МОСКОВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ
имени М.В.ЛОМОНОСОВА

ФАКУЛЬТЕТ ПОЧВОВЕДЕНИЯ

На правах рукописи

Васенев Вячеслав Иванович

ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННОЙ ИЗМЕНЧИВОСТИ ЗАПАСОВ УГЛЕРОДА В ПОЧВАХ ГОРОДОВ ЕВРОПЕЙСКОЙ ТЕРРИТОРИИ РОССИИ

1.5.19– Почвоведение (биологические науки)
1.5.15– Экология (биологические науки)

ДИССЕРТАЦИЯ

на соискание ученой степени

доктора биологических наук

ТОМ I

Научный консультант:
Смагин Андрей Валентинович
Доктор биологических наук, профессор

Москва – 2024

Оглавление

ТОМ I

ТОМ II

Актуальность проблемы

Урбанизация – один из основных факторов глобальных изменений современной окружающей среды (Sharma et al., 2016; The United Nations, 2018). Урбанизация приводит к радикальным и необратимым изменениям потоков вещества и энергии, формированию урбоэкосистем, принципиально отличающихся от естественных (Pickett et al., 2011). Городские почвы формируются при доминирующем воздействии антропогенного фактора. Прямое антропогенное воздействие (загрязнение, засоление, переуплотнение, почвенное конструирование) за короткий промежуток времени может изменить свойства почв и параметры их функционирования. Косвенное антропогенное воздействие проявляется в изменении основных факторов почвообразования: техногенные отложения, городской остров тепла, интродуцированная растительность. Сочетания прямых и косвенных факторов антропогенного воздействия проявляются в уникальном разнообразии городских почв (Прокофьева и Герасимова, 2018), а возможность адаптации к этим воздействиям определяет устойчивость их экологического функционирования (Lehmann and Stahr, 2007; Vasenev et al., 2018b; Терехова и др., 2014)

Традиционные экологические оценки почв городов акцентировали внимание на факторах их деградации и сопряженных рисках для здоровья населения Строганова и др., 1997; 2003; Poggio and Vrščaj 2009; Li et al., 2018). В результате городские почвы можно считать наиболее недооцененным экологическим ресурсом, что парадоксально сочетается с их высокой экономической стоимостью (Morel et al., 2014; Макаров и др., 2021). Современные концепции устойчивого развития городов уделяют основное внимание экологическим функциям и экосистемным сервисам городской зеленой инфраструктуры: зеленых насаждений и почв (Bretzel et al., 2018; Guilland et al., 2018; Teixeira da Silva et al., 2018; Цветнов и др., 2019). Депонирование углерода – важнейшая экологическая функция почв, обеспечивающая реализацию таких экосистемных сервисов как увеличение плодородия, сохранение биоразнообразия, снижение воздействия на климат, поглощение поллютантов и обеспечение условий роста зеленых насаждений (Dominati et al., 2010; Haines-Young and Potschin, 2013; Добровольский и Никитин, 1990). Оценка потоков и запасов углерода почвы приобретает особую актуальность в связи со стремительным развитием международных и российских принципов углеродной нейтральности, нацеленных на компенсацию эмиссии парниковых газов за счет его депонирования в биомассе и почвах (Abakumov and Polyakov, 2021; Карелин и др., 2021; Указ Президента РФ от 8 февраля 2021 г. N 76; N 296-ФЗ от 02.07.2021).

Степень разработанности темы

В сравнении с почвами естественных и агроэкосистем, поглощение и накопление углерода в почвах городов остается малоизученным, а имеющиеся данные – слабо систематизированными. Локальные исследования (Pouyat et al., 2009; Lv et al., 2016) и литературные обзоры (Lorenz and Lal, 2009;2015; Luo et al., 2012; Водяницкий, 2015) показывают, что запасы углерода в городских почвах могут быть сопоставимы с естественными аналогами и даже превышать их. В то же время многие работы свидетельствуют об интенсивной минерализации органического углерода городских почв, приводящей к высокой эмиссии CO_2 (Goncharova et al., 2019; Kaye et al., 2005; Можарова и др., 2018). Показана высокая неоднородность и изменчивость потоков и запасов углерода в почвах городов (Weissert et al., 2016), однако факторы этой пространственно-временной динамики остаются малоизученными.

Цель работы – оценить экологические факторы, определяющие закономерности пространственной неоднородности и временной динамики запасов углерода в почвах городов Европейской территории России, условия и механизмы их накопления и устойчивости.

Задачи исследования:

1. Анализ механизмов формирования запасов углерода в городских почвах и изучение факторов, определяющих их пространственную неоднородность на локальном, региональном и глобальном уровнях пространственной организации почвенного покрова.

2. Анализ разнообразия почвогрунтов и их компонентов, используемых для задач почвенного конструирования, и оценка их влияния на формирование и устойчивость запасов углерода в почвенных конструкциях Московского мегаполиса с учетом динамики гидротермических условий и контрастной антропогенной нагрузки.

3. Сравнительный анализ запасов углерода и эмиссии CO_2 почв различных функциональных зонах городов Москва и Курск.

4. Моделирование влияния мезоклиматических аномалий на пространственно-временную изменчивость эмиссии CO_2 и устойчивость углерода органических соединений в почвах Московского мегаполиса.

5. Функционально-экологическая оценка запасов углерода в почвах Московского региона и прогнозирование их устойчивости при разных сценариях урбанизации с использованием адаптированных методов цифровой почвенной картографии, пространственного анализа и моделирования.

6. Сравнительно-географическая оценка запасов углерода и эмиссии CO_2 в почвах городов различных биоклиматических зон Европейской части России и анализ факторов их пространственной неоднородности.

Объект и предмет исследования

Объектом исследования были различные типы (подтипы) городских почв и техногенных почвоподобных образований (ТПО): урбиквазиземы, конструктоземы и реплантоземы г. Москва (полевые и вегетационные эксперименты), урбиквазиземы и урби-стратифицированные дерново-подзолистые почвы и черноземы г. Москва и г. Курск (многолетние мониторинговые исследования), а также различные типы (подтипы) городских почв объектов зеленой инфраструктуры и соответствующие фоновые почвы различных биоклиматических зон Европейской территории России. Предмет исследования – природные и антропогенные факторы пространственно-временной изменчивости запасов углерода в городских почвах.

Методология и методы исследования

Методологическую основу составили обобщения в сфере городского почвообразования (Строганова и др., 1997; Герасимова и др., 2003; Levin et al., 2017; Прокофьева и Герасимова, 2018), экологической оценки и нормирования (Яковлев и др., 2009; Шоба и др., 2013; Терехова и др., 2014; Макаров и др., 2021), экологических функций и экосистемных услуг (Смагин и др., 2005; Morel et al., 2014, 2023). Методы исследования включали лабораторные и полевые вегетационные эксперименты, мониторинг на стационарах, полевое обследование более 500 локаций с дальнейшим анализом образцов в аккредитованной лаборатории, статистической (в том числе, и геостатистической) обработкой данных.

Научная новизна

Впервые на основании комплексного иерархического подхода к изучению городских почв на различных пространственных уровнях – образцов почвогрунтов и их компонентов, почв и почвенных конструкций под разными вариантами растительности (~10 м^2), функциональных зон (~ 500 м^2) и отдельных административных округов и городов (от 3 до 2500 км^2), — дана оценка природных и антропогенных факторов, определяющих пространственно-временную изменчивость потоков и запасов углерода почв городов Европейской территории России. Впервые для Московского мегаполиса дана количественная оценка поступления с поставками почвогрунтов углерода органических соединений и показана его низкая устойчивость к биодеструкции в условиях городского острова тепла. Впервые выполнен анализ пространственно-временной неоднородности запасов углерода и эмиссии CO_2 в почвах городов различных биоклиматических зон и подзон (тундра, северная тайга, южная тайга, смешанные и широколиственные леса, лесостепь и степь), проведенный на основе единой синхронизированной методики, позволил выявить и научно обосновать механизмы формирования запасов углерода городских почв с учетом неоднородности природных и антропогенных факторов.

Научная и практическая значимость

В работе систематизированы и обобщены данные о запасах углерода в городах различных биоклиматических зон, что позволило выявить глобальные закономерности распределения запасов углерода городских почв в сравнении с зональным фоном, в частности показать более высокую устойчивость запасов углерода в северных городах в сравнении с южными. На основании комплексного подхода, включающего лабораторные эксперименты, мониторинговые наблюдения на стационарах, полевые исследования в различных городах Европейской России, а также методы геостатистики, пространственного анализа и моделирования, дана оценка природных и антропогенных факторов, определяющих пространственно-временную динамику потоков и запасов углерода городских почв. Практическая значимость работы заключается в экологической оценке существующих технологий и системы менеджмента городских почв и почвенных конструкций. Предложены новые подходы к экологическому мониторингу, оценке и рациональному управлению почвами городов с учетом их вклада в формирование углеродного баланса. Показано, что для не менее 20% почвогрунтов, используемых для почвенного конструирования в Москве, содержание органического вещества превышают не только фоновые, но и нормативные значения (ПП-514), а их использование сопряжено с повышенной эмиссией CO_2 в результате быстрой биодеструкции. В результате почвенные конструкции в первые 3-5 лет после их создания являются, как правило, источником эмиссии углерода в атмосферу, а не его стоком. Влияние городского острова тепла увеличивает интенсивность биодеструкции органического вещества почв Московского мегаполиса на 10-15%, что было показано по результатам мезоклиматического моделирования и цифровой почвенной картографии. Дан прогноз изменений запасов углерода в почвах Москвы и Московской области при различных сценариях урбанизации. Для четырех городов Европейской территории России (Мурманск, Москва, Курск и Ростов-на-Дону) построены карты запасов органического углерода в городских почвах с учетом региональных биоклиматических условий, функционального зонирования, запечатанности и характера застройки.

Основные защищаемые положения

1. Сочетание высокой скорости накопления и интенсивной биодеструкции углерода органических соединений верхних горизонтов городских почв и почвенных конструкций определяет специфику его аккумуляции: при средних значениях, часто превышающих фоновые, характерна низкая устойчивость, высокая динамичность и пространственная неоднородность.

2. Пространственно-временная изменчивость запасов углерода верхних горизонтов городских почв преимущественно определяется их локальными мезоклиматическими условиями и последействием внесения органических субстратов, проявляя признаки межзональной конвергенции почв урбоэкосистем, в то время как запасы углерода их нижних горизонтов, как правило, сохраняют зонально-провинциальные особенности природных почв и признаки этапов предыдущего землепользования.

3. Спецификой урбоэкосистем следует считать мощные техногенные потоки углерода и антропогенно-инициированную акселерацию динамики его запасов в почвенном покрове. Созданные с доминирующим использованием торфа и смесей на его основе верхние горизонты почвенных конструкций подвергаются быстрой деструкции органических веществ из-за преобладания несвойственных торфу аэробных условий, усиливаемых эффектом городского острова тепла.

4. Соотношение скорости микробного дыхания верхних горизонтов городских почв и запаса в них углерода – информативный показатель устойчивости углерода органических соединений почв урбоэкосистем, которая может быть выражена через константу биодеструкции и время полуразложения.

5. Доминирование в объектах городского озеленения газонов на торфо-песчаных почвенных конструкциях может приводить к отрицательному углеродному балансу урбоэкосистем, что необходимо учитывать при проектировании объектов городской зеленой инфраструктуры.

Личный вклад автора заключается в выборе направления исследования, планировании и проведении полевых и лабораторных экспериментов и мониторинговых исследований, проведении измерений на экспериментальных площадках в Москве (регулярно) и других городах (периодически), организации и участии в экспедициях в Московскую, Мурманскую, Курскую и Ростовскую области для полевого исследования городских почв, проведении полевых описаний и отборе образцов, обработке, выполнении статистического анализа данных и пространственного моделирования, систематизации и обобщении результатов, подготовке публикаций. В совместных публикациях вклад автора составлял от 40 до 80%, данные по вкладу автора в каждую публикацию представлены в списке публикаций.

Публикации по теме диссертационной работы

По материалам диссертации опубликовано 28 научных работ автора, из них 28 — в журналах, входящих в списки Web of Science, Scopus и RSCI.

1. Dvornikov Y.A., **Vasenev V.I.**, Romzaykina O.N., Grigorieva V.E., Dolgikh A.V., Korneykova M.V., Litvinov Y.A., Gorbov S.N., Gosse D.D. Projecting the urbanization effect on soil organic carbon stocks in polar and steppe areas of European Russia by remote sensing // Geoderma. — 2021. — V. 399 — № 115039. – DOI:10.1016/j.geoderma.2021.115039. SJR Scopus (2022) = 1.933. — количество печатных листов (п.л.) — 1.8; личный вклад — 0.7 п.л.

2. **Vasenev V.**, Varentsov M., Konstantinov P., Romzaykina O., Kanareykina I., Dvornikov Y., Manukyan V. Projecting urban heat island effect on the spatial-temporal variation of microbial respiration in urban soils of Moscow megalopolis // The Science of the Total Environment. — 2021. — V. 786. — № 147457. — DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.147457. SJR Scopus (2022) = 1.946. — 0.9 п.л.; 0.6 п.л.

3. **Vasenev V.I.**, Slukovskaya M.V., Paltseva A.A., Korneykova M.V., Vasenev I.I., Romzaykina O.N., Ivashchenko K.V. et al. Anthropogenic soils and landscapes of European Russia: Summer school from sea to sea — A didactic prototype // Journal of

Environmental Quality. — 2021. — V. 50. — № 1. — P. 63-77. DOI:10.1002/jeq2.20132. SJR Scopus (2022) = 0.803. — 1.0 п.л.; 0.6 п.л.

4. Ivashchenko K., Ananyeva N., Selezneva A., Sushko S., Lepore E., **Vasenev V**., Demina S., Khabibullina F., Vaseneva I., Dolgikh A., Dovletyarova E., Marinari S. Assessing Soil-like Materials for Ecosystem Services Provided by Constructed Technosols // Land. — 2021. — V. 10. — № 11. DOI: 10.3390/land10111185. SJR Scopus (2022) = 0.647. — 1.5 п.л.; 0.6 п.л.

5. Korneykova M.V., **Vasenev V.I.**, Nikitin D.A., Soshina A.S., Dolgikh A.V., Sotnikova Y.L. Urbanization affects soil microbiome profile distribution in the Russian arctic region // International Journal of Environmental Research and Public Health. — 2021. — V. 18 (21). — № 11665. DOI: 10.3390/ijerph182111665. SJR Scopus (2022) = 0.818.— 1.9 п.л.; 0.8 п.л.

6. Romzaykina O.N., **Vasenev V.I.**, Paltseva A., Kuzyakov Y.V., Neaman A., Dovletyarova E.A. Assessing and mapping urban soils as geochemical barriers for contamination by heavy metal(loid)s in Moscow megapolis // Journal of Environmental Quality — 2021. — V. 50 (1), pp. 22-37. DOI: 10.1002/jeq2.20142. SJR Scopus (2022) = 0,803. — 1.0 п.л.; 0.4 п.л.

7. Slukovskaya M.V., **Vasenev** V.I., Ivashchenko K.V., Dolgikh A.V., Novikov A.I., Kremenetskaya I.P., Ivanova L.A., Gubin, S.V. Organic matter accumulation by alkaline-constructed soils in heavily metal-polluted area of Subarctic zone // Journal of Soils and Sediment — 2021. — V. 21 (5), pp. 2071–2088. DOI: 10.1007/s11368-020-02666-4. SJR Scopus (2022) = 0.900. — 1.8 п.л.; 0.6 п.л.

8. Ананьева Н.Д., Сушко С.В., Иващенко К.В., **Васенев В.И.** Микробное дыхание почв подтайги и лесостепи европейской части России: полевой и лабораторный подходы // Почвоведение. — 2020. — № 10. — С. 1276 – 1286. DOI: 10.31857/s0032180x20100044. IF по РИНЦ (2022) = 2.160. — 1.1 п.л.; 0.3 п.л.

9. Брянская И.П., **Васенев В.И.**, Брыкова Р.А., Маркелова В.Н., Ушакова Н.В., Госсе Д.Д., Гавриленко Е.В., Благодатская Е.В. Анализ ввозимых почвогрунтов для прогнозирования запасов углерода в почвенных конструкциях

Московского мегаполиса // Почвоведение. — 2020. — № 12. — С. 1537 – 1546. DOI:10.31857/S0032180X20120047. IF по РИНЦ (2022) = 2.160. — 1.1 п.л.; 0.4 п.л.

10. Gavrichkova O., Brugnoli E., Calfapietra C., Brykova R.A., Cheng Z., Kuzyakov Y., **Vasenev V.I.**, Liberati D., Moscatelli M.C., Pallozzi E. Secondary soil salinization in urban lawns: Microbial functioning, vegetation state, and implications for carbon balance // Land Degradation and Development. — 2020. — № 17. — P. 2591-2604. DOI:10.1002/ldr.3627. SJR Scopus (2022) = 1.145. — 1.7 п.л.; 0.4 п.л.

11. Matasov V., Marchesini L.B., Yaroslavtsev A.M., Sala G., Fareeva O., Seregin I., Castaldi S., **Vasenev V.**, Valentini R. IoT Monitoring of Urban Tree Ecosystem Services: Possibilities and Challenges // Forests. — 2020. — V. 11 (7). — №. 775.19. DOI:10.3390/f11070775. SJR Scopus (2022) = 0.650. —1.9 п.л.; 0.5 п.л.

12. Deeb M., M. Groffman P., Perl Egendorf S., Blouin M., L. Cao D., Vergnes A., Walsh D., **Vasenev V.**, Morin T., Séré G. Using constructed soils for green infrastructure - Challenges and limitations // SOIL. — 2020. — V. 6. — № 2. — P. 413-434.15. DOI:10.5194/soil-6-413-2020. SJR Scopus (2022) = 1.894. — 2.8 п.л.; 0.7 п.л.

13. Sushko S., Ananyeva N., Ivashchenko K., Kudeyarov V., **Vasenev V.** Soil CO_2 emission, microbial biomass, and microbial respiration of woody and grassy areas in Moscow (Russia) // Journal of Soils and Sediments. — 2019. — V. 19. — № 8. — C. 3217 – 3225. DOI:10.1007/s11368-018-2151-8. SJR Scopus (2022) = 0.900. — 1.0 п.л.; 0.3 п.л.

14. Ivashchenko K., Ananyeva N., Sushko S., Seleznyova A., Kudeyarov V., **Vasenev V.** Microbial C-availability and organic matter decomposition in urban soils of megapolis depend on functional zoning // Soil and Environment. — 2019. — V.38 — №1. — P. 31-41. DOI:10.25252/SE/19/61524. SJR Scopus (2022) = 0.223. — 1.1 п.л., 0.3 п.л.

15. **Vasenev V.I.**, Yaroslavtsev A.M., Vasenev I.I., Demina S.A., Dovltetyarova E.A. Land-Use Change in New Moscow: First Outcomes after Five Years of Urbanization // Geography, Environment, Sustainability. — 2019. — V. 12. — № 4. — P. 24-34. DOI: 10.24057/2071-9388-2019-89. SJR Scopus (2022) = 0.314. — 0.7 п.л.; 0.4 п.л.

16. **Васенев В.И.**, Ауденховен А.П.В., Ромзайкина О.Н., Гаджиагаева Р.А. Экологические функции и экосистемные сервисы городских и техногенных почв: от теории к практическому применению (обзор) // Почвоведение. — 2018. — № 10. — С. 1177 – 1191. DOI: 10.1134/S0032180X18100131. IF по РИНЦ (2022) = 2.160. — 1.5 п.л.; 1.0 п.л.

17. **Vasenev V.I.**, Stoorvogel J.J., Leemans R., Valentini R., Hajiaghayeva R.A. Projection of urban expansion and related changes in soil carbon stocks in the Moscow Region // Journal of Cleaner Production. — 2018. — V. 170. — P. 902-914. DOI:10.1016/j.jclepro.2017.09.161. SJR Scopus (2022) = 1.981. — 2.0 п.л.; 1.4 п.л.

18. **Vasenev V.**, Kuzyakov Y. Urban soils as hot spots of anthropogenic carbon accumulation: Review of stocks, mechanisms and driving factors // Land Degradation and Development. — 2018. — V. 29. — № 6. — P. 1607-1622. DOI:10.1002/ldr.2944. SJR Scopus (2022) = 1.145. — 2.2 п.л.; 1.6 п.л.

19. Smagin A.V., Sadovnikova N.B., **Vasenev V.I.**, Smagina M.V. Biodegradation of Some Organic Materials in Soils and Soil Constructions: Experiments, Modeling and Prevention // Materials. — 2018. — V. 11 (10). — №. 1889.21. DOI:10.3390/ma11101889. SJR Scopus (2022) = 0.563. — 1.8 п.л.; 0.5 п.л.

20. Sarzhanov D.A., **Vasenev V.I**., Vasenev I.I., Morin T., Sotnikova Y.L., Ryzhkov O.V. Carbon stocks and CO_2 emissions of urban and natural soils in Central Chernozemic region of Russia // Catena. — 2017. — V.158. — P. 131-140. DOI: 10.1016/j.catena.2017.06.021. SJR Scopus (2022) = 1.472. — 1.6 п.л.; 0.8 п.л.

21. Shchepeleva A.S., **Vasenev V.I.**, Mazirov I.M., Vasenev I.I., Prokhorov I.S., Gosse D.D. Changes of soil organic carbon stocks and CO_2 emissions at the early stages of urban turf grasses' development // Urban Ecosystems. — 2017. — V. 20. — № 2. — P. 309-321. DOI: 10.1007/s11252-016-0594-5. SJR Scopus (2022) = 0.811. — 1.5 п.л.; 0.7 п.л.

22. Саржанов Д.А., **Васенев В.И.**, Сотникова Ю.Л., Тембо А., Васенев И.И., Валентини Р. Краткосрочная динамика и пространственная неоднородность эмиссии CO_2 почвами естественных и городских экосистем Центрально-

Черноземного региона // Почвоведение. — 2015. — № 4. — С. 469 – 578. DOI: 10.7868/S0032180X15040097. IF по РИНЦ (2022) = 2.160. — 1.0 п.л.; 0.4 п.л.

23. **Vasenev V.I.**, Stoorvogel J.J., Vasenev I.I., Valentini R. How to map soil organic carbon stocks in highly urbanized regions? // Geoderma. — 2014. — V. 226-227. — № 1. — P. 103-115.41. DOI:10.1016/j.geoderma.2014.03.007. SJR Scopus (2022) = 1.933. — 1.9 п.л.; 1.3 п.л.

24. Иващенко К.В., Ананьева Н.Д., **Васенев В.И.**, Кудеяров В.Н., Валентини Р. Биомасса и дыхательная активность почвенных микроорганизмов в антропогенно-измененных экосистемах (Московская область) // Почвоведение. — 2014. — № 9. — С. 1077 – 1088. DOI:10.7868/S0032180X14090056. IF по РИНЦ (2022) = 2.160. — 1.2 п.л.; 0.4 п.л.

25. **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. DOI: 10.7868/S0032180X13060117. IF по РИНЦ (2022) = 2.160. — 1.1 п.л.; 0.8 п.л.

26. **Васенев В.И.**, Ананьева Н.Д., Иващенко К.В. Влияние поллютантов (тяжелые металлы, дизельное топливо) на дыхательную активность конструктоземов // Экология. — 2013. — № 6. — С. 436 – 445. DOI: 10.7868/S0367059713060115. IF по РИНЦ = 1.173. — 0.9 п.л.; 0.6 п.л.

27. **Vasenev V.I.**, Stoorvogel J.J., Vasenev I.I. Urban soil organic carbon and its spatial heterogeneity in comparison with natural and agricultural areas in the Moscow region // Catena. — 2013. — V. 107. — P. 96-102.74. DOI: 10.1016/j.catena.2013.02.009. SJR Scopus (2022) = 1.472. — 1.0 п.л.; 0.8 п.л.

28. **Васенев В.И.**, Ананьева Н.Д., Макаров О.А. Особенности экологического функционирования конструктоземов на территории Москвы и Московской области // Почвоведение. — 2012. — С. 224 – 235. IF по РИНЦ (2022) = 2.160. — 1.2 п.л.; 0,8 п.л.

Полный список опубликованных работ имеется на странице соискателя в ИАС «ИСТИНА» https://istina.msu.ru/profile/vivat86/

Апробация работы

Материалы, вошедшие в диссертацию, были представлены на 37 российских и международных научно-технических мероприятиях, в том числе конгрессах международного союза почвоведов (IUSS) (ДжеДжу, 2014; Рио-де-Жанейро, 2018); съездах Российского общества почвоведов им. В.В. Докучаева (Петрозаводск, 2014; Белгород, 2018; Сыктывкар, 2022), конференциях рабочей группы IUSS по изучению городских и техногенных почв SUITMA (Марракеш, 2011; Торунь, 2013; Мехико, 2015; Москва, 2017; Сеул, 2019), конференции Pedometrics (Вагенинген, 2017); Генеральной ассамблее Европейского общества наук о Земле (Вена, 2012-2016; 2019-2021), конгрессе Американского геофизического общества (Сан-Франциско, 2012); конференции по почвенной секвестрации углерода (Рейкьявик, 2013); симпозиуме FAO по органическому веществу почв (Рим, 2017), конференциях Smart Urban Nature (Москва, 2018, 2020).

I. ЗАПАСЫ И ПОТОКИ УГЛЕРОДА В ГОРОДСКИХ ПОЧВАХ: ОТ ЛОКАЛЬНЫХ НАБЛЮДЕНИЙ К ГЛОБАЛЬНЫМ ОЦЕНКАМ (ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ)

1.1. Роль почвы в балансе углерода наземных экосистем в контексте климатических изменений и стремления к углеродной нейтральности

Биогеохимический цикл углерода и его определяющая роль в развитии жизни на планете, является объектом многих фундаментальных исследований (Baldocchi и др., 2001; Reichstein и др., 2005; Карелин и Замолодчиков, 2008; Заварзин и др., 2007; Кудеяров и др., 1995). Запасы углерода в атмосфере, океане и наземных экосистемах, а также потоки углерода между этими основными пулами определяют углеродный баланс и играют важную роль в глобальных экологических процессах, таких как изменение климата, формирование первичной продукции и пищевых цепей, образование и устойчивое функционирование почв. Запасы и потоки углерода, а также естественные и антропогенные факторы, определяющие их пространственную неоднородность и временную динамику, не только вызывают все больший интерес ученых, но и привлекают повышенное внимание широкой и разноплановой аудитории от политиков до экоактивистов. Эмиссия и поглощение углекислого газа входят в повестки крупнейших международных совещаний (например, ежегодные конференции по изменению климата (COP) под эгидой ООН), межправительственных соглашений (Киотский протокол, Парижские соглашения) и консорциумов, таких как Межправительственная группа экспертов по изменению климата (МГЭИК; www.ipcc.ch). Задачи количественной оценки, прогнозирования и моделирования потоков и запасов углерода решаются в рамках многих международных и национальных проектов, например, глобальный углеродный проект (www.globalcarbonproject.org), глобальный углеродный атлас (www.globalcarbonatlas.org), глобальные сети мониторинга эмиссии парниковых газов FLUXNET (www.fluxnet.ornl.gov) и ICOS (www.icos-cp.eu), центр анализа информации о диоксиде углерода (www.cdiac.esd.ornl.gov) и другие.

При всей разноплановости и разнонаправленности этих проектов, подходов и инициатив, их общая логика сводится к следующим базовым принципам: 1) наличие явной взаимосвязи между глобальными климатическими изменениями, начиная со второй половины двадцатого века, и увеличением концентрации парниковых газов (в первую очередь CO_2 и CH_4) в атмосфере; 2) преимущественно антропогенный характер дополнительной эмиссии парниковых газов, включая как прямые (сжигание топлива, сельское хозяйство, промышленность), так и косвенные (изменение землепользования) воздействия; 3) необходимость достижения углеродной нейтральности за счет увеличения поглощения углерода из атмосферы и снижения эмиссии. Исходя из этой логики целеполагание климатической повестки можно сформулировать как необходимость уменьшить количество углерода в атмосферном пуле за счет снижения антропогенной эмиссии парниковых (климатически активных) газов и увеличения запасов углерода и времени его пребывания в других пулах, в первую очередь – в наземных экосистемах.

Вышедший в 2022 году 6-й рамочный доклад МГЭИК (Lynn, Peeva, 2021) – первый после принятия Парижских соглашений, — показал, что традиционная цель не допустить глобального потепления на более, чем +1.5 °C, по всей видимости, не будет достигнута (Рис. 1).

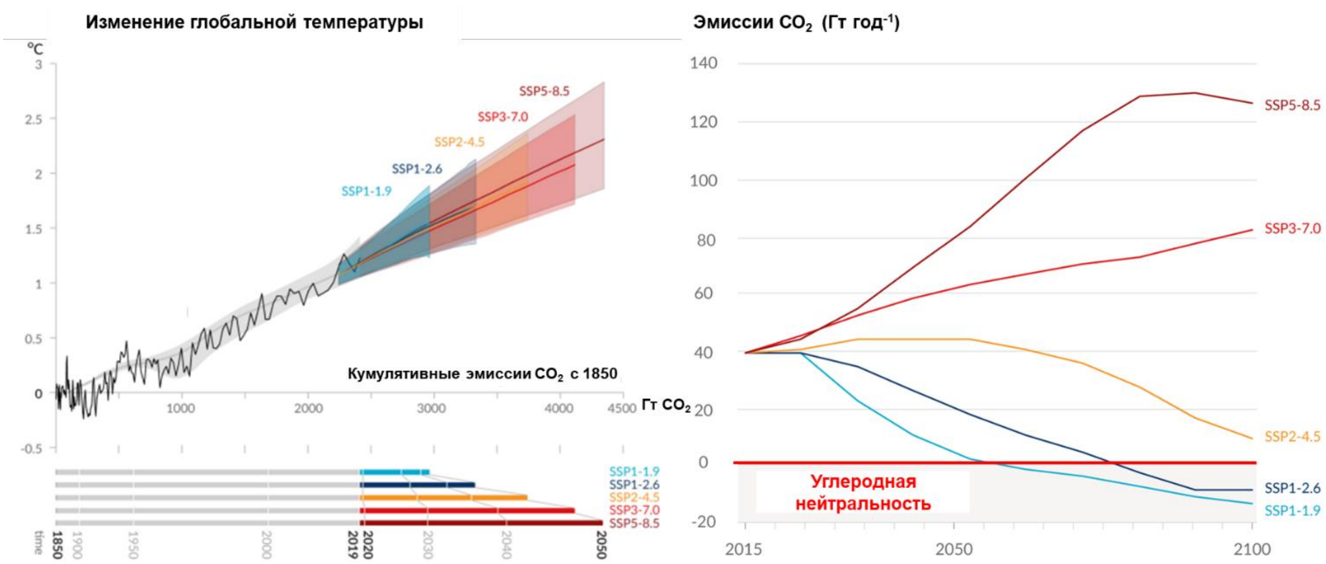


Рисунок 1 Прогнозируемые изменения глобальной температуры и суммарной эмиссии CO_2 при различных сценариях (Lynn and Peeva, 2021)

Более того, удержать рост глобальных температур к 2100 году в пределах +2.0 °C возможно только при двух сценариях из шести (SSP1-1.9 и SSP1-2.6). Оба сценария основаны на достижении углеродной нейтральности. По определению Европейской комиссии (EU, 2019) углеродная нейтральность - это состояние, при котором суммарные годовые эмиссии углерода (подразумеваются антропогенные выбросы парниковых газов, пересчитанные в эквивалент CO_2) компенсируются поглощением такого же количества углерода из атмосферы. Практическая реализация целей углеродной нейтральности подразумевает снижение выбросов парниковых газов (в первую очередь, антропогенными источниками) и увеличение поглощения углерода (в первую очередь, биогенными источниками). В наиболее упрощенной форме применительно к наземным экосистемам реализацию принципа углеродной нейтральности можно определить как необходимость поглощать столько углерода в биомассе растений и почве, сколько его выделяется промышленностью, транспортом, сельским хозяйством и другими источниками. Для планирования и контроля достижения целей углеродной нейтральности необходимы методы количественной оценки выбросов и поглощения парниковых газов, а также запасов углерода в основных пулах: почве и биомассе растений.

Международным стандартом в сфере оценки потоков и запасов углерода являются методические рекомендации, разработанные IPCC (Penman и др., 2003; Sato и др., 2019). В соответствии с рекомендациями IPCC по учету влияния изменения землепользования на потоки и запасы углерода (Penman и др., 2003) к основным углеродным пулам наземных экосистем относятся:

- углерод живой биомассы, включая наземную (вся живая биомасса над поверхностью почвы, включая стволы, ветви, кору, семена и листву) и подземную (биомасса живых корней);

- углерод мёртвой биомассы, включая валежную древесину (всю неживую древесную биомассу, не содержащуюся в подстилке, как стоящую или лежащую на земле, так и находящуюся в почве, всю мертвую древесину: деревья, лежащие на поверхности, мертвые корни) и подстилку;

- почвенный углерод (в первую очередь, органический).

Продукционная составляющая круговорота органического углерода в наземных экосистемах обусловлена ассимиляцией углерода в процессе фотосинтеза и выражается в виде показателя валовой первичной продуктивности (ВПП – Gross primary productivity, GPP) (Whittaker, Woodwell, 1969). Исключив из валовой первичной продуктивности дыхание первичных продуцентов, можно получить показатель чистой первичной продуктивности (ЧПП) (Net primary productivity, NPP) (Raich, Schlesinger, 1992). Деструкционная ветвь круговорота органического углерода более сложная: она объединяет все разнообразие процессов разложения органических веществ, а ее конечным продуктом является углекислый газ. В обобщенном виде данный поток обозначается как экосистемное дыхание (ЭД) (Ecosystem respiration, ER). Он объединяет дыхание автотрофов (живой наземной биомассы и корней) и гетеротрофов (животных и микроорганизмов). Соотношение продукционного и деструкционного компонентов определяет углеродный баланс, количественная оценка которого должна давать ответ на вопрос, является ли экосистема нетто-источником или нетто-стоком углерода. Результатами такой количественной оценки могут быть чистая экосистемная продукция (ЧЭП) (Net ecosystem production, NEP) или чистый экосистемные обмен (ЧЭО) (Net ecosystem exchange, NEE), отражающие результат годичного цикла экосистемы из продуцентов и деструкторов. Положительные значения ЧЭП (или эквивалентные отрицательные значения ЧЭО) свидетельствуют о накоплении углерода в экосистеме в результате годового цикла. По сути, именно эти показатели можно считать целевыми в балансовых расчетах, оценках и отчетах в контексте климатических изменений и углеродной нейтральности. Для оценки и прогнозирования многолетней динамики баланса углерода с учетом разного времени пребывания углерода в различных пулах наземных экосистем (1 год – для вегетационных частей растений, десятки и сотни лет – для древесной биомассы, сотни лет – для почвенного гумуса, тысячи лет – для торфа и геологических отложений) используется показатель чистой биомной продукции (ЧБП) (Net-Biome Production, NBP). Этот показатель отражает сумму органического углерода, накопленного в экосистеме в течение долгого времени (сотни и тысячи лет). Другими словами, NBP не столько характеризует среднюю способность экосистемы депонировать или выделять углерод в течение года, сколько отражает резервуар, потенциально подверженный рискам ускоренной деструкции при изменении условий его пребывания. Примерами таких изменений могут быть осушение болот при торфодобыче (особенно, при дальнейшем использовании торфа для задач городского озеленения) или таяние многолетней мерзлоты. Наконец для учета вклада различных форм углерода (не только органических) был предложен интегральный показатель чистого экосистемного углеродного баланса (ЧЭУБ) (Net ecosystem carbon balance, NECB). Кроме чистого экосистемного обмена, ЧЭУБ учитывает потоки растворенного органического и неорганического углерода, летучих органических веществ (VOC), в том числе, антропогенного происхождения, а также латеральный перенос твердых частиц (например, с сажей при горении или с почвенной массой при эрозионных процессах). Рис. 2 отражает обобщенную схему баланса углерода наземных экосистем (Chapin и др., 2006; Заварзин и др., 2007).

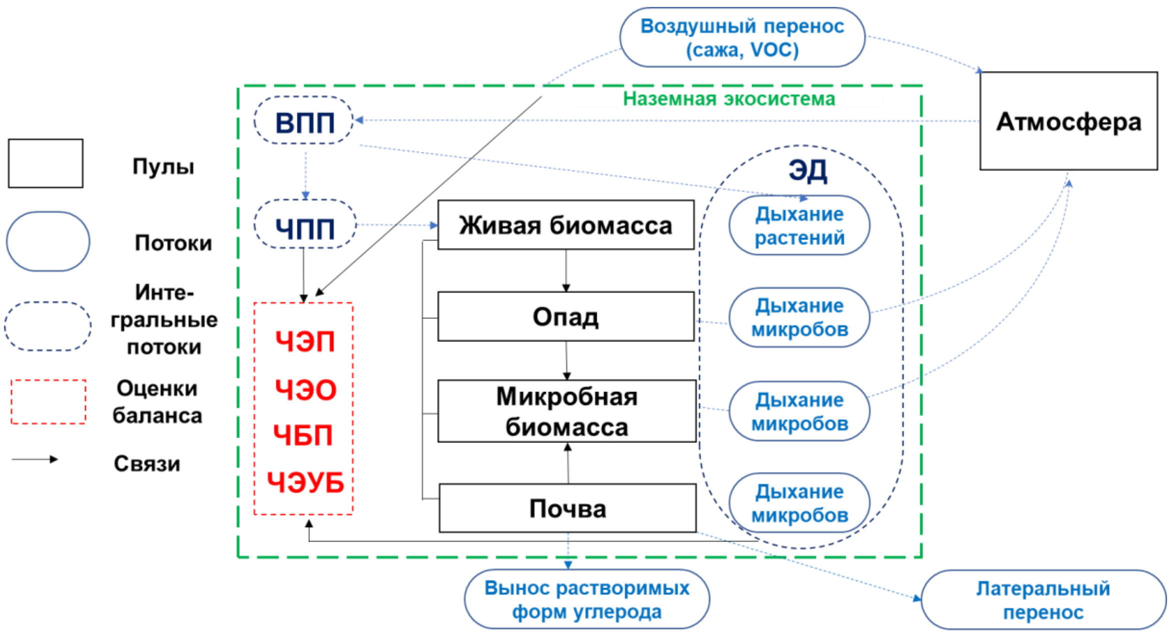


Рисунок 2 Обобщенная схема потоков и пулов углерода в наземных экосистемах (на основании Chapin et al., 2006; Заварзин и др., 2007)

Почвы – крупнейшей резервуар углерода в наземных экосистемах, содержащий по разным оценкам от полутора до трех триллионов тонн углерода (Janzen, 2004; Köchy, Hiederer и др., 2015; Swift, 2001). Эти запасы углерода в почве включают биохимические вещества различной формы (например, органическое вещество, неорганический углерод карбонатов и пирогенный углерод), качественного состава и химической структуры (например, гуминовые и фульвокислоты, ароматические и алифатические соединения), подвижности и доступности (активный и устойчивый гумус) (Орлов др., 1996; Семенов и Когут, 2015). Средняя оборачиваемость органического вещества почв медленнее, чем для любого другого резервуара в наземных экосистемах, что делает почву наиболее «привлекательным» резервуаром в контексте целей углеродной нейтральности. Время полуразложения органического вещества в почвах мира варьирует в среднем от 20 до более, чем 400 лет и определяется как биоклиматическими условиями, так и качественным составом (Raich and Schlesinger, 1992). Соотношение различных фракций и форм почвенного органического вещества (например, активное, медленное или пассивное, молодое или старое, свободное или стабилизированное) во многом определяет его устойчивость на локальном уровне. На этом принципе основаны процессные («механические») модели баланса углерода в почве, такие как CENTURY, RothC или RomulHUM (Chertov and Nadporozhskaya, 2018; Komarov и др., 2017; Romanenkov и др., 2007). При переходе с локального уровня на региональный и глобальный доступность и детальность данных снижается, поэтому большинство пространственных моделей запасов углерода традиционно используют интегральные параметры, такие как органический углерод почвы (SOC, $C_{орг}$) или органическое вещество почвы (SOM, OB).

Содержание $C_{орг}$ и OB являются общепризнанными показателями качества почвы, а их динамика традиционно рассматривается как ключевой показатель почвенной деградации или восстановления (соответственно, для отрицательных и положительных трендов). Например, обзоры индикаторов качества почв (Bastida и др., 2008; Nortcliff, 2002), показывают, что снижение содержания и запасов $C_{орг}$ является наиболее распространенным индикатором деградации почвы.

Социологические опросы и экспертные интервью с фермерами, проводимые при поддержке ФАО по всему миру для интеграции прямых и косвенных методов оценки качества почв (Barrios and Trejo, 2003; Mairura и др., 2007), также показали, что содержание ОВ (определяемое самыми разными методами от визуальной оценки до CN анализаторов) признается большинством респондентов важнейшей характеристикой плодородия почвы и качества сельскохозяйственной продукции. Модели роста сельскохозяйственных культур (crop models), агроэкологические модели и системы поддержки принятия решений также учитывают содержание ОВ как важный фактор для оценки урожайности (Albizua и др., 2015; Rossiter, 1989; Rossiter, 1990; Васенев и Букреев, 1994). Изменение традиционного отношения к почве как, в первую очередь, сельскохозяйственному ресурсу и осознание ее роли в глобальных экологических процессах способствовало дальнейшему усилению понимания значимости запасов углерода в почве (Bolin и др., 1979; Kovda and Rozanov, 1987). Прямо или косвенно содержание и запасы углерода связаны с более, чем половиной экологических функций почв и экосистемных сервисов в соответствии с различными классификациями (Рис. 3).

Депонирование углерода является важнейшей экологической функцией почв (Blum, 2005; Добровольский и др., 2012), определяющей реализацию основных экосистемных сервисов: прирост биомассы, сохранение биоразнообразия, воздействие на глобальный климат (Adhikari and Hartemink, 2016; Haines-Young and Potschin, 2013; MEA, 2003; TEEB, 2010). Углерод микробной биомассы характеризует почву как среду обитания микроорганизмов. При этом именно почвенные микробные сообщества в значительной степени определяют биоразнообразие экосистемы (Andrews и др., 2004; Blum, 2005; Добровольский и Никитин, 2012). Отношение базального дыхания и углерода микробной биомассы широко применяется в качестве индикатора состояния микробных почвенных сообществ и экосистемы в целом (Anderson and Domsch, 1985; Bastida и др., 2006; Dilly и др., 2003).

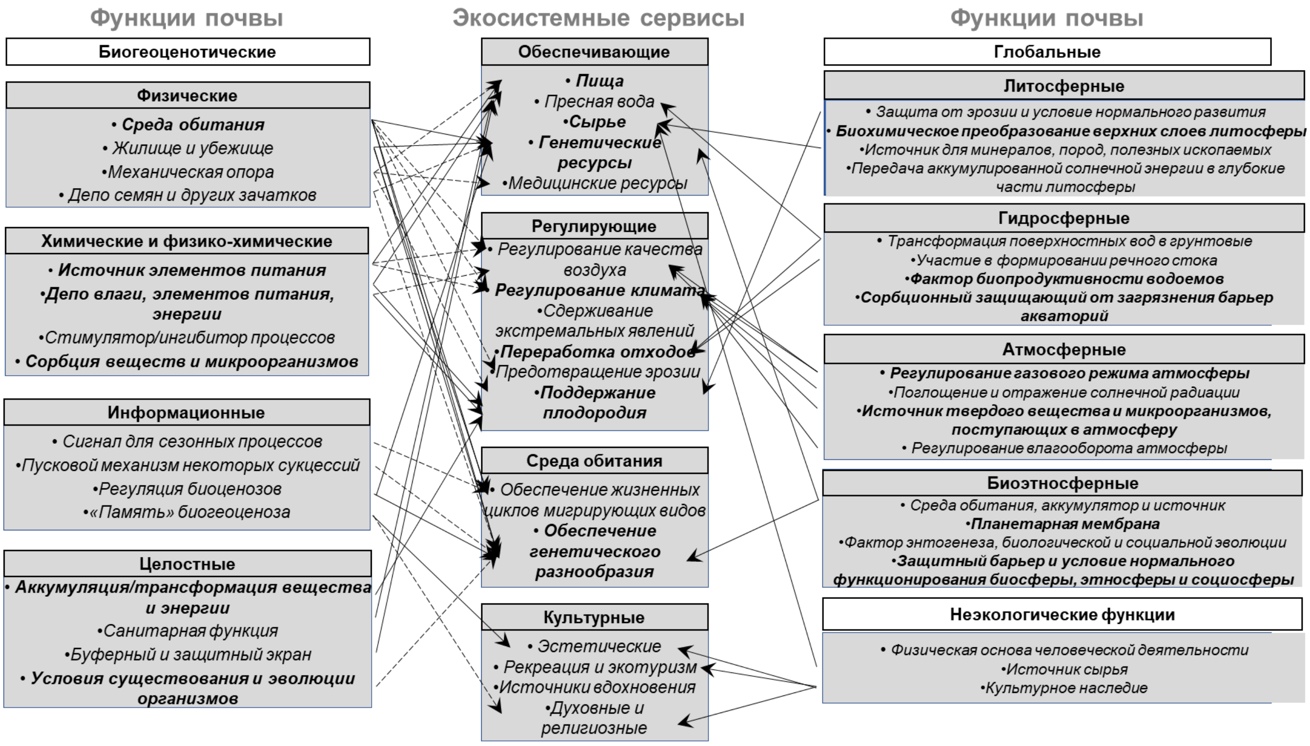


Рисунок 3 Экологические функции почв и экосистемные услуги, прямо или косвенно связанные с содержанием и запасами углерода (выделены жирным шрифтом) (на основе Васенев и др., 2018)

Являясь крупнейшим наземным резервуаром углерода, почва обеспечивает и большую часть биогенной эмиссии CO_2 в атмосферу (Raich и др., 2002; Schulze, 2006; Курганова, 2010). Почвенное дыхание, включая дыхание корней (автотрофный компонент) и микроорганизмов (гетеротрофный компонент) определяет поток в атмосферу, составляющий по разным оценкам от 70 до 91 миллиарда тонн С в год, что соответствует 30-60% от общей эмиссии CO_2 наземными экосистемами. По мере продолжения и усиления глобального потепления значения глобального почвенного дыхания будут увеличиваться (Huang и др., 2020; Lei и др., 2021; Raich and Schlesinger, 1992). Соотношение корневого и микробного дыхания, в среднем, составляет 1/3 к 2/3, однако может значительно варьировать для различных биоклиматических условий и биомов (Ananyeva и др., 2020; Hanson и др., 2000; Сапронов и Кузяков, 2007). Количество и качество растительных остатков, поступающих в почву, оказывают непосредственное влияние на почвенное дыхание за счет различной интенсивности минерализации как поступающего, так и находящегося в почве органического вещества, в частности, за счет прайминг-эффекта (Рис. 4).

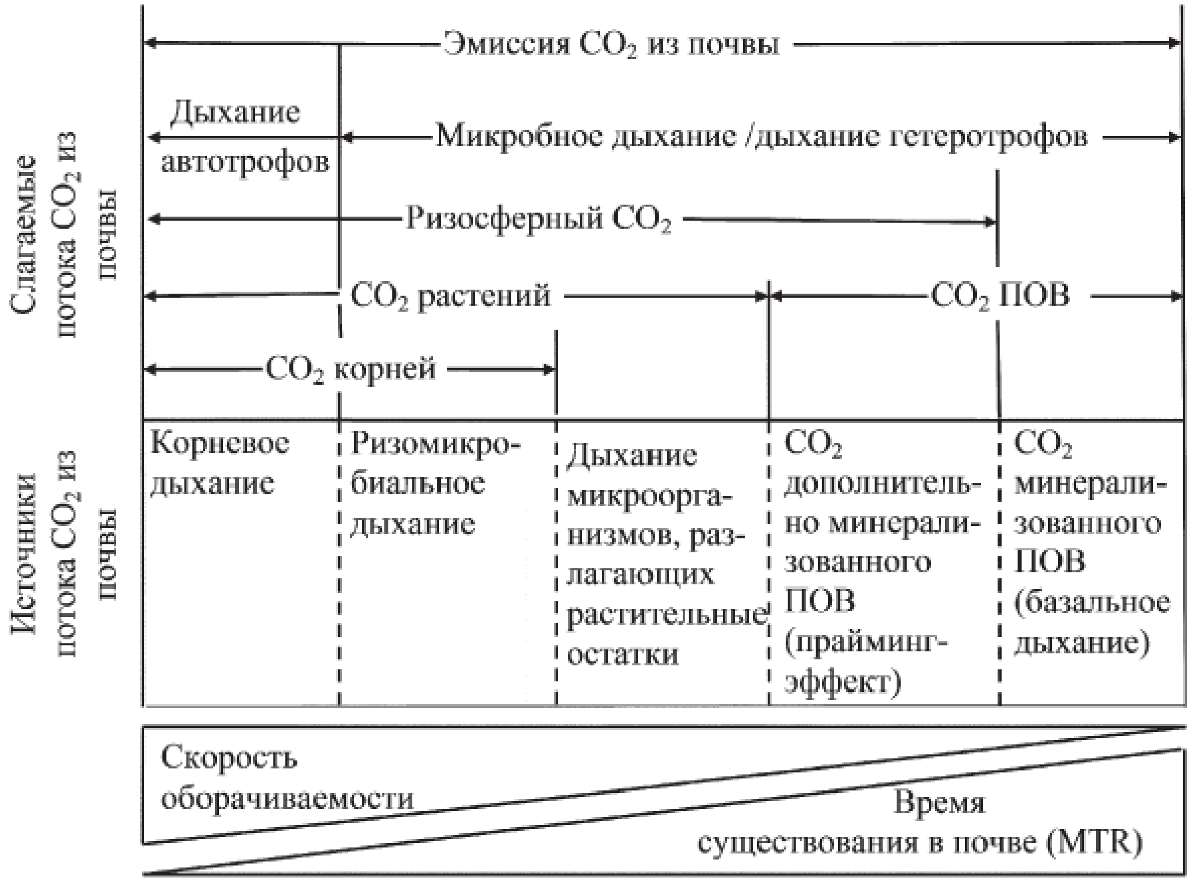


Рисунок 4 Компоненты почвенного дыхания и источники эмиссии CO_2 из почвы (на основе Kuzyakov, 2006)

Многочисленные исследования почвенной эмиссии CO_2 на локальном (объектном) уровне отражают основные биогенные и абиогенные факторы, определяющие их пространственную неоднородность, сезонную и многолетнюю динамику: температура и влажность, количество и качество органического вещества, структура микробного сообщества и микробиологическая активность (Blagodatskaya and Kuzyakov, 2008; Ivashchenko и др., 2019; Shahbaz и др., 2017), степень нарушенности и антропогенная нагрузка (Slukovskaya и др., 2019; Vasenev и др., 2013). Анализ воздействия этого сложного комплекса факторов, как правило, осуществляется по результатам долгосрочного (часто, многолетнего) мониторинга в полевых условиях (in situ) эмиссии CO_2 из почвы камерным методом (используя ИК газовые анализаторы или отбирая образцы воздуха во флаконы с дальнейшем определением на газовом хроматографе) с параллельным наблюдением интересующих параметров (замерами температуры и влажности, отбором образов почв на анализ физико-химических и микробиологических свойств). Такие исследования позволяют получить интересные многолетние ряды, отражающие сезонную динамику (например, Kurganova и др., 2022), но их экстраполяция на большие территории осложнена пространственной неоднородностью и ограниченностью информации о воздействующих факторах в необходимом разрешении. Способами решить эту проблему могут быть стандартизация мониторинговых данных, полученных в разное время и разными методами в единой базе (Bond-Lamberty and Thomson, 2010; Курганова, 2010) (Рис. 5) , использование прокси-параметров, таких как базальное дыхание (Vasenev и др., 2021) или региональное моделирование (Lehtonen и др., 2016; Romanenkov и др., 2007)

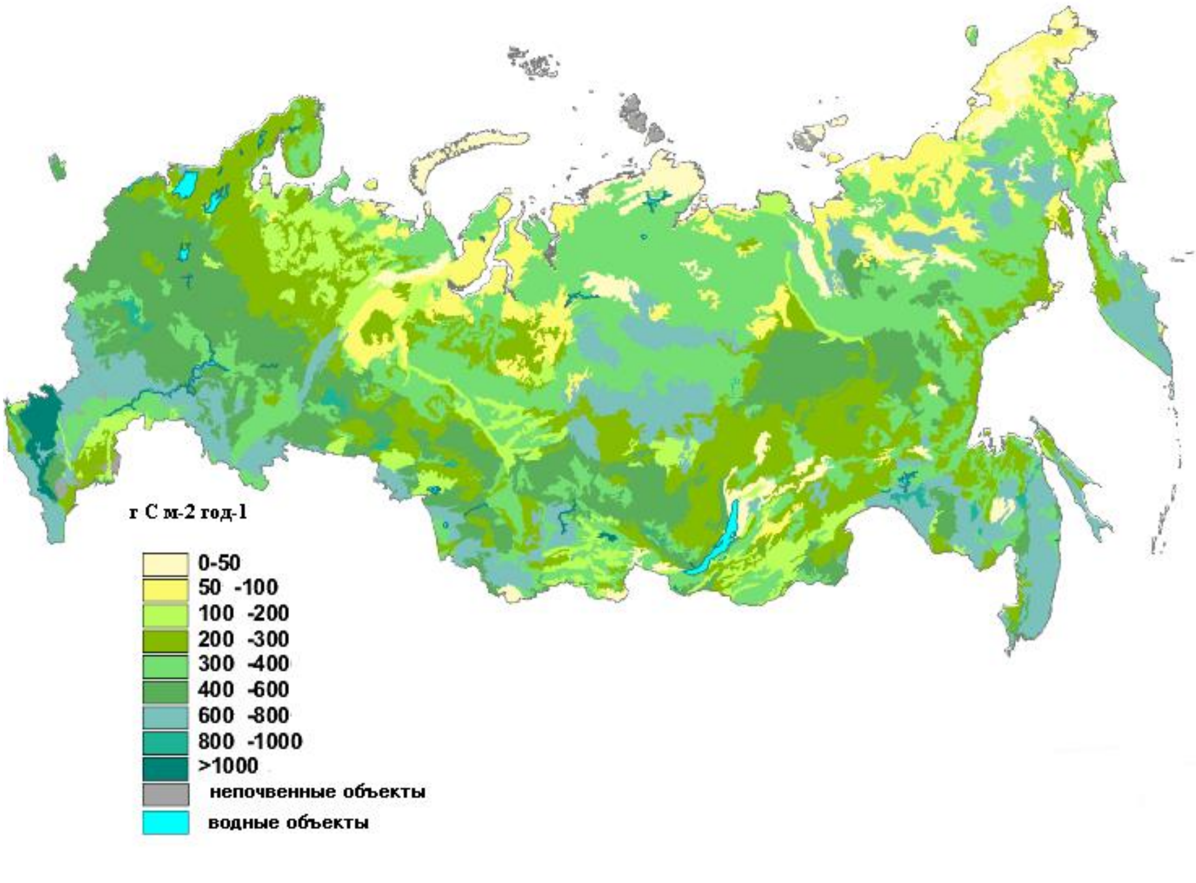


Рисунок 5 Оценочная карта дыхания почв России, полученная на основе экстраполяции стандартизированной базы данных (Курганова, 2010)

Соотношение входящих потоков (остатки наземной и корневой биомассы, латеральный привнос), исходящих потоков (почвенное дыхание, вынос растворимых форм за пределы профиля, эрозия) и запасов углерода формируют баланс углерода в почве и определяют его динамику. Преобладание исходящих потоков над входящими, а также высокие значения годового почвенного дыхания при низких исходных запасах углерода свидетельствует о том, что органическое вещество в почве неустойчиво, а экосистема, вероятнее всего, является нетто-источником углерода в долгосрочной перспективе. Преобладание входящих потоков над исходящими и низкие значения отношения почвенного дыхания к запасам углерода указывают на более высокую устойчивость органического вещества к биодеструкции и позволяют идентифицировать экосистему как вероятный нетто-сток углерода. Поскольку в реальности входящие и исходящие потоки достаточно близки по абсолютным значениям, для адекватных расчетов углеродного баланса важно иметь количественные оценки характерных значений потоков и запасов углерода для наиболее распространенных биомов, а также уметь прогнозировать влияние различных естественных и антропогенных факторов на их динамику.

Классические работы по анализу и оценке биопродуктивности (Базилевич, 1993; Титлянова и Тесаржова, 1991; Титлянова, 1977), чистой первичной продуктивности (Замолодчиков и Карелин, 1995, 2003, 2008), почвенного дыхания (Nilsson и др., 2000; Смагин, 2005; Кудеяров и др., 2007; Курганова, 2010) позволили накопить значительные массивы первичных данных и получить фундаментальные представления о балансе углерода в различных природных зонах. Необходимость в более детальных количественных оценках потоков и запасов углерода на уровне экосистем для различных биоклиматических условий и типов хозяйственного использования определила целесообразность масштабных федеральных программ: карбоновых полигонов (carbon-polygons.ru) и ВИП-ГЗ (Важнейший Инновационный Проект Государственного Значения, постановление Правительства РФ от 02.09.22; https://ritm-c.ru/). В рамках проектов разрабатываются и тестируются унифицированные подходы и методы мониторинга, оценки и моделирования динамики запасов углерода и эмиссии парниковых газов, на основании которых формируются представления и количественные оценки баланса углерода экосистем для различных климатических условий и типах землепользования (Рис. 6).

Рисунок 6 Карбоновые полигоны в РФ (www.carbon-polygons.ru)

Карбоновые полигоны и экспериментальные площадки ВИП-ГЗ представляют собой своего рода открытые лаборатории, нацеленные на мониторинг (часто в режиме, приближенном к реальному времени) микрометеорологических параметров, потоков и запасов углерода для «контроля баланса климатически активных газов природных экосистем». Программы имеют безусловное важное образовательное и просветительское значение, а также позволяют собирать данные о потоках и запасах углерода в почвах и биомассе репрезентативных экосистем, например, для использования в климатических проектах. За 2021-2022 годы открыто 15 полигонов и десятки экспериментальных площадок, характеризующих тундровые, лесные, степные, горные и даже водные экосистемы. Интересно, что ни в рамках программы карбоновых полигонов, ни в рамках классических работ практически никогда не исследовались почвы городских экосистем. В то же время, как современные подходы устойчивого развития городской среды, так и фундаментальные представления об урбопедогенезе подразумевают заметные отличия свойств и функций почв городских территорий от не урбанизированных аналогов.

1.2. Городские почвы: природные и антропогенные факторы образования и функционирования

Урбанизация - глобальная тенденция, приводящая к экологическим и социально-экономическим преобразованиям во всем мире (Sharma и др., 2016; UN, 2018). Население планеты продолжает стремительно расти и не менее стремительно урбанизироваться. В начале 21-го века доля городского населения впервые в истории превысила долю сельского населения, а к 2050 году ожидается, что более двух третей 9-миллиардного мирового населения будет жить в городах (UN, 2019) (Рис. 7). Глобальные оценки городских территорий варьируют в пределах 2-3 % (Elvidge и др., 2007; Schneider и др., 2009; Sharma и др., 2016), но на региональном уровне городские территории могут занимать до 10%, а в исключительных случаях городов-государств (Сингапур, Пуэрто-Рико) стремиться к 100%.

Рисунок 7 Глобальная динамика городского и сельского населения

Для изучения городских экосистем, их свойств и функций, необходимо дать определение городу как объекту исследования. Существуют различные подходы к определению городских территорий: формальные и функциональные, основанные на статистических данных или данных дистанционного зондирования. Формальный критерий определяет город как населенный пункт, население которого превышает определенный минимальный порог, при этом значения этого порога сильно отличается для разных стран (Курбатова и др., 2004). Функциональные критерии трактуют городские территории в контексте преобладающей экономической деятельности (как правило, подразумевается, что сельскохозяйственная деятельность отсутствует или занимает незначительную долю) (Лаппо, 2012). В РФ к городам относятся населенные пункты с населением более 12 тысяч человек, 85% из которых не заняты в сельскохозяйственной сфере. Однако и из этого правила есть исключения, объясняемые историческими (г. Чекалин, 935 чел.), управленческими (г. Иннополис, около 4 тыс. чел.) или даже климатическими (г. Верхоянск, 828 чел.) причинами.

Определение городских территорий на основе статических данных ограничено доступностью этих данных, их пространственным разрешением и оперативностью обновления. В связи с этим для пространственного анализа, особенно в глобальном и региональном масштабе, наиболее актуальными являются дистанционные методы анализа. При использовании дистанционных методов городские территории определяются на основании типов поверхности (как правило, доли запечатанных территорий) или различных индексов (вегетационные индексы, индексы застройки (built-up area index) и других. Современные ресурсы пространственных данных (например, Copernicus Land Monitoring Service или ESA World Cover Viewer) позволяют не только выделять городские территории, но и раздельно учитывать застройку и различные типы зеленой инфраструктуры, хотя при достаточно высоком разрешении (до 10 м) точность оценок сильно варьирует (Рис. 8).

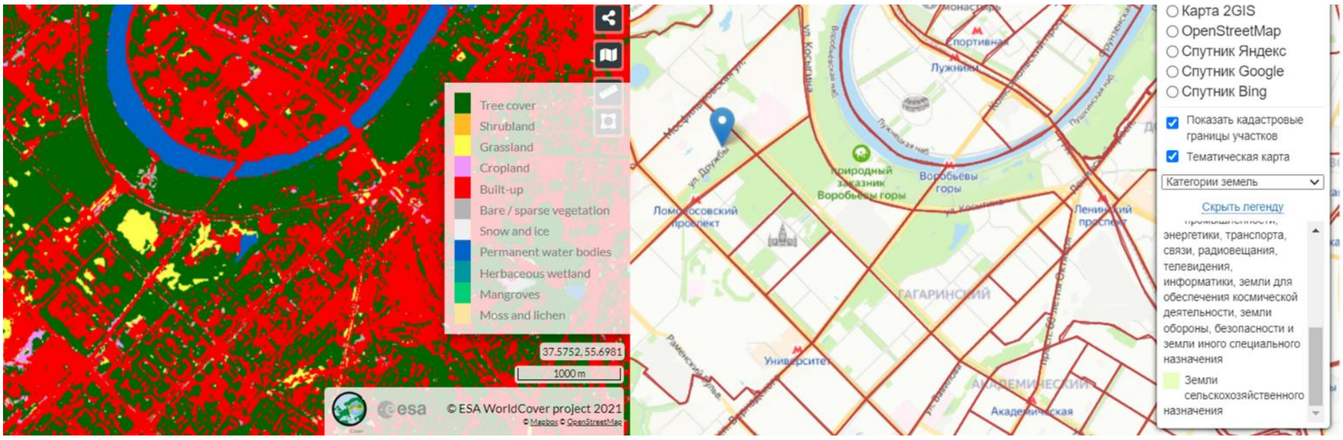


Рисунок 8 Отображение территории вокруг кампуса МГУ им. М.В. Ломоносова на слое ESA World Cover (слева - дистанционные данные, https://viewer.esa-worldcover.org/) и публичной кадастровой картой (статистические данные, справа - публичная-кадастровая-карта.рф)

Вне зависимости от подхода к определению урбанизированных территорий экологические последствия урбанизации многочисленны: загрязнение окружающей среды, снижение биоразнообразия, дефицит ресурсов, значительные, а зачастую и необратимые изменения растительности и почв (Pickett и др., 2011). Новые вызовы, включая ускорение глобальных климатических изменений и сопряженные мезоклиматические аномалии (волны жары, ураганные ветра и рекордные осадки), а также пандемия COVID-19 и вероятные риски распространения новых вирусных заболеваний оказывают негативное влияние на качество жизни в городах. Формирование оптимально функционирующих городских экосистем и устойчивое управление городскими территориями – приоритетные направления стратегий устойчивого развития современных городов. Традиционные экологические оценки урбанизации акцентируют, главным образом, ее негативное воздействие на окружающую среду, однако современные концепции устойчивого развития в большей степени апеллируют к рациональному управлению природными ресурсами города для повышения экологической безопасности и качества жизни горожан. Анализ, оценка и прогнозирование функций и сервисов (услуг) городских экосистем приобретают все большее значение при принятии решений в сфере городского планирования и проектирования.

Почва является ключевым компонентом экосистемы, роль которой для городской среды и общества остается малоизученной и, очевидно, наиболее недооцененной (Morel и др., 2014). Традиционные подходы городской экологии, а также общественное восприятие обычно рассматривают городские почвы преимущественно с негативной точки зрения - загрязнения, засоления, переуплотнения и других видов антропогенной нагрузки (McKinney, 2006; Курбатова и др., 2004). В то же время, современные концепции устойчивого развития городов (например, «экологически устойчивый город» (Pickett и др., 2008), «город минимальных эмиссий» (Raciti и др., 2011), «климатически адаптированный город» (Cengiz и др., 2021), напротив, акцентируют внимание на тех функциях и сервисах, которые городские почвы могут обеспечить (Pataki и др., 2011; Смагин, 2012; Васенев и др., 2012). Несмотря на то, что вопросы негативного антропогенного воздействия не теряют своей актуальности, роль почв в городской экосистеме гораздо шире, однако она все еще мало изучена и редко принимается во внимание для решения задач устойчивого управления городом.

Как объект экологических исследований городские почвы стали активно изучаться в конце 20-го века (Burghardt, 1994; Sobocká, 1999; Строганова и др., 1997). Были предложены подходы к классификации и диагностике городских почв (Rossiter, 2007; Герасимова и др., 2003; Добровольский и др., 1997; Прокофьева и др., 2014; Прокофьева и Герасимова, 2018; Прокофьева и др., 2011), не входивших в большинство традиционных классификаций (Егоров, Иванов, Фридланд. В. М., 1977; FAO/UNESCO Soil Map of the World, 1988). С 1998 г. для отражения разнообразия техногенно измененных почв используется термин SUITMA (аббревиатура от англ. «почвы городских, промышленных, транспортных, добывающих и военных территорий»). С 2000 г. конференции, регулярно проводимые одноименной рабочей группой международного союза почвоведов, становятся платформой для обсуждения результатов исследований городских почв (Burghardt, Morel, Zhang, 2015). Обзор публикаций по результатам конференций SUITMA (Dickinson и др., 2013; Kim и др., 2021; Morel и др., 2015; Vasenev и др., 2019a) характеризует основные направления развития городского почвоведения: от преобладания работ по изучению негативного антропогенного воздействия на почвы (Burghardt, 1994; Li, Poon, Liu, 2001; Курбатова и др., 2004; Лысак и др., 2000) к современным концепциям устойчивого развития, уделяющим особое внимание экологическим функциям и экосистемным сервисам, которые городские почвы могут обеспечить (Morel и др., 2014; Raciti и др., 2011; Васенев и др., 2018). Современные исследования почв городов можно объединить в три основные направления: 1) факторы и процессы городского почвообразования (урбопедогенеза), классификация и диагностика городских почв; 2) оценка экологического состояния, качества и функций городских почв; 3) интеграция знаний о почвах в управленческие механизмы и инженерные решения по устойчивому развитию городской среды.

Формирование и функционирование городских почв как напрямую, так и опосредованно связано с деятельностью человека. Прямые воздействия, включая загрязнение, захламление, засоление, переуплотнение изменяют физико-химические и микробиологические свойства почв в результате антропогенной деятельности (промышленность, транспорт, рекреационная нагрузка) (Lehman and Stahr, 2007; Yang и др., 2017; Строганова и др., 1997). Наиболее радикальным проявлением прямого воздействия можно считать снятие и перемещение плодородного слоя и запечатывание почв, в результате чего экологические функции почвы полностью или частично утрачиваются (Piotrowska-Długosz and Charzyński, 2014; Romzaykina и др., 2020b; Vasenev и др., 2018c). Альтернативным примером является почвенное конструирование, когда слоистая почвенная конструкция создается единовременно из органических, минеральных и синтетических материалов, при этом как параметры конструкции, так и ее основной функционал заранее определены (Ivashchenko и др., 2021; Séré и др., 2010; Смагин, 2012).

Косвенные воздействия не подразумевают прямого контакта человека и почвы, а изменяют факторы и условия почвообразования. Изменение рельефа в процессе инженерной подготовки территории и образование городских отложений (урбоседиментов) в процессе строительства и длительной селитебной активности создают принципиально иные условия для формирования городских почв по сравнению с фоновыми аналогами. Городские мезоклиматические аномалии (остров тепла, остров сухости) меняют температурный и водный режимы в городских почвах, а также влияют на сопряженные процессы – например, ускоренную минерализацию органического вещества при высоких температурах или образование метана при переувлажнении (Lebed-Sharlevich и др., 2019; Vasenev и др., 2021). Создание и содержание городской зеленой инфраструктуры меняет характер растительности и связанные с ней биогеохимические процессы. Так, формирование городских газонов и уход за ними способствуют дополнительным поступлениям в почву углерода, азота и фосфора (Sun и др., 2009; Yang и др., 2021; Zirkle и др., 2011).

В результате воздействия прямых и косвенных антропогенных факторов характерными признаками городского почвообразования являются следующие: 1) преимущественно синлитогенный характер и вертикальный рост почвенного профиля; 2) малое относительное время почвообразования, в результате чего для городских почв характерен феномен «вечной молодости»; 3) формирование резких границ между горизонтами; 4) значительная доля антропогенных включений; 5) регулярное антропогенное поступление загрязняющих веществ, пыли, органических субстратов, меняющих химические, физические и микробиологические свойства почв. Процессы урбопедогенеза определяют уникальное пространственное разнообразие и неоднородность почв урбанизированных территорий, что значительно затрудняет их диагностику и встраивание в национальные и международные классификации (Charzynski et al., 2017; Прокофьева и Герасимова, 2018).

Можно выделить несколько наиболее распространенных терминов, используемых применительно к городским почвам.

"Городская почва": почва, эволюционирующая под сильным антропогенным воздействием, включая трансформацию путем смешивания, уплотнения, выравнивания и/или выемки и вывоза почвенных материалов и/или привноса экзогенных материалов. В городах наряду с глубоко преобразованными почвами сосуществуют (псевдо)природные почвы с незначительными изменениями, (например, почвы городских лесов и лесопарков). Глубоко преобразованные почвы также можно подразделять на антропогенного измененные (man-changed) и антропогенно созданные (man-made) (Kimpe De and Morel, 2000; Lehmann and Stahr, 2007).

"SUITMA": почвы городских, промышленных, дорожных, горнодобывающих и военных территорий — это группа почв, которые встречаются на территориях, испытывающих сильную антропогенную нагрузку, включая техногенную деятельность (Morel and Heinrich, 2008).

"Technosol": референтная группой WRB - международной справочной базы почвенных ресурсов. Диагностическим признаком группы Technosol является содержание не менее 20% артефактов в верхних 100 см почвы (техногенные материалы, полученные или поднятые на поверхность в результате человеческой деятельности) и/ или наличие сплошного водонепроницаемого слоя (бетон/ асфальт) или геомембраны (Rossiter, 2007; WRB, 2015; Sobocká и др., 2020) .

"Конструктозем (почвенная конструкция)": почвы, сконструированные из минеральных и органических материалов различного происхождения и предназначенные для выполнения какой-либо конкретной функции либо нескольких функций, например, почвы зеленых крыш, спортивных площадок, рекультивированных территорий, придорожных полос и откосов. Сконструированные почвы принадлежат к референтной группе Technosol согласно классификации WRB. Концепция экологически устойчивого почвенного конструирования заложена в работах проф. А.В. Смагина (Смагин и др., 2001; Смагин, 2003; Смагин, 2012) и Д. Сере (Séré и др., 2008). Если в международной практике почвы городов, как правило, определяются достаточно обобщенно («городские почвы», «SUITMA»), то на национальном и городском уровнях разработаны гораздо более детальные подходы к их определению, классификации и диагностике (Huot и др., 2017; Kabała и др., 2020; Saksa и др., 2021).

Подходы, разработанные в последние 30 лет для классификации и диагностики городских почв на примере Московского мегаполиса можно, безусловно, считать одними из наиболее детальных в мировой практике. В 90-х годах Строгановой М.Н. с соавторами (1997, 1998) было предложено разделение городских почв на группы по степени антропогенной преобразованности: естественные ненарушенные, естественные антропогенно преобразованные, антропогенно глубоко преобразованные (урбаноземы) и техногенные поверхностные почвоподобные образования (урботехноземы). На следующем этапе Прокофьевой Т.В. с соавторами (2010, 2011) были предложены типы городских почв, определенные на основе субстантивно-генетических характеристик их профилей. Примерами предложенных диагностических горизонтов являются следующие:

U (урбик) – горизонт гумусо-аккумулятивной природы, формирующийся из накапливающего и преобразуемого в результате урбопедогенеза материала как природного, так и антропогенного происхождения; характерными признаками является высокая гетерогенность, наличие не менее 10% твердых артефактов, нейтральная или слабощелочная реакция среды, повышенное содержание фосфора, калия, тяжелых металлов;

RAT (рекультивационный горизонт) – слой органо-минеральной смеси, единовременно привнесенный на поверхность подстилающих горизонтов в процессе рекультивации (например, для задач озеленения и благоустройства); характерно высокое содержание органического вещества и питательных элементов, содержание тяжелых металлов в пределах нормативных значений (по крайней мере на начальных стадиях);

TCH (техногенный горизонт) – грунт, перемещенный с мест природного залегания и не имеющий признаков почвообразования *in situ*; характерными признаками можно считать высокую плотность и твердость, нейтральную или слабощелочную реакцию среды, ровную границу с вышележащими горизонтами; содержание органического вещества зависит от генезиса субстрата, но, как правило, ниже, чем в U и RAT.

Сочетание этих и других (AY, X) горизонтов определяет основные типы городских почв: урбаноземы (почвы селитебных территорий, образующиеся синлитогенно и содержащие горизонты U совокупной мощностью не менее 50 см), культуроземы (почвы парков и городских огородов с гумусовым горизонтом мощностью не менее 40 см, подстилаемым горизонтом U), рекреаземы (природно-антропогенные почвы с двумя и более горизонтами RAT, сформированными в результате многоразовых подсыпок почвогрунтов), реплантоземы (почвы с горизонтом RAT не более 10 см, нанесенным на строительный грунт или специальную отсыпку общей мощностью не более 40 см), урбохемоземы (загрязненные почвы), конструктоземы (почвенные конструкции), экраноземы (запечатанные почвы), некроземы (почвы кладбищ).

Важно, что наряду с разработанными фундаментальными подходами к классификации городских почв для Москвы была создана необходимая нормативно-правовая база, реализованная в виде Закона г. Москвы №31 «О городских почвах» (от 04.07.2007). В законе городские почвы были определены как «покрывающие территорию города Москвы естественные, измененные, а также искусственно созданные почвы мощностью в пределах одного метра», был зафиксирован центральный образ городских почв в контексте их строения, процессов образования и функционирования, а также были сформулированы основные принципы экологического мониторинга, оценки, охраны и управления городскими почвами как важным ресурсом и ключевым компонентов городской экосистемы.

Альтернативные решения по классификации городских почв были предложены Б.Ф. Апариным и Е.Ю. Сухачевой (2014) для г. Санкт-Петербург. В основу предложенного принципа были заложены различные процессы, происходящие с естественными почвами в результате антропогенного воздействия: срезание, перемешивание, погребение или конструирование. Сконструированные почвы определяются как педо-аллохтонные (почвы с целенаправленно привнесенным органогенным материалом) и предлагаются для внесения в ствол синлитогенных почв Классификации и диагностики почв России в качестве самостоятельного отдела. Классификационные принципы, разработанные для Москвы и Санкт-Петербурга, в дальнейшем применялись и для других городов

(Прокофьева и др., 2014; Горбов, 2018), стали основой для экологического мониторинга и оценки почв, экологического нормирования их состояния, разработки картосхем городских почв для задач городского планирования (Рис. 9). Несмотря на то, что дискуссия о принципах и единых подходах к классификации и диагностике городских почв продолжается как в России, так и на международном уровне, их «равноправие» с естественными почвами не вызывает сомнений.

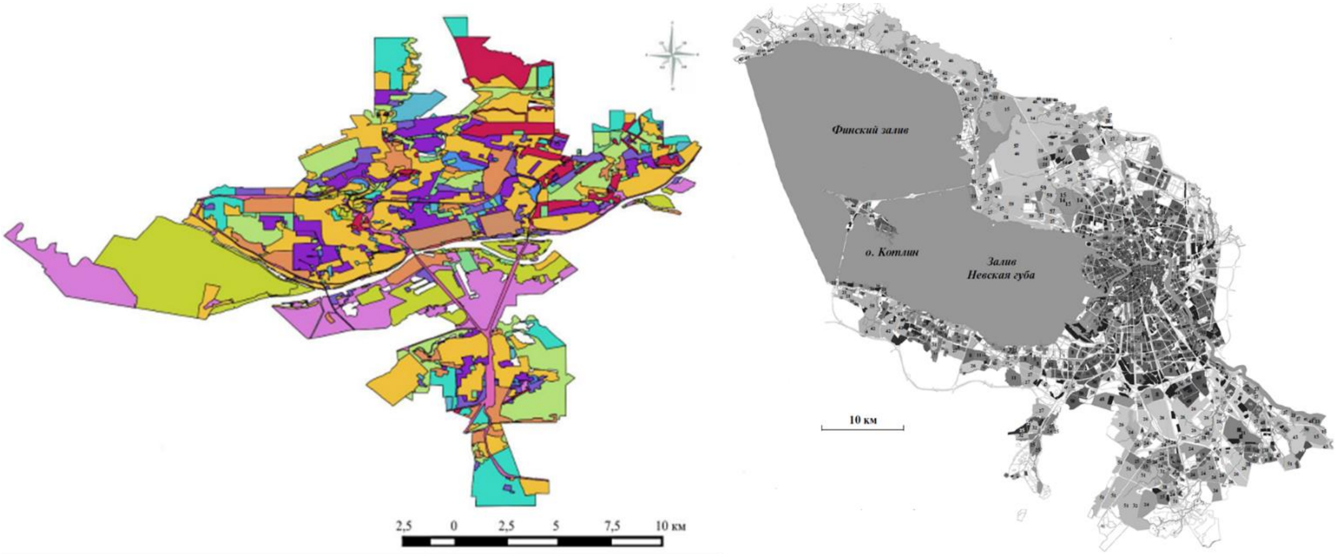


Рисунок 9 Картосхема почв «Большого Ростова» (слева, Горбов, 2018) и почвенная карта Санкт-Петербурга (справа, Апарин и Сухачева, 2014)

Параллельно с изучением городского почвообразования идет накопление фактической информации о свойствах и функциях городских почв, параметрах и критериях их экологического качества. В России традиционно активно исследуются почвы крупных городов Европейской части: Москва (Строганова и др., 1997; Курбатова и др., 2004; Прокофьева и др., 2011; Кошелева и др., 2015; Vasenev et al., 2019, 2021), Санкт-Петербург (Апарин и Сухачева, 2014; Матинян и Бахматова, 2012), Ростов-на-Дону (Горбов, 2018; Колесников и др., 2014; Минкина и др., 2008). В последние годы большое внимание уделяется северным городам – получены данные о городских почвах Архангельска (Наквасина, и др., 2006), Мурманска (Polyakov и др., 2018; Вихман и др., 2009; Корнейкова и др., 2021), Салехарда (Абакумов и др., 2017), Петрозаводска (Новиков и Ахметова, 2018), Воркуты (Дымов и др., 2013), Сыктывкара (Глушакова и др., 2021; Каверин, 2009; Лаптева и др., 2020). В основном эти исследования касались загрязнения почв, а также анализа базовых химических и микробиологических свойств. Оценка качества городских почв проводилась для Уфы (Suleymanov и др., 2020), Волгограда (Гордиенко и др., 2019; Околелова и др., 2014), Перми (Еремченко и др., 2018). Анализ потоков и запасов углерода проводился в городах черноземной зоны – Курске (Sarzhanov и др., 2017), Ростове-на-Дону (Горбов и др., 2022). Для ряда городов были собраны первичные данные о морфологии и основных свойствах почв, например Биробиджан (Калманова и Матюшкина, 2013), Хабаровск (Росликова и Матвеенко, 2018), Уссурийск (Жарикова, 2019), Владивосток (Жарикова, 2012), Иркутск (Козлова и др., 2006), Сочи (Zakharikhina и др., 2022). Наряду с научными группами мониторингом и оценкой качества городских почв занимаются и профильные городские службы. Наиболее детализированная сеть экологического мониторинга состояния городских почв создана в Москве, где сотрудники ГБПУ «Москэкомониторинг» проводят ежегодные наблюдения за динамикой физико-химических свойств почв (в первую очередь, загрязняющих веществ) на более, чем 300 точках (Кульбачевский, 2021). Аналогичные исследования запланированы в рамках концепции развития территориальной системы наблюдений за состоянием окружающей среды на территории г. Санкт-Петербург до 2030. Во многих городах проводятся периодические или регулярные исследования состояния почв на отдельных площадках, вызывающих особый интерес или обеспокоенность. Чаще всего к таким площадкам относятся зоны воздействия промышленных предприятий (например, «Северсталь» в г. Череповец или «Норильский никель» в г. Норильск), а результатом становится оценка экологического ущерба и/ или эффективности мер по рекультивации. Как правило, общественный доступ к таким результатам ограничен.

В международной практике исследования экологического состояния городских почв широко распространены в Китае (Yang и др., 2017; Zhang and Ke, 2004; Zhu and Lin, 2010), США (Deeb и др., 2020; Egendorf и др., 2018; Shaw, 2015), Германии (Baveye и др., 2018; Lorenz and Kandeler, 2005; Ulrich и др., 2021), Франции (Blanchart и др., 2018; Leguédois и др., 2016; Séré и др., 2008). Основной проблемой при оценке качества городских почв становится разноплановость и разномасштабность индикаторов, отсутствие единых критериев качества почв и интерпретации результатов для различных пользователей (муниципалитеты, городские службы, некоммерческие организации) (Bünemann и др., 2018; Stone и др., 2016; Zwetsloot и др., 2022). Европейская комиссия в рамках миссии по «достижению 75%-ной доли здоровых почв в ЕС к 2030 году» (Soil Health and Food) поддержала несколько крупных проектов, нацеленных на гармонизацию индикаторов качества почв, включая и городские почвы (например, проект BENCHMARKS (https://soilhealthbenchmarks.eu/) и AI4SoilHealth (https://ai4soilhealth.eu/).

Наиболее современным направлением науки о городских почвах можно считать оценку и анализ их экосистемных услуг в контексте разноплановых взаимодействий почвы и человека в городе. По сути, экосистемные услуги городских почв рассматриваются не только в контексте предложения (например, возможности по отведению и очистке поверхностного стока или обеспечению декоративных растений питательными элементами), но и спроса (для каких задач различные целевые группы используют городские почвы и какая информация об их состоянии является востребованной) (Васенев и др., 2018). На этом принципе основаны современные подходы к устойчивому ландшафтному планированию и проектированию городских территорий. В частности, экосистемные услуги городских почв могут учитываться в системах поддержки принятия решений по функциональному зонированию (Blanchart и др., 2018), а почвенные конструкции активно используются в водно-зеленых решениях или при вертикальном озеленении (Ondoño и др., 2014). С другой стороны, формирование и функционирование городских почв невозможно оценивать и прогнозировать вне контекста решений, принимаемых человеком. Выбор определенного функционального использования территории, системы содержания и ухода за объектами зеленой инфраструктуры, субстрата для создания почвенных конструкций, - все эти индивидуальные или коллективные решения определяют базовые свойства городских почв не в меньшей степени, чем классические факторы почвообразования. Анализ и прогнозирование этих факторов и их воздействия на функции и экосистемные услуги почв создает новое направление, где почва и человек рассматриваются как компоненты единой социально-экологической системы, соответственно и их взаимное влияние изучается методами не только экологического, но и социологического анализа. По-видимому, будущее городского почвоведение и его место в устойчивом развитии городских экосистем стоит рассматривать именно в этой перспективе (Рис. 10).

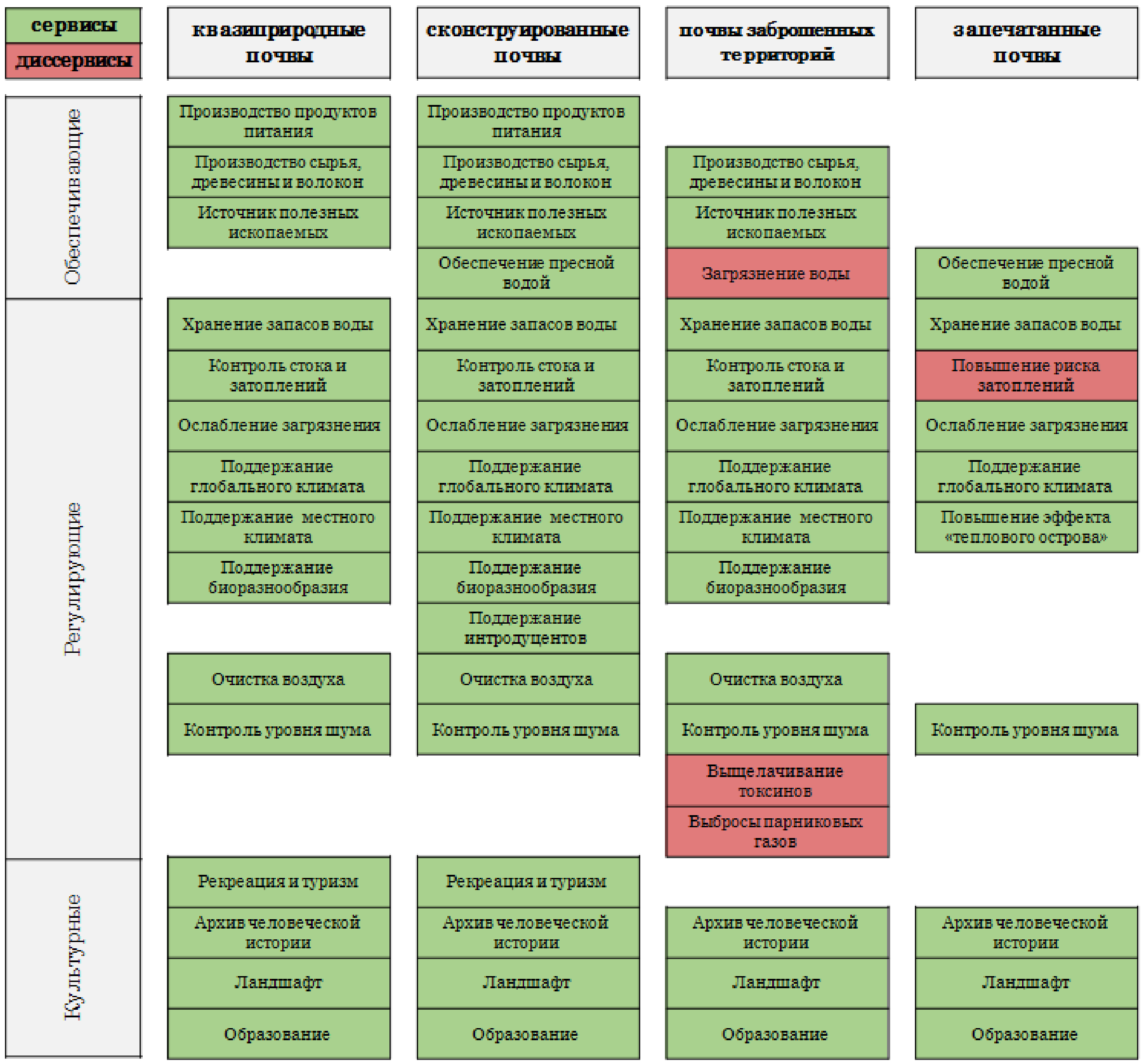


Рисунок 10 Рамочная классификация сервисов и диссервисов ГТП (на основе Morel и др., 2015)

Каждое из рассмотренных направлений исследования городских почв активно использует информацию о содержании, потоках и запасах углерода или по крайней мере, нуждается в ней. Содержание органического вещества – важная характеристика, прямо или косвенно характеризующая принадлежность почвы к определенному таксону (например, по цвету или мощности органического горизонта). Количественные и качественные изменения запасов углерода рассматриваются как один из индикаторов почвообразования и эволюции городских почв, особенно на ранних стадиях (Séré и др., 2010). Наконец, способность городских почв аккумулировать углерод относится к наиболее востребованным экосистемным услугам, оценка которых необходима для задач стратегического планирования климатической адаптации и формирования климатической устойчивости городской среды. Таким образом, методические наработки и фактические знания о потоках и запасах углерода в городских почвах, а также факторах, определяющих их пространственную неоднородность и временную динамику, представляют высокую актуальность и большой интерес.

1.3. Запасы и потоки углерода в городских почвах: методические наработки, накопленные данные и оставшиеся неопределенности

Несмотря на увеличение количества публикаций по тематике содержания углерода в почвах городов за последние тридцать лет (с 3 за 1991 г. до 298 за 2021 г., данные Scopus), знания в этой области остаются несистематизированными и фрагментарными. Региональные и глобальные базы данных и модели игнорируют запасы углерода в городских почвах (Poggio и др., 2021; Schaldach and Alcamo, 2007; Schulp and Verburg, 2009), либо оценивают их с высокой степенью неопределенности (Nilsson и др., 2002; Кудеяров и др., 2007; Minasny и др., 2017). Это объясняется разной обеспеченностью стран и регионов экспериментальными данными (в частности, меньшей обеспеченностью цифровыми данными для России в сравнении с Европой, США и Китаем (Bond-Lamberty and Thomson, 2010; Stoorvogel and Mulder, 2021), и методическими особенностями изучения городских почв во времени и пространстве (Stockmann и др., 2013; Красильников и Таргульян, 2019).

Существующие подходы изучения потоков и запасов углерода в городских почвах можно дифференцировать на следующие обобщенные категории: 1) мониторинговые исследования на экспериментальных площадках; 2) полевое обследование, картографирование и пространственный анализ; 3) моделирование и анализ сценариев (Minasny и др., 2013; Vasenev и др., 2018c; Смагин и др., 2016). Мониторинговые исследования на стационарных площадках позволяют дать детальную характеристику запасов углерода, изучить их качественный (фракционный) состав, профильное распределение, сезонную и многолетнюю динамику. Важен анализ факторов, определяющих пространственно-временную динамику запасов углерода на локальном уровне: тип растительности (Bae and Ryu, 2015; Weissert и др.., 2016), климатические и метеорологические условия (Goncharova и др., 2019; Смагин и Карелин, 2021), технологии почвенного конструирования (Смагин, 2012; Deeb et al., 2020), мероприятия по уходу за зелеными насаждениями. Локальный масштаб позволяет вести наблюдения за динамикой эмиссий парниковых газов (Саржанов и др., 2015; Щепелева, 2015), проводить детальное обследование почвенных разрезов с отбором образцов по профилю и анализом большого количества параметров: различные формы углерода (Lorenz and Kandeler, 2006), микробиологическая активность (Lorenz and Kandeler, 2005), индикаторы антропогенной нагрузки (Кошелева и др., 2015; Никифорова и др., 2014). Результаты таких наблюдений являются ценными входными данными для моделей баланса углерода, однако их пространственная экстраполяция осложнена высокой неоднородностью условий городской среды.

Полевое обследование, пространственный анализ и картографирование учитывают неоднородность городской среды за счет анализа значительного количества пространственно удаленных точек, характеризующих факторы неоднородности: функциональное и историческое зонирование (Vasenev и др., 2014; Cambou и др., 2018), запечатанность (Dvornikov и др., 2021; Romzaykina и др., 2020a; Villa и др., 2013), удаленность от источников антропогенной нагрузки

(Ghosh и др., 2016; Плеханова и др., 2019). Результатами таких исследований стали картосхемы оценки запасов углерода в Берлине (Richter et al., 2020), Париже и Нью-Йорке (Cambou et al., 2018), городах Китая и Италии (Li et al., 2016; Villa et al., 2018) (Рис. 11).

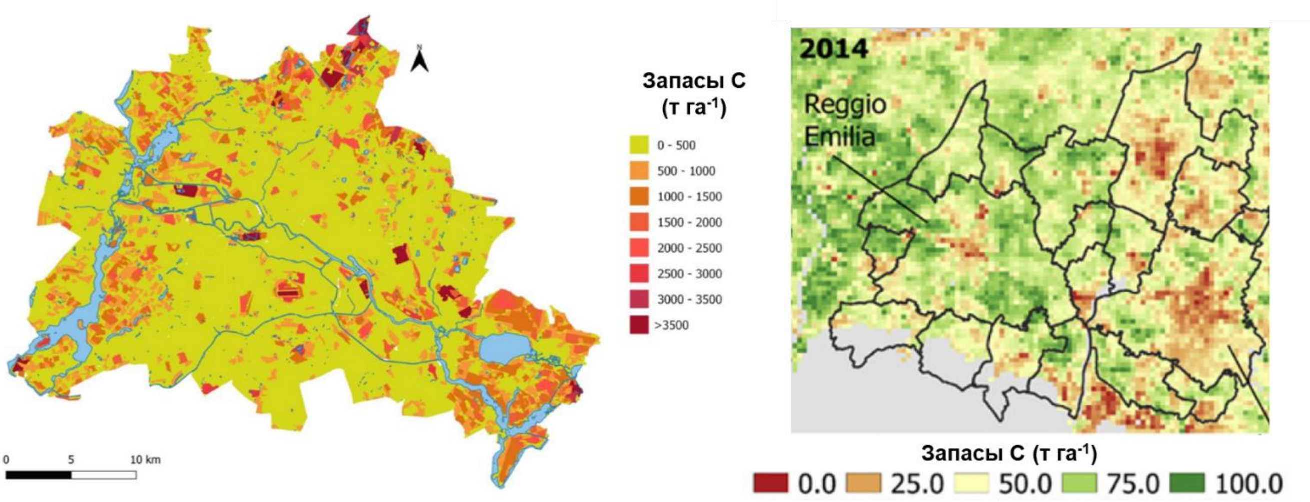


Рисунок 11 Картосхема запасов углерода в поверхностных горизонтах почв Берлина (слева, Richter и др., 2020) и Модены (справа, Villa и др., 2018)

Большая выборка, необходимая для картирования, снижает детальность обследования: как правило, изучаются только поверхностные горизонты по ограниченному набору статичных параметров. Карты запасов углерода в городских почвах имеют большой потенциал использования для задач городского планирования, развития территорий и стратегий климатических адаптаций, однако предиктивная способность (выраженная через R^2_{adj}), как правило, не превышает 30-40%, что связано с высокой неоднородностью даже на небольших расстояниях (Martynenko и др., 2019; Vasenev и др., 2014a). Более того, актуальность таких карт быстро снижается из-за изменений почвенного покрова городов в процессе реконструкции, реновации и развития территорий (Romzaykina и др., 2017). В связи с этим особую актуальность приобретают проксимальные и экспресс-методы оценки запасов углерода. Так Vis-NIR спектрометры применяются для оценки содержания органического углерода и его картирования in situ (Biney и др., 2020; Gomez и др., 2008; Shi и др., 2023). Параллельное использование Vis-NIR спектрометров для оценки содержания органического углерода и гамма-спектрометров для оценки мощности органического горизонта и плотности сложения может быть применено для анализа запасов углерода (England and Rossel, 2018; Rossel и др., 2017). Как и любые проксимальные методы, такие подходы нуждаются в калибровке и валидации для определенных почвенных условий, по результатам которых создаются спектральные библиотеки, например Global Soil Spectral Calibration Library & Estimation Service (Shepherd и др., 2022). Как правило, основу таких библиотек составляют данные, полученные для сельскохозяйственных почв, а городские почвы в них пока практически не представлены (Conforti и др., 2015; Deng и др., 2013).

Основным преимуществом моделирования по сравнению с мониторингом или картографированием является возможность прогнозировать временную динамику запасов углерода в почвах и оценивать изменение эмиссий парниковых газов для различных сценариев (например, климатических сценариев или планов территориального развития). Использование механических (процессных) моделей позволяет спрогнозировать влияние различных типов антропогенного воздействия, в первую очередь, регулирующих поступление биомассы. Например, применение модели CENTURY позволило спрогнозировать долгосрочный эффект кошения на запасы углерода в почвах под городскими газонами в Колорадо, США (Bandaranayake и др., 2003; Qian и др., 2003). Механические модели были использованы для прогнозирования потенциальной эмиссии CO_2 органогенными субстратам городских территорий как в поверхностных горизонтах (Smagin и др., 2018), так и в культурных слоях (Смагин и др., 2016). Важным компонентом при моделировании углеродного баланса объектов городской зеленой инфраструктурой являются непрямые «серые» эмиссии (hidden carbon costs), связанные с производством материалов и услуг, используемых при эксплуатации территории и определяющих углеродный след. Например, моделирование углеродного баланса для газонов с разным типом содержания в США (minimal, do-it-yourself, best management practices) показало наибольшую эффективность технологий best management practices за счет снижения непрямых эмиссий от использования удобрений и полива (Zirkle и др., 2011). Аналогичный подход, использованный для моделирования баланса углерода гольф полей в штате Огайо, США, показал, что максимальные непрямые эмиссии связаны с использованием газонокосилок на дизельном топливе (Selhorst and Lal, 2011). В целом, опыт процессного моделирования динамики запасов углерода в городских почвах достаточно ограничен и, как правило, позволяет получить прогноз на длительный период и для ограниченных территорий, в то время как краткосрочные изменения, в том числе и на ранних стадиях формирования, остаются мало изученными, а пространственная экстраполяция имеет очень приблизительный характер. Пространственные оценки динамики запасов углерода в основном опираются на модели изменения землепользования, в которых для комбинации типа землепользования (или типа земной поверхности) и типа почвы используются характерные (литературные или расчетные) значения запасов углерода. Например, использование модели InVEST и серии спутниковых снимков позволило спрогнозировать снижение запасов углерода на 30% за 25 лет в результате урбанизации в провинции Цзянсу, КНР (Тао и др., 2015). Применение этой же модели для провинции Лама (Бенин) показало, что двукратное увеличение площади урбанизированных территорий привело к дополнительным ежегодным эмиссиям в 2 $тСга^{-1}$ (Houssoukpèvi и др., 2022). Такие подходы основаны на значительном упрощении пространственной структуры и неоднородности городской экосистемы, когда за основу берется только соотношение запечатанных и открытых территорий, а типология объектов зеленой инфраструктуры, равно как и запасы углерода в погребенных горизонтах запечатанных почв, не учитываются.

Таким образом, современные знания о запасах и потоках углерода в городских почвах опираются в основном на точечные данные почвенных обследований и результаты процессного или пространственного моделирования, при этом каждый из источников имеет очевидные ограничения. Что же мы в итоге знаем и чего не знаем о запасах и потоках углерода в городских почвах?

Запасы углерода в городских почвах формируются под постоянным воздействием антропогенного фактора. И прямые, и косвенные антропогенные воздействия принципиально меняют естественные процессы круговорота и аккумуляции углерода в городских почвах. Разные формы углерода – органический углерод ($C_{орг}$), неорганический углерод карбонатов ($C_{карб}$), пирогенный (черный) углерод ($C_{ч}$), - характеризуются различной степенью устойчивости к антропогенному воздействию (Lorenz and Lal, 2009; 2015). Особый интерес представляют пока малоизученные углерод-содержащие артефакты, относящиеся к ксенобиотикам: фрагменты асфальта, битума, автомобильных покрышек на придорожных территориях, пластиковые и полимерные продукты строительной или пищевой промышленности (Skariyachan и др., 2015; Yabannavar and Bartha, 1993), микропластик (Rillig и др., 2021), полиароматические углеводороды (Yang et al., 2016)

Строительство городской инфраструктуры сопряжено со снятием и перемещением плодородного слоя, что оказывает прямое негативное воздействие на запасы углерода (Elvidge и др., 2007; Kaye и др., 2005; Raciti и др., 2012). Влияние запечатывания имеет более сложный характер, так как потери запасов в верхних горизонтах частично компенсируются консервацией углерода в подстилающих горизонтах (Piotrowska-Długosz and Charzyński, 2014; Wei и др., 2014; Zhao и др., 2013). Создание и содержание объектов зеленой инфраструктуры может иметь положительный эффект на запасы органического углерода: краткосрочный - при внесении органических материалов (торфо-песчаных смесей, компоста) (Брянская и др., 2020) и долгосрочный – за счет дополнительного прироста наземной и корневой биомассы и дальнейших процессов гумификации (Selhorst and Lal, 2013). Сфера строительства является постоянным источником неорганического углерода, поступающего в городские почвы с цементной пылью или строительными отходами (Burgos Hernández и др., 2021; Prokof’eva и др., 2021; Строганова и др., 1997). Транспорт и теплоэнергетика формируют запасы пирогенного углерода, внимание к которому особенно велико в последние годы (Edmondson и др., 2015; Liu and Yang, 2021; Schifman и др., 2018). Ксенобиотики характерны для почв промышленных и транспортных зон, они отличаются большой устойчивостью к воздействию внешних факторов, накапливаются по мере развития города и являются значительным и малоизученным компонентом запасов углерода в городских почвах (Nematollahi и др., 2022; Rillig и др., 2021; Прокофьева и др., 2021).

Косвенное антропогенное воздействие на запасы углерода проявляется через изменение экологических условий городской среды. Наиболее наглядным примером являются мезоклиматические изменения, связанные с формированием городского острова тепла (Rizwan и др., 2008; Oke и др., 2017). Удлинение вегетационного сезона увеличивает прирост биомассы и биогенное поступление углерода в почву (Cadenasso и др., 2007; Elmqvist и др., 2015). В то же время повышение температуры почвы приводит к интенсивной минерализации легкодоступных органических соединений, доминирующих в почвогрунтах, используемых для озеленения и благоустройства городских территорий (Vasenev et al., 2021). Изменение рельефа (террасирование, геопластика) снижают интенсивность эрозионных процессов и соответствующие потери углерода почв с латеральным переносом. С другой стороны, некачественные работы по содержанию городской инфраструктуры (занижение высоты бордюрного камня для газона, деградация газонных покрытий из-за засухи, затенения и неоптимального ухода) могут привести к дополнительному смыву верхнего горизонта и снижению запасов углерода (Deeb и др., 2020; Раппопорт и Ефимов, 2016).

Временная динамика запасов углерода городских почв также весьма специфична. Постоянное антропогенное воздействие и поступление нового материала (например, пылевые отложения или привнос почвогрунтов) приводят к укороченным циклам почвообразования синлитогенного характера и вертикальному приросту профиля. В естественных условиях синлитогенный характер почвообразования свойственен небольшому числу типов (подтипов), например, аллювиальным или вулканическим почвам, в то время как для города его можно считать нормой (Prokof’eva и др., 2017; Vasenev и др., 2017a; Zielhofer и др., 2009). В результате в профиле городских почв сосуществуют принципиально отличающиеся по генезису и характерному времени оборачиваемости запасы углерода поверхностных (часто, насыпных) и подстилающих (часто, погребенных) горизонтов (Dou и др., 2021; Smagin и др., 2018). Для верхних горизонтов характерна высокая микробная доступность, низкая устойчивость к биодеструкции и, как следствие, малое время полуразложения (Ananyeva и др., 2021; Ivashchenko и др., 2019). Так, показано, что почвогрунты на основе низинного торфа обладают крайне низкой устойчивостью к биодеструкции, особенно в условиях повышенных температур и оптимальной влажности (Smagin и др., 2018; Брянская и др., 2020).

Запасы углерода, сформированные в техногенных отложениях (урбоседиментах) и культурных слоях в результате длительной селитебной активности характеризуются меньшей доступностью и большей устойчивостью. Учитывая, что мощность культурных слоев варьирует от полуметра в недавно застроенных районах до более, чем 10 метров, в историческом центре и понижениях рельефа (например, старые русла оврагов и ручьев), а среднее содержание углерода в них составляет 3-5% при значительной части неорганических и пирогенных форм (Alexandrovskaya and Alexandrovskiy, 2000; Dolgikh and Aleksandrovskii, 2010; Mazurek и др., 2016), формирование культурных слоев можно считать одним из основных механизмов накопления и сохранения углерода в результате длительной селитебной активности в древних и средневековых городах. При этом важно отметить, что одним из ключевых факторов устойчивости запасов углерода в культурных слоях является их изолированность от поверхности, повышенная влажность и дефицит кислорода. По этой причине, в частности, запасы углерода в культурных слоях на Севере Европы значительно выше, чем аналогичные по возрасту, но сформированные в более сухом и жарком климате (например, в Средиземноморье) (Aleksandrovskii и др., 2015; Vasenev и др., 2017b). В таблице 1 обобщены прямые и косвенные антропогенные факторы, определяющие специфику формирования запасов углерода городских почв в сравнении с естественными.

Таблица 1 Антропогенные факторы, прямо или косвенно влияющие на формирование запасов углерода в городских почвах (ранжированные на основании литературных данных и экспертной оценки)

Антропогенные факторы	Влияние на запасы[1]				Влияние на потоки[2]		
	$C_{орг}$	$C_{карб}$	$C_{ч}$	$C_{ксено}$	Входящие	Исхо-дящие	Трансфор-мация in situ
Прямое воздействие							
Запечатывание	--	+	+	++			*
Снятие и перемещение плодородного слоя	---	-	-			***	
Подсыпка органических материалов (например, торф, компост)	+++	+	+		***		
Стрижка газонов и декоративных растений	++					***	**
Внесение удобрений и полив	++	+			**	***	**
Сжигание древесного топлива	+	+	+++			***	*
Сжигание ископаемого топлива	+		+++	+++		**	*
Строительство и производство цемента		+++			**	**	**
Химическая промышленность		+	+	+++	*		*
Управление отходами	+++	++	++	+++	*	***	**
Переуплотнение почвы (например, при повышенной рекреационной нагрузке)	++	++	++				**
Загрязнение и засоление почвы				+++			**
Длительная селитебная активность (образование культурных слоев)	+++	++	+++	+		**	***
Косвенное воздействие (изменение факторов почвообразования)							
Городской остров тепла (климатический фактор)	--					**	
Подтопление, регулирование поверхностного стока (климатический фактор)	++	-					**
Городская зеленая инфраструктура (фактор растительности)	+++				***		
Инженерная подготовка территории (фактор рельефа)	++				**	*	
Урбоседименты и культурные слои (фактор материнской породы)		++	+	+	***		*
Краткосрочные циклы почвообразования (фактор времени)	+				**	***	**

[1]+ - позитивное воздействие (увеличение запасов); - - негативное воздействие (снижение запасов); пустые ячейки означают отсутствие значимого воздействия; + / - - слабое воздействие, ++ / -- - среднее воздействие, +++/ --- - сильное воздействие на соответствующие запасы;
[2] * - низкое воздействие, ** - среднее воздействие, *** - сильное воздействие на соответствующие потоки; пустые ячейки означают отсутствие значимого воздействия

1.4. Природные и антропогенные факторы пространственно-временной изменчивости запасов углерода в городских почвах

Формируясь и функционируя в условиях сложного взаимодействия природных и антропогенных факторов, городских почвы отличаются уникальной пространственной неоднородностью и временной изменчивостью. И глобальные обзоры (Lorenz and Lal, 2009; 2015; Luo и др., 2012) , и региональные исследования (Pataki и др., 2006; Vasenev и др., 2013; Zhao и др., 2013), и локальные наблюдения (Korneykova и др., 2021; Sarzhanov и др., 2017) отмечают высокую неоднородность (разброс, дисперсию, коэффициент вариации) содержания и запасов углерода в городских почвах по сравнению с естественными/ фоновыми аналогами. Более того, часто разброс значений в пределах одного городского участка в несколько сотен квадратных метров (или даже в одной и той же локации зеленой зоны до и после реконструкции) сопоставим с разницей между средними значениями запасов углерода в почвах городов, находящихся в разных биоклиматических зонах на расстоянии в тысячи километров (Martynenko и др., 2018; Stoorvogel и др., 2018). Такая пространственно-временная изменчивость является серьезным вызовом для исследователей, не нашедшим пока адекватного ответа. Часто, несмотря на понимание высокой пространственно-временной изменчивости, представления о запасах углерода в городских почвах максимально упрощаются или полностью игнорируются. Например, карта почв Московской области (1:350 000; 1993 г.) исключает какую-либо информацию о почвах в пределах границ Москвы – на карте они представлены единым серым фоном. Аналогично, карта почв Нидерландов (1:50 000; 1951 г.) исключает почвы исторического центра г. Вагенинген, но отражает почвы пригородов (которые на момент составления карты активно застраивались). Интересно, что и сегодня, используя новые накопленные данные и современные решения цифровой почвенной картографии, наиболее современный глобальный ресурс почвенных данных SoilGrid не дает принципиальных улучшений в понимании запасов углерода почв рассмотренных городов (рис. 12).

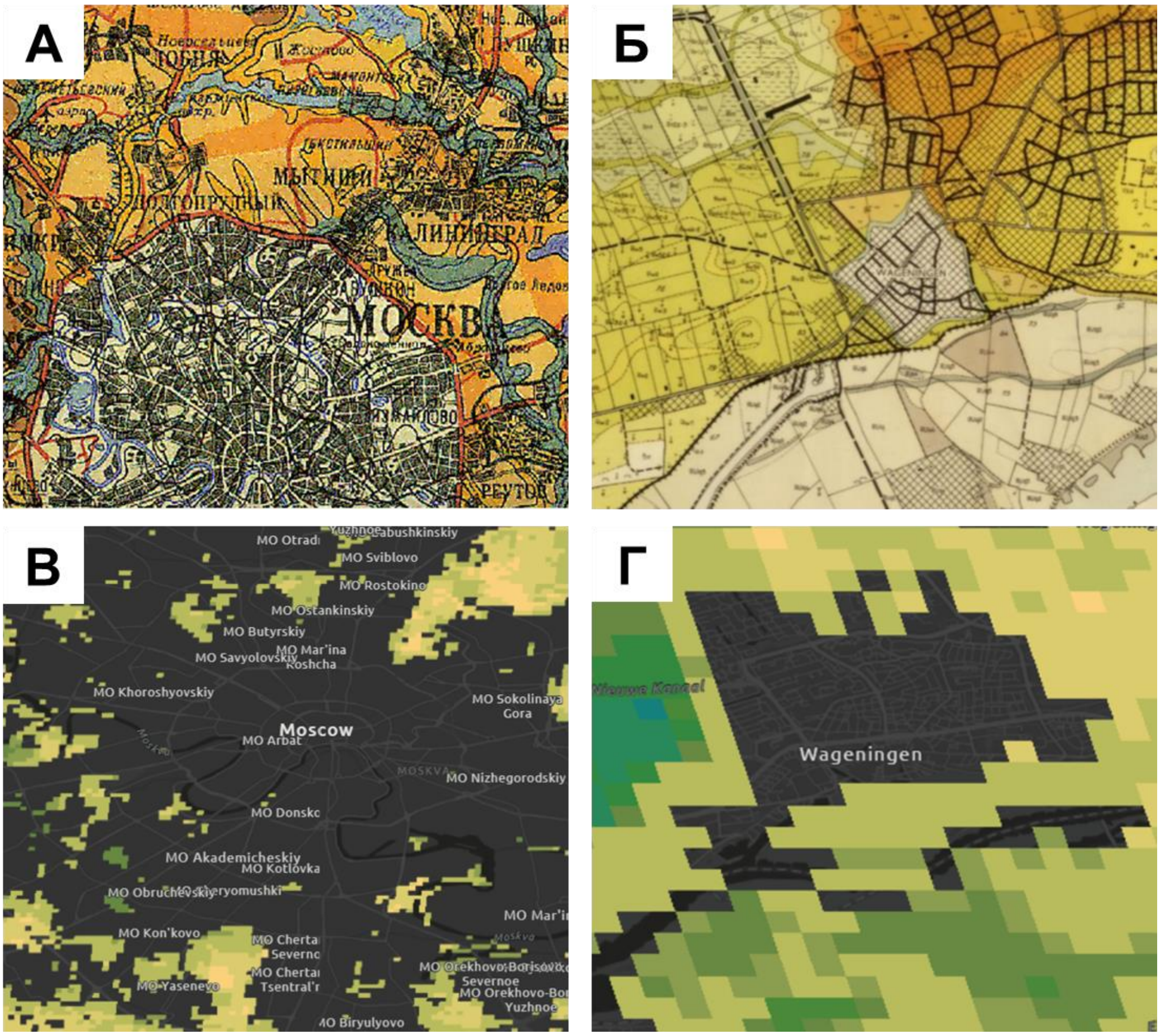


Рисунок 12 Информация о почвах городов Москва и Вагенинген на основании традиционных карт (типы почв, А и Б) и цифровой базы SoilGrids (запасы углерода в слое 0-30 см, В и Г)

Если в середине 20-го века объяснением (оправданием) отсутствия информации о запасах углерода в городских почвах являлась их малая площадь и неочевидная ценность таких данных в контексте восприятия почвы как преимущественно сельскохозяйственного ресурса, то в 21-м века на фоне стремительной урбанизации и глобальных климатических изменений игнорировать роль городских почв в углеродном балансе не представляется возможным. При этом понимание их пространственно-временной изменчивости требует более комплексного подхода, учитывающего как традиционные, так и специфические для города факторы, как почвенную, так и общую экологическую и даже социально-экономическую информацию.

Классические взгляды на генетическое почвоведение описывают формирование почвы как функцию пространственных факторов почвообразования (климатических, литологических и биотических), реализованную на определенный момент времени (например, начальная стадия почвообразования или климаксное состояние). Городское почвообразование также можно определить в контексте пространственно-временного континуума, однако и пространственные и временной факторы имеют более комплексный характер, реализуются в нескольких масштабах и на временных отрезках разной продолжительности и повторяемости. Например, запас органического углерода в горизонте RAT реплантозема в Москве является функцией как антропогенного фактора (выбор определенного субстрата и мощности горизонта при рекультивации), так и природных факторов (тип растительности определяет количество и качество поступающего органического вещества, а температура и осадки контролируют скорость его разложения), реализованной в момент времени (на ранних стадиях разложение привнесенного органического вещества может идти быстрее, чем на более поздних). Таким образом, пространственно-временную изменчивость запасов углерода в городских почвах можно рассматривать в контексте трех групп факторов: 1) долгосрочные природные (традиционные факторы почвообразования, определившие свойства исходной почвы до урбанизации и оказывающие долгосрочное воздействие на функционирование городской почвы, сформированной на ее основе); 2) долгосрочные антропогенные факторы (история землепользования, селитебная активность и формирование культурных слоев, длительное загрязнение или запечатывание территории); 3) краткосрочные антропогенные факторы (реконструкция и реорганизация территорий при сохранении общего функционального использования, мероприятия по уходу и содержанию зеленых насаждений, внесение органических субстратов).

Влияние долгосрочных природных факторов на запасы углерода городских почв изучается, как правило, на основании климатических градиентов, когда сопоставляются значения, полученные для аналогичных объектов (по функциональному использованию или антропогенной нагрузке), расположенных в различных био- (педо-) климатических зонах. Например, сравнение запасов органического углерода поверхностных горизонтов шести городов США (Атланта, Балтимор, Чикаго, Бостон, Окленд и Сиракузы) в сравнении с зональными почвами показал, что урбанизация в северо-восточных штатах с умеренным климатом привела к снижению запасов углерода в 1.6 раз, в то время как в южных штатах с семиаридным, наоборот, отмечено незначительное увеличение (Pouyat и др., 2006). Сравнительные исследования, проведенные в шести Европейских городах (Авейру, Глазго, Любляна, Севилья, Торино и Уппсала) в рамках проектах URBSOIL, показало, что при высокой внутренней неоднородности запасов углерода в каждом городе, средние и медианные значения различных биоклиматических зон были ближе для городских почв, чем для зональных (Madrid и др., 2006; Pouyat и др., 2015). Эта закономерность позволила выдвинуть теорию конвергентности городских почв, утверждающей, что за счет применения аналогичных практик создания и управления (например, создания и содержания городских газонов), а также сопоставимых антропогенных воздействий (загрязнение, переуплотнение) естественные зональные черты городских почв утрачиваются и формируется некий усредненный образ, одинаково характерный для различных биоклиматических условий (Trammell и др., 2020). Такое утверждение справедливо в масштабе региона особенно, учитывая, что во внимание принимались только поверхностные горизонты городских почв, имеющие преимущественно антропогенное происхождение. В то же время при изучении динамики строения и свойств почвенных конструкций в городах Франции и Германии (Париж, Нанси, Берлин) была показана другая закономерность – исходно идентичные, свойства городских почв начинали меняться, постепенно приближаясь к зональным образам (Leguédois и др., 2016; Séré и др., 2010). Недавние исследования неоднородности почв города Гент (Бельгия) показали, что определяющее значение играли различия материнской породы и геоморфологических условий в период до урбанизации (Delbecque и др., 2022). Таким образом, геоморфологические условия и материнские породы создают «каркас», на котором формируются городские почвы, а климатический фактор способствует изменению свойств поверхностных горизонтов городских почв от «усредненных» значений, определенных антропогенным генезисом, к зональным аналогам. Адекватным методом для изучения долгосрочных природных факторов будет оценка запасов и мониторинг потоков углерода в городских почвах, расположенных в различных биоклиматических зонах в сравнении с фоновыми аналогами (зональными эталонами).

Долгосрочные антропогенные факторы в наибольшей степени отражены историей землепользования. Историческая многослойность – классический признак урбоэкосистемы, наглядным отражением которого являются профили городских почв и культурных слоев. Классическое определение почвы как «зеркала ландшафта» применительно к городским почвам можно конкретизировать как «зеркало антропогенной трансформации естественного ландшафта в течение долгого времени». При том, что традиционные подходы эволюции почв применимы к городским почвам лишь отчасти, поэтапное изменение землепользования, безусловно, оказывает решающее воздействие на формирование профиля городской почвы и, в частности, запасов углерода в ней. Исторически, многие современные города создавались или расширялись за счет бывших сельскохозяйственных территорий (Stoorvogel и др., 2018), в результате чего агрогенно измененные почвы можно считать первой стадией антропопедогенеза многих городских почв (Vialle and Giampieri, 2020). Дальнейшая урбанизация активизировала различные сценарии урбоподогенеза, в зависимости от функционального использования, которые могли идти как последовательно (например, застройка на месте огорода или парк на месте рекультивированной промзоны), так и параллельно, оставляя характерные черты как в строении профиля, так и в свойствах почв. Например, анализ содержания тяжелых металлов в культурном слое почв в Нанкине позволил восстановить последовательную смену источников антропогенной нагрузки от изготовления оружия в средние века до индустриализации и развития транспорта (Zhang и др., 2005a). Изучение профильного распределения содержания углерода в культурных слоях Великого Новгорода также характеризовало различные стадии хозяйственной деятельности на протяжении практически целого тысячелетия (Dolgikh and Aleksandrovskii, 2010) (Рис. 13).

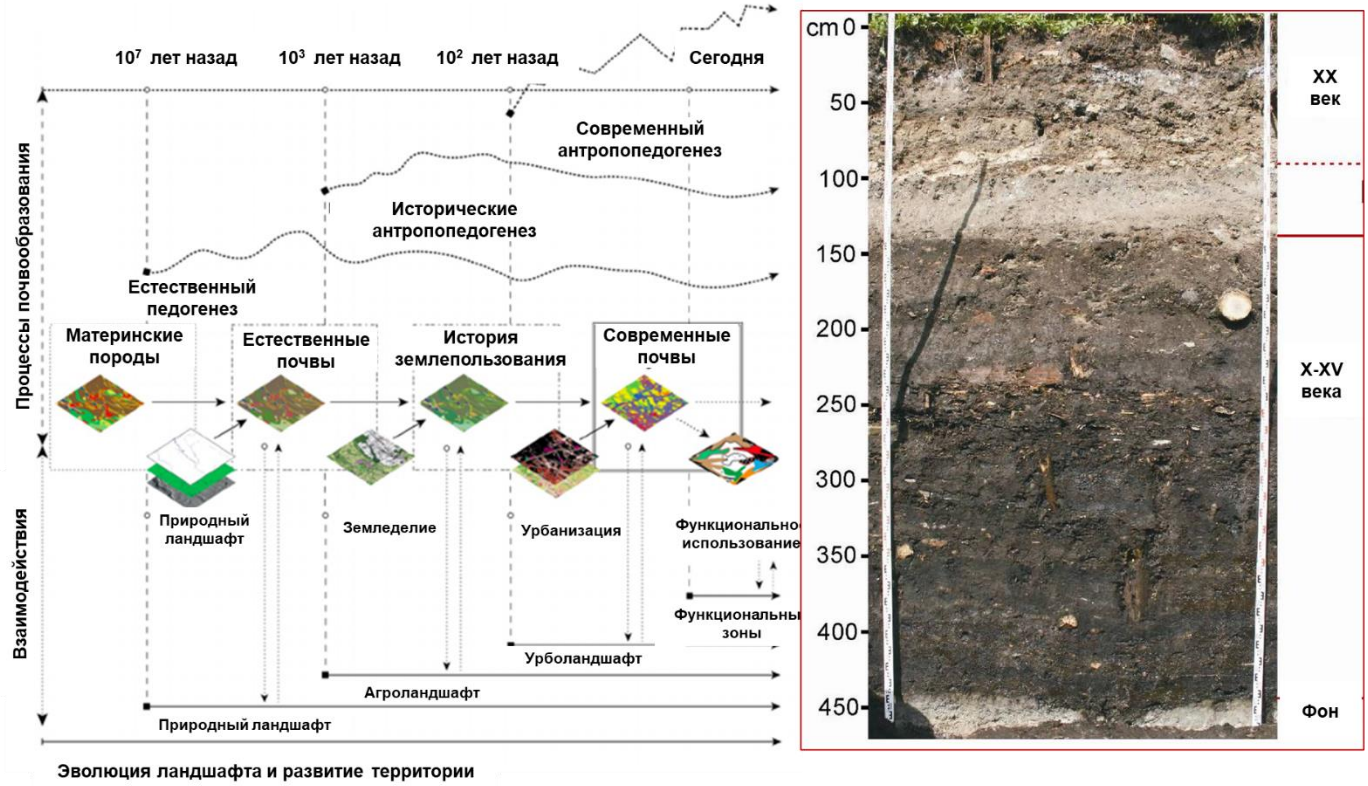


Рисунок 13 Концептуальная схема антропопедогенеза по Vialle, Giampieri, 2020 (слева) и культурной слой на раскопе в Великом Новгороде (справа)

Таким образом, долгосрочные антропогенные факторы изменяют исходный базис, сформированный долгосрочными природными факторами, и определяют мощность и строение профиля городских почв и урбоседиментов (культурных слоев). Исследование влияния долгосрочных антропогенных факторов, как правило, реализуется либо детальным изучением морфологических и физико-химических свойств мощных культурных слоев (Aleksandrovskii и др., 2015; Kovaleva и др., 2021; Mazurek и др., 2016), либо сопоставлением свойств почв по историческому градиенту, например от центра города к периферии и пригородным (peri-urban) территориям (Calzolari и др., 2020; Hong и др., 2019; Zhang и др., 2005b).

Наконец, краткосроные антропогенные факторы определяют текущее состояние и функционирование городских почв, в первую очередь, их верхних горизонтов. Эти факторы наиболее сложны при анализе и прогнозировании, так как, зачастую являются следствием не поступательного развития природного или антропогенного ландшафта, а случайных изменений. Например, реконструкция парка А. Боровика в Москве привела к радикальным изменениям средних значений и пространственного распределения кислотности, содержания органического вещества, фосфора и калия всего за два года - с 2012 по 2014 (Romzaykina и др., 2017; Васенев и др., 2012). Аналогичные резкие изменения были показаны для парков Сеула (Bae and, Ryu, 2015), Люблина (Kawecka-Radomska и др., 2016), Тель-Авива (Sarah и др., 2015) и Новой Москвы (Demina и др., 2018; 2022). Изучение влияния краткосрочных антропогенных факторов целесообразно на локальном уровне в непосредственной привязке к анализу системы управления территории – типа почвогрунтов, мероприятий по содержанию и уходу, интересов групп, принимающих решения, нормативных ограничений и существующих практик (Qian и др., 2010; Zirkle и др., 2011). Анализ этих факторов выходит за рамки классического почвоведения, но без него невозможно описать и спрогнозировать краткосрочную динамику и пространственную неоднородность запасов углерода городских почв, а знания о потоках и запасах городских почв – интегрировать в практику принятия решений в сфере устойчивого развития городской среды на фоне глобальных изменений.

1.5. Анализ баланса углерода городских почв в контексте достижения углеродной нейтральности: ограничения и перспективы

Серия экспертных интервью, проведенных в рамках проекта РНФ «Смарт-технологии мониторинга и оценки экосистемных услуг городских почв и зеленой инфраструктуры в условиях глобальных изменений» с различными категориями специалистов, вовлеченных в планирование, создание, содержание и контроль объектов городской зеленой инфраструктуры (чиновников, ландшафтных архитекторов, озеленителей, экоактивистов), выявила резкий дисбаланс между спросом на информацию в сфере городской экологии и практического применения этой информации, а также общей погруженности в проблематику (Константинова и др., данные не опубликованы). Еще в большей степени разрыв между накопленными знаниями о городских почвах и их практическим использованием для задач городского планирования был показан при анализе нормативных документов и генеральных планов в городах Франции (Blanchart и др., 2018; Blanchart и др., 2019) и при анализе объектов зеленой инфраструктуры в Нью-Йорке (Deeb и др., 2020). Другими словами, при постоянно растущем общем интересе к вопросам городской экологии и устойчивого развития, есть очевидная нехватка готовых решений, которые позволили бы интегрировать значительный объем накопленных данных, знаний и технологий в сфере экологического мониторинга, моделирования и оценки экосистем в общепринятую практику. Каковы ограничения и перспективы развития и практического применения знаний о балансе углерода городских почв?

Новый этап развития климатической повестки в Российской Федерации 2021-го – начала 2022-го года, оформленный в виде серии законодательных актов (Указ Президента РФ № 76 от 21.04.21; № 296-ФЗ от 02.07.21), инфраструктурных проектов и исследовательских инициатив (создание карбоновых полигонов, методик и инфраструктуры для мониторинга и оценки потоков парниковых газов, центров валидации и верификации парниковых газов, единой национальной системы климатически активных веществ) вызвали всплеск интереса к углеродной тематике, который затронул практически все сферы хозяйственной деятельности. Городские экосистемы в этой повестке рассматриваются в первую очередь как источники антропогенной эмиссии парниковых газов, соответственно эмитенты (предприятия, транспорт, энергетика) заинтересованы в поиске решений по компенсации выбросов за счет климатических (в первую очередь, лесоклиматических проектов). При том, что большинство лесоклиматических проектов реализуется на залежных или лесных территориях за пределами города или даже за пределами региона деятельности предприятия, логично обратить внимание на потенциальную возможность депонирования углерода объектами городской зеленой инфраструктуры, расположенными в непосредственной близости. В результате целый ряд крупных предприятий («Северсталь», «Норникель», «Удоканская медь» и др.) инвестируют в проектирование и развитие зеленой инфраструктуры соответственно Череповца, Норильска и Новой Чары как природо-подобного решения (Nature-based solution, NBS) для депонирования углерода и снижения нагрузки на климат. На климатической конференции ООН COP27 в Шарм Эль Шейхе (2022) делегация США презентовала дорожную карту развития природо-подобных решений, включая развитие водно-зеленого каркаса, создание объектов вертикального озеленения и других направлений развития городской зеленой инфраструктуры. Подобные масштабные инициативы в основном опираются на оценки депонирующей способности зеленых насаждений и мало обеспечены информацией о роли городских почв в углеродном балансе. На уровне территориального планирования представление о факторах пространственной неоднородности запасов углерода городских почв, а также динамике почвенных запасов углерода в процессе урбанизации может обеспечить принятие решений по мастер-планированию территорий и оценке эффектов по депонированию углерода или рисков эмиссии парниковых газов (Рис. 14)

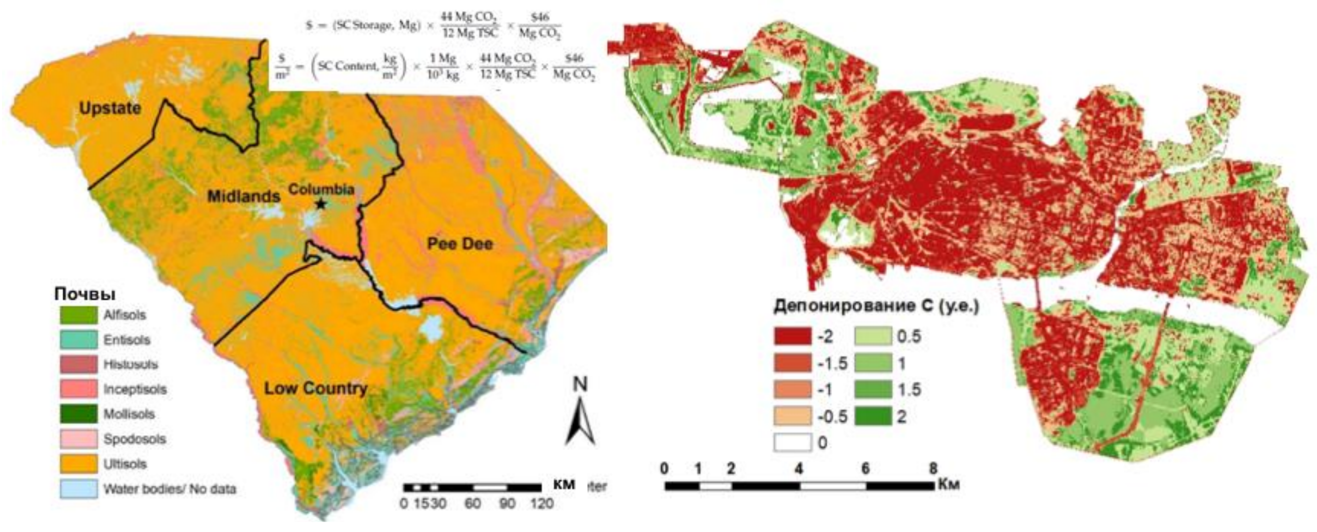


Рисунок 14 Расчет дополнительных эмиссий от изменения землепользования на разных типах почв в штате Южная Каролина (Mikhailova и др., 2021) (слева); оценка потенциала территории г. Череповец по депонированию/ эмиссии углерода (фрагмент мастер-плана, справа)

Если на уровне городского и территориального планирования основной запрос на информацию о потоках и запасах углерода почв урбанизированных территорий формируется городскими администрациями и проектными бюро, а результаты в виде основных направлений развития и общего функционального зонирования не подразумевают детальных данных и точных моделей, то на уровне объектов зеленой инфраструктуры запросы могут быть гораздо более диверсифицированными. Современные системы поддержки принятия решений в сфере устойчивого развития, содержания и ухода объектов городской зеленой инфраструктуры представляют линейку технологий и программных продуктов от мобильных приложений (например SqApp) до пространственных моделей (i-Tree Eco, R3GIS) и web-порталов (таких как LIFE UrbanGreen в Римини и Кракове). Большая часть этих систем содержит блок оценки депонирования углерода. Например, LIFE UrbanGreen позволяет оценивать депонирование углерода за счет выбора определенного вида древесной или кустарниковой растительности, а сервис Climate-Smart Toolkit – выбирать субстрат для озеленения и благоустройства (мульчу, компосты, отсыпки) с учетом углеродного следа (Рис. 15)

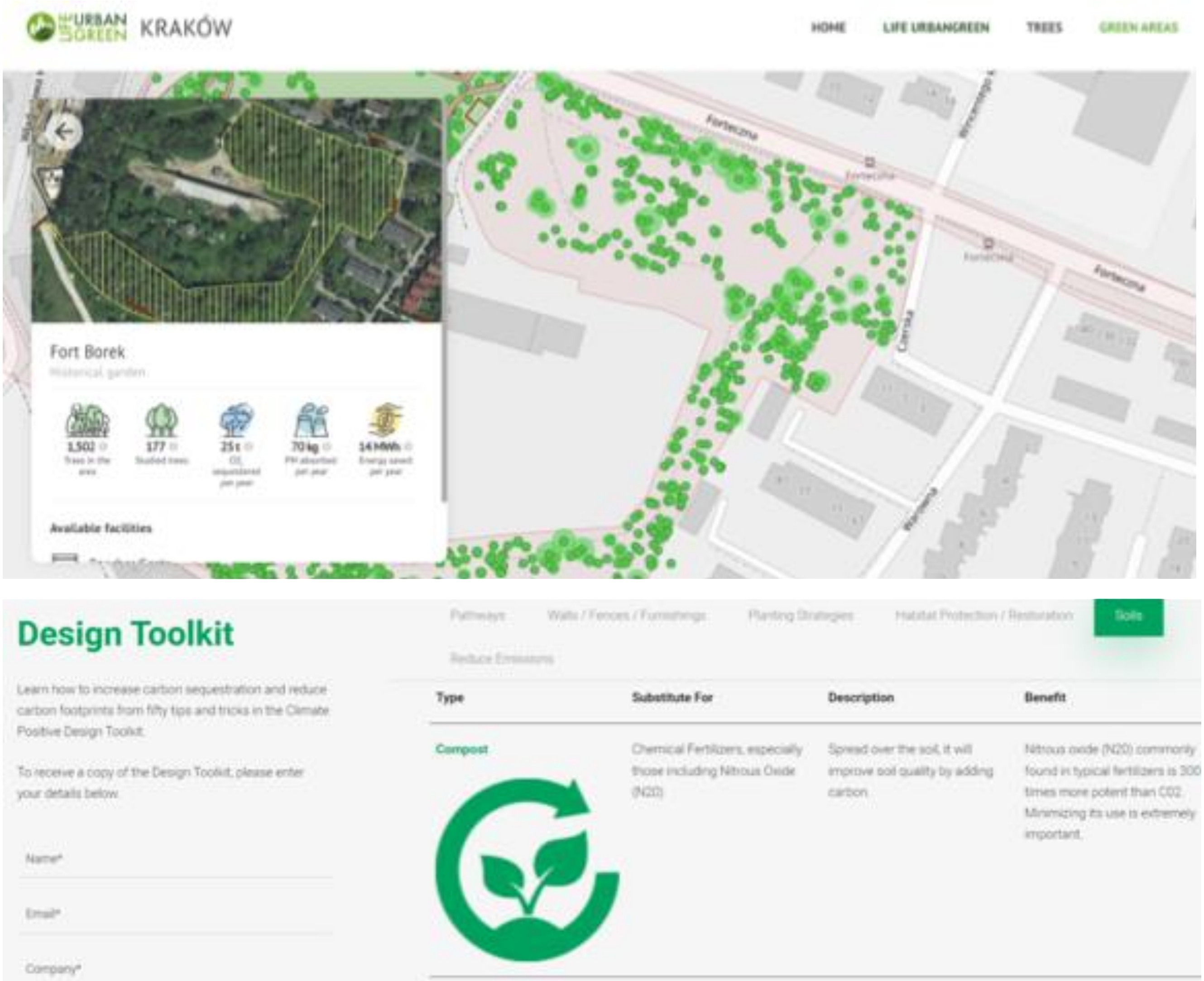


Рисунок 15 Примеры систем поддержки принятия решений для оптимизации баланса углерода объектов городской зеленой инфраструктуры

Для адекватных оценок баланса углерода на уровне экосистемы объекта городской зеленой инфраструктуры или его фрагмента (зеленые насаждения, газоны, клумбы) необходима информация о содержании и устойчивости органического вещества в различных типах субстратов, используемых для задач почвенного конструирования, сравнительные оценки эмиссии CO_2 городскими почвами под различными типами растительности, их динамики при изменении микроклиматических условий и отклика на различные антропогенные воздействия – от загрязнения и вытаптывания до мероприятий по содержанию и уходу.

Важной информацией, необходимой для общего понимания городского метаболизма, будут оценки оборачиваемости углерода в городских почвах в различных условиях. Так внесение легкоразлагаемых органических субстратов может создавать краткосрочные эффекты увеличения содержания углерода в верхнем горизонте, однако в среднесрочной перспективе, наоборот, приведет к повышенной эмиссии CO_2 из-за высокой скорости оборачиваемости и низкой устойчивости к биодеструкции (Shchepeleva и др., 2017; Smagin и др., 2018). Запасы углерода в почвах городских лесопарков могут быть гораздо меньше в моменте по сравнению с почвами газонов, созданных на основе торф-содержащих почвогрунтов, однако их устойчивость будет выше, а общий баланс с учетом поступления органического вещества с опадом – положительным (Визирская, 2014; Прокофьева и др., 2013). Наконец, особую важность представляют запасы углерода культурных слоев. Накапливаясь в течение столетий, они могут находиться практически в законсервированном состоянии при достаточной влажности и ограниченном доступе кислорода. В то же время расконсервация этих запасов в процессе строительства и благоустройства может привести к стремительной минерализации и залповой эмиссии CO_2, сопоставимой с эффектом минерализации торфа при осушении болот.

Таким образом, знания о потоках и запасах углерода в городских почвах не только представляют фундаментальный научный интерес, но и могут быть востребованы для широкого спектра практических задач, актуальность которых на фоне климатических изменений будет только увеличиваться.

II. АНАЛИЗ ЗАПАСОВ УГЛЕРОДА ГОРОДСКИХ ПОЧВ ВО ВРЕМЕНИ И ПРОСТРАНСТВЕ: ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

2.1. Городские почвы как объект исследования

Специфика урбопедогенеза (преобладание синлитогенных процессов почвообразования, молодой возраст, доминирующее воздействие антропогенного фактора) проявляется в высоком разнообразии городских почв, нашедшем отражение в современных подходах к их классификации (Charzyński и др., 2017; WRB, 2014; Прокофьева и Герасимова, 2018). В зависимости от пространственного уровня и задач исследований в нашей работе рассмотрены различные типы (подтипы) городских почв и техногенных почвоподобных образований (ТПО). Основным объектом исследования на локальном уровне были урбиквазиземы, конструктоземы и реплантоземы (ТПО), что позволило изучить воздействие материалов и технологий почвенного конструирования на свойства и функции городских почв. Объектами длительных мониторинговых исследований в различных функциональных зонах гг. Москва и Курск были урбиквазиземы, урби-стратифицированные дерново-подзолистые почвы и черноземы. Задачи исследований на региональном и глобальном уровнях не включали диагностику типов городских почв, однако, на ключевых участках в городах Европейской России, полевая диагностика проводилась по почвенным шурфам и разрезам в соответствии с классификацией почв России (Шишов и др., 2004) и WRB (IUSS Working Group WRB, 2014).

2.2. Полевые и лабораторные методы анализа запасов и потоков углерода

Анализ содержания и запасов углерода

Углерод в городских почвах содержится в различных формах (органический, неорганический, пирогенный, микробной биомассы), соотношение которых может меняться в зависимости от биоклиматических условий, функционального использования и антропогенной нагрузки (Loren and Lal, 2015; Vasenev and Kuzyakov, 2018). Наибольший интерес для функционально-экологических исследований представляет органический углерод ($C_{орг}$), определяющий реализацию важных экологических функций (плодородие, биоразнообразие, буферная способность) и адекватно характеризующий содержание почвенного органического вещества (Семенов и Когут, 2015). Углерод микробной биомассы ($C_{мик}$) – живая, наиболее активная и динамичная часть $C_{орг}$ (Six и др., 2006; Trasar-Cepeda и др., 1997). Доля неорганического углерода карбонатов ($C_{карб}$) и пирогенного (черного) углерода ($C_{ч}$) в общих запасах углерода в почве меньше, чем $C_{орг}$, однако в городских почвах она может заметно увеличиваться в связи с дополнительными источниками поступления (Lorenz and Lal, 2015; Edmondson и др., 2015). Основное внимание в работе уделялось $C_{орг}$, (ГОСТ 27753.10-88 для почвогрунтов с высокой долей торфа; ГОСТ 26213-91 для почв). Для большинства объектов определяли $C_{мик}$ (метод субстрат-индуцированного дыхания: (Anderson and Domsch, 1986; Ананьева и др., 2011) и оценивали его долю в общем углероде разных субстратов. Определение $C_{карб}$ (метод Шейблера) и его доли в общих запасах углерода проводили в рамках сравнительно-географической оценки в зональном ряду почв городов Европейской части России, а $C_{ч}$ рассматривали только на глобальном уровне в обзоре литературы. Для отдельных задач изучался общий углерод ($C_{общ}$) (высокотемпературное каталитическое сжигание на CN анализаторе) без разделения на фракции и формы.

Оценка устойчивости запасов углерода к биодеструкции

Устойчивость запасов углерода к биодеструкции оценивали через константу биодеструкции (k), время их полуразложения ($T_{0.5}$) и оборачиваемости ($T_{0.95}$). Параметры рассчитывали отношением микробной продукции CO_2 (микробного дыхания, МД) к содержанию/ запасам углерода. В лабораторных условиях определяли микробное (базальное) дыхание после предынкубации образцов (Creamer и др., 2014а; ISO 16072:2002). В полевых условиях микробное дыхание оценивали как часть от общего почвенного дыхания на основании полевого разделения (сравнение функциональных зон в гг. Москва и Курск, Саржанов и др., 2015) или расчетных коэффициентов (другие условия: Hanson, 2000; Kuzyakov, 2006). Показатель $T_{0.5}$ выражали в годах и интерпретировали как период микробной деструкции половины содержания/ запасов органического вещества в компоненте почвогрунта или фиксированном слое почв с учетом гидротермических условий, но без учета поступления углерода извне (подробная методика: Smagin и др., 2018).

Анализ глобальных закономерностей запасов углерода в городских почвах по данным обзора литературы

На основании обзора 1617 статей (поиск в системе Scopus, ключевые слова: ‘urban soil’ × ‘carbon’, ‘urban soil’ × ‘organic carbon’, ‘urban soil’ × ‘inorganic carbon’ и ‘urban soil’ × ‘black carbon’) была составлена база данных запасов углерода в почвах 116 городов мира. В базу вошли значения запасов $C_{орг}$, $C_{карб}$ и $C_{ч}$, другие почвенные свойства (pH, $N_{общ}$, C/N), информация о географическом положении, биоклиматическая характеристика (климатическая зона по Кёппену, фоновый тип почв и растительности) и показатели городской среды (количество и плотность населения, год основания, функциональная зона). В качестве естественного фона для сравнения использовали значения, полученные по гармонизированной карте почв мира (HWSD, FAO, 2009) и базе ISRIC-WoSIS (Batjes, 2014), которые были усреднены для зонального типа почв в радиусе 10 км от границ изучаемого населенного пункта. На основе полученной базы были проанализированы факторы, определяющие неоднородность запасов углерода внутри города, между городами, а также вдоль климатического градиента.

Изучение устойчивости содержания и запасов органического углерода в почвенных конструкциях, почвогрунтах и их компонентах

Разнообразие свойств почвогрунтов и их компонентов изучалось по данным анкетирования крупных поставщиков (объем, рецептура) и лабораторных анализов представительных образцов (содержание $C_{орг}$, гранулометрический состав, pH_{H2O}). Для Московского региона более детально были изучены 10 наиболее распространенных компонентов, 10 вариантов почвогрунтов на основе компонентов и дерново-подзол (Umbric Podzol, Серебряный бор, 0-20 см) в качестве фона, репрезентативного для значительной территории г. Москва.

Изучали основные химические (pH_{H2O}, $C_{общ}$, $N_{общ}$, P, K), микробиологические ($C_{мик}$, МД, qCO_2=МД/$C_{мик}$) и гидрофизические свойства (основная гидрофизическая характеристика, ОГХ; влажность завядания, ВЗ; наименьшая влагоемкость, НВ; полная влагоемкость, ПВ). Параметры устойчивости (k, $T_{0.5}$) для двух компонентов и четырех вариантов почвогрунтов оценивали при стандартных (22ºC, НВ) и при контрастных гидротермических (10, 22, 30 и 40ºC; ВЗ, НВ и ПВ) условиях. Для этого в лабораторном эксперименте наблюдали изменение МД (газовый хроматограф Кристалл-2000М) после предварительной инкубации при заданных условиях в течение 24 ч. Для одного варианта почвогрунта были проведены 8-месячные вегетационные эксперименты с посевом газонных трав, позволяющие оценить потоки и запасы углерода, в том числе при воздействии дозированной антропогенной нагрузки: засоления (NaCl, 30 и 90 ммоль $л^{-1}$) и загрязнения тяжелыми металлами (Zn, Cd, Pb, Cr, Ni и Cu). Динамику потоков и запасов углерода в почвенных конструкциях в реальных условиях города наблюдали в рамках мониторинговых исследований на стационарных площадках (кампус РГАУ-МСХА, Москва). Изучено влияние технологии конструирования, типа почвогрунта (6 вариантов) и мощности органогенного горизонта (3 варианта) на изменение запасов углерода в почве и растительной биомассе. Оценено почвенное и экосистемное дыхание, а также доступность углерода для микроорганизмов. Наблюдение за динамикой наземной и корневой биомассы (укосы 1-4 раза в месяц, отбор корней – 1 раз в год), дыханием почвы и растительности (портативные газоанализаторы Li-6400-XT и PPS EGM5 с темной и прозрачной камерами) позволили оценить почвенную эмиссию CO_2 и чистый экосистемный обмен (ЧЭО), который определяли двумя способами: напрямую (суммарный поток с поверхности почвы с растительностью в прозрачной камере в момент времени) и косвенно (по разнице прироста наземной и корневой биомассы и микробной эмиссии CO_2 за сезон).

Сравнительный анализ запасов углерода и эмиссии CO_2 в городских почвах различных функциональных зон Москвы и Курска

В условиях высокой неоднородности городской среды функциональное зонирование можно рассматривать как интегральный показатель ее использования и интенсивности антропогенной нагрузки. Для двух городов Европейской России – Москва (южно-таежная зона, наблюдения 2012-2014 и 2019-2020 гг.) и Курск (лесостепная зона, наблюдения 2014-2020 гг.) - были изучены рекреационная, селитебная и промышленная/ транспортная зоны в сравнении с ненарушенным фоном (табл. 2). Для каждой зоны были проанализированы запасы $C_{орг}$, значения $C_{мик}$ и индикаторы микробной активности (МД, $q$$CO_2$, $C_{мик}/C_{орг}$) с учетом их профильного распределения. Суточную, сезонную и многолетнюю динамику эмиссии CO_2 наблюдали с использованием портативных ИК газоанализаторов Li-820 (LiCor, США) и EGM5 (PPS, США) с параллельным измерением температуры воздуха и почвы (CheckTemp, Hanna, Германия) и влажности почвы (SM-300, DeltaT, Великобритания). Разделение микробного и корневого компонентов дыхания проводили в полевых условиях по методу исключения корней (см. методику в Vasenev и др., 2018a - Москва; Саржанов и др., 2015 - Курск). На каждой площадке наблюдения было изучено 10 пространственных повторностей, что позволило охарактеризовать локальное разнообразие растительного покрова и почвы.

Таблица 2 Характеристика объектов мониторинга потоков и запасов углерода городских и фоновых почв южно-таежной и лесостепной зон

Индекс	Функциональная зона	Географическое положение	Тип растительности	Тип почвы (КПР, 2004/ WRB, 2015)	Период наблюдений
		Москва			
M-P-1	Рекреационная	55°49′56″N 37°32′57″E Парк РГАУ-МСХА им. К.А. Тимирязева	Декоративный газон, стандартный уход	Урбиквазизем темногумусовый / Urbic Technosols	2013-2014
M-P-2	Рекреационная	55°44'41.9"N 37°36'60.0"E	Древесная (липы, березы), кустарниковая	Урбиквазизем темногумусовый / Urbic Technosols	2019-2020

		Сквер «800-летия Москвы»	(кизильник) и газонная		
М-С-1	Селитебная	55°50′10″N 37°33′18″E Кампус РГАУ-МСХА им. К.А. Тимирязева, газон на территории метеостанции	Газон луговой	Урбиквазизем темногумусовый / Urbic Technosols	2012-2013
М-С-2	Селитебная	55°44'41.9"N 37°36'60.0"E Кампус РУДН на ул. Миклухо-Маклая	Древесная (сосны), кустарниковая (кизильник, роза) и газонная	Урбиквазизем серогумусовый / Urbic Technosols	2019-2020
М-П-1	Промышленная/ транспортная	55°49′59″N 37°33′3.7″E Разворотное кольцо у памятника К.А. Тимирязева	Газон, уход	Урбиквазизем серогумусовый / Urbic Technosols	2012-2013
М-П-2	Промышленная/ транспортная	55°44'41.9"N 37°36'60.0"E Придорожная территория по ул. Серафимовича	Древесная (липы) и газонная (обыкновенный газон без ухода)	Урбиквазизем серогумусовый / Urbic Technosols	2019-2020
М-Ф	Фон	55°49'03.1"N 37°33'15.9"E Комплексный заказник «Петровско-Разумовский»	Древесная (клен, липа, дуб, сосна, береза)	Дерново-подзолистая легкосуглинистая глееватая / Albic Stagnosol (Loamic)	2012-2014, 2019-2020
		Курск			
К-Р	Рекреационная	51°43'14.3"N 36°10'14.9"E Парк им. Дзержинского	Древесная (липы) и газонная (газон без ухода)	Урбиквазизем темногумусовый урбо-стратифицировнный/ Urbic Technosols	2014-2020
К-С	Селитебная	51°44'16.6"N 36°08'48.8"E Кампус ЮЗГУ, территория спортивного комплекса	Древесная (липы) и газонная (газон без ухода)	Урбиквазизем темногумусовый урбо-стратифицировнный / Urbic Technosols	2014-2020
К-П	Промышленная/ транспортная	51°39'57.2"N 36°07'06.8"E	Древесная (ивы) и газонная (газон без ухода)	Урбиквазизем темногумусовый урбо-	2014-2020

		Санитарно-защитная зона завода резино-технических изделий		стратифицировнный / Spolic Technosols	
К-Ф-1	Фон	51°46'02.4"N 36°10'18.9"E Урочище «Знаменская роща»	Древесная (клен, дуб)	Серая среднесуглинистая на карбонатном лессовидном суглинке/ Albic Luvisol (Siltic Cutanic)	2014-2020
К-Ф-2	Фон	51°34'17.8"N 36°05'21.3"E Центрально-черноземный заповедник им. В.В. Алехина	Степь	Чернозем миграционно-мицелярный/ Haplic Chernozem (Pachic, Clayic)	2014-2016, 2019-2020

2.3. Анализ факторов пространственно-временной изменчивости запасов углерода, включая методы цифровой почвенной картографии

Основным подходом к анализу пространственной неоднородности запасов углерода на региональном уровне является цифровая почвенная картография (DSM, ЦПК), объединяющая методы интерполяции и экстраполяции (McBratney и др., 2003). В нашей работе подход ЦПК был адаптирован для условий Московского региона и применен для нескольких задач.

Пространственный анализ запасов углерода в почвах г. Москва

В основе ЦПК – анализ пространственных взаимосвязей между моделируемой (зависимой) переменной и независимыми факторами (auxiliary data, predictors) на основании репрезентативной выборки полевых данных (n≥50) и экстраполяция полученных зависимостей на изучаемую территорию. Адаптация ЦПК для территории Москвы включала получение представительных полевых данных и добавление в модель факторов, характеризующих пространственную неоднородность городской среды. В 2018-2020 гг. на территории Московского мегаполиса были отобраны смешанные поверхностные (0-10 см) пробы в 373 точках (случайно-стратифицированный принцип отбора), что позволило охватить разные исторические и функциональные зоны. Образцы отбирались по слоям 0-10, 10-30 и 30-50 см для анализа профильного распределения. Для объекта, расположенного в историческом центре Москвы (Болотная площадь), был изучен профиль до глубины 400 см, что позволило оценить запасы углерода в культурных слоях и их потенциальную доступность для микроорганизмов. Для объяснения выявленной пространственной неоднородности запасов углерода наряду с традиционными факторами: рельефом (DEM SRTM); температурой (мезоклиматическая модель COSMO-CLM) и растительностью (дешифрирование снимка Sentinel-2A MSI), - были изучены факторы специфичные для города: запечатанность, расстояние до дорог (данные Open Street Map, OSM и дистанционного зондирования), историческое зонирование, возраст застройки (data.nextgis.com/ru/moredata/), функциональное зонирование (OSM)), тип зеленых насаждений (дешифрирование снимков Sentinel-2A MSI). Взаимосвязь между запасами углерода и факторами аппроксимировалась генерализованной моделью регрессии (GLM). Значимость факторов в полной модели проверяли по t-критерию и изменению R^2_{adj}, незначимые факторы исключали. В результате были получены карты запасов углерода с разрешением 30 м и выявлены факторы, определившие их пространственное распределение.

Оценка изменений запасов углерода в почвах в результате запечатывания территории Новой Москвы

Новая Москва – уникальная территория, где на площади более 1500 км^2 идет стремительная урбанизация, приводящая, в том числе, к увеличению запечатанности территории (Argenbright, 2018; Vasenev и др., 2019b). Для анализа динамики запечатанности территории современной Новой Москвы были построены карты запечатанных территорий на 1970, 1990 (оцифровка топографических карт) и 2020 (данные OSM и дистанционного зондирования) годы, с разделением на дороги разных категорий и застройку. В качестве первоначальных (максимальных) запасов углерода брали усредненные значения для естественных почв в 1970 г., экстраполированные по оцифрованной карте почв Московской области (Почвы Московской области, 2002). Потери запасов углерода, связанные со снятием и перемещением почвы при строительстве, рассчитывались для участков пересечения почвенной карты и карт запечатанности за разные годы, при этом мощность снятого горизонта при дорожном строительстве зависела от категории дороги, в то время как при строительстве зданий весь почвенный профиль считался удаленным (ГОСТ 17.5.3.06-85).

Моделирование влияния эффекта городского острова тепла на запасы углерода и микробное дыхание городских почв Московского мегаполиса

Изменение температуры – ключевой абиотический фактор, определяющий динамику запасов $C_{орг}$ в почве (Lloyd and Taylor, 1994; Schlesinger and Andrews, 2000). В условиях городской среды температурный режим почв формируется под воздействием мезоклиматических аномалий и, в первую очередь, городского острова тепла (Voogt and Oke, 2003). Для моделирования эффекта городского острова тепла на интенсивность биодеструкции запасов $C_{орг}$ в репрезентативной выборке поверхностных образцов (0-10 см, n=323), отобранных для картирования запасов углерода в Москве, определяли отклик МД на изменение гидротермических условий в лабораторных условиях (почва 10, 22, 30 и 40°С, влажность 0.3 и 0.7 ПВ). Зависимость МД от температуры, влажности, $C_{орг}$ и pH определялась с помощью многофакторной регрессии. Полученное уравнение использовали для пространственной модели, предикторами в которой были запас $C_{орг}$ и pH в слое 0-10 см, температура и влажность почвы с мая по октябрь 2019 г., полученные по данным региональной модели COSMO-CLM (Варенцов и др., 2017) с разрешением 500 м. Итоговая модель позволяет проанализировать пространственно-временную динамику МД почв Москвы и оценить пространственные закономерности устойчивости $C_{орг}$ с учетом эффекта городского острова тепла.

Прогнозирование изменений запасов углерода в почвах Московской области в результате урбанизации в 2015-2050 гг.

Темпы урбанизации в Москве и Московской области самые высокие в России (Антонов и Махрова, 2019; Нефедова, 2019). Прогнозирование изменения запасов углерода в почве в результате урбанизации включало три этапа: 1) построение карты запасов углерода Московской области на 2015 г.; 2) моделирование урбанизации за период 2015-2050 гг. и 3) корректировка построенных карт запасов углерода с учетом новых урбанизированных территорий в 2050 г. Карта запасов углерода в почвах Московской области была построена с использованием методов ЦПК, адаптированных для урбанизированного региона, по аналогии с описанным выше картированием запасов углерода в почвах Москвы. Опорная база данных для настройки модели включала 240 точек (случайно-стратифицированный принцип отбора), отобранных в различных функциональных зонах Москвы и городов Московской области, отличающихся биоклиматическими условиями, размерами и историей: Дубна, Сергиев Посад, Воскресенск, Шатура, Пущино и Серебряные Пруды, а также естественных и агроэкосистем вблизи изученных городов. Для каждой точки оценивали запасы $C_{орг}$ в верхнем слое (0-10 см) и слое 0-150 см. Итоговая модель включала такие факторы как средняя годовая температура, годовая норма осадков, тип почвы, склон, растительность (по NDVI), тип землепользования, возраст и размер города, функциональная зона. Для прогнозирования урбанизации были оценены городские территории за период 1980-2015 гг., а пространственные взаимосвязи вероятности урбанизации с биоклиматическими (климат, типы почвы, растительности, землепользования; рельеф) и социально-экономическими (близость городских территорий, удаленность от Москвы и крупных магистралей) факторами были аппроксимированы логистической регрессионной моделью. Полученное уравнение логистической регрессии было использовано для построения прогнозной карты урбанизированных территорий к 2050 г. (в зависимости от учтенных факторов было рассмотрено три варианта модели). Карта урбанизированных территорий 2050 г. была использована как входящие данные (слой «тип землепользования») для построения карты запасов углерода по описанной выше методике. Сопоставление исходной (2015 г.) и итоговой (2050 г.) карт позволило дать прогноз изменения запасов углерода в почвах Московской области при развитии урбанизации к 2050 г.

2.4. Сравнительно-географическая оценка запасов углерода в зональном ряду почв городов Европейской части России

В 2019-2020 гг. исследования проводились в селитебных зонах шести городов Европейской России, расположенных в различных биоклиматических зонах и отличающиеся по площади, истории и экономике: Мурманск, Апатиты, Москва, Пущино, Курск и Ростов-на-Дону (табл. 3).

Таблица 3 Характеристика исследуемых городов Европейской России

Город	Географическое положение	Население / год создания города	Доминирующая сфера экономики	Биоклиматическая зона	Фоновый тип почв
Мурманск	68˚55'N 33˚05E	292 тыс. / 1916	Промышленность, транспорт	Лесотундра	Подзолы и Подбуры
Апатиты	67˚34'N 33˚23E	55 тыс. / 1966	Промышленность, туризм	Северная тайга	Подзолы
Москва	55˚45'N 37˚37'E	12692 тыс. / 1147	Много-функциональный	Южная тайга	Дерново-подзолистые
Пущино	54˚50'N 37˚37'E	21 тыс. / 1966	Наука	Смешанные и широколиственные леса	Серые
Курск	51˚43'N 36˚11'E	450 тыс. / 1095	Промышленность, сельское хозяйство	Лесостепь	Черноземы
Ростов-на-Дону	47˚14'N 39˚43'E	1133 тыс. / 1807	Промышленность, сельское хозяйство	Степь	Черноземы

В каждом городе в 50 пространственно дифференцированных точках (случайная выборка) и на представительных фоновых участках отбирали почвенные образцы по горизонтам и слоям 0-10, 10-20, 20-30, 30-50 см и >50 см, подстилочные горизонты исключали. В фоновых почвах лесотундровой и северотаежной подзоны, где органическая и минеральная компоненты подстилочно-торфянистого горизонта сложно разделимы, отбор образцов верхнего горизонта проводили следующим образом. Сначала делали прикопку для определения мощности подстилочно-торфянистого горизонта. Затем почвенным ножом и лопатой вырезали фрагмент со сторонами 30 × 30 см и диагностированной глубиной подстилочно-торфянистого горизонта. После этого минеральную часть горизонта отделяли механически (трясли и постукивали лопатой). В лаборатории образцы просеивали, корни и неразложившиеся органические остатки отбирали вручную.

В образцах определяли содержание $C_{орг}$ и $C_{карб}$ и индикаторы микробной активности ($C_{мик}$, МД, $q CO_2$). Для всех городов были построены картосхемы запасов углерода с учетом оценки запечатанности территории. Динамика запасов углерода оценивалась по эмиссии CO_2, измеряемой в центральной части города и на фоновом участке (≥10 точек на каждом участке, характеризующих газонную, кустарниковую и древесную растительность), с периодичностью 2 раза в месяц в течение вегетационного сезона с одновременным наблюдением температуры и влажности. Непрерывное наблюдение температуры воздуха (на высоте 2 м) и почвы (глубина 7 и 20 см) велось с использованием автономного датчика температуры iButton DS1922 (Vasenev и др., 2017a; Смагин, 2012).

2.5. Иерархия объектов и методов исследований

Логика работы последовательно рассматривает различные иерархические уровни от отдельного почвогрунта, компонента, профиля городской почвы или почвенной конструкции до города и региона. Иерархический уровень объектов определял изучаемые факторы и доступные методы. Для оценки неоднородности почвогрунтов в Москве составлялась база данных свойств отдельных компонентов, а для оценки баланса почвогрунтов в Москве проводилось анкетирование поставщиков. Воздействие технологии (выбор состава почвогрунта, мощности и последовательности слоев) и дозированной антропогенной нагрузки (загрязнение, засоление) на баланс углерода анализировали в модельных почвенных конструкциях в рамках полевых и вегетационных экспериментов. Влияние совокупной антропогенной нагрузки, типа растительности и динамики микроклиматических условий изучали при мониторинге эмиссии CO_2 и запасов углерода в почвах различных функциональных зон. Наконец, на уровне города и региона изучали влияние запечатанности, функционального и исторического зонирования, регионального климата и климатических аномалий на пространственно-временную динамику запасов органического и неорганического углерода и эмиссию CO_2 (табл. 4).

Таблица 4 Иерархия объектов, факторов и методов

Объекты	Факторы	Методы
Почвогрунт (компонент)	Источник поставки, объемы, рецептура	Анкетирование Анализ физико-химических и микробиологических свойств
Почвенная конструкция	Технология создания, антропогенная нагрузка	Вегетационные и полевые стационарные эксперименты потоков и запасов углерода в системе почва-растение
Экспериментальный участок (урбоэкосистема)	Тип растительности, антропогенная нагрузка, динамика климатических условий	Полевое обследование, мониторинг эмиссии CO_2, оценка запасов углерода в почве
Город/ регион	Функциональное и историческое зонирование, мезоклиматические аномалии, запечатанность	Полевое обследование, мониторинг эмиссии CO_2, оценка запасов органического и неорганического углерода, цифровая почвенная картография и моделирование

Иерархия объектов отражена в результативной части диссертации. В главе 3 описаны закономерности распределения и пространственной неоднородности запасов углерода в различных городах мира, основанные на анализе литературных источников и составленной глобальной базе дынных. В главах 4 и 5 отражены результаты экспериментальных исследований факторов пространственно-временной изменчивости запасов углерода и эмиссии CO_2 в почвогрунтах, почвенных конструкциях и городских почвах различных функциональных зон. В главе 6 рассмотрены факторы пространственно-временной изменчивости запасов углерода городских почв Московского региона. В главе 7 приведены результаты пространственного анализа запасов углерода и мониторинга динамики эмиссии CO_2 городскими и фоновыми почвами городов, расположенных в различных биоклиматических зонах Европейской территории России – от лесотундры (г. Мурманск) до степи (г. Ростов-на-Дону). В Заключении рассмотрены перспективы использования полученных данных и знаний для задач экологического нормирования и поддержки принятия решений по устойчивому развитию городских экосистем в контексте углеродной нейтральности.

Схематично иерархия объектов и результатов исследования в структуре работы представлена на рис. 15. Объекты, методы и наблюдаемые показатели обобщены в таблицах 5 и 6 и описаны в соответствующих главах диссертации

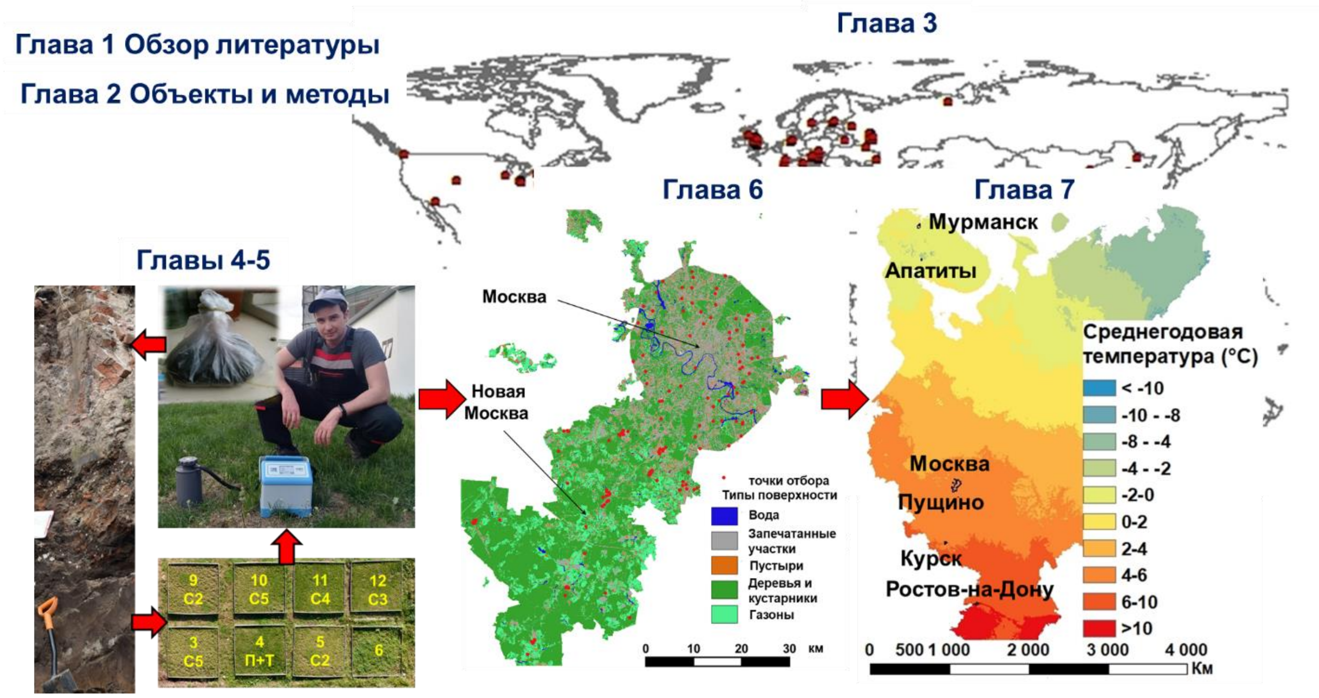


Рисунок 15 Иерархическая организация объектов и результатов исследования

.

Таблица 6 Исследуемые показатели и методы анализа

Показатель	Методы анализа	Ссылка на подробное описание
Объем поставок почвогрунтов (м^3 в год), рецептура (доля компонентов в объемных %)	Анкетирование	Глава 4 (п. 4.1.) Брянская и др., 2020
Содержание $C_{общ}$ (%) $N_{общ}$ (%) Соотношение C/N (доли единицы)	Высокотемпературное каталитическое сжигание на CN анализаторе (Vario TOC, США)	
Содержание $C_{орг}$ (%)	ГОСТ 26213-91 (для почв) ГОСТ 27753.10-88 (для почвогрунтов с высокой долей торфа)	
Содержание $C_{карб}$ (%)	Волюметрический метод (Шейблера) на кальциметре	Соответствует стандартам NEN 5757, DIN 19682, и DIN 19684
Содержание $C_{мик}$ (мкг С г почвы$^{-1}$)	Метод субстрат-индуцированного дыхания с предынкубацией в течение 72 часов	Anderson and Domsh, 1986; Ананьева и др., 2011
МД (БД) (лаборатория) (мкг С - CO_2 $^-$ г почвы$^{-1}$ ч$^{-1}$)	Базальное дыхание (ISO 16072:2002) с измерением на газовом хроматографе Кристалл 2000М	Глава 4 (4.2-4.3) Глава 6 (6.4) Anderson and Domsh, 1986; Ананьева и др., 2011; Васенев и др., 2012; Vasenev и др., 2021
qCO_2 (мкг С - CO_2 м$^{-2}$ ч$^{-1}$ мг $C_{мик}$ г почвы$^{-1}$)	qCO_2=МД/$C_{мик}$	Глава 4 (4.2-4.3) Глава 6 (6.4) Anderson and Domsh, 1986; Ананьева и др., 2011; Васенев и др., 2012

$C_{мик}/C_{орг}$ (%)	Доля содержания $C_{мик}$ в $C_{орг}$, выраженная в %	Глава 4 (4.2-4.3) Ivashchenko et al., 2019; 2021
Микробное разнообразие (индекс Шеннона)	Функциональное разнообразие микробного сообщества с использованием техники MicroRespTM	Campbell et al., 2003, Marinari et al., 2013; Moscatelli et al., 2018; Ivashchenko et al, 2021
k – коэффициент биодеструкции органического вещества (год $^{-1}$) $T_{0.5}$ – время полуразложения органического вещества (годы) $T_{0.95}$ - время разложения 95% органического вещества (годы)	$T_{0.5} = \ln 2/ k$ $k = T_b \times (\ln 100 - \ln(100\text{-}24 \times 10^{-2} \times МД/C))$, где T_b – период биологической активности (дни); МД – микробное (базальное) дыхание (мг С кг$^{-1}$ ч$^{-1}$); С – содержание органического вещества (%)	Глава 4 (4.2-4.3) Глава 6 (6.4) Smagin et al., 2018 Vasenev et al., 2021
Q_{10}	Q10=e10β, где β – угловой коэффициент экспоненциального уравнения зависимости МД от температуры	Глава 4.3
Запасы углерода ($C_{общ,}$ $C_{орг}$ и $C_{карб}$) в почве (кг м$^{-2}$)	$ЗС = С \times П \times М \times (1\text{-}К) \times 10^{-1}$, где ЗС – запас углерода в слое (кг м$^{-2}$) С – концентрация углерода (%) П – плотность сложения (г см$^{-3}$) М – мощность слоя (см) К – каменистость (доли единицы)	
Запасы $C_{орг}$ в наземной биомассе газонов (кг м$^{-2}$)	Укосы от 1 до 4 раз в месяц, отбор образцов с площадок, высушивание до постоянного веса при температуре 40 °С, оценка содержания $C_{орг}$ по коэффициенту пересчета 0.45	Глава 4 (п. 4.5) Shchepeleva et al., 2017
Запасы $C_{орг}$ в корневой биомассе газонов (кг м$^{-2}$)	Отбор образцов цилиндрами (диаметр 7 см, глубина - 30 см), разбор и отмывка корней, высушивание до	Глава 4 (п. 4.5) Schepeleva et al., 2017

	постоянного веса при температуре 40 °C, оценка содержания $C_{орг}$ по коэффициенту пересчета 0.45	
Чистая первичная продукция надземной биомассы газонов (кг С $м^{-2}$ $год^{-1}$)	Суммарная скошенная биомасса за вегетационный сезон, пересчитанная на сухой вес и запасы углерода	Глава 4 (п. 4.5) Schepeleva et al., 2017
Чистая первичная продукция коревой биомассы газонов (кг С $м^{-2}$ $год^{-1}$)	Прирост корневой биомассы в конце сезона по сравнению с началом и год к году (в пересчете на сухой вес и запасы углерода)	Глава 4 (п. 4.5) Schepeleva et al., 2017
Экосистемное дыхание (для газонов) (г CO_2 $м^{-2}$ $сутки^{-1}$)	Измерение потока CO_2 из почвы без удаления растений ИК газоанализатором Li6400 или PPS EGM5 с темной камерой	Глава 4 (п. 4.4 и 4.5) Gavrichkova et al., 2020
Почвенное дыхание (г CO_2 $м^{-2}$ $сутки^{-1}$)	Измерение потока CO_2 из почвы после удаления опада и/ или обрезки наземной биомассы (травы) до высоты 2 см над поверхностью почвы ИК газоанализатором Li-820, Li6400 или PPS EGM5 с темной камерой	Глава 4 (п. 4.4 и 4.5) Глава 5 (п. 5.1-5.4) Глава 7 (п. 7.2) Саржанов и др., 2015; Sarzhanov et al., 2017; Schepeleva et al., 2017; Gavrichkova et al., 2020
Микробное дыхание (микробная эмиссия) (поле) (г CO_2 $м^{-2}$ $сутки^{-1}$)	Полевое разделение (исключение корней)	Глава 5 (п. 5.1-5.4) Саржанов и др., 2015 для наблюдений в г. Курск и Vasenev et al., 2018 - для наблюдений в г. Москва
Чистый экосистемный обмен (поле) (г CO_2 $м^{-2}$ $сутки^{-1}$)	Измерение потока CO_2 из почвы без удаления растительний ИК газоанализатором Li6400 или PPS EGM5 с прозрачной камерой	Глава 4 (п. 4.4 и 4.5) Gavrichkova et al., 2020
Чистый экосистемный обмен для газонов (расчет) (г CO_2 $м^{-2}$ $сутки^{-1}$)	Разница между суммарной микробной эмиссией CO_2 и чистой первичной продукции наземной и подземной биомассы за сезон/ год	Глава 4 (4.5); Schepeleva et al., 2017
pH_{H2O}	ГОСТ 26423-85	

pH_{KCl}		
Подвижные формы P и K (мг кг$^{-1}$)	ГОСТ Р 54650-2011	
Основная гидрофизическая характеристика (ОГХ) Полевая влагоескость (ПВ, %) Наименьшая влагоемкость (НВ, %) Влажность завядания (ВЗ, %)	Равновесное центрифугирование (центрифуга 5804 R Eppendorf, скорость от 200 до 8000 оборотов, взвешивания каждые 15, 30, 45). Экспериментальные значения аппроксимировали по уравнению ван-Генухтена (van Genuchten, 1980	Шеин, 2005 Смагин, 2006
Температура почвы – периодические измерения (°С)	Почвенный термометр CheckTemp, Hanna, Германия	
Температуры воздуха (непрерывная динамика) Температуры почвы (непрерывная динамика) (°С)	iButton DS1922	
Влажность почвы - периодические измерения (объемные %)	Почвенный влагомер SM-300, DeltaT, Великобритания	

Таблица 7 Обобщенная информация по объектам и методам исследования

Объекты	Факторы/ категории факторов	Показатели, статистические параметры/ тесты	Дизайн отбора/ эксперимента, метод анализа данных	Ссылка на подробное описание
Глава 3. Задача: на основании литературных данных проанализировать факторы, определяющие неоднородность запасов почвенного углерода внутри городов, между городами, а также вдоль климатического градиента				
- Почвы 116 городов мира; - фоновые (не городские) почвы – доминирующий тип почв в радиусе 10 км от города по базе данных почв мира ISRIC-WISE и HSWD	Факторы неоднородности внутри городов: - функциональная зона; - запечатанность.	Содержание и запасы $C_{орг}$, $C_{карб}$, $C_{ч}$, $N_{общ}$ в слоях 0-10, 10-30, 30-50, 50-100 и > 100	1). Поиск публикаций по базе данных Scopus по сочетанию ключевых слов ‘urban soil’ × ‘carbon’, ‘urban soil’ × ‘organic	Глава 3 Vasenev and Kuzyakov, 2018

(Batjes, 2009; Nachtergaele и др., 2012).	Факторы неоднородности между городами: - возраст (время с момента создания); - размер (площадь, население, плотность населения). Факторы неоднородности по климатическому градиенту: - географическое положение; - климатическая группа по Кёппену.	Средние значения, стандартная ошибка среднего для каждого показателя/ слоя Сравнение средних для города и фона по парному критерию Стьюдента (t-test) Сравнение категорий городов, биоклиматических зон и функциональных зон на основании дисперсионного анализа (после преобразования при распределении отличном от нормального)	carbon', 'urban soil' × 'inorganic carbon' and 'urban soil' × 'black carbon'. 2). Выбор статей, содержащих количественные данные по содержанию/ запасам. 3). Стандартизация результатов по методам/ глубинам	
Глава 4. Задача: изучить объем, состав и свойства почвогрунтов и их компонентов, поставляемых в г. Москва для озеленения				
Почвогрунты и компоненты почвогрунтов, поставляемые в Москву (в 2016-2017 гг.)	Объем рынка (большие/ малые компании) Место добычи/ подготовки	Объем и рецептура почвогрунтов pH_{KCl}, $C_{орг}$, гранулометрический состав	Анкетирование 27 компаний, входящих в систему «Экологичные почвогрунты»	Глава 4 (п. 4.1) Брянская и др., 2020
Глава 4. Задача: изучить объем, состав и свойства почвогрунтов и их компонентов, поставляемых в г. Москва для озеленения				
-10 компонентов почвогрунтов; - 10 вариантов почвогрунтов; - фоновая почва (дерново-подзол, Retisols albic, Серебряный бор, 0-20 см).	Группа компонентов по происхождению (торфа, грунты или осадки) Группа почвогрунтов по количеству компонентов (простые – 2, сложные – более 2) и доле торфа (> / < 30% объема)	pH_{H2O}, $C_{общ}$, $N_{общ}$, P, K $C_{мик}$, МД, qCO_2 ОГХ, почвенные гидрологические константы (ПВ, НВ, ВЗ) Микробное разнообразие (индекс Шеннона)	Выбор наиболее типичных (распространенных) компонентов и грунтов по результатам анкетирования (см. 4.1.), отбор смешанных образцов на площадках	Глава 4 (п. 4.2) Ivashchenko et al., 2020

		Средние значения, стандартная ошибка среднего для каждого показателя (n= от 3 до 10) Сравнение средних по группам (включая фон) на основании дисперсионного анализа или непарного критерия Стьюдента	подготовки почвогрунтов	
Глава 4. Задача: изучить влияние гидротермических условий на скорость разложения (биодеструкции) органического вещества почвогрунтов				
-2 варианта компонентов; - 4 варианта почвогрунта.	Группа компонентов/ почвогрунтов (см. 4.1.) Температура (инкубация при 10, 22, 30 и 40 ºC) Влажность (3-7 вариантов влажности от ВЗ до ПВ)	МД, k, $T_{0.5}$ при разных гидротермических условиях, Q_{10} Средние значения, стандартная ошибка среднего для каждого показателя (n=3) Регрессионный анализ зависимости МД от температуры (экспоненциальная функция) и влажности (обратная квадратичная функция)	Предынкубация образцов в течение 72 часов при стандартных условиях, потом в течение 24 ч при заданных температуре и влажности, измерение МД на газовом хроматографе	Глава 4 (п.4.3)
Глава 4. Задача: изучить влияние дозированной антропогенной нагрузки (загрязнение и засоление) на потоки и запасы углерода в системе почвогрунт – газонная трава				
- 1 вариант почвогрунта; - 2 варианта газонной травы (монокультура – плевел многолетний *Lolium perenne* и газонная смесь овсяница красная (*Festuca rubra* 70%), плевел многолетний (20%) и	Тип и концентрация поллютанта: - засоление (NaCl, 30 и 90 ммоль $л^{-1}$; загрязнения тяжелыми металлами (Zn, Cd, Pb, Cr, Ni и Cu концентрации отдельных металлов варьировали от 6.5 мг $кг^{-1}$ для Cd до 75 мг $кг^{-1}$ для Zn,	Чистая первичная продукция надземной биомассы газонов Чистая первичная продукция коревой биомассы газонов Экосистемное дыхание Почвенное дыхание Чистый экосистемный обмен (поле)	Поллютанты вносились через 6 месяце после посева. Потоки измеряли в среднем 1 раз в 2 неделе между 10 и 14 часами в течении 10 недель. После	Глава 4 (п. 4.4) Gavrichkova et al., 2020

мятлик луговой (*Poa pratensis* 10%)) Почвогрунт закладывали в вегетационные контейнеры размером 50×15×15 см и высевали газонную траву. Эксперимент проводили в теплице с естественным освещением	суммарное поступление – 12 мг в каждый сосуд)	МД (БД) (лаборатория) Содержание $C_{мик}$ Q_{10} Средние значения, стандартная ошибка среднего для каждого показателя (n= 4) Сравнение средних по группам (тип и концентрация поллютанта) на основании дисперсионного анализа	окончания эксперимента отбирали и анализировали образцы почвы и биомассы	
Глава 4. Задача: изучить влияние параметров почвенной конструкции (тип и мощность субстрата, последовательность слоев) на баланс углерода в системе почвенная конструкция – газонная трава				
Модельные почвенные конструкции на полевом стационаре РГАУ-МСХА им. К.А. Тимирязева (г. Москва) Почвенные конструкции мощностью 50 см и с площадью поверхности от 0.5 до 9 м^2 На поверхность почвенных конструкций высеяна универсальная газонная смесь (Lolium perenne –45%, Poa praténsis – 5% and Festuca rubra – 50%)	Мощность органогенного горизонта (5, 10 и 20 см) Тип конструкции (для 4 вариантов почвогрунта – 15 см органогенный горизонт на подстилающих слоях из ПГС и фонового Bt горизонта, для 1 варианта почвогрунта – 5 см песка (маскирующий слой) - 10 см почвогрунта и далее подстилание как для остальных вариантов)	Запасы $C_{орг}$ в почве Запасы $C_{орг}$ в наземной биомассе Запасы $C_{орг}$ в корневой биомассе Чистая первичная продукция наземной биомассы газонов Чистая первичная продукция коревой биомассы газонов Почвенное дыхание Микробное дыхание (микробная эмиссия) (поле) Чистый экосистемный обмен (поле) Температура почвы – периодические измерения Влажность почвы - периодические измерения	Эксперимент по изучению влияния мощности: - заложили осенью 2012 г. - потоки измеряли с весны 2013 г. по осень 2015 г. в безморозный период один раз в месяц, образцы почвы отбирали один раз в год (осенью). Эксперимент по изучению влияния типа конструкции:	Глава 4 (п. 4.5) Schepeleva et al., 2017

		Средние значения, стандартная ошибка среднего для каждого показателя (n= 3) Регрессионный анализ зависимости почвенного дыхания от температуры и влажности Сравнение средних по группам (тип конструкции и мощность субстрата) на основании дисперсионного анализа	- заложили осенью 2017 г. потоки измеряли с весны 2018 г. по осень 2020 г. в безморозный период два раза в месяц, образцы почвы отбирали два раза в год (весна и осень).	
Глава 5. Задача: сопоставить запасы углерода в почве и эмиссию CO_2 из почвы для городских почв различных функциональных зон в Москве и Курске с учетом сезонной и многолетней динамики				
Почвы промышленной/ транспортной, селитебной и рекреационной зон в г. Москва и г. Курск; почвы фоновых территорий	Город (биоклиматическая зона) Функциональная зона Тип растительность (древесно-кустарниковая или травянистая) Удаленность о центра (для Москвы) Температура и влажность почвы (суточная, сезонная и многолетняя динамика)	Содержание $C_{общ}$, $C_{орг}$ Содержание $C_{мик}$ МД (БД) (лаборатория) qCO_2, k, $T_{0.5}$ Запасы углерода ($C_{общ}$ и $C_{орг}$) в почве Почвенное дыхание Микробное дыхание (микробная эмиссия) (поле) Температура почвы – периодические измерения Влажность почвы - периодические измерения Средние значения, стандартная ошибка среднего для каждого показателя (n от 5 до 15)	Москва (лето-осень 2012 г.) – наблюдение потоков 1 раз в неделю, суточный ход, полевое разделение корневого и микробного дыхания, отбор образцов почв – 1 раз в начале эксперимента; Москва (2019-2020 г.) - наблюдение потоков 2 раза в месяц в безморозный период и 1 раз в месяц в морозный период, отбор образцов почв – 1 раз	Глава 5, Саржанов и др., 2015; Sarzhanov et al., 2017; Vasenev et al., 2018

		Регрессионный анализ зависимости почвенного дыхания от температуры и влажности Сравнение средних по группам (город, функциональная зона, тип растительности) на основании дисперсионного анализа	в начале эксперимента; Курск (весна-лето 2013 г.) наблюдение потоков 1 раз в неделю, суточный ход, полевое разделение корневого и микробного дыхания, отбор образцов почв – 1 раз в начале эксперимента Курск (2013-2021 г) - - наблюдение потоков 2 раза в месяц в безморозный период.	
Глава 6. Задача: изучить факторы пространственной неоднородности запасов углерода в почвах Москвы и городов Московской области				
- Почвы различных функциональных зон г. Москва, г. Дубна, г. Воскресенск, г. Сергиев Посад, г. Воскресенск, г. Шатура, г. Пущино, ПГТ Серебряные пруды; - Почвы лесных и сельскохозяйственных земель на расстоянии до 10	Почвенная/ биоклиматическая зона Влияние урбанизации (город/ не город) Тип землепользования Функциональная зона (для города) Глубина отбора (0-10 см и глубже 10 см)	Целевой показатель: запасы $C_{орг}$ в почве (0-10 см и 10-150 см). Полевые данные: Содержание $C_{орг}$, плотность, каменистость, мощность слоев/ горизонтов (n = 244) Вторичные данные (предикторы): рельеф: DEM SRTM; температура: мезоклиматическая модель COSMO-CLM; растительность: Sentinel-2A MSI	1). Полевое исследование; 2). Анализ и стандартизация предикторов (итоговое разрешение 770 м, проекция UTM 37N)/ 3). Тестирование трех моделей, в разной степени	Глава 6 (п. 6.1) Vasenev et al., 2014

км от исследуемых населенных пунктов		запечатанность, %; расстояние до дорог (данные Open Street Map, OSM и Sentinel-2A MSI), возраст застройки (data.nextgis.com/ru/moredata/), функциональное зонирование (OSM)), тип зеленых насаждений (Sentinel-2A MSI) Средние значения, стандартная ошибка среднего и коэффициент вариации для страт – территорий, характеризующихся сочетанием факторов (почва и землепользование/ функциональное зонирование) Анализ взаимосвязи полевых данных и предикторов на основе генерализованной модели регрессии Сравнение средних по группам (город, функциональная зона, тип землепользования) на основании дисперсионного анализа Валидация по независимой выборки (среднеквадратичное отклонение, коэффициент детерминации уравнения регрессии)	учитывающих городские территории. 4). Картографирование запасов $C_{орг}$ в слое 0-10 и 10-150 см 5). Валидация по независимой выборке (n = 50)	
Глава 6. Задача: оценить динамику запечатанности территорий Новой Москвы и дать прогноз изменений запасов углерода в почве в результате запечатывания				
Почвы ТиНАО г. Москва	Площадь и расположение запечатанных территорий	Целевой показатель: запасы $C_{орг}$ в почве (0-100 см)	1). Построение карт запечатанных	Глава 6 (п. 6.2)

	(застройка и дороги разных категорий)	Данные по исходным запасам $C_{орг}$ в почве - средние значения для подтипов фоновых почв (Почвы Московской области..., 2002). Данные по запечатанности 1970 г. и 1990 г. – оцифровка топографических карт (1:100 000) 2020 г. – данные OSM	территорий на 1970, 1990 и 2020 год. 2). Пересечение карт запечатанности с почвенной картой. 3). Расчет снижения запасов для каждой страты - территории, характеризующийся сочетанием факторов (подтип почвы и тип запечатанности), мощность плодородного, слоя снятого при дорожном строительстве, определяли по ГОСТ 17.5.3.06-85	Vasenev et al., 2019; Romzaykina et al., 2020
Глава 6. Задача: оценить профильное распределение запасов углерода в культурном слое в центре г. Москва				
Культурный слой раскопа на Болотной площади, г. Москва (мощностью около 400 см)	Глубина/ возраст слоя	Содержание $C_{общ}$, $C_{орг}$, $N_{общ}$ Содержание $C_{мик}$ $C_{мик}/C_{орг}$ МД (БД) (лаборатория) qCO_2, k, $T_{0.5}$ Запасы углерода ($C_{общ}$ и $C_{орг}$) в почве	1). Выделение и примерная датировка горизонтов. 2). Отбор и анализ образцов почв. 3). Расчет запасов $C_{орг}$	Глава 6 (п. 6.3) Vasenev et al., 2017

Глава 6. Задача: проанализировать влияние городского острова тепла на пространственно-временную изменчивость микробного дыхания почв г. Москва				
Почвы г. Москва (0-10, 10-30, 30-50 см)	Мезоклиматическая аномалия - локация (площадь) и интенсивность (увеличение температуры) городского острова тепла. Удаленность от центра (Москва в границах 2012/ ТиНАО г. Москва) Тип поверхности (запечатанные территории, пустыри, газоны (травянистые фитоценозы), древесно-кустарниковая растительность) Возраст застройки (8 классов)	Целевой показатель: - температура почвы (0-10 см, модель) - влажность почвы (0-10 см, модель) - запасы $C_{общ}$ в почве (0-10, 10-30, 30-50 и 0-50 см). - МД (0-10 см) - k, $T_{0.5}$ Полевые данные: Содержание $C_{общ}$, плотность, каменистость, мощность слоев/ горизонтов (n = 140) Вторичные данные (предикторы): рельеф: DEM SRTM; температура: мезоклиматическая модель COSMO-CLM; растительность: Sentinel-2A MSI запечатанность, %; расстояние до дорог (данные Open Street Map, OSM и Sentinel-2A MSI), возраст застройки (data.nextgis.com/ru/moredata/), функциональное зонирование (OSM)), тип зеленых насаждений (Sentinel-2A MSI) Анализ взаимосвязи полевых данных и предикторов на основе генерализованной модели регрессии	1). Моделирование температуры и влажности почвы (0-10 см) за период май-октябрь 2019 г. (разрешение 500 м, усреднено до среднемесячных значений). 2). Картографирование запасов $C_{общ}$ и pH_{H2O} по слоям. 3). Лабораторный эксперимент по анализу зависимости МД от температуры (10, 22, 30 и 40ºC), влажности (30% и 70% от полной влагоемкости), $C_{общ}$ и pH_{H2O}. 4). Картографирование МД, k, $T_{0.5}$ с учетом и без учета эффекта городского острова тепла	Глава 6 (п. 6.4) Vasenev et al., 2021

		Валидация мезоклиматической модели по наблюдениям метеостанций (средняя ошибка, корреляция) Зависимость МД от температуры и влажности почвы, $C_{общ}$ и pH_{H2O} - множественная линейная регрессия Различия между группами (типы поверхности, глубины) – дисперсионный анализ с пост-хок критерием Тьюки		
Глава 6. Задача: прогнозирование изменений запасов углерода в почвах Московского региона в результате урбанизации в 2015-2050 годах				
Почвы Московской области	Время (сравнение урбанизации в 2015 с прогнозом на 2050-й годы) Тип модели (по набору факторов) История землепользования (использование территорий до урбанизации) Тип (подтип) фоновых почв	Целевой показатель: запасы $C_{орг}$ в почве (0-10 см и 10-150 см). Полевые данные: Содержание $C_{орг}$, плотность, каменистость, мощность слоев/горизонтов (n = 244) Вторичные данные (предикторы): рельеф: DEM SRTM (высота и рельеф); среднегодовая температура и осадки (www.worldclim.org); растительность (LAI за 1981 и 2015); почва (укрупненные типы почв по карте почв Московской области (2002); Евклидово расстояние до Москвы (в границах 2012 г.), федеральных трасс и основных водных объектов (данные Open Street Map, OSM и Sentinel-2A MSI), фактор соседства (доля	1). Анализ (в 1980 и 2015) и прогнозирование (в 2050) урбанизации на основании трех статистических моделей, отличающихся по набору предикторов 2). Прогнозирование изменения запасов $C_{общ}$ (по результатам 6.1) в результате урбанизации к 2050-му году (изменение входящего слоя землепользования). 3). Оценка изменений запасов	Глава 6 (п. 6.5); Vasenev et al., 2019

		урбанизированных ячеек в окне 100 и 1000 м) Средние значения, стандартная ошибка среднего и коэффициент вариации для страт – территорий, характеризующихся сочетанием факторов (почва и землепользование/ функциональное зонирование) Анализ взаимосвязи полевых данных и предикторов на основе генерализованной модели регрессии Анализ взаимосвязи вероятности урбанизации и предикторов на основе логистической модели регрессии Сравнение средних по группам (город, функциональная зона, тип землепользования, период (1980, 2015 и 2050) на основании дисперсионного анализа	$C_{общ}$ для различных почвенных зон (типов фоновых почв) и типов землепользования (до урбанизации)	
Глава 7. Задача: анализ динамики эмиссии CO_2 городскими и фоновыми почвами различных биоклиматических зон Европейской территории России в 2020-2021 годах				
Почвы селитебных зон (площадки около 0.1 га) городов Мурманск, Апатиты, Москва, Пущино, Курск и Ростов-на-Дону Фоновые почвы ненарушенных участков, расположенных на	Биоклиматическая зона/ город (совокупность природных и антропогенных факторов) Время (сезонная динамика, сравнение между годами)	Почвенное дыхание (поле) (n=10-12 для города и фона) Температуры воздуха (непрерывная динамика) (n=1 для города и фона, 2м над землей)	Наблюдение почвенного дыхания, температуры и влажности почвы 1 раз в 2 недели в безморозный период в 2020-2021 годах.	Глава 7 (п. 7.2)

расстоянии от 3 до 30 км от соответствующих городов в той же почвенной и климатической зоне	Тип растительности (газоны/ травянистые ценозы, деревья и кустарники)	Температуры почвы (непрерывная динамика) (n=1 для города и фона, глубина 2, 7 и 20 см от поверхности) Влажность почвы – периодические (n=10-12 для города и фона) измерения Температура почвы - периодические измерения (n=10-12 для города и фона)	Непрерывные наблюдения температуры воздуха и почвы (шаг 3 часа, непрерывно в течение 2020-2021 годов)	
Глава 7. Задача: анализ пространственной неоднородности и профильного распределения запасов углерода городских и фоновых почв различных биоклиматических зон Европейской территории России				
Почвы селитебных зон городов Мурманск, Апатиты, Москва, Пущино, Курск и Ростов-на-Дону Фоновые почвы ненарушенных участков, расположенных на расстоянии от 3 до 30 км от соответствующих городов в той же почвенной и климатической зоне	Биоклиматическая зона/ город (совокупность природных и антропогенных факторов) Тип растительности (газоны/ травянистые ценозы, деревья и кустарники) Глубина (профильное распределение)	Содержание $C_{общ}$, $C_{орг}$, $C_{карб}$ Содержание $C_{мик}$ МД (БД) (лаборатория) qCO_2, k, $T_{0.5}$ Запасы углерода ($C_{орг}$ и $C_{карб}$) в почве pH_{H2O}	1). Полевой анализ почв селитебных зон (n=140 для Москвы и n=50 для остальных городов) с отбором образцов по горизонтам и глубинам (0-10, 10-20, 20-30, 30-50, 50-100 и глубже 100 см). 2). Расчет запасов $C_{орг}$ и $C_{карб}$ и их профильного распределения 3). Оценка k и $T_{0.5}$ на основании рассчитанных запасов, МД (БД) в лаборатории и почвенного (микробного)	Глава 7 (п. 7.2 и 7.3)

			дыхания в поле, пересчитанного на 2020-й и 2021-й годы	
Глава 7. Задача: анализ факторов пространственной неоднородности запасов $C_{орг}$ городских почв различных биоклиматических зон				
Почвы городов Мурманск, Апатиты, Москва, Пущино, Курск и Ростов-на-Дону	Биоклиматическая зона/ город (совокупность природных и антропогенных факторов) Тип почв (фоновых) Рельеф Тип поверхности (запечатанные территории, пустыри, газоны (травянистые фитоценозы), древесно-кустарниковая растительность) Возраст застройки	Целевой показатель: запасы $C_{орг}$ в почве (0-10, 10-20, 30-30,30-50 и 50-100 см) Полевые данные: Содержание $C_{орг}$, плотность, каменистость, мощность слоев/ горизонтов (n = 140 для Москвы и 50- для остальных) Вторичные данные (предикторы): рельеф: DEM SRTM (высота и рельеф); среднегодовая температура поверхности (по LANDSAT); растительность (NDVI); почва (укрупненные типы по карте почв РФ 1: 2500000); Евклидово расстояние до дорог и основных водных объектов (данные Open Street Map, OSM и Sentinel-2A MSI), возраст застройки (data.nextgis.com/ru/moredata/) Средние значения, стандартная ошибка среднего и коэффициент вариации для страт – территорий, характеризующихся сочетанием факторов (почва и землепользование/ функциональное зонирование)	1). Оценка запасов $C_{орг}$ по слоям на основании полевых данных. 2). Построение моделей зависимости запасов $C_{орг}$ от предикторов для каждого слоя в отдельности. 3). Применение разработанных моделей для картографирования запасов $C_{орг}$ в каждом слое	Глава 7 (п. 7.4) Dvornikov et al., 2021

	Анализ взаимосвязи полевых данных и предикторов на основе генерализованной модели регрессии
	Сравнение средних по группам (город, функциональная зона, тип землепользования на основании дисперсионного анализа

III. ЗАПАСЫ УГЛЕРОДА В ГОРОДСКИХ ПОЧВАХ МИРА[1]

Отправной точкой исследований стал обзор научных публикаций о городских почвах по всему миру, в которых отражена информация о содержании и запасах углерода. При подготовке обзора ставились следующие цели: 1) выявить глобальные закономерности распределения запасов углерода в городских почвах различных климатических зон в сравнении с зональным фоном; 2) проанализировать факторы пространственной неоднородности запасов органического ($C_{орг}$), неорганического ($C_{карб}$) и пирогенного ($C_{ч}$) углерода между городами и внутри городов; 3) сравнить профильное распределение запасов углерода в городских и фоновых почвах; 4) оценить скорость накопления углерода в городских почвах.

3.1. Разработка глобальной базы данных запасов углерода в городских почвах

Основные понятия и определения

В работе над обзором было изучено более 1600 источников, содержащих информацию (или упоминание) о содержании или запасах углерода в почве, при этом методы определения, количество точек обследования, глубина отбора проб и в целом трактовка термина «городская почва» заметно различались. Для организации и систематизации данных в единую базу и анализа общих закономерностей были введены следующие внутренние стандарты понятий и определений, используемые для обобщения и интерпретации результатов. Данные о содержании углерода в почве представлены в весовых процентах на сухой вес (%), а данные о запасах углерода в почве – в массе углерода на единицу площади (кг С $м^{-2}$). В обзоре представлены данные о содержании и запасах углерода в трех формах ($C_{орг}$, $C_{карб}$ и $C_{ч}$), при этом термин ‘запасы углерода’ (без указания конкретной формы) трактуется как общие запасы углерода ($C_{общ}$), которые могут

[1] Основные результаты, изложенные в данной главе, опубликованы в статье **Vasenev V.**, Kuzyakov Y. Urban soils as hot spots of anthropogenic carbon accumulation: Review of stocks, mechanisms and driving factors // Land Degradation and Development. - 2018. - V. 29. - № 6. - P. 1607-1622. DOI:10.1002/ldr.2944. IF Scopus (2022) = 1,145, 2,2 п.л., 1,6 п.л.

включать в себя все три формы. Для анализа глобальных закономерностей распределения запасов углерода в городских почвах термин ‘городские почвы’ и ‘почвы городов’ не различали и использовали оба определения для почв, находящихся в административных границах населенных пунктов в соответствии с глобальными и региональными картами (например, ESRI World Urban Areas или Copernicus Urban Atlas). При анализе неоднородности запасов углерода внутри городов использовали дополнительную информацию о функциональных и исторических зонах, типе землепользования или характеристиках поверхности (запечатанность, тип растительности) и другие доступные данные. Для сопоставления городских почв с зональным фоном использовали данные цифровой карты почв мира (Digital Soil Map of the World, DSMW (FAO, 1995) и гармонизированной базы данных почв мира (ISRIC-WISE Harmonized World Soil Database v 1.2, HSWD (Batjes, 2009; Nachtergaele и др., 2012)) для доминирующего типа почв в радиусе 10 км от населенного пункта сравнения.

При сравнении распределения запасов углерода по профилю в городских и фоновых почвах данные, полученные для отдельных горизонтов (слоев), были пересчитаны на стандартизованные слои (глубины): 0-10, 0-30, 0-50 и 0-100 см, для которых, как правило, представляется информация о запасах углерода в почвах (например, глобальная карта SoilGrids250m (Hengl и др., 2017) или оценки запасов углерода в почвах России (Nilsson et al., 2000). При этом запасы в слоях 0-10 или 0-30 см относили к ‘поверхностным слоям’, а запасы в слое 30-100 см – к подстилающим, что, в частности, соответствует трактовкам глобальных карт и баз данных HSWD, S-world и WoSIS (Batjes, 2014; Stoorvogel и др., 2017). Принимая во внимание значительные запасы углерода, которые могут аккумулироваться в исторических зонах древних и средневековых городов на значительной глубине (Aleksandrovskii и др., 2015; Mazurek и др., 2016), дополнительно рассчитывали запасы в ‘культурном слое’ на глубине 100-200 см. Таким образом, в обзоре использовали данные по запасам углерода в поверхностных, подстилающих и культурных слоях.

Обзор литературных источников и организация данных

Для поиска литературных источников использовали реферативную базу данных Scopus. Публикации искали по сочетанию ключевых слов ‘urban soil’ × ‘carbon’, ‘urban soil’ × ‘organic carbon’, ‘urban soil’ × ‘inorganic carbon’ and ‘urban soil’ × ‘black carbon’. Всего было найдено 1617 статей, 80% из которых были опубликованы за последние 10 лет. Несмотря на то, что данные были получены для городов из 40 стран, более половины всех материалов относились к городам США и Китая, что отражает явную диспропорцию в исследованиях запасов углерода городских почв мира. Аналогичная диспропорция показана для разных форм углерода – абсолютное большинство (78%) статей содержали информацию только по $С_{орг}$, в то время как данные по $С_{карб}$ и $С_ч$ были представлены в 13 и 9% от общего количества статей соответственно (Рис. 16)

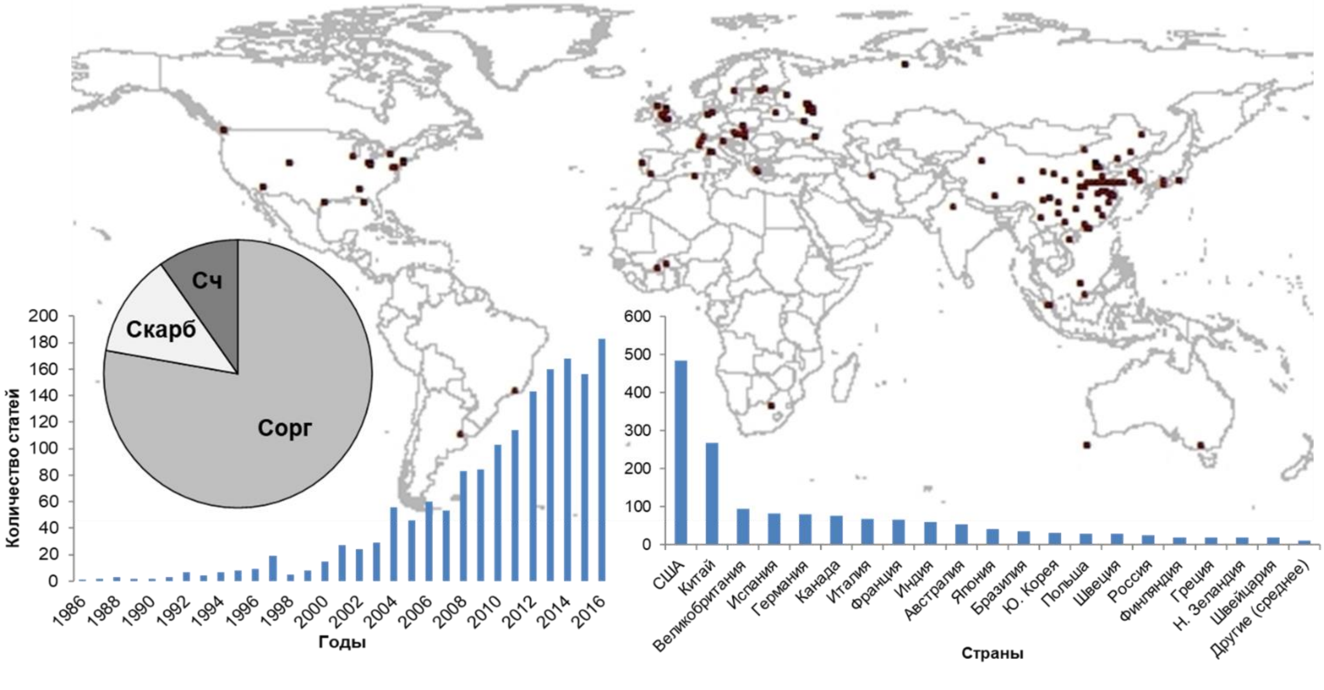


Рисунок 16 Распределение публикаций в Scopus по годам, странам и формам углерода

После первичного анализа отобранных публикаций были отфильтрованы только те, в которых содержались количественные данные о содержании или запасах углерода. Данные из отобранных публикаций были организованы в единую базу, включающую 770 уникальных значений содержания и запасов $С_{орг}$, $С_{карб}$ или $С_ч$ для 116 городов по всему миру от экватора (Сингапур, 1.09°N; 103.4°E) до крайнего севера (Воркута, 64.2°N; 67.3°E). База данных состоит из 5 блоков: 1) природные факторы; 2) антропогенные (специфичные для города) факторы; 3) содержание и запасы углерода; 4) другие свойства почв и 5) дополнительная информация (Рис. 17).

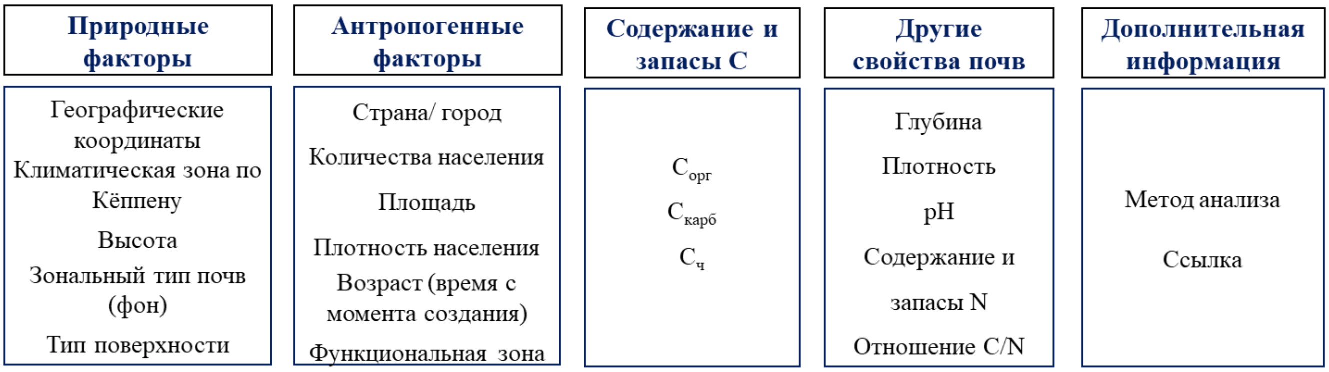


Рисунок 17 Структура базы данных

Климатические зоны по Кёппену были укрупнены до климатических групп холодного (D), умеренного (C), аридного (B) и тропического (A) климата на основании температур наиболее холодного и теплого месяцев (Rubel and Kottek, 2010). Все города подразделили на категории по площади, количеству и плотности населения, и возрасту (времени с момента создания) (Табл. 8).

Таблица 8 Категории городов в базе данных

Количество населения		Площадь		Возраст		Плотность населения	
Категория	Тыс. жителей	Категория	км^2	Категория	Годы с момента основания	Категория	чел км$^{-2}$
Мегаполис	> 10000	Мегаполис	>1000	Древний город	>1500	Пере-населенный город	>10000
Крупный город	1000-10000	Крупный город	500-1000	Средне-вековый город	500-1500	Город с высокой плотностью населения	4000-10000
Средний город	100-1000	Средний город	100-500	Старый город	200-500	Город с умеренной плотностью населения	1000-4000
Малый город	<100	Малый город	<100	Молодой город	<200	Город с низкой плотностью населения	<1000

Статистическая обработка и анализ данных

Нормальность распределения проверяли по критерию Шапиро-Уилка, а равенство дисперсий – по тесту Левена. При значениях критерия Шапиро-Уилка (W_1) < 1, указывающих на несоответствие распределение нормальной функции, использовали обратное преобразование. Значимость различий средних значений запасов углерода в городских и фоновых почвах определяли по парному критерию Стьюдента (t-test). Для оценки влияния природных и антропогенных факторов на пространственное распределение запасов углерода использовали дисперсионный анализ (Factorial ANOVA). Долю объясненной дисперсии в статистических моделях оценивали по коэффициенту детерминации (R^2 и R^2_{adj}). Статистический анализ данных проводили с использованием программного обеспечения STATISTICA 12.0. Все данные о содержании и запасах углерода в тексте, рисунках и таблицах представлены как среднее значение ± стандартная ошибка среднего.

3.2. Глобальные закономерности пространственной неоднородности запасов углерода в городских почвах в сравнении с зональным фоном

Сопоставление городских и фоновых почв

Обобщение всех полученных результатов показало высокую неоднородность содержания углерода и в городских и фоновых почвах с коэффициентом вариации (CV) до 70-80%, что неудивительно с учетом разнообразия климатических условий, типов поверхности и различий функционального использования. Среднее содержание $C_{орг}$ в слоях 0-10, 0-30 и 0-100 см составило соответственно 3.56±0.20; 2.25±0.22 и 1.56±0.13 %, что было более чем в полтора раза выше, чем для тех же слоев фоновых почв (t-test, $p<0.05$). Запасы $C_{орг}$ в слоях 0-10 и 0-100 см были почти в два раза выше для городских почв, в сравнении с фоном, в то время как разница запасов в слое 0-30 см была статистически не значимой (рис. 18). Верхний 10-см слой городских почв, как правило, состоит преимущественно из органогенных материалов (компоста, торфа, органических отходов), используемых для задач почвенного конструирования, озеленения и благоустройства (Beesley, 2012; Zirkle и др., 2011). В слое 10-30 см содержится значительное количество артефактов (песчано-гравийная отсыпка, строительный мусор) с низким содержанием $C_{орг}$ (Puskás и Farsang, 2009). В результате значимая разница между запасами $C_{орг}$ в слое 0-10 см городских и фоновых почв нивелируется для слоя 0-30 см. Практически двукратное превышение запасов $C_{орг}$ в слое 0-100 см городских почв по сравнению с фоном объясняется вкладом подстилающих и культурных слоев (Mazurek и др., 2016).

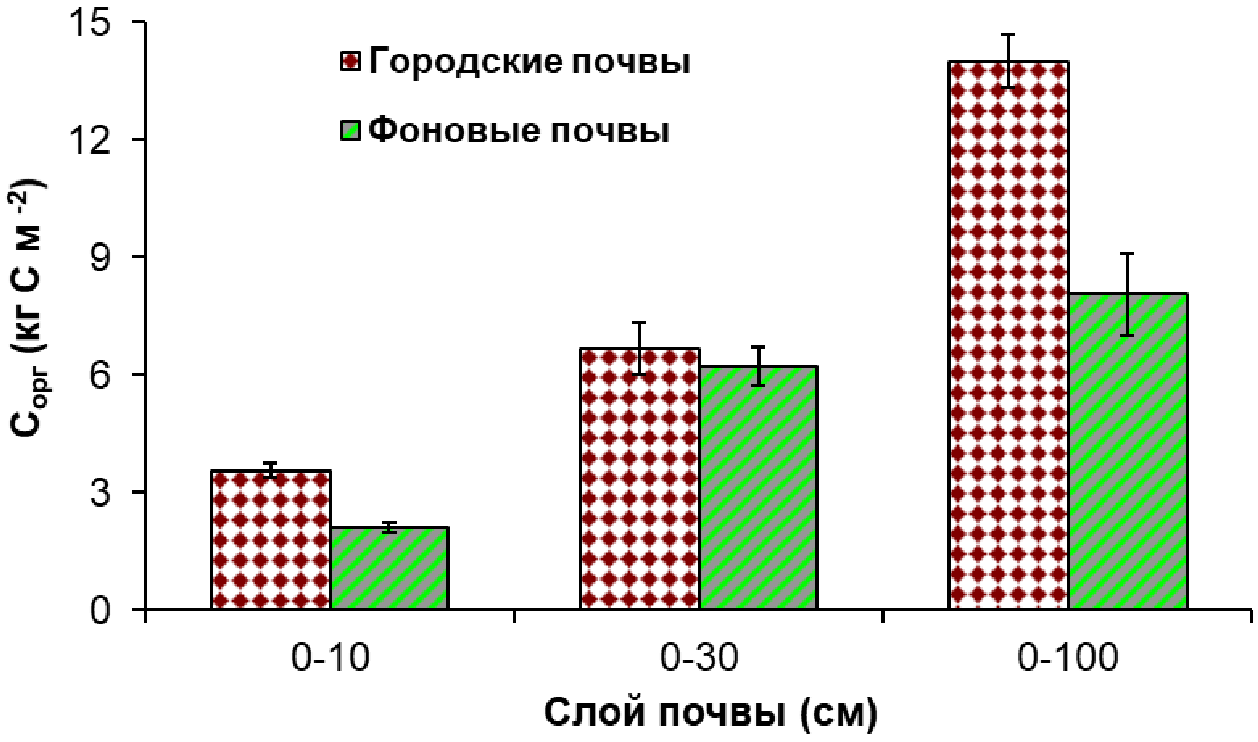


Рисунок 18 Усредненные запасы органического углерода в городских и фоновых почвах

Для содержания $C_{карб}$ в верхних слоях показана закономерность аналогичная таковой для содержания $C_{орг}$ – содержание $C_{карб}$ в городских почвах было в 4-8 раз выше в сравнении с фоном (0.51±0.05 в сравнении с 0.06±0.01%для слоя 0-10 см и 0.36±0.07 в сравнении с 0.09±0.01% для слоя 0-30 см для городских и фоновых почв соответственно). В то же время, для слоя 0-100 см показана обратная закономерность – содержание $C_{карб}$ в фоновых почвах было в 2 раза выше, а запасы $C_{карб}$ – в 4 раза выше, - по сравнению с городскими почвами (0.42±0.14 в сравнении с 0.98±0.15% и 3.75±1.34 в сравнении с 14.2±1.8 кг С $м^{-2}$ для городских и фоновых почв соответственно). По-видимому, высокое содержание $C_{карб}$ в поверхностных слоях городских почв связано с активным поступлением карбонатов со строительной пылью, частицами цемента и извести от строящейся или эксплуатируемой инфраструктуры (Lorenz and Lal, 2015; Prokof'eva и др., 2021; Washbourne и др., 2012). Значительные запасы $C_{карб}$ в подстилающих слоях фоновых почв имеют очевидно естественное происхождение и объясняются карбонатными новообразованиями и материнскими породами, что особенно характерно для почв аридной зоны (Zamanian и др., 2016). В отдельных публикациях были также показаны более высокие запасы $C_ч$ и азота (N) в городских почвах по сравнению с фоном (Lorenz and Lal, 2009; Yang и др., 2017), однако доля этих публикаций в общей базе была слишком мала, чтобы делать глобальные выводы.

Факторы пространственной неоднородности запасов углерода в городских почвах

Для объяснения пространственной неоднородности запасов углерода в городских почвах был проанализирован вклад четырех факторов: климатическая зона, количество населения, площадь города и его возраст (время с момента создания). Влияние климатической зоны было наиболее значимым для запасов $C_{орг}$ в поверхностных слоях, в то время как возраст и площадь города определили запасы с подстилающих и культурных слоях. Все факторы оказали значимое воздействие на содержание $C_{карб}$ в слое 0-10 см, при этом наибольший вклад отмечен для климатической зоны (20% от общей дисперсии). Фактор возраста был значимым для объяснения неоднородности запасов $C_{карб}$ в подстилающих слоях (Табл. 9).

Таблица 9 Уровень значимости (p-level) воздействия различных факторов на содержание и запасы $C_{орг}$ и $C_{карб}$ в городских почвах по слоям (результаты дисперсионного анализа)

Слой (см)	Климат	Население	Возраст	Площадь	R^2/R^2_{adj}
			$C_{орг}$ (%)		
0-10	0.04*	0.26	0.00*	0.83	0.22*/0.18*
0-30	0.03*	0.04*	0.05	0.00*	0.32*/0.26*
0-50	0.62	0.08	0.86	0.64	0.21/0.15

0-100	0.11	0.02*	0.01*	0.01*	0.26*/0.24
Культурные слои	0.00*	0.00*	0.00*	0.00*	0.94*/0.93*
$C_{орг}$ (кг См$^{-2}$)					
0-10	0.01*	0.46	0.02*	0.99	0.21*/0.17*
0-30	0.04*	0.20	0.19	0.01*	0.26*/0.19*
0-50	0.10	0.04*	0.70	0.56*	0.32/0.16
0-100	0.17	0.88	0.06	0.07	0.15*/0.08*
Культурные слои	0.00*	0.00*	0.00*	0.00*	0.84*/0.81*
$C_{карб}$ (%)					
0-10	0.00*	0.03*	0.00*	0.04*	0.39*/0.33*
0-30	0.40	0.20	0.44	ND	0.49/0.28
0-50	ND	ND	0.38	0.36	0.61*/0.54*
0-100	ND	ND	0.00*	ND	0.82*/0.79*
Культурные слои	ND	ND	ND	ND	ND
$C_{карб}$ (кгСм$^{-2}$)					
0-10	0.00*	0.01*	0.01*	0.01*	0.39*/0.33*
0-30	0.72	0.24	0.54	ND	0.46/0.24
0-50	ND	ND	0.18	0.01*	0.70*/0.65*
0-100	ND	ND	0.01*	ND	0.73*/0.67*
Культурные слои	ND	ND	ND	ND	ND

* - статистически значимое воздействие ($p<0.05$)
R^2 и R^2_{adj} – коэффициенты детерминации для статистических моделей, включающих все четыре фактора
ND – нет данных

Запасы $C_{орг}$ в слое 0-10 см городских почв холодного и умеренного климата были значимо выше таковых в тропическом и аридном климате. Максимальные запасы $C_{карб}$ показаны для аридного климата, при этом их доля в общем запасе углерода слоя 0-100 см в фоновых почвах была в 4 раза выше, чем в соответствующих городских.

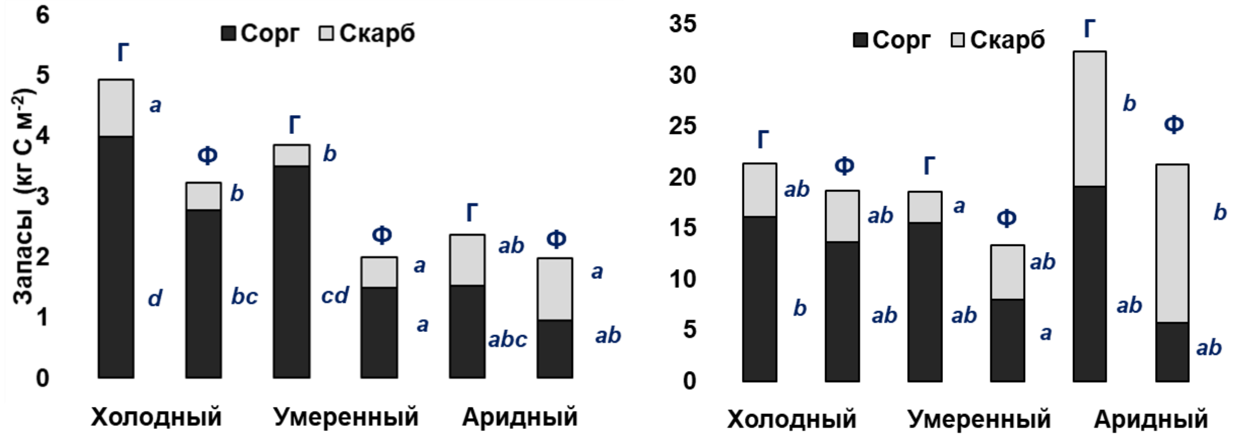


Рисунок 19 Запасы $С_{орг}$ и $С_{карб}$ в слое 0-10 см (слева) и 0-100 см (справа) городских (Г) и фоновых (Ф) почв (фактор П) различных климатических групп (фактор К); буквы обозначают гомогенные группы на основании пост-хок критерия Тьюки для двухфакторного дисперсионного анализа (П×К) для $С_{карб}$ (верхний ряд) и $С_{орг}$ (нижний ряд)

Средние запасы $С_{орг}$ в слое 0-10 см городских почв закономерно увеличивалось от тропиков и субтропиков (~20-40°) до высоких широт (60-70°). Для фоновых почв показана иная закономерность – более высокие значения в субтропической и суббореальной зонах с некоторым уменьшением в бореальной зоне и дальнейшим увеличением в субарктической зоне. Учитывая, что расчеты основаны на данных HWSD, где почвенные свойства (содержание $С_{орг}$, плотность и каменистость) усреднены для слоя 0-30 см, нельзя исключить, что результаты характеризуют не только минеральные, но и нижнюю часть подстилочных горизонтов, что могло привести к некоторому завышению оценок, в особенности для субарктический зоны. В то же время, принцип организации данных HWSD и WoSiS подразумевает максимальную гармонизацию, поэтому случаи включения подстилочных горизонтов могли быть скорее единичными. В целом, выявленные закономерности близки к результатам, основанных на глобальных моделях и базах данных, таких как S-world (Stoorvogel, Mulder, 2021) и SoilGrid (Poggio et al., 2021) и При этом, средние значения Сорг в городских и фоновых почвах тропиков и субтропиков отличались незначимо, а в зонах умеренного и арктического климата содержание Сорг в городских почвах было значимо выше в сравнении с фоновыми почвами (рис. 20).

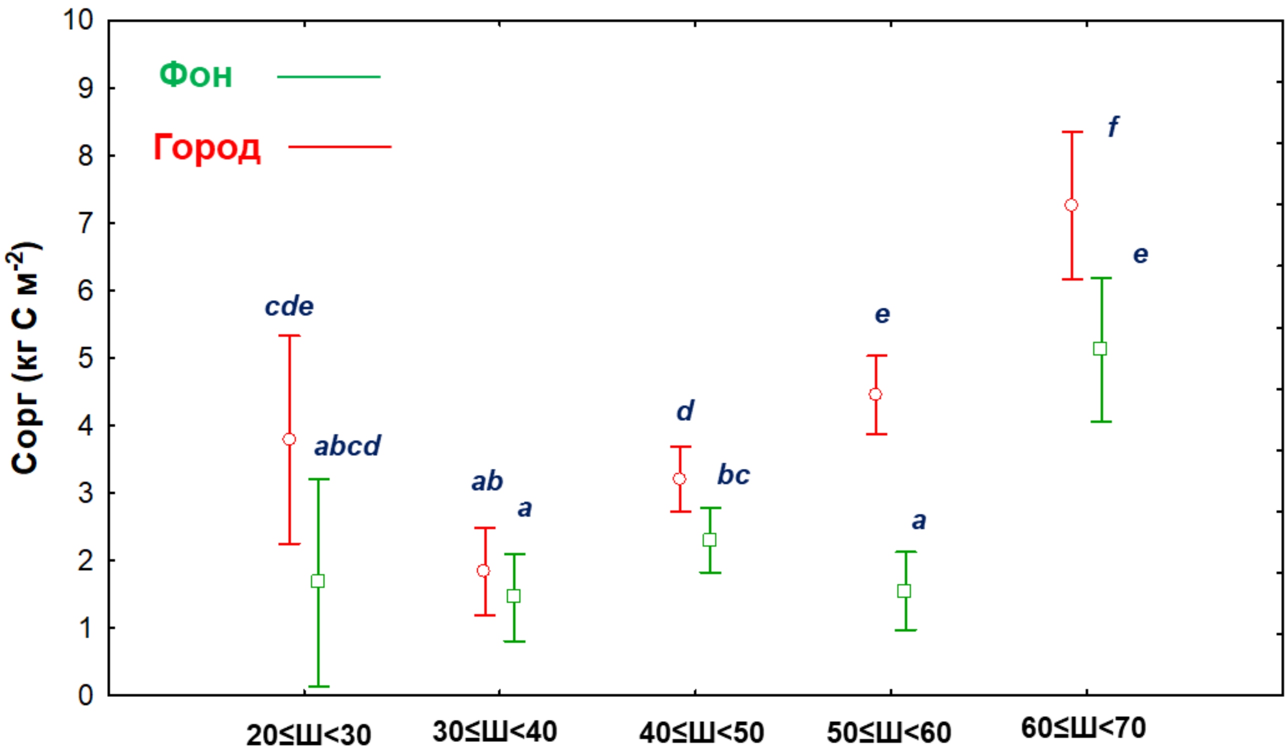


Рисунок 20 Запасы $C_{орг}$ (среднее и 95% доверительный интервал) в слое 0-10 см городских и фоновых почв (фактор П), усредненные по диапазону широт (фактор Ш); буквы обозначают гомогенные группы на основании пост-хок критерия Фишера LSD (p<0.05) для двухфакторного дисперсионного анализа (П×Ш)

Выявленная закономерность объясняется сочетанием процессов накопления и минерализации органического вещества, прямо или косвенно контролируемых климатическими условиями. Низкие температуры – основной фактор, снижающий интенсивность почвенного дыхания за счет замедления минерализации органического вещества (Bond-Lamberty and Thomson, 2010). Учитывая что, верхние слои городских почв содержат большое количество легко разлагаемых органических веществ (Beesley, 2012; Брянская и др., 2020), замедление минерализации при сохранении объемов поступления органического вещества в конечном итоге приводит к увеличению запасов $C_{орг}$ в холодном климате. Дополнительные поступления $C_ч$ при сжигании древесины или угля также могут способствовать увеличению запасов углерода в городских почвах высоких широт. Например, значительное содержание $C_ч$ показано для промышленных и селитебных зон г. Воркута в тундровой зоне (Дымов и др., 2013). В то же время, статистически значимой зависимости содержания $C_ч$ от климатических условий выявить не удалось, что может быть связано как с более значимым вкладом неклиматических факторов (например, функционального зонирования), так и с недостаточной выборкой значений содержания $C_ч$ по сравнению с другими формами. Среднее содержание N в городских почвах также увеличивалось с юга на север, при этом значения C/N в разных климатических зонах значимо не отличались.

Закономерности, выявленные для поверхностных слоев, наблюдались и для подстилающих слоев, однако статистически значимые отличия не выявлены. Определяющее воздействие на запасы углерода в подстилающих и культурных слоях оказывали антропогенные факторы. Например, запасы $C_{орг}$ в слое 0-30 см были выше в малых и средних городах (площадь до 500 км^2 и население до 1 млн человек) в сравнении с крупными городами и мегаполисами (Рис. 21А). Значительную часть малых городов занимают селитебные зоны и частная малоэтажная застройка, для которых характерны дополнительные поступления органического вещества с компостом или органическими удобрениями, применяемыми на приусадебных участках и дворовых территориях. В больших городах и мегаполисах, наоборот, доминируют общественные зоны, зоны промышленности и транспорта с минимальными поступлениями органического вещества при ускоренном выносе (например, за счет увеличения эмиссии CO_2 под воздействием городского острова тепла). Более высокие запасы $C_{орг}$ подстилающих и культурных слоев также показаны для средневековых городов в сравнении с более молодыми (Рис. 21Б).

Климатический и антропогенный факторы позволили только частично объяснить неоднородность запасов углерода городских почв, что связано с комплексностью факторов и их сочетаний. Например, значительная часть городов Китая представлена мегаполисами со временем создания более полутора тысяч лет назад (древние города), в то время как в Европе преобладали средневековые города среднего размера, а молодые (созданные менее 200 лет назад) мегаполисы – наиболее распространенная категория городов в США. В результате сложно оценить влияние отдельных факторов, что видно по результатам дисперсионного анализа, где вклад каждого фактора не превышает 20%, однако общий коэффициент детерминации варьирует от 0.2 до 0.9. Дополнительную неопределенность в глобальные закономерности распределения запасов углерода городских почв вносит высокая неоднородность внутри городов.

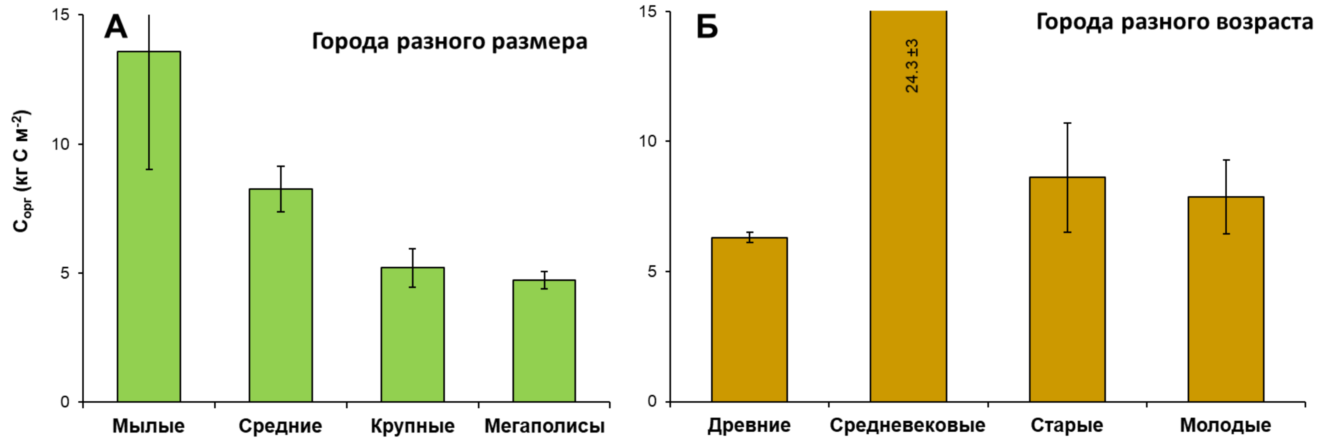


Рисунок 21 Усредненные запасы $C_{орг}$ (кг С м$^{-2}$) в почвах городов разного размера (А) и возраста (Б)

3.3. Факторы внутригородской неоднородности запасов углерода в почвах

Влияние функционального зонирования

Внутренняя неоднородность запасов углерода в почвах города определялась в первую очередь функциональным зонированием и различными типами использования (содержания, ухода и т.п.). Самые большие запасы $C_{орг}$ в слое 0-30 см показаны для пригородной и селитебной зон, а для слоев глубже 50 см – для селитебных и общественных зон. Более высокие по сравнению с другими функциональными зонами запасы $C_{орг}$ в рекреационных зонах можно объяснить дополнительным поступлением углерода с опадом и при разложении подстилки (Bae and Ryu, 2015; Svirejeva-hopkins и др., 2004). Аккумуляция углерода в подстилающих и культурных слоях происходит в результате длительной селитебной активности (Alexandrovskaya and Alexandrovskiy, 2000; Dolgikh and Aleksandrovskii, 2010; Mazurek и др., 2016), что объясняет максимальные значения, показанные для селитебных и общественных зон, где запасы $C_{орг}$ в слое 0-100 см были на 30-40% выше, чем в промышленных и придорожных зонах (рис. 22).

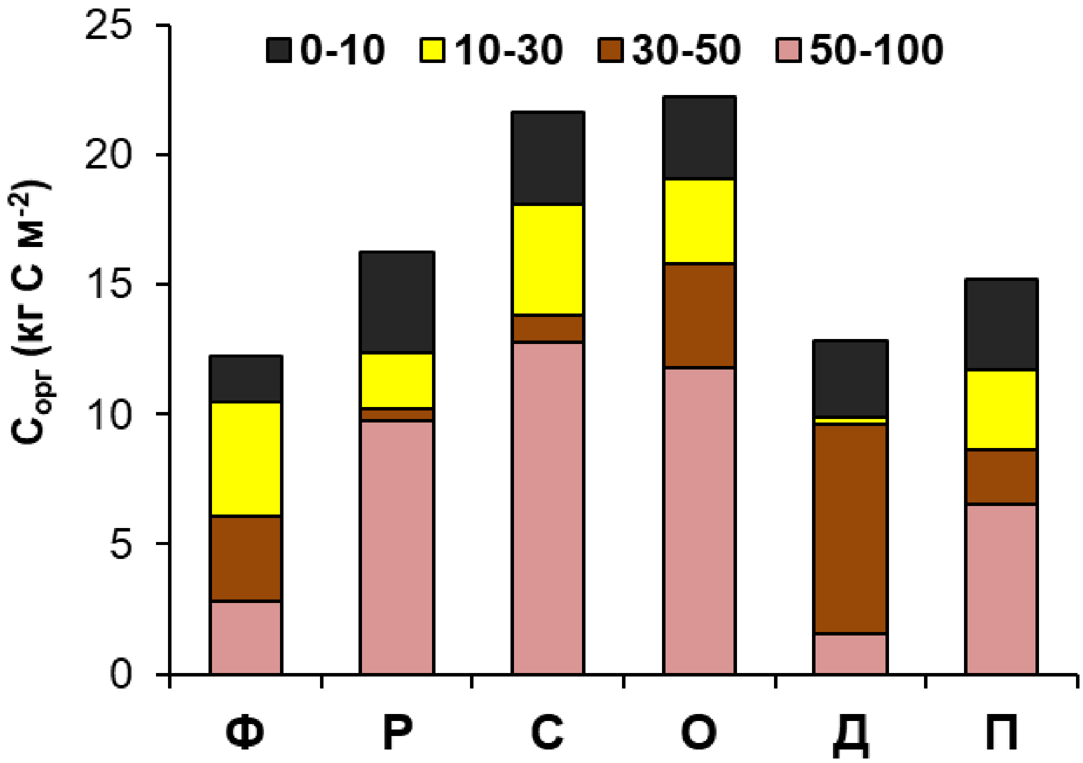


Рисунок 22 Запасы органического углерода в слоях 0-10, 10-30, 30-50 и 50-100 см почв рекреационных (Р), селитебных (С), общественных (О), придорожных (Д) и промышленных (П) функциональных зон и фоновых территорий (Ф)

Функциональное зонирование также оказало статистически значимое воздействие на распределение запасов $C_{карб}$, объяснив до 60% от общей дисперсии. При этом воздействие было более очевидным (более высокие значения R^2) для подстилающих слоев в сравнении с поверхностными. По-видимому, эта закономерность объясняется накоплением в подстилающих слоях почв селитебных и промышленных функциональных зон артефактов, в частности известкового гравия, строительного мусора и других материалов, содержащих $C_{карб}$, в то время как поступление $C_{карб}$ в поверхностные слои в основном имеет аэрогенный характер (Prokof'eva и др., 2017). Запасы $C_ч$ в почвах придорожных и селитебных зон были в 2-3 раза выше по сравнению с остальными, что объясняется локализацией в этих зонах основных источников $C_ч$: транспорта и теплоэнергетической инфраструктуры (Liu and Yang, 2021; Wang и др., 2016). Наиболее высокие запасы N в почве также были характерны для селитебных территорий, где они превосходили таковые для промышленной и общественной зон на 20-30%, а для пригородных и природных зон – в 5-10 раз. По сравнению с естественными экосистемами, для городской среды характерны дополнительные источники поступления азота в почву: 1) выбросы промышленности и автотранспорта; 2) минеральные удобрения, применяемые при создании и содержании газонов и зеленых насаждений; 3) экскременты домашних животных (Kaye и др., 2006; Lorenz and Lal, 2009). Эти источники поступления N наиболее распространены для селитебных и общественных зон и менее характерны для природных зон и пригородов (Табл. 10). Выявленная закономерность с более высокими запасами $C_{орг}$ и N в селитебных зонах, а $C_ч$ и $C_{карб}$ – в промышленных и придорожных зонах имела универсальный характер и практически не зависела от климатической зоны, размера и возраста города.

Таблица 10 Запасы $C_{карб}$, $C_ч$ и N (кг м$^{-2}$) и C/N городских почв различных функциональных зон (среднее ± ошибка среднего)

Функциональная зона	$C_{карб}$	$C_ч$	N	C/N
0-10 см				
Промышленная	0.32±0.15	0.15±0.01	0.23±0.04	15±2
Придорожная	0.52±0.15	1.73±0.54	0.20±0.01	21±1
Общественная	1.00±0.15	0.39±0.01	0.37±0.12	8±1
Селитебная	0.60±0.08	1.31±0.27	0.32±0.06	16±2
Спортивная	-	-	0.11±0.01	11±1
Рекреационная	0.31±0.06	0.91±0.28	0.28±0.06	15±1
Пригородная/ природная	0.32±0.08	0.20±0.13	0.12±0.04	15±6
0-30 см				
Промышленная	1.12±0.38	-	0.71±0.07	10±1
Придорожная	0.13±0.01	3.91±0.03	-	-
Общественная	2.91±1.28	1.02±0.01	0.99±0.32	8±1
Селитебная	1.67±0.37	0.32±0.01	0.81±0.24	16±2
Спортивная	-	-	-	-
Рекреационная	0.59±0.37	2.8±1.21	0.43±0.07	13±1
Пригородная/ природная	0.42±0.17	0.78±0.01	0.16±0.05	16±6
0-50 см				
Промышленная	1.88±1.74	-	-	-
Придорожная	0.24±0.01	-	-	-
Общественная	1.27±0.26	-	0.10±0.03	11±4

Селитебная	2.31±0.81	-	0.97±0.41	18±4
Спортивная	No data	-	-	-
Рекреационная	0.92±0.51	7.17±0.74	0.69±0.13	13±2
Пригородная/ природная	0.28±0.01	-	0.11±0.01	33±2
0-100 см				
Промышленная	4.05±3.56	-	1.11±0.09	23±3
Придорожная	0.51±0.03	-	-	-
Общественная	13.29±6.86	-	0.65±0.16	11±3
Селитебная	3.28±2.03	15.94±1.55	2.36±0.74	21±5
Спортивная	No data	-	-	-
Рекреационная	4.47±1.95	18.90±6.24	0.96±0.13	14±1
Пригородная/ природная	0.61±0.01	-	0.16±0.01	33±2

Погребенные запасы углерода в городских почвах

Традиционные методы оценки запасов углерода разрабатывались преимущественно для почв естественных или агроландшафтов и не учитывают специфику городских почв, в частности особенности профильного распределения. По сравнению с естественными и сельскохозяйственными почвами, профильное распределение углерода в городских почвах может не иметь выраженного аккумулятивного характера, а максимальные запасы могут накапливаться на значительных глубинах, в том числе и под непроницаемыми поверхностями. Игнорирование этих «скрытых» запасов может привести к серьезной недооценке реального количества углерода, накопленного и погребенного в городских почвах. В разработанной базе данных данные о запасах для слоев ниже 50 см составляют лишь десятую часть от общей информации, в то время как средние запасы в этих слоях выше, чем в поверхностных. Данные по запасам углерода в запечатанных почвах и вовсе имеют единичный характер, что приводит к дисбалансу общего представления об углероде городских почв, основанного преимущественно на данных для поверхностных горизонтов. Для заполнения этого пробела и основываясь на данных литературного обзора, была дана ориентировочная оценка запасов углерода запечатанных почв и погребенных культурных слоев.

Запасы углерода запечатанных почв

Запечатывание традиционно считается основным фактором снижения (или полной утраты) запасов углерода в почве в результате урбанизации. Многие глобальные и региональные исследования по умолчанию считают запасы углерода запечатанных почв нулевыми и, более того, распространяют представления о нулевых запасах на всю территорию города (Schaldach and Alcamo, 2007; Schulp and Verburg, 2009). В последнее время экраноземы (Ekranic Technosols по WRB) вызывают возрастающий интерес, что нашло отражение в ряде публикаций по запасам углерода в запечатанных почвах и их устойчивости (Lorenz and Lal, 2009; Piotrowska-Długosz and Charzyński, 2014). В разработанной базе данных отсутствует информация о запасах углерода в слое 0-50 см запечатанных почв, при этом средние запасы $C_{орг}$ в слое 50-100 см составили 13.3±0.7 кг C м$^{-2}$, что было на 25% меньше, чем для почв под газонами, но на 10% выше, чем в почвах под древесно-кустарниковой растительностью. Аналогичная закономерность выявлена и для запасов N, а запасы $C_{карб}$ в запечатанных почвах были от 20% до двух раз выше по сравнению с почвами озелененных территорий. Аналогичные закономерности показаны для культурных слоев (глубже 100 см) (Рис. 23). Данных для оценки закономерностей накопления запасов $C_ч$ в почвах запечатанных территорий было недостаточно, однако отдельные исследования указывают на то, что асфальт и битум являются существенным источником $C_ч$ в городских почвах (Kida and Kawahigashi, 2015). Запасы $C_{орг}$, $C_{карб}$ и N в культурных слоях обеспечили соответственно 40, 66 и 63% от их общих запасов в профиле запечатанных почв. Значительные запасы $C_{карб}$ в слоях ниже 50 см, по-видимому, объясняются конструкцией дорожного полотна, включающего известь-содержащие материалы (песчано-гравийную отсыпку, бетонные плиты, цемент). Запасы $C_{орг}$ и N на значительной глубине могут как относиться к погребенным горизонтам естественных почв, так и накопиться в результате длительной селитебной активности в культурных слоях.

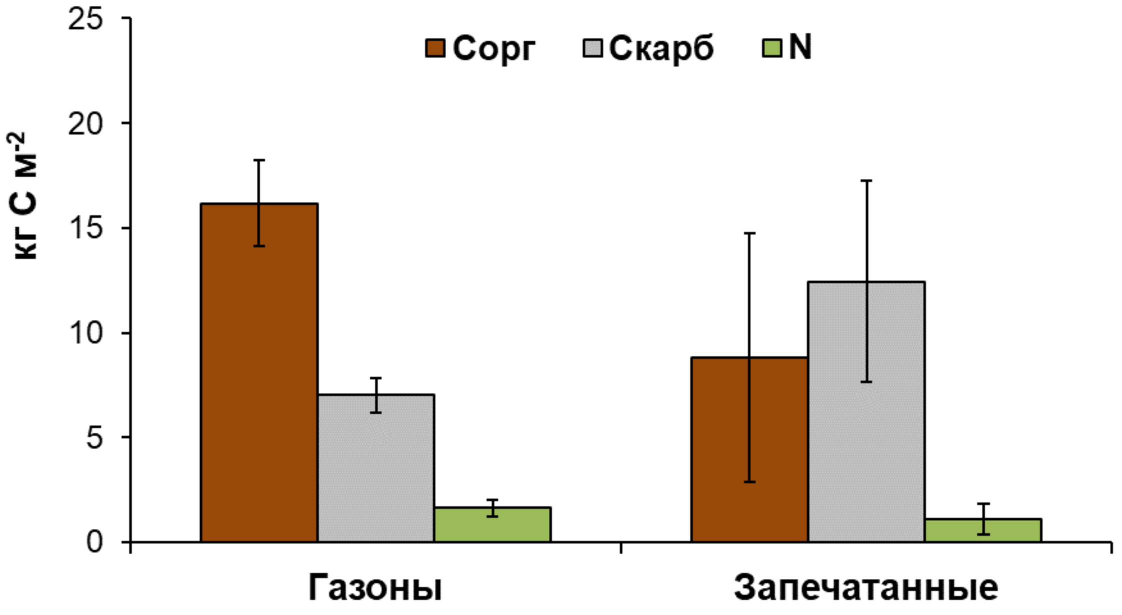


Рисунок 23 Запасы $C_{орг}$, $C_{карб}$ и N (кг м$^{-2}$) культурных слоев (глубже 100 см) запечатанных почв и почв под газонами

Запасы углерода культурных слоев

Значительные запасы углерода в почвах запечатанных территорий иллюстрируют важный вклад подстилающих и культурных слоев в общие запасы углерода в городских почвах и подтверждают принципиальные отличия профильного распределения углерода в городских и естественных почвах. Эти различия были продемонстрированы при сравнении профильного распределения $C_{орг}$ и N городских почв, дерново-подзолистых почв и черноземов (средние значения). Данные для естественных почв брали из глобальной базы данных (Batjes, 2014) и усредняли для глубин 0-30, 30-50, 50-100 и 100-150 см. В дерново-подзолистых почвах и черноземах вклад горизонтов глубже 100 см в общие запасы $C_{орг}$ составил соответственно 6 и 36%, в то время как для городских почв – более 50% (Рис. 24А). Такая значительная разница определяется запасами углерода и азота в культурных слоях, накапливаемых в течение многовековой жизни города. Культурные слои включают остатки деревянных строений и мостовых, золу, уголь, органические отходы и строительный мусор (Aleksandrovskii и др., 2015). Мощность культурных слоев, их состав и свойства зависят от возраста, климата и рельефа местности. Например, из-за замедленной минерализации органического вещества в условиях холодного климата и высокой влажности, запасы $C_{орг}$ культурных слоев в бореальной зоне России и восточной Европы выше и отличаются более высоким разнообразием, чем сопоставимые по возрасту слои в средиземноморском и тропическом климате (Dolgikh and Aleksandrovskii, 2010; Vasenev и др., 2017b).

Антропогенный характер запасов $C_{орг}$ в культурных слоях косвенно подтверждается высокими запасами N (которые для слоя 75-150 см были выше, чем для слоя 0-75 см). В естественных почвах отмечена обратная закономерность – основные запасы N сосредоточены в слое 0-75 см (Рис. 24 Б).

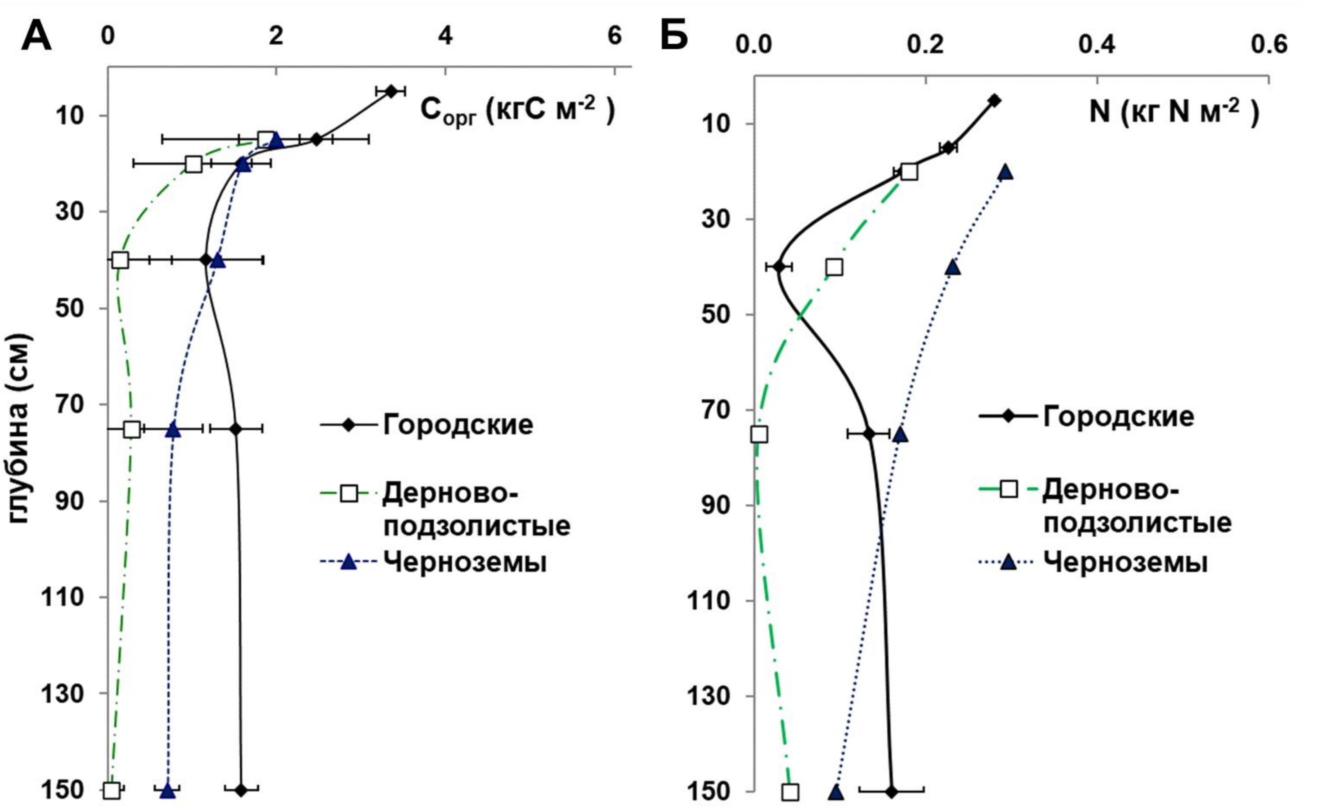


Рисунок 24 Профильное распределение запасов $C_{орг}$ (А) и N (Б) в городских (анализ литературных данных) и естественных (база WoSIS (Batjes, 1996; 2014)) почвах

Так же, как и для $C_{орг}$ значительные запасы N в культурных слоях определяются антропогенными поступлениями в результате хозяйственной деятельности. Так, для средневековой усадьбы характерны такие источники поступления азота как активное использование соломы и навоза для удобрения, опилок и древесной мульчи - для организации «дорожно-тропиночной сети»

(Aleksandrovskii и др., 2015; Alexandrovskaya and Alexandrovskiy, 2000). Таким образом, полученные результаты демонстрируют определяющую роль подстилающих и культурных слоев в формировании запасов углерода городских почв. Игнорирование этой роли неизбежно приводит к недооценке реальных запасов и, как следствие, некорректной трактовке потенциального вклада городских почв в углеродный баланс.

3.4. Динамика и механизмы аккумуляции запасов углерода в городских почвах

Механизмы аккумуляции углерода в городских почвах

Города аккумулируют энергию и ресурсы окружающих территорий, необходимые для обеспечения роста населения и развития экономики (Grimm и др., 2015; Pickett и др., 2011). Значительные запасы углерода в городских почвах, особенности их пространственного и профильного распределения определяются сочетанием нескольких процессов (механизмов) формирования и функционирования городских почв. Можно выделить следующие основные группы механизмов аккумуляции углерода в городских почвах: 1) поступление углерода естественных источников из-за пределов города; 2) поступление и перераспределение углерода антропогенных источников внутри города; 3) трансформация запасов углерода внутри города, сопряженная, как правило, с замедлением минерализации органического вещества (Рис. 25).

К первой группе относятся потоки энергии, продуктов питания, товаров и других материалов, поставляемых с пригородных территорий для нужд города и обеспечивающих постоянное поступление углерода в городские почвы. Торф, торфо-песчаные смеси и компосты, ввозимые в город для задач озеленения и благоустройства, определяют поступление органического углерода. Неорганический углерод поступает с известковым гравием, необходимым для производства цемента, отсыпки дорог и строительства. Поставки и потребление продуктов питания сопряжены с образованием большого количества органических отходов, которые частично вывозятся на свалки за пределы города, но частично перерабатываются и обеспечивают поступление органического углерода и азота в городские почвы в виде компоста (Otterpohl et al., 1997; Bernstad and la Cour Jansen, 2011).

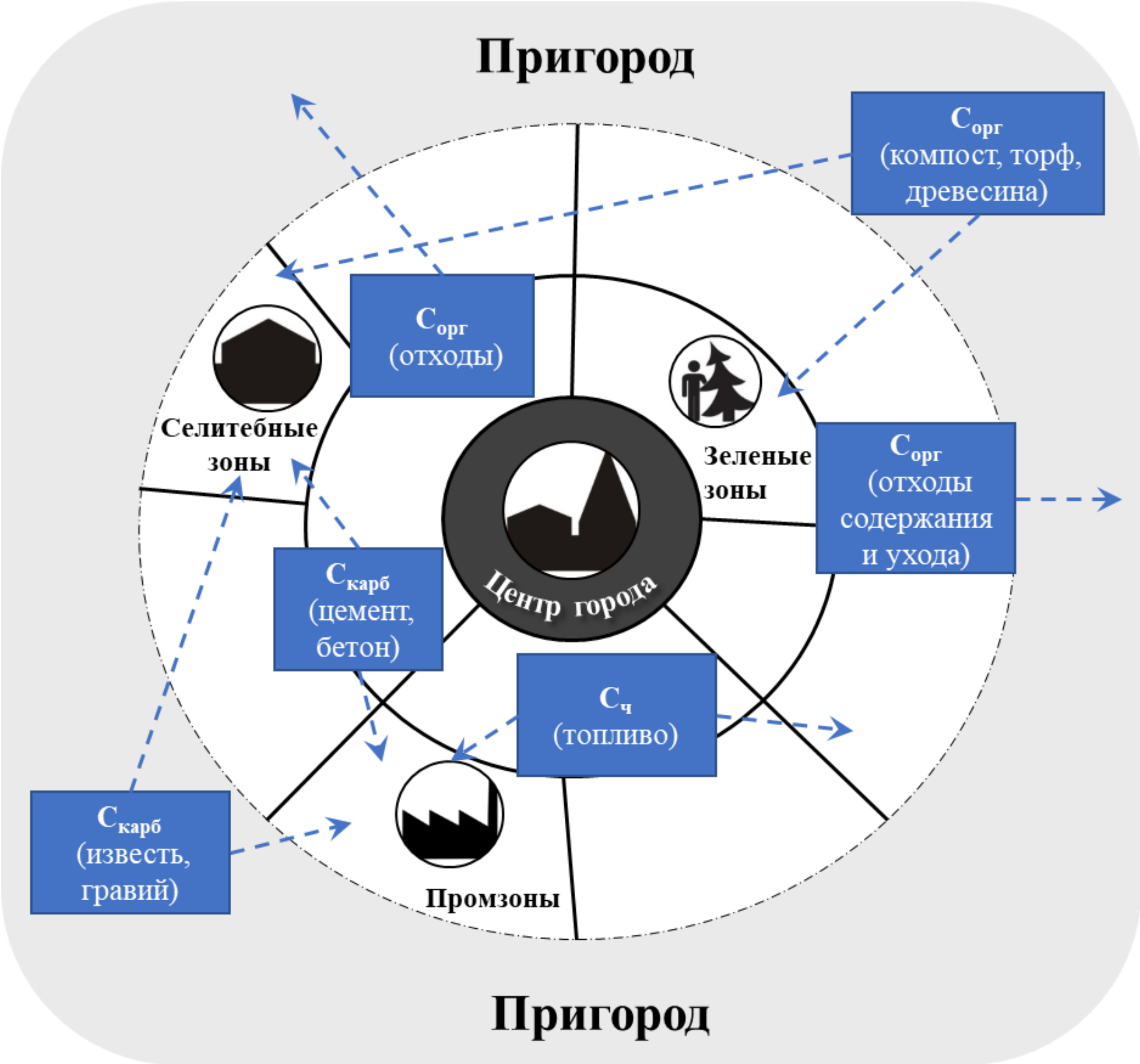


Рисунок 25 Схема основных механизмов поступления и аккумуляции углерода в городских почвах (прямоугольники – запасы углерода, стрелки – потоки)

Ко второй группе механизмов относятся потоки пирогенного (черного) углерода и углерода ксенобиотиков, преимущественно с выбросами промышленности, теплоэнергетики, транспорта и со строительными отходами. Эти потоки распределяются внутри города и преимущественно аккумулируются в почвах придорожных территорий, промышленных, селитебных и общественных зонах (Liu and Yang, 2021; Yang and Zhang, 2016; Yang и др., 2017). Длительный период минерализации углерода ксенобиотиков и пирогенного углерода подразумевает увеличение их вклада в общие запасы углерода городских почв с течением времени (Kuzyakov и др., 2014), однако пока экспериментальные данные об этих запасах имеют ограниченный характер. Наконец, третья группа механизмов – трансформация запасов углерода – не является дополнительным источником углерода, но обеспечивает сохранение накопленных запасов. К таким механизмам можно отнести запечатывание почв, переуплотнение, переувлажнение и перекрытие толщей культурных слоев и антропогенных отложений. В результате этих процессов происходит изоляция запасов углерода, замедление минерализации органического вещества в условиях дефицита кислорода и снижения микробиологической активности (Raciti et al., 2012; Piotrowska-Dlugosz and Charzynski, 2014) и, как следствие, аккумуляция углерода и сохранение запасов на долгий промежуток времени.

Динамика аккумуляции запасов углерода в городских почвах

Реализация описанных выше механизмов в течение длительного времени (десятков и сотен лет) определяет не только накопление значительных запасов углерода в почве, но и в целом процессы городского почвообразования. В отличие от большинства естественных почв формирование городских почв имеет синлитогенный характер – профиль растет вверх (Прокофьева и Герасимова, 2018). Культурные слои постепенно перекрываются новыми техногенными отложениями, в результате профиль городских почв значительно отличается от естественных по морфологических свойствам - больше горизонтов, резкая граница между горизонтами, большое количество включений. Запасы углерода городских почв отличаются от естественных не только по количеству, но и по качеству. Для естественных почв запасы углерода формируются преимущественно за счет органического углерода, а вклад неорганического углерода возрастает в аридных зонах, преимущественно в подстилающих горизонтах. В городских почвах наблюдаются сложные сочетания органического, неорганического, пирогенного углерода и углерода ксенобиотиков, причем каждая из форм в определенных условиях может доминировать. Наконец, в отличие от аккумулятивного профильного распределения в естественных почвах, основные запасы углерода городских почв могут быть сосредоточены в культурных слоях на глубине нескольких метров (Рис. 26).

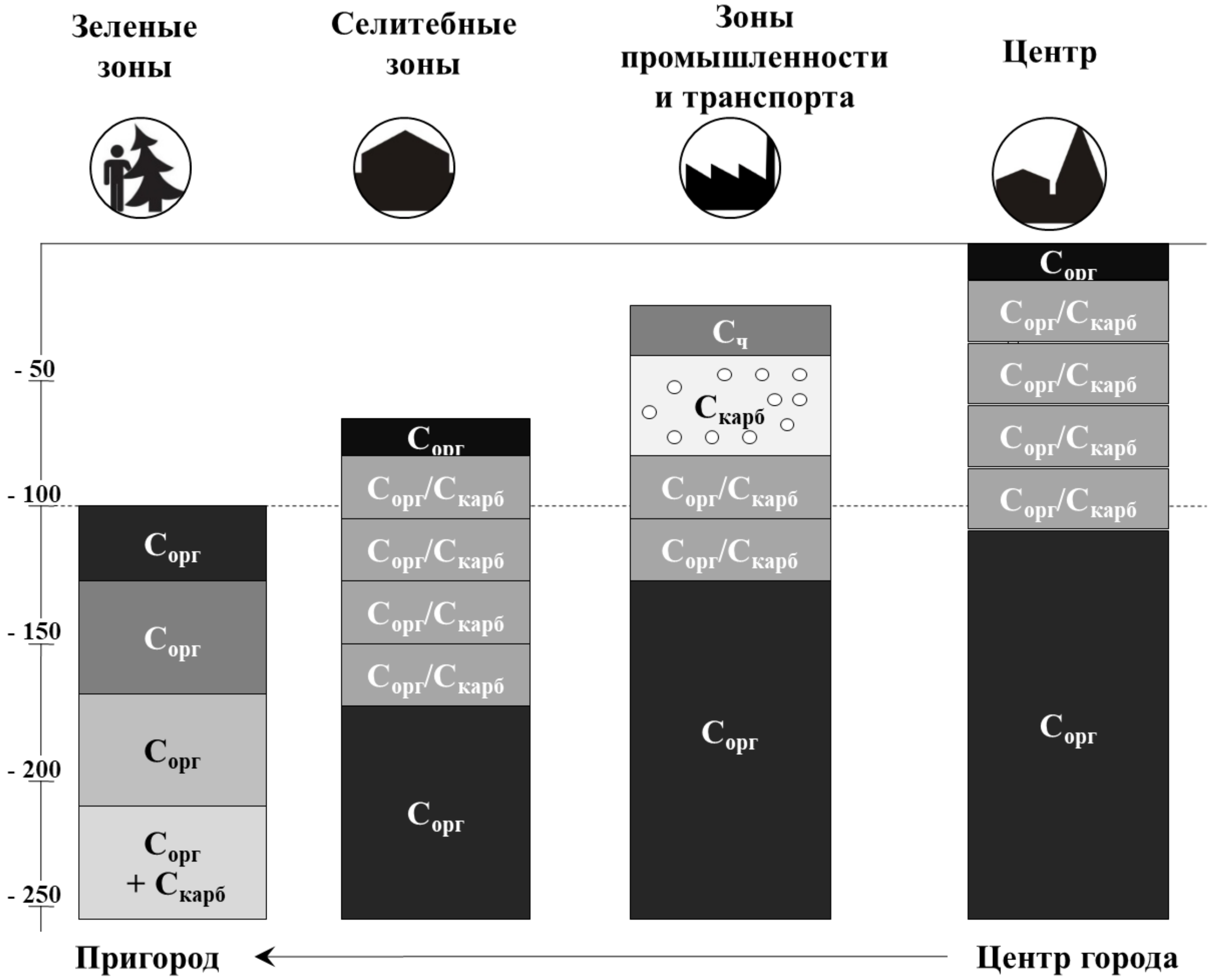


Рисунок 26 Схема формирования и профильного распределения запасов углерода в городских почвах различных функциональных зон и исторических зон (по градиенту от центра к периферии)

При общем понимании механизмов аккумуляции углерода в городских почвах динамика этого процесса остается фактически неизученной из-за недостатка данных и методических сложностей оценки возраста городских почв. Так, например, культурный слой, описанный на глубине 250-450 см в раскопе в Великом Новгороде по археологическим данным был датирован X-XV вв., а слой на глубине 100-150 см – XVIII-XX вв. (Aleksandrovskii и др., 2015; Dolgikh and

Aleksandrovskii, 2010). Исходя из полученных датировок, приблизительная скорость прироста составляет 40-60 см за 100 лет. Похожие оценки – около 50 см за 100 лет можно получить по датировкам для культурных слоев раскопа в г. Краков (Польша), где за период с XII по XVI вв. аккумулировалась толща отложений в 200 см (Mazurek и др., 2016). Интересно, что оценка динамики накопления пыли и формирования примитивной городской почвы на заброшенном участке тротуара на территории кампуса МГУ на Воробьевых горах (Prokof'eva и др., 2017), также составила 10 см за 20 лет (или те же 50 см за 100 лет). Таким образом, можно предположить, что скорость вертикального прироста порядка 50 см за сто лет можно считать усредненной характеристикой для городских почв. Безусловно, оценка, основанная на единичных литературных источниках, имеет достаточно условный характер, но дать более точный прогноз не представляется возможным. Исходя из полученной оценки скорости прироста городских почв, среднего содержания $C_{орг}$ в культурных слоях 3-5% (Alexandrovskaya and Alexandrovskiy, 2000) и средней плотности сложения 1.3 г см$^{-3}$, среднюю скорость аккумуляции углерода в городских почвах можно оценить в 20-30 кг С м$^{-2}$ за век. Эта оценка в 2-3 раза выше, по сравнению с 8-10 кг С м$^{-2}$ за век, смоделированными для городских газонов (Qian and Follet, 2002), но близки к значениям 24-35 кг С м$^{-2}$ за век, полученными для гольф-полей (Selhorst, Lal, 2011). Таким образом, скорость аккумуляции углерода в городских почвах значительно превышает таковую и в дерново-подзолистых почвах, и даже в черноземах.

Аккумуляция углерода в городских почвах в контексте устойчивого развития городских экосистем

Депонирование углерода – ключевая экосистемная услуга городских почв, определяющая снижение негативного воздействия на климат (Morel и др., 2014). При этом роль городских почв в углеродном балансе определяется не столько количеством накопленного углерода, сколько устойчивостью этих запасов. Технологии, ориентированные на устойчивое развитие городских экосистем, должны способствовать увеличению устойчивости запасов за счет применения «углерод-сберегающих» систем управления почвенными ресурсами (Lorenz and Lal, 2015). Исходя из предложенных выше механизмов, стратегии устойчивого развития должны быть ориентированы на минимизацию поступления углерода извне и стимулирование процессов накопления, трансформации, стабилизации и при необходимости консервации запасов углерода внутри города. Например, ввоз органических субстратов для задач озеленения и благоустройства из-за пределов города гораздо в меньшей степени способствует депонированию углерода, чем переработка органических отходов внутри города и возвращения органического углерода в почву в виде компоста. Внесение минеральных удобрений способствует дополнительному поступлению углерода с биомассой, однако в то же время, может усиливать почвенное дыхание, поэтому эта мера более актуальна для холодного климата, где скорости биодеструкции исходно малы (Janssens и др., 2010; Zang и др., 2016). В аридном климате перспективным представляется увеличение запасов неорганического углерода и сохранение существующих запасов от выщелачивания, хотя по «функциональности» запасы неорганического углерода и уступают органическому (Lorenz and Lal, 2015). Большое количество публикаций показывают положительное влияние пирогенного углерода (биоугля) на увеличение и сохранение запасов углерода в почве (Basta и др., 2016; Ghosh и др., 2012).

Практическая реализация описываемых технологий должна быть основана на обеспечении качественными данными о запасах углерода и их устойчивости в условиях различного землепользования и климата. Сбору, систематизации и осмыслению таких данных посвящена экспериментальная часть диссертации.

IV ПОТОКИ И ЗАПАСЫ УГЛЕРОДА В ПОЧВЕННЫХ КОНСТРУКЦИЯХ МОСКОВСКОГО МЕГАПОЛИСА

Почвенные конструкции – почвоподобные техногенные образования, искусственно созданные для реализации определенных функций (Deeb и др., 2020; Смагин, 2012). Выбор конкретной функции (например, озеленение и благоустройство, рекультивация, устройство спортивных сооружений или геостабилизация) определяет технологию и материалы почвенного конструирования. При отсутствии строгих регламентов разнообразие почвогрунтов и их компонентов, используемых для почвенного конструирования, очень велико. Глава 4 обобщает результаты лабораторных, вегетационных и полевых исследований факторов пространственно-временной динамики содержания и запасов углерода в почвенных конструкциях Московского мегаполиса в контексте основных выполняемых ими экологических функций.

4.1. Анализ объемов и свойств почвогрунтов и их компонентов, применяемых для почвенного конструирования в Московском мегаполисе[2]

Правовые и экономические предпосылки формирования рынка почвогрунтов и их компонентов в Московском мегаполисе

Москва – один из наиболее крупных и динамично развивающихся мегаполисов мира. С начала 2000 г. вопросам озеленения и благоустройства Москвы стали уделять повышенное внимание. Благоустройство территории, создание новых и реконструкция существующих зеленых зон, рекультивация и другие процессы городского хозяйства определяют высокую потребность города в почвогрунтах. Исходно поставки почвогрунтов носили бессистемный, хаотичный характер, происхождение ввозимых грунтов оставалось неизвестным, а контроль

[2] Основные результаты, изложенные в данной главе, опубликованы в статье
Брянская И.П., **Васенев В.И.**, Брыкова Р.А., Маркелова В.Н., Ушакова Н.В., Госсе Д.Д., Гавриленко Е.В., Благодатская Е.В. Анализ ввозимых почвогрунтов для прогнозирования запасов углерода в почвенных конструкциях Московского мегаполиса // Почвоведение. – 2020. - № 12. – С. 1537 – 1546. DOI:10.31857/S0032180X20120047. IF по РИНЦ = 2,880 (2022), 1,1 п.л., 0,4 п.л.

качества почв проводился только при приеме объектов озеленения. Регулярное использование для задач озеленения города почв, вывозимых с участков земель сельскохозяйственного назначения, или низкокачественных грунтов на основе низинного торфа, привело к пониманию необходимости введения контроля качества и сертификации почвогрунтов. В 2004 г. вышло Постановление правительства Москвы N 514-ПП "О повышении качества почвогрунтов в городе Москве", в дальнейшем прошедшее большое количество редакций и доработок. В 2007 г. был введен в действие закон № 31 «О городских почвах», заложивший основы функционально-экологическому нормированию качества почв города. Принятие закона закрепило в юридической практике понятие "почвогрунт – обладающая плодородием почвенная масса, созданная искусственно, или плодородный слой, снятый с поверхности земельного участка". Под это определение попадали смеси разных компонентов, включая гумусовые горизонты, изымаемые при строительстве, рыхлые горные породы, различные виды торфа, сапропель, растительные остатки. Позже было разрешено использование в качестве добавок отработанных тепличных грунтов и осадков сточных вод после предварительного анализа на содержание водорастворимых солей и поллютантов. Постановлением Правительства Москвы от 8 сентября 2009 г. N 973-ПП было запрещено использование торфа, торфопесчаных смесей и грунтов природного происхождения при производстве работ по рекультивации почв, озеленению и цветочному оформлению в городе Москва и разрешено использование котлованных грунтов в качестве компонента почвогрунта.

Несмотря на наличие ряда нормативных документов, контролирующих качество почвогрунтов (№ 743-ПП от 10 сентября 2002 г.; № 514-ПП от 27 июля 2004 г.; Закон г. Москвы от 4 июля 2007 г. N 31), процесс создания почвенных конструкций остается недостаточно регламентированным, а рынок почвогрунтов непрозрачным и сложным для анализа (Смагин, 2012; Прохоров, 2015). Объем почвогрунтов и их компонентов, ежегодно ввозимых в Москву для задач озеленения и благоустройства, превышает 1 млн м^3 (Прохоров и Карев, 2012). Эти материалы отличаются очень высоким разнообразием по свойствам и происхождению. В настоящее время в перечень компонентов, используемых при производстве почвогрунтов, включены котлованные грунты, торф разной степени разложения, плодородный слой почвы, осадки станций водоподготовки, органические удобрения (биокомпосты) и песок. Поставки почвогрунтов для частных заказчиков практически никак не регламентируются и не контролируются, что расширяет перечень возможных компонентов. Таким образом, верхние насыпные горизонты городских почв в Москве представляют собой “черный ящик”. Запасы углерода в них определяются сложной комбинацией факторов, как прогнозируемых (функциональная зона, характер поверхности), так и непрогнозируемых (выбор почвогрунта с определенными свойствами). Даже ориентировочная оценка запасов углерода мало реалистична без понимания структуры баланса ввозимых в Москву почвогрунтов.

Анализ объемов и свойств почвогрунтов и их компонентов

Для анализа объемов и свойств почвогрунтов, поставляемых для проведения озеленительных работ в Москве совместно с АНО «Московский экологический регистр» было проведено анкетирование поставщиков. Были опрошены компании, поставлявшие в 2016-2017 годах не менее 30 тыс. $м^3$ почвогрунтов в год и входящие в систему добровольной экологической сертификации «Экологичные почвогрунты». Всего в 2016-м году приняли участие 14 компаний (из 26, входящих в систему «Экологичные почвогрунты»), в 2017-м – 17 компаний (из 27, входящих в систему «Экологичные почвогрунты»), а 4 компании приняли участие в анкетировании и в 2016-м и в 2017-м годах. По экспертной оценке АНО «Московский экологический регистр», опрошенные предприятия обеспечивают до половины всех поставок почвогрунтов для нужд города. В то же время, это наиболее прозрачные предприятия, поставки почвогрунтов которых подлежат анализу и учету. Компании, принявшие участие в анкетировании, ответили на пять вопросов: 1) ежегодный объем поставок; 2) локализация поставок; 3) расположение производственных площадок; 4) рецептура почвогрунта и 5) происхождение компонентов почвогрунта. Полученные данные были дополнены результатами лабораторных исследований свойств поставляемых почвогрунтов по трем показателям: 1) pH_{KCl} - потенциометрический метод (ГОСТ 26483-85); 2) гранулометрический состав - по содержанию частиц < 0.01 мм (ГОСТ 12536-2014) и 3) органическое вещество (бихроматное окисление по Тюрину для почв (ГОСТ 26213-91) или по методу определения зольности для торфов (ГОСТ 27784-88, 1988). Официальные названия компаний в анкетах были заменены порядковыми номерами для обеспечения анонимности.

Анализ запасов углерода в поверхностных горизонтах почвенных конструкций Московского мегаполиса

Для сопоставления запасов углерода, прогнозируемых на основе данных по объемам и свойствам почвогрунтов, полученным в результате анкетирования, с полевыми данными были использованы результаты почвенного экологического мониторинга в точках наблюдения ГПБУ “Мосэкомониторинг” в 2016 и 2017 гг. Объекты были равномерно распределены по территории Москвы, включая Новую Москву. Образцы отбирали в различных функциональных зонах: жилых, общественных и рекреационных, зонах транспортной инфраструктуры. Зоны особо охраняемых природных территорий и промышленных предприятий не рассматривали, так как доля почвенных конструкций для них относительно мала. Всего было изучено 192 точки в 2016 г. и 190 точек в 2017 г. (рис. 27, табл. 11).

Смешанные пробы отбирали с глубины 0–20 см методом конверта. После сушки на воздухе и пробоподготовки с удалением корней в пробах почв проводили анализ тех же свойств и теми же методами, что и для почвогрунтов: гранулометрического состава, реакции среды (pH_{KCl}) и содержания органического вещества. Для пересчета содержания органического вещества в содержание органического углерода использовали коэффициент 1.724 (Воробьева, 1998). Плотность почв не входит в перечень параметров, наблюдаемых ГПБУ “Мосэкомониторинг”, поэтому для оценки запасов использовали усредненное значение 1.1 г/см, ранее примененное для оценки запасов углерода в поверхностных горизонтах городских почв города Москвы (Васенев и др., 2013;

Vasenev et al., 2014). Запасы (т/га) рассчитывали как произведение содержания органического углерода (%), плотности (г/см^3) и мощности (см).

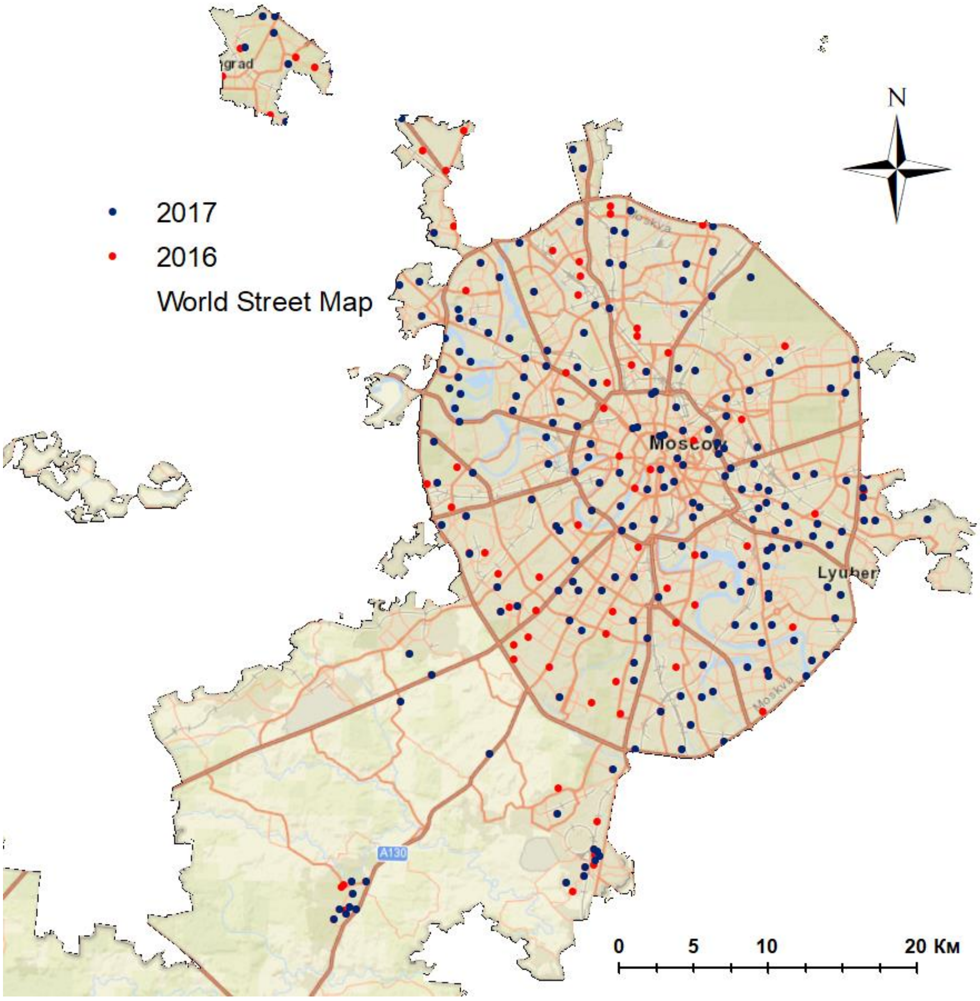


Рисунок 27 Распределение точек отбора проб почв в 2016-м и 2017-м годах

Таблица 11 Объекты полевого исследования и отбора проб почв в г. Москва в 2016 и 2017 гг.

Функциональная зона	Описание	Объем выборки	
		2016	2017
Жилые функциональные зоны	Зоны жилых микрорайонов и жилых групп многоквартирной жилой застройки, в том числе дворовые территории и детские площадки	92	92
Общественные и рекреационные зоны	Парки, скверы, территории школ, больниц, многофункциональные общественные зоны	82	79
Зоны транспортной инфраструктуры	Зоны линейных объектов внешнего транспорта и магистралей, придорожные территории, гаражи	18	19

Структура поставок почвогрунтов и их компонентов

Результаты анкетирования компаний-поставщиков показали, что в Москву для задач озеленения и благоустройства было ввезено 960 тыс. м^3 почвогрунтов в 2016-м году и 1750 тыс. м^3 – в 2017-м году. Данные 2016-го года соответствуют оценкам ДПиООС по ежегодному объему поставок почвогрунтов в Москву (Прохоров и Карев, 2015), в то время как объем почвогрунтов, ввезенных в 2017-м году, превышает эти оценки на 75%. Это косвенно подтверждает предположение о возрастающей потребности города в почвогрунтах, связанной, в том числе, с реализацией программы «Моя улица» и застройкой Новой Москвы. Половина компаний - поставщиков 2016-го года указала ежегодный объем поставок не более 50 тыс. м^3. На долю таких компаний пришлось 34% от общего объема ввозимых грунтов. Лишь одна компания из 14 опрошенных указала объем поставок более 150 тыс. м^3. Структура рынка в 2017-му году принципиально иная – 46% от общего объема поставок осуществили три наиболее крупные компании с ежегодным объемом поставок более 150 тыс. м^3, в то время как количество мелких поставщиков с объемами не более 50 тыс. м^3 сократилось до четырех, а их суммарная доля на рынке – до 11% (рис. 28).

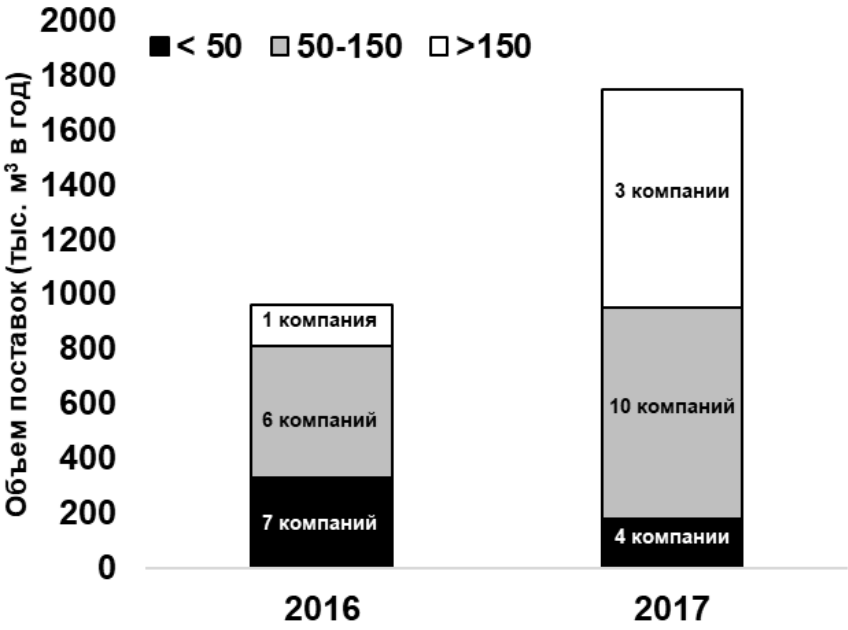


Рисунок 28 Структура поставок почвогрунтов в Москву в 2016-м и 2017-м годах

Логистика поставок почвогрунтов в Москву включает как минимум два этапа: 1) поставка компонентов почвогрунтов на производственные площадки для подготовки и временного хранения смесей и 2) доставка смесей с площадок до потребителей. Всего по результатам анкетирования было выявлено 29 производственных площадок. На территории Москвы расположено 12 площадок, остальные – в Раменском, Дмитровском, Одинцовском, Волоколамском, Рузском, Подольском, Солнечногорском и Луховицком районах Московской области (Рис. 29). Конечный пункт доставки по данным анкетирования можно установить весьма ориентировочно, т.к. многие компании принимают заказы по всей Москве. Большинство компаний указало часть города (направление, административный округ или район), куда доставки осуществлялись чаще всего. Расстояния от производственных площадок до ориентировочных пунктов доставки варьировали от нескольких километров до более, чем ста километров. Самое большое расстояние 141 км показано для компании № 26, осуществлявшей поставки из Луховицкого района.

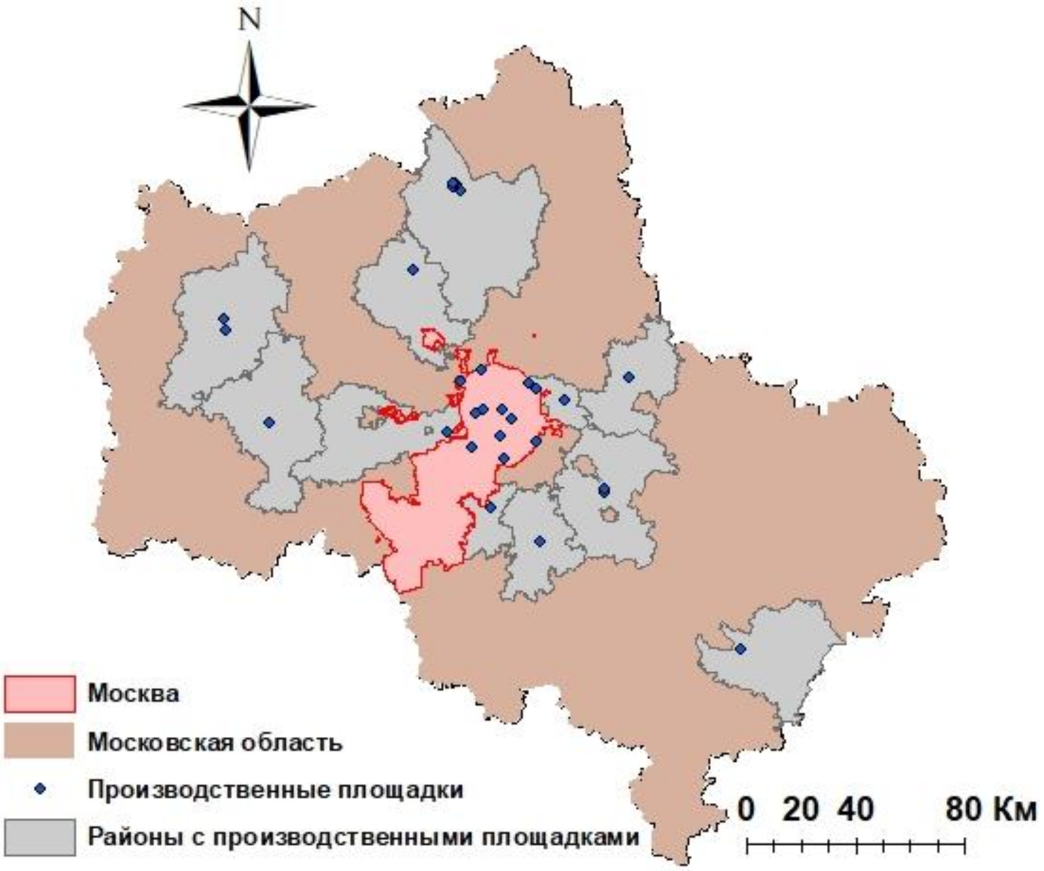


Рисунок 29 Расположение производственных площадок почвогрунтов

Еще более сложна логистика компонентов почвогрунтов на производственные площадки, т.к. разные компоненты часто поставляются из различных районов и соседних областей. Всего в рецептурах изученных почвогрунтов использовалось семь основных компонентов, из которых пять составили более 90% от общего объема произведенных почвогрунтов: низинный и верховой торфа, растительный грунт («срезка»), котлованный грунт, песок. Оставшиеся 10% представлены черноземом, поставлявшимся из Тамбовской области (компания №8, 2016 год) и осадками сточных вод Мосводоканала (компания № 27, 2017 год). Наиболее распространенная рецептура почвогрунта представляет собой сочетание низинного торфа (от 15 до 40%), растительного или котлованного грунта (от 40 до 70%) и песка (около 10-20%). Наиболее часто используемыми компонентами стали растительный грунт (32% и 51% от всех поставок в 2016 и 2017 году соответственно) и низинный торф (25% и 30% от всех поставок в 2016 и 2017 году соответственно). Реже всего применялся верховой торф. В то же время логистика у этих компонентов принципиально отличалась. Растительный грунт, под которым часто подразумевается «срезка» - верхний плодородный слой городской почвы, снятый в процессе строительства, - в основном поставлялся с территорий активной застройки, расположенных на небольшом расстоянии от производственных площадок. Низинный торф, наоборот, поставлялся с больших расстояний – севера, северо-запада и востока Московской области, Тверской, Владимирской и Тульской областей, где исторически развита добыча торфа (рис. 30). Аналогичный подход к производству почвогрунтов на основании сочетания минеральных компонентов (песок, срезка), добываемых на месте и органических субстратов (торфа, компосты, донные отложения), поставляемых извне, активно применяется во Франции (Fourvel и др., 2018), США (Brose и др., 2016; Kumar and Hundal, 2016) и других странах. Такой подход объясняется рентабельностью технологии, позволяющей не только обеспечивать нужны городского озеленения, но и утилизировать нетоксичные строительные отходы.

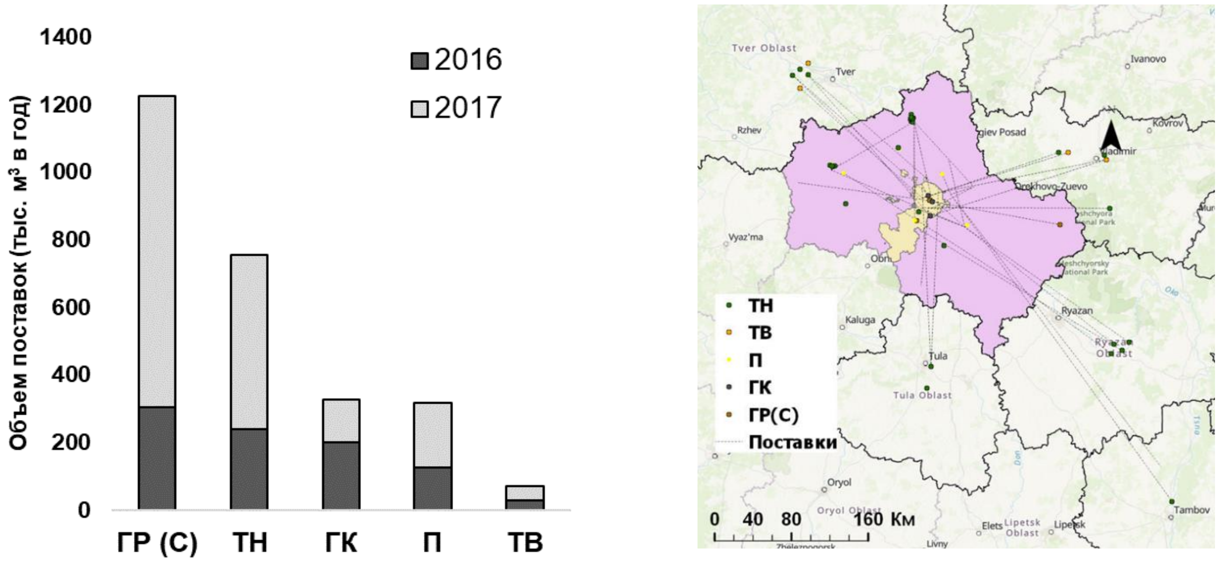


Рисунок 30 Объемы (слева) и направления (справа) поставок в Москву основных компонентов почвогрунтов: грунта растительного (срезки) (ГР(С)), низинного торфа (ТН), грунта котлованного (ГК), торфа верхового (ТВ) и песка (П) по данным анкетирования 27 компаний-поставщиков в 2016-2017 гг.

Свойства почвогрунтов

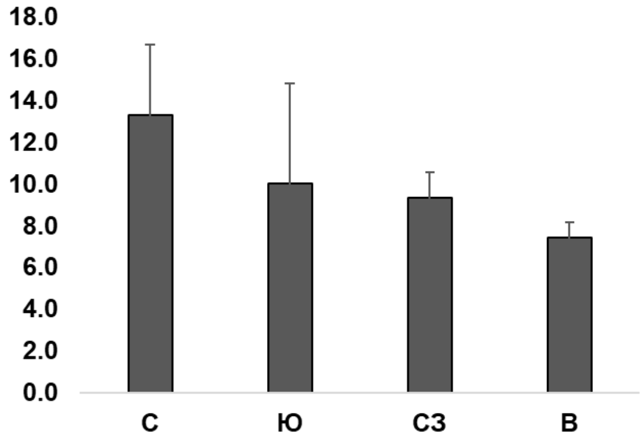
Изученные почвогрунты заметно отличались по содержанию органического углерода, в то время как по кислотности и гранулометрическому составу выборка была достаточно гомогенной. Среди изученных почвогрунтов доминировали супесчаные и легкосуглинистые, составившие соответственно 45 и 48% от общей выборки. Средний суглинок встречался в 16% случаев, в то время как более тяжелых по гранулометрическому составу грунтов не отмечено совсем. Такой гранулометрический состав соответствует нормативным значениями (ПП-514), а также легко объясняется свойствами и генезисом компонентов почвогрунтов, которые в большинстве своем также имеют легкий гранулометрический состав. Для pH_{KCl} также показано бимодальное распределение с двумя максимумами, соответствующими слабокислой (5.5-6.0) и нейтральной (6.5-7.0) среде. Как правило, более кислая среда отмечена для почвогрунтов со значительной долей торфа (30-40%), поставляемого преимущественно из Тверской области, Дмитровского и Волоколамского районов. Нейтральная среда характерна для почвогрунтов со значительным количеством антропогенных субстратов (например, максимальное значение pH_{KCl} было отмечено для грунта, на 50% состоявшего из осадка станции водоподготовки (компания № 27, 2017 год). Однако отмечены и исключения из этой закономерности, что, по-видимому, объясняется производственными причинами варьирования pH_{KCl}, связанными, например, с различной дозировкой доломитовой муки или других раскислителей. В среднем почвогрунты, поставляемые в 2017 году характеризовались более легким гранулометрическим составом и более кислой средой, хотя статистически значимых различий между годами не выявлено (t-тест; $p>0.05$) (табл. 12).

Таблица 12 Свойства почвогрунтов, используемых для создания почвенных конструкций в Московском мегаполисе в 2016 и 2017 годах

Свойство	2016	2017	Нормативные значения для создания и ремонта газонов (ПП-514)
pH_{KCl}	6.2±0.3	5.7±0.2	5.0-7.5
$C_{орг}$ (%)	7.0±1.1*	13.3±2.2	5.8-11.6
Гранулометрический состав (% физ. глины)	23.6±1.1	20.3±1.6	15-25

*- статистически значимые различия средних значений между годами (t-test, $p<0.05$)

По сравнению с другими показателями содержание $C_{орг}$ отличалось высоким разнообразием – при медианном значении 7.0% коэффициент вариации составил 75 % (для остальных показателей – менее 25%). Большая часть (80% от общей выборки) находилась в диапазоне от 5 до 15% $C_{орг}$, однако для 6% случаев показаны значения $C_{орг}$ более 30%, что значительно превышает даже нормативные значения (ПП-514). Основной причиной неоднородности содержания органического углерода в почвогрунтах является различный состав и происхождение их компонентов, однако выявить доминирующий фактор достаточно сложно. Так, не выявлено значимой положительной корреляции между долей торфа и содержанием органического углерода. Это объясняется тем, что доля торфа в большинстве почвогрунтов была примерно одинаковой и составляла 25-35%, в то время как свойства торфа могли заметно различаться. К сожалению, не удалось получить доступ к исходным образцам торфов или данным об их свойствах, т.к. на сертификацию в «Экологичные почвогрунты» поступают готовые смеси, а не отдельные компоненты. Охарактеризовать различия свойств торфов можно по косвенным признакам, в частности, по происхождению. Наиболее высокое среднее содержание органического углерода показано для почвогрунтов, содержащих торфа, поставляемые с северного направления (Дмитровский и Солнечногорский районы). Почвогрунты, торфяной компонент которых поставлялся с восточного направления (Владимирская и Рязанская области), содержали в среднем на 3-4% меньше органического углерода в сравнении с северным и северо-западным направлениями (рис. 31.).



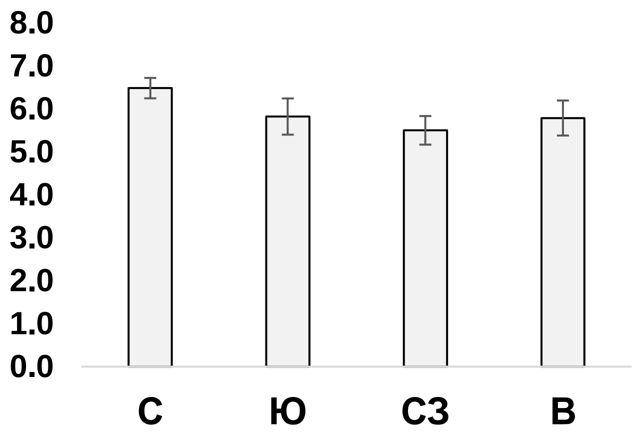


Рисунок 31 Содержание $C_{орг}$ (слева) и значения pH_{KCl} (справа), усредненные по основным направлениям поставок торфов как компонента почвогрунтов (С – северное направление (Дмитровский и Солнечногорский районы; Ю – южное направление (Тульская и Тамбовская области); СЗ – северо-западное направление (Волоколамский и Рузский районы, Тверская область); В – восточное направление (Владимирская и Рязанская области))

Прогнозирование запасов углерода в почвенных конструкциях Московского мегаполиса по данным свойств и объемов поставляемых почвогрунтов

Принимая во внимание, что значительная часть поверхностных горизонтов почвенных конструкций озелененных территорий Москвы формируются из ввозимых почвогрунтов, можно дать прогнозную оценку запасов углерода в этих горизонтах на основании данных объемов поставок и свойств почвогрунтов. Суммарно за два года компании-поставщики, принявшие участие в исследовании, завезли в Москву 2.7 млн м^3 почвогрунтов, что при средней мощности органогенного горизонта RAT в 10 см достаточно для озеленения и благоустройства территории в 27 км^2. Это соответствует 28% от площади всех газонов дворовых территорий г. Москвы и в 1.5 раза превышает площадь газонов, находящихся на балансе ГБУ “Автомобильные дороги” (Департамент экономической политики…, 2017). Средневзвешенное содержание органического углерода, рассчитанное за два года с учетом объемов поставок и свойств грунта, составило 7.7%, что при расчетной плотности почвогрунтов 1.0 г $см^{-3}$ соответствует среднегодовому поступлению 110 тыс. тонн углерода. При расчетных запасах углерода в слое 0–10 см 84 т $га^{-1}$ ежегодно с почвогрунтами поступает до 5% общих запасов $C_{орг}$ в слое 0-10 см почв Москвы (в границах до 2012 г). При существующей практике замены грунта не реже раза в десять лет, можно предположить, что до половины запасов углерода в поверхностных горизонтах почвенных конструкций Москвы формируются за счет поставок почвогрунтов.

Для оценки адекватности прогнозирования запасов углерода в почвенных конструкциях по данным объемов и свойств почвогрунтов полученные результаты были сопоставлены с результатами анализа проб, отобранных в 192 и 190 точках в 2016 и 2017 гг. соответственно, равномерно распределенных по территории города и являющихся частью программы мониторинга состояния почв Москвы. Результаты полевого обследования показали высокую пространственную неоднородность содержания $C_{орг}$ с коэффициентом вариации 60–80%. Такое варьирование в целом характерно для свойств городских почв (Prokof’eva и др., 2021; Prokof’eva и др., 2019; Yang and Zhang, 2016), особенно для запасов углерода (Dmitrakova and Abakumov, 2019; Raciti и др., 2011; Водяницкий, 2015), на которые воздействует множество естественных (климат, тип растительности) и антропогенных (тип почвогрунта, технология конструирования, внесение удобрений) факторов. Средние значения различались как для административных округов (максимальные значения в центральном округе), так и для функциональных зон. Однако различия в основном были статистически незначимыми из-за высокого внутреннего разнообразия. Запасы органического углерода в слое 0–10 см составили 48 ± 2 и 58 ± 3 т/га в 2016 и в 2017 гг. соответственно. Полученные значения на 30–40% ниже оценок, рассчитанных на основании анализа поставок почвогрунтов (рис. 32).

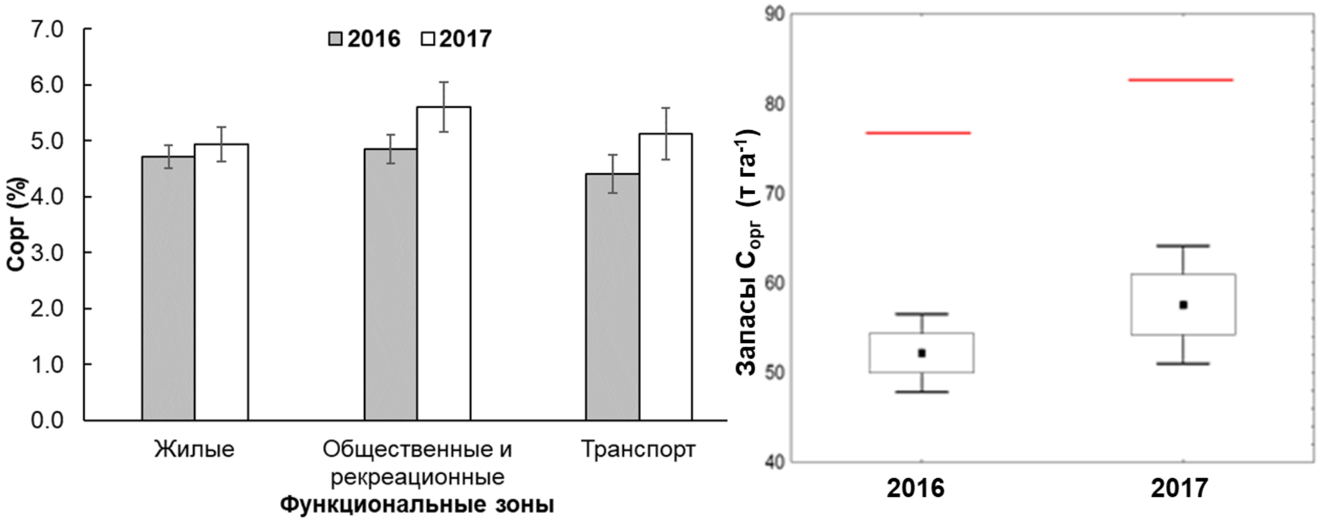


Рисунок 32 Содержание $C_{орг}$ в слое 0-20 см почв различных функциональных зон г. Москва (среднее и ошибка среднего) в 2016 и 2017 гг. (слева) и оценка удельных запасов $C_{орг}$ в слое 0-10 см почвенных конструкций Московского мегаполиса по данным полевых обследований (среднее, ошибка среднего и 95% доверительный интервал) в сравнении с оценкой по данным свойств и объема поставок почвогрунтов (красные линии отражают средневзвешенное значение) (справа)

Частично это можно объяснить глубиной отбора пробы (0–20 см), вследствие чего средние значения в расчетном слое 0–10 см, скорее всего, занижаются. Тем не менее, глубина 0–20 см является стандартной для мониторинга состояния почв в Москве и большинстве других городов мира (например, в Риме – 20 см, в Нью-Йорке – 6 дюймов (15.2 см) (Ajmone-Marsan and Biasioli, 2010) и данные о состоянии городских почв, как правило, приводятся для этой глубины. Безусловно, объем поставок почвогрунтов, сертифицируемых АНО “Московский экологический регистр” составляет не более половины от общего объема завозимых в Москву грунтов, и экстраполяция полученных данных на всю территорию города сопряжена со значительной неопределенностью в оценке. Наконец, сложно предположить, что в 2016–2017 гг. произошла полная замена поверхностного горизонта, в связи с чем насыпные горизонты многих изученных почвенных конструкций сформированы при более ранних поставках. В то же время нельзя не отметить, что в абсолютных значениях оценки, полученные по данным мониторинга и на основании расчетов, отличаются не более, чем на 25–30 т $га^{-1}$, что для оценок запасов углерода очень немного. Например, обзорные статьи по запасам углерода в городских почвах мира (Pouyat и др., 2006; Lorenz and Lal, 2009; 2015; Cambou и др., 2018) отражают разброс в 50 т га$^{-1}$ и более. Интересно отметить схожую динамику запасов по данным мониторинга и расчетным данным, показавшим увеличение на 10 и 14% соответственно в 2017 по сравнению с 2016 г.

Роль почвенных конструкций в формировании запасов углерода в городских почвах

Основной причиной несовпадения прогнозных и экспериментальных оценок запасов $C_{орг}$ в почвенных конструкциях является, очевидно, сложность и разноплановость процессов вовлечения органического вещества, поступающего с почвогрунтами, в цикл углерода городских почв. В короткой перспективе внесение обогащенных углеродом субстратов приводит к быстрому увеличению запасов $C_{орг}$ в верхнем горизонте. Однако этот эффект, как правило, непродолжителен из-за быстрой минерализации (Allaire и др., 2008, Townsend-Small and Czimczik, 2010). Основным результатом станет всплеск эмиссии парниковых газов (Cekstere и др., 2008), при этом запасы углерода практически не увеличатся, а теоретически могут даже сократиться из-за прайминг-эффекта (Blagodatskaya, Kuzyakov, 2008; Ditterich и др., 2016). Таким образом, количество $C_{орг}$, поступающего с ввозимыми почвогрунтами, нельзя автоматически прибавлять к запасам углерода в почве. Эти запасы в значительной степени потенциально неустойчивы к биодеструкции, а их использование сопряжено с рисками повышенной эмиссии парниковых газов. Реализация этих рисков зависит от физико-химических и микробиологических свойств почвогрунтов, а также гидротермических условий, что было показано в ходе последующих экспериментов.

4.2. Химические, физические и биологические свойства наиболее распространенных почвогрунтов и их компонентов[3]

Для объяснения выявленного разнообразия свойств почвогрунтов, используемых для озеленения и благоустройства Москвы, были детально изучены 10 наиболее распространенных компонентов и 10 вариантов почвогрунтов. Компоненты были подразделены на группы их происхождения, а почвогрунты – по количеству компонентов (простые – 2, сложные – более 2) и доле торфа (> / < 30% объема) (табл. 13). Результаты сопоставлялись с фоновой дерново-подзолистой легкосуглинистой почвой. Использовали средние значения химических и микробиологических свойств, полученные для 10 точек, отобранных на территории заказника «Петровско-Разумовский», традиционно используемого в качестве фонового объекта для оценки состояния почв г. Москва (Vasenev и др., 2020).

Таблица 13 Почвогрунты и компоненты, используемые в Московском мегаполисе

Компоненты			Почвогрунты		
Индекс	Описание	Группа	Индекс	Компонентный состав	Группа
ТН3	Торф низинный, Волоколамский р-н	Торфа	ПГ1	Торф низинный/ компост/ песок	Простые
ТН2	Торф низинный, Дмитровский р-н	Торфа	ПГ2	Торф низинный/ срезка/ песок/ аллювиальная почва	Сложные (>30% торфа)
ТН1	Торф низинный, Переславский р-н	Торфа	ПГ3	Торф низинный/ срезка/ песок/ компост	Сложные (>30% торфа)
ТВ	Торф верховой, Дмитровский р-н	Торфа	ПГ4	Срезка/ торф низинный/ песок	Сложные (<30% торфа)

---

[3] Основные результаты, изложенные в данной главе, опубликованы в статьях

Ivashchenko K., Ananyeva N., Selezneva A., Sushko S., Lepore E., **Vasenev V.**, Demina S., Khabibullina F., Vaseneva I., Dolgikh A., Dovletyarova E., Marinari S. Assessing Soil-like Materials for Ecosystem Services Provided by Constructed Technosols // Land. – 2021. – V. 10. - № 11. DOI: 10.3390/land10111185. IF Scopus (2022) = 0,647, 1,5 п.л., 0,6 п.л.

Deeb M., M. Groffman P., Perl Egendorf S., Blouin M., L. Cao D., Vergnes A., Walsh D., **Vasenev V.**, Morin T., Séré G. Using constructed soils for green infrastructure - Challenges and limitations // SOIL. – 2020. - V. 6. - № 2. - P. 413-434.15. DOI:10.5194/soil-6-413-2020. IF Scopus (2022) = 1,894, 2,8 п.л., 0,7 п.л

СРЗ	Растительный грунт «срезка» (Филевский р-н Москвы)	Грунты	ПГ5	Торф верховой/ песок/ срезка	Сложные (<30% торфа)
САП	Сапропель (Тверская область)	Осадки	ПГ6	Торф низинный/ суглинок/ песок	Сложные (>30% торфа)
ПЕС	Песок (Серпуховский р-н)	Грунты	ПГ7	Торф низинный/ песок	Простые
ОСВ	Осадок станции водоподготовки (Кузьменки)	Осадки	ПГ8	Торф низинный/ срезка	Простые
КГ2	Котлованный грунт (р-н Лужники)	Грунты	ПГ9	Торф низинный/ ОСВ/песок/ срезка	Сложные (>30% торфа)
КГ1	Котлованный грунт (Филевский р-н)	Грунты	ПГ10	Торф низинный/ суглинок	Простые

По кислотности компоненты варьировали от кислой для верхового торфа до слабощелочной для срезки. Средние значения близки к нейтральным (pH_{H2O} ~ 6.7) и на 0.5 единицы выше по сравнению с фоном. Общее содержанию C и N в торфах было в 5-7 раз выше по сравнению с грунтами и на порядок выше, чем в фоновой почве. По соотношению С к N различия между группами компонентов менее очевидны, при этом отношение C/N для верхового торфа было почти в 3 раза выше по сравнению с фоном. В целом, содержание общего углерода и азота, уменьшалось в ряду торфа > осадки > грунты (ANOVA, LSD-test). При этом показатель $T_{0.5}$ для осадков и грунтов был близок к фону (10-20 лет), а для торфов - не превышал 4 лет (Табл. 11). Содержание углерода микробной биомассы ($С_{мик}$) и базальное дыхание (БД) в торфах и отдельных почвогрунтах (САП и ОСВ) также были выше, чем в фоне, однако отношение $С_{мик}/С_{общ}$, отражающее доступность углерода для микробной биомассы, в фоновых почвах было в 2-10 раз выше в сравнении с изученными компонентами (рис. 33). Для фоновой почвы показаны наиболее низкие значения микробного метаболического коэффициент (qCO_2 = 1.5 мг $C\text{-}CO_2$ мкг $С_{мик}$ ч$_{-1}$). Значения qCO_2 близкие к единице свидетельствуют об устойчивости метаболизма микробного сообщества, когда основная часть энергии тратится на увеличение биомассы (Anderson and Domsch, 1990; 1993). Высокие значения qCO_2, показанные для торфов и котлованных суглинков (рис. 33), считаются индикаторами неблагоприятных условий для развития микроорганизмов, например, в результате низкого качества субстрата или высокой антропогенной нагрузки (Ananyeva и др., 2021; Ivashchenko и др., 2021).

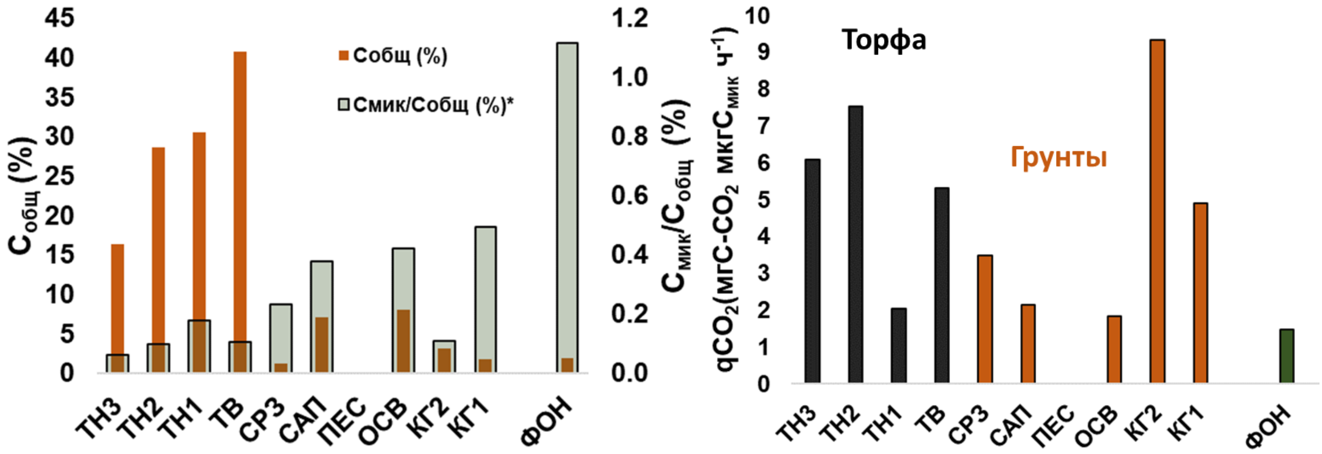


Рисунок 33 Содержание общего углерода и доля в нем углерода микробной биомассы (слева) и микробный метаболический коэффициент (справа) для изученных компонентов (*- доля $С_{мик}$ в $С_{общ}$, выраженная в %)

Для фоновых почв выявлен также наибольший индекс Шеннона (1.2), отражающий функциональное разнообразие микроорганизмов, а для торфов и осадков он составил 0.9 и 0.8 соответственно. Изученные компоненты также значительно отличались по гидрофизическим свойствам, включая водоудерживающую способность и основные почвенные гидрологические константы, что можно проиллюстрировать сопоставлением основной гидрофизической характеристики низинного торфа (ТН2), котлованного грунта (КГ2) и ОСВ в сравнении с фоновой почвой (рис. 34).

По сравнению с отдельными компонентами почвогрунты были более однородны. Среднее содержание общего С и N в почвогрунтах на 30-40% ниже, чем усредненные значения для компонентов. По-видимому, в процессе подготовки почвогрунтов происходит «разбавление» за счет смешивания компонентов с разным содержанием органического вещества. В результате почвогрунты более сбалансированы по соотношению C/N. Для них характерны более высокое содержание $С_{мик}$ и более низкие значения qCO_2 по сравнению с отдельными компонентами.

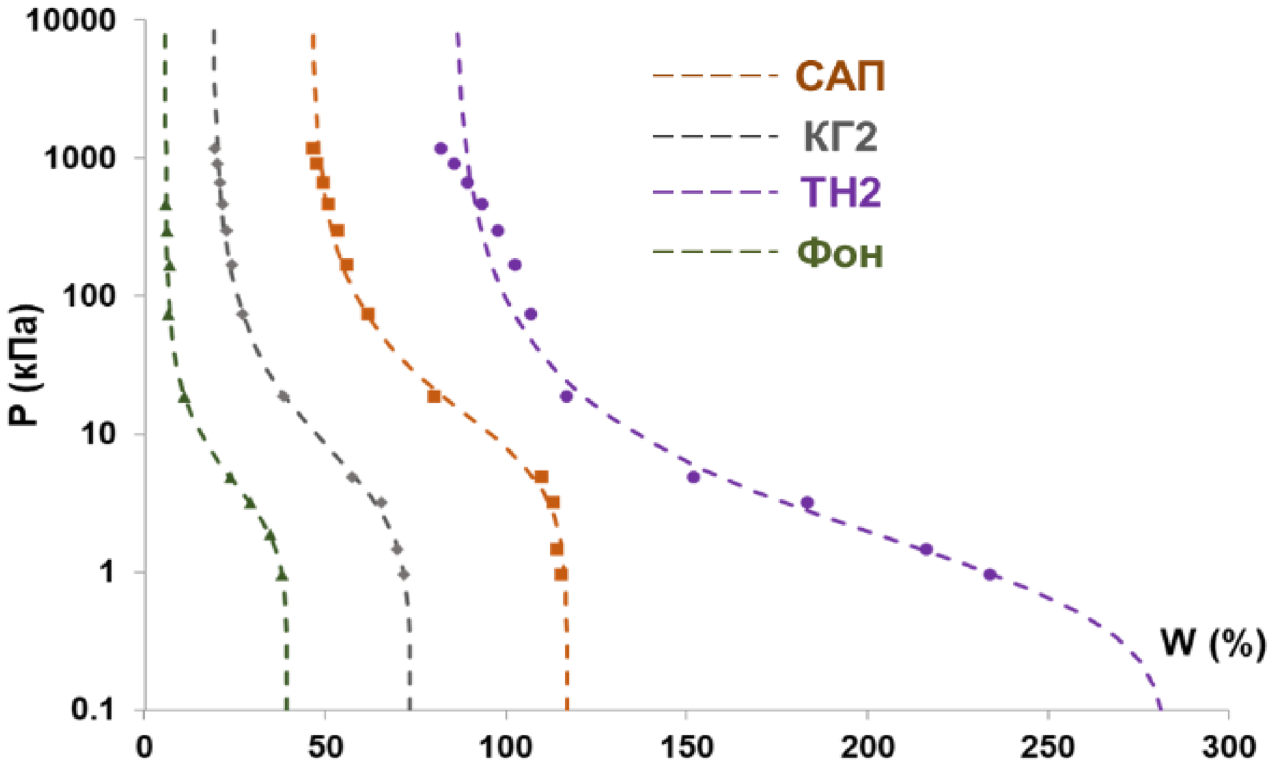


Рисунок 34 Основная гидрофизическая характеристика для различных групп компонентов грунтов

Для большинства почвогрунтов характерна нейтральная реакция среды (pH_{H2O} = 7.0 ± 0.9). Исключения составили смеси с использованием ОСВ и срезки, для которых показаны значения pH_{H2O} ~8.1. По содержанию общего C и N, наоборот, показан значительный разброс – коэффициент вариации достигал 90%. Содержание C и N в простых (двукомпонентных) грунтах было в среднем в 2-4 раза выше по сравнению со сложными. Ближе всего к фоновым показателям оказались сложные (многокомпонентные) грунты с долей торфа менее 30%. Для них же показаны максимальное отношение $C_{мик}/C_{общ}$ и минимальное значение коэффициента qCO_2 (Рис. 35). Для почвогрунтов также показано значимо более высокое функциональное разнообразие микроорганизмов (индекс Шеннона, расчитанный по результатам MicroResp), при этом для простых и сложных почвогрунтов (>30% торфа) индекс в среднем на 20-30% превышал фон. А вот по устойчивости органического вещества к биодеструкции почвогрунты значительно уступали фоновой почве – значение $T_{0.5}$ для них было в 2-5 раза меньше, чем для фона (Табл. 14).

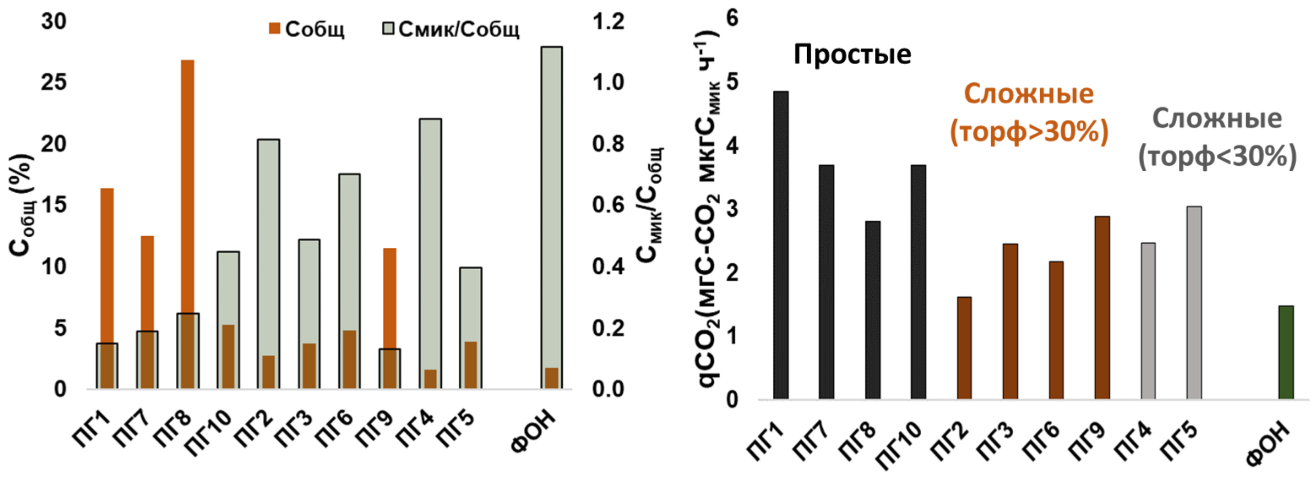


Рисунок 35 Содержание общего углерода и доля в нем углерода микробной биомассы (слева) и микробный метаболический коэффициент (справа) для изученных почвогрунтов

Таблица 14 Свойства изученных почвогрунтов и их компонентов

компоненты						почвогрунты					
	pH_{H2O}	N (%)	C/N	$C_{мик}$	$T_{0.5}$		pH_{H2O}	N (%)	C/N	$C_{мик}$	$T_{0.5}$
ТН3	6.78	0.98	17	102	38	ПГ1	6.46	0.71	23	245	43
ТН2	4.94	1.96	15	283	19	ПГ2	7.00	0.20	14	222	11
ТН1	7.08	2.59	12	544	40	ПГ3	7.00	0.29	13	180	12
ТВ	4.36	1.14	36	434	26	ПГ4	6.33	0.13	12	139	7
СР3	7.96	0.05	25	28	18	ПГ5	8.18	0.13	30	154	12
САП	6.91	0.60	12	268	18	ПГ6	7.3	0.3	18	334	10
ПЕС	7.40	0.01	7			ПГ7	6.3	0.8	16	235	21
ОСВ	7.37	0.42	19	337	19	ПГ8	5.3	1.5	18	665	21
КГ2	7.08	0.11	27	33	14	ПГ9	8.2	0.7	16	150	40
КГ1	7.00	0.16	11	87	6	ПГ10	8.1	0.4	13	235	9

4.3. Оценка устойчивости органического вещества почвогрунтов к биодеструкции в различных гидротермических условиях (лабораторные эксперименты)

Органическое вещество почв подвержено биодеструкции – микробному разложению и минерализации. Интенсивность процесса зависит от качества и доступности органического вещества и абиотических факторов, в первую очередь, температуры. Для почвогрунтов и их компонентов характерен значительный разброс по содержанию органического вещества, однако, в большинстве случаев высокое содержание определяется вкладом легко-минерализуемых субстратов (компоста, верхового и низинного торфа). Интенсивность биодеструкции в таких субстратах усиливается при оптимальных для микроорганизмов гидротермических условиях. В городе, где сочетание городского острова тепла и полива в летний период создает условия повышенной температуры и влажности, биодеструкция почвогрунтов может быть особенно интенсивна. Для проверки этого предположения устойчивость органического вещества двух вариантов компонентов (ТН1 и ТН3) и четырех вариантов почвогрунтов (ПГ1, ПГ2, ПГ3 и ПГ4) к биодеструкции оценивалась по отклику микробного дыхания на различные гидротермические условия: 3-7 вариантов влажности (от ВЗ до ПВ) и 4 варианта температуры (10, 22, 30 и 40 ºС).

Для всех субстратов показана значимая экспоненциальная зависимость микробного дыхания от температуры. Температурный коэффициент Q_{10} варьировал от 1.6 (ТН1) до 2.6 (ПГ1), что в 1.5-2.0 раза превышает таковые для дерново-подзолистых и серых почв в лесных ценозах в летний период (1.7 и 1.0 соответственно) и сопоставимо с их среднегодовыми значениями (2.9 и 2.6 соответственно) (Курганова, 2010) (рис. 36).

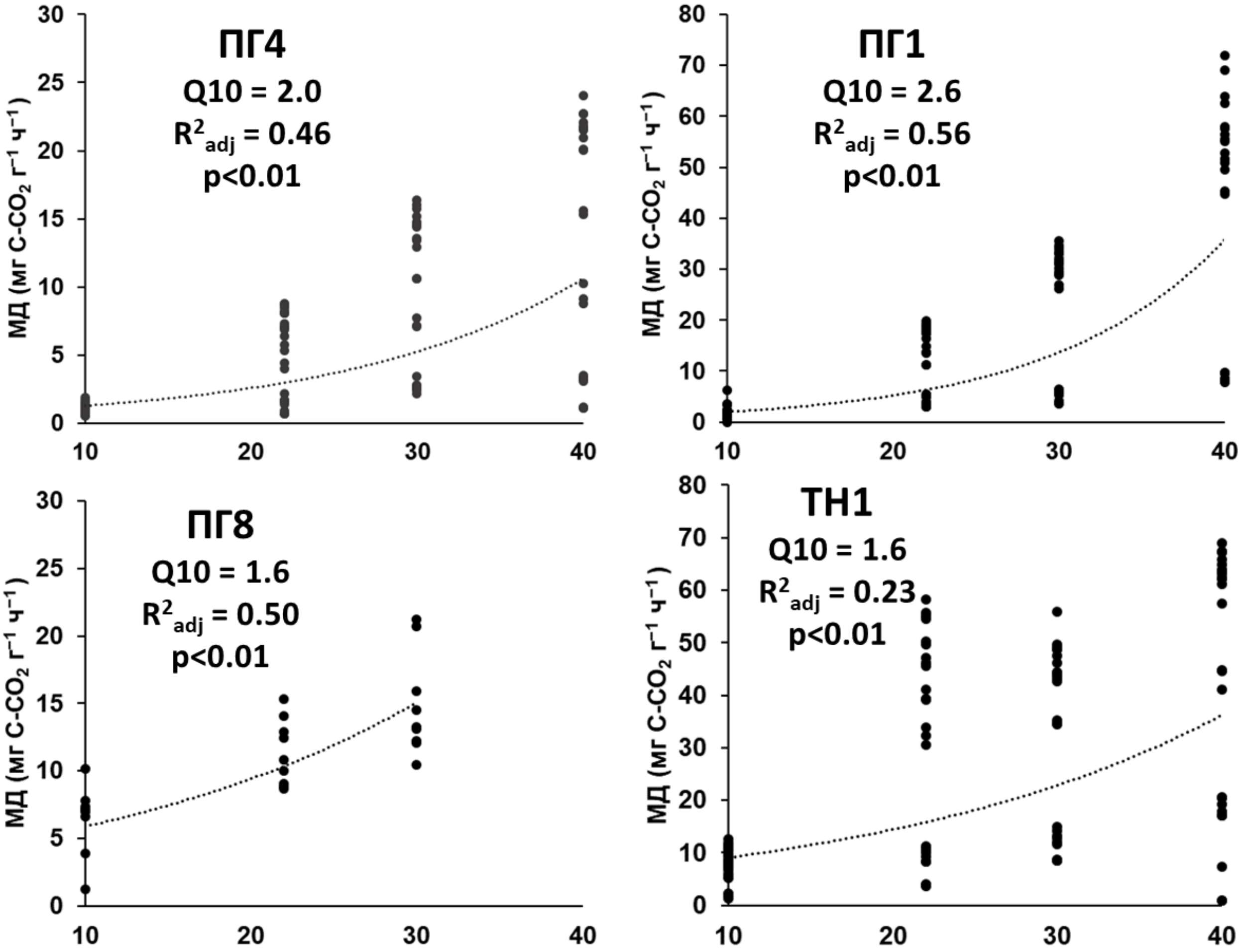


Рисунок 36 Зависимость микробного (базального) дыхания почвогрунтов и компонентов от температуры

Зависимость от влажности носит нелинейный характер и лучше всего аппроксимируется обратной квадратичной функцией. Наиболее интенсивное дыхание показано при значениях влажности, соответствующих 50-70% от полной влагоемкости ($W/W_s \sim 0.5$-0.7). При дефиците воды, равно как и при избыточном увлажнении, микробиологическая активность снижалась. Температура и влажность определили от 32 до 74% вариации микробного дыхания для всех изученных субстратов. Гидротермический оптимум – сочетание значений температуры и влажности, для которых характерны наиболее высокие значения микробного дыхания, показан при температуре выше 30°C и влажности 0.5-0.7 W/W_s. В этом диапазоне значений интенсивность микробного дыхания увеличивалась в 2-5 раз для почвогрунтов и более чем на порядок для низинного торфа. Соответственно и время полуразложения уменьшалось для почвогрунтов в

2-3 раза, а для низинного торфа – до 10 раз. Например, для низинного торфа ТН3 $T_{0.5}$ при 10°С и 0.3 W/W_s составило 91 год (что близко к значениям, показанным для торфов тундровой и лесотундровой зон (Bridges and Batjes, 1996)). Уже при 30°С и 0.7 W/W_s период полуразложения сократился до 4.6 лет, а при 40°С и 0.7 W/W_s – до 2.6 лет. Для почвогрунтов уменьшение периода полуразложения менее резкое, но значения $T_{0.5}$ при температуре выше 30°С и влажности 70% от полной влагоемкости не превышает нескольких лет (рис. 37).

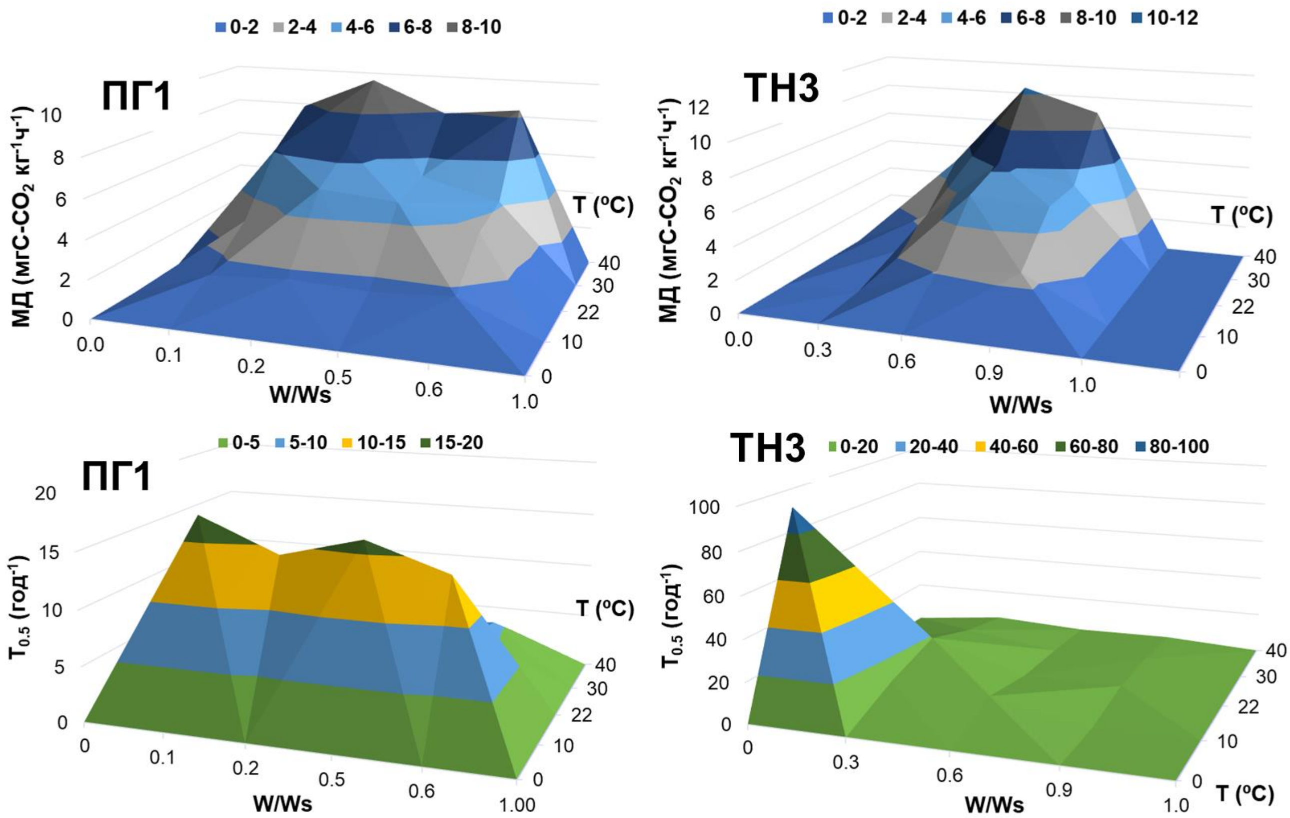


Рисунок 37 Изменение микробного (базального) дыхания (МД) и времени полуразложения ($T_{0.5}$) почвогрунта ПГ1 (слева) и низинного торфа ТН3 (справа) при контрастных гидротермических условиях

Таким образом, можно предположить, что поливаемый газон на торф-содержащих почвенных конструкциях в жаркий летний период может быть мощным источником парниковых газов, а период его эксплуатации будет очень непродолжительным.

4.4. Влияние антропогенной нагрузки на потоки и запасы углерода почвенных конструкций (вегетационные эксперименты)[4]

Влияние засоления противогололедными средствами

Одним из антропогенных факторов, оказывающим воздействие на городские почвы, является засоление в результате применения противогололедных средств при обслуживании дорог и обработке тротуаров в зимний период. В результате борьбы с обледенением ежегодно в почвы и грунтовые воды поступает до 25 млн. тонн солей. Несмотря на промывной водный режим в г. Москва, Черноусенко Г.И. и соавторами было показано круглогодичное наличие ионов натрия в профиле городских почв (Черноусенко и др., 2003). Токсичность засоления заключается в способности натрия вызывать диспергацию почвенных коллоидов, приводящую к ухудшению водопроницаемости, увеличению плотности, нарушению газового режима, сокращению видового разнообразия почвенной микрофлоры и значительным изменениям структуры микробных сообществ (Gavrichkova и др., 2020).

Для оценки воздействия засоления на потоки и запасы углерода почвенных конструкций были проведены вегетационные эксперименты с использованием технической соли - хлорида натрия. Исследуемыми показателями воздействия засоления были микробиологические параметры почвы и физиологические отклики двух типов газонных трав: 1) монокультура – плевел многолетний (*Lolium perenne*), далее Лол; 2) смесь из трех видов растений – овсяница красная (*Festuca rubra* 70%), плевел многолетний (20%) и мятлик луговой (*Poa pratensis* 10%), далее Микс. Эксперимент проводили в теплице в естественных условиях освещения и

---

[4] Основные результаты, изложенные в данной главе, опубликованы в статьях

Васенев В.И., Ананьева Н.Д., Иващенко К.В. Влияние поллютантов (тяжелые металлы, дизельное топливо) на дыхательную активность конструктоземов // Экология. – 2013. - № 6. – С. 436 – 445. DOI: 10.7868/S0367059713060115. IF по РИНЦ (2022) = 1,553, 0,9 п.л., 0,6 п.л.

Gavrichkova O., Brugnoli E., Calfapietra C., Brykova R.A., Cheng Z., Kuzyakov Y., **Vasenev V.I.**, Liberati D., Moscatelli M.C., Pallozzi E. Secondary soil salinization in urban lawns: Microbial functioning, vegetation state, and implications for carbon balance // Land Degradation and Development. – 2020. - № 17. - P. 2591-2604. DOI:10.1002/ldr.3627. IF Scopus (2022) = 1,145, 1,7 п.л., 0,4 п.л.

контролируемых параметрах температуры и влажности воздуха. В качестве субстрата использовался почвогрунт ПГ1 на основе торфо-песчаной смеси. В сосудах были установлены по два основания диаметром 11 см для определения почвенного и экосистемного дыхания: с растениями и без растений. Растения регулярно подстригали до высоты 4 см, влажность субстрата поддерживалась на уровне 80% от ППВ. Через 6 месяцев после посева в систему почва-растение вносили соли хлорида натрия в двух концентрациях (30 и 90 ммоль л$^{-1}$). Данные дозы отвечают среднему и высокому засолению, встречаемому в городских почвах. Каждый вариант (смесь – антропогенная нагрузка) изучался в четырех повторностях. Почвенное дыхание (Д$_{п}$) (почва без растений – эквивалент микробного дыхания) и экосистемное дыхание (Д$_{эко}$) измеряли с помощью газового анализатора Li8100, валовую продукцию измеряли с помощью системы Li6400 (LiCor, США) (рис. 38). Измерения проводили один раз в две недели во временном интервале между 10 и 14 часами. Чистая первичная продукция (ЧПП) определялась вычитанием дыхания из общей валовой первичной продукции (ВПП). Дыхание надземной части (Д$_{н}$) определялось по разнице между Д$_{эко}$ и Д$_{п}$.

Рисунок 38 Камера Li6400 для измерения газообмена при световой и темновой фазах фотосинтеза

По окончании эксперимента, 2.5 месяца с начала засоления, вся растительная биомасса была полностью скошена, а почва и корневая биомасса под основаниями была отобрана на биохимический анализ. После отбора корней почва была просеяна (сито на 2 мм) и высушена на воздухе. Базальное дыхание почвы (БД) измерялось с помощью респирометра OxiTop OC110, в котором эмиссия CO_2 из почвы, определяется через биологическое потребление кислорода для минерализации органического вещества. Для этого 170 г просеянной и высушенной на воздухе почвы от каждого образца помещалось в 0.5 л сосуд OxiTop и инкубировалось в течение 37 дней при 25 °C. Продуцированный CO_2 улавливался щелочью (1M NaOH). Датчик OxiTop автоматически регистрировал изменения в давлении внутри сосуда и рассчитывал по этим данным значения продукции CO_2. Последние значения, измеренные после 37 дней инкубации, были приняты за БД. Эмиссия CO_2, зарегистрированная после первых 24 ч инкубации, была принята за кратковременный микробный отклик ($БД_{24}$).

В течение эксперимента наблюдалось снижение наземной биомассы в варианте Лол при высоком уровне засоления (табл. 12). В варианте Микс отмечено статистически достоверное снижение соотношения корень/побег, что свидетельствует об угнетении роста корневой биомассы. В варианте Лол данного эффекта не отмечалось, что указывает на различие эффекта засоления на видовом уровне растений. Также вид растения влиял на чувствительность почвенного дыхания к увеличению температуры (Q_{10}), содержание азота микробной биомассы и соответственно соотношение углерода к азоту микробной биомассы. Возможно, это связано со свойствами экссудатов, выделяемых корневой системой в ризосферном пространстве. Эффект засоления в наибольшей степени влиял на угнетение базального дыхания, в то время как влияние на общее содержание микробной биомассы не наблюдалось.

Таблица 15 Изменение параметров газонных экосистем в зависимости от уровня засоления. Красным и жирным шрифтом – достоверное увеличение значения по отношению к контролю (0 ммоль), а синим и жирным шрифтом – достоверное уменьшение значения при p <0.05. В – эффект вида растений, З – эффект засоления

	Лол			Микс					
Параметр	**0 ммоль**	**30 ммоль**	**90 ммоль**	**0 ммоль**	**30 ммоль**	**90 ммоль**	В.	З.	ВхЗ
Надземная биомасса, г сух. в-ва/сосуд/неделя	2.20 ± 0.02	2.02 ± 0.13	**1.78 ± 0.05**	1.79 ±0.19	1.87 ± 0.11	1.58 ± 0.05	+++		+
Корневая биомасса, г сух. в-ва/сосуд	7.00 ± 1.58	8.57 ± 0.44	6.52 ± 1.03	16.83 ± 0.92	**10.76 ± 2.21**	12.07 ± 3.44	++		+
соотношение корень/побег	1.06 ± 0.21	**1.58 ± 0.05**	1.16 ± 0.29	2.00 ± 0.16	**1.25 ± 0.21**	**1.28 ± 0.29**			+
Q_{10}	2.7 ± 0.04	2.5 ± 0.07	**1.9 ± 0.09**	2.4 ± 0.14	**1.9 ± 0.11**	**1.7 ± 0.06**	+++	+++	+
Базальное дыхание (24 часа), мг C-CO2 кг-1	0.02 ± 0.00	0.03 ± 0.00	**0.01 ± 0.00**	0.03 ± 0.00	**0.01 ± 0.00**	**0.00 ± 0.00**		++	+
Базальное дыхание, мг C-CO2 кг-1	1.43 ± 0.07	1.17 ± 0.17	**1.20 ± 0.06**	1.28 ± 0.07	1.23 ± 0.12	**0.74 ± 0.24**		+	+
Углерод микробной биомассы, мкг/г почвы	872 ± 113	**517 ± 81**	682 ± 62	512 ± 24	420 ± 157	577 ± 216			+
Лабильный углерод, мкг/г почвы	1797 ± 174	1909 ± 346	1723 ± 178	1473 ± 125	1670 ± 89	1597 ± 54			
Азот микробной биомассы, мкг/г почвы	20.4 ± 3.9	33.9 ± 9.1	20.7 ± 1.7	44.3 ± 2.1	41.3 ± 13.4	48.3 ± 6.9	++		
Лабильный азот, мкг/г почвы	145 ± 9	145 ± 7	151 ± 12	132 ± 12	139 ± 4	132 ± 7			
C:N микробной биомассы	45.3 ± 7.6	**16.5 ± 2.6**	33.2 ± 2.9	11.6 ± 0.2	9.9 ± 2.5	13.4 ± 5.5	+++	+	+
qCO_2	1.7 ± 0.1	2.3 ± 0.4	1.8 ± 0.2	2.5 ± 0.2	4.1 ± 1.6	2.2 ± 1.3			
pH	7.67 ± 0.03	7.62 ± 0.00	7.60 ± 0.05	7.72 ± 0.06	7.65 ± 0.01	7.65 ± 0.03			
Na+, мг/кг	0.41 ± 0.02	**55.0 ± 2.1**	**126.7 ± 18.9**	0.54 ± 0.03	**49.8 ± 2.8**	**134.1 ± 14.3**			

Для почвенного дыхания показаны значительные сезонные колебания (рис. 23). При этом температурная чувствительность $Д_п$ зависела от уровня засоления: Q_{10} был выше в контрольных почвах и постепенно снижался с увеличением засоления (рис. 39 и табл. 15).

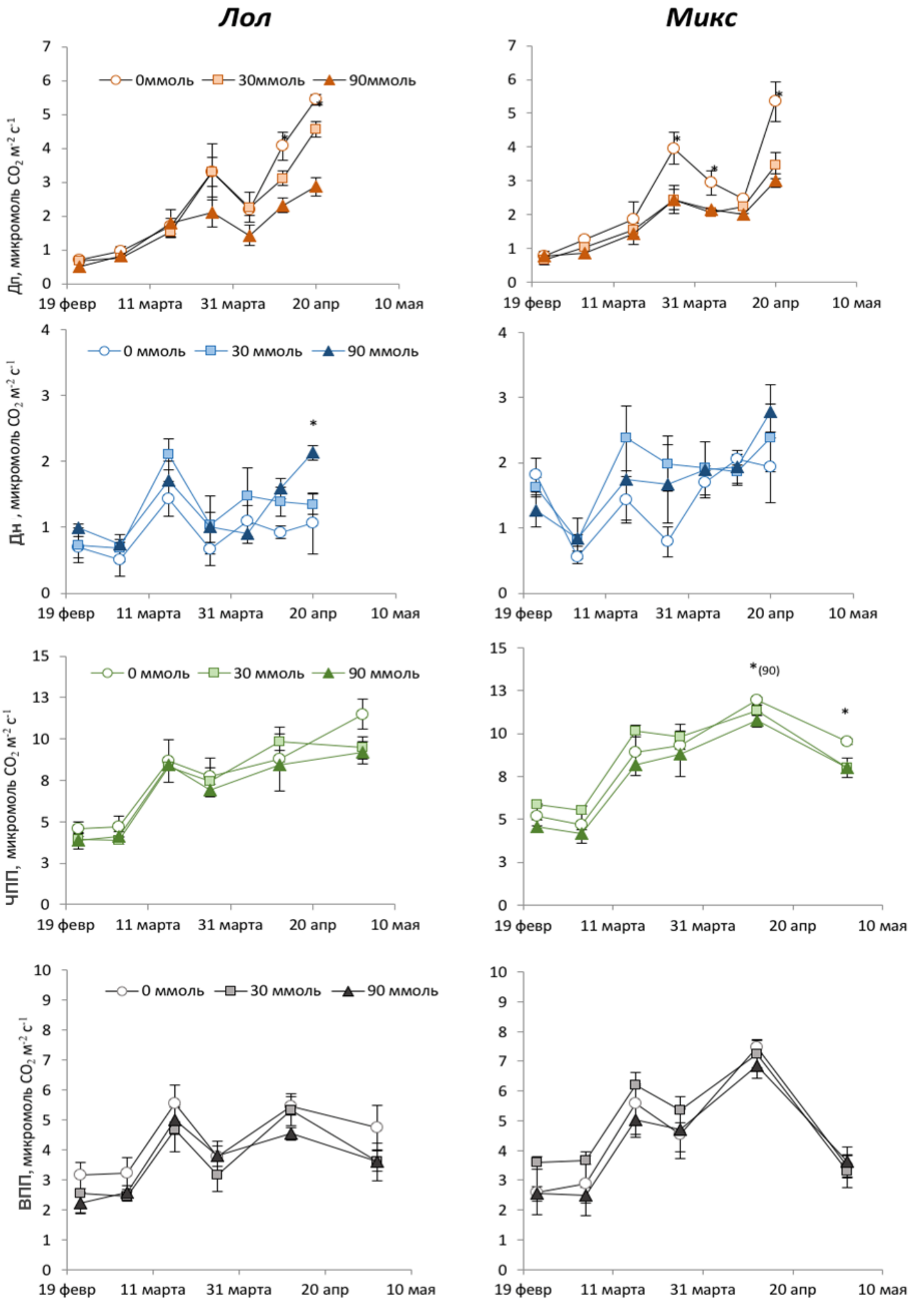


Рисунок 39 Почвенное дыхание (Дп), дыхание наземной части (Дн), чистая первичная продукция (ЧПП) и валовая первичная продукция (ВПП) при различных уровнях засоления (0, 60 и 90 ммоль) хлоридом натрия на двух типах газонных экосистем

Для фона (отсутствие засоления) были показаны более низкие значения $Д_н$, но статистически достоверные различия были установлены к концу проведения эксперимента только для Лол при 90 ммоль. ЧПП линейно возрастала во время проведения эксперимента с увеличением температуры. Негативное влияние засоления на ЧПП было установлено только в конце эксперимента. ВПП не изменялась в зависимости от температуры окружающей среды и не зависела от внесения солей для обоих типов газонов. Транспирация также положительно зависела от температуры воздуха, как и ВПП. Эффект засоления наблюдался для данного параметра только в конце эксперимента (рис. 40).

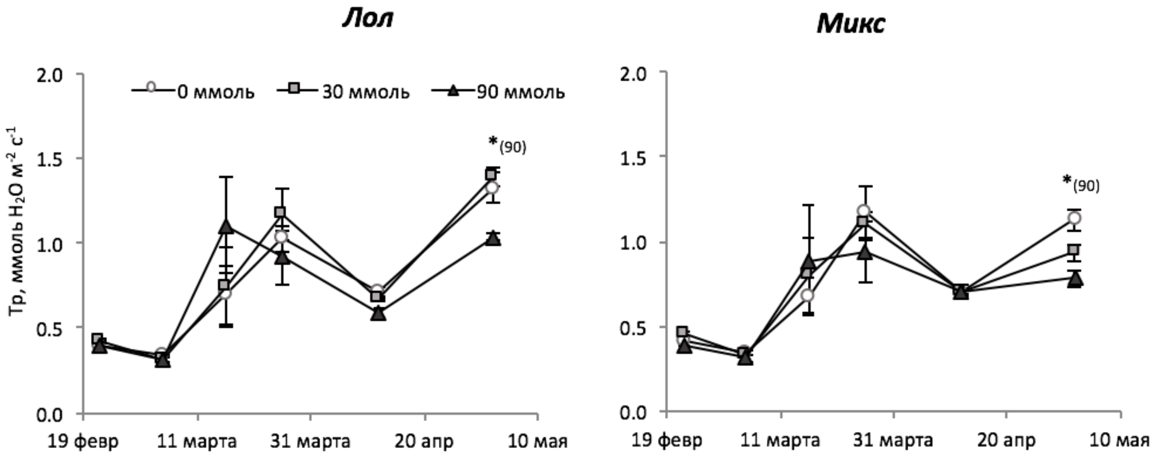


Рисунок 40 Транспирация двух типов газонных трав в условиях различной солевой нагрузки (0, 60 и 90 миллимоль)

Отклик базального дыхания на засоление был отрицательным и зависел от времени инкубации. В первые 24 часа инкубации при оптимальных условиях базальное дыхание в варианте Микс было чувствительно к обоим уровням засоления (рис. 41). На 37-й день инкубации базальное дыхание при уровне засоления 30 ммоль восстановилось до фонового уровня, а при 90 ммоль - осталось низким. В варианте с Лол базальное дыхание в первые 24 часа инкубации при 30 ммолярном уровне засоления сильно варьировало, и не было выявлено статистически значимых различий, а при уровне засоления 90 ммоль – базальное дыхание резко снижалось. В течение последующих 36 дней при среднем уровне засоления оставалась тенденция снижения базального дыхания по сравнению с контролем, а при высоком уровне засоления базальное дыхание значимо снижалось.

Влияние засоления на углерод микробной биомассы было временным и показано только в варианте Лол при среднем уровне засоления (табл. 16). В варианте Микс стандартная ошибка значений углерода микробной биомассы при обработке данных была слишком высокой, чтобы выделить какие-то конкретные тенденции. Почва в варианте с Лол характеризовалась более высокими значениями углерода микробной биомассы, более низкими значениями азота микробной биомассы и, следовательно, значительно более высоким отношением C/N микробной биомассы по отношению к почве в варианте Микс. Засоление привело к значительному снижению C/N микробной биомассы при уровне в 30 ммоль в варианте с Лол.

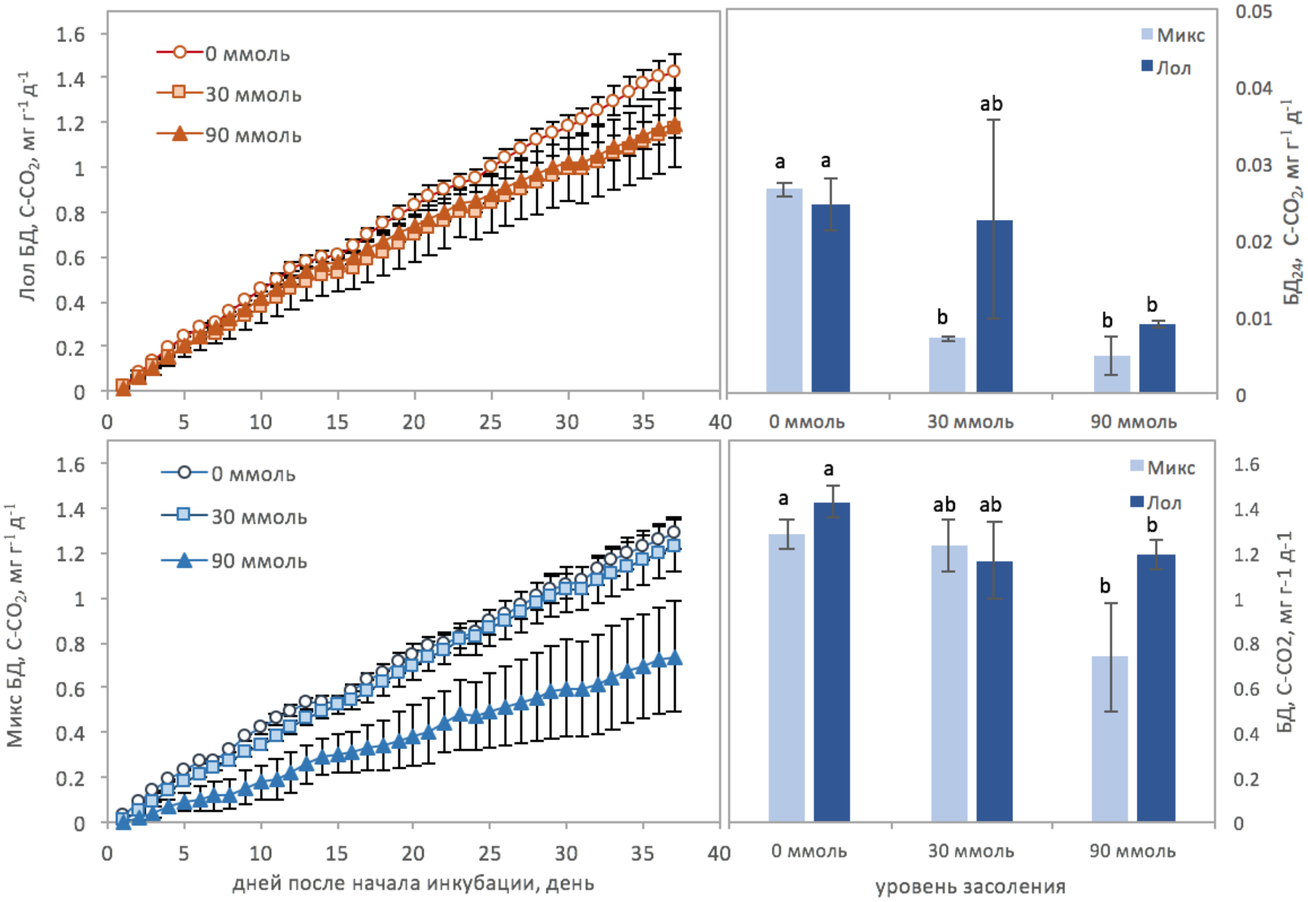


Рисунок 41 Базальное дыхание в течение 37 дней инкубации Лол и Микс; базальное дыхание 24 после начала инкубации (БД24) и БД по окончанию инкубации на 37-й день в вариантах Лол и Микс при трех уровнях засоления

Влияние загрязнения на фоне засоления

Загрязнение тяжелыми металлами – еще один распространенный тип антропогенной нагрузки на городские почвы. Принимая во внимание, что основным источником тяжелых металлов во многих городах, в том числе в г. Москва, является транспорт, почвы придорожных территорий испытывают комбинированную нагрузку от загрязнения и засоления. Воздействие такой нагрузки на потоки и запасы углерода в почвенных конструкциях было изучено в рамках вегетационного эксперимента. В качестве почвогрунта использовалась торфо-песчаная смесь ПГ1, на поверхность которой высевали семена овсяницы тростниковой *(Festuca arundinacea)* из расчета 40 г $м^{-2}$. По аналогии с предыдущим экспериментом на поверхность почвенных конструкций были установлены основания для измерения почвенного дыхания (с удалением наземной биомассы) и экосистемного дыхания (без удаления наземной биомассы). Тяжелые металлы и соли вносили через 4 месяца после создания почвенных конструкций (в июле 2020). Для этого соли $Cd_2(SO_4)_3$, $Pb(NO_3)_2$, ZnCHCOO, $NiCl_2$, $CuSO_4$ и $K_2Cr_2O_7$ добавляли в раствор NaCl и вносили на поверхность контейнеров в виде раствора. В результате суммарное поступление тяжелых металлов в каждый контейнер составило 12 мг, а концентрации отдельных металлов варьировали от 6.5 мг $кг^{-1}$ для Cd до 75 мг $кг^{-1}$ для Zn. Доза внесения соли была 72 г $м^{-2}$. Конструкции без внесения поллютантов использовали в качестве контроля. Для всех почвенных конструкций проводили наблюдения за динамикой почвенного и экосистемного дыхания сначала с периодичностью одно измерение в неделю (3 измерения), потом с периодичностью один раз в 2 недели (2 измерения) и, наконец, итоговое измерение – через 3 месяца. Такая периодичность была связана с ограниченным доступом в теплицу в период карантина COVID-19, но примерно соответствовала стадиям развития газонного фитоценоза. Все измерения проводили с использованием газового анализатора EGM4 PP-System с прозрачной и темной и камерами (рис. 42).

Рисунок 42 Постановка эксперимента и наблюдение динамики почвенного дыхания с использованием газового анализатора EGM4 PPS

Наблюдения проводили с 21 июля по 1 сентября для всех показателей, а для почвенного дыхания сделали один дополнительный замер в октябре. В связи с тем, что наблюдения проводились в контролируемых условиях теплицы, динамика в течение периода наблюдений была заметно меньше, чем обычно отмечается в течение сезона. И экосистемное, и особенно почвенное дыхание конструкций, испытывающих комплексную антропогенную нагрузку, было значимо ниже по сравнению с контролем. При этом непосредственно после внесения тяжелых металлов и солей эффект был минимальным, а в дальнейшем увеличился, достигая максимальных значений через месяц. В этот период экосистемное и почвенное дыхание снизилось на 20 и 40% соответственно по сравнению с контролем (рис. 43).

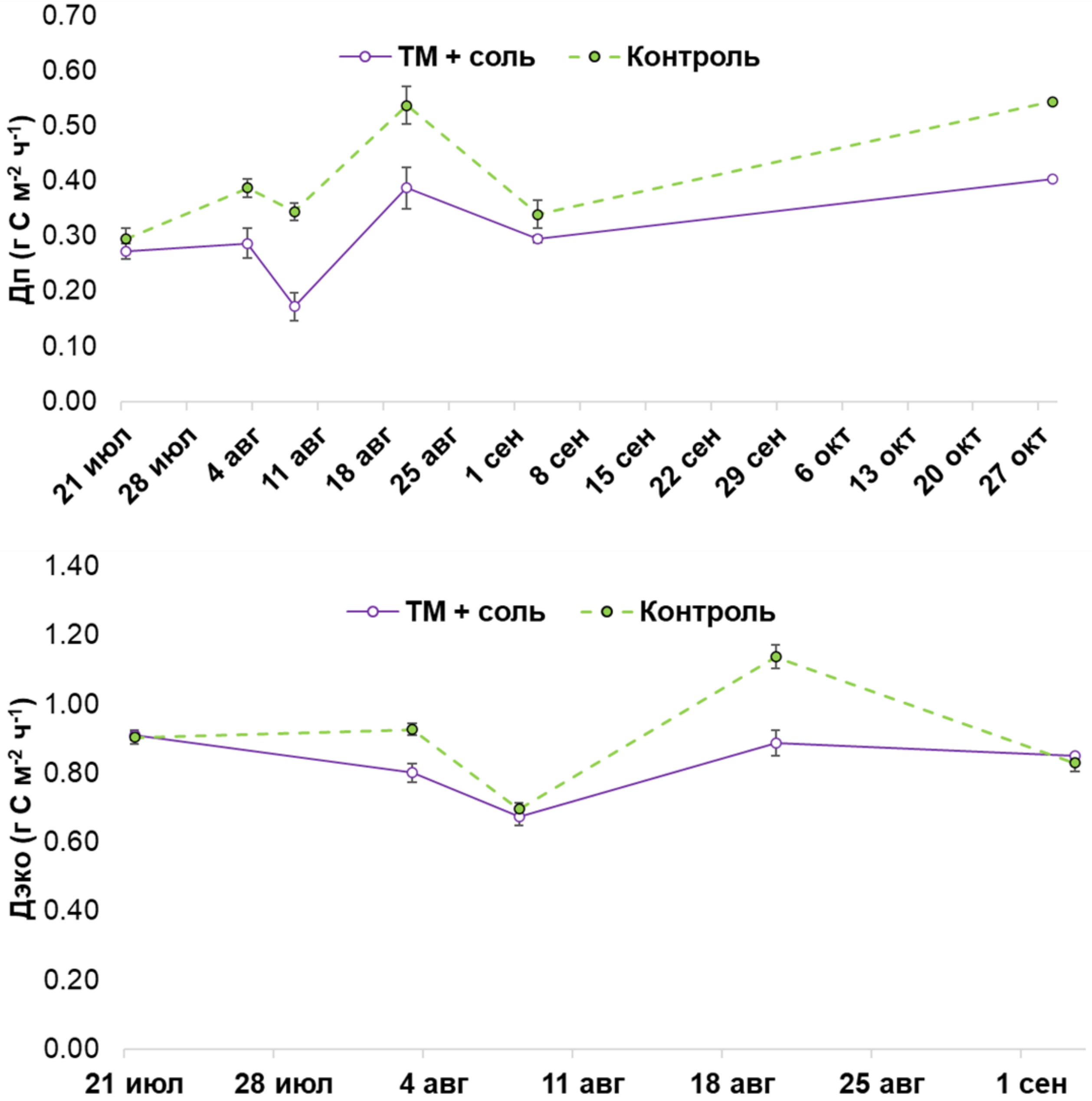


Рисунок 43 Динамика почвенного дыхания (Дп, сверху) и экосистемного дыхания (Д$_{эко}$, снизу) в почвенных конструкциях при антропогенной нагрузке по сравнению с контролем

Комплексная антропогенная нагрузка также оказывала подавляющее воздействие на прирост биомассы. В результате суммарная биомасса в загрязненных (засоленных) конструкциях была до двух раз меньше по сравнению с контролем. Сопоставление чистого экосистемного обмена (ЧЭО) в загрязненных (засоленных) конструкциях и контроле для каждого дня измерений показало негативное воздействие антропогенной нагрузки на баланс углерода в экосистеме. Во все дни наблюдений ЧЭО в контрольных конструкциях был положительным, что свидетельствует об аккумуляции углерода в экосистеме. В загрязненных (засоленных) конструкциях положительные значения ЧЭО были показаны только для двух случаев из пяти, а снижение ЧЭО (по модулю) по сравнению с контролем составило от 25% до 3 раз (рис. 44).

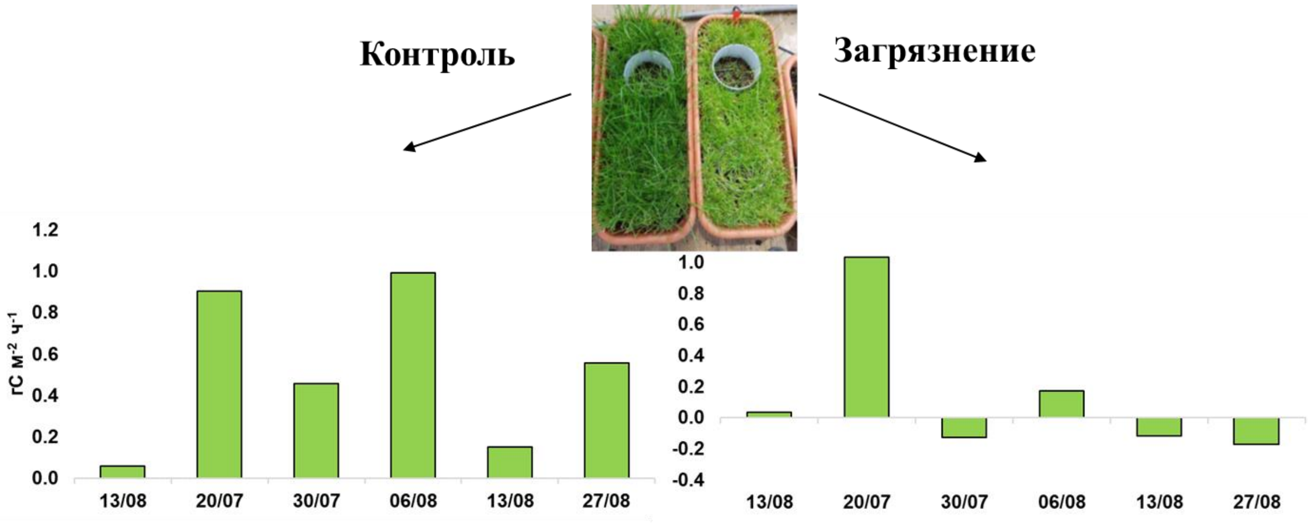


Рисунок 44 Динамика чистого экосистемного обмена в почвенных конструкциях при антропогенной нагрузке по сравнению с контролем

4.5. Влияние технологии почвенного конструирования на динамику потоков и запасов углерода (полевые эксперименты)[5]

Влияние мощности органогенного горизонта

Постановка эксперимента

Почвенные конструкции выделяются из широкого разнообразия городских почв тем, что создаются за короткий промежуток времени по фиксированной технологии, которую можно описать с помощью ограниченного числа измеряемых параметров: последовательность и мощность горизонтов (слоев), тип субстрата и его химические и микробные свойства. Более того, зная взаимосвязь между этими параметрами и почвенными процессами можно прогнозировать экологические

[5] Основные результаты, изложенные в данной главе, опубликованы в статье
Shchepeleva A.S., **Vasenev V.I.**, Mazirov I.M., Vasenev I.I., Prokhorov I.S., Gosse D.D. Changes of soil organic carbon stocks and CO_2 emissions at the early stages of urban turf grasses' development // Urban Ecosystems. – 2017. – V. 20. - № 2. - P. 309-321. DOI: 10.1007/s11252-016-0594-5. IF Scopus (2022) = 0,811, 1,5 п.л., 0,7 п.л.

функции и экосистемные услуги почвенных конструкций и даже подбирать оптимальные параметры под конкретные задачи. Фиксированный момент создания позволяет точно оценить возраст почвенных конструкций и изучать краткосрочную динамику их свойств и функций на самых ранних стадиях, что особенно интересно, учитывая, что в этот период можно ожидать наиболее активные процессы почвообразования и изменения исходных свойств почвогрунтов, в том числе и интенсивную минерализацию органического вещества.

Мощность органогенного горизонта – наиболее простой и понятный параметр, влияющий на потоки и запасы углерода в почвенных конструкциях. В условиях отсутствия строгих регламентов в существующей практике мощность органогенного горизонта почвенных конструкций в г. Москва варьирует от 5 до 30 см при медианном значении около 10 см. Влияние мощности органогенного горизонта на потоки и запасы углерода было изучено в рамках полевого эксперимента на стационарных площадках (делянках) кампуса РГАУ-МСХА им К.А. Тимирязева в 2012-2015 гг. Почвенные конструкции создавались на основе торфо-песчаной смеси (аналог ПГ7) и помещались в специально разработанные экспозиционные контейнеры из прозрачного перфорированного пластика с железной рамой в качестве основы, высота конструкции – 50 см, площадь поверхности – 0.5 м^2 (патент RU 150235 U1) (рис. 45).

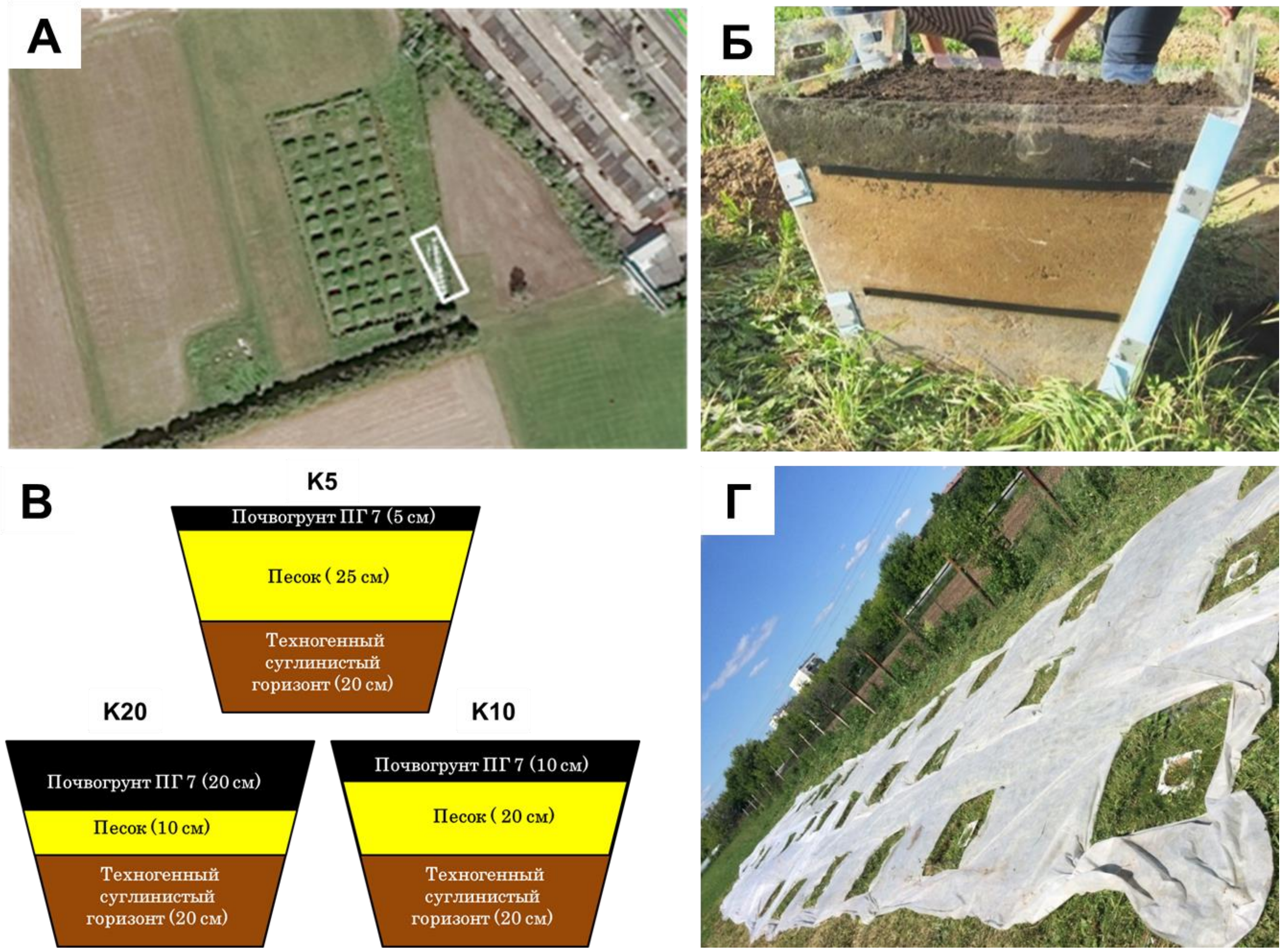


Рисунок 45 Заложение полевого эксперимента: экспериментальная площадка на базе кампуса РГАУ-МСХА (А), экспозиционный контейнер (Б), схема строения почвенных конструкций (В) и опытные площадки после установки основания для измерения почвенного дыхания (Г)

Конструкции состояли из 20 см слоя среднего суглинка (B_t горизонт урбо-стратифицированной дерново-подзолистой почвы, отобранный на экспериментальном участке) и двух антропогенных слоев – песка и торфо-песчаной смеси, суммарной мощностью 30 см. Было изучено три мощности органогенного горизонта из почвогрунта – 5, 10 и 20 см, соответственно мощность слоя песка в этих конструкциях составила 25, 20 и 10 см. Далее по тексту почвенные конструкции с мощностями органогенного горизонта 5, 10 и 20 см будут обозначаться как К5, К10 и К20 соответственно. Конструкции К10 были заложены в трех повторностях, в К5 и К20 – в двух. После заполнения контейнеры были установлены (вкопаны) в землю так, чтобы уровень поверхности почвенной конструкции не отличался от уровня окружающей почвы. На поверхность конструкций в сентября 2012 года была высеяна универсальная газонная смесь (Lolium perenne –45%, Poa praténsis – 5% and Festuca rubra – 50%)

Наблюдения за динамикой запасов углерода в почве и биомассе и эмиссией CO_2 из почвы проводили с июня 2013 года (8 месяцев с момента создания) по ноябрь 2015 года (38 месяцев с момента создания). За период наблюдения полив не проводился и удобрения не вносились, укосы проводили раз в месяц в течение вегетационного сезона (с июня по сентябрь). Почвенное дыхание измеряли с использованием портативного газового анализатора Li-820 (Li-Cor, США). Для оценки гетеротрофного (микробного) дыхания использовали коэффициент 0.5, адекватно отражающий соотношение микробного и корневого дыхания в травянистых экосистемах как на основании литературных данных (Hanson и др., 2000; Kuzyakov, 2006; Сапронов, Кузяков, 2007), так и на основании проведенных полевых экспериментов (см. Глава 5). Параллельно с наблюдением почвенного дыхания измеряли температуру (Checktemp thermometer, Hanna, Германия) и влажность (SM-300 probe, Delta-T, Великобритания) на глубине 7 см. Суточную динамику почвенного дыхания проанализировали на примере конструкции К10 с интервалом 3 часа в течение 24 часов с 15 на 16 июля 2013 года. Сезонную динамику наблюдали с частотой не менее одного раза в месяц с марта по октябрь (период с ноября по февраль не учитывали).

Для оценки изменения запасов углерода в почве смешанные образцы отбирали из органогенного (почвогрунт) и минерального (песок) слоев два раза в течение сезона – в июне и октябре. Запасы углерода в наземной биомассе оценивали по суммарному укосу за сезон (наземная биомасса). Образцы корневой биомассы отбирали один раз в сезон (смешанный образец до глубины 30 см), отмывали от почвы, высушивали и взвешивали. Запасы углерода в биомассе рассчитывали, применяя коэффициент 0.45 к значениям сухой биомассы.

Эмиссия CO_2 почвенными конструкциями

Сезонная динамика метеорологических условий за период наблюдений в целом соответствовала многолетним закономерностям характерным для умеренного климата – теплое лето со средними температурами 18-20°C и устойчивые отрицательные температуры с декабря по февраль. Осадки в виде дождя выпадали в основном с мая по сентябрь с максимальным количеством в сентябре. Отмечены также различия и между сезонами. Так в 2013 году лето и осень были наиболее теплыми с небольшим количеством осадков, а зима 2014 - 2015 годов была наиболее холодной (Рис. 46).

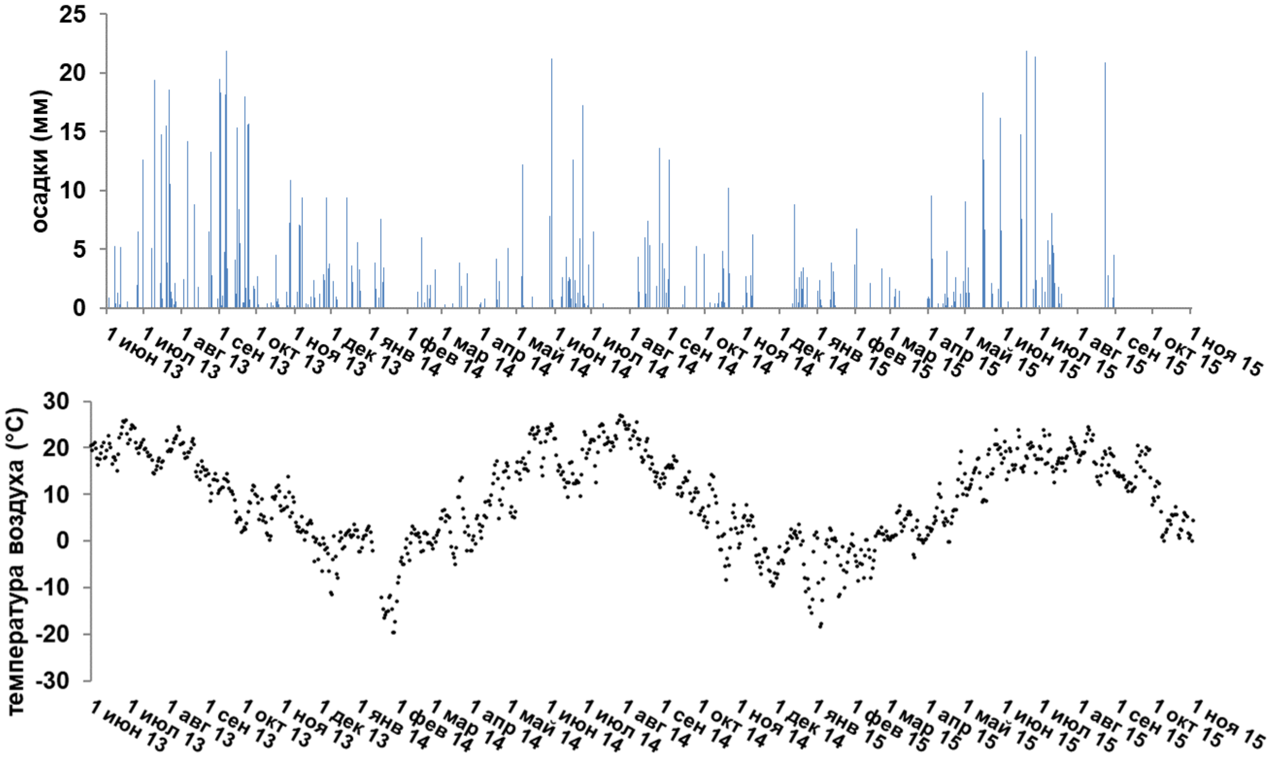
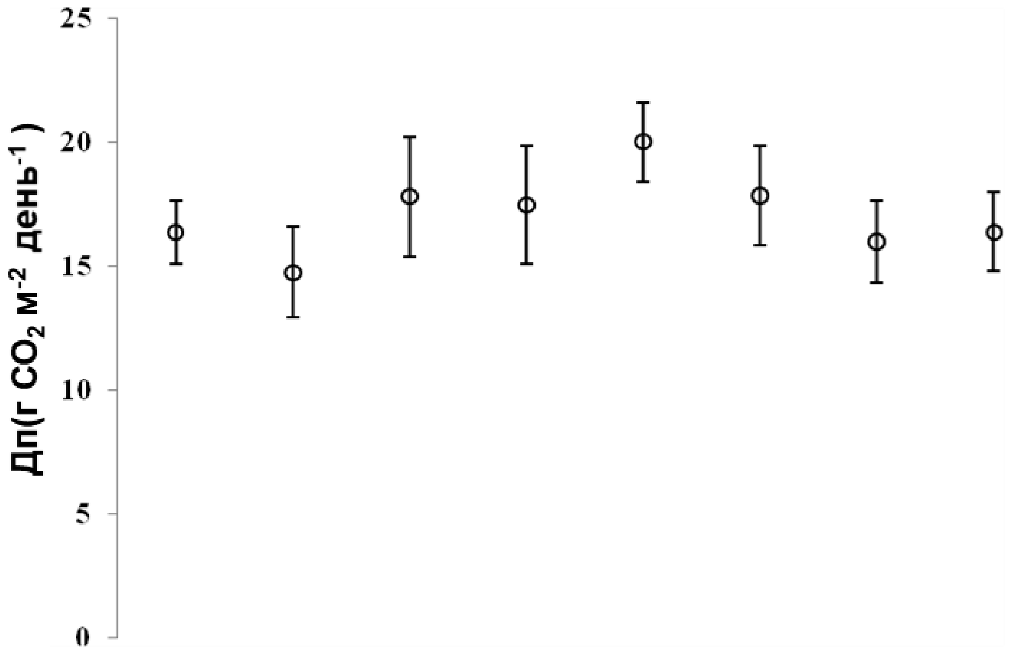


Рисунок 46 Динамика количества осадков (сверху) и температуры воздуха (снизу) на экспериментальном участке в течение периода наблюдений

Изменение почвенного дыхания в значительной степени определялось изменением метеорологических условий, включая суточную, сезонную и многолетнюю динамику. В течение дня (в рамках суточного хода) почвенное дыхание варьировало от 20 гCO_2 м$^{-2}$день$^{-1}$ между полуднем и 3 часами дня до 15 гCO_2 м$^{-2}$день$^{-1}$ в 4 часа утра. Аналогичная динамика была показана для температуры почвы, в то время как зависимости от влажности почвы в указанный период не выявлено (Рис. 47). Значения почвенного дыхания, полученные в период с 7 утра до 1 часа дня, значимо не отличались от среднесуточных, в связи с чем дальнейшие измерения проводили в этот период времени.



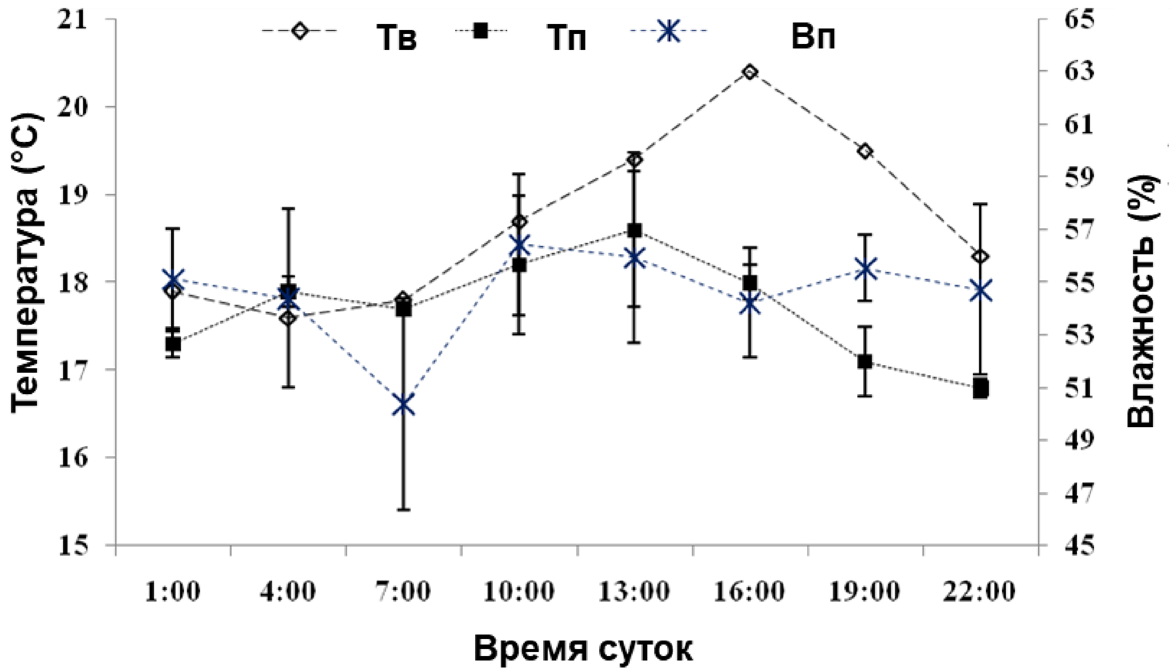


Рисунок 47 Суточная динамика почвенного дыхания (Дп, сверху), температуры воздуха (Тв), почвы (Тп) и влажности почвы (Вп) (снизу) для конструкции К10 (16 июля 2013 года)

В течение сезона наиболее интенсивное почвенное дыхание показано для поздней весны и начала лета (май-июнь), а наименее интенсивное – в октябре. Температура и влажность почвы определили более половины дисперсии почвенного дыхания (R^2 = 0.55; R^2_{adj} = 0.53), при этом зависимость от температуры была положительная (r=0.71, p<0.05), а от влажности – отрицательная (r=-0.49, p<0.05). Для трех сезонов измерений показана аналогичная динамика, но разные абсолютные значения – почвенное дыхание в 2015 году было в среднем на 30% выше, чем в 2013 и в 2014. Почвенное дыхание для конструкций с органогенным горизонтом мощностью 20 см (К20) было в среднем на 30 и 20% выше, чем для К10 и К5 соответственно, при этом максимальная разница между конструкциями показана в летний период (рис. 48).

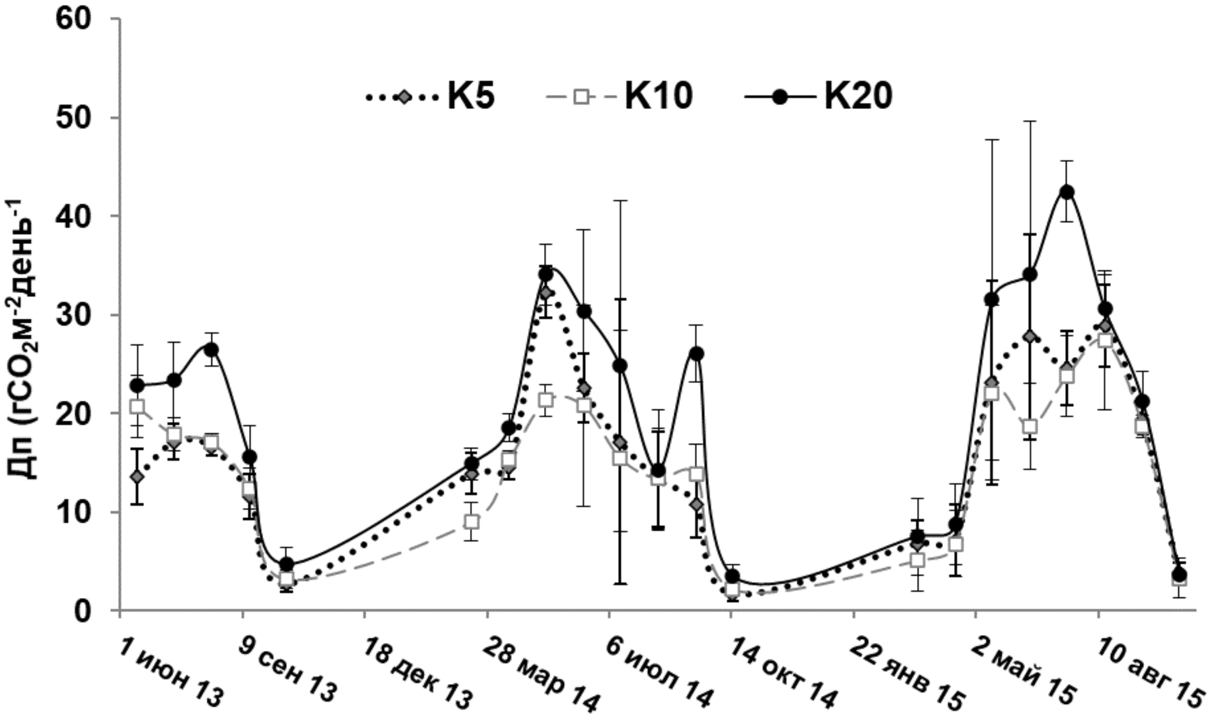


Рисунок 48 Динамика почвенного дыхания (Дп) конструкций с мощностью органогенного горизонта 5 см (К5), 10 см (К10) и 20 см (К20)

Годовая микробная эмиссия CO_2 для всех конструкций увеличивалась год к году и в 2015 году превышала 500 г С м$^{-2}$, при этом более 60% от годовой эмиссии приходилось на летний период (Табл. 17).

Таблица 17 Микробная эмиссия углерода (г С м$^{-2}$) почвенными конструкциями за сезон и за летний период

Год	Количество месяцев измерений	К5	К10	К20
		За год		
2013	5	252±12	271±17	381±19
2014	8	516±16	455±18	681±21
2015	8	578±19	515±17	736±26
Общее	21	1346±34	1241±38	1798±48

За летний период				
2013	3	193±8	223±7	298±13
2014	3	248±8	182±6	276±9
2015	3	151±22	139±20	195±23
Общее	9	592±27	544±29	769±35

Динамика запасов углерода в почве и биомассе

Интенсивная биодеструкция обусловила значительное уменьшение содержания $C_{общ}$ в почвенных конструкциях. Наиболее резкое уменьшение показано для первого сезона – 2013 года, когда в октябре содержание $C_{орг}$ было на 25-30% ниже, чем в июне и почти на 70% ниже по сравнению с исходным почвогрунтом. На второй и третий сезоны сокращение запасов $C_{орг}$ было не столь резким и в среднем составляло 10-15% за сезон. В итоге за период с июня 2013 года по октябрь 2015 года среднее содержание $C_{орг}$ в почвенных конструкциях уменьшилось с 7.5-7.8% до 3.3-3.5% (рис. 49 А). Аналогичная тенденция показана для запасов $C_{орг}$. Учитывая принципиальные различия между органогенным и минеральным слоями, запасы считались отдельно для каждого (на основе содержания $C_{орг}$, плотности и мощности) и суммировались. За время наблюдений плотность органогенного горизонта заметно увеличилась (с 0.85 до 1.05 г см$^{-3}$), а плотность минерального горизонта осталась неизменной (1.2 г см$^{-3}$). При этом содержание $C_{орг}$ в минеральном горизонте увеличилось в два раза – с 0.2% в 2013 до 0.3-0.5% в 2015. Запасы $C_{общ}$ в органогенном горизонте сократились на 47, 28 и 25% для конструкций К20, К10 и К50 соответственно. На этом фоне вклад минерального горизонта в общие запас $C_{орг}$ почвенных конструкций заметно вырос с 1-8% в 2013 году, достигнув максимальных 34% для К5 в 2015 год (49 Б и В).

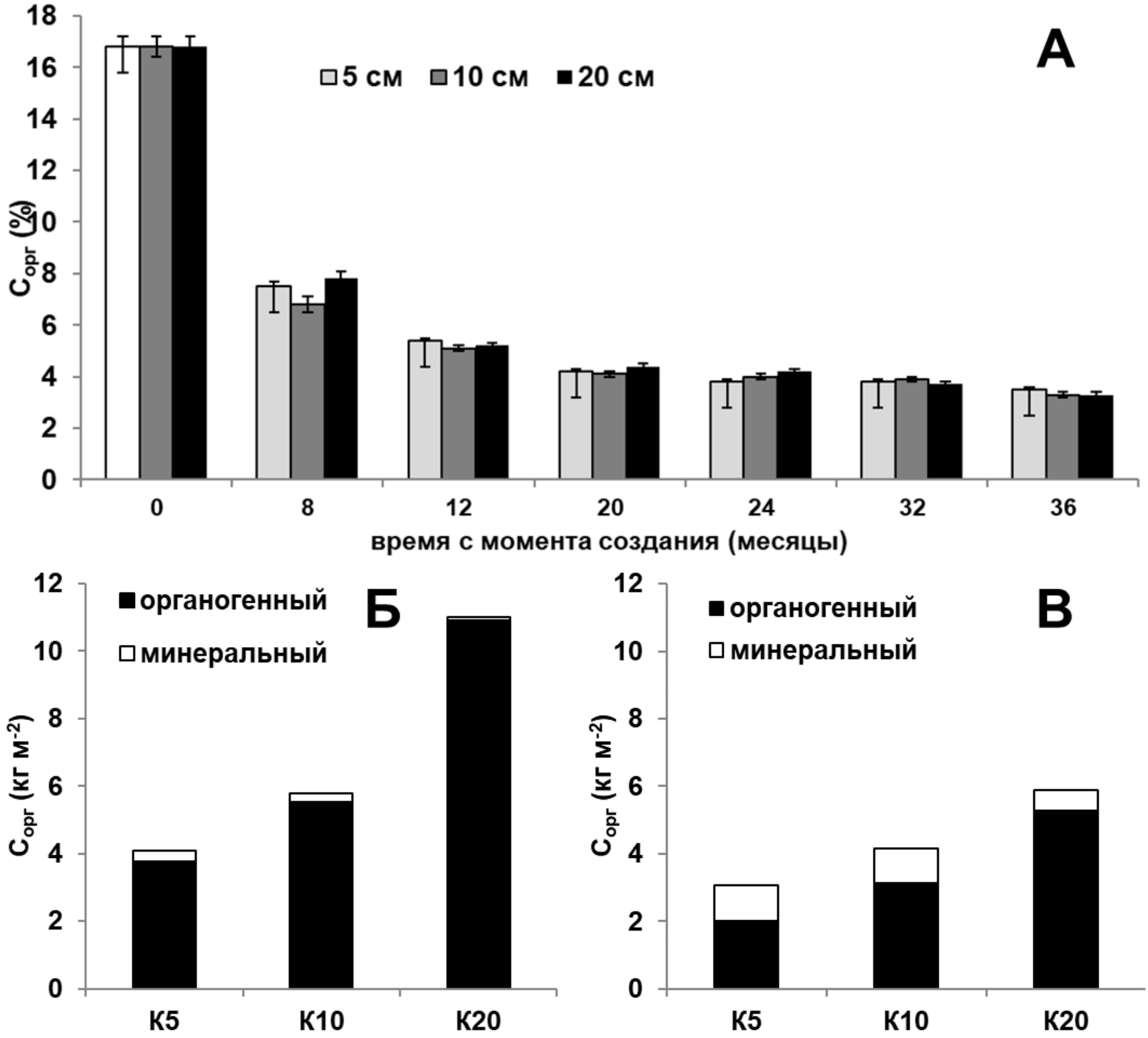


Рисунок 49 Динамика содержания $C_{общ}$ в органогенном горизонте (А) и запасы $C_{общ}$ в органогенном и минеральном горизонтах в 2013 г. (Б) и в 2015 г. (В)

Наземная и корневая биомасса газонов на почвенных конструкциях увеличивалась по мере роста и развития газона и к 2015 году практически удвоилась по сравнению с 2013-м годом. Максимальная биомасса показана для наиболее мощных конструкций (К20), в то время как значения для К10 и К5 были на 50% и в 2 раза меньше соответственно. Доля корневой биомассы от общей составляла в среднем 35-40% и немного увеличилась к третьему году наблюдений.

Для оценки устойчивости запасов углерода почвенных конструкций микробная эмиссия CO_2 (рассчитана как 0.5 от общей) была сопоставлена с суммарным приростом наземной и корневой биомассы за 3 вегетационных периода. Для всех вариантов эмиссия CO_2 значительно превышала поглощение углерода, что свидетельствует о неустойчивости системы, при этом наибольшее превышение (в 2.6 раза) было показано для конструкции с 5 см органогенным горизонтом, а наименьшее (на 70%) – с 20 см (рис. 50). Для конструкций с разными мощностями органогенного горизонта динамика показателей заметно отличалась по годам: для 20 см - прирост биомассы компенсировал 65% микробной эмиссии на 1-й год и 75% - на 3-й, однако для 5 см - депонирование углерода составляло 46-47% от эмиссии в течение всего периода наблюдений. В результате расчетные значения чистого экосистемного обмена за 1-й год были сопоставимы для всех типов конструкций (-130 – 140 г С $м^{-2}$), а на 3-й - заметно различались, для конструкций с 5 см органогенным горизонтом значения были на 130-140 г С $м^{-2}$ ниже (потери углерода выше) таковых для 10 и 20-см (-304 г С $м^{-2}$ и -160 и -176 г С $м^{-2}$ соответственно). Можно заключить, что создание маломощных (≤10 см) конструкций в городе экологически опасно и экономически нецелесообразно, т.к. требует регулярных подсыпок грунта, ремонта газона или полной замены неустойчивой почвенной конструкции.

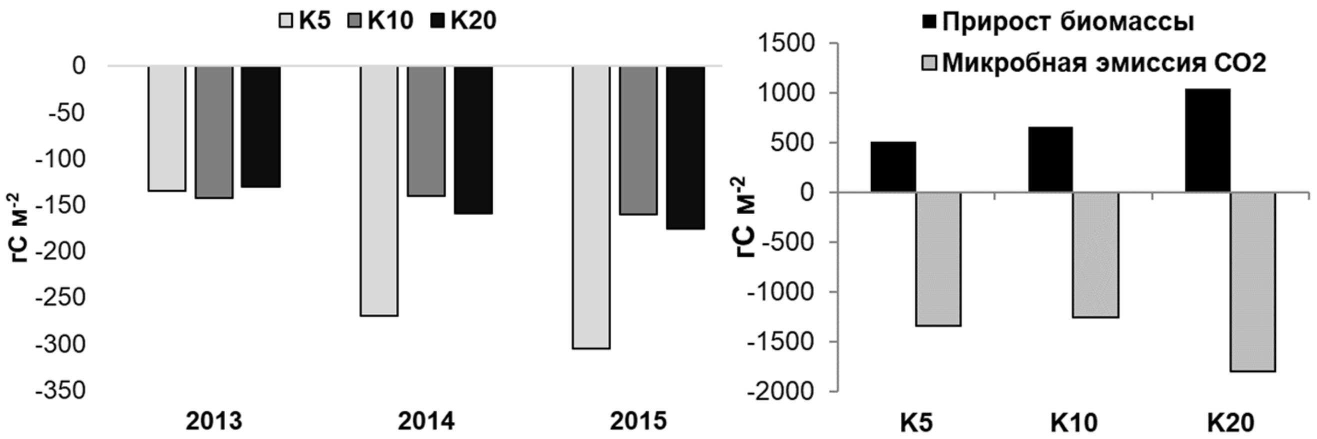


Рисунок 50 Разница прироста биомассы и микробной эмиссии углерода по годам (слева) и в сумме за период наблюдения (справа)

Влияние выбора субстрата и технологии создания

Постановка эксперимента

Технология почвенного конструирования определяет выбор состава субстратов (почвогрунтов и компонентов), последовательность горизонтов в почвенных конструкция и их мощность. Это основные параметры, которые регулируются в момент создания почвенных конструкций и определяют устойчивость их функционирования. Выявление взаимосвязи между этими параметрами и индикаторами потоков и запасов углерода может быть использовано для разработки рекомендаций по созданию почвенных конструкций. В 2018-2020 гг. проводился мониторинг и оценка запасов углерода в почве, наземной и корневой биомассе, почвенного дыхания и чистого экосистемного обмена (ЧЭО) на основании прямых измерений и расчетов для 5 вариантов почвенных конструкций: 4 конструкции с 15 см органогенным горизонтом на основе почвогрунтов ПГ5, ПГ6, ПГ9 и ПГ10 и 1 конструкция из 10 см низинного торфа (ТН3), покрытого 5 см слоем песка (ПЕС). Последний вариант конструкции тестирует технологию заглубления и экранирования органического материала, предложенную для снижения интенсивности его биодеструкции (Смагин, 2012; Smagin и др., 2018) (рис. 51).

На экспериментальных площадках определялась наземная и корневая биомасса газонных трав. Укос проводился 2-4 раза в месяц в зависимости от скорости роста, высота кошения – 4 см в соответствии с существующей практикой ухода за газоном и для исключения деградации. Наземная биомасса определялась взвешиванием в исходном состоянии и после просушки. Измерение корневой биомассы проводили по окончании вегетационного периода методом отбора монолитов почвенных конструкций объёмом 100 см^3. Отобранные монолиты в лаборатории просеивали через сито 2 мм, чтобы отделить корни от почвы, после чего корни высушивали при температуре 60°С в течение 8 ч (далее все результаты указаны в пересчете на абсолютно сухую биомассу).

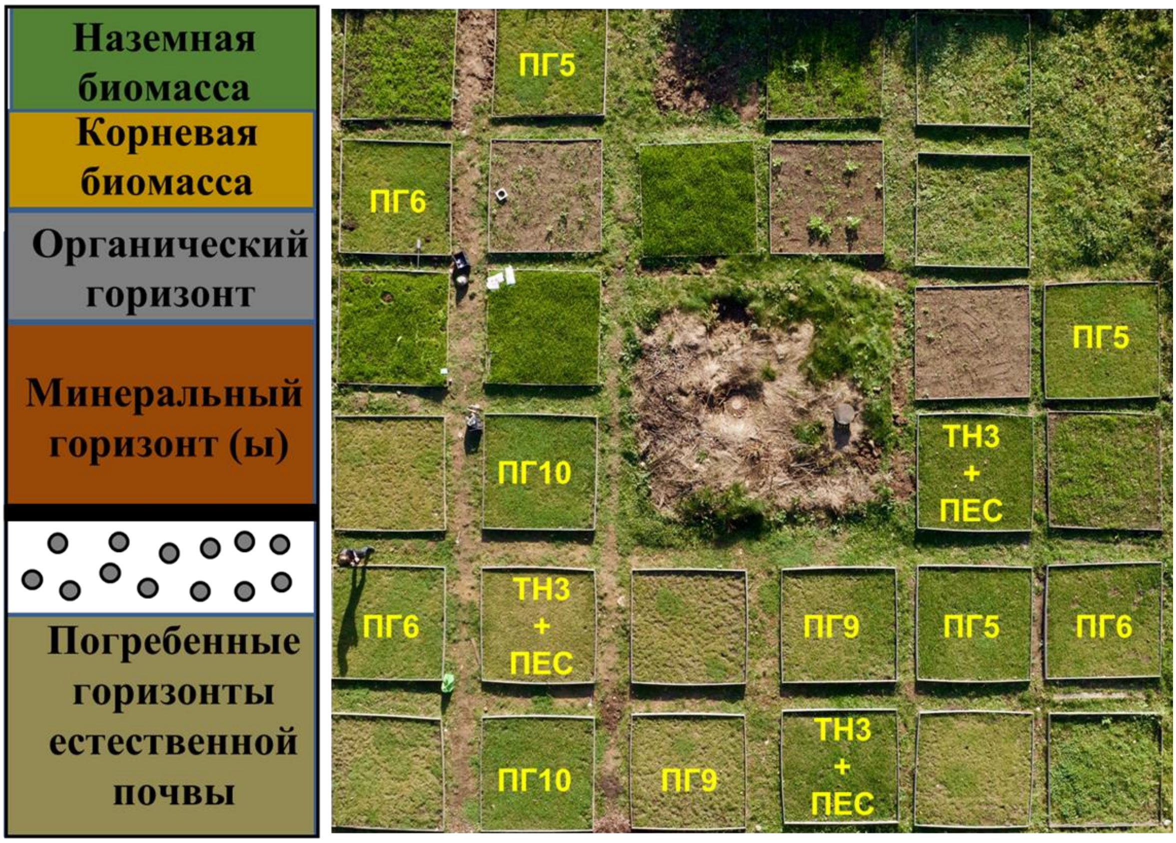


Рисунок 51 Схема экспериментального стационара для изучения почвенных конструкций (справа) и схема системы «газон – почвенная конструкция» (слева)

В течение вегетационного сезона 2019 года на экспериментальных площадках проводились наблюдения за основными потоками углерода: почвенным дыханием (Дп) и экосистемным дыханием (Дэко). Все измерения проводились с использованием портативного инфракрасного газового анализатора EGM-5 (PP System, США) с темной и прозрачной камерами. Почвенное дыхание характеризовало эмиссию CO_2 корнями и почвенными микроорганизмами. Экосистемное дыхание включало дыхание почвенных микроорганизмов, надземной части растений и корней. Для пересчета общего почвенного дыхания на гетеротрофное (микробное) использовался коэффициент 0.5. Чистый экосистемный обмен определяли как инструментальным (с использование EGM-5 и прозрачной камеры), так и расчетным методом (по разнице поглощенного углерода биомассы и микробной эмиссии углерода, усредненных за сезон). Положительные значения ЧЭО указывали на преобладание ассимиляции углерода в процессе фотосинтеза над его потерей при дыхании. Параллельно измерениям потоков углерода проводили наблюдение за температурой (CheckTemp) и влажностью верхнего 10 см слоя почвенных конструкций, а также температурой воздуха (датчики в комплекте EGM-5). Температуру верхнего 2-см и 10-см слоев измеряли с периодичностью 3 ч автономными датчиками iButton DS-1923 непрерывно в 2019-2020 годах.

Эмиссия CO_2 почвенными конструкциями

Динамика метеорологических параметров сезона 2019 года, в целом соответствовала многолетним значениями – максимальные температуры воздуха показаны для середины июля и второй половины августа с постепенным снижением к сентябрю. Динамика эмиссии CO_2 из почвенных конструкций за наблюдаемый период имела схожий характер, разброс значений составил от 0.11 до 1.98 г·CO_2 м$^{-2}$·ч$^{-1}$, при этом до 30% дисперсии определяла температура почвы (рис. 52). При этом непрерывное наблюдение за температурой почвы на двух глубинах в течение года позволило выявить гораздо более высокие амплитуды суточных и сезонных колебаний в сравнении с периодическими измерениями при мониторинге потоков углерода. Так максимальные температуры достигали на обеих глубинах 45ºС, при этом суточные колебания на глубине 7 см были заметно меньше, чем на 2 см. Минимальные температуры не опускались ниже -5 ºС (Рис. 53).

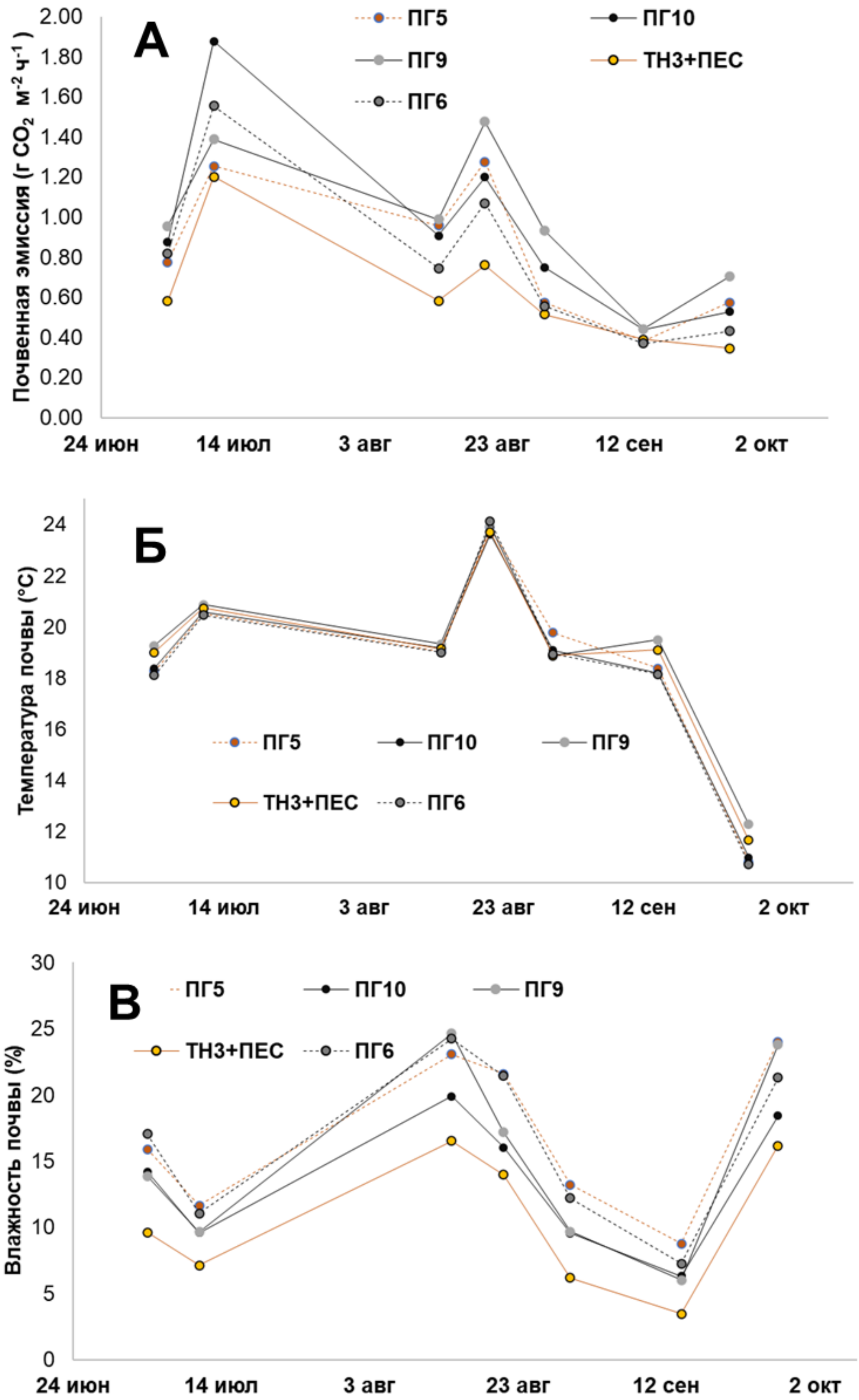


Рисунок 52 Динамика почвенного дыхания (А), температуры (Б) и влажности (В) почвенных конструкций на основе различных субстратов

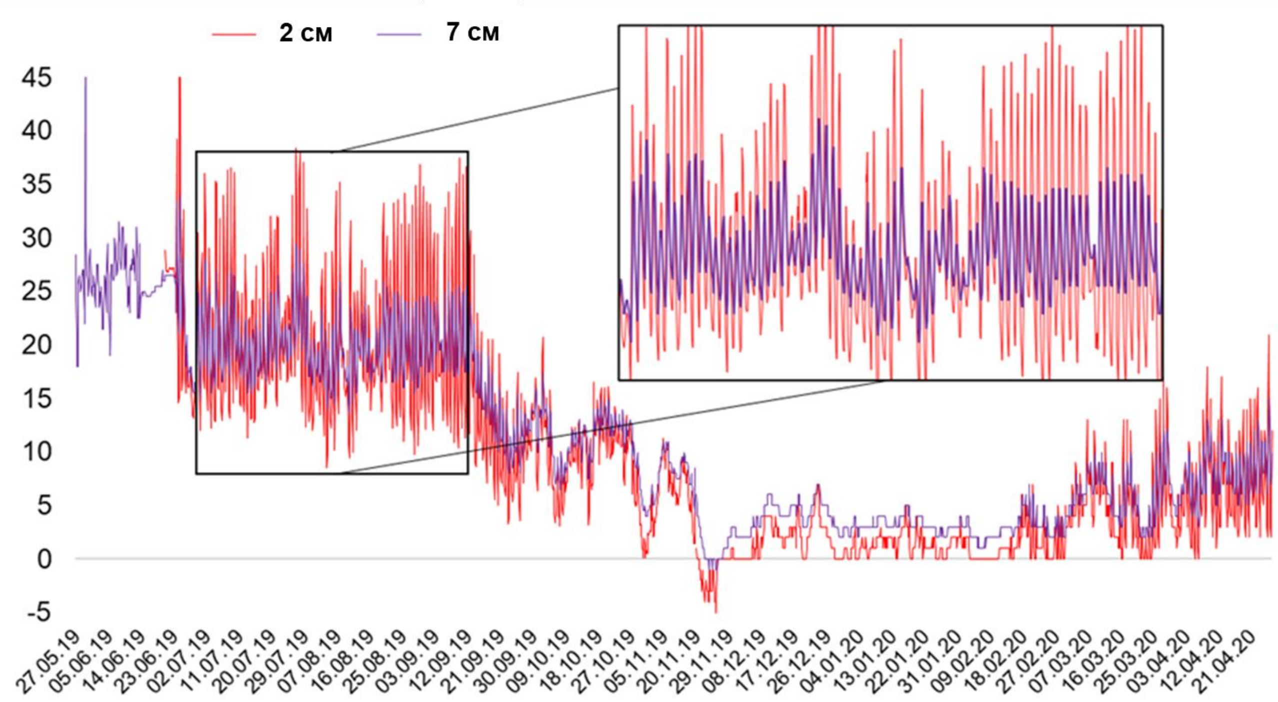


Рисунок 53 Годовая динамика температуры почвенной конструкции (на примере почвенной конструкции ТН3 + ПЕС)

Наибольшая эмиссия CO_2, усредненная за вегетационный период, отмечена для ПГ9 и ПГ10 (24±3 и 21±3 г·CO_2 м$^{-2}$·сут$^{-1}$ соответственно), а наименьшая – для варианта ТН3+ПЕС (13±2 г·CO_2 м$^{-2}$·сут$^{-1}$). Значения сопоставимы с полученными ранее результатами для почвенных конструкций первого года (см. выше), а также со значениями, полученными для урбанозема городского сквера (Sushko и др., 2019). При этом полученные значения значимо превышали результаты, полученные для фоновой почвы лесной опытной дачи РГАУ-МСХА им. К.А. Тимирязева, расположенной в непосредственной близости от стационара (Визирская, 2014), что подтверждает предположение о более интенсивной минерализации органического вещества городских почвенных конструкций в сравнении с фоновыми почвами.

Динамика запасов углерода в почве и биомассе

Такая интенсивная минерализация органического вещества в верхнем 10-см слое почвенных конструкций привела к резкому снижению содержания $C_{общ}$. По сравнению с исходными значениями (осень 2018 года) снижение содержания $C_{общ}$ к октябрю 2019-го составило от 30% до 5 раз, при этом наиболее сильное снижение показано для конструкции ТН3+ПЕС, для которой исходное содержание $C_{общ}$ было максимальным. Как и в предыдущем полевом эксперименте, в течение первого года содержание $C_{общ}$ во всех конструкциях снижается и стремится к фоновым значениям (Рис. 54). Прирост наземной биомассы за сезон в пересчете на углерод варьировал от 50 до 122 г С м$^{-2}$, при этом максимальные значения были показаны для ПГ10. Интересно, что прирост корневой биомассы значительно превышал прирост надземную биомассы и составил 150-300 г С м$^{-2}$ (Рис. 54). Изменение надземной биомассы растений среди разных по составу почвенных конструкций на 70% обусловлено различным содержанием азота их составляющих смесей.

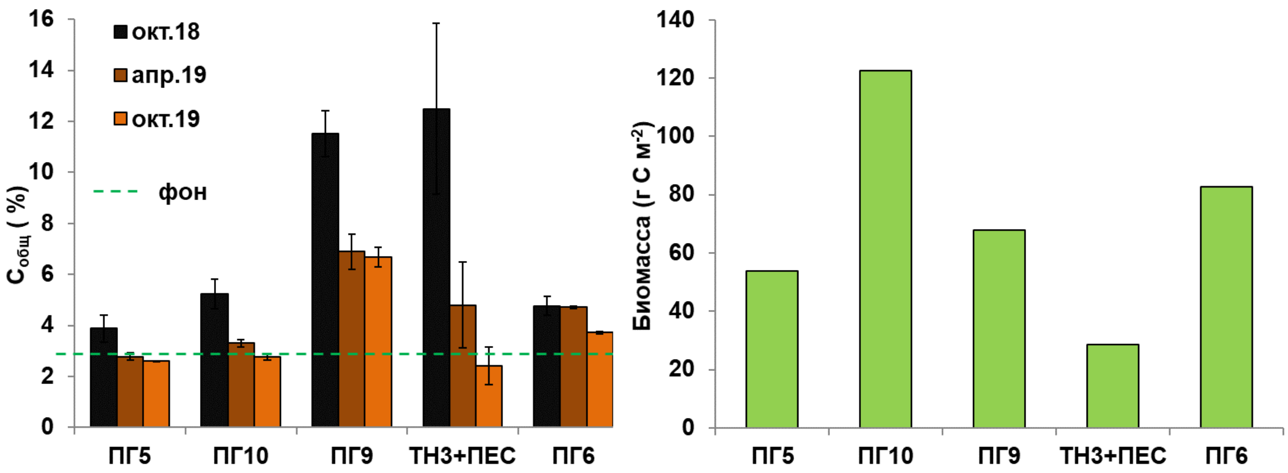


Рисунок 54 Динамика содержания $C_{общ}$ (слева) и суммарный прирост наземной биомассы (справа) в почвенных конструкциях за первый год наблюдений

Результаты инструментальных измерений ЧЭО, полученные для различных конструкций, заметно отличались при значительном варьировании в течение сезона. В большинстве случае показаны положительные значения, которые можно интерпретировать как положительный баланс углерода (преобладание ассимиляции над деструкцией) в момент измерения. В то же время экстраполяция полученных значений на весь сезон не является корректной, т.к. измерения ЧЭО проводили в дневное время и, в основном, в солнечную погоду (при высоких значениях ФАР). Очевидно, что прямое распространение полученных результатов приведет к завышению годового баланса. Более адекватную оценку баланса можно получить на основании разницы прироста биомассы и суммарной микробной эмиссии CO_2 (по аналогии с предыдущим экспериментом). При таком подходе слабый сток (~ 10-20 г С м$^{-2}$ год$^{-1}$) показан для конструкций ПГ5 и ТН3+ПЕС, в то время как для остальных вариантов показан отрицательный баланс от 20 до 200-300 20 г С м$^{-2}$ год$^{-1}$ (Рис. 55).

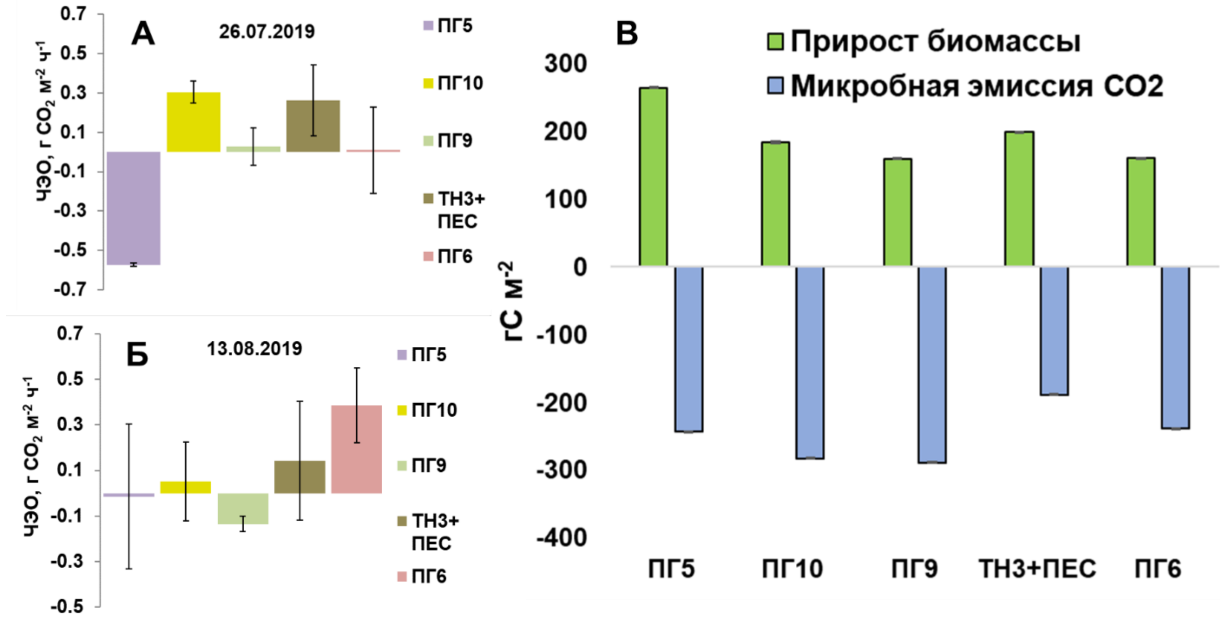


Рисунок 55 Чистый экосистемный обмен в почвенных конструкциях на основании инструментального (А и Б) и расчетного (В) методов

Таким образом, результаты лабораторных, вегетационных и полевых экспериментов ставят под сомнение экологическую целесообразность доминирования косимых газонов на торфо-песчаных смесях в городском озеленении (по сравнению с древесно-кустарниковой растительностью), поскольку они в большинстве случаев не могут выполнять функцию накопления и сохранения органического углерода, по крайней мере, в первые годы после создания.

V. СРАВНИТЕЛЬНАЯ ОЦЕНКА ПОТОКОВ И ЗАПАСОВ УГЛЕРОДА ГОРОДСКИХ ПОЧВ РАЗЛИЧНЫХ ФУНКЦИОНАЛЬНЫХ ЗОН ГОРОДОВ МОСКВА И КУРСК

Тип почвенной конструкции является хорошим предиктором потоков и запасов углерода на локальном уровне, однако в масштабе города информация о типах и возрасте почвенных конструкций малодоступна, а их адекватным интегральным показателем можно считать функциональное зонирование. Широко распространенный в градостроительной практике (N 190-ФЗ от 29.12.2004 (ред. от 28.04.2023) термин «функциональная зона» в урбоэкологии объединяет тип использования (land-use), доминирующий тип поверхности (land cover) и, как правило, свидетельствует о характере и интенсивности антропогенной нагрузки. Например, показано, что содержание тяжелых металлов в промышленных и транспортных зонах выше, чем в селитебных и рекреационных, а микробная активность - ниже (Ivashchenko и др., 2019; Romzaykina и др., 2021; Кошелева, Касимов, Власов, 2015). Сопоставление почв рекреационных, селитебных и промышленных / транспортных зон Москвы и Курска позволили проанализировать влияние функционального зонирования на запасы углерода и эмиссию CO_2 на фоне различных биоклиматических условий.

5.1. Анализ эмиссии CO_2 почвами с различным функциональным использованием в г. Москва (лето-осень 2012 г.)[6]

Описание экспериментальных участков и методов мониторинга

Исследования проводили на территории общей площадью около 10 км^2, расположенной на севере Москвы и включающей участки, находящиеся в непосредственной близости друг от друга, аналогичные по климатическим и литологическим условиям, но отличающиеся по типу функционального использования: городской лес комплексного заказника «Петровско-Разумовский» (М-Ф), городские газоны придорожной территории (М-П-1), кампуса РГАУ-МСХА им. К.А. Тимирязева (М-С-1) и парка РГАУ-МСХА им. К.А. Тимирязева (М-Р-1), и участок полевой опытной станции РГАУ-МСХА им К.А. Тимирязева (может быть отнесен к категории объектов «urban farming» - городского сельского хозяйства). Растительность участка городского леса представлена породами, характерными для смешанных лесов: береза, дуб, сосна, лиственница в 1-м ярусе, рябина, каштан, черёмуха, лещина – в подлеске. Почва участка - дерново-подзолистая легкосуглинистая с различной степенью оглеения (Vasenev и др., 2020; 150 лет Лесной опытной даче …, 2015). Изучены точки, отличающиеся положением в мезорельефе: вершина, склон и подножие моренного холма. Полевой участок представлен четырехпольным севооборотом: озимая пшеница - картофель – ячмень – многолетние травы с отвальной и безотвальной обработкой. На участке

[6] Основные результаты, изложенные в данной главе, опубликованы в статьях

Иващенко К.В., Ананьева Н.Д., **Васенев В.И.**, Кудеяров В.Н., Валентини Р. Биомасса и дыхательная активность почвенных микроорганизмов в антропогенно-измененных экосистемах (Московская область) // Почвоведение. – 2014. - № 9. – С. 1077 – 1088. DOI:10.7868/S0032180X14090056. IF по РИНЦ = 2,880 (2022), 1,2 п.л., 0,4 п.л.

Sushko S., Ananyeva N., Ivashchenko K., Kudeyarov V., **Vasenev V.** Soil CO_2 emission, microbial biomass, and microbial respiration of woody and grassy areas in Moscow (Russia) // Journal of Soils and Sediments. – 2019. – V. 19. - № 8. – С. 3217 – 3225. DOI:10.1007/s11368-018-2151-8. IF Scopus (2022) = 0,900, 1,0 п.л., 0,3 п.л.

Ivashchenko K., Ananyeva N., Sushko S., Seleznyova A., Kudeyarov V., **Vasenev V.** Microbial C-availability and organic matter decomposition in urban soils of megapolis depend on functional zoning // Soil and Environment. – 2019. – V.38 - №1. – P. 31-41. DOI:10.25252/SE/19/61524. IF Scopus (2022) = 0,223, 1,1 п.л., 0,3 п.л.

преобладают дерново-подзолистые среднесуглинистые почвы с характерными признаками агрогенной трансформации (Мазиров, Сафонов, 2010). Измерения проводили на участках пшеницы и картофеля. Для городских газонов изучали два типа содержания территории: 1) газон с уходом (полив, удобрение, регулярное кошение) и 2) без ухода. Для участка М-С-1 проводили сравнительное исследование рулонного и сеянного газонов. Преобладающий тип городской почвы на участке - урбиквазизем серогумусовый. Расположение и описание участков обобщены на рис. 56 и в табл. 18.

Таблица 18 Описание экспериментальных участков

Эко-система	Тип расти-тель-ности	Участок/ функциональная зона	Тип/ подтип почвы	$C_{орг}$ (%)	pH_{KCl}	Кол-во точек
Лес	Смешан-ный лес	Вершина холма	Дерново-подзолистая	0.32 ± 0.16^{a}	4.52 ± 0.57^{abc}	3
		Склон холма	Дерново-подзолистая	1.30 ± 0.46^{ab}	4.58 ± 0.40^{ab}	6
		Подножие холма	Дерново-подзолистая оглееная	0.81 ± 0.33^{a}	4.83 ± 0.30^{bc}	6
Город	Город-ские газоны	Придорожная территория (в[1], с[2])	Урбиквазизем серогумусовый	0.55 ± 0.11^{a}	$6{,}00 \pm 0.11^{d}$	3
		Селитебная (в, с)	Урбиквазизем серогумусовый	2.12 ± 0.93^{b}	4.29 ± 0.29^{ab}	3
		Селитебная (ст[3],с)	Урбиквазизем серогумусовый	1.37 ± 0.21^{ab}	5.72 ± 0.37^{cd}	3
		Селитебная (в, р[4])	Урбиквазизем темногумусовый	1.09 ± 0.31^{ab}	6.10 ± 0.11^{d}	3
		Рекреационная (в, с)	Урбиквазизем темногумусовый	0.76 ± 0.27^{ab}	3.78 ± 0.11^{a}	3
		Рекреационная (в, с)	Урбиквазизем темногумусовый	1.37 ± 0.21^{ab}	5.72 ± 0.37^{d}	3
Пашня	Пшеница	Отвальная обработка	Дерново-подзолистая			3
		Безотвальная обработка	Дерново-подзолистая	0.47 ± 0.06^{a}	4.14 ± 0.09^{a}	3
	Карто-фель	Отвальная обработка	Дерново-подзолистая			3
		Безотвальная обработка	Дерново-подзолистая	0.57 ± 0.16^{a}	3.96 ± 0.13^{a}	3

[1]высокий уровень антропогенной нагрузки, [2]сеянный газон, [3]стандартный уровень антропогенной нагрузки, [4]рулонный газон

a, b, c, d, e – гомогенные группы (дисперсионный анализ, LSD - тест)

Рисунок 56 Положение экспериментальных участков (1- городской лес, 2 – университетский кампус, 3 – экспериментальное поле (пашня))

На каждом участке закладывали почвенный разрез и/ или проводили бурение почвы до 100 см для описания основных морфологических свойств почв. Мониторинг динамики почвенной эмиссии CO_2 проводили на участках площадью 25 м^2 на территории каждой функциональной зоны методом экспозиционных камер с использованием инфракрасного газового анализатора измерительной системы Li-6400-XT. Определение корневой (автотрофной) и микробной (гетеротрофной) эмиссии проводили по методу полевого разделения (Leake и др., 2004; Moyano и др., 2008). Метод основан на сопоставлении потоков CO_2 для трех вариантов предварительной подготовки почвы в точках мониторинга: 1) ненарушенная почва (контроль), 2) почва, изолированная плотным геотекстилем (ограничивает проникновение корней, но не удерживает влагу), и 3) почва, изолированная сеткой с ячейкой 1 см (не препятствует прохождению корней). В начале сезона (май 2012) для 2-го и 3-го варианта подготовки почва изымалась и корни из нее удалялись (рис. 57).

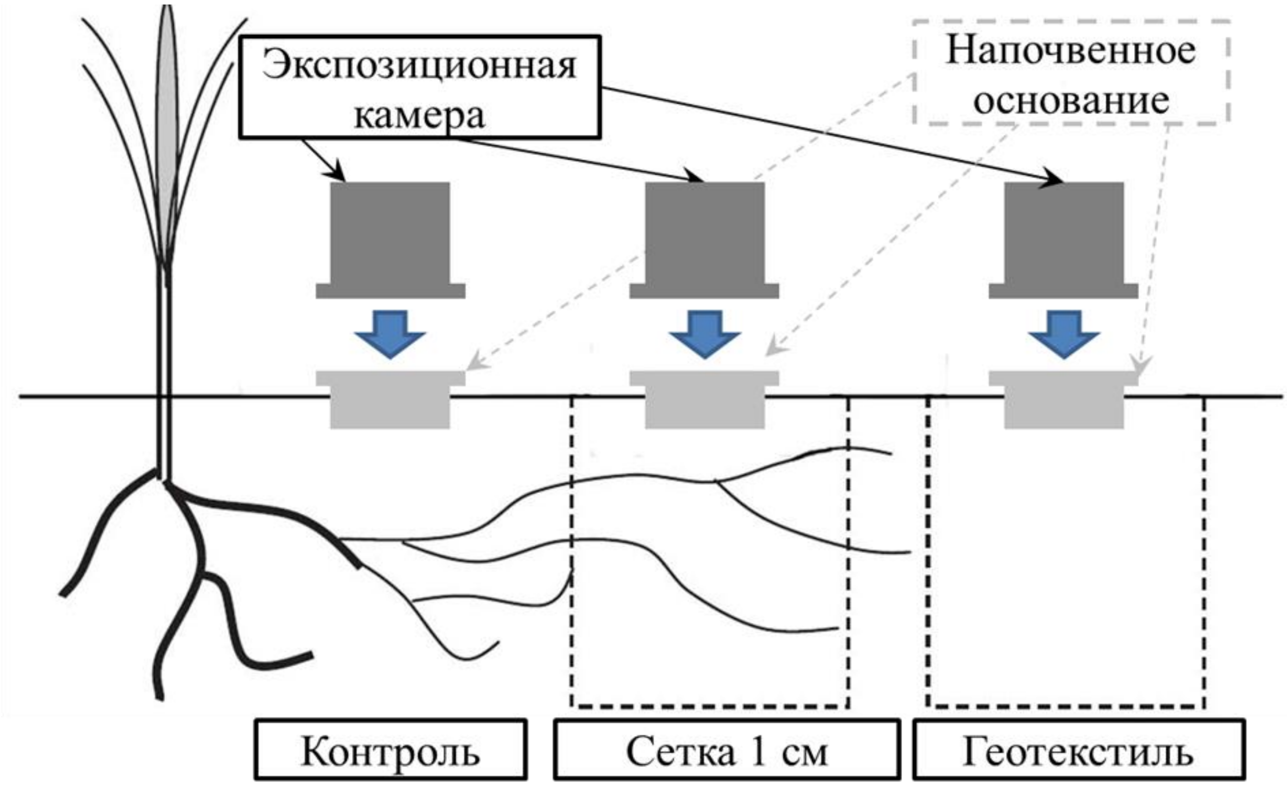


Рисунок 57 Принцип полевого разделения почвенного дыхания на микробный и корневой компоненты

После закладки эксперимента в почве, изолированной нейлоновой сеткой, прорастают корни, а в почве, изолированной тканью из геотекстиля – нет. Таким образом, первый случай характеризует совместное корневое и микробное дыхание нарушенной почвы, а второй – только микробное дыхание нарушенной почвы, в то время как контроль – совместное микробное и корневое дыхание ненарушенной почвы. Разница потоков почвы, изолированной сеткой, и почвы, изолированной тканью из геотекстиля, определяет корневое дыхание почвы (при этом эффект «нарушенности» элиминируется). Разница потока в контроле и полученного корневого дыхания дает микробную эмиссию CO_2.

Измерения проводили с июля по сентябрь 2012 года с временным шагом 1 раз в 10 дней. В конце сезона для ненарушенной почвы (контроль) на каждом участке были отобраны образцы с глубин 0-10 и 10-40 см для оценки содержания углерода микробной биомассы (методом субстрат-индуцированного дыхания) и базального дыхания в лабораторных условиях.

Пространственно-временная изменчивость почвенной эмиссии CO_2

В период наблюдений температура воздуха постепенно увеличивалась от 23 °С до 27°С в конце июля с последующим снижением до 14°С к середине сентября, что в целом соответствует многолетней динамике. Показана значимая положительная корреляция между температурой почвы и температурой воздуха ($r = 0.8$, $p<0.05$). Динамика общей эмиссии CO_2 в течение сезона в основном следовала за изменениями температуры, однако вклад корневого дыхания в течение сезона постепенно возрастал. Наиболее высокая эмиссия CO_2, усредненная за период наблюдений, была показана для городских газонов, где она составила 20.6±4.5 г CO_2 $м^{-2}сут^{-1}$, что было значимо выше (дисперсионный анализ, $p<0.05$), чем для других экосистем. Так эмиссия CO_2 почвами городского леса была практически в два раза ниже, чем для городских газонов, на протяжении всего периода наблюдений (Рис. 58).

Для газонов же показан наибольший вклад корневого дыхания – от 23-26% для сеяных газонов парка (M-P-1) до 50-60% для газонов кампуса и придорожной территории. По-видимому, эту закономерность можно объяснить преобладанием тонких корней и более плотной дерниной. В экосистеме городского леса, где площадь проективного покрытия напочвенного покрова гораздо ниже, вклад корневого дыхания не превышал 35%. Для пашни показан наибольший разброс – от 4 до 39% (Таб. 19).

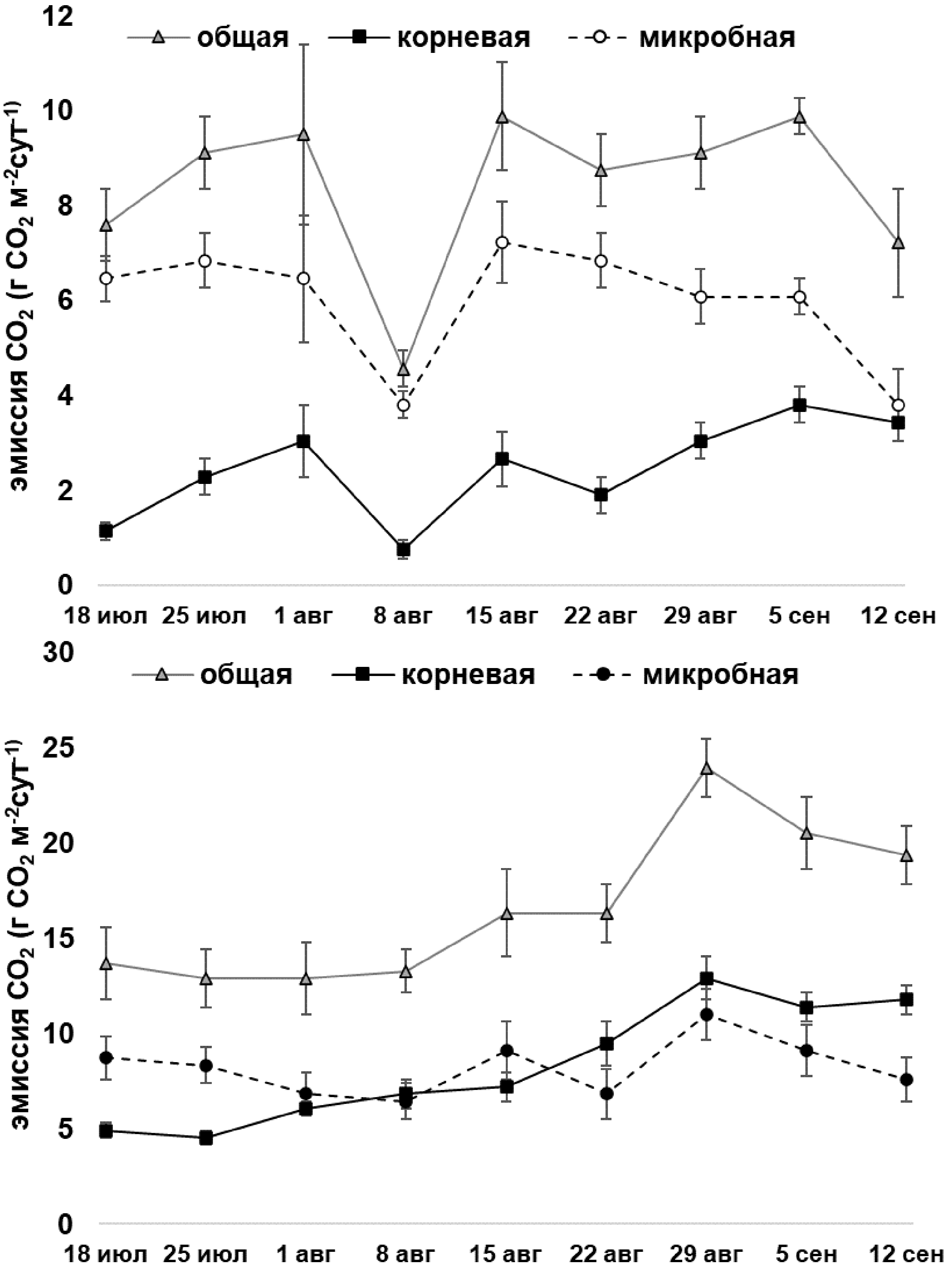


Рисунок 58 Динамика общей, корневой и микробной эмиссии CO_2 почвами городского леса (сверху) и городских газонов (снизу)

Таблица 19 Вклад корневого и микробного компонентов в эмиссию CO_2 (г CO_2 м$^{-2}$сут$^{-1}$) почв различных экосистем экспериментального участка в г. Москва

Эко-система	Участок/ функциональная зона	Дп (о)	Дп (к)	Дп (м)	Дп (к) (%)
Лес	Вершина холма	8.4±1.0^{ab}	2.3±0.8^{a}	6.0±1.0^{a}	25±7^{abcd}
	Склон холма	8.8±0.8^{ab}	3.1±0.8^{ab}	5.7±0.9^{a}	35±7^{cd}
	Подножие холма	7.7±0.6^{a}	1.6±0.2^{a}	6.1±0.6^{a}	22±3^{abc}
Город	Придорожная территория (в[1], с[2])	17.1±2.9^{cd}	8.5±0.5^{a}	8.7±2.8^{bc}	49±4^{ab}
	Селитебная (в, с)	12.3±1.0^{abc}	4.2±1.2^{abc}	8.1±1.6^{ab}	34±9^{abcd}
	Селитебная (ст[3],с)	14.9±1.1^{cd}	7.1±0.5^{a}	7.8±1.1^{b}	48±3^{a}
	Селитебная (в, р[4])	20.6±2.3^{d}	12.9±1.8^{bd}	7.7±2.7^{c}	63±8^{abc}
	Рекреационная (в, с)	13.3±2.2^{bc}	3.1±1.4^{bcd}	10.2±1.9^{a}	23±10^{d}
	Рекреационная (в, с)	20.4±3.8^{de}	5.3±1.7^{d}	15.1±3.0^{b}	26±9^{cd}
Пашня	Отвальная обработка	7.6±0^{abc}	3.0±0^{abcd}	4.6±0^{ab}	39±0^{abcd}
	Безотвальная обработка	6.9±0^{abc}	0.3±0^{abc}	6.7±0^{ab}	4±0^{abcd}
	Отвальная обработка	6.9±0.5^{a}	1.3±0.5^{a}	4.9±0.5^{a}	20±8^{abc}
	Безотвальная обработка	6.2±1.1^{a}	2.3±0.6^{a}	4.3±0.9^{a}	35±9^{bcd}

[1]высокий уровень антропогенной нагрузки, [2]сеянный газон, [3]стандартный уровень антропогенной нагрузки, [4]рулонный газон

a, b, c, d, e – гомогенные группы на основании пост-хок критерия LSD для дисперсионного анализа (фактор -функциональная зона)

Интересно, что иная закономерность показана для базального дыхания и углерода микробной биомассы. Наиболее низкие значения, так же как и для эмиссии CO_2, были характерны для пашни, однако максимальное базальное дыхание показано для городского леса, значения для которого были от 30 до 300% выше, чем для сеянного и рулонного газонов соответственно. При этом вклад подстилающих горизонтов (10-40 см) в суммарное базальное дыхание для городского леса и сеянного газона был сопоставим – около 25%, в то время как для рулонного газона значение этого показателя достигало 40% (Табл. 20).

Таблица 21 Микробиологические свойства почв различных экосистем экспериментального участка в г. Москва

Экосистема	БД (мкг С-CO_2-С $г^{-1}ч^{-1}$)		$С_{мик}$ (мг С $г^{-1}$ почвы)		Вклад слоя (10-40 см) в БД
	0-10 см	10-40 см	0-10 см	10-40 см	
Городской лес	1.10±0.44	0.29±0.13	264±95	71±32	26
Сеянный газон	0.83±0.47	0.20±0.16	302±171	60±66	24
Рулонный газон	0.39±0.16	0.15±0.09	189±95	31±10	39
Пашня	0.26±0.03	0.07±0.04	158±48	27±9	27

5.2. Факторы пространственно-временной неоднородности эмиссии CO_2 почвами г. Москва (2019-2020 гг.)

Описание экспериментальных участков и методов мониторинга

Для эмиссии CO_2 городскими почвами характерна высокая пространственная неоднородность, обуславливаемая сложными сочетаниями факторов природного и антропогенного характера. Для таких факторов как городской остров тепла или интегральная антропогенная нагрузка характерны закономерные изменения по градиенту – от центра к периферии, от более запечатанных и антропогенно нарушенных территорий – к менее нарушенным. Принимая во внимание зависимость почвенного дыхания от температуры, на уровне города можно ожидать градиентные изменения почвенной эмиссии CO_2. В то же время, на локальном уровне пространственная неоднородность эмиссии CO_2 определяется особенностями микроклимата, типом растительности и системой ухода. Для анализа факторов, определяющих пространственную неоднородность эмиссии CO_2 почвами г. Москвы, в 2019-2020 годах были проведены полевые мониторинговые исследования на 13 ключевых площадках, включавших в сумме 47 локаций: а) исторический центр (промышленная зона – придорожная территория, перекресток Софийской наб. и ул. Серафимовича: М-П-2 – газон (3 локации), древесная растительность (3 локации); рекреационная зона – Репинский сквер (Сквер «800-летия Москвы»), Болотная площадь: М-Р-2– древесная растительность (3 локации), газон (5 локаций), кустарниковая растительность (2 локации)); б) исторический центр общественная зона – детская площадка, Старомонетный пер. 35/33, М-С-3: древесная растительность (4 локации), газон (2 локации), кустарниковая растительность (2 локации); в) периферийная часть города, кампус РУДН, ул. Миклухо-Маклая, 6 (М-С-2): древесная растительность (4 локации), газон (4 локации), кустарниковая растительность (2 локации) ; г) фоновые лесные ландшафты в пределах МКАД (РГАУ-ТСХА, Лесная опытная дача, М-Ф, древесная растительность: липа (5 локации) и лиственница (5 локации). Каждая локация характеризовала однородный участок/ биотоп и рассматривалась как повторность при влияния анализе факторов функциональной зоны и типа растительности.

Измерения проводили с весны 2019 года по осень 2020 года с периодичностью 1 раз в 14 дней с мая по октябрь и 1 раз в месяц с ноября по апрель. Таким образом, был получен непрерывный ряд протяженностью более одного года. Измерения проводили портативными полевыми газовыми анализаторами LiCor 8100A (США), EGM-5 PP Systems (США) и модифицированным AZ Instruments 77535 (Тайвань). Параллельно с измерением эмиссии CO_2 и на тех же точках проводились измерения объемной влажности почв (0-7 см, W %) портативным влагомером HH-2 ML-3 Theta Kit Delta Instruments (Великобритания), температуры почв на глубинах 1 и 10 см (t,°C) портативным термометром Checktemp Hanna Instruments (США). (Рис. 59). В начале этапа измерений были проведены сравнительные измерения всеми имеющимися газоанализаторами на примере участка М-С-3. Эксперимент подтвердил сходимость результатов, получаемых различными приборами (рис. 60). Для более детального анализа динамики температуры на двух контрастных участках М-Р-2 и М-С-2 были использованы термодатчики iButton (Malevich and Klink 2011, Ojeh et al 2016). iButton - класс электронных устройств, имеющих однопроводный протокол обмена информацией с ними (1-Wire, являющийся фирменной разработкой Dallas Semiconductor), и помещённых в стандартный металлический корпус (обычно имеющий вид «таблетки»). В исследовании были использованы термодатчики с точностью измерения 0.5ºC, и возможностью записи данных каждые 30 минут. Датчики устанавливались на глубинах 7 и 20 см на участках с различным типом растительности: газонной, древесной и кустарниковой.

Рисунок 59 Измерение эмиссии CO_2 с использованием PPS EGM5

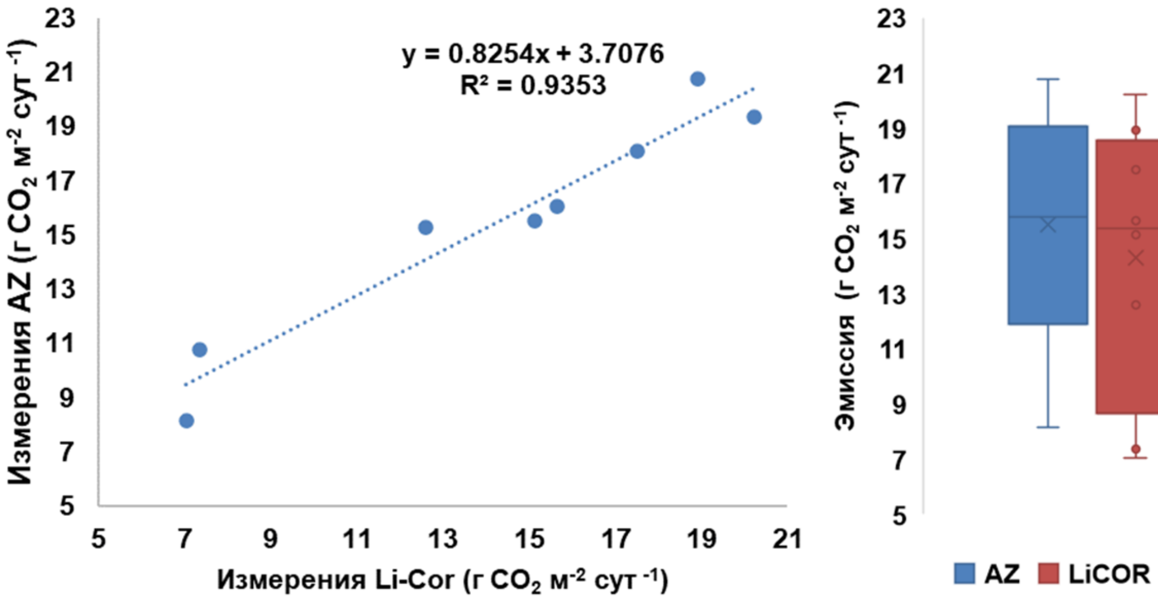


Рисунок 60 Результаты сравнительных полевых измерений газоанализаторами AZ-77535 и LiCor-8100A почвенной эмиссии CO_2 участка М-С-3 (8 точек, 07.05.2019 г.)

Пространственно-временная изменчивость почвенной эмиссии CO_2

Сезонная динамика метеорологических условий за период измерений в целом соответствовала многолетним значениям для Московского региона. Максимальные температуры отмечены для конца июня – начала июля, минимальные – для декабря и февраля. При этом зима 2019-2020 года была нехарактерно теплой и бесснежной (средняя температура ~0.1 С) (рис. 61), что позволило получить непрерывный годовой ряд наблюдений, но в то же время, повлияло на сезонную динамику эмиссии CO_2, в частности на вклад зимнего периода в годовую эмиссию.

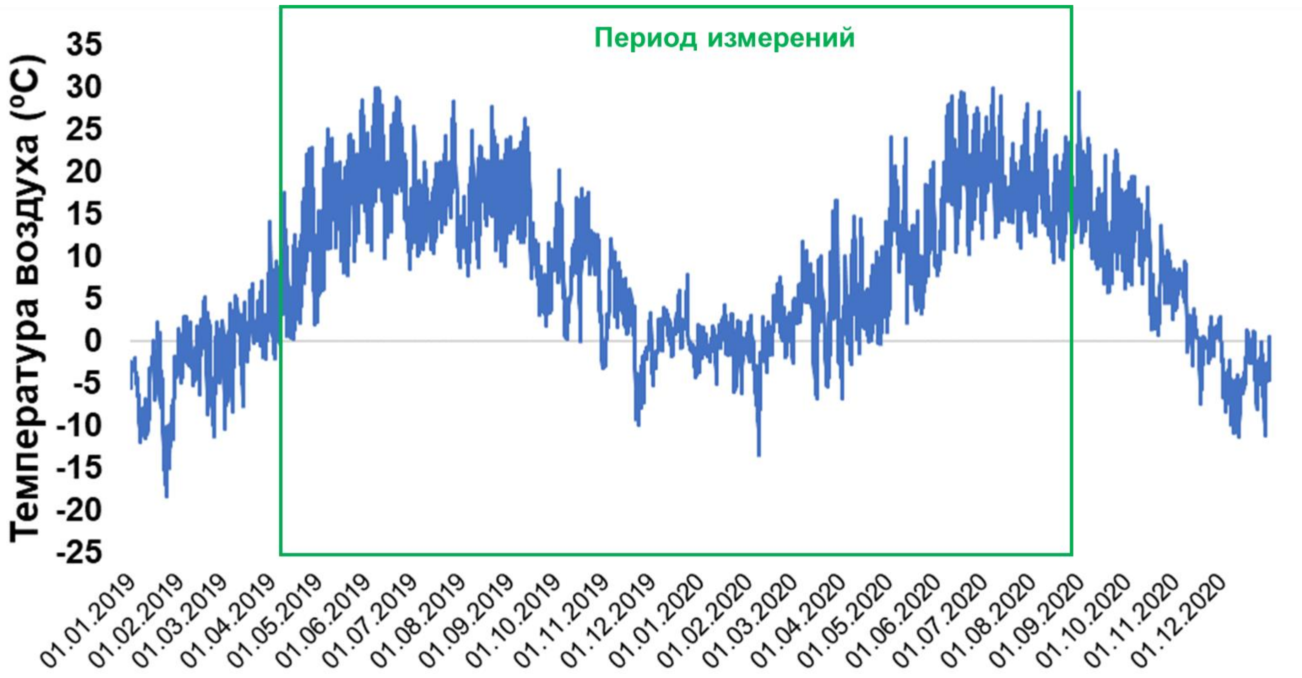


Рисунок 61 Динамика температуры воздуха в период измерений эмиссии CO_2 почвами г. Москва в 2019-2020 гг. (данные метеорологической обсерватории МГУ им. М.В. Ломоносова)

Вклад зимней эмиссии варьировал от 10 до 25%, что значительно выше значений, описываемых, например, для почв Московской области (Kurganova и др., 2020). При этом максимальный вклад зимнего периода был показан для участка М-П-2, расположенного в центре города у проезжей части. По-видимому, дополнительные антропогенные потоки тепла привели к более высоким температурам почвы и более интенсивной эмиссии CO_2 в зимний период. Так, сопоставление с фоновым объектом М-Ф показало, что при близких среднегодовых значениях (12.9 ±1.4 гCO_2 м$^{-2}$сут$^{-1}$ для М-П-2 и 11.5±1.8 гCO_2 м$^{-2}$сут$^{-1}$ для М-Ф) превышения в холодный период (с ноября по февраль) достигали трех раз. Можно предположить, что эффект городского острова тепла приводит к увеличению почвенной эмиссии CO_2, причем существенный эффект наблюдается не только в жаркую погоду, но и в зимний период (рис. 62).

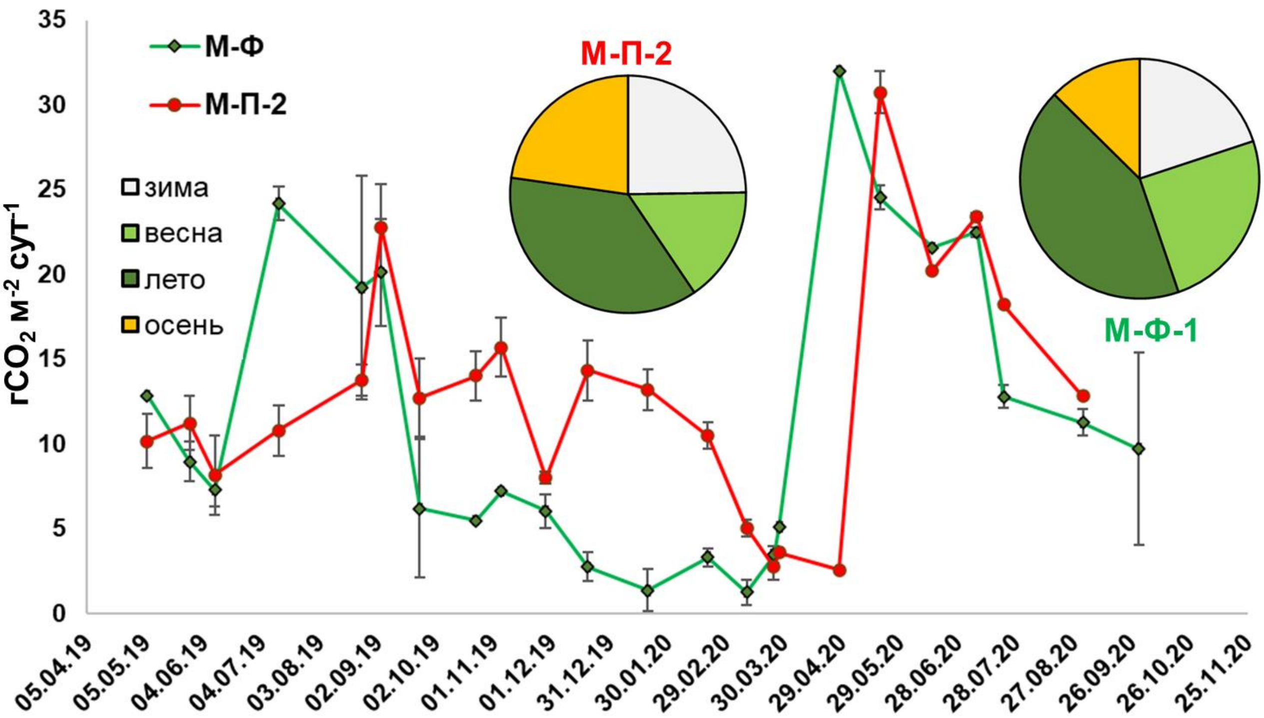


Рисунок 62 Эмиссия CO_2 почвами городского (М-П-2) и фонового (М-Ф) участков и вклад различных сезонов в годовую эмиссию

Температура и влажность определили более 40% (двухфакторная регрессия, $R^2_{adj} = 0.4$; $p<0.05$) от общей дисперсии эмиссии CO_2 почвами г. Москва, при этом вклад температуры на глубине 10 см был более значимым, чем температуры поверхности. Зависимость эмиссии CO_2 от температуры почвы была положительной и описывалась линейной или экспоненциальной функцией, в то время как характер зависимости эмиссии от влажности зависел от сезона: положительная зависимость в теплый период и отрицательная зависимость (или ее отсутствие) – в холодный период.

Положение участка относительно центра и тип растительности определили пространственную неоднородность гидротермических условий (температура и влажность почвы) и эмиссии CO_2. Отмечено статистически значимое (дисперсионный анализ, $p<0.05$) увеличение эмиссии CO_2 и температуры почвы и снижение влажности почвы в ряду фон – периферия – центр. Усредненная за период наблюдения температура почвы в центре почти на 5ºС превышала значения для аналогичной площадки на периферии: температура почвы под газонами М-С-3 и М-С-2 составили 16.1±0.7 и 11.5±0.7 ºС соответственно. Влажность почвы в центре при этом была на 10% ниже, что можно объяснить эффектом «острова городской сухости» (Lokoshchenko, 2017), но в интерпретации не для относительной влажности воздуха, а для влажности почв. Таким образом, в более теплых и менее влажных условиях центральной части города средняя эмиссия CO_2 увеличилась на 25% по сравнению с периферией и на 33% - по сравнению с фоном (рис. 63).

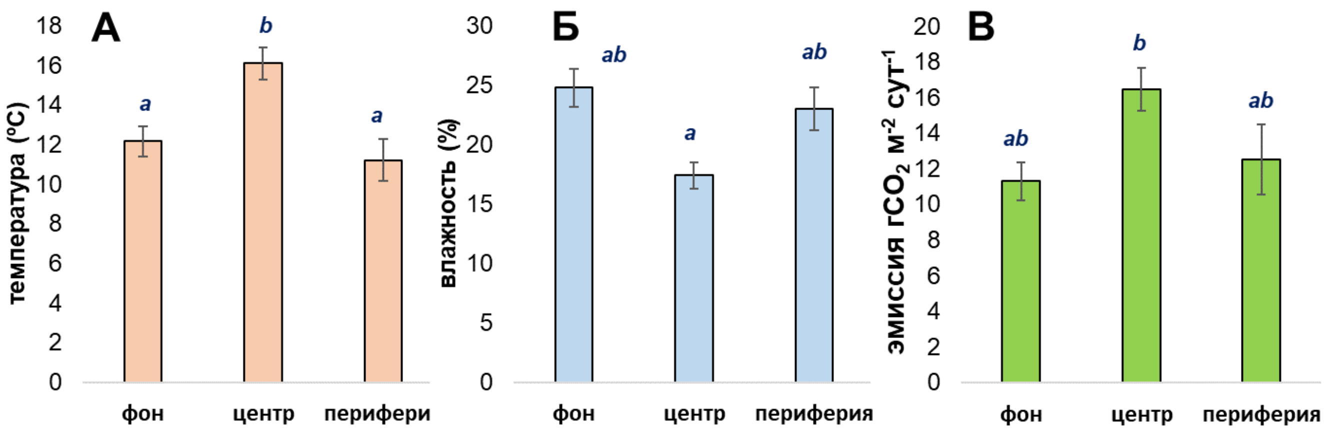


Рисунок 63 Температура (А), влажность (Б) и эмиссия CO_2 (В) почвами экспериментальных участков, расположенных в центре (М-С-3), на периферии (М-С-2) и фонового участка (М-Ф) (для всех участков учитывались точки под древесной растительностью); буквы обозначают гомогенные группы на основании пост-хок критерия Тьюки для однофакторного дисперсионного анализа (фактор: расположение)

Если в масштабах города закономерности почвенной эмиссии CO_2 в значительности степени определяются мезоклиматическими аномалиями (острова тепла и сухости), то на локальном уровне определяющую роль играют тип растительности и микроклимат. Участки под деревьями меньше всего прогреваются из-за ограниченного попадания солнечных лучей. Участки газонов – наиболее открытые, и поэтому средняя температура почвы в них наиболее высокая. Влажность почв под газонами также выше, чем под деревьями и кустарниками, что может быть объяснено как менее интенсивной транспирацией, так и дополнительным поливом. В результате более теплые и влажные условия почв под газонами приводят к увеличению эмиссии CO_2 на 25-30% по сравнению с участками под деревьями (Рис. 64). Интересно, что эта закономерность имеет универсальный характер и практически не зависит от расположения в структуре города и от времени года. И в центре, и на периферии, эмиссия CO_2 почвами под газонами была значимо выше по сравнению с почвами под деревьями на протяжении всего периода наблюдений (Рис. 65). При этом максимальная разница в температуре почвы и между центром и периферией, и между газонами и деревьями проявлялась в летней период, а к сентябрю-октябрю практически исчезала (рис. 66).

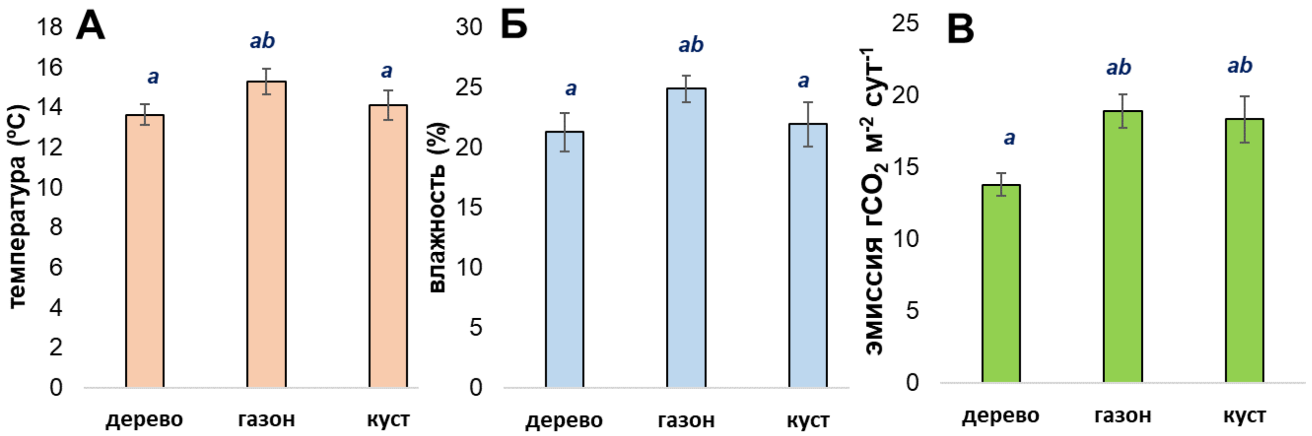


Рисунок 64 Усредненные значения температуры (А), влажности (Б) и эмиссии CO_2 (В) почвами под газонной, древесной и кустарниковой растительностью; буквы обозначают гомогенные группы на основании пост-хок критерия Тьюки для однофакторного дисперсионного анализа (фактор: расположение)

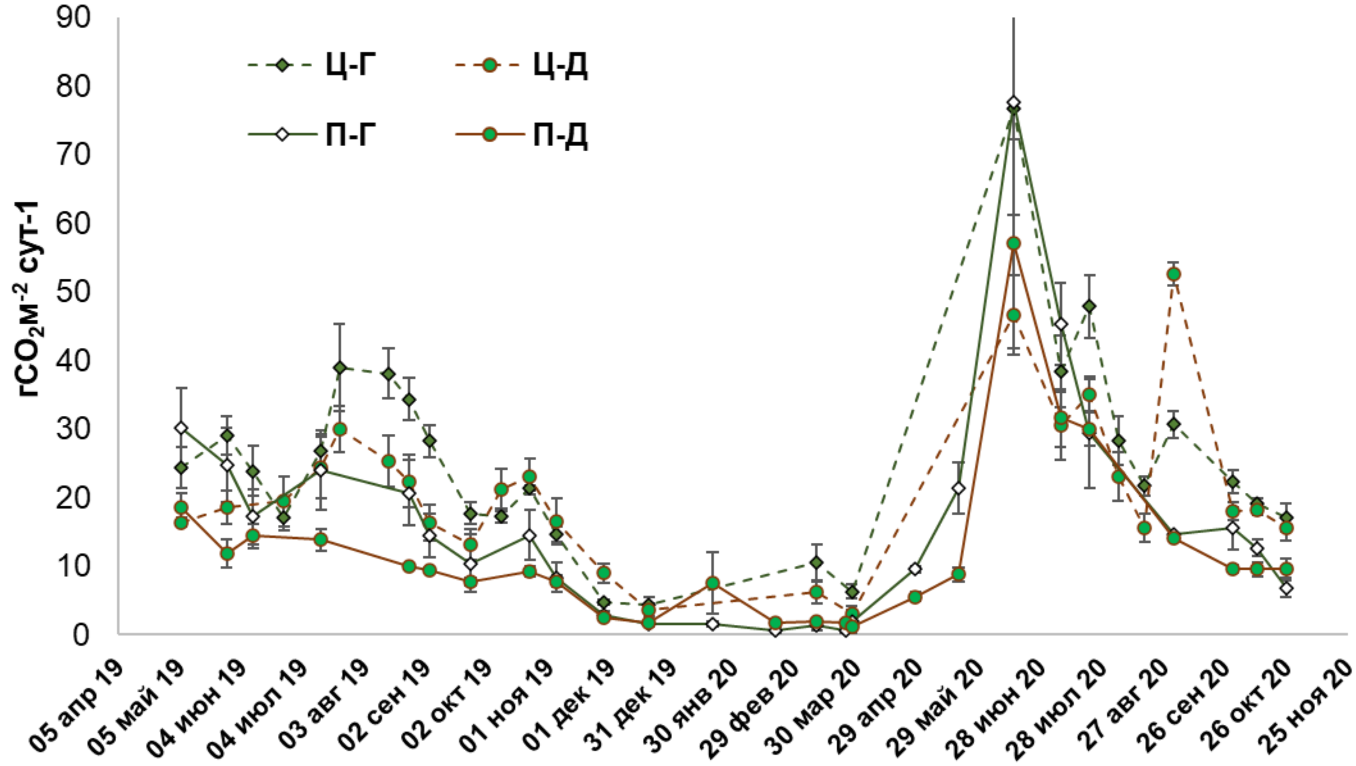
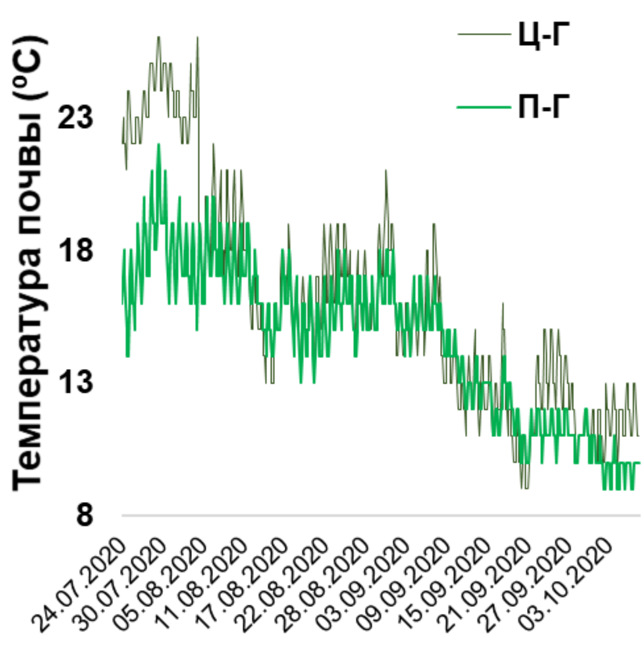


Рисунок 65 Сезонная динамика эмиссии CO_2 почвами под газонной (Г) и древесной (Д) растительностью в центре (Ц) и на периферии (П) Москвы



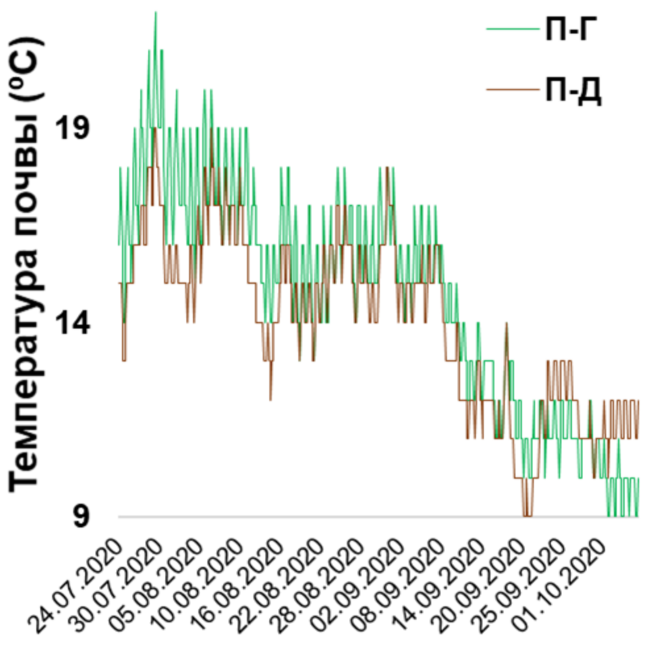


Рисунок 66 Динамика температуры почвы под газонами на периферии (П-Г) и в центре (Ц-Г) (слева) и под деревьями на периферии (П-Д) (справа)

5.3. Краткосрочная динамика и пространственная неоднородность эмиссии CO_2 почвами различных функциональных зон г. Курск (весна-лето 2013 г.)[7]

Описание экспериментальных участков и методов мониторинга

В качестве объектов исследований были выбраны почвы промышленной, селитебной и рекреационной функциональных зон г. Курска. Курск – один из старейших городов центральной России, расположен на юго-западных склонах Среднерусской возвышенности на границе степной и лесостепной растительных зон/ подзон, что определяет разнообразие ландшафтов, включая широколиственные леса, степь и переходные зоны. В почвенном покрове региона доминируют темно-серые почвы на северо-востоке, сменяющиеся на юге и юго-западе обыкновенными (сегрегационными) и типичными (миграционно-мицеллярными) черноземами на лессовидных покровных суглинках. Основная граница между почвенными зонами проходит по р. Сейм, затрагивая, в том числе, и г. Курск. По современным представлениям о классификации городских почв (Прокофьева и др., 2011, 2014; Прокофьева и Герасимова, 2018) исследуемые почвы относились к типу собственно урбаноземов (промышленная и селитебная зоны) и рекреаземов (рекреационная зона). В качестве фоновых почв изучались миграционно-мицеллярный чернозем и темно-серая почва (всего 5 объектов) (табл. 22).

Полевые наблюдения за краткосрочной динамикой эмиссии CO_2 проводись в период с мая по июль 2013 года. На территории каждого объекта изучалась динамика общего почвенного дыхания (в 10 повторностях), а также корневого и микробного дыхания (в 5 повторностях каждое). Измерение потоков CO_2 *in situ* проводилось с помощью инфракрасного газоанализатора Li-820 (Burba и др., 2013).

---

[7] Основные результаты, изложенные в данной главе, опубликованы в статье

Саржанов Д.А., **Васенев В.И.**, Сотникова Ю.Л., Тембо А., Васенев И.И., Валентини Р. Краткосрочная динамика и пространственная неоднородность эмиссии CO_2 почвами естественных и городских экосистем Центрально-Черноземного региона // Почвоведение. — 2015. — № 4. — С. 469 – 578. DOI: 10.7868/S0032180X15040097. IF по РИНЦ (2022) = 2,880. — 1,0 п.л.; 0,4 п.л.

Таблица 22 Характеристика объектов исследования

Объект	Координаты (с.ш./в.д.)	Локализация и землепользование/ экосистема	Почва	Растительность
Промышленная зона (К-П)	51°39' с.ш. 36°07' в.д.	Санитарно-защитная зона ЗАО «Курскрезинотехника» (Проспект Ленинского Комсомола, 2)	Урбиквазизем темногумусовый (Урбостратозем)	Газонная трава, крапива, лопух
Рекреационная зона (К-Р)	51°44' с.ш. 36°08' в.д.	Территория Юго-Западного государственного университета (ул. 50 лет Октября, 94)	Урбиквазизем темногумусовый (Рекреазем)	Газонные травы, береза, клен
Селитебная зона (К-С)	51°43' с.ш. 36°10' в.д.	Парк им. Дзержинского	Урбиквазизем темногумусовый (Урбостратозем)	Газонная трава, рябина, липа, клен
Фон 1 (К-Ф1)	50°46' с.ш. 36°09' в.д.	Урочище «Знаменская роща»	Темно-серая	Дубрава
Фон 2 (К-Ф2)	51°34' с.ш. 36°05' в.д.	Участок некосимой степи Центрально-Черноземного заповедника им. В.В. Алехина	Миграционно-мицеллярный чернозем	Лугово-степная (видовая насыщенность– 22 вида/м^2)

На установленные в почву основания (диаметр 20 см, глубина 4 см) герметично закреплялась экспозиционная камера (диаметр 20 см, высота 15 см), соединенная с ИК газоанализатором входящим и исходящим воздухопроводными шлангами. Воздух из камеры нагнетался в газовый анализатор с помощью встроенного насоса, за счет чего на приборе регистрировался прирост концентрации CO_2 в камере с частотой одно значение в секунду. Параллельно измеряли температуру и атмосферное давление внутри камеры. Наблюдение велось в течение 2-3 минут или до наступления прироста концентрации CO_2 в камере более, чем на 100 ppm по сравнению с атмосферной. На основании полученных данных по росту концентрации, принимая во внимание температуру и давление воздуха внутри камеры, поток CO_2 (г м $^{-2}$ × сут$^{-1}$) рассчитывался по уравнению идеального газа (Смагин, 2005). Параллельно с анализом эмиссии CO_2 в каждой точке определялись температура (термометр Checktemp, Hanna, Германия; усреднение для слоя 0-10 см, измерение 5 см от основания) и влажность почвы (датчик SM300, Eijkelkamp, Нидерланды; усреднение 0-7 см, измерение 5 см от камеры) в трех повторностях. Измерения проводили в первой половине дня. При проведении суточного хода эмиссия CO_2 измерялась каждые 3 часа в течение суток. Оценку вклада корневого и микробного дыхания проводили по методу полевого разделения (см. методику в п. 5.1.).

На исследуемых участках почвенные образцы отбирались методом бурения в пяти повторностях. В каждой точке проводилась географическая привязка, полевое определение цвета по шкале Манселла и гранулометрического состава по методу Захарова, отбирались смешанные образцы почвы как по слоям (0-10, 10-30, 30-50, 50-100 и 100-150 см), так и по генетическим горизонтам. В отобранных образцах после удаления корней, просушки на воздухе и просеивания через сито 1 мм определялось общее содержание углерода (с помощью CN элементного анализатора), которое пересчитывалось в содержание органического вещества (ОВ), и реакция среды pH_{KCl} (потенциометрически).

Пространственно-временная изменчивость почвенной эмиссии CO_2

Для уточнения особенностей суточной динамики эмиссии CO_2 городской и фоновой почвах, был проведен суточный ход на двух наиболее контрастных участках: в промышленной зоне и на участке степи. В промышленной зоне максимальная эмиссия (40 г CO_2 м$^{-2}$ сут$^{-1}$) была зафиксирована между 5 и 13 ч., далее величина потока падала и достигла минимального значения к 23 ч. (28 г CO_2 м$^{-2}$ сут$^{-1}$), затем снова возрастала. Для потока была показана слабая положительная корреляция (Пирсона) с влажностью почвы ($r = 0.27$; $p>0.05$) и обратная корреляция (Пирсона) с температурой почвы ($r = -0.37$; $p<0.05$). Максимальная влажность почвы была отмечена в утренние часы (9 утра) и снижалась к вечеру, в то время как максимальные значения температуры почвы и воздуха были зафиксированы в середине дня (с 13 до 17 часов) (рис. 67).

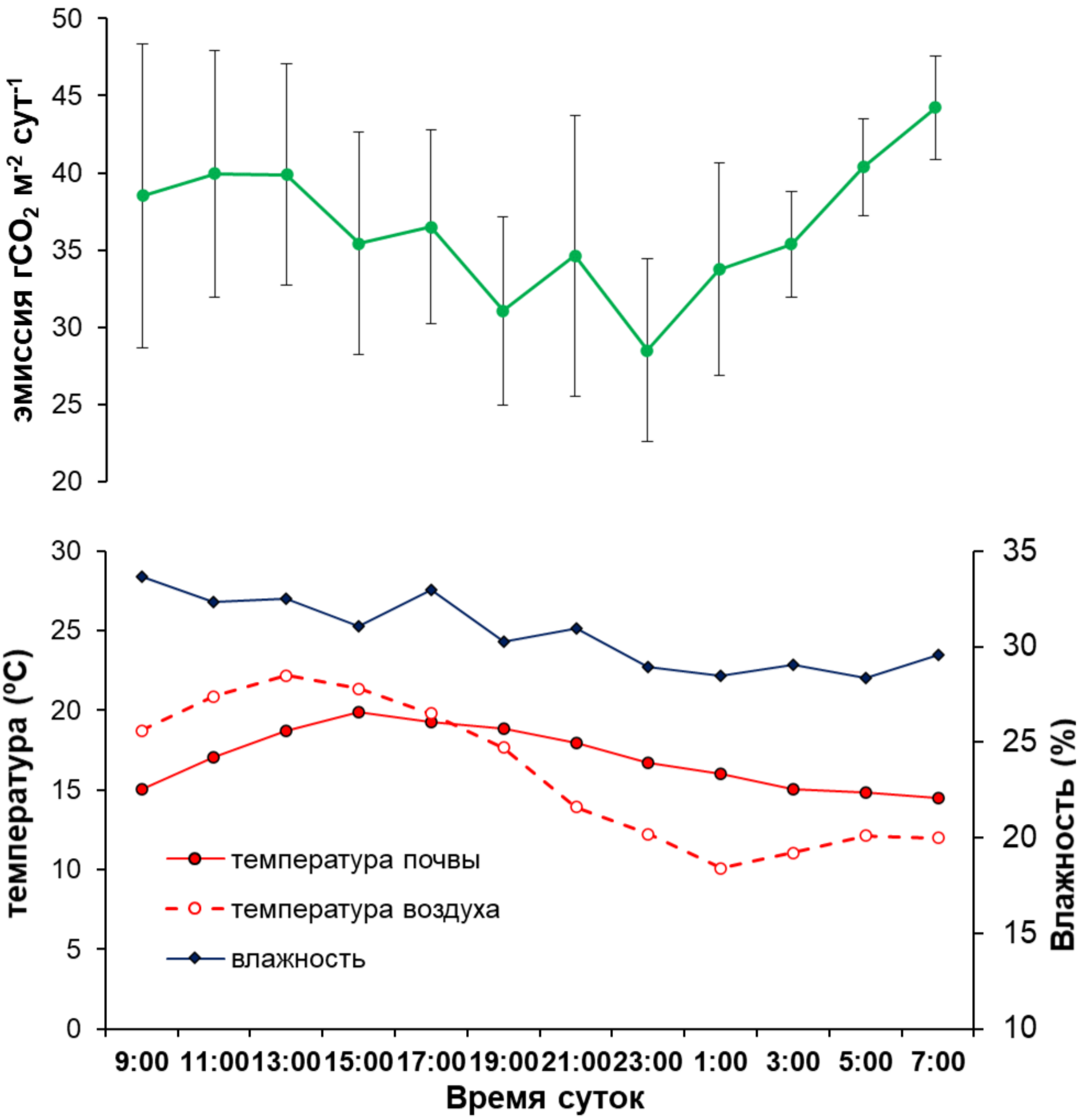


Рисунок 67 Суточная динамика почвенной эмиссии CO_2 (среднее и стандартное отклонение) (сверху), температуры воздуха, температуры и влажности почвы (снизу) на участке К-П

Интенсивность эмиссии CO_2 в утренние часы была близка к среднесуточным значениям, в связи с этим дальнейшие наблюдения проводились в первой половине дня. По результатам двухмесячного мониторинга показана тенденция к увеличению общей эмиссии CO_2. Наиболее интенсивное увеличение отмечено для рекреационной зоны и фоновых участков (на 129 и 136% соответственно), в то время как для промышленной зоны прирост потока за два месяца составил всего 6%. Для всех участков было отмечено снижение общего дыхания на 5-ю декаду измерений (конец июня). Для этого периода характерно и наименьшее значение влажности почвы – на 25-30% ниже среднего за период измерений. Наибольшая временная вариабельность была показана для промышленной зоны, где были отмечены наиболее резкие перепады. Для рекреационной зоны и фоновых участков кривая динамики эмиссии CO_2 была более плавной со слабым приростом в конце мая, спадом в июне и заметным увеличением в начале июля (Рис. 68).

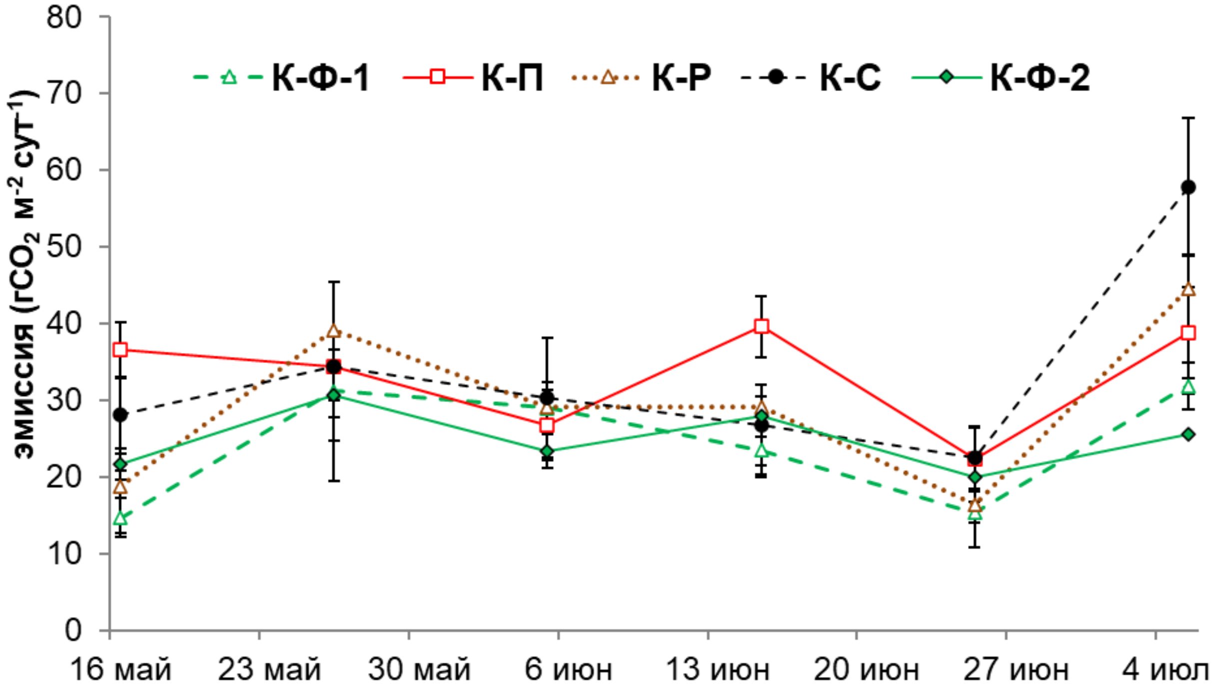


Рисунок 68 Динамика эмиссии CO_2 (среднее и стандартная ошибка) почвами различных функциональных зон г. Курск в сравнении с фоновыми почвами (обозначения см. Табл. 22)

Для всех объектов за исключением промышленной зоны была отмечена значимая положительная корреляция (Пирсон) с температурой (максимальное значение r = 0.69 для рекреационной зоны) и влажностью почвы (максимальное значение r = 0.62 для селитебной зоны). Температура почвы в степи (К-Ф-2) была значимо выше по сравнению с городскими почвами в течение всего периода измерения. Максимальная температура среди городских почв показана для промышленной зоны. Влажность за период изменения варьировала от 15 до 40%, при этом максимальные перепады показаны для промышленной зоны и степного участка, в то время как для рекреационной зоны влажность оставалась низкой на протяжении всего периода наблюдений (Рис. 69). Вклад микробного компонента в общую эмиссию CO_2 варьировал от 59% для степи до 77% для селитебной зоны.

Среди городских объектов максимальный вклад корней с общую эмиссию показан для промышленной зоны, где преобладала газонная растительность (Рис. 70).

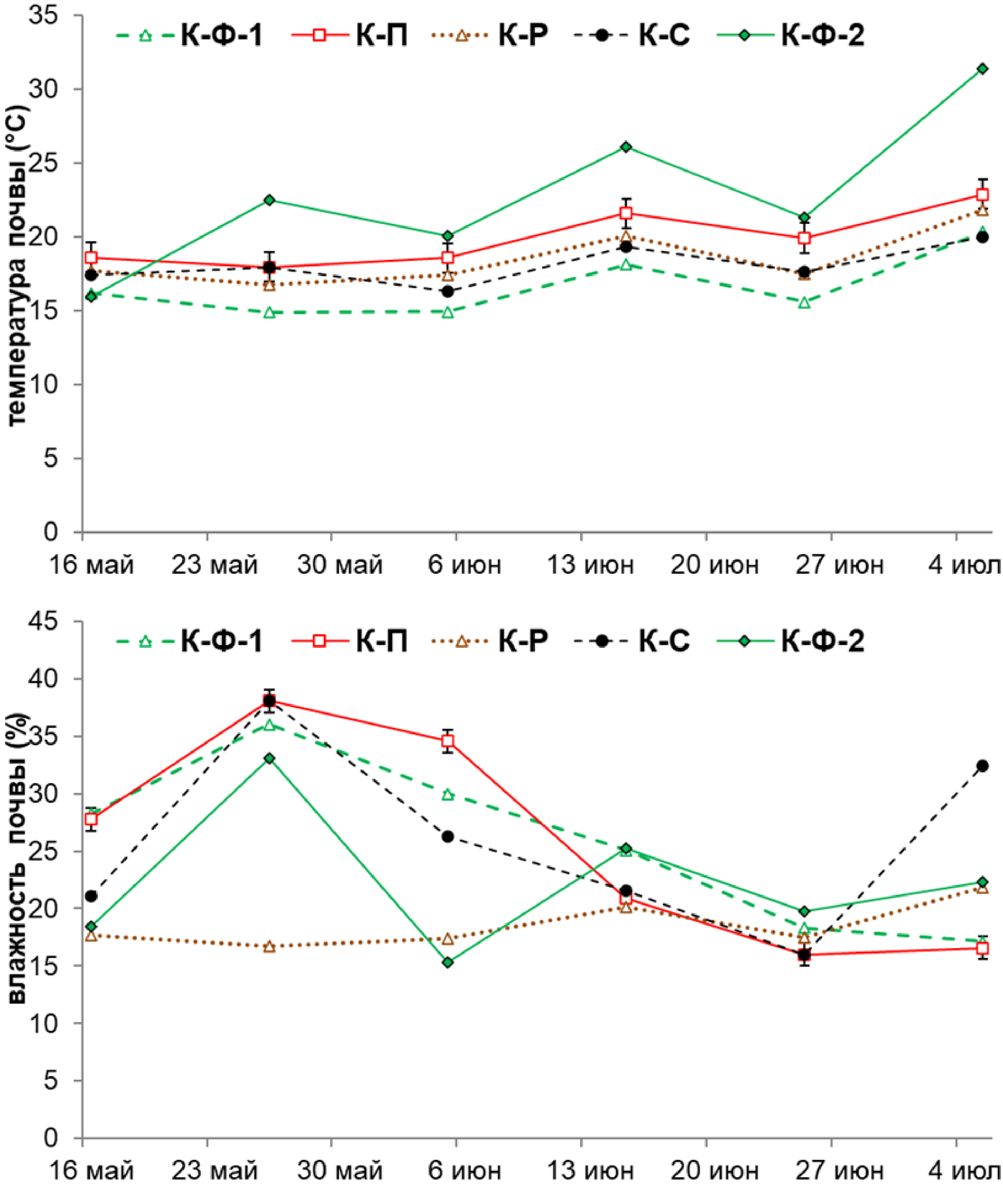


Рисунок 69 Динамика температуры (сверху) и влажности (снизу) почв различных функциональных зон г. Курск в сравнении с фоновыми почвами

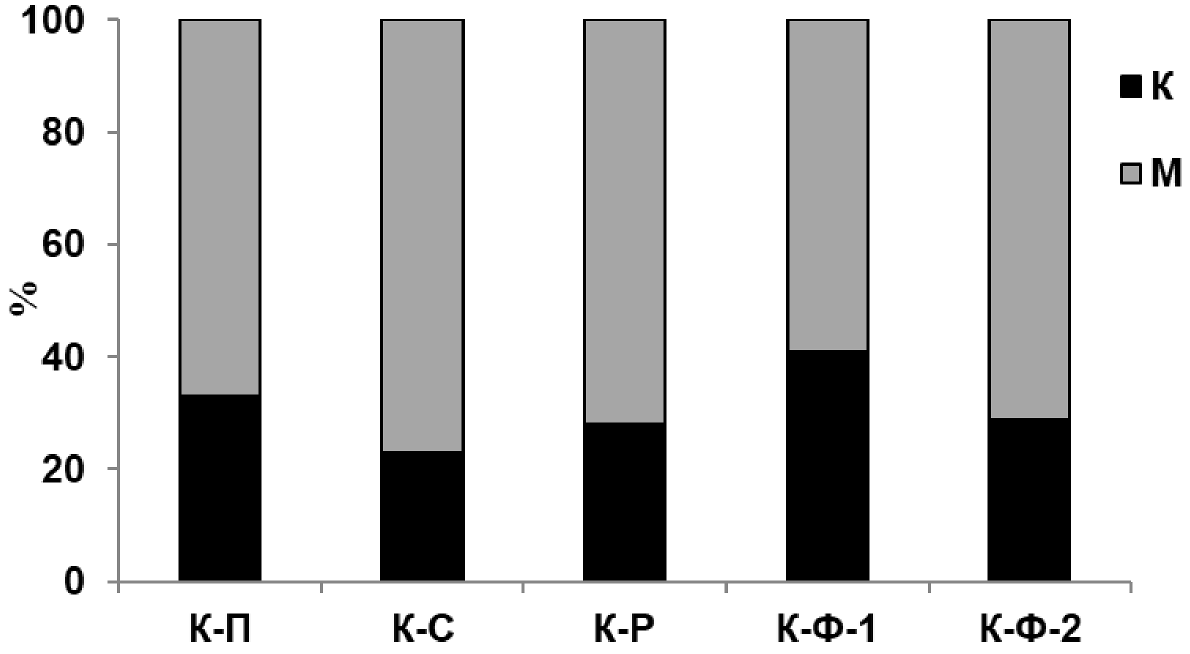


Рисунок 70 Вклад корневого (К) и микробного (М) компонентов в эмиссию CO_2 почвами различных функциональных зон г. Курск в сравнении с естественными почвами

Максимальная общая эмиссия CO_2 была отмечена для промышленной и рекреационной зоны. Потоки в рекреационной зоне и на фоновом участке значимо отличались от таковых в селитебной и промышленной зоне и были меньше на 11 и 27% соответственно. Микробная эмиссия CO_2 в промышленной и селитебной зонах была на 30-40% меньше, чем в рекреационной зоне и на фоновом участке, при этом два последних различались статистически незначимо ($p<0.05$). Наряду с изменением средних значений потоков отмечено закономерное увеличение их пространственно-временного разнообразия по мере роста антропогенной нагрузки. Наиболее гетерогенными оказались селитебная и промышленная зоны - коэффициент вариации для них составил 40 и 55%, что было соответственно на 13 и 22% выше, чем в рекреационной зоне и на фоновом участке.

5.4. Анализ многолетних рядов эмиссии CO_2 городскими и фоновыми почвами г. Курск (2013-2021 гг.)[8]

Описание экспериментальных участков и методов мониторинга

Выявленные закономерности краткосрочной динамики эмиссии CO_2 и гидротермических условий городских и фоновых почв г. Курск были в дальнейшем проверены на основании многолетних рядов наблюдений. Начатые в мае 2013 года измерения послужили основой для многолетнего мониторинга эмиссии CO_2 городскими почвами черноземной зоны, позволившего получить девятилетние ряды измерений и оценить влияние климатических изменений на почвенное дыхание. Учитывая высокую временную динамику потоков углерода, именно многолетние ряды имеют особую важность для анализа взаимосвязей климатических условий и эмиссии парниковых газов, т.к. позволяют выявить закономерности и оценить параметры, необходимые для моделирования баланса углерода (например, Q10). Так, многолетний мониторинг почвенного дыхания лесных и залежных экосистем позволил выявить основные закономерности пространственно-временной динамики эмиссии CO_2 в зависимости от сезона и вида землепользования (Gerenyu De и др., 2003; Kurganova и др., 2007; Курганова, 2010). Для городских почв такие многолетние ряды, насколько нам известно, получены впервые, по крайней мере, для территории России.

Измерения проводили с периодичностью один раз в 10-14 дней в весенне-осенний период (с марта-апреля по октябрь-ноябрь) с 2013 по 2021 годы на пяти экспериментальных участках: трех городских (промышленная, К-П, селитебная, К-С, и рекреационная, К-Р функциональные зоны) и двух фоновых (К-Ф-1, широколиственный лес на серой лесной почве и К-Ф-2, заповедная степь на миграционно-мицеллярном черноземе). Эмиссия CO_2 измерялась с

---

[8] Основные результаты, изложенные в данной главе, опубликованы в статье

Sarzhanov D.A., **Vasenev V.I.**, Vasenev I.I., Morin T., Sotnikova Y.L., Ryzhkov O.V. Carbon stocks and CO2 emissions of urban and natural soils in Central Chernozemic region of Russia // Catena. — 2017. — V.158. — P. 131-140. DOI: 10.1016/j.catena.2017.06.021. SJR Scopus (2022) = 1, 472. — 1,6 п.л.; 0,8 п.л.

использованием портативного газового анализатора Li-820 в 10 точках на каждом участке с параллельным измерением температуры и влажности почвы. Все измерения проводились с 10 до 14 часов, что позволяет получать среднесуточным (Саржанов и др., 2015). Принимая во внимание расположение г. Курск на границе почвенных зон, участок К-Ф-1 рассматривался в качестве фонового для селитебной и рекреационной зоны, а участок К-Ф-2 – в качестве фонового для промышленной зоны (Рис. 71).

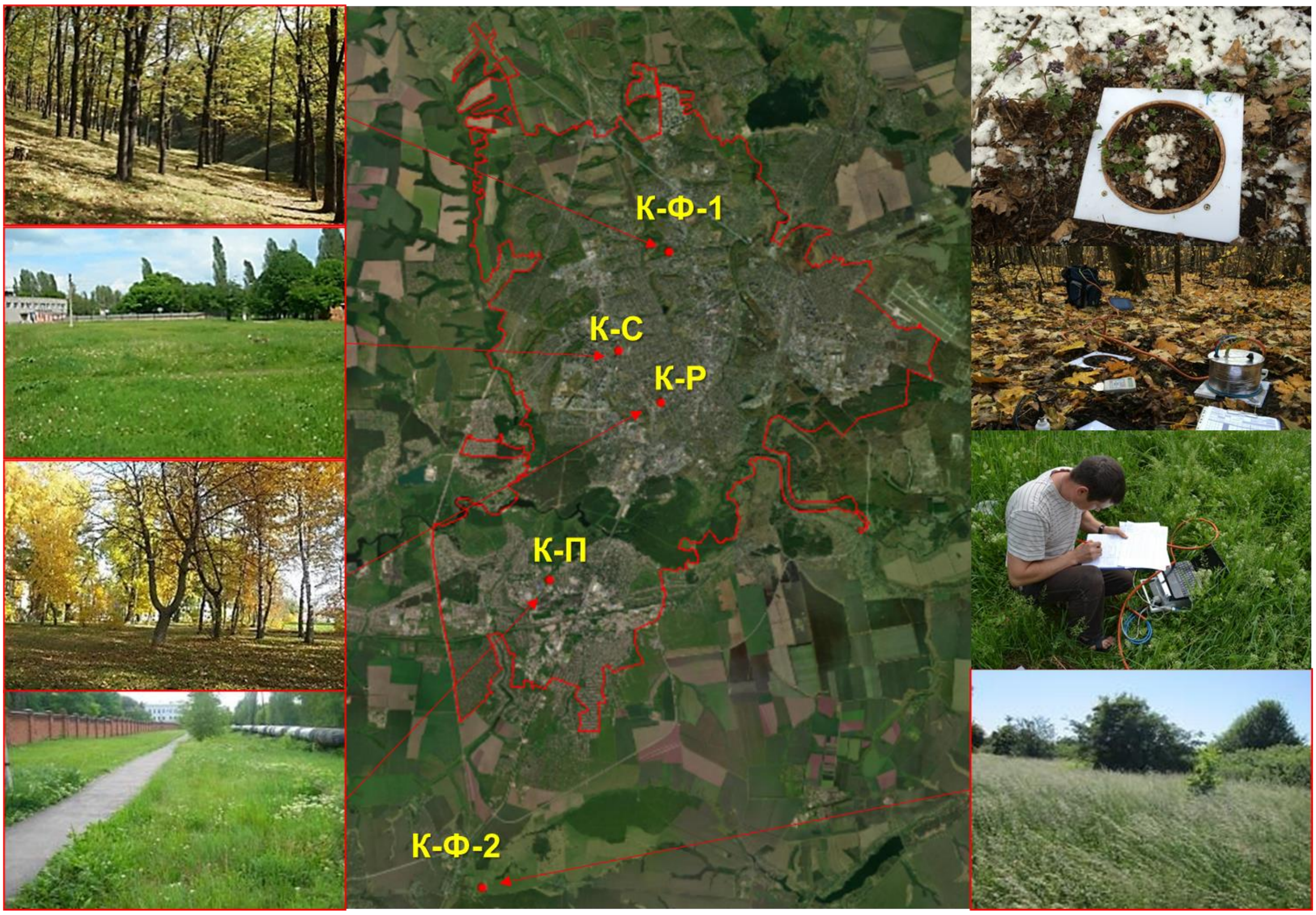


Рисунок 71 Экспериментальные участки и процесс измерения эмиссии CO_2 городскими и фоновыми почвами г. Курск

Пространственно-временная изменчивость почвенной эмиссии CO_2

За период наблюдения отмечена значительная внутри- и межсезонная динамика климатических условий. Наиболее жаркими были летние периоды 2019-го и 2021-го годов, когда средние температуры воздуха (усредненные по месяцам данные наблюдений) в июле-августе достигали 28-29°С, что почти на 5°С выше средних значений для этих месяцев за период наблюдения. Более прохладным чем другие были сезоны 2015-го и 2020-го годов, однако разница со средними многолетними значениями была незначительна. Динамика температуры почвы в основном повторяла динамику температуры воздуха, но с гораздо меньшей амплитудой – разница между наиболее теплыми и холодными летними месяцами за период наблюдений не превышала 3-4°C, в то время как для воздуха – достигала 10°C. Судя по динамике влажности почв, 2019-й год был не только жарким, но и наиболее сухим – значения в июле-сентябре не превышали 10-15%. Наибольшая влажность, отмеченная в 2015-2016 годах, была в среднем на 15-20% выше. Внутрисезонная динамика мало отличалась за период наблюдения – наиболее жарким месяцем был август, наиболее сухими – август-сентябрь. Общей закономерностью является постепенное увеличение средних температур и снижение влажности в весенний и летний периоды, что может быть признаком аридизации климата (Рис. 72).

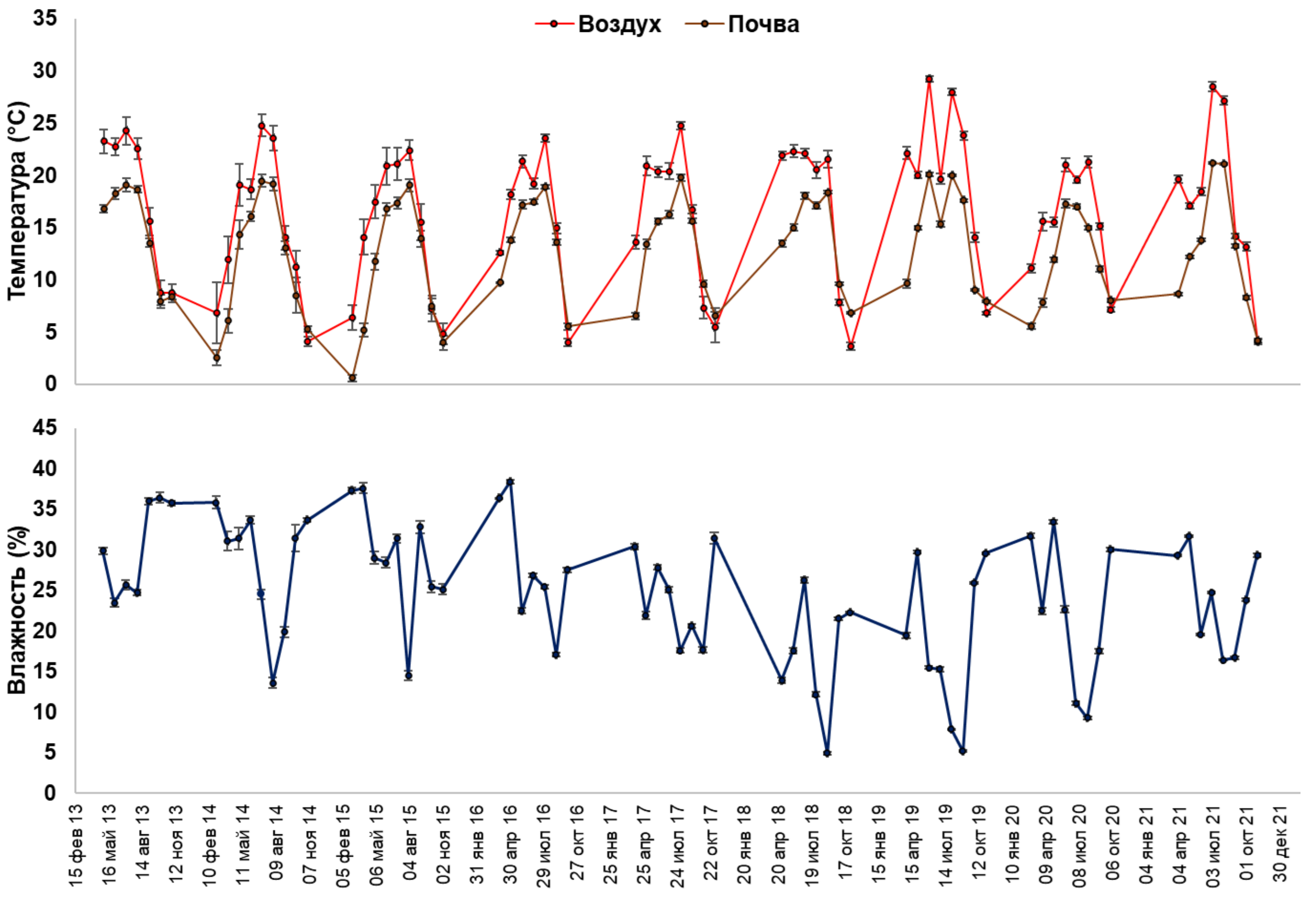


Рисунок 72 Динамика температуры воздуха и почвы (сверху) и влажности почвы (снизу) за период наблюдения (среднемесячные значения по данным полевых наблюдений)

Температура и влажность почвы оказывали значимое воздействие на динамику эмиссии CO_2 (двухфакторная регрессия, $p<0.05$), определяя от 30 до 60% от общей дисперсии в зависимости от сезона. В весенний и осенний сезоны влияние фактора температуры преобладает над влажностью, в то время как в летний период их вклад сопоставим. Роль влажности также значительно увеличилась в последние годы мониторинга на фоне увеличения средних температур. Так, в 2015 году зависимость между эмиссией CO_2 и влажностью была статистически незначимой ($r = 0.18$, $p>0.05$), а зависимость от температуры – высокой ($r = 0.63$, $p<0.05$), а в 2019 году корреляция с температурой снизилась ($r = 0.21$, $p<0.05$), а роль влажности – возросла ($r = 0.24$, $p<0.05$). В течение сезона эмиссия CO_2 следовала за динамикой температуры почвы, увеличиваясь с марта-апреля до июля-сентября, затем снижаясь до минимальных значений в ноябре. При сопоставлении трендов между сезонами заметно снижение среднегодовых значений по мере аридизации климата – значения в 2019 и 2021 годах были на 15-20% ниже, чем в более прохладные и влажные 2014-2016 годы. При этом также меняется вклад отдельных сезонов в общую эмиссию – доля весеннего потока выросла с 33% в 2013-2014 до почти 50% - в 2019 и 2021 годах (Рис. 73).

В отличие от Москвы, мониторинг эмиссии CO_2 в зимний период не проводили, однако по увеличению потока в марте-апреле с 5-6 гCO_2 м$^{-2}$ сут$^{-1}$ в 2014-2015 до 10-12 гCO_2 м$^{-2}$ сут$^{-1}$ в 2019-2021 можно предположить, что интенсивность зимней эмиссии также увеличилась. Тип землепользования также оказал значимое влияние на эмиссию CO_2 почвами (многофакторный дисперсионный анализ, $p<0.05$). Городские почвы значительно отличались от фоновых как по абсолютным значениями эмиссии CO_2, так и по отклику эмиссии CO_2 на климатические изменения. Средние эмиссии CO_2 почвами селитебной и рекреационной зоны были на 30% выше по сравнению с фоновым лесным участком (К-Ф-1). Средняя эмиссия CO_2 почвами промышленной зоны значимо не отличалась от степного участка (19.5 ± 1.7 и 20.5 ± 1.7 гCO_2м$^{-2}$сут$^{-1}$ соответственно), а в отдельные годы (как например, в 2013) была заметно выше (рис. 74).

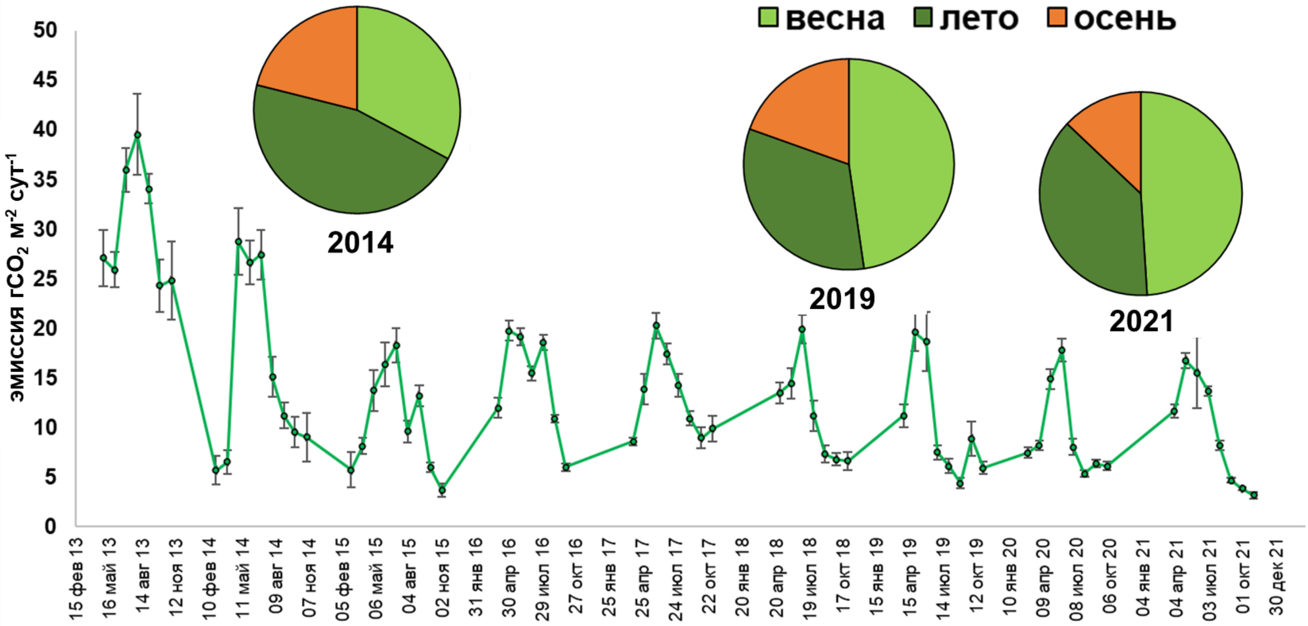


Рисунок 73 Динамика эмиссии CO_2 городскими и фоновыми почвами г. Курск и вклад отдельных сезонов в общую эмиссию (значения, усредненные по месяцам, для всех экспериментальных участков)

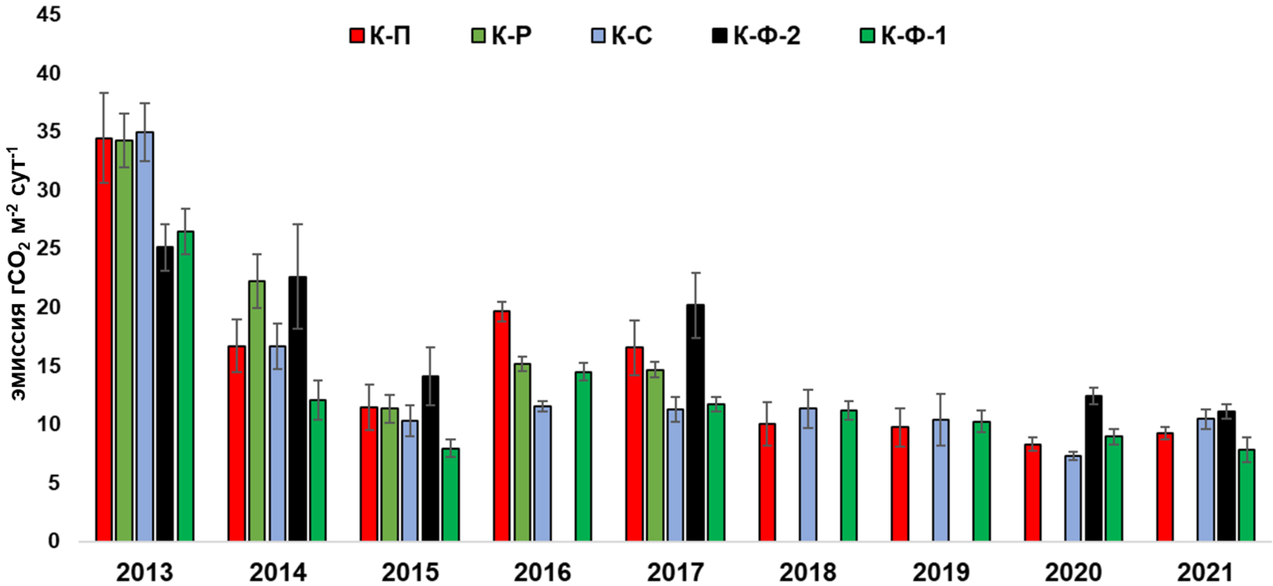


Рисунок 74 Динамика почвенной эмиссии CO_2 городскими и фоновыми почвами г. Курск (средние значения и стандартная ошибка для каждого экспериментального участка по годам)

Сезонная динамика эмиссии CO_2 городскими и фоновыми почвами характеризовалась общими закономерностями – максимальные значения в июне-июле, минимальные – в ноябре. Температура и влажность почвы К-С в летней период несколько выше, чем на фоновом участке, что вероятно, и определяет более высокую эмиссию CO_2. Начиная с 2019 года, наблюдается интересный феномен – максимальные эмиссии CO_2 городскими почвами селитебной зоны сдвигаются на апрель-май, т.к. почва в этом период уже прогрелась, но влажность еще достаточно высокая. Для фоновой почвы максимальные эмиссии CO_2 приходятся на летний период – июнь-июль. В лесном участке таяние снега происходит медленнее, что смещает активизацию процессов почвенного дыхания на несколько недель. По-видимому, в более жаркие годы таяние снега и просыхание городских почв происходит еще раньше, в то время как микроклимат лесной экосистемы более стабилен. Можно предположить, что смещение сезонных максимумов эмиссии CO_2 на весну и увеличение временного разрыва между городскими и фоновыми почвами могут стать характерными признаками климатических изменений.

Сопоставление динамики эмиссии CO_2 почвами промышленной зоны и фонового степного участка также показывает аналогичные закономерности. Температура участков значимо не отличалась за исключением наиболее прохладного 2015 года, когда температура городских почв в летний период была заметно выше. Для степного участка характерен дефицит влаги в летний период, при этом разница по сравнению с городскими почвами усиливается в последние годы. За исключением 2013-го года летние эмиссии CO_2 были выше на фоновом степном участке. Максимальная разница показана в 2014-м и 2020-м годах, когда в июле эмиссия CO_2 фоновой почвой была почти в два раза выше, чем на промышленной зоне. В весенний период разница между участками незначительная, а в осенний период 2015-го и 2020-2021 годов эмиссия CO_2 почвами промышленной зоны была выше фоновых значений. В результате городской и фоновый участки несколько отличались по вкладу отдельных сезонов. Для фонового участка вклад летнего периода был на 5-10% выше, чем на городском. Увеличение вклада весеннего период в последние несколько лет отмечено для обоих участков, но для городских почв эта тенденция более заметна (Рис. 75 - 77).

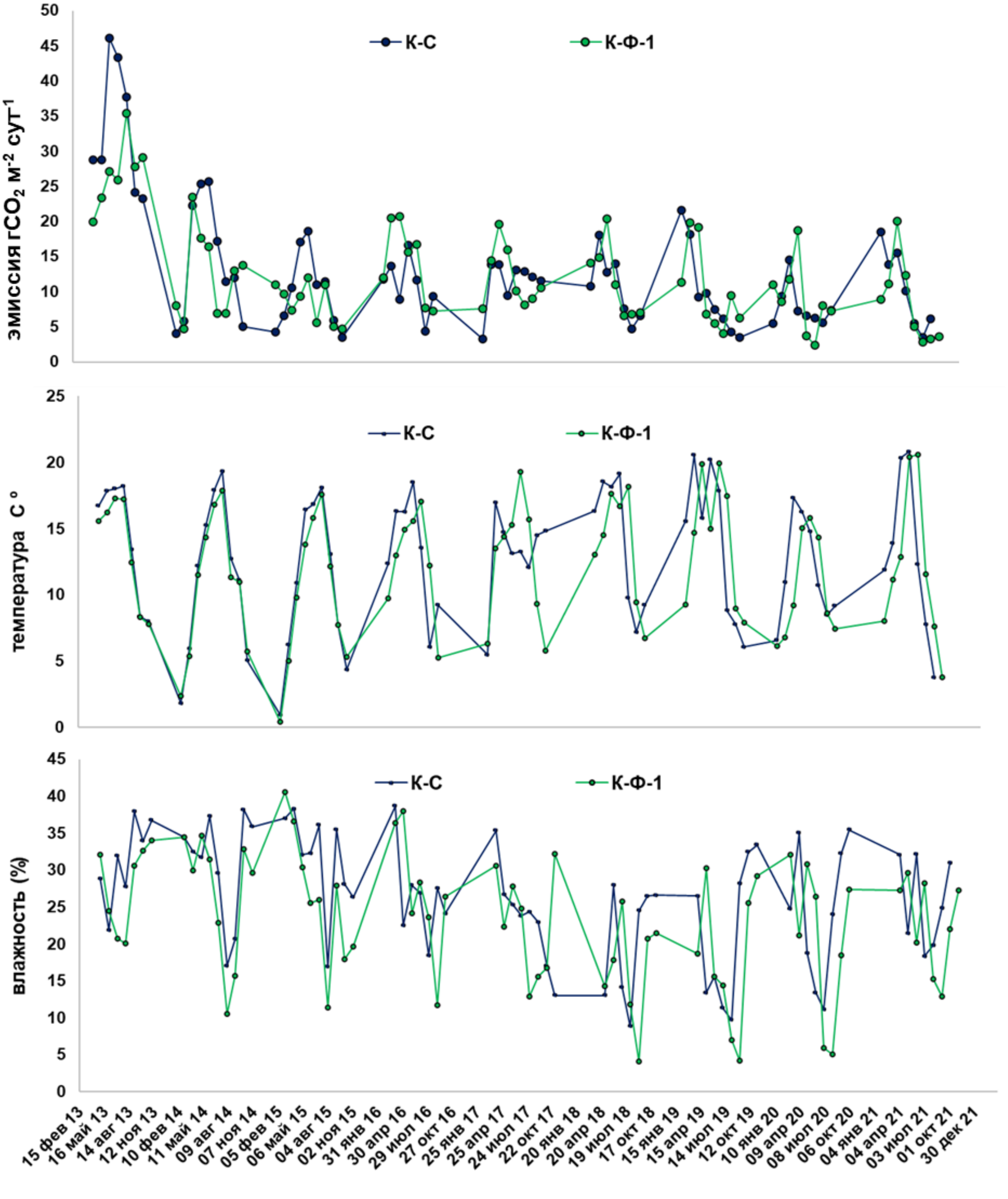


Рисунок 75 Динамика почвенной эмиссии CO_2 (сверху), температуры (посередине) влажности (снизу) почв селитебной зоны г. Курск в сравнении с фоном

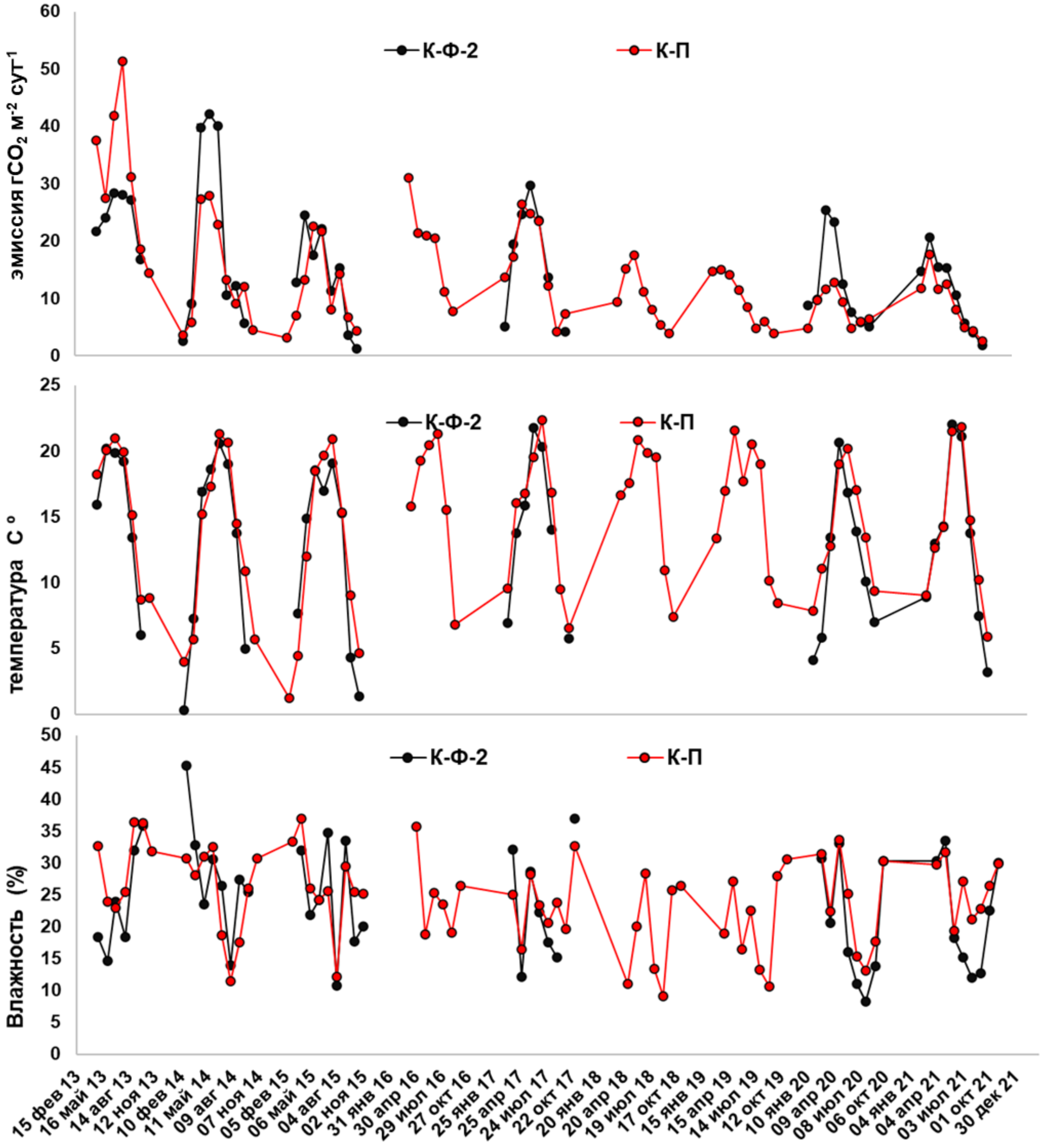


Рисунок 76 Динамика почвенной эмиссии CO_2 (сверху), температуры (посередине) влажности (снизу) почв промышленной зоны г. Курск в сравнении с фоном

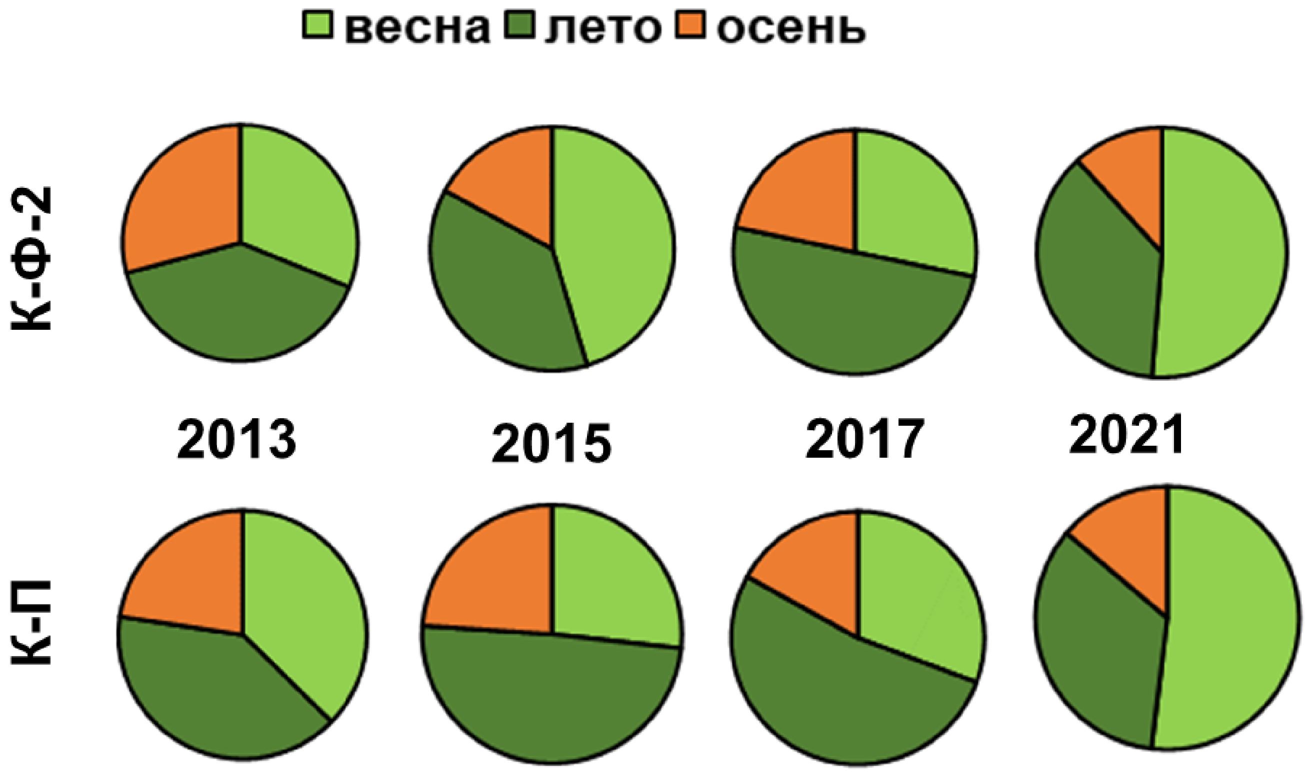


Рисунок 77 Вклад отдельных сезонов в эмиссию CO_2 городской и фоновой почвы в различные годы наблюдений

5.5. Сравнительный анализ устойчивости запасов углерода к биодеструкции в городских и фоновых почвах г. Москва и г. Курск[9]

Результаты сравнительного анализа эмиссии CO_2 почвами различных функциональных зон г. Москва и г. Курск в сравнении с фоном целесообразно интерпретировать с учетом неоднородности распределения запасов углерода, что позволяет оценить устойчивость запасов углерода городских и фоновых почв к биодеструкции. В Москве запас $C_{орг}$ в слое 0-100 см городских почв составил в среднем 14.5±5.2 кг С $м^{-2}$, что в 2.5 раза превысило фоновое значение. В Курске,

[9] Основные результаты, изложенные в данной главе, опубликованы в статьях

Smagin A.V., Sadovnikova N.B., **Vasenev V.I.**, Smagina M.V. Biodegradation of Some Organic Materials in Soils and Soil Constructions: Experiments, Modeling and Prevention // Materials. — 2018. — V. 11 (10). — №. 1889.21. DOI:10.3390/ma11101889. SJR Scopus (2022) = 0,563. — 1,8 п.л.; 0,5 п.л.

Ананьева Н.Д., Сушко С.В., Иващенко К.В., **Васенев В.И.** Микробное дыхание почв подтайги и лесостепи европейской части России: полевой и лабораторный подходы // Почвоведение. — 2020. — № 10. — С. 1276 – 1286. DOI: 10.31857/s0032180x20100044. IF по РИНЦ (2022) = 2,880. — 1,1 п.л.; 0,3 п.л.

напротив, запас $C_{орг}$ в городских почвах был на 60% и в 2.5 раза ниже в сравнении с фоновой серой почвой и миграционно-мицеллярным черноземом (16.3 и 25.8 кг С $м^{-2}$ соответственно, слой 0-100 см). (рис. 78).

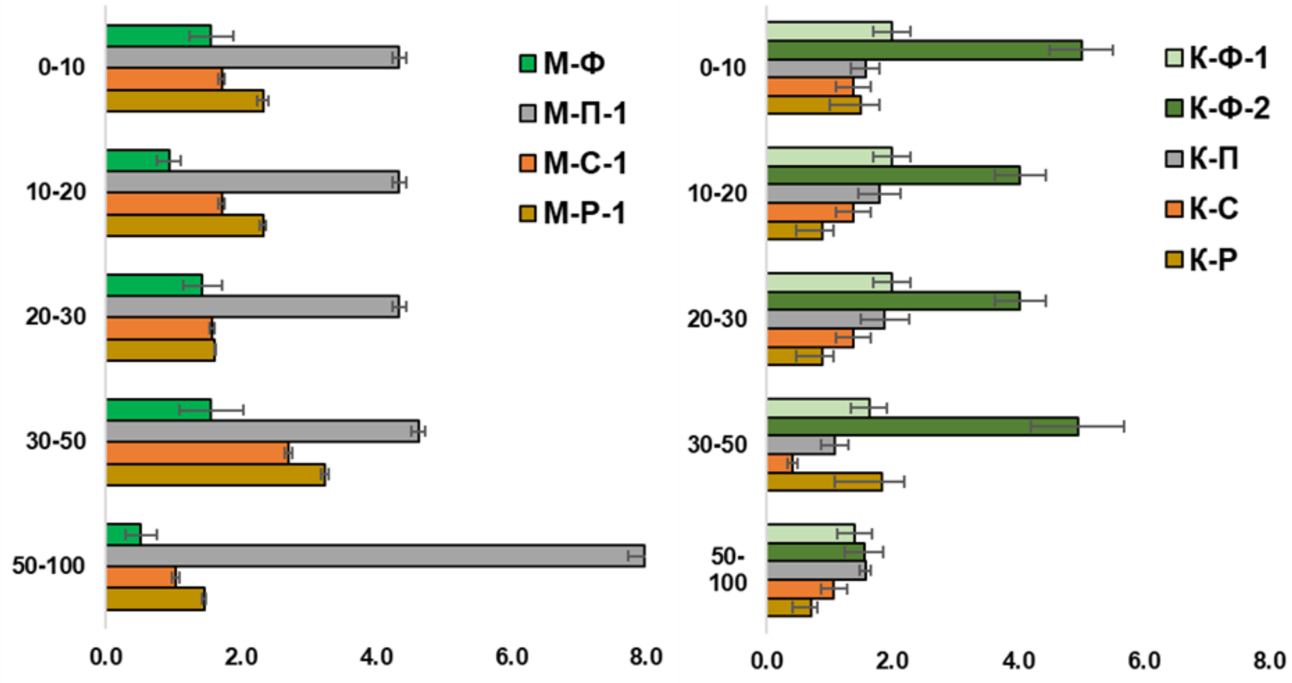


Рисунок 78 Профильное распределение запасов $C_{орг}$ (кг С $м^{-2}$) для различных функциональных зон Москвы (слева) и Курска (справа) (см. обозначения в табл. 4)

Интересно, что для обоих городов максимальные запасы $C_{орг}$ показаны для промышленных / транспортных зон, при этом 30-50% запасов содержались в слое 0-50 см. Профильное распределение запасов $C_{орг}$ в фоновых почвах имело выраженный аккумулятивный характер с максимумом в слое 0-30 см, а в городских почвах – максимальный запаса показан для слоев 30-50 и 50-100 см. Содержание $C_{мик}$ в почвах Курска в среднем в три раза превышало таковое в почвах Москвы, при этом различие этого показателя для фоновых почв было значительно выше, чем для соответствующих городских (3.8 и 1.7 раз соответственно). В Курске содержание $C_{мик}$ закономерно уменьшалось в ряду фон > промышленная > селитебная > рекреационная зоны, в Москве минимальные значения были также показаны для промышленной зоны, максимальные – для селитебной. Для промышленных зон обоих городов выявлены наименьшие значения $C_{мик}/C_{орг}$ (%), а наибольшие - для селитебных, при этом между городами этот показатель практически не отличался.

Устойчивость органического вещества городских и фоновых почв к биодеструкции оценивали на основании константны биодеструкции (k) и периода полуразложения. При этом расчет проводили как по соотношению базального дыхания к содержанию $C_{орг}$, так и по соотношению суммарной годовой эмиссии к запасам органического углерода в слое 0-10 см. Показатель $T_{0.95}$ для почв Курска был наибольшим для фона и рекреационной зоны, а для промышленной и селитебной зоны значения показателя были меньше в 4 раза. Для Москвы, напротив, $T_{0.95}$ в почве промышленной зоны значительно выше фоновой. Это несовпадение может быть связано с тем, что высокое $T_{0.95}$ обусловлено высоким содержанием $C_{орг}$ (вариант К-Ф-1) и низкой микробной активностью (вариант М-П-1) (табл. 23).

Таблица 23 Показатели микробной активности и параметры биодеструкции органического вещества почв разных функциональных зон Москвы и Курска (см. обозначения в табл. 1)

Функц. зона*	$C_{мик}$, мкг С $г^{-1}$	$C_{мик}/C_{орг}$, %	МД, мг $C\text{-}CO_2$ $кг^{-1}$ $ч^{-1}$	qCO_2, мг $C\text{-}CO_2$ $мг^{-1}$ $C_{мик}$ $ч^{-1}$	k, $год^{-1}$	$T_{0.5}$, лет	$T_{0.95}$, лет
М-Р-1	147	0.51	0.49	3.33	0.081	8.5	36.9
М-С-1	517	2.69	0.47	0.91	0.118	5.9	25.5
М-П-1	130	0.40	0.30	2.31	0.045	15.5	67.3
М-Ф	331	1.50	0.87	2.63	0.190	3.6	15.8
К-Р	610	2.90	0.21	0.34	0.048	14.4	62.5
К-С	400	2.83	0.55	1.38	0.187	3.7	16.1
К-П	300	1.50	0.70	2.33	0.168	4.1	17.8
К-Ф-2	1250	1.39	0.95	0.76	0.051	13.7	59.2

Применение времени полуразложения, основанного на базальном дыхании, имеет ряд ограничений. Во-первых, характеризуется субстрат в стандартизированных и изолированных условиях, не учитывающих динамики реального состояния экосистемы. Во-вторых, метод учитывает и экстраполирует только биодеструкцию исходного субстрата без учета возможного поступления углерода с биомассой. Таким образом, можно заключить, что время полуразложения характеризует потенциальную скорость микробной деструкции органического вещества почв, в то время как устойчивость органического вещества в реальных условиях целесообразно оценивать на основании данных и микробной эмиссии CO_2, измеренной *in situ*.

Устойчивость органического вещества в городских и фоновых почвах Москвы и Курска определяли отношением годовой микробной эмиссии CO_2 к запасам $C_{орг}$ в слое 0-10 см. При расчете эмиссии за год учитывали вклад сезонов. В обоих регионах около 70% годовой эмиссии CO_2 приходилось на весну и лето, на осень - 15-20%, а на зиму – 5-15%. В соответствии с полученными экспериментальными и литературными данными (Hanson и др., 2000; Kuzyakov, 2006; Сапронов и Кузяков, 2007) доля микробного дыхания в общем достигала 50% для почв с травянистой растительностью и 70% - для почв с древесно-кустарниковой. В Москве микробная эмиссия CO_2 составила за год 0.4-0.9 кг С $м^{-2}$ для фоновых почв и 0.7-1.7 кг С $м^{-2}$ для городских, при этом наибольшие значения были показаны в рекреационной зоне, а наименьшие – в промышленной. В Курске эмиссия CO_2 фоновых почв составила 0.7-1.4 кг С $м^{-2}$, в то время как для городских почв диапазон значений был близок к таковому для Москвы. Доля годовой микробной эмиссии CO_2 от запаса углерода фоновых почв была значимо ниже, чем для городских почв. Этот показатель был наибольшим для селитебной зоны Курска и рекреационной зоны Москвы (50-70%), что соответствует $T_{0.95}$= 4-8 лет и свидетельствует о низкой устойчивости органического вещества почв этих участков в сравнении с фоном (рис. 79).

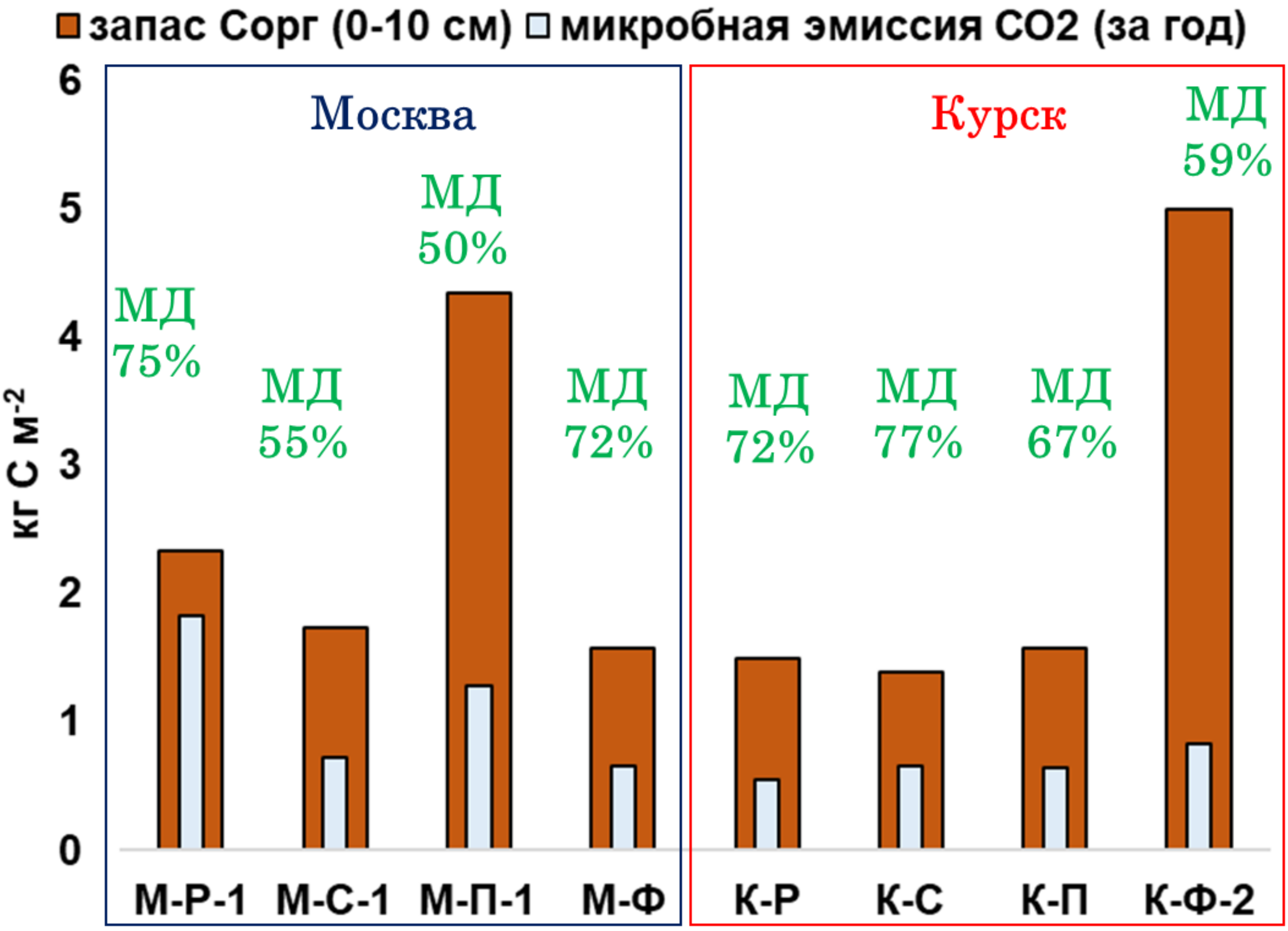


Рисунок 79 Соотношение годовой микробной эмиссии CO_2 (МД) и запасов $C_{орг}$ в слое 0-10 см для рекреационных (Р), селитебных (С), промышленных/транспортных (П) функциональных зон и фоновых территорий Москвы (М) и Курска (К) (МД- % микробной эмиссии от общей по экспериментальным данным)

МОСКОВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ
имени М.В.ЛОМОНОСОВА

ФАКУЛЬТЕТ ПОЧВОВЕДЕНИЯ

На правах рукописи

Васенев Вячеслав Иванович

ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННОЙ ИЗМЕНЧИВОСТИ ЗАПАСОВ УГЛЕРОДА В ПОЧВАХ ГОРОДОВ ЕВРОПЕЙСКОЙ ТЕРРИТОРИИ РОССИИ

1.5.19– Почвоведение (биологические науки)
1.5.15– Экология (биологические науки)

ДИССЕРТАЦИЯ

на соискание ученой степени

доктора биологических наук

ТОМ II

Научный консультант:
Смагин Андрей Валентинович
Доктор биологических наук, профессор

Москва – 2024

Оглавление Тома II

VI. АНАЛИЗ И МОДЕЛИРОВАНИЕ ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННОЙ ИЗМЕНЧИВОСТИ ЗАПАСОВ УГЛЕРОДА В ПОЧВАХ МОСКОВСКОГО РЕГИОНА

6.1. Пространственный анализ запасов углерода в почвах Москвы и городов Московской области[10]

Высокая пространственная неоднородность – характерная черта экосистемы города и серьезная проблема для использования данных о запасах и потоках углерода для задач городского планирования и прогнозирования состояния городских почв при различных сценариях развития территории. Московский регион, вероятно, - идеальный объект для изучения закономерностей пространственного распределения запасов почвенного углерода в городе, поскольку здесь представлены и, в основном, пространственно охарактеризованы практически все факторы воздействия: запечатанность, историческое и функциональное зонирование, мезоклиматические условия, что позволяет применять методы цифровой почвенной картографии (McBratney и др., 2003; Minasny and McBratney, 2016). В отличие от традиционных подходов к почвенной

---

[10] Основные результаты, изложенные в данной главе, опубликованы в статьях:

Васенев В.И., Ананьева Н.Д., Макаров О.А. Особенности экологического функционирования конструктоземов на территории Москвы и Московской области // Почвоведение. — 2012. — С. 224 – 235. IF по РИНЦ (2022) = 2,880. — 1,2 п.л.; 0,8 п.л.

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. DOI: 10.7868/S0032180X13060117. IF по РИНЦ (2022) = 2,880. — 1,1 п.л.; 0,8 п.л.

Vasenev V.I., Stoorvogel J.J., Vasenev I.I. Urban soil organic carbon and its spatial heterogeneity in comparison with natural and agricultural areas in the Moscow region // Catena. — 2013. — V. 107. — P. 96-102.74. DOI: 10.1016/j.catena.2013.02.009. SJR Scopus (2022) = 1, 472. — 1,0 п.л.; 0,8 п.л.

Vasenev V.I., Stoorvogel J.J., Vasenev I.I., Valentini R. How to map soil organic carbon stocks in highly urbanized regions? // Geoderma. — 2014. — V. 226-227. — № 1. — P. 103-115.41. DOI:10.1016/j.geoderma.2014.03.007. SJR Scopus (2022) = 1,933. — 1,9 п.л.; 1,3 п.л.

Romzaykina O.N., **Vasenev V.I.**, Paltseva A., Kuzyakov Y.V., Neaman A., Dovletyarova E.A. Assessing and mapping urban soils as geochemical barriers for contamination by heavy metal(loid)s in Moscow megapolis // Journal of Environmental Quality — 2021. — V. 50 (1), pp. 22-37. DOI: 10.1002/jeq2.20142. SJR Scopus (2022) = 0,803. — 1,0 п.л.; 0,4 п.л.

съемке и полевым обследованиям, основной задачей которых является выделение контуров почвенных отдельностей (дискретных величин), цифровая почвенная картография (ЦПК) основное внимание уделяет прогнозированию непрерывных изменений отдельных почвенных свойств на основе ограниченного количества полевых наблюдений и их количественных, статистических и геостатистических взаимосвязей со вспомогательными данными (предикторами), информация о которых доступна, например, по результатам дистанционного зондирования или из глобальных баз данных. Как правило, предикторы отражают основные факторы почвообразования. Например, неоднородность рельефа оценивается по цифровой модели рельефа (поверхности) типа SRTM (Shuttle Radar Topography Mission, https://srtm.csi.cgiar.org/) или аналогов. Методы ЦМР широко применяются для прогнозирования запасов углерода различных биомов и в различных масштабах (Bui и др., 2009; Hengl и др., 2017; Kempen и др., 2011; Minasny и др., 2017; Poggio и др., 2021), в то же время использование ЦПК для пространственного анализа запасов углерода городских почв сопряжено с определенными ограничениями, для преодоления которых подход необходимо адаптировать к специфике городских условий. Во-первых, очень высокая неоднородность на коротких расстояниях (расстояния между функциональными зонами, значительно отличающимися свойствами и состоянием почв, могут составлять десятки и первые сотни метров) при больших расстояниях между населенными пунктами ограничивает использование методов интерполяции (например, кригинга) для пространственного анализа запасов углерода в урбанизированном регионе. Во-вторых, перечень «традиционных» предикторов, применяемых в ЦПК (климатические карты, ЦМР, вегетационные индексы), для адаптации к городским почвам необходимо дополнять факторами, определяющими особенности почвообразования в условиях города. Наконец, в отличие от многих исследований запасов углерода, ограничивающихся только верхними горизонтами (слои 0-10 или 0-30 см) (Hengl и др., 2017; Martin и др., 2011; Mishra и др., 2010), в городе особое внимание стоит уделить запасам углерода в нижележащих горизонтах.

Для Московского региона был разработан новый подход, основанный на адаптации ЦПК для пространственного анализа запасов углерода в почвах урбанизированного региона за счет сочетания «традиционных» предикторов и факторов, определяющих образование и функционирование городских почв. Метод ЦПК, по сути, основывается на классическом учении В. В. Докучаева о факторах почвообразования и описывает почвенные свойства как функции рельефа, материнской породы, климата, растительности, типа землепользования и времени. С учетом специфики почвообразования в городских условиях модель была дополнена такими факторами как запечатывание, функциональное и историческое зонирование, размер и возраст города (см. Главу 3). Полевые данные собирались по методу стратифицированной случайной выборки – точки выбирались в различных районах Московской области так, чтобы характеризовать и естественные, и характерные для города факторы почвообразования и неоднородности почвенного покрова. Запасы органического углерода оценивали для поверхностных (0-10 см) и подстилающих (10-150 см) слоев и корректировали с учетом степени запечатанности и количества антропогенных включений. ГИС-слои предикторов были получены на основании открытых источников и использовались в качестве независимых переменных в трех вариантах генерализованной модели регрессии: 1) модель, не учитывающая городские территории, данные для городских почв и городские предикторы; 2) модель, учитывающая данные для городских почв, но не учитывающая городские предикторы; и 3) модель, учитывающая и данные для городских почв, и городские предикторы. На основании разработанных моделей были получены картосхемы запасов углерода в слоях 0-10 и 0-150 см, даны оценки средним запасам и стандартным отклонениям для участков, отражающих сочетания исследуемых факторов (страт). Валидацию результатов моделирования проводили на основании независимой выборки.

Доступные данные

Данные о запасах углерода в почвах Московского региона достаточно обширны, но в основном описывают верхний горизонт почв агроэкосистем (Nilsson и др., 2000; Romanenkov и др., 2007; Schepaschenko и др., 2013; Почвы Московской области и их использование, 2002). Данные о запасах углерода в городских почвах очень ограничены и в основном получены для Москвы (Prokof'eva и др., 2021; Vasenev и др., 2013). Вторичные данные (предикторы) представлены достаточно хорошо как в глобальных, так и в региональных (местных) источниках. В качестве источника данных о среднегодовой температуре и количеству осадков использовали базу WorlClim с разрешением 30 секунд (Hijmans и др., 2005). Рельеф характеризовали через карту склонов, полученную на основании цифровой модели рельефа SRTM (Jarvis и др., 2008), тип поверхности – по карте Land Cover Map for Northern Eurasia (Bartalev и др., 2003). Для характеристики пространственной неоднородности растительности использовали вегетационный индекс NDVI, рассчитанный по спутниковым снимках Landsat с разрешением 30 м. Источником информации о неоднородности почв и материнских пород послужил сборник «Почвы Московской области» (2000). В качестве факторов неоднородности городской среды (городских предикторов) использовали статистические данные о размере населения, площади населенного пункта и его возрасте (времени создания). Для Москвы дополнительно принимали во внимание зоны исторической застройки и коренные ландшафты. Учитывая ограниченную доступность (а для отдельных городов – отсутствие) пространственных данных о функциональных зонах, была использована аппроксимация по индексу NDVI, основанная на представлении о разном соотношении запечатанных территорий в промышленных, селитебных и рекреационных зонах, что вегетационные индексы описывают с высокой степенью достоверности. Итоговый перечень источников данных обобщен в таблице 24.

Полевые исследования и схема отбора проб

Полевые исследования проводили в 2010-2011 годах. При выборе точек обследования исходили из неоднородности природных условий Московского региона и необходимости получить представительную выборку для населенных пунктов. Случайная выборка при этом не является оптимальным вариантом, т.к.

земли поселений занимают примерно десятую часть территории региона и количество случайных точек будет недостаточно репрезентативным.

Таблица 24 Вторичные данные (предикторы), использованные для моделирования запасов углерода в почвах Московской области

Фактор (переменная)	Источник
Традиционные факторы	
Средняя годовая температура	Hijmans et al., 2005(www.worldclim.org)
Годовая сумма осадков	Hijmans et al., 2005(www.worldclim.org)
Биоклиматическая зона	Почвы Московской области, 2002
Высота над уровнем моря	Jarvis et al., 2008 (srtm.csi.cgiar.org/index.asp)
Вегетационный индекс NDVI	Спутниковые снимки Landsat (landsat.org)
Тип почвы	Почвы Московской области, 2002
Почвенная неоднородность	Почвы Московской области, 2002
Тип земной поверхности	Bartalev et al., 2003 (www.gvm.jrc.it/glc2000)
Факторы, характерные для города	
Функциональная зона (по NDVI)	Спутниковые снимки Landsat (landsat.org)
Тип землепользования	Почвы Московской области, 2002
Площадь, население и возраст населенного пункта	Статистические данные (www.mosreg.ru)
Коренные ландшафты г. Москва	(Экологический атлас Москвы, 2000)

Отбор проб во всех 68 городах Московского региона также не представляется возможным, а с учетом внутренней неоднородности – и целесообразным. В результате была использована случайная стратифицированная выборка. Обследования проводили в Москве и 6 населенных пунктах Московской области, при этом точки выбирали так, чтобы характеризовать основные традиционные и городские предикторы, и их сочетания (Табл. 25).

Таблица 25 Характеристики изученных населенных пунктов

Населенный пункт	Координаты (N/E)	Площадь (км^2)	Население (×1000)	Возраст (год создания)	Тип фоновой почвы
Дубна	56°45'/ 37°09'	71.6	63	Молодой (1950)	Подзолы глеевые и торфяные
Сергиев Посад	51°18'/ 38°08'	50.4	105	Древний (1300)	Дерново-подзолистые
Воскресенск	55°19'/ 38°41'	47.0	104	Старый (1800)	Дерново-подзолистые (в сочетании с аллювиальными)
Шатура	55°34'/ 39°32'	33.0	33	Старый (1500)	Торфяные болотные
Пущино	55°50'/ 37°37'	17.8	20	Новый (1970)	Серые
Серебряные Пруды	54°27'/ 38°44'	3.7	9	Старый (1600)	Черноземы глинисто-иллювиальные элювиированные
Москва	55°45'/ 37°37'	1097.0	10 381	Древний (1100)	Дерново-подзолистые

Образцы отбирали в промышленных, селитебных и рекреационных функциональных зонах 7 населенных пунктов и на пахотных, лесных и залежных территориях вблизи этих населенных пунктов. Всего было обследовано 244 точки, включая 164 в населенных пунктах (из них 69 в Москве) и 80 – вне города. Базу данных для валидации собрали по результатам дополнительного обследования в 2012 году, включившего 50 точек, в том числе 12 точек в Москве, 10 точек в Истре и Одинцовском районе, по 4 точки в Талдомском и Серебряно-Прудском районах, 7 точек – в Шатурском районе. Схема отбора проб для моделирования и валидации обобщена на рис. 80.

Внутри страт (сочетаний факторов пространственной неоднородности – функциональной зоны для городских территорий или типа землепользования для фоновых территорий для каждой почвенной зоны) точки выбирали случайным образом. Для каждой точки методом конверта отбирали смешанную пробу с площадки 2 м^2 для глубин 0-10 и 10-150 см. Отбор проб проводили только для незапечатанных территорий (количественные данные по запасам углерода экраноземов, таким образом, не были учтены). После просушивания на воздухе, удаления корней, просеивания до фракции 1 мм и растирания в агатовой ступке в образцах было проанализировано содержание органического углерода (ГОСТ 26213-91).

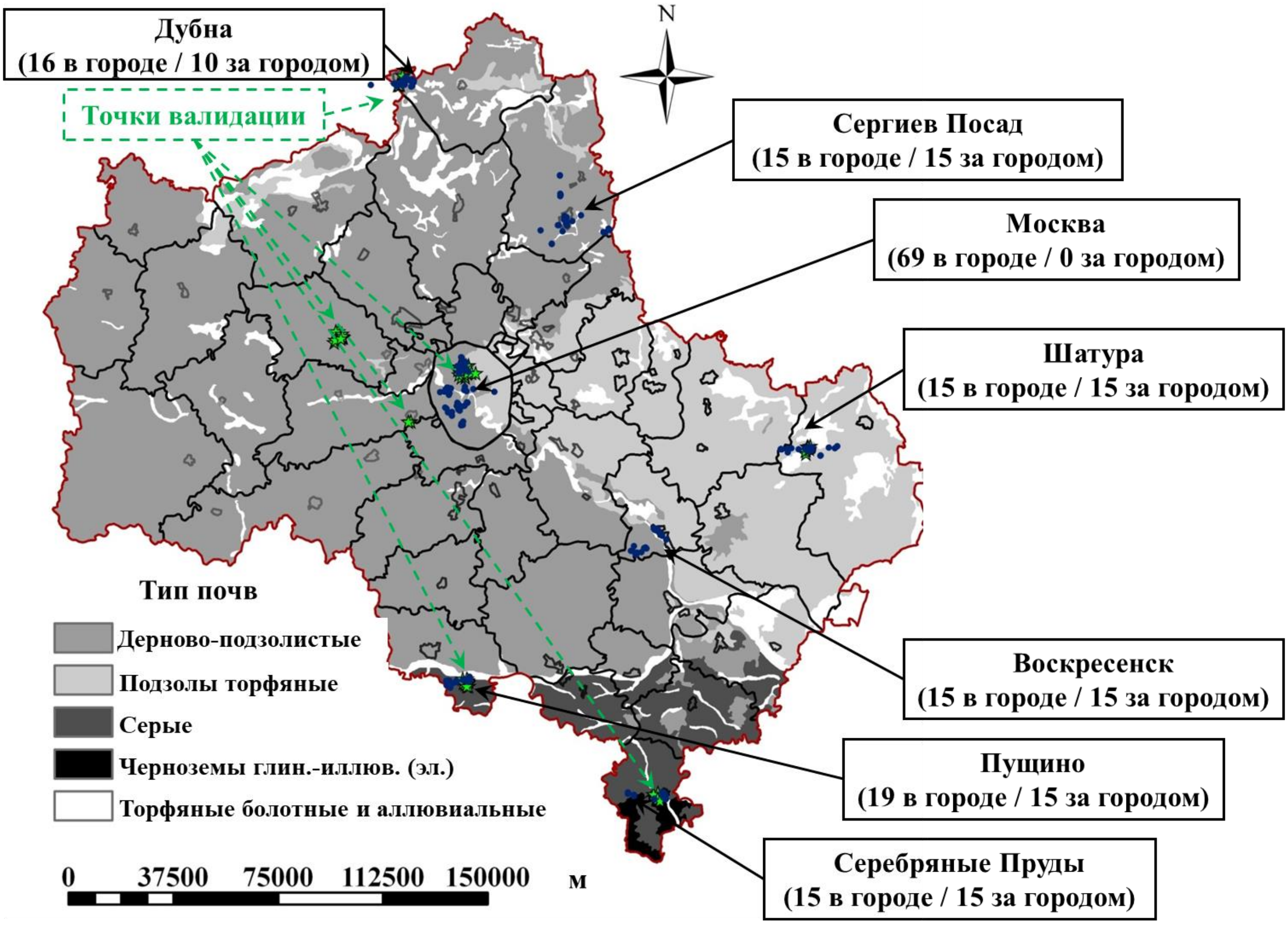


Рисунок 80 Схема отбора проб для моделирования и валидации

Анализ и обработка предикторов

В качестве традиционных предикторов использованы пространственные данные, характеризующие рельеф (высота, уклон), климат (температура, осадки), растительность, тип земной поверхности и тип почвы. Все варианты типов земной поверхности, доступных в Land Cover Map for Northern Eurasia (Bartalev и др., 2003), были агрегированы до 5 основных категорий: леса, залежи, пашни, болота и городские территории. Почвенная карта Московской области (1:300 000) включает 1289 полигонов и 319 вариантов почв и почвенных комплексов, включающих до 7 типов и подтипов почв. Для задач исследования все варианты были агрегированы в 5 основных групп почв и соответствующих материнских пород: подзолы торфяные, дерново-подзолистые почвы, торфяные болотные и пойменные почвы, серые почвы и глинисто-иллювиальные элювиированные черноземы. Для оценки влияния неоднородности почвенного покрова (Фридланд, 1972; Агроэкологическая оценка земель, проектирование адаптивно-ландшафтных систем земледелия и агротехнологий, 2005), для каждого полигона был рассчитан индекс неоднородности по формуле 6.1.1.

$$S_{ci} = N_{su} \times (S_{u2} / S_{u1}) \qquad (6.1.1.)$$

где N_{su} – количество почвенных типов (подтипов) в комплексе, S_{u1} – доля основного типа (подтипа) в комплексе, S_{u2} – доля второго по распространенности типа (подтипа) в комплексе. Индекс S_{ci} варьирует от 0 (если полигон представлен только одним почвенным типом (подтипом) до 7 (если комплекс включает 7 типов (подтипов), при этом 2 наиболее распространенных занимают сопоставимую площадь). Пространственные данные по всем традиционным предикторам были обработаны, преобразованы в проекцию UTM 37N и переведены в растровый формат с разрешением 770 м.

При анализе городских предикторов все населенные пункты были объединены в категории по размеру (малые, средние, крупные и мегаполис) и возрасту (древний, старый, молодой, новый). На территории г. Москва были выделены 4 ландшафтных зоны по расположению относительно долины реки Москва: центральный, правобережный, левобережный и долинно-зандровый. Функциональные зоны выделяли по расчетными значениям NDVI. Предварительные исследования по сравнению NDVI для различных функциональных зон (n=164) показали значимые отличия рекреационных зон от селитебных и промышленных, в связи с чем в дальнейшем для оценки влияния функционального зонирования использовались эти 2 категории.

Статистический анализ и моделирование

Нормальность распределения данных по содержанию $C_{орг}$ проверили по критерию Шапиро-Уилка, а равенство дисперсий – по тесту Левена. Значимость различий содержания $C_{орг}$ между группами (типы почв, типы земной поверхности, города различных размеров и возраста) оценивали на основании однофакторного дисперсионного анализа. Зависимость между содержанием $C_{орг}$ и предикторами анализировали по обобщенной линейной модели множественной регрессии (GLM), объединяющей как непрерывные, так и дискретные переменные (последние задаются в виде фиктивной (dummy) переменной. Предварительный анализ корреляции между предикторами позволил исключить мультиколлинеарность. Для того, чтобы оценить как включение городских экосистем влияет на результаты моделирования запасов углерода в почвах региона было последовательно разработано несколько моделей:

Шаг 1: территории поселений исключены из области моделирования, используется данные обследования почв за пределами населенных пунктов и только традиционные предикторы (GLM 1);

Шаг 2: территории поселений включены в область моделирования, данные для городских почв используются для калибровки модели, но учитываются только традиционные предикторы (GLM 2);

Шаг 3: область моделирования подразделяется на неурбанизированные территории, городские территории (за исключением г. Москва) и г. Москва. Для неурбанизированных территорий учитываются только традиционные предикторы (GLM3n). Для городских территорий используются и традиционные, и городские предикторы (GLM3u). Для Москвы дополнительно учитываются ландшафтные районы (GLM 3m).

Каждая из предложенных моделей построена отдельно для слоев 0-10 и 10-150 см. Окончательный вариант регрессионных моделей получен по методу обратной пошаговой регрессии (backward stepwise linear regression).

Картографирование запасов углерода

Карты содержания $C_{орг}$ были построены по методу ЦПК на основании последовательного использования полученных регрессионных моделей. Сначала была построена карта для неурбанизированных территорий (GLM 1), затем – карта для всего региона без учета городских предикторов и выделения городских территорий (GLM2). Третья карта была построена с учетом городских предикторов и выделением городских территорий, при этом использовались модели GLM3 (n, u, m). Все карты, не учитывающие городские предикторы, были построены с разрешением 770 м (наименьшее разрешение из всех значимых предикторов). Карты, построенные с учетом городских предикторов, отличались более высокой детальностью (70 м) и в дальнейшем были генерализованы до 770 м.

Для построения карт запасов $C_{орг}$ на основании полученных карт содержания $C_{орг}$, необходимы данные по плотности и мощности горизонтов. Несмотря на заданную максимальную мощность (150 см), на практике часто различные включения (коммуникации, бетонные плиты и т.п.) ограничивают возможность изучить профиль городских почв целиком и охарактеризовать одинаковую мощность для всех точек. Для того, чтобы учесть такие «укороченные» профили, был введен корректировочный коэффициент K_{si} (формула 6.1.2).

$$K_{si} = 1 + (N_{cp}/N_t) \times (D_{cp}/140 - 1) \qquad (6.1.2)$$

Где N_t – общее количество точек для каждой функциональной зоны в населенном пункте, N_{cp} - количество точек с укороченными профилем для каждой функциональной зоны в населенном пункте, и D_{cp} – мощность укороченного профиля.

Переход от карт содержания $C_{орг}$ к картам запасов проводился с использованием уравнений 6.1.3 и 6.1.4.

$$SOC_{sp} = (SOC \times d \times K_{si} \times BD) / 10 \qquad (6.1.3)$$

где SOC_{sp} – запас $C_{орг}$ на единицу площади кгС м$^{-2}$, SOC – содержание $C_{орг}$ (%), d – мощность профиля (см), и BD – плотность почвы (г см$^{-3}$).

$$SOC_t = SOC_{sp} \times S \times P_{oa} \times 10^3 \qquad (6.1.4)$$

где SOC_t - общий запас $C_{орг}$ (Tg), P_{oa} – доля открытых (незапечатанных) территорий, S – площадь территории (км^2).

Запасы рассчитаны для поверхностных (0-10 см) и подстилающих (10-140 см) слоев. Расчетные значения плотности основаны на литературных данных для различных сочетаний типа почвы и типа землепользования (Герасимова и др., 2003; Почвы Московской области и их использование, 2002) в Московском регионе. Полученные значения варьировали от 0.7 до 1.1 г см$^{-3}$ для верхних горизонтов и от 1.0 до 1.4 г см$^{-3}$ для подстилающих горизонтов (Табл. 26). В результате было получено 6 карт запасов углерода (3 модели, 2 слоя для каждой). Пространственную неоднородность запасов $C_{орг}$ оценивали по коэффициенту вариации, рассчитанному для каждой страты.

Таблица 26 Расчетные значения плотности

Землепользование / Почва	Пашня	Залежь	Лес	Болото	Город
Дерново-подзолистые	1.2/1.4	1.0/1.2	0.9/1.3	0.7/1.0	1.1/1.3
Подзолы торфяные	1.3/1.6	1.1/1.4	1.0/1.4	0.7/1.0	1.1/1.3
Болотные торфяные и аллювиальные	1.2/1.4	1.0/1.4	1.0/1.4	0.7/1.0	1.1/1.3
Серые	1.2/1.4	1.0/1.3	1.0/1.3	0.7/1.0	1.1/1.3
Глинисто-иллювиальные элювиированные черноземы	1.2/1/3	1.0/1.2	1.0/1.2	0.7/1.0	1.1/1.3

Валидацию проводили по независимой выборке из 50 точек (для карт, полученных по моделям GLM2 и 3) и 24 точек (для карт, построенным по модели GLM 1). Параметрами валидации были усредненная разница между реальными и прогнозными значениями – средняя ошибка (ME), коэффициент корреляции между реальными и прогнозными значениям (r) и коэффициент детерминации (R^2), а также средний квадрат отклонения (MSD) и его компоненты SB, NU и LC (подробная методика представлена в работе (Gauch, Hwang, Fick, 2003)).

Запасы органического углерода в почвах Московского региона

Среднее содержание $C_{орг}$ в почвах Московской области составило 4.4% для слоя 0-10 см и 2.3% для слоя 10-150 см при коэффициенте вариации соответственно 48 и 60%. Содержание $C_{орг}$ в подстилающих горизонтах городских почв было значимо ($p<0.05$) выше по сравнению с неурбанизированными территориями, в то время как для верхних горизонтов значимых отличий не выявлено. Наиболее высокое среднее содержание $C_{орг}$ в верхних горизонтах показано для почв селитебных (5.1±2.4%) и промышленных (4.5±2.2%) функциональных зон, наименьшее – для залежей (3.6±2.1%). Больше всего $C_{орг}$ в слое 0-10 см содержится в подзолах торфяных (5.0±2.8%) и болотных торфяных почвах (5.5±2.3%), в то время как содержание $C_{орг}$ в слое 10-150 см в городских почвах (2.4±1.5%) было значимо выше, чем для фоновых типов почв. Для анализа влияния включения городских территорий и городских предикторов на пространственную неоднородность содержания $C_{орг}$ было получено 8 регрессионных моделей, содержащих от 6 до 10 независимых переменных. Полученные модели описывали от 13 до 31% от общей дисперсии содержания $C_{орг}$ (Табл. 27).

Таблица 27 Предикторы регрессионных моделей зависимости содержания $C_{орг}$ в почвах Московской области

Модель GLM/ слой	Переменные (предикторы)											R^2	R^2_{adj}
	NDVI	slope	mat	prec	sci	lu	st	fzag	ts	ta	dist		
1/0_10	+	+	+	+	-	+	+	-	-	-	-	0.31	0.22
1/10_150	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	0.23	0.12
2/0_10	+	+	+	+	-	+	+	-	-	-	-	0.13	0.08
2/10_150	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	0.16	0.11
3u/0_10	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	-	0.18	0.09
3u/10_150	+	+	+	+	+	-	+	+	-	+	-	0.18	0.10
3um/0_10	+	+	-	-	+	-	+	+	+	+	+	0.31	0.20
3um/10_150	+	+	+	-	+	-	+	+	+	+	+	0.27	0.15

** ndvi – значение индекса NDVI, mat – средняя годовая температура, prec – годовая сумма осадков, sci – индекс почвенной неоднородности S_{ci} (формула 6.1.1), lu – категория земной поверхности, st – тип (подтип) почвы, fzag – агрегированная функциональная зона (рекреационная или промышленная и селитебная), ts – размер населенного пункта, ta – возраст населенного пункта, dist – ландшафтный район Москвы

Для анализа и картирования запасов $C_{орг}$ в почвах Московской области в соответствии с формулами 6.1.1 – 6.1.4 были рассчитаны коэффициент K_{si}, характеризующий долю укороченных профилей для различных функциональных зон изученных городов (Табл. 28). Самые низкие значения K_{si} (наименьшая мощность профиля) ожидаемо были показаны для промышленной зоны, однако, в связи с тем, что на основании NDVI не удалось разделить промышленные зоны от селитебных, для обеих зон использовали усредненное значение индекса 0.7. Для рекреационных зон среднее значение K_{si} составило 0.85, а для почв неурбанизированных территорий – 1.0, т.к. укороченных профилей для них выявлено не было. В результате были получены карты по модели GLM1, GLM2 и сочетания моделей GLM3n, GLM3u и GLM3m (рис. 81).

Таблица 28 Значения коэффициентов для формул 6.1.1 -6.1.4, рассчитанные по полевым данным, усредненные по функциональным зонам изученных населенных пунктов

Населенный пункт	Промышленная				Селитебная				Рекреационная			
	N_t	N_{cp}	D_{cp}	K_{si}	N_t	N_{cp}	D_{cp}	K_{si}	N_t	N_{cp}	D_{cp}	K_{si}
Москва	22	14	60	0.64	25	2	85	0.97	22	6	60	0.84
Дубна	6	4	58	0.61	5	2	60	0.77	5	0	140	1.00
Серебряные пруды	4	1	90	0.91	6	1	10	0.85	5	2	65	0.79
Сергиев Посад	5	3	27	0.52	5	2	30	0.69	5	1	20	0.83
Шатура	5	2	55	0.76	5	1	110	0.96	5	1	110	0.96
Пущино	5	2	30	0.69	9	1	90	0.96	5	3	40	0.57
Воскресенск	5	4	40	0.43	5	2	45	0.73	5	1	80	0.91
Среднее				0.65				0.84				0.85

Пространственные закономерности распределения запасов Сорг по модели GLM1, не учитывающей вклад городских территорий, определялись доминирующими типами почв. Наиболее высокие запасы Сорг и в верхних, и в подстилающих горизонтах показаны для южной части региона, где на правом берегу реки Ока преобладают серые почвы, а в Серебряно-Прудском районе – глинисто-иллювиальные элювиированные черноземы. Значительные запасы в верхнем горизонте показаны и на востоке, где в районе Шатуры большую территорию занимают торфяные болотные почвы, и на северо-западе, где преобладают подзолы торфяные. Интересно, что для слоя 10-140 см значительных запасов Сорг в почвах на северо-западе области не показано, что иллюстрирует особенности профильного распределения Сорг в подзолах торфяных с высокими значениями и высокой неоднородностью в верхнем горизонте и резким уменьшением и заметной гомогенизацией в нижележащих горизонтах (Рис. 82 А, Б). При добавлении данных по городским почвам пространственные закономерности заметно меняются – города и, в первую очередь, Москва становятся «горячими точками» с максимальными запасами Сорг, а средние запасы по области увеличиваются практически вдвое (Рис. 82 В, Г). При добавлении в модель городских предикторов увеличивается пространственная неоднородность, максимальные значения которой показаны для территорий городов (Рис. 82 Д, Е).

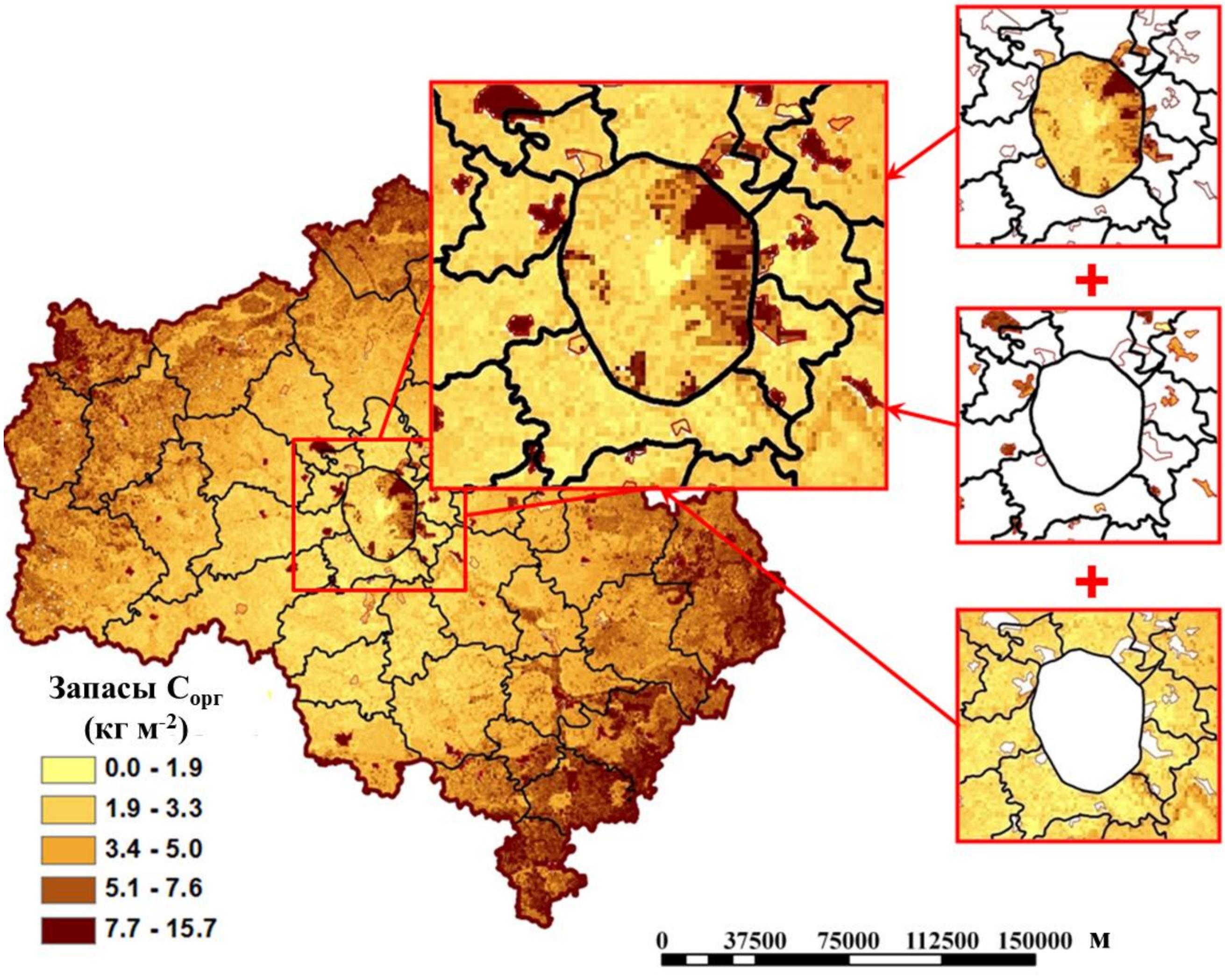


Рисунок 81 Интеграция карт, полученных на основании регрессионных моделей, учитывающих городские почвы и городские предикторы (GLM3n, GLM3u и GLM3n), в единую карту

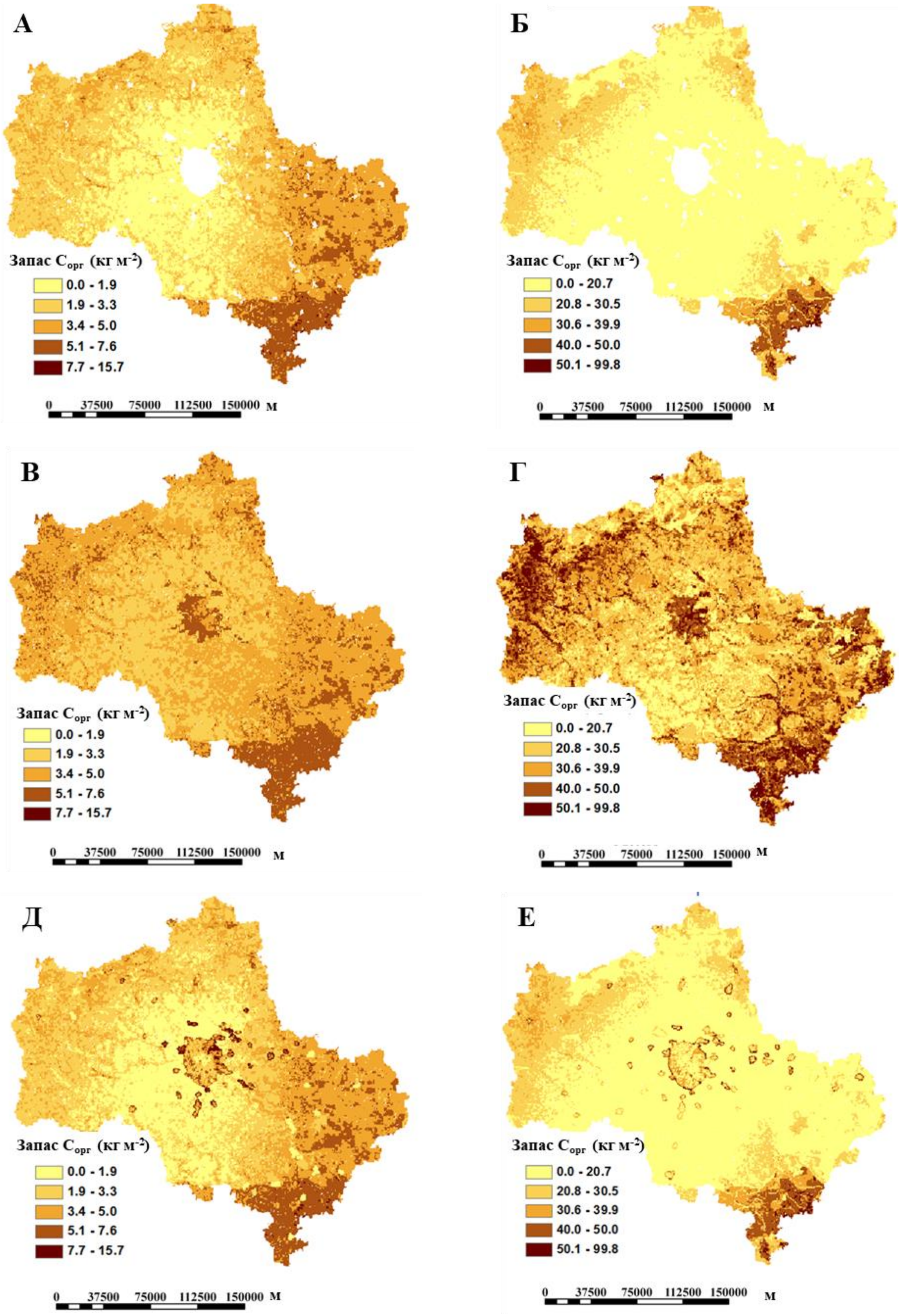


Рисунок 82 Карты запасов $C_{орг}$ в слое 0-10 и 10-150 см почв Московской области, построенные на основании моделей, не учитывающих городские территории (А и Б), учитывающих данные для городских почв, но не учитывающих городские предикторы (В и Г), учитывающих и данные для городских почв, и городские предикторы (Д и Е)

Сопоставление результатов, полученных для разных моделей, показывает вклад городских экосистем в региональные запасы почвенного углерода. При игнорировании почв городских экосистем (что является обычным допущением в глобальных и даже региональных моделях), расчетные запасы $C_{орг}$ в почвах Московского региона составили 783 Tg (тысячи тонн), включая 133 Tg в слое 0-10 см и 650 Tg в слое 10-150 см. Средние запасы $C_{орг}$ в почвенном профиле составили 17.6±11.4 тыс. тонн км$^{-2}$. Наиболее высокие запасы были показаны для серых почв и глинисто-иллювиальных элювиированных черноземов, при этом запасы $C_{орг}$ в почвах залежей и лугов были на 30-40% выше, чем для других вариантов землепользования. При включении городских экосистем в область моделирования (GLM 2), оценка запасов увеличилась более, чем вдвое – общие запасы до 1772 Tg, средние – до 37.4±11.5 тыс. тонн км$^{-2}$, при этом до 90% были сосредоточены в слое 10-150 см. Такое значительное увеличение не стоит трактовать как реальный вклад городских почв в региональные запасы $C_{орг}$. Более корректно говорить о завышении оценок, связанных с тем, что модель GLM 2 экстраполировала достаточно высокие значения запасов $C_{орг}$ в городских почвах на весь регион, при этом городские предикторы, включая функциональное зонирование, запечатанность, укороченные профили учтены не были. Модель GLM 3, учитывающая эти факторы, позволяет получить более реалистичный прогноз – общие запасы 858 Tg, средние запасы - 18.8±11.8 тыс. тонн км$^{-2}$, 80% из которых сосредоточены в слое 10-150 см. Запасы углерода в городских почвах были выше, чем для других типов землепользования. Пространственная неоднородность для них также была наиболее высокая, уступая только комплексам торфяных болотных почв и подзолов глеевых на востоке области, где коэффициент вариации запасов $C_{орг}$ в подстилающих горизонтах превышала 100%. Дисперсионный анализ показал, что размер города не оказал значимого влияния на запасы $C_{орг}$, в то время как возраст населенного пункта был значимым факторов ($p<0.05$). Наиболее высокие запасы почвенного углерода показаны для молодых городов (от 50 до 100 лет), а для подстилающих горизонтов – для древних. Наиболее значимым фактором, определившим пространственную неоднородность запасов $C_{орг}$ в городских почвах, оказалось функциональное зонирование. Средние запасы в рекреационных зонах почти в два раза превышали таковые в промышленных и рекреационных (Рис. 83).

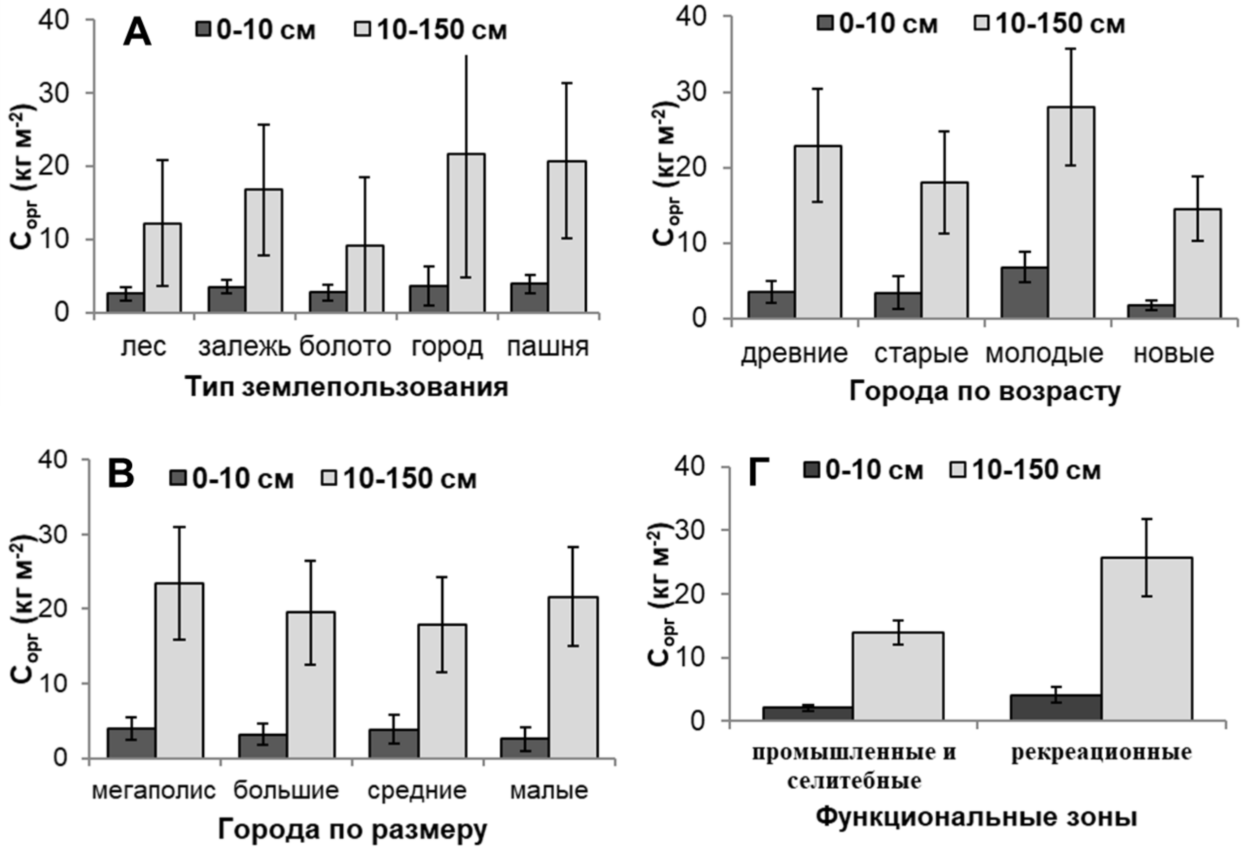


Рисунок 83 Средние запасы $C_{орг}$ в почвах Московского региона

Включение почв городских экосистем в модель привело к значительному увеличению пространственной неоднородности – коэффициент вариации, усредненный для сочетаний типов почв и землепользования, вырос в два раза по сравнению с традиционной моделью. При этом наибольшая неоднородность показана для верхних горизонтов городских почв – участки с максимальными коэффициентами вариации на карте практически совпадают с границами населенных пунктов. Для запасов в слое 10-150 см наиболее высокая неоднородность показана для подзолов торфяных на северо-западе и комплекса болотных торфяных почв и глеевых подзолов на востоке. Добавление в модель городских предикторов также увеличило пространственную неоднородность результатов – коэффициент вариации для модели GLM 3 был в среднем на 10-15% выше, чем для GLM 2 (Рис. 84).

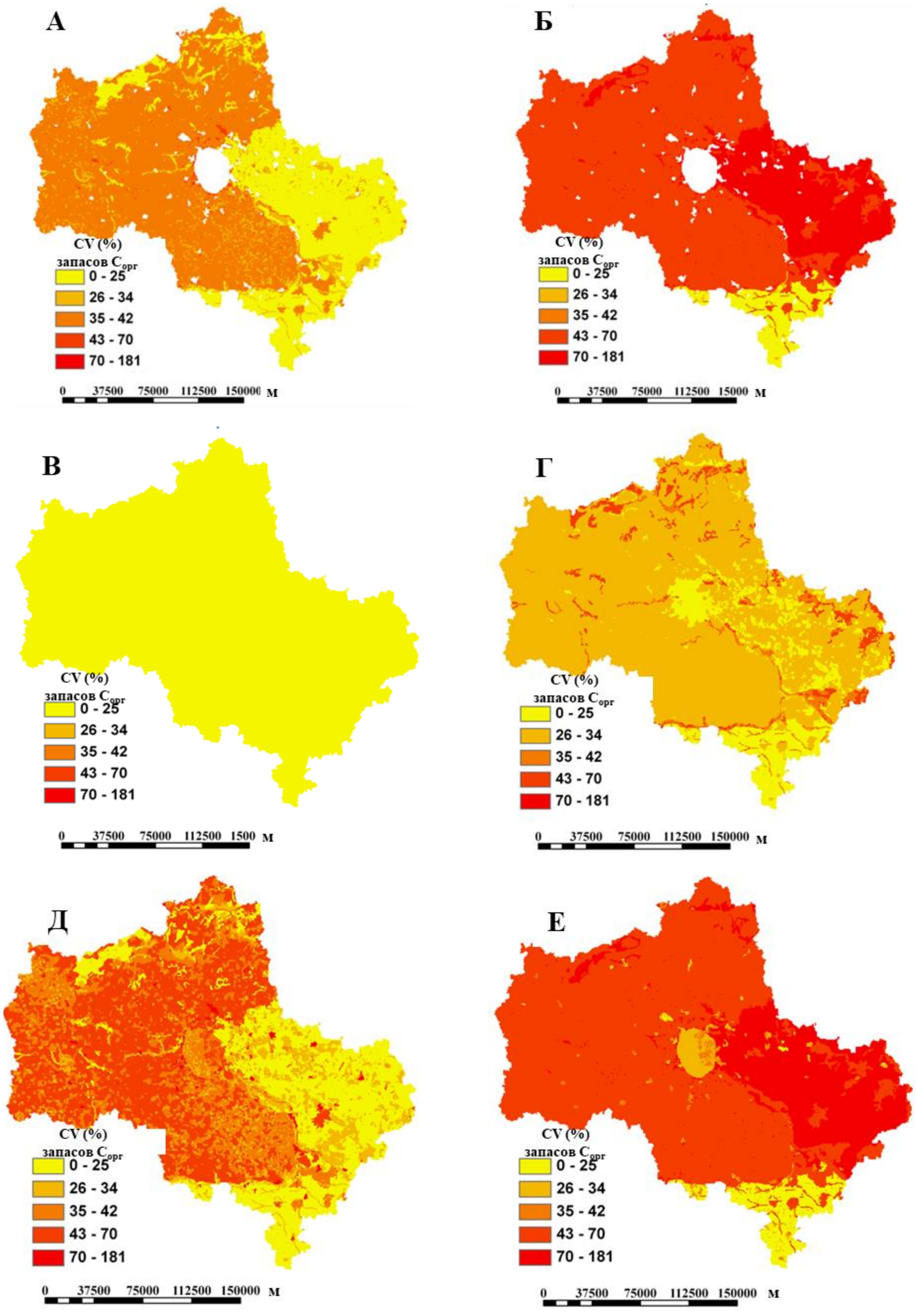


Рисунок 84 Карты коэффициента вариации (CV %), усредненного для сочетаний типа почвы и землепользования, для слоев 0-10 и 10-150 см почв Московской области, построенные на основании моделей, не учитывающих городские территории (А и Б), учитывающих данные для городских почв, но не учитывающих городские предикторы (В и Г), учитывающих и данные для городских почв, и городские предикторы (Д и Е)

Валидация полученных оценок запасов $C_{орг}$ в почвах Московского региона на основании независимой выборки показала, что все три модели завышали средние значения запасов по сравнению с полевыми данными. При этом средняя ошибка модели GLM 3, максимально учитывающей роль городских почв, была на 50% и в 3 раза меньше, чем для моделей GLM 2 и GLM 1 соответственно. Для модели GLM 3 также показана наиболее высокая корреляция прогнозных и реальных значений запасов $C_{орг}$ в слое 10-150 см, в то время как для традиционной модели, игнорирующей городские экосистемы, корреляция прогнозных и реальных значений была статистически незначима ($p<0.05$). Наиболее высокие значения средней квадратичной ошибки MSD, и ее компонентов SB и LC также показаны для традиционной модели, при этом значения для слоев 0-10 и 10-150 см сопоставимы. В целом результаты валидации подтвердили, что включение в модель городских предикторов и данных о городских почвах повышает объективность и точность оценки запасов $C_{орг}$ в почвах урбанизированного региона (Табл. 29).

Таблица 29 Результаты валидации прогнозных значений запасов $C_{орг}$ в почвах Московского региона разными регрессионными моделями

	GLM 2		GLM 1		GLM 3	
	0-10 см	10-150 см	0-10 см	10-150 см	0-10 см	10-150 см
Расчетные (модельные) результаты						
Общий запас $C_{орг}$ (Tg)	133	650	180	1542	142	716
Средний запас $C_{орг}$ (Гг км$^{-2}$)	3.0	14.7	3.9	33.5	3.1	15.6
Стандартное отклонение запасов $C_{орг}$ (Гг км$^{-2}$)	1.5	11.3	0.9	11.5	1.6	11.7
Результаты валидации						
ME	1.00	4.40	2.04	27.75	0.56	6.03
r	0.49	0.48	0.46	0.22	0.47	0.50
R^2	0.24	0.23	0.21	0.05	0.21	0.3
MSD	4.02	120.64	6.12	962.91	3.89	127.13
b	0.57	0.6	0.91	0.16	0.37	0.46
SB	1.00	19.33	4.15	770.19	0.32	85.77
NU	2.38	77.44	0.11	161.69	3.57	80.39
LC	1.98	60.80	2.01	79.46	1.99	62.58

Результаты исследования показали, что содержание и запасы органического углерода в городских почвах Московского региона сопоставимы или превышают таковые в почвах естественных и агроэкосистем, но при этом отличаются более высокой пространственной неоднородностью. Включение городских территорий в область моделирования запасов углерода в почве и учет в модели факторов неоднородности городской среды в качестве предикторов увеличил прогнозные значения на 10-15%. При этом пространственная неоднородность, выраженная через коэффициент вариации, усредненный для сочетания типа почв и землепользования, также увеличилась на сопоставимую величину. Несмотря на то, что полученные абсолютные значения запасов $C_{орг}$ в почвах региона остаются достаточно приблизительными, роль городских почв в региональных запасах не вызывает сомнений. Дальнейшая корректировка и уточнение оценок возможны за счет более детального изучения влияния конкретных характерных для города факторов и процессов (запечатывания, городского острова тепла, формирования культурных слоев) на запасы углерода и их устойчивость.

6.2. Оценка изменений запасов углерода в почвах в результате запечатывания (на примере территории Новой Москвы)[11]

В масштабах любого региона запечатывание оказывает значительное негативное воздействие на запасы почвенного углерода за счет полного (строительство зданий и дорог) или частичного (мощение тротуаров и элементов дорожно-тропиночной сети) снятия, перемещения верхних горизонтов и изоляции подстилающих. Новая Москва – один из наиболее масштабных современных проектов урбанизации, сопряженный с активным строительством жилого фонда и инфраструктуры. К 2012 году земли поселений занимали не более 10% территории. В 2012 – 2018 гг. было построено более 8 млн м^2 жилья и 2.8 млн м^2 нежилых помещений. Потенциал развития территории оценивается в более чем 150 млн м^2 застройки и более 1000 км общей протяженности транспортной инфраструктуры (Privezentseva and Tesler, 2015; Махрова и Кириллов, 2018). Развитие жилой и

[11] Основные результаты, изложенные в данной главе, опубликованы в статье

Vasenev V.I., Yaroslavtsev A.M., Vasenev I.I., Demina S.A., Dovltetyarova E.A. Land-Use Change in New Moscow: First Outcomes after Five Years of Urbanization // Geography, Environment, Sustainability. — 2019. — V. 12. — № 4. — P. 24-34. DOI: 10.24057/2071-9388-2019-89. SJR Scopus (2022) = 0,314. — 0,7 п.л.; 0,4 п.л.

транспортной инфраструктуры таких масштабов, очевидно сопряжено с запечатыванием значительных территорий, что не может не сказаться на запасах почвенного углерода.

Анализ спутниковых снимков за с 1989 по 2016 годы выявил основные закономерности изменения землепользования. Площадь застроенных территорий увеличилась почти в два раза – с 130 до 250 км^2, при этом абсолютное большинство новых застроенных территорий расположено в пределах 30 км от МКАД. Площади лесных и пахотных земель сократились соответственно на 26 и 20 км^2 (рис. 85).

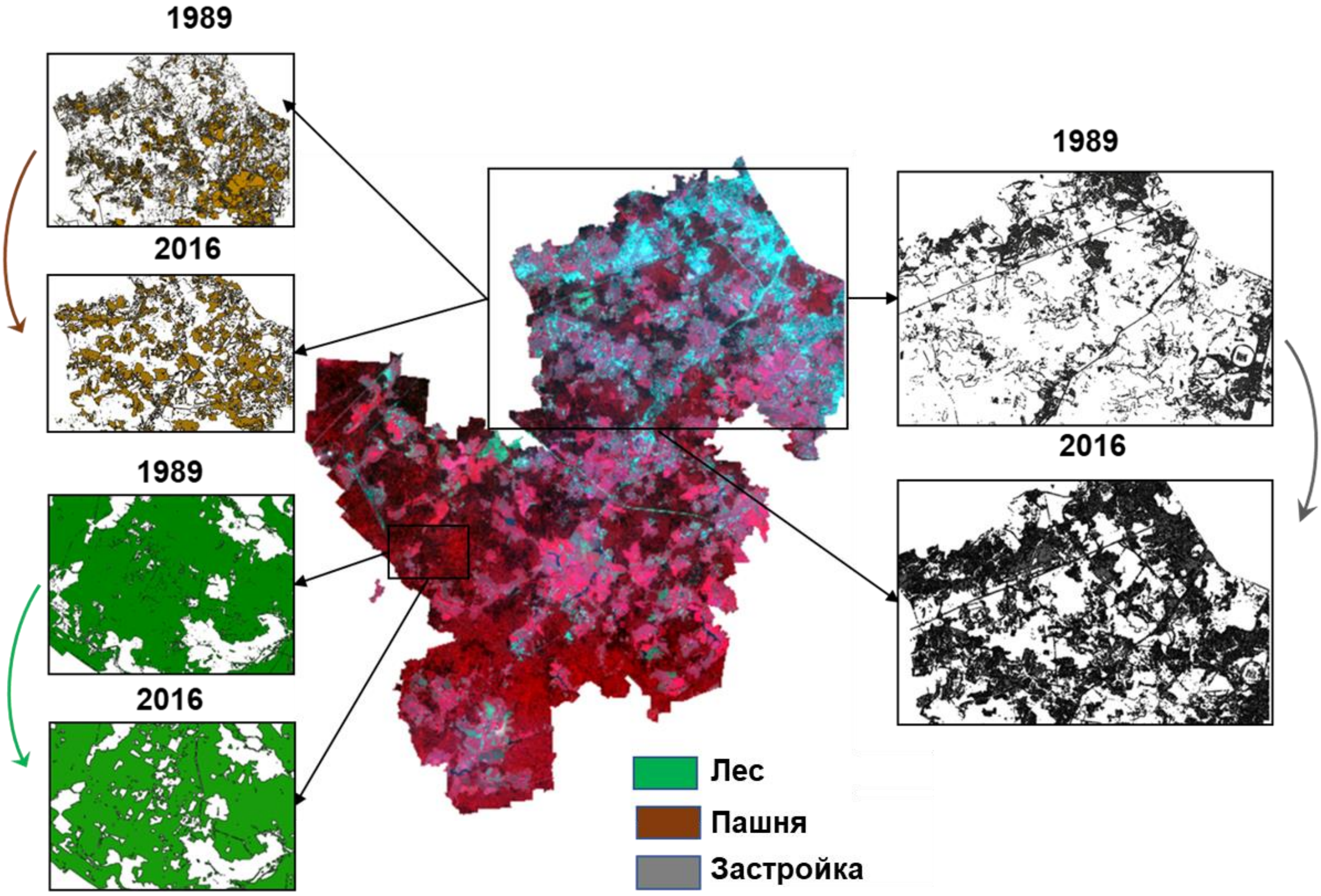


Рисунок 85 Изменение землепользования на территории Новой Москвы за период 1989-2016 (по данным дистанционного зондирования)

Сопоставление снимков за 6 временных срезов выявило несколько основных периодов и путей изменения землепользования в Новой Москве. С 1989 по 1998 годы площадь пахотных земель увеличилась на 110 км^2, а лесных – уменьшилась на 10 км^2, что свидетельствует об интенсификации сельскохозяйственного использования залежных земель, в том числи старых залежей, которые могли быть идентифицированы как лесные угодья. Площадь застройки за этот период практически не менялась. С 1998 по 2010 годы площадь леса увеличилась на 10 км^2, площадь пашни уменьшилась на 33 км^2 и начала увеличиваться площадь застройки (на 7 км^2 в 2010 по сравнению с 1998-м годом). По-видимому, часть пахотных земель за этот период выводилась из оборота, а ближе к 2010-му начинала застраиваться преимущественно коттеджными поселками (озелененные и благоустроенные территории в таких поселках также могли быть идентифицированы как леса). Наконец, с 2010 по 2016 год отмечен резкий рост застроенных территорий – площадь застройки за 6 лет увеличилась на 86%. Площадь лесных и пахотных угодий за этот же период сократилась на 25 и 10 км^2 соответственно, что может указывать на массовую застройку, когда новые микрорайоны располагаются на бывших сельскохозяйственных и лесных территориях (рис. 86).

Использование дополнительных источников данных, в том числе топографических карт (1:200 000) и сервиса Open Street Map позволяет расширить период наблюдения до 1971-2017 и отдельно изучить изменение площади застройки и транспортной инфраструктуры. Эта детализация важна для оценки воздействия запечатывания на запасы углерода в почве, т.к. определяет степень нарушенности и мощность перемещаемого слоя. Если при застройке зданиями запасы углерода в почве данной территории можно считать полностью утраченными, то при строительстве дорог мощность снятого горизонта варьирует в зависимости от категории дороги (ГОСТ 17.5.3.06-85), что допускает сохранение запасов углерода в нижележащих горизонтах под второстепенными дорогами, проездами и тротуарами.

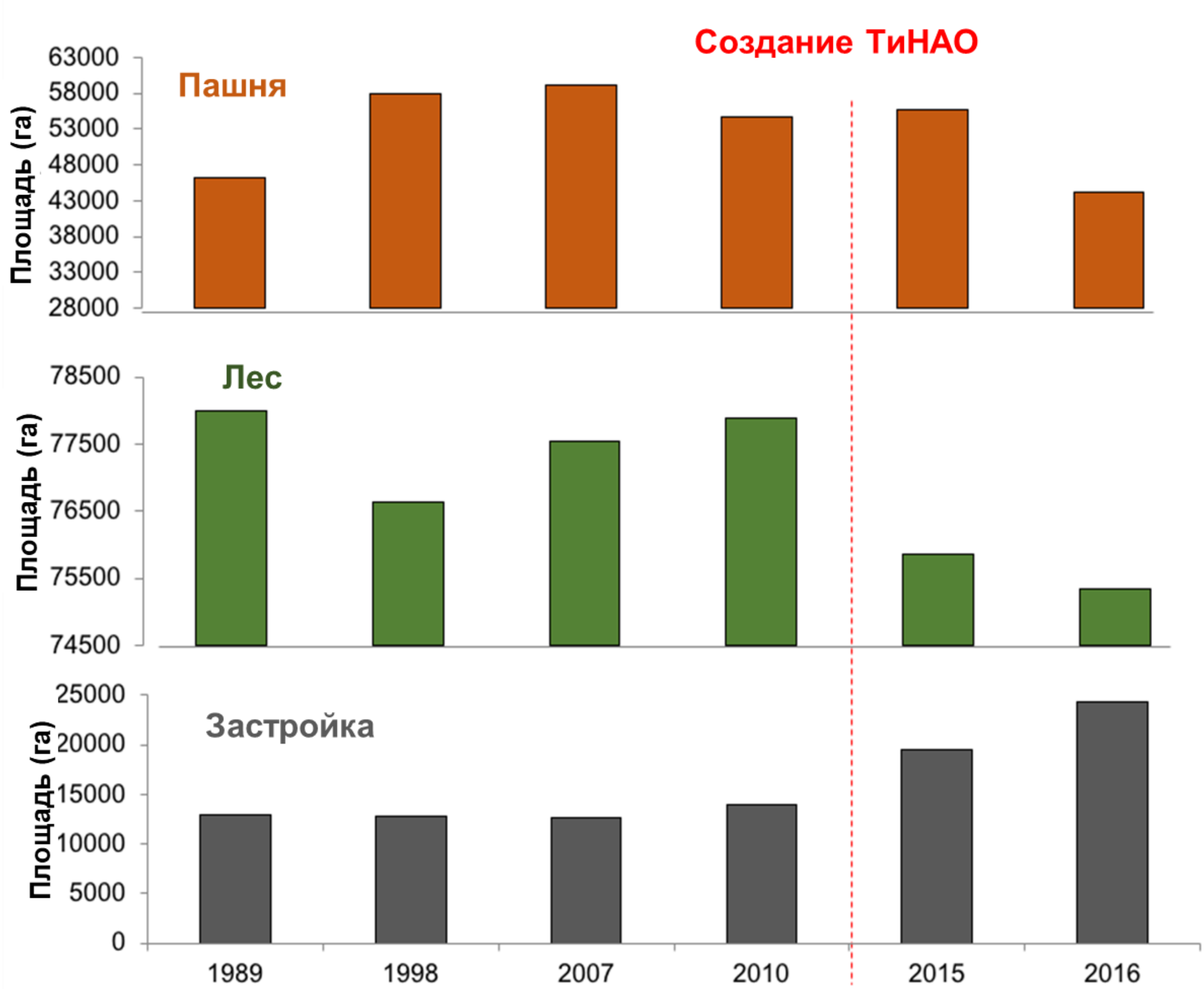


Рисунок 86 Динамика землепользования на территории Новой Москвы за период 1989-2016 (по данным дистанционного зондирования)

На территории Новой Москвы преобладают дерново-подзолистые почвы разной степени оподзоленности, оглеенности и смытости, а также аллювиально-луговые почвы в поймах рек Десна, Протва и других (Алябина и др., 2020; Почвы Московской области и их использование, 2002). За период с 1971 по 2017 год площадь запечатанных территорий увеличилась в 7 раз – с 30.8 км^2 до 208.8 км^2. Около двух третей запечатанности пришлось на застройку (127.6 км^2), площадь созданной транспортной инфраструктуры составила 52.4 км^2. Если в 1971 году доля запечатанных почв территории современного ТиНАО составляла всего 2.1%, то к 2017 году – 14.5% и продолжала увеличиваться (рис. 87).

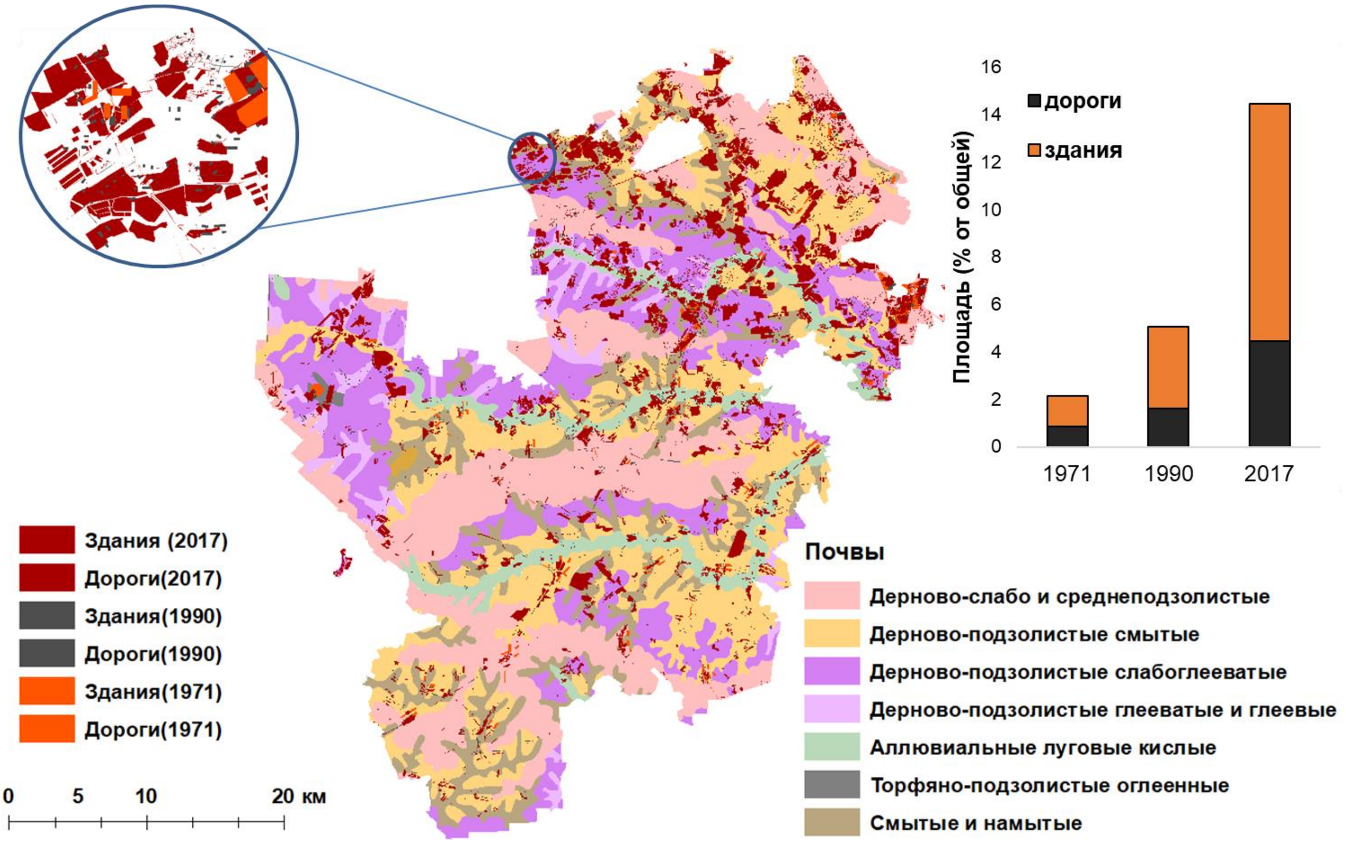


Рисунок 87 Динамика запечатывания почв на территории Новой Москвы в 1971-2017 гг.

В 1971 году запечатанность для разных почвенных типов была примерно одинакова и не превышала 1-2% от площади. Исключением были торфяно-болотистые оглеенные почвы, высокие значения запечатанности которых (11%) объясняются их малой общей площадью (0.2 % от общей площади). В 1990 году заметно увеличилась доля запечатанных аллювиальных почв (до 7%) при средних значениях для остальных типов почв – 4-5%. К 2017 году дерново-слабо и среднеподзолистые почвы были запечатаны уже на 8.5%, а аллювиальные – на 12% (рис. 88).

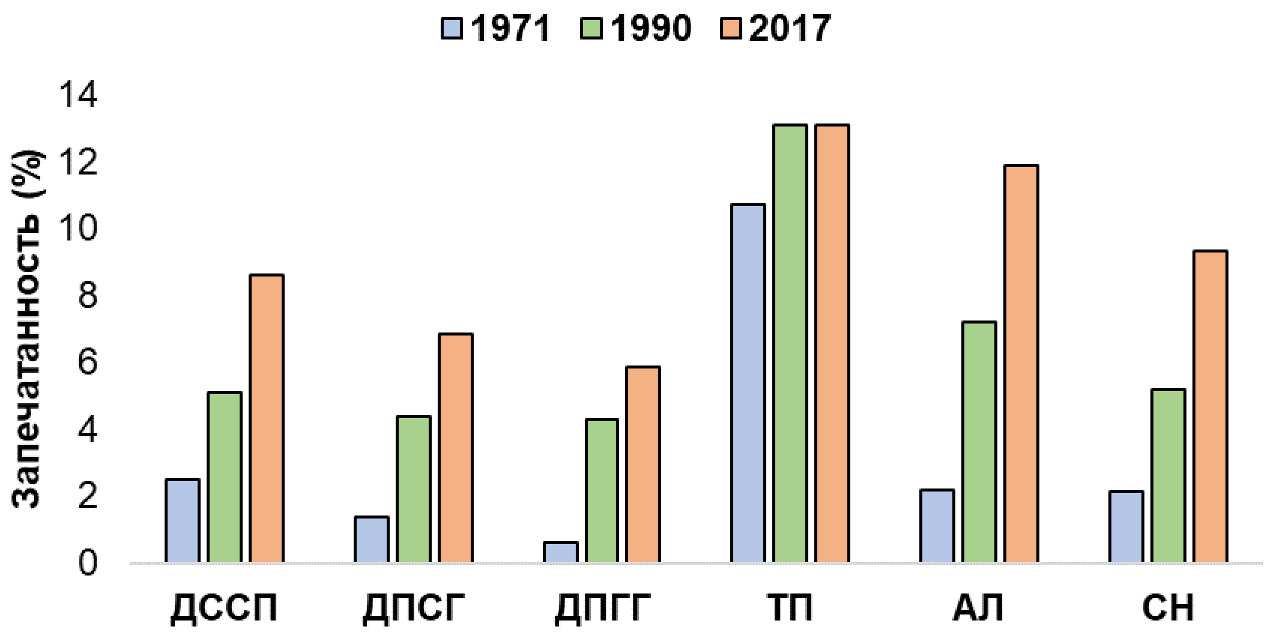


Рисунок 88 Запечатанность (% от общей площади) различных типов (подтипов) почв Новой Москвы: дерново-слабо и средне-подзолистых (ДССП), дерново-подзолистых слабоглееватых (ДПСГ), дерново-подзолистых глееватых и глеевых (ДПГГ), торфянисто- и торфяно-подзолистых оглеенных (ТП), аллювиальных луговых кислых (АЛ) и смытых и намытых (СН)

Исходные запасы углерода в слое почв 0-100 см, рассчитанные по литературным данным средних значений для подтипов почв (Почвы Московской области..., 2002) составили 14.2 млн тонн. Потери запасов углерода вследствие запечатанности почвы к 1971 г. составили 200 тыс. тонн, к 1990 г. - увеличились до 600 тыс. тонн, а к 2017 г. – 1.1 млн. тонн. При этом потери, связанные с жилой застройкой, увеличились практически пятикратно (со 170 до 840 тыс. тонн), их относительный вклад в общие потери углерода также вырос с 67 до 75%. При общих наибольших потерях, ожидаемо показанных для дерново-подзолистых почв, наибольшие удельные значения отмечены для аллювиальных почв, которые утратили за этот период более 10% исходного запаса углерода (130 тыс. из 1.3 млн. тонн) (Рис. 89).

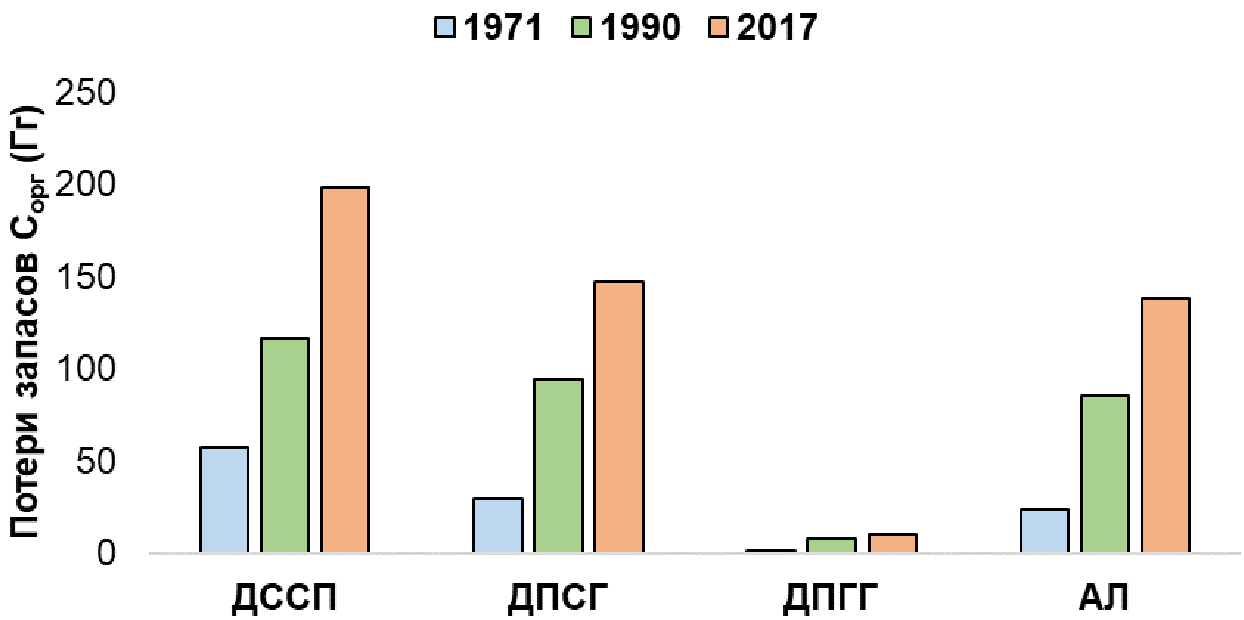


Рисунок 89 Сокращение запасов углерода (тыс. тонн) для основных типов (подтипов) почв Новой Москвы: дерново-слабо и среднеподзолистых (ДССП), дерново-подзолистых слабоглееватых (ДПСГ), дерново-подзолистых глееватых и глеевых (ДПГГ), и аллювиальных луговых кислых (АЛ)

Данные оценки, по-видимому, завышают негативное воздействие урбанизации на запасы углерода почвы. Во-первых, почвенный слой, снимаемый в процессе подготовки территории под застройку, должен перемещаться, складироваться и, в конечном итоге, использоваться для задач озеленения и благоустройства, становясь одним из компонентов почвогрунтов (описанная в главе 4 «срезка»). В итоге значительная часть запасов углерода в верхнем 0.5 м слое городских почв формируется за счет привнесения органогенных материалов, однако устойчивость этих запасов, скорее всего, гораздо ниже таковой естественных почв. В то же время влияние запечатанности на запасы углерода в нижележащих горизонтах менее однозначна. Под запечатанными территориями исторических центров в результате многовековой селитебной деятельности формируются культурные слои, аккумулирующие значительные запасы углерода.

6.3. Аккумуляция углерода в культурных слоях

Почвы и культурные слои древних и средневековых городов представляют собой сложную систему, сформировавшуюся в результате многовековой селитебной активности. Изучение изменений свойств и экологических функций почв и культурных слоев от поверхности до «материка» позволяет охарактеризовать динамику типов и интенсивности использования территории и сопряженную с ней эволюцию городских почв, что представляет особый интерес. Например, сравнение профильного распределения концентраций тяжелых металлов в двух 3-м и одном 6-м раскопе в Нанкине (КНР) с археологическими и радиоуглеродными датировками позволило восстановить динамику оружейной и металлургической промышленности на протяжении 2400 лет (Zhang и др., 2005а). Аналогичные исследования, но за более короткий промежуток времени проводили в Кракове (Kowalska и др., 2016; Mazurek и др., 2016). Для культурных слоев центральной России (археологические раскопы в Московской, Тамбовской, Саратовской и Волгоградской областях) показано значимое увеличение содержания фосфора по сравнению с фоновыми почвами, что объясняют как многолетней селитебной активностью, так и возможностью миграции из поверхностных горизонтов (Ковалева и др., 2021). Формирование культурных слоев, безусловно, вносит значительный вклад в аккумуляцию и консервацию запасов углерода в почвах городских экосистем, т.к. при большой мощности (до 5-8 м) и высоком содержании $C_{орг}$ (до 20-30% при средних 5-8%) формируются запасы в разы превосходящие любые фоновые аналоги (см. Главу 3). При этом особенности накопления и устойчивости запасов углерода в культурных слоях и отложениях (урбоседиментах) заметно различается между городами, расположенными в различных биоклиматических и ландшафтных зонах (Alexandrovskaya and Alexandrovskiy, 2000; Alexandrovskiy и др., 2012; Dolgikh and Aleksandrovskii, 2010; Golyeva и др., 2016; Mažeika и др., 2009; 2016).

Накапливаясь на протяжении веков, антропогенные отложения (урбоседименты) в городах Европы достигают средней мощности 3-5 м, а в понижениях рельефа – до 15-20 м. Урбоседименты включают как частично трансформированные процессами почвообразования отложения, так и погребенные культурные слои и естественные почвы (Alexandrovskiy et al., 2012). Урбоседименты содержат большое количество строительных отходов разных периодов – дерева, камня, кирпича, а также навоза, бытового мусора и других отходов. Химические и морфологические свойства урбоседиментов и, в первую очередь, запасы углерода и их устойчивость во многом определяются климатическими условиями. В гумидных условиях Европейских городов бореальной зоны, органические материалы, включая торф, щепу, навоз и другие бытовые отходы, разлагаются медленно из-за высокой влажности и невысокой микробиологической активности (Dolgikh and Aleksandrovskii, 2010). В результате формируются мощные культурные слои с высоким содержанием углерода органических соединений. Можно выделить две стадии формирования таких культурных слоев в городах Северной и центральной Европы – до 18-го века преобладало деревянное строительство, в дальнейшем сменившееся доминированием строений из камня (Alexandrovskaya and Alexandrovskiy, 2000). Для стадии преимущественно деревянного строительства характерно накопление мощного органического культурного слоя, в основном состоящего из остатков бревенчатых мостовых, щепы, навоза и торфа различной степени разложения. Именно для этого слоя характерны максимальные запасы углерода органических соединений. На стадии преимущественно каменного строительства накапливается минеральный культурный слой с преобладанием строительного мусора, кирпича, камня, в более поздний период – асфальта, бетона и извести. Для этого культурного слоя запасы органического углерода гораздо меньше, в то время как запасы неорганического углерода (углерода карбонатов) могут играть определяющую роль.

В семи-аридных условиях древних и средневековых городов степной зоны для строительства преимущественно использовались глиняные материалы, остатки которых и преобладают в культурных слоях. В результате длительного накопления и процессов педогенеза сформировались мощные малогумусовые отложения со щелочной реакцией среды и высоким содержанием карбонатов (Alexandrovskiy и др., 2015). Таким образом, культурные слои формируется в результате параллельно идущих процессов антропогенной седиментации и первичного почвообразования, сложные сочетания которых определяют разнообразие свойств культурных слоев. Скорости процесса седиментации выше, чем многих почвообразующих процессов, в результате материал, лишь затронутый начальным почвообразованием, перекрывается новым слоем отложений и консервируется. В гумидных условиях бореальной зоны такая консервация приводит к формированию значительных запасов углерода органических соединений, в то время как в аридных зонах преобладают запасы неорганического углерода.

Расположенная в южно-таежной зоне Москва является примером первого типа накопления культурных слоев, хотя и менее представительным, чем великий Новгород или Старая Ладога (Александровский и др., 2018; Смагин и др., 2016). Объектом исследования стал раскоп на Болотной площади в центре Москвы (Софийская набережная 10), представленный водонасыщенными органоминеральными культурными слоями мощностью до 4.5 м, датируемыми начиная с XIV века. В основном культурные слои данной территории сложены слабо минерализованным навозом, остатками щепы от строительства деревянных домов и бревнами самих построек и объектов жизнедеятельности человека, таких как обломки керамической посуды, нитки, хорошо сохранившиеся куски тканей, скорлупа орехов и остатки кожевенного производства.

Нижняя часть с 200 см – органоминеральный слой (XIV-XV вв.), с высоким содержанием углерода органических соединений. Верхние 200 см – минеральный слой, насыщенный обломками кирпичей и строительной известью, имеющий низкое содержание углерода, XVI-XX вв. Нижний органоминеральный слой в настоящее время подвержен антропогенным преобразованиям, включая активное разложение органического вещества за счет опускания уровня дренажа в последнее столетие в связи с появлением современных гидротехнических сооружений. Примером резкой антропогенной трансформации может быть «расконсервация» культурных слоев в процессе работы по прокладке сетей, озеленению и благоустройству территории. Например, благоустройство центра Москвы в 2016-

2017 годах в рамках программы «Моя улица» было сопряжено с открытием и частичным изъятием культурных слоев и, вероятно, значительной эмиссией парниковых газов в результате минерализации органического вещества. Точные оценки запасов и потоков углерода в культурных слоях ограничены из-за малой доступности таких объектов.

Так, полевые исследования во всей толще городских отложений в историческом центре Москвы без спасательных археологических работ запрещены. На раскопе «Болотная Площадь» были выделены 3 показательных участка, дополняющих друг друга и составляющих единый пласт культурных слоев (рис. 90).

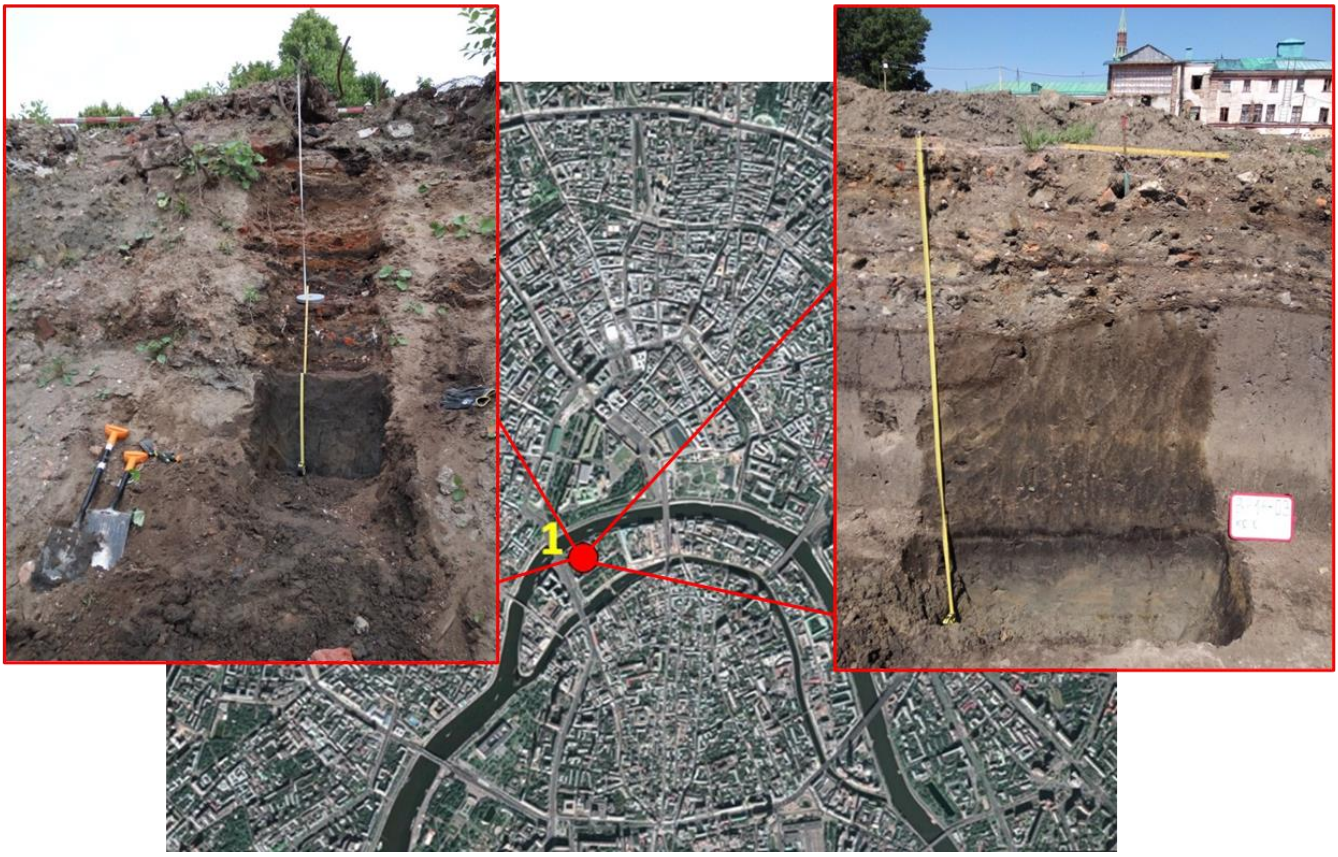


Рисунок 90 Профили культурных слоев на раскопе «Болотная площадь»

Анализ профильного распределения содержания $C_{общ}$ в районе Болотной площади ярко проиллюстрировал важный вклад культурных слоев в общие запасы углерода городских почв. Запас $C_{общ}$ в 4-х м слое составил 105 кг С м$^{-2}$, при этом более его половины сосредоточено на глубине 200-300 см, а вклад поверхностных (0-50 см) не превышал 15%. Таким образом, можно с уверенностью полагать о существенной недооценке запасов углерода в городских почвах исторических центров. Для оценки микробной доступности этих значительных запасов углерода и потенциальной скорости их биодеструкции для различных глубин были рассчитаны показатели $C_{мик}/C_{орг}$ и $T_{0.5}$. Интересно, что при невысоком содержании $C_{мик}$ (в среднем ~ 80 мкг С г$^{-1}$) наибольшие значения $C_{мик}/C_{орг}$ показаны для наиболее глубоких слоев. Соответственно и $T_{0.5}$ снижается с десятков лет на глубине 50-150 см (112 лет, для слоя техногенного грунта с большим количеством золы и угля) до 2-3 лет на 350-400 см (рис. 91).

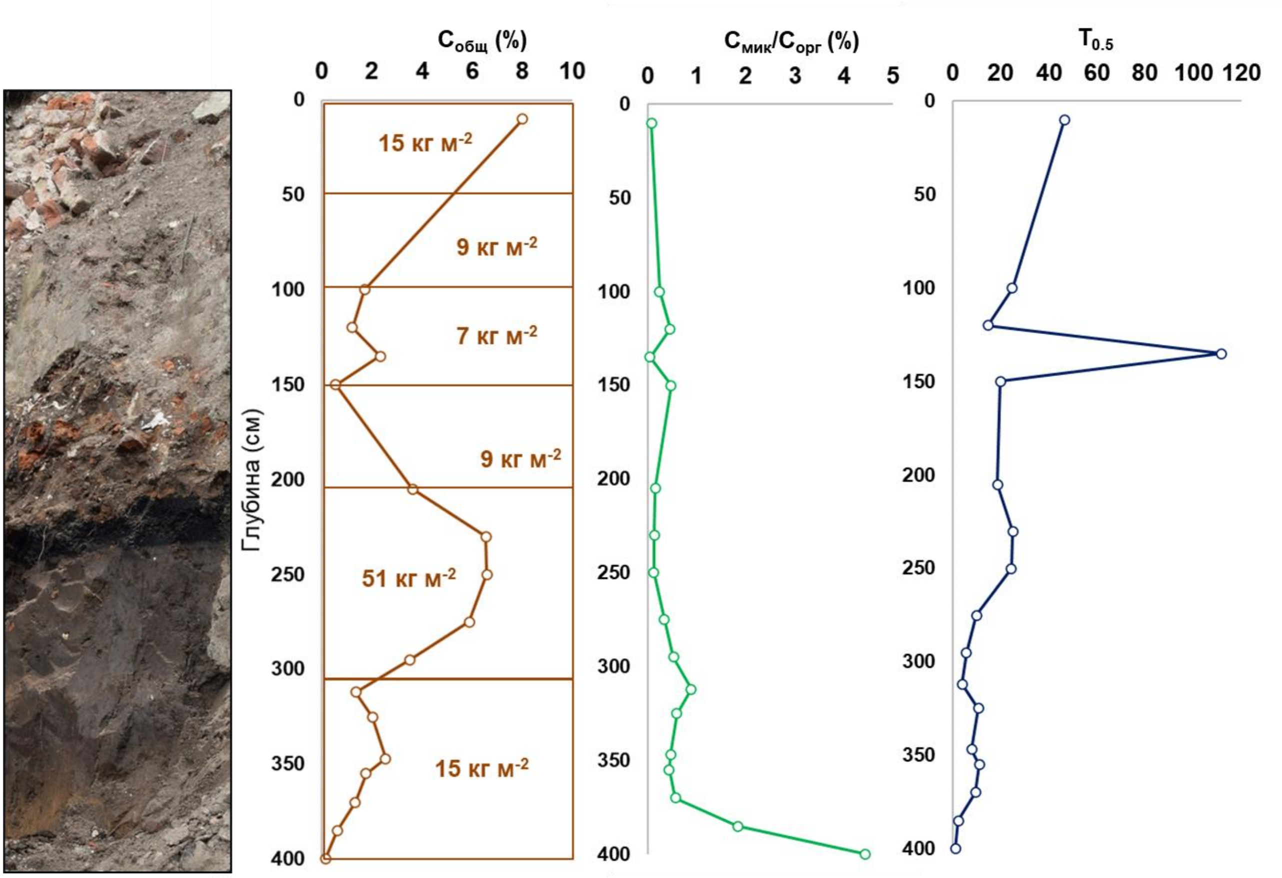


Рисунок 91 Профильное распределение содержания и запасов углерода, доли углерода микробной биомассы в общем содержании углерода ($C_{мик}/C_{орг}$) и периода полуразложения ($T_{0.5}$), обобщенные для раскопа в районе Болотной площади в центре Москвы (2015-2016 гг.)

Безусловно, эти оценки имеют условный характер, т.к. относятся к потенциальной биодеструкции в оптимальных условиях влажности, температуры и доступа кислорода, которые на глубине 4 м малореальны. Однако их также можно интерпретировать как свидетельство высоких рисков ‘залповых’ выбросов парниковых газов, если изоляция культурных слоев будет нарушена. Непродуманные работы по реновации территории в историческом центре с распечатыванием и перемещением техногенных горизонтов и культурных слоев, которые, в частности, наблюдались на начальных стадиях программы «Моя улица» в 2016 г., могут вернуть эти погребенные запасы углерода в его экосистемный круговорот, особенно в условиях повышенных температур в результате формирования городского острова тепла.

6.4. Моделирование влияния эффекта городского острова тепла на микробное дыхание и устойчивость органического вещества городских почв к биодеструкции (на примере Московского мегаполиса)[12]

Застройка и запечатывание почв в сочетании с антропогенными эмиссиями парниковых газов и аэрозолей от промышленных объектов и транспорта способствует формированию в городской среде мезоклиматических аномалий. Среди городских мезоклиматических аномалий наиболее значимое влияние на здоровье человека и состояния окружающей среды оказывает городской острова тепла (Urban Heat Island, UHI) – увеличение температуры воздуха и поверхности в центральной части города и районах плотной застройки по сравнению с окраинами и фоновыми территориями (Oke и др., 2017; Rizwan и др., 2008). Влияние городского острова тепла на комфортность жизни в городе и здоровье жителей изучалось для различных городов мира (Alqasemi и др., 2021; Imhoff и др., 2010; Li и др., 2011), однако его роль в формировании баланса углерода городских почв и экосистем остается мало изученной. Основная причина – недостаток

---

[12] Основные результаты, изложенные в данной главе, опубликованы в статьях

Vasenev V., Varentsov M., Konstantinov P., Romzaykina O., Kanareykina I., Dvornikov Y., Manukyan V. Projecting urban heat island effect on the spatial-temporal variation of microbial respiration in urban soils of Moscow megalopolis // The Science of the Total Environment. — 2021. — V. 786. — № 147457. — DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.147457. SJR Scopus (2022) = 1,946. — 0,9 п.л.; 0.6 п.л.

Matasov V., Marchesini L.B., Yaroslavtsev A.M., Sala G., Fareeva O., Seregin I., Castaldi S., **Vasenev V.**, Valentini R. IoT Monitoring of Urban Tree Ecosystem Services: Possibilities and Challenges // Forests. — 2020. — V. 11 (7). — №. 775.19. DOI:10.3390/f11070775. SJR Scopus (2022) = 0,650. —1,9 п.л.; 0,5 п.л.

пространственных данных достаточного разрешения как по климатическим параметрам, так и по запасам и потокам углерода в городских почвах, что критично для очень гетерогенной городской среды. Данные метеорологических станций не позволяют охарактеризовать все разнообразие условий городской среды. Данные почвенного экологического мониторинга доступны для большего количества точек, однако, также не полностью характеризуют пространственную неоднородность. К тому же, запасы и, тем более, потоки углерода в почве не относятся к параметрам, наблюдаемым государственными системами мониторинга. В условиях дефицита прямых наблюдений альтернативой становится численное мезоклиматическое моделирование в сочетании с цифровой почвенной картографией. Для анализа воздействия городского острова тепла на содержание и запасы углерода в почвах было проведено комплексное исследование, объединившее эти два подхода для территории Московского мегаполиса.

Мониторинг и моделирование городского климата

Хотя регулярные и надежные измерения основных метеорологических параметров в Москве и ее окрестностях проводятся более чем на 80 площадках, этого все еще недостаточно для детального климатического картографирования в городе из-за высокой пространственной неоднородности городских территорий. Кроме того, существующая сеть не дает достаточной информации о пространственных закономерностях температуры и влажности почвы, поскольку регулярные наблюдения этих параметров проводятся лишь на нескольких участках Росгидромета. Чтобы компенсировать недостаток сети наблюдений, для получения подробных карт климатических параметров был использован подход мезомасштабного моделирования. Была применена негидростатическая атмосферная модель COSMO, разработанная международным консорциумом Consortium for Small-Scale modelling, http://www.cosmo-model.org/). Консорциум курирует метеорологическая служба Германии, а модели широко используется для численного прогнозирования погоды во многих странах, включая Россию (Rivin и др., 2015; Rivin и др., 2020). Модель COSMO-CLM или CCLM (Rockel и др., 2008), разработанная консорциумом Climate Limited-area Modeling (https://www.clm-community.eu/) адаптирована для долгосрочного прогнозирования и широко применяется для климатического моделирования на уровне региона. Модель имитирует не только динамику атмосферы, но и баланс тепла и влаги в активном слое почвы, который параметризуется моделью TERRA, интегрированной с COSMO (Schulz and Vogel, 2020).

Параметризация объемного городского полога TERRA_URB в COSMO позволяет воспроизвести особенности городского климата с учетом соотношения открытых и запечатанных поверхностной, антропогенного потока тепла и трехмерной геометрии городской застройки (Wouters и др., 2015; Wouters и др., 2016). Для того чтобы учесть изменение соотношения открытых и запечатанных поверхностей в пределах города, TERRA_URB реализует следующий подход: каждая ячейка сетки модели делится на две части, где первая считается застроенной и полностью запечатанной, а вторая - открытой и покрытой естественной растительностью. Для исследования применяли последнюю версию модели с TERRA_URB, а именно 5.05urb (Garbero и др., 2021). Модель COSMO в исследовании была использована для уточнения глобальных метеорологических данных для Московского региона, используя метод динамического даунскейлинга. Использовали два вложенных домена (зоны) с центром вокруг Москвы размерами 720x720 км и 200x200 км и с шагом сетки 3 и 0.5 км соответственно. Глобальный анализ ICON с шагом сетки 13 км, предоставленный Немецкой службой погоды, использовался для обеспечения начальных и граничных условий для внешнего домена модели с ограниченной областью, который, в свою очередь, определял условия для внутреннего домена. Для обоих доменов мы использовали 50 вертикальных уровней атмосферы и 8 вертикальных уровней модели активного слоя почвы с толщиной 0.005, 0.015, 0.04, 0.12, 0.36, 1.08, 3.24 и 9.72 м.

Описательные параметры города, необходимые для TERRA_URB, включая долю незапечатанных территорий площади, антропогенный поток тепла и морфологические параметры городского полога, были определены в соответствии с комплексным ГИС-подходом на основе данных Copernicus Global Land Cover, данных OpenStreetMap и спутниковых снимков Sentinel-2 (Samsonov and Varentsov, 2020). Настройки модели были подобраны для минимизации систематических смещений модели в нескольких предварительных исследованиях и также описаны М. Варенцовым с соавторами (Varentsov et al, 2020). Моделирование проводили для периода с апреля по октябрь 2019 года, что позволило охватить вегетационный период, характерный для Московского мегаполиса.

Полевые исследования почв и оценка запасов углерода в почве

Полевое исследование почв проводили летом 2020-го года на территории Москвы и Новой Москвы. Методом случайной стратифицированной выборки было отобрано 140 точек, в том числе 66 точек в Москве и 74 точки в Новой Москве. Выбор точек обследования проводили с учетом типа растительности (газоны, деревья и кустарники), положения в рельефе, функционального и исторического зонирования, удаленности от автомобильных и железных дорог и, таким образом, позволили охарактеризовать основные факторы пространственной неоднородности почв в городах. Образцы отбирали только на открытых (незапечатанных) территориях, однако площади запечатанных территорий были идентифицированы и учитывались в дальнейшем анализе запасов углерода в почве (рис. 92).

На каждом участке проводили бурение на глубину до 50 см, профиль выкладывали на полиэтиленовой пленке с сантиметром и фотографировали. В профиле выделяли почвенные горизонты, для каждого из которых определяли базовые почвенные свойства (цвет, гранулометрический состав, структура, наличие включений). Смешанные образцы почвы отбирали по горизонтам и по слоям 0-10, 10-30 и 30-50 см для дальнейшего лабораторного анализа. Образцы на плотность почвы отбирали с поверхности буриком Качинского.

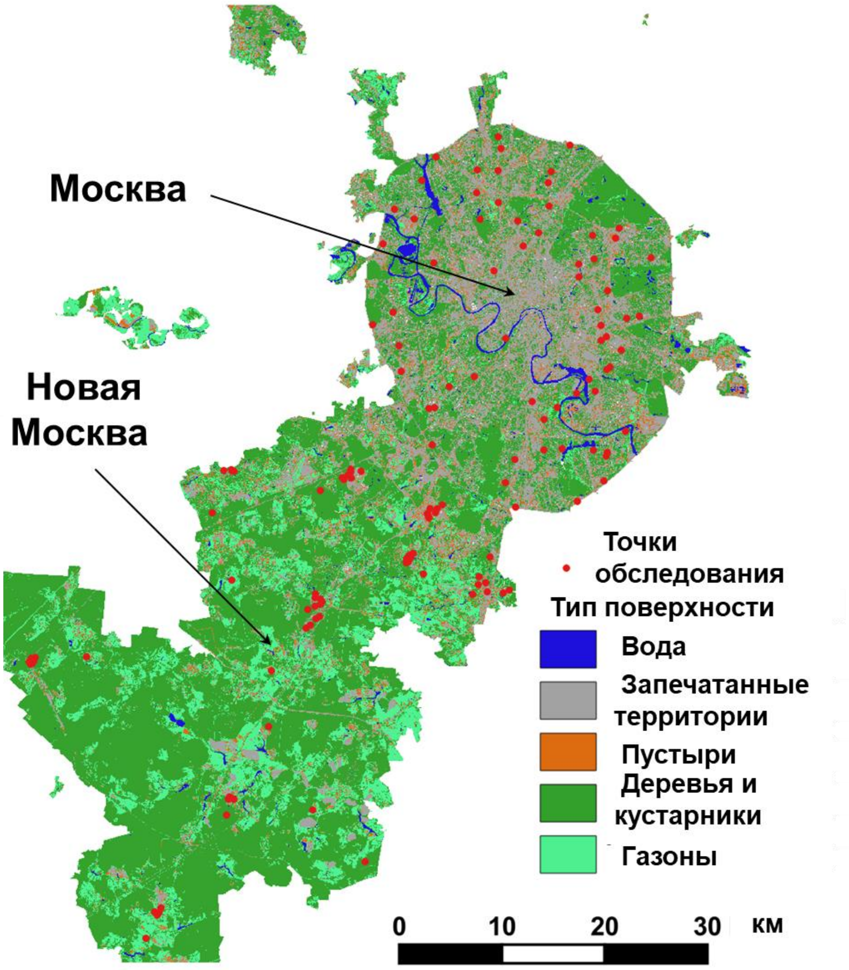


Рисунок 92 Схема отбора проб почв

В лаборатории образцы почвы были разделены на две группы. Свежие образцы с глубины 0-10 см хранились в холодильнике при температуре +4ºС не более 2 недель и после удаления мелких корней использовались для лабораторного эксперимента по изучению микробного (базального) дыхания. Образцы из другой группы были высушены на воздухе и просеяны через сито 1 мм с удалением мелких корней. Общее содержание углерода измерялось методом сухого сжигания на CN анализаторе. Плотность почвы анализировали объемным методом, pH водной вытяжки измеряли потенциометрическим методом (Воробьева, 1998).

Запасы углерода оценивали по формуле 6.4.1

$$C = C_{cont} \times BD \times H \times (1 - RF), \qquad (6.4.1)$$

где C – запасы C (кг м$^{-2}$), C_{cont} – содержание C (%), BD – плотность почвы (г см$^{-3}$), H – мощность почвы (см), RF – каменистость (%)

Запасы углерода в почве рассчитывали для слоев 0-10, 10-30 и 30-50 см, и полученные результаты были использованы в качестве первичных данных для цифрового картографирования запасов углерода в Московском мегаполисе.

Картирование содержания и запасов углерода в Московском мегаполисе

Для картирования содержания и запасов углерода в Московском мегаполисе использовали метод цифровой почвенной картографии (McBratney и др., 2003). В качестве вторичных данных (независимых переменных, предикторов) по аналогии с исследованиями для Московской области (см п. 6.1) использовали как традиционные (классические) факторы, отражающие факторы почвообразования, так и факторы, характерные для городской среды (Vasenev и др., 2014b; Vasenev и др., 2018c). Традиционные факторы включали параметры рельефа (высота и крутизна склона), полученные на основании цифровой модели рельефа SRTM (Jarvis и др., 2016) и тип поверхности (растительности). За период, прошедший с момента оценки запасов углерода в почвах Московской области, стали доступные новые более точные источники вторичных данных. В частности тип поверхности определяли на основании классификации мозаики спутниковых снимков Sentinel-2A MSI (level 2A), предоставляемых Европейским космическим агентством ESA Copernicus Scientific Data Hub (https://scihub.copernicus.eu). Предварительная обработка изображений включала дискретизацию до 10-метрового пространственного разрешения 10 полос с исходным пространственным разрешением 10 и 20 м и мозаику. Пошаговая субпиксельная и попиксельная классификация была выполнена для выделения следующих типов поверхности: вода, запечатанные территории, пустыри, газоны, деревья и кустарники. Небольшая часть облаков и тени зданий, составляющие менее 0.5% от всех пикселей, были замаскированы (категория NoData) и в анализе не использовались. Предварительная обработка и классификация были выполнены в облачной вычислительной платформе Google Earth Engine (Gorelick и др., 2017). Запечатанные территории и водные объекты не использовались для цифровой почвенной картографии, а для остальных классов была рассчитана доля в пикселе (ячейки), которая и использовалась в модели. При этом процентное содержание каждого класса рассматривалось как отдельный предиктор. Специфические для города предикторы включали историческое зонирование и расстояние до транспортной инфраструктуры (автомобильных и железных дорог). Категории автомобильных и железных дорог были получены из открытого источника данных Open Street Map (OSM) (Open Street Map Project, 2020), а расстояние до них рассчитывали с помощью инструмента Евклидова расстояния в ГИС ПО ESRI ArcMap 10.6.1.

Исторические зоны оценивались на основе дат строительства и введения в эксплуатацию, полученных для каждого здания по базе ЖКХ и данным Росреестра (pkk.rosreestr.ru). Было выделено восемь зон, соответствующих основным историческим периодам застройки Москвы: 1) до 1820-х годов (восстановление после пожара во время оккупации войсками Наполеона в 1812 году); 2) между 1821 и 1917 годами (дореволюционный период); 3) между 1918 и 1953 годами (генеральный план развития и реконструкция Москвы после второй мировой войны); 4) между 1954 и 1965 годами (массовое строительство жилья); 5) между 1966 и 1989 годами (до распада Советского Союза); 6) между 1990 и 2000 годами (развитие рыночной экономики); 7) между 2001 и 2012 годами (экономический рост) и 8) после 2012 года (создание проекта "Новая Москва") (Рис. 93).

В результате вспомогательные данные были организованы в 9 растровых слоев с разрешением 10 м. Нормальность распределения содержания углерода в почвах Московского мегаполиса проверяли с помощью теста Шапиро-Уилка, равенство дисперсий – по тесту Левена. Анализ взаимосвязи между первичными (полевыми) данными и вторичными данными (предикторами) проводили с использованием обобщенных линейных моделей регрессии (GLM). Фактор исторического зонирования учитывался в модели как дискретный предиктор в виде фиктивной переменной (dummy variable), равной 1, если точка обследования находится в определенной зоне, и 0 в противном случае. Все остальные переменные были включены как непрерывные предикторы. Перед включением предикторов в модель был проведен анализ корреляции между ними для предотвращения мультиколлинеарности.

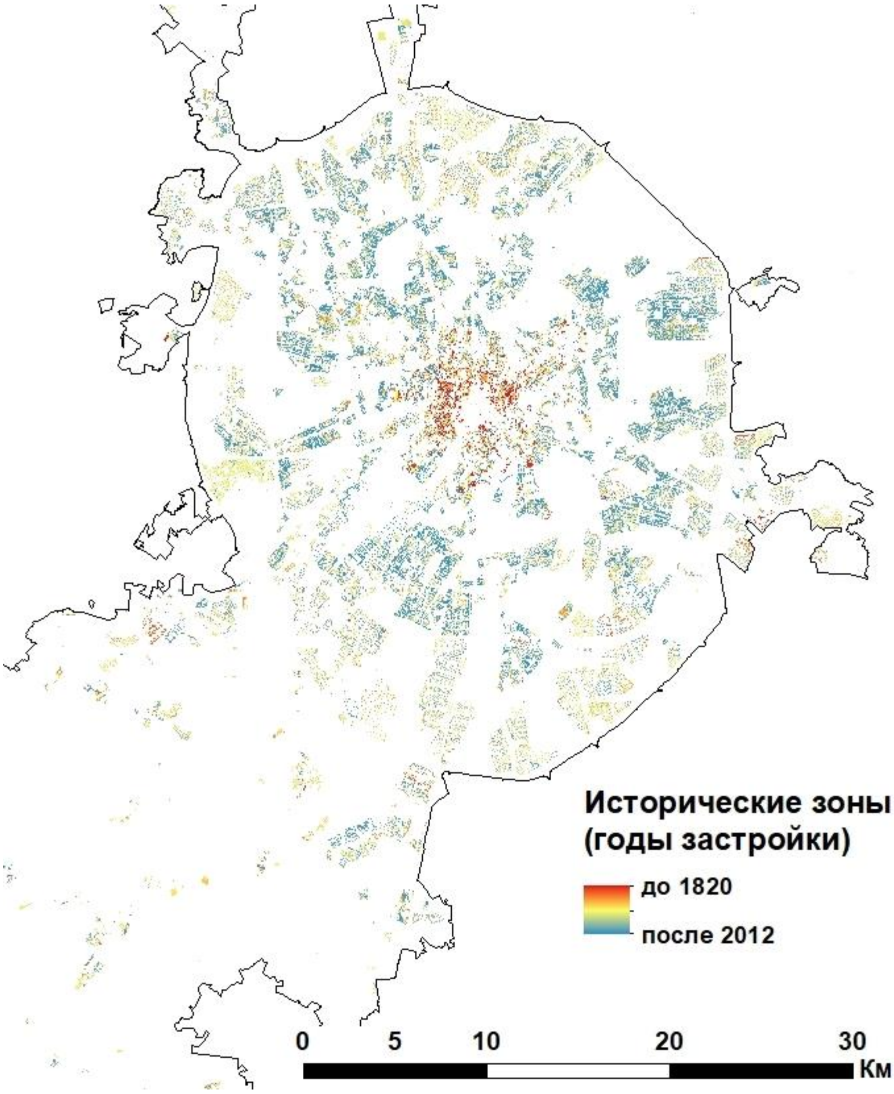


Рисунок 93 Историческое зонирование на основании возраста застройки

Отдельные GLM модели были разработаны для содержания углерода в почве и для запасов углерода в почве в слоях 0-10, 10-30 и 30-50 см. Итоговые регрессионные модели были получены методом обратной пошаговой линейной регрессии, когда незначимые переменные ($p>0.05$) исключались с параллельным контролем изменения скорректированных коэффициентов детерминации (R^2_{adj}) до тех пор пока не был получен максимальный R^2_{adj} для минимального числа факторов. Статистический анализ проводился в программе STATISTICA 8.0.

На основе разработанных регрессионных моделей GLM были получены первичные карты, не учитывающие влияние запечатывания. Для оценки влияния запечатывания проводили наложение (overlay) полученных первичных карт и карт запечатанности. Исходя из существующего опыта исследования запасов углерода в запечатанных почвах (Richter и др., 2020; Romzaykina и др., 2020b; Vasenev and Kuzyakov, 2018) были выделены две категории запечатанных территорий с соответствующими корректировками расчетных значений запасов: 1) запасы углерода в почвах не территории застройки и основных дорог считали нулевыми; 2) запасы углерода в почвах под второстепенными дорогами, проездами и тротуарами считали как 50% от таковых в незапечатанных почвах с аналогичными расположением. В результате были получены итоговые карты содержания и запасов углерода в слоях почвы 0-10, 10-30 и 30-50 см, а также общая карта запасов в слое 0-50 см. Пространственный анализ и построение цифровых карт проводили с использованием ГИС ПО ESRI ArcMap 10.6. Процесс построения цифровых карт запасов углерода в почвах Московского мегаполиса обобщен на схеме (рис. 94).

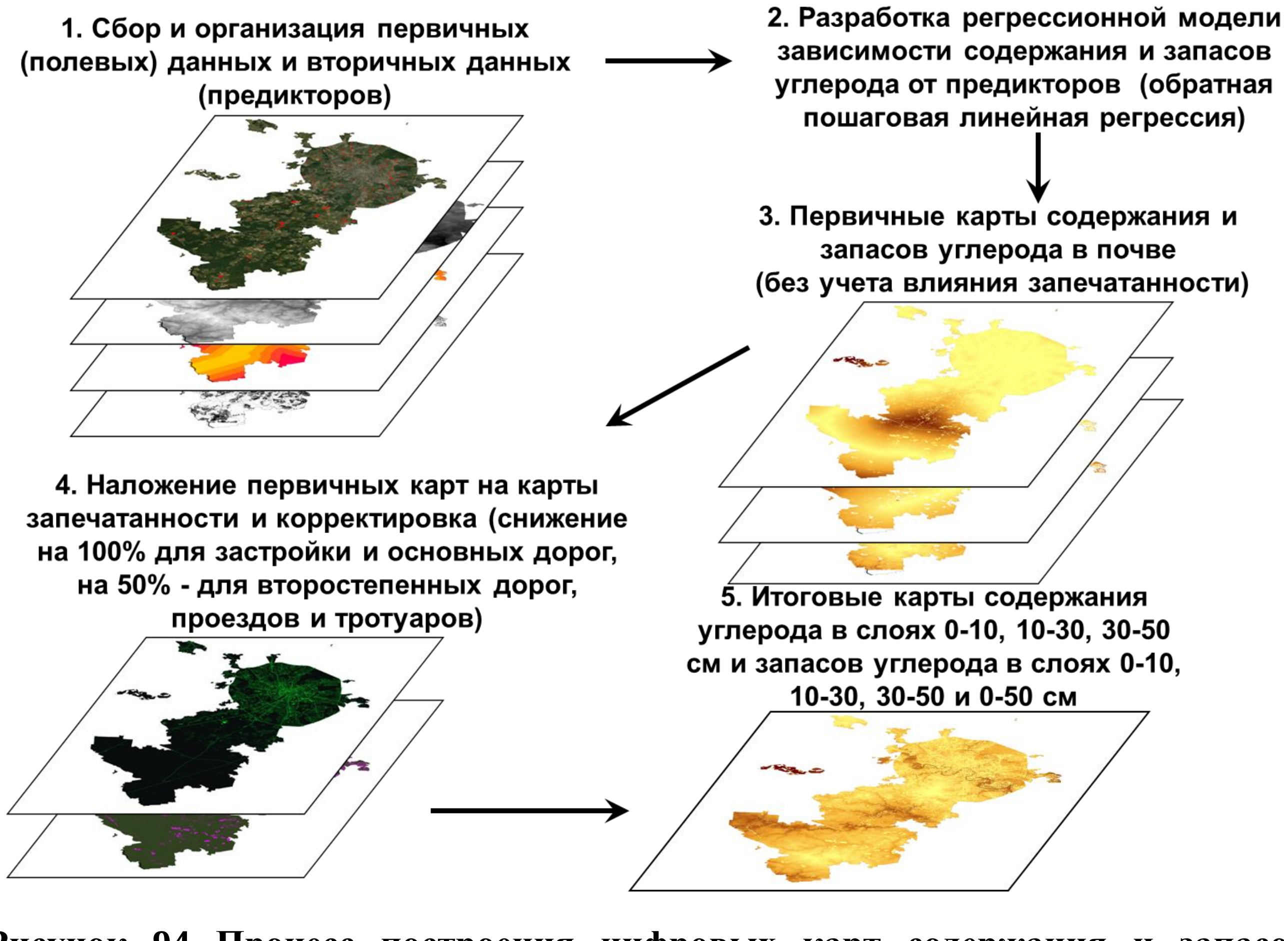


Рисунок 94 Процесс построения цифровых карт содержания и запасов углерода в почвах Московского мегаполиса

Анализ микробного дыхания городских почв для различных гидротермических условий

Микробное (базальное) дыхание отражает потенциальную продукцию CO_2 почвенными микроорганизмами в оптимальных гидротермических условиях. Исходя из литературных данных (Ananyeva и др., 2021; Creamer и др., 2014b) и проведенных ранее исследований (см. Глава 4) известно, что микробное дыхание зависит от свойств почвы (в частности, pH и содержания $C_{орг}$), а также температуры и влажности. В ходе эксперимента определяли отклик микробного дыхания в отобранных образцах почв на различную температуру (10, 22, 30 и 40ºС) и влажность (30% и 70% от полной влагоемкости). Для этого образцы почвы увлажняли дистиллированной водой, отбирали пробы весом 2 г и помещали в виалы (пенициллиновые флаконы объемом 15 мл). Виалы герметично закрывали (время фиксировали) и помещали на прединкубацию в климатический шкаф при фиксированной температуре в течение 24 часов. После прединкубации шприцем отбирали пробы воздуха из виал и определяли в них концентрацию CO_2 с использованием газового хроматографа (KrystaL 2000 M, производитель "Мета-Хром", Йошкар-Ола, Россия). Полученные значения микробного (базального) дыхания отражали микробную продукцию CO_2 в каждой подпробе за период экспозиции, и выражались в мкг С $г^{-1}$ $ч^{-1}$. После проведения анализа образцы почвы сушили в сушильном шкафу при 105 ºС в течение 8 часов для расчета влажности почвы. Взаимосвязь между рассчитанной влажностью почвы и температурой почвы (экспериментальные условия), а также pH и содержанием $C_{орг}$ в почве аппроксимировали моделью множественной линейной регрессии. Полученное уравнение регрессии использовали для объединения результатов мезоклиматического моделирования и цифровой почвенной картографии для прогнозирования пространственно-временной динамики микробного дыхания почв Московского мегаполиса.

Объединение результатов мезоклиматического моделирования и цифровой почвенной картографии для прогнозирования влияния городского острова тепла на микробное дыхание

Для прогнозирования микробного дыхания городских почв Московского мегаполиса результаты мезоклиматического моделирования COSMO-CLM объединили с полученными цифровыми картами содержания $C_{орг}$. В результате мезоклиматического моделирования были получены карты среднемесячной температуры и влажности почв на период май-октябрь 2019 года с пространственным разрешением 500 м. Эти карты использовались в качестве входящих климатических данных. Цифровая карта pH, полученная на основе экстраполяции данных ГПБУ «Мосэкомониторинг» 2019 г. (n = 270), вместе с созданной картой содержания $C_{орг}$ в слое 0-10 см использовалась в качестве входящих почвенных данных. Климатические и почвенные данные были связаны между собой на основе регрессионного уравнения, полученного в результате лабораторного эксперимента по измерению отклика базального дыхания городских почв с различными pH и содержанием $C_{орг}$ на изменение гидротермических условий. Пространственный анализ и разработку итоговых карт микробного дыхания проводили, используя инструмент Map Algebra в ГИС-ПО ESRI в программе ESRI ArcMap 10. Полученные карты отражали как пространственную, так и временную (месячную) изменчивость микробного дыхания городских почв Москвы.

Для количественной оценки влияния городского острова тепла на микробное дыхание была создана альтернативная модель, не учитывающая городские мезоклиматические аномалии. Такой подход, исключающий влияние изучаемого эффекта, называют аннигиляционным (Baklanov и др., 2016). Альтернативные модели основывались на тех же регрессионных уравнениях, что и основные модели, но в качестве входящих климатических данных использовали среднемесячные значения температуры и влажности почв за пределами городской черты. Для этого усредняли значения всех незапечатанных пикселей за пределами Москвы (в границах до 2012 г.). Сравнение пространственно-временного распределения микробного дыхания основной и альтернативной модели позволила оценить дополнительную микробную эмиссию CO_2, связанную с городским островом тепла. Для пересчета микробного (базального) дыхания городских почв в эмиссию CO_2 использовали расчетное значение плотности почвы 1.1 г см$^{-3}$, что соответствует литературным данным и усредненным результатам предыдущих исследований (Vasenev и др., 2014b; Vasenev и др., 2018c).

Для оценки устойчивости запасов углерода в городских почвах Москвы к биодеструкции использовали константу биодеструкции *k* и период полуразложения $T_{0.5}$, рассчитанные по соотношению микробного дыхания и содержания $C_{орг}$. Период полуразложения $T_{0.5}$ отражает время (в годах), за которое половина общего содержания (запасов) органического углерода в почве может быть минерализована в результате биодеструкции (Andrén and Kätterer, 1997). Период полуразложения рассчитывали по формулам 6.4.2 и 6.4.3 (Smagin и др., 2018).

$$T_{0.5} = \ln 2/ k \tag{6.4.2}$$

$$k = T_b \times (\ln 100 - \ln(100-24\times10^{-2}\times MR/C)), \tag{6.4.3}$$

где

T_b – период биологической активности (дни); MR – микробное дыхание (мг С кг$^{-1}$ ч$^{-1}$); С – содержание $C_{орг}$ (%).

Наблюдаемые и модельные климатические условия

Выявленная суточная и сезонная динамика температуры воздуха соответствовала закономерностям, характерным для периода май-ноябрь в Московском регионе. По данным наблюдений на девяти основных метеорологических станциях вне города Москва среднесуточная температура воздуха колебалась от -4.0ºС в конце октября до +25.0ºС в середине июня, а средние суточные колебания составили 8ºС. Эффект городского острова тепла, измеренный путем сравнения между метеорологическими станциями за пределами Москвы со станцией Балчуг в центре Москвы, составил в среднем 2.2ºС за весь период, при этом превышения среднесуточных значений достигали 5.5ºС для нескольких дней в июне и сентябре. В июне, таким образом, максимальный эффект городского острова тепла наложился на высокие фоновые температуры, в результате чего среднесуточные температуры в городе превысили +25ºС. Модель в целом адекватно воспроизводила временную динамику температуры воздуха в Московском регионе, а также разницу между температурой в городе и вне города (рис. 95). Пространственное распределение интенсивности городского острова тепла определялось долей запечатанных территорий и плотностью застройки. Максимальные значения наблюдались в наиболее плотно застроенных центральных и восточных районах, а минимальные значения – в лесопарковых и лесных массивах на северо-востоке и юго-западе Московского региона.

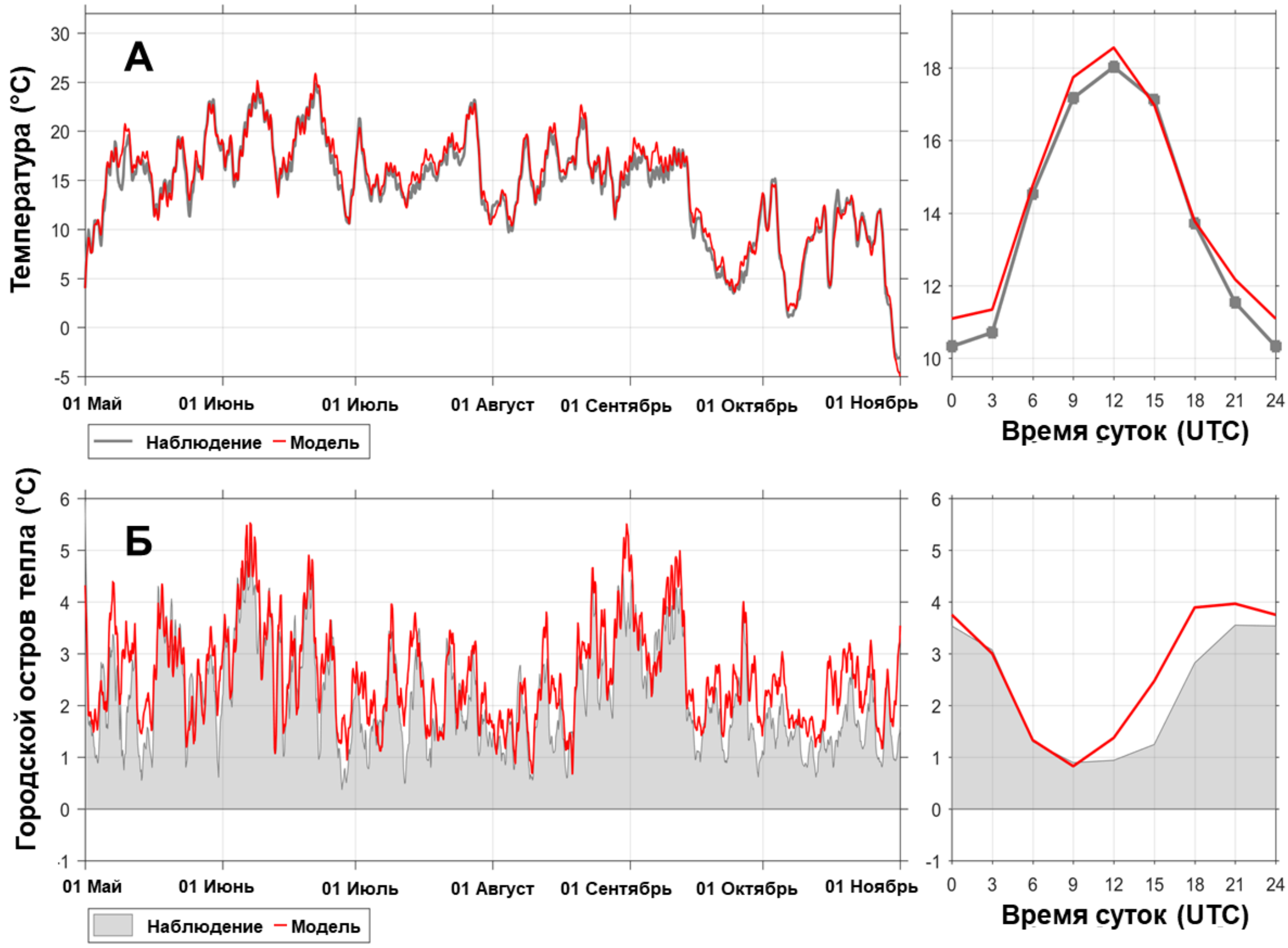


Рисунок 95 Сравнение сезонной динамики среднесуточной температуры воздуха (А) и интенсивности городского острова тепла (Б) по результатам моделирования с результатами метеорологических наблюдений (усредненных для 9 метеорологических станций вокруг Москвы). Встроенные графики справа отражают усредненную суточную динамику температуры воздуха в течение периода наблюдений

Сравнение модельных данных с данными метеорологических наблюдений на 81 станции (включая метеостанции Росгидромета и автоматические станции контроля загрязнения атмосферы Мосэкомониторинга) показало, что модель объяснила более 80% общей дисперсии среднесуточных температур воздуха и интенсивности городского острова тепла (рис. 96). При этом моделирование сезонной динамики городского климата с таким высоким пространственным разрешением для Москвы было проведено впервые.

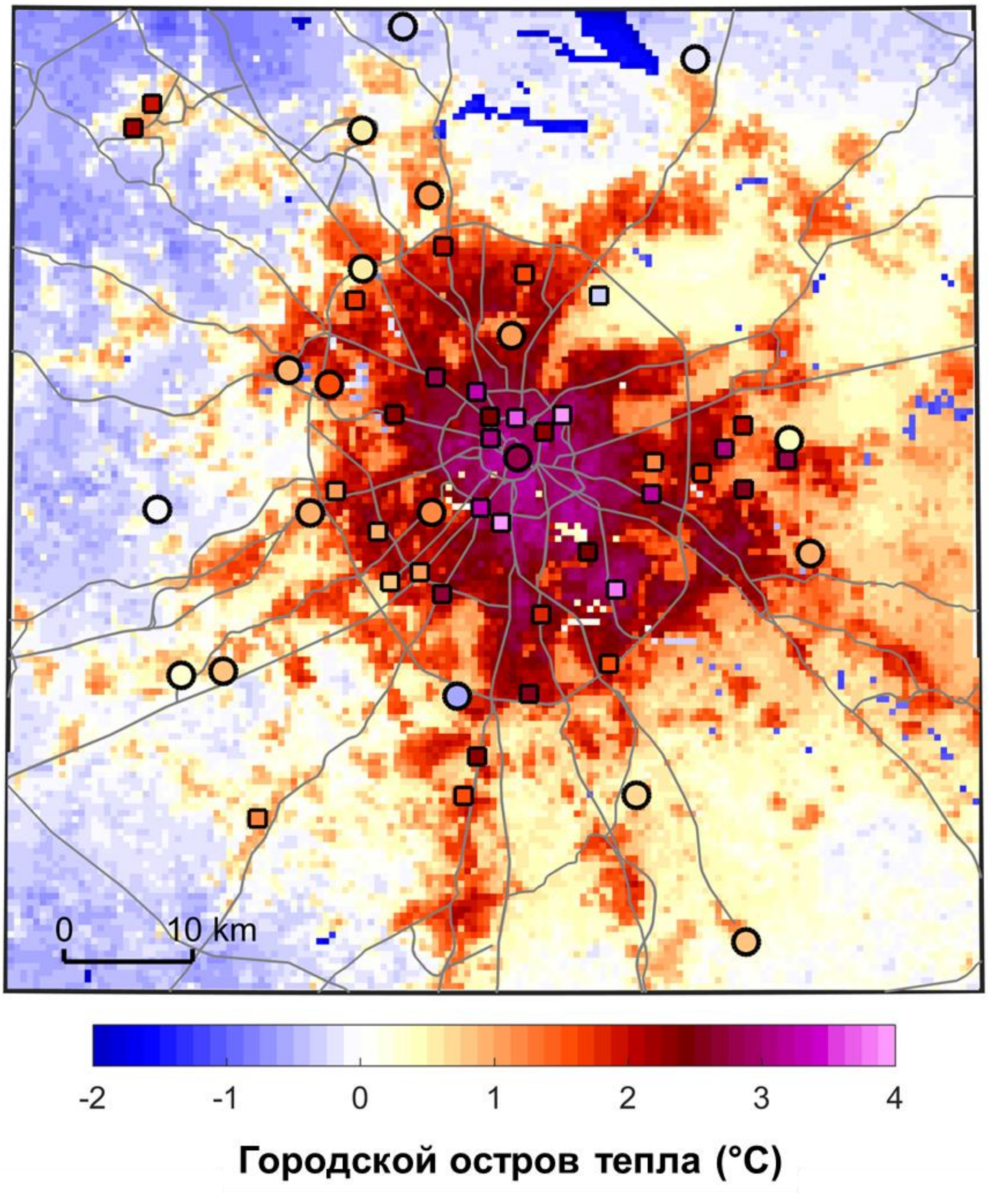


Рисунок 96 Пространственное распределение эффекта городского острова тепла (усредненные значения за июнь 2019)

По результатам моделирования были получены растровые слои, отражающие пространственную неоднородность среднемесячных значений температуры воздуха, температуры почвы и влажности почвы с разрешением 500 м. Для температуры воздуха использовались только средние значения по ячейкам сетки. Для температуры и влажности почвы мы использовали средние значения в пределах верхних 18 см почвы для открытых (незапечатанных) поверхностей каждой ячейки. Показа значимая положительная корреляция между среднемесячными температурами воздуха и почвы ($r=0.99$, $p<0.05$). При этом с мая по август среднемесячная температура воздуха была на 0.6-1.8ºС выше, чем температура почвы, а в сентябре-октябре наблюдалась обратная закономерность. Интенсивность эффекта городского острова тепла для воздуха и почвы также значимо коррелировали ($r=0.89$, $p<0.05$). По абсолютным значениям превышения температуры почвы были в среднем на 0.5ºС ниже по сравнению с воздухом. Для температуры воздуха и температуры почвы были показаны аналогичные закономерности пространственного распределения с максимальными значениями в наиболее застроенных центральных и восточных районах и более низкими температурами в лесопарковых массивах и пригородных зонах. Для влажности почвы в целом показаны схожие закономерности. Влажность почвы в центральной, восточной и южной частях Московского мегаполиса была в среднем ниже, по сравнению с пригородными территориями. Эта закономерность особенно заметна при сравнении усредненных значений для Москвы (в границах до 2012 г.) и Новой Москвы. Влажность почвы в Новой Москве была заметно выше, чем в Москве, а разница достигала 15-20% в августе-октябре. Однако полученные карты влажности почвы были гораздо более неопределенными (менее точными), чем карты температуры (Рис. 97). Для карт влажности характерна более высокая пестрота и пятнистость. С одной стороны, это можно объяснить высокой и нелинейной временной изменчивостью, связанной, например, с периодичностью и интенсивностью выпадения осадков. С другой стороны, влажность почвы – очень сложный для пространственного моделирования показатель.

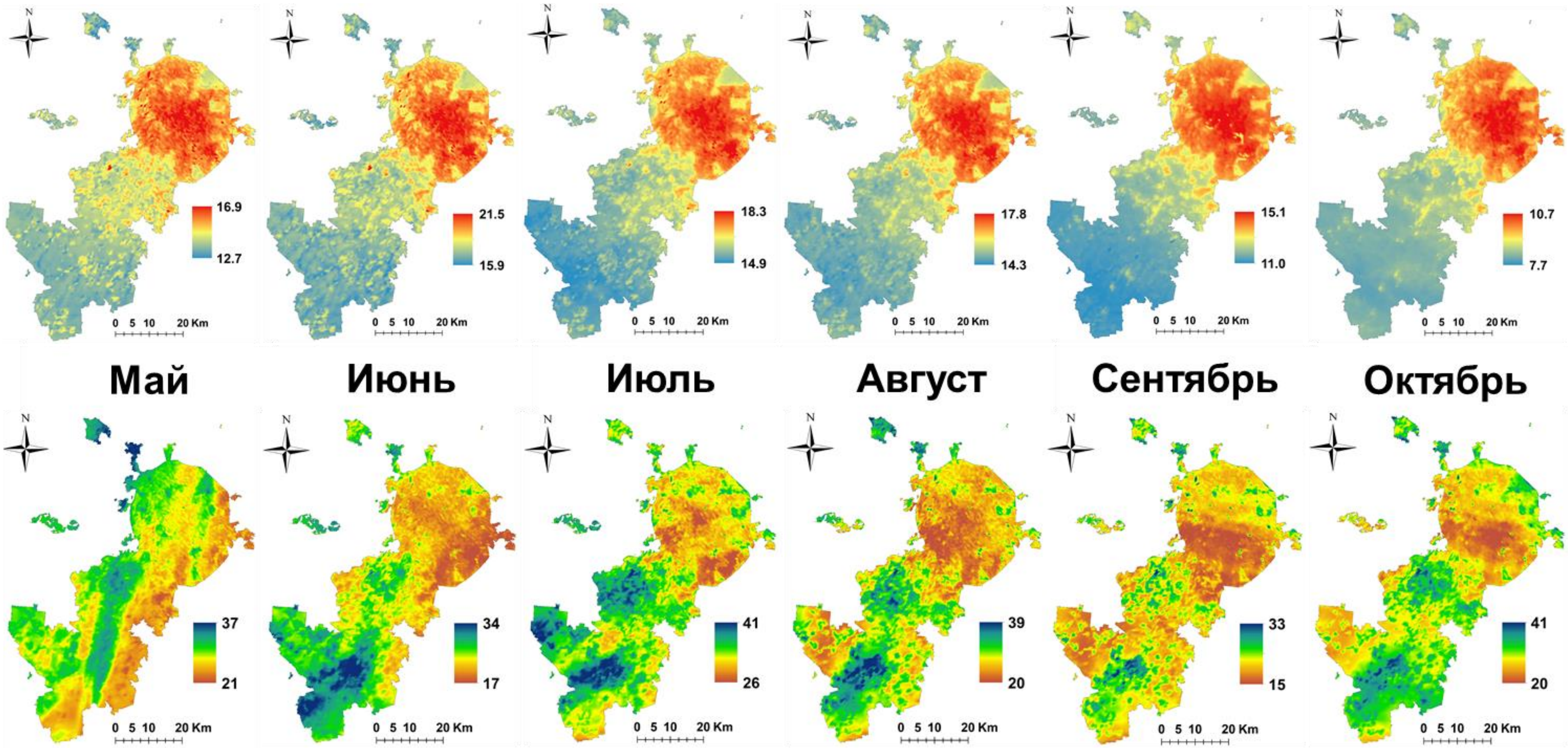


Рисунок 97 Пространственная неоднородность среднемесячных значений температуры почвы (верхний ряд) и влажности почвы (нижний ряд) Московского мегаполиса по данным моделирования COSMO-CLM за период май-июнь 2019-го года

Распределение потоков воды в слоистых конструкциях, которыми преимущественно представлены городские почвы, зависит от многих факторов, включая мощность горизонтов, их гранулометрический состав и гидрофизические параметры. Значения этих параметров могут сильно меняться даже на коротких расстояниях, поэтому обеспечить мезоклиматические модели пространственными данными по этим параметрам в достаточном разрешении на данном этапе не представляется реальным, что приводит к дополнительной неопределенности модели при прогнозировании влажности почв.

Запасы углерода в городских почвах Московского мегаполиса

Результаты анализа данных дистанционного зондирования отразили соотношение и пространственное распределение разных типов поверхностей на территории Московского мегаполиса. Более половины общей площади (55 %) заняли деревья и кустарники. Газоны (травянистая растительность) и пустыри занимали 16% и 6% общей площади соответственно. Запечатанные территории составили 21%, в то время как на водные объекты, включая реку Москву с притоками, пруды и водохранилища, пришлось в общей сложности менее 2% площади. Таким образом, зеленые территории (травянистая и древесно-кустарниковая растительность) занимают более 76% современной площади Московского мегаполиса, включая Новую Москву. При этом пространственная структура типов поверхностей и растительного покрова значительно отличается для Новой Москвы и Москвы в границах до 2012 года (далее по тексту – Москва). Процент запечатанных территорий в Москве был в четыре раза выше, а процент зеленых зон - на 35% ниже по сравнению с Новой Москвой.

Средние запасы углерода в слое почв 0-50 см для Новой Москвы составили 14.6±1.4 кг С $м^{-2}$, что на 20% выше, чем в Москве. При этом для Москвы показано аккумулятивное профильное распределение запасов углерода с максимальными запасами в слое 0-10 см. В Новой Москве в верхнем слое почвы содержалось менее трети от общих запасов. Сопоставление средних запасов углерода в почве для трех основных (незапечатанных) типов поверхностей (древесно-кустарниковая растительность, газоны и пустыри) дало следующие результаты. Для Москвы усредненные запасы углерода в почвах пустырей были на 15% выше, чем для газонов и на 20% выше, чем для деревьев и кустарников. При этом основная часть запасов (до 40%) сосредоточена в верхних 10 см. В Новой Москве, наоборот, запасы в почвах пустырей были ниже, чем для газонов и древесно-кустарниковой растительности, однако различия были статистических незначимыми (рис. 98).

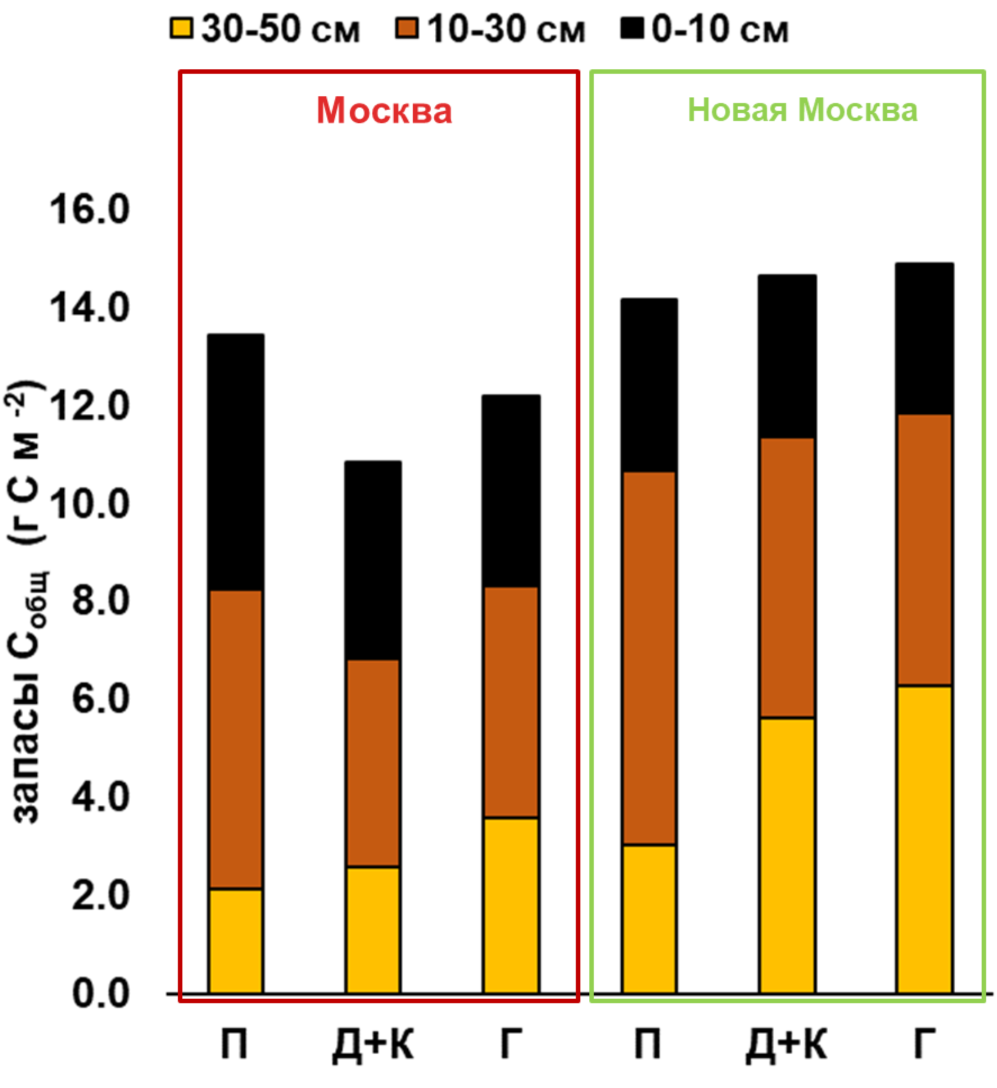


Рисунок 98 Профильное распределение запасов углерода для пустырей (П), древесно-кустарниковой растительности (Д+К) и газонов (Г) в Москве и Новой Москве

Пространственная неоднородность запасов углерода в почвах

Взаимосвязи между содержанием и запасами углерода в слоях 0-10, 10-30 и 30-50 см почв Московского мегаполиса и пространственными предикторами были аппроксимированы шестью регрессионными моделями. Из шести моделей пять (все, кроме модели для запасов углерода в слое 10-30 см) были статистически значимыми (F-тест, $p<0.05$). Модели включали 6-7 независимых переменных и объясняли от 10 до 23% от общей дисперсии (табл. 25). Расстояние до основных дорог и рельеф (высота над уровнем моря) наиболее часто были значимыми предикторами (t-тест, $p<0.05$). Положительная корреляция с расстоянием до дорог и отрицательная корреляция с высотой над уровнем моря обусловили более высокие запасы углерода в почвах понижений в рельефе и на удалении от крупных дорог и других источников антропогенной нагрузки, что хорошо согласуется с предыдущими исследованиями (Ivashchenko и др., 2014; Vasenev и др., 2014b). Историческое зонирование было значимым фактором для запасов углерода в слое 10-30 см, при этом более высокие запасы показаны для зон исторической застройки по сравнению с новыми районами.

Таблица 30 Независимые переменные (+: включены, -: исключены) и коэффициенты детерминации обобщенных линейных моделей регрессии, описывающих пространственную неоднородность содержания и запасов углерода в почвах Московского мегаполиса

Зависимая переменная/ слой (см)	Независимые переменные (предикторы)									R^2	R^2_{adj}
	Ele	Slo	W	T&H	L	ED_MCAR	ED_PR	ED_RW	HZ		
Запас С/0-10	+	-	+	+	+	-	+	+	+	0.23	0.13
Запас С / 10-30	+	+	+	+	-	+	+	-	+	0.15	0.04
Запас С / 30-50	+	+	+	+	+	-	+	+	-	0.15	0.09
Содержание С /0-10	+	-	+	+	+	-	+	+	+	0.21	0.11
Содержание С /10-30	+	+	+	+	-	-	+	+	+	0.19	0.09
Содержание С /30-50	+	-	+	+	+	-	+	-	+	0.24	0.15

Ele – высота (м), Slo – крутизна склона (%) , W- доля пустырей в ячейке модели (%), T&H - доля древесно-кустарниковой растительности в ячейке модели (%), L - доля травянистой растительности в ячейке модели (%); ED_MCAR – Евклидово расстояние до МКАД, ED_PR - Евклидово расстояние до основных дорог, ED_RW - Евклидово расстояние до железной дороги, HZ – историческая зона

Общие запасы углерода в слое 0-50 см почв Московского мегаполиса составили 25.6 млн тонн, в том числе 6.1 млн тонн в слое 0-10 см. Всего в почвах

Новой Москвы было накоплено 18 млн тонн углерода, что почти в 3 раза больше, чем в Москве. В почвах Новой Москвы в верхнем горизонте (0-10 см) содержалось 27% от общих запасов в слое 0-50 см, что на 5% выше по сравнению с Москвой. Запасы углерода во всех слоях сильно варьировали в пространстве, при этом максимальные коэффициенты вариации (CV%) показаны для слоя 0-10 см с постепенным уменьшением для более глубоких слоев. Исходя из значений CV%, запасы углерода в почвах Новой Москвы были более однородными по сравнению с почвами Москвы, где CV% превышал 100%. Самые высокие запасы углерода были показаны для юго-западной части Москвы и особенно для Одинцовского городского округа, где при относительно выровненном рельефе значительные площади были заняты зелеными зонами и пустырями. Высокие запасы углерода также показаны для почв зеленых зон на северо-востоке (например, природный заказник "Лосиный остров") и в долине реки Москвы (например, природный заказник "Москворецкий"). В центральном районе Москвы, для которого характерна наиболее высокая плотность застройки, средние запасы углерода были ниже, чем для других районов. В то же время, для центра показана самая высокая неоднородность – высокие запасы в скверах или старых селитебных зонах сочетались с нулевыми запасами запечатанных территорий. Пространственные закономерности, выявленные для содержания и запасов углерода, аналогичны. Пространственное распределение содержания и запасов углерода между глубинами также существенно не отличалось, при этом карты содержания и запасов углерода в слое 0-10 см характеризуются более высокой пестротой по сравнению с более гомогенным пространственными распределением, характерным для более глубоких слоев (рис. 99).

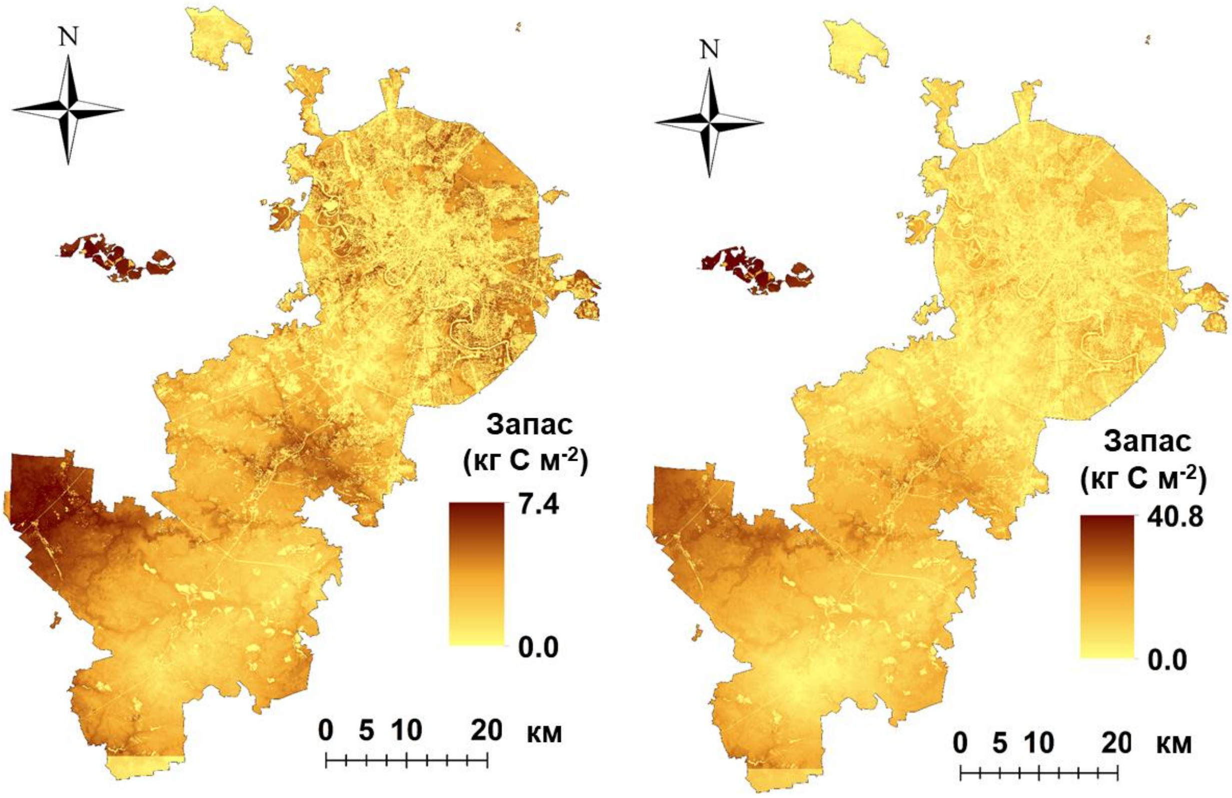


Рисунок 99 Картосхема запасов углерода в почвах г. Москва для слоя 0-10 см (слева) и 0-50 см (справа)

Факторы неоднородности микробного дыхания городских почв

Экспериментальные значения микробного (базального) дыхания, полученные для образцов верхнего (0-10 см) слоя городских почв Московского мегаполиса как отклик на различные условия температуры и влажности, варьировали в диапазоне от 0.12 до 5.10 мкг С $г^{-1}$ $ч^{-1}$ (95% доверительный интервал) со средним значением 1.99 мкг С $г^{-1}$ $ч^{-1}$. Такой большой разброс отражает как различия в содержании органического вещества, так и высокую чувствительность микробного дыхания к гидротермическим условиям. Зависимость микробного дыхания от температуры аппроксимировалась экспоненциальной моделью. Также показана положительная корреляция микробного дыхания с содержанием углерода и отрицательная - с pH. Самое высокое дыхание было отмечено для почв с нейтральной реакцией среды ($6.5<pH<7.5$) с содержанием углерода выше 8%. Самые низкие значения показаны для почв со слабощелочной реакцией среды ($pH > 7.5$) и содержанием углерода ниже 4% (рис. 100). Влажность почвы также оказывала положительное влияние на микробное дыхание, однако вклад этого фактора был менее значительным по сравнению с другими. Изученные взаимосвязи были объединены в регрессионную модель зависимости микробного дыхания от температуры и влажности почвы, содержания углерода и pH. Из нескольких возможных вариантов итоговых моделей была выбрана модель с наибольшим коэффициентом детерминации (табл. 31).

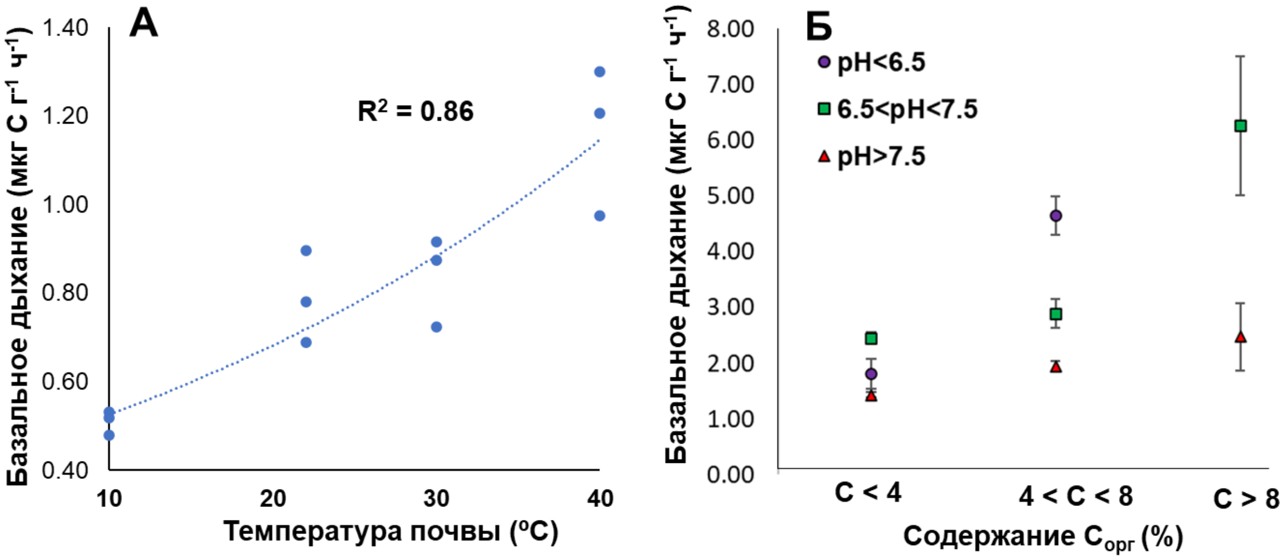


Рисунок 100 Зависимость базального (микробного) дыхания от температуры на примере образца № 311 (А). Базальное дыхание (среднее и стандартное отклонение) для почв с различным pH и содержанием углерода (Б)

Таблица 31. Модели зависимости микробного дыхания (МД), полученные в результате лабораторных экспериментов

Тип модели	Зависимая переменная	Независимая переменная (предиктор)	R^2
Множественная линейная регрессия	МД	ST*, SM, pH*, C*	0.43*
	*ln*МД	ST*, SM*, pH*, C*	0.51*
	МД	e^{ST*}, SM*, pH*, C*	0.32*
	МД	e^{ST*}, SM^{2*}, pH*, C*	0.32*
Обобщенная модель линейной регрессии	МД	ST*, SM, pH категория*, C категория*, pH категория × C категория*	0.45*
	*ln*МД	ST*, SM, pH категория*, C категория*, pH категория × C категория*	0.50*
	МД	e^{ST*}, SM, pH категория*, C категория*, pH категория × C категория	0.34*
	МД	e^{ST*}, SM^{2*}, pH категория*, C категория*, pH категория × C категория	0.33*

* - статистически значимый фактор (t-test, p<0.05) или модель (F-test, p<0.05)

Моделирование влияния городского острова тепла на микробное дыхание городских почв

Из возможных вариантов моделей МД для экстраполяции было выбрано уравнение с наибольшим R^2_{adj} (0.5, $p<0.05$): $ln\text{МД} = 1.39+0.04\times ST - 0.34\times pH + 0.09\times C_{\text{общ}} + 0.002\times SM$ (ST и SM – температура и влажность почвы). Полученная по экспериментальным данным регрессионная модель стала основой для объединения цифровой карты содержания углерода в слое 0-10 см городских почв с результатами мезоклиматического моделирования. В результате были получены карты среднемесячного микробного дыхания почвы за период май-октябрь 2019 года, что позволило оценить пространственно-временную изменчивость микробного дыхания городских почв с учетом влияния городского острова тепла. Анализ полученной серии цифровых карт показал, что наиболее высокие значения микробного дыхания были характерны для июня, составив в среднем 0.94±0.48 мкг С $г^{-1}$ $ч^{-1}$, что на 40% выше по сравнению с октябрем, когда микробное дыхание было самым низким (Рис. 101). Эта временная закономерность в целом повторяет сезонную динамику температуры воздуха и почвы, что соответствует предыдущим исследованиям сезонной динамики дыхания почвы в Московском регионе (Goncharova и др., 2019; Kurganova и др., 2020).

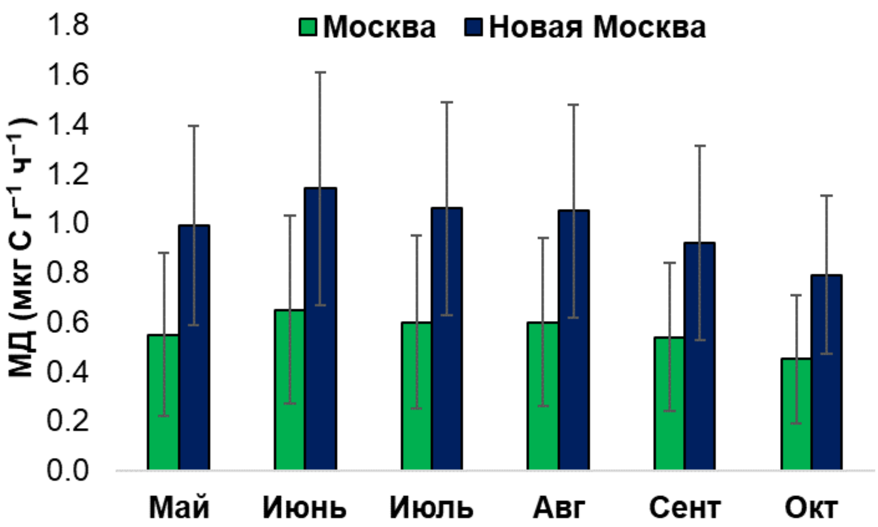


Рисунок 99 Сезонная динамика микробного дыхания (среднее и стандартное отклонение), усредненная для территорий Москвы и Новой Москвы

В пространственном отношении микробное дыхание почвы было еще более изменчивым. Микробное дыхание в почвах Новой Москвы было в среднем на 60-100% выше по сравнению с Москвой, при этом для максимальных значений показана обратная закономерность. В Москве максимальные среднемесячные значения микробного дыхания достигали 2.5 мкг С $г^{-1}$ $ч^{-1}$, в то время как в Новой Москве они никогда не превышали 2.0 мкг С $г^{-1}$ $ч^{-1}$. Пространственная неоднородность микробного дыхания почв в Москве была в два раза выше, чем в Новой Москве – коэффициенты вариации составляли в среднем 70% и 33% соответственно. Закономерности пространственного распределения микробного дыхания почв в основном соответствовали таковым для содержания углерода в почве: более высокие значения наблюдались в пригородных лесах и городских зеленых зонах, а самые низкие - в центральной части. При этом отдельные «очаги» интенсивного микробного дыхания отмечены в рекреационных и селитебных зонах исторического центра города, где высокое содержание углерода совпадало с наиболее сильным проявлением городского острова тепла (рис. 102).

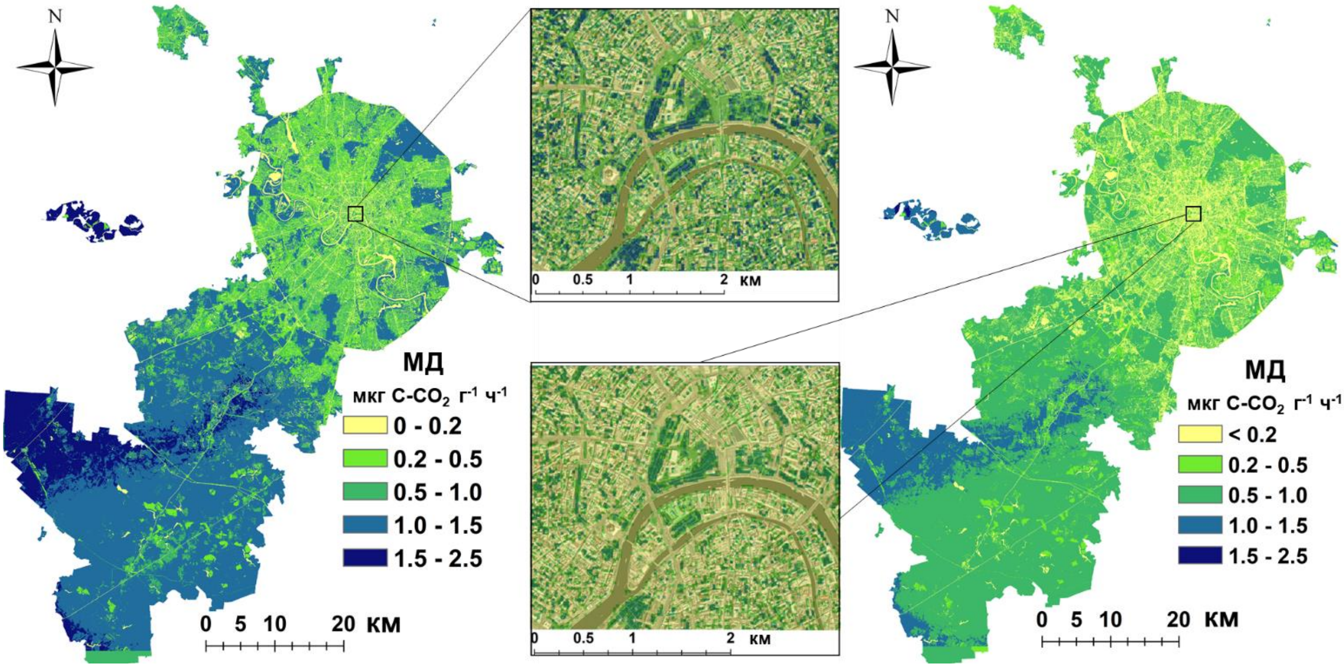


Рисунок 102 Картограмма микробного дыхания (МД) почв Московского мегаполиса в июне (слева) и октябре (справа) по данным моделирования (увеличенные фрагменты: МД для территории исторического центра с прозрачностью 50% и подложкой Google Earth)

По сравнению с территорий вне города увеличение среднемесячной температуры почв Московского мегаполиса, вызванное эффектом городского острова тепла, составило от 0.3 ºC в мае до 0.6 ºC в сентябре. В Новой Москве эффект городского острова тепла был незначительным, в то время как в Москве повышение среднемесячной температуры почвы достигло 2 ºC в сентябре. В результате интенсивность микробного дыхания городских почв также увеличилась, при этом пространственно-временная изменчивость микробного дыхания хорошо коррелирует с пространственными и временными закономерностями распространения городского острова тепла. Дополнительная месячная микробная эмиссия CO_2, связанная с эффектом городского острова тепла, составила в среднем 2.4 г C $м^{-2}$, а максимальные значения для небольших рекреационных и селитебных зон в центре города достигали 18.2 г C $м^{-2}$, что составило 25% от среднемесячной эмиссии CO_2 в Московском мегаполисе. Общая дополнительная эмиссия CO_2 за период наблюдений составила 59 тыс. тонн C, из которых 84% пришлось на территорию Москвы в границах 2012 г. На территории Новой Москвы также показаны дополнительные эмиссии CO_2, но зафиксированы они были только для пригородных районов в пределах 20 км от Москвы, а их значения не превышали 1-3 г C $м^{-2}$ за месяц. Для более удаленных районов Новой Москвы показана отрицательная разница - более высокие эмиссии CO_2 по результатам моделирования без учета эффекта городского острова тепла по сравнению с моделью, учитывающей этот эффект (рис. 103). В абсолютных значениях дополнительная микробная эмиссия CO_2, связанная с эффектом городского острова тепла, (~ 0.2 т C $га^{-1}$ $год^{-1}$) сопоставима с депонирующей способностью, показанной для степных экосистем (Qian et al., 2010) и экосистем старых гольф-полей (Selhorst, Lal, 2011), что стоит принимать во внимание при прогнозировании баланса углерода в городских экосистемах и, в частности, перспектив развития городской зеленой инфраструктуры для достижения целей углеродной нейтральности.

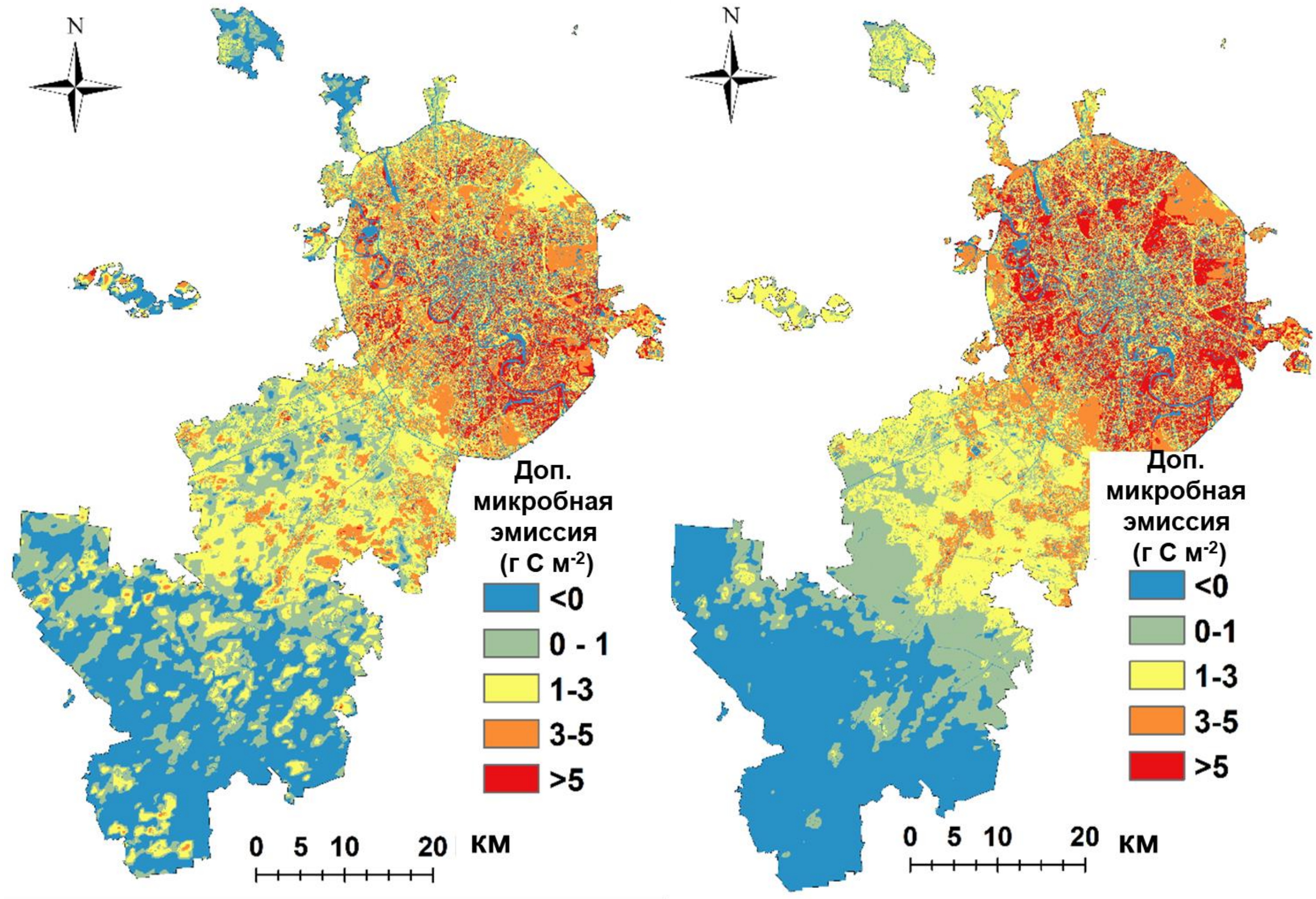


Рисунок 103 Дополнительная микробная эмиссия CO_2, вызванная эффектом городского острова тепла, (разница между моделями, учитывающими и исключающими климатические данные для городской территории) в июне (слева) и сентябре (справа)

По соотношению микробного дыхания и содержания углерода в почвах Московского мегаполиса оценили их устойчивость к биодеградации. По данным метеорологических наблюдений и мезоклиматического моделирования, среднесуточная температура почвы в Московском мегаполисе с мая по ноябрь 2019 года была выше 10º в течение 151 дня. Это значение использовали как период биологической активности (T_b) для оценки константы биодеструкции и периода полуразложения органического вещества (формулы 6.4.2 и 6.4.3). Средний период полуразложения составил 5.7±2.1 года. Наибольшие значения, показанные для лесопарков и рекреационных зон на северо-востоке Москвы и на малонарушенных территориях Новой Москвы, свидетельствуют о высокой устойчивости запасов углерода в почве ($T_{0.5}$ более 15 лет), что, вероятно, объясняется низкой антропогенной нарушенностью и минимальным эффектом городского острова тепла. Наименьшая устойчивость запасов углерода в городских почах была показана для небольших рекреационных и селитебных зон в центральной части. Верхний горизонт почв здесь в основном состоит из торфо-песчаных смесей, легко минерализуемых почвенными микроорганизмами, особенно в условиях повышенных температур, вызванных эффектом городского острова тепла (см. Глава 4). В итоге показатель $T_{0.5}$ для этих участков составляет менее года (рис. 104) и может еще более сократиться в результате климатических изменений.

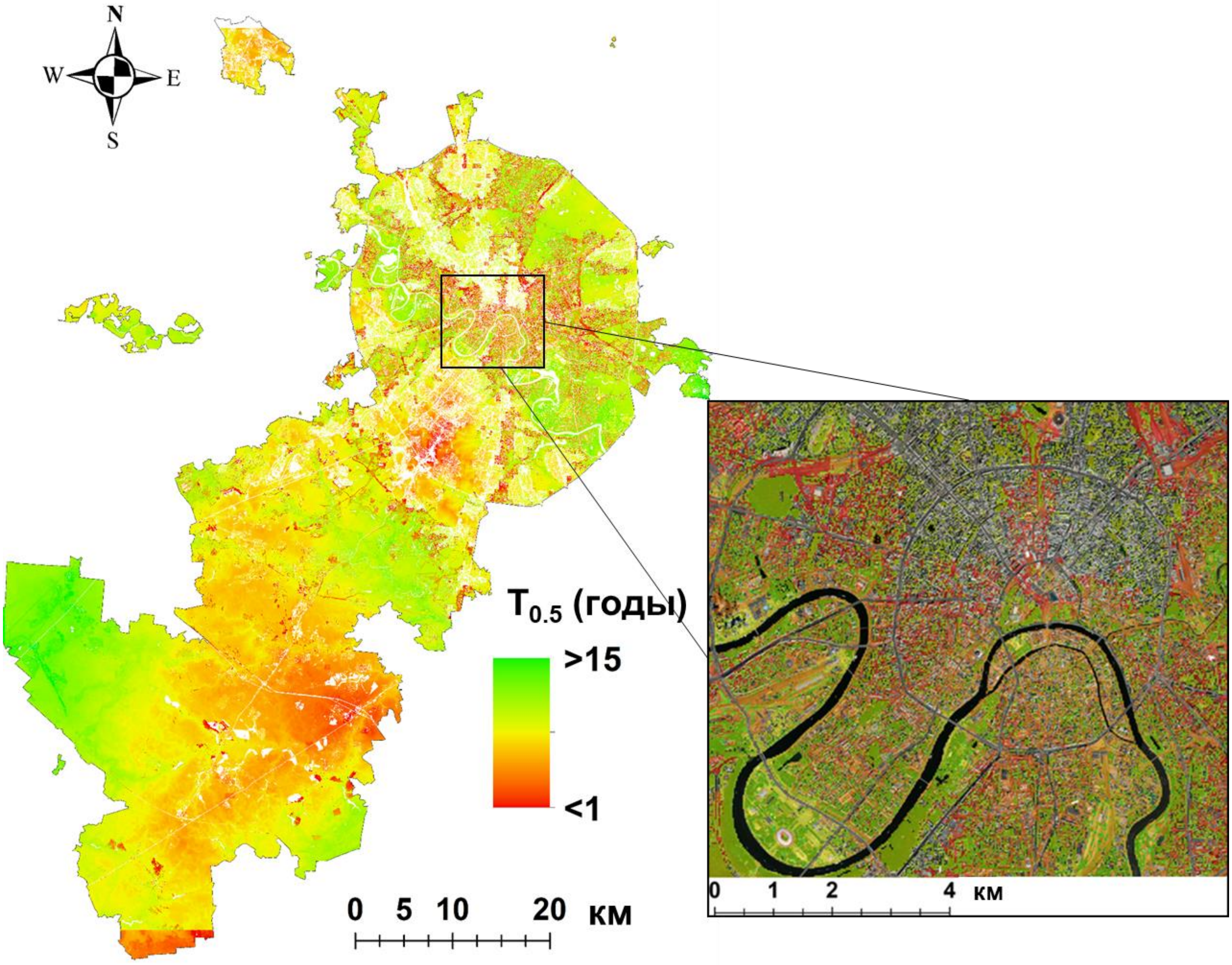


Рисунок 104 Картограмма периода полуразложения ($T_{0.5}$) органического вещества почв Московского мегаполиса по результатам моделирования (увеличенные фрагменты: $T_{0.5}$ для территории исторического центра с прозрачностью 50% и подложкой Google Earth)

Влияние городского острова тепла на пространственно-временную изменчивость микробного дыхания городских почв – важная информация для прогнозирования устойчивости запасов углерода в городских почвах в условиях изменения климата. Проведенное исследование, включающее лабораторный эксперимент по оценке температурной чувствительности микробного дыхания, цифровое картографирование содержания и запасов углерода в городских почвах и мезоклиматическое моделирование эффекта городского острова тепла в высоком разрешении, позволило получить для территории Московского мегаполиса картограммы запасов углерода и среднемесячного микробного дыхания в городских почвах в течение вегетационного сезона (май-ноябрь) 2019 года. В целом, урбанизация, сопряженная, в первую очередь, с запечатыванием почв, оказала негативное влияние на запасы углерода в почве и микробное дыхание - в наиболее плотно застроенной центральной части города полученные значения были на 30-50 % меньше по сравнению с лесопарками и лесными массивами на окраинах и в Новой Москве. Более детальный анализ показал, что для центральной части города характерна очень высокая неоднородной почвенных свойств - низкие значения запасов углерода и микробного дыхания в зонах застройки и транспортной инфраструктуры чередовались с высокими значениями показателей в небольших зеленых зонах – парках, скверах, дворовых территориях. В условиях интенсивного городского острова тепла эти зоны стали очагами дополнительной микробной эмиссии CO_2 из-за интенсивной биодеструкции легкоразлагаемого органического вещества почвенных конструкций на основе торфопесчаных смесей. Период полуразложения запасов углерода в верхнем слое почвы на этих территориях составлял всего 1-2 года, что в десять раз меньше по сравнению с пригородами и природными территориями. Низкая устойчивость запасов углерода в городских почвах к эффекту городского теплового острова приводит к высоким экологическим и экономическим рискам в результате увеличения эмиссий парниковых газов и заставляет задуматься о пересмотре текущей политики управления почвенными ресурсами, основанной на импорте торфяных материалов для почвенного конструирования.

6.5. Прогнозирование изменений запасов углерода в почвах Московского региона в результате урбанизации в 2015-2050 годах[13]

Сравнительный пространственный анализ запасов углерода в почвах урбанизированных и фоновых территорий может стать основой для прогнозирования последствий будущей урбанизации в регионе. При проведении такого анализа принимали во внимание различные функциональные зоны (промышленные, селитебные, рекреационные), типы поверхности и землепользования, включая как запечатанные территории (застройка, дорожная инфраструктура), так и открытые участки и объекты городской зеленой инфраструктуры, расположенные в пределах официальных границ населенных пунктов. Анализ урбанизации проводился с использованием топографических карт за 1980 год (масштаб 1: 200 000), данных дистанционного зондирования, официальных статистических данных и открытых веб-ресурсов (Open Street Map Project, 2016). Сочетание дистанционного зондирования и официальных статистических данных позволило разработать оптимальный подход для прогнозирования урбанизации в Московском регионе.

Существует множество подходов к моделированию урбанизации и ее экологических последствий. К наиболее распространенными относятся следующие: логистическая регрессия (Dubovyk и др., 2011; Reilly и др., 2009), множественная линейная регрессия (Dewan and Yamaguchi, 2009; Seto и др., 2011), оценка пригодности территории (suitability analysis) (Batisani and Yarnal, 2009) и дискретные модели по принципу клеточного автомата (Sun и др., 2012). В условиях, когда данные доступны только за ограниченный период, логистическая регрессия подходит больше других (Li et al., 2013). В связи с этим для прогнозирования изменений запасов углерода в почвах Московской области в результате урбанизации был выбран именно этот подход. В рамках выбранного подхода

[13] Основные результаты, изложенные в данной главе, опубликованы в статье
Vasenev V.I., Stoorvogel J.J., Leemans R., Valentini R., Hajiaghayeva R.A. Projection of urban expansion and related changes in soil carbon stocks in the Moscow Region // Journal of Cleaner Production. — 2018. — V. 170. — P. 902-914. DOI:10.1016/j.jclepro.2017.09.161. SJR Scopus (2022) = 1,981. — 2,0 п.л.; 1,4 п.л.

локальные вероятности урбанизации (т.е. вероятность того, что отдельно взятая ячейка будет идентифицирована как урбанизированная) оценивали как функцию от сочетания экологических (Reilly и др., 2009; Ye и др., 2013) и социально-экономических (Li и др., 2013; Wu and Zhang, 2012) факторов, а также фактор соседства (Dubovyk и др., 2011; Müller и др., 2010). Экологические факторы традиционно включают климат, растительность, геоморфологические и литологические условия и характеристики почвенного покрова. Социально-экономические факторы аппроксимируют такие процессы, как трудовая миграция, доступность транспортной инфраструктуры и качество жизни. Учет фактора соседства в моделях урбанизации предполагает более высокую вероятность расширения существующих границ города (городской экспансии) по сравнению с созданием новых городских территорий на удалении от существующих.

Анализ урбанизации в Московском регионе в 1980-2015 годах

Развитие урбанизации в Московской области было проанализировано за период с 1980 по 2015 годы. Для того, чтобы избежать несовпадений границ населенных пунктов на разных картах, использовался метод "обратного прогнозирования (backcasting)" (Feranec и др., 2007), при котором карты за более ранние периоды создаются на основе наиболее современной карты. По данным ресурса Open Street Map на территории Московской области в 2015 году было выделено 11552 объекта, идентифицируемых как урбанизированные территории. Из общего количества для дальнейшего анализа были отобраны 168 объектов с площадью более 2 км^2, остальные были идентифицированы как фрагменты поселений, а не отдельные поселения, и для дальнейшего анализа не использовались. Границы выбранных населенных пунктов были скорректированы по данным спутниковых снимков Google Earth (2015). Карта со скорректированными по состоянию на 2015 год границами населенных пунктов была использована для "обратного прогнозирования" урбанизации за период 1980-2015 годов. Процедура были реализована в три этапа: 1) карта населенных пунктов 2015 года и топографическая карта 1980 года были наложены друг на друга; 2) были визуально установлены изменения границ населенных пунктов или появление новых; iii) полигоны, соответствующие городским территориями, появившимся с период с 1980-го по 2015-й год были выделены в отдельный слой и трансформированы в бинарный (город/ не город) растровый файл с разрешением 30 м (рис. 105).

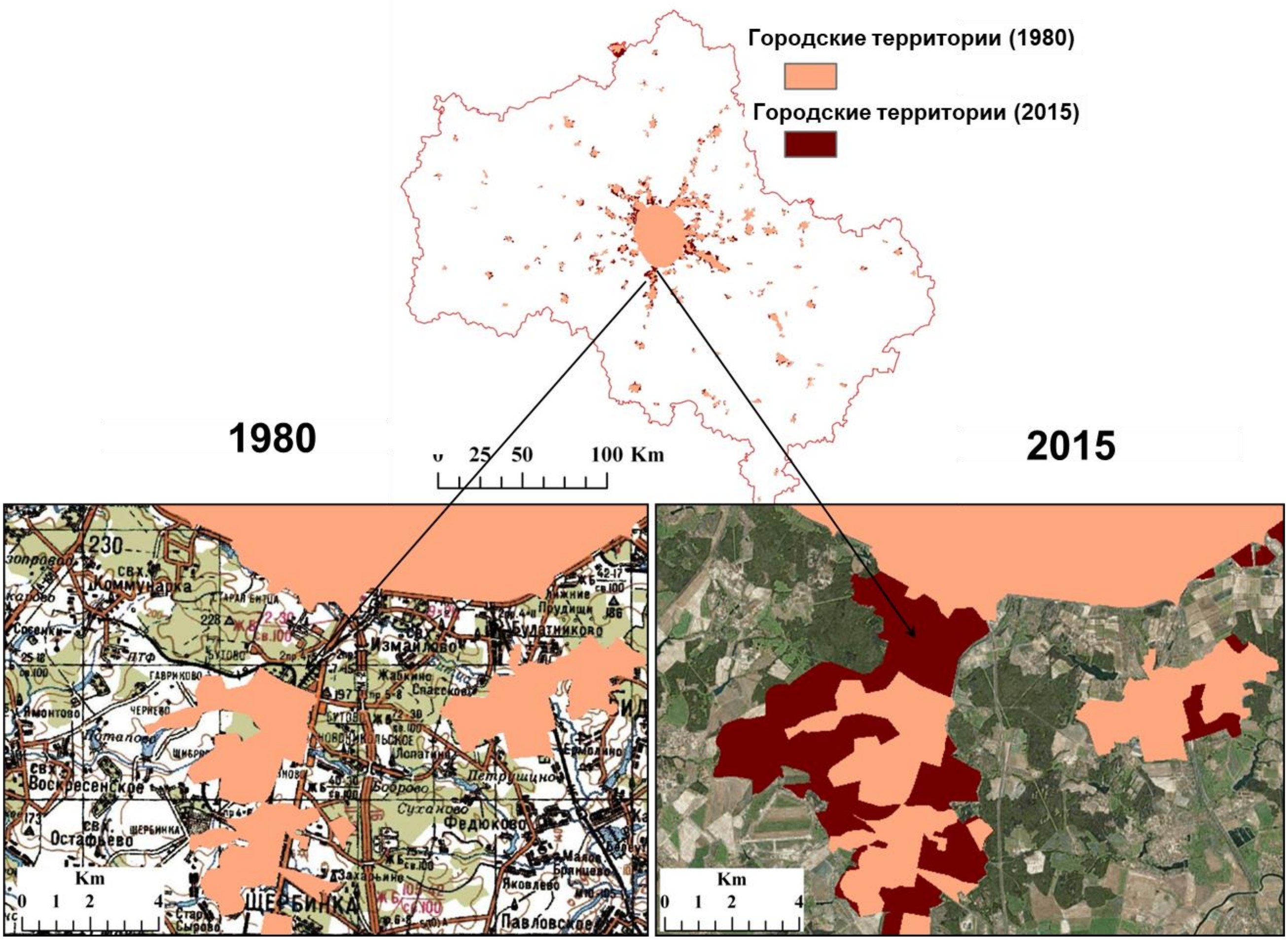


Рисунок 105 Сравнение контуров урбанизированных территорий в 1980 и 2015 годах для анализа урбанизации в Московском регионе

Анализ факторов урбанизации в регионе

Вероятность урбанизации оценивали как функцию от сочетания экологических и социально-экономических факторов и фактора соседства (Aspinall, 2004; Batisani and Yarnal, 2009; Li и др., 2013) (Табл. 32). Экологические факторы определяют пригодность территории для определенного землепользования, в данном случае – для создания и развития городских поселений. При анализе воздействия урбанизации на запасы углерода в почве факторы этой категории имеют определяющее значение (Lal, 2004; Добровольский и Урусевская, 2004). В качестве экологических факторов были проанализированы климат, рельеф, растительность и тип почвы. Климатические условия были характеризованы среднегодовой температурой и годовой суммой осадков по глобальной базе данных WorldClim (Hijmans и др., 2005). Рельеф характеризовали по высоте над уровнем моря и крутизне склона по данным цифровой модели рельефа SRTM (Jarvis и др., 2016). В качестве количественной характеристики типа растительности использовали стандартизированный индекс площади листьев (LAI), полученный по данным снимков Landsat за 1981 и 2012 годы. Для того, чтобы учесть сезонный разброс LAI характерный для Московского региона, использовались значения LAI за середину июля и середину октября. Типы (подтипы) почв выделяли по карте почв Московской области (Почвы Московской области…, 2002). В соответствии с международной классификацией и проведенными ранее исследованиями (см. п. 6.1) почвы были объединены в пять основных подтипов: подзолы торфяные, дерново-подзолистые почвы, серые почвы, глинисто-иллювиальные элювиированные черноземы и торфяные болотные почвы (Почвы Московской области…, 2002). Выделенные подтипы значимо отличаются по средним содержаниями органического вещества: 3-4% в подзолах и дерново-подзолистых почвах, 4-7% в серых почвах и глинисто-иллювиальных элювиированных черноземах и более 10% в торфяных болотных почвах (данные для 0-30 см, Batjes, 2009; Почвы Московской области…, 2002). Почвенные свойства во многом определили преобладающий тип землепользования. Леса и залежи занимают более 60% площадей подзолов и дерново-подзолистых почв, в то время как пахотные почвы занимают 30-40% ареалов серых почв и более 60% территории с преобладанием глинисто-иллювиальных черноземов (Почвы Московской области…, 2002).

Большинство моделей урбанизации уделяет основное внимание социально-экономическим факторам (Seto и др., 2011; Wu and Zhang, 2012). Поскольку первичные социально-экономические параметры, основанные на официальных статистических данных (например, население и ВВП), доступны только для крупных административных единиц и не имеют необходимого пространственного разрешения в пределах Московского региона, для моделей использовали косвенные количественные параметры, включая расстояния до крупных городов, объектов социальной и транспортной инфраструктуры и водоемов (Batisani and Yarnal, 2009; Cheng and Masser, 2003). Принимая во внимание, что в Московском регионе основным социально-экономическим центром притяжения является Московский мегаполис (Argenbright, 2013), расстояния до центра Москвы и основных автомагистралей были выбраны в качестве социально-экономического фактора урбанизации. Расстояние до водных объектов также рассматривалось в качестве возможного фактора развития урбанизации. С одной стороны, близость к водным объектам обеспечивает многие критические для города функции, например водоснабжение, рекреацию, водные пути сообщения и эстетику ландшафта. С другой стороны, территории в непосредственной близости от водных объектов подвержены повышенным рискам затопления и подтопления, а строительство на таких территориях может быть ограничено. Все социально-экономические факторы количественно оценивали через Евклидово расстояние до соответствующих объектов с использованием специализированного ГИС-ПО.

Фактор соседства традиционно характеризуется как доля различных типов землепользования на прилегающих территориях (Stoorvogel and Fresco, 1996; Verburg и др., 2002). Различные исследования показали, что вероятность урбанизации гораздо выше на участках, находящихся в непосредственной близости от существующих городских поселений (Müller и др., 2010; Li и др., 2013). Это вполне правдоподобно, учитывая, что инфраструктурные, экономические и социальные условия обычно благоприятствуют расширению существующих поселений, а не созданию новых (Pickett и др., 2011). Доля урбанизированных участков (ячеек) на прилегающей территории является наиболее часто используемой переменной в моделях урбанизации (Fang и др., 2005). В рамках исследования использовали процент урбанизированных территорий в радиусе 100 м и 1000 м, подразумевая, что такие расстояния адекватно отражают влияние внутренних (структура городской застройки) и внешних (развитие прилегающих территорий) факторов соседства.

Все экологические, социально-экономические факторы и факторы соседства, использованные для прогнозирования урбанизации в Московском регионе, а также источники информации по каждому фактору обобщены в таблице 32.

Таблица 32 Переменные, используемые для прогнозирования урбанизации в Московском регионе

Переменная	Описание	Источник
	Экологические факторы	
Температура	Средняя годовая температура (°C)	www.worldclim.org (Hijmans et al., 2005)
Осадки	Годовая сумма осадков (мм)	
Высота	Высота над уровнем моря (м)	srtm.csi.cgiar.org/index.asp (Jarvis et al., 2008)
Склон	Крутизна склона (%)	
LAI_{j80}/ LAI_{j15}	Индекс площади листьев (период 12-19-е июля 1980 и 2015-го годов)	http://glcf.umd.edu/data/lai/ (Yuan и др., 2011)
LAI_{o80}/ LAI_{o15}	Индекс площади листьев (период 16-23-е октября 1980 и 2015-го годов)	
Почва	Укрупненные типы почвы (1 = подзол; 2 = дерново-подзолистая; 3 = серая лесная; Soil 4 = черноземы; 5 = пойменные и торфяные болотные)	Карта почв Московской области (Почвы Московской области, 2002)
	Социально-экономические факторы	
Moscow_d	Евклидово расстояние до Москвы (в границах до 2012 года)	По данным Open Street Map www.openstreetmap.org
Highway_d	Евклидово расстояние до федеральных трасс	
Water_d	Евклидово расстояние до основных водных объектов	
	Фактор соседства	
Neighb_100m	Доля урбанизированных ячеек на прилегающих территориях в радиусе 100 м	На основании построенной карты урбанизации за период 1980-2015 годов
Neighb_1km	Доля урбанизированных ячеек на прилегающих территориях в радиусе 1000 м	

Все факторы были представлены в виде растровых файлов с пространственным разрешением 771 м для экологических факторов и 30 м для социально-экономических и факторов соседства. Более грубое разрешение для экологических факторов было обусловлено как разрешением источников первичных данных, так и более постепенным характером изменений этих факторов с расстоянием по сравнению с социально-экономическими факторами (например, среднегодовая температура или доминирующий тип почв являются менее гетерогенными факторами, чем близость к транспортной инфраструктуре).

Статистическая обработка и анализ данных

Взаимосвязь между вероятностью урбанизации в Московском регионе за период 1980-2015 гг. и независимыми переменными (предикторами) оценивали с помощью модели логистической регрессии. Для этого сначала была сделана случайная выборка из 10 000 точек на карте урбанизации 1980-2015-го годов. Выборка включала три различные категории территорий: 1) урбанизированные до 1980 года; 2) урбанизированные между 1980 и 2015 годами и 3) не урбанизированные в 2015 году. Только 1% исходной выборки относился ко второй группе, поэтому была сделана дополнительная случайная выборка из 5 000 точек, относящихся в 2015 году к урбанизированным территориям. В итоге был получен набор точек, который использовали для сбора информации по всем анализируемым факторам. После корректировки неточностей пространственного анализа (например, удаления точек, попавших на территорию водных объектов или не обеспеченных данными), была получена итоговая база данных из 13 685 объектов, которая и использовалась в регрессионном анализе. Был применен подход прямой пошаговой регрессии, основанный на статистике Вальда, которая часто используется для оценки максимального правдоподобия прогноза по биномиальным данным (Боровиков, 2003). В результате была получена модель с бинарной зависимой переменной урбанизации (город/ не город) и ограниченным числом независимых переменных (предикторов). Для оценки эффективности модели был рассчитан процент корректных предсказаний. Долю объясненной дисперсии оценивали по коэффициенту детерминации R^2.

Прогнозирование урбанизации в Московском регионе в 2015-2050 годах

Модель логистической регрессии позволила объяснить закономерности урбанизации в Московском регионе в период с 1980 по 2015 год. В зависимости от набора независимых переменных были предложены две альтернативные модели вероятности урбанизации. Первая модель (FUM) включала все значимые экологические, социально-экономические факторы и факторы соседства. В модели FUM влияние факторов соседства доминировало над остальными, в связи с чем была предложена вторая модель (EUM), которая включала только экологические факторы. Результатом применения моделей логистической регрессии стали карты, где каждой ячейке было присвоено значение вероятности того, что она относится к урбанизированной территории. Преобразование таких карт в карты урбанизации осуществляется при введении порогового значения (вероятности, при достижении которой ячейка идентифицируется как урбанизированная). Для определения этих пороговых значения сопоставляли построенную и модельную карту урбанизированных территорий в 2015-м году и подбирали значения параметра, при котором границы урбанизированных территорий на обеих картах максимально совпадали.

Полученные модели урбанизации в период 1980-2015 годов (прошедшая урбанизация) экстраполировали для прогнозирования урбанизации в Московском регионе в 2015-2050 годах (будущая урбанизация). При этом было рассмотрено несколько сценариев. В первом сценарии использовалась модель FUM и предполагалось, что близость к границам городских поселений 2015-го года является ключевым фактором, определяющим направление урбанизации. Во втором сценарии применялась модель EUM. В обеих моделях LAI 1981 года (LAI81), который использовался для моделирования урбанизации в 1980-2015 годах, был заменен на LAI 2012 года (LAI12) (самое последнее доступное изображение в 2015 году), а расстояние до Москвы, автомагистралей и водных объектов было принято постоянным и равным таковому в 2015 году. Альтернативный третий сценарий был сфокусирован на развитии проекта Новой Москвы и подразумевал наиболее интенсивную урбанизацию этой территории. Хотя реальные центры урбанизации внутри Новой Москвы не были заданы, вероятность интенсивной урбанизации внутри границ Новой Москвы в ближайшие десятилетия гораздо выше, чем за ее пределами. В связи с этим сценарий предполагал полную урбанизацию территории Новой Москвы к 2050-му году. При этом, принимая во внимания, что хотя основная застройка и сосредоточена в Новой

Москве, но развитие урбанизации в других направлениях также сохраняется, для проверки третьего сценария территория Новой Москвы была добавлена к прогнозной урбанизированной территории по модели FUM. Итоговый вариант модели с учетом территории Новой Москвы обозначен как NMUM. В итоге на 2050 год были созданы три карты урбанизации, соответствующие моделям FUM, EUM и NMUM.

Оценка изменения запасов углерода в почвах Московского региона в результате урбанизации 2015-2050 годы

Полученные прогнозы развития урбанизации по трем альтернативным моделям были использованы для оценки возможного влияния урбанизации на запасы углерода в почве Московского региона. Для этого были использованы карты запасов углерода в слоях 0-10 и 10-150 см почв Московской области, учитывающие как городские территории, так и лес, залежи и пашни (см. п. 6.1.). Из нескольких вариантов моделей, описанных в п 6.1, была выбрана GLM3, учитывавшая как данные для городских почв, так и влияние характерных для городской среды факторов. Для прогнозирования влияния будущей урбанизации на запасы углерода использовали значения, усредненные для ареалов, соответствующих комбинации типа почв и типа землепользования. Процедура включала пять последовательных этапов:

1) Карта землепользования 2015-го года была объединена с картой урбанизированных территорий 2015 года (см. выше);

2) Карта землепользования 2015-го года была также объединена с альтернативными прогнозными картами урбанизации 2050-го, полученными с использованием моделей FUM, EUM и NMUM. В результате были получены три карты землепользования 2050 года (при этом моделировался только процесс урбанизации, т.е. переход земель в городские территории, изменения землепользования для других категорий не учитывались);

3) Все полученные карты землепользования были наложены на карты почв (при этом исходили из предположения, что границы почвенных ареалов остаются неизменными в течение изучаемого периода);

4) Для каждого сочетания типа почвы и типа землепользования в 2050-м году были рассчитаны средние запасы углерода в слоях 0-10 и 10-150 см. Полученные результаты были сопоставлены с аналогичными значениями для 2015-го года;

5) Были рассчитаны общие изменения запасов углерода в почвах Московского региона для альтернативных моделей урбанизации в 2015-2050-м годах.

Процесс прогнозирования изменения запасов углерода в результате урбанизации Московского региона в 2015-2050 годах обобщен на рис. 106.

Пространственные закономерности урбанизации Московского региона в 1980-2015 гг.

За исследуемый 35-летний период площадь урбанизированных территорий в Московском регионе выросла с 2139 км^2 в 1980 до 2620 км^2 в 2015. Наиболее значительная урбанизация показана в центре (расширение Московского мегаполиса) и на юго-западе (включая развитие Новой Москвы). В основном урбанизация происходила на территориях, где преобладают дерново-подзолистые почвы (две трети от общей территории). Доля урбанизированных территорий с преобладанием подзолов, серых, торфяных болотных и пойменных почв составила соответственно 1.4, 0.2 и 0.6% от их площадей. Значимой урбанизации не отмечено только на территориях с преобладанием глинисто-иллювиальных черноземов, которые занимают около 0.5% от площади региона. С наибольшей вероятностью урбанизации подвергались бывшие лесные или пахотные (залежные) территории – 41 и 46% случаев соответственно.

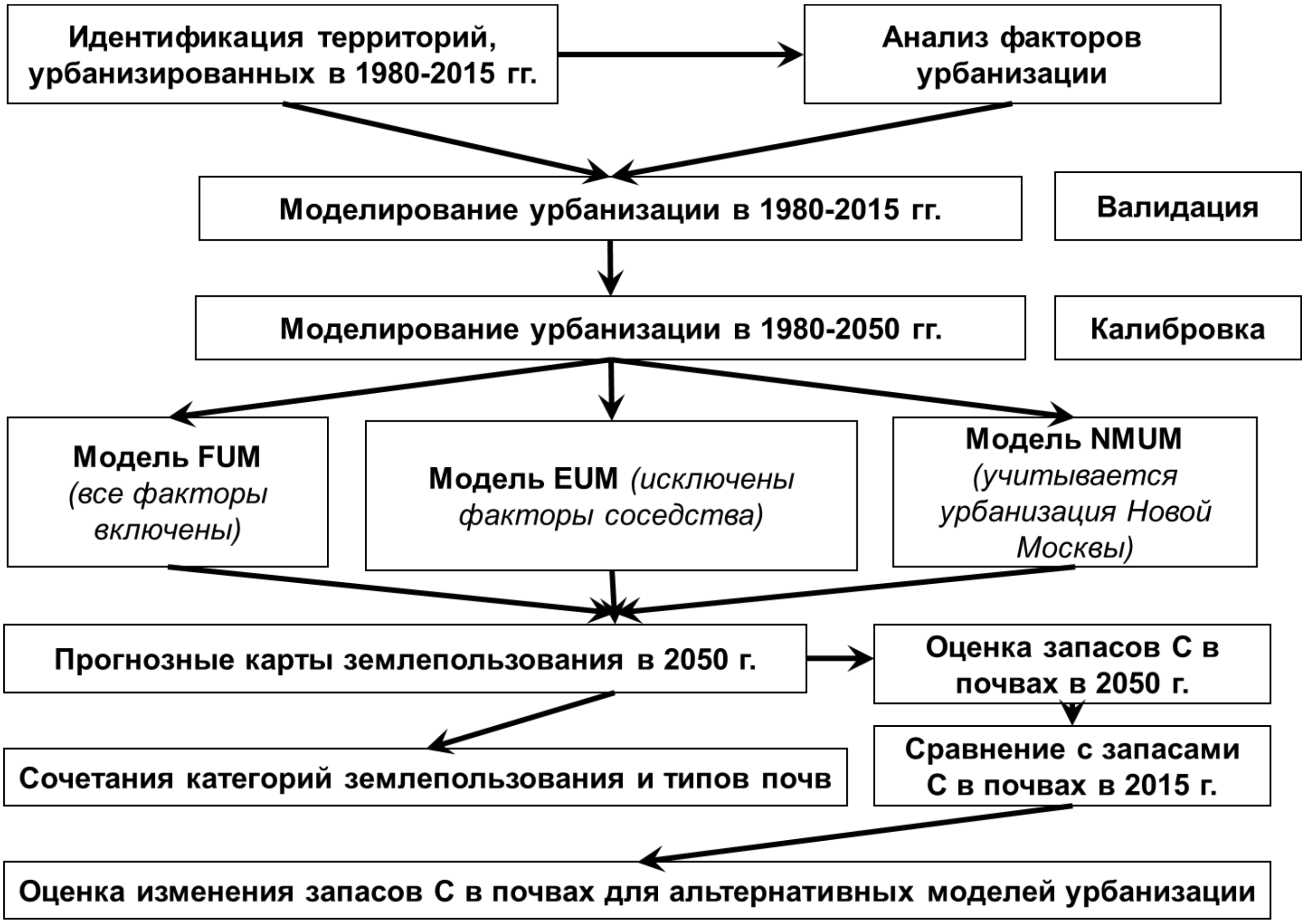


Рисунок 106 Пошаговая схема прогнозирования изменения запасов углерода в почвах Московского региона в результате урбанизации 2015-2050 гг.

Модели урбанизации в Московском регионе в 1980-2015 гг.

Модели FUM и EUM в значительной степени отразили пространственные закономерности урбанизации в регионе за период 1980-2015 гг. На основе соответствия модельных значений и фактических данных на 2015 г. порог чувствительности (вероятность, при которой ячейка считалась урбанизированной) составил 0.98 и 0.72 для FUM и EUM соответственно. Модель FUM позволила дать более точный прогноз (91.3% корректных предсказаний) и объяснила 74% от общей дисперсии (Табл. 25), что связано с доминирующим воздействием фактора соседства – большая часть новых урбанизированных территорий оказалась в пределах 1 км от существующих. Экологические и социально-экономические факторы также оказали статистически значимое воздействие на вероятность урбанизации ($P<0.001$). Среди экологических факторов для рельефа и индекса

LAI81 показана отрицательная взаимосвязь с вероятностью урбанизации, а для типа почвы – положительная. Из социально-экономических факторов отрицательная взаимосвязь показана для расстояния до Москвы и до водных объектов. Доминирование фактора соседства наглядно отражено на карте урбанизации по модели FUM, где новые урбанизированные зоны в большинстве своем сосредоточены в буферной зоне существующих населенных пунктов (Рис. 105 А). Исключение этого фактора из модели EUM снижает коэффициент детерминации, но увеличивает количество значимых факторов, в первую очередь, экологических. Процент корректных предсказаний при этом заметно снижается по сравнению с результатами модели FUM, но при этом сопоставим с результатами других региональных моделей (Li и др., 2013). При этом показаны значимые отрицательные зависимости вероятности урбанизации с факторами рельефа (высота над уровнем моря и крутизна склона) и индексом LAI81. Для социально-экономических факторов также показаны отрицательные зависимости при наиболее значимом воздействии (по статистике Валда) фактора расстояния до Москвы (Табл. 33).

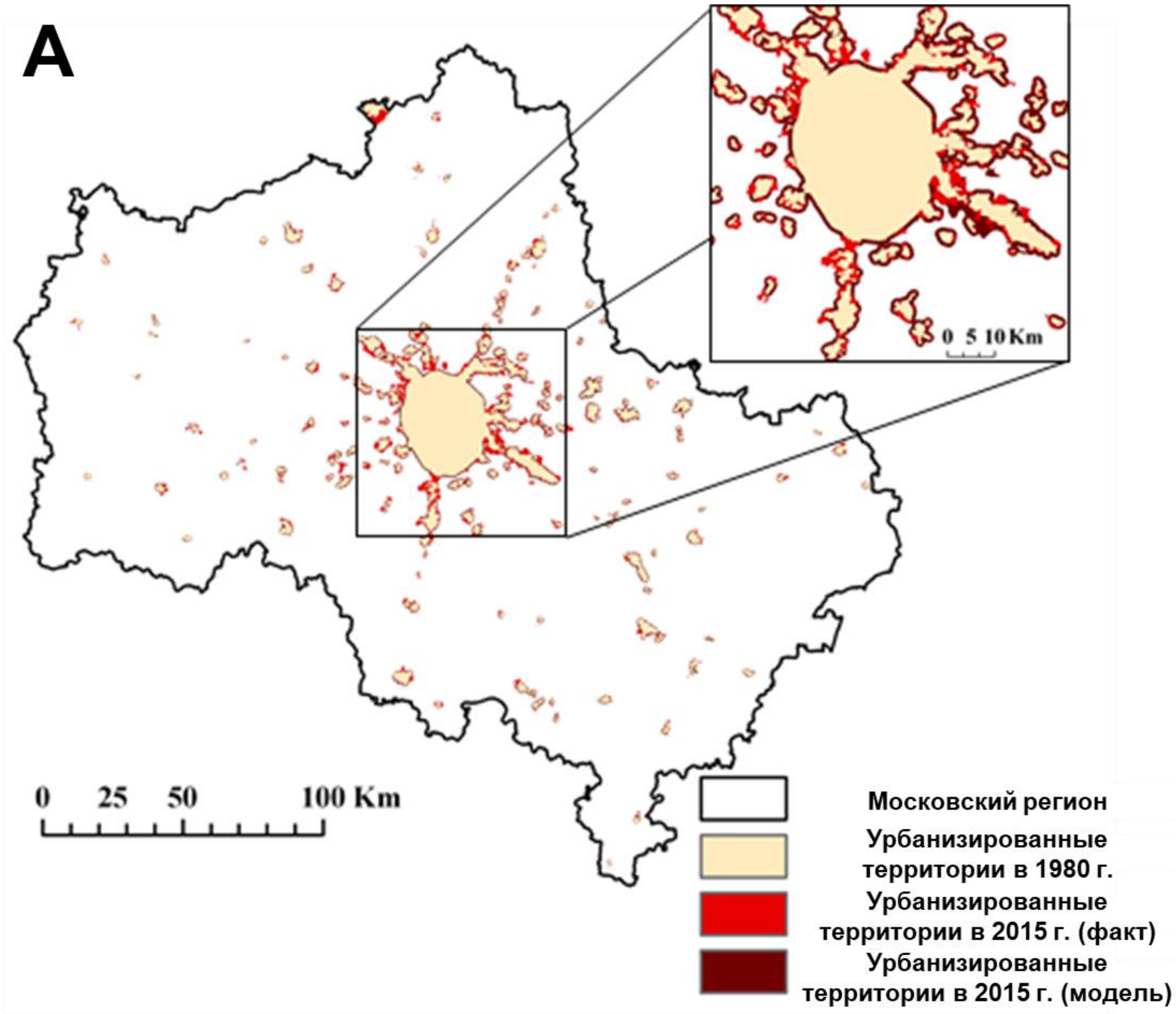
Таблица 33 Параметры моделей логистической регрессии, описывающих урбанизацию Московского региона в 1980-2015 гг.

Переменная	FUM		EUM	
	B[1]	Wald[2]	B	Wald
Постоянная (пересечение)	0.91902	18.221	3.15074	424.023
LAI_{o81}	-0.04591	36.993	-0.06289	151.412
Высота	-0.00555	22.365	-0.00654	65.801
Склон	-		-0.13880	70.708
Почва (Тип 1)	0.70318	72.968	0.76398	174.868
Почвы (Тип 3)	1.15300	37.896	1.29595	114.159
Moscow_d	-0.00003	564.592	-0.00003	1068.664
Water_d	-0.00003	65.651	-0.00003	119.998
Highway_d	-		-0.00005	129.600
Neighb_1km	20.62336	2056.245	-	-

	Параметры модели	
n	13685	13685
Nagelkerke R^2	0.743	0.370
Процент корректных предсказаний	91.3	77.9
Площадь урбанизации в 2015 г. (км ^{2})	2685	2659

[1] B – коэффициент регрессии ; Wald – статистика Валда

В результате прогнозная карта отражает концентрацию новых урбанизированных территорий в центре и на востоке от Москвы, где развитая дорожная сеть в сочетании с выровненным рельефом создают благоприятные условия для урбанизации (Рис. 107 Б).



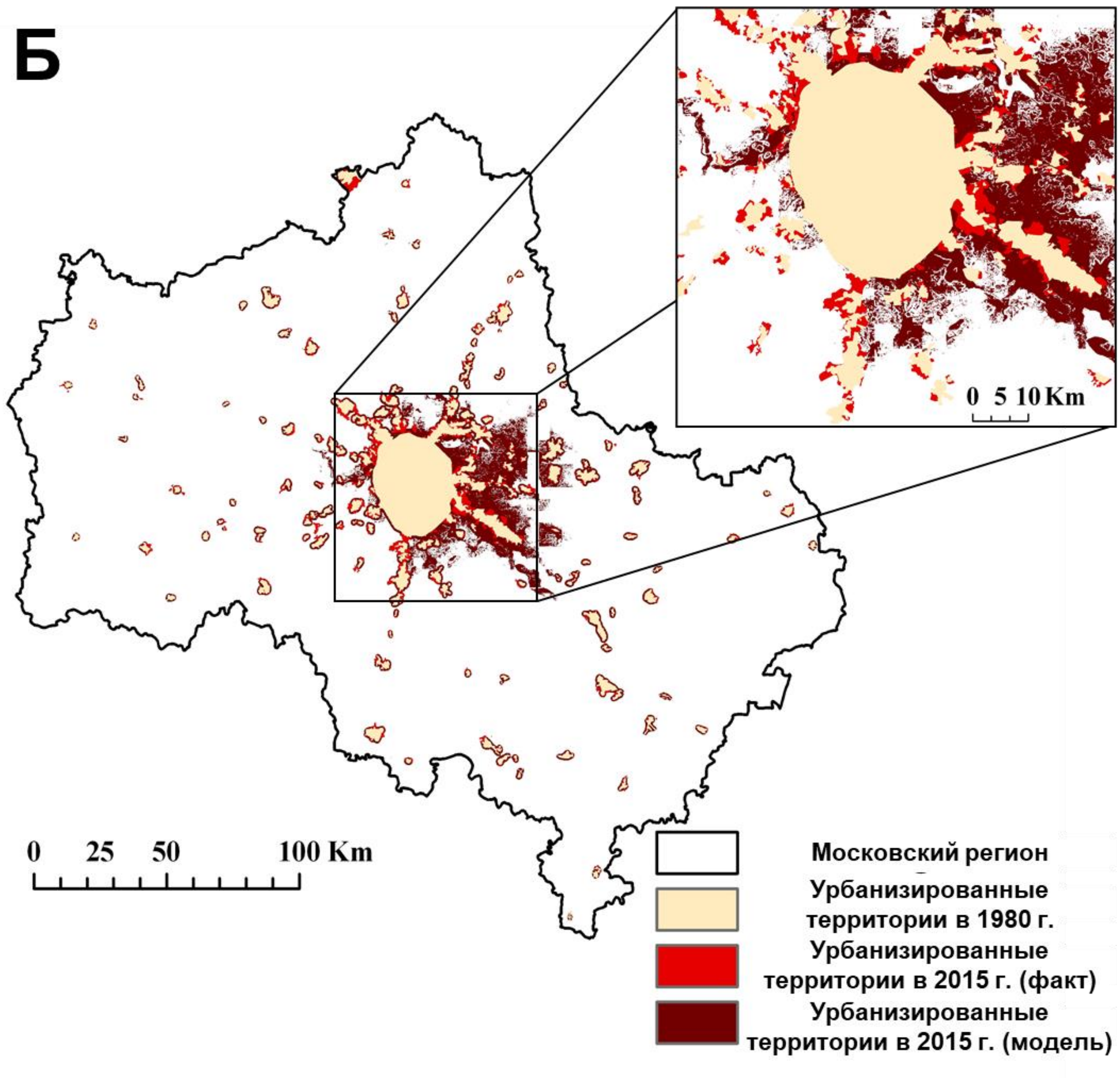


Рисунок 107 Прогнозные карты урбанизации в Московском регионе в 2015 г. для модели FUM (А) и EUM (Б)

Прогноз урбанизации в Московском регионе в 2015-2050 гг.

Прогнозные карты урбанизации, полученные на основании трех альтернативных моделей (FUM, EUM и NMUM) отличаются как по общей площади урбанизированных территорий, так и по закономерностям их пространственного распределения. Наибольшую площадь урбанизации (2834 км^2) прогнозирует модель EUM, при этом большая часть урбанизированных территорий располагается в зоне 35-40 км к востоку от границ Москвы (Рис. 108 А). Согласно прогнозу, урбанизация будет происходить на месте лесных (332 км^2), пахотных и залежных (195 км^2) и болотных и пойменных (102 км^2) земель, в результате чего будет урбанизирована пятая часть всех пойменных и болотных территорий. По прогнозу модели FUM, площадь урбанизированных территорий к 2050 году составит 3302 км^2 (Рис. 106 Б). Так же как и для EUM, урбанизация ожидается в основном на лесных (264 км^2), пахотных и залежных (228 км^2) территориях, но при этом доля урбанизированных болотных и пойменных земель составит 6.7%. Наибольшая прогнозная площадь урбанизации (4745 км^2) ожидаемо получена для модели NMUM, подразумевающей сосредоточение новой застройки на юго-западном направлении (Рис. 106 С). Доля земель, подверженных урбанизации, составила 4.5 и 4.7% для лесных, пахотных и залежных территорий, 3.7% - для лугов и 8.5% - для болотных и пойменных территорий. В сумме площадь лесов сократится на 1193 км^2, пашни и залежи – на 649 км^2 (Табл. 34).

Таблица 34 Площади (км^2), занятые лесными (Ле), луговыми (Лу), болотными и пойменными (БП), урбанизированными (У) и пахотными и залежными (ПЗ) территориями в 2015 году в сравнении с модельными значениями (Δ - динамика в % от исходной площади)

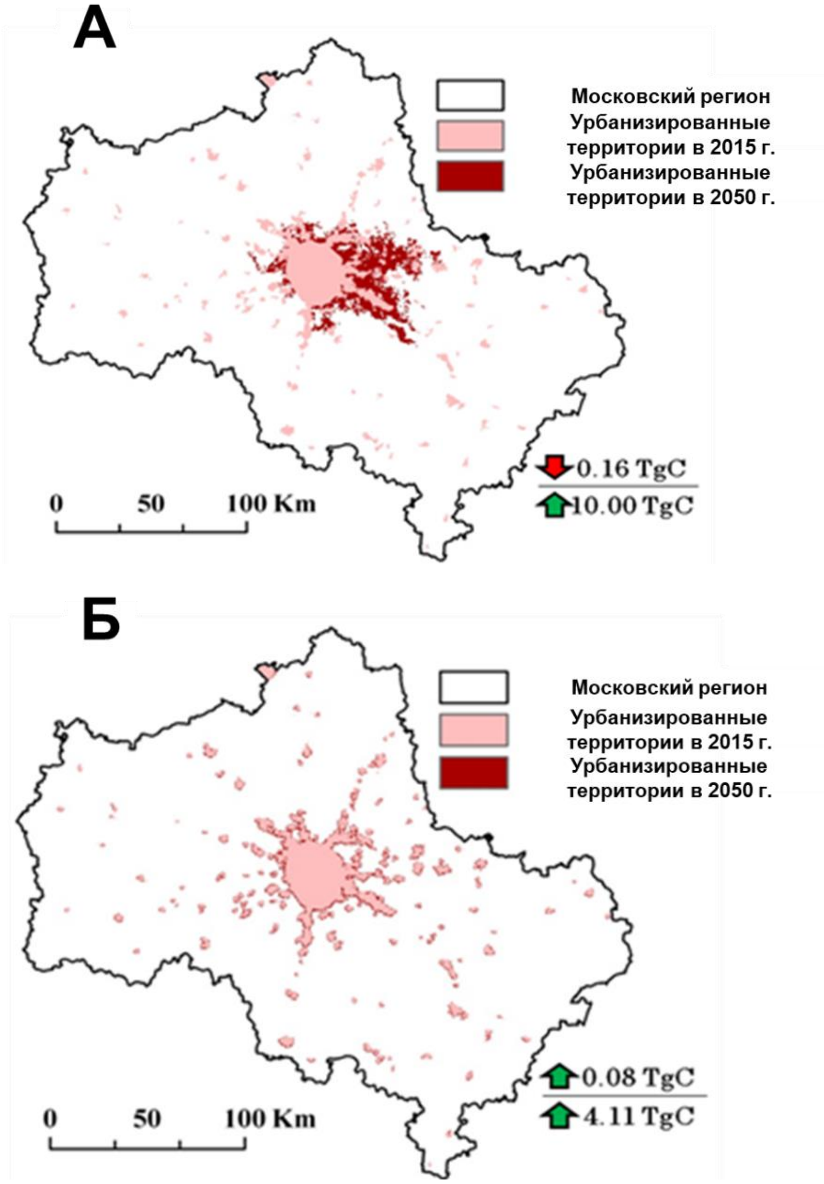
Тип почвы	LULC	Площадь в 2014 г	FUM		EUM		NMUM	
			Площадь	Δ	Площадь	Δ	Площадь	Δ
Подзолы торфяные	Ле	6290	6178	-1.8	5834	7.2	6176	1.8
	Лу	433	429	-0.9	372	14.1	428	1.2
	БП	268	248	-7.5	183	31.7	248	7.5
	У	976	1204	23.4	1879	-92.5	1209	-23.9
	ПЗ	2175	2084	-4.2	1876	13.7	2082	4.3
Дерново-подзолистые	Ле	16723	16646	-0.5	16904	-1.1	15742	5.9
	Лу	2004	2016	0.6	2037	-1.6	1925	3.9
	БП	155	144	-7.1	150	3.2	136	12.3
	У	1744	2060	18.1	1526	12.5	3466	-98.7
	ПЗ	8739	8660	-0.9	8910	-2.0	8258	5.5
Серые	Ле	135	135	0.0	139	-3.0	135	0.0
	Лу	188	194	3.2	194	-3.2	194	-3.2
	БП	31	31	0.0	32	-3.2	31	0.0
	У	35	41	17.1	27	22.9	41	-17.1
	ПЗ	1985	2013	1.4	2022	-1.9	2013	-1.4
	Ле	7	8	14.3	8	-14.3	8	-14.3

Глинисто-иллювиальные черноземы	Лу	12	14	16.7	14	-16.7	14	-16.7
	БП	8	8	0.0	8	0.0	8	0.0
	У	4	2	-50.0	2	50.0	2	50.0
	ПЗ	195	206	5.6	207	-6.2	206	-5.6
Торфяные болотные и пойменные почвы	Ле	1972	1975	0.2	1991	-1.0	1972	0.0
	Лу	348	348	0.0	339	2.6	347	0.3
	БП	91	89	-2.2	81	11.0	89	2.2
	У	188	219	16.5	238	-26.6	232	-23.4
	ПЗ	1136	1129	-0.6	1111	2.2	1122	1.2

Оценка изменений запасов углерода в почвах Московского региона для различных прогнозов урбанизации в 2015-2050 гг. .

Прогнозная площадь урбанизации за период 2015-2050 гг. варьировала от 500 до более 2000 км^2 в зависимости от модели. При этом для всех моделей урбанизация ожидается на бывших лесных и сельскохозяйственных территориях. Многие глобальные и региональные модели (Schaldach and Alcamo, 2007; Schulp and Verburg, 2009) исходят из того, что при переходе лесных или сельскохозяйственных земель в городские территории запасы углерода в почве обнуляются. Эти модели трактуют урбанизацию как запечатанность и не принимают во внимание факторы, которые могут способствовать накоплению углерода в городских почвах, например, за счет развития городской зеленой инфраструктуры или формирования культурных слоев. С учетом этих факторов результаты, полученные для Московского региона, отражали разностороннее влияние урбанизации на запасы углерода в почве.

Модель FUM прогнозирует увеличение почвенных запасов углерода в слое 0-10 см на 80 ± 20 тыс. тонн. Для дерново-подзолистых почв, где исходное содержание $C_{орг}$ в слое 0-10 см ниже, чем в других почвах, увеличение запасов углерода в результате урбанизации составило 160 ± 30 тыс. тонн. Для торфяных подзолов, болотных и пойменных почв запасы, наоборот, уменьшились на 30 ± 10 и 40 ± 20 тыс. тонн соответственно, а для серых почв и черноземов значимых изменений показано не было. Согласно модели EUM урбанизация приведет к общему снижению запасов углерода в слое 0-10 см на 160 ± 30 тыс. тонн. Снижение запасов показано для всех почвенных типов за исключением серых и черноземных почв, практически не подверженных урбанизации. Наиболее сильные потери прогнозируются для лесных, пахотных и залежных земель на торфяных подзолах на севере региона. Прогноз модели NMUM – наиболее оптимистичный. Ожидается увеличение общих запасов на 1.00±0.23 млн тонн, в основном за счет территорий с преобладанием дерново-подзолистых почв, занимающих большую часть Новой Москвы (Рис. 108).



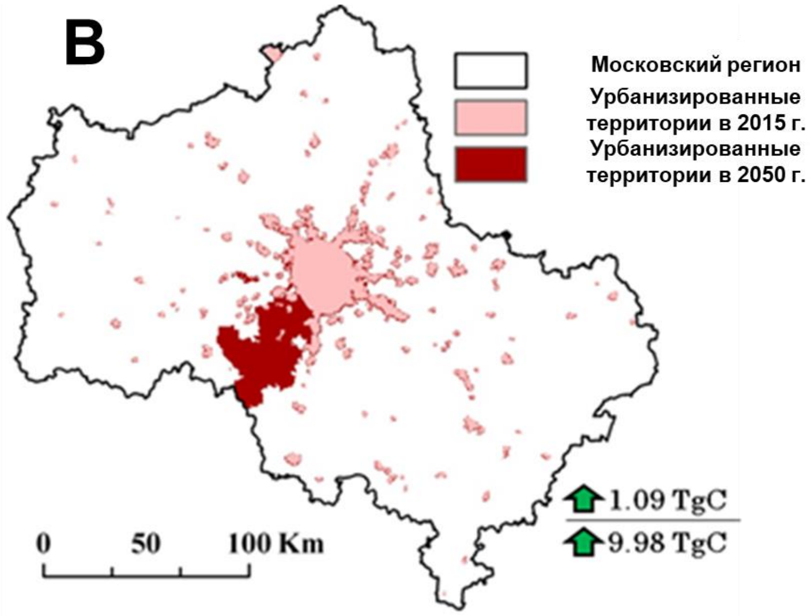


Рисунок 108 Прогнозные карты урбанизации в 2050 г. по результатам моделей EUM (А), FUM (Б) и NMUM (В) и соответствующие изменения запасов углерода в почве (над чертой – слой 0-10см, под чертой – слой 10-150 см)

Все три модели прогнозируют значительное увеличение запасов углерода в слое 10-150 см в результате урбанизации. Согласно модели FUM основной прирост ожидается за счет территории с преобладанием фоновых торфяных подзолов (2.53±0.92 млн тонн) и дерново-подзолистых почв (1.30±0.56 млн тонн). Модель EUM прогнозирует общее увеличение запасов в слое 10-150 см на 10.00±3.83 млн тонн. На 90% этот прирост связан с увеличением запасов в почвах на территории преобладания торфяных подзолов, для которых характерно исходно низкое содержание $C_{орг}$ в подстилающих горизонтах. Наибольший прирост запасов углерода в слое 10-150 см, как и для поверхностного горизонта, прогнозируется моделью NMUM. Из прогнозируемых 10.98±2.58 млн тонн, две трети приходится на прирост запасов на территории с преобладанием дерново-подзолистых почв, а четверть – на территории с преобладанием торфяных подзолов. Значительный прирост углерода в почвах урбанизированных территорий компенсировал потери запасов в почвах лесных и сельскохозяйственных земель (Рис. 109).

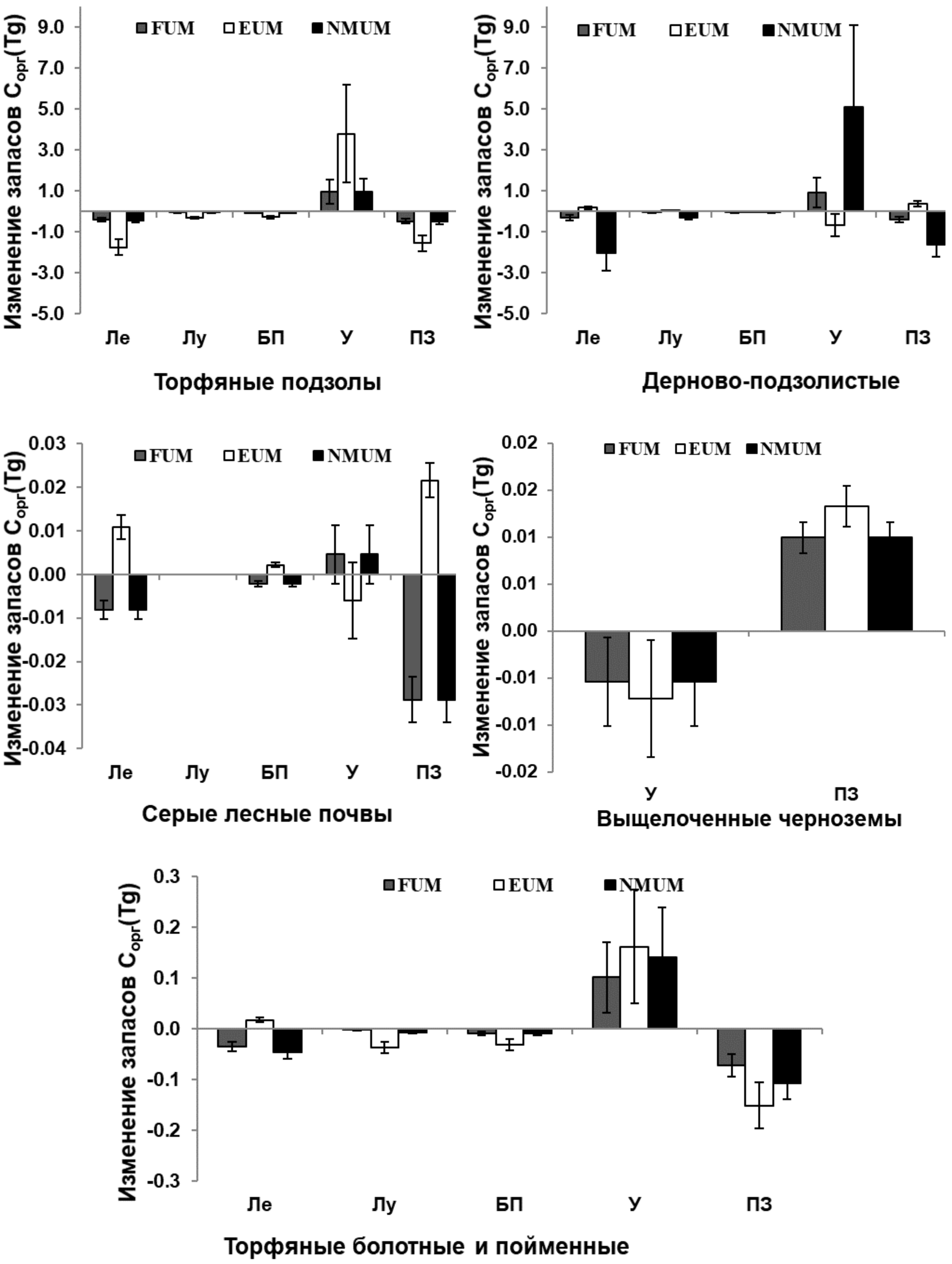


Рисунок 109 Прогнозируемые изменения запасов углерода в результате урбанизации в Московском регионе в 2015-2050 гг

Полученные результаты возможны при ряде допущений: 1) модель экстраполирует тенденции 1980-2015 гг. и не принимает во внимание законодательные ограничения и регламенты; 2) не учитывается низкая устойчивость запасов углерода в верхних горизонтах городских почв; 3) не учитывается время для формирования культурных слоев; 4) не учитываются прямые и косвенные эмиссии углерода в процессе образования и функционирования городских почв. В связи с этим, данный прогноз можно считать слишком оптимистичным. Реальные последствия урбанизации будут более комплексными, а результаты – менее однозначными. Тем не менее, возможность сохранения и увеличения запасов углерода в процессе урбанизации представляется интересной и перспективной для задач устойчивого развития города и региона.

VII. РЕГИОНАЛЬНО-ГЕОГРАФИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ЗАПАСОВ УГЛЕРОДА И ЭМИССИИ CO_2 В ПОЧВАХ СЕЛИТЕБНЫХ ЗОН ЕВРОПЕЙСКОЙ ТЕРРИТОРИИ РОССИИ

Климат – основной абиотический фактор, влияющий на механизмы накопления углерода в почвах как напрямую (ускорение или замедление минерализации органического вещества в зависимости от температуры), так и опосредованно (различные субстраты, используемые для конструирования городских почв в различных климатических зонах). Неоднородность мезоклиматических условий (в первую очередь, городской остров тепла) влияет на пространственное распределение запасов углерода и интенсивность минерализации органического вещества. Глобальные климатические изменения могут привести к новым условиям формирования запасов углерода в городских почвах, связанных, например, с дополнительной минерализацией при потеплении в северных городах и снижением микробиологической активности из-за аридизации климата в городах южных регионов. Существующие представления о зональных закономерностях запасов углерода городских и техногенных почв основаны на сравнении результатов отдельных локальных исследований или на глобальных моделях и обзорах. Зональные тренды в механизмах накопления углерода городских и техногенных почв отмечены в ряде обзорных работ (Lorenz and Lal, 2015; Poyat и др., 2006; 2015), которые, как правило, обобщают данные, полученные различными методами в разное время. Исследования потоков и запасов углерода проводились в ряде Российских регионов, включая Москву и населенные пункты Московской области (Васенев и др., 2013; Vasenev и др., 2014; Smagin и др., 2016), Курск (Саржанов и др., 2015; Sarzhanov и др., 2017) и Ростов-на-Дону (Горбов, 2018; Горбов и Безуглова, 2014). Данные по запасам углерода городов субарктической зоны имеют единичный характер (Alekseev и др., 2022; Karelin и др., 2020; Karelin и др., 2017; Korneykova и др., 2021). Тем не менее, сравнительных экспериментальных исследований запасов углерода в городских почвах для широкого зонального ряда не проводилось, что ограничивает возможность оценить региональные закономерности, определять факторы и механизмы накопления углерода в городских почвах, а также прогнозировать устойчивость этих запасов с учетом мезоклиматических аномалий и климатических изменений. Исследования запасов углерода городских почв особенно актуальны для Европейской России, для которой характерны как высокий уровень урбанизации, так и разнообразие климатических условий.

7.1. Городские и фоновые почвы в зональном ряду от лесотундры до степи на Европейской территории России[14]

Европейская территория России исторически является важным объектом почвенных исследований в силу политико-географического положения, почвенно-ресурсного потенциала и разнообразия климатических и ландшафтных условий. Традиционно в регионе основное внимание уделялось сельскохозяйственным и естественным экосистемам, в то время как урбоэкосистемы оставались малоизученными. В результате, на данный момент для региона нет ни оценок запасов органического углерода в городских почвах по сравнению с фоновыми, ни оценок скоростей микробиологической трансформации почвенного углерода урбаноземов, и, как следствие, отсутствуют прогнозные модели влияния урбанизации на запасы углерода в почвах. Сравнительный анализ запасов углерода и эмиссии CO_2 почв шести городов Европейской территории России позволил

---

[14] Основные результаты, изложенные в данной главе, опубликованы в статьях

Vasenev V.I., Slukovskaya M.V., Paltseva A.A., Korneykova M.V., Vasenev I.I., Romzaykina O.N., Ivashchenko K.V. et al. Anthropogenic soils and landscapes of European Russia: Summer school from sea to sea — A didactic prototype // Journal of Environmental Quality. — 2021. — V. 50. — № 1. — P. 63-77. DOI:10.1002/jeq2.20132. SJR Scopus (2022) = 0,803. — 1,0 п.л.; 0,6 п.л.

Васенев В.И., Ауденховен А.П.В., Ромзайкина О.Н., Гаджиагаева Р.А. Экологические функции и экосистемные сервисы городских и техногенных почв: от теории к практическому применению (обзор) // Почвоведение. — 2018. — № 10. — С. 1177 – 1191. DOI: 10.1134/S0032180X18100131. IF по РИНЦ (2022) = 2,880. — 1,5 п.л.; 1.0 п.л.

Slukovskaya M.V., **Vasenev** V.I., Ivashchenko K.V., Dolgikh A.V., Novikov A.I., Kremenetskaya I.P., Ivanova L.A., Gubin, S.V. Organic matter accumulation by alkaline-constructed soils in heavily metal-polluted area of Subarctic zone // Journal of Soils and Sediment — 2021. — V. 21 (5), pp. 2071–2088. DOI: 10.1007/s11368-020-02666-4. SJR Scopus (2022) = 0,900. — 1,8 п.л.; 0,6 п.л.

проанализировать регионально-климатические закономерности, в том числе, проверить предположения, выдвинутые на основе анализа данных о запасах углерода в городских почвах мира (Глава 3).

Для четырех из шести исследуемых населенных пунктов (Мурманск, Москва, Курск и Ростов-на-Дону) были сопоставлены среднемесячные климатические условия по данным климатических рядов 30-летней протяженности 1981-2010, что соответствует последнему официально принятому периоду «современного климата» по критериям Всемирной Метеорологической организации (для Апатитов и Пущино таких данных нет из-за отсутствия в городской зоне метеостанции, ведущей наблюдения с непрерывным 3-часовым временным разрешением). Показано, что подобно сменяющимся зональным характеристикам, климат также последовательно теплеет, и разница в средней температуре января (самого холодного месяца) для Мурманска и Ростова-на-Дону составляет 7.0 °С, а июля (самого теплого месяца) – уже 10.5 °С. Небольшая сравнительная разница в климате Москвы и Курска объясняется явлением городского острова тепла, которое, согласно современным данным приравнивает мегаполисы в умеренном климатическом поясе к районам, расположенным на 300-500 км южнее. Курский январь теплее Московского всего лишь на 0.4 °С, июль – на 0.3 °С, а вот весной и осенью разница достигает 1.0 - 1.5 °С вследствие разных периодов таяния снежного покрова. Наибольшие контрасты наблюдаются в весенний период – различия для Москвы и Курска составляют 1.0 - 1.5 °С, у Мурманска с Ростовом-на-Дону разница средних майских температур достигает 12.5 °С (16.6 против 4.1°С), что объясняется различными климатическими датами схода устойчивого снежного покрова. Таким образом, подобный субширотный разрез является характерным для Европейской территории России.

Полевое обследование зональных почв, проведенное в рамках экспедиции международной летней школы 3MUGIS-2019 (Vasenev и др., 2020), также подтверждает ожидаемое разнообразие – от подзолов (*Folic Leptic Albic Podzol (Arenic))* в Мурманской области, до черноземов *(Haplic Chernozem (Loamic, Pachic))* в Ростовской области. Сопоставление профилей городских почв менее однозначно. Несмотря на то, что во всех профилях отмечаются более или менее выраженные зональные черты, антропогенные признаки (включения кирпича и извести, горизонты привнесенного органического материала, ровные границы) также характерны для всех профилей и мало различаются между городами (рис. 108). Обобщение литературных данных позволяет выделить следующие доминирующие антропогенные факторы, определяющие формирование запасов углерода в почвах изученных городов: 1) использование подсыпок органо-минеральных грунтов для почвенного конструирования; 2) функциональное использование, включая площадь зеленых насаждений и подходы к их содержанию; 3) антропогенная нагрузка (запечатывание, загрязнение и засоление).

Расположение в различных биоклиматических зонах во многом определяет доступность почвенных ресурсов и, соответственно, существующие подходы к почвенному конструированию. В Мурманске и Апатитах бедность фоновых почв и ограниченный бюджет, выделяемый на городское озеленение, приводит к использованию органоминеральных смесей сложного и трудно прогнозируемого состава, включая верхний органический горизонт пахотных почв (как правило, очень маломощный), торфа, срезку, компосты. Нормативно-правовые документы, регламентирующие мероприятия по озеленению и благоустройству на территории муниципального округа Апатиты не оговаривают перечень субстратов и ассортимент газонных злаков для использования в озеленительных работах. В то же время, научным сообществом накоплен большой практический опыт создания почвенных конструкций и газонных экосистем для задач озеленения (Иванова и др., 2006). Как правило, при проведении работ по озеленению используется смесь низинного или переходного торфа и песка (1:1, объемные %) с внесением извести и минеральных удобрений. Дефицит тепла и почвенных ресурсов в регионе способствует разработке альтернативных методов создания почвенных конструкций, включая применение гидропонных технологий, минеральных и органических отходов (Kremenetskaya и др., 2019; Mikhaylova и др., 2019; Slukovskaya и др., 2020).

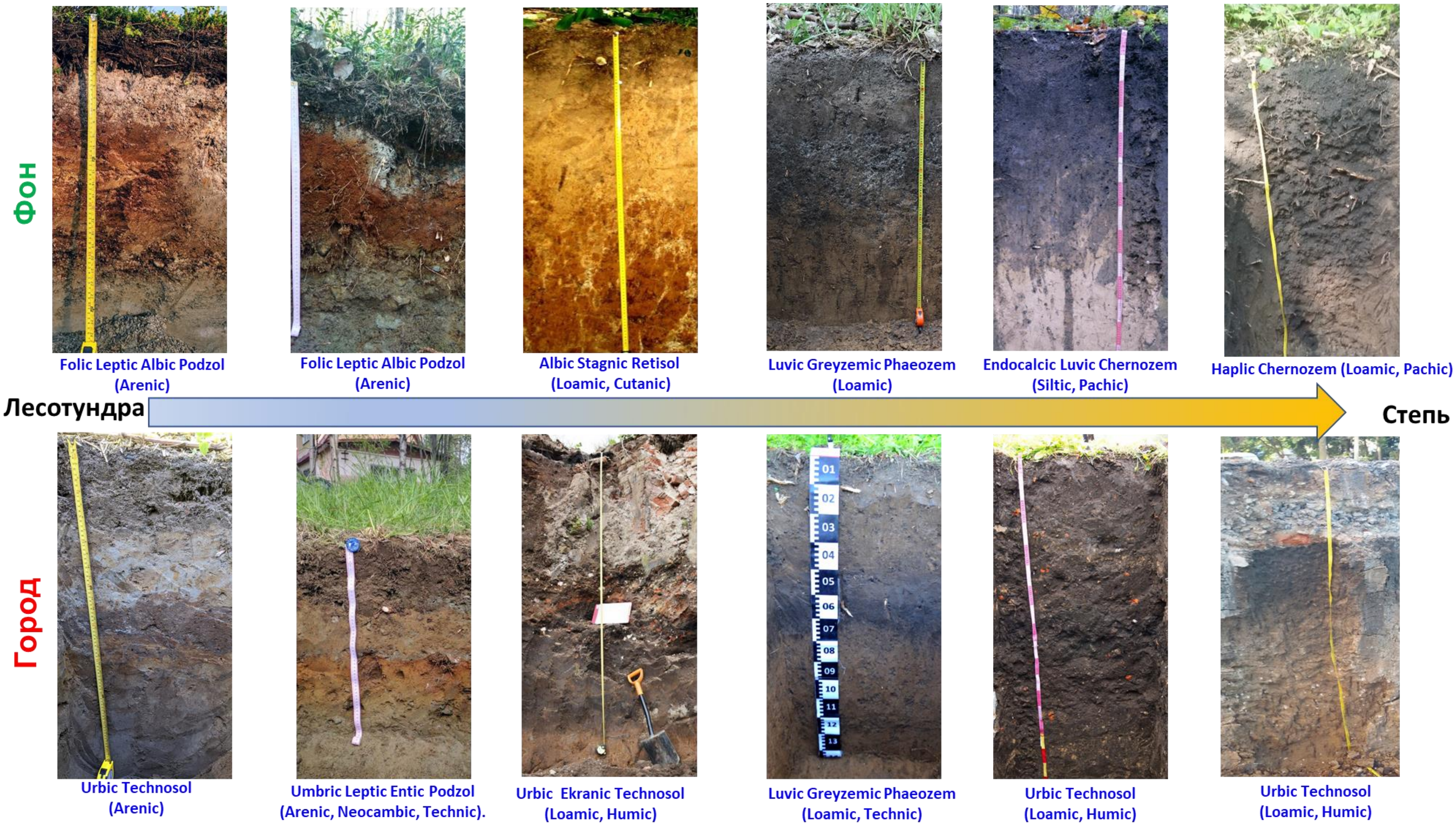


Рисунок 110 Фоновые и городские почвы в зональном ряду Мурманск - Апатиты – Москва – Пущино – Курск – Ростов-на-Дону (слева направо)

Для Московского региона характерно применение почвогрунтов, основанных на следующих субстратах: растительный грунт («срезка»), котлованный грунт, низинный и верховой торфа и песок, суммарно составляющие 90% от общего объема поставок (более подробно свойства и объемы почвогрунтов, используемых в Москве, проанализированы в главе 4). При этом география поставок компонентов очень широкая. Растительный грунт в основном поставляется с территорий застройки в пределах Москвы (часто в непосредственной близости от производственных площадок). Поставки торфа осуществляются из удаленных районов Московской области и соседних областей, где исторически развита добыча торфа: Тверской, Владимирской и Тульской (Брянская и др., 2020; Прохоров, 2015).

В городах черноземной зоны – Курске и Ростове-на-Дону, торф практически не применяется. Влияние урбанизации на почвы здесь идет по двум противоположным направлениям, с одной стороны – срезка верхнего плодородного гумусово-аккумулятивного горизонта черноземов и перепланировка территории под нужны строительства, с другой стороны – посадка нехарактерных для лесостепной и степной зон древесных растений для формирования микроклимата и комфортных условий для проживания населения (Горбов, 2018). В Курске фоновые почвы представлены темно-серыми почвами, глинисто-иллювиальными и миграционно-мицеллярными черноземами. Основными субстратами для озеленения и благоустройства являются старопахотные горизонты залежей, а также «срезка» - поверхностный плодородный слой, снимаемый в процессе строительства. Зональные почвы Ростовской агломерации – черноземы миграционно-сегрегационные (по классификации почв СССР, 1977 года – черноземы обыкновенные карбонатные). Эти почвы имеют достаточно высокую мощность гумусово-аккумулятивной толщи до 90 см при содержании гумуса до 7.5 % в целинных и до 5.0 в пахотных разностях. В связи с этим согласно СП 82.13330.2016 «Благоустройство территорий. Актуализированная редакция СНиП III-10-75 (с Изменением N 1)» при их срезке необходимо сохранять и складировать плодородный слой мощностью до 60 см с содержанием гумуса до 2 %. Это приводит к тому, что в регионе для рекультивации территории, как внутригородской, так и загородной, отпадает необходимость завоза торфяных масс и приготовления торфо-песчаных смесей, так как используются, прежде всего, накопленные массы гумусово-аккумулятивной толщи черноземов, органическое вещество которых, в силу их генезиса обладает большей стабильностью и лучше сохраняет свое потенциальное плодородие при перемещении и последующей модуляции искусственных почвенных конструкций. Результатом высокого плодородия фоновых почв становится отсутствие практики использования низинного торфа для задач почвенного конструирования. Вместо него используется срезка в смесях с песком и суглинком.

Площадь озелененных территорий и мероприятия по содержанию и уходу также заметно отличаются между городами, но в данном случае наряду с климатическим фактором, определяющую роль играет экономический. В малых городах (Пущино и Апатиты) большинство зеленых территорий характеризуются минимальным уходом – в растительном покрове сочетаются газонные злаки с рудеральными видами, а подсыпки органогенного субстрата практически отсутствуют. В Москве, наоборот, практически все озелененные территории подлежат уходу, что сказывается как на характере растительности, так и на строении почв, для которых регулярно выделяют один или несколько горизонтов RAT (Прокофьева и др., 2011). Географическая специфика мероприятий по уходу определяет лимитирующие факторы развития газонов и зеленых насаждений – необходимость внесения минеральных удобрений в Мурманске и Апатитах и полива – в Ростове-на-Дону.

Характер антропогенной нагрузки в городах отличается менее заметно. Для всех городов отмечено от слабого до среднего уровня загрязнения тяжелыми металлами – с минимальными значениями для Пущино и максимальными – для Москвы и Апатитов (Ivashchenko и др., 2019; Васенев и др., 2012; Кошелева и др., 2015). Засоление противогололедными средствами отмечается для

Мурманска, Апатитов, Москвы и Пущино, при этом для Москвы воздействие даже более заметное, чем для северных городов (Nikiforova и др., 2017).

Характеристики городов-объектов исследования обобщены в таблице 35.

Таблица 35 Характеристика городов – объектов исследований

Город	Географическое положение	Население/ год создания	Доминирующая область деятельности	Биоклиматическая зона	Фоновый тип почв
Мурманск	68˚55'N 33˚05E	292 тыс./ город с 1916 г.	Промышленность, транспорт	Лесотундра	Подзолы и Подбуры
Апатиты	67˚34'N 33˚23E	55 тыс./ город с 1966 г.	Промышленность, туризм	Северная тайга	Подзолы
Москва	55˚45'N 37˚37'E	12692 тыс./ город с 1478	Много-функциональный	Южная тайга	Дерново-подзолистые
Пущино	54˚50'N 37˚37'E	21 тыс. / город с 1966	Наука	Смешанные и широколиственные леса	Серые
Курск	51˚43'N 36˚11'E	450 тыс. / город с 1095 г.	Промышленность, сельское хозяйство	Лесостепь	Черноземы
Ростов-на-Дону	47˚14'N 39˚43'E	1133/ город с 1807 г.	Промышленность, сельское хозяйство	Степь	Черноземы

7.2. Пространственно-временная изменчивость гидротермических условий и эмиссии CO_2 городскими и фоновыми почвами различных биоклиматических зон Европейской территории России

Регулярные наблюдения динамики эмиссии CO_2, температуры и влажности почв проводили в Мурманске, Москве, Курске и Ростове-на-Дону с июня 2020 года по октябрь 2021 года (для отдельных городов были получены более длинные временные ряды). Для каждого города были выбраны по два участка – городской и фоновый. На каждом участке установлены автономные датчики мониторинга температуры и влажности воздуха (DS-1923) на высоте 2 м от земли с радиационной защитой. В почву установлены линейки с автономными датчиками мониторинга температуры (DS-1922) на глубинах 0, 7 и 20 см. Показатели записывались с шагом в 3 часа, что позволило сравнивать полученные данные с многолетними значениями. Метеорологические наблюдения подтвердили статистически значимые отличия температуры воздуха и почвы между биоклиматическими зонами, а также городскими и фоновыми территориями каждой зоны. Среднегодовая температура воздуха увеличивались закономерно от Мурманска (3.0°C) до Ростова-на-Дону (12.6°C), при этом в 2020 г. она была близка к многолетней, а в 2021 – превышала многолетние значения на 2-5°C в летние месяцы (Рис. 111).

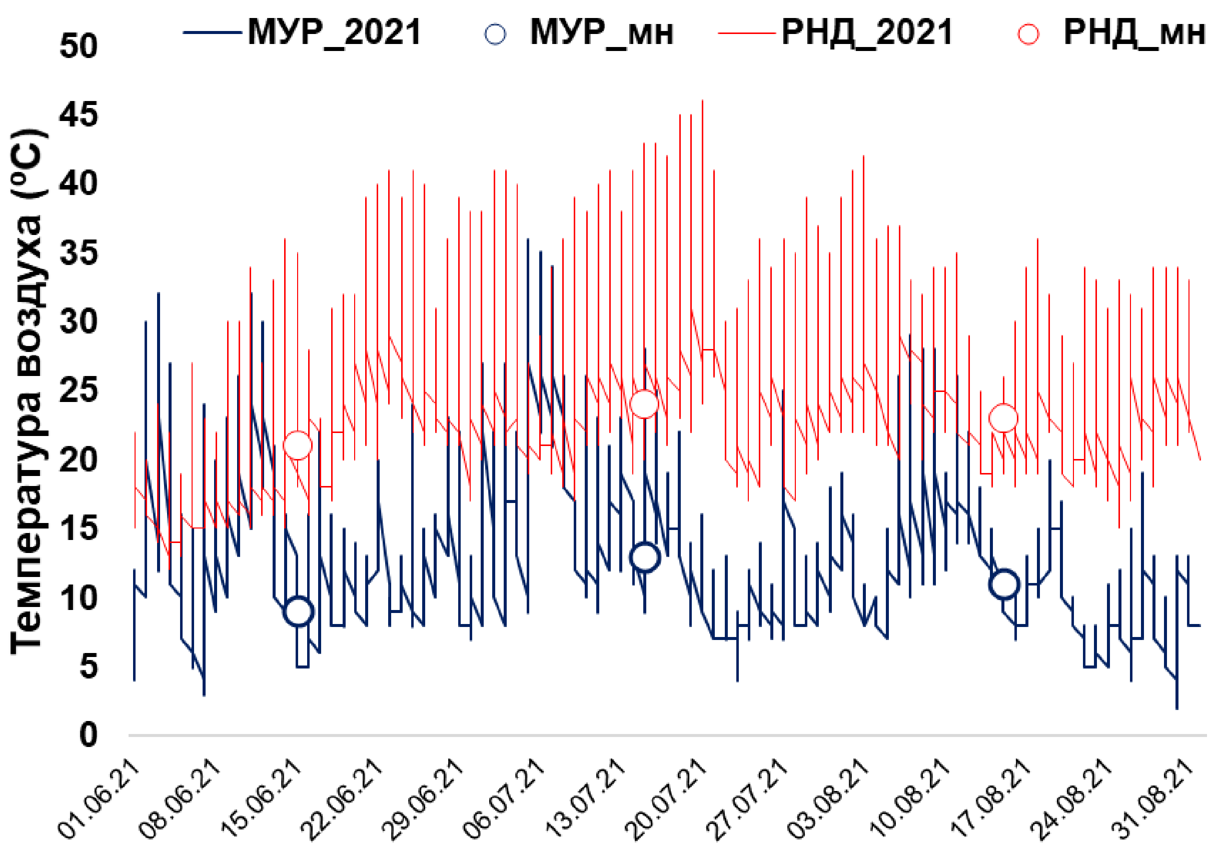


Рисунок 111 Динамика температуры воздуха на мониторинговых площадках в г. Мурманск (МУР_2021) и г. Ростов-на-Дону (РНД_2021) летом 2021 года в сравнении с многолетними среднемесячными значениями (МУР_мн и РНД_мн)

Для всех городов средняя температура воздуха фоновых территорий была ниже в сравнении с центральной частью города, что подтверждает эффект городского острова тепла. Наиболее заметно этот эффект проявлялся в больших городах – Москве, Ростове-на-Дону и Мурманске, составив в среднем за период наблюдений соответственно 1.5, 1.3 и 0.8 °С. Максимальные отклонения составили 8-9 °С в Москве и Мурманске и до 12 °С в Ростове-на-Дону. Наиболее сильно эффект острова тепла проявлялся в конце весны - начале лета (июнь) для Мурманска и Москвы и в конце лета (в августе) для Ростова-на-Дону. Интересно, что в зимний период, разница температур фоновых и городских участков вопреки ожиданиям не превышала 1-2 °С. По-видимому, в 2020 и особенно 2021 годах влияние летних волн жары оказывало более сильно влияние на городской климат в сравнении с эмиссией тепла в зимний отопительный сезон (Рис. 112 и 113).

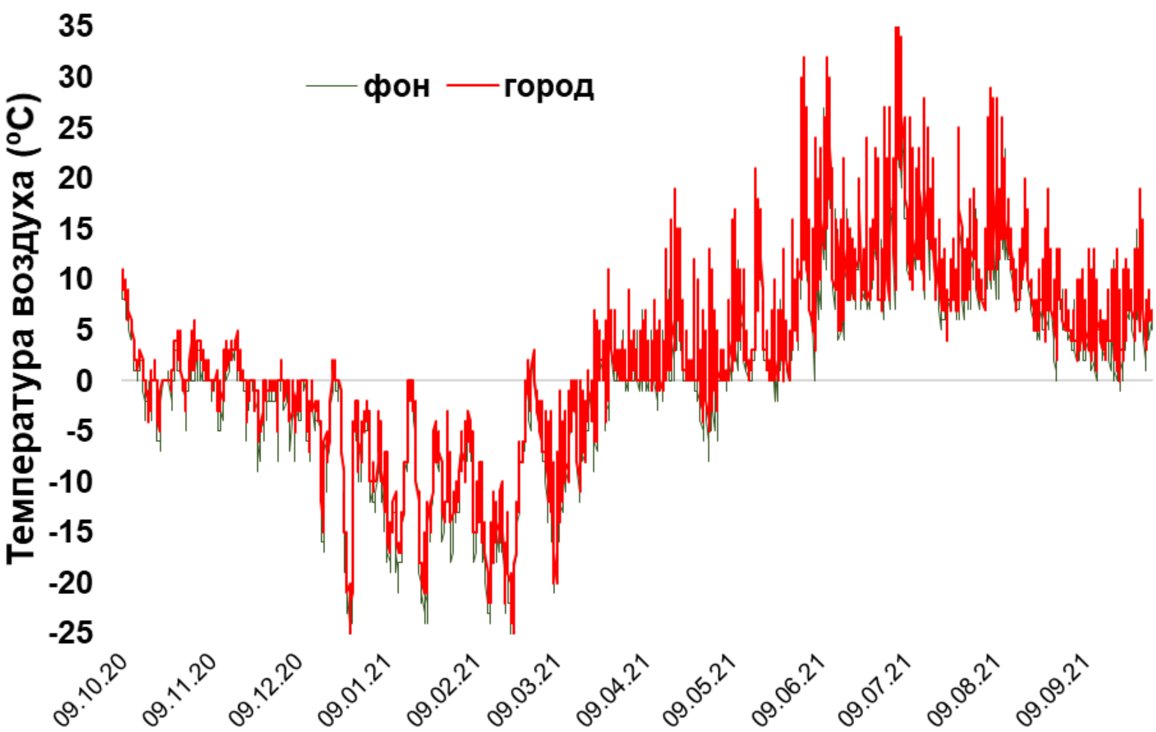


Рисунок 112 Динамика температуры воздуха на городском и фоновом участках в г. Мурманск

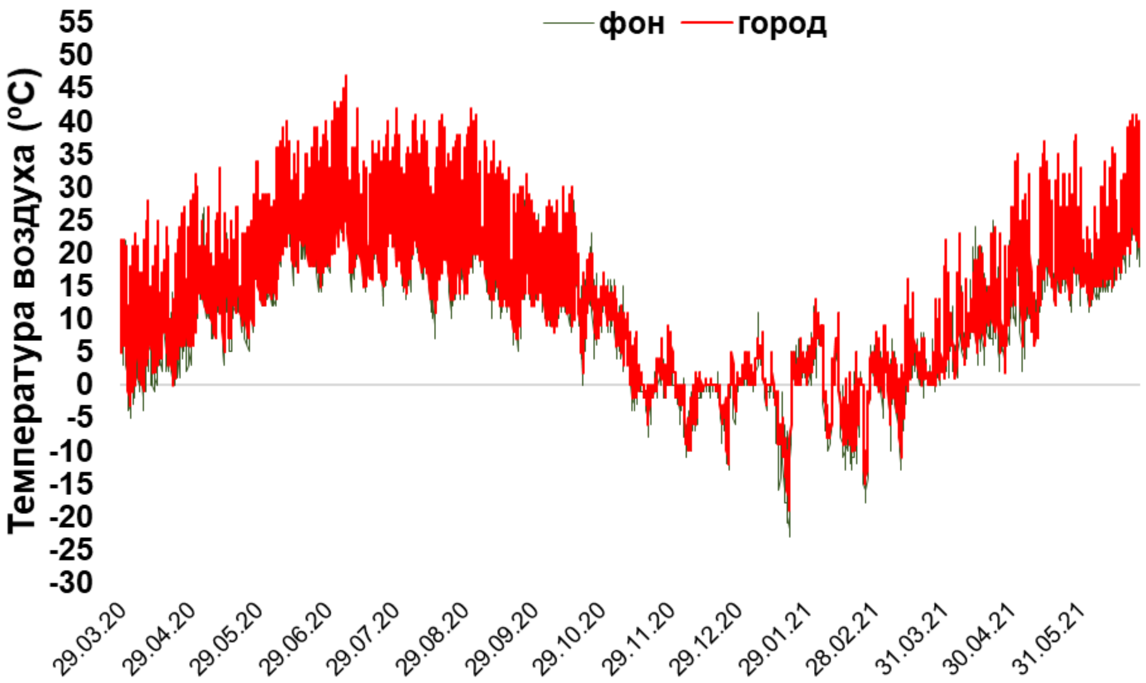


Рисунок 113 Динамика температуры воздуха на городском и фоновом участках в г. Ростов-на-Дону

Аналогичные закономерности различий температур показаны для почв фоновых городских участков. При этом для почв сезонные колебания были менее выражены и затухали с глубиной. Средняя температура поверхности почв исследуемых городов ожидаемо увеличивалась с севера на юг, варьируя от 9.3±0.9°C в Мурманске до 19.6±1.3°C в Ростове-на-Дону. При этом для всех городов за исключением Ростова-на-Дону средние температуры почв города были выше фоновых на 1-3 °C, а в Ростове-на-Дону, наоборот, почвы фонового участка степи прогревались в среднем почти на 5°C сильнее, чем в городе (Рис. 114). Это показывает характерную особенность городов юга России, где создание объектов городской зеленой инфраструктуры, в первую очередь, ориентировано на формирование более прохладного микроклимата по сравнению со степью.

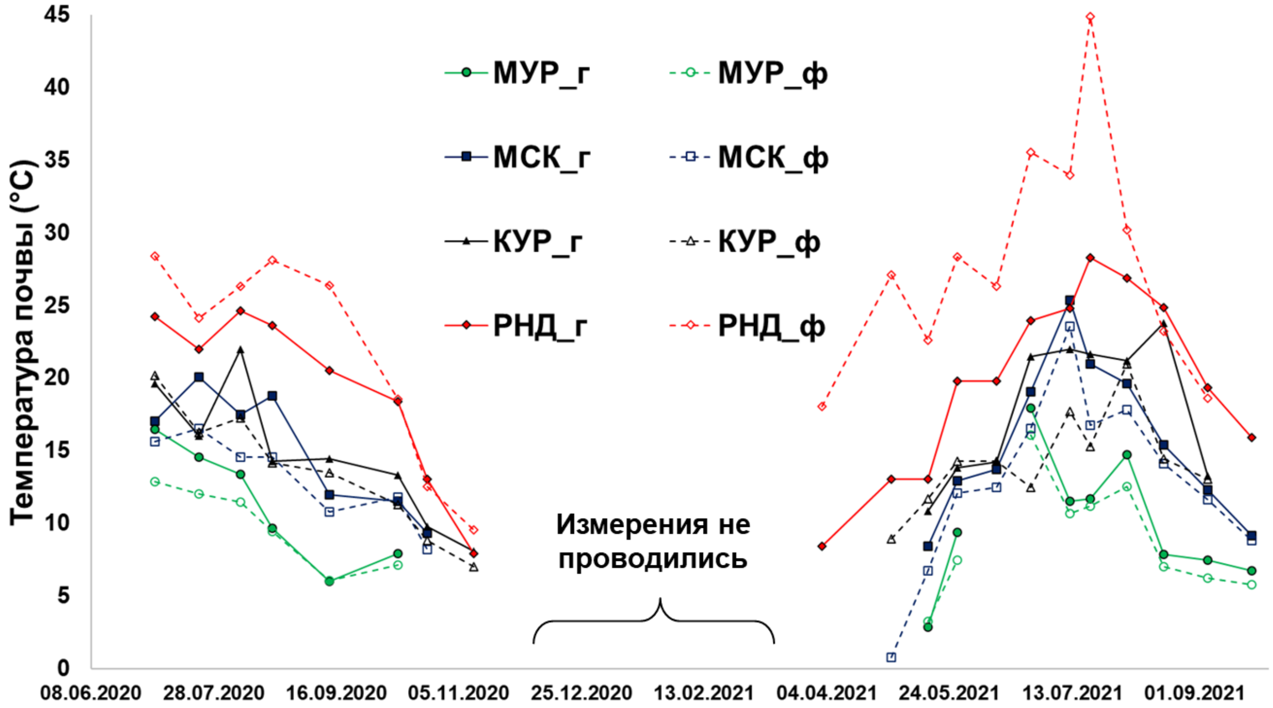


Рисунок 114 Сезонная динамика температуры почв городских (г) и фоновых (ф) участков в Мурманске (МУР), Москве (МОС), Курске (КУР) и Ростове-на-Дону (РНД)

Еще одной причиной может быть полив, регулярно применяемый для озелененных территорий в летний период, что позволяет снизить температуры поверхности почвы и компенсировать дефицит влаги. Так, средняя влажность почвы в Ростове-на-Дону значимо не отличалась от таковой в Москве и Курске, в то время как влажность почв фонового участка была почти в два раза ниже по сравнению с Московским. В целом почвы Мурманска и Москвы были суше соответствующих фоновых участков, в то время как для Курска и Ростова-на-Дону показана обратная закономерность (Рис. 115). Динамика эмиссии CO_2 городскими и фоновыми почвами в значительной степени определялась изменениями гидротермических условий. При этом в совокупности факторы биоклиматической зоны и типа землепользования (город или фон) определили 51% от общей дисперсии эмиссии CO_2 почвами.

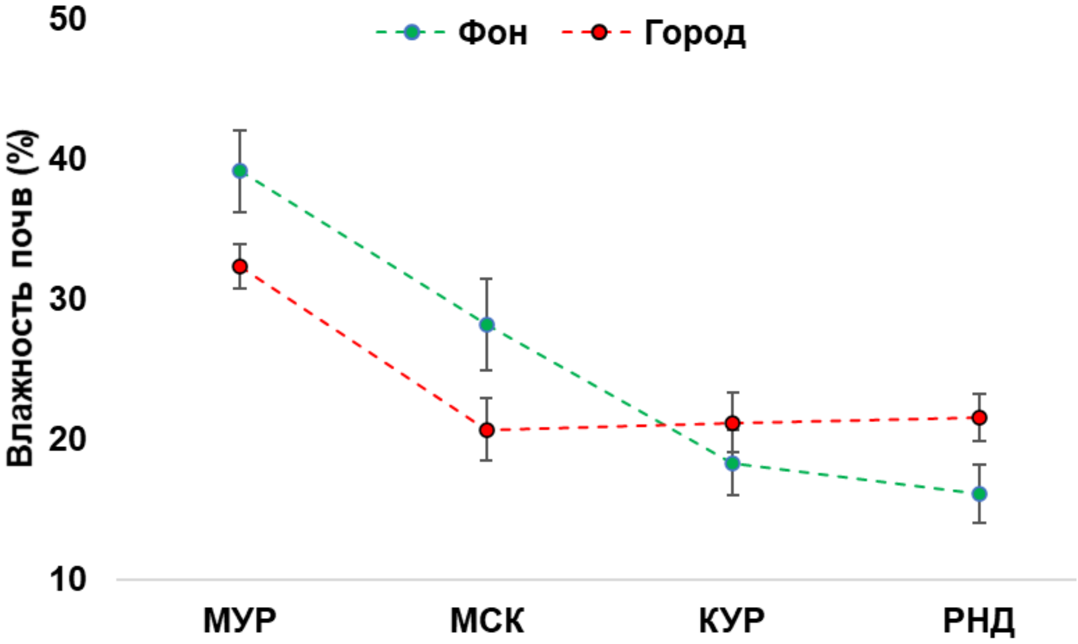


Рисунок 115 Средняя влажность почвы (и ошибка среднего) городских и фоновых участков в Мурманске (МУР), Москве (МОС), Курске (КУР) и Ростове-на-Дону (РНД)

Минимальная средняя эмиссия ожидаемо показана для Мурманска, где она составила ~15 гCO_2 м$^{-2}$сут$^{-1}$ в летний период и ~5 гCO_2 м$^{-2}$ сут $^{-1}$ в весенний и осенний периоды. Для субарктического климата Мурманска характерен короткий вегетационный сезон. Средняя температура почвы в мае не превышала 5°C при влажности более 40%, в сентябре средняя температура почвы 7°C, влажность – около 35%. Температура является основным фактором, лимитирующим микробиологическую активность. Между эмиссией CO_2 и температурой почвы показана значимая экспоненциальная зависимость (R^2 = 0.34, $p<0.05$). Средний коэффициент Q10 2.5 также показывает достаточно высокую чувствительность почвенного дыхания к изменению температуры. Зависимость от влажности имела менее выраженный характер. Повышенная влажность на отдельных объектах лимитировала почвенное дыхание (Рис. 116).

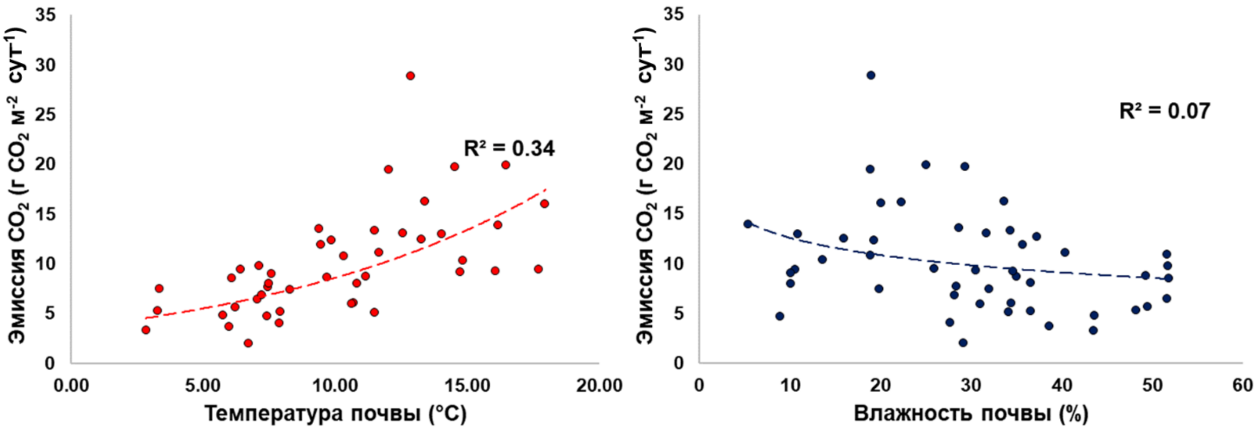


Рисунок 116 Зависимость эмиссии CO_2 от температуры (слева) и влажности (справа) в городских и фоновых почвах г. Мурманск

Наиболее сильное положительное влияние температуры на эмиссию CO_2 показано для городских почв под газонами – фактор температуры определил 67% от общей дисперсии эмиссии CO_2, а температурный коэффициент Q10 достиг 4.1. Для городских почв под древесно-кустарниковой растительностью и для почв фонового участка влияние температуры было также положительным и статистически значимым, но не так сильно выражено, как для газонов. При этом для фоновых почв основным лимитирующим фактором оказалось избыточное увлажнение – влажность почвы определила 65% общей дисперсии эмиссии CO_2. Аналогичная тенденция показана для газонов, а для почв под древесно-кустарниковой растительностью значимого влияния влажности не показано (Рис. 117). Неоднородность гидротермических условий определила различия средней эмиссии CO_2 фоновыми почвами и городскими почвами под газонами и древесно-кустарниковой растительностью. Для фоновых почв средняя температуры была ниже, а влажность выше, чем для других участков, что определило наименьшие значения эмиссии CO_2. Значимых различий между городскими участками не показано – в летний период более высокие значения характерны для почв под газонами, а в весенний и осенний – для участков древесно-кустарниковой растительности.

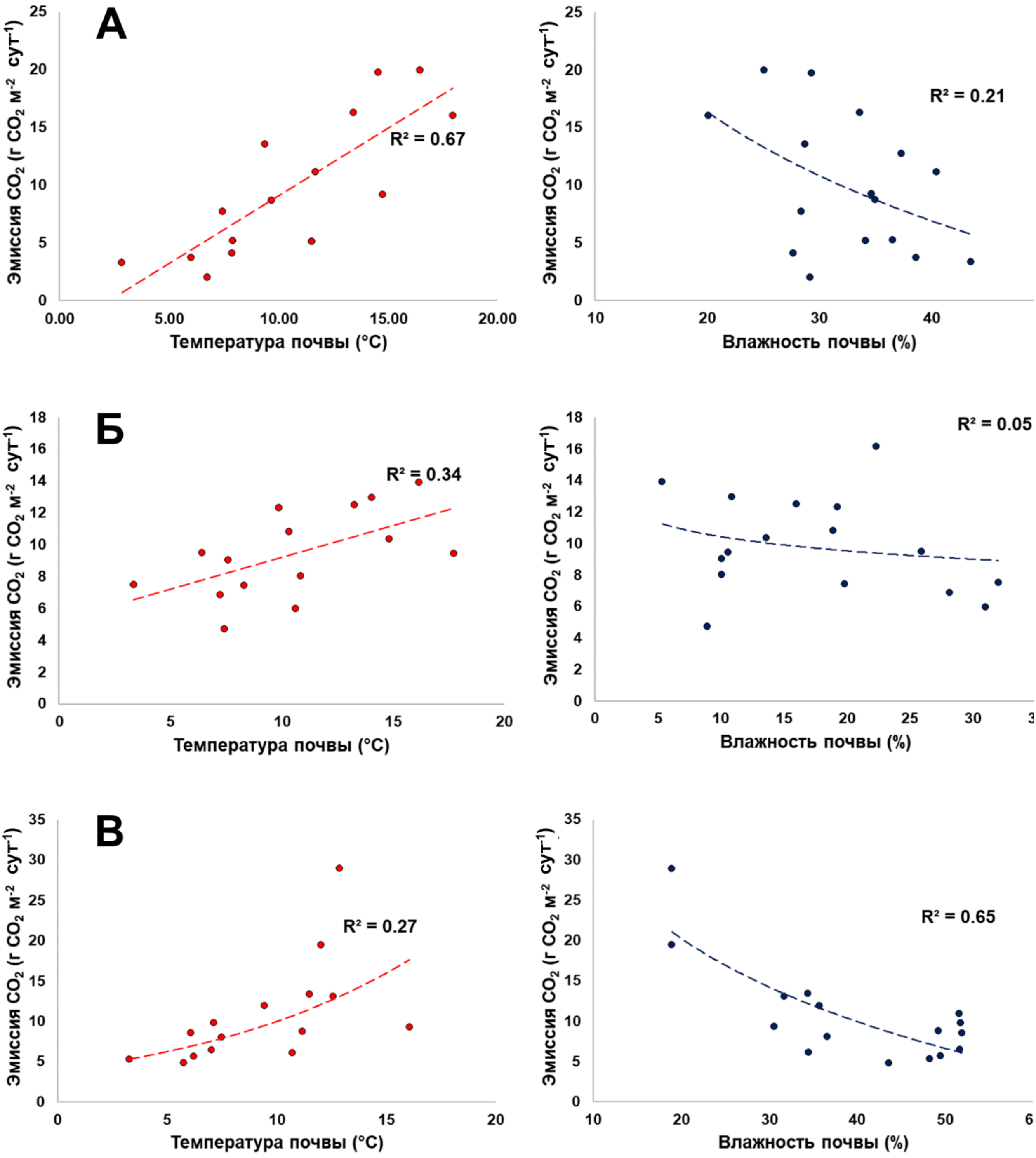


Рисунок 117 Зависимость эмиссии CO_2 от температуры (слева) и влажности (справа) для городских почв под газонами (А), древесно-кустарниковой растительностью (Б) и фоновых почв в г. Мурманск

В целом для всех изученных участков вклад летнего периода в сезонную эмиссию CO_2 был максимальный и составил 43-45% для фоновых участков и древесно-кустарниковой растительности и до 60% для газонов. Суммарная эмиссия за сезон составила в среднем 0.55 кг С м$^{-2}$ (в пересчете на углерод и с учетом коррекции на разный период наблюдений в 2020 и 2021 годах). Значения были близки как для городских и фоновых участков, так и между годами (Рис. 118).

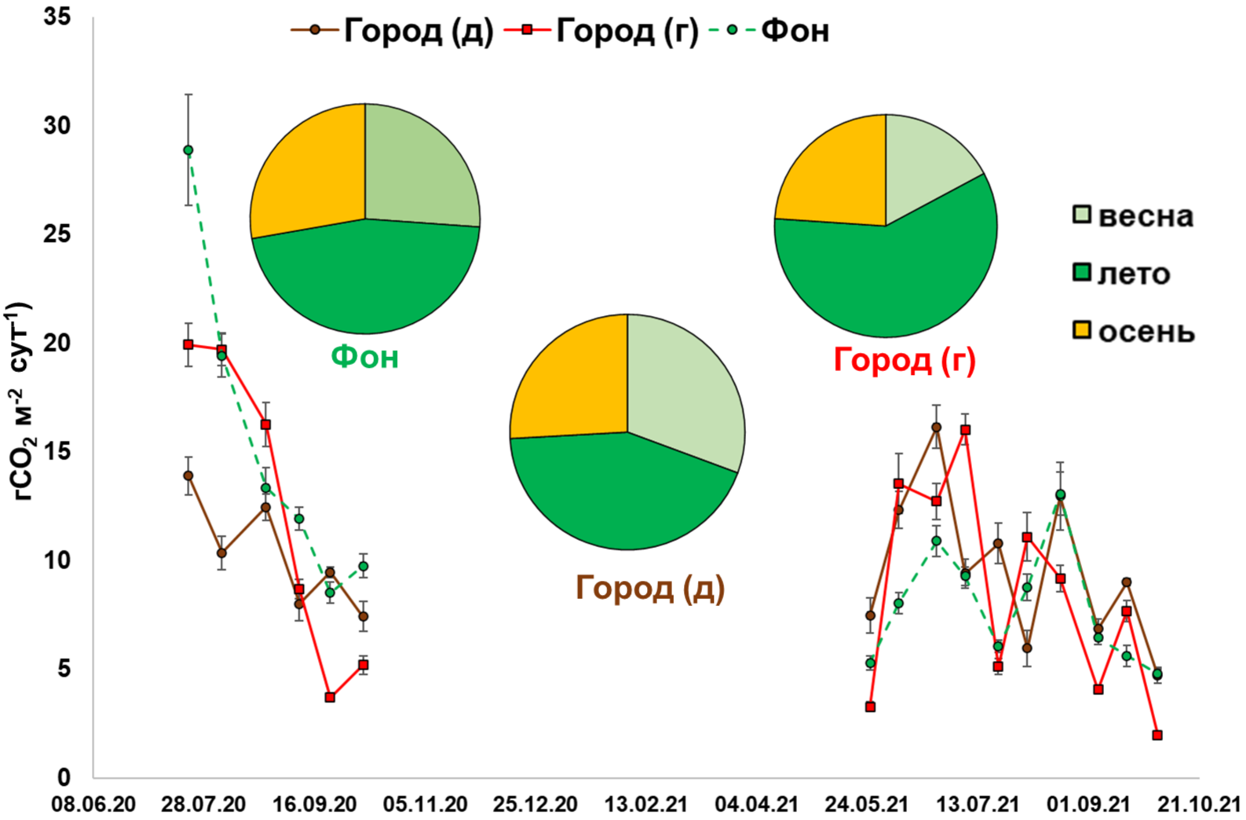


Рисунок 118 Сезонная динамика эмиссии CO_2 и вклад отдельных сезонов в общую эмиссию (за 2021 г.) фоновыми и городскими почвами г. Мурманск для участков древесно-кустарниковой растительности (д) и газонов (г)

В Москве вегетационный сезон начинается как минимум на месяц раньше, чем в Мурманске. Средняя температура почвы превышает 10 °С с конца апреля по середину октября. Средние эмиссии CO_2 для городских почв почти в два раза выше по сравнению с Мурманском ~ 27 и 7 г CO_2 м$^{-2}$ сут$^{-1}$ в летний и весенне-осенний периоды соответственно. Как и в Мурманске, значимое воздействие на динамику эмиссии CO_2 городскими почвами оказывала температура, определившая 33% от общей дисперсии (R^2 = 0.33, p< 0.05), при этом взаимосвязь между влажностью почвы и эмиссией не выявлена (Рис. 119). Коэффициент Q10 составил 2.7.

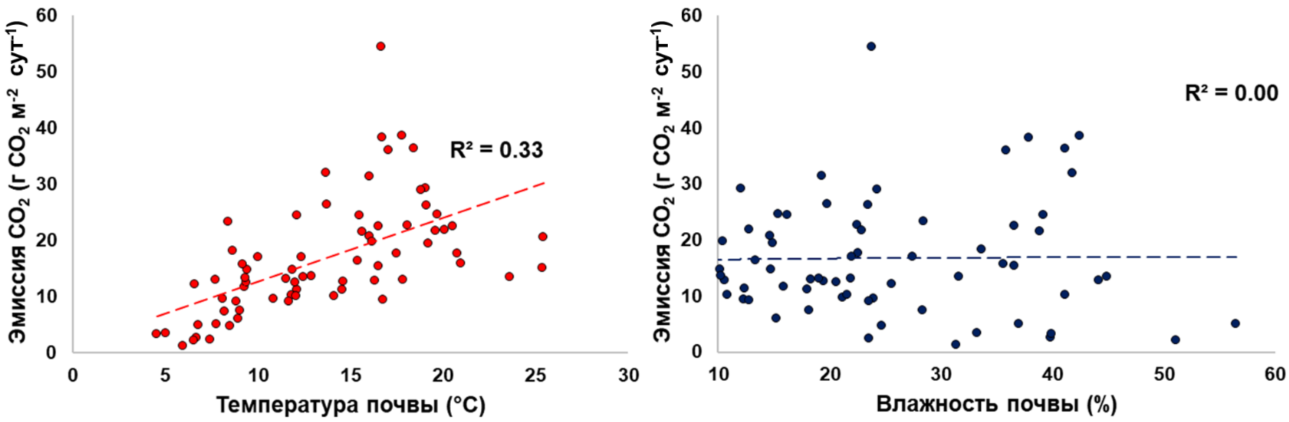


Рисунок 119 Зависимость эмиссии CO_2 от температуры (слева) и влажности (справа) в городских и фоновых почвах г. Москва

Температура определяла сезонные тренды эмиссии CO_2 для всех изученных участков. При этом для фоновых почв влияние температуры было сильнее, чем для городских – Q10 для фонового участка составил 3.0, а для городских газонов – только 2.0. По-видимому, это объясняется тем, что городские почвы были в среднем на 3-4 °C теплее, чем фоновые, поэтому температура не лимитировала микробиологическую активность. Влияние влажности на сезонную динамику эмиссии CO_2 для всех участков было не очевидным, однако при анализе только летнего периода, влажность оказалась основным фактором. При этом наиболее значительное воздействие влажности показано для городских газонов (R^2 = 0.83, $p<0.05$), в то время как для фоновых участков и городских почв под древесно-кустарниковой растительностью эффект влажности был ниже, хотя также положительный и статистически значимый (R^2 = 0.46 и 0.42, $p< 0.05$) (Рис. 120). Особенно заметен лимитирующий эффект недостатка влаги при сравнении летних сезонов 2020-го и 2021-го годов. Сухим и жарким летом 2021-го года средняя влажность почв городских газонов уменьшилась почти в два раза (с 30 до 16%), что привело к снижению эмиссии CO_2 на 30%. Похожие закономерности показаны и для других участков. В среднем эмиссия CO_2 городскими почвами на 40-50% выше, чем фоновыми. При этом весной эмиссия CO_2 почвами газонов выше по сравнению с древесно-кустарниковой растительностью, а летом и осенью наблюдается обратная закономерность.

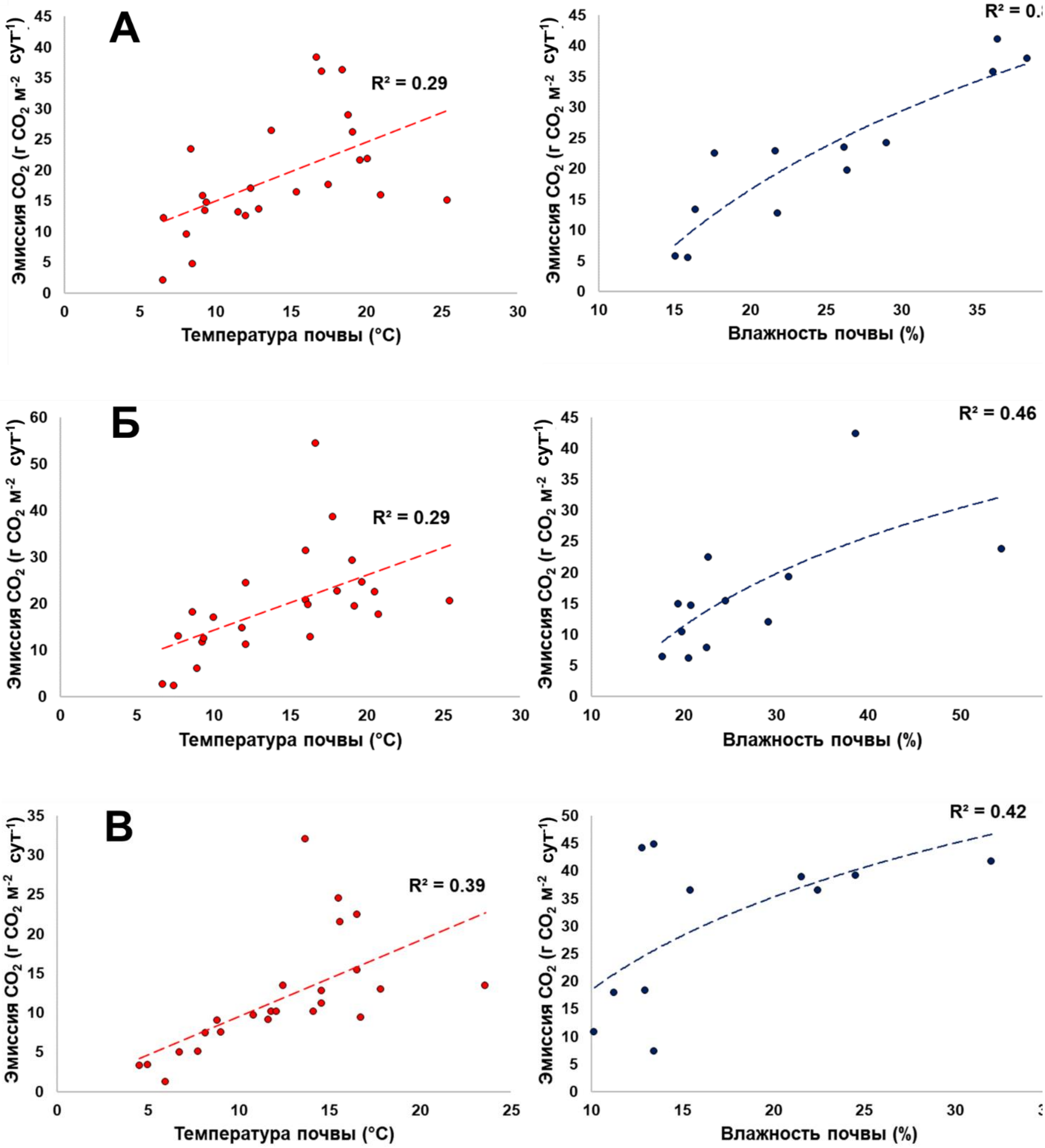


Рисунок 120 Зависимость эмиссии CO_2 от температуры (слева) и влажности в летний период (справа) для городских почв под газонами (А), древесно-кустарниковой растительностью (Б) и фоновых почв в г. Москва

Вклад отдельных сезонов в общую эмиссию в 2020-м году составил порядка 15, 60 и 25% для весны, лета и осени соответственно с незначительными различиями между участками. При этом в 2021-м году показана принципиально другая закономерность – вклад летней эмиссии уменьшился почти на треть, а весенней и осенней вырос. Таким образом, снижение эмиссии CO_2 в летний период, вызванное дефицитом влаги, было компенсировано увеличением эмиссии в весенне-осенний период под воздействием увеличения температуры почвы. В результате суммарная годовая эмиссия CO_2 в 2021-м году по сравнению с 2020-м годом для фонового участка снизилась с 0.84 до 0.69 кгСм$^{-2}$, для городских газонов – увеличилась с 1.27 до 1.32 кгСм$^{-2}$, а для участка с древесно-кустарниковой растительностью практически не изменилась, составив около 1.30 кгСм$^{-2}$. Полученные результаты подтверждают более высокую уязвимость запасов углерода в городских почвах и, в особенности, в почвах газонных экосистем к климатическим изменениям, по сравнению с фоновыми почвами (Рис. 121).

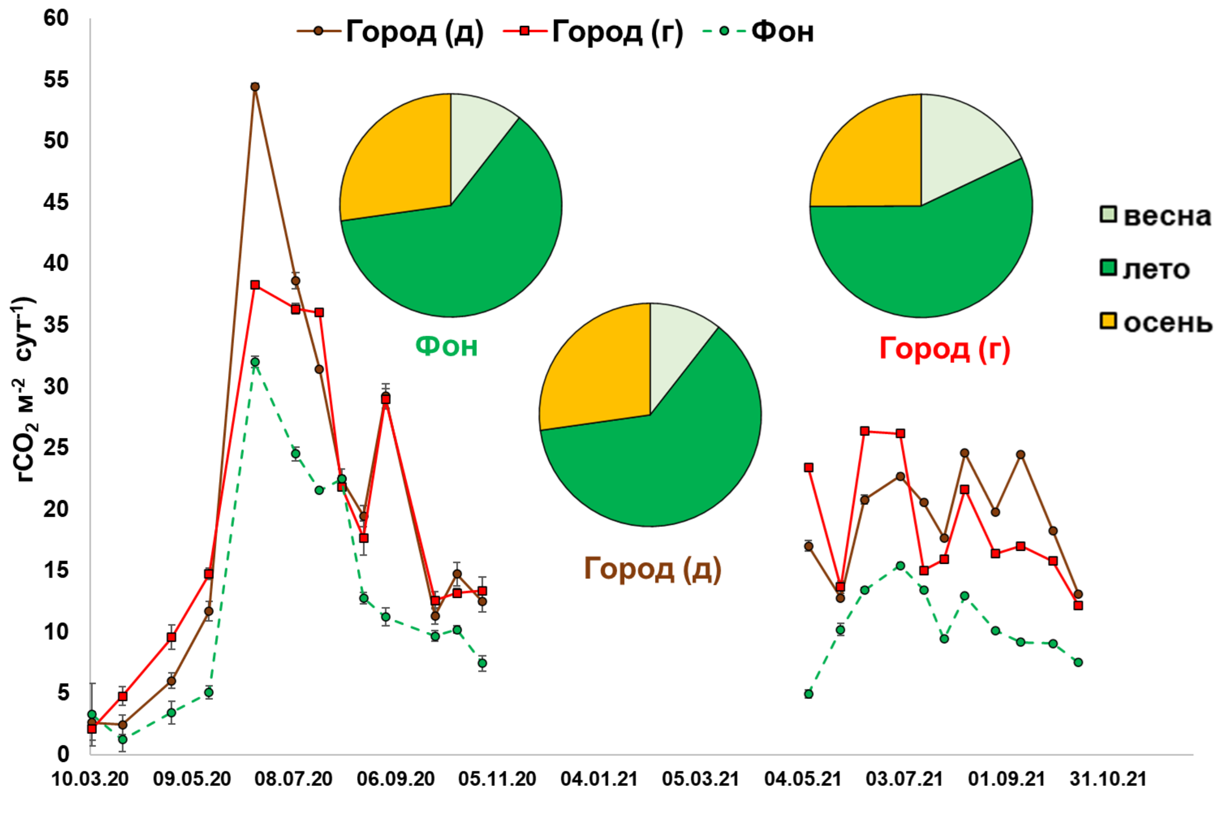


Рисунок 121 Сезонная динамика эмиссии CO_2 и вклад отдельных сезонов в общую эмиссию (за 2020 г.) фоновыми и городскими почвами г. Москва для участков древесно-кустарниковой растительности (д) и газонов (г)

Средняя эмиссия CO_2 в Курске была на 10-15% ниже, чем в Москве, при этом для фоновых участков были показаны более высокие значения по сравнению с городскими. И температура, и влажность оказывали значимое воздействие на сезонную динамику эмиссии CO_2, определив 27% от общей дисперсии (R^2 = 0.25; $p<0.05$) (Рис. 122). Чувствительность почвенного дыхания к температуре заметно ниже, чем в Москве и Мурманске. Среднее значение Q10 – 1.8 подтверждает, что температура не является основным фактором, лимитирующим микробиологическую активность в почвах Курска. В целом в течение сезона вклад обоих факторов был сопоставим, при этом в летний период влажность была основным лимитирующим фактором, определившим более 60% об общей дисперсии (R^2 = 0.61; $p<0.05$).

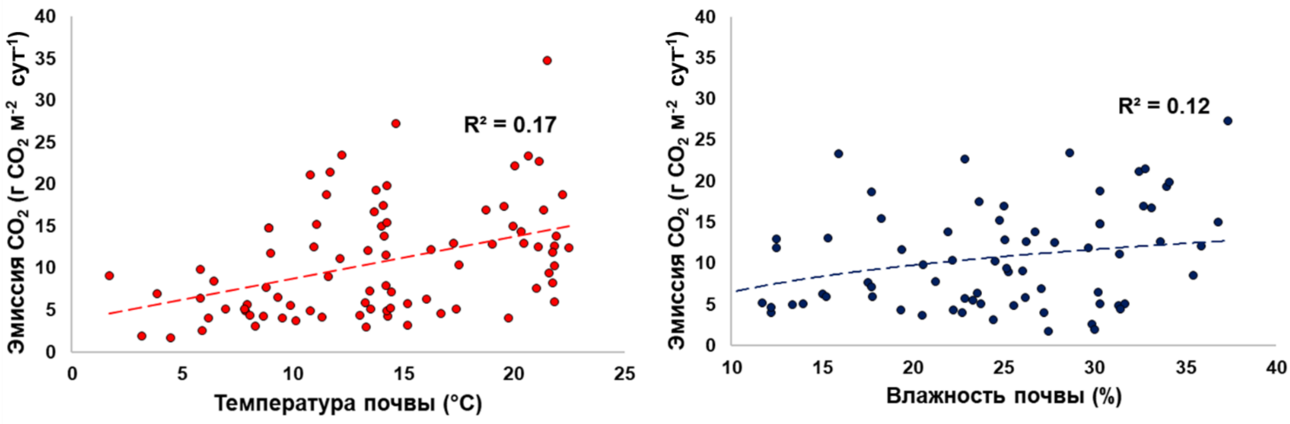


Рисунок 122 Зависимость эмиссии CO_2 от температуры (слева) и влажности (справа) в городских и фоновых почвах г. Курск

Наибольшая чувствительность к температуре и влажности показана для фоновых почв, при этом температура определяла изменчивость эмиссии CO_2 в осенний период, а влажность – в летний. Коэффициент Q10 составил 2. Среди городских участков более высокая зависимость эмиссии CO_2 от гидротермических условий показана для древесно-кустарниковой растительности. В летний период влажность определяла 61% от общей дисперсии CO_2, что было самым высоким показателем среди всех участков. Эмиссия CO_2 газонами также определялась преимущественно влажностью почвы, при этом влияние температуры было менее значимым (Рис. 123). В целом роль влажности заметно менялась в зональном ряду исследуемых объектов. Если в Мурманске влажность практически не влияла на эмиссию CO_2, в Москве – влияла только в летний период, то в Курске этот фактор определил динамику эмиссии CO_2 в течение всего сезона.

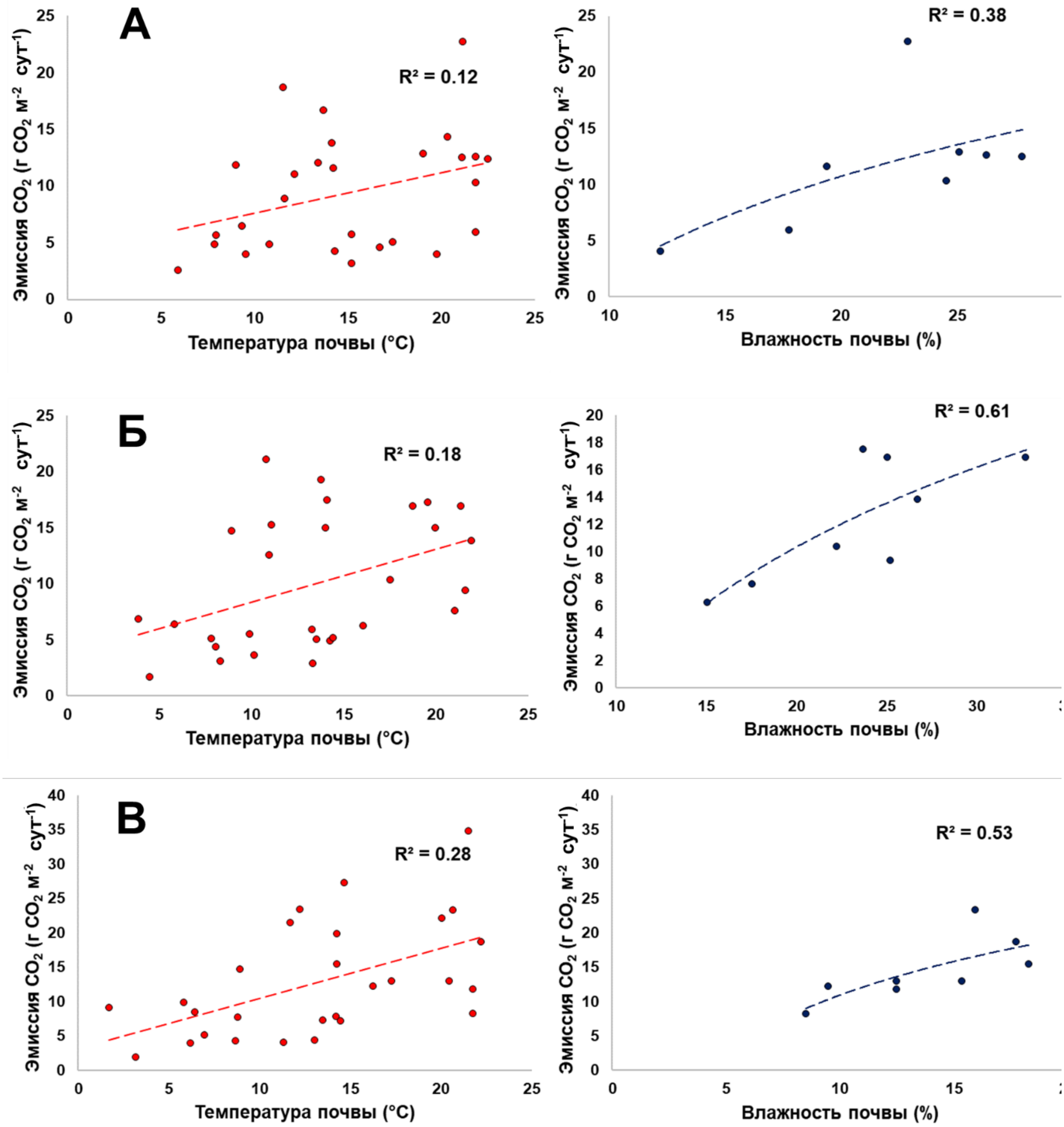


Рисунок 123 Зависимость эмиссии CO_2 от температуры (слева) и влажности в летний период (справа) для городских почв под газонами (А), древесно-кустарниковой растительностью (Б) и фоновых почв в г. Курск

Вклад отдельных сезонов в годовую эмиссию CO_2 мало отличался между участками, но заметно отличался между годами. В 2020-м году вклад весеннего и летнего периода был примерно одинаковым, составил от 41 до 43% для каждого сезона. Осенний период добавлял 15-20%. В более жарком 2021-м году вклад весеннего периода вырос до 50%, а летнего – уменьшился до 36-40%. При этом суммарные эмиссии CO_2 в 2021-м году по сравнению с 2020-м годом для городских почв участков газона и древесно-кустарниковой растительности увеличились на 10-20%, а для фонового участка – уменьшились на 15%. (Рис. 124).

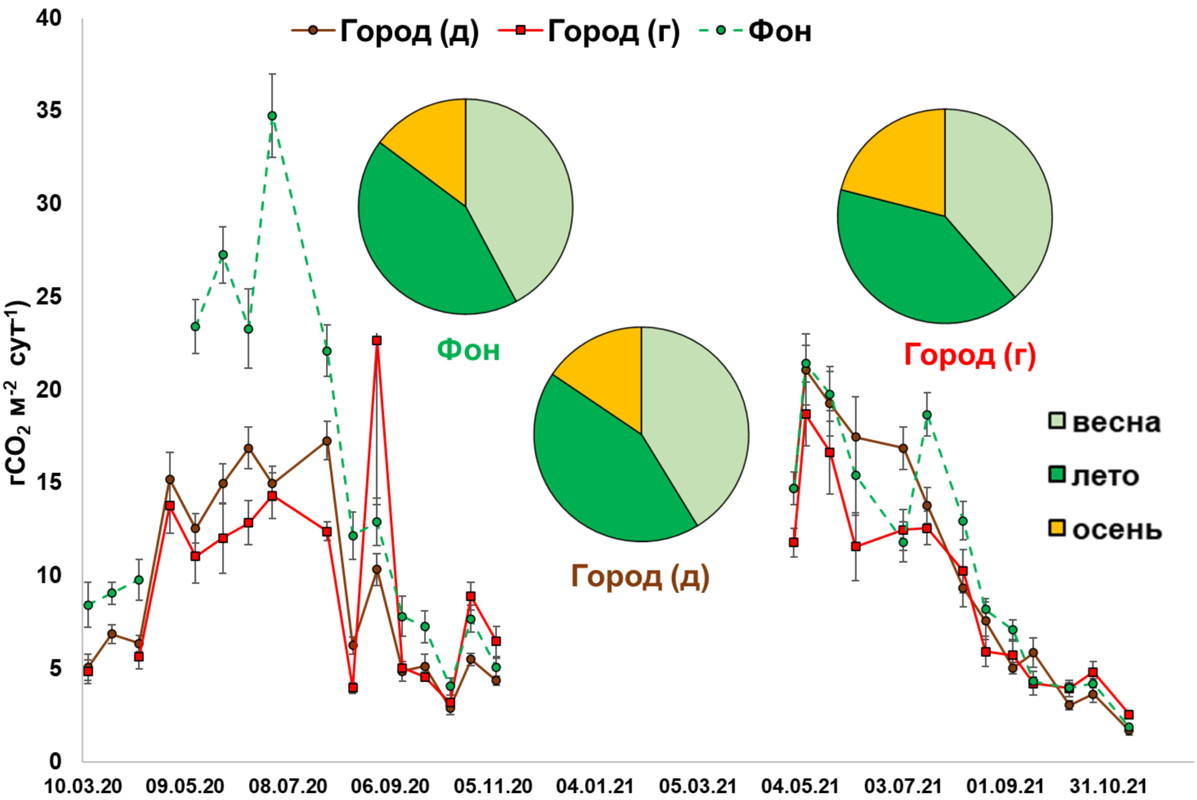


Рисунок 124 Сезонная динамика эмиссии CO_2 и вклад отдельных сезонов в общую эмиссию (за 2020 г.) фоновыми и городскими почвами г. Курск для участков древесно-кустарниковой растительности (д) и газонов (г)

Максимальная эмиссия CO_2 среди всех исследуемых городов показана для почв г. Ростов-на-Дону, где она составила ~30 гCO_2 м$^{-2}$ сут$^{-1}$ в летний период и ~20 гCO_2 м$^{-2}$ сут$^{-1}$ – в весенний и осенний периоды. При этом для почв фонового участка эмиссия CO_2 была почти в два раза ниже, чем для городских почв. И температура, и влажность оказывали статистически значимое воздействие на эмиссию CO_2 почвами Ростова-на-Дону, однако в сумме определили только 17% от общей дисперсии (Рис. 125). Интересно, что зависимость от температуры оказалась более сильной, чем от влажности, хотя по сравнению с другими городами температурная чувствительности была наименьшей – средний Q10 составил 1.4.

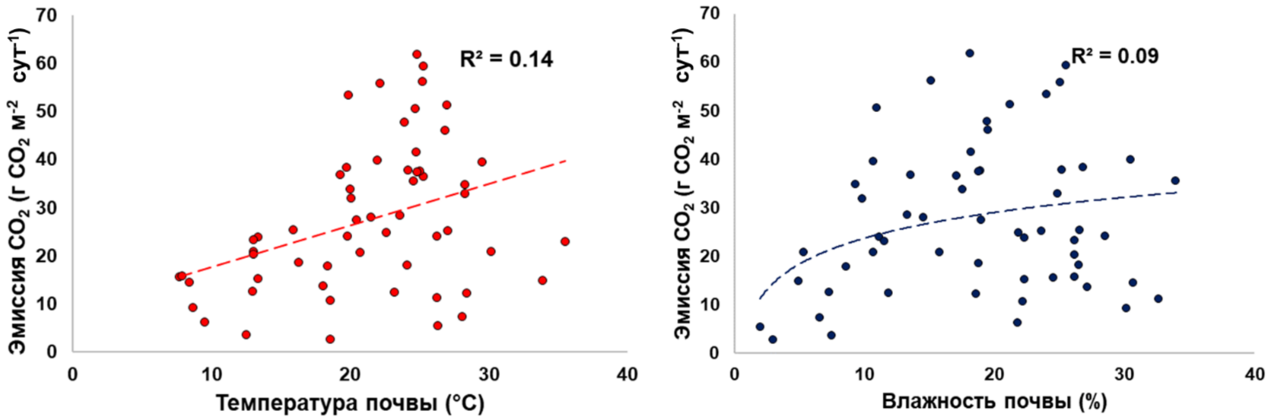


Рисунок 125 Зависимость эмиссии CO_2 от температуры (слева) и влажности (справа) в городских и фоновых почвах г. Ростов-на-Дону

Наиболее значимое воздействие влажности на эмиссию CO_2 показано для фонового участка, где этот фактор определил 25% от общей дисперсии. Для городских почв влажность не оказывала значимого влияния, что, по-видимому, связано с регулярным поливом объектов городского озеленения. В результате влажность городских почв варьировала в течение сезона значительно меньше, чем для фонового участка - коэффициенты вариации составили соответственно 56 и 35%. В среднем для фонового участка характерна наименьшая влажность при наиболее высокой температуре – по сравнению с городскими участками превышение составило 5-6 °C в среднем за сезон и 10-12 °C в летний период. Среди городских объектов температура почв участков под газонами и древесно-кустарниковой растительностью мало отличается, при этом влажность почв под газонами – на 5-7% выше, чем под деревьями и кустарниками. По-видимому, эту закономерность также можно объяснить поливом городских газонов, который не только увеличивает влажность, но и охлаждает почву. Изменение температуры объяснило более 60% вариации эмиссии CO_2 городскими почвами – коэффициенты Q10 составили 2.2 для газонов и 1.7 для участков древесно-кустарниковой растительности (Рис. 126).

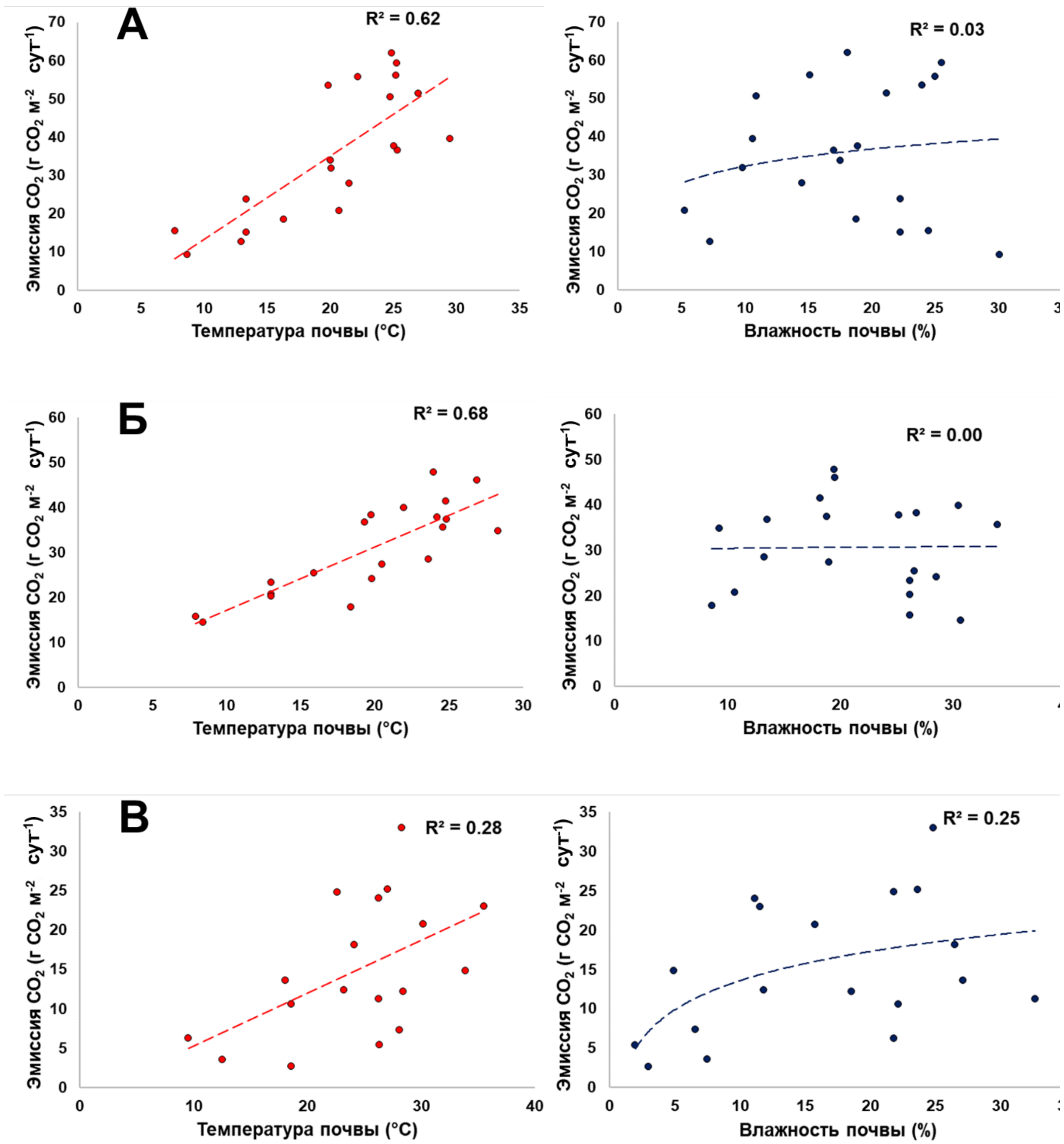


Рисунок 126 Зависимость эмиссии CO_2 от температуры (слева) и влажности (справа) для городских почв под газонами (А), древесно-кустарниковой растительностью (Б) и фоновых почв в г. Ростов-на-Дону

Влияние гидротермического режима проявляется и во вкладе отдельных сезонов в суммарную эмиссию CO_2 для разных объектов. Так, максимальный вклад весеннего периода (39%) показан для степи, т.к. весной дефицит влаги не лимитирует микробиологическую активность так сильно, как летом. Для почв городских газонов, где влажность поддерживается за счет полива и повышение температуры стимулирует микробиологическую активность, вклад летнего периода составил 52%, а весеннего – только 21% (Рис. 127). Годовая эмиссия CO_2 в 2021-м году увеличилась по сравнению с 2020-м для всех участков, при этом для степи эмиссия увеличилась более, чем в два раза – с 0.65 кг С м$^{-2}$ до 1.34 кг С м$^{-2}$. Для почв газонов прирост составил 25% (с 1.82 кг С м$^{-2}$ до 2.27 кг С м$^{-2}$), в то время как годовая эмиссия CO_2 почвами под древесно-кустарниковой растительностью практически не изменилась. Эта закономерность иллюстрирует основную функцию зеленой инфраструктуры городов юга России – создание комфортного микроклимата. Средняя температура почв в 2021-м году по сравнению с 2020-м в степи увеличилась в среднем на 6 °С, для газонов – на 1°С, а для участка древесно-кустарниковой растительности – на 0.2 °С. Таким образом, микроклимат, сформировавшийся в зеленых зонах с преобладанием древесно-кустарниковой растительности позволил погасить волну жары и практически нейтрализовать ее воздействие на почвенное дыхание.

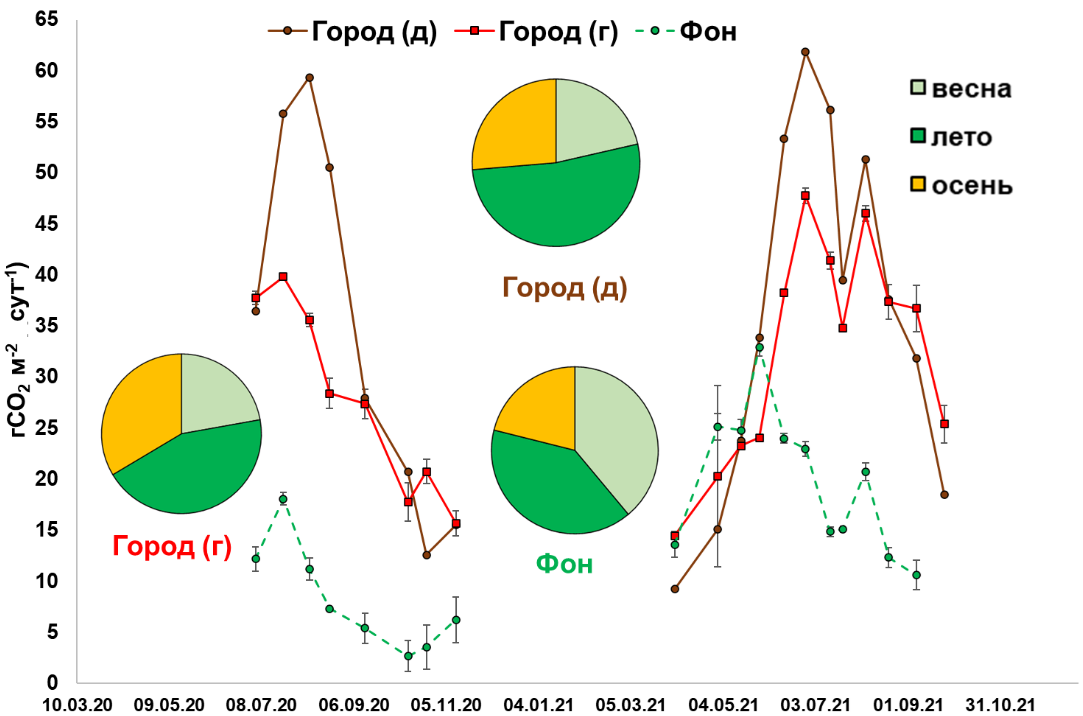


Рисунок 125 Сезонная динамика эмиссии CO_2 и вклад отдельных сезонов в общую эмиссию (за 2020 г.) фоновыми и городскими почвами г. Ростов-на-Дону для участков древесно-кустарниковой растительности (д) и газонов (г)

Таким образом, параллельные наблюдения сезонной динамики эмиссии CO_2, температуры и влажности почвы городских и фоновых участков Мурманска, Москвы, Курска и Ростова-на-Дону позволили выявить следующие закономерности: 1) увеличение годовой эмиссии CO_2 городскими почвами по зональному градиенту почти в 4 раза - с 0.6 кг С м$^{-2}$ в Мурманске до 2.3 кг С м$^{-2}$ в Ростове-на-Дону; 2) температура оказывала значимое влияние на сезонную динамику эмиссии CO_2 для всех объектов исследования, при этом средний температурный коэффициент снижался с 2.4 в Мурманске до 1.4 в Ростове-на-Дону; 3) влияние влажности менялось в зависимости от биоклиматической зоны – на севере избыточная влажность подавляла почвенное дыхание, а в южных городах (особенно, в летний период) показана значимая положительная зависимость эмиссии CO_2 от влажности; 4) вклад весеннего сезона в годовую эмиссию CO_2 увеличивался от 20% в Москве до 50% в Курске, при этом в 2021-м году он был выше, чем в 2020-м; 5) в Ростове-на-Дону и Москве эмиссия городских почв была почти в два раза выше по сравнению с фоном, а для Мурманска и Курска – ниже на 10-15%; 6) влияние волн жары 2021-года привело к увеличению эмиссии CO_2 в среднем на 20-30% для всех городов, кроме Мурманска, при этом наиболее уязвимыми были почвы городских газонов.

7.3. Устойчивость органического вещества городских и фоновых почв к климатическим изменениям (сравнение 2020 и 2021 годов)

Различия климатических условий, доминирующей растительности, размера и возраста населенных пунктов, а также существующих практик озеленения и благоустройства определили механизмы поступления и аккумуляции углерода в почвах городов Европейской территории России и обусловили различия содержания и запасов углерода в различных формах. Сравнительный анализ запасов углерода почвами шести городов Европейской территории России позволил оценить влияние указанных факторов и, в том числе, проверить предположения, выдвинутые на основе анализа данных о запасах углерода в городских почвах мира (Глава 3).

Общие запасы углерода в слое 0-10 см для почв Москвы и северных городов были на 30-50% выше, чем для городов южнее Москвы. При это в Москве и Апатитах запасы $C_{общ}$ в слое 0-10 см городских почв были выше в сравнении с фоном, а для городов, расположенных в зоне серых почв и черноземов показана обратная закономерность. В Мурманске запасы $C_{общ}$ в слое 0-10 см фоновых почв почти в два раза превышали таковые в городских почвах (Рис. 128).

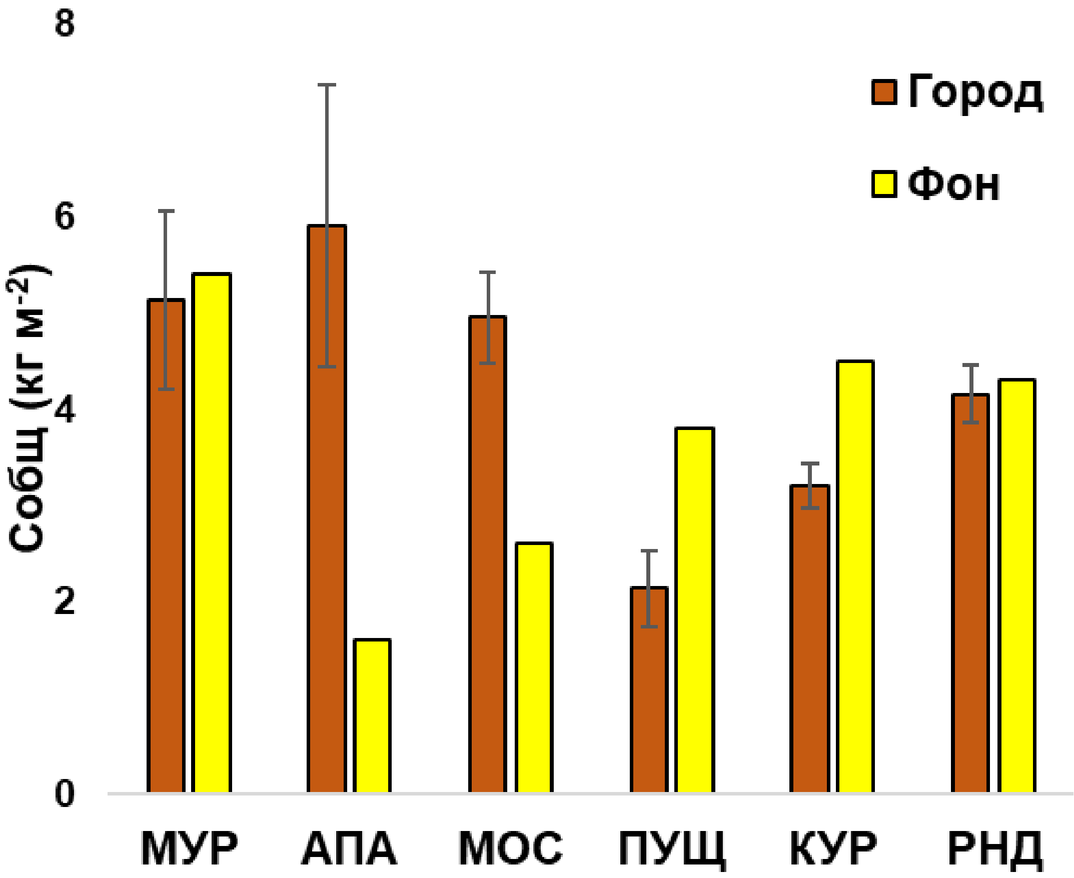


Рисунок 128 Запас $C_{общ}$ в слое 0-10 см почв городов Мурманск (МУР), Апатиты (АПА), Москва (МОС), Пущино (ПУЩ), Курск (КУР) и Ростов-на-Дону (РНД)

Данная закономерность объясняется как особенностями профильного распределения органического вещества в зональных почвах, так и существующими практиками создания почв и почвенных конструкций в различных городах. В иллювиально-гумусовых подзолах, которые являются фоновыми почвами для Мурманска, содержание органического вещества в органогенном горизонте О превышает 20%. При этом для городского озеленения используются смеси самого разного происхождения, включая перемещенные с полей органо-аккумулятивные горизонты, торф, отходы горнодобывающей промышленности. В результате общие запасы углерода в городских почвах Мурманска значимо меньше, чем в фоновых. В Москве, наоборот, для озеленения используются преимущественно торфо-песчаные смеси с нормативным содержание углерода от 4 до 20% (как показано в Главе 4, на практике возможны и более высокие значения). При этом содержание углерода в фоновых дерново-подзолистых почвах не превышает 3-4%. В Пущино и особенно в городах черноземной зоны торф практически не используется, а основным материалом для почвенного конструирования становится срезка – перемещенные гумусово-аккумулятивные горизонты серых почв и черноземов. При этом, как правило, выемка грунта происходит не с фоновых участков, а с полей, залежей, пустырей и других нарушенных территорий, в результате содержание углерода в них меньше, чем в фоновых почвах.

Аналогичное разделение на «северные» и «южные» города наблюдается при анализе содержания $C_{орг}$ в слое 0-10 см городских почв с максимальными значениями для Апатитов и Мурманска и минимальными – для Ростова-на-Дону. Одним из факторов, определяющим данную закономерность, является уменьшение устойчивости органического вещества городских почв к биодеградации с севера на юг. Короткий вегетационный период и низкие средние температуры в субарктическом климате замедляют минерализацию органического вещества и способствуют накоплению углерода органических соединений. В условиях более жаркого климата наблюдается обратная тенденция – ускорение биодеградации за счет долгого вегетационного сезона, высоких средних температур, эффект которых усиливается городским островом тепла и сезонными волнами жары, а также дополнительным влиянием мероприятий по содержанию и уходу (в частности, полив и внесение удобрений). В результате средний период полуразложения $T_{0.5}$ уменьшился с 24 лет для Мурманска, до 10 лет в Курске и менее, чем 5 лет в Ростове-на-Дону (рис. 129).

Данная закономерность также подтверждается сопоставлением средних значений углерода микробной биомассы и базального дыхания – максимальные значения по обоим параметрам микробиологической активности показаны для Курска и Ростова-на-Дону (рис. 130).

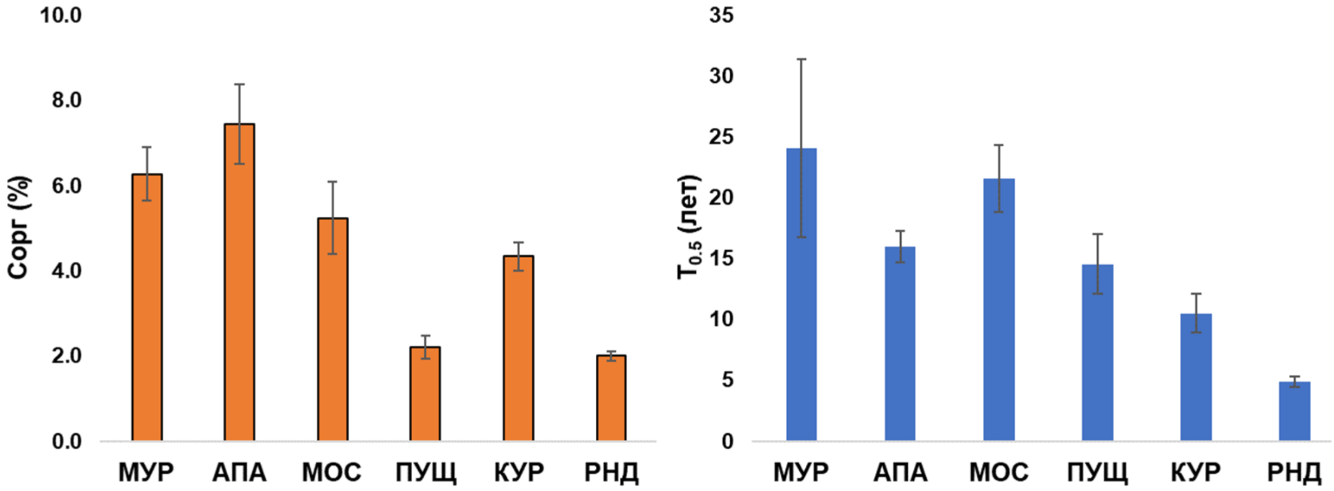


Рисунок 129 Содержание $C_{орг}$ (слева) и время полуразложения (справа) в слое 0-10 см почв городов Мурманск (МУР), Апатиты (АПА), Москва (МОС), Пущино (ПУЩ), Курск (КУР) и Ростов-на-Дону (РНД)

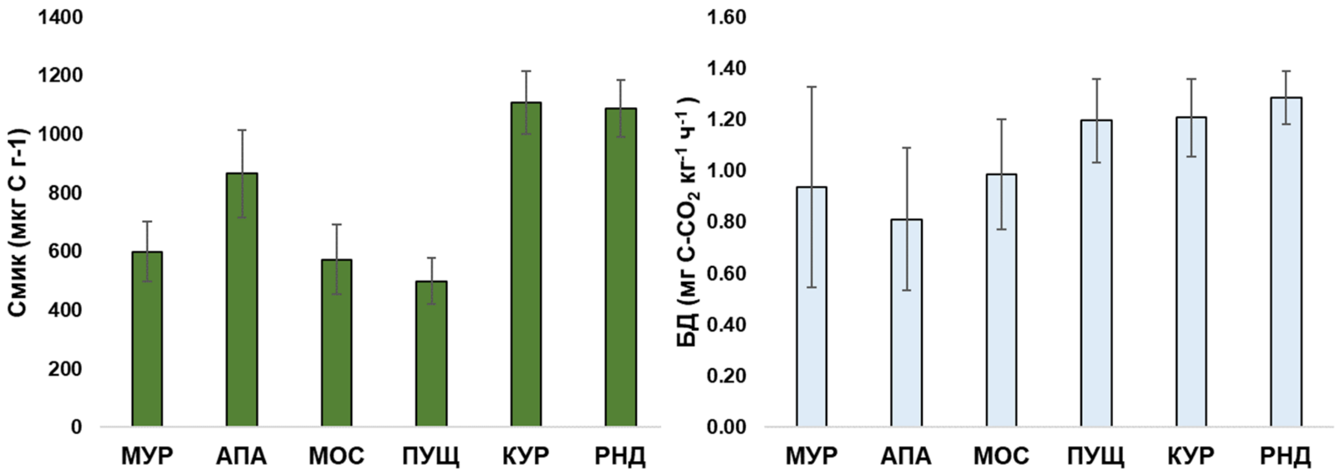


Рисунок 130 Содержание углерода микробной биомассы $C_{мик}$ (слева) и микробное (базальное) дыхание БД (справа) в слое 0-10 см почв городов Мурманск (МУР), Апатиты (АПА), Москва (МОС), Пущино (ПУЩ), Курск (КУР) и Ростов-на-Дону (РНД)

Закономерности, выявленные при анализе данных по профилю, заметно отличалась от таковых, полученных только на основании поверхностных горизонтов (0-10 см). Максимальные общие запасы углерода показаны для Курска и Ростова-на-Дону. Это объясняется как в большей средней мощностью городских почв (120 см по сравнению с 70 см для северных городов), так и значительными запасами углерода в нижележащих горизонтах, к которым часто относятся погребенные горизонты естественных почв. Так, для почв Ростова-на-Дону вклад слоя 0-10 см в общий запас углерода составил 13%, а слоев глубже 50 см - 37%, в то время как для Мурманска вклад слоя 0-10 см составил 20%, а слоев глубже 50 см – только 3% (рис. 131).

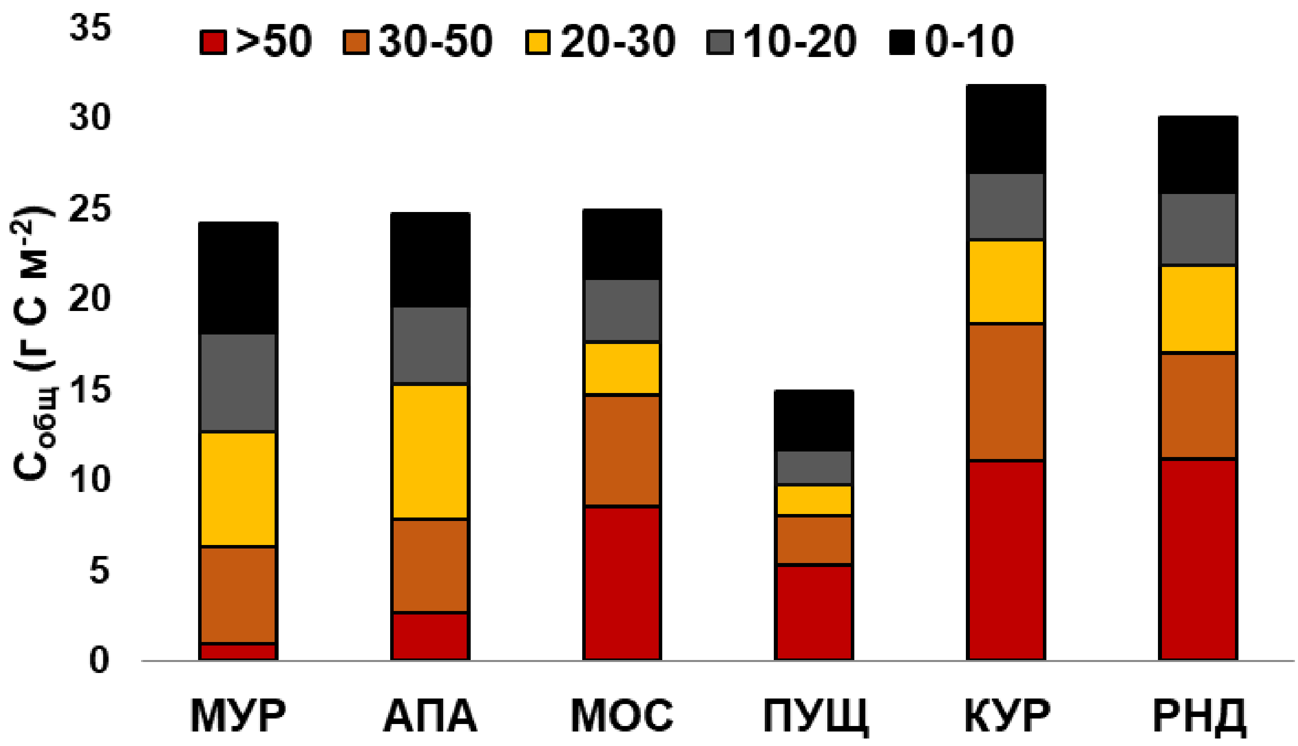


Рисунок 131 Профильное распределение запасов $C_{общ}$ в почвах городов Мурманск (МУР), Апатиты (АПА), Москва (МОС), Пущино (ПУЩ), Курск (КУР) и Ростов-на-Дону (РНД)

Интересная зональная закономерность выявлена при анализе вклада органического и неорганического углерода в его общий запас и его распределение по профилю в городских и фоновых почвах. Наиболее наглядно выявленная закономерность проявляется при сравнении профилей городских и фоновых почв самого северного и самого южного из исследуемых регионов (Рис. 132). В фоновых для Мурманска иллювиально-гумусовых подзолах доля $C_{карб}$ в общих запасах углерода не превышала 3%. При этом для слоя 0-10 см она не превышала 1%, а для слоев глубже 50 см достигала 5%. В городских почвах Мурманска доля $C_{карб}$ в общих запасах углерода составляла 11%. При этом профильное распределение имело обратную закономерность по сравнению с фоном – максимальная доля $С_{\text{карб}}$ показана для поверхностных горизонтов, где она достигала 15%, в то время как для подстилающих горизонтов значения не превышали фоновые. По-видимому, повышенное по сравнению с фоном содержание $С_{\text{карб}}$ в поверхностных горизонтах городских почв объясняется поступлением с пылью от строительства и транспорта. Такой процесс характерен для многих городов (Prokof'eva и др., 2017) и приводит, в частности, к подщелачиванию реакции среды. В Мурманске среднее значение pH_{KCl} городских почв составило 6.2, в то время как для фоновой почвы – 3.8, что косвенно подтверждает антропогенный источник поступления $С_{\text{карб}}$ в поверхностные горизонты городских почв.

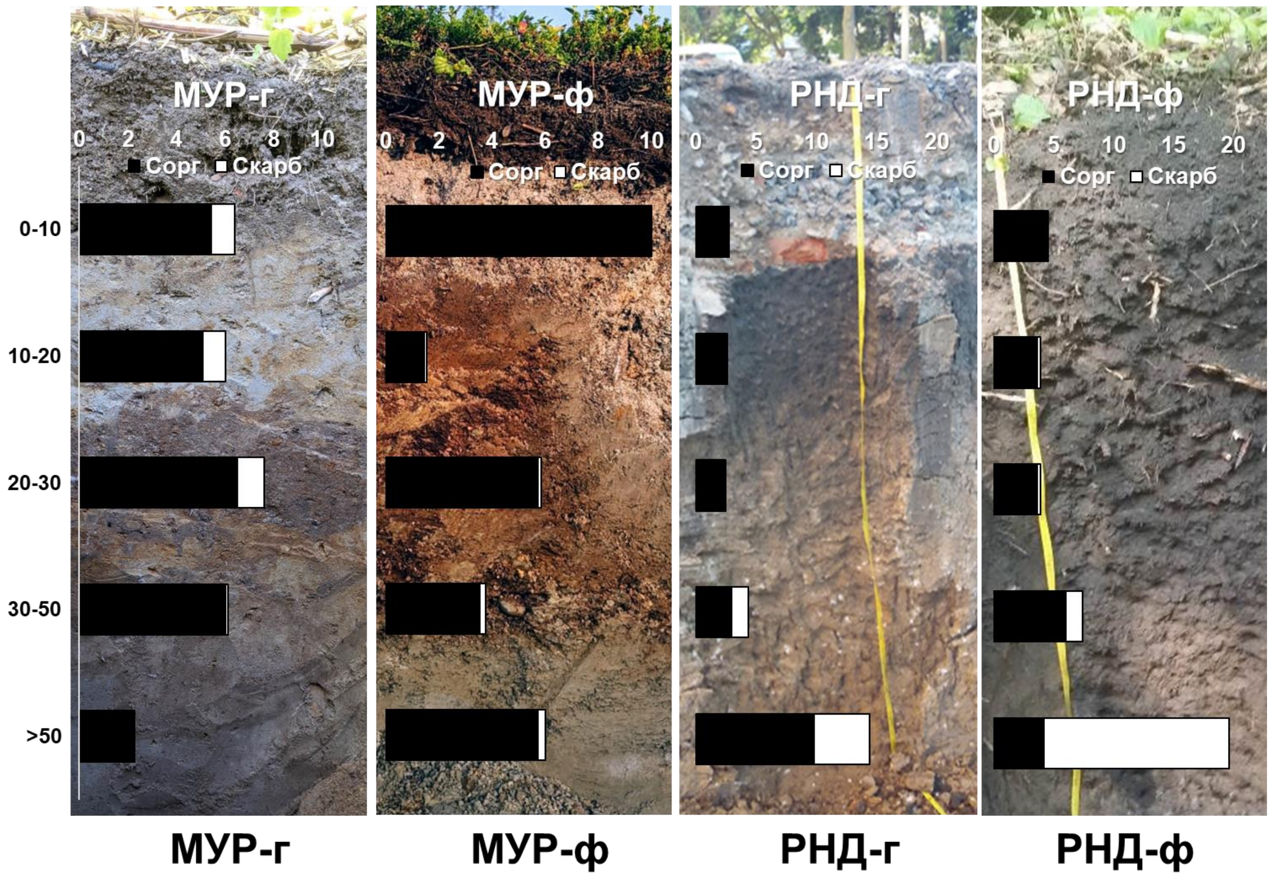


Рисунок 132 Профильное распределение запасов (кг С м$^{-2}$) $С_{\text{орг}}$ и $С_{\text{карб}}$ фоновых (ф) и городских (г) почв Мурманска (МУР) и Ростова-на-Дону (РНД) (базовый слой – фотографии типичных профилей фоновых и городских почв)

По мере продвижения с севера на юг и по мере аридизации климата вклад $С_{карб}$ в общие запасы углерода закономерно увеличивался, при этом градиент для фоновых почв был выражен более явно, чем для городских. Так для черноземов миграционно-сегрегационных, являющихся фоновыми почвами для Ростова-на-Дону, вклад $С_{карб}$ в общие запасы составил 44%. При этом доля $С_{карб}$ закономерно увеличивалась вниз по профилю от 7% в поверхностных горизонтах до более чем 70% для слоев глубже 50 см, что, по-видимому, объясняется обильными карбонатными новообразованиями в горизонтах B_{Ca} и BC_{Ca}. В городских почвах Ростова-на-Дону вклад $С_{карб}$ в общие запасы в среднем составил 24%. Максимальная доля $С_{карб}$ показана для слоя 30-50 см, для которого в процессе полевых исследований чаще всего фиксировались техногенные включения «дресвы» - известкового гравия, который часто используют как подстилающий или дренажный слой при создании почвенных конструкций в Ростове-на-Дону.

Сравнительный анализ запасов углерода и эмиссии CO_2 городскими и фоновыми почвами различных биоклиматических зон в 2020-м и 2021-м годах позволяет получить представление об изменении устойчивости почвенного органического вещества к климатическим изменениям. Соотношение годовой микробной эмиссии CO_2 и запасов углерода в почве можно считать упрощенным аналогом коэффициента его биодеструкции и использовать для расчета $T_{0.5}$. В полевых условиях вклад микробного и корневого дыхания не разделялся, однако на предыдущей стадии исследования на примере почвенных конструкций и почв различных функциональных зон Москвы и Курска было показано, что доля микробного дыхания в общем дыхании почв составляет в среднем 50 и 70% под травянистой и древесно-кустарниковой растительностью соответственно (глава 5). Эти соотношения были приняты для расчета коэффициента биодеструкции органического вещества городских и фоновых почв в 2020-м и 2021-м годах. Значения $T_{0.5}$ для городских почв Мурманска было в три раза ниже, чем для Ростова-на-Дону, что подтверждает выводы их расчета на основе базального дыхания (Рис. 129). Более жаркое и сухое лето 2021 г., наблюдаемое в Москве и южных регионах, привело к снижению $T_{0.5}$ на 25-40% для городских и на 10-20%

для фоновых почв всех регионов, за исключением лесотундровой зоны (табл. 36). При этом разница между $T_{0.5}$ городских почв и зонального фона в 2021-м году увеличилась, что иллюстрирует меньшую потенциальную устойчивость органического вещества городских почв к климатическим изменениям.

Таблица 36 Изменение годовой эмиссии CO_2 (ЭМ) и запасов $C_{общ}$ (ЗС) в городских (г) и фоновых (ф) почвах Мурманска (МУР), Москвы (МОС), Курска (КУР) и Ростова-на-Дону (РНД)в 2020 и 2021 гг.

Объект	ЭМ (кг С м$^{-2}$), 2020	ЭМ (кг С м$^{-2}$), 2021	ЗС (кг С м-^{2}), 0-10 см	ЗС (кг С м-^{2}), профиль	$T_{0.5}$ (лет), 2020	$T_{0.5}$ (лет), 2021
МУР-г	0.48±0.11	0.47±0.06	5.1±0.9	28.4±6.7	14.7±7.1	15.1±7.9
МУР-ф	0.68±0.12	0.50±0.03	5.4±1.2	27.8±8.2	11.0±5.2	15.0±5.8
МСК-г	1.02±0.13	1.36±0.06	5.0±0.5	24.9±3.3	6.8±3.3	5.1±3.5
МСК-ф	0.60±0.08	0.69±0.04	3.6±0.3	13.7±2.8	5.9±4.4	5.1±3.9
КУР-г	0.50±0.06	0.97±0.08	3.2±0.2	31.8±5.8	8.9±4.8	4.6±4.2
КУР-ф	0.74±0.08	0.91±0.07	5.0±0.1	54.7±6.6	9.4±5.2	7.6±4.3
РНД-г	1.17±0.12	2.27±0.11	4.2±0.3	30.0±4.1	3.5±2.5	1.8±2.4
РНД-ф	0.45±0.07	1.34±0.08	4.5±0.3	39.3±5.7	14.1±7.7	4.7±6.5

7.4. Факторы пространственной неоднородности запасов углерода почв в городах Европейской территории России[15]

Запасы углерода в почвах урбанизированных территорий отличаются высокой пространственной неоднородностью, которая практически не учитывается глобальными и региональными моделями, что объясняется очень ограниченным количеством почвенных данных для городов. Например, гармонизированная база мировых почвенных данных (HSWD v.1.2), представляющая собой цифровую карту с разрешением 30 секунд и атрибутивную таблицу с информацией для более, чем 15 000 почвенных отдельностей, объединяющую данные национальных и региональных почвенных съемок (SOTER, ESD, WISE и др.), не содержит информацию о городских почвах. Городские почвы также не учитываются в картографическом блоке информационной системы Почвенно-географической базы данных России, основанной на почвенной карте РСФСР 1: 2 500 000 (Фридланд, 1988). На практике это означает, что для городских территорий отображаются полигоны естественных почв, что при расчете запасов углерода может приводить к значительным неточностям (Рис. 133).

[15] Основные результаты, изложенные в данной главе, опубликованы в статьях

Dvornikov Y.A., **Vasenev V.I.**, Romzaykina O.N., Grigorieva V.E., Dolgikh A.V., Korneykova M.V., Litvinov Y.A., Gorbov S.N., Gosse D.D. Projecting the urbanization effect on soil organic carbon stocks in polar and steppe areas of European Russia by remote sensing // Geoderma. — 2021. — V. 399 — № 115039. – DOI:10.1016/j.geoderma.2021.115039. SJR Scopus (2022) = 1,933. — количество печатных листов (п.л.) — 1,8; личный вклад — 0,7 п.л.

Korneykova M.V., **Vasenev V.I.**, Nikitin D.A., Soshina A.S., Dolgikh A.V., Sotnikova Y.L. Urbanization affects soil microbiome profile distribution in the Russian arctic region // International Journal of Environmental Research and Public Health. — 2021. — V. 18 (21). — № 11665. DOI: 10.3390/ijerph182111665. SJR Scopus (2022) = 0.818.— 1,9 п.л.; 0,8 п.л.

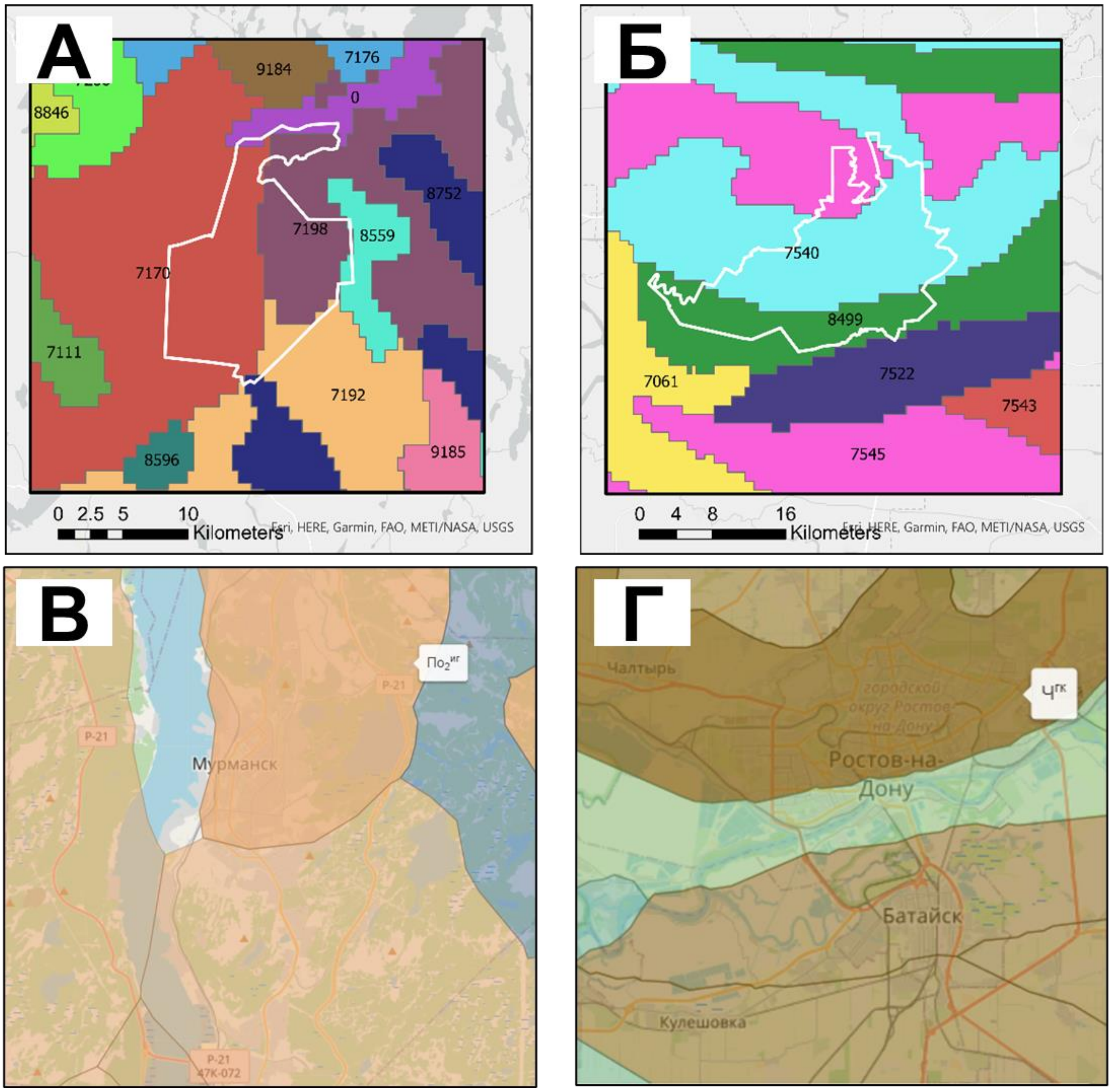


Рисунок 133 Фрагменты глобальной почвенной карты HSWD v.1.2 (сверху) и почвенно-географической базы данных России (снизу), соответствующие территории г. Мурманск (А и В) и г. Ростов-на-Дону (Б и Г)

Наиболее детальный на сегодня глобальный ресурс почвенных данных SoilGrids, обобщающий информацию о реферативных группах почв (в соответствии с международной классификацией WRB) и отдельных почвенных свойствах, включая гранулометрический состав, реакцию среды, емкость катионного обмена, запасы углерода и азота с разрешением 250 м, маскирует ареалы населенных пунктов. Это также объясняется дефицитом первичных данных о городских почвах в целом и, в особенности, для территории России (Рис. 134).

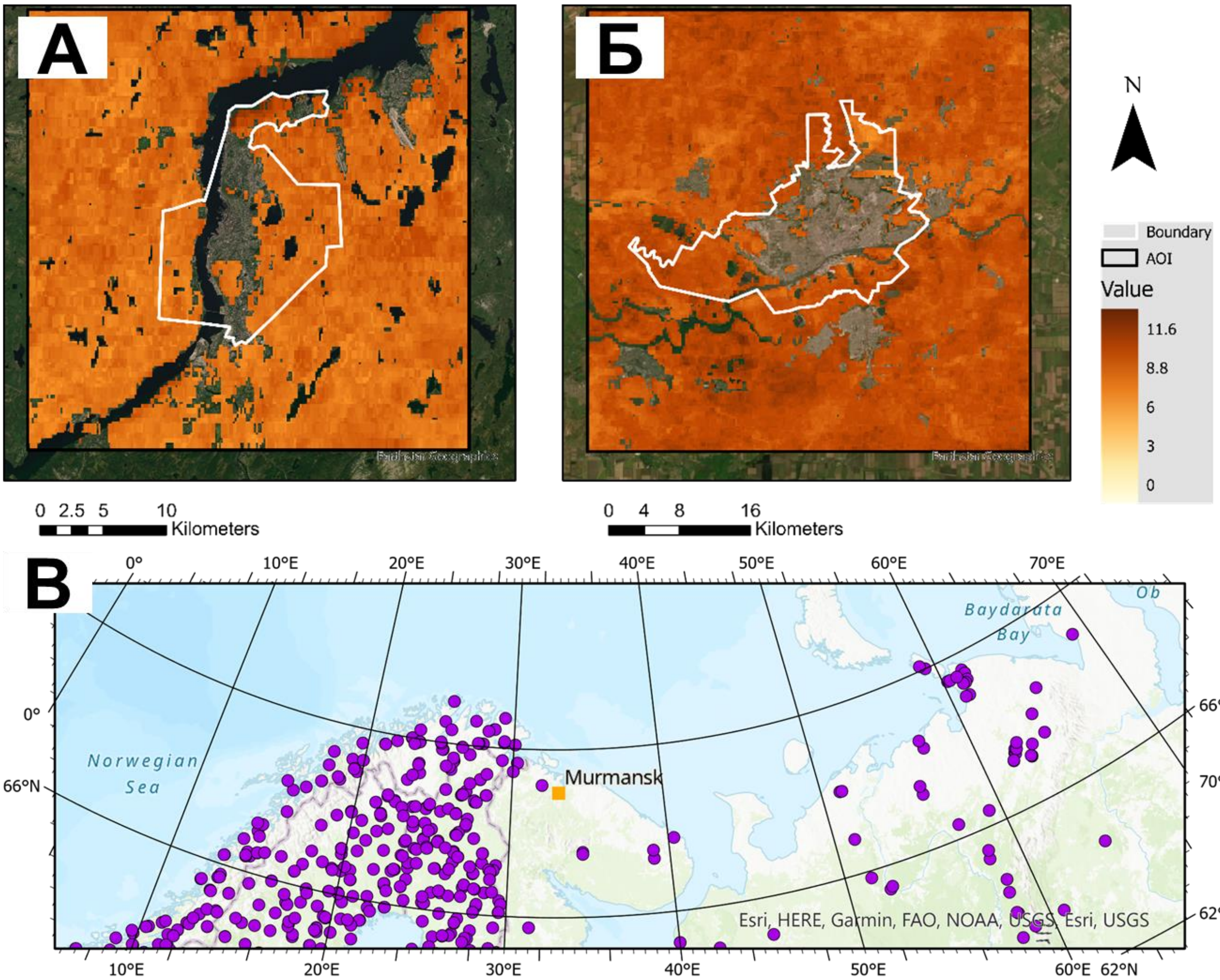


Рисунок 134 Фрагменты глобальной почвенной карты SoilGrid, соответствующие территории г. Мурманск (А) и г. Ростов-на-Дону (Б) и фрагмент карты профилей глобальной базы WoSIS (В)

Оценка влияния урбанизации за запасы углерода в почвах и анализ факторов пространственной неоднородности запасов углерода в почвах городов Европейской территории России проводилась в несколько этапов. На первом этапе было рассмотрено два наиболее контрастных примера – Мурманск и Ростов-на-Дону. Для каждого города были рассчитаны исходные запасы углерода в естественных почвах в слоях 0-30 и 30-100 см на основе почвенных карт и открытых баз данных глобального, национального и регионального уровня, включая рассмотренные выше HSWD v1.2 и почвенно-географическую базу данных России (ПГБДР), а также карту почв Ростовской области 1:300 000 (Яворский, 1989) и карту почв Мурманской области (Герасимов, 1955) (Табл. 37).

Таблица 37 Расчетные запасы углерода органических соединений (кг С м$^{-2}$) для территорий, занимаемых г. Мурманск и г. Ростов-на-Дону, до начала урбанизации

Карта/ база данных	Мурманск			Ростова—на-Дону		
	Тип почвы	Запас в слое 0-10 см	Запас в слое 0-100 см	Тип почвы	Запас в слое 0-10 см	Запас в слое 0-100 см
HSWD (WISE) (Fischer et al., 2008; Batjes, 2016)	Albic / Entic Podzols	0.40	2.07	Haplic Chernozems, Eutric Fluvisols	0.46	2.85
ЦПКР (Фридланд и др., 1988)	Подзолы иллювиально-гумусовые, Торфяные болотные верховые	0.42	2.05	Черноземы текстурно-карбонатные и сегрегационные, пойменные слабокислые и нейтральные	1.08	7.15
Региональные карты (см. Dvornikov et al., 2021)	Подзолы иллювиально-гумусовые	0.41	1.13	Черноземы текстурно-карбонатные и сегрегационные, пойменные слабокислые и нейтральные	1.12	5.24

Далее на основании полуавтоматического дешифрирования спутниковых снимков для каждого города были получены карты типов поверхности, а на основании литературных данных для каждого города и типа поверхности были рассчитаны коэффициенты, отражающие изменение запасов в результате урбанизации (рис. 135 и 136).

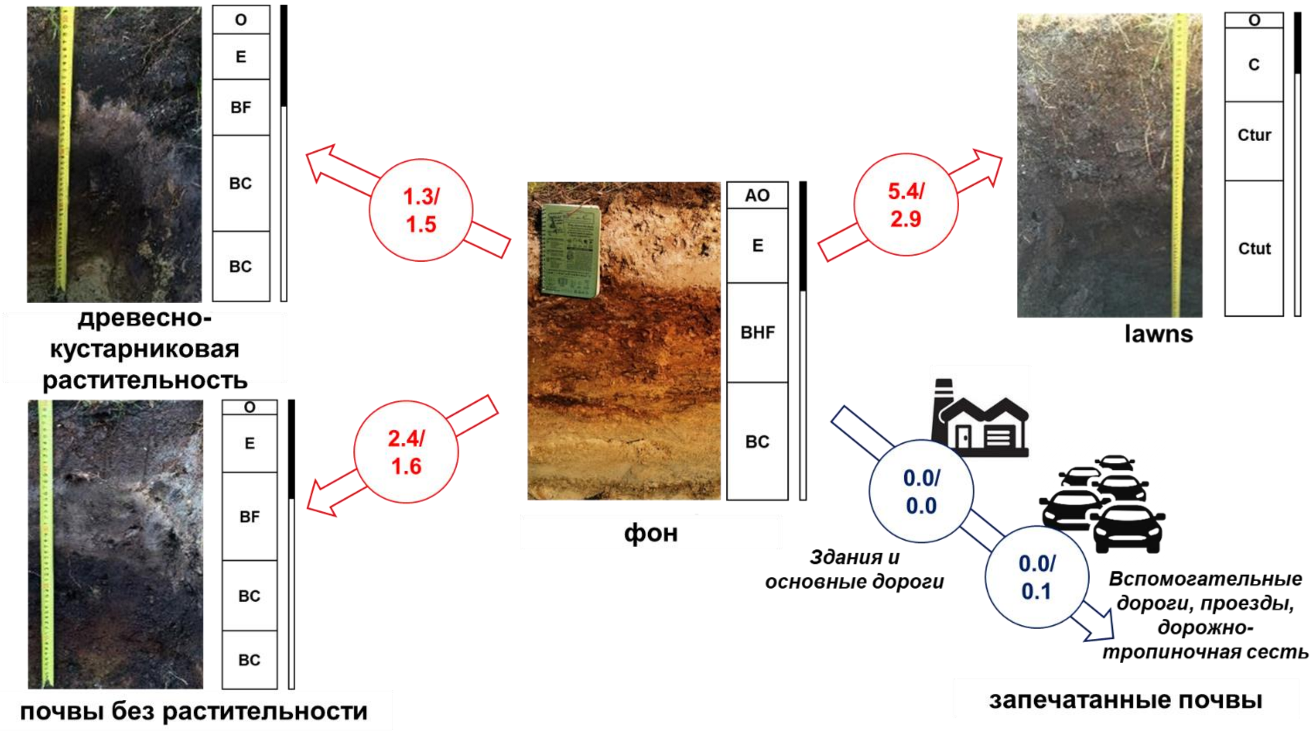


Рисунок 135 Расчетные коэффициенты изменения запасов органического углерода в слое 0-30 см (над чертой) и 30-100 см (под чертой) для г. Мурманск по сравнению с запасами до начала урбанизации

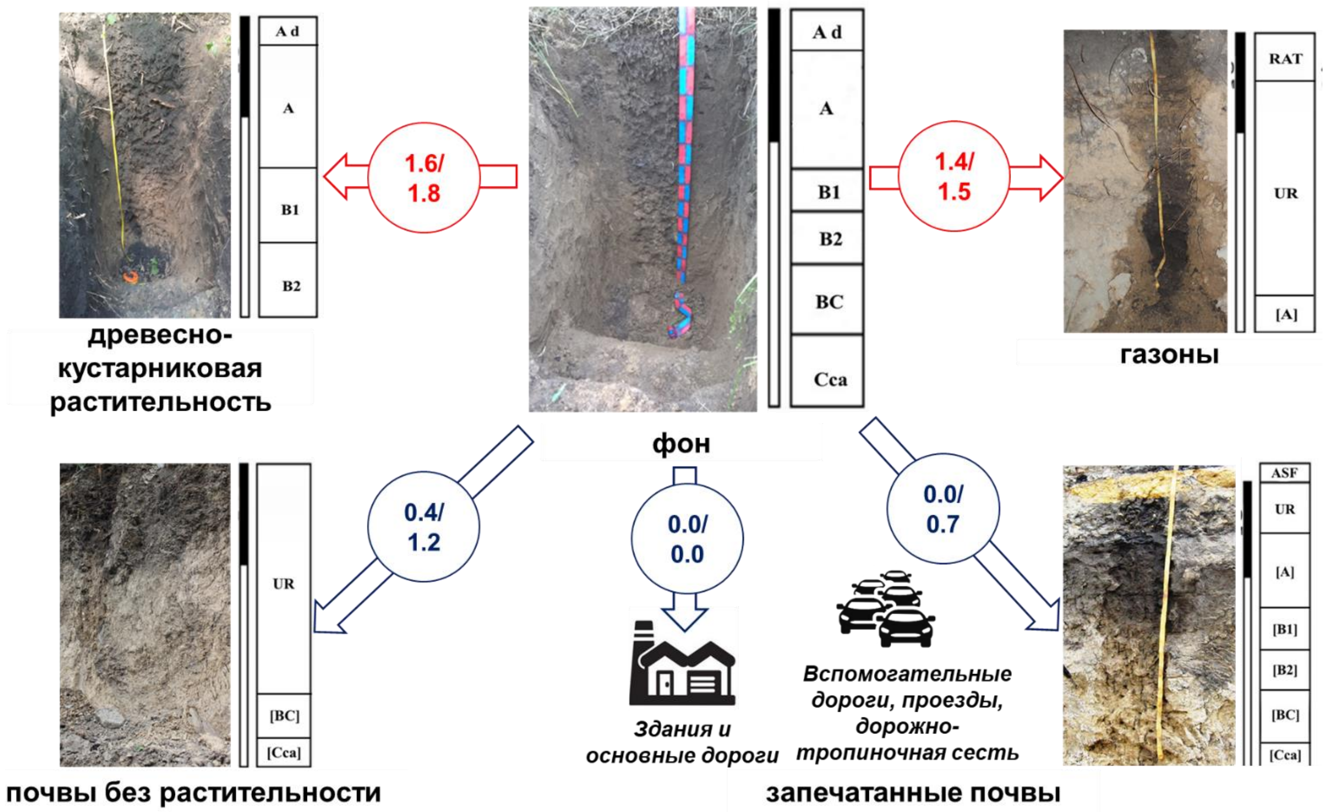


Рисунок 136 Расчетные коэффициенты изменения запасов органического углерода в слое 0-30 см (над чертой) и 30-100 см (под чертой) для г. Ростов-на-Дону по сравнению с запасами до начала урбанизации

Для Мурманска показано общее увеличение запасов углерода по сравнению с фоновыми почвами на 35-50%. В Ростове-на-Дону запасы в горизонте 0-30 см уменьшились на 18% в сравнении с фоном, однако общие запасы для слоя 0-100 см увеличились на 16-21% (в зависимости от источника первичных почвенных данных). В целом, отмечена очень ограниченная доступность почвенных данных, особенно для Мурманской области, где по обеспеченности данными по содержанию углерода региональные карты практически не отличались от карты почв России. Подробная методика расчета представлена в статье (Dvornikov и др., 2021).

На следующем этапе пространственная неоднородность запасов органического углерода в городских почвах оценивалась на основании результатов полевых изысканий и методов цифровой почвенной картографии. Для каждого города были изучены возможные естественные и антропогенные факторы, влияющие на запасы углерода и обеспеченные пространственными данными. Анализ взаимосвязи этих факторов и запасов органического углерода, рассчитанных по данным полевых изысканий для 50 точек обследования и слоев 0-10, 10-20, 20-30, 30-50 и глубже 50 см, был представлен в виде обобщенных моделей линейной регрессии, которые, в свою очередь, использовали для экстраполяции. В итоге для каждого города были получены послойные карты запасов органического углерода.

Картографирование запасов $C_{орг}$ в почвах г. Мурманск

Мурманск располагается на берегу Кольского залива, вытянувшись более, чем на 20 км вдоль побережья. Географическое положение обуславливает значительный перепад высот. Наиболее высокие точки – Безымянная сопка на восточной границе города (305 м), сопки Горелая гора (254 м) и Зеленый мыс (173 м). Склоны преимущественно покатые и умеренно крутые, но есть и очень крутые склоны с углом наклона более 30° (Рис. 137).

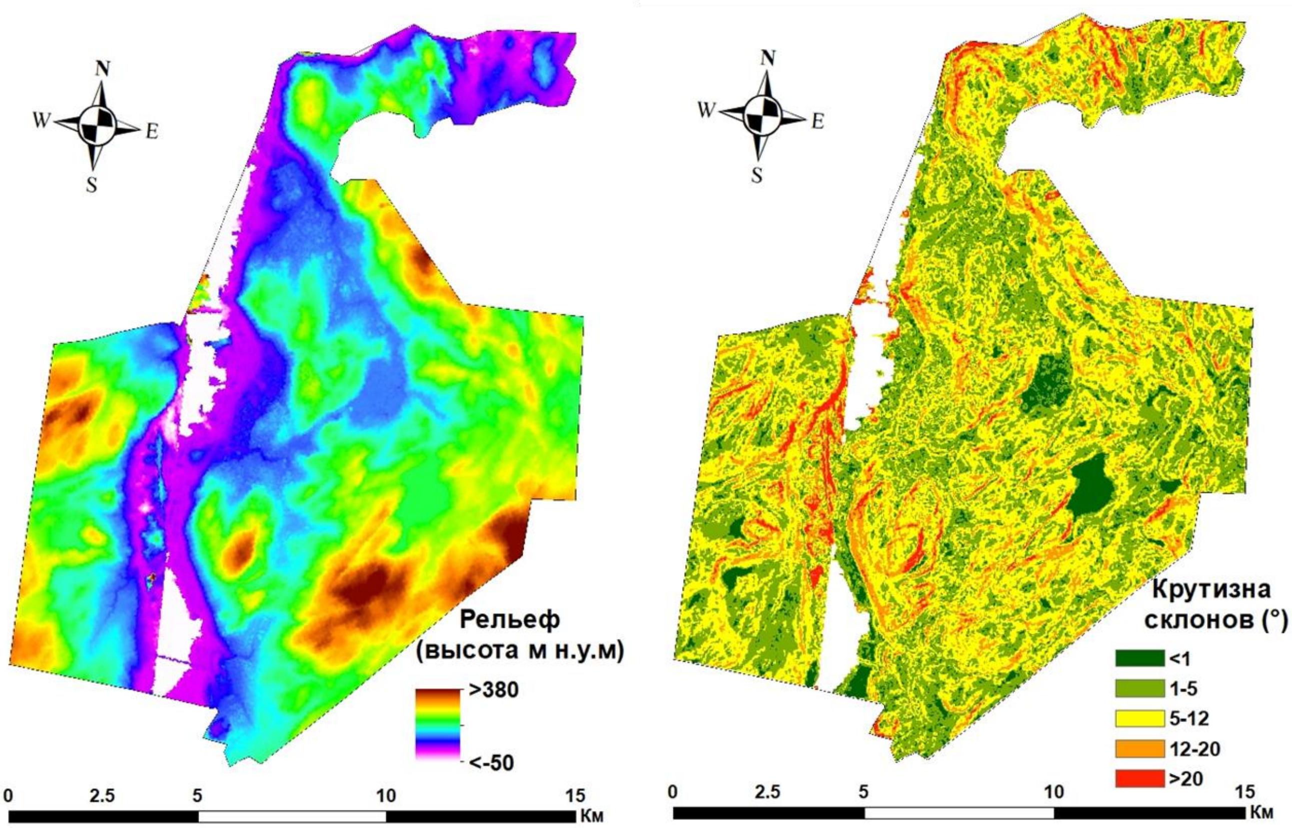


Рисунок 137 Рельеф г. Мурманск: высота н.у.м (слева) и крутизна склонов (справа) на основании цифровой модели рельефа ArcticDem (30 м)

В рельефе выделяют несколько террас, нисходящих от сопок на восточных границах города к заливу. Такое террасное расположение определило особенности застройки – портовая территория с полосой железной дороги и исторический центр расположены на первой и второй террасах.

До 1940-х годах в городской застройке преобладали малоэтажные дома, преимущественно деревянные. Практически полностью разрушенный во время войны город заново отстраивается в 1950-1960-х. По мере расширения города застраиваются новые территории на юге и востоке от центра, в том числе и на склонах сопок, где новостройки вписываются в склоны. В современной структуре застройки более половины составляют дома 1960-1970-х годов. Довоенные дома составляют менее 2% от общей застройки и сосредоточены преимущественно в историческом центре города. Примерно такую же долю составляют новостройки, введенные в эксплуатацию в 2000-2010-х годах. В целом, распределение застройки по возрасту имеет явную пространственную закономерность. В историческом центре преобладают дома, введенные в эксплуатацию в 1960-х и ранее. Дома, построенные в 1970-х – 1980-х сосредоточены на восточной окраине и на юге города (рис. 138 А). В целом, запечатанные поверхности занимают около 20% территории, города. Примерно половина из них – застройка, вторая половина – дорожно-транспортная сеть, включая дороги разных категорий и площади. Древесно-кустарниковая растительность занимает более 60% территории. При этом по данным дистанционного зондирования отделить деревья от кустарников возможно только в достаточно крупных массивах (например, на склонах сопок). В структуре городского озеленения деревья и кустарники практически всегда произрастают в непосредственной близости друг от друга. Более того, ввиду климатических особенностей, по высоте многие древесные виды не значительно превышают кустарниковые. Газоны занимают около 8% территории, при этом в эту категорию входят самые разные варианты травянистых экосистем от партерных газонов в парках, скверах и общественных местах центральной части города до рудеральных фитоценозов, преобладающих в селитебной зоне (Рис. 138 Б).

В качестве предикторов антропогенной нагрузки также рассматривались расстояние до основных автомобильных дорог и железной дороги (рассчитанные через функцию Евклидово расстояние в ESRI ArcMap). Точки для полевого обследования были выбраны, используя рандомно-стратифицированный подход, когда внутри заданных категорий, точки отбора выбираются случайным способом. В результате анализа взаимосвязей полевых данных запасов $C_{орг}$ для слоев 0-10, 10-20, 20-30, 30-50 и >50 см с соответствующими значениями описанных выше предикторов были получены регрессионные уравнения для каждого слоя (табл. 38). Уравнения подбирались по методу обратной пошаговой регрессии – статистически незначимые факторы исключались. Итоговые уравнения использовались для построения послойных карт запасов $C_{орг}$ методом цифровой почвенной картографии (Рис. 139).

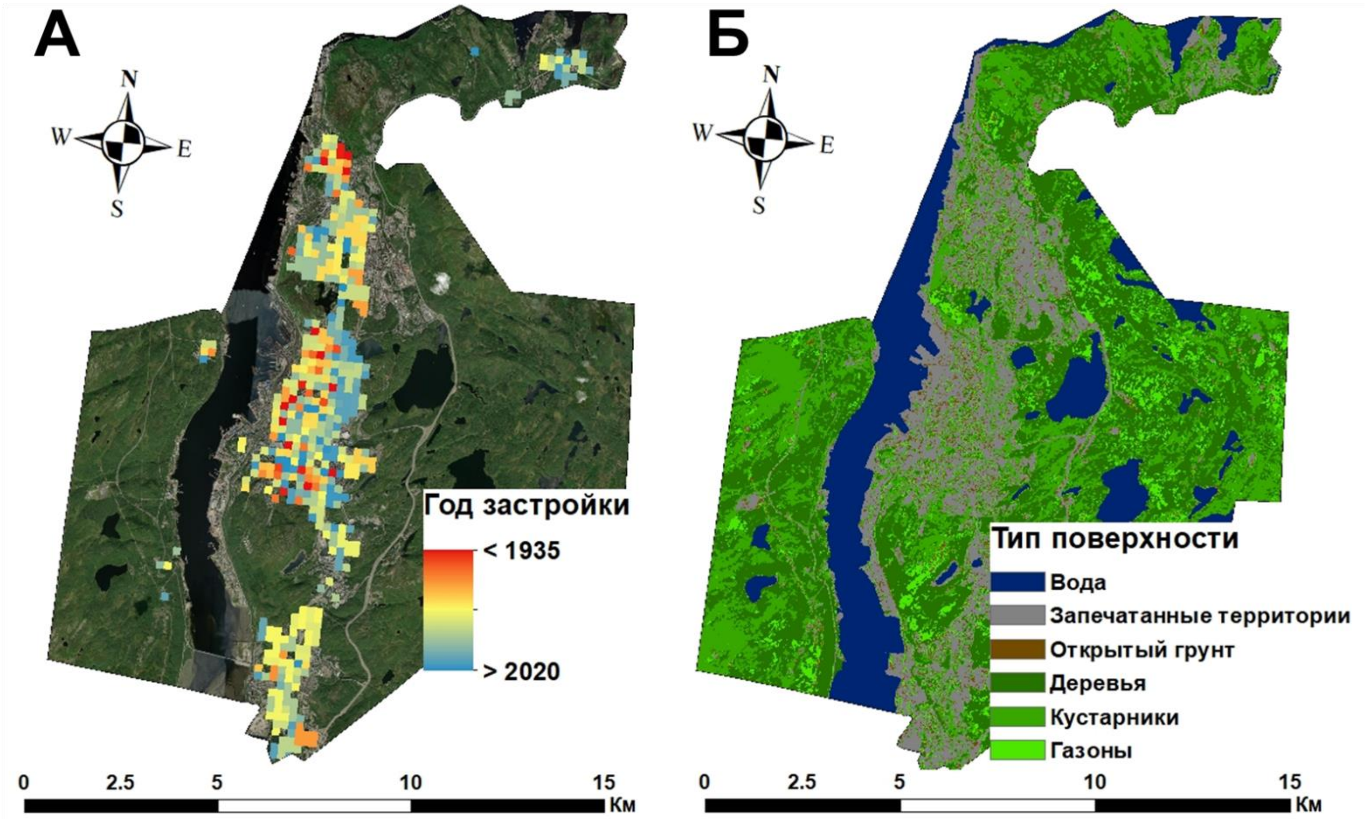


Рисунок 138 Распределение застройки по возрасту (на основании данных ЖКХ по году введения в эксплуатацию для каждого дома, усредненных на ячейку растра 200 м) (А) и карта типов поверхности (на основании дешифрирования спутниковых снимков Sentinel-2A с разрешением 10 м)

Таблица 38 Факторы, оказавшие статистически значимое (+) и незначимое (-) влияние на пространственное распределение запасов $C_{орг}$ в почвах г. Мурманск

Слой	Факторы (предикторы)							R^2
	Высота	Склон	Евклидово расстояние до			Исторические зоны	Тип поверхности	
			дорог	ж/д	воды			
0-10	-	-	-	-	-	-	-	
10-20	-	-	-	-	-	+	-	0.27
20-30	-	-	-	-	-	+	-	0.18
30-50	+	-	-	-	-	+	-	0.16
>50	-	-	-	-	-	+	-	0.12

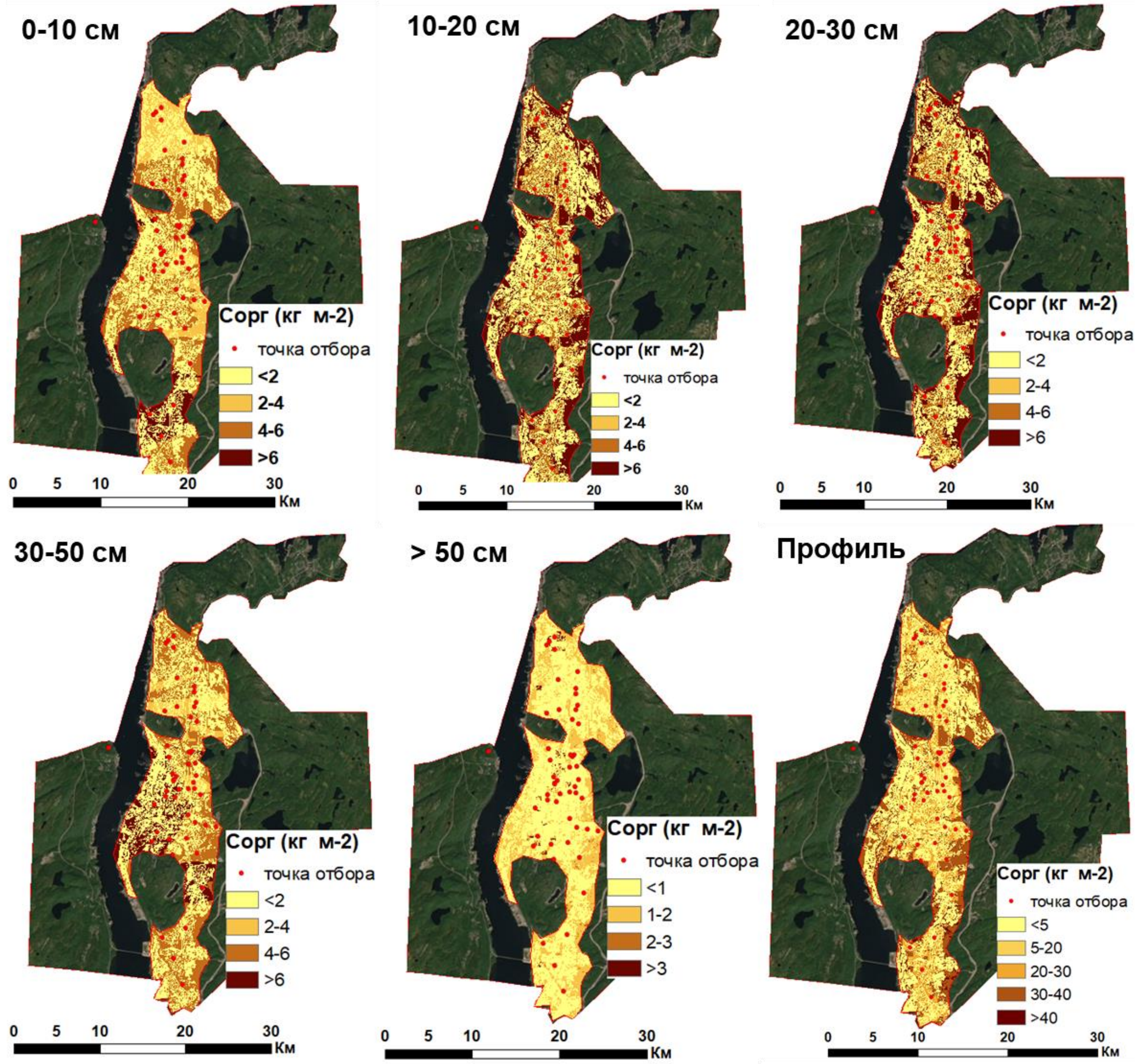


Рисунок 139 Пространственное распределение запасов $C_{орг}$ по слоям и в профиле для городских почв г. Мурманск

Суммарные запасы $C_{орг}$ в Мурманске (для освоенной территории площадью 40.2 км^2) составили 0.55 Гт, что соответствует средним удельным запасам в 13.6 кг м$^{-2}$ для всего профиля. При этом более половины от общего запаса (6.9 кг м$^{-2}$) содержалось в верхних 20 см. Запечатанность и историческое зонирование стали основными факторами, определившими пространственную неоднородность запасов органического углерода. На карте выделяются две зоны, запасы углерода в почвах которых заметно выше по сравнению с остальной территорией – центральная часть города и новостройки на переферии. В центральной части города участки с высокими запасами (до 45 кг м$^{-2}$)

встречаются фрагментарно и относятся либо к довоенному периоду застройки с преобладанием деревянных домов, либо к немногочисленными рекреационным зонам с достаточно высоким уровнем благоустройства и привносом органогенных субстратов в виде торфа или почвогрунтов на основе торфа. На периферии участки с запасами выше 30 кг $м^{-2}$ занимают большую площадь и относятся к микрорайонам, застроенным в начале 2000-х. Для многих их них также характерен достаточно высокий уровень благоустройства и содержания зеленых зон, включающий, в том числе, и подсыпки органогенных субстратов. В почвах центральной части максимальные запасы характерны для горизонтов глубже 30 см, которые в значительной степени отражают не столько современное состояние, сколько историю землепользования. В новых районах наоборот основной вклад в суммарные запасы вносят поверхностные горизонты.

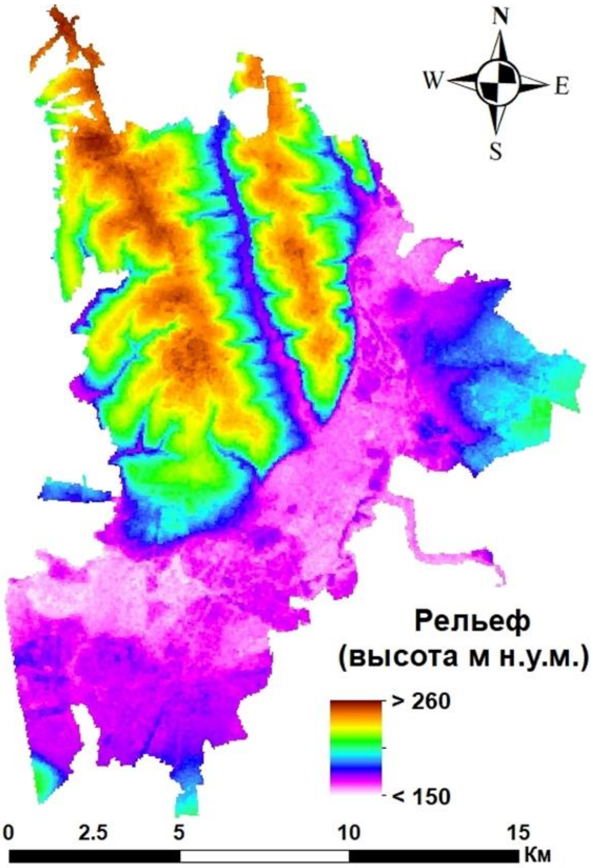
Картографирование запасов $C_{орг}$ в почвах г. Москва

Общие запасы углерода в почвах Московского мегаполиса составили 41.5 Гт, при этом запасы для территории Новой Москвы были в 2.5 раза выше по сравнению с Москвой в границах до 2012 г. Историческое зонирование, тип поверхности, рельеф и расстояние до основных дорог были статистически значимыми факторами, определившими пространственное распределение запасов углерода, хотя и объяснившими не более 16% от общей дисперсии (R^2_{adj} от 0.13 до 0.16 для разных слоев). Более высокие запасы показаны для исторического центра (в первую очередь, для слоев глубже 30 см), понижений рельефа и на удалении от основных дорог. Более высокие запасы показаны для участков травянистой растительности (в том числе, рудеральной) в сравнении с деревьями и кустарниками, однако тип растительности оказывал значимое воздействие на запасы углерода только на глубинах до 30 см. Подробное описание методов и результатов пространственного анализа запасов углерода в г. Москва было представлено в Главе 6 (6.1 и 6.4).

Картографирование запасов $C_{орг}$ в почвах г. Курск

Курск представляется особенно интересным объектом для пространственного анализа и картирования запасов углерода, включая их распределение по профилю. Курск расположен в Центрально-черноземном регионе, т.е. является примером влияния урбанизации на наиболее плодородные и уникальные по исходным запасам углерода черноземные почвы. Более того, Курск находится на границе почвенных зон. На правом берегу р. Сейм (приток р. Десна) преобладают серые и темно-серые почвы. На левом берегу доминируют глинисто-иллювиальные (в том числе, элювиированные) и миграционно-мицеллярные черноземы (здесь, в частности, на территории Центрально-черноземного заповедника им. В.В. Алехина расположены эталонные разрезы черноземов). С учетом того, что значительную часть городской территории также занимают пойменные слабокислые и нейтральные почвы (поймы рек Сейм, Тускарь и Кур), исходная неоднородность почвенного покрова становится одним из факторов, определяющим пространственное распределение запасов углерода в городских почвах.

Рельеф также оказывает значимое влияние на пространственную неоднородность запасов углерода в почвах Курска. Территория г. Курск расположена на юго-западных склонах Среднерусской возвышенности. Перепад высот относительно небольшой (от 147 до 263 м), однако рельеф имеет сложное вертикальное и горизонтальное расчленение с высокой плотностью овражной и долинно-балочной сети (что, в частности, формирует классическое представление о городе «на семи холмах») (Рис. 140).



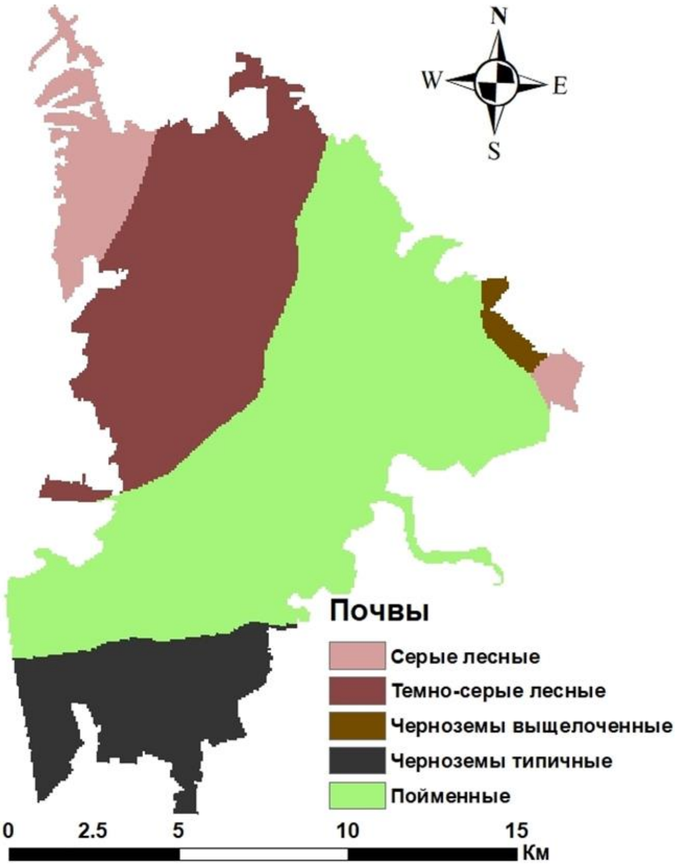


Рисунок 140 Рельеф (высота н.у.м) (слева) и преобладающие типы (подтипы) почв (справа) в г. Курск

Курск очень интересен и с исторической точки зрения. Впервые город упоминается в 1032 году, что позволяет отнести его к наиболее древним российским городам. При этом дореволюционные здания составляют сейчас менее 1% от общей застройки – город был практически полностью разрушен по время войны. Активное восстановление началось уже в начале 1950-х и продолжалось в 1960-1980-е годы. Доля зданий этого периода в структуре современно застройки составляет около 60%. После значительного спада в середине 1990-х активная застройка возобновилась в 2010-х, причем развивается как малоэтажная застройка, так и строительство целых микрорайонов (например, новые микрорайоны на проспекте В. Клыкова или в районе поселка Искра). Кроме разного периода застройки, в Курске явно просматривается ее кластерный характер – крупные жилые массивы концентрировались вокруг крупных предприятий: КЗТЗ, АПЗ 20, ХимВолокно и других. Значительную долю занимает малоэтажная застройка и частный сектор. В итоге запечатанные участки (застройка и основные дороги) составляют около 20% от общей территории, а озеленение – более 50%. Площадь древесно-кустарниковой растительности в четыре раза выше, чем травянистой, что по-видимому связано как с ее обилием в оврагах, балках, долинах рек, других малопригодных для застройки участков и охраняемых природных территориях, так и со сложившейся практикой озеленения лесостепной и степной зон, где явное предпочтение отдается древесно-кустарниковым насаждениям, а не газонам (Рис. 141).

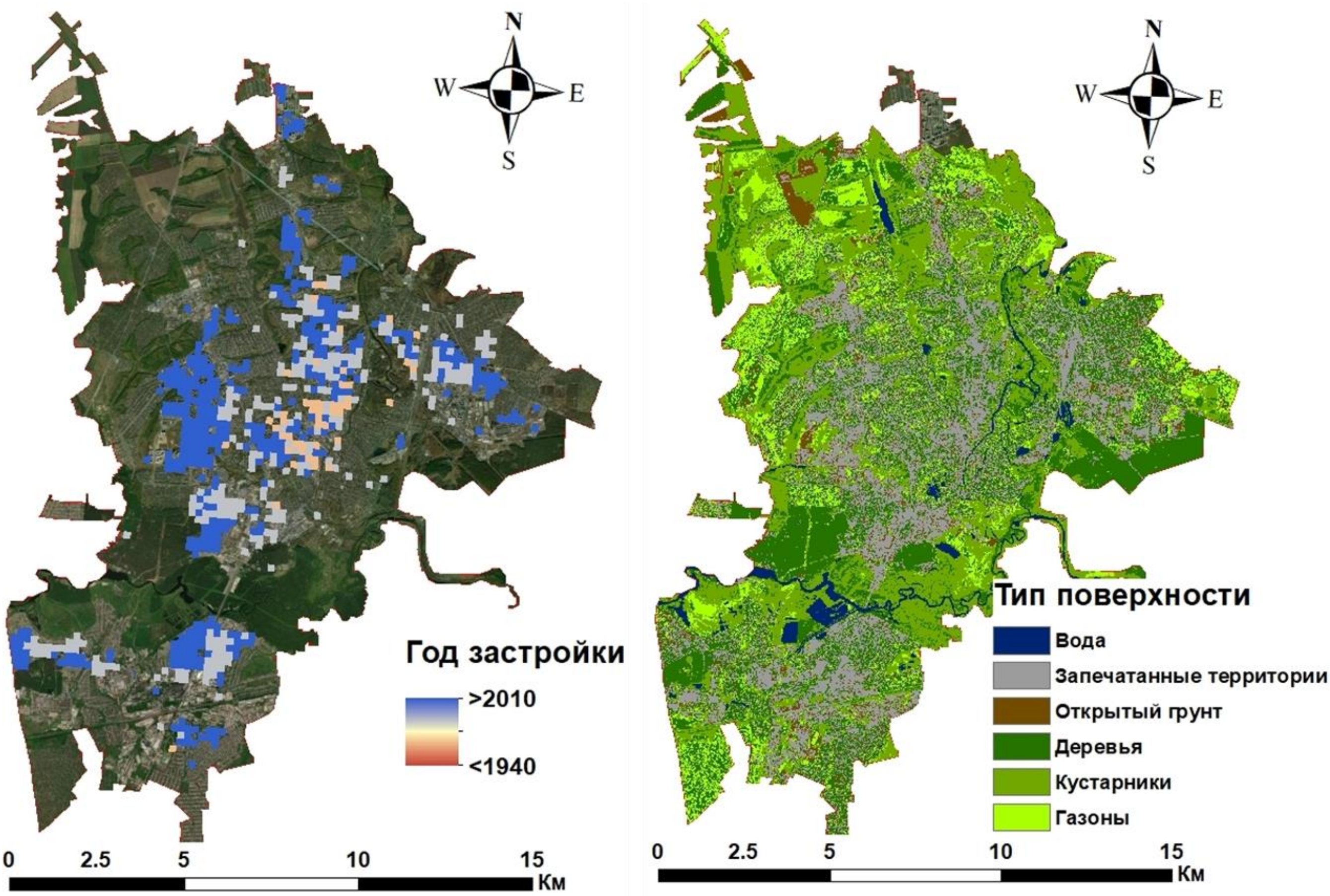


Рисунок 141 Распределение застройки по возрасту (слева) и карта типов поверхности (справа)

Тип (подтип) почв и историческая зона (категория возраста застройки) стали наиболее значимыми предикторами пространственной неоднородности запасов углерода в почвах Курска. Оба фактора оказывали более значимое влияние (p-уровень был меньше) для слоев 30-50 см и глубже 50 см, в то время как пространственная зависимость запасов $C_{орг}$ в верхних горизонтах была менее явной – коэффициент детерминации для более глубоких горизонтов был выше (Табл. 39).

Таблица 39 Факторы, оказавшие статистически значимое (+) и незначимое (-) влияние на пространственное распределение запасов $C_{орг}$ в почвах г. Курск

Слой	Факторы (предикторы)							Тип почвы	R^2
	Высота	Склон	Евклидово расстояние			Исторические зоны	Тип поверхности		
			дорог	ж/д	воды				
0-10	-	-	-	-	-	-	-	-	
10-20	-	-	-	-	-	-	-	+	0.17
20-30	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30-50	-	-	-	-	-	+	-	+	0.31
>50	-	-	-	-	-	-	-	+	0.60

Суммарные запасы $C_{орг}$ в Курске (площадь 192 км^2) составили 4.9 млн тонн. Удельные запасы $C_{орг}$ в почве Курска были в два раза выше (25.4 кг С м$^{-2}$), чем таковые северных городов. При этом в отличие от Мурманска более двух третей от общих запасов $C_{орг}$ в почвах Курска сосредоточены в горизонтах глубже 30 см. По-видимому, это объясняется вкладом погребенных горизонтов фоновых почв и культурных слоев. В итоге основными факторами пространственной неоднородности были историческое зонирование, материнские породы и естественная почвенная зональность. Наибольшие запасы (≥50 кг С м$^{-2}$) показаны для районов малоэтажной застройки 50-70-х годов в Сеймском и Железнодорожном округах Курска, фоновыми почвами для которых являются глинисто-иллювиальные черноземы, а наименьшие запасы - для новых районов (например, пр-т Победы) в зоне на серых почв (Рис. 142).

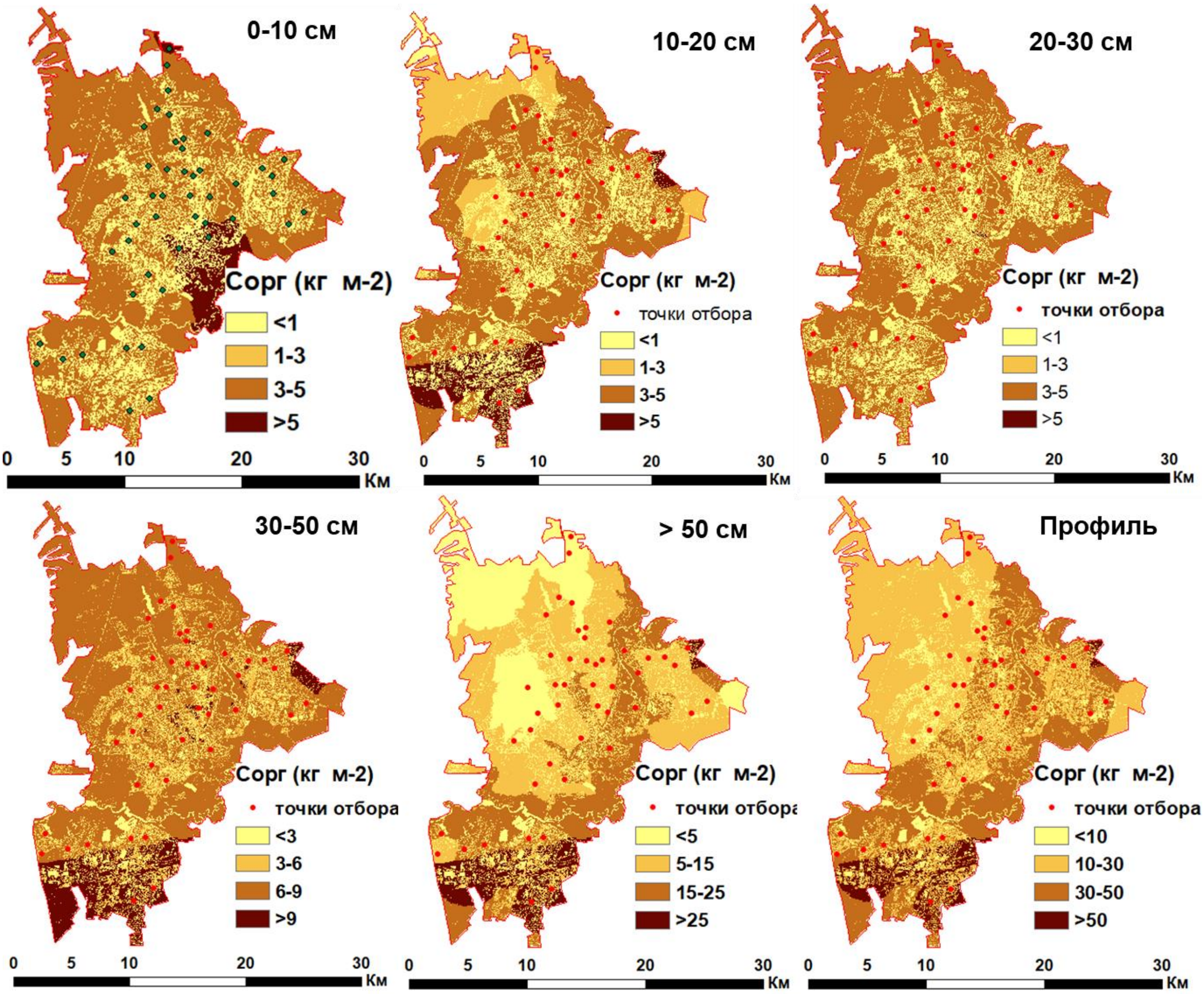


Рисунок 142 Пространственное распределение запасов $C_{орг}$ по слоям и в профиле для городских почв г. Курск

Картографирование запасов Сорг в почвах г. Ростов-на-Дону

Ростов-на-Дону – один из крупнейших городов Юга России. Вместе с городами-спутниками Аксай и Батайск «Большой Ростов» образует Ростовскую агломерацию. Территория города вытянута вдоль реки Дон, занимая преимущественно высокий правый берег. Территория города занимает юго-восточную часть Северо-Приазовской равнины. Выделяются долины Дона и притоков (Темерник, Аксай и Койсуг), в также плотная овражно-балочная сеть. Перепад высот составляет около 120 м, при этом естественный рельеф в значительной степени преобразован в процессе застройки и инженерной подготовки территории (Рис. 143).

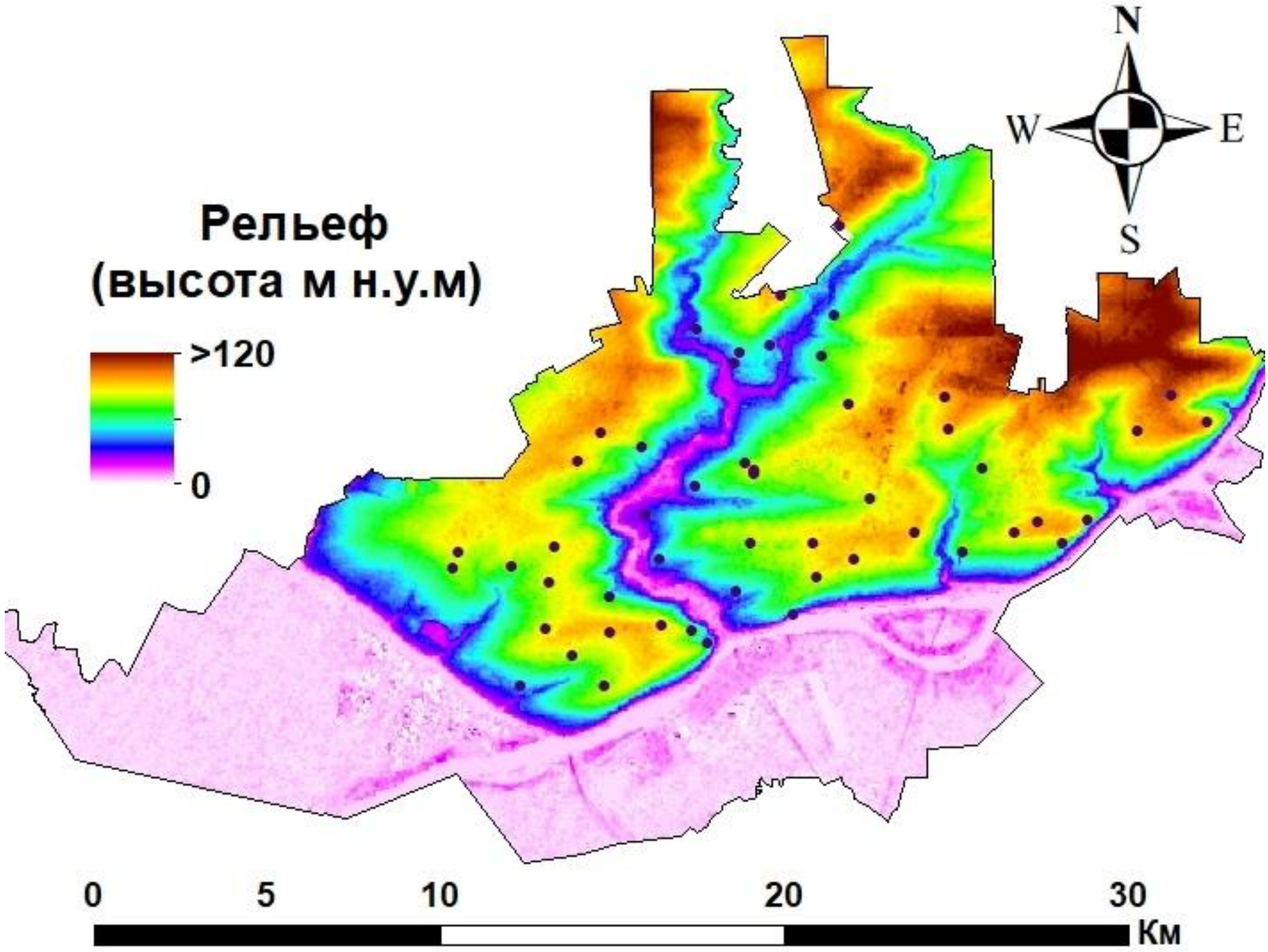


Рисунок 143 Рельеф (высота н.у.м) территории г. Ростов-на-Дону

Историческое ядро города сформировалось в XVIII-XIX веках и достаточно хорошо сохранилась. Дореволюционные здания занимают около 15% в структуре современной застройки. Развитие города шло преимущественно от Дона на север, при этом наличие городов спутников определило несколько кластеров исторической застройки. В последние десятилетия активная застройка идет по периферии и на левом берегу Дона (Рис. 144). Ростов-на-Дону располагается в степной зоне и характеризуется континентальным, засушливым климатом, с недостаточно влажным теплым летом и умеренно мягкой зимой. Ландшафтно-климатические особенности территории определили тенденции развития городской зеленой инфраструктуры, которая в первую очередь ориентирована на выполнение функции формирования комфортного микроклимата. Деревья и кустарники составляют примерно половину от озелененных территорий, вторая половина – травянистые ценозы. Общая площадь озеленения – более 60%. Запечатанные территории (застройка и дорожно-транспортная инфраструктура) занимают около 30% территории, до 13% занимает открытый грунт, как правило, соответствующий пустырям или деградированным территориям с утраченной или сильно изреженной растительностью. Древесные насаждения занимают примерно 7000 га, из них парками, скверами и бульварами занято 840 га, остальные площади приходятся на долю лесопаркового пояса за пределами городской застройки. Крупный зеленый массив был заложен в 1931 году на северо-восточной окраине города (ныне территория агломерации между городами Ростов-на-Дону и Аксай). В структуре озеленения можно выделить несколько ядер в виде крупных парков с преобладанием древесной растительности, в частности парк им. Н. Островского, парк им. Октябрьской революции, ботанический сад Южного федерального университета и другие (Рис. 145).

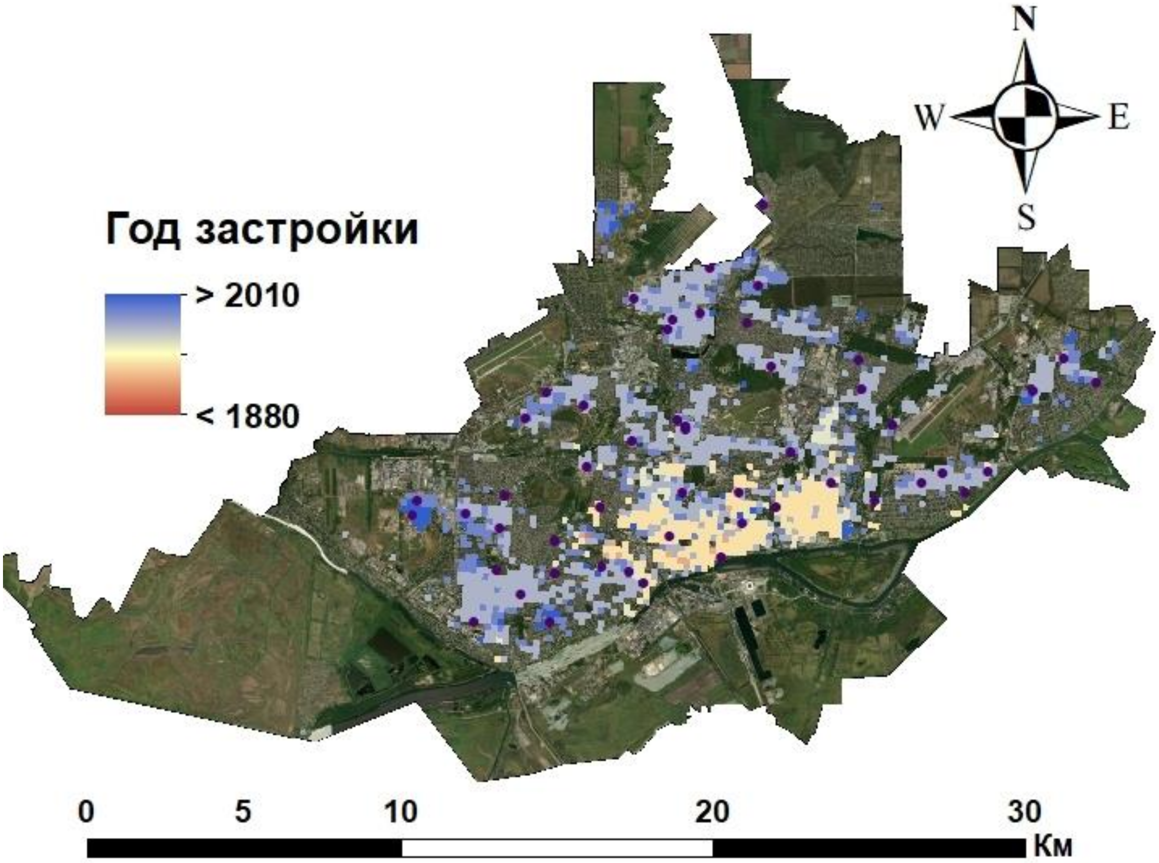


Рисунок 144 История развития (период застройки) г. Ростов-на-Дону

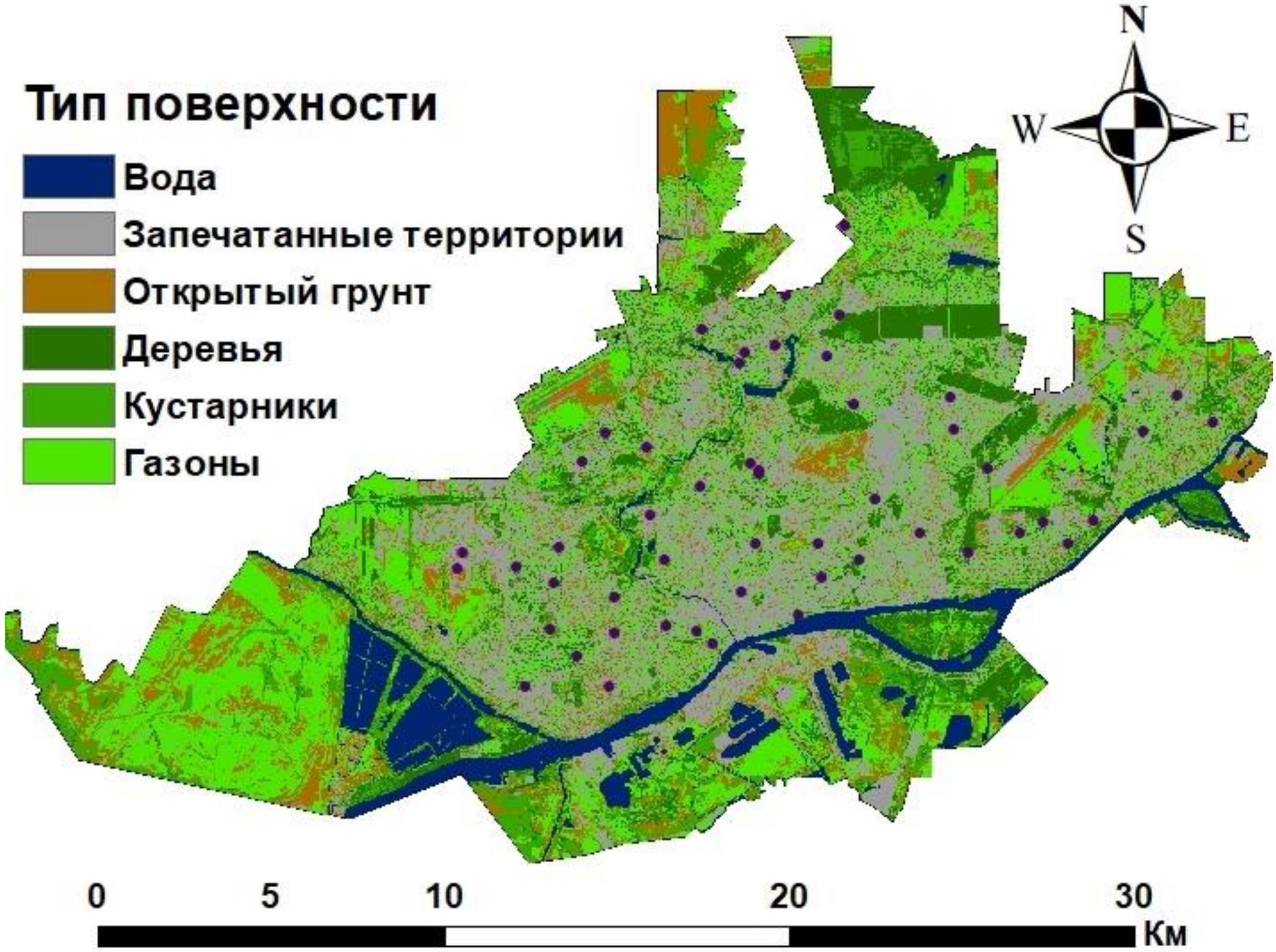


Рисунок 145 Типы поверхности (land cover) в г. Ростов-на-Дону

В Ростове-на-Дону (с учетом Аксая площадь 198 км^2) суммарные запасы углерода составили 2.2 млн тонн, а удельные – 11.1 кг м$^{-2}$. Запасы $C_{орг}$ по профилю распределены равномерно, однако из-за его высокой мощности (в среднем 90 см), почти половина их сосредоточена глубже 50 см. Статистически значимыми факторами, определившими пространственную неоднородность запасов $C_{орг}$ были рельеф (высота над уровнем моря и крутизна склона) и расстояние до железной дороги (Табл. 40). Влияние рельефа, по-видимому, можно объяснить развитой овражно-балочной сетью. При этом положительная корреляция с крутизной склона, по-видимому, свидетельствует не об эрозионных процессах, которые при регулируемой ливневой канализации проявляются менее явно, чем в степи, а преобладанием в оврагах и балках древесно-кустарниковой растительности. В условиях засушливого климата наиболее высокие запасы $C_{орг}$ показаны именно для зеленых зон с доминированием древесной растительности. Примерами таких зон могут быть парк им. Н. Островского или пойма р. Темерник (рис. 146).

Таблица 40 Факторы, оказавшиеся статистически значимое (+) и незначимое (-) влияние на пространственное распределение запасов Сорг в почвах г. Курск

Слой	Факторы (предикторы)								
	Высота	Склон	Евклидово расстояние			Исторические зоны	Тип поверхности	Тип почвы	R^2
			дорог	ж/д	воды				
0-10	-	+	-	+	-	-	-	-	0.38
10-20	-	+	-	+	-	-	-	-	0.26
20-30	-	+	-	+	-	-	-	-	0.28
30-50	+	-	-	+	-	+	-	-	0.22

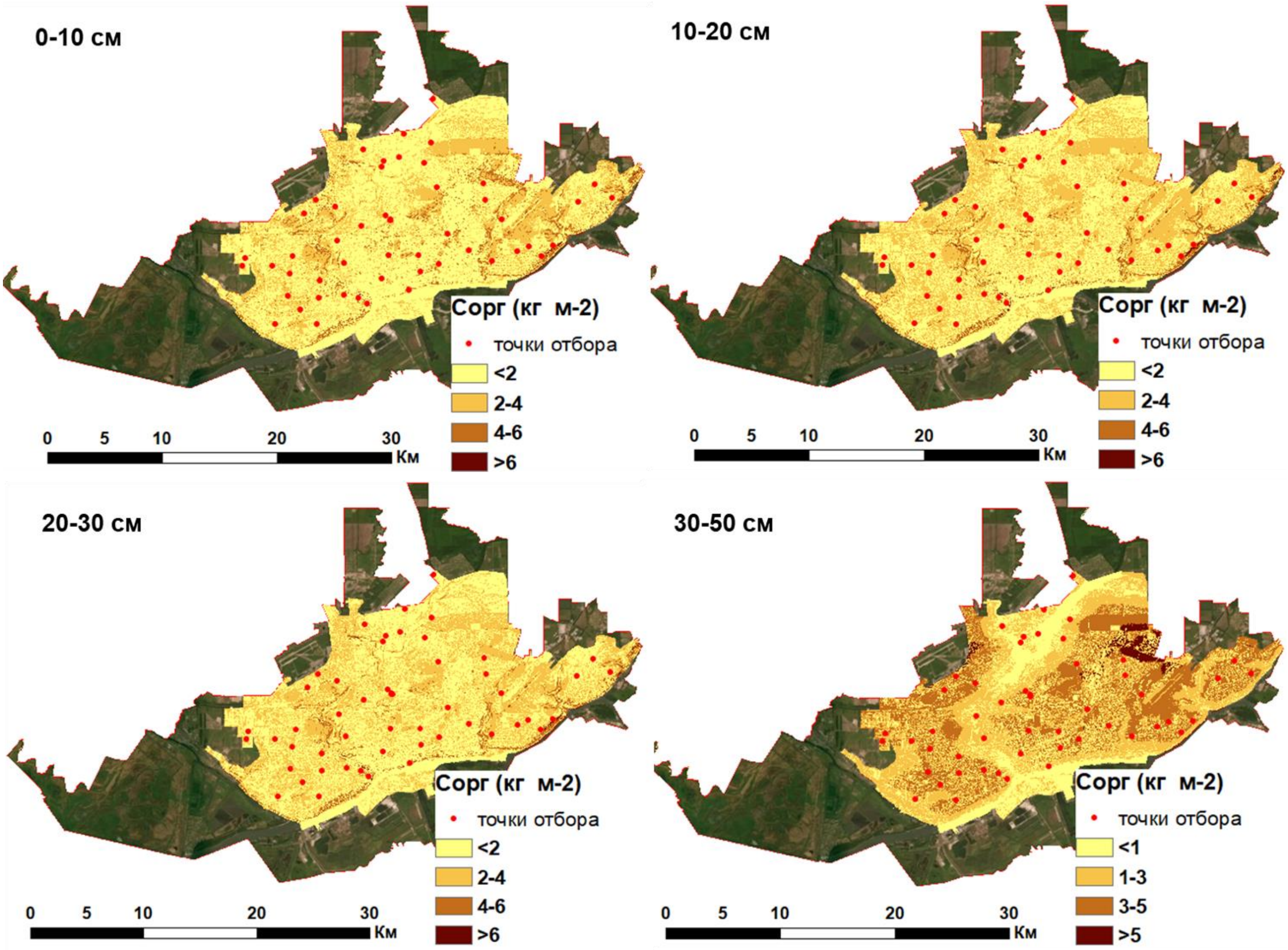


Рисунок 146 Пространственное распределение запасов $C_{орг}$ по слоям и в профиле для городских почв г. Ростов-на-Дону

Пространственные модели распределения запасов $C_{орг}$ в городских почвах были статистически значимыми ($p<0.05$), но коэффициент их детерминации (R^2_{adj}) для разных городов варьировал от 0.12 до 0.38, а это значит, что неоднородность запасов $C_{орг}$ удалось объяснить меньше, чем на половину. По-видимому, получить более точные результаты можно только при значительном увеличении объема выборки и более детальном изучении не только ландшафтно-экологических, но и социально-экономических факторов образования и функционирования городских почв. В то же время, полученные результаты наглядно показывают не только значительные запасы углерода в городских почвах различных климатических зон, но и пространственную неоднородность, более высокую, чем для почв естественных и сельскохозяйственных экосистем. Эту однородность, очевидно, не учитывают ни глобальные, ни региональные подходы к пространственному анализу и картированию запасов углерода в почве. Сравнительный анализ прогнозных значений запасов углерода современных глобальных почвенных карт и баз данных: Global Soil Dataset for Earth System Models (Shangguan и др., 2014), Harmonized World Soil Database (Nachtergaele и др., 2012), Global Gridded Surfaces of Selected Soil Characteristics (Global Soil Data Task Group, 2002), SoilGrid (Poggio и др., 2021) и S-world (Stoorvogel и др., 2017), - показал, что ни один их них не принимает во внимание роль городских почв в пространственной неоднородности запасов углерода. В результате города остаются «черным ящиком» глобальных и региональных углеродных моделей и дополнительным источником неопределенности прогнозов, а роль городских почв в балансе углерода и возможности достижения углеродной нейтральности нуждается в уточнении и переосмыслении.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Предварительный 6-й доклад международной группы экспертов (Masson-Delmotte и др., 2021) показал, что достижение углеродной нейтральности (нулевого баланса между эмиссией и поглощением углерода) является практически единственным способом замедлить климатические изменения и адаптироваться к ним. Особенно подчеркивается высокая вероятность рисков климатических аномалий в городах и, соответственно, важность мер по снижению нагрузки на климат (climate mitigation) и адаптации к климатическим изменениям (climate adaptation). На этом фоне вопросы мониторинга баланса углерода, оценки углеродного следа и технологий поглощения углерода становятся крайне актуальными в политической и экономической повестке всех уровней. На федеральном уровне создается сеть карбоновых полигонов и формируются рыночные механизмы регулирования, крупные корпорации развивают ESG стратегии, а большинство городов разрабатывает меры по климатической адаптации. Среди них особое внимание уделяется природоподобным решениям (nature-based solutions) поглощения углерода за счет создания и развития зеленой инфраструктуры (например, программа «Миллион деревьев» в Нью-Йорке). На локальном уровне разрабатываются рекомендации и системы поддержки принятия решений для минимизации выбросов парников газов (например, сервисы Green Space или Climate Positive Design для ландшафтных архитекторов). При этом подобные решения, как правило, не учитывают аккумуляцию и эмиссию углерода городскими почвами, что, скорее всего, приводит к неточным оценкам баланса углерода объектов городской зеленой инфраструктуры и, вероятно, к завышенным ожиданиям от эффективности таких решений. На фоне климатических изменений, усиливающихся мезо-климатическими аномалиями, роль почв в балансе углерода городских экосистем будет, по-видимому, только возрастать, при этом последствия для различных биоклиматических зон могут отличаться.

Результаты исследований пространственно-временной динамики запасов углерода в городских почвах на различных пространственных уровнях могут быть обобщены в виде концептуальной (рамочной) модели поглощения/ эмиссии углерода городскими почвами под воздействием локальных и региональных экологических и социально-экономических факторов. Региональные экологические факторы (климат, материнские породы, зональные почвы и растительность) определяют основу для формирования и начальные условия для функционирования городских почв. Так, погребенные горизонты фоновых черноземов на карбонатных материнских породах определили высокие запасы $C_{орг}$ и $C_{карб}$ в профиле почв Курска и Ростова-на-Дону. Региональные социально-экономические факторы (нормативные документы и регламенты, бюджет и существующие практики озеленения и благоустройства) определяют «коридор» принятия решений, прямо или косвенно воздействующих на баланс углерода в городских почвах. Например, постановления правительства Москвы ПП-514 регламентирует содержание органического вещества в диапазоне от 4 до 15%, что на практике позволяет использовать для создания почвенных конструкций торфо-песчаные смеси, но ограничивает использование торфа. В Мурманской области подобного норматива нет, и торф (как низинный, так и верховой) периодически используется. В Курске и Ростове-на-Дону сложилась практика применения «срезки» (верхние горизонты, снятые при строительстве или с полей), а использование торфа экономически нецелесообразно, хотя и не запрещено. В результате самые высокие запасы $C_{орг}$ в слое 0-10 см были показаны для Мурманска, а самые низкие - для Ростова-на-Дону. На фоне климатических изменений такая ситуация сопряжена с высокими рисками усиления эмиссии CO_2 почвами северных городов из-за резкой интенсификации биодеградации торфа при повышении температуры в условиях достаточной влажности.

На локальном уровне экологическими факторами, определяющими механизмы аккумуляции и эмиссии углерода, является микроклимат и тип растительности. В частности, для газонных экосистем, особенно на ранних стадиях, характерен отрицательный баланс углерода из-за высокой эмиссии CO_2

в условиях повышенной температуры и влажности. Почвы под древесно-кустарниковой растительностью характеризуются меньшей температурой и влажностью и, соответственно, меньшей эмиссией. Данная закономерность наиболее заметна для центральных районов и рекреационных зон Москвы и Ростова-на-Дону, где интенсивное благоустройство происходит в условиях влияния городского острова тепла. К локальным социально-экономическим факторам можно отнести антропогенную нагрузку (засоление, загрязнение, переуплотнение), мероприятия по созданию и содержанию объектов городской зеленой инфраструктуры (например, выбор конкретного субстрата и технологии создания почвенных конструкций), историю землепользования (например, формирование культурных слоев в результате многовековой селитебной активности) (рис. 147).

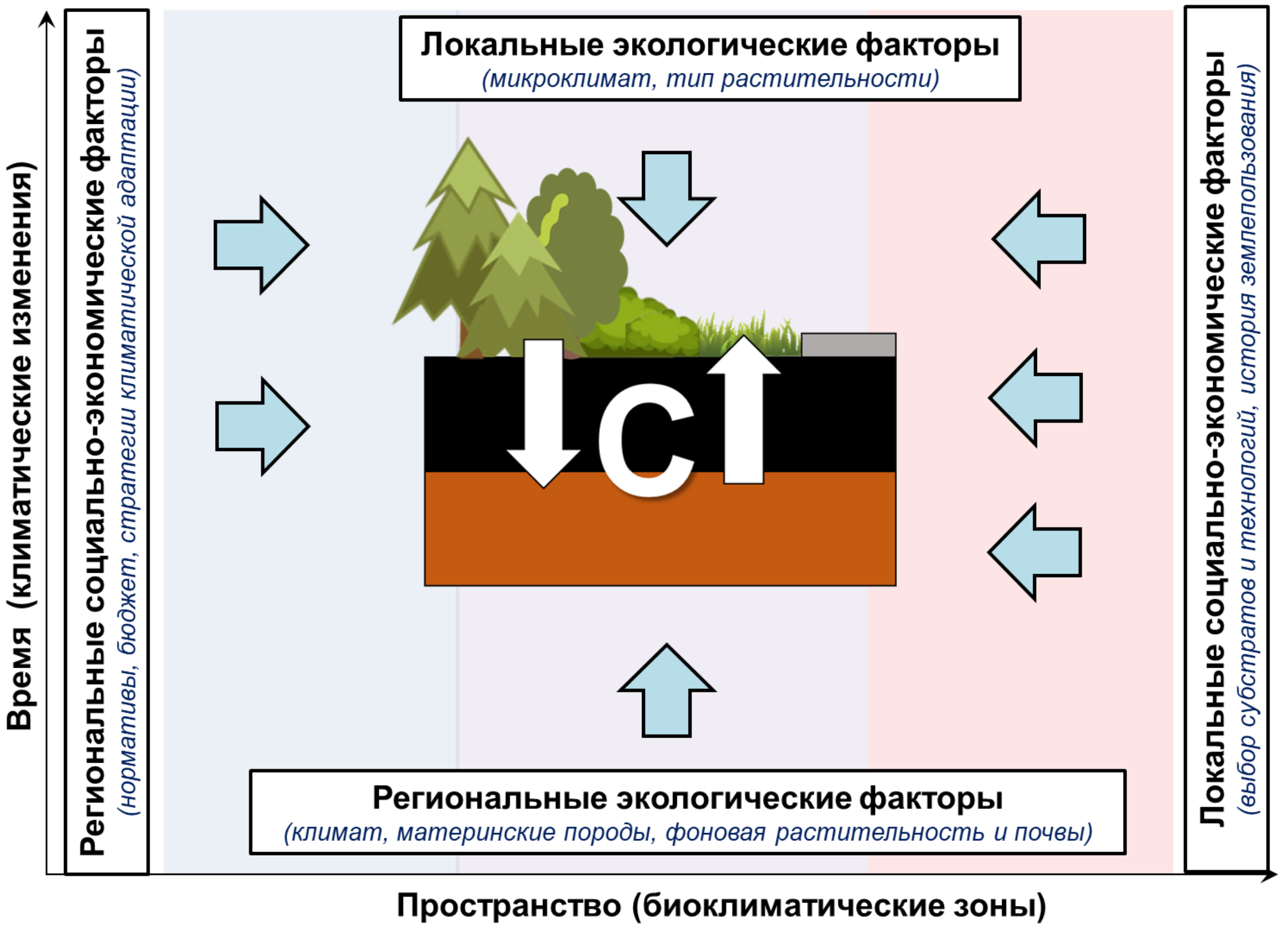


Рисунок 147 Концептуальная модель аккумуляции/ эмиссии углерода городскими почвами

Рациональная (климатически-ориентированная) система управления почвенными ресурсами городов должна основываться на анализе воздействия этих факторов на запасы углерода в почвах и их динамику в условиях меняющегося климата. Так, результаты мезоклиматического моделирования в Москве и данные мониторинга для Курска и Ростова-на-Дону показывают, что увеличение температуры на 1-3°С приводило к дополнительной ежегодной эмиссии от 300 до 1000 тонн углерода с гектара, что даже при текущей стоимости углеродных юнитов более 50 евро за тонну сопряжено с очевидными экологическими и экономическими рисками. Выбор оптимальной технологии создания и эксплуатации городских почв с учетом региональных условий может снизить эти риски. Современные технологии мониторинга и анализа данных, включая проксимальные датчики, технологии интернета вещей и веб-ГИС сервисы вполне позволяют реализовывать полученные научные результаты и знания о пространственно-временной изменчивости запасов углерода в городских почвах в реальные инструменты, ориентированные на климатическую адаптацию и устойчивое развитие городских экосистем в условиях глобальных климатических изменений.

ВЫВОДЫ

1. К основным механизмам формирования запасов углерода в городских почвах следует отнести следующие: внешнее поступление (завоз и распределение органогенных субстратов для озеленения и благоустройства), аккумуляция (поступление с растительными остатками) и консервация (долгосрочное пребывание в культурных слоях и на запечатанных территориях, как правило, в анаэробных условиях). Сочетание высокой скорости накопления и интенсивной биодеструкции органического вещества поверхностных горизонтов определяет значительную пространственную неоднородность и высокую чувствительность к изменениям условий среды.

2. Ежегодные поставки почвогрунтов порядка 1,35 млн м^3 определяют до 50% запасов углерода в слое 0-20 см почвенных конструкций Московского мегаполиса, однако от 30 до 70% этих запасов минерализуется в течение первых трех лет за счет высокой биодеструкции. Негативное воздействие на баланс углерода в почвенных конструкциях оказывает как специфика гидротермических условий (температура выше 30ºС при влажности в диапазоне 30-70% полной влагоемкости) за счет увеличения в 3-10 раз по сравнению со стандартными условиями времени полуразложения $T_{0.5}$, так и антропогенная нагрузка за счет снижения прироста растительной биомассы из-за загрязнения и засоления.

3. Почвенные конструкции газонов (от 2 месяцев до 3 лет с момента создания) следует считать нетто-источниками углерода за счет преобладания микробной эмиссии CO_2 над приростом биомассы. Технологические решения почвенного конструирования (мощность органогенного горизонта более 10 см или экранирование торфа слоем песка) снижают потери углерода.

4. Функциональная зона, удаленность от центра и тип растительности – основные факторы, определяющие пространственную неоднородность гидротермических условий и эмиссии CO_2 почвами Москвы и Курска. Среднегодовая эмиссия CO_2 почвами городских газонов на 20-30% превышает таковую под древесно-кустарниковыми насаждениями при большем вкладе

корневого дыхания (до 50% для травянистой растительности и 20-40% для древесно-кустарниковой).

5. Городской остров тепла в Москве увеличивает интенсивность биодеструкции органических соединений почвенных конструкций на 10-15%, что может привести к эмиссии до 16 тыс. тонн С $год^{-1}$ (по данным мезоклиматического моделирования за май-октябрь 2019 г.).

6. Запечатывание почв снижает почвенные запасы углерода в слое 0-100 см как напрямую (снятие и перераспределение плодородного слоя), так и опосредованно (через интенсификацию городского острова тепла). Запечатывание почв территории Новой Москвы привело к потере до 1,1 млн тонн почвенного углерода с 1971 по 2017 гг. При этом в культурных слоях (глубже 200 см) исторической части города за сотни лет аккумулируется и консервируется до 100 $кгСм^{-2}$, формируя наиболее значительные и устойчивые запасы почвенного углерода в городе.

7. Урбанизация может приводить как к снижению, так и к увеличению запасов углерода в почве в зависимости от соотношения запечатанных и занятных растительностью территорий, а также от климатических условий и преобладающего типа фоновых почв. Прогнозируемое увеличение площади урбанизированных территорий Московской области к 2050 г. на ~ 3300 $км^2$ может привести к увеличению запасов углерода в верхнем 0-10 см слое почв на 400 тыс. тонн, а в слое 10-150 см на 4-10 млн тонн.

8. В зональном ряду от лесотундры зоны до степи общие запасы углерода в профиле городских почв увеличиваются, а в верхнем 0-10 см слое – уменьшаются. Эмиссия CO_2 почвами Ростова-на-Дону была в 3 раза выше, а время полуразложения – в 2,5 раза ниже по сравнению с почвами Мурманска. При этом запасы углерода в городских почвах менее устойчивы к климатическим изменениям по сравнению с фоновыми аналогами: в жаркое лето 2021 г. биодеструкция органических соединений в почвах городов увеличилась на 25-40%, а фоновых территорий – на 10-20% по сравнению со среднемноголетними значениями. Пространственная неоднородность запасов углерода городских

почв детерминируется сочетанием природных (рельеф, растительность, тип почвы) и специфичных для городов (функциональное и историческое зонирование) факторов.

Список литературы

Законы и нормативные акты

1. EU. 2019/2582(RSP) Resolution on climate change – a European strategic long-term vision for a prosperous, modern, competitive and climate neutral economy in accordance with the Paris Agreement. 2019.

2. ISO 16072:2002 Soil quality — Laboratory methods for determination of microbial soil respiration. 2002.

3. ГОСТ 12536-2014. Грунты. Методы лабораторного определения гранулометрического (зернового) и микроагрегатного состава. 2014.

4. ГОСТ 17.5.3.06-85. Охрана природы. Земли. Требования к определению норм снятия плодородного слоя почвы при производстве земляных работ. 1985.

5. ГОСТ 26213-91. Почвы. Методы определения органического вещества. 1991.

6. ГОСТ 26483-85. Почвы. Приготовление солевой вытяжки и определение ее pH по методу ЦИНАО. 1985.

7. ГОСТ 27753.10-88. Грунты тепличные. Метод определения органического вещества. 1988.

8. ГОСТ 27784-88. Почвы. Метод определения зольности торфяных и оторфованных горизонтов почв. 1988.

9. Градостроительный кодекс Российской Федерации от 29.12.2004 N 190-ФЗ (ред. от 28.04.2023). 2023.

10. Закон г. Москвы от 4 июля 2007 г. N 31 “О городских почвах” (с изменениями и дополнениями). 2007.

11. Постановление Правительства Москвы от 10 сентября 2002 г. № 743-ПП «Об утверждении Правил создания, содержания и охраны зеленых насаждений и природных сообществ города Москвы». 2002.

12. Постановление Правительства Москвы от 27 июля 2004 г. № 514-ПП “О повышении качества почвогрунтов в городе Москве” (с изменениями от 9

августа 2005 г., 27 ноября 2007 г., 8 сентября, 8 декабря 2009 г., 9 февраля 2010 г., 25 октября 2011 г.). 2004.

13. Указ Президента РФ от 8 февраля 2021 г. N 76 “О мерах по реализации государственной научно-технической политики в области экологического развития Российской Федерации и климатических изменений.” 2021.

14. Федеральный закон “Об ограничении выбросов парниковых газов” от 02.07.2021 N 296-ФЗ. 2021.

Монографии, диссертационные исследования, карты и базы данных

15. Food and Agriculture Organization (FAO)/UNESCO. Soil Map of the World FAO, 1988.

16. International Union of Soil Sciences (IUSS). World reference base for soil resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps FAO, Rome, 2014.

17. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Masson-Delmotte V., Zhai P., Pirani A., Connors S. L., Péan C., Berger S., Caud N., Chen Y., Goldfarb L., Gomis M. I., Huang M., Leitzell K., Lonnoy E., Matthews J. B. R., Maycock T. K., Waterfield T., Yelekçi O., Yu R., Zhou B. (Eds.). Climate Change 2021: The Physical Science Basis / IPCC, 2021.

18. Millennium Ecosystem Assessment: Ecosystems and Human Well-Being - A Framework for Assessment MEA, 2003.

19. Nilsson S., Shvidenko a, Stolbovoi V., Gluck M., Jonas M., Obersteiner M. Full Carbon Account for Russia / Int. Inst. Appl. Syst. Anal. Interim Rep. T. IR-00-021 IIASA, 2000.

20. Oke T. R., Mills G., Christen A., Voogt J. A. Urban climates Cambridge University Press, 2017.

21. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Penman J., Gytarsky M., Hiraishi T., Krug T., Kruger D., Pipatti R., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K., Wagner F. (Eds.). Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and

Forestry IPCC, 2003.

22. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Sato A., Vitullo M., Gschwantner T. (Eds.) Chapter 8 Settlements. Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Cambridge Univ. Press. Cambridge, United Kingdom New York, NY, USA, 2019.

23. Task G. S. D. Global Gridded Surfaces of Selected Soil Characteristics (IGBP-DIS) Oak Ridge, Tennessee, USA, 2002.

24. The Economics of Ecosystems & Biodiversity (TEEB). Mainstreaming the economics of nature : A synsthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB TEEB, 2010.

25. United Nations (UN). World Urbanization Prospects 2018: Highlights (ST/ESA/SER.A/421). UN, 2019.

26. 150 лет Лесной опытной даче РГАУ-МСХА имени К.А. Тимирязева / под ред. А. Н. П. В. Д. Наумов. Москва: Российский государственный аграрный университет - МСХА им. К.А. Тимирязева, 2015. 345 с.

27. Агроэкологическая оценка земель, проектирование адаптивно-ландшафтных систем земледелия и агротехнологий / под ред. В. И. Кирюшин, А. Л. Иванов. Москва: Российский научно-исследовательский институт информации и технико-экономических исследований по инженерно-техническому обеспечению агропромышленного комплекса, 2005. 784 с.

28. Алябина И. А., Болдырева В. Э., Голозубов О. М., Литвинов Ю. А., Минаева Е. Н., Пулин А. В. База данных “Цифровая среднемасштабная почвенная карта Московского региона”. 2020.

29. Базилевич Н. И. Биологическая продуктивность экосистем северной Евразии. Москва: Академический научно-издательский, производственно-полиграфический и книгораспространительский центр Российской академии наук "Издательство “Наука”, 1993. 293 с.

30. Боровиков В. STATISTICA. Искусство анализа данных на компьютере. Санкт-Петербург: Питер. 2003.

31. Визирская М. М. Функционально-экологическая оценка лесных

подзолистых почв в условиях Московского мегаполиса (на примере ЛОД РГАУ-МСХА им. К.А. Тимирязева): дис. …канд. биол. наук: 03.02.08: защищена 11.11.2014. Визирская Мария Михайловна. Москва, 2014. 156 с.

32. Воробьева Л. А. Химический анализ почв. Москва: Изд-во МГУ, 1998. 272 с.

33. Герасимов И. П. Государственная почвенная карта СССР 1:1000000. 1955.

34. Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В. Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация. Смоленск: Ойкумена, 2003. 268 с.

35. Горбов С. Н. Генезис, классификация, экологическая роль городских почв юга Европейской части России (на примере Ростовской агломерации): дис. …докт. биол. наук: 03.02.13: защищена 15.10.2018. Горбов Сергей Николаевич. Москва, 2018. 448 с.

36. Департамент экономической политики и развития города Москвы. Сводный отчет о результатах проведения оценки фактического воздействия постановления Правительства Москвы от 25.02.2015 № 74-ПП “О внесении изменений в постановления Правительства Москвы от 9 ноября 1999 г. № 1018, от 10 сентября 2002 г. № 743-ПП”, 2017.

37. Добровольский Г. В., Никитин Е. Д. Функции почв в биосфере и экосистемах. Москва: МАИК "Наука/Интерпериодика", 1990. 261 с.

38. Добровольский Г. В., Никитин Е. Д. Экология почв. Учение об экологических функциях почв. Москва: Изд-во Моск. ун-та, 2012. 413 с.

39. Добровольский Г. В., Строганова М. Н., Прокофьева Т. В., Стриганова Б. Р., Яковлев А. С. Почва, город, экология. Москва: Фонд “За экономическую грамотность,” 1997. 320 с.

40. Добровольский Г. В., Урусевская И. С. География почв. Москва: Изд-во Моск. ун-та, 2004. 458 с.

41. Егоров В. В., Иванов Е. Н., Фридланд. В. М. Классификация и диагностика почв СССР. Москва: Издательство “Колос,” 1977. 221 с.

42. Карелин Д. В., Замолодчиков Д. Г. Углеродный обмен в криогенных экосистемах. Москва: Наука, 2008. 344 с.

43. Кудеяров, В. Н. Заварзин, Г. А. Благодатский, С. А. Борисов А. В., Воронин П. Ю., Демкин В. А., Демкина Т. С., Евдокимов И. В., Замолодчиков, Д. Г. Карел Кудеяров В.Н., Заварзин Г.А., Благодатский С.А., Борисов А.В., Воронин П.Ю., Демкин В.А., Демкина Т.С., Евдокимов И.В., Замолодчиков Д.Г., Карелин Д.В., Комаров А.С., Курганова И.Н., Ларионова А.А., Лопес де Гереню В.О., Уткин А. Ч. О. Г. Пулы и потоки углерода в наземных экосистемах России / под ред. Г. А. Заварзин. Москва: Наука, 2007. 315 с.

44. Курбатова А. С., Башкин В. Н., Баранникова Ю. А., Герасимова С. Г., Марфенина О. Е., Мягкова О. Д., Никифорова Е. М., Решетина Т. В., Савельева В. А., Савин Д. С., Смагин А. В., Степанов А. Л. Экологические функции городских почв. Москва: Издательство "Маджента," 2004. 232 с.

45. Курганова И. Н. Эмиссия и балланс диоксида углерода в наземных экосистемах Росси: дис. …докт. биол. наук: 03.00.27: защищена 13.04.2010. Курганова Ирина Николаевна. Москва, 2010. 325 с.

46. Лаппо Г. М. Города России. Взгляд географа. Москва: Новый хронограф, 2012. 504 с.

47. Матинян, Н. Н.; Бахматова К. А. Почвы и почвенный покров парков Петергофа. Санкт-Петербург: Филологический факультет Санкт-Петербургского государственного университета, 2012. 96 с.

48. Наквасина Е. Н., Пермогорская Ю. М., Попова Л. Ф. Почвы Архангельска. Структурно-функциональные особенности, свойства, экономическая оценка. Архангельск: АГТУ, 2006. 123 с.

49. Околелова, А. А.; Желтобрюхов, В. Ф.; Егорова, Г. С.; Кастерина, Н. Г.; Мерзлякова А. С. Особенности почвенного покрова волгоградской агломерации. Волгоград: , 2014. Вып. Волградс. 224 с.

50. Почвенная карта РСФСР масштаба 1 : 2 500 000 / под ред. В. М. Фридланд. Москва: ГУГК, 1988.

51. Почвы Московской области и их использование / под ред. Л. Л.

Шишов. Москва: Почвенный институт им. В.В. Докучаева Москва, 2002. 500 с.

52. Росликова В. И., Матвеенко Т. И. Урбанизированные почвы Приамурья (на примере города Хабаровск). Хабаровск: Тихоокеанский государственный университет, 2018. 230 с.

53. Семенов В. М., Когут Б. М. Почвенное органическое вещество. Москва: ГЕОС, 2015. 233 с.

54. Смагин А. В. Теория и практика конструирования почв. Москва: Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова Издательский Дом, 2012. 544 с.

55. Смагин А. В., Садовникова Н. Б., Смагина М. В., Глаголев М. В., Шевченко Е. М., Хайдапова Д. Д., Губер А. К. Моделирование динамики органического вещества почв. Москва: Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова Издательский Дом, 2001. 120 с.

56. Титлянова А. А. Биологический круговорот углерода в травянистых биогеоценозах. Новосибирск: Новосиб, 1977. 218 с.

57. Титлянова, А. А.; Тесаржова М. Режимы биологического круговорота. Новосибирск: «Наука», 1991. 148 с.

58. Фридланд В. М. Структура почвенного покрова. Москва: Издательство Мысль, 1972. 423 с.

59. Шишов Л. Л., Тонконогов В. Д., Лебедева И. И., Герасимова М. И. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 341 с.

60. Щепелева А. С. Оценка экологических функций газонных экосистем в северной части Московского мегаполиса на основе анализа потоков и запасов углерода): дис. …канд. биол. наук: 03.02.08: защищена 25.12.2015. Щепелева Анна Сергеевна. Москва, 2015. 139 с

61. Экологический атлас Москвы / под ред. И. Н. Ильина. Москва: АБФ, 2000. 96 с.

62. Яворский С. В. Почвенная карта Ростовской области 1:300 000. Москва: ГУГК, 1989.

Научная периодика

63. Abakumov E., Polyakov V. Carbon polygons and carbon offsets: Current state, key challenges and pedological aspects // Agronomy. 2021. T. 11. № 10. C. 2013

64. Adhikari K., Hartemink A. E. Linking soils to ecosystem services - A global review // Geoderma. 2016. T. 262. P. 101-111

65. Albizua A., Williams A., Hedlund K., Pascual U. Crop rotations including ley and manure can promote ecosystem services in conventional farming systems // Appl. Soil Ecol. 2015. T. 95. P. 54-61

66. Aleksandrovskii A. L., Aleksandrovskaya E. I., Dolgikh A. V., Zamotaev I. V., Kurbatova A. N. Soils and cultural layers of ancient cities in the south of European Russia // Eurasian Soil Sci. 2015. T. 48. № 11. C. 1171–1181.

67. Alekseev I., Kraev G., Shein A., Petrov P. Soil Organic Matter in Soils of Suburban Landscapes of Yamal Region: Humification Degree and Mineralizing Risks // Energies. 2022. T. 15. № 6. C. 2301

68. Alexandrovskaya E. I., Alexandrovskiy A. L. History of the cultural layer in Moscow and accumulation of anthropogenic substances in it // Catena. 2000. T. 41. № 1–3. C. 249–259.

69. Alexandrovskiy A. L., Dolgikh A. V., Alexandrovskaya E. I. Pedogenetic features of habitation deposits in ancient towns of european russia and their alteration under different natural conditions // Bol. la Soc. Geol. Mex. 2012. T. 64. № 1. C. 71-77

70. Alqasemi A. S., Hereher M. E., Kaplan G., Al-Quraishi A. M. F., Saibi H. Impact of COVID-19 lockdown upon the air quality and surface urban heat island intensity over the United Arab Emirates // Sci. Total Environ. 2021. C. 144330

71. Ananyeva N. D., Ivashchenko K. V., Sushko S. V. Microbial Indicators of Urban Soils and Their Role in the Assessment of Ecosystem Services: a Review // Eurasian Soil Sci. 2021. T. 54. № 10. C. 1517-1531

72. Ananyeva N. D., Sushko S. V., Ivashchenko K. V., Vasenev V. I. Soil Microbial Respiration in Subtaiga and Forest-Steppe Ecosystems of European Russia: Field and Laboratory Approaches // Eurasian Soil Sci. 2020. C. 1492-1501

73. Anderson, T.H., Domsch K. H. Carbon Links Between Microbial Biomass and Soil Organic Matter // Perspectives in Microbial Ecology. Ljubljana: Slovene Society for Microbiology, 1986. C. 467–471.

74. Anderson T. H., Domsch K. H. Determination of ecophysiological maintenance carbon requirements of soil microorganisms in a dormant state // Biol. Fertil. Soils. 1985. T. 1. № 2. C. 81-89

75. Anderson T. H., Domsch K. H. Application of eco-physiological quotients (qCO2 and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories // Soil Biol. Biochem. 1990. T. 22. № 2. C. 251-255

76. Anderson T. H., Domsch K. H. The metabolic quotient for CO2 (qCO2) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as ph, on the microbial biomass of forest soils // Soil Biol. Biochem. 1993. T. 25. № 3.

77. Andrén O., Kätterer T. ICBM: The introductory carbon balance model for exploration of soil carbon balances // Ecol. Appl. 1997. T. 7. № 4. C. 1226-1236

78. Andrews S. S., Karlen D. L., Cambardella C. The Soil Management Assessment Framework: A quantitative soil quality evaluation method // Soil Sci. Soc. Am. J. 2004. T. 68. № 6. C. 1945-1962

79. Argenbright R. Moscow on the rise: From primate city to megaregion // Geogr. Rev. 2013. T. 103. № 1. C. 20-36

80. Argenbright R. The evolution of New Moscow: from panacea to polycentricity // Eurasian Geogr. Econ. 2018. T. 59. № 3–4.

81. Aspinall R. Modelling land use change with generalized linear models - A multi-model analysis of change between 1860 and 2000 in Gallatin Valley, Montana // J. Environ. Manage. 2004. T. 72. № 1–2.

82. Bae J., Ryu Y. Land use and land cover changes explain spatial and temporal variations of the soil organic carbon stocks in a constructed urban park // Landsc. Urban Plan. 2015. T. 136. C. 57-67.

83. Baklanov A., Molina L. T., Gauss M. Megacities, air quality and climate // Atmos. Environ. 2016. T. 126. № 235-249.

84. Baldocchi D., Falge E., Gu L., Olson R., Hollinger D., Running S., Anthoni P., Bernhofer C., Davis K., Evans R., Fuentes J., Goldstein A., Katul G., Law B., Lee X., Malhi Y., Meyers T., Munger W., Oechel W., Paw U. K. T., Pilegaard K., Schmid H. P., Valentini R., Verma S., Vesala T., Wilson K., Wofsy S. FLUXNET: A New Tool to Study the Temporal and Spatial Variability of Ecosystem-Scale Carbon Dioxide, Water Vapor, and Energy Flux Densities // Bull. Am. Meteorol. Soc. 2001. T. 82. № 11. C. 2415-2434

85. Bandaranayake W., Qian Y. L., Parton W. J., Ojima D. S., Follett R. F. Estimation of soil organic carbon changes in turfgrass systems using the CENTURY model // Agron. J. 2003. T. 95. № 3. C. 558-563

86. Barrios E., Trejo M. T. Implications of local soil knowledge for integrated soil management in Latin America // Geoderma. 2003. T. 111. № 3–4. C. 217-231

87. Bartalev S. A., Belward A. S., Erchov D. V., Isaev A. S. A new SPOT4-VEGETATION derived land cover map of Northern Eurasia // Int. J. Remote Sens. 2003. T. 24. № 9. C. 1977-1982

88. Basta N. T., Busalacchi D. M., Hundal L. S., Kumar K., Dick R. P., Lanno R. P., Carlson J., Cox A. E., Granato T. C. Restoring Ecosystem Function in Degraded Urban Soil Using Biosolids, Biosolids Blend, and Compost // J. Environ. Qual. 2016. T. 45. № 1. C. 74–83.

89. Bastida F., Luis Moreno J., Teresa Hernández, García C. Microbiological degradation index of soils in a semiarid climate // Soil Biol. Biochem. 2006. T. 38. № 12. C. 3463-3473

90. Bastida F., Zsolnay A., Hernández T., García C. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective // Geoderma. 2008. T. 147. № 3–4. C. 159-171

91. Batisani N., Yarnal B. Urban expansion in Centre County, Pennsylvania: Spatial dynamics and landscape transformations // Appl. Geogr. 2009. T. 29. № 2.

92. Batjes N.H. Total carbon and nitrogen in the soils of the world // Eur. J. Soil Sci. 1996. T. 47. № 2. C. 151–163

93. Batjes N. H. Harmonized soil profile data for applications at global and continental scales: Updates to the WISE database // Soil Use Manag. 2009. T. 25. № 2. C. 124-127

94. Batjes N. H. Total carbon and nitrogen in the soils of the world // Eur. J. Soil Sci. 2014. T. 65. № 1. C. 10–21.

95. Baveye P. C., Zaitsev A. S., Lorenz K., Tresch S., Moretti M., Bayon R.-C. Le, Mäder P., Zanetta A., Frey D., Fliessbach A. A Gardener’s Influence on Urban Soil Quality // Front. Environ. Sci. | www.frontiersin.org. 2018. T. 1. C. 25.

96. Beesley L. Carbon storage and fluxes in existing and newly created urban soils // J. Environ. Manage. 2012. T. 104. C. 158–165.

97. Biney J. K. M., Boruvka L., Agyeman P. C., Něemeěcek K., Klement A. Comparison of field and laboratory wet soil spectra in the vis-NIR range for soil organic carbon prediction in the absence of laboratory dry measurements // Remote Sens. 2020. T. 12. № 18. C. 3082

98. Blagodatskaya E., Kuzyakov Y. Mechanisms of real and apparent priming effects and their dependence on soil microbial biomass and community structure: Critical review // Biol. Fertil. Soils. 2008. T. 45. № 2. C. 115-131

99. Blanchart A., Consalès J. N., Séré G., Schwartz C. Consideration of soil in urban planning documents—a French case study // J. Soils Sediments. 2019. T. 19. № 8. C. 3235–3244

100. Blanchart A., Séré G., Johan C., Gilles W., Stas M., Consalès J. N., Morel J. L., Schwartz C. Towards an operational methodology to optimize ecosystem services provided by urban soils // Landsc. Urban Plan. 2018. T. 176. C. 1-9

101. Blum W. E. H. Functions of soil for society and the environment // Rev. Environ. Sci. Biotechnol. 2005. T. 4. № 3. C. 75–79.

102. Bolin B., Degens E. T., Kempe S., Ketner P. SCOPE 13. The global carbon cycle. // SCOPE 13. Glob. carbon cycle. 1979.

103. Bond-Lamberty B., Thomson A. A global database of soil respiration data // Biogeosciences. 2010. T. 7. № 6. C. 1915-1926

104. Bretzel F., Caudai C., Tassi E., Rosellini I., Scatena M., Pini R. Culture and horticulture: Protecting soil quality in urban gardening // Sci. Total Environ. 2018. T. 644. C. 45-51

105. Bridges E. M., Batjes N. H. Soil gaseous emissions and global climatic change // Geography. 1996. T. 81. № 2. C. 155-169

106. Brose D. A., Hundal L. S., Oladeji O. O., Kumar K., Granato T. C., Cox A., Abedin Z. Greening a Steel Mill Slag Brownfield with Biosolids and Sediments: A Case Study // J. Environ. Qual. 2016. T. 45. № 1. C. 53-61

107. Bui E., Henderson B., Viergever K. Using knowledge discovery with data mining from the Australian Soil Resource Information System database to inform soil carbon mapping in Australia // Global Biogeochem. Cycles. 2009. T. 23. № 4. C. GB4033

108. Bünemann E. K., Bongiorno G., Bai Z., Creamer R. E., Deyn G. De, Goede R. de, Fleskens L., Geissen V., Kuyper T. W., Mäder P., Pulleman M., Sukkel W., Groenigen J. W. van, Brussaard L. Soil quality – A critical review // Soil Biol. Biochem. 2018. T. 120. C. 105-125

109. Burba G., Madsen R., Feese K. Eddy covariance method for CO2 emission measurements in CCUS applications: Principles, instrumentation and

software // Energy Procedia. , 2013. C. 329-336

110. Burghardt W. Soils in urban and industrial environments // Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkd. 1994. T. 157. № 3. C. 205-214

111. Burghardt W., Morel J. L., Zhang G. L. Development of the soil research about urban, industrial, traffic, mining and military areas (SUITMA) // Soil Sci. Plant Nutr. 2015. T. 61. C. 3-21

112. Burgos Hernández T. D., Deiss L., Slater B. K., Demyan M. S., Shaffer J. M. High-throughput assessment of soil carbonate minerals in urban environments // Geoderma. 2021. T. 382. C. 114778

113. Cadenasso M. L., Pickett S. T. A., Mcdonnell M. J., Pouyat R. V. Forest Vegetation Along an Urban-Rural Gradient in the New York City Metropolitan Area : Patterns and Relationships to Ecosystem Processes // Linn. Trans. 2007. T. 10.

114. Calzolari C., Tarocco P., Lombardo N., Marchi N., Ungaro F. Assessing soil ecosystem services in urban and peri-urban areas: From urban soils survey to providing support tool for urban planning // Land use policy. 2020. T. 99. C. 105037

115. Cengiz C., Cengiz B., Boz A. Ö. Climate-Smart Landscapes for Sustainable Cities // Lecture Notes in Networks and Systems. 2021. T. 183. C. 571-582

116. Chapin F. S., Woodwell G. M., Randerson J. T., Rastetter E. B., Lovett G. M., Baldocchi D. D., Clark D. A., Harmon M. E., Schimel D. S., Valentini R., Wirth C., Aber J. D., Cole J. J., Goulden M. L., Harden J. W., Heimann M., Howarth R. W., Matson P. A., McGuire A. D., Melillo J. M., Mooney H. A., Neff J. C., Houghton R. A., Pace M. L., Ryan M. G., Running S. W., Sala O. E., Schlesinger W. H., Schulze E. D. Reconciling carbon-cycle concepts, terminology, and methods // Ecosystems. 2006. T. 9. № 7. C. 1041-1050

117. Charzyński P., Plak A., Hanaka A. Influence of the soil sealing on the geoaccumulation index of heavy metals and various pollution factors // Environ. Sci.

Pollut. Res. 2017. T. 24. № 5. C. 4801–4811

118. Cheng J., Masser I. Urban growth pattern modeling: A case study of Wuhan City, PR China // Landsc. Urban Plan. 2003. T. 62. № 4. C. 199–217

119. Chertov O., Nadporozhskaya M. Development and application of humus form concept for soil classification, mapping and dynamic modelling in Russia // Appl. Soil Ecol. 2018. T. 123. C. 420–423

120. Conforti M., Castrignanò A., Robustelli G., Scarciglia F., Stelluti M., Buttafuoco G. Laboratory-based Vis-NIR spectroscopy and partial least square regression with spatially correlated errors for predicting spatial variation of soil organic matter content // Catena. 2015. T. 124. C. 60–67

121. Creamer R. E., Schulte R. P. O., Stone D., Gal A., Krogh P. H., Papa G. Lo, Murray P. J., Pérès G., Foerster B., Rutgers M., Sousa J. P., Winding A. Measuring basal soil respiration across Europe: Do incubation temperature and incubation period matter? // Ecol. Indic. 2014a. C. 409–418

122. Deeb M., M. Groffman P., Blouin M., Perl Egendorf S., Vergnes A., Vasenev V., L. Cao D., Walsh D., Morin T., Séré G. Using constructed soils for green infrastructure - Challenges and limitations // SOIL. 2020. T. 6. № 2.

123. Delbecque N., Dondeyne S., Gelaude F., Mouazen A. M., Vermeir P., Verdoodt A. Urban soil properties distinguished by parent material, land use, time since urbanization, and pre-urban geomorphology // Geoderma. 2022. T. 413. C. 115719

124. Demina S., Vasenev V., Ivashchenko K., Ananyeva N., Plyushchikov V., Hajiaghayeva R., Dovletyarova E. Microbial Properties of Urban Soils With Different Land-Use History in New Moscow // Soil Sci. 2018. T. 183. № 4. C. 132–140.

125. Deng F., Minasny B., Knadel M., McBratney A., Heckrath G., Greve M. H. Using Vis-NIR spectroscopy for monitoring temporal changes in soil organic carbon // Soil Sci. 2013. T. 178. № 8. C. 389–399

126. Dewan A. M., Yamaguchi Y. Land use and land cover change in Greater Dhaka, Bangladesh: Using remote sensing to promote sustainable urbanization // Appl. Geogr. 2009. Т. 29. № 3. С. 390–401

127. Dickinson N., Morel J. L., Shaw R. K., Wessolek G. IUSS SUITMA 6 International Symposium 2011 // J. Soils Sediments. 2013. Т. 13. № 3.

128. Dilly O., Blume H. P., Sehy U., Jimenez M., Munch J. C. Variation of stabilised, microbial and biologically active carbon and nitrogen in soil under contrasting land use and agricultural management practices // Chemosphere. 2003. Т. 22. № 3. С. 557–569

129. Ditterich F., Poll C., Pronk G. J., Heister K., Chandran A., Rennert T., Kögel-Knabner I., Kandeler E. Succession of soil microbial communities and enzyme activities in artificial soils // Pedobiologia (Jena). 2016. Т. 59. № 3. С. 93–104

130. Dmitrakova J., Abakumov E. Dynamics of soil organic carbon of reclaimed lands and the related ecological risks to the additional CO2 emission / Vasenev V. (Eds): Urbanization: Challenge and Opportunity for Soil Functions and Ecosystem Services. Springer Geography. 2019. С. 97–105

131. Dolgikh A. V, Aleksandrovskii A. L. Soils and Cultural Layers in Velikii Novgorod // 2010. Т. 43. № 5. С. 477–487.

132. Dominati E., Patterson M., Mackay A. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils // Ecol. Econ. 2010. Т. 69. № 9. С. 1858–1868.

133. Dou X., Lu M., Chen L. Comparison of soil organic carbon and nitrogen dynamics between urban impervious surfaces and vegetation // L. Degrad. Dev. 2021. Т. 32. № 18. С. 5455–5467

134. Dubovyk O., Sliuzas R., Flacke J. Spatio-temporal modelling of informal settlement development in Sancaktepe district, Istanbul, Turkey // ISPRS J. Photogramm. Remote Sens. 2011. Т. 66. № 2. С. 235–246

135. Dvornikov Y. A., Vasenev V. I., Romzaykina O. N., Grigorieva V. E., Litvinov Y. A., Gorbov S. N., Dolgikh A. V., Korneykova M. V., Gosse D. D. Projecting the urbanization effect on soil organic carbon stocks in polar and steppe areas of European Russia by remote sensing // Geoderma. 2021. T. 399. C. 115039

136. Edmondson J. L., Stott I., Potter J., Lopez-Capel E., Manning D. A. C., Gaston K. J., Leake J. R. Black Carbon Contribution to Organic Carbon Stocks in Urban Soil // Environ. Sci. Technol. 2015. T. 49. № 14. C. 8339–8346

137. Egendorf S. P., Cheng Z., Deeb M., Flores V., Paltseva A., Walsh D., Groffman P., Mielke H. W. Constructed soils for mitigating lead (Pb) exposure and promoting urban community gardening: The New York City Clean Soil Bank pilot study // Landsc. Urban Plan. 2018. T. 175. C. 184–194

138. Elmqvist T., Setälä H., Handel S. N., Ploeg S. van der, Aronson J., Blignaut J. N., Gómez-Baggethun E., Nowak D. J., Kronenberg J., Groot R. de. Benefits of restoring ecosystem services in urban areas // Curr. Opin. Environ. Sustain. 2015. T. 14. C. 101–108

139. Elvidge C. D., Tuttle B. T., Sutton P. C., Baugh K. E., Howard A. T., Milesi C., Bhaduri B., Nemani R. Global Distribution and Density of Constructed Impervious Surfaces // Sensors. 2007. T. 7. C. 1962–1979.

140. England J. R., Rossel R. A. V. Proximal sensing for soil carbon accounting // SOIL. 2018. T. 4. № 2. C. 101–122

141. Fang S., Gertner G. Z., Sun Z., Anderson A. A. The impact of interactions in spatial simulation of the dynamics of urban sprawl // Landsc. Urban Plan. 2005. T. 73. № 4. C. 294–306

142. Feranec J., Hazeu G., Christensen S., Jaffrain G. Corine land cover change detection in Europe (case studies of the Netherlands and Slovakia) // Land use policy. 2007. T. 24. № 1. C. 234–247

143. Fourvel G., Vidal-Beaudet L., Bocq A. Le, Brochier V., Théry F., Landry

D., Kumarasamy T., Cannavo P. Early structural stability of fine dam sediment in soil construction // J. Soils Sediments. 2018. T. 18. № 7. C. 2647–2663

144. Garbero V., Milelli M., Bucchignani E., Mercogliano P., Varentsov M., Rozinkina I., Rivin G., Blinov D., Wouters H., Schulz J.-P., Schättler U., Bassani F., Demuzere M., Repola F. Evaluating the Urban Canopy Scheme TERRA_URB in the COSMO Model for Selected European Cities // Atmosphere (Basel). 2021. T. 128. № 2. C. 237

145. Gauch H. G., Hwang J. T. G., Fick G. W. Model Evaluation by Comparison of Model-Based Predictions and Measured Values // Agronomy Journal. 2003. T. 95. № 6. C. 1442–1446

146. Gavrichkova O., Brykova R. A., Brugnoli E., Calfapietra C., Cheng Z., Kuzyakov Y., Liberati D., Moscatelli M. C., Pallozzi E., Vasenev V. I. Secondary soil salinization in urban lawns: Microbial functioning, vegetation state, and implications for carbon balance // L. Degrad. Dev. 2020. T. 31. № 17. C. 2591–2604

147. Gerenyu V. O. L. De, Kurganova I. N., Sapronov D. V. Carbon Dioxide Fluxes from Arable Soils as Affected by Temperature and Moisture / Garcia-Torres L. (Eds): Conservation Agriculture. Springer Geography. 2003. C. 355–359

148. Ghosh S., Scharenbroch B. C., Ow L. F. Soil organic carbon distribution in roadside soils of Singapore // Chemosphere. 2016. T. 165. C. 163–172

149. Ghosh S., Yeo D., Wilson B., Ow L. F. Application of char products improves urban soil quality // Soil Use Manag. 2012. T. 28. № 3. C. 329–336

150. Golyeva A., Zazovskaia E., Turova I. Properties of ancient deeply transformed man-made soils (cultural layers) and their advances to classification by the example of Early Iron Age sites in Moscow Region // Catena. 2016. T. 137. C. 605–610

151. Gomez C., Viscarra Rossel R. A., McBratney A. B. Soil organic carbon prediction by hyperspectral remote sensing and field vis-NIR spectroscopy: An

Australian case study // Geoderma. 2008. T. 146. № 3–4. C. 403–411

152. Goncharova O. Y., Matyshak G. V., Udovenko M. M., Bobrik A. A., Semenyuk O. V. Seasonal and annual variations in soil respiration of the artificial landscapes (Moscow Botanical Garden) / Vasenev V. (Eds): Urbanization: Challenge and Opportunity for Soil Functions and Ecosystem Services. Springer Geography. 2019. C. 112-122.

153. Gorelick N., Hancher M., Dixon M., Ilyushchenko S., Thau D., Moore R. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone // Remote Sens. Environ. 2017. T. 202. C. 18-27

154. Grard J-P B., Chenu C., Manouchehri N., Houot S., Frascaria-Lacoste N., Aubry C. Rooftop farming on urban waste provides many ecosystem services // Agronomy for Sustainable Development. T. 38. № 1. C. 2

155. Grimm N. B., Faeth S. H., Golubiewski N. E., Redman C. L., Wu J., Bai X., Briggs J. M., Grimm N. B., Faeth S. H., Golubiewski N. E., Redman C. L., Wu J., Bal X., Briggs J. M. Global Change and the Ecology of Cities Global Change and the Ecology of Cities // 2015. T. 319. № 5864. C. 756–760.

156. Guilland C., Maron P. A., Damas O., Ranjard L. Biodiversity of urban soils for sustainable cities // Environ. Chem. Lett. 2018. T. 16. № 4. C. 1267–1282

157. Haines-Young R., Potschin M. International Classification of Ecosystem Services (CICES) // Rep. to Eur. Environ. Agency. 2013. № 3. C. e27108

158. Hanson P. J., Edwards N. T., Garten C. T., Andrews J. A. Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: A review of methods and observations // Biogeochemistry. 2000. T. 48. № 1. C. 115–146

159. Hengl T., Jesus J. M. De, Heuvelink G. B. M., Gonzalez M. R., Kilibarda M., Blagotić A., Shangguan W., Wright M. N., Geng X., Bauer-Marschallinger B., Guevara M. A., Vargas R., MacMillan R. A., Batjes N. H., Leenaars J. G. B., Ribeiro E., Wheeler I., Mantel S., Kempen B. SoilGrids250m: Global gridded soil information

based on machine learning // PLoS One. 2017. T. 12. № 2. C. e0169748

160. Hijmans R. J., Cameron S. E., Parra J. L., Jones P. G., Jarvis A. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas // Int. J. Climatol. 2005. T. 25. № 15. C. 1965–1978

161. Hong Y., Shen R., Cheng H., Chen Y., Zhang Y., Liu Y., Zhou M., Yu L., Liu Y., Liu Y. Estimating lead and zinc concentrations in peri-urban agricultural soils through reflectance spectroscopy: Effects of fractional-order derivative and random forest // Sci. Total Environ. 2019. T. 651. C. 1969–1982

162. Houssoukpèvi I. A., Maire G. le, Aholoukpè H. N. S., Fassinou D. J. M., Amadji G. L., Chapuis-Lardy L., Chevallier T. Effect of land use change on carbon stocks in an agricultural region of southern Benin // L. Degrad. Dev. 2022. T. 34. № 5. C. 1447–1463

163. Huang N., Wang L., Song X. P., Andrew Black T., Jassal R. S., Myneni R. B., Wu C., Wang L., Song W., Ji D., Yu S., Niu Z. Spatial and temporal variations in global soil respiration and their relationships with climate and land cover // Sci. Adv. 2020. T. 6. № 41. C. eabb8508

164. Huot H., Joyner J., Córdoba A., Shaw R. K., Wilson M. A., Walker R., Muth T. R., Cheng Z. Characterizing urban soils in New York City: profile properties and bacterial communities // J. Soils Sediments. 2017. T. 17. № 2. C. 393–407

165. Imhoff M. L., Zhang P., Wolfe R. E., Bounoua L. Remote sensing of the urban heat island effect across biomes in the continental USA // Remote Sens. Environ. 2010. T. 114. № 3. C. 504-513

166. Ivashchenko K., Ananyeva N., Vasenev V., Sushko S., Seleznyova A., Kudeyarov V. Microbial C-availability and organic matter decomposition in urban soils of megapolis depend on functional zoning // Soil Environ. 2019. T. 38. № 1. C. 31-41

167. Ivashchenko K., Lepore E., Vasenev V., Ananyeva N., Demina S.,

Khabibullina F., Vaseneva I., Selezneva A., Dolgikh A., Sushko S., Marinari S., Dovletyarova E. Assessing soil-like materials for ecosystem services provided by constructed technosols // Land. 2021. T. 10. № 11. C. 1185

168. Ivashchenko K. V., Ananyeva N. D., Vasenev V. I., Kudeyarov V. N., Valentini R. Biomass and respiration activity of soil microorganisms in anthropogenically transformed ecosystems (Moscow region) // Eurasian Soil Sci. 2014. T. 47. № 9. C. 892–903

169. Janssens I. A., Dieleman W., Luyssaert S., Subke J. A., Reichstein M., Ceulemans R., Ciais P., Dolman A. J., Grace J., Matteucci G., Papale D., Piao S. L., Schulze E. D., Tang J., Law B. E. Reduction of forest soil respiration in response to nitrogen deposition // Nat. Geosci. 2010. T. 3. № 5. C. 315–322

170. Janzen H. H. Carbon cycling in earth systems - A soil science perspective // Agric. Ecosyst. Environ. 2004. T. 104. № 3. C. 399–417

171. Jarvis A., H.I., Reuter A., Nelson A., Guevara E. Hole-filled SRTM for the globe Version 4, available from the CGIAR-CSI SRTM 90m Database // CGIAR CSI Consort. Spat. Inf. 2016.

172. Kabała C., Greinert A., Charzyński P., Uzarowicz Ł. Technogenic soils - Soils of the year 2020 in Poland. Concept, properties and classification of technogenic soils in Poland // Soil Sci. Annu. 2020. T. 71. № 4. C. 267–280

173. Karelin D., Goryachkin S., Zazovskaya E., Shishkov V., Pochikalov A., Dolgikh A., Sirin A., Suvorov G., Badmaev N., Badmaeva N., Tsybenov Y., Kulikov A., Danilov P., Savinov G., Desyatkin A., Desyatkin R., Kraev G. Greenhouse gas emission from the cold soils of Eurasia in natural settings and under human impact: Controls on spatial variability // Geoderma Reg. 2020. T. 22. C. e00290

174. Karelin D. V., Goryachkin S. V., Zamolodchikov D. G., Dolgikh A. V., Zazovskaya E. P., Shishkov V. A., Kraev G. N. Human footprints on greenhouse gas fluxes in cryogenic ecosystems // Dokl. Earth Sci. 2017. T. 477. № 2. C. 1467–146

175. Kawecka-Radomska M., Tomczyńska-Mleko M., Kamińska A., Wesołowska-Trojanowska M., Kwiatkowski C., Sołowiej B., Mleko S. Biochemical changes in the recreational areas soil caused by the intensity of use // Environ. Earth Sci. 2016. T. 75. № 2. C. 1–14

176. Kaye J. P., Groffman P. M., Grimm N. B., Baker L. A., Pouyat R. V. A distinct urban biogeochemistry? // Trends Ecol. Evol. 2006. T. 21. № 4. C. 192–199.

177. Kaye J. P., McCulley R. L., Burke I. C. Carbon fluxes, nitrogen cycling, and soil microbial communities in adjacent urban, native and agricultural ecosystems // Glob. Chang. Biol. 2005. T. 11. № 4. C. 575–587.

178. Kempen B., Brus D. J., Stoorvogel J. J. Three-dimensional mapping of soil organic matter content using soil type-specific depth functions // Geoderma. 2011. T. 162. № 1–2. C. 107–123

179. Kida K., Kawahigashi M. Influence of asphalt pavement construction processes on urban soil formation in Tokyo // Soil Sci. Plant Nutr. 2015. T. 61. № July. C. 135–146.

180. Kim K. H. J., Morel J. L., Nehls T., Charzynski P., Levin M. J., Vasenev V. I. Preface for the SUITMA10 Conference proceedings Soils of Urban, Industrial, Traffic, Mining, and Military Areas (SUITMAs) are essential resources that deserve our attention for the sustainable management of anthropized environments // J. Soils Sediments. 2021. T. 21. № 5. C. 1907–1908

181. Kimpe C. R. De, Morel J. L. Urban soil management: A growing concern // Soil Sci. 2000. T. 165. № 1. C. 31–40

182. Köchy M., Hiederer R., Freibauer A. Global distribution of soil organic carbon – Part 1: Masses and frequency distributions of SOC stocks for the tropics, permafrost regions, wetlands, and the world // SOIL. 2015. T. 1. № 1.

183. Komarov A., Chertov O., Bykhovets S., Shaw C., Nadporozhskaya M., Frolov P., Shashkov M., Shanin V., Grabarnik P., Priputina I., Zubkova E.

Romul_Hum model of soil organic matter formation coupled with soil biota activity. I. Problem formulation, model description, and testing // Ecol. Modell. 2017. T. 345. C. 113–124

184. Korneykova M. V., Vasenev V. I., Nikitin D. A., Soshina A. S., Dolgikh A. V., Sotnikova Y. L. Urbanization affects soil microbiome profile distribution in the russian arctic region // Int. J. Environ. Res. Public Health. 2021. T. 18. № 21. C. 11665

185. Kovaleva N. O., Reshetnikova R. A., Kovalev I. V. Phosphorus in Cultural Layers and Soils of Urban Ecosystems // Moscow Univ. Soil Sci. Bull. 2021. T. 76. № 4.

186. Kovda V. A., Rozanov B. G. Evaluating last year’s congress of the international society of soil science // Environmental Conservation. 1987. T. 14. № 4. C. 368–369

187. Kowalska J., Mazurek R., Gąsiorek M., Setlak M., Zaleski T., Waroszewski J. Soil pollution indices conditioned by medieval metallurgical activity – A case study from Krakow (Poland) // Environ. Pollut. 2016. T. 218. C. 1023–1036

188. Kremenetskaya I., Tereshchenko S., Alekseeva S., Mosendz I., Slukovskaya M., Ivanova L., Mikhailova I. Vermiculite-lizardite ameliorants from mining waste // IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. 2019. T. 368. № 1. C. 012027

189. Kumar K., Hundal L. S. Soil in the City: Sustainably Improving Urban Soils // J. Environ. Qual. 2016. T. 45. № 1. C. 2-8

190. Kurganova I. N., Lopes de Gerenyu V. O., Khoroshaev D. A., Myakshina T. N., Sapronov D. V., Zhmurin V. A., Kudeyarov V. N. Analysis of the Long-Term Soil Respiration Dynamics in the Forest and Meadow Cenoses of the Prioksko-Terrasny Biosphere Reserve in the Perspective of Current Climate Trends // Eurasian Soil Sci. 2020. T. 53. № 10. C. 1421–1436

191. Kurganova I., Teepe R., Loftfield N. Influence of freeze-thaw events on

carbon dioxide emission from soils at different moisture and land use // Carbon Balance Manag. 2007. T. 2. № 1. C. 2

192. Kuzyakov Y. Sources of CO2 efflux from soil and review of partitioning methods // Soil Biol. Biochem. 2006. T. 38. № 3. C. 425–448

193. Kuzyakov Y., Bogomolova I., Glaser B. Biochar stability in soil: Decomposition during eight years and transformation as assessed by compound-specific 14C analysis // Soil Biol. Biochem. 2014. T. 70. C. 229–236.

194. Lal R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security // Science. 2004. T. 304. № 5677. C. 1623–1627

195. Leake J., Johnson D., Donnelly D., Muckle G., Boddy L., Read D. Networks of power and influence: The role of mycorrhizal mycelium in controlling plant communities and agroecosystem functioning // Canadian Journal of Botany. 2004. T. 82. №8. C. 1016–1045

196. Lebed-Sharlevich Y., Kulachkova S., Mozharova N. Generation, sink, and emission of greenhouse gases by urban soils at different stages of the floodplain development in Moscow // J. Soi. 2019. T. 19. № 8. C. 3204–3216.

197. Leguédois S., Séré G., Auclerc A., Cortet J., Huot H., Ouvrard S., Watteau F., Schwartz C., Morel J. L. Modelling pedogenesis of Technosols // Geoderma. 2016. T. 262. C. 199–212

198. Lehmann A., Stahr K. Nature and significance of anthropogenic urban soils // J. Soils Sediments. 2007. T. 7. № 4. C. 247–260

199. Lehtonen A., Linkosalo T., Peltoniemi M., Sievänen R., Mäkipää R., Tamminen P., Salemaa M., Nieminen T., Ťupek B., Heikkinen J., Komarov A. Soil carbon stock estimates in a nationwide inventory: evaluating performance of the ROMUL and Yasso07 models // Geosci. Model Dev. 2016. T. 9. № 11. C. 4169–4183

200. Lei J., Guo X., Zeng Y., Zhou J., Gao Q., Yang Y. Temporal changes in global soil respiration since 1987 // Nat. Commun. 2021. T. 12. № 1. C. 403

201. Li J., Song C., Cao L., Zhu F., Meng X., Wu J. Impacts of landscape structure on surface urban heat islands: A case study of Shanghai, China // Remote Sens. Environ. 2011. Т. 115 № 12. С. 3249–3263

202. Li X., Poon C. S., Liu P. S. Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong // Appl. Geochemistry. 2001. Т. 16. № 11–12. С. 1361–1368.

203. Li X., Zhou W., Ouyang Z. Forty years of urban expansion in Beijing: What is the relative importance of physical, socioeconomic, and neighborhood factors? // Appl. Geogr. 2013. Т. 38. № 1. С. 1–10

204. Liu L., Yang S. B. Characteristics and Sources of Black Carbon and Organic Carbon in Topsoil from Different Functional Zones of Beijing, China // Eurasian Soil Sci. 2021. Т. 54. № 6. С. 927–942

205. Lloyd J., Taylor J. A. On the Temperature Dependence of Soil Respiration // Funct. Ecol. 1994. Т. 8. № 3.

206. Lokoshchenko M. A. Urban Heat Island and Urban Dry Island in Moscow and Their Centennial Changes // J. Appl. Meteorol. Climatol. 2017. Т. 56. № 10. С. 2729–2745.

207. Lorenz K., Kandeler E. Biochemical characterization of urban soil profiles from Stuttgart, Germany // Soil Biol. Biochem. 2005. Т. 37. № 7. С. 1373–1385

208. Lorenz K., Kandeler E. Microbial biomass and activities in urban soils in two consecutive years // J. Plant Nutr. Soil Sci. 2006. Т. 169. № 6. С. 799–808

209. Lorenz K., Lal R. Biogeochemical C and N cycles in urban soils // Environ. Int. 2009. Т. 35. № 1. С. 1–8.

210. Lorenz K., Lal R. Managing soil carbon stocks to enhance the resilience of urban ecosystems // Carbon Manag. 2015. Т. 6. № 1–2. С. 35–50.

211. Lynn J., Peeva N. Communications in the IPCC's Sixth Assessment Report cycle // Clim. Change. 2021. Т. 169. № 1–2. С. 18

212. Madrid L., Diaz-Barrientos E., Ruiz-Cortés E., Reinoso R., Biasioli M., Davidson C. M., Duarte a C., Grcman H., Hossack I., Hursthouse a S., Kralj T., Ljung K., Otabbong E., Rodrigues S., Urquhart G. J., Ajmone-Marsan F. Variability in concentrations of potentially toxic elements in urban parks from six European cities. // J. Environ. Monit. 2006. T. 8. № 11. C. 1158–1165.

213. Mairura F. S., Mugendi D. N., Mwanje J. I., Ramisch J. J., Mbugua P. K., Chianu J. N. Integrating scientific and farmers' evaluation of soil quality indicators in Central Kenya // Geoderma. 2007. T. 139. № 1–2. C. 134–143

214. Martin M. P., Wattenbach M., Smith P., Meersmans J., Jolivet C., Boulonne L., Arrouays D. Spatial distribution of soil organic carbon stocks in France // Biogeosciences. 2011. T. 8. № 5. C. 1053–1065

215. Martynenko I. A., Maksimovich A. V., Meshalkina J. L., Stoorvogel J. J., Yaroslavtsev A. M. Influence of latitudinal zonality on some chemical properties of urban soils / Vasenev V. (Eds): Megacities 2050: Environmental Consequences of Urbanization. Springer Geography. 2018. C. 41-50

216. Martynenko I. A., Meshalkina J. L., Rappoport A. V., Shabarova T. V. Spatial heterogeneity of some soil properties of the botanical garden of Lomonosov Moscow State University / Vasenev V. (Eds): Urbanization: Challenge and Opportunity for Soil Functions and Ecosystem Services. Springer Geography. 2019. C. 185-194

217. Mažeika J., Blaževičius P., Stančikaité M., Kisieliené D. Dating of the cultural layers from Vilnius Lower Castle, East Lithuania: implications for chronological attribution and environmental history // Radiocarbon. 2009. T.51. №2. C. 515–528

218. Mazurek R., Kowalska J., Gasiorek M., Setlak M. Micromorphological and physico-chemical analyses of cultural layers in the urban soil of a medieval city - A case study from Krakow, Poland // Catena. 2016. T. 141. C. 73–84.

219. McBratney A. B., Mendonça Santos M. L., Minasny B. On digital soil

mapping // Geoderma. 2003. T. 117. №1-2. C. 3-52

220. McKinney M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization // Biol. Conserv. 2006. T. 127. № 3. C. 247–260.

221. Mikhailova E. A., Zurqani H. A., Post C. J., Schlautman M. A., Post G. C., Lin L., Hao Z. Soil carbon regulating ecosystem services in the state of South Carolina, USA // Land. 2021. T. 10. № 3. C. 674–695

222. Mikhaylova I., Slukovskaya M., Mosendz I., Kremenetskaya I., Karavayeva E., Drogobuzhskaya S. Application of silicon-contained mining wastes in Urban greening / Vasenev V. (Eds): Green Technologies and Infrastructure to Enhance Urban Ecosystem Services Springer Geography. 2019. C. 145-152

223. Minasny B., Malone B. P., McBratney A. B., Angers D. A., Arrouays D., Chambers A., Chaplot V., Chen Z. S., Cheng K., Das B. S., Field D. J., Gimona A., Hedley C. B., Hong S. Y., Mandal B., Marchant B. P., Martin M., McConkey B. G., Mulder V. L., O'Rourke S., Richer-de-Forges A. C., Odeh I., Padarian J., Paustian K., Pan G., Poggio L., Savin I., Stolbovoy V., Stockmann U., Sulaeman Y., Tsui C. C., Vågen T. G., Wesemael B. van, Winowiecki L. Soil carbon 4 per mille // Geoderma. 2017. T. 292. C. 59–86

224. Minasny B., McBratney A. B. Digital soil mapping: A brief history and some lessons // Geoderma. 2016. T. 264. C. 301–311.

225. Minasny B., McBratney A. B., Malone B. P., Wheeler I. Digital Mapping of Soil Carbon // Advances in Agronomy. 2013. T. 118. C. 1-47

226. Mishra U., Lal R., Liu D., Meirvenne M. Van. Predicting the Spatial Variation of the Soil Organic Carbon Pool at a Regional Scale // Soil Sci. Soc. Am. J. 2010. T. 74. № 3. C. 906–914

227. Morel J. L., Charzyński P., Shaw R. K., Zhang G. The seventh SUITMA conference held in Toruń, Poland, September 2013 // J. Soils Sediments. 2015. T. 15. № 8. C. 1657–1658

228. Morel J. L., Chenu C., Lorenz K. Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs) // J. Soils Sediments. 2014. T. 15. № 8. C. 1659–1666.

229. Morel J. L., Heinrich A. B. SUITMA-soils in urban, industrial, traffic, mining and military areas: An interdisciplinary working group of the “International Union of Soil Science” (IUSS) dedicated to soils strongly modified by human activities // J. Soils Sediments. 2008. T. 8. № 4. C. 206–207.

230. Moyano F. E., Kutsch W. L., Rebmann C. Soil respiration fluxes in relation to photosynthetic activity in broad-leaf and needle-leaf forest stands // Agric. For. Meteorol. 2008. T. 148. № 1. C. 135–143

231. Müller K., Steinmeier C., Küchler M. Urban growth along motorways in Switzerland // Landsc. Urban Plan. 2010. T. 98. № 1. C. 3–12

232. Nachtergaele F., Velthuizen H. van, Verelst L., Batjes N., Dijkshoorn K., Engelen V. van, Fischer G., Jones A., Montanarella L., Petri M., Prieler S., Shi X., Teixeira E., Wiberg D. Harmonized World Soil Database Version 1.2. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). // 19th World Congr. Soil Sci. Soil Solut. a Chang. World. 2012.

233. Nematollahi M. J., Keshavarzi B., Mohit F., Moore F., Busquets R. Microplastic occurrence in urban and industrial soils of Ahvaz metropolis: A city with a sustained record of air pollution // Sci. Total Environ. 2022. T. 819. C. 152051

234. Nikiforova E. M., Kasimov N. S., Kosheleva N. E. Long-term dynamics of anthropogenic solonetzicity in soils of the Eastern okrug of Moscow under the impact of deicing salts // Eurasian Soil Sci. 2017. T. 50. № 1. C. 84–94

235. Nortcliff S. Standardisation of soil quality attributes // Agriculture, Ecosystems and Environment. 2002. T. 88. № 2. C. 161–168

236. Ondoño S., Bastida F., Moreno J. L. Microbiological and biochemical properties of artificial substrates: A preliminary study of its application as Technosols

or as a basis in Green Roof Systems // Ecol. Eng. 2014. T. 70. C. 189–199

237. Pataki D. E., Alig R. J., Fung A. S., Golubiewski N. E., Kennedy C. A., Mcpherson E. G., Nowak D. J., Pouyat R. V., Lankao P. R. Urban ecosystems and the North American carbon cycle // Glob. Chang. Biol. 2006. T. 12. № 11. C. 2092–2102

238. Pickett S. T. A., Cadenasso M. L., Grove J. M., Boone C. G., Groffman P. M., Irwin E., Kaushal S. S., Marshall V., Mcgrath B. P., Nilon C. H., Pouyat R. V, Szlavecz K., Troy A., Warren P. Urban ecological systems : Scienti fi c foundations and a decade of progress // J. Environ. Manage. 2011. T. 92. № 3. C. 331–362.

239. Pickett S. T. A., Cadenasso M. L., Grove J. M., Groffman P. M., Band L. E., Boone C. G., Burch W. R., Grimmond C. S. B., Hom J., Jenkins J. C., Law N. L., Nilon C. H., Pouyat R. V., Szlavecz K., Warren P. S., Wilson M. A. Beyond urban legends: An emerging framework of urban ecology, as illustrated by the Baltimore ecosystem study // Bioscience. 2008. T. 58. № 2. C. 139–150

240. Piotrowska-Długosz A., Charzyński P. The impact of the soil sealing degree on microbial biomass, enzymatic activity, and physicochemical properties in the Ekranic Technosols of Toruń (Poland) // J. Soils Sediments. 2014. T. 15. № 1. C. 47–59.

241. Poggio L., Sousa L. M. De, Batjes N. H., Heuvelink G. B. M., Kempen B., Ribeiro E., Rossiter D. SoilGrids 2.0: Producing soil information for the globe with quantified spatial uncertainty // SOIL. 2021. T. 7. № 1. C. 217–240

242. Polyakov V., Petrova A., Kozlov A., Abakumov E. Toxicological state and chemical properties of soils in urbanized ecosystems of Murmansk // Czech Polar Reports. 2018. T. 8. № 2. C. 230–242

243. Pouyat R. V., Yesilonis I. D., Dombos M., Szlavecz K., Setälä H., Cilliers S., Hornung E., Kotze D. J., Yarwood S. A Global Comparison of Surface Soil Characteristics Across Five Cities // Soil Sci. 2015. T. 180. № 4. C. 1.

244. Pouyat R. V, Yesilonis I. D., Nowak D. J. Carbon storage by urban soils

in the United States // J. Environ. Qual. 2006. T. 35. № 4. C. 1566–1575.

245. Privezentseva S. V., Tesler K. I. Features of public transport availability organization for big cities (on the example of “New Moscow”) // Vestn. MGSU. 2015. № 6.

246. Prokof’eva T., Shishkov V., Kiriushin A. Calcium carbonate accumulations in Technosols of Moscow city // J. Soils Sediments. 2021. T. 21. № 5. C. 2049–2058

247. Prokof’eva T. V., Kiryushin A. V., Shishkov V. A., Ivannikov F. A. The importance of dust material in urban soil formation: the experience on study of two young Technosols on dust depositions // J. Soils Sediments. 2017. T. 17. № 2. C. 515–524.

248. Prokof’eva T. V., Rozanova M. S., Kiriushin A. V. The technosols on 60–70 year-old technogenic deposits of the Lomonosov Moscow state university campus / Vasenev V. (Eds): Urbanization: Challenge and Opportunity for Soil Functions and Ecosystem Services. 2019. C. 31-41

249. Puskás I., Farsang A. Diagnostic indicators for characterizing urban soils of Szeged, Hungary // Geoderma. 2009. T. 148. № 3–4. C. 267–281

250. Qian Y., Follett R. F., Kimble J. M. Soil organic carbon input from urban turfgrasses // Soil Sci. Soc. Am. J. 2010. T. 74. № 2. C. 366–371.

251. Qian Y. L., Bandaranayake W., Parton W. J., Mecham B., Harivandi M. A., Mosier A. R. Long-Term Effects of Clipping and Nitrogen Management in Turfgrass on Soil Organic Carbon and Nitrogen Dynamics: The CENTURY Model Simulation // J Env. Qual. 2003. T. 32. № 5. C. 1694–1700

252. Raciti S. M., Groffman P. M., Jenkins J. C., Pouyat R. V., Fahey T. J., Pickett S. T. A., Cadenasso M. L. Accumulation of Carbon and Nitrogen in Residential Soils with Different Land-Use Histories // Ecosystems. 2011. T. 14. № 2. C. 287–297.

253. Raciti S. M., Hutyra L. R., Finzi A. C. Depleted soil carbon and nitrogen

pools beneath impervious surfaces // Environ. Pollut. 2012. T. 164. C. 248–251.

254. Raich J. W., Potter C. S., Bhagawati D. Interannual variability in global soil respiration, 1980-94 // Glob. Chang. Biol. 2002. T. 8. № 8. C. 800–812

255. Raich J. W., Schlesinger W. H. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate // Tellus B. 1992. T. 44. № 2. C. 81–99

256. Reichstein M., Falge E., Baldocchi D., Papale D., Aubinet M., Berbigier P., Bernhofer C., Buchmann N., Gilmanov T., Granier A., Grünwald T., Havránková K., Ilvesniemi H., Janous D., Knohl A., Laurila T., Lohila A., Loustau D., Matteucci G., Meyers T., Miglietta F., Ourcival J. M., Pumpanen J., Rambal S., Rotenberg E., Sanz M., Tenhunen J., Seufert G., Vaccari F., Vesala T., Yakir D., Valentini R. On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: Review and improved algorithm // Glob. Chang. Biol. 2005. T. 11. № 9. C. 1424–1439

257. Reilly M. K., O’Mara M. P., Seto K. C. From Bangalore to the Bay Area: Comparing transportation and activity accessibility as drivers of urban growth // Landsc. Urban Plan. 2009. T. 92. № 1. C. 24–33

258. Richter S., Haase D., Thestorf K., Makki M. Carbon Pools of Berlin, Germany: Organic Carbon in Soils and Aboveground in Trees // Urban For. Urban Green. 2020. T. 54. C. 126777.

259. Rillig M. C., Leifheit E., Lehmann J. Microplastic effects on carbon cycling processes in soils // PLoS Biol. 2021. T. 19. № 3. C. e3001130

260. Rivin G. S., Rozinkina I. A., Vil’fand R. M., Alferov D. Y., Astakhova E. D., Blinov D. V., Bundel’ A. Y., Kazakova E. V., Kirsanov A. A., Nikitin M. A., Perov V. L., Surkova G. V., Revokatova A. P., Shatunova M. V., Chumakov M. M. The COSMO-Ru system of nonhydrostatic mesoscale short-range weather forecasting of the Hydrometcenter of Russia: The second stage of implementation and development // Russ. Meteorol. Hydrol. 2015. T. 40. № 6. C. 400–410.

261. Rivin G. S., Rozinkina I. A., Vil’fand R. M., Kiktev D. B., Tudrii K. O., Blinov D. V., Varentsov M. I., Zakharchenko D. I., Samsonov T. E., Repina I. A., Artamonov A. Y. Development of the High-resolution Operational System for Numerical Prediction of Weather and Severe Weather Events for the Moscow Region // Russ. Meteorol. Hydrol. 2020. T. 45. № 7. C. 455–465.

262. Rizwan A. M., Dennis L. Y. C., Liu C. A review on the generation, determination and mitigation of Urban Heat Island // J. Environ. Sci. 2008. T. 20. № 1. C. 120–128

263. Rockel B., Will A., Hense A. The regional climate model COSMO-CLM (CCLM) // Meteorol. Zeitschrift. 2008. T. 17. № 4. C. 347–348.

264. Romanenkov V. A., Smith J. U., Smith P., Sirotenko O. D., Rukhovitch D. I., Romanenko I. A. Soil organic carbon dynamics of croplands in European Russia: Estimates from the “model of humus balance” // Reg. Environ. Chang. 2007. T. 7. № 2. C. 93–104

265. Romzaykina O. N., Vasenev V. I., Andrianova D., Neaman A., Gosse D. D. The Effect of Sealing on Soil Carbon Stocks in New Moscow / V. Vasenev (Eds): Green Technologies and Infrastructure to Enhance Urban Ecosystem Services. Springer Geography. 2020a. C. 29–36.

266. Romzaykina O. N., Vasenev V. I., Khakimova R. R., Hajiaghayeva R., Stoorvogel J. J., Dovletyarova E. A. Spatial variability of soil properties in the urban park before and after reconstruction // Soil Environ. 2017. T. 36. № 2. C. 155–165

267. Romzaykina O. N., Vasenev V. I., Paltseva A., Kuzyakov Y. V., Neaman A., Dovletyarova E. A. Assessing and mapping urban soils as geochemical barriers for contamination by heavy metal(loid)s in Moscow megapolis // J. Environ. Qual. 2021. T. 50. № 1. C. 22–37

268. Romzaykina O., Vasenev V., Andrianova D., Neaman A., Gosse D. The Effect of Sealing on Soil Carbon Stocks in New Moscow / Vasenev V. (Eds): Green Technologies and Infrastructure to Enhance Urban Ecosystem Services. Springer

Geography. 2020b. C. 29-36

269. Rossiter D. ALES: a microcomputer program to assist in land evaluation // L. Qual. Sp. time. Proc. ISSS Symp. Wageningen. 1989.

270. Rossiter D. G. ALES: a framework for land evaluation using a microcomputer // Soil Use Manag. 1990. T. 6. № 1.

271. Rossiter D. G. Classification of Urban and Industrial Soils in the World Reference Base for Soil Resources // J. Soils Sediments. 2007. T. 7. № 2. C. 96–100.

272. Rubel F., Kottek M. Observed and projected climate shifts 1901-2100 depicted by world maps of the Köppen-Geiger climate classification // Meteorol. Zeitschrift. 2010. T. 19. № 2. C. 135–141.

273. Saksa M., Sobocká J., Szatmári D., Kopecká M., Feranec J. Urban soil mapping and classification in the example of cities: Bratislava, Trnava and Žilina // Geogr. Cas. 2021. T. 73. № 3.

274. Samsonov T. E., Varentsov M. I. Computation of City-descriptive Parameters for High-resolution Numerical Weather Prediction in Moscow Megacity in the Framework of the COSMO Model // Russ. Meteorol. Hydrol. 2020. T. 45. № 7. C. 515–521.

275. Sarah P., Zhevelev H. M., Oz A. Urban Park Soil and Vegetation: Effects of Natural and Anthropogenic Factors // Pedosphere. 2015. T. 25. № 3. C. 392-404

276. Sarzhanov D. A., Vasenev V. I., Vasenev I. I., Sotnikova Y. L., Ryzhkov O. V., Morin T. Carbon stocks and CO_2 emissions of urban and natural soils in Central Chernozemic region of Russia // Catena. 2017. T. 158. C. 131-140

277. Schaldach R., Alcamo J. Simulating the effects of urbanization, afforestation and cropland abandonment on a regional carbon balance: A case study for Central Germany // Reg. Environ. Chang. 2007. T. 7. № 3. C. 137–148.

278. Schepaschenko D. G., Mukhortova L. V., Shvidenko A. Z., Vedrova E. F. The pool of organic carbon in the soils of Russia // Eurasian Soil Sci. 2013. T. 46. №

2. C. 107-116

279. Schifman L. A., Prues A., Gilkey K., Shuster W. D. Realizing the opportunities of black carbon in urban soils: Implications for water quality management with green infrastructure // Sci. Total Environ. 2018. T. 644. C. 1027-1035

280. Schlesinger W. H., Andrews J. A. Soil respiration and the global carbon cycle // Biogeochemistry. 2000. T. 48. № 1. C. 7-20

281. Schneider A., Friedl M. A., Potere D. A new map of global urban extent from MODIS satellite data // Environ. Res. Lett. 2009. T. 4. № 4. C. 044003.

282. Schulp C. J. E., Verburg P. H. Effect of land use history and site factors on spatial variation of soil organic carbon across a physiographic region // Agric. Ecosyst. Environ. 2009. T. 133. № 1–2. C. 86–97.

283. Schulz J., Vogel G. Improving the Processes in the Land Surface Scheme TERRA: Bare Soil Evaporation and Skin Temperature // Atmosphere (Basel). 2020. T. 11. № 5. C. 513.

284. Schulze E. D. Biological control of the terrestrial carbon sink // Biogeosciences. 2006. T. 3. № 2. C. 147-166

285. Selhorst A. L., Lal R. Carbon budgeting in golf course soils of Central Ohio // Urban Ecosyst. 2011. T. 14. № 4. C. 771–781.

286. Selhorst A., Lal R. Net carbon sequestration potential and emissions in home lawn turfgrasses of the United States // Environ. Manage. 2013. T. 51. № 1. C. 198–208.

287. Séré G., Schwartz C., Ouvrard S., Renat J. C., Watteau F., Villemin G., Morel J. L. Early pedogenic evolution of constructed Technosols // J. Soils Sediments. 2010. T. 10. № 7. C. 1246-1254

288. Séré G., Schwartz C., Ouvrard S., Sauvage C., Renat J. C., Morel J. L. Soil construction: A step for ecological reclamation of derelict lands // J. Soils

Sediments. 2008. T. 8. № 2. C. 130-136

289. Seto K. C., Fragkias M., Güneralp B., Reilly M. K. A meta-analysis of global urban land expansion // PLoS One. 2011. T. 6. № 8.

290. Shahbaz M., Kuzyakov Y., Sanaullah M., Heitkamp F., Zelenev V., Kumar A., Blagodatskaya E. Microbial decomposition of soil organic matter is mediated by quality and quantity of crop residues: mechanisms and thresholds // Biol. Fertil. Soils. 2017. T. 53. № 3. C. 287-301

291. Shangguan W., Dai Y., Duan Q., Liu B., Yuan H. A global soil data set for earth system modeling // J. Adv. Model. Earth Syst. 2014. T. 6. № 1. C. 249-263

292. Sharma R. C., Tateishi R., Hara K., Gharechelou S., Iizuka K. Global mapping of urban built-up areas of year 2014 by combining MODIS multispectral data with VIIRS nighttime light data // Int. J. Digit. Earth. 2016. T. 9. № 10. C. 1004–1020.

293. Shaw R. K. Soils in urban areas: Characterization, management, challenges // Soil Sci. 2015. T. 180. № 4–5. C. 135-135

294. Shepherd K. D., Ferguson R., Hoover D., Egmond F. van, Sanderman J., Ge Y. A global soil spectral calibration library and estimation service // Soil Secur. 2022. T. 7.

295. Shi X., Song J., Wang H., Lv X., Zhu Y., Zhang W., Bu W., Zeng L. Improving soil organic matter estimation accuracy by combining optimal spectral preprocessing and feature selection methods based on pXRF and vis-NIR data fusion // Geoderma. 2023. T. 430.

296. Six J., Frey S. D., Thiet R. K., Batten K. M. Bacterial and Fungal Contributions to Carbon Sequestration in Agroecosystems // Soil Sci. Soc. Am. J. 2006. T. 70. № 2. C. 555-569

297. Skariyachan S., Megha M., Kini M. N. iranjan, Mukund K. M. anali, Rizvi A., Vasist K. Selection and screening of microbial consortia for efficient and ecofriendly degradation of plastic garbage collected from urban and rural areas of

Bangalore, India // Environ. Monit. Assess. 2015. Т. 187. № 1. С. 4174

298. Slukovskaya M. V., Vasenev V. I., Ivashchenko K. V., Dolgikh A. V., Novikov A. I., Kremenetskaya I. P., Ivanova L. A., Gubin S. V. Organic matter accumulation by alkaline-constructed soils in heavily metal-polluted area of Subarctic zone // J. Soils Sediments. 2020. Т. 21. № 5. С. 2071-2088

299. Slukovskaya M. V., Vasenev V. I., Ivashchenko K. V., Morev D. V., Drogobuzhskaya S. V., Ivanova L. A., Kremenetskaya I. P. Technosols on mining wastes in the subarctic: Efficiency of remediation under Cu-Ni atmospheric pollution // Int. Soil Water Conserv. Res. 2019. Т. 7. № 3. С. 297-307

300. Smagin A. V., Sadovnikova N. B., Vasenev V. I., Smagina M. V. Biodegradation of some organic materials in soils and soil constructions: Experiments, modeling and prevention // Materials (Basel). 2018. Т. 11. № 10. С. 1–22.

301. Sobocká J. Súčasný stav poznania a hodnotenia antropogénnych pôd na Slovensku // Rostl. Vyroba. 1999. Т. 45. № 5.

302. Sobocká J., Saksa M., Szatmári D., Feranec J., Kopecká M. A complexity related to mapping and classification of Urban soils (a case study of Bratislava city, Slovakia) // Soil Sci. Annu. 2020. Т. 71. № 4. С. 321-333

303. Stockmann U., Adams M. A., Crawford J. W., Field D. J., Henakaarchchi N., Jenkins M., Minasny B., McBratney A. B., Courcelles V. de R. de, Singh K., Wheeler I., Abbott L., Angers D. A., Baldock J., Bird M., Brookes P. C., Chenu C., Jastrow J. D., Lal R., Lehmann J., O’Donnell A. G., Parton W. J., Whitehead D., Zimmermann M. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon // Agric. Ecosyst. Environ. 2013. Т. 164. С. 80–99

304. Stone D., Ritz K., Griffiths B. G., Orgiazzi A., Creamer R. E. Selection of biological indicators appropriate for European soil monitoring // Appl. Soil Ecol. 2016. Т. 97. С. 12–22

305. Stoorvogel J. J., Bakkenes M., Temme A. J. A. M., Batjes N. H., Brink B.

J. E. ten. S-World: A Global Soil Map for Environmental Modelling // L. Degrad. Dev. 2017. T. 28. № 1. C. 22–33

306. Stoorvogel J. J., Fresco L. O. Quantification of land-use dynamics: An illustration from Costa Rica // L. Degrad. Dev. 1996. T. 7. № 2. C. 121–131

307. Stoorvogel J. J., Manen I. van, Vasenev V. I. Modelling and mapping urban soils / Vasenev V. (Eds): Megacities 2050: Environmental Consequences of Urbanization. Springer Geography. 2018. C. 36-40

308. Stoorvogel J. J., Mulder V. L. A comparison, validation, and evaluation of the s-world global soil property database // Land. 2021. T. 10. № 5. C. 544

309. Suleymanov A. R., Suleymanov R. R., Abakumov E. V., Nigmatullin A. F., Khamidullin R. A. Soil-Ecological Assessment of the M.I. Kalinin Park Ufa City, Russia / V. Vasenev (Eds): Green Technologies and Infrastructure to Enhance Urban Ecosystem Services. Springer Geography. 2020. C. 18-28

310. Sun J., Zhang L. H., Peng C. L., Peng Z. R., Xu M. CA-based urban land use prediction model: A case study on orange county, Florida, U. S. // Jiaotong Yunshu Xitong Gongcheng Yu Xinxi/Journal Transp. Syst. Eng. Inf. Technol. 2012. T. 12. № 6.

311. Sun Q., Fang H. L., Liang J., Qian X. W., Liu M. Da, Zhang Q. F., Hao R. J., Hao G. J. Soil respiration characteristics of typical urban lawns in Shanghai // Chinese J. Ecol. 2009. T. 28. № 8. C. 1572–1578

312. Sushko S., Ananyeva N., Ivashchenko K., Vasenev V., Kudeyarov V. Soil CO_2 emission, microbial biomass, and microbial respiration of woody and grassy areas in Moscow (Russia) // J. Soils Sediments. 2019. T. 19. № 8. C. 3217–3225

313. Svirejeva-hopkins A., Schellnhuber H. J., Pomaz V. L. Urbanised territories as a specific component of the Global Carbon Cycle // 2004. T. 173. C. 295–312.

314. Swift R. S. Sequestration of carbon by soil // Soil Sci. 2001. T. 166. № 11.

315. Tao Y., Li F., Wang R., Zhao D. Effects of land use and cover change on terrestrial carbon stocks in urbanized areas: A study from Changzhou, China // J. Clean. Prod. 2015. T. 103. C. 651–657.

316. Teixeira da Silva R., Fleskens L., Delden H. van, Ploeg M. van der. Incorporating soil ecosystem services into urban planning: status, challenges and opportunities // Landsc. Ecol. 2018. T. 33. № 7. C. 1087-1102

317. Trammell T. L. E., Pataki D. E., Pouyat R. V., Groffman P. M., Rosier C., Bettez N., Cavender-Bares J., Grove M. J., Hall S. J., Heffernan J., Hobbie S. E., Morse J. L., Neill C., Steele M. Urban soil carbon and nitrogen converge at a continental scale // Ecol. Monogr. 2020. T. 90. № 2.

318. Trasar-Cepeda C., Leirós C., Gil-Sotres F., Seoane S. Towards a biochemical quality index for soils: An expression relating several biological and biochemical properties // Biol. Fertil. Soils. 1997. T. 26. № 2. C. 100-106

319. Ulrich S., Willaredt M., Nehls T., Schaik L. van. Do earthworms (D. veneta) influence plant-available water in technogenic soil-like substrate from bricks and compost? // J. Soils Sediments. 2021. T. 21. № 5. C/ 2013-2024

320. Varentsov M., Samsonov T., Demuzere M. Impact of Urban Canopy Parameters on a Megacity's Modelled Thermal Environment // Atmosphere (Basel). 2020. T. 11. № 12. C. 1349.

321. Vasenev I. I., Avilova A. A., Tikhonova M. V., Ermakov S. J. Assessment of Within-Forest Variability in Albeluvisol Quality in an Urban Forest Ecosystem for the Northern Part of the Moscow Megalopolis / V. Vasenev (Eds): Green Technologies and Infrastructure to Enhance Urban Ecosystem Services. Springer Geography. 2020.

322. Vasenev V. I., Anan'eva N. D., Ivashchenko K. V. The effect of pollutants (heavy metals and diesel fuel) on the respiratory activity of constructozems (artificial soils) // Russ. J. Ecol. 2013. T. 44. № 6. C. 475–483.

323. Vasenev V. I., Castaldi S., Vizirskaya M. M., Ananyeva N. D.,

Shchepeleva A. S., Mazirov I. M., Ivashchenko K. V., Valentini R., Vasenev I. I. Urban soil respiration and its autotrophic and heterotrophic components compared to adjacent forest and cropland within the moscow megapolis / Vasenev V. (Eds): Megacities 2050: Environmental Consequences of Urbanization. Springer Geography. 2018a.

324. Vasenev V. I., Morel J. L., Nehls T., Shaw R. K., Kim K. J., Hajiaghayeva R. A. Preface // J. Soils Sediments. 2019a. T. 19. № 8.

325. Vasenev V. I., Oudenhoven A. P. E. Van, Romzaykina O. N., Hajiaghaeva R. A. The Ecological Functions and Ecosystem Services of Urban and Technogenic Soils: from Theory to Practice (A Review) // Eurasian Soil Sci. 2018b. T. 51. № 10. C. 1119-1132

326. Vasenev V. I., Prokof’eva T. V., Makarov O. A. The development of approaches to assess the soil organic carbon pools in megapolises and small settlements // Eurasian Soil Sci. 2013. T. 46. № 6. C. 685-696

327. Vasenev V. I., Smagin A. V., Ananyeva N. D., Ivashchenko K. V., Gavrilenko E. G., Prokofeva T. V., Paltseva A., Stoorvogel J. J., Gosse D. D., Valentini R. Urban soil’s functions: Monitoring, assessment, and management / Adaptive Soil Management: From Theory to Practices. 2017a. CRC Press. Boca Raton

328. Vasenev V. I., Stoorvogel J. J., Dolgikh A. V., Ananyeva N. D., Ivashchenko K. V., Valentini R. Changes in soil organic carbon stocks by urbanization / Urban Soils. 2017b.

329. Vasenev V. I., Stoorvogel J. J., Leemans R., Valentini R., Hajiaghayeva R. A. Projection of urban expansion and related changes in soil carbon stocks in the Moscow Region // J. Clean. Prod. 2018c. T. 170. C. 902-914

330. Vasenev V. I., Stoorvogel J. J., Vasenev I. I. Urban soil organic carbon and its spatial heterogeneity in comparison with natural and agricultural areas in the moscow region // Catena. 2013. T. 107. C. 96-102

331. Vasenev V. I., Stoorvogel J. J., Vasenev I. I., Valentini R. How to map

soil organic carbon stocks in highly urbanized regions? // Geoderma. 2014a. T. 226–227. № 1. C. 103–115.

332. Vasenev V. I., Yaroslavtsev A. M., Vasenev I. I., Demina S. A., Dovltetyarova E. A. Land-use change in new moscow: First outcomes after five years of urbanization // Geogr. Environ. Sustain. 2019b. T. 12. № 4.

333. Vasenev V., Kuzyakov Y. Urban soils as hot spots of anthropogenic carbon accumulation: Review of stocks, mechanisms and driving factors // L. Degrad. Dev. 2018. T. 29. №6. C. 1607-1622

334. Vasenev V., Varentsov M., Konstantinov P., Romzaykina O., Kanareykina I., Dvornikov Y., Manukyan V. Projecting urban heat island effect on the spatial-temporal variation of microbial respiration in urban soils of Moscow megalopolis // Sci. Total Environ. 2021. T. 786.

335. Verburg P. H., Soepboer W., Veldkamp A., Limpiada R., Espaldon V., Mastura S. S. A. Modeling the spatial dynamics of regional land use: The CLUE-S model // Environ. Manage. 2002. T. 30. № 3. C. 391-405

336. Vialle A., Giampieri M. Mapping urbanization as an anthropedogenetic process: A section through the times of urban soils // Urban Plan. 2020. T. 5. № 2. C. 262-279

337. Villa P., Scalenghe R., Malucelli F. Anthropogenic carbon stocks analysis in sparsely urbanized areas using remote sensing: A case study // Joint Urban Remote Sensing Event 2013, JURSE 2013. , 2013.

338. Viscarra Rossel R. A., Lobsey C. R., Sharman C., Flick P., McLachlan G. Novel Proximal Sensing for Monitoring Soil Organic C Stocks and Condition // Environ. Sci. Technol. 2017. T. 51. № 10. C. 5630-5641

339. Voogt J. A., Oke T. R. Thermal remote sensing of urban climates // Remote Sens. Environ. 2003. T. 86. № 3. C. 370-384

340. Wang X., Yang J. Y., Yu Y. C., Hou W. J., Hou Y., Yu J., Wang R. H.

Concentration and sources of black carbon in urban forest soils in different functional areas of Nanjing, China // Shengtai Xuebao/ Acta Ecol. Sin. 2016. Т. 36. № 3.

341. Washbourne C. L., Renforth P., Manning D. A. C. Investigating carbonate formation in urban soils as a method for capture and storage of atmospheric carbon // Sci. Total Environ. 2012. Т. 431. С. 166–175.

342. Wei Z., Wu S., Yan X., Zhou S. Density and stability of soil organic carbon beneath impervious surfaces in Urban Areas // PLoS One. 2014. Т. 9. № 10. С. 1–7.

343. Weissert L. F., Salmond J. A., Schwendenmann L. Variability of soil organic carbon stocks and soil CO2 efflux across urban land use and soil cover types // Geoderma. 2016. Т. 271. С. 80–90.

344. Whittaker R. H., Woodwell G. M. Structure, Production and Diversity of the Oak-Pine Forest at Brookhaven, New York // J. Ecol. 1969. Т. 57. № 1.

345. Wouters H., Demuzere M., Blahak U., Fortuniak K., Maiheu B., Camps J., Tielemans D., Lipzig N. P. M. van. The efficient urban canopy dependency parametrization (SURY) v1.0 for atmospheric modelling: description and application with the COSMO-CLM model for a Belgian summer // Geosci. Model Dev. 2016. Т. 9. № 9. С. 3027–3054.

346. Wouters H., Demuzere M., Ridder K. De, Lipzig N. P. M. Van. The impact of impervious water-storage parametrization on urban climate modelling // Urban Clim. 2015. Т. 11. С. 24–50.

347. Wu K. Y., Zhang H. Land use dynamics, built-up land expansion patterns, and driving forces analysis of the fast-growing Hangzhou metropolitan area, eastern China (1978-2008) // Appl. Geogr. 2012. Т. 34. С. 137-145

348. Yabannavar A., Bartha R. Biodegradability of some food packaging materials in soil // Soil Biol. Biochem. 1993. Т. 25. № 11. С. 1469–1475.

349. Yang J.-L., Zhang G.-L. Formation, characteristics and eco-

environmental implications of urban soils – A review // Soil Sci. Plant Nutr. 2016. T. 61. № 1. C. 30–46.

350. Yang J. L., Yuan D. G., Zhao Y. G., He Y., Zhang G. L. Stoichiometric relations of C, N, and P in urban top soils in Nanjing, China, and their biogeochemical implications // J. Soils Sediments. 2021. T. 21. № 5. C. 2154-2164

351. Yang J., Yu F., Yu Y., Zhang J., Wang R., Srinivasulu M., Vasenev V. I. Characterization, source apportionment, and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soil of Nanjing, China // J. Soils Sediments. 2017. T. 17. № 4. C. 1116-1125

352. Ye Y., Zhang H., Liu K., Wu Q. Research on the influence of site factors on the expansion of construction land in the Pearl River Delta, China: By using GIS and remote sensing // Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf. 2013. T. 21. № 1. C. 366-373

353. Yuan H., Dai Y., Xiao Z., Ji D., Shangguan W. Reprocessing the MODIS Leaf Area Index products for land surface and climate modelling // Remote Sens. Environ. 2011. T. 115. № 5. C. 1171-1187

354. Zakharikhina L. V., Malyukova L. S., Ryndin A. V. Genesis and geochemistry of the soils of urban landscapes of the Black Sea coast of Russia // Catena. 2022. T. 210.

355. Zamanian K., Pustovoytov K., Kuzyakov Y. Pedogenic carbonates: Forms and formation processes // Earth-Science Rev. 2016. T. 157. C. 1–17.

356. Zang H., Wang J., Kuzyakov Y. N fertilization decreases soil organic matter decomposition in the rhizosphere // Appl. Soil Ecol. 2016. T. 108. C. 47-53

357. Zhang G. L., Yang F. G., Zhao Y. G., Zhao W. J., Yang J. L., Gong Z. T. Historical change of heavy metals in urban soils of Nanjing, China during the past 20 centuries // Environ. Int. 2005a. T. 31. № 6. C. 913-919

358. Zhang M. K., Ke Z. X. Heavy metals, phosphorus and some other elements in urban soils of Hangzhou City, China // Pedosphere. 2004. T. 14. № 2. C.

177-185.

359. Zhang X., Tan M., Chen J., Sun Y. Impact of land use change on soil resources in the peri-urban area of Suzhou city // J. Geogr. Sci. 2005b. Т. 15. № 1.

360. Zhao S., Zhu C., Zhou D., Huang D., Werner J. Organic carbon storage in China's urban areas. // PLoS ONE [Electronic Resour. 2013. Т. 8. № 8. С. e71975

361. Zhu Q., Lin H. S. Comparing ordinary kriging and regression kriging for soil properties in contrasting landscapes // Pedosphere. 2010. Т. 20. № 5. С. 594–606.

362. Zielhofer C., Recio Espejo J. M., Núnez Granados M. A., Faust D. Durations of soil formation and soil development indices in a Holocene Mediterranean floodplain // Quat. Int. 2009. Т. 209. № 1–2. С. 44–65.

363. Zirkle G., Lal R., Augustin B. Modeling carbon sequestration in home lawns // HortScience. 2011. Т. 46. № 5. С. 808–814.

364. Zwetsloot M. J., Bongiorno G., Barel J. M., Lonardo D. P. di, Creamer R. E. A flexible selection tool for the inclusion of soil biology methods in the assessment of soil multifunctionality // Soil Biol. Biochem. 2022. Т. 166.

365. Абакумов Е. В., Алексеев И. И. Ш. Г. А. Состояние почвенного покрова ЯНАО : разнообразие , морфология , химизм и антропогенная трансформация // Научный вестник Ямало-Ненецкого автономного округа. 2017. Т. 3. С. 4–7.

366. Александровский Л. , Лапшин В. А., Григорьева Н. В., Александровская Е. И. С. В. В. Почвообразование на территории Старой Ладоги в Неолите и раннем средневековье // Записки Института истории материальной культуры. 2018. Т. 18. С. 99–104.

367. Ананьева Н. Д., Сусьян Е. А., Гавриленко Е. Г. Особенности определения углерода микробной биомассы почвы методом субстрат индуцированного дыхания // Почвоведение. 2011. Т. 11. С. 1327-1333.

368. Антонов Е. В., Махрова А.Г. Крупнейшие городские агломерации и

формы расселения надагломерационного уровня в России // ИЗВЕСТИЯ РАН. СЕРИЯ ГЕОГРАФИЧЕСКАЯ. 2019. Т. 2019. № 4. С. 31–45.

369. Апарин Б. Ф., Сухачева Е. Ю. Принципы Создания Почвенной Карты Мегаполиса (На Примере Санкт-Петербурга) // Почвоведение. 2014. Т. 2014. № 7. С. 790–802.

370. Брянская И. П., Васенев В. И., Брыкова Р. А. Устойчивость органического вещества в почвогрунтах при различных гидротермических условиях // АгроЭкоИнфо. 2020. Т. 2. С. 1–11.

371. Варенцов М.И., Самсонов Т.Е., Кислов А.В., Константинов П.И. Методы географических исследований в рамках региональной климатической модели COSMO-CLM // ВЕСТНИК МОСКОВСКОГО УНИВЕРСИТЕТА. СЕРИЯ 5. ГЕОГРАФИЯ. 2017. Т. 6. С. 25–37.

372. Васенев, И. И.; Букреев Д. А. Способ оценки качества почвенного покрова экосистем // Почвоведение. 1994. Т. 9. С. 82.

373. Васенев В.И., Фатиев М. М., Лакеев П. С., Иванников Ф. А., Валентини Р. Опыт оценки пространственного разнообразия городских почв на локальном уровне // Вестник РУДН, серия Агрономия и животноводство. 2012. Т. 5. С. 13–24.

374. Вихман М.И., Ингири А.А., Кислых Е.Е. Агроэкологическая характеристика урбаноземов поляного города Мурманска // Агрохимический вестник. 2009. Т. 5. С. 31–33.

375. Водяницкий Ю. Н. Органическое Вещество В Городских Почвах (Обзор Литературы) // Почвоведение. 2015. Т. 2015. № 8. С. 921–931.

376. Глушакова А.М., Лысак Л.В., Белов А.А., Иванова А.Е., Лапыгина Е.В., Прокофьева Т.В., Умарова А.Б. Локальный мониторинг бактериального комплекса городских почв Сыктывкара в 2019 и 2020 гг. // ВЕСТН. МОСК. УН)ТА. СЕР. 17. ПОЧВОВЕДЕНИЕ. 2021. Т. 2. С. 45–50.

377. Горбов, С. Н.; Безуглова, О. С.; Скрипников, П. Н.; Тищенко С. А. Растворимое органическое вещество в почвах Ростовской агломерации // Почвоведение. 2022. Т. 7. С. 894–908.

378. Горбов С. Н., Безуглова О. С. Специфика Органического Вещества Почв Ростова-На-Дону // Почвоведение. 2014. Т. 2014. № 8. С. 953–962.

379. Гордиенко О. А., Манаенков И. В., Холоденко А. В., Иванцова Е. А. Картографирование И Оценка Степени Запечатанности Почв Города Волгограда // Почвоведение. 2019. № 11. С. 1383–1392.

380. Демина С. А., Васенев В. И., Махиня К. И., Ромзайкина О. Н., Истомина И. И., Павлова М. Е., Довлетярова Э. А. Комплексный анализ почв и зеленых насаждений в парках Новой Москвы, образованных на месте бывших сельскохозяйственных территорий и леса // Вестник РУДН. Серия АГРОНОМИЯ И ЖИВОТНОВОДСТВО. 2022. Т. 17. № 3. С. 331–349.

381. Дымов А. А., Каверин Д. А., Габов Д. Н. Свойства Почв И Почвоподобных Тел Г. Воркута // Почвоведение. 2013. Т. 2013. № 2. С. 240–248.

382. Еремченко О. З., Артамонова В. С., Бортникова С. Б., Белышева Н. Е. Оценка экологического риска в связи с накоплением тяжелых металлов в почвах городских лесов // Вестник Пермского Университета. 2018. Т. 1. С. 70–79.

383. Жарикова Е. А. Почвы Владивостока : основные характеристики и свойства // Вестник ДВО РАН. 2012. Т. 3. С. 67–73.

384. Жарикова Е. А. Особенности агрохимических свойств и элементного состава почв урбанизированных ландшафтов (на примере г. Уссурийска) // Агрономия. 2019. Т. 3. № 173. С. 71–78.

385. Иванова, Л. А.; Котельников, В. В.; Быкова А. Е. Физико-химические трансформация минерала вермикулита в субстрат для выращивания растений // Вестник МГТУ. Труды Мурманского государственного технического

университета. 2006. Т. 9. № 5. С. 883–889.

386. Каверин Д. А. Сравнительная характеристика основных типов антропогенно-преобразованных почв города Сыктывкар // Вестник института биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН. 2009. Т. 2. № 136. С. 31–32.

387. Калманова В. Б., Матюшкина Л. А. Систематика , диагностика и картографирование городских почв юга Дальнего Востока (на примере г . Биробиджан , Еврейская автономная область) // Вестник ДВО РАН. 2013. Т. 502. С. 97–104.

388. Карелин Д. В., Суховеева О. Э., Золотухин А. Н., Лунин В. Н., Куст Г. С. Современные исследования и мониторинг углеродного баланса на Курской биосферной станции Института географии РАН в рамках концепции нейтрального баланса деградации земель // Вопросы географии. 2021. № 152. С. 253–280.

389. Ковалева Н. О., Решетникова Р. А., Ковалев И. В. Фосфор в культурных слоях и почвах урбоэкосистем // ВЕСТН. МОСК. УН-ТА. СЕР. 17. ПОЧВОВЕДЕНИЕ. 2021. Т. 4. С. 56–66.

390. Козлова А. А., Макарова А. П., Иванюта Л. А., Вашукевич Н. В. Экологическое функционирование почв города иркутска // Бюллетень Восточно-Сибирского научного центра Сибирского отделения Российской академии медицинских наук. 2006. Т. 2. № 48. С. 50–56.

391. Колесников С. И., Жаркова М. Г., Казеев К. Ш., Кутузова И. В., Самохвалова Л. С., Налета Е. В., Зубков Д. А. Оценка Экотоксичности Тяжелых Металлов И Нефти По Биологическим Показателям Чернозема // Экология. 2014. Т. 2014. № 3. С. 163–173.

392. Корнейкова, М. В.; Сошина, А. С.; Гавричкова О. В. Условно-патогенная микробиота пыли в городах разных климатических зон на примере Мурманска и Москвы // МИКОЛОГИЯ И ФИТОПАТОЛОГИЯ. 2021. Т. 55. № 4.

С. 256–270.

393. Кошелева Н. Е., Касимов Н. С., Власов Д. В. Факторы Накопления Тяжелых Металлов И Металлоидов На Геохимических Барьерах В Городских Почвах // Почвоведение. 2015. Т. 2015. № 5. С. 536–553.

394. Красильников П. В., Таргульян В. О. На Пути К “Новой Географии Почв”: Вызовы И Решения (Обзор) // Почвоведение. 2019. № 2. С. 131–139.

395. Кудеяров В. Н., Хакимов Ф. И., Деева Н. Ф., Ильина А. А., Кузнецова Т. В., Тимченко А. В. Оценка дыхания почв России // Почвоведение. 1995. Т. 1. С. 33–42.

396. Кульбачевский А. О. Доклад о состоянии окружающей природной среды в городе Москве в 2020 году / под ред. А. О. Кульбачевский. Москва: , 2021. 330 с.

397. Лаптева Е. М., Денева С. В., Дёгтева С. В., Lapteva E., Deneva S., Degteva S. Пойменные почвы речных долин как объект особой охраны в системе ООПТ республики Коми // Труды Карельского научного центра РАН. 2020. Т. 4. № 8. С. 46–64.

398. Лысак Л. В., Сидоренко Н. Н., Марфенина О. Е., Звягинцев Д. Г. Микробные комплексы городских почв // Почвоведение. 2000. Т. 1. С. 80.

399. Мазиров М. А., Сафонов А. Ф. Длительный полевой опыт РГАУ-МСХА: сущность и этапы развития // Известия ТСХА. 2010. Т. 2. С. 66–75.

400. Макаров О. А., Крючков Н. Р., Строков А. С., Цветнов Е. В., Кубарев Е. Н., Абдуханова Д. Р. Оценка ущерба от деградации почв и земель муниципального образования (на примере Калачевского муниципального района Волгоградской области) // Проблемы агрохимии и экологии. 2021. Т. 1. С. 43–48.

401. Махрова А.Г., Кириллов П. Л. Новая Москва: старые и новые черты социально-экономического развития // Старая и Новая Москва: тенденции и проблемы развития. Москва: , 2018. С. 89–119.

402. Минкина Т. М., Мотузова Г. В., Назаренко О. Г., Крыщенко В. С., Манджиева С. С. Формы соединений тяжелых металлов в почвах степной зоны // Почвоведение. 2008. Т. 7. С. 810–818.

403. Можарова Н. В., Кулачкова С. А., Лебедь-Шарлевич Я. И. Эмиссия и поглощение парниковых газов в Почвах Москвы // Почвоведение. 2018. № 3. С. 372–384.

404. Нефедова Т. Г. Сельская местность на удаленных подступах // ЭКО. 2019. С. 50–70.

405. Никифорова Е. М., Касимов Н. С., Кошелева Н. Е. Многолетняя Динамика Антропогенного Засоления Почв Москвы (На Примере Восточного Округа) // Почвоведение. 2014. Т. 2014. № 3. С. 351–363.

406. Новиков С. Г., Ахметова Г. В. Почвы Различных Категорий Землепользования Г. Петрозаводска // Почвоведение. 2018. № 9. С. 1132–1141.

407. Орлов Д. С., Бирюкова О. Н., Розанова М. С. Реальные и кажущиеся потери органи- ческого вещества почвами Российской Федерации // Почвоведение. 1996. Т. 2. С. 197–207.

408. Плеханова И. О., Золотарева О. А., Тарасенко И. Д., Яковлев А. С. Оценка экотоксичности почв в условиях загрязнения тяжелыми металлами // Почвоведение. 2019. № 10. С. 1243–1258.

409. Прокофьева Т. В., Герасимова М. И. Городские почвы: диагностика и классификационное определение по материалам научной экскурсии конференции Suitma-9 по Москве // Почвоведение. 2018. № 9. С. 1057–1070.

410. Прокофьева Т. В., Герасимова М. И., Безуглова О. С., Бахматова К. А., Гольева А. А., Горбов С. Н., Жарикова Е. А., Матинян Н. Н., Наквасина Е. Н., Сивцева Н. Е. Введение почв и почвоподобных образований городских территорий в классификацию почв России // Почвоведение. 2014. Т. 2014. № 10. С. 1155–1164.

411. Прокофьева Т. В., Мартыненко И. А., Иванников Ф. А. Систематика почв и почвообразующих пород москвы и возможность их включения в общую классификацию // Почвоведение. 2011. Т. 5. № 1 21. С. 611–623.

412. Прокофьева Т. В., Розанова М. С., Попутников В. О. Некоторые особенности органического вещества почв на территориях парков и прилегающих жилых кварталов Москвы // Почвоведение. 2013. Т. 2013. № 3. С. 302–314.

413. Прокофьева Т. В., Шоба С. А., Лысак Л. В., Иванова А. Е., Глушакова А. М., Шишков В. А., Лапыгина Е. В., Шилайка П. Д., Глебова А. А. Органические компоненты и биота в воставе городского атмосферного пылеаэрозоля: потенциальное влияние на городские почвы // Почвоведение. 2021. № 10. С. 1247–1261.

414. Прохоров И. С. Мониторинг состояния почв города Москвы и предложения по их рекультивации // Почвоведение и агрохимия. 2015. Т. 1. № 54. С. 61–68.

415. Прохоров И. С., Карев С. Ю. Особенности производства почвогрунтов для озеленения и благоустройства города москвы 1 // Агрохимический вестник. 2012. Т. 3. С. 21–

416. Раппопорт А. В., Ефимов С. В. Критерии эффективности управления зеленым фондом г. Москвы // Проблемы озеленения крупных городов. сборник материалов XVII международной научно-практической конференции. 2016. С. 106–111.

417. Сапронов Д. В., Кузяков Я. В. Разделение корневогои микробного дыхания: сравнение трех методов // Почвоведение. 2007. Т. 7. С. 862–872.

418. Саржанов Д. А., Васенев В. И., Сотникова Ю. Л., Тембо А., Васенев И. И., Валентини Р. Краткосрочная Динамика И Пространственная Неоднородность Эмисии Со 2 Почвами Естественных И Городских Экосистем Центрально-Черноземного Региона // Почвоведение. 2015. Т. 2015. № 4. С. 469–

478.

419. Смагин А. В. Теория и методы оценки физического состояния почв // Почвоведение. 2003. Т. 3. С. 328–341.

420. Смагин А. В., Долгих А. В., Карелин Д. В. Экспериментальные исследования и физически обоснованная модель эмиссии диоксида углерода из вскрытого культурного слоя в Великом Новгороде // Почвоведение. 2016. № 4. С. 489–495.

421. Строганова М. Н., Мягкова А. Д., Прокофьева Т. В. Роль почв в городских экосистемах // Почвоведение. 1997. Т. 1. С. 82–86.

422. Терехова В. А., Пукальчик М. А., Яковлев А. С. “ Триадный ” подход к экологической оценке городских почв // Почвоведение. 2014. № 9. С. 1145.

423. Цветнов Е. В., Марахова Н. А., Макаров О. А., Строков А. С., Абдулханова Д. Р. Апробации подхода к определению общественной ценности земель в качестве основы для проведения эколого-экономической оценки ущерба от их деградации // Почвоведение. 2019. № 10. С. 1269–1277.

424. Черноусенко Г. И., Ямнова И. А., Скрипникова М. И. Антропогенное засоление почв Москвы // Почвоведение. 2003. Т. 1. С. 97–105.