

ОРИГИНАЛЬНЫЕ
СТАТЬИ

УДК 631.433.3+630*114.351+504.5:546.3

МЕХАНИЗМ СТАБИЛЬНОСТИ ЭМИССИИ CO₂ ИЗ ЛЕСНОЙ ПОДСТИЛКИ В УСЛОВИЯХ ПРОМЫШЛЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ*

© 2016 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 24.11.2014 г.

Исследовано влияние промышленного загрязнения на общую эмиссию CO₂ с поверхности почвы и эмиссию из лесной подстилки (измерения *in situ*) в районах воздействия Среднеуральского (елово-пихтовые леса) и Карабашского (березовые леса) медеплавильных заводов. Измерения выполнены в середине вегетационных сезонов 2010–2013 гг. на 60 пробных площадях. Загрязнение относительно слабо влияет на общую эмиссию CO₂ (разница между фоновой и импактной территориями составляет 1.5–1.8 раза; резкое снижение наблюдается только на участке техногенной пустоши) и практически не влияет на эмиссию из лесной подстилки. В то же время удельная дыхательная активность подстилки (дыхание единицы массы субстрата) тесно связана с уровнем загрязнения; в импактной зоне удельная активность в 3.5–15 раз меньше, чем на фоновой территории. Вклад подстилки в общую эмиссию CO₂ значителен (в хвойных лесах составляет 30–60%, в лиственных – 17–32%). Очень небольшое количество корней в подстилке (в хвойных лесах – 7–10% от их общего запаса, в лиственных – 2–5%) позволяет интерпретировать дыхание подстилки как главным образом микробное. Стабильность потоков CO₂ из подстилки в градиенте загрязнения обусловлена взаимодействием двух разнонаправленных процессов: уменьшением ее удельной дыхательной активности (из-за угнетения обитающих в ней микроорганизмов) и увеличением запаса подстилки.

Дыхание почвы, эмиссия CO₂, углекислый газ, лесная подстилка, почва, лесные экосистемы, промышленное загрязнение, тяжелые металлы, медеплавильный завод, Средний Урал, Южный Урал.

Дыхание почвы – один из ключевых компонентов цикла углерода, поэтому закономерен интерес к изучению его изменений под действием различных экологических факторов (Luo, Zhou, 2006), в том числе промышленного загрязнения. Несмотря на огромное число публикаций как по почвенному дыханию, так и по загрязненным территориям, мало работ, лежащих на пересечении этих двух предметных областей, причем подавляющая их часть базируется на измерениях *ex situ* (т.е. характеризующих только активность почвенной микрофлоры). Обычно регистрируют уменьшение базального дыхания почвы на территориях, подверженных загрязнению от выбросов

крупных металлургических предприятий (Ebregt, Boldewijn, 1977; Nordgren et al., 1986; Fritze et al., 1989; Vanhala, Ahtiainen, 1994; Zwoliński, 1994; Yao et al., 2003; Gaumont-Guay et al., 2014), автотранспорта (Gülser, Erdogan, 2008) и в городской среде (Papa et al., 2010). Но в ряде случаев не выявлено его изменений в градиенте промышленного загрязнения (Paton et al., 2006; Stefanowicz et al., 2008). Экспериментальное внесение тяжелых металлов в лабораторных условиях также обычно снижает интенсивность почвенного дыхания, особенно при высоких концентрациях и длительной экспозиции (Doelman, Haanstra, 1984; Laskowski et al., 1994; Aoyama, Nagumo, 1997; Frey et al., 2006; Åkerblom et al., 2007), но иногда регистрируют положительный эффект (Bardgett, Saggar, 1994). Лишь в единичных публикациях рассмотрено влияние загрязнения тяжелыми ме-

* Работа выполнена при финансовой поддержке Программы фундаментальных исследований УрО РАН (проекты 12-П-4-1057, 15-12-4-27) и РФФИ (проекты №№ 11-05-01218, 13-04-01699).

таллами на дыхание почвы *in situ* (Сморкалов, Воробейчик, 2011; Кадулин, Копчик, 2013; Копчик и др., 2015; Ramsey et al., 2005; Kozlov et al., 2009), причем в них также документировано и его снижение, и отсутствие изменений.

Причиной противоречивости результатов, помимо влияния разномасштабной временной и пространственной изменчивости, может быть комплексная природа дыхания почвы, характеризующего интенсивность как продукционных (метаболизм автотрофов), так и деструкционных (метаболизм гетеротрофов) процессов. Поэтому для понимания закономерностей его изменений под действием различных факторов важно разделять эмиссию CO₂ на компоненты как по агентам (дыхание корней и микроорганизмов), так и по локализации (дыхание подстилки и минеральных горизонтов почвы).

Разделение дыхания почвы на корневое и микробное представляет собой крайне сложную и далекую от окончательного решения методическую задачу (Евдокимов и др., 2010; Сморкалов, 2012; Kuzyakov, 2006; Luo, Zhou, 2006; Bond-Lamberty et al., 2011; Heinemeyer et al., 2012; Rodeghiero et al., 2013; Tomotsune et al., 2012). Тем не менее для понимания механизмов изменения эмиссии CO₂ в градиенте загрязнения, по крайней мере в первом приближении, полезно сопоставить данные о дыхании с информацией о запасах корней в подстилке и минеральных горизонтах. Впрочем, материалы по запасу корней интересны и сами по себе, поскольку оценки подземной биомассы на территориях, загрязненных выбросами промышленных предприятий, в отличие от надземной, единичны и очень неполны (Ярмишко и др., 2007; Johnson, Hale, 2008). Это резко контрастирует с хорошей изученностью вопроса на ненарушенных территориях, для которых выявлены закономерности распределения биомассы корней и в глобальном, и в региональном, и в локальном масштабах (Gill, Jackson, 2000; Finér et al., 2011).

Задача оценки вклада подстилки в общую эмиссию CO₂ существенно проще, хотя дифференциальный анализ дыхания подстилки и минеральной части почвенного профиля практикуют нечасто (Люри и др., 2013; Ngao et al., 2005; Sulzman et al., 2005; Cisneros-Dozal et al., 2007; DeForest et al., 2009; Wang et al., 2009; Zimmermann et al., 2009). Интерес к изучению подстилки в рассматриваемом аспекте не случаен и связан с ее ролью мощного биогеохимического барьера на пути поступления поллютантов в нижележащие почвенные горизонты, а также с тем, что обычно в ней максимально обилие почвенных микроорганизмов. При

промышленном загрязнении именно подстилка реагирует одной из первых: вблизи предприятий цветной металлургии ее мощность обычно увеличена из-за подавления крупных почвенных сапрофагов и микромицетов (Воробейчик, 1995, 2003; Strojan, 1978), хотя при определенных условиях (из-за активизации эрозионных процессов) мощность может снижаться (Черненко, 2014). В то же время нам известна лишь единственная публикация, в которой для условий сильного промышленного загрязнения разделили эмиссию CO₂ на дыхание подстилки и минеральных горизонтов (Кадулин, Копчик, 2013).

Дефицит информации и противоречивость результатов относительно влияния промышленного загрязнения на дыхание почвы определили цель нашего исследования, которая состояла в анализе изменения интенсивности общей эмиссии CO₂ с поверхности почвы и эмиссии из лесной подстилки в сильных средовых градиентах, сформированных крупными точечными источниками выбросов тяжелых металлов.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДИКА

Работы проведены возле двух крупных предприятий цветной металлургии – Среднеуральского медеплавильного завода (СУМЗ) и Карабашского медеплавильного завода (КМЗ). СУМЗ, действующий с 1940 г., расположен на Среднем Урале (подзона южной тайги) около г. Ревды Свердловской обл., в 50 км к западу от Екатеринбурга. КМЗ, действующий с 1910 г., расположен на Южном Урале (предлесостепные сосново-березовые леса) около г. Карабаша, в 90 км к северо-западу от Челябинска. Состав выбросов предприятий сходен: основные ингредиенты – SO₂ и пылевые частицы с сорбированными металлами и металлоидами (Cu, Pb, Cd, Zn, Fe, As, Hg и др.). Заводы также сопоставимы по мощности: в конце 1980-х годов каждый из них выбрасывал около 150–160 тыс. т поллютантов в год. В отличие от СУМЗ, действовавшего непрерывно с момента пуска (не считая перерыва на 6–11 мес. в 1941–1943 гг.), работа КМЗ была приостановлена с 1989 по 1997 г. Различия также касаются динамики выбросов в последнее десятилетие: в начале 2000-х годов выбросы СУМЗ составляли 30–60 тыс. т год⁻¹, а КМЗ – 80–95 тыс. т год⁻¹; в конце 2000-х годов выбросы обоих предприятий снизились до 16–25 тыс. т год⁻¹. После реконструкции производства в 2010 г. выбросы СУМЗ упали до 3–5 тыс. т год⁻¹, тогда как КМЗ продолжает выбрасывать 13–16 тыс. т год⁻¹.

В обоих районах хорошо выражены фоновая (в районе СУМЗ на удалении 20–33 км от завода, КМЗ – 18–32 км), буферная (СУМЗ – 4–10 км, КМЗ – 9–18 км) и импактная (СУМЗ – 1–3 км, КМЗ – 1–5 км) зоны, характеризующие последовательные стадии техногенной дигрессии лесных экосистем. В непосредственной близости от КМЗ образовалась обширная техногенная пустошь – специфический “лунный” ландшафт, частично переработанный эрозийными процессами, практически лишенный высшей растительности и естественного почвенного покрова (верхние горизонты почвы замещены техногенными поверхностными образованиями из эрозийных наносов). Возле СУМЗ техногенная пустошь представлена фрагментарно (только к востоку от завода) и не была включена в наш анализ.

В районе СУМЗ работы проведены в ельниках-пихтарниках, где под действием загрязнения произошла закономерная смена растительных ассоциаций – от неморально-кисличных через разнотравно-злаковые до мохово-хвощовых и мертвопокровных. Почвенный покров представлен бурыми горно-лесными, дерново-подзолистыми и серыми лесными почвами. В фоновой зоне мощность подстилки составляет 2–3 см, в буферной – увеличена до 5–7 см, в импактной – до 10–15 см. Несмотря на снижение выбросов СУМЗ в последние годы, содержание тяжелых металлов в верхних горизонтах почвы осталось на прежнем уровне (Трубина и др., 2014). Также не выявлено каких-либо положительных сдвигов в состоянии растительности в импактной зоне (Воробейчик и др., 2014).

В районе КМЗ работы проведены в производных березняках, образовавшихся на месте сосновых лесов. Загрязнение вызвало закономерную смену растительных ассоциаций – от разнотравных через разнотравно-злаковые до мертвопокровных. Почвенный покров представлен буроземами, дерново-подзолистыми и темно-серыми почвами. В фоновой и буферной зонах мощность подстилки составляет 1–4 см, в импактной – увеличена до 8–10 см, на техногенной пустоши подстилка полностью отсутствует.

Для каждого градиента выбраны по 10 участков (на удалении от 1 до 33 км от завода): в районе СУМЗ они располагались в одном направлении (к западу от завода), КМЗ – в двух (к северу и югу). На каждом участке было заложено по 3 пробные площадки в сходных ландшафтных и почвенно-растительных условиях (отстоят на 50–200 м друг от друга). Дыхание почвы измеряли в вегетационные сезоны 2010–2013 гг.: в районе СУМЗ – 5–8 июля

2010 г., 5–15 августа 2011 г., 25–28 июня 2012 г., 8–11 июля 2013 г.; КМЗ – 13–16 июля 2010 г., 1–20 июля 2011 г., 18–22 июня 2012 г., 24–26 июня 2013 г. Время измерений – с 10 до 16 ч (такая “растянутость” периода измерений при работе в лесах вполне допустима, поскольку внутрисуточная амплитуда изменения температуры и влажности почвы относительно невелика (Карелин и др., 2014)). На каждой пробной площади эмиссию CO_2 измеряли в нескольких случайно выбранных точках, не совпадавших в разные годы (по 5 – в 2010 г., 15 – в 2011 г., 10 – в 2012 г. и 2013 г.; точки отстоят не менее чем на 5 м друг от друга). Всего выполнено 2400 измерений на 60 пробных площадях.

Скорость потока CO_2 с поверхности почвы в 2010–2012 гг. измеряли полевым респирометром SR1LP (Qubit Systems, Канада), в 2013 г. – автоматической системой Li-8100A (Li-Cor biosciences, США). Оба прибора работают по принципу закрытого динамического камерного метода (Luo, Zhou, 2006): после установки измерительной камеры на поверхность почвы воздух циркулирует внутри замкнутой системы, состоящей из камеры, насоса, датчика скорости потока и инфракрасного газоанализатора, подключенного к портативному компьютеру. Интенсивность эмиссии ($\text{мг CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$) рассчитывали по наклону линейного участка кривой накопления CO_2 (во всех случаях использовали линейную аппроксимацию) с учетом объема системы, площади основания камеры и температуры почвы. Для расчетов выбирали максимально линейный участок кривой (для которого коэффициент детерминации составлял более 0.97), отступив некоторое время от начала измерения (для SR1LP – не менее 30 с, для Li-8100A – 15 с). Концентрация CO_2 в системе обычно растет линейно (до момента насыщения), что позволяет по коэффициенту наклона рассчитать скорость эмиссии.

Различия в методиках между приборами заключались в следующем. При использовании SR1LP камеру (цилиндр диаметром 10 см и высотой 12.5 см) заглубляли в почву (зеленые части сосудистых растений были предварительно срезаны) примерно на 2 см на 1.5–2 мин, скорость потока воздуха в системе составляла 450–500 мл мин^{-1} . При использовании Li-8100A непосредственно перед измерением устанавливали кольца из нержавеющей стали диаметром 10.5 см и высотой 5 см, которые заглубляли в почву на 3 см; зеленые части растений также были предварительно срезаны. Далее на кольцо помещали камеру прибора на 1 мин; скорость потока воздуха составляла 1700 мл мин^{-1} . Специальная предварительная ра-

бота по интеркалибровке SR1LP и Li-8100A показала вполне удовлетворительную сопоставимость результатов (при одновременном использовании двух приборов в пределах одного участка разница в оценках эмиссии была не значима на 5%-ом уровне, а по абсолютной величине не превышала 5%).

Разделение общей эмиссии на эмиссию из лесной подстилки и минеральных горизонтов почвы проводили в 2011–2013 гг. Для этого использовали оригинальную методику (Сморкалов, 2013): после измерения общей эмиссии подстилку из камеры или кольца аккуратно переносили в воздухонепроницаемый пластиковый пакет, который в открытом виде помещали на исходное место. Чтобы избежать ошибок, вызванных увеличением потока CO₂ из-за неизбежного механического нарушения подстилки при изъятии, измерение ее дыхания проводили спустя некоторое время (30–40 мин) после перемещения в пакет. Для измерений камеру прибора помещали непосредственно в пакет (в случае с Li-8100A – вместе с полипропиленовым кольцом диаметром 10.5 см и высотой 5 см) и плотно прижимали для исключения поступления воздуха извне. Эмиссию CO₂ из минеральных горизонтов определяли как разницу между общей эмиссией и эмиссией из подстилки.

После измерений эмиссии подстилку перенесли в лабораторию, сушили до воздушно-сухого состояния и измеряли массу с точностью 0.01 г. Эти же образцы были использованы для оценки запаса корней в подстилке (только в 2011 г.).

Пробы почвы для оценки запаса корней отбирали только в 2011 г. буром Eijkelkamp (Нидерланды) для комбинированных почв (диаметр 7 см, высота 20 см) из центра проекции камеры после проведения измерений эмиссии и удаления подстилки. Керны в полевых условиях промывали на колонке сит с ячейей 2.0 и 0.25 мм, далее сушили до воздушно-сухого состояния. Приготовленный таким образом “концентрат корней” был консервирован для дальнейшей камеральной обработки. Корни тщательно выбирали вручную из проб почвы и подстилки и далее разделяли на две размерные фракции (первая – 0.5 мм < диаметр < 2 мм; вторая – диаметр > 2 мм); массу корней измеряли с точностью 0.0001 г.

В качестве оценки уровня загрязнения использовали содержание меди в лесной подстилке. На каждой пробной площади (кроме участка техногенной пустоши) в 2009 г. отобрали по 5 смешанных образцов лесной подстилки (каждый составлен из 5 индивидуальных). Концентрации подвижных форм металлов (экстрагирование 5%-ой HNO₃, отношение подстилки к экстрагенту

1:10, время экстракции – сутки) измерены на атомно-абсорбционном спектрометре AAS 6 Vario (Analytik Jena, Германия). Использование данных 2009 г. для сопоставления с материалами по дыханию 2010–2013 гг. корректно, поскольку на территориях с длительным атмосферным поступлением металлов их уровень в почве достаточно стабилен, как это было продемонстрировано для района СУМЗ (Трубина и др., 2014).

Для статистической обработки использовали параметрический корреляционный, нелинейный регрессионный и трехфакторный ковариационный анализ. Во всех случаях учетной единицей считали пробную площадь.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В районе СУМЗ за все годы измерений диапазон общей эмиссии составил 206–2617 мг CO₂ м⁻² ч⁻¹, в районе КМЗ (без учета пустоши) – 22–4018 мг CO₂ м⁻² ч⁻¹ (на пустоши – 0–199 мг CO₂ м⁻² ч⁻¹). Зависимости средней на пробную площадь эмиссии CO₂ от содержания меди в подстилке представлены на рис. 1. Полученные нами абсолютные величины общей эмиссии (в среднем на пробную площадь) на фоновой территории (150–2134 мг CO₂ м⁻² ч⁻¹) близки к значениям, которые обычно регистрируют для лесов умеренных широт: 300–1400 (Глухова и др., 2014), 440–1060 (Кадулин, Копчик, 2013), 1000–1500, 690–1800 (Kozlov et al., 2009) мг CO₂ м⁻² ч⁻¹. Впрочем, величины эмиссии в буферной и импактной зонах также укладываются в этот диапазон. Исключение составляет техногенная пустошь в районе КМЗ, которая по показателям эмиссии близка к техногенным пустошам в Кольской Субарктике (Копчик и др., 2015) и к полярным и аридным пустыням (Cable et al., 2011; Thomas et al., 2011; Zhang et al., 2013).

Интенсивность общей эмиссии CO₂, также как и эмиссии из минеральной части профиля, значительно уменьшалась с увеличением загрязнения (рис. 1, таблица), хотя разница между крайними частями градиента загрязнения (т.е. фоновой и импактной территориями) была относительно небольшой (всего 1.5–1.8 раза). Лишь на участке техногенной пустоши эмиссия была в 35 раз меньше фонового уровня.

В районе СУМЗ диапазон эмиссии из подстилки составил 26–2156 мг CO₂ м⁻² ч⁻¹, КМЗ – 9.0–1639 мг CO₂ м⁻² ч⁻¹. В противоположность общей эмиссии, данный параметр практически не менялся в градиенте загрязнения (см. рис. 1, таблица). В хвойных лесах эмиссия CO₂ из подстилки составляла 30–60% от общей эмиссии и была в

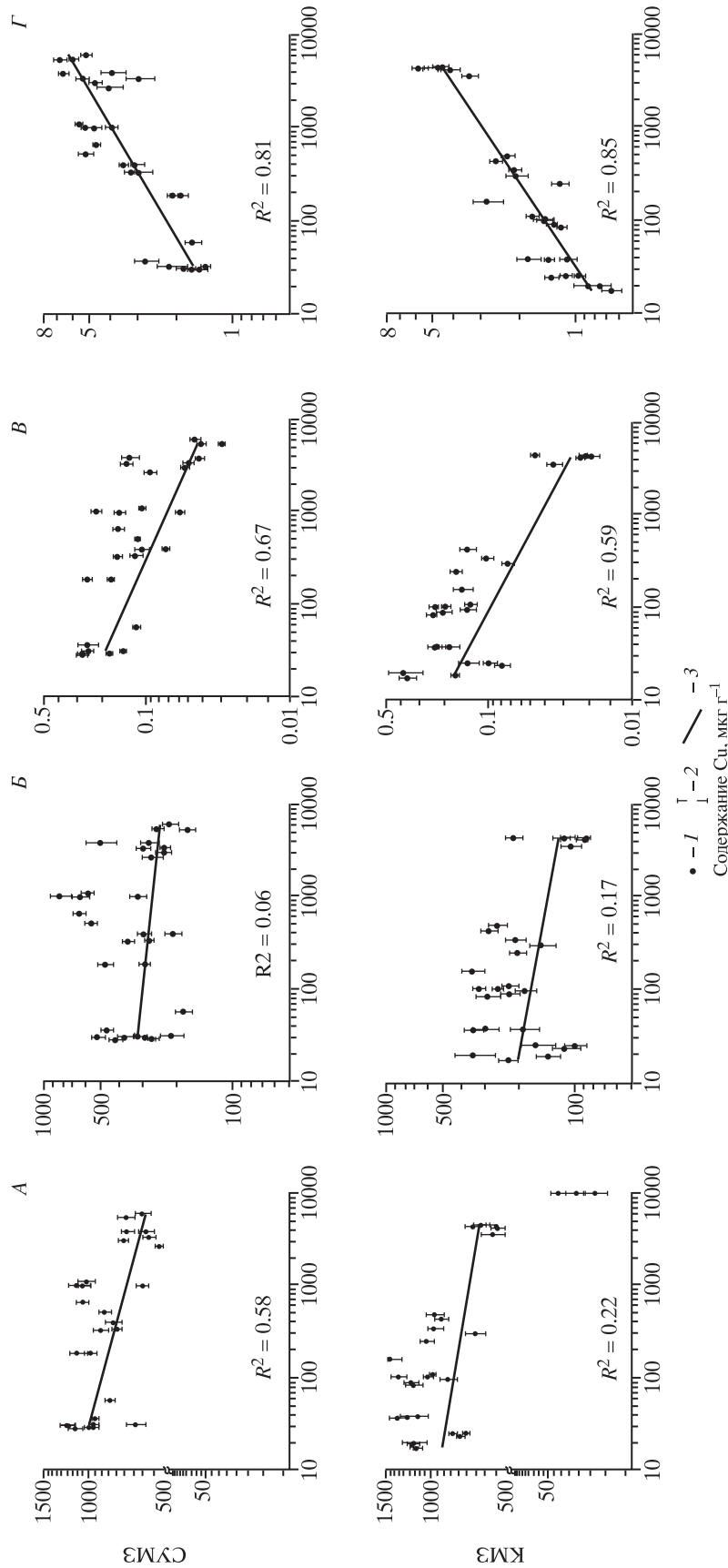


Рис. 1. Зависимость параметров дыхания от содержания меди в подстилке. *A* – общая эмиссия, мг CO₂ м⁻²ч⁻¹, *B* – эмиссия из подстилки, мг CO₂ м⁻²ч⁻¹, *C* – удельная дыхательная активность подстилки, мг CO₂ г⁻¹ч⁻¹, *Г* – запас подстилки, кг м⁻²; *I* – среднее на площадку за 2010–2013 гг. (для общей эмиссии) или 2011–2013 гг. (для других параметров) (для общей эмиссии *n*=40; для дыхания, удельной дыхательной активности и запаса подстилки *n*=35; для содержания Cu *n*=5), 2 – ошибка среднего. 3 – аппроксимация зависимости степенной функцией, R² – коэффициент детерминации. Масштаб осей логарифмический.

Результаты ковариационных анализов различий между годами и районами исследования

Параметр	Источник изменчивости					
	год, $df_1=2^*$	район, $df_1=1$	Cu, $df_1=1$	год×район, $df_1=2^*$	Cu×год, $df_1=2^*$	Cu×район, $df_1=1$
Общая эмиссия CO ₂ , $df_2=238$	3.4 (0.020)	2.5 (0.112)	72.6 (<0.001)	3.9 (0.010)	0.2 (0.892)	5.7 (0.018)
Эмиссия из минерального слоя, $df_2=260$	1.9 (0.159)	1.0 (0.319)	45.2 (<0.001)	4.6 (0.011)	2.0 (0.143)	0.1 (0.738)
Эмиссия из подстилки, $df_2=175$	1.3 (0.263)	6.3 (0.013)	0.7 (0.394)	1.9 (0.148)	1.3 (0.271)	0.0 (0.841)
Удельная дыхательная активность подстилки, $df_2=175$	1.2 (0.315)	0.0 (0.850)	59.9 (<0.001)	0.2 (0.785)	0.6 (0.557)	0.5 (0.477)
Запас подстилки, $df_2=175$	2.0 (0.138)	12.9 (<0.001)	313.4 (<0.001)	1.7 (0.179)	0.5 (0.633)	3.0 (0.087)
Запас корней в слое 0–20 см минеральных горизонтов, $df_2=56$	–	6.1 (0.016)	4.5 (0.039)	–	–	5.8 (0.019)
Запас корней в подстилке, $df_2=56$	–	10.2 (0.002)	0.2 (0.696)	–	–	6.1 (0.017)

* – для общей эмиссии $df_1 = 3$, прочерк – отсутствие данных.

Примечание. Ковариата – содержание Cu в подстилке, приведен F-критерий, в скобках – достигнутый уровень значимости. Для всех параметров использовано логарифмическое преобразование.

среднем в 1.8 раз выше (различия между районами значимы (таблица)), чем в лиственных, где она составляла 17–32% от общей эмиссии.

По сравнению с минеральными горизонтами в подстилке корней очень мало: в хвойном лесу – всего 7–10% от их общего запаса, в лиственном – еще меньше (2–5%). В то же время вклад подстилки в общую эмиссию CO₂ почти не отличается от вклада минеральных горизонтов. Такое соотношение позволяет считать основным источником углекислого газа из подстилки метаболизм микроорганизмов.

Запас корней в минеральных горизонтах (0–20 см) снижался с увеличением загрязнения только в одном районе (КМЗ), но и в этом случае разница между импактной и фоновой территориями была невелика (всего 1.6 раза); запас корней в подстилке практически не менялся в обоих градиентах (рис. 2, таблица). Этот результат достаточно неожидан, поскольку ингибирующее действие тяжелых металлов на рост корней считается общеизвестным (Menon et al., 2007). Впрочем, это мнение базируется на материалах одновидовых лабораторных экспериментов и не подкреплено натурными наблюдениями в многовидовых сообществах. Скорее всего, отсутствие выраженного снижения запаса корней при приближении к ис-

точнику выбросов связано с компенсаторными реакциями в фитоценозе – увеличением густоты подроста и разрастанием толерантных к загрязнению видов травяно-кустарничкового яруса (в первую очередь злаков) в ответ на изреживание древостоя (Воробейчик и др., 2014). Косвенно в пользу этого объяснения свидетельствует то, что такие процессы документированы в обоих районах исследования для надземной биомассы, причем они более выражены вблизи СУМЗ, чем КМЗ (Усольцев и др., 2012). Это как раз соответствует наблюдаемой разнице в трендах изменения запаса корней.

Отдельно следует остановиться на вопросе о возможных причинах отсутствия изменений в градиенте загрязнения эмиссии CO₂ из подстилки. Стабильность эмиссии из подстилки при значительном (3–4-кратном) увеличении ее запаса означает, что в градиенте загрязнения снижается удельная дыхательная активность подстилки, т.е. дыхание единицы массы субстрата. Другими словами, поток углекислого газа из тонкой подстилки на фоновой территории равен потоку из мощного слоя плохо разложившихся растительных остатков в импактной зоне. Действительно, удельная дыхательная активность подстилки очень тесно связана с уровнем загрязнения (рис. 1, коэффици-

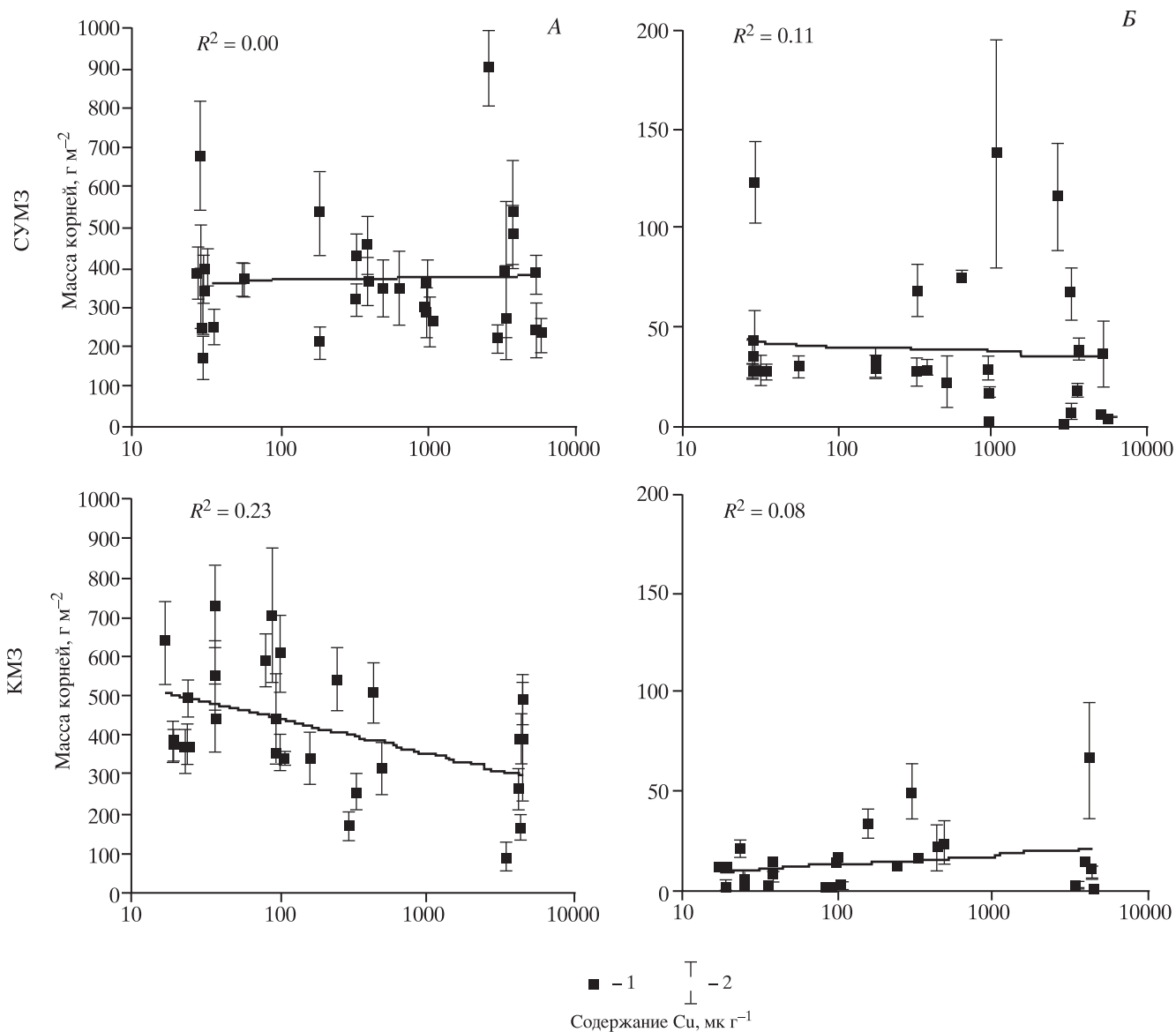


Рис. 2. Зависимость содержания корней в минеральном слое почвы (0–20 см) (А) и в подстилке (Б) от содержания меди в подстилке. 1 – среднее на площадку ($n=10-15$), 2 – ошибка среднего.

ент линейной корреляции 0.60–0.73, $p < 0.001$), а разница для этого параметра между импактной и фоновой территориями была существенно больше (3.5–15 раз) разницы для общей эмиссии. Столь выраженное снижение удельной активности может быть объяснено негативной реакцией микрофлоры на повышенное содержание тяжелых металлов, что хорошо согласуется с неоднократно продемонстрированным в лабораторных экспериментах их негативным эффектом (Yao et al., 2003; Frey et al., 2006; Åkerblom et al., 2007).

Сопоставление трендов изменения удельной дыхательной активности подстилки и ее запаса (рис. 1), собственно, и дает ответ на вопрос о

причине относительной стабильности эмиссии CO_2 из подстилки в градиенте загрязнения: имеет место взаимодействие двух разнонаправленных процессов – с одной стороны, увеличивается запас подстилки, с другой – уменьшается обилие и/или активность микроорганизмов в ней, что отражается в снижении удельной дыхательной активности.

Заключение. Промышленное загрязнение от атмосферных выбросов медеплавильных заводов, на порядки величины увеличивающее содержание тяжелых металлов в почве, слабо влияет на общую эмиссию CO_2 и практически не влияет на эмиссию из лесной подстилки. Не более чем дву-

кратное снижение в градиенте загрязнения общей эмиссии CO₂ совпадает со столь же небольшим уменьшением запаса корней в минеральных горизонтах почвы.

Очень небольшое количество корней в подстилке по сравнению с минеральными горизонтами (но значительный вклад этого горизонта в общую эмиссию CO₂) позволяет интерпретировать дыхание подстилки как главным образом микробное. Такая интерпретация хорошо объясняет сильное (на порядок величины) снижение удельной дыхательной активности подстилки. Разнонаправленность изменений в градиенте загрязнения удельной дыхательной активности и запаса подстилки раскрывает механизм стабильности потоков углекислого газа из этого горизонта, который оказался достаточно простым: обусловленное подавлением микробной активности снижение дыхания единицы массы субстрата полностью компенсируется увеличением количества этого субстрата.

* * *

Авторы благодарны канд. с. х. наук И.Е. Бергману за помощь в проведении измерений дыхания почвы, канд. биол. наук А.И. Ермакову и Т.Ю. Габерштейн – за камеральную обработку проб почвы и подстилки, канд. биол. наук С.Ю. Кайгородовой – за сбор образцов подстилки и почвенную диагностику, А.В. Щепеткину – за измерение концентрации металлов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Воробейчик Е.Л.* Изменение мощности лесной подстилки в условиях химического загрязнения // *Экология*. 1995. № 4. С. 278–284.
- Воробейчик Е.Л.* Реакция лесной подстилки и ее связь с почвенной биотой при токсическом загрязнении // *Лесоведение*. 2003. № 2. С. 32–42.
- Воробейчик Е.Л., Трубина М.Р., Хантемирова Е.В., Бергман И.Е.* Многолетняя динамика лесной растительности в период сокращения выбросов медеплавильного завода // *Экология*. 2014. № 6. С. 448–458.
- 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.
- Евдокимов И.В., Ларионова А.А., Шмитт М., Лопес де Гереню В.О., Бан М.* Определение вклада дыхания корней растений в эмиссию CO₂ из почвы методом субстрат-индуцированного дыхания // *Почвоведение*. 2010. № 3. С. 321–327.
- Кадулин М.С., Котчик Г.Н.* Эмиссия CO₂ почвами в зоне влияния горно-металлургического комбината “Североникель” в Кольской Субарктике // *Почвоведение*. 2013. № 11. С. 1387–1396.
- Карелин Д.В., Почикалов А.В., Замолотчиков Д.Г., Гитарский М.Л.* Факторы пространственно-временной изменчивости потоков CO₂ из почв южно-таежного ельника на Валдае // *Лесоведение*. 2014. № 4. С. 56–66.
- Котчик Г.Н., Кадулин М.С., Захарова А.И.* Влияние техногенного загрязнения на эмиссию диоксида углерода почвами в Кольской Субарктике // *Журнал общей биологии*. 2015. Т. 76. № 1. С. 48–62.
- Люри Д.И., Карелин Д.В., Горячкин С.В., Кудиков А.В.* Изменение почвенного дыхания в ходе постагрогенной сукцессии в южной тайге // *Почвоведение*. 2013. № 9. С. 1060–1072.
- Сморкалов И.А.* Методические проблемы разделения потоков углекислого газа из почвы в полевых условиях: определение вклада дыхания корней // *Экология: традиции и инновации: Матер. конф. молодых ученых, Екатеринбург 9–13 апреля 2012 г. Екатеринбург, 2012. С. 129–133.*
- Сморкалов И.А.* Определение интенсивности дыхания подстилки *in situ*: новые вопросы // *Экология: теория и практика: Матер. Всерос. конф. молодых ученых, Екатеринбург 15–19 апреля 2013 г. Изд-во “Горщик”*. Екатеринбург, 2013. С. 101–102.
- Сморкалов И.А., Воробейчик Е.Л.* Почвенное дыхание лесных экосистем в градиентах загрязнения среды выбросами медеплавильных заводов // *Экология*. 2011. № 6. С. 429–435.
- Трубина М.Р., Воробейчик Е.Л., Хантемирова Е.В., Бергман И.Е., Кайгородова С.Ю.* Динамика лесной растительности после снижения промышленных выбросов: быстрое восстановление или продолжение деградации? // *Доклады Академии наук*. 2014. Т. 458. № 6. С. 721–725.
- Усольцев В.А., Воробейчик Е.Л., Бергман И.Е.* Биологическая продуктивность лесов Урала в условиях техногенного загрязнения: исследование системы связей и закономерностей. Екатеринбург: Изд-во Уральского гос. лесотехн. университета, 2012. 365 с.
- Черненко Т.В.* Биоразнообразие лесного покрова при техногенном загрязнении // *Экология*. 2014. № 1. С. 3–13.
- Ярмишко В.Т., Лумме И., Ярмишко М.А.* Влияние аэротехногенного загрязнения на состояние корней *Pinus sylvestris* (Pinaceae) в Ленинградской области и юго-восточной Финляндии // *Растительные ресурсы*. 2007. Т. 43. № 4. С. 42–55.
- Åkerblom S., Bååth E., Bringmark L., Bringmark E.* Experimentally induced effects of heavy metal on microbial activity and community structure of forest mor layers // *Biology & Fertility of Soils*. 2007. V. 44. N 1. P. 79–91.
- Aoyama M., Nagumo T.* Comparison of the effects of Cu, Pb, and As on plant residue decomposition, microbial

biomass, and soil respiration // *Soil Science and Plant Nutrition*. 1997. V. 43. N 3. P. 613–622.

Bardgett R.D., Saggart S. Effects of heavy metal contamination on the short-term decomposition of labelled [^{14}C]glucose in a pasture soil // *Soil Biology & Biochemistry*. 1994. V. 26. N. 6. P. 727–733.

Bond-Lamberty B., Bronson D., Bladyka E., Gower S.T. A comparison of trenched plot techniques for partitioning soil respiration // *Soil Biology & Biochemistry*. 2011. V. 43. N 10. P. 2108–2114.

Cable J.M., Ogle K., Lucas R.W., Huxman T.E., Loik M.E., Smith S.D., Tissue D.T., Ewers B.E., Pendall E., Welker J.M., Charlet T.N., Cleary M., Griffith A., Nowak R.S., Rogers M., Steltzer H., Sullivan P.F., van Gestel N.C. The temperature responses of soil respiration in deserts: A seven desert synthesis // *Biogeochemistry*. 2011. V. 103. N 1. P. 71–90.

Cisneros-Dozal L.M., Trumbore S.E., Hanson P.J. Effect of moisture on leaf litter decomposition and its contribution to soil respiration in a temperate forest // *Journal of Geophysical Research G: Biogeosciences*. 2007. V. 112. N 1. P. G01013.

DeForest J.L., Chen J., McNulty S.G. Leaf litter is an important mediator of soil respiration in an oak-dominated forest // *International Journal of Biometeorology*. 2009. V. 53. N 2. P. 127–134.

Doelman P., Haanstra L. Short-term and long-term effects of cadmium, chromium, copper, nickel, lead and zinc on soil microbial respiration in relation to abiotic soil factors // *Plant & Soil*. 1984. V. 79. N 3. P. 317–327.

Ebregt A., Boldewijn J.M.A.M. Influence of heavy metals in spruce forest soil on amylase activity, CO_2 evolution from starch and soil respiration // *Plant & Soil*. 1977. V. 47. N 1. P. 137–148.

Finér L., Ohashi M., Noguchi K., Hirano Y. Fine root production and turnover in forest ecosystems in relation to stand and environmental characteristics // *Forest Ecology & Management*. 2011. V. 262. N 11. P. 2008–2023.

Frey B., Stemmer M., Widmer F., Luster J., Sperisen C. Microbial activity and community structure of a soil after heavy metal contamination in a model forest ecosystem // *Soil Biology & Biochemistry*. 2006. V. 38. N 7. P. 1745–1756.

Fritze H., Niimi S., Mikkola K., Mäkinen A. Soil microbial effects of a Cu-Ni smelter in southwestern Finland // *Biology & Fertility of Soils*. 1989. V. 8. N 1. P. 87–94.

Gaumont-Guay D., Black T.A., Barr A.G., Griffiths T.J., Jassal R.S., Krishna P., Grant N., Nesic Z. Eight years of forest-floor CO_2 exchange in a boreal black spruce forest: Spatial integration and long-term temporal trends // *Agricultural and Forest Meteorology*. 2014. V. 184. P. 25–35.

Gill R.A., Jackson R.B. Global patterns of root turnover for terrestrial ecosystems // *New Phytologist*. 2000. V. 147. N 1. P. 13–31.

Gülser F., Erdogan E. The effects of heavy metal pollution on enzyme activities and basal soil respiration of roadside soils // *Environmental Monitoring & Assessment*. 2008. V. 145. N 1–3. P. 127–133.

Heinemeyer A., Tortorella D., Petrovičová B., Gelsomino A. Partitioning of soil CO_2 flux components in a temperate grassland ecosystem // *European Journal of Soil Science*. 2012. V. 63. N 2. P. 249–260.

Johnson D., Hale B. Fine root decomposition and cycling of Cu, Ni, Pb, and Zn at forest sites near smelters in Sudbury, ON, and Rouyn-Noranda, QU, Canada // *Human & Ecological Risk Assessment*. 2008. N 1. P. 41–53.

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.

Kuzyakov Y. Sources of CO_2 efflux from soil and review of partitioning methods // *Soil Biology & Biochemistry*. 2006. V. 38. N 3. P. 425–448.

Laskowski R., Maryański M., Niklińska M. Effect of heavy metals and mineral nutrients on forest litter respiration rate // *Environmental Pollution*. 1994. V. 84. N 1. P. 97–102.

Luo Y., Zhou X. Soil respiration and the environment. Burlington: Academic Press, 2006. 316 p.

Menon M., Robinson B., Oswald S.E., Kaestner A., Abbaspour K.C., Lehmann E., Schulin R. Visualization of root growth in heterogeneously contaminated soil using neutron radiography // *European Journal of Soil Science*. 2007. V. 58. N 3. P. 802–810.

Ngao J., Epron D., Brechet C., Granier A. Estimating the contribution of leaf litter decomposition to soil CO_2 efflux in a beech forest using ^{13}C -depleted litter // *Global Change Biology*. 2005. V. 11. N 10. P. 1768–1776.

Nordgren A., Kauri T., Baath E., Soderstrom B. Soil microbial activity, mycelial lengths and physiological groups of bacteria in a heavy metal polluted area // *Environmental Pollution Series A: Ecological & Biological*. 1986. V. 41. N 1. P. 89–100.

Papa S., Bartoli G., Pellegrino A., Fioretto A. Microbial activities and trace element contents in an urban soil // *Environmental Monitoring & Assessment*. 2010. V. 165. N 1–4. P. 193–203.

Paton G.I., Viventsova E., Kumpene J., Wilson M.J., Weitz H.J., Dawson J.J.C. An ecotoxicity assessment of contaminated forest soils from the Kola Peninsula // *Science of the Total Environment*. 2006. V. 355. N 1–3. P. 106–117.

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 Biology & Biochemistry*. 2005. V. 37. N 6. P. 1177–183.

Rodeghiero M., Churkina G., Martinez C., Scholten T., Gianelle D., Cescatti A. Components of forest soil CO_2 efflux estimated from $\Delta^{14}\text{C}$ values of soil organic matter // *Plant & Soil*. 2013. V. 364. N 1–2. P. 55–68.

- Stefanowicz A.M., Niklińska M., Laskowski R.* Metals affect soil bacterial and fungal functional diversity differently // *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2008. V. 27. N 3. P. 591–598.
- Strojan C.L.* Forest leaf litter decomposition in the vicinity of a zinc smelter // *Oecologia*. 1978. V. 32. N 2. P. 203–212.
- Sulzman E.W., Brant J.B., Bowden R.D., Lajtha K.* Contribution of aboveground litter, belowground litter, and rhizosphere respiration to total soil CO₂ efflux in an old growth coniferous forest // *Biogeochemistry*. 2005. V. 73. N 1. P. 231–256.
- Thomas A.D., Hoon S.R., Dougill A.J.* Soil respiration at five sites along the Kalahari Transect: Effects of temperature, precipitation pulses and biological soil crust cover // *Geoderma*. 2011. V. 167–168. P. 284–294.
- Tomotsune M., Yoshitake S., Watanabe S., Koizumi H.* Separation of root and heterotrophic respiration within soil respiration by trenching, root biomass regression, and root excising methods in a cool-temperate deciduous forest in Japan // *Ecological Research*. 2013. V. 28. N 2. P. 259–269.
- Vanhala P.T., Ahtainen J.H.* Soil respiration, ATP content, and Photobacterium toxicity test as indicators of metal pollution in soil // *Environmental Toxicology & Water Quality*. 1994. V. 9. N 2. P. 115–121.
- Wang L.L., Song C.C., Guo Y.D., Liu D.Y., Yang G.S.* Contribution of litter to soil respiration under different land-use types in Sanjiang Plain // *Chinese Journal of Environmental Science*. 2009. V. 30. N 11. P. 3130–3135.
- Yao H., Xu J., Huang C.* Substrate utilization pattern, biomass and activity of microbial communities in a sequence of heavy metal-polluted paddy soils // *Geoderma*. 2003. V. 115. N 1–2. P. 139–148.
- Zhang Z.S., Li X.R., Nowak R.S., Wu P., Gao Y.H., Zhao Y., Huang L., Hu Y.G., Jia R.L.* Effect of sand-stabilizing shrubs on soil respiration in a temperate desert // *Plant & Soil*. 2013. V. 367. N 1–2. P. 449–463.
- Zimmermann M., Meir P., Bird M., Malhi Y., Ccahuana A.* Litter contribution to diurnal and annual soil respiration in a tropical montane cloud forest // *Soil Biology & Biochemistry*. 2009. V. 41. N 6. P. 1338–1340.
- Zwoliński J.* Rates of organic matter decomposition in forests polluted with heavy metals // *Ecological Engineering*. 1994. V. 3. N 1. P. 17–26.

The mechanism involved in formation of stable CO₂ emission from the forest litter under industrial pollution

I. A. Smorkalov, E. L. Vorobeichik

Institute of Plant and Animal Ecology, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences

8-Marta st. 202, Yekaterinburg, 620144

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

Received 24 november 2014

The effect of industrial pollution on the total CO₂ emission from soil surface and forest litter measured in situ in the impact area of copper smelting plants in Sredneursk (spruce and fir woodland) and Karabash (birch woodland) was studied. Measurements were held on 60 plots in the middle of vegetation seasons in 2010–2013. Pollution had relatively small effect on the total CO₂ emission (differences between the background and impact areas reaches 1.5–1.8 times, with the most prominent shrinkage found on the technogenic wasteland. Moreover it literally did not affect the forest litter emissions. However the litter respiration activity (respiration per unit mass of the substrate) was tightly linked with pollution level. The specific activity in impact area was 3.5–15 times less than in the background. Contribution of litter to the total CO₂ emission was significant (30–60% in coniferous woodlands, 17–32% in leaved woodlands). Very little occurrence of roots in the litter (7–10% in coniferous woodlands, 2–5% in leaved woodlands) allowed attributing the litter respiration to microbes. Stability of CO₂ fluxes from litter across the pollution gradient was due to the action of two oppositely directed processes, the decrease of specific respiration activity (as the result of suppression of inhabiting microorganisms) compensated by higher litter storage.

Soil respiration, CO₂ emission, carbon dioxide, forest litter, soil, forest ecosystem, industrial pollution, heavy metals, copper smelting plant, the Central Urals, the Southern Urals.

This study was supported by the Program of basic researches of the Ural Division of the Russian Academy of Sciences (projects 12-P-4-1057, 15-12-4-27) and the Russian Foundation for Basic Research (grants 110-5-01218, 13-04-01699).