

ФЕДЕРАЛЬНОЕ АГЕНТСТВО НАУЧНЫХ ОРГАНИЗАЦИЙ
ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ
НАУКИ ИНСТИТУТ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИХ И БИОЛОГИЧЕСКИХ
ПРОБЛЕМ ПОЧВОВЕДЕНИЯ РАН

На правах рукописи

ИВАЩЕНКО Кристина Викторовна

**ОБИЛИЕ И ДЫХАТЕЛЬНАЯ АКТИВНОСТЬ МИКРОБНОГО
СООБЩЕСТВА ПОЧВЫ ПРИ АНТРОПОГЕННОМ
ПРЕОБРАЗОВАНИИ НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМ**

03.02.03 Микробиология

Диссертация на соискание ученой степени
кандидата биологических наук

Научный руководитель
доктор биологических наук
Ананьева Н.Д.

Пушино – 2017

СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	4
I. ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ.....	7
I. 1. Почва как основной компонент биосферы.....	7
I. 2. Современная трансформация почвы и формирование антропогенно преобразованных экосистем, включая городские.....	9
I. 3. Микробиологические свойства почвы для оценки ее состояния.....	14
I. 3. 1. Обилие микроорганизмов в почве (биомасса)	15
I. 3. 1. 1. Методы определения микробной биомассы почвы	16
I. 3. 2. Образование CO ₂ микроорганизмами почвы (базальное дыхание)	24
I. 3. 3. Относительные индексы функционирования микробного сообщества почвы	25
I. 3. 4. Структура микробного сообщества почвы (отношение грибы / бактерии)	29
I. 4. Углерод микробной биомассы, экофизиологическое состояние и структура микробного сообщества почвы разных экосистем	32
I. 5. Дыхательная активность городских почв.....	37
I. 6. Масштаб исследования микробиологических показателей почвы и их пространственное варьирование.....	40
II. ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ	43
II. 1. Объекты	43
II. 1. 1. Почвы Курской области (подзона лесостепи).....	43
II. 1. 2. Почвы Московской области (подзона подтайги и широколиственных лесов)	45
II. 1. 2. 1. Почвы мегаполиса Москва	49
II. 2. Методы	50
II. 2. 1. Микробиологические	50
II. 2. 2. Эмиссия CO ₂ <i>in situ</i>	52
II. 2. 3. Физико-химические	52
II. 3. Статистическая обработка экспериментальных данных	53
III. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ	54
III. 1. Функционирование микробного сообщества чернозема типичного естественных и антропогенно преобразованных экосистем Курской области (локальный масштаб исследования)	54
III. 1. 1. Верхний 10-ти см минеральный слой чернозема разных экосистем	54
III. 1. 2. Профиль чернозема разных экосистем.....	58
III. 2. Функционирование микробного сообщества почв естественных и антропогенно преобразованных экосистем Московской области (локальный и региональный масштабы исследования).....	66
III. 2. 1. Почва административных районов Московской области	68
III. 2. 1. 1. Сергиево-Посадский.....	68
III. 2. 1. 2. Талдомский.....	76
III. 2. 1. 3. Воскресенский.....	82
III. 2. 1. 4. Шатурский район	87
III. 2. 1. 5. Серпуховский	92
III. 2. 1. 6. Серебряно-Прудский	97
III. 2. 2. Почва разных агроклиматических подзон Московской области.....	102

III. 2. 2. 1. Химические свойства почвы Московской области и показатели их микробного сообщества	107
III. 3. Особенности функционирования микробного сообщества почвы мегаполиса Москва	119
III. 3. 1. Химические и микробиологические свойства почвы разных функциональных зон Москвы	120
III. 3. 1. 1. 1. Взаимосвязь химических и микробиологических показателей почвы (0-10 см) мегаполиса	124
III. 4. Структура микробной биомассы почвы (отношение грибы / бактерии) естественных и городских экосистем.....	134
III. 4. 1. Дерново-подзолистая почва и реплантозем г. Сергиев-Посад (Московская область) и мегаполиса Москва	135
III. 4. 1. 1. Определение вклада грибов и бактерий	135
III. 4. 3. Чернозем типичный степи некосимой и урбанозем промышленной зоны г. Курск (Курская область)	141
III. 4. 3. 1. Определение вклада грибов и бактерий	141
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	144
ВЫВОДЫ.....	145
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ	146
ПРИЛОЖЕНИЕ 1-9.....	175

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность проблемы. Микробное сообщество почвы осуществляет важные экологические функции в биосфере, связанные с круговоротом элементов питания, регуляцией газового состава атмосферы и формированием почвенной структуры (Griffiths, 1965; Глазовская, Добровольская, 1984; Звягинцев и др., 1992; Conrad, 1996; Умаров и др., 2003; Dilly, 2003; Заварзин, Кудеяров, 2006; Anderson, Domsch, 2010). Функционирование микробного сообщества почвы может быть оценено основными (обилие, дыхание) и относительными (удельное дыхание биомассы, вклад эукариотов и прокариотов, доля углерода микробной биомассы в органическом углероде почвы и другие) показателями (Nielsen, Winding, 2002; Anderson, 2003; Nogueira et al., 2006; Murugan et al., 2014), которые, в свою очередь, могут служить надежными критериями мониторинга наземных экосистем (Brookes, 1995; Doran, Zeiss, 2000).

Одной из весомых тенденций современного преобразования почвенного покрова является антропогенное влияние и, как следствие, формирование пахотных и городских экосистем (или антропогенно преобразованных). Особое внимание исследователей в последнее время направлено на изучение почвы разных городов (Почва, город, экология, 1997; Jim, 2001; Герасимова и др., 2003; Курбатова и др., 2004; Строганова, Раппопорт, 2005; Gregory et al., 2006; Nehls et al., 2013; Wang et al., 2013; Горбов, Безуглова, 2013; Апарин, Сухачева, 2014; Прокофьева и др., 2014; Nannoni et al., 2014; Yang, Zhang, 2015), площадь которых постоянно растет (Holmgren, 2006) и составляет в настоящее время от 0.2 до 2.4% поверхности суши (Grimm et al., 2000; Svirejeva-Hopkins et al., 2004; Potere, Schneider, 2007).

Исследование почвы города было традиционно направлено на оценку ее санитарного состояния (Мишустин и др., 1979) и содержания в ней разных загрязнителей (Kimberly et al., 1999; Li et al., 2001), однако в последние годы уделяют внимание изучению ее ферментативной и антибиотической активности (Широких и др., 2011; Горбов, Безуглова, 2013), таксономического состава микробного сообщества (Лысак и др., 2000), морфологии клеток (Соина, Лысак, 2012), особенностей микроскопических грибов, в том числе их видовому разнообразию и наличию патогенных форм (Марфенина и др., 2002; Marfenina et al., 2008). Однако аспекты, связанные с обилием микробной биомассы и ее дыхательной активности в почве разных городов почти не изучены.

Микробиологические показатели почвы определенной территории, в том числе и с разными экосистемами, характеризуются высокой пространственной вариабельностью (Parkin, 1993; Morris, 1999; Morris, Boerne, 1999), что затрудняет их использование для ее биологической оценки. Поэтому пространственное изменение микробиологических

показателей почвы изучают часто вдоль трансекты (катены), обусловленной климатом (Raubuch, 1995), положением в ландшафте (Ruess, Seagle, 1994), землепользованием (Yan et al., 2003) или сукцессией растительности (Zak et al., 1994), что и позволяет рассматривать их вариабельность под влиянием этих факторов. Наше исследование сфокусировано на изучении функционирования микробного сообщества почвы в пределах одной экосистемы и в градиенте их изменения от естественных к пахотным и городским на локальном и региональном уровнях, что представляется актуальной научной задачей.

Цель работы – оценить изменение микробиологических показателей почвы в сопряженном ряду естественных и антропогенно преобразованных экосистем, с учетом их пространственной вариабельности в каждой экосистеме подтаежной и лесостепной растительных подзон европейской России.

Задачи исследования

1. Выбрать естественные и антропогенно преобразованные экосистемы подтаежной (разные почвы, разные агроклиматические подзоны) и лесостепной (один тип почвы, одна климатическая подзона) растительных подзон.
2. Изучить почву разных городов, дифференцируемую антропогенной нагрузкой (функциональные зоны), как градиент изменения городской экосистемы.
3. Оценить пространственную вариабельность содержания углерода микробной биомассы, ее дыхания и относительных индексов функционирования микробного сообщества почвы разных экосистем, включая городские.
4. Выявить изменения показателей функционирования микробного сообщества почвы в градиенте экосистем от естественных к антропогенно преобразованным, включая и городские, с учетом их пространственной вариабельности.
5. Исследовать химические свойства почв разных агроклиматических подзон Московской области и оценить их влияние на показатели функционирования их микробного сообщества.
6. Оценить микробное продуцирование CO_2 почвы естественных и антропогенно преобразованных экосистем Московской области, в том числе и разных функциональных зон мегаполиса Москва.

Научная новизна. Впервые для сопряженного ряда экосистем от естественных (лес, луг, степь) к антропогенно преобразованным (пашня, город) показано снижение микробной биомассы почвы и ее дыхательной активности на фоне их высокой пространственной вариабельности в пределах каждой экосистемы. Впервые выявлены особенности функционирования микробного сообщества почвы мегаполиса, больших и малых городов, для промышленных зон которых показано «ухудшение качества»

почвенного органического углерода, снижение скорости его минерализации и «эффективности» использования микроорганизмами по сравнению с таковыми рекреационных зон и естественных аналогов. Впервые оценен биогенный (микробный) потенциальный поток углекислого газа из почвы разных экосистем Московской области и функциональных зон мегаполиса Москва.

Практическая значимость. Экспериментальные результаты диссертационного исследования могут служить основой базы данных о микробном обилии и дыхательной активности почвы лесных, луговых, пахотных и городских экосистем европейской России, что будет востребовано для мониторинга, экологической и биологической оценки ее территории на локальном и региональном уровнях. Рассчитан биогенный (микробный) поток углекислого газа почвы естественных, пахотных и городских экосистем, который будет весьма полезен для оценки баланса углерода определенной территории, в том числе и с разной степенью ее урбанизации. Результаты и разработанные подходы могут быть использованы в курсе лекций и практических занятиях по почвенной микробиологии и экологии, а также для рекомендаций государственным органам, например, в рамках отчета «О состоянии природных ресурсов и окружающей среды Москвы и Московской области».

Защищаемые положения.

1. С учетом пространственной вариабельности обилия микробной биомассы почвы и ее дыхательной активности в градиенте изменения естественных и антропогенно преобразованных экосистем, включая и городские, диагностировано «ухудшение» функционирования почвенного микробного сообщества.

2. Микробная дыхательная активность почвы города может превышать таковую пашни, что следует учитывать для расчета баланса потока углерода на локальном и региональном уровнях.

I. ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ

I. 1. Почва как основной компонент биосферы

Почва – основной компонент наземной экосистемы, взаимодействующий с атмо-, гидро- и био- сферами (Ковда, 1985; Glanz, 1995; Структурно-функциональная роль..., 2003; Почвы в биосфере..., 2012; Breviket al., 2015). Почва является и ключевым ресурсом биосферы, обеспечивающим существование человека (Браун, 2003). В настоящее время понятие «почва» или «педосфера» ассоциируется не только как незаменимый источник пищевых ресурсов, но и вместе с тем углубляется понимание ее существенной роли в окружающей среде (Добровольский, Никитин, 1990; Koch et al., 2013; Amundson et al., 2015). Иными словами, педосфера выполняет функции, необходимые для стабильного существования биосферы (Добровольский, Никитин, 1990, 2000, 2012; Blum, Eswaran, 2004; Blum, 2005; Koch et al., 2013). Выделяют пять основных функций почвы: 1) участие в круговороте вещества и энергии; 2) обеспечение фильтрации, накопления и трансформации загрязняющих веществ атмосферы и гидросферы, предотвращение загрязнения окружающей среды; 3) производство биомассы (питание человека, корм скота, источник возобновляемой энергии); 4) банк генетической информации (местообитание организмов, семян); 5) физический базис технических, промышленных и социально-экономических структур, источник строительных материалов, культурное наследие: роль в формировании ландшафта, сохранение палеонтологических и археологических ценностей, жизненное пространство человека (Blum, 2005; Blum, Eswaran, 2004). Российские исследователи отмечают и другие функции почвы, играющие существенную роль для биосферных процессов (Добровольский, Никитин, 1990; Структурно-функциональная роль..., 2003). Кроме того, в зарубежной научной литературе широко используют понятия «качество» и «здоровье» почвы (Bezdicsek et al., 1996; Karlen et al., 1997; McBratney et al., 2012; Koch et al., 2013). «Здоровье» почвы – это ее способность как компонента наземной экосистемы функционировать в течение длительного времени, обеспечивая ее биопродуктивность, качество воды и воздуха, а также здоровье растений, животных и человека (Doran, Parkin, 1996). Термин «качество» почвы связан с ее «пригодностью» для конкретных целей, а «здоровье» почвы – с выполнением экосистемных функций, что имеет более широкий смысл, чем «качество» (Sojka, Upchurch, 1999; Doran, Zeiss, 2000). Продовольственная безопасность, биоразнообразие, изменение климата, качество пресной воды и других ресурсов – зависят во многом от состояния почвенного покрова (McBratney et al., 2012).

Почвенный покров Планеты имеет малую толщину, однако это ее «живой эпидермис» и самая продуктивная часть биосферы (Amundson et al., 2015). Живая

биомасса суши составляет почти 90% всей биомассы Земли, причем ее суммарная первичная продукция в два раза больше, чем океана (Умаров, 2003). Почва, обладающая высокой мозаичностью и разными фазами: твердая, жидкая и газообразная, обеспечивает существование разнообразных живых организмов, среди которых наиболее многочисленны и физиологически (биогеохимически) активны микроорганизмы (Звягинцев и др., 1992; Умаров, 2003). Микробное сообщество почвы, в свою очередь, поддерживает так называемый гомеостаз наземной экосистемы и вносит значительный вклад в ее функционирование (Глазовская, Добровольская, 1984; Звягинцев и др., 1992).

За последние два десятилетия показана существенная роль почвы в обеспечении экологически важных функций, «экосистемных сервисов» и «услуг» (Добровольский, Никитин, 1990; 2000; 2012; Blum, Eswaran, 2004; Blum, 2005; Janzen et al., 2011). Однако развитие этих идей пока не получило должной международной политической поддержки (Koch et al., 2013). Так, например, при исследовании изменения климата Планеты и глобального круговорота углерода роль почвы часто не принимают во внимание (Schmidt et al., 2011). И это при том, что в почве содержание углерода почти в 2 раза больше, чем в атмосфере, а его цикл в почве более продолжителен (Lal, 2004). Далее, в почве находится около 98% всего генетического разнообразия наземной экосистемы (Fierer et al., 2007). Так, показано, что в лесах (западная Орегона, США) обитает 143 вида птиц, рептилий и млекопитающих, а в их почве – около 8000 видов членистоногих (Beard, 1991). Установлено, что один грамм почвы содержит несколько тысяч видов бактерий (Torsvik et al., 1994). Следует отметить, что проблеме генетического разнообразия почвенных организмов, согласно международной Конвенции о биологическом разнообразии, также не уделяется должного внимания (Глобальная перспектива..., 2010). Разработка критериев оценки ресурсов и их роли в биосферных процессах не является столь приоритетной согласно политике международного центра по развитию междисциплинарных исследований в области управления социально-экологическими системами (Stockholm Resilience Centre). Следует отметить, что основные международные мероприятия чаще направлены на изучение последствий нерационального землепользования, а не на разработку экологической стратегии охраны и сохранения почвенного биоресурса (Koch et al., 2013).

Таким образом, почва признана не только основой сельскохозяйственного производства, но и важным компонентом биосферы, сохраняющим и улучшающим качество окружающей среды, регулятором газового состава атмосферы и связующим звеном геологического и биологического круговоротов на Планете. Почва является банком генетической информации, средой обитания макро-, мезо-, микробиоты, а также

защитным, сорбционным барьером и культурным наследием (Ковда, 1985; Добровольский, Никитин, 1990; Glanz, 1995; Добровольский 2000; 2012; Структурно-функциональная роль..., 2003). Роль почвы пока еще недооценена современным обществом и политическими кругами, что можно считать одной из причин ее нерационального использования и существенной деградации.

I. 2. Современная трансформация почвы и формирование антропогенно преобразованных экосистем, включая городские

В последние десятилетия глобальная трансформация наземных экосистем приводит к изменению климата, опустыниванию, уменьшению биоразнообразия, нарушению целостности растительного, в том числе и почвенного, покровов (UNEP..., 2010; Janzen et al., 2011). В результате нерационального землепользования происходят процессы эрозии почвы, ее подкисления, засоления, уплотнения и потери почвенного органического углерода, а интенсивный антропогенный прессинг на почву способствует росту скорости этих процессов (van Lynden et al., 1997; Koch et al., 2013). Современные глобальные оценки свидетельствуют, что в результате хозяйственной деятельности человека площадь эродированных, истощенных питательными элементами, засоленных, загрязненных и механически изменённых почв мира составляет 1642, 135, 76, 22 и 79 млн. га соответственно, то есть почти 2 млрд. га (Добровольский, 1997; Bai et al., 2008; Почвы в биосфере..., 2012). Причем, их наибольшая доля приходится на территорию Азии (38%), а наименьшая (5%) – Северной Америки (Bai et al., 2008). Подсчитано, что примерно 1.3 млрд. человек развивающихся стран живут в экологически уязвимых районах с высокой деградацией почвенного покрова (World Bank, 2003). Процесс деградации и трансформации педосферы уже получил название «тихого кризиса Планеты» (Добровольский, 1997; Браун, 2003). Отмечено, что в РФ состояние почвенного покрова также во многом нарушено, а в ряде районов – даже критически (Добровольский, 1997). В нашей стране в результате добычи полезных ископаемых и торфа повреждено около 2 млн. га земель, а 67, 240, 16 и 180 тыс. га – занято свалками, отходами; захламлены и подвергнуты консервации из-за их деградации соответственно (Иванов, 2014).

Естественно-исторических (природных) почв осталось около 15% их общей площади, а антропогенно преобразованные и искусственно созданные почвы занимают больше их половины (Герасимова и др., 2003). Известно, что сельскохозяйственная деятельность является исторически традиционным путем преобразования почвенного покрова (Diamond, 2002). Площадь пахотных земель в мире составляет 1.5 млрд. га или 10% площади суши (Почвы в биосфере..., 2012). Подсчитано, что в результате

нерационального землепользования 1.0-2.3 млн. га почвенного покрова Земли не пригодно для выращивания сельскохозяйственной продукции (Lambin, Meyfroidt, 2011). В России сельскохозяйственные угодья занимают около 220 млн. га (~13% ее площади), из них пахотные - около 122 млн. га [Государственный (национальный) доклад..., 2006]. Причем, больше половины пахотных почв (58%) подвержены сильной водной и ветровой эрозии, переувлажнены, заболочены и засолены (Государственный доклад «О состоянии и об охране...», 2014). Кроме того, мониторинг пахотных почв страны свидетельствует об уменьшении содержания в них органических и основных минеральных элементов питания, так почвы 25, 13 и 5% площади сельскохозяйственных угодий обеднены гумусом, фосфором и калием соответственно (Доклад о состоянии и использовании земель..., 2010; Иванов, 2014; Государственный доклад «О состоянии и об охране...», 2014). Вынос питательных элементов из почвы за счет сельскохозяйственной деятельности ежегодно в 3 раза превышает их возврат с вносимыми удобрениями, что диктует необходимость определенных затрат на поддержание их плодородия (Доклад о состоянии и использовании земель..., 2010). Кроме того, в связи с экономическим кризисом начала 90-х годов XX века более 1/4 сельскохозяйственных земель в РФ было «заброшено» и их площадь сократилась примерно на 34 млн. га (Панкова, Новикова, 2000). Важно отметить, что площадь плодородных сельскохозяйственных земель сокращается и за счет роста городских поселений, в среднем на 15 тыс. км² в год за период 2000-2030 гг. (Döös, 2002; Burghardt, 2006; Montgomery, 2007). Показано, например, что территория южной Европы (Средиземноморский регион, Атика, Греция), имеющая плодородные почвы, и особенно на равнинах, к настоящему времени в большей степени затронута урбанизацией (Сальвати и др., 2014).

Урбанизация является современной тенденцией изменения землепользования и преобразования наземных экосистем (Saier, 2008; Seto et al., 2011). Площадь городов занимает от 0.2 до 2.4% поверхности суши (Grimm et al., 2000; Svirejeva-Hopkins et al., 2004; Potere, Schneider, 2007). В работе Амундсон с соавторами (Amundson et al., 2015) показано распределение городских территорий Земного шара (рис. 1). При этом, площадь городских поселений постоянно растет, так, например, в Московской области земли поселений занимают почти 12% ее общей площади (Росреестр..., 2010). Известно, что в современных городах проживает почти 50% населения планеты, а к 2030 г. оно достигнет 60%, к 2050 г. – почти 70% (United Nations Population Fund, 2007). Рост площади городов составляет примерно 20 тыс. км² в год (Holmgren, 2006). Существуют оценки и других авторов, которые прогнозируют, что в последующие 20 лет площадь городских территорий увеличится на 1.5 млн. км², что почти равно площади современной Монголии

(Seto et al., 2011). В городской атмосфере создаются очаги тепла и пыли, которые существенно влияют на микроклимат поселения. Отмечают наличие эффекта и «острова тепла» (urban heat island), который характеризуется повышением температуры воздуха по сравнению с окружающей местностью (Henry, Dicks, 1987; Oke, 1995). Так, например, в Нью-Йорке, температура воздуха в среднем на 2-3°C выше, чем в 130 км от него (Humans as components of ecosystems: the ecology..., 1993).

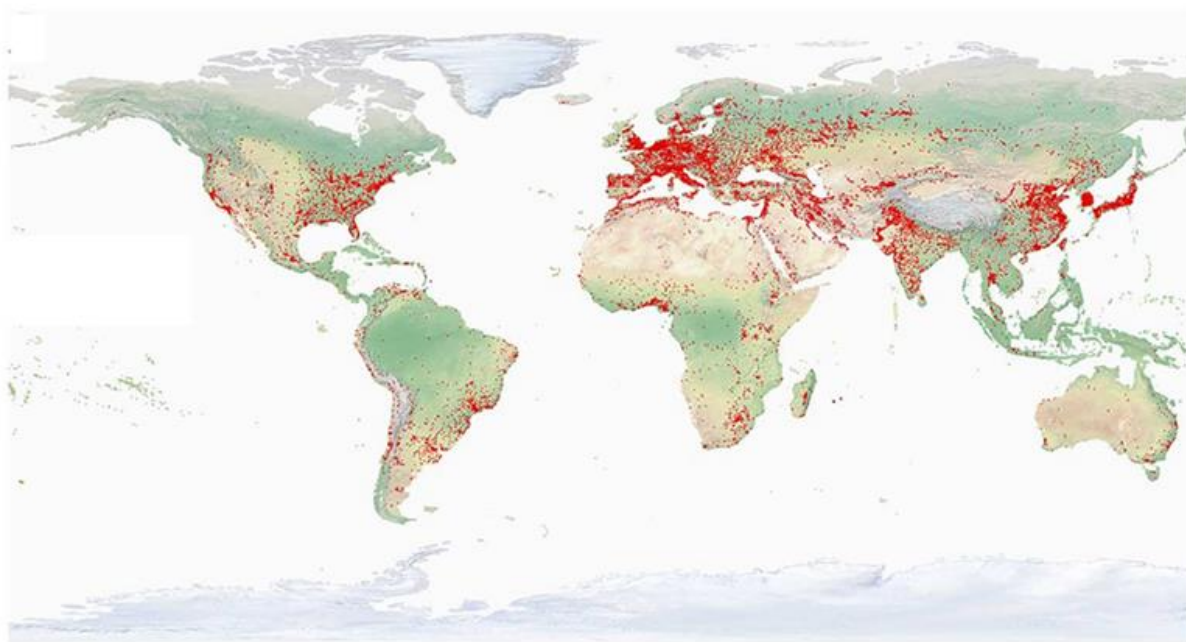


Рис. 1. Распределение городских территорий (отмечено красным) мира (Amundson et al., 2015)

В целом, современный город является специфической и уникальной по своим свойствам урбоэкосистемой, которая, с одной стороны, состоит из ее фрагментов природного и неприродного (дома, промзоны, автодороги) происхождения, а с другой, – отличается созданием антропогенных (искусственных) систем в результате замещения или деградации природных (Почва, город, экология..., 1997). И как следствие, почвенный покров города становится разнообразным, могут встречаться природные или почти природные (естественный профиль почвы, часто с биогеохимическими особенностями) почвы, “полугородские” урбопочвы и собственно “городские почвы”: урбаноземы, почвоподобные образования: конструктоземы, реплантоземы, рекреаземы (Герасимова и др., 2003; Прокофьева и др., 2014). Отмечают, что различие между городскими почвами и почвоподобными образованиями довольно условное, считают, что они выполняют

экологические функции и вследствие чего, их можно считать почвами (Почва, город, экология..., 1997; Закон города Москвы..., 2007).

Почвы городов существенно отличаются от естественных аналогов и их физические (Jim, 2001; Gregory et al., 2006; Yang, Zhang, 2015) и химические (Wang et al., 2013) свойства изменены. В почве городов отмечают увеличение грубых фракций (камень, песок) и уменьшение тонких (ил, глина). Отмечено, что почва г. Гонконга содержала 13-82 и 72-92% камня и песка соответственно (Jim, 2001). Кроме того, почва урбоэкосистем часто уплотнена. Так, показано, что в г. Нанкин плотность сложения ее верхнего горизонта (0-30 см) составляла 1.14-1.70 г см⁻³ (Yang, Zhang, 2015), а в селитебной зоне (детская площадка) г. Москвы – достигала 1.85 г см⁻³ (Почва, город, экология..., 1997). Изменение физических свойств почвы городов обусловлено ее запечатанностью. Подсчитано, что 2.3% территории Европы находится под асфальтом, зданиями и сооружениями (Prokor et al., 2011). Установлено, что в крупнейших мегаполисах России (Москва, Санкт-Петербург) примерно 70-90% почвенного покрова запечатано (Почва, город, экология..., 1997; Строганова и др., 1997; Васенев и др., 2013; Апарин, Сухачева, 2013; 2014). Большинство авторов отмечают, что почвы городов отличаются щелочной реакцией в результате избыточного поступления Ca²⁺ и Mg²⁺ с пылью, разными отходами и строительным материалом (Short et al., 1986; Почва, город, экология..., 1997; Nehls et al., 2013). Показана тесная положительная корреляция между содержанием карбонатов и значением pH почвы городов Венгрии и Италии (Puskás, Farsang, 2009; Nannoni et al., 2014). Так, в почве (0-20 см, n=11) города Сиены (Италия) значение pH_{вод} составило 7.4-8.6 единиц (Nannoni et al., 2014), в г. Сегеде (Венгрия, 0-200 см, n=15) – 7.6-9.1 (Puskás, Farsang, 2009). В почве (0-10 см) Нанкина (Китай, рекреационная, селитебная и промышленная зоны, n=67) значение pH было значимо выше (8.13), чем соответствующих сельскохозяйственных (6.97, n=26) (Zhao et al., 2007). Отмечают, что почвы городов хорошо обеспечены и фосфором (часто его высокая концентрация), что, в свою очередь, может быть токсично для многих растений и почвенных организмов. Аккумуляцию фосфора в почве городов связывают в основном с поступлением органических отходов и применением минеральных удобрений (Bonner, Agnew, 1983; Zhang et al., 2005; Yuan et al., 2007). Так, в почве (0-10 см) городского парка (n=13) Нанкина (Китай) содержание доступного фосфора составило в среднем 77.2 мг кг⁻¹, что значимо не отличалось от такового пахотных, n=26 (Zhao et al., 2007). Более того, в почве (0-10 см, n=233) г. Пекина содержание общего Р было в интервале 800-1000 мг кг⁻¹ (Wang et al., 2011). Следует отметить, что классификация городских почв России выделяет подтип «химически загрязненные», в котором обозначен род “зафосфаченные” (Прокофьева и др., 2014).

Такие почвы дифференцируют по содержанию подвижных форм P_2O_5 ($mg\ kg^{-1}$), а именно: малофосфоросодержащие (<20), среднефосфоросодержащие ($20-100$), многофосфоросодержащие ($100-200$), очень много фосфоросодержащие ($200-500$), сильнозафосфаченные ($500-1000$), и даже сверхсильнозафосфаченные (>1000) (Прокофьева и др., 2014). Показано, что в почве (0-10 см, $n=215$) Москвы содержание P_2O_5 составляет $332-789\ mg\ kg^{-1}$, причем его высокое значение ($>250\ mg\ kg^{-1}$) обнаружено в 81% исследуемых образцов (Доклад о состоянии окружающей среды в городе..., 2014).

Почвы городов подвергаются и загрязнению тяжелыми металлами, нефтепродуктами, полициклическими ароматическими углеводородами, пестицидами, фенолами и другими поллютантами (Craul, 1985; Imperato et al. 2003, Pickett, Cadenasso, 2009; Wang et al., 2013, Yang, Zhang, 2015), что с очевидностью может оказывать влияние на здоровье человека и состояние окружающей среды. Так, содержание кадмия в почве (0-20 см) г. Сиена (Италия, $n=11$) было в 8-14 раз больше, чем таковое естественного аналога ($n=6$) (Nannoni et al., 2014). Содержание свинца и кадмия в почве (0-20 см) г. Киров (Россия) в 10 и 2 раза соответственно превышала их регионально-установленные фоновые значения (Терехова и др., 2014). Содержание свинца и меди в почве (0-10 см, $n=5$) Мариуполя (Украина) было в среднем в 2.7 и 1.6 раз выше соответственно фоновых значений: заповедник, лесничество, $n=2$ (Шеховцева, Мальцева, 2014). Авторы отмечают также, что свинец в основном накапливается в верхнем 5-см минеральном слое почвы вдоль автотрасс и достигает $58\ mg\ kg^{-1}$ (Шеховцева, Мальцева, 2014).

Атмосферные осадки в городах попадают на асфальт или уплотненную поверхность почвы и без своеобразной «фильтрации» попадают в речную сеть (Почва, город, экология..., 1997). Тем самым, уплотнение почвы городов приводит к увеличению поверхностного стока атмосферных осадков, способствует наводнению, подтоплению зданий, а также изменению режима подземных вод, ухудшению газообмена в системе «почва-атмосфера», утечке газа из коммуникационных труб (Yang, Zhang, 2015). К тому же, может нарушаться геохимическая сопряженность системы «почва-грунт» (например, коммуникационные сети). В целом можно констатировать, что загрязненные и истощенные питательными элементами городские почвы слабо выполняют функцию сорбционного барьера и часто не обеспечивают надлежащие условия для зеленых насаждений (Почва, город, экология..., 1997; Курбатова и др., 2004).

Итак, антропогенная трансформация наземных экосистем достигла поистине глобальных масштабов, формируются антропогенно преобразованные и искусственно созданные почвы, территория которых к настоящему времени занимает большую половину суши. Традиционный путь сельскохозяйственного использования земель

сменяется набирающей обороты урбанизацией. В урбоэкосистеме антропогенный прессинг на ее компоненты, в том числе и почву, наиболее заметен. Почвы городов отличаются переуплотнением и загрязнением и, тем самым, не выполняют в полной мере их экологические функции, что, несомненно, влияет на качество окружающей среды и здоровье человека. Отсюда есть острая необходимость изучения физических, химических и биологических свойств почвы городов, чтобы понять причины их изменения и снизить экологические риски для проживающего в них населения.

I. 3. Микробиологические свойства почвы для оценки ее состояния

Антропогенное воздействие на почвы диктует необходимость оценки их экологического состояния (Снакин и др., 1995; Оценка экологического..., 2000; Экологическое нормирование..., 2013). Экологическое состояние – это комплексная характеристика почвы, отражающая ее соответствие нормативным требованиям, связанным с экологической безопасностью и ее функционированием (Смагин и др., 2008). Экологическое состояние почвы оценивают санитарно-гигиеническими нормативами и физико-химическими признаками деградации, используют и биологические показатели. Микробиологические показатели почвы используют для целей экологического мониторинга, нормирования, оценки устойчивости экосистемы в целом, в том числе и при разных сценариях (Звягинцев и др., 1976; Кожевин и др., 1989; Wardle, Giller, 1996; Ohtonen et al., 1997; Ананьева, 2003). Кроме того, на основе микробиологических критериев почвы разрабатывают подходы и для их экономической оценки (Гавриленко и др., 2013).

Живая часть почвы, весомую долю в которой занимают почвенные микроорганизмы, играет важную роль в круговороте элементов питания (Martens, 1995; Dilly, 2003; Anderson, Domsch, 2010), регуляции газового состава атмосферы (Звягинцев и др., 1992; Conrad, 1996; Умаров и др., 2003; Заварзин, Кудеяров, 2006) и формировании почвенной структуры (Griffiths, 1965). Микробное сообщество почвы «чутко» реагирует на разнообразные внешние, в том числе и антропогенные, воздействия (Martens, 1995; Ананьева, 2003; Collof et al., 2008; Li et al., 2009; Macdonald et al., 2009; Anderson Domsch, 2010). В качестве микробиологических индикаторов изменения почвы предлагают обилие микроорганизмов, в том числе их общую биомассу, численность бактерий и микроскопических грибов (Демкина, Мирчинк, 1985; Полянская и др., 1995 *а, б, в*; Ананьева и др., 2006; Anderson Domsch, 2010), их ферментативную активность (Hussain et al., 2009; Utobo, Tewari, 2015), а также численность обитающих в ней патогенов (Garcia, McKay, 1970). В научных исследованиях востребованы показатели почвы,

характеризующие микробное разнообразие (генетическое, функциональное) и отражающие участие микроорганизмов в циклах углерода (скорость дыхания или разложение органического вещества, окисление и продукция метана, ферментативная активность) и азота (азотфиксация, аммонификация, нитрификация и денитрификация) (Кожевин и др., 1979; Jenkinson, Ladd, 1981; Torsvik et al., 1996; Умаров и др., 2003; Joergensen, Potthoff, 2005; Степанов, 2011). Наиболее востребованными, воспроизводимыми и экспрессными показателями функционирования, а значит и экологического состояния почвы, является ее микробная биомасса, микробное (базальное) дыхание, микробный метаболический коэффициент (удельное дыхание микробной биомассы), доля углерода микробной биомассы в органическом углероде почвы и отношение грибы / бактерии (Nielsen, Winding, 2002; Anderson, 2003; Nogueira et al., 2006; Murugan et al., 2014). Следует отметить, что во многих странах, в том числе и европейских, упомянутые микробиологические свойства служат полезными и информативными индикаторами «качества» и «здоровья» почвы, поскольку они: 1) чувствительны к изменению землепользования и многим другим нарушениям, в том числе и антропогенным; 2) играют значительную роль в биогеоценотических функциях почвы; 3) полезны для объяснения экосистемных процессов; 3) доступны и понятны для землепользователей и политиков; 4) малое время- и трудо-затратное определение; 5) широкий ряд почв; 6) научная обоснованность, подтверждается большим количеством научных работ, опубликованных в рецензируемых изданиях (Brookes, 1995; Doran, 2000).

1.3.1. Обилие микроорганизмов в почве (биомасса)

Микробная биомасса почвы (общая) включает в себя все живые и неживые организмы, размер которых не превышает 150-200 мкм (Coleman, Wall, 2007). Микробная биомасса почвы представлена в основном микроскопическими грибами и бактериями (Beare, 1997; Bardgett, Griffiths, 1997; Gatteringer et al., 2002). Микробную биомассу почвы можно условно разделить на: 1) активную; 2) потенциально активную; 3) пассивную и 4) мертвую (Blagodatskaya, Kuzyakov, 2013). *Активная микробная биомасса* почвы участвует в минерализации легкодоступных субстратов и быстро «отвечает» на внесение дополнительных, клетки быстро растут и размножаются (Blagodatskaya, Kuzyakov, 2013). Показано, что в почве *in situ* (без дополнительного внесения питательных веществ) содержание активной биомассы составляет лишь 0.1-2% (редко около 5%) общей (Prosser et al., 2007). *Потенциально активная микробная биомасса* характеризуется способностью быстро переходить из неактивного состояния в активное (за несколько часов), она занимает своеобразное промежуточное положение между активной и пассивной,

составляет 10-40% общей (Placella et al., 2012). *Пассивная микробная биомасса* почвы характеризуется пониженной физиологической активностью, клетки находятся в покое, формируются споры, цисты и т.п. (Roszak, Colwell, 1987). Почвенные микроорганизмы (в основном грамположительные бактерии и грибы) устойчивы неблагоприятным условиям среды. Многие виды бактерий также хорошо адаптируются к неблагоприятным условиям в течение долгого времени, используют энергетические «резервы» и снижают свою метаболическую активность (Raubuch et al., 2002). *Мертвая микробная биомасса* или *некромасса* характерна для клеток, в которых не происходит синтеза белка и, следовательно, они не размножаются (Villarino et al., 2000). Некромасса микроорганизмов почвы является пулом легкодоступного субстрата, представляя собой динамичную часть почвенного органического вещества, которая, в свою очередь, 1) минерализуется активной и пассивной микробной биомассой до CO₂, 2) вовлекается в живые клетки микроорганизмов и/или 3) закрепляется почвенным органическим веществом (Cotrufo et al., 2012; Bradford et al., 2013).

Таким образом, общая микробная биомасса почвы представлена в основном микроскопическими грибами и бактериями и включает в себя ее активную, потенциально активную, пассивную и мертвую (некромассу) части. Отмечено, что именно активная и потенциально активная биомасса микроорганизмов почвы выполняет важные функции в наземной экосистеме и биосфере в целом.

1. 3. 1. 1. Методы определения микробной биомассы почвы

Методы определения микробной биомассы почвы подразделяют на «прямые», биохимические и физиологические. «Прямые» - связаны с использованием микроскопии, биохимические – фумигации, определением специфических компонентов микробной клетки: ДНК, АТФ, жирные кислоты, а физиологические – измерением субстрат-индуцированного дыхания, в том числе и при использовании дополнительного субстрата микроорганизмами.

Прямые методы определения микробной биомассы почвы основаны на окрашивании микробных клеток почвенной суспензии и учета их количества и объема с помощью разных типов микроскопии (Babiuk, Paul, 1970; Полянская и др., 1995 а, б, в). Использование флуоресцентных красителей и эпифлуоресцентной микроскопии получило широкое распространение в почвенной микробиологии и экологии (Trolldenier, 1973; Hobbie et al., 1977; Кожевин, 1989; Методы почвенной..., 1991). Следует отметить, что значительное количество работ, связанных с оценкой микробной биомассы почв, в том числе и ее структуры, выполнено исследователями России методом прямой

люминесцентной микроскопии (Звягинцев и др., 1993; Головченко и др., 1993; 1995; Паринкина, Ключева, 1995; Полянская и др., 1997). Метод люминесцентной микроскопии позволяет определять длину мицелия грибов и актиномицетов, численность бактерий и грибных спор, диаметр мицелия и спор грибов. Почвенную суспензию на стеклянной подложке окрашивают калькофлуором белым (оценка эукариот) или акридином оранжевым (оценка прокариот) и подсчитывают с помощью люминесцентного микроскопа (Кожевин, 1989; Методы почвенной..., 1991; Полянская и др., 1995 а, б, в). Вес грибной и бактериальной биомассы (сухая масса) определяют на основе длины мицелия грибов и актиномицетов, численности бактерий с последующим расчетом их биообъемов, принимая во внимание удельный вес и содержание воды в клетках (Полянская и др., 1995 в). Однако такой пересчет связан с определенной условностью его коэффициентов: число клеток (длина мицелия), сухая биомасса и содержание углерода микробной биомассы. Так, содержание воды и углерода в клетках почвенных микроорганизмов многие исследователи принимают за 80 и 50% соответственно (Кожевин, 1989; Полянская и др., 1995 в), другие – указывают на их величины соответствующие 85 и 45% (Domsch et al., 1979). Следует отметить также, существенные ограничения прямого метода, которые связаны с дифференциацией живых и мертвых микробных клеток (Bölter et al., 2002). Поэтому для прямого микроскопирования клеток почвенной суспензии используют краситель LIVE-DEAD, позволяющий четко дифференцировать живые и мертвые клетки, но в основном бактерий (Dresing et al., 1998; Лысак и др., 2009). Другим недостатком прямого метода определения микробной биомассы почвы является вероятность учета почвенных частиц или маскировки ими адсорбированных клеток, что, в конечном счете, может исказить результат исследования (Звягинцев, 1987). Отмечают также, что прямая микроскопия является трудоемким и времязатратным методом определения микробной биомассы, результат которого может почти на 80% зависеть от субъективности исследователя (Domsch et al., 1979; Stahl et al., 1995). Однако несомненное преимущество метода прямого микроскопирования связано с возможностью визуализировать и, тем самым, дифференцировать клетки разных микроорганизмов почвы. Этот метод является весьма традиционными в микробиологических исследованиях, однако в последнее время происходит стремительное усовершенствование техники наблюдения микроорганизмов почвы, что расширяет границы ее применения и снижает риски субъективности (Joergensen, Emmerling, 2006). Так например, методы флуоресцентной гибридизации *in situ* (FISH) с применением олигонуклеотидных зондов (Rothballer et al., 2003; Манучарова, 2008) и микроавтордиографии (потребление клеткой субстратов с радиоактивным изотопом ^3H ,

^{14}C , ^{33}P) (Lee et al., 2003) позволяют изучать структуру микробного сообщества и его функциональное разнообразие в разных почвах.

Фумигационные методы определения микробной биомассы включают технику фумигации-инкубации (ФИ) и фумигации-экстракции (ФЭ) (Vance et al., 1987; Joergensen, 1995). Они основаны на обработке почвы парами летучих соединений (хлороформ, бромформ, окись этилена и другие), которые приводят к лизису микробных клеток. Метод ФИ основан на обработке почвенного образца фумигантом, после удаления которого, его инкубируют в течение 10-14 суток, затем измеряют поток CO_2 . Часть микроорганизмов (например, проросшие споры) в таких условиях инкубации интенсивно развивается, в качестве субстрата могут использовать некромассу, что и обеспечивает высокую скорость минерализации органического вещества и, в конечном счете, образование CO_2 . Выделение CO_2 почвы за счет фумигации-инкубации сопоставимо с содержанием микробной биомассы до внесения фумиганта (Störmer, 1908, цитировано по Martens, 1995). Содержание углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) рассчитывают по формуле: $C_{\text{мик}} = \Phi - K / k_c$, где Φ – скорость образования CO_2 фумигированным образцом, K – скорость образования CO_2 контролем (без обработки фумигантом), k_c – пересчетный коэффициент, указывающий долю углерода некромассы (после внесения фумиганта) минерализуемой до CO_2 (Jenkinson, Powlson, 1976). Ограничение метода ФИ связано с тем, что действие хлороформа для части почвенных микроорганизмов может быть не губительно. Так, выявлено, что в почве прерий обработка парами хлороформа приводила к гибели только 37-79% бактериальных и грибных клеток по сравнению с контролем (Ingham, Horton, 1987). Однако другие исследователи указывали, что жизнеспособность почвенных грибов, бактерий и актиномицетов после фумигации хлороформом сократилась на 90-100% (McGill et al., 1986). Кроме того, отмечают и высокую вариабельность коэффициента k_c , значение которого может составлять 0.06-0.6, а также указывают и на разложение части гуминовой фракции органического вещества почвы под действием паров хлороформа (Vance et al., 1987). Выявлено, что метод ФИ не применим для почв с $\text{pH} < 5$, воздушно-сухих образцов, а также затопленных и содержащих свежий органический материал или растительные остатки (Couteaux et al., 1989). В целом, упомянутые ограничения метода ФИ и длительность его проведения побудила исследователей разработать определенные усовершенствования, которые позиционируют с фумигацией-экстракцией. Известно, что фумигация почвы приводит к лизису микробных клеток и высвобождению ее разных элементов (например, C и N), которые, в свою очередь, можно экстрагировать (0.5 M K_2SO_4 , 1 M и 2 M KCl) (Vance et al., 1987). Содержание углерода и азота микробной биомассы почвы оценивают по разности

фумигированного и контрольного образцов, деленной на эмпирический коэффициент, учитывающий «неполный переход» этих элементов из почвы в раствор. Предложенный метод ФЭ прост в исполнении и в отличие от ФИ может быть использован для кислых почв (Vance et al., 1987; Martikainen, Palojärvi, 1990). Более того, кроме содержания основных элементов микробной биомассы (C, N) можно определять «микробный» фосфор (Hedley, Stewart, 1982) и серу (Saggar et al., 1981). Вместе с тем, отмечены и определенные недостатки этого метода, связанные в основном с широким варьированием пересчетного коэффициента, составляющего от 0.20 до 0.47 (Martikainen, Palojärvi, 1990; Zagal, 1993), а использование концентрированных растворов солей – весьма нежелательно для современных автоматических анализаторов.

Определение специфических компонентов микробной клетки (ДНК, АТФ, жирные кислоты). Дезоксирибонуклеиновая кислота (ДНК) один из основных компонентов микробной клетки. Поэтому содержание ДНК может служить «мерой» биомассы почвенных микроорганизмов (Marstrop, 2000). Отмечено также, что в единице биомассы микроорганизмов содержание ДНК может меняться (Работнова, Помозгова, 1979). Коэффициент перехода от содержания ДНК (мкг ДНК г^{-1}) клеток к микробной биомассе почвы ($\text{мкг С}_{\text{мик}} \text{ г}^{-1}$) варьирует от 5.0 до 5.6 (Lloyd-Jones, Hunter, 2001; Благодатская и др., 2003; Anderson, Martens, 2013). Известно также, что содержание внеклеточной ДНК в разных почвах может составлять от 30 до 70% общего (Паников, 1976), а по сведениям других авторов, она составляла всего 0.4 и 2.8% ее общего содержания в черноземе и бурой лесной почве соответственно (Благодатская и др., 2003).

Аденозинтрифосфат (АТФ) является компонентом активной части микробной биомассы, который вне клетки подвергается разложению в течение нескольких часов (Conklin, Macgregor, 1972). Определение этого компонента почвы связано с трудностями его извлечения. Было предложено обрабатывать почву ультразвуком с последующей экстракцией АТФ смесью 0.5 М трихлоруксусной кислоты, 0.25 М Na_2HPO_4 и 0.1 М хлорида параквата (Jenkinson, Oades, 1979). Содержание АТФ, определяемое таким способом, варьировало от 0.64 до 9.03 мкг г^{-1} , что составляло по подсчетам авторов только 45-84% теоретического (Jenkinson, Oades, 1979). В работе других исследователей экстракцию АТФ из почвы проводили раствором диметилсульфоксида $(\text{CH}_3)_2\text{SO}_4$ с добавлением 0.01 М Na_3PO_4 и ее содержание составило 0.76-7.79 мкг г^{-1} , или 97-105% теоретически возможного (Bai et al., 1988). Кроме того, установлена тесная взаимосвязь между содержанием АТФ и углеродом микробной биомассы ($\text{С}_{\text{мик}}$) разных почв ($r=0.99$, $n=16$; $R^2=0.94$, $n=207$) (Bai et al., 1988; Contin et al., 2001). Показано, что отношение $\text{С}_{\text{мик}} : \text{АТФ}$ в разных почвах составляет в среднем 155 (Jenkinson, 1988), 250 (Karl, 1980), 465

(Eiland, 1983) и даже варьирует от 282 до 428 (Sparling, Eiland, 1983), 161-423 (Ross et al., 1980) 201-858 (Sparling, 1981). Широкое варьирование этого отношения в почвах объясняют зависимостью содержания АТФ внутри клеток и условий роста микроорганизмов (Nannipieri et al., 1978; Jenkinson, 1988; Contin et al., 2000). Например, показано, что содержание АТФ инкубированного образца почвы в течение 23 суток при 4 и 25°C увеличивалось на 30% и 80% соответственно, по сравнению с таковым контроля без инкубации (Contin et al., 2000). Более того, после добавления легкодоступного субстрата (глюкоза) в почву содержание АТФ возрастало в три раза (Cheng-Sheng et al., 1997). Следует учитывать также, что АТФ содержится не только в микроорганизмах, но и в клетках микрофауны и высших растений. Однако оценка содержания АТФ почвы связана с ценностью информации о физиологическом состоянии ее микробных популяций.

Фосфолипиды жирных кислот (PLFA). Содержание жирных кислот в почве может характеризовать жизнеспособную или активную часть ее микробной биомассы, поскольку после гибели клеток они быстро разрушаются (Frostegard et al., 1991; Kaur et al., 2005). Содержание фосфолипидов оценивают их экстракцией из почвы с последующим расщеплением липидных веществ (Bligh, Dyer, 1959; Frostegard et al., 1991). Специфические группы микроорганизмов (сульфатредуцирующие, метаноокисляющие и т.д.) обладают разным набором фосфолипидов, что может быть использовано для анализа состава микробного сообщества почвы (Frostegard, Baath, 1996; Sundh et al., 2000; Lauber et al., 2009). Так, для диагностики бактерий почвы учитывают жирные кислоты типа 15:0, 17:0 (Vestal, White, 1989; Tunlid, White, 1992), микроскопических грибов – 18:2ω6 (Frostegard, Baath, 1996) и актиномицетов - 10Me18:0 (Frostegard et al., 1993). Однако недавние исследования показали, что один и тот же тип жирных кислот может присутствовать в разных группах микроорганизмов. Например, ранее считали, что жирные кислоты типа су17:0 и су19:0 относятся только к грамтрицательным бактериям, однако они были обнаружены и в мембранах большинства грамположительных (Schoug et al., 2008).

В целом, метод определения содержания жирных кислот в почве считают относительно дорогостоящим и трудозатратным, поэтому он нацелен в основном на изучение физиологического состояния микроорганизмов и дифференциацию их отдельных групп (Sundh, 2000; Kaur et al., 2005).

Метод субстрат-индуцированного дыхания (СИД). В конце 70-х годов прошлого века был предложен физиологический или респирометрический метод оценки микробной биомассы (Anderson, Domsch, 1978). Метод СИД основан на измерении начальной

максимальной скорости дыхания микроорганизмов (образование CO_2), индуцированного внесением в почву легкоокисляемого доступного субстрата. В качестве субстрата чаще всего используют глюкозу – основной мономер целлюлозы, доля которой в растительном опаде составляет 70-80%. Следует отметить, что способность образовывать избыток CO_2 на внесение глюкозы обладают практически все аэробные и большинство факультативно-анаэробных хемоорганотрофных микроорганизмов, включая эукариотные (грибы) и прокариотные (бактерии, актиномицеты). Облигатно анаэробные, метилотрофные и хемолитотрофные бактерии не образуют избыток CO_2 после внесения глюкозы и их биомассу не определяют методом СИД, однако их доля в суммарной микробной биомассе почвы довольно мала.

Важный экспериментальный аспект метода СИД связан с продолжительностью инкубации обогащенного глюкозой образца почвы, которое не должно превышать пяти часов, чтобы исключить размножение микроорганизмов за счет потребления глюкозы (Anderson, Domsch, 1978). Показано, что динамика скорости дыхания микроорганизмов почвы и рост ее микробной биомассы практически постоянны в течение первых трех-четырех часов после внесения глюкозы (рис. 2), а далее – отмечено увеличение скорости образования CO_2 за счет размножения клеток (Martens, 1995; Höper, 2006). Микроорганизмы окисляют и соокисляют глюкозу за 3-3.5 ч (Anderson, Domsch, 1978; Ананьева и др., 2008; 2011), поэтому их дыхательный отклик (скорость образования CO_2) именно за такое время пропорционален микробной биомассе, что позволяет сделать пересчет от мкл CO_2 в мкг $\text{CO}_2\text{-C}$. Один из важных постулатов микробиологии, иллюстрирует, что дыхательный отклик микроорганизмов (образование CO_2) прямо пропорционален их биомассе (Pirt, 1975). Следует отметить, что для такого пересчета необходимо использовать коэффициент. Так, для 14 разных почв была показана значимая линейная зависимость начальной максимальной скорости СИД (после внесения глюкозы) от содержания их микробной биомассы, определенной методом ФИ (рис. 3А, Anderson, Domsch, 1978). Согласно полученному уравнению регрессии ($R^2=0.96$) следует, что 40 мг биомассы микроорганизмов продуцируют 1 мл CO_2 ч⁻¹ (или 1 мг биомассы – 25 мкл CO_2 ч⁻¹). Полученное соотношение справедливо для условий инкубации почвенного образца при 22°C. Более того, авторы подтвердили такое соотношение между скоростью СИД и микробной биомассой 14-ти видов чистых культур почвенных грибов (Anderson, Domsch, 1978). Так, коэффициент пересчета скорости СИД в содержание углерода микробной биомассы составил 40. Величина такого коэффициента была показана и в исследованиях других авторов (West, 1986; Martens, 1987; Wardle, Parkinson, 1991). Тем не менее, в научной литературе предлагают и другие коэффициенты такого перерасчета. Так,

сравнение величин микробной биомассы 27-ти разных почв методами ФИ и СИД позволило авторам предложить коэффициент пересчета, равный 30 (рис. 3Б, Kaiser et al., 1992). В другой работе был получен коэффициент, равный 50 (Sparling et al., 1990). Имеются сведения, что этот коэффициент составляет лишь 16 (Lin, Brookes, 1996; 1999 a). Однако большинство исследователей, в том числе и автор этой работы, применяют для пересчета начальной максимальной скорости СИД в единицы углерода микробной биомассы коэффициент, равный 40.

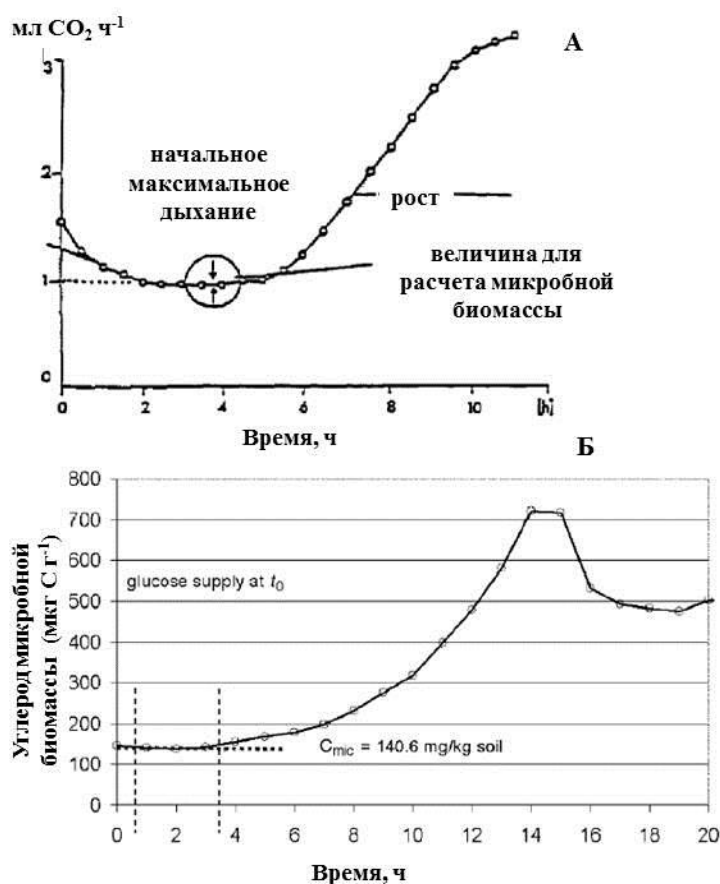


Рис. 2. Скорость микробного дыхания (А; Martens, 1995) и рост микробной биомассы (Б; Нёгер, 2006) почвы после добавления глюкозы

Выгодный аспект метода СИД связан с устойчивым количественным определением содержания углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) почвы, его определенной экспрессности, высокой воспроизводимости, чувствительности, меньшей время- и трудозатратности по сравнению с другими, например, прямой микроскопией и ФЭ (Anderson, Domsch, 1978; Ананьева и др., 2008). Метод СИД обеспечивает результат содержания микробной биомассы с относительной ошибкой не более 5-15%. Кроме того, считают, что метод позволяет учитывать только глюкозооткликающуюся (активную) часть микробной биомассы почвы (Beare et al., 1990; Hassink, 1993), однако она пропорциональна общей

(сравнение СИД, ФИ, ФЭ). Вместе с тем показано, что метод СИД не применим для почв с сильнокислой ($\text{pH} \leq 2.5$) и сильнощелочной реакцией (≥ 8.5) среды (Beck et al., 1997). В таких почвах образованный микроорганизмами избыток CO_2 может связываться почвенным раствором (Lin, Brookes, 1999 a), что приводит к его недооценке (Martens, 1987, Sparling, West, 1990). Исследователи отмечают также, что в кислых почвах ($\text{pH} < 6.5$) количество растворенного CO_2 ничтожно мало и им можно пренебречь. Так, экспериментально установлено, что отношение навески почвы к объему сосуда должно составлять 0.12 г мл^{-1} (Lin, Brookes, 1999 a). При таких условиях концентрация CO_2 в атмосфере сосуда с кислой почвой остается низкой и определение ее биомассы вполне оправдано (Lin, Brookes, 1999 a). Важно отметить также, что для лесных почв с $\text{pH}_{\text{вод}} 7.0$ -8.3 показана тесная корреляционная взаимосвязь ($r=94$, $n=19$) между величинами микробной биомассы, определяемой методами СИД и ФЭ (Anderson, Joergensen, 1997).

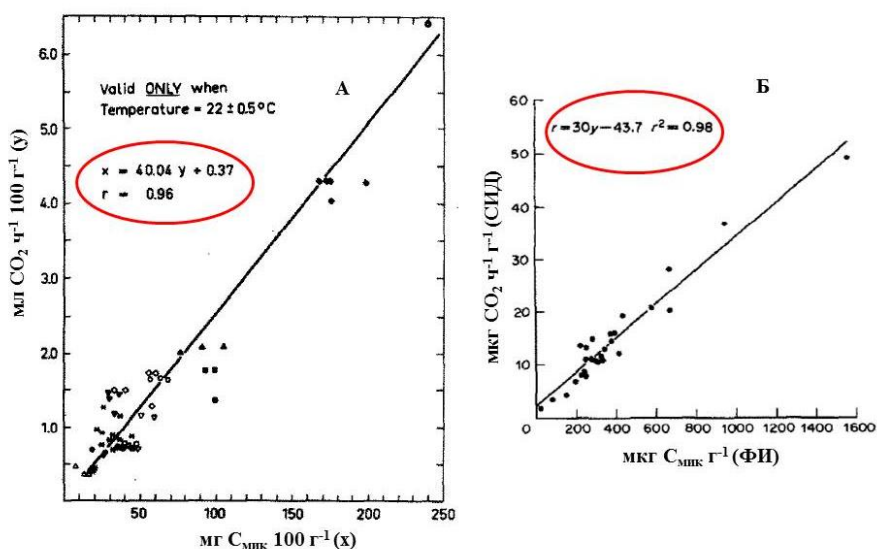


Рис. 3. Линейная зависимость между максимальным начальным субстрат-индуцированным дыханием (СИД) и содержанием углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$, метод ФИ) для 14-ти (А, Anderson, Domsch, 1978) и 27-ми разных почв (Б, Kaiser et al., 1992)

Таким образом, для оценки содержания микробной биомассы почвы имеются разнообразные методы и подходы. Прямая микроскопия почвенной суспензии позволяет четко дифференцировать микробные клетки и рассчитывать их микробную биомассу, в том числе и живую. Методы ФИ и ФЭ нацелены на оценку общей микробной биомассы почвы. Определение специфических компонентов клеток, например ДНК, также дают представление об общей микробной биомассе почвы, в то время как определение АТФ и PLFA – только активной и пассивной (Blagodatskaya, Kuzyakov, 2013). Метод СИД

позволяет оценивать активную и потенциально активную (глюкозооткликающуюся) часть микробной биомассы почвы, однако пересчет СИД в углерод микробной биомассы будет отражать ее общую величину. Вместе с тем, разработаны новые подходы (например FISH) для оценки микробной биомассы почвы, которые направлены на определение ее разных частей: активная, потенциально активная и другие (Blagodatskaya, Kuzyakov, 2013). Кроме того, метод СИД позволяет более экспрессно оценивать содержание микробной биомассы широкого ряда почв и анализировать большое количество почвенных образцов. Поэтому для нашего исследования почвы разных экосистем был выбран именно этот метод оценки микробной биомассы.

1.3.2. Образование CO_2 микроорганизмами почвы (базальное дыхание)

Почвенные микроорганизмы осуществляют азотфиксацию, продуцирование N_2O , CO_2 , потребление O_2 и образование разных ферментов, которые в научной литературе объединяют термином микробиологическая активность почвы (Burns, 1982; Anderson, Domsch, 1990; Dilly, 2005). Широко используемым в исследованиях информативным показателем микробиологической активности почвы является дыхание микроорганизмов. В целом дыхание почвы есть образование двуокиси углерода двумя основными составляющими: почвенными микроорганизмами (за счет трансформации органического вещества) и корнями растений (Заварзин, Кудеяров, 2006; Пулы и потоки..., 2007; Степанов, 2011). Вклад микроорганизмов почвы в дыхание почвы составляет по разным оценкам в среднем от 50 до 90% (Bowden et al., 1993; Tate et al., 1993; Евдокимов и др., 2010). Почвенные микроорганизмы окисляют поступающее в почву растительное органическое вещество (15-60% целлюлоза, 10-30% гемицеллюлоза, 5-30% лигнин), в результате трансформации и разложения которого образуется двуокись углерода. Дыхание микроорганизмов почвы (после удаления из нее корней) оценивают скоростью образования ими CO_2 или потребления O_2 . Следует отметить, что образование CO_2 почвой (микроорганизмами) весьма чувствительный процесс по сравнению с поглощением кислорода (концентрация CO_2 в атмосфере составляет ~0.03%, а кислорода – около 20%). Образование CO_2 почвой в лабораторных условиях оценивают чаще всего поглощением раствором щелочи с последующим титрованием (Alef, 1995) или с использованием инструментов газовой хроматографии и инфракрасной спектроскопии (ISO/DIS 16072). Считают, что дыхание нативной (необогатенной) почвы (освобожденной от корней растений) обусловлено только микроорганизмами, поэтому его принято называть «базальным» или микробным дыханием почвы. Определение базального дыхания (БД) почвы является традиционным и до сих пор наиболее часто используется для оценки ее

метаболической активности и физиологического состояния микроорганизмов (Zibilske, 1994; Alef, 1995). Показатель БД почвы широко используют в мониторинговых программах многих европейских стран: Германии, Швейцарии, Чехии, Великобритании, Эстонии, Финляндии, Италии, Латвии, Швеции (Nielsen, Winding, 2002). БД – ключевой информативный показатель активности микробного сообщества, его определение стандартизировано (ISO 16072, 2002). БД – есть скорость продуцирования CO₂ почвой в определенных гидротермических условиях (температура, влажность), в том числе и при ее предынкубации и инкубации. В научной литературе описывают условия для определения БД почвы, так температура инкубации варьирует от 14 до 30°C, а время инкубации – от 6 до 840 ч (табл. 1). Однако следует отметить, что во многих научных публикациях исследователи инкубируют образцы почвы при 22°C в течение 24 ч (Anderson, Domsch, 1990; Rousk et al., 2009; Gömöryová et al., 2011).

Табл. 1. Температура (Т) и продолжительность предынкубации и инкубации образца почвы при определении его базального дыхания (Creamer et al., 2014)

Автор, год	Предынкубация		Инкубация	
	время, сут	Т, °C	время, ч	Т, °C
Cernohlávková et al. 2009	3	20-22	24	20
Uzun, Uyanoz, 2011	н.о.	н.о.	24	25
Hofman et al., 2004	7	22	24	н.о.
Ritz, Wheatley, 1989	н.о.	25	н.о.	н.о.
Grayston et al., 2001	н.о.	н.о.	24	15 и 30
Maassen, Wirth, 2004	2	20	8	20
Rousk et al., 2009	7	22	22-24	22
Bundy et al., 2004	н.о.	н.о.	6	н.о.
Mulder et al., 2005	28	12	840	20
Vanhala et al., 2005	7	14	6	14
Gömöryová et al., 2011	н.о.	н.о.	24	22
Bárcenas-Moreno et al., 2011	н.о.	н.о.	96	25
Fernandes et al., 2005	5	н.о.	240	н.о.
Fliessbach et al., 2007	7	22	72	н.о.

н.о., нет определения

1.3.3. Относительные индексы функционирования микробного сообщества почвы

Отношение базального дыхания почвы и содержания углерода микробной биомассы позволяет рассчитать ее удельное дыхание, это отношение в научной литературе именуют «микробным метаболическим коэффициентом» (qCO_2). Величина qCO_2 является одним из информативных показателей экофизиологического состояния микробного сообщества

почвы (Anderson, Domsch, 1993). Установлено, что высокое $q\text{CO}_2$ может иллюстрировать большие затраты микроорганизмов на поддержание жизнедеятельности (Insam, Haselwandter, 1989) и, как следствие, чаще индицируется в нарушенных и загрязненных почвах (Fliessbach et al., 1994; Heilmann et al., 1995; Ananyeva et al., 2002). Высокое $q\text{CO}_2$ связано также с большей скоростью отмирания микробной биомассы, что, в свою очередь, может указывать на потерю углерода почвой (Anderson, Domsch, 1990). В почве устойчивых или климаксных экосистем (например старовозрастный лес), значение $q\text{CO}_2$ обычно низкое и составляет $\leq 2-4 \text{ мкг CO}_2\text{-C мг}^{-1} \text{ C}_{\text{мик}} \text{ ч}^{-1}$ (Susyan et al., 2011). Более того, $q\text{CO}_2$ может в определенной степени характеризовать экологическую стратегию почвенных микроорганизмов, так его высокое значение отмечено для r-стратегов (Dilly, 2005). Показано также, что этот показатель может служить индикатором изменения функционирования микробного сообщества, в том числе и при любых внешних воздействиях (Dilly, Munch, 1998; Ананьева, 2003; Bastida et al., 2008). Взаимосвязь между величиной $q\text{CO}_2$ и содержанием фосфора в почве 10-ти биомов суши была показана в работе Hartman и Richardson (2013), которая была получена на основе материала мета-анализа экспериментальных данных, опубликованных в 238 научных статьях (рис.4). Этот анализ показал, что доступная форма минерального фосфора является одним из значимых и сильных факторов (объясняет 44% вариации), влияющих на величину $q\text{CO}_2$ почв широкого ряда наземных экосистем, включая пустыни, сельскохозяйственные земли, пастбища, хвойные и лиственные леса. Кроме того, авторы отмечают влияние содержания фосфора почвы на скорость минерализации ее органического вещества (Bradford et al., 2008; Manzoni et al., 2010; Strickland et al., 2010).

Показано, что величина $q\text{CO}_2$ почвы чутко «реагирует» на изменение землепользования (Dilly et al., 2003; Bastida et al., 2006) и ее загрязнение тяжелыми металлами (Fliessbach et al., 1994; Yuangen et al., 2006; Para et al., 2010; Васенев и др., 2013). И хотя «надежность» $q\text{CO}_2$ как биоиндикатора «нарушенности» почвы подвергается критике некоторыми исследователями, однако признается его «ценность» как относительной меры эффективности использования и доступности органических соединений почвенным микроорганизмам (Wardle, Ghani, 1995). Считают, что показатель $q\text{CO}_2$ почвы в сочетании с другими весьма целесообразен, поскольку он в определенной степени может служить полезным индикатором ее «качества» и «здоровья». Так, показатель $q\text{CO}_2$ наряду с ферментативной и дыхательной активностью входит в перечень показателей мониторинговой программы по оценке экологического состояния почв провинции Шлезвиг-Гольштейн в Германии (Nielsen, Winding, 2002).

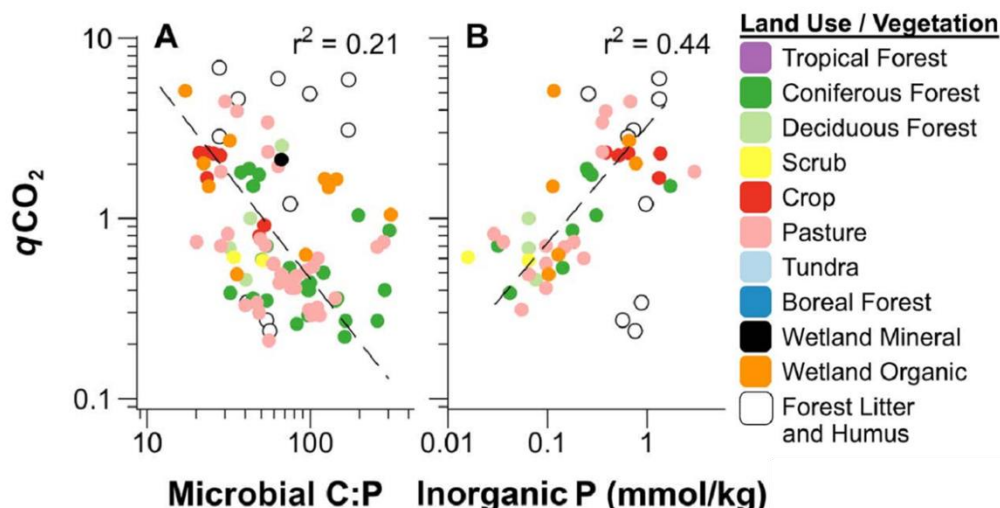


Рис. 4. Взаимосвязь между микробным метаболическим коэффициентом ($q\text{CO}_2$) и отношением углерода микробной биомассы к фосфору микробной биомассы (Microbial C:P), доступным фосфором почвы (Inorganic P) (Hartman, Richardson, 2013, n=279)

Известно, что углерод микробной биомассы является частью органического углерода почвы, он составляет 1-5% (Anderson, Domsch 1986; Sparling, 1992). Отношение $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ считают индикатором доступности органического углерода почвы (Anderson, Domsch, 1986; Insam, Domsch, 1988). Причем высокая доля $C_{\text{мик}}$ указывает на закрепление органического вещества в микробной биомассе (Anderson, Domsch, 1989), что в свою очередь свидетельствует о благоприятных условиях функционирования микробного сообщества и может характеризовать определенное «качество» органического вещества почвы (Dilly, 2005).

В целом, такие относительные физиологические показатели микробного сообщества почвы, как $q\text{CO}_2$ и $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$, могут количественно характеризовать процессы катаболизма и анаболизма соответственно (Anderson, 2003; Joergensen, Emmerling, 2006). Показано, что в загрязненных почвах (стрессовые условия для микроорганизмов) снижается эффективность использования органического субстрата микроорганизмами, а это значит что большая часть субстрата «катаболизируется» до CO_2 , а меньшая – вовлекается в микробную биомассу (Chander et al., 2001; Joergensen, Emmerling, 2006).

Эффективность использования $C_{\text{орг}}$ почвы микроорганизмами характеризуется отношением $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$ (Dilly et al. 2001; Dilly, 2005). Концепция применения этого отношения схематично показана на рис. 5. Предположим, что содержание $C_{\text{мик}}$ и скорость БД составляет 1 мкг С г^{-1} и $1 \text{ мкг CO}_2\text{-С г}^{-1} \text{ ч}^{-1}$ соответственно, а $C_{\text{орг}} = 0.01 \text{ г С г}^{-1}$, тогда отношение $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$ будет равным $100 \text{ мкг CO}_2\text{-С мг}^{-1} C_{\text{мик}} \text{ ч}^{-1} / \text{г С}_{\text{орг}} \text{ г}^{-1}$, что может указывать на эффективное использование $C_{\text{орг}}$ микроорганизмами (рис. 5). Так, если БД и

$C_{\text{орг}}$ почвы составят $0.25 \text{ мкг CO}_2\text{-C г}^{-1} \text{ ч}^{-1}$ и 0.005 г C г^{-1} соответственно (уменьшение в 2 раза), а $C_{\text{мик}}$ – $0.25 \text{ мкг C г}^{-1}$ (уменьшение в 4 раза), то отношение $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$ возрастает и составит $400 \text{ мкг CO}_2\text{-C мг}^{-1} C_{\text{мик}} \text{ ч}^{-1} / \text{г C}_{\text{орг}} \text{ г}^{-1}$, указывая на менее эффективное использование $C_{\text{орг}}$ (рис. 5 IV). Иными словами, уменьшение БД, $C_{\text{мик}}$ и $C_{\text{орг}}$ приводит к увеличению отношения $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$. Эти авторы (Dilly et al., 2001) показали, что отношение $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$ может служить полезным «индикатором» эффективности использования $C_{\text{орг}}$, причем оно, как правило, выше в нарушенных почвах. Ими показано, что в почве (0-20 см) букового леса, луга (сухой и влажный) и пашни (монокультура, севооборот) северной и южной Германии отношение $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$ сильно варьировало (от 20 до $274 \text{ мкг CO}_2\text{-C мг}^{-1} C_{\text{мик}} \text{ ч}^{-1} / \text{г C}_{\text{орг}} \text{ г}^{-1}$). Однако на пашне (монокультура, $C_{\text{орг}} 12 \text{ мг г}^{-1}$, pH 4.6) оно было в среднем в 4 раза значимо больше, чем влажного луга ($C_{\text{орг}} 84 \text{ мг г}^{-1}$, pH 4.8). Авторы также отметили, что внесение органических удобрений в почву может «улучшить» эффективность использования ее органического вещества. Более того, вниз по профилю изученных почв показано увеличение этого отношения (Dilly et al., 2001). Предполагают, что в почве с высоким отношением C/N (ограниченное поступление азота) и пониженным значением pH (кислая среда) можно иллюстрировать неэффективное использование $C_{\text{орг}}$ и снижение скорости его минерализации (Anderson, Domsch, 1993; Dilly et al., 2001).

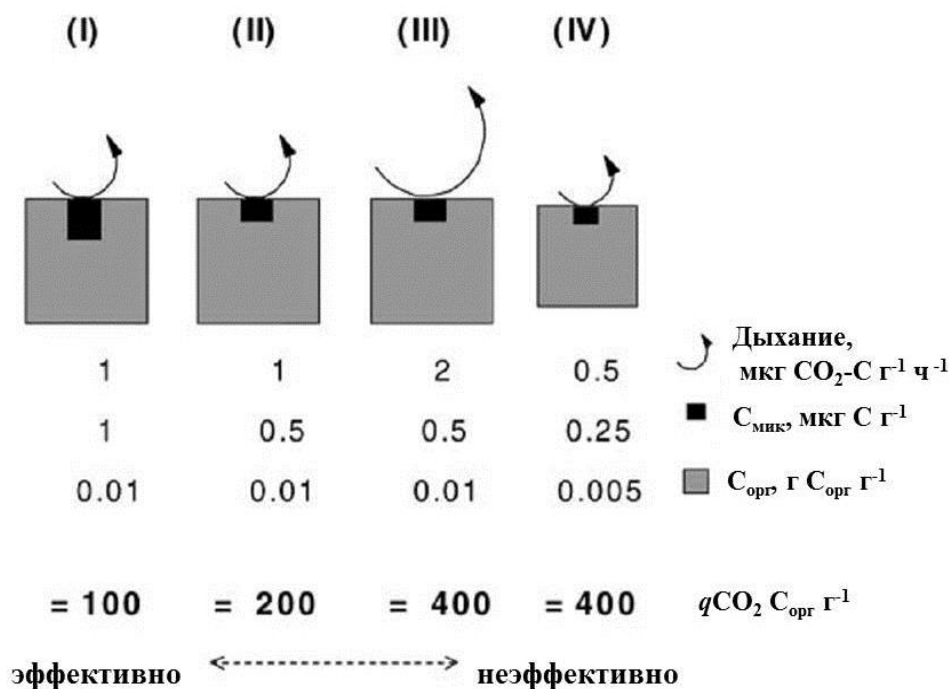


Рис. 5. Соотношение между дыханием, содержанием углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) и органическим углеродом почвы ($C_{\text{мик}}$): варианты I-IV (Dilly et al. 2001)

Таким образом, статус микробного сообщества почвы может быть охарактеризован полезными для исследователей показателями: $q\text{CO}_2$, $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ и $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$.

1.3.4. Структура микробного сообщества почвы (отношение грибы / бактерии)

Основная часть микробного обилия (биомасса) почвы представлена микроскопическими грибами (эукариоты) и бактериями (прокариоты), что составляет примерно 95% ее общей живой биомассы, а вклад архей и простейших – 1 и 2% соответственно (Beare, 1997; Gattinger et al., 2002). Клетка бактерий, как правило, не превышает 2 мкм, их численность в почве составляет $n \times 10^9$ клеток г^{-1} , а биомасса – 50-500 кг С га^{-1} ; длина мицелия микроскопических грибов достигает 10-1000 м г^{-1} , а диаметр их гиф составляет 2-10 мкм (Bloem et al., 2006). Грибы и бактерии представляют две экологические, но функционально различные, группы микробного сообщества почвы. Считают, что почвенные грибы осуществляют оборот питательных элементов медленнее (Blagodatskaya, Anderson, 1998). Функционирование микроскопических грибов почвы с высоким отношением C/N является более оптимальным, чем бактерий (Högberg et al., 2007). Так, например, в серой лесной почве (минеральный слой 0-10 см, мелколиственный лес) высокая доля грибов (грибы/бактерии = 12.1, 9.7 и 10.1) была обнаружена для трех точек исследования с высоким отношением C/N (10.5, 11.2 и 10.2 соответственно) (Семенов и др., 2013). Более того, полагают, что грибы в отличие от бактерий эффективнее используют органический субстрат почвы (Holland, Coleman, 1987; Sakamoto, Oba, 1994) и играют доминирующую роль на начальных этапах его деструкции (Swift et al., 1979). Выявлено, что грибы аккумулируют от 40 до 55% углерода, поступающего в почву, а бактериальные клетки – лишь 5-10% (Alexander, 1977; Bailey et al., 2002; Jastrow et al., 2007; Hoorman, 2011). В некоторых условиях грибы способны накапливать в своей биомассе больше углерода (в 26 раз), чем бактерии (Suberkropp, Weyers, 1996). Отношение C:N в гифах грибов составляет от 10:1 до 15:1, а в бактериальных клетках – оно меньше от 3.5:1 до 7:1 (Horwath, 2007). Кроме того, гифы грибов более устойчивы к микробному разложению, чем бактериальные клетки (Guggenberger et al., 1999). К тому же, гифы грибов играют значительную роль в агрегации почвенных частиц (Hu et al., 1995). Следует отметить также, что бактерии отличаются относительной устойчивостью к внешним воздействиям и экстремальным условиям среды, большинство из них способны выжить в сильноокислых и сильнощелочных почвах, в том числе в полужасушливых, засушливых (Pankhurst et al., 2001) и переувлажненных (Nakamura et al., 2003) условиях.

Показано, что отношение этих групп микроорганизмов или структура микробного сообщества почвы может служить полезным и информативным показателем его функционирования. Считают, что отношение грибов / бактерии в почве зависит от типа землепользования и может служить показателем ее состояния и «здоровья» (Hedlund et al., 2004; van der Putten et al., 2004; Bardgett, 2005). Исследователи разрабатывают подходы определения доли грибов и бактерий в общей микробной биомассе почвы, среди которых методы: 1) прямой микроскопии; 2) селективного ингибирования СИД антибиотиками; (3) определения специфических компонентов клеточных мембран и (4) клеточных стенок микроорганизмов.

Важным компонентом клеточной мембраны грибов является эргостерол, который контролирует ее проницаемость, вязкость и деятельность мембраносвязанных ферментов (Peacock, Goosey, 1989). Содержание эргостерола в почве используют, к тому же, в качестве биомаркера грибов (West et al., 1987; Montgomery et al., 2000; Engelking et al., 2007). Однако существуют группы почвенных грибов, которые не содержат эргостерола и принадлежат к семейству *Mortierellaceae* филума *Zygomycota*, а также филума *Glomeromycota*. Поэтому определение биомассы грибов по содержанию в почве эргостерола связано с определенными ограничениями, а именно – высокая вариабельность его содержания для разных видов грибов (Djajakirana et al., 1996), различие их морфологии и диаметра гиф (Klamer, Baath, 2004), условия роста и возраста мицелия (Newell et al., 1987; Montgomery et al., 2000).

Определение другого компонента клеточной мембраны микроорганизмов – фосфолипиды жирных кислот для оценки структуры микробного сообщества почвы, в том числе его ограничения и преимущества, рассмотрены выше.

Еще один компонент клеточной стенки большинства грибов – глюкозамин, входящий в состав хитина (Parsons, 1981), а большинства бактерий – мурамовая кислота (Millar, Casida, 1970) и галактозамин (Liang et al., 2007 *a,b*). Однако глюкозамин и мурамовая кислота в почве присутствует и вне клеток (в составе экзоферментов, слизистых веществ и остатков мертвых клеток), что затрудняет использование их содержания для оценки разных групп почвенных микроорганизмов (Amelung, 2001).

Для учета клеток грибов (мицелий, споры) и бактерий в почве готовят почвенную суспензию, которую окрашивают красителями (калькофлуор белый и акридин оранж соответственно), что позволяет их визуально дифференцировать (определять численность и размеры) методом прямой микроскопии (Головченко и др., 1993; Полянская, Звягинцев, 2005). Для этой цели исследователи применяют и другие красители: флуоресцеин диацетат и флуоресцеин изотиоцианат (Ingham, Horton, 1987; Neely et al., 1991), хелат

европия и 5-(4,6-дихлортриазин-2-yl)-амин флуоресцеин (Holtkamp et al., 2008). Вес сухой биомассы микроорганизмов оценивают с учетом длины грибного и актиномицетного мицелия, численности бактериальных клеток и спор грибов, и их биообъемов (Полянская и др., 1995 б; Полянская, Звягинцев, 2005). Однако пересчет биообъема клеток в весовые единицы микробной биомассы выполняют с учетом многих допущений, связанных с удельным весом клеток, содержанием в них воды и углерода (Ананьева и др., 2008). Как отмечено выше, метод прямого микроскопирования оценки микробной биомассы почвы часто сопровождается высокой субъективностью наблюдателя и, как следствие, “неустойчивым” количественным результатом.

Метод селективного ингибирования (СИ) антибиотиками позволяет разделить вклад грибов и бактерий в общее СИД (Anderson, Domsch, 1973; 1975). Он основан на угнетении СИД грибов или бактерий после внесения в почву бактерицида (стрептомицина сульфата) и / или фунгицида (циклогексимида) (Anderson, Domsch, 1975; Beare et al., 1990). Стрептомицин блокирует синтез белка на 70s рибосомах, а циклогексимид – на 80s. Эукариотные клетки имеют 80s и 70s рибосомы, а прокариотные – только 70s. Циклогексимид подавляет не только дыхание грибов, но и водорослей и простейших. Следует отметить, что водоросли и простейшие составляют лишь малую долю микробной биомассы почвы. Циклогексимид антибиотик с нейтральными свойствами, слабо связывается частицами почвы и сохраняет в ней относительно высокую фумигационную активность. Стрептомицин – антибиотик со щелочными свойствами, может быть легко инактивирован почвой и особенно с низкими значениями pH. Кроме того, циклогексимид и стрептомицин могут также служить и субстратом для почвенных микроорганизмов (Stamatiadis et al., 1990).

Метод СИ используют для оценки отношения грибы / бактерии (Г / Б) почвы, однако он имеет определенные допущения, а именно: 1) отношение Г / Б в антибиотико чувствительной части микробного сообщества такое же как и в нечувствительной; и 2) бактерии и грибы одинаково «реагируют» на внесение глюкозы. Кроме того, показано, что дыхание почвы с антибиотиками следует измерять в интервале не более 10-ти часов (Alphei et al. 1995), поскольку в микробном сообществе могут быть следующие изменения: 1) «новая» биомасса может вносить вклад в СИД (Anderson, Domsch, 1973), 2) дыхание неугнетенной антибиотиками части биомассы будет возрастать (Stamatiadis et al., 1990), 3) антибиотики будут трансформированы выжившей частью микробного сообщества (Landi et al., 1993; Badalucco et al., 1994). Отсюда, концентрация отдельных антибиотиков и их сочетания для наибольшего подавления СИД следует определять экспериментально для каждой почвы, учитывая и их синергетический эффект при

совместном внесении. Рассчитывают коэффициент перекрывания активности антибиотиков, который не должен превышать $100 \pm 5-10\%$ (Anderson, Domsch, 1975; Lin, Brookes, 1999 *a*; Bailey et al., 2003; Сусьян и др., 2005).

Многими исследователями показано, что в почвах преобладают в основном грибы (Anderson, Domsch, 1975; Faegri et al., 1977; Nannipieri et al., 1978; West 1986; Sakamoto, Oba, 1994; Полянская и др., 1995 *в*; Zelles et al., 1995), однако имеются сообщения и о бактериальной доминанте (Благодатская, Благодатский, 1996; Velvis, 1997; Schmidt, Bolter, 2002). Joergensen и Wichern (2008) обобщили сведения о вкладе грибов в общую микробную биомассу разных почв (верхний минеральный слой), полученными разными методами. Так, по данным прямой микроскопии (калькофлуор белый и акридин оранж) он составил от 58 до 90%, в среднем – 76%, а метода СИ – 22-86% (среднее 65%). Исследования микробной биомассы и ее основных составляющих в почвах России, выполнено преимущественно методом прямой люминесцентной микроскопии. Показано, что основную долю в микробной биомассе почвы разных растительных подзон, климатических поясов, ландшафтов (Головченко и др., 2000; Добровольский и др., 1997), экосистем (Головченко и др., 1993; Звягинцев и др., 1993; Паринкина, Ключева, 1995) и типов леса (Егорова, 1973; Ефремов, 1991; Головченко и др., 1995; 2000) составляют грибы (85-99%). Установлено также, что биомасса грибных спор, учитываемая методом прямой микроскопии, составляет 15-39% общей микробной биомассы (Полянская, Звягинцев, 2005). В работе Ananyeva et al. (2014) определена структура микробного сообщества широкого ряда почв естественных и пахотных экосистем Европейской части России методом СИ. Выявлено, что доля грибов в общей микробной биомассе изученных почв также была доминирующей, а интервал ее значений составил 56-99%. В целом следует отметить, что большое количество исследований посвящено изучению структуры микробного сообщества почвы естественных и пахотных экосистем (Skujins, Klubek, 1982; Alpehi et al., 1995; Bardgett et al., 1996; Bardgett, McAlister, 1999; Frey et al., 1999; Полянская, Звягинцев, 2005; Joergensen, Wichern 2008; Lauber et al., 2008; Strickland, Rousk 2010; Ananyeva et al., 2014), однако для городских почв такая информация крайне редка (McGuire et al., 2013; Jiang et al., 2014; Xu et al. 2014; McGuire et al., 2015).

I. 4. Углерод микробной биомассы, экофизиологическое состояние и структура микробного сообщества почвы разных экосистем

Деятельность почвенных микроорганизмов существенно меняется при смене землепользования, снижении плодородия почв и других нарушениях в наземной экосистеме (Joergensen, Emmerling, 2006). Многие исследователи отмечают, что живая

часть органического углерода почвы, микробная биомасса, является более чувствительной к различным воздействиям и нарушениям, чем органическое вещество в целом (Powlson, Jenkinson, 1981; Wardle, 1992; Powlson, 1994). Следовательно, содержание микробного компонента в разных почвах может служить полезным индикатором их деградации, и особенно на ранней стадии (Powlson et al., 1987; Nannipieri, Eldor, 2009). Содержание $C_{\text{мик}}$ почвы является ценным показателем для многих экологических исследований и мониторинговых программ (Karlen et al., 2001; Arshad, Martin, 2002; Bölker et al., 2002; Winding et al., 2005) и полезным «инструментом» для определения критических пределов оптимального функционирования почв (Кноепп et al., 2000; Andrews, Carroll, 2001). В ряде зарубежных стран показатель $C_{\text{мик}}$ имеет статус стандартного индекса для оценки качества почвы (DIN ISO 14240-1, 1997). В странах Европы (Германия, Нидерланды, Швейцария, Чехия, Австрия и Великобритания) определение микробной биомассы почвы является обязательной процедурой при проведении программ мониторинга почвенного покрова (Nielsen, Winding, 2002).

Микробная биомасса является важным, живым и лабильным компонентом почвы, источником и стоком питательных элементов, играет активную роль в разложении растительного материала и обеспечивает газообмен между почвой и атмосферой (Conrad, 1996; Nannipieri et al., 2002; Canfield et al., 2010; Trivedi et al., 2013). Микроорганизмы почвы принимают участие в трансформации и аккумуляции разных элементов (C, N, P, K и S), их биомассу часто выражают единицами углерода, азота или фосфора (Wang et al., 2004; Anderson, Domsch, 2010; Xu et al., 2013) и реже – других элементов, например серы (Balota et al., 2014; Mubyana-John, Masamba, 2014). Содержание углерода микробной биомассы почвы в 3-11 и 26-49 раз больше, чем таковое азота и фосфора соответственно, между этими величинами отмечена значимая положительная линейная взаимосвязь (Xu et al., 2013). Содержание $C_{\text{мик}}$ почвы составляет лишь несколько процентов от содержания ее органического углерода (Anderson, Domsch, 1986; Sparling, 1992), но это то «ушко от иглойки», через которое проходит весь органический материал, поступающий в почву (Jenkinson, 1977). В почвенной микробиологии и экологии величину $C_{\text{мик}}$ широко используют для оценки состояния почвы разного землепользования. По мнению некоторых авторов, основой устойчивости почвы к неблагоприятным воздействиям является «избыточное» содержание ее микробной биомассы (Полянская и др., 1997; Полянская, Звягинцев, 2005). Однако это утверждение во многом спорное. Устойчивость почвы в целом к природным и антропогенным воздействиям не зависит в основном от содержания микробной биомассы, хотя в нарушенной почве она может быть меньше по сравнению с ненарушенным аналогом (Chen et al., 2001; Nsabimana et al., 2004; Полянская,

Звягинцев, 2005; García-Orenes et al., 2010). В нашей лаборатории накоплен большой экспериментальный материал о содержании $C_{\text{мик}}$ в разных типах почв и экосистем (табл. 2). Так, в верхнем 10-ти см минеральном слое дерново-подзолистой почвы содержание $C_{\text{мик}}$ составляет от 300 до 600 мкг С г⁻¹, серой лесной – больше, 900 и 400 мкг С г⁻¹ для лесных и залежных экосистем соответственно, а целинная степь черноземной зоны содержат в среднем около 2000 мкг С г⁻¹. И хотя содержание $C_{\text{мик}}$ верхнего минерального горизонта в этих типах малонарушенных почв существенно различается, но их функционирование в целом можно считать сбалансированным.

Полагают, что в почве ненарушенных экосистем состав и активность микробного сообщества зависит от эффективности цикла питательных элементов (Yao et al., 2000). Обилие микробного сообщества почвы во многом определяется ее физическими и химическими свойствами (гидротермический режим, кислотность, содержание органического вещества и наличие элементов питания). Изменение физико-химических свойств почвы может привести и к изменению микробного обилия и его экофизиологического статуса. Известно, что сельскохозяйственные приемы (удобрения, вспашка) влияют на химические свойства почвы и динамику питательных веществ вдоль ее профиля (Gesch et al., 2007; Wright et al., 2007). Поэтому изменение землепользования, связанное с разной интенсивностью или историей сельскохозяйственных приемов, приводят к изменениям состава микробного сообщества и, следовательно, его функций (Grayston et al., 2004). Изменение землепользования может также нарушать динамику и запас углерода и азота в почвенных локусах (García-Oliva et al., 2006; Monkiedje et al., 2006). Такие факторы рассматривают обычно как главные для оценки обилия и разных функций микробного сообщества (Cookson et al., 2007). Показано, что содержание микробной биомассы в пахотных почвах значительно ниже, чем в естественных аналогах (Chen et al., 2001; Полянская, Звягинцев, 2005; Nsabimana et al., 2004; Гавриленко и др., 2011; Xu et al., 2013). Так, например, в дерново-подзолистой почве луга (Кировская обл.) запас микробной биомассы профиля (1.3 м) составил 18.4 т га⁻¹, что было в 2 раза больше такового пашни (Полянская, Звягинцев, 2005). В пахотных почвах (0-10 см, n=17) Московской обл. содержание $C_{\text{мик}}$ составило в среднем 152 мкг С г⁻¹, что было в 4 и 2 раза меньше, чем в ненарушенной почве леса (n=151) и залежи (n=90) соответственно (Гавриленко и др., 2011). В пахотных почвах (желтозем) юго-запада Китая величины $C_{\text{мик}}$ в 2 раза меньше, чем субтропического леса (Chen et al., 2001). В почвах (0-5 см) провинции Квазулу-Наталь (ЮАР, Африка) в результате многолетней вспашки (более 25 лет) отмечено уменьшение $C_{\text{мик}}$ в 3 раза по сравнению с таковой естественного луга (~417 и 1250 мкг С г⁻¹ соответственно, метод ФЭ) (Nsabimana et al., 2004). Содержание

микробной биомассы (метод PLFA) в сельскохозяйственных почвах (0-6 см слой) прибрежных долин Салинас и Карамель (Калифорния) было в 5 раз меньше, чем таковое многолетних лугов (Steenwerth et al., 2003). В Чешской Республике (близ Брно) были изучены почвы (Cambisol) пашни, луга и леса ($C_{орг}$ 1.38, 6.54, 11.00; pH 6.7, 7.4, 5.4 соответственно), в которых содержание $C_{мик}$ (метод СИД) составило 425, 1099 и 1519 мкг $C\ g^{-1}$ соответственно (Černohlávková et al., 2009).

Табл. 2. Содержание углерода микробной биомассы ($C_{мик}$) в почве разных типов естественных (нечелюстных) экосистем

Почва (слой, см)	Область (пункт)	Экосистема / ДР* (число точек)	С _{мик} , мкг С г ⁻¹ (среднее ± с. о.)	Публикация
Подзол (1.5-5)	Московская (Звенигород)	Лес / Ез (1)	2545 ± 71	Ананьева и др., 2010 <i>а</i>
Подзолистая (0-10)	Вологодская	Лес / С, Е (2)	348 ± 45	Стольникова и др., 2011
Дерново- подзолистая (6-14)	Костромская	Лес / С (3)	750 ± 34	Ананьева и др., 2010 <i>б</i>
Дерново- подзолистая (0-10)	Калужская	Лес / Дубрава (1)	1841 ± 105	Ананьева и др., 2010 <i>а</i>
	Архангельская	Лес / С (1)	533 ± 94	Ананьева и др., 2011
	Московская	Лес / Е (11)	491 ± 147	Гавриленко и др., 2013
		Лес / Е+Ос+Б (18)	573 ± 357	
		Смешанный лес (30)	491 ± 282	
		Мелколиственный лес (43)	547 ± 256	
		Лес / Дуб (6)	500 ± 106	
		Залежь (36)	262 ± 104	
		Мелколиственный лес (14)	999 ± 241	
Серая лесная (0-10)	Залежь (40)	377 ± 185		
Чернозем выщелоченный (0-10)	Пензенская	Целина (1)	1314 ± 14	Ананьева и др., 2011
Ржавозём (2-6)	Московская	Лес / Е (1)	1568 ± 156	Стольникова и др., 2011
Серая лесная (0-10)		Лес / Лиственница(1)	491 ± 27	
		Смешанный лес (1)	1296 ± 47	
	Калужская	Лес / Ос (1)	1351 ± 14	
Бурозем темный	Краснодарский край	Широколиственный лес (2)	823 ± 94	Сусьян, 2005
Карболитозем			895 ± 93	
Каштановая	Волгоградская	Залежь (1)	968 ± 142	
Чернозем южный	Ростовская	Целина (1)	2105 ± 72	

*ДР, доминирующая растительность: Ез, ельник зеленомошный; С, сосна; Е, ель; Ос, осина; Б, береза

В полузасушливом регионе Валенсии (Испания) были изучены микробиологические показатели почвы разного агроиспользования (всего 10). Оказалось, что частая вспашка (4 раза в год) и применение гербицидов (3 раза в год, Glyphosate 4.25 кг га⁻¹) приводили к снижению содержания микробной биомассы (метод ФЭ) почвы (0-5 см) в 2 раза по сравнению с естественным аналогом (García-Orenes et al., 2010). Показано, что микробная биомасса (PLFA метод) почв восточной Испании уменьшалась в ряду экосистем: лес-залежь-пашня (Zornoza et al., 2009). Глобальный анализ данных (3422 точки исследования, 14-ть биомов суши, представленные в 315-ти научных статьях) о содержании $C_{\text{мик}}$ почвы (0-30 см слой) показал, что на пашне оно в среднем в 2 раза меньше, чем лугов и смешанных лесов (Xu et al., 2013). Отмечают также изменение функционирования микробного сообщества пахотных почв, выраженное отношением $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ и $q\text{CO}_2$ в зависимости от их агроиспользования и по сравнению с естественными аналогами (Balota et al., 2004). Так, вспашка почвы разного сельскохозяйственного назначения Бразилии приводила к уменьшению отношения $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ на 5-19% и увеличению $q\text{CO}_2$ – на 10-40% по сравнению с некультивируемой или контрольной почвой (0-20 см, n=18) (Balota et al., 2004). Оценивали отношение $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ и величину $q\text{CO}_2$ почвы (верхний слой) 11-ти естественных и пахотных экосистем вдоль градиента высот (950-3880 м над уровнем моря) склонов горы Килиманджаро (Pabst et al., 2015). Показано, что агроиспользование почвы приводит к снижению ее отношения $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$, а в градиенте почв от естественных к сельскохозяйственным отмечали и увеличение $q\text{CO}_2$. Поэтому Pabst с соавторами (2015) рекомендуют использовать показатель $q\text{CO}_2$ в качестве индикатора нарушения почвы, вызванного изменением практики землепользования.

Выполнено много исследований, направленных на изучение изменения микробного обилия в градиенте почв разных экосистем: от лесных, луговых, залежных к пастбищным и пахотным (Steenwerth et al., 2003; Nsabimana et al., 2004; Полянская, Звягинцев, 2005; Monkiedje et al., 2006; Zornoza et al., 2009; Xu et al., 2013; Fang et al., 2014; Ma et al., 2015). Много публикаций, связанных с изучением микробной биомассы почв разного землепользования (García-Orenes et al., 2010; Constancias et al., 2015), лесопользования (Стольников и др., 2011; Zhou, Wang, 2015) и при «обратном» преобразовании экосистем, например зарастание пашни лесом (Сазонов и др., 2005; Ананьева и др., 2009; Susyan et al., 2011). Однако следует отметить, что изучение микробного обилия почвы в градиенте изменения экосистем от естественных к антропогенно преобразованным, в том числе и городским, очень малочисленно. Научные работы по оценке функционирования микробного сообщества городских почв немногочисленны, да и опубликованы они сравнительно недавно (Lorenz, Kandeler, 2005; Yuangen et al., 2006; Papa et al., 2010; Zhao,

2013). Так, изучено обилие и функциональные особенности микроорганизмов почвы городов Шотландии – Абердин (Yuangen et al., 2006), Италии – Казерта (Papa et al., 2010), Китая – Пекин (Zhao, 2013), Германии – Киль (Beyer et al., 1995) и Штутгарт (Lorenz, Kandeler, 2005). В России имеются исследования, направленные на изучение ферментативной и антибиотической активности почвы городов Ростова-на-Дону (Горбов, Безуглова, 2013), Пензы (Шаркова и др., 2011), Кирова (Широких и др., 2011) и Благовещенска (Шумилова и др., 2013). Отмечено, что для городских почв нашей страны разработаны нормативные документы, регламентирующие ряд биотических (санитарно-токсикологических) показателей: наличие возбудителей кишечных инфекций, паразитарных заболеваний, патогенных бактерий и энтеровирусов (Терехова, 2011). Однако оценка микробного компонента почвы, его физиологического состояния, дыхательной активности, их пространственной вариабельности, а также зависимости от антропогенной нагрузки, в разных городах России еще во многом не изучено.

I. 5. Дыхательная активность городских почв

Концентрация «парниковых» газов: CO_2 , CH_4 и N_2O в атмосфере за последние 260 лет увеличилась в 1.4, 2.5 и 1.2 раз соответственно (WMO, 2014). Важно отметить, что двуокись углерода вносит более весомый вклад (40-70%) в глобальное изменение климата по сравнению с другими парниковыми газами (IPCC, 2013). Источники эмиссии CO_2 в атмосферу подразделяют на антропогенные и биогенные (Le QuééréC et al., 2014; Кудеяров, 2015), количественные характеристики которых показаны в табл. 3. Считают, что одной из основных причин увеличения концентрации CO_2 в атмосфере, является не только сжигание ископаемого топлива, производство цемента, но и изменение землепользования (Friedlingstein et al., 2010; Le QuééréC et al., 2014). Одной из весомых тенденций современного преобразования почвенного покрова, как упомянуто выше, является антропогенное воздействие и, как следствие, формирование пахотных и урбо- экосистем. Городские экосистемы (земли) часто исключают при оценке потока углерода на глобальном и региональном уровнях (Houghton, 2003; Schaldach, Alcamo, 2007). Неоднозначные оценки эмиссии CO_2 городскими почвами в настоящее время оставляют без ответа ключевой вопрос: являются ли они источником углекислого газа в атмосферу и каков их вклад в эмиссию CO_2 по сравнению с естественными аналогами? (Grimmond et al., 2002; Pataki et al., 2006). Исследование потоков и запасов углерода почвы городского газона (г. Форт-Коллинс, штат Колорадо, США), естественной степи и сельскохозяйственных земель (расположены в ~20 км от города) показало, что дыхание почвы (эмиссия CO_2) города было в 3-5 раз выше по сравнению с таковым других

изученных экосистем и составило в среднем $2777 \text{ г С м}^{-2} \text{ год}^{-1}$ (Kaye et al., 2005). Авторы подсчитали, что почвы городских газонов в регионе исследования занимают 6.4% его общей площади, а их вклад в эмиссию CO_2 составляет 23% от такового степи и сельскохозяйственных угодий (Kaye et al., 2005). Показано также, что запас углерода верхнего слоя почвы (0-15 см) городского газона составил в среднем 4758 г С м^{-2} , а естественной степи меньше – 2852 г С м^{-2} (Kaye et al., 2005). Однако запасы углерода в нижнем слое (15-30 см) почвы изученных экосистем значимо не различались и составили 2184 и 1925 г С м^{-2} для газона города и степи соответственно (Kaye et al., 2005). Другие авторы сравнили эмиссию CO_2 почвы разного землепользования г. Феникс (Аризона, США) (Koerner, Klopatek, 2002). Обнаружено, что почвы свалок, гольф-полей и газонов в этом городе эмитировали в среднем в 9-17 раз больше CO_2 по сравнению с естественным аналогом – зональные почвы пустыни Сонора (Koerner, Klopatek, 2002). Более того выявлено, что почвы селитебных зон и гольф полей г. Феникс обеспечивают 16.2% общей эмиссии CO_2 почв штата, а естественные и сельскохозяйственные почвы – 60.9 и 18.2% соответственно (Koerner, Klopatek, 2002). При этом подсчитано, что площадь городских почв (селитебные зоны и гольф поля) составляет лишь 4% от таковой естественных и сельскохозяйственных (100 186 и 375 385 га соответственно) (Koerner, Klopatek, 2002). Иными словами, в городах биогенная эмиссия CO_2 или дыхание почвы может быть сопоставима или даже выше таковой естественных аналогов. Так, биогенная эмиссия CO_2 (вегетационный сезон) почвы в селитебных (жилых) районах Большого Бостона (США) может достигать 72% антропогенной (сжигание ископаемого топлива) (Decina et al., 2016). Эти авторы установили, что эмиссия CO_2 почвы городского леса, газонов и клумб (деревья, кустарники, цветы) составляет в среднем 2.62, 4.49 и $6.73 \text{ мкмоль CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ с}^{-1}$ соответственно, что сопоставимо и даже выше таковой естественного аналога (лес, $3.08 \text{ мкмоль CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ с}^{-1}$).

Табл. 3. Биогенный и антропогенный источники CO_2 , поступающие в атмосферу (Кудеяров, 2015)

Источник	С- CO_2 , Гт год ⁻¹	% общего (среднее)
Биогенная (дыхание биоты):	210-235	95
наземной	60-70	28
почвенной	60-75	28
океанической	90-92	39
Антропогенная:	11-11.5	4.7
сжигание ископаемого топлива	10.0	4.3
изменение землепользования	1-1.5	0.4
Всего	221-247	100

В России оценка потоков и запасов углерода в городских почвах проводится сравнительно недавно (Смагин, 2010; Степанов, 2011; Визирская и др., 2015; Саржанов и др., 2015, Сморкалов, Воробейчик, 2015; Щепелева, 2015; Vasenev et al., 2015). Большинство исследований указывают на увеличение эмиссии CO_2 городскими почвами (преимущественно для газонов) по сравнению с естественными аналогами (Степанов, 2011; Визирская и др., 2015; Саржанов и др., 2015; Щепелева, 2015). Так показано, что продуцирование CO_2 урбаноземом (газон, район Куркино, г. Москва) составило $11.5 \text{ мг С-}\text{CO}_2 \text{ г}^{-1} \text{ ч}^{-1}$, а дерново-подзолистой почвой (Машкинские холмы, естественная растительность: береза, ольха, рябина, разнотравье) – значительно меньше ($1.2 \text{ мг С-}\text{CO}_2 \text{ г}^{-1} \text{ ч}^{-1}$) (Степанов, 2011). При этом урбанозем промышленной зоны (свалка, близ гаражей) эмитировал $0.29 \text{ мг С-}\text{CO}_2 \text{ г}^{-1} \text{ ч}^{-1}$, что в 4 раза ниже дерново-подзолистой почвы (Степанов, 2011). Выявлено, что почвы газонов партерного типа (плотный, низкий, однородный декоративный травяной покров) выделяют в среднем $10 \text{ кг } \text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ год}^{-1}$, а лугового – в 2 раза меньше (Щепелева, 2015). Более того, газоны города с повышенной эксплуатационной нагрузкой (регулярный полив, стрижка, механическая обработка почвы) выделяют CO_2 в среднем на 34% больше, чем их стандартный аналог – луговой газон (стрижка 1-2 раза за сезон) (Щепелева, 2015). Высокая скорость продуцирования CO_2 городскими почвами может быть связана с повышенным содержанием в ней органического вещества (Poeyat et al., 2006; Kaye et al., 2005) и изменением ее физических свойств (Chen et al., 2013). Влияние поллютантов на эмиссию CO_2 почвой города остается малоизученной и неопределенной, оно во многом зависит от вида загрязнителя и его концентрации. Так, добавление в конструкторе тяжелых металлов (Cd, Cu, Pb) в разных концентрациях (0, 10, 50 100 и 200 ОДК) способствовало увеличению его микробного дыхания (Васенев и др., 2013). Другие авторы, напротив, отмечают уменьшение микробного дыхания почвы (0-10 см слой) парка города загрязненной тяжёлыми металлами (Pb, Cd, Cu: 80, 0.11, 38 мкг г^{-1} соответственно) по сравнению с таковым незагрязненной ботанического сада (Castaldi et al., 2004).

Сравнение величин эмиссии CO_2 и микробного дыхания (in situ - полевые и in vitro – лабораторные условия) почвы разных экосистем. Измерение потока CO_2 в полевых условиях позволяет дать характеристику «истинным» почвенным процессам, а система его мониторинга – сведения о суточной или сезонной динамике. Однако чтобы получить информацию о пространственном распределении потока этого газа в экосистеме; исследователю необходимо анализировать большое количество локализаций (что часто бывает затруднительно). Такая ситуация может быть оптимизирована оценкой этого процесса в оптимальных лабораторных условиях, а именно – измерением базального

дыхания почвы. Другими словами, поиск взаимосвязи дыхания почвы в лабораторных и полевых условиях, по нашему мнению, позволит более полно оценить вариабельность этого процесса в пространстве, а также для широкого ряда почв и экосистем. Так, выявлена взаимосвязь между микробным дыханием чернозема, измеренным в полевых и лабораторных условиях ($R^2=0.57$) (Ananyeva et al., 2016). Вместе с тем, важный аспект проблемы эмиссии CO_2 почвы связан с вкладом ее нижних слоев. Известно, что общий поток CO_2 почвы измеряют с ее поверхности, а оценивать вклад нижних слоев и особенно в полевых условиях весьма проблематично (Каспаров и др., 1986; Ларионова и др., 1988). Поэтому лабораторная диагностика этого процесса для разных слоев почвы будет весьма полезной.

I. 6. Масштаб исследования микробиологических показателей почвы и их пространственное варьирование

Микробиологические свойства почвы могут быть оценены в масштабах микролокуса (Ruamps et al., 2011), поля (Gömöryová, 2004; Askin, Kizilkaya, 2007), района (Loureiro et al., 2010; Гавриленко и др., 2011), региона (Ma et al., 2015; Bru et al., 2011), страны (Griffiths et al., 2011), континента (Lauber et al., 2009) или мира (Xu et al., 2013; Serna-Chavez et al., 2013). Локальный уровень исследования (поле, район: от м^2 до тысячи км^2) микробного компонента почвы отражен во многих публикациях (Gömöryová, 2004; Aşkin, Kizilkaya, 2007; Loureiro et al., 2010; Гавриленко и др., 2011). Так, в пределах одной экосистемы (пастбище, черноморский район, Турция) на площадке 150×90 м отбирали почвенные образцы (интервал 15 м, $n=77$) для оценки пространственного распределения содержания $C_{\text{мик}}$ в слое 0-20 см (Aşkin, Kizilkaya, 2007). Оказалось, что содержание $C_{\text{мик}}$ почвы пастбища варьировало от 548 до 1224 мкг С г^{-1} , а коэффициент его пространственной вариации составил всего 17%. Однако скорость БД букового леса (участок 90 м^2 , $n=110$) варьировала значительно, а CV составило 40, 37 и 54% в мае, июне и октябре соответственно (Gömöryová, 2004). Изучали пространственную вариабельность микробиологических показателей почвы пашни, пастбища и ягодных кустарников (площадка 100 м^2 , $n=15$; Серопедика, Рио-де-Жанейро) (Loureiro et al., 2010). Оказалось, что коэффициент вариации $C_{\text{мик}}$, БД и $q\text{CO}_2$ в изученных экосистемах составил 32-35, 28-71 и 33-49% соответственно, причем на пастбище он был наибольшим. Изучение микробиологических показателей почвы разных экосистем, локализованных на большей изучаемой площади (например, $\sim 1000 \text{ км}^2$) связано с ожиданием их высокой пространственной вариабельности. Так, почвы (0-10 см) разных экосистем территории Серпуховского (1080 км^2 , $n=237$) и Подольского (1130 км^2 , $n=45$) районов Московской

области характеризовались высоким пространственным варьированием $C_{\text{мик}}$ ($CV=72\%$ и 58% соответственно) и БД (60% и 69% соответственно) (Гавриленко и др., 2013), однако оно не было экстремально высоким. Кроме того, в пределах одной экосистемы также показана высокая пространственная вариабельность микробиологических показателей почвы. Например, для лесов Серпуховского района ($n=126$) коэффициент вариации $C_{\text{мик}}$ и БД составил 63% и 44% соответственно, а его городов ($n=22$) – 51% и 32% соответственно (Гавриленко и др., 2013).

Исследований пространственной вариабельности микробиологических свойств почвы на региональном уровне (десятки и сотни тысяч км^2) крайне мало (Ma et al., 2015; Вгу et al., 2011). Так, в северо-восточной части Китая (площадь 42500 км^2) содержание микробной биомассы почвы (содержание фосфолипидов жирных кислот, 0-15 см, $n=451$) для 7-ми типов землепользования варьировало всего от 16 до 35 нмоль г^{-1} (Ma et al., 2015). Имеются сведения о пространственном распределении содержания $C_{\text{мик}}$ и отношения $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ почв на глобальном уровне (Xu et al., 2013; Serna-Chavez et al., 2013). Упомянутые авторы сформировали базу данных содержания $C_{\text{мик}}$ и отношения $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ в почвах (верхний слой, горизонт А) 414 точек исследования и построили карту их распределения (рис. 6). Более того, авторы установили, что ведущими факторами, определяющими вариацию $C_{\text{мик}}$ на глобальном уровне, является влажность и содержание элементов питания в почве (Serna-Chavez et al., 2013).

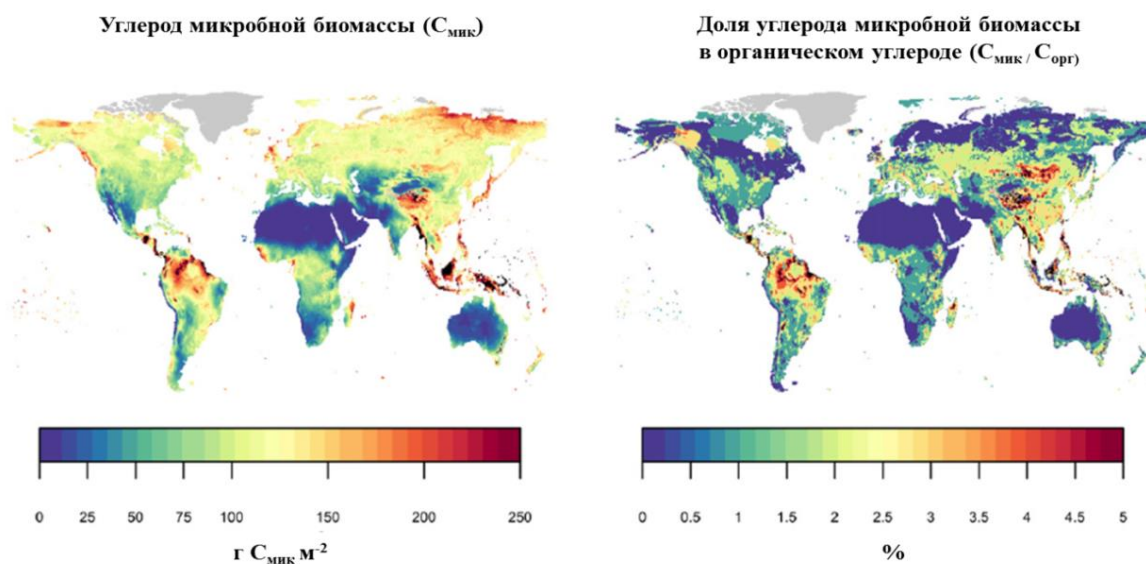


Рис. 6. Распределение углерода микробной биомассы и его доли в органическом углероде почв мира (Serna-Chavez et al., 2013)

Указывают также, что пространственное распределение микробиологических свойств почвы может зависеть от их положения в ландшафте (Walley et al., 1996), вида землепользования (Bloem, Breure, 2003), времени (Ross, Tate, 1993) и дизайна отбора образцов (Morris, 1999), а также приемов обработки почвы (Morris, Boerner, 1998).

Таким образом, анализ научной литературы о пространственном варьировании микробиологических свойств почвы чаще всего ограничивается локальным масштабом, в пределах которого коэффициент вариации $C_{\text{мик}}$ и БД почвы достигает 17-72% и 28-71% соответственно. Показано, что пространственное варьирование микробиологических свойств почвы обусловлено многими факторами и может зависеть от дизайна отбора образцов. К тому же, пространственная вариабельность микробиологических свойств почвы на региональном уровне изучена слабо, что и ограничивает их оценку на глобальном уровне.

Итак, антропогенное преобразование почвенного покрова (распашка, урбанизация) привело к формированию антропогенно преобразованных экосистем, функционирование микробного сообщества почвы которых может отличаться от естественных. Обоснованы критерии (показатели) микробного функционирования почвы, обсуждены факторы, влияющие на их пространственную вариабельность, и показана возможность их использования для оценки почвы в градиенте изменения экосистем. Особое внимание уделено дыхательной активности микробного сообщества почвы разных экосистем и информации, связанной с исследованием городских почв. Рассмотрено изменение основных показателей микробного сообщества почвы для разных масштабов исследования.

II. ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

II. 1. Объекты

Объектами исследования служили почвы разных типов (подтипов) естественных, пахотных и городских экосистем подтаежной и лесостепной растительных подзон европейской части России. Почвы диагностировали согласно Классификации и диагностике почв СССР и России (Классификация и диагностика..., 1977; Классификация..., 2004). Почвы города диагностировали согласно классификации Прокофьевой с соавт. (2014).

II. 1. 1. Почвы Курской области (подзона лесостепи)

Локализация и характеристика объекта исследования. Изучена почва степи некосимой (без кошения ~ 75 лет), степи косимой: (регулярное кошение каждые 9 лет, на 10-й – без кошения), пастбища (выпас крупного рогатого скота, 1 единица га⁻¹) и чистого многолетнего пара (регулярная вспашка при появлении сорняков) Центрально-черноземного государственного заповедника им. профессора В.В. Алехина, локализованного в Курской области (рис. 7 А, табл. 4). Почва пашни и города Курск находились на расстоянии 60 и 10 км от заповедника соответственно (рис. 7 Б). В степи (некосимой, косимой), на пастбище, пару и пашне диагностировали чернозем типичный (чернозем миграционно-мицелярный), в городе – урбанозем (табл. 4). Для исследования почвы города выбирали рекреационную (парк «КЗТЗ»), селитебную (близ общежития Юго-западного государственного университета) и промышленную (санитарно-защитная зона ЗАО «Курскрезинотехника») функциональные зоны.

Курская область (площадь 29 997 км², 2012 г.) расположена на юго-западном склоне Среднерусской возвышенности (высота над уровнем моря 175-225 м) и характеризуется умеренным континентальным климатом со среднегодовой температурой воздуха от +5.9°C (на севере) до +7.1°C (на юго-западе), осадки составляют 475-640 мм год⁻¹ (Доклад о состоянии и охране ..., 2015). Земли сельскохозяйственных угодий в области составляют основную долю (76%) ее площади (Официальный сайт администрации Курской, <http://adm.rkursk.ru/>). Важно отметить, что Курская область является и довольно урбанизированной территорией, земли поселений занимают 14% ее площади и это значительно больше площади лесного фонда, который составляет всего 7%. Город Курск – административный центр области (площадь 190.7 км²), численность населения которого составляет 443 212 человек (Оценка численности..., 2016). Среднегодовая температура воздуха в городе составляет +7.7°C, сумма осадков – в среднем 585 мм год⁻¹ (www.weatheronline.co.uk, данные за 2004-2016 гг.). В Курске сосредоточена треть промышленно-производственного потенциала (машиностроение,

металлообработка, химическая, пищевая и легкая промышленность, стройиндустрия) области (Официальный сайт администрации г. Курск, <http://www.kurskadmin.ru/>). Особо охраняемые природные территории составляют в области лишь 0.2% ее площади и самой крупной из них является Центрально-черноземный государственный заповедник (ЦЧГЗ) им. профессора В.В. Алехина (52.8 км²). Среднегодовая температура воздуха на территории заповедника составляет +5.7°C, многолетняя сумма осадков – в среднем 570 мм (Официальный сайт Центрально-черноземного..., <http://zapoved-kursk.ru/>; Доклад о состоянии и охране..., 2015). В состав заповедника входит 6 участков, из которых «Стрелецкий» – самый крупный (площадь 20.5 км²). Целинные степи и луга составляют почти половину площади этого участка, он разделен на следующие режимы заповедания: «некосимый», «косимый» (5-ти и 10-ти летняя ротация) и «пастбищный» (выпас крупного рогатого скота). Кроме того, на территории «Стрелецкого» участка имеется бессменный чистый пар (эксперимент заложен в 1947 г.). В некосимой степи из-за аккумуляции ветоши и многолетней неразлагающейся подстилки («степной войлок») отмечается существенная перестройка фитоценозов, изменяется структура растительного покрова, снижается видовая насыщенность (Официальный сайт Центрально-черноземного..., <http://zapoved-kursk.ru/>). Степные виды растений вытесняются лесными и луговыми (Райграс высокий, *Arrhenatherum elatius*; Клевер средний, *Trifolium medium*; Горошек мышиный *Vicia cracca*, Коротконожка перистая *Brachypodium pinnatum* и др.), происходит зарастание деревьями и кустарниками (Яблоня ранняя *Malus praecox*, Груша обыкновенная *Pyrus communis*, Терн *Prunus spinosa* и др.) (Восстановление..., 2000). «Косимый» и «пастбищный» режимы заповедания имитируют отчуждение надземной фитомассы дикими копытными животными (тарпаны, сайгаки, туры), что позволяет сохранять высокое биологическое разнообразие степи без нежелательной смены фитоценозов (Официальный сайт Центрально-черноземного..., <http://zapoved-kursk.ru/>).

Отбор образцов почвы в Курской области проводили летом 2012-2013 гг. В каждой экосистеме и функциональной зоне города выбирали 3-5 площадок (2×2 м), из которых отбирали образцы почвы (метод «конверта») верхнего 10-см минерального слоя (растительную подстилку исключали) и по слоям профиля (10-50, 50-100 и 100-150 см). В степи некосимой, на пашне и промышленной зоне города дополнительно (май 2014 г.) выбирали еще пять пространственно-удаленных площадок, на которых образцы отбирали по слоям (каждые 10 см) до глубины 50 см. Всего отобрано 199 почвенных образцов.

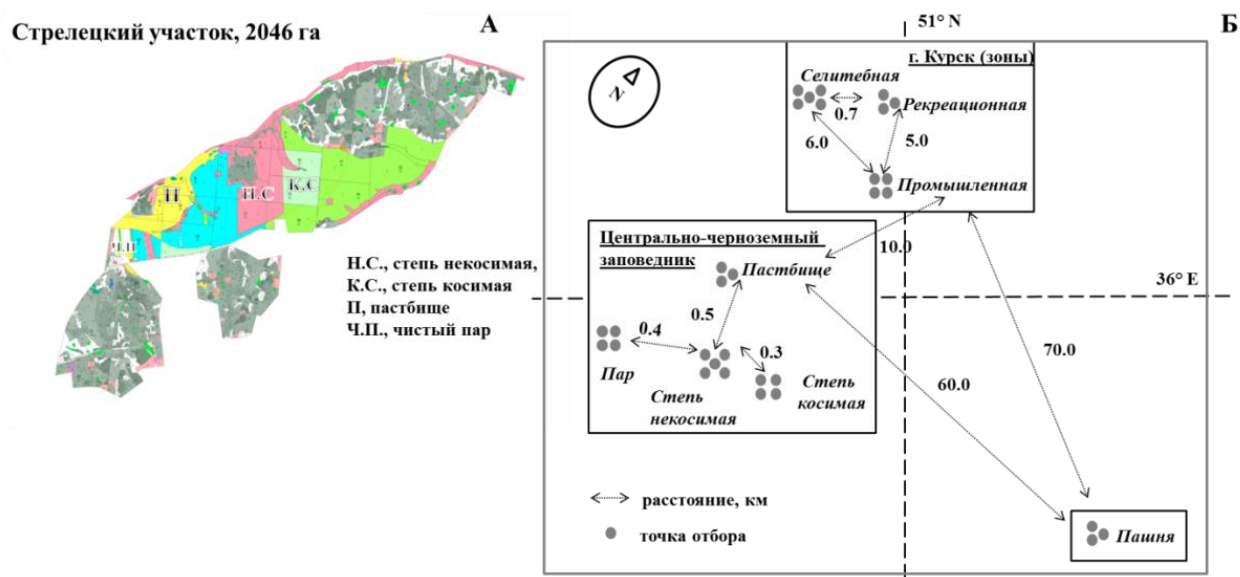


Рис. 7. Стрелецкий участок степи Центрально-черноземного заповедника (А) и схема локализации объектов исследования (Б) Курской области

Табл. 4. Характеристика объектов исследования Курской области

Экосистема / Зона	Почва ^а	ЗП ^б , лет	Доминирующая растительность
Степь некосимая	Ч	75	коострец безостый (<i>Bromus inermis</i>), райграсс высокий (<i>Arrhenatherum elatius</i>), мятлик узколистный (<i>Poa angustifolia</i>) и др.
Степь косимая			коострец береговой (<i>Bromus riparius</i>), райграсс высокий (<i>Arrhenatherum elatius</i>), мятлик узколистный (<i>Poa angustifolia</i>), ковыль (<i>Stipa</i>) и др.
Пастбище			коострец береговой (<i>Bromus riparius</i>), типчак (<i>Festuca valesiaca</i>), мятлик узколистный (<i>Poa angustifolia</i>), тимopheевка луговая (<i>Phleum pratense</i>) и др.
Чистый пар		69	без растительности
Пашня		60	ячмень
Рекреационная	У	40	газон с луговыми травами и деревьями: береза повислая (<i>Betula pendula</i>), клен остролистный (<i>Acer platanoides</i>), конский каштан (<i>Aesculus hippocástanum</i>)
Селитебная		50	газон с луговыми травами и деревьями, рябина обыкновенная (<i>Sorbus aucuparia</i>), липа сердцевидная (<i>Tilia cordata</i>), клен остролистный (<i>Acer platanoides</i>)
Промышленная		68	газон с луговыми травами

^а Ч, чернозем типичный, У, урбанозем; ^б ЗП, землепользование

II. 1. 2. Почвы Московской области (подзона подтайги и широколиственных лесов)

Локализация и характеристика объекта исследования. Изучены почвы естественных (малонарушенных) и антропогенно преобразованных (пашня, город)

экосистем Талдомского, Сергиево-Посадского, Воскресенского, Шатурского, Серпуховского и Серебряно-Прудского районов Московской области. В лесах, лугах и на пашне каждого района (расстояние 3-20 км от административного центра) выбирали случайным образом по 3-5 точек, из которых отбирали образцы почвы. В административном центре (в основном) каждого района (город) в каждой функциональной зоне: рекреационная (леса, парки, скверы, зоны отдыха), селитебная (жилая) и промышленная (близ автодорог и промышленных объектов) выбирали по 3-5 точек для отбора образцов почвы. В естественных и пахотных экосистемах Сергиево-Посадского и Воскресенского районов диагностировали дерново-подзолистую почву (дерново-подзолистая), Талдомском – перегнойно-подзолистую (перегнойная торфяно-подзолисто-глеевая) и подзол (подзол), Шатурском – болотно-подзолистую (торфяно-подзолисто-глеевая), перегнойно-подзолистую (перегнойная торфяно-подзолисто-глеевая), аллювиально болотную иловато-торфяную (аллювиальная торфяно-глеевая) и торфяную болотную низинную (торфяная эутрофная), в Серпуховском – серую лесную (серая) и Серебряно-Прудском – чернозем выщелоченный (чернозем глинисто-иллювиальный). В городах почвы представлены зональными (преимущественно в лесопарках рекреационных зон) и техноземами – реплантоземами (Приложение 1).

Московская область расположена в центре Восточно-Европейской равнины и занимает площадь около 45800 км² (О состоянии..., 2015). Рельеф области разнообразен, в северной и западной ее части расположены возвышенности (~300 м над у.м.), на востоке – низменности (~ 120 м), на юге – равнина (~ 237 м) (Анненская и др., 1997). Климат Московской области умеренно-континентальный, средняя годовая температура области варьирует от +3 (на севере) до +5°C (на юге), количество осадков в среднем составляет 550-650 мм год⁻¹м (О состоянии..., 2015). Исследуемые нами административные районы локализованы в трех разных агроклиматических подзонах Московской области, для которых значение гидротермического коэффициента (отношение суммы осадков за период со среднесуточными температурами воздуха >10°C к сумме температур за это же время, умноженной на 0.1) варьирует от 1.5-1.6 на севере и 1.2-1.3 – на юге (рис. 8) (Почвы Московской области..., 2002). На территории области выделяют пять растительных зон (Почвы Московской области..., 2002), в каждой из которых локализованы изученные нами районы: Талдомский (еловые леса с примесью неморальной растительности), Сергиево-Посадский (елово-широколиственные леса), Воскресенский и Шатурский (сосново-болотная растительность), Серпуховский (широколиственные леса) и Серебряно-Прудский (лесостепь). Границы между растительными зонами вытянуты с юго-запада на северо-восток и в основном они

совпадают с границами агроклиматических и агропочвенных зон (Почвы Московской области..., 2002). Основными почвообразующими породами территории области являются покровные суглинки, моренные отложения, флювиогляциальные и древнеаллювиальные пески, двучленные отложения (в пределах верхнего метра сменяются породы разного генезиса и состава) и современные аллювиальные отложения (Почвы Московской области..., 2002).

Отмечено, что в Талдомском, Сергиево-Посадском, Воскресенском, Шатурском и Серпуховском районах значительную долю (37-56%) их общей площади составляют земли лесного фонда, а в Серебряно-Прудском – 66% площади занимают пашни (табл. 5). Талдомский, Сергиево-Посадский и Воскресенский районы являются высоко урбанизированными, в которых земли поселений занимают 9-23% их общей площади, а Серпуховский, Шатурский и Серебряно-Прудский – слабо урбанизированными (2-3%). Административные центры изученных районов различаются по численности населения и промышленной освоенности. Так, Дубна, Воскресенск и Сергиев Посад относятся к средним по численности населения городам (50-100 тыс. чел.), а Шатура, Пущино и поселок городского типа Серебряные Пруды – малым, ≤ 50 тыс. чел. (Московская область. Оценка численности..., 2016). Сергиев Посад – крупный научно-промышленный центр Подмосковья: НИИ прикладной химии, предприятия легкой, пищевой и деревообрабатывающей промышленности, оптико-механический, электромеханический завод. Дубна – наукоград, крупнейший в России центр исследования в области ядерной физики (Объединенный институт ядерных исследований), научно-производственный комплекс «Дедал», предприятия машинно- и приборостроения. В Воскресенске представлены предприятия химической промышленности (завод фосфорсодержащих удобрений, кормовых добавок, фосфорной и серной кислот – ОАО «Воскресенские минеральные удобрения»), строительных материалов и др. В Шатуре находятся крупнейший в России комбинат по производству мебели, электростанция и предприятия по добыче торфа, развита лесная, деревообрабатывающая и целлюлозно-бумажная промышленность. Пущино – наукоград, один из крупнейших научных центров России, промышленность не развита, имеются небольшие предприятия. Серебряные Пруды – поселок городского типа, имеются небольшие предприятия по производству строительных материалов и пищевой промышленности.

Дизайн отбора образцов почвы в Московской области (осень 2011 г). В каждой экосистеме и функциональной зоне области выбирали случайным образом от трех до пяти пространственно-удаленных точек – стратифицированный случайный отбор, англ. – stratified random sampling (Pennock et al., 2008), представляющих собой ровную площадку (2×2 м), на которой отбирали буром почвенные образцы (метод «конверта») из минеральных слоев 0-10 (растительную подстилку исключали) и 10-150 см. В изученной локализации образцы почвы каждого слоя точки (всего 5) отдельно смешивали и доставляли в лабораторию. Всего отобрано 299 почвенных образцов, из них – 156 из слоя 0-10 см.

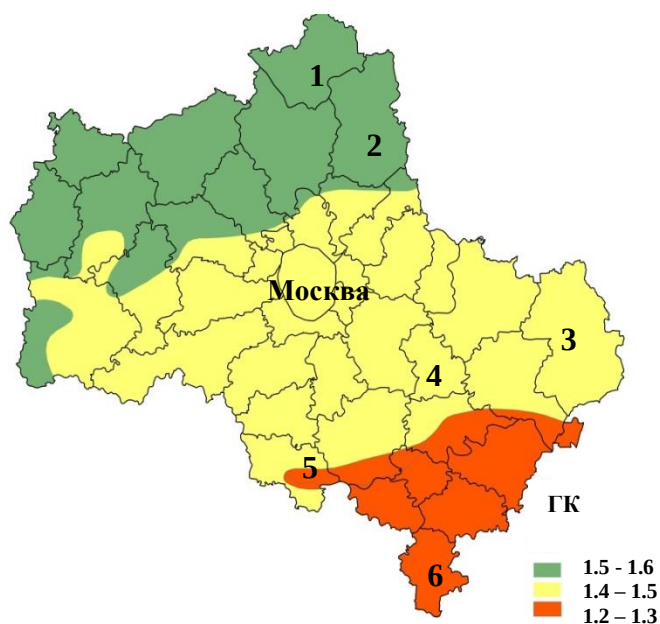


Рис. 8. Агроклиматические подзоны Московской области согласно значению гидротермического коэффициента (ГК), районы: 1 – Талдомский, 2 – Сергиево-Посадский, 3 – Шатурский, 4 – Воскресенский, 5 – Серпуховский, 6 – Серебряно-Прудский

Табл. 5. Структура землепользования в районах Московской области (январь 2006 г.)*

Районы	Площадь, км ²				
	Общая	Лес	Луг (пастбище)	Пашня	Земли поселений
Талдомский	1426.6	783.7	108.3	248.5	147.1
Сергиево-Посадский	1999.8	986.5	73.9	457.2	174.4
Воскресенский	782.8	288.8	61.9	211.7	184.0
Шатурский	2650.1	1282.8	89.9	213.3	53.0
Серпуховский	1011.0	512.4	46.1	296.4	34.4
Серебряно-Прудский	875.9	87.5	106.7	581.0	15.8

* Национальный атлас..., 2011

II. 1. 2. 1. Почвы мегаполиса Москва

Локализация и характеристика объекта исследования. Москва (площадь 1081 км², 2010 г.) расположена в центре Восточно-Европейской равнины (зона хвойно-широколиственных лесов, зональная почва – дерново-подзолистая, умеренно-континентальный климат: среднегодовая температура воздуха +5.8°C, количество осадков составляет 600-800 мм год⁻¹). На территории современной Москвы выделяют: левобережный, долинный, правобережный ландшафты (Экологический атлас..., 2000). Такая дифференциация связана с рекой Москва, мощностью техногенных отложений и соотношением площади функциональных зон в каждом ландшафте. Левобережный ландшафт характеризуется большей площадью естественных зеленых массивов (35%), чем долинный и правобережный (5 и 25% соответственно). Почвы левобережного ландшафта сформированы в основном на флювиогляциальных песчано-супесчаных и легкосуглинистых отложениях, правобережного – моренных и покровных суглинках и долинного (надпойменная терраса) – песчано-супесчаных отложениях перекрытых покровными суглинками (Почва, город, экология, 1997; Экологический атлас..., 2000). Почвенный покров г. Москва неоднороден (урбанозем, культурозем, рекреазем, реплантозем, конструкторзем, некрозем, дерново-подзолистая), встречаются нарушенные почвы, искусственно созданные человеком и естественные ненарушенные зональные (Почва, город, экология, 1997). Поэтому локализацию почв мегаполиса мы дифференцировали по функциональным зонам: рекреационная (лесопарки, парки, скверы), селитебная (жилая) и промышленная (близ автодорог). В селитебных и промышленных зонах диагностировали в основном реплантоземы. Дерново-подзолистые почвы были обнаружены только в рекреационных зонах (леса, лесопарки, возраст деревьев 70-120 лет), которые представлены только 11-тью точками отбора (Приложение 8).

Отбор образцов почвы в Москве проводили в 2011 г (август-октябрь). В каждой функциональной зоне трех ландшафтов выбирали случайным образом пространственно-удаленные точки ($n = 14-20$, ровная площадка 2×2 м, всего 52), в которых методом «конверта» отбирали почвенные образцы буром с глубины 0-10 см и 10-150 см (рис. 9). Для каждой точки отбора и двух почвенных слоев отдельно готовили смешанный образец (всего 95, из них – 52 для слоя 0-10 см).

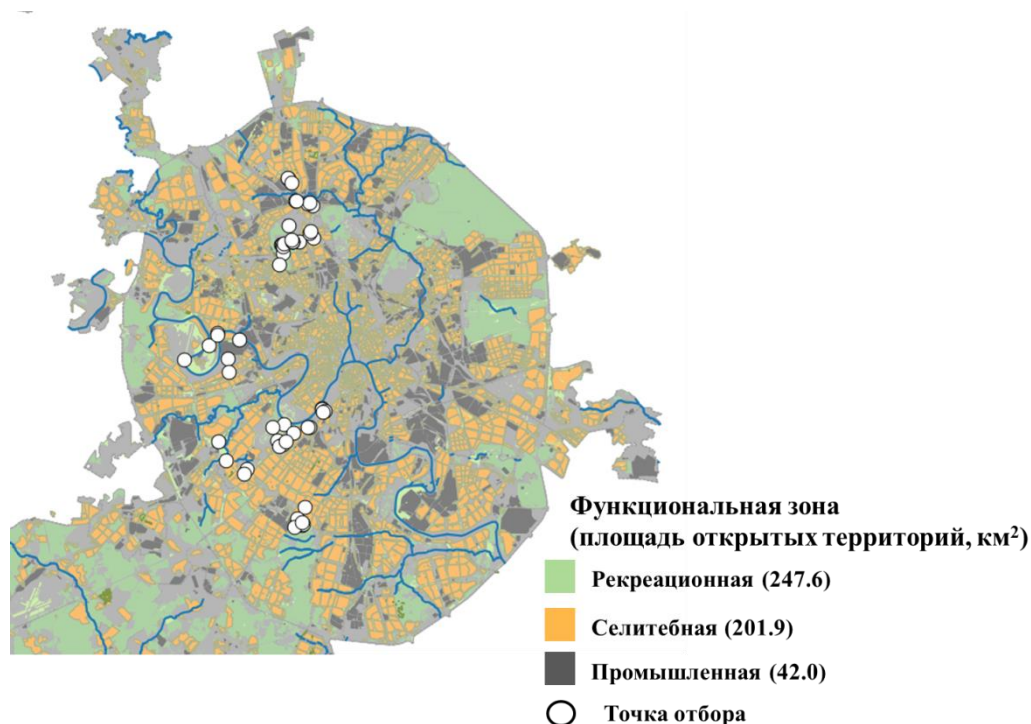


Рис. 9. Карта-схема локализации точек отбора образцов почвы в г. Москва (Экологический атлас..., 2000; Васенев и др., 2013)

В каждой точке отбора почвенных образцов Курской и Московской областей диагностировали почву, доминирующую растительность и местоположение по GPS. Отобранные (смешанные) образцы почв естественной влажности хранили при 8 - 10°C не более 3-х месяцев. Образцы почвы просеивали через сито с диаметром ячеек 2 мм и предынкубировали до начала микробиологических анализов (см. ниже).

II. 2. Методы

II. 2. 1. Микробиологические

Содержание микробной биомассы почвы ($C_{\text{мик}}$) определяли методом субстрат-индуцированного дыхания (СИД), который основан на измерении первоначального максимального выделения CO_2 из обогащенной глюкозой почвы после ее инкубации не более 6-ти часов (Anderson, Domsch, 1978; Ананьева и др., 2011). За этот период в почве происходит окисление или соокисление глюкозы почвенными микроорганизмами, а их рост на глюкозе исключен (Мирчинк, Паников, 1985). Метод СИД предполагает соблюдение условий, связанных, прежде всего, с количеством внесенной в почву глюкозы, температурой предынкубации (до внесения глюкозы) и инкубации (после внесения глюкозы) почвенного образца. Концентрация глюкозы, обеспечивающая наибольший первоначальный отклик почвенного микробного сообщества в виде CO_2 ,

определяется экспериментально для каждого типа почвы и составляет, в основном, от 1 до 20 мг г⁻¹ (Sparling, Williams, 1986; Lin, Brookes, 1999 a). Метод не предполагает очень низких (недостаточное количество для всех микроорганизмов почвы) и очень высоких (возможно токсическое влияние) концентраций глюкозы. Навеску почвы (1-2 г) помещали во флакон (объем 15 мл), добавляли раствор глюкозы (0.1 мл г⁻¹, 10 мг г⁻¹) и закрывали герметично. Обогащенную глюкозой почву инкубировали (3-5 ч, 22°C), затем отбирали шприцем пробу и вводили в газовый хроматограф (Кристаллюкс 4000М, детектор – катарометр, регистрация концентрации CO₂). Время инкубации образца почвы фиксировали. Скорость СИД выражали в мкл CO₂ г⁻¹ почвы ч⁻¹, а C_{мик} (мкг С г⁻¹ почвы) рассчитывали по формуле: СИД (мкл CO₂ г⁻¹ почвы ч⁻¹) × 40.04 + 0.37 (Anderson, Domsch, 1978). Продолжительность инкубации и концентрацию глюкозы для достижения наибольшего первоначального отклика CO₂ в изученных почвах определяли в предварительных экспериментах.

Скорость базального (микробного) дыхания (БД) почвой измеряли в небогащенном (нативном) образце (1-2 г, 24 ч, 22°C). Определение БД выполняли как для СИД, но вместо раствора глюкозы в почву вносили воду (0.1 мл г⁻¹). Скорость БД выражали в мкг CO₂-С г⁻¹ почвы ч⁻¹.

Рассчитывали отношение БД / C_{мик} = qCO₂, мкг CO₂-С мг⁻¹ C_{мик} ч⁻¹ (удельное дыхание микробной биомассы или микробный метаболический коэффициент, qCO₂), C_{мик} / C_{орг} (%) и qCO₂ / C_{орг} (эффективность использования органического вещества микроорганизмами, мкг CO₂-С мг⁻¹ C_{мик} ч⁻¹ / г C_{орг} г⁻¹ почвы).

В почве (слой 0-10 см) степи некосимой и промышленной зоны г. Курск (Курская область), леса, рекреационной и промышленной зон г. Сергиев Посад (Московская область, Сергиево-Посадский район, точки № 5, 3 и 4 соответственно), рекреационной и промышленной зон г. Москва (левобережный ландшафт, точки № 9 и 11 соответственно) определяли вклад грибов и бактерий в общее СИД селективным ингибированием антибиотиками (СИ) с последующим расчетом их отношения (Приложение 1, 8). Стрептомицина сульфат (C₂₁H₃₉N₇O₁₂ × 3H₂SO₄, AppliChem, CAS-No: 3810-74-0, водный раствор) и циклогексимид (C₁₅H₂₃NO₄, AppliChem, CAS-No: 66-81-9, порошок) вносили в почву в разных концентрациях и определяли наибольшее ингибирование СИД. Циклогексимид добавляли в почву за 4 ч до внесения глюкозы, а стрептомицин – за 0.5 ч, образец почвы с глюкозой служил контролем (Сусьян и др., 2005; Ananyeva et al., 2014). Коэффициент перекрывания активности антибиотиков (ПАА) или аддитивности ингибиторов (the inhibitor additivity ratio, IAR) рассчитывали по уравнению ПАА = [(A-B)+(A-C)] / (A-D), где А – СИД почвы (выделение CO₂); В – СИД почвы с фунгицидом; С

– СИД почвы с бактерицидом; D – СИД почвы с бактерицидом и фунгицидом (Bailey et al., 2002). Если ПАА = 1 ± 0.10 , то это указывает на отсутствие антибиотического действия на нецелевые микроорганизмы и антагонистического влияния одного антибиотика на другой (из-за уменьшения эффективности стрептомицина и циклогексимида при их совместном внесении). Если ПАА >1, то индуцируется перекрывающееся антибиотическое действие, что указывает на низкую достоверность определения соотношения грибов и бактерий; если ПАА <1 – свидетельствует о наличии антагонистического эффекта (Bailey et al., 2002).

Соотношение грибного (Г) и бактериального (Б) вклада в общее СИД определяли по формулам: $G = (A-B) / (A-D) \times 100\%$; $B = (A-C) / (A-D) \times 100\%$ (обозначения букв как приведено выше) при условии, что ПАА = $1 \pm 10\%$ (Lin, Brookes, 1999).

Предынкубация образцов. До начала измерений СИД, БД и СИ почву (масса 0.3 - 0.5 кг) предынкубировали в течении 7 суток при 22°C и 55% полной влагоемкости.

II. 2. 2. Эмиссия CO₂ in situ

В рекреационной (лесопарк, дерново-подзолистая почва) и промышленной (газон с деревьями вдоль дороги, реплантозем) зонах (пять пространственно-удаленных точек в каждой зоне) севера Москвы, на территории Российского государственного аграрного университета имени К.А. Тимирязева, измеряли эмиссию CO₂ (дважды: август и октябрь). Прирост концентрации CO₂ (ppm сек⁻¹) и температуру в герметичной камере инфракрасного газоанализатора Li-820 фиксировали, определяли влажность и температуру почвы (верхний 10 см слой). Эмиссию CO₂ выражали в г CO₂ м⁻² сут⁻¹.

II. 2. 3. Физико-химические

В почвенных образцах определяли содержание органического углерода (C_{орг}, бихроматное окисление), аммонийного (колориметрия, реактив Несслера) и нитратного (колориметрия, дисульфифеноловая кислота, метод Грандваль-Ляжу) азота, подвижных форм калия и фосфора (пламенная фотометрия и колориметрия соответственно, метод Чирикова), металлов – Cu, Cd, Ni, Pb, Zn (атомно-абсорбционная фотометрия в 1 н азотнокислой вытяжке), значение pH (почва : раствор 1 М KCl, почва : вода = 1 : 2.5, потенциометрия) и гранулометрический состав (весовой метод, диспергирование в растворе пиррофосфата натрия) (Аринушкина, 1970; Воробьева, 1998). Содержание C_{общ} и N_{общ} почвы Москвы (точки определения грибы/бактерии и эмиссии CO₂ in situ) измеряли с помощью элементного анализатора Leco CHNS-932 (USA).

II. 3. Статистическая обработка экспериментальных данных

Измерения СИД и БД почвы были выполнены в 4-х, СИ – в 3-х повторностях. Расчеты выполнены на вес сухой почвы (105°C, 8 ч). Результаты измерений выражены как среднее $\pm$ стандартное отклонение. Статистическая оценка значимости различий химических и микробиологических показателей почв разных экосистем и функциональных зон городов проведена с помощью однофакторного дисперсионного анализа (ANOVA, Краскелла-Уоллиса) с последующей процедурой попарных множественных сравнений. Значимость различий изученных микробиологических свойств между выделенными группами почв ($C_{org} \leq 4\%$, $C_{org} > 4\%$) и эмиссии CO_2 почвы *in situ* между функциональными зонами г. Москва оценена тестом Стьюдента для независимых выборок. Взаимосвязь между химическими и микробиологическими показателями почвы оценена корреляционным анализом (коэффициент Спирмена, Пирсона). Выполнен анализ простой и множественной линейной регрессии для химических и микробиологических показателей почвы. Влияние факторов «функциональная зона», «ландшафт» (Москва), «агроклиматическая зона» и «экосистема» (Московская область) на вариабельность $C_{мик}$ и БД почвы оценено с помощью двухфакторного дисперсионного анализа (two-way balanced ANOVA). Значение объясненной вариации (ω^2) этих факторов было рассчитано по формуле: $\omega^2 = (SS_F - df MS_{within} / SS_{total} + MS_{within}) \times 100\%$, где SS_F – сумма квадратов фактора, df – число степеней свободы, где SS_{total} – общая сумма квадратов, MS_{within} – средний квадрат внутригрупповой изменчивости (Quinn, Keough, 2002). Выбор статистических анализов обусловлен результатами предварительных процедур: проверка гипотезы нормальности распределения экспериментальных данных (Критерий Шапиро-Уилка) и однородности дисперсий выборок (критерий Левена). Статистическая обработка экспериментальных данных и их визуализация (box-and-whiskers plot, scatter plot) выполнена в программе R 3.2.4 (<http://www.r-project.org/>). Анализ главных компонент и ординация экспериментальных данных выполнены в программе PCord 4.27.

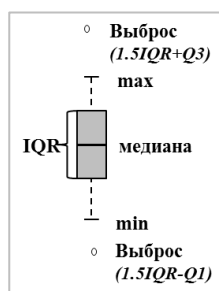


График “box-and-whiskers”, отображает медиану, межквартильный размах, IQR (разница между третьим, Q3 и первым квартилем, Q1), наибольшее и наименьшее значение выборки, выбросы – значения $< 1.5 IQR - Q1$ и/или $> 1.5 IQR + Q3$.

III. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

III. 1. Функционирование микробного сообщества чернозема типичного естественных и антропогенно преобразованных экосистем Курской области (локальный масштаб исследования)

Чернозем признан эталонной почвой, который, в свою очередь, является важным природным ресурсом России и занимает около 6% ее территории (Ковда, 1983; Национальный атлас..., 2011). Уникальность чернозема обусловлена его высоким плодородием, профильным запасом углерода и основных элементов питания растений. Распаханность чернозема достигает 50-80% (получают 2/3 всей сельскохозяйственной продукции страны), при этом подсчитано, что за последние 150 лет потери почвенного углерода этим типом почвы достигли 20-30% исходного (Mikhailova, Post, 2006). Следует отметить, что в зоне распространения этого типа почвы доля городского населения неуклонно возрастает, так за 2010-2014 гг. она увеличилась на 10% (Оценка численности..., 2014).

Изучению химических, физических и морфологических характеристик чернозема посвящено огромное количество работ (Rodionov et al., 2001; Шеин и др. 2011; Когут и др., 2012). Биологические свойства чернозема, в том числе и при разном землепользовании, также отражены во многих публикациях (Стахурлова и др., 2007; Благодатский и др., 2008; Полянская и др., 2010). Однако изменение микробиологических свойств чернозема, представленного широким спектром экосистем, включая и город, почти не изучено. Поэтому настоящая работа посвящена оценке показателей функционирования микробного сообщества чернозема типичного в сопряженном ряду экосистем от естественной (целина) к пахотной и городской. Мы исследовали не только верхний наиболее активный в микробиологическом отношении слой чернозема, но и его профиль в целом.

III. 1. 1. Верхний 10-ти см минеральный слой чернозема разных экосистем

Содержание органического углерода ($C_{орг}$) в черноземе разных экосистем составило от 1.7 (селитебная зона) до 4.5% (степь косимая), на пашне оно было в среднем в 1.6 раза меньше, чем степи косимой (табл. 6). Значение pH почвы города было в среднем на единицу больше, чем других изученных экосистем чернозема.

Содержание углерода микробной биомассы ($C_{мик}$) чернозема варьировало от 84 (промышленная зона) до 1954 $мкг\ C\ г^{-1}$ (степь некосимая), различие между этими величинами составило почти 23 раза. Наибольшие величины $C_{мик}$ отмечены в степи (некосимой и косимой) и на пастбище (в среднем 1254, 1337 и 1088 $мкг\ C\ г^{-1}$

соответственно), а наименьшие – на пару и пашне, 377 и 340 мкг С г⁻¹ соответственно (рис. 10). В промышленной зоне города величина С_{мик} почвы была в среднем в 2 раза меньше, чем рекреационной (308 и 630 мкг С г⁻¹ соответственно). В естественных и пахотных экосистемах коэффициент пространственной вариации (CV) С_{мик} составил 33-36% и 36-37% соответственно, а города – больше, 41-84%. Кроме того, в черноземе естественных (нечерноземных) экосистем (степь, пастбище) величины С_{мик} были значимо больше (p<0.05, группа «а»), чем антропогенно преобразованных (пар, пашня, город). Иными словами, сельскохозяйственная обработка (вспашка) чернозема и урбанизация приводили к резкому уменьшению (в среднем в 2-4 раза) содержания его микробного компонента (биомассы).

Табл. 6. Содержание органического углерода (С_{орг}) и значение pH чернозема типичного (0-10 см) разных экосистем Курской обл. и функциональных зон г. Курск

Экосистема / Зона (число точек отбора)	С _{орг} , %	pH _{вод}
Степь некосимая (3)	4.2 ± 0.6	6.1 ± 0.3
Степь косимая (4)	4.5 ± 0.4	6.1 ± 0.4
Пастбище (3)	4.3 ± 0.6	6.7 ± 0.1
Черный пар (2)	3.0 ± 0.4	6.2 ± 0.0
Пашня (3)	2.7 ± 0.1	6.3 ± 0.5
Рекреационная (3)	3.0 ± 0.2	7.1 ± 0.4
Селитебная (2)	1.7 ± 0.1	7.6 ± 0.2
Промышленная (2)	2.3 ± 0.0	7.9 ± 0.1

Скорость базального (микробного) дыхания (БД) чернозема варьировала от 0.20 до 1.57 мкг С-СО₂ г⁻¹ ч⁻¹, причем обе эти величины отмечены для промышленной зоны города (рис. 10). Наибольшее среднее БД отмечено в степи косимой (1.24 мкг СО₂-С г⁻¹ ч⁻¹), а наименьшее – на пару, пашне и в селитебной зоне (в среднем 0.47, 0.54 и 0.56 мкг СО₂-С г⁻¹ ч⁻¹ соответственно). Пространственное варьирование БД почвы города было выше (CV=50, 65 и 90% для рекреационной, селитебной и промышленной зон соответственно), чем других экосистем (16-28%). Следует отметить, что величины БД почвы рекреационной и промышленной зон достигали в среднем 1.19 и 1.57 мкг СО₂-С г⁻¹ ч⁻¹ соответственно, что сопоставимо с таковой степи некосимой (в среднем 1.11 мкг СО₂-С г⁻¹ ч⁻¹). Отсюда можно полагать о высокой способности почвы города эмитировать двуокись углерода в атмосферу.

Установлено, что пространственная вариабельность С_{мик} и БД почвы лесостепной подзоны определялись на 64 и 65% соответственно содержанием С_{орг} (прямая зависимость) и на 22% и 35% - значением pH (обратная зависимость).

Значение *микробного метаболического коэффициента* или *удельного дыхания* *микробной биомассы* (qCO_2) чернозема составило от 0.50 до 6.83 $мкг\ CO_2-C\ мг^{-1}\ C_{мик}\ ч^{-1}$ для селитебной и промышленной зон соответственно, различие почти 14 раз (рис. 11). Следует отметить, что значимых различий qCO_2 чернозема ($p>0.05$) разных экосистем и функциональных зон города не выявлено, однако этот показатель возрастал в среднем от степи к промышленной зоне, указывая, тем самым на «напряженное» функционирование микробного сообщества чернозема с увеличением антропогенной нагрузки. Кроме того, в почве города и чистого пара выявлена высокая пространственная вариация qCO_2 ($CV=54-91\%$) по сравнению с ненарушенными естественными аналогами ($CV=16-35\%$).

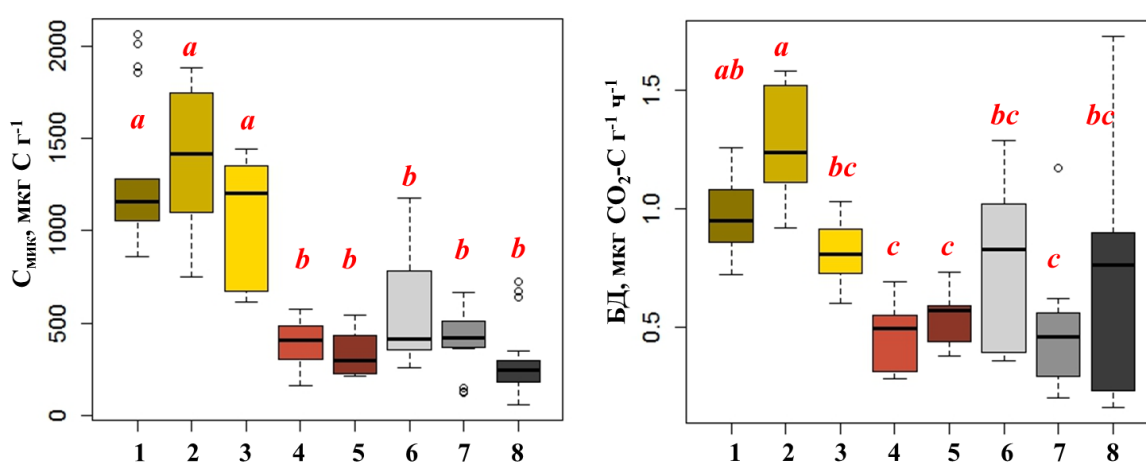


Рис. 10. Содержание углерода микробной биомассы ($C_{мик}$) и базального дыхания (БД) в почвах (0-10 см) разных экосистем Курской области и урбанозема функциональных зон г. Курск. Обозначение: 1, степь некосимая ($n=5$); 2, степь косимая ($n=4$); 3, пастбище ($n=3$); 4, пар ($n=4$); 5, пашня ($n=3$); 6, рекреационная ($n=3$); 7, селитебная ($n=5$); 8, промышленная ($n=5$) зоны. Величины с разными буквами значимо ($p<0.05$) различаются для разных экосистем и функциональных зон города отдельно (ANOVA, критерий Тьюки)

Отношение $C_{мик} / C_{орг}$ (характеризует «качество» органического вещества почвы) составило от 0.4 (промышленная зона) до 4.1% (степь некосимая) (табл. 7). Большой CV этого показателя отмечен в почве города (70%), меньший (27%) – в естественных аналогах. Отношение $C_{мик} / C_{орг}$ было в среднем больше в черноземе ненарушенных экосистем (2.9%), а пашни – меньше (1.4%). В промышленной зоне города значение $C_{мик} / C_{орг}$ составило в среднем 0.7% и оно было почти в 5 раз меньше, чем, например, степи некосимой.

Эффективность использования органического вещества почвы микроорганизмами оценена отношением $qCO_2 / C_{орг}$ (Dilly et al., 2001; Dilly, 2005). Этими авторами установлено, что увеличение этого показателя может свидетельствовать о неэффективном

использовании органического вещества почвы микроорганизмами. Отношение $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$ чернозема разных экосистем составило от 12 (степь некосимая) до 140 (промышленная зона) $\text{мкг CO}_2\text{-C мг}^{-1} C_{\text{мик}} \text{ч}^{-1} / \text{г C}_{\text{орг}} \text{г}^{-1}$ (табл. 7). Нами подсчитано, что в почве города и пашни этот показатель в среднем почти в 2.5 раза больше, чем в ненарушенных (степь, пастбище). Иными словами, в антропогенно нарушенных почвах эффективность усвоения органического углерода почвенными микроорганизмами в среднем «хуже», чем ненарушенных.

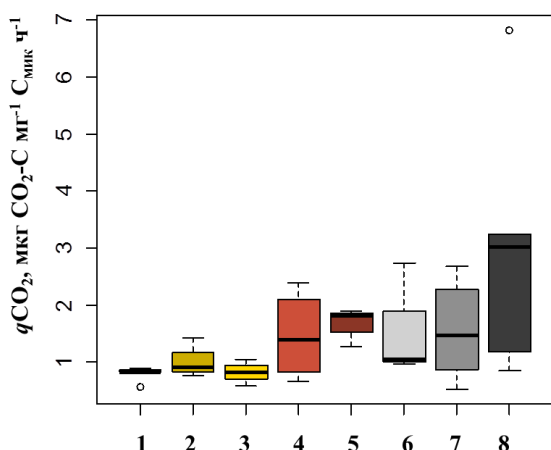


Рис. 11. Микробный метаболический коэффициент ($q\text{CO}_2$) чернозема (0-10 см) разных экосистем Курской области и урбаноzeма функциональных зон г. Курск. Обозначение: 1, степь некосимая (n=5); 2, степь косимая (n=4); 3, пастбище (n=3); 4, пар (n=4); 5, пашня (n=3); 6, рекреационная (n=3); 7, селитебная (n=5); 8, промышленная (n=5) зоны

Табл. 7. Эффективность использования органического вещества микроорганизмами почвы ($q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$) и доля углерода микробной биомассы в органическом углероде ($C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$) чернозема (0-10 см) разных экосистем Курская обл. и урбаноzeма функциональных зон г. Курск (интервал / среднее). Величины с разными буквами значительно различаются, $p < 0.05$, для каждого показателя отдельно

Экосистема / функциональная зона (число точек)	$q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$, $\text{мкг CO}_2\text{-C мг}^{-1} C_{\text{мик}}$ $\text{ч}^{-1} / \text{г C}_{\text{орг}} \text{г}^{-1} \text{ почвЫ}$	$C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$, %
Некосимая степь (3)	12-25 / 19	2.9-4.1 / 3.3
Косимая степь (4)	16-29 / 22	1.7-3.7 / 3.0
Пастбище (3)	13-29 / 20	1.8-3.0 / 2.5
<i>Естественная (10)</i>	$20 \pm 6 \text{ b}$	$2.9 \pm 0.8 \text{ a}$
Пар (2)	21-35 / 28	1.3-1.9 / 1.6
Пашня (3)	46-73 / 61	0.8-1.7 / 1.2
<i>Пахотная (5)</i>	$48 \pm 21 \text{ a}$	$1.4 \pm 0.4 \text{ b}$
Рекреационная (3)	30-36 / 33	1.2-4.0 / 2.1
Селитебная (2)	29-54 / 41	2.5-3.6 / 3.0
Промышленная (3)	37-140 / 61	0.4-1.0 / 0.7
<i>Городская (8)</i>	$51 \pm 40 \text{ a}$	$2.0 \pm 1.4 \text{ ab}$

Итак, показана пространственная вариабельность $C_{\text{мик}}$ и БД, коэффициент которой был существенно выше в урбаноземе города по сравнению с черноземом других изученных экосистем. В почве антропогенно преобразованных экосистем (пар, пашня, город) отмечено существенное снижение (в 2-4 раза) обилия (биомассы) микроорганизмов, их доли в органическом углероде почвы и «эффективности» его использования по сравнению с естественными аналогами (степь, пастбище). В условиях постоянного антропогенного воздействия на чернозем (смена растительности, отчуждение растительных остатков, уплотнение, ухудшение структуры, загрязнение, пертурбация почвенных слоев) отмечено «ухудшение» функционирования его микробного сообщества и, как следствие, почвы в целом. Почва города характеризуется высокой способностью эмитировать CO_2 в атмосферу.

III. 1. 2. Профиль чернозема разных экосистем

Профиль почвы (0-50 см). Содержание $C_{\text{орг}}$ в слоях профиля степи было в среднем больше, чем города, а значение рН – напротив, меньше почти на единицу (табл. 8). Величины $C_{\text{мик}}$ и БД вниз по профилю почвы разных экосистем снижались, причем в степи оно было более резким, чем пашни и города (рис. 12). Подсчитано, что вклад верхнего 10-см слоя в запас $C_{\text{мик}}$ и БД профиля (0.5 м) чернозема разных экосистем составил 27-48 и 27-34% соответственно.

Табл. 8. Содержание органического углерода ($C_{\text{орг}}$) и значение рН разных слоев чернозема типичного разных экосистем Курской области и урбанозема промышленной зоны г. Курск

Экосистема (точки отбора)	Слой, см	Горизонт	$C_{\text{орг}}, \%$	$\text{pH}_{\text{вод}}$
Степь (5)	0-10	A	5.10 ± 0.34	6.17 ± 0.53
	10-20	A	4.24 ± 0.42	6.13 ± 0.40
	20-30	A	3.62 ± 0.34	6.36 ± 0.54
	30-40	A	3.25 ± 0.23	6.45 ± 0.62
	40-50	A	2.96 ± 0.19	6.56 ± 0.49
Пашня (3)	0-10	$A_{\text{пах}}$	2.67 ± 0.13	6.27 ± 0.46
	10-20	$A_{\text{пах}} + A$	2.71 ± 0.23	6.03 ± 0.14
	20-30	A	2.45 ± 0.04	5.99 ± 0.24
	30-40	A	2.09 ± 0.25	6.19 ± 0.20
	40-50	A+AB	1.82 ± 0.17	6.30 ± 0.23
Город (3)	0-10	$A_{\text{ур}} / \text{UR} / A_{\text{ур}}$	1.95 ± 0.55	7.93 ± 0.04
	10-20	$A_{\text{ур}} / \text{UR} / \text{UR}$	1.66 ± 0.36	8.08 ± 0.10
	20-30	$\text{UR} / \text{UR} / \text{UR}$	1.63 ± 0.28	8.11 ± 0.13
	30-40	$\text{UR} / \text{UR} / \text{UR}$	1.70 ± 0.27	8.16 ± 0.17
	40-50	$AB_{\text{ур}} / \text{UR} / \text{UR}$	1.74 ± 0.71	8.15 ± 0.15

Значение $q\text{CO}_2$ слоев профиля чернозема степи и пашни существенно не различалось, однако в нижних слоях урбанозема города оно возрастало в 1.3-3.1 раза по сравнению с верхним (рис. 13). К тому же, $q\text{CO}_2$ нижних слоев (>20 см) почвы города было в среднем в 1.6-2.4 раза больше такового степи.

Вниз по профилю почвы выявлено увеличение отношения $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$, иллюстрирующее снижение эффективности использования органического вещества почвенными микроорганизмами (рис. 13). Так, в слоях почвы степи глубже 10 см оно было в среднем в 4-5 раза меньше ($p < 0.05$), чем таковое города. Отношение $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ в нижних слоях профиля степи и пашни снижалось в среднем в 2.1-4.5 и 1.5-2.1 раза соответственно по сравнению с соответствующим верхним 10 см (рис. 13). Следует отметить, что этот показатель в урбаноземе города (слои глубже 10 см) был в среднем в 3-5 раз меньше, чем степи.

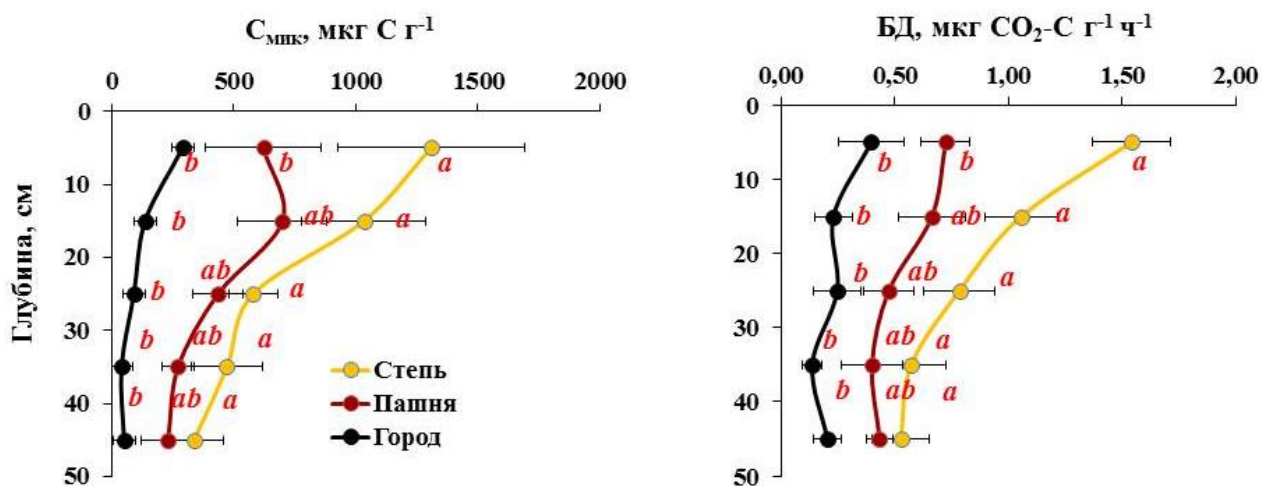


Рис. 12. Распределение содержание углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) и скорости базального дыхания (БР) в разных слоях профиля чернозема степи, пашни Курской обл. и урбанозема промышленной зоны г. Курск. Величины с разными буквами значимо различаются для разных слоев отдельно (ANOVA, критерий Тьюки, $p < 0.05$)

Подсчитан запас $C_{\text{мик}}$ профиля почвы (мощность $\times$ объемный вес слоя) степи, который составил $206 \text{ г } C_{\text{мик}} \text{ м}^{-2}$, а чистого пара и города – почти в 2 раза меньше, 102 и 82 $\text{г } C_{\text{мик}} \text{ м}^{-2}$ соответственно (табл. 9). Запас БР профиля в степи и на пару составил 5.9 и 5.8 $\text{г CO}_2\text{-С м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$ соответственно, а в городе – он был почти в 2 раза меньше ($3.0 \text{ г C-CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$). Вклад верхнего 10-см слоя в запас $C_{\text{мик}}$ профиля составил 52, 32 и 66% для степи, пара и города соответственно, в БР – 39, 24 и 52%.

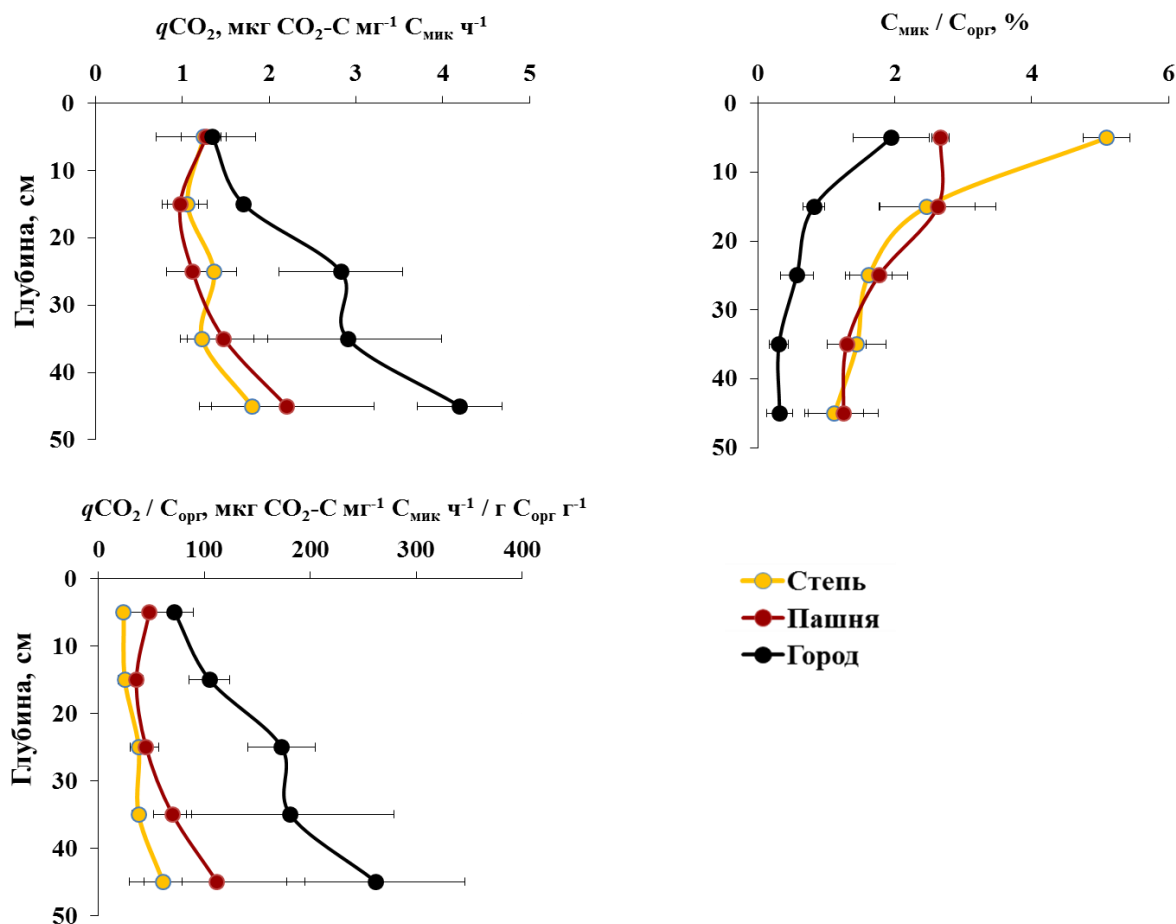


Рис. 13. Удельное дыхание микробной биомассы (qCO_2), доля углерода микробной биомассы в органическом углероде ($C_{мик} / C_{орг}$) и эффективность использования органического вещества микроорганизмами ($qCO_2 / C_{орг}$) в разных слоях профиля чернозема степи, пашни Курской обл. и урбанозема промышленной зоны г. Курск

Табл. 9. Объемный вес разных слоев, запас углерода микробной биомассы ($C_{мик}$) и микробного продуцирования CO_2 (БД) 0.5 м профиля чернозема степи, пара Курской области и урбанозема промышленной зоны г. Курск

Экосистема	Слой, см	Объемный вес, $г\ см^{-3}$	$C_{мик}$, $мкг\ С\ г^{-1}$	БД, $мкг\ CO_2-C\ мг^{-1}\ ч^{-1}$	Запас (0.5 м)	
					$C_{мик}$, $г\ C_{мик}\ м^{-2}$	БД, $г\ CO_2-C\ м^{-2}\ сут^{-1}$
Степь	0-10	1.05 ± 0.03	1024 ± 62	0.91 ± 0.08	108 ± 7	2.29 ± 0.20
	10-30	1.01 ± 0.07	327 ± 10	0.45 ± 0.13	66 ± 2	2.18 ± 0.63
	30-50	0.74 ± 0.04	215 ± 14	0.41 ± 0.04	32 ± 2	1.46 ± 0.14
Чистый пар	0-10	0.98 ± 0.02	333 ± 46	0.60 ± 0.08	33 ± 5	1.41 ± 0.19
	10-30	1.01 ± 0.03	206 ± 15	0.49 ± 0.06	42 ± 3	2.38 ± 0.29
	30-50	1.00 ± 0.06	137 ± 3	0.43 ± 0.09	27 ± 1	2.06 ± 0.43
Город	0-10	0.79 ± 0.01	681 ± 43	0.81 ± 0.04	54 ± 3	1.54 ± 0.08
	10-30	1.22 ± 0.42	81 ± 18	0.16 ± 0.02	20 ± 4	0.94 ± 0.12
	30-50	1.00 ± 0.06	39 ± 7	0.10 ± 0.02	8 ± 1	0.48 ± 0.10

Таким образом, вниз по профилю (0.5 м) почвы разных экосистем лесостепной подзоны выявлено снижение $C_{\text{мик}}$, БД, $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$, но увеличение $q\text{CO}_2$ и $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$, что может диагностировать «ухудшение» функционирования микробного сообщества в градиенте ее глубины. Выявлена отличительная особенность этих показателей в профиле почвы города по сравнению со степью и пашней. Профильный запас $C_{\text{мик}}$ степи был в 2 раза больше такового чистого пара и города, что указывает на глубокие изменения их почвенного профиля под влиянием антропогенного воздействия.

Профиль почвы (0-150 см). Изучены разные слои 1.5 м профиля чернозема широкого ряда экосистем: степи (некосимой и косимой), пастбища, чистого пара и пашни, а также урбанозема разных функциональных зон г. Курск (Приложение 2). Вклад верхнего 10-см слоя в запас $C_{\text{мик}}$ и БД профиля изученных экосистем составил 56-79% и 41-77% соответственно (рис. 14). Причем, вклад нижнего слоя (100-150 см) запаса профиля $C_{\text{мик}}$ и БД профиля урбанозема был выше (10-12 и 8-13% соответственно) по сравнению с черноземом (всего 1-3 и 3-7% соответственно).

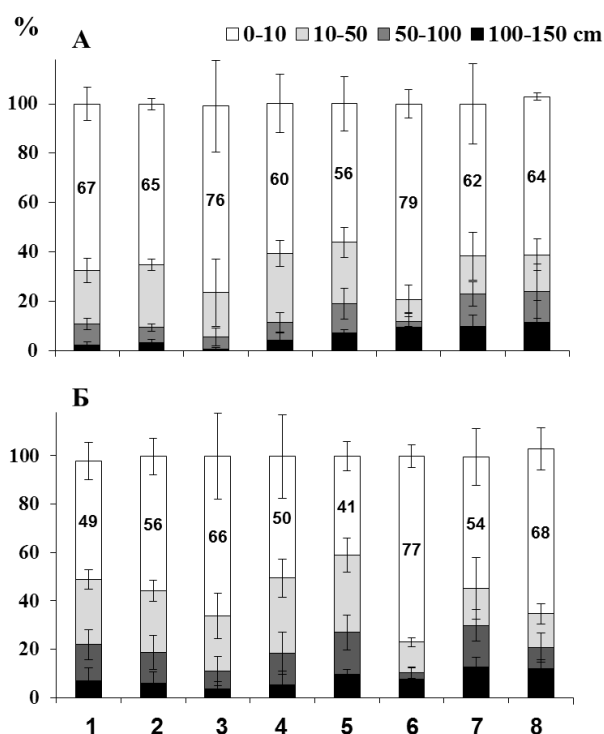


Рис. 14. Вклад разных слоев чернозема в профильный (1.5 м) запас углерода микробной биомассы (А) и базального дыхания (Б) разных экосистем и функциональных зон города. Обозначение: 1, степь некосимая (n=5); 2, степь косимая (n=4); 3, пастбище (n=3); 4, пар (n=4); 5, пашня (n=3); 6, рекреационная (n=3); 7, селитебная (n=5); 8, промышленная (n=5)

Далее, с учетом объемного веса и мощности слоев профиля степи, пара и города был рассчитан запас $C_{\text{мик}}$ и БД на единицу их площади (м^2). Оказалось, что запас $C_{\text{мик}}$

степи составил $372 \text{ г } C_{\text{мик}} \text{ м}^{-2}$, что почти в 3 раза больше такового чистого пара и города (табл. 10). Запас БД профиля степи был наибольшим ($13.01 \text{ г } \text{CO}_2\text{-C } \text{м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$), что почти в 2 раза больше города ($5.55 \text{ г } \text{C-CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$).

Табл. 10. Объемный вес разных слоев (1.5 м), запас углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) и микробное продуцирование CO_2 (БД) чернозема разных экосистем Курской области и промышленной зоны г. Курск

Экосистема (число точек отбора)	Слой, см	Объемный вес, г см^{-3}	$C_{\text{мик}}$, мкг С г^{-1}	БД, мкг $\text{CO}_2\text{-C } \text{мг}^{-1}$ ч^{-1}	Запас	
					$C_{\text{мик}}$, г С м^{-2}	БД, $\text{г CO}_2\text{-C}$ $\text{м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$
Степь (5)	0-10	0.97 ± 0.20	1254 ± 413	0.95 ± 0.15	122 ± 40	2.21 ± 0.35
	10-50	0.88 ± 0.16	406 ± 152	0.53 ± 0.10	143 ± 54	4.48 ± 0.84
	50-100	1.12 ± 0.06	144 ± 21	0.35 ± 0.19	81 ± 12	4.70 ± 2.55
	100-150	1.12 ± 0.02	47 ± 29	0.12 ± 0.13	26 ± 16	1.61 ± 1.75
Чистый пар (4)	0-10	0.98 ± 0.05	377 ± 136	0.47 ± 0.13	37 ± 13	1.11 ± 0.31
	10-50	1.01 ± 0.04	166 ± 4	0.33 ± 0.22	67 ± 2	3.20 ± 2.13
	50-100	1.10 ± 0.03	39 ± 15	0.17 ± 0.17	21 ± 8	2.24 ± 2.24
	100-150	1.06 ± 0.03	25 ± 14	0.11 ± 0.08	13 ± 7	1.40 ± 1.02
Город (4)	0-10	0.76 ± 0.03	308 ± 258	0.71 ± 0.64	23 ± 20	1.30 ± 1.17
	10-50	1.19 ± 0.35	54 ± 22	0.12 ± 0.09	26 ± 10	1.37 ± 1.03
	50-100	1.11 ± 0.26	123 ± 141	0.13 ± 0.08	68 ± 78	1.73 ± 1.07
	100-150	1.20 ± 0.25	39 ± 18	0.08 ± 0.06	23 ± 11	1.15 ± 0.86

Таким образом, запас микробной биомассы и дыхательной активности глубокого почвенного профиля (1.5 м) ненарушенной экосистемы (степь) было существенно больше такового нарушенных (пар, промышленная зона города), что может свидетельствовать о преобразовании профиля почвы при антропогенном влиянии.

Итак, для чернозема каждой экосистемы (степь, пастбище, пар, пашня) показана пространственная вариабельность содержания $C_{\text{мик}}$ и БД, коэффициент которой составил 33-37% и 16-28% соответственно, а для урбанозема города – больше, 41-84% и 50-90%. Установлено, что пространственная вариабельность $C_{\text{мик}}$ и БД почвы в основном определялась содержанием $C_{\text{орг}}$ ($R^2=0.64$ и 0.65 соответственно). В градиенте изменения экосистем (один тип почвы, локальный масштаб исследования $\sim 1000 \text{ км}^2$) выявлено снижение показателей $C_{\text{мик}}$ и $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ (в 2-4 раза), что может индцировать «ухудшение» функционирования микробного сообщества чернозема. Величина БД чернозема степи в среднем значимо не отличалась от таковой урбанозема города (рекреационная и промышленная зоны), что может свидетельствовать об его высокой способности эмитировать CO_2 в атмосферу. Профильный запас $C_{\text{мик}}$ чернозема естественной экосистемы (степь) был больше такового антропогенно нарушенных (пар, город).

Обсуждение результатов

Известно, что чернозем обладает высокой устойчивостью к различным естественным и антропогенным нарушениям. В нашем исследовании установлено, что распашка чернозема и урбанизация ареала его распространения привели к ухудшению функционирования его микробного сообщества, что выражено уменьшением микробной биомассы почвы, ее доли в органическом углероде и дыхательной активности, а также снижением эффективности использования почвенного органического вещества (большие энергетические затраты на его трансформацию). Выявленные закономерности отмечены не только для верхнего 10-см слоя почвы, но и нижних слоев ее профиля.

Сельскохозяйственное использование – распашка чернозема. Нами показано, что в черноземе (0-10 см) пашни и пара значения $C_{\text{мик}}$, БД, $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ меньше в 2-4 и 2-3 раза соответственно по сравнению с целинной степью (некосимой и косимой). Показано, что в пахотном черноземе типичном (0-30 см) республики Молдова содержание $C_{\text{мик}}$ было в 4 раза меньше, чем соответствующей залежи (в среднем $1000 \text{ мкг С г}^{-1}$) (Senicovscaia, 2012). Особое внимание исследователи уделили изучению чернозема Каменной степи, Воронежская область (Благодатский и др., 2008; Balashov, Buchkina, 2011; Приходько и др., 2013). Так, в пахотном черноземе (0-20 см) величины $C_{\text{мик}}$, БД и отношение $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ были существенно меньше (в среднем в 1.7, 1.3 раз и на 20% соответственно), чем таковые степи некосимой (Приходько и др., 2013). Другие авторы показали, что при длительном сельскохозяйственном использовании (75 лет: выращивание зерновых культур и овощей) чернозема происходило уменьшение $C_{\text{мик}}$ и БД в среднем в 1.5 и 2.0 раза по сравнению с залежью (Balashov, Buchkina, 2011). Благодатский с соавторами (2008) показали уменьшение содержания $C_{\text{мик}}$ чернозема (0-20 см) в ряду (лет): лес (92) – лесополоса (105) – косимый луг (118) – пашня (10, 46 и 76 лет). Кроме того, этими исследователями выявлено, что отношение $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ в черноземе пашни (76 лет) было меньше в среднем в 2 раза, чем косимого луга (Благодатский и др., 2008). В пашне чернозема выщелоченного (0-10 см) республики Татарстан (северо-восточное Закамье) значения $C_{\text{мик}}$, БД и $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ были меньше ($1329 \text{ мкг С г}^{-1}$, $2.3 \text{ мкг СО}_2 \text{ г}^{-1} \text{ ч}^{-1}$ и 2.1%), чем на соответствующей целины ($1629 \text{ мкг С г}^{-1}$, $6.1 \text{ мкг СО}_2 \text{ г}^{-1} \text{ ч}^{-1}$ и 2.4% соответственно) (Вершинин, Игнатьев, 2011). Показано также, что в верхнем слое (0-25 см) пахотного чернозема Нижегородской области микробная биомасса (прямая микроскопия) была в 2-3 раза ниже, чем в естественном аналоге – залежи (Полянская и др., 2012). Установлено, что даже после 18-ти лет восстановления пахотного чернозема (0-20 см, музей-заповедник Аркаим, Челябинская область) содержание $C_{\text{мик}}$ было почти в 3 раза меньше, чем естественного аналога (340 и 952 мг кг^{-1} соответственно) (Nagano et al., 2012).

Урбанизация. В городе происходит тесный контакт человека с окружающей средой (Герасимова и др., 2003), вследствие чего почва урбозкосистемы подвергается загрязнению и уплотнению в результате турбационных процессов, конструирования профиля и уничтожения естественных верхних органогенных горизонтов (Прокофьева и др., 2013). При таком воздействии на почву города происходит изменение ее физико-химических и биологических свойств. В нашем исследовании значения pH почвы (0-10 см) г. Курск были выше (7.3), чем степи (6.3). Увеличение pH городских почв по сравнению с естественными аналогами отмечают и другие авторы (Lorenz, Kandeler, 2006; Tobiasova et al. 2013), что связано, очевидно, с поступлением в них извести, пыли, карбонатов Ca и Mg. В изученной нами почве г. Курск обнаружено уменьшение содержания органического углерода почвы. Органическое вещество (ОВ) городских почв может включать как остатки гумуса исходных природных, так и привнесенное или вновь сформированное ОВ. Основные источники ОВ городских почв – растительный опад, экскременты животных и птиц, органические удобрения, торфокомпостные смеси, мусор (органические остатки: пищевые отходы и т.д.), поступление поллютантов: углеводороды, частицы угля, сажи, фрагменты резины, асфальтовых покрытий и т.д. (Прокофьева и др., 2013). Имеются сведения, что в городских почвах степной зоны (сформированные на основе чернозема), в отличие от таковых лесной, содержание гумуса значительно меньше, чем природных (фоновых) почвах (Горбов, 2002; Безуглова, Приваленко, 2003; Прокофьева и др., 2013). В нашем исследовании показатели $C_{мик}$ и $C_{мик} / C_{орг}$ были значительно меньше в почве города (особенно в промышленной зоне), чем естественном аналоге (степь некосимая и косимая). Сведения о сравнительной оценке функционирования микробного сообщества городских и естественных почв степной зоны ничтожно малы. Так, изучена функциональная структура бактериоценозов урбопочв г. Ростов-на-Дону (Горовцов, 2013) и их биологическая активность (Горбов, 2013). Выявлено, что число колоний р. *Bacillus* в урбопочвах (верхний горизонт урбик) г. Ростов-на-Дону значительно меньше, чем черноземе степной зоны (Горовцов, 2013). Обнаружено, что активность ферментов (каталаза, инвертаза) в верхнем горизонте урбанозема (U_{1ha2} , 0-25 см) центра г. Ростов-на-Дону в 5-8 раз ниже, чем таковая чернозема обыкновенного ($A_{пах}$, 0-25 см) на окраине города (Горбов, 2013).

Важно отметить также, что в изученной нами почве (0-10 см) г. Курск были выявлены локализации, преимущественно в рекреационной и промышленной зонах, с высоким базальным дыханием (образование CO_2), которое было сопоставимо с таковым естественного аналога. Поэтому есть основание полагать, что городские почвы могут быть существенным источником эмиссии этого парникового газа в атмосферу. Это

подтверждают исследования и других авторов. Так, оценивали эмиссию CO_2 чернозема (Li-820, май-июль 2013 г.) Центрально-Черноземного заповедника (степь некосимая) и города Курск: рекреационная, селитебная и промышленная зоны (Саржанов и др., 2015). Оказалось, что эмиссия CO_2 почвы промышленной и селитебной зон города была больше в среднем на 30% по сравнению со степью некосимой. Авторы показали также и существенное пространственное варьирование потока этого газа для почвы города, коэффициент вариации которого достигал 60% и был в 1.2-1.4 раза больше такового некосимой степи. Другие исследования также указывали на более высокую скорость эмиссии CO_2 городскими почвами по сравнению с естественными аналогами (Kaye et al., 2005; Rouyat et al., 2006). Возможные причины повышенного потока CO_2 почвой урбоэкосистем могут быть связаны с мероприятиями по благоустройству и озеленению городских территорий (увлажнение, изменение температурного режима, нарушение естественного сложения почвы, поступление органических субстратов), что, очевидно, создает благоприятные условия для активной минерализации органического вещества микроорганизмами и высвобождению CO_2 из почвенных агрегатов.

Распределение микробиологических свойств чернозема по профилю разных экосистем. Вниз по профилю чернозема изученных экосистем отмечено уменьшение микробиологических показателей, при этом ее верхний 10 см слой был наиболее активен в микробиологическом отношении, что согласуется с исследованиями других авторов (Полянская и др., 2012; Senicovscaia, 2012; Горбов, 2013). Так, показано, что $S_{\text{мик}}$ чернозема уменьшается вниз по профилю и основные его запасы сосредоточены в верхнем 0-30 см слое (Senicovscaia, 2012). Содержание микробной биомассы в 40-80 см слое чернозема было меньше (в среднем 4 и 3 раза для залежи и пашни соответственно), чем в верхнем 0-25 см слое (Полянская и др., 2012). Показано также и уменьшение ферментативной активности вниз по профилю естественных (зональных) и антропогенно преобразованных почв г. Ростов-на-Дону, причем отмечено, что высокая каталазная активность характерна в основном для их верхнего горизонта (Горбов, 2013). В нашем исследовании мы обнаружили интересную особенность микробиологических свойств почвы нижних слоев г. Курск по сравнению с таковыми естественных и пахотных. В нижних слоях 50 см профиля почвы города значимое уменьшение $S_{\text{мик}}$, БД, $S_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ и, напротив, увеличение $q\text{CO}_2$ и $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$ было более выражено по сравнению с таковыми некосимой степи и пашни. Такая тенденция изменения функционирования микробного сообщества чернозема может указывать на его значительное преобразование при урбанизации по сравнению с сельскохозяйственной нагрузкой. К тому же обнаружено, что вклад нижнего слоя (100-150 см) почвы города в запас $S_{\text{мик}}$ и БД 1.5 м профиля был

больше, чем таковой других изученных экосистем. Это может быть связано и с особенностью распределения органического углерода по профилю городских почв (Васенев и др., 2013; Долгих, Александровский, 2013). Например, содержание $C_{орг}$ в так называемом «культурном» слое г. Великий Новгород (археологический раскоп Десятинный-1) составил 10% (глубина 110-130 см) и 27% (135-145 см) (Долгих, Александровский, 2013).

III. 2. Функционирование микробного сообщества почв естественных и антропогенно преобразованных экосистем Московской области (локальный и региональный масштабы исследования)

Московская область (~45800 км²) является наиболее урбанизированным и экономически развитым регионом Российской Федерации. В результате интенсивной хозяйственной деятельности человека природные ландшафты Московской области претерпели значительные изменения, так земли сельскохозяйственного назначения и поселений занимают 38% и 12% ее общей площади соответственно (О состоянии..., 2015). Вырубка лесов, распашка, выпас скота и процессы урбанизации привели к преобразованию почвенного покрова области и, как следствие, формированию пахотных и урбо- экосистем. В последнее время особое внимание уделяют городским почвам (Craul, 1985; Почва, город, экология, 1997; Строганова и др., 1997; Abrahams, 2002; Koerner, Klopatek, 2002, Герасимова и др., 2003; Svirejeva-Hopkins et al., 2004; Строганова, Раппопорт, 2005). В городах отмечают высокую пространственную неоднородность почв (Craul, 1985; Почва, город, экология, 1997; Zhao et al, 2013), которая диктует необходимость их дифференциации на разные функциональные зоны или территории.

Микробиологические свойства почвы определенной территории характеризуются высокой пространственной вариабельностью, вызванной разным содержанием органического вещества, питательных элементов, значением pH, растительностью, положением в ландшафте, экспозицией и другими факторами (Parkin, 1993; Winter, Beese, 1995; Yan et al., 2003; Askin, Kizikaya, 2007; Grinand et. al., 2008; Гавриленко и др., 2011). Поэтому для пространственного изучения микробиологических показателей почвы часто выбирают сопряженные, в том числе и геохимически, экосистемы, ландшафты и катены, что позволяет снизить вероятность влияния разных пространственных факторов. Исследование функционирования микробного сообщества почвы в сравнительном градиенте изменения от естественных к антропогенно преобразованным экосистемам и с учетом их пространственного и пространственно-дискретного (прерывистого) распределения почти не изучено (Beyer et. al, 1995; Chen et. al, 2001; Kaye et al., 2005;

Lorenz, Kandeler, 2005, 2006; Васенёв и др. 2012; Zhao et al, 2013). Немногочисленны и работы по изучению микробиологических показателей почв на региональном уровне (Parkin, 1993; Morris, Boerner, 1998; 1999; Гавриленко и др., 2011). Поэтому при оценке изменения микробиологических свойств почвы заданной территории мы приняли во внимание как локальный масштаб исследования (административный район области, одна агроклиматическая зона $\sim 27 - 400 \text{ км}^2$), так и региональный (область, разные агроклиматические зоны $\sim 40\,000 \text{ км}^2$).

В нашем исследовании мы изучали верхний (0-10 см) и нижний (10-150 см) слои почвы. Анализ научной литературы выявил, что для оценки микробиологических свойств территории исследователи в основном изучали верхний слой (0-5, 5-10, 0-10, 0-20 см) или горизонт (гумусово-аккумулятивный) почвы, в котором сосредоточены основные запасы органического вещества и микробные процессы наиболее активны. Профиль основных зональных почв европейской части России охватывает преимущественно 1.5-2.0 м толщ. Однако подход к выбору глубины отбора образцов почвы для микробиологической оценки ее профиля весьма разнообразен и зависит от задач исследования. Одни авторы профиль дерновой среднеподзолистой, бело-подзолистой, серой лесной, каштановой почв, чернозема обыкновенного и бурозема оценивали по горизонтам (Полянская и др., 1995 а; Головченко, Полянская, 1996), а для изучения торфяной почвы образцы отбирали через каждые 30-50 см до глубины 7 м (Добровольская и др., 1991). Для полной оценки микробиологических свойств профиля серой лесной почвы отбирали образцы 14-ти слоев, мощность каждого составляла 10 см (Сусьян и др., 2006, табл. 11). Для характеристики профиля почвы в нашем исследовании были отобраны образцы верхнего (наиболее активного) 10-ти см слоя и нижнего 10-150 см (смешанного). Мы полагаем, что анализ микробиологических показателей смешанного образца нижних слоев изученных почв будет отражать тенденцию их изменения по профилю. Так, для почти 1.5 м серой лесной почвы (слои мощностью 10 см) показано снижение микробной биомассы и ее дыхательной активности вдоль профильного градиента, причем около 44% микробной биомассы сосредоточено в верхнем 10-ти см слое (Сусьян и др., 2006; табл. 11). Кроме того, принимая во внимание большое количество образцов территории Московской области, а также необходимость сравнения почвы естественных и городских экосистем (четкая и «сглаженная» дифференциация профиля соответственно), мы считаем такой экспериментальный дизайн вполне оправданным.

Табл. 11. Микробная биомасса ($C_{\text{мик}}$), базальное дыхание (БД) и микробный метаболический коэффициент ($q\text{CO}_2$) профиля серой лесной почвы лиственничного леса (возраст 100 лет) Серпуховского района Московская обл. (цит. Сусьян и др., 2006)

Горизонт, см	Глубина отбора образца, см	$C_{\text{мик}}$, мкг С г ⁻¹	БД, мкг CO ₂ -С г ⁻¹ ч ⁻¹	$q\text{CO}_2$, мкг CO ₂ -С мг ⁻¹ $C_{\text{мик}}$ ч ⁻¹
A1, 0.5-11	0.5-5	511	1.18	2.19
	5-11	472	1.01	2.15
<i>среднее</i>	<i>0-11</i>	<i>491</i>	<i>1.10</i>	<i>2.17</i>
A1A2, 11-24	11-24	311	0.55	1.76
B1, 24-58	24-34	170	0.49	3.24
	34-44	155	0.60	3.87
	44-58	151	0.76	5.04
	58-68	63	0.23	3.66
B2, 58-94	68-78	79	0.17	2.22
	78-94	75	0.57	3.33
	94-106	73	0.25	3.49
B3, 94-136	106-116	60	0.39	6.52
	116-126	68	0.19	2.77
	126-136	31	0.33	10.44
	136-146	25	0.20	8.10
<i>среднее</i>	<i>11-146</i>	<i>105</i>	<i>0.40</i>	<i>4.54</i>

III. 2. 1. Почва административных районов Московской области

Показатели $C_{\text{мик}}$, БД, $q\text{CO}_2$, $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$ и $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ для почв Сергиево-Посадского (n=28), Талдомского (n=22), Воскресенского (n=30), Шатурского (n=30), Серпуховского (n = 24) и Серебряно-Прудского районов (n = 22) приведены в Приложении 3.

III. 2. 1. 1. Сергиево-Посадский

Площадь района составляет 2027 км², территория исследования – около 400 км². В лесных (елово-широколиственные), луговых (разнотравье) и пахотных (пшеница, кукуруза) экосистемах района диагностировали дерново-подзолистую почву. В г. Сергиев-Посад (административный центр), кроме зональной почвы, выделяли и реплантозем (Приложение 1). Точки отбора образцов почвы показаны на картосхеме (рис. 15).

Верхний минеральный 10-см слой почвы. В почвах изучаемого района содержание $C_{\text{орг}}$ составило от 1.8 до 7.5%, питательных элементов (мг кг⁻¹): NH_4^+ – 5 до 17, NO_3^- – от 3.5 до 103, P_2O_5 – от 20 до 764, K_2O – от 24 до 412, тяжелых металлов: Pb – от 2 до 223, Cd – от 0.10 до 0.25, Zn – от 10 до 105, Ni – от 4 до 41, Cu – от 5 до 40, значение pH_{KCl} составило от 3.7 до 7.8 единиц (Приложение 4, 5). Гранулометрический состав почвы был

преимущественно среднесуглинистый (51% образцов); супесчаный, легкосуглинистый и песчаный – обнаружен в 25, 21 и 3% образцов соответственно. В антропогенно преобразованных почвах (пашня, город) района содержание $C_{орг}$ в среднем составило 4.8% и было сопоставимо с таковым естественных аналогов (4.0%) (Приложение 4). Значение рН пашни и почвы города составило 6.6 и 6.8, что было почти на 3 единицы больше, чем, например, леса (в среднем 4.0). Гранулометрический состав почвы пашни и города: песчаный, супесчаный, легко- и среднесуглинистый; леса и луга: легко- и среднесуглинистый. Содержание минерального азота ($N_{мин} = NH_4^+ + NO_3^-$) в почве леса, луга и города было в среднем низкое ($<30 \text{ мг кг}^{-1}$) и он был представлен в основном аммонийной формой, в среднем 63% общего (Приложение 4).

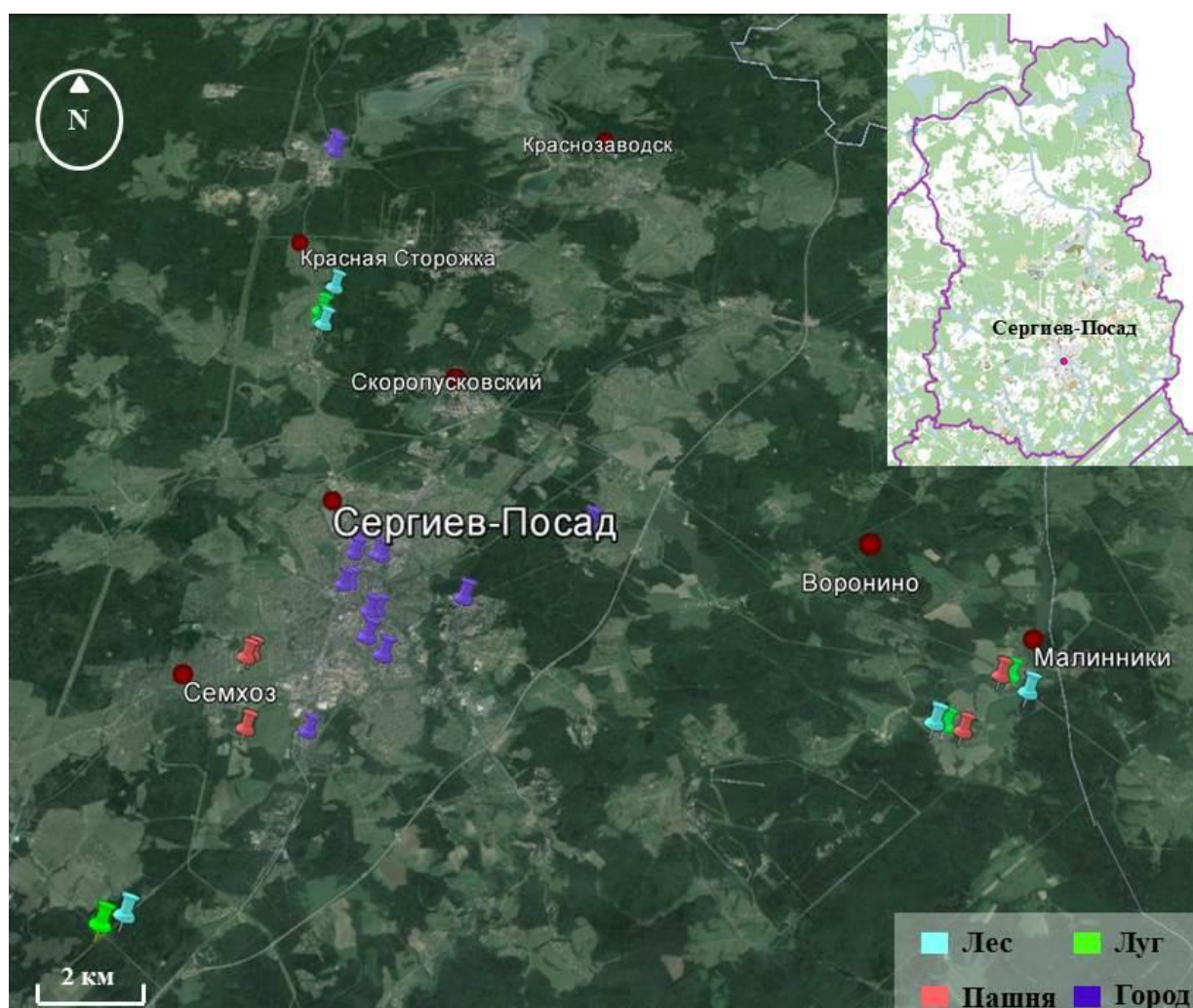


Рис. 15. Карта-схема локализации точек (всего 28) отбора почвенных образцов Сергиево-Посадского района

Почвы пашни содержали преимущественно нитратный азот, в среднем 84% минерального. В селитебной зоне города содержание аммонийного азота составляло в среднем 12.5 мг кг^{-1}

¹ почвы, что было почти в 2 раза больше, чем, например, луга. Содержание подвижного фосфора и калия в почве пашни составило 462 и 219 мг кг⁻¹, города – 165 и 235 мг кг⁻¹, а, например, луга – меньше (26 и 64 мг кг⁻¹ соответственно) (Приложение 4). Следует отметить, что обеспеченность пашни фосфором ($P_2O_5 > 300$ мкг г⁻¹) следует считать очень высокой, а рекреационной и селитебной зон города – высокой (200-300 мкг г⁻¹), но промышленной – средней (80-150 мкг г⁻¹) (Минеев и др., 2001).

Содержание тяжелых металлов (Pb, Cd, Zn, Ni, Cu) в почве г. Сергиев Посад было в среднем в 2-8 раза больше, чем таковое леса и луга (Приложение 5). При этом, в промышленной зоне города отмечено высокое содержание Pb, составляющее в среднем 2-е ориентировочно допустимой концентрации (ОДК), в рекреационной – Zn (в среднем 1.5 ОДК), во всех функциональных зонах – никеля (в среднем 1.3 ОДК) (Ориентировочно допустимые... для песчаных и супесчаных почв, 2009).

Содержание $C_{\text{мик}}$ в почве района варьировало от 57 (промышленная зона) до 1055 мкг С г⁻¹ (селитебная зона). В лесу и городе отмечена высокая пространственная вариабельность этого показателя (коэффициент вариации, CV=50 и 54% соответственно), на пашне и лугу – меньше (CV=20 и 30% соответственно). Содержание $C_{\text{мик}}$ пахотной почвы составило в среднем 313 мкг С г⁻¹ и не отличалось значимо ($p > 0.05$) от такового леса и луга (318 и 434 мкг С г⁻¹ соответственно) (рис. 16). В промышленной зоне $C_{\text{мик}}$ составило в среднем 253 мкг С г⁻¹, что было в 1.3 и 2.4 раза меньше, чем рекреационной и селитебной соответственно.

Базальное (микробное) дыхание (БД) почвы района составило от 0.40 до 3.08 мкг CO₂-С г⁻¹ ч⁻¹ (пашня и лес соответственно). CV этого показателя в лесу, на лугу и промышленной зоне города был высоким и составил 54, 48 и 41% соответственно, а на пашне, селитебной и рекреационной зонах – меньше (13-27%). БД пашни достигало в среднем 0.49 мкг CO₂-С г⁻¹ ч⁻¹, что значимо меньше (в 2.3-3.2 раза, $p < 0.05$) такового леса и луга. БД почвы города разных функциональных зон в среднем значимо не различалась, однако в промышленной – оно меньше на 20-30% по сравнению с рекреационной и селитебной (рис. 16).

Микробный метаболический коэффициент (qCO_2) почв района составил от 0.74 (селитебная зона) до 6.26 мкг CO₂-С мг⁻¹ $C_{\text{мик}}$ ч⁻¹ (промышленная зона) (табл. 12). Высокие значения qCO_2 выявлены в почве леса (4.41-5.44 мкг CO₂-С мг⁻¹ $C_{\text{мик}}$ ч⁻¹, в среднем 5.00 мкг CO₂-С мг⁻¹ $C_{\text{мик}}$ ч⁻¹). Следует отметить, что высокие значения qCO_2 (3.78-4.18 мкг CO₂-С мг⁻¹ $C_{\text{мик}}$ ч⁻¹) для дерново-подзолистой почвы коренных лесов южной тайги отмечали и другие исследователи (Ананьева и др., 2009). В почве города показатель qCO_2 не

различался значимо для разных функциональных зон, однако в промышленной он был в среднем на 30-90% больше.

В почве разных экосистем района показатель эффективности использования органического вещества микроорганизмами ($q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$) варьировал от 17 до 186 $\text{мкг CO}_2\text{-C мг}^{-1} C_{\text{мик}} \text{ч}^{-1} / \text{г C}_{\text{орг}} \text{г}^{-1}$ (различие почти на порядок) (табл. 12). На пашне отношение $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$ составило 37 $\text{мкг CO}_2\text{-C мг}^{-1} C_{\text{мик}} \text{ч}^{-1} / \text{г C}_{\text{орг}} \text{г}^{-1}$, что было в среднем в 2.5-2.8 раза значимо меньше такового леса и луга. Это свидетельствует о том, что микроорганизмы почвы пашни довольно эффективно используют органическое вещество. К тому же, содержание $C_{\text{орг}}$ (6.6%) и $N_{\text{мин}}$ (48.7 мг кг^{-1}) в почве пашни довольно высокое, если сравнивать с лесом ($C_{\text{орг}}$ 4.8%, $N_{\text{мин}}$ 22.7 мг кг^{-1}) и лугом ($C_{\text{орг}}$ 3.4%, $N_{\text{мин}}$ 9.4 мг кг^{-1}).

Для функциональных зон города показатель $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$ почвы не различался значимо ($p > 0.05$), однако в промышленной зоне он был в среднем в 2 и 3 раза больше рекреационной и селитебной соответственно. Поэтому есть основание полагать, что в почве города с увеличением антропогенной нагрузки функционирование микроорганизмов ухудшается, что, в определенной степени, может происходить и из-за больших энергетических затрат на поддержание ее микробной биомассы (Anderson, Domsch, 1993; Dilly et al., 2001; Dilly, 2005).

Отношение $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ в изученных почвах составило от 0.27 (город, рекреационная) до 1.82% (луг, дерново-подзолистая). Этот показатель существенно уменьшался в ряду экосистем: луг > лес > пашня и на пашне – был значимо меньше (в среднем в 2.5 раза, $p < 0.05$), чем луга (табл. 12). В разных функциональных зонах города этот показатель значимо не различался, однако в промышленной – был в среднем наименьшим (0.57%). Отсюда можно считать определенное «ухудшение качества» органического вещества в антропогенно преобразованных почвах (пашня, промышленная зона города: меньшие значения $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$) по сравнению с естественными аналогами.

Таким образом, показана пространственная вариабельность $C_{\text{мик}}$ и БД почвы разных экосистем Сергиево-Посадского района ($CV=13-54\%$). Выявлено, что обилие микробной биомассы леса, луга и пашни было примерно одинаковым, но в промышленной зоне – в 1.3-2.4 раза меньше рекреационной и селитебной. Однако микробное дыхание леса и луга было в 2.3-3.2 раза больше пашни, а рекреационной и селитебной – на 20-30% больше промышленной. Следовательно, антропогенное преобразование (распашка, урбанизированная нагрузка) «ухудшает» функционирование микробного сообщества почвы.

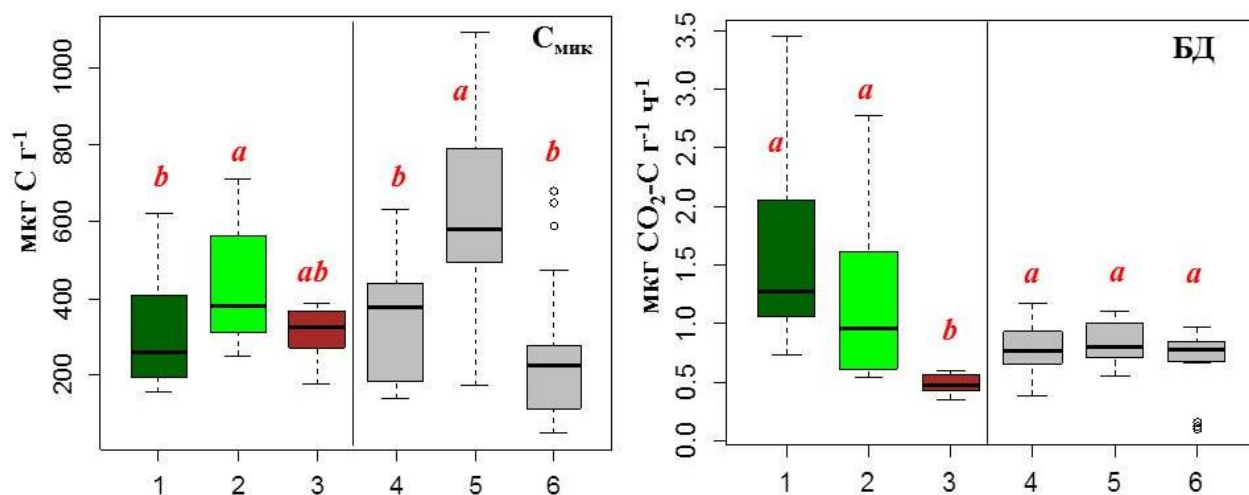


Рис 16. Распределение содержания углерода микробной биомассы ($C_{мик}$) и базального дыхания (БД) почвы (0-10 см) разных экосистем Сергиево-Посадского района и функциональных зон города. Обозначение: 1, Лес (n=4); 2, Луг (n=5); 3, Пашня (n=4); 4, Рекреационная (n=5); 5, Селитебная (n=5); 6, Промышленная (n=5) зоны. Величины с разными буквами значимо различаются для экосистем и функциональных зон города отдельно (p < 0.05, критерий Краскела-Уоллиса)

Табл. 12. Микробный метаболический коэффициент (qCO_2), эффективность использования органического вещества микроорганизмами ($qCO_2 / C_{орг}$) и доля углерода микробной биомассы в органическом углероде ($C_{мик} / C_{орг}$, %) почвы (0-10 см) разных экосистем Сергиево-Посадского района и функциональных зон города (интервал / среднее. Величины с разными буквами значимо различаются для экосистем и зон города отдельно, p < 0.05, критерий Краскела-Уоллиса)

Экосистема / Зона (число точек)	qCO_2 , мкг $CO_2-C\ mg^{-1}$ $C_{мик}\ h^{-1}$	$qCO_2 / C_{орг}$, мкг $CO_2-C\ mg^{-1}\ C_{мик}\ h^{-1} /$ г $C_{орг}\ g^{-1}$ почвы	$C_{мик} / C_{орг}$, %
Лес (4)	4.41-5.44 / 5.00 <i>a</i>	87-117 / 105 <i>a</i>	0.41-1.19 / 0.66 <i>b</i>
Луг (5)	1.71-3.32 / 2.56 <i>ab</i>	68-93 / 76 <i>ab</i>	0.89-1.82 / 1.31 <i>a</i>
Пашня (4)	1.43-1.76 / 1.59 <i>b</i>	30-42 / 37 <i>b</i>	0.47-1.06 / 0.59 <i>b</i>
Рекреационная (5)	1.63-4.54 / 2.66 <i>a</i>	28-84 / 52 <i>a</i>	0.27-1.16 / 0.69 <i>a</i>
Селитебная (5)	0.74-3.38 / 1.76 <i>a</i>	22-75 / 35 <i>a</i>	0.40-1.55 / 1.04 <i>a</i>
Промышленная (5)	1.24-6.26 / 3.38 <i>a</i>	17-186 / 105 <i>a</i>	0.29-0.80 / 0.57 <i>a</i>

Нижний минеральный слой почвы (10-150 см). В нижнем слое почвы содержание $C_{орг}$ составило от 1.3 (промышленная зона) до 8.0% (селитебная зона), значение pH – от 3.8 (лес) до 8.1 (промышленная зона) единиц (Приложение 6). В нижнем слое почвы содержание $C_{орг}$ уменьшалось в среднем в 2.5, 1.8, 1.8 для леса, луга, пашни соответственно, а в городе – не столь резко (в 1.6, 1.5, 1.3 раза для рекреационной, селитебной и промышленной соответственно). Важно отметить, что в нижнем слое почвы селитебной зоны содержание свинца и цинка составило в среднем 33 и 115 $mg\ kg^{-1}$, что было в среднем 2 и 3 раза больше соответственно по сравнению с верхним.

В нижнем слое почвы содержание $C_{\text{мик}}$ варьировало существенно: от 31 (луг) до 445 мкг С г^{-1} (селитебная зона), при этом для разных экосистем и функциональных зон города оно значимо ($p > 0.05$) не различалось (рис. 17). Интересно, что в нижнем слое почвы города величина $C_{\text{мик}}$ была сопоставима или даже больше, чем леса и луга. В нижнем слое почвы отмечено в основном уменьшение $C_{\text{мик}}$ по сравнению с верхним, однако на пашне и в городе оно выражено слабее (в среднем в 3.7, 2.9, 3.0 и 1.7 раз для пашни, рекреационной, селитебной и промышленной зон соответственно) по сравнению с лугом (уменьшение в 7.6 раза).

Скорость БД нижнего слоя почвы составила от 0.08 (пашня) до 1.25 $\text{мкг CO}_2\text{-С г}^{-1} \text{ч}^{-1}$ (промышленная зона) (рис. 17). Для разных экосистем и функциональных зон района величина БД значимо не различалась, однако в промышленной зоне она составила в среднем 0.53 $\text{мкг CO}_2\text{-С г}^{-1} \text{ч}^{-1}$, что было в 1.7 и 2.7 раз больше леса и луга соответственно. БД нижнего слоя почвы было в среднем в 2.7, 2.4, 3.1 и 1.3 раза меньше по сравнению с верхним для пашни, рекреационной, селитебной и промышленной зон соответственно. В лесу и на лугу снижение БД составило в среднем в 5.2 и 5.8 раз соответственно.

Микробный метаболический коэффициент нижней части почвенного профиля составил от 0.63 (селитебная зона) до 6.7 $\text{мкг CO}_2\text{-С мг}^{-1} C_{\text{мик}} \text{ч}^{-1}$ (лес), он был высоким в лесу и на лугу (табл. 13). Значения $q\text{CO}_2$ нижнего и верхнего слоев почвы изученных экосистем и зон почти не различались. Показатель $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$ нижней части профиля составил от 8 (селитебная) до 390 $\text{мкг CO}_2\text{-С мг}^{-1} C_{\text{мик}} \text{ч}^{-1} / \text{г } C_{\text{орг}} \text{г}^{-1}$ почвы (промышленная зона) (табл. 13). Следует отметить, что в нижнем слое он был больше соответствующего верхнего в среднем в 2.2, 2.6, 2.3, 1.6, 2.1 и 1.7 раз для леса, луга, пашни, рекреационной, селитебной и промышленной зон соответственно, что указывает на малую «эффективность» использования $C_{\text{орг}}$ микроорганизмами в этой локализации.

Отношение $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ нижнего слоя почвы варьировало от 0.12 (пашня) до 1.09 (лес), однако значимых различий для разных экосистем и функциональных зон не выявлено (табл. 13). В нижнем слое оно было меньше соответствующего верхнего в среднем в 1.4, 4.4, 1.7, 2.0, 1.9 и 1.4 раза для леса, луга, пашни, рекреационной, селитебной и промышленной зон соответственно. Следовательно, есть основание полагать, что вдоль профильного градиента изученных почв происходит снижение эффективности использования органического субстрата микроорганизмами ($q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$) и его «качества» ($C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$).

Таким образом, в нижнем слое почвы изученных экосистем района отмечено снижение $C_{\text{мик}}$ и БД по сравнению с верхним, однако в антропогенно преобразованных (пашня, город) оно было не столь резким по сравнению с естественными (лес, луг). В этой

локализации отмечено и снижение эффективности использования органического субстрата микроорганизмами и его «качества».

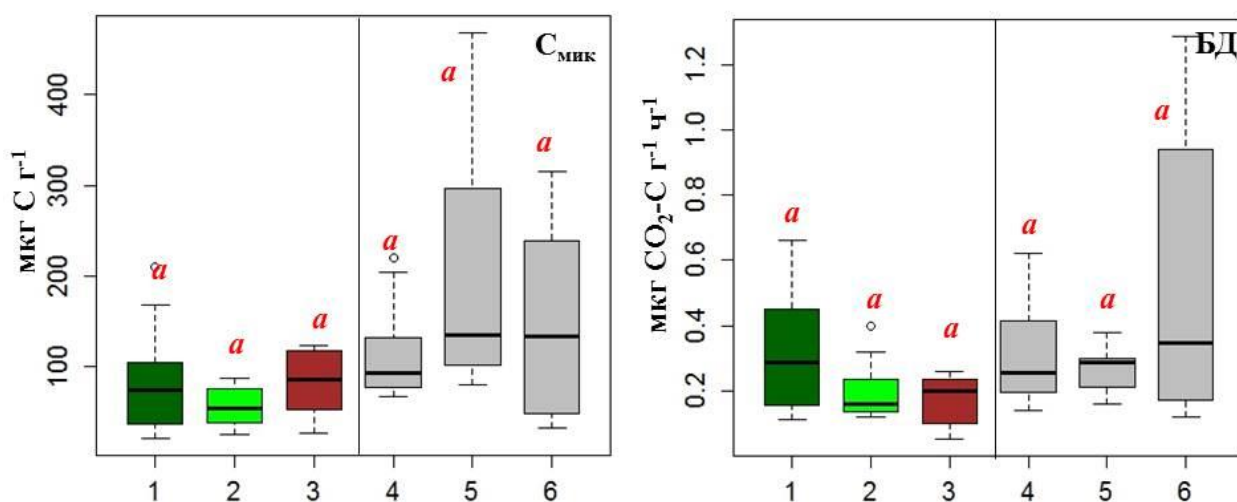


Рис. 17. Распределение содержания углерода микробной биомассы ($C_{мик}$) и базального дыхания (БД) в почве (10-150 см) разных экосистем Сергиево-Посадского района и функциональных зон г. Сергиев Посад. Обозначение: 1, Лес; 2, Луг; 3, Пашня; 4, Рекреационная; 5, Селитебная; 6, Промышленная зоны. Величины с разными буквами значимо различаются для экосистем и функциональных зон города отдельно ($n=4$, $p < 0.05$, критерий Краскела-Уоллиса)

Профиль (0-150 см) почвы. Пул углерода микробной биомассы в 1.5 м профиле почвы изученных экосистем составил от 204 (лес) до 1500 мкг С г⁻¹ (селитебная) (табл. 14). В лесу и на лугу (естественные экосистемы) пул $C_{мик}$ значимо не отличался от пашни и составил в среднем 413 и 516 мкг С г⁻¹ соответственно. Для разных функциональных зон города значимых различий пула $C_{мик}$ не выявлено, однако он был в среднем меньшим в промышленной. БД 1.5 м профиля почвы варьировало от 0.48 (пашня) до 3.37 мкг С-СО₂ г⁻¹ ч⁻¹ (лес) (табл. 14). БД профиля пашни было в среднем значимо ниже (в 2.9 и 3.7 раза), чем леса и луга соответственно. БД профиля почвы разных функциональных города значимо не различалась. Следует отметить, что БД профиля почвы города было сопоставимо с лесом и лугом, и достигало в среднем 1.21 мкг С-СО₂ г⁻¹ ч⁻¹. Подсчитано также, что вклад верхнего 10-см слоя в запас $C_{мик}$ и БД профиля был существенным и составил 69-89 и 66-86% соответственно (рис. 18).

Табл. 13. Микробный метаболический коэффициент ($q\text{CO}_2$), эффективность использования органического вещества микроорганизмами ($q\text{CO}_2 / \text{C}_{\text{орг}}$) и доля углерода микробной биомассы в органическом углероде ($\text{C}_{\text{мик}} / \text{C}_{\text{орг}}$, %) почвы (10-150 см) разных экосистем (Э) Сергиево-Посадского района и функциональных зон (ФЗ) города (интервал / среднее). Величины с разными буквами значимо различаются для разных экосистем и функциональных зон-отдельно, $p < 0.05$, критерий Краскела-Уоллиса

Э / Зона (число точек=4)	$q\text{CO}_2$, мкг $\text{CO}_2\text{-C}$ мг^{-1} $\text{C}_{\text{мик}}$ ч^{-1}	$q\text{CO}_2 / \text{C}_{\text{орг}}$, мкг $\text{CO}_2\text{-C}$ мг^{-1} $\text{C}_{\text{мик}}$ $\text{ч}^{-1} / \text{г}$ $\text{C}_{\text{орг}}$ г^{-1} почвы	$\text{C}_{\text{мик}} / \text{C}_{\text{орг}}$, %
Лес	2.47-6.71 / 4.29 <i>a</i>	156-315 / 228 <i>a</i>	0.19-1.09 / 0.46 <i>a</i>
Луг	2.06-5.00 / 3.62 <i>ab</i>	112-279 / 194 <i>ab</i>	0.18-0.45 / 0.30 <i>a</i>
Пашня	1.95-2.24 / 2.11 <i>b</i>	71-106 / 85 <i>b</i>	0.12-0.50 / 0.35 <i>a</i>
Рекреационная	2.34-3.17 / 2.70 <i>a</i>	70-105 / 85 <i>a</i>	0.24-0.50 / 0.34 <i>a</i>
Селитебная	0.63-2.44 / 1.78 <i>a</i>	8-121 / 74 <i>a</i>	0.42-0.64 / 0.54 <i>a</i>
Промышленная	1.88-5.22 / 3.91 <i>a</i>	39-390 / 184 <i>a</i>	0.28-0.58 / 0.42 <i>a</i>

Табл. 14. Запас углерода микробной биомассы ($\text{C}_{\text{мик}}$) и скорость базального дыхания (БД) в 1.5 м профиле почвы разных экосистем (Э) Сергиево-Посадского района и функциональных зон (ФЗ) города

Э / ФЗ (n=4)	$\text{C}_{\text{мик}}$, мкг C г^{-1}	БД, мкг $\text{CO}_2\text{-C}$ г^{-1} ч^{-1}
Лес	204 – 680 / 413 <i>a</i>	1.02 – 3.37 / 1.97 <i>a</i>
Луг	308 – 693 / 516 <i>a</i>	0.79 – 2.11 / 1.51 <i>a</i>
Пашня	258 – 467 / 397 <i>a</i>	0.48 – 0.74 / 0.67 <i>b</i>
Рекреационная	261 – 726 / 491 <i>a</i>	0.64-1.42 / 1.12 <i>a</i>
Селитебная	634 – 1500 / 920 <i>a</i>	1.06 / 1.29 / 1.17 <i>a</i>
Промышленная	179 – 859 / 450 <i>a</i>	0.97-2.08 / 1.34 <i>a</i>

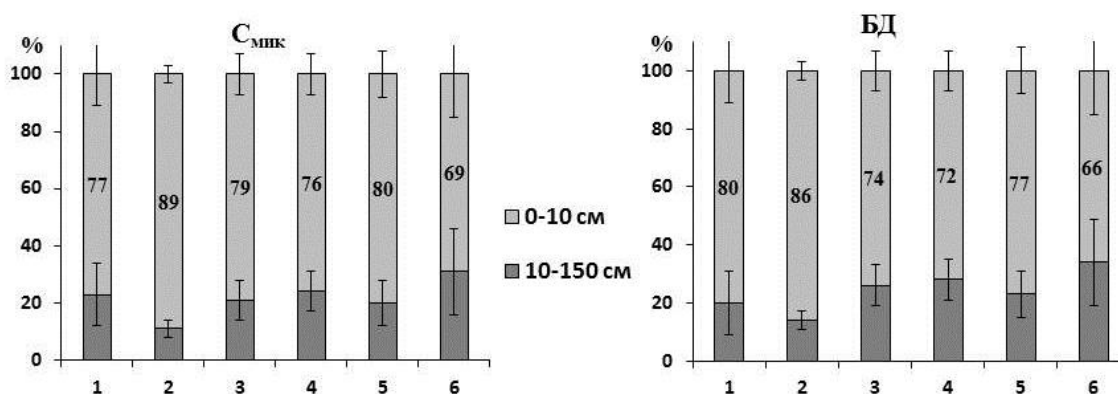


Рис. 18. Вклад верхнего и нижнего слоев почвы в профильный запас (1.5 м) углерода микробной биомассы ($\text{C}_{\text{мик}}$) и базального дыхания (БД) в лесу (1), на лугу (2), пашне (3), рекреационной (4), селитебной (5) и промышленной зон города Сергиев Посад

Таким образом, суммарное содержание $C_{\text{мик}}$ профиля дерново-подзолистого почвенного профиля разных экосистем Сергиево-Посадского района было в среднем одинаково, а микробное дыхание города оказалось сопоставимым с таковым естественных экосистем (лес, луг).

Итак, в почве (0-10 см) антропогенно преобразованных экосистем (пашня, город) Сергиево-Посадского района содержание $C_{\text{орг}}$ и NPK было в среднем сопоставимо, а значение pH – больше таковых естественных аналогов (лес, луг). Содержание тяжелых металлов в почве города (Pb, Zn и Ni) было больше, чем в других изученных экосистемах. Отмечена пространственная вариабельность $C_{\text{мик}}$ и БД почвы в пределах каждой изученной экосистемы и зоны. Показатель $C_{\text{мик}}$ леса, луга и пашни был примерно одинаковым, а БД и $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ на пашне был в среднем в 1.2-3.2 раз меньше леса и луга. В рекреационной зоне города эти показатели были на 20-30% больше, а $q\text{CO}_2$ и $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$, напротив, – в 1.3 и 2.0 раза меньше соответственно промышленной, что может свидетельствовать об «ухудшении» функционирования микробного сообщества почвы при увеличении антропогенной нагрузки.

III. 2. 1. 2. Талдомский

Площадь района составляет 1427 км², территория исследования – около 60 км². В лесной (еловые леса) и луговой (разнотравье) экосистемах диагностировали подзол и перегнойно-подзолистую почвы. В г. Дубна кроме зональной почвы, выделяли и реплантозем (Приложение 1). Почву пашни для исследования района не включали. Точки отбора образцов почвы в районе показаны на картосхеме (рис. 19).

Верхний слой почвы (0-10 см). В почвах района содержание $C_{\text{орг}}$ составило от 1.2 до 10.1%, питательных элементов (мг кг⁻¹): NH_4^+ – 5 до 40.5, NO_3^- – от 3.5 до 27.8, P_2O_5 – от 25 до 257, K – от 25 до 106, тяжелых металлов: Pb – от 3 до 16, Cd – от 0.10 до 0.32, Zn – от 13 до 215, Ni – от 2 до 19, Cu – от 4 до 92; значение pH_{KCl} было от 4.2 до 7.5 единиц (Приложение 4 и 5). Гранулометрический состав почвы преимущественно супесчаный и легкосуглинистый (36 и 32% образцов соответственно), среднесуглинистый и песчаный – 23 и 9% соответственно.

Гранулометрический состав почвы города: песчаный, супесчаный, легко- и среднесуглинистый, в естественных аналогах – в основном легко- и среднесуглинистый. В разных функциональных зонах города содержание $C_{\text{орг}}$ почвы было в среднем 3.7% а леса – 7.4%. В почве города содержание NH_4^+ и NO_3^- составило в среднем 7.1 и 6.2 мг кг⁻¹, что было в 3.0 и 2.3 меньше соответственно естественного аналога (лес), а P_2O_5 достигало в среднем 123 мг кг⁻¹, что почти в 2 раза больше такового леса (56 мг кг⁻¹). Значение pH

почвы города было высоким (6.8), что почти на 2 единицы больше такового леса. Содержание тяжелых металлов (Pb, Cd, Zn, Ni, Cu) в почве города не превышало ОДК (Ориентировочно допустимые... для нейтральных ($pH_{KCl} > 5.5$), суглинистых и глинистых почв, 2009) и оно не отличалось от таковых леса и луга.

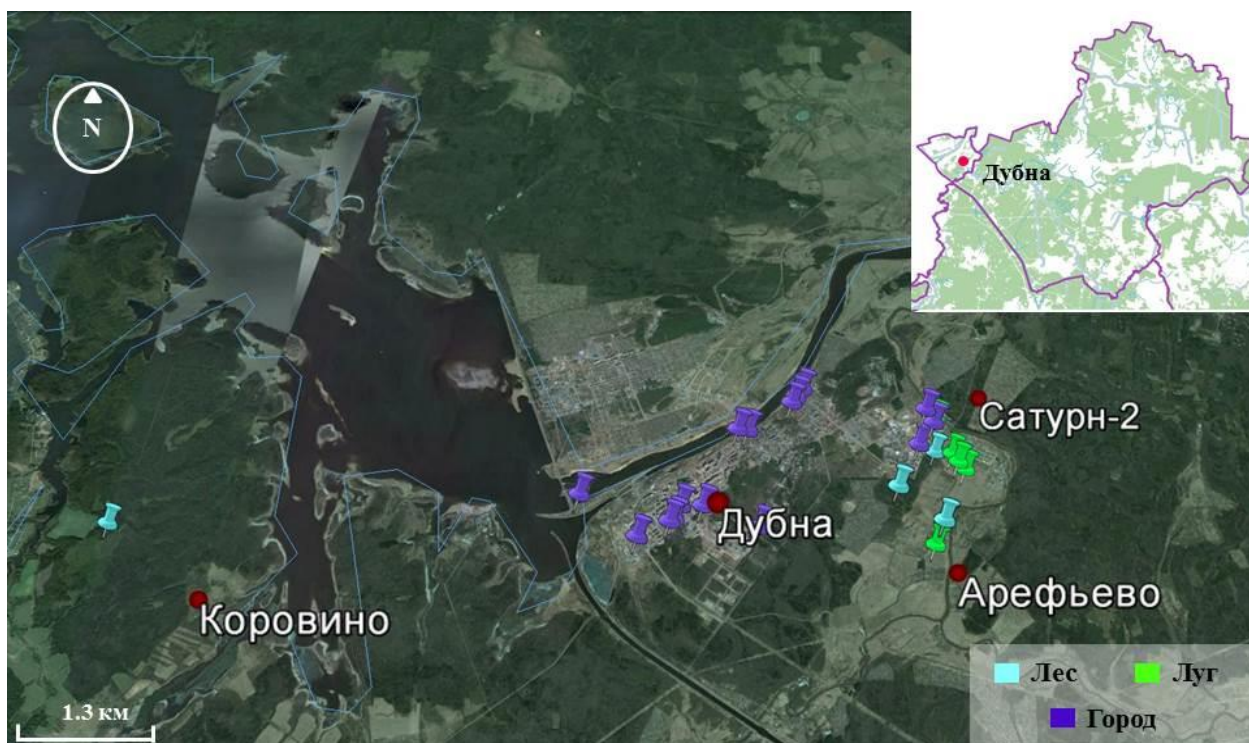


Рис. 19. Карта-схема локализации точек (всего 22) отбора почвенных образцов Талдомского района

В промышленной зоне города содержание $C_{орг}$ почвы было в среднем в 2 раза меньше, чем рекреационной и селитебной (Приложение 4), а величины pH , $N_{мин}$, P_2O_5 , K разных функциональных зон не различались.

Содержание $C_{мик}$ почвы Талдомского района варьировало от 74 (промышленная зона) до 1028 $мкг\ C\ г^{-1}$ (лес) (рис. 20). Коэффициент пространственной вариабельности этого показателя был высоким в рекреационной зоне (89%), низким (25-50%) – в лесу, на лугу, селитебной и промышленной зонах. В почве леса и луга содержание $C_{мик}$ было почти в 3 раза больше, чем города, а в рекреационной и селитебной зонах – в 1.2 и 2.1 раза больше соответственно по сравнению с промышленной.

Базальное дыхание почвы района составило от 0.20 (рекреационная зона) до 2.02 $мкг\ CO_2-C\ г^{-1}\ ч^{-1}$ (лес), причем высокая пространственная вариация этого показателя ($CV=67\%$) отмечена в селитебной зоне (рис. 20). БД почвы леса и луга было в 2-3 раза больше такового города, но для его функциональных зон значимых различий не выявлено.

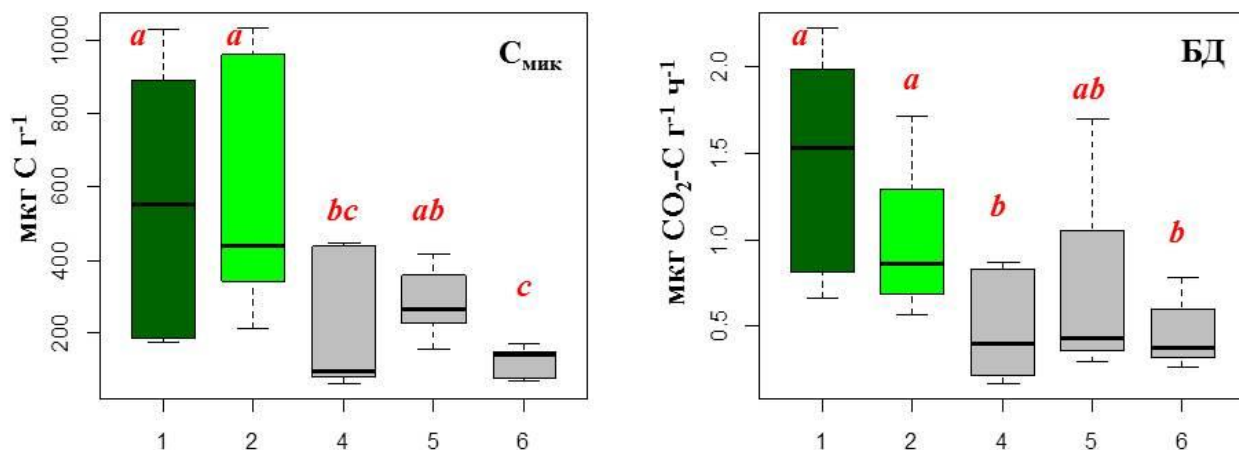


Рис. 20. Распределение содержания углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) и базального дыхания (БД) в почве (0-10 см) разных экосистем Талдомского района и функциональных зон г. Дубна. Обозначение: 1, Лес (n=4); 2, Луг (n=4); 4, Рекреационная (n=5); 5, Селитебная (n=5); 6, Промышленная (n=4) зоны. Величины с разными буквами значимо различаются при $p < 0.05$, критерий Краскела-Уоллиса

Микробный метаболический коэффициент составил от 0.87 (подзол, луг) до 7.02 $\text{мкг СО}_2\text{-С мг}^{-1} C_{\text{мик}} \text{ ч}^{-1}$ (перегнойно-подзолистая почва, луг) и для разных экосистем он значимо не различался (табл. 15). Показатель $q\text{СО}_2 / C_{\text{орг}}$ изученных почв варьировал от 19 (лес) до 385 $\text{мкг СО}_2\text{-С мг}^{-1} C_{\text{мик}} \text{ ч}^{-1} / \text{г } C_{\text{орг}} \text{ г}^{-1}$ почвы (промышленная зона), причем в естественных экосистемах он был в среднем в 1.7-2.6 раза меньше такового города. В рекреационной и селитебной зонах этот показатель был в 1.4-3.2 раза меньше, чем промышленной. Отмечена тенденция уменьшения отношения $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ в почве города по сравнению с естественными аналогами.

Таким образом, в почве (0-10 см) Талдомского района показана высокая пространственная вариабельность показателей $C_{\text{мик}}$ и БД в каждой изученной экосистеме (лес, луг, город), однако их величины в естественных экосистемах были в среднем в 2-3 раза значимо больше таковых города, а в его промышленной зоне, напротив, в 1.2-2.1 раза меньше селитебной и рекреационной, указывая, тем самым, на ухудшение функционирования микробного сообщества почвы с увеличением антропогенной нагрузки.

Нижний слой почвы (10-150 см). Нижний слой почвы разных экосистем района и функциональных зон г. Дубна содержал 1.0-2.5% $C_{\text{орг}}$, значение pH – от 4.4 (лес) до 7.8 (рекреационная зона), содержание минерального азота, подвижного фосфора и калия варьировало: 9-25, 20-140 и 25-296 мг кг^{-1} соответственно (Приложение 6). Содержание $C_{\text{орг}}$, $N_{\text{мин}}$ и P_2O_5 в этом нижнем слое снижалось в среднем в 1.7-5.3, 1.3-3.2 и 1.4-2.0 раза

соответственно по сравнению с соответствующим верхним, однако K_2O – увеличивалось на 30-80%.

Табл. 15. Микробный метаболический коэффициент (qCO_2), эффективность использования органического вещества микроорганизмами ($qCO_2 / C_{орг}$) и доля углерода микробной биомассы в органическом углероде ($C_{мик} / C_{орг}$) почвы (0-10 см) разных экосистем Талдомского района и функциональных зон г. Дубна (интервал / среднее). Величины с разными буквами значимо различаются, $p < 0.05$, критерий Краскела-Уоллиса)

Экосистема / зона (число точек)	qCO_2 , мкг CO_2 -C $мг^{-1} C_{мик} ч^{-1}$	$qCO_2 / C_{орг}$, мкг CO_2 -C $мг^{-1} C_{мик} ч^{-1}$ / $г C_{орг} г^{-1} почв$	$C_{мик} / C_{орг}$, %
Лес (4)	1.97-4.04 / 2.92 <i>a</i>	19-86 / 46 <i>a</i>	0.39-1.02 / 0.76 <i>ab</i>
Луг (4)	0.87-7.02 / 2.55 <i>a</i>	16-218 / 72 <i>a</i>	0.75-2.96 / 1.57 <i>a</i>
Рекреационная (5)	1.93-6.11 / 3.56 <i>a</i>	21-227 / 132 <i>a</i>	0.21-0.48 / 0.37 <i>b</i>
Селитебная (5)	1.37-4.60 / 2.52 <i>a</i>	34-79 / 58 <i>a</i>	0.46-1.05 / 0.67 <i>ab</i>
Промышленная (4)	1.82-4.78 / 3.78 <i>a</i>	76-385 / 184 <i>a</i>	0.45-0.66 / 0.55 <i>ab</i>

Величина $C_{мик}$ в нижнем слое почвы составляла от 9 (рекреационная) до 155 мкг С $г^{-1}$ (промышленная), а БД – от 0.06 (рекреационная и селитебная) до 0.52 мкг CO_2 -С $г^{-1} ч^{-1}$ (промышленная), и не различались значимо для разных экосистем и функциональных зон города (рис. 21). Микробный метаболический коэффициент нижнего слоя почвы составил от 1.86 (рекреационная зона) до 8.88 мкг CO_2 -С $мг^{-1} C_{мик} ч^{-1}$ (промышленная зона), но его значимых различий для разных экосистем и функциональных зон города не выявлено (табл. 16). Однако этот показатель нижнего слоя почвы леса, луга и селитебной зоны увеличивался в среднем в 1.5, 1.6 и 1.6 раз соответственно по сравнению с соответствующим верхним, а для рекреационной и промышленной зон – изменений не выявлено. Отношение $qCO_2 / C_{орг}$ нижнего слоя варьировало от 125 (селитебная) до 670 мкг CO_2 -С $мг^{-1} C_{мик} ч^{-1} / г C_{орг} г^{-1} почв$ (рекреационная), но его значимых различий для разных экосистем и функциональных зон не выявлено (табл. 16). Этот показатель нижнего слоя в городе был в среднем в 1.7-3.1 раза выше соответствующего верхнего, а в естественных экосистем 4.3-7.4 раза. Отношение $C_{мик} / C_{орг}$ слоя 10-150 см варьировало от 0.05 (селитебная) до 0.89% (промышленная) и его значимых различий для разных экосистем и функциональных зон также не обнаружено (табл. 16).

В лесу, на лугу, селитебной и промышленной зонах отношение $C_{мик} / C_{орг}$ нижнего слоя снижалось в среднем в 1.7, 5.1, 3.0, 1.3 раза соответственно по сравнению с соответствующим верхним (для рекреационной зоны – без изменений). В целом показано, что вниз по профильному градиенту почвы естественных и городских экосистем Талдомского района эффективность использования органического вещества микроорганизмами и его «качество» снижались.

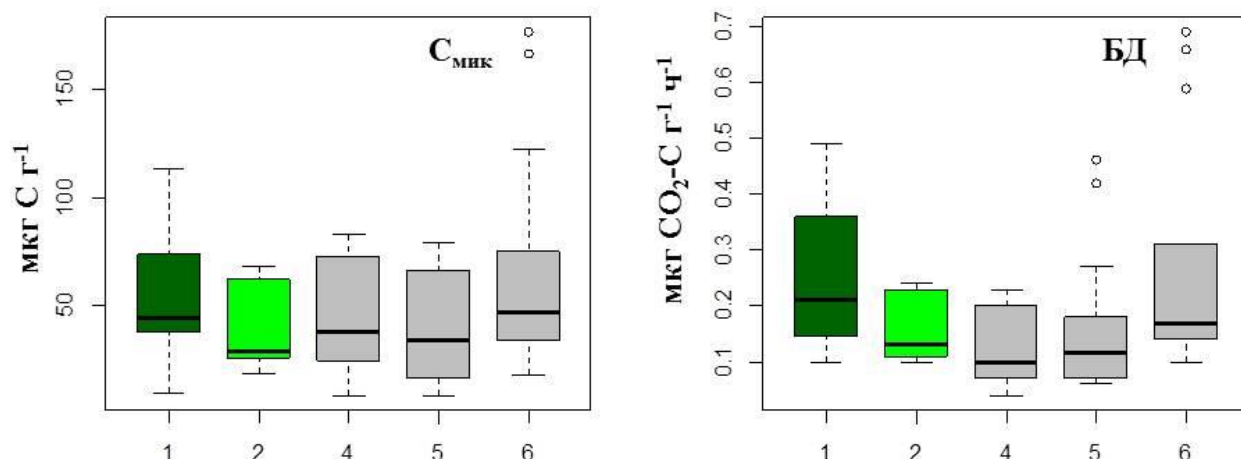


Рис. 21. Распределение содержания углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) и базального дыхания (БД) в почве (10-150 см) разных экосистем Талдомского района и функциональных зон г. Дубна. Обозначение: 1, Лес ($n=4$); 2, Луг ($n=3$); 4, Рекреационная ($n=4$); 5, Селитебная ($n=5$); 6, Промышленная ($n=4$). Значимых различий между экосистемами и функциональными зонами не выявлено при $p < 0.05$, критерий Краскела-Уоллиса

Табл. 16. Микробный метаболический коэффициент ($q\text{CO}_2$), эффективность использования органического вещества микроорганизмами ($q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$) и доля углерода микробной биомассы в органическом углероде ($C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$, %) почв (10-150 см) разных экосистем (Э) Талдомского района и функциональных зон (ФЗ) г. Дубна (интервал / среднее). Значимых различий между экосистемами и функциональными зонами не выявлено при $p < 0.05$, критерий Краскела-Уоллиса

Э / ФЗ (число точек)	$q\text{CO}_2$, $\text{мкг CO}_2\text{-C}$ $\text{мг}^{-1} C_{\text{мик}} \text{ч}^{-1}$	$q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$, $\frac{\text{мкг CO}_2\text{-C}}{1} / \frac{\text{мг}^{-1} C_{\text{мик}} \text{ч}^{-1}}{\text{г } C_{\text{орг}} \text{г}^{-1} \text{почвы}}$	$C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$, %
Лес (4)	3.74-4.86 / 4.33	192-477 / 343	0.26-0.81 / 0.44
Луг (4)	2.09-5.16 / 4.06	135-492 / 312	0.24-0.42 / 0.31
Рекреационная (5)	1.86-6.70 / 3.59	183-670 / 358	0.09-0.75 / 0.37
Селитебная (5)	2.33-5.56 / 4.10	125-260 / 208	0.05-0.36 / 0.22
Промышленная (4)	2.72-8.88 / 4.97	155-480 / 313	0.12-0.89 / 0.44

Профиль почвы (0-150 см). Запас $C_{\text{мик}}$ 1.5 м профиля почвы экосистем и функциональных зон Дубны составил от 85 (рекреационная) до 1103 мкг C г^{-1} (лес) (табл. 17). В лесу и на лугу этот показатель был в среднем почти в 3 раза больше, чем города, а для функциональных зон – значимых различий не выявлено. Запас БД 1.5 м профиля почвы варьировал от 0.29 (рекреационная) до 2.39 $\text{мкг C-CO}_2 \text{г}^{-1} \text{ч}^{-1}$ (лес) и в лесу он в 2.4 раза значимо больше, чем города, а для его функциональных зон значимых различий не выявлено. Посчитано, что в естественных экосистемах вклад верхнего 10-см слоя почвы в

запас профиля $C_{\text{мик}}$ и БД был больше (в среднем 90-92% и 84-85% соответственно), чем городской – 68-85% и 64-75% соответственно (рис. 22).

Табл. 17. Запас углерода микробной биомассы и скорости базального дыхания в 1.5 м профиле почвы разных экосистем (Э) Талдомского района и функциональных зон (ФЗ) г. Дубна (интервал / среднее). Величины с разными буквами значимо различаются, $p < 0.05$, $*p = 0.07$, критерий Краскела-Уоллиса)

Э / ФЗ (число точек)	Углерод микробной биомассы, мкг С г ⁻¹	Базальное дыхание, мкг CO ₂ -С г ⁻¹ ч ⁻¹
Лес (4)	223 – 1103 / 663 <i>a</i>	0.94 – 2.39 / 1.70 <i>a</i>
Луг (3)	265 – 956 / 566 <i>a*</i>	0.85 – 1.81 / 1.19 <i>ab</i>
Рекреационная (4)	85 – 170 / 126 <i>b</i>	0.29-0.57 / 0.46 <i>b</i>
Селитебная (5)	278 – 382 / 318 <i>ab</i>	0.48 / 1.67 / 0.92 <i>ab</i>
Промышленная (4)	117 – 294 / 200 <i>ab</i>	0.40-0.99 / 0.77 <i>ab</i>

Таким образом, в почве (0-10 см) леса и луга Талдомского района содержание $C_{\text{орг}}$ и $N_{\text{мин}}$ было в среднем 2.0-3.2 раза больше, а фосфора и значение pH – меньше в 2 раза и на 40% соответственно по сравнению с городом. Содержание тяжелых металлов в почве Дубны не превышало ОДК и не отличалось значимо от естественных аналогов. Пространственная вариабельность $C_{\text{мик}}$ почвы была наибольшей в рекреационной зоне (CV=89%), а БД – селитебной (CV=67%). Величины $C_{\text{мик}}$ и БД почвы леса и луга были в 1.8-3.4 раза больше, таковых города. Показатели почвы $q\text{CO}_2$ и $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$ изученных экосистем и функциональных зон значимо не различались, однако $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ леса и луга был больше такового города.

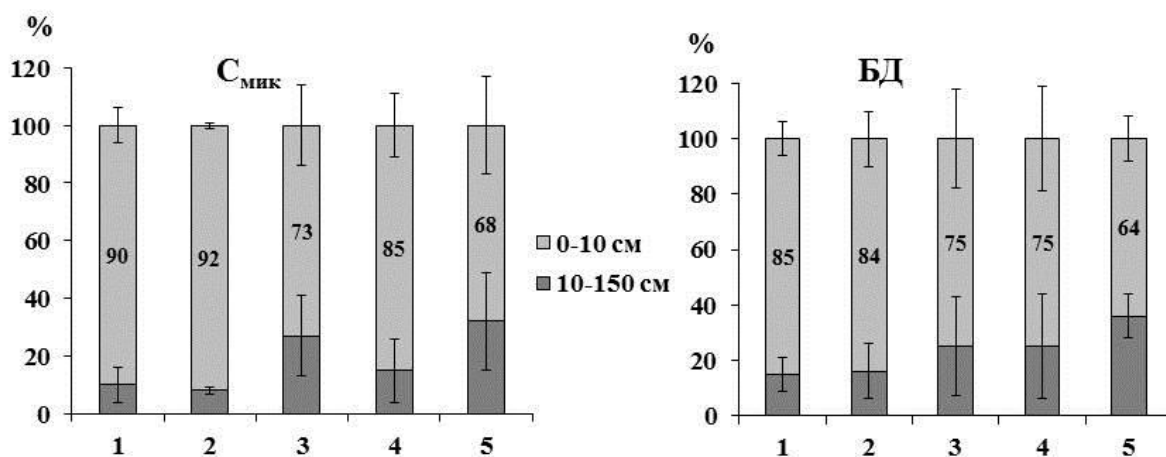


Рис. 22. Вклад верхнего и нижнего слоев в запас профиля почвы (1.5 м) углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) и базального дыхания (БД) леса (1), луга (2), рекреационной (4), селитебной (5) и промышленной зон г. Дубна, Талдомский район

III. 2. 1. 3. Воскресенский

Площадь района составляет 812.5 км², территория исследования – около 72 км². В лесных (хвойно-мелколиственные), луговых (разнотравье) и пахотных (пшеница) экосистемах района диагностировали дерново-подзолистую почву. В г. Воскресенск (административный центр) определяли преимущественно реплантозем (Приложение 1). Точки отбора образцов почвы показаны на картосхеме (рис. 23).

Верхний 10-см слой почвы. Содержание $C_{\text{орг}}$ почвы составило от 1.2 (пашня) до 10.3% (рекреационная зона), питательных элементов (мг кг⁻¹): NH_4^+ – 5 до 31.4, NO_3^- – от 3.5 до 30.4, P_2O_5 – от 42 до 1061, К – от 25 до 209, тяжелых металлов: Pb – от 6 до 48, Cd – от 0.10 до 0.56, Zn – от 28 до 154, Ni – от 12 до 60, Cu – от 10 до 75, значение pH_{KCl} – от 4.7 до 8.3 (Приложение 4 и 5). Гранулометрический состав почвы преимущественно средне- и легкосуглинистый (53 и 37% образцов), песчаный и супесчаный – в 7 и 3% соответственно. В почве леса, луга и пашни содержание $C_{\text{орг}}$ было в среднем 3.9, 2.6 и 2.5% соответственно, а города – 4.5% (Приложение 4). Значение pH почвы леса и луга было на 10-30% меньше пашни и города. Почвы района в основном слабо обеспечены минеральным азотом, содержание которого не превышало ≤ 30 мг кг⁻¹ (Приложение 4). В почве леса содержание P_2O_5 и K_2O было в среднем в 7 и 4 раза меньше соответственно, чем пашни и города. В почве города содержание тяжелых металлов (Pb, Cd, Zn, Cu) было в среднем в 2-4 раза больше, чем в естественных аналогах (Приложение 5) и оно не превышало ОДК (Ориентировочно допустимые... для нейтральных ($\text{pH}_{\text{KCl}} > 5.5$), суглинистых и глинистых почв, 2009).

Содержание $C_{\text{мик}}$ почвы района варьировало от 8 (промышленная зона) до 726 мкг С г⁻¹ (лес) (рис. 24), причем в лесу CV этого показателя составил 27%, а уже в промышленной зоне – 95%. Содержание $C_{\text{мик}}$ леса и луга составило в среднем 476 и 334 мкг С г⁻¹ соответственно и не отличалось значимо от такового пашни (в среднем 332 мкг С г⁻¹). В рекреационной и селитебной зонах микробная биомасса была в 2.6-2.7 раза больше промышленной. Базальное дыхание почв района составило от 0.15 (промышленная) до 2.00 мкг $\text{CO}_2\text{-C г}^{-1} \text{ ч}^{-1}$ (лес) (рис. 24), коэффициент его пространственной вариации в лесу, на лугу, рекреационной и промышленной зонах составил 46-62%, а пашни и селитебной зоны – меньше, 15-19%. Скорость БД почвы леса была в среднем в 2.2 раза выше таковой пашни, а рекреационной зоны – значимо выше, чем промышленной.

Микробный метаболический коэффициент почвы Воскресенского района варьировал от 0.73 (рекреационная) до 18.70 мкг $\text{CO}_2\text{-C мг}^{-1} C_{\text{мик}} \text{ ч}^{-1}$ (промышленная зона), но для изученных экосистем и функциональных зон города он значимо не различался (табл. 18). Показатель $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$ составил от 18 (селитебная) до 1255 мкг $\text{CO}_2\text{-C мг}^{-1} C_{\text{мик}}$

$\text{ч}^{-1} / \text{г } \text{C}_{\text{орг}} \text{ г}^{-1}$ (промышленная), а отношение $\text{C}_{\text{мик}} / \text{C}_{\text{орг}}$ – от 0.27 (селитебная) до 3.09% (пашня), но их значимых различий для изученных локализаций также не выявлено.

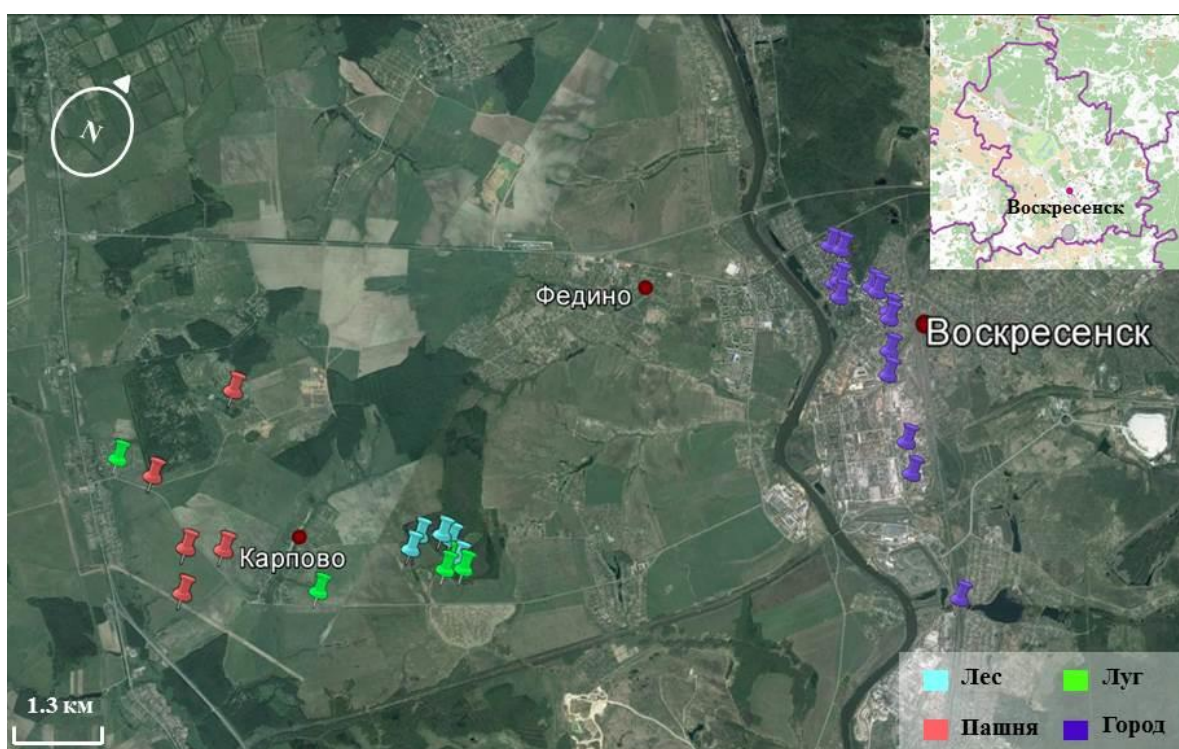


Рис. 23. Карта-схема локализации точек (всего 30) отбора образцов почвы Воскресенского района

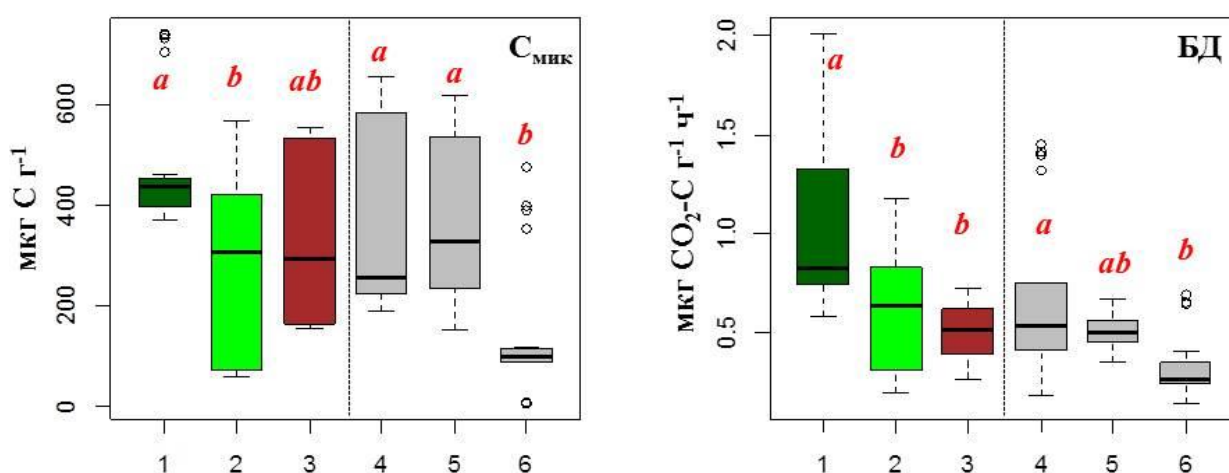


Рис. 24. Содержание углерода микробной биомассы ($\text{C}_{\text{мик}}$) и скорость базального дыхания (БД) почвы (0-10 см) разных экосистем Воскресенского района и функциональных зон г. Воскресенск ($n=5$). Обозначение: 1, Лес; 2, Луг; 3, Пашня; 4, Рекреационная; 5, Селитебная; 6, Промышленная зоны г. Воскресенск. Величины с разными буквами значимо различаются для экосистем и функциональных зон отдельно, $p < 0.05$, критерий Краскела-Уоллиса

Табл. 18. Микробный метаболический коэффициент ($q\text{CO}_2$), эффективность использования органического вещества микроорганизмами ($q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$) и доля углерода микробной биомассы в органическом углероде ($C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$) почвы (0-10 см) разных экосистем (Э) Воскресенского района и функциональных зон (ФЗ) города Воскресенск (интервал / среднее). Значимых различий между экосистемами и функциональными зонами не выявлено при $p < 0.05$, критерий Краскела-Уоллиса

Э / ФЗ (число точек =5)	$q\text{CO}_2$, мкг $\text{CO}_2\text{-C}$ мг^{-1} $C_{\text{мик}}$ ч^{-1}	$q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$, мкг $\text{CO}_2\text{-C}$ мг^{-1} $C_{\text{мик}}$ ч^{-1} / $\text{г } C_{\text{орг}} \text{ г}^{-1}$ почвы	$C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$, %
Лес	1.08-5.27 / 2.58	34-181 / 73	0.73-2.30 / 1.34
Луг	0.89-2.73 / 1.87	27-116 / 74	0.29-2.10 / 1.30
Пашня	1.03-3.20 / 1.83	39-106 / 72	0.55-3.09 / 1.47
Рекреационная	0.73-3.04 / 1.78	20-50 / 31	0.37-1.56 / 0.72
Селитебная	0.88-2.77 / 1.65	18-77 / 41	0.27-1.78 / 0.98
Промышленная	1.62-18.70 / 5.70	24-1255 / 313	0.05-0.61 / 0.35

Таким образом, для почвы (0-10 см) Воскресенского района показана пространственная вариабельность $C_{\text{мик}}$ и БД для каждой экосистемы и функциональной зоны города, коэффициент которой составил 15-95%. В лесу, на лугу и пашне содержание $C_{\text{мик}}$ почвы было примерно одинаковым, а БД – выше в лесу по сравнению с лугом и пашней, однако в промышленной зоне г. Воскресенск эти показатели были значительно меньше таковых рекреационной и селитебной.

Нижний слой почвы (10-150 см). В нижнем слое почвы Воскресенского района содержание $C_{\text{орг}}$ варьировало от 1.3 (пашня) до 6.0% (рекреационная зона), содержание аммонийного и нитратного азота, подвижного фосфора, калия составило: 5-8 и 3.5-19, 23-783, 25-202 мг кг^{-1} соответственно, значение pH – от 4.6 (лес) до 7.7 (промышленная зона) (Приложение 6). Выявлено, что содержание $C_{\text{орг}}$, $N_{\text{мин}}$, P_2O_5 и K_2O в нижнем слое почвы в основном было в среднем в 1.1-2.7 раза меньше соответствующего верхнего, а значение pH – почти не менялось.

Содержание $C_{\text{мик}}$ нижнего слоя почвы варьировало от 13 (промышленная) до 255 мкг С г^{-1} (селитебная), причем для леса, луга и пашни оно не различалось значимо (рис. 26). В рекреационной и селитебной зонах $C_{\text{мик}}$ был в среднем в 1.3 и 2.0 раза значимо больше соответственно промышленной. Содержание $C_{\text{мик}}$ нижнего слоя изученных экосистем было в среднем в 1.6-5.3 раза соответствующего верхнего. Скорость БД нижнего слоя почвы составила от 0.07 (промышленная) до 0.54 $\text{мкг CO}_2\text{-C г}^{-1} \text{ ч}^{-1}$ (лес), причем в лесу она сопоставима с пашней, для разных функциональных зон города – значимых различий не выявлено (рис. 25). БД нижнего слоя почвы изученных экосистем в 2.6-3.8 раза ниже соответствующего верхнего.

Показатели $q\text{CO}_2$ и $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$ нижнего слоя почвы района составили от 1.19 (пашня) до 13.10 $\text{мкг CO}_2\text{-C мг}^{-1} C_{\text{мик}} \text{ч}^{-1}$ (промышленная зона) и от 65 (пашня) до 459 $\text{мкг CO}_2\text{-C мг}^{-1} C_{\text{мик}} \text{ч}^{-1} / \text{г } C_{\text{орг}} \text{г}^{-1}$ почвы (промышленная) соответственно, причем для разных экосистем и функциональных зон они значимо не различались (табл. 19). По сравнению с соответствующим верхним слоем почвы эти показатели в основном возрастали в 1.2-4.1 раза. Отношение $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ в нижнем слое почвы составило от 0.05 (промышленная) до 1.62% (пашня) и оно в среднем значимо не различалось для экосистем и функциональных зон города.

Профиль почвы (0-150 см). Запас $C_{\text{мик}}$ и БД 1.5 м профиля почвы изученного района составил от 21 (промышленная зона) до 847 мкг C г^{-1} (лес) и от 0.32 (промышленная зона) до 2.54 $\text{мкг C-CO}_2 \text{г}^{-1} \text{ч}^{-1}$ (лес) соответственно, однако значимых различий этих показателей для разных экосистем и функциональных зон города не выявлено (табл. 20). Посчитано, что вклад верхнего 10-см слоя в запас $C_{\text{мик}}$ и БД профиля почвы естественных экосистем и рекреационной зоны был больше (72-83% и 71-79% соответственно), а пашни, селитебной и промышленной зон – меньше (63-75% и 60-68%) (рис. 26).

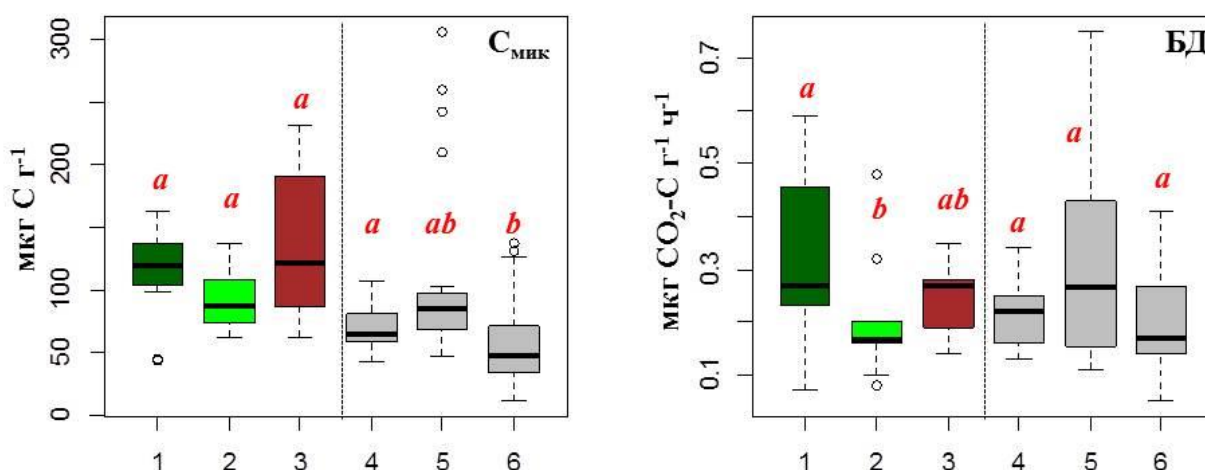


Рис. 25. Распределение содержания углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) и скорости базального дыхания (БД) в почве (10-150 см) разных экосистем Воскресенского района и функциональных зон г. Воскресенск. Обозначение: 1, Лес (n=5); 2, Луг (n=4); 3, Пашня (n=5); 4, Рекреационная (n=5); 5, Селитебная (n=5); 6, Промышленная (n=4) зоны. Величины с разными буквами значимо различаются для разных экосистем и функциональных зон города отдельно, $p < 0.05$, критерий Краскела-Уоллиса

Таким образом, в почве (0-10 см) естественных (лес, луг) экосистем Воскресенского района содержание $C_{\text{орг}}$ и $N_{\text{мин}}$ не отличалось значимо от антропогенно преобразованных (пашня, город), однако содержание P, K и значение pH было меньше. Показано снижение $C_{\text{мик}}$ и БД в почве промышленной зоны г. Воскресенск по сравнению с селитебной и рекреационной, что может иллюстрировать влияние антропогенной

нагрузки на ее микробное сообщество. Вклад верхнего 10-см слоя почвы в ее профильный запас $C_{\text{мик}}$ и БД для естественных экосистем был в основном больше такового антропогенно преобразованных.

Табл. 19. Микробный метаболический коэффициент ($q\text{CO}_2$), эффективность использования органического вещества почвенными микроорганизмами ($q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$) и доля углерода микробной биомассы в органическом углероде ($C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$) почвы (10-150 см) разных экосистем Воскресенского района и функциональных зон (ФЗ) г. Воскресенск (интервал / среднее). Значимых различий между экосистемами и функциональными зонами не выявлено при $p < 0.05$, критерий Краскела-Уоллиса

Э / ФЗ (число точек)	$q\text{CO}_2$, мкг $\text{CO}_2\text{-C}$ $\text{мг}^{-1} C_{\text{мик}} \text{ч}^{-1}$	$q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$, мкг $\text{CO}_2\text{-C}$ $\text{мг}^{-1} C_{\text{мик}} \text{ч}^{-1}$ / $\Gamma C_{\text{орг}} \Gamma^{-1}$ ПОЧВЫ	$C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$, %
Лес (5)	1.76-4.78 / 2.69	71-214 / 138	0.31-0.85 / 0.56
Луг (4)	1.26-2.97 / 2.13	67-182 / 122	0.36-0.82 / 0.54
Пашня (5)	1.19-2.98 / 2.04	65-235 / 139	0.44-1.62 / 0.89
Рекреационная (5)	2.07-4.40 / 3.16	68-178 / 128	0.11-0.65 / 0.33
Селитебная (5)	2.20-4.86 / 2.91	78-146 / 110	0.25-0.95 / 0.43
Промышленная (4)	1.78-13.10 / 5.24	85-459 / 212	0.05-0.46 / 0.28

Табл. 20. Запас углерода микробной биомассы и скорости базального дыхания в 1.5 м профиле почвы разных экосистем (Э) Воскресенского района и функциональных зон (ФЗ) г. Воскресенск (интервал / среднее). Значимых различий между экосистемами и функциональными зонами не выявлено при $p < 0.05$, критерий Краскела-Уоллиса

Э / ФЗ (число точек)	Углерод микробной биомассы, мкг $\text{C} \Gamma^{-1}$	Базальное дыхание, мкг $\text{CO}_2\text{-C} \Gamma^{-1} \text{ч}^{-1}$
Лес (5)	476 – 847 / 586	0.88 – 2.54 / 1.41
Луг (4)	164 – 574 / 437	0.35 – 1.30 / 0.70
Пашня (5)	239 – 757 / 463	0.56 – 0.95 / 0.75
Рекреационная (5)	277 – 684 / 451	0.45 – 1.65 / 0.85
Селитебная (5)	259 – 629 / 482	0.64 – 1.18 / 0.82
Промышленная (4)	21 – 466 / 200	0.32 – 0.83 / 0.53

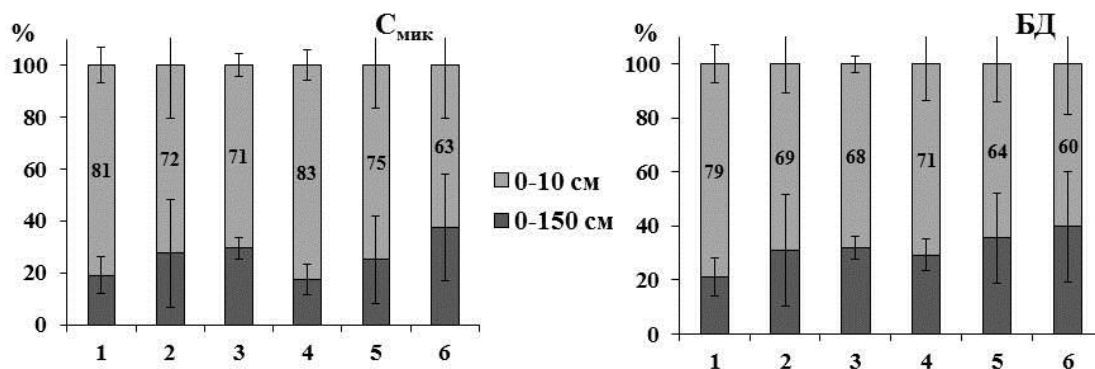


Рис. 26. Вклад верхнего и нижнего слоев почвы в профильный запас (1.5 м) углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) и базального дыхания (БД) леса (1), луга (2), пашни (3) Воскресенского района, рекреационной (4), селитебной (5) и промышленной зон г. Воскресенск

III. 2. 1. 4. Шатурский район

Площадь Шатурского района составляет 2640 км², территория исследования – около 143 км². В лесах (хвойно-мелколиственные) диагностировали почвы: болотно-подзолистую, перегнойно-подзолистую и аллювиально болотную иловато-торфяную, на лугах (разнотравье) – болотно-подзолистую, перегнойно-подзолистую и торфяную болотную низинную, пашнях (пшеница, кукуруза, картофель) – перегнойно-подзолистую. В г. Шатура (административный центр) почва представлена в основном реплантоземом (Приложение 1). Точки отбора почвенных образцов в районе показаны на картосхеме (рис. 27).

Верхний слой почвы (0-10 см). Содержание C_{org} в почвах района варьировало от 1.3 (селитебная) до 12.1% (торфяная болотная низинная, луг), питательных элементов (мг кг⁻¹): NH_4^+ – 5 до 18, NO_3^- – от 3.5 до 76.8, P_2O_5 – от 22 до 775, K – от 34 до 445, значение pH_{KCl} – от 3.8 (перегнойно-подзолистая, лес) до 7.7 (селитебная и промышленная). Гранулометрический состав почв был в основном супесчаный (74% образцов), песчаный и среднесуглинистый, 23 и 3% образцов соответственно (Приложение 4).

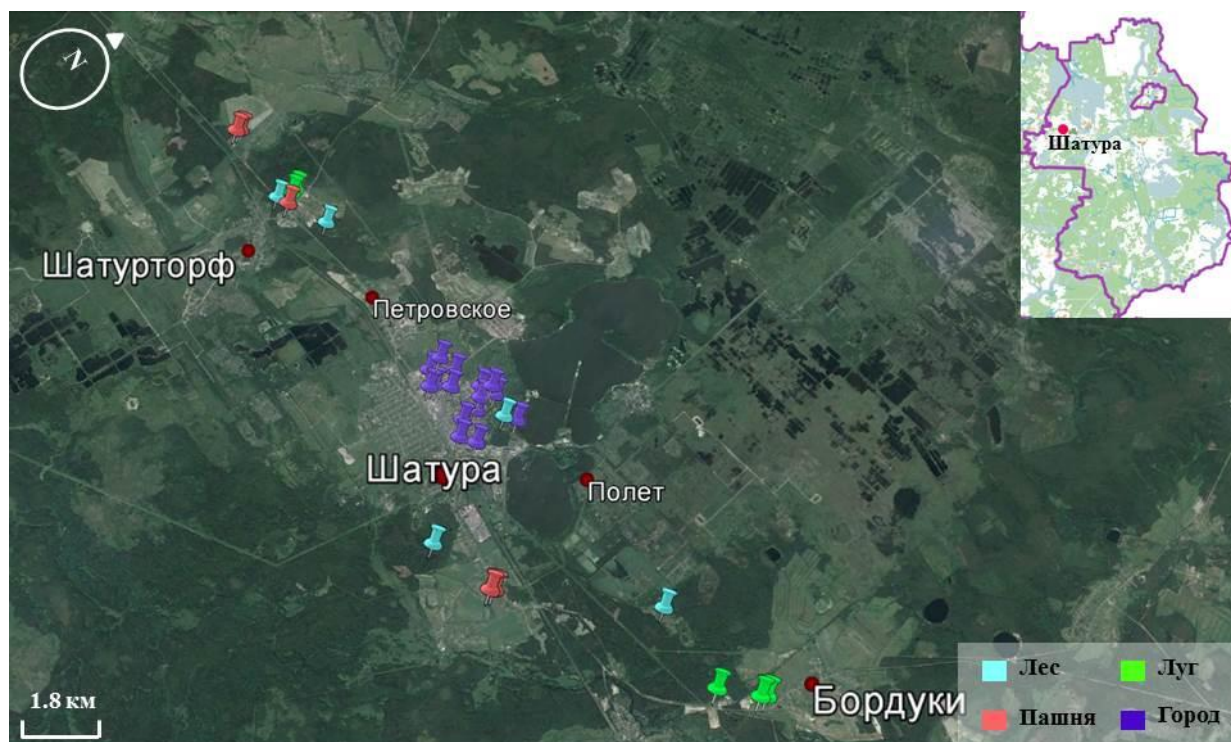


Рис. 27. Карта-схема локализации точек (всего 30) отбора почвенных образцов Шатурского района

Почвы района в основном слабо обеспечены минеральным азотом (в среднем 16.7 мг кг⁻¹), который в лесу и городе представлен в основном аммонийной формой (54-76%

$N_{\text{мин}}$), а пашне – нитратной (в среднем 76% $N_{\text{мин}}$). В почве пашни содержание подвижного фосфора составило в среднем 417 мг кг^{-1} , что было в 7.0 раз больше такового рекреационной зоны. В экосистемах и функциональных зонах содержание подвижного калия в почве не различалось значимо, оно было наибольшим в лесу (141 мг кг^{-1}), а наименьшим – на лугу (59 мг кг^{-1}). В антропогенно преобразованных экосистемах (пашня, город) содержание $C_{\text{орг}}$ было сопоставимо с естественными, а значение рН – больше почти на 2 единицы, преимущественно в селитебной и промышленной зонах (Приложение 4). В почве г. Шатура содержание тяжелых металлов (Pb, Cd, Ni) было в среднем в 4-17 раз больше, чем леса и луга (Приложение 5), причем в его селитебной зоне содержание кадмия и свинца составляло 2.2 ОДК и 2.4 ОДК соответственно (Ориентировочно допустимые... для песчаных и супесчаных почв, 2009).

Содержание $C_{\text{мик}}$ почв района варьировало от 67 (перегнойно-подзолистая, пашня) до 1851 мкг С г^{-1} (торфяная болотная низинная, луг), с его высокой пространственной вариабельностью на лугу ($CV=115\%$), разные почвы: торфяная болотная низинная, болотно-подзолистая и перегнойно-подзолистая (рис. 28). Содержание $C_{\text{мик}}$ луга было в среднем в 3.2 раза значимо больше пашни. В рекреационной зоне значение $C_{\text{мик}}$ было в среднем в 2.1-2.7 раза больше, чем промышленной и селитебной. Базальное (микробное) дыхание почв района составило от 0.12 (селитебная) до 5.41 мкг $\text{CO}_2\text{-C г}^{-1} \text{ ч}^{-1}$ (торфяная болотная низинная, луг) (рис. 28), коэффициент его пространственной вариации был высоким на лугу и составил 98%, а в селитебной зоне – 26%. Скорость БД леса и луга была в 1.6 и 3.2 раза значимо ($p<0.05$) больше соответственно, чем пашни. В рекреационной зоне скорость БД была в 1.7-3.0 раза значимо больше промышленной и селитебной.

Микробный метаболический коэффициент почв района составил 0.81 (селитебная) – 7.82 мкг $\text{CO}_2\text{-C мг}^{-1} C_{\text{мик}} \text{ ч}^{-1}$ (перегнойно-подзолистая, пашня), причем в промышленной зоне он был значимо больше, чем в других зонах (табл. 21). Показатели $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$ и $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ варьировали от 16 (селитебная) до 340 мкг $\text{CO}_2\text{-C мг}^{-1} C_{\text{мик}} \text{ ч}^{-1} / \text{г } C_{\text{орг}} \text{ г}^{-1}$ (перегнойно-подзолистая, пашня) и от 0.29 (перегнойно-подзолистая, пашня) до 2.13% (селитебная) соответственно, однако для леса, луга и пашни они значимо не различались, а в промышленной зоне $q\text{CO}_2$ был значимо больше рекреационной и селитебной.

Таким образом, в Шатурском районе диагностированы разнообразные почвы, для которых наибольшая пространственная вариабельность $C_{\text{мик}}$ и БД отмечена на лугу. Эти показатели были выше в почве естественных экосистем (лес, луг) и рекреационной зоны по сравнению с пашней и другими зонами соответственно. Показатель «качества» органического вещества и удельное дыхание микробной биомассы почвы промышленной

зоны отличались значимо от таковых рекреационной и селитебной, что может иллюстрировать «ухудшение» функционирования микробного сообщества этой локализации.

Нижний слой почвы (10-150 см). В нижнем слое почв района содержание $C_{орг}$ составило от 1.0 (рекреационная) до 5.1% (селитебная) и в среднем не превышало 4%, причем значимых различий этого показателя для разных экосистем и функциональных зон не выявлено (Приложение 6). Значение pH составило от 4.2 (болотно-подзолистая, лес) до 7.9 (промышленная зона), содержание аммонийного и нитратного азота, подвижного фосфора и калия варьировало: 5-20 и 3.5-13.9, 20-244, 24-450 мг $кг^{-1}$ соответственно. В почве рекреационной зоны содержание кадмия и свинца составило 1.2 и 1.6 ОДК соответственно (Ориентировочно допустимые... для песчаных и супесчаных почв, 2009; Приложение 7). Содержание питательных элементов (NO_3^- , P_2O_5 и K_2O) в нижнем слое почв было в среднем в 1.4-2.7, 1.2-5.6 и 1.4-2.3 раз соответственно меньше по сравнению с верхним, а Cu, Pb, и Cd – даже больше и преимущественно в городских почвах.

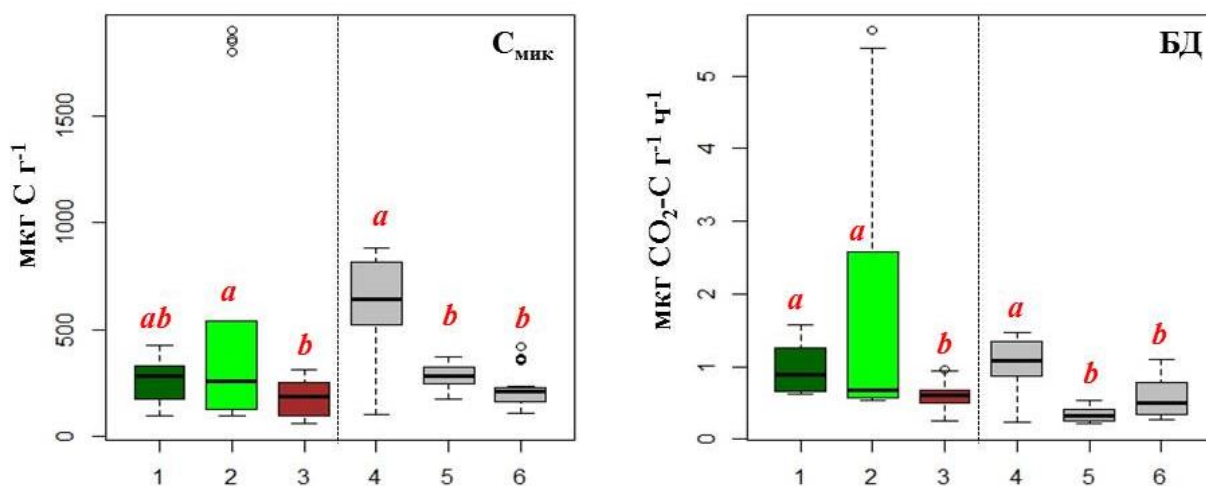


Рис. 28. Распределение содержания углерода микробной биомассы ($C_{мик}$) и базального дыхания (БД) почвы (0-10 см) разных экосистем Шатурского района и функциональных зон города. Обозначение (n=5): 1, Лес; 2, Луг; 3, Пашня; 4, Рекреационная; 5, Селитебная; 6, Промышленная зоны. Величины с разными буквами значимо различаются для разных экосистем и функциональных зон города отдельно, $p < 0.05$, критерий Краскела-Уоллиса

Содержание $C_{мик}$ в нижнем слое почвы варьировало от 25 (перегнойно-подзолистая, пашня) до 349 мкг С $г^{-1}$ (селитебная), причем в лесу оно было в среднем в 2.2 раза значимо больше, чем пашни (рис. 29). Скорость БД нижнего слоя почвы варьировала

от 0.02 (рекреационная) до 0.69 мкг $\text{CO}_2\text{-C г}^{-1} \text{ч}^{-1}$ (промышленная), в лесу оно было в 1.5 раза больше пашни. Высокая скорость БД нижнего слоя отмечена в селитебной и промышленной зонах, которая почти в 2 раза значимо выше рекреационной и даже пашни и луга.

Табл. 21. Микробный метаболический коэффициент ($q\text{CO}_2$), эффективность использования органического вещества микроорганизмами ($q\text{CO}_2 / \text{C}_{\text{орг}}$) и доля углерода микробной биомассы в органическом углероде ($\text{C}_{\text{мик}} / \text{C}_{\text{орг}}$, %) почвы (0-10 см) разных экосистем (Э) Шатурского района и функциональных зон (ФЗ) города Шатура (интервал / среднее). Величины с разными буквами значимо различаются для экосистем и функциональных зон отдельно, $p < 0.05$, критерий Краскела-Уоллиса

Э / ФЗ (число точек =5)	$q\text{CO}_2$, мкг $\text{CO}_2\text{-C}$ $\text{мг}^{-1} \text{C}_{\text{мик}} \text{ч}^{-1}$	$q\text{CO}_2 / \text{C}_{\text{орг}}$, мкг $\text{CO}_2\text{-C} \text{мг}^{-1} \text{C}_{\text{мик}} \text{ч}^{-1}$ (г $\text{C}_{\text{орг}} \text{г}^{-1}$ почвы)	$\text{C}_{\text{мик}} / \text{C}_{\text{орг}}$, %
Лес	1.93-7.73 / 4.30 <i>a</i>	29-242 / 115 <i>a</i>	0.34-0.80 / 0.60 <i>a</i>
Луг	2.18-6.06 / 4.05 <i>a</i>	53-195 / 87 <i>a</i>	0.35-1.52 / 0.69 <i>a</i>
Пашня	2.87-7.82 / 3.93 <i>a</i>	38-340 / 139 <i>a</i>	0.29-0.67 / 0.45 <i>a</i>
Рекреационная	1.45-1.99 / 1.72 <i>b</i>	18-114 / 44 <i>a</i>	0.67-1.26 / 0.99 <i>a</i>
Селитебная	0.81-1.36 / 1.19 <i>b</i>	16-63 / 44 <i>a</i>	0.57-2.13 / 1.05 <i>a</i>
Промышленная	1.55-4.92 / 2.74 <i>a</i>	29-191 / 75 <i>a</i>	0.41-0.55 / 0.49 <i>b</i>

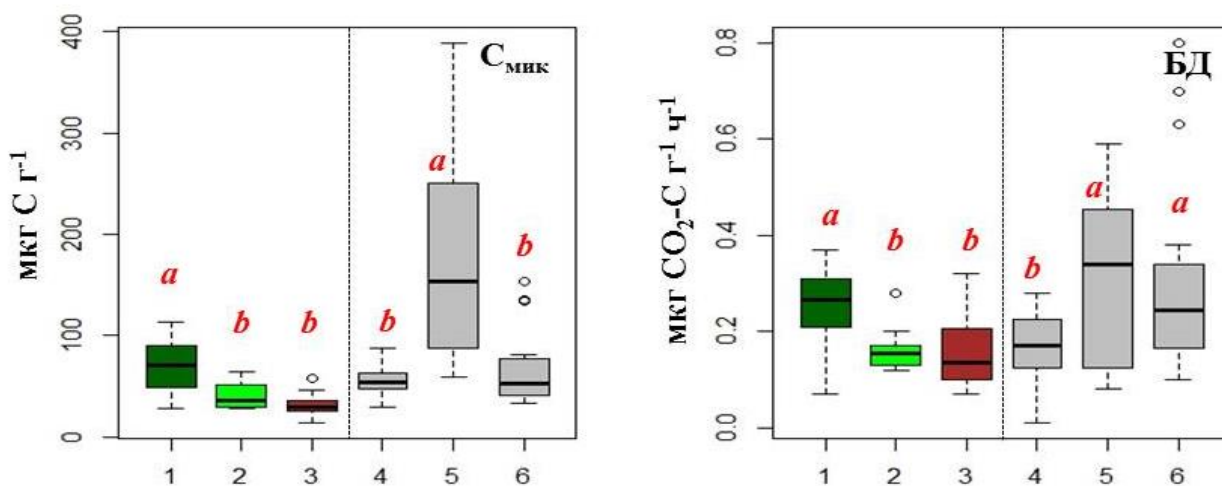


Рис. 29. Распределение содержания углерода микробной биомассы ($\text{C}_{\text{мик}}$) и базального дыхания (БД) почвы (10-150 см) разных экосистем Шатурского района и функциональных зон г. Шатура. Обозначение: 1, Лес ($n=5$); 2, Луг ($n=4$); 3, Пашня ($n=4$); 4, Рекреационная ($n=5$); 5, Селитебная ($n=5$); 6, Промышленная ($n=5$) зоны. Величины с разными буквами значимо различаются для экосистем и функциональных зон города отдельно, $p < 0.05$, критерий Краскела-Уоллиса

Значения $q\text{CO}_2$ и $q\text{CO}_2 / \text{C}_{\text{орг}}$ нижнего слоя почвы составило от 0.34 (рекреационная) до 5.98 мкг $\text{CO}_2\text{-C мг}^{-1} \text{C}_{\text{мик}} \text{ч}^{-1}$ (пашня) и от 33 (рекреационная) до 399 мкг $\text{CO}_2\text{-C мг}^{-1} \text{C}_{\text{мик}} \text{ч}^{-1} / \text{г C}_{\text{орг}} \text{г}^{-1}$ почвы (пашня) соответственно (табл. 22). Для изученных

экосистем эти показатели значимо не различались, однако в промышленной зоне $q\text{CO}_2$ – в 1.5 и 2.4 раза больше, чем рекреационной и селитебной соответственно, а $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$ – для функциональных зон не различалось. Значение $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ варьировало от 0.11 (промышленная) до 1.37% (селитебная), причем в лесу оно было в среднем в 2.0 раза значимо больше, чем пашни. Этот показатель в рекреационной и селитебной зонах был в среднем в 1.8 и 4.8 раз больше соответственно по сравнению с таковым промышленной.

Профиль почвы (0-150 см). Запас $C_{\text{мик}}$ и БД 1.5 м профиля почвы изученных экосистем составил от 111 (перегнойно-подзолистая, пашня) до 1885 мкг С г⁻¹ (торфяная болотная низинная, луг) и от 0.25 (рекреационная зона) до 5.54 мкг С-СО₂ г⁻¹ ч⁻¹ (торфяная болотная низинная, луг) соответственно (табл. 23). Однако их значимых различий для экосистем и функциональных зон города не выявлено. Подсчитано, что вклад верхнего 10-см в запас $C_{\text{мик}}$ и БД профиля почвы леса, луга, пашни и рекреационной зоны города был больше (77-88%), а селитебной и промышленной – меньше (54-76%) (рис. 30).

Табл. 22. Микробный метаболический коэффициент ($q\text{CO}_2$), эффективность использования органического вещества микроорганизмами ($q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$) и доля углерода микробной биомассы в органическом углероде ($C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$, %) почвы (10-150 см) разных экосистем (Э) Шатурского района и функциональных зон (ФЗ) г. Шатура (интервал / среднее). Величины с разными буквами значимо различаются для экосистем и функциональных зон города отдельно, $p < 0.05$, критерий Краскела-Уоллиса

Э / ФЗ (число точек)	$q\text{CO}_2$, мкг СО ₂ -С мг ⁻¹ С _{мик} ч ⁻¹	$q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$, мкг СО ₂ -С мг ⁻¹ С _{мик} ч ⁻¹ / г С _{орг} г ⁻¹ почвы	$C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$, %
Лес (5)	2.50-4.85 / 3.50 <i>a</i>	137-315 / 192 <i>a</i>	0.28-0.56 / 0.37 <i>a</i>
Луг (4)	3.69-4.71 / 4.00 <i>a</i>	166-245 / 212 <i>a</i>	0.15-0.33 / 0.22 <i>ab</i>
Пашня (4)	3.79-5.98 / 4.64 <i>a</i>	178-399 / 264 <i>a</i>	0.12-0.29 / 0.18 <i>b</i>
Рекреационная (5)	0.34-4.37 / 2.90 <i>ab</i>	33-230 / 185 <i>a</i>	0.27-0.52 / 0.35 <i>ab</i>
Селитебная (5)	1.06-2.33 / 1.74 <i>b</i>	16-155 / 105 <i>a</i>	0.60-1.37 / 0.92 <i>a</i>
Промышленная (5)	2.29-5.68 / 4.27 <i>a</i>	54-182 / 124 <i>a</i>	0.11-0.30 / 0.19 <i>b</i>

Табл. 23. Запас углерода микробной биомассы и скорости базального дыхания в 1.5 м профиле почвы разных экосистем (Э) Шатурского района и функциональных зон (ФЗ) г. Шатура (интервал / среднее). Значимых различий между экосистемами и функциональными зонами не выявлено при $p < 0.05$, критерий Краскела-Уоллиса

Э / ФЗ (число точек)	Углерод микробной биомассы, мкг С г ⁻¹	Базальное дыхание, мкг СО ₂ -С г ⁻¹ ч ⁻¹
Лес (5)	204 – 443 / 327	0.86 – 1.70 / 1.20
Луг (4)	159 – 1885 / 688	0.75 – 5.54 / 2.42
Пашня (4)	111 – 304 / 209	0.39 – 1.04 / 0.74
Рекреационная (5)	170 – 882 / 650	0.25 – 1.57 / 1.15
Селитебная (5)	373 – 659 / 459	0.34 – 0.88 / 0.65
Промышленная (5)	206 – 516 / 293	0.48 – 1.75 / 0.90

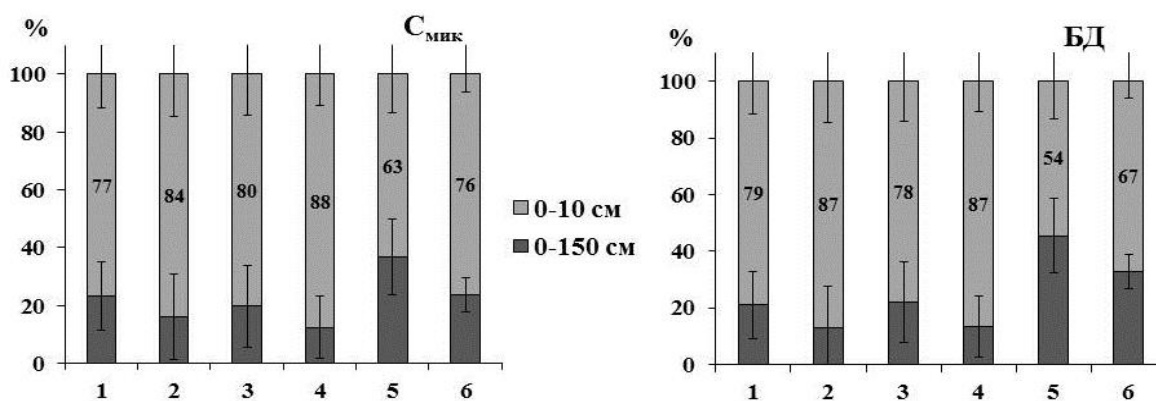


Рис. 30. Вклад верхнего и нижнего слоев почвы в профильный запас (1.5 м) углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) и базального дыхания (БД) леса (1), луга (2), пашни (3) Шатурского района, рекреационной (4), селитебной (5) и промышленной (6) зон г. Шатура

Таким образом, содержание $C_{\text{орг}}$ и NPK в почве (0-10 см) разных экосистем и функциональных зон города Шатурского района в среднем было сопоставимо, а значение pH – больше в антропогенно преобразованных. В почве города содержание тяжелых металлов в 4-17 раз больше, чем в других экосистемах. Показатели $C_{\text{мик}}$, БД и $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ почвы естественных аналогов были в среднем в 1.3-3.2 раза больше пашни, а в рекреационной – в 2-3 раза больше, чем промышленной зоне, что может указывать на «ухудшение» ее микробного сообщества при антропогенном изменении. Вклад верхнего 10-см слоя почвы в запас профиля $C_{\text{мик}}$ и БД естественных экосистем, пашни и рекреационной зоны города был больше (77-88%), чем таковой селитебной и промышленной (54-76%).

III. 2. 1. 5. Серпуховский

Площадь Серпуховского района составляет 1013 км², территория исследования – около 27 км². В лесных (хвойно-мелколиственные леса), луговых (разнотравье) и пахотных (пшеница) экосистемах района диагностировали серую лесную почву, в г. Пущино – серую лесную и реплантозем (Приложение 1). Точки отбора образцов почвы разных экосистем района показаны на картосхеме (рис. 31).

Верхний слой почвы (0-10 см). Содержание $C_{\text{орг}}$ в почвах района составило от 2.0 (луг) до 5.6% (селитебная), питательных элементов (мг кг⁻¹): NH_4^+ – 5 до 38.2, NO_3^- – от 3.5 до 14.2, P_2O_5 – от 47 до 443, K – от 30 до 308, значение pH_{KCl} – 3.8 (лес) до 7.7 (промышленная). Гранулометрический состав почвы преимущественно легко и среднесуглинистый (46% и 41% образцов), супесчаный, тяжелосуглинистый – в 9 и 4% образцов соответственно (Приложение 4).



Рис. 31. Карта-схема локализации точек (всего 24) отбора почвенных образцов Серпуховского района

Содержание $S_{орг}$ почвы леса и луга было сопоставимо с таковым пашни и города, а значение рН – на 1-2 единицы меньше (преимущественно в лесу). Содержание $N_{мин}$ составило 9.2-25.1 мг кг⁻¹ и в лесу, на лугу, рекреационной и селитебной зонах города он был представлен в основном аммонийной формой (51-76% от $N_{мин}$), а на пашне и в промышленной – нитратной (66% и 58% от $N_{мин}$ соответственно), P_2O_5 и K_2O почвы леса – в 4 раза меньше, чем промышленной зоны. В почве г. Пущино содержание Pb, Cd, Ni, Zn, Cu не превышало ОДК (Ориентировочно допустимые... для суглинистых и глинистых почв, 2009) и значимо не отличалось от такового естественных аналогов.

Содержание $S_{мик}$ почв района варьировало от 169 (промышленная) до 961 мкг С г⁻¹ (селитебная), коэффициент пространственной вариабельности которого в естественных экосистемах был низким ($CV = 7-14\%$) по сравнению с пашней и городом, $CV = 29-43\%$ (рис. 32). Величина $S_{мик}$ леса не отличалась значимо от таковой пашни (в среднем 389 и 408 мкг С г⁻¹ соответственно), но была в среднем в 1.9 раз больше луга, а в рекреационной зоне – в среднем в 1.7 раз больше, чем промышленной. Скорость БД изученных почв варьировала от 0.30 (луг) до 2.04 мкг С г⁻¹ (селитебная), CV для леса и луга составил 17-25%, а на пашне и городе – 28-74% (рис. 32). В лесу БД почвы было в среднем почти в 2 раза ниже пашни, а в рекреационной зоне города – не отличалось значимо от промышленной.

Показатели $q\text{CO}_2$, $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$ и $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ почв Серпуховского района существенно варьировали от 0.87 до 4.87 $\text{мкг CO}_2\text{-C мг}^{-1} C_{\text{мик}} \text{ ч}^{-1}$, от 25 до 414 $\text{мкг CO}_2\text{-C мг}^{-1} C_{\text{мик}} \text{ ч}^{-1} / \text{г C}_{\text{орг}} \text{ г}^{-1}$ и от 0.40 до 1.91% соответственно, однако их значимых различий для изученных экосистем и функциональных зон города не выявлено (табл. 24).

Таким образом, наибольшая пространственная вариабельность $C_{\text{мик}}$ и БД почв Серпуховского района выявлена на пашне и в городе. Эти показатели были в среднем выше в лесу, чем на пашне, а в рекреационной – чем в других функциональных зонах, что может иллюстрировать «ухудшение» функционирования микробного сообщества при антропогенном преобразовании почвы.

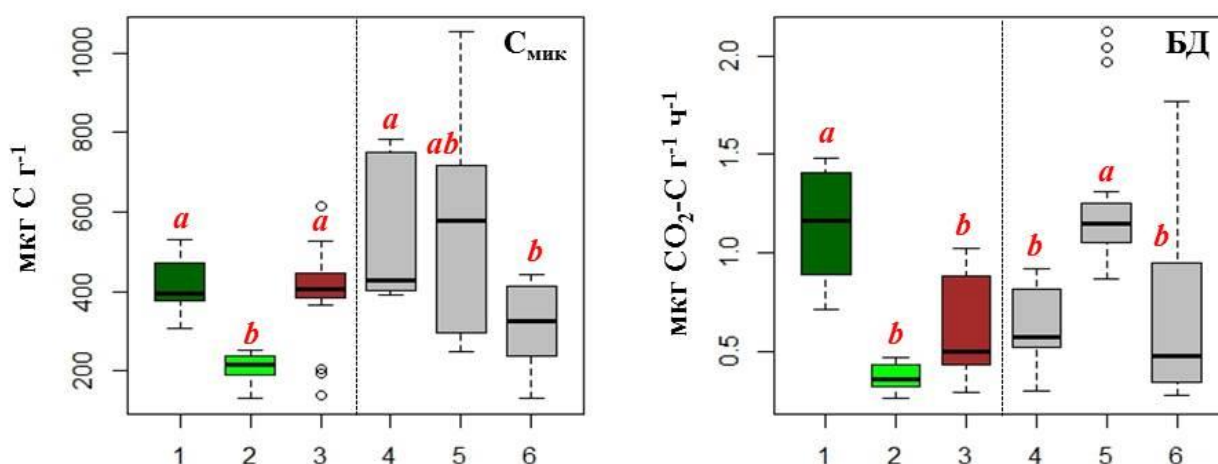


Рис. 32. Распределение содержания углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) и базального дыхания (БД) в почвах (0-10 см) разных экосистем Серпуховского района и функциональных зон г. Пушкино. Обозначение: 1, Лес (n=4); 2, Луг (n=3); 3, Пашня (n=5); 4, Рекреационная (n=3); 5, Селитебная (n=5); 6, Промышленная (n=4) зоны. Значения с разными буквами значимо различаются для экосистем и функциональных зон города отдельно, $p < 0.05$, критерий Краскела-Уоллиса

Нижний слой почвы (10-150 см). В нижнем слое почв Серпуховского района содержание $C_{\text{орг}}$ составило 1-3%, аммонийного и нитратного азота, подвижного фосфора, калия – 5-23 и 3.5-8.0, 40-519, 25-131 мг кг^{-1} соответственно, а значение pH – от 4.4 (лес) до 8.0 (промышленная зона) (Приложение 6).

Содержание $C_{\text{мик}}$ нижнего слоя почвы варьировало от 30 до 248 мкг С г^{-1} (рекреационная), причем для леса, луга и пашни его значимых различий не выявлено, а в рекреационной зоне оно было в 3.0 раза больше промышленной (рис. 33). Скорость БД нижнего слоя почвы варьировала от 0.09 (промышленная) до 0.54 $\text{мкг CO}_2\text{-C г}^{-1} \text{ ч}^{-1}$ (лес), причем в лесу она была в 2 раза больше, чем на пашне. БД почвы рекреационной зоны г.

Пушино было в 1.8 раза и на 50 и 80% выше, чем промышленной, луга и пашни соответственно.

Табл. 24. Микробный метаболический коэффициент ($q\text{CO}_2$), эффективность использования органического вещества почвенными микроорганизмами ($q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$), доля углерода микробной биомассы в органическом углероде ($C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$) почв (0-10 см) разных экосистем (Э) Серпуховского района и функциональных зон (ФЗ) г. Пушино (интервал / среднее). Значимых различий не выявлено при $p < 0.05$, критерий Краскела-Уоллиса

Э / ФЗ (число точек)	$q\text{CO}_2$, мкг $\text{CO}_2\text{-C}$ мг^{-1} $C_{\text{мик}}$ ч^{-1}	$q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$, мкг $\text{CO}_2\text{-C}$ мг^{-1} $C_{\text{мик}}$ ч^{-1} / г $C_{\text{орг}}$ г^{-1} почвы	$C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$, %
Лес (4)	1.89-3.61 / 2.69	42-95 / 76	0.90-1.58 / 1.15
Луг (3)	1.32-2.33 / 1.80	64-118 / 87	0.93-1.09 / 1.00
Пашня (5)	1.09-1.84 / 1.53	25-82 / 47	0.50-1.91 / 1.22
Рекреационная (3)	1.13-1.23 / 1.19	25-414 / 34	1.15-1.70 / 1.43
Селитебная (5)	1.26-4.32 / 2.55	32-130 / 70	0.71-1.80 / 1.41
Промышленная (4)	0.87-4.87 / 2.25	31-155 / 66	0.40-1.51 / 0.97

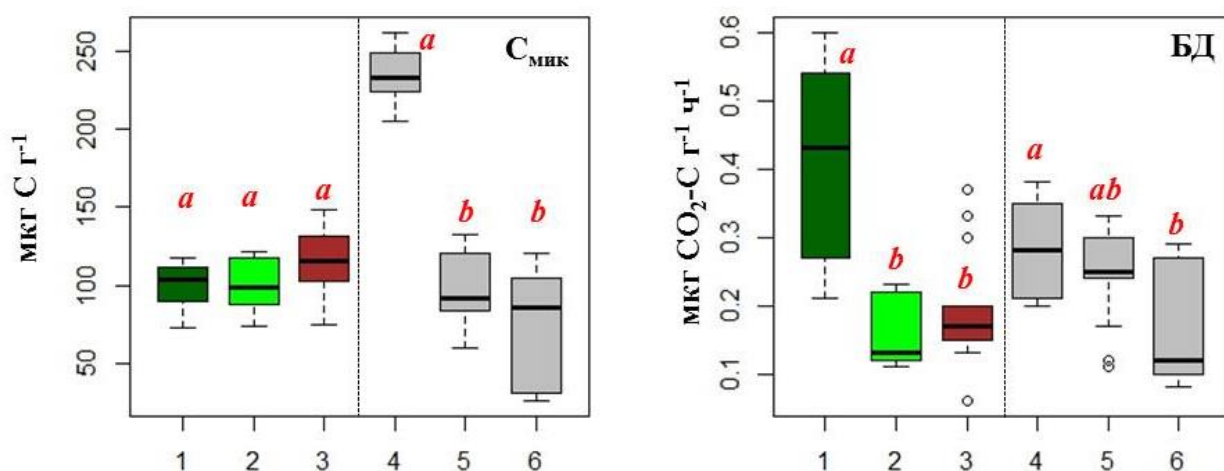


Рис. 33. Распределение содержания углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) и базального дыхания (БД) в почвах (10-150 см) разных экосистем Серпуховского района и функциональных зон г. Пушино. Обозначение: 1, Лес ($n=3$); 2, Луг ($n=3$); 3, Пашня ($n=5$); 4, Рекреационная ($n=3$); 5, Селитебная ($n=5$); 6, Промышленная ($n=3$) зоны. Величины с разными буквами значимо различаются для экосистем и функциональных зон города отдельно, $p < 0.05$, критерий Краскела-Уоллиса

Показатели $q\text{CO}_2$ и $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$ нижней части профиля варьировали от 0.91 до 5.51 мкг $\text{CO}_2\text{-C}$ мг^{-1} $C_{\text{мик}}$ ч^{-1} и от 54 до 306 мкг $\text{CO}_2\text{-C}$ мг^{-1} $C_{\text{мик}}$ ч^{-1} / г $C_{\text{орг}}$ г^{-1} соответственно (табл. 25). Причем $q\text{CO}_2$ леса, луга и пашни значимо не различалось, однако $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$ леса – был значимо больше луга и пашни, однако в рекреационной зоне города эти показатели были в среднем на 90 и 60% меньше, чем промышленной. Отношение $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ почвы

варьировало от 0.17 до 2.30% и на лугу оно в среднем в 1.6 раза больше, чем пашни, а в рекреационной зоне города – в 4 раза больше промышленной.

Профиль почвы (0-150 см). Запас $C_{\text{мик}}$ и БД 1.5 м профиля почвы изученных экосистем составил от 280 (луг) до 1026 мкг С г⁻¹ (селитебная) и от 0.42 (луг) до 2.17 мкг С-СО₂ г⁻¹ ч⁻¹ (селитебная) (табл. 26). Подсчитано, что вклад верхнего 10-см слоя в профильный запас $C_{\text{мик}}$ и БД составил от 68-85% и 68-85% соответственно (рис. 34).

Табл. 25. Микробный метаболический коэффициент ($q\text{CO}_2$), эффективность использования органического вещества микроорганизмами ($q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$), доля углерода микробной биомассы в органическом углероде ($C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$, %) почв (10-150 см) разных экосистем (Э) Серпуховского района и функциональных зон (ФЗ) г. Пущино (интервал / среднее). Величины с разными буквами значимо различаются для экосистем и функциональных зон города отдельно, $p < 0.05$, критерий Краскела-Уоллиса

Э / ФЗ (число точек)	$q\text{CO}_2$, мкг СО ₂ -С мг ⁻¹ С _{мик} ч ⁻¹	$q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$, мкг СО ₂ -С мг ⁻¹ С _{мик} ч ⁻¹ 1 / г С _{орг} г ⁻¹ почвы	$C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$, %
Лес (3)	2.23-5.51 / 4.00 <i>a</i>	130-306 / 217 <i>a</i>	0.52-0.54 / 0.55 <i>ab</i>
Луг (3)	1.20-1.98 / 1.54 <i>a</i>	120-180 / 148 <i>ab</i>	0.87-1.03 / 0.97 <i>a</i>
Пашня (5)	1.14-2.27 / 1.65 <i>a</i>	70-120 / 84 <i>b</i>	0.49-0.81 / 0.59 <i>b</i>
Рекреационная (3)	0.91-1.44 / 1.21 <i>b</i>	54-91 / 74 <i>a</i>	0.93-2.30 / 1.75 <i>a</i>
Селитебная (5)	2.06-3.16 / 2.79 <i>ab</i>	107-267 / 185 <i>a</i>	0.34-0.93 / 0.65 <i>ab</i>
Промышленная (3)	1.13-3.12 / 2.40 <i>a</i>	61-173 / 121 <i>a</i>	0.17-0.59 / 0.39 <i>b</i>

Табл. 26. Запас углерода микробной биомассы и скорости базального дыхания в 1.5 м профиле почвы разных экосистем (Э) Серпуховского района и функциональных зон (ФЗ) г. Пущино (интервал / среднее). Величины с разными буквами значимо различаются для экосистем и функциональных зон города отдельно, $p < 0.05$, критерий Краскела-Уоллиса

Э / ФЗ (число точек)	Углерод микробной биомассы, мкг С г ⁻¹	Базальное дыхание, мкг СО ₂ -С г ⁻¹ ч ⁻¹
Лес (3)	438-504 / 479 <i>a</i>	0.99-1.85 / 1.43 <i>a</i>
Луг (4)	280-327 / 309 <i>a</i>	0.42-0.58 / 0.53 <i>b</i>
Пашня (5)	502-644 / 561 <i>a</i>	0.61-1.25 / 0.87 <i>ab</i>
Рекреационная (3)	661-992 / 767 <i>a</i>	0.74-1.16 / 0.91 <i>a</i>
Селитебная (5)	371-1026 / 682 <i>a</i>	1.15-2.17 / 1.51 <i>a</i>
Промышленная (5)	199-517 / 382 <i>a</i>	0.42-1.85 / 0.82 <i>a</i>

Таким образом, содержание $C_{\text{орг}}$ и НК в почве (0-10 см) разных экосистем и функциональных зон города в среднем было сопоставимо, а Р и значение рН – больше на пашне и городе. Содержание тяжелых металлов в почве г. Пущино не превышало ОДК и не отличалось значимо от естественных экосистем. Показатели $C_{\text{мик}}$ и БД почвы леса были в среднем выше таковых пашни, а рекреационной зоны – селитебной и промышленной, что может иллюстрировать «ухудшение» функционирования ее микробного сообщества при увеличении антропогенной нагрузки.

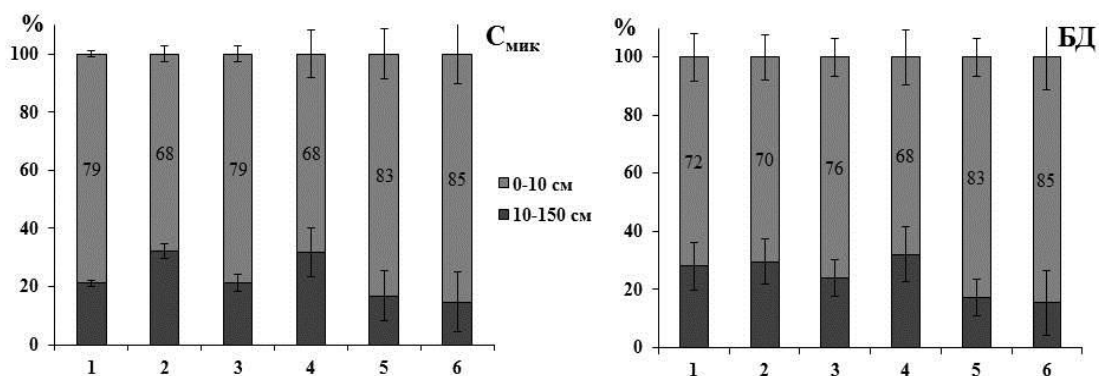


Рис. 34. Вклад верхнего и нижнего слоев почвы в профильный запас (1.5 м) углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) и базального дыхания (БД) леса (1), луга (2), пашни (3), рекреационной (4), селитебной (5) и промышленной зонах (6) г. Пущино

III. 2. 1. 6. Серебряно-Прудский

Площадь Серебряно-Прудского района составляет 877 км², территория исследования – около 100 км². В луговых (разнотравье) и пахотных (пшеница) экосистемах диагностировали выщелоченный чернозем, в городском округе Серебряные Пруды – выщелоченный чернозем и реплантозем (Приложение 1). Почву леса для исследования района не включали. Точки отбора почвенных образцов в районе показаны на картосхеме (рис. 35).

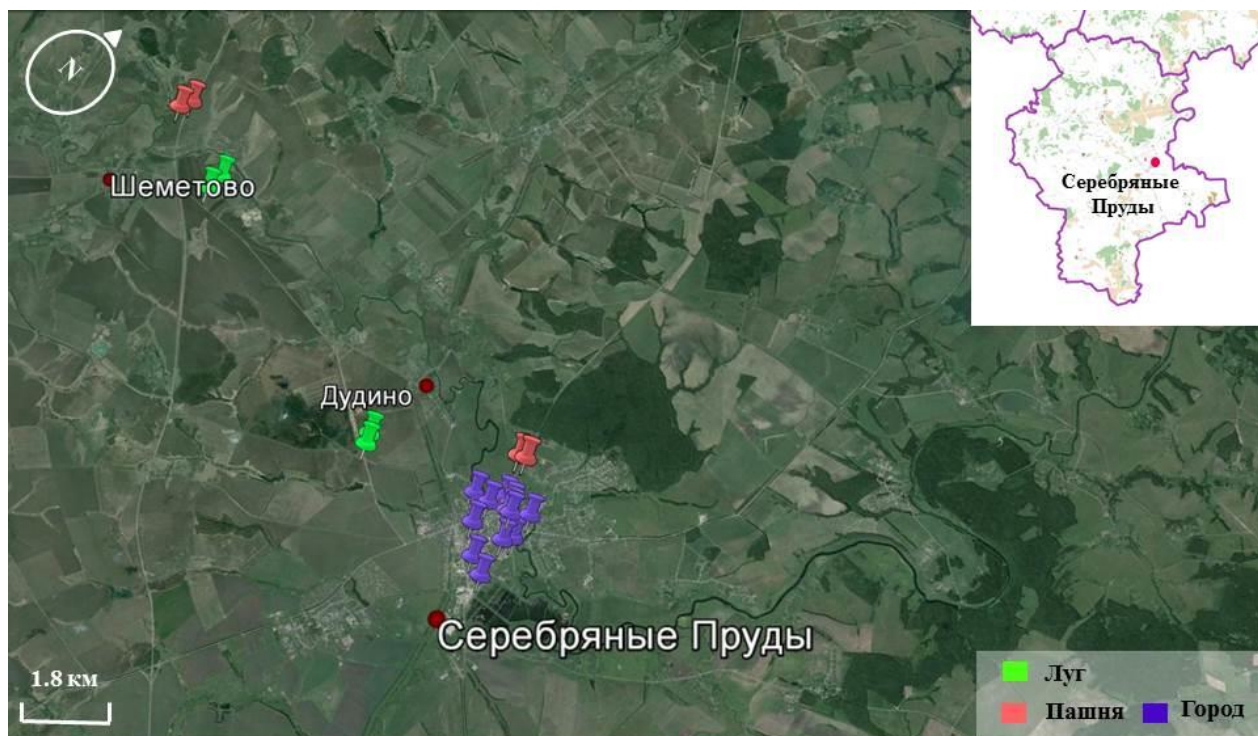


Рис. 35. Карта-схема локализации точек (всего 22) отбора почвенных образцов Серебряно-Прудского района

Верхний слой почвы (0-10 см). Содержание $C_{орг}$ почвы варьировало от 1.8 (луг) до 8.8% (рекреационная), питательных элементов ($mg\ kg^{-1}$): NH_4^+ – 5 до 15.4, NO_3^- – от 3.5 до 38.3, P_2O_5 – от 74 до 2352, К – от 41 до 254, значение pH_{KCl} – от 5.5 до 7.7, гранулометрический состав почв в основном среднесуглинистый, для 91% образцов (Приложение 4). На лугу $N_{мин}$ был представлен в основном аммонийной формой (72%), а на пашне – нитратной (55%). Содержание P_2O_5 почвы в ряду: луг < пашня < рекреационная < селитебная < промышленная зоны возрастало в 2.1-5.1 раз, а K_2O – не изменялось. В почве города содержание тяжелых металлов (Pb, Cd, Ni, Zn, Cu) не превышало ОДК (Ориентировочно допустимые... для суглинистых и глинистых почв, 2009; Приложение 5).

Содержание $C_{мик}$ почв района варьировало от 130 (промышленная) до 856 $mg\ C\ g^{-1}$ (луг), коэффициент его вариации на лугу составил 18%, а на пашне и в городе – 32-61% (рис. 36). Этот показатель на лугу был в среднем в 2.8 раза больше, чем пашни, в рекреационной и селитебной зонах – на 50-70% больше промышленной. Скорость БД изученных почв варьировала от 0.18 (пашня) до 1.36 $mg\ CO_2-C\ g^{-1}\ ч^{-1}$ (селитебная), коэффициент его пространственной вариации на лугу и в рекреационной зоне составил 39-41%, а на пашне, селитебной и промышленной зонах – 51-54% (рис. 36). БД почвы луга было на 60% значимо больше пашни, а рекреационной и селитебной зон - на 40 и 80% больше, чем промышленной зоне.

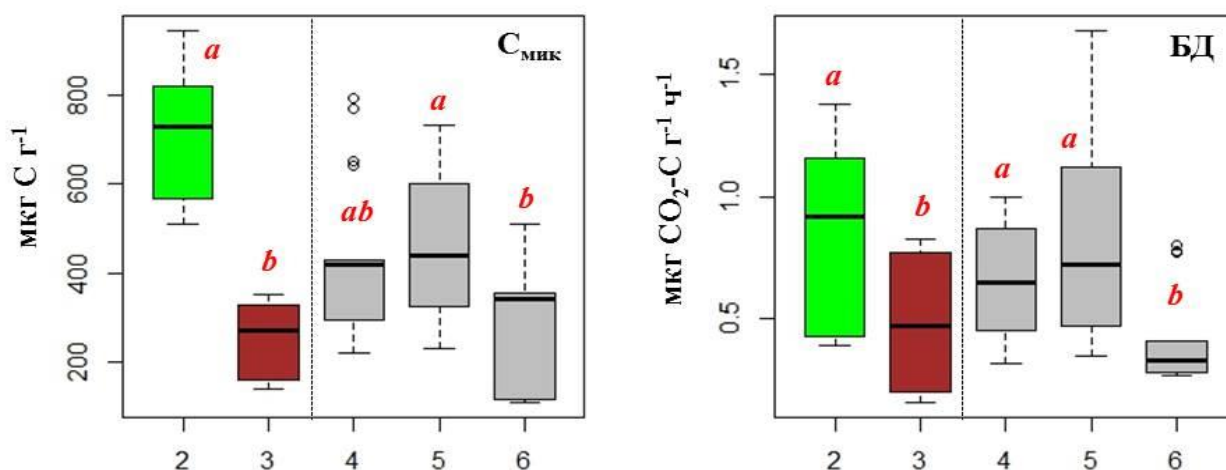


Рис. 36. Распределение содержания углерода микробной биомассы ($C_{мик}$) и базального дыхания (БД) в почвах (0-10 см) разных экосистем Серебряно-Прудского района и функциональных зон г. Серебряные Пруды. Обозначение: 2, Луг (n=4); 3, Пашня (n=4); 4, Рекреационная (n=5), 5, Селитебная (n=5); 6, Промышленная (n=4) зоны. Величины с разными буквами значимо различаются для экосистем (критерий Манна-Уитни-Уилкоксона) и функциональных зон (критерий Краскела-Уоллиса) отдельно при $p < 0.05$

Показатели $q\text{CO}_2$ и $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$ варьировали от 0.81 до 3.08 мкг $\text{CO}_2\text{-C}$ $\text{мг}^{-1} C_{\text{мик}} \text{ч}^{-1}$ и от 12 до 62 мкг $\text{CO}_2\text{-C}$ $\text{мг}^{-1} C_{\text{мик}} \text{ч}^{-1} / \text{г } C_{\text{орг}} \text{г}^{-1}$ соответственно, причем для экосистем и функциональных зон их значимых различий не выявлено (табл. 27). Отношение $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ почв составило от 0.24 до 3.07% и на лугу оно в среднем почти в 3 раза больше пашни, а в рекреационной и селитебной зонах – в 1.6-2.4 раза больше, чем промышленной.

Таким образом, пространственная вариабельность $C_{\text{мик}}$ и БД была больше в почве антропогенно преобразованных экосистем по сравнению с естественным аналогом. Эти показатели были в среднем выше на лугу, чем на пашне, и в рекреационной зоне – по сравнению с промышленной, что может иллюстрировать «ухудшение» функционирования микробного сообщества при антропогенном преобразовании почвы.

Табл. 27. Микробный метаболический коэффициент ($q\text{CO}_2$), эффективность использования органического вещества микроорганизмами ($q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$), доля углерода микробной биомассы в органическом углероде ($C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$, %) почв (0-10 см) разных экосистем (Э) Серебряно-Прудского района и функциональных зон (ФЗ) г. Серебряные Пруды. Величины с разными буквами значимо различаются для экосистем (критерий Манна-Уитни-Уилкоксона) и функциональных зон (критерий Краскела-Уоллиса) отдельно при $p < 0.05$

Э / ФЗ (число точек)	$q\text{CO}_2$, мкг $\text{CO}_2\text{-C}$ $\text{мг}^{-1} C_{\text{мик}} \text{ч}^{-1}$	$q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$, мкг $\text{CO}_2\text{-C}$ $\text{мг}^{-1} C_{\text{мик}} \text{ч}^{-1}$ $/ \text{г } C_{\text{орг}} \text{г}^{-1}$ почвы	$C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$, %
Луг (4)	0.74-1.84 / 1.38 <i>a</i>	16-47 / 32 <i>a</i>	1.02-3.07 / 1.77 <i>a</i>
Пашня (4)	1.26-2.64 / 2.01 <i>a</i>	33-62 / 44 <i>a</i>	0.39-0.71 / 0.57 <i>b</i>
Рекреационная (5)	1.18-2.12 / 1.54 <i>a</i>	15-42 / 27 <i>a</i>	0.50-0.82 / 0.65 <i>ab</i>
Селитебная (5)	1.43-2.22 / 1.66 <i>a</i>	28-46 / 35 <i>a</i>	0.60-1.22 / 0.97 <i>a</i>
Промышленная (4)	0.81-3.08 / 1.92 <i>a</i>	12-60 / 33 <i>a</i>	0.24-0.64 / 0.41 <i>b</i>

Нижний слой почвы (10-150 см). Содержание $C_{\text{орг}}$ в нижнем слое почв района варьировало от 1.0 (луг) до 9.6% (рекреационная), аммонийного и нитратного азота, подвижного фосфора, калия – 5-24 и 3.5-15.2, 74-1062, 32-350 мг кг^{-1} соответственно, а значение pH – от 4.9 до 7.4 единиц (Приложение 6). Следует отметить, что в нижнем слое почвы города содержание P_2O_5 было в 3-5 раз больше, чем луга и пашни.

Содержание $C_{\text{мик}}$ и БД нижнего слоя почвы варьировало от 23 (промышленная) до 373 мкг C г^{-1} (рекреационная) и от 0.06 (пашня) до 0.76 мкг $\text{CO}_2\text{-C г}^{-1} \text{ч}^{-1}$ (рекреационная) соответственно (рис. 37). На лугу $C_{\text{мик}}$ почвы было значимо больше, чем пашни, а в рекреационной – больше промышленной. Скорость БД луга и пашни значимо не различалась, а в рекреационной зоне – была в 2.3 раза больше промышленной. Показатели $q\text{CO}_2$ и $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$ нижней части профиля почвы варьировали от 1.16 до 9.41 мкг $\text{CO}_2\text{-C}$ $\text{мг}^{-1} C_{\text{мик}} \text{ч}^{-1}$ и от 21 до 560 мкг $\text{CO}_2\text{-C}$ $\text{мг}^{-1} C_{\text{мик}} \text{ч}^{-1} / \text{г } C_{\text{орг}} \text{г}^{-1}$ соответственно, но для экосистем и зон города они не различались значимо (табл. 28). Отношение $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$

нижнего слоя почвы варьировало от 0.16 до 0.82% и на лугу оно было в среднем в 2.5 раза значимо больше пашни, а в рекреационной зоне – в 1.8 раза больше промышленной.

Профиль почвы (10-150 см). Запас $C_{\text{мик}}$ и БД 1.5 м профиля изученных почв составил от 208 (пашня) до 986 мкг С г^{-1} (луг) и от 0.32 (пашня) до 1.57 $\text{мкг С-СО}_2 \text{ г}^{-1} \text{ ч}^{-1}$ (селитебная) соответственно (табл. 29). На лугу запас $C_{\text{мик}}$ был в 2.6 раз больше пашни, а БД – значимо не отличался для изученных экосистем и функциональных зон. Подсчитано, что вклад верхнего 10-см слоя в запас $C_{\text{мик}}$ и БД профиля почв луга составил 90 и 83%, пашни - 81 и 72%, а в городе – меньше, 71-81% и 65-73% соответственно (рис. 38).

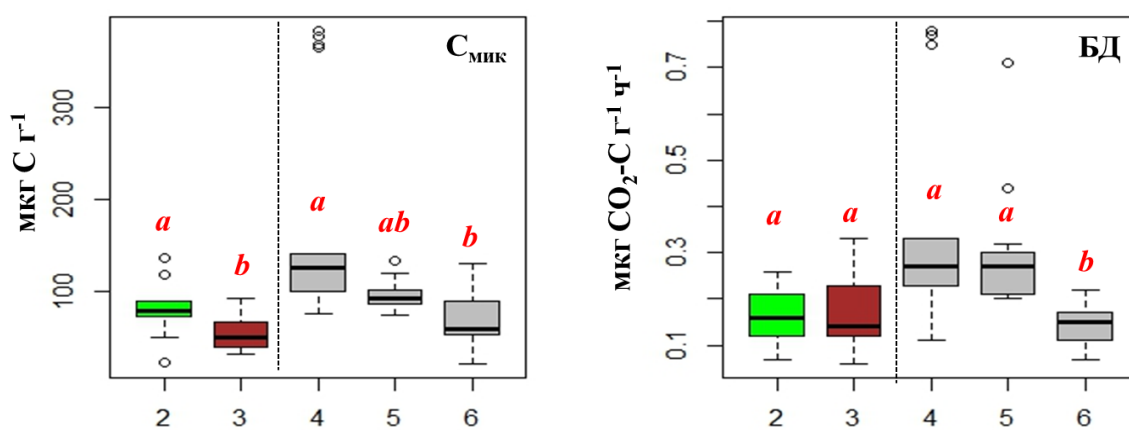


Рис. 37. Содержание углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) и базального дыхания (БД) почвы (10-150 см) разных экосистем Серебряно-Прудского района и функциональных зон г. Серебряные Пруды. Обозначение: 2, Луг ($n=4$); 3, Пашня ($n=4$); 4, Рекреационная ($n=5$); 5, Селитебная ($n=4$); 6, Промышленная ($n=4$) зоны. Величины с разными буквами значимо различаются для экосистем (критерий Манна-Уитни-Уилкоксона) и функциональных зон (критерий Краскела-Уоллиса) отдельно при $p < 0.05$

Табл. 28. Микробный метаболический коэффициент ($q\text{CO}_2$), эффективность использования органического вещества микроорганизмами ($q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$), доля углерода микробной биомассы в органическом углероде ($C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$) почв (10-150 см) разных экосистем (Э) Серебряно-Прудского района и функциональных зон (ФЗ) г. Серебряные Пруды (интервал / среднее). Величины с разными буквами значимо различаются для экосистем (критерий Манна-Уитни-Уилкоксона) и функциональных зон (критерий Краскела-Уоллиса) отдельно при $p < 0.05$

Э / ФЗ (число точек)	$q\text{CO}_2$, $\text{мкг СО}_2\text{-С}$ $\text{мг}^{-1} \text{ С}_{\text{мик}} \text{ ч}^{-1}$	$q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$, $\text{мкг СО}_2\text{-С} \text{ мг}^{-1} \text{ С}_{\text{мик}}$ $\text{ч}^{-1} / \text{г С}_{\text{орг}} \text{ г}^{-1} \text{ почв}$	$C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$, %
Луг (4)	1.52-3.07 / 2.10 <i>a</i>	63-193 / 135 <i>a</i>	0.29-0.82 / 0.53 <i>a</i>
Пашня (4)	1.49-9.41 / 4.04 <i>a</i>	79-560 / 198 <i>a</i>	0.19-0.22 / 0.21 <i>b</i>
Рекреационная (5)	1.63-3.03 / 2.15 <i>a</i>	21-114 / 62 <i>a</i>	0.28-0.45 / 0.37 <i>a</i>
Селитебная (4)	2.20-4.40 / 3.18 <i>a</i>	56-139 / 95 <i>a</i>	0.22-0.35 / 0.29 <i>ab</i>
Промышленная (4)	1.16-7.39 / 3.19 <i>a</i>	18-500 / 168 <i>a</i>	0.16-0.28 / 0.21 <i>b</i>

Таким образом, показатели $C_{\text{орг}}$, NK и pH почвы (0-10 см) разных экосистем и функциональных зон г. Серебряные Пруды в среднем не различались. Содержание фосфора в антропогенно преобразованных экосистемах (пашня, город) превышало таковое естественной (луг). В почве города содержание тяжелых металлов не превышало ОДК. Величины $C_{\text{мик}}$, БД, $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ почвы луга были в 2-3 раза больше, чем пашни, а в рекреационной зоне – на 40-60% больше промышленной, что может указывать на «ухудшение» функционирования микробного сообщества при увеличении антропогенной нагрузки.

Табл. 29. Запас углерода микробной биомассы и скорость базального дыхания в 1.5 м профиле почв разных экосистем (Э) Серебряно-Прудского района и функциональных зон (ФЗ) г. Серебряные Пруды (интервал / среднее). Величины с разными буквами значимо различаются для экосистем (критерий Манна-Уитни-Уилкоксона) и функциональных зон (критерий Краскела-Уоллиса) отдельно при $p < 0.05$

Э / ФЗ (число точек)	Углерод микробной биомассы, мкг С г ⁻¹	Базальное дыхание, мкг CO ₂ -С г ⁻¹ ч ⁻¹
Луг (4)	625-986 / 814 <i>a</i>	0.52-1.36 / 1.08 <i>a</i>
Пашня (4)	208-380 / 313 <i>b</i>	0.32-1.12 / 0.74 <i>a</i>
Рекреационная (5)	387-800 / 583 <i>a</i>	0.55-1.40 / 0.98 <i>a</i>
Селитебная (4)	377-790 / 531 <i>a</i>	0.63-1.57 / 0.98 <i>a</i>
Промышленная (4)	133-539 / 340 <i>a</i>	0.37-0.97 / 0.59 <i>a</i>

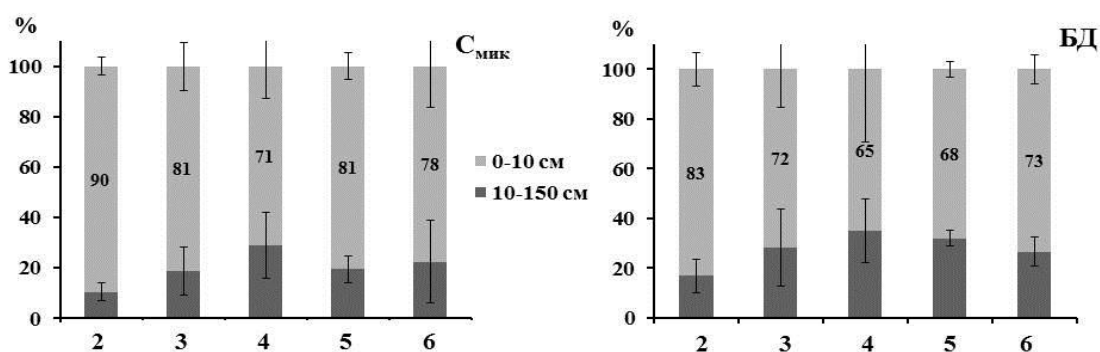


Рис. 38. Вклад верхнего и нижнего слоев почвы в профильный запас (1.5 м) углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) и базального дыхания (БД) луга (2), пашни (3), рекреационной (4), селитебной (5) и промышленной зон г. Серебряные Пруды

Итак, изучены почвы вдоль градиента экосистем от естественных к антропогенно преобразованным, в том числе и городским, шести районов Московской области. В каждом районе (локальный масштаб исследования) в почвах показана пространственная вариабельность основных показателей ($C_{\text{мик}}$ и БД) для каждой экосистемы и функциональной зоны города. В антропогенно преобразованных экосистемах (пашня,

промышленная зона города) обнаружено снижение $C_{\text{мик}}$ и БД, $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$, но увеличение $q\text{CO}_2$ и $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$ (преимущественно в промышленных зонах), по сравнению с естественными аналогами и другими функциональными зонами, что может свидетельствовать об «ухудшении» функционирования микробного сообщества при их антропогенном преобразовании. Есть основание оценивать антропогенное преобразование почв на локальном масштабе по изменению их микробного компонента в верхнем наиболее активном в биологическом отношении минеральном слое.

III. 2. 2. Почва разных агроклиматических подзон Московской области

Почвы Московской области (верхний 10-см слой) различались по содержанию $C_{\text{орг}}$ (1.2-12.1%), питательных элементов (мг кг^{-1}): NH_4^+ (5-40), NO_3^- (3.5-103), P_2O_5 (20-2352), K_2O (24-445), тяжелых металлов Pb (2-223), Cd (0.1-4.3), Zn (1-215), Ni (1-60), Cu (1-92), значению pH_{KCl} (3.7-8.3) и гранулометрическому составу (песок, супесь, суглинок). В антропогенно преобразованных экосистемах (пашня, город) содержание $C_{\text{орг}}$ почвы соответствовало в среднем таковому естественных, а величина pH – значимо больше (рис. 39).

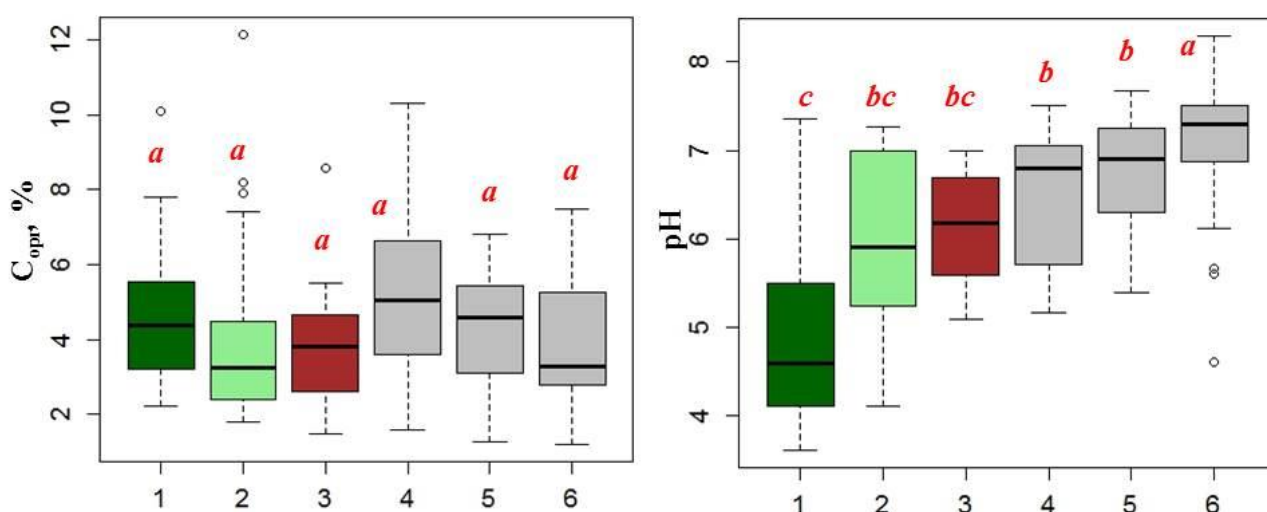


Рис. 39. Распределение содержания органического углерода ($C_{\text{орг}}$, $n=156$) и значения pH ($n=149$) в почвах (0-10 см) разных экосистем и функциональных зон городов Московской обл. Обозначение: 1, Лес; 2, Луг; 3, Пашня; 4, Рекреационная; 5, Селитебная; 6, Промышленная. Величины с разными буквами значимо различаются, $p < 0.05$, критерий Краскела-Уоллиса

Кроме того, в пахотных и городских (преимущественно рекреационные и селитебные зоны) почвах содержание фосфора было больше по сравнению с естественными аналогами, что очевидно связано с применением минеральных удобрений (рис. 40). Очень

высокое содержание фосфора («выбросы») в почве рекреационной, селитебной и промышленной зон составило 950-973, 978-1061 и 493-2352 мг кг⁻¹ соответственно, они обнаружены в 6% почвенных образцов, которые отобраны в гг. Воскресенск и Серебряные Пруды. В почве городов Сергиев Посад и Шатура установлено превышение ОДК тяжелых металлов (Ориентировочно..., 2009).

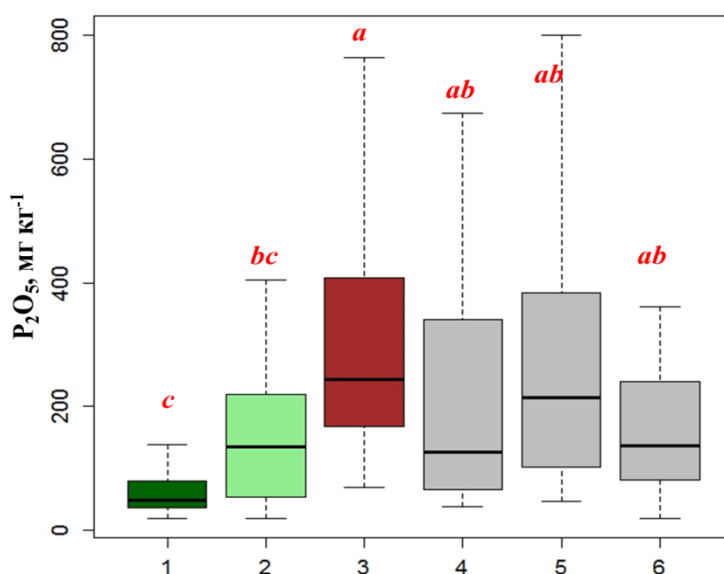


Рис. 40. Распределение содержания подвижного фосфора (P_2O_5 , $n=140$, «выбросы» исключены) в почвах (0-10 см) разных экосистем и функциональных зон городов Московской обл. Обозначение: 1, Лес; 2, Луг; 3, Пашня; 4, Рекреационная; 5, Селитебная; 6, Промышленная. Величины с разными буквами значимо различаются, $p < 0.05$, критерий Краскела-Уоллиса

Содержание $C_{мик}$ в изученных почвах (0-10 см) составило от 8 (реплантозем, промышленная зона, *Воскресенск*) до 1851 мкг С г⁻¹ (торфяная болотная низинная, луг, *Шатурский район*), различие между этими величинами почти 230 раз. В почве лесных и пахотных экосистем Московской области пространственная вариабельность этого показателя ($CV = 45$ и 48% соответственно) была меньше, чем городских ($CV = 59, 53$ и 65% для рекреационной, селитебных и промышленных зон соответственно). Большие величины $C_{мик}$ отмечены в почве естественных экосистем: лес, луг (в среднем 409 и 492 мкг С г⁻¹ соответственно) и рекреационной и селитебной зонах городов, в среднем 394 и 431 мкг С г⁻¹ соответственно, а меньшие – на пашне и в промышленной зоне, в среднем 295 и 222 мкг С г⁻¹ соответственно (рис. 41). Экстремально высокие величины $C_{мик}$ (>1000 мкг С г⁻¹, исключены из анализа) были обнаружены в трех точках исследования (лес, Талдомский, № 4; луг, Шатурский, № 2; селитебная, Сергиев Посад, № 5: Приложение 3).

В нижней части профиля почвы естественных и пахотных экосистем отмечено уменьшение содержания $C_{\text{мик}}$ (в среднем в 2-14, 2-8, 4-14, 3-5, 2-4 и 5-9 раз для Талдомского, Сергиево-Посадского, Шатурского, Воскресенского, Серпуховского и Серебряно-Прудского районов соответственно) по сравнению с верхней. Вклад верхнего 10-ти см слоя в профильный запас $C_{\text{мик}}$ изученных почв составил 63-92%. Поэтому есть основание оценивать антропогенное преобразование почвы разных экосистем изменением содержания их микробного компонента в верхнем наиболее биологически активном минеральном слое.

БД изученных почв (0-10 см) составило от 0.13 (реплантозем, промышленная зона, г. Сергиев Посад) до 5.41 $\text{мкг CO}_2\text{-C г}^{-1} \text{ч}^{-1}$ (торфяная болотная низинная, луг, Шатурский район), различие между этими величинами составило 42 раза. В почве леса пространственная вариабельность этого показателя была ниже ($CV = 36\%$), чем пашни ($CV = 51\%$) и города ($CV = 51, 58$ и 61% для рекреационной, селитебной и промышленной зон соответственно). Большие величины БД отмечены в почве естественных экосистем: лес, луг (в среднем 1.24 и 1.03 $\text{мкг CO}_2\text{-C г}^{-1} \text{ч}^{-1}$ соответственно), меньшие – антропогенно преобразованных (в среднем 0.55 и 0.53 $\text{мкг CO}_2\text{-C г}^{-1} \text{ч}^{-1}$ для пашни и промышленной зоны соответственно) (рис. 41). Экстремально высокие величины БД были отмечены в лесу и на лугу Сергиево-Посадского района (1.97 и 3.08 $\text{мкг CO}_2\text{-C г}^{-1} \text{ч}^{-1}$ соответственно), на лугу Шатурского района (2.39-5.41 $\text{мкг CO}_2\text{-C г}^{-1} \text{ч}^{-1}$), а также селитебной и промышленной зон г. Пушкино (1.58-2.04 $\text{мкг CO}_2\text{-C г}^{-1} \text{ч}^{-1}$), которые были исключены из визуализации рис. 41. Следует отметить, что почвы города (урбоэкосистема) Московской области (преимущественно рекреационная и селитебная зоны) «способны» к высокому микробному дыханию (в среднем 0.75 и 0.69 $\text{мкг CO}_2\text{-C г}^{-1} \text{ч}^{-1}$ соответственно) по сравнению, например, с пашней. Более того, БД луга, рекреационной и селитебной зон городов области значимо не различались (рис. 41). Поэтому можно полагать, что газопродукционная активность почвы (эмиссия CO_2) городских ареалов может быть сопоставима с таковой естественных экосистем.

Вниз по профилю почвы скорость БД естественных и пахотных экосистем снижалась в среднем в 5-6, 2-6, 4-12, 2-4, 2-3 и 3-5 раз, а урбоэкосистем – в 1.5-4.4, 1.3-3.2, 1.0-3.2, 1.6-3.0, 2.2-5.3 и 1.8-2.9 раз для Талдомского, Сергиево-Посадского, Шатурского, Воскресенского, Серпуховского и Серебряно-Прудского районов соответственно. Вклад верхнего 10 см слоя почвы в микробное продуцирование CO_2 профиля был значителен и составил в среднем 54-87%.

Наименьшее значение $q\text{CO}_2$ (в среднем 1.19 $\text{мкг CO}_2\text{-C мг}^{-1} C_{\text{мик}} \text{ч}^{-1}$) отмечено в почве (0-10 см) селитебной зоны г. Шатура и рекреационной г. Пушкино, а наибольшее

(5.70 мкг CO₂-C мг⁻¹C_{мик} ч⁻¹) – промышленной г. Воскресенск, различие между ними составило почти 5 раз. В почве леса, луга и пашни пространственная вариабельность этого показателя была меньше (CV = 47, 64 и 64% соответственно), чем города (CV = 89%). Однако в естественных экосистемах Шатурского района также отмечена высокая пространственная вариабельность этого показателя, что связано, по-видимому, с большим разнообразием почв (болотно-подзолистая, перегнойно-подзолистая, аллювиально болотная иловато-торфяная, торфяная болотная низинная). Вниз по профилю почвы значение $q\text{CO}_2$ в основном не менялось, однако для 43% сайтов исследования отмечено его увеличение и особенно в городах Шатура, Воскресенск и Сергиев Посад.

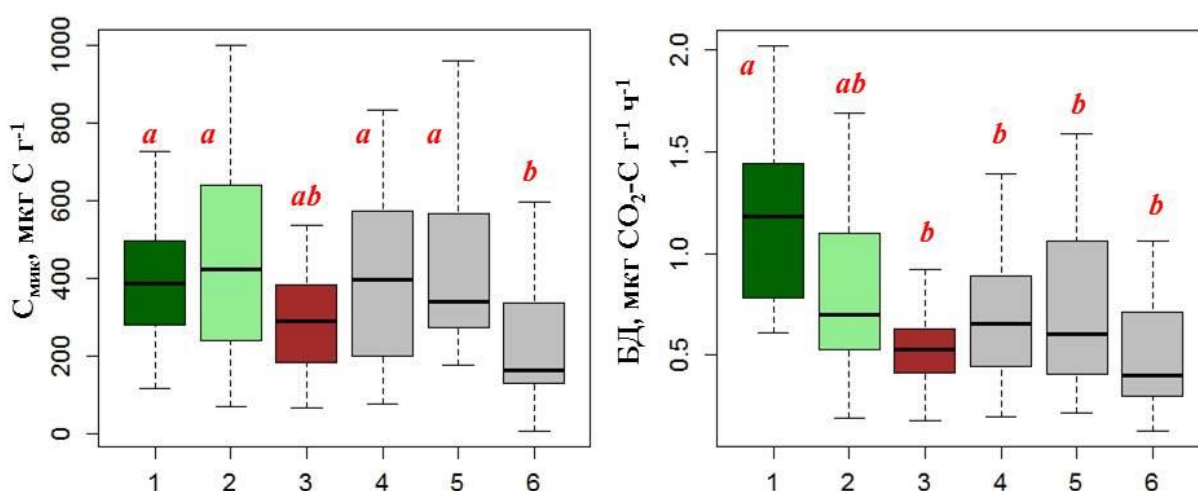


Рис. 41. Содержание углерода микробной биомассы (С_{мик}, n=153), скорость базального дыхания (БД, n=150) в почве (0-10 см) разных экосистем и функциональных зон городов Московской области («выбросы» исключены). Обозначение: 1, Лес; 2, Луг; 3, Пашня; 4, Рекреационная; 5, Селитебная; 6, Промышленная. Величины с разными буквами значимо различаются при $p < 0.05$, критерий Краскела-Уоллиса

Низкое отношение $q\text{CO}_2 / \text{C}_{\text{орг}}$ может указывать на более эффективное использование органического вещества почвы микроорганизмами (Dilly et al. 2001; Dilly, 2005). Наименьшее и наибольшее это отношение (31 и 313 мкг CO₂-C мг⁻¹ C_{мик} ч⁻¹ / г C_{орг} г⁻¹) отмечено в рекреационной и промышленной зонах г. Воскресенск соответственно, различие между ними составило 10 раз. В промышленной зоне изученных городов этот показатель составил в среднем 90 мкг CO₂-C мг⁻¹ C_{мик} ч⁻¹, что на 20-90% больше естественного аналога (луг) и других функциональных зон (табл. 30). Вниз по профилю изученных почв отношение $q\text{CO}_2 / \text{C}_{\text{орг}}$ увеличивалось (в 1.6-7.4 раза), что может указывать на низкую эффективность использования органического вещества микроорганизмами нижних слоев почвы.

Показатель $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ может в определенной степени иллюстрировать «качество» органического вещества почвы. Наибольшее значение $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ (1.77%) отмечено в почве (0-10 см) луга Серебряно-Прудского района, а наименьшее (0.35%) – в промышленной г. Воскресенск, различие между этими величинами 5 раз. В почве промышленной зоны изученных городов отмечено значимое уменьшение $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ (в среднем в 1.4-2.2 раза) по сравнению с естественными аналогами и другими функциональными зонами (табл. 30). В нижней части профиля показатель $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ почвы уменьшался в среднем в 1.3-5.2 раза по сравнению с соответствующей верхней, однако в рекреационной зоне и на лугу Серпуховского района (серая лесная), в рекреационной г. Дубна и селитебной г. Шатура - уменьшения не выявлено.

Табл. 30. Микробный метаболический коэффициент ($q\text{CO}_2$), эффективность использования органического вещества микроорганизмами ($q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$) и доля углерода микробной биомассы в органическом углероде ($C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$) почвы (0-10 см) изученных экосистем и функциональных зон городов Московской обл. (интервал / среднее). Величины с разными буквами значимо различаются, $p < 0.05$, критерий Краскела-Уоллиса)

Экосистема / ФЗ (число точек)	$q\text{CO}_2$, мкг $\text{CO}_2\text{-C}$ мг^{-1} $C_{\text{мик}}$ ч^{-1}	$q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$, мкг $\text{CO}_2\text{-C}$ мг^{-1} $C_{\text{мик}}$ $\text{ч}^{-1} / \text{г } C_{\text{орг}} \text{ г}^{-1}$ ПОЧВЫ	$C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$, %
Лес (22)	1.08-7.73 / 3.49 <i>a</i>	19-242 / 84 <i>a</i>	0.34-2.30 / 0.91 <i>a</i>
Луг (26)	0.74-7.02 / 2.44 <i>ab</i>	16-218 / 72 <i>a</i>	0.29-3.07 / 1.26 <i>a</i>
Пашня (23)	1.03-7.82 / 2.21 <i>b</i>	25-340 / 70 <i>a</i>	0.29-3.09 / 0.91 <i>ab</i>
Рекреационная (28)	0.73-6.11 / 2.14 <i>b</i>	15-227 / 55 <i>a</i>	0.21-1.70 / 0.76 <i>a</i>
Селитебная (30)	0.74-4.60 / 1.89 <i>b</i>	11-130 / 47 <i>a</i>	0.27-2.13 / 1.02 <i>a</i>
Промышленная (27)	0.81-6.26 / 2.78* <i>ab</i>	12-385 / 90* <i>a</i>	0.24-1.51 / 0.56* <i>b</i>

* «выбросы» исключены

Следует также подчеркнуть, что в градиенте почв с севера на юг Московской области (уменьшение гидротермического коэффициента) выявлено значимое уменьшение показателей $q\text{CO}_2$ (в среднем на 50%) и $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$ (в среднем на 50-70%) и, напротив, – увеличение $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ (в среднем на 20-30%) (рис. 42). Эта тенденция может свидетельствовать, на наш взгляд, об «оптимальном» функционировании микробного сообщества почв южных районов Московской области (преимущественно серая лесная, чернозем выщелоченный) по сравнению с северными (перегнойно-подзолистая, подзол и дерново-подзолистая почвы).

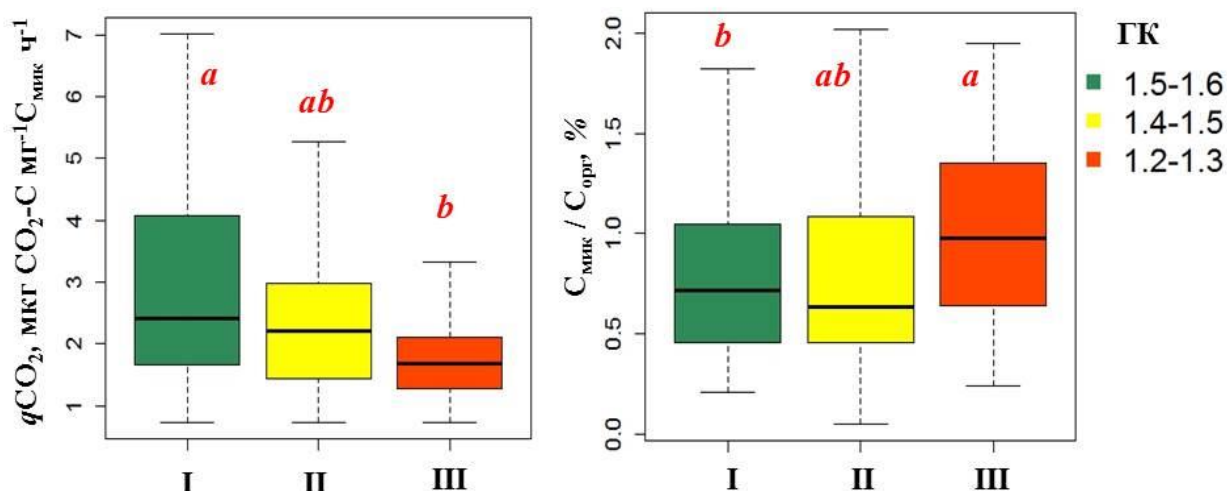


Рис. 42. Микробный метаболический коэффициент ($q\text{CO}_2$, $n=147$) и доля углерода микробной биомассы в органическом углероде ($\text{C}_{\text{мик}} / \text{C}_{\text{орг}}$, $n=148$) в почве (0-10 см) разных агроклиматических подзон Московской области. Обозначение: **I**-ая (Талдомский и Сергиево-Посадский); **II**-ая (Шатурский и Воскресенский), **III**-ая (Серпуховский и Серебряно-Прудский). Величины с разными буквами значимо различаются при $p < 0.05$, «выбросы» исключены

Итак, в пределах одной экосистемы и функциональной зоны городов Московской области показана высокая пространственная вариабельность содержания микробной биомассы почв и ее дыхательной активности. При этом в градиенте изменения экосистем от естественных к антропогенно преобразованным выявлено уменьшение показателей $\text{C}_{\text{мик}}$, БД и $\text{C}_{\text{мик}} / \text{C}_{\text{орг}}$ и увеличение $q\text{CO}_2$ и $q\text{CO}_2 / \text{C}_{\text{орг}}$ почвы, что может свидетельствовать об «ухудшении» функционирования ее микробного сообщества. При продвижении с севера на юг области (от дерново-подзолистой почвы к серой и чернозему) отмечено значимое уменьшение $q\text{CO}_2$ почвы и увеличение $\text{C}_{\text{мик}} / \text{C}_{\text{орг}}$, что в определенной степени может указывать на «более оптимальное» функционирование ее микробного сообщества в южном Подмоскowie.

III. 2. 2. 1. Химические свойства почвы Московской области и показатели их микробного сообщества

Оценена корреляционная взаимосвязь между химическими ($\text{C}_{\text{орг}}$, pH, NH_4^+ , NO_3^- , P_2O_5 и K_2O) показателями почвы естественных, пахотных и городских экосистем районов Московской области и содержанием $\text{C}_{\text{мик}}$ БД, $q\text{CO}_2$ и $\text{C}_{\text{мик}} / \text{C}_{\text{орг}}$ (табл. 31, 32). Взаимосвязь $\text{C}_{\text{мик}}$ с содержанием тяжелых металлов и значением pH была в основном незначимой, а с $\text{C}_{\text{орг}}$ (Талдомский, Шатурский и Серпуховский) и NH_4^+ – значимой и положительной

(Воскресенский, Шатурский и Серебряно-Прудский). Скорость БД положительно и значимо коррелировала с $C_{\text{орг}}$ и NH_4^+ (Талдомский, Шатурский) и отрицательно – с pH (r_s от -0.44 до -0.62). Между БД и NO_3^- обнаружена значимая положительная взаимосвязь только для почв Талдомского района, между БД и P_2O_5 – отрицательная (Сергиево-Посадский).

Величина $C_{\text{мик}}$ значимо и положительно коррелировала с БД и $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$, но отрицательно – с $q\text{CO}_2$ (значимо только для Талдомского, Сергиево-Посадского, Шатурского, Воскресенского). Взаимосвязь БД была значимой и положительной с $q\text{CO}_2$ (Сергиево-Посадский, Шатурский и Серпуховский) и $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ (Талдомский, Воскресенский и Серебряно-Прудский) (табл. 31, 32).

Важно отметить, что взаимосвязь между микробиологическими ($C_{\text{мик}}$, БД) и физическими (гранулометрический состав) свойствами почв Московской области ($n=156$) была не столь существенной ($r_s = 0.30$ и 0.05 соответственно).

Табл. 31. Взаимосвязь (коэффициент корреляции Спирмена) между *углеродом микробной биомассы* и микробиологическими (БД, $q\text{CO}_2$, $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$), химическими (pH, NH_4^+ , NO_3^- , P_2O_5 , K_2O) показателями почвы (0-10 см) естественных, пахотных и городских экосистем Московской области (жирный курсив – значимо при $p < 0.05$)

Район (число точек)	БД	$q\text{CO}_2$	$C_{\text{орг}}$	$C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$	pH	NH_4^+	NO_3^-	P_2O_5	K_2O
Талдомский (22)	0.77	-0.55	0.76	0.78	-0.37	0.23	0.29	0.00	-0.01
Сергиево-Посадский (28)	0.48	-0.55	0.30	0.72	-0.30	0.12	-0.16	0.05	0.33
Воскресенский (30)	0.64	-0.64	0.18	0.82	-0.36	0.44	-0.12	-0.15	-0.28
Шатурский (30)	0.57	-0.46	0.73	0.60	-0.09	0.52	0.14	-0.24	0.40
Серпуховский (24)	0.48	-0.33	0.44	0.65	-0.33	-0.09	-0.18	0.11	0.07
Серебряно-Прудский (22)	0.57	-0.28	0.36	0.85	-0.16	0.45	-0.35	-0.21	-0.03

Табл. 32. Взаимосвязь (коэффициент корреляции Спирмена) между *базальным дыханием* и микробиологическими ($q\text{CO}_2$, $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$), химическими (pH, NH_4^+ , NO_3^- , P_2O_5 , K_2O) показателями почвы (0-10 см) естественных, пахотных и городских экосистем Московской обл. (жирный курсив – значимо при $p < 0.05$)

Район (число точек)	$q\text{CO}_2$	$C_{\text{орг}}$	$C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$	pH	NH_4^+	NO_3^-	P_2O_5	K_2O
Талдомский (22)	0.09	0.66	0.53	-0.48	0.43	0.56	-0.24	-0.04
Сергиево-Посадский (28)	0.41	0.12	0.36	-0.59	0.22	-0.30	-0.57	0.06
Воскресенский (30)	0.07	0.22	0.50	-0.50	0.35	-0.09	-0.23	-0.25
Шатурский (30)	0.41	0.66	0.08	-0.53	0.81	0.23	-0.27	-0.01
Серпуховский (24)	0.60	0.42	0.28	-0.44	0.43	-0.34	-0.08	0.32
Серебряно-Прудский (22)	-0.04	0.18	0.49	-0.62	0.23	-0.07	-0.03	-0.12

Величина $C_{\text{мик}}$ почвы естественных экосистем (лес, луг) значимо и положительно коррелировала с БД, $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$, $C_{\text{орг}}$, pH и Zn ($r=0.57, 0.53, 0.63, 0.45$ и 0.41 соответственно), но отрицательно – с $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$ ($r=-0.79$). Величина БД значимо и положительно коррелировала с $q\text{CO}_2$, $C_{\text{орг}}$, NH_4^+ и K ($r=0.52, 0.74, 0.63, 0.49$ и 0.43 соответственно), однако отрицательно – с P_2O_5 ($r=-0.38$) (рис. 43 А). Для почвы пахотных экосистем величина $C_{\text{мик}}$ коррелировала значимо и положительно с отношением $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ ($r=0.83$) и содержанием тяжелых металлов (Cu, Pb, Ni и Zn), но отрицательно – с $q\text{CO}_2$ ($r=-0.77$). Однако БД с изученными химическими свойствами пахотных почв значимо ($p > 0.05$) не коррелировало (рис. 43 Б). Для почв города показатель $C_{\text{мик}}$ коррелировал значимо и положительно с БД, $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$, $C_{\text{орг}}$, NH_4^+ и Ni ($r=0.66, 0.83, 0.51, 0.41$ и 0.37 соответственно), но отрицательно – с $q\text{CO}_2$, $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$ и pH ($r=-0.61, -0.74$ и -0.48 соответственно) (рис. 43 В). БД почвы городов значимо и положительно коррелировало с $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$, $C_{\text{орг}}$ и NH_4^+ ($r=0.43, 0.50$ и 0.45 соответственно), но отрицательно – с pH ($r=-0.46$).

Далее, влияние химических свойств изученных почв на $C_{\text{мик}}$ и БД было оценено множественной линейной регрессией, результат которой зависит от распределения экспериментальных данных (соответствие нормальному). Предварительно было выявлено, что экспериментальные данные $C_{\text{мик}}$, БД, $C_{\text{орг}}$, pH, P_2O_5 , K_2O , Cu, Pb, Cd, Ni, Zn почвы не соответствовали нормальному распределению (гистограмма, график quantile-quantile plots, тест Колмогорова-Смирнова в модификации Лиллиефорса). Поэтому для выполнения линейной регрессии они были преобразованы: $\ln(C_{\text{мик}})$; $\ln(\text{БД})$; $\ln(C_{\text{орг}})$; pH^3 ; $\ln(\text{P}_2\text{O}_5)$; $\text{K}_2\text{O}^{0.5}$; $1/\text{Cu}^{0.5}$; $\ln(\text{Pb})$; $1/\text{Cd}^{0.5}$; $\text{Ni}^{0.5}$ и $\text{Zn}^{0.5}$. Отсюда, множественная линейная регрессия позволила нам оценить влияние химических свойств почв Московской области на обилие ($C_{\text{мик}}$) и дыхательную активность (БД) их микробного сообщества (табл. 33). Оказалось, что вариация $C_{\text{мик}}$ в почвах изученной области определяется в основном содержанием $C_{\text{орг}}$, Ni и значением pH (значимый угловой коэффициент). Вариация БД почв разных экосистем определялась показателями $C_{\text{орг}}$, pH, NH_4 и P_2O_5 . Учитывая влияние на $C_{\text{мик}}$ и БД только значимых факторов, были получены следующие уравнения множественной линейной регрессии: $C_{\text{мик}} = 4.70 + 0.80C_{\text{орг}} - 0.002\text{pH} + 0.16\text{Ni}$ ($R_{\text{adj}}^2=0.48, p < 0.001$); $\text{БД} = -0.48 + 0.61C_{\text{орг}} - 0.002 \text{pH} - 0.08\text{P}_2\text{O}_5 + 0.02\text{NH}_4$ ($R_{\text{adj}}^2=0.51, p < 0.001$). Важно отметить, что вариабельность $C_{\text{мик}}$ на 27% зависит от $C_{\text{орг}}$, а от pH – на 10%, и от Ni – 10% (рис. 44). Вариабельность БД на 25 и 27% зависит от $C_{\text{орг}}$ и pH соответственно, а от P_2O_5 и NH_4 – на 8% и 18% соответственно (рис. 45).

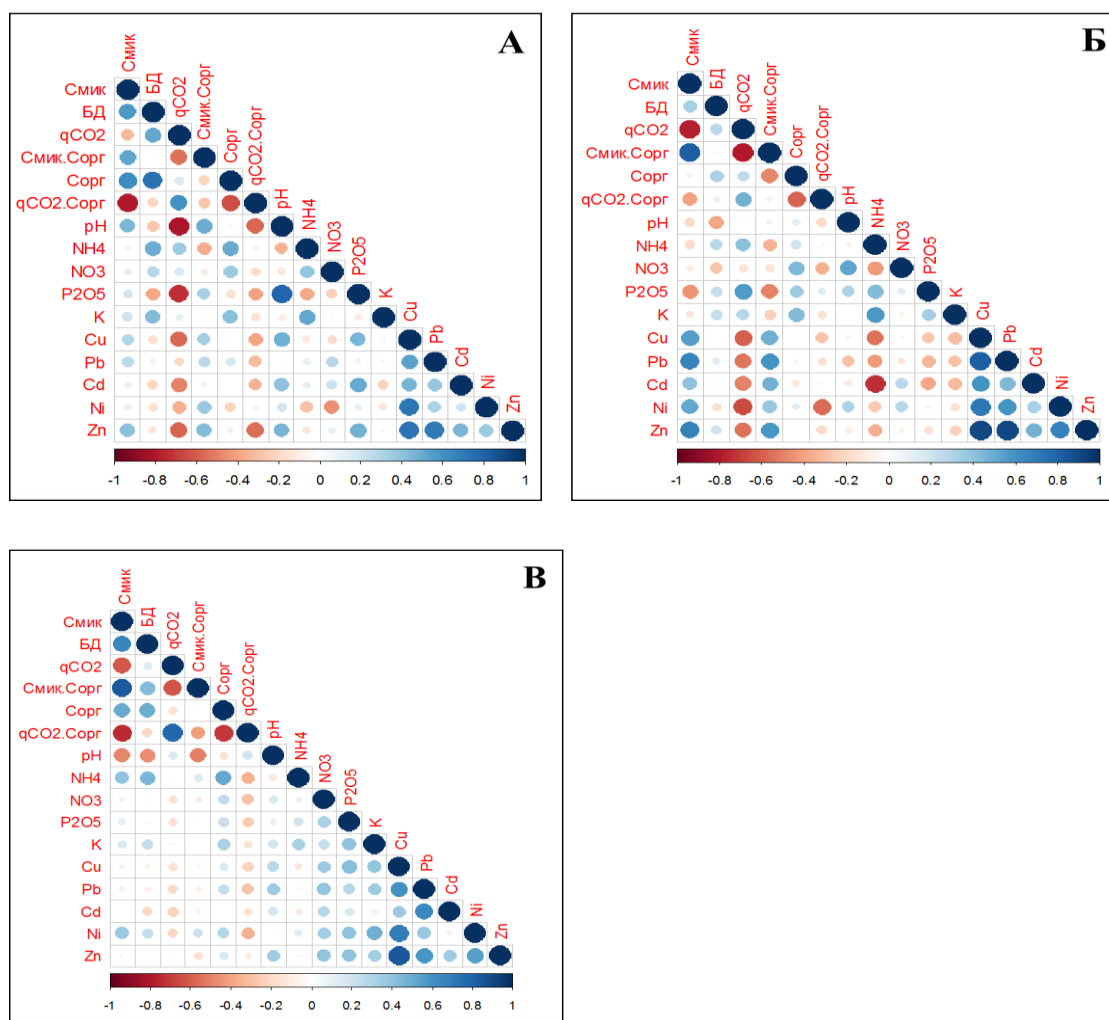


Рис. 43. Корреляционная матрица (коэффициент Спирмена) для микробиологических (углерод микробной биомассы, $C_{\text{мик}}$; базальное дыхание, БД; микробный метаболический коэффициента, qCO_2 , отношения $C_{\text{мик}}:C_{\text{орг}}$ и $qCO_2:C_{\text{орг}}$) и химических (pH, NH_4^+ , NO_3^- , P_2O_5 , K_2O , Cu, Pb, Cd, Ni, Zn) свойств почвы (0-10 см) естественных (А), пахотных (Б) и городских (В) экосистем Московской области (n=28, 17 и 60 соответственно)

Оценку влияния качественных факторов («агроклиматическая подзона» и «экосистема») на обилие почвенных микроорганизмов ($C_{\text{мик}}$) и их дыхательную активность (БД) выполняли двухфакторным дисперсионным анализом ($C_{\text{мик}}$ и БД были преобразованы; см. регрессионный анализ на стр. 114). Фактор «агроклиматическая подзона» подразделили на три группы районов: I (Талдомский, Сергиево-Посадский районы), II (Шатурский, Воскресенский), III (Серпуховский, Серебряно-Прудский). Важно подчеркнуть, что доминирующие почвы I группы (агроклиматическая подзона) – подзол, перегнойно-подзолистая и дерново-подзолистая, II – болотно-подзолистая, перегнойно-подзолистая и дерново-подзолистая, III – серая лесная и чернозем выщелоченный. Фактор «экосистема» составил две группы: естественные (лес, луг) и антропогенно преобразованные (пашня, город). Показано, что два упомянутых фактора

(агроклиматическая подзона, экосистема) оказали значимое влияние на вариацию $C_{\text{мик}}$ и БД (общий вклад в дисперсию 12.3 и 15.3% соответственно $p < 0.05$) (табл. 34). Причем большее влияние на дисперсию $C_{\text{мик}}$ оказал фактор «агроклиматическая зона» (7.3%), а на БД – «экосистема» (9.0%). Иными словами, пространственное распределение микробной биомассы и ее дыхательной активности в определенной степени зависит от антропогенной нагрузки на почву и ее локализации (агроклиматическая зона).

Табл. 33. Зависимость содержания углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) и базального дыхания почвы (БД) от химических показателей почвы Московской области (множественная линейная регрессии, $n=109$)

Показатель	$C_{\text{мик}}$		БД	
	Угловой коэффициент (УК)	ст. откл. УК	УК	ст. откл. УК
$C_{\text{орг}}$	0.80***	0.14	0.63***	0.09
pH	-0.002***	0.00	-0.02***	0.00
NH_4	0.00	0.01	0.02*	0.00
NO_3	-0.00	0.00	-0.00	0.00
P_2O_5	-0.03	0.06	-0.10*	0.04
K	0.57	1.72	-1.53	1.15
Cu	-0.09	0.07	-0.09	0.05
Pb	-0.07	0.09	-0.01	0.06
Cd	-0.12	0.12	0.13	0.07
Ni	0.18**	0.06	0.01	0.08
Zn	0.06	0.04	0.08	0.03

уровень значимости α : *0.05; **0.01; ***0.001

Табл. 34. Вклад факторов «агроклиматическая подзона» (АЗ), «экосистема» (Э) и их сочетания ($\text{АЗ} \times \text{Э}$) в дисперсию содержания углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) и базального дыхания (БД) почвы Московской области (сбалансированный двухфакторный дисперсионный анализ ANOVA, $n=66$, жирным курсивом выделены значимые факторы, $p < 0.05$)

Фактор	Число степеней свободы	Сумма квадратов (SS)		Средний квадрат (MS)		Доля объясненной вариации * (ω^2)		p-значение	
		$C_{\text{мик}}$	БД	$C_{\text{мик}}$	БД	$C_{\text{мик}}$	БД	$C_{\text{мик}}$	БД
АЗ	2	71.4	2.0	35.7	1.0	7.3	6.3	0.02	0.04
Э	1	45.8	2.3	45.8	2.3	5.0	9.0	0.03	0.01
$\text{АЗ} \times \text{Э}$	2	48.1	0.2	24.1	0.1	4.0	0	0.08	0.75
Ошибка	60	551.1	17.4	9.18	0.3				

* $\omega^2 = (\text{SS}_F - \text{df}_F \times \text{MS}_{\text{ошибка}} / \text{SS}_{\text{общ}} + \text{MS}_{\text{ошибка}}) \times 100\%$, где SS_F – сумма квадратов фактора F, df_F – число степеней свободы фактора F, где $\text{SS}_{\text{общ}}$ – общая сумма квадратов, $\text{MS}_{\text{ошибка}}$ – средний квадрат внутригрупповой изменчивости (Quinn, Keough, 2002).

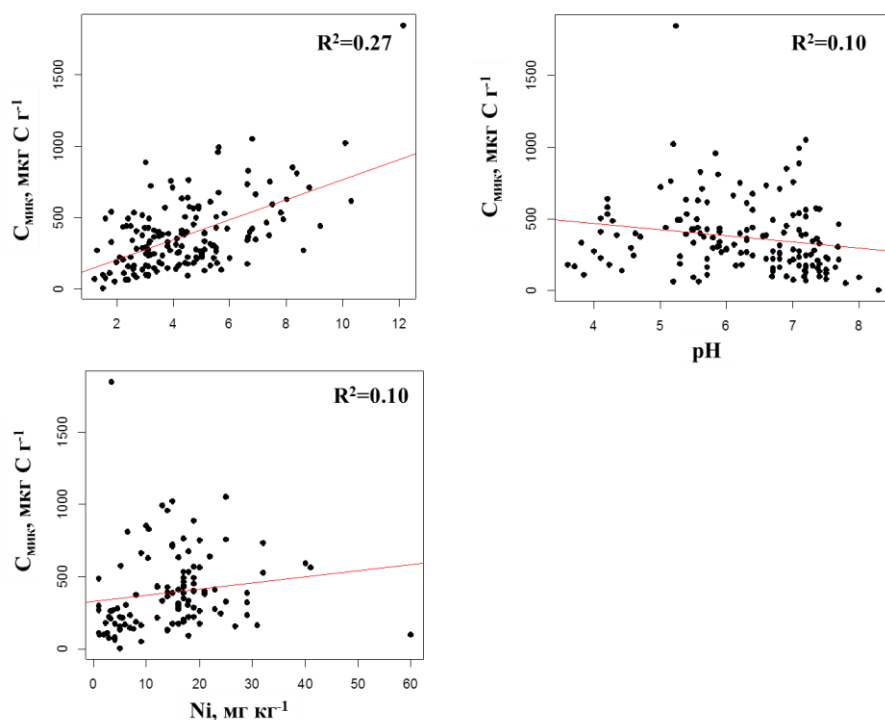


Рис. 44. Диаграмма рассеяния (scatter plot), иллюстрирующая зависимость содержания углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) от содержания органического углерода ($C_{\text{орг}}$, $n=156$) и никеля (Ni , $n=109$), pH ($n=149$) почвы естественных, пахотных и городских экосистем Московской области

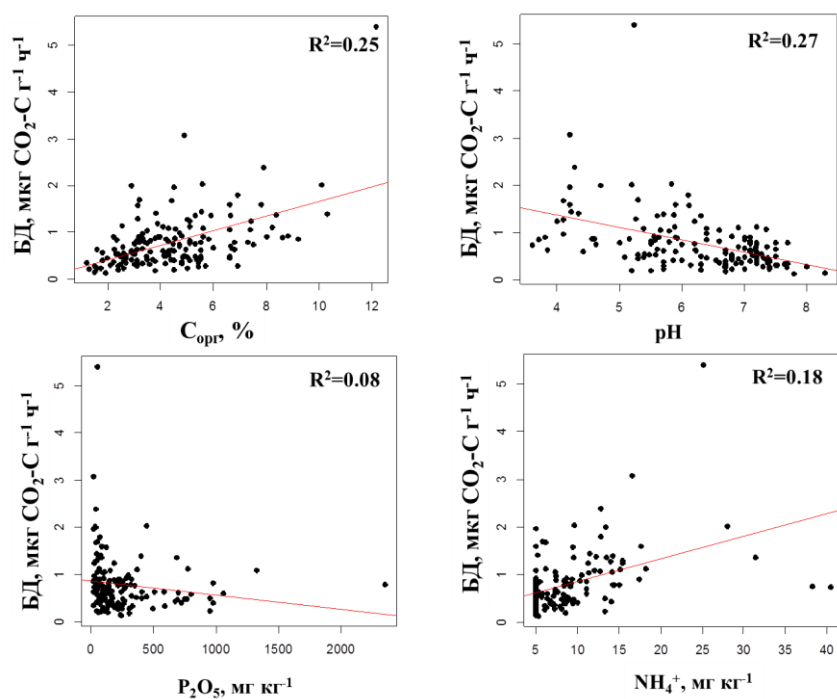


Рис. 45. Диаграмма рассеяния (scatter plot), иллюстрирующая зависимость базального дыхания (БД) от содержания органического углерода ($C_{\text{орг}}$, $n=156$), pH ($n=149$), фосфора (P_2O_5 , $n=150$) и аммонийного азота (NH_4^+ , $n=148$) почвы естественных, пахотных и городских экосистем Московской области

Анализ главных компонент (проекция экспериментальных данных на плоскость, англ. *principal component analysis*, PCA) позволил обобщить, визуализировать и подтвердить заключение о существенном различии микробиологических и химических свойств почв естественных и антропогенно преобразованных экосистем. Результат PCA выявил, что вклад изученных переменных в дисперсию 1 и 2 осей составил 25 и 22% соответственно (рис. 46). Ось 1 наиболее тесно описывает градиент изменения показателей $C_{\text{мик}}$, $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$, $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$ и содержания тяжелых металлов в почве: Cu, Ni, Pb ($r = -0.71, -0.41, 0.82$ и $-0.63, -0.72$ и -0.56 соответственно), а ось 2 – БД, NH_4^+ , pH и P_2O_5 ($r = -0.78, -0.49, 0.72, 0.44$ соответственно). Показано, что в антропогенно преобразованных почвах, локализованных в основном в верхней части рисунка 46, скорость микробного дыхания и содержание аммонийного азота уменьшается, а величина pH и подвижного фосфора – увеличивается. Однако в естественных почвах отмечена обратная закономерность (нижняя часть рисунка). При этом, четкой дифференциации почв разных агроклиматических подзон области не выявлено (рис. 47). Однако PCA для четырех «контрастных» районов Московской области выявил следующую тенденцию: почвы Шатурского района «локализованы» преимущественно в правой части рисунка 48, а Серебряно-Прудского и Сергиево-Посадского – левой и центральной соответственно. Именно правая часть этого рисунка «диагностирует» почвы с меньшим загрязнением тяжелыми металлами по сравнению с левой. Кроме того, можно отметить, что значение $q\text{CO}_2$ почв северных районов области (Сергиево-Посадский) выше, чем южных (Серпуховский и Серебряно-Прудский), что может указывать на «более оптимальное» функционирование их микробного сообщества при продвижении с севера на юг (от дерново-подзолистой почвы к серой и чернозему).

Таким образом, в лесных, луговых, пахотных и городских экосистемах Талдомского, Сергиево-Посадского, Шатурского, Воскресенского, Серпуховского и Серебряно-Прудского районов Московской обл. (пространственно-удаленные точки исследования выбраны случайно) показана высокая пространственная вариабельность показателей $C_{\text{мик}}$ и БД почвы (различие между наибольшим и наименьшим составило 231 и 42 раза соответственно). Однако установлена четкая тенденция уменьшения $C_{\text{мик}}$ и БД пашен по сравнению с естественными аналогами (в среднем в 1.5 и 2.0 раза соответственно) и почвы промышленных зон города – с другими соответствующими функциональными зонами (в среднем в 2.0 и 1.4 раза).

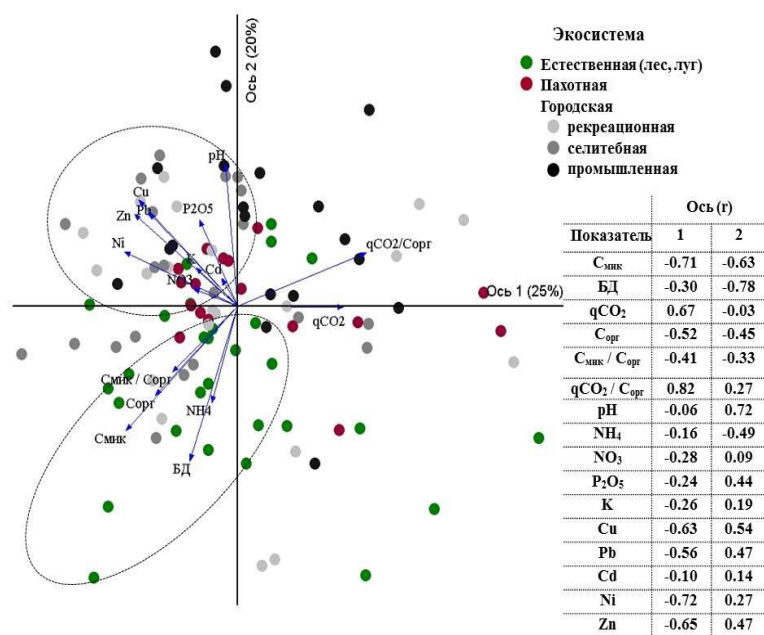


Рис. 46. Анализ главных компонент микробиологических ($C_{\text{мик}}$, БД, $q\text{CO}_2$, $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$, $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$) и химических ($C_{\text{орг}}$, pH, NH_4 , NO_3 , P_2O_5 , K_2O , Cu, Pb, Cd, Ni, Zn) показателей почвы естественных (лес, луг) и антропогенно-преобразованных (пахотная, городская: рекреационная, селитебная и промышленная функциональные зоны) экосистем Московской области

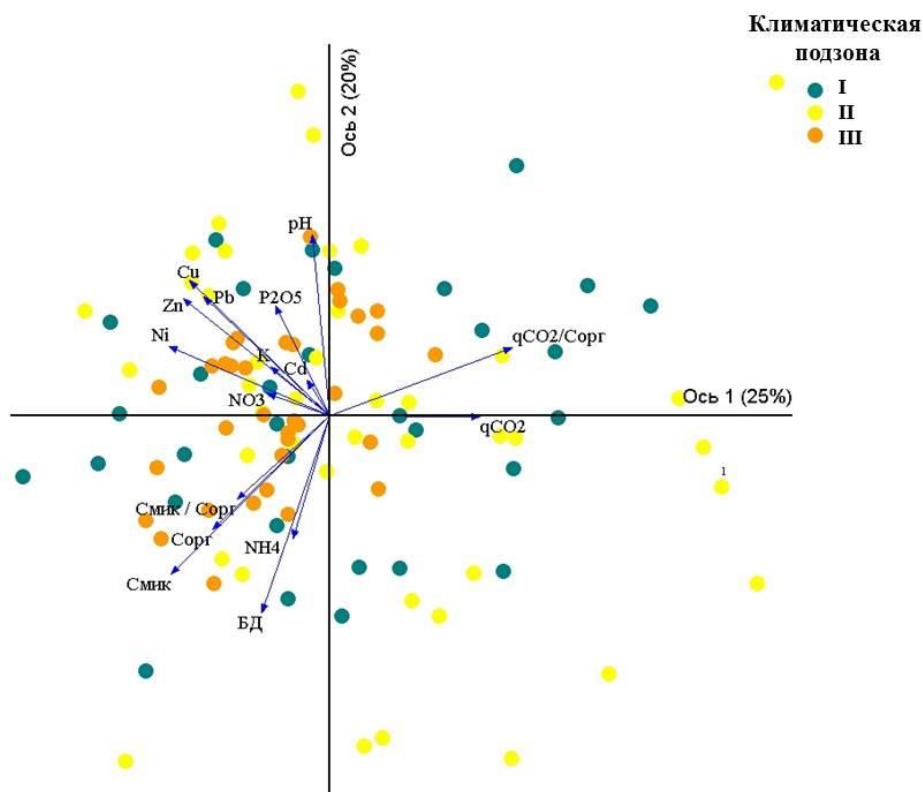


Рис. 47. Анализ главных компонент микробиологических ($C_{\text{мик}}$, БД, $q\text{CO}_2$, $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$, $q\text{CO}_2 / C_{\text{орг}}$) и химических ($C_{\text{орг}}$, pH, NH_4 , NO_3 , P_2O_5 , K_2O , Cu, Pb, Cd, Ni, Zn) показателей почвы I, II и III агроклиматических подзон Московской области

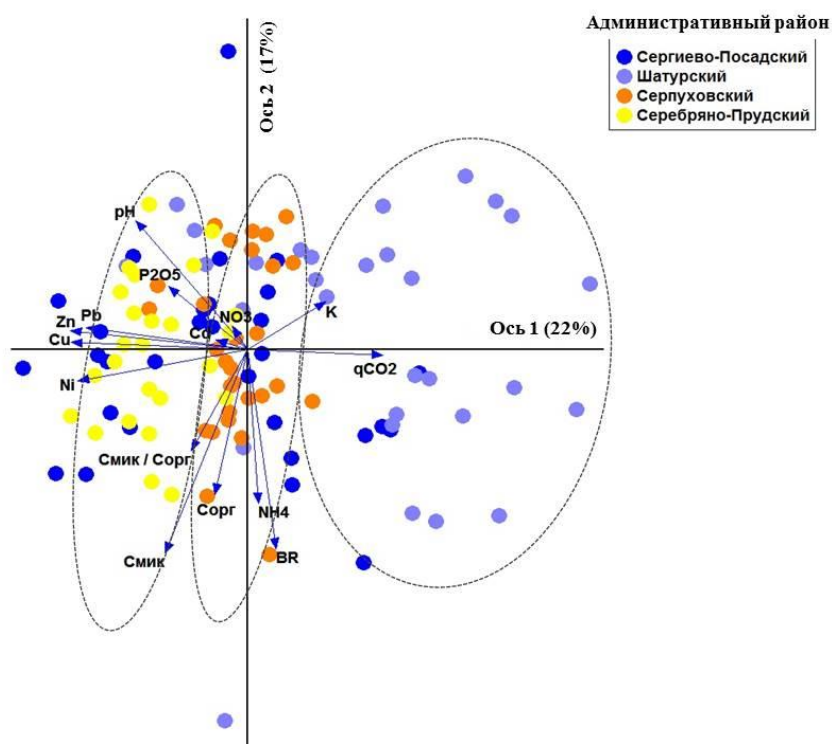


Рис. 48. Анализ главных компонент для химических ($C_{орг}$, pH, NH_4^+ , NO_3^- , P_2O_5 , K_2O , Cu, Pb, Cd, Ni, Zn) и микробиологических ($C_{мик}$, БД, qCO_2 , $C_{мик} / C_{орг}$) показателей почвы Сергиево-Посадского, Шатурского, Серпуховского и Серебряно-Прудского районов Московской области

Следует отметить, что почвы городов Московской области (рекреационные и селитебные зоны) способны в среднем к большему микробному дыханию, чем пашен. Выявлено, что основная микробная активность ($C_{мик}$, БД) профиля почвы сосредоточена в верхнем 10 см минеральном слое (54-92%). Показано «оптимальное» функционирование микробного сообщества почв южной части Московской области (преимущественно серая лесная, чернозем выщелоченный) по сравнению с северной (перегнойно-подзолистая, подзол и дерново-подзолистая почвы). Установлено, что пространственная вариация $C_{мик}$ почв изученной области определяется в основном $C_{орг}$, а БД – $C_{орг}$, pH и NH_4^+ . Кроме того, выявлено, что на пространственную вариабельность показателей $C_{мик}$ и БД изученных почв влияют «агроклиматическая подзона» и «экосистема» (вклад 12-15%). Основным вывод нашего исследования связан, с одной стороны, с пространственной вариабельностью микробиологических показателей почвы внутри каждой экосистемы и функциональной зоны городов, локализованных в разных агроклиматических зонах Московской области (региональный масштаб исследования), а с другой, – тенденцией «ухудшения» функционирования микробного сообщества при антропогенном преобразовании почв.

Обсуждение результатов

Изучены почвы вдоль градиента изменения экосистем от ненарушенных (малонарушенных) к антропогенно преобразованным, в том числе и городским, на локальном и региональном уровнях. Такой сопряженный ряд экосистем («пространственно-горизонтальный») позволяет проследить изменения микробиологических показателей почвы при разнообразном антропогенном влиянии и оценить, тем самым, отклик их микробного сообщества.

Функционирование микробного сообщества почвы при разном землепользовании. В каждой изученной экосистеме (лес, луг, пашня, город) точки отбора образцов почвы были выбраны случайным образом, с целью учета пространственной вариабельности почвенных микробиологических показателей. Выявлена высокая пространственная вариабельность показателей $S_{\text{мик}}$ и БД почвы изученных районов, в том числе и каждой экосистемы и функциональной зоны. При этом, в антропогенно преобразованных почвах (преимущественно пашни и промышленные зоны) изученные показатели были в целом меньше по сравнению с естественными аналогами. Тенденцию изменения параметров функционирования микробного сообщества почвы при разнообразном антропогенном влиянии отмечали и другие исследователи. Значительное количество работ посвящено изучению функционирования микробного компонента почвы при преобразовании лесных экосистем в пастбищные и пахотные (Chen et al., 2001; Полянская и др., 2005; 2012). Показано, что в пахотных почвах (желтозем) юго-западного Китая величины $S_{\text{мик}}$ и БД были в 1.7 и 1.3 раза меньше соответственно, чем субтропического леса, а значения $q\text{CO}_2$ – напротив, были выше в 1.6 раза (Chen et al., 2001). Почвы пашни и урбоэкосистемы ($n=17$ и 24) Серпуховского и Подольского районов Московской обл. характеризовались значимо меньшими величинами $S_{\text{мик}}$ и БД (в 2.3-4.0 и 2.7-5.2 раза соответственно), чем таковые леса ($n=151$) (Гавриленко и др., 2011). Выявлено, что в почве близ автомобильной дороги (Киль, Германия) величины $S_{\text{мик}}$ и БД (211 мкг С г^{-1} и $0.59 \text{ мкг СО}_2\text{-С г}^{-1} \text{ ч}^{-1}$ соответственно) были в 4 раза меньше, чем таковые леса (Beyer et al., 1995). В почве (0-8 см) близ железной дороги (Штутгарт, Германия) величина $S_{\text{мик}}$ была почти в 3 раза меньше, чем в парке (0.80 и 2.31 г С кг^{-1} соответственно) (Lorenz, Kandeler, 2006). В почве (верхний 10 см слой) разных административных районов Пекина содержание $S_{\text{мик}}$ (метод фумигации-экстракции) уменьшалось в ряду: лес – пашня – город: рекреационная – селитебная – придорожная территории (Wang et al., 2011). В почве леса и парка Пекина (Китай) содержание $S_{\text{мик}}$ составило 275 и 250 мг С кг^{-1} , а пашни и бульвара – всего 150 и 53 мг кг^{-1} соответственно (Zhao et al., 2013). В нашей работе также было продемонстрировано «ухудшение»

функционирования микробного сообщества почв при их антропогенном преобразовании даже «на фоне» высокого пространственного варьирования их микробиологических и химических показателей.

Вклад почвы разных экосистем, в том числе и городских, в продуцирование одного из основных парниковых газов – CO₂. Известно, что основная часть эмиссии CO₂ из почвы в атмосферу обусловлена деятельностью почвенных гетеротрофных микроорганизмов. Микробное (базальное дыхание без корней) почвы, определяемое в контролируемых лабораторных условиях (оптимальная влажность, температура, нарушенная структура), считают потенциальным в отличие от актуального (полевые условия). Мы рассчитали скорость микробного дыхания (верхнего наиболее активного 10 см слоя) почв разных экосистем изученных районов (табл. 35). Скорость «микробного» образования CO₂ навесной почвы (1 г) была преобразована на единицу площади (1 м²), мощность которой составила 0.1 м. Объемный вес почвы в этом расчете принят равным 1 г см⁻³ (Орешкина, 1988). Оказалось, что наиболее высокие величины этого процесса были под древесной и травянистой растительностью естественных экосистем, а в антропогенно преобразованных (пашня, город) они были почти в 2 раза меньше.

Показано, что лесные земли, пастбища и сенокосы являются стоком диоксида углерода, причем первые – наиболее значимым: -289714 и -1794 тыс. тонн CO₂ год⁻¹ соответственно для этих земель территории РФ в 2007 г. (Пятое национальное сообщение..., 2010). Причем, пахотные земли по данным упомянутого издания являются, напротив, источником CO₂ (10466 тыс. тонн CO₂ год⁻¹). Почвы пашен и городов Московской обл. по нашим расчетам «поставляют» в атмосферу от 429 до 736 г С м² год⁻¹ (табл. 35). Причем, скорость микробной потенциальной эмиссии CO₂ городских почв «не уступает» таковой пахотным. Следует отметить также, что многолетние, в том числе и годовичные полевые измерения эмиссии CO₂ почвами южнотаежной подзоны РФ (Московской обл.) составляют 347 – 613 г С м² год⁻¹ для пашни и молодой залежи, и 845 г С м² год⁻¹ – сеяного луга (Курганова и др., 2007). Этими авторами было установлено также для этого региона (6 лет наблюдения), что агроценоз поставляет в атмосферу CO₂ равную в среднем 361 г С м² год⁻¹, а луг – почти в 2 раза больше: 806 г С м² год⁻¹ (Kurganova et al., 2004). Следует отметить, что в эмиссии CO₂ почвой весомую долю занимает продуцирование этого газа за счет микробной деятельности. Показано, что микробная эмиссия CO₂ почвой достигает 272 – 411 г С м² год⁻¹, что составляет на пашне почти 78%, а на залежи разного возраста – 48% от общей (Курганова и др., 2007). Иными словами, величины микробного продуцирования CO₂ в лабораторных контролируемых условиях и полевых неконтролируемых для почв изученного региона в целом совпадали. Поэтому,

если мы примем во внимание площадь пахотных и городских экосистем изученных нами районов, то выбросы CO_2 этими почвами будут наибольшими в Сергиево-Посадском и Серпуховском районах (317.8 и 288.8 тыс. тонн С год⁻¹), а меньшими – в Воскресенском, Шатурском и Серпуховском (140.0, 178.5 и 171.6 тыс. тонн С год⁻¹) (табл. 36). Причем, выбросы CO_2 почвами поселений составят от 3 (Серебряно-Прудский) до 85% (Воскресенский) от таковых соответствующих пашен. В среднем доля выбросов CO_2 за счет городских почв в изученных районах составит 38% от таковой пахотных. Так, например, было показано, что в городе Феникс (Аризона США) почвы занимают 25% его общей территории и при этом «обеспечивают» почти 20% всего почвенного дыхания этого региона (Koerner, Klopatek, 2002). Следовательно есть основание считать, что почвы антропогенно преобразованных экосистем вносят весомый эмиссионный вклад CO_2 в атмосферу, причем урбанизированные территории, имеющие тенденцию к увеличению, составляют в этом процессе существенную долю.

Табл. 35. Микробное дыхание (г С м⁻² год⁻¹) почвы (верхний 10 см слой, без растительной подстилки) лесных, луговых, пахотных и городских экосистем разных районов Московской области

Район (число точек)	Лес	Луг	Пашня	Город
Талдомский (22)	1349	876	Н.о.	491
Сергиево-Посадский (28)	1410	1025	438	674
Воскресенский (30)	981	473	438	429
Шатурский (30)	832	1682	517	561
Серпуховский (24)	964	324	517	736
Серебряно-Прудский (22)	Н.о.	797	482	552

Табл. 36. Площадь (S) пахотных земель и поселений в Сергиево-Посадском, Воскресенском, Шатурском, Серпуховском и Серебряно-Прудском районах Московской области и их эмиссионная микробиологическая активность (выбросы CO_2 , тыс. тонн С год⁻¹)

Район	Пашни		Поселения	
	S, га	Выбросы CO_2	S, га	Выбросы CO_2 (% от пахотных)
Сергиево-Посадский	45717	200.2	17444	117.6 (59)
Воскресенский	21200	92.7	18400	78.9 (85)
Шатурский	21331	110.3	5300	29.7 (27)
Серпуховский	29637	153.2	3437	25.3 (16)
Серебряно-Прудский	58104	280.1	1577	8.7 (3)

III. 3. Особенности функционирования микробного сообщества почвы мегаполиса Москва

Исследование городских почв традиционно было ориентировано на оценку их санитарного состояния (Мишустин и др., 1979; Илюшкина, Шевченко, 2013), содержания токсичных веществ, распределения и миграции загрязняющих элементов (Chen et al., 1997), в том числе и тяжелых металлов (Kimberly et al., 1999; Li et al., 2001; Madrid et al., 2002; Wei, Yang, 2010). В последние десятилетия изучают особенности почвы городов, связанные с их гетерогенностью (Vrscaj et al., 2008), высокой вариабельностью по содержанию органического вещества (Pouyat et al., 2006; Lorenz, Lal, 2009; Vasenev et al., 2014), особенностями морфологии и классификации (Rossiter, 2007; Прокофьева и др.; 2014). В то же время немногочисленны работы, направленные на изучение микробного компонента городских почв и сравнение их с естественными аналогами (Yangen et al., 2006; Para et al., 2010; Wang et al., 2011; Zhao et al., 2013). Ключевые экологические функции почв городов и их роль в эмиссии парниковых газов остаются недооцененными (Lorenz, Lal, 2009; Васенев и др., 2012). Кроме того, городские экосистемы (земли) часто исключают при оценке потока углерода на глобальном и региональном уровнях (Raich, Tufekcioglu, 2000; Houghton, 2003; Заварзин, Кудеяров, 2006; Schaldach, Alcamo, 2007). Скорость дыхания городских почв, по сведениям одних авторов, сопоставима или даже выше по сравнению с таковой естественных экосистем (Jo, McPherson, 1995; Саржанов и др., 2015), а других – ниже (Castaldi et al., 2004). Неоднозначные оценки эмиссии CO₂ городскими почвами на фоне их высокого пространственно-временного разнообразия в настоящее время оставляют без ответа ключевой вопрос: являются ли городские почвы источником углекислого газа или его стоком (Grimmond et al., 2002; Pataki et al., 2006).

Москва – один из крупнейших европейских городов, площадь которой за последние 50 лет увеличилась почти в 9 раз (Отчет о результатах деятельности..., 2012). В 2007 г. Правительство Москвы приняло «Закон о городских почвах» с целью обеспечения их учета, картографирования и оценки (Закон г. Москвы..., 2007). Биологическая, в том числе и микробиологическая, оценка почв мегаполиса, включающая и их эмиссионную активность, является, на наш взгляд, актуальной научной задачей. Поэтому наше исследование было сфокусировано на изучении обилия, дыхательной активности и экофизиологического состояния микробного сообщества почв Москвы, дифференцированных по антропогенной нагрузке (функциональная зона) и с учетом их пространственной вариабельности. Исследование было связано с проверкой гипотез: 1) как изменяются показатели функционирования микробного сообщества почвы мегаполиса; 2) какие факторы (химические свойства почвы, их локализация) влияют на

почвенные микробиологические характеристики; 3) зависит ли эмиссия CO_2 почв мегаполиса от антропогенной нагрузки?

III. 3. 1. Химические и микробиологические свойства почвы разных функциональных зон Москвы

Верхний слой почвы (0-10 см). Почвы разных функциональных зон Москвы содержали $\text{C}_{\text{орг}}$ от 1.4 до 11.5%, в среднем около 5% (табл. 37, Приложение 8). Высокое содержание $\text{C}_{\text{орг}}$ (4.0-11.5%) было обнаружено в почти половине (54%) исследуемых образцов. Значения pH_{KCl} почвы (0-10 см) составило 4.5-8.2 единиц, в селитебной и промышленной зонах оно было почти на единицу больше (в среднем 6.9 и 7.0 соответственно), чем в рекреационной (6.0). Содержание азота (аммонийный и нитратный) и калия в верхнем слое изученных почв было в среднем одинаково для разных функциональных зон, а фосфора – больше в селитебной и промышленной (почти в 2 раза по сравнению с рекреационной). Содержание тяжелых металлов в почве разных функциональных зон города не различалось значимо ($p < 0.05$), однако отмечена тенденция увеличения некоторых из них (Pb, Cd, Zn, Cu) в ряду: рекреационная-селитебная-промышленная. Тяжелые металлы в почве города в среднем не превышали их ОДК (Гигиенические нормативы..., 2009), однако содержание Pb, Cd, Zn и Cu было в среднем в 3-6 раз больше по сравнению с фоновой дерново-подзолистой почвой (Приложение 5). Гранулометрический состав почв Москвы диагностировали как песчаный, супесчаный, легкосуглинистый и среднесуглинистый (2, 15, 48 и 35% общего количества образцов соответственно).

Содержание $\text{C}_{\text{мик}}$ почвы (0-10 см) рекреационной, селитебной и промышленной зон мегаполиса изменялось от 216 до 778, 75-662 и 112-625 мкг С г^{-1} соответственно ($\text{CV} = 46\%$). Наибольшее значение $\text{C}_{\text{мик}}$ отмечено в рекреационной зоне (в среднем $445 \pm 136 \text{ мкг С г}^{-1}$), однако различие ($p < 0.05$) функциональных зон по этому показателю не выявлено (рис. 49 А). Скорость БД почв составила от 0.26 до 2.37, 0.16-1.03 и 0.15-1.04 $\text{мкг CO}_2\text{-С г}^{-1} \text{ ч}^{-1}$ для рекреационной, селитебной и промышленной зон соответственно ($\text{CV} = 65\%$). БД почвы рекреационной зоны ($0.78 \pm 0.54 \text{ мкг CO}_2\text{-С г}^{-1} \text{ ч}^{-1}$) была в среднем значимо ($p < 0.05$) больше селитебной и промышленной (рис. 49 Б).

Удельное дыхание микробной биомассы почвы рекреационной, селитебной и промышленной зон мегаполиса составило от 0.95 до 3.90, 0.83-3.35 и 0.65-4.55 $\text{мкг CO}_2\text{-С мг}^{-1} \text{ C}_{\text{мик}} \text{ ч}^{-1}$ соответственно ($\text{CV} = 49\%$). Значение $q\text{CO}_2$ почвы разных функциональных зон в среднем значимо не различались (рис. 49 В). Отношение наименьшей и наибольшей величины $q\text{CO}_2$ почвы рекреационной и селитебной зон составило около 4, а

промышленной – выше (7). Доля $C_{\text{мик}}$ в $C_{\text{орг}}$ почвы рекреационной, селитебной и промышленной зон достигала от 0.40 до 2.46, 0.17-2.36 и 0.21-1.39% соответственно ($CV = 63\%$), причем в рекреационной зоне она была в среднем в 1.7 и 2.0 раза значимо ($p \leq 0.05$) больше селитебной и промышленной соответственно (рис. 49 Г). Более детально – см. Приложение 9.

Табл. 37. Физико-химические показатели почвы (0-10 см, интервал / среднее) рекреационной, селитебной и промышленной зон (число точек исследования) Москвы. Величины с разными буквами значимо ($p < 0.05$) различаются для каждого показателя отдельно (ANOVA, критерий Тьюки)

Показатель	Рекреационная	Селитебная	Промышленная
ГС ^a (П/СП/ЛСГ/ССГ, %)	0 / 8 / 71 / 21 (14)	0 / 21 / 29 / 50 (14)	7 / 20 / 40 / 33 (15)
$C_{\text{орг}}$, %	1.43-11.25 / 4.42 a (19)	1.23-11.53 / 4.91 a (14)	1.69-9.99 / 5.57 a (19)
pH_{KCl}	4.50-7.52 / 6.01 b (19)	4.02-8.24 / 6.90 a (14)	4.14-7.46 / 6.97 a (19)
мг кг ⁻¹			
NH_4^+	$\leq 5-17$ / 8 a (14)	$\leq 5-26$ / 11 a (14)	$\leq 5-24$ / 8 a (15)
NO_3^-	$\leq 4-53$ / 12 a (14)	$\leq 4-59$ / 13 a (14)	$\leq 4-27$ / 13 a (15)
P_2O_5	35-2335 / 287 b (14)	52-2218 / 563 a (14)	59-2252 / 532 a (15)
K_2O	26-188 / 106 a (14)	25-194 / 119 a (14)	31-388 / 164 a (15)
Cu	11-58 / 27 a (14)	10-100 / 35 a (14)	8-66 / 37 a (15)
Pb	10-113 / 30 a (14)	7-171 / 43 a (14)	2-359 / 53 a (15)
Cd	0.10-0.61 / 0.25 a (14)	0.10-1.01 / 0.29 a (14)	0.10-1.11 / 0.37 a (15)
Ni	1-18 / 13 a (14)	3-38 / 17 a (14)	8-24 / 16 a (15)
Zn	42-135 / 81 a (14)	42-205 / 117 a (14)	20-209 / 108 a (15)

^a ГС, гранулометрический состав: П, песок; СП, супесь; ЛСГ, легкий суглинок; ССГ, средний суглинок

Выявлено, что величины $C_{\text{мик}}$ и БД почвы (0-10 см) лево- и правобережного ландшафтов (преимущественно среднесуглинистый гранулометрический состав) были в среднем в 1.4 и 1.7 раза больше соответственно долинного (легкосуглинистый, супесчаный), однако эти различия незначимы (рис. 50). Величина $q\text{CO}_2$ (в среднем 1.72, 1.78 и 1.70 мкг $\text{CO}_2\text{-C}$ мг⁻¹ $C_{\text{мик}}$ ч⁻¹) и отношение $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ (в среднем 1.05, 0.84 и 0.82%) для лево-, правобережного и долинного ландшафтов соответственно не различались значимо.

Нижний слой почвы (10-150 см). В нижнем слое городских почв содержание $C_{\text{орг}}$ и питательных элементов (NPK) было в среднем в 1.6-2.2 раза меньше соответствующих верхних (табл. 38). Содержание тяжелых металлов (Cu, Pb, Cd, Ni) в нижнем слое почвы почти не уменьшалось, а иногда даже превышала таковую соответствующего верхнего, что было отмечено в основном для промышленной зоны.

Содержание $C_{\text{мик}}$ в нижнем слое почвы составило от 24 до 353, 45-178 и 49-245 мкг C г^{-1} (рис. 51 А) и этот показатель в 4.2, 3.4 и 3.3 раза меньше соответствующего верхнего

рекреационной, селитебной и промышленной зон соответственно. Скорость БД нижних слоев почвы составила 0.12-1.24, 0.10-0.49 и 0.06-0.46 мкг СО-С г⁻¹ ч⁻¹ (рис. 51 Б) и она в 2.8, 2.1 и 2.0 раз меньше соответствующего верхнего рекреационной, селитебной, промышленной зон соответственно. Величина $q\text{CO}_2$ нижнего слоя рекреационной, селитебной и промышленной зон варьировала от 1.29 до 5.85, от 0.98 до 5.39 и от 1.03 до 3.67 мкг СО-С мг⁻¹ С_{мик} ч⁻¹ соответственно, а отношение С_{мик} / С_{орг} – от 0.08 до 0.79, от 0.13 до 0.84 и от 0.16 до 0.71% (рис. 51 В, Г). Важно отметить, что показатели функционирования микробного сообщества (С_{мик}, БД, $q\text{CO}_2$, С_{мик} / С_{орг}) нижнего слоя почвы разных зон значимо не различались. В нижнем слое почвы отношение С_{мик} / С_{орг} в среднем в 1.7-2.9 раза меньше соответствующего верхнего, однако показатель $q\text{CO}_2$ – напротив, в среднем в 1.4-1.7 раза больше.

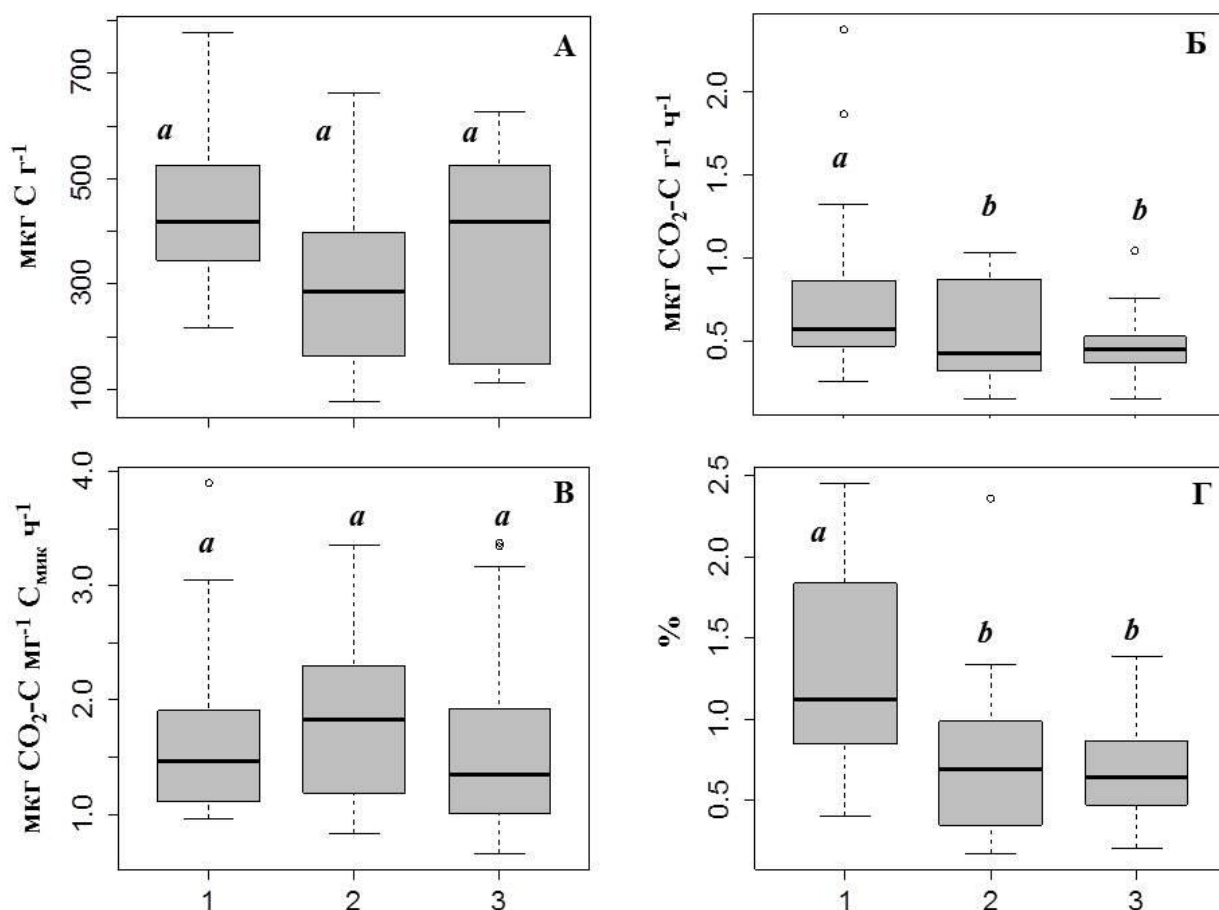


Рис. 49. Распределение содержания углерода микробной биомассы почвы (А), скорости базального дыхания (Б), микробного метаболического коэффициента (В) и доли углерода микробной биомассы в органическом углероде (Г) почвы (0-10 см) разных функциональных зон Москвы (box-plot, здесь и далее: 1 – рекреационная: n=19, 2 – селитебная: n=14, 3 – промышленная: n=19). Величины с разными буквами различаются значимо, $p < 0.05$ (ANOVA, критерий Тьюки)

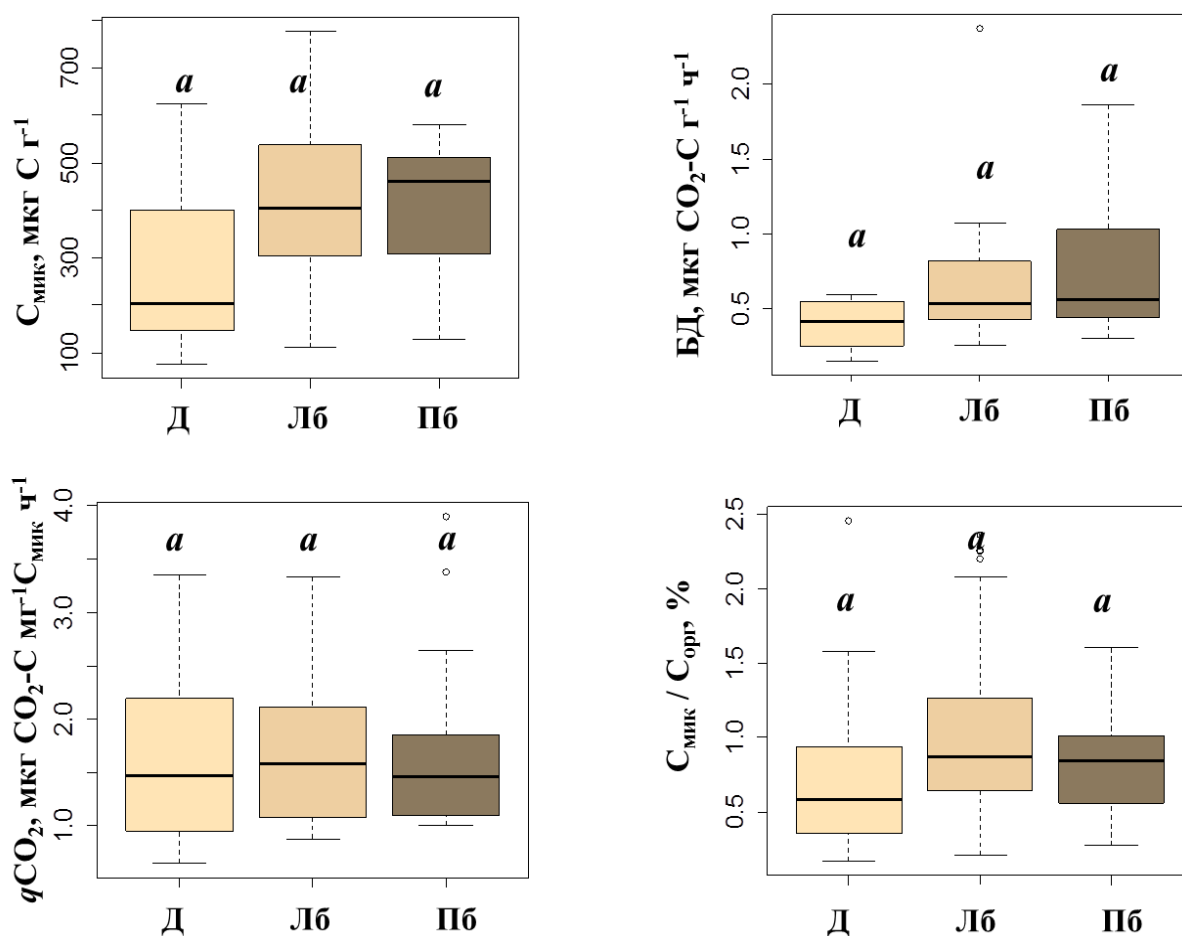


Рис. 50. Распределение содержания углерода микробной биомассы почвы ($C_{\text{мик}}$), скорости базального дыхания (БД), микробного метаболического коэффициента ($q\text{CO}_2$) и доли углерода микробной биомассы в органическом углероде ($C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$) почвы (0-10 см) разных ландшафтных зон Москвы (box-plot, здесь и далее: Д – долинный ($n=14$), Лб – левобережный ($n=24$), Пб – правобережный ($n=14$). Величины с одинаковыми буквами не различаются значимо, $p > 0.05$ (ANOVA)

Запас $C_{\text{мик}}$ и БД профиля почвы (сумма слоев 0-10 и 10-150 см) мегаполиса был наибольшим в рекреационной зоне (в среднем 519 мкг С г^{-1} и $0.96 \text{ мкг СО}_2\text{-С г}^{-1} \text{ ч}^{-1}$ соответственно), а наименьшим (в среднем 406 мкг С г^{-1} и $0.69 \text{ мкг СО}_2\text{-С г}^{-1} \text{ ч}^{-1}$) – промышленной, однако он не различался значимо ($p > 0.05$) для разных функциональных зон (рис 52 А). Отмечено, что наибольший вклад в профильный запас $C_{\text{мик}}$ и БД (в среднем 76 и 68% соответственно) вносит верхний 10-ти см слой (рис. 52 Б).

Таким образом, микробиологические показатели ($C_{\text{мик}}$, БД, $q\text{CO}_2$ и $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$) почвы разных функциональных зон мегаполиса Москва характеризуются высокой пространственной вариабельностью ($\text{CV}=46\text{-}65\%$). Содержание $C_{\text{мик}}$ верхнего 10-ти см

минерального слоя почвы и ее профиля для разных функциональных зон не различались значимо. Однако в почве (0-10 см) рекреационной зоны отношение $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ и БД были в среднем в 1.6 и 1.9 раза больше селитебной и промышленной, указывая, тем самым, на «оптимальное» функционирования ее микробного сообщества локализаций с меньшей антропогенной нагрузкой. Существенный вклад в профильный запас $C_{\text{мик}}$ и БД почв города вносил верхний 10-ти см слой (65-81%).

Табл. 38. Физико-химические показатели почвы (10-150 см, интервал / среднее) рекреационной, селитебной и промышленной зон (число точек) Москвы. Величины с разными буквами различаются значимо ($p < 0.05$) для каждого показателя отдельно (ANOVA, критерий Тьюки)

Показатель	Рекреационная	Селитебная	Промышленная
ГС ^a (П/СП/ЛСГ/ССГ/ТСГ, %)	7 / 15 / 21 / 36 / 21 (14)	7 / 7 / 36 / 43 / 7 (14)	13 / 27 / 20 / 33 / 7 (15)
$C_{\text{орг}}$, %	1.00-4.48 / 2.32 a (14)	1.15-4.12 / 2.47 a (14)	1.00-4.70 / 3.02 a (15)
pH_{KCl}	3.94-7.35 / 5.95 b (14)	4.02-7.62 / 7.04 a (14)	4.15-8.00 / 7.12 a (15)
мг кг^{-1}			
NH_4^+	$\leq 5-60 / 10$ a (14)	$\leq 5-65 / 14$ a (14)	$\leq 5-36 / 7$ a (15)
NO_3^-	$\leq 4-9 / 5$ a (14)	$\leq 4-61 / 9$ a (14)	$\leq 4-8 / 4$ a (15)
P_2O_5	20-2318 / 316 a (14)	45-894 / 193 a (14)	45-2268 / 296 a (15)
K_2O	25-119 / 63 b (14)	25-115 / 78 ab (14)	25-181 / 106 a (15)
Cu	5-78 / 22 a (14)	5-160 / 32 a (14)	13-235 / 43 a (15)
Pb	2-27 / 14 a (14)	6-63 / 19 a (14)	8-280 / 50 a (15)
Cd	0.10-2.49 / 0.34 a (12)	0.10-0.61 / 0.22 a (14)	0.10-1.08 / 0.33 a (15)
Ni	7-36 / 16 a (14)	5-30 / 15 a (14)	3-29 / 17 a (15)
Zn	24-128 / 63 a (14)	19-136 / 70 a (14)	41-504 / 117 a (15)

^a ГС, гранулометрический состав: П, песок; СП, супесь; ЛСГ, легкий суглинок; ССГ, средний суглинок; ТСГ, тяжелый суглинок

III. 3. 1. 1. 1. Взаимосвязь химических и микробиологических показателей почвы (0-10 см) мегаполиса

Установлено, что экспериментальные величины БД почвы города и содержание в них $C_{\text{орг}}$, NO_3 , P_2O_5 , K_2O , Cu, Pb, Cd, Ni, Zn, а также значение pH не соответствовали нормальному распределению (Shapiro Wilk test, qqplots). Поэтому для выполнения корреляционного анализа и линейной регрессии выполнено преобразование этих показателей: $\log_{10}(\text{БД})$; $(C_{\text{орг}}^{0.09}-1) / 0.09$; pH^3 ; $\ln(\text{NO}_3)$; $(\text{P}_2\text{O}_5^{-0.21} - 1) / -0.21$, $\text{K}^{0.5}$; $\ln(\text{Cu})$; $\ln(\text{Pb})$; $\ln(\text{Cd})$; $(\text{Ni}^{0.78}-1) / 0.78$ и $(\text{Zn}^{0.09}-1) / 0.09$.

Корреляция. Между величинами $C_{\text{мик}}$ и БД ($C_{\text{орг}}$, $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$) выявлена значимая ($p < 0.05$) положительная корреляция, а между $C_{\text{мик}}$ и $q\text{CO}_2$ – отрицательная (табл. 39). Величина БД почвы коррелировала с $C_{\text{орг}}$, pH, $q\text{CO}_2$ и содержанием в ней фосфора и аммонийного азота.

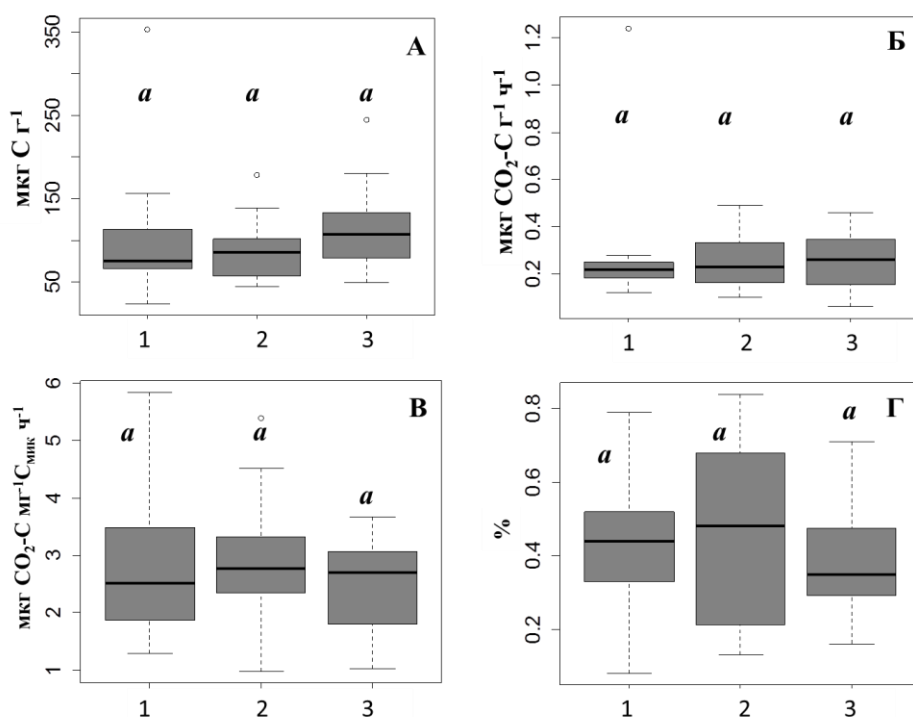


Рис. 51. Распределение содержания углерода микробной биомассы почвы (А), скорости базального дыхания (Б), микробного метаболического коэффициента (В) и доли углерода микробной биомассы в органическом углероде (Г) почвы (10-150 см) разных функциональных зон Москвы (box-plot, здесь и далее: 1 – рекреационная: $n=14$, 2 – селитебная: $n=14$, 3 – промышленная: $n=15$). Величины с одинаковыми буквами не различаются значимо, $p > 0.05$ (ANOVA)

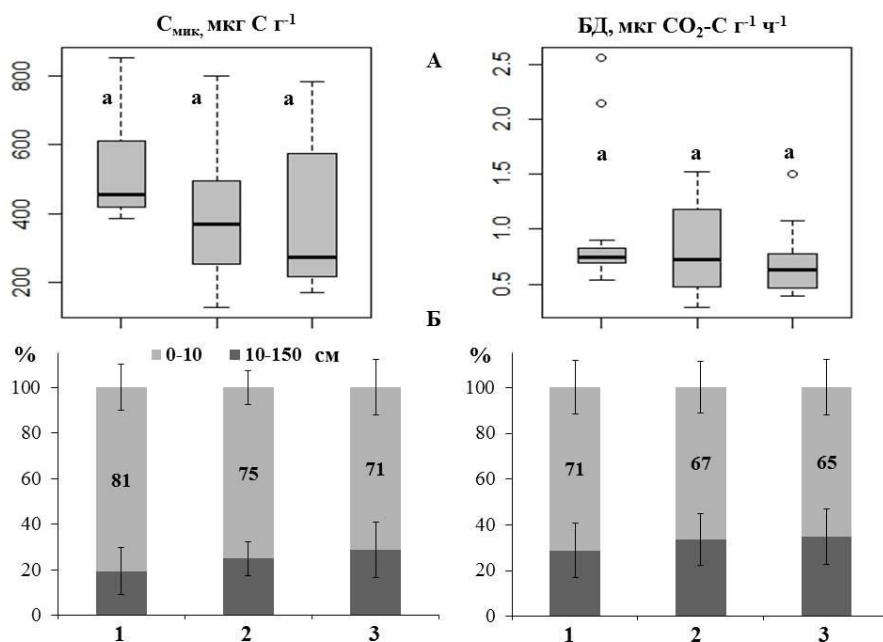


Рис. 52. Распределение запаса углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) и скорости базального дыхания (БД) в 1.5 м профиле (А), вклад разных слоев почвы (Б) для рекреационной (1), селитебной (2) и промышленной (3) зон Москвы ($n=14$, 14, 15 соответственно, ANOVA)

Линейная регрессия. Линейная регрессионная зависимость $C_{\text{мик}}$ и БД выражена уравнением: $C_{\text{мик}} = 526 + 509 \lg \text{БД}$ ($R^2 = 0.49$, $p < 0.001$) и показана на рис. 53.

Табл. 39. Коэффициент корреляции (Пирсон) между углеродом микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$), базальным дыханием (БД) и показателями $q\text{CO}_2$, $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$, pH, NH_4^+ , P_2O_5 почв (0-10 см, n, число точек исследования) Москвы (жирный курсив – значимо при $p \leq 0.05$)

Показатель (n)	$C_{\text{мик}}$ (52)	$q\text{CO}_2$ (52)	$C_{\text{орг}}$ (52)	$C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ (52)	pH _{KCl} (52)	NH_4^+ (42)	P_2O_5 (42)
$C_{\text{мик}}$		-0.34	0.54	0.29	-0.23	0.20	-0.23
БД	0.62	0.43	0.42	0.09	-0.43	0.39	-0.36

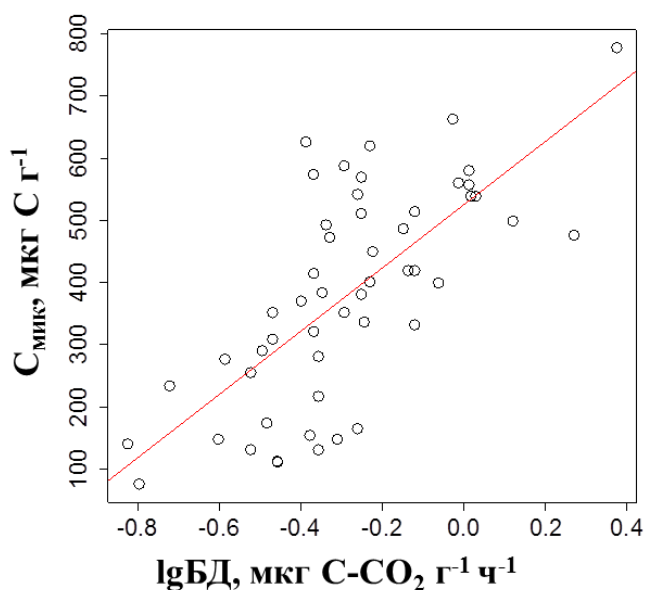


Рис. 53. Линейная регрессионная зависимость между содержанием углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) и базальным дыханием (БД) почвы Москвы ($n=52$)

Далее, влияние химических свойств почвы города на показатели $C_{\text{мик}}$ и БД оценено множественной линейной регрессией. Оказалось, что вариация $C_{\text{мик}}$ и БД зависела в основном от $C_{\text{орг}}$ ($R^2 = 0.38$ и 0.28) и pH ($R^2 = 0.13$ и 0.19 соответственно) почвы (табл. 40). Учитывая влияние на $C_{\text{мик}}$ и БД только значимых факторов, были получены уравнения множественной линейной регрессии: $C_{\text{мик}} = 296 + 154 C_{\text{орг}} - 0.59 \text{ pH}$ ($R^2 = 0.44$, $p < 0.001$); $\text{БД} = 0.34 + 0.24 C_{\text{орг}} - 0.001 \text{ pH} + 0.01 \text{ NH}_4 - 0.19 \text{ P}_2\text{O}_5 + 0.02 \text{ Ni} - 0.14 \text{ Cu}$ ($R^2 = 0.56$, $p < 0.001$).

Влияние факторов «ландшафт» и «функциональная зона» на вариацию $C_{\text{мик}}$ и БД оценили двухфакторным дисперсионным анализом (табл. 41). Показано, что эти два фактора не оказали значимого влияния на дисперсию $C_{\text{мик}}$, а на БД – оказали, однако их вклад был небольшим ($\omega^2 = 18\%$, $p < 0.05$ и $\omega^2 = 7\%$, $p < 0.1$ соответственно). Иными словами, пространственное распределение микробной биомассы почвы не зависело от ее

локализации в функциональной зоне мегаполиса. Однако пространственное распределение БД можно объяснять функциональным зонированием города (антропогенная нагрузка) и локализацией почвы в ландшафте (7% и 18% соответственно).

Табл. 40. Результаты множественной линейной регрессии (n=42): зависимость содержания углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) и базального дыхания (БД) от химических показателей почвы Москвы

Показатель	$C_{\text{мик}}$		БД	
	Угловой коэффициент (УК)	Ст. откл. УК	УК	Ст. откл. УК
$C_{\text{орг}}$	156.0***	46.6	0.26***	0.06
pH	-0.7***	0.2	-0.001***	0.00
NH_4	-0.1	4.5	0.01*	0.00
NO_3	-20.7	34.7	0.03	0.04
P_2O_5	-76.8	89.1	-0.22*	0.11
K	14.5	9.6	0.004	0.01
Cu	-56.6	78.9	-0.19*	0.10
Pb	-0.6	37.7	0.05	0.05
Cd	-40.5	48.4	0.07	0.06
Ni	5.5	9.1	0.02*	0.01
Zn	27.5	58.3	-0.05	0.07

уровень значимости: * $\alpha=0.1$; ** $\alpha=0.05$; *** $\alpha=0.01$

Табл. 41. Вклад факторов «функциональная зона» (ФЗ) и «ландшафт» (Л) и их сочетания (ФЗ×Л) в пространственную вариацию содержания углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) и базального дыхания (БД) почвы Москвы. Двухфакторный дисперсионный анализ ANOVA, n=36, жирным курсивом выделены значимые факторы

Фактор	Df	Сумма квадратов отклонений (SS)		Средний квадрат отклонений (MS)		p-значение	
		$C_{\text{мик}}$	БД	$C_{\text{мик}}$	БД	$C_{\text{мик}}$	БД
ФЗ	2	85650	0.29	42825	0.14	0.25	0.09*
Л	2	67069	0.56	33534	0.28	0.33	0.01**
ФЗ×Л	4	165800	0.18	41450	0.04	0.26	0.52
Ошибка	27	791987	1.46	29333	0.05		

Df, число степеней свободы; уровень значимости: * $\alpha=0.1$; ** $\alpha=0.05$

Следует отметить, что содержание $C_{\text{орг}}$ дерново-подзолистой почвы естественных экосистем (Москва находится в зоне распространения этих почв), как правило, не превышает 4% (Почвы Московской области..., 2002; Национальный атлас почв..., 2011). Поэтому почвы Москвы были условно подразделены на две группы, содержащие $C_{\text{орг}} > 4\%$ (высокое) и $C_{\text{орг}} \leq 4\%$ (низкое). Оказалось, что в почвах с высоким $C_{\text{орг}}$ величины $C_{\text{мик}}$ и БД

были в среднем в 1.5 и 1.6 раз соответственно значимо ($p < 0.05$) больше, чем с низким, а отношение $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ – напротив, в среднем в 2 раза меньше (рис. 54). Величины $q\text{CO}_2$ почв этих двух групп не различались значимо ($p < 0.05$).

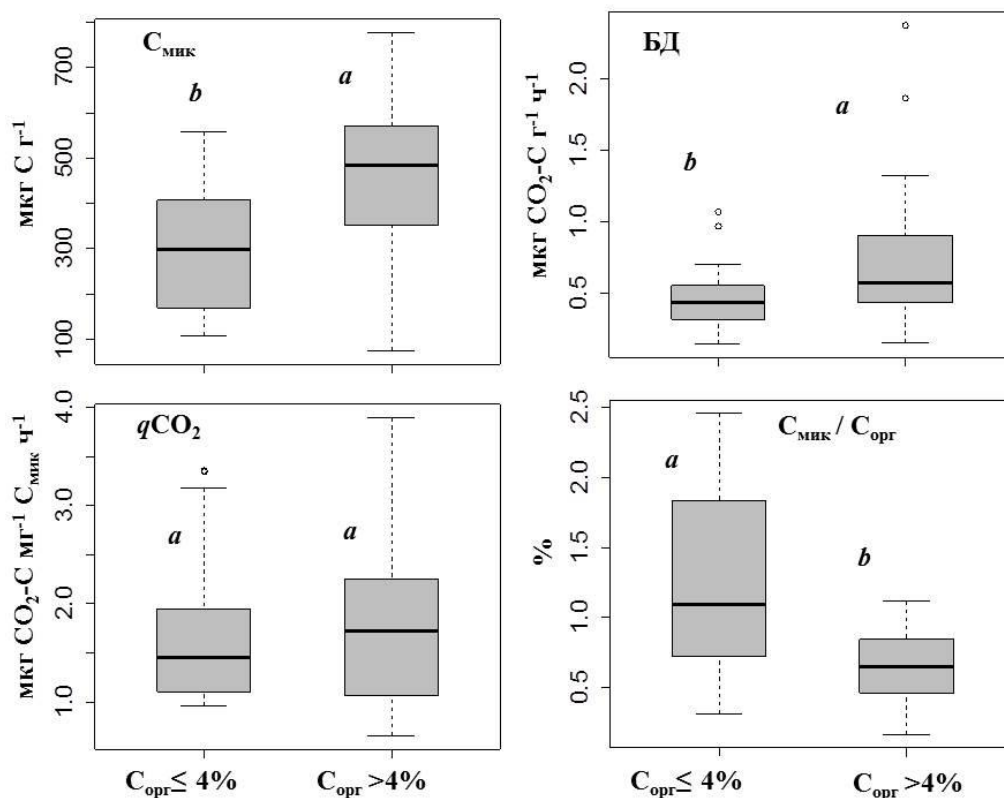


Рис. 54. Распределение содержания углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$), скорости базального дыхания (БД), микробного метаболического коэффициента ($q\text{CO}_2$) и отношения $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ в почвах (0-10 см) Москвы с низким $C_{\text{орг}}$ (≤ 4.0 , $n=24$) и высоким ($C_{\text{орг}} > 4.0$, $n=28$). Величины с разными буквами значимо различаются, $p < 0.05$, для каждого показателя отдельно, критерий Стьюдента

Далее, влияние функциональной зоны (антропогенная нагрузка) на показатели $C_{\text{мик}}$ и БД оценивали для почв с низким содержанием $C_{\text{орг}}$ (1-4%). Именно такие почвы Москвы можно считать в определенной степени аналогами зональных, а с $C_{\text{орг}} > 4\%$ - антропогенно преобразованными или искусственно-созданными (внесение органических компостов, торфяных субстратов). Оказалось, что в рекреационных зонах группы почв с низким $C_{\text{орг}}$ величины $C_{\text{мик}}$, БД и $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ были в 1.9, 1.7 и 2.4 раза соответственно больше таковых в промышленных (табл. 42). Полученные данные могут с очевидностью иллюстрировать «ухудшение» функционирования микробного сообщества почвы при повышенной антропогенной нагрузке в городе. Однако, следует отметить, что показатель $q\text{CO}_2$ разных функциональных зон этой группы почв не различался значимо. Можно также полагать, что неравномерное распределение содержания органического углерода в почве

мегаполиса, в том числе и при внесении дополнительного органического субстрата, «маскирует» в определенной степени влияние антропогенной нагрузки на функционирование ее микробного сообщества. Следует отметить, что для группы почв с низким содержанием $C_{орг}$ (1-4%) не обнаружено его значимого влияния на показатели $C_{мик}$ и БД.

Табл. 42. Микробиологические показатели (интервал / среднее) почвы (0-10 см) разных функциональных зон Москвы ($n=24$, $C_{орг} \leq 4.0\%$). Величины с разными буквами значимо различаются ($p < 0.05$) для каждого показателя отдельно, ANOVA, критерий Тьюки

Показатель	Рекреационная	Селитебная	Промышленная
$C_{мик}$, мкг С г ⁻¹	216-559 / 397 a	110-351 / 242 b	130-473 / 202 b
БД, мкг CO ₂ -С г ⁻¹ ч ⁻¹	0.26-1.07 / 0.57 a	0.30-0.55 / 0.38 ab	0.15-0.49 / 0.33 b
qCO_2 , мкг CO ₂ -С мг ⁻¹ $C_{мик}$ ч ⁻¹	0.95-2.04 / 1.43 a	0.98-3.35 / 1.89 a	1.00-3.34 / 1.89 a
$C_{мик} / C_{орг}$, %	0.86-2.46 / 1.66 a	0.32-2.36 / 1.10 ab	0.36-1.39 / 0.69 b

Эмиссию CO₂ почвы определяли в ненарушенной (рекреационная зона, лесопарк, возраст деревьев ~100 лет, дерново-подзолистая) и антропогенно преобразованной (промышленная зона, газон с деревьями вдоль дороги, реплантозем) экосистемах севера Москвы, территория Российского государственного аграрного университета имени К.А. Тимирязева (рис. 55). Измерения проводили в пяти пространственно-удаленных точках рекреационной (почти отсутствие травяного покрова) и промышленной (густой травяной покров) зон в августе и октябре. Фиксировали прирост концентрации CO₂ (ppm сек⁻¹) и температуру в герметичной камере инфракрасного газоанализатора Li-820, определяли влажность и температуру почвы (верхний 10 см слой), эмиссию CO₂ выражали в г CO₂ м⁻² сут⁻¹. Эмиссия CO₂ реплантозема в августе была почти в 3 раза больше дерново-подзолистой почвы ($C_{орг}$ 2.2%), что связано очевидно с высокой температурой воздуха в камере, высоким содержанием $C_{орг}$ (7.6%) и обилием в нем корней (табл. 43). Однако эмиссия CO₂ почвами этих локализаций осенью не различалась значимо ($p < 0.05$). При этом, эмиссия CO₂ дерново-подзолистой почвы и реплантозема в августе была в 1.6 и 3.2 раза значимо больше соответственно, чем в октябре.

Базальное (микробное) дыхание почвы (0-10 см) лесопарка и газона промышленной зоны было примерно одинаково летом и осенью. Скорость БД, выраженная на единицу веса почвы, была преобразована на единицу ее площади (объемный вес почвы принят 1 г см⁻³, слой почвы 10 см). Полученная таким образом скорость БД составила 4.0-6.4 г CO₂ м⁻² сут⁻¹ и оказалась в среднем в 1.6-2.7 раза (7 раз – промышленная зона, лето) меньше эмиссии CO₂ почвы *in situ*, но эти величины были в основном одного порядка.

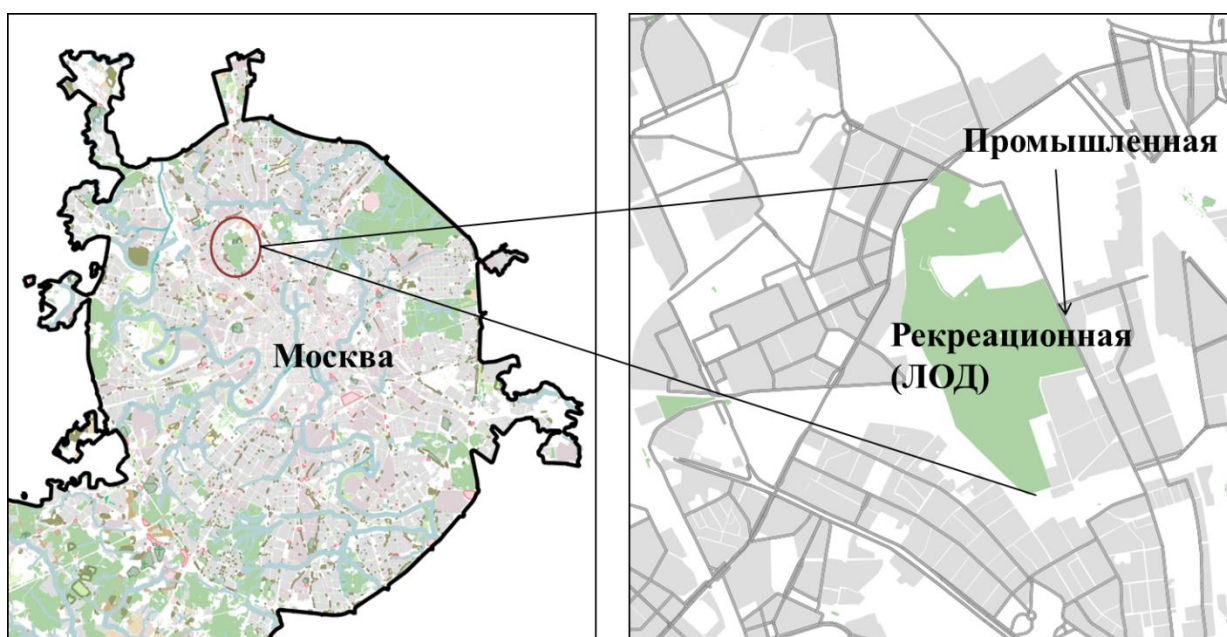


Рис. 55. Точки исследования рекреационной (лесная опытная дача, ЛОД) и промышленной (газон вдоль дороги, ул. Тимирязевская) зон северного административного округа Москвы

Табл. 43. Эмиссия CO_2 и базальное (микробное) дыхание (0-10 см) дерново-подзолистой почвы (лесопарк) и реплантозема (газон) севера Москвы. Величины с разными буквами различаются ($p < 0.05$) для каждой локализации отдельно, критерий Стьюдента

Локализация	Эмиссия				Базальное дыхание	
	$\text{г CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$	$t, ^\circ\text{C}$		$V^b, \% (10 \text{ см})$	$\text{мкг CO}_2\text{-C} \text{ г}^{-1} \text{ ч}^{-1}$	$\text{г CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1} \text{ г}$
		K^a	$P^b (10 \text{ см})$			
01.08.2014 (n=5 для каждой локализации)						
Лесопарк	$11.9 \pm 3.3 \text{ а}$	$28.5 \pm 0.2 \text{ б}$	$20.0 \pm 0.4 \text{ б}$	$10 \pm 1 \text{ а}$	$0.7 \pm 0.3 \text{ а}$	$6.4 \pm 2.6 \text{ а}$
Газон	$34.6 \pm 14.4 \text{ б}$	$29.9 \pm 0.5 \text{ а}$	$23.0 \pm 2.0 \text{ а}$	$11 \pm 4 \text{ а}$	$0.6 \pm 0.1 \text{ а}$	$4.8 \pm 1.1 \text{ а}$
29.10.2014 (n=5 для каждой локализации)						
Лесопарк	$7.3 \pm 4.1 \text{ а}$	$9.4 \pm 0.3 \text{ а}$	$4.5 \pm 0.4 \text{ а}$	$23 \pm 3 \text{ б}$	$0.5 \pm 0.3 \text{ а}$	$4.4 \pm 2.4 \text{ а}$
Газон	$10.7 \pm 3.7 \text{ а}$	$8.2 \pm 0.7 \text{ а}$	$4.7 \pm 0.4 \text{ а}$	$37 \pm 2 \text{ а}$	$0.5 \pm 0.2 \text{ а}$	$4.0 \pm 1.8 \text{ а}$

^a К, камера; ^б П, почва; ^в В, влажность почвы; ^г объемный вес почвы принят 1 г см^{-3} (Орешкина, 1988)

Обсуждение результатов

Углерод микробной биомассы и скорость базального (микробного) дыхания почвы разных функциональных зон мегаполиса

В нашем исследовании показана высокая пространственная вариабельность $C_{\text{мик}}$ и БД почвы Москвы ($CV=43-63\%$). Содержание $C_{\text{мик}}$ и БД верхнего слоя почвы мегаполиса составило в среднем 382 мкг С г^{-1} и $0.61 \text{ мкг СО}_2\text{-С г}^{-1} \text{ ч}^{-1}$ ($n=52$). Наибольшие величины $C_{\text{мик}}$ и БД (в среднем 445 мкг С г^{-1} и $0.78 \text{ мкг СО}_2\text{-С г}^{-1} \text{ ч}^{-1}$ соответственно) были отмечены в рекреационной зоне, однако значимого различия $C_{\text{мик}}$ в исследуемых функциональных зонах не выявлено, а БД – выявлено (рис. 49 А, Б). Ранее нами было показано, что в дерново-подзолистой почве (0-10 см) естественных экосистем (лес) разных административных районов Московской области (Сергиево-Посадский, Подольский и Воскресенский) величины $C_{\text{мик}}$ и БД составили в среднем 477 мкг С г^{-1} и $1.29 \text{ мкг СО}_2\text{-С г}^{-1} \text{ ч}^{-1}$ соответственно, $n=35$ (Гавриленко и др., 2011; Иващенко и др., 2014), что в 1.2 и 2.1 раза соответственно значимо меньше ($p < 0.001$, одновыборочный тест Стьюдента), чем таковые мегаполиса. Поэтому есть основание полагать, что почвы мегаполиса обеднены микробной биомассой и характеризуются меньшей скоростью микробного дыхания по сравнению с естественным аналогом. Другие авторы также отмечали, что микробная биомасса городов Пекина (Китай, Zhao et al., 2013), Киля и Штутгарта (Германия, Beyer et al., 1995, Lorenz, Kandeler, 2005) была существенно меньше (особенно для промышленной зоны), чем естественных аналогов. Содержание микробной биомассы почвы придорожной территории г. Казерта (Италия) было также меньше, чем городского парка (Papa et al., 2010). В почве селитебно-промышленной зоны 8-ми административных районов Пекина (верхний 10 см слой, $n=233$) содержание микробной биомассы было существенно меньше, чем таковое парков и сельскохозяйственных территорий (Wang et al., 2011). Отсюда есть основания полагать, что увеличение антропогенной нагрузки на почву, и особенно в условиях города, приводит к снижению содержания микробной биомассы почв – ключевого агента функционирования наземной экосистемы.

Нашими исследованиями показано, что отношение $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ почвы (индекс доступности органического материала почвенным микроорганизмам, Anderson, Domsch, 1989; Klose et al., 2004) промышленной зон мегаполиса значимо ($p < 0.05$) меньше рекреационной. Другие авторы также отмечали определенные функциональные особенности микроорганизмов почвы городов. Так, скорость потребления разных углеродных субстратов микроорганизмами (Biolog) городской почвы Абердина было выше, чем таковое его окрестности (Yangen et al., 2006). В почвах Пекина функциональное разнообразие (Biolog) было выше, чем естественных аналогов (Zhao et

al., 2013). Микробный метаболический коэффициент является важным экофизиологическим показателем состояния микробного сообщества почвы (Anderson, Domsch, 1993). Исследователи отмечают его увеличение при разных антропогенных нагрузках (Fluessbach et al., 1994; Heilmann et al., 1995) и природных стрессах (Wardle, Ghani, 1995; Ananyeva et al., 2002). Однако величина $q\text{CO}_2$ почвы разных функциональных зон Москвы в среднем не различалась значимо (рис. 49 В, табл. 42). Некоторые авторы показали, что величина $q\text{CO}_2$ может служить полезным индикатором загрязнения почв тяжелыми металлами, особенно в случае их высокого содержания (Васенев и др., 2013; Yuangen et al., 2006). В почве Москвы тяжелые металлы не превышали их ОДК (Гигиенические нормативы..., 2009) и их содержание не отличалось значимо для разных функциональных зон. В нашем исследовании также обнаружено «заметное» уменьшение микробиологических показателей ($C_{\text{мик}}$, БД, $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$) с увеличением антропогенной нагрузки для группы почв с содержанием $C_{\text{орг}}$ соответствующим зональной.

Многие исследователи отмечают высокую пространственную вариабельность содержания $C_{\text{орг}}$ почвы в условиях города (Pouyat et al., 2006; Lorenz, Lal, 2009; Vasenev et al., 2014), что, в свою очередь, усложняет оценку его запасов. Одна из причин такой вариабельности связана, по-видимому, с внесением в почву города органических компостов и торфяных субстратов с высоким содержанием $C_{\text{орг}}$. Так, в зональной дерново-подзолистой почве (0-10 см) содержание $C_{\text{орг}}$ обычно не превышает 4% (Почвы Московской области..., 2002; Национальный атлас почв..., 2011). Очевидно, почва исследуемого нами мегаполиса с $C_{\text{орг}} \leq 4\%$ не содержит дополнительно внесенные органические субстраты и их можно в определенной степени рассматривать как аналог зональной. На наш, взгляд ранжирование почвы города по содержанию $C_{\text{орг}}$ может служить полезным подходом для устранения влияния эффекта «органических добавок» на оценку их микробиологических свойств в разных функциональных зонах.

Урбанизация – один из путей преобразования наземных экосистем, который может способствовать увеличению поступления CO_2 из почвы в атмосферу, что, в свою очередь, важно для оценки круговорота и баланса углерода на локальном и региональном уровнях (Svirejeva-Hopkins et al., 2004; Schaldach and Alcamo, 2007). Основные источники эмиссии CO_2 в городе можно условно дифференцировать на: 1) антропогенный (сжигание ископаемого топлива) и 2) биогенный (дыхание растений и почвы). Следует отметить, что Москва с 2011 года является участником международного проекта «The Carbon Disclosure Project», в котором большое внимание уделяется оценке эмиссии CO_2 в городах и мер по ее снижению (<http://www.c40.org/cities/moscow>). Однако в реализации проекта в должной мере не уделяют внимания оценке биогенного источника этого парникового газа на

территории мегаполиса (дыхание почвы). Поэтому мы сравнили эмиссию CO_2 почвы *in situ* разных функциональных зон (рекреационная и промышленная) Москвы. Показано, что эмиссия CO_2 почвой промышленной зоны была почти в 3 раза больше таковой рекреационной только в теплое время года (табл. 43). По-видимому, высокая плотность газонной травы и ее корней в промышленной зоне способствовала интенсивному потоку CO_2 в атмосферу (Boone et al., 1998). Однако осенью при пониженной температуре воздуха и почвы эмиссия CO_2 в промышленной и рекреационной зонах была почти одинакова. Другие авторы также отмечали, что эмиссия CO_2 почвы сосняка городских и загородных участков (г. Екатеринбург) осенью практически не различалась, хотя летом в городских – она была выше (Сморкалов, Воробейчик, 2015). Более того, в изученных нами локализациях (рис. 55) нашими коллегами проведен мониторинг эмиссии потоков CO_2 в течение вегетационного периода (июнь-октябрь, 2013 г.). Показано, что в рекреационной зоне эмиссия CO_2 почвы составила в среднем $12.7 \pm 8.0 \text{ г } \text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$ (всего 13 измерений), что было в 3 раза меньше таковой промышленной ($44.2 \pm 22.5 \text{ г } \text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$, всего 37 измерений) (Vasenev et al., 2015; Визирская и др., 2015). При этом, в октябре эмиссия CO_2 почвы рекреационной и промышленной зон значимо не различалась (3.8 и 6.1 $\text{г } \text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$, соответственно), что согласуется с полученными нами однократными данными эмиссии CO_2 в августе и октябре 2014 г.

Следует отметить, что базальное дыхание почвы рекреационной и промышленной зон мегаполиса (лабораторные условия) было меньше эмиссии CO_2 *in situ* (природные условия), однако их величины были одного порядка (табл. 43). Поэтому есть основание рассчитать эмиссию CO_2 почвы разных функциональных зон Москвы с учетом экспериментальных величин БД в слое 0-10 см (табл. 44). Показано, что площадь открытых (незапечатанных) территорий Москвы промышленной зоны примерно в 5-6 раз меньше рекреационной и селитебной. Оказалось, что микробное дыхание почвы рекреационных зон Москвы было наибольшим, а промышленных – наименьшим (1698 и 181 $\text{т } \text{CO}_2 \text{ сут}^{-1}$ соответственно, различие почти на порядок). Далее, антропогенная эмиссия CO_2 транспортом Москвы оценена величиной 0.1 $\text{кг } \text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ год}^{-1}$ (Смагин, 2010), что соответствует 0.27 $\text{г } \text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$. Отсюда, биогенная эмиссия CO_2 за счет микробного дыхания почвы будет превышать антропогенную (транспорт) в 16-25 раз.

Итак, показано, что почвы г. Москва обогащены органическим углеродом и питательными элементами (NPK), имеют высокое значение pH, а содержание тяжелых металлов – не превышает их ориентировочно-допустимые концентрации. В почве мегаполиса установлена высокая пространственная вариабельность содержания

микробной биомассы и ее дыхательной активности, однако значимых различий $C_{\text{мик}}$ для функциональных зон не выявлено, а БД – выявлено. Показатели БД и $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ почвы рекреационной зоны были в среднем на 60 и 90% больше соответственно, чем таковые селитебной и промышленной. Обнаружено, что пространственная вариабельность $C_{\text{мик}}$ и БД почвы зависела в основном от $C_{\text{орг}}$ и pH. Показано, что пространственное распределение $C_{\text{мик}}$ не зависело от локализации почвы в функциональной зоне мегаполиса, а БД – зависело от антропогенной нагрузки или функциональной зоны (25% дисперсии). Показано, что в группе почв мегаполиса с $C_{\text{орг}} < 4\%$ выявлено «заметное» уменьшение микробиологических показателей ($C_{\text{мик}}$, БД, $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$) с увеличением антропогенной нагрузки (от рекреационной к промышленной зоне). Эмиссия CO_2 почвы (полевое измерение) рекреационной зоны в летнее время была почти в 3 раза меньше промышленной, однако в осеннее – она была примерно одинаковой для этих функциональных зон. Базальное дыхание почвы было меньше эмиссии CO_2 *in situ*, однако эти величины были одного порядка. Подсчитано, что биогенная эмиссия CO_2 почвы мегаполиса за счет микробного дыхания превышала в 16-25 раз антропогенную (транспорт).

Табл. 44. Площадь (S) разных функциональных зон, их открытых территорий (S_0) и микробное дыхание (образование CO_2) почв Москвы (n=52)

Зона ^a	S, км ²	S_0 ^b , км ² (% от S)	Базальное (микробное) дыхание почвы (0-10 см)		
			мкг $\text{CO}_2\text{-C г}^{-1} \text{ч}^{-1}$	г $\text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{сут}^{-1}$ (I)	т $\text{CO}_2 \text{ сут}^{-1}$ ($I \times S_0$)
Р	275.1	247.6 (90)	0.78 ± 0.54	6.86 ± 4.67	1698
С	325.6	201.9 (62)	0.55 ± 0.31	4.84 ± 2.73	977
П	150.2	42.0 (28)	0.48 ± 0.20	4.30 ± 1.76	181

^a Р, рекреационной (земли рекреационного назначения, парков, скверов, природно-заповедные и лесного фонда); С, селитебной (земли жилых домов, гаражей) и П, промышленной (земли промышленных и транспортных предприятий, улично-дорожной сети) зон (Экологический атлас..., 2000); ^b Васенев и др., 2013

III. 4. Структура микробной биомассы почвы (отношение грибы / бактерии) естественных и городских экосистем

Микроскопические грибы и бактерии почвы – экологически и функционально разные группы микроорганизмов. Следует отметить, что отношение этих групп микроорганизмов в почвах может служить полезным и информативным параметром функционирования их микробного сообщества. Показано, что низкое отношение Г / Б связано с интенсивной культивацией почвы (Полянская и др., 1997; Frey et al., 1999;

Свешникова и др., 2001; Bailey et al., 2002), выпасом скота на пастбище (Bardgett et al., 1996), а также внесением минеральных удобрений и гербицидов (de Vries et al., 2006; Ratcliff et al., 2006). Однако почвы городов в этом аспекте изучены недостаточно (Silva et al., 2010).

Метод селективного ингибирования (СИ) основан на применении антибиотиков (бактерицид и фунгицид) для подавления субстрат-индуцированного дыхания (СИД) почвы. Концентрация антибиотиков должна быть подобрана таким образом, чтобы подавление СИД при внесении каждого антибиотика и их сочетания было наибольшим, а синергический эффект антибиотиков (перекрывающее действие) было минимальным ($\leq 5-10\%$) (Anderson, Domsch, 1975; Lin, Brookes, 1999; Bailey et al., 2002; Сусьян и др., 2005, Ананьева и др. 2006, Семенов и др., 2013). Кроме того, оценка структуры микробной биомассы ($\Gamma / Б$) методом СИ сопряжена с особенностями физико-химических (содержание $C_{орг}$, гранулометрический состав, pH) и микробиологических (обилие микробной биомассы) свойств почв. Показано, что отношение $\Gamma / Б$ почвы существенно зависит от содержания в ней органического углерода ($C_{орг}$), значения pH и вида землепользования.

Метод СИ успешно применялся для широко ряда почв разного землепользования: естественных, залежных и пахотных (Сусьян и др., 2005, Ананьева и др. 2006, Ананьева и др., 2010 *а,б*; Семенов и др., 2013). Однако этот метод не применяли для городских почв, физико-химические показатели которых могут в значительной степени отличаться от естественных аналогов.

III. 4. 1. Дерново-подзолистая почва и реплантозем г. Сергиев-Посад (Московская область) и мегаполиса Москва

III. 4. 1. 1. Определение вклада грибов и бактерий

В образцах почвы (слой 0-10 см) рекреационной (дерново-подзолистая, лесопарк) и промышленной (реплантозем) функциональных зон г. Сергиев Посад определяли отношение $\Gamma / Б$. Дополнительно, в качестве естественного аналога была выбрана дерново-подзолистая почва хвойно-широколиственного леса на расстоянии ~ 15 км от города. Содержание $C_{орг}$ почвы рекреационной и промышленной зон города Сергиев Посад было в среднем на 28% меньше такового леса, а значения pH – больше, почвы различались и по гранулометрическому составу (табл. 45).

Табл. 45. Содержание органического углерода ($C_{орг}$) и углерода микробной биомассы ($C_{мик}$), значение pH в слое 0-10 см дерново-подзолистой почвы ($D_{п}$) и реплантозема ($P_{п}$) Сергиево-Посадского района

Экосистема / Зона (№ точки)	Почва	ГС ^а	ДР ^б	$C_{орг}$, %	pH _{KCl}	$C_{мик}$, мкг С г ⁻¹
Лес (5)	$D_{п}$	ЛСг	ХШ	4.92 ± 0.74	3.84	586 ± 43
Рекреационная (лесопарк, 3)		ССг	Кл, Л	3.50 ± 0.52	6.16	405 ± 56
Промышленная (близ котельной, 4)	$P_{п}$	Сп	РТ	3.62 ± 0.54	7.05	236 ± 19

^а ГС, гранулометрический состав: ЛСг – легкосуглинистый, ССг – среднесуглинистый и Сп – супесчаный; ^б ДР, доминирующая растительность: ХШ - хвойно-широколиственный лес, Кл – клен, Л – липа, РТ – разнотравье

В наших экспериментах с антибиотиками навеска почвенного образца составляла 1 г. Известно, что активность стрептомицина в кислой среде снижается (Егоров, 2004; Ananyeva et al., 2014). Поскольку почва леса и рекреационной зоны (лесопарк) различались значением pH, то ряд концентраций этого бактерицида для достижения наибольшего ингибирования СИД составил от 20 до 60 и от 2.5 до 40 мг г⁻¹ соответственно (табл. 46). Устойчивое ингибирование СИД почвы леса выявлено при концентрации стрептомицина от 20 до 60 мг г⁻¹, а города (рекреационная зона) – от 10 до 40 мг г⁻¹.

Табл. 46. Подавление субстрат-индуцированного дыхания (СИД) стрептомицином разной концентрации в дерново-подзолистой почве (0-10 см) леса и рекреационной зоны г. Сергиев Посад

Лес		Рекреационная зона	
Стрептомицин, мг г ⁻¹	Подавление СИД, %	Стрептомицин, мг г ⁻¹	Подавление СИД, %
20	10 ± 3	2.5	1 ± 7
25	14 ± 2	5	9 ± 10
30	14 ± 2	10	14 ± 2
50	17 ± 1	20	10 ± 2
60	14 ± 3	40	10 ± 3

Внесение фунгицида циклогексимида в дерново-подзолистую почву (от 20 до 50 мг г⁻¹) привело к подавлению СИД на 42-74% и составило в среднем 50%. Следует отметить, что концентрация циклогексимида выше 40 мг г⁻¹ почвы не приводила к большему ингибированию СИД.

Совместное внесение антибиотиков (бактерицида и фунгицида) в дерново-подзолистую почву леса подавляло общее СИД на 45-72% от контроля, а города – на 38-

43% (табл. 47). При этом, удовлетворительное значение ПАА ($100 \pm 5\%$) было для сочетаний стрептомицин + циклогексимид: $15 + 40$, $30 + 40$ и $60 + 40$ мг г⁻¹ в почве леса и только $5 + 40$ мг г⁻¹ – города. Вариант с меньшим стандартным отклонением (1%) подавления СИД почвы леса использовали для расчета отношения грибы / бактерии.

Следует отметить, что при совместном внесении антибиотиков может происходить перекрывание их активности, так как стрептомицин действует на прокариотные и эукариотные микроорганизмы, а циклогексимид – только на эукариотные (Егоров, 2004). Поэтому в наших экспериментах для обеспечения наибольшего подавления СИД двумя антибиотиками стрептомицин следует вносить в меньшей концентрации, чем таковой при индивидуальном (табл. 46, 47). Выявлено, что доля грибов в дерново-подзолистой почве леса и рекреационной зоны г. Сергиев Посад была примерно одинаковой, 77 и 80% соответственно (табл. 47).

Табл. 47. Подавление субстрат-индуцированного дыхания (СИД) антибиотиками, коэффициент перекрывания их активности (ПАА) и отношение грибы / бактерии в дерново-подзолистой почве (0-10 см) леса и рекреационной зоны г. Сергиев Посад

Экосистема / зона	Стрептомицин + Циклогексимид, мг г ⁻¹	Подавление СИД, %	ПАА	Грибы / Бактерии, %
Лес	15 + 40	66 ± 1	0.96	77 ± 0 / 20 ± 0
	20 + 40	72 ± 5	0.88	70 ± 0 / 18 ± 0
	30 + 40	60 ± 2	1.06	84 ± 0 / 22 ± 0
	60 + 40	66 ± 8	0.96	77 ± 0 / 20 ± 0
	80 + 40	45 ± 11	1.41	112 ± 0 / 29 ± 8
Рекреационная	2.5 + 40	38 ± 3	1.17	90 ± 7 / 27 ± 1
	5 + 40	43 ± 4	1.04	80 ± 6 / 24 ± 1
	10 + 40	39 ± 2	1.16	89 ± 7 / 27 ± 1

Реплантозем промышленной зоны г. Сергиев Посад характеризовался нейтральной реакцией среды (рН 7.06), низким содержанием $S_{\text{мик}}$ (236 мкг С г⁻¹) и легким гранулометрическим составом. Для подавления СИД в реплантозем вносили разные концентрации стрептомицина от 0.31 до 20 мг г⁻¹ (табл. 48). Оказалось, что устойчивое и наибольшее подавление СИД реплантозема стрептомицином (18-21%) выявлено при концентрации >2.5 мг г⁻¹, а фунгицидом – 20 и 30 мг г⁻¹ (25-31%). Внесение обоих антибиотиков в реплантозем подавляло общее СИД лишь на 27-41%, однако удовлетворительное значение ПАА (1.07) было для варианта $0.31 + 30$ мг г⁻¹ стрептомицина и циклогексимида соответственно (табл. 49).

Табл. 48. Подавление субстрат-индуцированного дыхания (СИД) почвы (0-10 см) промышленной зоны г. Сергиев Посад стрептомицином разной концентрации

Стрептомицин, мг г ⁻¹	Подавление СИД, % от контроля
0.31	-4 + 10
0.63	6 + 0
2.5	21 ± 3
5	20 ± 1
10	21 ± 10
20	18 ± 1

Таким образом, в почве леса с низким значением pH и высоким содержанием $C_{орг}$ и $C_{мик}$ повышенные концентрации стрептомицина и циклогексимида обеспечивали наибольшее подавление СИД. В почве леса наиболее эффективная концентрация стрептомицина (подавление СИД и удовлетворительное ПАА) при совместном внесении антибиотиков составила 15 мг г⁻¹, а рекреационной и промышленной зон города – меньше 0.31 и 5.00 мг г⁻¹ соответственно.

Табл. 49. Подавление субстрат-индуцированного дыхания (СИД) антибиотиками, коэффициент перекрывания активностей (ПАА) в реплантоземе (0-10 см) промышленной зоны города

Стрептомицин + Циклогексимид, мг г ⁻¹	Подавление СИД, %	ПАА
0.31 + 30	41 ± 0	1.07*
0.63 + 30	27 ± 8	1.59
1.25 + 30	38 ± 6	1.14
2.5 + 30	27 ± 0	1.61

* Грибы / бактерии 63 ± 5 / 45 ± 0

В структуре микробного сообщества изученных почв преобладали микроскопические грибы, вклад которых составил 63-80%, причем в реплантоземе он был наименьшим (63%). Отношение грибы / бактерии в дерново-подзолистой почве леса, рекреационной зоны и реплантоземе промышленной составило 3.8, 3.3 и 1.4 соответственно, указывая на его снижение при антропогенной нагрузке. Если рассчитать долю $C_{грибы}$ в $C_{орг}$ почвы, то в лесу и рекреационной зоне она составит 0.83 и 0.92% соответственно, а в промышленной – почти в 2 раза меньше (0.41%). Другими словами, с увеличением антропогенной нагрузки на почву (от рекреационной к промышленной) выявлено существенное снижение грибной составляющей и ее доли в органическом углероде.

В дерново-подзолистой почве (рекреационная зона, лесопарк, возраст деревьев ~100 лет) и реплантоземе (промышленная зона, газон с деревьями вдоль дороги) Москвы содержание $C_{орг}$, значение pH и отношение C / N различались (табл. 50). В дерново-подзолистую почву и реплантозем (навеска 1 г) стрептомицин вносили в концентрации от 3 до 50 и 0.03 до 4 мг г⁻¹, однако в последнем подавление СИД не было выявлено.

Табл. 50. Химические свойства и содержание углерода микробной биомассы ($C_{мик}$) в дерново-подзолистой почве (лесопарк, рекреационная зона) и реплантоземе (промышленная зона) севера Москвы

Почва (0-10 см)	$C_{орг}$, %	pH _{вод}	C/N	$C_{мик}$, мкг С г ⁻¹
Дерново-подзолистая	2.59	3.60	16.86	538 ± 45
Реплантозем	5.75	7.83	19.12	492 ± 19

Показано, что наибольшее подавление СИД дерново-подзолистой почвы было в вариантах с высокой концентрацией стрептомицина – 40-50 мг г⁻¹, что связано с низким значением pH (3.60) (табл. 51). Затем, массу навеску уменьшили до 0.5 г, объем вносимого раствора стрептомицина составил 0.1 мл г⁻¹, испытываемые концентрации стрептомицина – от 0.006 до 0.2 мг г⁻¹ (табл. 51). При этом наибольшее подавление СИД реплантозема было в варианте с низкой концентрацией стрептомицина (0.02 мг г⁻¹), что можно объяснить щелочной реакцией среды (pH 7.83). Фунгицид в дерново-подзолистую почву и реплантозем вносили в концентрации 30-40 мг г⁻¹ и 50-60 мг г⁻¹, что обеспечивало подавление СИД на 45-50 и 36-40% соответственно. Внесение обоих антибиотиков в дерново-подзолистую почву подавляло общее СИД на 58-64%, при этом удовлетворительное значение ПАА (1.05) было для варианта 15 + 40 мг г⁻¹ стрептомицина и циклогексиимида соответственно, для которого было и наибольшее подавление СИД - 64% (табл. 52). В реплантоземе подавление общего СИД двумя антибиотиками составило 26-43%, однако удовлетворительное значение ПАА (1.09) было для варианта 0.02 + 50 мг г⁻¹ стрептомицина и циклогексиимида соответственно, в котором было и наибольшее подавление СИД, 43% (табл. 52).

Следует отметить, что концентрация стрептомицина, обеспечивающая подавление СИД реплантозема была в 750 раз меньше (0.02 мг г⁻¹), чем таковая в дерново-подзолистой почве (15 мг г⁻¹). Это связано с разным значением pH этих субстратов (7.83 и 3.60). Показано, что активность стрептомицина при pH 8.0 примерно в 20-80 раз больше, чем при pH 5.8 единиц (Егоров, 2004).

Табл. 51. Подавление субстрат-индуцированного дыхания (СИД) дерново-подзолистой почвы (0-10 см) рекреационной и реплантозема промышленной зон Москвы стрептомицином разной концентрации

Дерново-подзолистая (навеска 1 г)		Реплантозем (навеска 0.5 г)	
Стрептомицин, мг г ⁻¹	Подавление СИД, %	Стрептомицин, мг г ⁻¹	Подавление СИД, %
3.2	9 ± 1	0.006	6 ± 14
7.5	12 ± 3	0.01	8 ± 8
15	16 ± 2	0.02	15 ± 5
30	16 ± 9	0.05	-3 ± 4
40	49 ± 3	0.1	9 ± 10
50	47 ± 6	0.2	-15 ± 16

Табл. 52. Подавление субстрат-индуцированного дыхания (СИД) антибиотиками, коэффициент перекрывания их активностей (ПАА) в дерново-подзолистой почве (0-10 см) рекреационной и реплантоземе промышленной зон Москвы

Почва, 0-10 см (навеска)	Стрептомицин + Циклогексимид, мг г ⁻¹	Подавление СИД, %	ПАА
Дерново-подзолистая (1 г)	3.2 + 40	58 ± 2	1.07
	7.5 + 40	59 ± 3	1.13
	15 + 40	64 ± 2	1.05*
Реплантозем (0.5 г)	0.006 + 50	29 ± 11	0.53
	0.01 + 50	26 ± 10	0.60
	0.02 + 50	43 ± 0	1.09**

Грибы / бактерии: *82 ± 15 / 24 ± 1, ** 84 ± 13 / 26 ± 0

Выявлено, что вклад грибов в общее СИД почв мегаполиса был доминирующим (82-84%), поэтому и отношение грибы / бактерии не различалось (3.2-3.4). Однако если рассчитать долю грибной биомассы в органическом углероде почвы, то она составит 1.70 и 0.71% для дерново-подзолистой почвы и реплантозема соответственно.

Таким образом, выявлены особенности определения вклада грибов в общее СИД почв с разными химическими свойствами, но одинаковым содержанием микробной биомассы. Показано, что в дерново-подзолистой почве и реплантоземе вклад грибов был одинаковым, однако отношение $C_{\text{грибы}} / C_{\text{орг}}$ в дерново-подзолистой почве более чем в 2 раза больше такового реплантозема, что может указывать на «ухудшение» функционирования его микробного сообщества, в том числе и под влиянием антропогенной нагрузки.

III. 4. 3. Чернозем типичный степи некосимой и урбанозем промышленной зоны г. Курск (Курская область)

III. 4. 3. 1. Определение вклада грибов и бактерий

В черноземе типичном содержание $C_{\text{орг}}$ и микробной биомассы было существенно больше, чем урбаноземе промышленной зоны г. Курск (табл. 53). Поэтому навеска чернозема для определения вклада грибов и бактерий составила 0.5 г, а урбанозема – 1 г. Оказалось, что наибольшее и устойчивое подавление СИД чернозема достигалось при концентрации стрептомицина, равной 16 мг г⁻¹, а урбанозема – всего 0.001-0.002 мг г⁻¹ (табл. 54). Фунгицид в концентрации 50 мг г⁻¹ обеспечивал подавление СИД чернозема на 34-42%, а урбанозема – на 35%. Внесение обоих антибиотиков в чернозем подавляло СИД на 44-51%, а в урбанозем – на 32-41% (табл. 55). Важно отметить, что удовлетворительное значение ПАА было в черноземе с вариантом 4+50 мг г⁻¹ стрептомицина и циклогексиимида соответственно, а в урбаноземе – 0.0005 + 50 мг г⁻¹, для которых и было рассчитано отношение грибы / бактерии. Следует отметить, что доля грибов и отношение грибы / бактерии в черноземе и урбаноземе были примерно одинаковыми (82 и 85%, 3.6 и 3.4 соответственно), однако доля $C_{\text{грибы}}$ в $C_{\text{орг}}$ в черноземе степи составила 2.3%, а урбаноземе промышленной зоны города – меньше (0.95%).

Табл. 53. Содержание органического углерода ($C_{\text{орг}}$) и углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$), значение pH чернозема типичного (степь) и урбанозема (промышленная зона города)

Почва (0-10 см)	$C_{\text{орг}}$, %	pH _{вод}	$C_{\text{мик}}$, мкг С г ⁻¹
Чернозем типичный	5.57	6.24	1887 ± 84
Урбанозем	1.71	7.97	294 ± 38

Табл. 54. Подавление субстрат-индуцированного дыхания (СИД) чернозема степи некосимой и урбанозема промышленной зоны стрептомицином разной концентрации (слой 0-10 см)

Чернозем типичный (навеска 0.5 г)		Урбанозем (навеска 1 г)	
Стрептомицин, мг г ⁻¹	Подавление СИД, %	Стрептомицин, мг г ⁻¹	Подавление СИД, %
1	-2 ± 1	0.0005	38 ± 10
2	-1 ± 12	0.001	29 ± 13
4	-10 ± 11	0.002	32 ± 7
8	5 ± 1	0.004	10 ± 0
16	12 ± 4	4	-10 ± 8

Табл. 55. Подавление субстрат-индуцированного дыхания (СИД) антибиотиками, коэффициент перекрывания их активностей (ПАА) в черноземе степи некосимой и урбаноземе промышленной зоны г. Курск (слой 0-10 см)

Почва (навеска)	Стрептомицин + Циклогексими́д, мг г ⁻¹	Подавление СИД, %	ПАА
Чернозем типичный (0.5 г)	4 + 50	51 ± 6	1.04*
	8 + 50	44 ± 3	1.20
	16 + 50	49 ± 3	1.10
Урбанозем (1 г)	0.0005 + 50	41 ± 6	1.10**
	0.002 + 50	34 ± 6	1.31
	0.004 + 50	32 ± 6	1.41
	0.01 + 50	33 ± 4	1.38

Грибы / бактерии: *82 ± 15 / 23 ± 7, ** 85 ± 13 / 25 ± 1

Итак, процедуру определения вклада грибов и бактерий в общее СИД почвы естественных и городских экосистем проводили, принимая во внимание ее основные химические свойства (рН, $C_{орг}$). Важно учитывать также и синергическое действие антибиотиков, которое можно устранить уменьшением концентрации стрептомицина. Показано, что в микробной биомассе изученных почв доминировал грибной компонент (63-85%), доля которого в антропогенно преобразованной почве снижалась (реплантозем, г. Сергиев Посад) или почти не изменялась (реплантозем Москвы, урбанозем Курска) по сравнению с естественным аналогом. Отношение $C_{грибы} / C_{орг}$ почвы оказалось полезным индикатором изменения функционирования ее микробного сообщества, индицируя негативное влияние антропогенных факторов (нагрузка, почвенный субстрат).

Обсуждение результатов

Многие исследователи отмечают особенности функционирования микробного сообщества городских почв, связанные с их ферментативной (Шаркова и др., 2011; Широких и др., 2011; Шумилова и др., 2013; Горбов, Безуглова, 2013; Иванова и др., 2015) и дыхательной (Matei et al., 2006; Иванова и др., 2015) активностью, численностью разных групп микроорганизмов (Matei et al., 2006; Chen et al., 2014), а также морфологией (Соина, Лысак, 2012), биоразнообразием (Xu et al., 2014) и функциональной структурой (Горовцов, автореферат, 2013) бактериальных клеток. Исследования показали, что в городских почвах происходит снижение общей численности микроорганизмов и отношения грибы / бактерии (Шаркова и др., 2011), численности актиномицетов и их антибиотического потенциала (Широких и др., 2011). Обнаружено также, что в почве городов возрастает доля наноформ бактерий (Соина, Лысак, 2012) и уменьшается активность ферментов (Горбов, Безуглова, 2013). Показано также, что в городских почвах

видовое разнообразие грибного сообщества больше по сравнению с естественными аналогами (Марфенина и др., 2002). Так, например, индекс Шеннона грибного сообщества урбанозема Москвы и Серпухова составил 2.8-4.0 и 2.7-3.8 единиц соответственно, а зональной дерново-подзолистой – меньше, 2.6-3.4 (Марфенина и др., 2002). Более того отмечено, что в почве этих городов присутствуют представители рода *Aspergillus*, которые не типичны для зональной почвы. Выявлено также, что в городских почвах длина грибного мицелия обычно меньше, чем в естественных аналогах, а доля грибных спор – больше (Marfenina et al., 2008). Исследователи обнаружили и другую отличительную особенность грибного сообщества почв города – увеличение доли темноокрашенного мицелия, что связано, по-видимому, с их устойчивостью к загрязнениям и более засушливым условиям (Марфенина и др., 2002). К тому же показано, что доля потенциально патогенных грибов в реплантоземе мегаполиса Москва может быть весьма велика (встречаемость >60%) (Марфенина и др. 2002; Marfenina et al., 2008). Поэтому наше исследование о большой доле грибного компонента в реплантоземе Москвы может быть связано с увеличением патогенных форм.

Исследователи уделяют внимание и оценке структуры микробного сообщества почв (отношение грибы / бактерии) разных экосистем (Ananyeva et al., 2014) и ее связи с условиями среды (de Vries et al., 2006; Högberg et al., 2007). Отмечено, что в почве ненарушенных экосистем отношение Г / Б обычно выше, чем нарушенных (Bardgett et al., 1996; Bailey et al., 2002; Ananyeva et al., 2014). В почве (слой 0-20 см) трех городов Португалии (Лиссабон, Эштаррежа, Визеу) содержание жирных кислот бактерий было больше по сравнению с таковым грибов (Silva et al., 2010), а значит отношение грибы/бактерии низкое. В нашем исследовании показано, что в урбаноземе промышленной зоны г. Сергиев Посад (Московская область) отношение грибы / бактерии было в 2.8 раза меньше естественного аналога. Вместе с тем в реплантоземе и фоновой почве Москвы доля грибов была примерно одинаковой, однако показатель $C_{\text{грибы}} / C_{\text{орг}}$ был в 2.4 раза больше в реплантоземе. Исследователи отмечают, что состав микробного сообщества почвы контролируется в основном ее pH и качеством субстрата (C / N) (Högberg et al. 2007). Так, в почве с высоким значением C / N отмечали увеличение отношения грибы / бактерии (Henriksen, Breland, 1999; Vinten et al., 2002). В исследуемой нами дерново-подзолистой почве и реплантоземе (добавлен торф) г. Москва содержание $C_{\text{орг}}$ и pH различались значительно, а отношение C / N и грибы / бактерии для них были примерно одинаковым.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Изучены особенности функционирования микробного сообщества почвы естественных и антропогенно преобразованных экосистем, включая и городские, подтаежной и лесостепной растительных подзон европейской России. Микробное обилие почвы (биомасса) и его дыхательная активность были оценены в градиенте изменения экосистем на локальном и региональном уровнях. Установлено высокое пространственное варьирование этих показателей в пределах каждой экосистемы и функциональной зоны города (рекреационная, селитебная, промышленная), на фоне которой в градиенте антропогенного преобразования экосистем выявлено «ухудшение» функционирования микробного сообщества почвы, связанное со снижением содержания ее микробной биомассы, дыхательной активности, их профильного запаса, изменением экофизиологического статуса и структуры. Показана высокая дыхательная активность почвы (образование CO_2) поселений, которая в Московской области составляет от 3 до 85% таковой соответствующих пашен (являются источником CO_2 в атмосферу), что следует учитывать для расчета баланса углерода на локальном и региональном уровнях.

ВЫВОДЫ

1. Выявлено высокое пространственное варьирование содержания углерода микробной биомассы и ее дыхательной активности в пределах каждой экосистемы (лес, луг, пашня) и функциональной зоны городов (рекреационная, селитебная, промышленная) подтаежной и лесостепной растительных подзон европейской России.

2. Установлено, что пространственная вариабельность микробной биомассы и дыхательной активности в лесостепной подзоне определялись в основном содержанием $C_{орг}$ почвы (вклад 64 и 65% соответственно), в подтаежной – микробная биомасса зависела от $C_{орг}$ (27%), а дыхательная активность – от $C_{орг}$ и pH (25 и 27% соответственно).

3. Впервые в градиенте изменения экосистем от естественных к антропогенно преобразованным, включая и городские, обнаружено «ухудшение» функционирования микробного сообщества почвы, связанное со снижением содержания микробной биомассы, дыхательной активности, их профильного запаса, изменением экофизиологического статуса (удельное дыхание, эффективность потребления органического вещества) и структуры (отношение грибы / бактерии).

4. Впервые выявлено, что микробное обилие разных функциональных зон мегаполиса Москва не различалось, а микробное дыхание и доля углерода микробной биомассы в органическом углероде почвы рекреационных зон на 60 и 90% больше соответственно таковых промышленных, иллюстрируя, тем самым негативное антропогенное влияние на функционирование микробного сообщества городской почвы.

5. Впервые показана высокая микробная дыхательная активность почвы поселений (образование CO_2), которая в Московской области составляет от 3 до 85% (в среднем 38%) таковой пашен (являются источником CO_2), что следует учитывать для расчета баланса углерода на локальном и региональном уровнях.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Ананьева Н.Д. Микробиологические аспекты самоочищения и устойчивости почв / М: Наука, 2003. 223 с.
2. Ананьева Н.Д., Полянская Л.М., Стольникова Е.В., Звягинцев Д.Г. Соотношение биомассы грибов и бактерий в профиле лесных почв // Известия РАН. Сер. Биологическая. 2010 а. № 3. С. 308-317.
3. Ананьева Н.Д., Полянская Л.М., Сусьян Е.А., Васенкина И.В., Вирт С., Звягинцев Д.Г. Сравнительная оценка микробной биомассы почв, определяемой методами прямого микроскопирования и субстрат-индуцированного дыхания // Микробиология. 2008. Т. 77. № 3. С. 404-412.
4. Ананьева Н.Д., Стольникова Е.В., Сусьян Е.А., Ходжаева А.К. Грибная и бактериальная микробная биомасса (селективное ингибирование) и продуцирование CO_2 и N_2O дерново-подзолистыми почвами постагрогенных биогеоценозов // Почвоведение. 2010 б. № 11. С. 1387-1393.
5. Ананьева Н.Д., Сусьян Е.А., Гавриленко Е.Г. Особенности определения углерода микробной биомассы методом субстрат-индуцированного дыхания // Почвоведение. 2011. № 11. С. 1327-1333.
6. Ананьева Н.Д., Сусьян Е.А., Рыжова И.М., Бочарникова Е.О., Стольникова Е.В. Углерод микробной биомассы и микробное продуцирование двуокиси углерода дерново-подзолистыми почвами постагрогенных биогеоценозов и коренных ельников южной тайги (Костромская область) // Почвоведение. 2009. № 9. С. 1108-1116.
7. Ананьева Н.Д., Сусьян Е.А., Чернова О.В., Чернов И. Ю., Макарова О.Л. Соотношение грибов и бактерий в биомассе разных типов почв, определяемое селективным ингибированием // Микробиология. 2006. Т. 75. № 6. С. 807-813.
8. Анненская Г.Н., Жучкова В.К., Калинина В.Р., Мамай И.И., Низовцев В.А., Хрусталева М.А., Цесельчук Ю.Н. Ландшафты Московской области и их современное состояние. Смоленск: Издательство СГУ, 1997. 297 с.
9. Апарин Б.Ф., Сухачева Е.Ю. Почвенный покров Санкт-Петербурга: «из тьмы лесов и топи блат» к современному мегаполису // БИОСФЕРА. 2013. № 3. С. 327-352.
10. Апарин Б.Ф., Сухачева Е.Ю. Принципы создания почвенной карты мегаполиса (на примере Санкт-Петербурга). Почвоведение. 2014. № 7. С. 790-802.
11. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. М: Изд-во МГУ, 1970. 487с.
12. Безуглова О.С., Приваленко В.В. Экологические проблемы антропогенных ландшафтов Ростовской области: экология города Ростова-на-Дону. Ростов-на-Дону: СКНЦ ВШ, 2003. Т. 1. 290 с.
13. Благодатская Е.В., Благодатский С.А., Андерсон Т.-Х. Количественная экстракция микробной ДНК из разных типов почв природных и агроценозов // Микробиология. 2003. Т. 72. № 6. С. 840-846.
14. Благодатский С.А., Благодатская Е.В. Динамика микробной биомассы и соотношение эукариотных и прокариотных микроорганизмов в серой лесной почве // Почвоведение. 1996. №12. С. 1485-1490.
15. Благодатский С.А., Богомолова И.Н., Благодатская Е.В. Микробная биомасса и кинетика роста микроорганизмов в черноземах при различном

- сельскохозяйственном использовании // Микробиология. 2008. Т. 77. № 1. С. 113-120.
16. Браун. Л. Покончить с голодом: вызов брошен // В кн. Состояние мира. Доклад института Worldwatch о развитии по пути к устойчивому обществу. М.: «Весь мир», 2003. С. 57-85.
 17. Васенёв В.И., Ананьева Н.Д., Иващенко К.В. Влияние поллютантов (тяжелые металлы, дизельное топливо) на дыхательную активность конструкторов // Экология. 2013. № 6. С. 436-445.
 18. Васенёв В.И., Ананьева Н.Д., Макаров О.А. Особенности экологического функционирования конструкторов на территории Москвы и Московской области // Почвоведение. 2012. № 2. С. 224-235.
 19. Васенев В.И., Прокофьева Т.В., Макаров О.А. Разработка подхода к оценке запасов почвенного органического углерода мегаполиса и малого населенного пункта // Почвоведение. 2013. № 6. С. 725-736.
 20. Вершинин А.А., Игнатьев Ю.А. Оценка дыхательной активности выщелоченного чернозема в условиях почвосберегающей технологии возделывания сельскохозяйственных культур // Почвоведение. 2011. № 6. С. 755-759.
 21. Визирская М.М., Щепелева А.С., Мазиров И.М., Васенев В.И. Исследование эмиссии парниковых газов (CO₂, CH₄, N₂O) почвами представительных ландшафтов Московского мегаполиса // Теоретические и прикладные проблемы агропромышленного комплекса. 2015. №3. Вып. 24. С. 47-53.
 22. Воробьева Л.А., Глебова Г.И., Горшкова Е.И. и др., 1980. Физико-химические методы исследования почв. М: Изд-во МГУ, 1980. 382 с.
 23. Восстановление и режим сохранения луговых степей в Центрально-черноземном биосферном заповеднике // Степной бюллетень. 2000. № 8. С. 26-29.
 24. Гавриленко Е.Г. Диссертация соискание уч. степени кбн «Биологические свойства почвы для их эколого-экономической оценки (на примере Серпуховского и Подольского районов Московской обл.). 2013. 118 с.
 25. Гавриленко Е.Г., Ананьева Н.Д., Макаров О.А. Оценка качества почв разных экосистем (на примере Серпуховского и Подольского районов Московской области) // Почвоведение. 2013. № 12. С. 1505-1515.
 26. Гавриленко Е.Г., Сусьян Е.А., Ананьева Н.Д., Макаров О.А. Пространственное варьирование содержания углерода микробной биомассы и микробного дыхания почв южного Подмосковья // Почвоведение. 2011. № 10. С. 1231-1245.
 27. Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В. Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация. Смоленск: Ойкумена, 2003. 268 с.
 28. Глазовская М.А., Добровольская Н.Г. Геохимические функции микроорганизмов. М.: Изд-во МГУ, 1984. 152 с.
 29. Глобальная перспектива в области биоразнообразия 3. Секретариат Конвенции о биологическом разнообразии. 2010 г. Монреаль. 94 с.
 30. Головченко А.В. Добровольская Т.Г., Максимова И.А., Терехова В.А. Звягинцев Д.Г., Трофимов С.Я. Структура и функции микробных сообществ почв южной тайги // Микробиология. 2000. Т. 69. № 4. С. 453-464.

31. Головченко А.В., Добровольская Т.Г., Полянская Л.М. Численность и структура микробных комплексов в контрастных почвах мезоморфного ряда ельников южной тайги // Вестн. Моск. Ун-та. Сер. 17, почвоведение. 1995. № 3. С. 57-63.
32. Головченко А.В., Полянская Л.М. Сезонная динамика численности и биомассы микроорганизмов по профилю почвы // Почвоведение. 1996. № 10. С. 1227-1223.
33. Головченко А.В., Полянская Л.М., Добровольская Т.Г., Васильева Л.В., Чернов И.Ю., Звягинцев Д.Г. Особенности пространственного распределения и структуры микробных комплексов болотно-лесных экосистем // Почвоведение. 1993. № 10. С. 78-89.
34. Горбов С.Н. Почвы урболандшафтов г. Ростов-на-Дону, их экологическое состояние и оценка загрязнения. Автореф. дис. ... канд. биол. н. Ростов-на-Дону, 2002. 25 с.
35. Горбов С.Н., Безуглова О.С. Биологическая активность почв городских территорий (на примере г. Ростов-на-Дону) // Научный журнал КубГАУ. 2013. № 85. С. 1-15.
36. Горовцов А.В. Функциональная структура бактериоценозов урбопочв г. Ростова-на-Дону. Автореф. дис. ... канд. биол. н. Ростов-на-Дону, 2013. 24 с.
37. Государственный (национальный) доклад о состоянии и использовании земель в Российской Федерации в 2005 году. Федеральное агентство кадастра объектов недвижимости. Москва. 2006. 200 с.
38. Государственный доклад «О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2013 году». 2014. 463 с.
39. Демкина Т.С., Мирчинк Т.Г. Динамика грибного мицелия и спор в некоторых почвах // Почвоведение. 1985. № 3. С. 94-99.
40. Добровольская Т.Г., Полянская Л.М., Головченко А.В., Смагина М.В., Звягинцев Д.Г. Микробный пул в торфяных почвах // Почвоведение. 1991. № 7. С. 69-77.
41. Добровольский Г.В. Тихий кризис планеты // Вестник Российской Академии Наук. 1997. Т. 67. № 4. С. 313-320.
42. Добровольский Г.В., Бобров А.А., Головченко А.В., Дорофеева Е.И., Коробов Е.Д., Старикова О.В., Трофимов С.Я. Структурно-функциональная организация почвенной биоты в ненарушенных ельниках южной тайги (на примере ЦЛГБЗ) // Известия РАН. Сер. биологическая. 1997. № 4. С. 484-494.
43. Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. Сохранение почв как незаменимого компонента биосферы. М.: Наука, 2000. 185 с.
44. Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. Функции почв в биосфере и экосистемах. М.: Наука, 1990. 261 с.
45. Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. Экология почв. Учение об экологических функциях почв. М.: Изд-во Моск. Ун-та, 2012. 412 с.
46. Доклад о состоянии и использовании земель сельскохозяйственного назначения. Министерство сельского хозяйства Российской Федерации. М: ФГНУ «Росинформагротех», 2010. 100 с.
47. Доклад о состоянии и охране окружающей среды на территории Курской области в 2014 году. Администрация Курской области. Департамент экологической безопасности и природопользования Курской области. Курск, 2015. 157 с.
48. Доклад о состоянии окружающей среды в городе Москве в 2013 году. Правительство Москвы, Департамент природопользования и охраны окружающей среды города Москвы / отв. ред. А. О. Кульбачевский. М.: «ЛАРК ЛТД», 2014. 222 с.

49. Долгих А.В., Александровский А.Л. Почвы и культурный слой Великого Новгорода // Почвоведение. 2010. № 5. С. 515-526.
50. Евдокимов И.В., Ларионова А.А., Шмитт М., Лопес де Гереню В.О., Бан М. Определение вклада дыхания корней растений в эмиссию CO₂ из почвы методом субстрат-индуцированного дыхания // Почвоведение. 2010. № 3. С. 349-355.
51. Егоров И.С. Основы учения об антибиотиках. М.: Изд-во МГУ, Наука, 2004. 528 с.
52. Егорова С.В. Численность и биомасса бактерий в темно-серой лесной почве дубравы / Продуктивность органической массы лесов в разных природных зонах. М.: Наука. 1973. С. 126-131.
53. Ефремов А.Л. Биомасса микроорганизмов и биохимическая активность в почвах некоторых типов сосняков подзоны широколиственно-сосновых лесов Белоруссии // Доклады Академии наук БССР. 1991. Т. 35. № 2. С. 167-170.
54. Заварзин Г.А., Кудеяров В.Н. Почва как главный источник углекислоты и резервуар органического углерода на территории России // Вестник Российской академии наук. 2006. Т. 76. № 1. С. 14–29.
55. Закон города Москвы от 4 июня 2007 года № 31 “О городских почвах” <http://www.garant.ru/hotlaw/moscow/158912/> (дата обращения 20.06.2015 г.).
56. Звягинцев Д.Г. Почва и микроорганизмы. М: Изд-во Моск. Ун-та, 1987. 256 с.
57. Звягинцев Д.Г., Добровольская Т.Г., Бабьева И.П., Зенова Г.М., Лысак Л.В., Полянская Л.М. Вертикально-ярусная организация микробных сообществ в лесных биогеоценозах // Микробиология. 1993. Т. 62. Вып. 1. С. 5-36.
58. Звягинцев Д.Г., Добровольская Т.Г., Бабьева И.П., Зенова Г.М., Лысак Л.В., Марфенина О.Е. Роль микроорганизмов в биогеоценотических функциях почв // Почвоведение. 1992. № 6. С. 63-77.
59. Звягинцев Д.Г., Кожевин П.А., Малахов В.В. Экологические проблемы в почвенной микробиологии // Общая микробиология. 1976. Т. 37. № 5. С. 691-706.
60. Иванов А.Л. Состояние, рациональное использование и охрана земельных (почвенных) ресурсов России // Природа. 2014., Национальное информационное агентство «Природные ресурсы», 2002-2009, <http://www.priroda.ru/reviews/detail.php?ID=10921.>
61. Иванова А.Е., Николаева В.В., Марфенина О.В. Изменение целлюлозолитической активности городских почв в связи с изъятием растительного опада (на примере Москвы) // Почвоведение. 2015. № 5. С. 562-570.
62. Иващенко К.В., Ананьева Н.Д., Васенев В.И., Кудеяров В.Н., Валинтини Р. Биомасса и дыхательная активность почвенных микроорганизмов в антропогенно-измененных экосистемах (Московская область) // Почвоведение. 2014. № 9. С. 1077-1088.
63. Илюшкина Л.Н., Шевченко Е.Е. Санитарно-гигиеническое состояние почв рекреационных зон Ростова-на-Дону // Фундаментальные исследования. 2013. № 4. Ч. 2. С. 375-378.
64. Каспаров С.В., Минько О.И., Аммосова Я.М., Первова Н.Е. Некоторые подходы к изучению функционирования газового профиля почвы // Почвоведение. 1986. № 10. С. 127-130.
65. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
66. Классификация и диагностика почв СССР. М: Колос, 1977. 221 с.
67. Ковда В.А. Прошлое и будущее чернозема // Русский чернозем: 100 лет после Докучаева. М: Наука, 1983. С. 253-280.

68. Ковда В.А. Роль и функции почвенного покрова в биосфере Земли. Пущино: АН СССР, 1985. 10 с.
69. Когут Б.М., Сысуев С.А., Холодов В.А. Водопрочность и лабильные гумусовые вещества типичного чернозема при различном землепользовании // Почвоведение. 2012. № 5. С. 555-561.
70. Кожевин П.А. Микробные популяции в природе. М.: Изд-во Моск. Ун-та, 1989. 175 С.
71. Кожевин П.А., Полянская Л.М., Звягинцев Д.Г. Динамика развития различных микроорганизмов в почве // Микробиология. 1979. Т. 48. С. 490-494.
72. Кудеяров В.Н. Современное состояние углеродного баланса и предельная способность почв к поглощению углерода на территории России // Почвоведение. 2015. № 9. С. 1049-1060.
73. Курбатова А.С., Башкин В.Н., Баранникова Ю.А., Герасимова С.Г., Никифорова Е.В., Решетина Е.В., Савельева В.А., Савин Д.С., Смагин А.В., Степанов А.Л. Экологические функции городских почв. М. Смоленск: Маджента, 2004. 232 с.
74. Курганова И.Н., Ермолаев А.М., Лопес де Гереню В.О., Ларионова А.А., Кузяков Я., Келлер Т., Ланге Ш. Баланс углерода в почвах залежей Подмосковья // Почвоведение. 2007. № 1. С. 60-68.
75. Ларионова А.А., Розонова Л.Н., Самойлов Т.И. Динамика газообмена в профиле серой лесной почвы // Почвоведение. 1988. № 11. С. 68-74.
76. Лысак Л.В., Лапыгина Е.В., Конова И.А., Звягинцев Д.Г. Определение физиологического состояния бактерий в почве с помощью люминесцентного красителя L7012 // Изв. РАН. Сер. биологическая. 2009. Т. 36. № 6. С. 750-754.
77. Лысак Л.В., Сидоренко Н.Н., Марфенина О.Е., Звягинцев Д.Г. Микробные комплексы городских почв // Почвоведение. 2000. № 1. С. 80-85.
78. Манучарова Н.А. Идентификация метаболически активных клеток прокариот в почвах с применением молекулярно-биологического флюоресцентномикроскопического метода анализа fluorescence in situ hybridisation (FISH). Учебное пособие. Изд-во Моск. Ун-та, 2008. 24с.
79. Марфенина О.Е., Кулько А.Б., Иванова А.Е., Согонов М.В. Микроскопические грибы во внешней среде города // Микология и Фитопатология. 2002. Т. 36. Вып. 4. С. 22-32.
80. Методы почвенной микробиологии и биохимии. Отв. ред. Д.Г. Звягинцев. М.: Изд-во МГУ. 1991. 304 с.
81. Минеев В.Г., Сычев В.Г., Амелянчик О.А. и др. Практикум по агрохимии / Под ред. В.Г. Минеева. М: Изд-во МГУ, 2001. 689 с.
82. Мирчинк Т.Г., Паников Н.С. Современные подходы к оценке биомассы и продуктивности грибов и бактерий в почве // Успехи микробиологии. 1985. № 20. с. 198-226.
83. Мишустин Е.Н., Перцовская М.И., Горбов В.А. Санитарная микробиология почвы. Москва: Наука, 1979. 304 с.
84. Научная электронная библиотека. http://elibrary.ru/query_results.asp. Дата обращения 20.06.15.
85. Национальный атлас почв Российской Федерации / Отв. ред. С.А. Шоба. М.: Факультет почвоведения МГУ им. Ломоносова, Астрель, 2011. С. 135.

86. О состоянии природных ресурсов и окружающей среды Московской области в 2014 году. Министерство экологии и природопользования Московской области. Красногорск, 2015. 315 с.
87. Орешкина Н.С. Статистические оценки пространственной изменчивости свойств почв. М.: Изд-во Моск. Ун-та, 1988. 112 с.
88. Ориентировочно-допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве. Гигиенические нормативы. ГН 2.1.7.2511-09. 2009.
89. Отчёт о результатах деятельности Правительства Москвы за 2011-2012 гг. С. 4-5. (http://s.mos.ru/common/upload/Book_11.pdf).
90. Оценка численности постоянного населения на 1 января 2014 гг. <http://www.gks.ru>
91. Оценка экологического состояния почвенно-земельных ресурсов и окружающей природной среды Московской области / Ред. Г.В. Добровольский, С.А. Шоба М.: Изд-во МГУ, 2000. 221 с.
92. Паников Н.С. Нуклеиновые кислоты почвы и их превращения микроорганизмами. Дис. канд. биол. наук. М.: Изд-во Моск. Ун-та, 1976. 147 с.
93. Панкова Е.И., Новикова А. Деградационные почвенные процессы на сельскохозяйственных землях России // Почвоведение. 2000. № 3. С. 366-379.
94. Паринкина О.М., Ключева Н.В. Микробиологические аспекты уменьшения естественного плодородия почв при их сельскохозяйственном использовании // Почвоведение. 1995. № 5. С. 573-581.
95. Полянская Л.М., Гейдебрехт В.В., Звягинцев Д.Г. Биомасса грибов в различных типах почв // Почвоведение. 1995 б. № 5. С. 566-572.
96. Полянская Л.М., Гейдебрехт В.В., Степанов А.Л., Звягинцев Д.Г. Распределение численности и биомассы микроорганизмов по профилям зональных типов почв // Почвоведение. 1995 а. № 3. С. 322-328.
97. Полянская Л.М., Головченко А.В., Звягинцев Д.Г. Микробная биомасса в почвах // Доклады Академии Наук. 1995 в. Т. 344. № 6. С. 846-848.
98. Полянская Л.М., Горбачева М.А., Милановский Е.Ю., Звягинцев Д.Г. Развитие микроорганизмов в аэробных и анаэробных условиях в черноземе // Почвоведение. 2010. № 3. С. 356-360.
99. Полянская Л.М., Звягинцев Д.Г. Содержание и структура микробной биомассы как показатель экологического состояния почв // Почвоведение. 2005. № 6. С. 706-714.
100. Полянская Л.М., Лукин С.М., Звягинцев Д.Г. Изменение состава микробной биомассы в почве при окультуривании // Почвоведение. 1997. № 2. С. 206-212.
101. Полянская Л.М., Суханова Н.И., Чакмазян К.В., Звягинцев Д.Г. Особенности изменения структуры микробной биомассы почв в условиях залежи // Почвоведение. 2012. № 7. С. 792-798
102. Почва, город, экология. М.: Фонд «За экономическую грамотность», 1997. 320 с.
103. Почвы в биосфере и жизни человека / Редакторы Г.В. Добровольский, Г.С. Куст, В.Г. Санаев. Москва: Изд-во Моск. Гос. Ун-та леса, 2012. 584 с.
104. Почвы Московской области и их использование. Т. 1. М: Почвенный институт им. В.В. Докучаева, 2002. 500 с.
105. Приходько В.Е., Чевердин Ю.И., Титова Т.В. Изменение форм органического вещества черноземов Каменной степи при разном использовании, местоположении и увеличении степени гидроморфизма // Почвоведение. 2013. № 12. С. 1494-1504.

106. Прокофьева Т.В., Герасимова М.И., Безуглова О.С. и др. Введение почв и почвоподобных образований городских территорий в классификацию почв России // Почвоведение. 2014. № 10. С. 1155-1164.
107. Прокофьева Т.В., Розанова М.С., Попутников О.В. Некоторые особенности органического вещества почв на территориях парков и прилегающих жилых кварталов Москвы // Почвоведение. 2013. №3. С. 302-314.
108. Пулы и потоки углерода в наземных экосистемах России / ред. Кудеяров В.Н., Заварзин Г.А., Благодатский С.А.. М.: Наука, 2007. 315 с.
109. Пятое национальное сообщение Российской Федерации (представленное в соответствии со статьями 4 и 12 Рамочной Конвенции Организации Объединенных Наций об изменении климата и статьей 7 Киотского протокола). Министерство природных ресурсов и экологии Российской Федерации, Федеральная служба по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. Москва. 2010. 196 с.
110. Работнова И.Л., Помозгова И.Н. Хемостатное культивирование и ингибирование роста микроорганизмов. М.: Наука, 1979. 207 с.
111. Росреестр. Федеральная служба государственной регистрации, кадастра и картографии. Сводные данные о состоянии земель Российской Федерации. 2010. https://rosreestr.ru/site/press/news/na-sayte-rosreestra-opublikovany-svodnye-dannye-o-sostoyanii-zemel-rossiyskoy-federatsii-15-07/?sphrase_id=811782.
112. Сазонов С.Н., Манучарова М.В., Горленко М.В., Умаров М.М. Естественное восстановление микробиологических свойств дерново-подзолистой почвы в условиях залежи // Почвоведение. 2005. № 5. С. 575-580.
113. Сальвати Л., Феррара С., Раналли Ф. Изменение качества почв и экологическая уязвимость в условиях интенсивной урбанизации в пригородах // Почвоведение. 2014. № 10. С. 1273-1280.
114. Саржанов Д.А., Васенев В.И., Сотникова Ю.Л., Тембо А., Васенев И.И., Валентини Р. Краткосрочная динамика и пространственная неоднородность эмиссии CO₂ почвами естественных и городских экосистем Центрально-черноземного региона // Почвоведение. 2015. № 4. С. 469-478.
115. Свешникова А.А., Полянская Л.М., Лукин С.М. Влияние окультуривания и мезорельефа на структуру микробной биомассы дерново-подзолистой и серой лесной почв // Микробиология. 2001. Т. 70. N. 4. С. 558-566.
116. Семенов М.В., Стольников Е.В., Ананьева Н.Д., Иващенко К.В. Структура микробного сообщества почвы катены правобережья реки Ока // Известия РАН, Сер. Биол., 2013. № 3. С. 266-274.
117. Смагин А.В. Городские почвы // Природа. Сер. Почвоведение. Экология. 2010. № 7. С. 15-23.
118. Смагин А.В., Шоба С.А., Макаров О.А. Экологическая оценка почвенных ресурсов и технологии их воспроизводства (на примере г. Москвы) / Под ред. С.А. Шобы. М.: Изд-во Моск. Ун-та, 2008. 360 с.
119. Сморгалов И.А., Воробейчик Е.Л. Влияние условий крупного промышленного города на почвенное дыхание лесных экосистем // Почвоведение. 2015. № 1. С. 118-126.
120. Снакин В.В., Алябина И.О., Кречетов В.В. Экологическая оценка устойчивости почв к антропогенному воздействию // Известия АН РАН. Сер. геогр. 1995. № 5. С. 50-57.

121. Соина В.С., Лысак Л.В., Конова И.А., Лапыгина Е.В., Звягинцев Д.Г. Электронно-микроскопическое изучение ультрамикробактерий (наноформ) в почвах и подпочвенных отложениях // Почвоведение. 2012. № 11. С. 1188-1198.
122. Стахурлова Л.Д., Свистова И.Д., Щеглов Д.И. Биологическая активность как индикатор плодородия черноземов в различных биоценозах // Почвоведение. 2007. № 6. С. 769-744.
123. Степанов А.Л. Микробная трансформация парниковых газов в почвах. М.: ГЕОС, 2011. 192 с.
124. Стольникова Е.В., Ананьева Н.Д., Чернова О.В. Микробная биомасса, ее активность и структура в почвах старовозрастных лесов Европейской территории России // Почвоведение. 2011. № 4. С. 479-494.
125. Строганова М.Н., Мягкова А.Д., Прокофьева Т.В. Роль почв в городских экосистемах // Почвоведение. 1997. № 1. С. 96-101.
126. Строганова М.Н., Раппопорт Антропогенные почвы ботанических садов крупных городов южной тайги // Почвоведение. 2005. № 9. С. 1094-1101.
127. Структурно-функциональная роль почвы в биосфере / Отв. ред. Г.В. Добровольский. М.: Наука, 2003. 364 с.
128. Сусьян Е.А. Диссертация соискание уч. степени кбн «Активная микробная биомасса разных типов почв». 2005. 130 с.
129. Сусьян Е.А., Ананьева Н.Д., Благодатская Е.В. Разделение грибного и бактериального субстрат-индуцированного дыхания с использованием антибиотиков в почвах разных экосистем // Микробиология. 2005. Т. 74. № 3. С. 394-400.
130. Сусьян Е.А., Рыбняц Д.С., Ананьева Н.Д. Изменение микробной активности по профилю серой лесной почвы и чернозема // Почвоведение. 2006. № 8. С. 956-964.
131. Терехова В.А. Биотестирование почв: подходы и проблемы // Почвоведение. 2011. № 2. С. 190-198.
132. Терехова В.А., Пукальчик М.А., Яковлев А.С. “Триадный” подход к экологической оценке городских почв // Почвоведение. 2014. № 9. С. 1145-1152.
133. Умаров М.М. Роль микроорганизмов в круговороте химических элементов в наземных экосистемах. Структурно-функциональная роль почвы в биосфере. М.: Наука, 2003. с. 125-139.
134. Шаркова С.Ю., Парфенова Е.А., Полянскова Е.А. Биоиндикация городской среды по состоянию микробного комплекса почв // Экология и промышленность России. 2011. С. 44-47.
135. Шеин Е.В., Лазарев В.И., Айдиев А.Ю., Сакункончак Т.М., Кузнецов Я., Милановский Е.Ю., Хайдапова Д.Д. Изменение физических свойств черноземов типичных (Курская область) в условиях длительного стационарного опыта // Почвоведение. 2011. № 10. С. 1201-1208.
136. Шеховцева О.Г., Мальцева И.А. Особенности физических, химических и биологических свойств почв г. Мариуполь (Украина) // Почвоведение. 2014. № 7. С. 869-877.
137. Широких И.Г., Ашихмина Т.Я., Широких А.А. Особенности актиномицетных комплексов в урбаноземах г. Киров // Почвоведение. 2011. № 2. С. 199-205.
138. Шумилова Л.П., Куимова Н.Г. Изучение микробного сообщества городских почв методом газовой хроматографии-масс-спектрометрии // Бюллетень. 2013. Вып. 50. С. 121-125.

139. Щепелева А.С. Оценка экологических функций газонных урбоэкосистем в северной части мегаполиса Москвы на основе анализа потоков и запасов углерода. Автореф. дис. ... канд. биол. н. Москва, 2015. 24 с.
140. Экологический атлас Москвы. Рук. Проекта И.Н. Ильина. Москва: АБФ, 2000. 96 с.
141. Экологическое нормирование и управление качеством почв и земель / Отв. ред. С.А. Шоба, А.С. Яковлев, Н.Г. Рыбальский. М.: НИА-Природа, 2013. 310 с.
142. Abrahams P.W. Soils: their implications to human health // *Sci. Total Environment*. 2002. V. 291. P. 1-31.
143. Alef K. Soil respiration / In: *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Alef K., Nannipieri P. (Eds.). Academic Press. 1995. P. 214-218.
144. Alexander M. *Introduction to soil microbiology*, 2nd edn. Wiley, New York, 1977.
145. Alphei J., Bonkowski M., Scheu S. Application of the selective inhibition method to determine bacterial:fungal ratios in three beechwood soils rich in carbon-optimization of inhibitor concentrations // *Biol Fertil. Soils*. 1995. V. 19. P. 173-176.
146. Amelung W. Methods using amino sugars as markers for microbial residues in soil / In: *Assessment Methods for Soil Carbon*. Lal J.M., Follett R.F., Stewart B.A. (Eds.). Lewis Publishers, Boca Raton, 2001. P. 233-272.
147. Amundson R., Berhe A.A., Hopmans J.W., Olson C., Sztein A.E., Sparks D.L. Soil and human security in the 21st century // *Soil science*. 2015. Vol. 348. Issue 6235. P. 647-653.
148. Ananyeva N.D., Castaldi S., Stolnikova E.V., Kudeyarov V.N., Valentini R. Fungi-to-bacteria ratio in soils of European Russia // *Archives of Agronomy and Soil Science*. 2014. DOI: 10.1080/03650340.2014.940916 (<http://dx.doi.org/10.1080/03650340.2014.940916>).
149. Ananyeva N.D., Blagodatskaya E.V., Demkina T.S. Estimating the resistance of soil microbial complexes to natural and anthropogenic impacts // *Eur Soil Sci*. 2002. V. 35 P. 514-521.
150. Ananyeva N.D., Rogovaya S.V., Ivashchenko K.V., Vasenev V.I., Sarzhanov D.A., Ryzhkov O.V., Kudeyarov V.N. Carbon dioxide emission and soil microbial respiration activity of Chernozems under anthropogenic transformation of terrestrial ecosystems // *Eurasian Journal of Soil Science*. 2016. V. 5. P. 146-154.
151. Anderson J.P.E., Domsch K.H. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils // *Soil Biol. Biochem*. 1978. V. 10. N. 3. P. 215-221.
152. Anderson J.P.E., Domsch K.H. Measurement of bacterial and fungal contribution to respiration of selected agricultural soils // *Canad J Microbiol*. 1975. V. 21. P. 314-322.
153. Anderson J.P.E., Domsch K.H. Quantification of bacterial and fungal contribution to soil respiration // *Archives of Microbiology*, 1973. V. 93. P. 113-127.
154. Anderson T.-H. Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality // *Agric Ecosys Environ*. 2003. V. 98. P. 285-293.
155. Anderson T.-H., Domsch K.H. Application of eco-physiological quotients (qCO_2 and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories // *Soil Biol. Biochem*. 1990. V. 22. P. 251-255.
156. Anderson T.-H., Domsch K.H. Carbon assimilation and microbial activity in soil // *J Plant Nutr Soil Sci*. 1986. V. 149. P. 457-468.
157. Anderson T.-H., Domsch K.H. Carbon links between microbial biomass and soil organic matter / In: *Perspectives in Microbial Ecology*. Megusar F., Gantar M. (Eds.). Slovene Society for Microbiology, Ljubljana. 1986. P. 467-471.

158. Anderson T.-H., Domsch K.H. Ratios of microbial biomass to total organic carbon in arable soils // *Soil Biol Biochem.* 1989. V. 21. N 4. P. 471-479.
159. Anderson T.-H., Domsch K.H. Soil microbial biomass: The eco-physiological approach // *Soil Biol. Biochem.* 2010. V. 42. Issue 12. P. 2039-2043.
160. Anderson T.H., Domsch K.H. The metabolic quotient for CO₂ ($q\text{CO}_2$) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soil // *Soil Biol Biochem.* 1993. V. 25. P. 393-395.
161. Anderson T.-H., Martens R. DNA determinations during growth of soil microbial biomasses // *Soil Biol Biochem.* 2013. V. 57. P. 487-495.
162. Anderson T.-H., Joergensen R.G. Relationship between SIR and FE estimates of microbial biomass C in deciduous forest soils at different pH // *Soil Biology and Biochemistry.* 1997. V. 29. P. 1033-1042.
163. Andrews S.S., Carroll C.R. Designing a soil quality assessment tool for sustainable agroecosystem management // *Ecological Applications.* 2001. V. 11. P. 1573-1585.
164. Arshad M.A., Martin S. Identifying critical limits for soil quality indicators in agroecosystems // *Agriculture, Ecosystems and Environment.* 2002. V. 88. P. 153-160.
165. Askin T., Kizilkaya R. Spatial distribution patterns of soil microbial biomass carbon within the pasture // *Agriculture Conspectus Scientificus.* 2007. V. 72. N. 1. P. 75-79.
166. Babiuk L.A., Paul E.A. The use of fluoresce in isothiocyanate in the determination of the bacterial biomass of grassland soil // *Can J Microbiol.* 1970. V. 16. P. 57-62.
167. Badalucco L., Pomare A., Grego S., Landi L., Nannipieri P. Activity and degradation of streptomycin and cycloheximide in soil // *Biol. Fertil. Soils.* 1994. V. 18. P. 334-340.
168. Bai Q.Y., Zelles L., Scheunert J., Korte F. A simple effective procedure for the determination of adenosine triphosphate in soils // *Chemosphere.* 1988. V. 17. P. 2461-2470.
169. Bai Z.G., Dent D.L., Olsson L., Schaepman E. Proxy global assessment of land degradation // *Soil use and management.* 2008. V. 24. P. 223-234.
170. Bailey V.L., Smith J.L., Bolton H. Jr. Fungal-to-bacterial biomass ratios in soils investigated for enhanced carbon sequestration // *Soil Biol Biochem.* 2002. V. 34. P. 997-1007.
171. Bailey V.L., Smith J.L., Bolton H. Novel antibiotics as inhibitors for the selective respiratory inhibition method of measuring fungal: bacterial ratios in soil // *Biol Fertil Soils.* 2003. V. 38. P. 154-160.
172. Balashov E., Buchkina N. Impact of short- and long-term agricultural use of chernozem on its quality indicators // *International Agrophysics.* 2011. V. 25. No. 1. P. 1-5.
173. Balota E.L., Filho A.C., Andrade D.S., Dick R.P. Long-term tillage and crop rotation effects on microbial biomass and C and N mineralization in a Brazilian Oxisol // *Soil and Tillage Research.* 2004. V. 77. P. 137-145.
174. Balota E.L., Ines F.Y., Amaral H., Nakatani A.S., Dick R.P., Coyne M.S. Long-term land use influences soil microbial biomass P and S, phosphatase and arylsulfatase activities, and S mineralization in a Brazilian oxisol // *Land Degradation and Development.* 2014. V. 25. P. 397-406.
175. Bárcenas-Moreno G., García-Orenes F., Mataix-Solera J., Mataix-Beneyto J., Bååth E. Soil microbial recolonisation after a fire in a Mediterranean forest // *Biol Fertil Soils.* 2011. V. 47. P. 261-272.

176. Bardgett R.D. The biology of soil: a community and ecosystem approach. Oxford University Press, 2005.
177. Bardgett R.D., Hobbs P.J., Frostegård A. Changes in soil fungal : bacterial biomass ratios following reduction in the intensity of management of an upland grassland // *Biol Fertil Soils*. 1996. V. 22. P. 261-264.
178. Bardgett, R.D., McAlister, E. The measurement of soil fungal: bacterial biomass ratios as an indicator of ecosystem self-regulation in temperate meadow grasslands // *Biol Fertil Soils*. 1999. V. 29. P. 282-290.
179. Bastida F., Moreno J.L., Hernández T., García C. Microbiological activity in a soil 15 years after its revegetation // *Soil Biol. Biochem.* 2006. V. 38. P. 2503-2507.
180. Bastida F., Zsolnay A., Hernandez T., Garcia C. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective // *Geoderma*. 2008. V. 147. P. 159-171.
181. Beard J. Woodland soil yields a multitude of insects // *New Scientist*. 1991. V. 131. P. 1784.
182. Beare M.H. Fungal and bacterial pathways of organic matter decomposition and nitrogen mineralization in arable soils / In: Brussaard, L., Ferrera-Cerrato, R. (Eds.), *Soil Ecology in Sustainable Agricultural Systems*. CRC/Lewis Publishers, Boca Raton, FL. 1997. p. 37-70.
183. Beare M.H., Neely C.L., Coleman D., Hargrove W. L. A substrate-induced respiration (SIR) method for measurement of fungal and bacterial biomass on plant residues // *Soil Biol Biochem.* 1990. V. 22. N 5. P. 585-594.
184. Beck T., Joergensen R.G., Kandeler E., Makeschin F., Nuss E., Oberholzer H.R., Scheu S. An inter-laboratory comparison of ten different ways of measuring soil microbial biomass // *Soil Biol Biochem.* 1997. 29. P. 1023-1032.
185. Beyer L., Blume H-P., Elsner D-C., Willnow A. Soil organic matter composition and microbial activity in urban soils // *The Sci. Total Environment*. 1995. V. 168. P. 267-278.
186. Bezdicsek D.F., Papendick R.I., Lal R. Introduction: Importance of soil quality to health and sustainable land management / In: *Methods for Assessing Soil Quality*. Doran J.W., Jones A.J. (Eds.). SSSA. Madison. WI. 1996. Spec. Publ. V. 49. P. 1-8.
187. Blagodatskaya E., Kuzyakov Y. Active microorganisms in soil: Critical review of estimation criteria and approaches // *Soil Biol Biochem.* 2013. V. 67. P. 192-211.
188. Blagodatskaya E.V., Anderson T.-H. Interactive effects of pH and substrate quality on the fungal-to-bacterial ratio and qCO₂ of microbial communities in forest soils // *Soil Biology and Biochemistry*. 1998. V. 30. P. 1269-1274.
189. Bligh E.G., Dyer W.J. A rapid method of total lipid extraction and purification // *Canadian Journal of Biochemistry and Physiology*. 1959. V. 37. P. 911-917.
190. Bloem J., Breure A.M. Microbial indicators. In: *Bioindicators and Biomonitors*. / Eds. B.A. Markert, A.M. Breure, H.G. Zechmeister. Elsevier. Oxford. 2003. P. 259-282.
191. Bloem J., Schouten A.J., Sørensen S.J., Rutgers M., Van der Werf A., Breure A.M. Monitoring and evaluating soil quality / In: *Microbiological methods for assessing soil quality*. Bloem J., Hopkins D.W., Benedetti A. (Eds). UK: Biddles Ltd, King's Lynn. 2006. P. 23-49.
192. Blum W.E.H. Functions of soil for society and environment // *Reviews in Environmental Science and Bio / Technology*. 2005. V.4. P. 75-79.
193. Blum W.E.H., Eswaran H. Soils for sustaining global food production // *J. Food Science*. 2004. V. 69. P. 37-42.

194. Bölker M., Bloem J., Meiners K., Möller R. Enumeration and biovolume determination of microbial cells - a methodological review and recommendations for applications in ecological research // *Biol Fertil Soils*. 2002. V. 35. P. 249-259.
195. Bonner C., Agnew A.D.Q. Soil phosphorus as an indicator of canine faecal pollution in urban recreation areas // *Environmental Pollution (Series B)*. 1983. V. 6. P. 145-156.
196. Boone R.D., Nadelhoffer K.J., Canary J.D., Kaye J.P. Roots exert a strong influence on the temperature sensitivity of soil respiration // *Nature*. 1998. V. 396. P. 570-572.
197. Bowden R.D., Nadelhoffer K.J., Boone R.D., Melillo J.M., Garrison J.B. Contributions of above ground litter, below ground litter, and root respiration to total soil respiration in a temperate mixed hardwood forest // *Can J For Res*. 1993. V. 23. P. 1402-1407.
198. Bradford M.A., Fierer N., Reynolds J.F. Soil carbon stocks in experimental mesocosms are dependent on the rate of labile carbon, nitrogen and phosphorus inputs to soils // *Functional Ecology*. 2008. V. 22. P. 964-974.
199. Bradford M.A., Keiser A.D., Davies C.A., Mersmann C.A., Strickland M.S. Empirical evidence that soil carbon formation from plant inputs is positively related to microbial growth // *Biogeochemistry*. 2013. V. 113. P. 271-281.
200. Brevik E., Cerdà A., Mataix-Solera J., Pereg L., Quinton J., Six J., van Oost K. The interdisciplinary nature of Soil // *Soil*. 2015. V. 1. P. 117-129.
201. Brookes P.C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals // *Biology and Fertility of Soil*. 1995. V. 19. P. 269-279.
202. Bru D., Ramette A., Saby N.P.A., Dequiedt S., Ranjard L., Jolivet C., Arrouays D., Philippot L. Determinants of the distribution of nitrogen-cycling microbial communities at the landscape scale // *ISME J*. 2011. V. 5. P. 532-542.
203. Bundy J., Paton G.I., Campbell C.D. Combined microbial community level and single species biosensor responses to monitor recovery of oil polluted soil // *Soil Biol Biochem*. 2004. V. 36. P. 1149-1159.
204. Burghardt, W. Soil sealing and soil properties related to sealing / In: *Function of soils for human societies and the environment*. Fossard E., Blum W.E.H., Warkentin B.P. (Eds.). London: Geological Society. 2006. V. 266. P. 117-124.
205. Burns R.G. Enzyme activity in soil: Location and a possible role in microbial ecology // *Soil Biol Biochem*. 1982. V. 14. P. 423-427.
206. Canfield D.E., Glazer A.N., Falkowski P.G. The evolution and future of Earth's nitrogen cycle // *Science*. 2010. V. 330. P. 192-196.
207. Castaldi S., Rutigliano F.A., Virzo de Santo A. Suitability of soil microbial parameters as indicators of heavy metal pollution // *Water Air and Soil Pollution*. 2004. V. 158. Issue 1. P. 21-35.
208. Černohlávková J., Jarkovský J., Nešporová M., Hofman J. Variability of soil microbial properties: effects of sampling, handling and storage // *Ecotoxicol Environ Safety*. 2009. V. 72. P. 2102-2108.
209. Chander K., Dyckmans J., Joergensen R.G., Meyer B., Raubach M. Different sources of heavy metals and their long-term effects on soil microbial properties // *Biol Fertil Soils*. 2001. V. 34. P. 241-247.
210. Chen F.-S., Yavitt J., Hu X.-F. Phosphorus enrichment helps increase soil carbon mineralization in vegetation along an urban-to-rural gradient, Nanchang, China // *Appl. Soil Ecol*. 2014. V. 75. P. 181-188.

211. Chen G., Lu W., Wang S., Wu Y., Wan G. A comparative study on the microbiological characteristics of soils under different land-use conditions from karst areas of southwest China // *Chinese J. Geochemistry*. 2001. V. 20. Issue 1. P. 52-58.
212. Chen T.B., Wong J.W.C., Zhou H.Y. Assessment of trace metal distribution and contamination in surface soils of Hong Kong // *Environ. Pollut.* 1997. V. 96. Issue 1. P. 61-68.
213. Chen W., Jia X., Zha T. et al. Soil respiration in a mixed urban forest in China in relation to soil temperature and water content // *Eur J Soil Biol.* 2013. V. 54. P. 63-68.
214. Cheng-Sheng Tsai, Killham K., Cresser M.S. Dynamic response of microbial biomass, respiration rate and ATP to glucose additions // *Soil Biol Biochem.* 1997. V. 29. P. 1249-1256.
215. Coleman D., Wall D., Fauna: the engine for microbial activity and transport. In: *Soil Microbiology, Ecology, and Biochemistry*, third ed. Elsevier Academic Press. Paul E.A. (Ed.). San Diego, CA, USA, 2007. P. 163-194.
216. Collof M.J., Wakelin S.A, Gomez D., Rogers S.L. Detection of nitrogen cycle genes in soils for measuring the effects of changes in land use and management // *Soil Biol. Biochem.* 2008. V. 40. P. 1637-1645.
217. Conklin A.R., Macgregor A.N. Soil adenosine triphosphate: Extraction, recovery and half-life // *Bull. Environ Contam. Toxicol.* 1972. V. 7. P. 296.
218. Conrad R. Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H₂, CO, CH₄, OCS, N₂O and NO) // *Microbiological Reviews*. 1996. V. 60. N. 4. P. 609-640.
219. Constancias F., Terrat S., Saby N.P.A., Horrigue W. Villerd J., Guillemain J.-P., Biju-Duval L., Nowak V., Dequiedt S., Ranjard L., Prevost-Boure N.C. Mapping and determinism of soil microbial community distribution across an agricultural landscape // *Microbiology Open*. 2015. V. 4. P. 505-517.
220. Contin M., Corcimar S., Nobili M. De, Brookes P.C. Temperature changes and the ATP concentration of the soil microbial biomass // *Soil Biol Biochem.* 2000. V. 32. P. 1219-1225.
221. Contin M., Todd A., Brookes P.C. The ATP concentration in the soil microbial biomass // *Soil Biol Biochem.* 2001. P. 701-704.
222. Cookson W.R., Osman M., Marschner P., Abaye D.A., Clark I., Murphy D.V., Stochdale E.A., Watson C.A. Controls on soil nitrogen cycling and microbial community composition across land use and incubation temperature // *Soil Biol Biochem.* 2007. V. 39. P. 744-756.
223. Cotrufo M.F., Wallenstein M.D., Boot C., Denef K., Paul E. The microbial efficiency-matrix stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Global Change Biol.* 2013. V. 19. P. 988-995.
224. Couteaux M.M. Henkinet R., Pitta P., Bottner P., Billes G., Palka L., Vannier G. Native carbon mineralization of an acid organic soil after use of the chloroform-fumigation method to estimate microbial biomass // *Biology and Fertility Soils*. 1989. V. 8. P. 172-177.
225. Craul J.P. A Description of urban soils and their desired characteristics // *Arboriculture and Urban Forestry*. 1985. V. 11. № 11. P. 330-339.

226. Creamer R.E., Schulte R.P.O., Stone D. et al. Measuring basal soil respiration across Europe: Do incubation temperature and incubation period matter? // *Ecological Indicators*. 2014. V. 36. P. 409-418.
227. de Vries F.T., Hoffland E., van Eekeren N., Brussaard L., Bloem J. Fungal/bacterial ratios in grasslands with contrasting nitrogen management // *Soil Biol Biochem*. 2006. V. 38. P. 2092-2103.
228. Decina S.M., Huttyra L.R., Gately C.K., Getson J.M., Reinmann A.B., Short Gianotti A.G., Templer P.H. Soil respiration contributes substantially to urban carbon fluxes in the greater Boston area // *Environmental Pollution*. 2016. V. 2012. P. 433-439.
229. Diamond J. Evolution, consequences and future of plant and animal domestication // *Nature*. 2002. V. 418. P. 700-707.
230. Dilly O. Microbial energetics in soils / In: *Microorganisms in soils: roles in genesis and functions*. Buscot F., Varma A. (Eds). Berlin: Springer, 2005. P. 123-138.
231. Dilly O. Regulation of the respiratory quotient of soil microbiota by availability of nutrients // *FEMS Microbiology Ecology*. 2003. V. 43. P. 375-381.
232. Dilly O., Blume H.P., Sehy U., Jiménez M., Munch J.C. Variation of stabilised, microbial and biologically active carbon and nitrogen soil under contrasting land use and agricultural management practices // *Chemosphere*. 2003. V. 52. P. 557-569.
233. Dilly O., Munch J.C. Ratios between estimates of microbial biomass content and microbial activity in soils // *Biol Fertil. Soils*. 1998. V. 27. P. 374-379.
234. Dilly O., Winter K., Lang A., Munch J.C. Energetic eco-physiology of the soil microbiota in two landscapes of southern and northern Germany // *J. Plant Nutr. Soil Sci*. 2001. V. 164. P. 407-413.
235. Djajakirana G., Joergensen R.G., Meyer B. Ergosterol and microbial biomass relationship in soil // *Biol Fertil Soils*. 1996. V. 22. P. 299-304.
236. Domsch K.H., Beck Th., Anderson J.P.E., Soderstrom B., Parkinson D., Trolldenier G. A comparison of methods for soil microbial population and biomass studies // *Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd*. 1979. № 142. P. 520-533.
237. Döös B.R. Population growth and loss of arable land // *Global Environmental Change*. 2002. V. 12. N. 4. P. 303-311.
238. Doran J.W., Parkin T.B. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set / In: *Methods for Assessing Soil Quality*. Doran J.W., Jones A.J. (Eds.). SSSA. Madison. Wisconsin. USA. 1996. P. 25-37.
239. Doran J.W., Zeiss M.R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality // *Applied Soil Ecology*. 2000. V. 15. P. 3-11.
240. Dresing, U., Hagen, M., Selbitschka, W., Puhler, A., Keller, M. Reduced survival of a RecA-deficient *Sinorhizobium meliloti* strain in sterile and non-sterile soil during heat stress // *FEMS Microbiol. Ecol*. 1998. V. 27. P. 327-338.
241. Eiland F. A simple method for quantitative determination of ATP in soil // *Soil Biol Biochem*. 1983. V. 15. P. 665-670.
242. Engelking B., Flessa H., Joergensen R.G. Shifts in amino sugar and ergosterol contents after addition of sucrose and cellulose to soil // *Soil Biol Biochem*. 2007. V. 39. P. 2111-2118.
243. Faegri A., Torsvik V.L., Goksoyr J. Bacterial and fungal activities in soil: separation of bacteria and fungi by a rapid fractionated centrifugation technique // *Soil Biol Biochem*. 1977. V. 9. P. 105-112.

244. Fang X., Wang Q., Zhou W., Zhao W., Wei Y., Niu L., Dai L. Land use effects on soil organic carbon, microbial biomass and microbial activity in Changbai Mountains of Northeast China // *Chinese Geographical Science*. 2014. V. 24. P. 297-306.
245. Fernandes S.A.P., Bettiol W., Cerri C.C. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity // *Appl. Soil Ecol*. 2005. V. 30. P. 65-77.
246. Fierer, Breitbart M., Nulton J. et al. Metagenomic and small-subunit rRNA analyses reveal the genetic diversity of bacteria, archaea, fungi, and viruses in soil // *Applied and environmental microbiology*. 2007. p. 7059-7066.
247. Fliessbach A., Hans-Rudolf O., Lucie G., Mäder P. Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming // *Agric Ecosyst Environ*. 2007. V. 118. P. 273-284.
248. Fliessbach A., Martens R., Reber H.H. Soil microbial biomass and microbial activity in soils treated with heavy metal contaminated sewage sludge // *Soil Biol Biochem*. 1994. V. 26. P. 1201-1205.
249. Frey S.D., Elliot E.T., Paustian K. Bacterial and fungal abundance and biomass in conventional and no-tillage agroecosystems along two climatic gradients // *Soil Biol Biochem*. 1999. V. 31. N. 4. P. 573-585.
250. Friedlingstein P., Houghton R.A., Marland G. et al. Update on CO₂ emissions // *Nature Geoscience*. 2010. V. 3. P. 811-812.
251. Frostegard A., Tunlid A., Baath E. Microbial biomass measured as total lipid phosphate in soils of different organic content // *Journal of Microbiological Methods*. 1991 V. 14. P. 151-163.
252. Frostegard A., Tunlid A., Baath E. Phospholipids fatty acid composition, biomass and activity of microbial communities from two soil types exposed to different heavy metals // *Soil Biol Biochem*. 1993. V. 25. P. 723-730.
253. Frostegard, A., Baath E. The use of phospholipid fatty acid analysis to estimate bacterial and fungal biomass in soil // *Biol Fertil Soils*. 1996. V. 22. P. 59-65.
254. Garcia M.M., McKay K.A. Pathogenic microorganisms in soil: an old problem in a new perspective // *Can J Comp Med*. 1970.V. 34. P. 105-110.
255. Garcia-Oliva F., Lancho J.F.G., Montano N.M. Soil carbon and nitrogen dynamics followed by a forest-to-pasture conversion in western Mexico // *Agroforestry Systems*. 2006. V. 66. P. 93-100.
256. García-Orenes F., Guerrero C., Roldán A., Mataix-Solera J., Cerdá A., Campoy M., Zornoza R., G. Bárcenas, Caravaca F. Soil microbial biomass and activity under different agricultural management systems in a semiarid Mediterranean agroecosystem // *Soil and Tillage Research*. 2010. V. 109. P. 110-115.
257. Gattinger A., Ruser R., Schlöter M., Munch J.C. Microbial community structure varies in different soil zones of a potato field // *Journal of plant nutrition and soil science*. 2002. V. 165. P. 421-428.
258. Gesch R.W., Reicosky D.C., Gilbert R.A., Morris D.R. Influence of tillage and plant residue management on respiration of a Florida Everglades histosol // *Soil Tillage Research*. 2007. V. 92. P. 156-166.
259. Glanz J.T. *Saving Our Soil: Solutions for Sustaining Earth's Vital Resource*. Johnson Books. Boulder. CO. USA. 1995.

260. Gömöryová E. Small-scale variation of microbial activities in a forest soil under a beech (*Fagus Sylvatica* L.) stand // *Polish Journal of Ecology*. 2004. V. 52. P. 311-321.
261. Gömöryová E., Strelcová K., Fleischer P., Gömöry D. Soil microbial characteristics at the monitoring plots on windthrow areas of the Tatra National Park (Slovakia): their assessment as environmental indicators // *Environ Monit Assess*. 2011. V. 174. P. 31-45.
262. Grayston S.J., Campbell C.D., Bardgett R.D., Mawdsley J.L., Clegg C.D., Ritz K., Griffiths B.S. Assessing shifts in microbial community structure across a range of grasslands of different management intensity using CLPP, PLFA, and community DNA techniques // *Applied Soil Ecology*. 2004. V. 25. P. 63-84.
263. Grayston S.J., Griffith G.S., Mawdsley J.L., Campbell C.D., Bardgett C.D. Accounting for variability in soil microbial communities of temperate upland grassland ecosystems // *Soil Biol Biochem*. 2001. V. 33. P. 533-551.
264. Gregory J.H., Dukes M.D., Jones P.H., Miller G.L. Effect of urban soil compaction on infiltration rate // *J Soil Water Conserv*. 2006. V. 61. P. 117-124.
265. Griffiths E. Micro-organisms and soil structure // *Biol Rev*. 1965. V. 40. P. 129-142.
266. Griffiths R.I., Thomson B.C., James P., Bell T., Bailey M., Whiteley A.S. The bacterial biogeography of British soils // *Environ Microbiol*. 2011. V. 13. P. 1642-1654.
267. Grimm N.B., Grove J.M., Pickett S.T.A., Redman C.L. Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems // *BioScience*. 2000. V. 50. N. 7. P. 571-584.
268. Grimmond C.S.B., King T.S., Cropley F.D., Nowak D.J., Souch C. Local-scale fluxes of carbon dioxide in urban environments: methodological challenges and results from Chicago // *Environmental Pollution*. 2002. V. 116. P. S243-S254.
269. Grinand C., Arrouays D., Laroche B., Martin M.P. Extrapolating regional soil landscapes from an existing soil map: Sampling intensity, validation procedures, and integration of spatial context // *Geoderma*. 2008. V. 143. P. 180-190.
270. Guggenberger G., Frey S.D., Six J., Paustian K., Elliott E.T. Bacterial and fungal cell wall residues in conventional and no-tillage agroecosystems // *Soil Science Society of America Journal*. 1999. V. 63. P. 1188-1198.
271. Hartman W.H., Richardson C.J. Differential nutrient limitation of soil microbial biomass and metabolic quotients (qCO₂): Is there a biological stoichiometry of soil microbes? // *PLoS ONE*. V. 8. e57127.
272. Hassink J. Relationship between the amount and the activity of the microbial biomass in Dutch grassland soils: comparison of the fumigation-incubation method and the substrate-induced method // *Soil Biol Biochem*. 1993. V. 25. P. 533-538.
273. Hedley M., Stewart J. Method to measure microbial phosphate in soils // *Soil Biol. Biochem*. 1982. V. 14. P. 377-385.
274. Hedlund K., Griffiths B., Christensen S., Scheu S., Setälä H., Tschernitz T., Verhoef H. Trophic interactions in changing landscapes: responses of soil food webs // *Basic and Applied Ecology*. 2004. V. 5. P. 495-503.
275. Heilmann B., Lebuhn M., Beese F. Methods for investigation of metabolic activities and shifts in microbial community in a soil treated with fungicide // *Biol. Fertil. Soils*. 1995. V. 19. P. 186-192.
276. Henriksen T.M., Breland T.A. Nitrogen availability effects on carbon mineralization, fungal and bacterial growth, and enzyme activities during decomposition of wheat straw in soil // *Soil Biol. Biochem*. 1999. V. 31. P. 1121-1134.

277. Henry J.A., Dicks S.E. Association of urban temperatures with land use and surface materials // *Landscape Urban Plan.* 1987. V. 14. P. 21-29.
278. Hobbie J.E., Daley R.J., Jasper, S. Use of nucleopore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy // *Applied and environmental microbiology.* 1977. V. 33. P. 1225-1228.
279. Hofman J., Dusek L., Klánová J., Bezchlebová J., Holoubek I. Monitoring microbial biomass and respiration in different soils from the Czech Republic – a summary of results // *Environ. Int.* 2004. V. 30. P. 19-30.
280. Högberg M.N., Högberg P., Myrold D.D. Is microbial community composition in boreal forest soils determined by pH, C-to-N ratio, the trees, or all three? // *Oecologia.* 2007. V. 150. P. 590-601.
281. Holland E.A., Coleman D.C. Litter placement effects on microbial and organic matter dynamics in an agroecosystem // *Ecology.* 1987. V. 68. P. 425-433.
282. Holmgren P. Global land use area change matrix input to the fourth global environment outlook (GEO-4). Forestry Department Food and Agriculture Organization of the United Nations. Forest Resources Assessment. Working Paper 134, Rome. 2006.
283. Holtkamp R., Kardol P., van der Wal A., Dekker S.C., van der Putten W.H., de Ruiter P.C. Soil food web structure during ecosystem development after land abandonment // *Appl. Soil Ecol.* V. 39. 2008. P. 23-34.
284. Hoorman J.J. The role of soil fungus // *The Ohio State University Extension. Fact sheet. Agriculture and Natural Resources.* 2011. P. 1-6.
285. Höper H. Substrate-induced respiration / In: *Microbiological methods for assessing soil quality.* Bloem J., Hopkins D.W., Benedetti A. (Eds). UK: Biddles Ltd, King's Lynn. 2006. P. 84-92.
286. Horwath W. Carbon cycling and formation of soil organic matter / In: *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry (Third Edition).* Paul E. A. (Ed). Elsevier, 2007. P. 303-339.
287. Houghton, R.A. Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850-2000 // *Tellus.* 2003. V. 55. P. 378-390.
288. Hu S., Coleman D.C., Beare M.H., Hendrix P.F. Soil carbohydrates in aggrading and degrading agroecosystems: influences of fungi and aggregates // *Agriculture, Ecosystems and Environment.* 1995. V. 54. P 77-88.
289. Humans as components of ecosystems: the ecology of subtle human effects and populated areas. McDonnell M.J., Pickett S.T.A. (Eds.). New York: Springer-Verlag, 1993. 364 p.
290. Hussain S., Siddique T., Saleem M., Arshad M., Khalid A. Impact of pesticides on soil microbial diversity, enzymes, and biochemical reactions // *Advances in Agronomy.* 2009. V. 102. P. 160-190.
291. Imperato M, Adamo P, Naimo D, Arienzo M, Stanzione D, Violante P 2003: Spatial distribution of heavy metals in urban soils of Naples city (Italy) // *Environ. Pollut.* V. 124. P. 247-256.
292. Ingham E.R., Horton K.A. Bacterial, fungal and protozoan responses to chloroform fumigation in stored soil // *Soil Biol Biochem.* 1987. V. 19. N. 5. P. 545-550.
293. Insam H., Domsch K.H. Relation between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequences of reclamation sites. // *Microbial Ecology.* 1988. V. 15. N 2. P. 177-188.
294. Insam H., Haselwandter K. Metabolic quotient of the soil microflora in relation to plant succession // *Oecologia.* 1989. V. 79. N 1. P. 174-178.

295. IPCC 2013: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. T.F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner et al. (Eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
296. ISO (International Organization for Standardization) 14240-1. Soil quality - determination of soil microbial biomass. Part 1: substrate-induced respiration method. Beuth, Berlin-Wien-Zürich. 1997.
297. ISO 16072. Soil quality – laboratory methods for determination of microbial soil respiration. International Organization for Standardization. Geneva, Switzerland. 2002.
298. Janzen H.H., Fixen P.E., Franzluebbers A.J., Hattey J., Izaurralde R.C., Ketterings Q.M., et al. Global prospects rooted in soil science // Soil Science Society of America Journal. 2011. V. 75. P. 1-8.
299. Jastrow J.D., Amonette J.E., Bailey, V.L. Mechanisms controlling soil carbon turnover and their potential application for enhancing carbon sequestration // Climatic Change. 2007. V. 80. P. 5-23.
300. Jenkinson D.S. Determination of microbial biomass nitrogen and carbon in soil / In: Advances in Nitrogen Cycling in Agricultural Ecosystems. Wilson J.T. (Ed.). Commonwealth Agricultural Bureau International. Wallingford. 1988. P. 368-386.
301. Jenkinson D.S. The soil biomass // New Zealand Soil News. 1977. V. 25. P. 213-218.
302. Jenkinson D.S., Ladd J.N. Microbial biomass in soil: measurement and turnover / Soil Biochemistry. Paul E.A., Ladd J.N. (Eds.). Dekker. New York. 1981. V. 5. P. 415-471.
303. Jenkinson D.S., Oades J.N. A method for measuring adenosine triphosphate in soil // Soil Biol Biochem. 1979. V. 8. P. 209-213.
304. Jenkinson D.S., Powlson D.S. The effect of biocidal treatments on metabolism in soil. A method for measuring soil biomass // Soil Biol Biochem. 1976. V. 8. P. 209-213.
305. Jiang X., Cao L., Zhang R. Effects of addition of nitrogen on soil fungal and bacterial biomass and carbon utilisation efficiency in a city lawn soil // Soil Research. 2014. V. 52. P. 97-105.
306. Jim C.Y. Managing urban trees and their soil envelopes in a contiguously developed city environment // Environ. Manage. 2001. V. 28. P. 819-832.
307. Jo H.K., McPherson E.G. Carbon storage and flux in urban residential greenspace // J. Environm. Management. 1995. V. 45. P. 109-133.
308. Joergensen R.G. The fumigation incubation method / In: Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Kassem A., Nannipieri P. (Eds.). ACADEMIC PRESS. 1995. P. 376-381.
309. Joergensen R.G., Emmerling C. Methods for evaluating human impact on soil microorganisms based on their activity, biomass, and diversity in agricultural soils // Journal of plant nutrition and soil science. 2006. V. 169. P. 295-309.
310. Joergensen R.G., Potthoff M. Microbial reaction in activity, biomass, and community structure after long-term continuous mixing of a grassland soil // Soil Biology and Biochemistry. 2005. V. 37. P. 1249-1258.
311. Joergensen R.G., Wichern F. Quantitative assessment of the fungal contribution to microbial tissue in soil // Soil Biol Biochem. 2008. V. 40. P. 2977-2991.
312. Kaiser E.A., Muller T., Joergensen R.G., Insam H., Heinemeyer O. Evaluation of methods to estimate the soil microbial biomass and the relationship with soil texture and organic matter // Soil Biol Biochem. 1992. V. 24. P. 675-683.

313. Karl D.M. Cellular nucleotide measurements and application in microbial ecology // *Microbiol. Rev.* 1980. V. 44. P. 739-796.
314. Karlen D.L., Andrews S.S., Doran J.W. Soil quality: current concepts and applications // *Advances in Agronomy.* 2001. V. 74. P. 1-40.
315. Karlen D.L., Mausbach M.J., Doran J.W., Cline R.G., Harris R.F., Schuman G.E. Soil Quality: A Concept, Definition, and Framework for Evaluation // *Soil Science Society of America Journal.* 1997. Vol. 61 No. 1, p. 4-10
316. Kaur A., Chaudhary A., Kaur A., Choudhary R., Kaushik R. Phospholipid fatty acid – A bioindicator of environment monitoring and assessment in soil ecosystem // *Current Science. Review Articles.* 2005. V. 89. P. 1103-1112.
317. Kaye J.P., McCulley R.L. and Burke I.C. Carbon fluxes, nitrogen cycling, and soil microbial communities in adjacent urban, native and agricultural ecosystems // *Global Change Biology.* 2005. V. 11. P. 575-587.
318. Kimberly M., Helen F., William H. Trace metal in Montreal urban soils and the leaves of *Taraxacum officinale* // *Canadian Journal of Soil Science.* 1999. V. 79. P. 385-387.
319. Klammer, M., Bååth, E., 2004. Estimation of conversion factors for fungal biomass determination in compost using ergosterol and PLFA 18:2u6,9 // *Soil Biol. Biochem.* 2004. V. 36. P. 57-65.
320. Klose S., Wernecke K.D., Makeschin F. Soil microbial biomass and enzyme activities in forest soils exposed to atmospheric depositions from a lignite power plant // *Soil Biol. Biochem.* 2004. V. 36. P. 1913-1923.
321. Knoepp J.D., Coleman D.C., Crossley D.A., Clark J.S. Biological indices of soil quality: an ecosystem case study of their use // *Forest Ecology and Management.* 2000. V. 138. P. 357-368.
322. Koch A., McBratney A., Adams M. et al. Soil security: Solving the global soil crisis // *Glob. Policy.* 2013. V. 4, Issue 4. P. 434-441. doi: 10.1111/1758-5899.12096.
323. Koerner B., Klopatek J. Anthropogenic and natural CO₂ emission sources in an arid urban environment // *Environmental pollution.* 2002. V. 116. Suppl. 1. P. S45-S51.
324. Kurganova I.N. Rozonova L.N. Myakshina T.N. Kudayarov V.N. Monitoring of CO₂ emission from soils of different ecosystems in Southern part of Moscow region: data base analyses of long-term field observation // *Eurasian Soil Science.* 2004. V. 37. Suppl. 1. P. 74-78.
325. Lal R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security // *Science.* 2004. V. 304. P. 1623-1627.
326. Lambin E.F., Meyfroidt P. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity // *Proceedings of the National Academy of Sciences of the US.* 2011. V. 108. P. 3465-3472.
327. Landi L., Badalucco L., Nannipieri P. Effectiveness of antibiotics to distinguish the contributions of fungi and bacteria to net nitrogen mineralization, nitrification and respiration // *Soil Biol. Biochem.* 1993. V. 25. N 12. P. 1771-1778.
328. Lauber C., Strickland M., Bradford M., Fierer N. The influence of soil properties on the structure of bacterial and fungal communities across land-use types // *Soil Biol. Biochem.* 2008. V. 40. P. 2407-2415.
329. Lauber C.L., Hamady M., Knight R., Fierer N. Pyrosequencing-based assessment of soil pH as a predictor of soil bacterial community structure at the continental scale // *Appl Environ Microbiol.* 2009. V. 75. P. 5111-5120.

330. Le Quéré C., Moriarty R., Andrew R.M. et al. Global Carbon Budget 2014 // *Earth System Science Data Discussions*. 2014. <http://dx.doi.org/10.5194/essdd-7-521-2014>.
331. Lee N., Nielsen P. H., Aspegren H., Henze M., Schleifer K. H., Jansen J. la C. Long-term population dynamics and in situ physiology in activated sludge systems with enhanced biological phosphorus removal operated with and without nitrogen removal. *System. Appl. Microbiol.* 2003. V. 26. P. 211-227.
332. Li X., Poon C.S., Liu P.S. Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong // *Appl. Geochem.* 2001. V. 16. P. 1361-1368.
333. Li Y.T., Rouland C., Benedetti M., Li F.B., Pando A., Lavelle P., Dai J. Microbial biomass, enzyme and mineralization activity in relation to soil organic C, N and P turnover influenced by acid metal stress // *Soil Biology and Biochemistry*. 2009. 41. P. 969-977.
334. Liang C., Fujinuma R., Wei L.P., Balser T.C. Tree species-specific effects on soil microbial residues in an upper Michigan old-growth forest system // *Forestry*. 2007b. V. 80. P. 65-72.
335. Liang C., Zhang X., Rubert IV K.F., Balser T.C. Effect of plant materials on microbial transformation of amino sugars in three soil microcosms // *Biol. Fertil. Soils*. 2007a. V. 43. P. 631-639.
336. Lin Q., Brookes P.C. An evaluation of the substrate-induced respiration method // *Soil Biol. Biochem.* 1999 a. V. 31. N 14. P. 1969-1983.
337. Lin Q., Brookes P.C. Comparison of methods to measure microbial biomass in unamended, ryegrass-amended and fumigated soils // *Soil Biol Biochem*, 1996, V. 28, p. 933-939.
338. Lin Q., Brookes P.C. Comparison of substrate-induced respiration, selective inhibition and biovolume measurements of microbial biomass and its community structure in unamended, ryegrass-amended, fumigated and pesticide-treated soils // *Soil Biol Biochem*. 1999. V. 31. N. 14. P. 1999-2014.
339. Lloyd-Jones G., Hunter D.W.F. Comparison of rapid DNA extraction methods applied to contrasting New Zealand soils // *Soil Biol Biochem*. 2001. V. 33. P. 2053-2059.
340. Lorenz K, Kandeler E. Biochemical characterization of urban soil profiles from Stuttgart, Germany // *Soil Biol. Biochem.* 2005. V. 37. P. 1373-1385.
341. Lorenz K, Kandeler E. Microbial biomass and activities in urban soils in two consecutive years. // *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 2006. V. 169. P. 799-808.
342. Lorenz K., Lal R. Biogeochemical C and N cycles in urban soils // *Environment International*. 2009. V. 35. P. 1-8.
343. Loureiro C.D. De-polli H., Ceddia M.B., De aquino A.M. Spatial variability of microbial biomass and organic matter labile pools in a Haplic planosol soil // *Bragantia*. 2010. V. 69. P. 85-95.
344. Ma L., Guo C., Lü X., Yuan S., Wang R. Soil moisture and land use are major determinants of soil microbial community composition and biomass at a regional scale in northeastern China // *Biogeosciences*. 2015. V. 12. P. 2585-2596.
345. Maassen S., Wirth S. Soil microbiological monitoring of a pine forest after partial thinning for stand regeneration with beech seedlings // *Soil Sci. Plant Nutr.* 2004. V. 50. P. 815-819.
346. Macdonald C.A., Thomas N., Robinson L., Tate K.R., Ross D.J., Dando J., Singh B.K. Physiological, biochemical and molecular responses of the soil microbial community after afforestation of pasture with *Pinus radiata* // *Soil Biol. Biochem.* 2009. V.41. P. 1642-1651.

347. Madrid L., Diaz-Barrientos E., Madrid F. Distribution of heavy metal contents of urban soils in parks of Seville // *Chemosphere*. 2002. V. 49. P. 1301-1309.
348. Manzoni S., Trofymow J.A., Jackson R.B., Porporato A. Stoichiometric controls on carbon, nitrogen, and phosphorus dynamics in decomposing litter // *Ecological Monographs*. 2010. V. 80. P. 89-106.
349. Marfenina O.E., Ivanova A.E., Kislova E.E., Sacharov D.S. The mycological properties of medieval culture layers as a form of soil 'biological memory' about urbanization // *J Soils Sediments*. 2008. V. 8. P. 340-348.
350. Marstrop H., Guan X., Gong P. Relationship between dsDNA, chloroform labile C and ergosterol in soils of different organic matter contents and pH // *Soil Biol Biochem*. 2000. V. 32. P. 879-882.
351. Martens R. Current methods for measuring microbial biomass C in soil: Potentials and limitations // *Biol. Fertil. Soils*. 1995. V. 19. N. 2-3. P. 87-99.
352. Martens R. Estimation of microbial biomass in soil by the respiration method: Importance of soil pH and flushing methods for the measurement of respired CO₂ // *Soil Biol Biochem*. 1987. V. 19. P. 77-81.
353. Martikainen P.J., Palojarvi A. Evaluation of the fumigation-extraction method for the determination of microbial C and N in a range of forest soils // *Soil Biol Biochem*. 1990. V. 22. P. 792-802.
354. Matei G.-M., Matei S., Breabă I.G., Lăcătușu R. Microbial characteristics of urban soils from Iassy Municipium // *Soil Forming Factors and Processes from the Temperate Zone*. 2006. V. 5. N 1. P. 63-71.
355. McBratney A.B., Minasny B., Wheeler I., Malone B.P. Frameworks for digital soil assessment / In: *Digital Soil Assessment and Beyond*. Minasny B., Malone B.P., McBratney A.B. (Eds.). London: Taylor and Francis. 2012. P. 9-14.
356. McGill W.B., Cannon K.R., Robertson J.A., Cook F.D. Dynamics of soil microbial biomass and water soluble carbon in Breton L after 50 years of cropping to two rotations // *Canad J Soil Sci*. 1986. V. 66. P. 1-19.
357. McGuire K.L., Payne S.G., Orazi G., Palmer M.I. Bacteria and fungi in green roof ecosystems / In: *Green Roof Ecosystems*. Sutton R. (Ed.). Ecological Studies. Switzerland: Springer International Publishing, 2015. V. 223. P. 175-191.
358. McGuire K.L., Payne S.G., Palmer M.I. et al. Digging the New York City skyline: soil fungal communities in green roofs and city parks // *PLoS One*. 2013. V. 8. P. 1-13.
359. Mikhailova E.A., Post C.J. Organic carbon stocks in the Russian Chernozem // *European Journal of Soil Science*. 2006. V. 57. P. 330-336.
360. Millar W.N., Casida L.E. Evidence for muramic acid in soil // *Can. J. Microbiol*. 1970. V. 16. 299-304.
361. Monkiedje A., Spiteller M., Fotio D., Sukul P. The effect of land use on soil health indicator in peri-urban agriculture in the humid forest zone of southern Cameroon // *J Environ Qual*. 2006. V. 35. P. 399-411.
362. Montgomery D.R. Soil erosion and agricultural sustainability // *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2007. V. 104. N. 33. P. 13268-13272.
363. Montgomery H.J., Monreal C.M., Young J.C., Seifert K.A. Determination of soil fungal biomass from soil ergosterol analyses // *Soil Biol.Biochem*. 2000. V. 32. P. 1207-1217.

364. Morris S.J. Spatial distribution of fungal and bacterial biomass in southern Ohio hardwood forest soils: fine scale variability and microscale patterns // *Soil Biol Biochem.* 1999. V. 31. No. 10. P. 1375-1386.
365. Morris S.J., Boerner R.E.J. Interactive influences of silvicultural management and soil acidification upon soil microbial abundance and nitrogen mineralization // *Forest Ecology and Management.* 1998. V. 103. P. 129-139.
366. Mubyana-John T., Masamba W. R. L. Soil microbial biomass carbon, nitrogen and sulphur as affected by different land uses in Seronga, Okavango Delta, Botswana // *British Journal of Environment and Climate Change.* 2014. V. 3. P. 628-639.
367. Mulder C., Cohen J.E., Setälä H., Bloem J., Breure A.M. Bacterial traits, organism mass and numerical abundance in the detrital soil food web of Dutch agricultural grasslands // *Ecol. Lett.* 2005. V. 8. P. 80-90.
368. Murugan R., Loges R., Taube F., Sradnick A., Joergensen R.G. Changes in soil microbial biomass and residual indices as ecological indicators of land use change in temperate permanent grassland // *Microb Ecol.* 2014. V. 67. P. 907-918.
369. Nagano H., Prikhodko V.E., Sugihara S. et al. Microbial biomass and greenhouse gaseous dynamics of Eurasian steppe soils with different land-use histories located in Arkaim of South Urals, Russia // *Soil Science Plant Nutrition.* 2012. V. 58. P. 238-244.
370. Nakamura A., Tun C.C., Asakawa S., Kimura M. Microbial community responsible for the decomposition of rice straw in a paddy field: estimation by phospholipid fatty acid analysis // *Biol. Fertil. Soils.* 2003. V. 38. V. 288-295.
371. Nannipieri P., Eldor P. The chemical and functional characterization of soil N and its biotic components // *Soil biology and biochemistry.* 2009. V. 41. P. 2357-2369.
372. Nannipieri P., Johnson R.L., Paul E.A. Criteria for measurement of microbial growth in soil // *Soil Biol Biochem.* 1978. V. 10. P. 223-229.
373. Nannipieri P., Kandeler E., Ruggiero P. Enzyme activities and microbiological and biochemical processes in soil / In: *Enzymes in the Environment.* Burns R.G., Dick R.P. (Eds.). Marcel Dekker. New York. 2002. P. 1-34.
374. Nannoni F., Rossi S., Protano G. Soil properties and metal accumulation by earthworms in the Siena urban area (Italy) // *Appl. Soil Ecol.* 2014. V. 77. P. 9-17.
375. Neely C.L., Beare M.H., Hargrove W.L., Coleman D.C. Relationships between fungal and bacterial substrate-induced respiration, biomass and plant residue decomposition. *Soil Biol. Biochem.* V. 23. 1991. P. 947-954.
376. Nehls T., Rokia S., Mekiffer B., Schwartz C., Wessolek G. Contribution of bricks to urban soil properties. *J. Soil Sediment.* 2013. V. 13. P. 575-584.
377. Newell S.Y., Miller J.D., Fallon R.D. Ergosterol content of salt-marsh fungi: effect of growth conditions and mycelial age // *Mycologia.* 1987. V. 79. P. 688-695.
378. Nielsen M.N., Winding A. Microorganisms as indicators of soil health. National environmental research institute. Denmark. Technical report N. 388. 2002. 84 p.
379. Nogueira M.A., Albino U.B., Brandão-Junior O. et al. Promising indicators for assessment of agroecosystems alteration among natural, reforested and agricultural land use in southern Brazil // *Agriculture, ecosystems and environment.* 2006. V. 115. P. 237-247.
380. Nsabimana D., Haynes R.J., Wallis F.M. Size, activity and catabolic diversity of the soil microbial biomass as affected by land use // *Appl. Soil Ecol.* 2004. V. 26. P. 81-92.
381. Ohtonen R., Aikio S., Vare H. Ecological theories in soil biology // *Soil Biol Biochem.* 1997. V. 29. No. 11/12. P. 1613-1619.

382. Oke T.R. The heat island of the urban boundary layer: characteristics, causes and effects / In: Wind Climate in Cities. Cermak J.E. (Ed.). Netherlands. Kluwer Acad. 1995. P. 81-107.
383. Pabst H., Gerschlauser F., Kiese R., Kuzyakov Y. Land Use and Precipitation Affect Organic and Microbial Carbon Stocks and the Specific Metabolic Quotient in Soils of Eleven Ecosystems of Mt. Kilimanjaro, Tanzania // Land Degradation and Development. 2015. published online. DOI: 10.1002/ldr.2406.
384. Pankhurst C.E., Yu S., Hawke B.G., Harch B.D. Capacity of fatty acid profiles and substrate utilization patterns to describe differences in soil microbial communities associated with increased salinity or alkalinity at three locations in South Australia // Biol. Fertil. Soils. 2001. V. 33. P. 204-217.
385. Papa S., Bartoli G., Pelligrino A., Fioretto A. Microbial activities and trace element content in an urban soil // Environ. Monitor. Assessment. 2010. P. 193-203.
386. Parkin T.B. Spatial variability of microbial processes in soil – a review // Environmental Quality. 1993. V. 22. N. 3. P. 409-417.
387. Parsons J.W. Chemistry and distribution of amino sugars in soils and soil organisms / In: Soil Biochemistry. Paul E.A., Ladd J.N. (Eds.). Marcel Dekker, New York, 1981. V. 5. P. 197-227.
388. Pataki D.E., Alig R.J., Fung A.S., Golubiewski N.E., Kennedy C.A. et al. Urban ecosystems and the North American carbon cycle // Global Change Biology. 2006. V. 12. P. 2092-2102.
389. Peacock G.A., Goosey M.W. Separation of fungal sterols by normal-phase high-performance liquid chromatography // Journal of Chromatography. 1989. V. 469. P. 293-304.
390. Pennock D., Yates T., Braidek J. Soil sampling designs. In: Carter MR, Gregorich EG (eds.). Soil Sampling and Methods of Analysis. Boca Raton, FL: CRC Press. 2008. P. 1-14.
391. Pickett S.T.A., Cadenasso M.L. Altered resources, disturbance, and heterogeneity: a framework for comparing urban and nonurban soils // Urban Ecosys. 2009. V. 12. P. 23-44.
392. Pirt S.J. Principles of microbe and cell cultivation. Wiley. 1975. 274 p.
393. Placella S.A., Brodie E.L., Firestone M.K. Rainfall-induced carbon dioxide pulses result from sequential resuscitation of phylogenetically clustered microbial groups // Proc. Natl. Acad. Sci. USA. 2012. V. 109. P. 10931-10936.
394. Potere D., Schneider A. A critical look at representations of urban areas in global maps // GeoJournal. 2007. V. 69. P. 55-80.
395. Pouyat R.V., Yesilonis I.D., Nowak D.J. Carbon storage by urban soils in the United States // J. Environ. Quality. 2006 V. 35. P. 566-75.
396. Powlson D.S. The soil microbial biomass: Before, beyond and back // In: Beyond the biomass - compositional and functional analysis of soil microbial communities. Ritz K., Dighton J., Giller K.E. (Eds.). Wiley & Sons. Chichester. 1994. P. 3-20.
397. Powlson D.S., Jenkinson D.S. A comparison of the organic matter, biomass, adenosine triphosphate and mineralizable nitrogen contents of ploughed and direct-drilled soils // J Agric Sci (Camb.). 1981. V. 97. P. 713-721.
398. Powlson D.S., Prookes P.C., Christensen B.T. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation // Soil biology and biochemistry. 1987. V. 19. P. 159-164.

399. Prokop G., Jobstmann H., Schönbauer A. Report on best practices for limiting soil sealing and mitigating its effects. Study Contracted by the European Commission, DG Environment, Technical Report-2011-50, Brussels, Belgium, 2011. 231 p.
400. Prosser J.I., Bohannan B.J.M., Curtis T.P., Ellis, R.J., Firestone M.K., Freckleton R.P., Green J.L., Green L.E., Killham K., Lennon J.J., Osborn A.M., Solan M., van der Gast C.J., Young J.P.W. The role of ecological theory in microbial ecology. *Nat. Rev. Microbiol.* 2007. V.5. P. 384-392.
401. Puskás I., Farsang A. Diagnostic indicators for characterizing urban soils of Szeged, Hungary // *Geoderma*. 2009. V. 148. P. 267-281.
402. Raich J.W., Tufekcioglu A. Vegetation and soil respiration: correlations and controls // *Biogeochemistry*. 2000. V. 48. P. 71-90.
403. Ratcliff A.W., Busse M.D., Shestak C.J. Changes in microbial community structure following herbicide (glyphosate) additions to forest soils // *Applied Soil Ecology*. 2006. V. 34. P. 114-124.
404. Raubuch M., Beese F. Pattern of microbial indicators in forest soils along an European transect // *Biol Fertil Soils*. 1995. V. 19. No. 4. P. 362-368.
405. Raubuch M., Dyckmans J., Joergensen R.G., Kreutzfeldt M. Relation between respiration, ATP content, and Adenylate Energy Charge (AEC) after incubation at different temperatures and after drying and rewetting // *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 2002. V. 165. P. 435-440.
406. Ritz K., Wheatley R.E. Effects of water amendment on basal and substrate induced respiration rates of mineral soils // *Biol. Fertil. Soils*. 1989. V. 8. P. 242-246.
407. Rodionov A., Amelung W., Urusevskaja I., Zech W. Origin of the enriched labile fraction (ELF) in Russian Chernozems with different site history // *Geoderma*. 2001. V. 102. Issue 3-4. P. 299-315.
408. Ross D.J., Tate K.R. Microbial C and N, and respiratory activity, in litter and soil of a southern beech (*Nothofagus*) forest: distribution and properties // *Soil Biol Biochem.* 1993. V. 25. P. 477-483.
409. Ross D.J., Tate K.R., Cairns A., Pansier E.A. Microbial biomass estimations in soils from tussock grasslands by three biochemical procedures // *Soil Biol Biochem.* 1980. V. 12. P. 375-383.
410. Rossiter D.G. Classification of urban and industrial soils in the World Reference Base for Soil Resources // *J. Soils Sediment.* 2007. V. 7. P.96-100.
411. Roszak D.B., Colwell R.R. Survival strategies of bacteria in the natural environment // *Microbiol. Rev.* 1987. V. 51. P. 365-379.
412. Rothballer M., Schmid M., Hartmann A. In situ localization and PGPR-effect of *Azospirillum brasilense* strains colonizing roots of different wheat varieties. *Symbiosis*. 2003. V. 34. P. 261-279.
413. Rousk J., Brookes P.C., Bååth E. Contrasting soil pH effects on fungal and bacterial growth suggest functional redundancy in carbon mineralization // *Appl. Environ. Microbiol.* 2009. V. 75. P. 1589-1596.
414. Ruamps L.S., Nunan N., Chenu C. Microbial biogeography at the soil pore scale // *Soil Biol Biochem.* 2011. V. 43. P. 280-286.
415. Ruess R.W., Seagle S.W. Landscape patterns in soil microbial processes in the Serengeti national park, Tanzania // *Ecology*. 1994. V. 75. No. 4. P. 892-904.

416. Saggar S., Bettany J.R., Stewart J.W.B. Measurement of microbial sulfur in soil // *Soil Biol Biochem.* 1981. V.13. P. 493-498.
417. Saier M.H. Are megacities sustainable? // *Water Air Soil Poll.* 2008. V. 191. P. 1-3.
418. Sakamoto K., Oba Y. Effect of fungal to bacterial biomass ratio on the relationship between CO₂ evolution and total soil microbial biomass // *Biol Fertil Soils.* 1994. V. 17. N 1. P. 39-44.
419. Schaldach R., Alcamo J. Simulating the effects of urbanization, afforestation and cropland abandonment on a regional carbon balance: a case study for Central Germany // *Regional Environmental Change.* 2007. V. 7. P. 131-148.
420. Schmidt M.W.I., Torn M.S., Abiven S., Dittmar T., Guggenberger G., Janssens I.A., et al. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property // *Nature.* 2011. V. 478. P. 49-56.
421. Schmidt N., Bolter M. Fungal and bacterial biomass in tundra soils along an arctic transect from Taimyr Peninsula, central Siberia // *Polar Biology.* 2002. V. 25. N 12. P. 871-877.
422. Schoug A, Fischer J., Heipieper H.J., Schnürer J., Hakansson S. Impact of fermentation pH and temperature on freeze-drying survival and membrane lipid composition of *Lactobacillus coryniformis* Si3 // *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology.* 2008. V. 35. P. 175-181.
423. Senicovscaia I. Microbial biomass in soils of the Republic of Moldova: estimation and restoration // *Lucrari Stiintifice, Agronomy series.* 2012. V. 55. P. 63-66.
424. Serna-Chavez H.M., Fierer N., van Bodegom P.M. Global drivers and patterns of microbial abundance in soil // *Global Ecology and Biogeography.* 2013. V. 22. P. 1162-1172.
425. Seto K.C., Fragkias M., Güneralp B., Reilly M.K. A Meta-analysis of global urban land expansion // *PLoS ONE.* 2011. V. 6. P. 1-8.
426. Short J.R., Fanning D.S., McIntosh M.S., Foss J.E., Patterson J.C. Soils of the Mall in Washington, D.C I. statistical summary of properties // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1986. V. 50. P 699-705.
427. Silva L., Cachada A., Freitas A.C., Pereira R., Rocha-Santos T., Duarte A.C. Assessment of fatty acid as a differentiator of usages of urban soils // *Chemosphere.* 2010. V. 81. P. 968-975.
428. Skujins J., Klubek B. Soil biological properties of a montane forest sere: corroboration of Odum's postulates // *Soil Biol Biochem,* 1982, V. 14, p. 505-513.
429. Sojka R.E., Upchurch R.R. Reservation regarding the soil quality concept // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1999. V. 63. P. 1039-1054.
430. Sparling G.P. Microcalorimetry and other methods to assess biomass and activity in soil // *Soil Biol Biochem.* 1981. V. 13. P. 93-98.
431. Sparling G.P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter // *Aust J Soil Res.* 1992. V. 30. P. 195-207.
432. Sparling G.P., Eiland F. A comparison of methods for measuring ATP and microbial biomass in soils // *Soil Biol Biochem.* 1983. V. 15. P. 227-229.
433. Sparling G.P., Feltham C.W., West A.W., Singleton P. Estimation of soil microbial C by a fumigation-extraction method: Use on soils of organic matter content, and a reassessment of the kEC-factor // *Soil Biol Biochem,* 1990, V. 22, p. 301-307.

434. Sparling G.P., West A.W. A comparison of gas chromatography and differential respirometer methods to measure soil respiration and to estimate the soil microbial biomass // *Pedobiologia*. 1990. V. 34. P. 103-112.
435. Sparling G.P., Williams B.L. Microbial biomass in organic soils: estimation of biomass C, and effect of glucose or cellulose amendments on the amounts of N and P released by fumigation // *Soil Biol Biochem*. 1986. V. 18. N. 5. P. 507-513.
436. Stahl P.D., Parkin T.B., Eash N.S. Sources of error in direct microscopic methods for estimation of fungal biomass in soil // *Soil Biol. Biochem*. 1995. V. 27. № 8. P. 1091–1097.
437. Stamatiadis S., Doran J.W., Ingham E.R. Use of staining and inhibitors to separate fungal and bacterial activity in soil // *Soil Biol Biochem*. 1990. V. 22. P. 81-88.
438. Steenwerth L., Jackson L.E., Caldero Franciscan J., Stromberg M.R., Scow K.M. Soil microbial community composition and land use history in cultivated and grassland ecosystems of coastal California // *Soil Biol Biochem*. 2003. V. 35. P. 489-500.
439. Strickland M., Rousk J. Considering fungal: bacterial dominance in soils: Methods controls and ecosystem implications // *Soil Biol. Biochem*. 2010. V. 4. P. 1385-1395.
440. Strickland M.S., Callaham M.A., Davies C.A., Lauber C.L., Ramirez K., et al. Rates of in situ carbon mineralization in relation to land-use, microbial community, and edaphic characteristics // *Soil Biol. and Biochem*. 2010. V. 42. P. 260-269.
441. Suberkropp K., Weyers H. Application of fungal and bacterial production methodologies to decomposing leaves in streams // *Appl Environ Microbiol*. 1996. V. 62. P. 1610-1615.
442. Sundh I., Börjesson G., Tunlid A. Methane oxidation and phospholipid fatty acid composition in a podzolic soil profile // *Soil Biol Biochem*. 2000. V. 32. P. 1025-1028.
443. Susyan E.A., Wirth S., Ananyeva N.D., Stolnikova E.V. Forest succession on abandoned arable soils in European Russia - Impacts on microbial biomass, fungal-bacterial ratio, and basal CO₂ respiration activity // *European Journal of Soil Biology*. 2011. V. 47. 169-174.
444. Svirejeva-Hopkins A., Schellnhuber H.J., Pomaz V.L. Urbanized territories as a specific component of the global carbon cycle // *Ecological Modeling*. 2004. V. 173. P. 295-312.
445. Swift M.J., Heal O.W., Anderson J.M. Decomposition in terrestrial ecosystems. Berkeley and Los Angeles: University California press, 1979. 363 p.
446. Tate K.R., Ross D.J., O'Brien B.J., Kelliher F.M. Carbon storage and turnover, and respiratory activity, in the litter and soil of an old-growth southern beech (*Nothofagus*) forest // *Soil Biol. Biochem*. V. 25. P. 1601-1612.
447. Tobiasova E., Debska B., Banach-Szott M. Stability of organic matter of Haplic Chernozem and Haplic Luvisol of different ecosystems // *Journal of Central European Agriculture*. 2013. V. 14. P. 1541-1549.
448. Torsvik V., Goksoyr J., Daae F.L., Sorheim R., Michalsen J., Salte K. Use of DNA analysis to determine the diversity of soil communities / In: *Beyond the Biomass. Compositional and functional analysis of soil microbial communities*. Ritz K., Dighton J., Giller K.E. (Eds). Chichester. Wiley. 1994. P. 39-48.
449. Torsvik, V., Sørheim, R., Goksøyr, J. Total bacterial diversity in soil and sediment communities - A review // *Journal of industrial microbiology*. 1996. V. 17. P. 170-178.
450. Trivedi P., Anderson I.C., Singh B.K. Microbial modulators of soil carbon storage: integrating genomic and metabolic knowledge for global prediction // *Trends Microbiol*. 2013. V. 21. P. 641-651.

451. Trolldenier G. The use of fluorescence microscopy for counting soil microorganisms / In: Modern methods in the study of microbial ecology. Bulletins from the ecological research committee. N. 17. Rosswall T. (Ed.). Stockholm. Oikos editorial office. 1973. P. 53-59.
452. Tunlid A., White, D.C. Biochemical analysis of biomass, community structure, nutritional status and metabolic activity of microbial community in soil / In: Soil Biochemistry. Stotzky C., Bollag, J. M. (Eds). New York. Marcel Dekker. 1992. V. 7. P. 229-262.
453. UNEP, United Nations Environment Programme - a rapid response assessment. Dead planet, living planet. Biodiversity and ecosystem restoration for sustainable development. Nellemann C., Corcoran E. (Eds). Norway: GRID-Arendal, 2010. 109 p.
454. United Nations Population Fund State of the World Population. Unleashing the Potential of Urban Growth. United Nations Population Fund. New York. 2007.
455. Utobo E.B., Tewari L. Soil enzymes as bioindicators of soil ecosystem status // Applied Ecology and Environmental Research. 2015. V. 13. P. 147-169.
456. Uzun N., Uyanoz R. Determination of urease catalase activities and CO₂ respiration in different soils obtained from in semi arid region Konya, Turkey // Trends Soil Plant Sci. J. 2011. V. 2. P. 1-6.
457. van der Putten W.H., de Ruiter P.C., Bezemer T.M., Harvey J.A., Wassen M., Wolters V. Trophic interactions in a changing world // Basic and Applied Ecology. 2004. V. 5 P. 487-494.
458. van Lynden G.W.A., Odeman L.R. The assessment of the status of human-induced soil degradation in South and Southeast Asia. International Soil Reference and Information Centre. Netherlands, Wageningen. 1997. 37 p.
459. Vance E.D., Brookes P.C., Jenkinson D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C // Soil Biol Biochem. 1987. V. 19. P. 703-707.
460. Vanhala P., Tamminen P., Fritze H. Relationship between basal soil respiration rate, tree stand and soil characteristics in boreal forests // Environ. Monit. Assess. 2005. V. 101. P. 85-92.
461. Vasenev V.I., Stoorvogel J.J., Ananyeva N.D., Ivashchenko K.V., Sarzhanov D.A., Epikhina A.S., Vasenev I.I., Valentini R. Quantifying spatial-temporal variability of carbon stocks and fluxes in urban soils: From local monitoring to regional modeling, in: Muthu, S.S. (Ed.), The Carbon Footprint Handbook. Taylor and Francis Group, New York, 2015. P. 185-223.
462. Vasenev V.I., Stoorvogel J.J., Vasenev I.I., Valentini R. How to map soil organic stocks in highly urbanized region? // Geoderma. 2014. V. 226-227. P. 103-115.
463. Velvis H. Evaluation of the selective respiratory inhibition method for measuring the ratio of fungal:bacterial activity in acid agricultural soils // Biol Fertil Soils. 1997. V. 25. P. 354-360.
464. Vestal J. R., White, D.C. Lipid analysis in microbial ecology // Bioscience. 1989. V. 39. P. 535-541.
465. Villarino A., Bouvet O.M.M., Regnault B., Martin-Delautre S., Grimont P.A.D. Exploring the frontier between life and death in *Escherichia coli*: evaluation of different viability markers in live and heat- or UV-killed cells // Res. Microbiol. 2000. V. 151. P. 755-768.
466. Vinten A.J.A., Whitmore A.P., Bloem J., Howard R., Wright F. Factors affecting N immobilization / mineralisation kinetics for cellulose-, glucose- and straw-amended sandy soils // Biol. Fertil. Soils. 2002. V. 36. P. 190-199.

467. Vrscaj B., Poggio L., Marsan F. A method for soil environmental quality evaluation for management and planning in urban areas // *Landscape and Urban Planning*. 2008. V. 88. P. 81-94.
468. Walley F.L., Van Kessel C., Pennock D.J. Landscape-scale variability of N mineralization in forest soils // *Soil Biol Biochem*. 1996. V. 28. P. 383-391.
469. Wang F.E., Chen Y.X., Tian G.M., Kumar S., He Y.F., Fu Q.L., Lin Q. Microbial biomass carbon, nitrogen and phosphorus in the soil profiles of different vegetation covers established for soil rehabilitation in a red soil region of southeastern China // *Nutrient cycling in phgroecosystems*. 2004. V. 68. P 181-189.
470. Wang M., Markert B., Shen W., Chen W., Peng C., Ouyang Z. Microbial biomass carbon and enzyme activities of urban soils in Beijing // *Environ Sci Pollut Res*. 2011. V. 18. P. 958-967.
471. Wang X.-T., Miao Y., Zhang Y., Li Y.-C., Wu M.-H., Yu G. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban soils of the megacity Shanghai: occurrence, source apportionment and potential human health risk // *Sci. Total Environ*. 2013. V. 447. P. 80-89.
472. Wardle D.A. A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil // *Biological Reviews*. 1992. V. 67. No. 3. P. 321-358.
473. Wardle D.A., Ghani A. A critique of the microbial metabolic quotient qCO_2 as a bioindicator of disturbance and ecosystem development // *Soil Biol. Biochem*. 1995. V. 27. P. 1601-1610.
474. Wardle D.A., Giller K.E. The quest for a contemporary ecological dimension to soil biology // *Soil Biol Biochem*. 1996. V. 28. N. 12. P. 1549-1554.
475. Wardle D.A., Parkinson D. Relative importance of the effect of 2,4-D, glyphosate, and environmental variables on the soil microbial biomass // *Plant and Soil*. 1991. V. 34. P. 209-219.
476. Wei B., Yang L. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China // *Microchemical Journal*. 2010. V. 94. Issue 2. P. 99-107.
477. West A.G., Grant W.D., Sparling G.P. Use of ergosterol, diaminopimelic acid and glucosamine contents of soils to monitor changes in microbial populations // *Soil Biol.Biochem*. 1987. V. 19. P. 607-612.
478. West A.W. Improvement of the selective inhibition technique to measure eukaryote-prokaryote ratios in soils // *Microbiol Methods*. 1986. V. 5. P. 125-138.
479. Winding A., Hund-Rinke K., Rutgers M. The use of microorganisms in ecological soil classification and assessment concepts // *Ecotoxicol. Environ. Safety*. 2005. V. 62. P. 230-248.
480. Winter K., Beese F. The spatial distribution of soil microbial biomass in a permanent row crop // *Biol. Fertil. Soils*. 1995. V. 19. N. 4. P. 322-326.
481. WMO World Meteorological Organization. Greenhouse Gas Bulletin. 2014. № 10. https://www.wmo.int/pages/mediacentre/press_releases/documents/1002_GHG_Bulletin
482. World Development Report. 2003. Washington, DC: World Bank.
483. Wright A.L., Dou F., Hons F.M. Crop species and tillage effects on carbon sequestration in subsurface soil // *Soil Science*. 2007. V. 172. P. 124-131.
484. Xu H.J., Li S., Su J.Q., Nie S.A., Gibson V., Li H., Zhu Y.G. Does urbanization shape bacterial community composition in urban park soils? A case study in 16 representative

- Chinese cities based on the pyrosequencing method // *FEMS Microbiol Ecol.* 2014. V. 87. P. 182-192.
485. Xu X., Thornton P.E., Post W.M. A global analysis of soil microbial biomass carbon, nitrogen and phosphorus in terrestrial ecosystems // *Global Ecology and Biogeography.* 2013. V. 22. P. 737-749.
 486. Yan T., Yang L., Campbell C.D. Microbial biomass and metabolic quotient of soils under different land use in Three Gorges Reservoir area // *Geoderma.* 2003. V. 115. P. 129-138.
 487. Yang J.-L., Zhang G.-L. Formation, characteristics and eco-environmental implications of urban soils - A review // *Soil Science and Plant Nutrition.* 2015. V. 61 P. 30-46.
 488. Yao H.Z., Wilson M.J., Campbell C.D. Microbial biomass and community structure in a sequence of soil with increasing fertility and changing land use // *Microbial Ecology.* 2000. V. 40. P. 223-237.
 489. Yuan D.-G., Zhang G.-L., Gong Z.-T, Burghardt W. Variations of soil phosphorus accumulation in Nanjing, China as affected by urban development // *Journal of Plant Nutrition and Soil Science.* 2007. V. 170. P. 244-249.
 490. Yuangen Y., Campbell C.D., Clark L., Cameron C.M., Paterson E. Microbial indicators of heavy metal contamination in urban and rural soils // *Chemosphere.* 2006. V. 63. P. 1942-1952.
 491. Zagal E. Measurement of microbial biomass in rewetted air dried soil by fumigation-incubation and fumigation-extraction techniques // *Soil Biol Biochem.* 1993. V. 25. P. 553-559.
 492. Zak D.R., Tilman D., Parmenter R.R., Rice C.W., Fisher F.M., Vose J., Milchunas D., Martin C.W. Plant production and soil microorganisms in late-successional ecosystems: a continental-scale study // *Ecology.* 1994. V. 75. No. 8. P. 2333-2347.
 493. Zelles L., Rackwitz R., Bai Q.Y., Beck T., Beese F. Discrimination of microbial diversity by fatty acid profiles of phospholipids and lipopolysaccharides in differently cultivated soils // *Plant Soil.* 1995. V. 170. P. 115-122.
 494. Zhang G.L., Burghardt W., Yang J.L. Chemical criteria to assess risk of phosphorus leaching from urban soils // *Pedosphere.* 2005. V. 15. P. 72-77.
 495. Zhao D., Li F., Yang Q., Wang R., Song Y., Tao Y. The influence of different types of urban land use on soil microbial biomass and functional diversity in Beijing, China // *Soil Use and Management.* 2013. V. 29. P. 230-239.
 496. Zhao Y.-G., Zhang G.-L., Zepp H., Yang J.-L. Establishing a spatial grouping base for surface soil properties along urban-rural gradient – a case study in Nanjing, China // *Catena.* 2007. V. 69. P. 74-81.
 497. Zhou Z.H., Wang C.K. Soil resources and climate jointly drive variations in microbial biomass carbon and nitrogen in China's forest ecosystems // *Biogeosciences Discuss.* 2015. V. 12. P. 11191-11216.
 498. Zibilske L.M. Carbon mineralization / In: *Methods of soil analysis. Part 2 Microbiological and biochemical properties.* Mickelson S.H. (Ed.). Soil Science Society of America. Inc. P. 835-863.
 499. Zornoza R., Guerrero C., Mataix-Solera J., Scow K.M., Mataix-Beneyto J., Arcenegui V. Changes in soil microbial community structure following the abandonment of agricultural terraces in mountainous areas of Eastern Spain // *Appl. Soil Ecology.* 2009. V. 42. P. 315-323.

ПРИЛОЖЕНИЕ 1-9

Приложение 1. Локализация объектов исследования на территории Московской области

№ п/п	Э / ФЗ ^а	Т ^б	ДР ^в	Почва ^г	Высота, м над ур. м.	Географические координаты		С _{орг} , %	рН _{КCl}
						с.ш.	в.д.		
						слой 0-10 / 10-150 см			
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Талдомский район									
1	Лес	1	Е	П _п	110	56°44'20.1''	37°14'1.5''	4.70 / 1.00	3.55 / 4.60
2		2		П	125	56°43'35.0''	36°59'16.3''	6.93 / 1.10	6.07 / 7.38
3		3		П	113	56°44'20.5''	37°13'51.9''	10.12 / 2.53	5.16 / 7.07
4		4		П	104	56°43'32.1''	37°13'57.6''	7.81 / 1.09	4.20 / 4.38
5	Луг	1	РТ	П _п	105	56°44'30.5''	37°14'23.2''	3.22 / 1.00	5.28 / 7.00
6		2		П	112	56°44'15.7''	37°14'18.1''	3.01 / 1.55	7.08 / 6.63
7		3		П	113	56°43'21.7''	37°13'40.1''	5.53 / 1.67	5.65 / 5.04
8		4		П	95	56°44'45.3''	37°13'57.6''	5.55 / 1.07	7.14 / 6.37
г. Дубна									
9	Р	1	РТ	П	106	56°44'26.3''	37°13'37.2''	2.56 / 1.00	6.90 / 6.22
10		2		П _п	124	56°43'52.9''	37°7'28.4''	4.54 / 1.00	5.53 / 7.60
11		3		П	125	56°43'37.3''	37°9'8.1''	2.70 / 1.02	7.54 / 6.88
12		4		П _п	117	56°45'3.3''	37°11'22.4''	9.23 / 3.20	6.35 / н.д.
13		5		П	123	56°45'3.3''	37°11'22.4''	1.64 / 1.00	7.04 / 7.81
14	С	1	Г	Р _п	112	56°45'6.0''	37°11'35.7''	3.54 / 2.10	5.78 / 7.30
15		2	РТ	П	124	56°43'35.5''	37°9'3.5''	3.54 / 2.14	7.38 / 7.67
16		3	РТ	П	116	56°43'45.4''	37°9'15.4''	3.06 / 1.86	7.52 / 7.58
17		4	Г	Р _п	128	56°45'0.8''	37°11'28.1''	6.55 / 1.50	5.85 / 6.40
18		5	РТ	П	119	56°44'36.6''	37°10'31.7''	4.82 / 2.28	6.62 / 7.49
19	П	1	ГС	Р _п	137	56°43'25.8''	37°8'29.5''	1.24 / 1.00	7.15 / 7.70
20		2		Р _п	115	56°43'45.4''	37°9'39.2''	2.41 / 1.77	6.74 / 7.65
21		3		Р _п	112	56°44'50.8''	37°13'50.6''	3.29 / 1.85	7.46 / 7.56
22		4		Р _п	105	56°43'31.8''	37°10'38.0''	2.93 / 1.75	6.69 / 5.76

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Сергиево-Посадский									
23	Лес	1	ЕШ	Дп	206	56°13'48.5''	38°3'49.5''	4.22 / 1.70	3.71 / 3.80
24		2			246	56°23'60.1''	38°66'30.1''	5.05 / 1.58	3.95 / 4.32
25		3			241	56°23'10.6''	38°6'33.7''	4.96 / 2.72	4.13 / 4.02
26		4			225	56°16'9.9''	38°21'38.''	4.92 / 1.80	4.20 / 3.84
27	Луг	1	РТ	Дп	207	56°13'45.8''	38°3'43.2''	3.30 / 1.70	4.07 / 4.87
28		2			230	56°23'26.7''	38°6'28.6''	4.52 / 2.44	4.20 / 5.20
29		3			231	56°23'13.6''	38°6'31.7''	4.42 / 1.90	4.14 / 4.76
30		4			170	56°16'50.7''	38°23'24.3''	3.06 / 1.66	7.08 / 6.12
31		5			228	56°16'6.6''	38°21'55.9''	н.д.	н.д.
32	Пашня	1	Пш	Дп	254	56°17'25.5''	38°5'49.8''	4.08 / 2.28	6.32 / 5.70
33		2	Пш		235	56°17'25.1''	38°5'57.1''	3.62 / 2.04	н.д.
34		3	Кз		258	56°16'51.3''	38°23'20.4''	4.74 / 2.88	6.66 / 4.83
35		4	Пш		219	56°16'6.6''	38°22'15.5''	5.35 / 2.90	6.95 / 5.96
г. Сергиев-Посад									
36	Р	1	РТ	Дп	187	56°18'30.6''	38°8'3.3''	5.79 / 3.94	6.99 / 7.26
37		2	ГС	Рп	189	56°18'29.6''	38°7'53.6''	6.61 / 3.32	7.19 / 7.39
38		3	РТ	Дп	212	56°19'0.3''	38°8'5.1''	3.50 / 3.42	6.16 / н.д.
39		4	Г	Рп	223	56°19'9.9''	38°8'8.7''	5.11 / 2.34	7.16 / 6.31
40		5	РТ	Дп	189	56°17'20''	38°8'59.4''	5.29 / н.д	7.15 / 5.56
41	С	1	Г	Рп	220	56°18'57.2''	38°8'44.9''	4.50 / н.д	7.11 / н.д.
42		2			181	56°18'12.5''	38°10'46.7''	5.47 / 2.96	н.д. / 7.50
43		3			208	56°17'36.8''	38°8'34.7''	6.57 / 1.68	6.56 / 6.93
44		4			210	56°18'3.8''	38°8'46.3''	4.70 / 2.38	6.35 / 6.05
45		5			182	56°18'3.4''	38°8'34.2''	6.81 / 8.01	7.16 / 7.41
46	П	1	ГС	Рп	214	56°16'13.9''	38°7'28.1''	7.47 / 4.86	н.д.
47		2	ГС	Рп	217	56°26'54.3''	38°6'18''	3.36 / 1.82	7.48 / 8.13
48		3	ГС	Рп	244	56°26'57.5''	38°6'18.8''	1.94 / н.д	7.76 / н.д.
49		4	ГС	Рп	216	56°18'59.4''	38°8'37.7''	3.62 / 4.14	7.05 / 7.27
50		5	РТ	Дп	210	56°19'22.4''	38°13'43.8''	3.34 / 1.34	4.57 / 4.16

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Шатурский район									
51	Лес	1	Б	БП	138	56°12'34.1''	39°28'50.2''	3.80 / 1.38	4.56 / 4.22
52		2	СЛ	ПП	144	55°34'46.6''	39°26'19.9''	2.24 / 1.56	3.84 / 4.51
53		3	СЛ	ПП	141	55°34'28.8''	39°24'57.7''	5.55 / 1.54	4.22 / 4.24
54		4	ШЛ	БП	135	55°34'51.9''	39°39'3.9''	4.08 / 2.60	5.88 / 5.94
55		5	ШЛ	АЛБ	126	55°34'54.6''	39°33'10.8''	6.65 / 2.52	7.36 / 6.32
56	Луг	1		БП	117	55°35'6.8''	39°41'58.5''	7.89 / 2.18	4.28 / 4.54
57		2		Т	110	55°35'3.9''	39°41'55.1''	12.15 / 2.30	5.23 / 4.38
58		3	РТ	БП	105	55°34'43''	39°41'10.8''	4.08 / 1.54	4.42 / 4.75
59		4		ПП	131	55°34'41.1''	39°25'4.6''	4.14 / н.д	7.27 / н.д.
60		5		ПП	137	55°34'45.4''	39°25'2.9''	3.10 / 1.66	7.17 / 4.91
61	Пашня	1	Кз		174	55°34'36.3''	39°22'41.1''	2.30 / 1.50	5.58 / 5.81
62		2	Кз		156	55°34'42.3''	39°22'44.8''	1.50 / 1.40	6.69 / 7.20
63		3	Пш	ПП	141	55°34'33.4''	39°25'14.5''	4.40 / 1.30	6.23 / 4.82
64		4	Ка		134	55°33'19.6''	39°36'15''	4.94 / 2.24	6.22 / 4.72
65		5	Пш		126	55°33'22''	39°36'18''	8.59 / 2.30	5.92 / 5.55
г. Шатура									
66	Р	1	РТ	АЛБ	129	55°35'2.9''	39°32'23.9''	1.74 / 1.02	5.70 / 5.71
67		2	РТ	АЛБ	121	55°35'0.6''	39°32'36.8''	6.65 / 1.20	5.60 / 5.68
68		3	Г	РП	124	55°34'40.6''	39°32'38.9''	8.35 / 1.46	5.87 / 5.28
69		4	Г	РП	122	55°34'32.4''	39°31'6.5''	4.56 / 2.86	7.35 / 7.82
70		5	Г	РП	126	55°34'55.6''	39°32'13.2''	8.01 / 1.76	5.56 / 6.32
71	С	1			144	55°34'27.1''	39°32'38.3''	2.48 / 1.50	7.53 / 7.42
72		2			133	55°34'37''	39°31'47.6''	2.68 / 1.62	7.32 / 7.93
73		3	Г	РП	127	55°34'47.6''	39°31'31.3''	1.28 / 1.16	6.30 / 7.90
74		4			130	55°34'49.7''	39°32'26.6''	5.43 / 5.05	7.68 / 7.35
75		5			134	55°34'45.6''	39°31'1.9''	5.35 / 1.20	5.86 / 5.30
76	П	1			136	55°34'28.6''	39°31'28.7''	7.39 / 4.68	5.66 / 4.85
77		2			125	55°34'24.1''	39°31'27.4''	2.58 / 3.18	7.18 / 7.33
78		3	ГС	РП	121	55°35'0.2''	39°33'27.2''	3.10 / 4.28	7.38 / 5.24
79		4			127	55°34'23.9''	39°33'17.3''	4.84 / 2.84	7.38 / 7.67

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
80	П	5	ГС	Р _П	143	55°34'16.4''	39°32'55.5''	5.41 / 3.12	7.70 / 7.40
Воскресенский район									
81	Лес	1	СЛ	Д _П	160	55°15'40.0''	38°36'58.4''	3.05 / 1.45	5.50 / 7.43
82		2			156	55°15'43.3''	38°36'35.4''	4.43 / 2.49	5.93 / 6.32
83		3			152	55°15'47.3''	38°36'47.3''	3.15 / 1.85	5.04 / 4.57
84		4			152	55°15'42.0''	38°36'23.0''	2.91 / 2.97	4.73 / 4.73
85		5			155	55°15'35.0''	38°36'20.0''	5.89 / 1.37	6.27 / 6.57
86	Луг	1	РТ	Д _П	124	55°15'5.7''	38°31'52.4''	2.17 / 1.63	5.89 / 6.36
87		2			148	55°14'53.7''	38°35'24.8''	2.37 / 1.83	5.30 / 4.74
88		3			148	55°15'38.8''	38°36'57.7''	3.33 / 1.89	6.25 / 7.04
89		4			136	55°15'37.7''	38°37'9.0''	2.99 / 1.60	5.96 / н.д.
90		5			149	55°15'38.6''	38°36'55.7''	2.35 / 1.69	5.19 / 5.03
91	Пашня	1	Пш	Д _П	128	55°15'6.1''	38°32'27.3''	1.61 / 1.49	6.69 / 4.98
92		2			127	55°16'3.0''	38°32'55.4''	2.61 / 1.35	5.43 / 5.68
93		3			149	55°14'49.9''	38°33'53.4''	3.03 / 1.27	6.79 / 5.68
94		4			145	55°14'23.0''	38°33'45.0''	2.57 / 1.67	5.68 / 6.55
95		5			152	55°14'42.0''	38°33'23.0''	2.89 / 1.83	6.01 / 5.90
г. Воскресенск									
96	Р	1	Г	Р _П	116	55°19'27.5''	38°39'44.5''	4.24 / 3.26	6.83 / 7.40
97		2			119	55°19'14.1''	38°40'6.1''	10.29 / 6.01	7.40 / 6.29
98		3			124	55°19'11.6''	38°40'57.9''	6.01 / 1.45	6.97 / 7.29
99		4			119	55°19'18.2''	38°40'40.0''	4.95 / 2.47	6.83 / 7.55
100		5			128	55°19'6.6''	38°40'13.0''	3.65 / 1.45	7.38 / 7.37
101	С	1	Г	Р _П	116	55°19'28.3''	38°39'32.6''	2.94 / 2.08	7.18 / 7.38
102		2			118	55°19'14.3''	38°39'55''	3.00 / 2.68	7.23 / 7.43
103		3			123	55°19'8.6''	38°41'1.2''	6.55 / 3.33	7.30 / 7.51
104		4			117	55°19'18.7''	38°40'33.7''	4.93 / 1.69	7.22 / 7.54
105		5			151	55°19'7.8''	38°40'5.2''	3.81 / 3.67	7.36 / 7.47
106	П	1	Г	Р _П	112	55°18'42.9''	38°41'23.0''	6.67 / 1.36	5.56 / н.д.
107		2			121	55°18'17.3''	38°42'4.7''	2.96 / 2.10	н.д. / 5.31
108		3			149	55°18'54.1''	38°41'14.3''	2.59 / 2.85	7.74 / 7.42
109		4			145	55°18'4.3''	38°42'21.8''	1.49 / 2.85	8.31 / 7.95

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
110	П	5	Г	Р _П	128	55°17'19.6''	38°43'50.3''	3.05 / н.д.	7.98 / 7.75
Серпуховский район									
111	Лес	1	Е, Б	С _Л	228	54°48'23.9''	37°31'48''	3.14 / н.д	5.26 / 5.35
112		2			277	54°48'56''	37°30'50''	3.16 / 1.79	3.80 / 4.42
113		3			219	54°48'53.4''	37°30'31''	4.48 / 1.72	4.62 / 4.74
114		4			201	54°49'0.8''	37°30'29''	3.81 / 1.97	4.34 / 4.68
115	Луг	1	РТ	С _Л	207	54°49'43.3''	37°30'40''	2.22 / 1.10	6.95 / 5.58
116		2			194	54°49'30.8''	37°33'54''	2.08 / 1.00	5.71 / 5.11
117		3			192	54°49'44.4''	37°33'48''	1.98 / 1.00	5.30 / 5.11
118	Пашня	1	Пш	С _Л	н.д.	54°48'37.5''	37°31'33''	2.32 / 1.48	5.57 / 7.82
119		2			197	54°49'44.5''	37°35'31''	2.47 / 1.51	5.08 / 5.39
120		3			203	54°49'41.3''	37°31'31''	3.59 / 2.01	6.14 / 7.20
121		4			205	54°49'45.6''	37°30'55''	4.79 / 2.71	5.55 / 5.74
122		5			203	54°49'43.1''	37°30'25''	4.39 / 2.35	6.55 / 6.13
г. Пущино									
123	Р	1	Б, С	С _Л	н.д.	54°49'55''	37°36'40''	2.98 / 1.00	5.47 / 5.37
124		3	Б, С	С _Л	195	54°49'55.4''	37°36'30''	3.47 / 1.87	5.38 / 5.29
125		4	РТ	С _Л	195	54°49'53.7''	37°37'19''	4.53 / 2.39	5.16 / 6.17
126	С	1	РТ	С _Л	192	54°49'48.4''	37°37'18''	4.29 / 1.91	5.39 / 4.87
127		2	ГС	Р _П	187	54°50'6''	37°36'46''	н.д	н.д.
128		3	ГС	Р _П	177	54°50'1.5''	37°37'42''	н.д	6.89 / 7.00
129		4	РТ	С _Л	183	54°49'52.7''	37°36'25''	5.57 / 1.93	5.83 / 6.55
130		5	ГС	Р _П	194	54°49'53.1''	37°36'53''	3.97 / 2.09	5.63 / 6.80
131	П	1	РТ	С _Л	178	54°49'53''	37°35'59''	2.69 / 1.85	6.87 / 7.18
132		2	ГС	Р _П	161	54°50'24.1''	37°37'56''	4.28 / н.д	7.14 / 7.69
133		3	ГС	Р _П	168	54°50'19.1''	37°37'56''	4.18 / н.д	7.65 / н.д.
134		4	ГС	Р _П	170	54°50'3.2''	37°38'19''	3.14 / 2.30	6.11 / 5.50
Серебряно-Прудский район									
135	Луг	1	РТ	Ч _В	148	54°27'32.6''	38°40'20.2''	8.23 / 2.44	6.87 / 7.19
136		2			150	54°27'39.6''	38°40'12.4''	7.43 / 1.70	6.23 / 6.77
137		3			165	54°28'24''	38°33'23.2''	3.89 / 1.59	7.04 / 6.62

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
138	Луг	4	РТ	Ч _В	155	54°28'9.7''	38°33'25.1''	1.77 / 1.00	7.11 / 7.36
139	Пашня	1	Пш	Ч _В	128	54°28'54.3''	38°42'46.6''	5.09 / 1.88	5.53 / 4.87
140		2			122	54°28'51.6''	38°42'38.4''	4.26 / 1.68	5.83 / 6.29
141		3			172	54°28'45.8''	38°31'27.7''	5.01 / 4.17	6.43 / 6.01
142		4			171	54°28'35.7''	38°31'22.7''	3.77 / 2.75	6.67 / 7.03
г. Серебряные Пруды									
143	Р	1	РТ	Ч _В	131	54°28'28.1''	38°43'45.8''	5.09 / 2.84	6.59 / 6.88
144		2	РТ	Ч _В	131	54°28'18.6''	38°43'27.6''	4.84 / 3.22	6.70 / 5.91
145		3	РТ	Ч _В	132	54°28'8.7''	38°43'85.8''	5.45 / 4.16	6.83 / 6.95
146		4	Г	Р _П	132	54°28'17.9''	38°43'22.3''	6.81 / 9.61	7.12 / 6.82
147		5	Г	Р _П	136	54°28'23.4''	38°43'18.2''	8.77 / 2.66	6.79 / 7.20
148	С	1	РТ	Ч _В	136	54°28'11.6''	38°42'59''	5.32 / 2.92	6.84 / 6.46
149		2	Г	Р _П	131	54°28'19.7''	38°43'16.8''	5.33 / н.д.	6.27 / 6.66
150		3	РТ	Ч _В	129	54°28'22.7''	38°43'6.3''	5.57 / 3.16	6.35 / 6.89
151		4	РТ	Ч _В	134	54°28'20.5''	38°43'22.7''	4.70 / 3.36	6.91 / 6.89
152		5	Г	Р _П	154	54°28'1''	38°43'46.9''	3.10 / 4.40	7.07 / 7.25
153	П	1	РТ	Ч _В	130	54°28'8''	38°43'53.3''	7.29 / 3.28	7.71 / 7.36
154		2	РТ	Ч _В	136	54°27'37.1''	38°43'38.4''	5.09 / 1.48	7.21 / 7.42
155		3	ГС	Р _П	136	54°27'53.4''	38°43'5.6''	6.87 / 2.10	7.26 / 7.10
156		4	РТ	Ч _В	145	54°27'32.4''	38°44'2.9''	5.71 / 6.55	7.41 / 7.15

^а Э / ФЗ, экосистема / функциональная зона: Р, рекреационная; С, селитебная; П, промышленная; ^б Т, точка отбора; ^в ДР, доминирующая растительность: ЕШ, елово-широколиственный лес; РТ, разнотравье; Пш, пшеница; Кз, кукуруза; ГС, газон с сорняками; Г, газон; СЛ, смешанный лес; Б, береза; Ка, картофель; Е, ель; С, сосна; ^г Д_П, дерново-подзолистая; АЛ_Б, аллювиально болотная иловато-торфяная; Р_П, реплантозем; Б_П, болотно-подзолистая; П, подзол; П_П, перегнойно-подзолистая; Т, торфяная болотная низинная; Сл, серая лесная; Ч_В, чернозём выщелоченный; н.д., нет данных

Приложение 2. Микробиологические свойства (углерод микробной биомассы, $C_{\text{мик}}$, мкг С г^{-1} ; базальное дыхание, БД, мкг $\text{CO}_2\text{-С г}^{-1} \text{ч}^{-1}$; метаболический коэффициент, $q\text{CO}_2$, мкг $\text{CO}_2\text{-С мг}^{-1} C_{\text{мик}} \text{ч}^{-1}$ почв) разных экосистем Курской области и функциональных зон г. Курск

Показатели	Слой, см			
	0-10	10-50	50-100	100-150
	1	2	3	4
Центрально-черноземный государственный заповедник им. проф. В.В. Алехина (51°34'11.1'' - 51°34'19.2'' с.ш. / 36°05'20.2'' - 36°05'45.4'' в.д.)				
Степь некосимая, точка 1				
горизонт	A	A	A / AB	B
$C_{\text{мик}}$	1954 ± 100	497 ± 57	115 ± 7	44 ± 8
БД	1.11 ± 0.01	0.54 ± 0.04	0.12 ± 0.02	0.06 ± 0.01
$q\text{CO}_2$	0.57 ± 0.03	1.15 ± 0.06	1.01 ± 0.10	1.26 ± 0.24
Степь некосимая, точка 2				
горизонт	A	A	AB / B	B / BC _{ca}
$C_{\text{мик}}$	1249 ± 33	624 ± 34	175 ± 16	96 ± 18
БД	1.08 ± 0.14	0.70 ± 0.07	0.23 ± 0.05	0.15 ± 0.05
$q\text{CO}_2$	0.86 ± 0.10	1.14 ± 0.08	1.30 ± 0.23	1.62 ± 0.42
Степь некосимая, точка 3				
горизонт	A	A	A / AB	B _{ca} / BC _{ca}
$C_{\text{мик}}$	1024 ± 62	271 ± 62	146 ± 19	50 ± 9
БД	0.91 ± 0.08	0.43 ± 0.09	0.54 ± 0.21	0.33 ± 0.04
$q\text{CO}_2$	0.89 ± 0.10	1.66 ± 0.37	3.45 ± 1.79	6.71 ± 1.46
Степь некосимая, точка 4				
горизонт	A	A	A / AB	B
$C_{\text{мик}}$	1150 ± 9	283 ± 158	145 ± 14	23 ± 1
БД	0.94 ± 0.02	0.56 ± 0.16	0.41 ± 0.01	0.06 ± 0.02
$q\text{CO}_2$	0.82 ± 0.02	2.77 ± 2.25	2.83 ± 0.28	2.43 ± 0.67
Степь некосимая, точка 5				
горизонт	A	A	A / AB	B
$C_{\text{мик}}$	895 ± 31	353 ± 41	142 ± 20	24 ± 5
БД	0.73 ± 0.01	0.46 ± 0.08	0.77 ± 0.29	0.01 ± 0.01
$q\text{CO}_2$	0.82 ± 0.02	1.34 ± 0.43	2.83 ± 0.28	2.43 ± 0.67
Степь косимая, точка 1				
горизонт	A	A	A/AB	B+BC
$C_{\text{мик}}$	1667 ± 303	741 ± 56	150 ± 9	61 ± 8
БД	1.23 ± 0.11	0.59 ± 0.02	0.19 ± 0.03	0.05 ± 0.02
$q\text{CO}_2$	0.76 ± 0.22	0.80 ± 0.09	1.29 ± 0.22	0.82 ± 0.33
Степь косимая, точка 2				
горизонт	A	A	A/AB	B
$C_{\text{мик}}$	1689 ± 84	586 ± 10	141 ± 11	104 ± 15
БД	1.56 ± 0.03	0.65 ± 0.02	0.30 ± 0.07	0.12 ± 0.01
$q\text{CO}_2$	0.92 ± 0.05	1.10 ± 0.05	2.12 ± 0.42	1.17 ± 0.15
Степь косимая, точка 3				
горизонт	A	A	A/AB	BC
$C_{\text{мик}}$	842 ± 88	324 ± 156	113 ± 2	66 ± 1
БД	1.20 ± 0.10	0.55 ± 0.18	0.63 ± 0.04	0.36 ± 0.20
$q\text{CO}_2$	1.42 ± 0.19	1.83 ± 0.46	5.56 ± 0.63	5.44 ± 2.97

Показатели	1	2	3	4
Степь косиная, точка 4				
горизонт	A	A	A/AB	B _{ca} / BC _{ca}
C _{мик}	1150 ± 45	446 ± 178	83 ± 31	35 ± 2
БД	1.00 ± 0.10	0.49 ± 0.15	0.13 ± 0.01	0.07 ± 0.01
qCO ₂	0.87 ± 0.09	1.14 ± 0.16	2.11 ± 0.31	2.11 ± 0.31
Пастбище, точка 1				
горизонт	A	A	A / AB	B _{ca} / BC _{ca}
C _{мик}	1391 ± 57	139 ± 15	31 ± 3	6 ± 1
БД	0.82 ± 0.06	0.14 ± 0.02	0.01 ± 0.01	0 (след. кол-во)
qCO ₂	0.59 ± 0.05	0.99 ± 0.16	0.46 ± 0.26	0 (след. кол-во)
Пастбище, точка 2				
горизонт	A	A	A / AB	AB / BC _{ca}
C _{мик}	646 ± 35	399 ± 30	107 ± 13	37 ± 4
БД	0.67 ± 0.05	0.45 ± 0.02	0.18 ± 0.03	0.07 ± 0.06
qCO ₂	1.05 ± 0.16	1.14 ± 0.12	1.73 ± 0.36	1.90 ± 1.34
Пастбище, точка 3				
горизонт	A	A	A / AB	AB / BC _{ca}
C _{мик}	1228 ± 41	162 ± 71	57 ± 5	22 ± 5
БД	1.01 ± 0.04	0.33 ± 0.16	0.13 ± 0.01	0.08 ± 0.01
qCO ₂	0.82 ± 0.05	1.95 ± 0.23	2.32 ± 0.22	3.54 ± 1.02
Пар, точка 1				
горизонт	A _{пах}	A _{пах} / A _{п/п}	A _{п/п} / AB	B / BC _{ca}
C _{мик}	526 ± 58	166 ± 8	34 ± 5	19 ± 4
БД	0.50 ± 0.03	0.15 ± 0.03	0.06 ± 0.01	0.01 ± 0.01
qCO ₂	0.96 ± 0.19	0.93 ± 0.21	1.78 ± 0.15	0.68 ± 0.34
Пар, точка 2				
горизонт	A _{пах}	A _{пах} / A _{п/п}	A _{п/п} / AB	BC
C _{мик}	437 ± 41	165 ± 26	33 ± 7	8 ± 4
БД	0.29 ± 0.02	0.17 ± 0.06	0.02 ± 0.03	0 (след. кол-во)
qCO ₂	0.67 ± 0.10	1.08 ± 0.43	0.70 ± 0.78	0 (след. кол-во)
Пар, точка 3				
горизонт	A _{пах}	A _{пах}	AB _{ca} / BC _{ca}	AB _{ca} / BC _{ca}
C _{мик}	333 ± 46	171 ± 39	29 ± 4	31 ± 3
БД	0.60 ± 0.08	0.52 ± 0.14	0.30 ± 0.12	0.15 ± 0.03
qCO ₂	1.81 ± 0.35	3.16 ± 1.12	10.55 ± 4.43	4.78 ± 1.19
Пар, точка 4				
горизонт	A _{пах}	A _{пах}	AB _{ca} / BC _{ca}	AB _{ca} / BC _{ca}
C _{мик}	211 ± 51	161 ± 23	61 ± 24	41 ± 7
БД	0.50 ± 0.10	0.56 ± 0.07	0.23 ± 0.01	0.16 ± 0.02
qCO ₂	2.39 ± 0.75	3.49 ± 0.03	3.80 ± 1.54	3.79 ± 0.79
д. Кривцово (51°8'39.4'' с.ш. / 36°29'54.6'' в.д.)				
Пашня (ячмень), точка 1				
горизонт	A _{пах} / A _{п/п}	A _{пах} / A _{п/п} / B ₁	B ₁ / B ₂	BC _{ca}
C _{мик}	473 ± 62	131 ± 31	43 ± 5	41 ± 7
БД	0.60 ± 0.03	0.34 ± 0.13	0.16 ± 0.02	0.15 ± 0.03
qCO ₂	1.26 ± 0.18	2.50 ± 0.38	3.63 ± 0.59	3.68 ± 0.87
Пашня (ячмень), точка 2				
горизонт	A _{пах} / A _{п/п}	A _{пах} / A _{п/п} / B ₁	B ₁ / B ₂	BC _{ca}
C _{мик}	221 ± 8	107 ± 24	80 ± 15	30 ± 4

Показатели	1	2	3	4
БД	0.40 ± 0.03	0.30 ± 0.04	0.27 ± 0.02	0.08 ± 0.01
qCO_2	1.81 ± 0.17	2.86 ± 0.45	3.30 ± 0.69	2.53 ± 0.49
Пашня (ячмень), точка 3				
горизонт	$A_{\text{пах}} / A_{\text{п/п}}$	$A_{\text{пах}} / A_{\text{п/п}} / B_1$	B_1 / B_2	$BC_{\text{са}}$
$C_{\text{мик}}$	327 ± 53	208 ± 30	73 ± 11	59 ± 2
БД	0.62 ± 0.09	0.67 ± 0.23	0.23 ± 0.05	0.15 ± 0.02
qCO_2	1.90 ± 0.41	3.13 ± 0.86	3.17 ± 0.87	2.51 ± 0.33
г. Курск (Рекреационная: $51^{\circ}43'4.60''$ с.ш. / $36^{\circ}10'15.9''$ в.д.)				
Точка 1				
горизонт	TCH1	TCH1 / TCH2	TCH3	TCH4
$C_{\text{мик}}$	342 ± 59	63 ± 13	17 ± 8	49 ± 22
БД	0.91 ± 0.09	0.13 ± 0.02	0.03 ± 0.01	0.06 ± 0.01
qCO_2	2.74 ± 0.74	2.08 ± 0.44	2.09 ± 0.96	1.40 ± 0.65
Точка 2				
горизонт	A	A / UR	TCH1 / TCH2	TCH3 / TCH4
$C_{\text{мик}}$	401 ± 55	12 ± 3	0 (след. кол-во)	75 ± 18
БД	0.38 ± 0.03	0.08 ± 0.04	0 (след. кол-во)	0.07 ± 0.02
qCO_2	0.96 ± 0.13	6.69 ± 3.62	0 (след. кол-во)	0.93 ± 0.33
Точка 3				
горизонт	A	A / UR ₁	UR ₁ / UR ₂	UR ₂ / B _t
$C_{\text{мик}}$	1147 ± 37	156 ± 79	43 ± 5	45 ± 1
БД	1.19 ± 0.12	0.18 ± 0.09	0.07 ± 0.01	0.07 ± 0.01
qCO_2	1.04 ± 0.11	1.13 ± 0.01	1.71 ± 0.27	1.56 ± 0.14
г. Курск (Селитебная: $51^{\circ}44'13.1''$ с.ш. / $36^{\circ}08'52.7''$ в.д.)				
Точка 1				
горизонт	UR ₁	UR ₁	UR ₂ / UR ₃	[A] / [AB]
$C_{\text{мик}}$	578 ± 66	77 ± 3	73 ± 5	43 ± 6
БД	0.49 ± 0.05	0.06 ± 0.01	0.10 ± 0.02	0.05 ± 0.01
qCO_2	0.86 ± 0.14	0.81 ± 0.09	1.34 ± 0.25	1.24 ± 0.19
Точка 2				
горизонт	A	UR ₁	UR ₂ / UR ₃	UR ₄
$C_{\text{мик}}$	447 ± 18	38 ± 8	55 ± 20	50 ± 8
БД	0.23 ± 0.02	0 (след. кол-во)	0.09 ± 0.02	0.06 ± 0.01
qCO_2	0.52 ± 0.08	0 (след. кол-во)	1.67 ± 0.36	1.27 ± 0.29
Точка 3				
горизонт	A	UR ₁	UR ₂ / UR ₃	UR ₄
$C_{\text{мик}}$	379 ± 19	51 ± 16	92 ± 8	67 ± 2
БД	0.55 ± 0.02	0.13 ± 0.02	0.26 ± 0.00	0.09 ± 0.02
qCO_2	1.46 ± 0.09	2.73 ± 0.70	2.81 ± 0.25	1.27 ± 0.23
Точка 4				
горизонт	UR ₁	UR ₁	UR ₂ / UR ₃	UR ₄
$C_{\text{мик}}$	136 ± 13	94 ± 21	77 ± 7	63 ± 7
БД	0.36 ± 0.07	0.31 ± 0.05	0.12 ± 0.01	0.14 ± 0.01
qCO_2	2.67 ± 0.58	3.29 ± 0.41	1.50 ± 0.20	2.30 ± 0.29
Точка 5				
горизонт	A	UR ₁	UR ₂ / UR ₃	UR ₄
$C_{\text{мик}}$	432 ± 78	203 ± 28	79 ± 7	56 ± 15
БД	0.99 ± 0.32	0.53 ± 0.06	0.27 ± 0.04	0.39 ± 0.06
qCO_2	2.28 ± 0.84	2.68 ± 0.72	3.45 ± 0.57	6.98 ± 2.14

Показатели	1	2	3	4
г. Курск (Промышленная: 51°39'40.4'' с.ш. / 36°07'43.2'' в.д.)				
Точка 1				
горизонт	UR ₁	UR ₁ / UR ₂	UR ₁ / UR ₂	UR ₂ [A] / UR ₃ +TCH
C _{мик}	84 ± 19	21 ± 4	0 (след. кол-во)	29 ± 14
БД	0.27 ± 0.04	0.05 ± 0.02	0 (след. кол-во)	0.06 ± 0.01
qCO ₂	3.25 ± 0.72	2.61 ± 1.67	0 (след. кол-во)	2.33 ± 0.84
Точка 2				
горизонт	UR ₁	UR ₁	UR ₂	UR ₃
C _{мик}	235 ± 41	64 ± 8	33 ± 7	28 ± 8
БД	0.20 ± 0.03	0.07 ± 0.01	0.05 ± 0.02	0.03 ± 0.01
qCO ₂	0.85 ± 0.21	1.09 ± 0.16	1.72 ± 1.20	1.10 ± 0.60
Точка 3				
горизонт	A	UR ₁	UR ₂ [A] / UR ₃	[A] / [AB _{ca}]
C _{мик}	681 ± 43	60 ± 26	286 ± 32	60 ± 2
БД	0.81 ± 0.04	0.13 ± 0.03	0.13 ± 0.04	0.14 ± 0.02
qCO ₂	1.19 ± 0.10	2.22 ± 0.38	0.47 ± 0.16	2.41 ± 0.33
Точка 4				
горизонт	UR ₁	UR ₁ / UR ₂	UR ₁ / UR ₂	
C _{мик}	230 ± 14	70 ± 24	52 ± 10	н.д.
БД	1.57 ± 0.17	0.24 ± 0.03	0.21 ± 0.02	н.д.
qCO ₂	6.83 ± 0.85	3.85 ± 1.46	4.10 ± 0.87	н.д.
Точка 5				
горизонт	UR ₁	UR ₁ / U ₂	UR ₁ / UR ₂	UR ₃ + TCH
C _{мик}	305 ± 41	417 ± 408	57 ± 17	169 ± 26
БД	0.92 ± 0.06	0.50 ± 0.53	0.24 ± 0.04	0.62 ± 0.13
qCO ₂	3.01 ± 0.46	2.17 ± 1.63	4.15 ± 1.41	3.68 ± 0.93

н.д., нет данных

Приложение 3. Микробиологические свойства (углерод микробной биомассы, $C_{\text{мик}}$; базальное дыхание, БД; метаболический коэффициент, $q\text{CO}_2$ и доля углерода микробной биомассы в общем органическом углероде, $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$) почв разных экосистем Московской обл.

№ п/п	Э/З ^а	Точка	С _{мик} , мкг С г ⁻¹	БД, мкг СО ₂ -С г ⁻¹ ч ⁻¹	qСО ₂ , мкг СО ₂ -С мг ⁻¹ С _{мик} ч ⁻¹	С _{мик} / С _{орг} , %
			Слой 0-10 / 10-150 см			
1	2	3	4	5	6	7
Талдомский район						
1	Лес	1	182 ± 6 / 41 ± 3	0.74 ± 0.09 / 0.20 ± 0.01	4.04 ± 0.48 / 4.77 ± 0.52	0.39 ± 0.06 / 0.41 ± 0.03
2		2	670 ± 85 / 89 ± 12	1.80 ± 0.43 / 0.35 ± 0.14	2.69 ± 0.22 / 3.93 ± 0.45	0.97 ± 0.16 / 0.81 ± 0.20
3		3	1028 ± 5 / 75 ± 35	2.02 ± 0.08 / 0.37 ± 0.02	1.97 ± 0.08/ 4.86 ± 2.28	1.02 ± 0.10 / 0.30 ± 0.14
4		4	538 ± 24 / 28 ± 18	1.60 ± 0.13 / 0.10 ± 0	2.98 ± 0.27 / 3.74 ± 0.29	0.69 ± 0.08 / 0.26 ± 0.17
5	Луг	1	241 ± 25/ 24 ± 4	1.69 ± 0.03 / 0.12 ± 0.01	7.02 ± 0.73 / 4.92 ± 1.03	0.75 ± 0.14 / 0.24 ± 0.04
6		2	891 ± 58 / 65 ± 3	0.77 ± 0.07 / 0.13 ± 0.03	0.87 ± 0.10 / 2.09 ± 0.47	2.96 ± 0.48 / 0.42 ± 0.09
7		3	432 ± 9 /45 ± 20	0.62 ± 0.05 / 0.23 ± 0	1.42 ± 0.12 / 5.16 ± 2.29	0.78 ± 0.08 / 0.27 ± 0.13
8		4	999 ± 32 / н.д.	0.90 ± 0.03 / н.д.	0.90 ± 0.04/ н.д.	1.80 ± 0.19 / н.д.
г. Дубна						
9	Р	1	100 ± 20 / 34 ± 7	0.45 ± 0.03 / 0.10 ± 0.01	4.50 ± 1.30 / 2.94 ± 1.10	0.39 ± 0.11 / 0.34 ± 0.07
10		2	95 ± 12 / 75 ± 7	0.20 ± 0.04 / 0.21 ± 0.02	2.15 ± 0.48 / 2.84 ± 0.33	0.21 ± 0.04 / 0.75 ± 0.07
11		3	84 ± 15 / 30 ± 5	0.51 ± 0.12 / 0.06 ± 0.01	6.11 ± 1.74 / 1.86 ± 0.42	0.31 ± 0.08 / 0.29 ± 0.08
12		4	441 ± 4 / н.д.	0.85 ± 0.01 / н.д.	1.93 ± 0.04 / н.д.	0.48 ± 0.05 / н.д.
13		5	76 ± 13/ 9 ± 0	0.23 ± 0.02 / 0.06 ± 0.02	3.10 ± 0.60 / 6.70 ± 2.51	0.46 ± 0.12 / 0.09 ± 0.00
14	С	1	371 ± 35 /11 ± 3	1.04 ± 0.02 / 0.06 ± 0	2.81 ± 0.27 / 5.46 ± 1.70	1.05 ± 0.19 / 0.05 ± 0.02
15		2	189 ± 53 / 69 ± 4	0.41 ±0.04 /0.38 ± 0.10	2.16 ± 0.55 / 5.56 ± 1,62	0.53 ± 0.17 / 0.32 ± 0.07
16		3	236 ± 25 / 67 ± 10	0.32 ± 0.05 / 0.16 ± 0.01	1.37 ± 0.25 /2.33 ± 0.37	0.77 ± 0.14 / 0.36 ± 0.09
17		4	346 ± 39 / 21 ± 4	1.59 ± 0.09 / 0.08 ± 0	4.60 ± 0.58 /3.87 ± 0.78	0.53 ± 0.08 / 0.14 ± 0.04
18		5	223 ± 45 / 55 ± 11	0.37 ± 0.05 / 0.18 ± 0.01	1.66 ± 0.38 / 3.27 ± 0.78	0.46 ± 0.12 / 0.24 ± 0.07
19	П	1	74 ± 4/ 43 ± 7	0.35 ± 0.03 / 0.15 ± 0.02	4.78 ± 0.51 / 3.42 ± 0.63	0.60 ± 0.12 / 0.43 ± 0.07
20		2	159 ± 17 / 22 ± 5	0.29 ± 0.02 / 0.11 ± 0.01	1.82 ± 0.22 / 4.85 ± 1.29	0.66 ± 0.15 / 0.12 ± 0.04
21		3	148 ± 5 / 58 ± 15	0.66 ± 0.11 / 0.51 ± 0.22	4.44 ± 0.77 / 8.88 ± 4.48	0.45 ± 0.07 / 0.31 ± 0.10
22		4	139 ± 9 / 155 ± 29	0.57 ± 0.16 / 0.52 ± 0.21	4.08 ± 1.15 /2.72 ± 0.42	0.47 ± 0.10 / 0.89 ± 0.23

1	2	3	4	5	6	7
Сергиево-Посадский						
23	Лес	1	172 ± 12 / 32 ± 13	0.85 ± 0.09 / 0.17 ± 0.04	4.92 ± 0.61 / 5.36 ± 2.46	0.41 ± 0.07 / 0.19 ± 0.09
24		2	280 ± 13/ 173 ± 25	1.24 ± 0.04 /0.43 ± 0.04	4.41 ± 0.25 / 2.47 ± 0.44	0.55 ± 0.06 / 1.09 ± 0.27
25		3	234 ± 20/ 80 ± 8	1.27 ± 0.07 / 0.54 ± 0.08	5.44 ± 0.56 / 6.71 ± 1.20	0.47 ± 0.08 / 0.29 ± 0.07
26		4	586 ± 43/ 94 ± 16	3.08 ± 0.31 / 0.29 ± 0.02	5.26 ± 0.66 / 3.12 ± 0.56	1.19 ± 0.20 / 0.52 ± 0.14
27	Луг	1	413 ± 59/ 76 ± 16	0.97 ± 0.09 / 0.16 ± 0.03	2.36 ± 0.40 / 2.06 ± 0.55	1.25 ± 0.26 / 0.45 ± 0.13
28		2	641 ± 53 / 52 ± 14	1.97 ± 0.57 / 0.14 ± 0.02	3.07 ± 0.92 / 2.68 ± 0.79	1.42 ± 0.24 / 0.21 ± 0.07
29		3	507 ± 83 / 67 ± 14	1.68 ± 0.09 / 0.33 ± 0.06	3.32 ± 0.57 / 5.00 ± 1.35	1.15 ± 0.25 / 0.35 ± 0.10
30		4	277 ± 24 / 31 ± 5	0.64 ± 0.04 / 0.15 ± 0.03	2.32 ± 0.25 / 4.74 ± 1.16	1.67 ± 0.36 / 0.10 ± 0.02
31		5	334 ± 28 / н.д.	0.57 ± 0.02 / н.д.	1.71 ± 0.16 / н.д.	1.82 ± 0.40 / н.д.
32	Пашня	1	354 ± 6 / 113 ± 14	0.50 ± 0.05 / 0.22 ± 0.02	1.43 ± 0.14 / 1.95 ± 0.31	0.87 ± 0.13 / 0.50 ± 0.12
33		2	385 ± 4 / 72 ± 11	0.58 ± 0.01 / 0.16 ± 0.06	1.52 ± 0.04 / 2.16 ± 0.88	1.06 ± 0.16 / 0.35 ± 0.09
34		3	224 ± 35 / 34 ± 9	0.40 ± 0.02 / 0.08 ± 0.02	1.76 ± 0.30 / 2.24 ± 0.79	0.47 ± 0.10 / 0.12 ± 0.04
35		4	289 ± 8 / 118 ± 4	0.48 ± 0.02 / 0.25 ± 0.01	1.66 ± 0.07 / 2.07 ± 0.13	0.52 ± 0.05 / 0.41 ± 0.08
г. Сергиев-Посад						
36	Р	1	529 ± 79 / 197 ± 27	0.86 ± 0.10 / 0.56 ± 0.07	1.63 ± 0.31 / 2.86 ± 0.52	0.91 ± 0.16 / 0.50 ± 0.10
37		2	180 ± 32 / 81 ± 7	0.45 ± 0.06 / 0.19 ± 0.03	2.48 ± 0.55 / 2.34 ± 0.42	0.27 ± 0.06 / 0.24 ± 0.04
38		3	405 ± 56 / 101 ± 6	0.77 ± 0.06 / 0.32 ± 0.03	1.90 ± 0.31 / 3.17 ± 0.36	1.16 ± 0.23 / 0.30 ± 0.05
39		4	394 ± 21 / 77 ± 10	1.13 ± 0.04 /0.19 ± 0.04	2.85 ± 0.18 / 2.41 ± 0.57	1.68 ± 0.35 / 0.15 ± 0.02
40		5	169 ± 24 / н.д.	0.76 ± 0.12 / н.д.	4.54 ± 0.97 / н.д.	0.32 ± 0.06 / н.д.
41	С	1	181 ± 6 / н.д.	0.61 ± 0.06 / н.д.	3.38 ± 0.35 / н.д.	0.40 ± 0.06 / н.д.
42		2	510 ± 25 / 124 ± 15	0.78 ± 0.06 / 0.30 ± 0.07	1.52 ± 0.14 / 2.44 ± 0.68	0.93 ± 0.10 / 0.42 ± 0.10
43		3	739 ± 71 / 87 ± 8	1.06 ± 0.03 / 0.18 ± 0.01	1.43 ± 0.14 / 2.03 ± 0.23	1.12 ± 0.16 / 0.52 ± 0.12
44		4	567 ± 31 / 152 ± 20	0.99 ± 0.05 / 0.30 ± 0.04	1.74 ± 0.13 / 2.00 ± 0.36	1.21 ± 0.19 / 0.64 ± 0.15
45		5	1055 ± 48 / 445 ± 22	0.78 ± 0.04 / 0.28 ± 0.02	0.74 ± 0.05 / 0.63 ± 0.06	1.55 ± 0.21 / 0.56 ± 0.06
46	П	1	598 ± 91 / 261 ± 50	0.74 ± 0.07 / 0.49 ± 0.15	1.24 ± 0.22 / 1.88 ± 0.67	0.80 ± 0.15 / 0.54 ± 0.13
47		2	127 ± 19 / 52 ± 5	0.79 ± 0.06 / 0.16 ± 0.003	6.26 ± 1.06 / 3.35 ± 0.30	0.38 ± 0.08 / 0.29 ± 0.06
48		3	57 ± 4 / н.д.	0.13 ± 0.02 / н.д.	2.33 ± 0.41 / н.д.	0.29 ± 0.06 / н.д.
49		4	236 ± 19 / 241 ± 9	0.83 ± 0.07 / 1.25 ± 0.06	3.51 ± 0.40 / 5.20 ± 0.33	0.65 ± 0.11 / 0.58 ± 0.09
50		5	248 ± 53 / 38 ± 8	0.88 ± 0.07 / 0.20 ± 0.09	3.54 ± 0.80 / 5.22 ± 2.65	0.74 ± 0.19 / 0.28 ± 0.08

1	2	3	4	5	6	7
Шатурский						
51	Лес	1	303 ± 13 / 39 ± 9	0.87 ± 0.11 / 0.10 ± 0.03	2.86 ± 0.38 / 2.50 ± 0.90	0.80 ± 0.12 / 0.28 ± 0.09
52		2	117 ± 17 / 87 ± 7	0.63 ± 0.01 / 0.23 ± 0.03	5.42 ± 0.80 / 2.60 ± 0.41	0.52 ± 0.13 / 0.56 ± 0.12
53		3	186 ± 11 / 53 ± 10	1.44 ± 0.12 / 0.26 ± 0.02	7.73 ± 0.77 / 4.85 ± 0.99	0.34 ± 0.04 / 0.34 ± 0.09
54		4	316 ± 56 / 90 ± 6	1.13 ± 0.15 / 0.32 ± 0.04	3.56 ± 0.78 / 3.56 ± 0.52	0.77 ± 0.18 / 0.35 ± 0.07
55		5	365 ± 50 / 78 ± 24	0.70 ± 0.06 / 0.31 ± 0.02	1.93 ± 0.31 / 3.98 ± 1.22	0.55 ± 0.09 / 0.31 ± 0.11
56	Луг	1	493 ± 54 / 34 ± 5	2.39 ± 0.25 / 0.16 ± 0.01	4.84 ± 0.73 / 4.71 ± 0.72	0.62 ± 0.09 / 0.16 ± 0.04
57		2	1851 ± 41 / 34 ± 10	5.41 ± 0.15 / 0.13 ± 0.01	2.92 ± 0.10 / 3.81 ± 1.08	1.52 ± 0.16 / 0.15 ± 0.05
58		3	141 ± 17 / 39 ± 11	0.60 ± 0.05 / 0.15 ± 0.02	4.24 ± 0.64 / 3.78 ± 1.22	0.35 ± 0.07 / 0.25 ± 0.09
59		4	256 ± 20 / н.д.	0.56 ± 0.02 / н.д.	2.18 ± 0.19 / н.д.	0.62 ± 0.10 / н.д.
60		5	105 ± 5 / 54 ± 9	0.64 ± 0.09 / 0.20 ± 0.08	6.06 ± 0.88 / 3.69 ± 1.57	0.34 ± 0.05 / 0.33 ± 0.08
61	Пашня	1	67 ± 6 / 44 ± 10	0.53 ± 0.03 / 0.26 ± 0.04	7.82 ± 0.81 / 5.98 ± 1.70	0.29 ± 0.06 / 0.29 ± 0.09
62		2	101 ± 6 / 25 ± 11	0.29 ± 0.03 / 0.10 ± 0.003	2.87 ± 0.38 / 3.79 ± 1.57	0.67 ± 0.14 / 0.18 ± 0.09
63		3	186 ± 32 / н.д.	0.62 ± 0.01 / н.д.	3.35 ± 0.57 / н.д.	0.42 ± 0.10 / н.д.
64		4	269 ± 23 / 27 ± 2	0.63 ± 0.06 / 0.11 ± 0.03	2.35 ± 0.30 / 3.99 ± 1.18	0.54 ± 0.09 / 0.12 ± 0.03
65		5	273 ± 44 / 31 ± 2	0.89 ± 0.06 / 0.15 ± 0.03	3.28 ± 0.56 / 4.81 ± 0.94	0.32 ± 0.06 / 0.13 ± 0.03
г. Шатура						
66	Р	1	117 ± 9 / 53 ± 19	0.23 ± 0.01 / 0.02 ± 0.01	1.99 ± 0.16 / 0.34 ± 0.19	0.67 ± 0.14 / 0.52 ± 0.21
67		2	834 ± 26 / 48 ± 9	1.36 ± 0.03 / 0.21 ± 0.05	1.63 ± 0.06 / 4.37 ± 1.28	1.25 ± 0.13 / 0.40 ± 0.11
68		3	814 ± 86 / 54 ± 5	1.37 ± 0.06 / 0.15 ± 0.04	1.68 ± 0.19 / 2.83 ± 0.77	0.97 ± 0.14 / 0.37 ± 0.08
69		4	576 ± 83 / 78 ± 9	1.07 ± 0.08 / 0.23 ± 0.05	1.86 ± 0.30 / 2.93 ± 0.34	1.26 ± 0.26 / 0.27 ± 0.06
70		5	630 ± 28 / 48 ± 4	0.91 ± 0.06 / 0.20 ± 0.05	1.45 ± 0.12 / 4.04 ± 1.12	0.79 ± 0.09 / 0.27 ± 0.06
71	С	1	226 ± 69 / 147 ± 24	0.31 ± 0.05 / 0.34 ± 0.02	1.36 ± 0.46 / 2.33 ± 0.41	0.91 ± 0.33 / 0.98 ± 0.25
72		2	283 ± 52 / 222 ± 40	0.45 ± 0.05 / 0.43 ± 0.03	1.60 ± 0.32 / 1.95 ± 0.38	1.06 ± 0.29 / 1.37 ± 0.37
73		3	272 ± 44 / 109 ± 31	0.22 ± 0.01 / 0.12 ± 0.02	0.81 ± 0.14 / 1.06 ± 0.33	2.13 ± 0.55 / 0.94 ± 0.33
74		4	310 ± 44 / 349 ± 29	0.26 ± 0.03 / 0.57 ± 0.02	0.85 ± 0.16 / 1.65 ± 0.14	0.57 ± 0.10 / 0.35 ± 0.05
75		5	307 ± 40 / 72 ± 14	0.41 ± 0.04 / 0.12 ± 0.04	1.33 ± 0.21 / 1.70 ± 0.65	0.57 ± 0.09 / 0.6 ± 0.17
76	П	1	376 ± 31 / 140 ± 10	1.06 ± 0.05 / 0.69 ± 0.08	2.82 ± 0.28 / 4.94 ± 0.66	0.51 ± 0.07 / 0.30 ± 0.05
77		2	141 ± 28 / 65 ± 11	0.69 ± 0.14 / 0.28 ± 0.07	4.92 ± 1.38 / 4.31 ± 1.33	0.55 ± 0.15 / 0.20 ± 0.05
78		3	162 ± 9 / 48 ± 13	0.37 ± 0.13 / 0.11 ± 0.02	2.26 ± 0.85 / 2.29 ± 0.73	0.52 ± 0.08 / 0.11 ± 0.03
79		4	216 ± 9 / 53 ± 20	0.47 ± 0.09 / 0.22 ± 0.06	2.16 ± 0.44 / 4.13 ± 2.00	0.45 ± 0.07 / 0.19 ± 0.08

1	2	3	4	5	6	7
80	П	5	222 ± 9 / 44 ±9	0.35 ± 0.02 / 0.25 ± 0.06	1.55 ± 0.10 / 5.68 ± 1.85	0.41 ± 0.04 / 0.14 ± 0.04
Воскресенский						
81	Лес	1	431 ± 16 / 45 ±1	0.83 ± 0.04 / 0.10 ± 0.02	1.92 ± 0.11 / 2.13 ± 0.44	1.41 ± 0.22 / 0.31 ± 0.06
82		2	417 ± 26 / 153 ± 7	0.61 ± 0.02 / 0.27 ± 0.01	1.47 ± 0.11 / 1.76 ± 0.12	0.97 ± 0.16 / 0.61 ± 0.13
83		3	726 ± 16 / 121 ± 16	0.78 ± 0.05 / 0.22 ± 0.02	1.08 ± 0.07 / 1.85 ± 0.31	2.30 ± 0.35 / 0.68 ± 0.16
84		4	379 ± 14 / 114 ± 11	2.00 ± 0.10 / 0.54 ± 0.03	5.27 ± 0.33 / 4.78 ± 0.55	1.30 ± 0.26 / 0.38 ± 0.07
85		5	428 ± 36 / 117 ± 17	1.36 ± 0.09 / 0.34 ± 0.10	3.17 ± 0.34 / 2.93 ± 0.99	0.73 ± 0.10 / 0.85 ± 0.22
86	Луг	1	438 ± 127 / 133 ± 4	0.90 ± 0.08 / 0.40 ± 0.08	2.05 ± 0.62 / 2.97 ± 0.62	2.02 ± 0.71 / 0.82 ± 0.17
87		2	497 ± 29 / 77 ± 6	0.53 ± 0.02 / 0.19 ± 0.01	1.13 ± 0.09 / 2.57 ± 0.13	2.10 ± 0.44 / 0.42 ± 0.09
88		3	370 ± 49 / 68 ± 6	0.33 ± 0.02 / 0.09 ± 0.01	0.89 ± 0.13 / 1.26 ± 0.16	1.11 ± 0.22 / 0.36 ± 0.08
89		4	298 ± 13 / н.д.	0.76 ± 0.06 / н.д.	2.54 ± 0.23 / н.д.	1.00 ± 0.20 / н.д.
90		5	69 ± 6 / 95 ± 11	0.19 ± 0.01 / 0.16 ± 0	2.73 ± 0.31 / 1.70 ± 0.20	0.29 ± 0.06 / 0.56 ± 0.13
91	Пашня	1	497 ± 11 / 149 ± 31	0.63 ± 0.03 / 0.32 ± 0.02	1.26 ± 0.21 / 2.18 ± 0.47	3.09 ± 0.78 / 1.00 ± 0.29
92		2	538 ± 11 / 219 ± 10	0.56 ± 0.20 / 0.28 ± 0.01	1.03 ± 0.37 / 1.26 ± 0.60	2.06 ± 0.41 / 1.62 ± 0.37
93		3	167 ± 10 / 90 ± 3	0.54 ± 0.09 / 0.27 ± 0.02	3.20 ± 0.57 / 2.98 ± 0.24	0.55 ± 0.09 / 0.71 ± 0.15
94		4	166 ± 10 / 73 ± 9	0.38 ± 0.03 / 0.19 ± 0.01	2.27 ± 0.21 / 2.58 ± 0.33	0.65 ± 0.14 / 0.44 ± 0.10
95		5	291 ± 38 / 124 ± 3	0.41 ± 0.07 / 0.15 ± 0.01	1.42 ± 0.31 / 1.19 ± 0.78	1.01 ± 0.24 / 0.68 ± 0.44
г. Воскресенск						
96	Р	1	264 ± 34 / 84 ± 6	0.50 ± 0.05 / 0.24 ± 0.02	1.89 ± 0.30 / 2.90 ± 0.32	0.62 ± 0.12 / 0.26 ± 0.04
97		2	620 ± 26 / 64 ± 4	1.39 ± 0.05 / 0.26 ± 0.06	2.24 ± 0.13 / 4.10 ± 0.06	0.60 ± 0.07 / 0.11 ± 0.01
98		3	220 ± 22 / 62 ± 10	0.67 ± 0.07 / 0.14 ± 0.01	3.03 ± 0.44 / 2.32 ± 0.41	0.37 ± 0.05 / 0.43 ± 0.14
99		4	228 ± 14 / 49 ± 8	0.23 ± 0.04 / 0.22 ± 0.01	1.01 ± 0.19 / 4.40 ± 0.75	0.46 ± 0.07 / 0.20 ± 0.05
100		5	571 ± 84 / 94 ± 13	0.42 ± 0.01 / 0.20 ± 0.06	0.73 ± 0.11 / 2.07 ± 0.73	1.56 ± 0.33 / 0.65 ± 0.16
101	С	1	523 ± 57 / 68 ± 16	0.60 ± 0.07 / 0.15 ± 0.02	1.15 ± 0.19 / 2.25 ± 0.57	1.78 ± 0.41 / 0.33 ± 0.10
102		2	249 ± 21 / 255 ± 40	0.58 ± 0.08 / 0.60 ± 0.11	2.31 ± 0.38 / 2.36 ± 0.57	0.83 ± 0.18 / 0.95 ± 0.24
103		3	176 ± 23 / 83 ± 16	0.49 ± 0.06 / 0.40 ± 0.17	2.77 ± 0.55 / 4.86 ± 2.20	0.27 ± 0.05 / 0.25 ± 0.06
104		4	565 ± 23 / 64 ± 9	0.50 ± 0.05 / 0.14 ± 0.04	0.88 ± 0.10 / 2.20 ± 0.62	1.15 ± 0.19 / 0.38 ± 0.09
105		5	334 ± 40 / 91 ± 4	0.32 ± 0.13 / 0.26 ± 0.03	0.95 ± 0.40 / 2.87 ± 0.37	0.88 ± 0.17 / 0.25 ± 0.04
106	П	1	404 ± 51 / 62 ± 13	0.65 ± 0.02 / 0.18 ± 0.02	1.62 ± 0.21 / 2.84 ± 0.68	0.61 ± 0.10 / 0.46 ± 0.13
107		2	105 ± 9 / 38 ± 6	0.31 ± 0.06 / 0.07 ± 0.01	2.92 ± 0.62 / 1.78 ± 0.41	0.35 ± 0.08 / 0.18 ± 0.05
108		3	102 ± 11 / 127 ± 10	0.24 ± 0.01 / 0.34 ± 0.04	2.40 ± 0.27 / 2.68 ± 0.40	0.39 ± 0.09 / 0.45 ± 0.10

1	2	3	4	5	6	7
109	П	4	8 ± 1 / 13 ± 2	0.15 ± 0.01 / 0.17 ± 0.01	18.70 ± 3.13 / 13.10 ± 1.74	0.05 ± 0.01 / 0.05 ± 0.01
110		5	97 ± 7 / 42 ± 8	0.28 ± 0.02 / 0.25 ± 0.03	2.85 ± 0.30 / 5.81 ± 1.32	0.32 ± 0.05 / н.д.
Серпуховский						
111	Лес	1	497 ± 26 / н.д.	1.30 ± 0.14 / н.д.	2.62 ± 0.31 / н.д.	497 ± 26 / н.д.
112		2	340 ± 34 / 98 ± 13	0.90 ± 0.01 / 0.54 ± 0.03	2.64 ± 0.54 / 5.51 ± 1.87	340 ± 34 / 0.55 ± 0.13
113		3	401 ± 54 / 103 ± 23	0.76 ± 0.08 / 0.23 ± 0.03	1.89 ± 0.54 / 2.23 ± 1.34	401 ± 54 / 0.60 ± 0.18
114		4	393 ± 5 / 102 ± 11	1.42 ± 0.03 / 0.43 ± 0.19	3.61 ± 0.09 / 4.25 ± 1.96	393 ± 5 / 0.52 ± 0.13
115	Луг	1	207 ± 29 / 113 ± 12	0.36 ± 0.01 / 0.22 ± 0	1.76 ± 0.26 / 1.98 ± 0.22	0.93 ± 0.23 / 1.03 ± 0.25
116		2	227 ± 34 / 100 ± 21	0.30 ± 0.04 / 0.12 ± 0	1.32 ± 0.34 / 1.20 ± 0.43	1.09 ± 0.28 / 1.00 ± 0.21
117		3	193 ± 54 / 87 ± 12	0.45 ± 0.03 / 0.13 ± 0.01	2.33 ± 1.10 / 1.45 ± 0.65	0.97 ± 0.31 / 0.87 ± 0.10
118	Пашня	1	442 ± 58 / 91 ± 10	0.84 ± 0.13 / 0.16 ± 0.001	1.90 ± 0.21 / 1.78 ± 0.21	1.91 ± 0.38 / 0.61 ± 0.11
119		2	442 ± 6 / 122 ± 9	0.48 ± 0.03 / 0.14 ± 0.07	1.09 ± 0.06 / 1.14 ± 0.57	1.79 ± 0.26 / 0.81 ± 0.14
120		3	180 ± 35 / 98 ± 20	0.31 ± 0.02 / 0.14 ± 0	1.72 ± 0.65 / 1.43 ± 0.66	0.50 ± 0.09 / 0.49 ± 0.13
121		4	500 ± 91/ 144 ± 3	0.92 ± 0.07 / 0.33 ± 0.04	1.84 ± 0.36 / 2.27 ± 0.27	1.04 ± 0.32 / 0.53 ± 0.14
122		5	383 ± 18 / 115 ± 21	0.42 ± 0.04 / 0.19 ± 0.08	1.10 ± 0.12 / 1.64 ± 0.42	0.87 ± 0.17 / 0.49 ± 0.15
Пушино						
123	Р	1	431 ± 33 / 230 ± 23	0.53 ± 0.05 / 0.21 ± 0.01	1.23 ± 0.08 / 0.91 ± 0.04	1.45 ± 0.37 / 2.30 ± 0.23
124		2	399 ± 6 / 248 ± 14	0.48 ± 0.17 / 0.36 ± 0.02	1.20 ± 0.44 / 1.44 ± 0.11	1.15 ± 0.25 / 1.33 ± 0.30
125		3	769 ± 17 / 223 ± 8	0.87 ± 0.05 / 0.29 ± 0.01	1.13 ± 0.07 / 1.29 ± 0.08	7.70 ± 0.32 / 1.70 ± 0.26
126	С	1	638 ± 52 / 130 ± 3	1.09 ± 0.06 / 0.25 ± 0.01	1.71 ± 0.17 / 3.16 ± 0.35	1.49 ± 0.25 / 0.68 ± 0.13
127		2	275 ± 23 / 96 ± 9	1.19 ± 0.12 / 0.27 ± 0.02	4.32 ± 0.56 / 2.78 ± 0.34	0.71 / 0.92
128		3	344 ± 49 / 111 ± 14	1.14 ± 0.05 / 0.31 ± 0.02	3.32 ± 0.49 / 2.79 ± 0.39	1.35 / 0.93
129		4	961 ± 125 / 65 ± 6	2.04 ± 0.08 / 0.13 ± 0.04	2.12 ± 0.29 / 2.06 ± 0.58	1.73 ± 0.42 / 0.34 ± 0.07
130		5	713 ± 78 / 79 ± 11	0.90 ± 0.05 / 0.25 ± 0.01	1.26 ± 0.43 / 3.16 ± 0.35	1.80 ± 0.33 / 0.38 ± 0.09
131	П	1	407 ± 26 / 110 ± 10	0.35 ± 0.03 / 0.12 ± 0.01	0.87 ± 0.09 / 1.13 ± 0.14	1.51 ± 0.26 / 0.59 ± 0.13
132		2	393 ± 76 / н.д.	0.52 ± 0.03 / н.д.	1.33 ± 0.27 / н.д.	0.92 ± 0.27 / н.д.
133		3	169 ± 28 / 30 ± 3	0.33 ± 0.05 / 0.09 ± 0.01	1.92 ± 0.43 / 3.12 ± 0.34	0.40 ± 0.08 / н.д.
134		4	324 ± 9 / 93 ± 15	1.58 ± 0.17 / 0.27 ± 0.02	4.87 ± 0.55 / 2.96 ± 0.51	1.03 ± 0.14 / 0.40 ± 0.12
Серебряно-Прудский						
135	Луг	1	856 ± 112 / 130 ± 10	1.10 ± 0.19 / 0.20 ± 0.01	1.28 ± 0.33 / 1.54 ± 0.22	1.04 ± 0.23 / 0.53 ± 0.17
136		2	758 ± 64 / 50 ± 26	1.25 ± 0.12 / 0.11 ± 0.05	1.64 ± 0.21 / 2.27 ± 1.52	1.02 ± 0.17 / 0.29 ± 0.11

1	2	3	4	5	6	7
137	Луг	3	760 ± 120 / 78 ± 11	0.9 ± 0.12 / 0.24 ± 0.02	1.84 ± 0.34 / 3.07 ± 0.86	1.95 ± 0.39 / 0.49 ± 0.11
138		4	543 ± 26 / 82 ± 8	0.40 ± 0.01 / 0.12 ± 0.01	0.74 ± 0.54 / 1.52 ± 0.36	3.07 ± 0.23 / 0.82 ± 0.08
139	Пашня	1	338 ± 13 / 42 ± 2	0.77 ± 0.02 / 0.06 ± 0.01	2.28 ± 0.10 / 1.49 ± 0.22	0.66 ± 0.08 / 0.22 ± 0.03
140		2	303 ± 32 / 34 ± 1	0.80 ± 0.04 / 0.32 ± 0.01	2.64 ± 0.23 / 9.41 ± 1.23	0.71 ± 0.13 / 0.20 ± 0.03
141		3	250 ± 47 / 78 ± 15	0.46 ± 0.02 / 0.23 ± 0.01	1.84 ± 0.32 / 2.95 ± 0.32	0.50 ± 0.11 / 0.19 ± 0.07
142		4	147 ± 9 / 61 ± 10	0.18 ± 0.02 / 0.14 ± 0.01	1.26 ± 0.15 / 2.29 ± 0.41	0.39 ± 0.05 / 0.22 ± 0.06
г. Серебряные Пруды						
143	Р	1	388 ± 28 / 129 ± 11	0.82 ± 0.12 / 0.29 ± 0.04	2.12 ± 0.34 / 2.27 ± 0.35	0.76 ± 0.08 / 0.45 ± 0.06
144		2	278 ± 15 / 132 ± 7	0.33 ± 0.01 / 0.22 ± 0.09	1.18 ± 0.07 / 1.63 ± 0.71	0.57 ± 0.07 / 0.41 ± 0.05
145		3	270 ± 55 / 117 ± 15	0.44 ± 0.04 / 0.21 ± 0	1.63 ± 0.66 / 1.79 ± 0.13	0.50 ± 0.08 / 0.28 ± 0.05
146		4	426 ± 3 / 373 ± 8	0.64 ± 0.02 / 0.76 ± 0.01	1.51 ± 0.05 / 2.05 ± 0.06	0.63 ± 0.07 / 0.39 ± 0.08
147		5	715 ± 79 / 85 ± 7	0.92 ± 0.06 / 0.26 ± 0.02	1.28 ± 0.17 / 3.03 ± 0.36	0.82 ± 0.19 / 0.32 ± 0.04
148	С	1	320 ± 15 / 93 ± 10	0.48 ± 0.04 / 0.20 ± 0.10	1.49 ± 0.14 / 2.20 ± 0.26	0.60 ± 0.07 / 0.32 ± 0.06
149		2	612 ± 90 / н.д.	1.36 ± 0.24 / н.д.	2.22 ± 0.51 / н.д.	1.15 ± 0.25 / н.д.
150		3	680 ± 18 / 110 ± 30	1.09 ± 0.4 / 0.48 ± 0.21	1.60 ± 0.08 / 4.40 ± 2.24	1.22 ± 0.15 / 0.35 ± 0.12
151		4	455 ± 34 / 87 ± 12	0.7 ± 0.08 / 0.32 ± 0.03	1.54 ± 0.23 / 3.68 ± 0.44	0.97 ± 0.16 / 0.26 ± 0.05
152		5	281 ± 44 / 96 ± 8	0.40 ± 0.05 / 0.23 ± 0.04	1.43 ± 0.29 / 2.45 ± 0.49	0.91 ± 0.12 / 0.22 ± 0.05
153	П	1	466 ± 43/ 73 ± 16	0.78 ± 0.01 / 0.19 ± 0.03	1.68 ± 0.16 / 2.57 ± 0.70	0.64 ± 0.13 / 0.22 ± 0.06
154		2	130 ± 32 / 23 ± 1	0.40 ± 0.02 / 0.17 ± 0.01	3.08 ± 1.11 / 7.39 ± 1.24	0.26 ± 0.04 / 0.16 ± 0.01
155		3	348 ± 6 / 58 ± 4	0.28 ± 0.02 / 0.09 ± 0.02	0.81 ± 0.05 / 1.63 ± 0.38	0.51 ± 0.06 / 0.28 ± 0.04
156		4	139 ± 45 / 123 ± 6	0.29 ± 0.03 / 0.14 ± 0	2.10 ± 0.72 / 1.16 ± 0.07	0.24 ± 0.05 / 0.19 ± 0.04

^a Э / ФЗ, экосистема / функциональная зона: Р, рекреационная; С, селитебная; П, промышленная; н.д., нет данных

Приложение 4. Физико-химические свойства почв (0-10 см) разных экосистем Московской области (интервал, в скобках – среднее)

Э/З ^a	C _{орг} , %	рН _{KCl}	Содержание, мг кг ⁻¹ почвы				ГС ^б
			NH ₄ ⁺ обм	NO ₃ ⁻	P ₂ O ₅ подв	K ₂ O подв	
1	2	3	4	5	6	7	8
Талдомский							
Л (4)	4.7-10.1 (7.4 <i>a</i>)	4.2-6.1 (4.7 <i>b</i> *)	5.0-40.5 (21.6)	3.5-27.8 (14.6)	25-90 (56)	25-106 (50)	ЛСг, ССг
Л (4)	3.0-5.6 (4.3 <i>ab</i>)	5.3-7.1 (6.3 <i>ab</i> *)	5.0-5.8 (5.2)	3.5-11.3 (5.5)	54-230 (148)	25-69 (51)	ЛСг, ССг
Р (5)	1.6-9.2 (4.1 <i>ab</i>)	5.5-7.5 (6.7 <i>ab</i> *)	5.0-8.8 (6.6)	3.5-17.1 (6.4)	61-257 (138)	26-87 (59)	П, Сп, ССг
С (5)	3.1-6.6 (4.3 <i>ab</i>)	5.8-7.5 (6.6 <i>ab</i> *)	5.0-17.6 (9.2)	3.5-13.9 (6.0)	47-185 (113)	49-79 (60)	Сп, ССг
П (4)	1.2-2.9 (2.5 <i>b</i>)	6.7-7.5 (7.0 <i>a</i> *)	5.0	3.5-10.0 (6.3)	53-204 (117)	35-86 (55)	ЛСг, Сп
Сергиево-Посадский							
Лес (4)	4.2-5.1 (4.8)	3.7-4.2 (4.0 <i>b</i>)	11.1-16.6 (13.2 <i>a</i>)	3.5-13.9 (9.5)	20-31 (25 <i>b</i>)	82-173 (116)	ЛСг, ССг
Луг (5)	1.8-4.5 (3.4)	4.1-7.1 (4.9 <i>ab</i>)	5.0-7.4 (5.9 <i>b</i>)	3.5	20-40 (26 <i>b</i>)	30-82 (64)	ССг, ЛСг
Па (4)	3.6-5.5 (4.4)	6.3-7.0 (6.6 <i>ab</i>)	6.7-9.0 (7.9 <i>ab</i>)	5.4-103 (40.8)	214-764 (462 <i>a</i>)	78-350 (219)	ССг, ЛСг, Сп
Р (5)	3.5-6.6 (5.3)	6.2-7.2 (6.9 <i>a</i>)	5.0-9.4 (7.6 <i>ab</i>)	3.5-7.4 (5.7)	38-283 (176 <i>ab</i>)	24-378 (241)	ССг, Сп
С (5)	4.5-6.8 (5.6)	6.4-7.2 (6.8 <i>ab</i>)	10.5-14.4 (12.5 <i>a</i>)	3.5-7.6 (5.9)	108-316 (210 <i>ab</i>)	228-375 (268)	ССг, Сп
П (5)	1.9-7.5 (4.0)	4.6-7.8 (6.7 <i>a</i>)	5.3-10.3 (8.2 <i>ab</i>)	3.5-6.6 (4.3)	20-240 (117 <i>ab</i>)	41-412 (204)	ССг, Сп, П
Воскресенский							
Лес (5)	2.9-5.9 (3.9 <i>ab</i>)	4.7-6.3 (5.5 <i>b</i>)	5.0-31.4 (13.8)	3.5-30.4 (10.4)	42-101 (71 <i>b</i>)	26-47 (32 <i>b</i>)	ЛСг, ССг
Луг (5)	2.2-3.3 (2.6 <i>b</i>)	5.2-6.3 (5.7 <i>b</i>)	5.0	3.5-11.5 (5.1)	75-234 (162 <i>ab</i>)	25-334 (96 <i>ab</i>)	П, ЛСг, ССг
Па (5)	1.6-3.0 (2.5 <i>b</i>)	5.4-6.8 (6.1 <i>ab</i>)	5.0-7.1 (5.6)	3.6-11.5 (7.7)	165-259 (200 <i>ab</i>)	36-57 (44 <i>ab</i>)	ЛСг, ССг
Р (5)	3.7-10.3 (5.8 <i>a</i>)	5.7-7.4 (6.7 <i>ab</i>)	5.0-14.3 (11.2)	4.6-12.7 (9.2)	79-950 (495 <i>ab</i>)	35-218 (125 <i>ab</i>)	Сп, ЛСг, ССг
С (5)	2.9-6.6 (4.2 <i>ab</i>)	7.2-7.4 (7.3 <i>a</i>)	5.0-8.3 (6.2)	5.1-28.4 (11.1)	71-1061 (472 <i>a</i>)	129-190 (167 <i>a</i>)	ЛСг, ССг
П (4)	1.5-6.7 (3.4 <i>ab</i>)	5.6-8.3 (7.3 <i>ab</i>)	5.0	3.5-11.3 (6.9)	119-235 (162 <i>ab</i>)	107-209 (148 <i>ab</i>)	ЛСг, ССг
Шатурский							
Лес (5)	2.2-6.7 (4.5)	3.8-7.4 (5.2)	8.4-18.2 (11.3)	3.5-3.6 (3.5)	39-775 (207 <i>ab</i> *)	34-335 (141)	П, Сп
Луг (5)	3.1-12.1 (6.3)	4.3-7.3 (5.7)	5.0-25.1 (11.3)	3.5-26.5 (9.6)	42-405 (194 <i>ab</i> *)	38-116 (59)	Сп
Па (5)	1.5-8.6 (4.3)	5.6-6.7 (6.1)	5.3-8.7 (6.8)	3.5-69.8 (21.6)	187-697 (417 <i>a</i> *)	37-350 (129)	Сп
Р (5)	1.7-8.4 (5.9)	5.6-7.4 (6.0)	5.0-13.5 (10.5)	3.5-10.5 (5.2)	47-73 (59 <i>b</i> *)	55-107 (88)	П, Сп
С (5)	1.3-5.4 (3.4)	5.9-7.7 (6.9)	5.0-6.9 (6.2)	3.5-4.0 (3.7)	74-244 (137 <i>ab</i> *)	70-340 (145)	П, Сп
П (5)	2.6-7.4 (4.7)	5.7-7.7 (7.1)	5.0-8.5 (6.8)	3.5-3.9 (3.6)	22-173 (75 <i>ab</i> *)	64-445 (165)	Сп, ССг

1	2	3	4	5	6	7	8
Серпуховский							
Лес (4)	3.1-4.5 (3.6 <i>ab</i> *)	3.8-5.3 (4.5 <i>b</i>)	5.2-38.2 (19.1)	3.5-13.3 (6.0)	47-75 (61 <i>b</i>)	58-93 (71 <i>ab</i>)	ЛСг
Луг (3)	2.0-2.2 (2.1 <i>b</i> *)	5.3-6.9 (6.0 <i>ab</i>)	5.0-7.0 (5.7)	3.5	94-135 (114 <i>ab</i>)	35-54 (43 <i>b</i>)	ЛСг
Па (5)	2.3-4.8 (3.5 <i>ab</i> *)	5.1-6.6 (5.8 <i>ab</i>)	5.0	3.5-14.2 (9.9)	69-203 (134 <i>ab</i>)	37-68 (53 <i>ab</i>)	ССг
Р (3)	3.0-4.5 (3.7 <i>ab</i> *)	5.2-5.5 (5.3 <i>ab</i>)	5.0	3.5-6.9 (4.8)	65-145 (103 <i>ab</i>)	40-70 (51 <i>ab</i>)	ССг
С (5)	2.5-5.6 (4.1 <i>a</i> *)	5.4-5.8 (5.6 <i>ab</i>)	5.0-9.6 (7.3)	3.5	156-443 (308 <i>a</i>)	30-89 (56 <i>ab</i>)	ЛСг, ССг
П (4)	2.7-4.3 (3.6 <i>ab</i> *)	6.1-7.7 (6.9 <i>ab</i>)	5.0-9.4 (6.8)	3.5-14.2 (9.4)	121-361 (256 <i>a</i>)	69-308 (194 <i>a</i>)	СП, ЛСг, ТСг
Серебряно-Прудский							
Луг (4)	1.8-8.2 (5.3)	6.2-7.1 (6.8)	5.0-15.4 (11.2)	3.5-4.4 (3.8)	74-367 (191)	55-254 (131)	ССг
Па (4)	3.8-5.1 (4.5)	5.5-6.7 (6.1)	5.0-8.4 (5.9)	3.5-23.1 (10.0)	250-694 (399)	41-133 (92)	ССг
Р (5)	4.8-8.8 (6.2)	6.6-7.1 (6.8)	5.0-14.1 (8.9)	3.5-38.3 (11.1)	280-973 (620)	46-241 (132)	ССг
С (5)	3.1-5.6 (4.8)	6.3-7.1 (6.7)	5.0-12.0 (8.9)	3.5-13.9 (6.2)	268-1321 (799)	87-254 (187)	ЛСг, ССг
П (4)	5.1-7.3 (6.2)	7.2-7.7 (7.4)	5.0-15.0 (9.2)	3.5-18.7 (10.7)	307-2352 (969)	104-251 (169)	ЛСг, ССг

здесь и далее: ^a Э/З, экосистема / функциональная зона: Па, пашня; Р, рекреационная; С, селитебная; П, промышленная

^b ГС, гранулометрический состав: ПС, песок; СП, супесь; Сг, суглинок; ЛСг, легкий суглинок; ССг, средний суглинок; ТСг, тяжёлый суглинок. Величины с разными буквами значимо различаются ($p \leq 0.05$ $p \leq 0.10^*$, критерий Краскела – Уоллиса), без букв – нет значимых различий

Приложение 5. Содержание тяжелых металлов в почве (0-10 см) разных экосистем Московской области (интервал, в скобках – среднее)

Э/З ^a (n)	Содержание, мг кг ⁻¹ почвы				
	Pb	Cd	Zn	Ni	Cu
1	2	3	4	5	6
Талдомский					
Лес (3)	7-12 (10)	0.18-0.32 (0.24)	27-44 (35)	9-17 (14 a)	6-16 (12)
Луг (3)	8	0.17-0.22 (0.20)	29-215 (95)	12-19 (15 a)	10-24 (15)
P (3)	3-8 (6)	0.15-0.26 (0.19)	17-45 (33)	2-4 (3 b)	4-8 (6)
C (3)	5-16 (11)	0.21-0.27 (0.24)	26-143 (90)	3-8 (6 ab)	6-92 (39)
П (3)	5-14 (9)	0.10-0.20 (0.15)	13-45 (30)	5-7 (6 ab)	5-13 (8)
Сергиево-Посадский					
Лес (2)	5-9 (7)	0.10-0.11 (0.11)	24-29 (26)	6-16 (11)	6-10 (8)
Луг (2)	8-9 (8)	0.10 (0.10)	28-35 (32)	22-23 (22)	13-14 (13)
Па (3)	7-9 (8)	0.10 (0.10)	31-42 (35)	17-19 (18)	10-11 (11)
P (5)	6-51 (33)	0.10-0.25 (0.17)	55-105 (85)	20-32 (26)	8-32 (22)
C (4)	2-32 (16)	0.10-0.22 (0.14)	10-75 (42)	4-41 (26)	5-24 (15)
П (3)	3-223 (63)	0.10-1.18 (0.55)	19-100 (54)	9-40 (26)	8-40 (17)
Воскресенский					
Лес (3)	6-12 (9 ab)	0.17-0.24 (0.21)	35-47 (42 ab*)	14-16 (15)	11-15 (13)
Луг (3)	6-10 (8 b)	0.10-0.21 (0.16)	28-42 (36 b*)	12-17 (14)	10-14 (12)
Па (3)	10 ab	0.17-0.23 (0.20)	43-59 (49 ab*)	16-19 (18)	14-17 (16)
P (3)	22-48 (35 a)	0.28-0.56 (0.42)	74-154 (105 ab*)	12-19 (16)	21-34 (26)
C (3)	18-35 (28 ab)	0.39-0.51 (0.46)	99-142 (126 a*)	15-25 (20)	25-44 (37)
П (2)	15-33 (24 ab)	0.41-0.51 (0.46)	77-132 (105 ab*)	18-60 (39)	37-75 (56)
Шатурский					
Лес (2)	2 b*	0.10	4-8 (6)	1	2
Луг (2)	2-14 (8 b*)	0.10	7-79 (43)	1-3 (2)	5-12 (9)
Па (5)	2-8 (3 b*)	0.10-0.38 (0.16)	12-24 (16)	1-4 (2)	3-8 (5)
P (5)	2-53 (13 b*)	0.10-0.80 (0.24)	1-16 (10)	3-10 (7)	1-6 (2)
C (5)	7-136 (78 a*)	0.10-2.10 (1.12)	2-35 (22)	4-18 (7)	6-18 (9)
П (5)	7-17 (11 b*)	0.10-0.32 (0.14)	5-67 (30)	3-27 (10)	5-27 (11)

1	2	3	4	5	6
Серпуховский					
Лес (3)	9-51 (23)	0.20-4.30 (1.59)	32-41 (35)	13-19 (16)	12-15 (13)
Луг (3)	8-9 (9)	0.20-0.26 (0.24)	35-40 (37)	17-19 (18)	13-21 (16)
Па (3)	9-10 (10)	0.20-0.28 (0.23)	36-40 (38)	16-21 (18)	14-16 (15)
Р (3)	8-9 (9)	0.23-0.31 (0.26)	34-36 (35)	14-17 (16)	13-14 (14)
С (3)	8-12 (10)	0.16-0.36 (0.26)	32-37 (35)	14-16 (15)	11-14 (13)
П (4)	10-16 (12)	0.10-0.17 (0.13)	36-52 (42)	9-29 (21)	9-16 (13)
Серебряно-Прудский					
Луг (3)	9-10 (10)	0.17-0.31 (0.26)	46-57 (51)	10-25 (18)	16-20 (17)
Па (3)	10-12 (11)	0.16-0.19 (0.18)	47-51 (48)	16-24 (19)	15-18 (16)
Р (3)	7-11 (9)	0.19-0.24 (0.22)	38-58 (45)	17-23 (20)	13-16 (15)
С (3)	12-13 (13)	0.21-0.27 (0.25)	57-84 (73)	16-19 (18)	16-24 (19)
П (4)	15-25 (21)	0.18-0.28 (0.22)	49-81 (64)	14-17 (15)	14-16 (15)

^a см. обозначения в Приложении 4. Значения с разными буквами значимо различаются ($p \leq 0.05$ $p \leq 0.10^*$, критерий Краскела - Уоллиса), без букв – нет значимых различий

Приложение 6. Физико-химические свойства почв (10-150 см) разных экосистем Московской области (интервал, в скобках – среднее)

Э/З ^a (n)	C _{орг} , %	pH _{KCl}	Содержание, мг кг ⁻¹ почвы				ГС ^б
			NH ₄ ⁺ обм	NO ₃ ⁻	P ₂ O ₅ подв	K ₂ O подв	
1	2	3	4	5	6	7	8
Талдомский							
Лес (4)	1.0-2.5 (1.4)	4.4-7.4 (5.8)	5.0-14.8 (7.5)	3.5-5.2 (3.9)	20-90 (54)	25-145 (76)	П, Сп, ЛСг, Гл,
Луг (3)	1.0-1.7 (1.4)	5.0-7.0 (6.2)	5.0-14.5 (8.2)	3.5-15.4 (9.8)	50-140 (90)	25-144 (83)	ЛСг, ТСг
Р (4)	1.0	6.2-7.8 (7.1)	5.0	3.5	52-78 (68)	39-296 (108)	П
С (5)	1.5-2.3 (2.0)	6.4-7.7 (7.3)	5.0	3.5	54-136 (82)	25-139 (56)	Сп
П (4)	1.0-1.9 (1.6)	5.8-7.7 (7.2)	5.0	3.5	51-98 (68)	35-108 (74)	П, Сп, ЛСг
Сергиево-Посадский							
Лес (5)	1.5-2.7 (1.9)	3.8-4.3 (4.0 <i>b</i>)	5.0-7.7 (5.8)	3.5-7.6 (4.3)	20-47 (30)	66-98 (81 <i>b</i> *)	ЛСг, ССг
Луг (4)	1.7-2.4 (1.9)	4.8-5.2 (4.9 <i>ab</i>)	9.5-17.3 (14.0)	3.5-7.8 (5.4)	20-64 (36)	74-107 (91 <i>ab</i> *)	ССг; ЛСг
Па (4)	2.0-2.9 (2.5)	4.5-6.0 (5.2 <i>ab</i>)	5.0-7.0 (5.5)	3.5-11.0 (5.5)	36-163 (91)	66-193 (115 <i>ab</i> *)	ССг; ЛСг; Сп
Р (4)	2.3-3.9 (3.2)	6.3-7.4 (7.0 <i>ab</i>)	6.9-13.1 (9.7)	5.4-13.0 (7.9)	16-727 (257)	167-408 (310 <i>a</i> *)	ССг; Сп
С (4)	1.7-8.0 (3.8)	6.0-7.5 (7.0 <i>a</i>)	5.4-10.6 (7.6)	3.5-8.9 (5.2)	21-128 (70)	86-513 (206 <i>ab</i> *)	ССг; Сп
П (3)	1.3-4.9 (3.0)	4.2-8.1 (6.5 <i>ab</i>)	5.0-8.0 (6.5)	3.5-4.2 (3.7)	25-140 (73)	45-211 (115 <i>ab</i> *)	ПС; ССг; ЛСг; Сп
Воскресенский							
Лес (5)	1.4-3.0 (2.0)	4.6-7.4 (5.9 <i>ab</i>)	5.0	3.5-6.3 (4.1)	23-113 (61 <i>b</i>)	25-35 (27 <i>b</i>)	ЛСг, ССг
Луг (4)	1.6-1.9 (1.7)	4.7-7.0 (5.8 <i>ab</i>)	5.0	3.5-11.5 (5.5)	36-85 (53 <i>b</i>)	25-87 (55 <i>ab</i>)	ЛСг, ССг, ТСг
Па (5)	1.3-1.8 (1.5)	5.0-6.6 (5.8 <i>b</i>)	5.0	3.5	68-134 (115 <i>ab</i>)	25-35 (29 <i>ab</i>)	ССг, ТСг
Р (4)	1.5-6.0 (2.9)	6.3-7.6 (7.2 <i>ab</i>)	5.0	3.5-6.2 (4.8)	41-378 (184 <i>ab</i>)	35-157 (113 <i>ab</i>)	Сп, ССг
С (5)	1.7-3.7 (2.7)	7.4-7.5 (7.5 <i>a</i>)	5.0-8.1 (5.6)	3.5-18.7 (8.3)	232-783 (377 <i>a</i>)	64-202 (104 <i>a</i>)	Сп, ЛСг, ССг, ТСг
П (4)	1.4-2.9 (2.1)	5.3-7.7 (6.8 <i>ab</i>)	5.0	3.5-5.0 (4.0)	110-744 (352 <i>ab</i>)	91-170 (127 <i>a</i>)	П, ЛСг
Шатурский							
Лес (5)	1.4-2.6 (1.9 <i>ab</i> *)	4.2-6.3 (5.0 <i>ab</i>)	5.1-6.2 (5.5)	3.5	37-244 (97)	34-105 (61)	П, Сп
Луг (4)	1.5-2.3 (1.9 <i>ab</i> *)	4.4-4.9 (4.6 <i>b</i>)	5.0-9.0 (7.1)	3.5	38-90 (63)	31-58 (41)	Сп
Па (4)	1.4-2.3 (1.9 <i>ab</i> *)	4.7-7.2 (5.8 <i>ab</i>)	5.0-8.7 (6.2)	3.5-10.0 (5.3)	55-90 (74)	52-96 (71)	Сп
Р (5)	1.0-2.9 (1.7 <i>b</i> *)	5.3-7.8 (6.2 <i>a</i>)	5.0-9.1 (6.6)	3.5-3.9 (3.6)	20-62 (35)	24-128 (52)	П, Сп
С (5)	1.2-5.1 (2.1 <i>ab</i> *)	5.3-7.9 (7.2 <i>ab</i>)	5.0-20.4 (8.1)	3.5-3.7 (3.5)	33-156 (78)	47-450 (143)	П, Сп
П (5)	2.8-4.7 (3.6 <i>a</i> *)	4.9-7.7 (6.5 <i>ab</i>)	5.0-8.2 (6.2)	3.5-13.9 (6.4)	32-123 (61)	38-144 (81)	Сп, ССг

1	2	3	4	5	6	7	8
Серпуховский							
Лес (3)	1.7-2.0 (1.8)	4.4-4.7 (4.6 <i>b</i> *)	5.0	3.5-8.0 (5.0)	62-64 (64)	25-35 (30)	ССг
Луг (3)	1.0	5.1-5.6 (5.3 <i>ab</i> *)	5.0	3.5	122-157 (138)	27-49 (36)	ССг
Па (5)	1.5-2.7 (2.0)	5.4-7.8 (6.5 <i>a</i> *)	5.0-23.4 (8.7)	3.5-7.3 (4.3)	46-252 (105)	27-70 (47)	ССг, ТСг
Р (3)	1.0-2.4 (1.8)	5.3-6.2 (5.6 <i>ab</i> *)	5.0	3.5	119-382 (309)	36-44 (39)	ТСг
С (5)	1.0-2.1 (1.6)	4.9-7.0 (6.3 <i>ab</i> *)	5.0	3.5-4.0 (3.6)	82-519 (244)	27-37 (31)	ЛСг, ССг
П (3)	1.8-2.3 (2.0)	5.5-8.0 (6.9 <i>a</i> *)	5.0-6.4 (5.5)	3.5	40-101 (64)	52-131 (94)	Сп
Серебряно-Прудский							
Луг (4)	1.0-2.4 (1.7)	6.6-7.4 (7.0)	5.0	3.5-6.8 (4.3)	74-303 (187)	40-170 (108)	ССг, ТСг
Па (4)	1.7-4.2 (2.6)	4.9-7.0 (6.1)	5.0	3.5-6.8 (4.6)	97-166 (120)	50-254 (121)	ССг, ТСг
Р (5)	2.7-9.6 (4.5)	5.9-7.2 (6.8)	5.0-6.7 (5.5)	3.5-15.2 (6.6)	270-1025 (528)	34-350 (136)	ССг
С (4)	2.9-4.4 (3.5)	6.5-7.3 (6.9)	5.0-23.6 (9.7)	3.5-11.8 (6.5)	158-1062 (654)	55-271 (163)	П, СП, ССг, ТСг
П (4)	1.5-6.6 (3.4)	7.1-7.4 (7.3)	5.0	3.5	126-591 (305)	32-211 (96)	ЛСг, ССг, ТСг

^a см. обозначения в Приложении 4; ^b ГС, гранулометрический состав: ПС, песок; Сп, супесь; Сг, суглинок; ЛСг, легкий суглинок; ССг, средний суглинок; ТСг, тяжёлый суглинок; Гл, глина. Значения с разными буквами значимо различаются ($p \leq 0.05$, $p \leq 0.10^*$, критерий Краскела - Уоллиса), без букв – нет значимых различий

Приложение 7. Содержание тяжелых металлов в почве (10-150 см) разных экосистем Московской области (интервал, в скобках – среднее)

Э/З ^a	Содержание, мг кг ⁻¹ почвы				
	Pb	Cd	Zn	Ni	Cu
1	2	3	4	5	6
Талдомский					
Лес (3)	4-9 (7)	0.10-0.18 (0.14 <i>ab</i>)	22-41 (34)	15-22 (18)	12-15 (14)
Луг (2)	4-6 (5)	0.10-0.11 (0.11 <i>b</i>)	30	9-14 (12)	9-11 (10)
P (3)	3-49 (19)	0.15-0.18 (0.17 <i>ab</i>)	13-34 (22)	4-10 (6)	3-8 (5)
C (3)	5-13 (9)	0.24-0.27 (0.25 <i>a</i>)	37-133 (70)	4-8 (6)	6-74 (29)
П (3)	3-15 (7)	0.10-0.15 (0.13 <i>ab</i>)	14-29 (20)	5-13 (8)	6-14 (9)
Сергиево-Посадский					
Лес (2)	7-9 (8)	0.10 (0.10)	32-40 (36)	7-26 (17)	8-15 (12)
Луг (2)	10-74 (42)	0.10-3.60 (1.86)	30-35 (33)	13-15 (14)	8-10 (9)
Па (4)	7-10 (7)	0.10-0.21 (0.13)	28-32 (30)	15-29 (22)	10-16 (13)
P (5)	31-58 (43)	0.10-0.25 (0.19)	68-134 (100)	17-48 (32)	14-30 (22)
C (4)	17-49 (33)	0.11-0.23 (0.15)	75-146 (115)	29-36 (32)	24-31 (28)
П (3)	4-22 (12)	0.10-0.30 (0.17)	17-83 (45)	15-34 (21)	5-25 (15)
Воскресенский					
Лес (3)	9-20 (13)	0.11-0.18 (0.15)	40 <i>b</i>	18-20 (19)	14-16 (15)
Луг (3)	8-9 (9)	0.10-0.18 (0.14)	41-46 (43 <i>ab</i>)	19-23 (21)	15-16 (16)
Па (3)	9-10 (10)	0.12-0.15 (0.14)	39-41 (40 <i>b</i>)	21-22 (21)	14-15 (15)
P (3)	10-13 (12)	0.26-0.31 (0.28)	63-68 (66 <i>ab</i>)	14-32 (22)	8-21 (15)
C (3)	8-43 (22)	0.22-0.32 (0.27)	47-72 (62 <i>ab</i>)	13-16 (15)	10-18 (15)
П (2)	11-18 (15)	0.25-0.35 (0.30)	72-83 (78 <i>a</i>)	12-36 (24)	17-46 (32)
Шатурский					
Лес (2)	2	0.10	5-6 (6)	1-3 (2)	2-3 (2)
Луг (2)	2-6 (4)	0.10	8-13 (10)	1-3 (2)	3-4 (4)
Па (4)	2-16 (5)	0.10	5-114 (36)	4-13 (6)	2-38 (12)
P (5)	7-124 (52)	0.10-1.60 (0.62)	1-31 (9)	2-7 (4)	2-20 (8)
C (5)	2-40 (36)	0.10-2.30 (0.59)	1-110 (27)	3-21 (8)	2-92 (26)
П (5)	2-42 (20)	0.10-0.52 (0.25)	1-42 (17)	3-41 (11)	1-12 (6)

1	2	3	4	5	6
Серпуховский					
Лес (3)	9-20 (13 <i>ab</i>)	0.1-1.0 (0.45)	36-42 (39)	19-22 (21)	13-16 (15 <i>ab</i>)
Луг (3)	9 <i>ab</i>	0.14-0.18 (0.16)	37-41 (39)	22	14-15 (14 <i>ab</i>)
Па (3)	9-34 (18 <i>a</i>)	0.15-0.20 (0.17)	36-59 (44)	17-40 (26)	14-26 (18 <i>a</i>)
Р (3)	8-9 (8 <i>ab</i>)	0.15-0.20 (0.17)	36-37 (37)	19-20 (20)	12-14 (13 <i>ab</i>)
С (3)	9 <i>ab</i>	0.15-0.16 (0.15)	34-38 (36)	16-19 (18)	12-14 (13 <i>ab</i>)
П (3)	6-8 (7 <i>b</i>)	0.10-0.13 (0.11)	27-166 (76)	14-30 (20)	9-12 (10 <i>b</i>)
Серебряно-Прудский					
Луг (3)	9-10 (10)	0.12-0.19 (0.16)	40-46 (42)	18-28 (22)	13-17 (15)
Па (3)	11-13 (12)	0.12-0.18 (0.14)	45-57 (50)	24-32 (27)	15-22 (18)
Р (3)	9-11 (10)	0.20-0.98 (0.47)	36-44 (39)	15-24 (20)	12-15 (14)
С (3)	12-16 (14)	0.17-0.22 (0.19)	43-114 (72)	15-22 (18)	13-17 (15)
П (3)	8-28 (16)	0.16-0.25 (0.20)	28-87 (53)	18-21 (19)	9-18 (14)

^a см. обозначения в Приложении 4; Величины с разными буквами значимо различаются ($p \leq 0.05-0.10$, критерий Краскела - Уоллиса), без букв – нет значимых различий

Приложение 8. Локализация объектов исследования на территории Москвы

№ п/п	ФЗ ^а	Т ^б	ДР ^в	П ^г	Географические координаты		Территория (район)	С _{орг} , %	рН _{КСЛ}	ГС ^д
					с.ш.	в.д.				
					слой 0-10 / 10-150 см					
1	2	3	4	5	7	8	9	10	11	12
Северный административный округ (Левобережный ландшафт)										
1	Р	1	Г, Д	Р _П	51°46''	33°13.8''	Сквер (Бескудниковский)	3.14 / 2.36	7.52 / 7.35	ССг / ССг
2		2	Г, Д		51°48''	33°9''	Сквер (Бескудниковский)	11.25 / 5.39	4.91 / 6.85	ССг / н.д.
3		3	Г, Д		49°34''	34°51''	Сквер (Марфино)	4.91 / 1.00	6.31 / 7.08	ЛСг / П
4		4	СЛ	Д _П	49°1''	32°48''	Лесная опытная дача (РГАУ-МСХА)	3.43 / 1.55	7.47 / 7.27	ЛСг / ССг
5		5			49°19''	32°43''		2.54 / н.д.	3.84 / н.д.	н.д.
6		6			49°26''	33°56.2''		1.81 / н.д.	3.62 / н.д.	
7		7			49°45''	34°35''		2.16 / н.д.	3.71 / н.д.	
8		8			48°34''	32°34''		1.83 / н.д.	3.43 / н.д.	
9		9			50°47''	34°49.9''		2.59 / н.д.	3.60 / н.д.	
10	С	1	Г,Д	Р _П	49°26''	33°56.2''	Общежития (РГАУ-МСХА)	2.62 / 1.18	6.81 / 6.87	Сп / ССг
11		2	Г, Д		49°45''	34°35''	Жилые дома (Марфино)	5.01 / 1.33	4.02 / 4.02	ЛСг / П
12		3	-		48°34''	32°34''	Жилые дома (Аэропорт)	1.23 / 1.15	7.55 / 7.30	Сп / ЛСг
13		4	Г, Д		50°47''	34°49.9''	Жилые дома (Отрадное)	5.51 / 3.06	6.41 / 7.35	ССг / ССг
14		5	-		51°39''	33°24.2''	Жилые дома (Бескудниковский)	6.81 / 2.88	6.55 / 7.29	ССг / ССг
15	П	1	Г, Д	Р _П	50°52''	34°29.5''	Вдоль дороги с интенс. движением (Отрадное)	4.18 / 2.40	6.97 / 7.33	ССг / ССг
16		3	Г, Д		50°56''	33°39.6''		3.23 / 1.99	7.46 / 7.32	ЛСг / П
17		4	Г, Д		50°58''	33°41.6''		5.35 / 1.85	7.41 / 7.39	Сп / ЛСг
18		5	Г, Д		50°1.8''	33°13.4''	Вдоль дороги (аллея РГАУ-МСХА)	9.11 / 3.97	6.89 / 7.32	Сп / ЛСг
19		6	Г		49°48''	34°39''	Вдоль дороги (Марфино)	2.89 / 1.00	4.14 / 4.15	ЛСг / П
20	П	7	Г, Д	Р _П	49°25.8''	33°28.3''	Вдоль дороги (ул. Тимирязевская)	7.95 / н.д.	7.03 / н.д.	н.д.
21		8			49°26.6''	33°27.7''		9.20 / н.д.	7.08 / н.д.	

1	2	3	4	5	7	8	9	10	11	12
22	П	9	Г, Д	Р _П	49°25.4''	33°28.5''	Вдоль дороги (ул. Тимирязевская)	8.84 / н.д.	7.13 / н.д.	н.д.
23		10			49°25.3''	33°28.8''		6.12 / н.д.	7.05 / н.д.	
24		11			49°25.7''	33°28.4''		5.75 / н.д.	6.83 / н.д.	

Западный административный округ (Долинный ландшафт)

25	Р	1	ШЛ	Д _П	45°2.1''	29°7.5''	Лесопарк (Филевский)	1.43 / 1.79	5.46 / 4.41	Сп / Сп
26		2			45°45''	29°56''		2.40 / 1.71	4.5 / 5.98	ЛСГ / Сп
27		3			45°60''	28°26.9''		2.55 / 2.17	5.86 / 6.25	ЛСГ / ССГ
28	С	4	Г, Д	Р _П	43°11''	35°25.1''	Парк Горького (Голицынские пруды)	6.57 / 2.16	5.38 / 5.11	ЛСГ / ЛСГ
29		1	Г, Д	Р _П	44°32''	29°12.1''	Жилые дома (Филевский парк)	4.35 / 3.43	7.34 / 7.61	ССГ / ТСГ
30		2			41°12''	29°1''	Жилые дома (Раменки)	3.40 / 3.43	7.93 / 7.43	ЛСГ / ССГ
31		3			41°55''	28°32''	Жилые дома (Раменки)	2.81 / 1.35	8.24 / 7.47	Сп / ЛСГ
32		4			43°4.4''	35°39''	Жилые дома (Ленинский проспект)	8.11 / 4.12	7.04 / 7.62	ЛСГ / ЛСГ
33		5			43°3.1''	35°28.9''	Жилые дома (Ленинский проспект)	4.46 / 3.96	7.59 / 7.58	ЛСГ / ЛСГ
34	П	1	Г, Д	Р _П	45°1.0''	26°14''	Вдоль дороги с интенс. движением (ул. Нижние Маневники)	2.98 / 1.78	7.23 / 7.08	ЛСГ / Сп
35		2			45°32''	27°55''		1.69 / 2.05	7.06 / 7.32	Сп / Сп
36		3			45°57''	28°26.5''		3.85 / 2.87	7.23 / 7.72	П / Сп
37		4			42°29''	34°37.8''	Между 2-х автодорог (Гагаринский)	7.53 / 3.50	7.12 / 8.00	ЛСГ / ЛСГ
38		5			42°28''	34°29.5''		9.99 / 3.10	7.38 / 7.46	ССГ / ССГ

Юго-западный административный округ (Правобережный ландшафт)

39	Р	1	Г, Д	Р _П	40°54''	30°27''	Парк (им. 50 лет Октября, проспект Вернадского)	8.91 / 4.48	6.41 / 6.72	ЛСГ / ТСГ
40		2			40°43''	30°16''		4.24 / 1.48	5.47 / 4.41	ССГ / ТСГ
41		3			41°59''	32°28.5''	Сквер (Проспект Вернадского, МГУ)	6.87 / 2.11	6.52 / 7.35	ЛСГ / ТСГ
42		4	ШЛ	Д _П	38°47''	34°4.6''	Лесопарк (Битцевский, Яснево)	3.59 / 2.50	6.81 / 7.10	ЛСГ / ССГ
43		5			38°50''	34°9.0''		3.20 / 3.00	4.73 / 3.04	ЛСГ / ЛСГ
44		6	Г, Д	Р _П	42°34''	32°54''	Воробьевская набережная (Раменки)	10.49 / 2.98	6.44 / 4.07	ЛСГ / ЛСГ
45	С	1	Г, Д		41°50''	32°49.8''	Жилые дома (Гагаринский)	2.57 / 3.07	7.37 / 7.38	ССГ / ЛСГ
46		2	Г		42°15''	33°31''	Жилые дома (Черемушки)	2.77 / 1.17	6.37 / 7.44	ССГ / Сп

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
47	С	3	Г, Д	Р _П	39'29''	34'17.8''	Жилые дома (Черемушки)	7.59 / 1.84	6.20 / 6.17	ССг / ССг
48		4			39'2.2''	33'46.8''		11.53 / 2.62	7.20 / 7.09	ССг / ССг
49	П	1	Г, Д	Р _П	42'28''	32'7''	Университетский проспект	0.64 / 4.53	7.06 / 7.15	ЛСг / ССг
50		2	Г		41'45''	32'34''	Вдоль автодороги, близ АЗС (пр. Вернадского)	4.87 / 2.69	7.06 / 6.86	ЛСг / Сп
51		3	Г, Д		41'56''	32'59.8''	Вдоль автодороги (Университетский проспект)	3.40 / 4.49	7.2 / 7.18	ССг / ТСг
52		4			38'43''	33'36.7''	Вдоль автодороги близ автомойки (Севастопольский проспект)	4.96 / 4.40	7.16 / 7.34	ССг / ССг

^а ФЗ, функциональная зона: Р, рекреационная; С, селитебная; П, промышленная; ^б Т, точка отбора; ^в ДР, доминирующая растительность: Г, газон; Д, деревья; - без растительного покрова; ШЛ, широколиственный лес, СЛ, смешанный лес; ^г П, почва: Р_П, реплантозем; Д_П, дерново-подзолистая; ^д ГС, гранулометрический состав: ПС, песок; Сп, супесь; Сг, суглинок; ЛС_Г, легкий суглинок; СС_Г, средний суглинок; ТС_Г, тяжёлый суглинок; н.д., нет данных

Приложение 9. Микробиологические свойства (углерод микробной биомассы, $C_{\text{мик}}$; базальное дыхание, БД; метаболический коэффициент, $q\text{CO}_2$ и доля углерода микробной биомассы в общем органическом углероде, $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$) почв разных функциональных зон Москвы

№ п/п	ФЗ ^а	Т ^б	$C_{\text{мик}}$, мкг С г ⁻¹	БД, мкг CO ₂ -С г ⁻¹ ч ⁻¹	$q\text{CO}_2$, мкг CO ₂ -С мг ⁻¹ $C_{\text{мик}}$ ч ⁻¹	$C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$, %
			слой 0-10 / 10-150 см			
1	2	3	4	5	6	7
Северный административный округ (Левобережный ландшафт)						
1	Р	1	276 ± 38 / 156 ± 11	0.26 ± 0.01 / 0.28 ± 0.10	0.95 ± 0.14 / 1.79 ± 0.63	0.88 ± 0.18 / 0.66 ± 0.14
2		2	778 ± 50 / Н.д.	2.37 ± 0.17 / Н.д.	3.05 ± 0.29 / Н.д.	0.69 ± 0.08 / Н.д.
3		3	336 ± 103 / 50 ± 19	0.57 ± 0.08 / 0.12 ± 0.04	1.69 ± 0.58 / 2.40 ± 1.18	0.68 ± 0.23 / 0.50 ± 0.19
4		4	320 ± 44 / 67 ± 20	0.43 ± 0.05 / 0.23 ± 0.03	1.34 ± 0.34 / 3.43 ± 1.20	0.93 ± 0.19 / 0.43 ± 0.12
5		5	559 ± 78 / Н.д.	0.97 ± 0.09 / Н.д.	1.73 ± 0.29 / Н.д.	2.20 ± 0.32 / Н.д.
6		6	216 ± 5 / Н.д.	0.44 ± 0.05 / Н.д.	2.04 ± 0.24 / Н.д.	1.19 ± 0.06 / Н.д.
7		7	486 ± 9 / Н.д.	0.71 ± 0.07 / Н.д.	1.45 ± 0.14 / Н.д.	2.25 ± 0.04 / Н.д.
8		8	414 ± 35 / Н.д.	0.43 ± 0.03 / Н.д.	1.05 ± 0.12 / Н.д.	2.26 ± 0.19 / Н.д.
9		9	538 ± 45 / Н.д.	1.07 ± 0.08 / Н.д.	1.99 ± 0.23 / Н.д.	2.08 ± 0.18 / Н.д.
10	С	1	351 ± 53 / 84 ± 11	0.34 ± 0.04 / 0.45 ± 0.07	0.98 ± 0.19 / 5.39 ± 1.06	1.34 ± 0.33 / 0.71 ± 0.17
11		2	332 ± 5 / 83 ± 1	0.76 ± 0.08 / 0.18 ± 0.05	2.30 ± 0.25 / 2.29 ± 0.57	0.66 ± 0.07 / 0.62 ± 0.13
12		3	290 ± 35 / 55 ± 12	0.32 ± 0.03 / 0.16 ± 0.01	1.10 ± 0.23 / 2.9 ± 1.10	2.36 ± 0.56 / 0.48 ± 0.14
13		4	398 ± 74 / 97 ± 6	0.87 ± 0.12 / 0.31 ± 0.07	2.18 ± 0.50 / 3.23 ± 0.71	0.72 ± 0.15 / 0.32 ± 0.05
14		5	662 ± 54 / 138 ± 7	0.94 ± 0.09 / 0.33 ± 0.02	1.42 ± 0.18 / 2.39 ± 0.18	0.97 ± 0.13 / 0.48 ± 0.10
15	П	1	418 ± 49 / 111 ± 25	0.73 ± 0.11 / 0.35 ± 0.04	1.74 ± 0.34 / 3.11 ± 0.80	1.00 ± 0.19 / 0.46 ± 0.14
16		2	130 ± 4 / 142 ± 9	0.30 ± 0.06 / 0.15 ± 0.04	2.30 ± 0.45 / 1.03 ± 0.32	0.40 ± 0.11 / 0.71 ± 0.15
17		3	112 ± 6 / 107 ± 18	0.35 ± 0.04 / 0.29 ± 0.03	3.17 ± 0.37 / 2.70 ± 0.51	0.21 ± 0.02 / 0.58 ± 0.15
18		4	538 ± 27 / 245 ± 36	1.04 ± 0.02 / 0.46 ± 0.06	1.94 ± 0.10 / 1.85 ± 0.37	0.59 ± 0.07 / 0.62 ± 0.13
19		5	147 ± 6 / 49 ± 7	0.49 ± 0.06 / 0.13 ± 0.02	3.34 ± 0.41 / 2.66 ± 0.54	0.51 / Н.д.
20		6	513 ± 27 / Н.д.	0.76 ± 0.09 / Н.д.	1.48 ± 0.20 / Н.д.	0.65 / Н.д.
21		7	587 ± 34 / Н.д.	0.51 ± 0.04 / Н.д.	0.88 ± 0.09 / Н.д.	0.64 / Н.д.

1	2	3	4	5	6	7
22	П	8	383 ± 27 / Н.д	0.45 ± 0.03 / Н.д	1.17 ± 0.12 / Н.д	0.43 / Н.д
23		9	542 ± 20 / Н.д	0.55 ± 0.03 / Н.д	1.02 ± 0.06 / Н.д	0.89 / Н.д
24		10	492 ± 19 / Н.д	0.46 ± 0.03 / Н.д	0.94 ± 0.07 / Н.д	0.86 / Н.д
Западный административный округ (Долинный ландшафт)						
25	Р	1	352 ± 15 / 66 ± 5	0.51 ± 0.07 / 0.23 ± 0.04	1.44 ± 0.24 / 3.48 ± 1.02	2.46 ± 0.51/ 0.37 ± 0.08
26		2	380 ± 19 / 77 ± 9	0.56 ± 0.05 / 0.18 ± 0.03	1.47 ± 0.16 / 2.34 ± 0.45	1.58 ± 0.21 / 0.45 ± 0.10
27		3	400 ± 20 / 113 ± 11	0.59 ± 0.08 / 0.21 ± 0.03	1.48 ± 0.33 / 1.86 ± 0.52	1.57 ± 0.32 / 0.52 ± 0.12
28		4	619 ± 15 / 66 ± 7	0.59 ± 0.03 / 0.16 ± 0.04	0.95 ± 0.06 / 2.61 ± 0.66	0.94 ± 0.10 / 0.31 ± 0.07
29	С	1	153 ± 19 / 72 ± 6	0.42 ± 0.06 / 0.20 ± 0.02	2.76 ± 0.53 / 2.79 ± 0.38	0.35 ± 0.07 / 0.21 ± 0.04
30		2	110 ± 12 / 45 ± 5	0.35 ± 0.03 / 0.15 ± 0.01	3.18 ± 0.44 / 3.33 ± 0.38	0.32 ± 0.06 / 0.13 ± 0.02
31		3	164 ± 13 / 89 ± 11	0.55 ± 0.05 / 0.23 ± 0.04	3.35 ± 0.53 / 2.58 ± 0.33	0.58 ± 0.13 / 0.66 ± 0.15
32		4	233 ± 11 / 58 ± 7	0.19 ± 0.01 / 0.10 ± 0.03	0.83 ± 0.04/ 1.75 ± 0.48	0.29 ± 0.03 / 0.14 ± 0.03
33		5	75 ± 28 / 53 ± 14	0.16 ± 0.02/ 0.24 ± 0.07	2.2 ± 0.88/ 4.53 ± 1.78	0.17 ± 0.07 / 0.13 ± 0.04
34	П	1	174 ± 16 / 71 ± 16	0.33 ± 0.05/ 0.26 ± 0.06	1.90 ± 0.35 / 3.67 ± 1.21	0.58 ± 0.13 / 0.40 ± 0.12
35		2	148 ± 11 / 54 ± 3	0.25 ± 0.03 / 0.16 ± 0.01	1.71 ± 0.22 / 3.02 ± 0.28	0.88 ± 0.19 / 0.26 ± 0.05
36		3	140 ± 8 / 86 ± 9	0.15 ± 0.04 / 0.24 ± 0.03	1.07 ± 0.29 / 2.76 ± 0.43	0.36 ± 0.06 / 0.30 ± 0.07
37		4	625 ± 64 / 57 ± 10	0.41 ± 0.06 / 0.06 ± 0.01	0.65 ± 0.12 / 1.05 ± 0.26	0.83 ± 0.18 / 0.16 ± 0.04
38		5	574 ± 19/ 110 ± 10	0.43 ± 0.02 / 0.13 ± 0.01	0.76 ± 0.05 / 1.16 ± 0.12	0.57 ± 0.11 / 0.35 ± 0.08
Юго-западный административный округ (Правобережный ландшафт)						
39	Р	1	499 ± 20 / 353 ± 29	1.32 ± 0.03 / 1.24 ± 0.10	2.64 ± 0.12 / 3.51 ± 0.39	0.56 ± 0.06 / 0.79 ± 0.13
40		2	476 ± 23 / 58 ± 14	1.86 ± 0.07 / 0.28 ± 0.09	3.90 ± 0.25 / 4.85 ± 1.92	1.12 ± 0.18 / 0.39 ± 0.12
41		3	569 ± 52 / 106 ± 21	0.56 ± 0.03/ 0.18 ± 0.02	1.13 ± 0.07 / 1.29 ± 0.08	0.83 ± 0.11 / 0.50 ± 0.14
42		4	419 ± 6 / 24 ± 9	0.76 ± 0.04 / 0.14 ± 0.01	1.82 ± 0.10/ 5.85 ± 2.23	1.17 ± 0.10 / 0.10 ± 0.07
43		5	511 ± 26 / 99 ± 7	0.56 ± 0.03 / 0.24 ± 0.01	1.10 ± 0.03 / 2.45 ± 0.23	1.60 ± 0.25 / 0.33 ± 0.07
44		6	309 ± 43 / 144 ± 8	0.34 ± 0.06 / 0.25 ± 0.04	1.09 ± 0.26 / 1.76 ± 0.28	0.29 ± 0.21 / 0.48 ± 0.11
45	С	1	255 ± 34 / 102 ± 11	0.30 ± 0.02 / 0.10 ± 0	1.18 ± 0.23 / 0.98 ± 0.12	0.99 ± 0.24 / 0.33 ± 0.06
46		2	280 ± 32 / 98 ± 13	0.44 ± 0.02 / 0.23 ± 0.02	1.57 ± 0.33 / 2.35 ± 0.45	1.01 ± 0.23 / 0.84 ± 0.20

1	2	3	4	5	6	7
47	С	3	$557 \pm 47 / 135 \pm 12$	$1.03 \pm 0.10 / 0.48 \pm 0.02$	$1.85 \pm 0.24 / 3.53 \pm 0.35$	$0.73 \pm 0.10 / 0.73 \pm 0.16$
48		4	$579 \pm 24 / 178 \pm 11$	$1.03 \pm 0.10 / 0.49 \pm 0.07$	$1.79 \pm 0.19 / 2.74 \pm 0.43$	$0.50 \pm 0.05 / 0.68 \pm 0.14$
49	П	1	$369 \pm 28 / 154 \pm 33$	$0.40 \pm 0.03 / 0.25 \pm 0.04$	$1.09 \pm 0.26 / 1.76 \pm 0.28$	$0.64 \pm 0.08 / 0.34 \pm 0.09$
50		2	$130 \pm 14 / 87 \pm 11$	$0.44 \pm 0.06 / 0.28 \pm 0.04$	$3.38 \pm 1.20 / 3.21 \pm 1.30$	$0.27 \pm 0.05 / 0.32 \pm 0.06$
51		3	$473 \pm 52 / 97 \pm 13$	$0.47 \pm 0.03 / 0.34 \pm 0.07$	$1.00 \pm 0.13 / 3.53 \pm 0.82$	$1.39 \pm 0.22 / 0.22 \pm 0.04$
52		4	$450 \pm 30 / 125 \pm 9$	$0.60 \pm 0.02 / 0.37 \pm 0.04$	$1.34 \pm 0.10 / 2.94 \pm 0.40$	$0.91 \pm 0.15 / 0.28 \pm 0.05$

^a ФЗ, функциональная зона: Р, рекреационная; С, селитебная; П, промышленная; ^б Т, точка отбора образцов