

## ВЛИЯНИЕ УРБАНИЗАЦИИ НА ФОРМЫ ГУМУСА ВНУТРИГОРОДСКИХ ЛЕСОВ ЕСТЕСТВЕННОГО ПРОИСХОЖДЕНИЯ (НА ПРИМЕРЕ ЕКАТЕРИНБУРГА)

© 2025 г. И. Н. Коркина<sup>а</sup> (<https://orcid.org/0000-0002-6268-2604>), Т. Ю. Габерштейн<sup>а</sup>,  
Е. Л. Воробейчик<sup>а,\*</sup> (<https://orcid.org/0000-0001-9191-1296>)

<sup>а</sup>Институт экологии растений и животных УрО РАН, ул. 8 Марта, 202, Екатеринбург, 620144 Россия

\*e-mail: [ev@ipae.uran.ru](mailto:ev@ipae.uran.ru)

Поступила в редакцию 28.09.2024 г.

После доработки 29.12.2024 г.

Принята к публикации 29.12.2024 г.

Внутри Екатеринбурга сохранились массивы старовозрастных сосновых лесов естественного происхождения, в которых отсутствуют традиционные для города формы хозяйствования (ландшафтная перепланировка, рубки и посадки деревьев, стрижка травы, механические нарушения почв, удаление лесной подстилки и пр.). Это позволяет исследовать влияние на лес других составляющих урбанизации: химического и теплового загрязнения, натурализации адвентивной флоры, рекреации. Анализировали формы гумуса – варианты морфологического строения верхней части почвенного профиля, спектр которых в пределах конкретного участка определяется составом и обилием организмов-деструкторов (в первую очередь макро- и мезофауны). Сравнили внутригородские леса и их загородных аналоги. Формы гумуса диагностировали на основе Европейской морфофункциональной классификации систем и форм гумуса. Направление изменений форм гумуса зависит от баланса в конкретном месте факторов урбанизации разного масштаба – действующих в пределах всего города (тепловое загрязнение; связанная с атмосферными выпадениями и другими источниками эвтрофикация; внедрение под полог хвойного леса лиственных деревьев и кустарников) и локального (связанное с рекреацией вытаптывание). При слабой рекреации формы гумуса в городских лесах смещаются в сторону более зоогенно активных вариантов (Dystrum замещается Oligomull и Mesomull), при сильной – менее активных (Dystrum замещается Hemimoder, Eumoder, Hemimor, Humimor и Eumor). Эти пути трансформации могут иметь противоположные последствия для цикла углерода в условиях урбанизации: в первом случае углерод преимущественно депонируется в органо-минеральных горизонтах, во втором – в лесной подстилке.

*Ключевые слова:* лесная подстилка, деструкция органического вещества, почвенная фауна, рекреационная нагрузка, атмосферное загрязнение, Albic Retisols, Leptic Regosols, Skeletic Retisols

DOI: 10.31857/S0032180X25050118, EDN: BVSNYM

### ВВЕДЕНИЕ

Глобальный тренд усиления урбанизации связан не только с ее интенсификацией в существующих мегаполисах, но и с экстенсификацией – “захватом” городами новых территорий, в результате внутри городской застройки сохраняются фрагменты естественных экосистем. С течением времени под действием различных составляющих урбанизации они постепенно “удаляются” от своего исходного состояния, в итоге трансформируясь в один из вариантов типичных городских биоценозов. Знание

лежащих в основе такой трансформации процессов важно для понимания динамики природных комплексов и управления городами, в том числе в контексте целей углеродной нейтральности.

Территории городов часто представляют собой “белые пятна” с точки зрения запасов и потоков углерода [74], хотя именно с городами связана почти вся глобальная антропогенная эмиссия углекислого газа [70]. Неопределенность усугубляется тем, что направления и степень выраженности изменений цикла углерода под действием урбанизации очень разнообразны, зависят от многих природных

факторов, а также истории и специфики градостроительства [73]. Дефицит информации и поливариантность реакции цикла углерода на урбанизацию обуславливают актуальность исследований в этой области.

По сравнению с минеральной частью почвенного профиля, характерное время реакции органогенных горизонтов на изменение условий среды существенно меньше и, соответственно, лучше совпадает с относительно небольшой длительностью влияния городов на недавно захваченные ими территории. Поэтому в контексте изучения цикла углерода в городских экосистемах перспективно обратить внимание на верхнюю часть почвенного профиля; кроме того, именно здесь локализован “биологический реактор” преобразования поступающего на поверхность почвы растительного опада.

Морфологически различимые типы строения верхней части почвенного профиля называют формами гумуса. Их классифицируют на основе полевых описаний состава, последовательности и особенностей структуры органических и органо-минеральных горизонтов [84, 85, 87]. Формы гумуса детерминированы климатом, рельефом и растительностью, но в первую очередь – составом и обилием организмов-деструкторов [83]. В пределах конкретного участка формы гумуса зависят от того, какие экологические группы детритофагов почвенной фауны (макро- или мезофауна, а в пределах макрофауны – эпи- или эндогейные виды дождевых червей) и сапротрофов почвенной микрофлоры (грибы или бактерии) вносят основной вклад в переработку органического вещества. Форма гумуса – это не только индикатор состава и обилия почвенной биоты, но также запечатленная в морфологии почвенного профиля интегральная оценка интенсивности биологического круговорота.

Смещение спектра форм гумуса в ту или иную сторону по отношению к естественно обусловленному состоянию свидетельствует об увеличении либо уменьшении скорости деструкции органического вещества, а также о смене горизонта преимущественного депонирования углерода в почвах – органического или органо-минерального. Учитывая это обстоятельство, анализ смещения спектра форм гумуса под действием факторов среды позволяет глубже понять причины трансформации цикла углерода.

Анализ форм гумуса может быть полезен при решении многих задач экологии [30]. В частности, формы гумуса информативны для оценки плодородия лесных почв [29, 31], характеристики последствий пожаров [39], смены доминирующих видов деревьев [32, 40, 45], вселения растений-инвайдеров [44, 46], промышленного загрязнения [18, 51,

52, 78], при изучении почв в высотном градиенте [35, 36] и в ходе лесовосстановления [61, 65].

Концепция форм гумуса имеет длительную историю, восходящую к работам конца XIX в. (подробнее в обзоре [30]). В последние годы интерес к этой области получил новый импульс благодаря разработке и широкому распространению Европейской морфофункциональной классификации систем и форм гумуса [82–85, 87]. Прилагательное “Европейская” в названии классификации касается аффилиации ее разработчиков, а не области применения. Более того, эта классификация претендует на статус универсальной в масштабе всей планеты [86].

Неоспоримым достоинством Европейской классификации можно считать то, что в ее основу положена однозначная связь выделяемых форм гумуса со степенью зоогенности, т.е. морфологическими признаками участия почвенной фауны в переработке растительного опада [83]. Это позволяет четко интерпретировать формы гумуса в терминах биологической активности. Европейская классификация, следуя лучшим традициям национальных школ, например, немецкой [79], канадской [49] и русской [28], доведена до уровня полевых руководств и определительных ключей [84, 85, 87]. Это максимально объективизирует диагностику форм гумуса и дает исследователям полезный инструмент для измерения интенсивности деструкционных процессов.

Испытывающие сильное влияние урбанизации внутригородские леса мегаполисов, изначально естественного происхождения, чаще всего превращены в управляемые лесопарки. Элементы такого управления разнообразны: ландшафтная перепланировка, целенаправленное формирование сети дорог с искусственным покрытием, рубки деревьев и кустарников, создание искусственных древесных насаждений и газонов, выращивание интродуцированных видов растений, периодическая стрижка травы, а также механические нарушения почв, включающие изменение естественной последовательности горизонтов, перемещение почвенной массы, привнесение грунта, удаление лесной подстилки и свежего растительного опада. Последнее особенно критично в контексте применения классификации форм гумуса: отсутствие органических горизонтов служит препятствием для их диагностики.

В силу ряда обстоятельств внутри городской застройки Екатеринбурга – всего в 5 км от его исторического центра – сохранились значительные массивы сосновых лесов естественного происхождения, в которых отсутствуют упомянутые выше элементы управления. Вместе с тем здесь в полной мере представлены другие составляющие урбанизации – атмосферное загрязнение от выбросов

автотранспорта и теплоэлектростанций, городской остров тепла, натурализация адвентивной флоры, инсуляризация биотопов, рекреация. Для крупных городов такая ситуация в значительной степени уникальна. Она позволяет в чистом виде анализировать влияние урбанизации на лесные экосистемы и особенно на почвы с сохранившимся естественным залеганием горизонтов, исключив такие типичные для городских почв воздействия как запечатывание, удаление или перемещение почвенной массы, привнесение почвогрунтов и строительных материалов. Кроме того, из-за активной рекреации на некоторых участках в этих лесах сформированы обширные сети тропинок, что позволяет отдельно вычленить влияние на почвы вытаптывания.

Влияние урбанизации и вытаптывания на формы гумуса естественных лесов никогда ранее не исследовали. Лесная подстилка была предметом изучения в городских лесах Москвы, в том числе естественного происхождения [19, 23, 24]. Однако в цитируемых работах рассматривалась только верхняя часть гумипедона, без прямой оценки степени зоогенности подстилок и диагностики форм гумуса.

Цель работы – сравнение спектров форм гумуса внутригородских лесов Екатеринбурга с загородными аналогами, а в пределах этих участков – микробиотопов с сильной и слабой нагрузкой от связанного с рекреацией вытаптывания. Такое сравнение позволяет охарактеризовать направленность изменений скорости разложения органического вещества (ускорение или торможение) в естественных лесных почвах под действием урбанизации.

## ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

**Район исследований.** Сравнили внутригородские леса Екатеринбурга (56°50' N, 60°35' E) и аналогичные загородные леса, заведомо не подверженные его влиянию, а также влиянию других городов. Рассматриваемая территория расположена на границе двух природных районов – восточных низких предгорий Среднего Урала и плоскоувалистого Зауральского пенеплена [15]. Рельеф холмисто-увалистый с сильно сглаженными вершинами и сравнительно пологими выпуклыми склонами, покрытыми чехлом элювиальных и элювиально-делювиальных отложений, представленных суглинками и глинами со щебнем местных пород и гравием, а также делювиально-пролювиальными отложениями. Большинство участков находится в южной тайге, но часть загородных – граничит с предлесостепью.

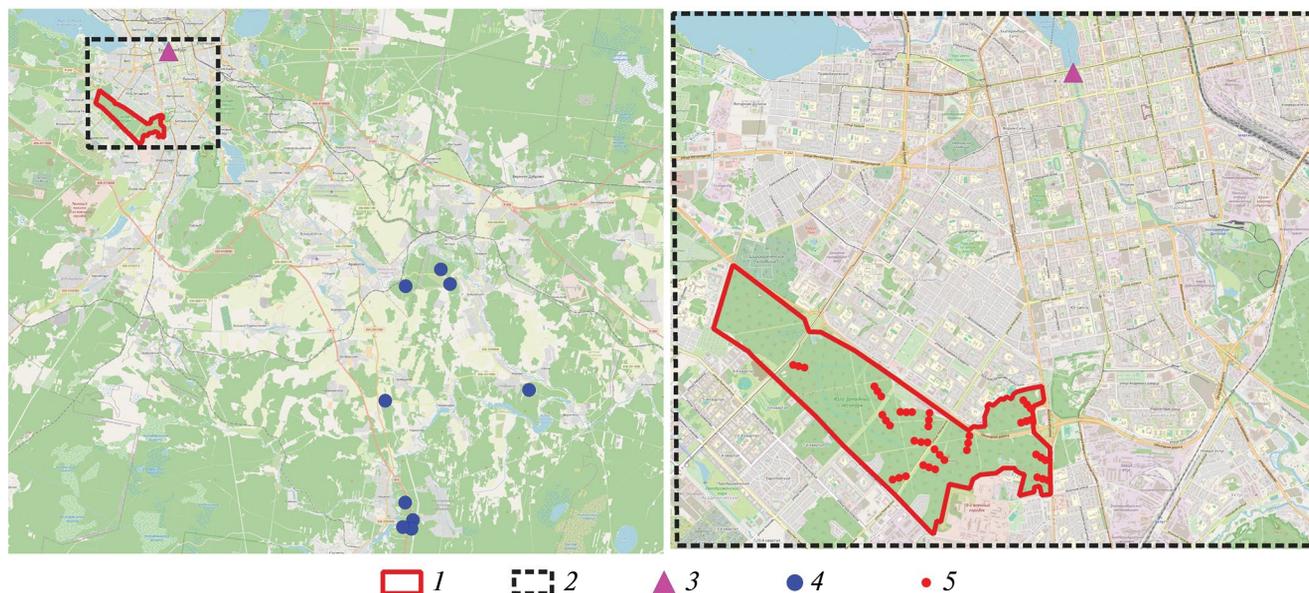
Климат района соответствует категории Dfb по классификации Кёппена–Гейгера – континентальный, гумидный, с теплым летом. По данным

метеостанции Екатеринбурга среднегодовая температура воздуха составляет +3.0°C, сумма осадков – 537 мм; самый теплый месяц – июль (+19.0°C), самый холодный – январь (–12.6°C). До начала промышленного освоения Урала более 300 лет назад, здесь преобладали сосновые леса с примесью лиственницы. Сейчас, помимо них, значительные площади занимают производные березовые и осиновые леса. В почвенном покрове доминируют дерново-подзолистые почвы, в различной степени оглеенные и каменистые, реже встречаются буроземы оподзоленные.

Екатеринбург – крупный промышленный город с населением более 1.5 млн человек и площадью 1140 км<sup>2</sup>, третий в России по размеру экономики после Москвы и Санкт-Петербурга. Екатеринбург относят к сильнозагрязненным городам из-за значительных выбросов предприятий и автотранспорта, причем последний вносит наибольший вклад (почти 90%) в загрязнение атмосферы [27]. По официальным данным в 2014–2017 гг. атмосферные выбросы (соединения серы, углерода и азота, минеральная пыль, тяжелые металлы) составляли 215–221 тыс. т в год ([www.old-mprso.midural.ru/article/show/id/1126](http://www.old-mprso.midural.ru/article/show/id/1126)).

Екатеринбург был основан в 1723 г. как завод-крепость, вокруг которого в дальнейшем и формировался город, постепенно расширявшийся от центра к периферии. Градообразующее предприятие – Екатеринбургский завод (чугуноплавильный, железоделательный и медеплавильный) – просуществовал 85 лет (1723–1808 гг.). Вплоть до середины XVIII в. завод был самым крупным металлургическим предприятием Европы, если не мира [22]: такие масштабы производства требовали значительных количеств древесного угля, соответственно, древесины. Завод имел статус казенного, что, вероятно, сыграло решающую роль в судьбе окружающих Екатеринбург лесов. В составленной в 1722 г. основателем города Василием Татищевым инструкции “О сбережении лесов” устанавливались правила, препятствовавшие их хищническому уничтожению. В частности, возле казенных заводов были определены размеры своеобразной охранной зоны радиусом 15 верст (что соответствует 16 км). Инструкция гласила: “Под жестоким наказанием ...в 15 верстах от заводов стоячего леса на дрова и избы не рубить, а довольствоваться валяжником или для рубки далее отъезжать...” ([www.permarchive.ru/index.php?page=lesoustrojstvo-kazennyh-lesov-na-urale](http://www.permarchive.ru/index.php?page=lesoustrojstvo-kazennyh-lesov-na-urale)).

Юго-Западный лесопарк, в котором проводили исследования (рис. 1) – это дошедшая до сегодняшних дней часть сохранившихся благодаря описанным обстоятельствам естественных сосновых лесов. В настоящее время он представляет собой лесной массив в виде узкой полосы шириной 1.0–1.4 км и длиной около 6 км (всего 575 га),



**Рис. 1.** Расположение пробных площадей в районе исследований (слева – вся территория, справа – Юго-Западный лесопарк). Условные обозначения: 1 – граница Юго-Западного лесопарка, 2 – граница городского участка; 3 – исторический центр Екатеринбурга (плотина Екатеринбургского завода), 4 – места расположения пробных площадей за пределами Екатеринбурга, 5 – линии пробных площадей в Юго-Западном лесопарке. Схема основана на открытых данных Open Street Map ([www.openstreetmap.org](http://www.openstreetmap.org)).

разделенный на несколько участков пустырями и дорогами (разрывы между участками составляют 100–200 м). Прилегающая к историческому центру города граница лесопарка расположена в 5 км. Более 50 лет назад (начало 1970-х годов) город вплотную приблизился к лесопарку со стороны центра, а спустя еще 25 лет (начало 2000-х) – с противоположной стороны. В настоящее время лесопарк со всех сторон окружен плотной высокоэтажной застройкой и дорогами с интенсивным потоком автотранспорта. Такое окружение позволяет считать его внутригородским, по крайней мере, последние два десятилетия.

Диапазон высот обследованных участков составил 250–310 м над ур. моря. Типы лесорастительных условий, рельефа и леса охарактеризованы по Колесникову [17]. По режиму увлажнения большинство площадок могут быть отнесены к устойчиво свежим, по типам рельефа и леса – к нескольким вариантам: на пологих склонах на щебнистых отложениях представлены сосняки ягодниковые, в средних и нижних частях пологих склонов – сосняки орляковые, на невысоких водораздельных возвышенностях – сосняки травяно-липняковые. На некоторых площадках условия увлажнения соответствуют свежим, периодически влажным, тип рельефа – на ровных, слегка приподнятых водоразделах и пологих склонах на суглинистых отложениях, тип леса – сосняки разнотравные. Разнообразие обследованных типов рельефа и леса позволяет считать выявленные закономерности

неспецифическими в отношении биотопических условий в указанном диапазоне.

Древостой относительно одновозрастной: на момент проведения работ возраст сосны (*Pinus sylvestris* L.) основного поколения составлял около 130 лет [4], наиболее старых деревьев – 220 лет [53]. В древостое и хорошо развитом подлеске значительно присутствие адвентивных видов, используемых в городском озеленении: клена американского (*Acer negundo* L.), яблони ягодной (*Malus baccata* (L.) Borkh.), сирени обыкновенной (*Syringa vulgaris* L.), черемухи Маака (*Prunus maackii* Rupr.), ирги колосистой (*Amelanchier spicata* (Lam.) K. Koch), кизильника остролистного (*Cotoneaster acutifolius* Turcz.). В травяном покрове доминируют синантропные нитрофилы: будра плющевидная (*Glechoma hederacea* L.), крапива двудомная (*Urtica dioica* L.), сныть обыкновенная (*Aegopodium podagraria* L.), что косвенно свидетельствует об эвтрофикации экосистем [14]. Прямые измерения азота легкогидролизующих соединений подтверждают его повышенное содержание в почве [5]. Развитие подлеска приводит к большему затенению городских участков по сравнению с загородными: суммарная сомкнутость крон кустарников и деревьев достигает 75–85%, тогда как в загородных лесах – только 20%. Следствием этого можно считать меньшее обилие травяно-кустарничкового яруса [14].

В почвенном покрове Юго-Западного лесопарка доминируют автоморфные дерново-подзолистые

средне-тяжелосуглинистые почвы (Albic Retisols по [81]), охарактеризованы в табл. 1 на примере разреза 18П). В случае близкого залегания коренной каменистой породы формируются маломощные почвы с развитыми гумусовым и элювиальным горизонтами, однако формированию в них текстурного горизонта препятствует обилие на соответствующей глубине скелетной фракции (50–80% дресвы). Такие почвы отнесены к дерново-элювоземам (Leptic Regosols по [81], разрез 16П).

Для обоих вариантов почв характерна кислая или слабокислая реакция и низкая гидролитическая кислотность, но содержание обменного кальция в гумусовом горизонте различается в 2 раза. В дерново-подзолистых почвах вертикальное распределение обменного кальция и иллевой фракции отражает элювиально-иллювиальную дифференциацию профиля: элювиальная часть слабо насыщена основаниями, а гумусовый и текстурный горизонты – насыщены ими. В дерново-элювоземах обменные основания и иллевая фракция накапливаются в верхних (гумусовых, элювиальных) горизонтах и снижаются в подстилающем каменистом горизонте.

Содержание углерода в горизонте АУ высокое, но резко уменьшается непосредственно под ним. Широкое отношение С : N в горизонте АУ (21–23) свидетельствует о низком обогащении гумусовых веществ азотом, оно резко сужается до менее 10, вслед за снижением содержания углерода.

Юго-Западный лесопарк ранее был объектом изучения при анализе влияния урбанизации на древесный [8], кустарниковый [6] и травяно-кустарничковый [7, 14] ярусы, почвенную макрофауну [11], эпигейных беспозвоночных [13], трофическую активность почвенных детритофагов [2], дыхание почв [25], эктомикоризу сосны [5].

Использованные для сравнения загородные леса расположены в 10–25 км к юго-востоку от границы Екатеринбурга. Они подобраны так, чтобы обеспечить максимальную сопоставимость с городскими лесами по лесорастительным условиям, типам рельефа и леса, возрасту древостоя, характеру подчиненных ярусов растительности. В почвенном покрове доминируют дерново-подзолистые средне-тяжелосуглинистые почвы (Albic Retisols), на склонах увалов встречаются буроземы оподзоленные среднесуглинистые средне и сильно скелетные (Skeletal Retisols). Дерново-подзолистые почвы характеризуются более тяжелым гранулометрическим составом по сравнению с буроземами оподзоленными. Химические свойства почв загородных и городских лесов близки.

Выбор только одного направления от города для закладки загородных участков связан со следующими обстоятельствами: во-первых, к северу и востоку от Екатеринбурга отсутствуют сопоставимые

по возрасту и составу леса; во-вторых, на участках к западу могло сказываться влияние атмосферного загрязнения от промышленных предприятий других городов, расположенных относительно недалеко (в 40 км) от Екатеринбурга (Ревда, Первоуральск, Полевской), особенно с учетом господства в районе исследований западных ветров.

**Сбор материала.** Места закладки пробных площадей выбирали так, чтобы исключить недавние сильные нарушения почвенного и растительного покрова (свежие пожары и рубки, работы по прокладке дорог и др.). Круговые пробные площади радиусом 11.3 м (т.е. 400 м<sup>2</sup>) располагали в линию, перпендикулярную границе леса; первая площадь находилась в 50 м от границы. Площади примыкали друг к другу, расстояние между их центрами составляло 25–30 м, в каждой линии 3–7 площадей (т.е. линии заканчивались в 150–200 м от границы леса). Начала линий в пределах лесных массивов в лесопарке удалены на 150–1500 м друг от друга, за городом – на 10 км между группами линий и на 200–3000 м между линиями внутри группы. Для характеристики почвенного покрова территорий закладывали полнопрофильные почвенные разрезы.

Ранее эти пробные площади использовали для изучения краевого эффекта на древесный [8] и подчиненные ярусы растительности [6, 7, 76], а также на кислотность коры сосны [75]. В настоящем исследовании краевого эффект был исключен, поскольку в большинстве случаев он был замечен только в 10–30 м (но не далее 50 м) от границы леса [6–8, 75, 76].

В Юго-Западном лесопарке заложили 14 линий (86 площадей), на загородных участках – 9 (57). На каждой пробной площади описывали формы гумуса (всего 754 описания), измеряли мощность (линейкой с точностью 3–5 мм) лесной подстилки (всего 2145 измерений) и горизонта АУ (всего 396 измерений), отбирали образцы лесной подстилки (на всю ее глубину, всего 429) и верхнего (0–5 см) слоя горизонта АУ (всего 429) для химических анализов. Работы в Юго-Западном лесопарке выполняли в июле 2016 г., на загородных участках – в июле 2017 г. Учитывая незначительную межгодовую изменчивость анализируемых параметров, их возможными межгодовыми различиями можно пренебречь.

Формы гумуса описывали в 5–7 точках на пробную площадь, расстояние между которыми составляло 5–10 м. Для закладки точек использовали процедуру стратифицированного отбора. На первом шаге выбирали типично лесное место, руководствуясь следующими критериями: 1) не ближе 1 м до стволов ближайших деревьев (чтобы исключить влияние приствольных повышений), 2) вне крупных окон древостоя и лесных полян,

Таблица 1. Характеристика почв сосновых лесов Юго-Западного лесопарка и загородных участков Екатеринбургa

Почва; форма гумуса	Горизонт	Глубина, см	pH <sub>H2O</sub>	НА	Са <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	BS, %	C <sub>орг</sub> , %	N <sub>общ</sub> , %	C : N	Содержание фракции, %; размер частиц, мкм		
											<10	2–50	50–2000
Разрез 30–7, загородный участок													
Дерново-подзолистая	О	0–2	5.4	42.9	46.25	10.00	56.7	33.7	0.96	41.1	–	–	–
средне-тяжелосуглинистая (Albic Retisol); Dysmull	AY	2–11	5.8	6.4	4.38	2.88	53.2	4.65	0.26	21.3	63.4	10.4	79.5
	EL	11–20	5.6	3.4	4.63	2.50	67.7	1.40	0.15	10.9	50.1	11.1	51.3
	BEL	20–37	5.8	2.9	5.63	5.00	78.8	0.32	0.13	2.9	65.6	18.8	58.7
	BT1	37–50	5.8	2.9	6.88	3.13	77.8	0.32	0.13	3.0	79.6	25.2	70.4
	BT2	50–70	5.8	2.2	11.88	10.25	91.1	0.26	0.11	2.8	42.4	12.8	44.4
Разрез 16–9, загородный участок													
Буrom оподзоленный среднесуглинистый средне скелетный (Skeletal Retisol); Dysmull	О	0–3	5.2	48.1	41.25	15.00	53.9	34.1	1.06	37.6	–	–	–
	AY	3–10	5.5	6.4	3.75	1.25	43.9	7.56	0.37	24.1	7.0	2.2	18.5
	BEL	10–25	5.7	2.4	1.88	5.00	74.0	0.66	0.15	5.1	19.1	13.7	60.4
	Bm	25–50	6.5	1.9	1.88	14.75	89.6	0.61	0.09	8.0	9.6	2.3	16.0
	BC	50–70	7.0	0.8	1.75	10.75	94.3	0.72	0.05	16.9	7.3	1.1	10.9
Разрез 18П, Юго-Западный лесопарк, г. Екатеринбург													
Дерново-подзолистая	О	0–1.5	5.3	24.5	86.58	6.53	79.17	25.02	0.93	31.6	–	–	–
тяжелосуглинистая глинистая (Albic Retisol); Oligomull	AY	1.5–9	5.5	4.6	21.99	1.88	83.82	6.42	0.33	23.0	61.6	14.2	79.3
	AEL	9–15	5.6	4.8	7.41	1.51	64.90	1.21	0.18	8.1	72.1	23.2	75.0
	EL	15–24	5.4	7.3	9.94	0.12	58.02	0.75	0.09	10.3	88.2	27.6	70.4
	BEL	24–31	5.3	4.2	10.26	1.51	73.56	0.40	0.09	4.9	97.2	28.0	70.2
	BT	31–50	5.7	5.9	27.65	1.01	83.05	0.32	0.15	2.5	95.1	28.3	70.3
Разрез 16П, Юго-Западный лесопарк, г. Екатеринбург													
Дерново-элювозем среднесуглинистый средне скелетный (Leptic Regoso); Oligomull	О	0–1.5	5.1	30.6	84.68	15.60	76.62	25.32	1.03	28.7	–	–	–
	AY	1.5–9	6.0	4.6	8.75	1.81	69.61	7.15	0.39	21.5	42.5	4.5	55.1
	EL	9–15	5.4	4.4	9.27	2.29	72.34	0.39	0.07	6.6	25.4	20.0	34.9
	BEL	15–30	5.8	5.1	9.38	2.33	69.50	0.31	0.05	7.3	24.5	20.5	30.4
	BC	30–...	5.3	3.2	10.12	2.27	79.52	0.18	0.05	4.3	16.4	14.0	31.4

Примечание. Диагностика почв приведена по [16], в скобках – по [81], диагностика форм гумуса – по [84, 85]; названия почв по гранулометрическому составу даны на основе полевых описаний, НА – гидролитическая кислотность, BS – степень насыщенности основаниями.

3) отсутствие видимых следов педотурбаций (вывалов деревьев, пороев, ям и др.), 4) вне кострищ, центральных частей широких тропинок со сбитой подстилкой, скоплений бытового и строительного мусора. На втором шаге в пределах описанной страты места закладки точек выбирали случайно.

В каждой точке закладывали основную прикопку глубиной 25–30 см и две дополнительных (глубиной около 10 см) на расстоянии около 1 м в разных направлениях от основной. Таким образом, каждое описание – это обобщенная характеристика гумипедона по трем прикопкам. Образцы для химических анализов отбирали в трех точках на пробную площадь, приуроченных к местам описаний форм гумуса (т.е. также удаленных друг от друга на 5–10 м). Мощности горизонтов измеряли на стенках прикопок: подстилки – по одному измерению в основной и дополнительных прикопках, АУ – по одному измерению только в основной прикопке в трех точках.

По визуально оцениваемым признакам рекреации (доля поверхности, занятой тропинками, кострищами, бытовым мусором, механическими нарушениями, степень вытоптанности межтропиночных пространств) пробные площади были сгруппированы в три варианта: 1) отсутствие рекреации, 2) слабая, 3) сильная. Поскольку пробные площади исходно закладывали без учета уровня рекреации, эти варианты представлены разным количеством пробных площадей.

В первом варианте отсутствовали видимые признаки рекреации и нарушений почв. Вторым и третьим варианты различались степенью и обширностью нарушений: во втором варианте суммарная площадь нарушений составляла менее 20% поверхности, в третьем – более 20%. Третий вариант включал также участки, непосредственно примыкающие к тропинкам. Поскольку при описании форм гумуса и отборе образцов прикопки располагали случайно, в пределах одной пробной площади они могли попасть как на относительно ненарушенный участок (между тропинками), так и на сильновытоптанный (рядом с тропинками, но исключая их центральные части).

**Диагностика форм гумуса.** Описание форм гумуса выполняли в соответствии с Европейской морфофункциональной классификацией [82, 84, 85, 87]. Описание включало: 1) идентификацию органических (OL, OF и OH) и органо-минеральных (A) горизонтов, измерение их мощности; 2) регистрацию признаков горизонтов; 3) характеристику перехода между нижним органическим и органо-минеральным горизонтами.

Для целей диагностики в Европейской классификации растительные остатки разделяют на две категории: 1) различимые – листья, хвоя, корни, кора, шишки, древесина и др., т.е. исходные

особенности видны невооруженным глазом или с помощью небольшого ( $\times 5$ – $10$ ) увеличения; 2) неразличимые (humic component) – небольшие частицы растительных остатков, органические или органо-минеральные зерна, исходную принадлежность которых невозможно определить.

Для идентификации горизонтов OL, OF и OH в Европейской классификации установлены количественные критерии [84], базирующиеся на соотношении различимых и неразличимых растительных остатков. В OL неразличимые остатки почти отсутствуют (их объем менее 10%), в OH – доминируют (более 70%), а OF занимает промежуточное положение.

Основные признаки для органических горизонтов: степень рыхлости (связности); доля (по объему) неразличимых растительных остатков, их цвет и структура (зернистая, пылеватая, микроволокнистая); степень фрагментированности и ботанический состав различимых растительных остатков; взаимное расположение относительно друг друга неразличимых и различимых растительных остатков; наличие, размер, форма и относительное обилие экскрементов беспозвоночных. Ведущие признаки для органо-минеральных горизонтов: структура, цвет, особенности органического вещества, гранулометрический состав, выраженность окислительно-восстановительных процессов.

В Европейской классификации четко разделяют зоогенно и неззоогенно трансформированные растительные остатки [84]. В первом случае различимые и неразличимые остатки в той или иной степени переработаны почвенными беспозвоночными и смешаны с их экскрементами, во втором – трансформированы почвенными грибами. Если зоогенно трансформированный материал составляет более 10% от общего объема (без учета корней), горизонт OF классифицируют как зоогенный (обозначается zoOF), в противном случае – как неззоогенный (nozOF) [84]. Дополнительным признаком считают прерывистость горизонтов, а также размер экскрементов. Горизонт OH всегда считают зоогенным (поэтому квалификатор zo опускается; если отсутствуют признаки текущей активности почвенной фауны, но выявляются остаточные признаки былой активности, то горизонт обозначается szoOH).

Зоогенный органо-минеральный горизонт подразделяется на несколько вариантов: maA – биомacroструктурированный (преимущественно сформирован копролитами эндогеинных дождевых червей и норников), meA – биомезоструктурированный (главным образом состоит из копролитов эпигейных червей либо небольших по размеру эндогеинных дождевых червей, экскрементов микроартропод и энхитрид),

miA – биомикроструктурированный (сформирован активностью микроартропод и энхитреид). В незаооженном органо-минеральном горизонте (nozA) нет признаков зоооженной активности, выявляемых невооруженным глазом (ходы червей отсутствуют, а экскременты или остатки беспозвоночных занимают менее 5% от объема почвы). В этом случае почвенные животные не участвуют в формировании агрегатов, из-за чего горизонт А бесструктурный или глыбистый [84].

На заключительном этапе диагностика систем и форм гумуса в Европейской классификации базируется на подробных дихотомических ключах [85]. Для формализации описаний принято использовать формулы, кодирующие последовательность горизонтов и их особенности. В табл. 2 представлены описания, схематические диаграммы и формулы форм гумуса.

**Химические анализы.** Образцы сушили при комнатной температуре в течение 4–5 сут, освобождая от крупных корней, шишек, зеленых частей мха и других включений, перемалывали на лабораторной мельнице (ИКА, Германия), просеивали через сито 2 мм.

Гранулометрический состав минеральных горизонтов определяли методом лазерной дифрактометрии на анализаторе Analysette 22 NanoTec (Fritsch, Германия) с предварительным определением содержания фракции крупного песка. Для диспергирования почвы использовали 4%-ный раствор пирофосфата натрия с нагревом суспензии до 70°C.

Металлы (Cu, Pb, Cd, Zn) экстрагировали 5%-ной HNO<sub>3</sub>, отношение подстилки к экстрагенту 1 : 10, время экстракции 1 сут после встряхивания на ротаторе в течение 1 ч. Концентрацию измеряли на атомно-абсорбционном спектрометре AAS 6 Vario (Analytik Jena, Германия) с пламенным вариантом атомизации.

pH (водный) измеряли ионометрически (И-160МИ, Россия) при отношении субстрат : вода, равном 1 : 25 для подстилки и 1 : 5 для минеральных горизонтов, гидролитическую кислотность (НА, смоль(экв)/кг) – ионометрически (по ГОСТ 26212-91; отношение субстрат : экстрагент равно 1 : 150 для подстилки и 1 : 2.5 для минеральных горизонтов), содержание обменного кальция и магния (смоль(экв)/кг) – комплексонометрическим титрованием почвенной вытяжки трилоном Б (экстрагент – 1 М раствор NaCl, для полной экстракции применяли декантацию). Степень насыщенности основаниями (BS, %) определяли расчетным способом как  $(Ca^{2+} + Mg^{2+}) / (НА + Ca^{2+} + Mg^{2+}) \times 100\%$ .

Содержание органического углерода (С, %) измеряли методом высокотемпературного сжигания пробы с последующим определением углекислого газа на инфракрасном детекторе с помощью анализатора Multi N/C 2100 (Analytik Jena, Германия),

общего азота (N, %) – методом Кьельдаля с помощью автоматического анализатора UDK 139 (VELP Scientifica, Италия) после мокрого озоления образцов в концентрированной H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> в дигесторе DK20 (VELP Scientifica, Италия). Рассчитывали молярное отношение C : N.

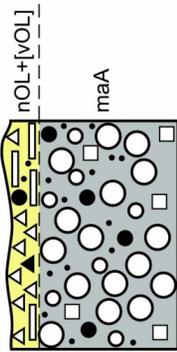
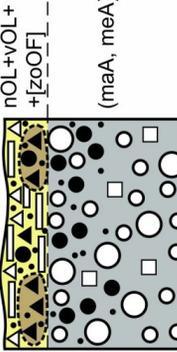
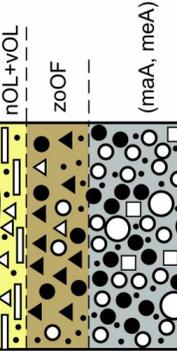
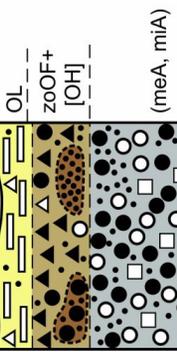
**Анализ данных.** Различия между вариантами урбанизации и рекреации по мощности подстилки и химическим показателям анализировали с помощью двухфакторного дисперсионного анализа. Рассматривали два фиксированных фактора: уровень урбанизации (городские – загородные леса) и уровень рекреации (три градации). Статистической единицей была пробная площадь, т.е. среднее арифметическое (без взвешивания по доле площади, приходящейся на разные микробиотопы) по трем образцам, 15–20 измерениям мощности подстилки или трем измерениям мощности горизонта АУ. Множественные сравнения выполняли с использованием критерия Тьюки. Концентрации металлов предварительно логарифмировали.

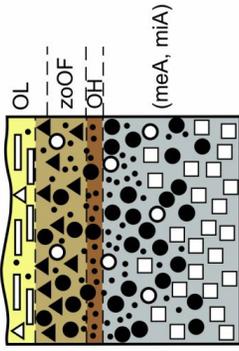
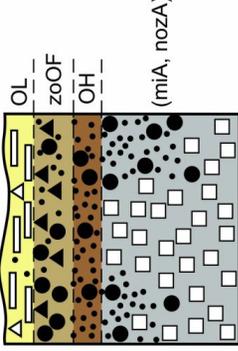
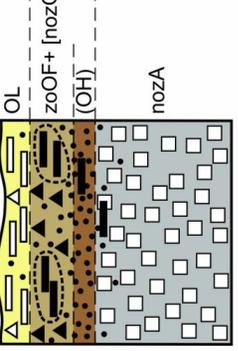
Для перевода качественной информации о формах гумуса в количественную форму использовали индекс гумуса [51, 62, 63]. Он представляет собой порядковый номер формы гумуса в ряду уменьшения их биологической активности. Поскольку все формы гумуса на исследованных участках принадлежали к одной системе (Terrestrial humus system), индекс гумуса меняется от 2 (вторая по активности форма гумуса Mesomull; первая в ряду активности форма гумуса Eumull отсутствовала на исследованных участках) до 10 (наименее активная форма гумуса Eumog). Для усреднения данных по индексу гумуса использовали медиану: в пределах пробной площади – по исходным значениям, в пределах варианта урбанизации или рекреации – по медианам для пробных площадей. Для сравнения индекса гумуса между вариантами применяли критерий Кра-скела–Уоллиса.

## РЕЗУЛЬТАТЫ

Для лесной подстилки нет статистически значимых различий между загородными и городскими участками по гидролитической кислотности, содержанию обменных оснований и степени насыщенности основаниями (рис. 2). По pH загородные участки были более кислые, чем городские ( $F_{1;143} = 27.0$ ,  $p < 0.001$ , разница составила 0.4 ед. pH). В городских лесах нет различий всех рассмотренных параметров между разными вариантами рекреации. В загородных лесах гидролитическая кислотность была выше при отсутствии рекреации по сравнению со слабой рекреацией (50.9 и 40.5 смоль(экв)/кг соответственно), а содержание обменного кальция и степень насыщенности – ниже (36.0 и 44.4 смоль(экв)/кг, 49 и 60%).

Таблица 2. Формы гумуса на исследованных участках

Название (индекс гумуса)	Схема	Формула, мощности горизонтов, описание
Mesomull (HI = 2)		<p>Формула: <math>nOL+vOL/mA</math></p> <p>OL 0.5–1 см – свежий опад и прерывистый слой слаботрансформированного опада из цельных хвой, листьев, веточек; переход О/А резкий; А 5–10 см – макроструктурированный (крупнокомковатый, комковатый, зернисто-комковатый)</p>
Oligomull (HI = 3)		<p>Формула: <math>nOL+vOL/zoOF/(mA, meA)</math></p> <p>OL 0.5–1 см – свежий и слаботрансформированный опад из цельных хвой, листьев, веточек; zoOF 0–0.5 см – сильнофрагментированные растительные остатки смешаны с органическими мезоколлолитами (1–2 мм) и микроэксскрементами; зонта (прерывистый или карманами); переход О/А резкий; А 5–10 см – мезо- или макроструктурированный (крупнокомковатый, комковатый, зернисто-комковатый)</p>
Dysmull (HI = 4)		<p>Формула: <math>nOL/vOL/zoOF/(mA, meA)</math></p> <p>OL 0.5–1 см – свежий и слаботрансформированный опад из цельных хвой, листьев, веточек; zoOF 0.5–2   0.5–1 см – сильнофрагментированные растительные остатки смешаны с органическими и органо-минеральными мезоколлолитами (1–2 мм) и микроэксскрементами; рыхлый; переход О/А резкий; А 5–10 см – мезо- или макроструктурированный (крупнокомковатый, комковатый, зернисто-комковатый)</p>
Hemimoder (HI = 5)		<p>Формула: <math>OL/zoOF/[OH]/(mA, miA)</math></p> <p>OL 0.5–1 см – свежий и слаботрансформированный опад из цельных хвой, листьев, веточек; zoOF 1–2   0.5–1 см – фрагментированные растительные остатки смешаны с органическими мезоколлолитами (1–2 мм) и микроэксскрементами, присутствуют органо-минеральные коллоиды; рыхлый; ОН 0–0.5 см – хорошо разложившееся органическое вещество из микроэксскрементов, смешанных с мелкими различимыми растительными остатками; не образует сплошного горизонта; переход О/А нерезкий (0.5–1 см); А 5–10 см – мезо- или макроструктурированный (комковатый, зернисто-комковатый)</p>

Название (индекс гумуса)	Схема	Формула, мощности горизонтов, описание
Eumoder (HI = 6)		<p>Формула: OL/zoOF/OH(&lt;10 mm)/(miA, meA)                  OL 0.5–1 см – свежий и слаботрансформированный опад из цельных хвоя, листьев, веточек;                  zoOF 1–2.5   0.5–1 см – фрагментированные растительные остатки смешаны с органическими мезопролитами (1–2 мм) и микроэкскрементами, присутствуют органо-минеральные копролиты; рыхлый;                  OH 0.5–1 см – хорошо разложившееся органическое вещество из микроэкскрементов, смешанных с мелкими различимыми растительными остатками;                  переход O/A нерезкий (0.5–1 см);                  A 5–10 см – микроструктурированные локусы (зернисто-комковатый) чередуются с мезоструктурированными локусами (мелкокомковатый, комковатый)</p>
Dysmoder (HI = 7) *		<p>Формула: OL/zoOF/OH(≥ 10 mm)/(miA, noZA).                  OL 0.5–1 см – свежий и слаботрансформированный опад из цельных хвоя, листьев, веточек;                  zoOF 2 см – фрагментированные различные растительные остатки с органическими мезокопролитами (1–2 мм) и микроэкскрементами;                  OH 1.5–2 см – хорошо разложившееся органическое вещество из микроэкскрементов, смешанных с мелкими различимыми растительными остатками;                  переход O/A нерезкий (0.5–1 см);                  A 5–10 см – микроструктурированный (мелкокомковатый) или без признаков зоогенности (массивный, комковато-пылеватый, глыбистый)</p>
Hemimor (HI = 8) *		<p>Формула: OL/[nozOF]/zoOF/(OH)/noZA                  OL 0.5 см – свежий и слаботрансформированный опад из цельных хвоя, листьев, веточек;                  zoOF 1.5 см – фрагментированные различные растительные остатки и микроэкскременты;                  nozOF 0–0.5 см – бурые мягкие различные слабо фрагментированные растительные остатки, частично трансформированные в мелкие волокна; не образует сплошного слоя (прерывистый или карманами);                  OH 0–1 – хорошо разложившееся органическое вещество из микроэкскрементов, смешанных с мелкими различимыми растительными остатками;                  переход O/A нерезкий (0.5 см);                  A 5–10 см – без признаков зоогенности, бесструктурный (массивный или отдельные частицы), или комковато-пылеватый, или глыбистый, в верхней части возможно присутствие слабообразованных растительных фрагментов (втоптаных)</p>

Название (индекс гумуса)	Схема	Формула, мощности горизонтов, описание
Humimog (HI = 9)		<p>Формула: OL/nozOF/(szoOH, zoOF)/nozA</p> <p>OL 0.3–1 см – свежий и слаботрансформированный опад из цельных хвой, листьев, веточек; pozOF 2–3   0.5 см – бурые мягкие различимые, более или менее фрагментированные растительные остатки, частично трансформированные в мелкие волокна, возможны мицелий; zoOF 0.5–1   0.5 см – в разной степени фрагментированные различные растительные остатки и микроэскременты (10–15% от объема); szoOH 2–3   0–0.5 см – слабовыраженные признаки деятельности беспозвоночных (небольшое количество микроэскрементов или без признаков их современного присутствия); переход O/A <u>нерезкий</u> (0.5–1 см); A 5–10 см – без признаков зоогенности, бесструктурный (массивный или отдельные частицы), или комковато-пылеватый, или глыбистый; в <u>верхней</u> части перемешан с мелкими растительными фрагментами в виде растительных волокон и пылевидных органических частиц, возможно присутствие крупных слаборазложившихся растительных фрагментов (вгоптаных).</p>
Eumog (HI = 10) **		<p>Формула: OL/nozOF1/nozOF2/nozA</p> <p>OL 0.3–0.5 см – свежий и слаботрансформированный опад из цельных хвой, листьев, веточек; pozOF 0.5–2.5 см – бурые очень мягкие в разной степени фрагментированные растительные остатки с мелкими растительными волокнами; плотно слежавшиеся (залетают хорошо выраженными слоями); переход O/A <u>нерезкий</u> (0.5–2 см); A 5–10 см – без признаков зоогенности, бесструктурный (массивный или отдельные частицы), или комковато-пылеватый, или глыбистый; в <u>верхней</u> части перемешан с мелкими растительными фрагментами в виде растительных волокон и пылевидных органических частиц, возможно присутствие крупных слаборазложившихся растительных фрагментов (вгоптаных).</p>

\* Не выявлена в городских лесах.

\*\* Не выявлена в загородных лесах.

Примечание. Обозначения в формулах: “/” – разделение горизонтов, “+” – сочетание в одном горизонте разных подгоризонтов, “( )” – варианты строения горизонта через запятую, если в скобках указан единственный горизонт, то это означает, что он факультативен, “[ ]” – прерывистый (фрагментарный) горизонт, “{ }” – пояснения (например, мощность горизонта или его особенность).

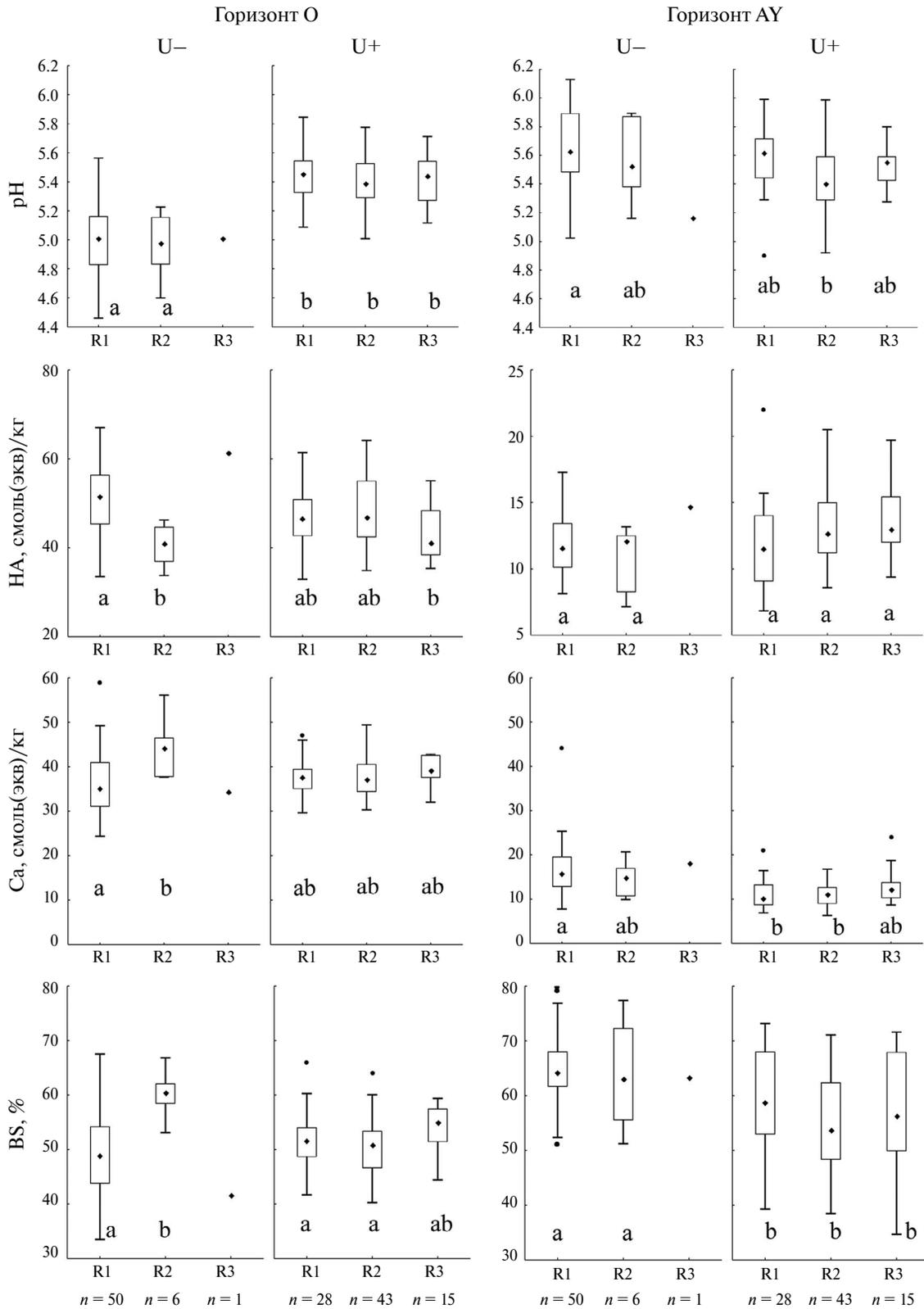
Размеры эскрементов беспозвоночных: микро – менее 1 мм, мезо – 1–4 мм, макро – более 4 мм.

Для мощностей горизонтов: перед вертикальной чертой указаны значения за городом, после – в городе; если указан единственный диапазон значений, то мощность горизонтов одинакова за городом и в городе.

Подчеркнуты признаки для условий рекреации, нетипичные для естественных форм гумуса.

В схемах форм гумуса мощности органических горизонтов показаны вне масштаба; цвета горизонтов: желтый – OL, светло-коричневый – OF, темно-коричневый – OH, серый – A; другие обозначения:  $\Delta$  1  $\equiv$  2  $\blacktriangle$  3  $\blacksquare$  4  $\bullet$  5  $\circ$  6  $\square$  7  $\square$  8  $\square$  9

1 – свежий опад, 2 – слегка измененный опад прошлого года, 3 – зоогенно фрагментированные растительные остатки, 4 – микогенно трансформированный опад, 5 – эскременты мезофауны (микроартроподы, энхитреиды), 6 – органические мезокопролиты дождевых червей и других представителей макрофауны, 7 – органо-минеральные мезокопролиты дождевых червей и других представителей макрофауны, 8 – органо-минеральные макропролиты дождевых червей, 9 – минеральные компоненты и растворимое органическое вещество.



**Рис. 2.** Химические параметры органических (O) и органо-минеральных (AY) горизонтов почв городских (U+) и загородных (U-) лесов с отсутствующей (R1), слабой (R2) и сильной (R3) рекреационной нагрузкой. *n* – число пробных площадей, одинаковые буквы (a, b, c) обозначают отсутствие статистически значимых различий в пределах каждого горизонта (по критерию Тьюки,  $p < 0.05$ ). Здесь и на рис. 3 и 4: ромб – медиана, “ящик” – 25%–75% квартили, “усы” – размах без выбросов, точки – выбросы.

Для гумусовых горизонтов нет статистически значимых различий между загородными и городскими участками по рН и гидролитической кислотности (рис. 2). Содержание обменного кальция и степень насыщенности основаниями несколько выше за городом (16.5 и 11.4 смоль(экв)/кг,  $F_{1;143} = 8.0$ ,  $p = 0.005$ ; 65 и 56%,  $F_{1;143} = 5.4$ ,  $p = 0.02$ ). Варианты рекреации не различались по химическим параметрам ни в городских, ни в загородных лесах.

Содержание металлов было несколько больше в почвах лесопарка по сравнению с загородными участками: в подстилке концентрация Cu составила 29.2 и 12.2 мкг/г ( $F_{1;143} = 19.4$ ,  $p < 0.001$ ), Cd – 1.02 и 0.69 мкг/г ( $F_{1;143} = 5.9$ ,  $p = 0.016$ ), в гумусовых горизонтах различия по Cu более контрастны по сравнению с подстилкой (63.6 и 24.1 мкг/г,  $F_{1;143} = 44.2$ ,  $p < 0.001$ ), а по Cd – менее (0.86 и 0.63 мкг/г,  $F_{1;143} = 5.5$ ,  $p = 0.02$ ) (рис. 3). По Zn разница между участками статистически значима только для подстилки (в городе – 132.2 мкг/г, за городом – 76.4 мкг/г,  $F_{1;143} = 32.2$ ,  $p < 0.001$ ), а по Pb – только для гумусового горизонта (35.45 и 24.51 мкг/г,  $F_{1;143} = 5.6$ ,  $p = 0.02$ ). Статистически значимые различия по содержанию металлов между вариантами рекреации отсутствовали.

Мощность лесной подстилки статистически значимо ( $F_{1;143} = 59.7$ ,  $p < 0.0001$ ) меньше в городских лесах ( $1.1 \pm 0.04$  см, среднее  $\pm$  ошибка,  $n = 86$ ) по сравнению с загородными ( $2.1 \pm 0.08$  см,  $n = 57$ ) (рис. 4а). Различия между вариантами рекреации также статистически значимы ( $F_{2;143} = 5.3$ ,  $p = 0.006$ ): с увеличением нагрузки мощность лесной подстилки увеличивается как в городских лесах ( $1.0 \pm 0.06$ ,  $1.2 \pm 0.04$  и  $1.3 \pm 0.35$  см при первом, втором и третьем вариантах), так и в загородных ( $2.1 \pm 0.08$ ,  $2.2 \pm 0.31$ ,  $3.30$  см соответственно).

В отличие от подстилки мощность гумусового горизонта не различалась между городскими и загородными участками ( $F_{1;143} = 0.4$ ,  $p = 0.51$ ), а также вариантами рекреации ( $F_{2;143} = 2.9$ ,  $p = 0.09$ ) (рис. 4б). Соответственно, отношение АУ/О, близкое по своему смыслу к подстилочно-опадочно-му коэффициенту [29], статистически значимо ( $F_{1;143} = 16.7$ ,  $p < 0.0001$ ) больше в городе ( $8.1 \pm 0.3$ ) по сравнению с загородными участками ( $4.1 \pm 0.3$ ) и несколько снижено в вариантах с сильной рекреационной нагрузкой (рис. 4с).

В зависимости от интенсивности рекреационной нагрузки, в городских лесах спектр форм гумуса трансформируется по двум противоположным направлениям (рис. 5). При минимальной рекреации под действием урбанизации спектр смещается в сторону более зоогенно активных вариантов. В загородных лесах на участках без рекреации доминирует *Dysmull* (82.3% от всех описаний), а в городских – *Oligomull* (51.4%) с заметным участием

*Mesomull* (40.0%). Формы системы *MODER* в загородных лесах при отсутствии и при слабой рекреации встречались редко (3.1 и 3.2% соответственно), а в городских лесах – единично.

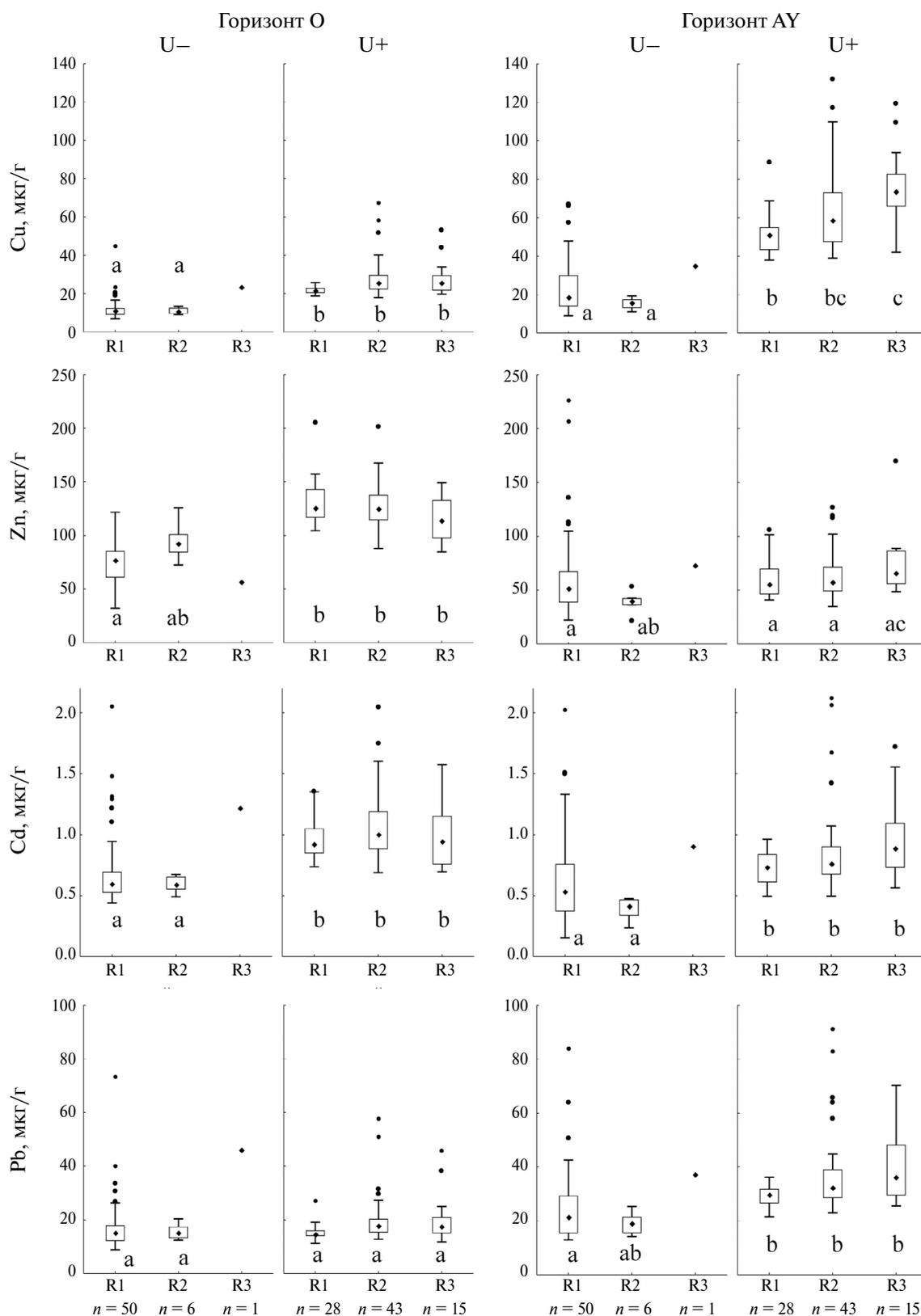
При сильной рекреации в городских лесах спектр смещается в сторону менее зоогенных вариантов, причем продолжают преобладать формы системы *MULL* (*Dysmull*), но становится больше доля форм системы *MODER* (17.4% *Hemimoder*, 3.3% *Eumoder*), и даже встречаются формы системы *MOR* (2.2% *Hemimor*, 6.5% *Humimor*). Аналогичное смещение спектра наблюдается при усилении рекреации и в загородных лесах.

Соответствующим образом изменяется индекс гумуса: при отсутствии рекреации он смещается от 4 (2–6) (медиана и размах) в загородных лесах до 3 (2–4) в городских, при слабой рекреации – от 4 (3–5) в загородных лесах до 3 (2–5) в городских, при сильной – до 4 (2–10) в городских и до 8 (4–9) в загородных (табл. 3). Различия между вариантами рекреации статистически значимы: в загородных лесах критерий Краскела–Уоллиса равен  $H(2, n = 57) = 8.5$ ,  $p = 0.01$ , в городских –  $H(2, n = 85) = 17.5$ ,  $p = 0.0002$ , где  $n$  – объем выборки.

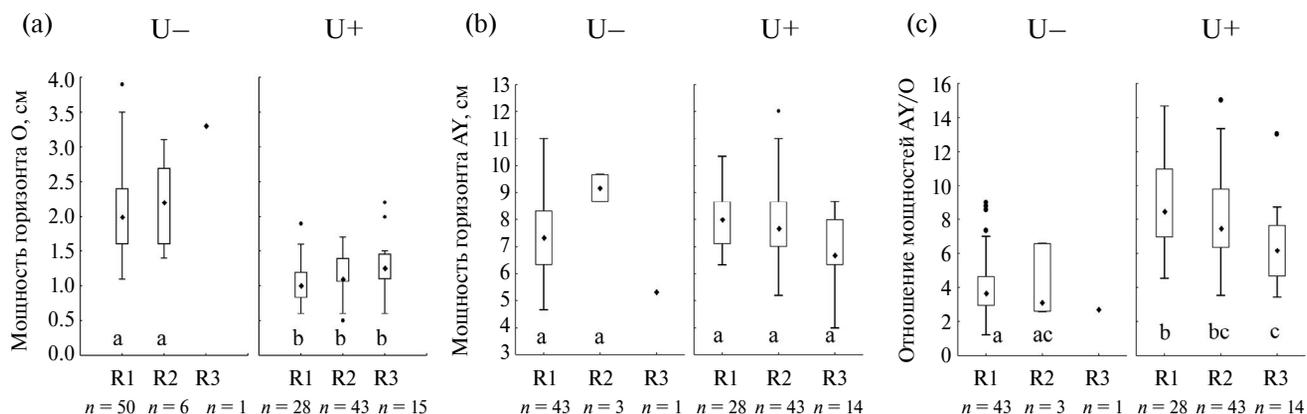
Формы гумуса системы *MOR* на участках с сильной рекреацией отличаются от природных аналогов следующими морфологическими особенностями: 1) небольшая мощность органических горизонтов, 2) сильное измельчение растительных остатков в горизонтах OL и OF, причем даже таких грубых фракций, как кусочки коры и веточки, 3) обилие мелких растительных фрагментов в виде растительных волокон и пылевидных органических частиц, уплотненных и компактно сложенных (выделялись как *pozOF*), 4) перемешанность (втоптанность) растительных волокон и пылевидных органических частиц с минеральными в верхней части горизонта АУ (при измерении мощности подстилки этот слой не учитывался), 5) наличие внутри горизонта АУ (который потерял исходную комковатую структуру и стал глыбистым) вдавненных крупных растительных остатков (шишки, фрагменты коры).

## ОБСУЖДЕНИЕ

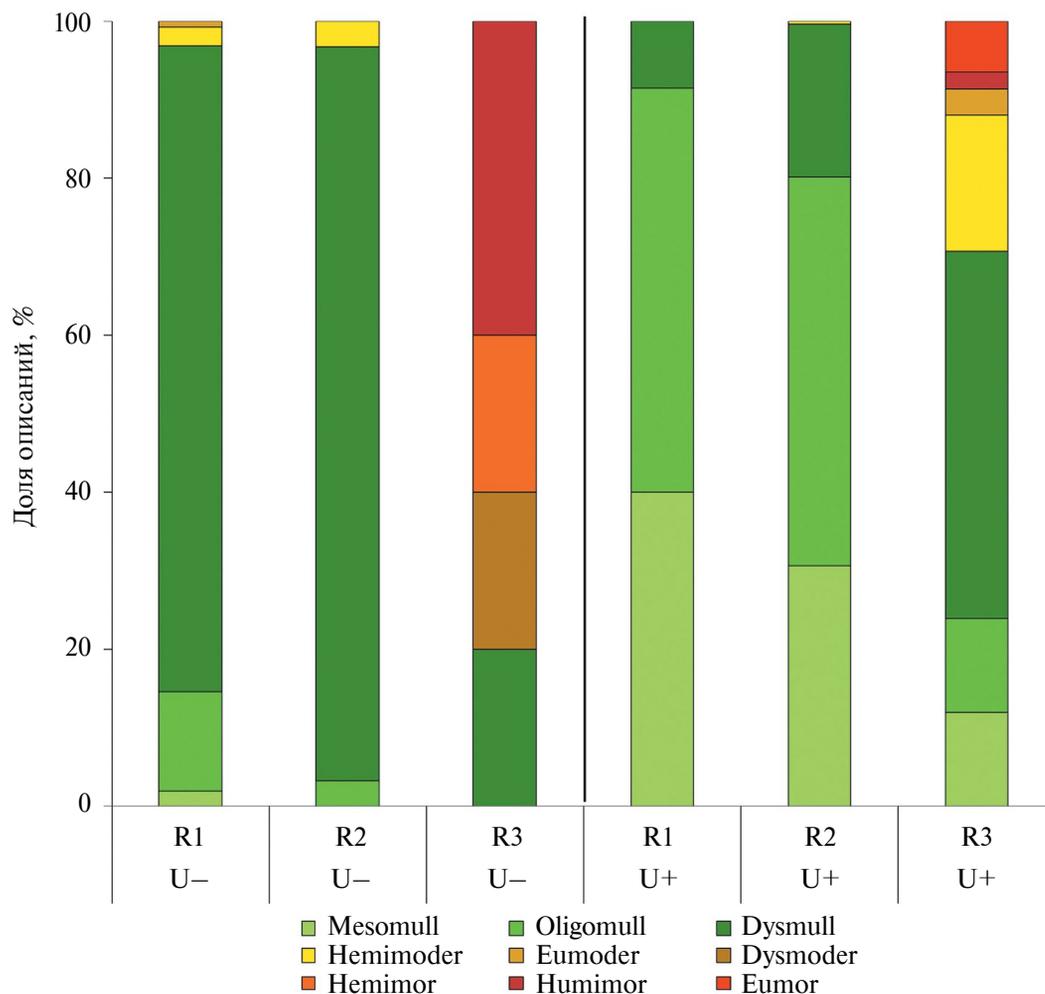
**Загрязнение почв.** Относительно небольшая разница в химизме почв городских и загородных лесов, в частности по содержанию металлов, не соответствует доминирующей точке зрения о сильном загрязнении крупных городов [26], таких как Екатеринбург [12]. Скорее всего, это противоречие связано с тем, что большинство обследований, в том числе Екатеринбурга, приурочено к центральным городским районам или промышленным зонам [12] (что часто совпадает), тогда как рассмотренные участки расположены на периферии и не вблизи предприятий. Кроме того, при



**Рис. 3.** Содержание металлов (мкг/г) в органических (О) и органо-минеральных (АУ) горизонтах почв городских (U+) и загородных (U-) лесов с отсутствующей (R1), слабой (R2) и сильной (R3) рекреационной нагрузкой. n – число пробных площадей, одинаковые буквы (a, b, c) обозначают отсутствие статистически значимых различий в пределах каждого горизонта (по критерию Тьюки,  $p < 0.05$ ).



**Рис. 4.** Мощность горизонта O (a), горизонта AY (b) и отношение мощностей AY/O (c) в городских (U+) и загородных (U-) лесах с отсутствующей (R1), слабой (R2) и сильной (R3) рекреационной нагрузкой. *n* – число пробных площадей, одинаковые буквы (a, b, c) обозначают отсутствие статистически значимых различий (по критерию Тьюки, *p* < 0.05).



**Рис. 5.** Спектры форм гумуса городских (U+) и загородных (U-) лесов с отсутствующей (R1), слабой (R2) и сильной (R3) рекреационной нагрузкой.

**Таблица 3.** Параметры частотных распределений индекса гумуса в загородных (U–) и городских (U+) лесах с отсутствующей (R1), слабой (R2) и сильной (R3) рекреационной нагрузкой

Параметр	Загородный лес (U–)			Городской лес (U+)		
	R1	R2	R3	R1	R2	R3
Описания						
N	254	31	5	140	232	92
Min	2	3	4	2	2	2
Q25	4	4	4	2	2	4
Med	4	4	8	3	3	4
Q75	4	4	9	3	3	5
Max	6	5	9	4	5	10
Пробные площади						
N	51	6	1	28	43	15
Min	3	4	–	2	2	2
Q25	4	4	–	2	3	4
Med	4	4	8	3	3	4
Q75	4	4	–	3	3	4
Max	5	4	–	4	4	6

Примечание. N – число единиц, Min – минимальное значение, Q25 – 25%-ный квартиль, Med – медиана, Q75 – 75%-ный квартиль, Max – максимальное значение.

обследованиях часто, за неимением лучшего, анализируют не естественные почвы, а почвогрунты из придорожных газонов и аналогичных почвенных конструкций, которые из-за внесения богатых органическим веществом субстратов обладают высокой сорбционной емкостью по отношению к металлам.

Показательно необычное вертикальное распределение металлов, которое не характерно для атмосферного пути поступления. В лесопарке их концентрации больше в органо-минеральном горизонте по сравнению с подстилкой, тогда как при атмосферном поступлении соотношение обычно обратное. Косвенно такое распределение свидетельствует о более значительном поступлении металлов в прошлом, чем в настоящее время [78]. Скорее всего, это связано со спецификой окружения Екатеринбурга, а не собственно с урбанизацией: обследованные участки приурочены к остаточному шлейфу атмосферного переноса от металлургических предприятий, расположенных в 40–50 км к западу от города, т.е. с подветренной стороны. Прежде всего, это касается Среднеуральского медеплавильного завода – в недавнем прошлом (1980-е годы) считавшегося одним из

крупнейших источников полиметаллического загрязнения в России. С середины 1990-х годов его выбросы постепенно снижались, а после коренной реконструкции предприятия в 2010 г. почти полностью прекратились [9]. Соответственно, ранее депонированные металлы сейчас аккумулированы в органо-минеральном горизонте.

Также необычны относительно небольшая разница в кислотности лесной подстилки городских и загородных участков и ее отсутствие для органо-минерального горизонта. Смещение pH в щелочную сторону считают типичной чертой верхних горизонтов почв городов [26]. Вероятной причиной описанной ситуации может быть экранирующее действие деревьев и кустарников, препятствующее проникновению строительной пыли и аэрозолей антигололедных реагентов во внутренние части лесного массива, которые были предметом изучения в работе. Смещение pH коры сосны на этих же участках наблюдалось лишь в пределах 10–30 м от границы насаждения, а далее 50 м отсутствовало [75]. Увеличение pH подстилки в лесопарке, скорее всего, связано с изменением соотношения хвойного и лиственного опада, а не с поступлением минеральной пыли.

Впрочем, подробное обсуждение причин относительной чистоты лесопарков Екатеринбурга выходит за рамки настоящей работы. Но каковы бы они ни были, в контексте сравнения форм гумуса важно подчеркнуть, что наблюдаемые эффекты, скорее всего, не связаны с загрязнением металлами и в целом пылевыми частицами.

**Пути трансформации форм гумуса.** Основным результатом работы можно считать заключение о двух противоположных направлениях изменений форм гумуса в городских лесах: при слабой рекреационной нагрузке (т.е. на участках без тропиной сети) спектр смещается в сторону более зоогенно активных вариантов, а при сильной (участки с обширной тропиной сетью) – в сторону менее активных. Исходя из основных диагностических признаков, разделяющих системы MULL и MODER – размер и обилие копролитов, структурированность органо-минерального горизонта – можно заключить, что первый путь связан с увеличением активности дождевых червей, в том числе эндогеиных, второй – с ее снижением.

Наиболее яркий пример быстрых изменений лесных экосистем, обусловленных увеличением численности дождевых червей, – драматические последствия их непреднамеренной интродукции из Европы в Северную Америку, где ранее они отсутствовали из-за последнего оледенения [37, 69]. Эти последствия касаются многих компонентов леса, но в первую очередь – органогенных горизонтов почв. Увеличение численности червей ведет к быстрому уменьшению мощности лесной

подстилки и ее запасов [80], переходу форм гумуса из системы MOR в систему MULL [33, 54]. Зарегистрированные в настоящей работе различия в рамках первого пути трансформации форм гумуса в городских лесах не столь радикальны, поскольку не касаются перехода между разными системами гумуса. Тем не менее четко выраженный переход на одну–две позиции в пределах системы MULL (рис. 5) можно интерпретировать как существенный с точки зрения интенсификации биологического круговорота. В пользу такой интерпретации свидетельствует уменьшение мощности лесной подстилки; еще более показательное увеличение в городских лесах отношения мощностей гумусового горизонта и подстилки.

Прямые оценки численности почвенной макрофауны в лесах Екатеринбурга не полностью поддерживают заключение о большей активности почвенных детритофагов в городе. Хотя общая численность макрофауны, а также энхитреид и моллюсков в ее составе больше в городе по сравнению с загородными участками, обилие дождевых червей не различалось [11]. Это противоречие может быть связано с сезонной и межгодовой динамикой численности червей, поскольку цитированное исследование было однократным. В пользу этого объяснения свидетельствуют и результаты измерения на этих же участках трофической активности почвенных детритофагов методом приманочных пластин [2]. В отличие от данных по численности, оценки трофической активности были получены в течение нескольких лет и нескольких сезонов в пределах года. Оказалось, что в городских лесах трофическая активность детритофагов в разные периоды могла быть как выше, так и ниже, чем в загородных [2]. Литературные данные противоречивы: в одних случаях численность дождевых червей больше в городе по сравнению с загородными участками [3, 67, 68], в других – меньше [59].

Сопоставление оценок численности и трофической активности почвенных детритофагов, с одной стороны, и форм гумуса, с другой, позволяет считать последние более надежным индикатором интенсивности зоогенной деструкции органического вещества. Формы гумуса фактически усредняют активность детритофагов во времени (в пределах нескольких сезонов года и нескольких лет), хотя и не позволяют оценить ее в каждый конкретный момент. Исходя из этого, именно смещение спектра форм гумуса следует считать более показательным по сравнению с однократными оценками численности почвенной макрофауны.

Насколько типичен для крупных городов описанный путь трансформации форм гумуса? Однозначного ответа на этот вопрос нет. С одной стороны, сохранение внутри города естественных старых лесов, не вовлеченных в целенаправленное масштабное облагораживание, можно считать

скорее исключением, чем правилом. Для повсеместно распространенных управляемых лесопарков типично нарушение естественного сложения почв, особенно удаление лесной подстилки. Соответственно, в этих случаях проблематично анализировать изменение форм гумуса, поскольку их диагностика в первую очередь базируется на характеристике органических горизонтов.

С другой стороны, не исключено, что нынешние управляемые лесопарки мегаполисов когда-то проходили стадию внутригородских лесов, аналогичных исследованным в настоящей работе. Поэтому описанную ситуацию можно рассматривать как своеобразную реконструкцию ранних этапов их истории. Кроме того, даже современные внутригородские лесопарки неоднородны: в них могут сохраняться относительно слабонарушенные фрагменты, позволяющие анализировать формы гумуса, хотя такие работы на данный момент неизвестны.

Результаты изучения лесных подстилок в лесопарках Москвы, как и в настоящем случае, можно интерпретировать как свидетельство ускорения их биогенной трансформации [23, 24], что может быть связано с большей численностью дождевых червей [3]. Более высокая скорость потери массы растительного опада (суммарно за счет детритофагов и сапротрофов) по сравнению с загородными лесами была показана для лесопарков Хельсинки [58] и Нью-Йорка [64], причем в последнем случае, по мнению авторов, не в последнюю очередь благодаря большему обилию дождевых червей [68]. Однако есть и противоположные примеры: в Базеле не было выявлено различий потери массы опада между городскими и загородными участками [55, 56]. Эти примеры демонстрируют возможную поливариантность реакций на урбанизацию, которая определяется спецификой конкретных ситуаций.

**Причины увеличения зоогенности форм гумуса.** Можно предположить, что увеличение зоогенной активности под действием урбанизации связано с тремя причинами: 1) влиянием городского острова тепла, 2) эвтрофикацией почв, 3) изменением состава растительности, в частности проникновением под полог хвойного леса лиственных деревьев и кустарников. Хотя точно оценить соотношение вкладов этих механизмов в трансформацию форм гумуса в рамках настоящего исследования не представляется возможным, рассмотрим их.

Городской остров тепла – хорошо известный феномен положительной разницы температур приземного слоя воздуха между городскими и загородными территориями. Для Екатеринбурга такая разница составляет 0.9–1.0°C, но в летние месяцы после заката солнца достигает 2.4°C [10, 21]. Эти величины основаны на сравнении данных

одной [10] или трех [21] загородных метеостанций и единственной метеостанции, расположенной в центре города. К сожалению, для Екатеринбурга нет актуальных данных о структуре температурного поля и, соответственно, ответа на вопрос, распространяется ли влияние городского острова тепла на исследованные участки. Тем не менее измерения температуры подстилки на территории Юго-Западного лесопарка в течение одного вегетационного сезона показали, что ночью влияние городского острова тепла здесь ощутимо (разница составляла около 1°C) при существенном снижении суточной амплитуды [2]. Следовательно, за счет сглаживания колебаний температуры может удлиняться период активности детритофагов как в течение суток, так и вегетационного периода [72]. Для других территорий именно с влиянием городского острова тепла связывают увеличение скорости деструкции органического вещества [42, 64, 71].

Сравнение метеоданных не выявило разницы в количестве осадков между Екатеринбургом и его окрестностями [21]. Тем не менее, скорее всего, влажность верхних слоев почвы несколько выше в городских лесах. Это предположение базируется на прямых сравнениях городских и загородных лесов (правда, ограниченных во времени и пространстве) [2], а также на факте большей развитости крон деревьев и кустарников в городе [14]. Если оно справедливо, большая влажность почв в городе может быть дополнительным положительным фактором для активности почвенной биоты.

Эвтрофикация экосистем, связанная с увеличением содержания в почвах азота, фосфора и других биогенов, типична для городов [1]. Для лесов Екатеринбурга заключение об эвтрофикации базируется на данных прямых измерений содержания в почвах азота легкогидролизуемых соединений [5], более узком отношении C : N в подстилке и фитоиндикационной интерпретации состава травяно-кустарничкового яруса, в котором значительно участие нитрофилов [14]. Помимо выбросов автотранспорта и промышленных предприятий, на участках с рекреационной нагрузкой дополнительным источником азота может быть его поступление, напрямую связанное с человеком и домашними животными (продукты их жизнедеятельности, остатки пищи, бытовой мусор и др.).

Последствия эвтрофикации экосистем разнообразны. Среди них отметим, что дождевые черви реагируют на обогащение почвы органическим азотом резким увеличением скорости роста и плодовитости [66], а, следовательно, численности и потребления растительного опада. Важным источником азота может быть листовая и корневая опад крапивы, биомасса которой, в ответ на эвтрофикацию, выше в городских лесах по сравнению с загородными. Опад этого вида — один из наиболее предпочитаемых дождевыми червями [66], что

связано с высоким содержанием в нем азота, фосфора и кальция [57].

Внедрение под полог внутригородских сосняков Екатеринбурга лиственных деревьев и кустарников происходит не только за счет обычных видов (береза, осина), но в первую очередь при натурализации адвентивных — инвазивных (клен американский) или “сбежавших” из садов и искусственных насаждений (яблоня ягодная, черемуха Маака и др.) [6, 14]. Поступление богатого азотом, бедного полифенолами и поэтому легко разлагаемого лиственного опада благоприятно для почвенных детритофагов [50] и интенсифицирует микробное разложение органического вещества [47].

Неоднократно в хвойных лесах фиксировали последствия проникновения лиственных деревьев для форм гумуса: их спектр смешался в сторону более зоогенно активных вариантов, например, [29, 32, 45]. Также документировали и обратный процесс, т.е. смещение к менее зоогенно активным формам гумуса в ходе смены лиственных деревьев хвойными [40]. Цитируемые исследования дают основания считать описанный механизм правдоподобным и для городских лесов.

**Причины уменьшения зоогенности форм гумуса.** Второй путь трансформации форм гумуса в городе — смещение спектра на участках с густой тропичной сетью в сторону менее зоогенно активных вариантов — свидетельствует о том, что связанное с рекреацией вытаптывание можно считать более сильным фактором по сравнению с другими составляющими урбанизации, хотя и действующим локально. При увеличении рекреационной нагрузки формы гумуса системы MULL трансформируются в формы системы MODER, а затем и MOR. Показательно, что характер реакции форм гумуса на вытаптывание одинаков в городских и загородных лесах. Это свидетельствует об однотипности механизмов, лежащих в ее основе.

Основной диагностический признак, отличающий систему MODER от MULL — наличие микроэксскрементов почвенной мезофауны (микроартропод и энхитреид), формирующих горизонт ОН, и небольшое количество копролитов дождевых червей. Исходя из этого, можно заключить, что вытаптывание сильнее действует на почвенную макрофауну, чем на мезофауну. Неоднократно была продемонстрирована высокая чувствительность дождевых червей к уплотнению почв в результате сильной автотранспортной [38, 48], рекреационной [60] или пастбищной [41] нагрузки. С другой стороны, показана относительная устойчивость к таким воздействиям микроартропод [43].

Сильное рекреационное воздействие непосредственно вблизи тропинок, мест отдыха и участков для пикников ведет к формированию форм гумуса без признаков зоогенной активно-

сти, т.е. системы MOR. Следовательно, такие высокие нагрузки не выдерживает не только макро-, но и мезофауна. Подавление почвенной фауны на финальных стадиях рекреационной дигрессии было показано во многих работах, например, [20]. Связанная с рекреацией трансформация форм гумуса аналогична их изменению под действием химического загрязнения [18, 51, 52, 78] или при подъеме в горы [35, 36], с той лишь разницей, что при рекреации мощность органических горизонтов остается относительно небольшой, но происходит их уплотнение и перемешивание с органо-минеральным.

Теоретически следствием уплотнения лесной подстилки, особенно в сочетании с ее разрушением на тропинках на последних стадиях рекреационной дигрессии, должно было быть уменьшение ее мощности при сильной нагрузке. Однако зарегистрировали обратную реакцию. Вероятно, это связано с тем, что одновременно с уплотнением подстилки тормозится деградация растительного опада из-за подавления макрофауны. Результирующая этих двух противоположно направленных процессов зависит от их интенсивности в конкретном месте. В описанном случае основную роль играет снижение деградации, а не уплотнение, поэтому мощность подстилки на участках с рекреационной нагрузкой увеличивалась. Поскольку не рассматривали центральные части широких тропинок, где подстилка отсутствовала или была сильно фрагментирована, заключение касается не обобщенной для всей пробной площади мощности подстилки (т.е. средневзвешенной, в которой весами выступают доли площадей, занимаемых разными микросайтами), а только участков вне крупных тропинок.

Прямые сравнения численности почвенной макрофауны в лесах Екатеринбурга и его окрестностей не выявили разницы между вариантами с сильной и слабой рекреационной нагрузкой [11]. С другой стороны, трофическая активность почвенных детритофагов была ниже при рекреации [2]. Учитывая, что основной вклад в оцениваемую методом приманочных пластин трофическую активность вносит макрофауна [77], ее уменьшение хорошо согласуется с описанной трансформацией форм гумуса. Противоречие с отсутствием изменений численности макрофауны при рекреации, скорее всего, связано со значительной пространственной и временной вариабельностью данного показателя. Это еще раз подчеркивает большую информативность форм гумуса для характеристики зоогенной активности почв по сравнению с одномоментными оценками численности педобионтов.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Урбанизация – комплексный фактор, составляющие которого могут влиять на формы гумуса разнонаправлено. Итог такого влияния зависит от баланса в конкретном месте факторов разного пространственного масштаба – действующих в пределах всей территории города (городской остров тепла, атмосферное загрязнение, натурализация адвентивной флоры) и локального (рекреация). Первые смещают спектр форм гумуса в сторону более зоогенных вариантов, второй – менее.

Описанные пути изменений форм гумуса в условиях урбанизации, вероятно, имеют разные последствия для цикла углерода. В отсутствие сильной рекреации урбанизация может усиливать роль городских лесов в секвестрации углерода: горизонтом его преимущественного депонирования становится органо-минеральный горизонт, где он связан в более прочные комплексы по сравнению с органическим. Роль почвенной фауны в стабилизации почвенного органического вещества значительна [34]. Путь трансформации форм гумуса, обусловленный сильной рекреационной нагрузкой, ведет к депонированию углерода преимущественно в лесной подстилке, где органическое вещество менее устойчиво к внешним воздействиям, например, пожарам или погодным флуктуациям. С точки зрения управления городскими лесами имеет смысл стимулировать первый путь и препятствовать второму. Дальнейшие исследования должны подтвердить или опровергнуть эти предположения.

## БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы признательны К.Г. Хорошу за пробоподготовку, Э.Х. Ахуновой, А.В. Щепеткину и Т.Н. Орехову за измерение содержания металлов и углерода, М.П. Золотареву за рисунки форм гумуса, А.Н. Созонтову за помощь в подготовке карты района исследований, Н.В. Золотаревой за консультации при характеристике растительности. Авторы благодарят Д.В. Веселкина за возможность работы на пробных площадях, Н.Г. Ерохина за увлекательный рассказ об истории Екатеринбурга, а также двух анонимных рецензентов за полезные замечания и конструктивные предложения по улучшению рукописи.

## ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Сбор материала выполнен при поддержке Президиума Уральского отделения РАН (проекты 15-12-4-32 и 18-4-4-24), анализ данных и подготовка статьи финансировались за счет бюджета Института экологии растений и животных УрО РАН.

## СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

В данной работе отсутствуют исследования человека или животных.

## КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии у них конфликта интересов.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Беднова О.В., Кузнецов В.А., Тарасова Н.П. Эвтрофирование экосистемы городского леса: причины и последствия // Доклады РАН. 2018. Т. 478. № 3. С. 346–351.  
<https://doi.org/10.7868/S0869565218030210>
2. Бергман И.Е., Воробейчик Е.Л., Ермаков А.И. Влияние условий мегаполиса на трофическую активность почвенных сапрофагов в городских лесах // Почвоведение. 2017. № 1. С. 117–129.  
<https://doi.org/10.7868/S0032180X17010026>
3. Буйволова А.Ю., Рахлеева А.А., Буйволов Ю.А., Быкова Е.П. Структура комплексов мезофауны почв лесопарковой зоны Москвы и Приокско-Террасного биосферного заповедника // Почвоведение. 2016. № 12. С. 1475–1484.  
<https://doi.org/10.7868/S0032180X16120042>
4. Веселкин Д.В., Галако В.А., Власенко В.Э., Шавнин С.А., Воробейчик Е.Л. Сосновые насаждения в крупном промышленном городе: сопряженный анализ параметров организменного и ценотического уровней // Сиб. эколог. журн. 2015. № 2. С. 301–309.
5. Веселкин Д.В., Кайгородова С.Ю. Связь между агрохимическими свойствами почв урбанизированных лесов и строением эктомикориз сосны обыкновенной // Агрохимия. 2013. № 11. С. 54–62.
6. Веселкин Д.В., Коржиневская А.А. Пространственные факторы адвентизации подлеска в лесопарках крупного города // Известия РАН. Сер. географическая. 2018. № 4. С. 55–65.  
<https://doi.org/10.1134/S2587556618040167>
7. Веселкин Д.В., Коржиневская А.А., Подгаевская Е.Н. Краевой эффект для травяно-кустарничкового яруса урбанизированных южнотаежных лесов // Экология. 2018. № 6. С. 411–420.  
<https://doi.org/10.1134/S0367059718060136>
8. Веселкин Д.В., Шавнин С.А., Воробейчик Е.Л., Галако В.А., Власенко В.Э. Краевые эффекты для сосновых древостоев в крупном городе // Экология. 2017. № 6. С. 405–412.  
<https://doi.org/10.7868/S0367059717060014>
9. Воробейчик Е.Л. Естественное восстановление наземных экосистем после прекращения промышленного загрязнения. 1. Обзор современного состояния исследований // Экология. 2022. С. 3–41.  
<https://doi.org/10.31857/S0367059722010115>
10. Горностаева А.А., Демежко Д.Ю., Хацкевич Б.Д. Временная изменчивость городского острова тепла Екатеринбурга // Известия Иркутского гос. ун-та. Сер. Науки о Земле. 2023. Т. 43. С. 3–18.  
<https://doi.org/10.26516/2073-3402.2023.43.3>
11. Ермаков А.И., Воробейчик Е.Л. Почвенная мезофауна лесных экосистем в условиях крупного промышленного города // Евразийский энтомологический журнал. 2013. Т. 12. № 6. С. 519–528.
12. Загрязнение почв Российской Федерации токсикантами промышленного происхождения в 2020 году. Обнинск: Тайфун, 2021. 128 с.
13. Золотарев М.П., Бельская Е.А. Население беспозвоночных-герпетобионтов в крупном промышленном городе: разделение эффектов рекреации и урбанизации // Сиб. эколог. журн. 2015. № 1. С. 102–111.
14. Золотарева Н.В., Подгаевская Е.Н., Шавнин С.А. Изменение структуры напочвенного покрова основных лесов в условиях крупного промышленного города // Изв. Оренбургского гос. аграрного ун-та. 2012. № 5(37). С. 218–221.
15. Капустин В.Г. Физико-географическое районирование Свердловской области // География и современные проблемы естественнонаучного познания: Мат-лы конф. Екатеринбург, 2009. С. 11–24.
16. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 341 с.
17. Колесников Б.П., Зубарева Р.С., Смолоногов Е.П. Лесорастительные условия и типы лесов Свердловской области: практическое руководство. Свердловск: УНЦ АН СССР, 1973. 174 с.
18. Коркина И.Н., Воробейчик Е.Л. Индекс форм гумуса – перспективный инструмент для экологического мониторинга // Экология. 2016. № 6. С. 434–440.  
<https://doi.org/10.7868/S0367059716060081>
19. Кузнецов В.А., Рыжова И.М., Стома Г.В. Изменение свойств почв лесопарков Москвы при высоком уровне рекреационной нагрузки // Почвоведение. 2017. № 10. С. 1270–1280.  
<https://doi.org/10.7868/S0032180X17100057>
20. Кузнецов В.А., Стома Г.В., Бодров К.С. Состояние сообщества мезопедобионтов в московских лесопарках как индикатор рекреационной нагрузки и формирования импактных зон вдоль тропинок // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2014. № 1. С. 44–52.
21. Кукарских В.В., Дэви Н.М., Бубнов М.О., Комарова А.В., Агафонов Л.И. Городской остров тепла г. Екатеринбурга: есть ли влияние на радиальный прирост сосны обыкновенной? // Журнал Сибирского фед. ун-та. Сер. Биология. 2022. Т. 15. № 2. С. 264–278.  
<https://doi.org/10.17516/1997-1389-0386>

22. Металлургические заводы Урала XVII–XX вв. Энциклопедия. Екатеринбург: Академкнига, 2001. 532 с.
23. Семенюк О.В., Телеснина В.М., Богатырев Л.Г., Бенедиктова А.И. Использование особенностей структурно-функциональной организации подстилок для оценки интенсивности круговорота в городских насаждениях (на примере Москвы) // Почвоведение. 2021. № 5. С. 592–605. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21050178>
24. Семенюк О.В., Телеснина В.М., Богатырев Л.Г., Земсков Ф.И. Подстилки городских насаждений как индикатор интенсивности биологического круговорота в условиях мегаполиса // Почвоведение. 2022. № 6. С. 673–686. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22060119>
25. Сморгалов И.А., Воробейчик Е.Л. Влияние условий крупного промышленного города на почвенное дыхание лесных экосистем // Почвоведение. 2015. № 1. С. 118–126. <https://doi.org/10.7868/S0032180X15010141>
26. Строганова М.Н., Мягкова А.Д., Прокофьева Т.В. Городские почвы: генезис, классификация, функции // Почва, город, экология. М., 1997. С. 15–88.
27. Стурман В.И. Природные и техногенные факторы загрязнения атмосферного воздуха российских городов // Вестн. Удмуртского ун-та. Сер. Биология. Науки о Земле. 2008. № 2. С. 15–29.
28. Чертов О.Г. Определение типов гумуса лесных почв. Л.: ЛенНИИЛХ, 1974. 16 с.
29. Чертов О.Г. Экология лесных земель (почвенно-экологическое исследование лесных местообитаний). Л.: Наука, 1981. 192 с.
30. Чертов О.Г., Надпорожская М.А. Формы гумуса лесных почв: концепции и классификации // Почвоведение. 2018. № 10. С. 1202–1214. <https://doi.org/10.1134/S0032180X18100027>
31. Чертов О.Г., Надпорожская М.А., Паленова М.М., Припутина И.В. Эдафология в структуре почвоведения и экосистемной экологии // Russ. J. Ecosystem Ecol. 2018. Т. 3. № 3. <https://doi.org/10.21685/2500-0578-2018-3-2>
32. Achilles F., Tischer A., Bernhardt-Römermann M., Heinze M., Reinhardt F., Makeschin F. et al. European beech leads to more bioactive humus forms but stronger mineral soil acidification as Norway spruce and Scots pine – Results of a repeated site assessment after 63 and 82 years of forest conversion in Central Germany // For. Ecol. Manage. 2020. P. 118769. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118769>
33. Alban D.H., Berry E.C. Effects of earthworm invasion on morphology, carbon, and nitrogen of a forest soil // Appl. Soil Ecol. 1994. V. 1. № 3. P. 243–249. [https://doi.org/10.1016/0929-1393\(94\)90015-9](https://doi.org/10.1016/0929-1393(94)90015-9)
34. Angst G., Potapov A., Joly F.-X., Angst Š., Frouz J., Ganault P., et al. Conceptualizing soil fauna effects on labile and stabilized soil organic matter // Nature Commun. 2024. V. 15. № 1. P. 5005. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-49240-x>
35. Badía-Villas D., Girona-García A. Soil humus changes with elevation in Scots pine stands of the Moncayo Massif (NE Spain) // Appl. Soil Ecol. 2018. V. 123. P. 617–621. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.07.017>
36. Bayranvand M., Kooch Y., Hosseini S.M., Alberti G. Humus forms in relation to altitude and forest type in the Northern mountainous regions of Iran // For. Ecol. Manage. 2017. V. 385. P. 78–86. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.11.035>
37. Bohlen P.J., Scheu S., Hale C.M., McLean M.A., Mige S., Groffman P.M., et al. Non-native invasive earthworms as agents of change in northern temperate forests // Frontiers in Ecology and the Environment. 2004. V. 2. № 8. P. 427–435. <https://doi.org/10.2307/3868431>
38. Bottinelli N., Capowiez Y., Ranger J. Slow recovery of earthworm populations after heavy traffic in two forest soils in northern France // Appl. Soil Ecol. 2014. V. 73. P. 130–133. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.08.017>
39. Bunting B.T., Lundberg J. The humus profile – concept, class and reality // Geoderma. 1987. V. 40. № 1. P. 17–36. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(87\)90011-5](https://doi.org/10.1016/0016-7061(87)90011-5)
40. Cassagne N., Bal-Serín M.-C., Gers C., Gauquelin T. Changes in humus properties and collembolan communities following the replanting of beech forests with spruce // Pedobiologia. 2004. V. 48. № 3. P. 267–276. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2004.01.004>
41. Chan K.Y., Barchia I. Soil compaction controls the abundance, biomass and distribution of earthworms in a single dairy farm in south-eastern Australia // Soil Till. Res. 2007. V. 94. № 1. P. 75–82. <https://doi.org/10.1016/j.still.2006.07.006>
42. De Pauw K., Depauw L., Cousins S.A.O., De Lombaerde E., Diekmann M., Frey D., et al. The urban heat island accelerates litter decomposition through microclimatic warming in temperate urban forests // Urban Ecosystems. 2024. V. 27. № 3. P. 909–926. <https://doi.org/10.1007/s11252-023-01486-x>
43. Eaton R.J., Barbercheck M., Buford M., Smith W. Effects of organic matter removal, soil compaction, and vegetation control on Collembolan populations // Pedobiologia. 2004. V. 48. № 2. P. 121–128. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2003.10.001>
44. Ferré C., Comolli R. Effects of *Quercus rubra* L. on soil properties and humus forms in 50-year-old and 80-year-old forest stands of Lombardy plain // Annals Forest Sci. 2020. V. 77. № 1. P. 3. <https://doi.org/10.1007/s13595-019-0893-0>
45. Fischer H., Bens O., Hüttl R. Veränderung von Humusform, –vorrat und –verteilung im Zuge von Waldumbau-Maßnahmen im Nordostdeutschen

- Tiefland // Forstwissenschaftliches Centralblatt. 2002. V. 121. № 6. P. 322–334.  
<https://doi.org/10.1046/j.1439-0337.2002.02037.x>
46. Gentili R., Ferrè C., Cardarelli E., Montagnani C., Bogliani G., Citterio S., et al. Comparing negative impacts of *Prunus serotina*, *Quercus rubra* and *Robinia pseudoacacia* on native forest ecosystems // Forests. 2019. V. 10. № 10. P. 842.  
<https://doi.org/10.3390/f10100842>
  47. Hättenschwiler S., Tiunov A.V., Scheu S. Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems // Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 2005. V. 36. P. 191–218.  
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.36.112904.151932>
  48. Jordan D., Li F., Ponder Jr. F., Berry E.C., Hubbard V.C., Kim K.Y. The effects of forest practices on earthworm populations and soil microbial biomass in a hardwood forest in Missouri // Appl. Soil Ecol. 1999. V. 13. № 1. P. 31–38.  
[https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(99\)00017-7](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(99)00017-7)
  49. Klinka K., Krestov P., Fons J., Chourmouzis C. Towards a taxonomic classification of humus forms: third approximation // Scientia Silvic. 1997. V. 9. P. 1–4.  
<https://doi.org/10.14288/1.0107268>
  50. Korboulewsky N., Perez G., Chauvat M. How tree diversity affects soil fauna diversity: A review // Soil Biol. Biochem. 2016. V. 94. P. 94–106.  
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.11.024>
  51. Korkina I.N., Vorobeichik E.L. Humus Index as an indicator of the topsoil response to the impacts of industrial pollution // Appl. Soil Ecol. 2018. V. 123. P. 455–463.  
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.09.025>
  52. Korkina I.N., Vorobeichik E.L. Non-typical degraded and regraded humus forms in metal-contaminated areas, or there and back again // Geoderma. 2021. V. 404. P. 115390.  
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115390>
  53. Kukarskih V.V., Devi N.M., Bubnov M.O., Komarova A.V., Agafonov L.I. Radial growth of Scots pine in urban and rural populations of Ekaterinburg megapolis // Dendrochronologia. 2022. V. 74. P. 125974.  
<https://doi.org/10.1016/j.dendro.2022.125974>
  54. Lejoly J., Quideau S., Laganière J. Invasive earthworms affect soil morphological features and carbon stocks in boreal forests // Geoderma. 2021. V. 404. P. 115262.  
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115262>
  55. Melliger R.L., Rusterholz H.P., Baur B. Ecosystem functioning in cities: Combined effects of urbanisation and forest size on early-stage leaf litter decomposition of European beech (*Fagus sylvatica* L.) // Urban Forestry and Urban Greening. 2017. V. 28. P. 88–96.  
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.10.009>
  56. Meyer S., Rusterholz H.-P., Salamon J.-A., Baur B. Leaf litter decomposition and litter fauna in urban forests: Effect of the degree of urbanisation and forest size // Pedobiologia. 2020. V. 78. P. 150609.  
<https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2019.150609>
  57. Müllerová V., Hejzman M., Hejzmanová P., Pavlů V. Effect of fertilizer application on *Urtica dioica* and its element concentrations in a cut grassland // Acta Oecol. 2014. V. 59. P. 1–6.  
<https://doi.org/10.1016/j.actao.2014.05.004>
  58. Nikula S., Vapaavuori E., Manninen S. Urbanization-related changes in European aspen (*Populus tremula* L.): Leaf traits and litter decomposition // Environ. Pollut. 2010. V. 158. № 6. P. 2132–2142.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.02.025>
  59. Pižl V., Josens G. Earthworm communities along a gradient of urbanization // Environ. Pollut. 1995. V. 90. № 1. P. 7–14.  
[https://doi.org/10.1016/0269-7491\(94\)00097-W](https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)00097-W)
  60. Pižl V., Schlaghamerský J. The impact of pedestrian activity on soil annelids in urban greens // Eur. J. Soil Biol. 2007. V. 43. P. S68–S71.  
<https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2007.08.004>
  61. Ponge J.F., André J., Zackrisson O., Bernier N., Nilsson M.C., Gallet C. The forest regeneration puzzle: Biological mechanisms in humus layer and forest vegetation dynamics // Bioscience. 1998. V. 48. № 7. P. 523–530.  
<https://doi.org/10.2307/1313314>
  62. Ponge J.F., Chevalier R. Humus Index as an indicator of forest stand and soil properties // For. Ecol. Manage. 2006. V. 233. № 1. P. 165–175.  
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.06.022>
  63. Ponge J.F., Chevalier R., Loussot P. Humus Index: An integrated tool for the assessment of forest floor and topsoil properties // Soil Sci. Soc. Am. J. 2002. V. 66. № 6. P. 1996–2001.  
<https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1996>
  64. Pouyat R.V., McDonnell M.J., Pickett S.T.A. Litter decomposition and nitrogen mineralization in oak stands along an urban-rural land use gradient // Urban Ecosystems. 1997. V. 1. № 2. P. 117–131.  
<https://doi.org/10.1023/A:1018567326093>
  65. Salmon S. Changes in humus forms, soil invertebrate communities and soil functioning with forest dynamics // Appl. Soil Ecol. 2018. V. 123. P. 345–354.  
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.04.010>
  66. Satchel J.E. Lumbricidae // Soil Biol. London, 1967. P. 259–322.
  67. Smetak K.M., Johnson-Maynard J.L., Lloyd J.E. Earthworm population density and diversity in different-aged urban systems // Appl. Soil Ecol. 2007. V. 37. № 1–2. P. 161–168.  
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.06.004>
  68. Steinberg D.A., Pouyat R.V., Parmelee R.W., Groffman P.M. Earthworm abundance and nitrogen mineralization rates along an urban-rural land use gradient // Soil Biol. Biochem. 1997. V. 29. № 3–4. P. 427–430.  
[https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(96\)00043-0](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(96)00043-0)
  69. Suárez E.R., Fahey T.J., Yavitt J.B., Groffman P.M., Bohlen P.J. Patterns of litter disappearance in a

- northern hardwood forest invaded by exotic earthworms // *Ecol. Appl.* 2006. V. 16. № 1. P. 154–165. <https://doi.org/10.1890/04-0788>
70. *Svirejeva-Hopkins A., Schellhuber H.J.* Urban expansion and its contribution to the regional carbon emissions: Using the model based on the population density distribution // *Ecol. Model.* 2008. V. 216. № 2. P. 208–216. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.03.023>
71. *Tresch S., Frey D., Le Bayon R.-C., Zanetta A., Rasche F., Fliessbach A., et al.* Litter decomposition driven by soil fauna, plant diversity and soil management in urban gardens // *Sci. Total Environ.* 2019. V. 658. P. 1614–1629. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.235>
72. *Uvarov A.V., Tiunov A.V., Scheu S.* Effects of seasonal and diurnal temperature fluctuations on population dynamics of two epigeic earthworm species in forest soil // *Soil Biol. Biochem.* 2011. V. 43. № 3. P. 559–570. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.11.023>
73. *Vasenev V., Kuzyakov Y.* Urban soils as hot spots of anthropogenic carbon accumulation: Review of stocks, mechanisms and driving factors // *Land Degrad. Develop.* 2018. V. 29. № 6. P. 1607–1622. <https://doi.org/doi:10.1002/ldr.2944>
74. *Vasenev V.I., Stoorvogel J.J., Vasenev I.I., Valentini R.* How to map soil organic carbon stocks in highly urbanized regions? // *Geoderma.* 2014. V. 226–227. P. 103–115. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.03.007>
75. *Veselkin D.V.* Urbanization increases the range, but not the depth, of forest edge influences on *Pinus sylvestris* bark pH // *Urban Forestry Urban Greening.* 2023. V. 79. P. 127819. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127819>
76. *Veselkin D.V., Korzhinevskaya A.A., Podgaevskaya E.N.* The edge effect on the herb–dwarf shrub layer of suburban anthropogenically fragmented southern taiga pine forests // *Rus. J. Ecol.* 2021. V. 52. № 6. P. 446–454. <https://doi.org/10.1134/S106741362106014X>
77. *Vorobeichik E.L., Bergman I.E.* Modification of the bait-lamina test to estimate soil macrofauna and mesofauna feeding activity // *Soil Biol. Biochem.* 2023. V. 183. P. 109047. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2023.109047>
78. *Vorobeichik E.L., Korkina I.N.* A bizarre layer cake: Why soil animals recolonizing polluted areas shape atypical humus forms // *Sci. Total Environ.* 2023. V. 904. P. 166810. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166810>
79. *Wachendorf C., Frank T., Broll G., Beylich A., Milbert G.* A concept for a consolidated humus form description – An updated version of German humus form systematics // *Int. J. Plant Biol.* 2023. V. 14. № 3. P. 658–686. <https://doi.org/10.3390/ijpb14030050>
80. *Wironen M., Moore T.R.* Exotic earthworm invasion increases soil carbon and nitrogen in an old-growth forest in southern Quebec // *Can. J. For. Res.* 2006. V. 36. № 4. P. 845–854. <https://doi.org/10.1139/x06-016>
81. World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. Vienna: International Union of Soil Sciences, 2022. 234 p.
82. *Zanella A., Jabiol B., Ponge J.F., Sartori G., De Waal R., Van Delft B., et al.* A European morpho-functional classification of humus forms // *Geoderma.* 2011. V. 164. № 3–4. P. 138–145. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.05.016>
83. *Zanella A., Ponge J.-F., de Waal R., Ferronato C., De Nobili M., Juilleret J.* Humusica 1, article 3: Essential bases – Quick look at the classification // *Appl. Soil Ecol.* 2018. V. 122. P. 42–55. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.05.025>
84. *Zanella A., Ponge J.-F., Jabiol B., Sartori G., Kolb E., Gobat J.-M., et al.* Humusica 1, article 4: Terrestrial humus systems and forms – Specific terms and diagnostic horizons // *Appl. Soil Ecol.* 2018. V. 122. P. 56–74. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.07.005>
85. *Zanella A., Ponge J.-F., Jabiol B., Sartori G., Kolb E., Le Bayon R.-C., et al.* Humusica 1, article 5: Terrestrial humus systems and forms – Keys of classification of humus systems and forms // *Appl. Soil Ecol.* 2018. V. 122. P. 75–86. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.06.012>
86. *Zanella A., Ponge J.-F., Jabiol B., Van Delft B., De Waal R., Katzensteiner K., et al.* A standardized morpho-functional classification of the Planet’s humipeds // *Soil Systems.* 2022. V. 6. № 3. P. 59. <https://doi.org/10.3390/soilsystems6030059>
87. *Zanella A., Ponge J.-F., Matteodo M.* Humusica 1, article 7: Terrestrial humus systems and forms – Field practice and sampling problems // *Appl. Soil Ecol.* 2018. V. 122. P. 92–102. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.05.028>

## Impacts of Urbanization on Humus Forms in Inner-City Forests of Natural Origin: A Case Study of Yekaterinburg

I. N. Korkina<sup>a</sup>, T. Yu. Gabershtein<sup>a</sup>, and E. L. Vorobeichik<sup>a,\*</sup>

<sup>a</sup>*Institute of Plant and Animal Ecology, Ural Branch, Russian Academy of Sciences, Yekaterinburg, 620144 Russia*

\**e-mail: ev@ipae.uran.ru*

Within Yekaterinburg (Middle Urals, Russia), remnants of old-growth pine forests of natural origin have been preserved. In these forests, traditional urban management practices (such as landscape redevelopment, tree felling and planting, grass cutting, mechanical soil disturbance, and forest litter removal) are not applied. The case of Yekaterinburg creates a unique opportunity to study the impact of urbanization in its “pure” form. Our study analyzed humus forms, i.e., types of morphological structure of topsoils, which are determined by the composition and abundance of decomposers (primarily macro- and mesofauna). We compared humus forms in urban forests within the city to those in their suburban counterparts. The identification of humus forms was based on the European morpho-functional classification of humus systems and forms. The direction of changes in humus forms depends on the balance of various urbanization factors at different scales. These factors include city-wide influences (thermal pollution, eutrophication from atmospheric deposition and other sources, invasion of deciduous trees and shrubs into coniferous forests) and local factor (trampling due to recreational activities). With low recreational impact, the spectrum of humus forms shifts towards more zoogenic variants, with Oligomull and Mesomull replacing Dymull. In contrast, high recreational pressure leads to a shift in the spectrum towards less active humus forms. In this case, Hemimoder, Eumoder, Hemimor, Humimor, and Eumor replace Dymull. These transformation pathways can have opposite consequences for the carbon cycle under urbanization: in the first case, carbon is primarily accumulated in the organic-mineral horizons, while in the second case, it is deposited in the forest litter.

*Keywords:* forest litter, organic matter decomposition, soil fauna, recreational impacts, air pollution, Albic Retisols, Leptic Regosols, Skeletic Retisols