

емеп
емеп
емеп

Совместная программа наблюдений и оценки
переноса на большие расстояния
загрязняющих воздух веществ в Европе

Тяжелые металлы и СОЗ: Оценка загрязнения токсичными веществами в региональном и глобальном масштабах

Отчет о состоянии дел 2/2023

МСЦ-В

Тяжелые металлы и СОЗ: Оценка загрязнения токсичными веществами в региональном и глобальном масштабах

МЕТЕОРОЛОГИЧЕСКИЙ СИНТЕЗИРУЮЩИЙ ЦЕНТР - ВОСТОК

*Илья Ильин, Надежда Батракова, Алексей Гусев, Ольга Розовская, Виктор Шаталов, Ирина Стрижкина, Надежда Вулых, Олег Травников**

Часть I



МСЦ-В

Метеорологический синтезирующий центр - Восток

2-й Рощинский проезд, 8/4, 115419 Москва Россия

Телефон: +7 926 292 00 18

E-mail: msce@msceast.org

Сайт: www.msceast.org

*Текущее место работы: Институт Йозефа Стефана, Любляна, Словения

КРАТКОЕ СОДЕРЖАНИЕ

В этом году финансирование МСЦ-В было приостановлено в соответствии с решением Исполнительного органа CLRTAP, принятым на 42-й сессии в декабре 2022 года [[ECE/EB.AIR/150](https://unece.org/sites/default/files/2023-08/Item%203%20Letter%20on%20MSC-E%20-%20en.pdf)]. Для поддержки дальнейшей деятельности ЕМЕП по оценке загрязнения тяжелыми металлами и СОЗ Правительство Российской Федерации приняло решение о выплате начисленного взноса России за 2022 и 2023 годы в соответствии с обязательствами по Протоколу 1984г. к Конвенции непосредственно в бюджет МСЦ-В ЕМЕП (<https://unece.org/sites/default/files/2023-08/Item%203%20Letter%20on%20MSC-E%20-%20en.pdf>). Это позволило МСЦ-В возобновить свою работу в 2023 году и подготовить Отчет о состоянии дел.

Общая информация

Тяжёлые металлы и Стойкие органические загрязнители (СОЗ) известны своей токсичностью и вредным воздействием на здоровье человека и окружающую среду. Для того, чтобы снизить уровни этих загрязняющих веществ в окружающей среде была принята Конвенция ЕЭК ООН о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния (далее КТЗВБР или Конвенция). В рамках Конвенции был разработан ряд протоколов. В частности, Протокол по тяжелым металлам и Протокол по СОЗ к Конвенции, направленные на сокращение выбросов этих загрязнителей в атмосферу, были приняты в 1998 г. и дополнены в 2012 и 2009 гг. соответственно. Согласно Протоколам, приоритетными тяжелыми металлами и СОЗ являются свинец (Pb), кадмий (Cd) и ртуть (Hg), полихлорированные бифенилы (ПХБ), полихлорированные дибензо(р)диоксины и дибензофураны (ПХДД/Ф), гексахлорбензол (ГХБ) и полиароматические углеводороды (ПАУ). К ПАУ относятся бензо(а)пирен (Б(а)П), бензо(б)флуорантен (Б(б)Ф), бензо(к)флуорантен (Б(к)Ф) и индено(1,2,3-сд)пирен (И(cd)П). В соответствии с поправками, внесенными в 2009 году, в Протокол по СОЗ был также включен ряд потенциально опасных химических веществ (ПОВ).

Программа ЕМЕП (Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe, www.emep.int) направлена на оказание научной поддержки выполнения положений Протоколов. В рамках программы ЕМЕП учрежден ряд международных центров, деятельность которых направлена на информирование Сторон Конвенции об уровнях загрязнения и трансграничном переносе. В частности, информацию о выбросах тяжелых металлов и СОЗ в регионе ЕМЕП готовит Центр по кадастрам и прогнозам выбросов (ЦКАП). Мониторинг загрязняющих веществ в рамках ЕМЕП контролируется Координационным химическим центром (КХЦ). Оценки уровней загрязнения и трансграничного переноса тяжелых металлов и СОЗ методами моделирования выполняет Метеорологический синтезирующий центр - Восток (МСЦ-В). Рабочая группа по воздействию (РГВ) занимается оценкой негативного воздействия загрязнителей на окружающую среду и здоровье человека.

Выбросы

Наборы данных по выбросам для моделирования для 2021 года были подготовлены МСЦ-В на основе пространственно-распределённых данных по выбросам от отдельных секторов, подготовленных ЦКАП и полученных из базы данных ЦКАП WebDab. Эти данные были дополнены информацией о временной изменчивости, вертикальном распределении и химическом составе выбросов. Для моделирования на глобальном масштабе МСЦ-В также подготовил данные по выбросам на регулярной сетке, используя результаты исследовательских проектов и экспертные оценки.

Мониторинг

Информация об измеренных концентрациях в воздухе и концентрациях в осадках тяжелых металлов и CO₃, а также о суммарном количестве осадков, доступна в базе данных EBAS, которая поддерживается КХЦ. В 2021 году информация о концентрациях Pb и Cd, измеренных в воздухе, была доступна с 51 станции, а о концентрациях в осадках - с 58 станций. На 47 станциях проводились совместные измерения концентраций Pb и Cd в воздухе и осадках. Концентрации Hg в воздухе и осадках были доступны с 10 и 21 станции соответственно. Концентрации Б(а)П, ГХБ и ПХБ-153 измерялись на 30, 11 и 12 станциях соответственно. Имеющиеся данные мониторинга были проанализированы в МСЦ-В. Наиболее надежные измерения были использованы для сопоставления результатов моделирования с данными наблюдений.

Состояние загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами в 2021 году

Уровни загрязнения тяжелыми металлами (Pb, Cd, Hg) и CO₃ (ПАУ, ПХДД/Ф, ГХБ, ПХБ-153) в 2021 году были оценены для региона ЕМЕП, его субрегионов и отдельных стран. Наиболее высокие уровни загрязнения отмечены для Центральной Европы. Для этого субрегиона характерны самые высокие уровни содержания Pb, Cd, Hg, ПАУ и ГХБ по сравнению с другими субрегионами. Самые низкие уровни загрязнения наблюдаются в Северной Европе, на Кавказе и в Центральной Азии. Было показано, что изменения уровней загрязнения в субрегионах ЕМЕП за счёт влияния межгодовой метеорологической изменчивости с 2020 по 2021 год не превышают $\pm 15\%$.

Сравнение результатов моделирования с данными наблюдений проводилось для концентраций в воздухе и потоков влажных выпадений, полученных на сети мониторинга ЕМЕП. Для Pb и Cd на большинстве станций мониторинга разница между рассчитанными и наблюдаемыми концентрациями в воздухе или потоками влажных выпадений находится в пределах фактора 2. Результаты моделирования имеют тенденцию к завышению концентраций Pb и Cd в воздухе и влажных выпадений Hg, а также к занижению потоков Pb и Cd во влажных выпадениях по сравнению с измеренными величинами. Соответствие рассчитанных и измеренных концентраций Hg в воздухе находится в пределах $\pm 6\%$ в среднем

по всем станциям и $\pm 25\%$ для отдельных станций ЕМЕП. Сопоставление результатов моделирования суммы четырёх ПАУ с данными измерений ЕМЕП показывает хорошее соответствие рассчитанных и наблюдаемых концентраций, что выражается в низкой погрешности и высокой пространственной корреляции. Примерно для 80% станций мониторинга различия между результатами моделирования и измеренными концентрациями находятся в пределах фактора 2. Моделируемые концентрации ПХБ-153 в воздухе в 2 раза выше измеренных. Для большинства станций различия между смоделированными и измеренными концентрациями ГХБ в воздухе меньше, чем фактор 2.

Уровни загрязнения в регионе ЕМЕП формируются за счёт трёх групп источников, таких как 1) антропогенные выбросы стран ЕМЕП, 2) вторичные выбросы с территории ЕМЕП (ветровой подъём, природные источники, повторная мобилизация антропогенных поступлений, реэмиграция) и 3) источники выбросов, расположенные за пределами стран ЕМЕП (источники, не входящие в ЕМЕП). Выпадения Pb и Cd в основном обусловлены антропогенными выбросами и вторичными источниками ЕМЕП. Hg является глобальным загрязнителем, поэтому её уровни формируются в основном за счёт источников, расположенных за пределами стран ЕМЕП. В случае ПАУ наибольший вклад (более 80%) в выпадения вносят антропогенные источники стран ЕМЕП, в то время как вклад других типов источников выбросов составляет менее 20%. Наибольший вклад в потоки выпадений ПХДД/Ф, ПХБ-153 и ГХБ вносят вторичные источники выбросов в регионе ЕМЕП. Вторым по значимости вкладом для ПХДД/Ф и ПХБ-153 являются антропогенные выбросы стран ЕМЕП. Для ГХБ второй по значимости вклад вносят выбросы за пределами региона ЕМЕП.

В отчёте представлена информация о выпадениях тяжёлых металлов на различные типы подстилающей поверхности в 2021 году, подготовленная МСЦ-В. Эта информация важна для оценки превышений критических нагрузок. Кроме того, было рассчитано превышение нормативов качества воздуха по ПАУ. Расчёты показали, что около 11% населения стран ЕМЕП в 2021 году проживало в районах с превышением принятого в странах ЕС норматива среднегодовых концентраций Б(а)П в воздухе. Норматив, принятый Всемирной организацией здравоохранения (ВОЗ), был превышен для 63% населения стран ЕМЕП. Кроме того, были оценены атмосферные поступления и вклады источников тяжёлых металлов и CO₂ загрязнение окраинных морей (Балтийского, Северного, Средиземного, Черного и Каспийского) и Арктики. Наконец, были представлены результаты моделирования на глобальном масштабе, проводимого с целью вычисления граничных концентраций загрязняющих веществ в регионе ЕМЕП.

Исследования и разработка

В отчетном году продолжилось исследование по сравнению моделей атмосферного переноса Б(а)П Eurodelta-Carb, инициированное Целевой группой по измерениям и разработке моделей (ЦГИРМ). Эта работа является частью более широкого научного исследования по моделированию атмосферного переноса вторичных аэрозолей и чёрного углерода. Основными задачами исследования Eurodelta-Carb по Б(а)П были анализ качества моделирования атмосферного переноса и оценка неопределенности результатов моделирования. В процессе

моделирования концентраций Б(а)П в Европе были задействованы четыре химико-транспортные модели (CHIMERE, GLEMOS, MINNI и SILAM) регионального масштаба. Участвовавшие в моделировании модели показали высокую пространственную корреляцию прогнозируемых и наблюдаемых концентраций Б(а)П. Кроме того, для большинства моделей была получена высокая корреляция расчетных и наблюдаемых внутригодовых вариаций концентраций Б(а)П. Также, моделирование показало завышение рассчитанных концентраций Б(а)П по сравнению с наблюдаемыми в Испании, и недооценку для Северной Европы (Финляндия, Латвия, Эстония), что, вероятно, объясняется неопределенностью данных о выбросах Б(а)П. Дальнейшая работа в рамках данного исследования может быть направлена на анализ чувствительности, оценку влияния метеорологических факторов и анализ других рассчитанных переменных, таких как, например, концентрации Б(а)П в осадках и потоки выпадения, а также концентрации веществ, влияющих на химические преобразования Б(а)П в атмосфере.

Подготовлен обзор информации о некоторых потенциально опасных химических веществах (ПОВ), таких как гексабромциклододекан (ГБЦД), полихлорированные нафталины (ПХН) и пентахлорбензол (ПХБ). В обзор вошли нормативно-правовые документы, сведения об производстве ПОВ, их использовании и выбросах в атмосферу и другие среды, а также результаты мониторинга и моделирования их переноса и связанных с ними процессов в окружающей среде. Было показано, что информации о физико-химических свойствах ПОВ, концентрациях в объектах окружающей среды и уровнях выбросов недостаточно для проведения детальной оценки их переноса и накопления в окружающей среде. Для моделирования уровней загрязнения атмосферы ПОВ необходимы дополнительные данные мониторинга и инвентаризации выбросов, а также более глубокое понимание процессов, связанных с ПОВ.

Сотрудничество

На заседании Целевой группы ЕМЕП по измерениям и разработке моделей (ЦГИРМ) была представлена информация об исследовательской деятельности МСЦ-В в сотрудничестве с ЦГИРМ и национальными экспертами в рамках исследования Eurodelta-Carb по сравнению результатов моделирования Б(а)П. Были представлены обновленные результаты моделирования Б(а)П несколькими группами моделирования (ЕМЕП/МСЦ-В, CIEMAT, INERIS, ENEA, FMI) и проведено их сопоставление с данными измерений. В ходе исследования было рассмотрено сходство и различия между среднегодовыми концентрациями, а также внутригодовой изменчивостью, рассчитанных с помощью моделей и наблюдаемых уровней Б(а)П. Также были предложены дальнейшие направления исследований и совместных работ в рамках Eurodelta-Carb.

МСЦ-В внес вклад в работу Целевой группы по переносу загрязнения воздуха в масштабах полушария (ПЗВП), направленную на оценку загрязнения ртутью и СО₃. В частности, Центр участвовал в совместных мероприятиях ПЗВП, направленных на мультимодельную оценку и исследование долговременных тенденций и будущих сценариев загрязнения ртутью, а также на оценку влияния природных пожаров и сжигания биомассы на загрязнение окружающей

среды различными загрязнителями. Текущая деятельность ПЗВП, направленная на оценку загрязнения ртутью, осуществляется в рамках проекта комплексного моделирования и анализа ртути (МСHgMAP). Проект направлен на всесторонний анализ пространственно-временных тенденций уровней загрязнения ртутью, влияния различных источников ртути и исследования влияния сценариев будущих эмиссий ртути на её уровни в окружающей среде. Эти исследования позволят обосновать эффективность Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха и Минаматской конвенции по ртути. На всех этапах проекта МСЦ-В принимал участие в разработке программы работ по оценке уровней загрязнения ртутью, а также в подготовке программного документа. В частности, Центр участвовал в разработке программы моделирования и анализа, постановке мультимодельных экспериментов и спецификации выходных результатов.

Для изучения влияния лесных пожаров на концентрации, выпадения и межконтинентальный перенос ртути, а также для улучшения оценок моделирования уровня ртути ПЗВП инициировала процесс инвентаризации выбросов ртути от лесных пожаров. МСЦ-В подготовил набор данных по выбросам ртути от природных пожаров за период с 2010 по 2020 год. Было показано, что основными регионами эмиссии ртути от пожаров являются юг Африки, Южная Америка и Юго-Восточная Азия, российская Сибирь и северо-западная часть Северной Америки. Основной вклад в глобальную эмиссию от лесных пожаров (в среднем около 60%) вносят тропические леса, далее следуют луга и саванны (13-17%). Сезонные изменения глобальных выбросов ртути от природных пожаров характеризуются наличием весеннего и осеннего пиков. Дальнейшая работа по изучению влияния природных пожаров на уровень ртути будет включать в себя сравнение выбросов ртути, полученных на основе различных баз данных. Кроме того, будут проведены модельные эксперименты для определения вклада природных пожаров в концентрации в воздухе и выпадения ртути в различных регионах земного шара.

МСЦ-В продолжил сотрудничество с международными организациями. В частности, МСЦ-В продолжил обмен данными со Стокгольмской конвенцией по СОЗ. В рамках долгосрочного сотрудничества между ЕМЕП и Хельсинкской комиссией (HELCOM) проводится оценка поступления из атмосферы тяжелых металлов и СОЗ на акваторию Балтийского моря. Данные по атмосферным выбросам и результаты моделирования атмосферных выпадений Cd и Б(а)П за период с 1990 по 2020 гг. были подготовлены и представлены в ходе третьей неофициальной консультативной сессии Рабочей группы HELCOM Pressure. В соответствии с контрактом с Комиссией OSPAR был проведен анализ выбросов Pb, Cd и Hg в 2020 году от различных секторов хозяйственной деятельности в странах-участницах OSPAR. Кроме того, были проведены модельные расчёты поступления Pb, Cd и Hg из атмосферы в акватории регионов OSPAR. Полученные результаты были представлены на гибридном совещании, организованном Комиссией OSPAR.

Будущие исследования

МСЦ-В планирует внести свой вклад в исследовательскую и кооперационную деятельность в области оценки уровней загрязнения тяжелыми металлами и СОЗ с учетом приоритетов

Долгосрочной стратегии Конвенции на 2020-2030 гг. В частности, в рамках исследования ЦГИРМ/EuroDelta-Carb по сравнению моделей будет продолжен детальный анализ пространственно-временных вариаций загрязнения ПАУ в регионе ЕМЕП и совершенствование подходов к моделированию ПАУ. Для выполнения задач проекта ПЗВП по комплексному моделированию и анализу ртути будут организованы новые численные эксперименты по моделированию ртути на глобальном уровне с привлечением ряда моделей. Для оценки влияния природных пожаров на уровень загрязнения и межконтинентальный перенос ПЗВП планирует разработать сравнительное исследование по моделированию загрязняющих веществ (ТЧ, СО₂, металлов, озона) с вовлечением ряда моделей. Будет продолжена подготовительная работа по оценке уровней ПОВ, сбор информации об их физико-химических свойствах, мониторинг их концентраций в объектах окружающей среды, численные эксперименты по моделированию их атмосферного переноса и влияющих на их уровни процессов. Планируется продолжить совместный анализ измерений концентраций тяжелых металлов во мхах и выпадений на различные типы подстилающей поверхности в сотрудничестве с Международными совместными программами (МСП) по оценке воздействия на растительность, леса и по комплексному мониторингу, а также обмен данными об уровнях загрязнения ПАУ и превышениями нормативов качества воздуха с Целевой группой по здоровью. Оценка атмосферного загрязнения морской среды тяжелыми металлами, и ПОВ является важным направлением дальнейших исследований и сотрудничества с HELCOM и OSPAR.

СОДЕРЖАНИЕ

КРАТКОЕ СОДЕРЖАНИЕ	3
БЛАГОДАРНОСТИ	10
ВВЕДЕНИЕ	11
Глава 1. ИЗМЕРЕНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ И СОЗ	13
1.1. Мониторинг СОЗ и тяжелых металлов в 2021 году	13
Глава 2. СОСТОЯНИЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ И СОЗ В 2021 ГОДУ	16
2.1. Метеорологические условия в 2021 году	16
2.2. Описание модели	20
2.3. Данные о выбросах для моделирования	21
2.4. Уровни загрязнения тяжелыми металлами и СОЗ	24
2.4.1. Сводная информация об уровнях загрязнения в 2021 году	24
2.4.2. Свинец	25
2.4.3. Кадмий	32
2.4.4. Ртуть	37
2.4.5. ПАУ	42
2.4.6. ПХДД/Ф, ПХБ и ГХБ	46
2.5. Информация для оценки воздействия	53
2.5.1. Особенности выпадения тяжелых металлов на экосистемы	53
2.5.2. Превышение нормативов качества воздуха по содержанию ПАУ	54
2.6. Атмосферные нагрузки на окраинные моря	56
2.7. Загрязнение Арктики	59
2.8. Загрязнение окружающей среды тяжелыми металлами и СОЗ в глобальном масштабе	62
Глава 3. НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКАЯ ДЕЯТЕЛЬНОСТЬ	66
3.1. Сравнение моделей Б(а)П Eurodelta-Carb	66
3.2. Новые вещества / загрязнители, потенциально опасные химические вещества	71
Глава 4. СОТРУДНИЧЕСТВО	87
4.1. Вспомогательные органы Конвенции	87
4.1.1. Целевая группа по измерениям и моделированию	87
4.1.2. Целевая группа по полусферному переносу загрязнения воздуха	88
4.2. Международные организации	93
4.2.1. Стокгольмская Конвенция	93
4.2.2. Хельсинская Комиссия	93
4.2.3. OSPAR	95
5. ОСНОВНЫЕ ПРОБЛЕМЫ И НАПРАВЛЕНИЯ БУДУЩИХ ИССЛЕДОВАНИЙ	97
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ	99
Приложение А Дополнительная информация об уровнях загрязнения тяжелыми металлами и СОЗ	106
Приложение Б Обновленные результаты оценки уровней загрязнения с учетом новых данных отчетности по выбросам	148

БЛАГОДАРНОСТИ

ЕМЕП/МСЦ-В выражает благодарность Правительству Российской Федерации за финансирование оперативной и исследовательской деятельности МСЦ-В по оценке загрязнения тяжелыми металлами и СОЗ в рамках ЕМЕП. Это позволило МСЦ-В подготовить настоящий отчет.

ВВЕДЕНИЕ

В этом году финансирование МСЦ-В было приостановлено в соответствии с решением Исполнительного органа CLRTAP, принятым на 42-й сессии в декабре 2022 года [[ECE/EB.AIR/150](https://unece.org/sites/default/files/2023-08/Item%203%20Letter%20on%20MSC-E%20-%20en.pdf)]. Для поддержки дальнейшей деятельности ЕМЕП по оценке загрязнения тяжелыми металлами и СОЗ Правительство Российской Федерации приняло решение о выплате начисленного взноса России за 2022 и 2023 годы в соответствии с обязательствами по Протоколу 1984г. к Конвенции непосредственно в бюджет МСЦ-В ЕМЕП (<https://unece.org/sites/default/files/2023-08/Item%203%20Letter%20on%20MSC-E%20-%20en.pdf>). Это позволило МСЦ-В возобновить свою работу в 2023 году и подготовить Отчет о состоянии дел.

Тяжелые металлы и стойкие органические загрязнители (СОЗ) известны своей токсичностью и вредным воздействием на здоровье человека и окружающую среду. С целью снижения уровня загрязняющих веществ в окружающей среде была создана Конвенция ЕЭК ООН о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния (далее CLRTAP или Конвенция). В рамках Конвенции был разработан ряд протоколов. В частности, Протокол по тяжелым металлам и Протокол по СОЗ к Конвенции, направленные на сокращение выбросов этих загрязнителей в атмосферу, были приняты в 1998 г. и дополнены в 2012 и 2009 гг. соответственно. Согласно Протоколам, приоритетными тяжелыми металлами и СОЗ являются свинец (Pb), кадмий (Cd) и ртуть (Hg), полихлорированные бифенилы (ПХБ), полихлорированные дибензо(р)диоксины и дибензофураны (ПХДД/Ф), гексахлорбензол (ГХБ) и полиароматические углеводороды (ПАУ). К ПАУ относятся бензо(а)пирен (Б(а)П), бензо(б)флуорантен (Б(б)Ф), бензо(к)флуорантен (Б(к)Ф) и индено(1,2,3-сд)пирен (И(сд)П). В соответствии с поправками, внесенными в 2009 году, в Протокол по СОЗ был также включен ряд потенциально опасных загрязняющих веществ (ПОВ).

Программа ЕМЕП (Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe, www.emep.int) направлена на научную поддержку выполнения Протоколов. Деятельность нескольких центров ЕМЕП направлена на предоставление Сторонам Конвенции информации об уровнях загрязнения и трансграничном переносе. В частности, информацию о выбросах тяжелых металлов и СОЗ в регионе ЕМЕП собирает Центр по инвентаризации и прогнозированию выбросов (CEIP). Мониторинговая деятельность в рамках ЕМЕП поддерживается Химическим координационным центром (ХКЦ). Модельную оценку уровней загрязнения и трансграничного переноса тяжелых металлов и СОЗ выполняет Метеорологический синтезирующий центр - Восток (МСЦ-В). Рабочая группа по воздействию (WGE) занимается оценкой негативного воздействия загрязнителей на окружающую среду и здоровье человека.

В отчете о состоянии дел подведены итоги деятельности центров ЕМЕП по оценке загрязнения тяжелыми металлами и СОЗ в регионе ЕМЕП и по всему миру в 2021 году в соответствии с планом работы Конвенции на 2022 - 2023 годы [[ECE/EB.AIR/2021/2](https://unece.org/sites/default/files/2023-08/Item%203%20Letter%20on%20MSC-E%20-%20en.pdf)]. Основная часть результатов представлена в первой части отчета. Более подробный анализ уровней загрязнения будет представлен в части II в декабре 2023 года. В главе 1 представлен обзор

результатов мониторинга загрязнения воздуха тяжелыми металлами и СОЗ в регионе ЕМЕП в 2021 году. Информация об уровнях загрязнения, трансграничных потоках, загрязнении Арктики и региональных морей, оценке воздействия ПАУ на человека, а также об уровнях загрязнения в глобальном масштабе представлена в главе 2. Результаты, представленные в главе 2, основаны на данных о выбросах за 2020 год и метеорологических данных за 2021 год. Обновленные результаты, полученные с использованием данных о выбросах за 2021 год, приведены в Приложении В. Прогресс в научной деятельности МСЦ-В представлен в Главе 3. Глава 4 посвящена сотрудничеству МСЦ-В со вспомогательными органами Конвенции и международными организациями. Наконец, в главе 5 сформулированы основные задачи и предложения по дальнейшей работе. Дополнительная информация об уровнях загрязнения тяжелыми металлами и СОЗ представлена в Приложении А.

Более подробная информация о результатах модельных оценок, исследований и сотрудничества, проводимых МСЦ-В, представлена в технических отчетах и в Интернете. Информация об уровнях загрязнения тяжелыми металлами Северо-Западной Атлантики и Северного моря подготовлена при поддержке Комиссии OSPAR [Ilyin et al., 2023]. Долгосрочные изменения выпадений Cd и Б(а)П на Балтийское море были оценены в рамках договора с комиссией HELCOM и опубликованы в совместном отчете ЕМЕП [Gauss et al., 2022]. Наконец, описание текущей стабильной версии Глобальной системы многосреднего моделирования ЕМЕП (GLEMOS) и информацию о загрязнении региона ЕМЕП тяжелыми металлами и СОЗ можно найти на сайте МСЦ-В (www.msceast.org).

Глава 1. ИЗМЕРЕНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ И СОЗ

1.1. Мониторинг тяжелых металлов и СОЗ в 2021 году

Информация о наблюдаемых концентрациях в воздухе, концентрациях в осадках и суммарном количестве осадков доступна в базе данных EBAS, координатором которой является ХКЦ ЕМЕП (<https://ebas.nilu.no/>). Тяжелые металлы и стойкие органические загрязнители (СОЗ) входят в программу мониторинга ЕМЕП с 1999 года. Однако в EBAS имеются и более ранние данные. Кроме того, ряд стран представляют данные своих измерений, связанные с другими программами мониторинга (CAMP, HELCOM, AMAP и др.). Координацию деятельности по мониторингу загрязнения воздуха осуществляет Химический координационный центр (ХКЦ) ЕМЕП.

Обязательства сторон ЕМЕП по мониторингу изложены в стратегии мониторинга ЕМЕП на 2020 - 2029 годы [UNECE, 2019]. К компонентам, требуемым для мониторинга Сторонами, относятся СОЗ (ПАУ, ПХБ, ГХБ, хлордан, ГХЦ, ДДТ/ДДЭ, желательны с учетом конгенеров или изомеров) и тяжелые металлы (Pb, Cd и Hg как виды первого приоритета и As, Ni, Cr, Zn и Cu как виды второго приоритета). В идеале необходимо наблюдать как за концентрацией в воздухе, так и в атмосферных осадках. В дополнение к перечню обязательных загрязнителей некоторые страны сообщают данные измерений по другим металлам и СОЗ.

Информация об измеренных концентрациях Pb и Cd в 2021 году доступна по 51 станции ЕМЕП. Станции расположены в основном в центральной, западной, северной и юго-западной частях Европы. Данные по восточной и юго-восточной частям ЕМЕП в базу данных EBAS не поступают. Среднегодовые концентрации Pb варьировали от 0,1 нг/м³ (IS0091R, Исландия) до 4,5 нг/м³ (SK0007R, Словакия) (рис. 1.1а). Среднее значение концентраций Pb в воздухе составляет 1,5 нг/м³. Наименьшая и наибольшая концентрации Cd, измеренные в 2021 году, составили 0,004 нг/м³ (DK0010G, Дания, Гренландия) и 0,125 нг/м³ (PL0009R, Польша) соответственно (рис. 1.1б). Средняя концентрация Cd составляет 0,044 нг/м³. Самые низкие концентрации Pb и Cd наблюдались в северной части Скандинавского полуострова, Исландии и Гренландии. Кроме того, относительно низкие значения отмечены для Испании, Франции, Дании, Словении, Швеции и Финляндии. Относительно высокие концентрации были отмечены в юго-восточной части Великобритании, регионе Бенилюкс и Словакии.

На станциях ЕМЕП выполняются измерения нескольких форм ртути в воздухе (газообразная окисленная, твердые частицы, элементарная, общая газообразная). В 2021 году информация о суммарном содержании газообразной или элементарной ртути в воздухе была получена с 10 станций. Эти станции расположены в Испании, Германии, Финляндии, Норвегии, Словении и Великобритании (рис. 1.1в). Самая низкая среднегодовая концентрация составила 0,39 нг/м³ (ES0008R, Испания). Однако это значение представляется слишком низким для атмосферной Hg. Следующая наименьшая концентрация составила 1,15 нг/м³, измеренная на станции DE0003R (Германия). Наибольшая измеренная концентрация составила 1,68 нг/м³ (GB0048R, Великобритания). Средняя концентрация ртути составляет 1,34 нг/м³ (станция ES0008R не включена).

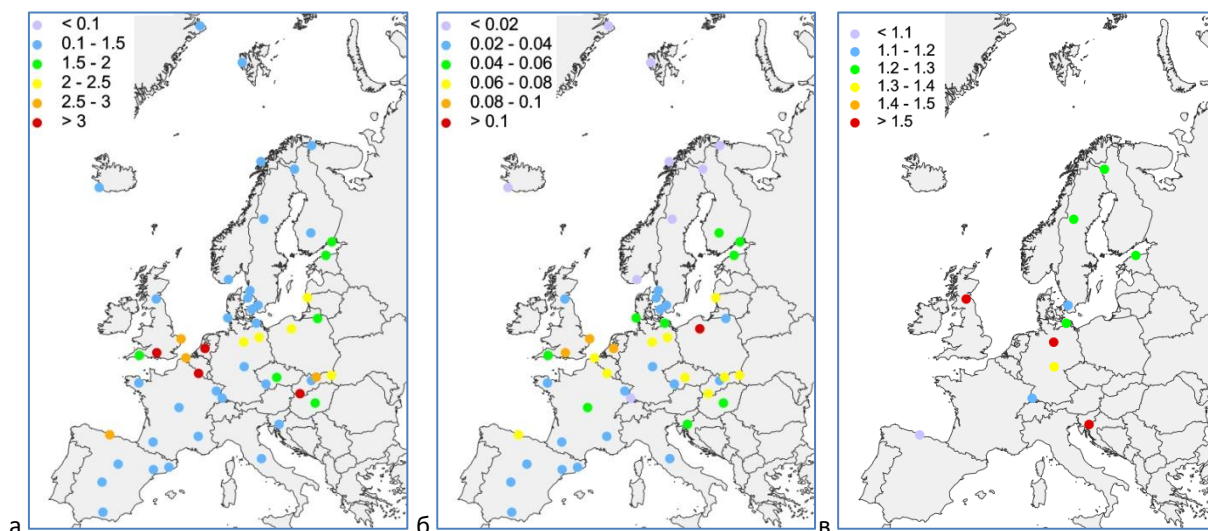


Рис. 1.1. Среднегодовые концентрации, нг/м^3 , Pb (а), Cd (б) и Hg (в) в воздухе, измеренные на станциях ЕМЕП в 2021 году.

Концентрации Pb и Cd в осадках измерялись на 58 станциях. Их расположение, как правило, совпадает с расположением концентраций в воздухе. На 47 станциях проводились измерения как в воздухе, так и в осадках. Самые низкие среднегодовые концентрации Pb и Cd в осадках, наблюдавшиеся в 2021 году, составили 0,076 мкг/л (GB1055R, Великобритания) и 0,0012 мкг/л (BE0014R, Бельгия) соответственно (рис. 1.2а, б). Максимальная концентрация Pb составила 24,3 мкг/л (ES0008R, Испания), а Cd - 0,09 мкг/л (SK0007R, Словакия). Самые низкие уровни отмечены в скандинавских странах. Кроме того, относительно низкие концентрации Pb в осадках были отмечены в Испании и южной части Франции. Низкие концентрации Cd наблюдались в Великобритании.

Лаборатории, анализирующие концентрации Cd и Pb в атмосферных осадках, принимали участие в регулярных сравнениях, организуемых CCC [CCC, 2022]. В большинстве лабораторий отклонение наблюдаемых концентраций от теоретического значения не превышает $\pm 30\%$.

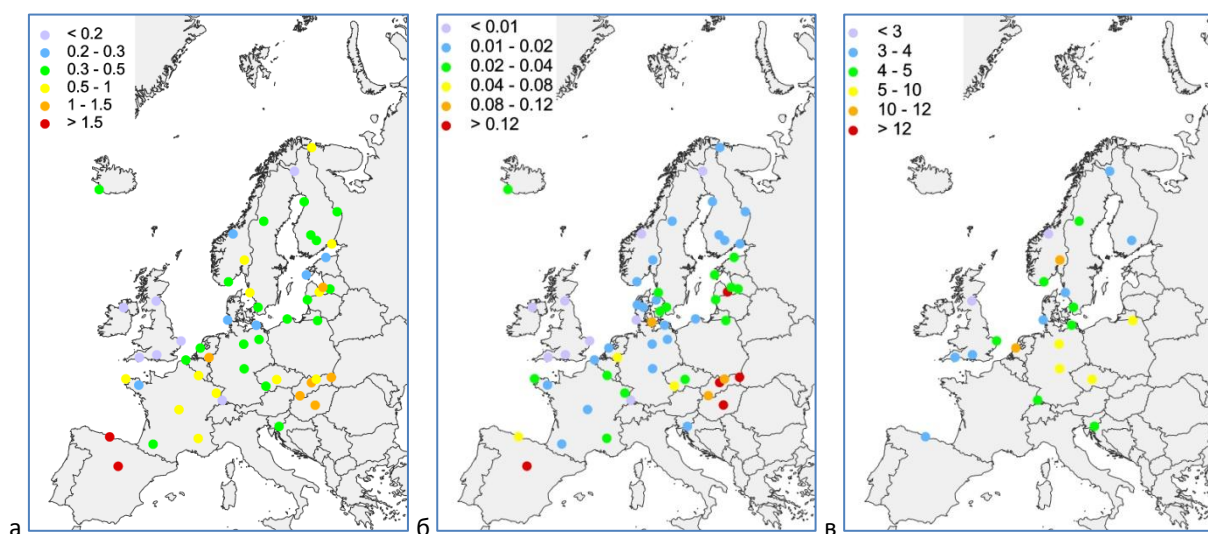


Рис. 1.2. Среднегодовые концентрации в осадках Pb (мкг/л, а), Cd (мкг/л, б) и Hg (нг/л, в), измеренные на станциях ЕМЕП в 2021 г.

Данные о концентрации ртути в осадках в 2021 г. были получены с 21 станции. Станции расположены в центральной (Германия, Польша, Чехия), западной (Великобритания), северной (Финляндия, Швеция, Норвегия) и южной (Испания, Словения) частях Европы (рис. 1.2в). Наименьшая концентрация ртути наблюдалась на станции GB0048R (Великобритания) и составляла 2,6 нг/л. Наибольшая концентрация (11,3 нг/л) наблюдалась на станции NO0056R (Норвегия). Среднее значение концентрации Hg в осадках составило 4,6 нг/л.

Концентрации Б(а)П в 2021 году измерялись на 30 станциях ЕМЕП. Станции расположены в западной, юго-западной, центральной и северной частях Европы (рис. 1.3а). Самая низкая среднегодовая концентрация наблюдалась на станции NO0042G (Норвегия, Шпицберген) и составляла 0,002 нг/м³. Самые высокие уровни (0,9 нг/м³) были измерены на польской станции PL0009R. Среднее значение концентрации Б(а)П составило 0,1 нг/м³. Относительно высокие уровни Б(а)П в 2021 году наблюдались в Германии, Польше, Литве, Чехии и Словении. В Норвегии, Финляндии, Франции, Испании и Великобритании концентрации, как правило, были ниже среднеевропейских значений.

Одиннадцать станций передали в EBAS данные о наблюдаемых концентрациях ГХБ в воздухе. Они расположены в Исландии, Германии, Финляндии, Швеции и Чехии. Минимальные, максимальные и средние значения измеренных концентраций ГХБ составили 5,3 пг/м³ (IS0091R, Исландия), 60 пг/м³ (CZ0003R, Чехия) и 27 пг/м³, соответственно. Относительно высокие концентрации (по сравнению со средним значением) наблюдались на станциях в Норвегии. В Швеции, Финляндии и южной части Норвегии концентрации ГХБ были относительно низкими.

Концентрации ПХБ-153 наблюдались на 12 станциях мониторинга ЕМЕП. Станции расположены в Норвегии, Финляндии, Швеции, Германии, Исландии и Чехии. Самый низкий и самый высокий уровни в 2021 году составили 0,09 пг/м³ (NO0042G, Норвегия, Шпицберген) и 13 пг/м³ (CZ0003R, Чехия), соответственно. Среднеевропейская концентрация ПХБ-153 в 2021 году составила 1,8 пг/м³. Скандинавские страны характеризовались относительно низкими уровнями ПХБ, в то время как в Германии концентрации были относительно высокими.

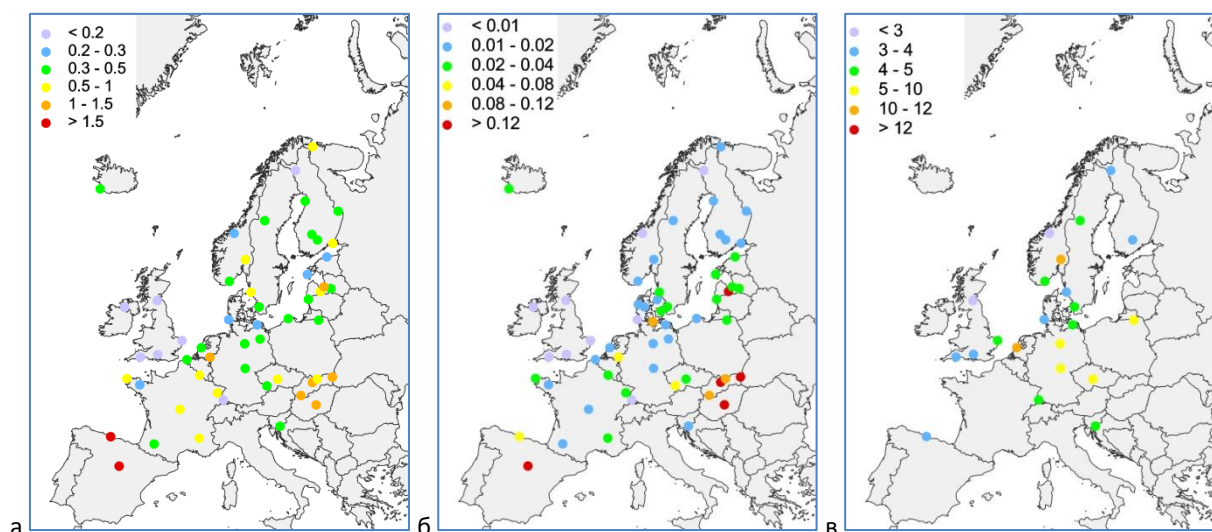


Рис. 1.3. Среднегодовые концентрации Б(а)П, нг/м³ (а), ГХБ, пг/м³ (б) и РСВ-153, пг/м³ (в), измеренные на станциях ЕМЕП в 2021 г.

ГЛАВА 2. СОСТОЯНИЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ И СОЗ В 2021 ГОДУ

2.1. Метеорологические условия в 2021 году

Атмосферный перенос и выпадение тяжелых металлов и СОЗ зависят от ряда факторов, одним из которых являются метеорологические условия. Движение воздушных масс и турбулентное перемешивание контролируют рассеивание загрязняющих веществ в атмосфере. На потоки выпадения влияют осадки и устойчивость атмосферы. Кроме того, скорость химических преобразований загрязняющих веществ зависит от температуры воздуха, влажности и солнечной радиации.

Метеорологические условия конкретного года могут отличаться от условий других лет как вследствие межгодовой метеорологической изменчивости, так и в результате долгосрочных изменений климата. Состояние метеорологических условий текущего (2021) отчетного года анализировалось путем сравнения с климатическими условиями. Кроме того, метеорологические условия текущего года сравнивались с метеорологическими условиями предыдущего (2020) года. Анализ различий основных метеорологических параметров между двумя последовательными годами позволяет объяснить изменения уровня загрязнения в период между 2021 и 2020 годами.

Для сравнения метеорологических условий текущего года с климатическими нормами были проанализированы аномалии температуры воздуха и осадков. Аномалия - это разница между значением в текущем году и климатической нормой. Положительное значение аномалии означает, что температура или сумма осадков в текущем году выше климатической нормы, и наоборот. Климатическая норма рассматривается как среднее значение за период с 1991 по 2020 год [Blunden and Boyer, 2022]. Информация о сравнении текущего состояния метеорологических условий с климатической нормой основана на [Blunden and Boyer, 2022].

Согласно набору данных Global Historical Climate Network (GHCN) v4.0.1 [Menne et al., 2018], 2021 год в Европе был теплее нормы на 0,2 °С. На большей части территории Европы аномалии температуры колебались в пределах ± 1 °С (рис. 2.1а). В Эгейском море, восточной части Турции, Закавказье и западной части Казахстана аномалии превышали 1°С. Над среднеазиатским регионом наблюдались положительные аномалии в 1 - 2°С. Аномалия температуры демонстрировала отчетливую сезонную изменчивость. Зимой на большей части Европы аномалии составляли 1 - 2 °С, а на Балканах превышали 3 °С. Кроме того, аномалия 3 - 5 °С наблюдалась над Гренландией. Отрицательные аномалии наблюдались над Россией (-1 - -4 °С) и Северной Атлантикой (-1 - -2 °С). Весной на большей части Европы наблюдалась отрицательная аномалия -1 - -2 °С. Положительные аномалии наблюдались над Пиренейским полуостровом, Россией и Средней Азией (1-3°С). Летом и осенью положительные аномалии 1 - 3 °С наблюдались практически на всей территории Европы.

Практически на всей территории Европы суммы осадков были близки к норме. Дефицит осадков (60-80% от климатической нормы) отмечался в южной части Пиренейского

полуострова, Эстонии и южной части Норвегии (рис. 2.1б). Аналогичный дефицит имел место и в восточной части домена ЕМЕП. Пространственное распределение аномалий осадков в отдельные сезоны имело мозаичный характер и проявляло значительную временную изменчивость. Зимой значительный избыток осадков (125-250% от нормы) наблюдался в Италии, Балканском регионе и Великобритании. Основными районами дефицита осадков были Норвегия, юг Испании, Турция, Литва, Латвия и Эстония. Весной суммы осадков в Исландии, Испании, на западе Франции, в Италии, Греции, Турции и Средней Азии были ниже климатической нормы. Летом дефицит осадков наблюдался в восточной части Европы, Скандинавии, на Британских островах и в Южной Европе. Для центральной части Европы, северной части Франции и Турции характерен избыток осадков. Осенью 2021 года осадки на Пиренейском полуострове, в Центральной Европе, частично в Восточной Европе и Исландии были ниже климатической нормы.

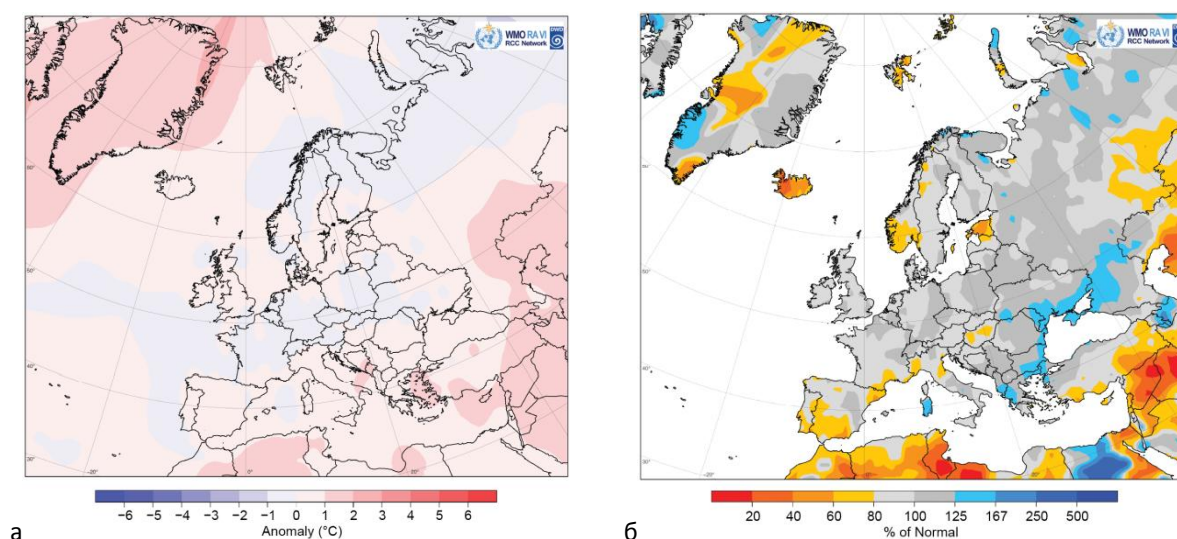


Рис. 2.1. Аномалия среднегодовой температуры воздуха (а) и годовой суммы осадков (б) в 2021 году [Blunden and Boyer, 2022].

Были проанализированы изменения между количеством осадков, температурой воздуха и характером переноса в период с 2020 по 2021 год. Положительное значение изменения означает, что величина (например, температура или сумма осадков) в 2021 году выше, чем в 2020 году, и наоборот. По сравнению с предыдущим годом суммы осадков в 2021 году (рис. 2.2а) увеличились на большей части территории домена ЕМЕП (рис. 2.2б). Наиболее значительное увеличение (> 50%) произошло над Черноморским регионом, юго-восточной частью Европы, западными побережьями Греции и Турции, западной и центральной частями Средиземного моря. Уменьшение сумм осадков произошло в южной части Норвегии, вдоль западного побережья Франции, Великобритании и Ирландии, а также над большей частью Центральной Азии.

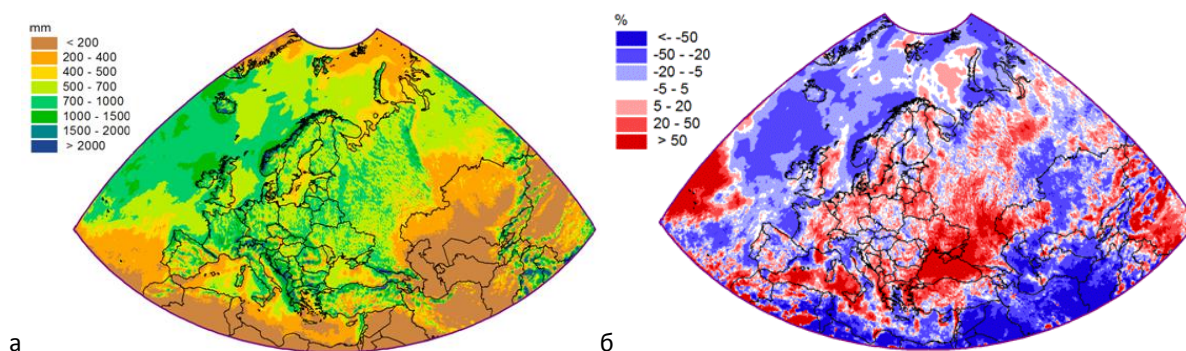


Рис. 2.2. Годовые суммы осадков в 2021 году (а) и относительная разница между осадками в 2021 и 2020 годах (б). Положительные значения означают увеличение, а отрицательные - уменьшение количества осадков в 2021 году по сравнению с 2020 годом.

Концентрация в воздухе ряда загрязняющих веществ, например, ПАУ, подвержена значительной сезонной изменчивости, причем амплитуда между летним минимумом и зимним максимумом достигает порядка величины. Для концентраций тяжелых металлов известны меньшие сезонные изменения. Поэтому для анализа изменения уровня загрязнения в период 2020-2021 гг. рассматриваются отдельно изменения температуры воздуха в теплый (апрель-сентябрь) и холодный (январь-март и октябрь-декабрь) сезоны. Как в теплый, так и в холодный период температура воздуха в пограничном слое в 2021 году была ниже, чем в 2020 году над большинством стран ЕМЕП (рис. 2.3а,б). Разница составила до 1,5°C в теплый период и до 3°C в холодный. В восточной части области ЕМЕП разница превышала 3°C.

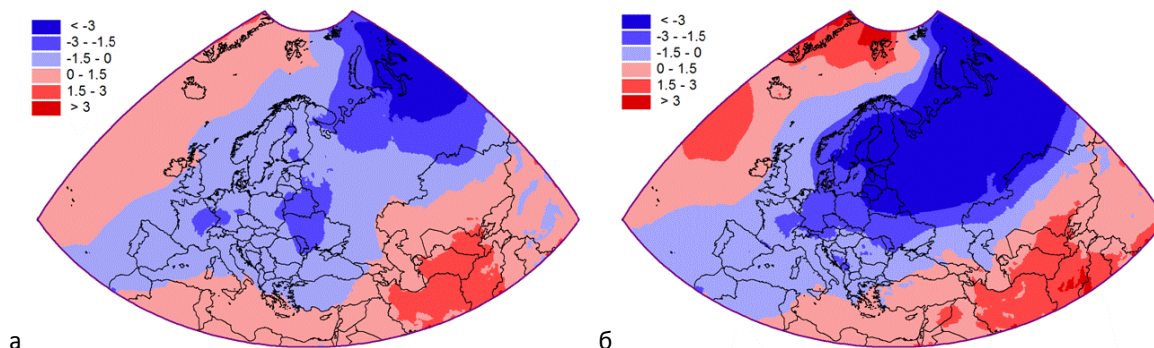


Рис. 2.3. Разность средних температур воздуха теплового (а) и холодного (б) сезонов (°C) в пограничном слое атмосферы (~1 км) в 2020 и 2021 гг.

Для анализа изменений между скалярными переменными, такими как температура воздуха и количество осадков, можно сравнивать средние поля этих параметров. Однако такой подход неприменим для анализа изменений между векторными переменными, такими как ветер, поскольку необходимо учитывать как величину, так и направление. Для анализа изменений характера атмосферного переноса между текущим и предыдущим годами были рассчитаны матрицы источник-рецептор пассивного трассера для 2020 и 2021 годов. Поскольку процессы выведения из атмосферы (влажное, сухое выпадение, химические преобразования) были отключены, вклад стран-источников в загрязнение страны-рецептора полностью определяется атмосферным переносом. Изменения между компонентами матрицы источник-рецептор

характеризуют изменения в характере атмосферного переноса между текущим и предыдущим годом.

Матрицы концентраций, смоделированные для стран ЕМЕП, были обобщены для субрегионов ЕМЕП (см. раздел 2.4.1). Относительные изменения атмосферного переноса между субрегионами показаны на рис. 2.4. Каждый субрегион рассматривается как источник и рецептор атмосферного загрязнения. Так, например, атмосферный перенос из субрегиона Южной Европы в Центральную Европу уменьшился на 13%, а в субрегион Кавказа и Центральной Азии увеличился примерно на 25% (рис. 2.4). Наибольшие относительные изменения (50-130%) произошли в переносе из Восточной Европы, Северной Европы, Кавказа и Центральной Азии в субрегион Западной Европы. Большие относительные различия не всегда означают большие изменения в абсолютном вкладе выбросов в одном субрегионе в загрязнение окружающей среды в другом субрегионе. Например, вклад загрязняющих веществ, выбрасываемых источниками Кавказа и Центральной Азии, в загрязнение Западной Европы достаточно мал. Поэтому даже значительное (130%) относительное увеличение атмосферного переноса между этими двумя весьма удаленными субрегионами не означает существенного увеличения уровня загрязнения в абсолютном выражении. Перенос из Северной Европы увеличился во все остальные субрегионы, особенно в субрегионы Южной, Западной и Центральной Европы (примерно на 40-60%). Перенос из Восточно-Европейского субрегиона также увеличился практически во все остальные субрегионы. В то же время перенос из субрегиона Южной в субрегионы Западной и Центральной Европы сократился на 10 - 20%.

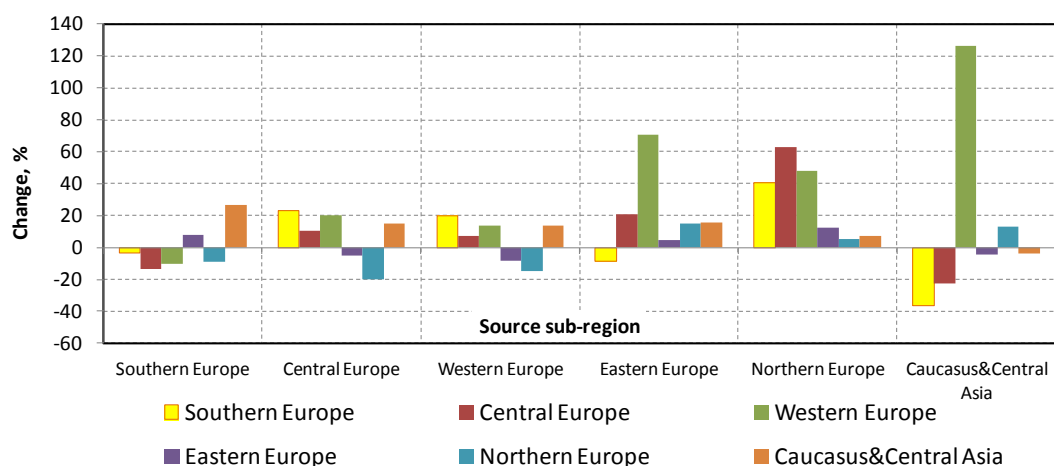


Рис. 2.4. Относительное изменение (%) атмосферного переноса от источников к субрегионам-рецепторам в период с 2020 по 2021 год. Положительное значение указывает на увеличение атмосферного переноса из источника в субрегионы-рецепторы, и наоборот. Цветом обозначены субрегионы-рецепторы.

Этот подход может быть использован для анализа изменений атмосферного переноса в отдельных странах. Например, атмосферный перенос из скандинавских стран в Нидерланды увеличился на 55 - 150% (рис. 2.5б). Изменение атмосферного переноса из других соседних стран относительно невелико ($\pm 15\%$). Аналогичная тенденция отмечается и для Великобритании. Перенос с территории Финляндии увеличился в 2 раза, а с территории

Швеции - на 50% (рис. 2.5а). Изменения для других стран были значительно ниже. Изменения атмосферного переноса между отдельными странами могут быть полезны для объяснения изменений модельных оценок трансграничных выпадений в 2020 и 2021 годах.

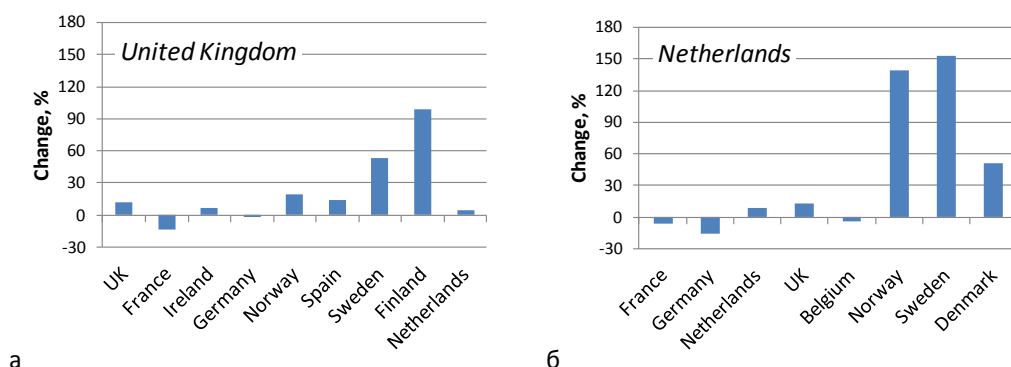


Рис. 2.5. Относительное изменение (%) атмосферного переноса в Великобританию (а) и Нидерланды (б) от основных стран-доноров в 2021 году.

2.2. Описание модели

Оперативная модельная оценка загрязнения тяжелыми металлами и CO₃ в 2021 году выполнена с использованием модели GLEMOS, версия v2.2.2. Описание текущей стабильной версии модели доступно на сайте МСЦ-В (<http://msceast.org/index.php/j-stuff/glemos>).

Моделирование уровней загрязнения в странах ЕМЕП, а также оценка трансграничного переноса между ними (связи "источник-рецептор") проводились в региональном масштабе в рамках домена ЕМЕП (<https://www.ceip.at/the-emep-grid>). Данные по антропогенным выбросам для моделирования всех рассматриваемых загрязнителей были подготовлены на основе сеточных полей выбросов, предоставленных CEIP, и дополнены дополнительными параметрами выбросов, необходимыми для проведения модельных расчетов (раздел 2.3). Естественные и вторичные выбросы ртути из почвы и морской воды оценивались в зависимости от концентрации ртути в почве и параметров окружающей среды [Travnikov and Ilyin, 2009]. Данные о ветровой ресуспензии связанных с частицами тяжелых металлов (Pb и Cd) с поверхности суши и моря были получены с помощью препроцессора ветрового подъема частиц [Gusev et al., 2006; 2007].

Метеорологическая информация для модельных расчетов была получена на основе данных оперативного анализа Европейского центра прогнозов погоды средней дальности [ECMWF, 2023] с помощью метеорологического препроцессора на базе системы моделирования Weather Research and Forecast (WRF) [Skamarock et al., 2008]. Атмосферные концентрации химически активных веществ и твердых частиц, необходимые для описания химических преобразований ртути и CO₃, были получены в результате моделирования в GEOS-Chem.

Граничные условия для моделирования всех рассматриваемых загрязнителей в региональном масштабе были получены на основе расчетов модели GLEMOS в глобальном масштабе (раздел 2.8). Начальные условия для оценки уровня загрязнения долгоживущими CO₃ (например, ПХБ,

ГХБ и ПХДД/Ф) в регионе ЕМЕП были получены на основе долгосрочных глобальных расчетов модели, используя экспертные оценки выбросов.

2.3. Данные о выбросах для моделирования

Региональные выбросы

Модельная оценка загрязнения региона ЕМЕП тяжелыми металлами и СО₃ проводилась на основе сеточных данных о выбросах с пространственным разрешением 0,1°x0,1°, предоставленных CEIP (<http://www.ceip.at>). Уровни загрязнения тяжелыми металлами и СО₃ в 2021 году оценивались по данным о выбросах, представленным за предыдущий 2020 год. Подробное описание расчетных выбросов тяжелых металлов и СО₃ в странах ЕМЕП, методов заполнения пробелов в данных и экспертных оценок, использованных при подготовке кадастра выбросов, приведено в техническом отчете CEIP 4/2022 [Роура, 2022].

Моделирование для Pb, Cd, Hg, ПАУ, ПХДД/Ф и ГХБ основывалось на официально представленных данных о выбросах. Для ПХБ при моделировании использовалась комбинация официальных данных о выбросах и экспертных оценок. В настоящее время данные о выбросах ПХБ содержат только общее количество ПХБ без указания конкретных конгенов. Однако моделирование ПХБ требует определения выбросов конкретных конгенов ПХБ. Поэтому для оценки переноса и выпадений отдельных конгенов ПХБ при моделировании использовался кадастр выбросов, составленный К. Брейвиком и др [2007]. Для характеристики трансграничного переноса и загрязнения ПХБ был выбран индикаторный конгенер ПХБ-153. Пространственное распределение выбросов ПХБ-153 было построено на основе данных о выбросах ПХБ, официально предоставленных 33 странами ЕМЕП (а именно: Австрией, Бельгией, Болгарией, Великобританией, Венгрией, Германией, Грецией, Грузией, Данией, Ирландией, Испанией, Италией, Кипром, Латвией, Литвой, Люксембургом, Северной Македонией, Монако, Нидерландами, Норвегией, Польшей, Португалией, Румынией, Сербией, Словакией, Словенией, Финляндией, Францией, Хорватией, Чехией, Швейцарией, Швецией и Эстонией). Для других стран ЕМЕП, не представивших данные о выбросах по сетке, для пространственного распределения выбросов использовалась плотность населения по сетке.

Карты, иллюстрирующие пространственные распределения потоков выбросов загрязняющих веществ, а именно Pb, Cd, Hg, Б(а)П, суммы 4-х ПАУ, ПХДД/Ф, ГХБ и ПХБ-153 от антропогенных источников в регионе ЕМЕП, использованные при моделировании для 2021 г., представлены на рис. 2.6.

Наряду с сеточными данными о выбросах, для системы моделирования GLEMOS необходима дополнительная информация о выбросах тяжелых металлов и СО₃, включая внутригодовые вариации, распределение выбросов по высоте и химическую характеристику выбросов Hg, РСВ, ПХДД/Ф и ПАУ. Необходимая вертикальная и временная разбивка выбросов была получена с помощью инструмента предварительной обработки выбросов, разработанного в МСЦ-В для

системы моделирования GLEMOS. Более подробная информация о процедуре предварительной обработки выбросов представлена в отчете ЕМЕП [Ilyin et al., 2018].

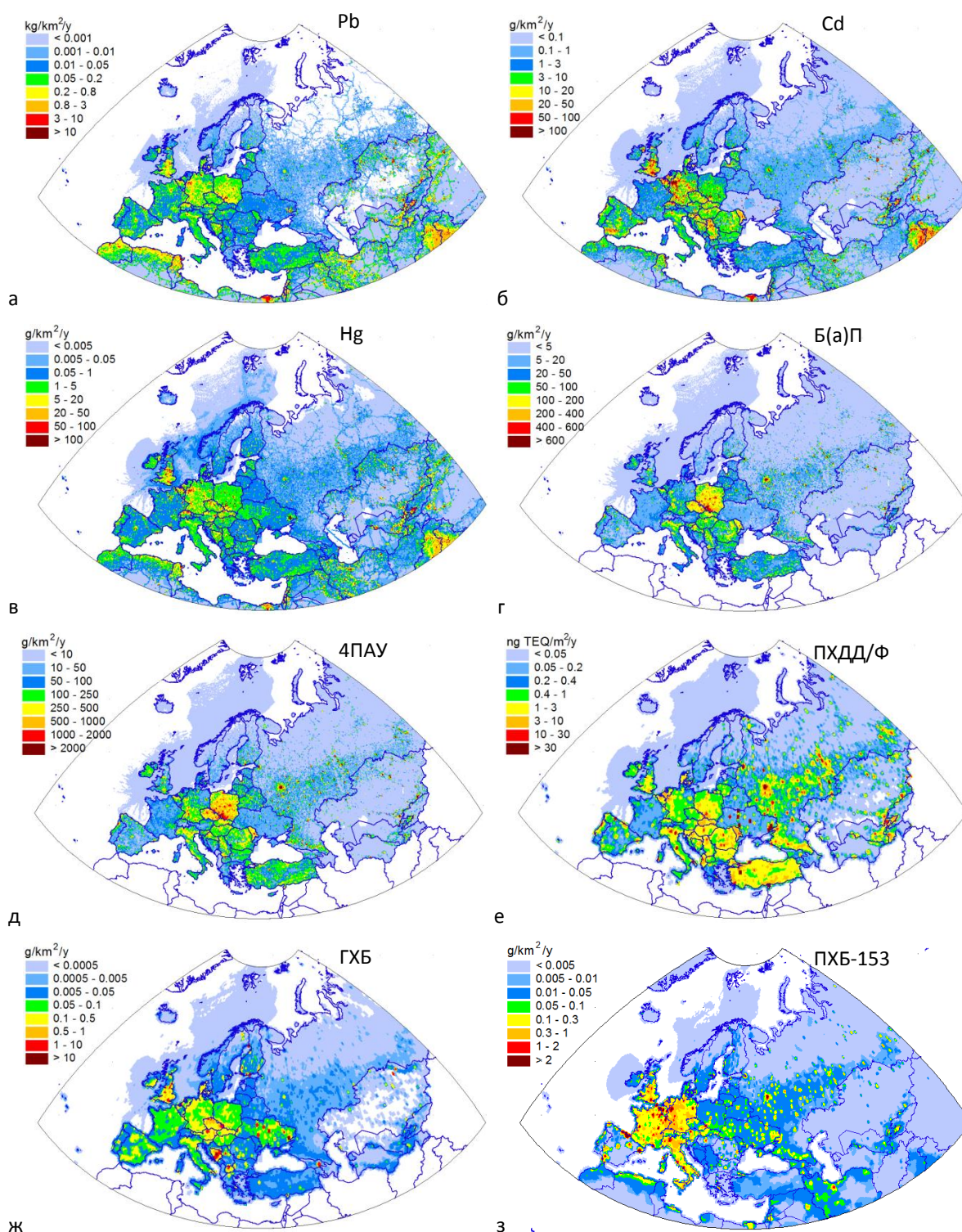


Рис. 2.6. Пространственное распределение выбросов Pb (а), Cd (б), Hg (в), Б(а)П (г), суммы 4 ПАУ (д), ПХДД/Ф (е), ГХБ (ж) и ПХБ-153 (з) в регионе ЕМЕП, использованном для моделирования в 2021 году.

Глобальная эмиссия

Ряд загрязняющих веществ, таких как ртуть и некоторые СОЗ, известны своей способностью рассеиваться в атмосфере в глобальном масштабе. Для того, чтобы учесть вклад межконтинентального переноса в уровень загрязнения в странах ЕМЕП и оценить граничные и начальные условия, необходимые для регионального моделирования ЕМЕП, проводится моделирование в глобальном масштабе.

Глобальное моделирование ртути основано на сеточных данных о выбросах, полученных в рамках Глобальной оценки ртути ЮНЕП в 2018 году [AMAP/UNEP, 2019] и относящихся к 2015 году. Более подробную информацию можно найти в докладе ЕМЕП о состоянии дел 2/2021 [Ilyin et al., 2021]. Межконтинентальный перенос ПАУ моделируется на основе кадастра, разработанного исследовательской группой Пекинского университета [Shen et al., 2013]. Глобальные кадастры выбросов ПАУ с пространственным разрешением $0,1^\circ \times 0,1^\circ$ были составлены по принципу "снизу вверх" за период с 1960 по 2014 год. Для оценки глобального переноса ПХДД/Ф, ГХБ и ПХБ использовались экспертные оценки глобальных выбросов. В частности, глобальные выбросы ПХДД/Ф в атмосферу и почву были подготовлены на основе национальных кадастров выбросов, представленных странами-участницами Стокгольмской конвенции [Gusev et al., 2014; Shatalov et al., 2014]. Моделирование глобального переноса ГХБ проводилось на основе экспериментального сценария эмиссии исторических выбросов ГХБ за период, охватывающий несколько последних десятилетий [Shatalov et al., 2010]. Для моделирования ПХБ-153 данные о глобальных выбросах были получены из кадастра Breivik et al. [2007]. Пространственные распределения выбросов ртути и ПХДД/Ф, использованные при моделировании в глобальном масштабе для 2021 год, представлены на рис. 2.7.

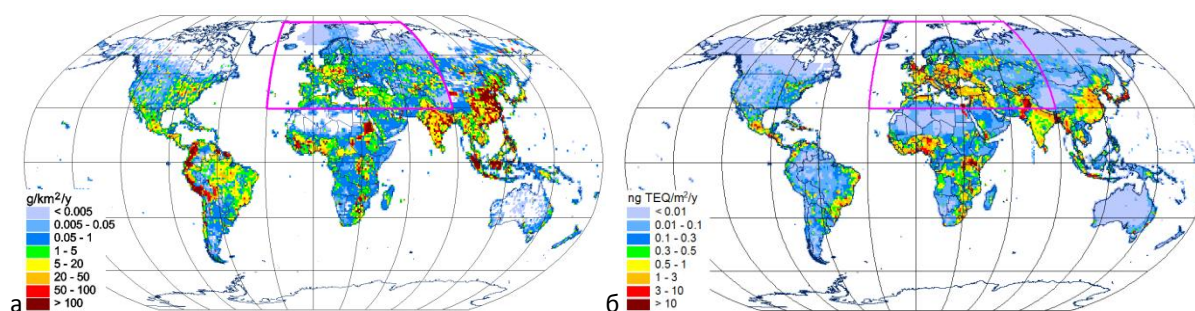


Рис. 2.7. Пространственное распределение суммарных годовых выбросов Hg, g/km^2 в год (а) и ПХДД/Ф, $ng\ ДЭ/м^2$ в год (б) с пространственным разрешением $1^\circ \times 1^\circ$, использованных в модельных расчетах для 2021 года. Розовой линией показана граница региона ЕМЕП.

2.4. Уровни загрязнения тяжелыми металлами и СОЗ

2.4.1. Сводная информация об уровнях загрязнения в 2021 году

Информация об уровнях загрязнения тяжелыми металлами и СОЗ в 2021 году подготовлена на основе данных мониторинга ЕМЕП и результатов моделирования трансграничного переноса. Результаты моделирования основаны на данных о выбросах за 2020 год. Данные о метеорологических условиях, атмосферных реагентах и почвенно-растительном покрове относятся к 2021 году. Оценка уровней загрязнения содержит информацию о пространственных распределениях концентраций в воздухе и потоков выпадений, трансграничного загрязнения стран ЕМЕП, а также об изменениях уровней между текущим (2021) и предыдущим (2020) годами. Более подробная информация об уровнях загрязнения по каждому из рассматриваемых загрязнителей представлена в разделах 2.4.2 - 2.4.6.

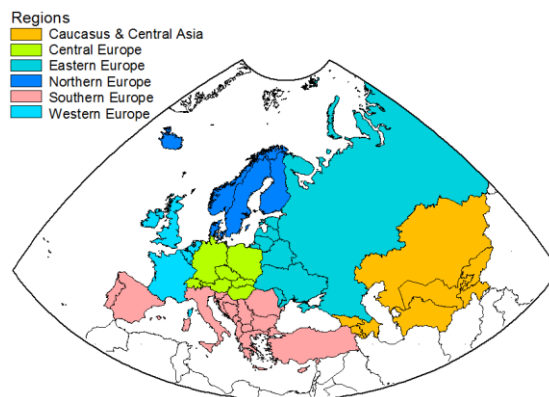


Рис. 2.8. Определение субрегионов региона ЕМЕП, используемое в отчете.

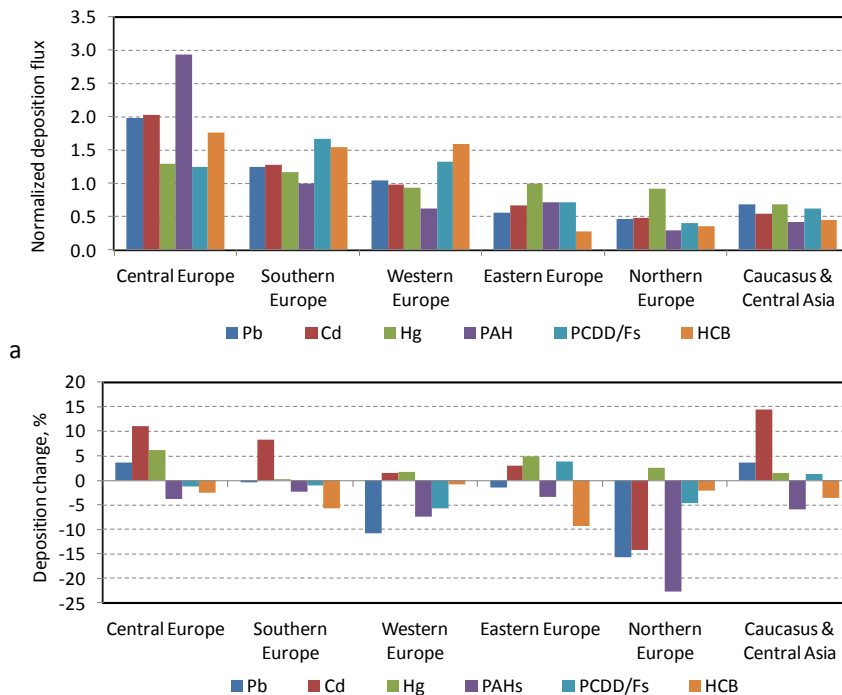
В данном разделе представлена обобщенная информация об уровнях загрязнения по рассматриваемым загрязнителям (Pb, Cd, Hg, ПАУ, ПХДД/Ф, ГХБ) в 2021 г. в регионе ЕМЕП. Средние концентрации в воздухе и потоки выпадений оцениваются для шести субрегионов домена ЕМЕП - Западной Европы, Южной Европы, Северной Европы, Восточной Европы, Центральной Европы, Кавказа и Центральной Азии (рис. 2.8). Для общей характеристики загрязнения субрегионов потоки выпадений тяжелых металлов и СОЗ были нормированы с помощью деления на среднее значение выпадений и приведены к безразмерному виду (рис. 2.9а). Наиболее высокие относительные уровни загрязнения отмечены для Центральной Европы. Для этого субрегиона характерны самые высокие уровни содержания Pb, Cd, Hg, ПАУ и ГХБ по сравнению с другими субрегионами. Самые низкие уровни загрязнения получены для Северной Европы, Кавказа и Центральной Азии.

Изменение уровня загрязнения (X) в текущем и предыдущем году, вызванное межгодовой изменчивостью метеорологических условий, рассчитывается как относительная разница между 2021 и 2020 годами по следующей формуле:

$$\Delta = \frac{(X_{2021} - X_{2020})}{X_{2020}} \cdot 100\%$$

Положительное значение изменения свидетельствует об увеличении уровня загрязнения с 2020 по 2021 год, и наоборот. Аналогичный подход был применен для характеристики изменений концентраций в воздухе, выпадений и трансграничных потоков отдельных загрязняющих веществ, описанных в разделах 2.4.2 - 2.4.6. Большинство изменений находится в пределах от -10% до 5% (рис. 2.9б). Наибольшие изменения выпадений в период с 2020 по

2021 г. произошли в Северной Европе. Для этого субрегиона получено наибольшее снижение выпадений Pb, Cd и ПАУ. В субрегионе Центральной Европы выпадения тяжелых металлов увеличились на 4 - 11%, в то время как выпадения CO₃ несколько снизились. В Южной Европе, на Кавказе и в Центральной Азии потоки выпадений Cd увеличились на 8% и 15% соответственно. В Западной Европе выпадение Pb уменьшилось на 11%.



б

Рис. 2.9. Нормированный средний поток выпадений в 2021 г. (а) и относительные изменения выпадений тяжелых металлов и CO₃ между 2021 и 2020 гг. (б) в субрегионах региона ЕМЕП.

2.4.2. Свинец

Свинец находится в атмосфере в составе аэрозольных частиц. Промышленный сектор является основным источником антропогенных выбросов свинца в регионе ЕМЕП, за ним следуют автомобильный транспорт и бытовое отопление. Свинец оказывает вредное воздействие на мозг и нервную систему человека, повышает риск повышения артериального давления и повреждения почек, а также оказывает негативное влияние на плод (<https://www.who.int/news-room/fact-sheets/>).

Концентрации в воздухе

На основной части домена ЕМЕП среднегодовые концентрации Pb в воздухе в 2021 году варьировали от 0,3 до 20 нг/м³ (рис. 2.10а). Более низкие уровни наблюдались над Скандинавским полуостровом, севером России и арктическими районами. В регионах, подверженных значительным выбросам (например, южная часть Польши, северная часть Италии), концентрации превышали 20 нг/м³. Центральная Европа характеризуется самыми высокими пространственно средними концентрациями (около 3,5 нг/м³) в 2021 году (рис. 2.10б). Самые низкие концентрации наблюдаются в Северной Европе (около 0,4 нг/м³) и

Восточной Европе (около $0,7 \text{ нг/м}^3$). Относительно низкие среднегодовые концентрации в субрегионе Восточной Европы обусловлены низкими концентрациями над Россией. В других частях Восточной Европы концентрации сопоставимы с концентрациями в других субрегионах.

Смоделированные среднегодовые концентрации Pb в целом согласуются с уровнями, наблюдаемыми на станциях ЕМЕП. В среднем модель незначительно (на 7%) завышает наблюдаемые концентрации. На большинстве станций (76%) разница между смоделированными и наблюдаемыми уровнями находится в пределах двух раз. Коэффициент пространственной корреляции составляет около 0,7, что означает, что модель в целом воспроизводит основные пространственные градиенты концентраций Pb в воздухе. Однако на отдельных станциях разница между смоделированными и наблюдаемыми концентрациями Pb в воздухе может существенно отличаться от среднего значения. Более подробная информация об оценке результатов моделирования в сравнении с данными измерений представлена в Приложении А.

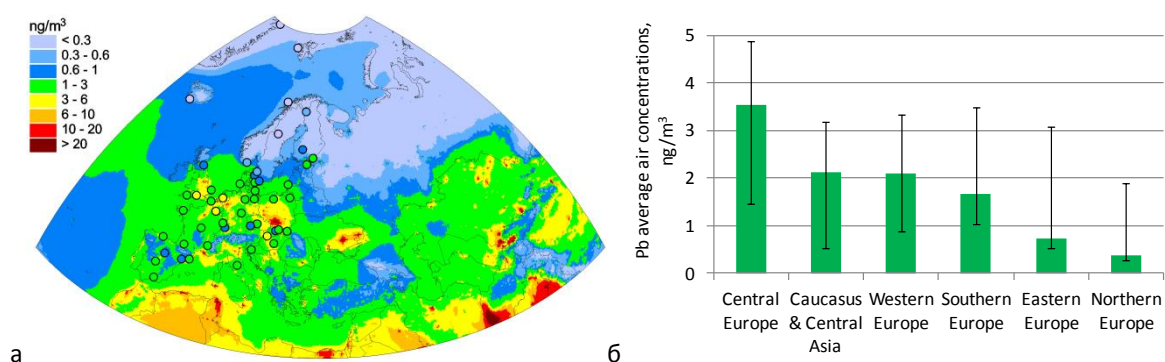


Рис. 2.10. Среднегодовые концентрации Pb в воздухе (кружками на карте показаны наблюдаемые значения в той же цветовой шкале) (а) и средние концентрации Pb в воздухе в субрегионах ЕМЕП (б) в 2021 году. Усы показывают диапазон концентраций в отдельных странах субрегиона, нг/м^3 .

Поток суммарных выпадений Pb в 2021 г. заметно варьировал между наименее загрязненными районами ($0,1-0,2 \text{ кг/км}^2$ в год) в Арктике, над Скандинавией и западной частью Центральной Азии и наиболее загрязненными ($1,5-2 \text{ кг/км}^2$ в год) на юге Польши (рис. 2.11а). Наибольший пространственно-средний поток выпадений оценен для Центральной Европы ($0,55 \text{ кг/км}^2$ в год) и Южной Европы ($0,35 \text{ кг/км}^2$ в год) (рис. 2.11б). Северная Европа и Восточная Европа были субрегионами с наименьшим пространственно средним выпадением Pb ($0,1$ и $0,15 \text{ кг/км}^2$ в год соответственно). Около трех четвертей суммарных выпадений приходится на поток влажных выпадений, а оставшаяся доля - на сухие выпадения. Однако эти соотношения могут заметно отличаться в домене ЕМЕП в зависимости от пространственного распределения атмосферных осадков и почвенно-растительного покрова.

Модель имеет тенденцию к недооценке потоков Pb при влажном выпадении. По сравнению с наблюдаемыми уровнями, смоделированные влажные выпадения в 2021 году примерно на 40% ниже. Недооценка отмечается в Скандинавском регионе и некоторых странах Центральной Европы. Тем не менее, примерно на 60% станций модель согласуется с наблюдениями в

пределах различий не более двух раз. Более подробно результаты оценки модели описаны в Приложении А.

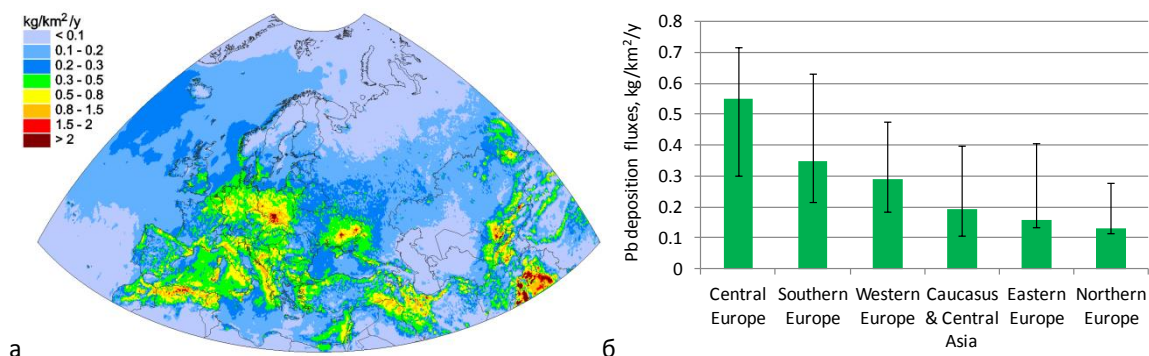


Рис. 2.11. Годовой суммарный поток Pb в выпадениях (а) и средние суммарные потоки выпадений Pb в субрегионы ЕМЕП (б) в 2021 году. Усы показывают диапазон средних концентраций по странам в каждом субрегионе, кг/км² в год.

Потоки выпадений зависят от ряда факторов, таких как атмосферные осадки и их устойчивость, особенности подстилающей поверхности, пространственное распределение и величина источников выбросов. В расчетах учитываются три группы источников: антропогенные выбросы стран ЕМЕП, вторичные выбросы (ветровая ресуспензия пылевых частиц, содержащих природные концентрации металлов, а также концентрации, обусловленные поступлением из атмосферы) и вклад источников, расположенных за пределами стран ЕМЕП (источники стран, не входящих в ЕМЕП).

Пространственное распределение выпадений, вызванных антропогенными выбросами стран ЕМЕП, коррелирует с распределением источников выбросов. Наибольшие потоки выпадений связаны с регионами с наибольшими антропогенными выбросами, например, с югом Польши, северо-западом Германии, некоторыми регионами Балкан, восточной частью Европы и Центральной Азии. Однако пространственное распределение выпадений более плавное, чем распределение выбросов (рис. 2.6а), что обусловлено атмосферным рассеиванием эмитированных загрязняющих веществ. Кроме того, повышенные потоки выпадений отмечаются в регионах со значительными атмосферными осадками (рис. 2.12), например, на северном побережье Турции. Пространственно средний вклад антропогенных выбросов изменялся от 30% в Южной Европе до почти 60% в Восточной Европе (рис. 2.12d).

Длительное накопление тяжелых металлов, в том числе Pb, за счет поступления из атмосферы приводит к обогащению естественного уровня тяжелых металлов в почвах. Ветровой подъем частиц почвы и пыли, обогащенных тяжелыми металлами, является одним из источников атмосферных выбросов. Поэтому наибольшая ветровая ресуспензия наблюдается в регионах с большим естественным содержанием тяжелых металлов в почвах или в регионах значительных антропогенных выбросов и многолетних выпадений. Так значительные уровни выпадений в результате ветровой ресуспензии получены для Центральной Европе (Германия, Польша), Италии, южной части Франции. В Центральной Европе поток выпадений из вторичных источников наиболее высок (около 0,2 кг/км² в год). Наибольший относительный вклад вторичных источников в уровни загрязнения (около 60%) отмечен в Северной Европе. Это

объясняется низкими антропогенными выбросами в этом субрегионе и атмосферным переносом из соседних субрегионов, где вторичные источники значительны. Заметные потоки выпадений ($0,1 - 0,2 \text{ кг/км}^2/\text{г}$) над Атлантикой обусловлены ветровым подъемом морских аэрозолей, содержащих растворенные в воде тяжелые металлы.

Вклад источников Pb, не относящихся к ЕМЕП, относительно невелик по сравнению с вкладом антропогенных и вторичных источников и составляет от 6% в Центральной Европе до почти 30% в Южной Европе (рис. 2.12г). Относительно высокий вклад источников, не входящих в ЕМЕП, в субрегионе Южной Европы объясняется атмосферным переносом антропогенных и вторичных выбросов из Северной Африки и Азии. Повышенное выпадение Pb в западной части домена ЕМЕП объясняется межконтинентальным переносом через западную границу домена.

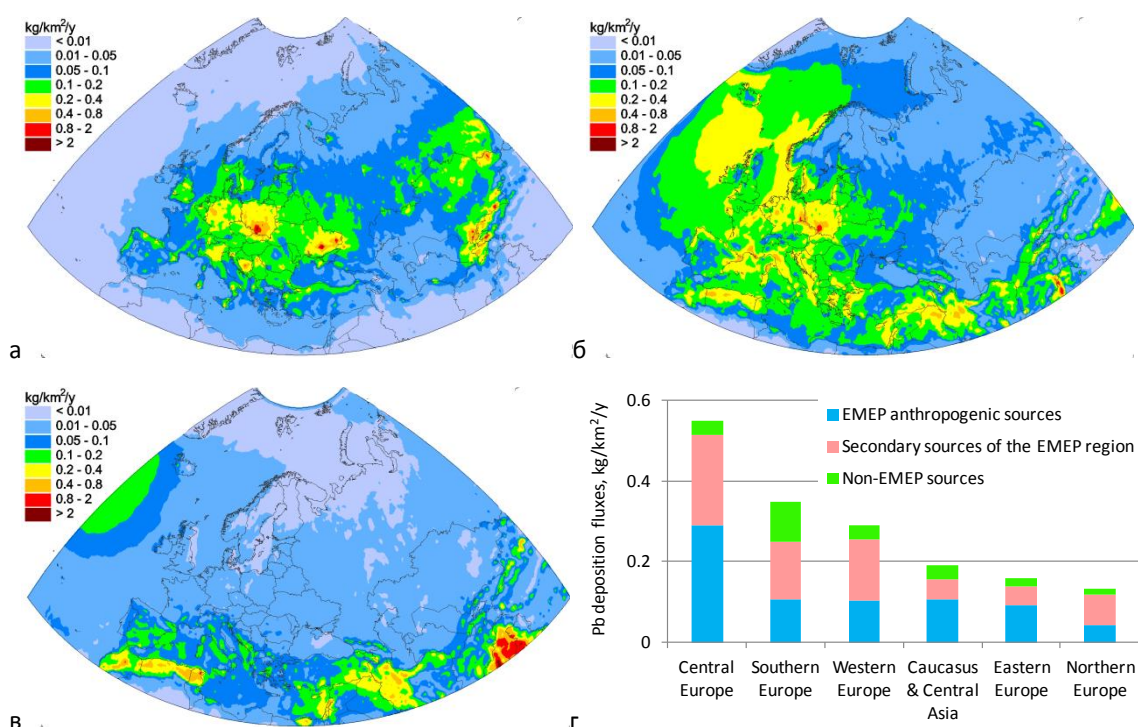


Рис. 2.12. Годовые выпадения Pb в 2021 г. из антропогенных источников ЕМЕП (а), вторичных источников (ветровая ресуспензия) (б) и источников, не входящих в ЕМЕП (в), и средние потоки выпадений от этих источников в субрегионы ЕМЕП (г), кг/км^2 в год.

Изменение уровня загрязнения в период с 2020 по 2021 гг.

В данном разделе описаны изменения среднегодовых концентраций Pb в воздухе и суммарных потоков выпадений с 2020 по 2021 год. Концентрации Pb в 2021 г снизились в большинстве стран ЕМЕП (рис. 2.13а). Значительное снижение (на 20-50%) концентраций в воздухе произошло над южной частью Норвегии, центральной частью Франции, восточной частью Германии, на обширных территориях в восточной части Европы. В среднем по субрегиону Западной Европы наблюдалось наибольшее (почти на 20%) снижение концентраций Pb в воздухе (рис. 2.13б). Значительное снижение было также получено для Центральной Европы,

Восточной Европы и Северной Европы. Средние концентрации в субрегионе Кавказа и Центральной Азии практически не изменились. Несмотря на среднее снижение концентраций Pb в субрегионе Южной Европы, в некоторых странах, например, в Испании, Португалии и Греции, они увеличились (рис. 2.13а).

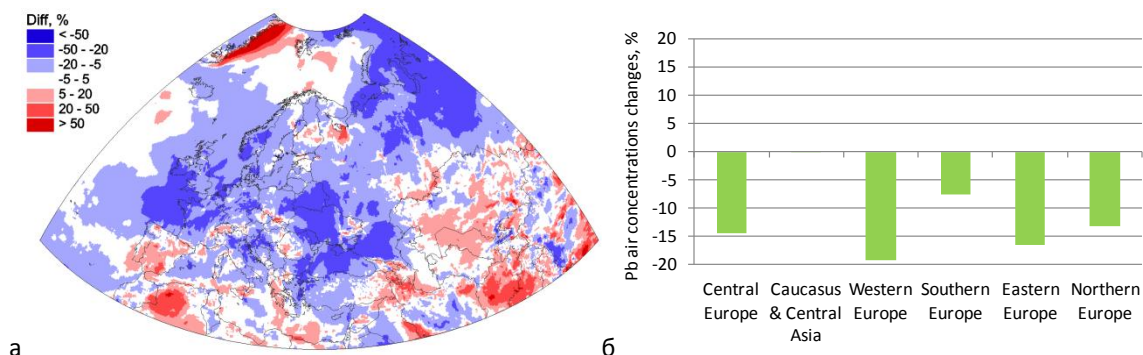


Рис. 2.13. Относительные изменения концентраций Pb в воздухе в связи с изменением метеорологических условий над доменом ЕМЕП (а) и в субрегионах ЕМЕП (б) в период с 2020 по 2021 гг.

Пространственное распределение изменений выпадений характеризуется большой изменчивостью. Снижение потока выпадений в 2021 г. отмечено в Ирландии, западных районах Франции и Великобритании, Дании, южных районах Скандинавского полуострова, северо-восточной части Польши. Увеличение выпадений произошло в некоторых регионах Скандинавского полуострова, над центральной частью Европы, западной и центральной частями Балканского региона. Для стран восточной части региона ЕМЕП и Центральной Азии характерны прерывистые области увеличения и уменьшения выпадений Pb в 2021 году. В среднем наибольшее снижение выпадений (15%) произошло в субрегионе Северной Европы, за которым следует субрегион Западной Европы (10%) (рис. 2.14). Для остальных субрегионов средние изменения находятся в пределах $\pm 5\%$.

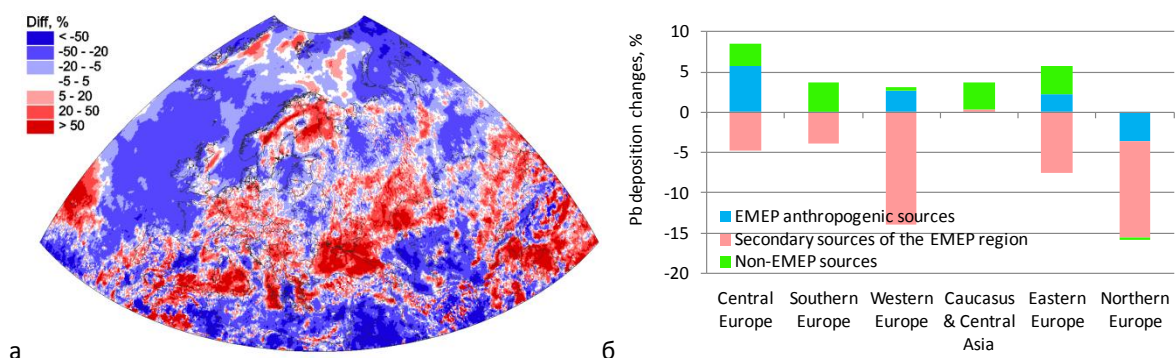


Рис. 2.14. Относительные изменения суммарных выпадений Pb вызванных изменением метеорологических условий над доменом ЕМЕП (а) и в субрегионах ЕМЕП (б) в период с 2020 по 2021 гг.

Поскольку расчеты для 2021 года проводились с использованием тех же данных о выбросах, что и в расчетах для 2020 год, изменения между результатами моделирования объясняются межгодовой изменчивостью метеорологических условий. Эта изменчивость влияет на уровень

загрязнения как непосредственно через изменение количества осадков, характера переноса и т.д., так и опосредованно через влияние на происхождение ветровой ресуспензии.

На рис. 2.14б изменения суммарных выпадений в субрегионах ЕМЕП представлены в виде вклада антропогенных источников ЕМЕП, вторичных источников и источников, не входящих в ЕМЕП. Только в Северной Европе наблюдаются отрицательные изменения всех трех компонентов. На Кавказе и в Центральной Азии вклад не входящих в ЕМЕП источников увеличился, а изменения остальных компонентов незначительны. В большинстве субрегионов отмечается значительное снижение вклада вторичных источников.

Уменьшение выпадений от вторичных источников в Центральной, Южной, Западной и Восточной Европе обусловлено снижением ветрового подъема в этих субрегионах, что, в свою очередь, объясняется увеличением количества осадков (рис. 2.12). Увеличение годовых сумм осадков привело также к увеличению выпадения осадков из антропогенных источников в этих субрегионах. Уменьшение потока ветрового подъема и более интенсивное влажное выведение Pb в этих субрегионах привели к снижению его переноса в субрегион Северной Европы. Таким образом, выпадения из этих двух типов источников в Северной Европе уменьшились. Кроме того, в 2021 г. по сравнению с 2020 г. характер атмосферного переноса благоприятствовал более интенсивному переносу за пределы Северной Европы. Если на большей части Европы количество осадков увеличилось, то в африканской и азиатской частях области (Ливия, Иран, Ирак, Афганистан и др.) произошло значительное уменьшение осадков. Это привело к увеличению атмосферного переноса эмитированного в этих странах Pb в страны ЕМЕП, что привело к увеличению выпадений от источников, не входящих в ЕМЕП, в большинстве субрегионов.

Трансграничный перенос

Антропогенные выпадения на территории стран ЕМЕП складываются из двух компонентов: выпадения от национальных источников выбросов (собственные выпадения) и выпадения, обусловленные источниками выбросов зарубежных стран (трансграничные). В 2021 году наибольший пространственно-средний поток выпадений Pb из антропогенных источников отмечен для Польши ($0,4 \text{ кг/км}^2$ в год), за которой следуют Словакия и Босния и Герцеговина (рис. 2.15а). Вклад трансграничного потока сильно различается между странам ЕМЕП: от 17% в Великобритании до почти 100% в Монако и Лихтенштейне. В 40 странах из 51 вклад трансграничного переноса превышает 50%, а в 29 странах он превышает 75%. Вклад трансграничного переноса в выпадения в странах зависит от ряда факторов, таких как соотношение выбросов в данной стране и соседних странах, размер территории страны, преобладающее направление движения воздушных масс.

Изменения метеорологических условий влияют на трансграничные и собственные потоки выпадений Pb. Изменение антропогенных выпадений в период с 2020 по 2021 год в большинстве стран ЕМЕП находилось в пределах $\pm 20\%$ (рис. 2.15б). Наибольший прирост (около 30%) антропогенных выпадений произошел в Бельгии. Увеличение отмечается как для собственных, так и для трансграничных компонентов антропогенных выпадений. Причиной

этого является увеличение количества осадков в Бельгии, сопровождающееся ростом атмосферного переноса из основных стран-доноров трансграничного загрязнения Бельгии, таких как Германия, Франция, Нидерланды и Великобритания. Существенное снижение антропогенных выпадений произошло в Туркменистане (40%), на Кипре (36%) и в Норвегии (28%). Снижение антропогенного выпадения в Туркменистане обусловлено в основном двукратным уменьшением сумм осадков. Снижение выпадений на Кипре обусловлено сочетанием двух факторов - уменьшением количества осадков и снижением переноса из Турции, которая являлась основным источником трансграничного загрязнения Кипра Pb. Аналогичное сочетание факторов обусловило снижение антропогенного выпадения Pb в Норвегии.

Изменения метеорологических условий в период с 2020 по 2021 гг. привели к изменению концентраций, выпадений и трансграничных потоков Pb в странах региона ЕМЕП. Изменения были вызваны прямым влиянием межгодовой изменчивости метеорологических параметров (например, осадков, характера атмосферного переноса) и воздействием на поток ветровой ресуспензии. В среднем изменения составили около 20%, однако пространственная изменчивость изменений значительна.

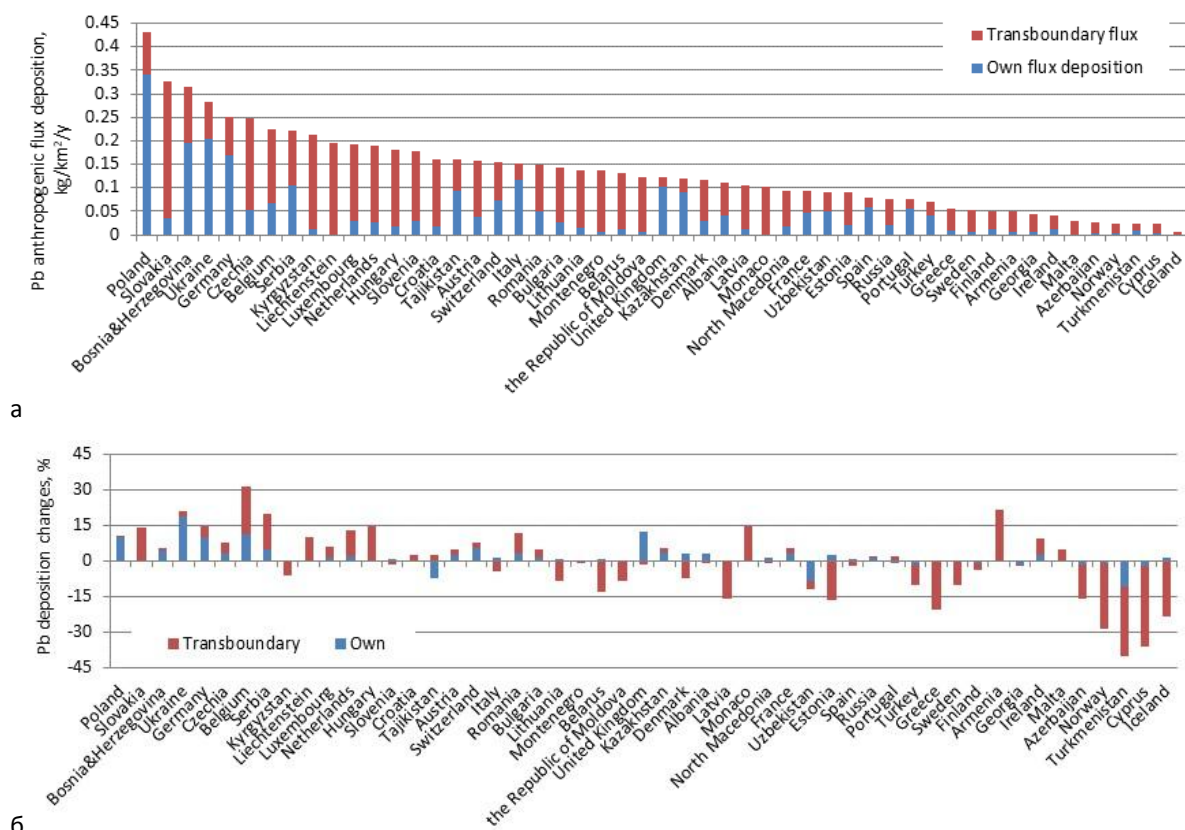


Рис. 2.15. Усредненный по пространству поток выпадений Pb в странах ЕМЕП из национальных и зарубежных источников в 2021 году (а) и относительное изменение потоков выпадений между 2020 и 2021 годами (б).

2.4.3. Кадмий

Кадмий в атмосфере находится в связанном состоянии с аэрозольными частицами. Основными секторами антропогенных выбросов Cd в регионе ЕМЕП являются промышленность, производство электроэнергии и сжигание топлива в жилых домах. Однако в отдельных странах вклад других секторов также может быть значительным. Кадмий - токсичный элемент, известный своим вредным воздействием на почки, скелетную и дыхательную системы человека и классифицируемый как канцероген.

Концентрации в воздухе

Годовые смоделированные и наблюдаемые концентрации Cd в атмосфере в 2021 г. в основном варьировали от 0,01 до 0,5 нг/м³ на большей части территории стран ЕМЕП (рис. 2.16а). Области относительно высоких концентраций Cd (>0,3 нг/м³) имели место в северо-западной части Германии, юго-западной части Польши, на севере Сербии и в ряде пунктов восточной части Европы и Центральной Азии. В целом смоделированные концентрации в воздухе несколько выше наблюдаемых (примерно на 40%). Самые низкие уровни отмечены в Исландии, над Скандинавским полуостровом, арктическими и сибирскими регионами России, большей частью Средней Азии и Турцией. Центральная Европа характеризуется самыми высокими средними пространственными концентрациями Cd в воздухе (0,14 нг/м³) в 2021 году (рис. 2.16б). Средние концентрации в этом субрегионе примерно в два раза выше, чем в субрегионах Западной Европы и Южной Европы. Однако следует отметить, что для субрегиона Западной Европы характерна наибольшая вариабельность средних концентраций по странам.

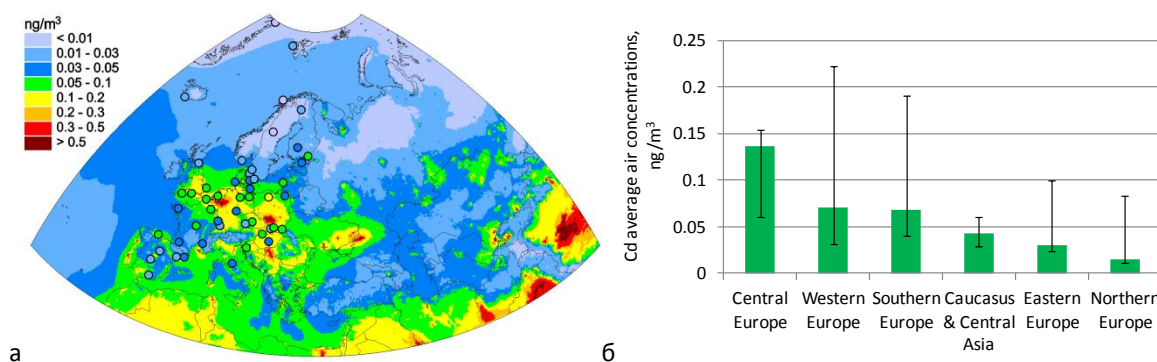


Рис. 2.16. Среднегодовые концентрации Cd в воздухе (кружки на карте показывают наблюдаемые значения в той же цветовой шкале) (а) и средние концентрации Cd в воздухе в субрегионах ЕМЕП (б) в 2021 году, нг/м³. Усы показывают диапазон средних концентраций по странам в каждом субрегионе.

Потоки выпадений

Суммарные потоки выпадений Cd варьировали от 5 до 100 г/км² в год на большей части территории стран ЕМЕП в 2021 году. К районам наиболее значительного (>60 г/км² в год) выпадения Cd относятся западная часть Германии и южная часть Польши (рис. 2.17а). Это коррелирует с тем, что самый высокий пространственно-средний поток выпадений (23 г/км² в

год) был рассчитан для субрегиона Центральной Европы. Другими областями со значительными потоками выпадения Cd являются Балканский регион (Босния и Герцеговина, Сербия, Словения) и восточная часть региона ЕМЕП (рис. 2.17а). Наименьшее количество выпадений отмечено в субрегионе Северной Европы (около 5 г/км²/г), в частности, в северных странах, таких как Исландия, Норвегия, Финляндия и Швеция. Низкие выпадения также наблюдаются на большей части территории России и в регионе Центральной Азии.

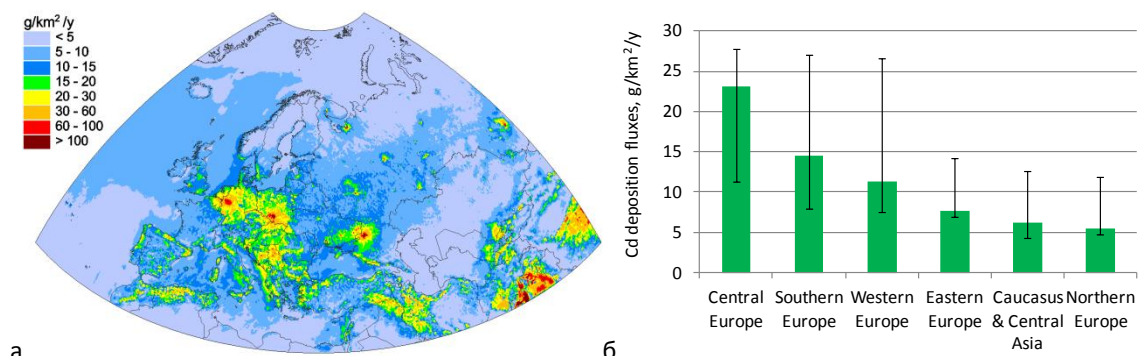


Рис. 2.17. Годовой суммарный поток выпадений Cd (а) и средние суммарные потоки выпадений Cd в субрегионы ЕМЕП (б) в 2021 году. Усы показывают диапазон средних концентраций по странам в каждом субрегионе, г/км² в год.

Потоки выпадений Cd формируются за счет антропогенных источников ЕМЕП, вторичных источников и источников, не входящих в ЕМЕП. Пространственное распределение выпадений от антропогенных источников стран ЕМЕП (рис. 2.18а) коррелирует с распределением антропогенных выбросов (рис. 2.6б). В частности, значительные потоки выпадений от антропогенных источников в Центральной Европе, над Балканами и в странах Восточной Европы объясняются расположением источников выбросов в этих регионах. Однако благодаря действию метеорологических факторов, в первую очередь ветра и атмосферных осадков, поле потоков выпадений является более плавным по сравнению с полем выбросов. Потоки антропогенных выпадений над морскими акваториями обусловлены в основном атмосферным переносом, поскольку вклад судоходства в выбросы тяжелых металлов относительно невелик. Наибольший вклад антропогенных источников ЕМЕП в суммарные выпадения как в относительном (почти 80%), так и в абсолютном (около 18 г/км²/г) выражении отмечен для субрегиона Центральной Европы (рис. 2.18д). Наименьший относительный вклад (около 40%) имел место в субрегионе Кавказа и Центральной Азии.

Вторичные источники приводят к повторному поступлению частиц почвы или пыли, содержащих кадмий, с поверхности земли в атмосферу. Наибольшее вторичное поступление происходило в районах, где концентрация Cd в почве или пыли значительна по естественным причинам или обогащена в результате длительного накопления антропогенных выпадений. Это привело к относительно высоким (5-10 г/км²/г) потокам выпадений от вторичных источников в северо-западной части Германии, юго-восточной части Польши, южной части Франции, в Италии и на юго-востоке Турции (рис. 2.18б). Кроме того, аналогичные уровни потоков были отмечены над Северной Атлантикой. Они обусловлены вторичным поступлением Cd с морскими брызгами и последующим вымыванием атмосферными осадками. Засушливый климат способствует большому повторному выносу Cd из пустынных районов Центральной

Азии. Однако из-за малого количества осадков поток выпадения Cd от вторичных источников в этом регионе относительно невелик. Наибольший пространственно-средний поток выпадений от вторичных источников имел место в Западной Европе. Наибольший (около 35%) относительный вклад вторичных источников был рассчитан для субрегиона Северной Европы. Поскольку вторичное поступление Cd в Северной Европе относительно невелико, высокая доля вторичных источников обусловлена атмосферным переносом из других субрегионов и низким влиянием антропогенных источников и источников, не относящихся к ЕМЕП.

Источники, не относящиеся к ЕМЕП, затронули в основном южные регионы области ЕМЕП. Значительные потоки выпадений (5 - 15 г/км² в год), вызванные не входящими в ЕМЕП источниками, наблюдались в Испании, Италии, Греции, Боснии и Герцеговине, Албании, Черногории, Болгарии, Турции, Таджикистане, южных районах Туркменистана и Казахстана (рис. 2.18в). Еще более высокие уровни (15 - 50 г/км²/г) на юго-востоке Турции объясняются сочетанием близости значительных источников, не относящихся к странам ЕМЕП, и большого количества осадков. Аналогичные уровни выпадения вдоль Кавказского хребта были вызваны большим количеством осадков. Южная Европа, Кавказ и Центральная Азия характеризуются наибольшим (около 40%) вкладом источников, не относящихся к странам ЕМЕП, в суммарные выпадения Cd.

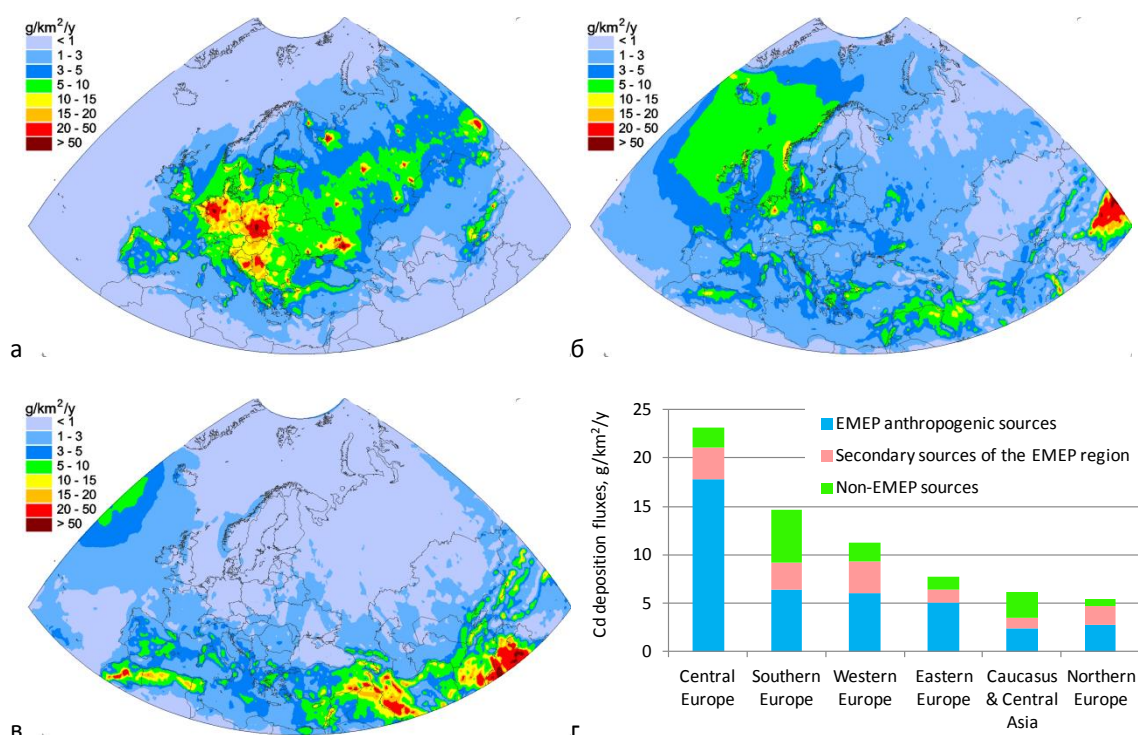


Рис. 2.18. Годовые выпадения Cd в 2021 г. из антропогенных источников ЕМЕП (а), вторичных источников (ветровая ресуспензия) (б) и источников, не входящих в ЕМЕП (в), и средние потоки выпадений от этих источников в субрегионы ЕМЕП (г), г/км² в год.

Изменение уровня загрязнения в период с 2020 по 2021 гг.

Изменения среднегодовых концентраций в странах ЕМЕП под влиянием метеорологической изменчивости в период с 2020 по 2021 год находились в пределах $\pm 50\%$ (рис. 2.19а). В среднем снижение концентраций в воздухе происходило практически во всех субрегионах ЕМЕП, за исключением Кавказа и Центральной Азии (рис. 2.19б). Наибольшее снижение (14%) произошло в субрегионе Восточной Европы. В Западной и Северной Европе среднее снижение составило около 7%. На основной территории Франции, Великобритании и Швеции изменение концентрации в воздухе составило от -5% до -20%. В Финляндии концентрация уменьшилась в южной части страны и увеличилась в центральной. В остальных субрегионах изменения находятся в пределах $\pm 5\%$. Тем не менее, в отдельных странах изменения могут превышать указанные пределы.

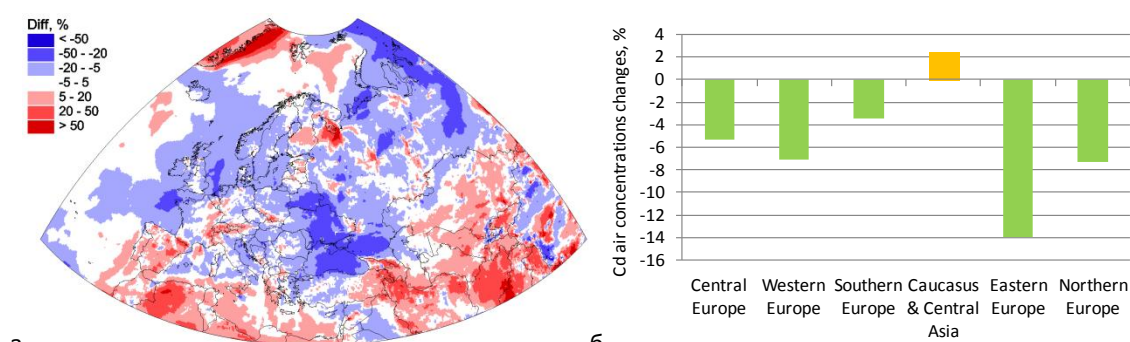


Рис. 2.19. Относительные изменения концентраций Cd в воздухе в связи с изменением метеорологических условий в домене ЕМЕП (а) и в субрегионах ЕМЕП (б) в период с 2020 по 2021 гг.

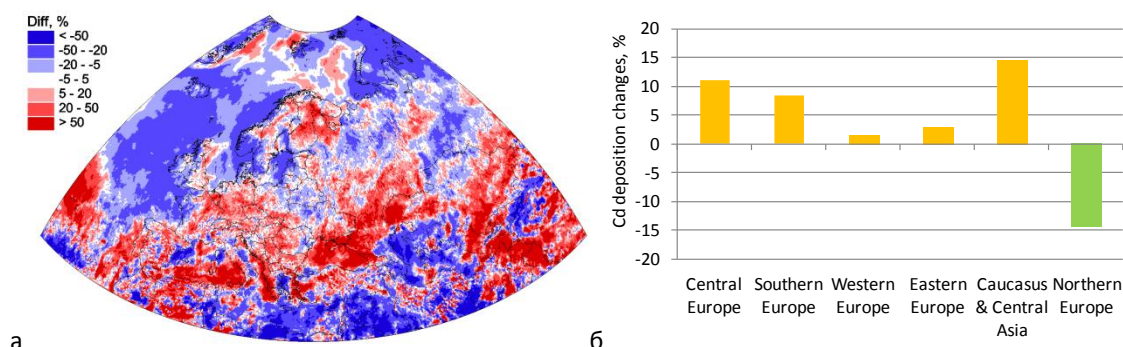


Рис. 2.20. Относительные изменения суммарных выпадений Cd в связи с изменением метеорологических условий в домене ЕМЕП (а) и в субрегионах ЕМЕП (б) в период с 2020 по 2021 гг.

Выпадение Cd в 2021 году увеличилось в большинстве стран и субрегионов ЕМЕП (рис. 2.20). На большей части территории стран ЕМЕП изменения в выпадениях Cd варьировали от -50% до 50% (рис. 2.20а). Потоки выпадений увеличились в ряде стран центральной Европы, таких как Германия, Польша, Чехия и Словакия. Среднее пространственное увеличение выпадений в Центральной Европе составило около 10% (рис. 2.20б). Другим субрегионом со значительным (15%) увеличением выпадений является Кавказ и Центральная Азия. В этом субрегионе наиболее заметный прирост произошел в Грузии, Таджикистане, на большей части территории Казахстана и в южной части Узбекистана. В то же время выпадение уменьшилось в юго-западной части Казахстана, на севере Узбекистана и на большей части территории

Туркменистана. Для Северной Европы характерно общее снижение выпадений почти на 15%. Это снижение ярко выражено в Исландии, Дании, южных районах Норвегии, Швеции и Финляндии. Однако в центральной и северной частях Финляндии, а также в северной части Норвегии выпадения Cd увеличились до 50%.

Трансграничный перенос

Пространственно средний поток выпадений Cd в страны ЕМЕП от антропогенных источников варьировал от 0,2 г/км² в год (Исландия) до примерно 20 г/км² в год (Сербия, Польша, Словакия) (рис. 2.21а). Этот поток состоит из двух составляющих: выпадения от национальных источников выбросов (собственный поток выпадений) и выпадения от зарубежных источников выбросов (трансграничный поток). Вклад трансграничного переноса в антропогенное выпадение Cd в 2021 году варьировал от примерно 20% (Великобритания, Испания, Португалия) до почти 100% (Монако, Лихтенштейн, Исландия). В 39 странах из 51 вклад трансграничного переноса в загрязнение от антропогенных источников превышал 50%, а в 15 странах - 75%. В связи с межгодовой изменчивостью метеорологических условий собственные и трансграничные выпадения в странах ЕМЕП изменялись. Наибольший рост отмечен для Бельгии (около 40%), затем следуют Армения и Люксембург (примерно по 15%). Наибольшее снижение произошло в Туркменистане (32%), Норвегии и Исландии (по 26%), а также на Кипре (25%). Причины изменений аналогичны таковым для Pb (раздел 2.4.2).

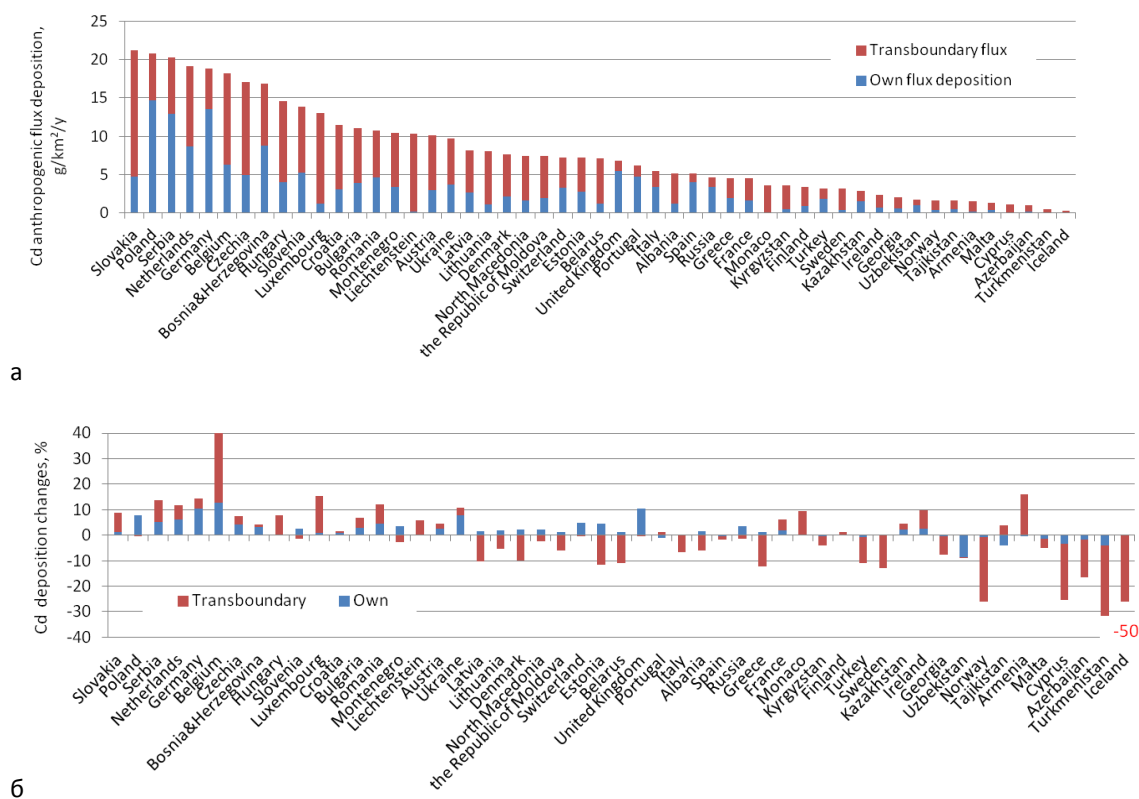


Рис. 2.21. Усредненный по пространству поток выпадений Cd в странах ЕМЕП от национальных и зарубежных источников в 2021 году (а) и относительное изменение потоков выпадений между 2020 и 2021 годами (б).

В связи с межгодовой изменчивостью метеорологических условий в период с 2020 по 2021 год уровни загрязнения Cd в регионе ЕМЕП изменялись. В среднем изменения в отдельных странах находились в пределах $\pm 15\%$. Однако региональные различия в концентрациях, выпадениях и трансграничных потоках между 2020 и 2021 годами могут быть значительно больше.

2.4.4. Ртуть

Ртуть является токсичным загрязнителем, способным переноситься на большие расстояния, накапливаться в экосистемах и приводить к неблагоприятным последствиям для здоровья человека и биоты. Ртуть присутствует в свободной и нижней тропосфере в основном в газообразной элементарной форме (Hg^0) с небольшим вкладом окисленных форм (Hg^{II}). Кроме того, выпадения ртути определяются Hg^{II} , которые непосредственно выбрасываются из антропогенных источников и образуются химическим путем в атмосфере из Hg^0 , а также воздушно-растительным обменом Hg^0 . Таким образом, выпадение ртути зависит от ряда факторов, включая пространственную структуру антропогенных и природных выбросов, химический состав атмосферы, а также метеорологические условия.

Концентрации в воздухе

На большей части территории домена ЕМЕП концентрации Hg^0 в приземном слое изменялись от 1,4 до 3 $\text{нг}/\text{м}^3$ (рис. 2.22а). По сравнению с другими рассматриваемыми загрязнителями эта изменчивость невелика. Она объясняется большим временем жизни Hg в атмосфере, способствующим хорошему перемешиванию в глобальной атмосфере. Концентрации, превышающие 1,6 $\text{нг}/\text{м}^3$, имели место в южной и восточной частях региона, т.е. в Испании, Италии, Боснии и Герцеговине, Греции, Сербии, Болгарии и некоторых других странах.

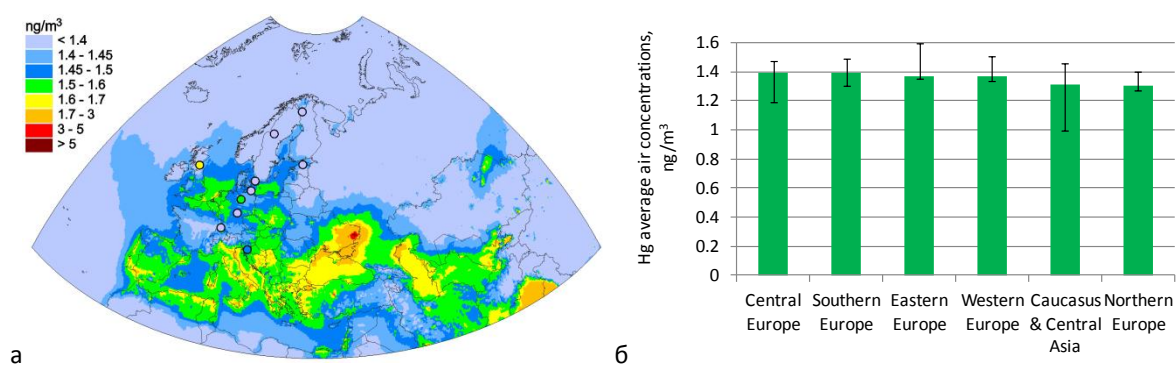


Рис. 2.22. Среднегодовые концентрации ртути в воздухе (кружки на карте показывают наблюдаемые значения в той же цветовой шкале) (а) и средние концентрации ртути в воздухе в субрегионах ЕМЕП (б) в 2021 году. Усы показывают диапазон средних концентраций по странам в каждом субрегионе, $\text{нг}/\text{м}^3$.

Кроме того, уровни, превышающие 1,6 $\text{нг}/\text{м}^3$, имели место над Каспийским морем. Уровни 1,5-1,6 $\text{нг}/\text{м}^3$ наблюдались над южной частью Северного моря, Бельгией, Нидерландами и юго-

западом Польши. Центральная и Южная Европа характеризовались наиболее высокими пространственно-средними концентрациями ртути, в то время как самые низкие уровни были отмечены в Северной Европе (рис. 2.22б). Моделируемые концентрации Hg в воздухе соответствуют наблюдаемым уровням со средним смещением 6%. Разница между смоделированными и наблюдаемыми концентрациями в воздухе для отдельных станций не превышает 25%.

Потоки выпадений

Годовые потоки Hg в выпадениях характеризуются гораздо большей пространственной изменчивостью по сравнению с концентрациями в воздухе. Относительно низкие потоки (менее 7 г/км² в год) имели место в центральной части Норвегии, на Балтийском море, на большей части Центральной Азии (рис. 2.23а). Относительно высокие потоки (> 16 г/км² в год) наблюдались в большинстве стран Центральной и Южной Евроверной части Норвегии, в Балканском регионе, южной части Турции и в восточноевропейских странах домена ЕМЕП (рис. 2.23б). В отличие от концентраций в воздухе, представленных в основном долгоживущей элементарной Hg⁰, потоки выпадений формируются короткоживущими окисленными формами Hg. Это обуславливает более высокую пространственную изменчивость выпадений Hg по сравнению с концентрациями Hg в воздухе. Относительно высокие потоки выпадений (10-20 г/км² в год) над арктическими водами Атлантического океана и Баренцева моря были обусловлены интенсивным окислением Hg⁰ во время атмосферных событий истощения ртути (AMDE). Однако следует отметить, что значительная часть Hg, выпавшей в результате AMDE, имеет тенденцию к обратному испарению в атмосферу. Наибольший пространственно усредненный поток выпадений отмечается в субрегионе Центральной Европы, за которым следует субрегион Южной Европы (рис. 2.23б). При этом субрегионы Южной и Восточной Европы характеризовались наибольшей изменчивостью потоков выпадений, усредненных по территории страны. Самые низкие выпадения были смоделированы для субрегиона Кавказа и Центральной Азии. Этот субрегион характеризуется относительно низкими выбросами (в среднем) и небольшими годовыми суммами атмосферных осадков. Соответствие между смоделированными и наблюдаемыми потоками влажных выпадений ртути находится в пределах различий не более 2 раз. Более подробная информация об оценке результатов моделирования в сравнении с данными наблюдений представлена в Приложении А.

На рис. 2.24 показаны пространственные распределения выпадений ртути от антропогенных и вторичных источников, а также от источников, не относящихся к странам ЕМЕП. Наибольший поток выпадений от антропогенных источников наблюдался в регионах с наибольшими выбросами, например, в юго-западной Польше, северо-западной Германии, Балканских странах, некоторых районах восточной части Европы (рис. 2.24а). Субрегион Центральной Европы характеризуется наибольшим средним потоком выпадений из антропогенных источников ЕМЕП (рис. 2.24г).

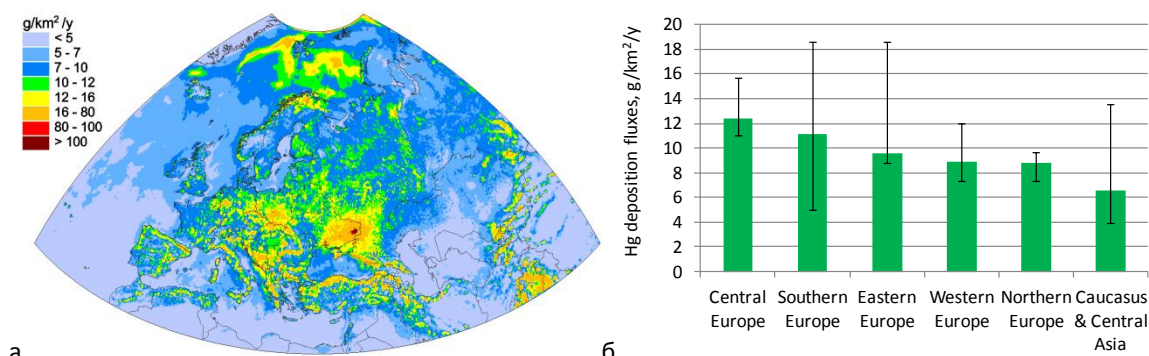


Рис. 2.23. Годовой суммарный поток выпадений Hg (а) и средние суммарные потоки Hg в субрегионы ЕМЕП (б) в 2021 году. Усы показывают диапазон средних концентраций по странам в каждом субрегионе, г/км² в год.

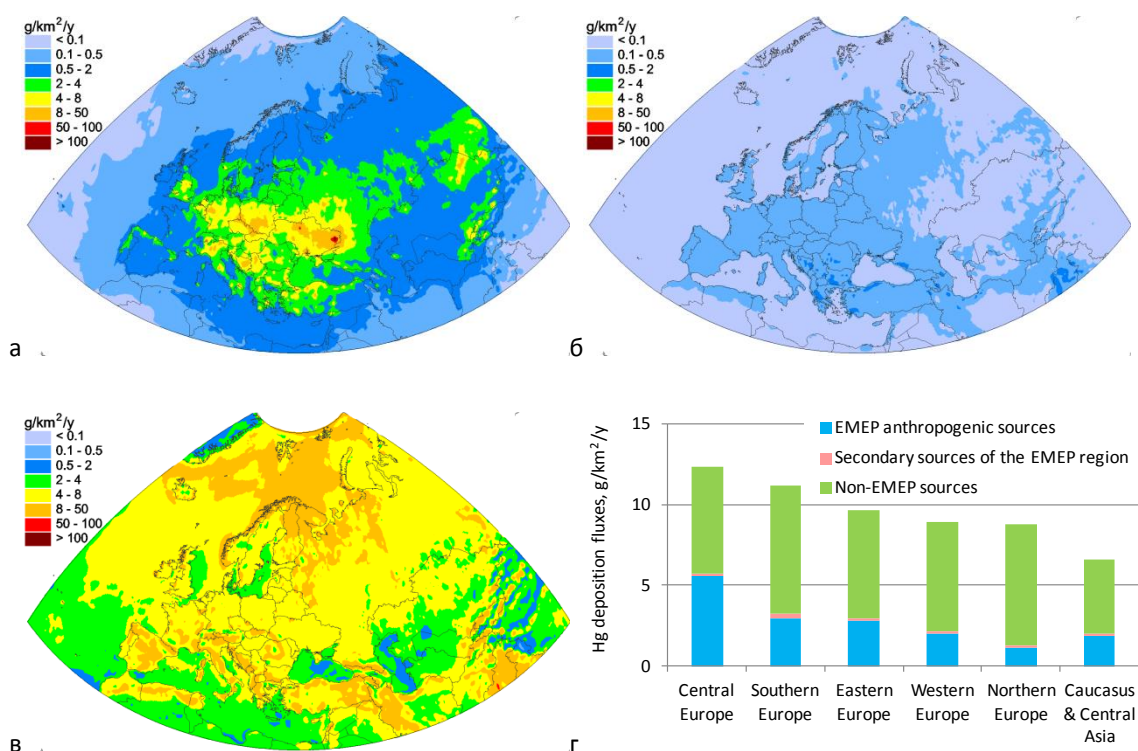


Рис. 2.24. Годовые выпадения ртути в 2021 г. из антропогенных источников ЕМЕП (а), вторичных источников ЕМЕП (природных и повторных выбросов) (б) и источников, не входящих в ЕМЕП (в), и средние потоки выпадений из этих источников в субрегионы ЕМЕП (г), г/км² в год.

Вклад источников, находящихся за пределами ЕМЕП, более равномерен по сравнению с антропогенными выпадениями от источников ЕМЕП. Это объясняется большим временем пребывания ртути в атмосфере. Элементарная ртуть, поступающая от источников, расположенных за пределами региона ЕМЕП, попадает в область ЕМЕП, хорошо перемешиваясь в тропосфере. Затем Hg⁰ окисляется и выпадает на поверхность с осадками (влажное выпадение) или в результате взаимодействия с подстилающей поверхностью (сухое выпадение). Таким образом, пространственное распределение выпадений Hg от источников за пределами ЕМЕП, отражает пространственное распределение химических реагентов, атмосферных осадков и особенности подстилающей поверхности. Наибольшее среднее региональное выпадение от источников за пределами ЕМЕП, отмечено в субрегионе Южной

Европы, что связано с более высоким уровнем окисления, затем в субрегионе Северной Европы, где выпадает большое количество осадков. Доля источников, не относящихся к ЕМЕП, варьировала от 54 до 86%. Однако следует отметить, что из-за длительного пребывания ртути в атмосфере источники, не входящие в ЕМЕП, могут содержать некоторую долю поступления ртути из антропогенных источников ЕМЕП, которая была вынесена за пределы региона, смешалась с поступлениями из других антропогенных источников и была перенесена обратно в регион в составе источников, не входящих в ЕМЕП. Природная или ре-эмитированная ртуть попадает в атмосферу в виде долгоживущей Hg^0 . Поэтому после выброса она быстро покидает область ЕМЕП, и, следовательно, вклад вторичных источников ртути в страны ЕМЕП невелик (1-3%).

Изменение уровня загрязнения в период с 2020 по 2021 гг.

Изменения концентраций ртути в воздухе, связанные с межгодовой изменчивостью метеорологических условий в период 2020-2021 гг. в большинстве стран ЕМЕП находились в пределах $\pm 3\%$ (рис. 2.25а). Увеличение концентраций происходило в Финляндии, некоторых регионах Франции, Германии, Чехии, Польши и на значительных территориях Восточной Европы. Снижение концентраций отмечалось над Скандинавским полуостровом, Балканским регионом, Средиземным, Черным морями и Арктикой. Пространственно усредненные изменения концентраций в субрегионах ЕМЕП не превышали $\pm 1\%$ (рис. 2.25б).

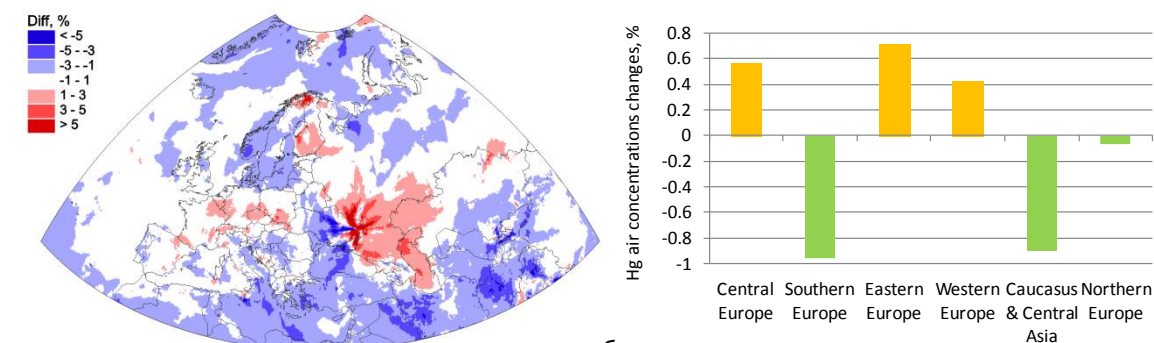


Рис. 2.25. Относительные изменения концентраций Hg в воздухе, вызванные изменением метеорологических условий в домене ЕМЕП (а) и в субрегионах ЕМЕП (б) в период 2020-2021 гг..

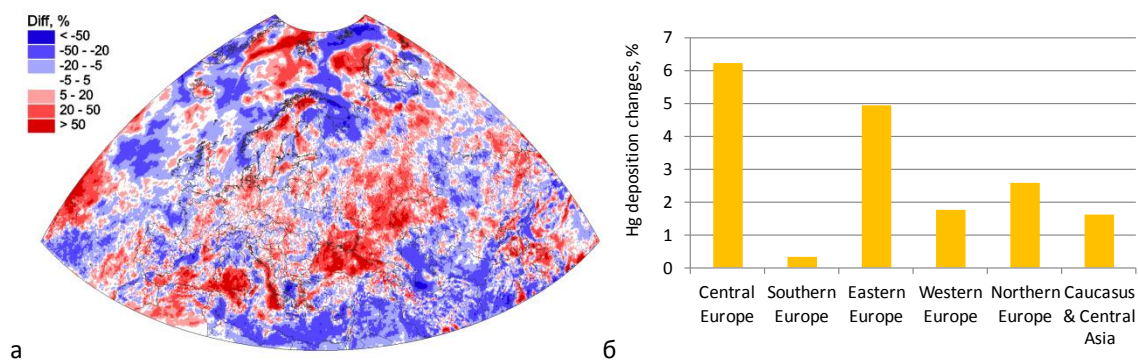


Рис. 2.26. Относительные изменения суммарных выпадений Hg , вызванные изменением метеорологических условий в домене ЕМЕП (а) и в субрегионах ЕМЕП (б) в период с 2020 по 2021 гг.

Значительное (на 20-50%) увеличение суммарных выпадений ртути отмечено для Скандинавского полуострова, значительных территорий Восточной Европы, южного побережья Адриатического моря и центральной части Средиземного моря (рис. 2.26). Уменьшение отмечено для северо-западной части России, ряда районов Средней Азии, Каспийского и Эгейского морей. Во всех субрегионах пространственно-средние потоки выпадений в 2021 году увеличились. Увеличение составило от 0,3% (Южная Европа) до примерно 6% (Центральная Европа). Основной причиной увеличения выпадений Hg стало увеличение количества осадков (см. раздел 2.1).

Трансграничный перенос

В 2021 году вклад национальных источников превысил вклад трансграничного переноса в антропогенное выпадение ртути в странах ЕМЕП в 10 странах. Это страны, характеризующиеся значительными национальными выбросами или удаленностью от основных источников выбросов. В 41 стране вклад трансграничного переноса превышает 50%, а в 26 - более 75% в антропогенное выпадение ртути. В 11 странах суммарные антропогенные выпадения в 2021 году уменьшились, а в 40 странах - увеличились по сравнению с 2020 годом. В большинстве стран ЕМЕП эти изменения в основном обусловлены изменением трансграничной составляющей выпадений (рис. 2.27б).

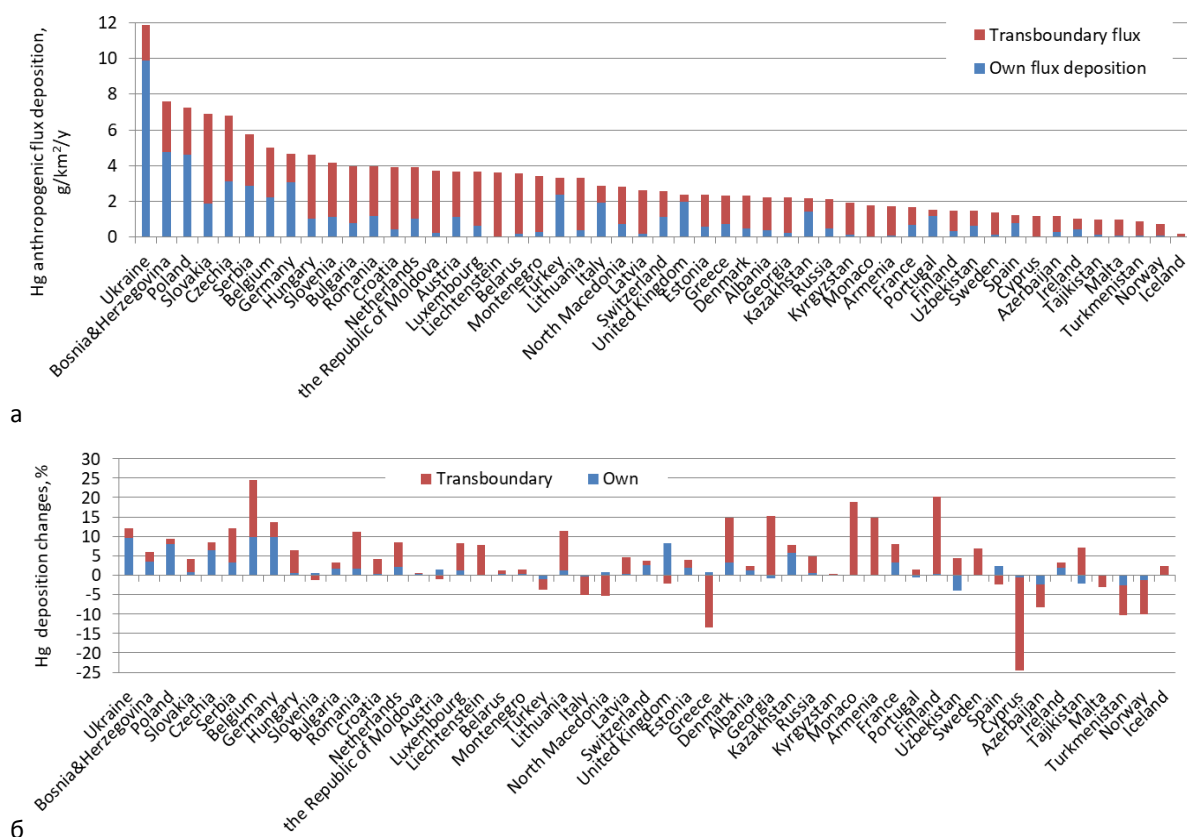


Рис. 2.27. Усредненный по пространству поток выпадений Hg в странах ЕМЕП от национальных и зарубежных источников в 2021 году (а) и относительное изменение потоков выпадений в период с 2020 по 2021 год (б).

2.4.5. Полициклические ароматические углеводороды (ПАУ)

Полициклические ароматические углеводороды представляют собой большую группу органических химических веществ, которые попадают в окружающую среду из природных и антропогенных источников выбросов. Наибольшая часть антропогенных выбросов ПАУ происходит в результате неполного сгорания различных видов ископаемого топлива и сжигания биомассы. ПАУ относятся к полувolatile соединениям, которые представлены в атмосфере в газообразной и твердой фазе и вступают в химические реакции. Попадая в атмосферу, ПАУ могут переноситься на большие расстояния. Некоторые из ПАУ обладают канцерогенными, мутагенными и тератогенными свойствами и могут представлять серьезную опасность для здоровья человека [Keyte et al., 2013; Kim et al., 2013].

Оценка уровней загрязнения ПАУ и превышения нормативов качества воздуха проводится для 4 соединений ПАУ, на которые ориентирован Протокол ЛРТД по СОЗ (бензо(а)пирен, бензо(б)флуорантен, бензо(к)флуорантен и индено(1,2,3-сд)пирен). В данном разделе представлен обзор уровней загрязнения и дальнего переноса ПАУ в регионе ЕМЕП, основанный на результатах мониторинга и моделирования для 2021 год. Информация о превышении нормативов качества воздуха по 4 ПАУ приведена в разделе 2.5.2. Более подробные результаты моделирования и мониторинга уровней загрязнения ПАУ приведены в Приложении А.

Концентрации в воздухе

Среднегодовые концентрации суммы 4-х ПАУ в воздухе в 2021 г. представлены на рис. 2.28а. Концентрации ПАУ в воздухе в регионе ЕМЕП варьируются от менее 0,1 нг/м³ до около 5 нг/м³. Наиболее высокие средние концентрации в атмосфере (около 2 нг/м³) оцениваются для стран Центральной Европы, затем Южной и Восточной Европы (около 0,5 нг/м³) (рис. 2.28б). Для других районов региона ЕМЕП характерны относительно низкие концентрации 4 ПАУ в воздухе (0,1-0,3 нг/м³), причем самые низкие уровни (менее 0,1 нг/м³) наблюдаются в Северной Европе (рис. 2.28б).

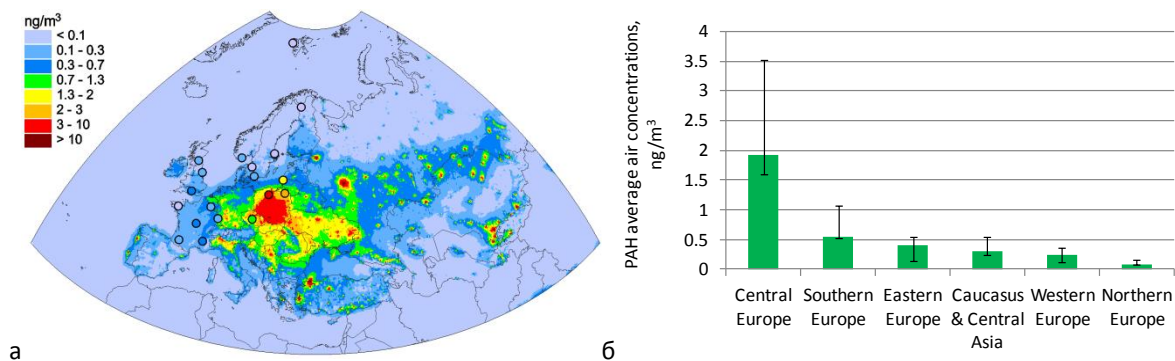


Рис. 2.28. Среднегодовые концентрации суммы 4 ПАУ в воздухе (кружками на карте показаны наблюдаемые значения в той же цветовой шкале) (а) и средние концентрации суммы 4 ПАУ в воздухе в субрегионах ЕМЕП (б) в 2021 году. Усы показывают диапазон концентраций в отдельных странах субрегиона.

Моделирование показывает высокий уровень загрязнения (более $1,5 \text{ нг/м}^3$) в отдельных странах, например, в Польше, Чехии, Словакии и Венгрии. Высокий уровень концентраций отмечен также для некоторых районов Италии, Хорватии, Сербии, Румынии и ряда регионов восточной части Европы. В некоторых из этих стран уровень загрязнения превышал нормативы качества воздуха, установленные для Б(а)П в ЕС и ВОЗ (раздел 2.5.2).

Мониторинг 4 ПАУ в 2021 году проводился на 33 мониторинговых площадках в 14 странах ЕМЕП. Оценка результатов моделирования в сравнении с данными измерений ЕМЕП показала хорошую согласованность смоделированных и наблюдаемых концентраций суммы 4 ПАУ с низкой погрешностью (-3%) и высокой пространственной корреляцией (0,91). Примерно для 80% станций мониторинга расхождения между результатами моделирования и измеренными концентрациями находятся в пределах 2 раз. Оценка результатов моделирования для отдельных 4 соединений ПАУ по сравнению с данными измерений ЕМЕП показывает в среднем следующие отклонения -26%, 9%, -18%, -22% для Б(а)П, Б(б)Ф, Б(к)Ф и И(сд)П, соответственно. Модель удовлетворительно воспроизводит пространственное распределение наблюдаемых концентраций 4 ПАУ в воздухе с коэффициентами корреляции порядка 0,81-0,96.

Потоки выпадений

Пространственное распределение суммы потоков выпадения 4-х ПАУ в регионе ЕМЕП в 2021 году представлено на рис. 2.29а. Поток выпадения ПАУ зависит от ряда факторов, включающих распределение источников выбросов, атмосферный перенос, свойства подстилающей поверхности и количество осадков. Наиболее высокие потоки выпадений ($200\text{-}700 \text{ г/км}^2/\text{г}$ и выше) оцениваются для некоторых стран Центральной и Восточной Европы. Умеренные уровни выпадений ($30\text{-}200 \text{ г/км}^2$ в год) имеют место в странах Западной и Южной Европы. Как и в случае с концентрациями в воздухе, самые высокие пространственно усредненные потоки выпадений 4 ПАУ (около 180 г/км^2 в год) отмечены в Центральной Европе, а самые низкие - в Северной Европе (около 15 г/км^2 в год) (рис. 2.29б).

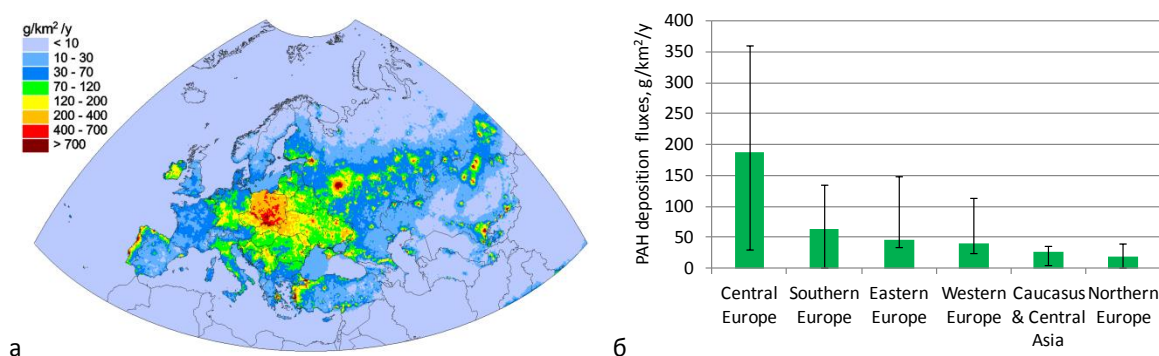


Рис. 2.29. Годовой суммарный поток выпадений суммы 4 ПАУ (а) и средние суммарные потоки выпадений суммы 4 ПАУ на субрегионы ЕМЕП (б) в 2021 году. Усы показывают диапазон потоков выпадений в отдельных странах субрегиона, г/км^2 в год.

В модельных расчетах рассматриваются три группы эмиссионных источников ПАУ: антропогенные источники ЕМЕП, вторичные источники (вторичное поступление ПАУ в газовой фазе из почвы, водоемов и растительности) в домене ЕМЕП и источники выбросов, расположенные за пределами стран ЕМЕП (источники, не входящие в ЕМЕП). Наибольший вклад (более 80%) вносят антропогенные источники ЕМЕП, в то время как вклад других типов источников выбросов составляет менее 20%.

Изменение уровня загрязнения в период с 2020 по 2021 гг.

Относительные изменения концентраций ПАУ в воздухе между 2020 и 2021 годами, обусловленные метеорологической изменчивостью, показаны для всего домена ЕМЕП (рис. 2.30а) и в виде пространственно усредненных концентраций в шести субрегионах (рис. 2.30б). На большей части территории стран ЕМЕП различия концентраций воздуха между двумя годами варьировались в пределах $\pm 20\%$. Наибольшее увеличение пространственно усредненных концентраций воздуха оценивается для Западной Европы (около 8%). Меньшее увеличение рассчитано для Центральной (3%) и Южной Европы (1%). Наибольшее снижение концентраций ПАУ (около -4%) рассчитано для Северной Европы. Менее значительное снижение отмечено для Восточной Европы (-2%) и Кавказа и Центральной Азии (-1%).

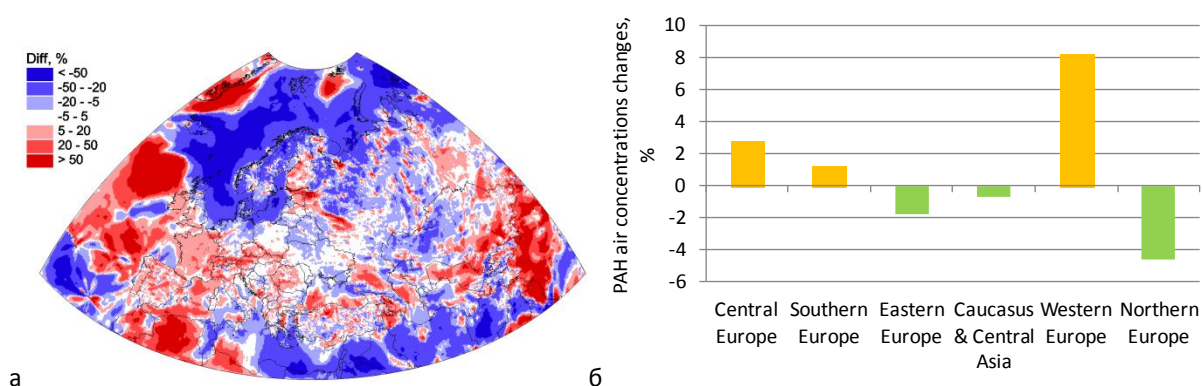


Рис. 2.30. Относительные изменения концентраций суммы 4 ПАУ в воздухе в период с 2020 по 2021 гг. над доменом ЕМЕП в связи с метеорологическими условиями (а). На гистограмме (б) показаны относительные изменения концентраций суммы 4 ПАУ в субрегионах ЕМЕП.

Относительные изменения суммарных потоков выпадений 4 ПАУ с 2020 по 2021 год представлены на рис. 2.31а. Как и в случае с концентрациями в воздухе, в большинстве стран ЕМЕП изменения потоков выпадений варьировались в пределах $\pm 20\%$. Во всех субрегионах пространственно усредненные потоки выпадений ПАУ имели тенденцию к снижению в период с 2020 по 2021 год. Наибольшее снижение пространственно усредненных потоков выпадений оценивается для Северной Европы (-22%). В других субрегионах отмечаются менее значительные изменения, в частности, в Западной Европе, на Кавказе и в Центральной Азии, в Центральной Европе, Восточной Европе и Южной Европе на -7%, -6%, -4%, -3% и 2% соответственно. Как и в случае с концентрациями в воздухе, более значительное

относительное снижение потоков выпадений оценивается для некоторых районов Атлантического океана, Средиземного и Черного морей. Изменения концентраций ПАУ и потоков выпадений с 2020 по 2021 год можно объяснить межгодовыми колебаниями метеорологических условий, а именно температуры и характера атмосферной циркуляции, описанными в разделе 2.1.

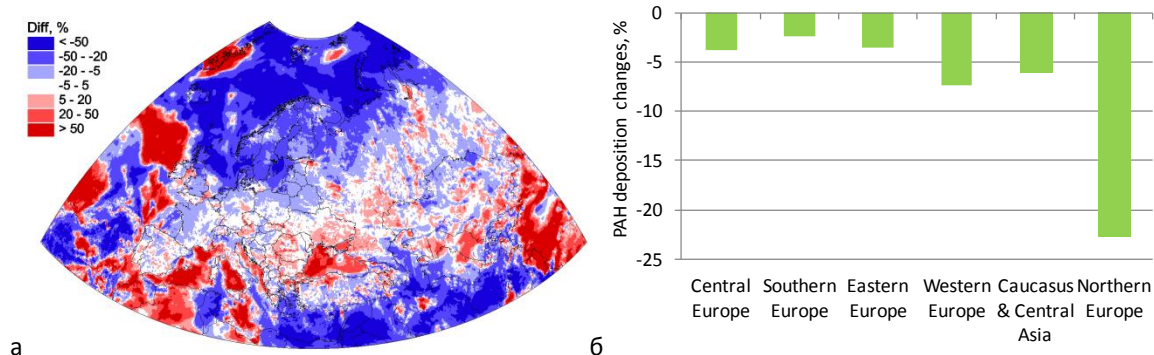


Рис. 2.31. Относительные изменения выпадений суммы 4 ПАУ в период с 2020 по 2021 гг. в домене ЕМЕП, вызванные изменением метеорологических условий (а). На гистограмме (б) показаны относительные изменения потоков выпадений суммы 4 ПАУ в субрегионах ЕМЕП.

Трансграничный перенос

Моделирование дальнего переноса ПАУ и потоков выпадений между странами позволяет охарактеризовать относительный вклад национальных и зарубежных источников выбросов в суммарные выпадения ПАУ в отдельных странах. Усредненные по пространству потоки выпадений суммы 4 ПАУ в странах ЕМЕП представлены на рис. 2.32а. Наибольший поток выпадений оценен для Польши (300 г/км² в год), затем следуют Словакия (200 г/км² в год) и Чехия (180 г/км² в год), а наименьший - для Исландии и Мальты (менее 1 г/км² в год). Выпадения ПАУ в результате трансграничного переноса превышают выпадения из национальных источников в 16 странах ЕМЕП (например, в Словакии, Литве и Люксембурге). Наибольший вклад трансграничного переноса (около 97 - 99%) отмечен для Лихтенштейна, Монако и Черногории, что связано с их относительно небольшой территорией или низким уровнем национальных выбросов. Наименьший вклад трансграничного переноса (менее 10%) оценивается для Ирландии, Португалии и Италии в связи с их относительной удаленностью от основных зарубежных источников выбросов.

Изменения выпадений ПАУ в каждой стране ЕМЕП от национальных и зарубежных источников выбросов в период с 2020 по 2021 год представлены на рис. 2.32б.

Для большинства стран разница между потоками выпадений ПАУ в 2020 и 2021 гг. находится в пределах от -15% до 5%. Исключение составляют Монако, Исландия, Норвегия, Швеция и Дания. Изменения трансграничных потоков оказались более значительными по сравнению с изменениями потоков выпадений из национальных источников. В некоторых странах

(например, в Болгарии, Словакии) выпадения от национальных источников выбросов в 2021 году уменьшились, в то время как выпадения от зарубежных источников выбросов увеличились. Различия в оценках уровней загрязнения ПАУ для 2020 и 2021 годов объясняются влиянием межгодовой изменчивости метеорологических параметров.

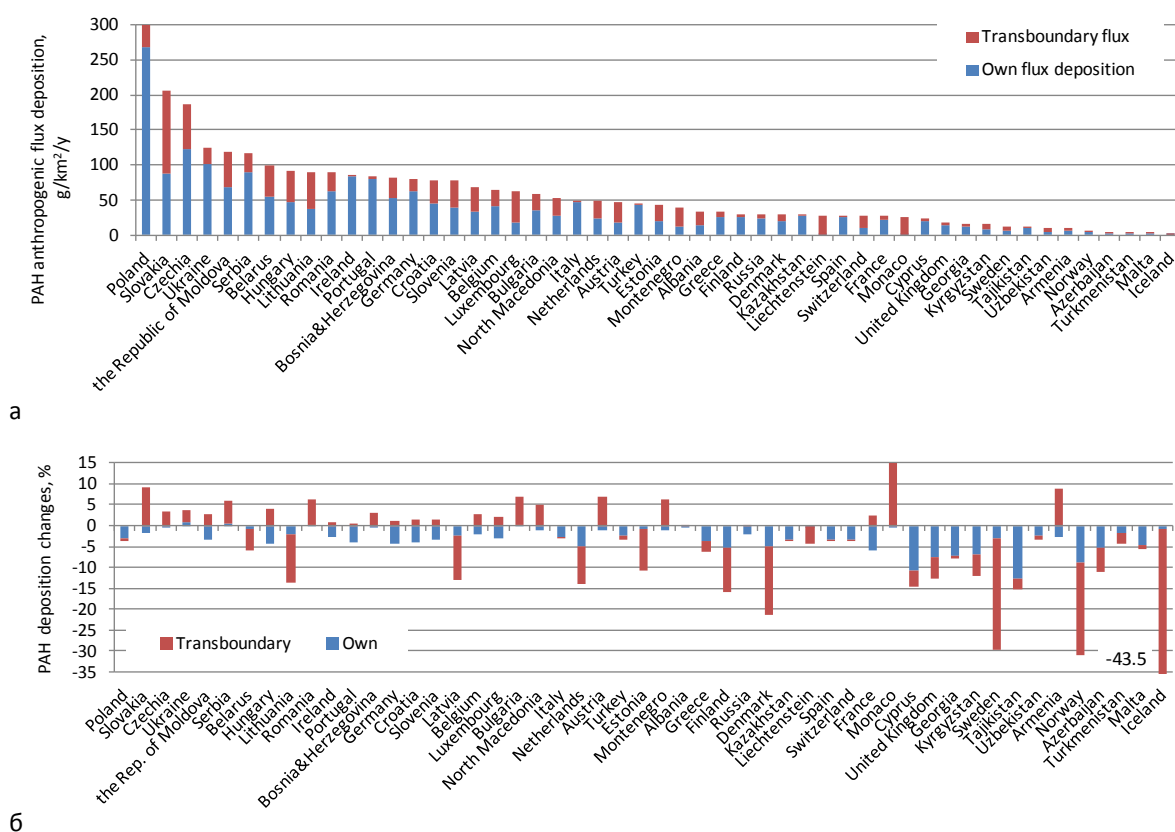


Рис. 2.32. Усредненный по пространству поток выпадений суммы 4 ПАУ в странах ЕМЕП от национальных (национальный поток) и зарубежных (трансграничный поток) источников антропогенных выбросов в 2021 г. (а) и относительное изменение потоков выпадений в период с 2020 по 2021 гг. в связи с метеорологической изменчивостью (б).

2.4.6. ПХДД/Ф, ПХБ и ГХБ

В данном разделе приведены наблюдаемые и смоделированные уровни загрязнения ПХДД/Ф, ПХБ и ГХБ в 2021 г. в регионе ЕМЕП. Перечисленные вещества являются полувolatile стойкими органическими загрязнителями, которые имеют глобальное распространение в окружающей среде. Исследования их негативного воздействия показывают, что они представляют риск для здоровья человека и биоты [WHO, 2000; 2003; Starek-Świechowicz et al., 2017]. ПХДД/Ф, ПХБ и ГХБ образуются как непреднамеренные побочные продукты в ходе различных видов антропогенной деятельности (например, сжигание ископаемого топлива, процессы химического производства, сжигание отходов) и могут попадать в атмосферу и другие компоненты окружающей среды. Длительное накопление в наземной и водной среде может приводить к их вторичным выбросам (повторной волатилизации) в атмосферу, что вносит существенный вклад в уровни загрязнения.

Концентрации в воздухе

Среднегодовые смоделированные концентрации ПХДД/Ф, ПХБ-153 и ГХБ в воздухе в регионе ЕМЕП, смоделированные для 2021 г., представлены на рис. 2.33а,в,д. Модельные прогнозы концентраций ПХДД/Ф и ПХБ-153 в странах ЕМЕП варьируют в более широком диапазоне по сравнению с концентрациями ГХБ. Относительно однородное распределение ГХБ можно объяснить его более значительной устойчивостью в атмосфере. Наряду с результатами моделирования на картах представлены среднегодовые концентрации, измеренные на станциях мониторинга ЕМЕП в 2021 году.

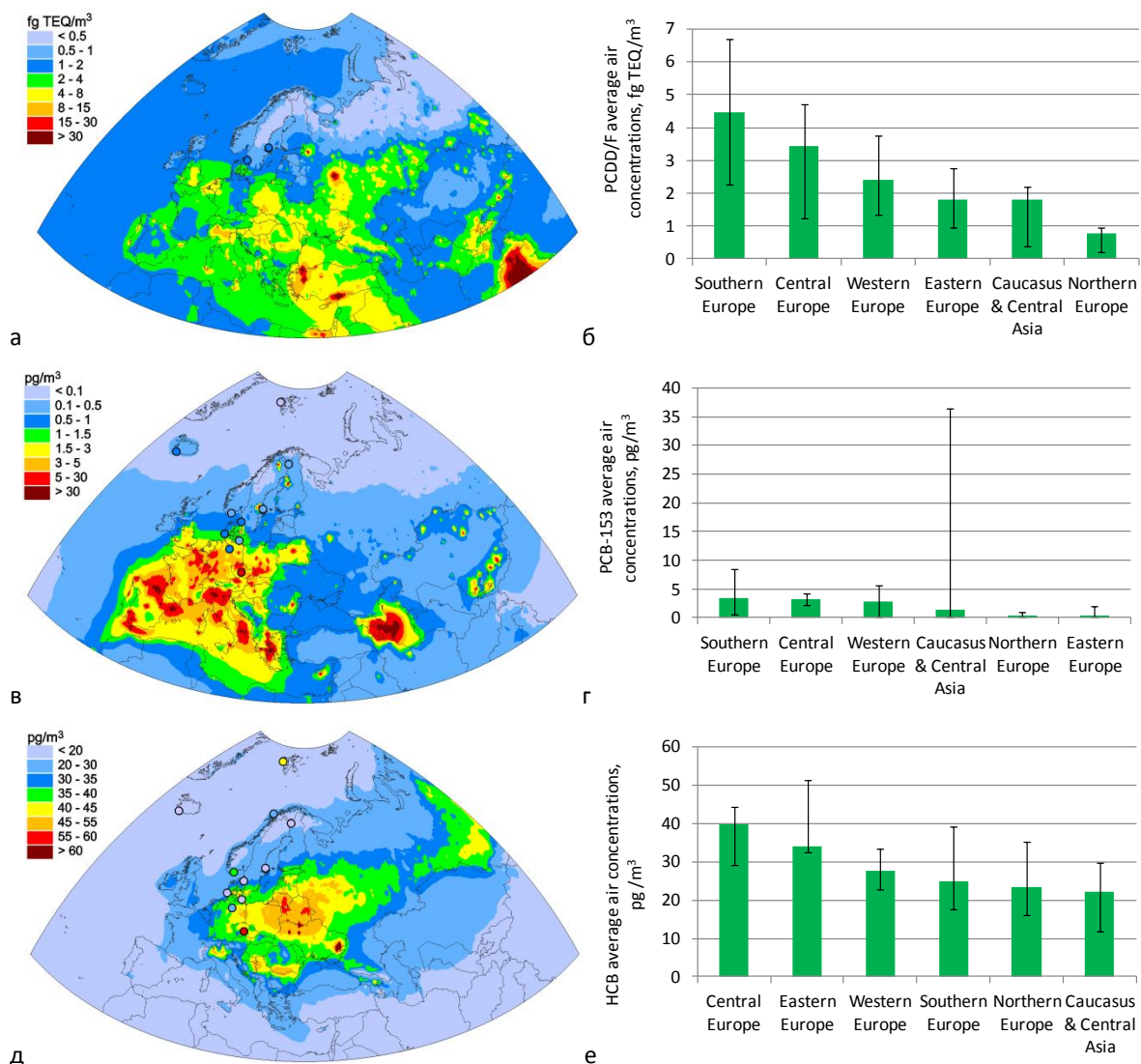


Рис. 2.33. Среднегодовые смоделированные и наблюдаемые концентрации в воздухе ПХДД/Ф фг ДЭ/м³ (а), ПХБ-153, пг/м³ (в) и ГХБ, пг/м³ (д) (кружками на карте показаны наблюдаемые значения в той же цветовой шкале) и усредненные концентрации в воздухе ПХДД/Ф, фг ДЭ/м³ (б), ПХБ-153, пг/м³ (г) и ГХБ, пг/м³ (е) в субрегионах ЕМЕП в 2021 году. Усы показывают диапазон концентраций в отдельных странах субрегионов.

Усредненные концентрации в воздухе для шести субрегионов региона ЕМЕП приведены на рис. 2.33б,в,г. Наиболее высокие концентрации ПХДД/Ф оценены для Южной Европы (4,5 фг ДЭ/м³), ПХБ-153 - для Западной, Центральной и Южной Европы (3-4 пг/м³), ГХБ - для Восточной

и Центральной Европы (35-40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Самые низкие уровни загрязнения отмечены для стран Северной Европы.

Результаты моделирования для 2021 года сравнивались с наблюдаемыми концентрациями ПХБ-153 и ГХБ в сети мониторинга ЕМЕП. Смоделированные концентрации ПХБ-153 в воздухе в два раза превышают измеренные. Наибольшие расхождения (более чем в 2 раза) обнаружены для станций CZ0003R, DE0002R, DE0008R, DE0009R и IS0091R. Моделируемые концентрации ГХБ в воздухе несколько выше измеренных (на 13%). Для большинства станций различия между смоделированными и наблюдаемыми значениями меньше, чем в 2 раза.

Потоки выпадений

Моделируемые потоки годовых выпадений ПХДД/Ф, ПХБ-153 и ГХБ в домене ЕМЕП для 2021 г. представлены на рис. 2.34а,в,д. Выпадение этих загрязнителей зависит от ряда факторов, включая расположение основных источников выбросов, количество осадков, свойства подстилающей поверхности и вклад вторичных выбросов.

Пространственные распределения потоков выпадений ПХДД/Ф, ПХБ-153 и ГХБ в 2021 г. в целом повторяют распределение концентраций этих загрязнителей в воздухе. В частности, максимальные значения потоков выпадения ПХДД/Ф и ПХБ-153 оцениваются для стран Западной, Центральной и Южной Европы. Для ГХБ относительно высокие потоки выпадений отмечены для стран Восточной, Центральной и Северной Европы.

Среднегодовые суммарные потоки выпадений ПХДД/Ф, ПХБ-153 и ГХБ для различных субрегионов ЕМЕП представлены на рис. 2.34б,г,е. Самые высокие среднегодовые потоки выпадений имеют место в Южной Европе для ПХДД/Ф, в Центральной Европе для ПХБ-153 и в Восточной Европе для ГХБ. Наименьшие уровни загрязнения оценены для Северной Европы в случае ПХДД/Ф, для Восточной Европы в случае ПХБ-153 и для Кавказа и Центральной Азии в случае ГХБ.

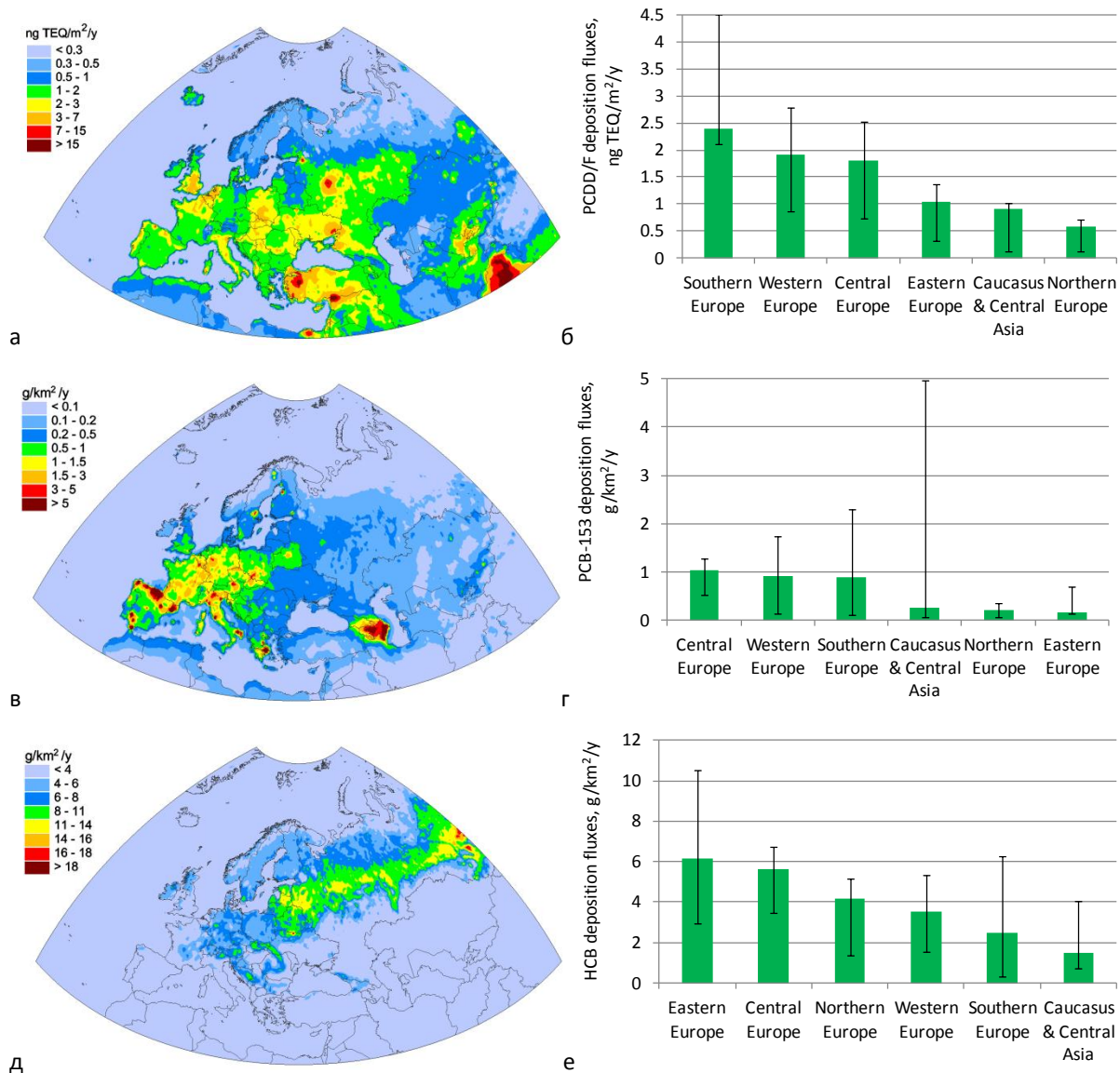


Рис. 2.34. Годовые смоделированные потоки выпадений ПХДД/Ф, нг ДЭ/м^2 в год (а), ПХБ-153, г/км^2 в год (в) и ГХБ, г/км^2 в год (д) и усредненные потоки выпадений ПХДД/Ф, нг ДЭ/м^2 в год (б), ПХБ-153, г/км^2 в год (г) и ГХБ, г/км^2 в год (е) в субрегионах ЕМЕП в 2021 году. Усы показывают диапазон потоков выпадений в отдельных странах субрегионов.

При моделировании учитывались три группы источников выбросов: антропогенные источники ЕМЕП, вторичные источники (повторное поступление в атмосферу) в домене ЕМЕП и источники выбросов, расположенные за пределами территории стран ЕМЕП (источники, не входящие в ЕМЕП). Вклад этих трех групп источников в среднегодовые потоки выпадений в шести субрегионах домена ЕМЕП представлен на рис. 2.35.

Результаты моделирования показывают, что наибольший вклад в потоки выпадений вносят вторичные источники выбросов в домене ЕМЕП. Вторым по значимости вкладом для ПХДД/Ф и ПХБ-153 являются антропогенные выбросы ЕМЕП. Для ГХБ второй по значимости вклад вносят выбросы за пределами границ домена ЕМЕП, в то время как антропогенные выбросы ЕМЕП вносят значительно меньший вклад.

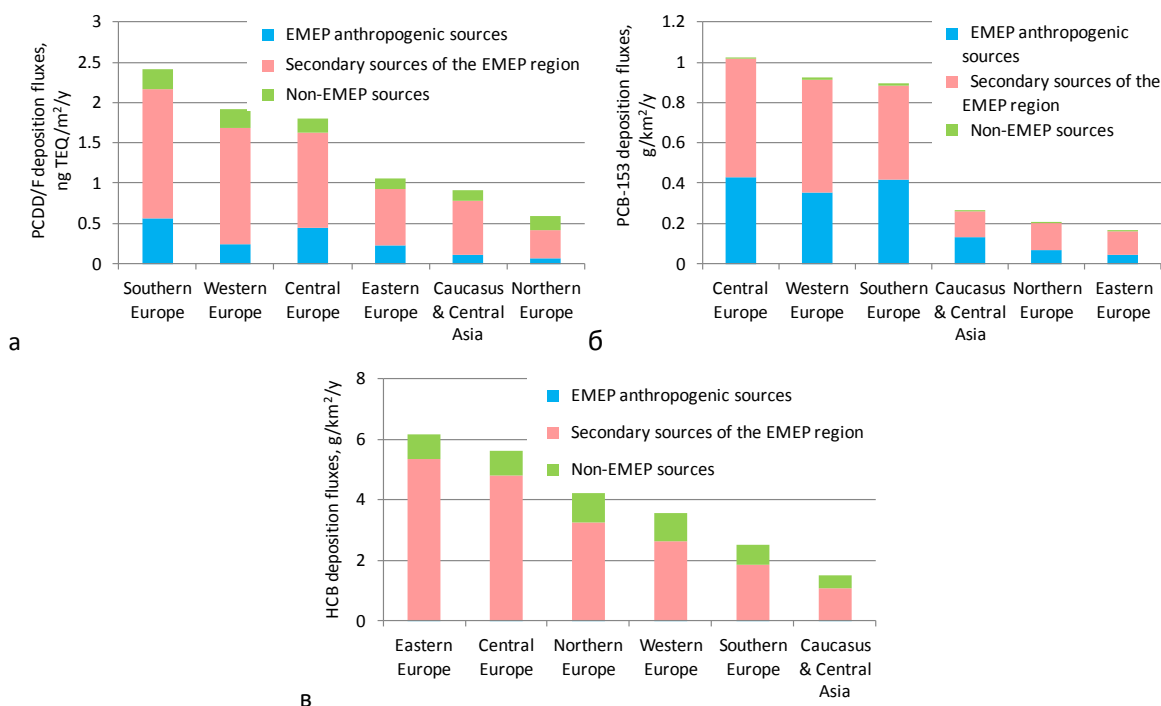


Рис. 3.35. Среднегодовые потоки выпадений ПХДД/Ф (а), ПХБ-153 (б) и ГХБ (в) в субрегионы ЕМЕП в 2021 г. из антропогенных источников ЕМЕП, вторичных источников (повторное поступление в атмосферу) и источников, не входящих в ЕМЕП.

Изменение уровня загрязнения в период с 2020 по 2021 гг.

В данном разделе описываются межгодовые изменения уровней загрязнения в период с 2020 по 2021 год, связанные с изменчивостью метеорологических условий. Для оценки влияния изменений метеорологических параметров было проведено два модельных расчета с использованием метеорологических данных за 2020 и 2021 годы и того же набора данных по выбросам за 2020 год. Примеры результатов моделирования приведены для ПХДД/Ф и ГХБ.

Относительные изменения среднегодовых концентраций ПХДД/Ф и ГХБ в воздухе с 2020 по 2021 год представлены на рис. 2.36. Для большинства субрегионов концентрации ПХДД/Ф увеличились на 2-8%, за исключением Южной Европы, для которой было оценено небольшое снижение. Наибольший рост концентрации отмечен для Восточной Европы (около 8%), за которой следует Центральная Европа (около 6%). Концентрации ГХБ в воздухе снизились во всех субрегионах. Наибольшее изменение оценивается для Восточной Европы (-11%). Наименьшее изменение отмечено для Западной Европы (-2%).

Относительные изменения потоков годовых выпадений ПХДД/Ф и ГХБ с 2020 по 2021 год представлены на рис. 2.37. Выпадения ПХДД/Ф увеличились в Восточной Европе (на 4%), на Кавказе и в Центральной Азии (на 1%). В Западной, Северной, Центральной и Южной Европе потоки выпадений снизились на 5%, 5%, 1% и 1% соответственно. Как и концентрации в воздухе, потоки выпадений ГХБ уменьшились во всех субрегионах. Наибольшее изменение оценивается для Восточной Европы (около -9%), за которой следует Южная Европа (около -6%). Межгодовые изменения концентраций в воздухе и потоков выпадений, описанные выше,

можно объяснить изменениями температуры воздуха, количества осадков и путей циркуляции атмосферы.

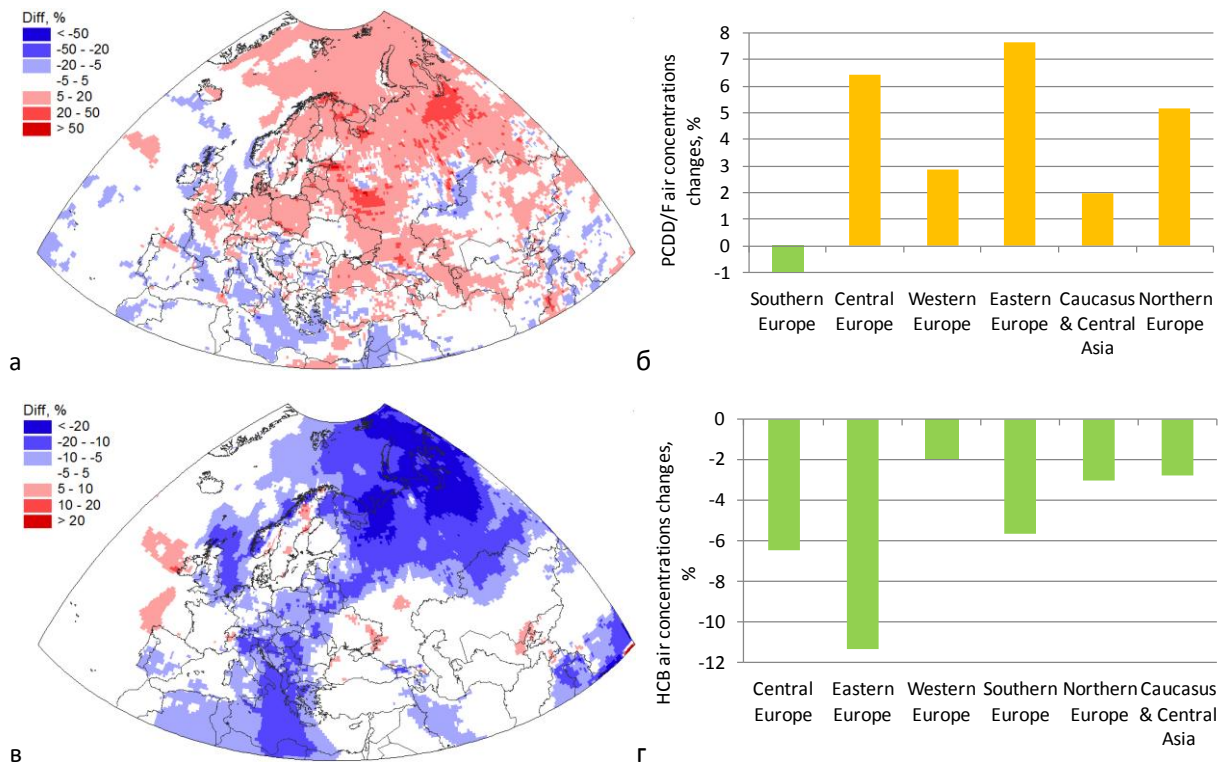


Рис. 2.36. Относительные изменения концентраций ПХДД/Ф и ГХБ в воздухе в 2020-2021 гг. в домене ЕМЕП (а,в) и в шести его субрегионах (б,г).

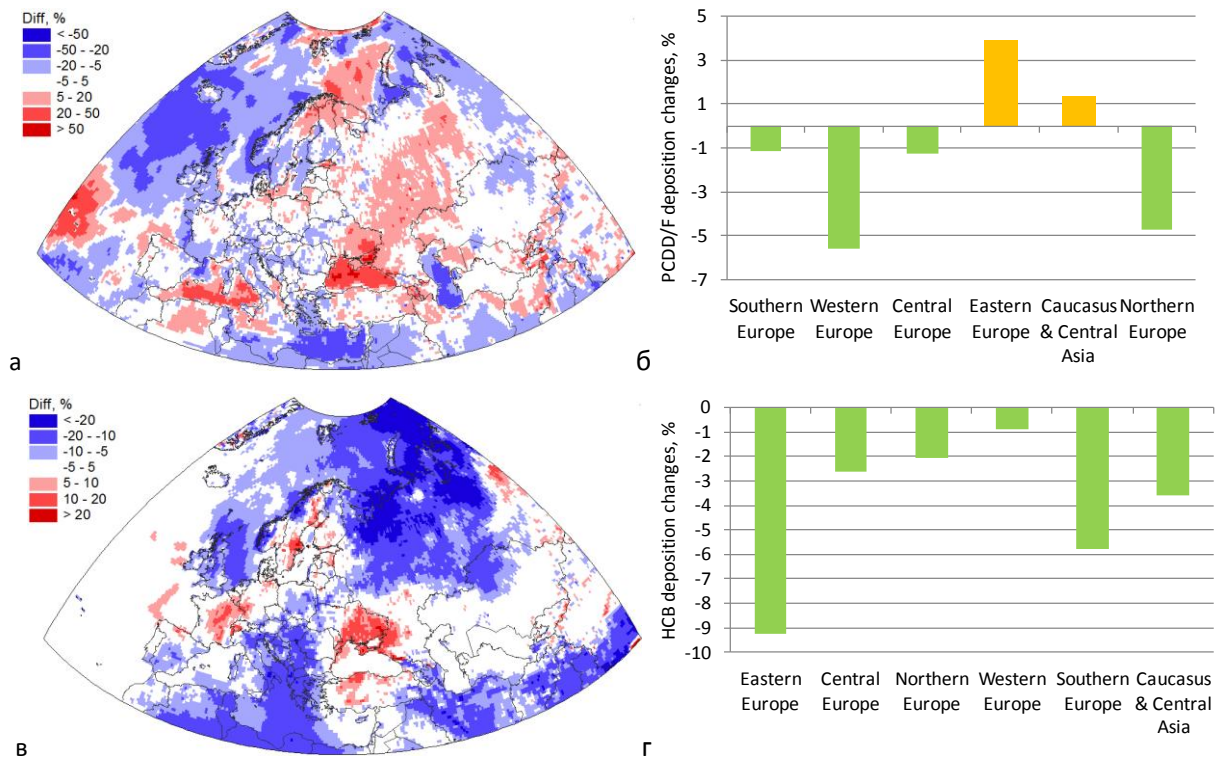


Рис. 2.37. Относительные изменения потоков выпадений ПХДД/Ф и ГХБ в период 2020-2021 гг. в домене ЕМЕП (а,в) и в шести его субрегионах (б,г).

Трансграничный перенос

Антропогенную составляющую выпадений в странах ЕМЕП можно разделить на две части: выпадения, обусловленные национальными источниками выбросов, и выпадения, обусловленные трансграничным атмосферным переносом от источников других стран ЕМЕП (зарубежные источники). Пример результатов моделирования, оценивающих вклад национальных и зарубежных источников в выпадение ПХДД/Ф, представлен на рис. 2.38. Наибольшие потоки выпадений были оценены для Турции, Словакии и Албании, а наименьшие - для Финляндии, Норвегии и Исландии.

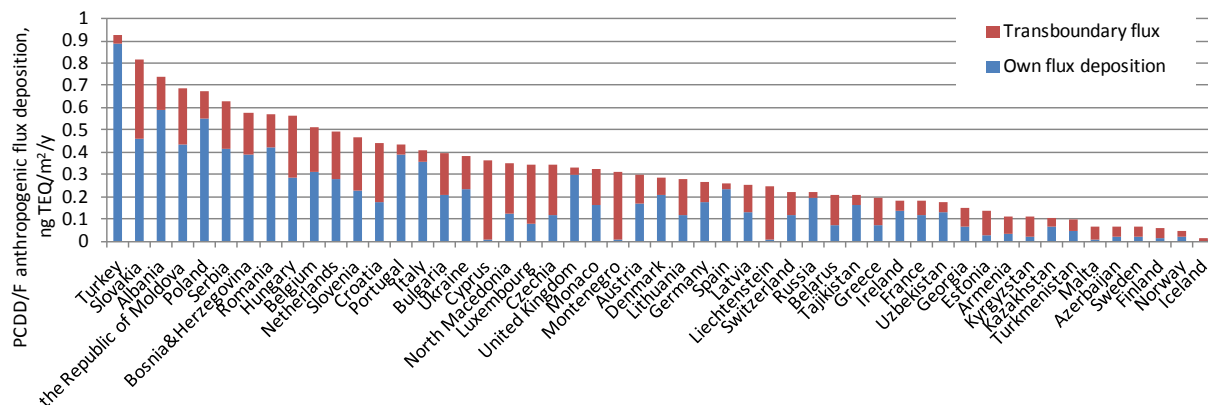


Рис. 2.38. Усредненный по пространству поток выпадений ПХДД/Ф в странах ЕМЕП из национальных и зарубежных источников в 2021 году.

Моделирование показывает, что трансграничный атмосферный перенос СОЗ играет важную роль в загрязнении окружающей среды стран ЕМЕП. Наибольший вклад трансграничного переноса отмечается для стран с небольшой территорией и/или низкими национальными выбросами (например, для Лихтенштейна, Кипра, Черногории). Наименьший вклад трансграничного переноса оценивается для стран со значительными национальными выбросами и относительно большой территорией (например, для Польши, Великобритании, Италии). Кроме того, значительное влияние национальных источников отмечается для стран, расположенных в западной части региона ЕМЕП, что связано с преобладанием западного переноса в атмосфере и относительной удаленностью от крупных зарубежных источников выбросов.

Согласно результатам моделирования, изменчивость метеорологических условий в период с 2020 по 2021 год привела к изменению потоков выпадений ПХДД/Ф от -10% до 10% в большинстве стран ЕМЕП (рис. 2.39). Наибольшее увеличение выпадений оценивается для Армении (на 12%), а наибольшее уменьшение выпадений (на 26%) - для Исландии. В большинстве стран расчетные изменения потоков выпадений ПХДД/Ф обусловлены изменением трансграничных вкладов. Для некоторых стран характерно изменение национальных и трансграничных компонентов выпадений в противоположных направлениях (например, Словакия, Венгрия).

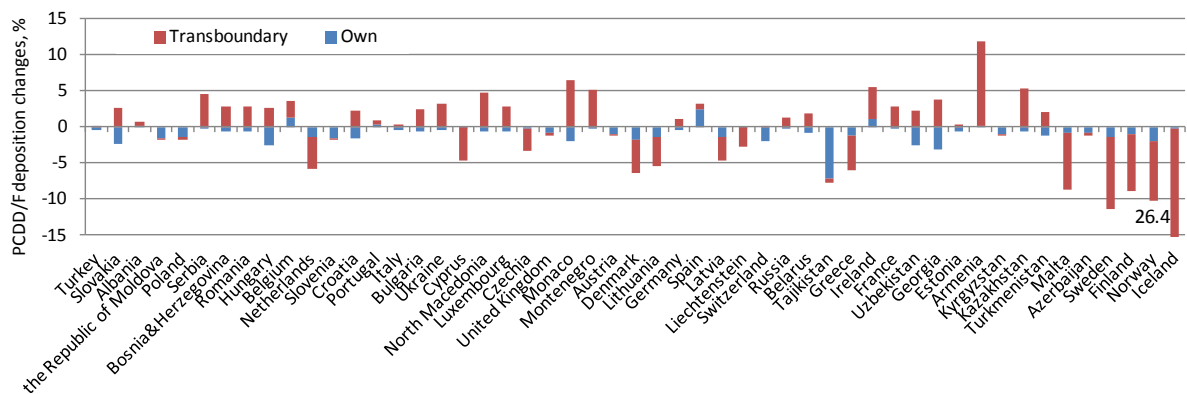


Рис. 2.39. Относительные изменения потоков выпадений вклада ПХДД/Ф с 2020 по 2021 гг.

2.5. Информация для оценки воздействия

2.5.1. Особенности выпадения тяжелых металлов на экосистемы

Выпадения тяжелых металлов на различные категории почвенного покрова (экосистемы) регулярно рассчитываются МСЦ-В. Цель этих расчетов - предоставить РГЭ важную информацию для оценки превышения критических нагрузок. Расчеты проводились для 17 типов почвенно-растительного покрова (леса, пашни, городские территории, водная поверхность и т.д.). Смоделированные потоки выпадений для конкретных экосистем в 2021 году доступны на сайте МСЦ-В (<https://msceast.org/pollution-assessment/emep-domain-menu/land-use-menu>).

Потоки выпадений в различные экосистемы существенно различаются в связи с разными скоростями сухого выпадения и пространственным распределением выбросов. В частности, скорости сухого выпадения на территориях с высокой растительностью (леса, кустарники) выше, чем в экосистемах с низкой растительностью (луга, сельскохозяйственные угодья). Например, потоки выпадений Hg в различные типы лесов значительно выше, чем потоки в водно-болотные угодья (рис. 2.40а,б). Поток выпадения Hg на водно-болотные угодья в основном варьировал от 7 до 15 г/км² в год, в то время как поток в леса - от 10 до 30 г/км² в год. Аналогичные результаты были получены и для других тяжелых металлов (Pb, Cd).

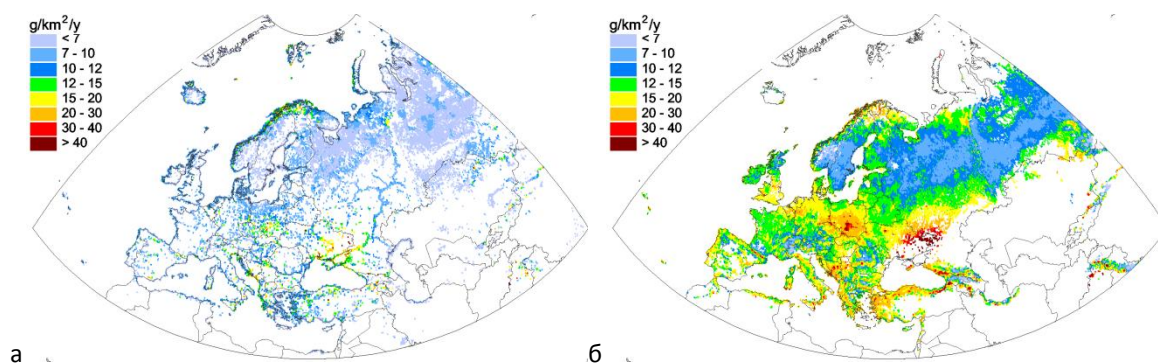


Рис. 2.40. Годовой поток выпадений Hg на водно-болотные угодья (а) и в леса (б) в 2021 году, г/км² в год.

Средние потоки выпадений ртути в различные типы экосистем в 2021 г. представлены на рис. 2.41. Относительно высокие потоки отмечены для лесов (10-17 г/км² в год) и городских территорий (15 г/км² в год). Для сравнения, средний поток выпадений в малорастительные экосистемы варьировал от 7 до 10 г/км² в год, а наименьший средний поток выпадений пришелся на земли, не покрытые растительностью (около 5 г/км² в год). Средние по стране выпадения на городские территории характеризовались наибольшим разбросом между минимальными и максимальными значениями.

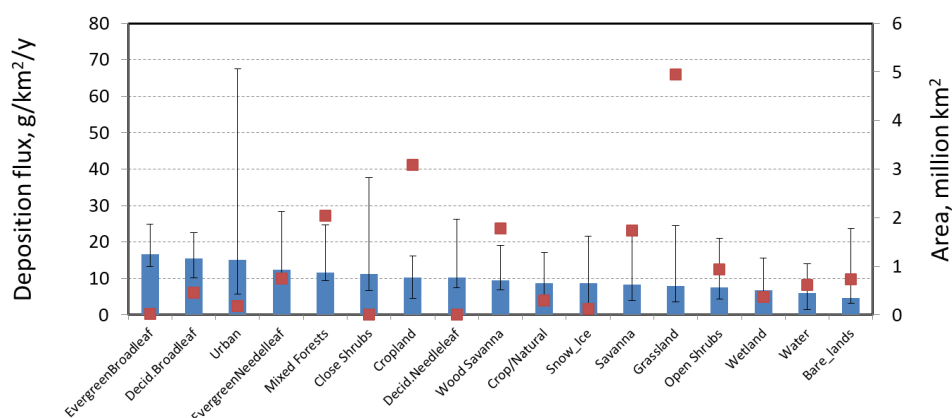


Рис. 2.41. Поток выпадений ртути на различные типы экосистем в пределах домена ЕМЕП в 2021 году. Столбики показывают среднее значение для всех стран ЕМЕП; усы - диапазон изменения потока выпадений (минимальные и максимальные значения) среди стран ЕМЕП. Красные квадраты показывают площади, занятые типами почвенно-растительного покрова в пределах домена ЕМЕП.

Последние оценки критических превышений нагрузки при выпадении тяжелых металлов относятся к 2010 году [de Wit et al., 2015]. Для современной оценки влияния выпадений тяжелых металлов на здоровье человека и биоту необходимы новые оценки превышений.

2.5.2. Превышение нормативов качества воздуха по содержанию ПАУ

Результаты моделирования и измерений уровней загрязнения ПАУ в 2021 г. в регионе ЕМЕП были использованы для оценки воздействия на население высоких концентраций, превышающих нормативы качества воздуха. Для Б(а)П как индикаторного соединения в Европейском Союзе было установлено несколько пороговых значений (Европейская директива 2004/107/ЕС). Пороговые значения включают целевое значение среднегодовой концентрации Б(а)П в воздухе, равное 1 нг/м³, а также верхний и нижний пороги оценки (UAT и LAT), равные 0,6 и 0,4 нг/м³ соответственно. При этом референтный уровень 0,12 нг/м³ для Б(а)П был определен Всемирной организацией здравоохранения (ВОЗ) как уровень концентрации в воздухе, соответствующий уровню избыточного пожизненного риска развития рака 10⁻⁵ [WHO, 2017].

Смоделированные среднегодовые концентрации Б(а)П в воздухе для 2021 г. представлены на рис. 2.42а. На основе этих данных была оценена численность населения в районах, где уровни концентраций превышают нормативы качества воздуха (рис. 2.42б). Данные о распределении городских и сельских территорий по сетке были адаптированы из результатов проекта GRUMP1 [SEDAC, 2011].

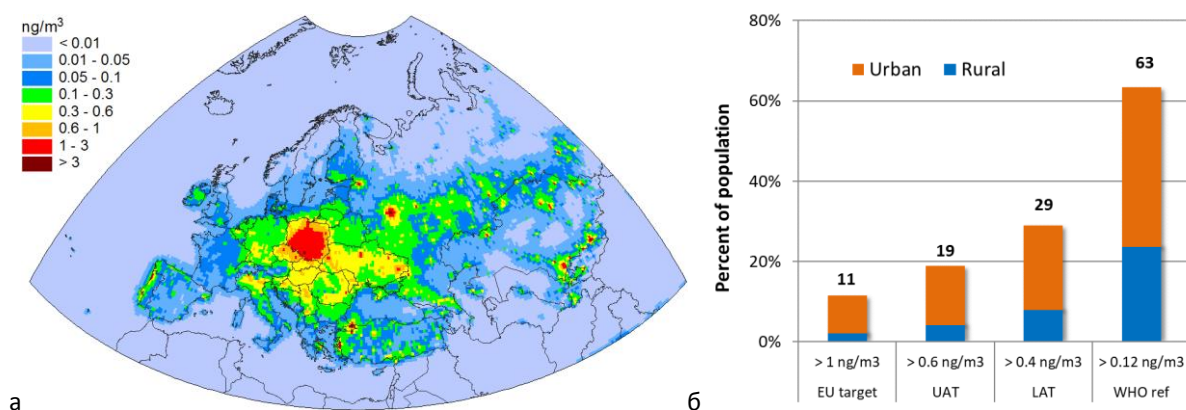


Рис. 2.42. Пространственное распределение среднегодовых концентраций Б(а)П в воздухе на 2021 год (а) и процентное соотношение городского и сельского населения стран ЕМЕП в районах, где среднегодовые концентрации Б(а)П в воздухе в 2021 году превышают предельные значения ЕС и референтный уровень ВОЗ (б).

Модельные оценки показывают, что около 11% населения стран ЕМЕП в 2021 г. находилось в районах с превышением целевого уровня ЕС по среднегодовым концентрациям Б(а)П в воздухе. Значения верхнего порога оценки (UAT) и нижнего порога оценки (LAT) были превышены в районах, где проживает около 19% и 29% населения соответственно. Референтный уровень ВОЗ был превышен для 63% населения стран ЕМЕП.

Для оценки воздействия на население смеси 4 ПАУ использовался подход, основанный на коэффициентах токсической эквивалентности [Liu et al., 2019]. Для некоторых соединений ПАУ имеется информация о токсических свойствах, позволяющая определить для них специфические коэффициенты токсической эквивалентности (КТЭ), характеризующие их токсичность по сравнению с Б(а)П [ALS, 2013]. Коэффициенты КТЭ могут быть использованы для характеристики канцерогенной способности каждого из рассматриваемых ПАУ и расчета эквивалентной концентрации Б(а)П в смеси ПАУ. Распределение эквивалентных Б(а)П концентраций 4-х ПАУ (Б(а)П, Б(б)Ф, Б(к)Ф, И(cd)П) в домене ЕМЕП, рассчитанное для 2021 года, представлено на рис. 2.43а. Эквивалентные концентрации Б(а)П рассчитываются как сумма концентраций отдельных ПАУ, умноженных на соответствующие значения КТЭ. Как видно из рисунка, модельные оценки эквивалентных концентраций Б(а)П показывают более высокий процент населения в зонах превышения целевого значения ЕС и референтного уровня ВОЗ, а именно 15% и 71% соответственно.

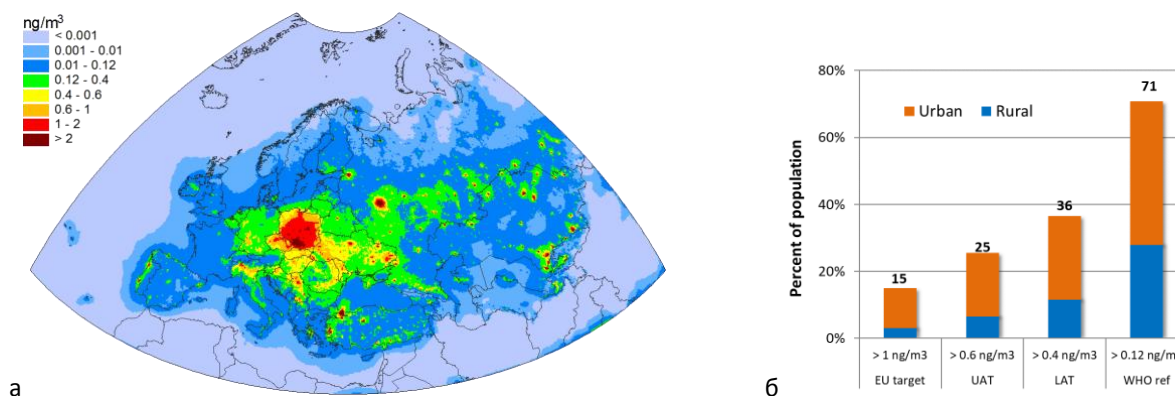


Рис. 2.43. Расчетные эквивалентные Б(а)П концентрации суммы 4 ПАУ в регионе ЕМЕП на 2021 г. (а) и доля городского и сельского населения стран ЕМЕП в районах с эквивалентными Б(а)П концентрациями ПАУ в воздухе, превышающими предельные значения ЕС и референсный уровень ВОЗ в 2021 г. (б).

Информация о превышении нормативов ЕС и ВОЗ по содержанию Б(а)П в воздухе, а также данные об эквивалентных Б(а)П концентрациях ПАУ в воздухе могут быть использованы для поддержки деятельности Целевой группы по здоровью и Рабочей группы по эффектам в части анализа воздействия токсичных веществ на население и их влияния на здоровье человека.

2.6. Атмосферные нагрузки на окраинные моря

Загрязнение морских экосистем опасными загрязняющими веществами является одной из экологических проблем, признанных на национальном и международном уровне. В частности, для защиты окружающей среды Балтийского, Северного, Средиземного, Черного и Каспийского морей были разработаны такие международные соглашения, как HELCOM, OSPAR, Барселонская, Бухарестская и Тегеранская конвенции соответственно. Кроме того, защита вод вокруг Европы является целью Рамочной директивы ЕС по морской стратегии.

Информация об атмосферных выпадениях тяжелых металлов и СОЗ в окраинные моря (Балтийское, Северное, Средиземное, Черное и Каспийское) рассчитывается на ежегодной основе. В данном отчете информация о потоках пространственно-средних выпадений представлена на примере Pb, Hg, ГХБ и ПХДД/Ф. Более подробная информация по этим и другим металлам и СОЗ предоставляется по запросу. Кроме того, в разделах 4.2.2 и 4.2.3 представлены результаты по оценке атмосферного загрязнения Балтийского и Северного морей, полученные в сотрудничестве с комиссиями HELCOM и OSPAR соответственно.

Наибольшие средние пространственные потоки выпадения Pb в 2021 году были отмечены для Средиземного моря, за ним следуют Северное и Черное моря (рис. 2.44а). Наименьший поток выпадений был рассчитан для Каспийского моря. В связи со значительным сокращением антропогенных выбросов Pb вклад антропогенных источников выбросов ЕМЕП за последние десятилетия существенно снизился. Поэтому относительный вклад других типов выбросов, таких как вторичные (ветровой подъем пыли) источники, стал сопоставим с вкладом

антропогенных источников или даже превысил его. Кроме того, существенный вклад (около 30%) неантропогенных источников отмечается для Средиземного и Каспийского морей. На атмосферное выпадение в этих морях большое влияние оказывают источники выбросов, расположенные в странах Африки и Азии, не входящих в страны ЕМЕП.

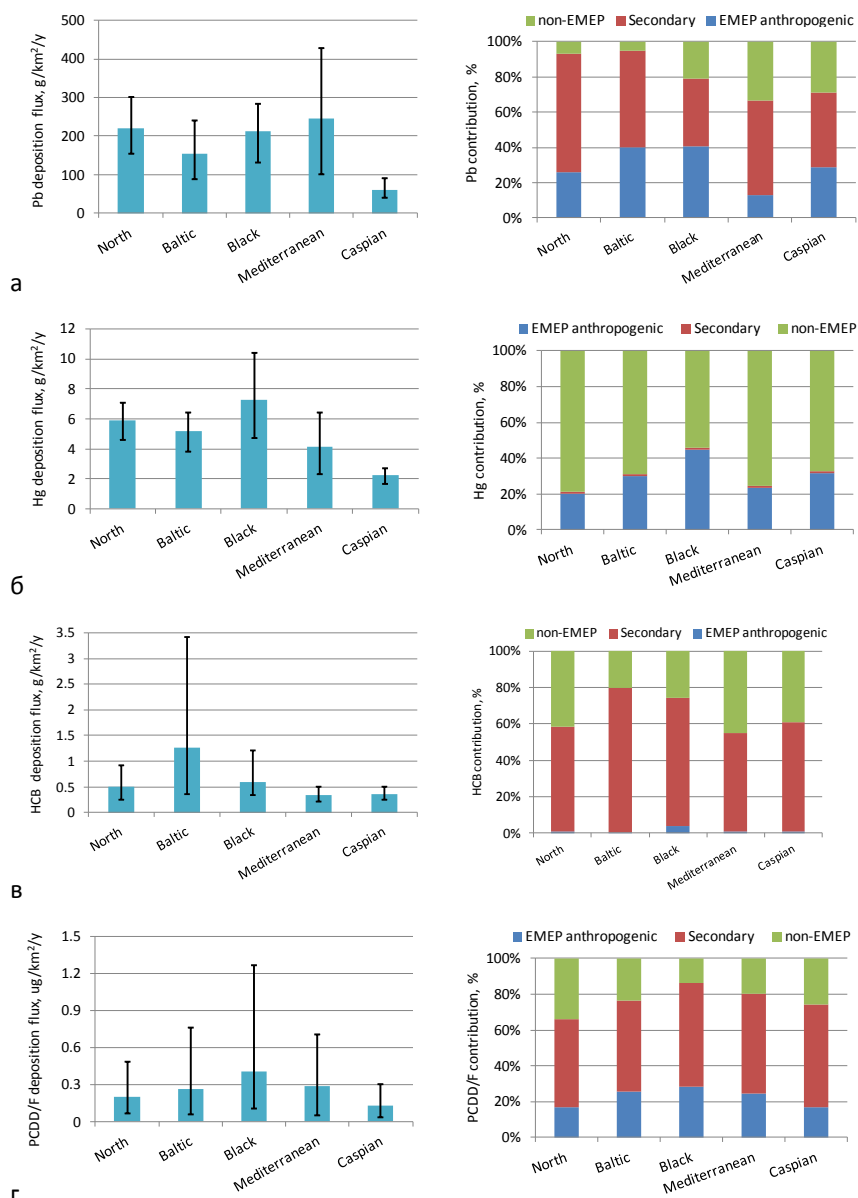


Рис. 2.44. Средние потоки выпадений (слева) и относительный вклад различных типов источников в выпадения (справа) Pb(а), Hg(б), ГХБ(в) и ПХДД/Ф(д) в окраинных морях региона ЕМЕП в 2021 году. Усы указывают на диапазон между 10-м и 90-м процентилями потоков выпадений, рассчитанных по гриду.

Наибольший поток выпадений Hg отмечен для Черного моря, а наименьший - для Каспийского (рис. 2.44б). В отличие от аэрозольно-связанных тяжелых металлов, Hg в атмосфере представлена в основном газообразной элементарной формой, способной распространяться на глобальном уровне. Поэтому основной вклад в выпадение Hg в окраинных морях вносят источники, не связанные с ЕМЕП. Его вклад изменяется от примерно 50% (Черное море) до

почти 80% (Северное море). Другой важный вклад вносят антропогенные источники выбросов стран ЕМЕП, а вторичная эмиссия ртути стран ЕМЕП составляет около 1%.

Балтийское море характеризуется самым высоким потоком выпадения ГХБ (около 1,3 г/км²/г). Потоки выпадения на другие моря значительно ниже и составляют от 0,3 до 0,6 г/км²/г (рис. 2.44в). В отличие от других рассматриваемых загрязнителей, вклад антропогенных источников ГХБ стран ЕМЕП составляет лишь несколько процентов. В связи с жесткими ограничениями на использование ГХБ антропогенные выбросы в регионе ЕМЕП значительно сократились, и основным источником ГХБ является реэмитсия из почв, где он накапливался в течение предыдущих десятилетий. Выпадения ГХБ, реэмитированного с территории стран ЕМЕП, составляют от 50 до 80%, а атмосферный перенос из источников, не входящих в ЕМЕП, составляет 20-40% от общего объема выпадений.

Наибольший поток выпадений ПХДД/Ф имеет место в Черном море, а наименьший - в Каспийском (рис. 2.44д). Основным источником атмосферных выпадений в окраинные моря является реэмитсия. Ее вклад составляет от 50% (Северное море) до почти 60% (Каспийское море). Наибольшая антропогенная доля выпадений отмечается для Черного моря (28%), за ним следуют Балтийское и Средиземное моря. Остальная часть выпадений обусловлена атмосферным переносом от источников выбросов, не входящих в ЕМЕП.

Рисунки 2.44а-г характеризуют средний поток выпадений на территорию окраинных морей. Однако в разных частях морей потоки могут заметно отличаться от среднего значения. Пространственное распределение потока выпадений Cd в Северное море в 2021 году показано на рис. 2.45а. Наиболее высокие потоки (12 - 15 г/км² в год) отмечены для юго-восточного побережья моря. На эту часть моря оказывают влияние источники выбросов Германии, Бельгии, Нидерландов и Дании. Кроме того, аналогичные потоки выпадений наблюдаются у южного и западного побережий Норвегии. Причиной этого являются высокие годовые суммы осадков в этой части моря. Самые низкие уровни наблюдаются в северо-западной части Северного моря, что связано с относительно высокими суммами осадков и низкими выбросами в северной части Великобритании.

Для Б(а)П отмечается отчетливый градиент потоков выпадений (рис. 2.45б). Выпадение Б(а)П зависит от осадков в значительно меньшей степени, чем Cd. Следовательно, пространственные градиенты потоков выпадения Б(а)П в основном отражают характер атмосферного переноса и удаленность от основных источников выбросов. Наибольшие потоки выпадений (1,5-3 г/км² в год) наблюдаются вдоль южного побережья Северного моря, а наименьшие - в его северной части (0,1-0,2 г/км² в год).

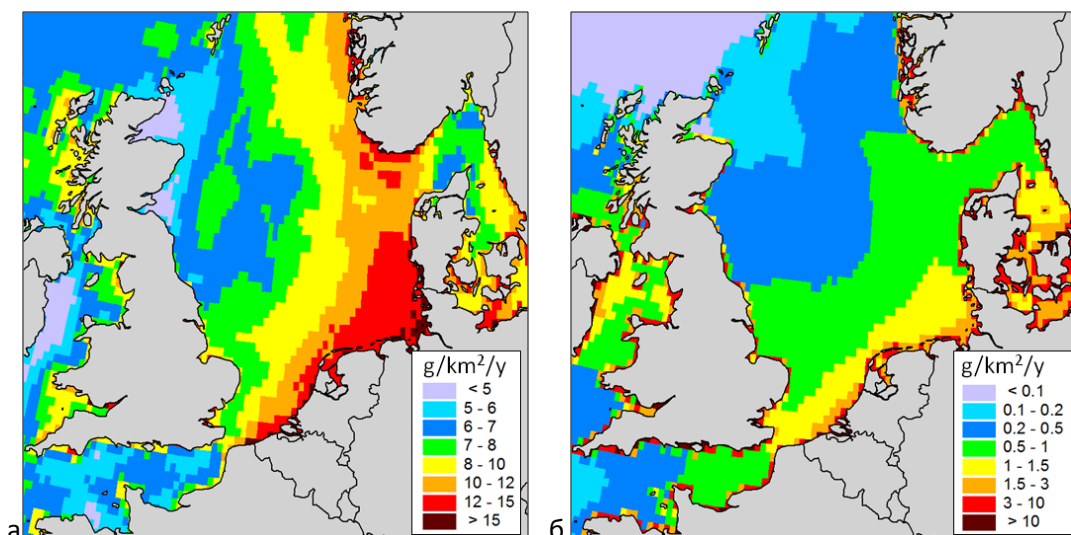


Рис. 2.45. Поток выпадений Cd (а) и Б(а)П (б) на Северное море в 2021 году, г/км² в год.

2.7. Загрязнение Арктики

Данный раздел посвящен информации о загрязнении Арктики тяжелыми металлами (Pb, Cd, Hg) и СОЗ (ПАУ, ПХДД/Ф, ГХБ, ПХБ) в 2021 году. В частности, описано пространственное распределение полей выпадений на основе глобального моделирования. Для учета быстрой реэмиграции ртути с поверхности снега во время атмосферных явлений истощения ртути (AMDE) [Dastoor et al., 2022] рассмотрен нетто-поток выпадений вместо суммарных выпадений. Кроме того, представлено распределение источников выпадений тяжелых металлов и СОЗ для части Арктического региона в пределах региона ЕМЕП. Границы арктической зоны определены в соответствии с формулировкой АМАР.

Арктический регион удален от основных источников атмосферных выбросов тяжелых металлов и СОЗ. Поэтому уровень загрязнения в Арктике в целом ниже, чем в других частях региона ЕМЕП. Кроме того, годовые суммы осадков в Арктике ниже, чем в умеренном поясе, что также способствует снижению атмосферных выпадений. Наибольший (50-100 г/км² в год) поток выпадений Pb на арктических территориях суши в 2021 году отмечается на Кольском полуострове, восточном побережье России и юго-западной части Аляски (рис. 2.46а). Более высокие уровни (до 300 г/км² в год) отмечаются над морскими акваториями, такими как Берингово море и восточная часть моря Лабрадор. Самые низкие уровни выпадений Pb (менее 10 г/км² в год) отмечены над центральными районами российской Сибири, Канадой и Северным Ледовитым океаном. Потоки выпадения Cd характеризуются аналогичным пространственным распределением. Кроме того, отдельные участки относительно высоких потоков Cd отмечаются в восточной части Российской Арктики (рис. 2.46б). Наиболее значительный поток чистых выпадений Hg (до 20 г/км² в год) отмечен для северной части Атлантики (Баренцево и Норвежское моря) и над Беринговым морем в северной части Тихого океана (рис. 2.46в). Такие высокие потоки выпадений объясняются влиянием ADME. Для сравнения, над большей частью остальной арктической территории чистый (нетто) поток ртути составляет от 1 до 4 г/км² в год.

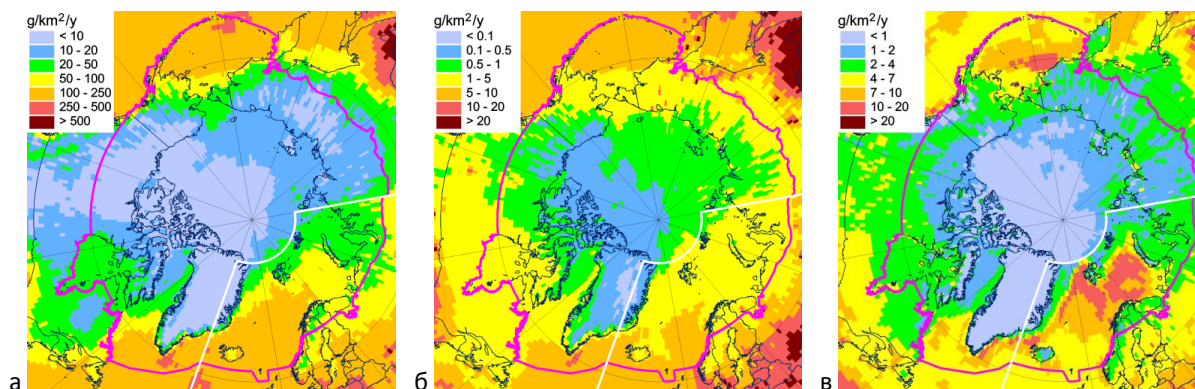


Рис. 2.46. Суммарные потоки выпадений Pb (а) и Cd (б) и чистый (нетто) поток выпадений Hg (в) в Арктику в 2021 году. Фиолетовой линией обозначена граница арктического региона, принятая АМАР, а белой - граница домена ЕМЕП.

Как и в случае с тяжелыми металлами, выпадения CO₂ в Арктике существенно ниже, чем в умеренных широтах. На большей части региона Арктики поток выпадений Б(а)П составляет менее 0,5 г/км² в год (рис. 2.47а). Более высокие выпадения (15 - 50 г/км² в год и даже более) имели место в Канаде и на востоке России, что можно объяснить наличием в этих регионах значительных источников выбросов. Наиболее значительные потоки выпадений ПХДД/Ф получены для Исландии (0,5 - 3 нг ДЭ/м² в год), а также для северной части Скандинавского полуострова и Кольского полуострова (0,3 - 0,5 нг ДЭ/м² в год) (рис. 2.47б). Аналогичное распределение имеет место и для выпадений ПХБ-153 (рис. 2.47в).

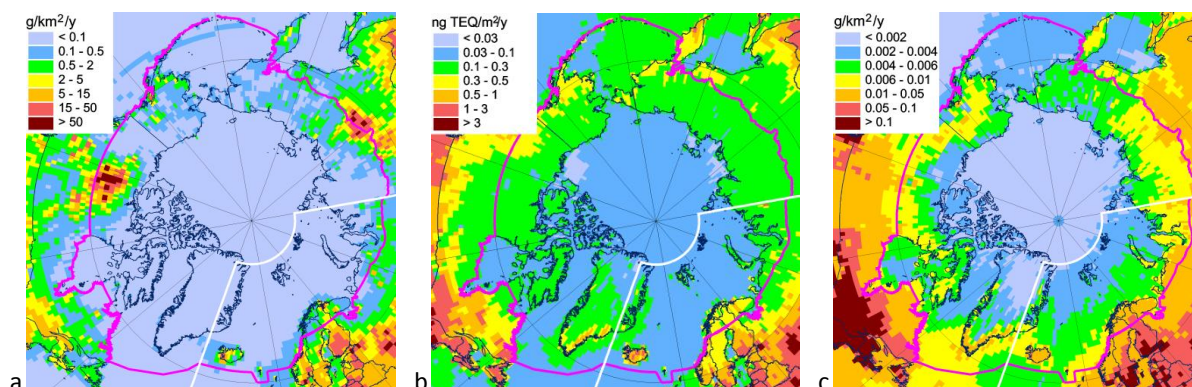


Рис. 2.47. Суммарные потоки выпадений Б(а)П (а), ПХДД/Ф (б) и РСВ-153 (в) в Арктику в 2021 году. Фиолетовой линией обозначена граница арктического региона, принятая АМАР, а белой - граница домена ЕМЕП.

Аналогично анализу уровней загрязнения в странах ЕМЕП, рассматривался вклад трех групп источников выбросов в выпадения на суше Арктики в пределах домена ЕМЕП. К этим группам относятся антропогенные выбросы стран ЕМЕП, вторичные выбросы и источники, не входящие в ЕМЕП. Основной вклад (около 55%) в выпадение Pb в Арктике вносят вторичные источники выбросов (рис. 2.48). Это объясняется значительной ресуспензией аэрозоля морских брызг, содержащих растворенные микроэлементы, в частности Pb. По этой же причине значителен (около 30%) вклад ресуспензии в выпадение Cd. Около 50% выпадений Cd обусловлено

антропогенными источниками ЕМЕП. Ртуть является загрязнителем глобального масштаба. Следовательно, большая часть выпадений ртути в Арктике обусловлена источниками, не входящими в ЕМЕП. Однако следует отметить, что этот вклад включает также некоторую долю ртути, эмитированной источниками ЕМЕП, которая покинула регион ЕМЕП и затем вернулась в него в виде ртути, не принадлежащей источникам ЕМЕП. Основной вклад (около 75%) Б(а)П в Арктику обусловлен антропогенными источниками ЕМЕП, а около 25% объясняется другими источниками (вторичное поступление, источники за пределами стран ЕМЕП). Вклад источников, не входящих в ЕМЕП, в выпадение Б(а)П в Арктике пренебрежимо мал. Основной вклад в выпадение ПХДД/Ф, ГХБ и ПХБ-153 вносят вторичные источники выбросов. В случае ПХДД/Ф вклад реэмиссии и источников, не входящих в ЕМЕП, сопоставим, в то время как антропогенные источники ЕМЕП обеспечивают 7% выпадений. Поскольку выбросы ГХБ в регионе ЕМЕП практически полностью прекратились, основным источником выпадений в Арктике является вторичное поступление в ЕМЕП (около 70%) и источники за пределами ЕМЕП (около 30%). Вклад реэмиссии и антропогенных источников ПХБ-153 сопоставим (46% и 42% соответственно), а оставшаяся часть приходится на источники, не относящиеся к ЕМЕП.

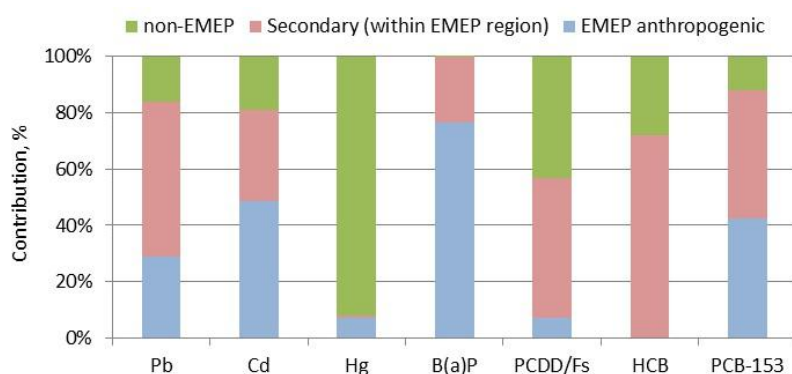


Рис. 2.48. Относительный вклад антропогенных, вторичных и неантропогенных источников ЕМЕП в выпадения в Арктике (в пределах домена ЕМЕП) в 2021 году.

Оценен вклад отдельных стран в антропогенные выпадения на суше Арктики. Этот вклад зависит от ряда факторов, таких как величина выбросов, удаленность основных источников от Арктики, сложившиеся закономерности атмосферного переноса и т.д. Для большинства рассматриваемых загрязнителей основным источником трансграничного загрязнения является Россия, что обусловлено расположением российских источников в Арктике или в непосредственной близости от нее. Например, антропогенное выпадение Рb на 41% объясняется источниками России (рис. 2.49а). Второй по величине вклад принадлежит Казахстану. Хотя эта страна расположена далеко от Арктического региона, ее национальная эмиссия Рb составляет около четверти от общей эмиссии стран ЕМЕП. Аналогичная ситуация имеет место и для ПХДД/Ф (рис. 2.49б). Основной вклад в уровень загрязнения Арктики, кроме России, вносят Турция, Норвегия и Польша. Несмотря на удаленность Турции и Польши от Арктики, их национальные выбросы достаточно велики, чтобы обеспечить 3-4%-ный вклад в загрязнение Арктики ПХДДФ. Что касается Б(а)П, то основной вклад в загрязнение Арктики вносят Россия и Финляндия (рис. 2.49с).

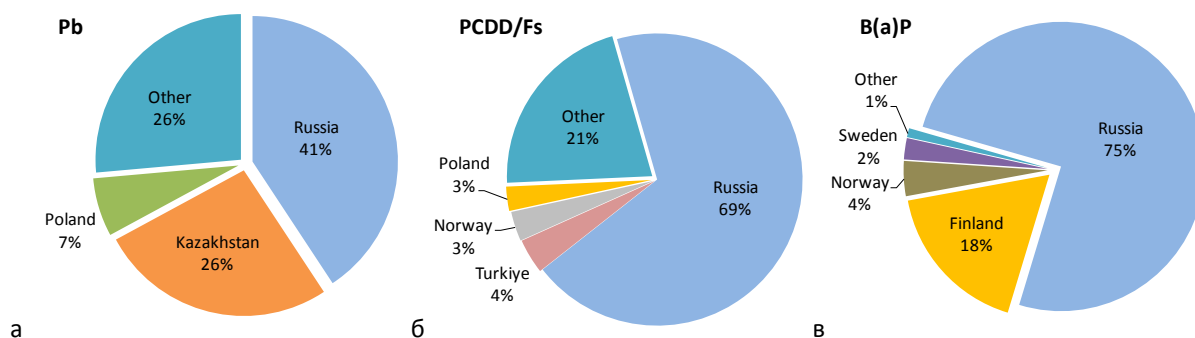


Рис. 2.49. Распределение источников антропогенных выпадений тяжелых металлов и CO₂ в Арктике (в пределах домена ЕМЕП) в 2021 году.

2.8. Загрязнение окружающей среды тяжелыми металлами и CO₂ в глобальном масштабе

Уровни загрязнения в странах ЕМЕП обусловлены источниками выбросов, расположенными как в зоне действия ЕМЕП, так и за ее пределами. Межконтинентальный перенос вносит существенный вклад в концентрации и потоки выпадений загрязняющих веществ с большим временем пребывания в атмосфере, например, ртути и некоторых CO₂ в странах ЕМЕП (см. раздел 2.4). На страны южной и восточной частей региона ЕМЕП оказывают влияние не входящие в ЕМЕП источники загрязняющих веществ с более коротким временем жизни, таких как Pb, Cd и ПАУ. Для учета влияния источников выбросов, расположенных за пределами стран ЕМЕП, проводится глобальное моделирование. Для получения граничных концентраций тяжелых металлов и CO₂ использовалось моделирование на глобальном уровне. Кроме того, результаты глобального моделирования использовались для характеристики уровней загрязнения за пределами стран ЕМЕП (например, на большей части Арктики, в Северной Атлантике или на других континентах).

Наиболее высокие концентрации Pb в воздухе в 2021 году наблюдались в юго-восточной (Китай) и южной (Индия) частях Азии. Среднегодовые концентрации в этих регионах превышают 15 нг/м³ (рис. 2.50а). Концентрации 2-4 нг/м³ отмечены для северной части Африки и западной части Азии, в центральной части Европы и в странах Центральной Азии. Эти уровни объясняются вкладом как антропогенных выбросов, так и ветрового подъема пыли. В Северной Америке, большей части Южной Америки и на обширных территориях Азии концентрации относительно низкие (0,2-2 нг/м³).

Что касается Cd, то Китай относится к регионам с относительно высокими концентрациями в воздухе - от 0,5 до 2 нг/м³, а в некоторых регионах даже превышающими 2 нг/м³ (рис. 2.50б). Такие уровни были обусловлены в основном значительными антропогенными выбросами Cd. Однако аналогичные уровни концентраций в воздухе были отмечены также для западной части Южной Америки (Чили, Перу, Эквадор, Колумбия) и ряда регионов Африки (Гана, Буркина-Фасо, ЮАР). Эти повышенные уровни обусловлены неопределенностью данных о выбросах Cd в этих регионах (см. раздел 2.4.3). В Европе, южной и центральной частях Азии

концентрации в основном находились в пределах от 0,05 до 0,2 нг/м³. Основные источники выбросов Cd в Северной Америке расположены в Мексике и восточной части США, что обусловило относительно высокие концентрации в этих регионах.

По сравнению с Cd и Pb, концентрации Hg⁰ в 2021 году распределялись по земному шару более равномерно. На большей части Северного полушария концентрация Hg колебалась от 1,2 до 1,8 нг/м³ (рис. 2.50в). В Южном полушарии концентрации были ниже (около 1 нг/м³). Такой контраст между полушариями объясняется наличием более мощных источников антропогенных выбросов в Северном полушарии и ограниченным перемешиванием воздуха между полушариями. Промышленная деятельность привела к увеличению концентраций ртути в Китае до 3 нг/м³ и даже выше. Относительно высокие уровни ртути были отмечены также в ряде регионов Южной Америки и Юго-Восточной Азии из-за кустарной и мелкомасштабной золотодобычи, приводящей к значительным выбросам ртути. Повышенные уровни Hg вдоль западного побережья Северной Америки обусловлены выбросами из почв, естественно обогащенных Hg.

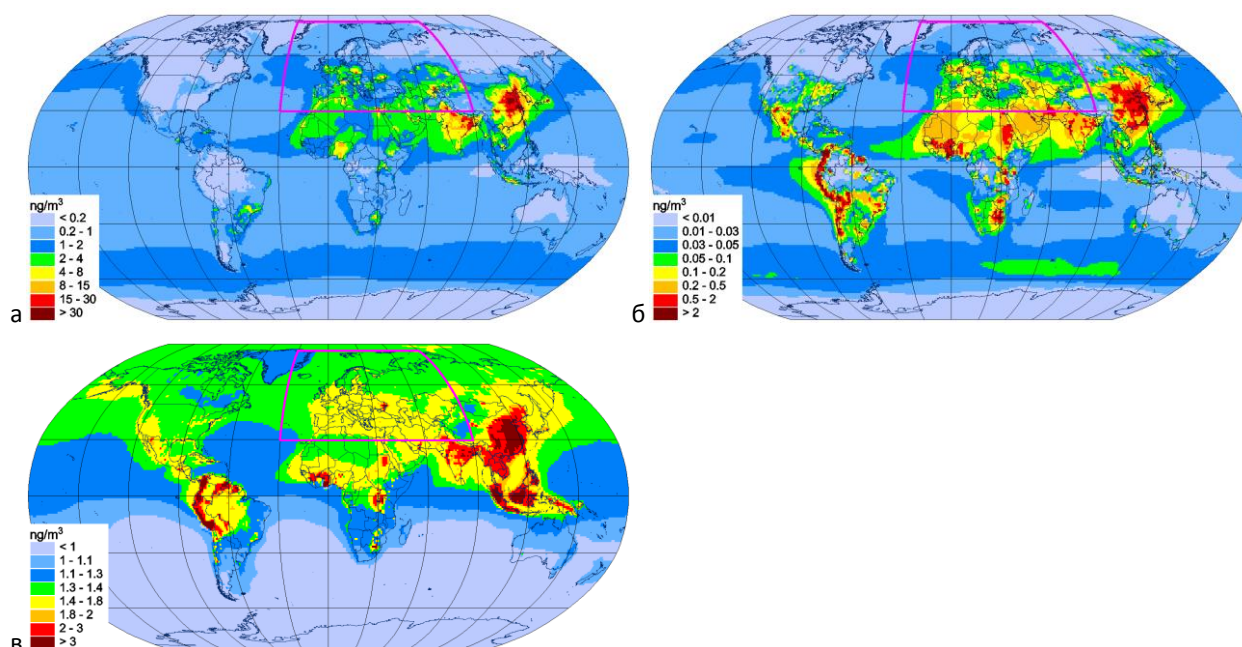


Рис. 2.50. Глобальное распределение среднегодовых концентраций Pb (а), Cd (б) и Hg⁰ (в) в воздухе в 2021 году. Красной линией показана граница региона ЕМЕП, нг/м³.

Концентрации Б(а)П в воздухе демонстрируют наибольшую пространственную изменчивость по сравнению с другими рассматриваемыми загрязнителями. В регионах с высоким уровнем выбросов, таких как Центральная и Западная Европа, Южная и Юго-Восточная Азия, Центральная Африка, концентрации варьировали от 0,1 до 2 нг/м³ (рис. 2.51а). В некоторых странах, например, в Китае, Индии, Бангладеш, концентрации даже превышали 2 нг/м³. В Северной и Южной Америке концентрации в основном составляли от 0,002 до 0,1 нг/м³. Поскольку основные источники выбросов Б(а)П находятся на суше, концентрации над океанами были значительно ниже (0,0002 - 0,02 нг/м³). Однако в районах интенсивного морского движения и вдоль морских побережий концентрации были относительно выше. Среднегодовые концентрации ПХДД/Ф в воздухе варьировали от 1 до 25 фг ДЭ/м³ на большей

части земного шара (рис. 2.51б). Более высокие уровни отмечались в регионах со значительными антропогенными выбросами, таких как Бангладеш, восточная и северная части Индии, Япония, южные острова Индонезии, Корейский полуостров и центральная часть Африки. Относительно низкие уровни (менее 0,5 фг ДЭ/м³) наблюдались над Канадой, Аляской, российской Сибирью и значительной частью Скандинавского полуострова. Такие низкие концентрации могут быть объяснены несколькими факторами. Во-первых, выбросы в этих регионах ниже по сравнению с другими частями земного шара. Кроме того, потоки чистых выпадений из воздуха в почву и растительность гораздо сильнее, чем на поверхность моря. Последняя возможная причина - особенности атмосферной циркуляции. В зимний период преобладающие над Канадой и Сибирью антициклонические системы препятствуют переносу ПХДД/Ф из регионов с высокими выбросами. Контраст между концентрациями ПХДД/Ф над Канадой, Сибирью и регионами со значительными выбросами в зимний период существенно выше, чем в летний.

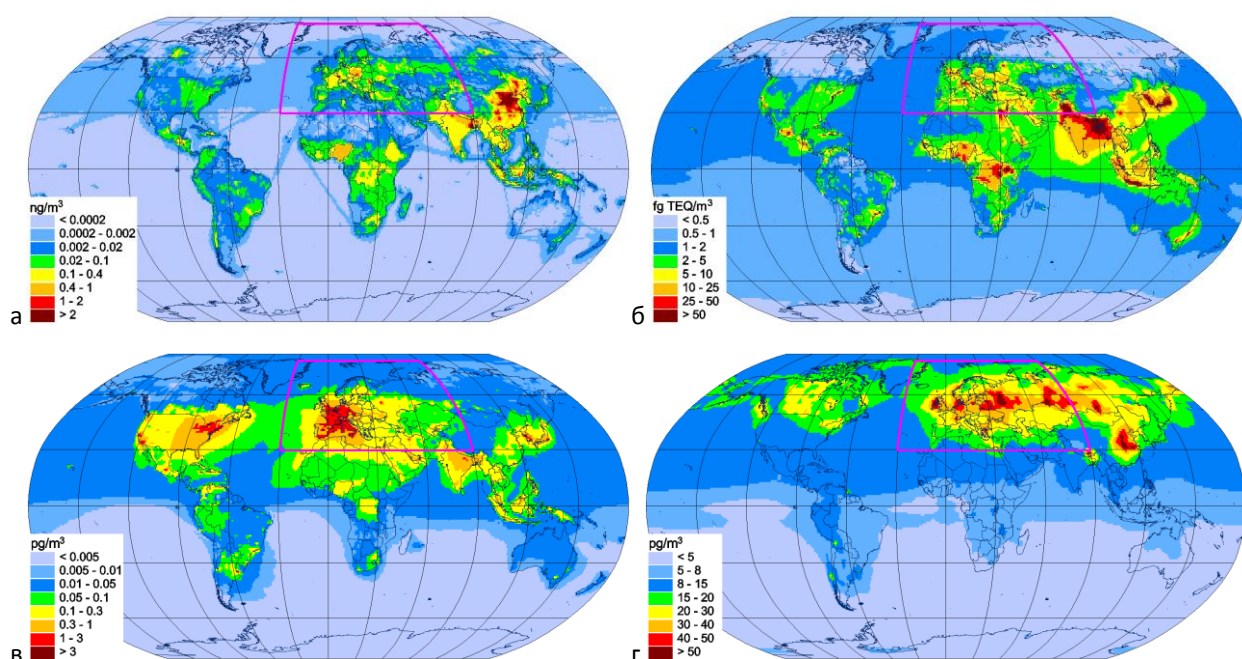


Рис. 2.51. Глобальное распределение среднегодовых концентраций в воздухе Б(а)П (а), ПХДД/Ф (б), ПХБ-153 (в) и ГХБ (г) в 2021 г. Красной линией показана граница области ЕМЕП.

Среднегодовые концентрации ПХБ-153 варьировали от 0,05 до 1 пг/м³ на большей части суши Северного полушария (рис. 2.51в). Наиболее значительные концентрации (>1 пг/м³) имели место в Европе, восточной части США и в Восточной Азии (Южная Корея, Япония). Для этих регионов характерны наиболее значительные антропогенные выбросы. Обширные области повышенных концентраций над Северной Атлантикой указывают на возможность дальнего атмосферного переноса ПХБ-153. Концентрации над океанами в Южном полушарии были значительно ниже, чем в Северном. Причиной такого градиента являются более высокие выбросы в Северном полушарии и ограниченный обмен воздушными массами между полушариями.

В отличие от других рассматриваемых загрязнителей, современные выбросы ГХБ в атмосферу практически полностью представлены не антропогенными выбросами, а ГХБ из почвы, водоемов и растительности. Поэтому пространственное распределение среднегодовых концентраций ГХБ в воздухе в 2021 году слабо коррелирует с распределением текущих антропогенных выбросов (рис. 2.51д). Кроме того, на концентрации оказывали сильное влияние процессы обмена между воздухом и приземным слоем. Наиболее высокие концентрации ГХБ в воздухе (30-50 пг/м³) наблюдались в Европе, восточной части России и Китае. В других частях Евразийского континента и Северной Америки концентрации в основном составляли от 8 до 30 пг/м³. Как и в случае с Hg и РСВ-153, наблюдался отчетливый градиент концентраций в воздухе между Северным и Южным полушариями.

Концентрации тяжелых металлов и СОЗ сильно зависят от качества данных о выбросах. В настоящее время официальные данные о выбросах в глобальном масштабе отсутствуют, и модельные расчеты основаны на экспертных оценках выбросов. Для улучшения модельных оценок загрязнения тяжелыми металлами и СОЗ в глобальном масштабе необходимо сотрудничество с международными организациями (ООН по окружающей среде, Стокгольмская конвенция, Минаматская конвенция и т.д.) для разработки актуальных глобальных кадастров выбросов.

Глава 3. НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКАЯ ДЕЯТЕЛЬНОСТЬ

3.1. Сравнение моделей Б(а)П Eurodelta-Carb

Сравнение моделей Б(а)П в рамках проекта Eurodelta-Carb было инициировано Целевой группой ЕМЕП по измерениям и разработке моделей (ЦГИРМ) в 2021 году в рамках более широкого научного исследования по моделированию вторичного органического аэрозоля и черного углерода. Основными целями исследования Eurodelta-Carb по Б(а)П были анализ эффективности моделей и неопределенностей их результатов. Кроме того, исследование должно было внести вклад в уточнение характеристик выбросов Б(а)П при сжигании ископаемого топлива и биомассы, а также в дальнейшее совершенствование имеющихся подходов к моделированию Б(а)П. Для моделирования концентраций Б(а)П в Европе были использованы четыре региональные модели атмосферного переноса. Результаты моделирования сравнивались с наблюдаемыми концентрациями Б(а)П, полученными из сети мониторинга ЕМЕП. Оценка смоделированных концентраций проводилась в тесном сотрудничестве с национальными экспертами по моделированию Б(а)П.

Настройка модели и исходные данные

Моделирование Б(а)П в Eurodelta-Carb сосредоточено на периоде времени с начала декабря 2017 года до конца 2018 года. Моделирование Б(а)П проводилось с использованием четырех моделей атмосферного переноса: CHIMERE, GLEMOS, MINNI и SILAM. Эти модели разрабатываются группами моделирования в INERIS (Франция), CIEMAT (Испания), МСЦ-В (ЕМЕП), ENEA (Италия) и FMI (Финляндия) для изучения уровня загрязнения воздуха в региональном и национальном масштабах. Все модели используют заданную область моделирования и сеточные данные о годовых выбросах Б(а)П за 2018 год, полученные ЦКАП. Другие исходные данные и параметры, такие как метеорологические данные, внутригодовые вариации выбросов Б(а)П, выбросы других загрязняющих веществ, граничные условия, параметризация модели, являются специфическими для каждой модели.

Модели, участвующие в проекте, имеют различные подходы к моделированию Б(а)П. В частности, CHIMERE, GLEMOS и MINNI рассматривают Б(а)П как реакционноспособное полуплетучее вещество, которое распространяется в атмосфере как в газовой, так и в аэрозольной форме и подвергается разложению в атмосфере за счет химических реакций с ОН в газообразной форме. Кроме того, GLEMOS и MINNI учитывают разложение Б(а)П в аэрозольной форме за счет химических реакций с озоном. Все три модели учитывают выведение Б(а)П из атмосферы в газообразной и аэрозольной формах. В случае SILAM моделирование проводилось в предположении, что Б(а)П является инертным веществом, выбрасываемым в атмосферу в газообразной форме и подверженным только процессу разложения в зависимости от изменения температуры.

Программа экспериментального моделирования включает в себя прогон модели в течение заданного периода времени с заданными данными о выбросах Б(а)П с использованием независимо определенных настроек модели. Предварительные результаты были

опубликованы в предыдущем отчете о состоянии ЕМЕП [Ilyin et al., 2022] и представлены на конференции HARMO21 [Gusev et al., 2022].

В 2023 году было продолжено исследование сравнения моделей Б(а)П. В частности, были обновлены результаты расчетов моделей CHIMERE и SILAM. Кроме того, был обсужден и начат анализ факторов, влияющих на различия между результатами моделей по Б(а)П (например, временные профили выбросов, параметризация разложения Б(а)П в аэрозольной форме, сухое и влажное выведение, распределение Б(а)П между газовой и аэрозольной формами). В данном разделе описаны обновленные результаты моделирования и их анализ.

Результаты моделирования и анализ

Пространственные распределения среднегодовых суммарных концентраций Б(а)П в воздухе, смоделированные моделями CHIMERE, GLEMOS MINNI и SILAM для 2018 года, представлены на рис. 3.1. Наибольшие концентрации были оценены всеми моделями для стран Центральной Европы, а также для Северной Италии и некоторых районов Восточной Европы. Наименьшие концентрации были получены для стран Северной Европы и отдаленных районов. В целом, относительно более высокие концентрации были смоделированы моделью CHIMERE, затем GLEMOS, MINNI и SILAM. Различия между смоделированными концентрациями Б(а)П могут быть обусловлены влиянием различных параметризаций, использованных в моделях (например, для процессов распределения Б(а)П между газовой и аэрозольной формами, разложения и выведения из атмосферы), а также различными метеорологическими данными. Дополнительный вклад также могли внести различные временные профили выбросов и концентрации ОН и озона, используемые в моделях для оценки химических преобразований Б(а)П.

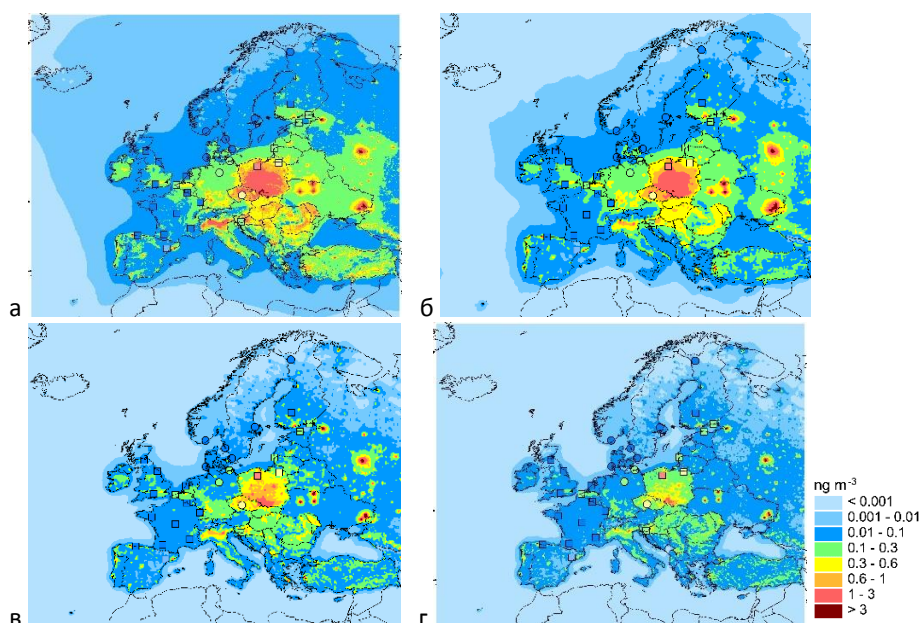


Рис. 3.1. Карты среднегодовых смоделированных суммарных (газообразная + аэрозольная форма) концентраций Б(а)П в атмосфере в 2018 г., смоделированных CHIMERE (а), GLEMOS (б), MINNI (в) и SILAM (г). Для сравнения наблюдаемые концентрации суммарной и аэрозольной форм Б(а)П, измеренные станциями мониторинга ЕМЕП, показаны цветными кружками и квадратами, соответственно, в том же масштабе, что и смоделированные значения.

Оценка результатов моделирования в сравнении с данными измерений за 2018 год проводилась по данным 29 станций мониторинга ЕМЕП. Из них 9 станций, расположенных в Центральной и Северной Европе, измеряли суммарные концентрации Б(а)П, а концентрации Б(а)П в аэрозольной форме измерялись на 20 станциях, охватывающих более широкую географическую зону (рис. 3.1).

Для сравнения результатов модели и измерений из выходных файлов модели для мест расположения станций извлекались среднесуточные смоделированные концентрации суммарной или аэрозольной форм, в зависимости от типа измерений. Затем смоделированные значения усреднялись до временного разрешения и периодов наблюдений (например, ежедневно или еженедельно). Сводный статистический анализ смоделированных и наблюдаемых среднегодовых концентраций Б(а)П представлен в табл. 3.1. Все модели хорошо воспроизводят пространственную картину наблюдаемых концентраций суммарной и аэрозольной форм Б(а)П с коэффициентами корреляции (R) 0,72-0,96. Модели CHIMERE и GLEMOS несколько завышали наблюдаемые значения суммарных концентраций Б(а)П с нормализованным средним отклонением около 4%, в то время как MINNI недооценивала измеренные значения с отклонением -53%. Для концентраций аэрозольной формы Б(а)П модель CHIMERE переоценила их с отклонением около 0,3%, а GLEMOS и MINNI недооценили наблюдаемые концентрации с отклонениями -19% и -52%, соответственно. Расчетные суммарные концентрации Б(а)П находились в пределах различий до 2 раз от измеренных значений для 89%, 78%, 11% и 0% станций мониторинга CHIMERE, GLEMOS, MINNI и SILAM соответственно, в то время как для Б(а)П в аэрозольной форме они находились в пределах различий до 2 раз для 80%, 70%, 40% и 20% станций мониторинга. Доля модельных значений, отличающихся от результатов измерений в пределах 3 раз, больше. В частности, для 100%, 100%, 22% и 11% станций, измерявших суммарные концентрации Б(а)П, и для 90%, 85%, 70% и 35% станций, измерявших концентрации Б(а)П в аэрозольной форме, соответственно.

Таблица 3.1. Сводка статистических показателей, рассчитанных на основе среднегодовых концентраций в воздухе общей и твердой фазы Б(а)П за 2018 год, наблюдаемых на станциях мониторинга ЕМЕП и оцененных CHIMERE, GLEMOS и MINNI в базовом варианте прогона модели.

Модели	Mean (нг м ⁻³)	NMB ^a (%)	R ^a	RMSE ^a (нг м ⁻³)	F2 ^a (%)	F3 ^a (%)
Суммарные концентрации Б(а)П (9 станций), среднее наблюдаемое значение 0,116 нг м⁻³						
CHIMERE	0.120	3.8	0.93	0.057	89	100
GLEMOS	0.121	4.3	0.91	0.087	78	100
MINNI	0.054	-53.3	0.86	0.090	11	22
SILAM	0.026	-77.5	0.86	0.124	0	11
Концентрации аэрозольной формы Б(а)П (20 станций), среднее наблюдение 0,156 нг м⁻³						
CHIMERE	0.157	0.3	0.88	0.116	80	90
GLEMOS	0.126	-19.3	0.96	0.095	70	85
MINNI	0.075	-52.1	0.93	0.168	40	70
SILAM	0.047	-69.9	0.72	0.226	20	35

^a NMB - нормализованное среднее отклонение; R - пространственная корреляция между смоделированными и наблюдаемыми концентрациями; RMSE - среднеквадратичная ошибка; F2 и F3 - доли станций, для которых смоделированное значение находится в пределах отклонения в 2 и 3 раза, соответственно, от наблюдаемого значения.

Оценка среднегодовых смоделированных концентраций Б(а)П по сравнению с результатами измерений суммарных и в аэрозольной форме концентраций Б(а)П на отдельных станциях мониторинга ЕМЕП представлена на графиках рассеяния на рис. 3.2. Для двух испанских станций ES8 и ES14 для всех моделей было получено завышение наблюдаемых концентраций твердых частиц Б(а)П. Для других станций были получены расхождения различного характера. В частности, для CHIMERE было получено завышение примерно в 2 раза для станций GB48, GB1055 и NL91, на которых измерялись концентрации Б(а)П в аэрозольной форме. В случае GLEMOS наибольшее занижение (более чем в 3 раза) было обнаружено для суммарных концентраций Б(а)П, наблюдаемых на DE9 и FI36, и для Б(а)П в аэрозольной форме на FR23 и FR25. В случае MINNI наибольшие отклонения (недооценка более чем в 5 раз) были обнаружены для станций DE1, DE9 и FI36, где измерялись суммарные концентрации Б(а)П, и для LV10 и FR23, где измерялись концентрации Б(а)П в аэрозольной форме. В случае SILAM для большинства станций измеренные концентрации Б(а)П были недооценены моделью.

Графики рассеяния показывают, что результаты моделирования CHIMERE имеют наибольшее значение наклона регрессии (0,81), за ней следуют GLEMOS (0,77), MINNI (0,44) и SILAM (0,28). Наибольший коэффициент детерминации (0,88) получен GLEMOS по сравнению с MINNI, CHIMERE и SILAM (0,83, 0,80 и 0,67, соответственно).

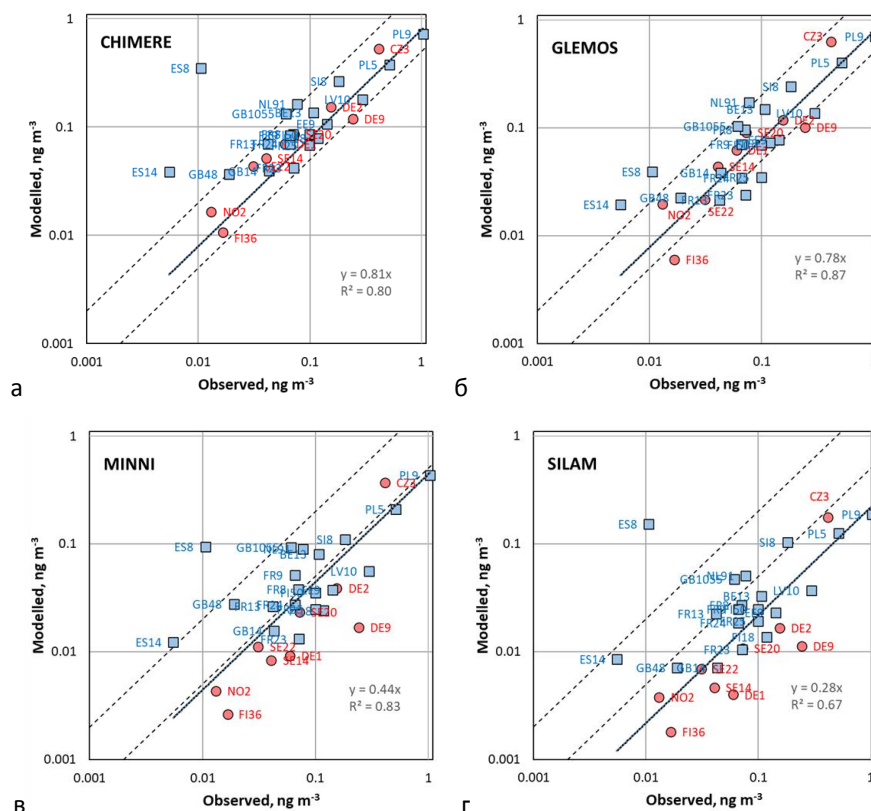


Рис. 3.2. Диаграммы рассеяния в логарифмическом масштабе сравнения концентраций Б(а)П в воздухе (в суммарной и аэрозольной формах), смоделированных CHIMERE (а), GLEMOS (б), MINNI (в) и SILAM (г), с измерениями станций мониторинга ЕМЕП в 2018 году. Область между пунктирными линиями обозначает модельные оценки в пределах двухкратного отклонения от измеренных значений, а сплошная линия - линейная регрессия всех точек данных. Суммарные концентрации Б(а)П показаны красными кругами, а концентрации Б(а)П в аэрозольной форме - синими квадратами.

На рис. 3.3 приведены примеры временных рядов смоделированных и наблюдаемых концентраций Б(а)П для двух станций мониторинга ЕМЕП, а именно CZ0003R и PL0009R, на которых измерялись концентрации Б(а)П в суммарной и аэрозольной формах, соответственно. Для этих станций сравнение смоделированных и наблюдаемых концентраций для CHIMERE, GLEMOS и MINNI показывает, в целом, хороший уровень согласованности. Модельные оценки воспроизводят высокие уровни наблюдаемых концентраций в холодное время года и низкие концентрации в теплое время года, а также пиковые концентрации. Однако в некоторых эпизодах, особенно в зимние месяцы, модели недооценивают измеренные концентрации. В случае SILAM смоделированные концентрации заметно недооценивают измеренные концентрации Б(а)П в холодное время года по сравнению с тремя другими моделями. Различия между смоделированными и измеренными внутригодовыми вариациями концентраций Б(а)П могут объясняться как недооценкой выбросов, так и неопределенностями во внутригодовом распределении выбросов Б(а)П, которое применялось при моделировании.

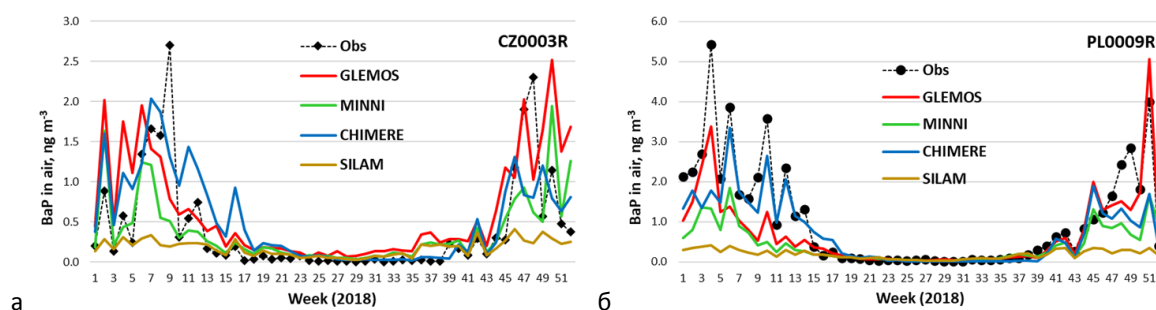


Рис. 3.3. Внутригодовые вариации общих концентраций Б(а)П в воздухе, наблюдаемых на станции ЕМЕП CZ0003R (а), и концентраций частиц Б(а)П, наблюдаемых на станции PL0009R (б), а также общих и частичных концентраций Б(а)П, смоделированных CHIMERE, GLEMOS, MINNI и SILAM для 2018 г.

На рис. 3.4 приведены модельные оценки отношения концентрации Б(а)П в аэрозольной форме к суммарной концентрации для CHIMERE, GLEMOS и MINNI. Наибольшее отношение для 29 станций ЕМЕП получено для MINNI (около 0,95), затем следуют CHIMERE (около 0,88) и GLEMOS (около 0,75) (рис. 3.4а). В случае расчета отношения для всех ячеек расчетной сетки моделей (рис. 3.5б) наибольшее значение также получено моделью MINNI (около 0,9). В то же время CHIMERE и GLEMOS показали более сопоставимые результаты и более низкие значения отношения - около 0,55. Различия в смоделированных значениях отношения концентраций Б(а)П в аэрозольной форме и суммарных концентраций (в газовой и аэрозольной формах) могут быть объяснены различными параметризациями процессов распределения Б(а)П между газовой и аэрозольной формами и химических преобразований Б(а)П, применяемыми в моделях.

Участовавшие в исследовании модели показали высокую пространственную корреляцию расчетных и наблюдаемых концентраций Б(а)П. Кроме того, большинство моделей получили высокую корреляцию с наблюдаемыми внутригодовыми колебаниями концентраций Б(а)П. Вместе с тем, моделирование показало завышение наблюдаемых концентраций Б(а)П в

Испании и занижение в Северной Европе (Финляндия, Латвия, Эстония), что, вероятно, объясняется неопределенностью данных о выбросах Б(а)П для этих регионов.

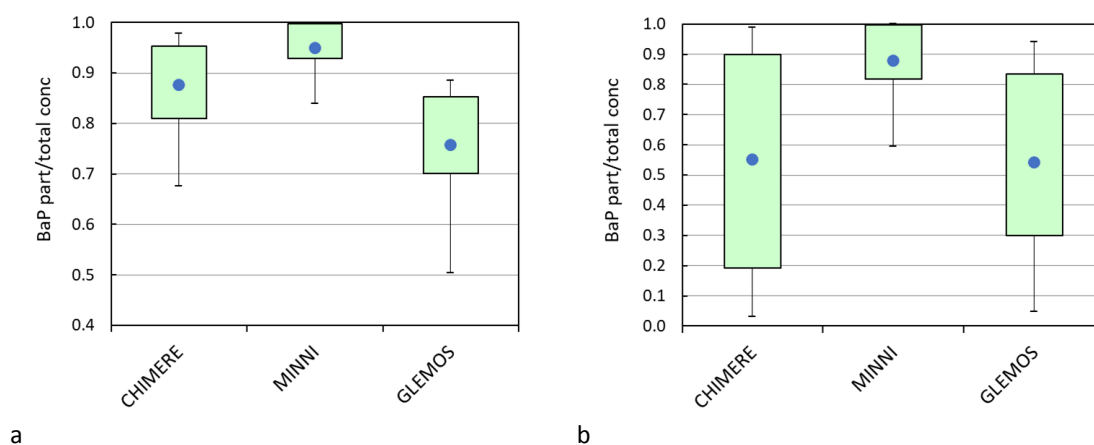


Рис. 3.4. Среднее отношение среднегодовых концентраций твердых частиц к суммарным концентрациям Б(а)П и его изменчивость, оцененные CHIMERE, GLEMOS и MINNI для 2018 г. для мест расположения 29 станций ЕМЕП (а) и для всей области моделирования (б). На графиках точками обозначены медианные отношения, цветными рамками - 25%-ный и 75%-ный перцентили, а усами - 5%-ный и 95%-ный перцентили.

Отмечены существенные различия между результатами моделирования четырех участвовавших в проекте моделей. Таким образом, требуется более детальный анализ для выяснения причин различий и существенного завышения или занижения наблюдаемых концентраций Б(а)П для некоторых станций. Дальнейшая работа в рамках исследования может быть направлена на анализ чувствительности, оценку метеорологических факторов и анализ других результатов моделирования, таких как концентрация Б(а)П в осадках и потоках выпадений, а также концентрации видов, влияющих на химические превращения Б(а)П в атмосфере.

3.2. Новые вещества/загрязнители, потенциально опасные химические вещества

К потенциально опасным веществам (ПОВ), относится широкий набор веществ, способных оказывать негативное воздействие на живую природу и здоровье человека. ПОВ характеризуются различными физико-химическими свойствами и поведением в окружающей среде. Многие из ПОВ используются в потребительских товарах и средствах личной гигиены, а также в строительных материалах. К ПОВ относятся как новые СОЗ, которые недавно начали регулироваться и характеризуются ограниченными данными об уровнях загрязнения, распространении и воздействии, так и вещества, которые в настоящее время не регулируются из-за свойств, частично выходящих за рамки существующих критериев, позволяющих считать их СОЗ. Несмотря на ограниченность знаний, в последнее время ПОВ уделяется значительное

внимание в рамках проводимых исследований, включая мониторинг и оценку их распространения в окружающей среде и потенциальных рисков.

Некоторые ПОВ были включены в Протокол CLRTAP по СОЗ для регулирования их производства и использования, в частности, гексахлорбутадиен (ГХБД), октабромдифениловый эфир (окта-БДЭ), пентахлорбензол (ПeХБ), пентабромдифениловые эфиры (ПБДЕ), перфтороктановые сульфонаты (ПФОС), полихлорированные нафталины (ПХН) и короткоцепочечные хлорированные парафины (SCCPs). Кроме того, ПОВ включены в приложения к Стокгольмской конвенции и в перечень приоритетных веществ АМАР, HELCOM, OSPAR для анализа уровней их загрязнения, оценки воздействия и регуляторной деятельности.

В соответствии с новой стратегией мониторинга ЕМЕП [ECE/EB.AIR/144/Add.1] на станциях мониторинга ЕМЕП в Северной Европе проводится мониторинг атмосферных концентраций ПОВ (например, гексабромциклододекана (ГБЦД), ПХН и ПeХБ). Кроме того, национальные сети мониторинга проводят измерения отдельных ПОВ во мхах в рамках мероприятий программы ICP-Vegetation. Также, в соответствии с планом работ ЕМЕП на 2022-2023 гг. проводится подготовительная работа по оценке уровней загрязнения, переноса и распространения ПОВ в окружающей среде. В рамках этой деятельности в 2023 году совместно с Целевой группой по измерениям и разработке моделей, Целевая группа по переносу загрязнения воздуха в масштабах полушария и Координационный Химический Центр планируется организовать семинар по мониторингу и модельной оценке ПОВ.

В рамках сотрудничества с HELCOM МСЦ-В осуществляет сбор информации о ПОВ с акцентом на район Балтийского моря. В данном разделе представлен обзор информации по ГБЦД, ПХН и ПeСБ, включающий нормативную деятельность, сведения об их производстве, использовании и выбросах, а также результаты мониторинга и модельных оценок их переноса и поведения в окружающей среде. Более подробную информацию можно найти в совместных отчетах центров ЕМЕП для HELCOM [Gauss et al., 2022].

Гексабромциклододекан (ГБЦД)

Гексабромциклододекан (ГБЦД¹) является одним из наиболее распространенных бромированных антипиренов. В основном он применяется в качестве огнезащитной добавки к синтетическим материалам (например, вспененному (EPS) и экструдированному (XPS) пенополистиролу), которые используются в строительстве зданий (например, в качестве теплоизоляционных материалов), в мебели, текстиле для транспортных средств, упаковочных материалах, электрическом и электронном оборудовании. Выбросы ГБЦД в атмосферу и другие объекты окружающей среды могут происходить на всех этапах жизненного цикла изделий из ГБЦД, включая производство, транспортировку, использование и утилизацию [Schrenk et al., 2021]

¹ ГБЦД - стандартная аббревиатура (в единственном числе) группы стереоизомеров HBCDD, широко используемая в научных исследованиях.

ГБЦД является стойким, биоаккумулирующим, токсичным соединением, обладающим низкой растворимостью в воде, высоким сродством к твердым частицам и способностью к дальнему переносу в окружающей среде. Известно, что ГБЦД оказывает неблагоприятное воздействие на наземные и водные организмы и представляет риск для здоровья человека. Токсикологические эффекты ГБЦД включают репродуктивную токсичность и токсичность развития. Кроме того, предполагается, что ГБЦД может вызывать нейроповеденческие эффекты и эндокринные нарушения [WHO, 2013; European Commission, 2014; Feiteiro et al., 2021].

Регулирование

В связи с физико-химическими свойствами и неблагоприятным воздействием ГБЦД был включен в списки опасных загрязнителей различными национальными и международными организациями для ограничения производства и использования. В 2007 г. ГБЦД был включен в План действий HELCOM по Балтийскому морю как одно из веществ, представляющих особую опасность для Балтийского моря [HELCOM, 2007]. Стороны HELCOM договорились о жестком ограничении использования опасных веществ, включая ГБЦД, на всей водосборной площади Балтийского моря. ГБЦД также был включен в список химических веществ для приоритетных действий Конвенции OSPAR [OSPAR, 2009].

В 2009 г. ГБЦД рассматривался в качестве кандидата на включение в Протокол по СОЗ к Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния. Были определены два варианта возможного включения ГБЦД в Протокол, а именно: включение в Приложение I к Протоколу с целью прекращения производства и использования и в Приложение II к Протоколу с целью ограничения некоторых видов использования [UNECE, 2010]. В 2013 г. ГБЦД был включен в Приложение А Стокгольмской конвенции о стойких органических загрязнителях как химическое вещество, производство и использование которого должно быть прекращено. ГБЦД относится к числу потенциально опасных химических веществ, которые рассматриваются в оценке АМАР [АМАР, 2016].

ГБЦД рассматривается как приоритетное вещество в Водной рамочной директиве ЕС [EU, 2013]. В соответствии с регламентами ЕС REACH² и CLP³, ГБЦД классифицируется как химическое вещество, предположительно токсичное для репродуктивной функции и причиняющее вред детям, находящимся на грудном вскармливании. Кроме того, это химическое вещество рассматривается ЕСНА как очень токсичное для водной флоры и фауны с длительным характером действием⁴. Европейское химическое агентство включило ГБЦД в список веществ-

² Постановление (ЕС) № 1907/2006 Европейского парламента и Совета от 18 декабря 2006 г. о регистрации, оценке, разрешении и ограничении химических веществ (REACH), учреждающее Европейское химическое агентство, вносящее изменения в Директиву 1999/45/ЕС и отменяющее Постановление Совета (ЕЭС) № 793/93 и Постановление Комиссии (ЕС) № 1488/94, а также Директиву Совета 76/769/ЕЕС и Директивы Комиссии 91/155/ЕЕС, 93/67/ЕЕС, 93/105/ЕС и 2000/21/ЕС

³ Регламент (ЕС) № 1272/2008 Европейского парламента и Совета от 16 декабря 2008 г. о классификации, маркировке и упаковке веществ и смесей, изменяющий и отменяющий Директивы 67/548/ЕЕС и 1999/45/ЕС, а также вносящий изменения в Регламент (ЕС) № 1907/2006

⁴ Источник: Европейское химическое агентство, <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/15003/2/1>

кандидатов, вызывающих очень сильную озабоченность, и в список разрешенных веществ как стойкое, биоаккумулирующее и токсичное вещество (РВТ). ГБЦД включен в Приложения I и IV Регламента ЕС 2019/1021 о стойких органических загрязнителях⁵. В соответствии со статьей 3 Регламента производство, размещение на рынке и использование ГБЦД должно быть ограничено. В соответствии со статьей 7 для ГБЦД олжны применяться специальные положения по утилизации отходов.

В 2019 году ГБЦД был включен в Приложение III Роттердамской конвенции, где перечислены запрещенные или строго ограниченные химические вещества [*Rotterdam Convention*, 2019]. В соответствии с этим решением экспорт ГБЦД возможен только с предварительного согласия стран-получателей, которые должны быть надлежащим образом проинформированы о связанных с ним рисках для здоровья и окружающей среды.

Производство, использование и выбросы

ГБЦД - промышленный химикат, относящийся к группе бромированных антипиренов. Он используется в качестве добавки в полимерных материалах, обеспечивая огнезащиту в течение срока службы транспортных средств, зданий, изделий, а также защиту при хранении. ГБЦД применяется в четырех основных типах полимерных изделий - вспениваемом полистироле (EPS), экструдированном полистироле (XPS), ударопрочном полистироле (HIPS), а также в полимерных дисперсиях для текстиля.

ГБЦД производится для мирового рынка с конца 1960-х годов. В основном он производился в Китае, Европе, Японии и Соединенных Штатах Америки [*UNEP*, 2017]. Согласно отраслевой информации, мировое потребление ГБЦД в 2001 г. составило 16 700 т в год, из которых примерно 57% приходилось на Европу, 23% - на Азиатско-Тихоокеанский регион, 17% - на Северную Америку и 5% - на другие регионы [*Nordic Council of Ministers*, 2007]. С 2001 по 2011 г. мировое производство ГБЦД увеличилось до 31 тыс. т в год, в том числе около 13 тыс. т в год в ЕС и США и 18 тыс. т в год в Китае [*UNEP*, 2017].

Коммерческие продукты ГБЦД содержат смесь нескольких стереоизомеров, причем наиболее значительную долю составляет α -ГБЦД (72-90%), затем следуют β -ГБЦД (9-13%) и γ -ГБЦД (<0,5-12%) [*Schrenk et al.*, 2021]. Стереоизомеры ГБЦД характеризуются уникальными физико-химическими свойствами, что обуславливает их различное распространение и поведение в окружающей среде, в том числе накопление в биоте. Стереоизомеры ГБЦД широко распространены в окружающей среде, включая биоту и человека, с преобладающими концентрациями α -ГБЦД [*WHO*, 2013; *Schrenk et al.*, 2021].

Стереоизомеры ГБЦД не связаны химически с производимыми полимерами. Поэтому их выбросы в окружающую среду могут происходить на любом этапе жизненного цикла продукции (при производстве, изготовлении, переработке, транспортировке, использовании, обращении, хранении и утилизации) [*Schrenk et al.*, 2021] Выбросы ГБЦД в процессе производства и использования оцениваются как незначительные по сравнению с выбросами из

⁵ Регламент (ЕС) 2019/1021 Европейского парламента и Совета от 20 июня 2019 года о стойких органических загрязнителях. Источник: <http://data.europa.eu/eli/reg/2019/1021/oj>

отходов [ECHA, 2009]. В связи с длительным сроком службы XPS и EPS важное значение имеет информация об историческом использовании материалов, содержащих ГБЦД. В рамках Стокгольмской конвенции было разработано руководство по подготовке кадастров производства, использования и утилизации ГБЦД, призванное помочь сторонам в осуществлении мер по ликвидации ГБЦД [UNEP, 2021].

В ЕС годовые выбросы ГБЦД в атмосферу, поверхностные и сточные воды в 2006 г. оценивались в 649, 924 и 1553 кг в год соответственно [ECHA, 2009]. Наибольшие выбросы в воду были отмечены в ЕС, а в Японии - в атмосферу (571 кг в год в воздух и 41 кг в год в воду) [Managaki et al., 2009]

Мониторинг

ГБЦД включен в мониторинговые кампании ряда стран как потенциально опасный стойкий органический загрязнитель. В частности, измерения концентраций ГБЦД в воздухе доступны с мониторинговых площадок в Норвегии, Швеции и Финляндии. Из-за низкого давления пара и сродства к твердым частицам стереоизомеры ГБЦД обнаруживаются в атмосфере в основном в виде твердых частиц. В Северной Европе уровни содержания ГБЦД в воздухе измеряются с 1990-х годов [de Wit, 2002]. В частности, в 1990-1991 гг. наблюдаемые концентрации ГБЦД в воздухе на двух мониторинговых площадках в Балтийском море (у южной оконечности острова Готланд) составляли 5,3 и 6,1 пг/м³.

На мониторинговых площадках Биркенес и Цеппелин в Норвегии измерения содержания в воздухе трех стереоизомеров ГБЦД (α -ГБЦД, β -ГБЦД и γ -ГБЦД) проводятся с 2006 года. Измеренные концентрации показали значительное снижение уровня содержания ГБЦД после 2006 г., однако многие наблюдаемые значения (особенно в период 2008-2020 гг.) были ниже предела обнаружения [NILU, 2021].

В 2020 г. в Цеппелине все стереоизомеры ГБЦД были обнаружены в >50% проб. Напротив, в Биркенесе только концентрация α -ГБЦД была выше предела обнаружения [NILU, 2021]. Результаты измерений стереоизомеров ГБЦД на площадке мониторинга Цеппелин, полученные в 2019 и 2020 годах, представлены на рис. 3.5. Видно, что в атмосфере преобладает α -ГБЦД. В предыдущие периоды наблюдений на норвежских мониторинговых площадках сезонные колебания концентраций ГБЦД в воздухе не были обнаружены [NILU, 2018, 2019]. Однако в марте 2019 года, а также в марте и апреле 2020 года на Цеппелине концентрации всех стереоизомеров ГБЦД демонстрировали максимальные значения. Кроме того, среднегодовые наблюдаемые концентрации ГБЦД (0,418 пг/м³) в 2020 году оказались выше, чем в 2019 году (0,16 пг/м³) [NILU, 2021].

В 2016-2019 гг. на площадках фоновое мониторинга Паллас и Рао измеренные атмосферные концентрации суммы трех стереоизомеров ГБЦД находились на том же уровне, что и в Норвегии, ниже 0,1 пг/м³ (0,020-0,064 пг/м³ в Рао и <0,004-0,092 пг/м³ в Паллас) [Fredricsson et al., 2021] Эти уровни хорошо согласуются с результатами пассивного отбора проб ГБЦД, проведенного в 2014 году в рамках Глобальной сети пассивного отбора проб атмосферы (GAPS). Большинство наблюдаемых концентраций в фоновых районах в Центральной Европе

(Кошетице, Чехия), Канаде (Алерт), США (Барроу) также были ниже $0,09 \text{ пг/м}^3$ [Rauert et al., 2018].

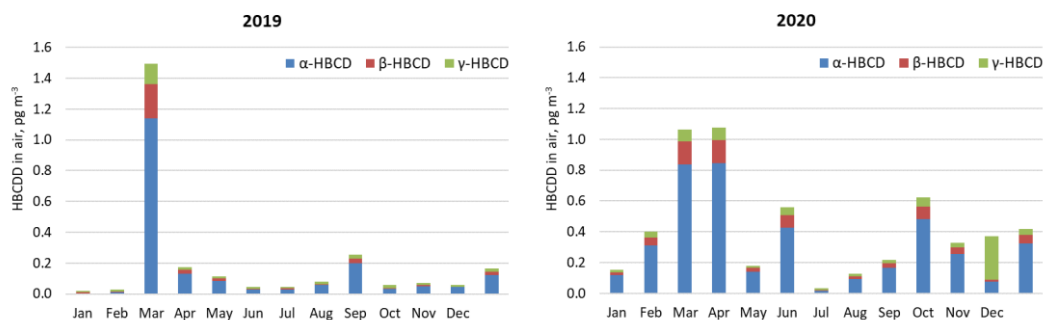


Рис. 3.5. Концентрации α -, β - и γ -ГБЦД в воздухе, измеренные на площадке мониторинга Zerpelin в 2019 и 2020 гг.

В Арктике исследования временных трендов ГБЦД, рассмотренные в рамках AMAP Assessment of Chemicals of Emerging Arctic Concern, показали возрастающие или неопределенные тенденции для воздуха, ледяного керна и биоты до 2005-2010 гг. В то же время данные после 2010 г. демонстрировали относительно стабильные или снижающиеся концентрации [AMAP, 2016].

Концентрации ГБЦД значительно выше в городском воздухе. Так, в 2014 г. концентрации α -ГБЦД в Париже составляли от 11 до 40 пг/м^3 , а концентрации β -ГБЦД и γ -ГБЦД - 1,7-6,8 и 3,0-12,0 пг/м^3 соответственно [Rauert et al., 2018]. Значения наблюдаемых концентраций ГБЦД в городских районах Китая были еще выше и составляли от 3,21 до 123 пг/м^3 в Шанхае (2006 г.), от 20 до 1800 пг/м^3 в Пекине (2008-2009 гг.) и от 3,9 до 6700 пг/м^3 в Харбине (2008-2013 гг.) [Li et al., 2012; Hu et al., 2011; Li et al., 2016].

Моделирование

В последнее время был проведен ряд исследований по оценке уровней концентраций ГБЦД в окружающей среде с использованием имеющихся подходов к моделированию. В частности, моделирование профилей диастереомеров ГБЦД в глобальной окружающей среде [Li and Wania, 2018] проводилось с использованием модели BETR-Global [MacLeod et al., 2011] в сочетании с динамической моделью потоков веществ, названной Chemicals in Products - Comprehensive Anthropospheric Fate Estimation model (CiP-CAFE) [Li and Wania, 2016], которая учитывала пути и выбросы ГБЦД на этапах производства, использования и утилизации. Результаты моделирования за 2015 год показали, что в мире было выброшено 340-1000 т ГБЦД, из которых 50-65% приходилось на γ -ГБЦД и 30-50% - на α -ГБЦД. Было показано, что α -ГБЦД преобладает в загрязнении воздуха населенных пунктов, тогда как γ -ГБЦД - в удаленных фоновых районах и в регионах, где расположены предприятия по производству и переработке ГБЦД. Также было отмечено, что после ликвидации производства ГБЦД ожидается увеличение относительного содержания α -ГБЦД.

Для оценки потенциала дальнего переноса (ПДП) и общей устойчивости (ОУ) ГБЦД использовались блочные модели массового баланса и многосредные модели с пространственным разрешением [Arnot *et al.*, 2009; Vulykh *et al.*, 2009]. В частности, дальний атмосферный перенос и время жизни ГБЦД в окружающей среде оценивались с помощью многосредной полусферной модели MSCE-POP [Vulykh *et al.*, 2009]. Модель предсказала время жизни смеси ГБЦД в атмосфере около 3 суток и характерное расстояние переноса около 1800 км.

Полихлорированные нафталины (ПХН)

Полихлорированные нафталины (ПХН) – группа диоксиноподобных химических веществ, включающая 75 теоретически возможных конгенов, в молекулах которых от одного до восьми атомов хлора замещают атомы водорода нафталинового кольца [Falandysz *et al.*, 2014]. ПХН были одними из первых коммерчески производимых синтетических промышленных химикатов. Они характеризуются диэлектрическими, водоотталкивающими, огнезащитными и противогрибковыми свойствами. ПХН в основном применялись в электротехнической промышленности в качестве сепараторов в аккумуляторных батареях, пропиток для конденсаторов, связующих для электротехнической керамики, а также в композициях для покрытия кабелей [Jakobsson and Asplund, 2000]. Кроме того, они использовались в качестве присадок в смазочно-охлаждающие и моторные масла, в литье под давлением, а также в качестве консервантов древесины и бумаги [Yamashita *et al.*, 2000]. Их крупномасштабное производство началось в 1920-х годах в США и Европе и было прекращено в 1980-х годах. Наряду с промышленным производством, ПХН могут непреднамеренно образовываться при сжигании отходов, в металлургических и хлорно-щелочных процессах. Кроме того, они обнаружены в качестве примесей в коммерческих смесях ПХБ [Yamashita *et al.*, 2000]. Основными источниками их выбросов в окружающую среду являются диффузия при производстве, использовании и утилизации смесей ПХБ.

ПХН были определены как стойкие токсичные вещества, способные к дальнему переносу в окружающей среде и биоаккумуляции в биоте [UNEP, 2012]. Некоторые из конгенов ПХН вызывают токсикологические эффекты, сходные с таковыми диоксиноподобных соединений [Hanberg *et al.*, 1990, Blankenship *et al.*, 1999; Villeneuve *et al.*, 2000; Blankenship *et al.*, 2000; Kilanowicz *et al.*, 2011; Zacs *et al.*, 2021; Kilanowicz *et al.*, 2019a, 2019b]. В ряде исследований был сделан вывод о том, что некоторые ПХН могут быть охарактеризованы и как канцерогенные загрязнители, однако в настоящее время они не включены в список Международного агентства по изучению рака (IARC) [Li *et al.*, 2021; Zacs *et al.*, 2021; IARC, 2022].

Токсичность смеси ПХН можно оценить с помощью коэффициентов относительной потенциальности (КОП), которые были предложены для ряда конгенов ПХН [Blankenship *et al.*, 2000; Falandysz *et al.*, 2014]. Наиболее токсичными среди конгенов ПХН считаются гекса-ХН и гепта-ХН, за ними следуют пента-ХН и тетра-ХН. Наибольшие значения КОП оценены для ПХН-63, ПХН-64, ПХН-66, ПХН-67, ПХН-68, ПХН-69, ПХН-70, ПХН-73 [Fang *et al.*, 2019; Falandysz *et al.*, 2014].

Регулирование

ПХН включаются в нормативные документы национальных и международных организаций с целью сбора информации об уровнях их концентраций в природных средах и тенденциях их изменений, а также для разработки мер по ограничению их использования и сокращению выбросов.

В 2009 г. ПХН были включены в Приложение I к Протоколу по стойким органическим загрязнителям к Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния в числе новых СОЗ для запрещения производства и использования [UNECE, 2009]. Позднее, в 2015 г., ПХН были добавлены в Приложения А (ликвидация) и С (непреднамеренное производство) Стокгольмской конвенции о стойких органических загрязнителях со специальными исключениями для использования в производстве полифторированных нафталинов, включая октафторнафталин [UNEP, 2015]. Следует отметить, что моно-ХН не включены в перечень Стокгольмской конвенции. ПХН также включены в Приложение VIII Базельской конвенции о контроле за трансграничной перевозкой опасных отходов и их удалением.

В соответствии с Регламентом ЕС 2019/1021⁶ ПХН рассматриваются как СОЗ и перечислены в Приложениях I, III и IV к Регламенту⁷. В соответствии со статьей 3 Регламента производство, размещение на рынке и использование ПХН должно быть ограничено. Особым исключением для ПХН является возможность размещения на рынке и использования продуктов, содержащих ПХН, которые уже использовались до или на момент 10 июля 2012 г. Статья 7 Регламента устанавливает специальные положения по обращению с отходами для ПХН. Положения о сокращении выбросов и требования к ПХН описаны в статье 6. ПХН также включены в Приложение V (Список запрещенных или ограниченных химических веществ) Регламента ЕС 649/2012, касающегося экспорта и импорта опасных химических веществ. В соответствии со статьей 15 экспорт ПХН невозможен.

ПХН включены в часть С Списка химических веществ для приоритетных действий OSPAR как группа веществ, которые в настоящее время не производятся и не используются в государствах OSPAR. Однако Договаривающиеся Стороны должны информировать OSPAR, если они обнаружат какие-либо свидетельства того, что эти вещества производятся, используются или сбрасываются.

Производство, использование и выбросы

ПХН использовались в основном в электротехнической промышленности в качестве сепараторов в аккумуляторных батареях, пропиток для конденсаторов, связующих для электротехнической керамики и спеченных металлов, а также для изоляции кабелей. Другие области применения ПХН включали пропитку древесины, бумаги и текстиля для достижения

⁶ Регламент (ЕС) 2019/1021 Европейского парламента и Совета от 20 июня 2019 года о стойких органических загрязнителях

⁷ В Регламенте (ЕС) 2019/1021 "полихлорированные нафталины означают химические соединения на основе нафталиновой кольцевой системы, в которых один или несколько атомов водорода заменены на атомы хлора".

водонепроницаемости, огнестойкости и защиты от насекомых, плесени и грибков. Кроме того, ПХН используются в качестве добавки в моторные масла, маскирующих составов для гальванических покрытий, сырья для производства красителей, носителей красителей, конденсаторов и масел с индексом преломления [Jakobsson and Asplund, 2000; ESWI, 2011].

Производство ПХН было начато около 1910 г. как в Европе, так и в США. По данным van de Plassche u Schwegler [2002], большая часть ПХН была произведена в период с 1920-х по 1950-е годы, причем большая часть - в США. Общее мировое производство ПХН оценивается в 150-400 тыс. т в период 1920-1965 годов [UNEP, 2012]. До 1970-х годов ПХН оставались химическими веществами, производимых в больших объемах.

В 1920-х годах общее мировое производство ПХН составляло около 9000 т в год. В США в 1956 г. было произведено 3200 т, а в 1978 г. производство сократилось до 320 т в связи с заменой ПХН различными заменителями. Производство ПХН было прекращено в 1980 году [Jakobsson and Asplund, 2000]. В 1981 г. в США было импортировано небольшое количество ПХН (около 15 т), которое использовалось в основном в маслах для определения коэффициента преломления и диэлектриках конденсаторов [US EPA, 1983]. В Японии в период с 1940 по 1976 гг. было произведено около 4000 т ПХН. В 1979 г. производство и использование было запрещено [Yamamoto et al., 2016].

В Великобритании производство было прекращено в середине 1960-х годов, хотя, по имеющимся данным, в 1970 г. небольшие количества ПХН все еще производились. В Германии в 1980-1984 гг. производилось около 100-300 т ПХН в год для использования в качестве промежуточного продукта для красителей [UNECE, 2007]. По данным Popp et al. [1997], до 1989 г. ПХН использовались на одном из немецких заводов по производству моделей и инструментов для автомобилестроения и горнодобывающей промышленности. Производство ПХН в Германии было прекращено в 1989 году.

ПХН могут непреднамеренно образовываться при неконтролируемом горении отходов, сжигании отходов (например, бытовых, клинических и промышленных) и других термических (бытовых и промышленных) процессах. К ним относятся процессы коксования, различные стадии обработки металлов, такие как вторичное производство меди, вторичное производство алюминия, производство магния, а также процессы спекания железа и электродуговые печи для производства чугуна, производство промышленных растворителей и процессы цементной промышленности, которые могут рассматриваться как источники выбросов [ESWI, 2011].

Хотя ПХН включены в Протокол по СОЗ к CLRTAP, официальные данные о выбросах в настоящее время не собираются. Кроме того, в Руководстве по инвентаризации выбросов загрязняющих веществ в атмосферу не содержится информации о коэффициентах выбросов для ПХН [EEA, 2019]. В то же время в рамках Стокгольмской конвенции было разработано руководство по подготовке кадастров производства, использования и удаления ПХН, призванное помочь сторонам в реализации мер по ликвидации ПХН [UNEP, 2021].

Инвентаризация выбросов ПХН в Европе была составлена TNO на 2000 год. Общий годовой выброс ПХН в атмосферу оценивается в 1,03 тонны [Denier van der Gon et al., 2007].

Инвентаризация проводилась на основе данных, представленных странами, и экспертных оценок в тех случаях, когда подробные данные отсутствовали. В 2000 г. доля сжигания отходов в общем объеме выбросов ПХН составила 74%. На долю сжигания в промышленности и технологических процессах приходилось 11%, затем следовали сжигание в жилых, коммерческих и прочих помещениях - 10% от общего объема выбросов ПХН. Оставшаяся часть была распределена между общественным производством электроэнергии и тепла, а также производством и использованием растворителей [Denier van der Gon et al., 2007].

Инвентаризация выбросов ПХН была подготовлена Великобританией в рамках Национального плана реализации Стокгольмской конвенции о стойких органических загрязнителях. Выбросы ПХН в атмосферу и на землю оценивались за период 1990-2014 гг. По оценкам, выбросы ПХН в окружающую среду в Великобритании в 2014 г. составили около 104 кг в атмосферу и 98 кг на землю [UK DEFRA, 2017].

Мониторинг

Мониторинг содержания ПХН в различных компонентах окружающей среды и биоте проводился в Швеции [Haglund et al., 2011]. В 2010 г. на двух мониторинговых площадках Raö и Pallas были измерены атмосферные концентрации различных групп гомологов ПХН (рис. 3.6). Было установлено, что наибольшую долю в общей концентрации ПХН составляют менее галогенизированные ди-ХН и три-ХН. Концентрации ΣПХН в Raö составляли около 1,5 pg/m^3 в августе и 2,5 pg/m^3 в ноябре, а в Палласе - 0,5 и 1,5 pg/m^3 соответственно. Мониторинг концентраций ПХН вблизи источников выбросов различного типа показал, что в целом их уровень выше для заводов по сжиганию твердых бытовых отходов и металлургических предприятий. В то же время была отмечена важность дальнего атмосферного переноса ПХН [Haglund et al., 2021]

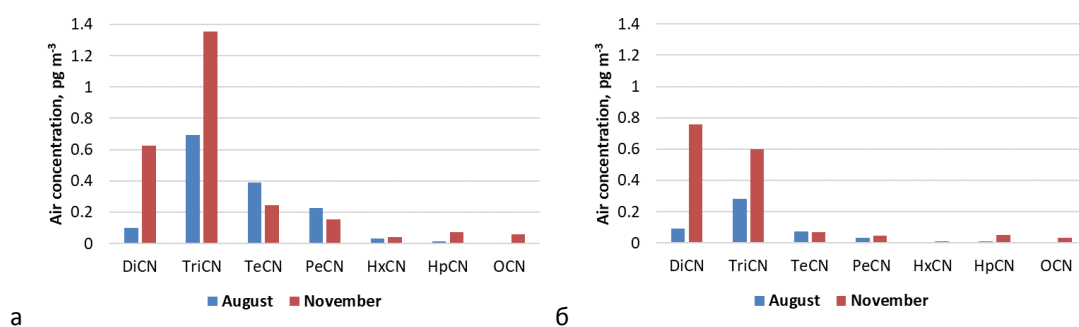


Рис. 3.6. Атмосферные концентрации конгенов ПХН, наблюдавшиеся в августе и ноябре 2010 г. на станциях Raö (а) и Pallas (б).

Хотя ПХН считаются потенциально опасными органическими загрязнителями и включены в Протокол по СОЗ к Конвенции CLRTAP, в настоящее время они не включены в стратегию мониторинга ЕМЕП для регулярного контроля [ECE/EB.AIR/144/Add.1].

Измерения ПХН проводились в арктических и субарктических районах в 1993-2005 гг. Суммарные измеренные концентрации в атмосфере составляли от 0,16 до 40 pg/m^3 [Bidleman et

al., 2010]. Было показано, что ПХН широко распространены в Арктике, причем для Европейской Арктики характерны более высокие уровни ΣПХН. Кроме того, было отмечено, что концентрации ΣПХН сопоставимы с концентрациями ΣПХБ. Атмосферные концентрации ΣПХН на мониторинговых площадках в Норвегии в 2001-2003 гг. составляли от 27 до 48 пг/м³ (при среднем значении 35 пг/м³) в Нью-Олесунде и от 9 до 47 пг/м³ (при среднем значении 25 пг/м³) в Тромсё [Herbert et al., 2005]. На обоих участках среди гомологических групп ПХН наиболее значительным был вклад три-ХН (65-71%), затем следовали тетра-ХН (24-31%). Вклад пента-ХН был ниже (<4%) [Herbert et al., 2005].

В 2000-2001 гг. атмосферные концентрации ПХН были измерены в двух сельских/полусельских районах Великобритании и в одном удаленном районе на западном побережье Ирландии [Lee et al., 2005]. В Ирландии концентрация ΣПХН варьировала от 1,7 до 55 пг/м³ (при среднем значении 15 пг/м³). В северо-западной части Великобритании концентрации ΣПХН варьировали от 31 до 310 пг/м³ (при среднем значении 110 пг/м³), в юго-западной части страны наблюдаемые значения варьировали от 31 до 180 пг/м³ (при среднем значении 85 пг/м³). Отмечено, что наблюдаемые концентрации ΣПХН были близки или превышали концентрации ΣПХБ для всех участков.

Моделирование

В последнее время был проведен ряд исследований по оценке физико-химических свойств и уровней содержания ПХН в окружающей среде с использованием имеющихся подходов к моделированию. В частности, в исследованиях [Puzyn and Falandysz, 2007; Puzyn et al., 2009] с помощью модели QSPR были оценены коэффициенты распределения, константы закона Генри и растворимость в воде 75 ПХН. Коэффициенты распределения и растворимость в воде также были определены с помощью модели QSPR в исследовании Chayawan u Vikas [2015] и рекомендованы для использования в модельных оценках загрязнения ПХН. Значения времени полураспада для всех конгенов ПХН в результате реакции с радикалом ОН в атмосфере были рассчитаны с использованием подхода QSPR [Puzyn et al., 2008]. Показано, что средние значения периодов полураспада для ПХН различных гомологических групп варьируются от 2 суток для моно-ХН до 343 суток для окта-ХН. Квантово-механические дескрипторы и QSPR также применялись для прогнозирования давления паров переохлажденной жидкости ПХН [Sosnovska et al., 2014; Vikas and Chayawan, 2015].

Дальний атмосферный перенос и общая стойкость конгенера ПХН-47 оценивались с помощью многосредней полусферной модели MSCE-POP [Vulykh et al., 2005b]. Модель предсказала время жизни ПХН-47 в окружающей среде около 3,2 месяца и расстояние атмосферного переноса около 2300 км, что свидетельствует о значительном потенциале дальнего переноса этого соединения.

Пентахлорбензол (ПХБ)

Пентахлорбензол (ПХБ) - это хлорированный ароматический углеводород, состоящий из бензольного кольца с 5 атомами хлора, замещающими атомы водорода. При комнатной

температуре ПХБ находится в виде белого кристаллического твердого вещества. Характеризуясь относительно высоким давлением переохлажденной жидкости и пара [Mackay et al., 2006], ПХБ присутствует в атмосфере преимущественно в газообразной фазе. Он обладает очень низкой растворимостью в воде. В то же время он имеет высокий коэффициент распределения вода-октанол. ПХБ был обнаружен в пробах воздуха, дождя, поверхностных вод, донных отложений и биоты, собранных в различных точках земного шара, включая удаленные регионы [UNEP, 2007].

Намеренно полученный ПХБ использовался в изделиях из ПВХ, для производства квинтозена и как разбавитель красок красителей. Среди других применений - использование в качестве пестицида и антипирена [UNEP, 2007]. Как непреднамеренный побочный продукт ПХБ может присутствовать в качестве примеси в растворителях или пестицидах. Он также может образовываться при различных процессах горения, термических и промышленных процессах, включая сжигание отходов. Следует отметить, что сжигание ПХБ может приводить к образованию других токсичных соединений, таких как полихлорированные дибензодиоксины и полихлорированные дибензофураны.

ПХБ считается стойким и биоаккумулирующим веществом, оказывающим опасное воздействие на здоровье человека и живую природу, особенно на водные организмы. Мониторинг уровня загрязнения окружающей среды свидетельствует о том, что ПХБ обладает значительным потенциалом дальнего атмосферного переноса. Он имеет длительное время пребывания в атмосфере и характеризуется высокой стойкостью в анаэробных условиях в донных отложениях и почвах [Canada Communication Group, 1993].

Регулирование

ПХБ включен в ряд программ различных национальных и международных мероприятий, направленных на сбор данных о его экологических уровнях и тенденциях их изменения. Кроме того, разработаны меры по ограничению его использования и снижению выбросов в окружающую среду.

ПХБ является одним из новых СОЗ, которые в 2009 году были включены в Приложение I (запрет на производство и использование) к Протоколу по СОЗ Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния [UNECE, 2009]. Однако в настоящее время инвентаризация выбросов ПХБ в рамках Конвенции официально не ведется [UNECE, 2015], а коэффициенты выбросов для ПХБ отсутствуют в Руководстве по инвентаризации выбросов загрязняющих веществ в атмосферу [EEA, 2019].

Оценки управления рисками, проведенные в соответствии со Стокгольмской конвенцией [UNEP, 2007, 2008a, 2008b], показывают, что ПХБ обладает значительным потенциалом переноса на большие расстояния и может вызывать значительные негативные последствия для здоровья человека и окружающей среды. В 2009 г. ПХБ был включен в Приложение А (ликвидация) и Приложение С (непреднамеренное производство) Стокгольмской конвенции о стойких органических загрязнителях без особых исключений [UNEP, 2009]. ПХБ включен в Список веществ-кандидатов OSPAR 1998 года [UNEP, 2007].

В соответствии с регламентами ЕС REACH⁸ и CLP⁹, ПХБ классифицируется как очень токсичное для водных видов вещество с длительным действием¹⁰. ПХБ включен в Приложения I, III и IV Регламента ЕС 2019/1021 по СОЗ¹¹. Статья 3 Регламента требует запрета на производство, размещение на рынке и использование ПХБ. В соответствии со статьей 7 и Приложением IV Регламента к ПХБ применяются специальные положения по утилизации отходов. Положения о сокращении выбросов и требования к ПХБ описаны в статье 6. Кроме того, ПХБ включен в часть В Приложения III, что, однако, не требует обязательного мониторинга этого вещества в окружающей среде. ПХБ рассматривается как приоритетное вещество в Водной рамочной директиве ЕС¹².

Производство, использование и выбросы

В прошлом ПХБ целенаправленно производился в качестве компонента изделий из печатных плат для электротехнического оборудования. Кроме того, он использовался как промежуточное химическое вещество для производства фунгицида квинтозена. Другие области применения ПХБ – это использование в качестве разбавителя красок, пестицидов и антипиренов. Основные европейские и американские производители квинтозена изменили технологические процессы, чтобы отказаться от использования ПХБ. Он также может присутствовать в низких концентрациях в гербицидах, пестицидах и фунгицидах в качестве примеси и продукта деградации. Количественная информация об историческом производстве и использовании ПХБ отсутствует [UNEP, 2007a; UNEP, 2008].

В настоящее время наиболее значимым источником выбросов ПХБ в окружающую среду может быть непреднамеренные образования ПХБ в ходе различных промышленных процессов (например, сжигание ископаемого топлива, производство стали и чугуна, сжигание отходов). Кроме того, в качестве источника выбросов рассматривается очистка сточных вод, в результате которой образуются осадки сточных вод, содержащие ПХБ [ESWI, 2011].

Европейский регистр выбросов и переноса загрязняющих веществ (E-PRTR) содержит спецификации для отчетности о выбросах ПХБ в окружающую среду. Небольшое число стран-членов ЕС сообщают о выбросах ПХБ в атмосферу и воду (Бельгия, Финляндия, Франция, Италия, Люксембург, Португалия, Испания и Великобритания).

В рамках базы данных E-PRTR лишь ограниченное число предприятий по всей Европе представили данные о выбросах ПХБ в атмосферу за период 2008-2011 гг. Согласно этим

⁸ Постановление (ЕС) № 1907/2006 Европейского парламента и Совета от 18 декабря 2006 г. о регистрации, оценке, разрешении и ограничении химических веществ (REACH), учреждающее Европейское химическое агентство, изменяющее Директиву 1999/45/ЕС и отменяющее Постановление Совета (ЕЕС) № 793/93 и Постановление Комиссии (ЕС) № 1488/94, а также Директиву Совета 76/769/ЕЕС и Директивы Комиссии 91/155/ЕЕС, 93/67/ЕЕС, 93/105/ЕС и 2000/21/ЕС.

⁹ Регламент (ЕС) № 1272/2008 Европейского парламента и Совета от 16 декабря 2008 года о классификации, маркировке и упаковке веществ и смесей, изменяющий и отменяющий Директивы 67/548/ЕЕС и 1999/45/ЕС, а также вносящий изменения в Регламент (ЕС) № 1907/2006.

¹⁰ <https://echa.europa.eu/information-on-chemicals/cl-inventory-database/-/discli/details/62913>.

¹¹ Регламент (ЕС) 2019/1021 Европейского парламента и Совета от 20 июня 2019 года о стойких органических загрязнителях.

¹² Директива 2000/60/ЕС Европейского парламента и Совета от 23 октября 2000 г., устанавливающая рамки действий Сообщества в области водной политики.

данным, основной вклад принадлежит производству чугуна и стали. Другими незначительными источниками были очистные сооружения, а также предприятия по переработке растительного и животного сырья. Зарегистрированные выбросы ПХБ в атмосферу от предприятий черной металлургии составили от 348 до 1779 кг в год (на основе данных трех металлургических предприятий, представивших отчеты за 2008-2010 гг. и двух - за 2011 г.).

Выбросы ПХБ в воду, представленные в E-PRTR (2007-2020), иллюстрируют небольшое число источников. Практически каждый год о выбросах сообщали производства органических химикатов, очистные сооружения, нефтеперерабатывающие заводы и предприятия по переработке опасных отходов. По данным E-PRTR, выбросы ПХБ в воду от производства органических химических веществ составляли от 11 до 44 кг в год, в среднем 30 кг в год, а от очистных сооружений - от 14 до 84 кг в год, в среднем 40 кг в год. Вклад нефтеперерабатывающих заводов составил от 2 до 121 кг в год при среднем значении 30 кг в год.

По экспертным оценкам [Bailey, 2007], мировые выбросы ПХБ около 2000 г. составили 85 тонн в год. Наибольший вклад вносило сжигание биомассы, угля и твердых отходов. Однако было отмечено, что эти оценки выбросов ПХБ имеют значительную неопределенность (потенциально до порядка величины). Обновление этих оценок привело к увеличению суммарных годовых выбросов примерно на 121 тонн в год [Bailey et al., 2009], где большее значение придавалось использованию пестицидов и деградации химических веществ.

Отдельными странами было проведено несколько национальных инвентаризаций выбросов ПХБ. Общее количество выбросов ПХБ в 2003 году, приведенное Канадой в стратегии управления рисками, составило 41,9 кг в год [Environment Canada, 2005]. Наиболее значимыми источниками в канадском отчете по управлению рисками были сжигание бытовых отходов в бочках, сжигание твердых бытовых отходов и сжигание опасных отходов.

По данным US EPA Toxics Release Inventory годовые выбросы ПХБ в США в период 2000-2004 гг. составляли от 763 до 1512 кг в год. Инвентаризация включала выбросы в атмосферу, сбросы в поверхностные воды, подземные инъекции, выбросы на землю и перенос за пределы площадки для захоронения. Атмосферные выбросы составляли примерно 74-100 кг в год [UNEP, 2007a;b].

Общий сброс ПХБ в Европе в 2010 г. оценивался в 2632 кг в год с использованием метода массового расхода [ESWI, 2011]. Около 88% из них попало в атмосферу и почву, и только примерно 12% - в отходы. Доминирующее положение в выбросах ПХБ занимает производство электроэнергии на угле (79%).

В рамках Национального плана реализации Стокгольмской конвенции по стойким органическим загрязнителям [UK DEFRA, 2017; Ireland EPA, 2018] был подготовлен кадастр выбросов ПХБ в Великобритании и Ирландии. Выбросы ПХБ в атмосферу, воду и на сушу оценивались за период 1990-2014 гг. в Великобритании и до 2015 г. в Ирландии. По оценкам, выбросы ПХБ в окружающую среду в Великобритании в 2014 году составили около 33 кг в атмосферу, 3 кг в воду и 9 кг на землю [UK DEFRA, 2017]. В Ирландии выбросы ПХБ в атмосферу,

воду и на сушу в 2015 г. оценивались в 14 кг, 0,15 кг и 0,002 кг соответственно [Ireland EPA, 2018].

Мониторинг

Атмосферные концентрации ПХБ измерялись на двух станциях мониторинга ЕМЕП в Норвегии и Чехии - Zeppelin (NO0042R) и Kosetice (CZ0003R), соответственно. В 2004-2006 гг. концентрация ПХБ в воздухе на станции Zeppelin изменялась от 7,5 до 105 пг/м^3 при среднегодовых концентрациях 19,5 пг/м^3 в 2004 г. и 23,9 пг/м^3 в 2006 г. Измерения концентраций ПХБ в воздухе на станции Кошетице проводились в течение более длительного периода, начиная с 2001 года и по настоящее время. В 2001-2005 гг. среднегодовые концентрации ПХБ в воздухе изменялись от 13 до 55 пг/м^3 с минимальной концентрацией 0,5 пг/м^3 и максимальной 441 пг/м^3 [Dvorska et al.] В 2011-2020 гг. наблюдались практически одинаковые уровни среднегодовых концентраций ПХБ в воздухе, равные 6,2-11,6 пг/м^3 , за исключением 2020 г., когда наблюдалась максимальная среднегодовая концентрация 15,5 пг/м^3 (рис. 3.7а). Сезонные изменения концентраций ПХБ показали, что минимальные значения наблюдались в летний период года, а максимальные - в зимний (рис. 3.7б).

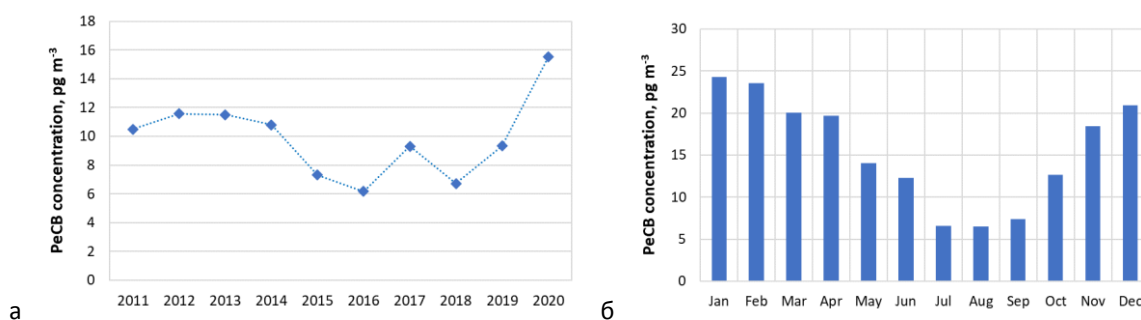


Рис. 3.7. Среднегодовые концентрации ПХБ в воздухе, измеренные на площадке мониторинга Кошетице (CZ0003R) в период 2011-2020 гг. (а) и сезонные колебания наблюдаемых концентраций ПХБ в воздухе в 2020 г. (б).

Пространственное распределение концентраций ПХБ в воздухе Норвегии было проанализировано на основе измерений, выполненных с помощью пассивного отбора проб воздуха [Halvorsen et al., 2021] Концентрации ПХБ были измерены в 97 точках Норвегии летом 2016 года. Наблюдаемые концентрации варьировали от 16 до 38 пг/м^3 при средней концентрации 22 пг/м^3 . Отношение максимальной и минимальной наблюдаемых концентраций ПХБ составляло около 2 раз, что свидетельствует о низкой пространственной изменчивости концентраций и потенциально значимой роли дальнего переноса загрязнения.

Моделирование

Для оценки физико-химических свойств, экспертных оценок выбросов и уровней загрязнения ПХБ в глобальном и региональном масштабах были применены модельные подходы. В частности, в исследовании [Shen and Wania, 2005] был получен полный набор физико-химических свойств (например, коэффициент распределения октанол-вода K_{ow} , давление насыщенных паров P , константа закона Генри H , коэффициент распределения октанол-воздух K_{oa}) и их температурная зависимость, необходимые для моделирования. Подход основан на

сборе и оценке данных измерений из литературы, подборе литературных значений путем осреднения или линейной регрессии и оценке неопределенности этих значений.

Пространственное распределение и дальний перенос ПХБ оценивались в работе [Shen et al., 2005] на основе данных мониторинга 40 станций пассивного отбора проб воздуха на территории Северной Америки. Измерения проводились за 2000 год с целью получения среднегодовых концентраций. Эмпирическая дальность распространения ПХБ, рассчитанная по данным мониторинга, составила около 13000 км. Модельные предсказания характерной дальности распространения, выполненные моделями TaPL3 и ELPOS, показали более высокие значения - около 84000 км.

Точность оценок глобальной эмиссии ПХБ [Bailey et al., 2007] оценивалась в исследовании [Bailey et al., 2009] с использованием экологической модели Globo-POP [Wania and Mackay, 1995]. Модель запускалась при постоянной интенсивности эмиссии ПХБ, равной 100000 кг в год, с использованием физико-химических свойств из [Shen and Wania, 2005]. Несмотря на значительные неопределенности в параметризации модели и свойствах ПХБ, использованных при моделировании, модельные прогнозы для ПХБ оказались близки к наблюдаемым концентрациям ПХБ в атмосфере. Было показано, что снижение уровня загрязнения ПХБ будет зависеть от скорости деградации ПХБ в почве, донных отложениях и воде. Кроме того, концентрации ПХБ будут наблюдаться в течение нескольких лет после полного прекращения выбросов. Текущие концентрации ПХБ, вероятно, в некоторой степени поддерживаются за счет вторичной эмиссии из почвы, подвергшейся воздействию в прошлом.

Оценка дальнего атмосферного переноса и общей стойкости ПХБ проводилась в работе [Вулых и др., 2005а] с использованием многосредней полусферной модели MSCE-POP. Модель предсказала расстояние атмосферного переноса ПХБ около 8300 км при использовании обычного точечного источника выбросов. Период полураспада ПХБ в окружающей среде оценивался примерно в 6 месяцев, что свидетельствует о значительном потенциале переноса этого загрязнителя на большие расстояния.

Заключительные замечания и дальнейшая деятельность

Обзор литературы по ГБЦД, ПХН и ПХБ показал, что информации о физико-химических свойствах, концентрациях в окружающей среде и уровнях выбросов недостаточно для детальной оценки их переноса и накопления в окружающей среде. Для модельной оценки загрязнения этими веществами необходимы дополнительные данные мониторинга их концентраций в окружающей среде и временных трендов, а также составление кадастров выбросов. Кроме того, важное значение для оценки уровня загрязнения имеет углубление понимания процессов, определяющих их распространение (например, распределение между газовой и аэрозольной формами в атмосфере, обмен между атмосферой и другими средами, разложение в средах).

Глава 4. СОТРУДНИЧЕСТВО

4.1. Вспомогательные органы Конвенции

4.1.1. Целевая группа по измерениям и моделированию

Целевая группа ЕМЕП по измерениям и моделированию (ЦГИМ) провела свое 24-е заседание в Варшаве в мае 2023 года. В ходе заседания участникам была представлена информация о исследованиях, проводимых Центром в сотрудничестве с ЦГИМ и национальными экспертами в рамках сравнительного исследования модели Eurodelta-Carb Б(а)П.

Представлены обновленные результаты моделирования Б(а)П, полученные несколькими группами модельеров (ЕМЕП/МСЦ-В, CIEMAT, INERIS, ENEA, FMI), и их оценка в сравнении с данными измерений. Рассмотрены согласованность и различия между среднегодовыми концентрациями и внутригодовыми вариациями Б(а)П, полученными с помощью моделей, и наблюдаемыми уровнями. Предварительный анализ результатов моделирования показывает в целом удовлетворительный уровень согласованности модельных прогнозов с измеренными концентрациями Б(а)П. В то же время для некоторых станций смоделированные концентрации существенно отличались от наблюдаемых значений, что указывает на возможное влияние неопределенностей как в оценках выбросов, так и в подходах к моделированию и измерениям. В частности, моделирование показало завышение наблюдаемых концентраций Б(а)П в Испании и занижение в Северной Европе (Финляндия, Латвия, Эстония), что, вероятно, объясняется неопределенностью данных о выбросах Б(а)П. Отмечены также существенные различия между результатами моделирования четырех участвовавших в исследовании моделей, что требует дальнейшего анализа этих различий и существенного завышения и занижения наблюдаемых концентраций Б(а)П для некоторых станций. В рамках исследования предлагаются дальнейшие научные исследования и совместные работы. Они включают анализ чувствительности моделей к исходным данным и параметрам моделирования, оценку метеорологических факторов и анализ других видов результатов моделирования, таких как концентрация Б(а)П в осадках, потоки выпадений и концентрации видов, влияющих на химические преобразования Б(а)П в атмосфере.

Кроме того, национальные эксперты из Испании (CIEMAT) представили результаты тематического исследования выбросов Б(а)П в Испании. В исследовании изучался эффект пространственного перераспределения годовых выбросов Б(а)П от сектора сжигания различных видов топлива для отопления. Процедура, применяемая для получения официальных данных о выбросах, приводит к концентрации выбросов Б(а)П от этого сектора в крупных городах, где сжигание биомассы, вероятно, не является такой распространенной практикой, как в сельской местности. Это приводит к завышению выбросов от бытового сжигания в городах и занижению в сельской местности. Предлагаемый подход к пространственному перераспределению выбросов Б(а)П позволяет улучшить согласованность модельных оценок уровней загрязнения Б(а)П с результатами измерений в Испании.

4.1.2. Целевая группа по полусферному переносу загрязнения воздуха

МСЦ-В внес вклад в работу Целевой группы по переносу загрязнения воздуха в масштабах полушария (ЦГ ПЗВП), направленную на оценку загрязнения ртутью и CO₂. В частности, Центр участвовал в совместных мероприятиях ПЗВП, направленных на мультимодельную оценку и исследование долговременных тенденций и будущих сценариев загрязнения ртутью, а также на оценку влияния природных пожаров и сжигания биомассы на загрязнение окружающей среды различными загрязнителями.

Проект многосредового моделирования и анализа ртути (MCHgMAP)

Текущая деятельность ПЗВП, направленная на оценку загрязнения ртутью, осуществляется в рамках проекта комплексного моделирования и анализа ртути (MCHgMAP). Проект направлен на всесторонний анализ пространственно-временных тенденций уровней загрязнения ртутью, влияния различных источников ртути и исследования влияния сценариев будущих эмиссий ртути на её уровни в окружающей среде. Эти исследования позволят обосновать эффективность Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха и Минаматской конвенции по ртути.

Для руководства работами проекта международная экспертная группа разработала долгосрочный план действий в виде программного документа, который будет опубликован в ближайшее время и представлен обеим конвенциям. Документ содержит всю необходимую информацию по организации

и координации работ, включая обзор, научное обоснование и рекомендации по использованию и дальнейшему совершенствованию кадастров антропогенных и геогенных выбросов, данные наблюдений за содержанием ртути в воздухе и морской воде и потоками обмена между воздухом и поверхностью, характеристики имеющихся моделей химического переноса ртути, а также подробный план моделирования и анализа результатов оценки. Документ имеет следующую структуру:

- *Краткая характеристика проекта;*
- *Набор участвующих моделей (выбор и характеристики имеющихся моделей распространения ртути в атмосфере, океане, а также массового баланса ртути и воздействия);*

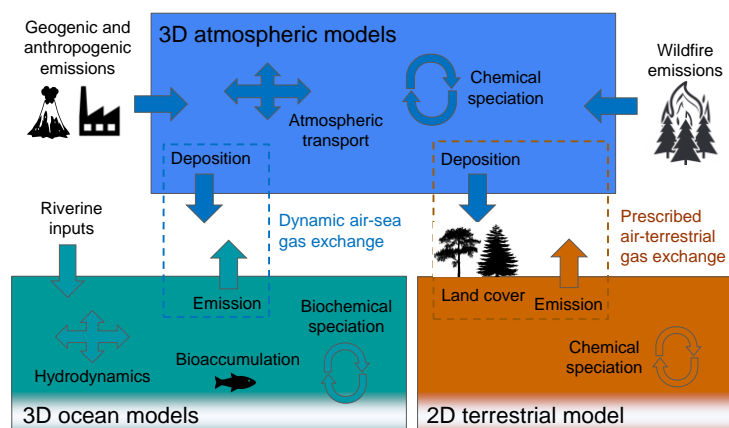


Рис. 4.1. Концептуальная схема моделирования ртути в рамках MCHgMAP.

- *Источники выбросов (антропогенные и геогенные выбросы, выбросы от лесных пожаров и сценарии будущих выбросов);*
- *Данные наблюдений (измерения концентраций ртути в воздухе и морской воде, влажное выведение и обмен между атмосферой и поверхностью, и различные архивы данных);*
- *Разработка мульти-модельных расчетов (координация мульти-модельных расчетов участвующих моделей) (рис. 4.1);*
- *Оценка результатов моделей (методология оценки результатов моделирования в сравнении с наблюдениями);*
- *Анализ результатов моделей и разработка показателей качества расчетов (анализ пространственных закономерностей, исторических тенденций, оценка вкладов различных источников);*
- *Сценарии будущих уровней загрязнения (прогнозы на основе моделей и анализ будущих уровней ртути);*
- *Анализ неопределенности результатов моделирования.*

На всех этапах проекта МСЦ-В принимал участие в разработке программы работ по оценке уровней загрязнения ртутью, а также в подготовке программного документа. В частности, Центр участвовал в разработке программы моделирования и анализа, постановке мультимодельных экспериментов и спецификации выходных результатов. Также был разработан согласованный подход к оценкам обмена ртутью между атмосферой и океаном для последовательного использования в рамках проекта. Кроме того, был составлен глобальный кадастр выбросов ртути в результате лесных пожаров (раздел 4.1.2). Центр участвовал во всех технических совещаниях группы экспертов MCHgMAP и в ежегодном совещании ЦГ ПЗВП по глобальным выбросам и моделированию ртути (19 апреля 2023 г.), <https://htap.org/event/global-mercury-emissions-and-modeling/>.

Выбросы ртути при лесных пожарах

Лесные пожары являются значительным источником многих загрязнителей атмосферы, в том числе ртути [Andreae and Merlet, 2001; Urbanski et al., 2009; De Simone et al., 2015; Kumar and Wu, 2019; van der Werf et al., 2017; Friedli et al., 2003a,b]. Для изучения влияния лесных пожаров на концентрации, межконтинентальный перенос и выведение ртути из атмосферы, а также для улучшения модельных оценок уровней ртути ЦГ ПЗВП был инициирован процесс разработки инвентаризации выбросов ртути от лесных пожаров. Первые результаты МСЦ-В по выбросам ртути от лесных пожаров в различных пространственных масштабах были представлены на заседании ЦГ ПЗВП в ноябре 2022 года. В данном разделе представлены дальнейшие шаги по разработке подхода к оценке выбросов от лесных пожаров.

Подход к оценке выбросов ртути в атмосферу в результате лесных пожаров основан на предположении, что эмиссия ртути пропорциональна сжигаемой во время пожара биомассе.

Коэффициент пропорциональности называется коэффициентом эмиссии. Информация о сгоревшей биомассе берется из имеющихся баз данных по лесным пожарам. Краткий обзор имеющихся баз данных по лесным пожарам глобального масштаба представлен в табл. 4.1. Эксперты ЦГ ПЗВП, участвующие в проекте MCHgMAP, приняли решение подготовить два набора данных о выбросах ртути в результате лесных пожаров на основе наборов данных GFED4 и FINN (версия 2.5). В частности, за подготовку данных о выбросах ртути на основе данных FINN отвечал МСЦ-В.

Таблица 4.1. Глобальные наборы данных по выбросам от сжигания биомассы

Набор данных	Пространственное разрешение	Временной диапазон и временное разрешение	Виды данных
GFED(*)	0.25°x0.25°	2000-2020; 3-ч, ежедневно, ежемесячно	Площадь сжигания; Сгоревшая масса; Коэффициенты выбросов, в т.ч. PM2.5
FINN(**)	1x1 км ²	2002-2021; Ежедневно	Площадь сжигания; Сгоревшая масса; Выбросы ртути по формам, в т.ч. PM2.5
GFAS(***)	0.1°x0.1°	2003-настоящее время; Ежедневно	Скорость горения; Сгоревшая масса; Выбросы специй, в т.ч. PM2.5; Высота выброса
QFED(****)	0.1°x0.1°	2000- настоящее время; ежедневно, ежемесячно	Выбросы ртути по формам, в т.ч. PM2.5

(*) - Глобальная база данных по пожарным выбросам; <http://www.globalfiredata.org>

(**) - Fire INventory from NCAR; <https://www2.acom.ucar.edu/modeling/finn-fire-inventory-ncar>

(***) - Глобальная система ассимиляции пожаров; <http://modis-fire.umd.edu>

(****) - Quick Fire Emissions Dataset; <https://portal.nccs.nasa.gov/datashare/iesa/aerosol/emissions/QFED/v2.4r6/>

Подробное описание базы данных FINN (версия 2.5) приведено в [Wiedinmyer et al., 2023]. Эти данные получены на основе спутниковых измерений пожарной активности MODIS. Кроме того, прибор VIIRS (Visible Infrared Imaging Radiometer Suite) позволяет идентифицировать небольшие лесные пожары. Выделяются пожары нескольких типов растительного покрова (луга и саванны, лесные саванны и кустарники, тропические леса, леса умеренного пояса, бореальные леса, вечнозеленые леса умеренного пояса, пахотные земли). Для каждого типа почвенно-растительного покрова устанавливался свой коэффициент выбросов.

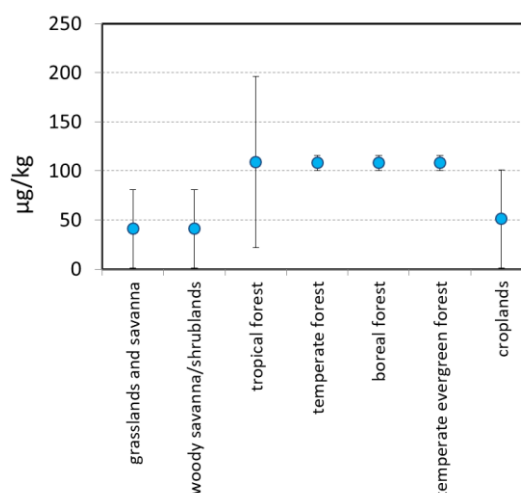


Рис. 4.2. Коэффициенты выбросов для различных типов почвенно-растительного покрова и диапазон неопределенности.

Значения коэффициентов эмиссии (рис. 4.2) взяты из работ [Anderae, 2019; McLagan et al., 2021 и Desservettaz et al., 2017] Пространственное распределение выбросов Hg от лесных пожаров было подготовлено на глобальной сетке с пространственным разрешением 0,25°x0,25°. Пример эмиссии ртути в 2015 году приведен на рис. 4.3. Основными регионами выбросов ртути являются юг Африки, Южная Америка и Юго-Восточная Азия. Кроме того, отдельные районы значительных выбросов от лесных пожаров отмечены для Сибирского региона России и северо-западной части Северной Америки. В Европе выбросы от лесных пожаров относительно невелики. Хотя пространственное распределение выбросов ртути от лесных пожаров может меняться из года в год, основные регионы выбросов остаются неизменными.

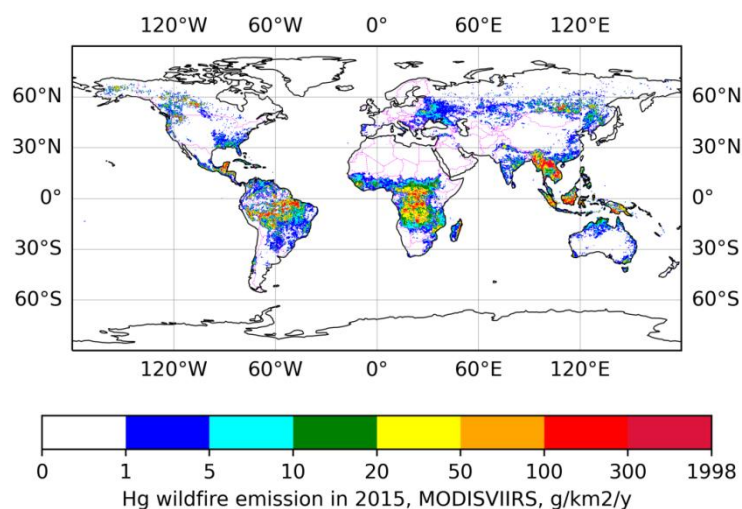


Рис. 4.3. Выбросы ртути от лесных пожаров в 2015 г. по данным FINNv2.5 с пространственным разрешением 0,25°x0,25°.

В 2010-2020 гг. суммарные выбросы ртути от лесных пожаров варьирует от 714 т в год (2010 г.) до около 500 т в год (2018 г.), а их среднее значение составляет около 600 т в год (рис. 4.4). Основными регионами ЦГ ПЗВП, на которые приходится большая часть выбросов ртути от лесных пожаров, являются юг Африки, Южная Америка и Юго-Восточная Азия. Их средний вклад составляет 33%, 22% и 20% соответственно. Вклад лесных пожаров в Северной Америке составляет в среднем 3%, а пожаров в Сибири - в среднем 5% ртути.

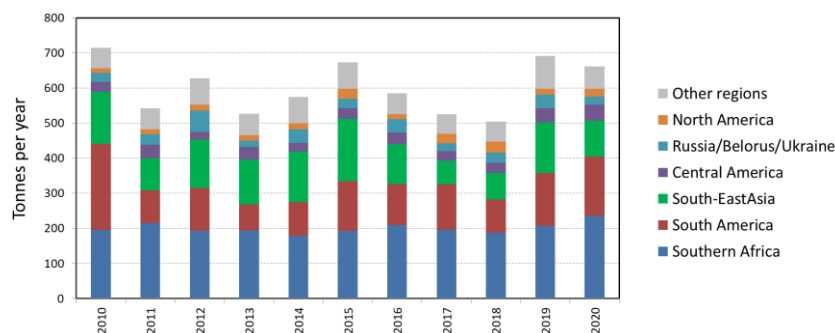


Рис. 4.4. Вклад различных регионов ТН НТАР в глобальные выбросы ртути от лесных пожаров в 2010 - 2020 гг.

Среди семи типов почвенно-растительного покрова, на которых возникают лесные пожары, основной вклад (в среднем около 60%) вносят тропические леса (рис. 4.5). На втором месте по значимости находятся луга и саванны, доля которых колеблется от 13% до 17%. Вклад других типов почвенно-растительного покрова в глобальные выбросы ртути от лесных пожаров обычно не превышает 10%.

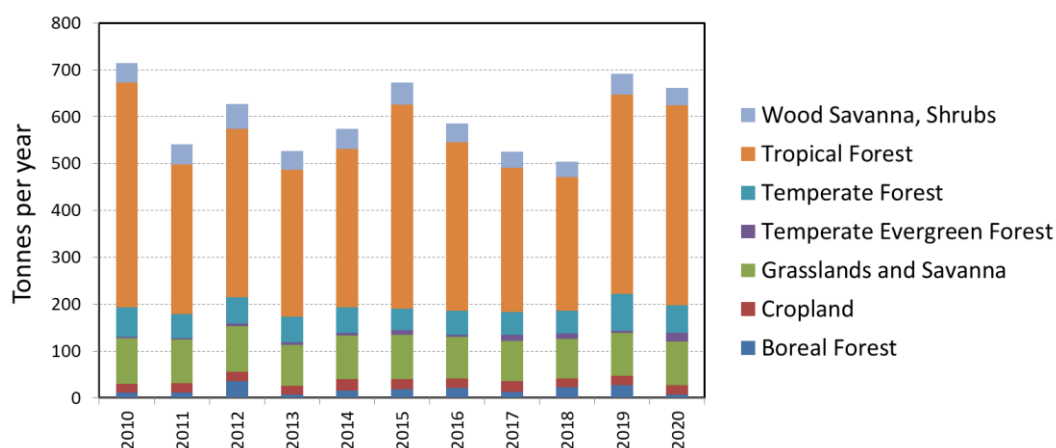


Рис. 4.5. Вклад типов почвенно-растительного покрова в глобальную эмиссию ртути от лесных пожаров в 2010 - 2020 гг.

Сезонные изменения глобальных выбросов ртути от лесных пожаров демонстрируют два максимума. Первый пик приходится на март-апрель, второй - на август-сентябрь (рис. 4.6). Весенний пик приходится на пожары в Юго-Восточной Азии, а летне-осенний - в основном на пожары в Южной Америке. Пики как весной, так и летом/осенью приходятся на юг Африки.

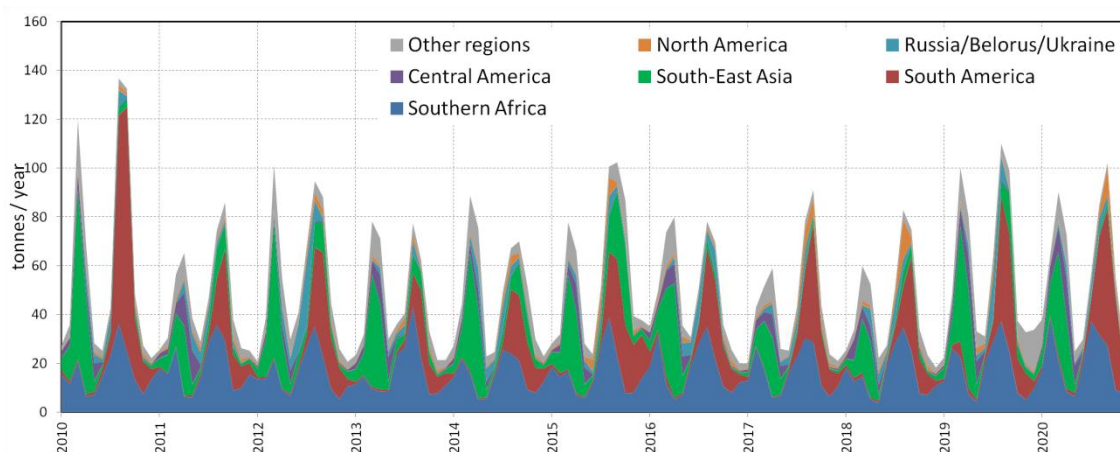


Рис. 4.6. Помесячные значения глобальных выбросов ртути от лесных пожаров в 2010 - 2020 гг.

Глобальные годовые выбросы ртути от антропогенных источников составляют около 2200 т [АМАР/UNEP, 2019], что примерно в 3,5 раза превышает средние выбросы ртути от лесных

пожаров. Тем не менее в отдельных регионах и в определенные периоды времени вклад лесных пожаров в суммарные выбросы ртути может быть значительным. Дальнейшая работа по изучению влияния лесных пожаров на уровень ртути будет включать сравнение выбросов ртути на основе баз данных FINN и GFED. Кроме того, будут проведены модельные эксперименты для определения вклада лесных пожаров в концентрации в воздухе и выпадения ртути в различных регионах земного шара.

4.2. Международные организации

4.2.1. Стокгольмская конвенция

МСЦ-В продолжил сотрудничество и обмен данными со Стокгольмской конвенцией по СОЗ. Сбор и уточнение национальных кадастров выбросов СОЗ в рамках Стокгольмской конвенции предоставляет дополнительную информацию для оценки выбросов стран ЕМЕП. Кроме того, национальные кадастры выбросов используются для обновления сценариев глобальных выбросов для моделирования в глобальном масштабе и оценки граничных условий региона ЕМЕП. Также, обновленные данные мониторинга концентраций СОЗ, собранные в хранилище данных Глобального плана мониторинга (GMP DWH), используются для анализа глобального переноса СОЗ.

4.2.2. Хельсинкская комиссия

Оценка поступления тяжелых металлов и СОЗ из атмосферы в Балтийское море проводится в рамках долгосрочного сотрудничества между ЕМЕП и Хельсинкской комиссией (HELCOM). В 2022 году МСЦ-В продолжил работы по оценке уровней загрязнения Балтийского моря и тенденций их долговременных изменений для расширенного списка тяжелых металлов и СОЗ, включающего металлы первого и второго приоритета, а также потенциально опасных химических веществ.

В соответствии с контрактом, в совместном отчете центров ЕМЕП для HELCOM представлены данные по атмосферным выбросам и модельным оценкам выведения из атмосферы кадмия и Б(а)П за период 1990-2020 гг. [*Gauss et al., 2022*]. Кроме того, в отчет включен обзор информации по регулированию, выбросам, мониторингу и модельным оценкам для ГБХД, ПХН и ПХБ. Кроме того, информация о выбросах и результатах моделирования по кадмию и Б(а)П также обобщена в Информационных бюллетенях по окружающей среде Балтики, опубликованных на сайте HELCOM (<http://www.helcom.fi>). Эта информация основана на результатах, представленных на 8-й совместной сессии Рабочей группы по воздействию и Руководящего органа ЕМЕП, которая состоялась 12-16 сентября 2022 года. В данном разделе приводится краткая информация о вкладе МСЦ-В в подготовку совместного отчета ЕМЕП для HELCOM.

Антропогенные выбросы Cd и Б(а)П в странах HELCOM сократились с 1990 по 2020 год на 66% и 23% соответственно (рис. 4.7а). Наиболее существенное снижение выбросов происходило в период 1990-2000 годов, в последующие периоды темпы сокращения выбросов замедлялись. В 2020 году основной вклад в выбросы Cd и Б(а)П среди стран HELCOM внесли Россия, Польша и Германия. Их суммарные выбросы составили более 90% от общего объема выбросов стран HELCOM.

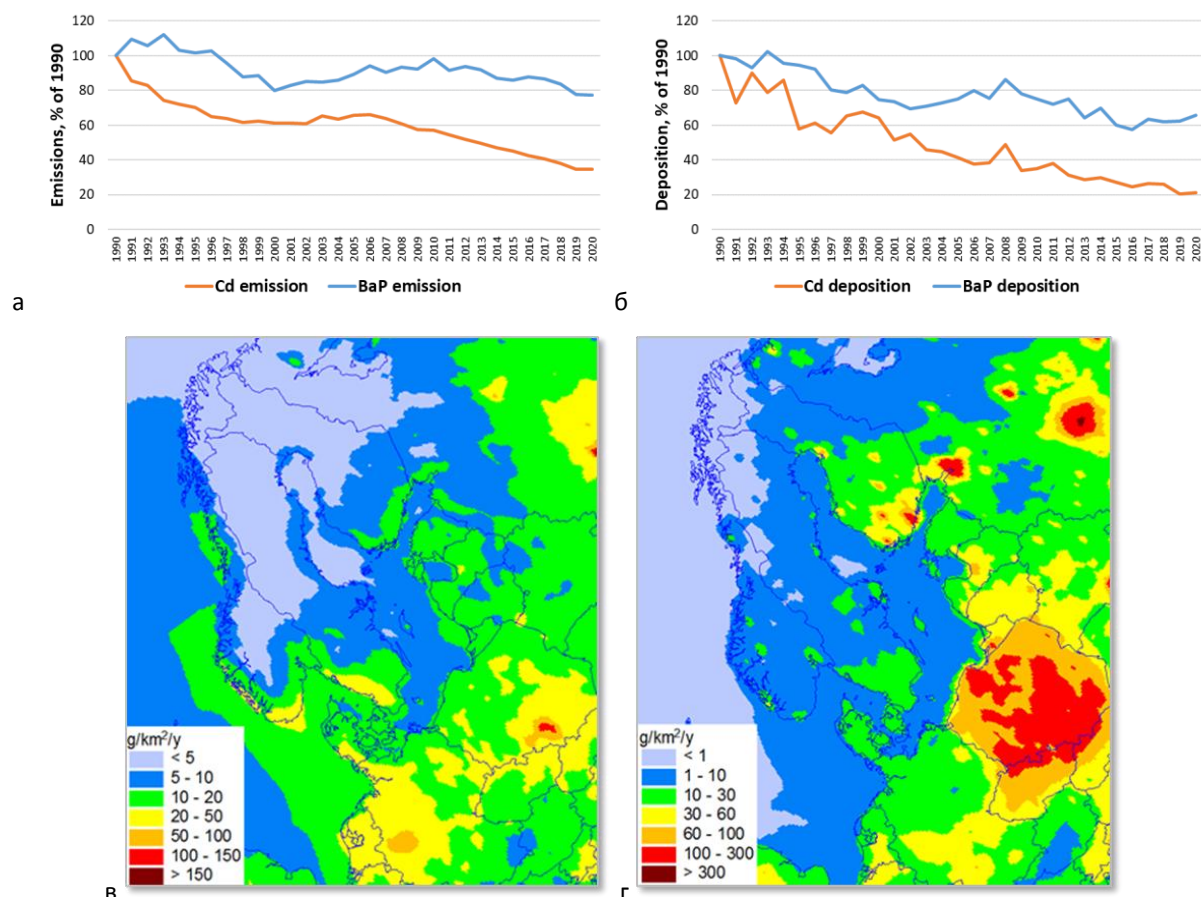


Рис. 4.7. Относительные изменения годовых суммарных выбросов стран HELCOM (а) и годовых атмосферных выпадений Cd и Б(а)П (б) в Балтийское море в период 1990-2020 гг. Суммарные годовые потоки выпадений Cd (в) и Б(а)П (г), рассчитанные с помощью модели GLEMOS для 2020 года.

Модельные результаты показали значительное снижение выпадений Cd в Балтийское море с 1990 по 2020 год на 79%, в то время как выпадения Б(а)П уменьшились только на 34% (рис. 4.7б). Отмечается значительная межгодовая изменчивость атмосферных выпадений Cd и Б(а)П, связанная с изменением метеорологических условий (количества осадков, характера атмосферного переноса) от года к году. Снижение рассчитанных выпадений было неодинаковым в различных суб-бассейнах Балтийского моря. В частности, наибольшее снижение выпадений Cd отмечено для суб-бассейнов Sound и Gulf of Finland (около 80%). В случае Б(а)П наибольшее снижение оценивается для суб-бассейнов Sound и Western Baltic (около 50%). Наибольшие суммарные потоки выпадений Cd над Балтийским морем в 2020 г., превышающие 10 г/км² в год, оцениваются для суб-бассейнов Sound и Western Baltic (рис. 4.7с).

В случае Б(а)П наибольшие потоки выпадений, около 15-20 г/км² в год, оцениваются для суб-бассейнов Gulf of Finland и Sound (рис. 4.7d).

Вклад антропогенных источников выбросов стран HELCOM в выпадения в Балтийское море для Cd и Б(а)П составил 43% и 76% соответственно. Основной вклад в антропогенное выпадение тяжелых металлов вносят выбросы Cd Польши и Германии. Основными антропогенными источниками выпадения Б(а)П были Польша и Финляндия.

Информация о поступлении Cd и Б(а)П в Балтийское море из атмосферы была представлена и обсуждена на третьей неофициальной консультативной сессии Рабочей группы HELCOM по нагрузке (IC PRESSURE 3-2022), состоявшейся в октябре 2022 г.

4.2.3. OSPAR

Продолжилось сотрудничество между МСЦ-В ЕМЕП и Конвенцией по защите морской среды Северо-Восточной Атлантики (OSPAR). В соответствии с договором между МСЦ-В и Комиссией OSPAR был проведен анализ секторов выбросов Pb, Cd и Hg в 2020 году в странах-участницах OSPAR (Норвегия, Швеция, Финляндия, Дания, Германия, Нидерланды, Бельгия, Люксембург, Франция, Испания, Португалия, Великобритания, Ирландия, Исландия и Швейцария). Кроме того, проведена модельная оценка атмосферного поступления Pb, Cd и Hg в регионы OSPAR (рис. 4.8). Данные за 2020 год позволили обновить долгосрочные тренды, рассчитанные ранее для 1990-2020 годов. Подробное описание результатов, подготовленных для Комиссии OSPAR, представлено в отчете [Ilyin et al., 2023]. Данные по выбросам за период с 1990 по 2020 год, использованные при оценке модели, подготовлены Центром по инвентаризации и прогнозированию выбросов (CEIP) ЕМЕП (<http://www.ceip.at/>). Данные о выбросах за 2020 г. основаны на данных ЕМЕП о выбросах в 2022 г. Секторные данные о выбросах в Договаривающихся Сторонах OSPAR подготовлены для следующих секторов выбросов NFR (Nomenclature For Reporting) с сеткой (A_PublicPower; B_Industry; C_OtherStatComb; D_Fugitive; E_Solvents; F_RoadTransport; G_Shipping; H_Aviation; I_Offroad; J_Waste; L_AgriOther and M_Other) используемых при модельных оценках в рамках программы ЕМЕП. Выброс каждого сектора GNFR является результатом агрегирования отдельных NFR секторов.

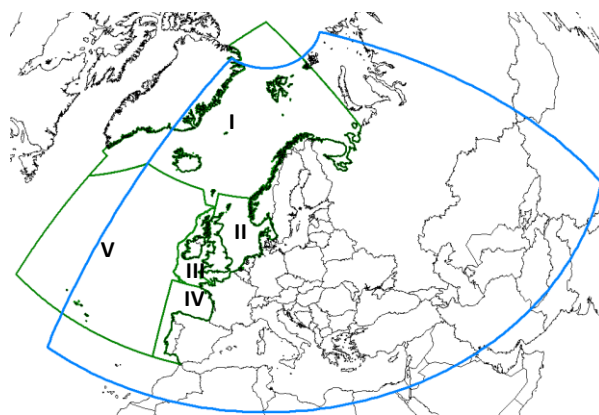


Рис. 4.8. Границы домена ЕМЕП (синяя линия) и морского района OSPAR (зеленая линия) с указанием регионов OSPAR (I - V).

Суммарная эмиссия Pb, Cd и Hg в целом по странам OSPAR в 2020 году составила 483, 32 и 20 тонн соответственно. Наибольшие значения выбросов этих металлов в 2020 году отмечены для Германии. Выбросы Pb, Cd и Hg в Германии в 2020 году составили 143, 11 и 6 т соответственно.

Другими крупными странами-эмиттерами OSPAR являются Великобритания, Испания и Франция. Вклад этих четырех стран в общий объем выбросов OSPAR составил 80% для Pb и 74% для Cd и Hg. Самые низкие выбросы тяжелых металлов оценены для Исландии и Люксембурга.

Основными секторами, вносящими вклад в выбросы Pb в странах OSPAR, являются В_Промышленность (45%), F_Дорожный транспорт (32%) и C_OtherStatComb (10%). Основной вклад в выбросы Cd в странах OSPAR внес сектор В_Промышленность (58%), за ним следуют C_OtherStatComb (14%) и E_Solvents (11%). В случае ртути основной вклад в суммарные выбросы стран OSPAR внесли секторы В_Промышленность (46%), A_PublicPower (29%) и J_Отходы (8%).

Пространственное распределение потоков выпадения тяжелых металлов в Северо-Восточную Атлантику неоднородно. Наибольшие потоки выпадений Pb и Cd в 2020 году отмечаются для восточной части Северного моря (рис. 4.9). Основной причиной этого является влияние источников выбросов в странах, окружающих Северное море. Кроме того, относительно высокие уровни имеют место вдоль скандинавского побережья и западных берегов Великобритании и Ирландии, над северной частью Большой Атлантики и Датским проливом, что объясняется высокими годовыми суммами осадков.

Распределение выпадений Hg в морском регионе OSPAR отличается от распределения Pb и Cd. Наибольшие потоки наблюдаются над арктической частью зоны OSPAR. Причиной этого является влияние весенних арктических ртутных явлений (AMDE) [Steffen et al., 2008]. Долгосрочные потоки выпадений в регионы OSPAR были рассчитаны для периода с 1990 по 2020 год. Значимость долгосрочных тенденций снижения выпадений было подтверждено тестом Манна-Кендалла при уровне значимости 0,001. Наибольшее снижение выпадений Pb, Cd и Hg произошло в регионе II (Большое Северное море) и составило 87%, 81% и почти 50% соответственно. Наименьшее снижение выпадений отмечено в регионе I (Арктические воды) и регионе V (Большая Атлантика) и составило около 55% для Pb, около 35% - 40% для Cd и около 20% для Hg.

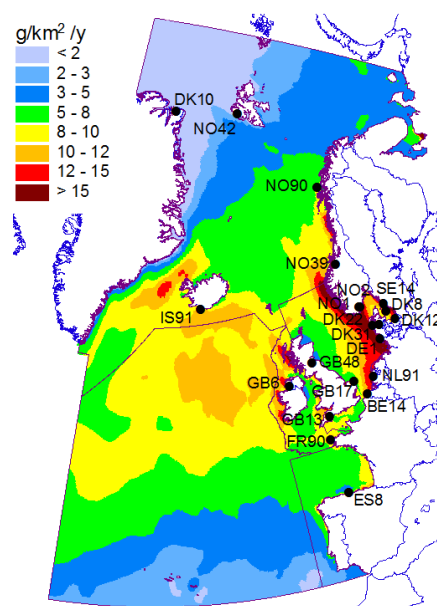


Рис. 4.9. Пространственное распределение годового потока выпадений Cd в морскую зону OSPAR в 2020 году. Фиолетовыми линиями обозначены границы регионов OSPAR.

Результаты анализа данных о выбросах и модельной оценки потоков выпадений на область OSPAR были представлены на совещании, организованном Комиссией OSPAR. Была рассмотрена информация по вкладам секторов выбросов, по потокам выпадений и их тенденциям, а также сравнение смоделированных и измеренных потоков выпадений. Результаты были изложены в техническом отчете, представленном в секретариат OSPAR.

5. ОСНОВНЫЕ ПРОБЛЕМЫ И НАПРАВЛЕНИЯ БУДУЩИХ ИССЛЕДОВАНИЙ

В настоящем отчете обобщены основные результаты деятельности ЕМЕП по оценке загрязнения тяжелыми металлами и СОЗ в 2023 году. В отчете представлена информация о выбросах, измеренных и смоделированных уровнях загрязнения на 2021 год, а также модельные оценки трансграничного загрязнения стран ЕМЕП. Оценка проводилась в сотрудничестве с национальными экспертами, вспомогательными органами Конвенции и международными организациями. Ниже изложены основные проблемы оценки загрязнения и направления будущих исследований.

- В некоторых странах ЕМЕП уровень загрязнения ПАУ остается высоким и превышает нормативы качества воздуха, что указывает на необходимость дальнейших научных исследований и снижения воздействия этой группы загрязнителей на население. Детальный анализ пространственно-временных вариаций загрязнения ПАУ в регионе ЕМЕП и совершенствование подхода к моделированию ПАУ будут продолжены в рамках многомодельного исследования TFMM/EuroDelta-Carb.
- Текущая деятельность TF НТАР, направленная на оценку загрязнения ртутью, осуществляется в рамках проекта многокамерного моделирования и анализа ртути (MCHgMAP). Проект направлен на всесторонний анализ пространственно-временных тенденций уровней загрязнения ртутью, определение источников и оценку будущих сценариев с целью получения информации об эффективности Конвенции о трансграничном переносе загрязнения и Минаматской конвенции. Для достижения целей проекта будет организовано новое глобальное многомодельное экспериментальное моделирование ртути.
- Лесные пожары рассматриваются как потенциально значимый источник выбросов широкого спектра загрязняющих веществ, включая ртуть, другие тяжелые металлы и СОЗ. Для оценки влияния лесных пожаров на уровень загрязнения и межконтинентальный перенос Целевая группа по переносу загрязнения воздуха в масштабах полушария планирует провести многомодельное исследование по нескольким загрязняющим веществам (твердые частицы, СОЗ, металлы, озон).
- Потенциально опасные новые вещества (ПОВ), представляют собой большую группу загрязнителей окружающей среды, представляющих риск для здоровья человека и окружающей среды. Оценка загрязнения окружающей среды ПОВ сопряжена со значительными трудностями, в том числе из-за недостаточных данных о их источниках, свойствах, тенденциях в наблюдаемых уровнях загрязнения, переносе и распространении в окружающей среде. Подготовительные работы по оценке ПОВ будут продолжены включая сбор информации о физико-химических свойствах, мониторинг их концентраций в различных средах, а также экспериментальное моделирование их переноса и поведения.
- Оценка негативного влияния загрязнения тяжелыми металлами и СОЗ на здоровье человека и экосистемы является важным направлением деятельности в рамках Конвенции, координируемым Рабочей группой по воздействиям. Планируется продолжить

совместный анализ результатов измерений концентраций тяжелых металлов во мхах и выпадения на различные экосистемы в сотрудничестве с МЦП "Растительность", МЦП "Комплексный мониторинг" и МЦП "Леса". Кроме того, важен обмен данными с Целевой группой "Здоровье" по уровням загрязнения ПАУ и превышениям нормативов качества воздуха.

- Известно, что токсичные загрязнители, такие как тяжелые металлы первого и второго приоритетов, некоторые СОЗ и ПОВ, оказывают негативное воздействие на морские экосистемы и биоту. Оценка атмосферного загрязнения морской среды тяжелыми металлами, СОЗ и ПОВ включая модельную оценку долгосрочных тенденций и распределение источников атмосферной нагрузки, является важным направлением дальнейших исследований и сотрудничества с HELCOM и OSPAR.

Список литературы

- ALS [2013] Benzo(a)pyrene toxic equivalence quotient (TEQ) and aggregate organochlorine pesticides parameters, *EnviroMail* No. 59 Re-Release, July, 2013.
- AMAP [2016] AMAP Assessment 2016: Chemicals of Emerging Arctic Concern. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. xvi+353pp. ISBN – 978-82-7971-104-9
- AMAP/UNEP [2019] Technical Background Report for the Global Mercury Assessment 2018. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, Norway/UN Environment Programme, Chemicals and Health Branch, Geneva, Switzerland. viii + 426 pp including E-Annexes.
- Andreae M.O. and Merlet P. [2001] Emission of trace gases and aerosols from biomass burning. *Global Biogeochemical cycles*, Vol. 15, 4, 955-966.
- Andreae M.O. [2019] Emission of trace gases and aerosols from biomass burning – an updated assessment. *Atmos. Chem. Phys.*, 19, 8523–8546, 2019. <https://doi.org/10.5194/acp-19-8523-2019>.
- Arnot Jon.,Lynn McCarty, James Armitage, Liisa Toose-Reid, Frank Wania, Ian Cousins [2009] An evaluation of hexabromocyclododecane (HBCD) for Persistent Organic Pollutant (POP) properties and the potential for adverse effects in the environment. Submitted to: European Brominated Flame Retardant Industry Panel (EBFRIP). https://unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2009/EB/wg5/wgsr45/Informal%20docs/An%20evaluation%20of%20hexabromocyclododecane_Final%20report.pdf
- Bailey R.E. [2007] Pentachlorobenzene – Sources, environmental fate and risk characterization. Euro Chlor Science Dossier, July 2007.
- Bailey R.E., Van Wijk D. and P.C.Thomas [2009] Sources and prevalence of pentachlorobenzene in the environment. *Chemosphere*, 75, 555-564, 2009. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2009.01.038.
- Bidleman T. F.; P. A. Helm; B. M. Braune; G. W. Gabrielsen [2010] Polychlorinated naphthalenes in polar environments — A review. *Science of the Total Environment*, 408(15), 2919–2935. DOI:10.1016/j.scitotenv.2009.09.013.
- Blankenship A., Kannan K., Villalobos S., Villeneuve D., Falandyz J., Imagawa T., Jakobsson E., Giesy J. [1999] Relative potencies of halowax mixtures and individual polychlorinated naphthalenes (PCNs) to induce Ah receptor-mediated responses in the rat hepatoma H4IIE-Luc cell bioassay, *Organohalogen Compounds*, vol.42, pp. 217-220.
- Blankenship A., Kannan K., Villalobos S., Villeneuve D., Falandyz J., Imagawa T., Jakobsson E., Giesy J. [2000] Relative potencies of individual polychlorinated naphthalenes and Halowax mixtures to induce Ah receptor-mediated responses, *Environ. Sci. Technol.*, vol.34, pp. 3153-3158. DOI: 10.1021/es9914339.
- Blunden, J. and T. Boyer, Eds. [2022] “State of the Climate in 2021”. Bull. Amer. Meteor. Soc., 103 (8), Si–S465, <https://doi.org/10.1175/2022BAMSStateoftheClimate.1>.
- Breivik K., Sweetman A., Pacyna J.M. and K.C.Jones [2007] Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners - A mass balance approach-3. An update. *Science of the Total Environment*, 377, 296-307.
- Canada Communication Group [1993] Pentachlorobenzene (Priority substances list assessment report). Canadian Environmental Protection Act. Minister of Supply and Services Canada 1993. Canada Communication Group – Publishing Ottawa, Canada K 1A 0S9, Cat. No. En40-215/26E, ISBN 0-662-21064-6
- CCC [2022] EMEP laboratory intercomparison. Heavy metals in precipitation 2021 - % deviation from expected value. <https://projects.nilu.no/ccc/intercomparison/index.html>. Site visited 10.08.2023
- Chayanan and Vikas [2015] Externally predictive single-descriptor based QSPRs for physico-chemical properties of polychlorinatednaphthalenes: Exploring relationships of log SW, log K-OA, and log K-OW with electron-correlation. *Journal of Hazardous Materials*, 296:68-81. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2015.04.028
- Dastoor A, Angot H., Bieser J., Christensen J.H., Douglas T.A., Heimberg-Boavida L-E., Jiskra M., Mason R.P, McLagan D.S., Obrist D. Outridge P.M., Petrova M.V., Ryjkov A., St. Pierre K.A., Schartup A.T., Soerensen A.L., Toyota K. Travnikov O., Wilson S.J.and Zdanowicz C. [2022]. Arctic mercury cycling. <https://doi.org/10.1038/s43017-022-00269-w>.
- De Simone F., Cinnirella S., Gencarelli C.N., Yang X., Hedgecock I.M., and Pirrone N. [2015]. Model Study of Global Mercury Deposition from Biomass Burning. *Environ. Sci. Technol.* 2015, 49, 6712–672. DOI: 10.1021/acs.est.5b00969.
- De Wit C. [2002] An overview of brominated flame retardants in the environment. *Chemosphere*, 46, 583–624. DOI: 10.1016/S0045-6535(01)00225-9.
- De Wit H.A., Hettelingh J-P., and Harmens H. [2015] Trends in ecosystem and health responses to long-range transported atmospheric pollutants . Norwegian Institute for Water Research, 92p.

- Denier van der Gon H.A.C., van het Bolscher M., Visschedijk A.J.H. and P.Y.J.Zandveld [2005] Study to the effectiveness of the UNECE persistent organic pollutants protocol and costs of possible additional measures phase I: estimation of emission reduction resulting from the implementation of the POP protocol. TNO Report B&O-A R 2005/194.
- Denier van der Gon H.A.C., van het Bolscher M., Visschedijk A.J.H. and P.Y.J. Zandveld [2007] Emissions of persistent organic pollutants and eight candidate POPs from UNECE-Europe in 2000, 2010 and 2020 and the emission reduction resulting from the implementation of the UNECE POP protocol. *Atmospheric Environment* 41, 9245–9261.
- Desservettaz M., Paton-Walsh C., Griffith D.W.T., Kettlewell G., Keywood M.D., Vanderschoot M.V., Ward J., Mallet M.D., Milic A., Miljevic B., Ristovski Z.D., Howard D., Edwards G.C., and Atkinson B. [2017] Emission factors of trace gases and particles from tropical savanna fires in Australia. *J. Geophys. Res. Atmos.*, 122, 6059–6074, doi:10.1002/2016JD025925.
- Dvorska A., G. Lammel, J. Klanova, I. Holoubek [2008] Kosetice, Czech Republic – ten years of air pollution monitoring and four years of evaluating the origin of persistent organic pollutants. DOI: 10.1016/j.envpol.2008.01.034.
- ECHA [2009] Data on manufacture, import, export, uses and releases of HBCDD as well as information on potential alternatives to its use. ECHA_2008_2_SR04_HBCDD_report_12_01_2009.doc
- ECMWF [2023] Operational archive. <https://www.ecmwf.int/en/forecasts/dataset/operational-archive>. Accessed 11.01.2023.
- EEA [2019] EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019. Technical guidance to prepare national emission inventories, EEA Report No 13/2019.
- Environment Canada [2005] Environment Canada, Risk Management Strategy for Pentachlorobenzene (QCB) and Tetrachlorobenzenes (TeCBs), Chemicals Control Branch, Environmental Protection Service, June 2005.
- ESWI [2011] Study on waste related issues of newly listed POPs and candidate POPs. Final Report. Expert Team to Support Waste Implementation (ESWI). Source: https://ec.europa.eu/environment/pdf/waste/studies/POP_Waste_2010.pdf.
- ESWI [2011] Study on waste related issues of newly listed POPs and candidate POPs. Service request under the framework contract No ENV.G.4/FRA/2007/0066. Final report of 13 April 2011.
- EU [2013] Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the Council of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy. Official Journal of the European Union L 226/1, 24 August 2013.
- European Commission [2014] 2014/118/EU: Commission Recommendation of 3 March 2014 on the monitoring of traces of brominated flame retardants in food Text with EEA relevance (OJ L 65 05.03.2014, p. 39, CELEX: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32014H0118>)
- Falandysz J., A. Fernandes, E. Gregoraszczyk and M. Rose [2014] The toxicological effects of halogenated naphthalenes: A review of aryl hydrocarbon receptor-mediated (dioxin-like) relative potency factors. *Journal of Environmental Science and Health C*, 32:239-272.
- Fang Y., Z. Nie, J. Yang, Q. Die, J. He, H. Yu, Q. Zhou, Q. Huang [2019] Polychlorinated naphthalene emissions to the atmosphere from typical secondary aluminum smelting plants in southwestern China: concentrations, characterization, and risk evaluation. *Environmental Science and Pollution Research*, DOI:10.1007/s11356-019-04744-8.
- Feiteiro J., Mariana M., Cairrão E. [2021] Health toxicity effects of brominated flame retardants: From environmental to human exposure. *Environmental Pollution*, 285, 117-475. DOI: 10.1016/j.envpol.2021.117475.
- Fredricsson, M., Danielsson, H., Hansson, K., Pihl Karlsson, G., Nerentorp, M., Potter, A., and Leung, W. [2021] Nationelluftövervakning Sakrapport med data från övervakning inom Programområde Luft.o.m 2019.
- Friedli H. R., Radke L. F., Prescott R., Hobbs V. and P. Sinha [2003a]. Mercury emissions from the August 2001 wildfires in Washington State and an agricultural waste fire in Oregon and atmospheric mercury budget estimates. *GLOBAL BIOGEOCHEMICAL CYCLES*, VOL. 17, NO. 2, 1039, doi:10.1029/2002GB001972.
- Friedli H.R., Radke L.F., Lu J.Y., Banic C.M., Leaitch W.R. and MacPherson J.I. [2003b]. Mercury emissions from burning of biomass from temperate North American forests: laboratory and airborne measurements. *Atmospheric Environment*, Volume 37, Issue 2, January 2003, Pages 253-267.
- Gauss M., A. Gusev, W. Aas, V. Shatalov, I. Ilyin, O. Rozovskaya, H. Klein, A. Nyiri, N. Batrakova, N. Vulyh [2022] Atmospheric Supply of Nitrogen, Cadmium, B(a)P, HBCDD, PCNs and PeCB to the Baltic Sea in 2020 EMEP Centres Joint Report for HELCOM. MSC-W Technical Report 1/2022.
- Gusev A., Ilyin I., Mantseva L., Rozovskaya O., Shatalov V. and Travnikov O. [2006]. Progress in further development of MSCE-HM and MSCE-POP models (implementation of the model review recommendations). EMEP/MSCE-E Technical Report 4/2006.

- Gusev A., M. G. Vivanco, M. R. Theobald, J. L. Garrido, V. Gil, F. Couvidat, A. Collette, M. Mircea, M. Adani4, I. D'Elia, R. D. Kouznetsov, E. V. Kadantsev [2022] EURODELTA-Carb exercise: Intercomparison of modelled estimates of benzo(a)pyrene (BaP) in Europe. Proceedings of HARMO21 conference.
- Gusev A., O.Rozovskaya, V. Shatalov [2007] Modelling POP long-range transport and contamination levels by MSCE-POP model. EMEP/MSCE Technical Report 1/2007.
- Gusev A., O.Rozovskaya, V.Shatalov, W. Aas, P. Nizzetto Gusev et al., [2014] Persistent Organic Pollutants in the Environment. EMEP Status Report 3/2014.
- Haglund P., L. Kaj, E. Brorström-Lundén [2011] Results from the Swedish National Screening Programme 2010. Subreport 1 Polychlorinated Naphthalenes (PCNs). Organization: Umeå University (UmU), IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd. IVL Report B2002.
- Halvorsen H. L., P. Bohlin-Nizzetto, S. Eckhardt, A. Gusev, I. S. Krogseth, C. Moeckel, V. Shatalov, L. P. Skogeng, K. Breivik [2021] Main sources controlling atmospheric burdens of persistent organic pollutants on a national scale. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, DOI: 10.1016/j.ecoenv.2021.112172.
- Hanberg A., Wern F., Asplund L., Haglund E., Safe S. [1990] Swedish Dioxin Survey: Determination of 2,3,7,8 – TCDD Toxic Equivalent Factors for Some Polychlorinated Biphenyls and Naphthalenes using Biological tests. *Chemosphere*, vol. 20, No. 7 – 9, pp. 1161 – 1164.
- HELCOM [2007] HELCOM Baltic Sea Action Plan. Adopted on 15 November 2007 in Krakow, Poland by the HELCOM Extraordinary Ministerial Meeting https://www.helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/BSAP_Final.pdf
- Herbert B.M.J., Halsall C.J., Villa S., Fitzpatrick L., Jones K.C., Lee R.G.M., Kallenborn R. [2005] Polychlorinated naphthalenes in air and snow in the Norwegian Arctic: a local source or an Eastern Arctic phenomenon? *Science of the Total Environment* vol. 342, p. 145–160.
- Hu J., Jin J., Wang Y., Ma Z., and Zheng, W. [2011] Levels of polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in the atmosphere and tree bark from Beijing, China. *Chemosphere*, 84(3), 355–360. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2011.04.002.
- IARC [2022] <https://monographs.iarc.who.int/agents-classified-by-the-iarc/>
- Ilyin I., Rozovskaya O., Travnikov O., Aas W. and K.A.Pfaffhuber [2018] Assessment of heavy metal transboundary pollution on global, regional and national scales. EMEP Status Report 2/2018.
- Ilyin I., N.Batrakova, A.Gusev, M.Kleimenov, O.Rozovskaya, V.Shatalov, I.Strizhkina, O.Travnikov, K.Breivik, H.L.Halvorsen, P.B.Nizzetto, K.A.Pfaffhuber, W.Aas, K.Mareckova, S.Poupa, R.Wankmueller, B.Ullrich, A.Degorska [2021]. Heavy metals and POPs: Pollution assessment of toxic substances on regional and global scales. EMEP Status Report 2/2021, 148 p. (https://msceast.org/reports/2_2022.pdf).
- Ilyin I, Travnikov O. and Rozovskaya O. et al., [2023] Assessment of Pb, Cd and Hg atmospheric pollution of OSPAR maritime area in 2020. EMEP/MSCE Technical Report 1/2023. 47 p.
- Ilyin I., N.Batrakova, A.Gusev, M.Kleimenov, O.Rozovskaya, V.Shatalov, I.Strizhkina, O.Travnikov, K.Breivik, P.B.Nizzetto, K.A.Pfaffhuber, W.Aas, S.Poupa, R.Wankmueller, B.Ullrich, M. Bank, Q. T. Ho, M. G. Vivanco, M. R. Theobald, J. L. Garrido, V. Gil, F. Couvidat, A. Collette, M. Mircea, M. Adani4, I. D'Elia, R. D. Kouznetsov, E. V. Kadantsev [2022] Assessment of heavy metal and POP pollution on global, regional and national scales. EMEP Status report 2/2022. July 2022.
- Ireland EPA [2018] Ireland's Update of National Implementation Plan for the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. EPA Ireland, 2018
- Jakobsson E. and L. Asplund [2000] Polychlorinated Naphthalenes (PCNs). The Handbook of Environmental Chemistry Vol. 3 Part K. New Types of Persistent Halogenated Compounds, Chapter 5, 2000.
- Keyte I., R Harrison, G. Lammel [2013] Chemical reactivity and long-range transport potential of polycyclic aromatic hydrocarbons – a review. <http://dx.doi.org/10.1039/c3cs60147a>.
- Kilanowicz, A., Markowicz, M., Klimczak, M., Stragierowicz, J., Sikora, J. [2019a] Hexachloronaphthalene as a hemostasis disturbing factor in female Wistar rats: a pilot study. *Chemosphere* 228, 577-585. DOI:10.1016/j.chemosphere.2019.04.147.
- Kilanowicz, A., Sitarek, K., Stragierowicz, J., Klimczak, M., Bruchajzer, E. [2019b] Prenatal toxicity and maternal-fetal distribution of 1,3,5,8- tetrachloronaphthalene (1,3,5,8-TeCN) in Wistar rats. *Chemosphere* 226, 75-84. DOI:10.1016/j.chemosphere.2019.03.107.
- Kilanowicz, A.; K. Sitarek; M. Skrzypinska-Gawrysiak; A. Sapota [2011] Prenatal developmental toxicity of polychlorinated naphthalenes (PCNs) in the rat. DOI:10.1016/j.ecoenv.2010.08.025.

- Kim K., S.A. Jahan, E. Kabir E., R.J.C. Brown [2013] A review of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and their human health effects. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2013.07.019>.
- Kumar A. and Wu S. [2019]. Mercury Pollution in the Arctic from Wildfires: Source Attribution for the 2000s. *Environ. Sci. Technol.* 2019, 53, 11269–11275. DOI: 10.1021/acs.est.9b01773.
- Lee, Robert G. M.; Thomas, Gareth O.; Jones, Kevin C. [2005] Detailed Study of Factors Controlling Atmospheric Concentrations of PCNs. *Environmental Science & Technology*, 39(13), 4729–4738. DOI:10.1021/es048156c.
- Li H., Mo L., Yu Z., Sheng G., and Fu J. [2012] Levels, isomer profiles and chiral signatures of particle-bound hexabromocyclododecanes in ambient air around Shanghai, China. *Environmental Pollution*, 165, 140–146. DOI: 10.1016/j.envpol.2012.02.015.
- Li L., and F. Wania [2016] Tracking chemicals in products around the world: introduction of a dynamic substance flow analysis model and application to PCBs, *Environment International*, 94, 674–686. DOI: 10.1016/j.envint.2016.07.005.
- Li L., and F. Wania [2018] Elucidating the Variability in the Hexabromocyclododecane Diastereomer Profile in the Global Environment. *Environ. Sci. Technol.* 2018, 52, 18, 10532–10542. DOI: 10.1021/acs.est.8b03443.
- Li W.-L., Huo C.-Y., Liu L.-Y., Song W.-W., Zhang Z.-F., Ma W.-L., and Li Y.-F. [2016] Multi-year air monitoring of legacy and current-use brominated flame retardants in an urban center in northeastern China. *Science of the Total Environment*, 571, 633–642. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.07.031.
- Li, C., Li, J., Lyu, B., Wu, Y., Yang, L., Zheng, M., Liu, G. [2021] Burden and Risk of Polychlorinated Naphthalenes in Chinese Human Milk and a Global Comparison of Human Exposure. *Environmental Science and Technology*, 55(10), 6804–6813. DOI:10.1021/acs.est.1c00605.
- Liu K., Wang X., Wei N., Song Z., Li D. [2019] Accurate quantification and transport estimation of suspended atmospheric microplastics in megacities: Implications for human health. *Environment International* 132, 105127. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105127>.
- Mackay D, Shiu W-Y, Ma K-C, Lee SC [2006] Physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. 2nd ed. Boca Raton, FL, U.S.A.: CRC Press, Taylor & Francis Group. 4182 pp.
- MacLeod M., H. von Waldow, P. Tay, J. M. Armitage, H. Wöhrnschimmel, W. J. Riley, T. E. McKone, K. Hungerbühler [2011] BETR global – A geographically-explicit global-scale multimedia contaminant fate model. *Environmental Pollution* 159, 1442 – 1445.
- Managaki S., Miyake Y., Yokoyama Y., Hondo H., Masunaga S., Nakai S., Kobayashi T., Kameya T., Kimura A., Nakarai T., Oka Y., Otani H. and A. Miyake [2009] Emission load of hexabromocyclododecane in Japan based on the substance flow analysis. *Organohalogen Compounds*, 71, pp.2471–2476.
- McLagan D.S., Stuppel G.W. , Darlington A. , Hayden K. , and Steffen A. [2021]. Where there is smoke there is mercury: Assessing boreal forest fire mercury emissions using aircraft and highlighting uncertainties associated with upscaling emissions estimates. *Atmos. Chem. Phys.*, 21, 5635–5653, 2021 <https://doi.org/10.5194/acp-21-5635-2021>.
- Menne, M. J., C. N. Williams, B.E. Gleason, J. J Rennie, and J. H. Lawrimore [2018] The Global Historical Climatology Network Monthly Temperature Dataset, Version 4. *J. Climate*, in press. doi:10.1175/JCLI-D-18-0094.1.
- NILU [2018] Monitoring of environmental contaminants in air and precipitation. Annual report 2018. Author(s): Pernilla Bohlin-Nizzetto, Wenche Aas and Vladimir Nikiforov. NILU report 11/2019
- NILU [2019] Monitoring of environmental contaminants in air and precipitation. Annual report 2019. Author(s): Pernilla Bohlin-Nizzetto, Wenche Aas and Vladimir Nikiforov. NILU report 06/2020.
- NILU, [2021] Monitoring of environmental contaminants in air and precipitation. Annual report 2020. Author(s): Pernilla Bohlin Nizzetto, Wenche Aas, Helene Lunder Halvorsen, Vladimir Nikiforov and Katrine Aspö Pfaffhuber. NILU report 12/2021
- Nordic Council of Ministers [2007] Hexabromocyclododecane as a possible global POP. TemaNord 2008:520. Copenhagen 2007. Source: <http://chm.pops.int/portals/0/repository/hbccdd/unep-pops-poprc-hbccdd-08-nor-a1.english.pdf>.
- OSPAR [2009] OSPAR Background Document on Certain Brominated Flame Retardants. Hazardous Substances Series. Publication Number 394/2009.
- Popp W., Norpöth K., Vahrenholz C., Hamm S., Balfanz E. and J.Theisen [1997] Polychlorinated naphthalene exposures and liver function changes. *American journal of industrial medicine*, 32(4), 413–416.
- Poupa S. [2022] Methodologies applied to the CEIP GNFR gap-filling 2022. Part II: Heavy Metals (Cd, Hg, Pb) and Persistent Organic Pollutants (Benzo(a)pyrene, Benzo(b)fluoranthene, Benzo(k)fluoranthene, Indeno(1,2,3-cd)pyrene, Total polycyclic aromatic hydrocarbons, Dioxin and Furan, Hexachlorobenzene, Polychlorinated biphenyls) of the year 2020. Technical report CEIP 04/2022.

- Puzyn, T. and J. Falandysz [2007] QSPR Modeling of partition coefficients and Henry's law constants for 75 chloronaphthalene congeners by means of six chemometric approaches – a comparative study. *Journal of Physical and Chemical Reference Data*, 36:203-214. DOI: 10.1063/1.2432888.
- Puzyn T., A. Mostrag, J. Falandysz, Y. Kholod and J. Leszczynski [2009] Predicting water solubility of congeners: Chloronaphthalenes—A case study. *Journal of Hazardous Materials*, 170, 1014–1022. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.05.079.
- Puzyn T., A. Mostrag, N. Suzuki and J. Falandysz [2008] QSPR-based estimation of the atmospheric persistence for chloronaphthalene congeners. *Atmospheric Environment*, 42:6627-6636. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2008.04.048.
- Rauert C., J. K. Schuster, A. Eng, and T. Harner [2018] Global Atmospheric Concentrations of Brominated and Chlorinated Flame Retardants and Organophosphate Esters, *Environ. Sci. Technol.* 2018, 52, 2777-2789.
- Rotterdam Convention [2019] Rotterdam Convention on the prior informed consent procedure for certain hazardous chemicals and pesticides in international trade. Text and annexes. Revised in 2019. UNEP-FAO-RC-CONVTEXT-2019.English.pdf
- Schrenk D., Bignami M., Bodin L., Chipman J.K., del Mazo J., Grasl-Kraupp B., Hogstrand C., Hoogenboom L., Leblanc J.-C., Nebbia C.S., Nielsen E., Ntzani E., Petersen A., Sand S., Schwerdtle T., Wallace H., Benford D., Furst P., Rose M., Ioannidou S., Nikolic M., Bordajandi L.R. and Vleminckx C. [2021] Update of the risk assessment of hexabromocyclododecanes (HBCDDs) in food. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). *EFSA Journal* 2021,19(3):6421, 130 pp. doi: 10.2903/j.efsa.2021.6421.
- SEDAC [2011] Global Rural-Urban Mapping Project, Version 1 (GRUMPv1): Urban Extents Grid (Africa). Palisades, NY: NASA Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC). Center for International Earth Science Information Network - CIESIN - Columbia University, International Food Policy Research Institute - IFPRI, The World Bank, and Centro Internacional de Agricultura Tropical - CIAT. 2011. (<https://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/grump-v1-urbanextents/maps>).
- Shatalov V., Gusev A., Dutchak S., Rozovskaya O., Sokovykh V. and N.Vulykh [2010] Persistent Organic Pollutants in the Environment. EMEP Status Report 3/2010.
- Shatalov V., Ilyin I., Gusev A., Rozovskaya O. and O.Travnikov [2014] Heavy Metals and Persistent Organic Pollutants: Model Assessment of Pollution and Research Activities. EMEP/MS-CHEM Technical report 4/2014.
- Shen H., Huang Y., Wang R., Zhu D., Li W., Shen G., Wang B., Zhang Y., Chen Y., Lu Y., Chen H., Li T., Sun K., Li B., Liu W., Liu J. and S.Tao [2013] Global atmospheric emissions of polycyclic aromatic hydrocarbons from 1960 to 2008 and future predictions. *Environ Sci Technol.*, 2013, 47, 12, 6415-6424.
- Shen, L., Wania, F. [2005] Compilation, evaluation, and selection of physical–chemical property data for organochlorine pesticides. *J. Chem. Eng. Data* 50, 742–768. DOI: 10.1021/je049693f.
- Shen, L., Wania, F., Lei, Y.D., Teixeira, C., Muir, D.C.G., Bidleman, T.F. [2005] Atmospheric distribution and long-range transport behavior of organochlorine pesticides in North America. *Environ. Sci. Technol.* 39, 409–420. DOI: 10.1021/es049489c.
- Skamarock W.C., Klemp J.B., Dudhia J., Gill D.O., Barker D.M., Duda M.G., Huang X-Y., Wang W. and Powers J.G. [2008]. A Description of the Advanced Research WRF Version 3. NCAR/TN–475+STRNCAR TECHNICAL NOTE.
- Sosnowska, A., M. Barycki, K. Jagiello, M. Haranczyk, A. Gajewicz, T. Kawai, N. Suzuki and T. Puzyn [2014] Predicting enthalpy of vaporization for persistent organic pollutants with Quantitative Structure–Property Relationship (QSPR) incorporating the influence of temperature on volatility. *Atmospheric Environment*, 87:10-18. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2013.12.036.
- Starek-Świechowicz, B., Budziszewska, B., & Starek, A. [2017] Hexachlorobenzene as a persistent organic pollutant: Toxicity and molecular mechanism of action. *Pharmacological Reports*, 69(6), 1232–1239. doi:10.1016/j.pharep.2017.06.013.
- Steffen A. et al. [2008] A synthesis of atmospheric mercury depletion event chemistry in the atmosphere and snow. *Atmos. Chem. Phys.* 8, 1445-1482.
- Travnikov O., Ilyin I. [2009] The EMEP/MS-CHEM mercury modeling system. In *Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere*, R. Mason, N. Pirrone, Eds. Springer, Boston, MA, pp. 571–587.
- UK DEFRA [2017] National Implementation Plan for the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland. Department for Environment Food & Rural Affairs, 2017.
- UNECE [2007] Exploration of management options for Polychlorinated Naphthalenes (PCN). Paper for the 6th meeting of the UNECE CLRTAP Task Force on Persistent Organic Pollutants, Vienna, 4-6 June 2007. Final. / By André Peeters Weem, The Netherlands.

- UNECE [2009] Decision 2009/2. Listing of short-chain chlorinated paraffins and polychlorinated naphthalenes in annexes I and II to the 1998 Protocol on Persistent Organic Pollutants. ECE/EB.AIR/99/ADD.1. https://unece.org/DAM/env/documents/2009/EB/eb/EB%20Decisions/Decision%202009%202_e.pdf
- UNECE [2010] OPTIONS FOR ADDING NEW SUBSTANCES TO THE PROTOCOL ON PERSISTENT ORGANIC POLLUTANTS. Source: https://unece.org/DAM/env/documents/2010/eb/wg5/wg47/ECE.EB.AIR.WG.5.2010.8_e.pdf.
- UNECE [2015] ECE/EB.AIR/128 United Nations Economic Commission For Europe. Guidelines for Reporting Emissions and Projections Data under the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. <https://unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2015/AIR/EB/English.pdf>.
- UNECE [2019] Monitoring strategy for the Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe for the period 2020–2029. EB Decision 2019/1, ECE/EB.AIR/144/Add.1. URL: http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2019/AIR/EB_Decisions/Decision_2019_1.pdf.
- UNEP [2007] Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its third meeting. Risk profile on pentachlorobenzene. UNEP/POPS/POPRC.3/20/Add.7 <http://chm.pops.int/Portals/0/download.aspx?d=UNEP-POPS-POPRC.3-20-Add.7.English.pdf>.
- UNEP [2007a] Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its third meeting: Addendum. Risk profile on pentachlorobenzene. UNEP/POPS/POPRC.3/20/Add.7.
- UNEP [2007b] Other information provided by the intersessional working group on pentachlorobenzene. UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21.
- UNEP [2008] Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its fourth meeting: Addendum. Risk management evaluation for pentachlorobenzene. UNEP/POPS/POPRC.4/15/Add.2.
- UNEP [2008a] Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its fourth meeting . Addendum to the risk profile for pentachlorobenzene UNEP/POPS/POPRC.4/15/Add.5 <http://chm.pops.int/Portals/0/download.aspx?d=UNEP-POPS-POPRC.4-15-Add.5.English.pdf>.
- UNEP [2008b] Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its fourth meeting. Risk management evaluation for pentachlorobenzene. UNEP/POPS/POPRC.4/15/Add.2 <http://chm.pops.int/Portals/0/download.aspx?d=UNEP-POPS-POPRC.4-15-Add.2.English.pdf>
- UNEP [2009] SC-4/16: Listing of pentachlorobenzene. <http://www.pops.int/Portals/0/download.aspx?d=UNEP-POPS-COP.4-SC-4-16.English.pdf>.
- UNEP [2010a]. Final review of scientific information on lead. UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. Chemicals Branch, DTIE. 255 p. + annexes.
- UNEP [2010b]. Final review of scientific information on cadmium. UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. Chemicals Branch, DTIE. 201 p.+ annexes.
- UNEP [2012] Risk profile on Chlorinated Naphthalenes. Addendum Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its eighth meeting. UNEP/POPS/POPRC.8/16/Add.1.
- UNEP [2015] SC-7/14: Listing of polychlorinated naphthalenes <http://chm.pops.int/Portals/0/download.aspx?d=UNEP-POPS-COP.7-SC-7-14.English.pdf>.
- UNEP [2017] Guidance for inventory of hexabromocyclododecane (HBCD). Stockholm Convention. Draft document. Source: <http://chm.pops.int/Portals/0/download.aspx?d=UNEP-POPS-NIP-GUID-InventoryAndSubstitution-HBCD-201703.En.pdf>.
- UNEP [2021] Guidance on preparing inventories of hexabromocyclododecane (HBCD). Secretariat of the Basel, Rotterdam and Stockholm Conventions. United Nations Environment Programme. Source: <http://chm.pops.int/Implementation/NationalImplementationPlans/Guidance/tabid/7730/Default.aspx>.
- Urbanski S.P., Hao W.M. and Baker S. [2009] Chemical composition of wildland fire emission. In: Bytnerowicz A., Arbaugh M., Riebau A. and Andersen C. (Editors). *Developments in Environmental Science*, Volume 8. pp 79 – 107.
- US EPA [1983] Category of chemical substances known as chlorinated naphthalenes: proposed determination of significant new uses. Federal register, 48(89):20668–20679.
- van de Plassche E. and A. Schwegler [2002] Polychlorinated naphthalenes. Preliminary risk profile. Report L0002.A0/R0010/EVDP/TL. Ministry VROM/DGM, the Netherlands.
- van der Werf G.R, Randerson J.T., Giglio L., van Leeuwen T.T., Chen Y., Rogers B.M., Mu M., van Marle M. J. E., Morton D.C., Collatz G.J, Yokelson R.J., and Kasibhatla P.S. [2017]. Global fire emissions estimates during 1997–2016. *Earth Syst. Sci. Data*, 9, 697–720, 2017. <https://doi.org/10.5194/essd-9-697-2017>.

- Vikas and Chayawan [2014] Externally predictive quantitative modeling of supercooled liquid vapor pressure of polychlorinated-naphthalenes through electron-correlation based quantum-mechanical descriptors. *Chemosphere*, 95:448-454. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.09.093.
- Villeneuve D.L., Kannan K., Khim J.S., Falandyz J., Nikiforov V.A., Blankenshio A.L., Giesy J.P. [2000] Relative Potencies of Individual Polychlorinated Naphthalenes to Induce Dioxin-Like Responses in Fish and Mammalian In Vitro Bioassays, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, vol.39, pp. 273-281.
- Vulykh N., O. Rozovskaya, V. Shatalov [2009] Model assessment of potential for long-range transboundary atmospheric transport and persistence of hexabromocyclododecane (HBCDD), EMEP MSC-E Information Note 4/2009.
- Vulykh N., S. Dutchak, E. Mantseva, V. Shatalov [2005a] EMEP CONTRIBUTION TO THE PREPARATORY WORK FOR THE REVIEW OF THE CLRTAP PROTOCOL ON PERSISTENT ORGANIC POLLUTANTS. NEW SUBSTANCES: Model assessment of potential for long-range transboundary atmospheric transport and persistence of Pentachlorobenzene. EMEP/MSCE Information Note 15/2005 https://en.msceast.org/reports/15_2005.pdf.
- Vulykh, N., E. Mantseva, and V. Shatalov [2005b] EMEP Contribution to the Preparatory Work for the Review of the CLRTAP Protocol on POPs. New Substances: Model Assessment of Potential for Long-range Transboundary Atmospheric Transport and Persistence of Polychlorinated Naphthalene. EMEP/MSCE Information Note 16/2005.
- Wania, F., Mackay, D. [1995] A global distribution model for persistent organic chemicals. *Sci. Total Environ.* 160–161, 211–232.
- WHO [2013] State of the science of endocrine disrupting chemicals 2012. Edited by Å. Bergman, J. J. Heindel, S. Jobling, K. A. Kidd and R. T. Zoeller. ISBN: 978-92-807-3274-0 (UNEP) and 978 92 4 150503 1 (WHO).
- WHO [2000] Air Quality Guidelines - Second Edition. Chapter 5.11 Polychlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans. https://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0017/123065/AQG2ndEd_5_11PCDDPCDF.pdf?ua=1.
- WHO [2003] Concise International Chemical Assessment Document 55. Polychlorinated biphenyls: human health aspects. ISBN 92 4 153055 3; ISSN 1020-6167. <https://www.who.int/ipcs/publications/cicad/en/cicad55.pdf?ua=1>.
- WHO [2017] Evolution of WHO air quality guidelines: past, present and future. Copenhagen. WHO Regional Office for Europe. (http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0019/331660/Evolution-air-quality.pdf).
- Wiedinmyer, C., Kimura, Y., McDonald-Buller, E. C., Emmons, L. K., Buchholz, R. R., Tang, W., Seto, K., Joseph, M. B., Barsanti, K. C., Carlton, A. G., and Yokelson, R. [2023]. The Fire Inventory from NCAR version 2.5: an updated global fire emissions model for climate and chemistry applications, *EGUsphere* [preprint], <https://doi.org/10.5194/egusphere-2023-124>, 2023.
- Yamamoto T., Noma Y. and S.Sakai [2016] Thermal destruction of wastes containing polychlorinated naphthalenes in an industrial waste incinerator. *Environ Sci Pollut Res*. DOI 10.1007/s11356-016-7100-8.
- Yamashita N., K. Kannan, T. Imagawa, A. Miyazaki, and J.P. Giesy [2000] Concentrations and Profiles of Polychlorinated Naphthalene Congeners in Eighteen Technical Polychlorinated Biphenyl Preparations. *Environ. Sci. Technol.* 2000, 34, 4236-4241. DOI: 10.1021/es001122u.
- Zacs D.; Perkons I.; Pasecnaja E.; Bartkevics V. [2021]. Polychlorinated naphthalenes (PCNs) in food products in Latvia: Congener-specific analysis, occurrence, and dietary exposure of the general population. *Chemosphere*, 264, DOI:10.1016/j.chemosphere.2020.128460.

Дополнительная информация об уровне тяжелых металлов и СОЗ

А.1. ОЦЕНКА РЕЗУЛЬТАТОВ МОДЕЛИРОВАНИЯ В СРАВНЕНИИ С РЕЗУЛЬТАТАМИ НАБЛЮДЕНИЙ ДЛЯ ТМ

Для проверки результатов моделирования было проведено сравнение смоделированных концентраций и потоков влажного выпадения с измерениями. Концентрации в воздухе и в осадках были измерены на станциях мониторинга ЕМЕП и получены из базы данных EBAS (<https://ebas.nilu.no/>). Моделируемые и наблюдаемые среднегодовые концентрации Pb, Cd и Hg в воздухе и годовые суммы потоков влажных выпадений для каждой станции мониторинга сведены в таблицы А.1.2-А.1.7. Для наглядности показаны соответствующие гистограммы и временные ряды для месячных значений (рис. А.1.2-4.1.12). Статистические показатели сравнения представлены в табл. А.1.

Некоторые станции в сравнении не использовались. Во-первых, данные со станции NO0098R не рассматривались из-за расположения этой станции вблизи крупного источника выбросов. Латвийские станции LV2000U, LV5000U и LV6000U являются городскими станциями и не являются репрезентативными для проверки смоделированных уровней загрязнения в региональном масштабе. На станции CZ0005R годовые суммы осадков подозрительно малы (около 2 мм), что приводит к слишком низким потокам влажных выпадений Pb и Cd. Поэтому данные по влажным выпадениям на этой станции также не использовались при сравнении. Измеренная концентрация ртути в воздухе ($0,4 \text{ нг/м}^3$) не использовалась в сравнении, так как это значение достаточно мало по сравнению с другими измеренными концентрациями ртути и среднемировым значением около $1,5 \text{ нг/м}^3$.

На некоторых станциях разница между смоделированными и наблюдаемыми значениями превышает три раза. Это станции DK0005R, EE0011R, FR0008R, FR0009R, FR0090R, HU0002R, SK0004R, SK0006R, SK0007R (влажные выпадения Cd), NO0056R (влажные выпадения Pb) и EE0009R, ES0008R, ES0009R, GB0048R, GB1055R, FR0008R и SK0002R (влажные выпадения Pb и Cd). Неопределенность смоделированных выпадений, полученная по результатам межмодельных сравнений [UNEP, 2010a,b], оценивается в два раза. Неопределенность аналитических методов, регулярно оцениваемая по результатам ежегодных сравнений под контролем ССС, находится в пределах $\pm 30\%$ для большинства лабораторий [ССС, 2022]. Однако эта неопределенность характеризует только аналитическую часть мониторинга и не учитывает неопределенности, связанные с отбором проб, транспортировкой, хранением и т.д. Поэтому большие расхождения между смоделированными и наблюдаемыми значениями обусловлены не только неопределенностями модели, но и другими факторами, например, неопределенностями измерений или данных о выбросах. Измеренные значения с этих станций не использовались в расчетах статистических показателей (табл. А.1). Тем не менее, смоделированные и измеренные значения на этих станциях представлены в таблицах А.1.2-А.7 и на соответствующих гистограммах (рис. А.1, А.3, А.5, А.7, А.9, А.11).

При сравнении смоделированных и наблюдаемых концентраций Pb в воздухе использовалась информация с 49 станций. Среднее относительное отклонение составляет 7% (табл. А.1), что свидетельствует о хорошей согласованности смоделированных и наблюдаемых концентраций в воздухе для всей совокупности станций. Коэффициент корреляции Пирсона равен 0,7, что свидетельствует о том, что пространственные градиенты в целом воспроизводятся моделью. Для большинства станций разница между смоделированными и наблюдаемыми концентрациями находится в пределах различий не более двух раз. Относительно хорошее ($\pm 50\%$) соответствие между смоделированными и наблюдаемыми концентрациями Pb в воздухе отмечено для большинства станций в Чехии, Германии, Испании, Франции, Великобритании, Италии, Нидерландах, Норвегии, Польше и Словакии.

Для сравнения смоделированных и наблюдаемых потоков Pb во влажных выпадениях использовались данные с 43 станций. Среднее относительное отклонение составляет около -40%, что указывает на общую тенденцию к недооценке наблюдаемых значений. Примерно для половины станций различия между смоделированными и наблюдаемыми значениями находится в пределах двух раз. Пространственные градиенты воспроизводились моделью со значением коэффициента корреляции 0,65. Хорошая (в пределах $\pm 50\%$) согласованность между смоделированными и наблюдаемыми потоками наблюдается для большинства станций в Германии, Бельгии, Польше, Швеции и Словакии. Значительная (50-70%) недооценка влажных выпадений Pb отмечена для станций в Финляндии, Норвегии, Чехии и Венгрии. Для станций в Великобритании модель имеет тенденцию к завышению наблюдаемых потоков влажных выпадений.

При сравнении смоделированных и наблюдаемых значений потоков влажных выпадений Cd использовались данные измерений 37 станциях. Модель имеет тенденцию недооценивать наблюдаемое влажное выпадение Cd в среднем почти на 40% (табл. А.1). Для большинства станций разница между смоделированными и наблюдаемыми потоками влажных выпадений находится в пределах двух раз. На большинстве станций в Германии, Бельгии, Дании, Великобритании, Нидерландах, Швеции и Словении модель воспроизводит измерения в пределах погрешности $\pm 50\%$. В то же время для большинства станций в Чехии, Финляндии, Франции, Исландии и Норвегии отмечается недооценка.

Измерения концентраций элементарной или общей газообразной Hg в воздухе проводились на 11 станциях. Данные станции ES0008R не использовались для сравнения из-за подозрительно низких измеренных концентраций. Кроме того, данные станции DE0002R охватывают только четыре месяца 2021 года. Они не характеризуют годовую ситуацию и поэтому не включены в годовую статистику. Среднее относительное отклонение составляет 6%, что свидетельствует о хорошем воспроизведении средних наблюдаемых уровней ртути. Из-за плавного пространственного распределения ртути в воздухе коэффициент корреляции невысок. Для отдельных станций разница между смоделированными и наблюдаемыми концентрациями ртути составляет более $\pm 25\%$.

Потоки влажных выпадений ртути измерялись на 22 станциях ЕМЕП. Модель переоценивает наблюдаемые влажные выпадения (MRB = 58%). Для большинства пар модель-наблюдение разница между модельными и измеренными потоками не превышает двух раз. Завышение

наблюдаемых уровней ртути может быть вызвано неопределенностью химического состава ртутной атмосферы и недостаточной информацией о химическом составе ртути в антропогенных выбросах.

Таблица А.1. Статистические показатели сравнения смоделированных и наблюдаемых среднегодовых концентраций тяжелых металлов в воздухе и потоков влажных выпадений в 2021 году.

Вещество	Параметр	N	MRB, %	Rc	F2(%)
Pb	Концентрации в воздухе	49	7	0.7	76
	Влажные выпадения	40	-39	0.65	58
Cd	Концентрации в воздухе	46	38	0.65	72
	Влажные выпадения	37	-37	0.6	65
Hg	Концентрации в воздухе	9	6	-0.4	100
	Влажные выпадения	22	58	0.4	55

А.1.1. Свинец

Концентрации в воздухе

Таблица А.2. Среднегодовые смоделированные и наблюдаемые концентрации Pb в воздухе, нг/м³, временной коэффициент корреляции (Rc) и относительная погрешность (Bias) на станциях ЕМЕП в 2021 году.

Станция	Код	Долгота	Широта	Наблюдаемые	Моделируемые	Rc	Bias
Koksijde	BE0014R	2.66	51.12	2.97	5.18	0.57	74.69
Kosetice (NOAK)	CZ0003R	15.08	49.57	1.86	2.26	0.51	21.76
Churanov	CZ0005R	13.60	49.07	0.67	0.93	0.45	38.25
Westerland	DE0001R	8.31	54.93	1.33	1.72	0.72	29.37
Waldhof	DE0002R	10.76	52.80	2.38	2.30	0.84	-3.08
Schauinsland	DE0003R	7.91	47.91	0.81	1.75	0.24	115.53
Neuglobsow	DE0007R	13.03	53.17	2.20	2.01	0.76	-8.68
Schmucke	DE0008R	10.77	50.65	1.15	1.61	0.24	39.70
Zingst	DE0009R	12.72	54.44	1.48	1.92	0.82	29.31
Anholt	DK0008R	11.52	56.72	0.88	1.24	0.51	40.07
Station-Nord	DK0010G	-16.67	81.60	0.15	0.04	0.13	-71.72
Riscoe	DK0012R	12.09	55.69	1.01	2.93	0.80	190.14
Lahemaa	EE0009R	25.90	59.50	1.58	0.61	0.44	-61.40
San Pablo de los Montes	ES0001R	-4.35	39.55	1.14	1.10	0.38	-3.38
Viznar	ES0007R	-3.53	37.24	1.32	1.42	0.08	8.23
Niembro	ES0008R	-4.85	43.44	2.79	1.90	-0.53	-31.91
Campisabalos	ES0009R	-3.14	41.27	0.99	1.02	0.78	3.30
ElTorms	ES0014R	0.73	41.39	0.97	1.72	0.74	77.07
Montseny	ES1778R	2.35	41.77	1.21	3.33	-0.46	175.86
Virolahti III	FI0018R	27.67	60.53	1.79	0.49	0.69	-72.47
Pallas (Matorova)	FI0036R	24.24	68.00	0.38	0.18	0.22	-51.49
Hyytiälä	FI0050R	24.28	61.85	0.93	0.24	0.48	-73.90
Donon	FR0008R	7.13	48.50	1.35	1.40	0.63	3.94
Revin	FR0009R	4.63	49.90	3.62	1.70	0.66	-52.99
Peyrusse Vieille	FR0013R	0.18	43.62	1.40	1.10	0.61	-21.58
Saint-Nazaire-le-Desert	FR0023R	5.28	44.57	1.23	1.02	0.72	-17.36
Verneuil	FR0025R	2.61	46.81	1.45	1.15	0.74	-20.66
Kergoff	FR0028R	-2.94	48.26	1.10	1.46	0.48	32.32
Yarner Wood	GB0013R	-3.71	50.60	1.66	1.73	0.75	4.52
Heigham Holmes	GB0017R	1.62	52.72	2.87	2.94	0.61	2.39
Auchencorth Moss	GB0048R	-3.24	55.79	0.72	1.26	-0.58	74.14
Chilbolton Observatory	GB1055R	-1.44	51.15	3.03	2.65	0.88	-12.31
K-puszta	HU0002R	19.58	46.97	1.84	3.58	0.82	94.97
Vestmannaeyjar	IS0091R	-20.29	63.40	0.10	0.68	-0.41	558.78
Momte-Martano	IT0019R	12.57	42.81	1.37	1.84	0.27	33.95
Rucava	LV0010R	21.17	56.16	2.22	1.12	0.38	-49.73
Bilthoven	NL0008R	5.20	52.12	3.60	3.15	0.74	-12.51
Birkenes II	NO0002R	8.25	58.39	0.42	0.43	0.53	2.07
Zeppelin mountain (Ny-Alesund)	NO0042G	11.89	78.91	0.16	0.20	-0.21	20.74
Alomar	NO0090R	16.01	69.28	0.14	0.42	-0.06	190.58
Diabla Gora	PL0005R	22.07	54.15	1.81	1.64	0.60	-9.34
Zielonka	PL0009R	17.93	53.66	2.50	2.61	0.36	4.65
Bredkälen	SE0005R	15.33	63.85	0.18	0.16	-0.04	-10.58
Råö	SE0014R	11.91	57.39	0.59	0.93	0.63	57.53
Hallahus	SE0020R	13.15	56.04	0.74	1.55	-0.09	111.14
Iskrba	SI0008R	14.87	45.57	1.13	1.05	0.31	-6.93
Chopok	SK0002R	19.58	48.93	0.76	1.58	0.20	107.94
Stara Lesna	SK0004R	20.28	49.15	2.52	2.18	-0.06	-13.60
Starina	SK0006R	22.27	49.05	2.01	1.66	0.41	-17.27
Topolniky	SK0007R	17.86	47.96	4.46	3.64	0.79	-18.51

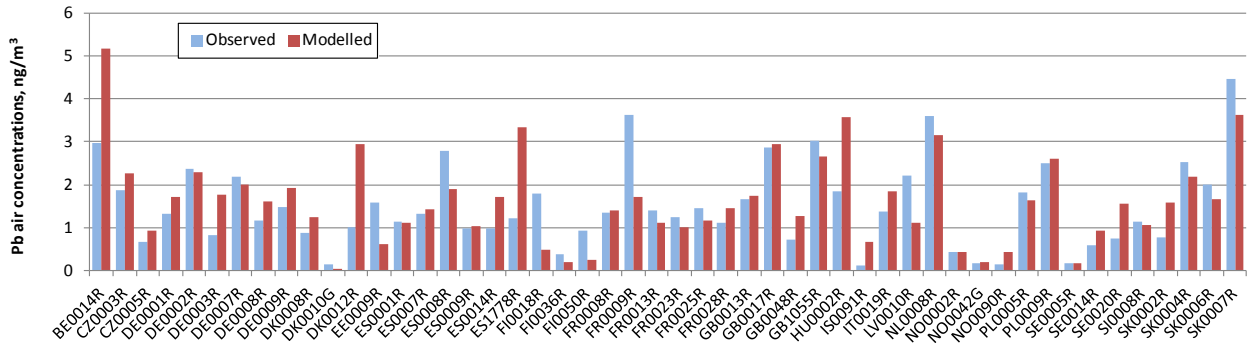
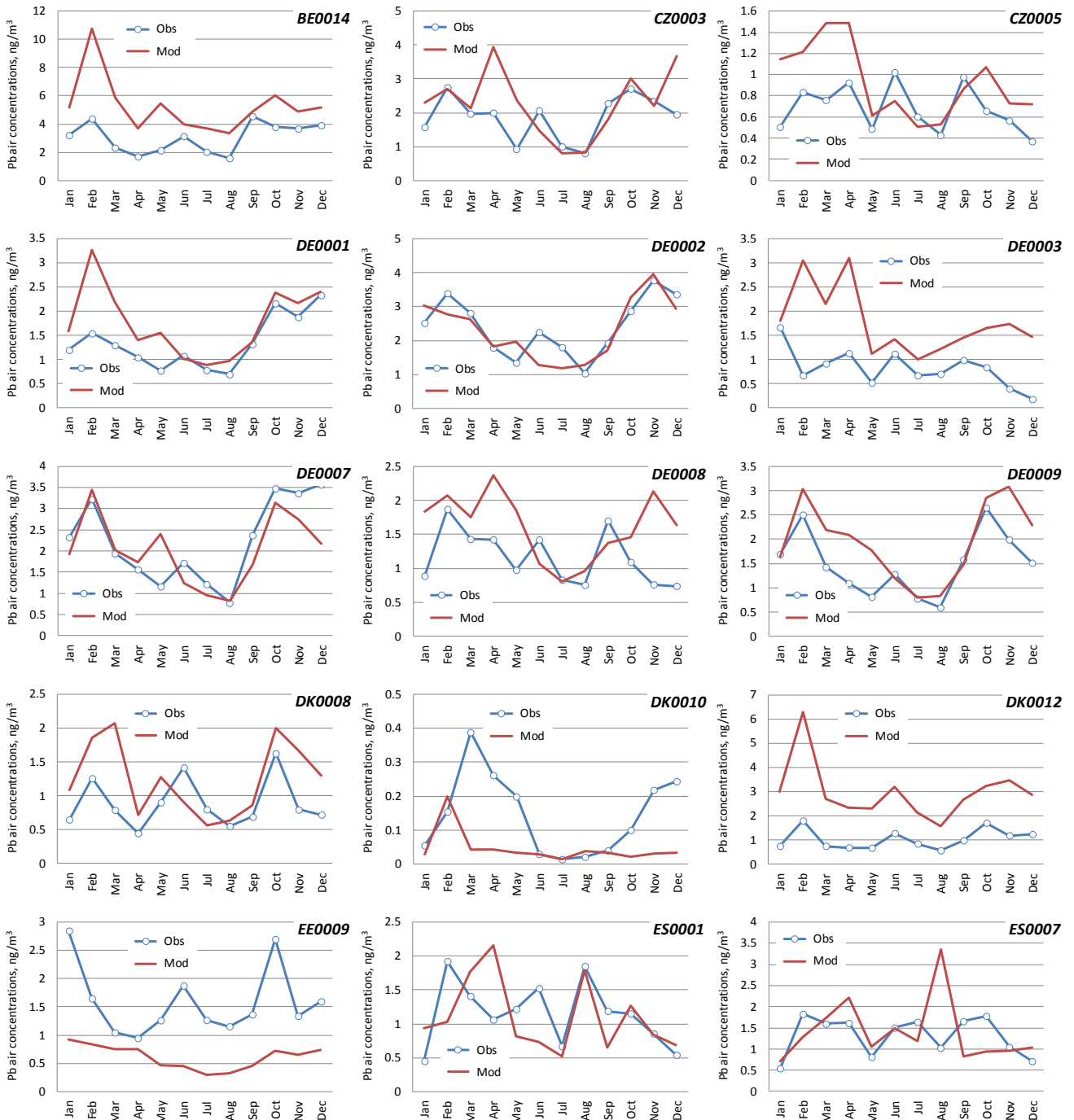
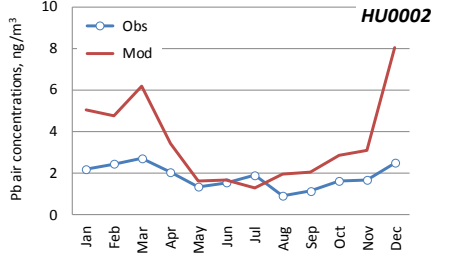
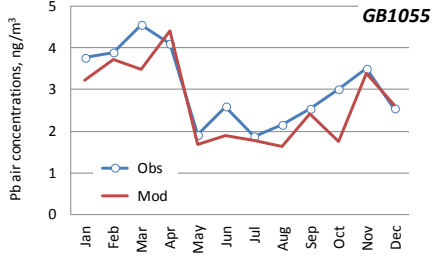
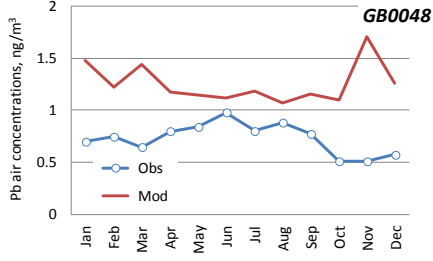
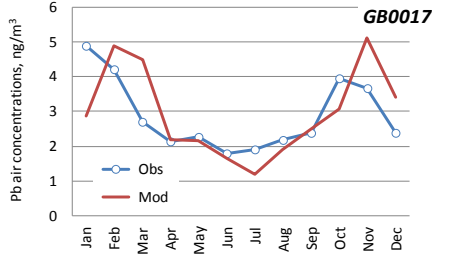
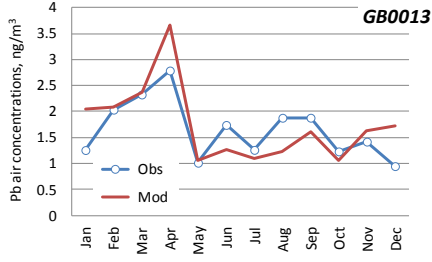
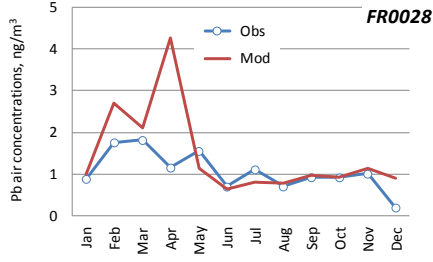
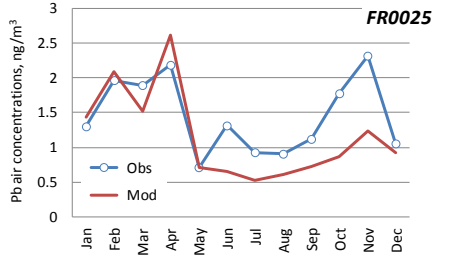
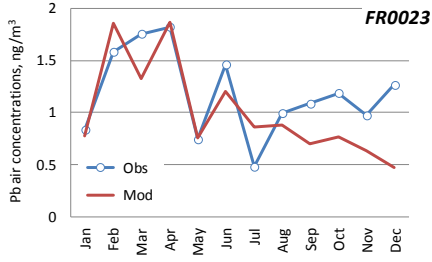
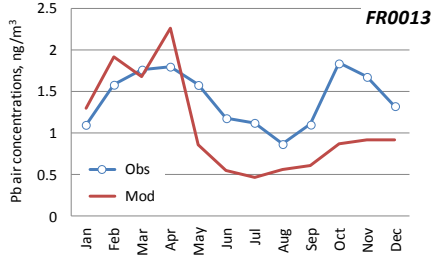
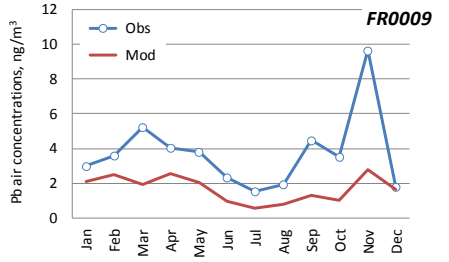
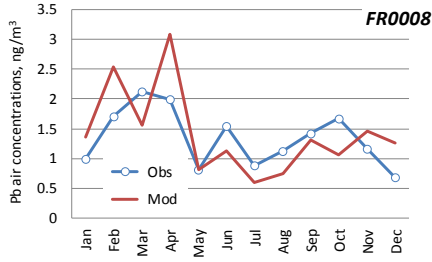
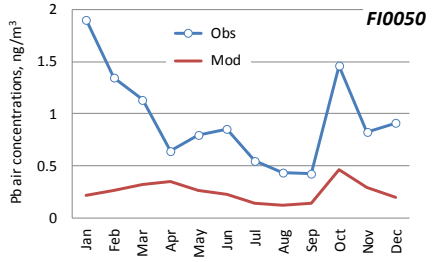
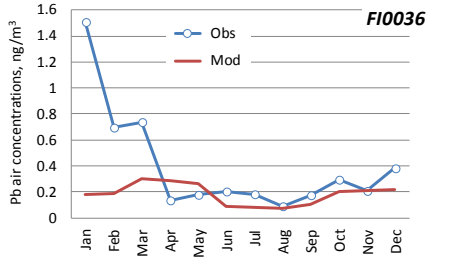
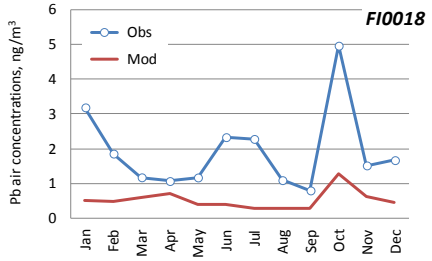
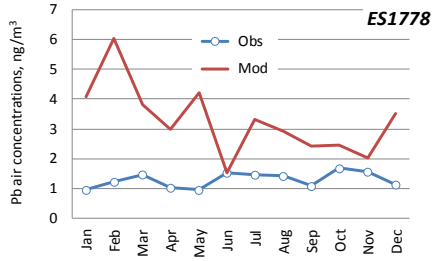
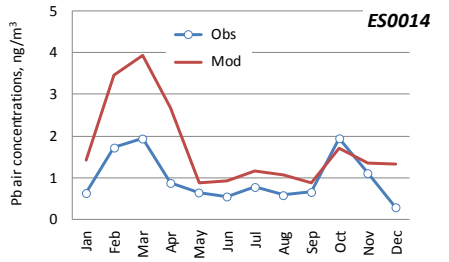
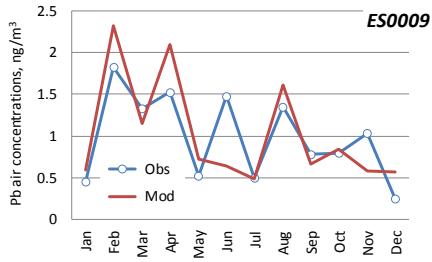
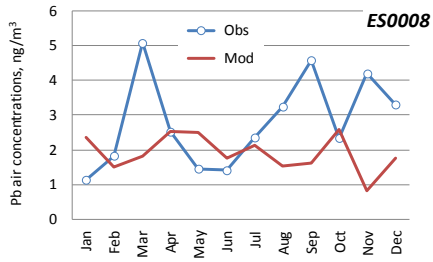


Рис. А.1. Моделируемые и наблюдаемые среднегодовые концентрации Pb в воздухе на станциях ЕМЕП в 2021 году, нг/м³.





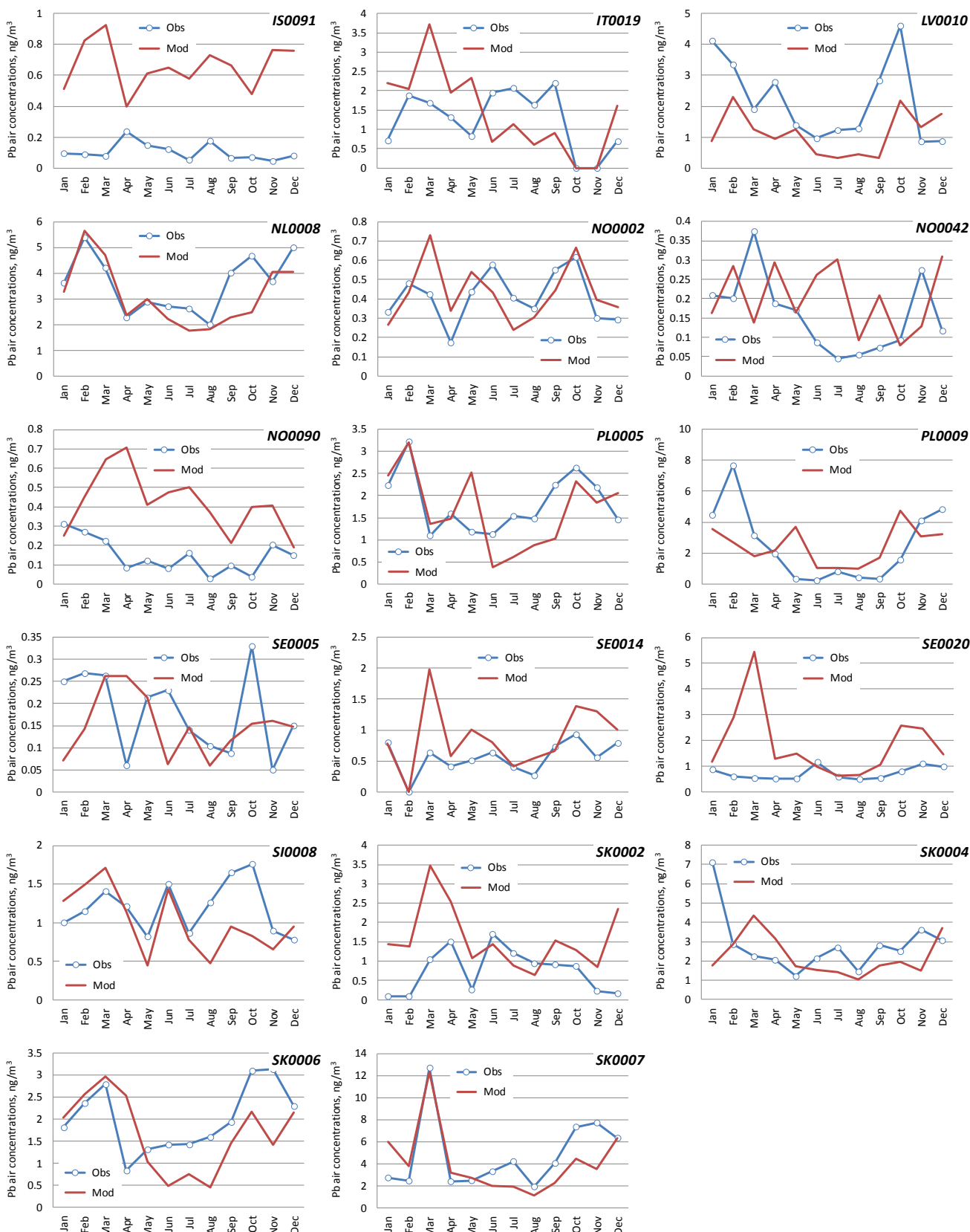


Рис. А.2. Моделируемые и наблюдаемые среднемесячные концентрации *Pb* в воздухе на станциях ЕМЕП в 2021 году, $\text{нг}/\text{м}^3$.

Влажные выпадения

Таблица А.3. Годовые суммы смоделированных и наблюдаемых потоков влажных выпадений P_b , г/км² в год, временной коэффициент корреляции (R_c) и относительное смещение ($Bias$) на станциях ЕМЕП в 2021 году.

Станция	Код	Долгота	Широта	Наблю- даемый поток	Модели- руемый поток	R_c	$Bias$
Koksijde	BE0014R	2.66	51.12	350.24	355.97	0.53	1.6
Kosetice (NOAK)	CZ0003R	15.08	49.57	520.18	189.58	0.75	-63.6
Westerland	DE0001R	8.31	54.93	195.53	274.63	0.86	40.5
Waldhof	DE0002R	10.76	52.80	177.76	196.87	0.34	10.7
Schauinsland	DE0003R	7.91	47.91	320.52	267.69	0.28	-16.5
Neuglobsow	DE0007R	13.03	53.17	269.62	280.66	0.63	4.1
Schmucke	DE0008R	10.77	50.65	481.58	299.52	0.11	-37.8
Zingst	DE0009R	12.72	54.44	176.23	215.28	0.57	22.2
Lahemaa	EE0009R	25.90	59.50	183.50	59.03	0.14	-67.8
Vilsandi	EE0011R	21.82	58.38	183.53	138.91	0.38	-24.3
Niembro	ES0008R	-4.85	43.44	6607.72	196.87	0.38	-97.0
Campisabalos	ES0009R	-3.14	41.27	1191.94	105.47	0.34	-91.2
Virolahti III	FI0018R	27.67	60.53	373.35	138.74	0.50	-62.8
Pallas (Matorova)	FI0036R	24.24	68.00	95.64	52.20	0.74	-45.4
Hyytiälä	FI0050R	24.28	61.85	250.10	91.68	0.39	-63.3
Hailuoto II	FI0053R	24.69	65.00	187.47	90.55	0.68	-51.7
Hietajärvi	FI0092R	30.72	63.17	197.08	70.91	0.78	-64.0
Kotinen	FI0093R	25.07	61.23	234.97	122.89	0.57	-47.7
Donon	FR0008R	7.13	48.50	944.10	180.86	-0.07	-80.8
Revin	FR0009R	4.63	49.90	713.92	270.47	0.76	-62.1
Peyrusse Vieille	FR0013R	0.18	43.62	273.43	122.60	0.09	-55.2
Saint-Nazaire-le-Desert	FR0023R	5.28	44.57	653.40	354.75	0.24	-45.7
Verneuil	FR0025R	2.61	46.81	436.70	189.06	0.22	-56.7
Kergoff	FR0028R	-2.94	48.26	275.65	105.15	0.68	-61.9
Porspoder	FR0090R	-4.75	48.52	456.29	216.14	0.79	-52.6
LoughNavar	GB0006R	-7.87	54.44	42.22	124.80	0.48	195.6
Yarner Wood	GB0013R	-3.71	50.60	45.39	118.34	0.92	160.7
Heigham Holmes	GB0017R	1.62	52.72	52.06	127.59	-0.05	145.1
Auchencorth Moss	GB0048R	-3.24	55.79	23.03	95.25	0.42	313.5
Chilbolton Observatory	GB1055R	-1.44	51.15	12.79	102.28	0.77	699.9
K-pusztá	HU0002R	19.58	46.97	687.60	235.14	0.51	-65.8
Vestmannaeyjar	IS0091R	-20.29	63.40	363.52	196.52	-0.32	-45.9
Rucava	LV0010R	21.17	56.16	468.00	235.81	0.67	-49.6
Vredepeel	NL0010R	5.85	51.54	660.53	226.81	0.15	-65.7
De Zilk	NL0091R	4.50	52.30	352.06	288.07	0.39	-18.2
Birkenes	NO0001R	8.25	58.38	462.44	264.88	0.91	-42.7
Kårvatn	NO0039R	8.88	62.78	430.83	143.13	0.05	-66.8
Hurdal	NO0056R	11.08	60.37	542.47	147.81	0.68	-72.8
Leba	PL0004R	17.53	54.75	185.75	167.14	0.22	-10.0
Diabla Gora	PL0005R	22.07	54.15	276.94	246.40	0.22	-11.0
Bredkälen	SE0005R	15.33	63.85	155.50	82.33	0.45	-47.1
Råö	SE0014R	11.91	57.39	334.32	295.07	0.93	-11.7
Hallahus	SE0020R	13.15	56.04	234.40	287.98	0.80	22.9
Iskrba	SI0008R	14.87	45.57	597.73	347.76	0.28	-41.8
Chopok	SK0002R	19.58	48.93	1597.38	335.49	0.56	-79.0
Stara Lesna	SK0004R	20.28	49.15	610.17	467.68	0.22	-23.4
Starina	SK0006R	22.27	49.05	676.85	382.28	0.65	-43.5
Topolniky	SK0007R	17.86	47.96	585.12	282.53	-0.06	-51.7

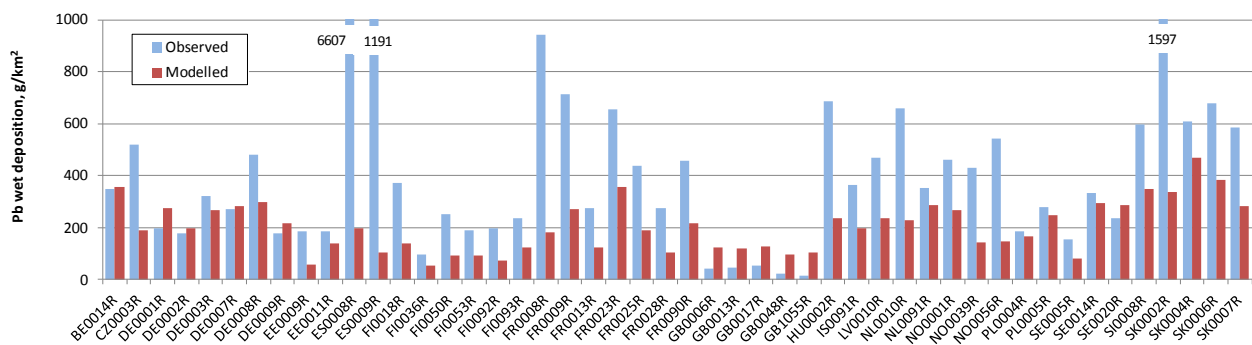
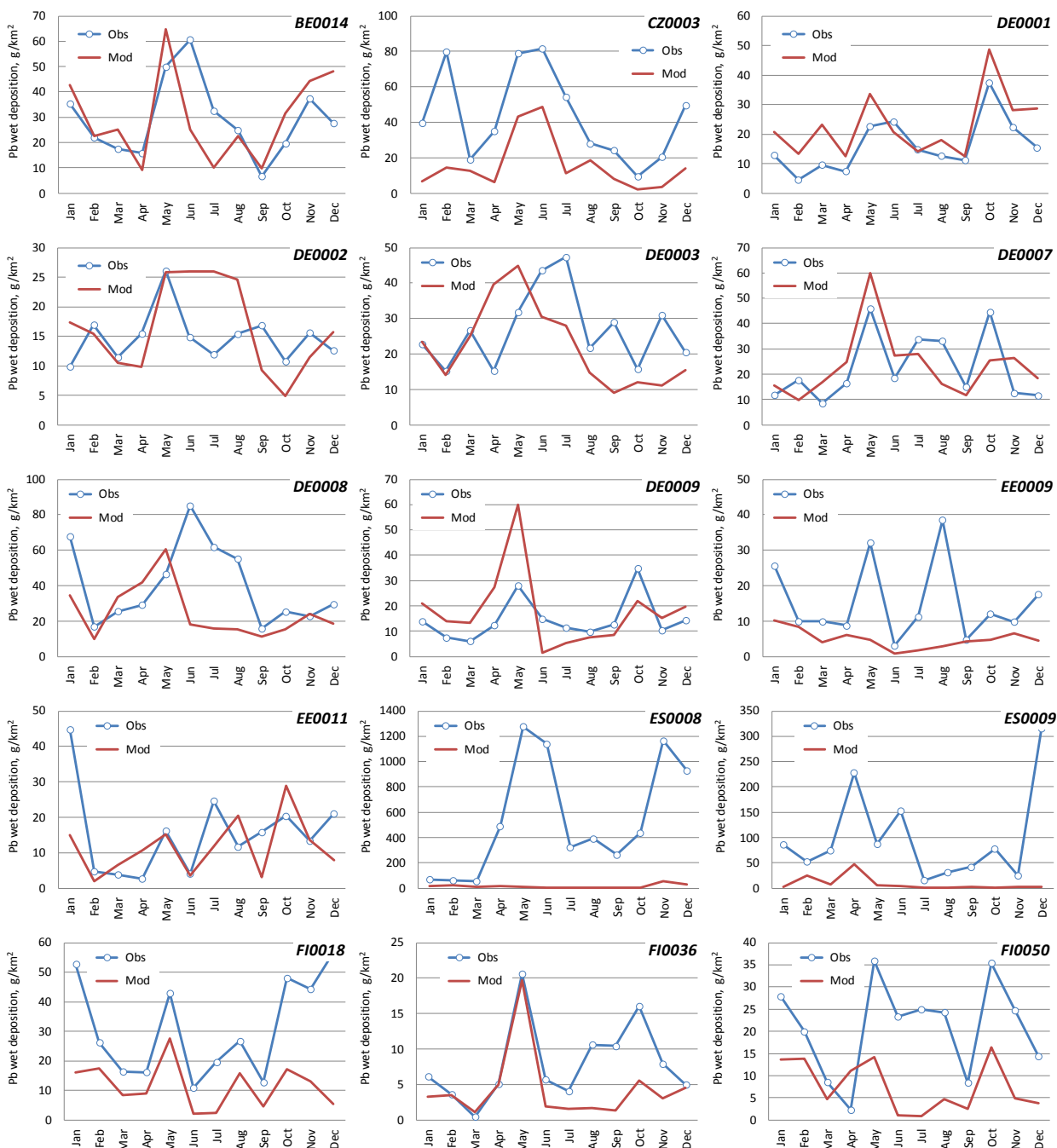
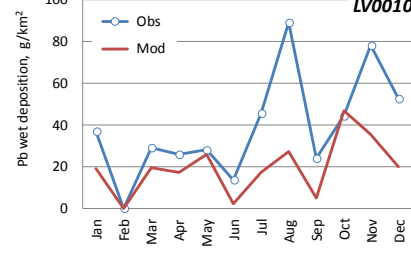
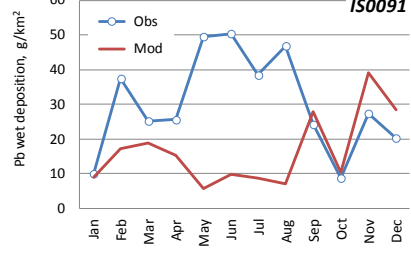
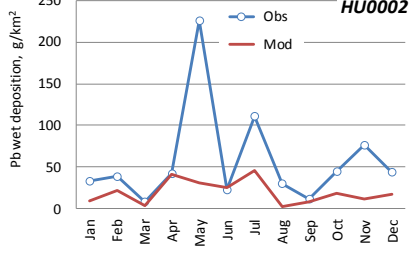
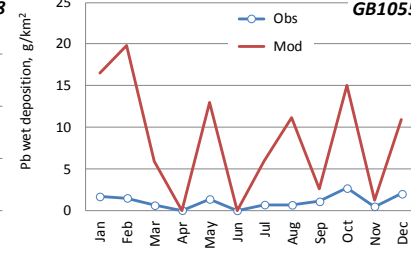
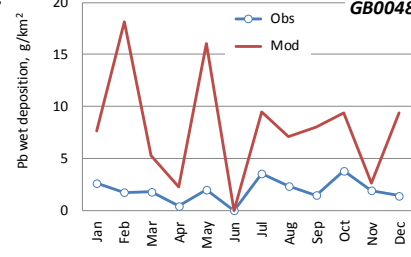
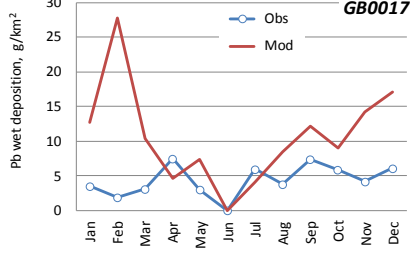
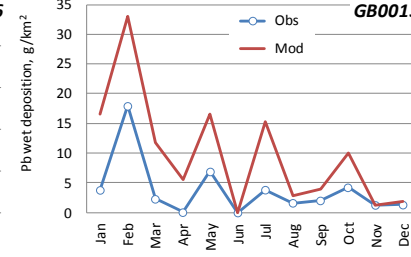
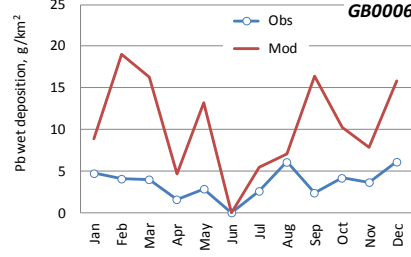
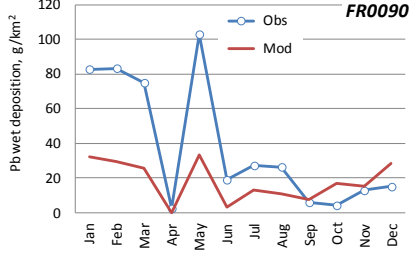
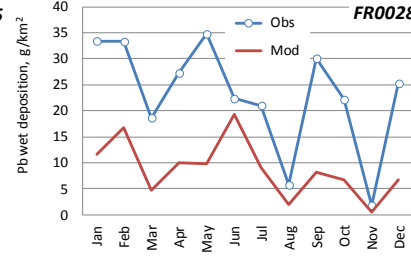
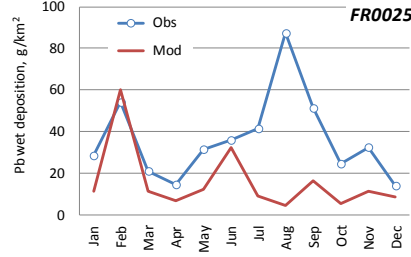
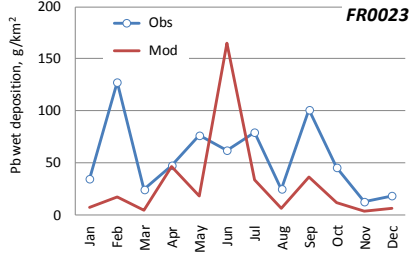
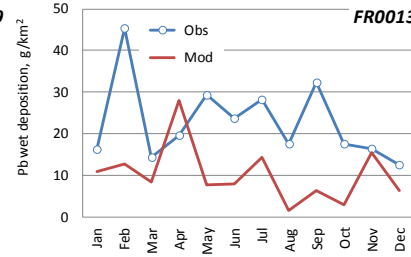
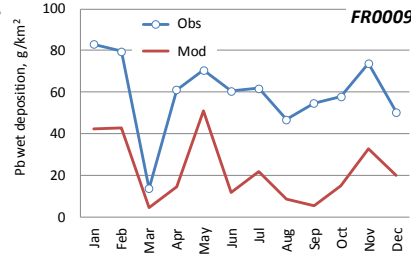
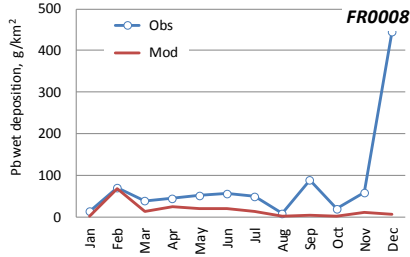
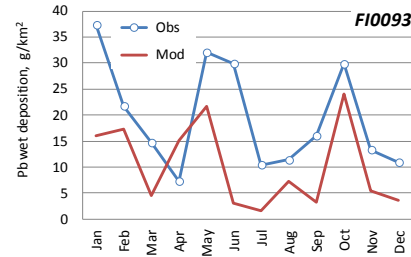
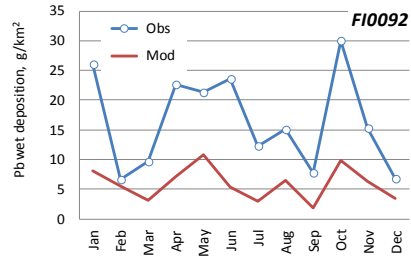
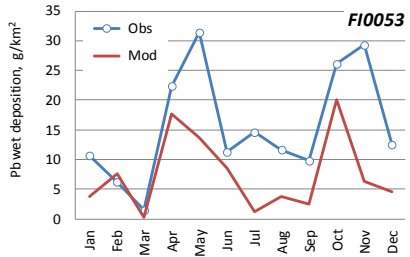


Рис. А.3. Моделируемые и наблюдаемые годовые потоки влажных выпадений Рв на станциях ЕМЕП в 2021 году, г/км²





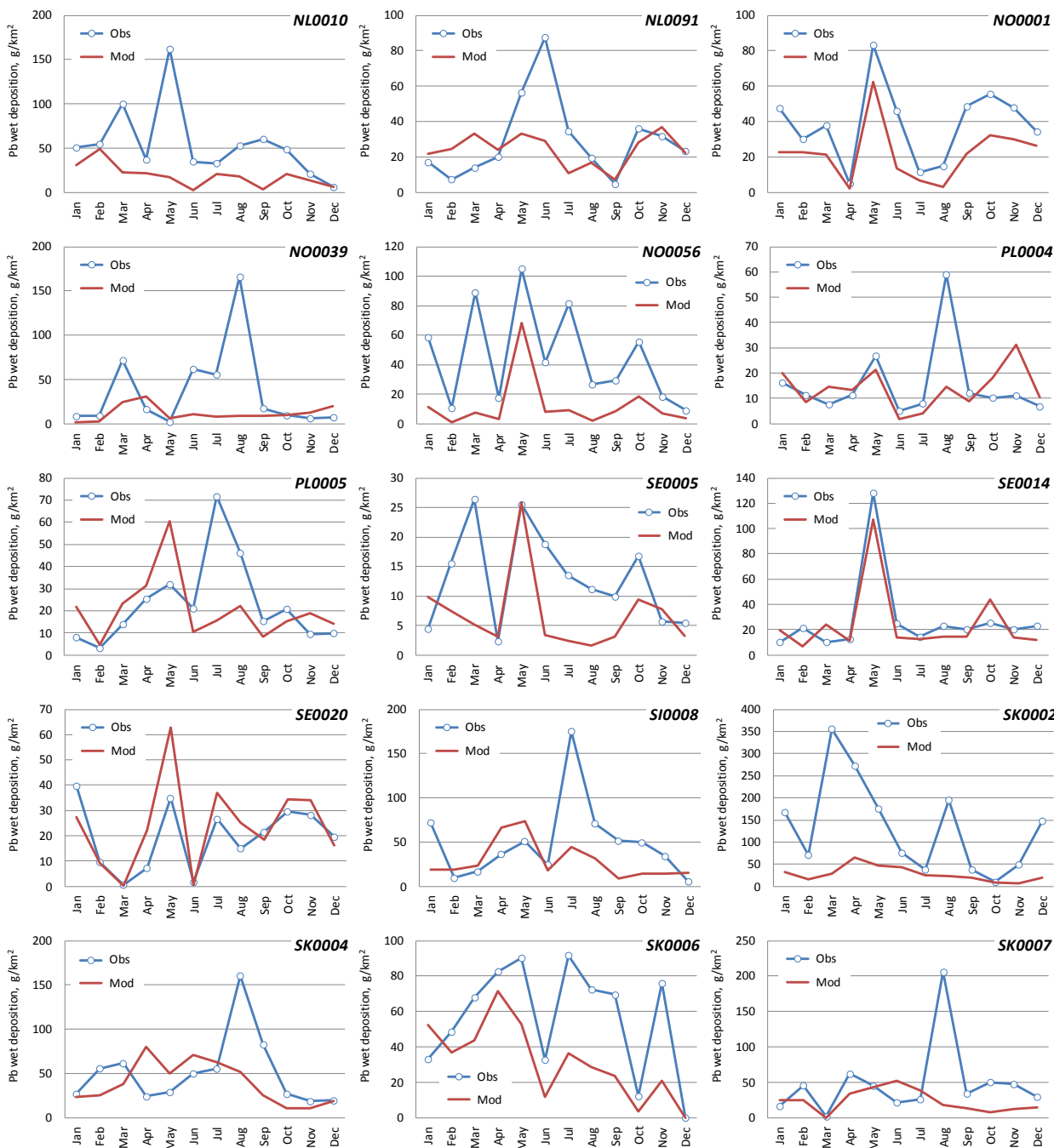


Рис. А.4. Моделируемые и наблюдаемые месячные потоки влажных выпадений Pb на станциях ЕМЕП в 2021 году, г/км².

А.1.2. Кадмий

Концентрации в воздухе

Таблица А.4. Среднегодовые смоделированные и наблюдаемые концентрации Cd в воздухе, нг/м³, временной коэффициент корреляции (Rc) и относительная погрешность (Bias) на станциях ЕМЕП в 2021 году.

Станция	Код	Долгота	Широта	Наблю- даемые	Модели- руемые	Rc	Bias
Koksijde	BE0014R	2.66	51.12	0.08	0.19	0.69	143.56
Kosetice (NOAK)	CZ0003R	15.08	49.57	0.07	0.09	0.49	26.95
Churanov	CZ0005R	13.6	49.07	0.02	0.05	0.37	117.20
Westerland	DE0001R	8.31	54.93	0.04	0.08	0.94	85.66
Waldhof	DE0002R	10.76	52.8	0.07	0.11	0.75	42.15
Schauinsland	DE0003R	7.91	47.91	0.02	0.07	0.36	280.66
Neuglobsow	DE0007R	13.03	53.17	0.07	0.07	0.77	-3.25
Schmucke	DE0008R	10.77	50.65	0.03	0.07	0.64	142.66
Zingst	DE0009R	12.72	54.44	0.05	0.07	0.71	43.90
Anholt	DK0008R	11.52	56.72	0.03	0.05	0.59	97.43
Station-Nord	DK0010G	-16.67	81.6	0.00	0.00	0.36	-51.21
Riscoe	DK0012R	12.09	55.69	0.03	0.12	0.84	272.34
Lahemaa	EE0009R	25.9	59.5	0.05	0.03	0.22	-32.15
San Pablo de los Montes	ES0001R	-4.35	39.55	0.02	0.05	0.79	94.28
Viznar	ES0007R	-3.53	37.24	0.03	0.05	-0.13	96.75
Niembro	ES0008R	-4.85	43.44	0.07	0.06	0.16	-4.23
Campisabalos	ES0009R	-3.14	41.27	0.02	0.04	0.69	83.16
ElTorms	ES0014R	0.73	41.39	0.03	0.07	0.75	136.64
Montseny	ES1778R	2.35	41.77	0.04	0.14	0.50	298.77
Virolahti III	FI0018R	27.67	60.53	0.05	0.02	0.77	-59.89
Pallas (Matorova)	FI0036R	24.24	68	0.01	0.01	0.43	-34.96
Hyytiälä	FI0050R	24.28	61.85	0.04	0.01	0.64	-73.07
Donon	FR0008R	7.13	48.5	0.03	0.05	0.82	57.70
Revin	FR0009R	4.63	49.9	0.10	0.08	0.59	-19.45
Peyrusse Vieille	FR0013R	0.18	43.62	0.04	0.04	0.58	-19.99
Saint-Nazaire-le-Desert	FR0023R	5.28	44.57	0.03	0.03	0.66	-11.16
Verneuil	FR0025R	2.61	46.81	0.05	0.04	0.66	-32.21
Kergoff	FR0028R	-2.94	48.26	0.04	0.04	0.64	0.18
Yarner Wood	GB0013R	-3.71	50.6	0.06	0.07	0.42	22.72
Heigham Holmes	GB0017R	1.62	52.72	0.08	0.11	0.58	28.03
Auchencorth Moss	GB0048R	-3.24	55.79	0.02	0.05	0.10	145.42
Chilbolton Observatory	GB1055R	-1.44	51.15	0.08	0.11	0.60	26.48
K-pusza	HU0002R	19.58	46.97	0.04	0.18	0.32	336.55
Vestmannaeyjar	IS0091R	-20.29	63.4	0.02	0.02	-0.40	15.85
Momte-Martano	IT0019R	12.57	42.81	0.03	0.05	0.60	66.98
Rucava	LV0010R	21.17	56.16	0.07	0.05	0.41	-33.86
Bilthoven	NL0008R	5.2	52.12	0.08	0.18	0.86	120.88
Birkenes II	NO0002R	8.25	58.39	0.02	0.02	0.57	6.15
Zeppelin mountain (Ny-Alesund)	NO0042G	11.89	78.91	0.02	0.01	-0.18	-55.04
Alomar	NO0090R	16.01	69.28	0.01	0.02	-0.09	153.88
Diabla Gora	PL0005R	22.07	54.15	0.04	0.05	0.63	43.58
Zielonka	PL0009R	17.93	53.66	0.12	0.08	0.49	-39.55
Bredkälen	SE0005R	15.33	63.85	0.01	0.01	-0.12	-15.48
Råö	SE0014R	11.91	57.39	0.02	0.04	0.65	57.17
Hallahus	SE0020R	13.15	56.04	0.02	0.05	0.04	132.68
Iskrba	SI0008R	14.87	45.57	0.05	0.09	0.31	63.47
Chopok	SK0002R	19.58	48.93	0.02	0.08	-0.29	249.59
Stara Lesna	SK0004R	20.28	49.15	0.07	0.09	-0.28	28.08
Starina	SK0006R	22.27	49.05	0.07	0.07	-0.03	9.49
Topolniky	SK0007R	17.86	47.96	0.08	0.14	0.34	75.36

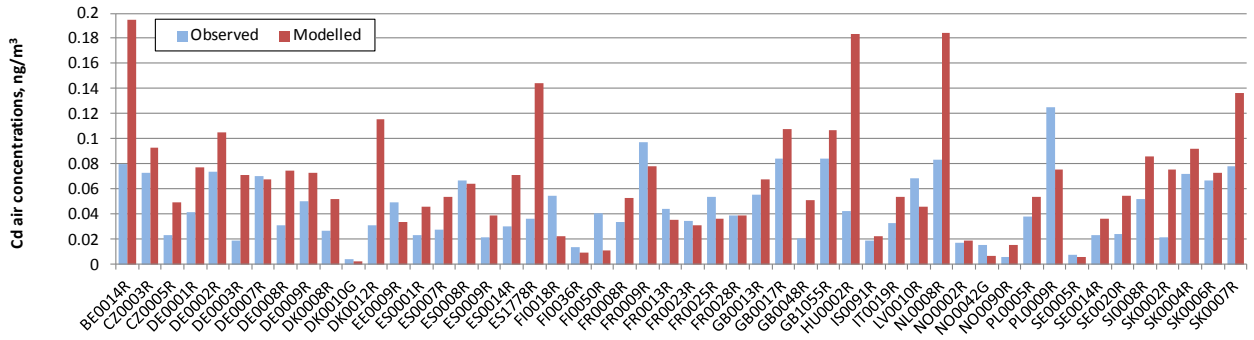
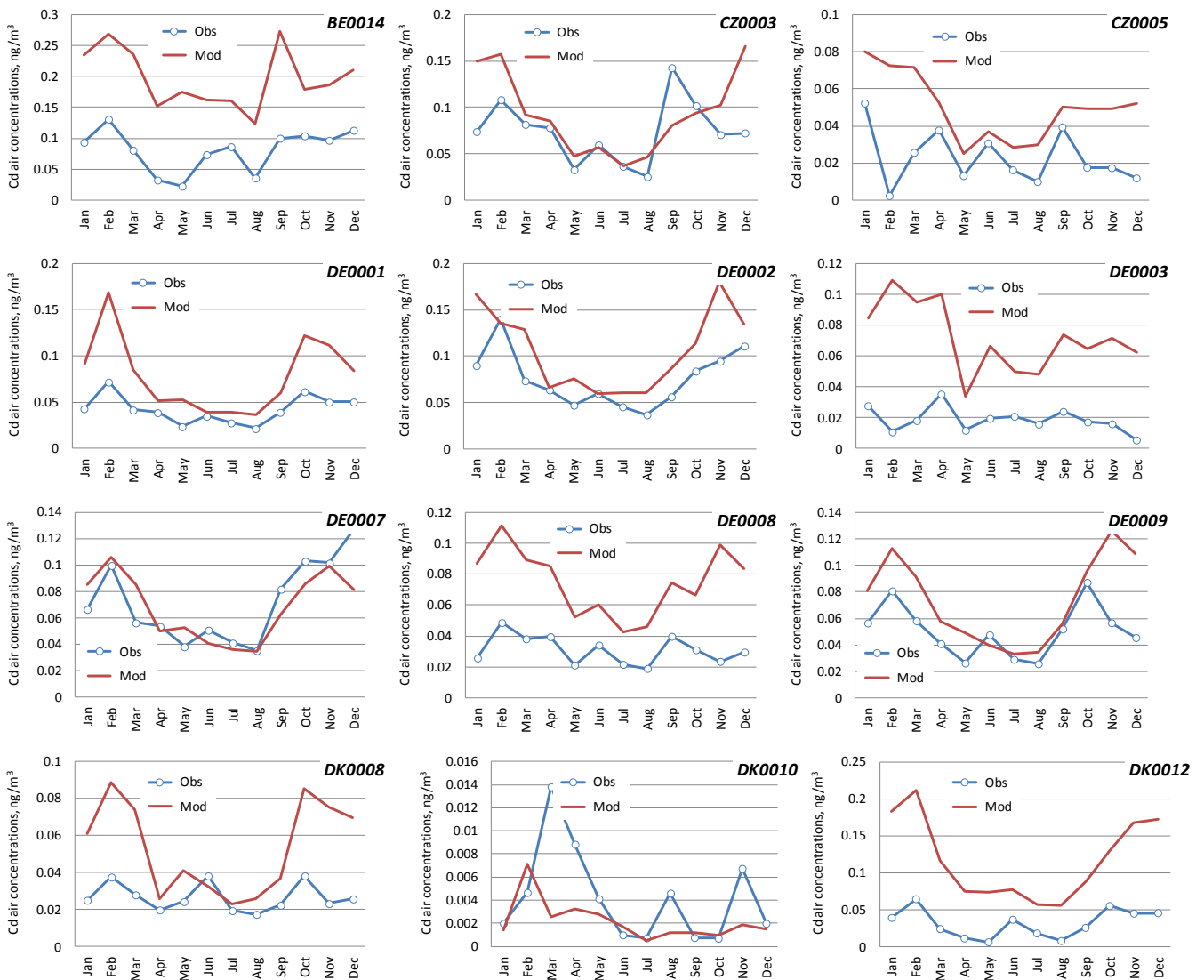
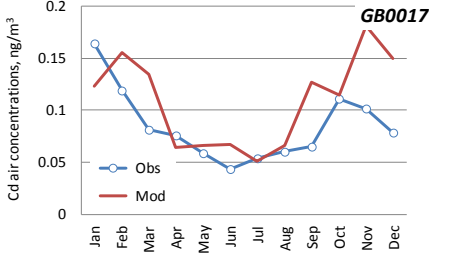
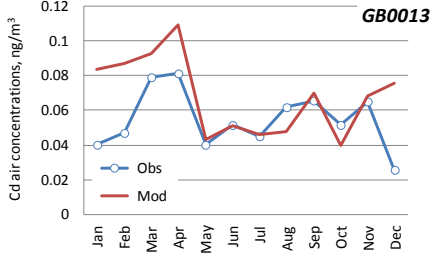
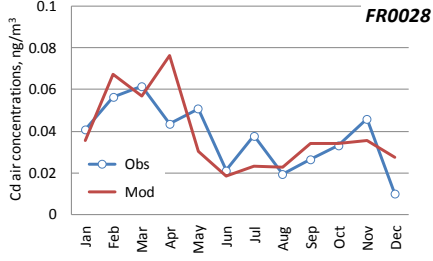
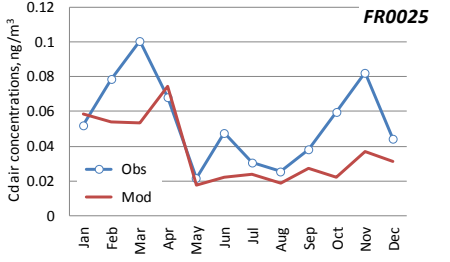
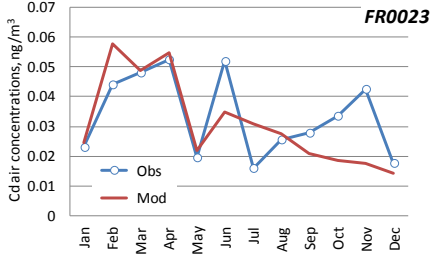
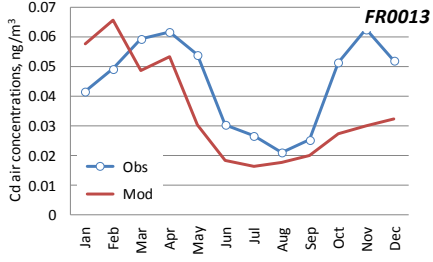
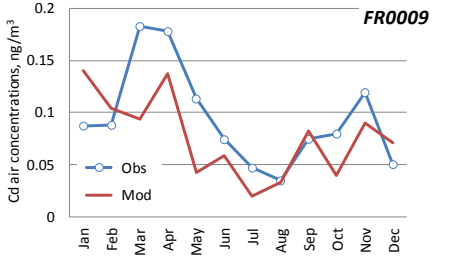
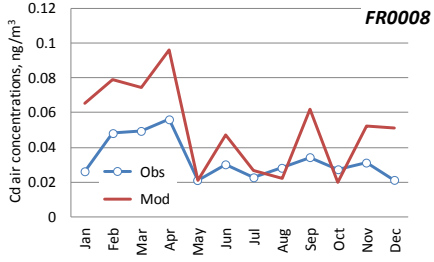
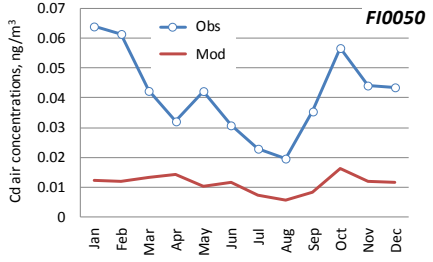
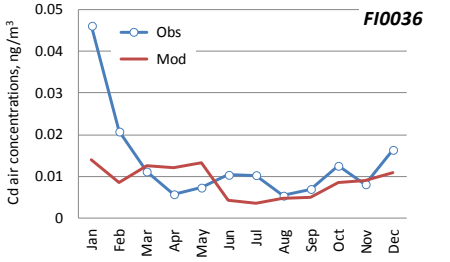
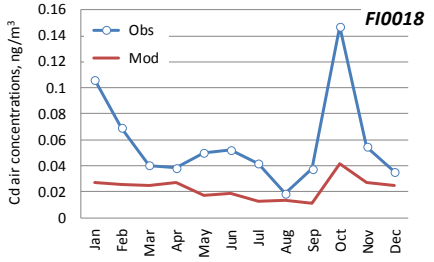
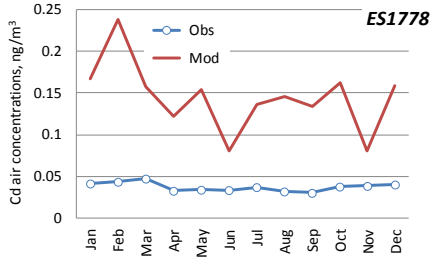
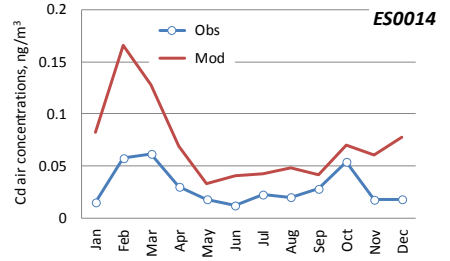
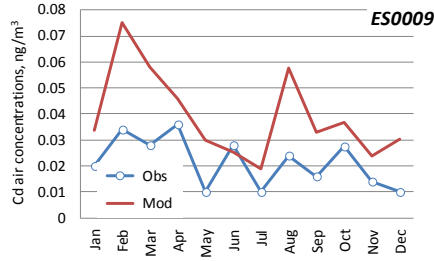
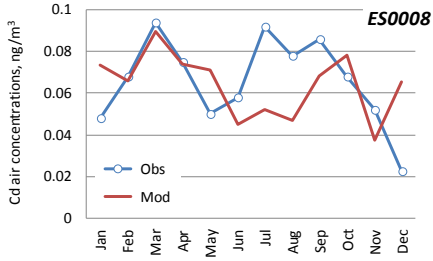
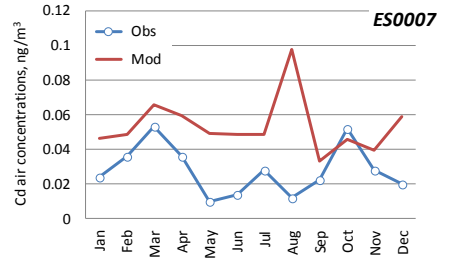
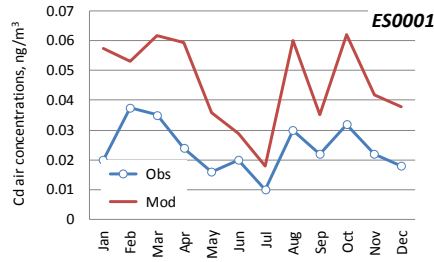
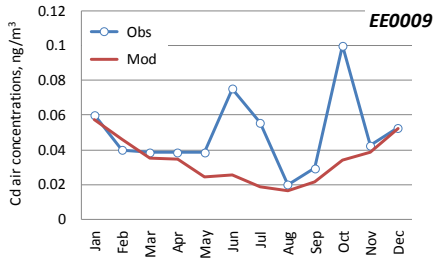
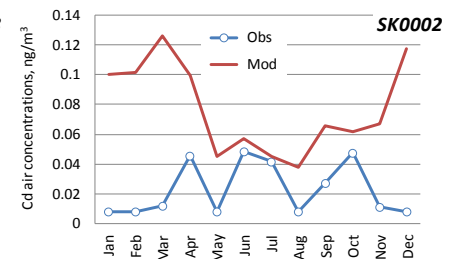
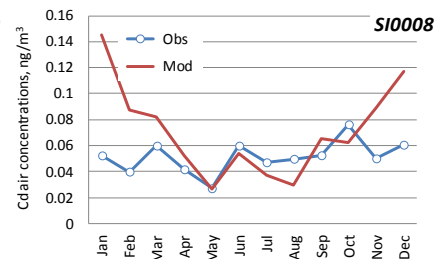
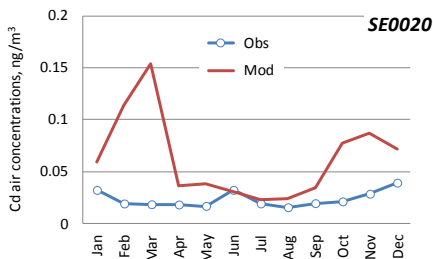
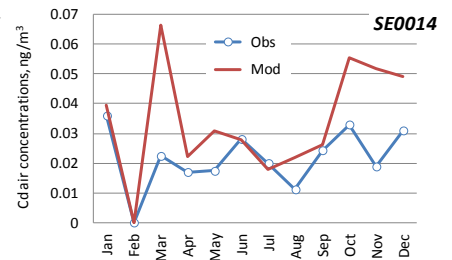
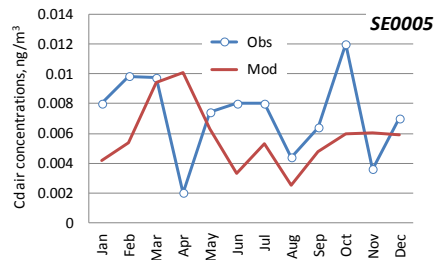
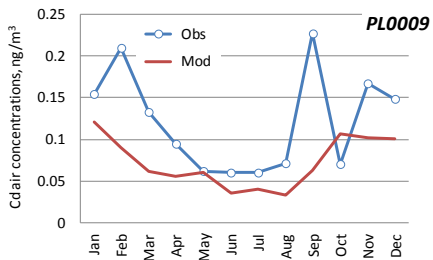
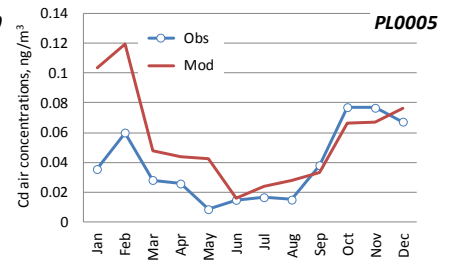
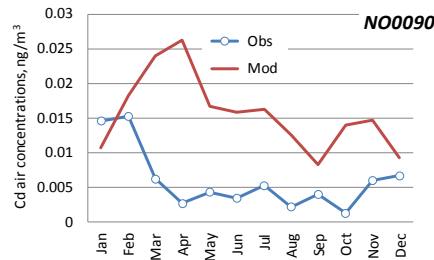
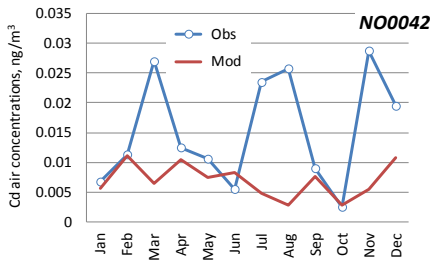
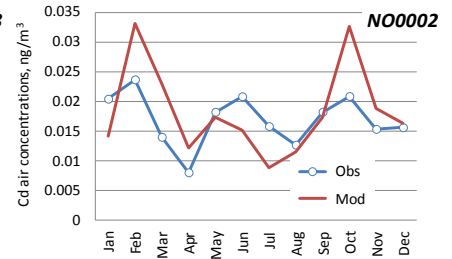
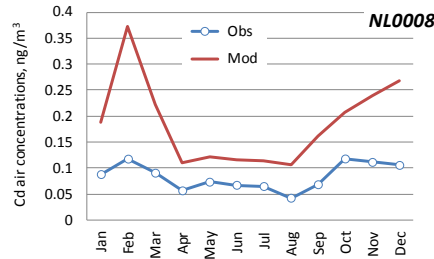
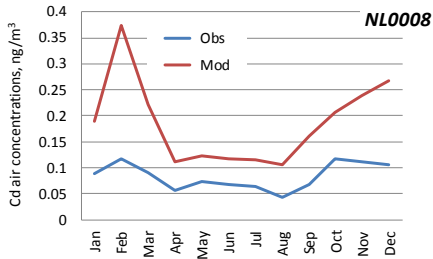
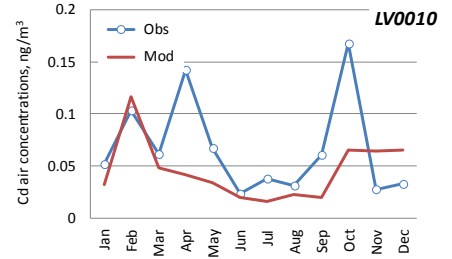
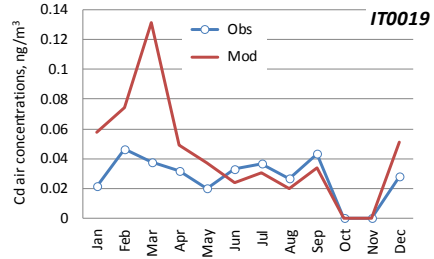
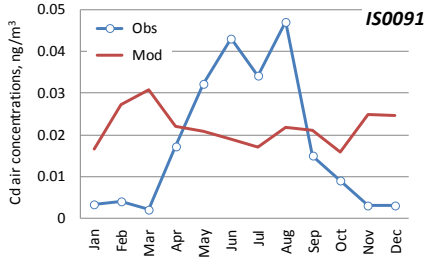
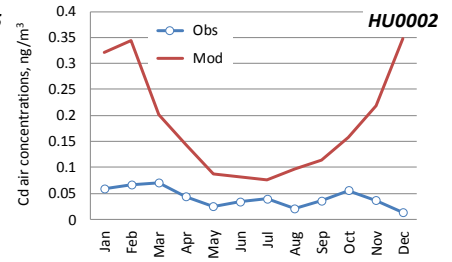
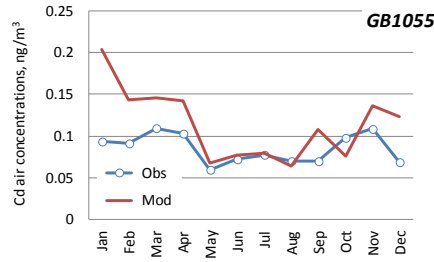
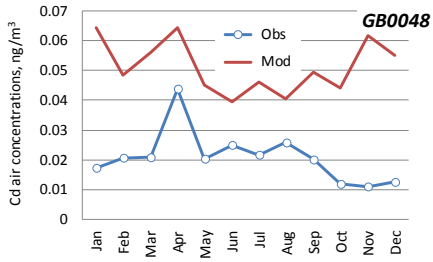


Рис. А.5. Моделируемые и наблюдаемые среднегодовые концентрации Cd в воздухе на станциях ЕМЕП в 2021 году, $\text{нг}/\text{м}^3$.







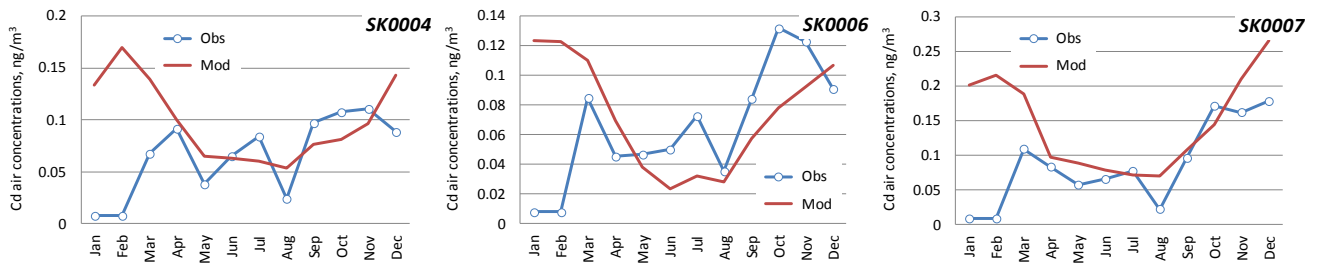


Рис. А.6. Моделируемые и наблюдаемые среднегодовые концентрации Cd в воздухе на станциях ЕМЕП в 2021 году, $\text{нг}/\text{м}^3$.

Влажные выпадения

Таблица А.5. Годовые суммы смоделированных и наблюдаемых потоков влажных выпадений C_d , г/км² в год, временной коэффициент корреляции (R_c) и относительное смещение ($Bias$) на станциях ЕМЕП в 2021 году.

Станция	Код	Долгота	Широта	Наблю- даемый поток	Модели- руемый поток	R_c	$Bias$
Koksijde	BE0014R	2.66	51.12	14.26	12.82	0.55	-10.1
Košetice (NOAK)	CZ0003R	15.08	49.57	17.69	7.23	0.71	-59.1
Westerland	DE0001R	8.31	54.93	7.08	10.86	0.82	53.4
Waldhof	DE0002R	10.76	52.8	8.04	9.98	0.60	24.2
Schauinsland	DE0003R	7.91	47.91	10.72	9.97	0.69	-7.0
Neuglobsow	DE0007R	13.03	53.17	8.54	9.88	0.34	15.6
Schmucke	DE0008R	10.77	50.65	16.03	15.87	0.08	-1.0
Zingst	DE0009R	12.72	54.44	7.60	7.12	0.65	-6.3
Keldsnoer	DK0005R	10.74	54.75	41.31	7.61	0.09	-81.6
Anholt	DK0008R	11.52	56.72	10.02	6.46	0.85	-35.5
Riscoe	DK0012R	12.09	55.69	21.33	10.37	0.93	-51.4
Sepstrup Sande	DK0022R	9.42	56.08	14.18	9.95	0.84	-29.8
Ulborg	DK0031R	8.43	56.29	13.08	9.99	0.57	-23.6
Lahemaa	EE0009R	25.9	59.5	17.17	2.74	0.11	-84.0
Vilsandi	EE0011R	21.82	58.38	15.61	4.76	0.79	-69.5
Niembro	ES0008R	-4.85	43.44	86.08	6.12	0.54	-92.9
Campisabalos	ES0009R	-3.14	41.27	174.77	3.94	-0.10	-97.7
Virolahti III	FI0018R	27.67	60.53	12.21	6.12	0.64	-49.9
Pallas (Matorova)	FI0036R	24.24	68	2.86	2.18	0.75	-23.8
Hyytiälä	FI0050R	24.28	61.85	10.45	3.65	0.28	-65.0
Hailuoto II	FI0053R	24.69	65	6.62	3.59	0.73	-45.8
Hietajärvi	FI0092R	30.72	63.17	8.58	3.28	0.45	-61.8
Kotinen	FI0093R	25.07	61.23	8.61	4.84	0.56	-43.7
Donon	FR0008R	7.13	48.5	46.76	6.44	-0.22	-86.2
Revin	FR0009R	4.63	49.9	44.70	8.56	-0.09	-80.8
Peyrusse Vieille	FR0013R	0.18	43.62	12.39	4.42	0.10	-64.4
Saint-Nazaire-le-Desert	FR0023R	5.28	44.57	30.47	10.23	0.11	-66.4
Verneuil	FR0025R	2.61	46.81	16.68	6.86	-0.20	-58.9
Kergoff	FR0028R	-2.94	48.26	14.42	4.44	-0.15	-69.2
Porspoder	FR0090R	-4.75	48.52	28.82	7.98	0.70	-72.3
LoughNavar	GB0006R	-7.87	54.44	3.40	5.15	0.42	51.6
Yarner Wood	GB0013R	-3.71	50.6	5.89	5.69	0.65	-3.4
Heigham Holmes	GB0017R	1.62	52.72	3.50	5.18	0.39	48.1
Auchencorth Moss	GB0048R	-3.24	55.79	0.70	2.88	0.52	308.9
Chilbolton Observatory	GB1055R	-1.44	51.15	0.38	2.89	0.75	658.3
K-pusztá	HU0002R	19.58	46.97	72.35	11.08	0.47	-84.7
Vestmannaeyjar	IS0091R	-20.29	63.4	19.51	6.79	-0.30	-65.2
Rucava	LV0010R	21.17	56.16	23.29	8.19	0.77	-64.8
Vredepeel	NL0010R	5.85	51.54	27.07	21.16	0.51	-21.8
De Zilk	NL0091R	4.5	52.3	9.84	10.04	0.52	2.0
Birkenes	NO0001R	8.25	58.38	15.91	11.02	0.74	-30.7
Kårvatn	NO0039R	8.88	62.78	10.80	5.33	0.12	-50.6
Hurdal	NO0056R	11.08	60.37	12.60	4.64	0.84	-63.2
Leba	PL0004R	17.53	54.75	7.25	5.78	0.33	-20.3
Diabla Gora	PL0005R	22.07	54.15	21.27	7.64	0.75	-64.1
Bredkälen	SE0005R	15.33	63.85	6.50	2.61	-0.05	-59.8
Råö	SE0014R	11.91	57.39	12.36	7.51	0.15	-39.2
Hallahus	SE0020R	13.15	56.04	22.17	11.78	0.50	-46.9
Iskrba	SI0008R	14.87	45.57	15.19	13.66	0.42	-10.1
Chopok	SK0002R	19.58	48.93	157.73	11.61	0.19	-92.6
Stara Lesna	SK0004R	20.28	49.15	54.34	16.69	0.60	-69.3
Starina	SK0006R	22.27	49.05	110.88	16.08	0.16	-85.5
Topolniky	SK0007R	17.86	47.96	39.75	12.34	0.42	-69.0

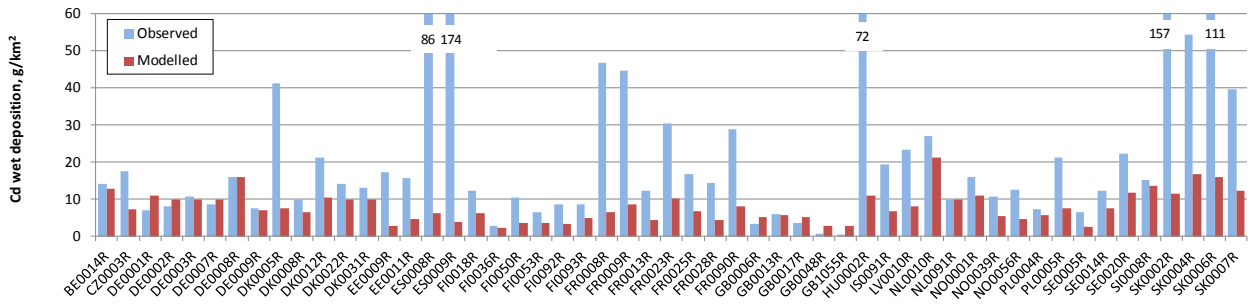
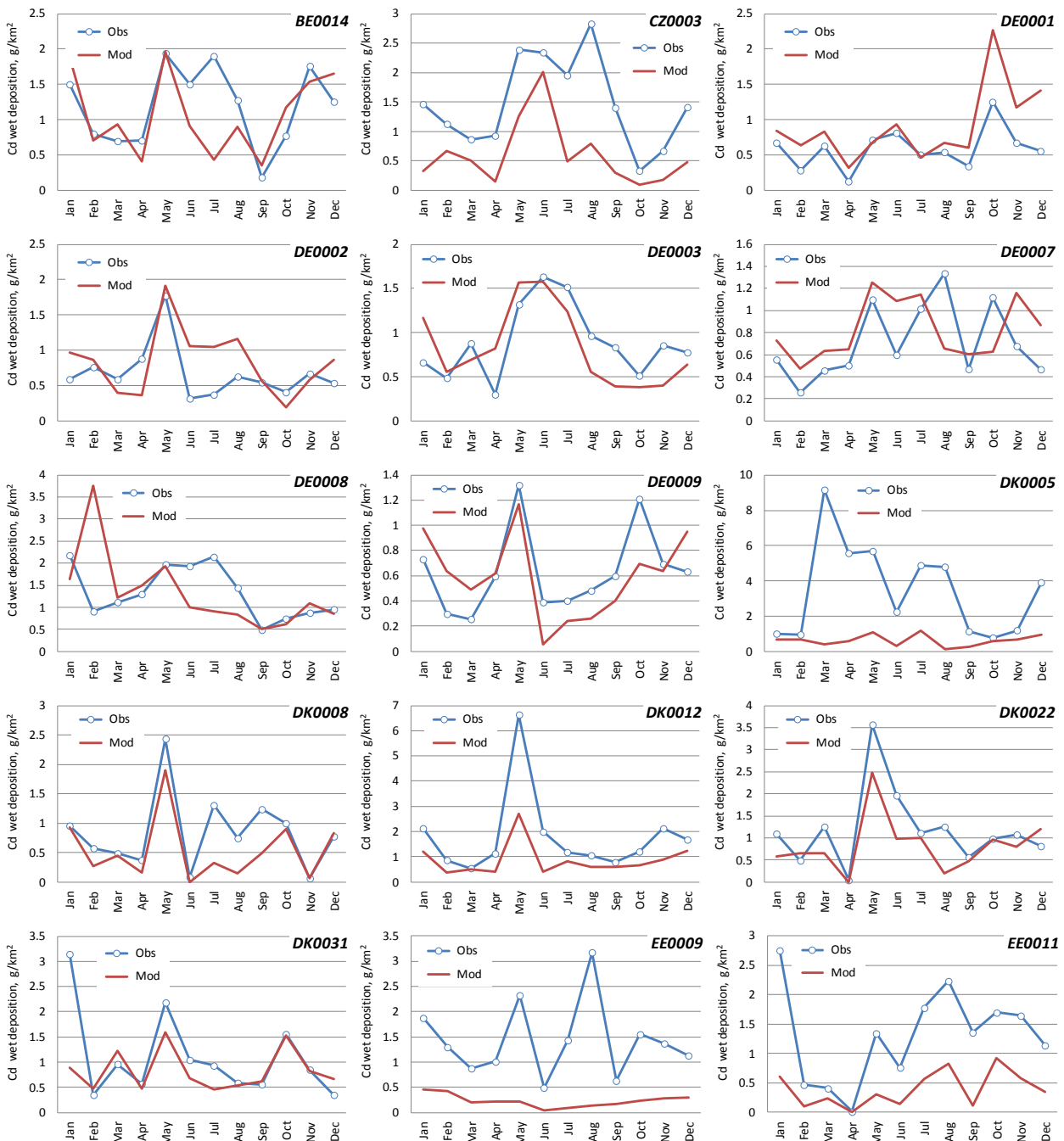
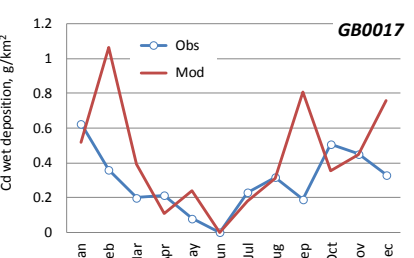
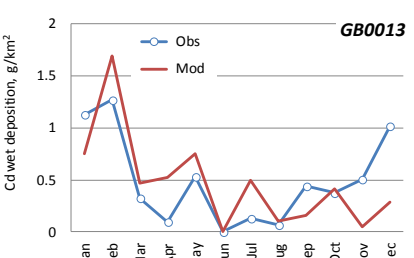
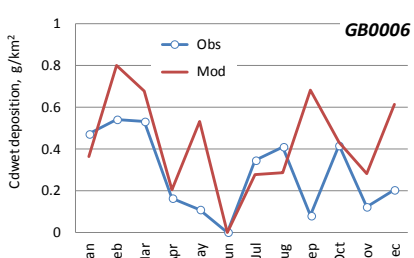
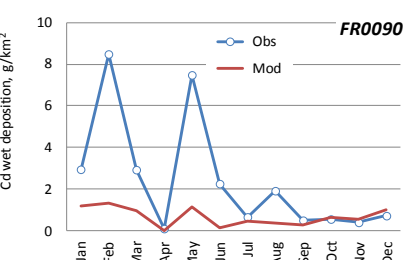
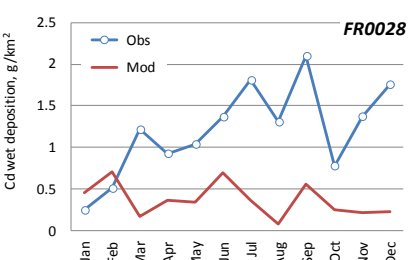
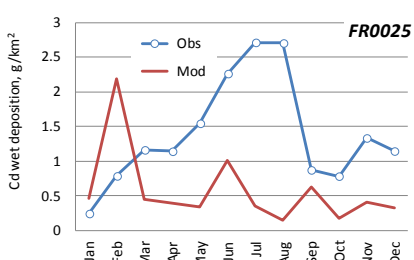
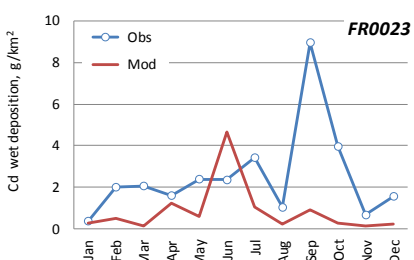
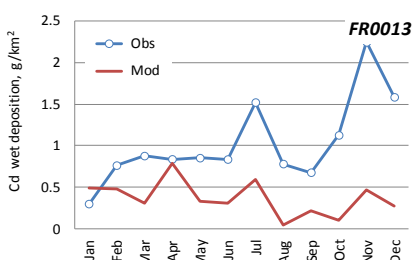
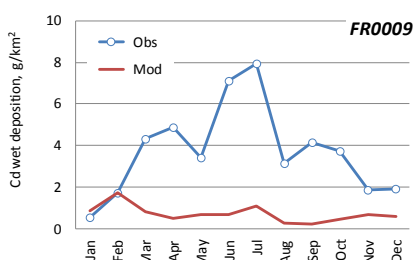
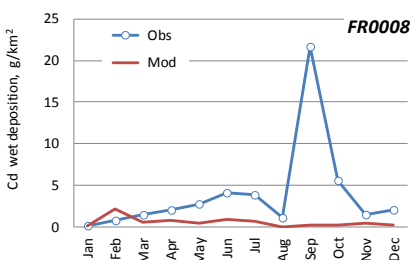
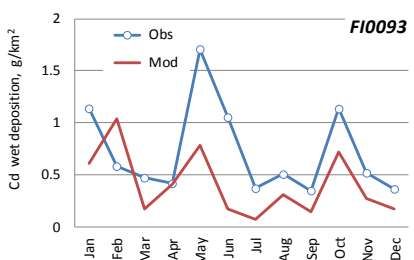
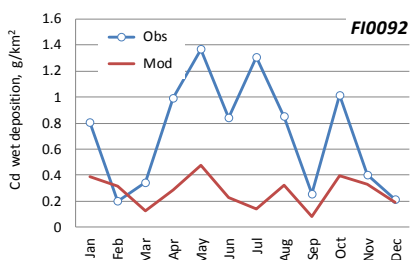
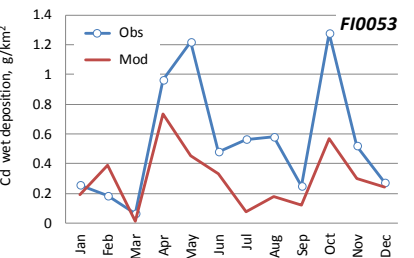
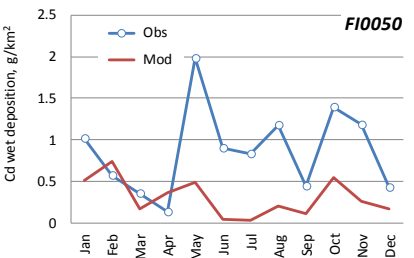
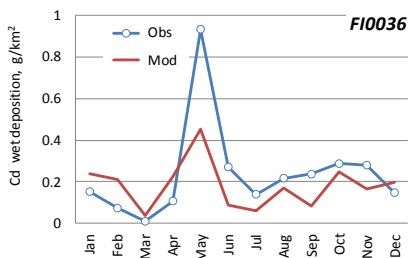
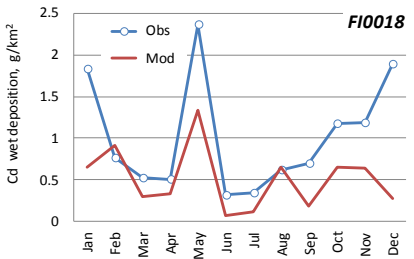
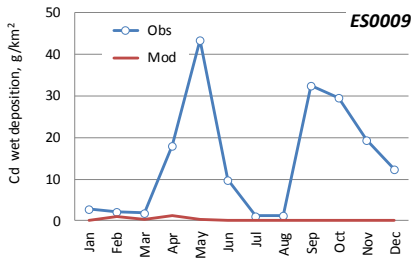
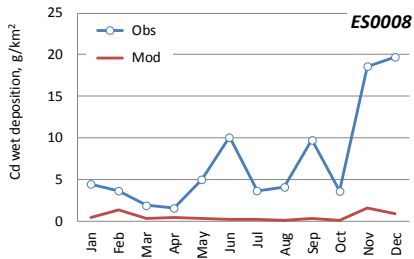
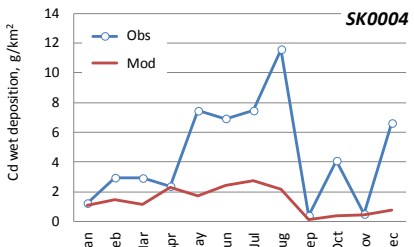
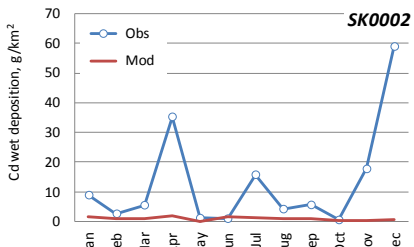
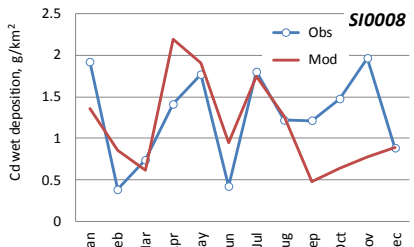
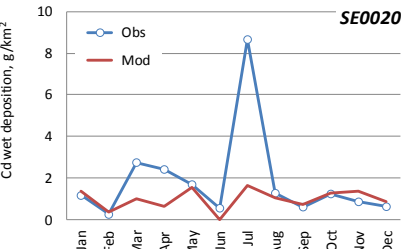
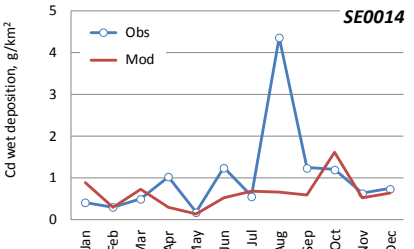
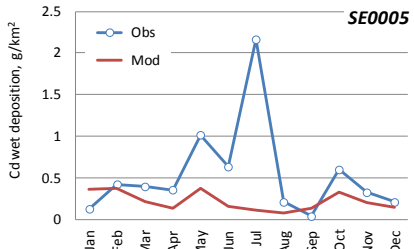
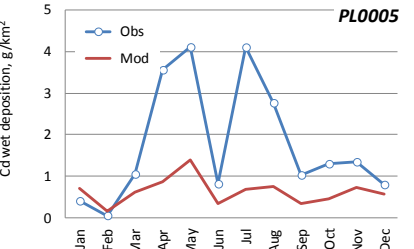
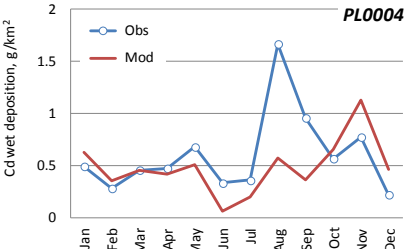
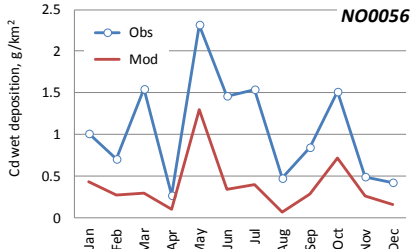
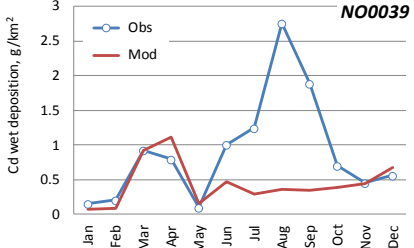
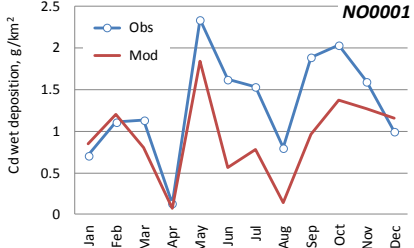
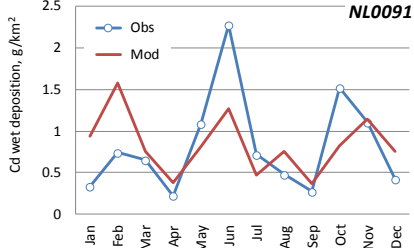
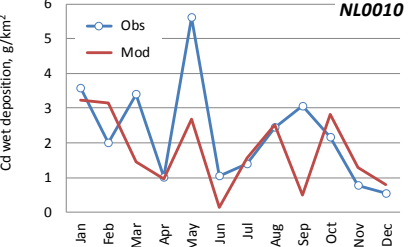
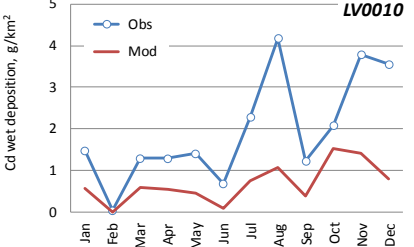
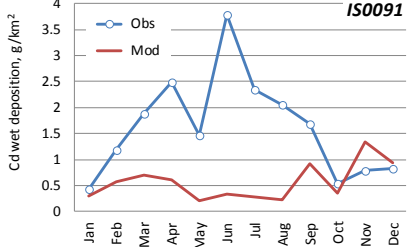
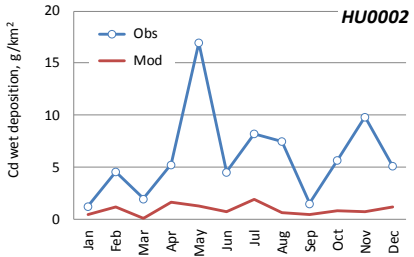
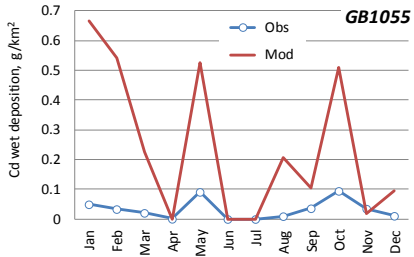
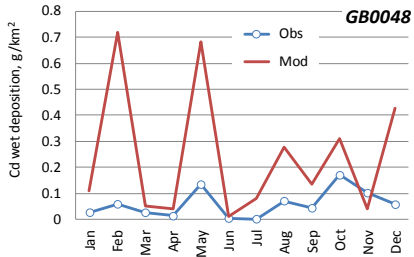


Рис. А.7. Моделируемые и наблюдаемые годовые потоки влажных выпадений Cd на станциях ЕМЕП в 2021 году, г/км²







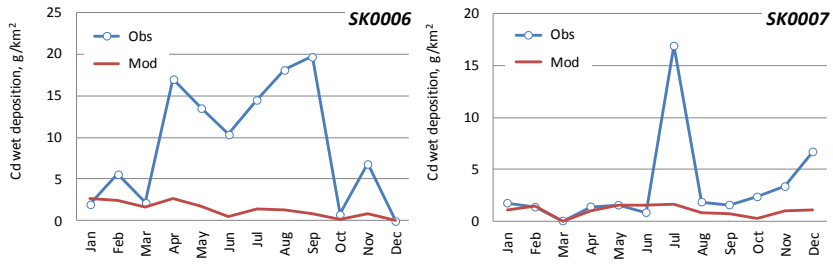


Рис. А.8. Моделируемые и наблюдаемые месячные потоки влажных выпадений Cd на станциях ЕМЕП в 2021 году, г/км²

А.1.3. Ртуть

Концентрации в воздухе

Таблица А.6. Среднегодовые смоделированные и наблюдаемые концентрации ртути в воздухе, $\text{нг}/\text{м}^3$, временной коэффициент корреляции (R_c) и относительное смещение ($Bias$) на станциях ЕМЕП в 2021 году.

Станция	Код	Долгота	Широта	Наблю- даемые	Модели- руемые	R_c	Bias
Waldhof	DE0002R	10.76	52.8	1.52	1.50	0.99	-1.51
Schauinsland	DE0003R	7.91	47.91	1.15	1.40	0.95	21.14
Schmucke	DE0008R	10.77	50.65	1.34	1.43	-0.67	6.52
Zingst	DE0009R	12.72	54.44	1.29	1.47	-0.40	13.90
Lahemaa	EE0009R	25.9	59.5	1.29	1.42	-0.48	10.12
Pallas (Matorova)	FI0036R	24.24	68	1.25	1.35	0.34	8.03
Auchencorth Moss	GB0048R	-3.24	55.79	1.68	1.31	0.92	-22.45
Bredkälén	SE0005R	15.33	63.85	1.21	1.35	0.25	11.53
Hallahus	SE0020R	13.15	56.04	1.18	1.45	0.19	23.03
Iskrba	SI0008R	14.87	45.57	1.46	1.44	1.00	-1.52

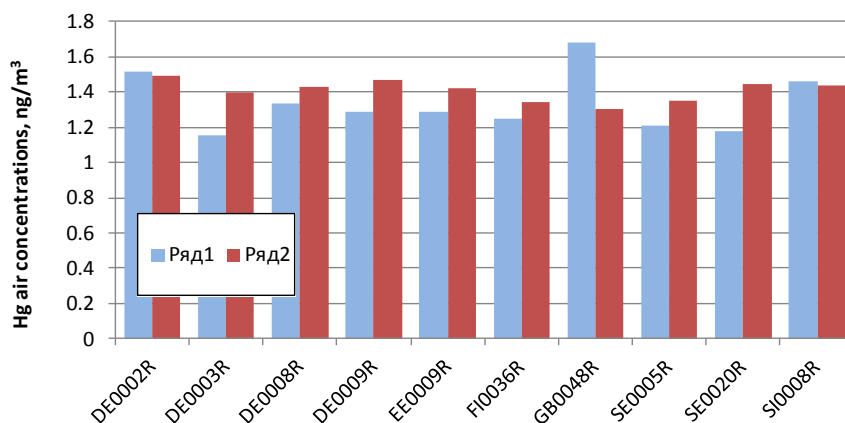
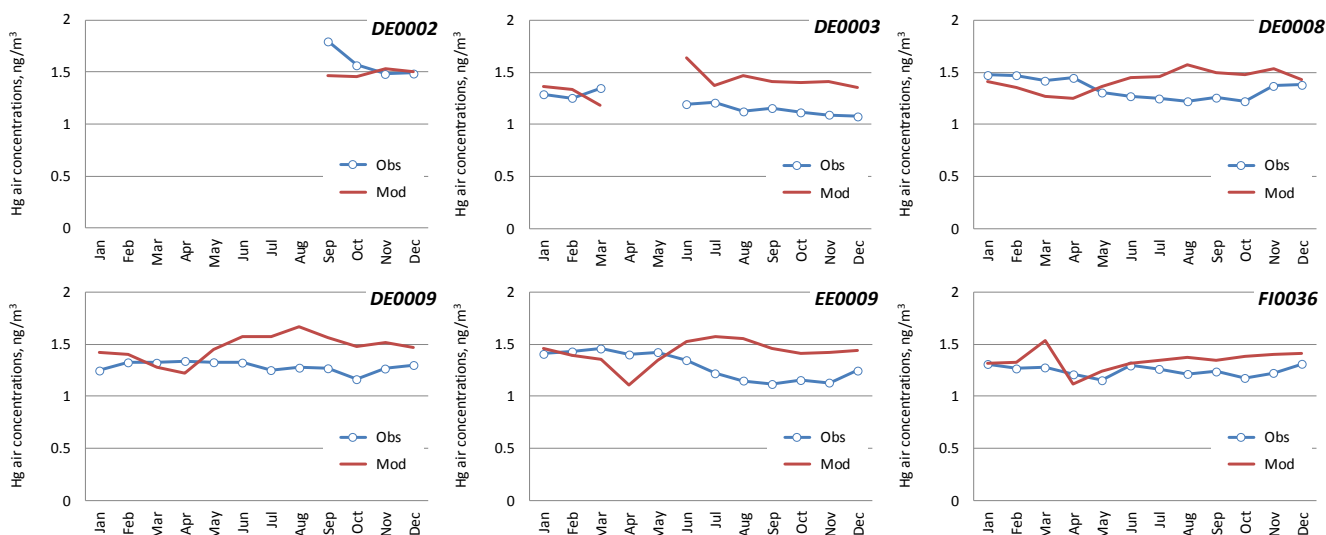


Рис. 4.9. Моделируемые и наблюдаемые среднегодовые концентрации Hg в воздухе на станциях ЕМЕП в 2021 году, $\text{нг}/\text{м}^3$.



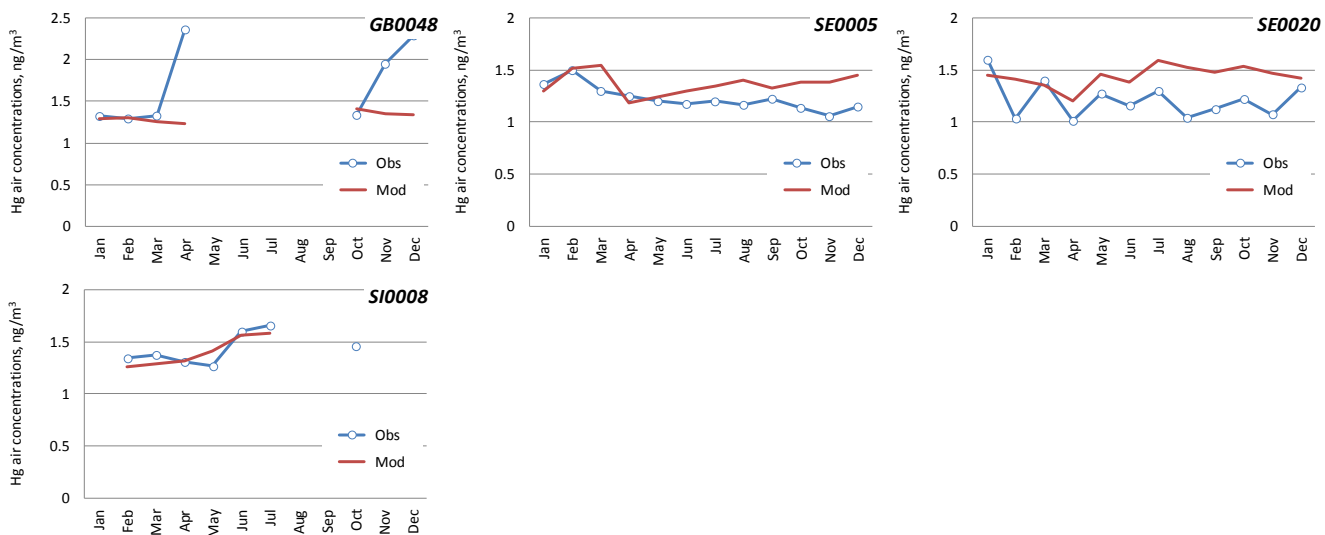


Рис. А.10. Моделируемые и наблюдаемые среднемесячные концентрации Hg в воздухе на станциях ЕМЕП в 2021 году, нг/м³.

Влажные выпадения

Таблица А.7. Годовые суммы смоделированных и наблюдаемых потоков влажных выпадений ртути, г/км² в год, временной коэффициент корреляции (Rc) и относительное смещение (Bias) на станциях ЕМЕП в 2021 году.

Станция	Код	Долгота	Широта	Наблю- даемый поток	Модели- руемый поток	Rc	Bias
Kosetice (NOAK)	CZ0003R	15.08	49.57	3.58	8.92	0.35	149.31
Westerland	DE0001R	8.31	54.93	3.06	6.18	0.83	101.71
Waldhof	DE0002R	10.76	52.8	3.09	6.04	0.87	95.33
Schauinsland	DE0003R	7.91	47.91	8.22	11.56	0.92	40.59
Schmucke	DE0008R	10.77	50.65	6.06	9.66	0.75	59.39
Zingst	DE0009R	12.72	54.44	2.82	3.96	0.48	40.32
Niembro	ES0008R	-4.85	43.44	3.79	2.98	0.80	-21.42
Pallas (Matorova)	FI0036R	24.24	68	1.61	6.34	-0.14	294.36
Kotinen	FI0093R	25.07	61.23	2.17	7.47	0.05	244.64
Yarner Wood	GB0013R	-3.71	50.6	3.57	4.41	0.74	23.59
Heigham Holmes	GB0017R	1.62	52.72	2.25	3.30	0.72	46.84
Auchencorth Moss	GB0048R	-3.24	55.79	1.92	3.93	0.69	104.77
Chilbolton Observatory	GB1055R	-1.44	51.15	1.96	4.86	0.76	148.55
De Zilk	NL0091R	4.5	52.3	7.62	5.55	0.82	-27.15
Birkenes	NO0001R	8.25	58.38	5.78	7.49	0.52	29.43
Kårvatn	NO0039R	8.88	62.78	4.83	11.34	0.59	134.85
Hurdal	NO0056R	11.08	60.37	9.11	4.03	0.88	-55.74
Diabla Gora	PL0005R	22.07	54.15	2.86	7.30	0.06	154.85
Bredkälen	SE0005R	15.33	63.85	2.62	4.21	0.25	61.12
Råö	SE0014R	11.91	57.39	2.87	6.01	0.70	109.13
Hallaus	SE0020R	13.15	56.04	3.88	6.53	0.86	68.21
Iskrba	SI0008R	14.87	45.57	5.85	9.61	0.62	64.22

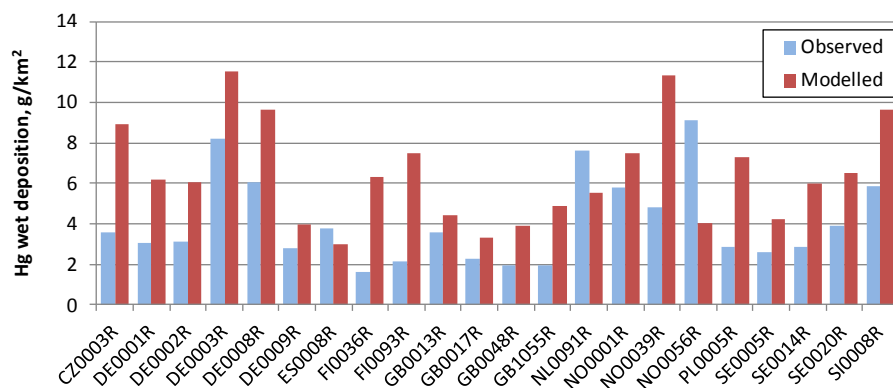
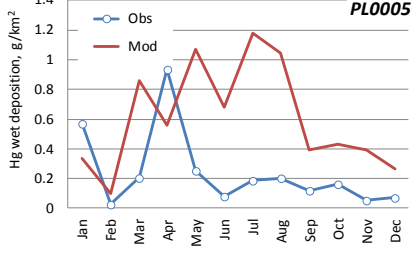
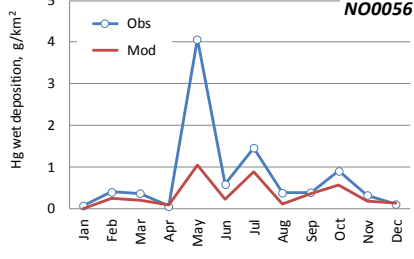
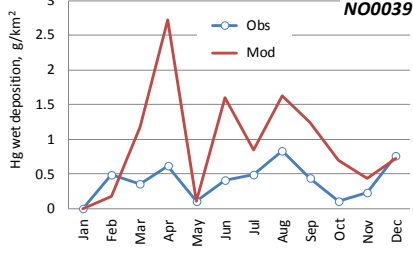
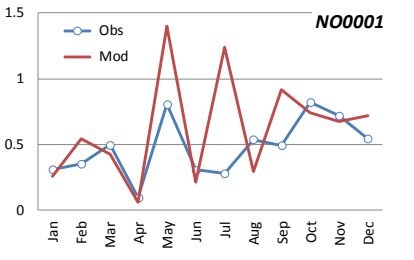
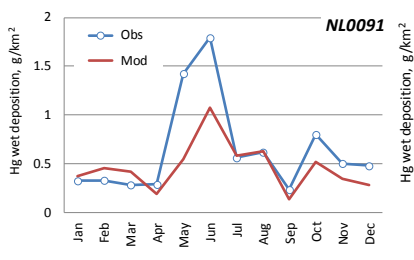
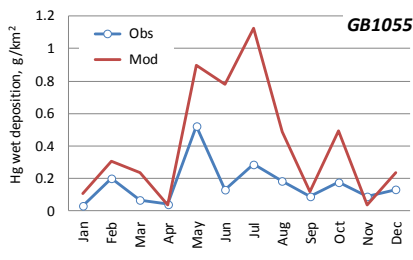
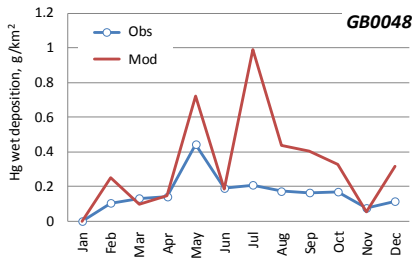
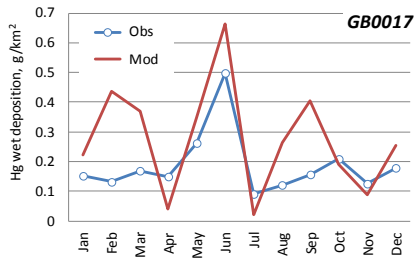
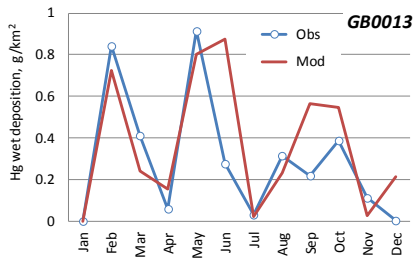
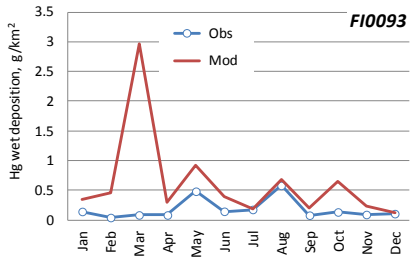
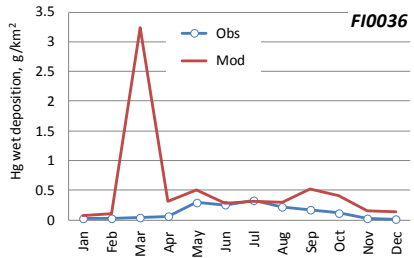
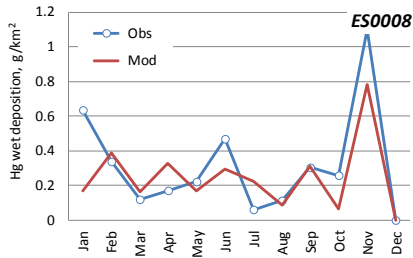
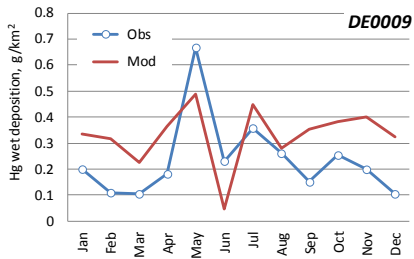
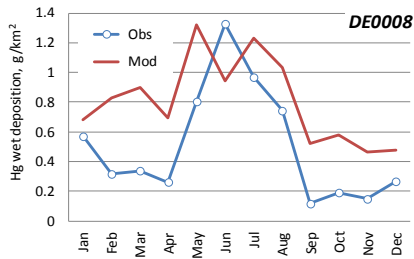
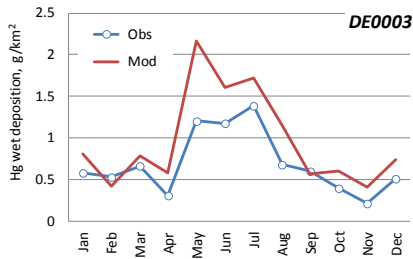
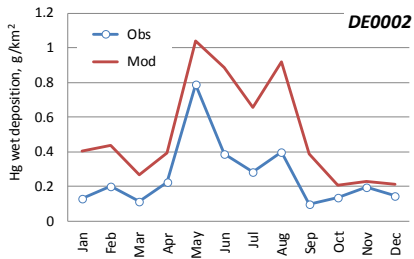
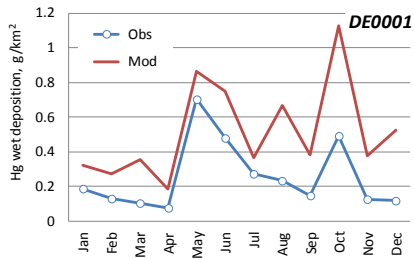
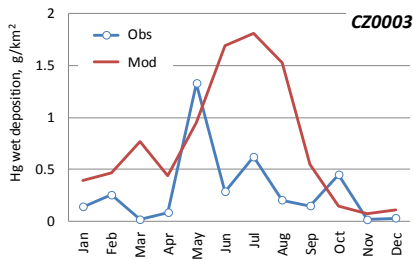


Рис. А.11. Моделируемые и наблюдаемые годовые потоки влажных выпадений Hg на станциях ЕМЕП в 2021 году, г/км² в год.



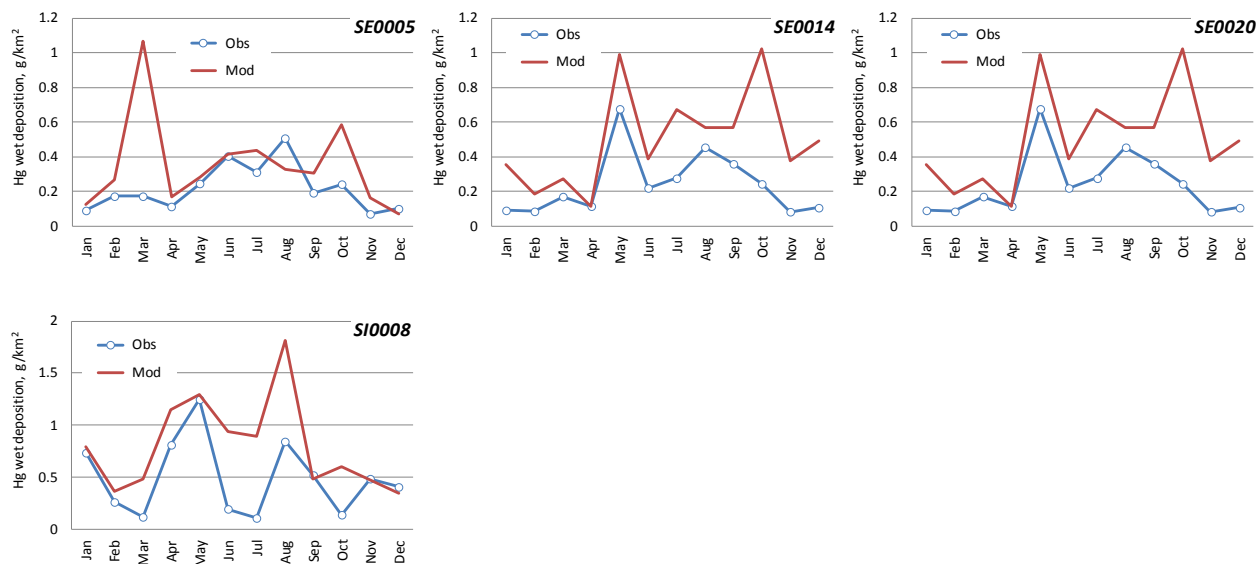


Рис. А.14. Моделируемые и наблюдаемые месячные потоки влажных выпадений Hg на станциях ЕМЕП в 2021 году, г/км² в год.

А.2. ОЦЕНКА РЕЗУЛЬТАТОВ МОДЕЛИРОВАНИЯ В СРАВНЕНИИ С РЕЗУЛЬТАТАМИ НАБЛЮДЕНИЙ. НАБЛЮДЕНИЯМИ ЗА СОЗ

Верификация смоделированных концентраций проводилась путем сравнения с данными измерений сети мониторинга ЕМЕП. Данные некоторых станций ЕМЕП не учитывались при сравнении, в частности, высокогорных станций (DE0003R, DE0008R, ES0007R и HR0002R) из-за специфических метеорологических условий, плохо воспроизводимых моделью, и некоторых испанских станций (ES0001R, ES0012R) из-за большого количества значений ниже предела обнаружения. Общая статистика сравнения приведена в табл. А.8. Моделируемые и измеренные среднегодовые концентрации в воздухе отдельных СОЗ, а именно: Б(а)П, Б(б)Ф, Б(к)Ф, И(cd)П, РСВ-153, ГХБ, ПХДД/Ф, приведены в таблицах А.9 - А.15 для каждой станции. Временные ряды смоделированных и наблюдаемых среднемесячных концентраций представлены на рис. А.15 - А.28.

Модельные оценки концентраций Б(а)П и И(cd)П в воздухе для 2021 г. сравнивались с данными измерений на 30 и 26 станциях мониторинга ЕМЕП соответственно. Среднее относительное смещение смоделированных концентраций Б(а)П по сравнению с данными измерений составляет -26%, а коэффициент пространственной корреляции равен 0,91. Для 19 станций разница между смоделированными и наблюдаемыми концентрациями Б(а)П не превышает 2 раз, а для 25 - 3 раз. Сравнение смоделированных и измеренных значений И(cd)П показало довольно близкую погрешность -34% и пространственную корреляцию 0,86. Различия между смоделированными и измеренными концентрациями И(cd)П не превышают 2 раз для 19 станций и 3 раз для 24 станций.

Эффективность модели для Б(б)Ф и Б(к)Ф анализировалась на основе измерений 19 станций ЕМЕП. Для всего набора станций модель демонстрирует некоторую недооценку наблюдаемых концентраций Б(б)Ф и Б(к)Ф в воздухе. В частности, среднее относительное отклонение для Б(б)Ф составляет -5%, а для Б(к)Ф -22%. Коэффициент пространственной корреляции для Б(б)Ф и Б(к)Ф оценивается в 0,94 и 0,87, соответственно. Для 12 станций разница между смоделированными и наблюдаемыми концентрациями Б(б)Ф не превышает 2 раз, а для 16 - 3 раз. Разница между смоделированными и наблюдаемыми концентрациями Б(к)Ф не превышает 2 раз для 15 станций и 3 раз для 16 станций.

Сравнение смоделированных концентраций ГХБ в воздухе на 2021 год проводилось для измерений 11 станций мониторинга ЕМЕП. Средняя относительная погрешность результатов моделирования ГХБ по сравнению с измерениями составляет около 7%, а пространственная корреляция - 0,15. Расхождения между моделируемыми и наблюдаемыми концентрациями ГХБ не превышают 2 раз для 8 станций и 3 раз для всех станций. Модельные оценки, как правило, недооценивают концентрации ГХБ, наблюдаемые на станциях CZ0003R, NO0002R, NO0042R и NO0090R. В то же время измерения на станциях DE0001R, DE0002R, DE0009R, IS0091R, SE0014R и SE0022R оказались завышенными. Наибольшие различия были обнаружены для станций IS0091R и NO0042R.

Работа модели для ПХБ-153 была проверена на основе измерений концентраций в воздухе на 10 станциях мониторинга ЕМЕП в 2021 году. Средняя относительная погрешность результатов

моделирования ПХБ-153 по сравнению с измерениями составляет около -48%, а пространственная корреляция - 0,68. Различия между моделируемыми и наблюдаемыми концентрациями ГХБ не превышают 2 раз для 4 станций и 3 раз для 8 станций. Наибольшее расхождение, более чем в 3 раза, обнаружено для станций IS0091R и CZ0003R.

Моделируемые концентрации ПХДД/Ф для 2021 г. сравнивались с данными измерений на двух станциях ЕМЕП в Швеции, а именно SE0014R и SE0022R. Мониторинг ПХДД/Ф на этих станциях проводился в течение нескольких месяцев в году, а именно в апреле, июне, сентябре и декабре. Среднее относительное отклонение результатов моделирования для данных двух станций составляет около -20%. Для конкретных станций хорошее соответствие было обнаружено для SE0014R (смещение -3%), тогда как для SE0022R разница была выше (смещение -38%).

Таблица А.8. Статистические показатели сравнения смоделированных и наблюдаемых среднегодовых концентраций CO₂ в воздухе в 2021 г. (N - количество станций, MRB - среднее относительное смещение, R - коэффициент пространственной корреляции, F2 - количество станций, для которых разница между смоделированными и измеренными значениями находится в пределах 2 раз).

Загрязнитель	N	MRB, %	R	F2, %
Б(а)П	30	-26	0.91	63
Б(б)Ф	19	-5	0.94	63
Б(к)Ф	19	-22	0.87	79
IcdP	26	-34	0.86	73
ГХБ	11	7	0.15	73
PCB-153	10	-48	0.68	40
ПХДД/Ф	2	-20		100

А.2.1. Полициклические ароматические углеводороды (ПАУ)

Бензо(а)пирен (Б(а)П)

Таблица А.9. Среднегодовые смоделированные и наблюдаемые концентрации Б(а)П в воздухе, $\text{нг}/\text{м}^3$, и относительное смещение (Bias) на станциях ЕМЕП в 2021 году.

Станция	Код	Тип изм.	Высота	Долгота	Широта	Наблю-даемые	Модели-руемые	Bias
Houtem	BE0013R	pm10	2	2.582	51.016	0.061	0.066	7.5
Kosetice (NAOK)	CZ0003R	air+aerosol	535	15.08	49.573	0.250	0.500	99.7
Westerland	DE0001R	air+pm10	12	8.31	54.926	0.074	0.029	-60.6
Waldhof	DE0002R	air+pm10	74	10.759	52.802	0.157	0.097	-38.4
Zingst	DE0009R	air+pm10	1	12.725	54.437	0.113	0.065	-42.6
Lahemaa	EE0009R	pm10	32	25.9	59.5	0.098	0.054	-44.7
Niembro	ES0008R	pm10	134	-4.85	43.439	0.035	0.028	-21.1
Els Torms	ES0014R	pm10	470	0.735	41.394	0.035	0.014	-61.0
Virolahti III	FI0018R	pm10	4	27.668	60.53	0.153	0.057	-62.9
Pallas (Matorova)	FI0036R	air+aerosol	340	24.237	68	0.006	0.011	79.9
Hyytiälä	FI0050R	pm10	181	24.283	61.85	0.119	0.045	-62.0
Donon	FR0008R	pm10	775	7.133	48.5	0.039	0.074	90.0
Revin	FR0009R	pm10	390	4.633	49.9	0.041	0.058	40.6
Peyrusse Vieille	FR0013R	pm10	200	0.183	43.617	0.026	0.021	-20.3
Saint-Nazaire-le-Désert	FR0023R	pm10	605	5.279	44.569	0.079	0.018	-76.6
Verneuil	FR0025R	pm10	182	2.61	46.815	0.092	0.030	-67.1
Kergoff	FR0028R	pm10	307	-2.944	48.262	0.014	0.014	-1.2
High Muffles	GB0014R	aerosol	267	-0.807	54.334	0.022	0.011	-50.2
Auchencorth Moss	GB0048R	pm10	260	-3.243	55.792	0.028	0.009	-66.9
Chilbolton Observatory	GB1055R	pm10	78	-1.438	51.15	0.075	0.031	-59.0
Rucava	LV0010R	pm10	18	21.173	56.162	0.431	0.089	-79.4
De Zijk	NL0091R	pm10	4	4.5	52.3	0.025	0.096	291.0
Birkenes II	NO0002R	air+aerosol	219	8.252	58.389	0.019	0.011	-41.3
Zeppelin mountain (Ny-Ålesund)	NO0042G	air+aerosol	474	11.887	78.907	0.002	0.000	-99.6
Diabla Gora	PL0005R	pm10	157	22.067	54.15	0.568	0.375	-34.0
Zielonka	PL0009R	pm10	121	17.934	53.662	0.899	0.631	-29.9
Rão	SE0014R	air+aerosol	5	11.914	57.394	0.015	0.026	79.5
Hallahus	SE0020R	air+aerosol	190	13.148	56.043	0.033	0.054	65.3
Norunda Stenen	SE0022R	air+aerosol	45	17.505	60.086	0.016	0.021	33.7
Iskrba	SI0008R	pm10	520	14.867	45.567	0.169	0.143	-15.2

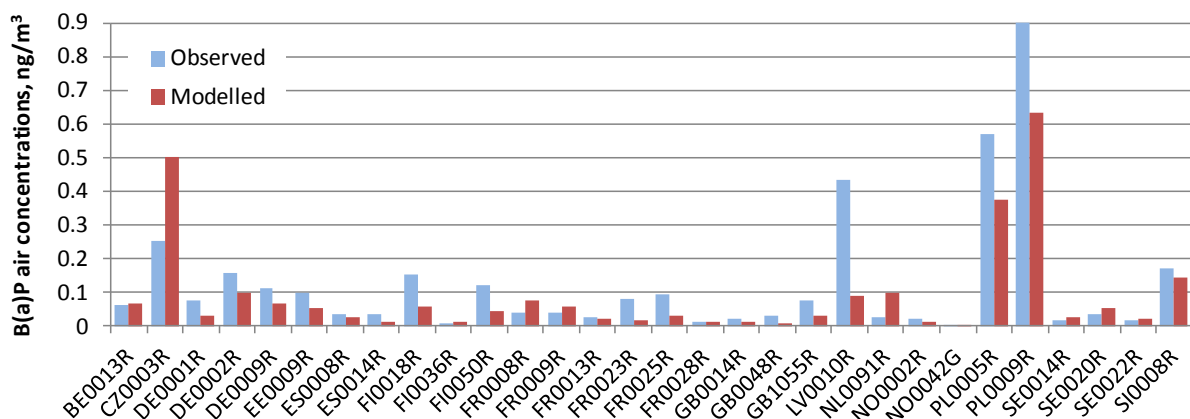
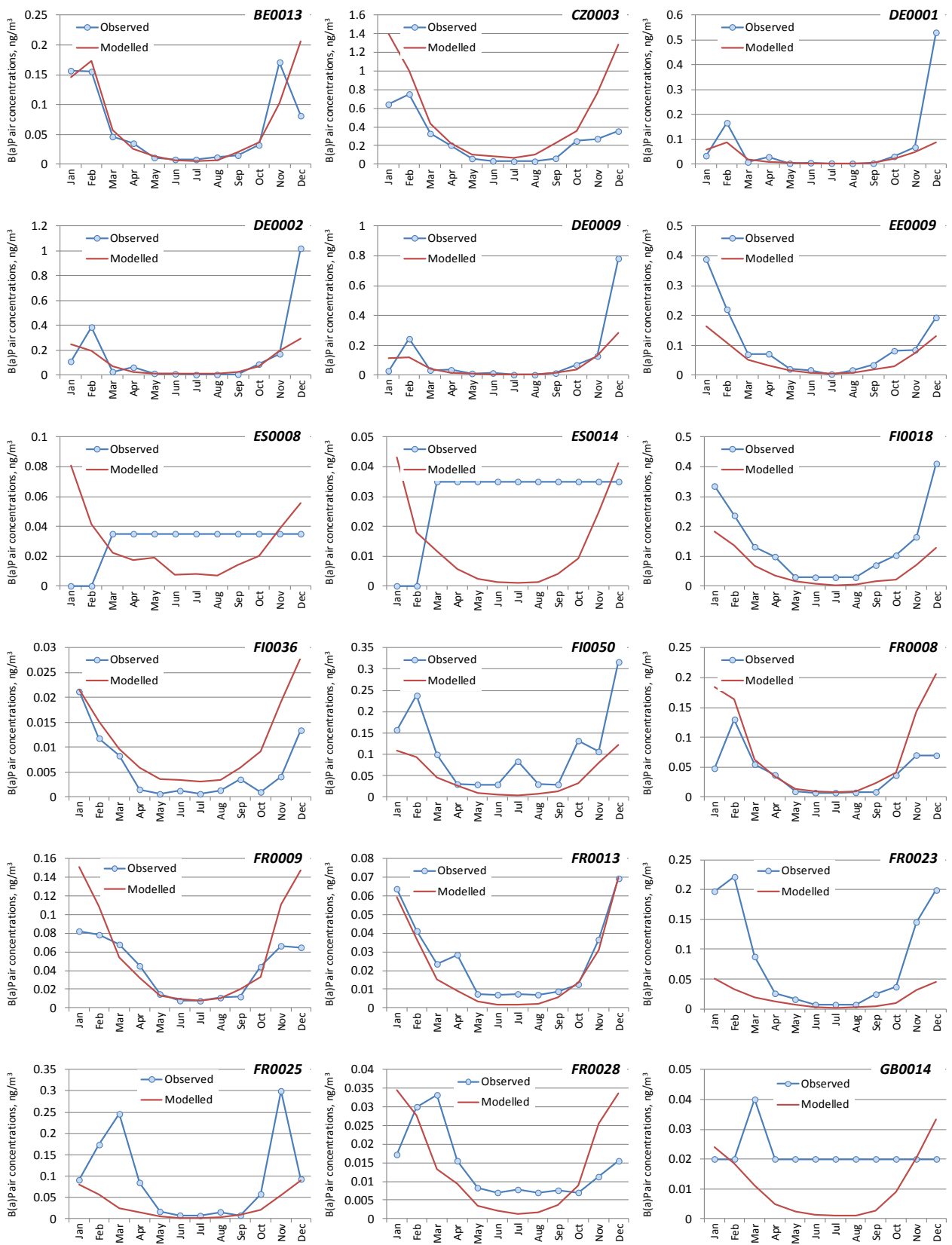


Рис. А.15. Моделируемые и наблюдаемые среднегодовые концентрации Б(а)П в воздухе на станциях ЕМЕП в 2021 году, $\text{нг}/\text{м}^3$.



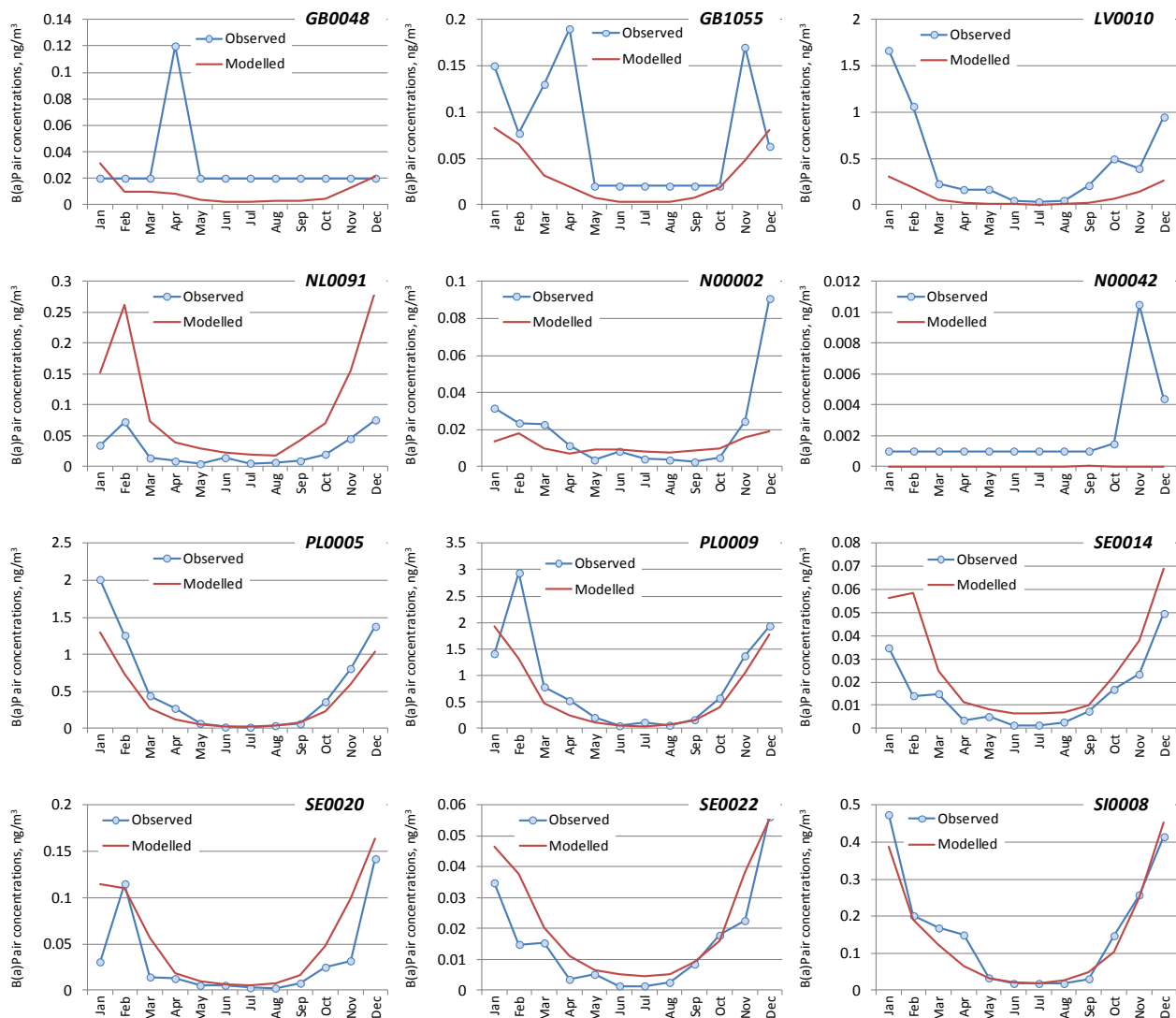


Рис. А.16. Моделируемые и наблюдаемые среднемесячные концентрации Б(а)П в воздухе на станциях ЕМЕП в 2021 году, $\text{нг}/\text{м}^3$.

А.2.2. Бензо(б)флуорантен (Б(б)Ф)

Таблица А.10. Среднегодовые смоделированные и наблюдаемые концентрации Б(б)Ф в воздухе, ng/m^3 , и относительное смещение (Bias) на станциях ЕМЕП в 2021 году.

Станция	Код	Тип изм.	Высота	Долгота	Широта	Наблюдаемые	Моделируемые	Bias
Kosetice (NAOK)	CZ0003R	air+aerosol	535	15.08	49.573	0.397	0.561	41.4
Pallas (Matorova)	FI0036R	air+aerosol	340	24.237	68	0.013	0.014	5.1
Donon	FR0008R	pm10	775	7.133	48.5	0.063	0.165	162.8
Revin	FR0009R	pm10	390	4.633	49.9	0.076	0.122	60.1
Peyrusse Vieille	FR0013R	pm10	200	0.183	43.617	0.053	0.053	0.2
Saint-Nazaire-le-Désert	FR0023R	pm10	605	5.279	44.569	0.105	0.046	-56.8
Verneuil	FR0025R	pm10	182	2.61	46.815	0.155	0.073	-52.9
Kergoff	FR0028R	pm10	307	-2.944	48.262	0.031	0.036	15.9
High Muffles	GB0014R	aerosol	267	-0.807	54.334	0.044	0.025	-43.6
Auchencorth Moss	GB0048R	pm10	260	-3.243	55.792	0.046	0.018	-61.4
Chilbolton Observatory	GB1055R	pm10	78	-1.438	51.15	0.117	0.055	-52.6
Rucava	LV0010R	pm10	18	21.173	56.162	0.623	0.206	-67.0
Birkenes II	NO0002R	air+aerosol	219	8.252	58.389	0.055	0.037	-33.0
Zeppelin mountain (Ny-Ålesund)	NO0042G	air+aerosol	474	11.887	78.907	0.005	0.000	-98.8
Diabla Gora	PL0005R	pm10	157	22.067	54.15	0.799	0.649	-18.7
Zielonka	PL0009R	pm10	121	17.934	53.662	1.075	0.973	-9.4
Rådö	SE0014R	air+aerosol	5	11.914	57.394	0.019	0.058	206.8
Hallahus	SE0020R	air+aerosol	190	13.148	56.043	0.032	0.109	235.0
Norunda Stenen	SE0022R	air+aerosol	45	17.505	60.086	0.018	0.043	146.3

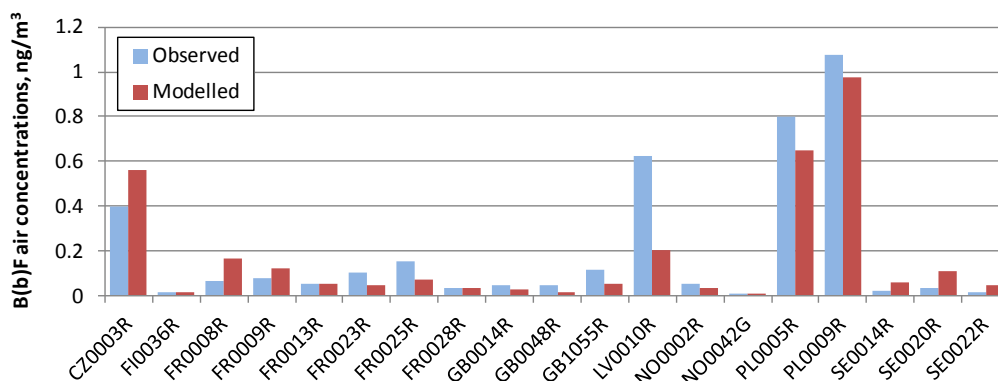
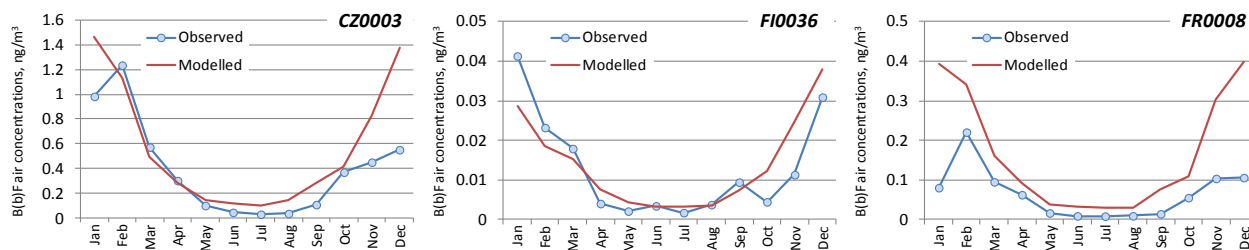


Рис. А.17. Моделируемые и наблюдаемые среднегодовые концентрации Б(б)Ф в воздухе на станциях ЕМЕП в 2021 году, ng/m^3 .



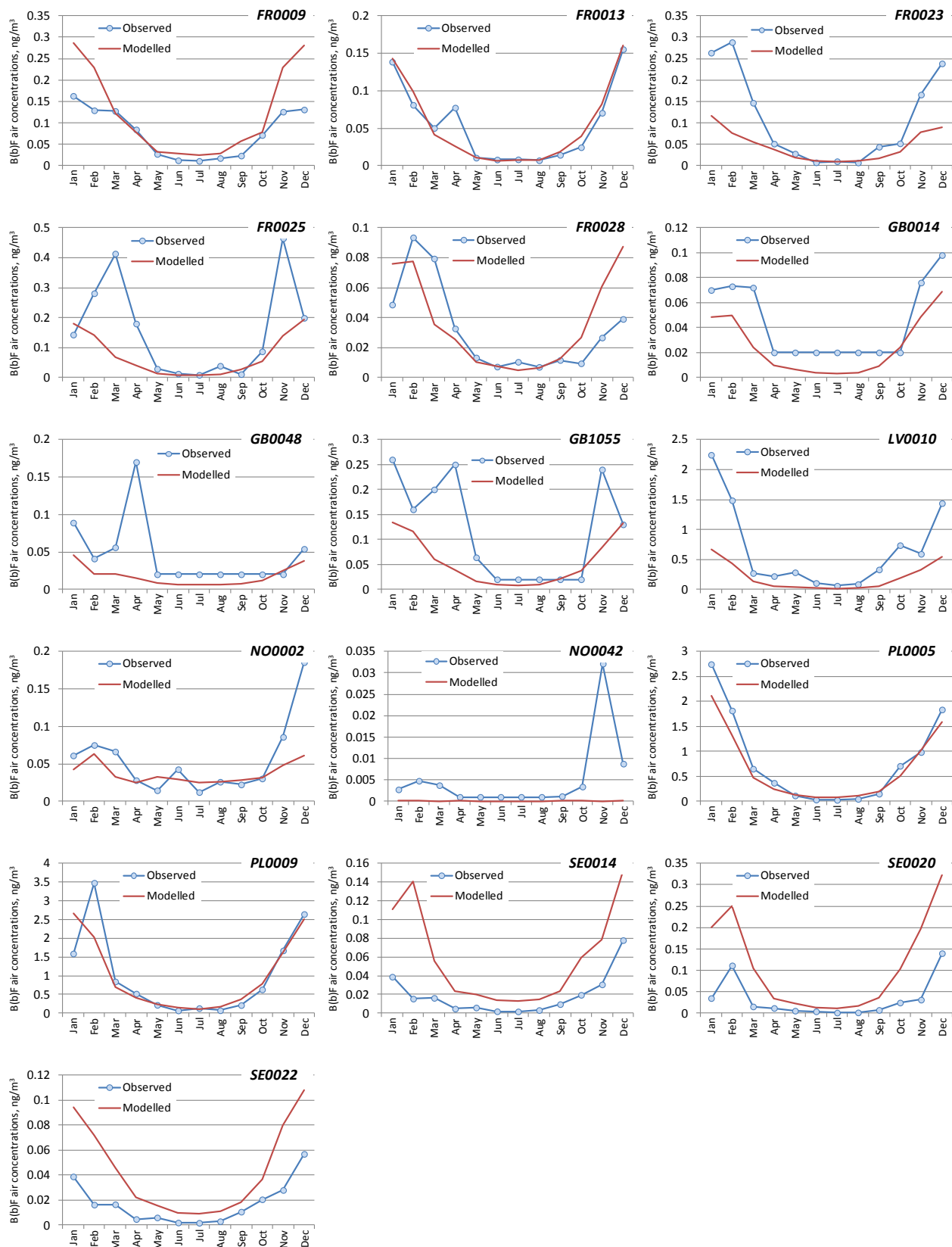


Рис. А.18. Моделируемые и наблюдаемые среднемесячные концентрации Б(б)Ф в воздухе на станциях ЕМЕП в 2021 году, $\text{нг}/\text{м}^3$.

А.2.3. Бензо(к)флуорантен (Б(к)Ф)

Таблица А.11. Среднегодовые смоделированные и наблюдаемые концентрации Б(к)Ф в воздухе, ng/m^3 , и относительное смещение (Bias) на станциях ЕМЕП в 2021 году.

Станция	Код	Тип изм.	Высота	Долгота	Широта	Наблю-даемые	Модели-руемые	Bias
Kosetice (NAOK)	CZ0003R	air+aerosol	535	15.08	49.573	0.201	0.313	55.6
Pallas (Matorova)	FI0036R	air+aerosol	340	24.237	68	0.005	0.008	56.7
Donon	FR0008R	pm10	775	7.133	48.5	0.026	0.072	171.7
Revin	FR0009R	pm10	390	4.633	49.9	0.029	0.050	71.7
Peyrusse Vieille	FR0013R	pm10	200	0.183	43.617	0.021	0.020	-7.8
Saint-Nazaire-le-Désert	FR0023R	pm10	605	5.279	44.569	0.046	0.018	-60.0
Verneuil	FR0025R	pm10	182	2.61	46.815	0.063	0.031	-51.2
Kergoff	FR0028R	pm10	307	-2.944	48.262	0.013	0.013	-1.4
High Muffles	GB0014R	aerosol	267	-0.807	54.334	0.020	0.007	-65.0
Auchencorth Moss	GB0048R	pm10	260	-3.243	55.792	0.025	0.005	-80.1
Chilbolton Observatory	GB1055R	pm10	78	-1.438	51.15	0.054	0.016	-70.7
Rucava	LV0010R	pm10	18	21.173	56.162	0.370	0.064	-82.6
Birkenes II	NO0002R	air+aerosol	219	8.252	58.389	0.018	0.011	-38.4
Zeppelin mountain (Ny-Ålesund)	NO0042G	air+aerosol	474	11.887	78.907	0.002	0.000	-98.6
Diabla Gora	PL0005R	pm10	157	22.067	54.15	0.320	0.232	-27.3
Zielonka	PL0009R	pm10	121	17.934	53.662	0.545	0.357	-34.5
Rão	SE0014R	air+aerosol	5	11.914	57.394	0.012	0.020	61.7
Hallahus	SE0020R	air+aerosol	190	13.148	56.043	0.026	0.043	66.1
Norunda Stenen	SE0022R	air+aerosol	45	17.505	60.086	0.013	0.013	-2.9

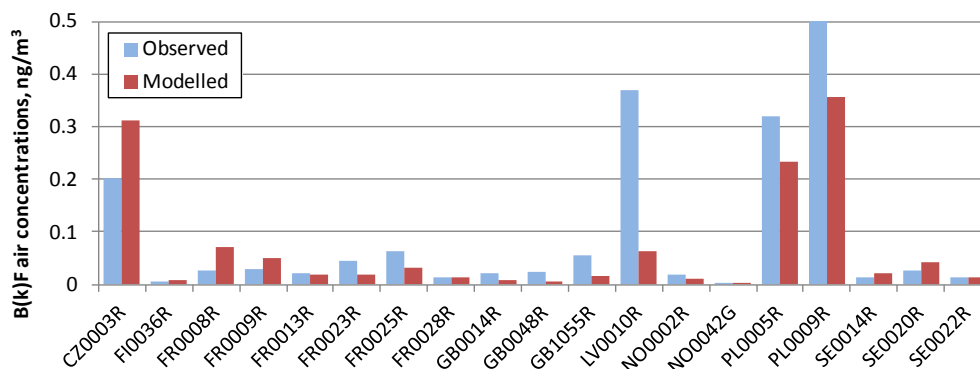
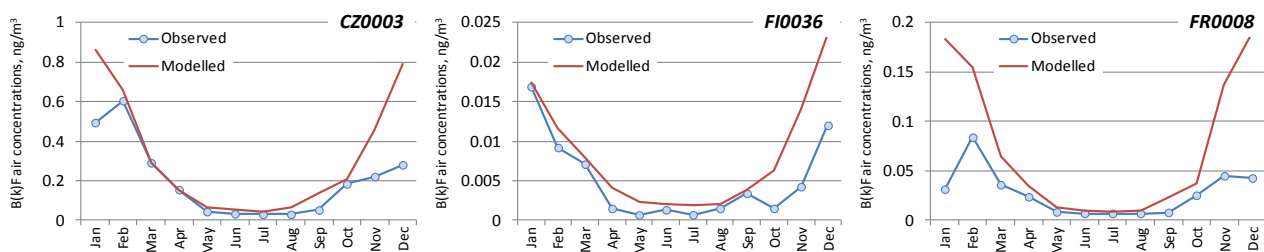


Рис. А.19. Моделируемые и наблюдаемые среднегодовые концентрации Б(к)Ф в воздухе на станциях ЕМЕП в 2021 году, ng/m^3 .



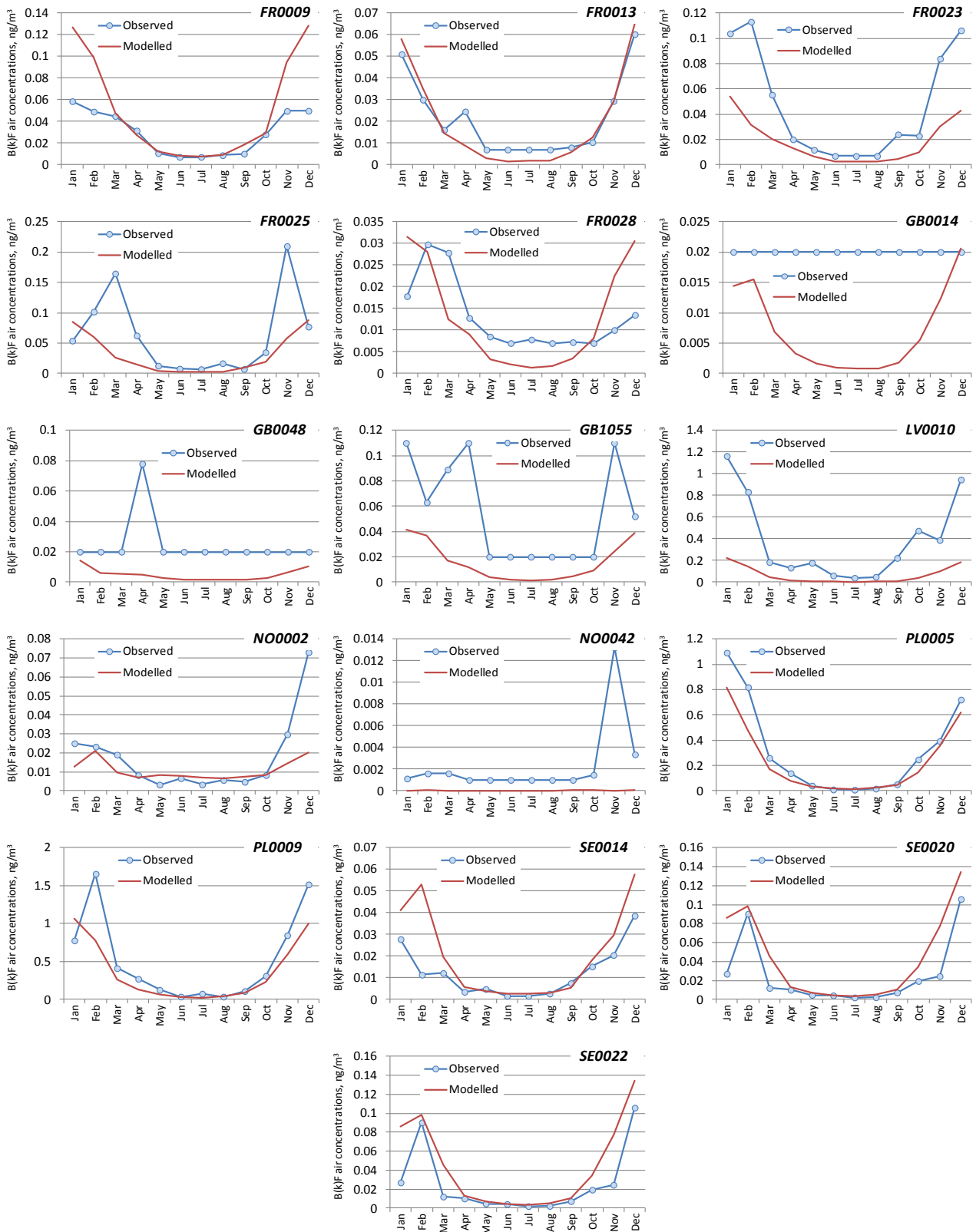


Рис. А.20. Моделируемые и наблюдаемые среднесесячные концентрации $B(k)F$ в воздухе на станциях ЕМЕП в 2021 году, ng/m^3 .

А.2.4. Индено(1,2,3-сd)пирен (И(сd)П)

Таблица А.12. Среднегодовые смоделированные и наблюдаемые концентрации И(сd)П в воздухе, нг/м³, и относительное смещение (Bias) на станциях ЕМЕП в 2021 году.

Станция	Код	Тип изм.	Выс ота	Долгота	Широта	Наблю- даемые	Модели- руемые	Bias
Houtem	BE0013R	pm10	2	2.582	51.016	0.084	0.082	-1.8
Kosetice (NAOK)	CZ0003R	air+aerosol	535	15.08	49.573	0.350	0.513	46.7
Westerland	DE0001R	air+pm10	12	8.31	54.926	0.086	0.050	-42.2
Waldhof	DE0002R	air+pm10	74	10.759	52.802	0.201	0.147	-26.6
Zingst	DE0009R	air+pm10	1	12.725	54.437	0.144	0.095	-34.0
Virolahti III	FI0018R	pm10	4	27.668	60.53	0.118	0.080	-32.6
Pallas (Matorova)	FI0036R	air+aerosol	340	24.237	68	0.009	0.013	49.9
Hyytiälä	FI0050R	pm10	181	24.283	61.85	0.086	0.064	-25.4
Donon	FR0008R	pm10	775	7.133	48.5	0.047	0.101	114.9
Revin	FR0009R	pm10	390	4.633	49.9	0.054	0.071	31.2
Peyrusse Vieille	FR0013R	pm10	200	0.183	43.617	0.042	0.035	-15.8
Saint-Nazaire-le-Désert	FR0023R	pm10	605	5.279	44.569	0.083	0.027	-67.0
Verneuil	FR0025R	pm10	182	2.61	46.815	0.115	0.046	-60.1
Kergoff	FR0028R	pm10	307	-2.944	48.262	0.021	0.024	16.9
High Muffles	GB0014R	aerosol	267	-0.807	54.334	0.035	0.019	-45.1
Auchencorth Moss	GB0048R	pm10	260	-3.243	55.792	0.038	0.015	-61.9
Chilbolton Observatory	GB1055R	pm10	78	-1.438	51.15	0.084	0.045	-47.0
Rucava	LV0010R	pm10	18	21.173	56.162	0.527	0.111	-79.0
Birkenes II	NO0002R	air+aerosol	219	8.252	58.389	0.033	0.014	-57.9
Zeppelin mountain (Ny-Ålesund)	NO0042G	air+aerosol	474	11.887	78.907	0.003	0.000	-98.8
Diabla Gora	PL0005R	pm10	157	22.067	54.15	0.748	0.276	-63.1
Zielonka	PL0009R	pm10	121	17.934	53.662	0.742	0.404	-45.5
Rão ¶	SE0014R	air+aerosol	5	11.914	57.394	0.022	0.031	42.8
Hallahus	SE0020R	air+aerosol	190	13.148	56.043	0.047	0.061	29.8
Norunda Stenen	SE0022R	air+aerosol	45	17.505	60.086	0.022	0.025	10.7
Iskrba	SI0008R	pm10	520	14.867	45.567	0.187	0.115	-38.4

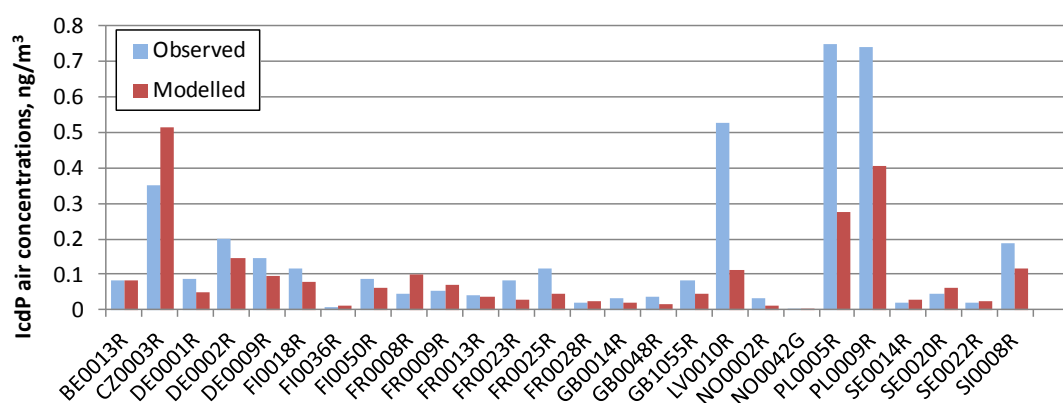
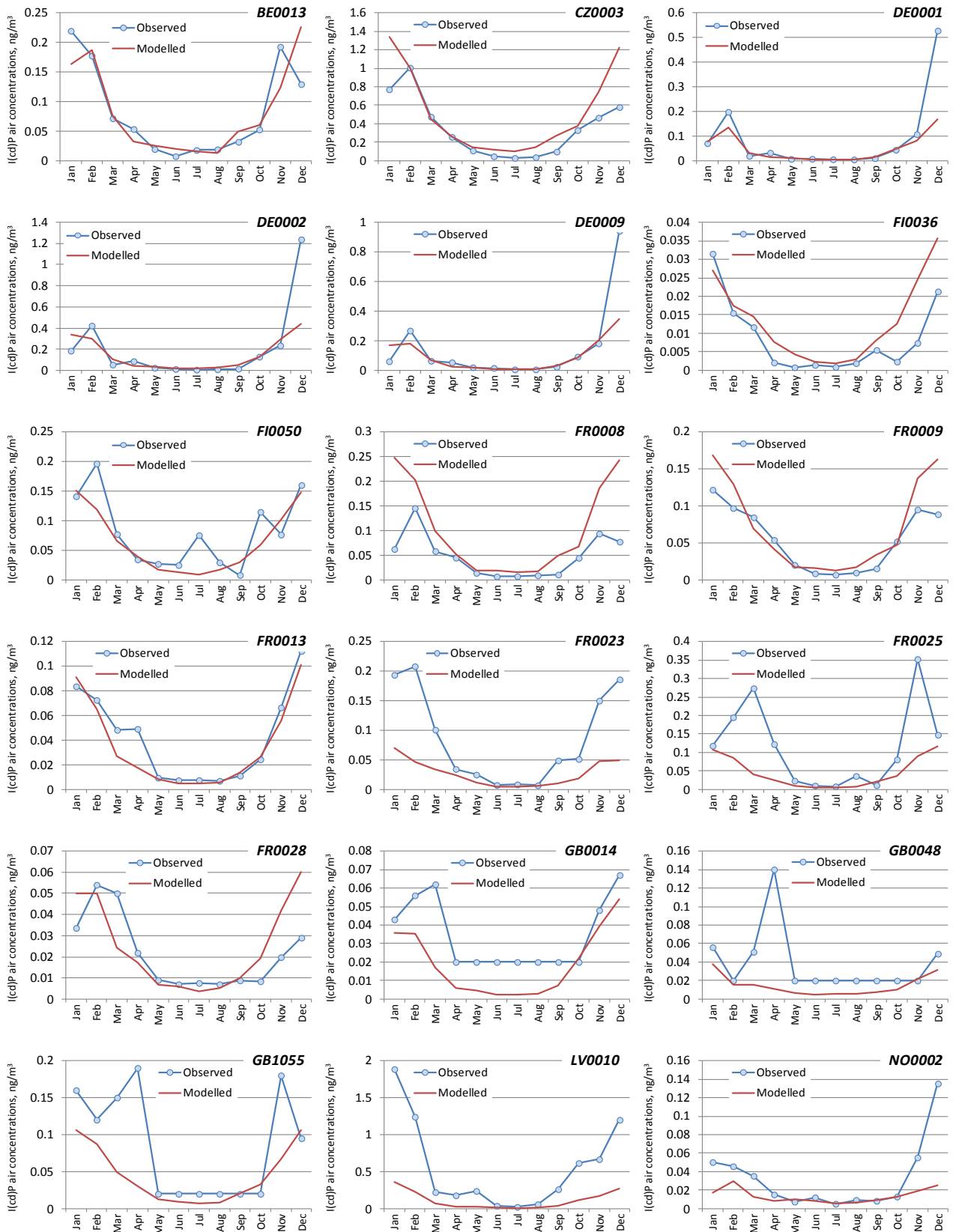


Рис. А.21. Моделируемые и наблюдаемые среднегодовые концентрации И(сd)П в воздухе на станциях ЕМЕП в 2021 году, нг/м³.



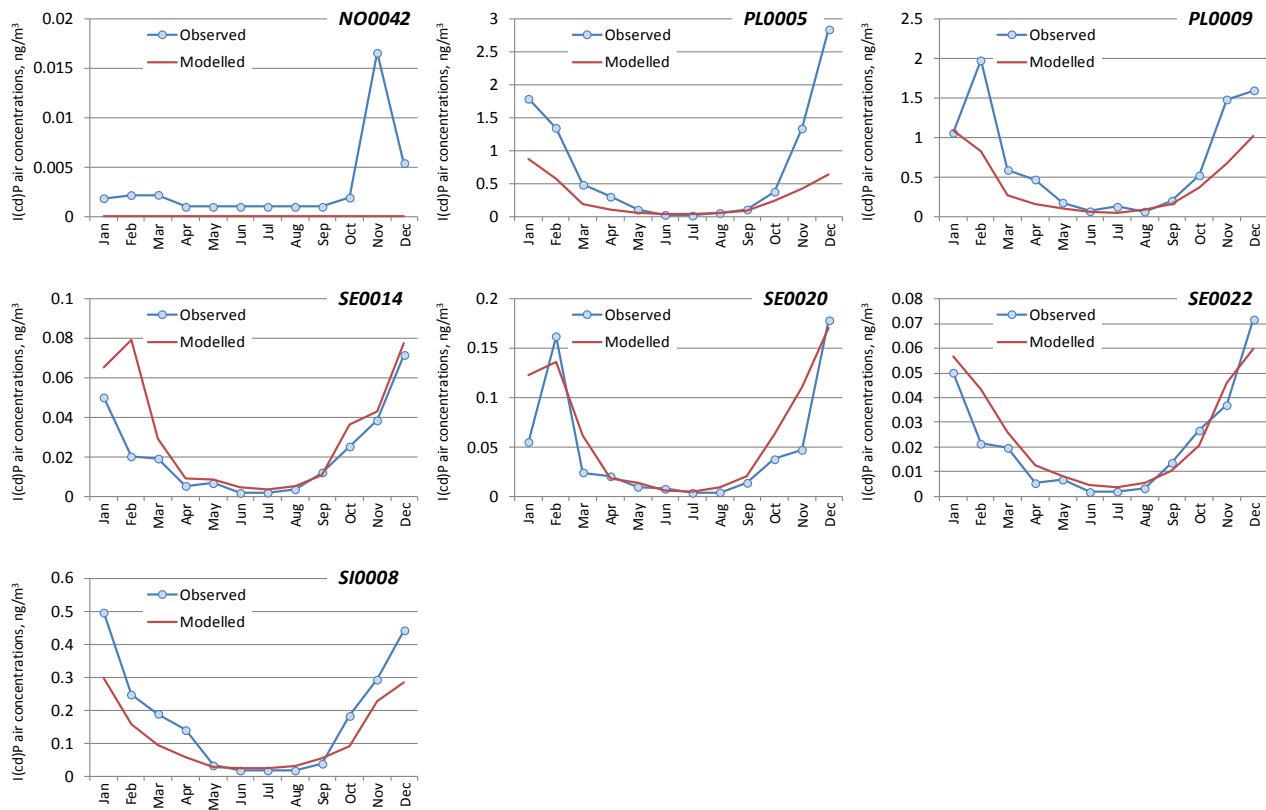


Рис. А.22. Моделируемые и наблюдаемые среднесесячные концентрации И(сd)П в воздухе на станциях ЕМЕП в 2021 году, $\text{нг}/\text{м}^3$.

A.2.5. Гексахлорбензол (ГХБ)

Таблица А.13. Среднегодовые смоделированные и наблюдаемые концентрации ГХБ в воздухе, ng/m^3 , и относительное смещение (Bias) на станциях ЕМЕП в 2021 году.

Станция	Код	Тип изм.	Высота	Долгота	Широта	Наблю- даемые	Модел ируемые	Bias
Kosetice (NAOK)	CZ0003R	air+pm10	535	15.08	49.573	59.550	37.509	-37.01
Westerland	DE0001R	air+pm10	12	8.31	54.926	17.410	31.455	80.67
Waldhof	DE0002R	air+pm10	74	10.759	52.802	21.800	41.216	89.06
Zingst	DE0009R	air+pm10	1	12.725	54.437	17.890	38.843	117.12
Pallas (Matorova)	FI0036R	air+aerosol	340	24.237	68	20.000	20.087	0.43
Storhofdi	IS0091R	air+aerosol	118	-20.288	63.4	5.287	15.671	196.40
Birkenes II	NO0002R	air+aerosol	219	8.252	58.389	39.260	30.233	-22.99
Zeppelin mountain (Ny-Ålesund)	NO0042G	air+aerosol	474	11.887	78.907	44.530	15.845	-64.42
Andoya	NO0090R	air+aerosol	380	16.012	69.278	27.490	23.205	-15.59
Rão	SE0014R	air+aerosol	5	11.914	57.394	20.000	33.118	65.59
Norunda Stenen	SE0022R	air+aerosol	45	17.505	60.086	20.000	28.469	42.35

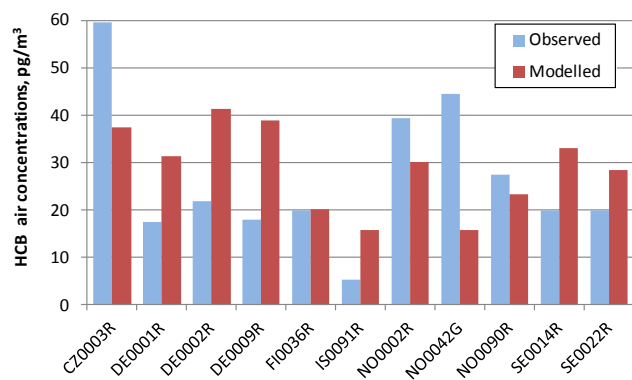
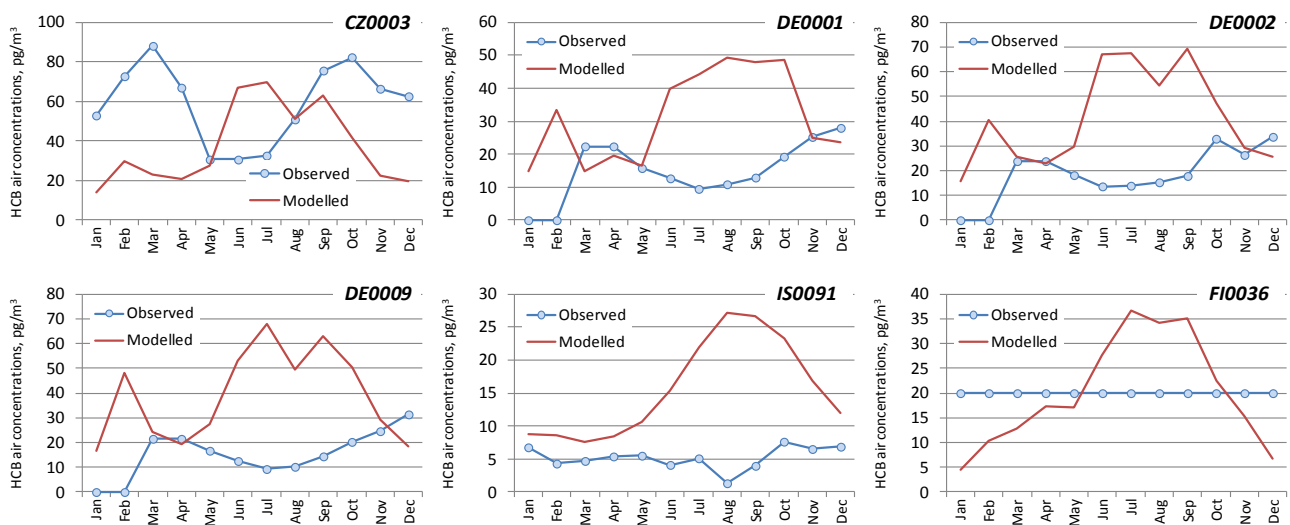


Рис. А.23. Моделируемые и наблюдаемые среднегодовые концентрации ГХБ в воздухе на станциях ЕМЕП в 2021 году, ng/m^3 .



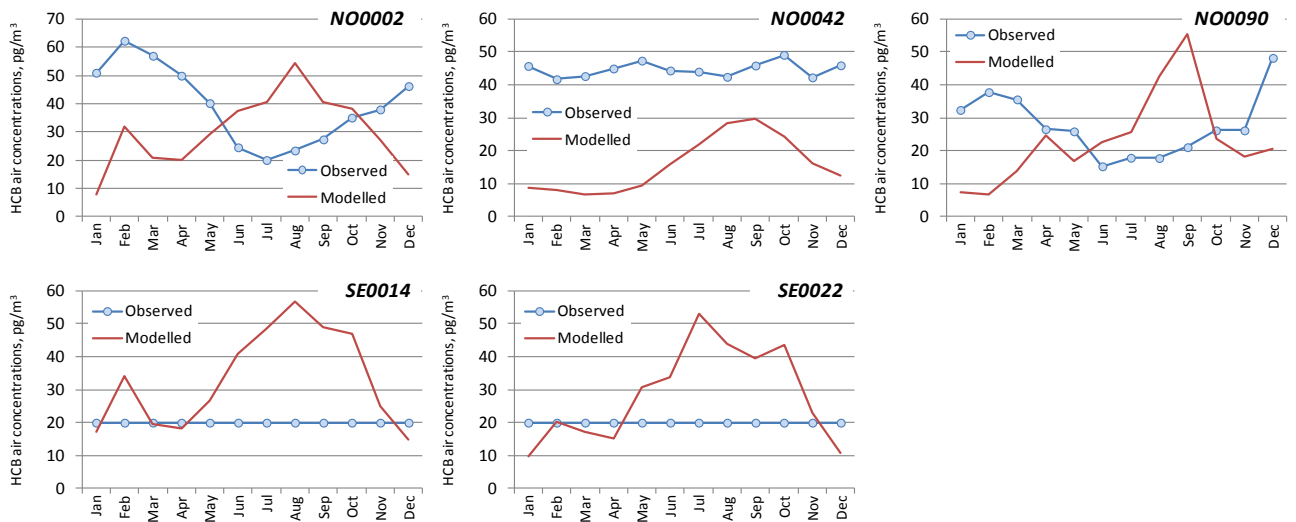


Рис. А.24. Моделируемые и наблюдаемые среднесесячные концентрации ГХБ в воздухе на станциях ЕМЕП в 2021 году, ng/m^3 .

A.2.6. Полихлорированные бифенилы (ПХБ-153)

Таблица А.14. Среднегодовые смоделированные и наблюдаемые концентрации ПХБ-153 в воздухе, $\text{нг}/\text{м}^3$, и относительное смещение (Bias) на станциях ЕМЕП в 2021 году.

Станция	Код	Тип изм.	Высота	Долгота	Широта	Наблюдаемые	Моделируемые	Bias
Kosetice (NAOK)	CZ0003R	air+pm10	535	15.08	49.573	13.600	2.497	-81.6
Westerland	DE0001R	air+pm10	12	8.31	54.926	0.992	1.096	10.5
Waldhof	DE0002R	air+pm10	74	10.759	52.802	0.992	2.257	127.5
Zingst	DE0009R	air+pm10	1	12.725	54.437	0.453	1.307	188.8
Pallas (Matorova)	FI0036R	air+aerosol	340	24.237	68	0.107	0.191	79.1
Storhofdi	IS0091R	air+aerosol	118	-20.288	63.4	0.526	0.123	-76.5
Birkenes II	NO0002R	air+aerosol	219	8.252	58.389	0.237	0.342	44.4
Zeppelin mountain (Ny-Ålesund)	NO0042G	air+aerosol	474	11.887	78.907	0.090	0.038	-57.5
Rão 1	SE0014R	air+aerosol	5	11.914	57.394	0.625	0.727	16.4
Norunda Stenen	SE0022R	air+aerosol	45	17.505	60.086	0.267	0.606	127.0

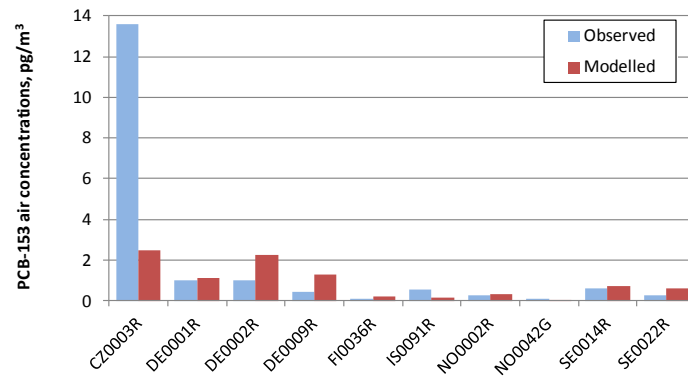
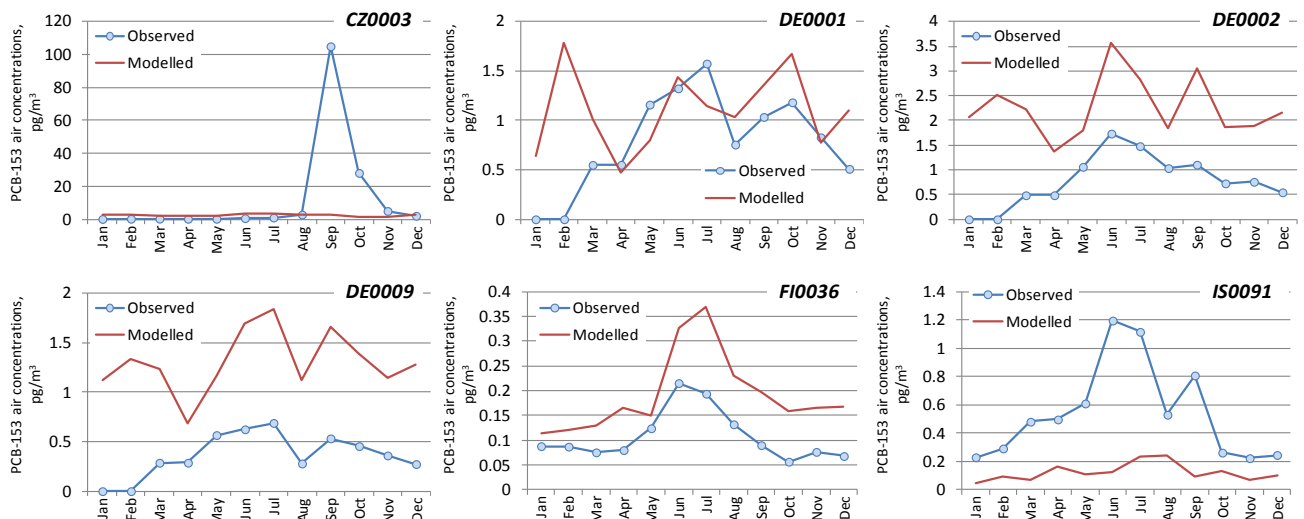


Рис. А.25. Моделируемые и наблюдаемые среднегодовые концентрации ПХБ-153 в воздухе на станциях ЕМЕП в 2021 году, $\text{нг}/\text{м}^3$.



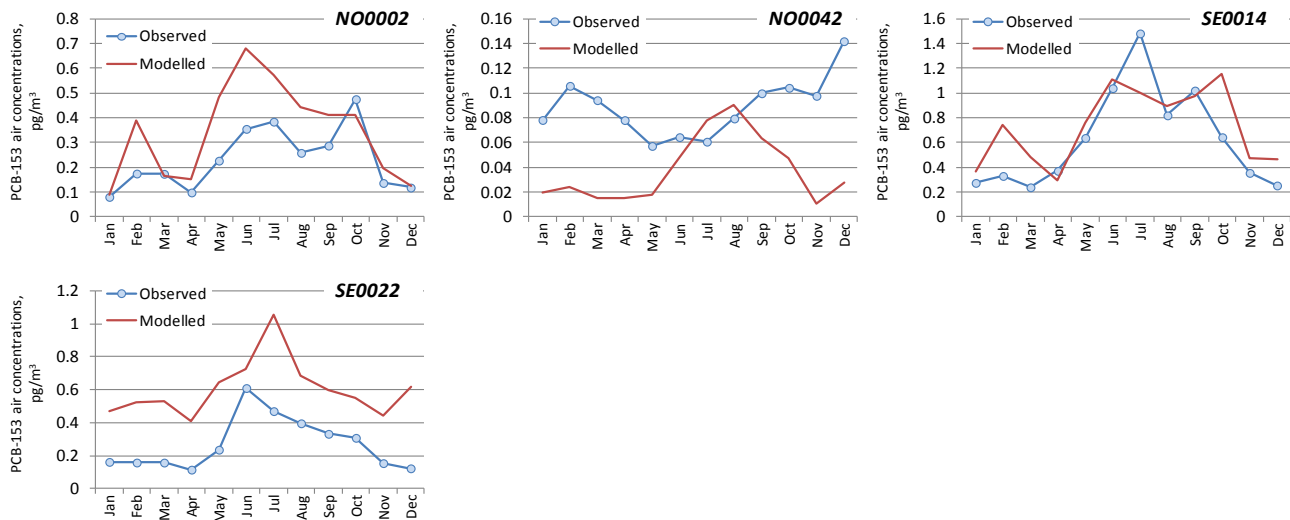


Рис. А.26. Моделируемые и наблюдаемые среднемесячные концентрации ПХБ-153 в воздухе на станциях ЕМЕП в 2021 году, pg/m^3 .

А.2.7. Полихлорированные дибензо(п)диоксины и дибензофураны (ПХДД/Ф)

Таблица А.15. Среднегодовые смоделированные и наблюдаемые концентрации ПХДД/Ф в воздухе, фг ДЭ/м³, и относительное смещение (Bias) на станциях ЕМЕП в 2021 году.

Станция	Код	Тип изм.	Высота	Долгота	Широта	Наблю- даемые	Модели- руемые	Bias
Råb	SE0014R	air+aerosol	5	11.91	57.39	1.301	1.286	-1.17
Norunda Stenen	SE0022R	air+aerosol	45	17.51	60.09	1.005	0.638	-36.55

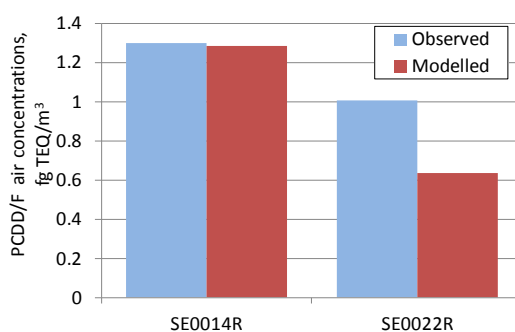


Рис. А.27. Моделируемые и наблюдаемые среднегодовые концентрации ПХДД/Ф в воздухе на станциях ЕМЕП в 2021 году, фг ДЭ/м³.

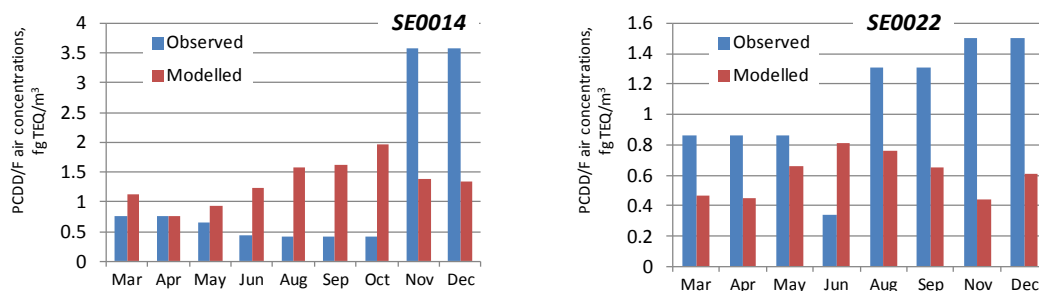


Рис. А.28. Моделируемые и наблюдаемые среднемесячные концентрации ПХДД/Ф в воздухе на станциях ЕМЕП в 2021 г., фг ДЭ/м³.

ОБНОВЛЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ ОЦЕНКИ С УЧЕТОМ НОВЫХ ОТЧЕТНЫХ ДАННЫХ О ВЫБРОСАХ

Для модельной оценки уровней загрязнения тяжелыми металлами и CO₃ на 2021 год использовались данные о выбросах за предыдущий (2020) год. Летом 2023 года стали доступны данные по выбросам для моделирования на 2021 год. Данные о выбросах за 2021 год были получены из онлайн-базы данных CEIP (<https://www.ceip.at/webdab-emission-database>). В данном приложении представлен краткий обзор данных о выбросах и результатов моделирования на 2021 год. В частности, в нем приведены национальные суммарные выбросы в странах ЕМЕП, пространственные распределения концентраций в воздухе, потоки общих и влажных выпадений на основе данных о выбросах за 2021 год. Кроме того, показана оценка обновленных результатов моделирования в сравнении с данными измерений.

Свинец (Pb)

Таблица Б.1. Выбросы Pb в 2021 году в странах ЕМЕП, тонн

Страна	Выбросы	Страна	Выбросы	Страна	Выбросы
Albania	6.13	Greece	11.39	Poland	279.90
Armenia	0.80	Hungary	14.60	Portugal	23.71
Austria	12.53	Iceland	0.49	Moldova	1.69
Azerbaijan	2.10	Ireland	7.63	Romania	46.41
Belarus	7.70	Italy	210.08	Russia	235.75
Belgium	15.69	Kazakhstan	696.03	Serbia	38.26
Bosnia&Herzegovina	35.53	Kyrgyzstan	12.22	Slovakia	8.15
Bulgaria	14.95	Latvia	3.85	Slovenia	5.63
Croatia	6.30	Liechtenstein	0.05	Spain	100.70
Cyprus	1.09	Lithuania	3.72	Sweden	6.85
Czechia	14.68	Luxembourg	1.24	Switzerland	13.55
Denmark	14.55	Malta	0.50	Tajikistan	63.72
Estonia	4.95	Monaco	0.01	Türkiye	94.78
Finland	13.00	Montenegro	0.44	Turkmenistan	39.00
France	84.90	Netherlands	4.91	Ukraine	48.36
Georgia	2.72	North Macedonia	2.64	United Kingdom	114.91
Germany	154.45	Norway	5.45	Uzbekistan	184.82

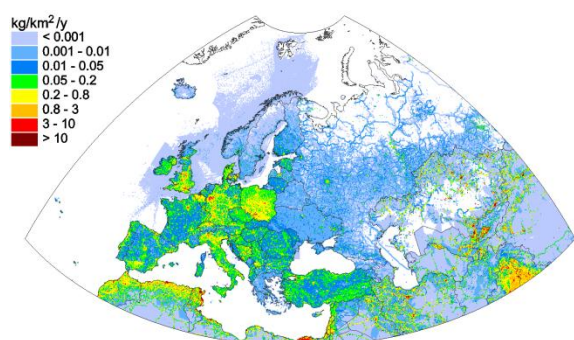


Рис. В.2. Пространственное распределение выбросов Pb в регионе ЕМЕП в 2021 году, кг/км² в год.

Кадмий (Cd)

Таблица Б.2. Выбросы Cd в 2021 году в странах ЕМЕП, тонн

Страна	Выбросы	Страна	Выбросы	Страна	Выбросы
Albania	0.19	Greece	1.52	Poland	10.96
Armenia	0.04	Hungary	1.38	Portugal	1.77
Austria	0.92	Iceland	0.01	Moldova	0.40
Azerbaijan	0.10	Ireland	0.27	Romania	3.14
Belarus	0.73	Italy	4.39	Russia	39.70
Belgium	1.15	Kazakhstan	11.06	Serbia	2.57
Bosnia&Herzegovina	1.49	Kyrgyzstan	0.50	Slovakia	0.62
Bulgaria	1.43	Latvia	0.55	Slovenia	0.58
Croatia	0.79	Liechtenstein	3.7E-03	Spain	6.84
Cyprus	0.03	Lithuania	0.26	Sweden	0.48
Czechia	1.27	Luxembourg	0.06	Switzerland	0.63
Denmark	0.67	Malta	0.01	Tajikistan	0.31
Estonia	0.46	Monaco	3.0E-04	Türkiye	3.97
Finland	0.85	Montenegro	0.11	Turkmenistan	0.27
France	2.59	Netherlands	0.87	Ukraine	2.45
Georgia	0.18	North Macedonia	0.23	United Kingdom	4.99
Germany	10.87	Norway	0.48	Uzbekistan	3.28

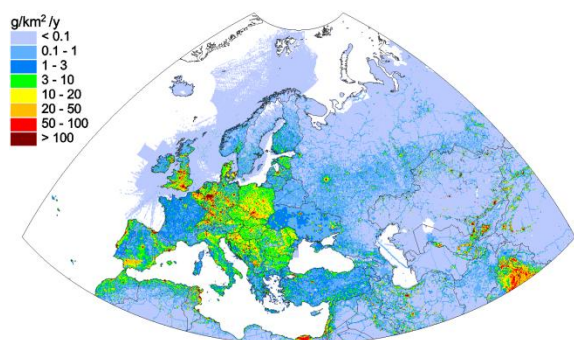


Рис. В.4. Пространственное распределение выбросов Cd в регионе ЕМЕП в 2021 году, г/км² в год.

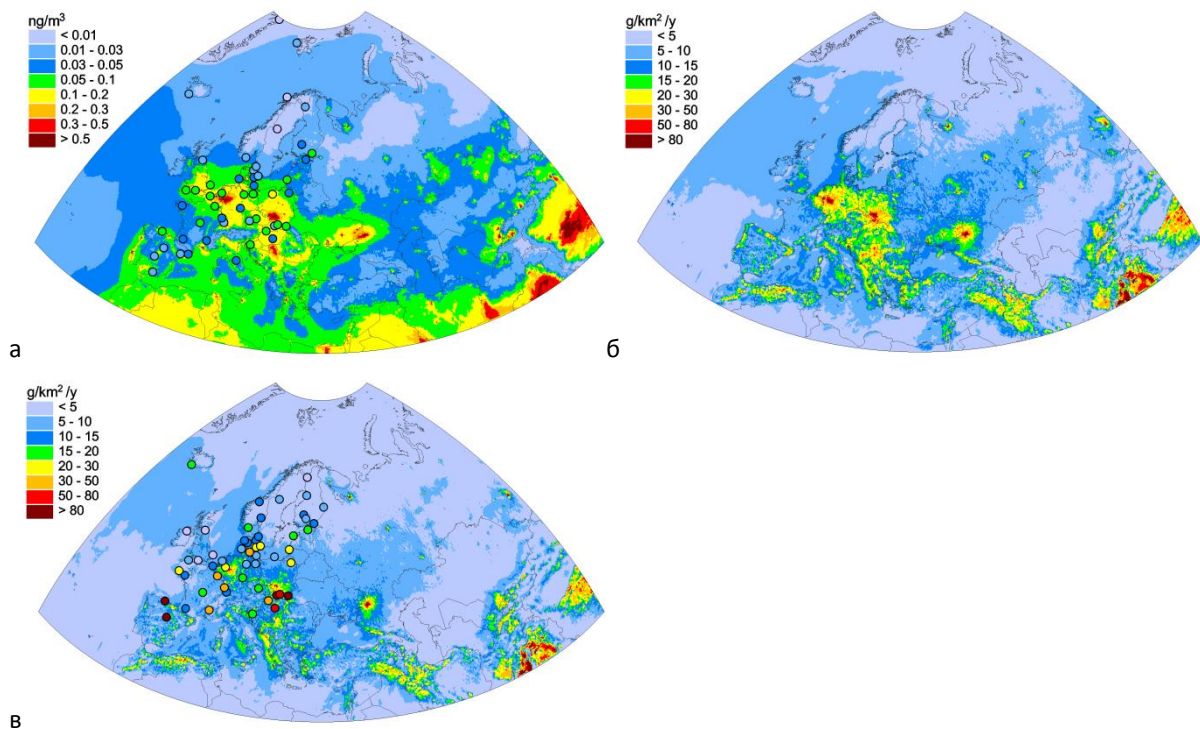
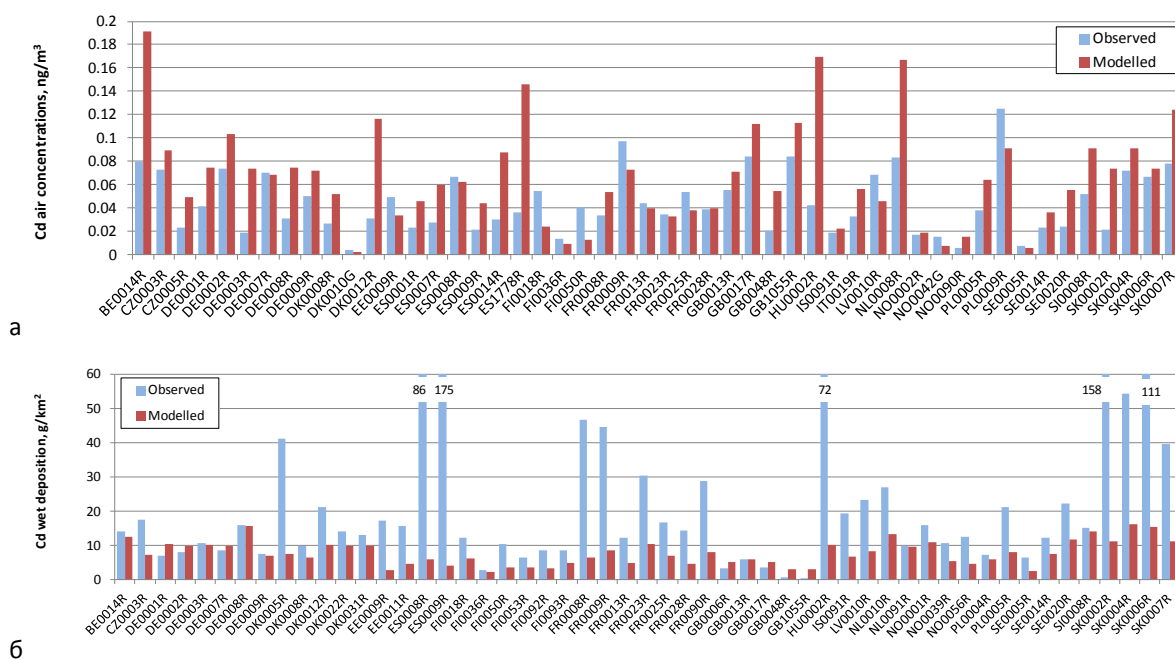


Рис. Б.5. Среднегодовые смоделированные концентрации в воздухе, $\text{нг}/\text{м}^3$ (а), потоки общих выпадений, $\text{г}/\text{км}^2$ в год (б) и потоки влажных выпадений, $\text{г}/\text{км}^2$ в год (в) кадмия на основе данных о выбросах за 2021 год.



Ртуть (Hg)

Таблица Б.3. Выбросы Hg в 2021 году в странах ЕМЕП, тонн

Страна	Выбросы	Страна	Выбросы	Страна	Выбросы
Albania	0.19	Greece	0.85	Poland	8.49
Armenia	0.04	Hungary	0.81	Portugal	1.23
Austria	1.04	Iceland	0.01	Moldova	0.10
Azerbaijan	0.27	Ireland	0.34	Romania	1.71
Belarus	0.27	Italy	6.33	Russia	13.76
Belgium	0.92	Kazakhstan	24.55	Serbia	1.45
Bosnia&Herzegovina	1.73	Kyrgyzstan	0.85	Slovakia	0.53
Bulgaria	0.97	Latvia	0.09	Slovenia	0.19
Croatia	0.38	Liechtenstein	5.3E-04	Spain	2.95
Cyprus	0.03	Lithuania	0.21	Sweden	0.41
Czechia	2.07	Luxembourg	0.08	Switzerland	0.68
Denmark	0.24	Malta	2.8E-03	Tajikistan	0.56
Estonia	0.22	Monaco	7.1E-04	Türkiye	10.73
Finland	0.52	Montenegro	0.05	Turkmenistan	0.48
France	2.59	Netherlands	0.47	Ukraine	4.33
Georgia	0.24	North Macedonia	0.21	United Kingdom	3.73
Germany	6.66	Norway	0.22	Uzbekistan	5.85

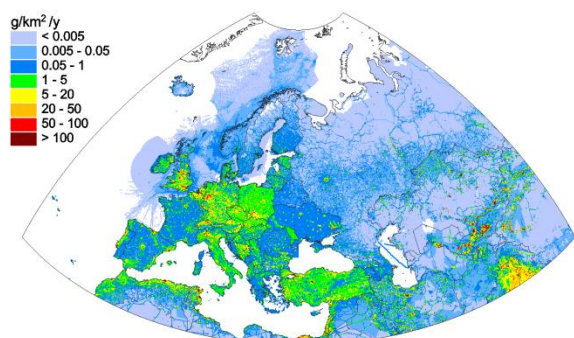


Рис. В.7. Пространственное распределение выбросов Hg в регионе ЕМЕП в 2021 году, г/км² в год.

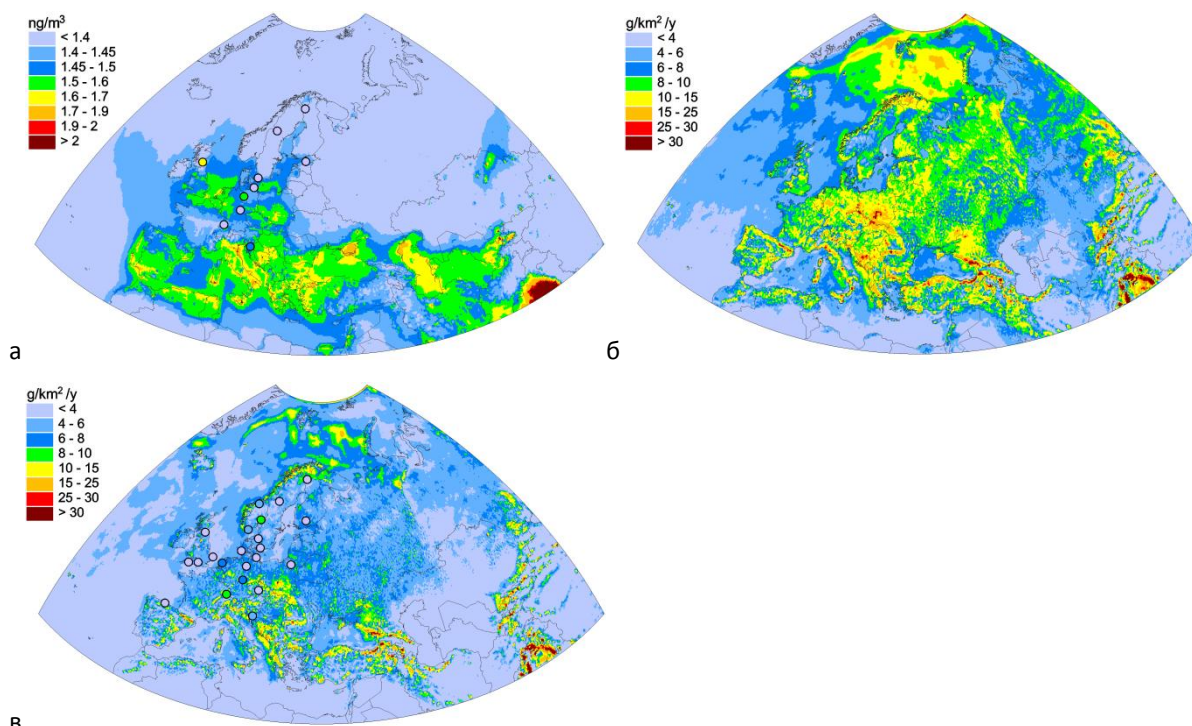


Рис. Б.8. Среднегодовые смоделированные концентрации в воздухе, $\text{нг}/\text{м}^3$ (а), потоки общих выпадений, $\text{г}/\text{км}^2$ в год (б) и потоки влажных выпадений, $\text{г}/\text{км}^2$ в год (в) ртути на основе данных о выбросах за 2021 год.

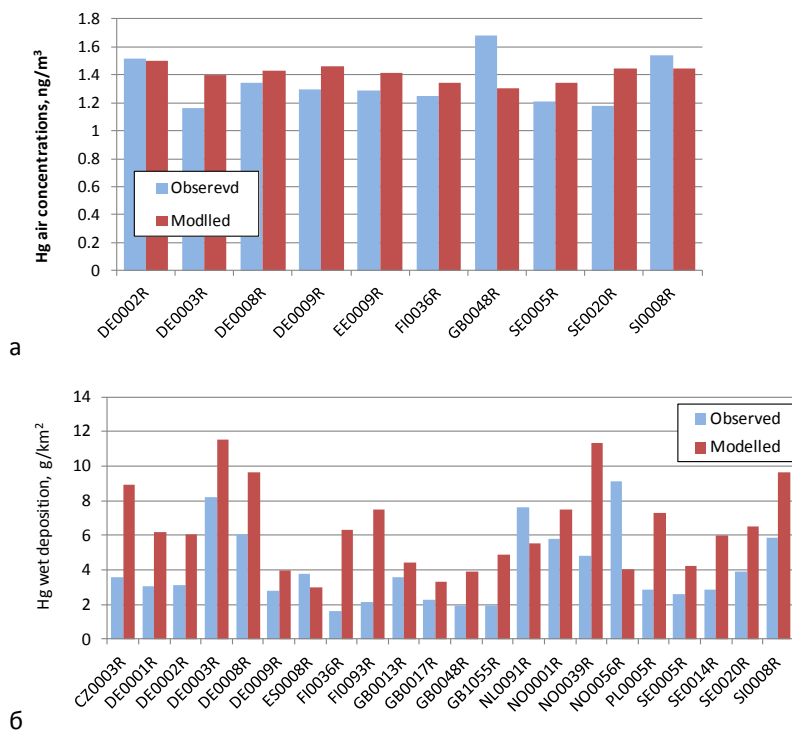


Рис. Б.9. Моделируемые и наблюдаемые среднегодовые концентрации Hg в воздухе, $\text{нг}/\text{м}^3$ (а) и потоки влажных выпадений, $\text{г}/\text{км}^2$ (б) на станциях ЕМЕП в 2021 г.

Полициклические ароматические углеводороды (ПАУ)

Таблица Б.4. Выбросы ПАУ в 2021 году в странах ЕМЕП, тонн

Страна	Выбросы	Страна	Выбросы	Страна	Выбросы
Albania	2.25	Greece	16.95	Poland	260.50
Armenia	1.21	Hungary	21.40	Portugal	16.71
Austria	7.20	Iceland	0.07	Moldova	13.81
Azerbaijan	1.25	Ireland	12.00	Romania	59.49
Belarus	29.68	Italy	66.51	Russia	363.58
Belgium	6.78	Kazakhstan	198.52	Serbia	30.69
Bosnia&Herzegovina	11.55	Kyrgyzstan	14.23	Slovakia	25.58
Bulgaria	15.50	Latvia	7.07	Slovenia	4.50
Croatia	13.48	Liechtenstein	9.0E-03	Spain	30.92
Cyprus	0.72	Lithuania	9.46	Sweden	7.06
Czechia	29.99	Luxembourg	0.53	Switzerland	2.57
Denmark	4.40	Malta	0.06	Tajikistan	10.71
Estonia	2.96	Monaco	8.1E-04	Türkiye	150.87
Finland	20.09	Montenegro	0.30	Turkmenistan	6.03
France	37.20	Netherlands	4.32	Ukraine	196.28
Georgia	5.38	North Macedonia	4.02	United Kingdom	21.14
Germany	74.21	Norway	4.84	Uzbekistan	13.79

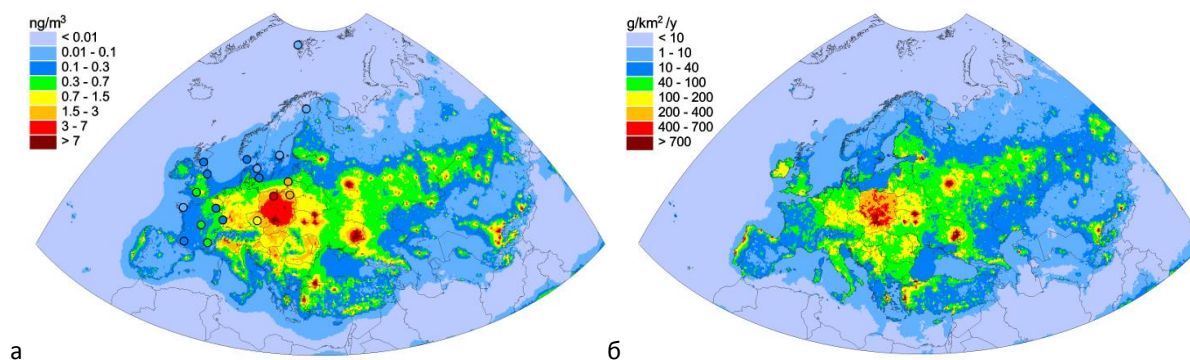


Рис. Б.10. Среднегодовые смоделированные концентрации, $\text{нг}/\text{м}^3$ (а) и суммарные потоки выпадений, $\text{г}/\text{км}^2$ в год (б) суммы 4ПАУ в воздухе по данным о выбросах за 2021 год.

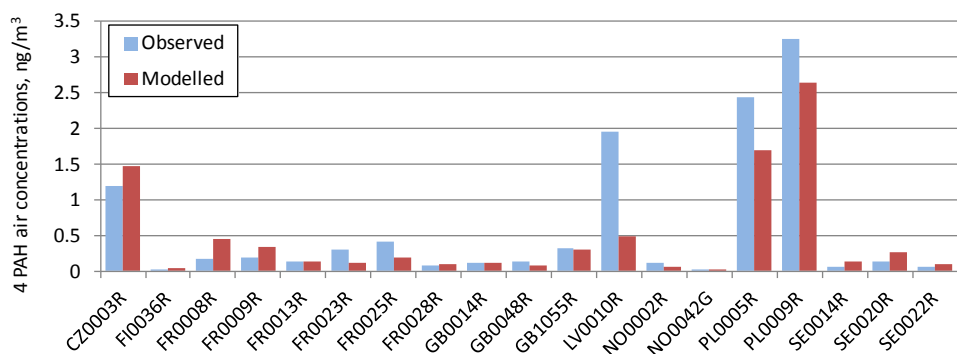


Рис. Б.11. Моделируемые и наблюдаемые среднегодовые концентрации суммы 4-х ПАУ в воздухе на станциях ЕМЕП в 2021 году, $\text{нг}/\text{м}^3$.

Бензо(а)пирен (Б(а)П)

Таблица Б.5. Выбросы Б(а)П в 2021 году в странах ЕМЕП, тонн

Страна	Выбросы	Страна	Выбросы	Страна	Выбросы
Albania	0.68	Greece	5.44	Poland	89.12
Armenia	0.42	Hungary	7.33	Portugal	5.83
Austria	2.28	Iceland	0.01	Moldova	4.42
Azerbaijan	0.40	Ireland	3.00	Romania	20.32
Belarus	7.27	Italy	19.80	Russia	110.00
Belgium	2.14	Kazakhstan	59.28	Serbia	10.07
Bosnia&Herzegovina	3.06	Kyrgyzstan	4.11	Slovakia	8.44
Bulgaria	5.36	Latvia	2.51	Slovenia	1.92
Croatia	4.72	Liechtenstein	1.7E-03	Spain	10.21
Cyprus	0.12	Lithuania	2.97	Sweden	2.34
Czechia	10.08	Luxembourg	0.12	Switzerland	0.77
Denmark	1.29	Malta	0.02	Tajikistan	4.01
Estonia	0.82	Monaco	1.8E-04	Türkiye	42.62
Finland	6.58	Montenegro	0.07	Turkmenistan	1.19
France	10.76	Netherlands	1.51	Ukraine	51.95
Georgia	1.63	North Macedonia	1.29	United Kingdom	6.34
Germany	18.39	Norway	0.95	Uzbekistan	2.8

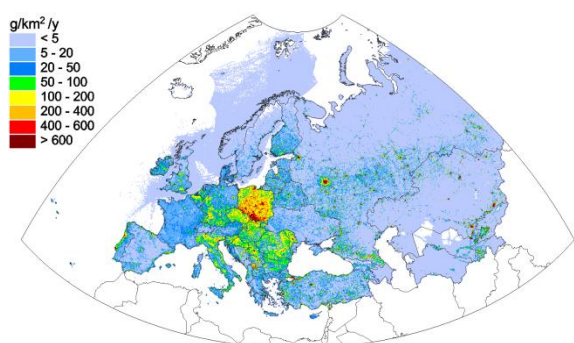


Рис. В.12. Пространственное распределение выбросов Б(а)Ф в регионе ЕМЕП в 2021 году, $\text{г}/\text{км}^2$ в год.

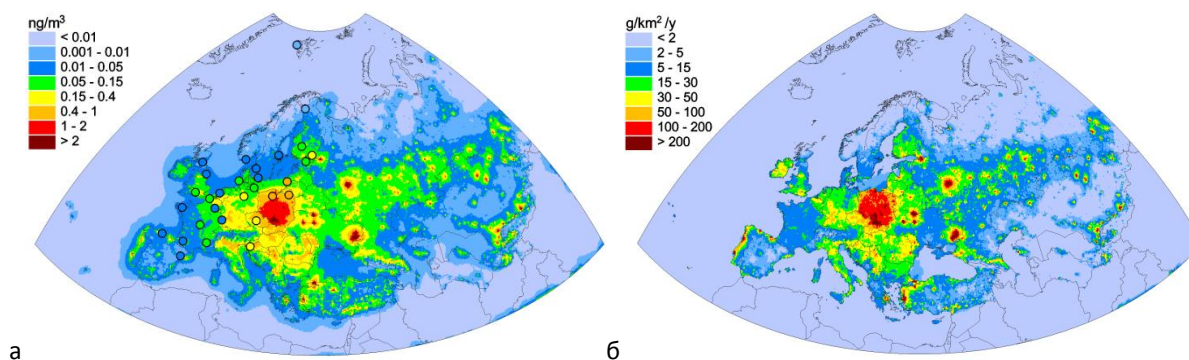


Рис. Б.13. Среднегодовые смоделированные концентрации, $\text{нг}/\text{м}^3$ (а) и суммарные потоки выпадений, $\text{г}/\text{км}^2$ в год (б) Б(а)П в воздухе по данным о выбросах за 2021 год.

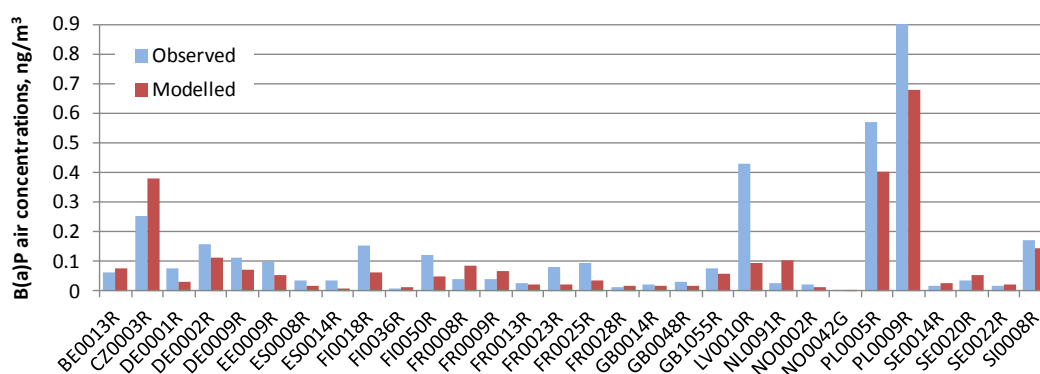


Рис. Б.14. Моделируемые и наблюдаемые среднегодовые концентрации Б(а)П в воздухе на станциях ЕМЕП в 2021 году, $\text{нг}/\text{м}^3$.

Бензо(в)флуорантен (Б(в)Ф)

Таблица Б.6. Выбросы Б(в)Ф в 2021 году в странах ЕМЕП, тонн

Страна	Выбросы	Страна	Выбросы	Страна	Выбросы
Albania	0.68	Greece	5.90	Poland	91.71
Armenia	0.39	Hungary	7.15	Portugal	4.95
Austria	2.58	Iceland	0.03	Moldova	4.76
Azerbaijan	0.42	Ireland	5.05	Romania	19.44
Belarus	14.29	Italy	23.02	Russia	123.05
Belgium	2.41	Kazakhstan	77.37	Serbia	10.49
Bosnia&Herzegovina	4.07	Kyrgyzstan	5.86	Slovakia	8.09
Bulgaria	5.27	Latvia	2.32	Slovenia	1.10
Croatia	4.39	Liechtenstein	1.8E-03	Spain	10.59
Cyprus	0.34	Lithuania	3.36	Sweden	2.48
Czechia	7.79	Luxembourg	0.22	Switzerland	0.82
Denmark	1.41	Malta	0.02	Tajikistan	3.30
Estonia	0.81	Monaco	2.3E-04	Türkiye	53.56
Finland	5.19	Montenegro	0.15	Turkmenistan	2.63
France	12.21	Netherlands	1.39	Ukraine	83.56
Georgia	1.82	North Macedonia	1.46	United Kingdom	7.54
Germany	26.43	Norway	2.28	Uzbekistan	5.48

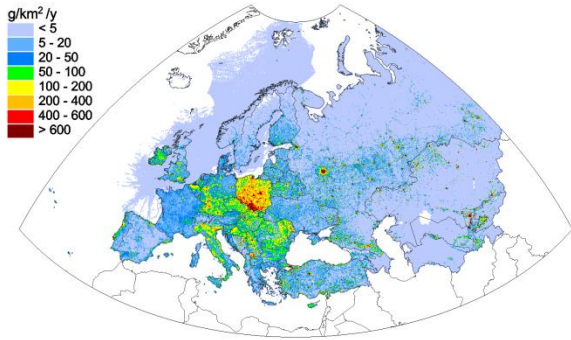


Рис. В.15. Пространственное распределение выбросов Б(б)Ф в регионе ЕМЕП в 2021 году, g/km^2 в год.

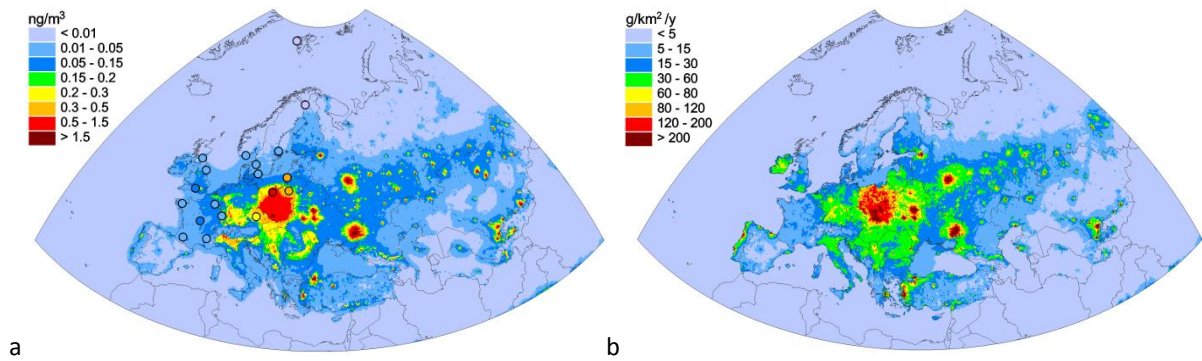


Рис. Б.16. Среднегодовые смоделированные концентрации, ng/m^3 (а) и суммарные потоки выпадений, g/km^2 в год (б) Б(б)Ф в воздухе по данным о выбросах за 2021 год.

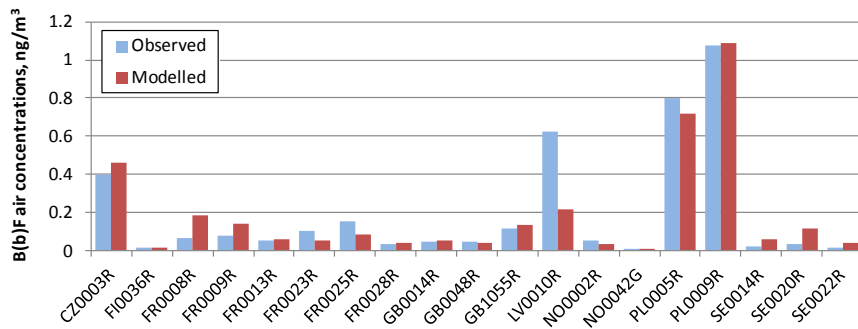


Рис. Б.17. Моделируемые и наблюдаемые среднегодовые концентрации Б(б)Ф в воздухе на станциях ЕМЕП в 2021 году, ng/m^3 .

Бензо(к)флуорантен (Б(к)Ф)

Таблица Б.7. Выбросы Б(к)Ф в 2021 году в странах ЕМЕП, тонн

Страна	Выбросы	Страна	Выбросы	Страна	Выбросы
Albania	0.31	Greece	3.23	Poland	43.90
Armenia	0.15	Hungary	2.75	Portugal	2.64
Austria	1.04	Iceland	0.01	Moldova	2.24
Azerbaijan	0.35	Ireland	2.16	Romania	7.95
Belarus	3.99	Italy	10.79	Russia	64.33
Belgium	1.03	Kazakhstan	38.92	Serbia	4.30
Bosnia&Herzegovina	1.63	Kyrgyzstan	2.31	Slovakia	4.20
Bulgaria	2.11	Latvia	0.89	Slovenia	1.06
Croatia	1.69	Liechtenstein	2.7E-03	Spain	4.75
Cyprus	0.15	Lithuania	1.54	Sweden	0.93
Czechia	5.54	Luxembourg	0.11	Switzerland	0.52
Denmark	0.85	Malta	0.01	Tajikistan	2.29
Estonia	0.54	Monaco	2.1E-04	Türkiye	20.37
Finland	3.82	Montenegro	0.04	Turkmenistan	1.82
France	7.46	Netherlands	0.70	Ukraine	30.61
Georgia	0.91	North Macedonia	0.57	United Kingdom	3.84
Germany	11.96	Norway	0.85	Uzbekistan	4.26

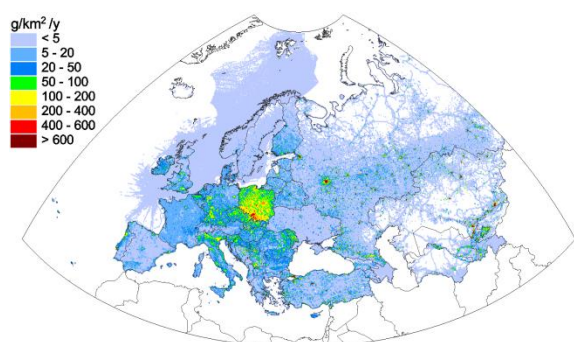


Рис. В.18. Пространственное распределение выбросов Б(к)Ф в регионе ЕМЕП в 2021 году, г/км² в год.

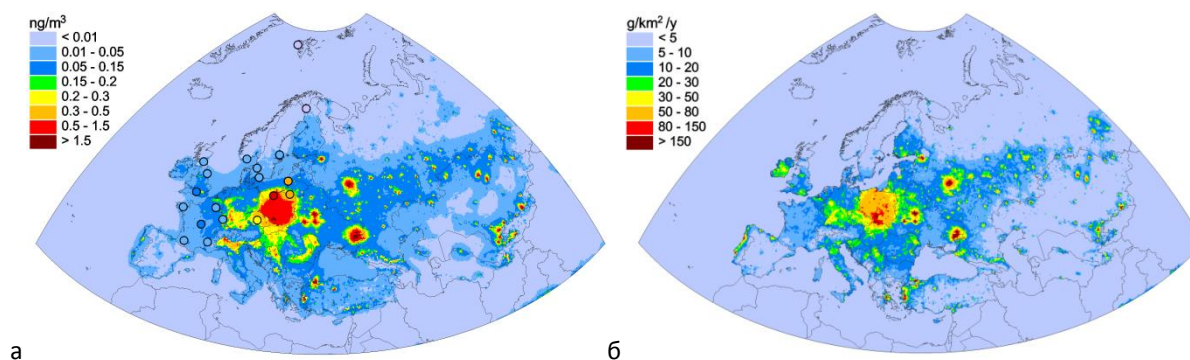


Рис. Б.19. Среднегодовые смоделированные концентрации, нг/м³ (а) и суммарные потоки выпадений, г/км² в год (б) Б(к)Ф в воздухе по данным о выбросах за 2021 год.

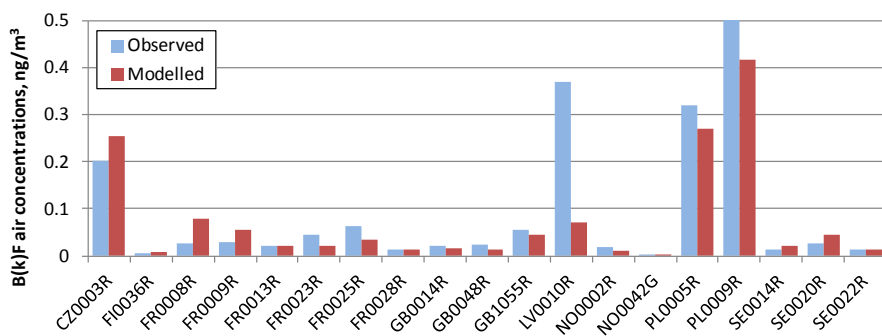


Рис. Б.20. Моделируемые и наблюдаемые среднегодовые концентрации Б(к)Ф в воздухе на станциях ЕМЕП в 2021 году, $\text{нг}/\text{м}^3$.

Индено(1,2,3-сд)пирен (И(сд)П)

Таблица Б.8. Выбросы И(сд)П в 2021 году в странах ЕМЕП, тонн

Страна	Выбросы	Страна	Выбросы	Страна	Выбросы
Albania	0.57	Greece	2.38	Poland	35.77
Armenia	0.25	Hungary	4.16	Portugal	3.29
Austria	1.30	Iceland	0.01	Moldova	2.39
Azerbaijan	0.08	Ireland	1.78	Romania	11.78
Belarus	4.14	Italy	12.90	Russia	66.20
Belgium	1.21	Kazakhstan	22.94	Serbia	5.83
Bosnia&Herzegovina	2.79	Kyrgyzstan	1.94	Slovakia	4.86
Bulgaria	2.76	Latvia	1.34	Slovenia	0.42
Croatia	2.68	Liechtenstein	2.7E-03	Spain	5.36
Cyprus	0.11	Lithuania	1.59	Sweden	1.31
Czechia	6.58	Luxembourg	0.08	Switzerland	0.45
Denmark	0.84	Malta	0.01	Tajikistan	1.10
Estonia	0.80	Monaco	1.8E-04	Türkiye	34.33
Finland	4.50	Montenegro	0.03	Turkmenistan	0.39
France	6.77	Netherlands	0.73	Ukraine	30.16
Georgia	1.03	North Macedonia	0.70	United Kingdom	3.41
Germany	17.44	Norway	0.76	Uzbekistan	1.25

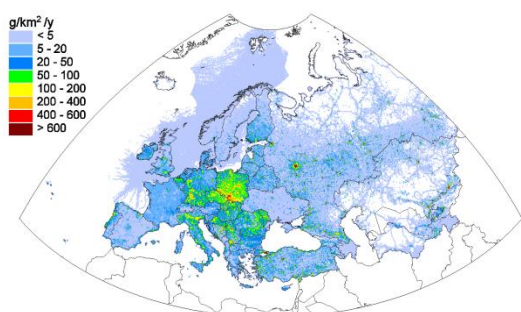


Рис. В.21. Пространственное распределение выбросов И(сд)П в регионе ЕМЕП в 2021 году, $\text{г}/\text{км}^2$ в год.

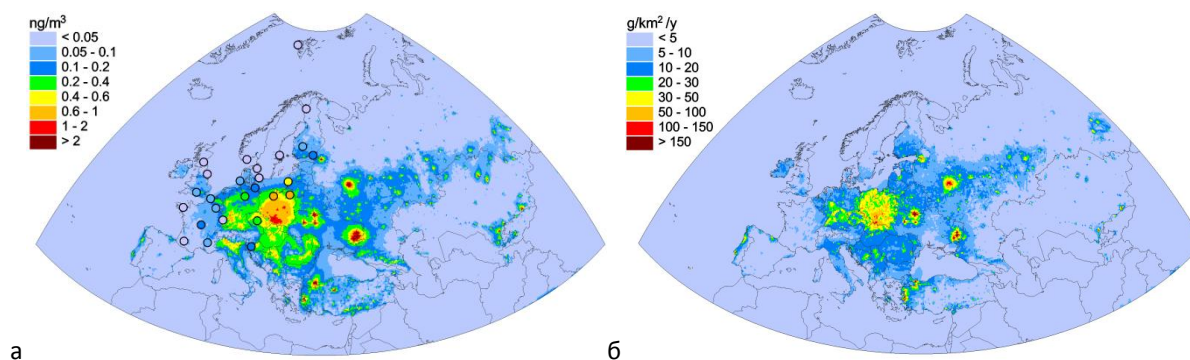


Рис. Б.22. Среднегодовые смоделированные концентрации, $\text{нг}/\text{м}^3$ (а) и суммарные потоки выпадений, $\text{г}/\text{км}^2$ в год (б) И(сд)П в воздухе по данным о выбросах за 2021 год.

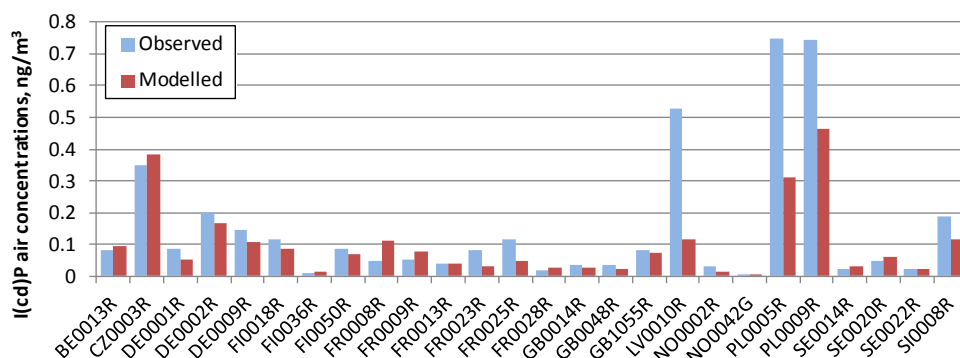


Рис. Б.23. Моделируемые и наблюдаемые среднегодовые концентрации И(сд)П в воздухе на станциях ЕМЕП в 2021 году, $\text{нг}/\text{м}^3$.

Гексахлорбензол (ГХБ)

Таблица Б.9. Выбросы ГХБ в 2021 году в странах ЕМЕП, кг

Страна	Выбросы	Страна	Выбросы	Страна	Выбросы
Albania	0.13	Greece	1.96	Poland	3.81
Armenia	0.02	Hungary	1.64	Portugal	1.27
Austria	15.92	Iceland	0.10	Moldova	0.19
Azerbaijan	0.04	Ireland	2.53	Romania	3.59
Belarus	0.92	Italy	12.90	Russia	5.65
Belgium	3.12	Kazakhstan	18.38	Serbia	2.16
Bosnia&Herzegovina	50.00	Kyrgyzstan	0.67	Slovakia	3.05
Bulgaria	1.82	Latvia	0.52	Slovenia	0.46
Croatia	0.51	Liechtenstein	4.9E-04	Spain	2.05
Cyprus	0.01	Lithuania	0.58	Sweden	3.05
Czechia	11.09	Luxembourg	0.71	Switzerland	0.37
Denmark	2.28	Malta	0.06	Tajikistan	0.84
Estonia	0.47	Monaco	0.01	Türkiye	4.25
Finland	23.05	Montenegro	0.13	Turkmenistan	1.06
France	17.17	Netherlands	3.47	Ukraine	165.95
Georgia	29.01	North Macedonia	0.16	United Kingdom	38.14
Germany	4.58	Norway	1.33	Uzbekistan	1.03

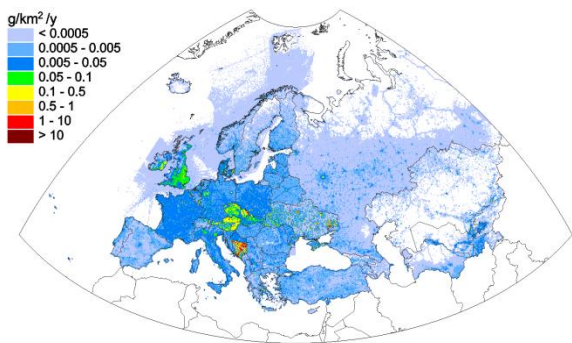


Рис. Б.24. Пространственное распределение выбросов ГХБ в регионе ЕМЕП в 2021 году, г/км² в год.

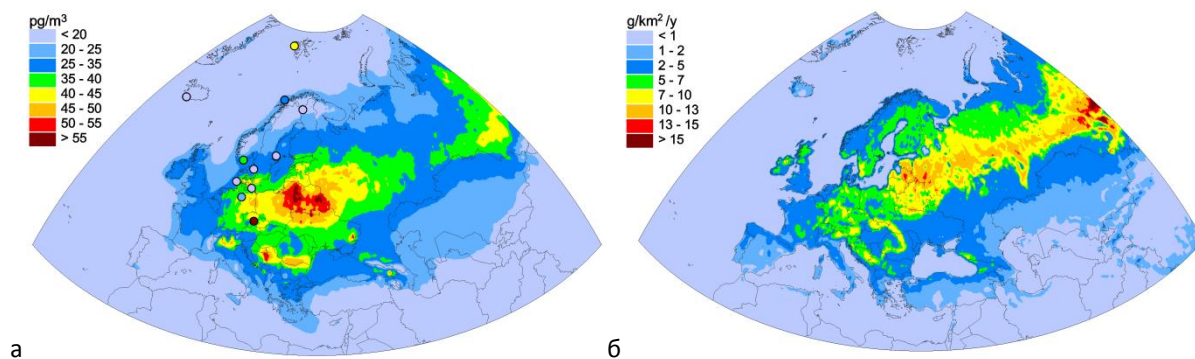


Рис. Б.25. Среднегодовые смоделированные концентрации, ng/m^3 (а) и суммарные потоки выпадений, g/km^2 в год (б) ГХБ в воздухе по данным о выбросах за 2021 год.

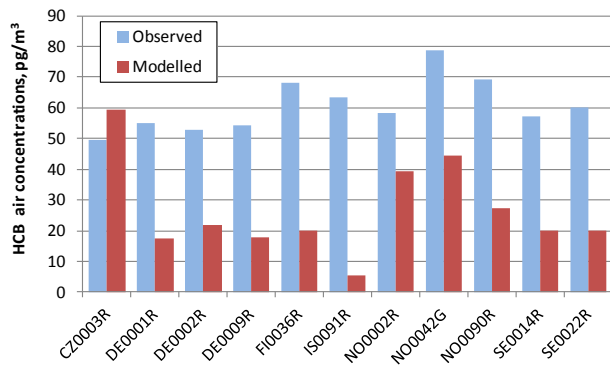


Рис. Б.26. Моделируемые и наблюдаемые среднегодовые концентрации ГХБ в воздухе на станциях ЕМЕП в 2021 году, ng/m^3 .

Дибензо(п)диоксины и дибензофураны (ПХДД/Ф)

Таблица Б.10. Выбросы ПХДД/Ф в 2021 году в странах ЕМЕП, г-ДЭ

Страна	Выбросы	Страна	Выбросы	Страна	Выбросы
Albania	9.18	Greece	25.68	Poland	316.39
Armenia	2.80	Hungary	57.75	Portugal	59.74
Austria	37.28	Iceland	0.98	Moldova	47.32
Azerbaijan	5.18	Ireland	16.91	Romania	210.69
Belarus	30.21	Italy	314.50	Russia	1784.4
Belgium	29.08	Kazakhstan	3070.47	Serbia	73.06
Bosnia&Herzegovina	48.00	Kyrgyzstan	14.60	Slovakia	39.53
Bulgaria	42.50	Latvia	15.13	Slovenia	14.26
Croatia	26.26	Liechtenstein	0.06	Spain	477.03
Cyprus	0.51	Lithuania	18.06	Sweden	17.04
Czechia	22.17	Luxembourg	1.91	Switzerland	15.13
Denmark	30.53	Malta	0.18	Tajikistan	69.08
Estonia	3.77	Monaco	0.92	Türkiye	1269.38
Finland	10.78	Montenegro	0.19	Turkmenistan	44.81
France	125.24	Netherlands	30.21	Ukraine	235.83
Georgia	10.16	North Macedonia	9.42	United Kingdom	115.75
Germany	116.04	Norway	22.02	Uzbekistan	173.99

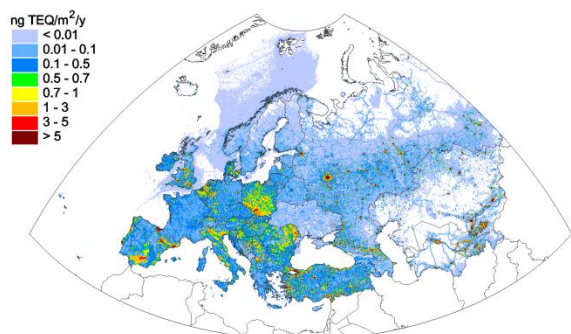


Рис. Б.27. Пространственное распределение выбросов ПХДД/Ф в регионе ЕМЕП в 2021 году, нг ДЭ/м² в год.

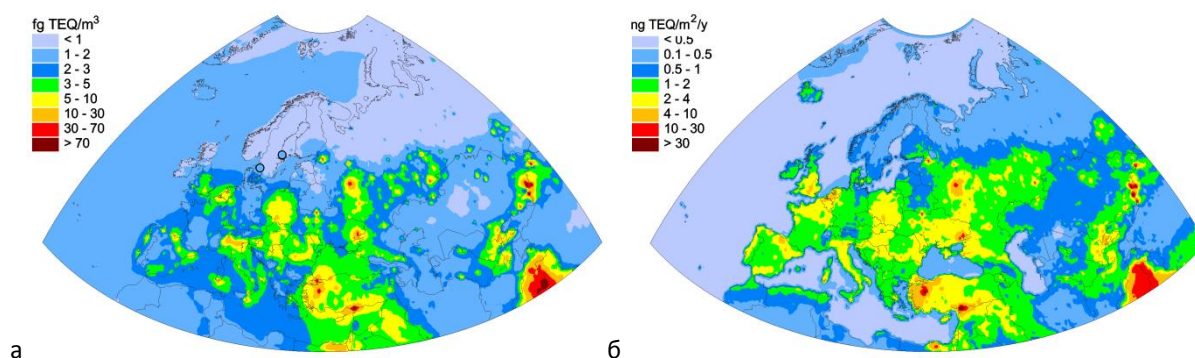


Рис. Б.28. Среднегодовые смоделированные концентрации в воздухе, фг ДЭ/м³ (а) и суммарные потоки выпадений, нг ДЭ/м² в год (б) ПХДД/Ф по данным выбросов за 2021 год.

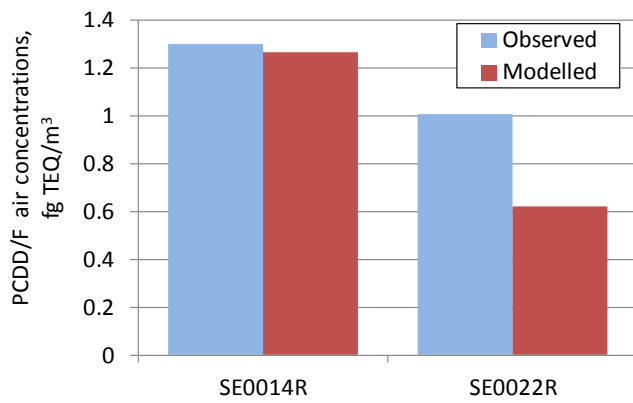


Рис. Б.29. Моделируемые и наблюдаемые среднегодовые концентрации ПХДД/Ф в воздухе на станциях ЕМЕП в 2021 году, фг ДЭ/м³.