

УДК 631.4:504.5(1-21)

БИОЛОГИЧЕСКАЯ АКТИВНОСТЬ МИКРОБНЫХ СООБЩЕСТВ В ПОЧВАХ НЕКОТОРЫХ ГОРОДОВ РОССИИ

© 2020 г. Г. В. Стома^а, *, Н. А. Манучарова^а, Н. А. Белокопытова^а^аМГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия*e-mail: gstoma@yandex.ru

Поступила в редакцию 23.07.2019 г.

После доработки 21.09.2019 г.

Принята к публикации 27.12.2019 г.

Проведены комплексные исследования почв городов России (Надым, Ярославль, Москва, Челябинск, Курск, Сочи). По отношению к природным аналогам направление и степень изменения свойств верхних горизонтов почв и состояния почвенных микроорганизмов определяются положением города в природной зоне, характером и степенью антропогенной нагрузки. Содержание $C_{орг}$, pH и величина электропроводности в почвах городов северных регионов в большинстве случаев достоверно повышаются, а южных – проявляются разнонаправленные тренды. В почвах всех городов достоверно возрастает численность культивируемых прокариот (в 1.5–5.2 раза) и доля микроорганизмов, выделяемых на селективных средах, – индикаторов урбанизации: актиномицетов (до 33–71%) и родококков (до 18–27%). Разные ландшафты по повышению степени преобразования почв ранжируются следующим образом: парково-рекреационные, селитебные, селитебно-транспортные. Интенсивность функциональной деятельности микроорганизмов свидетельствует о нарушении в городских почвах биогеохимических циклов элементов. Активность эмиссии углекислого газа, метана и азотфиксации находится в сложной зависимости от положения города в природной зоне и уровня антропогенной нагрузки.

Ключевые слова: урбанизированные территории, антропогенное воздействие, химические свойства почв, прокариотные комплексы, эмиссия диоксида углерода, метаногенез, азотфиксация

DOI: 10.31857/S0032180X2006012X

ВВЕДЕНИЕ

Антропогенная деятельность в городах оказывает влияние на все компоненты природной среды, а локально становится преобладающей над естественными факторами почвообразования. По принадлежности к функциональной зоне, степени техногенного воздействия и нарушения биологического круговорота веществ выделяется пять элементарных городских ландшафтов (ЭГЛ): парково-рекреационный, агротехногенный, селитебный, селитебно-транспортный и промышленный [40]. Каждому соответствует разная степень трансформации естественных и формирование в новых экологических условиях специфических почв. По отношению к зональным аналогам в них изменяются свойства верхних горизонтов, а иногда и почвенный профиль в целом. Характер, интенсивность и длительность деятельности человека определяют разные векторы преобразования и высокую вариабельность почвенных свойств. В верхних горизонтах почв изменяются химические, физико-химические, физические свойства; депонируются тяжелые металлы, углеродсодержащие соединения, легкорастворимые соли и

другие поллютанты [2–5, 8, 16–18, 25–28, 32, 34–37, 40, 44, 46–53].

Чувствительным индикатором воздействия человека являются почвенные микроорганизмы. Вследствие изменения свойств городских почв преобразуются естественные ниши микробного населения, нарушается структурно-функциональная организация, физиологическое состояние и активность, реализующие осуществление углеродного и азотного циклов. Вариабельность микробиологических показателей существенно возрастает. Происходит изменение структуры бактериального сообщества с возникновением новых доминантных популяций, не свойственных естественным ландшафтам и приспособленных к условиям урбогенеза [2, 6, 17, 19, 20, 25, 28–31, 37–39, 42, 43, 48, 52, 53].

Актуальность проблемы обусловлена не только необходимостью оценки последствий антропогенного прессинга и устойчивости к нему почв городов, но и отсутствием экологически адекватных нормативов регламентации нагрузок на городские экосистемы. Изменение почвенных свойств и деятельности микроорганизмов на урбанизиро-

ванных территориях исследованы с разным уровнем комплексности и детальности. В зависимости от положения города в природной зоне, степени нарушения ландшафтов реакция почв на антропогенную деятельность может быть разной. Литературные сведения по данному вопросу локальны, узкоспециализированы, иногда противоречивы и не позволяют комплексно и всесторонне представить последствия такого прессинга.

Цель работы – оценка численности, структуры и функциональной способности микробных комплексов городских почв разных элементарных городских ландшафтов городов России.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объектами исследования послужили почвы городов России (Надым, Ярославль, Москва, Челябинск, Курск, Сочи), расположенные в разных природных зонах и отличающиеся условиями формирования пула микроорганизмов и микробиологическими процессам.

Летом 2009–2010 гг. в центральных (отчасти срединных) районах городов, испытывающих высокую антропогенную нагрузку, выбраны 18 участков. Участки располагались в одинаковых геоморфологических условиях, под растительностью, типичной для природной зоны или рекомендуемой технологией рекультивации нарушенных земель. Учитывали принадлежность к ЭГЛ: парково-рекреационному (ПРЛ – парки и скверы), селитебному (СЕЛ – территории у жилых домов) и селитебно-транспортному (СТЛ – примагистральные газоны). В парках и скверах площадки выбирали вне основной дорожно-тропичной сети, во дворах – у зон отдыха, а на примагистральных газонах – в 1–1.5 м от магистралей с примерно одинаковым состоянием травяной растительности. В качестве контроля использовали почвы вне городов. Из верхнего органогенного горизонта почв (гумусового или урбикового) с глубины 3–10 см по двум “конвертам” отобрали образцы в 10-кратной повторности.

В связи с большим географическим диапазоном объектов исследовали широкий спектр почв. В окрестностях Надыма – подзолы (Haplic Podzols), Ярославля и Москвы – дерново-подзолистые почвы (Albic Retisols), Челябинска – черноземы глинисто-иллювиальные (Luvic Chernozems), Курска – черноземы (Haplic Chernozems), Сочи – карбо-литоземы темногоумусовые (Rendzic/Mollic Leptosols). На урбанизированных территориях диагностировали в разной степени преобразованные аналоги естественных почв. В ПРЛ – природные почвы и их урбоварианты, в СЕЛ и СТЛ – урбаноземы, урбостратоземы и урбоквизоземы (Urbic Technosols) [8, 15, 25, 54].

Определение почвенных свойств (pH_{H_2O} , $C_{орг}$) проводили по общепринятым методикам ($C_{орг}$ по методу Тюрина в модификации Никитина) [7]. Электропроводность (ЕС) оценивали в почвенной вытяжке на приборе Cond-315i с дальнейшим пересчетом на ЕС почвенного раствора [39].

Количественный учет прокариотного компонента микробного сообщества почв осуществляли методом посева из разведений на плотные селективные питательные среды [22]. Не являясь универсальным, метод остается одним из самых распространенных в практике исследования почв, поскольку позволяет учитывать таксономический состав комплекса культивируемых микроорганизмов с выделением доминирующих представителей в чистую культуру. Из изолированных колоний, вырастающих на чашках с питательной средой, можно получить чистые культуры микроорганизмов для дальнейшего исследования и идентификации. Однако чашечный метод позволяет исследовать только узкую группу культивируемых почвенных бактерий, не давая полного объективного представления об общей численности микроорганизмов. Для оценки гетеротрофных микроорганизмов применяли среду, где в качестве источника углерода используются сахара, органические кислоты, соли, крахмал. Поверхностный посев из разведений почвенной суспензии производили на глюкозо-пептонно-дрожжевую среду [22]. Для искусственной стимуляции роста родококков добавляли парафин (10 мм), для ингибирования роста грибов – нистатин.

Определение активности процессов эмиссии CO_2 , CH_4 и азотфиксации. В 5-кратной повторности образцы почв (0.5–10 мм в диаметре) помещали в герметически закрывающиеся флаконы. Для оценки потенциально возможной микробной активности процессов дыхания, метаногенеза и азотфиксации в образцы почв вносили раствор глюкозы (0.6 г на 50 мл воды) [22]. Потенциальную активность эмиссии CO_2 из почвы измеряли на газовом хроматографе с детектором по теплопроводности. Разделение газов осуществляли на колонке длиной 3 м с использованием в качестве наполнителя Полисорб-1. Скорость потока газа-носителя (He) – 25 мл/мин. Интенсивность эмиссии CH_4 и азотфиксации измеряли на газовом хроматографе с пламенно-ионизационным детектором. Длина колонки – 2.2 м, наполнитель – Сферосил. Расход газа-носителя (Ar) – 30 мл/мин.

Статистический анализ результатов проводили в пакете Statistica 6.0. Выбранный уровень значимости 0.05.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Характеристика свойств исследованных почв. Пул и функционирование микробного населения

Таблица 1. Некоторые свойства верхних горизонтов исследуемых почв ($n = 10$)

| Город | Контроль | Элементарный городской ландшафт | | |
|--------------------------------|-------------|---------------------------------|------------------------|-------------|
| | | парково-рекреационный | селитебно-транспортный | селитебный |
| $C_{орг}, \%$ | | | | |
| Надым | 0.45 ± 0.17 | 0.55 ± 0.22 | 1.01 ± 0.46 | 0.55 ± 0.24 |
| Ярославль | 1.93 ± 0.33 | 2.48 ± 0.34 | 3.32 ± 0.51 | 2.24 ± 0.38 |
| Москва | 2.05 ± 0.36 | 2.65 ± 0.43 | 3.62 ± 0.60 | 3.11 ± 0.38 |
| Челябинск | 3.32 ± 0.48 | 2.83 ± 0.41 | 3.21 ± 0.59 | 3.04 ± 0.56 |
| Курск | 3.51 ± 0.58 | 3.24 ± 0.64 | 3.01 ± 0.61 | 2.52 ± 0.63 |
| Сочи | 5.52 ± 0.49 | 5.31 ± 0.44 | 4.77 ± 0.64 | 4.21 ± 0.53 |
| pH_{H_2O} | | | | |
| Надым | 4.24 ± 0.12 | 4.67 ± 0.16 | 5.66 ± 0.19 | 5.62 ± 0.24 |
| Ярославль | 5.46 ± 0.16 | 6.11 ± 0.24 | 6.42 ± 0.28 | 6.67 ± 0.34 |
| Москва | 5.35 ± 0.21 | 6.43 ± 0.29 | 7.11 ± 0.32 | 6.84 ± 0.27 |
| Челябинск | 6.64 ± 0.34 | 6.68 ± 0.28 | 7.37 ± 0.33 | 7.12 ± 0.29 |
| Курск | 7.12 ± 0.28 | 6.72 ± 0.28 | 7.59 ± 0.42 | 7.41 ± 0.35 |
| Сочи | 7.31 ± 0.24 | 7.22 ± 0.31 | 7.51 ± 0.38 | 7.63 ± 0.37 |
| Электропроводность почв, дСм/м | | | | |
| Надым | 0.16 ± 0.05 | 0.21 ± 0.17 | 1.02 ± 0.27 | 0.95 ± 0.36 |
| Ярославль | 0.32 ± 0.12 | 0.98 ± 0.36 | 1.70 ± 0.14 | 1.58 ± 0.22 |
| Москва | 0.34 ± 0.09 | 0.79 ± 0.12 | 1.21 ± 0.26 | 1.46 ± 0.17 |
| Челябинск | 1.24 ± 0.26 | 1.27 ± 0.31 | 1.72 ± 0.39 | 1.62 ± 0.34 |
| Курск | 1.31 ± 0.29 | 0.89 ± 0.31 | 1.70 ± 0.27 | 1.57 ± 0.32 |
| Сочи | 1.02 ± 0.21 | 0.96 ± 0.22 | 1.16 ± 0.31 | 1.26 ± 0.41 |

Примечание. $x \pm t_{pm}$: x – среднее, $\pm t_{pm}$ – доверительный интервал среднего, курсивом отмечены статистически значимые различия средних значений свойств (от контроля) по t -критерию при уровне значимости 0.05.

определяются в основном почвенными свойствами: содержанием органического вещества, влажностью, реакцией среды, содержанием солей и др. От их комбинации зависит численность, соотношение таксонов, метаболическая активность бактериального комплекса почв. Ниже представлена характеристика основных почвенных параметров.

Среднее содержание $C_{орг}$ в верхних горизонтах городских почв относительно пригородных аналогов изменяется разнонаправленно и зависит от расположения города в природной зоне, специфики и интенсивности антропогенной деятельности (типа ЭГЛ) (табл. 1). При общем повышении диапазона колебаний содержания $C_{орг}$ в почвах городов северных регионов (Надым, Москва и Ярославль) отмечается его накопление (на 0.1–1.5%), а южных (Челябинск, Курск, Сочи) – обеднение на такую же величину.

Обогащение $C_{орг}$ верхних горизонтов почв городов, расположенных в таежной зоне, отмечается многими исследователями [2, 3, 25, 26, 32, 34,

36, 37, 39, 40] и обусловлено рядом причин. В составе травяного яруса растительности увеличивается доля злаков (вплоть до доминирования), в структуре биомассы в 1.5–3 раза возрастает подземная часть и на 2–3% зольность. Учитывая особенности структуры микробных сообществ городских почв (приближающихся к характерным для южных регионов) и изменение качественного состава растительных остатков можно предположить иные пути их разложения и трансформации в гумус. Осуществляется дополнительное внесение специального плодородного субстрата (торфо-компостные смеси) с высоким содержанием органического вещества (при рекультивации нарушенных почв) и загрязнение углеродсодержащими поллютантами (битумно-асфальтовыми смесями, сажей, нефтепродуктами и др.). Очевидно, в почвах разных ЭГЛ действуют разные факторы.

Информация по почвам южных городов не столь однозначна: отмечается как увеличение, так и уменьшение содержания $C_{орг}$ относительно фона [4, 18, 28, 35]. В ПРЛ под естественной и ис-

кусственной древесной растительностью уменьшение содержания (на 2%) и изменение качественного состава гумуса (снижение содержания гуминовых кислот и гуматов кальция на 10%) в верхнем горизонте почв обусловлены нарушением биологического круговорота веществ (уборка листвы) и сдвигом гумусообразования в сторону более гумидных ландшафтов. При благоустройстве территории вдоль автомагистралей и во дворах, часто формирование верхних горизонтов почв осуществляется за счет менее обогащенных гумусом нижележащих естественных горизонтов [5].

Различия в обеспеченности органическим веществом почв разных ЭГЛ детерминируется характером и интенсивностью антропогенного воздействия.

В парках и скверах, испытывающих минимальное воздействие человека, прослежен тренд обогащения $C_{\text{орг}}$ почв северных городов и обеднения южных (на 0.1–0.7%). Изменение в содержании $C_{\text{орг}}$ в почвах СЕЛ и СТЛ проявляется разнонаправленно и с разной статистической достоверностью. На участках вдоль автомагистралей Ярославля, Москвы его содержание значимо возрастает (на 1.1–1.5%), а Курска и Сочи – снижается в виде тренда (на 0.5–0.7%). В почвах дворов в южных городах фиксируется достоверное уменьшение содержания $C_{\text{орг}}$ лишь в Сочи (на 1.3%), а в северных – повышение (на 1%) – в Москве. Факторами, обеспечивающими различия, очевидно, являются характер благоустройства таких территорий, уровень рекреационной нагрузки, условия ухода, длительность и степень антропогенного воздействия.

Реакция среды обуславливает многие свойства почвы, влияет на подвижность химических элементов и их доступность растениям, микроорганизмам, на обилие и состав последних, на интенсивность биологической активности почвы.

По отношению к природным аналогам в городских почвах реакция среды в основном сдвигается в нейтральную сторону (на 0.4–1.7 рН), а варибельность показателя возрастает. Аналогичная информация приводится и другими исследователями [2–4, 16, 17, 25, 27, 28, 32, 35–37, 39, 40, 44, 48, 51, 53]. Обусловлен этот факт поступлением на поверхность почв аэротехногенной пыли, содержащей карбонаты, высвобождением кальция из строительных обломков, последствиями применения противогололедных реагентов, извещетковых удобрений при закладке зеленых насаждений (северные города), рекультивацией почв за счет использования материала нижележащих горизонтов, часто обогащенных карбонатами (южные города), и др. Уровень изменения реакции pH_{H_2O} зависит от природных характеристик почв, возраста города, принадлежности участка к типу ЭГЛ.

Особенности почвообразующих пород (химический и гранулометрический состав) и водного режима (промывной, периодически промывной) обеспечивают минимальные показатели pH_{H_2O} почв Надыма и максимальные – Курска и Сочи. В наибольшей степени реакция на “окарбоначивание” фиксируется в почвах Москвы (pH_{H_2O} возрастает на 1.2–1.7).

Наименее изменчива по отношению к природным аналогам реакция среды почв ПРЛ: в северных городах ее средняя величина достоверно повышается (на 0.4–1.1 рН), а в южных – или тождественна, или снижается (на 0.4 рН). Возможной причиной в городах степной зоны служит изменение водного режима и нисходящая миграция карбонатов в почвах таких ландшафтов по сравнению со степными биогеоценозами. При увеличении степени антропогенной нагрузки (в СЕЛ и СТЛ) реакция среды верхних горизонтов почв возрастает (на 0.3–1 рН) достоверно в городах северных регионов и в виде тренда – в южных. Именно эти территории подвержены существенному пылевому загрязнению [32] и рекультивации при восстановлении с использованием природных субстратов, содержащих карбонаты или искусственным их внесением.

Электропроводность. Верхние горизонты почв окрестностей городов не несут признаков засоления: величина ЕС поровых растворов не превышает порогового значения 2 дСм/м [39] и закономерно возрастает с севера на юг. Несмотря на увеличение в 2–6 раз содержания электролитов в городских почвах, они относятся к градиции незасоленных (ЕС колеблется от 0.2 до 1.9 дС/м). Основная причина повышения электропроводности почв – последствия применения антигололедных реагентов в зимний период на автодорогах и во дворах городов бореального климата.

Уровень изменения ЕС и ее варибельности детерминируется положением города в природной зоне, его размерами, возрастом, типом ЭГЛ, а также дозами и спецификой противогололедных соединений [16, 25, 32, 36, 39, 40, 50, 51].

В городах природных зон с существенным снежным покровом (от Надыма до Челябинска) отмечается достоверное накопление (в 1.2–5 раз) электролитов в почвах всех ЭГЛ. В Москве применение новых реагентов определило относительно низкое значение ЕС почв. На территории Курска и Сочи противогололедные соединения практически не используются. Варибельность величин ЕС идентична природной и обусловлена локальными естественными особенностями почв. Наиболее низкая электропроводность фиксируется в почвах ПРЛ. Легкорастворимые соли поступают в ПРЛ городов, расположенных в тайге, при зимней рекреации (на обуви отдыхающих) и переносе ветровыми потоками с автодорог и дворовых

участков. В южных городах ЕС почв парков и скверов аналогична природной или снижается вследствие большего количества осадков и изменения водного режима под искусственной древесной растительностью, усиливающего нисходящую миграцию электролитов. Поскольку область применения противогололедных реагентов – автомагистрали и тротуары во дворах, именно в почвах СЕЛ и СТЛ северных городов аккумуляция легкорастворимых солей достигает максимума (ЕС возрастает до 1.4–1.9 дС/м).

Более высокая естественная устойчивость к антропогенному воздействию почв южных регионов по сравнению с северными обеспечивает и в городских условиях большую тождественность их свойств природным ландшафтам (меньшая степень преобразования). Показано наличие коррелятивной зависимости между степенью воздействия человека (принадлежностью участка к ЭГЛ) и уровнем изменения свойств почв. Соответственно изменившимся экологическим условиям преобразуются и местообитания почвенных микроорганизмов.

Численность и особенности таксономической структуры культивируемых прокариотных микробных сообществ городских почв. До последнего времени информация о численности и разнообразии микробных комплексов посвящалась, главным образом, лесным и сельскохозяйственным почвам. Для городских она была скудна и связана с санитарно-гигиеническими характеристиками почв. С развитием знаний об экологических функциях почв интерес к особенностям функционирования на урбанизированных территориях микробных популяций возрос. Они выполняют функцию деструкции поступающих антропогенных загрязнителей, регулируют состав воздушных потоков, содержание и доступность питательных веществ для развития растений. Численность, структура и интенсивность деятельности микробных комплексов городских почв определяется как природными особенностями, так и изменившимися гидротермическим режимом, количеством и качеством органического вещества, степенью загрязнения и спецификой урбозагрязнителей. Некоторые трудности в выявлении закономерностей функционирования микробных ценозов обусловлены высокой степенью гетерогенности (неоднородности) почвенных свойств. Широкий спектр методов определения и отсутствие четкой обоснованности принадлежности и характеристики исследуемых участков (приводится или функциональная зона, или название почв, отсутствует история формирования участка и др.) еще больше осложняют проблему.

Численность микроорганизмов. Среднее количество прокариотных микроорганизмов в почвах пригородов, подчиняясь зональной закономерности [11], возрастает с севера на юг от 0.2×10^6

(Надым) до 5.6×10^6 КОЕ/г почвы (Сочи) (рис. 1). На урбанизированных территориях зависимость сохраняется при повсеместном возрастании их численности в 1.3–5.2 раза. Причиной служит изменение климатических показателей (повышение температуры и увеличение количества осадков), водно-воздушного режима почв, дополнительные экологические ниши микроорганизмов. Численность микробных популяций обычно регулируется равновесием между их внутренним взаимодействием, а также свойствами почв и влиянием внешних факторов. Результатом может быть либо “популяционный” взрыв, либо снижение численности микроорганизмов, воспринимаемые как возможное проявление сукцессии конкретных популяций [10–12].

Большинство исследователей отмечают рост обилия микроорганизмов в городских почвах в 1.1–4.0 раза, зависящий от принадлежности к функциональной зоне [14, 17, 19, 25, 27, 39, 53]. По отношению к средней естественной плотности прокариот ее уровень в почвах разных ЭГЛ повышается достоверно и ранжируется следующим образом: ПРЛ (в 1.3–2.5 раз), СЕЛ (в 1.4–2.9 раз) и СТЛ (2.6–5.2 раз). Закономерности во всех городах идентичны. Поскольку верхние горизонты почв СЕЛ и СТЛ сформированы из нового субстрата (привозного грунта или нижних горизонтов естественных почв), его освоение микроорганизмами выражается в резкой вспышке их численности, а в процесс трансформации привнесенных компонентов включаются микроорганизмы запасного пула, переходя в активное состояние [10–12, 25]. Кроме того, накопление уброполлютантов (карбонатсодержащей пыли, легкорастворимых солей, нефтепродуктов и их производных) и существенная инсоляция создают благоприятные условия для жизнедеятельности специфических микробных комплексов.

Известно, если условия среды не в состоянии обеспечить функционирование микроорганизмов на прежнем уровне, их численность снижается [11]. Причиной уменьшения их обилия в почвах дворовых участков по сравнению с территориями вдоль магистралей является повышение антропогенной нагрузки (например, рекреация), способствующей снижению содержания $S_{орг}$, изменению качества энергетического субстрата, уплотнению поверхностных горизонтов, что ведет к снижению доли аэробных бактерий, и, как следствие, общей их численности. В городах, расположенных в южных регионах, по сравнению с северными снижение численности прокариот более существенно (почти в 2 раза). Обусловлено это, в частности, большей уплотненностью тяжелых по гранулометрическому составу почв степной зоны. Немаловажной является большая устойчивость

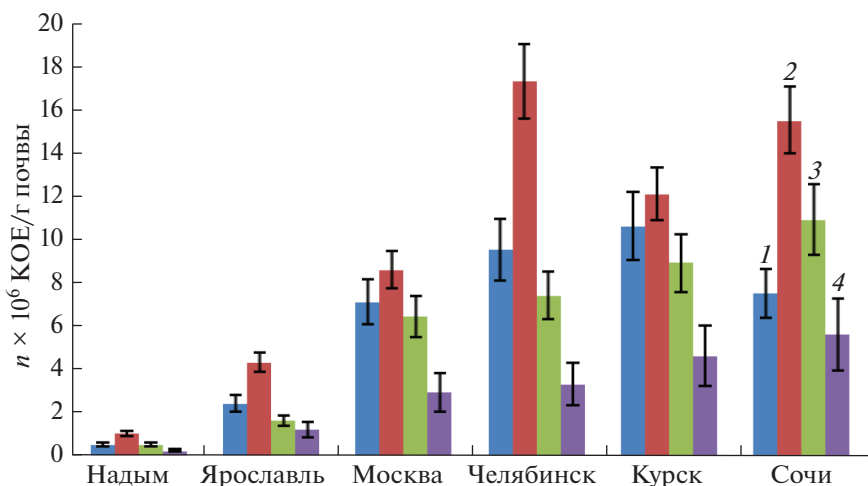


Рис. 1. Численность прокариотных микроорганизмов в исследуемых почвах: 1 – селитбный участок; 2 – селитбно-транспортный; 3 – парково-рекреационный; 4 – контроль; здесь и далее “усы” – доверительный интервал при уровне значимости 0.05, $n = 5$.

этих почв к антропогенному воздействию, когда численность популяций после внешних воздействий стремится вернуться к состоянию равновесия [10, 11]. Если рассматривать исследуемые ЭГЛ как последовательно изменяемые части урбоэкостемы в зависимости от степени антропогенной нагрузки, то выявленные закономерности вероятны.

Отмечая возрастание в городских почвах обилия микроорганизмов, исследователи не дают однозначного ответа на вопрос, как детерминируется степень повышения от уровня нагрузки. Чаше почвы разных функциональных зон выстраиваются в следующий ряд: парково-рекреационные < дворовые < транспортные [14, 19, 25, 27]. Имеются и иные сведения: при низком уровне антропогенной нагрузки количество микроорганизмов возрастает, а при высоком – снижается [17, 24, 39].

Особенности структуры культивируемых микробных сообществ. Почвенные микроорганизмы обладают высокой чувствительностью к изменению условий внешней среды, а их реакции на антропогенное воздействие разнообразны и неоднозначны. В городских условиях возрастает численность индикаторов урбогенеза: актиномицетов, родококков, галотолерантных бактерий. Часть микробной популяции при загрязнении почв тяжелыми металлами может приобретать устойчивость к ним. Микроорганизмы способны уменьшать метаболическую активность и переходить в состояние покоя, проявляя жизненную стратегию выживания при наступлении неблагоприятных условий [10, 20, 25, 45, 48, 52, 53].

Актиномицеты – это широкий круг актинобактерий, способных к формированию ветвящегося мицелия, синтезу вторичных метаболитов, разложению труднодоступных органических субстратов, хорошо развиваются в условиях нейтральной

реакции среды, толерантны к высушиванию, временному отсутствию питательных веществ и эффективно расселяются спорами. Обычно они не оказываются в первом эшелоне г-стратегов (быстрорастущих микроорганизмов на легкодоступном ресурсе), а, напротив, развиваются и начинают доминировать лишь при условии развитого сообщества с труднодоступным субстратом [11, 12].

Подчиняясь закономерности организации микробных сообществ [12], в природных почвах количество актиномицетов возрастает по мере продвижения с севера на юг (табл. 2). В городских – их абсолютное содержание (за исключением парков и скверов) возрастает (на $(0.1–3.3) \times 10^6$ КОЕ/г почвы). Это результат отклика актиномицетов на сдвиг реакции среды в нейтральную сторону, повышение содержания легкорастворимых солей, наличие нового органического субстрата (углеродсодержащих загрязнителей) [12, 31]. Существенное варьирование абсолютных изменений количества актиномицетов определяется исходными значениями, свойствами почвы, уровнем антропогенной нагрузки (типом ЭГЛ) и другими причинами. Обычно при микробиологических исследованиях используется показатель долевого участия актиномицетов (% от общего количества микроорганизмов), который в исследуемых почвах городов варьирует от 12 до 71%. В почвах парков и скверов фиксируется минимальная доля актиномицетов (12–31%), снижающаяся относительно контроля (кроме Москвы). Почвенные свойства здесь менее изменены, и основной причиной является начальная стадия сукцессии микробных популяций, инициируемая косвенным воздействием человека (через изменение факторов почвообразования в городах).

Таблица 2. Средняя численность актиномицетов и родококков (над чертой – $n \times 10^6$ КОЕ/г почвы) и их доля (под чертой – % от общего КОЕ/г почвы) в почвах

| ЭГЛ | Надым | Ярославль | Москва | Челябинск | Курск | Сочи |
|------------------------|-------------|-------------|-------------|--------------|-------------|-------------|
| Актиномицеты | | | | | | |
| Селитебный | <u>0.2</u> | <u>0.77</u> | <u>5.04</u> | <u>3.90</u> | <u>4.77</u> | <u>4.28</u> |
| | 40 | 32 | 71 | 41 | 45 | 57 |
| Селитебно-транспортный | <u>0.4</u> | <u>2.11</u> | <u>3.78</u> | <u>11.07</u> | <u>6.17</u> | <u>5.11</u> |
| | 50 | 49 | 44 | 64 | 51 | 33 |
| Парково-рекреационный | Нет | <u>0.27</u> | <u>2.11</u> | <u>0.88</u> | <u>1.07</u> | <u>2.73</u> |
| | Нет | 17 | 31 | 12 | 12 | 25 |
| Контроль | Нет | <u>0.28</u> | <u>0.73</u> | <u>0.89</u> | <u>1.79</u> | <u>2.58</u> |
| | | 23 | 25 | 27 | 39 | 46 |
| Родококки | | | | | | |
| Селитебно-транспортный | <u>0.27</u> | <u>0.9</u> | <u>2.1</u> | <u>3.2</u> | <u>3.1</u> | <u>2.9</u> |
| | 27 | 20 | 25 | 18 | 26 | 19 |

Наибольшее долевое увеличение их содержания (от 25–27 до 64–71%) наблюдается в почвах СЕЛ и СТЛ Москвы и Челябинска. В остальных городах оно меньше (на 10–20%). Что обусловлено разными причинами: спецификой формирования верхних горизонтов почв этих ЭГЛ, степенью антропогенной нагрузки и преобразования экологических ниш микроорганизмов. Определенная роль принадлежит этапу сукцессии популяции: на позднем – численность актиномицетов обычно возрастает [12, 31]. Четких закономерностей различия в уровне относительного содержания актиномицетов в почвах СЕЛ и СТЛ не установлено. В почвах дворов большинства городов отмечается снижение их доли на 6–20%, а в Москве и Сочи – увеличение.

Литературные сведения по данному вопросу противоречивы. В качестве общей тенденции отмечается повышение в почвах городов доли актиномицетов в 2–4 раза. В почвах с высоким уровнем антропогенного пресса (в центре города, в СЕЛ и СТЛ) чаще отмечается максимальная доля актиномицетов (до 40–70%), а в парках и скверах – минимальная (11%) [14, 24, 25, 29, 31, 39, 53]. В некоторых случаях проявляется обратная зависимость [2, 9, 38]. Имеются сведения, что с повышением нагрузки доля актиномицетов сначала возрастает, а в дальнейшем снижается [17]. Противоречивость результатов обусловлена различиями в комплексе экологических факторов (природная зона, условия формирования и расположения участка, уровень и сочетание загрязнителей) и стадиях развития актиномицетов.

Родококки. Признаком загрязнения городских почв нефтепродуктами и их производными и одновременно протекания процесса очищения от них служит наличие в бактериальном комплексе родококков (группы актинобактерия).

Оценка содержания данных микроорганизмов проведена только для почв СТЛ, в наибольшей степени подверженных загрязнению углеродсодержащими соединениями. Присутствие родококков в естественных почвах исследуемых природных зон обычно находится в пределах нескольких процентов. Увеличение их доли в почвах СТЛ фиксируется во всех городах, являясь откликом на присутствие углеводородсодержащих поллютантов. Абсолютная численность родококков колеблется от 0.27 до 3.2×10^6 КОЕ/г почвы, коррелируя с общей плотностью прокариот и возрастает с севера на юг. Их долевое участие варьирует от 18 до 27%, достигая максимума в почвах Надыма, Москвы и Курска. Различия связаны со спецификой формирования почв участков вдоль магистралей, уходом за ними, интенсивностью движения, категориями, состоянием автотранспорта и качеством используемого топлива. Известно, что вне зависимости от расположения города в природной зоне в почвах содержание родококков возрастает в 1.5–2 раза, среднее долевое участие составляет 25%, а локально достигает 60–90% [9, 19, 20, 24, 25].

Биологическая активность микроорганизмов. Антропогенное воздействие приводит к несбалансированному развитию популяций в сообществе почвенных микроорганизмов, изменению их физиологического состояния и способности к использованию органического вещества. В результате нарушаются углеродный и азотный циклы, что выражается в изменении активности эмиссии CO_2 , метаногенеза и азотфиксации. Оценка эмиссии парниковых газов почвами урбанизированных территорий базируется на использовании камерного (*in situ*) или лабораторного (*ex situ*) методов. Закономерности выделения газов, зависящие от химического, теплового, светового загрязнения,

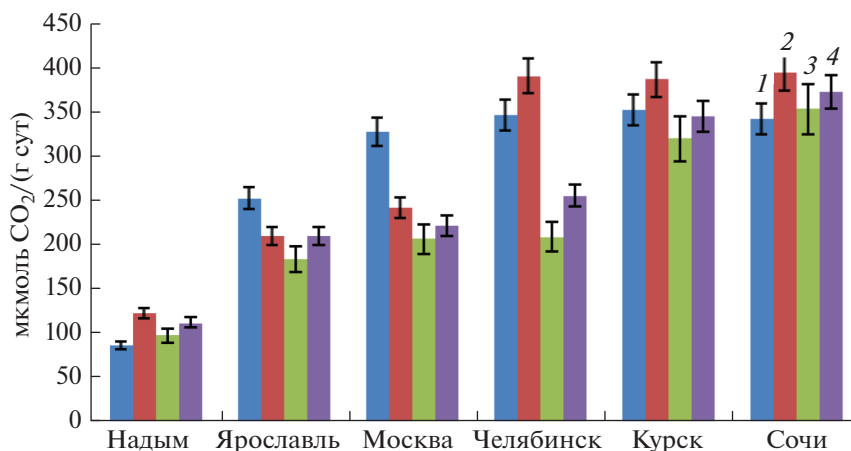


Рис. 2. Активность эмиссии диоксида углерода исследуемыми почвами: 1 – селитебный участок; 2 – селитебно-транспортный; 3 – парково-рекреационный; 4 – контроль.

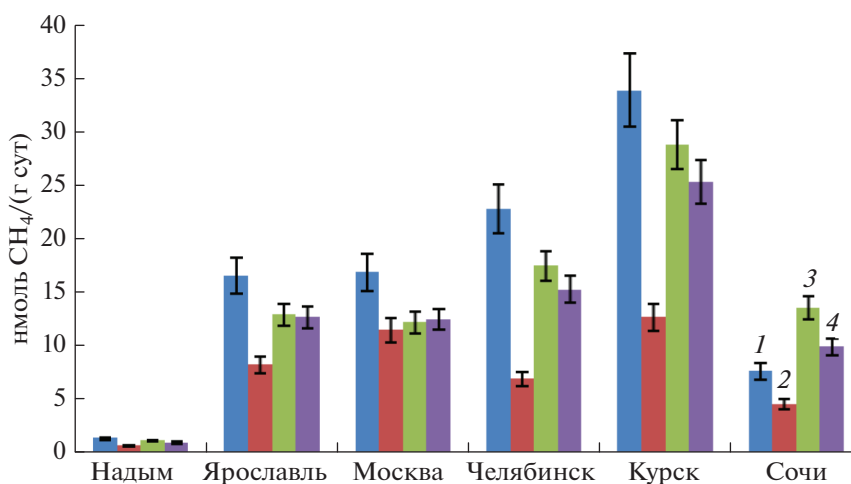


Рис. 3. Активность эмиссии метана исследуемыми почвами: 1 – селитебный участок; 2 – селитебно-транспортный; 3 – парково-рекреационный; 4 – контроль.

изменения микроклимата, фрагментации биотопов, уничтожения естественных и создания искусственных ландшафтов, интродукции растений, рекреации и др., немногочисленны и часто противоречивы. При этом отмечается высокая временная и пространственная вариабельность показателей [6, 13, 16, 28, 30, 36, 39].

Интенсивность эмиссии диоксида углерода, метана и активность азотфиксации в почвах исследуемых пригородов соответствует природным закономерностям, возрастая с севера на юг (рис. 2–4).

Эмиссия диоксида углерода исследуемыми почвами. Специфика условий функционирования городских почв (повышение температуры воздуха на 3–4°C, количества осадков на 25%, смена растительных и микробных сообществ, регулярное внесение органических субстратов в процессе

озеленения) [4, 8, 25, 32, 37, 39, 40] способствует более интенсивному преобразованию органического вещества и сказывается на микробном дыхании почв. Эмиссия CO₂ городскими почвами *in situ* значительно отличается от естественных аналогов и в ряде случаев превосходит последнюю. Максимальная эмиссия фиксируется в почвах промышленных и селитебных зон и, скорее всего, является следствием измененного температурного и водного режимов и антропогенной нагрузки [39, 28, 42]. Исследование *ex situ* показывает противоположные результаты с высокой вариабельностью параметра [13].

Наибольшая потенциальная активность дыхания микроорганизмов (350–400 мкмоль CO₂/(г сут)) характерна для почв Челябинска, Курска и Сочи, что связано с деятельностью как прокариот, так и эукариот, преобладающих в условиях с большим

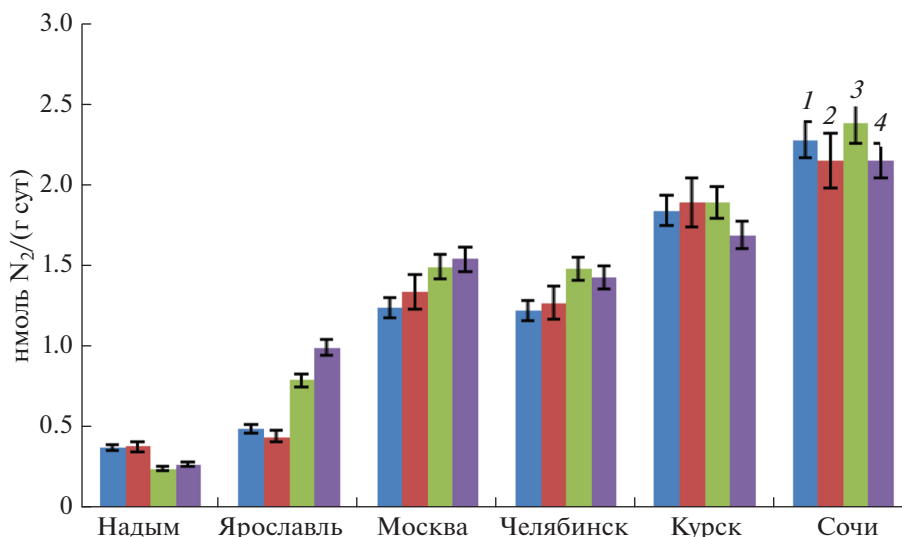


Рис. 4. Активность азотфиксации в исследуемых почвах: 1 – селитебный участок; 2 – селитебно-транспортный; 3 – парково-рекреационный; 4 – контроль.

содержанием органического вещества. Несмотря на высокую обеспеченность почв Москвы и Ярославля $C_{орг}$, его качественная специфика отразилась на более низких уровнях (в 1.5 раза) показателя. Минимальная эмиссия CO_2 (около 100 мкмоль $CO_2/(г\ сут)$), обусловленная естественными причинами (низким содержанием $C_{орг}$, микробной биомассы и пониженными температурами), характерна для почв Надыма.

Относительно природных аналогов в почвах разных ЭГЛ выявлены разнонаправленные изменения. В ПРЛ всех городов проявляется тенденция снижения активности дыхания микроорганизмов на 14–47 мкмоль $CO_2/(г\ сут)$ (на 8–18%). В почвах сосновых лесов Екатеринбурга также отмечено уменьшение интенсивности общего дыхания почв (камерным методом) в 1.9–3.5 раза [30]. Авторы полагают, что на процесс повлияло изменение корневого дыхания нового травяно-кустарничкового яруса. На участках со значительной рекреационной нагрузкой отмечено как уменьшение, так и увеличение почвенного дыхания в 1.1–1.2 раза.

По сравнению с природными в почвах СЕЛ и СТЛ средняя величина эмиссии CO_2 возрастает на 20–135 мкмоль $CO_2/(г\ сут)$ (на 10–52%): в Москве, Челябинске и Ярославле достоверно, а в других городах в виде тренда. Здесь из-за обилия прокариотного комплекса и изменения его структуры происходит интенсивное разложение органического субстрата. Имеются сведения о высоком уровне актуальной эмиссии $CO_2\ in\ situ$ (на 25% выше фона) и при менее существенном изменении доли микробного дыхания в наиболее преобразованных почвах под газонами [28]. Одно-

временно имеется информация, что микробное (базальное) дыхание в почвах разных функциональных зон городов снижается по мере усиления нагрузки [13, 36]. Доминирующим фактором выступает изменение водно-воздушного режима почв [10, 28, 33]. Известно, что на уровень эмиссии почвами CO_2 влияет тип ЭГЛ, качество ухода за газонами (применение органических и минеральных удобрений) и загрязнение легкорастворимыми солями, углеродсодержащими соединениями и тяжелыми металлами [6, 23, 29]. Оценка в модельных экспериментах [23] влияния на дыхательную активность микроорганизмов нефтепродуктов в зависимости от их дозы, химического состава, степени, времени загрязнения и гранулометрического состава почвы показала разнонаправленные последствия. На начальных этапах загрязнения в основном проявляется ингибирующий эффект, который в последствии меняется на стимулирующий.

В условиях более теплого климата активность эмиссии CO_2 почвами СТЛ по сравнению с СЕЛ несколько больше (на 50 мкмоль $CO_2/(г\ сут)$). Причиной может служить рекреационная нагрузка на дворовых территориях и связанные с ней уменьшение содержания $C_{орг}$ и переуплотнение суглинистых почв, подавляющее деятельность аэробных бактерий. В городах таежной зоны закономерности иные. В Ярославле и Москве почвы дворовых участков по отношению к СТЛ характеризуются статистически значимо более интенсивной эмиссией CO_2 (на 50–100 мкмоль $CO_2/(г\ сут)$). Вероятно, применение песка при их рекультивации облегчает гранулометрический состав, способствуя формированию окислительных условий и усиле-

нию эмиссии CO_2 [33]. В ЭГЛ Надыма различия в интенсивности выделения углекислого газа из почв разных ЭГЛ не достоверны, а зависимость аналогична городам южных регионов.

Эмиссия метана исследуемыми почвами. Почва является источником метана и местом его биологического окисления. Активность метаногенеза (образование метана) зависит от деятельности археобактерий и коррелирует с содержанием легкодоступного органического вещества и утяжелением гранулометрического состава. Метаногены развиваются в анаэробных условиях и при переуплотнении почв. Оптимальная их активность наблюдается при нейтральной или слабощелочной реакции среды. Однако комплексное влияние экологических факторов не всегда однозначно сказывается на активности метаногенов. В случае улучшения аэрации образующийся в почве метан индуцирует активность метанотрофных бактерий, окисляющих его до CO_2 и воды [6, 8, 21].

Активность эмиссии метана в почвах природных ландшафтов существенно различается (рис. 3), подтверждая литературные сведения [21]. Максимальное метанообразование отмечается в высокогумусных и тяжелосуглинистых почвах степных регионов; в условиях кислой реакции среды и облегченного гранулометрического состава почв северной тайги оно минимально. Несмотря на высокую обеспеченность $\text{C}_{\text{орг}}$ и карбонатность почв окрестностей Сочи, низкая активность эмиссии метана обусловлена хорошей аэрацией щебнистых карбо-литоземов темногумусовых.

На урбанизированных территориях природные закономерности выделения почвами метана сохраняются. Интенсивность процесса при схожей зависимости существенно определяется принадлежностью почв к ЭГЛ и в основном находится в обратной корреляции с величиной эмиссии CO_2 . Повышение количества атмосферных осадков в городах увеличивает влажность почв и может служить одной из причин усиливающих деятельность анаэробных микроорганизмов. В почвах парков и скверов изменение влажности менее существенно по сравнению с другими ЭГЛ, поэтому фиксируется либо слабый тренд увеличения эмиссии метана на 2–4 нмоль $\text{CH}_4/(\text{г сут})$ (южные города), либо отличия практически отсутствуют (северные города). Статистически достоверное увеличение величин активности эмиссии метана в селитебных ландшафтах (в 1.3–1.5 раза) детерминируется снижением аэрации почв за счет ухудшения структурного состояния при рекреационной нагрузке. Наиболее интенсивно процесс проявляется в почвах городов степной зоны, а дополнительной причиной анаэробнозиса, благоприятной для образования метана, служит более тяжелый гранулометрический состав по отношению к почвам тайги. В СТЛ по

сравнению с СЕЛ метанообразующая способность почв достоверно снижается на 10–35% в городах с холодным климатом и на 50–76% – с теплым. Причиной служит наличие труднодоступного органического субстрата вследствие загрязнения этих ландшафтов, что ухудшает функционирование метаногенов. Разреженность древесного яруса на данных территориях усиливает инсоляцию, способствует снижению влажности почв и соответственно поглощению метана [21]. Сток метана на городских газонах (к которым относятся и СТЛ) разного эксплуатационного характера и ухода отмечается и другими авторами [6].

Азотфиксация. Азот в почве присутствует в виде органических и неорганических соединений, газов в почвенном растворе. Его природные запасы в почве большей частью образованы в результате фиксации атмосферного азота симбиотическими и свободноживущими прокариотами, широко распространенными в почвенных биоценозах и являющимися одним из важных звеньев азотного цикла. Активность деятельности азотфиксаторов находится в обратной связи с концентрацией легкодоступных соединений азота в почве [33, 41].

В связи с наличием коррелятивной связи между численностью азотфиксирующих бактерий и общим количеством прокариот активность фиксации молекулярного азота исследуемых почв возрастает с севера на юг.

Средняя величина интенсивности процесса азотфиксации в почвах всех городов по отношению к природным аналогам изменяется в основном статистически недостоверно. В почвах ПРЛ в качестве тренда фиксируется увеличение активности фиксации азота в южных городах и снижение – в северных на 0.1–0.3 нмоль $\text{N}_2/(\text{г сут})$. В остальных ЭГЛ закономерности также определяются приуроченностью города к природной зоне. При повышении антропогенного воздействия в почвах Курска и Сочи активность азотфиксации по сравнению с пригородом остается практически неизменной, что связано с созданием верхних (насыпных) горизонтов СЕЛ и СТЛ из естественных нижележащих. В почвах городов тайги фиксация азота в этих ЭГЛ достоверно снижается на 0.3–0.5 нмоль $\text{N}_2/(\text{г сут})$ вследствие формирования верхних слоев из торфо-компостного субстрата, в который добавляются минеральные удобрения. Наличие в нем азотных соединений приводит к их интенсивному использованию микроорганизмами и снижению активности фиксации молекулярного азота из воздуха и нарушению азотного цикла [10]. Численность азотфиксирующих бактерий может служить одним из показателей возможности протекания данного процесса. Отмечается, что в почвах городов степной зоны максимальная численность азотфиксаторов обнаруживается в парках и скверах, а минимальная –

на территории селитебных зон и вдоль автомагистралей [1].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Исследование в городах России (Надым, Ярославль, Москва, Челябинск, Курск и Сочи) свойств верхних горизонтов почв свидетельствует о разных векторах их изменения по отношению к природным аналогам. Направление и уровень преобразования зависят от положения города в природной зоне, степени и специфики антропогенного воздействия. В почвах городов северных регионов чаще отмечается достоверное обогащение $C_{орг}$ (на 1.1–1.5%), сдвиг реакции среды в нейтральную сторону (на 0.4–1.7 рН), повышение электропроводности (в 2–4 раза). В южных городах из-за большей устойчивости почв изменение этих свойств почв проявляется в виде разнонаправленных тенденций.

Преобразования условий местообитания микроорганизмов способствуют изменению их численности, структурно-функциональной организации и функциональной активности. В городских почвах увеличивается численность прокариот (1.5–5.2 раза), доля микроорганизмов – индикаторов урбанизации: актиномицетов (до 33–71%) и родококков (до 18–27%). Закономерности изменения численности прокариот в почвах всех городов тождественны. Установлена прямая зависимость между степенью антропогенного воздействия и уровнем изменения химических свойств почв и численности прокариот. Разные элементарные ландшафты по повышению степени преобразования почв в целом ранжируются следующим образом: парково-рекреационные, селитебные, селитебно-транспортные.

В структуре функциональных микробных сообществ не выявлено строгих закономерностей. Неоднозначные последствия антропогенной деятельности на долевое участие актиномицетов обусловлены различиями в комплексе экологических факторов (природная зона, условия формирования и расположения участка, уровень и сочетание загрязнителей) и разными стадиями роста и развития мицелиальных прокариот. В почвах парков и скверов фиксируется минимальная доля актиномицетов (12–31%), снижающаяся относительно контроля (кроме Москвы). Наибольшее долевое увеличение их содержания (до 64–71%) наблюдается в почвах СЕЛ и СТЛ Москвы и Челябинска; в остальных городах оно меньше. Четких закономерностей изменения содержания актиномицетов в почвах СЕЛ и СТЛ не установлено. В почвах дворов большинства городов их доля снижается на 6–20%, а в Москве и Сочи – растет. Долевое участие родококков в почвах СТЛ варьирует от 18 до 27%, достигая максимума в Надыме, Москве и Курске.

Оценка биологической активности микроорганизмов свидетельствует об изменении в городских почвах углеродного и азотного циклов. Активность эмиссии углекислого газа, метана и азотфиксации находится в сложной зависимости от положения города в природной зоне и степени антропогенной нагрузки. Прослежена тенденция снижения активности эмиссии углекислого газа (на 8–15%) в почвах парков и скверов всех городов; увеличения (на 13–37%) метана в южных и тождественность природной – в северных; активность азотфиксации в южных возрастает, а северных снижается (на 6–15%). В почвах СЕЛ и СТЛ процессы преобразования органического вещества идут более интенсивно: активность эмиссии углекислого газа и метана часто достоверно отличаются от природной в разных направлениях и в целом находятся в обратной корреляции. Активность эмиссии углекислого газа в основном увеличивается на 10–52%; в городах с теплым климатом процесс наиболее интенсивен в почвах СТЛ, а в городах тайги – СЕЛ. Показатель метанообразующей способности достоверно увеличивается (в 1.3–1.5 раза) в почвах селитебных ландшафтов, а в СТЛ по отношению к СЕЛ достоверно снижается на 10–35% в городах с холодным климатом и на 50–76% с теплым. Активность азотфиксации в почвах этих ЭГЛ в южных городах по сравнению с пригородом остается практически неизменной, в городах тайги достоверно снижается в 1.2–1.5 раз.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Абросимова О.В., Трояновская Е.С., Меркулова М.Ю., Тихомирова Е.И.* Оценка экологического состояния почвенного покрова г. Саратова // Поволжский экологический журнал. 2012. № 4. С. 376–384.
2. *Агаркова М.Г.* Эколого-генетические особенности почв городских экосистем (на примере Ленинского района г. Москвы). Автореф. дис. ... канд. биол. н. М., 1991. 21 с.
3. *Апарин Б.Ф., Сухачева Е.Ю., Булышева А.М., Лазарева М.А.* Гумусовые горизонты почв урбоэкосистем // Почвоведение. 2018. № 9. С. 1071–1084.
4. *Безуглова О.С., Горбов С.Н., Морозов И.В., Невидомская Д.Г.* Урбопочвоведение. Ростов-на-Дону: Изд-во Южного федерального ун-та, 2012. 264 с.
5. *Безуглова О.С., Тагивердиев С.С., Горбов С.Н.* Физические характеристики городских почв Ростовской агломерации // Почвоведение. 2018. № 9. С. 1153–1159.
6. *Визирская М.М., Епихина А.С., Васенев В.И., Мазиров И.М., Эльвира А.И., Гусев Д., Тихонова М.В., Васенев И.И.* Экологическая оценка роли городских газонов в формировании потоков парниковых га-

- зов // Вестник РУДН. Сер. Агрономия и животноводство. 2013. № 5. С. 38–48.
7. Воробьева Л.А. Теория и практика химического анализа почв. М.: ГЕОС, 2006. 400 с.
 8. Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В. Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация. Смоленск: Ойкумена, 2003. 268 с.
 9. Горюцов А.В. Функциональная структура бактериоценозов урбопочв г. Ростова-на-Дону. Автореф. дис. ... канд. биол. н. Ростов-на-Дону, 2013. 25 с.
 10. Добровольская Т.Г., Звягинцев Д.Г., Чернов И.Ю., Головченко А.В., Зенова Г.М., Лысак Л.В., Манучарова Н.А., Марфенина О.Е., Полянская Л.М., Степанов А.Л., Умаров М.М. Роль микроорганизмов в экологических функциях почв // Почвоведение. 2015. № 9. С. 1087–1096.
 11. Звягинцев Д.Г. Почва и микроорганизмы. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1987. 255 с.
 12. Звягинцев Д.Г., Зенова Г.М. Экология актиномицетов. М.: ГЕОС, 2001. 257 с.
 13. Иващенко К.В., Ананьева Н.Д., Васенев В.И., Кудяров В.Н., Валентини Р. Биомасса и дыхательная активность почвенных микроорганизмов в антропогенно-измененных экосистемах (Московская область) // Почвоведение. 2014. № 9. С. 1077–1088.
 14. Илюшкина Л.Н. Биологическая активность почв урбандшафтов г. Ростова-на-Дону и г. Азов. Автореф. дис. ... канд. биол. н. Ростов-на-Дону. 2008. 25 с.
 15. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
 16. Кузнецов В.А., Рыжова И.М., Стома Г.В. Изменение свойств почв лесопарков Москвы при высоком уровне рекреационной нагрузки // Почвоведение. 2017. № 10. С. 1270–1281.
 17. Куимова Н.Г., Шумилова Л.П., Павлова Л.М. Оценка экологического состояния почв г. Благовещенска // Вест. РУДН. Серия Экология и безопасность жизнедеятельности. 2008. № 3. С. 38–48.
 18. Ларионов М.В. Агрехимическая характеристика почв в пределах урбанизированных территорий почв Поволжья // Современные проблемы науки и образования. 2012. № 3. <http://www.science-education.ru>
 19. Лошаков А.И., Верховцева Н.В., Ларина Г.Е. Экологическая оценка функциональных зон природного заказника “Долина реки Сетунь” по отклику микробного комплекса почвы // Научные ведомости БелГУ. Сер. Естественные науки. 2018. Т. 42. № 2. С. 246–257.
 20. Лысак Л.В., Лапыгина Е.В. Разнообразие бактериальных сообществ городских почв // Почвоведение. 2018. № 9. С. 1108–1114.
 21. Манучарова Н.А., Ярославцев А.М., Корнюшенко Е.Г., Степанов А.Л., Смагин А.В., Звягинцев Д.Г., Судницын И.И. Образование метана и рост микроорганизмов при различной влажности почв с внесением и без внесения хитина // Почвоведение. 2007. № 8. С. 961–967.
 22. Методы почвенной микробиологии и биохимии / Отв. ред. Звягинцев Д.Г. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1991. 303 с.
 23. Михайлова А.А., Попова Л.Ф., Наквасина Е.Н. Эколого-биологические особенности загрязнения нефтепродуктами почв Архангельска. Архангельск: Северный федеральный ун-т им. М.В. Ломоносова, 2016. 150 с.
 24. Овчинникова Т.А., Панкратов Т.А. Некоторые микробиологические особенности почвенного покрова города Новокуйбышевска в осенний период // Самарская Лука. 2008. Т. 17. № 2(24). С. 373–383.
 25. Почва, город, экология / Отв. ред. Добровольский Г.В. М.: Фонд “За экономическую грамотность”, 1997. 320 с.
 26. Прокофьева Т.В., Розанова М.С., Попутников В.О. Некоторые особенности органического вещества почв на территориях парков и прилегающих жилых кварталов Москвы // Почвоведение. 2013. № 3. С. 302–314.
 27. Раскатов В.А., Степанова Л.П., Яковлева Е.В., Писарева А.В. Экологическое состояние почвенного покрова городских ландшафтов разного функционального использования (на примере г. Москвы) // Известия ТСХА. 2016. В. 5. С. 5–18.
 28. 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.
 29. Свистова И.Д., Талалайко Н.Н., Щербаков А.П. Микробиологическая индикация урбаноземов г. Воронежа // Вестник ВГУ. Сер. Химия. Биология. Фармация. 2003. № 2. С. 175–180.
 30. Сморгалов И.А., Воробейчик Е.Л. Влияние условий крупного промышленного города на почвенное дыхание лесных экосистем // Почвоведение. 2015. № 1. С. 118–126.
 31. Соловьева Е.С. Экологические особенности актиномицетных комплексов городских почв. Автореф. дис. ... канд. биол. н. Пермь, 2015. 22 с.
 32. Состояние зеленых насаждений и городских лесов в Москве / Под ред. Якубова Х.Г. М.: Прима-Пресс, 2000. 227 с.
 33. Степанов А.Л. Микробное образование и поглощение парниковых газов в почвах. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2009. 225 с.
 34. Стома Г.В. Гумусное состояние почв городских территорий // Гуминовые вещества в биосфере. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2004. С. 279–282.
 35. Стома Г.В., Ковалева Н.Н. Трансформация и эволюция черноземных почв на урбанизированных территориях (на примере г. Ставрополя) // Черноземы Центральной России: генезис, география, эволюция / Под ред. Шеглова Д.И., Протасова Н.А. Воронеж: Воронеж. гос. ун-т, 2004. С. 192–197.
 36. Стома Г.В., Ахадова Е.В. Характеристика и экологическое состояние почв территории МГУ имени М.В. Ломоносова // Вест. Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2015. № 1. С. 35–41.
 37. Строганова М.Н. Городские почвы: генезис, систематика и экологическое значение (на примере г. Москвы). Автореф. дис. ... докт. биол. н. М. 1998. 71 с.

38. Широких И.Г., Ашихмина Т.Я., Широких А.А. Особенности актиномицетных комплексов в урбаногемах г. Киров // Почвоведение. 2011. № 2. С. 199–205.
39. Экологические функции городских почв / Под ред. Курбатовой А.С., Башкина В.Н. М.: Маджента, 2004. 232 с.
40. Экология города / Под ред. Курбатовой А.С. и др. М.: Научный мир, 2004. 624 с.
41. Умаров М.М., Кураков А.В., Степанов А.Л. Микробиологическая трансформация азота в почве. М.: ГЕОС, 2007. 136 с.
42. Beyer L., Blume H.-P., Elsner D.-C., Willnow A. Soil organic matter composition and microbial activity in urban soils // *Sci. Total Environ.* 1995. V. 168(3). P. 267–278.
43. Bielińska E.J., Kołodziej B., Sugier D. Relationship between organic carbon content and the activity of selected enzymes in urban soils under different anthropogenic influence // *Original Research Article J. Geochemical Exploration.* 2013. V. 129. P. 52–56.
44. Dong-sheng G., Yu-juan C. Status of urban vegetation in Guangzhou City // *J. Forest. Res.* 2003. V. 14(3). P. 249–252.
45. Hemida S.K., Omar S.A., Abdel-Mallek A.Y. Microbial populations and enzyme activity in soil treated with heavy metals // *Water, Air, and Soil Pollution.* 1997. V. 95. № 1–4. P. 13–22.
46. Hulisz P., Charzyński P., Greinert A. Urban soil resources of medium-sized cities in Poland: a comparative case study of Toruń and Zielona Góra // *J. Soils Sediments.* 2018. V. 18(2). P. 358–372.
47. Madrid L., Díaz-Barrientos E., Reinoso R., Madrid F. Metals in urban soils of Sevilla: seasonal changes and relations with other soil components and plant contents // *Europ. J. Soil Sci.* 2004. V. 55(2). P. 209–217.
48. Park S.-J., Cheng Z., Yang H., Morris E.E., Sutherland M. et al. Differences in soil chemical properties with distance to roads and age of development in urban areas // *Urban Ecosystems.* 2010. V. 13(4). P. 483–497.
49. Pickett S.T.A., Cadenasso M.L., Grove J.M., Nilon C.H., Pouyat R.V., Zipperer W.C., Costanza R. Urban ecological systems: linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas // *Urban Ecological Systems.* 2008. P. 99–122.
50. Pouyat R., Groffman P., Yesilonis I., Hernandez L. Soil carbon pools and fluxes in urban ecosystems // *Environ. Pollut.* 2002. V. 116. P. 107–118.
51. Pouyat R.V., Yesilonis I.D., Russell-Anelli J., Neerchal N.K. Soil Chemical and Physical Properties That Differentiate Urban Land-Use and Cover Types // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2007. V. 71(3). P. 1010–1019.
52. Scharenbroch B.C., John E., Lloyd J.E., Johnson-Maynard J.L. Distinguishing urban soils with physical, chemical, and biological properties // *Pedobiol.* 2005. V. 49(4). P. 283–296.
53. Zhao Z.X., Guo H. C. Effects of urbanization on the quantity changes of microbes in urban-to-rural gradient forest soil // *Agricultural Science Technology. Hunan.* 2010. V. 11(3). P. 118–122.
54. World reference base for soil resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Report. № 106. FAO. Rome, 2015. 203 p.

Biological Activity of Microbial Communities in Soils of Several Cities of Russia

G. V. Stoma^{1,*}, N. A. Manucharova¹, and N. A. Belokopytova¹

¹Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia

*e-mail: gstoma@yandex.ru

Comprehensive studies of soils in a number of Russian cities (Nadym, Yaroslavl, Moscow, Chelyabinsk, Kursk, Sochi) were carried out. In relation to natural analogues, the direction and level of changes in the properties of the upper soil horizons and the state of soil microorganisms are determined by the natural zone, where the city is located, and by the nature and degree of anthropogenic load. The content of C_{org}, pH, and the EC in the soils of cities in the northern regions more often reliably increases, while those in the southern regions more often manifest diverse trends. In the soils of all cities, the number of cultivated prokaryotes reliably increases (1.5–5.2 times) and the percentage of microorganisms secreted on selective media – indicators for urbanization: actinomycetes (up to 33–71%) and Rhodococci (up to 18–27%). According to the intensity of soil modifications, the urban landscapes may be ranked as follows: park-recreational, residential, residential-transport. The intensity of the functional activity of microorganisms indicates the degree of biogeochemical cycles of elements disturbance in urban soils. The emission of carbon dioxide, methane as well as nitrogen fixation display an intricate dependence on the position of the city in the natural zone and on the level of anthropogenic load.

Keywords: urbanized territories, anthropogenic impact level, soil chemical properties, prokaryotic complexes, carbon dioxide emission, methanogenesis, nitrogen fixation