

УДК: 504.3.054

DOI: 10.35595/2414-9179-2025-1-31-233-248

Ш. Абдо<sup>1</sup>, Ю. В. Королева<sup>2</sup>

## РЕГИОНЫ ПОТЕНЦИАЛЬНЫХ ИСТОЧНИКОВ $PM_{10}$ И $PM_{2.5}$ В ЮГО-ВОСТОЧНОЙ БАЛТИКЕ ПО ДАННЫМ ФОНОВОЙ СТАНЦИИ ДЬЯБЛА-ГУРА

### АННОТАЦИЯ

В данной работе проведено исследование потенциальных источников загрязнения атмосферными взвешенными частицами  $PM_{10}$  и  $PM_{2.5}$  на примере рецепторной станции Дьябла-Гура, расположенной в юго-восточной части Балтийского региона, в период с 2021 по 2023 гг. Для анализа использовались модели обратных траекторий воздушных масс, рассчитанные с помощью системы HYSPLIT\_4, методы кластерного анализа и метод концентрационно-взвешенных траекторий (CWT). Эти подходы позволили оценить пространственное распределение потенциальных источников загрязняющих веществ и определить преобладающие направления воздушного переноса, ответственные за поступление аэрозолей на территорию наблюдений. Анализ выявил ярко выраженную сезонную динамику концентраций  $PM$ : наиболее высокие значения наблюдались в зимние и весенние месяцы, что связано с усилением выбросов от отопительных систем и неблагоприятными метеорологическими условиями, ограничивающими рассеивание загрязняющих веществ. Воздушные массы, поступающие из Западной Европы, России, Беларуси и стран Балтии, имели наибольшую долю загрязненных траекторий и были связаны с превышениями суточных нормативов. Летние и осенние месяцы характеризовались снижением концентраций  $PM$  благодаря уменьшению антропогенной нагрузки и улучшению условий дисперсии, хотя влияние восточных направлений сохранялось. Осенью возрастал вклад северо-западных и восточных потоков. Полученные результаты демонстрируют, что сезонное распределение районов-источников  $PM$ , определенное с использованием методов кластерного анализа и CWT, обладает схожими характеристиками. Это подтверждает достоверность и надежность проведенного анализа и указывает на эффективность комплексного подхода к изучению трансграничного переноса атмосферных аэрозолей в регионе.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** трансграничное загрязнение, TrajStat, HYSPLIT, CWT

---

<sup>1</sup> Балтийский федеральный университет им. И. Канта, Высшая школа живых систем, ул. Университетская, д. 2, Калининград, Россия, 236041, e-mail: [abdosheyar@gmail.com](mailto:abdosheyar@gmail.com)

<sup>2</sup> Балтийский федеральный университет им. И. Канта, Высшая школа живых систем, ул. Университетская, д. 2, Калининград, Россия, 236041, e-mail: [yu.koroleff@yandex.ru](mailto:yu.koroleff@yandex.ru)

Sheyar Abdo<sup>1</sup>, Yulia V. Koroleva<sup>2</sup>

## PM<sub>10</sub> AND PM<sub>2.5</sub> SOURCE REGIONS IN THE SOUTHEASTERN BALTIC BASED ON DATA FROM THE DIABLA GÓRA BACKGROUND STATION

### ABSTRACT

This study investigates the potential sources of atmospheric particulate matter (PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>) pollution at the Diabla Gora atmospheric background station, situated in the southeastern Baltic Region, from 2021 to 2023. The analysis employed backward air mass trajectory modeling using the HYSPLIT\_4 system, cluster analysis, and the Concentration Weighted Trajectory (CWT) method. These integrated approaches enabled spatial characterization of potential pollution sources and identification of dominant air mass transport pathways responsible for aerosol influx to the monitoring site. Results revealed pronounced seasonal variability in PM concentrations, with peak levels during winter and spring months attributable to increased residential heating emissions and meteorological conditions unfavorable for pollutant dispersion. Air masses originating from Western Europe, Russia, Belarus, and the Baltic States accounted for the highest proportion of polluted trajectories, frequently associated with exceedances of daily air quality standards. Conversely, summer and autumn exhibited reduced PM concentrations due to diminished anthropogenic emissions and enhanced atmospheric dispersion, though eastern airflows-maintained influence. Autumn showed intensified contributions from northwestern and eastern pathways. Spatiotemporal distributions of PM source regions, identified through cluster analysis and CWT, demonstrated consistent seasonal patterns, confirming methodological robustness. These findings underscore the efficacy of integrated approaches for investigating transboundary atmospheric aerosol transport in the region.

**KEYWORDS:** transboundary pollution, TrajStat, HYSPLIT, CWT

### ВВЕДЕНИЕ

Атмосферное загрязнение и антропогенные изменения климата представляют собой взаимосвязанные глобальные угрозы, оказывающие разрушительное воздействие на здоровье человека, биоразнообразии и устойчивое развитие экосистем. По данным Всемирной организации здравоохранения<sup>3</sup>, загрязнение воздуха ежегодно становится причиной примерно 7 млн преждевременных смертей во всем мире, что сопоставимо с последствиями таких факторов риска, как курение, сердечно-сосудистые заболевания и диабет.

Воздействие загрязненного воздуха, особенно мелких частиц PM<sub>2.5</sub>, связано с развитием и обострением широкого спектра заболеваний, включая инсульт, ишемическую болезнь сердца, рак легких, хронические и острые респираторные заболевания, а также диабет [Pope et al., 2020].

В условиях растущей урбанизации и индустриализации особую значимость приобретает понимание механизмов формирования качества воздуха, которое зависит не только от локальных источников выбросов, но и от трансграничного переноса загрязняющих

---

<sup>1</sup> Immanuel Kant Baltic Federal University, Higher School of Living Systems, 2, Universitetskaya str., Kaliningrad, 236041, Russia, e-mail: [abdosheyar@gmail.com](mailto:abdosheyar@gmail.com)

<sup>2</sup> Immanuel Kant Baltic Federal University, Higher School of Living Systems, 2, Universitetskaya str., Kaliningrad, 236041, Russia, e-mail: [yu.koroleff@yandex.ru](mailto:yu.koroleff@yandex.ru)

<sup>3</sup> Всемирная организация здравоохранения. Ambient (outdoor) air quality and health. Электронный ресурс: [https://www.who.int/ru/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/ru/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health) (дата обращения 20.04.2025)

веществ, обусловленного метеорологическими факторами, особенно направлением и скоростью ветра [Brook et al., 2010; Lelieveld et al., 2019].

Ключевым элементом управления качеством воздуха является идентификация источников загрязнения и траекторий их переноса [Davulienė et al., 2021]. Однако в регионах с интенсивной трансграничной циркуляцией воздушных масс, таких как Юго-Восточная Балтика, эта задача усложняется из-за уникальной атмосферной динамики [Karl et al., 2019]. Географическое положение региона на стыке атлантических и континентальных воздушных потоков, а также частая циклоническая активность в умеренных широтах способствуют переносу загрязнений от промышленных центров Западной и Центральной Европы. Накопленный эффект дальнего переноса и локальных выбросов от урбанизированных территорий (транспорт, энергетика) создает кумулятивную нагрузку на экосистемы и население, требуя комплексного подхода к анализу источников [Skowrońska et al., 2009; Vyčenkienė et al., 2014].

Для решения задачи обратного моделирования переноса загрязняющих веществ применяются различные численные методы. Одним из наиболее распространенных подходов является анализ обратных траекторий воздушных масс, позволяющий определить направления переноса и потенциальные источники загрязнения на месте отбора проб. Обратные траектории отслеживают путь движения загрязненного воздушного потока в обратном направлении во времени и применяются для изучения истории и маршрутов воздушных масс, прибывающих в исследуемую точку, начиная с 1940-х гг., когда они были впервые предложены Петтерссеном (1940) [Draxler et al., 1998; Miltenberger et al., 2014]. Развитие вычислительных технологий в 1960-х гг. сделало возможным проведение изоэнтропического анализа и расчета траекторий с использованием графических методов на компьютерах. Метод кластеризации траекторий, предполагающий группировку траекторий по пространственным признакам, получил широкое распространение. Он позволяет интегрировать метеорологические условия переноса с данными о концентрациях частиц или газов, полученными на станции мониторинга [Austin et al., 2013; Aliaga et al., 2021].

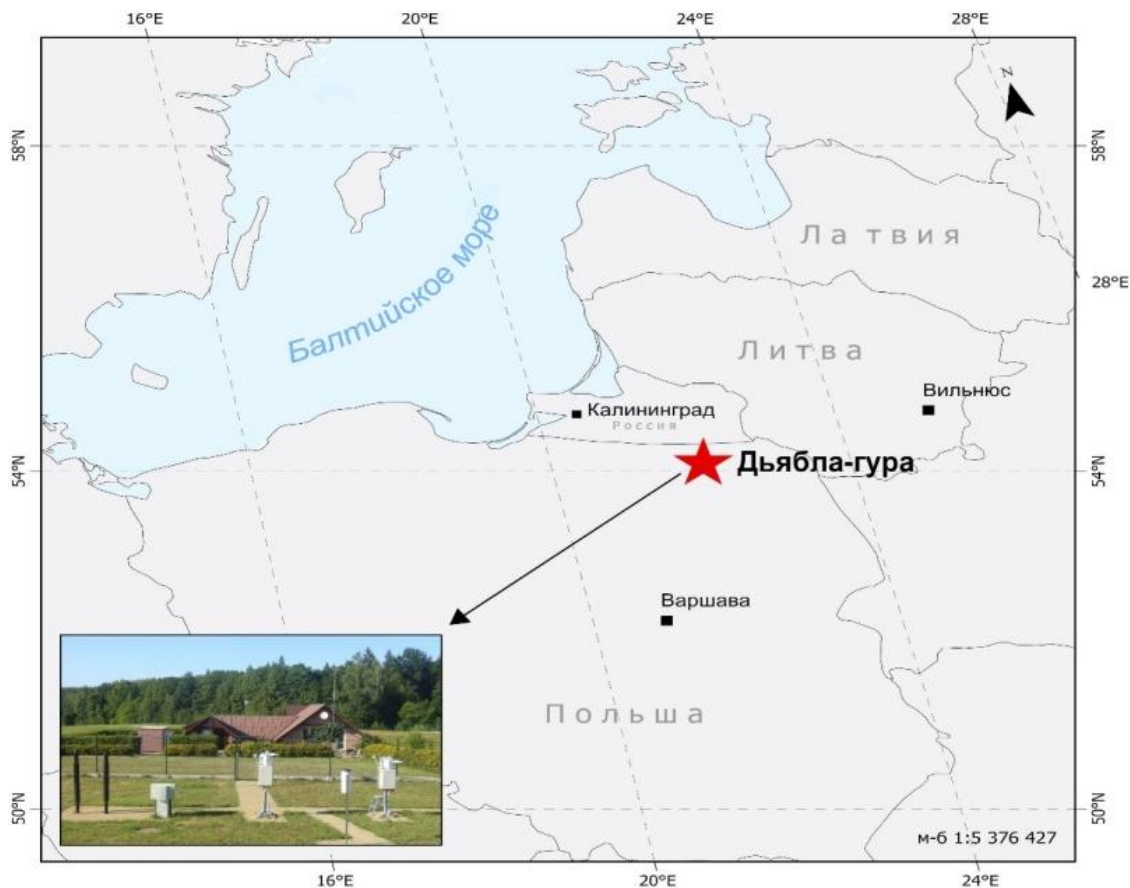
Целью данной работы является определение направлений атмосферного переноса и потенциальных источников загрязнения частицами PM<sub>10</sub> и PM<sub>2.5</sub> на основе анализа обратных траекторий воздушных масс и концентраций аэрозолей за период 2021–2023 гг. Для изучения сезонных особенностей переноса была проведена кластеризация траекторий с последующим статистическим анализом выделенных кластеров. Для идентификации вероятных регионов-источников загрязнения использовались гибридные рецепторные модели, в т. ч. метод концентрационно-взвешенных траекторий (CWT).

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

### Станция мониторинга и источники данных

В данной работе использованы данные фоновой станции Дьябла-Гура — одной из станций сети Европейской программы мониторинга и оценки окружающей среды, полученные из ее онлайн-базы<sup>1</sup>. Станция Дьябла-Гура расположена в юго-восточной части Балтийского региона, на территории Варминьско-Мазурского воеводства Польши, в лесном массиве Пуца-Борецка (54°09'00" с. ш., 22°04'00" в. д., 157 м н. у. м.). Станция характеризуется типичным сельским ландшафтом с преобладанием сельскохозяйственных угодий и лесных массивов. Она удалена от локальных источников загрязнения: в непосредственной близости отсутствуют дороги, жилые постройки и промышленные объекты. Ближайшим сооружением является лесничество, расположенное в 350 м к юго-западу от станции.

<sup>1</sup> EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme). Электронный ресурс: <http://www.nilu.no> (дата обращения 20.04.2025)



*Рис. 1. Местоположение станции Дьябла-Гура. Красная звезда обозначает рецепторную точку, т. е. точку прибытия воздушных масс*  
*Fig. 1. The location of the Diabla Gora station. The red star represents the receptor point, i. e., the arrival point for air masses*

ЕМЕР — это система мониторинга, предназначенная для изучения химического состава нижней части тропосферы в удаленных сельских районах Европы. Станции размещаются таким образом, чтобы свести к минимуму влияние местных источников загрязнения, особенностей рельефа и стоковых зон. Это позволяет получать репрезентативные данные для оценки фоновое загрязнения атмосферы на региональном уровне [Tørseth et al., 2012].

Для моделирования 72-часовых обратных траекторий воздушных масс, поступающих на региональную фоновую станцию Дьябла-гура, использовалась модель HYSPLIT (Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory). Метод основан на предположении, что в пределах 2–3 суток воздушные массы в пограничном слое атмосферы обычно перемещаются не более чем на 1 000 км [Li et al., 2012]. Метеорологические данные для расчетов предоставлялись системой глобального прогноза NCEP Global Forecast System (GFS) с разрешением  $0,25^\circ \times 0,25^\circ$ , которые ежедневно загружались с сайта модели HYSPLIT<sup>1</sup>.

Моделирование запускалось каждые два часа — с 00:00 до 22:00 по местному времени. Ежедневно рассчитывались 12 обратных траекторий на высоте 200 м н. у. з. (AGL), что соответствует слою, где обычно измеряются концентрации загрязняющих

<sup>1</sup> NOAA Air Resources Laboratory. READY Archived Meteorology Data. Электронный ресурс: <https://www.ready.noaa.gov/archives.php> (дата обращения 20.04.2025)

веществ. Выбор высоты 200 м н. у. з. в качестве уровня рецептора обусловлен следующими причинами. Во-первых, концентрации твердых частиц (PM) часто измеряются ниже поверхностного слоя атмосферы (обычно на высоте около 200 м), где загрязняющие вещества хорошо перемешаны. Во-вторых, при расчете обратных траекторий учитывались как горизонтальные, так и вертикальные компоненты адвекции воздушных масс [Bari et al., 2003; Zhu et al., 2011].

### **Анализ кластеров воздушных траекторий**

Значительное количество траекторий, сгенерированных моделью переноса воздушных масс, затрудняет их прямую количественную интерпретацию и визуализацию, поэтому для выявления схожих путей движения применен кластерный анализ. Для определения оптимального числа кластеров использовался показатель общей пространственной дисперсии (Total Spatial Variance, TSV) [Wang et al., 2009]. Этот подход позволяет выделить наиболее характерные типы траекторий, отличающиеся по высоте и направлению, что делает его полезным инструментом для анализа атмосферного переноса загрязняющих веществ.

В рамках настоящего исследования кластерному анализу были подвергнуты обратные траектории, рассчитанные с января 2021 г. по декабрь 2023 г. Анализ проводился отдельно по сезонам: весна (март–май), лето (июнь–август), осень (сентябрь–ноябрь) и зима (декабрь–февраль).

Для обработки траекторий использовалось программное обеспечение TrajStat, в котором реализованы два метода кластеризации — на основе евклидова и углового расстояния. Поскольку евклидово расстояние учитывает только различие координат, оно может приводить к ошибкам при классификации траекторий, схожих по форме, но различающихся по скорости. В связи с этим в данной работе использовался метод углового расстояния, который позволяет лучше учитывать направление движения воздушных масс, что особенно важно для целей настоящего анализа [Wang et al., 2009; Wang, 2022].

### **Методы PSCF и CWT для оценки источников**

Кластерный анализ позволяет классифицировать воздушные массы по их происхождению, однако не дает информации о географическом расположении возможных источников загрязнения. Для решения этой задачи разработаны т. н. модели типа «рецептор-источник», которые сочетают траекторные данные с результатами измерений концентраций загрязняющих веществ на рецепторной площадке.

Метод концентрационно-взвешенных траекторий (Concentration-Weighted Trajectory, CWT) обеспечивает комплексный подход для идентификации потенциальных источников загрязнения, учитывая не только высокие, но и умеренные уровни концентраций загрязняющих веществ. В отличие от бинарных подходов, таких как PSCF (Potential Source Contribution Function), которые оценивают главным образом частоту попадания конечных точек загрязненных траекторий, метод CWT использует фактические значения концентраций. Это обеспечивает более дифференцированное пространственное представление потенциальной интенсивности источников [Hsu et al., 2003; Shukurov, Shukurova, 2017].

В рамках метода взвешенных по концентрации траекторий (CWT) область исследования делится на регулярную сетку, и для каждой ячейки с координатами  $(i, j)$  рассчитывается значение CWT. Это значение представляет собой среднюю концентрацию загрязняющего вещества, ассоциированную с воздушными массами, прошедшими через данную ячейку перед достижением пункта приема (рецептора). Формула расчета представлена ниже [Stohl, 1998; Hsu et al., 2003]:

$$CWT_{ij} = \frac{1}{\sum_{k=1}^N \tau_{ijk}} \sum_{k=1}^N C_k \tau_{ijk} \quad (1),$$

где  $i$  и  $j$  — индексы сетки,  
 $k$  — индекс траектории,  
 $N$  — общее количество обратных траекторий, используемых в анализе,  
 $C_k$  — концентрация загрязняющего вещества, измеренная на рецепторной площадке, связанная с траекторией  $k$ ,  
 $\tau_{ijk}$  — время пребывания траектории  $k$  в ячейке сетки  $(i, j)$ .

Таким образом, ячейки, через которые чаще проходят воздушные массы, несущие высокие концентрации загрязнений, получают более высокие значения  $CWT$ , что позволяет выделить их как потенциальные регионы-источники загрязнения. Для повышения достоверности результатов значения  $CWT$  часто нормализуются или фильтруются с использованием весовых функций (weight function), исключающих ячейки с малым числом попаданий траекторий, что снижает влияние статистических выбросов [Stohl, 1998; Hsu et al., 2003].

## РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

### Динамика $PM_{10}$ и $PM_{2.5}$ на станции мониторинга (2021–2023)

Средние почасовые и помесечные колебания концентраций взвешенных частиц (PM) за период с января 2021 г. по декабрь 2023 г. представлены на рис. 2. Среднегодовые концентрации  $PM_{10}$  в 2021, 2022 и 2023 гг. составили 18,1 мкг/м<sup>3</sup>, 19,5 мкг/м<sup>3</sup> и 16,1 мкг/м<sup>3</sup> соответственно. Средние значения для  $PM_{2.5}$  за эти годы составили 14,0 мкг/м<sup>3</sup> (2021 г.), 14,8 мкг/м<sup>3</sup> (2022 г.) и 11,5 мкг/м<sup>3</sup> (2023 г.). Все эти значения значительно ниже предельно допустимых годовых концентраций, установленных ЕС: 40 мкг/м<sup>3</sup> для  $PM_{10}$  и 25 мкг/м<sup>3</sup> для  $PM_{2.5}$ .

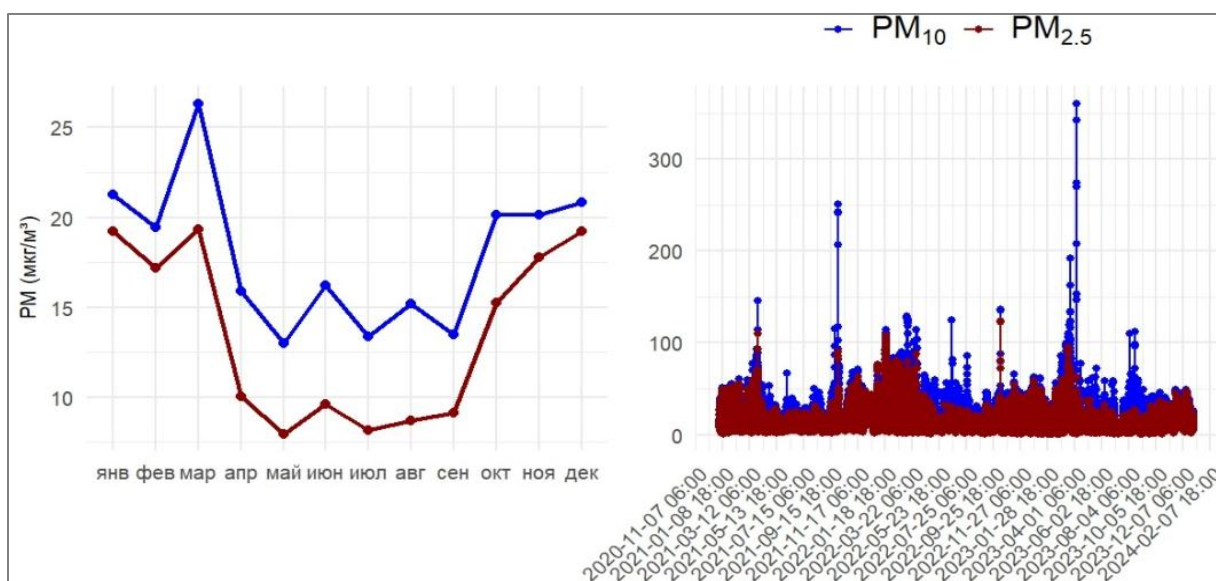


Рис. 2. Почасовые и помесечные средние концентрации PM, измеренные на станции ЕМЕР в Дьябла-Гура в период с января 2021 г. по декабрь 2023 г.

Fig. 2. Hourly and monthly average concentrations of PM measured at the EMEP station in Diabla Góra from January 2021 to December 2023

Анализ среднемесячных концентраций демонстрирует выраженные сезонные колебания содержания взвешенных частиц в воздухе. Наибольшее среднемесячное значение для  $PM_{10}$  было зафиксировано в марте ( $26,3 \text{ мкг/м}^3$ ), за ним следуют декабрь ( $21,1 \text{ мкг/м}^3$ ) и январь ( $20,8 \text{ мкг/м}^3$ ). Для  $PM_{2.5}$  наблюдается аналогичная динамика: наибольшие концентрации зарегистрированы в декабре ( $19,4 \text{ мкг/м}^3$ ), январе ( $18,8 \text{ мкг/м}^3$ ) и феврале ( $17,3 \text{ мкг/м}^3$ ). Повышенные зимние концентрации, вероятно, обусловлены увеличением выбросов от источников отопления и менее благоприятными метеоусловиями для рассеивания загрязняющих веществ.

Минимальные концентрации были зафиксированы в летние месяцы.  $PM_{10}$  достигло минимального значения в мае ( $12,9 \text{ мкг/м}^3$ ) и июле ( $13,1 \text{ мкг/м}^3$ ); для  $PM_{2.5}$  минимальные значения наблюдались в те же месяцы — в мае ( $7,78 \text{ мкг/м}^3$ ) и июле ( $8,02 \text{ мкг/м}^3$ ).

### Основные пути воздушного переноса

В данном разделе проанализированы возможные пути переноса загрязняющих веществ к пункту наблюдений Дьябла-Гура на основе результатов кластерного анализа обратных траекторий, рассчитанных за период с января 2021 г. по декабрь 2023 г.

Для обработки данных о движении воздушных масс использовалось программное обеспечение TrajStat, что позволило получить сезонные схемы переноса. Однако использование только полей обратных траекторий не позволило точно определить количество перемещений в различных направлениях. В связи с этим зимние, весенние, летние и осенние траектории сгруппированы в 6, 6, 5 и 5 кластеров соответственно на основе их пространственно-временной схожести (рис. 3). Обратные траектории кластеров, ассоциированные с концентрациями  $PM_{10}$  и  $PM_{2.5}$  выше 90-го перцентиля, отнесены к категории «высокозагрязненных», тогда как траектории, соответствующие концентрациям ниже этого порога, классифицированы как «низкозагрязненные» (табл. 1).

Зимой идентифицировано 6 кластеров обратных траекторий, причем западные воздушные потоки (кластер 3) доминировали с долей 36,9 %. Весной траектории сгруппировались в 6 кластеров. Наибольшую долю (45 %) составляли северо-западные потоки (кластеры 1–2), за которыми следовали северо-восточные потоки (кластер 3) с долей 17,37 %. Летние воздушные потоки также образовали 5 кластеров с дивергентным распределением, где западные потоки (кластер 2) составили 46,8 %. Осенью выделили пять кластеров, снова с преобладанием западных траекторий (кластер 4), которые внесли вклад в 36,5 % и характеризовались большей дальностью переноса и высокой скоростью ветра.

На основе кластерного анализа сезонных обратных траекторий и соответствующих концентраций РМ в точке Дьябла-гура (табл. 1) была оценена потенциальная связь между типами воздушных потоков и уровнями РМ. В соответствии с предыдущими исследованиями, средние концентрации РМ и количество загрязненных траекторий оказались выше зимой и весной по сравнению с летом и осенью.

**Зимний сезон:** кластер 3, берущий начало над Великобританией и проходящий через Западную Европу, показал самые высокие средние уровни РМ ( $PM_{10}$ :  $49,91 \pm 18,02 \text{ мкг/м}^3$ ,  $PM_{2.5}$ :  $40,06 \pm 14,9 \text{ мкг/м}^3$ ) и составил ~30 % зимних событий высокого загрязнения ( $PM_{10} > 34 \text{ мкг/м}^3$ ). Эти уровни, вероятно, обусловлены выбросами от отопления, промышленной деятельностью и неблагоприятными метеоусловиями (инверсии, низкие скорости ветра).

Кластер 5 (северо-восточные потоки из западной России через Латвию и Литву) также продемонстрировал высокие уровни загрязнения ( $PM_{10}$ :  $47,79 \pm 11,14 \text{ мкг/м}^3$ ,  $PM_{2.5}$ :  $41,85 \pm 11,34 \text{ мкг/м}^3$ ) из-за локальных отопительных и промышленных источников. Напротив, кластер 2 (северо-западные потоки из Скандинавии) оказался наиболее чистым, что

связано с морскими воздушными массами, влажным осаждением и строгими экологическими нормами в регионе.

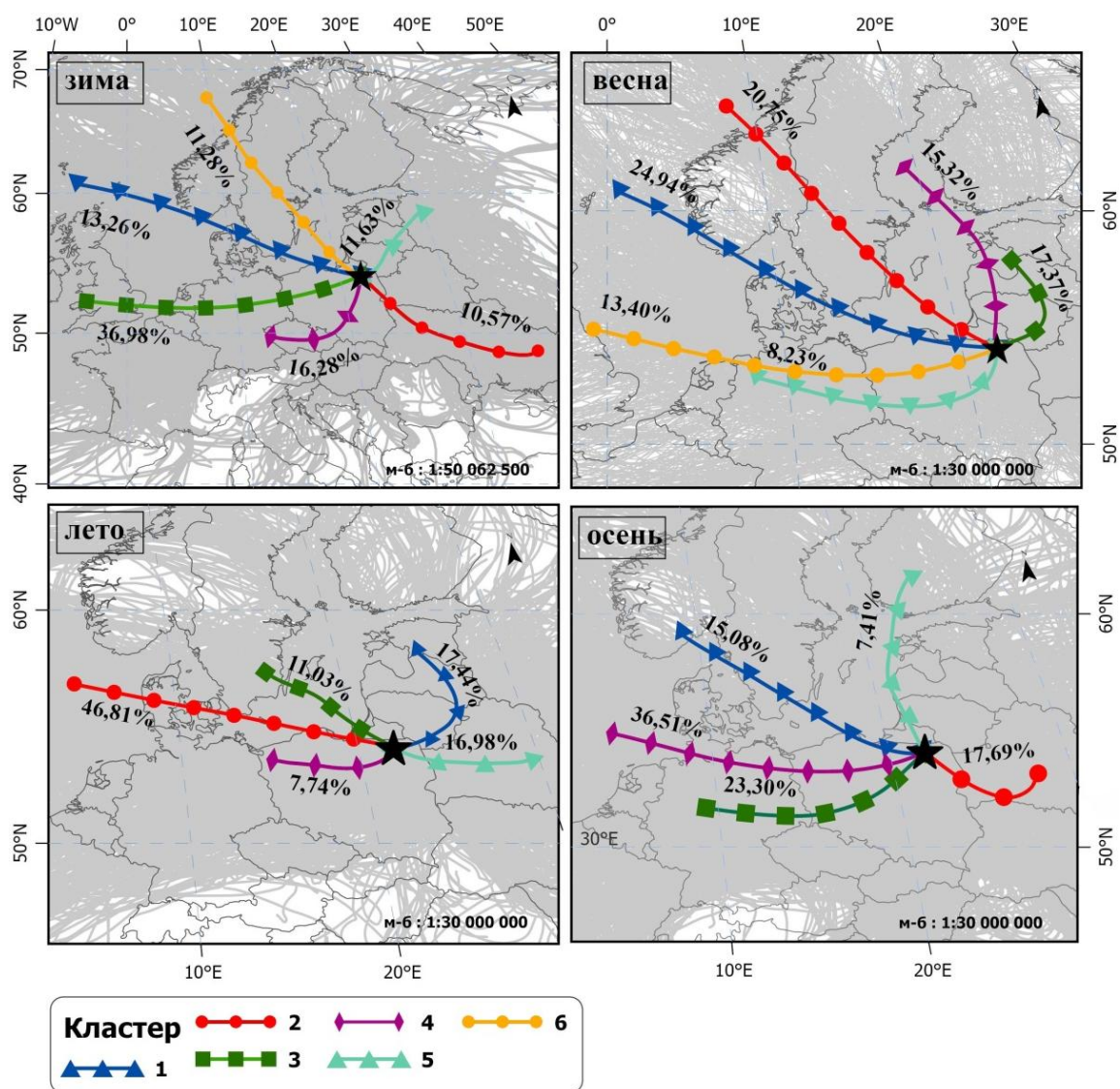


Рис. 3. Средние сезонные обратные траектории кластеров на Дьябла-Гуре в период с января 2021 г. по декабрь 2023 г.

Fig. 3. Cluster mean back-trajectories in different seasons at Diabla Gora from January 2021 to December 2023

**Весенний сезон:** Наибольший вклад в загрязнение воздуха весной связан с кластером 3 (северо-восточные потоки), на долю которого пришлось около 50 % всех траекторий высокого загрязнения. Этот кластер коррелировал с повышенными концентрациями  $PM_{10}$  ( $57,24 \pm 22,98$   $\mu\text{г}/\text{м}^3$ ) и  $PM_{2.5}$  ( $43,45 \pm 14,02$   $\mu\text{г}/\text{м}^3$ ) (рис. 2). Однако самая высокая средняя концентрация  $PM_{10}$  наблюдалась в кластере 1 ( $63,55 \pm 59,51$   $\mu\text{г}/\text{м}^3$ ). Воздушные массы этого кластера формировались над Атлантическим океаном, пересекали южную Норвегию и Швецию, а затем Балтийское море перед достижением Дьябла-Гура. Экстремальные уровни  $PM_{10}$  могут объясняться дальним переносом минеральной пыли или аэрозолей от сжигания биомассы, а также накоплением загрязнителей в прибрежных зонах из-за атмосферной стагнации.

Табл. 1. Результаты кластерного анализа: количество траекторий в каждом кластере, средние концентрации и стандартные отклонения  $PM_{10}$  и  $PM_{2.5}$   
 Table 1. Cluster analysis results: number of trajectories per cluster, mean concentrations, and standard deviations of  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$

Кластер	Кол-во траекторий	$PM_{10}$		$PM_{2.5}$	
		*Кол-во загрязн. траект.	**Ср. и std. загрязн. траект.	Кол-во загрязн. траект.	Ср. и std. загрязн. траект.
<b>ЗИМА</b>					
1	413	21	46,03 ± 10,22	25	39 ± 9,87
2	330	41	43,27 ± 10,46	69	34,86 ± 9,22
3	1 151	151	49,91 ± 18,02	213	40,06 ± 14,9
4	511	192	45,89 ± 13,59	261	39,01 ± 12,21
5	346	83	47,79 ± 11,14	99	41,85 ± 11,34
6	351	14	44,81 ± 12,15	16	39,18 ± 12,15
<b>Всего</b>	<b>3 102</b>	<b>502</b>	<b>47,17 ± 14,46</b>	<b>683</b>	<b>39,33 ± 12,75</b>
<b>ВЕСНА</b>					
1	813	47	63,55 ± 59,51	39	35,56 ± 8,1
2	644	35	54,08 ± 17,18	27	40,51 ± 9,6
3	529	196	57,24 ± 22,98	135	43,45 ± 14,02
4	471	22	55,39 ± 34,71	14	41,19 ± 11,39
5	253	49	50,38 ± 15,25	51	37,2 ± 12,04
6	409	38	48,77 ± 13,17	35	39,69 ± 10,2
<b>Всего</b>	<b>3 119</b>	<b>387</b>	<b>55,91 ± 29,04</b>	<b>301</b>	<b>40,56 ± 12,44</b>
<b>ЛЕТО</b>					
1	568	15	39,21 ± 3,18	1	28,73 ± 0
2	1 514	8	45,04 ± 8,88	0	0 ± 0
3	371	1	35,46 ± 0	0	0 ± 0
4	252	24	42,56 ± 7,46	1	28,21 ± 0
5	558	48	43,99 ± 15,03	1	30,81 ± 0
<b>Всего</b>	<b>3 263</b>	<b>96</b>	<b>42,89 ± 11,67</b>	<b>3</b>	<b>29,25 ± 1,38</b>
<b>ОСЕНЬ</b>					
1	480	11	45,44 ± 6,95	17	33,22 ± 5,52
2	551	75	49,55 ± 37,22	61	36,92 ± 15,89
3	732	139	40,81 ± 7,79	143	33,95 ± 6,12
4	1 121	48	42,03 ± 7,63	50	35,57 ± 6,61
5	228	2	34,89 ± 0,78	2	30,29 ± 1,9
<b>Всего</b>	<b>3 112</b>	<b>275</b>	<b>43,55 ± 20,77</b>	<b>273</b>	<b>34,84 ± 9,31</b>

\*Количество загрязненных траекторий — среднее значение  $PM$  превышает 90-й процентиль (33,89  $мкг/м^3$  для  $PM_{10}$ , 27,38  $мкг/м^3$  для  $PM_{2.5}$ )

\*\*Среднее и стандартное отклонение загрязненных траекторий

**Летний сезон:** Средние концентрации  $PM$  и число загрязненных траекторий летом значительно ниже, чем в другие сезоны. Это снижение связано с усилением растительного покрова (увеличивающего адсорбцию частиц) и отсутствием отопительных выбросов [Indumali et al., 2018]. Для  $PM_{10}$  наибольший вклад внес кластер 5 (восточные потоки), ответственный за 50 % загрязненных траекторий, с показателем средней концентрации в

$43,99 \pm 15,03$  мкг/м<sup>3</sup>. Эти массы воздуха поступали из восточной Беларуси, перенося загрязнители от сельскохозяйственных работ и сжигания биомассы.

**Осенний сезон:** Наивысшие средние концентрации РМ осенью наблюдались для восточных и северо-западных потоков (кластер 2): РМ<sub>10</sub>:  $49,55 \pm 37,22$  мкг/м<sup>3</sup>, РМ<sub>2.5</sub>:  $36,92 \pm 15,89$  мкг/м<sup>3</sup>. Однако наиболее загрязненные траектории связаны с кластером 3 (юго-западные потоки из центральной Германии через Польшу). Несмотря на повышенные концентрации в кластерах 3 и 5, доминирующим оставался кластер 2, составлявший >40 % загрязненных траекторий и обладая средними уровнями РМ<sub>10</sub>:  $40,81 \pm 7,79$  мкг/м<sup>3</sup> и РМ<sub>2.5</sub>:  $33,95 \pm 6,12$  мкг/м<sup>3</sup>.

### Анализ источников РМ на основе метода WCWT

Для оценки механизмов атмосферного переноса и количественного определения вклада различных регионов-источников в формирование загрязнения взвешенными частицами (РМ) использован метод взвешенных по концентрации траекторий (WCWT). Анализ проводился на основе обратных траекторий, рассчитанных с помощью модели HYSPLIT за период 2021–2023 гг.

В отличие от кластерного анализа, который предоставляет качественную информацию о доминирующих направлениях переноса, метод WCWT позволяет количественно оценить пространственное распределение потенциальных источников. Это дало возможность дифференцировать между регулярным, но слабо выраженным переносом загрязняющих веществ и эпизодическими событиями с высокими концентрациями, связанными с конкретными зонами эмиссии.

Пространственное распределение потенциальных источников загрязнения по данным WCWT для РМ<sub>10</sub> и РМ<sub>2.5</sub> на станции-рецепторе Дьябла-Гура (Юго-Восточная Балтика) демонстрирует выраженную сезонную изменчивость (рис. 4–5).

Наибольший вклад в загрязнение наблюдался зимой, когда значения концентрационно-взвешенных траекторий (WCWT) для РМ<sub>10</sub> достигали  $39,1–46,9$  мкг/м<sup>3</sup>, а для РМ<sub>2.5</sub> —  $34,7–41,7$  мкг/м<sup>3</sup>. Это связано с воздушными массами, поступающими с юга и юго-востока Польши (повышенные значения WCWT зафиксированы над Силезским воеводством, где сосредоточены угольные ТЭС и коксохимические заводы), восточной Словакии (промышленный бассейн с развитой металлургией) и северной Венгрии (медье Боршод-Абауй-Земплен с предприятиями цементной промышленности). Согласно отчетам Европейского агентства по окружающей среде (ЕЕА), качество воздуха в этих регионах систематически превышает предельные значения концентраций РМ, что объясняется высокой плотностью промышленных объектов, включая угольные электростанции и другие источники антропогенных выбросов.

Весенний максимум (WCWT для РМ<sub>10</sub>:  $56,6–67,9$  мкг/м<sup>3</sup>) сместился на восток, охватив промышленные зоны восточной Польши (Мазовецкое воеводство, включая Варшавскую агломерацию — крупнейший урбанизированный и индустриальный центр страны), западной Беларуси (Гродненская область с нефтеперерабатывающими заводами, обеспечивающими 80 % национального производства топлива) и северо-запада Украины (Ровненская АЭС и угольные бассейны, где добыча ведется открытым способом). В этих районах сочетание низкой скорости ветра и температурных инверсий способствовало накоплению загрязнений, формируя устойчивые «острова» повышенных концентраций.

Летом доминировал юго-восточный перенос с WCWT РМ<sub>10</sub>  $22,7–27,2$  мкг/м<sup>3</sup> из аграрных регионов южной Беларуси (Гомельская обл., где практикуются масштабные пожары стерни, является значительным источником выбросов черного углерода) и северо-запада Украины (остаточные промышленные выбросы, преимущественно от предприятий металлургии в Житомирской обл.).

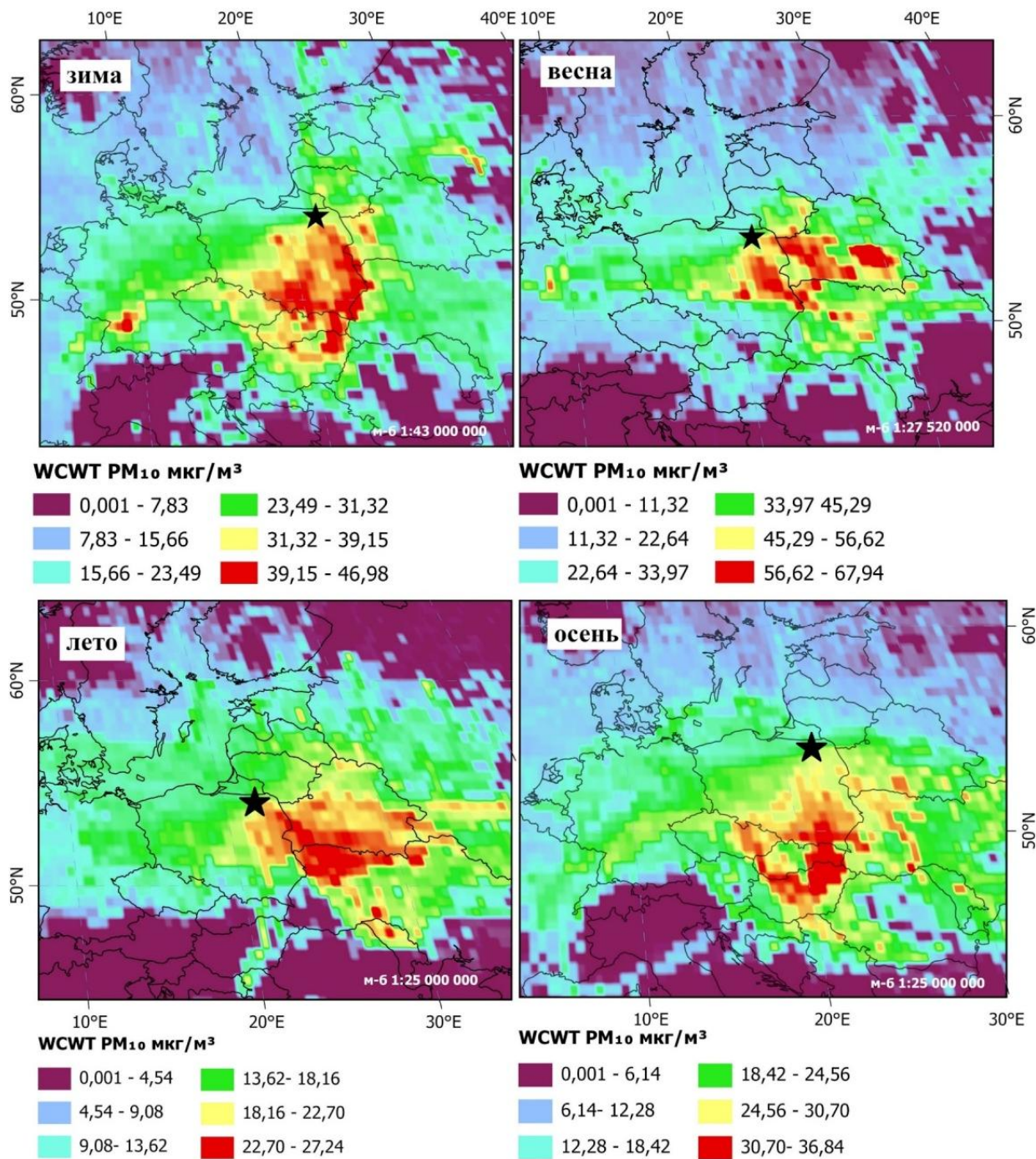


Рис. 4. Карта концентрационно-взвешенных траекторий (WCWT) для  $\text{PM}_{10}$  за период с января 2021 г. по декабрь 2023 г.

Fig. 4. Weighted Concentration-weighted Trajectories (WCWT) map for  $\text{PM}_{10}$  from January 2021 to December 2023

Осенние умеренные значения WCWT ( $\text{PM}_{10}$ : 30,7–36,8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ;  $\text{PM}_{2.5}$ : 23,2–27,9  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) были связаны с воздушными массами из юго-восточной Польши (Люблинское воеводство с цементными заводами) и Трансданубии (Венгрия), где сезонное сжигание сельхозотходов сочеталось с устойчивыми антициклональными условиями, ограничивающими дисперсию аэрозолей.

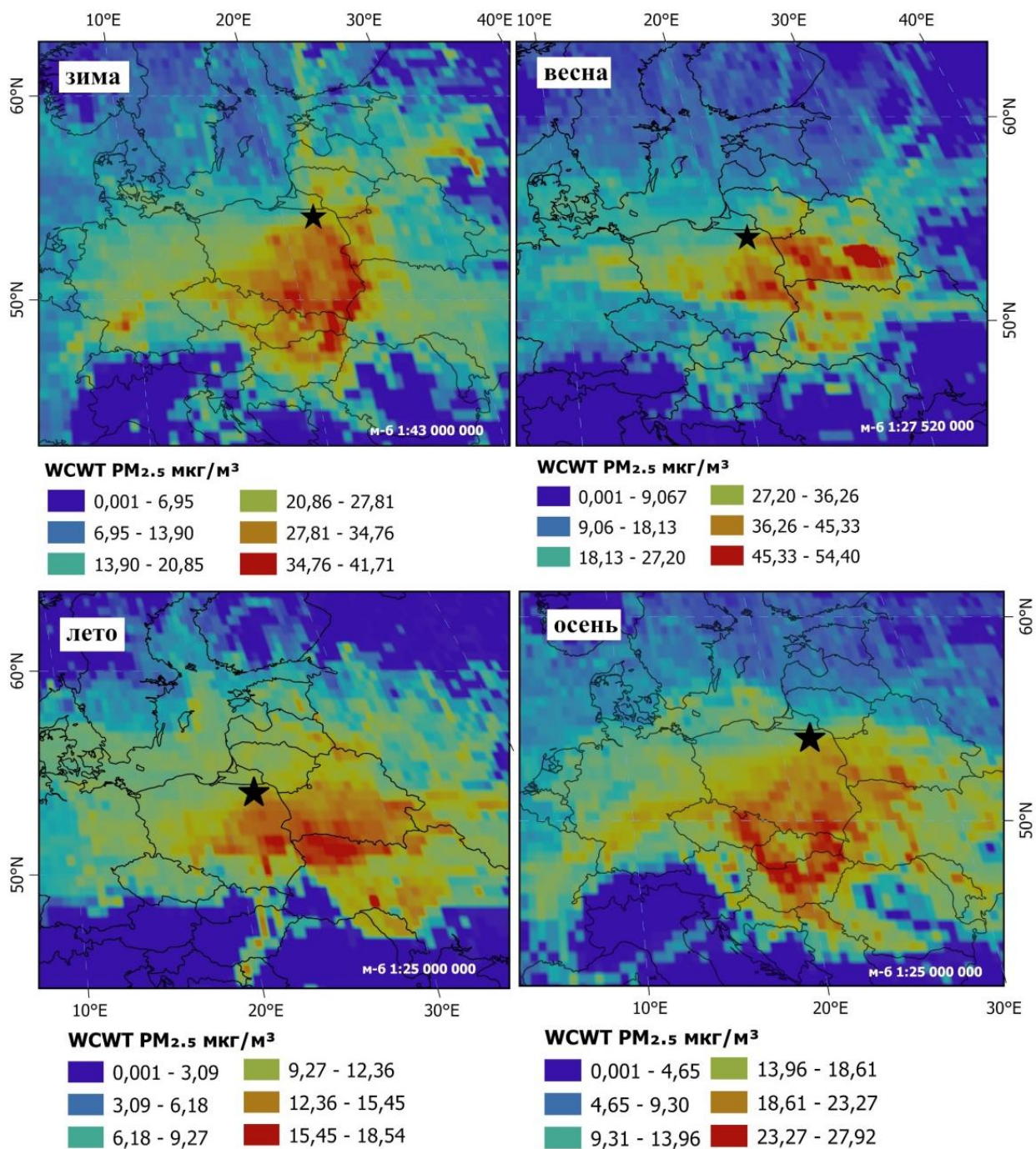


Рис. 5. Карта концентрационно-взвешенных траекторий (WCWT) для PM<sub>2.5</sub> за период с января 2021 г. по декабрь 2023 г.  
 Fig. 5. Weighted Concentration-weighted Trajectories (WCWT) map for PM<sub>2.5</sub> from January 2021 to December 2023

## ВЫВОДЫ

Комплексное применение методов кластерного анализа обратных траекторий и концентрационно-взвешенного подхода (CWT) позволило выявить четкие пространственно-временные закономерности влияния воздушных масс на уровни PM<sub>10</sub> и PM<sub>2.5</sub> в районе станции Дьябла-Гура (юго-восточная Балтика). Наибольшие концентрации частиц наблюдались зимой и были связаны с переносом загрязнений из Западной Европы (кластер 3:

PM<sub>10</sub> —  $49,91 \pm 18,02$  мкг/м<sup>3</sup>, PM<sub>2.5</sub> —  $40,06 \pm 14,9$  мкг/м<sup>3</sup>) и России через Прибалтику (кластер 5: PM<sub>10</sub> —  $47,79 \pm 11,14$  мкг/м<sup>3</sup>), что обусловлено промышленными выбросами и отопительным сезоном в условиях зимних температурных инверсий. Весной доминировали северо-восточные потоки (кластер 3: PM<sub>10</sub> —  $57,24 \pm 22,98$  мкг/м<sup>3</sup>), а пиковые значения PM<sub>10</sub> ( $63,55 \pm 59,51$  мкг/м<sup>3</sup>) в кластере 1 были связаны с трансграничным переносом из промышленных районов Восточной Европы. Летом уровни PM снижались, однако восточные воздушные массы (кластер 5: PM<sub>10</sub> —  $43,99 \pm 15,03$  мкг/м<sup>3</sup>) продолжали вносить вклад за счет лесных пожаров и остаточных промышленных выбросов. Осенью более 40 % загрязненных траекторий относились к кластеру 2 (PM<sub>10</sub> —  $40,81 \pm 7,79$  мкг/м<sup>3</sup>), формируемому переносом из регионов сжигания сельхозотходов. Ключевыми факторами сезонной изменчивости стали сочетание антропогенной активности (промышленность, отопление, сельхозпалы) и метеорологических условий (стагнация, адвекция, инверсии).

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Aliaga D., Sinclair V. A., Andrade M., Artaxo P., Carbone S., Kadantsev E., Bianchi F.* Identifying Source Regions of Air Masses Sampled at the Tropical High-Altitude Site of Chacaltaya using WRF-FLEXPART and Cluster Analysis. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 2021. V. 21. No. 21. P. 1–32. DOI: 10.5194/acp-21-16453-2021.
- Austin E., Coull B. A., Zanobetti A., Koutrakis P.* A Framework to Spatially Cluster Air Pollution Monitoring Sites in US Based on the PM<sub>2.5</sub> Composition. *Environment International*, 2013. V. 59. P. 244–254. DOI: 10.1016/j.envint.2013.06.003.
- Bari A., Dutkiewicz V. A., Judd C. D., Wilson L. R., Luttinger D., Husain L.* Regional Sources of Particulate Sulfate, SO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub>, HCl, and HNO<sub>3</sub> in New York, NY. *Atmospheric Environment*, 2003. V. 37. No. 20. P. 2837–2844. DOI: 10.1016/S1352-2310(03)00200-0.
- Brook R. D., Rajagopalan S., Pope C. A. III, Brook J. R., Bhatnagar A., Diez-Roux A. V., Holguin F., Hong Y., Luepker R. V., Mittleman M. A., Peters A., Siscovick D., Smith S. C. Jr., Whitsett L., Kaufman J. D.* Particulate Matter Air Pollution and Cardiovascular Disease. *Circulation*, 2010. V. 121. No. 21. P. 2331–2378. DOI: 10.1161/CIR.0b013e3181dbecel.
- Byčenkienė S., Dudoitis V., Ulevicius V.* The Use of Trajectory Cluster Analysis to Evaluate the Long-Range Transport of Black Carbon Aerosol in the South-Eastern Baltic Region. *Advances in Meteorology*, 2014. Art. 137694. DOI: 10.1155/2014/137694.
- Davulienė L., Jasineviciene D., Garbariene I., Andriejauskiene J., Ulevicius V., Bycenkiene S.* Long-Term Air Pollution Trend Analysis in the South-Eastern Baltic Region, 1981–2017. *Atmospheric Research*, 2021. V. 247. Art. 105191. DOI: 10.1016/j.atmosres.2020.105191.
- Draxler R. R., Hess G. D.* Overview HYSPLIT4. *Australian Meteorological Magazine*, 1998. V. 47. P. 295–308.
- Hsu C. Y., Chiang H. C., Chen M. J., Yang T. T., Wu Y. S., Chen Y. C.* Impacts of Hazardous Metals and PAHs in Fine and Coarse Particles with Long-Range Transports in Taipei City. *Environmental Pollution*, 2019. V. 250. P. 934–943. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.04.038.
- Karl M., Jonson J. E., Uppstu A., Aulinger A., Prank M., Sofiev M., Jalkanen J.-P., Johansson L., Quante M., Matthias V.* Effects of Ship Emissions on Air Quality in the Baltic Sea Region Simulated with Three Different Chemistry Transport Models. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2019. V. 19. No. 10. P. 7019–7053. DOI: 10.5194/acp-19-7019-2019.
- Lelieveld J., Klingmüller K., Pozzer A., Ramanathan V.* Effects of Fossil Fuel and Total Anthropogenic Emission Removal on Public Health and Climate. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2019. V. 116. No. 15. P. 7192–7197. DOI: 10.1073/pnas.1819989116.

*Li M., Huang X., Zhu L., Li J., Song Y., Cai X., Xie S.* Analysis of the Transport Pathways and Potential Sources of PM<sub>10</sub> in Shanghai Based on Three Methods. *Science of the Total Environment*, 2012. V. 414. P. 525–534. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2011.10.054.

*Miltenberger A. K., Roches A., Pfahl S., Wernli H.* An Online Trajectory Module (version 1.0) for the Nonhydrostatic Numerical Weather Prediction Model COSMO. *Geoscientific Model Development*, 2013. V. 6. No. 6. P. 1989–2004. DOI: 10.5194/gmd-6-1989-2013. Web resource: [https://www.cosmo-model.org/content/model/cosmo/development/COSMO\\_Doc\\_Trajectory\\_Module.pdf](https://www.cosmo-model.org/content/model/cosmo/development/COSMO_Doc_Trajectory_Module.pdf) (accessed 3.03.2025).

*Pope C. A. III, Coleman N., Pond Z. A., Burnett R. T.* Fine Particulate Air Pollution and Human Mortality: A Review of Epidemiological Evidence. *Environmental Health Perspectives*, 2020. V. 128. No. 4. Art. 047001. DOI: 10.1016/j.envres.2019.108924.

*Shukurov K. A., Shukurova L. M.* Potential Sources of Southern Siberia Aerosols by Data of AERONET Site in Tomsk, Russia, *Proceedings. SPIE 10466, 23rd International Symposium on Atmospheric and Ocean Optics: Atmospheric Physics*, 2014. Art. 104663W. DOI: 10.1117/12.2287936.

*Skowrońska K., Chrzanowski W., Namięśnik J.* Identification of Chemical Pollution Problems and Causes in the Baltic Sea in Relation to Socio-Economic Drivers. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2009. V. 18. No. 4. P. 701–709.

*Stohl A.* Computation, Accuracy and Applications of Trajectories — A Review and Bibliography. *Atmospheric Environment*, 1998. V. 32. No. 6. P. 947–966. DOI: 10.1016/S1352-2310(97)00457-3.

*Tørseth K., Aas W., Breivik K., Fjæraa A. M., Fiebig M., Hjellbrekke A. G., Lund Myhre C., Solberg S., Yttri K. E.* Introduction to the European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) and Observed Atmospheric Composition Change during 1972–2009. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2012. V. 12. P. 5447–5481. DOI: 10.5194/acp-12-5447-2012.

*Wang Y.* *MeteoInfo: An Open-Source GIS, Scientific Computation and Visualization Platform.* EGU General Assembly Conference Abstracts, 2022. EGU22-3492. DOI: 10.5194/egusphere-egu22-3492.

*Wang Y., Zhang X., Draxler R. R.* TrajStat: GIS-Based Software that Uses Various Trajectory Statistical Analysis Methods to Identify Potential Sources from Long-Term Air Pollution Measurement Data. *Environmental Modelling & Software*, 2009. V. 24. P. 938–939. DOI: 10.1016/j.envsoft.2009.01.004.

*Weerakkody Appuhamillage U.* *The Impact of Living Walls in the Reduction of Atmospheric Particulate Matter Pollution.* PhD Thesis, Staffordshire University, Stoke-on-Trent, 2018. 209 p.

*Zhu L., Huang X., Shi H., Cai X., Song Y.* Transport Pathways and Potential Sources of PM<sub>10</sub> in Beijing. *Atmospheric Environment*, 2011. V. 45. P. 594–604. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2010.10.040.

## REFERENCES

*Aliaga D., Sinclair V. A., Andrade M., Artaxo P., Carbone S., Kadantsev E., Bianchi F.* Identifying Source Regions of Air Masses Sampled at the Tropical High-Altitude Site of Chacaltaya using WRF-FLEXPART and Cluster Analysis. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 2021. V. 21. No. 21. P. 1–32. DOI: 10.5194/acp-21-16453-2021.

*Austin E., Coull B. A., Zanobetti A., Koutrakis P.* A Framework to Spatially Cluster Air Pollution Monitoring Sites in US Based on the PM<sub>2.5</sub> Composition. *Environment International*, 2013. V. 59. P. 244–254. DOI: 10.1016/j.envint.2013.06.003.

- Bari A., Dutkiewicz V. A., Judd C. D., Wilson L. R., Luttinger D., Husain L.* Regional Sources of Particulate Sulfate, SO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub>, HCl, and HNO<sub>3</sub> in New York, NY. *Atmospheric Environment*, 2003. V. 37. No. 20. P. 2837–2844. DOI: 10.1016/S1352-2310(03)00200-0.
- Brook R. D., Rajagopalan S., Pope C. A. III, Brook J. R., Bhatnagar A., Diez-Roux A. V., Holguin F., Hong Y., Luepker R. V., Mittleman M. A., Peters A., Siscovick D., Smith S. C. Jr., Whitsett L., Kaufman J. D.* Particulate Matter Air Pollution and Cardiovascular Disease. *Circulation*, 2010. V. 121. No. 21. P. 2331–2378. DOI: 10.1161/CIR.0b013e3181dbee1.
- Byčienienė S., Dudoitis V., Ulevicius V.* The Use of Trajectory Cluster Analysis to Evaluate the Long-Range Transport of Black Carbon Aerosol in the South-Eastern Baltic Region. *Advances in Meteorology*, 2014. Art. 137694. DOI: 10.1155/2014/137694.
- Davulienė L., Jasineviciene D., Garbariene I., Andriejauskiene J., Ulevicius V., Bycenkiene S.* Long-Term Air Pollution Trend Analysis in the South-Eastern Baltic Region, 1981–2017. *Atmospheric Research*, 2021. V. 247. Art. 105191. DOI: 10.1016/j.atmosres.2020.105191.
- Draxler R. R., Hess G. D.* Overview HYSPLIT4. *Australian Meteorological Magazine*, 1998. V. 47. P. 295–308.
- Hsu C. Y., Chiang H. C., Chen M. J., Yang T. T., Wu Y. S., Chen Y. C.* Impacts of Hazardous Metals and PAHs in Fine and Coarse Particles with Long-Range Transports in Taipei City. *Environmental Pollution*, 2019. V. 250. P. 934–943. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.04.038.
- Karl M., Jonson J. E., Uppstu A., Aulinger A., Prank M., Sofiev M., Jalkanen J.-P., Johansson L., Quante M., Matthias V.* Effects of Ship Emissions on Air Quality in the Baltic Sea Region Simulated with Three Different Chemistry Transport Models. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2019. V. 19. No. 10. P. 7019–7053. DOI: 10.5194/acp-19-7019-2019.
- Lelieveld J., Klingmüller K., Pozzer A., Ramanathan V.* Effects of Fossil Fuel and Total Anthropogenic Emission Removal on Public Health and Climate. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2019. V. 116. No. 15. P. 7192–7197. DOI: 10.1073/pnas.1819989116.
- Li M., Huang X., Zhu L., Li J., Song Y., Cai X., Xie S.* Analysis of the Transport Pathways and Potential Sources of PM<sub>10</sub> in Shanghai Based on Three Methods. *Science of the Total Environment*, 2012. V. 414. P. 525–534. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2011.10.054.
- Miltenberger A. K., Roches A., Pfahl S., Wernli H.* An Online Trajectory Module (version 1.0) for the Nonhydrostatic Numerical Weather Prediction Model COSMO. *Geoscientific Model Development*, 2013. V. 6. No. 6. P. 1989–2004. DOI: 10.5194/gmd-6-1989-2013. Web resource: [https://www.cosmo-model.org/content/model/cosmo/development/COSMO\\_Doc\\_Trajectory\\_Module.pdf](https://www.cosmo-model.org/content/model/cosmo/development/COSMO_Doc_Trajectory_Module.pdf) (accessed 3.03.2025).
- Pope C. A. III, Coleman N., Pond Z. A., Burnett R. T.* Fine Particulate Air Pollution and Human Mortality: A Review of Epidemiological Evidence. *Environmental Health Perspectives*, 2020. V. 128. No. 4. Art. 047001. DOI: 10.1016/j.envres.2019.108924.
- Shukurov K. A., Shukurova L. M.* Potential Sources of Southern Siberia Aerosols by Data of AERONET Site in Tomsk, Russia, *Proceedings. SPIE 10466, 23rd International Symposium on Atmospheric and Ocean Optics: Atmospheric Physics*, 2014. Art. 104663W. DOI: 10.1117/12.2287936.
- Skowrońska K., Chrzanowski W., Namięśnik J.* Identification of Chemical Pollution Problems and Causes in the Baltic Sea in Relation to Socio-Economic Drivers. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2009. V. 18. No. 4. P. 701–709.

*Stohl A.* Computation, Accuracy and Applications of Trajectories — A Review and Bibliography. *Atmospheric Environment*, 1998. V. 32. No. 6. P. 947–966. DOI: 10.1016/S1352-2310(97)00457-3.

*Tørseth K., Aas W., Breivik K., Fjæraa A. M., Fiebig M., Hjellbrekke A. G., Lund Myhre C., Solberg S., Yttri K. E.* Introduction to the European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) and Observed Atmospheric Composition Change during 1972–2009. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2012. V. 12. P. 5447–5481. DOI: 10.5194/acp-12-5447-2012.

*Wang Y.* MeteoInfo: An Open-Source GIS, Scientific Computation and Visualization Platform. EGU General Assembly Conference Abstracts, 2022. EGU22-3492. DOI: 10.5194/egusphere-egu22-3492.

*Wang Y., Zhang X., Draxler R. R.* TrajStat: GIS-Based Software that Uses Various Trajectory Statistical Analysis Methods to Identify Potential Sources from Long-Term Air Pollution Measurement Data. *Environmental Modelling & Software*, 2009. V. 24. P. 938–939. DOI: 10.1016/j.envsoft.2009.01.004.

*Weerakkody Appuhamillage U.* The Impact of Living Walls in the Reduction of Atmospheric Particulate Matter Pollution. PhD Thesis, Staffordshire University, Stoke-on-Trent, 2018. 209 p.

*Zhu L., Huang X., Shi H., Cai X., Song Y.* Transport Pathways and Potential Sources of PM<sub>10</sub> in Beijing. *Atmospheric Environment*, 2011. V. 45. P. 594–604. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2010.10.040.