum cupressiforme*, а затем *Pseudoscleropodium purum* [Harmens H. и др., 2010; 2013a].

Согласно инструкциям программы МСП по растительности отбор проб для определения содержания металлов и других элементов проходит с соблюдением следующих правил [Пособие по мониторингу, 2020]:

Точки пробоотбора должны находиться на открытых участках, чтобы крона деревьев не находилась на участках, где отбираются пробы. Расстояние от кроны до места отбора должно быть не менее 3 м. Образцы не следует собирать вблизи кустарников или крупнолистных трав на пустошах, пастбищах, торфяниках, и на склонах в местах стока воды.

Отобранный мох необходимо тщательно очищать от крупных загрязнений (хвои, листьев, почвенных животных и т.д.). Не рекомендуется собирать пробы с участков, которые заселены муравьями и/или засорены песком.

Образцы отбираются на участках, расположенных вдали от городов и поселков, при этом расстояние от больших дорог и автомагистралей, предприятий и деревень должно быть ≥ 300 м, а от проселочных дорог и отдельно стоящих зданий ≥ 100 м.

Для сравнения данных сбора мхов в 2015 г. с предыдущими пробоотборами рекомендуется проводить сбор образцов мха в тех же точках (или поблизости, но не далее, чем в 2 км, при одном и том же биотопе), что и в предыдущих одновременных сборах мхов. Если в стране есть станции мониторинга атмосферных выпадений загрязняющих веществ (национальные или станции сети ЕМЕР) рекомендуется провести дополнительный сбор образцов рядом со станциями для сравнения концентраций тяжелых металлов во мхах с непосредственными значениями элементов в атмосферных выпадениях.

Рекомендуется в каждой точке отбора проб составлять образец из 5–10 подобразцов, собранных с участка 50x50 м и состоящем из одного вида мха. До исследования элементного состава образцы хранятся в плотно закрытых больших бумажных или пластиковых пакетах. Для определения содержания металлов во мхе достаточно образца объемом около одного литра.

Во время отбора проб и в дальнейшем при обращении с образцами запрещено курить. Сбор образцов производится в одноразовых резиновых или полиэтиленовых перчатках без талька и покрытия.

Стандартный период сбора образцов – с апреля по октябрь. По возможности рекомендуется собирать мох ближе к концу сезона. Но в сухих районах Европы образцы отбираются в течение влажного сезона. Для видов *P. schreberi* и *H. splendens* не была замечена зависимость между сезоном и содержанием тяжелых металлов в образцах [Thöni L. и др., 1996; Berg T. и Steinnes E, 1997], но этого не происходит с другими видами мхов [Zechmeister H.G. и др., 2003; Couto J.A. и др., 2003; Voquete M.T. и др., 2011], а также это может не происходить в других климатических зонах Европы.

В каждой точке пробоотбора определяются широта, долгота и высота над уровнем моря. Для удобства последующей общей обработки данных координаты даются в десятичных градусах по Гринвичу.

Также в партии должно быть несколько проб, собранных как минимум с двух участков с разными уровнями загрязнения (одна точка с высоким уровнем загрязнения и одна – с низким по результатам исследований за предыдущие годы) [Пособие по мониторингу, 2020]. Эти собранные образцы мха (по крайней мере 3 образца с каждого участка) должны быть проанализированы по отдельности для того, чтобы охарактеризовать вариабельность данных, связанной со всей процедурой: отбор проб и анализ.

2.2.2 Пробоотбор на территории Республики Беларусь

В соответствии с вышеперечисленными рекомендациями и местными особенностями для территории Беларуси была разработана мониторинговая сеть (Рисунок 18). Более подробная информация о площадках пробоотбора приведена в Приложении 1.

Мониторинг атмосферного загрязнения проводился на 70% от общей территории Беларуси. Всего было отобрано 250 образцов мхов двух видов *H. splendens* ((Hedw.) Schimp) (10% от общего количества проб) и *P. schreberi* ((Brid.) Mitt.), широко распространенных в поясе умеренных климатических зон и наиболее часто используемых в биомониторинге. Для анализа отбирали зеленые и зелено-коричневые сегменты мхов, примерно соответствующие 3–5 летнему возрасту.

2.3 Определение элементного состава образцов мхов и статистическая обработка результатов нейтронно-активационного анализа

2.3.1 Анализ химического состава образцов

Элементный состав сухого вещества определяли методами НАА и ААС в Объединенном Институте Ядерных Исследований (г. Дубна).

В специально оборудованной химической лаборатории осуществлялась подготовка образцов к облучению. Вначале мох тщательно очищали от хвои, листьев, мусора и т.д.. Затем сушили в течение 48 часов при температуре около 40 °С до постоянного веса и затем с помощью пневматического пресса делали таблетки. Полученные спрессованные образцы с массой ~ 0,3 г упаковывали в полиэтиленовые пакеты для короткого облучения и в алюминиевую фольгу для длительного облучения [Алексеенок и др., 2015].

Элементный состав образцов определяли методом инструментального нейтронно-активационного анализа (ИНАА) на реакторе ИБР-2 ЛНФ ОИЯИ (Дубна, Россия). Благодаря тому, что ИНАА – неdestructивный метод определения содержания широкого спектра элементов с высокой чувствительностью (<0,001%) и требующий небольшого количества образца, он нашел широкое применение в экологических и геоэкологических исследованиях [Фронтасьева М.В., 2011].

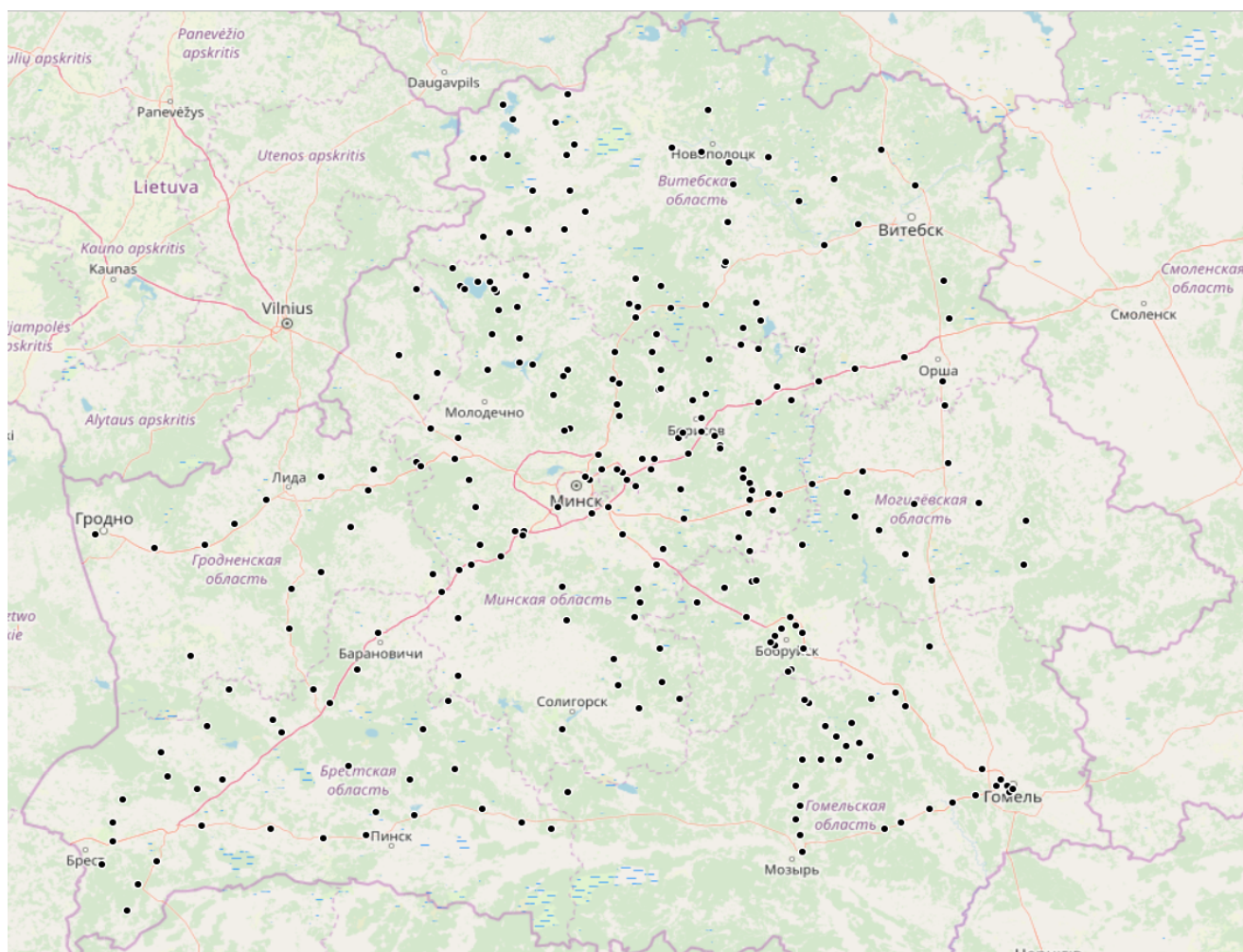


Рисунок 18 – Схема пробоотбора мхов – индикаторов атмосферных выпадений металлов и металлоидов на территории Республики Беларусь

Для определения Pb, Cd и Cu применялся метод атомной абсорбционной спектрометрии (ААС).

Благодаря использованию потоков быстрых, тепловых и резонансных нейтронов, НАА на реакторе ИБР-2 позволил определить концентрации 30 химических элементов: Al, As, Au, Ba, Br, Ca, Cl, Co, Cr, Cs, Fe, Hf, K, La, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Rb, Sb, Sc, Se, Sm, Sr, Th, U, V, W, Zn в образцах мхов-биомониторов. Эксперименты проводили на радиоаналитическом комплексе РЕГАТА реактора ИБР-2 Лаборатории нейтронной физики им. И. М. Франка ОИЯИ. Температура в

каналах облучения, не превышающая 60 °С, обеспечивала сохранность биологических образцов в процессе облучения. Подробное описание установки и ее характеристики даны в работе [Фронтасьева М.В., 2011]. Использование резонансных нейтронов позволяло свести к минимуму влияние матричных элементов, обладающих большой вероятностью активации тепловыми нейтронами, и, таким образом, повысить чувствительность определения элементов, концентрация которых в образцах мала. При определении концентраций применялся относительный метод ИНАА.

Для определения короткоживущих изотопов элементов Al, Ca, Cl, Mn, Ti, V образцы облучали 3–5 минут в канале реактора с плотностью потока нейтронов $1,6 \cdot 10^{12}$ нейтрон/(см²·с). Гамма-активность облученных образцов измеряли в течение 3–5 минут после 5–7 минут выдержки.

Для определения долгоживущих изотопов элементов As, Au, Ba, Br, Ce, Co, Cr, Cs, Fe, Hf, K, La, Mo, Na, Ni, Rb, Sb, Sc, Se, Sm, Sr, Th, U, W, Zn образцы облучали 96 часов в канале реактора с кадмиевым экраном при плотности потока резонансных нейтронов $3,31 \cdot 10^{11}$ нейтрон/(см²·с). Облученные образцы перепакывались в чистые контейнеры для измерения гамма-активности. Гамма-спектры облученных образцов измеряли с помощью Ge-Li детекторов с разрешением 2.5–3 кэВ по линии ⁶⁰Co 1332 кэВ и детектора из сверхчистого германия (HPGe) с разрешением 1.9 кэВ по линии ⁶⁰Co 1332 кэВ [Алексеев и др., 2015].

Наведенную гамма-активность образцов измеряли дважды: спустя 4–5 дней после выгрузки из канала облучения в течение 45 минут и спустя 20 дней в течение 2,5–3 часов.

Для большинства элементов погрешности определения концентраций находились в пределах 10–15%, только для Au, Hf и W погрешности были на уровне 30%. Качество анализа обеспечивалось с помощью сертифицированных эталонных материалов: IAEA 336 (лишайник, МАГАТЭ), IAEA 359 (капуста,

МАГАТЭ), IAEA 433 (морские отложения, МАГАТЭ), SRM 1575 (иглы сосны, NIST), SRM 1633с (угольная зола, NIST), SRM 2710 (почва, NIST), SRM 2711 (почва, NIST). Эталоны облучались в одинаковых условиях вместе с исследуемыми образцами [Алексеенок и др., 2015].

Обработка гамма-спектров проводилась с помощью программы GENIE, а концентрации элементов рассчитывались с использованием пакета программ, разработанных в ЛНФ ОИЯИ [Dmitriev и др., 2012, 2013; Pavlov и др., 2016].

Концентрации Cd, Cu и Pb в образцах мха определяли с помощью атомно-абсорбционного спектрометра iCE 3300 AAC с электротермической (графитовой печью) атомизацией (Thermo Fisher Scientific, Waltham, MA, USA). Калибровочные растворы готовили из исходного раствора массой 1 г/л (стандартный раствор AAC; Merck, DE). Контроль качества проводился с использованием сертифицированных NIST стандартных образцов SRM 1570a (листья шпината) и SRM 1575a (сосновые иглы). В обоих случаях экспериментально измеренное содержание было в хорошем соответствии с рекомендуемыми значениями. Разница между сертифицированным и средним и измеренным содержанием сертифицированного материала варьировалась от 1% до 10% [Zinicovscaia I., 2017].

2.3.2. Статистическая обработка и визуализация пространственных данных

Для наглядного представления аналитических данных использовались технологии ГИС в программе ArcView. Для десяти наиболее значимых элементов были построены карты распределения по разным годам (всего 30 карт). Для построения карт использовалась программа ArcMap 10.3. Применялась интерполяция сплайн (Spline) с использованием опции TENSION, при которой более высокие значения для параметра веса приводят к построению несколько

более грубых поверхностей, но при этом, точно соответствующих контрольным точкам. Это наиболее подходящая интерполяция для природных явлений, таких как температура, влажность или загрязнение, где значения постоянно меняются, и окончательная картина должна быть сглажена. Базовая карта OpenStreetMap, дороги и границы были скачаны с бесплатных веб-сайтов.

Полученные результаты содержания анализируемых элементов в образцах мха, отобранных с территории Республики Беларусь, были статистически проанализированы с использованием программного обеспечения Statistica 11. Фоновые концентрации и описательная статистика полученных результатов приведена в таблице 7. Для каждого элемента были рассчитаны следующие параметры: среднее арифметическое, медиана, максимальные и минимальные значения, асимметрия и эксцесс, стандартное отклонение (SD) и коэффициент вариации (CV).

Для выявления возможных источников загрязнения были применены факторный анализ (ФА) и метод главных компонент (МГК). Идея состоит в том, чтобы заменить большое количество входных переменных гораздо меньшим количеством новых переменных, так называемых компонент, без особой потери важной информации о входных данных. Факторный анализ — это многомерный статистический метод, объясняющий дисперсии наблюдаемых переменных с

Таблица 7 – Описательные статистики элементного анализа, мг/кг

Элемент	Диапазон	Медиана	Среднее	Стандартное отклонение	Коэффициент вариации, %	Асимметрия	Эксцесс	Фон
Na	43- 537	133	146	62	42	2,2	8,0	137
Mg	67-3174	499	678,65	521	77	1,3	2,1	608
Al	102-9200	633	740	656	88	8,7	105	687

Cl	32-828	108	136	110	81	3,1	11,8	117
K	1529-30070	6930	7538	3768	50	1,9	6,5	7074
Ca	994-7375	2625	2823	1041	37	1,7	4,0	2652
Sc	0,025-0,766	0,111	0,126	0,070	56	3,8	27	0,124
V	0,298-9,57	1,19	1,35	0,786	58	4,8	44	1,26
Cr	0,181-11,6	2,23	2,45	1,46	60	1,6	7,4	0,260
Mn	43-1852	375	418	238	57	2,2	9,1	392
Fe	110-2243	414	466	229	49	2,7	14	436
Co	0,087-7,02	0,223	0,349	0,605	174	7,2	63	0,260
Ni	0,086-6,41	0,950	1,21	1,12	93	2,1	5,6	1,02
Cu	2,79-32,8	5,1	5,47	2,79	51	5,5	48	5,10
Zn	14-157	33	37	16	43	3,4	18	35
As	0,006-0,502	0,156	0,178	0,094	53	1,2	1,2	0,160
Se	0,013-1,89	0,154	0,292	0,377	130	2,6	6,2	0,206
Br	0,399-5,7	2,08	2,18	1,10	50	0,616	-0,095	2,10
Rb	5,50-87	22,8	24	11	45	1,26	3,7	23
Sr	3,68-65	9,37	11	7,01	64	3,40	18	9,9
Cd	0,107-1,09	0,278	0,325	0,169	52	1,60	3,9	0,30

Sb	0,025-0,349	0,098	0,108	0,048	44	2,0	5,8	0,10
Cs	0,055-1,22	0,188	0,235	0,165	70	2,2	6,7	0,22
Ba	5,00-94	17,7	21	13	63	2,2	7,0	19
La	0,062-3,78	0,405	0,501	0,366	73	3,7	25	0,45
Sm	0,010-2,72	0,063	0,123	0,288	236	6,6	49	0,08
Hf	0,012-1,00	0,085	0,110	0,102	93	4,4	28	0,10
W	0,011-1,46	0,093	0,191	0,241	126	2,5	6,8	0,14
Pb	0,916-8,47	2,54	2,72	1,27	47	1,4	3,4	2,67
Th	0,021-1,00	0,103	0,117	0,078	67	6,2	63	0,11
U	0,002-0,405	0,033	0,041	0,0335	82	5,7	53	0,037
Au	$6 \cdot 10^{-5}$ 0,034	0,0008	0,0023	0,0039	168	4,0	22	0,002 3

помощью меньшего числа потенциальных переменных - факторов. Суть метода в анализе переменных на основе предположения, что эти зависимости являются результатом некоторого меньшего количества фоновых факторов, которые невозможно измерить. ФА в некоторой степени можно рассматривать как расширенную версию МГК, но в отличие от МГК он объясняет взаимосвязь между переменными. Основная цель МГК - максимально объяснить разброс данных, основная цель ФА - объяснить ковариацию между переменными [Kuik, 1995]. В основе факторного анализа лежит предположение, что наблюдаемые ковариации между переменными являются результатом действия общих факторов,

а не отношения между переменными. Таким образом, ФА предполагает, что переменные являются линейными комбинациями гипотетических переменных - факторов.

С помощью программного обеспечения Statistica 11.0 было определено количество интегрирующих факторов, рассчитаны факторные нагрузки и установлен вклад каждого фактора (в %) в накоплении химических элементов мхами.

Были вычислены коэффициенты биологического поглощения – как частное от деления содержания элемента в золе растения на содержание в горных породах [Добровольский, 1998].

Также были рассчитаны различные индексы загрязнения, которые широко используются для всесторонней оценки степени загрязнения. Более того, они могут иметь большое значение при оценке качества воздуха и прогнозировании устойчивости экосистемы в будущем, поэтому очень важно выбрать подходящий метод оценки качества воздуха для принятия решений и территориального планирования.

Индекс загрязнения — это мощный инструмент для обработки, анализа и передачи исходной экологической информации лицам, принимающим решения, менеджерам, техническим специалистам и общественности [Caeiro et al., 2005]. Рассчитываемые индексы делятся на два типа: отдельные индексы и интегрированные индексы с точки зрения расчетов.

Отдельные индексы — индикаторы, используемые для расчета загрязнения только одним элементом – коэффициент загрязнения, фактор экологического риска, фактор обогащения, геоаккумуляционный индекс [Qingjie и др, 2008].

Интегрированные индексы — индикаторы, используемые для расчета загрязнения более чем одним элементом, основанные на отдельных индексах. Каждый вид интегрированного индекса составляется из отдельных индексов [Qingjie и др, 2008].

Для идентификации происхождения элементов рассчитывался фактор обогащения (EF) – соотношение содержания элементов во мхах, земной коре и атмосферном аэрозоле. В русскоязычной литературе встречается термин «коэффициент обогащения» [Шевченко и др., 2009]. Изначально фактор обогащения элементами (EF) был разработан для предположения о происхождении элементов в атмосфере, осадках или морской воде [Duce и др, 1975; Zoller и др, 1974], но постепенно он стал использоваться для изучения почв, озерных отложений, торфа и других природных материалов.

Абсолютные значения элементов во мхах, земной коре и аэрозолях воздуха (x) соотнесены с содержанием в них реперного элемента (обычно это Al, Ti или Sc). В нашем случае мы использовали скандий и вычисляли фактор обогащения по формулам:

$$EF_{\text{земн.кора}} = \frac{x_{\text{мох}}}{Sc_{\text{мох}}} \cdot \frac{Sc_{\text{земн.кора}}}{x_{\text{земн.кора}}} \quad (1)$$

$$EF_{\text{аэрозоль}} = \frac{x_{\text{мох}}}{Sc_{\text{мох}}} \cdot \frac{Sc_{\text{аэрозоль}}}{x_{\text{аэрозоль}}} \quad (2)$$

Данные по содержанию элементов в земной коре были взяты из статьи Касимова [Касимов и Власов, 2015], где рекомендовано для Cl и Br использовать кларки по Wederpohl [Wederpohl, 1995], для Cd, Mo и Au – Rudnick и Gao [Rudnick и Gao, 2003], для Cu – Hu и Gao [Hu и Gao, 2008], а для Ni, Cr, As, Sb – Григорьева [Григорьев, 2009]. Для остальных элементов использованы кларки по Виноградову [Виноградов, 1962].

Данные по содержанию элементов в аэрозолях основаны на материалах Шевченко и соавторов о составе аэрозолей Арктики [Шевченко и др., 1997; Шевченко и др, 1998].

По определению, значения EF больше 1 должны указывать на постоянный удаленный характер происхождения загрязнителя. Контрольные (реперные) элементы – скандий и алюминий – редко попадают в атмосферные аэрозоли из

антропогенных источников. По определению, коэффициент обогащения, близкий к единице ($EF = 1$), указывает на то, что рассматриваемый элемент действительно произошел из почвы. Однако в литературе встречаются данные о том, что значения $EF < 10$ являются фоном измерения [Freitas, 2007], поэтому они не могут показать, была ли источником элементов, накопленных во мхах, местная почва или какой-то удаленный источник выбросов или считают, что эти элементы терригенного происхождения [Шевченко, 2009]. В ряде работ, связанных с биомониторингом, происхождение элементов с $EF < 2$ считается естественным и эти элементы связаны с земной корой [Ермакова и др., 2004; Королева, 2010].

Оценку геоэкологического состояния территории осуществляли по коэффициентам загрязнения (CF – contamination factor) рассматриваемых элементов для наземных мхов [Fernández, 2001; Håkanson, 1980] и геоаккумуляционному индексу $I(\text{geo})$ [Inengite, 2015; Guan, 2014]:

$$CF = \frac{C_{\text{эл}}}{C_{\text{фон}}} \quad (3)$$

$$I(\text{geo}) = \log_2\left(\frac{CF}{1.5}\right) \quad (4)$$

где $C_{\text{эл}}$ — концентрация элемента, а $C_{\text{фон}}$ — фоновая концентрация. Оба этих коэффициента рассчитываются для каждого элемента и позволяют дифференцировать территорию по уровню загрязнения (таблица 8).

Таблица 8 – Значения коэффициентов CF и $I(\text{geo})$ соответствующие им уровни загрязнения

CF	Характеристика загрязнения	I_{geo}	Характеристика загрязнения
>27	критичное	>5	чрезвычайное
8-27	сильное	5-4	сильное
3.5-8	среднее	4-3	выше среднего
		3-2	среднее
2-3.5	слабое	2-1	умеренное
1-2	возможное	0-1	слабое
<1	отсутствует	<0	отсутствует

Фоновые значения содержания элементов во мхах вычислялись как среднее значение по выборке за исключением минимально-аномальных значений (те значения, которые превышают значения $-\text{среднее} \pm 2\sigma$) [Беус и др., 1976].

Для четырнадцати элементов (Al, As, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, V, Mn, Sb, Ba, Co, Fe, Se), обладающими токсичным и/или канцерогенным действием, рассчитан единичный индекс загрязнения Single Pollution Index (PI) [Kowalska, 2018], который является отношением содержания элемента в образце мха к содержанию элемента в “эталонном растении” (которое характеризует среднее содержание элементов в незагрязненных растениях) [Markert и др. 2015]. Значения единичного индекса загрязнения приведено в таблице 9.

Таблица 9 – Классы загрязнения по единичному индексу загрязнения Single Pollution Index (PI)

Класс	Значение PI	Загрязнение
1	$PI < 1$	отсутствует
2	$1 < PI < 2$	низкое
3	$2 < PI < 3$	умеренное
4	$3 < PI < 5$	высокое
5	$PI > 5$	очень высокое

Фактор экологического риска (Er) для количественного выражения потенциального экологического риска данного загрязнителя, предложенный Хакансоном [Håkanson, 1980], рассчитывался по формуле:

$$Er = Tr \cdot CF \quad (5)$$

где Tr – коэффициент токсического ответа тяжелого металла, а CF – коэффициент загрязнения. Значения Tr тяжелых металлов (в том числе As) приведены в таблице 10. Для описания фактора риска используются следующие термины: $Er < 40$,

низкий потенциальный экологический риск; $40 \leq E_r < 80$, потенциальный экологический риск умеренный; $80 \leq E_r < 160$, значительный потенциальный экологический риск; $160 \leq E_r < 320$, высокий потенциальный экологический риск; и $E_r \geq 320$, очень высокий экологический риск [Håkanson, 1980].

Для оценки уровня загрязнения атмосферного воздуха экологически опасными химическими элементами было применено два подхода к расчетам индексов и показателей загрязнения.

Таблица 10 – Значения коэффициента токсического ответа Tr

Элементы	Cd	As	Cu	Pb	Cr	Zn	Ni
Tr	30	10	5	5	2	2	5

Первый основан на расчетах применяемых в геохимии для определения уровней загрязнения почв приоритетными загрязняющими веществами в русскоязычной литературе, второй – по зарубежным методикам оценок уровня загрязнения воздуха.

Для каждой точки пробоотбора были рассчитаны суммарные показатели загрязнения воздуха (K_3) экологически опасными химическими элементами, относящимися к 1, 2 и 3 классам опасности (Pb, Zn, Cd, As, Se; Cu, Ni, Co, Sb; Mn, V, W, Sr, Ba). Расчеты производились по модифицированной формуле, взятой в работах [Королева, 2004; Чертко, 2011] и с более строгими критериями [Геохимия, 2006]. Показатели (K_3) были рассчитаны по всем вместе взятым экологически опасным элементам по формуле:

$$K_3 = \sum CF - (n - 1) \quad (5)$$

где n – количество элементов, коэффициенты концентраций которых суммируются. При этом в расчете участвуют CF только тех элементов, для

которых статистически надежно установлен факт превышения фонового содержания.

Таблица 11 – Критерии оценки загрязнения по разным показателям [Геохимия, 2006]

Уровень загрязнения	Значения Кз
Минимальный (либо загрязнение отсутствует)	<8
Низкий (слабый)	8-16
Средний (умеренный)	16-32
Высокий (сильный)	32-128
Очень высокий (чрезвычайно сильный)	>128

Далее, для более общего описания антропогенного загрязнения был рассчитан индекс уровня загрязнения (PLI – pollution load index) для каждой точки пробоотбора. Индексы рассчитывались по содержанию элементов, которые считаются приоритетными загрязнителями As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Sb, Se, Pb, V и Zn. Расчет проводился по формуле [Tomlinson и др. 1980]:

$$PLI = \sqrt[n]{CF_1 \cdot CF_2 \cdot CF_3 \cdot \dots \cdot CF_n} \quad (6)$$

где n — количество исследуемых элементов, а CF — рассчитанные значения коэффициента загрязнения для каждого элемента.

Индекс уровня загрязнения используется для описания пространственного распределения загрязнения. $PLI < 1$ предполагает отсутствие загрязнения, $PLI = 1$ показывает нижний порог загрязнения, а $PLI > 1$ означает наличие загрязнения, и чем больше PLI, тем выше уровень загрязнения.

Потенциальный экологический риск (RI) – индекс, который применяется для оценки степени экологического риска, вызванного содержанием тяжелых

металлов в воде, воздухе, а также почве. Этот индекс также был введен Хакансоном [Håkanson, 1980], и рассчитывается по следующей формуле:

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i \quad (7)$$

где n – количество тяжелых металлов и E_r – фактора экологического риска для каждого элемента i . Критерии оценки уровней потенциального экологического риска приведены в таблице 12.

Таблица 12 – Уровни потенциального экологического риска (RI)

RI	Потенциальный экологический риск
< 90	Низкий
90-180	Умеренный
180-360	Сильный
360-720	Очень сильный
≥ 720	Крайне высокий

ГЛАВА 3. ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА АТМОСФЕРНЫХ ОСАЖДЕНИЙ МЕТАЛЛОВ И МЕТАЛЛОИДОВ В РЕСПУБЛИКЕ БЕЛАРУСЬ

3.1 Пространственно-временная динамика трансграничного переноса и выпадения химических элементов на территории Беларуси

3.1.1 Результаты статистической обработки данных

Методом инструментального нейтронного активационного анализа определено содержание 30 элементов: Al, As, Au, Ba, Br, Ca, Cl, Co, Cr, Cs, Fe, Hf, K, La, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Rb, Sb, Sc, Se, Sm, Sr, Th, U, V, W, Zn в покровообразующих видах мхов *H. splendens* и *P. schreberi*, собранных в период с 2005 по 2015 гг.

Содержание Mg, Al, Cl, Co, Ni, Sm, Hf, W, Pb и U в лесных мхах варьирует в широких пределах, коэффициент вариации CV более 75%. Коэффициент вариации CV менее 75, характерный для остальных элементов, указывает на низкую пространственную изменчивость. Для определения типа распределения, близости его к нормальному, был применен тест Колмогорова-Смирнова. Содержание во мхах K, Se, Rb, Al, Cl, Se, Br Ba подчиняется закону нормального распределения.

Ранжирование по коэффициенту вариации показало, что выборки преимущественно однородны, за исключением содержания Mg, Al, Cl, Ni, Hf, Pb и U (CV =70 –100%) и Co, Sm, W (CV> 100%), что указывает соответственно на сильно и крайне неоднородную выборку.

Для выявления взаимосвязей между элементами использовали корреляционный анализ. Значения коэффициента корреляции <0,3 указывает на наличие слабой связи, 0,3-0,4 – средней, 0,5-0,75 – высокой, > 0,75 – значительной. Отрицательное значение означает, что вклад одного элемента вызывает убыль другого. При оценке корреляции принимали во внимание только значимые величины, при $p=0,01$ (99% достоверно) и $p=0,05$ (95% достоверно). Значительная

положительная корреляция ($r^2 > 0,75$; $p = 0,05$) установлена между Na, Al, V, Sc, Fe, Co, La, Sm, Hf, Th и U, большая часть из которых, характерны для земной коры и лесных почв [Башкин, 2004], а также между парами элементов антропогенного происхождения Zn-W; Fe-W, Co, Sb и Sr-Ba (таблица 13). Высокая степень зависимости ($r^2 > 0,5$) при $p = 0,05$ установлена между Na - Mg, Al, Cl, Ca, Br, Sb, Ba, Sm, U; Ca - V, Co, Zn, Br, Sr, Cd, Ba, Mg, La; Cu - Fe, Co; Cd - Zn, Sr, Ca; Pb - Fe, Zn, Cd, W; Fe - Zn, Sb; Sm - Sb, La, Th, W; Br - Al, Ca, Sc, V, Fe, Co, Ba, La, Tb, Th; и Rb-Cs. Предположительно эти корреляции в зависимости от комбинации связаны с влиянием атмосферных выпадений антропогенного происхождения, процессами выщелачивания растительных остатков, ветрового переноса элементов земной коры, а также, связанными с физиологией самих мхов [Lazo и др., 2020; Steinnes, 1995, 2000].

3.1.2 Источники поступления элементов. Оценка степени загрязнения территории

Для выявления кумулятивной способности мхов вычислили коэффициент биологического накопления, в соответствии со значением которого элементы накапливающиеся в изученных видах мхов ранжировали (таблица 14): наиболее высокое сродство лесные мхи *P.schreberi* и *H.splendens* проявляют к биогеохимически активным циклическим элементам Cl, K, Mn, Zn, Se, Br, I, W, Au, Cd, активно накапливаются Co, Rb, Sr, Sb, Cs, Hf, Pb. Их физиологическая роль установлена или предполагается. Мхи также активно поглощают токсичные As, Se и др.

По данным Перельмана, который рассчитал средний коэффициент биологического накопления для растений, интенсивно накапливаются следующие элементы: P, S, Cl, Br, I, затем идут – Ca, Na, K, Mg, Sr, Zn, B, Se.

	Na	Mg	Al	Cl	Ca	Sc	V	Fe	Co	Cu	Zn	Br	Sr	Cd	Sb	Ba	La	Sm	Hf	W	Pb	Th	U
Br	0.69	0.64	0.65	0.66	0.57	0.67	0.61	0.56	0.57	0.38	0.25	1.00											
Sr	0.42	0.28	0.36	0.29	0.61	0.45	0.37	0.55	0.57	0.47	0.56	0.23	1.00										
Cd	0.23	0.07	0.27	0.14	0.51	0.32	0.24	0.44	0.39	0.35	0.59	0.12	0.57	1.00									
Sb	0.62	0.53	0.69	0.34	0.39	0.71	0.74	0.86	0.66	0.46	0.60	0.55	0.38	0.27	1.00								
Ba	0.68	0.48	0.61	0.56	0.62	0.68	0.57	0.62	0.77	0.51	0.38	0.50	0.78	0.42	0.47	1.00							
La	0.87	0.45	0.91	0.57	0.52	0.97	0.82	0.91	0.85	0.43	0.40	0.65	0.50	0.34	0.70	0.72	1.00						
Sm	0.63	0.32	0.77	0.44	0.48	0.85	0.72	0.82	0.72	0.28	0.48	0.51	0.48	0.43	0.61	0.54	0.84	1.00					
Hf	0.83	0.36	0.84	0.57	0.43	0.91	0.73	0.81	0.88	0.39	0.31	0.55	0.52	0.28	0.57	0.75	0.94	0.78	1.00				
W	0.42	0.35	0.52	0.22	0.45	0.50	0.54	0.75	0.59	0.57	0.89	0.21	0.50	0.51	0.72	0.41	0.52	0.56	0.47	1.00			
Pb	0.15	0.05	0.29	0.02	0.39	0.29	0.36	0.54	0.35	0.34	0.70	-0.05	0.51	0.73	0.46	0.22	0.29	0.47	0.20	0.71	1.00		
Th	0.85	0.44	0.88	0.58	0.48	0.96	0.78	0.87	0.85	0.42	0.36	0.67	0.47	0.31	0.67	0.71	0.99	0.84	0.95	0.48	0.23	1.00	
U	0.73	0.38	0.76	0.43	0.42	0.79	0.70	0.75	0.64	0.28	0.35	0.53	0.35	0.20	0.59	0.53	0.81	0.59	0.72	0.40	0.23	0.74	1.00

Средний биологический захват характерен для Mn, F, Ba, Ni, Cu, Ga, Co, Pb, Sn, As, Mo, Hg, Ag, Ra; и слабый для Si, Al, Fe, Rb, V, Cr, Th, Sc, Be, Cs, Ta, U, W, Sb, Cd [Перельман А.И., 1989]. Следует отметить, что один и тот же элемент в зависимости от местообитания растения будет иметь разный коэффициент биологического поглощения. Из полученных данных видно, что мхи, как и все растения, активно накапливают элементы биофильные элементы с активной миграцией в водных растворах. При этом малоподвижные элементы, такие как Al, Cr, La, Tb, Th, Sc, Sm, Zn, W, Hf и др., также накапливаются во мхах, что может свидетельствовать как об их ветровом пути поступления, так и особенностью строения мхов, которая позволяет задерживать пылевые частицы.

Таблица 14 – Интенсивность биологического поглощения элементов (Кб)

H.splendens и *P. Schreberi*

Группа	Кб (среднее)	Характеристика	Элементы
1	<0,1	Малого биологического захвата	–
	<1	Среднего биологического захвата	Na, Al, Sc, V, Fe, Ce, Sm, Th, U
2	>1	Интенсивного биологического накопления	Mg, Ca, Cr, Co, Cu, As, Rb, Sr, Sb, Cs, Ba, La, Hf, Pb
	>10	Сильного биологического накопления	Cl, K, Mn, Zn, Se, Br, I, W, Au, Cd

Коэффициент обогащения относительно земной коры для K, Ca, Cl, Mn, Zn, Rb, Br, Cd, Cu, Sb, Cs, Au составил $EF > 10$, а относительно аэрозолей $EF < 1$. Эти элементы относительно мобильны на поверхности Земли, они обладают высокой растворимостью (например, в виде Au-цианидов), а некоторые образуют летучие соединения, способные к переносу в атмосфере [Chiarenzelli и др., 2001].

Основной их источник – осаждение твердых частиц почвы, пыли и др. из атмосферы.

На графике (Рисунок 19) выделено несколько групп элементов: первая — элементы растительного происхождения (Mn), мхи обогащены марганцем относительно земной коры и аэрозолей; вторая — элементы антропогенного происхождения, и третья — элементы земной коры.

Во вторую группу входят: Cr, As, Cu, Zn, Cd, Pb, Au, Sb, Ca, Br, которые поступают из атмосферы. Фактор обогащения Br, Cd, Cu относительно аэрозолей близок к 1, поэтому эти элементы преимущественно поступают в результате выпадения атмосферных осадков, а остальные элементы в результате «сухих» выпадений [Ермакова, 2004].

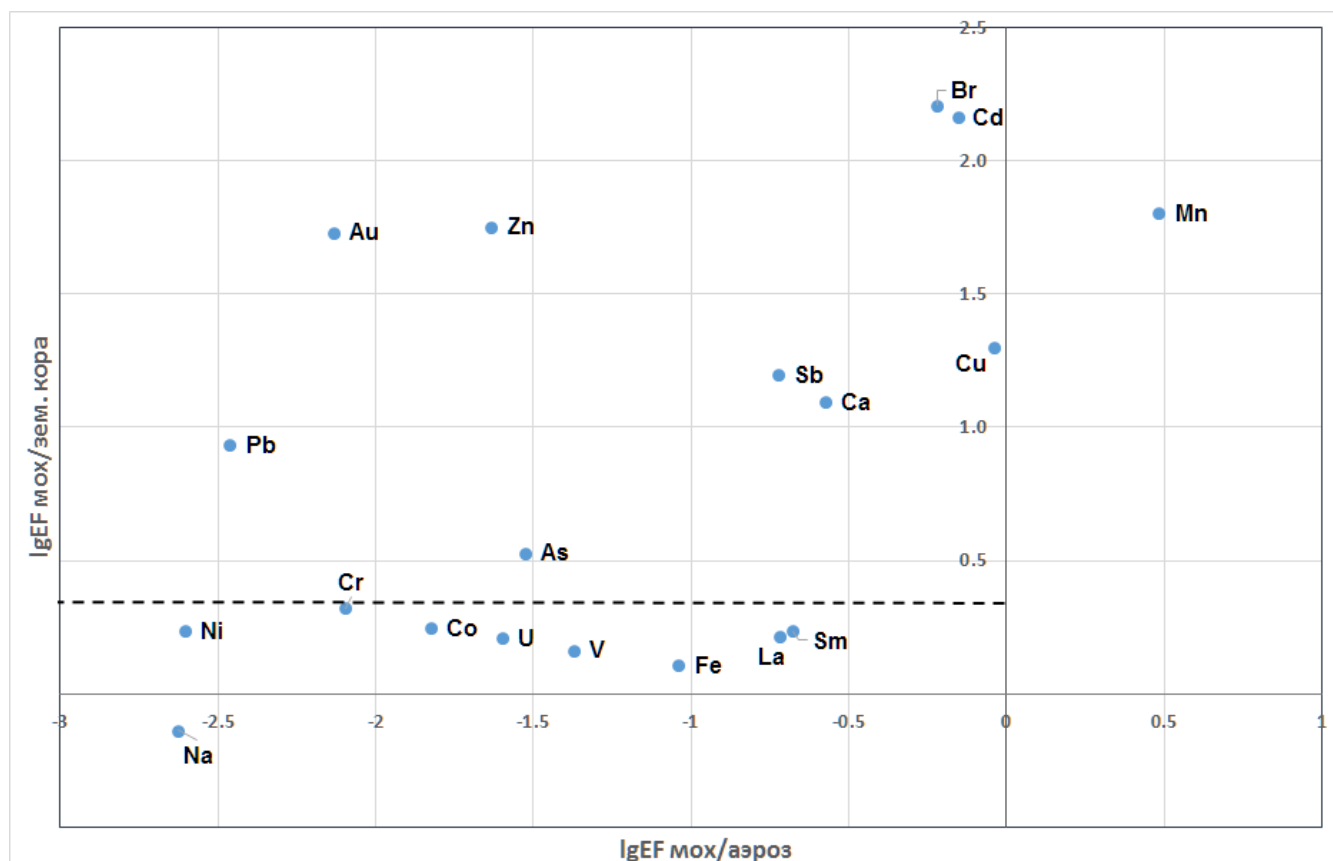


Рисунок 19 – Фактор обогащения (EF) мхов относительно почвы и относительно аэрозолей

Третья группа с коэффициентом обогащения относительно земной коры EF (lgEF) меньше 2 (0,3) состоит из Ni, Co, U, V, Fe, La, Sm, поступающих в мох в процессе выветривания поверхностного слоя земной коры [Королева, 2010].

Для количественной оценки загрязнения территории были рассчитаны CF и I(geo) (таблица 15), которые показывают возможное загрязнение по каждому элементу (таблица 4).

Таблица 15 – Медианные значения коэффициента загрязнения (CF) и геоаккумуляционного индекса I(geo) определяемых элементов

	CF	I(geo)		CF	I(geo)
Na	0,83	-0,85	Se	1,08	-0,47
Mg	1,12	-0,42	Br	1,02	-0,56
Al	0,93	-0,68	Rb	1,05	-0,52
Cl	1,04	-0,53	Sr	1,01	-0,57
K	1,08	-0,48	Cd	0,97	-0,63
Ca	1,00	-0,58	Sb	0,96	-0,64
Sc	1,04	-0,53	Cs	0,94	-0,67
V	0,79	-0,93	Ba	1,05	-0,51
Mn	1,11	-0,44	La	1,04	-0,53
Fe	0,93	-0,69	Sm	1,04	-0,53
Co	0,88	-0,77	Hf	1,06	-0,50
Ni	2,50	0,74	W	0,67	-1,17
Cu	1,10	-0,45	Pb	1,33	-0,18
Zn	1,00	-0,58	Th	0,99	-0,60
As	1,61	0,10	U	0,98	-0,61

Согласно шкале, коэффициент показывает слабое загрязнение никелем, возможное загрязнение наблюдается для 18 элементов как природного, так и антропогенного происхождения (Mg, K, Cl, Mn, Cu, As, Se и т.д.); по оставшимся элементам загрязнение отсутствует. По значению гео-аккумуляционного индекса $I(\text{geo})$ обнаружено слабое загрязнение никелем. По остальным элементам загрязнения нет.

Расчеты по фактору экологического риска (Er) показали, что по исследуемым потенциально опасным элементам экологический риск в разные годы исследования очень низок (таблица 16). По единичному индексу (PI) загрязнения для элементов Al и Se обнаружено очень высокое загрязнение. Это может быть связано с тем, что фоновые значения по этим элементам очень отличаются от растения к растению, и повышенные значения индекса загрязнения не связаны с антропогенными загрязнениями.

В 2005 году в соответствии со значениями PI по V и Fe наблюдается высокий класс загрязнения. В последующие годы пробоотбора уровень загрязнения уже становится умеренным. Для As, Pb и Mn в 2015 наблюдается рост уровня загрязнения с низкого до умеренного. В остальные годы уровень загрязнения для представленных элементов низок или загрязнение отсутствует.

Таблица 16 – Медианные значения индекса загрязнения (PI), фактор экологического риска и возможного экологического для определяемых элементов в разные годы

	PI, 2005	PI, 2010	PI, 2015	Er, 2005	Er, 2010	Er, 2015
Al	9,5	6,5	7,4			
As	1,5	1,2	2,3	15	12	23
Cd	0,4	0,0	0,8	13		23
Cu	0,4	0,0	0,6	2		3
Ni	0,0	0,1	0,9		1	4
Pb	1,5	0,0	2,2	7		11
Zn	0,6	0,7	0,7	1	1	1
V	3,0	2,4	1,9			
Mn	1,9	1,7	2,1			
Sb	1,0	0,9	1,0			
Ba	0,5	0,4	0,5			
Co	1,3	1,1	1,0			
Fe	3,1	2,6	2,6			
Se	8,1	6,6	7,8			
PI сум	34,0	26,0	32,0			
PLI	1,5	1,6	1,5			
RI				41	18	65

3.1.3 Пространственно-временной анализ изменения содержания элементов на исследуемой территории

В соответствие с официальными данными с 2005 по 2015 гг. повсеместно увеличилось содержание Pb, Cd, As, Zn. В соответствии с динамикой выбросов промышленными предприятиями объемы выбросов выросли на 20% [Состояние ... 2005; Охрана ... 2015].

Временные распределения содержания металлов во мхах показывают, что для части элементов концентрации остаются на прежнем уровне или уменьшаются. Сравнение концентраций наиболее значимых элементов антропогенного происхождения по различным годам пробоотбора показывает (Рисунок 20, 21), что для части элементов (V, Cr, Al, Sb, Pb) наблюдается уменьшение концентраций.

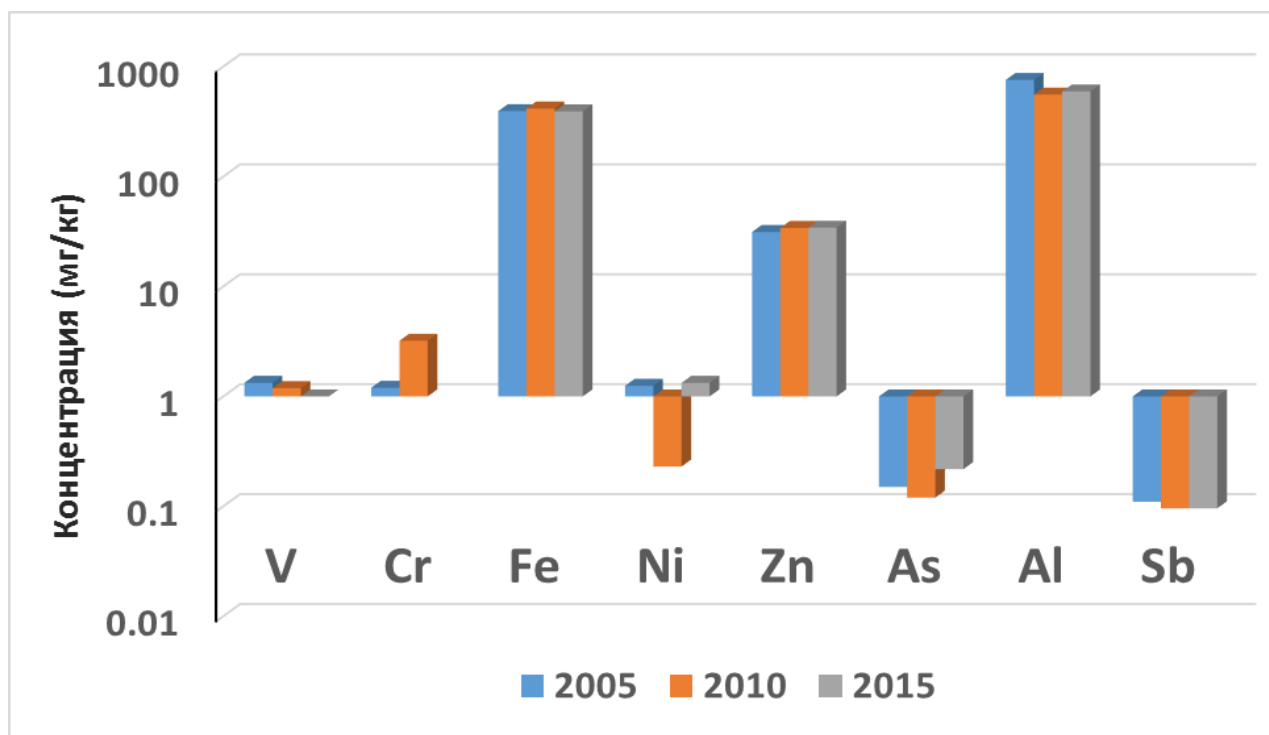


Рисунок 20 – Сравнение медианных концентраций (логарифмическая шкала) элементов из Европейского Атласа за разные годы

При этом увеличилось содержание Ni, Zn, As, Cd, Cu, что может объясняться тем, что по официальным данным за предыдущие годы суммарные выбросы для некоторых элементов в тоннах по Беларуси увеличились в 1,2 раза. Лишь концентрация железа сохраняется постоянной на протяжении 10 лет.

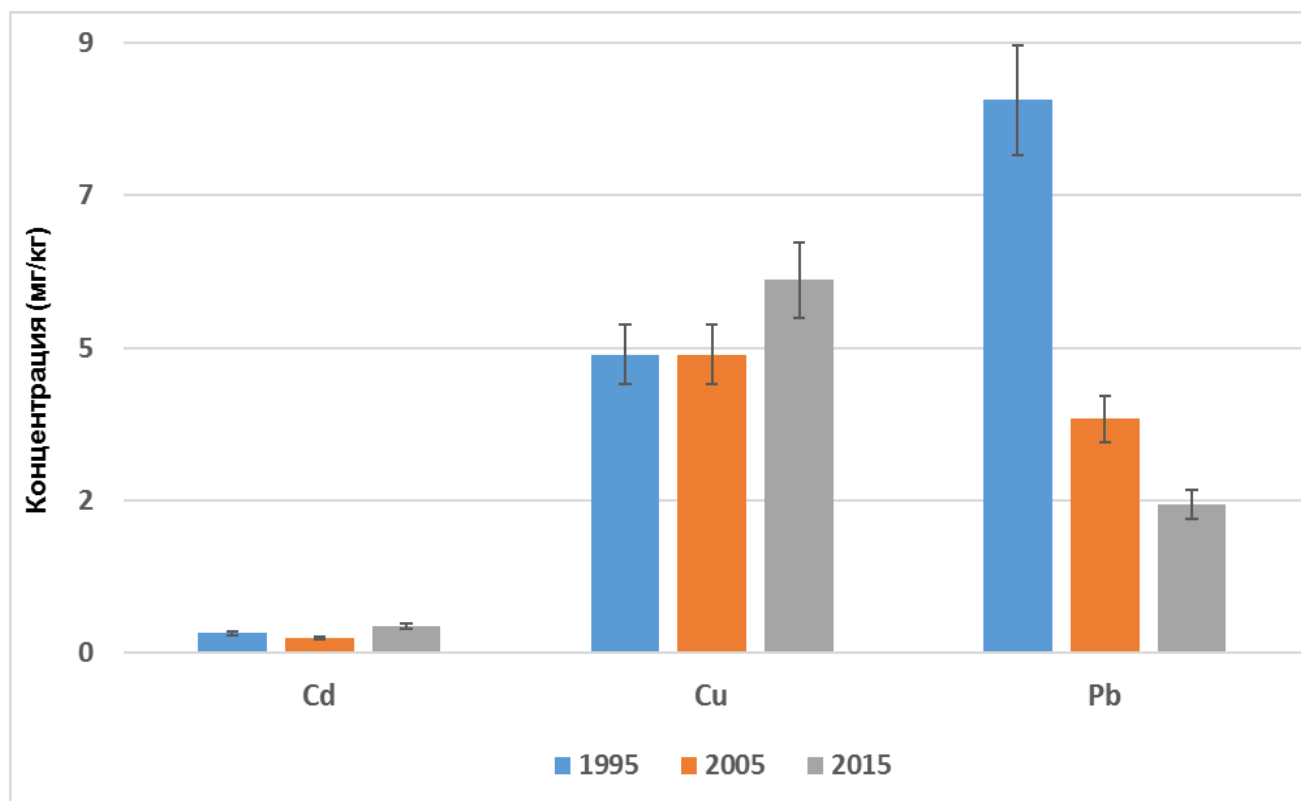


Рисунок 21 – Сравнение медианных концентраций (мг/кг) Cd, Cu и Pb за разные годы

Если рассматривать пространственно-временное распределение элементов по шкале Атласа атмосферных осадений в Европе [Harmens и др, 2013a], то очевиден более низкий уровень накопления металлов и металлоидов мхами Беларуси по сравнению с ситуацией в Евросоюзе. С точки зрения европейской системы оценки территория Беларуси в достаточной степени «чистая». Для наглядности представлены карты-схемы распределения нескольких элементов (Zn, As, V), для которых в период с 2005 по 2015 гг наблюдалась значимая динамика

концентрации с течением времени. При этом отмечен не только более высокий уровень содержания цинка и мышьяка во мхах в локальных точках пробоотбора за исследуемый период, но и в целом увеличение масштаба загрязнения. Карты для остальных элементов из Атласа приведены в Приложениях 5-7.

Необходимо отметить некоторые особенности атмосферных выпадений и накопления мхами цинка, мышьяка и ванадия.

Фоновая концентрация цинка во мхах Беларуси – 35 мг/кг. В 2005 г. наиболее характерный уровень контаминации мхов цинком – 20-40 мг/кг, с некоторым повышением в локальных точках, приуроченных к промышленным центрам Минской и Гомельской областей, здесь в среднем аккумуляция цинка составила 60-80 мг/кг, с максимумом накопления в Гомельской области, в лесном массиве рядом с г. Светлогорск. Этот населенный пункт считается одним из неблагоприятных в экологическом отношении городов в республике, в 2005 г. максимальное содержание цинка во мхах составило 134 мг/кг (Рисунок 22). Одним из возможных источников цинка в этом районе может быть стационарное сжигание топлива в промышленности [Состояние природной среды, 2015].

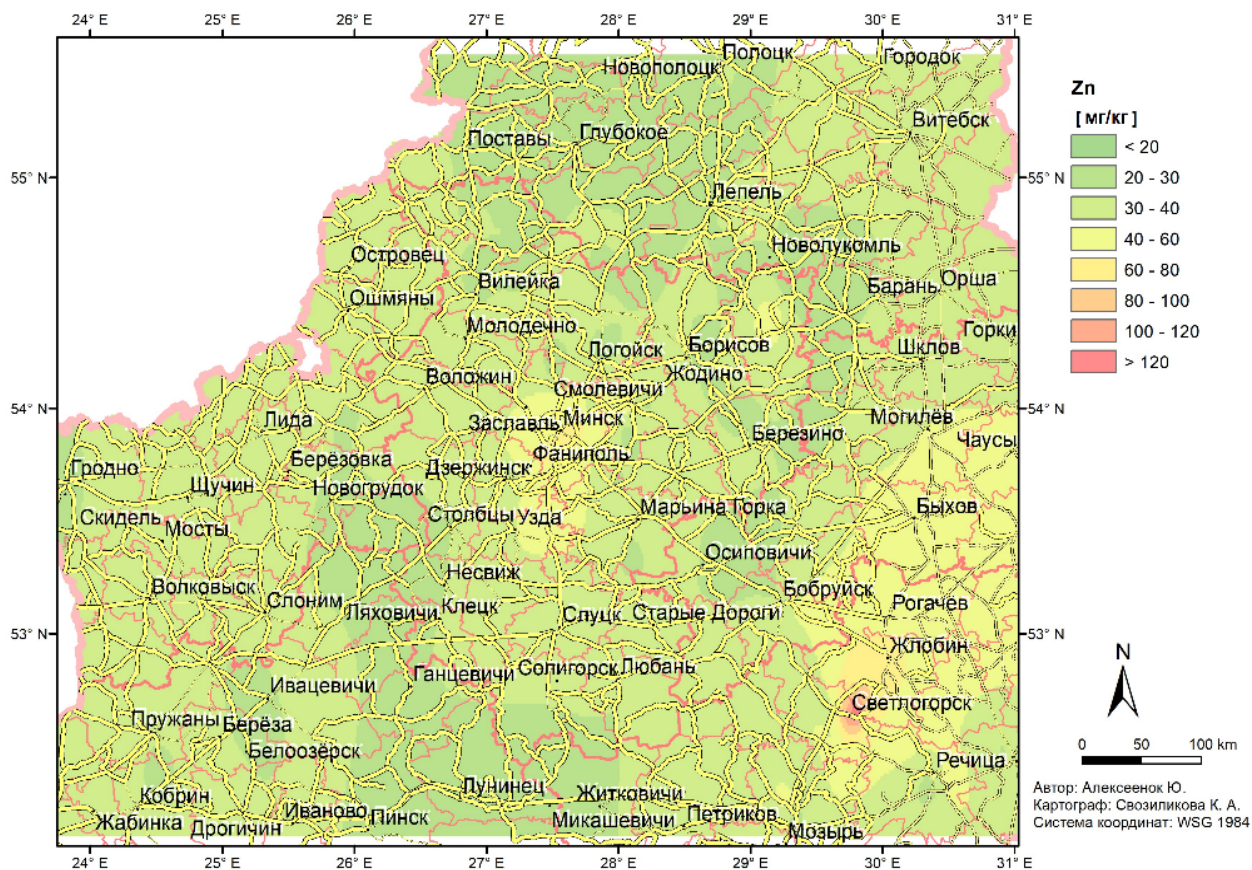


Рисунок 22 – Распределение цинка во мхах в 2005 г., мг/кг

В 2010 г. по сравнению с 2005 г. высокий уровень накопления 60-80 мг/кг цинка мхами, обусловленный трансграничным переносом был установлен в приграничных с Польшей районах. Максимальное содержание цинка во мхе в 2010 г. составило 93 мг/кг (Рисунок 23). К 2015 г. увеличилось количество проб с концентрацией цинка до 60–80 мг/кг, в том числе и со значениями выше 120 мг/кг (максимум 157 мг/кг) (Рисунок 24). Максимальные значения наблюдаются по розе ветров г. Жлобин, где находится Белорусский металлургический завод со сталеплавильными, прокатными, трубными и метизными производствами. Согласно государственным отчетам, основные выбросы цинка в атмосферу приходятся на производства чугуна и стали [Состояние природной среды, 2015].

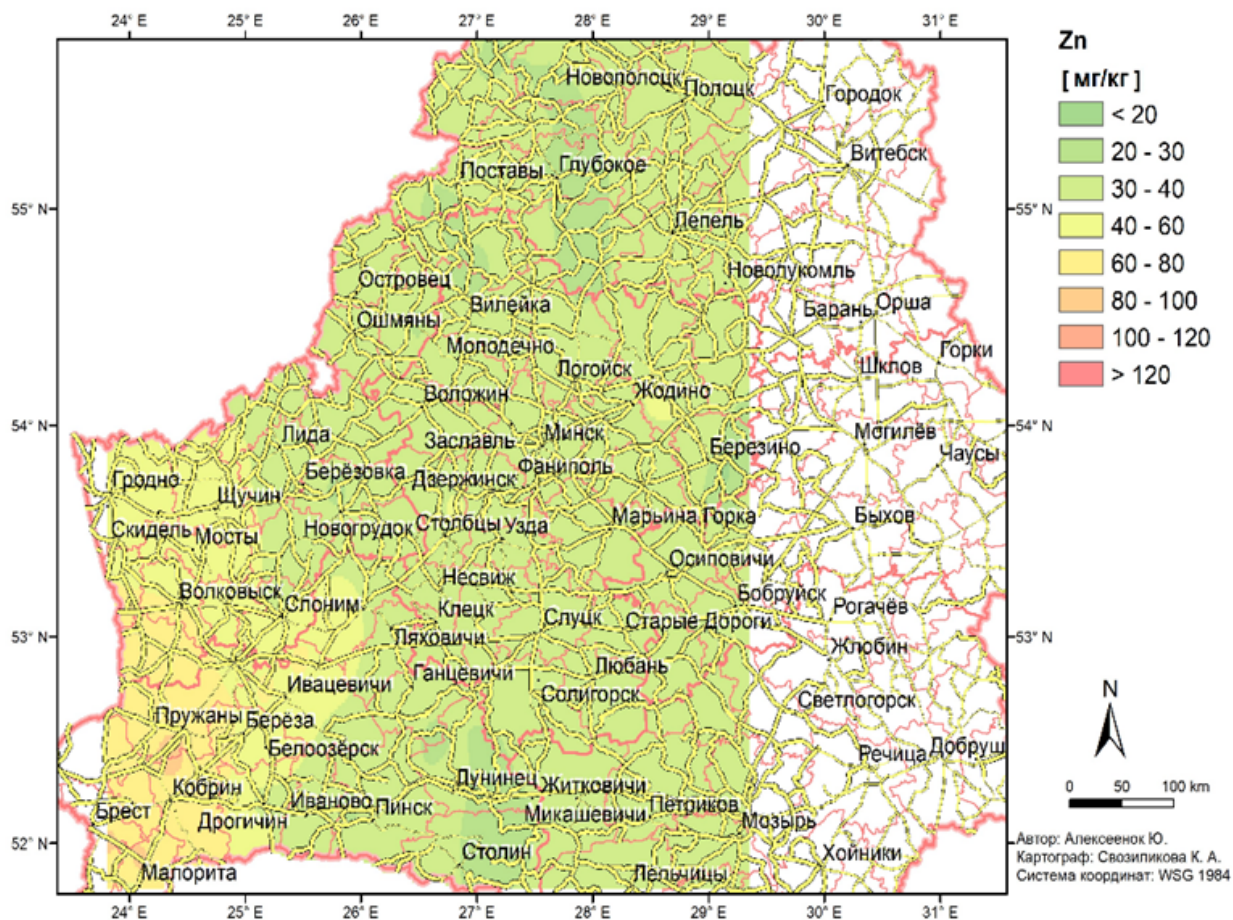


Рисунок 23 – Распределение цинка во мхах в 2010 г., мг/кг.

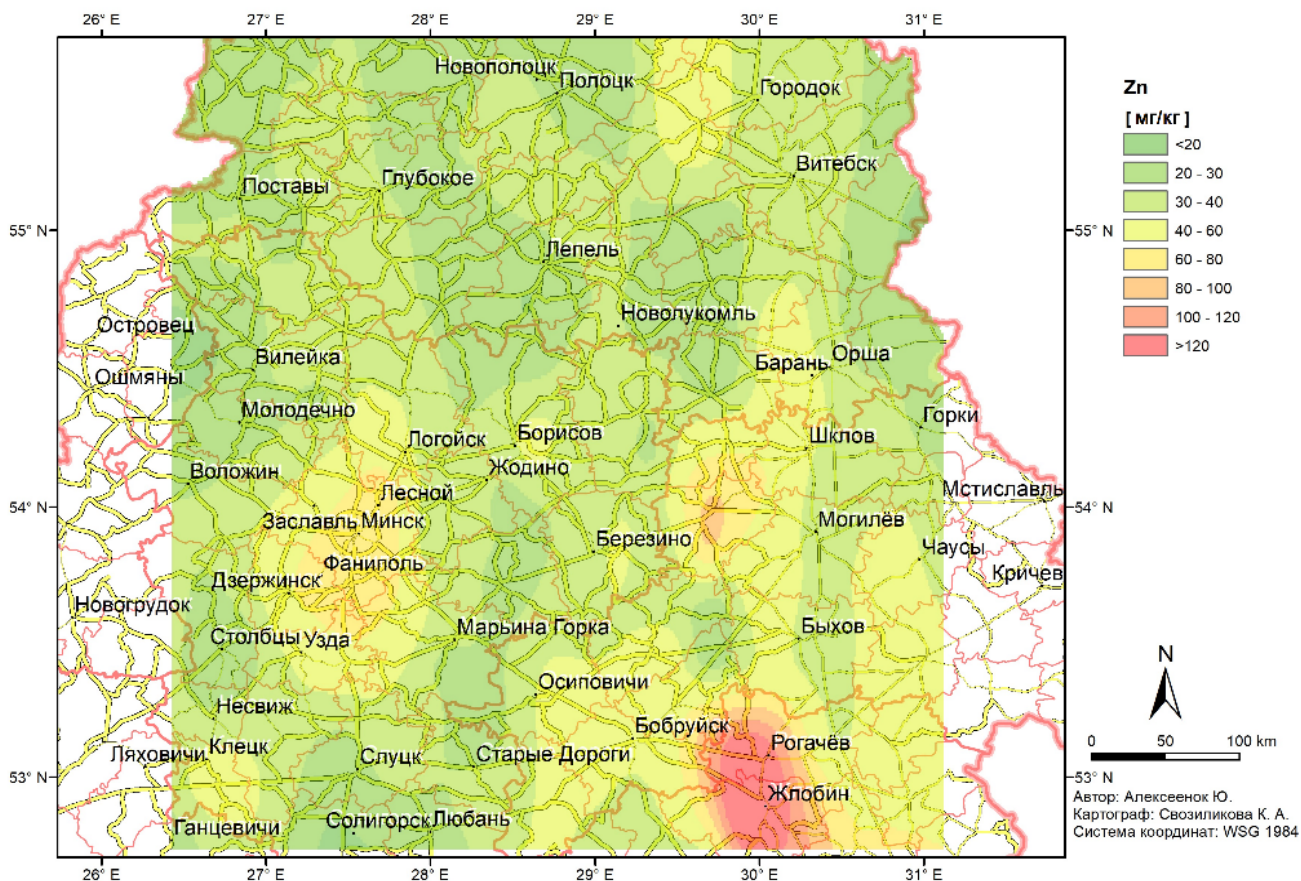


Рисунок 24 – Распределение цинка во мхах, 2015 г, мг/кг

Фоновый уровень мышьяка во мхах – 0,160 мг/кг. В 2005 г. среднее содержание мышьяка во мхе составило 0,161 мг/кг, более высокие уровни контаминации приурочены к приграничным с Польшей районам (максимум – 0,495 мг/кг), ареал с уровнем накопления мышьяка от свыше 0,4 мг/кг достигает центральной части Беларуси, охватывая Брестскую, Гродненскую и юго-западную часть Минской области (Рисунок 25).

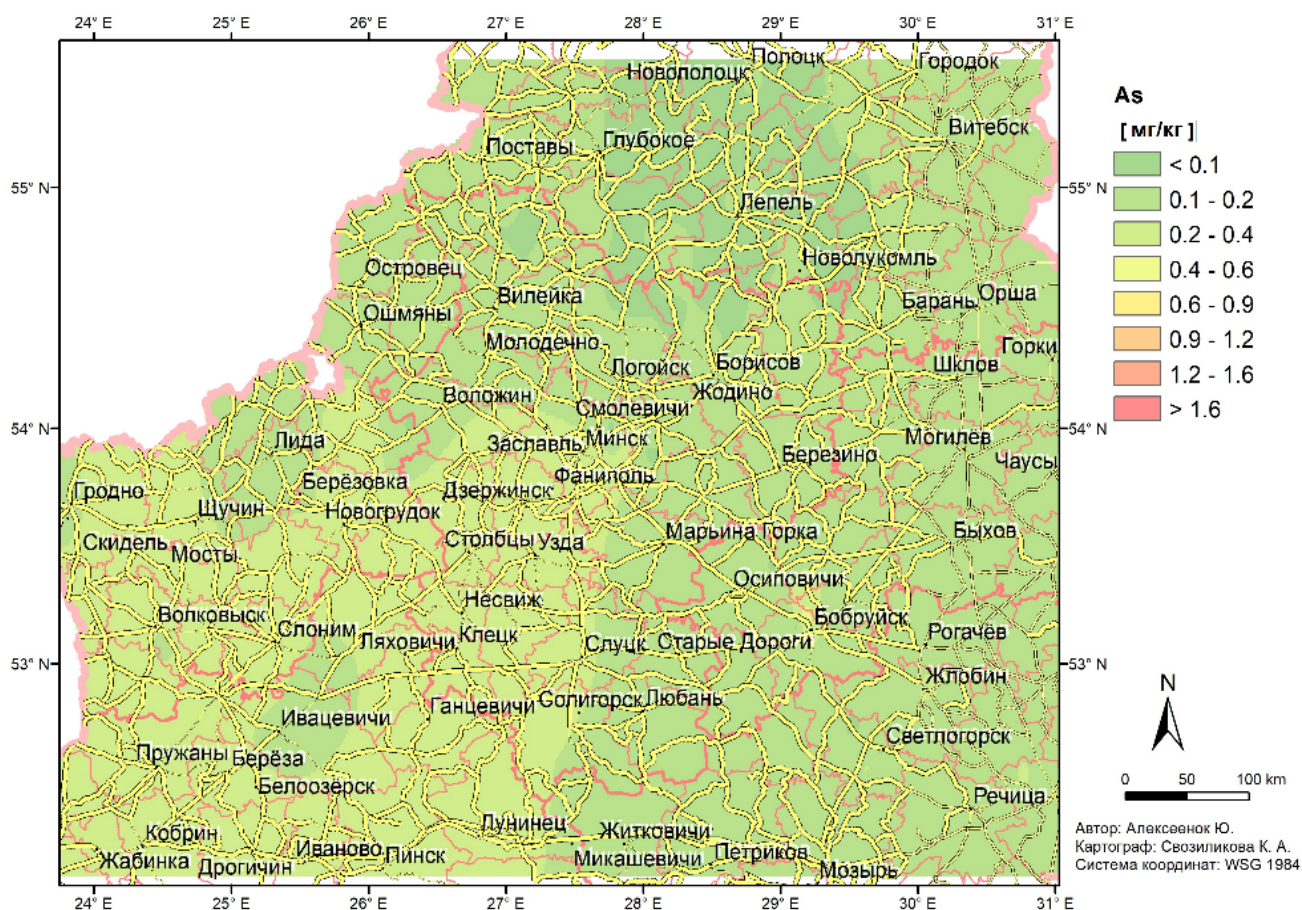


Рисунок 25 – Распределение мышьяка во мхах в 2005 г., мг/кг

В период с 2005 по 2010 г., ситуация с атмосферными выпадениями мышьяка изменилась незначительно. Влияние трансграничного переноса, выраженное в повышенном уровне мышьяка во мхах в западных регионах Беларуси проявилось в меньшей степени, чем в 2005 г. Но в целом уровень аккумуляции мхами мышьяка находился на прежнем уровне, среднее содержание – 0,138 мг/кг, максимальное – 0,337 мг/кг (Рисунок 26).

Аккумуляция мышьяка мхами за 3–5 летний период к 2015 изменилась существенно, проявившись в увеличении среднего содержания до 0,234 мг/кг, с максимумом 0,502 мг/кг, т.е. практически в 1,5 раза. Это выразилось в «пятнистости» распределения элемента (Рисунок 27). Уровни накопления мхами мышьяка более 0,4 мг/кг характерны для всех регионов Беларуси. Наиболее

вероятно, причина повышения количества атмосферных выпадений мышьяка в 2015 году связана с местными источниками загрязнения. Согласно официальным данным основным источником мышьяка в атмосфере является сжигание топлива при производстве неметаллических минеральных продуктов [Состояние природной среды, 2015].

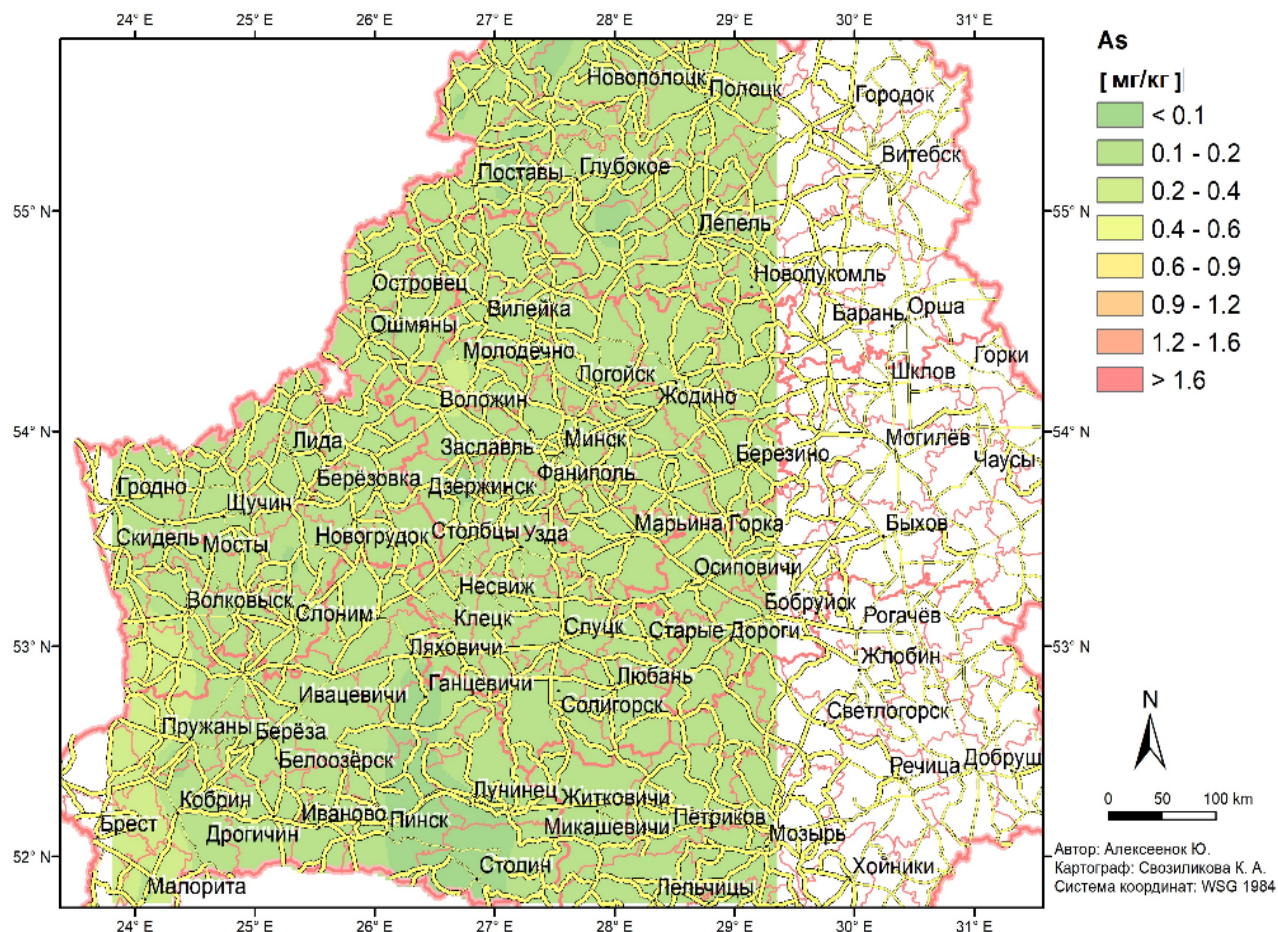


Рисунок 26 – Распределение мышьяка во мхах в 2010 г., мг/кг

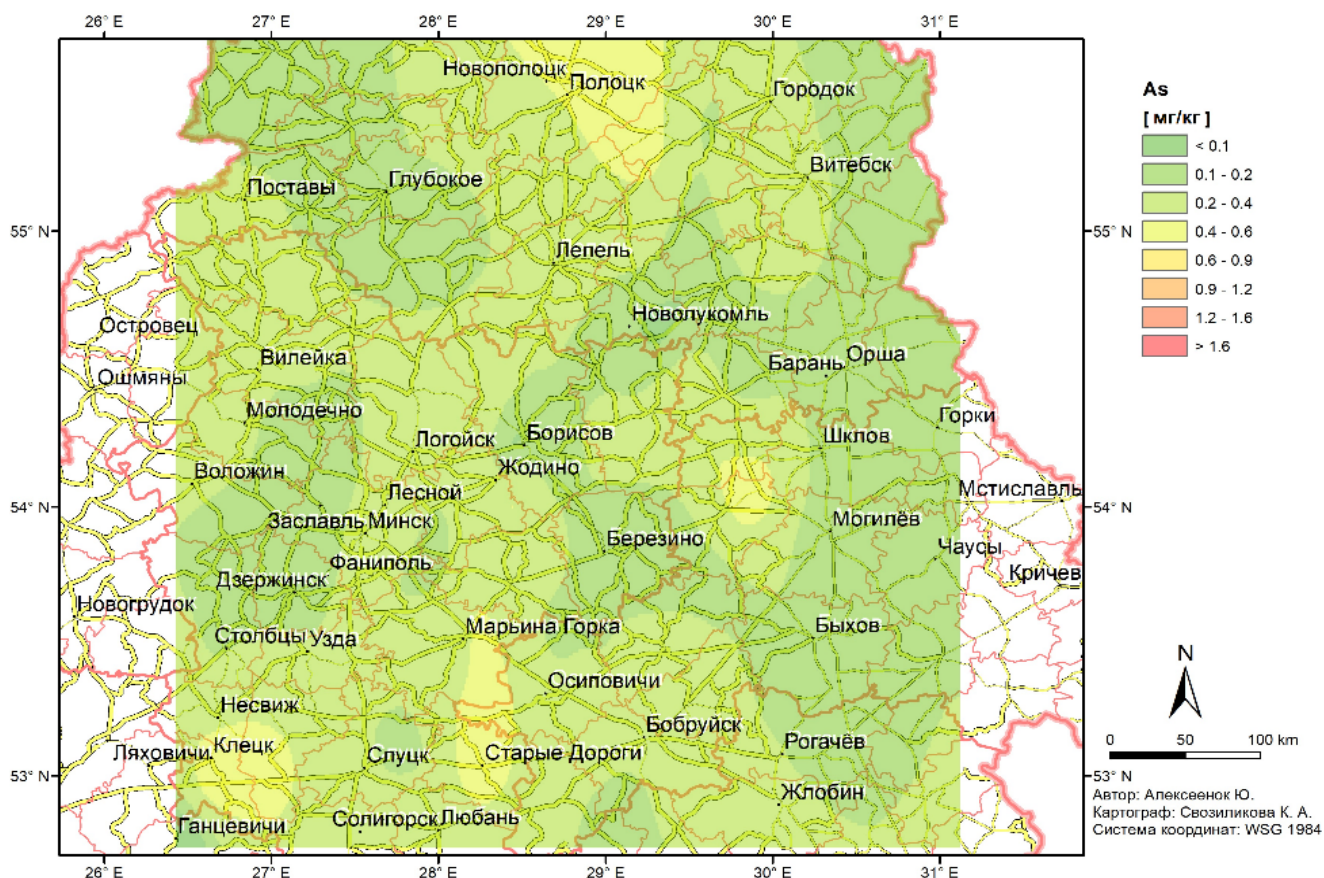


Рисунок 27 – Распределение мышьяка во мхах в 2015 г., мг/кг.

Основным источником ванадия считаются процессы сжигания твердого топлива, поэтому динамика изменения концентрации этого элемента в выбросах напрямую зависит от интенсивности перехода на газообразное топливо. Фоновое содержание ванадия во мхах в Беларуси – 1,26 мг/кг. В 2005 г. средний уровень накопления ванадия составил 1,63 мг/кг (Рисунок 28).

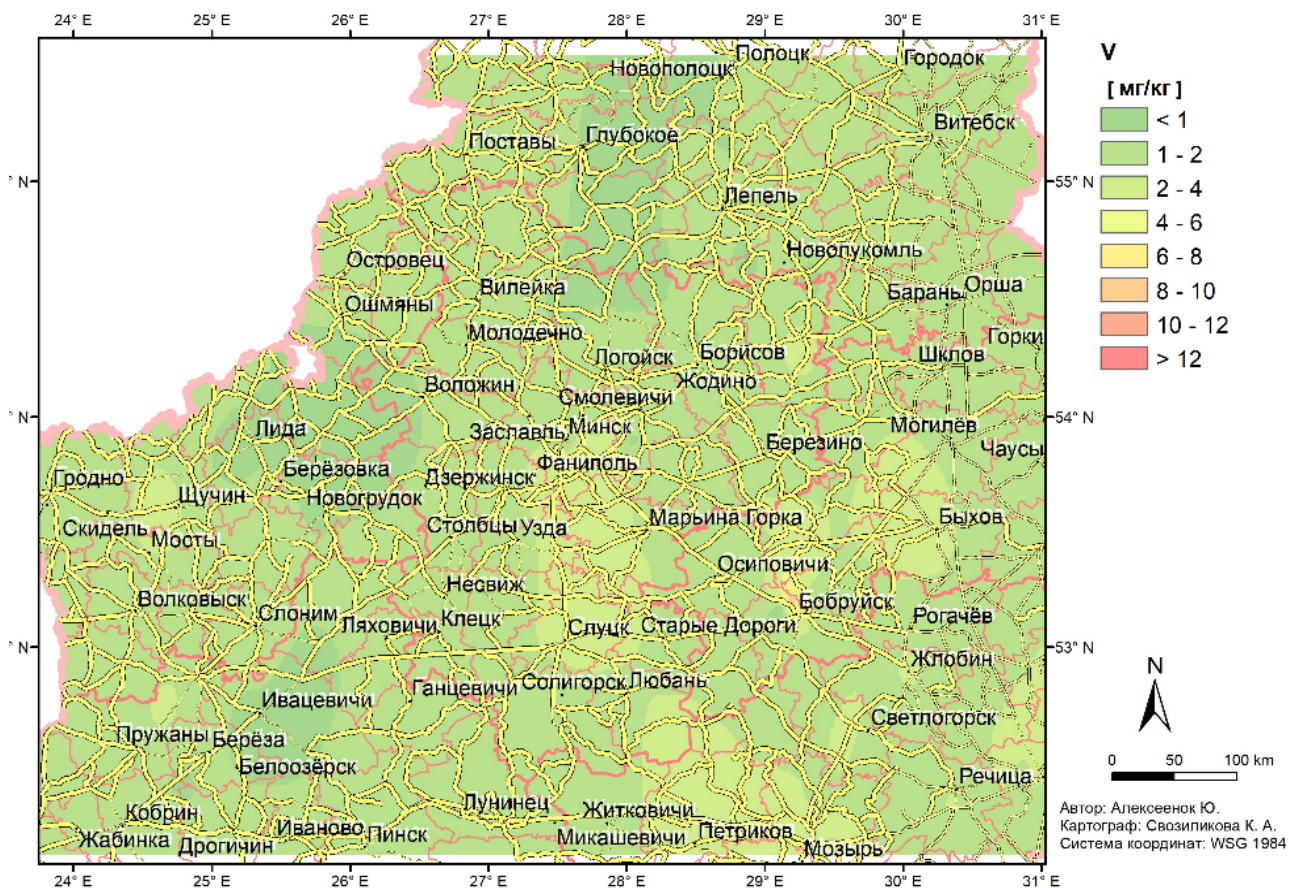


Рисунок 28 – Распределение ванадия во мхах, 2005 г. мг/кг

В 2010 г. средний уровень ванадия во мхах составил 1,27 мг/кг – это на 20% ниже, чем в 2005 г. В 2015 г. среднее содержание уменьшилось по сравнению с 2010 годом также на 20% и составило 1,02 мг/кг (Рисунок 29,30). Прослеживается устойчивая тенденция к снижению контаминации мхов атмосферными выпадениями ванадия и стабилизации выбросов металла с переходом на экологичные технологии в сфере энергетики.

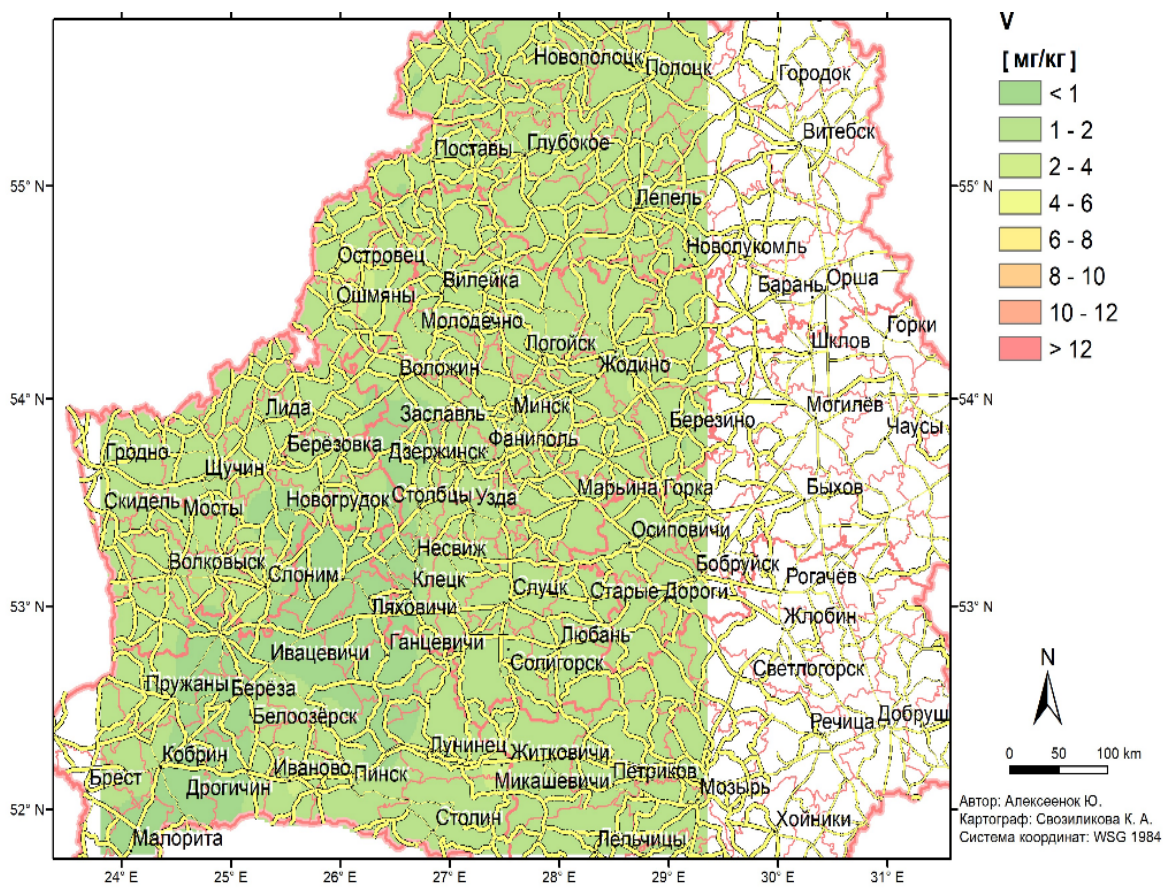


Рисунок 29 – Распределение ванадия во мхах в 2010 г., мг/кг

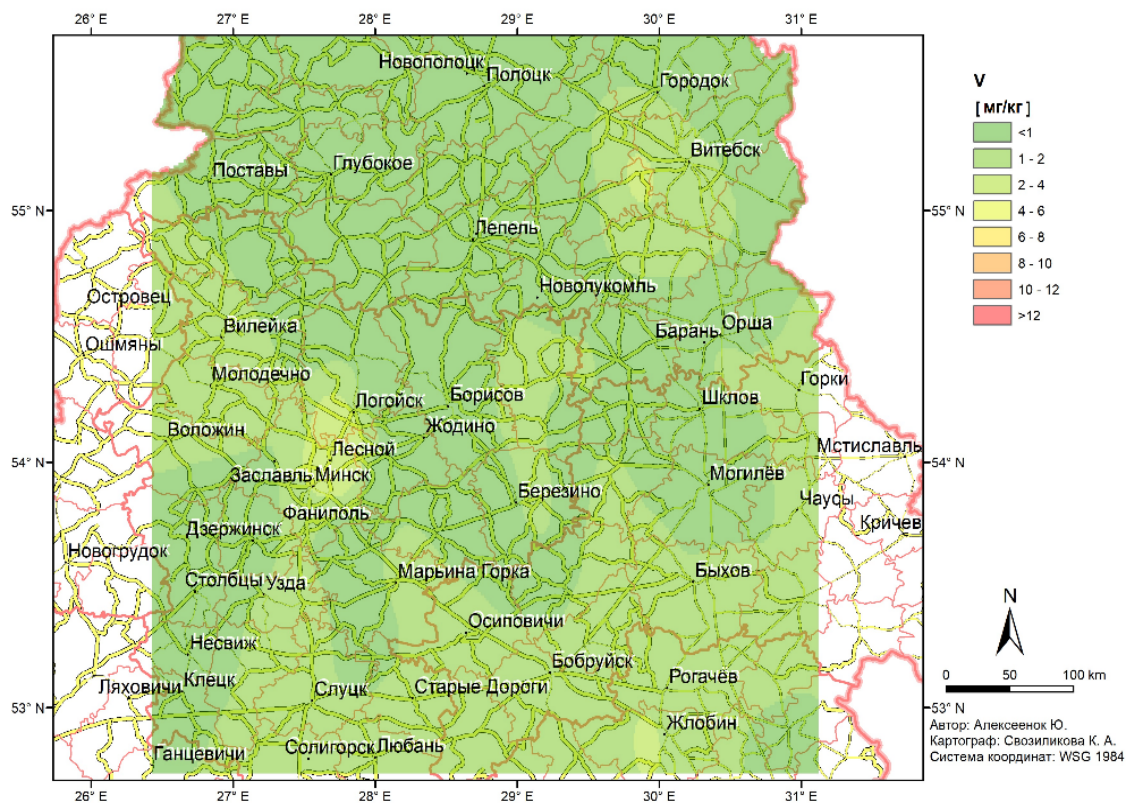


Рисунок 30 – Распределение ванадия во мхах, 2015 г., мг/кг

Также для более полного отслеживания временных изменений содержания элементов во мхах, в 2015 г. в центральной части региона (в основном Минская область) было отобрано 28 проб на тех же участках, что и в 2005 г. Большая часть проб была собрана на участках с повышенными концентрациями элементов в 2005 г. На рисунках 31–36 показано изменение концентраций Zn, W, V, Fe, Ni, Sb в каждой точке пробоотбора, выраженное в процентах. Так, например, для Zn на 4 площадках наблюдалось увеличение концентрации в более чем 2 раза (Рисунок 31). Эти участки находятся в зоне возможного воздействия городов Минск, Бобруйск и Борисов.

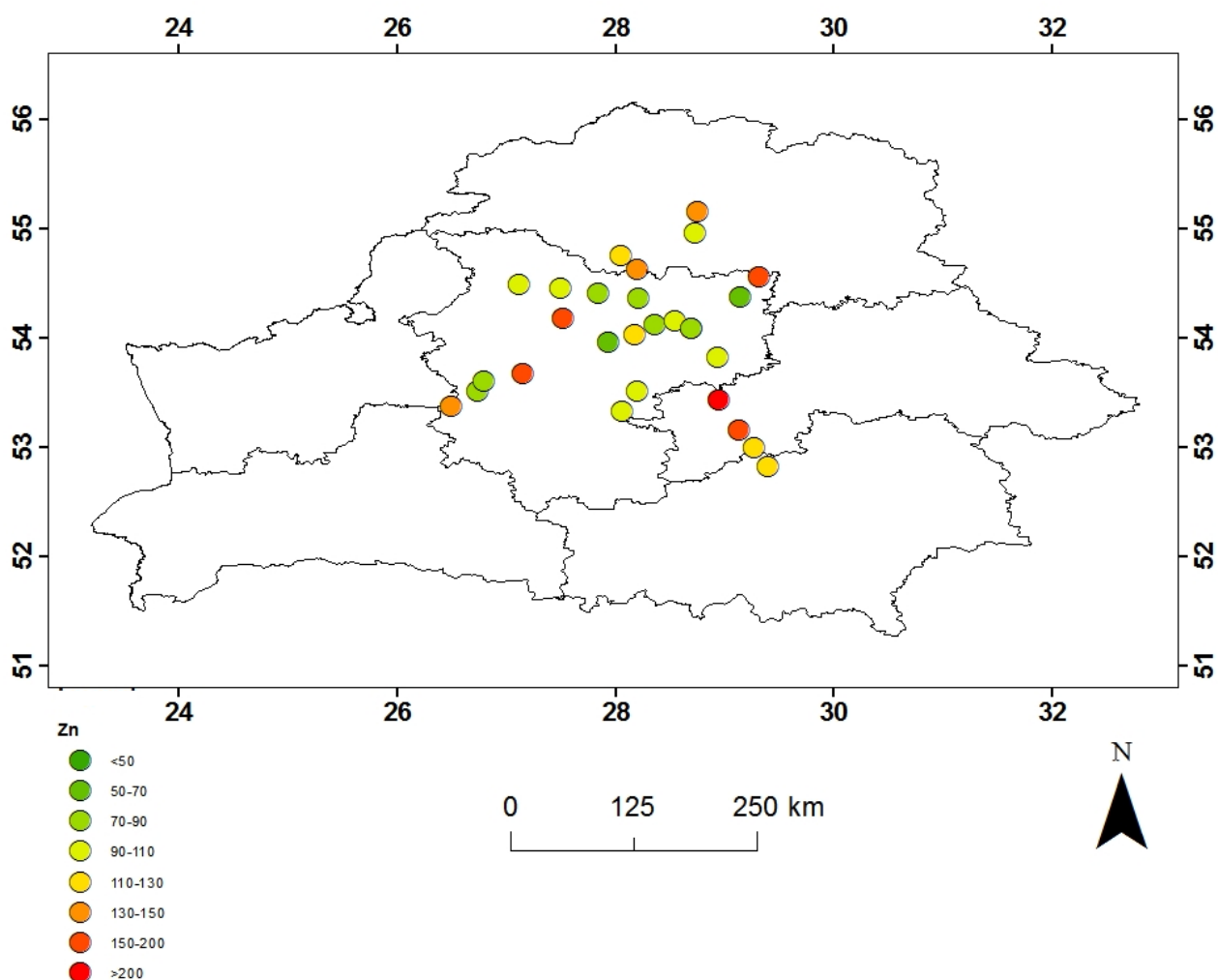


Рисунок 31 – Концентрация цинка во мхах в 2015 г., в процентах от значений 2005

г.

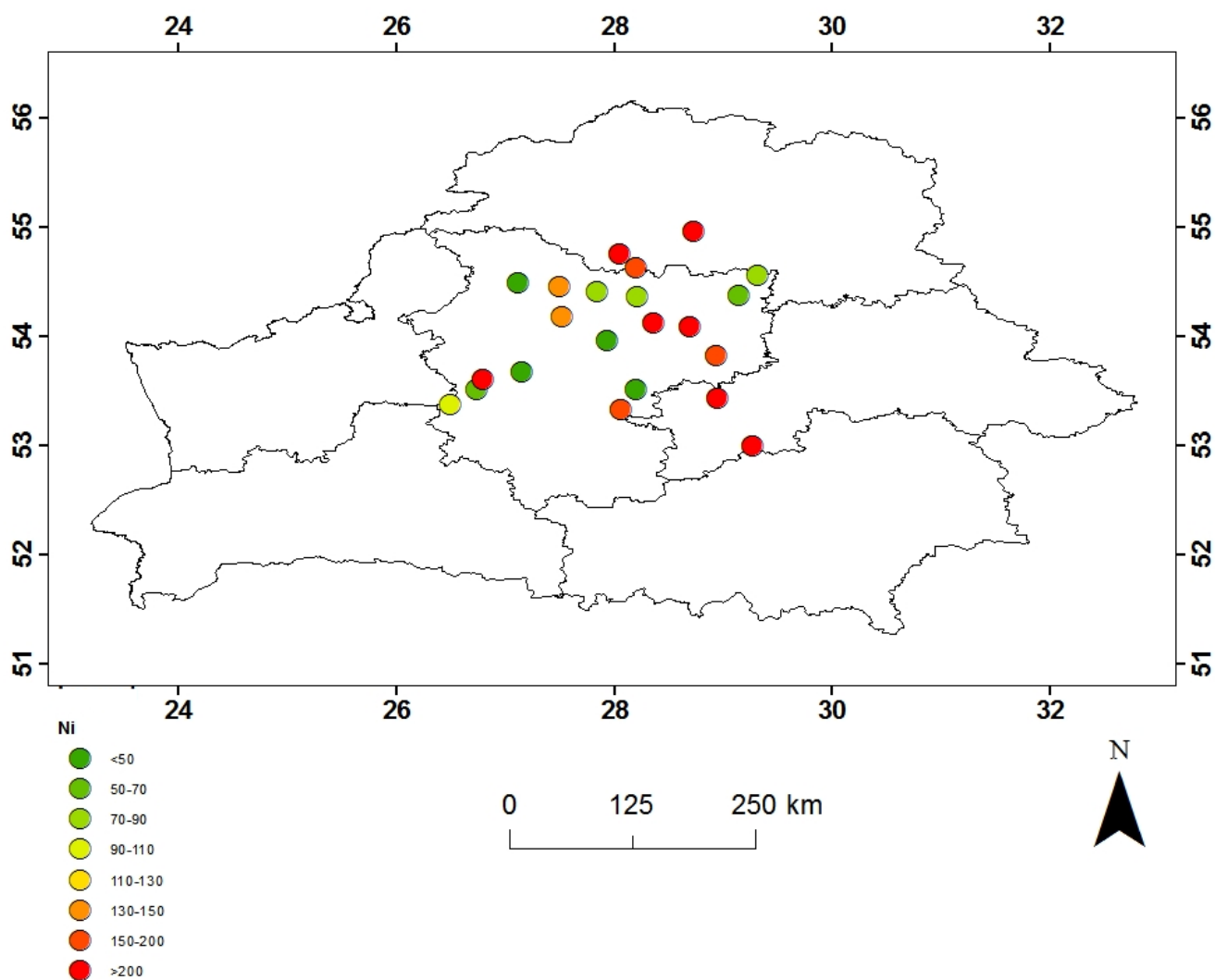


Рисунок 32 – Концентрация никеля во мхах в 2015г., в процентах от значений 2005г.

Контаминация мхов Ni увеличились более чем 2 раза на семи участках (Рисунок 32). Эти участки располагаются по розе ветров таких промышленных городов, как Борисов, Жодино, Бобруйск. Согласно исследованиям Nickel [2018] никель распространяется на не очень дальние расстояния от своего источника. Самый значительный источник выбросов никеля на территории Беларуси являются нефтепереработка [Aleksiayenak и др, 2019], затем следует производство тепловой и электрической энергии.

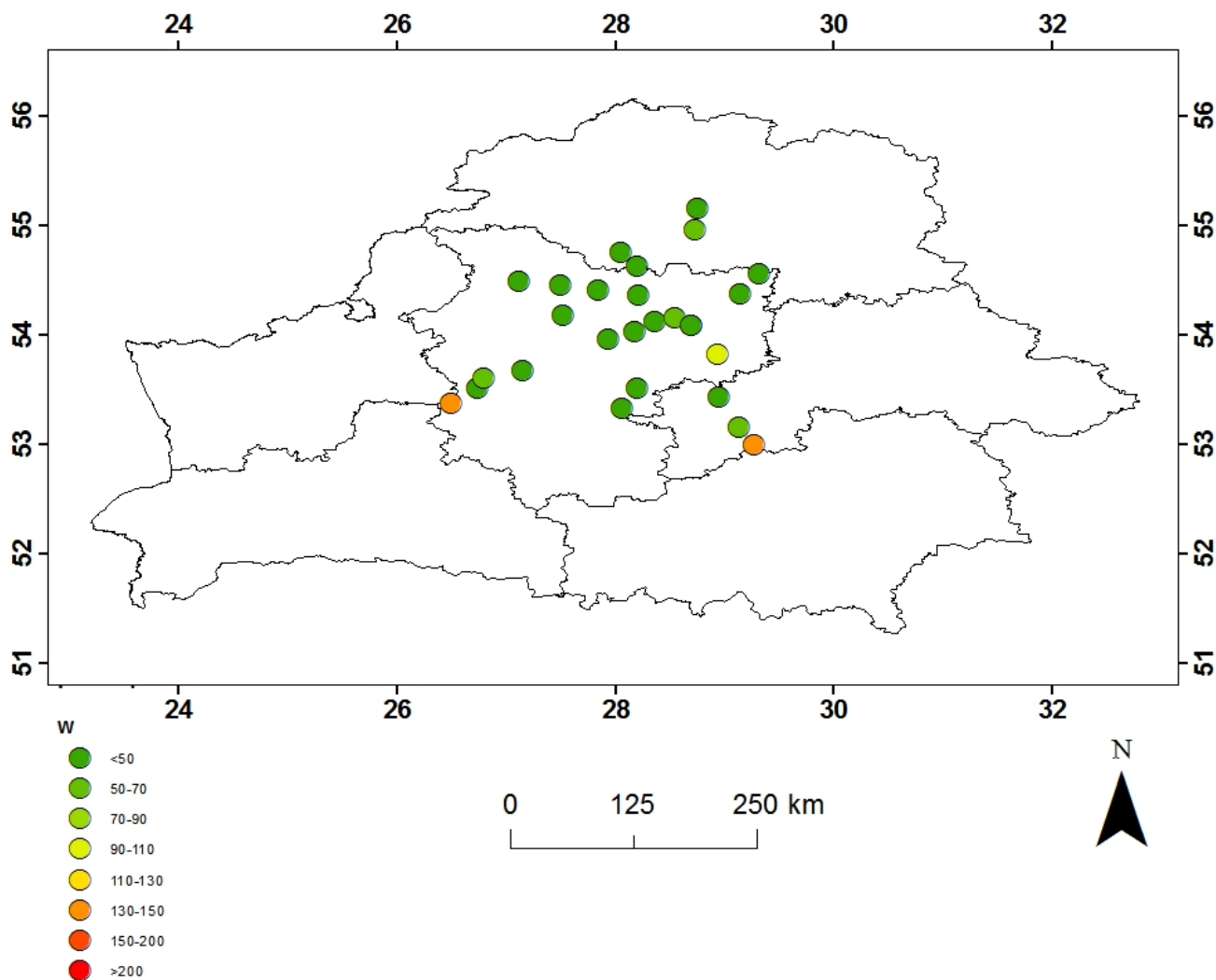


Рисунок 33 – Концентрация вольфрама во мхах в 2015 г., в процентах от значений 2005 г.

Количество W и V, аккумулированное мхами к 2015 г. значительно уменьшилось практически на всех площадках мониторинга, за исключением, расположенных на границе региона с Брестской и Гомельской областью (Рисунок 33,34).

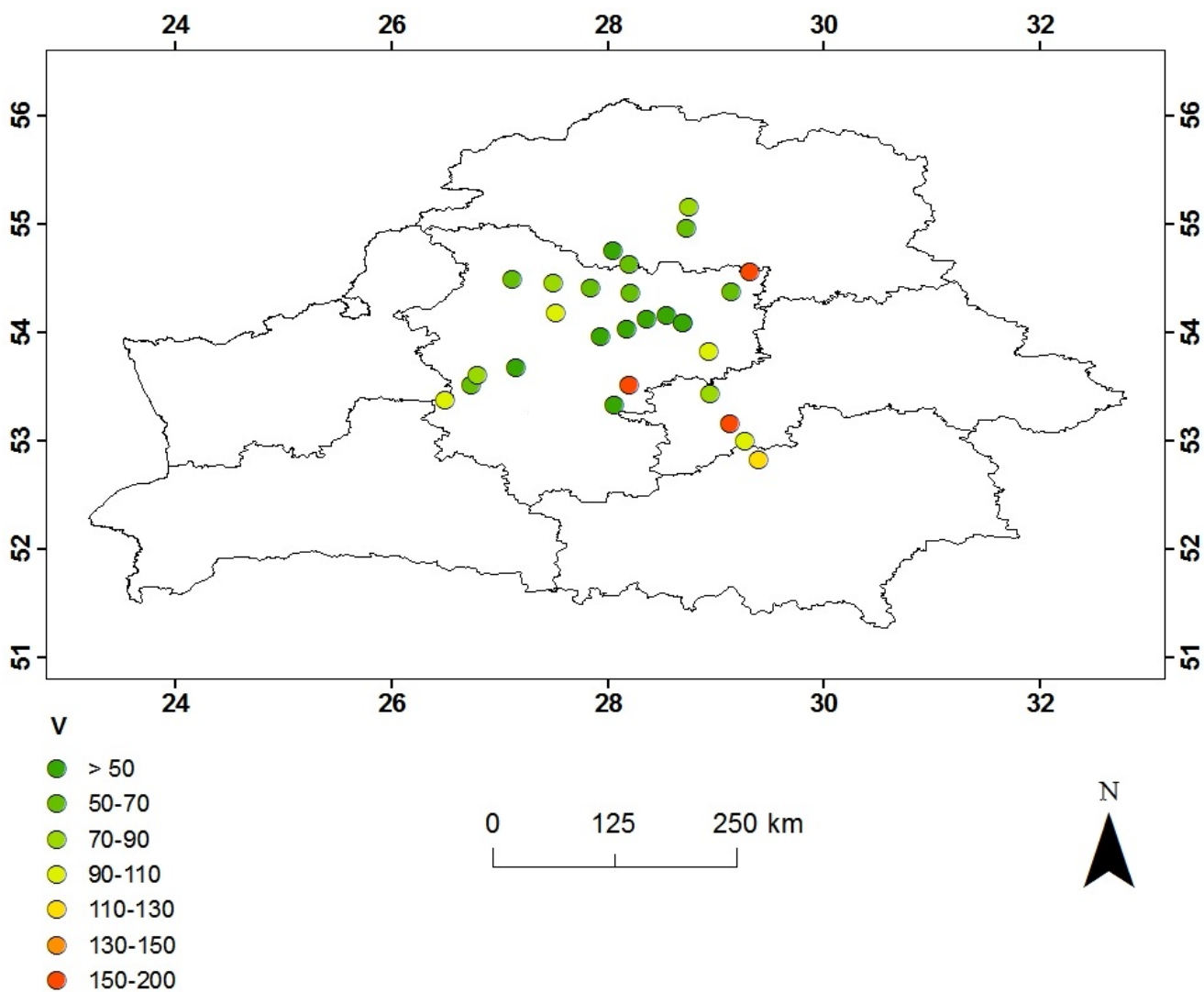


Рисунок 34 – Концентрация ванадия во мхах в 2015 г., в процентах от значений 2005 г.

Повышение к 2015 г. уровня накопления сурьмы мхами в два и более раз характерно для лесных массивов, расположенных в юго-западной части Минской области на границе с Брестской и Гродненской областями, а также в Витебской и Могилевской (Рисунок 35). Концентрация железа увеличилась на 30% площадок (Рисунок 36).

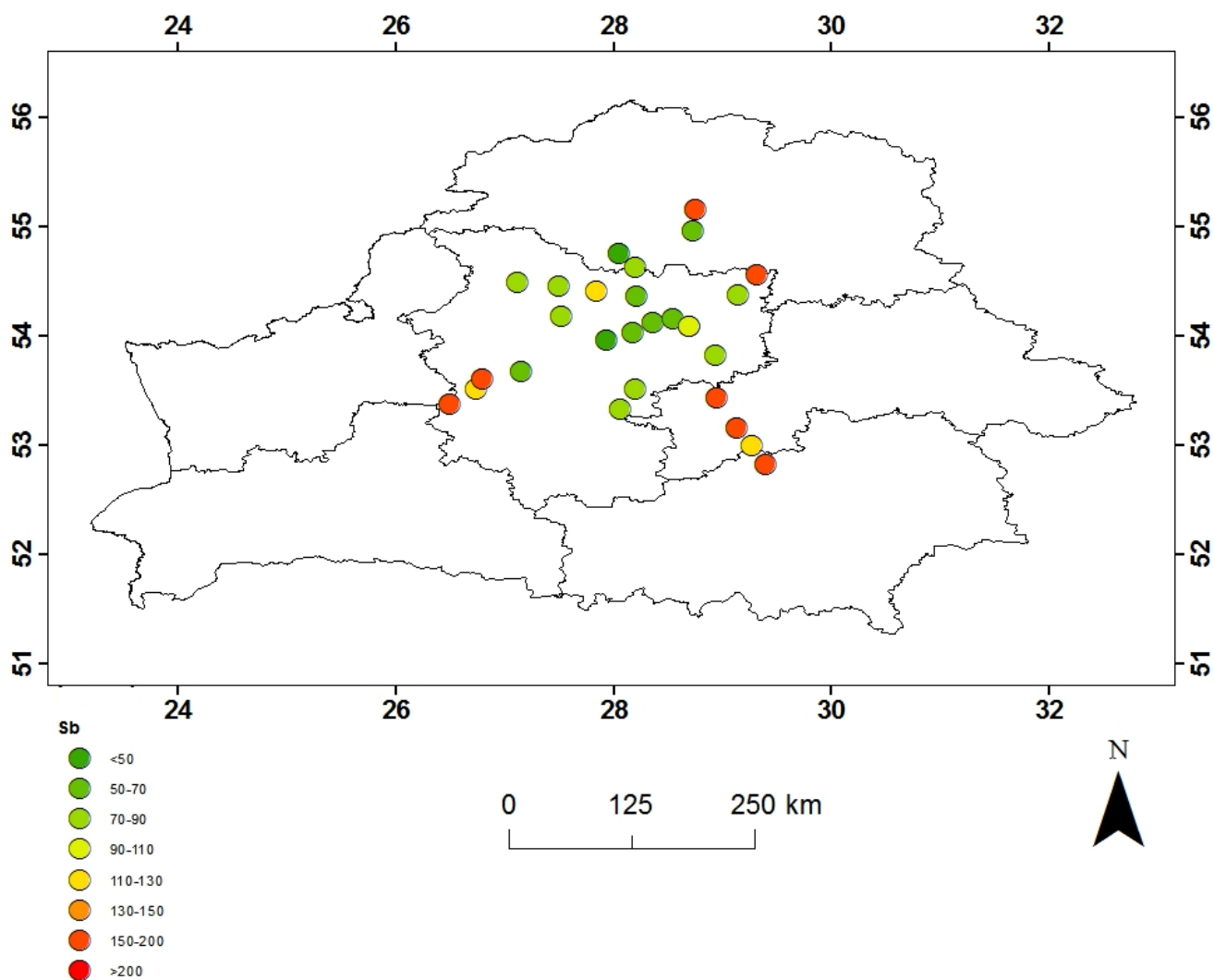


Рисунок 35 – Концентрация сурьмы во мхах в 2015 г., в процентах от значений 2005 г.

Концентрация свинца во мхах снизились практически на всех точках мониторинга на 40–60%. Содержание мышьяка в 40% случаях показало увеличение уровня накопления более чем в 2 раза. Содержание кобальта во мхах относительно стабильно, но для трех площадок установлено увеличение концентрации в 2 раза. Наиболее вероятные причины связана с увеличением объемом выбросов от предприятий и мобильных источников.

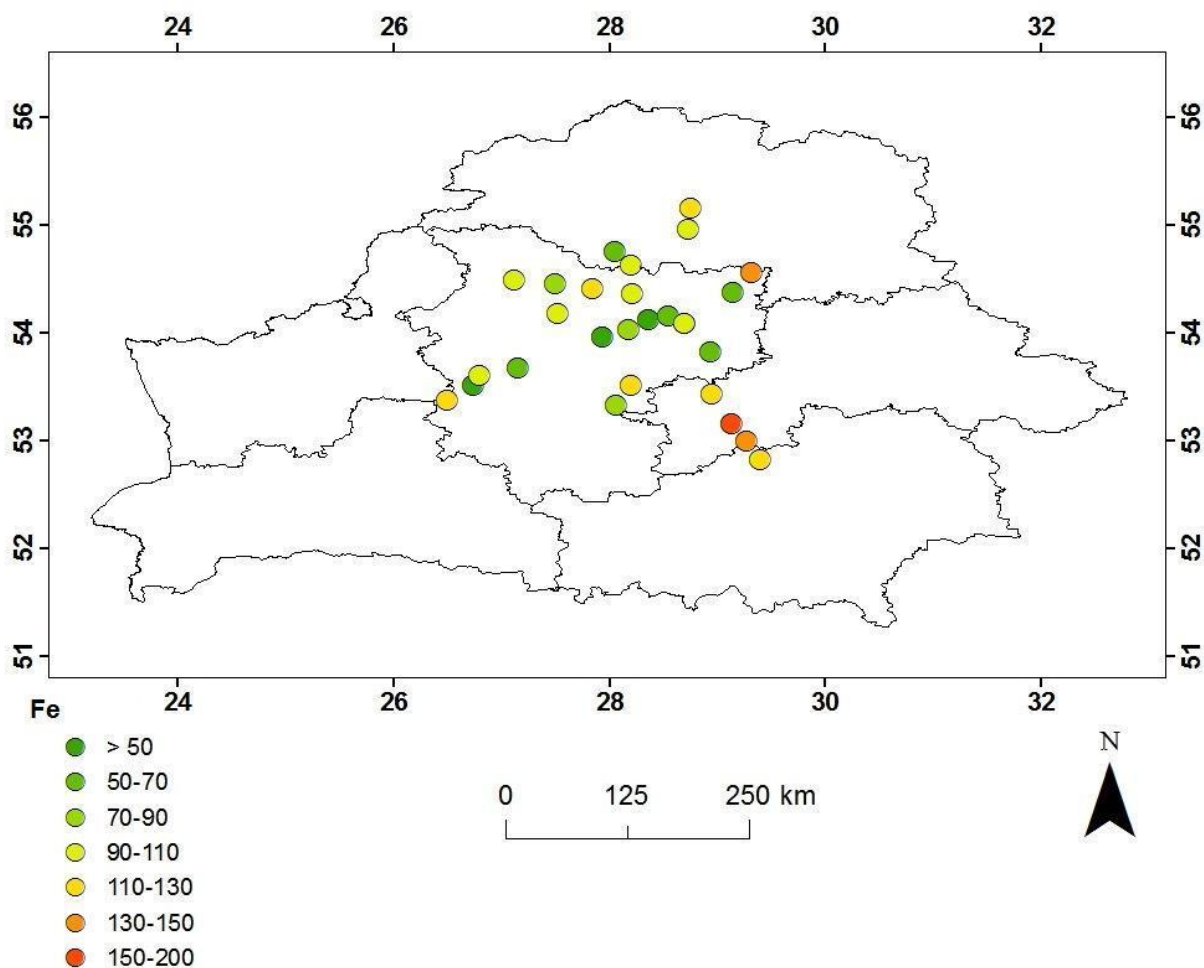


Рисунок 36 – Концентрация железа во мхах в 2015 г., в процентах от значений 2005 г.

Расчеты различных индексов загрязнения (как одиночных, так и интегрированных) для повторных точек пробоотбора показали, что, несмотря на имеющиеся различия в концентрациях элементов за разные годы, по единичному индексу (PI) загрязнения наблюдается возрастание для As, Cd, Ni, для Al, Pb, V, Se индекс загрязнения уменьшается; для остальных – индекс практически не меняется. В то же время фактор экологического риска значительно увеличился в отношении As и Cd (таблица 17).

Таблица 17 – Медианные значения индекса загрязнения (PI), экологического риска, PLI и возможного экологического для определяемых элементов в одинаковых точках пробоотбора в 2005 и 2015 гг.

Элементы	PI, 2005	PI, 2015	Er, 2005	Er, 2015
Al	7,2	5,6		
As	1,3	2,1	13	21
Cd	0,5	0,8	14	24
Cu	0,5	0,6	2	3
Ni	0,6	0,8	3	4
Pb	2,7	2,1	14	11
Zn	0,6	0,7	1	1
V	2,6	1,6		
Mn	1,9	2,0		
Sb	1,1	1,0		
Ba	0,4	0,5		
Co	1,3	1,0		
Fe	2,8	2,5		
Se	10,5	7,0		
PI сум	34	28		
PLI	1,4	1,4		
RI			62	70

Индекс уровня загрязнения PLI одинаков для обоих годов, потенциальный экологический риск (RI) остается на примерно одинаковом низком уровне. Из чего следует, что в целом, несмотря на увеличение концентраций некоторых элементов, экологическая ситуация на исследуемой территории вполне благоприятная.

3.2 Сравнительный анализ сопредельных европейских территорий

Интерес представляет сравнение полученных данных с результатами таких же исследований в граничащих с Республикой Беларусь странами. В таблице 18 показаны результаты по мониторингу за 2005 г. для Беларуси [Алексеенок и др, 2015], Литвы, Латвии, Украины, России [Harmens и др, 2008], промышленного региона Ополе (Польша) [Korzekwa и др., 2007] и общепризнанного чистым региона Норвегии [Steinnes, 2007]. В 2015 году исследования уже не проводились в Литве, в таблице 12 представлены данные по Норвегии взяты с исследования по всей территории страны [Steinnes E и др., 2016 a,b], исследования в Латвии, Польше и Украине проводились только в рамках программы МСП по растительности, а по России данные взяты с территории, которая ближе всего находится к Беларуси – по Московской области [Vergel и др., 2019].

В 2005 году видно, что по сравнению с индустриальным регионом Польши, концентрации элементов в белорусских мхах существенно ниже, и для некоторых элементов сравнимы с фоновыми концентрациями по Норвегии (Co, Ni, Zn, Sr, Mo). В целом, по содержанию во мхах большинства элементов (V, Cr, Fe, As, Zn, Cd и др.) уровни их концентраций на территории Беларуси сопоставимы с такими же показателями в соседних странах [Aleksiayenak и др, 2019]. Исключение составляет содержание Cu в покровообразующих видах мхов,

Таблица 18 – Сравнение результатов одномоментного сбора мхов (медиана/диапазон) в 2005/6 гг. с соседними странами и Норвегией (мг/кг)

Элемент	Беларусь	Польша	Норвегия, северная часть	Латвия	Литва	Украина	Центральная Россия
1	2	3	4	5	6	7	8
Na	147 74-537	198 82-536					
Cl	188 55-828	462 161-1045					
K	3849 1529-30070	8352 5740-17260					
Ca	2729 1416-7375	4870 2785-11660	2820 1680-5490				
Sc	0,11 0.03-0.77	0.23 0.08-1.14	0,052 0.009-0.220				
V	1,33 0.40-9.57	2.8 1.1-11.7	0,92 0.39-5.10	1,8 0.6-23.0	3,44 1.9-54.5	1,29 0.39-4.32	3,28 0.34-62.30
Cr	1,2 0.18-11.61	2.8 1.5-9.1	0,55 0.10-4.20	0,95 0.58-3.30	1,27 0.44-4.73	1,5 0.46-4.38	1,45 0.43-27.70
Mn	403 43.47-1852	236 37-882	256 22-750				
Fe	394 166-2243	813 240-3086	209 77-1370	134 80-392	623 291-2820	313 66-1320	616 68-19600
Co	0,25	0.5	0,202				

	0.11-7.02	0.2-1.1	0.065-0.654				
--	-----------	---------	-------------	--	--	--	--

Продолжение Таблицы 18

1	2	3	4	5	6	7	8
Ni	1,25 0.55-5.65	2 0.8-4.9	1,1 0.10-6.60	0,98 0.50-5.50	1,36 0.75-7.08	2,06 0.72-7.05	1,99 0.80-21.60
Cu	4,4 3.1-7.3		3,6 2.1-9.2	5,1 3.1-12.7	6,45 3.7-12.3	7,3 3.7-48.8	6,5 3.3-35.5
Zn	31,3 17.6-65.1	64 26-125	26,5 8-173	31 20-189	34,5 18-87	29 12-107	35 13-104
As	0,15 0.05-0.49	0,89 0.30-3.12	0,093 0.02-0.51	0,06 0.001-0.180	0,32 0.13-1.43	0,24 0.06-0.67	0,24 0.05-2.98
Se	0,71 0.09-1.89	0,24 0.07-0.61	0,33 0.05-1.30				
Br	1,3 0.48-3.50	2,4 1.0-5.0	4,5 1.4-20.3				
Rb	20,9 5.9-55.2	21 9-37	7,7 1.3-51.5				
Sr	9,2 3.7-65.9	22 12-54	15,8 3.6-43.3				
Mo	0,099 0.038-0.650	0,22 0.06-0.53	0,135 0.065-0.700				
Cd	0,215 0.10-0.66		0,058 0.025-0.171	0,16 0.10-2.10	0,15 0.09-0.31	0,29 0.10-2.91	0,23 0.11-1.22
Sb	0,11 0.04-0.23	0,36 0.13-0.68	0,033 0.004-0.240				
I	0,67 0.19-1.65	1,4 0.4-5.4	2,5 0.6-41.7				
Cs	0,21	0,45	0,072				

	0,06-1.22	0.12-1.25	0.016-0.880				
--	-----------	-----------	-------------	--	--	--	--

Продолжение Таблицы 18

1	2	3	4	5	6	7	8
Ba	19,9 7.2-90.3	42 12--97	17,1 5.60-50.50				
La	0,46 0.20-3.78	0,88 0.46-4.32	0,189 0.045-2.560				
Ce	0,93 0.12-8.71	1,9 0.9-9.3	0,342 0.095-4.610				
W	0,45 0.07-1.46	0,2 0.14-0.65	0,13 0.01-1.23				
Pb	3,52 1.46-5.61	- -	1,17 0.64-6.12	2,9 1.5-37.0	8,25 3.75-22.60	6,8 2.3-32.6	7,4 2.1-18.5
Th	0,11 0.03-1.00	0,22 0.06-1.30	0,033 0.004-0.240				
U	0,05 0.01-0.41	0,1 0.02-0.51	0,015 0.001-0.138				

Таблица 19 – Сравнение результатов одномоментного сбора мхов, в 2015 г. с соседними странами и Норвегией (мг/кг).

Элемент	Беларусь	Польша	Норвегия	Латвия	Украина	Центральная Россия
1	2	3	4	5	6	7
Na	114		240			230

	43-447		60-800			71-726
1	2	3	4	5	6	7
Cl	111 32-672					106 47-1040
K	7520 3560-12800		3560 1770-6400			
Ca	2695 994-6770		3030 1820-7230			
V	1.0 0.3-4.0	1.59 0.32-10.1	1.2 0.3-14	0.49 0.17-2.54	2.52 0.26-21.8	3.28 0.34-62.30
Mn	416 157-1740		450 40-1660			
Fe	392 232-1470	535 119-4600	310 78-8125	279 77.5-1234	700 245-7260	616 68-19600
Co	0.19 0.09-0.63		0.2 0.06-2.3			0.56 0.14-2.1
Ni	1.30 0.55-4.84	2.94 1.23-4.84	1.1 0.4-5.50	0.48 0.20-1.67	2.89 0.65-11.9	1.99 0.80-21.60
Cu	5.5 3.4-14.9	7.60 3.20-197	4.2 1.8-370	5.17 2.37-12.3	10.4 2.97-29.6	6.5 3.3-35.5
Zn	35 20-157	50.6 5.54-238	31 8-409	33.1 22.4-99.8	33.7 14.5-106	34.9 13.4-104
As	0.23 0.11-0.50	0.38 0.0070-15.8	0.13 0.04-4.72	33.1 0.001-0.180	0.70 0.39-3.09	0.24 0.05-2.98
Se	0.17 0.04-0.31		0.3 0.009-2.00			0.16 0.09-0.4
Rb	24.0		12.4			19

	9.4-49.3		1.4-81			7.4-1965
1	2	3	4	5	6	7
Cd	0.39 0.15-1.09	0.21 0.05-0.75	0.08 0.02-1.33	0.10 0.04-0.55	0.31	0.23 0.11-1.22
Sb	0.10 0.05-0.35	0.20 0.05-0.75	0.07 0.007-0.38		0.19 0.03-0.50	0.3 0.04-1.5
Sc	0.12 0.04-0.47		0.09 0.02-1.4			0.26 0.08-1.30
Cs	0.17 0.06-0.74		0.16 0.02-1.63			0.18 0.1-0.7
Ba	18.9 7.5-114		25 5.3-130			48 7.5-188
Pb	2.2 0.9-8.5	4.98 1.35-206	0.05 0.001-0.4	1.64 0.54-12.0	3.81 1.51-9.83	7.41 2.06-18.5

которая почти в 1,5 раза ниже чем в России, Украине и Литве, а также Pb, который ниже в 2 раза чем в Литве, Украине и Центральной России, но при этом в 2 раза выше медианы в Норвегии.

Накопление мхами металлов и металлоидов в 2015 году, за исключением Pb, As, Rb, Cd и K сопоставимы с результатами аналогичного исследования в Норвегии (таблица 19). В соседних с регионом странах только в лесных массивах Латвии наблюдаются концентрации элементов ниже, чем в Беларуси. В других странах (Польша, Украина, Россия) содержание элементов во мхах выше, за исключением Cd. При этом наблюдается одинаковый, в среднем, уровень Zn во всех вышеперечисленных странах.

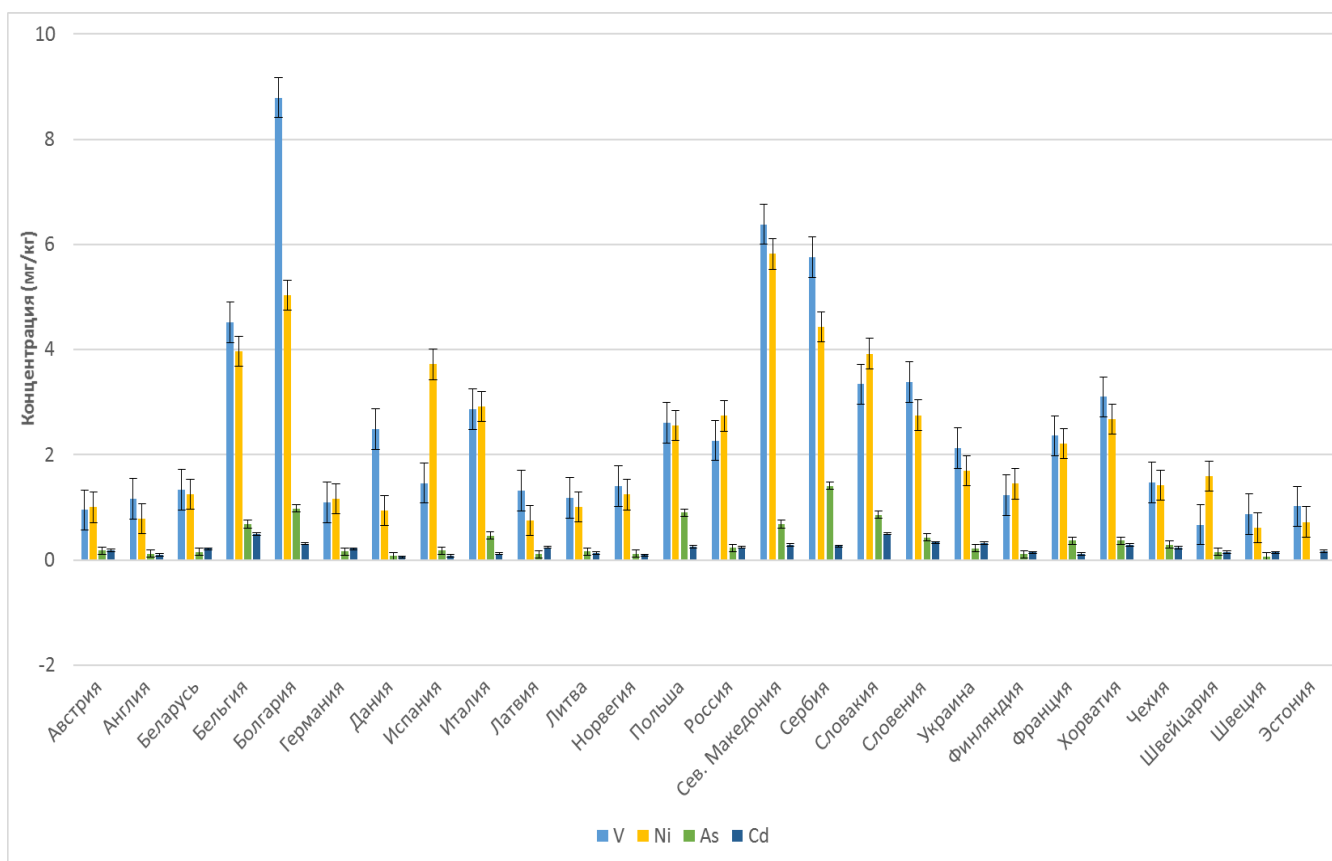


Рисунок 37 – Сравнение медианных значений концентраций (мг/кг) элементов V, Ni, As, Cd из Европейского Атласа 2005г.

В масштабе европейских исследований медианы концентраций элементов, вычисленные для территории Беларуси, находятся на низких уровнях. Сравнение данных по общеевропейским исследованиям атмосферных выпадений тяжелых металлов с помощью мхов в 2005/6 и 2010/11 [Harmens и др., 2008; Harmens и др., 2013а; Frontasyeva и др., 2020] показало, что содержание таких приоритетных загрязнителей как V, Cr, Zn, As, Fe, Ni во мхах Беларуси ниже или находятся на том же уровне, как и в аналогичных видах мхов в других европейских странах (Рисунок 37-40).

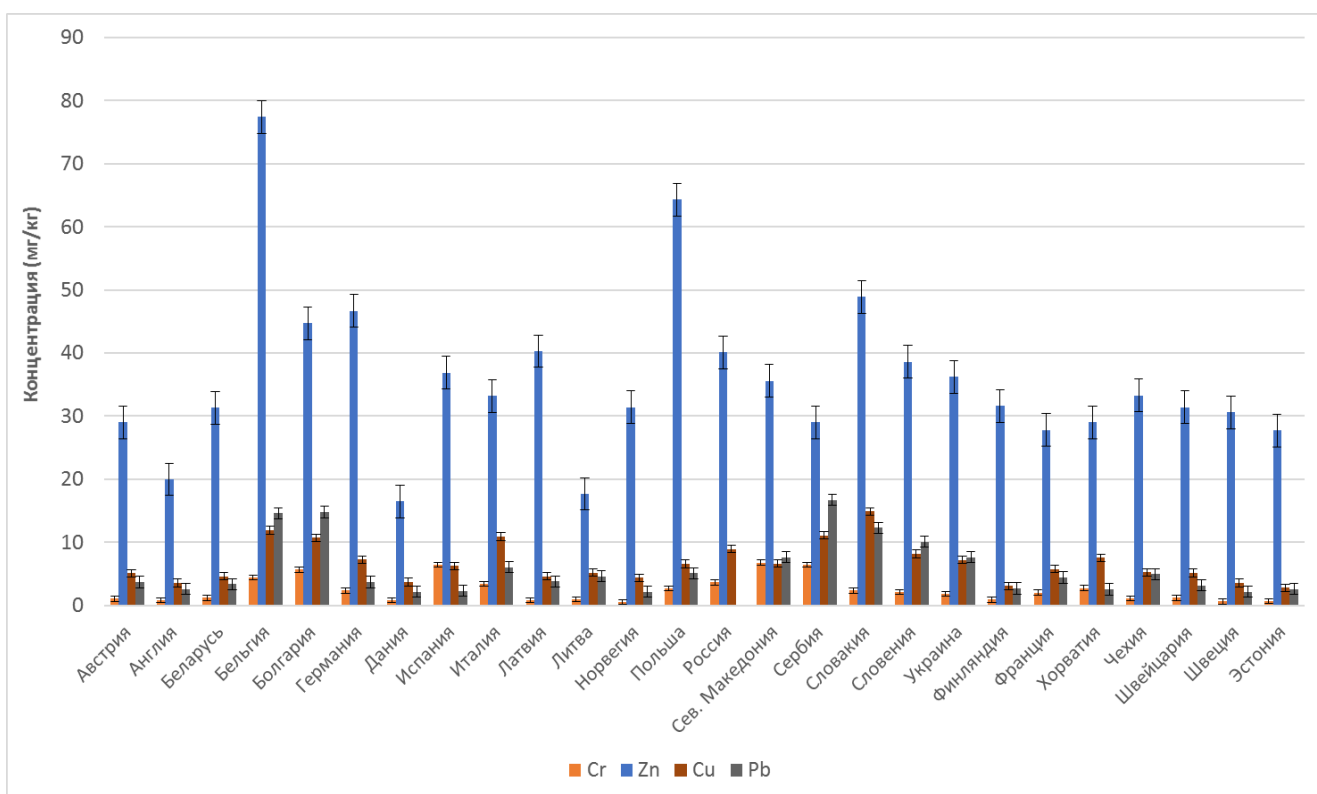


Рисунок 38 – Сравнение медианных значений концентраций (мг/кг) элементов Cr, Zn, Cu, Pb из Европейского Атласа 2005г.

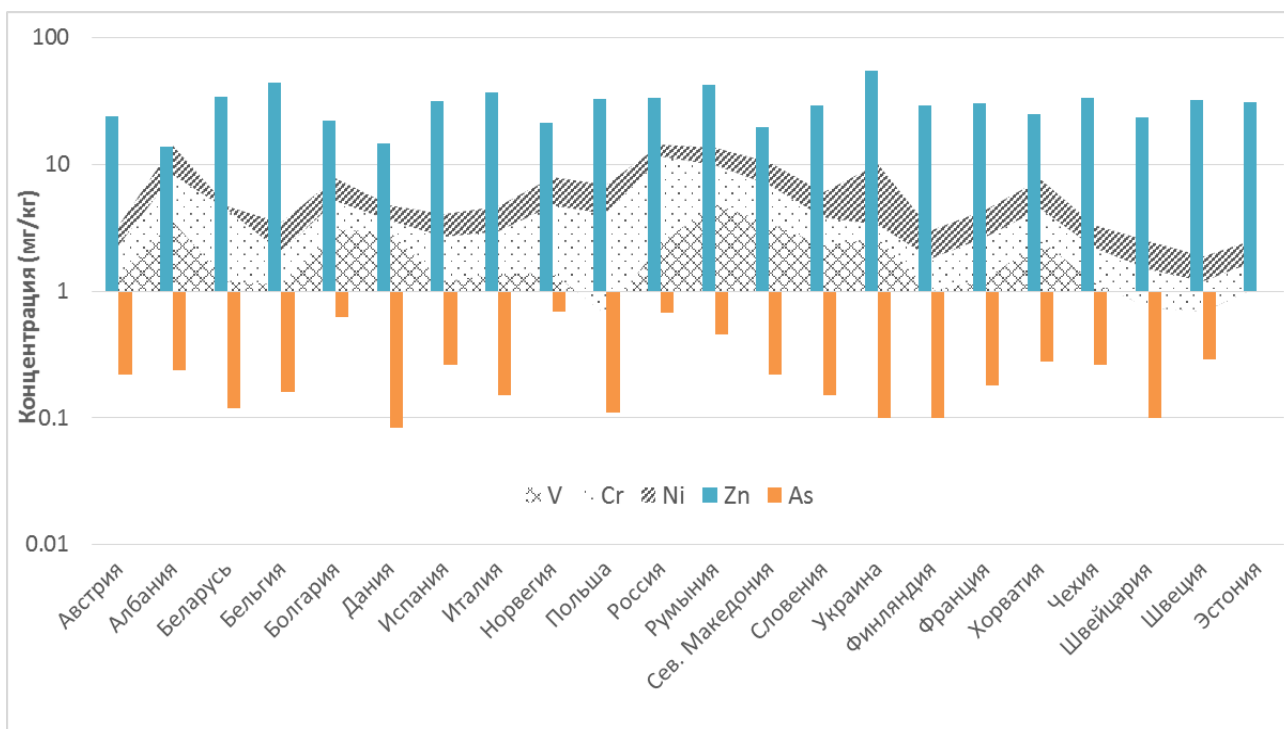


Рисунок 39 – Сравнение медианных значений концентраций (логарифмическая шкала) элементов в 3-5-летнем приросте (P. Schreberi и H. Splendens) в странах Европы, 2010 г.

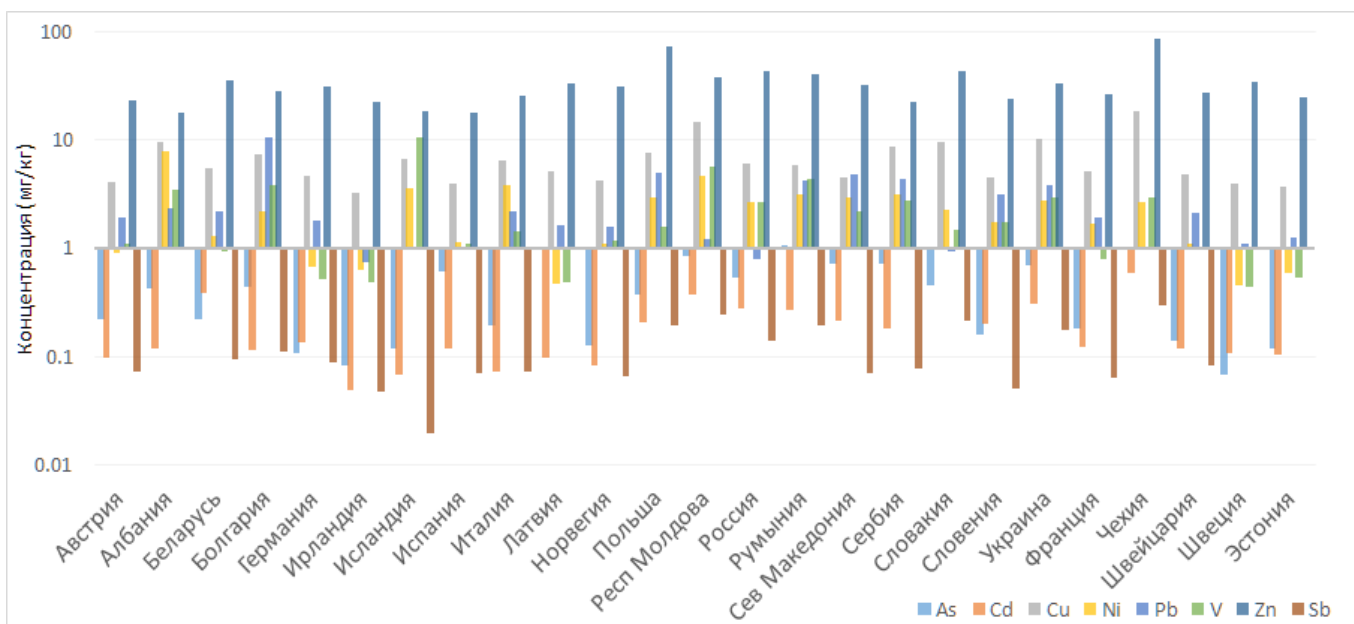


Рисунок 40 – Сравнение медианных значений концентраций (мг/кг) (логарифмическая шкала) элементов в 3-5-летнем приросте (*P. Schreberi* и *H. Splendens*) в странах Европы, 2015 г.

3.3 Факторный анализ по годам

С помощью программного обеспечения Statistica 11.0 было определено количество интегрирующих факторов, рассчитаны факторные нагрузки и установлен вклад каждого фактора (в %) в накоплении химических элементов мхами. Также применение факторного анализа позволяет выявить свои уровни загрязнения, которые часто по Европейской шкале считаются умеренными, но в локальном масштабе для исследуемой территории являются максимальными.

Фактор 1 (вклад 38%) формирует ассоциацию – Na, Al, Sc, V, Fe, As, La, Ce, Sm, Tb, Yb, Hf, Ta, Th и U. Вероятнее всего связан с почвенным влиянием, максимумы зафиксированы вблизи сельскохозяйственных полей.

За исследованный период (2005–2015) значение этого фактора качественно и количественно существенно не менялось.

Фактор 2 (14%) – наиболее вероятный источник – выбросы промышленных предприятий в виде ассоциаций – W, Se, Pb, Cr, Zn, As, Sb, Co, Cu, Zn, Cd. Значение этого фактора отличается в зависимости от года отбора проб.

В 2005 г. Фактор 2 состоит из следующих элементов: W, Se, Pb, Ni. Распределение этих элементов идет по розе ветров г. Минска (Рисунок 41). Источники происхождения элементов сложно установить, так как в г. Минск находится большое количество предприятий с разной специализацией. На рисунке 42 представлено пространственное распределение концентраций некоторых элементов, характерных для этого фактора. Результаты факторного анализа за 2005 г. приведены в Приложении 2.

В 2010 г. в Фактор 2 попали Cr, Zn, As, Sb, Co, Ni, Fe, Sr. Исходя из розы ветров можно предположить, что эти элементы поступают на территорию республики с трансграничным переносом воздушных масс (Рисунок 43). В городах, находящихся рядом с точками пробоотбора нет предприятий, которые могли бы обеспечить поступление этих элементов в воздух. Пространственное распределение элементов показывает, что повышенные концентрации наблюдаются рядом с границей Польши и Беларуси, и на расстоянии свыше 90 км от границы уже снижаются до обычного уровня (Рисунок 44). Данные ЕМЕП также подтверждают, что выпадения ТМ в основном наблюдаются в западной, юго-западной и южной частях страны (см. Рисунок 13). Результаты факторного анализа за 2010 г. приведены в Приложении 3.

В 2015 г. Фактор 2 сформировали Zn, Cd, Ni, W, Pb. Влияние этого фактора наблюдается в нескольких местах и объясняется влиянием локальных источников – промышленные выбросы г. Минска, Бобруйска и Барановичей (Рисунок 45). Судя по тому, что элементы локализуются в разных областях и городах с отличными друг от друга типами предприятий, то выпадения этих элементов связано с разными источниками (Рисунок 46). Результаты факторного анализа за 2015 г. приведены в Приложении 4.

Фактор 3 (12 %) связан с биохимическими процессами, в клетках мхов и других растений концентрирующих ассоциацию элементов – Cl, Ca, Sr, Rb, Cs [Steinnes, 1995]. За исследованный период (2005-2015) значение этого фактора существенно не менялось.

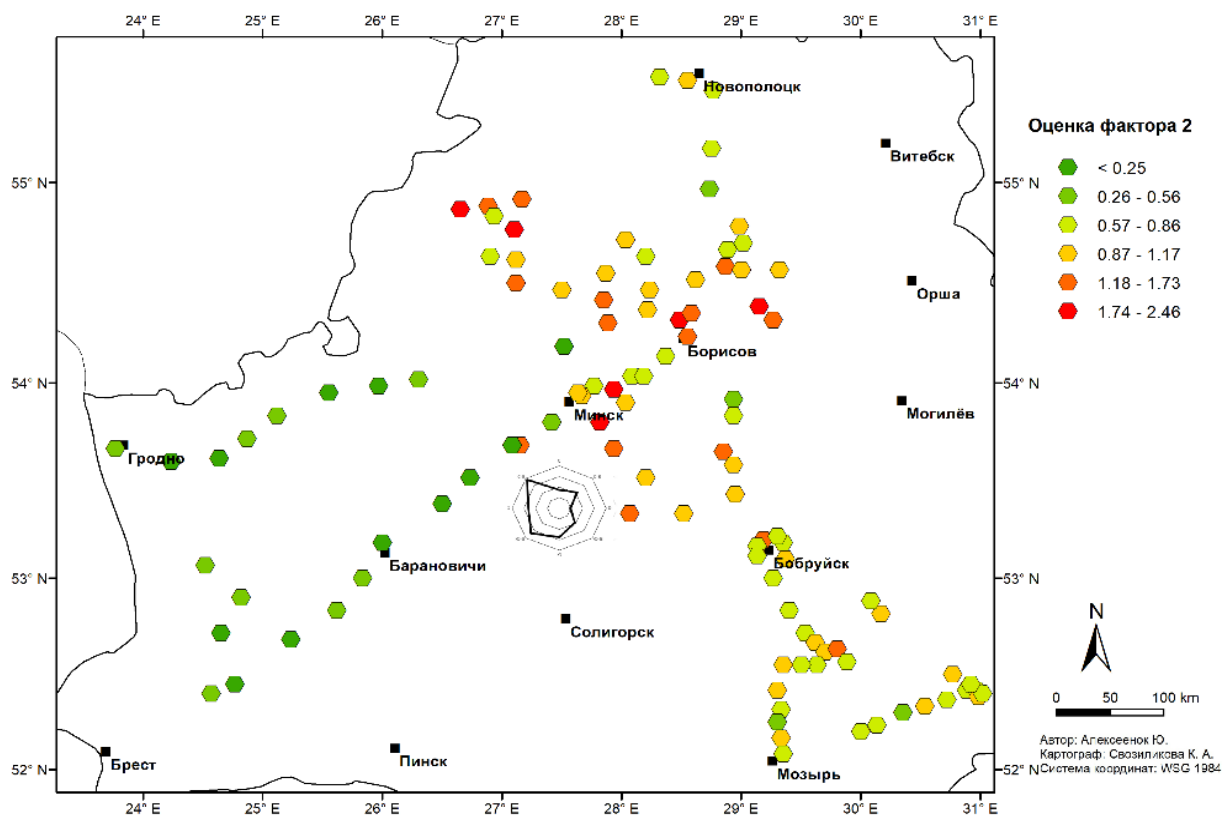


Рисунок 41 – Оценка вклада каждой точки пробоотбора в Фактор 2 за 2005 г.

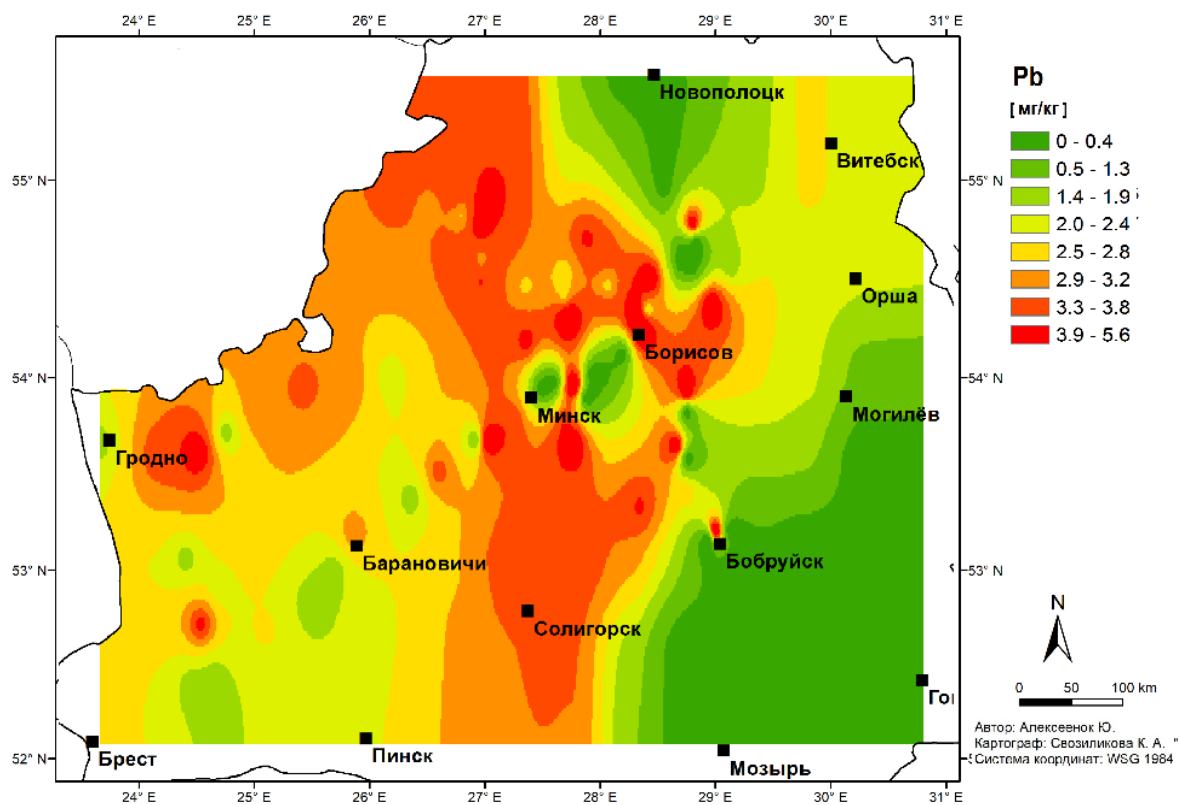
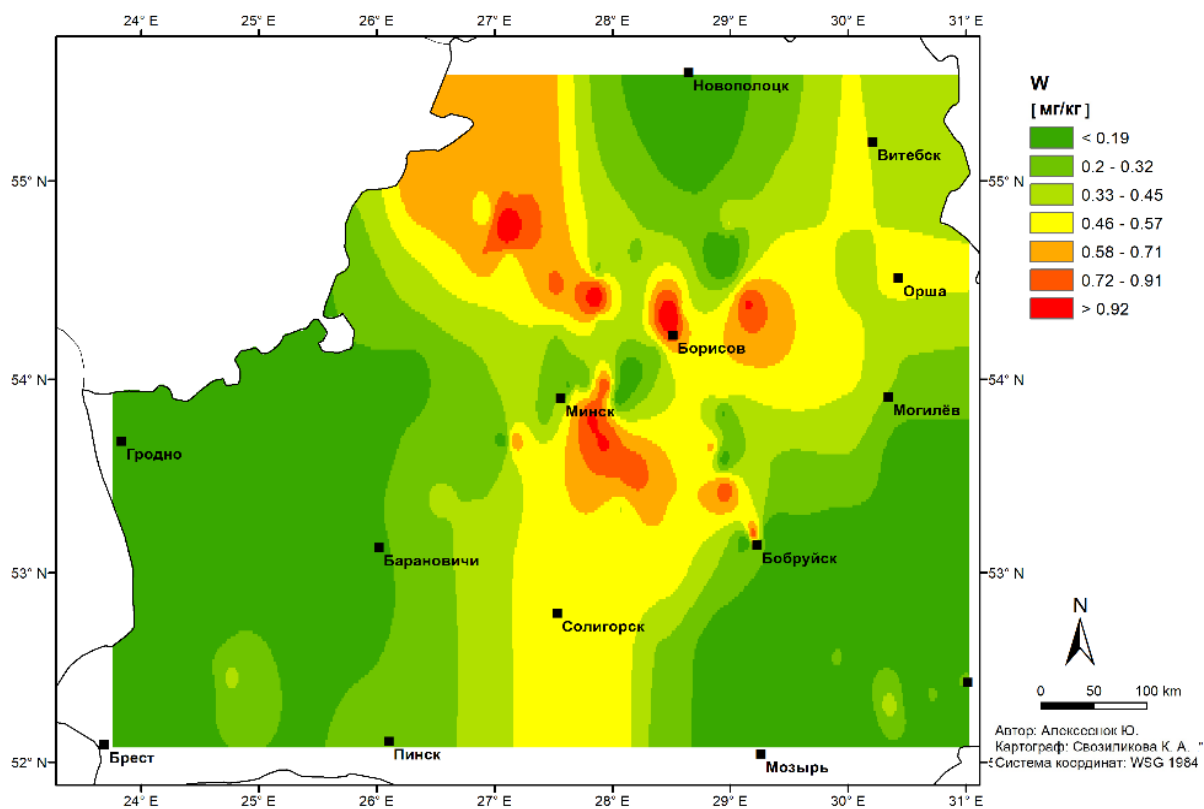


Рисунок 42 – Распределение элементов для фактора 2 за 2005 г.

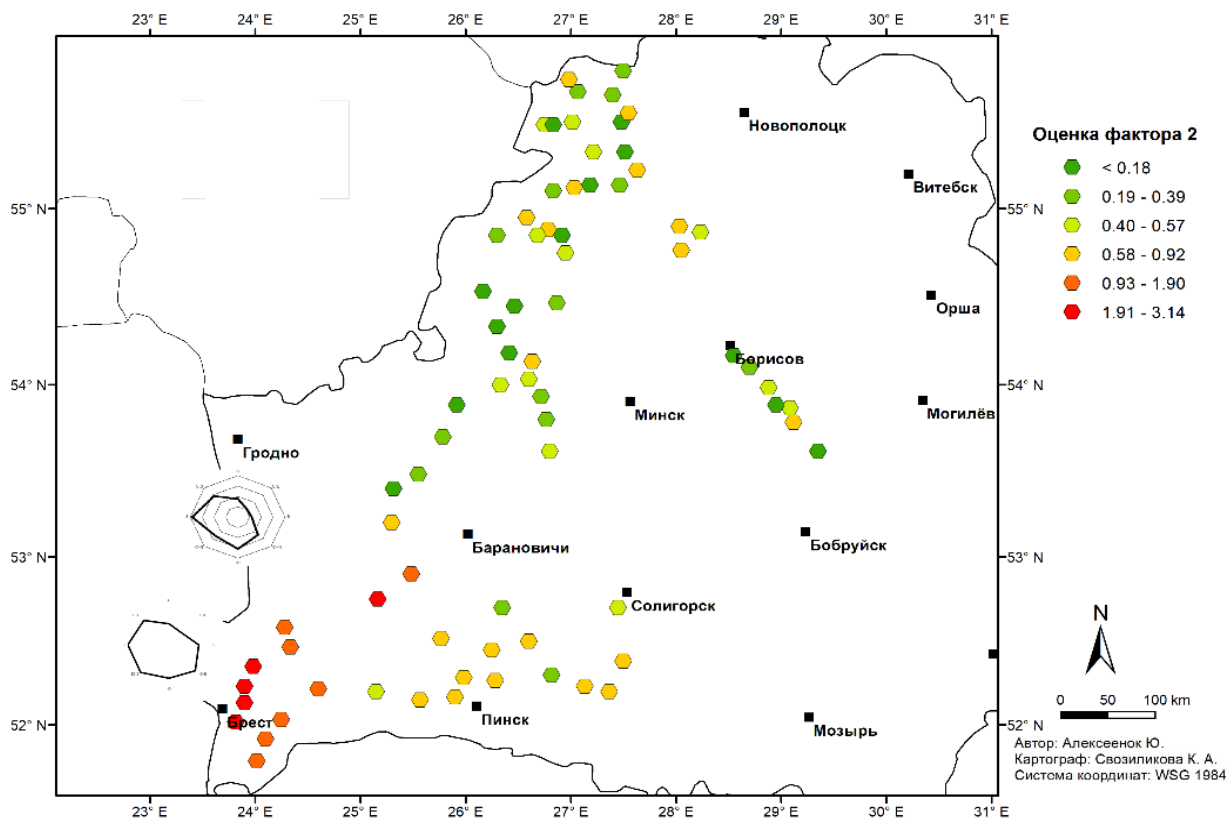


Рисунок 43 – Оценка вклада каждой точки пробоотбора в Фактор 2 за 2010 г.

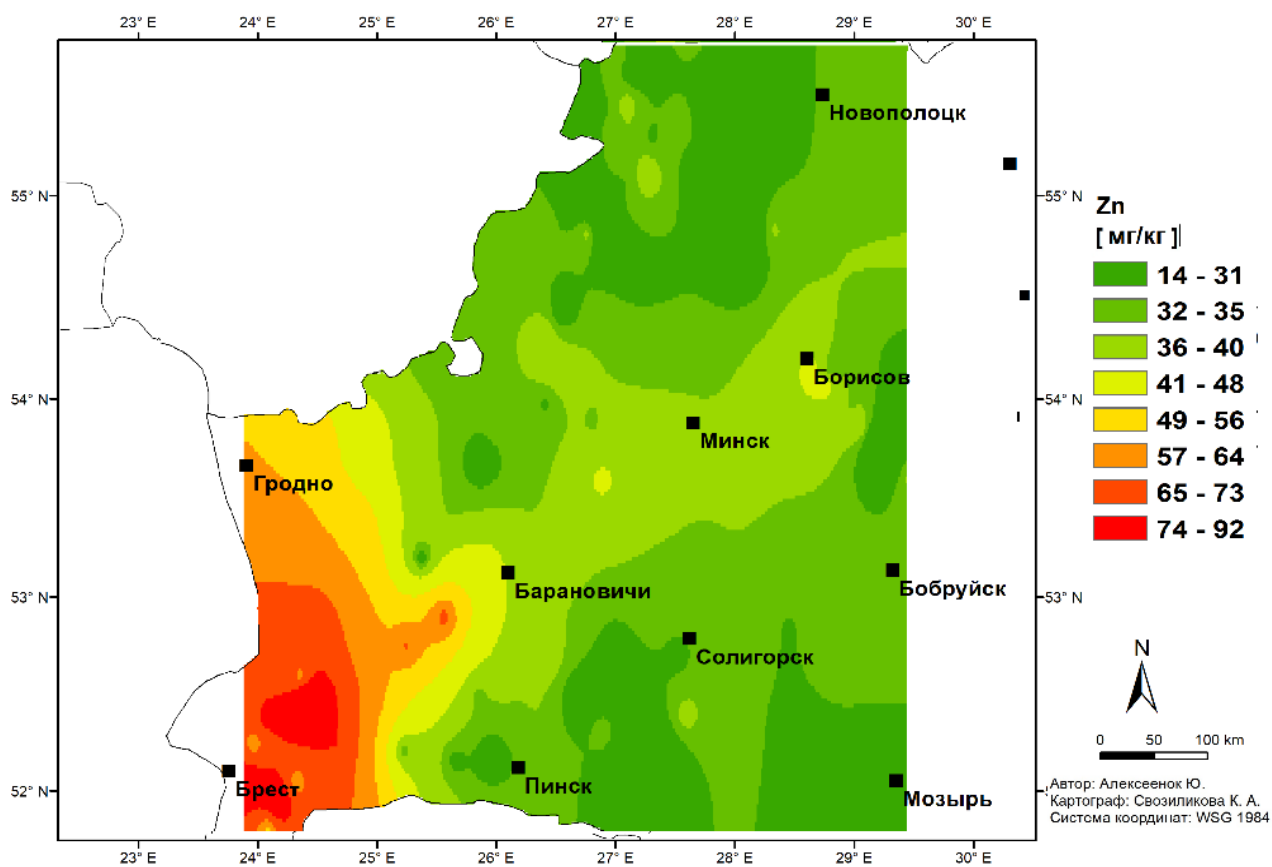
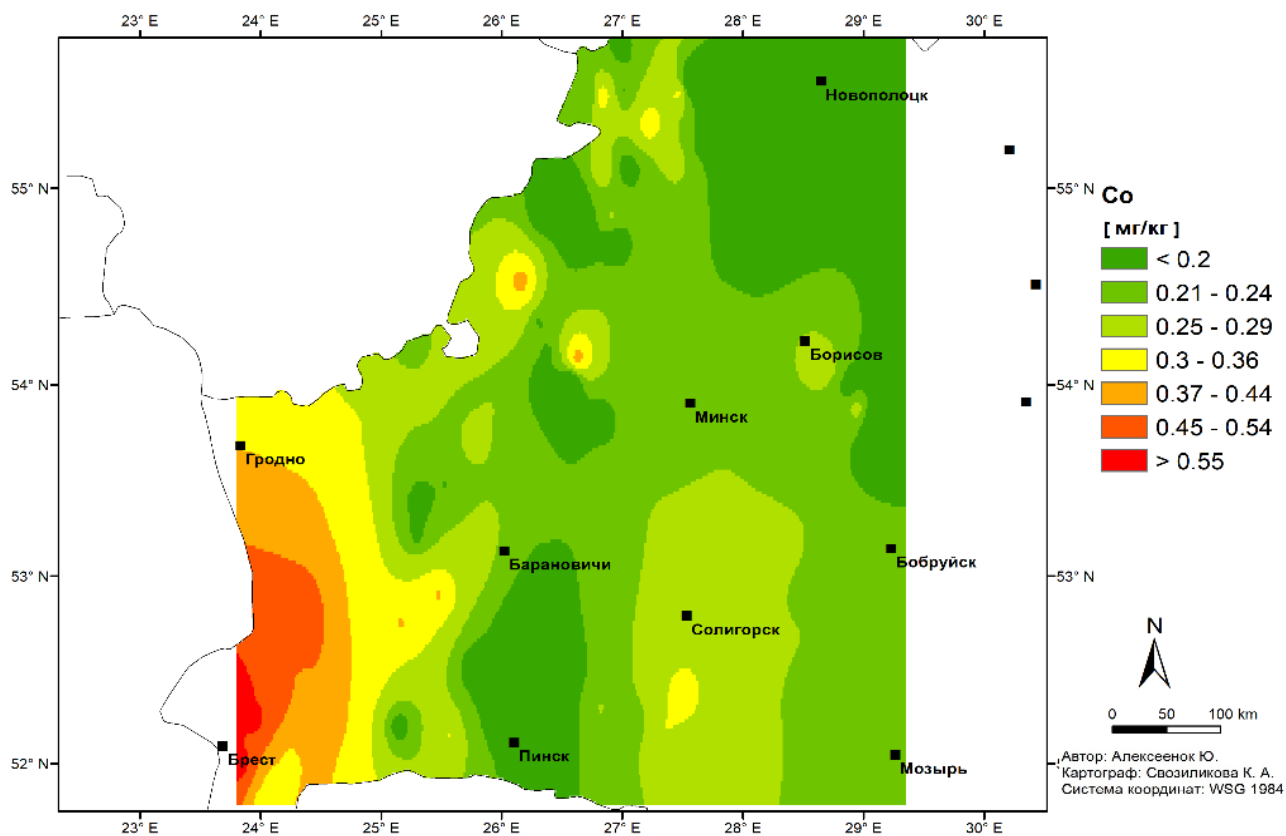


Рисунок 44 – Распределение элементов для фактора 2 за 2010 г.

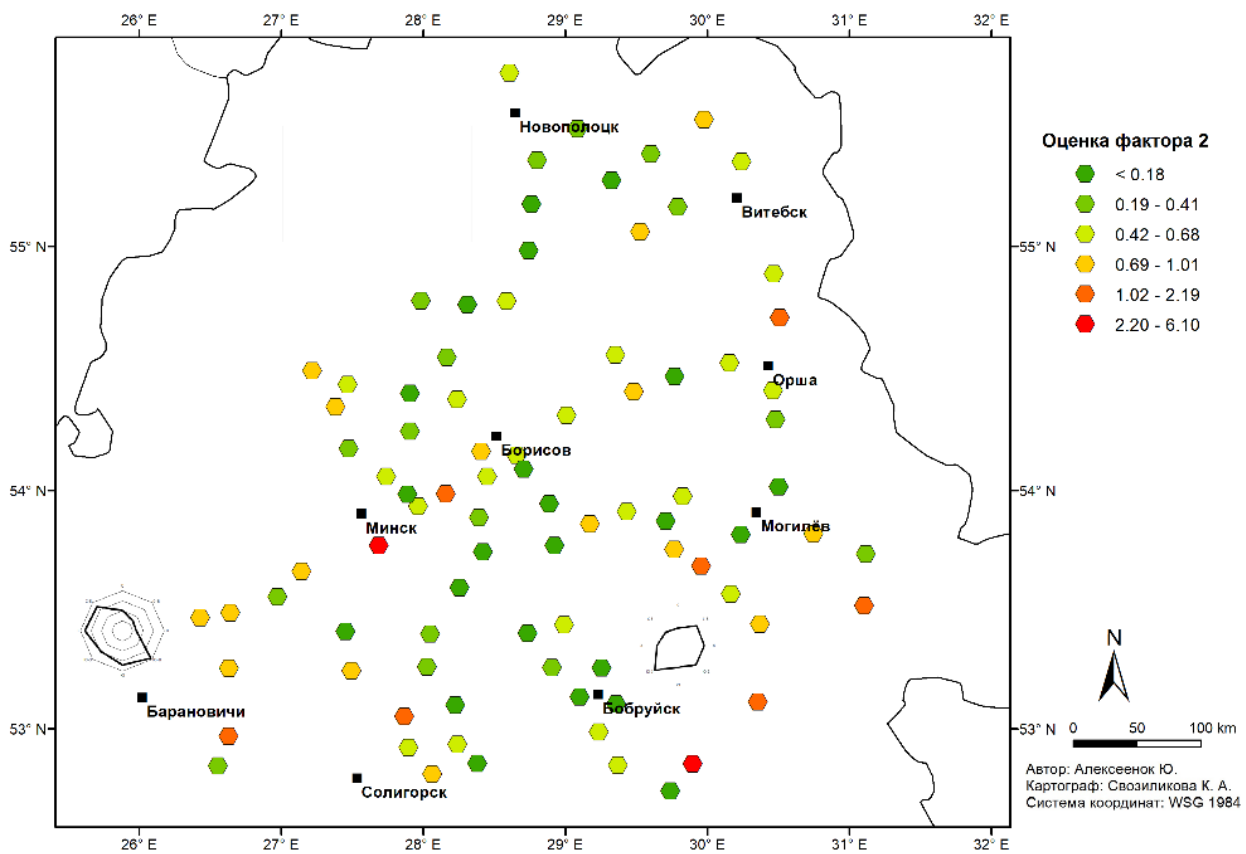


Рисунок 45 – Оценка вклада каждой точки пробоотбора в Фактор 2 за 2015 г.

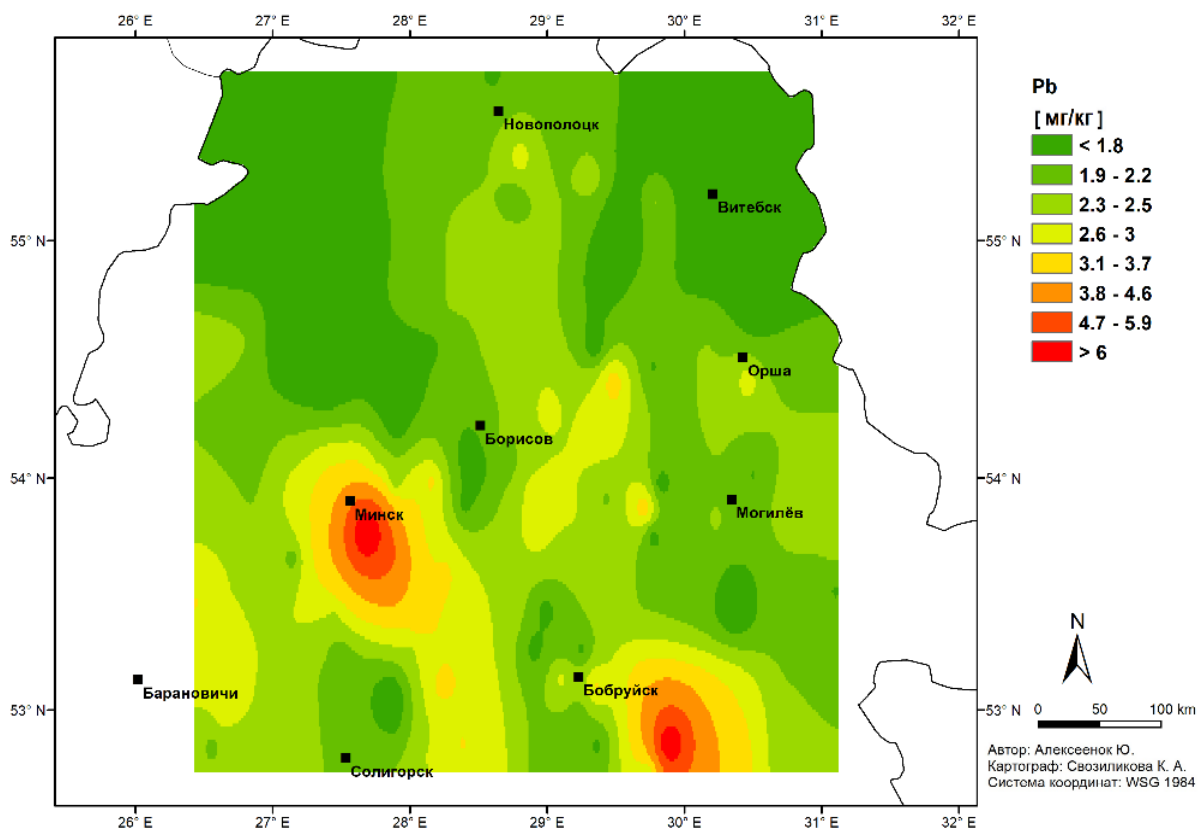
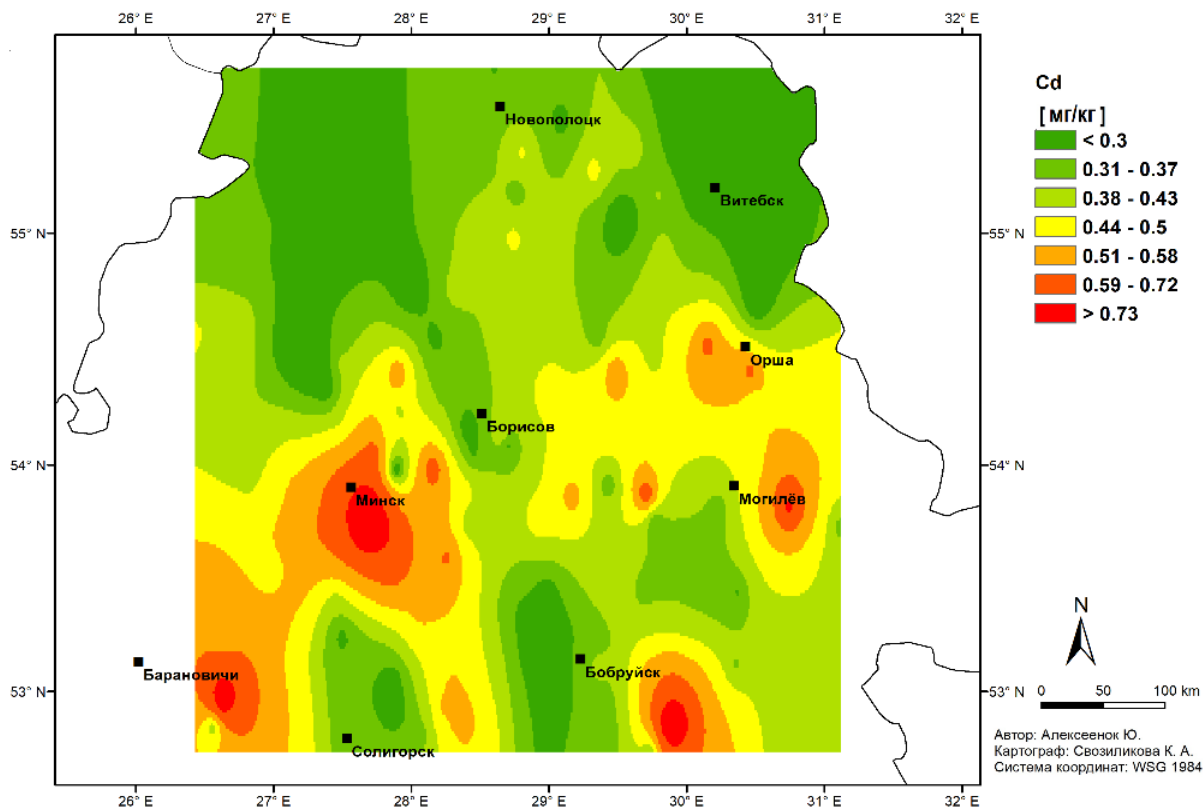


Рисунок 46 – Распределение элементов для фактора 2 за 2015 г.

3.4 Распределение особо токсичных поллютантов во мхах

Рассмотрим подробнее распределение элементов, концентрации которых представлены в Европейском Атласе [Harmens и др., 2008, 2013a].

Мышьяк. Повышенные концентрации характерны для районов Бобруйска, Гродно, Столбцов. В этих же местах повышены концентрации алюминия, брома, железа, натрия, свинца и тория. Мышьяк соответствует факторам 1 и 2, поэтому его высокое содержание может объясняться как почвенной компонентой (в совокупности с алюминием, железом, натрием, торием), так и антропогенной (вместе с бромом и свинцом). Однако, в сравнении с данными других стран даже максимальные концентрации мышьяка на территории Беларуси достаточно низки.

Хром. В целом, по республике концентрации низкие. Только в Минской области, в 20 км от Логойска содержание хрома значительно отличается от среднего содержания по всей территории. В этом районе наблюдается также и высокое содержание свинца.

Медь. Концентрации по стране невысокие, выделяются только три района под Минском, Жодино и Новополоцком. В этих районах наибольшую роль играет антропогенный фактор, который наблюдался как в 2005, так и в 2015 гг. Также наряду с медью наблюдаются концентрации выше среднего для таких элементов, как свинец, селен, торий, бром, кальций, кобальт и сурьма в районе под Минском; магний под Жодино и Новополоцком и рубидий под Новополоцком.

Свинец. Встречаются области, как с довольно низкими концентрациями (область Браславских озер, а также Гомельская область), так и места, где в 2005 г. концентрации в 5–6 раз превышали фоновые (Минская, Гродненская, Брестская области). Как видно из карты распределения для фактора 2 в 2005 году (Рисунок 34), для свинца область повышенных концентраций достаточно

велика. Но в 2015 году ситуация изменилась, что может быть связано с введением запрета на использование этилированного бензина с 1 июля 2010 года.

Ванадий. Концентрации низкие, на уровне фоновых. Выделяются только точечные места под Бобруйском и Мозырем, и наблюдаются чуть повышенные концентрации, в сравнении с медианами концентраций по Беларуси, в области под Минском. Наибольший вклад в загрязнения под Бобруйском вносит фактор 2, для которого характерен ванадий. Под Мозырем, кроме ванадия, наблюдаются также и умеренно повышенные концентрации железа. Сочетание этих элементов характерно для нефтеперерабатывающей промышленности и для ТЭЦ. В данном случае сложно точно определить источник, так как в Мозыре есть и нефтеперерабатывающий завод, и ТЭЦ.

Цинк. Концентрации невысокие по всей территории Беларуси и несколько повышены для Светлогорска и Минска. Под Светлогорском, наряду с цинком, наблюдается повышение концентрации и для магния. Следует отметить, что полученные нами результаты подтверждают официальные данные Минприроды для факторов 2. Кроме того, наши данные конкретизируют ареалы выпадений более широкого круга элементов, таких как Mg, Cl, V, Co, W, Th, U и имеют практическое значение для оценки экологической ситуации в изучаемом регионе.

Участки с повышенным содержанием поллютантов во мхах приурочены к городам (Минск и Жодино) с предприятиями тяжелого машиностроения. Для них характерно более интенсивное накопление мхами Cu, Co, Pb, Fe, Sb и Br. В зоне воздействия Белорусского металлургического завода (г. Жлобин) зафиксировано увеличение Sb, Fe, Cd и Pb в тканях мхов. Самые низкие концентрации поллютантов выявлены вблизи Березинского заповедника и рекреационного комплекса «Браславские озера» (фоновые территории).

3.5 Интегральная оценка загрязнения территории и эколого-географическое зонирование территории Беларусь по степени загрязнения атмосферного воздуха

Использование интегрированных коэффициентов загрязнения помогло ранжировать территорию по уровням загрязнения. Анализ территории с помощью суммарного показателя загрязнения воздуха (Кз) выявил, что в Минской области высокий уровень загрязнения наблюдался только в 2005 году, всего в 4 точках пробоотбора. Эти точки находятся рядом городами Минск, Борисов, Молодечно. Умеренный или средний уровень загрязнения характерен для 31% точек пробоотбора. В 15% точек наблюдается низкий уровень загрязнения, а 46% исследуемой территории не относится к загрязненной. В 2015 году ситуация изменилась в лучшую сторону и максимальный уровень загрязнения в Минской области не превышал средний уровень и составил всего 8%. Низкий уровень загрязнения определен в 15% всех точек пробоотбора, а в 77% точек загрязнение отсутствует.

В других областях ситуация похожая и не показала значительных изменений с течением времени. Так, в Витебской области 84% исследуемой территории относится к чистой, 11% – территория с низким уровнем загрязнения, и лишь 5% территории характеризуется средним уровнем загрязнения. В Могилевской области 5% территории относится к среднему уровню загрязнения, для 19% территории характерен низкий уровень загрязнения, и для 76% – загрязнение отсутствует. В Гродненской области наблюдается схожая ситуация и на 5% территории выявлен средний уровень загрязнения, на 17% – низкий, и 78% относится к чистой территории. В Гомельской области средний уровень загрязнения наблюдается только в 3% исследуемых точек, 9% – территория с низким уровнем, и чистая территория составляет 88%. В Брестской области в отличие от других областей нет

среднего уровня загрязнения, и там 26% точек – территория с низким уровнем загрязнения, а 78% – относится к чистой территории [Алексеенок и др., 2021].

Расчеты индекса уровня загрязнения PLI показали несколько иную картину. Так, максимальные значения (3–3,6) этого индекса приходятся на точки пробоотбора рядом с крупными промышленными городами – Минск, Бобруйск, Борисов, Жлобин (Рисунок 47). Только 5% исследованной территории считается не загрязненной, на 9% территории приходится нижний порог загрязнения, остальная часть территории загрязнена – от умеренного уровня (69%) до сильного (17%).

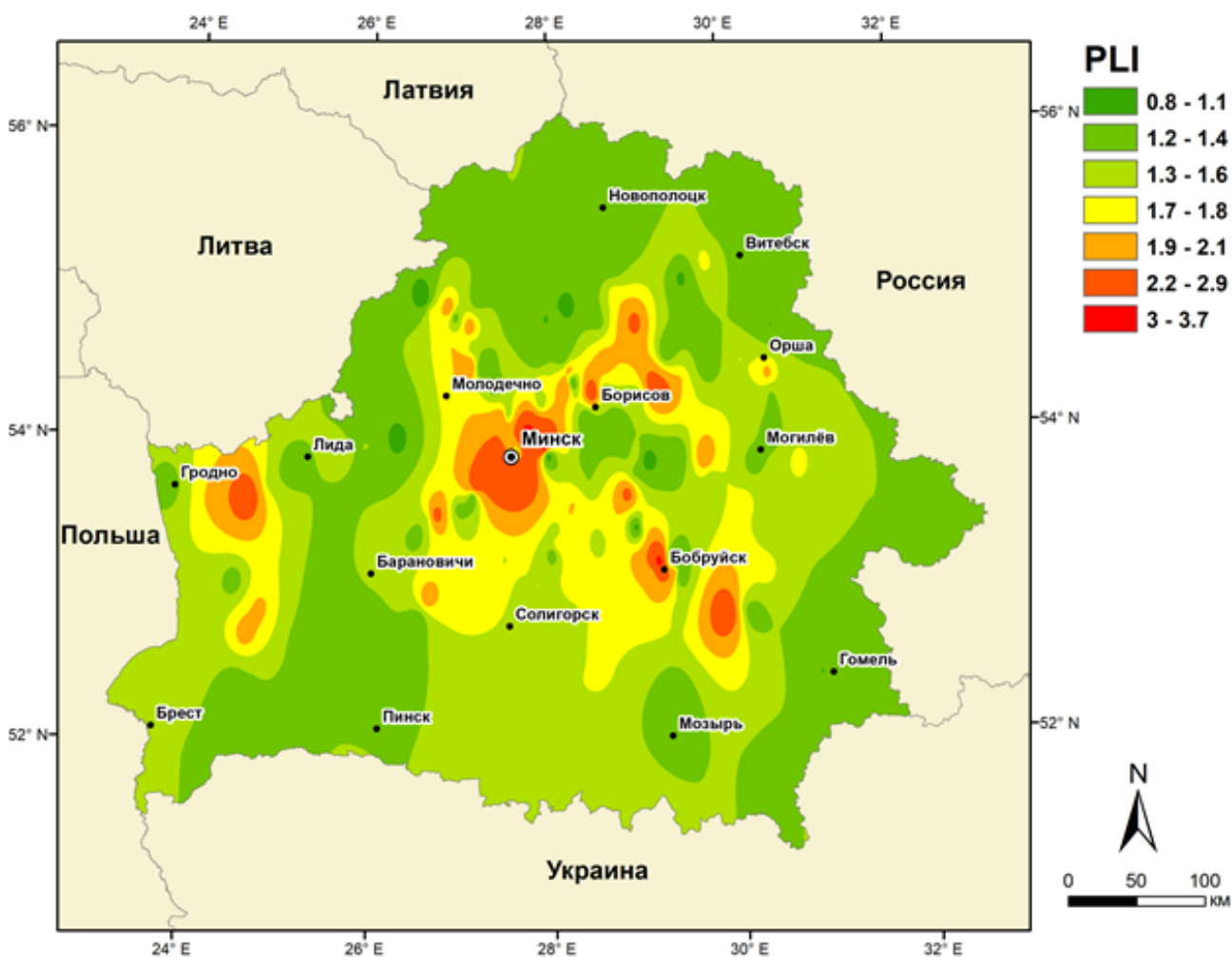


Рисунок 47 – Пространственное распределение индекса уровня загрязнений (PLI) на территории Республики Беларусь

В странах, где проводились аналогичные исследования, максимальные значения индекса составляют – 1,6 (восточная часть Московской области), 15,4 (Таджикистан), 4,89 (Молдова), Албания >10 [Vergel и др, 2019; Abdusamadzoda и др, 2020; Zinicovscaia и др, 2016; Allajbeu и др., 2017].

Расчет потенциального экологического риска (RI) показал, что в разные годы пробоотбора уровень экологического риска хоть и изменялся, но все равно находился на низком уровне (см. таблицу 9).

Согласно официальным данным на территории Минской области располагается 51% от всех предприятий страны. В Брестской, Гомельской, Могилевской, Гродненской и Витебской областях находится 11%, 10%, 10%, 9% и 8% всей промышленности соответственно. Динамика выбросов загрязняющих веществ в атмосферу показывает, что в 2009 году по всем областям наблюдались максимальные выбросы за исследуемый период (Рисунок 48).

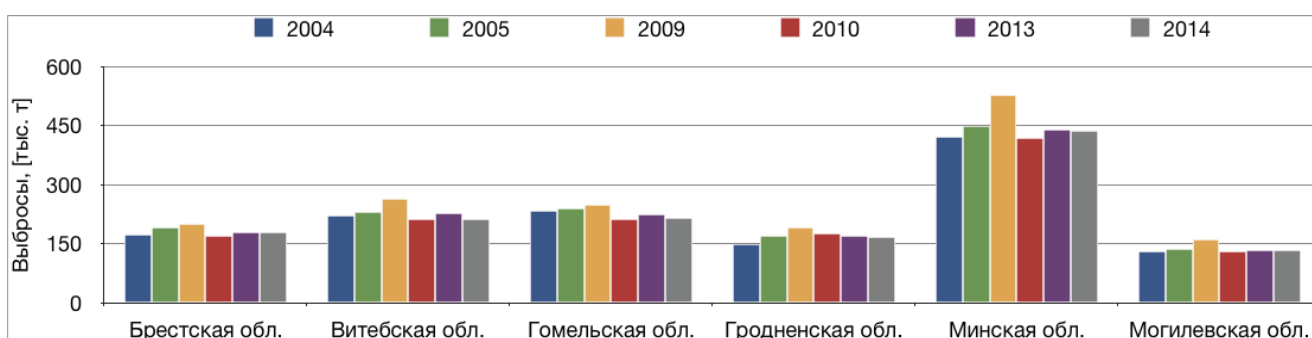


Рисунок 48 – Валовые выбросы загрязняющих веществ в атмосферу от стационарных и мобильных источников на территории Беларуси в разные годы, тыс.т

Исследования белорусских коллег показали [Антипова, 2018; Витченко, 2016], что уровень антропогенной нагрузки на среду жизнедеятельности населения Республики Беларусь с 2001 по 2015 имеет тенденцию к снижению. Высокие уровни антропогенной нагрузки наблюдаются в Минской и Гомельской областях, повышенные – в Витебской и Брестской, а средние – в Гродненской и Могилевской областях [Антипова, 2014, 2016].

По другим данным в период с 2004 по 2010 наблюдалось усиление антропогенной нагрузки на атмосферный воздух по сравнению с 90-ми годами XX века. Согласно расчетам Матковской [Матковская О.Г., 2012] уровни антропогенной нагрузки на атмосферный воздух отличаются по разным периодам времени для каждой из областей Республики Беларусь. Наиболее высокому воздействию подвергается Минская область и город Минск. А в группу с самым низким уровнем негативного воздействия на атмосферный воздух попадают Гомельская, Брестская и Гродненская области [Матковская О.Г., 2012]. Распределение уровней антропогенной нагрузки на атмосферный воздух по разным областям представлено на рисунке 49.

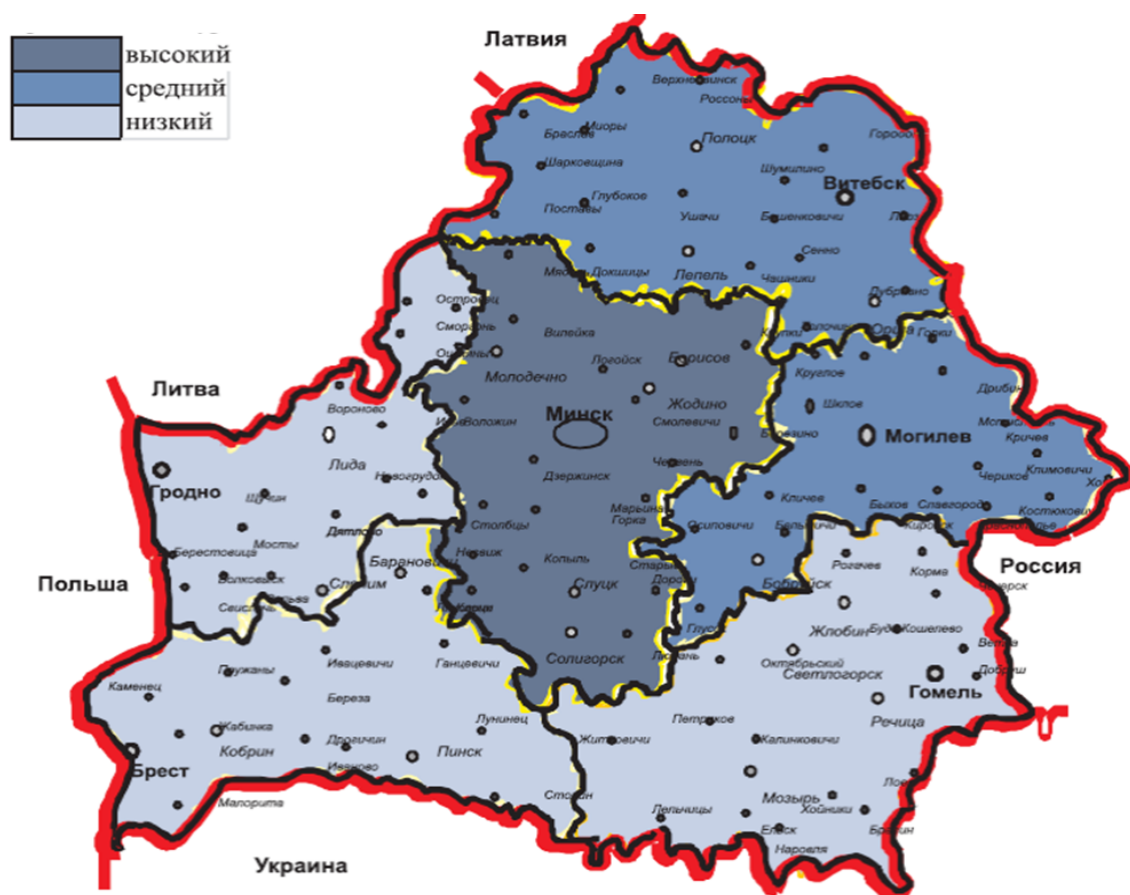


Рисунок 49 – Среднегодовой уровень антропогенной нагрузки (высокий, средний, низкий) на атмосферный воздух по областям Республики Беларусь в период с 2004 по 2010 гг. [Матковская, 2012]

Для ранжирования территории с учетом всех определяемых элементов точки мониторинга были объединены в 5 кластеров методом главных компонент (МГК). Кластеры 1, 3 и 4 характеризуют территории с антропогенным загрязнением (Рисунок 50). Для части территории Брестской области (Кластер 1) характерно накопление Sm, Sb, Zn, возможно влияние трансграничного переноса. В Могилевской области (Кластер 3) доминируют Sr, Fe, Th, Hf. Для Минской области (Кластер 4) – типичны W, Co, Cl. Кластеры 2 и 5 объединяют относительно чистые участки с ассоциациями природных источников элементов растительного или почвенного происхождения (Рисунок 51).

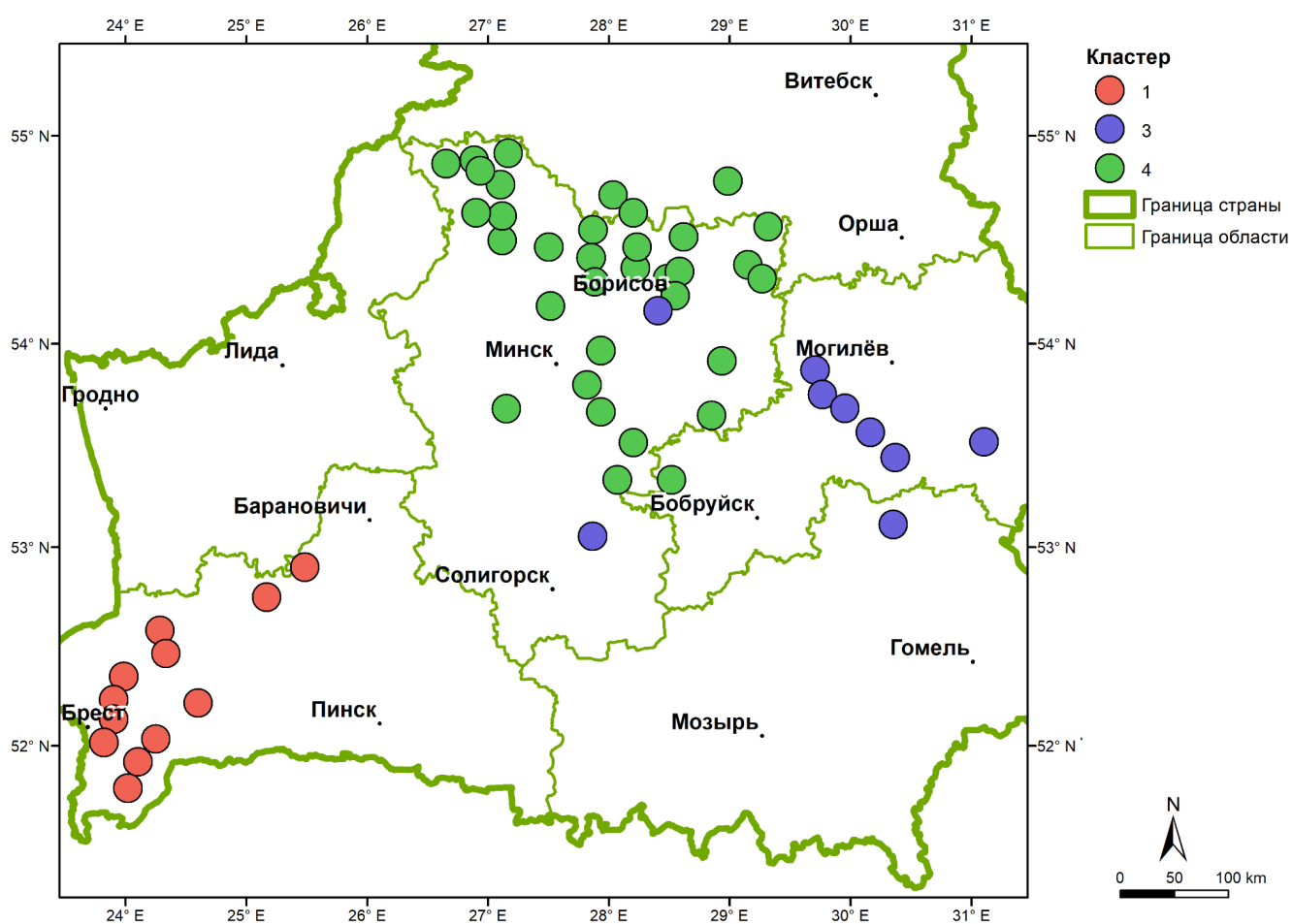


Рисунок 50 – Географическое распределение кластеров, описывающих антропогенные источники

Комбинация из элементов – Br, K, Rb, Mg, As повторяется в центральной и северной части Беларуси. Этот кластер расположен на землях 3-х провинций с общими для них сосновыми лесами и преобладанием дерново-подзолистых почв. Кластер 5 объединяет участки равномерно распределенные по всей территории Республики Беларусь с доминированием элементов земной коры (La, Al, Fe, Sc).

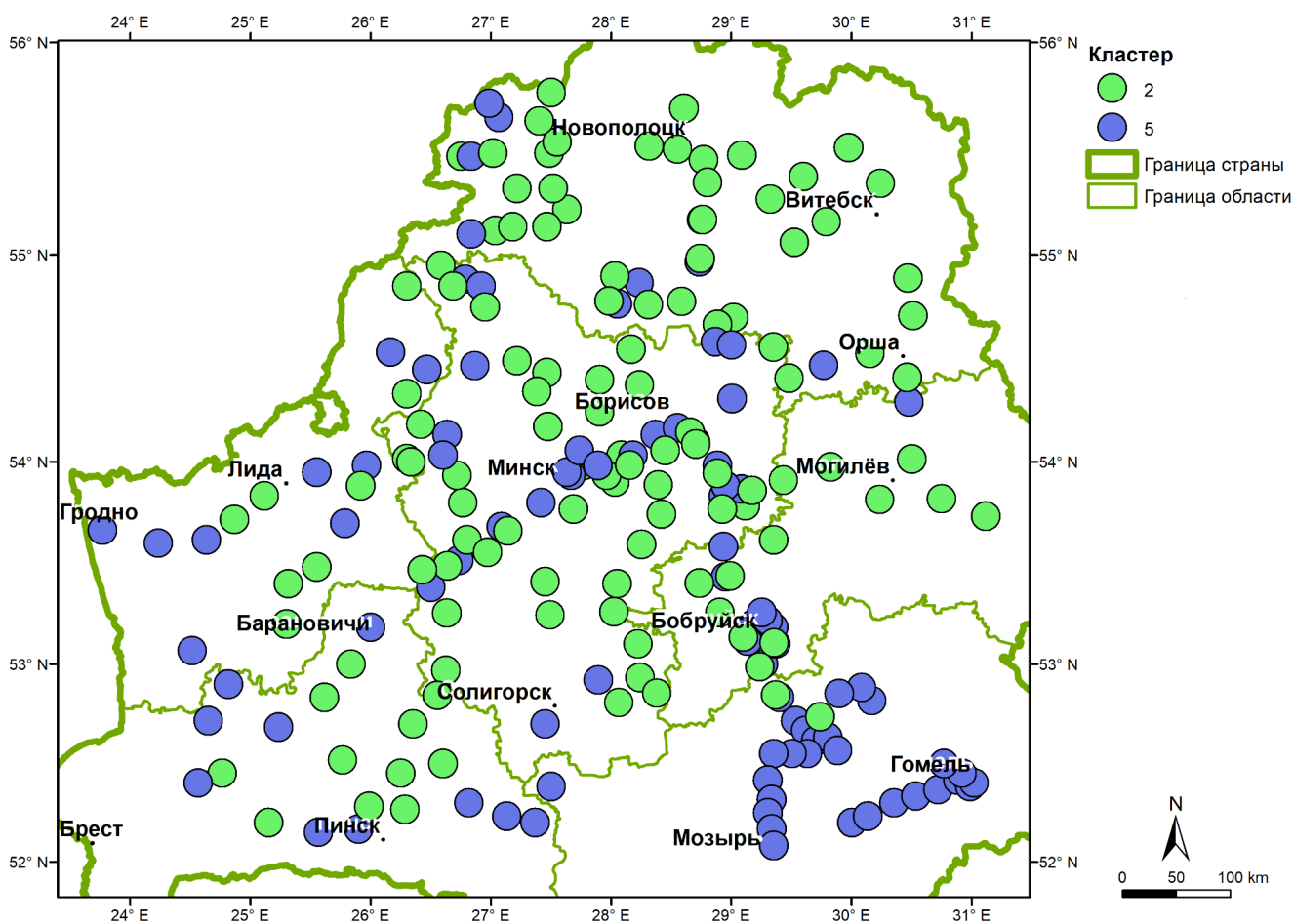


Рисунок 51 – Кластеры с преобладанием природных факторов контаминации

Результаты расчетов уровней загрязнения хорошо согласуются с официальными данными по выбросам загрязняющих веществ и тяжелых

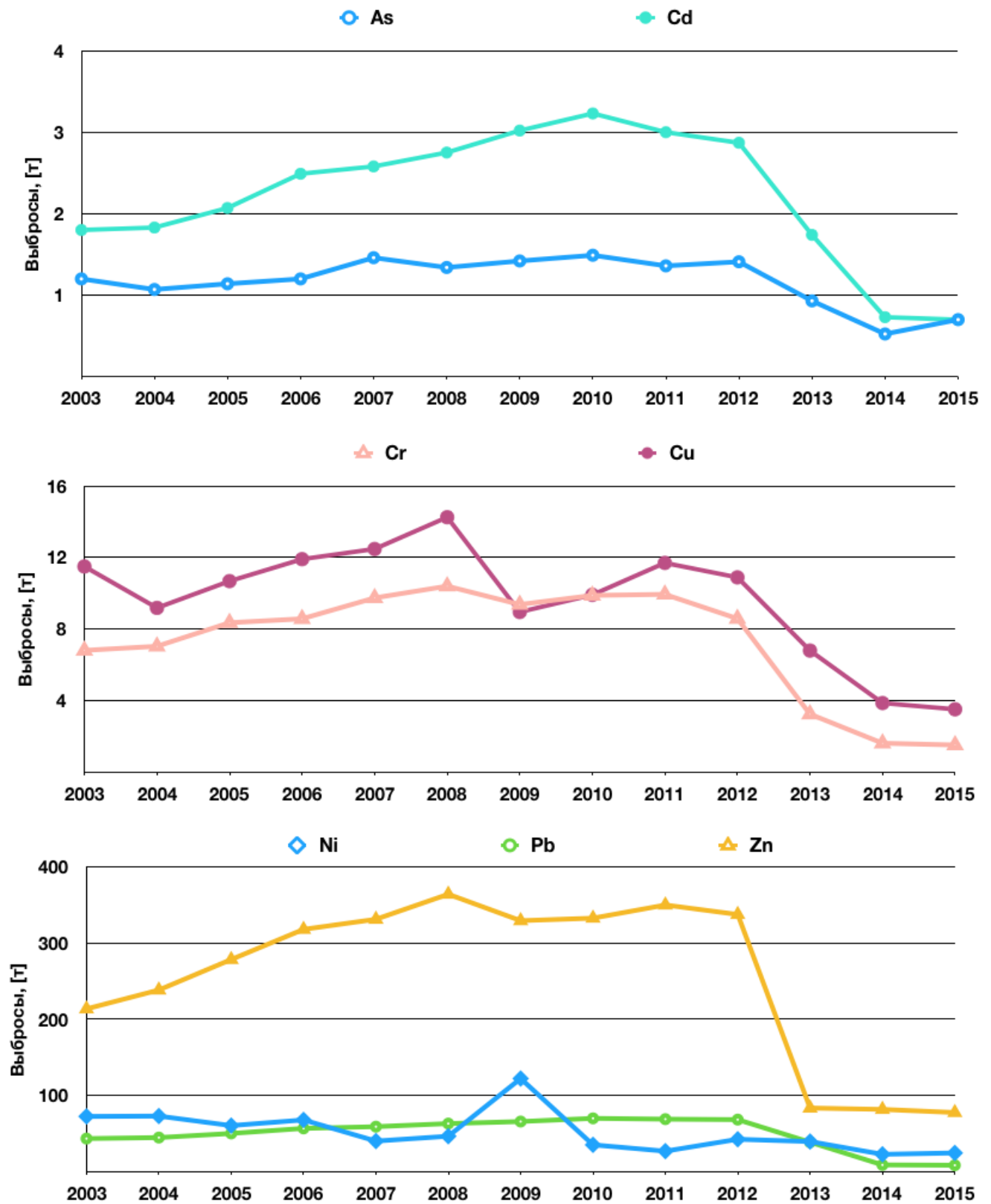


Рисунок 52 – Выбросы тяжелых металлов на территории Беларуси в разные ГОДЫ, ТОНН

металлов (Рисунок 48 и 52) и с расчетами антропогенной нагрузки других исследователей. Так видно, что для трети территории Минской области, на которой расположено самое больше количество предприятий страны, характерен умеренный или средний уровень загрязнения тяжелыми металлами и металлоидами. Также часть точек пробоотбора, расположенных в этой области, формируют отдельный кластер элементов антропогенного происхождения.

Для Гомельской, Могилевской, Витебской и Гродненской областей средний уровень загрязнения характерен только 5% исследуемой территории, на остальной территории загрязнение отсутствует или мало. Исключение составляет Брестская область, в которой загрязнение находится на низком уровне и не доходит до среднего. При этом в Брестской области выявлены точки, образующие фактор антропогенного происхождения, связанные с трансграничным переносом.

В целом наблюдается снижение содержания во мхах следующих элементов: V, Cr, Al, Pb. Официальные данные по пункту мониторинга в Березинском заповеднике показали, что по сравнению с 2005 г. среднегодовые фоновые концентрации кадмия и свинца в воздухе в 2014 г. снизились на 30 и 40%. Оценка выбросов по программе ЕМЕП в разные годы по мышьяку, кадмию, хромю, меди, никелю, свинцу и цинку на территории Беларуси по основным категориям источников с учетом как статистических, так и расчетных данных, показывает, что за десять лет значительно снизились выбросы Cr, Cu и Zn (Рисунок 52). Выбросы As и Cd примерно остались на одном уровне, а выбросы Ni колебались год от года (Рисунок 52) [Государственный кадастр ..., 2018].

Сокращение выбросов в большинстве европейских стран в период с 1990 по 2015 привело к снижению трансграничного переноса металлов и металлоидов и как следствие, уменьшению содержания элементов в

атмосферных выпадениях. Выбросы свинца с 1990 г. уменьшились на 90%, кадмия и ртути почти на 70%. Согласно данным Европейского Агентства по окружающей среде с 2009 года наблюдается стабилизация выбросов свинца, кадмия и ртути [Industrial pollution country profiles, 2020].

Сравнение результатов биомониторинга в Европе в рамках программы МСП по растительности [Frontasyeva и др., 2020] показало тренды в сторону уменьшения эмиссий загрязняющих веществ за период 2005-2015 гг. (Рисунок 6, Глава 1).

За период 2005–2015 гг. установлено снижение содержания во мхах: Al на 22%, Pb на 38%, V на 28%. При этом наблюдалось увеличение концентраций: As на 50%, Cu на 16%, Cd на 84%. Содержание Fe и Ni не изменилось. Увеличение содержания некоторых элементов во мхах вероятно связано с поступлением их в окружающую среду в результате выбросов предприятий теплоэнергетики, систем отопления в коммерческом и бытовом секторах, от мобильных источников и источников, которые в силу различных причин не инвентаризированы.

Наибольшее загрязнение лесных мхов тяжелыми металлами установлено в Минской области, на территории которой расположена половина всех предприятий и проживает около 35% населения всей страны.

Тенденция к стабилизации выбросов в странах Евросоюза в период с 2015 по 2020 г. [Industrial pollution country profiles, 2020], а также выбросов загрязняющих веществ от стационарных источников в период с 2015 по 2019 гг. в Беларуси [Охрана окружающей среды, 2019] обусловили отсутствие трендов в атмосферных выпадениях металлов и металлоидов на изучаемой территории. Для контроля трансграничного переноса в 2020 году были отобраны пробы в юго-западной части Беларуси, в лесных массивах Брестской области и Беловежской Пути. Сравнительный анализ содержания следовых элементов V,

Cr, Co, Ni, As, Mo, Cd, Sb показал различия в накоплении тяжелых металлов на этих территориях (Рисунок 53).

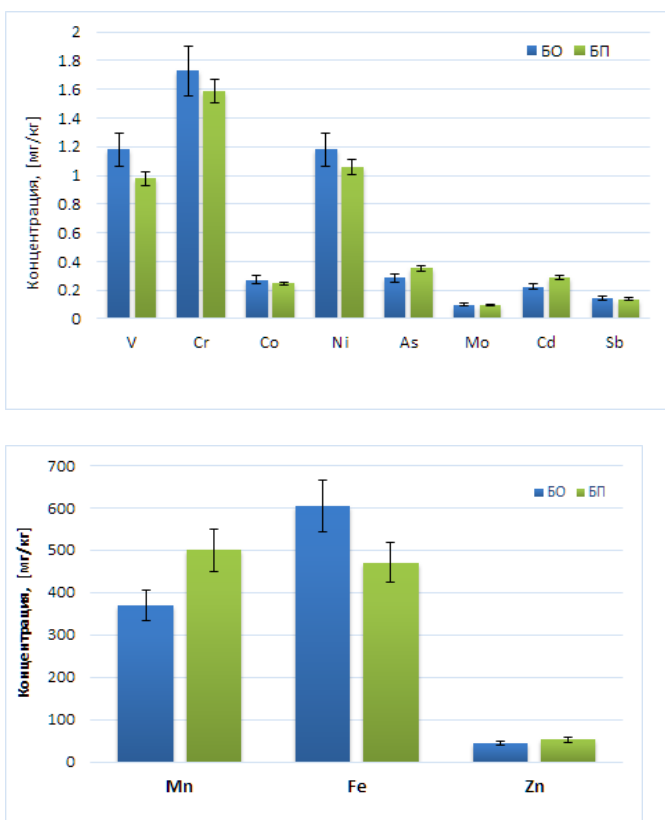


Рисунок 53 – Сравнительная диаграмма накопления металлов мхами в лесных массивах Брестской области (БО) и в Беловежской пуше (БП) в 2020 г.

В Беловежской пуше, незначительно, по сравнению с Брестской областью, выше содержание хрома, мышьяка и кадмия, при этом уровень накопления As и Ni во мхах в 2 раза выше фоновых значений. С другой стороны, в лесных массивах Брестской области несколько выше уровни загрязнения мхов ванадием, кобальтом и никелем. В целом уровень накопления мхами тяжелых металлов в юго-западной части и западной части Беларуси происходит на одном количественном уровне. Для контроля временной изменчивости трансграничного переноса, количественной оценки атмосферных осадений, сравнили среднее содержания следовых элементов во мхах лесных массивов Брестской области на одних и тех же участках пробоотбора.

Содержание ванадия, хрома, кобальта, никеля, мышьяка, кадмия, сурьмы варьирует незначительно с тенденцией к снижению в период с 2010 по 2020 гг. В среднем по Беларуси не наблюдается резкой изменчивости содержания металлов приоритетной группы загрязнителей за период наблюдений. Тем не менее явно прослеживается тенденция (Рисунок 54) к снижению уровня накопления мхами ванадия и свинца 28 и 38% соответственно, и увеличению содержания мышьяка и кадмия на 50 и 80% соответственно.

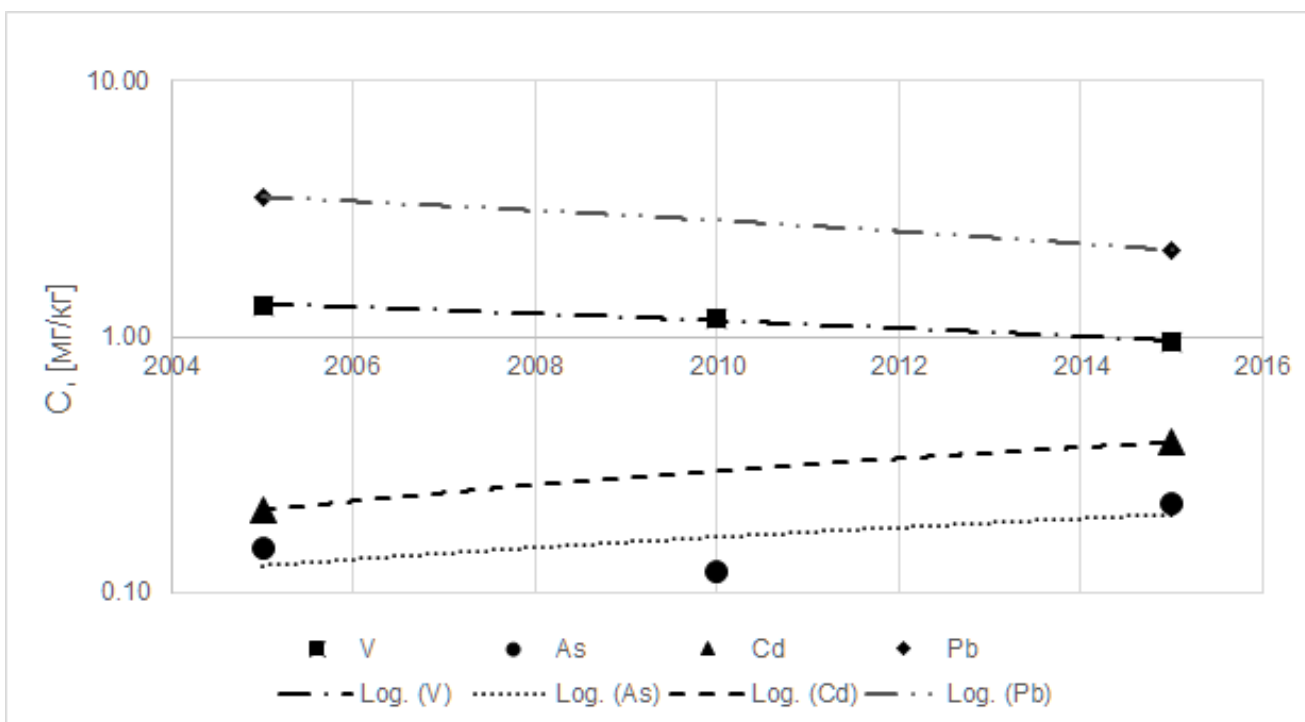


Рисунок 54 – Динамика содержания элементов (логарифмическая шкала) во мхах с линиями тренда в период с 2005 по 2015 гг.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На основе комплексной геоэкологической оценки атмосферных выпадений с применением методики бриомониторинга, статистической обработки данных и ГИС-технологий на значительной части территории Республики Беларусь (70%) выявлены наиболее существенные факторы

пространственной дифференциации осадений металлов и металлоидов. Геоэкологическое состояние территории оценивалось для отдельных элементов с помощью коэффициента загрязнения (CF), геоаккумуляционного индекса I(geo), единичного индекса загрязнения (PI) и фактора экологического риска (Er), а также по комплексным показателям – индексу уровня загрязнения (PLI), суммарному показателю (Кз) и потенциальному экологическому риску (RI). Выявлены зоны локального загрязнения от промышленных, сельскохозяйственных и др. источников. Определены фоновые значения содержания тяжелых элементов в лесных мхах Беларуси.

Основные выводы:

1. Содержание металлов-токсикантов приоритетной группы: As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb, V, Zn в лесных мхах соответствует региональным фоновым уровням на севере (Полоцкая низина и Браславские гряды) и юге Беларуси (Приднепровская низина). Превышение фона в два и более раз по Co, Ni, Pb, Zn характерно для центральной (Минская возвышенность, Центральноберезинская равнина – Минская область), юго-западной (Прибужская равнина, Брестское Полесье – Брестская область) и восточной части (Центральноберезинская равнина – Могилевская область) республики.
2. С использованием коэффициента биологического поглощения (Кб), выявлено сродство мхов *P.schreberi* и *H.splendens* не только по физиологически значимым для растений: Cl, K, Mn, Zn, Br, но и не участвующих в метаболизме Se, Cd, W (Кб>10). Интенсивное накопление характерно также для Co, Rb, Sr, Sb, Cs, Hf, La, Pb (Кб>1), чем подтверждается аккумуляция мхами металлов и металлоидов из атмосферных выпадений. Элементы земной коры (в труднорастворимой форме): Sc, Ce, Sm, Th, U (Кб <1) не аккумулируются мхами.

3. Атмосферные выпадения на всей изученной территории связаны с несколькими источниками: природными (в результате выветривания и выщелачивания горных пород, минералов, разложения растительных остатков и др.) и антропогенными (местные источники и трансграничный перенос): 1) Na, Al, Sc, V, Fe, As, La, Ce, Sm, Tb, Yb, Hf, Ta, Th и U характерные для земной коры, содержание во мхах связано либо с их естественным физиологическим уровнем, либо с аккумуляцией пылевых частиц в результате ветрового переноса; 2) W, Se, Pb, Cr, Zn, As, Sb, Co, Cu, Zn, Cd, накопившиеся в тканях мхов в результате неметаболического проникновения – элементы аккумулярованные вместе с атмосферными выпадениями техногенного происхождения, от локальных источников и в результате трансграничного переноса; 3) Ba, Br, Ca, Cl, Mg, Sr – подвижные ионы, играющие важную роль в биогеохимических процессах, обусловленных как гомеостазом, так и аккумуляцией из атмосферных осадений.
4. Обогащение (контаминация) мхов металлами и металлоидами происходит двумя путями с формированием определенных элементных ассоциаций: 1) в результате процессов выветривания, пылевого разноса, твердых неорганических и органических частиц техногенного происхождения, захватываемых листьями-чешуйками мха (Ni, Co, U, V, Fe, La, Sm); 2) Cr, As, Cu, Zn, Cd, Pb, Sb, Ca, Br поступают преимущественно с атмосферными осадками (аэрозолями).
5. Оценка общего экологического состояния изученной территории (CF, Igeo) показала слабое ее загрязнение никелем (CF=2,5; Igeo=0,74) и возможную (CF = 1-2) контаминацию Mg, Cl, K, Sc, Mn, Cu, As, Se, Br, Rb, Sr, Ba, La, Sm, Hf, Pb.
6. По уровню (PLI) 69% исследованной территории с характеризуется умеренным загрязнением, 17% – сильным (Минская и Ошмянская

возвышенности, Центрально-Березинская равнина); максимальные уровни наблюдаются в зоне воздействия промышленных центров – Минска, Бобруйска, Борисова, Жлобина. В целом характер распространения металлов и металлоидов соответствует розе ветров, с преобладающими западными направлениями атмосферного переноса.

7. Потенциальный экологический риск в целом – низкий (62-70 RI), с тенденцией к снижению уровня загрязнения (Кз) в наиболее уязвимых районах (Минская область).
8. По биогеохимическим особенностям накопления металлов и металлоидов мхами выделены зоны: 1) западная и юго-западная части Беларуси, для которых характерна ассоциация As, Cr, Co, Sb, Zn; 2) центральная зона (Минская и южная часть Витебской области) со значительным вкладом локальных источников Cu, Cd, Fe, Zn, W, Co, Sb, Pb; 3) восточная зона (Могилевская область) для которой характерны Sr, Fe, Th, Hf.
9. По результатам биомониторинга 2015 г. уровень накопления металлов лесными мхами в Беларуси выше чем в Латвии: As и Cd – в 4 раза, V, Ni – в 2 раза, Pb – в 1,5 раза. По сравнению с Польшей, Россией, Украиной концентрация в лесных мхах Беларуси V, Fe, Ni, Cu, As, Sb, Pb – в 1,5 и более раз меньше, а Cd – в 1,5 раза больше.
10. Анализ многолетней динамики содержания металлов и металлоидов в лесных мхах Беларуси выявил тенденцию увеличения атмосферных выпадений As и Cd, но с существенным снижением V и Pb. На реперных участках трансграничного переноса в Брестской области с 2005 по 2020 гг. содержание Fe, Zn, As, Sb увеличилось на 20-30%.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Абдусамадзода, Д. Биомониторы на основе мхов опыт применения на территории Республики Таджикистан / Д. Абдусамадзода, Д. А. Абдушукуров, М. В. Фронтасьева // Наука, новые технологии и инновации Кыргызстана. – 2019. – №. 4. – С. 4-9.
2. Алексеенок, Ю.В. Метод мхов-биомониторов, НАА и ААС в исследовании воздушных загрязнений Беларуси / Ю.В. Алексеенок, М.В. Фронтасьева, Т.М. Островная [и др.] // Проблемы региональной экологии. – 2015. – № 4. – С. 126-134.
3. Алексеенок, Ю.В. Оценка уровней загрязнения территории Республики Беларусь атмосферными выпадениями тяжелых металлов с использованием бриоиндикации / Ю.В. Алексеенок, К.Н. Вергель, Н.С. Юшин // Успехи современного естествознания. – 2021. – №10. – С. 43-50.
4. Антипова, О.С. Геоэкологическая оценка среды жизнедеятельности населения Беларуси: автореферат дис. ... кандидата географических наук: специальность 25.03.13 Геоэкология / Антипова Ольга Сергеевна; Белорусский государственный университет. – Минск, 2018. – 23 с.
5. Антипова, О.С. Методика геоэкологической оценки качества среды жизнедеятельности населения Беларуси / О.С. Антипова // Весці БДПУ. Сер. 3, Фізіка. Матэматыка. Інфарматыка. Біялогія. Геаграфія. – 2016. – № 1. – С. 44-49.
6. Антипова, О.С. Методические подходы к геоэкологической оценке среды жизнедеятельности населения / О.С. Антипова // Геополітика і екогеодинаміка регіонів. – 2014. – Т. 10, № 2. – С. 77-81.
7. Башкин, В.Н. Биогеохимия: учеб. пособие / В. Н. Башкин; Моск. гос. ун-т им. М. В. Ломоносова, Ин-т экологии города, Ин-т фундамент. проблем биологии РАН. – М.: Науч. мир, 2004. – 582 с.

8. Беларуская энцыклапедыя: У 18 т. Т. 13: Праміле – Рэлаксін / Рэдкал.: Г.П. Пашкоў і інш. – Мн.: БелЭн, 2001. – 576 с. – ISBN 985-11-0216-4.
9. Беус, А.А. Геохимия окружающей среды / А.А. Беус, Л.И. Грабовская, Н.В. Тихонова. – М.: Недра, 1976. – 248 с.
10. Вергель, К. Н. Метод мхов-биомониторов и ГИС-технологии в оценке воздушных загрязнений промышленными предприятиями Тихвинского района Ленинградской области / К.Н. Вергель, З.И. Горяйнова, И.В. Вихрова [и др.] // Экология урбанизированных территорий. – 2014. – №. 2. – С. 92-101.
11. Вергель, К.Н. Биомониторинг атмосферных выпадений тяжелых металлов на северо-востоке Московской области с помощью метода мхов-биомониторов / К.Н. Вергель, М.В. Фронтасьева, И.З. Каманина [и др.] // Экология урбанизированных территорий. – 2009. – № 3. – С. 88-95.
12. Виноградов, А.П. Среднее содержание химических элементов в главных типах изверженных пород земной коры / А.П. Виноградов // Геохимия. – 1962. – № 7. – С. 555-571.
13. Виноградова, А.А. Загрязнение воздушной среды в центральной Карелии при дальнем переносе антропогенных примесей в атмосфере / А.А. Виноградова, Ю.А. Иванова // Известия РАН. Серия географическая. – 2013. – № 5. – С. 98-108.
14. Витченко, А.Н. Геоэкологическая оценка среды жизнедеятельности населения Беларуси / А.Н. Витченко, О.С. Антипова // Вестник Белорус. гос. ун-та. Серия 2: Химия, Биология, География. – 2016. – № 3. – С. 138-143.
15. Геохимия. Методические указания по выполнению лабораторных работ. Сост.: А.Г. Марченко, В.В. Смоленский. – Санкт-Петербургский горный ин-т, СПб, 2006. – 56 с.

16. Государственный кадастр атмосферного воздуха: информ. бюл. 2017 г. /Под ред. Г.И. Глазачевой, В.В. Валентейчика. – Минск, 2018. – 61 с.
17. Государственный лесной кадастр Республики Беларусь [Электронный ресурс]. – Минск: РУП «Белгослес», 2016. – 90 с. – Режим доступа: <ftp://belgosles.by/cadastre/SFC-RB-1.01.2019.pdf> (дата обращения: 07.11.2019).
18. Григорьев, Н.А. Распределение химических элементов в верхней части континентальной коры / Н.А. Григорьев; Российская акад. наук, Уральское отд-ние, Ин-т геологии и геохимии. – Екатеринбург: Ин-т геологии и геохимии УрО РАН, 2009. – 381 с. – ISBN 978-5-7691-2083-1.
19. Добровольский, В.В. Основы биогеохимии: учеб. пособие / В. В. Добровольский. – М.: Высш. шк., 1998. – 412 с.
20. Добровольский, В.В. Основы биогеохимии. Учебник для студентов высших учебных заведений / В. В. Добровольский. – М.: Высш. шк., 2003. – 400 с.
21. Ермакова, Е. В. Изучение атмосферных выпадений тяжелых металлов и других элементов на территории Тульской области с помощью метода мхов-биомониторов / Е. В. Ермакова, М. В. Фронтасьева, Э. Стейннес // Экологическая химия. – 2004. – Т. 13, № 3. – С. 167-180.
22. Ермакова, Е.В. Определение элементного состава атмосферных выпадений на территории Тульской области / Е.В. Ермакова, М.В. Фронтасьева, С.С. Павлов // Известия Тульского государственного университета. Серия: Физика. – 2003. – № 3. – С. 95-105.
23. Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов: в 6 кн. Кн. 4. Главные d-элементы / В. В. Иванов; Под ред. Э. К. Буренкова. – М.: «Экология», 1996. – 416 с.

24. Иванов, В.В. Экологическая геохимия элементов: в 6 кн. Кн. 3. Редкие р-элементы / В. В. Иванов; Под ред. Э. К. Буренкова. – М.: «Недра», 1996. – 352 с.
25. Ильин, И.С. Оценки уровней загрязнения свинцом территории Беларуси с высоким пространственным разрешением [Электронный ресурс]: МСЦ-В/НАН Беларуси Технический отчет 4/2006 / И.С. Ильин, М.О. Варыгина. – НАН Беларуси, 2016. – 61 с. – Режим доступа: <http://www.ru.msceast.org/index.php/publications/reports> (дата обращения: 16.08.2019).
26. Информация о загрязнении территории Республики Беларусь тяжелыми металлами и стойкими органическими загрязнителями [Электронный ресурс]: Отчет МСЦ-В. – 2012. – Режим доступа: www.msceast.org (дата обращения: 12.06.2020).
27. Каропа, Г.Н. Физическая география Беларуси: курс лекций для студентов специальности 1-31 02 01 02 «География (научно-педагогическая деятельность)» / Г.Н. Каропа; М-во образования РБ; Гомельский гос. ун-т им. Ф. Скорины. – 2-е изд., перераб. и доп. – Гомель: ГГУ им. Ф. Скорины, 2010. – 164 с.
28. Касимов, Н.С. Кларки химических элементов как эталоны сравнения в экогеохимии / Н.С. Касимов, Д.В. Власов // Вестник Московского университета. Серия 5: География. – 2015. – № 2. – С. 7-17.
29. Королева, Ю. В. Новые данные о биоконцентрировании тяжелых металлов на территории Балтийского региона / Ю. В. Королева, И. А. Пухлова // Вестник Балтийского федерального университета им. И. Канта. Серия: Естественные и медицинские науки. – 2012. – №. 1. – С. 99-106.
30. Королева, Ю.В. Биоиндикация атмосферных выпадений тяжелых металлов в Калининградской области: по мхам: диссертация ... кандидата

- географических наук: 25.00.36 / Ю.В. Королева. – Калининград, 2004. – 157 с.
31. Королева, Ю.В. Биоиндикация атмосферных выпадений тяжелых металлов на территории Калининградской области / Ю.В. Королева // Вестник Российского государственного университета им. И. Канта. – 2010. – Вып. 7. – С. 39-44.
 32. Королева, Ю.В. Загрязнение атмосферного воздуха в Калининградской области / Ю.В. Королева, Е.В. Краснов // Использование и охрана природных ресурсов в России. – 2002. – № 5-6. – С. 144-146.
 33. Королева, Ю.В. Использование мхов для оценки атмосферных выпадений *Hylocomium Splendens* и *Pleurozium Shreberi* для оценки абсолютных значений атмосферных выпадений тяжелых металлов в Калининградской области / Ю.В. Королева // Вестник Балтийского федерального университета им. И. Канта. Серия: Естественные и медицинские науки. – 2006. – № 7. – С. 29-34.
 34. Лабоха, К.В. Лесоведение: учеб. пособие для студентов учреждений высшего образования по специальности «Лесное хозяйство» / К.В. Лабоха. – Мн: БГТУ, 2018. – 264 с.
 35. Ландшафтоведение: учебное пособие / Г.И. Марцинкевич, И.И. Счастливая – Мн.: БГУ, 2013. – 252 с.
 36. Марцинкевич, Г.И. Ландшафтоведение: Пособие / Г.И. Марцинкевич. – Мн.: БГУ, 2005. – 200 с.
 37. Матковская, О.Г. Типологизации территорий по уровню антропогенной нагрузки на атмосферной воздух / О.Г. Матковская // Экономика и управление. – 2012. – № 2. – С. 79-86.
 38. Мацвееў, А.В. Рэльеф Беларусі / А. В. Мацвееў, Л. А. Нечыпарэнка // БЭ ў 18 т. Т. 18. Кн. 2. Рэспубліка Беларусь. – Мн.: БелЭн, 2004.

39. Мониторинг атмосферного воздуха [Электронный ресурс] // Радиационно-экологический мониторинг, Белгидромет. – 2019. – Режим доступа:
<http://rad.org.by/articles/vozduh/monitoring-atmosfernogo-vozduha.html> (дата обращения: 16.04.2020).
40. Нацыянальны атлас Беларусі Камітэт па зямельных рэсурсах, геадэзіі і картаграфіі пры Савеце Міністраў Рэспублікі Беларусь, РУП "Белкартаграфія" / Ред. М. У. Мясніковіч, А. У. Казулін, У. М. Шымаў і др.. – Мінск, 2002. – 292 с.
41. О качестве атмосферного воздуха и мерах его очистки в Европе: Директива Европейского Парламента и Совета Европейского Союза 2008/50/ЕС от 21 мая 2008 г. [Электронный ресурс] // СПС «Гарант». – Режим доступа: <http://base.garant.ru/2568235/> (дата обращения: 01.08.2020).
42. Опекунова, М.Г. Диагностика техногенной трансформации ландшафтов на основе биоиндикации: диссертация ... доктора географических наук: 25.00.23 / Опекунова Марина Германовна; [Место защиты: Федеральное государственное образовательное учреждение высшего профессионального образования Санкт-Петербургский государственный университет]. – Санкт-Петербург, 2013. – 358 с.
43. Орхусский протокол 1998 года по тяжелым металлам [Электронный ресурс] // ЕЭК ООН. – Режим доступа: <https://www.unece.org/ru/environmental-policy/dejatelnost-po-usileniju-potenciala/envlrtapwelcome/o-nas/protokoly/protokol-po-tjazhelym-metallam.html> (дата обращения: 22.08.2020).
44. Охрана окружающей среды в Республике Беларусь. Статистический сборник. – Минск, 2015. – 255 с.

45. Охрана окружающей среды в Республике Беларусь. Статистический сборник. – Минск, 2019. – 200 с.
46. Панкратова, Ю.С. Атмосферные загрязнения на территории Удмуртской Республики-оценки на основе анализа мхов-биомониторов / Ю.С. Панкратова, Н.И. Зельниченко, М.В. Фронтасьева [и др.] // Проблемы региональной экологии. – 2009. – №. 1. – С. 57-63.
47. Парибок, Т.А. Содержание химических элементов в разновозрастных частях побегов, напочвенных мхов / Т.А. Парибок, Н.А. Сазыкина, Б.Н. Золотарева [и др.] // Ботанический журнал. – 1985. – Т. 70, № 2. — С. 241-249.
48. Перельман, А.И. Геохимия: учеб. для геол. спец. вузов] / А.И. Перельман. – 2-е изд., перераб. и доп. – М.: Высш. шк., 1989. – 527 с. – ISBN 5-06-000472-4.
49. Перечень крупнейших промышленных предприятий Могилевской области [Электронный ресурс] // Могилевский исполнительный комитет. – Режим доступа:
<http://mogilev-region.gov.by/category/promyshlennost/perechen-krupneyshih-promyshlennyh-predpriyatij-mogilevskoy-oblasti> (дата обращения: 24.06.2019).
50. Погребняк, П. С. Общее лесоводство / П. С. Погребняк. – М.: Колос, 1968. – 440 с.
51. Предприятия промышленности [Электронный ресурс] // Витебский областной исполнительный комитет. – Режим доступа:
<http://vitebsk-region.gov.by/ru/predpriyatija-promyshlennosti/> (дата обращения: 20.05.2019).
52. Прекурсоры и косвенные выбросы [Электронный ресурс] // Руководящие принципы национальных инвентаризаций парниковых газов МГЭИК. – 2006. – С. 7.4-7.17 – Режим доступа:

- https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/russian/pdf/1_Volume1/V1_7_Ch7_Precursors_Indirect.pdf (дата обращения: 24.08.2019).
53. Природа Белоруссии. Популярная энциклопедия. – Минск: БелСЭ, 1986. – 599 с.
 54. Промышленность [Электронный ресурс] // Экономика Гродненской области. – Режим доступа: <http://econom.grodno-region.by/ru/industry> (дата обращения: 25.04.2019).
 55. Промышленность Беларуси. Статистический сборник. – Минск: Национальный статистический комитет Республики Беларусь, 2017.
 56. Промышленный комплекс Брестской области [Электронный ресурс] // Брестский областной исполнительный комитет. – Режим доступа: <http://brest-region.gov.by/index.php/ekonomika/promyshlennost> (дата обращения: 20.05.2019).
 57. РД 52.04.186-89. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. – Л.: Гидрометеиздат, 1991. – 693 с.
 58. Руководство по глобальной системе наблюдений. ВМО-№ 488. – Всемирная метеорологическая организация, 2017. – 251 с.
 59. Смирнов, Л.И. Многомерный статистический анализ концентраций тяжелых металлов и радионуклидов во мхах и почве Южного Урала / Л.И. Смирнов, М.В. Фронтасьева, Э. Стейннес // Атомная энергия. – 2004. – № 97(1). – С. 68-74.
 60. Совместный доклад 2005 года международных совместных программ и целевой группы по аспектам воздействия загрязнения воздуха на здоровье человека [Электронный ресурс] / ООН; Европейская экономическая комиссия. – Женева, 2005. – 20 р. – Режим доступа: <https://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2005/eb/wg1/EB.AIR.WG.1.2005.3.Add.1.r.pdf> (дата обращения: 25.04.2019).

61. Состояние природной среды Беларуси. Экологический бюллетень 2004 г. / Под ред. В.Ф. Логинова. – Минск: Минсктиппроект, 2005. – 283 с.
62. Состояние природной среды Беларуси. Экологический бюллетень 2005 г. / Под ред. В.Ф. Логинова. – Минск: Минсктиппроект, 2006. – 323 с.
63. Состояние природной среды Беларуси: Экологический бюллетень 2006 г. / Под ред. В.Ф. Логинова. – Минск: Минсктиппроект, 2007. – 366 с.
64. Состояние природной среды Беларуси. Экологический бюллетень 2009 г. / Под ред. В.Ф. Логинова. – Минск: Минсктиппроект, 2010. – 395 с.
65. Состояние природной среды Беларуси. Экологический бюллетень 2014 г. / Под ред. В.Ф. Логинова. – Минск: Минсктиппроект, 2015. – 345 с.
66. Состояние природной среды Беларуси: ежегодное информационно-аналитическое издание / Под общей ред. М.А.Ересько. – Минск: РУП «Бел НИЦ «Экология», 2020. – 101 с.
67. СТБ 17.08.02-01-2009. Охрана окружающей среды и природопользование. Атмосферный воздух. Вещества, загрязняющие атмосферный воздух. Коды и перечень. – Минск, 2009. – 206 с.
68. Тяжелые металлы, азот и стойкие органические загрязнители (СОЗ) в европейских мхах: одновременный сбор мхов в 2020 г. Пособие по мониторингу [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://icpvegetation.ceh.ac.uk/sites/default/files/MOSS-MANUAL-RUS%20-2020-final.pdf> (дата обращения: 01.03.2020).
69. Флора Беларуси: Мохообразные: в 2 т. / Под ред. В.И. Парфенова. — Минск: Тэхналогія, 2004. — Т. 1: Andreaeopsida — Bryopsida. — 437 с.
70. Фронтасьева, М.В. Биомониторинг загрязнения промышленных зон Южного Урала тяжелыми металлами с использованием ядерно-физических методов анализа / М.В. Фронтасьева, Э. Стайнес, С.М. Ляпунов [и др.] // Сборник «Экология промышленных регионов на рубеже XXI века». – Магнитогорск, 1999. – С. 7-13.

71. Фронтасьева. Нейтронный активационный анализ в науках о жизни. Обзор. «Физика элементарных частиц и атомного ядра», 2011, Том. 42, № 2 р. 636-716
72. Характеристики загрязняющих веществ из раздела «I для атмосферного воздуха» «Перечня загрязняющих веществ, в отношении которых применяются меры государственного регулирования в области охраны окружающей среды». Справочник / Сост.: Н.В. Костылева, Н.Л. Рачева, Л.В. Рудакова. – ФГБУ УралНИИ «Экология», 2017. – 284 с.
73. Цвирко, Р.В. Синтаксономия сосновых лесов Беларуси / Р.В. Цвирко // Бюллетень Брянского отделения РБО. – 2017. – № 2 (10). – С. 45–62.
74. Центры ЕМЕП [Электронный ресурс] // Метеорологический Синтезирующий Центр – Восток (МСЦ-В): сайт. – Режим доступа: <http://www.ru.msceast.org/index.php/general-information/emep-centres> (дата обращения: 20.08.2019).
75. Чертко, Н. К. Геохимия ландшафта: учеб. пособие / Н. К. Чертко [и др.] / Под ред. Н. К. Чертко. – Минск: БГУ, 2011. – 303 с.
76. Швыряев, А.А. Оценка риска воздействия загрязнения атмосферы в исследуемом регионе: Учебное пособие для вузов / А.А. Швыряев, В.В. Меньшиков. – М.: Изд-во МГУ, 2004. – 124с.
77. Шевченко, В.П. Атмосферные аэрозоли как источник осадочного вещества и загрязнений в Северном Ледовитом океане / В.П. Шевченко, А.А. Виноградова, А.П. Лисицын [и др.] // В кн.: «Система моря Лаптевых и прилегающих морей Арктики: современное состояние и история развития». – М.: Изд-во Моск. ун-та, 2009. – С. 150-172.
78. Шевченко, В.П. Распределение и состав аэрозолей Западной Арктики / В.П. Шевченко, А.А. Виноградова, Г.И. Иванов [и др.] // Доклады Академии наук. – 1997. – Т. 355, № 5. – С. 673-676.

79. Шевченко, В.П. Состав морского аэрозоля в западной части Северного Ледовитого океана / В.П. Шевченко, А.А. Виноградова, Г.И. Иванов [и др.] // Известия АН. Физика атмосферы и океана. – 1998. – Т. 34, № 5. – С. 664-668.
80. Эмсли, Дж. Элементы / Дж. Эмсли; Пер. с англ. Е. А. Краснушкиной. – М.: Мир, 1993. – 255 с.
81. Abdusamadzoda, D. Investigations of the Atmospheric Deposition of Major and Trace Elements in Western Tajikistan by Using the *Hylocomium splendens* Moss as Bioindicators / D. Abdusamadzoda [et al.] // Archives of Environmental Contamination and Toxicology. – 2020. – Vol. 78, № 1. – P. 60-67.
82. Air pollution trends in the EMEP region between 1990 and 2012 [Electronic resource] / A. Colette, W. Aas, L. Banin [et al.]. – Kjeller, Norway, 2016. – 107 p. – Mode of access: http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/-2016/-AIR/Publications/Air_pollution_trends_in_the_EMEP_region.pdf (дата обращения: 25.08.2020).
83. Air pollution trends in the EMEP region between 1990 and 2012 [Electronic resource]: EMEP: CCC-Report 1/2016. – Kjeller, Norway, 2016. – 107 p. – Mode of access: <https://projects.nilu.no/ccc/reports/cccr1-2016.pdf> (дата обращения: 23.01.2020).
84. Air quality guidelines. Global update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide / WHO (World Health Organization). – Druckpartner Moser, Germany, 2006.
85. Alekseenok, Y.V. Pd, Cu, and Pb Atmospheric Deposition Study in Minsk Region of Belarus based on Moss Analysis and AAS / Y. V. Alekseenok, M. V. Frontasyeva, A. Z. Korokin // AIP Conference Proceedings. – American Institute of Physics, 2010. – Vol. 1204, № 1. – P. 229-230.

86. Aleksiyenak, Y. A ten-year biomonitoring study of atmospheric deposition of trace elements at the territory of the Republic of Belarus / Y. Aleksiyenak, M. Frontasyeva // *Ecological Chemistry and Engineering S.* – 2019. – Vol. 26, № 3. – P. 455-464.
87. Aleksiyenak, Yu. Trace element atmospheric deposition in the Republic of Belarus: Minsk and Grodno case study / Yu. Aleksiyenak, M.V. Frontasyeva, T.M. Ostrovnaya // *Book of Abstracts 20th Task Force Meeting of the ICP Vegetation Book of abstracts.* – Dubna, 2007. – P. 46.
88. Allajbeu, Sh. Contamination scale of atmospheric deposition for assessing air quality in Albania evaluated from most toxic heavy metal and moss biomonitoring / Sh. Allajbeu, F. Qarri, E. Marku, L. Bekteshi, V. Ibro, M.V. Frontasyeva, T. Stafilov, P. Lazo // *Air Qual. Atmos. Health.* – 2017. – Vol.10. – P. 587-599.
89. Äyräs, M. Regional patterns of heavy metals (Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, V and Zn) and sulphur in terrestrial moss samples as indication of airborne pollution in a 188, 000 km² area in northern Finland, Norway and Russia / M. Äyräs [et al.] // *Journal of Geochemical Exploration.* – 1997. – Vol. 58, № 2-3. – P. 269-281.
90. Berg, T. Moss (*Hylocomium splendens*) used as a biomonitor of atmospheric trace element deposition: estimation of uptake efficiencies / T. Berg, O. Røyset, E. Steinnes // *Atmospheric Environment.* – 1995. – Vol. 29, № 3. – P. 353-360.
91. Berg, T. Use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) as biomonitors of heavy metal deposition: from relative to absolute deposition values / T. Berg, E. Steinnes // *Environmental pollution.* – 1997. – Vol. 98, № 1. – P. 61-71.
92. *Bioindicators & Biomonitors, Principles, Concepts and Applications* / Eds. B.A. Markert, A.M. Breure, H.G. Zechmeister. – Amsterdam, Tokyo, NY: Elsevier, 2003. – 1040 p.

93. Boquete, M.T. Analysis of temporal variability in the concentrations of some elements in the terrestrial moss *Pseudoscleropodium purum* / M. T. Boquete [et al.] // *Environmental and Experimental Botany*. – 2011. – Vol. 72, № 2. – P. 210-216.
94. Boquete, M.T. Do mosses exist outside of Europe? A biomonitoring reflection / M. T. Boquete [et al.] // *Science of The Total Environment*. – 2017. – Vol. 593. – P. 567-570.
95. Botkin, D. B. *Environmental science Earth as a living planet* / D. B. Botkin, E.A. Keller. – John Wiley & Sons, 2005. – P. 502-532.
96. Büker, P. Results of a study focussing on the optimization of spatial distribution maps and the determination of factors influencing data variation / P. Büker [et al.] // UNECE ICP Vegetation Coordination Centre, Centre for Ecology and Hydrology, Bangor, UK. – 2003.
97. Buse, A. *European atlas: Heavy metals in European mosses: 2000/2001 Survey* / A. Buse [et al.]. – University of Wales, Bangor, UK, UNECE ICP Vegetation Centre for Ecology & Hydrology, 2003.
98. Caeiro, S. Assessing heavy metal contamination in Sado Estuary sediment: An index analysis approach. Caeiro, S. [et al.] // *Ecological Indicators*. – 2005. – № 5. – P. 151–169.
99. Čeburnis, D. Estimation of metal uptake efficiencies from precipitation in mosses in Lithuania / D. Čeburnis, E. Steinnes, K. Kvietkus // *Chemosphere*. – 1999. – Vol.38, № 2. – P. 445-455.
100. Chiarenzelli, J. Multi-element and rare earth element composition of lichens, mosses, and vascular plants from the Central Barrenlands, Nunavut, Canada / J. Chiarenzelli [et al.] // *Applied Geochemistry*. – 2001. – Vol. 16, № 2. – P. 245-270.

101. Couto, J.A. Annual variability in heavy-metal bioconcentration in moss: sampling protocol optimization / J.A. Couto [et al.] // Atmospheric environment. – 2003. – Vol. 37, № 25. – P. 3517-3527.
102. Dmitriev, A. Automatization of quantitative determination of element concentrations in samples by neutron activation analysis at the reactor IBR-2 FLNP JINR / A. Dmitriev, S. S. Pavlov // Phys Part Nucl Lett. – 2013. – Vol. 10. – P. 58-64.
103. Dmitriev, A. Software for automation of neutron activation analysis at the IBR-2 reactor of FLNP, JINR / A. Dmitriev, S. S. Pavlov // J. Nucl. Meas. Inform. Techn. – 2012. – Vol. 4. – P. 54-66.
104. Duce, R.A. Atmospheric trace metals at remote northern and southern hemisphere sites: pollution or natural? / R.A. Duce, G.L. Hoffman, W.H. Zoller // Science. – 1975. – Vol. 187, № 4171. – P. 59-61.
105. EMEP Centre on Emission Inventories and Projections [Electronic resource]: official web-site. – Mode of access: www.ceip.at (дата обращения: 11.09.2019).
106. Ermakova, E.V. Air pollution studies in Central Russia (Tver and Yaroslavl Regions) using the moss biomonitoring technique and neutron activation analysis / E.V. Ermakova [et al.] // Journal of Atmospheric Chemistry. – 2004. – Vol. 49, № 1-3. – P. 549-561.
107. European Monitoring and Evaluation Programme [Electronic resource]: official web-site. – Mode of access: www.emep.int (дата обращения: 11.09.2019).
108. Fernández, J.A. A critical review of protocols for moss biomonitoring of atmospheric deposition: sampling and sample preparation / J. A. Fernández [et al.] // Science of the Total Environment. – 2015. – Vol. 517. – P. 132-150.
109. Fernandez, J.A. Evaluation of contamination, by different elements, in terrestrial mosses / J. A. Fernandez, A. Carballeira // Archives of

- environmental contamination and toxicology. – 2001. – Vol. 40, № 4. – P. 461-468.
110. Folkesson, L. Heavy-metal accumulation in the moss *Pleurozium schreberi* in the surroundings of two peat-fired power plants in Finland / L. Folkesson // *Annales Botanici Fennici*. – Finnish Botanical Publishing Board, 1981. – P. 245-253.
111. Frontasyeva, M. Biomonitoring of heavy metal deposition in the South Ural region: Some preliminary results obtained by nuclear and related techniques / M. Frontasyeva [et al.] // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 2000. – Vol. 245, № 2. – P. 415-420.
112. Frontasyeva, M. Heavy metal atmospheric deposition study in the South Ural Mountains / M. Frontasyeva [et al.] // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 2004. – Vol. 259, № 1. – P. 19-26.
113. Frontasyeva, M. Mosses as biomonitors of air pollution: 2015/2016 survey on heavy metals, nitrogen and POPs in Europe and beyond / M. Frontasyeva [et al.]. – Dubna: JINR, 2020. – 136 p.
114. Gerdol, R. Element concentrations in the forest moss *Hylocomium splendens*: variation associated with altitude, net primary production and soil chemistry / R. Gerdol, L. Bragazza, R. Marchesini // *Environmental Pollution*. – 2002. – Vol. 116, № 1. – P. 129-135.
115. Gerdol, R. Monitoring of heavy metal deposition in Northern Italy by moss analysis / R. Gerdol [et al.] // *Environmental Pollution*. – 2000. – Vol. 108, № 2. – P. 201-208.
116. Groet, S.S. Regional and Local Variations in Heavy Metal Concentrations of Bryophytes in the Northeastern United States / S.S. Groet // *Oikos*. – 1976. – Vol. 27, № 3. – P. 445-456.

117. Grodzińska, K. Heavy metal content in the plants of Cracow parks / K. Grodzińska, R. Kaźmierczakowa // Bulletin de l'Académie Polonaise des Sciences Cl. – 1977. – Vol. 25. – P. 227-234.
118. Grodzińska, K. Response of mosses to the heavy metal deposition in Poland—an overview / K. Grodzińska, G. Szarek-Łukaszewska // Environmental pollution. – 2001. – Vol. 114, № 3. – P. 443-451.
119. Grodzińska, K. Mosses as bioindicators of heavy metal pollution in Polish national parks / K. Grodzińska // Water, Air, and Soil Pollution. – 1978. – Vol. 9, № 1. – P. 83-97.
120. Group on Earth observation [Electronic resource]: official web-site. – Mode of access: <https://earthobservations.org/members.php> (дата обращения: 28.05.2021).
121. Guan, Y. Heavy metal contamination assessment and partition for industrial and mining gathering areas / Y. Guan, C. Shao, M. Ju // International journal of environmental research and public health. – 2014. – Vol. 11, № 7. – P. 7286-7303.
122. Gusev, A. Modelling of heavy metals and persistent organic pollutants: New developments. EMEP/MSC-E Technical Report 1/2009 / A. Gusev [et al.]. – Meteorological Synthesizing Centre – East. – Moscow, Russian Federation, 2009.
123. Håkanson, L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach / L. Håkanson // Water research. – 1980. – Vol. 14, № 8. – P. 975-1001.
124. Halleraker, J. H. Reliability of moss (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) as a bioindicator of atmospheric chemistry in the Barents region: interspecies and field duplicate variability / J. H. Halleraker [et al.] // Science of the Total Environment. – 1998. – Vol. 218, № 2-3. – P. 123-139.

125. Harmens, H. Air pollution and vegetation: ICP Vegetation annual report 2010/2011 / H. Harmens. – NERC/Centre for Ecology & Hydrology, 2011a. – 41 p.
126. Harmens, H. Air pollution and vegetation: ICP Vegetation annual report 2008/2009 [Electronic resource] / H. Harmens // ICP Vegetation. – 2009. – Mode of access: <http://icpvegetation.ceh.ac.uk> (дата обращения: 24.08.2019).
127. Harmens, H. Heavy metal and nitrogen concentrations in mosses are declining across Europe whilst some “hotspots” remain in 2010 / H. Harmens [et al.] // Environmental Pollution. – 2015a. – Vol. 200. – P. 93-104.
128. Harmens, H. Heavy metal concentrations in European mosses: 2000/2001 survey / H. Harmens [et al.] // Journal of Atmospheric Chemistry. – 2004. – Vol. 49, № 1-3. – P. 425-436.
129. Harmens, H. Heavy metals and nitrogen in mosses: spatial patterns in 2010/2011 and long-term temporal trends in Europe / H. Harmens, D. Norris, G. Mills. – NERC/Centre for Ecology & Hydrology, 2013a. – 63 p.
130. Harmens, H. Heavy metals, nitrogen and POPs in European mosses: 2015 survey [Electronic resource] / H. Harmens, M.V. Frontasyeva. – 1st ed. – Publisher: ICP Vegetation Programme Coordination Centre, CEH Bangor, UK, 2014. – Mode of access: <http://icpvegetation.ceh.ac.uk/publications/-documents/Mossmonitoring-MANUAL-2015-17.07.14.pdf> (дата обращения: 24.06.2019).
131. Harmens, H. Mosses as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: spatial patterns and temporal trends in Europe / H Harmens. [et al.] // Environmental Pollution. – 2010. – Vol. 158, № 10. – P. 3144-3156.
132. Harmens, H. Nitrogen concentrations in mosses indicate the spatial distribution of atmospheric nitrogen deposition in Europe / H. Harmens [et al.] // Environmental pollution. – 2011b. – Vol. 159, № 10. – P. 2852-2860.

133. Harmens, H. Spatial and temporal trends in heavy metal accumulation in mosses in Europe (1990-2005). Programme Coordination centre for the ICP Vegetation, Centre for Ecology and Hydrology / H. Harmens. – United Kingdom, 2008a. – 51 p.
134. Harmens, H. Temporal trends (1990–2000) in the concentration of cadmium, lead and mercury in mosses across Europe / H. Harmens [et al.] // *Environmental Pollution*. – 2008b. – Vol. 151, № 2. – P. 368-376.
135. Harmens, H. Terrestrial mosses as biomonitors of atmospheric POPs pollution: a review / H. Harmens [et al.] // *Environmental Pollution*. – 2013b. – Vol. 173. – P. 245-254.
136. Harmens, H. Twenty eight years of ICP vegetation: an overview of its activities / H. Harmens [et al.] // *Annali di Botanica*. – 2015b. – Vol. 5. – P. 31-43.
137. Heavy Metals [Electronic resource] // ICP Vegetation. – 2017. – 3 Aug. – Mode of access: <https://icpvegetation.ceh.ac.uk/our-science/heavy-metals> (дата обращения: 19.08.2020).
138. Hertz, J. Monitoring of heavy metals in airborne particles by using mosses collected from the city of Zurich / J. Hertz, I. Schmid, L. Thoeni // *International journal of environmental analytical chemistry*. – 1984. – Vol. 17, № 1. – P. 1-12.
139. Hu, Z. Upper crustal abundances of trace elements: A revision and update / Z. Hu, S. Gao // *Chemical Geology*. – 2008. – Vol. 253, № 3-4. – P. 205-221.
140. ICP Vegetation [Electronic resource]: official web-site. – Mode of access: <http://icpvegetation.ceh.ac.uk> (дата обращения: 17.01.2021).
141. Ilyin, I. Heavy metals: transboundary pollution of the environment. EMEP/MSCE-E. Status Report 2/2007 [Electronic resource] / I. Ilyin, O. Rozovskaya, O. Travnikov; Meteorological Synthesizing Centre – East. – Moscow, Russian Federation, 2007. – Mode of access: URL: <http://www.msceast.org> (дата обращения: 24.08.2019).

142. Ilyin, I. Heavy metals: transboundary pollution of the environment. Status Report 2/2006 [Electronic resource] / I. Ilyin, O. Travnikov, W. Aas; Meteorological Synthesizing Centre – East. – Moscow, Russian Federation, 2006. – Mode of access: URL: <http://www.msceast.org> (дата обращения: 24.08.2019).
143. Industrial pollution country profiles 2020 [Electronic resource] // ЕЕА. – 2020. – Mode of access: <https://www.eea.europa.eu/themes/industry/industrial-pollution/2020-industrial-pollution-country-profiles> (дата обращения: 20.09.2020).
144. Inengite, A.K. Application of pollution indices for the assessment of heavy metal pollution in flood impacted soil / A. K. Inengite, C. Y. Abasi, C. Walter // International Research Journal of Pure and Applied Chemistry. – 2015. – P. 175-189.
145. Kabata-Pendias, A. Trace Elements in Soils and Plants / A. Kabata-Pendias. – CRC Press, Boca Raton, 2011.
146. Kampa, M. Human health effects of air pollution / M. Kampa, E. Castanas // Environmental pollution. – 2008. – Vol. 151, № 2. – P. 362-367.
147. Kauneliene, W. Atmospheric heavy metal deposition in Kaunas region monitored by moss analyses / W. Kauneliene // Atmospheric Physics. – 1995 – Vol.17 – P. 53-59.
148. Korzekwa, S. Air pollution studies in Opole region, Poland, using the moss biomonitoring technique and neutron activation analysis / S. Korzekwa, Yu. Pankratova, M. V. Frontasyeva // Ecological Chemistry and Engineering. – 2007. – Vol. 1(1/2). – P. 43-51.
149. Kowalska, J. Pollution indices as useful tools for the comprehensive evaluation of the degree of soil contamination—A review / J. Kowalska [et al.] // Environmental Geochemistry and Health. – 2018. – Vol. 40. – P. 2395-2420.

150. Kuik, P.J. Application of Monte Carlo Factor analysis to large sets of environmental pollution data / P.J. Kuik, E. Sloof, H. Th. Wolterbeek. – Pergamon Press Ltd, Atmospheric Environment 27A, 1995.
151. Lazo, P. The evaluation of air quality in Albania by moss biomonitoring and metals atmospheric deposition / P. Lazo, F. Qarri, Sh. Allajbeu, S. Kane, L. Bekteshi, M. Frontasyeva, T. Stafilov. – SpringerBriefs in Environmental Science, Springer Nature Switzerland, 2021. – 113p.
152. Ley, B. Atmospheric Model Development Unit Air Quality and Meteorology / B. Ley, R. Bloxam, P. Misra. – Section Air Resources Branch, 1986.
153. Lötschert, W. Schwermetallanreicherung bei Bodenmossen in Immisionsgebieten / W. Lötschert, R. Wandtner, H. Hiller // Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft. – 1975. – № 88. – P. 419-431.
154. Mäkinen, A. Heavy metal and arsenic concentrations of a woodland moss *Hylocomium splendens* (Hedw.) Br. et Sch. Growing around a coal-fired power plant in coastal southern Finland / A. Mäkinen // Project KHM, Teknisk rapport. – 1983a. – Vol. 85. – P. 1-85.
155. Mäkinen, A. Use of *Hylocomium splendens* for regional and local heavy metal monitoring around a coal-fired power plant in Southern Finland / A. Mäkinen // Symposia Biologica Hungarica. – 1983b. – Vol. 35 – P. 777-794.
156. Mäkinen, A. Sphagnum moss bags in air pollution monitoring in the city of Helsinki / A. Mäkinen // Symposia Biologica Hungarica. – 1987. – Vol. 35. – P. 755-775.
157. Markert, B. A comparison of heavy metal deposition in selected Eastern European countries using the moss monitoring method with a special emphasis on the “Black Triangle” / B. Markert [et al.] // The Science of the Total Environment. – 1996 – Vol. 193 – P. 85-100.
158. Markert, B. Elements and Their Compounds in the Environment / B. Markert, S. Fraenzle, A. Fomin [et al.]. – Tokyo, NY: Wiley-VCH, 2004. – P. 235-254.

159. Markert, B. Higher lead concentrations in the environment of former West Germany after the fall of the 'Berlin Wall' / B. Markert, V. Weckert // Science of the total environment. – 1994. – Vol. 158. – P. 93-96.
160. Markert, B. The Biological System of the Elements / B. Markert, S. Fränze, S. Wünschmann // Chemical Evolution. – Springer, Cham, 2015. – P. 63-104.
161. Merian, E. Elements and their compounds in the environment: occurrence, analysis and biological relevance / E. Merian. – Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, 2004.
162. Mulgrew, A. Biomonitoring of air quality using plants / A. Mulgrew, P. Williams. – WHO Collaborating Centre for Air Quality Management and Air Pollution Control, 2000. – P. 13-95.
163. Nickel, S. Modelling spatial patterns of correlations between concentrations of heavy metals in mosses and atmospheric deposition in 2010 across Europe / S. Nickel [et al.] // Environmental Sciences Europe. – 2018. – Vol. 30, № 1. – P. 53.
164. Økland, T. Element concentrations in the boreal forest moss *Hylocomium splendens*: variation related to gradients in vegetation and local environmental factors / T. Økland, R.H. Økland, E. Steinnes // Plant and Soil. – 1999. – Vol. 209, № 1. – P. 71-83.
165. Pacyna, J.M. and Pacyna E. G. An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide. Environmental Reviews. -2001- Vol. 9, № 4 – P. 269-298.
166. Pacyna, J.M. Environmental determinants of human health / J. M. Pacyna, E. G. Pacyna. – Springer, 2016
167. Pavlov, S.S. Automation system for neutron activation analysis at the reactor IBR-2, Frank Laboratory of Neutron Physics, Joint Institute for Nuclear Research, Dubna, Russia / S.S. Pavlov, A.Y. Dmitriev, M.V. Frontasyeva //

- Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. – 2016. – Vol. 309. – P. 27-38.
168. Pilegaard, K. Heavy metals in bulk precipitation and transplanted *Hypogymnia physodes* and *Dicranoweisia cirrata* in the vicinity of a Danish steelworks / K. Pilegaard // *Water, Air, and Soil Pollution*. – 1979. – Vol. 11, № 1. – P. 77-91.
169. Pope III, C.A. Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect / C.A. Pope III, D.W. Dockery // *Journal of the air & waste management association*. – 2006. – Vol. 56, № 6. – P. 709-742.
170. Qingjie, G. Calculating pollution indices by heavy metals in ecological geochemistry assessment and a case study in Parks of Beijing / G. Qingjie [et al.] // *Journal of China University of Geo-sciences*. – 2008. – Vol. 19, № 3. – P. 230–241.
171. Reimann, C. Critical remarks on the use of terrestrial moss (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) for monitoring of airborne pollution / C. Reimann [et al.] // *Environmental pollution*. – 2001. – Vol. 113, № 1. – P. 41-57.
172. Reported emissions data [Electronic resource] // EMEP Centre on Emission Inventories and Projection. – Mode of access: https://www.ceip.at/ms/ceip_home1/ceip_home/data_viewers/official_tableau/ (дата обращения: 30.08.2020).
173. Ross, H.B. On the use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) for estimating atmospheric trace metal deposition / H.B. Ross // *Water, Air, and Soil Pollution*. – 1990. – Vol. 50, № 1-2. – P. 63-76.
174. Rudnick, R.L. Composition of the continental crust / R L. Rudnick [et al.] // *The crust*. – 2003. – Vol. 3. – P. 1-64.
175. Ruhling, A. An ecological approach to the lead problem / A. Ruhling // *Botanika Notiser*. – 1968. – Vol. 121. – P. 321-342.

176. Rühling, Å. Atmospheric heavy metal deposition in Europe 1995–1996 / Å. Rühling, E. Steinnes. – Nordic Council of Ministers, 1998. – 15 p.
177. Rühling, Å. Heavy metal deposition in Scandinavia / Å. Rühling, G. Tyler // *Water, Air, and Soil Pollution*. – 1973. – Vol. 2, № 4. – P. 445-455.
178. Rühling, Å. Survey of atmospheric heavy metal deposition in the Nordic countries in 1985-monitored by moss analyses / Å. Rühling [et al.] // *Nord*. – 1987. – Vol. 21. – P. 44.
179. Schwarze, P.E. Particulate matter properties and health effects: consistency of epidemiological and toxicological studies / P.E. Schwarze [et al.] // *Human & experimental toxicology*. – 2006. – Vol. 25, № 10. – P. 559-579.
180. Shetekauri, S. Biomonitoring Air Pollution Using Moss in Georgia / S. Shetekauri [et al.] // *Polish Journal of Environmental Studies*. – 2018. – Vol. 27, № 5. – P. 2259-2266.
181. SIST EN 16414:2014 - Ambient air - Biomonitoring with mosses - Accumulation of atmospheric contaminants in mosses collected in situ: from the collection to the preparation of samples [Electronic resource] / European committee for standardization – 2014. – 19 p. — Mode of access: <https://standards.iteh.ai/catalog/standards/sist/81d44129-f2e4-4405-8a62-3efedf8ccbbf/sist-en-16414-2014> (дата обращения: 9.02.2021).
182. Šoltés, R. Heavy metal concentrations in the mosses of the Tatra Mountains (Czecho-Slovakia). Multivariate analysis / R. Šoltés // *Oecologia Montana*. – 1992. – Vol. 1, № 1. – P. 31-36.
183. Steinnes, E. A critical evaluation of the use of naturally growing moss to monitor the deposition of atmospheric metals / E. Steinnes // *The Science of the Total Environment*. – 1995. – Vol. 160/161 – P. 243-249.
184. Steinnes, E. Atmospheric deposition of heavy metals in Norway, National moss survey 2015 / E. Steinnes [et al.]; Norwegian Environmental Agency. – Oslo, 2016a. – 57p.

185. Steinnes, E. Atmospheric deposition of heavy metals in Norway. National moss survey 2015 / E. Steinnes [et al.]. – NILU: Norwegian Institute for Air Research, Kjeller, 2016b. – 55 p.
186. Steinnes, E. Atmospheric Deposition of Heavy Metals in Norway. Nation-Wide Survey in 2005. State Program for Pollution Monitoring. Report 980/2007 / E. Steinnes [et al.]; Norwegian State Pollution Control Authority. – Oslo, 2007. – 36 p.
187. Steinnes, E. Atmospheric deposition of heavy metals studied by analysis of moss samples using neutron activation analysis and atomic absorption spectrometry / E. Steinnes // J. Radioanal Chem. – 1980. – Vol. 58. – P. 387-391.
188. Steinnes, E. Use of mosses as biomonitors of atmospheric deposition of trace elements / E. Steinnes // IAEA-TECDOC-1152 – 2000. – P. 100-107.
189. Suchara, I. Mapping of main sources of pollutants and their transport in the Visegrad space. Part II: Fifty three elements / I. Suchara [et al.]. – Zvolen, Slovak Republic, 2007. – 214 p.
190. Szczepaniak, K. Aspects of the biomonitoring studies using mosses and lichens as indicators of metal pollution / K. Szczepaniak, M. Biziuk // Environmental Research. – 2003. – Vol. 93, № 3. – P. 221-230.
191. Tamm, C.O. Growth, yield and nutrition in carpets of a forest moss (*Hylocomium splendens*) / C. O. Tamm // Statens skoger-forskningsinstitut – 1953. – Vol. 43. – P. 1-140.
192. Thöni, L. Comparison of metal concentrations in three species of mosses and metal freights in bulk precipitations / L. Thöni, N. Schnyder, F. Krieg // Fresenius' journal of analytical chemistry. – 1996. – Vol. 354, № 5-6. – P. 703-708.
193. Thöni, L. Temporal trends and spatial patterns of heavy metal concentrations in mosses in Bulgaria and Switzerland: 1990–2005 / L. Thöni, L. Yurukova, A.

- Bergamini, I. Ilyin, D. Matthaei // *Atmospheric Environment*, . – 2011. – Vol. 45, № 11. – P. 1899–1912.
194. Tomlinson, D.L. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index / D. L. Tomlinson [et al.] // *Helgoländer meeresuntersuchungen*. – 1980. – Vol. 33, № 1. – P. 566-575.
195. Travnikov, O. Long-term Changes of Heavy Metal Transboundary Pollution of the Environment (1990–2010). EMEP Status Report 2/2012 [Electronic resource] / O. Travnikov [et al.]; Meteorological synthesizing centre – East. – Moscow, Russian Federation, 2012. – 65 p. – Mode of access: http://en.msceast.org/reports/2_2012.pdf. (дата обращения: 24.06.2020)
196. Travnikov, O. Regional model MSCE-HM of heavy metal transboundary air pollution in Europe. EMEP/MSCE-E Technical report 6/2005 [Electronic resource] / O. Travnikov, I. Ilyin; Meteorological Synthesizing Centre – East. – Moscow, Russian Federation, 2005. – 67 p. – Mode of access: http://en.msceast.org/reports/6_2005.pdf. (дата обращения: 3.08.2020)
197. Tyler, G. Moss analysis – a method for surveying heavy metal deposition / G. Tyler // *Proceedings of the second international clean air congress*. – Washington D.C., 1970. – P. 129-132.
198. Vergel, K. Heavy metal atmospheric deposition study in Moscow Region, Russia / K. Vergel [et al.] // *Bulletin of environmental contamination and toxicology*. – 2019. – Vol. 103, № 3. – P. 435-440.
199. Wappelhorst, O. Deposition and disease: a moss monitoring project as an approach to ascertaining potential connections / O. Wappelhorst [et al.] // *Science of the Total Environment*. – 2000. – Vol. 249, № 1-3. – P. 243-256.
200. Wedepohl, K.H. The composition of the continental crust / K.H. Wedepohl // *Geochimica et cosmochimica Acta*. – 1995. – Vol. 59, № 7. – P. 1217-1232.

201. Wolterbeek, B. Biomonitoring of trace element air pollution: principles, possibilities and perspectives / B. Wolterbeek // *Environmental Pollution* – 2001. – Vol. 120. – P. 11-21.
202. Wolterbeek, H.T. Atmospheric metal deposition in a moss data correlation study with mortality and disease in the Netherlands / H. T. Wolterbeek, T. G. Verburg // *Science of the total environment*. – 2004. – Vol. 319, № 1-3. – P. 53-64.
203. Wolterbeek, H.T. Large-scale biomonitoring of trace element air pollution: local variance, data comparability and its relationships to human health / H. T. Wolterbeek, T. G. Verburg // *International Journal of Environment and Pollution*. – 2008. – Vol. 32, № 4. – P. 477-485.
204. Wolterbeek, H.T. Moss interspecies comparisons in trace element concentrations / H.T. Wolterbeek [et al.] // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 1995. – Vol. 35, № 3. – P. 263-286.
205. Zechmeister, H.G. Annual growth of four pleurocarpous moss species and their applicability for biomonitoring heavy metals / H. G. Zechmeister // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 1998. – Vol. 52, № 3. – P. 441-451.
206. Zechmeister, H.G. Biomonitoring der Schwermetalldepositionen mittels Moosen in Österreich. Monographien des Umweltbundesamtes / H. G. Zechmeister. – Wien, 1994. – 168 p.
207. Zechmeister, H.G. Growth rates of five pleurocarpous moss species under various climatic conditions / H. G. Zechmeister // *Journal of bryology*. – 1995. – Vol. 18, № 3. – P. 455-468.
208. Zechmeister, H.G. Variations in heavy metal concentrations in the moss species *Abietinella abietina* (Hedw.) Fleisch. according to sampling time, within site variability and increase in biomass / H. G. Zechmeister [et al.] // *Science of the Total Environment*. – 2003. – Vol. 301, № 1-3. – P. 55-65.

209. Zinicovscaia, I. Air pollution study in the Republic of Moldova using moss biomonitoring technique / I. Zinicovscaia [et al.] // Bulletin of environmental contamination and toxicology. – 2017. – Vol. 98, № 2. – P. 262-269.
210. Zoller, W.H. Atmospheric Concentrations and Sources of Trace Metals at the South Pole / W.H. Zoller, E.S. Gladney, R.A. Duce // Science. – 1974. – Vol. 183, № 4121. – P. 198-200.

Приложение 1 – Координаты площадок пробоотбора за разные годы

№ точек	Год пробоотбора	Широта	Долгота	Высота над уровнем моря, м
1	2005	54,3167	28,4833	203
2	2005	53,5167	28,2000	162
3	2005	54,3500	28,5833	168
4	2005	54,5167	28,6167	207
5	2005	54,7667	27,1000	194
6	2005	54,3667	28,2167	182
7	2005	54,5500	27,8667	214
8	2005	53,9667	27,9333	225
9	2005	54,8833	26,8833	169
10	2005	54,4667	28,2333	201
11	2005	54,5000	27,1167	181
12	2005	54,8667	26,6500	169
13	2005	54,7167	28,0333	195
14	2005	54,4667	27,5000	230
15	2005	54,5667	29,3167	189
16	2005	54,4167	27,8500	220
17	2005	54,8333	26,9333	173
18	2005	54,3833	29,1500	198
19	2005	53,6500	28,8500	157
20	2005	53,3333	28,5167	166
21	2005	54,6333	28,2000	176
22	2005	54,6167	27,1167	207
23	2005	54,6333	26,9000	177
24	2005	53,3333	28,0667	160
25	2005	54,1833	27,5167	275
26	2005	53,9167	28,9333	173
27	2005	54,2333	28,5500	158
28	2005	53,6833	27,1500	186

29	2005	53,2000	29,1833	174
30	2005	54,3167	29,2667	197
31	2005	53,8000	27,8167	185
32	2005	54,7833	28,9833	231
33	2005	53,6667	27,9333	166
34	2005	54,3000	27,8833	241
35	2005	54,9167	27,1667	186
36	2005	53,4333	28,9500	146
37	2005	53,8000	27,4167	225
38	2005	53,6833	27,0833	192
39	2005	53,5167	26,7333	175
40	2005	53,3833	26,5000	191
41	2005	53,1833	26,0000	182
42	2005	53,0000	25,8333	187
43	2005	52,8333	25,6167	154
44	2005	52,6833	25,2333	158
45	2005	52,4500	24,7667	155
46	2005	52,4000	24,5667	160
47	2005	52,7167	24,6500	167
48	2005	52,9000	24,8167	156
49	2005	53,0667	24,5167	200
50	2005	53,6667	23,7667	141
51	2005	53,6000	24,2333	124
52	2005	53,6167	24,6333	177
53	2005	53,7167	24,8667	162
54	2005	53,8333	25,1167	154
55	2005	53,9500	25,5500	168
56	2005	53,9833	25,9667	163
57	2005	54,0167	26,3000	154
58	2005	55,5167	28,3167	126
59	2005	55,5000	28,5500	119

60	2005	55,4500	28,7667	143
61	2005	55,1667	28,7500	143
62	2005	54,9667	28,7333	164
63	2005	54,7000	29,0167	191
64	2005	54,6667	28,8833	195
65	2005	54,5833	28,8667	196
66	2005	54,5667	29,0000	181
67	2005	54,0333	28,0833	172
68	2005	53,9833	27,7667	234
69	2005	53,9333	27,6667	232
70	2005	53,9500	27,6333	248
71	2005	53,9000	28,0333	199
72	2005	54,0333	28,1833	169
73	2005	54,1333	28,3667	189
74	2005	53,8333	28,9333	157
75	2005	53,5833	28,9333	149
76	2005	53,1667	29,1333	164
77	2005	53,1167	29,1333	145
78	2005	53,0000	29,2667	141
79	2005	52,8333	29,4000	144
80	2005	52,7167	29,5333	144
81	2005	52,6667	29,6167	141
82	2005	52,6167	29,7000	140
83	2005	52,6333	29,8000	122
84	2005	52,5667	29,8833	132
85	2005	52,5500	29,6333	137
86	2005	52,5500	29,5000	127
87	2005	52,5500	29,3500	143
88	2005	52,4167	29,3000	138
89	2005	52,3167	29,3333	131
90	2005	52,2500	29,3000	127

91	2005	52,1667	29,3333	129
92	2005	52,0833	29,3500	126
93	2005	52,2000	30,0000	140
94	2005	52,2333	30,1333	139
95	2005	52,3000	30,3500	129
96	2005	52,3333	30,5333	120
97	2005	52,3667	30,7167	128
98	2005	52,4167	30,8833	146
99	2005	52,4167	30,9667	134
100	2005	52,3833	30,9833	113
101	2005	52,4000	31,0167	116
102	2005	52,4500	30,9167	136
103	2005	52,5000	30,7667	135
104	2005	52,8167	30,1667	134
105	2005	52,8833	30,0833	133
106	2005	53,1000	29,3667	160
107	2005	53,1833	29,3500	182
108	2005	53,2167	29,3000	169
109	2010	53,6167	29,3500	166
110	2010	53,7833	29,1167	159
111	2010	53,8667	29,0833	165
112	2010	53,8833	28,9500	158
113	2010	53,9833	28,8833	158
114	2010	54,1000	28,7000	148
115	2010	54,1667	28,5500	162
116	2010	54,1000	28,7000	148
117	2010	54,7666	28,0500	218
118	2010	54,8667	28,2333	174
119	2010	54,9000	28,0333	163
120	2010	55,2167	27,6333	161
121	2010	55,3167	27,5167	130

122	2010	55,4833	27,4833	148
123	2010	55,5333	27,5500	162
124	2010	55,7667	27,5000	106
125	2010	55,6333	27,4000	136
126	2010	55,6500	27,0667	134
127	2010	55,7167	26,9833	159
128	2010	55,4667	26,7500	135
129	2010	55,4666	26,8333	146
130	2010	55,4833	27,0167	140
131	2010	55,3167	27,2167	127
132	2010	55,1333	27,4667	155
133	2010	54,8833	26,7833	168
134	2010	54,8500	26,9167	170
135	2010	55,1167	27,0333	175
136	2010	55,1333	27,1833	146
137	2010	55,1000	26,8333	138
138	2010	54,9500	26,5833	184
139	2010	54,8500	26,3000	133
140	2010	54,8500	26,6833	176
141	2010	54,7500	26,9500	195
142	2010	54,4667	26,8667	146
143	2010	54,1333	26,6333	276
144	2010	54,1833	26,4167	219
145	2010	54,3333	26,3000	270
146	2010	54,4500	26,4666	158
147	2010	54,5333	26,1667	152
148	2010	53,6167	26,8000	185
149	2010	53,8000	26,7667	219
150	2010	53,9333	26,7167	189
151	2010	54,0333	26,6000	161
152	2010	54,0000	26,3333	154

153	2010	53,8833	25,9167	142
154	2010	53,7000	25,7833	205
155	2010	53,4833	25,5500	157
156	2010	53,4000	25,3167	164
157	2010	53,2000	25,3000	145
158	2010	52,9000	25,4833	159
159	2010	52,7500	25,1667	160
160	2010	52,5833	24,2833	163
161	2010	52,4667	24,3333	157
162	2010	52,3500	23,9833	183
163	2010	52,2333	23,9000	162
164	2010	52,1333	23,9000	138
165	2010	52,0167	23,8167	137
166	2010	51,9167	24,1000	155
167	2010	51,7833	24,0167	164
168	2010	52,0333	24,2500	150
169	2010	52,2167	24,6000	145
170	2010	52,2000	25,1500	150
171	2010	52,1500	25,5667	149
172	2010	52,1667	25,9000	144
173	2010	52,2667	26,2833	132
174	2010	52,2833	25,9833	136
175	2010	52,5167	25,7667	163
176	2010	52,7000	26,3500	161
177	2010	52,4500	26,2500	151
178	2010	52,5000	26,6000	148
179	2010	52,3000	26,8167	148
180	2010	52,2333	27,1333	140
181	2010	52,2000	27,3667	127
182	2010	52,3833	27,5000	146
183	2010	52,7000	27,4500	149

184	2015	53,9334	27,9603	198
185	2015	53,7698	27,6855	214
186	2015	53,6624	27,1420	197
187	2015	53,5565	26,9709	203
188	2015	53,4899	26,6386	180
189	2015	53,4687	26,4287	162
190	2015	53,2554	26,6309	193
191	2015	52,9691	26,6261	207
192	2015	52,8421	26,5536	179
193	2015	54,1445	28,6538	158
194	2015	54,0874	28,7034	175
195	2015	53,9447	28,8833	176
196	2015	53,7698	28,9227	164
197	2015	53,8600	29,1706	179
198	2015	53,9119	29,4311	188
199	2015	53,9756	29,8233	176
200	2015	53,8156	30,2331	179
201	2015	54,0139	30,4997	198
202	2015	54,2914	30,4778	208
203	2015	54,4108	30,4614	215
204	2015	54,5247	30,1528	229
205	2015	54,4697	29,7672	222
206	2015	54,4075	29,4803	204
207	2015	54,3097	29,0056	187
208	2015	54,3753	28,2364	181
209	2015	54,5478	28,1639	201
210	2015	54,7781	27,9819	221
211	2015	54,7622	28,3089	184
212	2015	54,7769	28,5847	169
213	2015	54,9817	28,7397	174
214	2015	55,1683	28,7603	164

215	2015	55,3447	28,8000	150
216	2015	55,6931	28,6047	134
217	2015	55,4714	29,0842	135
218	2015	55,2642	29,3236	152
219	2015	54,0573	28,4484	182
220	2015	53,9851	28,1549	206
221	2015	53,8868	28,3913	187
222	2015	53,7435	28,4171	190
223	2015	53,5951	28,2523	177
224	2015	53,4009	28,0464	173
225	2015	53,2612	28,0230	172
226	2015	53,1009	28,2227	165
227	2015	52,9344	28,2380	169
228	2015	52,8534	28,3776	154
229	2015	52,8073	28,0620	144
230	2015	52,9206	27,8929	161
231	2015	53,0528	27,8637	173
232	2015	54,1610	28,4050	184
233	2015	53,8723	29,7056	185
234	2015	53,7536	29,7656	181
235	2015	53,6851	29,9541	169
236	2015	53,5679	30,1643	168
237	2015	53,4421	30,3684	160
238	2015	53,1134	30,3520	151
239	2015	53,5197	31,1014	166
240	2015	53,7349	31,1126	186
241	2015	53,8196	30,7454	167
242	2015	54,7089	30,5065	169
243	2015	54,8877	30,4664	170
244	2015	55,3390	30,2393	184
245	2015	55,5077	29,9745	182

246	2015	55,3708	29,5990	140
247	2015	55,1575	29,7898	150
248	2015	55,0582	29,5245	144
249	2015	54,5579	29,3493	191
250	2015	53,4106	27,4509	193
251	2015	53,2452	27,4916	187
252	2015	54,0569	27,7359	234
253	2015	54,2438	27,9029	224
254	2015	54,3997	27,9035	237
255	2015	54,4351	27,4655	194
256	2015	54,4919	27,2161	163
257	2015	54,3442	27,3803	213
258	2015	54,1724	27,4725	251
259	2015	53,9832	27,8870	240
260	2015	53,4396	28,9888	139
261	2015	53,4038	28,7323	165
262	2015	53,2583	28,9043	165
263	2015	53,2579	29,2521	159
264	2015	53,1056	29,3542	164
265	2015	52,8516	29,8942	150
266	2015	52,7344	29,7371	135
267	2015	52,8456	29,3674	144
268	2015	52,9866	29,2341	142
269	2015	53,1348	29,0977	160

Приложение 2 – Результаты факторного анализа за 2005 г.

	F1	F2	F3
Na	0,75		
Mg		-0,76	
Al	0,95		
Cl			
K			
Ca			0,69
Sc	0,97		
V	0,92		
Cr			
Mn			0,65
Fe	0,92		
Co			
Ni		0,76	
Cu			
Zn			
As	0,72		
Se		0,87	
Br			0,61
Rb			
Sr			0,62
Sb			0,60
I			
Cs			
Ba			0,63
La	0,90		
Ce	0,97		
Sm	0,94		
Tb	0,86		
Yb	0,97		
Hf	0,91		
Ta	0,89		
W		0,84	
Au		0,67	
Pb		0,88	
Th	0,98		
U	0,90		
% объясненной дисперсии	38	14	12

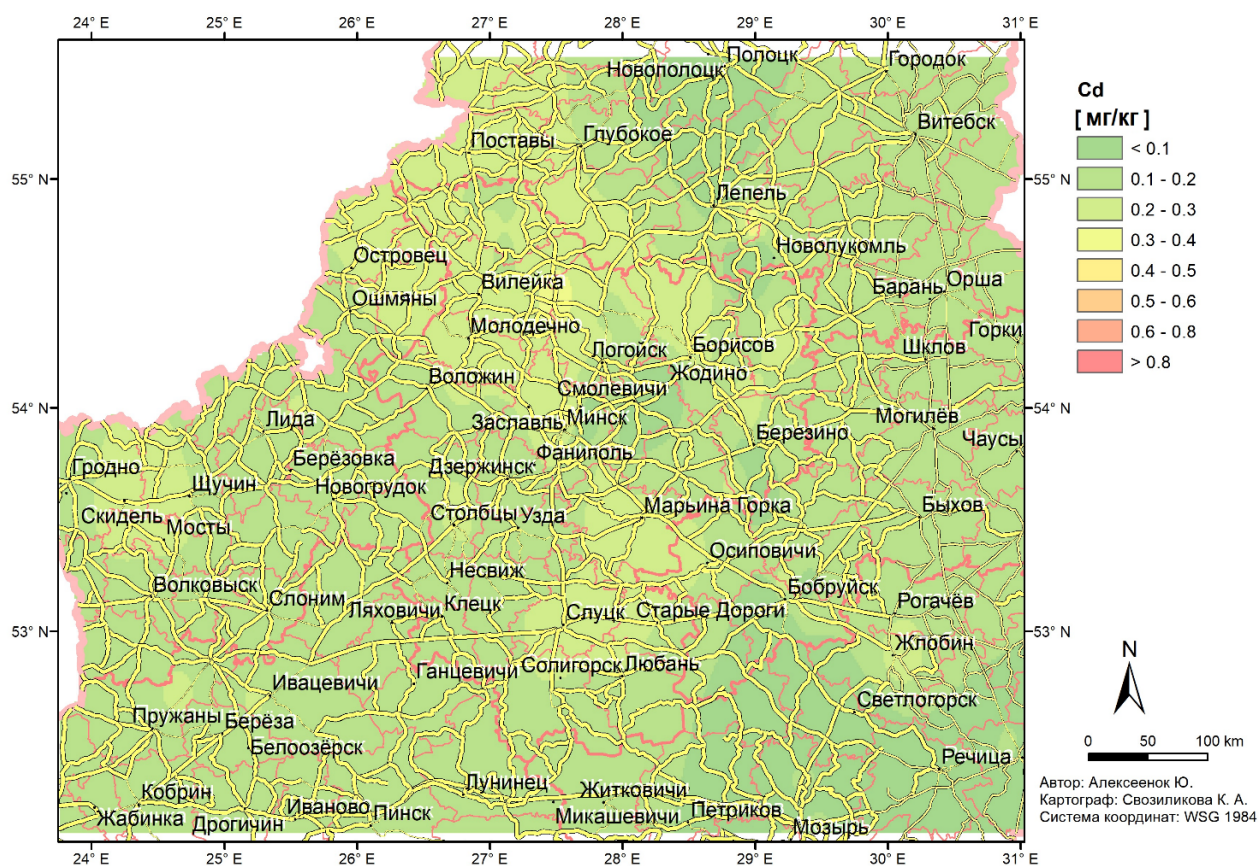
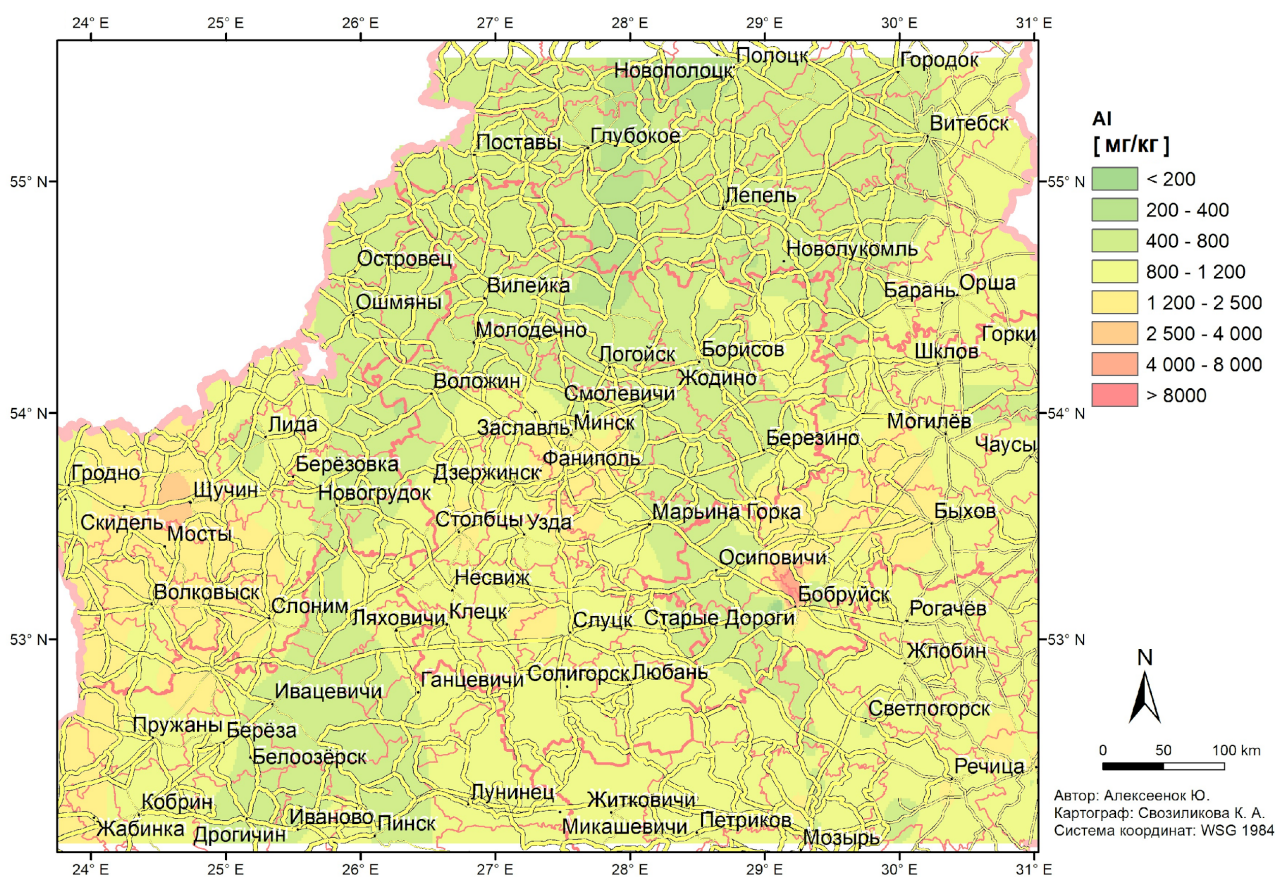
Приложение 3 – Результаты факторного анализа за 2010 г.

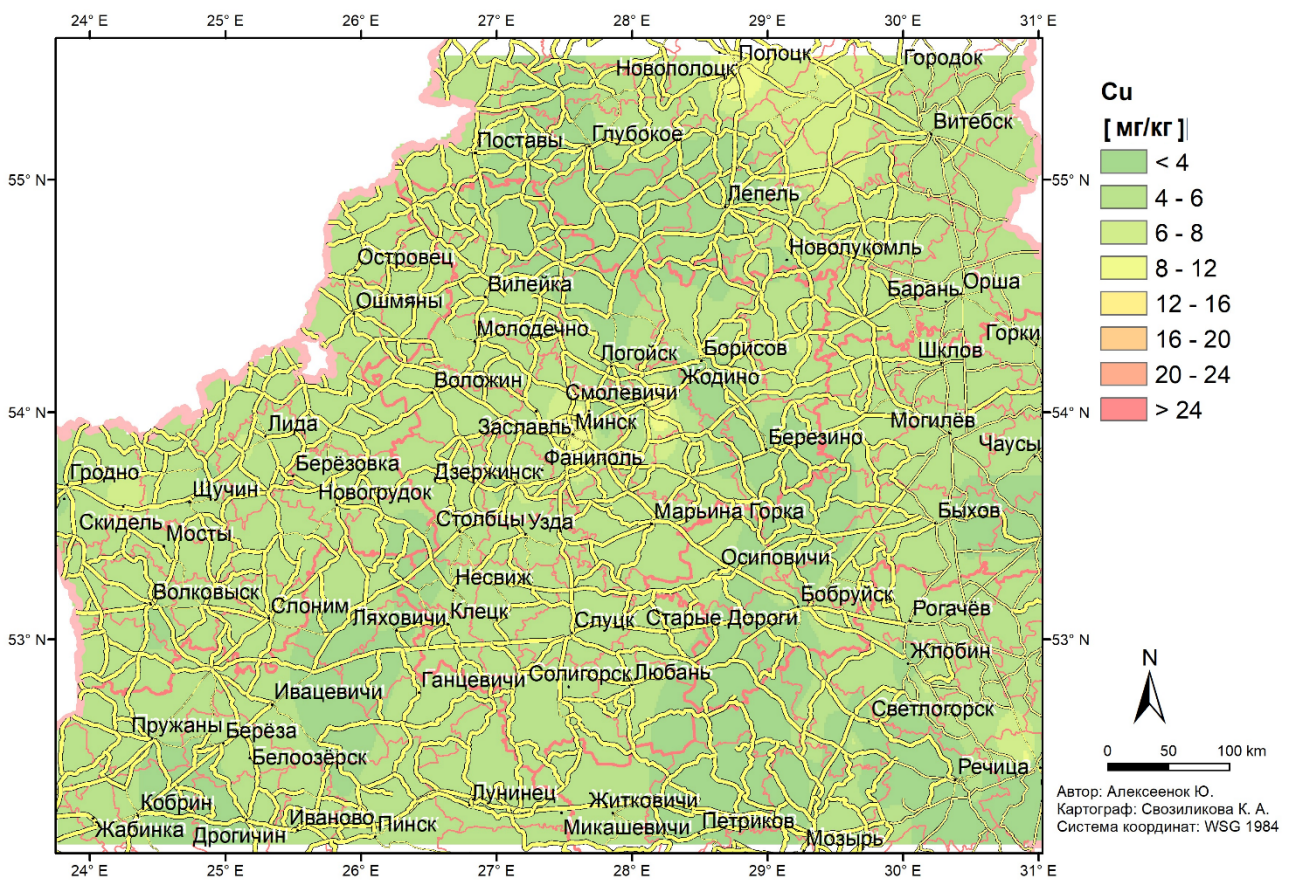
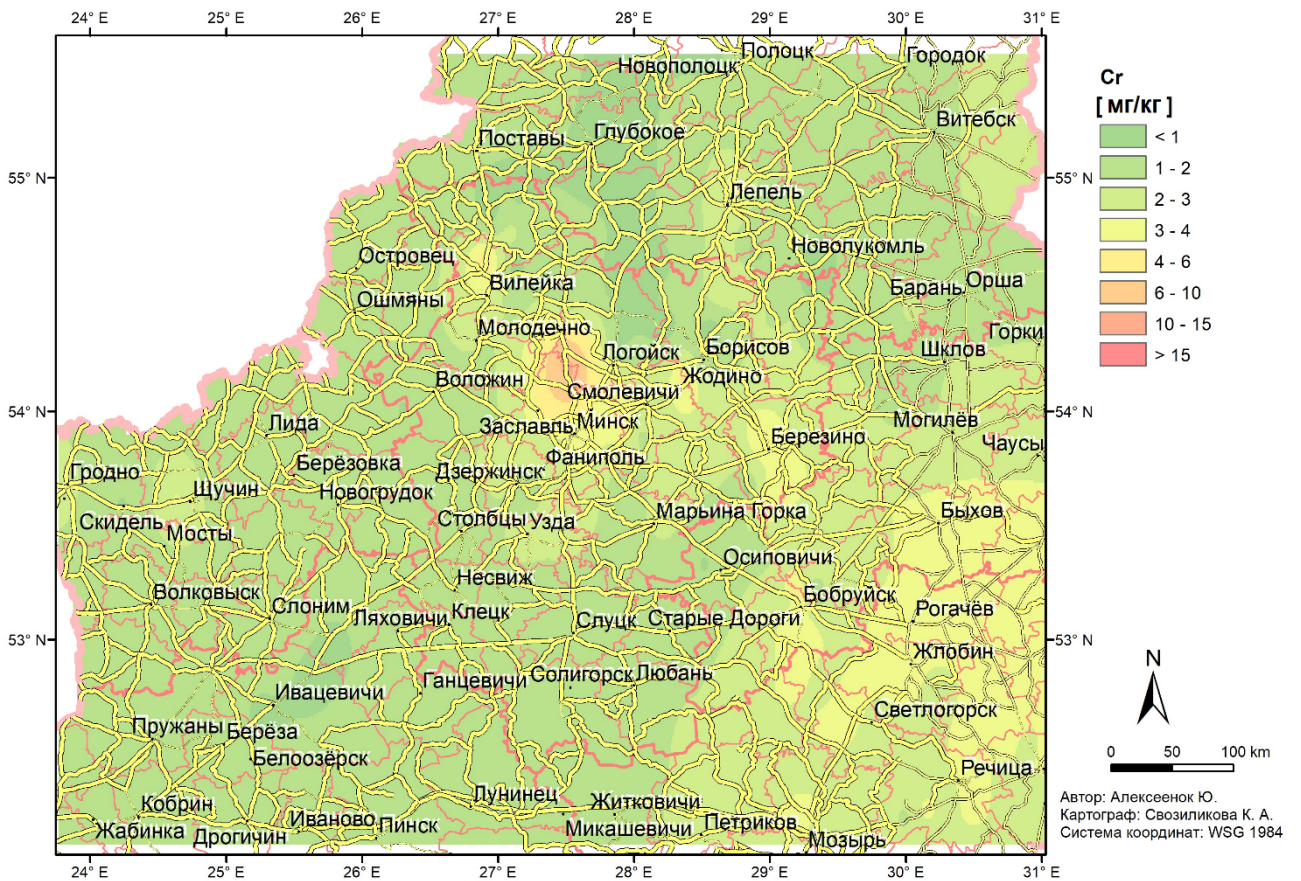
	F1	F2	F3
Na	0.66		
Mg			-0.78
Al	0.90		
Cl			-0.69
Ca			-0.76
Sc	0.72		
V	0.86		
Cr		0.64	
Mn			
Fe	0.67	0.66	
Co		0.87	
Ni		0.90	
Zn		0.88	
As		0.67	
Se			
Br			
Rb			
Sr		0.82	
Sb		0.82	
I			-0.52
Cs			0.62
Ba			0.67
La	0.68		
Sm	0.87		
Hf	0.63		
W			
Au			
Th	0.87		
U	0.75		
% объясненной дисперсии	21	30	11

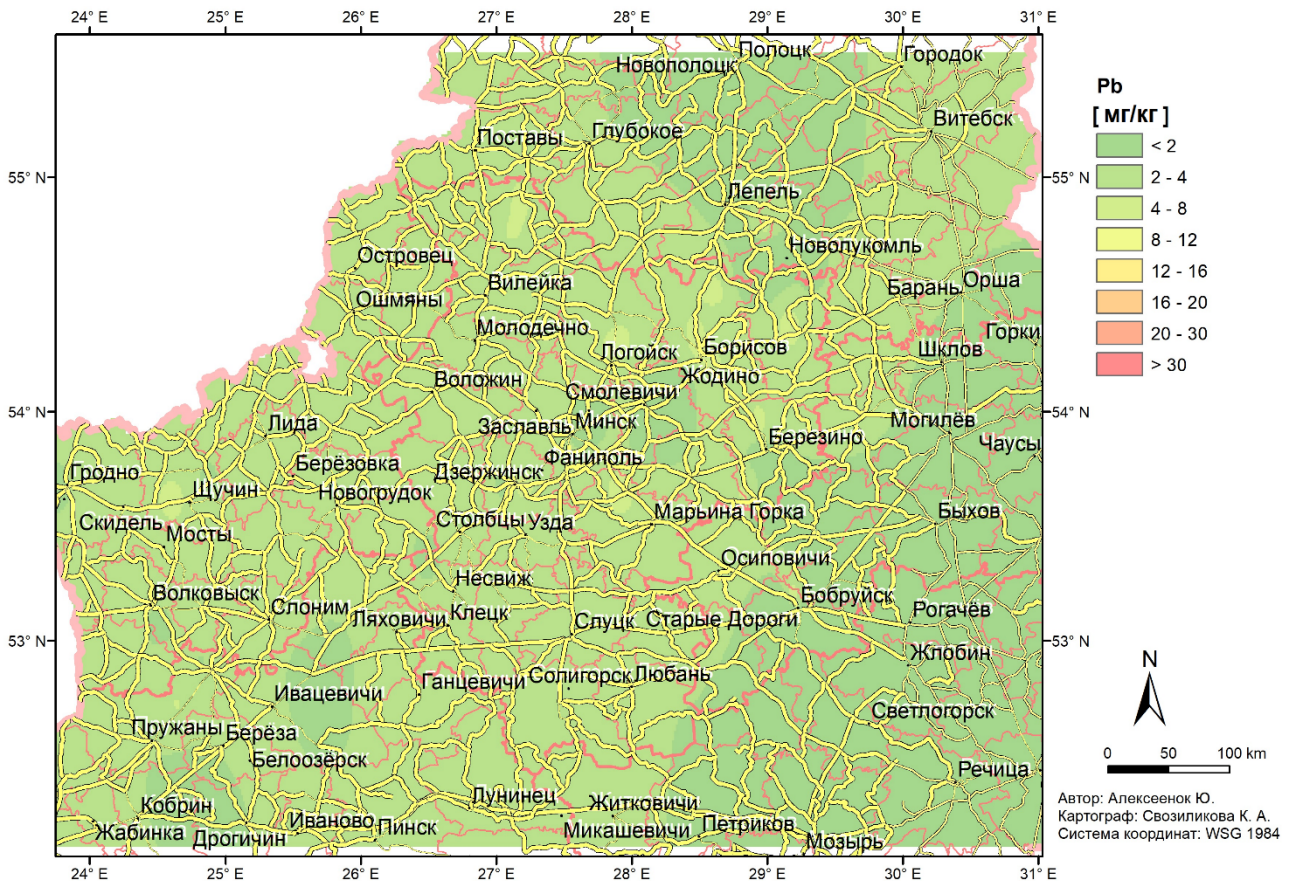
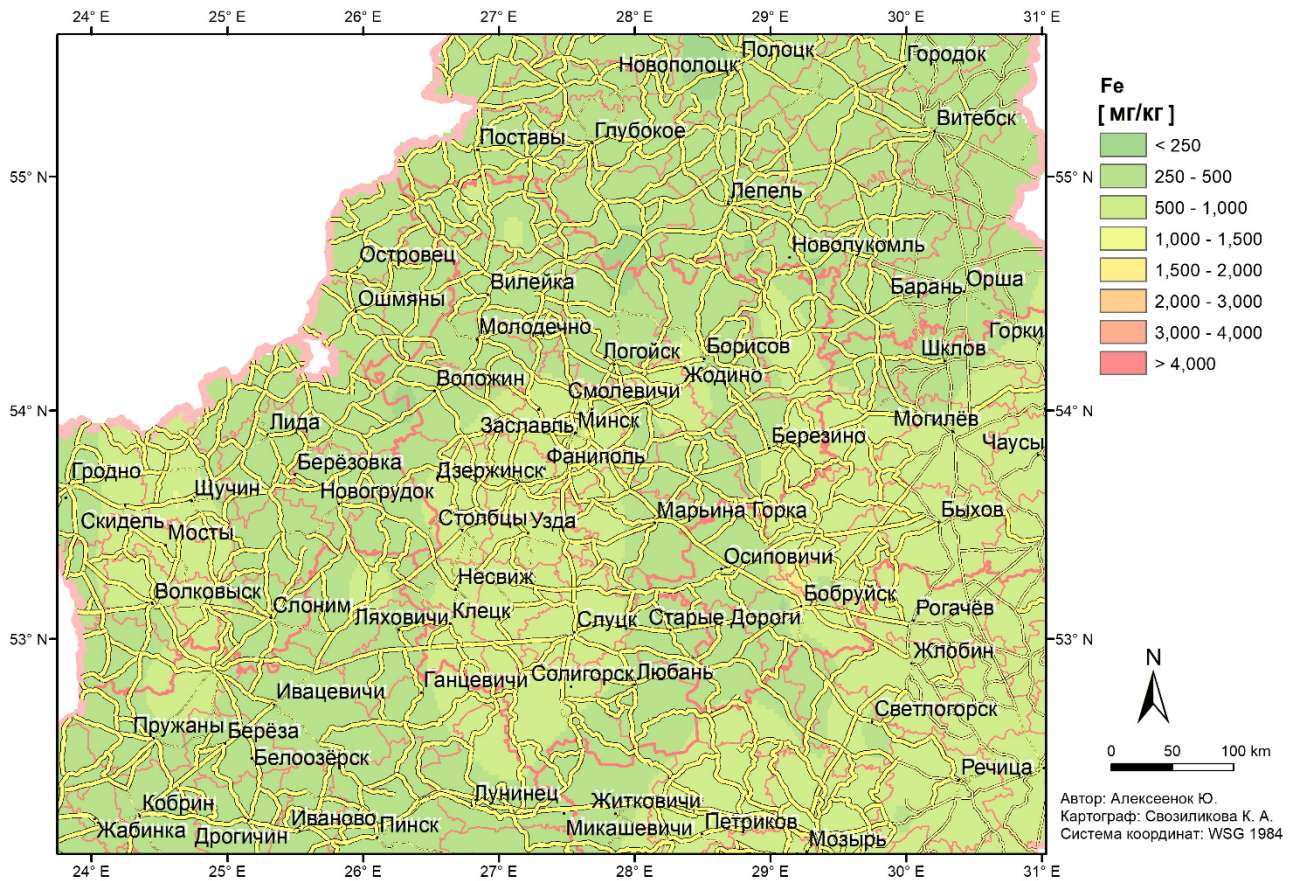
Приложение 4 – Результаты факторного анализа за 2015 г.

	F1	F2	F3
Na	0.75		
Mg			
Al	0.95		
Cl			0.50
K			0.57
Ca			0.69
Sc	0.97		
V	0.92		
Mn			0.65
Fe	0.92		
Co			
Ni		0.76	
Cu			
Zn		0.80	
As	0.72		
Se			
Br			0.61
Rb			
Sr			0.62
Cd		0.76	
Sb	0.60		
Cs			
Ba			0.63
La	0.90		
Sm	0.94		
Tb	0.86		
Hf	0.91		
Ta	0.89		
W		0.84	
Pb		0.88	
Th	0.98		
U	0.90		
% объясненной дисперсии	38	14	12

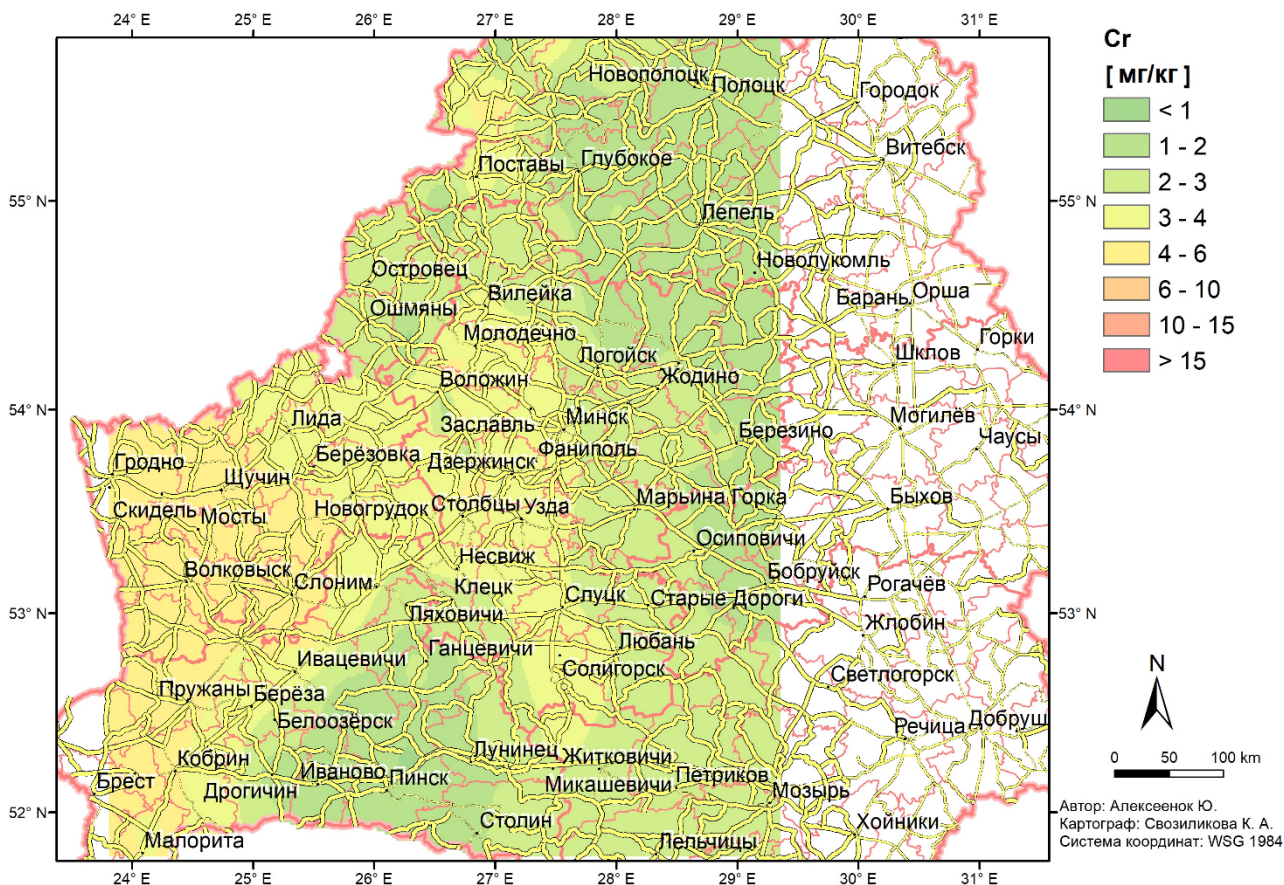
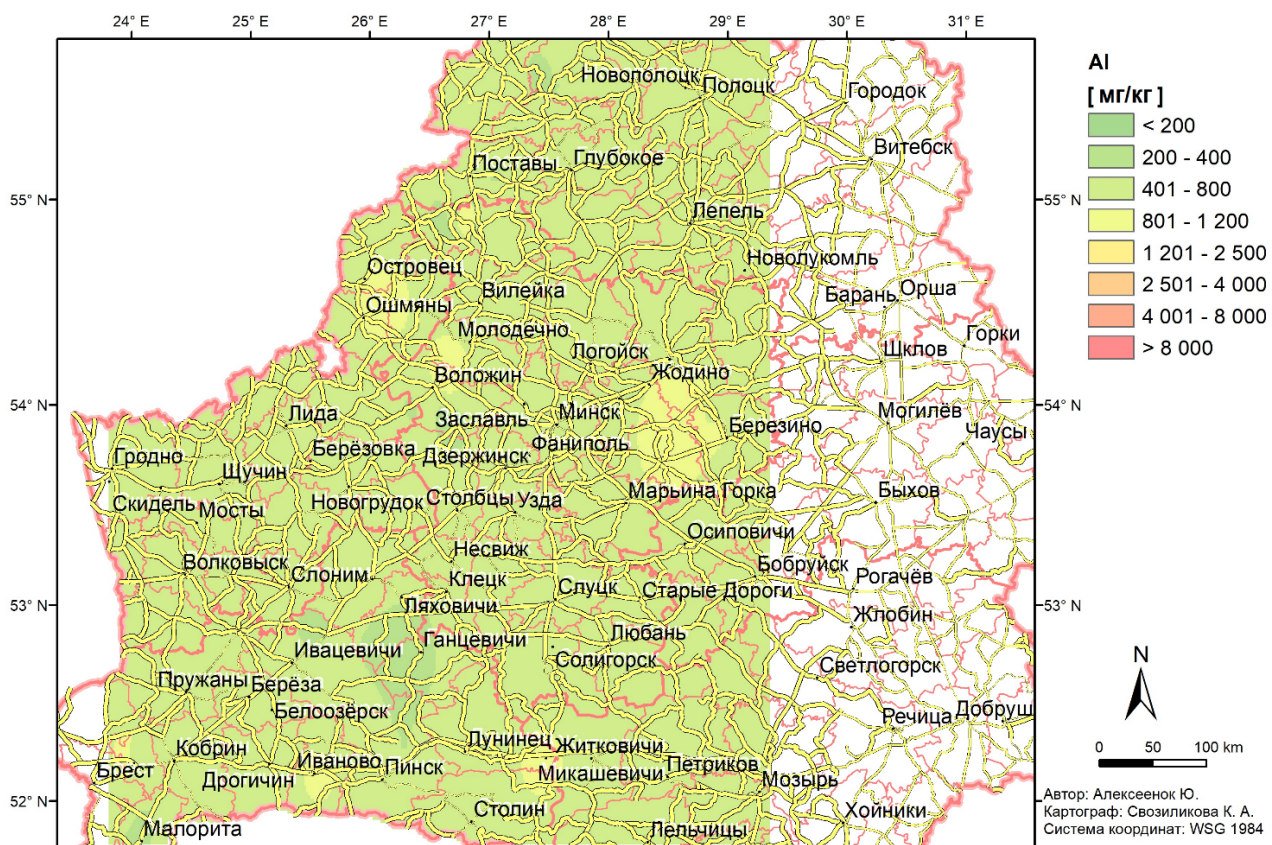
Приложение 5 – Карты-схемы распределения элементов в 2005 г.

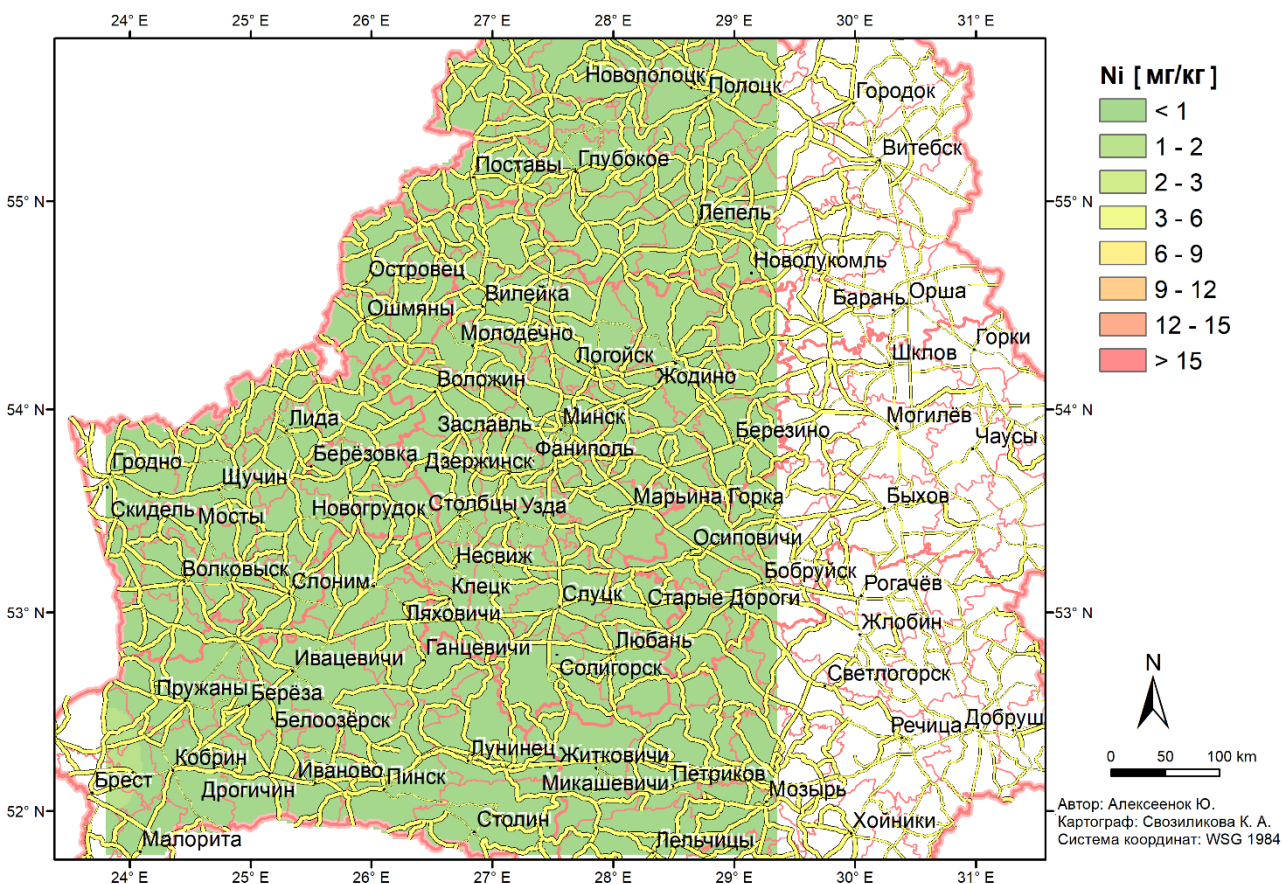
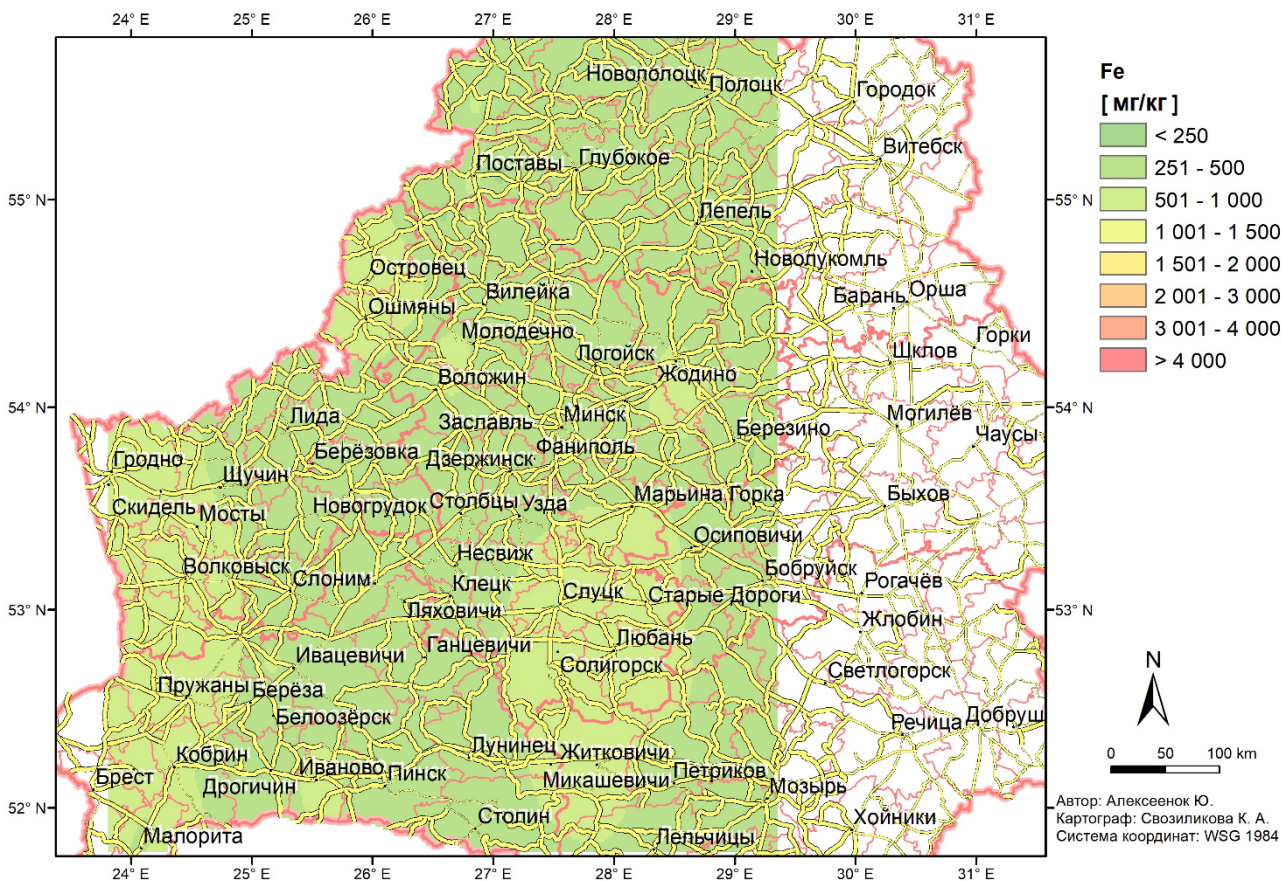


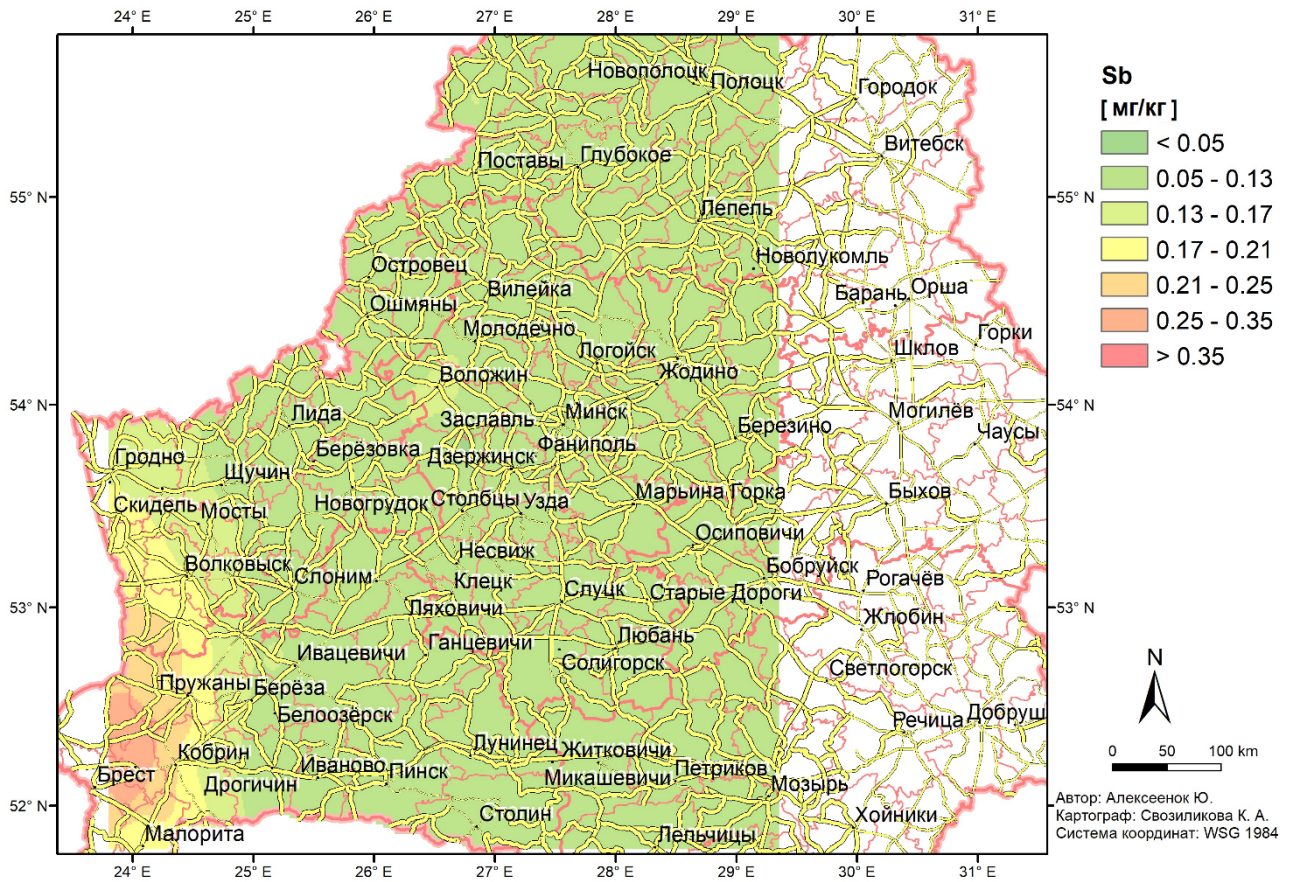




Приложение 6 – Карты-схемы распределения элементов в 2010 г.







Приложение 7 – Карты-схемы распределения элементов в 2015 г.

