

## ПОДХОД К ИНТЕГРАЛЬНОЙ ОЦЕНКЕ ПОЧВ ЛЕСОПАРКОВ МОСКВЫ В КОНТЕКСТЕ ЭКОСИСТЕМНЫХ СЕРВИСОВ И ДИССЕРВИСОВ

© 2024 г. Н. Д. Ананьева<sup>a,\*</sup> (<https://orcid.org/0000-0002-0434-6071>),  
К. В. Иващенко<sup>a,b</sup> (<https://orcid.org/0000-0002-3793-3977>),  
С. А. Урабова<sup>a</sup> (<https://orcid.org/0009-0009-7346-0853>),  
В. И. Васенев<sup>b,c</sup> (<https://orcid.org/0000-0003-0286-3021>),  
А. В. Долгих<sup>d</sup> (<https://orcid.org/0000-0002-9316-9440>),  
А. Ю. Горбачева<sup>e</sup> (<https://orcid.org/0000-0002-7097-5378>),  
Э. А. Довлетярова<sup>b</sup> (<https://orcid.org/0000-0003-4296-9015>)

<sup>a</sup>Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН,  
ул. Институтская, 2, Пушкино, Московская область, 142290 Россия

<sup>b</sup>Российский университет дружбы народов, ул. Миклухо-Маклая, 6, Москва, 117198 Россия

<sup>c</sup>Группа географии почв и ландшафтов, Университет Вагенинген, Вагенинген, 6700 Нидерланды

<sup>d</sup>Институт географии РАН, Старомонетный пер., 29, Москва, 119017 Россия

<sup>e</sup>МГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

\*e-mail: [ananyeva@rambler.ru](mailto:ananyeva@rambler.ru)

Поступила в редакцию 01.03.2024 г.

После доработки 10.07.2024 г.

Принята к публикации 10.07.2024 г.

Экосистемные сервисы (услуги) являются современным инструментом экологической оценки, планирования и проектирования в крупных городах. В городских лесопарках Москвы (Алешкинский, Битцевский, Лесная опытная дача, Тропаревский, Лианозовский, Юго-Западный) и пригородных (фоновых) лесах отбирали образцы верхнего слоя 0–10 см дерново-подзолистой почвы (Albic Retisols). В лесопарках отобрано 30 образцов (6 × 5 площадок), в фоновых лесах – 20 (4 × 5 площадок), всего 50. В почвенных образцах определяли содержание углерода (C), азота (N), фосфора (P), тяжелых металлов (Pb, Cu, Ni, Zn), нитратного азота (N–NO<sub>3</sub><sup>–</sup>); C, N, P микробной биомассы (C<sub>мик</sub>, N<sub>мик</sub>, P<sub>мик</sub>) методом фумигации-экстракции и скорость базального (микробного) дыхания. Рассчитывали долю C<sub>мик</sub>, N<sub>мик</sub>, P<sub>мик</sub> в содержании этих элементов в почве (C<sub>мик</sub>/C, N<sub>мик</sub>/N, P<sub>мик</sub>/P). Показатели базального дыхания, C<sub>мик</sub>/C, N<sub>мик</sub>/N и P<sub>мик</sub>/P, которые могут характеризовать циклы биофильных элементов в почве, предложено ассоциировать с поддерживающим экосистемным сервисом, а загрязнение (ТМ, N–NO<sub>3</sub><sup>–</sup>) – с экосистемным диссервисом. Выявлено, что значения базального дыхания, C<sub>мик</sub>/C, N<sub>мик</sub>/N и P<sub>мик</sub>/P каждого изученного лесопарка были в среднем меньше фонового аналога на 4–72%, а содержание Pb, Cu, Ni, Zn, N–NO<sub>3</sub><sup>–</sup> – напротив, больше на 14–194%. Для количественной оценки экологического состояния почв по перечисленным показателям предложен расчет интегрального индекса почвы в баллах, который в городских лесопарках был на 32–72% меньше фонового аналога, принятого за 1. Оказалось, что значение интегрального индекса почвы в Битцевском лесопарке (площадь 2208 га) было наибольшим (0.68 балла), а в Лианозовском (44 га) – наименьшим (0.28 балла).

**Ключевые слова:** мегаполис, микробная биомасса, углерод, азот, фосфор, тяжелые металлы

**DOI:** 10.31857/S0032180X24120157, **EDN:** JCHLCR

## ВВЕДЕНИЕ

Человечество существенно зависит от природного капитала, снижение или частичная утрата которого является одним из основных современных вызовов на пути устойчивого развития [24, 46]. Для оценки этого капитала используют определение экосистемных сервисов (услуг) — экономических благ, получаемых человеком от взаимодействия с природой [26, 31]. Исследователи выделяют четыре основные группы экосистемных сервисов: обеспечивающая (продукты питания, материалы, волокно, топливо, вода, пул генов, фармацевтические препараты), поддерживающая (педогенез, круговорот элементов, водный цикл, рост растений, биоразнообразие), регулирующая (газовый состав атмосферы и климат, качество воды, повышение устойчивости растений к болезням, детоксикация почв) и культурная (эстетика, рекреация) [16, 46].

Почва является ключевым компонентом наземной экосистемы, функционирование которой тесно связано с выполнением экосистемных сервисов [16]. Однако наряду с экосистемными сервисами, в последние десятилетия используют понятие экосистемных “диссервисов”, определяющих риск или ущерб для благополучия человека [30, 44, 48, 49, 55, 56].

Глобальная урбанизация увеличивает шанс признания важности городских почв, в том числе в аспектах выполняемых ими экологических функций и экосистемных сервисов [3, 13, 49, 50]. Городские почвы часто рассматривают с точки зрения их материальной ценности (собственность, строительство), но почти не принимают во внимание их способность обеспечивать экологические функции и, связанные с ними, экосистемные сервисы [1, 11–13, 49]. Исследователи подчеркивают, что такая способность городских почв должна выполнять ключевую роль в устойчивом функционировании города [2, 11–13, 53, 59]. Поэтому важно понимать, какие свойства почвы следует рассматривать как индикаторы ее экологических функций для оценки ассоциированных с ними экосистемных сервисов и диссервисов [11–13, 16, 60]. Показатели почвенного микробиома активно внедрены в национальные и международные программы изучения и мониторинга почв [24, 26, 71]. Это связано с тем, что почвенные микроорганизмы ответственны за многие экологические функции в биосфере [5] и являются индикаторами широкого спектра обеспечивающих, поддерживающих и регулирующих экосистемных сервисов [1, 16, 54]. Показано, что микробная минерализация органического вещества (почвенное микробное дыхание), содержание С, N, P микробной биомассы и особенно их доля в содержании этих почвенных элементов являются информативными индикаторами функционирования почвы,

которые, в свою очередь, могут быть полезны для оценки экосистемных сервисов городских почв, связанных с круговоротом биофильных элементов, газовым составом атмосферы и климата [1, 54, 63].

Диссервисы городских экосистем связывают, прежде всего, с негативными последствиями для здоровья человека: аллергенная пыльца, животные как переносчики разных заболеваний, тяжелые металлы (ТМ), металлоиды и другие поллютанты [40, 49]. Наиболее типичными поллютантами городских почв являются ТМ [4, 64], которые обладают высокой устойчивостью к химическому и биологическому разложению, способны накапливаться в почвах, увеличивая, тем самым, потенциальный риск неврологических, респираторных и онкологических заболеваний человека [10, 36, 47]. Отмечают, что загрязнение городских почв ТМ является одним из основных экологических диссервисов, снижающих их социально-экономическую и экологическую ценность [49].

Для городских почв характерно также загрязнение азотистыми соединениями [28, 43], которое обусловлено сжиганием углеводородного сырья стационарными (производство и распределение электроэнергии, газа, воды) и мобильными (автотранспорт) источниками. Установлено, что в современную атмосферу попадают соединения азота ( $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_x$ ), количество которых возросло на 200% по сравнению с доиндустриальным периодом [51]. Эти атмосферные загрязнители с осадками (снег, дождь) и твердыми выпадениями (пыль, взвеси и др.) довольно быстро попадают на поверхность растений и почвы, что гипотетически может привести к насыщению азотом наземных экосистем [15, 17]. К настоящему времени накоплен экспериментальный материал, свидетельствующий об откликах почвы на избыточное поступление соединений этого элемента, которое приводит к ее подкислению [52] и снижению растительного разнообразия [42] и изменению в составе почвенного микробного сообщества [68, 69]. Подсчитано, что атмосферные выпадения соединений азота составляют в настоящее время от 1 до 100 кг N/(га год) [70], а территории с их высокими показателями (например, городские и промышленные) являются объектами наиболее пристального внимания исследователей [57, 65]. Кроме того, городские почвы могут быть обогащены и другим биофильным элементом — фосфором, который поступает в виде органических и минеральных удобрений, остатков пищи и других антропогенных отходов [21, 67]. Показано, что содержание общего и подвижного фосфора в почве лесопарков города Нанкина (Китай) возросло на 168 и 131% по сравнению с таковыми пригородных аналогов [21]. Выявлено, что избыток фосфора в городской почве может способствовать ускорению минерализации ее органического вещества [21] и быть источником

загрязнения природных вод [67]. Следовательно, загрязнение городских почв ТМ, избытком азота и фосфора может оказывать негативное влияние на их функционирование, а значит служить в определенной степени индикатором, ассоциированным с экосистемным диссервисом.

В настоящее время активно разрабатываются подходы к количественной оценке почвы как ресурса, обеспечивающего различные блага для человека, в наиболее понятном для него денежном эквиваленте [11, 12, 22, 48]. В таких оценках рассматриваются, прежде всего, экосистемные сервисы и почти не учитываются диссервисы, которые связаны с материальными затратами по их устранению.

Цель работы — предложить интегральную оценку почвы городской зеленой инфраструктуры мегаполиса на основе индикаторных показателей, связанных с обеспечением экосистемных сервисов (цикл биофильных элементов) и диссервисов (загрязнение ТМ, азотом, фосфором), для ее возможного применения в дальнейшем экономическом анализе благ и ущерба.

## ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Для исследования выбраны почвы шести городских лесопарков Москвы (Алешкинский лес, Битцевский лесопарк, Лесная опытная дача (заказник “Петровско-Разумовский”), Ландшафтный заказник “Тропаревский”, Лианозовский парк, Юго-Западный лесопарк), расположенных в разных административных округах, преимущественно на севере и юге столицы (рис. 1, табл. 1). Выбранные лесопарки расположены преимущественно среди жилой застройки, вдали от крупных промышленных предприятий столицы. Площадь каждого исследуемых лесопарков составляет от 44 до 2208 га, причем в трех из них — около 200 га. Пригородные (фоновые) лесные территории (Клязьминский лес, лесной массив близ г. Лыткино, лесной массив близ пос. Радиоцентр, Шишкин лес) были выбраны на расстоянии 8–40 км от ближайшей лесопарковой точки исследования. Критерии выбора объектов исследования, их характеристика и подробный дизайн отбора почвенных образцов описаны ранее [2]. В лесопарках и фоновых лесах диагностирована ненарушенная дерново-подзолистая почва (Albic Retisols) со схожим составом древостоя, возраст которого не менее 60 лет. В каждом лесопарке и фоновом лесу выбирали ровный участок с уклоном менее  $1^{\circ}$ – $2^{\circ}$ , на котором располагалось пять площадок ( $10 \times 10$  м, расстояние друг от друга не менее 400 м) для отбора (август–сентябрь 2020 г.) почвенных образцов верхнего 0–10 см гумусово-аккумулятивного слоя почвы (метод конверта, смешанный образец). В лесопарках отобрано 30 образцов ( $6 \times 5$  площадок), на фоновых участках — 20 ( $4 \times 5$  площадок), всего 50.

**Химические и физические свойства почвы.** Содержание общего углерода (C) и азота (N) определяли после сжигания почвы в токе кислорода на анализаторе CHNS-932 ( $1100^{\circ}\text{C}$ ; LECO Corg, США). Содержание общего фосфора (P) и валовых форм тяжелых металлов (Pb, Cu, Ni, Zn) в почве измеряли с помощью портативного рентгено-флуоресцентного анализатора (Olympus Vanta S, США), нитратного ( $\text{N-NO}_3^-$ ) азота — по ГОСТ 26951-86. Значение pH измеряли в водной суспензии (почва : вода 1 : 2.5) потенциометрическим методом (pH-метр Эксперт-pH, Россия). Гранулометрический состав почвенных образцов определяли в водных суспензиях почвы после их ультразвуковой обработки методом лазерной дифракции с помощью лазерного дифрактометра Microtrac S3500 Bluewave (США) [14].

**Микробные свойства почвы.** Образование  $\text{CO}_2$  почвой (базальное дыхание, БД), характеризующее потенциальную скорость минерализации органического вещества почвенными микроорганизмами, оценивали после ее инкубации (24 ч) при  $22^{\circ}\text{C}$  [35]. Содержание углерода микробной биомассы ( $\text{C}_{\text{мик}}$ ) определяли методом фумигации–экстракции, который основан на фумигации почвенного образца хлороформом (24 ч, приводит к разрушению микробных клеток) с последующей экстракцией раствором  $0.05 \text{ M K}_2\text{SO}_4$  [20, 34]. Почвенный образец без обработки хлороформом (нефумигированный) служил контролем. В экстрагируемом растворе из фумигированного и нефумигированного образцов определяли содержание C и N с использованием CN-анализатора Shimadzu (Япония) [45]. Содержание  $\text{C}_{\text{мик}}$  и азота ( $\text{N}_{\text{мик}}$ ) микробной биомассы рассчитывали по разности этих элементов в фумигированном и нефумигированном образцах, деленной на эмпирический коэффициент (0.45 и 0.54 соответственно), который учитывает их неполный переход из почвы в раствор [20, 37].

Для определения содержания фосфора микробной биомассы ( $\text{P}_{\text{мик}}$ ) готовили две пробирки (объем каждой 50 мл) с почвенной суспензией (3 г почвы и 30 мл дистиллированной воды). В одну из пробирок вносили анион-обменную мембрану (551642S, VWR International, Darmstadt, Germany) и 0.3 мл хлороформа (фумигированный образец), в другую — 0.3 мл воды (нефумигированный образец), закрывали плотно крышками и помещали на лабораторный шейкер (200 об./мин) на 24 ч при комнатной температуре. Поверхность мембраны (площадь около  $8 \text{ cm}^2$ ) насыщена анионом слабой кислоты (бикарбонатом), что способствует поглощению P из почвенной суспензии [38, 66]. Применение таких мембран позволяет избежать активной сорбции выделившихся фосфатов поверхностью почвенных глинистых минералов и органоминеральных комплексов. После обработки суспензии на шейкере мембрану извлекали, промывали



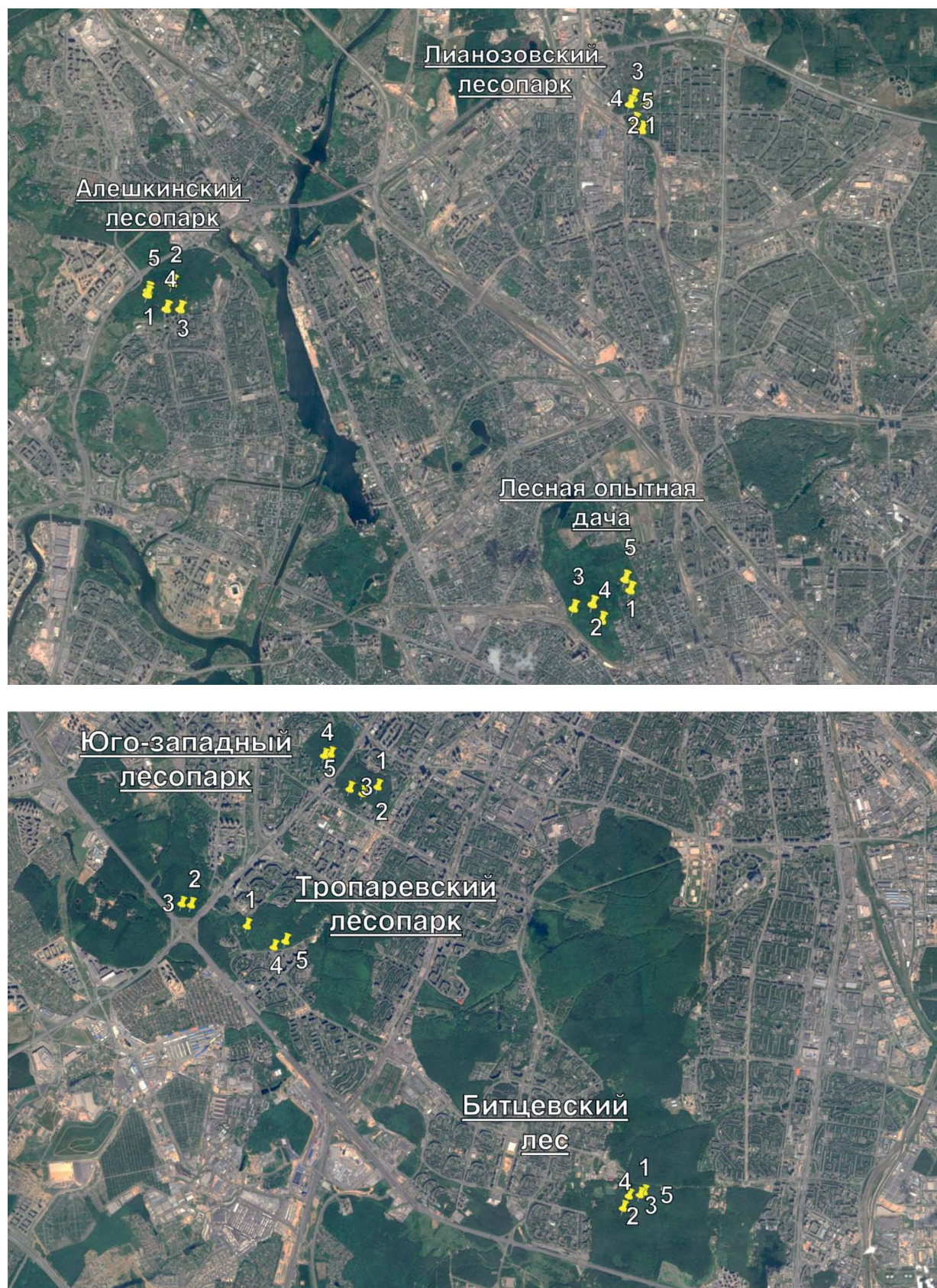


Рис. 1. Расположение точек отбора образцов (1–5) в лесопарках Москвы.

**Таблица 1.** Городские лесопарки (*S*, площадь) и пригородные фоновые леса Москвы, местоположение площадок отбора (ПО, всего 5 для каждого объекта) почвенных образцов и состав их основного древостоя

Объект (округ)	S, га	ПО	Координаты, N/E	Древостой*
Городской лесопарк (административный округ**)				
Лесная опытная дача (С)	257	1	55.817972/37.558843	1QR,1AP
		2	55.815573/37.547537	1PaK,1QR
		3	55.814887/37.541857	1QR,1Tc
		4	55.81287/37.55025	2QR
		5	55.819803/37.557347	2QR,Pt
Алешкинский (СЗ)	240	1	55.867802/37.414247	1QR,1AP
		2	55.86966/37.421788	2Pt,1AP
		3	55.865252/37.424107	1Tc
		4	55.865312/37.419978	1BA,1QR
		5	55.868428/37.414408	1QR
Лианозовский (СВ)	44	1	55.899745/37.563593	1QR,1PaK
		2	55.8998/37.55886	2BA,1AP,1QR
		3	55.900603/37.558287	1Pt,1QR
		4	55.896877/37.560283	1Pt,1QR
		5	55.895438/37.562412	1QR
Тропаревский (З)	219	1	55.643008/37.581855	1Tc,1PaK
		2	55.642363/37.462127	1PaK,1BA
		3	55.642672/37.459895	1BA,2AP
		4	55.635303/37.480988	2Tc,1QR
		5	55.635958/ 37.483993	1Tc
Битцевский (ЮЗ)	2208	1	55.595885/37.561968	1QR,1Tc
		2	55.595892/37.559303	1PaK,1Pt,1Tc
		3	55.592915/37.553147	1PaK,1AP,1Tc
		4	55.594327/37.557603	4Tc,1QR
		5	55.596175/37.563025	3Tc
Юго-западный (ЮЗ)	102	1	55.655633/37.510455	2AP,1QR
		2	55.654955/37.50662	1QR,1UI
		3	55.655775/37.503607	1QR
		4	55.660723/37.498357	1Tc,2BA
		5	55.66084/37.499993	1BA,1AP
Фоновый лес (направление от города***)				
Клязьминский (С-В)/Мытищи		1	55.972250/37.592283	2Pt,1PaK,1QR
		2	55.968653/37.577585	2PaK,1QR
		3	55.968067/37.572707	2Tc,1QR,1PaK
		4	55.963027/37.579443	2QR,1Pt,1PaK
		5	55.962262/37.57551	2QR,2PaK



Окончание табл. 1

Объект (округ)	S, га	ПО	Координаты, N/E	Древостой*
Близ пос Лыткино (С-З)		1	56.016487/36.977357	1AP,1PaK
		2	56.017583/36.97799	2Pt,1AP,1PaK
		3	56.012248/36.974648	1PaK,1QR
		4	56.017508/36.982393	1Pr,1AP,1PaK
		5	56.015567/36.982131	1Pt,1PaK
Близ пос. Радиоцентр (Ю)		1	55.561703/37.363892	1QR,1PaK
		2	55.56206/37.365942	1QR,1Tc
		3	55.56170/37.366317	2QR
		4	55.5617/37.365627	1PaK,1BA
		5	55.561478/37.36567	1QR,1BA
Шишкин (Ю-З)		1	55.387742/37.128108	2Tc,1Pt,1QR,1PaK
		2	55.388202/37.129957	1QR,1Tc,2Pt
		3	55.387932/37.132783	4Tc,2PaK
		4	55.388877/37.133173	1Tc,2QR,1Pt,1PaK
		5	55.390003/37.134537	1QR,2Pt

\* QR – *Quercus Robur* L.; AP – *Acer Platanoides* L.; Pt – *Populus tremula*; Tc – *Tilia cordata* Mill; BA – *Betula Alba*; PaK. *Picea abies* (L.) Kars; Ul – *Ulmus laevis*.

\*\* С – северный; СЗ – северо-западный; СВ – северо-восточный; ЮЗ – юго-западный; З – западный.

\*\*\* С-В – северо-восточное; С-З – северо-западное; Ю – южное; Ю-З – юго-западное.

проточной дистиллированной водой, переносили в 50 мл раствора 0.25 М H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> и снова помещали на шейкер (3 ч) для выделения Р в раствор. Содержание Р в фумигированном и нефумигированном образцах определяли с помощью эмиссионного спектрометра с индуктивно-связанной плазмой (Avio 200, Сингапур). Содержание Р<sub>мик</sub> рассчитывали по разнице показаний в фумигированном и нефумигированном вариантах, которую корректировали на фактор почва-специфичной экстракции, равный 0.30 [19].

Рассчитывали долю С<sub>мик</sub>, N<sub>мик</sub> и Р<sub>мик</sub> в общем содержании этих элементов в почве (С<sub>мик</sub>/С, N<sub>мик</sub>/N, Р<sub>мик</sub>/Р, %).

Микробиологические анализы выполнены в предварительно инкубированных образцах почвы (60% полной влагоемкости, 72 ч, 25°C) [25].

**Интегральный индекс почвы.** Для расчета интегрального индекса почвы (ИИП) принимали во внимание микробные (величина БД, отношение С<sub>мик</sub>/С, N<sub>мик</sub>/N, Р<sub>мик</sub>/Р) и химические (содержание N–NO<sub>3</sub><sup>–</sup>, Pb, Cu, Ni, Zn) показатели, характеризующие цикл биофильных элементов и наличие загрязнения, которые ассоциировали с экосистемным сервисом и диссервисом соответственно. Последовательность расчета ИИП следующая:

1) расчет отклонения среднего значения каждого показателя от такого фона (%); 2) суммирование всех отклонений для каждого лесопарка; 3) расчет ИИП почвы лесопарка согласно уравнению:

$$\text{ИИП (балл)} = 1 - (\sum_{i=9} DV_i / 900),$$

где DV<sub>i</sub> – отклонение среднего значения i-го показателя почвы лесопарка от фона (%), 900 – сумма максимальных отклонений для девяти показателей (%), 1 – значение ИИП для фоновых лесов.

**Статистическая обработка данных.** Химические показатели почвы были оценены в двух повторностях, микробиологические – в трех, данные рассчитывали на ее сухой вес (105°C, 8 ч). Статистическую обработку и визуализацию экспериментальных данных выполняли в среде программирования R 4.0.4 (R Core Team 2020). Сравнение химических и микробных показателей почвы каждого изученного лесопарка с таковыми фоновых лесов выполняли с использованием статистического критерия Даннета. Пространственное варьирование химических и микробных показателей почвы в каждом лесопарке и всех фоновых лесах оценивали коэффициентом вариации (Cv), который определяли как отношение стандартного отклонения к среднему, выраженное в процентах.

## РЕЗУЛЬТАТЫ

В предыдущей работе [2] проводили усредненную оценку физических, химических (всего 21) и микробных (всего 11) показателей почвы городских лесопарков Москвы и фоновых лесов. В настоящей работе сосредоточились на оценке некоторых физических (содержание ила и песка), химических (значение pH, содержание C, N, P, ТМ,  $\text{N-NO}_3^-$ ) и микробных (БД,  $\text{C}_{\text{мик}}$ ,  $\text{N}_{\text{мик}}$ ,  $\text{P}_{\text{мик}}$ ,  $\text{C}_{\text{мик}}/\text{C}$ ,  $\text{N}_{\text{мик}}/\text{N}$ ,  $\text{P}_{\text{мик}}/\text{P}$ ) показателей почвы каждого из шести изученных лесопарков мегаполиса и сравнили их с таковыми всех фоновых лесов (табл. 2, 3). Показатели почвы каждого изученного лесопарка сравнивали с фоновыми аналогами, которые характеризуют северное и южное направление от Москвы, а также разную удаленность от городской точки исследования (8–40 км). Это позволяет увеличить репрезентативность фоновых почв и минимизировать возможное влияние на них разных антропогенных факторов (относительная близость мегаполиса).

**Химические и физические показатели почвы.** Значение pH почв лесопарков составило 4.7–5.5, содержание илистых частиц (0.002–0.05 мм) – 62.4–73.7%, песка (0.05–2.00 мм) – 19.0–31.1%, что позволяет считать их гранулометрический состав суглинистым. В почвах четырех лесопарков (Алешкинский, Лесная опытная дача, Тропаревский, Юго-западный) содержание C было сопоставимо с фоновыми аналогами, однако в Лианозовском – оно превышало фон в среднем на 36% ( $p < 0.001$ ), а в Битцевском – напротив, было меньше на 29% ( $p < 0.05$ ) (табл. 2). Содержание N в почве Алешкинского, Лианозовского и Тропаревского лесопарков оказалось значимо больше такового фоновых лесов (в среднем на 24–32%), а в Битцевском – напротив, в среднем на 16% меньше ( $p < 0.05$ ). Содержание  $\text{N-NO}_3^-$  в почвах пяти лесопарков и фоновых лесов не отличалось значимо, исключение составил Алешкинский лесопарк, в котором этот показатель превышал фон в среднем 3 раза. Следует отметить, что значение Cv для содержания C, N, P в почвах лесопарков (7–12, 4–19, 24–41% соответственно) было сопоставимо с фоном (11, 12, 24%). Однако значение Cv для содержания  $\text{N-NO}_3^-$  было выше как в почвах лесопарков (24–94%), так и фоновых лесов (106%).

В почвах лесопарков выявлено значимое превышение содержания ТМ по сравнению с фоновыми лесами. В Лианозовском лесопарке содержание всех определяемых элементов превышало фон в среднем на 71–228%, в Тропаревском и Юго-Западном – (на 131–141%, для Ni, Cu и Zn), в Лесной опытной даче – (на 37–162%, для Cu и Pb), в Алешкинском – (на 122–130%, для Cu и Zn). Следует отметить, что Cv содержания ТМ в почвах лесопарков составлял от 6 до 29%, для фона меньше – 12–17%.

Таким образом, содержание биофильных элементов (C, N, P) в почвах городских лесопарков оказалось в целом сопоставимо с таковым фоновых аналогов. При этом, в почве Битцевского лесопарка содержание C, N и  $\text{N-NO}_3^-$  оказалось в среднем меньше фона, а в Лианозовском – напротив, в среднем больше. Содержание ТМ в почве каждого лесопарка существенно превышало таковое фоновых лесов, причем в Лианозовском лесопарке – превышение было наиболее значимым ( $p < 0.001$ ).

**Микробные показатели почвы.** Дыхание почвенных микроорганизмов (БД) является важным компонентом углеродного цикла. Выявлено, что в почвах четырех лесопарков (Алешкинской, Лианозовский, Тропаревский, Юго-западный) величина БД не отличалась значимо от фоновых аналогов, однако в Битцевском и Лесной опытной даче она была значимо меньше (в среднем на 47–53%), что можно объяснить низким содержанием C в почвах этих лесопарках. Содержание  $\text{C}_{\text{мик}}$ ,  $\text{N}_{\text{мик}}$  и  $\text{P}_{\text{мик}}$  в почвах лесопарков в целом не различалось значимо по сравнению с фоном. Однако величина  $\text{C}_{\text{мик}}$  в почве Битцевского лесопарка оказалась значимо меньше фона (в среднем в 1.9 раза), а  $\text{P}_{\text{мик}}$  в Алешкинском – напротив, значимо больше (в среднем в 1.9 раза). Кроме того, в почве Битцевского лесопарка отмечено низкое содержание  $\text{N}_{\text{мик}}$  и  $\text{P}_{\text{мик}}$ , которое в среднем в 2.6 и 2.2 раза меньше фонового аналога. Очевидно, что почвенная микробная биомасса Битцевского лесопарка обеднена биофильными элементами, что связано, скорее всего, с низким содержанием C и N почвы.

Доля  $\text{C}_{\text{мик}}$ ,  $\text{N}_{\text{мик}}$  и  $\text{P}_{\text{мик}}$  в содержании этих элементов в почвах почти всех изученных лесопарков не отличалась значимо от фона. Однако в почве Алешкинского лесопарка отношения  $\text{C}_{\text{мик}}/\text{C}$  и  $\text{N}_{\text{мик}}/\text{N}$  были значимо меньше фона, в среднем в 1.7 и 3.6 раза. Следует отметить, что значение Cv для определяемых микробных показателей почвы лесопарков и фоновых лесов было сопоставимым (12–85 и 27–90% соответственно), что и позволяет использовать их средние значения для дальнейшего расчета ИИП почвы.

**Интегральный индекс почвы.** Рассчитали изменение (отклонение,  $DV_i$ ) почвенных микробных (БД,  $\text{C}_{\text{мик}}/\text{C}$ ,  $\text{N}_{\text{мик}}/\text{N}$  и  $\text{P}_{\text{мик}}/\text{P}$ ) и химических (ТМ,  $\text{N-NO}_3^-$ ) показателей (средние значения) в каждом изученном городском лесопарке по отношению к фоновому аналогу и выразили его в процентах (табл. 4). Так, например, БД почвы Алешкинского лесопарка (1.3 мкг  $\text{C-CO}_2/(\text{г ч})$ ) оказалось в среднем на 13% меньше такового фонового аналога (1.5 мкг  $\text{C-CO}_2/(\text{г ч})$ ), следовательно,  $DV_i$  равен 13%.  $DV_i$  микробных показателей почвы лесопарков характеризует в целом их уменьшение относительно фона (зеленый цвет ячеек табл. 4). Другими словами, значение  $DV_i$  для 22-х микробных показателей в почвах лесопарков (всего 24)

**Таблица 2.** Значение pH, содержание ила (0.002–0.05 мм) и песка (0.05–2.00 мм), углерода (C), общего и нитратного азота (N и N–NO<sub>3</sub>), фосфора (P), никеля (Ni), меди (Cu), цинка (Zn) и свинца (Pb) в почве лесопарков (ЛСП) Москвы (АЛ – Алешкинский; БЦ – Битцевский; ЛЮД – Лесная опытная дача; ЛН – Лианозовский; ТР – Тропаревский; Ю-3 – Юго-западный) и пригородных фоновых лесов (ФЛ)

ЛСП/ФЛ (n)	pH <sub>H<sub>2</sub>O</sub>	Ил/песок	г/кг		N–NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	P	мг/кг			
			C	N			Ni	Cu	Zn	Pb
АЛ (5)	5.0 ± 0.5 (10)	73.7 ± 4.2 (6)/ 19.1 ± 4.3 (22)	41.4 ± 9.5 (23)	3.1 ± 0.6** (19)	36.5 ± 30.2* (83)	724 ± 298 (41)	23.2 ± 3.3 (14)	21.8 ± 1.3* (6)	71.2 ± 11.2* (16)	20.2 ± 2.0 (10)
БЦ (5)	5.5 ± 0.3 (6)	69.3 ± 7.1 (10)/ 20.3 ± 7.7 (38)	29.3 ± 3.3* (11)	2.1 ± 0.2* (9)	6.4 ± 4.0 (62)	516 ± 127 (25)	23.0 ± 6.5 (28)	19.6 ± 5.7 (29)	67.8 ± 12.8 (19)	20.8 ± 5.6 (27)
ЛОД (5)	4.7 ± 0.1 (3)	62.4 ± 3.8 (6)/ 31.1 ± 4.4 (14)	31.9 ± 3.3 (10)	2.2 ± 0.1 (4)	27.9 ± 6.6 (24)	705 ± 215 (30)	17.8 ± 1.6 (9)	26.8 ± 3.2*** (12)	59.6 ± 9.3 (16)	28.6 ± 2.1*** (7)
ЛН (5)	5.5 ± 0.3 (6)	68.0 ± 3.9 (6)/ 25.3 ± 4.7 (18)	49.3 ± 3.4*** (7)	3.3 ± 0.3*** (9)	34.3 ± 22.3 (65)	763 ± 247 (32)	34.2 ± 5.4*** (16)	35.4 ± 4.9*** (14)	116.2 ± 12.0*** (10)	40.3 ± 10.8*** (27)
ТР (5)	5.4 ± 0.2 (4)	70.9 ± 4.1 (6)/ 20.5 ± 5.0 (24)	40.7 ± 3.4 (8)	3.2 ± 0.2*** (6)	28.6 ± 20.4 (71)	691 ± 194 (28)	27.6 ± 2.3*** (8)	22.2 ± 1.8** (8)	82.0 ± 11.0*** (13)	21.4 ± 2.5 (12)
Ю-3 (5)	5.4 ± 0.1 (3)	72.8 ± 4.1 (6)/ 19.0 ± 4.7 (25)	35.2 ± 4.4 (12)	2.2 ± 0.3 (14)	23.8 ± 22.5 (94)	780 ± 188 (24)	26.4 ± 2.2** (8)	22.2 ± 1.8** (8)	76.4 ± 6.5** (9)	22.2 ± 3.4 (15)
ФЛ (20)	5.0 ± 0.2 (4)	70.5 ± 5.7 (8)/ 21.8 ± 6.6 (30)	36.3 ± 4.2 (11)	2.5 ± 0.3 (12)	12.4 ± 13.2 (106)	631 ± 152 (24)	20.0 ± 2.8 (14)	16.8 ± 2.8 (17)	58.1 ± 6.9 (12)	17.7 ± 2.7 (15)

Примечание. Среднее ± стандартное отклонение; различие средних значимо при \*\*\*  $p < 0.001$ , \*\*  $p < 0.01$ , \*  $p < 0.05$ ; n – число площадок; в скобках – коэффициент пространственной вариации, %.

**Таблица 3.** Базальное дыхание (БД); содержание углерода, азота и фосфора (C<sub>мик</sub>, N<sub>мик</sub>, P<sub>мик</sub>) микробной биомассы и их доля в общем содержании C, N и P почвы в лесопарках (ЛСП) Москвы (АЛ – Алешкинский; БЦ – Битцевский; ЛЮД – Лесная опытная дача; ЛН – Лианозовский; ТР – Тропаревский; Ю-3 – Юго-западный) и пригородных фоновых лесов (ФЛ)

ЛСП / ФЛ (n)	БД мкг C–CO <sub>2</sub> / (г ч)	C <sub>мик</sub>		N <sub>мик</sub> мг/кг		P <sub>мик</sub>		C <sub>мик</sub> /C		N <sub>мик</sub> /N %		P <sub>мик</sub> /P	
АЛ (5)	1.3 ± 0.6 (46)	586 ± 107 (18)	45 ± 19 (42)	101 ± 25** (25)	1.5 ± 0.3* (20)	1.5 ± 0.7* (47)	16.5 ± 8.7 (53)						
БЦ (5)	0.8 ± 0.1** (12)	487 ± 65* (13)	52 ± 18 (35)	24 ± 17 (71)	1.7 ± 0.4 (23)	2.6 ± 1.0 (38)	5.2 ± 4.4 (85)						
ЛОД (5)	0.7 ± 0.1*** (14)	695 ± 255 (37)	138 ± 47 (34)	32 ± 12 (37)	2.1 ± 0.6 (28)	5.1 ± 3.3 (65)	4.6 ± 1.4 (30)						
ЛН (5)	1.4 ± 0.2 (14)	904 ± 241 (27)	147 ± 77 (52)	62 ± 22 (35)	1.8 ± 0.4 (22)	4.3 ± 2.1 (49)	8.8 ± 4.9 (56)						
ТР (5)	1.3 ± 0.2 (15)	847 ± 355 (42)	138 ± 108 (78)	36 ± 21 (58)	2.1 ± 1.0 (48)	4.5 ± 3.6 (80)	5.4 ± 3.3 (61)						
Ю-3 (5)	1.1 ± 0.2 (18)	642 ± 172 (27)	71 ± 38 (53)	80 ± 32 (40)	1.9 ± 0.6 (32)	3.3 ± 2.1 (64)	11.2 ± 6.0 (54)						
ФЛ (20)	1.5 ± 0.4 (27)	930 ± 366 (39)	135 ± 84 (62)	53 ± 31 (58)	2.6 ± 0.8 (31)	5.4 ± 3.2 (69)	9.8 ± 8.8 (90)						

Примечание. Среднее ± стандартное отклонение; различие средних значимо при \*\*\*  $p < 0.001$ , \*\*  $p < 0.01$ , \*  $p < 0.05$ ; n – число площадок; в скобках – коэффициент пространственной вариации, %.



**Таблица 4.** Изменение ( $DV_i$ , %) микробных (БД, базальное дыхание; доля микробного С, N, Р в общем содержании этих элементов в почве) и химических ( $N-NO_3^-$ , нитратный азот; тяжелые металлы: Ni, Cu, Zn, Pb) показателей в лесопарках Москвы по сравнению с фоном, которое ассоциировано с циклом биофильных элементов и загрязнением

Показатель АЛ		Лесопарк*					
		БЦ	ЛОД	ЛН	ТР	Ю-З	
Цикл биофильных элементов	БД	13	47	53	7	13	27
	$C_{мик}/C$	42	35	19	31	19	27
	$N_{мик}/N$	72	52	18	20	17	39
	$P_{мик}/P$	94	39	46	4	36	32
Сумма ( $\sum_{i=4} DV_i$ )		221	173	136	62	85	125
Загрязнение	$N-NO_3^-$	194	46	125	177	130	92
	Ni	16	15	11	71	38	32
	Cu	30	17	60	111	32	32
	Zn	23	17	3	100	41	31
	Pb	14	18	62	128	21	25
Сумма ( $\sum_{i=5} DV_i$ )		277	113	261	587	262	212
Общая сумма ( $\sum_{i=9} DV_i$ )		498	286	397	649	347	337
Вклад**, %		44	60	34	9.5	24	37

\* АЛ – Алешкинский лес; БЦ – Битцевский; ЛОД – лесная опытная дача; ЛН – Лианозовский; ТР – Тропаревский; ЮЗ – Юго-Западный

\*\* Вклад показателей, ассоциированных с поддерживающим сервисом (цикл биофильных элементов); зеленый цвет ячеек – уменьшение показателей по сравнению с фоном; оранжевый – увеличение.

было с отрицательным знаком (означает его снижение), а только два ( $P_{мик}/P$ , в Алешкинском и Юго-западном) – с положительным (превышение, ячейки табл. 4 без окрашивания). Значение  $DV_i$  для 29-ти химических показателей почв в лесопарках (всего 30) имело положительный знак (превышение содержания, оранжевый цвет табл. 4), а только один – отрицательный (содержание Ni в почве Лесной опытной дачи в среднем меньше на 11% по сравнению с фоном) – ячейка табл. 4 без окрашивания. В целом, есть основание считать, что функционирование почвы городских лесопарков в определенной степени ухудшается и оно обусловлено в целом снижением ее микробной активности и избыточным содержанием ТМ и  $N-NO_3^-$ .

Далее подсчитано, что сумма  $DV_i$  для микробных свойств каждого из лесопарков составила от 62 до 221%, причем она была наименьшей для Лианозовского лесопарка, а наибольшей – Алешкинского. Сумма  $DV_i$  для химических показателей почвы каждого из лесопарков составила от 113 до 587%, причем она была наименьшей в Битцевском лесопарке, а наибольшей – в Лианозовском. В Битцевском лесопарке вклад суммы  $DV_i$ , ассоциированной с поддерживающим сервисом, в общую сумму

отклонений ( $DV_i$ ) всех измеряемых показателей достигал 60%, а в Лианозовском – всего 9.5%. Другими словами, в Битцевском лесопарке доля “поддерживающего сервиса” (в общей сумме сервиса и диссервиса) оказалась почти в 6 раз выше, чем в Лианозовском.

Чтобы количественно оценить эти разнонаправленные в экологическом и экономическом отношении характеристики (сервис и диссервис) был рассчитан ИИП каждого лесопарка, который проиллюстрирован на рис. 2. Например, в Алешкинском лесопарке отношение  $DV_i/900$  составило 0.45 балла ( $498/900$ ), а в Лианозовском – 0.28 ( $649/900$ ), что на 55–72% ниже такового фонового аналога, который был принят за единицу.

Итак, оценены микробные и химические свойства почвы лесопарков московского мегаполиса и пригородных фоновых лесов. В почве изученных лесопарков выявлено снижение микробных показателей, характеризующих цикл биофильных элементов, которые можно ассоциировать с поддерживающим экосистемным сервисом. В почве городских лесопарков содержание ТМ и  $N-NO_3^-$  существенно выше такового фонового аналога, что, в свою очередь, можно связывать с экосистемным

диссервисом. Предложена интегральная количественная оценка, которая позволяет ранжировать почвы лесопарков мегаполиса с точки зрения концепции экосистемных сервисов и диссервисов. Оказалось, что ИИП городских лесопарков ниже фонового аналога на 32–72%, причем он был наименьшим для Лианозовского лесопарка, а наибольшим — для Битцевского, площадь которых составляет 44 и 2208 га соответственно.

## ОБСУЖДЕНИЕ

Оценены микробные (цикл С, N, P) и химические (загрязнение ТМ, нитратами и фосфором) показатели почв городских лесопарков, связанные с обеспечением экосистемного сервиса и диссервиса соответственно. Отмечают, что среди базовых экосистемных сервисов цикл питательных элементов и секвестрация С почвой связаны непосредственно с биогеохимическим круговоротом и почвенной эмиссией CO<sub>2</sub> [27]. Содержание С, N, P почвенной микробной биомассы и их доля в общем содержании этих элементов в почве признаны информативными предикторами при изменении землепользования [18, 63].

Выявлено, что микробные показатели (БД,  $C_{\text{мик}}/C$ ,  $N_{\text{мик}}/N$ ,  $P_{\text{мик}}/P$ ) в почвах изученных лесопарков были снижены в среднем на 4–72%. Оказалось также, что в Лианозовском лесопарке уменьшение микробных показателей по сравнению с фоном было менее выражено (на 4–31%) по сравнению с другими (в среднем на 13–72%). Кроме того, содержание С и N в почве Лианозовского лесопарка было высоким по сравнению с фоном, что можно объяснить составом древесной растительности (преобладают дуб черешчатый, осина) и почвенными свойствами (рН 5.5).

В почвах лесопарков выявлено существенное увеличение содержания загрязнителей (ТМ и  $N-NO_3^-$ ) по сравнению с фоном, оно составило в среднем от 3 до 194%. В Лианозовском лесопарке превышение загрязнителей было наибольшим (на 71–177%). Именно наличие загрязнителей в почве городской зеленой инфраструктуры приводит к значительному снижению ИИП. Так, для почвы Лианозовского лесопарка доля диссервиса особенно высока, она составила почти 90%. Оказалось, что для большинства изученных лесопарков отмечен весомый вклад диссервиса в ИИП почвы, который составил 54–90%, однако в Битцевском лесопарке он составил только 40%. Вместе с тем возникает вопрос о правомерности такого подхода для расчета ИИП почвы в условиях урбанизации?

Прежде всего, соотнесли содержание ТМ в почвах изученных лесопарков с их предельно допустимыми концентрациями (ПДК) и ориентировочно-допустимыми концентрациями (ОДК). Так, для суглинистых и глинистых кислых почв (рН < 5)

ПДК для Pb составляет 65 мг/кг [8], ОДК для Ni, Cu и Zn — 40, 66 и 110 мг/кг соответственно [7]. Наибольшее содержание ТМ оказалось в почве Лианозовского лесопарка, оно составило в среднем 40.3, 34.2, 35.4 и 116.0 мг/кг для Pb, Ni, Cu и Zn соответственно. Следовательно, в почве этого лесопарка можно отметить лишь небольшое превышение ОДК только для Zn. Другие авторы также показали превышение ОДК для Zn в почве рекреационных зон Москвы [53].

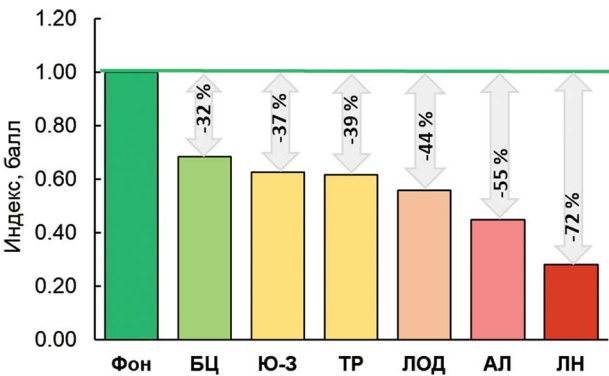
Однако следует учитывать и определенную опасность почвенного загрязнения ТМ для биоты, включая и человека [29, 41, 47]. Особое внимание исследователей в последние годы привлекает оценка неканцерогенного и канцерогенного (например, Cd, Cr, As, Hg) рисков ТМ для здоровья людей разных возрастных категорий. В почвах 28-ми городских лесопарков Гуанджоу (площадь 7434 км<sup>2</sup>, Китай) неканцерогенный риск ТМ (Hazard Index) оказался выше для детей, чем для взрослых [29]. Показан высокий канцерогенный риск Pb, Cd, Cr для детей в результате попадания этих металлов из почвы (преимущественно перорально) лесопарков городов Нью-Йорк (США), Гуанджоу и Ухань (Китай) [29, 41, 47].

В целом предложенная оценка вклада диссервиса в экологическое состояние городских почв (показатель ИИП) может быть дискуссионной и быть предметом дальнейшего исследования.

Следует отметить, что лесопарки западного и юго-западного административных округов (Битцевский, Тропаревский и Юго-Западный) демонстрировали более высокий балл ИИП (вклад сервиса 24–60%), по сравнению с таковым северного (Лесная опытная дача), северо-западного (Алешкинский) и северо-восточного округов (Лианозовский) (вклад сервиса 9.5–44%). По данным Мосэкомониторинга [6], индекс полиметаллического загрязнения почв (Zc) в СВАО и СЗАО составил 4.5 и 6.0 (в среднем для всех функциональных зон), что было выше такового других округов столицы. В этих округах (СВАО, СЗАО) расположены Алешкинский и Лианозовский лесопарки, для которых выявлено наибольшее превышение содержания ТМ по сравнению с фоном. Площадь Лианозовского лесопарка, где отмечено наиболее значимое превышение ТМ, почти в 5 раз меньше Алешкинского (44 и 240 га соответственно). Оказалось, что ИИП почвы этих двух лесопарков существенно меньше фонового аналога, на 55–72. В СВАО (Лианозовский лесопарк) загрязнение почв нефтепродуктами оказалось также наибольшим (136.0 мг/кг). Полученные результаты хорошо согласуются с существующими представлениями о том, что уменьшение площади лесопарков за счет краевой эрозии или фрагментации приводит к снижению или потере их экологических функций [39]. В частности, для Московского мегаполиса было показано, что такая

ключевая экосистемная услуга как охлаждающий эффект парков малого размера ( $\leq 18$  га) выполняется заметно хуже, чем большего ( $\geq 250$  га) [58]. Следует отметить, что доля зеленых насаждений в ЗАО и ЮЗАО мегаполиса выше (14–17%), чем в САО, СЗАО и СВАО (6–9%). Именно в САО, СЗАО и СВАО столицы расположены лесопарки (Алешкинский, Лианозовский, Лесная опытная дача), для почв которых отмечено существенное снижение ИИП по сравнению с таковым фона (рис. 2).

Наличие  $N-NO_3^-$  в почве можно считать, с одной стороны, дополнительным источником азота для растений, с другой стороны, исследователи обращают внимание на избыточное, а главное перманентное (хроническое) поступление азота в почву, которое может приводить к дисбалансу



**Рис. 2.** Интегральный индекс почвы (балл) фоновых лесов и городских лесопарков Москвы: БЦ – Битцевский; Ю-З – Юго-Западный; АЛ – Алешкинский; ЛОД – Лесная опытная дача; ТР – Тропаревский; ЛН – Лианозовский.

**Таблица 5.** Административный округ (АО) Москвы, его площадь ( $S$ ), доля зеленых насаждений (ДЗН), загрязнение почвы тяжелыми металлами (индекс  $Zc$ ) и нефтепродуктами (НП) для разных функциональных зон [6]

АО*	$S$ , км <sup>2</sup>	ДЗН, % от $S$	$Zc$	НП, мг/кг
			среднее ( $n^{**}=299$ )	
С	102.5	6	3.3	88.0
СЗ	92.2	9	6.0	62.5
СВ	102.5	9	4.5	136.0
З	194.7	14	3.4	110.0
ЮЗ	112.7	17	2.8	84.5

\* С – северный; СЗ – северо-западный; СВ – северо-восточный; З – западный; ЮЗ – юго-западный.  
\*\*  $n$  – число постоянных площадок наблюдения в Москве.

цикла биофильных элементов [68, 69]. Показано, что на территории Москвы ( $2561 \text{ км}^2$ ) в 2021 г. атмосферные выпадения оксидов азота составили 33.41 тыс. т [6], их поступление в почву города достигает в среднем  $130.4 \text{ кг/га/год}$ . Оксиды азота составили почти 56% всех загрязняющих атмосферу веществ от стационарных источников в Москве в 2021 г. ( $59.66 \text{ тыс. т}$ ). Учитывая, что оксиды азота поступают в почву мегаполиса постоянно, то воздействие  $N$  на почву следует считать длительным (пролонгированным), способным влиять на биогеохимические циклы в экосистеме. Значительное количество исследований посвящено разнообразным откликам микробного сообщества почвы (минерализация азота, нитрификация) на внесение азота [32, 62]. В промышленно развитом районе Вологодской области атмосферные выпадения минерального азота ( $NH_4^+$  и  $NO_3^-$ ) на почву лесных экосистем достигали в среднем  $6.6 \text{ кг N/га/год}$ , а в менее развитом – на 30% меньше ( $4.7 \text{ кг N/га/год}$ ) [9]. Оказалось, что в лесных почвах Вологодской области с высоким поступлением атмосферного азота ( $>6.4 \text{ кг N}_{\text{мин}}/(\text{га год})$ ) выявлено снижение содержания  $S_{\text{мик}}$  и увеличение удельного дыхания микробного сообщества ( $qCO_2$ ), что может свидетельствовать об ухудшении его функционирования. Другими авторами показано, что многолетнее внесение минеральных удобрений (аммонийная форма азота,  $16\text{--}31 \text{ кг}/(\text{га год})$  в почву лиственного леса (США) снижало содержание  $S_{\text{мик}}$  (верхний слой  $0\text{--}10 \text{ см}$ ) в среднем на 54%, хвойного – на 45% [61]. Кроме того, в этих экспериментах отмечено уменьшение содержания как грибной, так и бактериальной биомассы почвы. Выявлено, что избыточное внесение азота в почву приводит не только снижению содержания почвенной микробной биомассы, но уменьшению микробного разнообразия [62]. Например, ежегодное внесение высоких доз азотного удобрения ( $150 \text{ кг } NH_4NO_3/(\text{га год})$ , 1988–2001 гг.) в лесную почву приводило к снижению содержания микробной биомассы в гумусово-аккумулятивном горизонте, причем в смешанном лесу оно было в 1.6 раза, а сосновом – в 4 раза меньше по сравнению с соответствующими контрольными вариантами [23]. После шести лет внесения азота в почву ( $100 \text{ кг N}/(\text{га год})$ ,  $NH_4NO_3$ ) плантации даурской лиственницы (Китай) потенциальная скорость нетто-минерализации и нитрификации существенно возросла, что привело к снижению содержания  $S_{\text{мик}}$  и  $N_{\text{мик}}$ , а также их долям в содержании  $C$  и  $N$  почвы [33].

В настоящем исследовании содержание  $P$  в почве городских лесопарков почти не отличалось от такового фонового аналога, а  $P_{\text{мик}}$  значимо превышало фон только в Алешкинском лесопарке. Показатель  $P_{\text{мик}}/P$  в почве изученных лесопарков не различался значимо. Поэтому есть основание считать, что в почве изученных зеленых территорий

мегаполиса избытка фосфора и изменений в его цикле, связанных с микробной активностью, не выявлено.

Следует понимать, что перечень почвенных показателей, ассоциированных с экосистемными сервисами и диссервисами, в том числе в условиях города, может быть расширен. Кроме того, аспекты, связанные с монетизацией экосистемных услуг почвы городских лесопарков, не затрагивались. Вместе с тем предложенный интегральный индекс может быть полезен для экономической оценки экосистемных сервисов почвы разного землепользования.

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведено сравнение химических и микробных свойств дерново-подзолистой почвы шести городских лесопарков Москвы и четырех сопредельных (фоновых) территорий. Микробные свойства почвы, характеризующие циклы основных биофильных элементов, связывали с выполнением поддерживающих сервисов, а химические — с экосистемным диссервисом. Оказалось, что микробные свойства почвы каждого изученного лесопарка ( $B_{\text{Д}}$ ,  $C_{\text{мик}}/C$ ,  $N_{\text{мик}}/N$ ,  $P_{\text{мик}}/P$ ) были в среднем на 4–72% меньше фона, а химические ( $TM$ ,  $N-NO_3^-$ ) — напротив, на 14–194% больше. Для количественной оценки этих разнонаправленных экологических характеристик предложен расчет интегрального индекса почвы, который позволил ранжировать изученные городские лесопарки мегаполиса. Факторы, влияющие на интегральный индекс почвы городского лесопарка мегаполиса, связан, прежде всего, с его размером (площадь) и рекреационной нагрузкой. Набор почвенных показателей для такой оценки почв, как основного элемента наземной экосистемы, может быть расширен, что позволит более полно отражать их экологические функции в городах и на промышленных территориях.

### ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Рекогносцировка, организация исследования и лабораторный анализ выполнены при финансовой поддержке РНФ в рамках научного проекта № 19-77-300-12. Анализ содержания фосфора в почве и микробной биомассе выполнен на базе почвенно-экологической лаборатории АТИ РУДН при поддержке Программы стратегического академического лидерства РУДН. Подготовка статьи и статистический анализ экспериментальных данных проведены в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования РФ (тема № 122040500037-6).

### СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

В данной работе отсутствуют исследования человека или животных.

### КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Ананьева Н.Д., Иващенко К.В., Сушко С.В.* Микробные показатели городских почв и их роль в оценке экосистемных сервисов (обзор) // Почвоведение. 2021. № 10. С. 1231–1246. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21100038>
2. *Ананьева Н.Д., Хатит Р.Ю., Иващенко К.В., Сушко С.В., Горбачева А.Ю., Долгих А.В., Кадулин М.С., Сотникова Ю.Л., Васенев В.И., Комарова А.Е., Юдина А.В., Довлетярова Э.А.* Биофильные элементы (C, N, P) и дыхательная активность микробного сообщества почв лесопарков Москвы и пригородных лесов // Почвоведение. 2023. № 1. С. 102–117. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22600780>
3. *Васенев В.И., Ван Ауденховен А.П., Ромзайкина О.Н., Гаджагаева Р.А.* Экологические функции и экосистемные сервисы городских и техногенных почв: от теории к практическому применению (обзор) // Почвоведение. 2018. № 10. С. 1177–1191. <https://doi.org/10.1134/S0032180X18100131>
4. *Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В.* Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация. Смоленск: Ойкумена, 2003. 268 с.
5. *Добровольская Т.Г., Звягинцев Д.Г., Чернов И.Ю., Головченко А.В., Зенова Г.М., Лысак Л.В., Манучарова Н.А., Марфенина О.Е., Полянская Л.М., Степанов А.Л., Умаров М.М.* Роль микроорганизмов в экологических функциях почв // Почвоведение. 2015. № 9. С. 1087–1096. <https://doi.org/10.7868/S0032180X15090038>
6. Доклад о состоянии окружающей среды в городе Москве в 2021 году / Под ред. Кульбачевского А.О. М., 2022. 234 с.
7. ГН 2.1.7.2511-09 Ориентировочно-допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве: Гигиенические нормативы. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора. 2009. 10 с.
8. ГН 2.1.7.2041-06 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве: Гигиенические нормативы. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006. 15 с.

9. Кудреватых И.Ю., Иващенко К.В., Ананьева Н.Д., Иванищева Е.А. Атмосферные выпадения соединений азота и свойства почвы лесов Вологодской области // Почвоведение. 2018. № 2. С. 155–164. <https://doi.org/10.7868/S0032180X1802003X>
10. Пляскина О.В., Ладонин Д.В. Загрязнение городских почв тяжёлыми металлами // Почвоведение. 2008. № 7. С. 877–885.
11. Семенюк О.В., Бодров К.С., Стома Г.В., Яковлев А.С. Оценка стоимости экосистемных услуг природного парка “Битцевский лес” // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2019. № 3. С. 23–30.
12. Семенюк О.В., Стома Г.В., Бодров К.С. Оценка стоимости экосистемных услуг городских ландшафтов (на примере г. Москвы) // Почвоведение. 2021. № 12. С. 1535–1548. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21120108>
13. Строганова М.Н., Прокофьева Т.В., Прохоров А.Н., Лысак Л.В., Сизов А.П., Яковлев А.С. Экологическое состояние городских почв и стоимостная оценка земель // Почвоведение. 2003. № 7. С. 867–875.
14. Юдина А.В., Фомин Д.С., Валдес-Коровкин И.А., Чурилин Н.А. Александрова М.С., Головлева Ю.А., Филиппов Н.В., Ковда И.В., Дымов А.А., Милановский Е.Ю. Пути создания классификации почв по гранулометрическому составу на основе метода лазерной дифракции // Почвоведение. 2020. № 11. С. 1353–1371. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20110143>
15. Aber J., McDowell W., Nadelhoffer K., Magill A., Berntson G., Kamakea M., McNulty S., Currie W., Rustad L., Fernandez I. Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems // BioScience. 1998. V. 48. P. 921–934.
16. Adhikari K., Hartemink A E. Linking soils to ecosystem services – A global review // Geoderma. 2016. V. 262. P. 101–111. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009>
17. Agren G.I., Bosatta E. Nitrogen saturation of terrestrial ecosystems // Environ. Poll. 1988. V. 54. P. 185–197.
18. Aislabie J., Deslippe J.R. Soil microbes and their contribution to soil services // Ecosystem services in New Zealand – conditions and trends. Lincoln: Manaaki Whenua Press, 2013. P. 112–161.
19. Bilyera N., Blagodatskaya E., Yevdokimov I., Kuzyakov Y. Towards a conversion factor for soil microbial phosphorus // Eur. J. Soil Biol. 2018. V. 87. P. 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2018.03.002>
20. Brookes P.C., Landman A., Pruden G., Jenkinson D.S. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil // Soil Biol. Biochem. 1985. V. 17. P. 837–842. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(85\)90144-0](https://doi.org/10.1016/0038-0717(85)90144-0)
21. Chen F.-S., Yavitt J., Hu X.-F. Phosphorus enrichment helps increase soil carbon mineralization in vegetation along an urban-to-rural gradient, Nanchang, China // Appl. Soil Ecol. 2014. V. 75. P. 181–188. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.11.011>
22. Comerford N.B., Franzluebbers A.J., Stromberger M.E., Morris L., Markewitz D., Moore R. Assessment and evaluation of soil ecosystem services // Soil Horizons. 2013. P. 1–14. <https://doi.org/10.2136/sh12-10-0028>
23. Compton J.E., Watrud L.S., Porteous L.A., DeGroot S. Response of soil microbial biomass and community composition to chronic nitrogen additions at Harvard forest // Forest Ecology and Management. 2004. V. 196. P. 143–158. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.03.017>
24. Costanza R., d’Are R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O’Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.S., Sutton P., van den Belt M. The value of the world’s ecosystem services and natural capital // Nature. 1997. V. 387. P. 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
25. Environmental Assessment of Soil for Monitoring / Eds. Jones R.J.A. et al. Procedures & Protocols. EUR 23490 EN/5, Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg. 2008. 165 p. <https://doi.org/10.2788/94366>
26. EU Soil Strategy for 2030 – Reaping the benefits of healthy soils for people, food, nature and climate. Brussels. 17.11.2021 COM (2021) 699 final.
27. Ghaley B.B., Porter J.R., Sandhu H.S. Soil-based ecosystem services: a synthesis of nutrient cycling and carbon sequestration assessment methods // Int. J. Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management. 2014. V. 10. P. 177–186. <https://doi.org/10.1080/21513732.2014.926990>
28. Groffman P.M., Pouyat R.V., Cadenasso M.L., Zipperer W.C., Szlavecz K., Yesilonis I.D., Band L.E., Brush G.S. Land use context and natural soil controls on plant community composition and soil nitrogen and carbon dynamics in urban and rural forests // For. Ecol. Manage. 2006. V. 236. P. 177–192.
29. Gu Y.-G., Gao Y.-P., Lin Q. Contamination, bioaccessibility and human health risk of heavy // Applied Geochemistry. 2016. V. 67. P. 52–58. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2016.02.004>
30. Guo R.-Z., Song Y.-B., Dong M. Progress and prospects of ecosystem disservices: an updated literature review // Sustainability. 2022. V. 14. P. 10396. <https://doi.org/10.3390/su141610396>



32. Haines-Young R., Potschin M. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being // *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*. Cambridge: University Press, 2010. P. 110–139.  
<https://doi.org/10.1017/CBO9780511750458.007>
33. Hu Y., Chen M., Yang Z., Cong M., Zhu X., Jia H. Soil microbial community response to nitrogen application on a Swamp Meadow in the arid region of Central Asia // *Front. Microbiol.* 2022. V. 12. P. 797306.  
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.797306>
34. Hu Y.L., Zeng D.-H., Liu Y.-X., Yu-Lan Zhang Y.-X., Chen Z.-H., Wang Z.-Q. Responses of soil chemical and biological properties to nitrogen addition in a Dahurian larch plantation in Northeast China // *Plant and Soil*. 2010. V. 333. P. 81–92.  
<https://doi.org/10.1007/s11104-010-0321-6>
35. ISO 14240-2: Soil quality – determination of soil microbial biomass – Part 2: fumigation-extraction method. Geneva: International Organization for Standardization, 1997.
36. ISO 16072. Soil quality – laboratory methods for determination of microbial soil respiration. Geneva: International Organization for Standardization, 2002.
37. Jiang Y., Shi L., Guang A. long, Mu Z., Zhan H., Wu Y. Contamination levels and human health risk assessment of toxic heavy metals in street dust in an industrial city in Northwest China // *Environ. Geochem. Health*. 2018. V. 40. P. 2007–2020.
38. Joergensen R.G., Mueller T. The fumigation-extraction method to estimate soil microbial biomass: calibration of the k<sub>EN</sub> value // *Soil Biol. Biochem.* 1996. V. 28. P. 33–37.  
[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00101-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(95)00101-8)
39. Kouno K., Tuchiya Y., Ando T. Measurement of soil microbial biomass phosphorus by an anion exchange membrane method // *Soil Biol. Biochem.* 1995. V. 27. P. 1353–1357.  
[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00057-L](https://doi.org/10.1016/0038-0717(95)00057-L)
40. Langella G., Basile A., Giannecchini S., Moccia F.D., Mileti F.A., Munafó M., Pinto F., Terribile F. Soil Monitor: an internet platform to challenge soil sealing in Italy // *Land Degradation and Development*. 2020. V. 31. P. 2883–2900.  
<https://doi.org/10.1002/ldr.3628>
41. Laumbach R.J., Kipen H.M. Respiratory health effects of air pollution: update on biomass smoke and traffic pollution // *J. Allergy Clinical Immunology*. 2012. V. 129. P. 3–11.
42. Li D., Lu Q., Cai L., Chen L., Wang H. Characteristics of Soil Heavy Metal Pollution and Health Risk Assessment in Urban Parks at a Megacity of Central China // *Toxics*. 2023. V. 11. P. 257.  
<https://doi.org/10.3390/toxics11030257>
43. Liu W., Jiang L., Yang S., Wang Z., Tian R., Peng Z., et al. Critical transition of soil bacterial diversity and composition triggered by nitrogen enrichment // *Ecology*. 2020. V. 101. P. 03053.  
<https://doi.org/10.1002/ecy.3053>
44. Liu X., Duan L., Mo J., Du E., Shen J., Lu X., Zhang Y., Zhou X., He C., Zhang F. Nitrogen deposition and its ecological impact in China: an overview // *Environ. Poll.* 2011. V. 159. P. 2251–2264.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.08.002>
45. Lyytimäki J., Sipilä M. Hopping on one leg – The challenge of ecosystem disservices for urban green management // *Urban Forestry Urban Greening*. 2009. V. 8. P. 309–315.  
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2009.09.003>
46. Makarov M.I., Malysheva T.I., Menyailo O.V., Soudzilovskaia N.A., Van Logtestijn R.S.P., Cornelissen J.H.C. Effect of K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentration on extractability and isotope signature ( $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$ ) of soil C and N fractions // *Eur. J. Soil Sci.* 2015. V. 66. P. 417–426.  
<https://doi.org/10.1111/ejss.12243>
47. MEA, Millennium Ecosystem Assessment: Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. Washington, Covelo, London: Island Press, 2003. 155 p.
48. Mielke H.W., Paltzeva A., Gonzales C.R. Novel policies are required to reduce pediatric lead exposure from legacy lead (Pb) in soil and air // *Medical Research Archives*. 2022. V. 10.  
<https://doi.org/10.18103/mra.v10i10.3260>
49. Mikhailova E.A., Post C.J., Schlautman M.A., Post G.C., Hamdi A. Zurqani H.A. The Business Side of Ecosystem Services of Soil Systems // *Earth*. 2020. V. 1. P. 15–34.  
<https://doi.org/10.3390/earth1010002>
50. Morel J.L., Chenu C., Lorenz K. Ecosystems services provided by soils of urban, industrial, traffic and military areas (SUITMAs) // *J. Soils Sediments*. 2015. V. 15. P. 1659–1666.  
<https://doi.org/10.1007/s11368-014-0926-0>
51. Pickett S.T.A., Cadenasso M.L., Grove J.M., Boone C.G., Groffman P.M., Irwin E., Kaushal S.S., Marshall V., McGrath B.P., Nilon C.H., Pouyat R.V., Szlavecz K., Troy A., Warren P. Urban ecological systems: scientific foundations and a decade of progress // *J. Environ. Management*. 2011. V. 92. P. 331–362.
52. Pinder R.W., Davidson E.A., Goodale C.L., Greaver T.L., Herrick J.D., Liu L. Climate change impacts of US reactive nitrogen // *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2012. V. 109. P. 7671–7675.  
<https://doi.org/10.1073/pnas.1114243109>
53. Raza S., Na M., Wang P., Ju X., Chen Z., Zhou J., et al. Dramatic loss of inorganic carbon by nitrogen-induced

- soil acidification in Chinese croplands // *Glob. Chang. Biol.* 2020. V. 26. P. 3738–3751.  
<https://doi.org/10.1111/gcb.15101>
54. Romzaykina O.N., Vasenev V.I., Paltseva A., Kuzya-kov Y.V., Neaman A., Dovletyarova E.A. Assessing and mapping urban soils as geochemical barriers for contamination by heavy metal(loid)s in Moscow megapolis // *J. Environ. Quality*. 2021. V. 50. P. 22–37.  
<https://doi.org/10.1002/jeq2.20142>
  55. Saccà A., Caracciolo A.B., Di Lenola M., Grenni P. Ecosystem services provided by soil microorganisms // *Soil Biological Communities and Ecosystem Resilience, Sustainability in Plant and Crop Protection*. Springer Int. Publi. 2017. P. 9–24.  
[https://doi.org/10.1007/978-3-319-63336-7\\_2](https://doi.org/10.1007/978-3-319-63336-7_2)
  56. Shackleton C.M., Ruwanza S., Sanni G.K.S., Bennett S., De Lacy P., Modipa R., Mtati N., Sachi-konye M., Thondhlana G. Unpacking Pandora's Box: understanding and categorising ecosystem disservices for environmental management and human wellbeing // *Ecosystems*. 2016. V. 19. P. 587–600.  
<https://doi.org/10.1007/s10021-015-9952-z>
  57. Shapiro J., Báldi A. Accurate accounting: How to balance ecosystem services and disservices // *Ecosystem Services*. 2014. V. 7. P. 201–202.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.01.002>
  58. Sutton M.A., Mason K.E., Sheppard L.J., Sverdrup H., Haeuber R., Hicks W.K. Nitrogen Deposition, Critical Loads and Biodiversity. Springer, 2014. 535 p.
  59. Varentsov M., Vasenev V., Dvornikov Y., Samsonov T., Klimanova O. Does size matter? Modeling the cooling effect of green infrastructures in a megacity during a heat wave // *Sci. Total Environ.* 2023. V. 902. P. 165966.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023>
  60. Vasenev V.I., Stoorvogel J.J., Ananyeva N.D., Ivashchenko K.V., Sarzhanov D.A., Epikhina A.S., Vasenev I.I., Valentini R. Quantifying spatial-temporal variability of carbon stocks and fluxes in urban soils: from local monitoring to regional modelling // *The carbon footprint handbook*. Boca Raton: CRC Press, 2015. P. 185–222.
  61. von Döhren P., Haase D. Ecosystem disservices research: A review of the state of the art with a focus on cities // *Ecological Indicators*. 2015. V. 52. P. 490–497.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.12.027>
  62. Wallenstein M., McNulty S., Fernandez I.J., Boggs J., Schlesinger W.H. Nitrogen fertilization decreases forest soil fungal and bacterial biomass in three long-term experiments // *Forest Ecology and Management*. 2006. V. 222. P. 459–468.  
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.11.002>
  63. Wang C., Liu D., Bai E. Decreasing soil microbial diversity is associated with decreasing microbial biomass under nitrogen addition // *Soil Biol. Biochem.* 2018. V. 120. P. 126–133.  
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.02.003>
  64. Yan Y., Wang C., Zhang J., Sun Y., et al. Response of soil microbial biomass C, N, and P and microbial quotient to agriculture and agricultural abandonment in a meadow steppe of northeast China // *Soil Till. Res.* 2022. V. 223. P. 105475.  
<https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105475>
  65. Yang J-L, Zhang G-L. Formation, characteristics and eco-environmental implications of urban soils – A review // *Soil Sci. Plant Nutr.* 2015. V. 61. P. 30–46.  
<https://doi.org/10.1080/00380768.2015.1035622>
  66. Yang X.J., Wittig V., Jain A.K., Post W. Integration of nitrogen cycle dynamics into the integrated science assessment model for the study of terrestrial ecosystem responses to global change // *Global Biogeochem. Cycles*. 2009. V. 23. P. 18–21.  
<https://doi.org/10.1029/2009GB003474>
  67. Yevdokimov I., Larionova A., Blagodatskaya E. Microbial immobilisation of phosphorus in soils exposed to drying-rewetting and freeze-thawing cycles // *Biol. Fertil. Soils*. 2016. V. 52. P. 685–696.  
<https://doi.org/10.1007/s00374-016-1112-x>
  68. Zhang G., Burghardt W., Yang J. Chemical criteria to assess risk of phosphorous leaching from urban soils // *Pedosphere*. 2005. V. 15. P. 72–77.
  69. Zhang T., Chen H.Y.H., Ruan H. Global negative effects of nitrogen deposition on soil microbes // *ISME J.* 2018.  
<https://doi.org/10.1038/s41396-018-0096-y>
  70. Zhou Z., Wang C., Zheng M., Luo Y. Patterns and mechanisms of responses by soil microbial communities to nitrogen addition // *Soil Biol. Biochem.* 2017. V. 115. P. 433–441.  
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.09.015>
  71. Zhuang Q., Lu Y., Chen M. An inventory of global N<sub>2</sub>O emissions from the soils of natural terrestrial ecosystems // *Atmospheric Environment*. 2012. V. 47. P. 68–75.
  72. Zwetsloot M.J., Bongiorno G., Barel J.M., di Lonzardo D.P., Creamer R.E. A flexible selection tool for the inclusion of soil biology methods in the assessment of soil multifunctionality // *Soil Biol. Biochem.* 2022. V. 166. P. 108514.  
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108514>

## An Approach to the Integral Assessment of Soils in Moscow Forest Parks in the Context of Ecosystem Services and Disservices

N. D. Ananyeva<sup>1, \*</sup>, K. V. Ivashchenko<sup>1, 2</sup>, S. A. Urabova<sup>1</sup>,  
V. I. Vasenev<sup>2, 3</sup>, A. V. Dolgikh<sup>4</sup>, A. Yu. Gorbacheva<sup>5</sup>, and E. A. Dovletyarova<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Institute of Physicochemical and Biological Problems in Soil Science of the Russian Academy of Sciences, Pushchino, Moscow oblast, 142290 Russia*

<sup>2</sup>*Peoples' Friendship University of Russia, Moscow, 117198 Russia*

<sup>3</sup>*Soil Geography and Landscape Group, Wageningen University, Wageningen, 6700 Netherlands*

<sup>4</sup>*Institute of Geography of the Russian Academy of Sciences, Moscow, 119017 Russia*

<sup>5</sup>*Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

\*e-mail: ananyeva@rambler.ru

Ecosystem services are a modern tool of environmental assessment, planning and design, especially in large cities. In urban forest parks of Moscow (Aleshkinsky, Bitsevsky, Lesnaya experimental dacha, Troparevsky, Lianozovsky, Yugo-Zapadny) and suburban (background) forests, samples of the upper 10 cm layer of sod-podzolic soil (Albic Retisols) were taken. In forest parks, 30 samples (6×5 sites) were selected, in background areas – 20 (4×5 sites), a total of 50. The content of carbon (C), nitrogen (N), phosphorus (P), and heavy metals (TM: Pb, Cu, Ni, Zn), nitrate nitrogen ( $N-NO_3^-$ ); C, N, P of microbial biomass ( $C_{mic}$ ,  $N_{mic}$ ,  $P_{mic}$ ) by fumigation-extraction method and basal (microbial) respiration (BR). The proportion of  $C_{mic}$ ,  $N_{mic}$ , and  $P_{mic}$  in the content of these elements in the soil was calculated ( $C_{mic}/C$ ,  $N_{mic}/N$ ,  $P_{mic}/P$ ). The BR,  $C_{mic}/C$ ,  $N_{mic}/N$  and  $P_{mic}/P$ , which can characterize the cycles of biophilic elements in the soil, are proposed to be associated with supporting ecosystem services, and pollution (HM,  $N-NO_3^-$ ) – with ecosystem disservice. It was revealed that the BR,  $C_{mic}/C$ ,  $N_{mic}/N$  and  $P_{mic}/P$  of each studied forest park were on average 4–72% less than the background analogue, and chemical (Pb, Cu, Ni, Zn,  $N-NO_3^-$ ) – on the contrary, more by 14–194%. To quantify these ecologically multidirectional soil properties, the calculation of the integral index (II, in points) of the soil was proposed, which in urban forest parks was 32–72% less than the background analogue (it is taken as one). It turned out that the value of soil II in the Bitsevsky forest park (area, 2208 ha) was the largest (0.68 points), and in Lianozovsky (44 hectares) it was the smallest (0.28 points).

**Keywords:** metropolis, microbial biomass, carbon, nitrogen, phosphorus, heavy metals