

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ
И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 631.433.3:631*182+502.2:379.844(470.54-25)

ВЛИЯНИЕ УСЛОВИЙ КРУПНОГО ПРОМЫШЛЕННОГО ГОРОДА
НА ПОЧВЕННОЕ ДЫХАНИЕ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ*

© 2015 г. И. А. Сморкалов, Е. Л. Воробейчик

Институт экологии растений и животных УрО РАН, 620144, Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202

e-mail: ivan.a.smorkalov@gmail.com

Поступила в редакцию 17.02.2014 г.

Исследована интенсивность почвенного дыхания *in situ* в сосновых насаждениях естественного происхождения в черте крупного промышленного города (Екатеринбург, Россия) и за его пределами. Сравнимые участки контрастно различаются комбинацией двух основных действующих факторов — урбанизации (атмосферного загрязнения, изменения микроклимата, фрагментации биотопов, вселения интродуцентов и пр.) и рекреации (прежде всего вытаптывания). Обнаружена значительная разница между дыханием почв на городских и загородных участках, которая была максимальна в летние месяцы (дыхание в городе меньше в 1.9–3.5 раза), но практически отсутствует весной и осенью. Влияние рекреации невелико и может приводить как к уменьшению, так и к увеличению интенсивности дыхания. Обсуждаются возможные механизмы действия рассматриваемых факторов на скорость эмиссии CO₂ из почвы.

Ключевые слова: эмиссия диоксида углерода, почвенное дыхание, урбанизация, рекреация, сосновые леса, Средний Урал.

DOI: 10.7868/S0032180X15010141

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время урбанизация приобрела глобальные масштабы; по некоторым прогнозам рост городов прекратится только к 2050 г. [46]. На долю городов приходится 97% глобальных антропогенных выбросов CO₂ [47], что определяет важность учета их вклада в планетарный цикл углерода. Для увеличения точности таких оценок необходим детальный анализ влияния разных аспектов урбанизации на процессы, лежащие в основе углеродного цикла. Одним из ключевых компонентов цикла считают почвенное дыхание, которое в силу своей комплексной природы интегрально характеризует интенсивность как продукционных (дыхание автотрофов), так и деструкционных (дыхание гетеротрофов) процессов [34, 36].

К настоящему времени выполнено много работ, посвященных изучению эмиссии CO₂ на урбанизированных территориях. Большая их часть характеризует потоки углекислого газа с использованием микрометеорологического метода (Eddy covariance) [24, 29, 39, 50]. Другие работы базируются на оценках дыхания городских почв в лабораторных условиях [7, 37, 38]. Когда исследования проводят *in situ*, то рассматривают в основ-

ном открытые биотопы искусственного происхождения (лужайки, газоны и пр.), причем часто только в черте города [2, 22, 45, 52, 53], хотя в ряде случаев сравнивают с их природными аналогами [32]. В то же время данных по скорости эмиссии CO₂ из почвы в лесах естественного происхождения, расположенных в черте крупных городов, очень мало [24, 49].

Одним из основных факторов урбанизации в промышленных городах считают загрязнение среды тяжелыми металлами [42]. Изучению их влияния на почвенное дыхание посвящено много работ, выполненных в основном в лабораторных условиях, то есть *ex situ*, в ходе процедуры определения микробной биомассы методом субстрат-индуцированного дыхания [1, 26, 33, 41, 42, 51]. Результаты изучения влияния загрязнения почвы металлами на эмиссию CO₂, полученные *in situ*, немногочисленны и противоречивы [8, 17, 33, 43, 44].

Влияние на почвенное дыхание рекреации — фактора, практически неизбежно сопутствующего урбанизации, — также недостаточно изучено [21, 37]. Основные нарушения почвы при рекреации, способные привести к изменению интенсивности выделения CO₂, заключаются в увеличении плотности минеральных горизонтов почвы и механическом разрушении подстилки [15].

* Работа выполнена при финансовой поддержке Программы фундаментальных исследований УрО РАН (проекты 12-И-4-2057 и 12-П-4-1057) и РФФИ (проект 12-04-31517-мол_а).

Для оценки воздействия урбанизации на почвенное дыхание лесных экосистем естественного происхождения можно использовать традиционную схему опыт–контроль, сравнивая городские насаждения с их загородными аналогами. Под урбанизацией в данном случае мы понимаем комплексное влияние на биоту городской среды, за исключением рекреационной нагрузки, которое включает химическое, тепловое, световое, шумовое загрязнение, изменение микроклимата, фрагментацию биотопов, уничтожение естественных и создание искусственных ландшафтов, инвазии чужеродных видов и пр. Поскольку основными составляющими антропогенной нагрузки в условиях крупных промышленных городов следует считать как в целом урбанизацию, так и отдельно рекреацию, важно разделить их действие, что можно осуществить путем сравнения пар загородных и городских биотопов с контрастно различающимися уровнями рекреационной нагрузки. Таким образом, наиболее простая экспериментальная схема представляет собой сравнение 2×2 – две контрастно различающиеся градации урбанизации (в черте города и за городом) и две градации рекреации (слабая и сильная).

Цель работы – анализ изменения интенсивности эмиссии CO_2 с поверхности почвы сосновых лесов естественного происхождения в условиях промышленного мегаполиса (на примере г. Екатеринбург), а также разделение действия на почвенное дыхание комплексного фактора урбанизации и рекреационной нагрузки.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Работы проведены в вегетационные сезоны 2010–2011 гг. на четырех участках с разной комбинацией двух факторов – урбанизации (U) и рекреации (R); далее наличие фактора обозначено знаком “+”, отсутствие – “–”. Из четырех исследованных участков, два расположены в черте Екатеринбурга: дендрарий Ботанического сада УрО РАН, более 50 лет закрытый для посещения населением (U + R–), и лесопарк Юго-Западный, находящийся рядом с первым участком, но отличающийся высокой рекреационной нагрузкой (U + R+). Два других участка расположены в 16 км к юго-западу от границы Екатеринбурга: практически не посещаемый участок леса в районе оз. Глухое (U–R–) и участок с сильной рекреационной нагрузкой на берегу оз. Чусовское (U–R+).

Екатеринбург – крупный промышленный мегаполис Среднего Урала площадью 50 тыс. га и с населением около 1.4 млн жителей – относят к числу сильнозагрязненных городов России [18]. В 2012 г. атмосферные выбросы составили около 215 тыс. т. загрязнителей (соединения серы, углерода и азота, минеральная пыль, тяжелые метал-

лы). Наибольший вклад в загрязнение атмосферы (до 85%) вносит городской автотранспорт [5].

Почти четверть территории Екатеринбурга (12.3 тыс. га) занимают лесопарки [5], большинство из которых естественного происхождения; окружающие город леса также преимущественно естественного происхождения. Это дает возможность реализовать подход с разделением действия урбанизации и рекреации на биоту.

По основным экотопическим характеристикам городские и загородные участки сопоставимы друг с другом (табл. 1) – везде представлены сосновые высокополнотные леса естественного происхождения со средним возрастом деревьев 120–140 лет [20]. В условиях города в древостое и хорошо развитом подлеске [19] значительно присутствие адвентивных видов, используемых в озеленении (клен американский, яблоня ягодная, сирень обыкновенная, черемуха Маака, ирга колючая, кизильник блестящий). В травяном покрове лесов в городе доминируют синантропные нитрофилы (будра плюшевидная и крапива двудомная) [6], что косвенно свидетельствует о повышенном содержании азота в почве; прямые оценки подтверждают это (табл. 1). Развитие подлеска приводит к сильному затенению городских участков: суммарная сомкнутость крон кустарников и деревьев достигает 75–85%, тогда как в загородных лесах – только 20%; следствием этого можно считать существенно меньшее обилие травяно-кустарничкового яруса, а также большую влажность почвы. На подверженных рекреации участках сформирована дорожно-тропиночная сеть, составляющая 10–40% от общей площади [6].

Почвы исследованных участков представлены буроземами типичными и оподзоленными, характеризуются слабокислой реакцией среды и сходными уровнями содержания тяжелых металлов (табл. 1). Последнее противоречит официальным материалам о сильном загрязнении металлами почвенного покрова Екатеринбурга [5]. Скорее всего, это связано с тем, что официальные данные касаются центральных районов города и почв открытых участков (газоны), а наши – периферийных городских лесов, растительность которых экранирует почву от прямого поступления поллютантов из атмосферы. Основные отличия почв городских участков по сравнению с загородными заключаются в подщелачивании верхних горизонтов на 0.2–0.5 ед. рН, повышенном содержании нитратов и азота легкогидролизуемых соединений (больше в 2–5 раз) и уменьшенной мощности подстилок (в 1.5–1.7 раза) [3].

Измерение почвенного дыхания проводили по стандартному варианту закрытого динамического камерного метода (Closed dynamic chamber method (CDC)) [36] с использованием полевого респирометра SR1LP (Qubit systems, Канада). Для этого

Таблица 1. Характеристика исследуемых участков

Параметр	U–		U+	
	R–	R+	R–	R+
Почва				
Плотность гор. A1, г/см ³ *	0.84	0.78	0.84	0.84
Мощность подстилки, см*	1.4	1.4	0.8	0.9
рН водный**				
гор. A0	5.3	5.3	5.7	5.7
гор. A1	5.5	5.5	5.6	5.7
Насыщенность основаниями, %**				
гор. A0	31	22	51	56
гор. A1	41	45	45	57
Содержание, мг/100 г почвы**				
P ₂ O ₅				
гор. A0	37.5	17.5	20	43.45
гор. A1	10	7.3	2.5	6.9
азота легкогидролизуемых соединений				
гор. A0	22.4	12.6	30.7	43.6
гор. A1	6.1	3.7	5.6	6.9
Запас в слое 0–50 см, мг/м ² *				
Cu	7.5	9.2	11.4	6.5
Pb	4.2	5.4	5.1	5.0
Cd	0.1	0.2	0.1	0.1
Zn	10.3	11.8	9.5	8.2
Растительность				
Проективное покрытие травяно-кустарничкового яруса, %***	79.2	65.8	40.0	30.8
Фитомасса травяно-кустарничкового яруса, г/м ² ***	90.4	40.4	6.8	19.2
Доля синантропных видов в проективном покрытии, %***	0	21.1	88.2	88.3
Запас древесины, м ³ /га****	523.9	447.8	343.5	464.7

Данные предоставлены: * С.Ю. Кайгородовой; ** [3]; *** [6]; **** [20].

камеру прибора устанавливали в почву на глубину 1–2 см на 2–3 мин. После установки камеры воздух циркулирует внутри замкнутой системы, состоящей из самой камеры диаметром 10 см, насоса, измерителя скорости потока и инфракрасного газоанализатора, подключенного к портативному компьютеру. Скорость потока составляла 450–500 мл/мин. Содержание углекислого газа, поступающего из почвы, обычно растет в системе линейно. Скорость дыхания рассчитывали с помощью прилагаемого к прибору программного обеспечения по наклону линейного участка кривой накопления CO₂ с учетом объема системы и площади, которую покрывает камера. Для расчетов выбирали участок прямой с наибольшей ве-

личной коэффициентом детерминации (более 0.97), спустя не менее 30 с от начала измерения.

Температуру почвы измеряли почвенным термометром, входящим в комплект респирометра, с точностью 0.1°C, объемную влажность почвы – цифровым влагомером (Delta-T devices, Великобритания) с точностью 0.1%. Измерения влажности и температуры проводили в точке измерения дыхания на глубине 5 см.

На каждом участке заложили по 3 пробные площади размером 25 × 25 м (всего 12 площадей). На каждой пробной площади измерения проводили в 10 случайно выбранных точках, расположенных не менее чем в 5 м друг от друга; при выборе места исключали приствольные участки

Таблица 2. Характеристика погодных условий во время проведения измерений

Параметр	Дата проведения измерений						
	2010 г.			2011 г.			
	02–3.06	18–20.08	28.09	18–20.05	26.06	11–12.10	20–21.10
Погодные условия в дни измерений							
T почвы, $^{\circ}\text{C}^*$	11.5 ± 0.2	12.6 ± 0.3	8.6 ± 0.1	8.0 ± 0.1	19.4 ± 0.3	10.4 ± 0.1	6.2 ± 0.0
Влажность почвы, %*	29.4 ± 0.8	8.4 ± 1.1	11.9 ± 0.7	19.2 ± 0.5	27.5 ± 1.1	20.7 ± 1.1	18.8 ± 0.9
T воздуха, $^{\circ}\text{C}^{***}$	16.3	14.0	5.6	13.7	24.8	13.3	4.5
Влажность воздуха, %**	88.6	69.2	75.5	52.5	61.1	63.1	74.9
Погодные условия за 10 дней до измерений**							
T воздуха среднесуточная, $^{\circ}\text{C}$	13.5	21.1	13.4	9.6	19.6	7.7	8.7
Влажность воздуха среднесуточная, %	65.5	59.1	63.9	45.9	78.8	87.1	70.4
Количество осадков, мм	39.4	8.7	10.8	0	23.5	53.6	0.8

* Среднее \pm ошибка, учетная единица – измерение, $n = 120$.

** По данным сайта “Архив погоды” (gp5.ru).

(ближе 1 м от ствола дерева) и дорожно-тропичную сеть. Выполнили 7 туров измерений: три в 2010 г. (начало июня, середина августа, конец сентября) и четыре – в 2011 г. (середина мая, конец июля, середина октября, конец октября). Точки измерения дыхания не совпадали в разные туры. Характеристика погодных условий в период проведения измерений представлена в табл. 2.

Измерения проводили с 10 до 16 часов местного времени. Для минимизации возможного смещения оценок из-за суточной динамики, посещение разных площадок осуществляли в разное время в пределах тура. Отметим, что при работе на большом количестве пробных площадей ограничение измерений более узким временным интервалом (например, в течение 1–3 ч) привело бы к существенному удлинению тура (до 4–7 дней), а это увеличило бы погрешность при сравнении участков из-за включения в оценку почвенного дыхания сезонной и межсуточной составляющих, которые вносят гораздо больший вклад в изменчивость дыхания по сравнению с внутрисуточной динамикой [11].

Для статистической обработки использовали трехфакторный дисперсионный анализ и разложение дисперсии на компоненты; множественные сравнения выполнены по критерию Тьюки.

РЕЗУЛЬТАТЫ

На загородных участках диапазон почвенного дыхания составлял 103–1777 мг $\text{CO}_2/\text{м}^2$ в час, на городских – 103–1076 мг $\text{CO}_2/\text{м}^2$ в час (рис. 1); средние величины приведены в табл. 3. На всех участках была четко выражена сезонная динамика дыхания с максимумом интенсивности в летние месяцы. На загородных участках в конце вегетационного сезона дыхание было меньше в 1.8–

3.3 раза по сравнению с серединой сезона, на городских – меньше в 0.9–2.5 раза. Именно в середине вегетационного сезона разница между городскими и загородными участками была максимальной: в городе дыхание было в 1.9–3.5 раза меньше ($p < 0.05$). В весенние и осенние месяцы разница

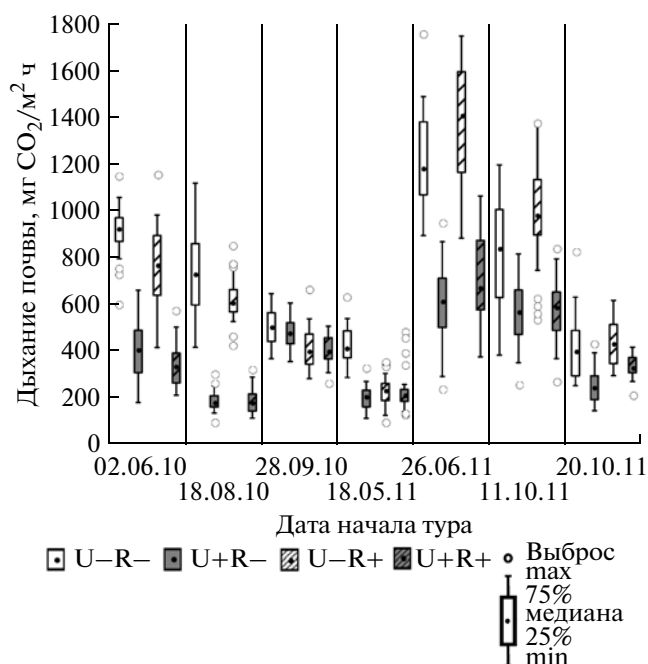


Рис. 1. Дыхание почвы на исследованных участках в разные туры измерений. Учетная единица – измерение. Продолжительность туров приведена в табл. 2. Обозначение вариантов – см. раздел “Объекты и методы”. Выбросы – значения, выходящие за пределы величины медиана \pm межквартильный размах; min/max – размах за исключением выбросов (non-outlier range).

Таблица 3. Эмиссия углекислого газа ($\text{мг CO}_2/\text{м}^2$ в час) на городских и загородных участках (среднее \pm ошибка, учетная единица – пробная площадь, $n = 3$)

Год и дата начала тура	U–		U+	
	R–	R+	R–	R+
2010				
02.06	1091 \pm 9	909 \pm 76	492 \pm 13	478 \pm 97
18.08	887 \pm 15	730 \pm 24	231 \pm 1	232 \pm 6
28.09	596 \pm 18	489 \pm 14	571 \pm 19	482 \pm 7
2011				
18.05	511 \pm 41	277 \pm 22	244 \pm 9	277 \pm 44
26.06	1480 \pm 9	1678 \pm 11	750 \pm 7	863 \pm 18
11.10	990 \pm 47	1158 \pm 34	677 \pm 19	696 \pm 42
20.10	493 \pm 36	514 \pm 10	305 \pm 12	399 \pm 14

была не значима ($p = 0.1–1.0$), максимально достигая 1.6 раза. Другими словами, при низких температурах городские и загородные участки практически не различались по интенсивности дыхания (взаимодействие “тур \times урбанизация” значимо в оба года, табл. 4).

По результатам трехфакторного дисперсионного анализа в оба года выявлены значимые различия почвенного дыхания между турами, а также вариантами с разной степенью урбанизации и рекреации. Рекреация вызывала как уменьшение дыхания в 1.2 раза (в 2010 г.), так и его увеличение в 1.1 раза (в 2011 г.) (табл. 3.). В 2010 г. было значимо взаимодействие “урбанизация \times рекреация”, а в 2011 г. – “тур \times рекреация”; такое непостоянство косвенно характеризует слабый уровень воздействия данного фактора.

Коэффициент вариации почвенного дыхания составлял 13–31% (в среднем 22.5%, учетная единица – измерение); не было выявлено каких-либо закономерных его различий между участками

ми и турами. Абсолютные величины изменчивости (размах) интенсивности эмиссии CO_2 в середине вегетационного сезона на загородных участках достигали $1000 \text{ мг CO}_2/\text{м}^2$ в час, на городских – $800 \text{ мг CO}_2/\text{м}^2$ в час (рис. 1). При низкой температуре почвы размах был меньше в 1.5–3.5 раза, но во всех случаях диапазоны значений дыхания на исследуемых участках хотя бы частично перекрывались.

Соотношение компонентов дисперсии было неодинаковым в разные годы: в 2010 г. на различия между турами приходилось всего около 10% дисперсии, тогда как в 2011 г. – более 60% (рис. 2). Урбанизация объясняла около 65% дисперсии в 2010 г., но только 25% – в 2011 г. Вклад рекреации проявился только в 2010 г. и составил всего 2% от общей дисперсии.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Полученные нами абсолютные величины почвенного дыхания на загородных участках в разгар вегетационного сезона ($800–1400 \text{ мг CO}_2/\text{м}^2$ в час) близки к значениям, которые обычно регистрируют для лесов умеренных широт (в $\text{мг CO}_2/\text{м}^2$ в час): 300–1400 [4], 440–1060 [8], 1000–1500 [13], 625–1100 [17], 690–1800 [33]. Оцененный нами уровень пространственного варьирования дыхания также близок к наблюдаемому в естественных условиях [36]; коэффициенты вариации интенсивности дыхания почвы близки к приведенным для среднетаежной лесной зоны [9]. Сезонная динамика с максимумом скорости эмиссии CO_2 в летние месяцы сходна с динамикой, описанной для южнотаежных лесов [12].

Из-за “растянутого” времени измерений (с 10 до 16 ч) некоторую погрешность в результаты могла внести суточная динамика почвенного дыхания, связанная с изменением температуры поч-

Таблица 4. Результаты трехфакторных дисперсионных анализов различий почвенного дыхания между турами, грациями урбанизации и рекреации

Источник изменчивости	2010 г.			2011 г.		
	df_1	F	p	df_1	F	p
Тур	2	42.6	<0.0001	3	733.8	<0.0001
Урбанизация	1	299.1	<0.0001	1	627.3	<0.0001
Рекреация	1	17.3	0.0004	1	14.0	0.0007
Тур \times урбанизация	2	69.3	<0.0001	3	100.7	<0.0001
Тур \times рекреация	2	0.2	0.8478	3	14.8	<0.0001
Урбанизация \times рекреация	1	6.8	0.0155	1	0.9	0.3554
Тур \times урбанизация \times рекреация	2	1.2	0.3195	3	11.4	<0.0001

Примечание. F – критерий Фишера, p – достигнутый уровень значимости, df_1 – число степеней свободы для фактора. Учетная единица – пробная площадь.

вы и запаздыванием поступления продуктов фотосинтеза в корни [11, 35, 36]. Для нивелирования ее возможного влияния измерения рекомендуют проводить в узком интервале времени в утренние часы (с 9 до 12 ч [12, 27] или даже с 10 до 11 [11]), когда моментальные замеры дают близкую к среднесуточной оценку дыхания почвы. Однако в лесах суточная динамика почвенного дыхания менее выражена по сравнению с открытыми биотопами [25], прежде всего, из-за меньших колебаний температуры почвы [36] и меньшей температурной чувствительности дыхания [10]; соответственно, в лесах использование “растянутого” временного интервала измерений не столь критично по сравнению с открытыми биотопами. Тем не менее, следует учитывать, что в нашем случае коэффициент вариации почвенного дыхания характеризовал не только пространственную вариабельность, но частично включал изменчивость, связанную с суточной динамикой.

О слабой выраженности внутрисуточной динамики температуры почвы в пределах использованного нами временного интервала измерений свидетельствует то, что разница температуры в течение тура в среднем по всем участкам и турам составляла всего $17 \pm 3\%$. Такие небольшие различия не могли сильно влиять на интенсивность почвенного дыхания: так, наибольшая разница температуры почвы в течение тура по всем пробным площадям (3°C) была зарегистрирована между двумя загородными участками в августе 2010 г.; однако разница скорости дыхания между этими участками составила всего 20%, тогда как в среднем между загородными и городскими участками – более 200%.

Полученные результаты, свидетельствующие о хорошо выраженном негативном влиянии урбанизации на почвенное дыхание, совпадают с данными Чена с соавт. по дыханию почвы в лесных экосистемах [24], но противоречат материалам, полученным при сравнении городских газонов и загородных открытых биотопов [32].

Разные экологические факторы, входящие в комплексное воздействие урбанизации, могут разнонаправлено, но большей частью негативно влиять как на автотрофную, так и гетеротрофную составляющие почвенного дыхания. С одной стороны, атмосферное загрязнение, избыточная плотность почв, несбалансированное соотношение азота, фосфора и калия угнетают рост растений [16], уменьшают степень колонизации их корней микоризными грибами [28], снижают разнообразие микоризных грибов [40], что должно приводить к уменьшению дыхания корней. С другой стороны, тепловое загрязнение в условиях города приводит к удлинению периода, когда почва прогревается выше 10°C – температуры, при которой начинают активно расти корни дере-

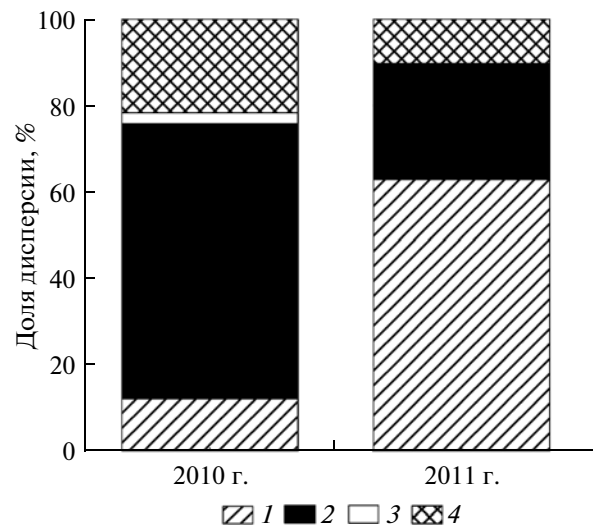


Рис. 2 Компоненты дисперсии (%) почвенного дыхания, обусловленной различиями между: 1 – турами, 2 – градациями урбанизации, 3 – градациями рекреации, 4 – остаточная дисперсия. Учетная единица – пробная площадь.

вьев и кустарников умеренной зоны [28], а повышенное содержание CO_2 в атмосфере города [47] позволяет предположить несколько лучшие условия для фотосинтеза; все это должно положительно сказываться на интенсивности корневого дыхания. Микробная активность в городских условиях обычно угнетается, что чаще всего связывают с негативным действием тяжелых металлов [16, 41, 42, 47, 51], уменьшающих биомассу и разнообразие почвенных микроорганизмов.

Кроме того, урбанизация может влиять и на физические механизмы эмиссии углекислого газа с поверхности почвы: меньшая скорость ветра в городе [16], повышенная концентрация диоксида углерода в атмосфере [47] и большая плотность минеральных горизонтов почвы замедляют диффузию CO_2 из почвы в атмосферу.

В нашем исследовании содержание металлов на всех участках было очень сходным (табл. 1); это дает основание утверждать, что влияние урбанизации на дыхание почв напрямую не связано с загрязнением, а скорее всего действует опосредованно через изменение растительности. Успешная натурализация в городе адвентивных видов в составе подлеска привела к затенению нижних ярусов, что стало причиной ослабленных фитоценологических позиций типичных для рассматриваемых сосновых лесов видов травянистых растений, из-за чего проективное покрытие и надземная фитомасса травяно-кустарничкового яруса в городе были в 2–10 раз меньше [6]. Хотя у нас нет прямых оценок запасов подземной фитомассы, этот факт позволяет предположить в почвах городских участков существенно меньшее количе-

ство активно дышащих корней. По разным данным дыхание корней может составлять 10–90% (в среднем около 50%) от общего дыхания почвы [30, 31, 48]. Скорее всего, разница в эмиссии CO₂ между загородными и городскими участками в разгар вегетационного сезона связана с меньшим вкладом дыхания корней в общий поток углекислого газа из почвы городских насаждений. Основную роль в формировании этой разницы играет именно продуктивность травяно-кустарничкового яруса, поскольку биомасса древостоя практически не различается между исследуемыми участками (табл. 1).

Изменение дыхания между турами логично связать с сезонными колебаниями температуры и влажности почвы, причем в “холодные” периоды (28.09.10, 15.05.11 и 20.10.11), когда температура почвы опускалась ниже +8°C, разница в дыхании между городскими и загородными участками была практически нивелирована. Учитывая значительно большую температурную восприимчивость корней по сравнению с микроорганизмами [10, 23], это косвенно свидетельствует в пользу предложенного выше объяснения различий в почвенном дыхании городских и загородных местообитаний. Снижение величины корневого дыхания осенью, кроме влияния температуры, можно связать с сезонным уменьшением интенсивности фотосинтеза в период перехода растений в состояние покоя – фактора, также существенно влияющего на почвенное дыхание [14, 35].

Суммируя вышесказанное, механизм, приведший к зарегистрированной разнице интенсивности почвенного дыхания между городскими и загородными участками, можно представить следующим образом. Под действием урбанизации типичные для рассматриваемых сосновых лесов виды подлеска были угнетены, что в конечном итоге привело к их вытеснению адвентивными видами [6]. Последние, интенсивно разрастаясь, сильно затенили нижние ярусы, что привело к уменьшению содержания фитомассы травянистых растений и кустарничков по сравнению с уровнем, характерным для ненарушенных лесов. Меньшей наземной биомассе соответствует меньшая масса наиболее активно дышащих корней, что и привело к значительной разнице в интенсивности дыхания почв городских и загородных участков.

Влияние рекреации на почву сводится в основном к вытаптыванию [15], вызывающему увеличение плотности минеральных горизонтов почвы, которое может приводить к усилению анаэробно-биоза, уменьшению содержания органического вещества и, тем самым, к сокращению интенсивности дыхания. В ряде работ показано некоторое стимулирующее влияние рекреации на эмиссию CO₂ с поверхности почвы [21], в других отмечает-

ся небольшой негативный эффект [37]. В нашем случае влияние рекреации в разные годы было как отрицательным, так и положительным, но в любом случае очень небольшим. Следует подчеркнуть, что поскольку измерения проводили вне дорожно-тропиночной сети, это могло привести к недооценке вклада этого фактора.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Анализ интенсивности почвенного дыхания сосновых лесов на территории Екатеринбурга и в его окрестностях показал, что урбанизация негативно влияет на величину эмиссии CO₂ с поверхности почвы. По сравнению с урбанизацией воздействие рекреации незначительно и в разные периоды разнонаправленно. Степень влияния урбанизации следует признать достаточно существенной – почвы лесных насаждений в городе в разгар вегетационного сезона выделяют углекислый газ в два раза менее интенсивно, чем за городом. Механизм действия урбанизации на дыхание почвы, скорее всего, напрямую не связан с атмосферным загрязнением, а опосредован через изменение растительного покрова.

Таким образом, условия города оказывают существенное негативное влияние на интенсивность эмиссии CO₂ из почвы сосновых лесов. Учитывая глобальный уровень урбанизации в современном мире и преимущественно антропогенное происхождение углекислого газа в углеродном балансе городов, это можно интерпретировать как своеобразный “компенсаторный механизм”, предотвращающий избыточное поступление этого парникового газа в атмосферу. В свою очередь данное обстоятельство определяет актуальность дальнейшего изучения последствий урбанизации для цикла углерода.

Авторы *благодарят* С.Ю. Кайгородову за предоставление данных по почвам Екатеринбурга.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Ананьева Н.Д., Благодатская Е.В., Демкина Т.С.* Оценка устойчивости микробных комплексов к природным и антропогенным воздействиям // Почвоведение. 2002. № 5. С. 580–587.
2. *Васнев В.И., Ананьева Н.Д., Иващенко К.В.* Влияние поллютантов (тяжелые металлы, дизельное топливо) на дыхательную активность конструкторов // Экология. 2013. № 6. С. 436–445.
3. *Веселкин Д.В., Кайгородова С.Ю.* Строение эктомикориз сосны обыкновенной в урбанизированных лесах в связи с агрохимическими свойствами почв // Агрохимия. 2013. № 11. С. 63–71.
4. *Глухова Т.В., Вомперский С.Э., Ковалев А.Г.* Эмиссия CO₂ с поверхности олиготрофных болот южно-таежной зоны европейской территории России с учетом микрорельефа // Почвоведение. 2014. № 1. С. 48–57.

5. Государственный доклад “О состоянии и об охране окружающей среды Свердловской области в 2012 г.”. Екатеринбург, 2013. 308 с.
6. Золотарева Н.В., Подгаевская Е.Н., Шавнин С.А. Изменение структуры напочвенного покрова сосновых лесов в условиях крупного промышленного города // Изв. Оренбургского гос. аграрн. ун-та. 2012. Т. 5. № 37. С. 218–221.
7. Иващенко К.В., Ананьева Н.Д., Васенев В.И., Кудяров В.Н., Валентины Р. Биомасса и дыхательная активность почвенных микроорганизмов в антропогенно-измененных экосистемах (Московская область) // Почвоведение. 2014. № 9. С. 1077–1088. DOI: 10.7868/S0032180X14090056.
8. Кадулин М.С., Копчик М.Н. Эмиссия CO₂ почвами в зоне влияния горно-металлургического комбината “Североникель” в Кольской Субарктике // Почвоведение. 2013. № 11. С. 1387–1396. DOI: 10.7868/S0032180X13110063.
9. Курганова И.Н., Кудяров В.Н. Оценка потоков диоксида углерода из почв таежной зоны России // Почвоведение. 1998. № 9. С. 1058–1070.
10. Курганова И.Н. Эмиссия и баланс диоксида углерода в наземных экосистемах России. Автореф. дис. ... докт. биол. н. М., 2010. 50 с.
11. Ларионова А.А., Розонова Л.Н. Суточная, сезонная и годовая динамика выделения CO₂ из почвы // Дыхание почвы. Пушчино: ОНТИ ПНЦ РАН, 1993. С. 59–68.
12. Лопес де Гереню В.О., Курганова И.Н., Розонова Л.Н., Кудяров В.Н. Годовые потоки диоксида углерода из некоторых почв южно-таежной зоны России // Почвоведение. 2001. № 9. С. 1045–1059.
13. Машика А.В. Эмиссия диоксида углерода с поверхности подзолистой почвы // Почвоведение. 2006. № 12. С. 1457–1463.
14. Наумов А.В. Дыхание корневых систем // Бот. журнал. 1981. № 8. С. 1099–1113.
15. Оборин М.С. Особенности анализа рекреационной и антропогенной нагрузки вследствие санаторно-курортной и туристской деятельности // Географический вестник. 2010. № 2. С. 19–24.
16. Савич В.И., Романчик Е.А., Ортега Б., Аларкон А.В., Родригес Ф.Н. Почвы мегаполисов и их создание // Изв. ТСХА. 2003. № 3. С. 3–28.
17. Сморгалов И.А., Воробейчик Е.Л. Почвенное дыхание лесных экосистем в градиентах загрязнения среды выбросами медеплавильных заводов // Экология. 2011. № 6. С. 429–435.
18. Стурман В.И. Природные и техногенные факторы загрязнения атмосферного воздуха российских городов // Вестник Удмуртского ун-та. Биология. Науки о земле. 2008. № 2. С. 15–29.
19. Толкач О.В., Добротворская О.Е. Состояние возобновления в зеленых зонах города Екатеринбурга // Изв. Самарского НЦ РАН. 2011. Т. 13. № 1. С. 919–921.
20. Шавнин С.А., Галако В.А., Менщиков С.Л., Власенко В.Э., Марущак В.Н. Лесоводственно-таксационная оценка экологического состояния лесов в условиях рекреации и техногенного загрязнения // Изв. Оренбургского гос. аграрн. ун-та. 2010. Т. 27. № 3. С. 37–41.
21. Юзбеков А.К., Тимошенко В.В. Влияние рекреации на эмиссию CO₂ с поверхности почвы в лесных экосистемах национального парка “Валдайский” // Вестник РУДН. 2011. № 4. С. 72–77.
22. Allaire S.E., Dufour-L'Arrivée C., Lafond J.A., Lalancette R., Brodeur J. Carbon dioxide emissions by urban turfgrass areas // Can. J. Soil Sci. 2008. V. 88. № 4. P. 529–532.
23. Boone R.D., Nadelhoffer K.J., Canary J.D., Kaye J.P. Roots exert a strong influence on the temperature sensitivity of soil respiration // Nature. 1998. V. 396. № 6711. P. 570–572.
24. Chen W., Jia X., Zha T., Wu B., Zhang Y., Li C., Wang X., He G., Yu H., Chen G. Soil respiration in a mixed urban forest in China in relation to soil temperature and water content // Eur. J. Soil. Biol. 2013. V. 54. P. 63–68.
25. Chen Y., Luo J., Li W., Yu D., She J. Comparison of soil respiration among three different subalpine ecosystems on eastern Tibetan Plateau, China // Soil Sci. Plant Nutr. 2014.
26. Cotrufo M.F., De Santo A.V., Alfani A., Bartoli G., De Cristofaro A. Effects of urban heavy metal pollution on organic matter decomposition in Quercus ilex L. woods // Environ. Pollut. 1995. V. 89. № 1. P. 81–87.
27. Day S.D., Wiseman P.E., Dickinson S.B., Harris J.R. Tree root ecology in the Urban environment and implications for a sustainable rhizosphere // Arboric. Urban. For. 2010. V. 36. № 5. P. 193–205.
28. Davidson E.A., Belk E., Boone R.D. Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest // Global Change Biol. 1998. V. 4. № 2. P. 217–227.
29. Grimmond C.S.B., King T.S., Cropley F.D., Nowak D.J., Souch C. Local-scale fluxes of carbon dioxide in urban environments: Methodological challenges and results from Chicago // Environ. Pollut. 2002. V. 116. № SUPPL. 1. P. S243–S254.
30. 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. V. 48. № 1. P. 115–146.
31. Helal H.M., Sauerbeck D. Short term determination of the actual respiration rate of intact plant roots // Plant Roots and Their Environment. Amsterdam: Elsevier, 1991. P. 88–92.
32. Kaye J.P., McCulley R.L., Burke I.C. Carbon fluxes, nitrogen cycling, and soil microbial communities in adjacent urban, native and agricultural ecosystems // Global Change Biol. 2005. V. 11. № 4. P. 575–587.
33. Kozlov M.V., Zvereva E.L., Zverev V.E. Impacts of point polluters on terrestrial biota: Comparative analysis of 18 contaminated areas. Dordrecht: Springer, 2009. 466 p.
34. Kruse J., Simon J., Rennenberg H. Soil respiration and soil organic matter decomposition in response to climate change // Developments in Environmental Science. 2013. V. 13. P. 131–149.

35. *Kuzyakov Y., Gavrichkova O.* Time lag between photosynthesis and carbon dioxide efflux from soil: A review of mechanisms and controls // *Global Change Biol.* 2010. V. 16. № 12. P. 3386–3406.
36. *Luo Y., Zhou X.* Soil respiration and the environment. Burlington: Acad. Press, 2006. 316 p.
37. *Malmivaara-Lämsä M., Hamberg L., Haapamäki E., Liski J., Kotze D.J., Lehvävirta S., Fritze H.* Edge effects and trampling in boreal urban forest fragments – impacts on the soil microbial community // *Soil Biol. Biochem.* 2008. V. 40. № 7. P. 1612–1621.
38. *Marschner B., Waldemar Wilczynski A.* The effect of liming on quantity and chemical composition of soil organic matter in a pine forest in Berlin, Germany // *Plant Soil.* 1991. V. 137. № 2. P. 229–236.
39. *Nemitz E., Hargreaves K.J., McDonald A.G., Dorsey J.R., Fowler D.* Micrometeorological measurements of the urban heat budget and CO₂ emissions on a city scale // *Environ. Sci. Technol.* 2002. V. 36. № 14. P. 3139–3146.
40. *Ochimaru T., Fukuda K.* Changes in fungal communities in evergreen broad-leaved forests across a gradient of urban to rural areas in Japan // *Can. J. Forest Res.* 2007. V. 37. № 2. P. 247–258.
41. *Ohya H., Fujiwara S., Komai Y., Yamaguchi M.* Microbial biomass and activity in urban soils contaminated with Zn and Pb // *Biol. Fert. Soils.* 1988. V. 6. № 1. P. 9–13.
42. *Papa S., Bartoli G., Pellegrino A., Fioretto A.* Microbial activities and trace element contents in an urban soil // *Environ. Monit. Assess.* 2010. V. 165. № 1–4. P. 193–203.
43. *Ramsey P.W., Rillig M.C., Feris K.P., Moore J.N., Gannon J.E.* Mine waste contamination limits soil respiration rates: A case study using quantile regression // *Soil Biol. Biochem.* 2005. V. 37. № 6. P. 1177–1183.
44. *Ramsey P.W., Rillig M.C., Feris K.P., Gordon N.S., Moore J.N., Holben W.E., Gannon J.E.* Relationship between communities and processes: new insights from a field study of a contaminated ecosystem // *Ecol. Lett.* 2005. V. 8. № 11. P. 1201–1210.
45. *Sun Q., Fang H.L., Liang J., Qian X.W., Liu M.D., Zhang Q.F., Hao R.J., Hao G.J.* Soil respiration characteristics of typical urban lawns in Shanghai // *Chinese J. Ecol.* 2009. V. 28. № 8. P. 1572–1578.
46. *Svirejeva-Hopkins A., Schellnhuber H.J., Pomaz V.L.* Urbanised territories as a specific component of the Global Carbon Cycle // *Ecol. Model.* 2004. V. 173. № 2–3. P. 295–312.
47. *Svirejeva-Hopkins A., Schellnhuber H.J.* Urban expansion and its contribution to the regional carbon emissions: Using the model based on the population density distribution // *Ecol. Model.* 2008. V. 216. № 2. P. 208–216.
48. *Swinnen J.* Evaluation of the use of a model rhizodeposition technique to separate root and microbial respiration in soil // *Plant and Soil.* 1994. V. 165. № 1. P. 89–101.
49. *Takahashi H.A., Konohira E., Hiyama T., Minami M., Nakamura T., Yoshida N.* Diurnal variation of CO₂ concentration, $\Delta^{14}\text{C}$ and $\delta^{13}\text{C}$ in an urban forest: Estimate of the anthropogenic and biogenic CO₂ contributions // *Tellus B.* 2002. V. 54. № 2. P. 97–109.
50. *Vaccari F.P., Gioli B., Toscano P., Perrone C.* Carbon dioxide balance assessment of the city of Florence (Italy), and implications for urban planning // *Landscape Urban Plan.* 2013. V. 120. P. 138–146.
51. *Yuangen Y., Paterson E., Campbell C.D.* Urban soil microbial features and their environmental significance as exemplified by Aberdeen City, UK // *Chinese J. Geochemistry.* 2001. V. 20. № 1. P. 34–44.
52. *Zhang G.X., Xu J., Wang G.B., Wu S.S., Ruan H.H.* Soil respiration under different vegetation types in Nanjing urban green space // *Chinese J. Ecol.* 2010. V. 29. № 2. P. 274–280.
53. *Zimnoch M., Godlowska J., Necki J.M., Rozanski K.* Assessing surface fluxes of CO₂ and CH₄ in urban environment: a reconnaissance study in Krakow, Southern Poland // *Tellus B.* 2010. V. 62. № 5. P. 573–580.