

Хаустов Александр Петрович

Федеральное государственное автономное образовательное учреждение высшего образования «Российский университет дружбы народов» 117198, г. Москва, ул. Миклухо-Маклая, 6 e-mail khaustov-ap@rudn.ru

Редина Маргарита Михайловна

Федеральное государственное автономное образовательное учреждение высшего образования «Российский университет дружбы народов» 117198, г. Москва, ул. Миклухо-Маклая, 6 e-mail redina-mm@rudn.ru

Aleksandr P. Khaustov

Peoples' Friendship University of Russia (RUDN University) 6, Miklukho-Maklaya Street, Moscow, 117198, Russian Federation

Margarita M. Redina

Peoples' Friendship University of Russia (RUDN University) 6, Miklukho-Maklaya Street, Moscow, 117198, Russian Federation

ОЦЕНКА ПИРОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОЙ СИСТЕМЫ НА ОСНОВЕ ГЕОХИМИЧЕСКИХ МАРКЕРОВ ДЛЯ ЛОКАЛЬНОЙ МОДЕЛИ ТРАНСПОРТНОЙ НАГРУЗКИ

Аннотация. Выбор информативных индикаторов для локальных оценок транспортной нагрузки на городские почвенно-растительные системы – серьезная проблема сохранения зеленых насаждений. Рассматриваются пространственные вариации характеристик потоков маркерных соединений (полициклических ароматических углеводородов (ПАУ), выступающих в роли геохимических маркеров), интегральной характеристики токсичности загрязнений почв, корней и надземных частей растений ТЕQ, а также величин индикаторных соотношений на основе концентраций ПАУ в средах. Объект локальных исследований – кампус РУДН (Москва, Россия) с прилегающей лесопарковой зоной. Территория находится в зоне влияния интенсивных транспортных потоков и испытывает интенсивную нагрузку от выбросов. Состояние территории контролируется на 33 точках по уникальной программе мониторинга. Индикаторы загрязнения показали разную информативность для построения моделей транспортной нагрузки. Выявлены различные режимы загрязнения в 3 функциональных зонах территории; обоснованы зоны влияния основных источников загрязнения. Индикаторные соотношения подтвердили ведущий источник загрязнения – пирогенные выбросы транспорта, однако они в разной степени чувствительны к активности локальных источников загрязнений. Выявлены приоритетные пути поступления и накопления ПАУ в компонентах почвенно-растительной системы. Впервые установлена корреляционная связь ряда соотношений с показателями токсичности загрязнения полиаренами (ТЕQ).

Ключевые слова: почвенно-растительная система, геохимические маркеры, полициклические ароматические углеводороды, транспортная нагрузка, загрязнение

ASSESSMENT OF THE PYROGENIC POLLUTION OF THE SOIL-PLANT SYSTEM ON THE BASE OF GEOCHEMICAL MARKERS FOR A LOCAL MODEL OF TRANSPORT PRESSURE

Abstract. The choice of informative indicators for local estimates of the transport pressure on urban soil-plant systems is a serious problem of preserving green spaces. The spatial variations of the characteristics of the flows of marker compounds (polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) acting as geochemical markers), the integral characteristics of the toxicity of soil pollutants, roots and aerial parts of plants TEQ, as well as the values of indicator ratios based on the concentrations of PAHs in the media are considered. The object of local research is the RUDN University campus (Moscow, Russia) with an adjacent forest park area. The territory is located in the zone of influence of heavy traffic flows and is experiencing an intense load from emissions. The state of the territory is monitored at 33 points according to a unique monitoring program. Pollution indicators showed different informativeness for constructing transport pressure models. Various modes of pollution in 3 functional zones of the territory are revealed; the zones of influence of the main sources of pollution are justified. The indicator ratios confirmed the leading source of pollution –pyrogenic emissions of transport, but they are to varying degrees sensitive to the activity of local pollution sources. Priority routes of PAH intake and accumulation in the components of the soil and plant system were identified. For the first time, a correlation between a number of ratios and indicators of polyarene contamination toxicity (TEQ) was established.

Keywords: soil-plant system, geochemical markers, polycyclic aromatic hydrocarbons, transport pressure, pollution

Введение

Транспортное давление - превалирующий вид воздействия на городские экосистемы Московского мегаполиса, который, согласно официальным государственным отчетам, создает до 90% загрязнения воздуха и почвы [3]. Проблема состоит в том, что зачастую сложно разделить вклад конкретных источников в сложившееся состояние окружающей среды. Отсюда возникают трудности управления качеством городской среды и регулирования размещения зеленых насаждений и сроков реанимации почвенного покрова. В качестве выхода в разных источниках уже несколько десятилетий предлагается использование моделей на основе анализа распределения маркерных веществ. Это должны быть вещества, четко ассоциирующиеся с определенным источником либо видом воздействий. Желательно, чтобы они представляли также интерес с точки зрения биогеохимии и влияния на состояние живых организмов, а также отражали процессы миграции потоков веществ в компонентах экосистем при их взаимодействии. Вопросы токсичности техногенных соединений при таких оценках играют первостепенную роль. Этим требованиям во многом соответствуют полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) – высокотоксичные соединения, с подтвержденными канцерогенными и мутагенными эффектами, относительно устойчивые в окружающей среде. Начиная с первых публикаций в середине 60-х гг. XX века [8] эти соединения предлагается использовать для идентификации источников загрязнения окружающей среды, уточнения зон их влияния, определения возраста загрязнения, а также контроля потоков поллютантов между компонентами экосистем. В статье на основе специализированных моделей взаимодействия компонентов загрязненных систем предлагается рассматривать ухудшение состояния почвенно-растительных систем под воздействием выбросов выхлопных газов и твердых частиц от автотранспорта. Эффективность и фундаментальные преимущества таких моделей продемонстрированы исследовательскими группами [9, 10].

Акцент сделан на распределении ПАУ как маркеров, наиболее полно отражающих природные и антропогенные процессы в биосфере и динамику потоков вещества. Предлагается рассматривать не перемещение конкретных ПАУ, а пространственные вариации специальных коэффициентов – индикаторных соотношений на основе концентраций ПАУ, которые во многих исследованиях используются для идентификации источников эмиссий. Ранее нами были проведены такие оценки для нефтяных и угольных (пирогенных) загрязнений от различных источников. Была выявлена необходимость проверки репрезентативности и корректировки общепринятых значений индикаторных соотношений для исследования загрязненных природных и антропогенных объектов. Вариации соотношений во многом обусловлены разнообразиями исходного материала (видами почв, растительности), условиями хранения и подготовкой проб для анализа, возрастом загрязнения, удаленностью от источника и другими обстоятельствами [1, 15, 16].

В настоящее время существует развитая методологическая база для применения индикаторных соотношений ПАУ к геохимическим процессам городской среде. Как правило, измерениями стараются охватить большие территории по какой-либо одной из сред: атмосфера, почвы, гидросфера, техноценозы и др. Редко применяются подходы, оценивающие динамическое состояние взаимодействующих компонентов городских экосистем. При этом подразумевается устойчивость их структурных состояний и возможность экстраполяции на сопредельные территории и временные интервалы. Это приводит к серьезным стратегическим просчетам и ошибкам.

Природные системы города крайне неоднородны и неравновесны, а пространственное распределение загрязняющих веществ характеризуется интенсивными стохастическими флуктуациями, которые трудно интерпретировать. Моделирование осложняется и тем, что компоненты экосистем характеризуются различными скоростями протекания процессов загрязнения и самоочищения. На них накладывается импульсное воздействие интенсивности выбросов транспортных потоков.

И почвы, и растения (разные их части) – динамические компоненты среды: их состояние изменяется во времени под влиянием меняющихся нагрузок во внешней среде. Однако внутренние свойства этих динамических компонентов определяют разные скорости обменных процессов при миграции загрязнителей от одного компонента к другому. В связи с этим в ряде моделей почвы условно принимаются как депонирующая среда – скорости потоков вещества и энергии в них значительно ниже, чем в процессах с участием живого вещества. Такой подход примитивен и противоречит современным методам моделирования нагрузок на почвы. Это определяет интерес именно к локальным моделям, наиболее детально отражающим процессы динамики на относительно небольших территориях с высокой плотностью точек наблюдения.

В то же время, процессы регионального масштаба, безусловно, накладывают свой отпечаток на состояние урбоэкосистем, это влияние желательно отделить от локальных эффектов, чтобы в дальнейшем осуществлять эффективное управление активностью источника загрязнений, в нашем случае – транспортных потоков для конкретных локальных участков города. Для этого в предлагаемой статье рассматриваются преимущественно наиболее комплексные характеристики загрязнений:

- маркерные вещества, характеризующие массопотоки ПАУ в динамических компонентах урбосистем;
- коэффициенты биологической миграции (аккумуляции) ПАУ для оценки динамики поллютантов в почвенно-растительной системе;
- комплексные показатели токсичности загрязнения ПАУ относительно бенз(а)пирена;
- индикаторные коэффициенты как соотношение кинематических к термодинамическим ПАУ, позволяющие идентифицировать происхождение загрязнений.

Принятые характеристики позволяют проводить разностороннюю объективную оценку процессов поступления, накопления и миграции техногенных потоков веществ через почвенно-растительную систему.

1. Объекты и методы исследования

Объект исследования

Объектом анализа является территория кампуса РУДН (Москва, Россия) с прилегающей лесопарковой зоной суммарной площадью около 114 га. Территория окружена транспортными объектами, в том числе крупной трассой с мощным круглосуточным транспортным потоком в среднем 16800–19320 автомобилей в сутки (легковой, грузовой и пассажир-

ский транспорт). Состояние исследуемой территории отслеживается на 33 точках мониторинга по уникальной программе, разработанной в РУДН в рамках работ по экологизации и участию в партнерстве UI GreenMetric [5]. В настоящее время собрано более 4000 данных о загрязнении воздуха, снега, почв, состоянии растений по стандартным процедурам мониторинга. В предыдущих работах нами было обосновано деление исследуемой территории на три основных функциональные зоны: транспортную (здесь наблюдается в целом максимальная нагрузка на природный комплекс), общественно-деловую и лесопарковую (рис. 1 / fig. 1).

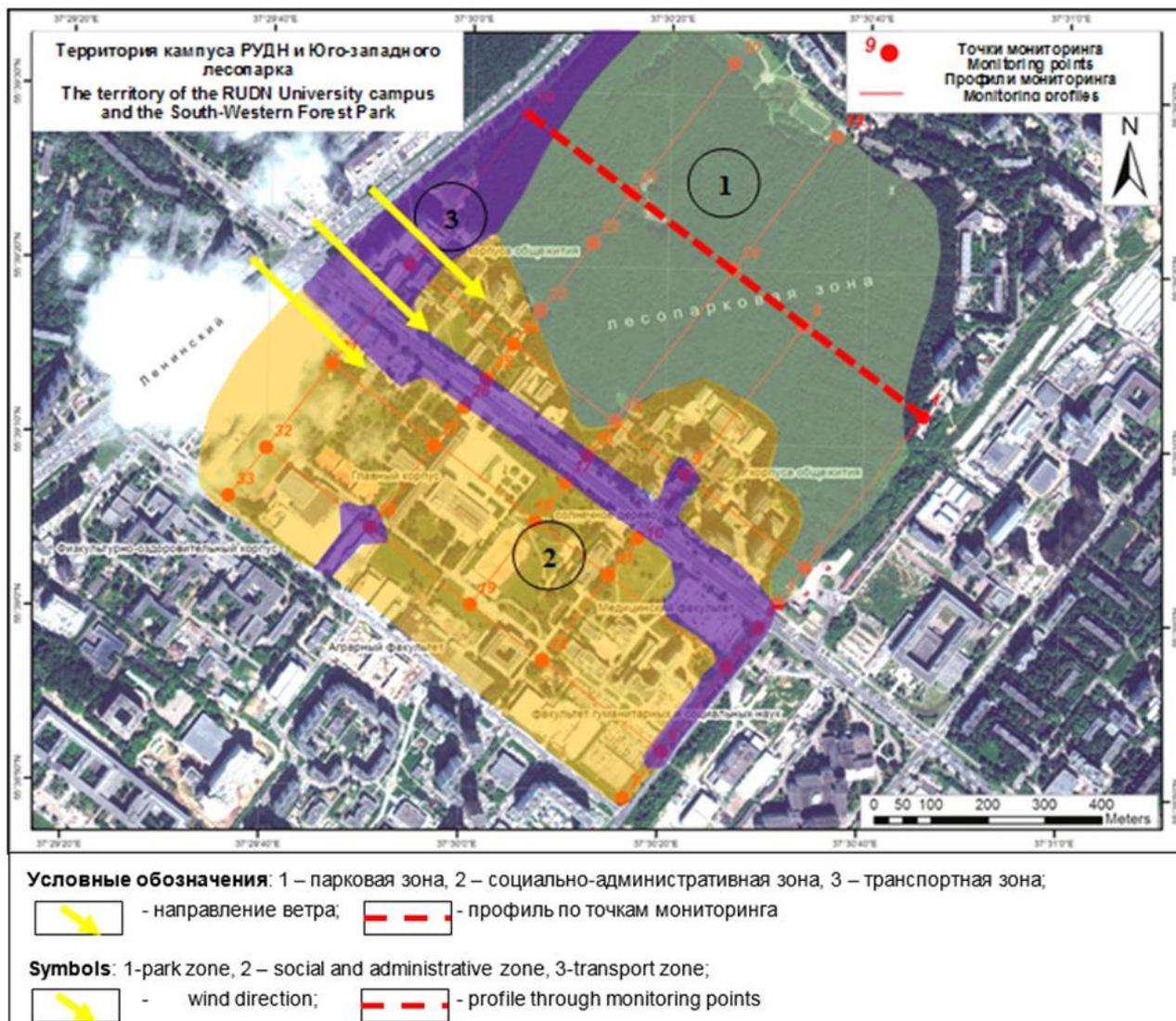


Рис. 1. Схема зонирования территории по условиям техногенной нагрузки, расположение точек отбора проб и направление аэрогенных потоков автомобильных выбросов

Fig. 1. The scheme of zoning of the territory according to the conditions of technogenic pressure, the location of monitoring points and the direction of aerogenic flows of vehicle emissions

Многокомпонентные модели загрязнения, основанные на общепринятых алгоритмах, показали вероятность значительного превышения допустимых нагрузок по многим физико-химическим параметрам [6]. Так, ранее было проведено моделирование распространения газовых выбросов от автомобильного

транспорта, которое показало вероятность превышения допустимых концентраций соединений азота и ряда других загрязняющих веществ в 2-3 и более раз. Фактическое состояние взаимосвязанных компонентов городской среды (атмосферные выпадения, почвы, корни и надземные части растений) на террито-

рии детально оценивается на основе следующих подходов.

Изучались изменение концентраций 14 из 16 ПАУ, включенных в список приоритетных загрязнителей Агентства по охране окружающей среды США: нафталин (Naph), флуорен (Fluorene), антрацен (An), фенантрен (Phen), пирен (Py), флуорантен (Flu), хризен (Chr), бензо [a] антрацен (BaA), бензо [b] флуорантен (BbFlu), бензо [k] флуорантен (BkFlu), дибензо [a, h] антрацен (DbA), бензо [a] пирен (BaP), индено (1,2,3-cd) пирен (IP), бензо [g, h, i] перилен (Bghi). Оценена анизотропия распределения концентраций ПАУ по всей территории, разделенной в предыдущих работах [16] на 3 функциональные зоны, а также по отдельным участкам – профилям, проложенным от автомобильных дорог через выделенные зоны. Содержание ПАУ определялось в пробах почв, корневых и надземных частях растений.

Почвы рассмотренной территории можно подразделить на два основных вида:

- на территории лесопарка преимущественно дерново-средне-сильно урбоподзолистые слабо-средненарушенные на моренном покровном суглинке (в соответствии с [11] – AlbicRetisols (Ochric));

- на территории кампуса – в разной степени нарушенные урбаноземы гумусированные слабо-средне-мощные на моренном покровном суглинке [7].

Растения представляют распространенные типичные виды, характерные для экосистем Москвы и Подмосковья и, в частности, изучаемой территории: мятлик луговой (*Poa pratensis*), произрастающий в районе лесопарка, и красная овсяница (*Festuca rubra*), произрастающая вдоль автотрасс и административной зоны кампуса. Древесный ярус лесопарка представлен преимущественно лиственными растениями с небольшими включениями хвойных пород. Территория кампуса – культивируемые растения, преимущественно газонная растительность и древесная растительность лиственных пород; имеется также преимущественно хвойный участок вблизи главного корпуса университета (юго-западная часть кампуса).

Методы отбора и анализа проб

Исследование базируется на данных, полученных с 33 точек наблюдения на исследуемой территории. Сеть наблюдений может считаться регулярной; представлены точки в транспортной, административно-деловой и лесопарковой функциональных зонах. Наблюдения проводятся в рамках уникальной университетской программы экологического мониторинга, которая была разработана в 2017 г. и позволила к настоящему времени накопить более 4 тыс. результатов измерений качеств воздушной среды, снегового покрова, почв, растительности, физических факторов окружающей среды.

Пробы корневых и надземных частей растений отобраны 23.10.2019 г. в соответствии с ГОСТ 27262-87. Отбор проб почв проведен согласно требованиям ГОСТ 17.4.3.01-2017 методом конверта из поверхностного слоя почвы, глубина изъятия 5-10 см.

Физические и физико-химические характеристики почв определялись с использованием портативных приборов: температура и влажность – с помощью измерителя влажности и температуры Ada ZHT 100 (6 in 1) A00400 с подключаемым внешним датчиком; pH и Eh – с помощью pH-метра ручного HORIBA LAQUAtwin pH-33. Параметры измерены одновременно с отбором проб растительности и почв.

Методы химического анализа почв и растительности применены для определения концентраций приоритетных соединений ПАУ: нафталин (Naph), флуорен (Fluorene), фенантрен (Phen), антрацен (An), флуорантен (Flu), пирен (Py), бенз(a)антрацен (BaA), хризен (Chr), бенз(b)флуорантен (BbFlu), бенз(k)флуорантен (BkFlu), бенз(a)пирен (BaP), дибенз(a,h)антрацен (DbA), бенз(g,h,i)перилен (Bghi), индено(1,2,3-cd)пирен (IP). Компонентный анализ проб почв и растительности на содержание ПАУ был проведен согласно ПНД Ф 16.1:2.2.2.3. 39-03 “Методика выполнения измерений массовой доли бенз(a)пирена в пробах почв, грунтов, твердых отходов и донных отложений методом ВЭЖХ с использованием жидкостного хроматографа “ЛЮМАХРОМ” с флуориметрическим детектированием” методом ВЭЖХ. Извлечение ПАУ из проб почв и растений осуществляли методом экстракции субкритическими растворителями с помощью системы ASE-350 (DionexCorporation, США).

Представительная проба почвенного или растительного материала (навеска 1 г воздушно-сухого материала) помещалась в экстракционную ячейку и трижды экстрагировалась смесью – хлористый метилен: ацетон (1 : 1) при температуре и давлении в ячейке 100°C и 1600 psi (11031 кПа) соответственно. Полученные экстракты подвергались концентрированию в аппарате Кудерна-Даниша (температура в термостате 70°C). Затем добавляли 3 см³ гексана и вновь упаривали до полного удаления хлористого метилена и ацетона. Концентрированный экстракт из пробы объемом 3 см³ очищался от полярных соединений методом колоночной хроматографии на оксиде алюминия II степени активности по Брокману. Элюентом служили 50 см³ смеси гексан: хлористый метилен (4 : 1). Элюат концентрировался в аппарате Кудерна-Даниша при температуре в термостате 85°C до объема 5 см³, затем добавляли 3 см³ ацетонитрила и вновь упаривали при температуре 90°C до полного удаления гексана. Концентрированный экстракт анализировался на содержание ПАУ.

Анализ концентрации ПАУ проводился с использованием жидкостного хроматографа Люмахром ООО “Люмекс”, с пламенно-ионизационным FID детектором, колонка Supelco, LC_PAN 5 мкм (25 см × 2.1 мм), термостатированная при 30°C, подвижная фаза – ацетонитрил-вода. Весь аналитический объем работ выполнен на базе Института биологии Коми НЦ УрО РАН (г. Сыктывкар).

В почвах и растениях идентифицированы 14 ПАУ. Границы относительной погрешности в зависимости от диапазона измерений (при вероятности $P = 0.95$, $\pm\delta$, %) составляют для нафталина – 16–50, флуорена – 18–40, фенантрена – 20–50, антрацена – 18–50, флуорантена, пирена – 18–46, бенз(а)антрацена – 20–42, хризена – 22–52, бенз[б]флуорантена – 22–42, бенз[к]флуорантена – 18–48, бенз[а]пирена – 18–50, дибенз[а, h]антрацена – 20–48, бенз[ghi]перилена, индено[1,2,3-cd]пирена – 22–44.

Подчеркнем, что перечисленные соединения присутствуют в средах в весьма низких концентрациях, что заставляет уделять точности анализа особое внимание. Это особенно принципиально, поскольку в статье использованы оценки на основе соотношений концентраций полиаренов. Недостаточная точность определений приводит к сомнительности некоторых выводов. Кроме сказанного, на точность определения ПАУ в почвах и растениях (следовательно, и на получаемые индикаторные соотношения) могут влиять методы извлечения углеводородных фракций органическими растворителями при подготовке к анализу. Наряду с чисто техногенными полиаренами, растворителями экстрагируются родственные группы веществ, детектируемые по суммарным параметрам; часть из них может быть синтезирована самой средой за счет деструкции липоидов микробиотой и сезонных изменений деструкции естественных углеводородов.

Индикаторные соотношения ПАУ для определения генезиса загрязнений

Использование индикаторных соотношений ПАУ весьма перспективно при оценках загрязненности территорий углеводородами, поскольку позволяет оценить источники загрязнения, их активность и возраст. В основе методов оценок лежит представление о том, что полиарены поступают от источников определенного характера (пирогенные – продукт сгорания органических соединений или петрогенные – продукт низкотемпературного разложения) в определенных комбинациях. Они имеют различные химические и физико-химические свойства; процессы их дегградации также различны по скорости в зависимости от молекулярного строения и сред в которых они трансформируются. В качестве индикаторных соотношений используют [18, 24, 26, 27, 29]:

- отношения изомеров ПАУ одной молекулярной массы, но с различными свойствами («термодинамические» и «кинетические» с различными энтальпиями образования и реакционной способностью);
- отношения концентраций ПАУ разных масс: либо относительно более легких (2-3 кольца) к более тяжелым (5-6 колец), либо «родительских» ПАУ и гомологов.

В некоторых случаях этот подход дает не вполне определенные результаты вследствие точности анали-

тических определений различных ПАУ, их возраста, степени дегградации, возможностей перехода из одной среды в другую использование всевозможных наборов соотношений полиаренов ставит проблему адекватности оценок в первоочередные. Кроме этого, каждое из соотношений не просто разделяет загрязнения на пиро- и петрогенные, но определенным образом характеризует источник (вид сжигаемого материала, удаленность источника от городского центра, конкретный вид производства и др.). Перечисленные категории выбросов и материалы при их сжигании создают различную токсичность для компонентов окружающей среды, что также принципиально в выборе соотношений.

В нашей работе использованы наиболее популярные индикаторные соотношения (табл. 1 / table 1), позволяющие дать комплексную оценку генезиса ПАУ в средах. При подготовке данного материала были оценены более 15 распространенных индикаторных соотношений, однако не все они, как выяснилось, одинаково эффективны для идентификации транспортных источников. В связи с этим далее в работе был сделан акцент на оценку «работоспособности» соотношений, представленных в табл. 1 / table 1.

Еще раз акцентируем: поскольку в литературе очень мало пишется о том, что приведенные значения индикаторных соотношений являются в определенной степени условными. Отсюда излишне категорические оценки репрезентативности различных соотношений без предварительной ревизии исходных данных. Очевидно, что со временем процессы трансформации загрязнителей в окружающей среде приводят к смещению соотношений: скорости дегградации изомеров ПАУ различны.

Для выбранных индикаторных соотношений были рассмотрены их изменения в почвенно-растительной системе от почв до надземных частей растений. Таким образом, предполагалось получить оценки:

– постепенной смены выраженного пирогенного характера загрязнения в транспортной зоне на более близкий к естественному на лесопарковой территории;

– некоторой «натурализации» комплексов ПАУ – от явного антропогенного характера в почвах к предположительно менее выраженному в наземных частях растений. Полученные результаты не всегда столь идеальны: сказывается серьезное влияние аэрогенных поступлений ПАУ в растения, минуя почвы. При этом в аэрогенных поступлениях преобладают поллютанты пирогенного генезиса. Во многом они обусловлены выбросами выхлопных газов автотранспорта, которые можно назвать первичными источниками, а также деструкционными мономерами каучуков вследствие истирания шин и пылью с дорожного полотна. Последние категории источников также содержат ПАУ и могут быть по набору выделений более токсичными, чем выбросы ДВС.

Таблица 1

Индикаторные соотношения ПАУ и характеристика источников загрязнения

Индикаторное соотношение	Значения для петрогенных ПАУ	Значения для пирогенных ПАУ
An/ An +Phen	> 0,10 – дизельное масло, сланцевое масло, уголь и некоторые образцы сырой нефти	<0,10 – лигнит, выбросы дизельного топлива и мазута
Flu/Flu+Py	< 0,40 – нефть и большинство НП	>0,4-0,5 – сжигание топлива; травы, большинства углей и древесины
BaA/BaA+Chr	<0,20 - петрогенное загрязнение (нефть или НП) или фоновый объект	0,20-0,35 – сжигание угля; 0,35-0,50 – выбросы автотранспорта
BaP/Bghi	< 0,6 – фоновые объекты; нефтяное загрязнение	> 0,6 выбросы автотранспорта
BbFlu/BkFlu	<1 – фоновые объекты; нефтяное загрязнение	> 1 – автотранспортное загрязнение

Table 1

Indicator ratios of PAHs and characteristics of pollution sources

Indicator ratio	Values for the petrogenic objects	Values for the pyrogenic objects
An/ An +Phen	> 0,10 – diesel oil, shale oil, coal, and some crude oil samples	<0,10 – lignite, diesel fuel and fuel oil emissions
Flu/Flu+Py	< 0,40 – oil and most of petroleum products	>0,4-0,5 – burning fuel; grass, most coals, and wood
BaA/BaA+Chr	<0,20 - aerogenic pollution (oil or petroleum products) or background objects	0,20-0,35 – coal combustion; 0,35-0,50 – vehicle exhausts
BaP/Bghi	< 0,6 – background objects, oil pollution	> 0,6 vehicle exhausts
BbFlu/BkFlu	<1 – background objects, oil pollution	> 1 – transport pollution

Геохимические и токсикологические индикаторы антропогенной нагрузки

Анализ накопления и миграции ПАУ в компонентах экосистемы проводился с использованием коэффициента концентрации КК: учитывалось отношение концентраций ПАУ в «принимавшей среде» к «отдающей». При КК > 1 можно утверждать, что между средами существует поток ПАУ. С учетом вероятности аналитических ошибок, можно уверенно утверждать о наличии потока полиаренов при КК > 1,3, а об однозначном отсутствии потока – при КК < 0,7. Особенно важен учет этого обстоятельства, когда анализируемые объекты находятся в переходной зоне отнесения объекта между пирогенным и петроген-

ным. Исходя из опыта наших исследований, чаще всего такие ситуации возникают для водных объектов. В связи с этим, по нашему мнению, важно еще раз акцентировать внимание на методиках анализа, определяющих точность определения отдельных ПАУ, при интерпретации индикаторных соотношений.

Токсичность загрязнения почвы и растительности оценивалась по показателю эквивалента токсичности TEQ [19]. Расчет TEQ предполагает суммирование «взвешенных» концентраций веществ-загрязнителей; роль веса играет относительная токсичность по сравнению с BaP – величина TEQ, показывающая степень опасности вещества. В итоге величина TEQ определяется в соответствии с выражением:

$$TEQ = [BaP] \times 1,0 + [BaA] \times 0,1 + [BbFlu] \times 0,1 + [BkFlu] \times 0,1 + [IP] \times 0,1 + [An] \times 0,01 + [Chr] \times 0,01 + [Ace] \times 0,001 + [Flu] \times 0,001 + [Fluorene] \times 0,001 + [Phen] \times 0,001 + [Py] \times 0,001 + [DbA] \times 5,0$$

Несмотря на относительную условность и некоторую искусственность, данный индикатор широко применяется в практике эколого-геохимических исследований и позволяет давать экспресс - оценки степени токсичности загрязнений сред ПАУ.

Взаимосвязи характеристик загрязнения территории и верификация эффективности индикаторных соотношений проводились на основе корреляционного анализа (использованы возможности пакета Statistica). При оценках силы связи и построении моделей ориентировались на подходы, принятые в рамках методологии анализа данных [28].

В отличие от традиционных методов математической статистики, для рассмотренных массивов данных не проводились процедуры их нормализации. Корреляционные связи признавались значи-

мыми при коэффициентах $|r| \geq 0,5$, сильными при $|r| \geq 0,7$.

Картографическое отображение полученных оценок выполнено с помощью программного комплекса Surfer 15. Использована процедура кригинг для построения поверхностей исследуемых параметров (индикаторные соотношения, показатель токсичности ассоциации ПАУ). Отметим, что в практике оценок загрязнений территорий картографические построения на основе индикаторных соотношений ПАУ произведены впервые и показали в целом достаточно высокую информативность применяемых подходов. Они особенно эффективны при смешанном характере загрязнений, поскольку кроме идентификационных функций позволяют проводить зонирование территорий на основе генезиса загрязнителей.

2. Результаты

Оценка вариаций пространственного распределения ПАУ подтвердила значительную дифференциацию территории по степени загрязнения под влиянием дорог и парковок. Для выделенных функциональных зон характерны следующие особенности:

– в лесопарковой зоне в целом отмечаются более высокие концентрации легких (2-3 кольца) ПАУ; содержание 5-6-кольцевых ПАУ здесь максимально в почвах, однако оно не превышает 25%. Максимально насыщены легкими ПАУ (2-3 кольца) корни и надземные части растений; содержание нафталина для надземных частей здесь максимально и составляет более 30% от общей массы ПАУ;

– транспортная зона характеризуется минимальными процентными содержаниями легких полиаренов (в почве они в совокупности составляют менее 10% ассоциации ПАУ), а тяжелые ПАУ имеют максимальную долю (от 30% в надземной части до более 40% в почве);

– общественно-деловая зона занимает промежуточное положение по содержанию тяжелых полиаренов.

Для выявленных функциональных зон рассмотренными нами индикаторные коэффициенты продемонстрировали достаточно высокую степень надежности, однако на практике необходимо учитывать «акцент», который показатели придают оценкам генезиса загрязнителей. Часть из них просто позволяет отделить пирро- и петрогенные загрязнения, другие реагируют на удаленность источника, третьи не характеризуют генезис, но позволяют четко выделять зоны по интенсивности миграции загрязнений и по уровню его опасности для биоты.

3.1. Анализ потоков ПАУ в почвенно-растительной системе на основе коэффициента концентрации (КК).

Оценка аккумуляции ПАУ показывает существенную разницу в их пространственном распределении в «фоновой» и техногенно нагруженной зонах в почвах, корнях и надземных частях растений. Такая неравномерность объясняется как различиями интенсивности нагрузки, так и свойствами компонентов почвенно-растительной системы накапливать загрязнения и пропускать их к следующему «звену» системы (фильтрующая роль корневой системы). Для некоторых участков подтверждалось преимущественно воздушное поступление ПАУ к надземным частям растений, в других случаях преобладали потоки из почвы. Выявлены участки экосистемы кампуса, где наблюдается практически полное насыщение «принимающих» ПАУ компонентами окружающей среды (почвы в придорожной части), что лимитирует передачу полиаренов от почв к надземным частям растений. Такие оценки проводились на основе КК. На рис. 2 / fig. 2 представлен профиль, проложенный от автотрассы с высокой интенсивностью движения (окрестности т. 29) через парковую зону к транспортной зоне (т. 1 расположена вдали от автодороги с меньшей загруженностью).

Оценка аккумуляции ПАУ показывает существенную разницу в их пространственном распределении в «фоновой» и техногенно нагруженной зонах в почвах, корнях и надземных частях растений. Такая неравномерность объясняется как различиями интенсивности нагрузки, так и свойствами компонентов почвенно-растительной системы накапливать загрязнения и пропускать их к следующему «звену» системы (фильтрующая роль корневой системы). Для части участков подтверждалось преимущественно воздушное поступление ПАУ к надземным частям растений, в других случаях преобладают потоки из почвы. Выявлены участки экосистемы кампуса, где наблюдается практически полное насыщение «принимающих» ПАУ компонентами окружающей среды (почвы в придорожной части), что лимитирует передачу полиаренов от почв к надземным частям растений. Такие оценки проводились на основе КК. На рис. 2 / fig. 2 представлен профиль, проложенный от автотрассы с высокой интенсивностью движения (окрестности т. 29) через парковую зону к транспортной зоне (т. 1 расположена вдали от автодороги с меньшей загруженностью). Рисунок наглядно иллюстрирует смену влияния активности транспортной нагрузки и различные условия миграции ПАУ в почвенно-растительной системе. Так в точке 29 в непосредственной близости от трассы с максимальной активностью транспортных потоков практически отсутствует переход ПАУ между средами (они полностью насыщены и $КК \approx 1$), в то время как точки 21 и 14 в условно чистой зоне характеризуются максимальными амплитудами КК в компонентах «почва-корень» и КК «корень-стебель». Точка 1 наглядно показывает разницу в условиях миграции ПАУ между средами: явно преобладает концентрирование в почвенно - корневой подсистеме (эффект фильтрация загрязнений ризосферой). Корни растений в таких динамических структурах играют роль «фильтров», создавая естественные геохимические барьеры для разделения (фракционирования) ПАУ как в фоновой, так и транспортно-нагруженной зонах. При этом антропогенная нагрузка играет главную роль в процессах, определяя исходные массы ПАУ, «претендующие» на переход из почв в корни и далее в стебли растений. Составы ассоциаций, проникающих через границу «почва – корень» (как и сами интенсивности перехода) имеют в целом близкий характер: относительно легко мигрируют 2-3 кольцевые ПАУ. Для более крупных молекул (5-6 кольцевых) КК могут быть на порядок меньше либо вообще за гранью значимости.

Значение КК в фоновой зоне явно выше по сравнению с КК полиаренов в транспортно нагруженной зоне. Возможное объяснение – достигнуто «насыщение» «принимающей среды» и более активные переходы ПАУ не происходят даже в условиях гораздо более высоких уровней загрязнения почв по сравнению с фоном. В целом подтверждается эффект существования пределов насыщения растениями поллютантами в зависимости от интенсивности нагрузок и молекулярного строения загрязнителей.

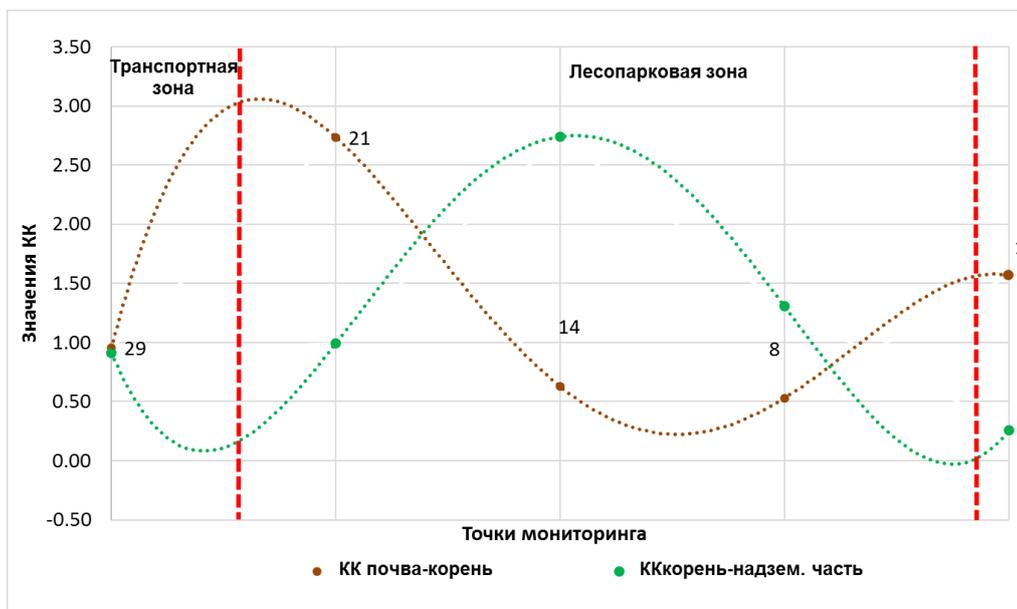


Рис 2. Изменения коэффициентов концентрации по профилю: точки 29-21-14-8-1 (полиномиальная аппроксимация функцией 5-й степени); пунктиром выделены границы транспортной и парковой зон

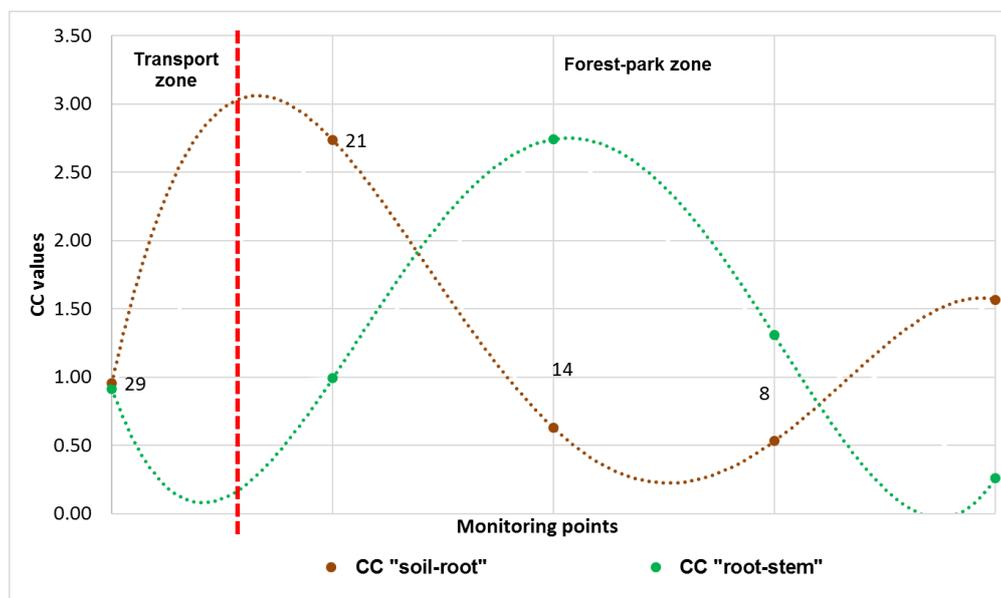


Fig. 2. Changes in the CC along the profile: points 29-21-14-8-1 (polynomial approximation by a function of the 5th degree); dotted lines mark the boundaries of transport and park zones

Таким образом, показатели КК позволяют давать оценку насыщения контактирующих сред (динамических компонентов почвенно-растительной системы) рассмотренными маркерными соединениями и идентифицировать зоны с тем или иным уровнем активности потоков загрязнителей. Тем не менее, насыщение компонентов урбоэкосистемы теми или иными соединениями еще не свидетельствует об опасности загрязнения.

3.2. Опасность загрязнения почвенно-растительных систем комплексом ПАУ

Наиболее наглядно неравномерность распределения ассоциаций ПАУ и опасность их накопления поч-

вами и растительными организмами по изучаемой территории отображается с помощью показателя ТЕQ (рис. 3, 4, 5 / fig. 3, 4, 5). Достоинство данной характеристики в том, что она позволяет помимо учета присутствия всех полиаренов принять во внимание также и их относительную опасность для биоты и других сред. Приведенные на рис. 3-5 пространственные вариации ТЕQ свидетельствуют о максимальных уровнях нагрузки на почвы, что объясняется проявлением их депонирующих свойств. За ними следуют менее опасные уровни ТЕQ в корневой системе и наименьшие – в надземных частях растений. На рис. 3-5 / fig. 3-5 явно выделяется зона с максимальной транспорт-

ной нагрузкой – крупнейшая городская автомагистраль Ленинский проспект с круглосуточным режимом движения. В целом пространственный характер изменения величины ТЕQ для почв, для корней и для надземных частей растений сходен. Для лесопарковой зоны величины ТЕQ минимальны; наименьшие значения характерны для надземных частей растения в лесопарке. Можно сделать важное заключение о том, что перерабатывающие свойства естественных биоценозов по отношению к поллютантам в городских условиях значительно выше, чем для окультуренных зеленых зон, подвергающихся укосам и поливам.

Максимальные значения отмечаются для почв присветофорной зоны на пересечении крупнейшей автомагистрали и ул. Миклухо-Маклая, пересекающей кампус РУДН. Далее снижение величин ТЕQ происходит в соответствии с преобладающим для Москвы направлением атмосферного переноса (северо-запад – юго-восток). Такая картина может быть обусловлена постепенным осаждением пылевых частиц, транспортирующих ПАУ, по мере удаления от наиболее загрязненного участка. Известно, что полиарены и другие загрязнители активно мигрируют на

большие расстояния на пылевых частицах различного генезиса с диаметром менее 10 мкм.

Несмотря на то, что коэффициенты концентрации и ТЕQ определяются исходя из количеств накопленных соединений во взаимодействующих компонентах «почвы–растительность», предполагалась некоторая близость этих характеристик, но оценки корреляционных связей между ними опровергли эти предположения. В табл. 2 / table 2 представлены коэффициенты корреляции между рассмотренными индикаторными соотношениями, величинами ТЕQ и КК для почв, корней и надземных частей растительности в трех функциональных зонах рассмотренной территории. Парадоксально то, что характеристики миграции ПАУ между средами, выраженные через КК и расчетные показатели ТЕQ в точках мониторинга оказываются независимыми друг от друга, несмотря на то, что в основе их расчетов лежат молекулярные массы полиаренов в средах. По видимому, свойство экстенсивности справедливое для идеальных систем, не всегда применимо к природным процессам миграции вещества.

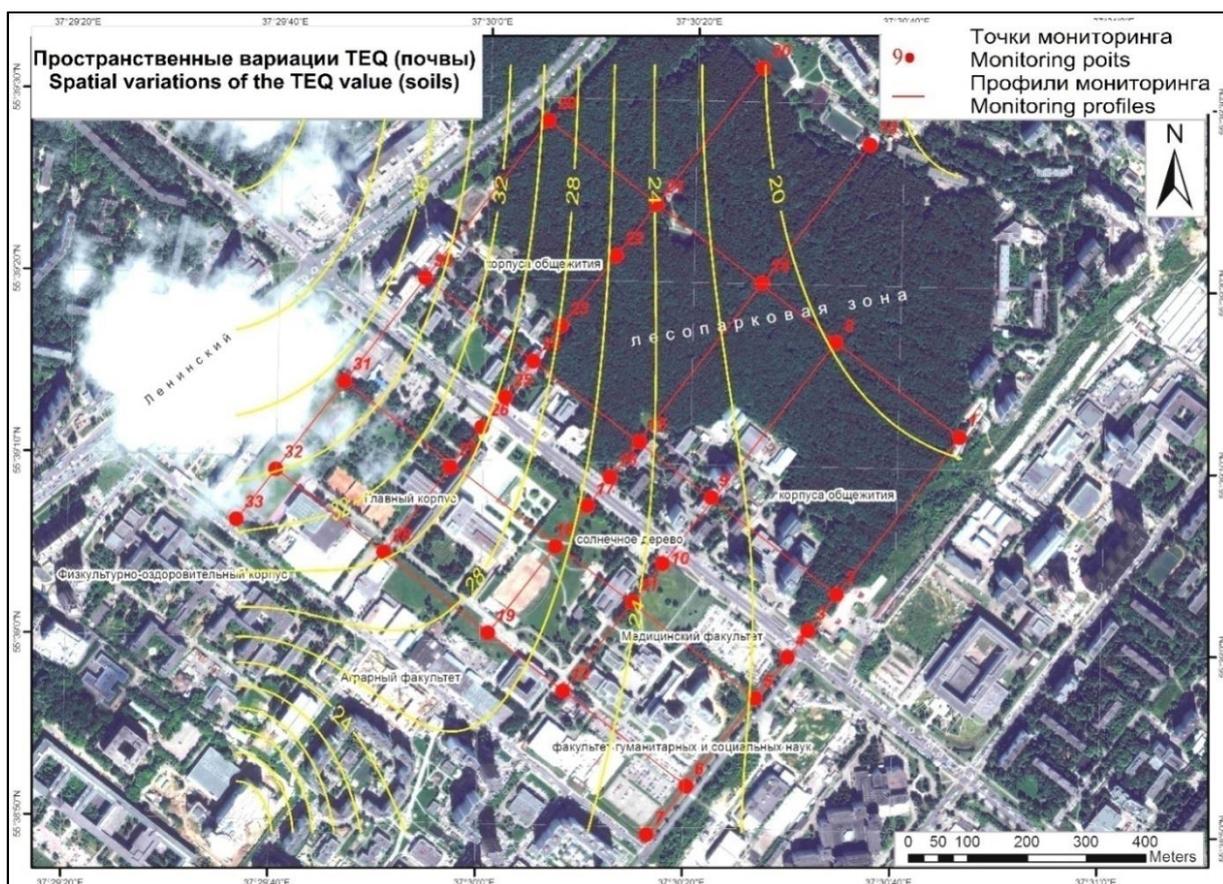


Рис. 3. Пространственное распределение значений показателя ТЕQ для почв на изучаемой территории
Figure 3. Spatial distribution of TEQ values for soil in the study area

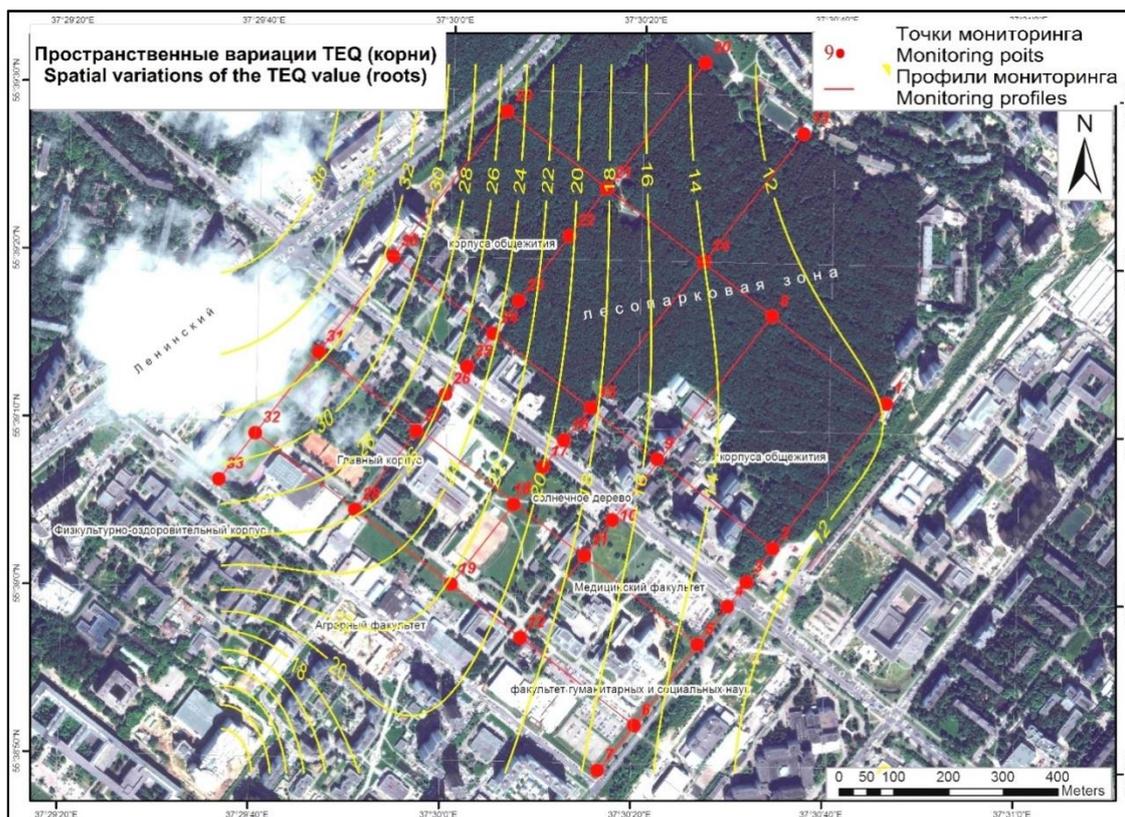


Рис. 4. Пространственное распределение значений показателя TEQ
корневых частей растений на изучаемой территории

Figure 4. Spatial distribution of TEQ values for root parts of plants in the study area

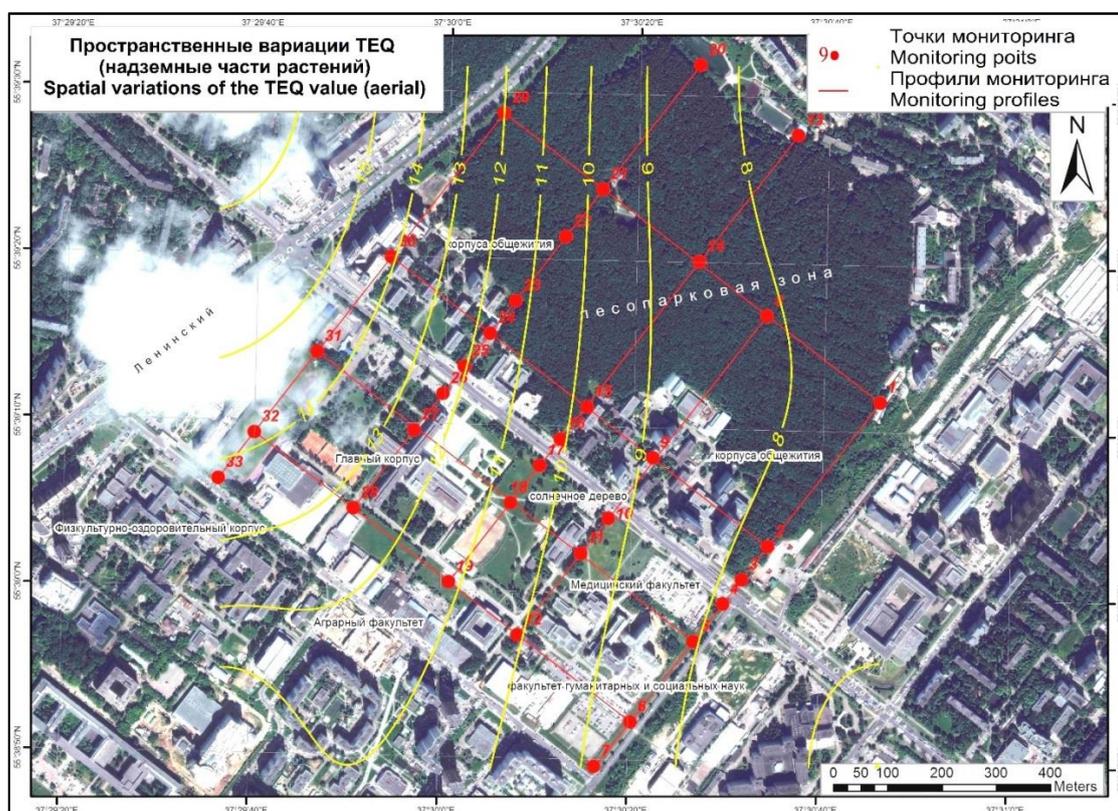


Рис. 5. Пространственное распределение значений показателя TEQ
для надземных частей растений на изучаемой территории

Figure 5. Spatial distribution of TEQ values for root aerial parts of plants in the study area

Довольно сильная положительная связь выявляется между фактором токсичности для корней и надземных частей растения; значимая положительная связь – между почвами и надземной частью. Вероятная причина таких значений корреляционных связей – аэрогенное поступление ПАУ и в почвы, и в надземные части растений, при том, что корневая система уже выборочно отфильтровывала значительную массу полиаренов.

Таким образом, оба типа характеристик, КК и ТЕQ, независимы и могут использоваться для верификации и обоснования отбираемых индикаторных соотношений ПАУ. Интерпретация связей СС и ТЕQ с индикаторными соотношениями будет представлена ниже.

3.3. Индикаторные соотношения

Индикаторные отношения подтверждают для рассматриваемой территории преобладание транспортных источников ПАУ (выхлопные газы автомобилей, продукты износа шин и проезжей части). Эти продукты перемещаются с автомагистралей вглубь территории. В целом динамика изменения значений индикаторов в направлении от автомагистралей явно выражена и подтверждает роль транспорта как ведущего источника выбросов ПАУ, который определяет пространственные вариации уровней загрязнения и в целом формирует состояние экосистемы. В то же время, для одной и той же точки мониторинга значения индикаторных соотношений в разных средах различаются в связи с процессами трансформации комплексов ПАУ в системе «почва - растение» от почвы к надземной части, «утилизации» ПАУ растительными организмами и аэрогенными поступлениями ПАУ непосредственно в наземную часть, минуя путь «почва - корень».

Для перечисленных в табл. 1 / table 1 индикаторных соотношений были проведены оценки эффективности: оценивались % рассмотренных проб, отнесенных к пирогенным:

- BbFlu/ BkFlu – 98,0%;
- Flu/ Flu+Py – 97,0%;
- An/ An+Phen – 80,8%;
- BaA/ BaA+Chr – 61,6%;
- BaP/Bghi – 60,8%.

Как видно, соотношения проявили разную (но в целом высокую) эффективность с точки зрения подтверждения пирогенности загрязнения почв и растительности территории кампуса ПАУ. Однако даже те коэффициенты, эффективность которых оказалась не слишком высокой, представляют определенный интерес с позиций токсичности. Они позволяют дать дополнительную характеристику суммарного загрязне-

ния полиаренами в условиях их перехода в растения из атмосферы и почв.

3.3.1. Соотношение BbFlu/BkFlu

Оба эти изомера бензфлуорантена с одинаковыми молекулярными массами представлены в объектах окружающей среды, однако достоверным индикатором выбросов автотранспорта считается BbFlu. Его преобладание в районах с интенсивной транспортной нагрузкой подтверждено в работах как отечественных [3, 25], так и зарубежных авторов [21-23]. Для рассматриваемой территории соотношение показало очень высокую эффективность. Тем не менее, оно не позволяет четко определить наиболее нагруженную транспортными выбросами среду, хотя в целом наземные части растительности оказались чаще подвержены загрязнению BbFlu. При этом наибольшее присутствие BbFlu выявлено для почв на тт. 27 и 29, приуроченных к парковкам в кампусе.

Характер миграции BbFlu в системе «почва – корни – стебли растений», безусловно, определяется и свойствами почв, и физико - химическими свойствами самого полиарена. В частности, его растворимость по сравнению с другим изомером практически в 2 раза выше, что и определяет относительно более активную миграцию в средах. В целом распределение BbFlu во всех трех зонах сходно. Это может свидетельствовать о способности BbFlu активно мигрировать на значительные расстояния, что приводит к относительно равномерному накоплению его в средах. При этом выявить на основе этого соотношения роль ближайшего либо удаленного источника затруднительно. Таким образом, данное соотношение может эффективно разделять пирогенные (от транспортных источников) загрязнения от других продуктов сжигания. Однако дополнительной смысловой нагрузки для идентификации функциональных зон с разной интенсивностью загрязнения этот показатель не несет. Аналогичная картина складывается и со следующим соотношением.

3.3.2. Соотношение Flu/Flu+Py

Соотношение Flu/Flu+Py в большинстве случаев максимально эффективно разделяет объекты с выраженным пирогенным и петрогенным генезисом загрязнений. Для рассмотренных в данном исследовании объектов (99 точек) это индикаторное соотношение также позволило четко оценить генезис ПАУ и загрязнения в целом (рис. 6 / fig. 6).

3.3.3. Индикаторное соотношение An/An+Phen

Соотношения менее 0,1 свидетельствуют о пирогенном происхождении загрязнения. Сопоставление значений этого соотношения в почвах, корнях и аэральные частях растений на 33 точках представлено на рис. 7 / fig. 7.

Таблица 2

Корреляционные связи между характеристиками загрязнения

Характеристики	КК		TEQ			BbFlu/BkFlu			Flu/Flu+Py			An/ An+Phen			BaA/ BaA+Chr			BaP/ Bghi		
	Почва	Корень	Почва	Корень	Наземная часть	Почва	Корень	Наземная часть	Почва	Корень	Наземная часть	Почва	Корень	Наземная часть	Почва	Корень	Наземная часть	Почва	Корень	Наземная часть
КК Почва-корень	1.00																			
КК Корень-наземная часть	-0.32	1.00																		
TEQ																				
Наземная часть	0.17	-0.30	1.00																	
Корень	-0.33	-0.13	0.32	1.00																
Почва	0.00	-0.27	0.55	0.82	1.00															
BbFlu/BkFlu																				
Почва часть	-0.13	0.19	-0.15	-0.17	-0.12	1.00														
Корень	-0.32	-0.01	-0.08	-0.05	-0.05	0.29	1.00													
Наземная часть	-0.05	0.21	-0.04	-0.06	-0.07	-0.39	-0.12	1.00												
Flu/ Flu+Py																				
Почва часть	0.11	-0.40	-0.07	-0.23	-0.20	-0.17	0.36	-0.27	1.00											
Корень	0.06	-0.26	-0.10	-0.27	-0.19	0.06	0.22	0.01	0.49	1.00										
Наземная часть	0.22	0.09	-0.11	-0.44	-0.22	0.02	-0.18	-0.08	0.18	0.33	1.00									
An/ An+Phen																				
Почва часть	0.06	-0.27	0.62	0.57	0.71	-0.14	-0.04	-0.25	-0.02	-0.23	-0.23	1.00								
Корень	-0.28	0.08	0.37	0.48	0.50	0.06	0.01	-0.24	-0.25	-0.21	-0.22	0.62	1.00							
Наземная часть	-0.08	-0.38	0.58	0.56	0.67	0.11	0.21	-0.12	-0.20	-0.34	-0.44	0.53	0.42	1.00						
BaA/ BaA+Chr																				
Почва часть	0.04	-0.50	0.37	0.41	0.43	-0.07	-0.18	-0.50	0.18	-0.12	-0.19	0.47	0.32	0.35	1.00					
Корень	-0.27	-0.14	0.27	0.34	0.26	-0.01	-0.01	-0.25	-0.03	0.08	-0.24	0.18	0.36	0.23	0.51	1.00				
Наземная часть	-0.27	0.28	0.20	0.23	0.25	0.13	0.12	-0.12	-0.30	-0.24	-0.25	0.30	0.52	0.24	0.12	0.36	1.00			
BaP/ Bghi																				
Почва часть	-0.21	-0.11	0.41	0.57	0.38	-0.48	-0.19	-0.03	-0.19	-0.25	-0.44	0.37	0.21	0.36	0.44	0.34	0.33	1.00		
Корень	-0.12	0.06	0.18	0.32	0.20	-0.40	-0.13	-0.08	-0.12	-0.20	-0.24	0.34	0.24	-0.02	0.20	0.41	0.27	0.60	1.00	
Наземная часть	-0.11	-0.14	-0.03	-0.01	0.01	-0.01	-0.03	-0.11	0.03	-0.10	-0.27	0.30	0.18	-0.17	0.25	0.30	0.42	-0.08	0.01	1.00

Table 2

Correlations among the pollution indicators

Характеристики	CC		TEQ			BbFlu/BkFlu			Flu/Flu+Py			An/ An+Phen			BaA/ BaA+Chr			BaP/ Bghi			
	Soil-root	Root-aerial	Aerial part	Root	Soil	Soil	Root	Aerial part	Soil	Root	Aerial part	Soil	Root	Aerial part	Soil	Root	Aerial part	Soil	Root	Aerial part	
CC soil-root	1.00																				
CC root-aerial part	-0.32	1.00																			
TEQ																					
Aerial part	0.17	-0.30	1.00																		
Root	-0.33	-0.13	0.32	1.00																	
Soil	0.00	-0.27	0.55	0.82	1.00																
BbFlu/BkFlu																					
Soil	-0.13	0.19	-0.15	-0.17	-0.12	1.00															
Root	-0.32	-0.01	-0.08	-0.05	-0.05	0.29	1.00														
Aerial part	-0.05	0.21	-0.04	-0.06	-0.07	-0.39	-0.12	1.00													
Flu/ Flu+Py																					
Soil	0.11	-0.40	-0.07	-0.23	-0.20	-0.17	0.36	-0.27	1.00												
Root	0.06	-0.26	-0.10	-0.27	-0.19	0.06	0.22	0.01	0.49	1.00											
Aerial part	0.22	0.09	-0.11	-0.44	-0.22	0.02	-0.18	-0.08	0.18	0.33	1.00										
An/ An+Phen																					
Soil	0.06	-0.27	0.62	0.57	0.71	-0.14	-0.04	-0.25	-0.02	-0.23	-0.23	1.00									
Root	-0.28	0.08	0.37	0.48	0.50	0.06	0.01	-0.24	-0.25	-0.21	-0.22	0.62	1.00								
Aerial part	-0.08	-0.38	0.58	0.56	0.67	0.11	0.21	-0.12	-0.20	-0.34	-0.44	0.53	0.42	1.00							
BaA/ BaA+Chr																					
Soil	0.04	-0.50	0.37	0.41	0.43	-0.07	-0.18	-0.50	0.18	-0.12	-0.19	0.47	0.32	0.35	1.00						
Root	-0.27	-0.14	0.27	0.34	0.26	-0.01	-0.01	-0.25	-0.03	0.08	-0.24	0.18	0.36	0.23	0.51	1.00					
Aerial part	-0.27	0.28	0.20	0.23	0.25	0.13	0.12	-0.12	-0.30	-0.24	-0.25	0.30	0.52	0.24	0.12	0.36	1.00				
BaP/ Bghi																					
Soil	-0.21	-0.11	0.41	0.57	0.38	-0.48	-0.19	-0.03	-0.19	-0.25	-0.44	0.37	0.21	0.36	0.44	0.34	0.33	1.00			
Root	-0.12	0.06	0.18	0.32	0.20	-0.40	-0.13	-0.08	-0.12	-0.20	-0.24	0.34	0.24	-0.02	0.20	0.41	0.27	0.60	1.00		
Aerial part	-0.11	-0.14	-0.03	-0.01	0.01	-0.01	-0.03	-0.11	0.03	-0.10	-0.27	0.30	0.18	-0.17	0.25	0.30	0.42	-0.08	0.01	1.00	

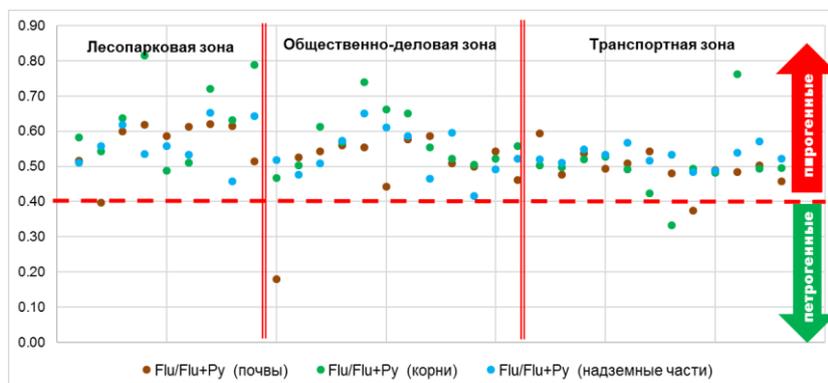


Рис. 6. Индикаторное соотношение $Flu/Flu+Py$ для точек мониторинга в пробах почв, корнях и аэральнх частях растений

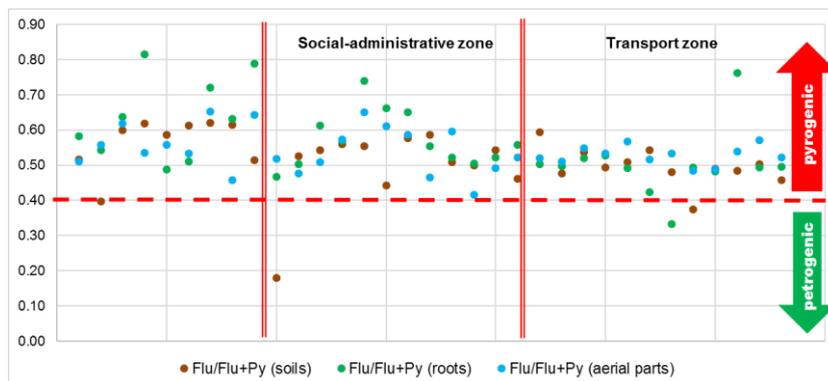


Figure 6. Indicator ratio $Flu/Flu+Py$ on the monitoring points for soil samples, roots and aerial parts of plants

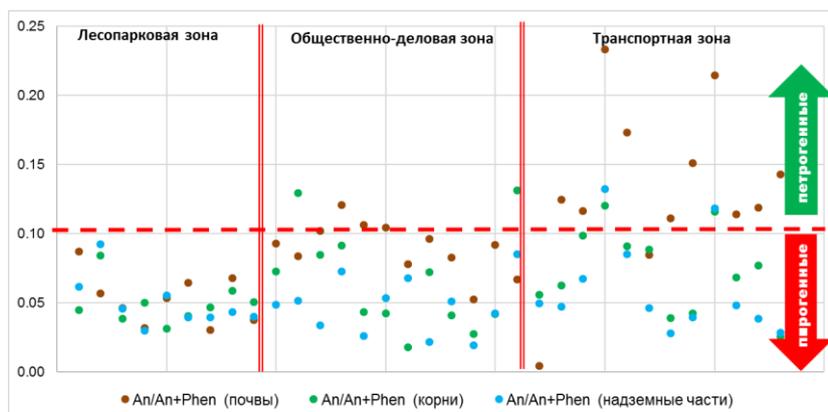


Рис. 7. Индикаторное соотношение $An/An+Phen$ на точках мониторинга в пробах почв, корнях и надземных частях растений

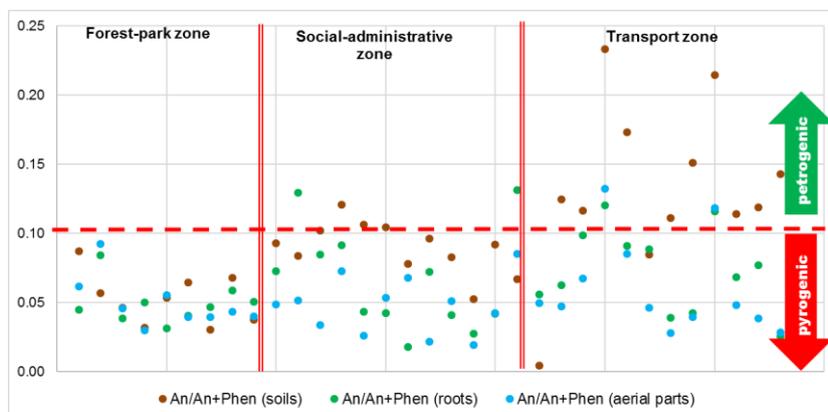


Fig. 7. Indicator ratio $An/An+Phen$ on the monitoring points for soil samples, roots and aerial parts of plants

Как видно из рисунка, в целом аэральные части растений характеризуются более низкими значениями соотношения, то есть пирогенный характер загрязнения преобладает. Растительный организм не успевает перестроить состав комплекса ПАУ, получив его из почв или с атмосферным переносом. Вероятно, аэрогенное поступление антрацена и фенантрена в растения здесь весьма значительно. Почвы демонстрируют менее ярко выраженный пирогенный характер загрязнений ПАУ. Для почв соотношение указало на пирогенный характер загрязнения в 60.6% случаев, в отличие от наземных частей растения (93.9% проб в пирогенной области). Отметим, что для транспортной зоны характерен максимальный разброс значений индикаторного соотношения; часть проб почв здесь идентифицируются как петрогенно загрязненные, что можно объяснить оседанием на почвы непосредственно паров сжигаемого в ДВС топлива. Пространственное распределение величин $An/An+Phen$ в компонентах почвенно-растительной системы представлено на рис. 8–10 / fig. 8–10. В пространственном распределении величины $An/An+Phen$ в почвах, корнях и наземных частях растений явно прослеживается тенденция к увеличению от автодорог к менее нагруженным участкам. Это полностью соответствует смыслу данного соотношения: более низкие значения соответствуют более выраженному пирогенному характеру загрязнения. Ценность построения карт данного соотношения обусловлена корреляционными связями с коэффициентом токсичности. В принципе, изолинии соотношения $An/An+Phen$ пространственно повторяют распределение коэффициента ТЕQ и свидетельствуют о накоплении токсичных полиаренов не только в почвах, но и в растительности. Более низкая эффективность соотношения $An/An+Phen$ (80,8%) по сравнению с соотношениями $BbFlu/ BkFlu$ и $Flu/Flu+Py$ может быть обязан высокой реакционной способностью антрацена во время переноса от источника к почвам и затем поступлением в растительность. Фенантеновая ассоциация ПАУ практически всегда присутствует в почвах и растениях, независимо от вида и генезиса загрязнения.

3.3.4. Индикаторное соотношение $VaA/VaA+Chr$

«Эффективность» данного соотношения оказалась относительно невысокой по сравнению с рассмотренными выше. Соотношение также подтвердило, что меньшее влияние на почвы выявляется в лесопарковой зоне по сравнению с общественно-деловой и транспортной. Относительно больший разброс значений наблюдается в общественно-деловой зоне. Здесь же получено максимальное количество проб, которые не идентифицируются как явно пирогенные. В целом, подавляющее количество точек с неявной пирогенной природой согласно соотношению $VaA/VaA+Chr$ – пробы корневых и аэральные частей растений. Однако данное соотношение не показало значимых различий накопления ПАУ в функциональных зонах. Можно предположить, что оно сильнее «откликается» на процессы переноса ПАУ от удаленных источников.

3.3.5. Соотношение $VaP/Vghi$

Соотношение $VaP/Vghi$ при значениях 0,6-0,9 соответствует выбросам ДВС. Данное соотношение по-

казало максимальную эффективность для проб из транспортной зоны. Однако в случае лесопарковой и общественно-деловой зон, менее подверженных влиянию ближних источников, точность минимальна. Таким образом, вероятно, это соотношение может быть использовано для идентификации локальных источников.

4. Обсуждение

Анализ распределения ПАУ по площади в системе «почва-растение» показывает ярко выраженную динамику накопления ПАУ у дорог, что подтверждается оценками коэффициентов токсичности комплексов ПАУ. Это вполне ожидаемая картина, однако в нашем исследовании мы акцентируем внимание на установлении зон повышенного загрязнения и особенностях динамики их концентраций в системе «почва-растение» при удалении от основного источника.

По своей сути это обратная задача оценки эффективности соотношений различных полиаренов, как маркеров пирогенности, на основе ранее выделенных функциональных зон с помощью моделирования таких параметров как шум, концентрации в воздухе и почвах оксидов азота, углерода и других явных характеристик загрязнения автотранспортом [2].

Подтвердилось предположение, что реакция частей растительного организма на состав ассоциаций ПАУ в зависимости от интенсивности транспортных нагрузок заметно меняется: можно утверждать, что существует некая «пропускная способность» корневой системы растений. Это делает невозможным поступление в растительный организм ПАУ в количестве, превышающем определенную норму, независимо от их концентрации в почвах.

Проведенное нами ранее сравнение концентраций ПАУ с допустимыми уровнями (ПДК, установленные в России; итальянские и испанские стандарты, критические уровни Польши [12, 17, 20]) показало отсутствие кризисных ситуаций на рассмотренной территории. При этом уровень загрязнений, отображаемый ТЕQ, показывает явные зоны повышенной опасности. Это точки вблизи объектов транспортной инфраструктуры (автомастерские, автостоянки), где влияние автомобильных дорог накладывается на последствия деятельности местного источника. Таким образом, оценки потенциальных рисков загрязнения для биоты на основе ТЕQ оказываются более показательными и достоверными по сравнению со «стандартными» оценками рисков на основе ПДК. Сами же величины ПДК для почв, учитывая крайне низкие концентрации ПАУ в средах и сложности точного анализа, могут оказаться нерепрезентативными. Поэтому повышается актуальность расчетов фоновых показателей для различных сред в условиях города.

Анализ накопления ПАУ позволил выявить значимые различия между 3 зонами – парковой, транспортной, общественно-деловой и деловой. Зоны расположены на разном расстоянии от источника загрязнения и характеризуются преобладанием различных групп ПАУ.

Полученные результаты оценок наиболее эффективных индикаторных соотношений, а также различия КК и ТЕQ в функциональных зонах изучаемой территории представлены в табл. 3 / table 3.

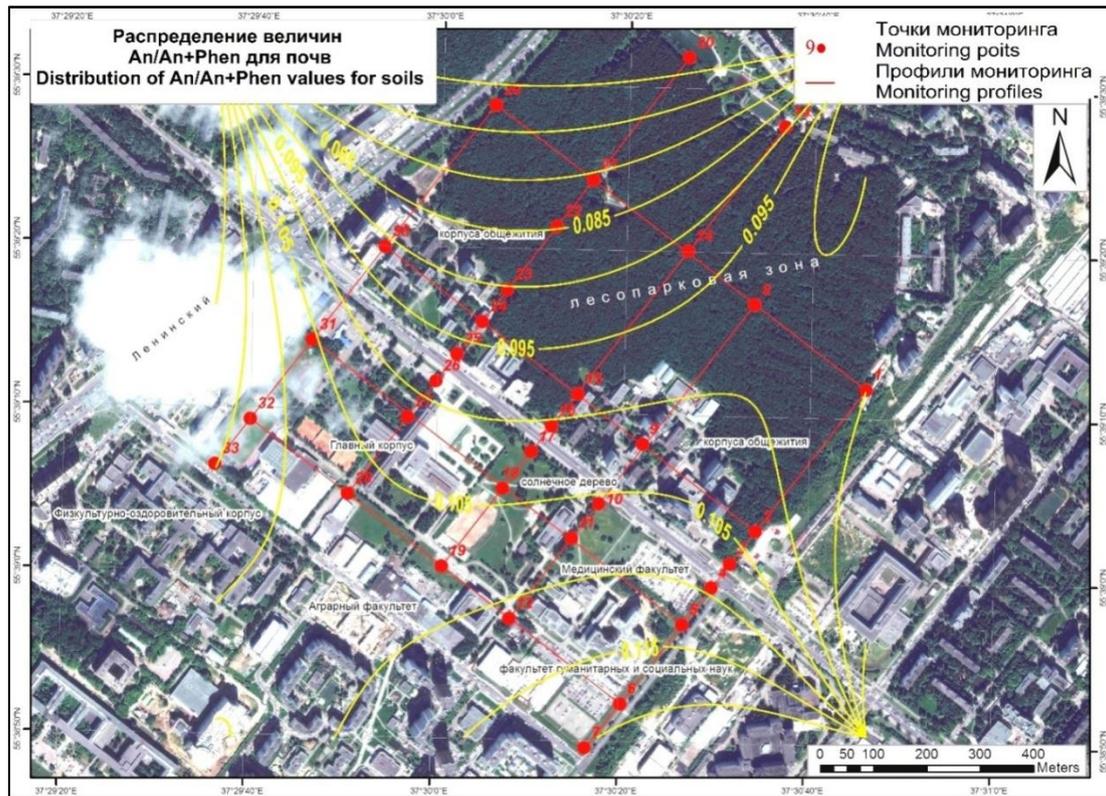


Рис. 8. Пространственные вариации соотношения An/An+Phen в почвах
Fig. 8. Spatial variations of the An/An+Phen ratio in soils

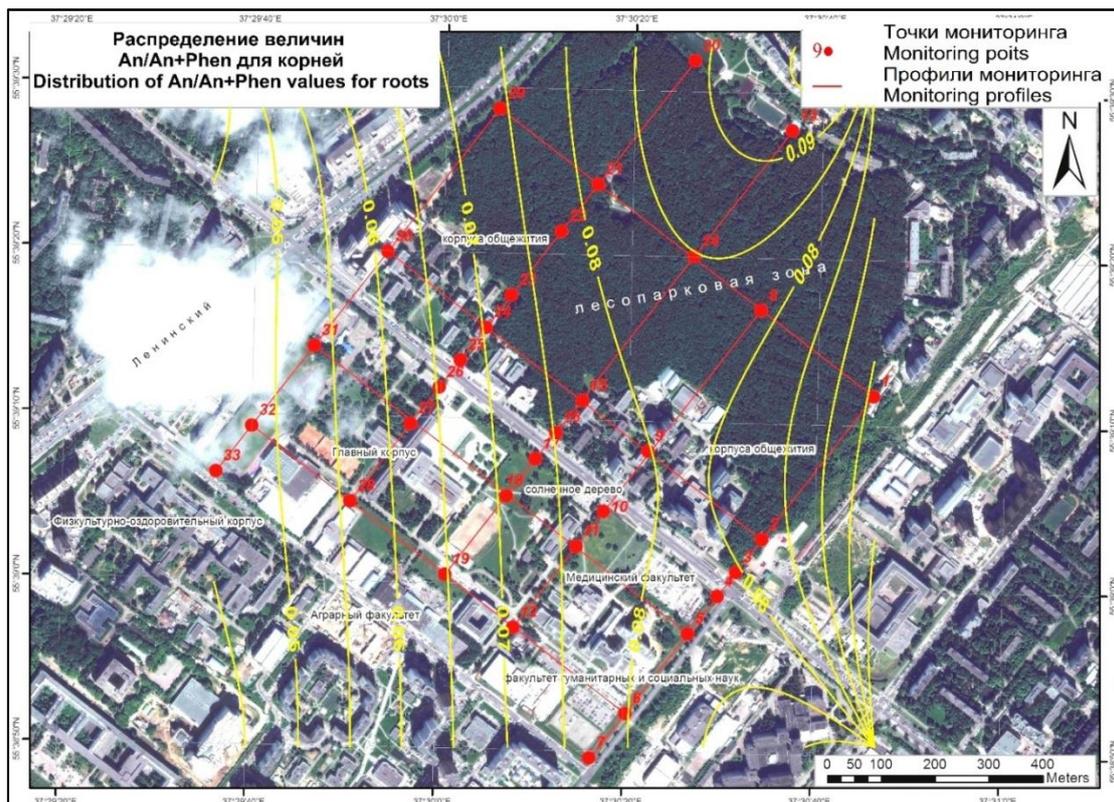


Рис. 9. Пространственные вариации соотношения An/An+Phen в корнях
Fig. 9. Spatial variations of the An/An+Phen ratio in roots

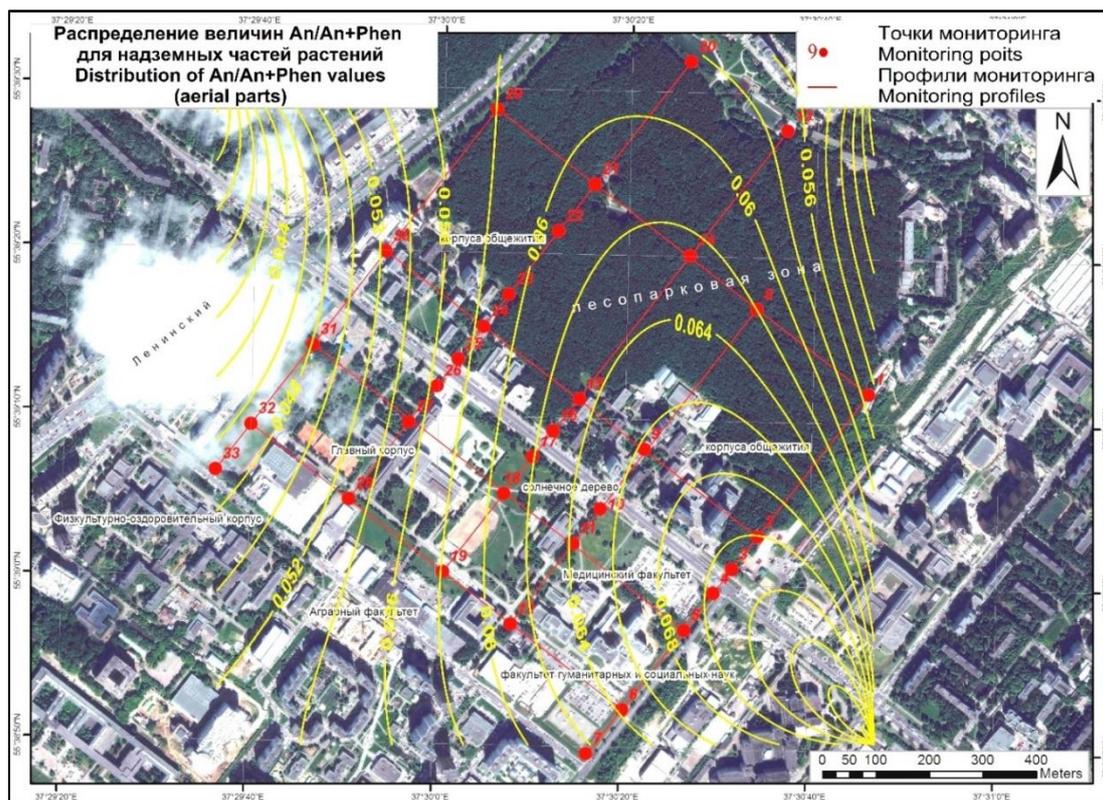


Рис. 10. Пространственные вариации соотношения An/An+Phen в надземных частях растений
 Fig. 10. Spatial variations of the An/An+Phen ratio in aerial parts of plants

Таблица 3

Осредненные значения индикаторов локального загрязнения
 и их вариации в функциональных зонах территории

Показатель	Лесопарковая зона	Административно-деловая зона	Транспортная зона
КК			
Почва-корни	0,97 (0,53-2,74)	1,52 (0,86-2,58)	1,27 (0,02-3,51)
Корни-стебли	1,47 (0,96-2,74)	1,05 (0,26-1,77)	1,03 (0,58-1,70)
TEQ			
– почва	15,4 (7,88-27,5)	23,9 (7,12-117,8)	371,0 (6,53-3511,7)
– корни	1,27 (5,97-21,8)	25,4 (3,14-153,0)	40,2 (5,48-203,9)
– надземная часть	0,34 (6,41-20,4)	11,9 (3,30-36,2)	36,3 (3,32-207,1)
An/An+Phen			
– почва	0,05 (0,03-0,09)	0,09 (0,05-0,12)	0,13 (0,00-0,23)
– корни	0,05 (0,03-0,08)	0,07 (0,02-0,13)	0,07 (0,03-0,12)
– надземная часть	0,05 (0,03-0,09)	0,05 (0,02-0,09)	0,06 (0,03-0,12)
Flu/Flu+Py			
– почва	0,56 (0,40-0,62)	0,50 (0,18-0,59)	0,50 (0,37-0,59)
– корни	0,64 (0,49-0,82)	0,57 (0,47-0,74)	0,50 (0,33-0,76)
– надземная часть	0,56 (0,46-0,65)	0,53 (0,42-0,65)	0,53 (0,48-0,57)
BbFlu/BkFlu			
– почва	2,69 (1,56-4,18)	2,41 (0,85-3,94)	3,11 (2,13-7,74)
– корни	1,99 (0,00-3,85)	2,90 (1,33-5,91)	2,80 (1,92-5,18)
– надземная часть	2,37 (0,00-3,20)	2,38 (0,00-4,00)	3,21 (1,84-5,00)
BaA/BaA+Chr			
– почва	0,42 (0,29-0,67)	0,45 (0,31-0,57)	0,47 (0,39-0,56)
– корни	0,40 (0,24-0,53)	0,44 (0,28-0,58)	0,40 (0,27-0,55)
– надземная часть	0,36 (0,25-0,48)	0,33 (0,05-0,49)	0,37 (0,29-0,55)
BaP/Bghi			
– почва	0,66 (0,38-1,12)	1,31 (0,23-3,57)	1,10 (0,09-2,13)
– корни	0,73 (0,48-0,88)	0,91 (0,22-2,20)	0,72 (0,10-1,15)
– надземная часть	0,60 (0,26-1,22)	0,67 (0,17-1,95)	0,77 (0,04-1,64)

Table 3

Averaged values of local pollution indicators and their variations in the functional zones of the territory

Characteristic	Park zone	Administrative and social zone	Transport zone
CC			
Soil-roots	0.97 (0.53-2.74)	1.52 (0.86-2.58)	1.27 (0.02-3.51)
Roots-aerial parts	1.47 (0.96-2.74)	1.05 (0.26-1.77)	1.03 (0.58-1.70)
TEQ			
– soil	15.4 (7.88-27.5)	23.9 (7.12-117.8)	371.0 (6.53-3511.7)
– root	1.27 (5.97-21.8)	25.4 (3.14-153.0)	40.2 (5.48-203.9)
– aerial part	0.34 (6.41-20.4)	11.9 (3.30-36.2)	36.3 (3.32-207.1)
An/An+Phen			
– soil	0.05 (0.03-0.09)	0.09 (0.05-0.12)	0.13 (0.00-0.23)
– root	0.05 (0.03-0.08)	0.07 (0.02-0.13)	0.07 (0.03-0.12)
– aerial part	0.05 (0.03-0.09)	0.05 (0.02-0.09)	0.06 (0.03-0.12)
Flu/Flu+Py			
– soil	0.56 (0.40-0.62)	0.50 (0.18-0.59)	0.50 (0.37-0.59)
– root	0.64 (0.49-0.82)	0.57 (0.47-0.74)	0.50 (0.33-0.76)
– aerial part	0.56 (0.46-0.65)	0.53 (0.42-0.65)	0.53 (0.48-0.57)
BbFlu/BkFlu			
– soil	2.69 (1.56-4.18)	2.41 (0.85-3.94)	3.11 (2.13-7.74)
– root	1.99 (0.00-3.85)	2.90 (1.33-5.91)	2.80 (1.92-5.18)
– aerial part	2.37 (0.00-3.20)	2.38 (0.00-4.00)	3.21 (1.84-5.00)
BaA/BaA+Chr			
– soil	0.42 (0.29-0.67)	0.45 (0.31-0.57)	0.47 (0.39-0.56)
– root	0.40 (0.24-0.53)	0.44 (0.28-0.58)	0.40 (0.27-0.55)
– aerial part	0.36 (0.25-0.48)	0.33 (0.05-0.49)	0.37 (0.29-0.55)
BaP/Bghi			
– soil	0.66 (0.38-1.12)	1.31 (0.23-3.57)	1.10 (0.09-2.13)
– root	0.73 (0.48-0.88)	0.91 (0.22-2.20)	0.72 (0.10-1.15)
– aerial part	0.60 (0.26-1.22)	0.67 (0.17-1.95)	0.77 (0.04-1.64)

Судя по значениям характеристик, приведенных в табл. 3 / table 3, максимальные различия между функциональными зонами позволяют определить показатель токсичности TEQ. Также выявляются не столь яркие различия между функциональными зонами на основе соотношений An/An+Phen, BbFlu/BkFlu и BaP/Bghi. Они же демонстрируют наиболее контрастные различия между компонентами почвенно-растительной системы (An/An+Phen – только для транспортной зоны). Коэффициент Flu/Flu+Py, оказавшийся весьма эффективным для определения пирогенных проб, не позволяет четко подразделить функциональные зоны. С этой точки зрения TEF представляет наибольший интерес, хотя он (в свою очередь) не позволяет охарактеризовать генезис загрязнения.

По отношению к выделенным функциональным зонам можно отметить также высокую информативность показателя TEF. Для лесопарковой зоны эти коэффициенты имеют минимальное значение, что свидетельствует об интенсивных процессах естественного самоочищения элементов экосистемы по сравнению с другими зонами. Максимальные значения данного коэффициента отмечены в транспортной зоне, что логично объясняется ростом нагрузок с од-

новременным снижением самоочищающей способности компонентов системы при их взаимодействии. Почвы и растения в этой зоне исчерпали свой резерв самовосстановления, а процессы накопления ПАУ в элементах системы более интенсивны, чем расход на микробиологическое поглощение.

Кроме этого, можно отметить удовлетворительную информативность соотношения BbFlu/BkFlu для элементов экосистемы транспортной зоны.

Также значимым результатом стало выявление связей между характеристикой токсичности ассоциаций ПАУ TEQ и использованными индикаторными соотношениями (табл. 2 / table 2). Наиболее четкую положительную связь с коэффициентами концентрации и показателями токсичности для всех трех сред (почв, корней и стеблей) имеет An/An+Phen. Алгоритм расчета TEQ предполагает суммирование «взвешенных» концентраций веществ-загрязнителей; роль веса играет относительная токсичность по сравнению с BaP. An и Phen имеют уровни токсичности значительно ниже BaP (как и многие прочие полиарены), и включаются в расчет с коэффициентами 0.01 и 0.001 соответственно. Таким образом, TEQ в гораздо большей степени определяется концентрациями BaP в средах.

Тесную зависимость ТЕQ и ВаР для проб почв можно объяснить совпадением вариаций An и Phen в точках наблюдений с вариациями ВаР; величины концентраций Phen и ВаР близки; они на порядок выше, чем у An. Для корней и надземных частей растений связи между концентрациями An, Phen, ВаР гораздо менее выражены: в корнях $r(\text{ВаР-An})=0,78$, $r(\text{ВаР-Phen})=0,60$; в стеблях $r(\text{ВаР-An})=0,65$, $r(\text{ВаР-Phen})=0,13$. Таким образом, можно утверждать об отсутствии искусственно созданных связей (ложных корреляций) между величинами соотношений An/An+Phen и TEF (максимально зависящей от концентраций ВаР в рассмотренных нами пробах). Следовательно, величину соотношения An/An+Phen можно рассматривать как довольно эффективный независимый индикатор токсичности загрязнения, хотя сами по себе оба полиарена несравненно менее опасны для биоты, чем многие другие из списка 16 ПАУ.

Заключение

Исследование акцентировалось на анализе локальных (импактных) эффектов загрязнения и возможности идентификации этих процессов для изменяющихся (динамических) компонентов экосистем. Несмотря на небольшую площадь территории, на ней явно выделяются три функциональные зоны с четким различием интенсивности транспортного давления по мере удаления от основных источников воздействия. Условия миграции и накопления полиаренов также заметно различны, что подтверждается пространственными вариациями КК, ТЕQ и ряда индикаторных соотношений.

Детальные исследования динамических компонентов экосистем в их взаимодействии – мощный аппарат исследования состояния и эволюции экосистем под влиянием техногенеза. Такой подход позволяет получить объективную комплексную оценку функционирования городских экосистем и определить реакцию их отдельных компонентов на динамику воздействия транспортных потоков. Воздействия складываются за счет переменных объемов выбросов ДВС, продуктов истирания шин, разрушение асфальта. Поэтому идентификация и оценка пирогенности ПАУ (она определяет распознавание источника как транспортного) в средах имеет принципиальный характер.

Задача выявления воздействий автотранспорта на прилегающие территории может быть решена картографированием репрезентативных характеристик на основе концентраций ПАУ и сопоставлением пространственных вариаций индикаторных соотношений для компонентов системы «почвы – корни – надземные части растений». Такой подход применен впервые и показал значительные вариации использованных количественных оценок пирогенного загрязнения сред. Величины индикаторных соотношений изменяются весьма контрастно, что вполне оправдано вариативностью источников загрязнения, и свойствами ПАУ, включенных в соотношения.

Подтвердилось предположение о том, что более удаленные от автотрасс зоны характеризуются убы-

вающими индикаторными соотношениями пирогенного характера (подтверждено соотношениями An/An+Phen и ВаР/Bghi).

Гипотеза о постепенной смене выраженного пирогенного характера ассоциаций ПАУ на менее выраженный от почв к надземным частям растений не оправдалась. Причина этого – значительное влияние воздушного переноса загрязнений на накопление полиаренов растениями. Это подтверждается нарастанием доли многокольцевых ПАУ в надземной части растений. Если в лесопарковой зоне их было менее 10%, то в транспортной зоне – уже около 30%. При этом корневая система препятствует проникновению этих ПАУ в надземную часть. Таким образом, явно присутствует значительный второй поток ПАУ в растение – с воздушным переносом.

Картографирование показало высокую информативность величины ТЕQ как характеристики накопления токсичных продуктов пиролиза вдоль автотрасс. Эта величина демонстрирует значительные различия выделенных функциональных зон на территории и характеризуется максимумами для транспортной зоны кампуса.

Впервые выявлены связи коэффициента токсичности ПАУ с различными комбинациями их индикаторных соотношений. Наиболее выражена положительная связь с коэффициентами концентрации и показателями токсичности для всех трех сред (почв, корней и стеблей) соотношение An/An+Phen. Это свидетельствует о высокой его информативности не только при оценках генезиса загрязнений, но и с позиций оценок опасности загрязнений.

Подчеркнем, что оценки экологических рисков при загрязнении территорий ПАУ часто проводятся на основе укрупненных методов. Это не позволяет получать наглядные результаты для компактных территорий без выраженных пиков загрязнений [5, 17]. С этой точки зрения соотношение An/An+Phen может рассматриваться как более чувствительный «инструмент» оценок рисков загрязнений. Однако данное утверждение должно быть подтверждено в будущем.

Весьма высокие значения эффективности показали соотношения Flu/ Flu+Py (97.0%); BbFlu/ BkFlu (98%), однако они практически не связаны с коэффициентами ТЕQ ни для одной из рассмотренных сред и не идентифицируют на территории функциональные зоны с различной нагрузкой.

Список использованной литературы

1. Бачурин Б.А. Эколого-геохимическая оценка продуктов деградации нефти в условиях гипергенеза // Антропогенная трансформация природной среды. 2019. №. 5. С. 8-14.
2. Боева Д.В., Хаустов А.П. Оценка влияния автотранспорта на территорию кампуса Российского университета дружбы народов // Вестник Российского университета дружбы народов. Сер.: «Экология и безопасность жизнедеятельности», 2018, №4. С. 419–430.

3. Никифорова Е.М., Кошелева Н.Е., Хайбрахманов Т.С. Эколого-геохимическая оценка состояния запечатанных почв Восточной Москвы // Вестник Российского университета дружбы народов. Сер.: Экология и безопасность жизнедеятельности. 2017. Т. 25(4). DOI: 10.22363/2313-2310-2017-25-4-480-509
4. О состоянии и о защите окружающей среды в российской федерации в 2019. Государственный доклад. М.: Минприроды России, МГУ им. М.В. Ломоносова. 2020. 1000 с.
5. Редина М.М., Хаустов А.П., Ли С., Кенжин Ж.Д., Силаева П.Ю. Показатели опасности загрязнения городских почв полициклическими углеводородами на примере результатов мониторинга кампуса РУДН. Вестник РУДН. Сер.: Экология и безопасность жизнедеятельности, 2020, №2. С. 112–130. DOI: 10.22363/2313-2310-2020-28-2-112-130.
6. Силаева П.Ю., Хаустов А.П. Транспортная нагрузка на кампус РУДН/ Потаповские чтения–2019 [Электронный ресурс] : сборник материалов ежегодной Всероссийской научно-практической конференции, посвященной памяти доктора технических наук, профессора Александра Дмитриевича Потапова/ М-во науки и высшего образования Рос. Федерации, Нац. исследоват. Моск. гос. строит. ун-т. Электрон. дан. и прогр. (11,5Мб). Москва: Издательство МИСИ – МГСУ, 2019.
7. Строганова М.Н., Мягкова А.Д., Прокофьева Т.В., Губанков А.А. Почвенная карта Москвы (с пояснительным текстом) // Экологический Атлас Москвы. М.: АБФ/АВФ, 2000.
8. Boehm P. D. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) / Environmental forensics. Academic Press, 1964, pp. 313–337.
9. Gatel L.A., Lauvernet C., Paniconi C. et al. Influence of soil hydrodynamic characteristics variability on surface and subsurface flows at a vegetative buffer strip scale. In: IRTG» Integrated Hydrosystem Modelling», 2015, №1.
10. Gocht T., Klemm O., Grathwohl P. Long-term atmospheric bulk deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in rural areas of Southern Germany. Atmospheric Environment, 2007, Vol. 41(6). Pp. 1315–1327. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2006.09.036.
11. IUSS Working Group WRB. 2014. World reference base for soil resources 2014, International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome
12. Kalf D.F., Crommentuijn G.H., Posthumus R. Integrated environmental quality objectives for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Report no. 679101018. National Institute of Public Health and the Environment Bilthoven, The Netherlands, 1995, 177 p.
13. Khaustov A., Redina M. Fractioning of the polycyclic aromatic hydrocarbons in the components of the non-equilibrium geochemical systems (thermodynamic analysis). Applied Geochemistry, 2020, Vol. 120, P. 104684. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2020.104684.
14. Khaustov A.P., Redina M.M. Indicator Ratios of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons for Geoenvironmental Studies of Natural and Technogenic Objects. Water resources, 2017, Vol. 44 (7), P. 903-913. DOI: 10.1134/s0097807817070065.
15. Khaustov A., Redina M., Kenzhin Z., Gabov D., Yakovleva E. Identification of the state of the soil-plant systems on the RUDN-University campus (based on PAH concentrations). In E3S Web of Conferences, 2020, Vol. 169. Pp. 1015. DOI: 10.1051/e3sconf/202016901015.
16. Khaustov A.P., Redina M.M. Geochemical markers based on concentration ratios of PAH in oils and oil-polluted areas. Geochemistry International, 2017, Vol. 55(1), P. 98-107. DOI: 10.1134/s0016702916120041.
17. Maliszewska-Kordybach B. Polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in Poland: Preliminary proposals for criteria to evaluate the level of soil contamination. Appl. Geochem. 1996, Vol. 11, Pp. 121–127. DOI: 10.1016/0883-2927(95)00076-3.
18. Moyo S., McCrindle R., Mokgalaka N., Myburgh J., & Mujuru M. Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from polluted rivers. Pure and Applied Chemistry, 2013, Vol. 85(12). Pp. 2175-2196. DOI: 10.1351/pac-con-12-10-08.
19. Nisbet I. C., Lagoy P. K. Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Regulatory toxicology and pharmacology, 1992, Vol. 16(3). Pp. 290-300. DOI: 10.1016/0273-2300(92)90009-x.
20. Orecchio S. Contamination from polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the soil of a botanic garden localized next to a former manufacturing gas plant in Palermo (Italy) // Journal of Hazardous Materials. 2010, Vol. 180 (1-3). Pp. 590-601. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.04.074.
21. Pandey P.K., Patel K.S., and Lenicek J. Polycyclic aromatic hydrocarbons: Need for assessment of health risks in India? Study of an urban-industrial location in India. Environmental Monitoring and Assessment, 1999, Vol. 59. Pp. 287–319.
22. Park S.U., Kim J.G., Jeong M.J. and Song B.J. Source identification of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in industrial complex using diagnostic ratios and multivariate factor analysis. Archives of the Environmental Contamination and Toxicology, 2011, Vol. 60. Pp. 576–589.
23. Sampath S., Shanmugam G., Selvaraj K.K., Ramaswamy B.R. Spatio-temporal distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in atmospheric air of Tamil Nadu, India, and human health risk assessment. Environmental Forensics, 2015, Vol. 16(1). Pp. 76–87. DOI: 10.1080/15275922.2014.991002.
24. Sakari M. Depositional history of polycyclic aromatic hydrocarbons: reconstruction of petroleum pollution record in peninsular Malaysia. Organic pollutants ten years after the stockholm convention // Environmental and Analytical Update. Ed. Tomasz Puzyn and Aleksandra Mostrag-Szlichtyng. InTech. 472 p.
25. Shamilishvili G.A., Abakumov E.V., Gabov D.N., Alekseev I.I. Features of fractional composition of polycyclic aromatic hydrocarbons and multielement contamination of soils of urban territories and their hygienic characteristics (on the example of soils of functional zones of Saint-Petersburg). Gigiena i Sanitaria (Hygiene and Sanitation, Russian journal) 2016; Col. 95(9).

Pp. 827-837. (In Russ.). DOI: 10.18821/0016-9900-2016-95-9-827-837.

26. Soclo, H. H. & Garrigues, P. & Ewald, M. Origin of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in coastal marine sediments: case studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France) areas // *Mar. Pollut. Bull.* 2000. Pp. 387–396. DOI: 10.1016/s0025-326x(99)00200-3.

27. Țigănuș D., Coatu V., Lazăr L. et al. Identification of the Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments from the Romanian Black Sea Sector. «Cercetări Marine», 2010, Vol. 43. Pp. 187–196.;

28. Tukey J.W. The future of data analysis. The annals of mathematical statistics, 1962, Vol. 33(1). Pp. 1-67.

29. Yunker M.B., Macdonald R.W., Vingarzan R., et al.: PAHs in the Fraser River Basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Org. Geochem*, 2002, Vol. 33. Pp. 489–515. DOI: 10.1016/s0146-6380(02)00002-5.

References

1. Bachurin, B. A. (2019) Ecological and geochemical assessment of oil degradation products under hypergenesis conditions. *Anthropogenic transformation of the natural environment*. N. 5. Pp. 8–14.

2. Boeva, D. V., & Khaustov, A. P. (2018) Assessment of the impact of motor transport on the campus of the Peoples Friendship University of Russia. *Bull. of the Peoples Friendship University of Russia. Ser.: Ecology and life safety*. Vol. 4. Ppp. 419-430 (in Russian).

3. Nikiforova, E. M., & Kosheleva, N. E., & Khaybrakhmanov, T. S. (2017) Ecological and geochemical assessment of the state of sealed soils in Eastern Moscow. *Bull. of the Peoples ' Friendship University of Russia. Ser.: Ecology and life safety*. DOI: 10.22363/2313-2310-2017-25-4-480-509 (in Russian).

4. On the state and protection of the environment of the Russian Federation in 2019. State report. Moscow, Ministry of Natural Resources of Russia; Lomonosov Moscow State University, 1000. (in Russian).

5. Redina, M. M., & Khaustov, A. P., & Li, X., & Kenzhin, Zh. D., & Silaeva, P. Yu. (2020) Hazard indicators of urban soil contamination with polycyclic hydrocarbons on the example of monitoring results of the RUDN campus. *RUDN Journal of Ecology and Life Safety*. Vol. 28(2), Pp. 112–130. DOI: 10.22363/2313-2310-2020-28-2-112-130 (in Russian).

6. Silaeva, P. Yu., & Khaustov, A. P. (2019) Transport load on the RUDN University campus. Potapov Readings. Moscow: *MISI – MGSU Publ.* Pp. 142–146. (in Russian).

7. Stroganova, M. N., & Myagkova, A. D., & Prokofieva, T. V., & Gubankov, A. A. Soil map of Moscow (with explanatory text). *Ecological Atlas of Moscow*, Moscow, ABF, 2000.

8. Boehm, P. D. (1964) Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Environmental forensics*. Academic Press. P. 313–337.

9. Gatel, L. A., & Lauvernet, C., & Paniconi, C. et al. (2015) Influence of soil hydrodynamic characteristics variability on surface and subsurface flows at a vegetative

buffer strip scale. In: *IRTG» Integrated Hydrosystem Modelling»*. N 1.

10. Gocht, T., & Klemm, O., & Grathwohl, P. (2007) Long-term atmospheric bulk deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in rural areas of Southern Germany. *Atmospheric Environment*. Vol. 41 (6). Pp. 1315–1327. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2006.09.036.

11. IUSS Working Group WRB (2014). World reference base for soil resources 2014, International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. *World Soil Resources Reports*. No. 106. FAO, Rome

12. Kalf, D. F., & Crommentuijn, G. H., & Posthumus, R. (1995) Integrated environmental quality objectives for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Report no. 679101018. National Institute of Public Health and the Environment Bilthoven, The Netherlands. 177 P.

13. Khaustov, A., & Redina, M. (2020) Fractioning of the polycyclic aromatic hydrocarbons in the components of the non-equilibrium geochemical systems (thermodynamic analysis). *Applied Geochemistry*. Vol. 120. P.104684. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2020. 104684.

14. Khaustov, A., & Redina, M., & Kenzhin, Z., & Gabov, D., & Yakovleva, E. (2020) Identification of the state of the soil-plant systems on the RUDN-University campus (based on PAH concentrations). In *E3S Web of Conferences*. Vol. 169. P. 1015. DOI: 10.1051/e3sconf/202016901015.

15. Khaustov, A. P., & Redina, M. M. (2017) Geochemical markers based on concentration ratios of PAH in oils and oil-polluted areas. *Geochemistry International*. Vol. 55(1). Pp. 98–107. DOI: 10.1134/s0016702916120041.

16. Khaustov, A. P., & Redina, M. M. (2017) Indicator Ratios of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons for Geo-environmental Studies of Natural and Technogenic Objects. *Water resources*. Vol. 44 (7). Pp. 903–913. DOI: 10.1134/s0097807817070065.

17. Maliszewska-Kordybach, B. (1996) Polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in Poland: Preliminary proposals for criteria to evaluate the level of soil contamination. *Appl. Geochem*. Vol. 11. DOI: 10.1016/0883-2927(95)00076-3.

18. Moyo, S., & McCrindle, R., & Mokgalaka, N., & Myburgh, J., & Mujuru M. (2013) Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from polluted rivers. *Pure and Applied Chemistry*. Vol. 85(12), P. 2175–2196. DOI: 10.1351/pac-con-12-10-08.

19. Nisbet, I. C., & Lagoy, P. K. (1992). Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Regulatory toxicology and pharmacology*. Vol. 16(3), Pp. 290–300. DOI: 10.1016/0273-2300(92)90009-x.

20. Orecchio, S. (2010) Contamination from polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the soil of a botanic garden localized next to a former manufacturing gas plant in Palermo (Italy). *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 180 (1–3) Pp. 590–601. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.04.074.

21. Pandey, P. K., & Patel, K. S., & Lenicek, J. (1999) Polycyclic aromatic hydrocarbons: Need for as-

assessment of health risks in India? Study of an urban-industrial location in India. *Environmental Monitoring and Assessment*. Vol. 59. Pp. 287–319.

22. Park, S. U., & Kim, J. G., & Jeong, M. J. & Song, B. J. (2011) Source identification of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in industrial complex using diagnostic ratios and multivariate factor analysis. *Archives of the Environmental Contamination and Toxicology*. Vol. 60, Pp. 576–589.

23. Sampath, S., & Shanmugam, G., & Selvaraj, K. K., & Ramaswamy, B. R. (2015) Spatio-temporal distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in atmospheric air of Tamil Nadu, India, and human health risk assessment. *Environmental Forensics*. Vol. 16(1), Pp. 76–87. DOI: 10.1080/15275922.2014.991002.

24. Sakari, M. Depositional history of polycyclic aromatic hydrocarbons: reconstruction of petroleum pollution record in peninsular Malaysia. Organic pollutants ten years after the stockholm convention. *Environmental and Analytical Update*. Ed. Tomasz Puzyn and Aleksandra Mostrag-Szlichtyng. InTech. P. 472.

25. Shamilishvili, G. A., & Abakumov, E. V., & Gabov, D. N., & Alekseev, I. I. (2016) Features of frac-

tional composition of polycyclic aromatic hydrocarbons and multielement contamination of soils of urban territories and their hygienic characteristics (on the example of soils of functional zones of Saint-Petersburg). *Gigiena i Sanitaria (Hygiene and Sanitation, Russian journal)*; Vol. 95(9): Pp. 827–837. (In Russian). DOI: 10.18821/0016-9900-2016-95-9-827-837.

26. Soclo, H. H. & Garrigues, P. & Ewald, M. (2000) Origin of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in coastal marine sediments: case studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France) areas. *Mar. Pollut. Bull.* Vol. 40. Pp. 387–396. DOI: 10.1016/S0025-326X(99)00200-3.

27. Țigănuș, D., & Coatu, V., & Lazăr, L. et al. (2010) Identification of the Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments from the Romanian Black Sea Sector. «Cercetări Marine». Vol. 43. Pp. 187–196.

28. Tukey, J. W. (1962) The future of data analysis. *The Annals of Mathematical Statistics*. Vol. 33(1), Pp. 1–67.

29. Yunker, M. B., & Macdonald, R. W., & Vingarzan, R. (2002) PAHs in the Fraser River Basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Org. Geochem.* Vol. 33. Pp. 489–515. DOI: 10.1016/S0146-6380(02)00002-5.

Дата поступления в редакцию: 26.04.2021

Дата рецензирования: 28.04.2021

Дата принятия к публикации: 14.05.2021

Просьба ссылаться на эту статью в русскоязычных источниках:

Хаустов А.П., Редина М.М. Оценка пирогенного загрязнения почвенно-растительной системы на основе геохимических маркеров для локальной модели транспортной нагрузки месторождений // Антропогенная трансформация природной среды. 2021. Т. 7. № 1. С. 65–86. DOI: 10.17072/2410-8553-2021-1-65-86.

Please cite this article in English as:

Khaustov A.P., Redina M.M. Assessment of the pyrogenic pollution of the soil-plant system on the base of geochemical markers for a local model of transport pressure. *Anthropogenic Transformation of Nature*. 2021. Vol. 7. No. 1. P. 65–86. DOI: 10.17072/2410-8553-2021-1-65-86.