

УДК: 631.433.3:631.445.4

ИЗМЕНЕНИЕ ПУЛОВ ОРГАНИЧЕСКОГО УГЛЕРОДА ПРИ САМОВОССТАНОВЛЕНИИ ПАХОТНЫХ ЧЕРНОЗЕМОВ*

© 2009 г. В. О. Лопес де Гереню¹, И. Н. Курганова¹, А. М. Ермолаев¹, Я. В. Кузяков²¹Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН

142290 Пушкино, Московской обл., ул. Институтская, 2, Россия

E-mail: ikurg@itaec.ru

²Университет Байройт

95440 Байройт, Германия

Поступила в редакцию 20.05.2008 г.

В черноземах обыкновенных (Ростовская обл.) под пашней и залежами разного возраста (5, 11, 21 и 77 лет) провели количественную оценку различных пулов углерода (общего, стабильного, лабильного и микробного). Показано, что содержание общего и микробного углерода в исследуемых почвах увеличивалось пропорционально возрасту залежи. Средние скорости аккумуляции углерода составляли 279–117 г С/м²/год на первых этапах восстановления почв (5–11 лет) и 30 г С/м²/год – за 77-летний период. Вывод черноземов из сельскохозяйственного использования приводил к увеличению содержания стабильной фракции в составе почвенного углерода (от 20.6 мг С/г почвы на пашне до 28.6 мг С/г почвы – в 77-летней залежи) и времени ее оборачиваемости (в 1.9–2.2 раза). Содержание лабильных фракций углерода в исследуемом ряду почв, напротив, уменьшилось: от 0.25 до 0.12 мг С/г почвы. При самовосстановлении пахотных черноземов увеличение содержания общего углерода в бывшем пахотном горизонте происходило, главным образом, за счет накопления стабильных форм.

ВВЕДЕНИЕ

Баланс углерода в почве определяется соотношением между количеством поступившего в нее органического материала (ОМ) и интенсивностью его разложения [1–3]. В почвах естественных экосистем обычно складывается положительный или нейтральный углеродный баланс, в то время как в почвах агроценозов, вследствие отчуждения растительного материала с урожаем, баланс органического углерода (С_{орг}) в большинстве случаев отрицательный. Любые изменения в системе земледелия или землепользования приводят к количественным и качественным изменениям в составе почвенного органического вещества (ПОВ) до достижения нового состояния равновесия, требующего, как правило, десятков лет [4–7].

Наиболее важными процессами и факторами, которые способствуют увеличению запасов С_{орг} в почве, являются: увеличение количества поступающего в почву ОМ, обогащение им более глубоких слоев почвы вследствие увеличения количества подземной фитомассы и более активного перемещения ее почвенной фауной, образование органико-минеральных комплексов, защищающих ОМ от микробного разложения [8]. Как правило, условия, наиболее благоприятные для протекания этих процессов, складываются при выводе бывших пахот-

ных земель из обработки и развитии на них луговой или лесной растительности.

Анализ данных, приведенный в [9], показал, что при переводе пахотных угодий в пастбища и развитии на них лесной растительности, запасы С_{орг} увеличивались в среднем на 19 и 53% соответственно. Согласно исследованиям [8], преобразование бывших пахотных почв в луговые экосистемы и пастбища также сопровождалось накоплением углерода в почвах, а скорость его аккумуляции варьировала от 3.1 до 113.5 г С/м²/год в зависимости от биоклиматической зоны и мощности почвенного слоя, для которого проводился расчет. При зарастании бывших пахотных почв луговой и лесной растительностью средняя скорость аккумуляции углерода имела близкие значения – 33.2 и 33.8 г С/м²/год соответственно. В работе [10] показано, что восстановление луговой растительности на бывших пахотных почвах вызвало более интенсивное накопление углерода по сравнению с участками, на которых происходило развитие лесной растительности. Средняя скорость аккумуляции углерода на участках с восстановлением многолетней растительности составляла 63–73 и 11–39 г С/м²/год в верхнем 0–20 см слое серых лесных и дерново-подзолистых почв соответственно.

По мнению Пауля [11], наиболее важным показателем устойчивого функционирования экосистемы является не количество (запас) углерода в почве, а время его пребывания в ней (или оборачиваемости), под которым понимается время, в течение которого углерод находится в составе ПОВ или

* Работа выполнена при поддержке Немецкой службы академических обменов (ДААД), РФФИ (проект № 07-04-01333) и программы Президиума РАН № 16.

какого-либо из его пулов [12]. Общий пул ПОВ включает в себя множество различных пулов, различающихся по устойчивости (или доступности) к разложению [5, 13, 12]. Например, Партон с соавт. [14] для модели CENTURY разделили общий пул органического углерода в почве на 3 компонента: активный, медленный и пассивный, со средними временами пребывания углерода 1.5, 25 и 1000 лет соответственно. При определенном сочетании биотических и абиотических условий время оборачиваемости различных пулов ПОВ будет зависеть от качества и биохимической устойчивости ОМ, его доступности для разложения, структуры, гранулометрического и минералогического состава почв [15–18]. Было показано, что время оборачиваемости углерода в микроагрегатах больше, чем в макроагрегатах, а монтмориллонитовые глины обычно в большей степени способствуют закреплению $C_{\text{орг}}$, нежели каолинитовые и иллитовые [12]. Время оборачиваемости углерода в почвах зависит также от системы землепользования и типа возделываемой культуры: оно значительно больше на пастбище или при минимальной обработке почв, чем при обычной системе земледелия [12].

Черноземы, являющиеся типичными почвами лесостепной и степной зон, играют весьма значительную роль в глобальном цикле углерода, поскольку обладают самыми высокими запасами углерода в почвенном профиле [19]. Обладая высоким плодородием, черноземы всегда активно использовались в сельском хозяйстве, а их интенсивная распашка в XX столетии привела к значительным потерям углерода [20]. Исследования Титляновой с соавт. [21, 22] показали, что в Западно-Сибирском регионе с 1930 по 1990 гг. было потеряно 29% от первоначальных запасов углерода. Для черноземов европейской части России (Курская и Пензенская обл.) аналогичные потери составили несколько меньшую величину – $19.5 \pm 12\%$ [23].

В связи с изменением системы землепользования в России в начале 90-х гг. XX столетия значительные площади черноземов были выведены из сельскохозяйственного производства. Исследованиями, проведенными на черноземах Сибири (Новосибирская обл., Красноярский край, Хакассия) и Европейской части России (Ростовская обл.), выявлены процессы аккумуляции углерода в почвенном профиле [24–28]. Однако в этих работах практически не затрагиваются вопросы распределения общего углерода ($C_{\text{общ}}$) по различным пулам и нет оценки изменений времени его оборачиваемости на различных стадиях восстановления почв.

Задачи исследования включали: определение запасов и скоростей накопления углерода в черноземах обыкновенных после выведения их из сельскохозяйственного использования, получение количественных оценок различных пулов углерода (общего, стабильного, лабильного и микробного) в зависимости от длительности восстановления пахотных черноземов, оценку времени оборачиваемости стабильной и лабильной фракций $C_{\text{орг}}$.

МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ

Объектом исследования было старопахотное опытное поле Южного федерального университета (Агробиостанция ЮФУ, д. Недвиговка, Ростовская обл., $47^{\circ}16' \text{ N } 39^{\circ}21' \text{ E}$). Длительность пахоты – около 150 лет, почвенный покров представлен черноземом обыкновенным малогумусным с близкой к нейтральной реакцией среды ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ 6.95–7.18). Отдельные участки пашни этого поля периодически выводили из сельскохозяйственного оборота (в 1932, 1986, 1996 и 2002 гг.), и они постепенно нарастали естественной степной растительностью. Таким образом сформировался сукцессионный хроноряд, включающий пашню, используемую под посевы озимой пшеницы и ячменя, и бывшие пахотные почвы различной длительности восстановления: 5, 11, 21 и 77 лет. Поскольку все изучаемые почвы расположены в пределах одного экспериментального поля (расстояние между крайними объектами – пашней и залежью 77 лет – не превышало 300 м), можно допустить, что изменения в физических и химических свойствах почв были обусловлены главным образом влиянием длительности их восстановления. Состояние пашни принимали за исходное состояние (“0-момент”), залежи 77 лет – за конечную стадию восстановления (степной ценоз, сформированный растительностью, характерной для юга Ростовской обл.).

Ботаническое описание залежей было проведено в июне 2007 г. К настоящему времени на изучаемых объектах сформировались следующие растительные ассоциации: разнотравно-бобово-злаковая с доминантными видами *Elytrigia repens*, *Lathyrus tuberosus*, *Crepis tectorum* (5-летняя залежь); пырейно-злаково-бобово-разнотравная с преобладанием *Agropyron intermedium*, *Elytrigia repens*, *Melica transilvanica* (11-летняя залежь); вейниково-типчачково-узкомятликово-бобово-разнотравная с доминантами *Calamagrostis epigeos*, *Festuca valesiaca* Gaud., *Poa angustifolia* (21-летняя залежь) и узкомятликово-пырейно-типчачково-ковыльно-разнотравная с преобладанием в составе *Elytrigia repens*, *Poa angustifolia*, *Festuca valesiaca* (77-летняя залежь).

Образцы почв для исследования отбирали осенью 2007 г. из бывшего пахотного слоя (0–20 см) методом конверта. Для оценки запасов $C_{\text{орг}}$ в этом же слое определяли объемную массу почв в 4-кратной повторности.

Определение содержания, запасов и скоростей аккумуляции углерода в почвах. Содержание $C_{\text{орг}}$ в почвах определяли методом Тюрина в модификации Никитина (метод бихроматного окисления со спектрофотометрическим окончанием) в трехкратной повторности. Запасы углерода (S_C , г C/m^2) в слое почвы мощностью H (см) рассчитывали, исходя из содержания углерода в этом слое (C_C , г $\text{C}/100$ г почвы) и объемной массы BD (г/ cm^3) по формуле:

$$S_C = C_C \times BD \times H \times 10^2. \quad (1)$$

Для оценки скорости накопления углерода ($C_{\text{акк}}$, г $\text{C}/\text{m}^2/\text{год}$) в почве за период времени D , равный дли-

тельности периода восстановления пахотной почвы, находили разность в запасах углерода между восстанавливаемой (RS_C) и пахотной (AS_C) почвами, принимая, состояние пахотной почвы за “0-момент”. Полученную разность делили на число лет (период, P), в течение которых почва не обрабатывалась:

$$C_{акк} = (RS_C - AS_C)/P. \quad (2)$$

Определение лабильной ($C_{лаб}$) и стабильной ($C_{ст}$) фракций углерода в почвах проводили в длительном инкубационном эксперименте в 3-кратной повторности. Для этого образцы воздушно-сухой почвы (1.5 г), просеянной сквозь сито 2 мм, помещали в ячейки специальных пластиковых сосудов (микроплашек). Перед началом эксперимента была определена полная полевая влагоемкость почв (**ППВ**). Почвы в микроплашках увлажняли дистиллированной водой до влажности, соответствующей 40% от **ППВ**, и предварительно инкубировали в течение 7 сут при 20°C. Затем влажность образцов увеличивали до уровня 60% **ППВ** и в течение последующих 70 сут инкубировали при этой влажности и температуре 20°C. В течение всего эксперимента влажность почвы поддерживали на одном и том же уровне, для чего 2 раза в месяц (по мере высыхания) в почвенные образцы приливали необходимое количество дистиллированной воды. В течение всего времени инкубации углекислый газ, выделяемый почвой, сорбировали 1 н. NaOH. Количество выделившегося CO_2 , определяли титрованием раствора щелочи с поглощенным CO_2 , используя 0.01 н. раствор HCl в присутствии фенолфталеина. Измерение выделившегося CO_2 в течение первых 4 сут эксперимента производили ежедневно, затем интервал между замерами постепенно увеличивали, через 3 нед после начала эксперимента измерения интенсивности выделения CO_2 производили 1 раз в неделю.

Расчет доли лабильной и стабильной фракций $C_{орг}$ и времени его оборачиваемости в почве производили по кумулятивной кривой потерь углерода в виде CO_2 с помощью двухкомпонентной экспоненциальной модели вида [29, 30]:

$$L_{C-CO_2} = \alpha C_{общ} (1 - e^{-k_1 T}) + (1 - \alpha) C_{общ} (1 - e^{-k_2 T}), \quad 0 \leq \alpha \leq 1, \quad (3)$$

где L_{C-CO_2} – потери углерода в результате дыхания почв (мг С/г почвы), $C_{общ}$ – исходное содержание общего углерода в почве (мг С/г почвы), T – время инкубации (сут), $\alpha C_{общ}$ и $(1 - \alpha) C_{общ}$ – количество углерода в лабильном и стабильном пуле соответственно (мг С/г почвы), k_1 и k_2 – коэффициенты скорости минерализации органического углерода в соответствующих пулах. Время оборачиваемости (**ВО**) углерода лабильной и стабильной фракций определяли как величины, обратные k_1 и k_2 соответственно. Важно отметить, что использование скорости выделения CO_2 в инкубационном эксперименте позволяет определить скорости минерализации

и время оборачиваемости только тех пулов, оборот которых сравним с продолжительностью инкубации. Так, при продолжительности инкубации около 2.5 мес. вряд ли возможно определить скорости минерализации пулов более 10 лет.

Определение углерода, иммобилизованного в микробной биомассе. Содержание углерода микробной биомассы ($C_{микро}$) определяли методом фумигации–экстракции [31]. Количество углерода в экстрактах 0.05 М раствора K_2SO_4 из почв до и после фумигации определяли на CN-анализаторе (Multi N/C 2100, Analytik Jena, Германия).

Содержание углерода микробной биомассы ($C_{микро}$, мкг С/г почвы) рассчитывали по формуле:

$$C_{микро} = \Delta C / k_{ЕС}, \quad (4)$$

где ΔC – разница между содержанием С в 0.05 М K_2SO_4 -экстрактах после и до проведения фумигации, $k_{ЕС}$ – пересчетный коэффициент, равный 0.45 [32].

Анализ данных и статистическая обработка. Статистическую обработку производили с использованием программы Excel. В тексте статьи, таблицах и графиках приведены средние величины и их стандартные ошибки (SE). Расчет кинетических параметров скоростей минерализации (уравнение 3) производили методом нелинейной регрессии с использованием программы Statistica 6.0.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Содержание, запасы и скорость аккумуляции углерода в почвах. Ботанические исследования показали, что сразу после выведения пахотных черноземов из сельскохозяйственного использования на них начинала развиваться сорная растительность. В бывшие пахотные почвы поступало значительно больше свежего ОМ в виде растительного и корневого опада, поскольку на них преобладали виды с более мощной, чем у культурных растений, корневой системой и большим объемом надземной фитомассы, а также отсутствовало отчуждение биомассы в виде урожая. Все это способствовало интенсивному накоплению $C_{орг}$ в почве, особенно в верхних горизонтах. За первые 5 лет самовосстановления содержание общего углерода в бывшем пахотном слое (0–20 см) чернозема обыкновенного увеличилось с 2.08 ± 0.03 до $2.24 \pm 0.04\%$, а его запас изменился с 4330 до 5720 г/м² (табл. 1).

В последующие годы на брошенных участках происходила постепенная сукцессионная смена растительных сообществ, в результате которой интразональные виды сорной растительности через ряд промежуточных ассоциаций вытеснялись типичными представителями южно-степной флоры, и на залежах 77-летнего возраста сформировался естественный ценоз, характерный для Азовско-Черноморских степей. Изменение состава фитоценозов сопровождалось дальнейшим, но менее выраженным, увеличением содержания органического угле-

Таблица 1. Содержание $C_{\text{орг}}$ и $C_{\text{микро}}$, потери углерода при инкубации, запасы и средняя скорость его аккумуляции в черноземах обыкновенных различной длительности самовосстановления (слой 0–20 см)

Показатели	Пашня	Длительность самовосстановления, лет			
		5	11	21	77
$C_{\text{орг}}, \%$	2.08 ± 0.03	2.24 ± 0.04	2.33 ± 0.03	2.66 ± 0.04	2.87 ± 0.07
Запасы $C_{\text{орг}}, \text{г/м}^2$	4330	5720	5620	6380	6650
$C_{\text{микро}}, \text{мкг С/г почвы}$	251 ± 0.1	263 ± 1.5	301 ± 6.6	335 ± 11.4	445 ± 6.8
$C_{\text{микро}}/C_{\text{орг}}, \%$	1.21	1.17	1.29	1.26	1.55
$C_{\text{акк}}, \text{г С/м}^2/\text{год}$	–	279	117	97	30
Потери С-СО_2 при инкубации, ($L_{\text{С-СО}_2}$), мг С/г почвы	1.19 ± 0.02	1.01 ± 0.08	0.69 ± 0.02	0.77 ± 0.03	0.76 ± 0.01
$L_{\text{С-СО}_2}/C_{\text{общ}}, \%$	5.72	4.51	2.95	2.90	2.64

Примечание. $C_{\text{орг}}$ – органический углерод, $C_{\text{микро}}$ – углерод микробной биомассы, $C_{\text{акк}}$ – скорость накопления углерода.

рода в почвах: от $2.24 \pm 0.04\%$ в 5-летней залежи до $2.87 \pm 0.07\%$ – в 77-летней. Запасы $C_{\text{орг}}$ в бывшем пахотном слое также увеличивались пропорционально возрасту залежи. Наиболее активное накопление углерода в почвах наблюдали в первые 10–20 лет восстановления.

Процессы накопления углерода в почвах после выведения их из сельскохозяйственного использования наблюдали также и в черноземах Сибири. В работе Мукиной с соавт. [24] было показано, что при зарастании черноземов обыкновенных в Красноярском крае происходило заметное увеличение содержания $C_{\text{общ}}$ слое 0–20 см от 2.39% на пашне до 4.32–4.35% – на залежах 7–14 лет. Авторы обнаружили, что образование гумусовых веществ при восстановлении почв после их интенсивного сельскохозяйственного использования происходило по гуматному типу, а с увеличением возраста залежей в составе гуминовых кислот наблюдалось уменьшение содержания легких фракций и накопление тяжелых фракций. Исследования, проведенные в лесостепи Приобья и Кулундинской степи (Западная Сибирь), показали [25], что за 8–10 лет восстановления пахотных черноземов содержание углерода в бывшем пахотном горизонте увеличилось в 1.1–1.4 раза.

В рамках настоящего исследования была оценена скорость аккумуляции углерода в слое 0–20 см на разных этапах восстановления почв. Было найдено, что с увеличением длительности периода самовосстановления средняя $C_{\text{акк}}$ уменьшалась. Так, если за первые (5, 11 и 21) годы восстановления в почвах накапливалось в среднем соответственно 280, 117 и 97 г $\text{С/м}^2/\text{год}$, то за 77-летний период средняя скорость аккумуляции углерода составляла только 30 г $\text{С/м}^2/\text{год}$.

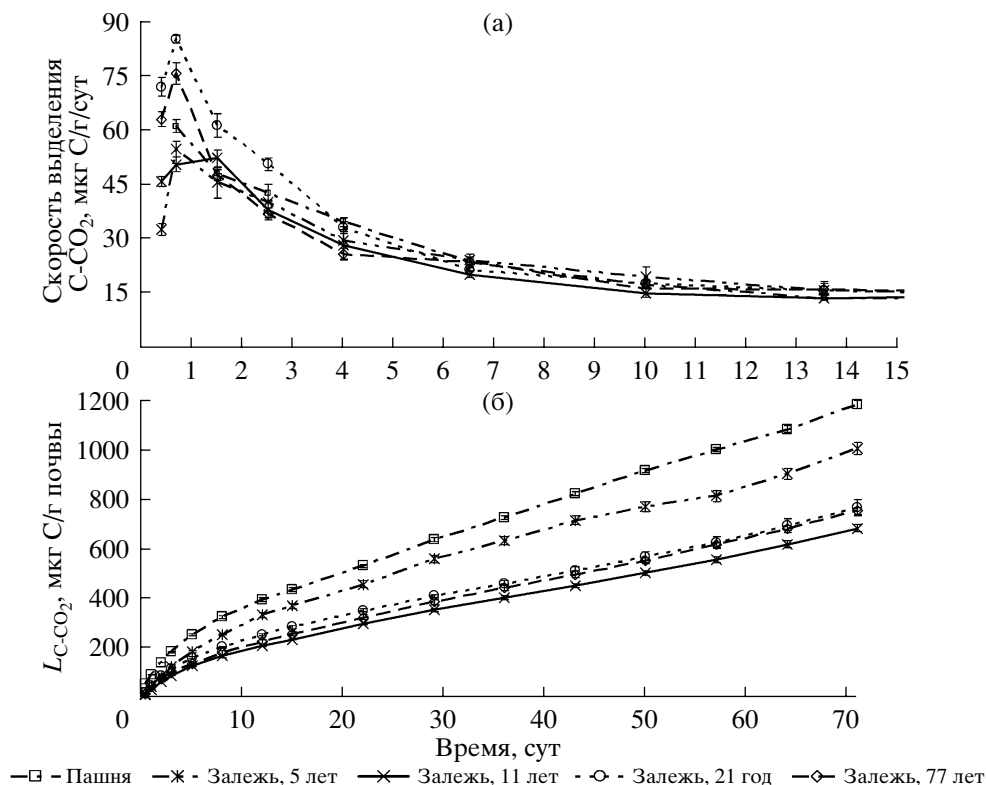
В Ростовской обл. в 1990–2004 гг. благодаря изменению системы землепользования из сельскохозяйственного оборота было выведено в общей сложности 4.37 тыс. км^2 пахотных угодий, из которых на долю черноземов приходилось 3.06 км^2 (около 70% общей площади) [33]. Согласно нашим расчетам, средняя скорость аккумуляции за первые 15–20 лет восстановления почв составляла

около 110 г $\text{С/м}^2/\text{год}$. Следовательно, в черноземах Ростовской обл. вследствие изменения системы землепользования после 1990 гг. могло дополнительно накопиться около 9 Мт С.

Рассчитанные нами величины скоростей накопления углерода для чернозема обыкновенного хорошо согласуются с данными других авторов. Так, при зарастании тропических сельскохозяйственных угодий лесом, скорость аккумуляции углерода в течение первых 20 лет в среднем составляла 130, а в последующие 80 лет – 41 г $\text{С/м}^2/\text{год}$ [34]. Аналогичные выводы сделали из своих исследований Вест и Пост [7]. Они обнаружили, что при смене обычной системы земледелия на систему, предполагающую отсутствие пахоты, максимальные скорости накопления органического углерода были в период между 5 и 10 гг., а через 15–20 лет $C_{\text{акк}}$ уменьшалась, и почвы достигали нового равновесного состояния. Средняя скорость накопления углерода при этом составляла 57 ± 14 г $\text{С/м}^2/\text{год}$.

Содержание углерода в микробной биомассе. Углерод микробной биомассы является наиболее “чувствительным” пулом, отражающим любые происходящие в экосистеме изменения. Отношение $C_{\text{микро}}/C_{\text{орг}}$ является важным экологическим показателем, характеризующим состояние и разнообразие микробного сообщества, а также степень зрелости экосистемы [35, 36]. В связи с увеличением биоразнообразия микробного сообщества на поздних стадиях сукцессии величина $C_{\text{микро}}/C_{\text{орг}}$ увеличивалась от 0.25 до 7% в ряду от молодых к зрелым экосистемам и стабилизировалась на достаточно высоком уровне в климаксных сообществах [37]. Известно также, что отношение $C_{\text{микро}}/C_{\text{орг}}$ существенно изменяется в зависимости от землепользования: оно значительно ниже при возделывании монокультуры, чем в севообороте, а также в пахотных почвах по сравнению с целинными аналогами [35, 38].

Наши исследования показали, что с увеличением длительности периода самовосстановления черноземов в них заметно увеличивалось количество углерода, иммобилизованного в микробной биомассе. Если в почве пашни и на ранних стадиях самовосста-



Динамика скорости выделения $C-CO_2$ из черноземов различной степени восстановления в течение первых 15 сут (а) и кумулятивные кривые выделения $C-CO_2$ за 70 сут инкубационного эксперимента (б).

новления пахотных черноземов содержание $C_{\text{микро}}$ составляло 251–263, то в почве залежи 77-летнего возраста оно достигало 445 ± 6.8 мкг С/г почвы (табл. 1). Доля $C_{\text{микро}}$ в пуле органического углерода также увеличивалась пропорционально длительности периода самовосстановления почв: в почве пашни доля $C_{\text{микро}}$ составляла 1.21% от $C_{\text{орг}}$, а в почвах залежей на долю $C_{\text{микро}}$ приходилось 1.26–1.55%. Это не столь значительное увеличение $C_{\text{микро}}$ хорошо согласуется с заключениями [36] об увеличении доли $C_{\text{микро}}$ в общем пуле $C_{\text{орг}}$ на более поздних стадиях сукцессии от пашни к степному ценозу.

Интенсивность минерализации ПОВ и общие потери углерода в течение инкубационного эксперимента. В течение первых суток инкубации сразу после увлажнения почвенных образцов до 60% ППВ поток CO_2 из почв составлял 51–85 мкг С/г/сут в зависимости от длительности самовосстановления почв (рисунок). Но интенсивность дыхания почв быстро уменьшалась, и 7 сут спустя интенсивность выделения CO_2 не превышала 20.4–21.7 мкг С/г/сут и мало отличалась для почв различной длительности восстановления. Через 2 нед после начала инкубационного эксперимента поток CO_2 из почвы во всех вариантах также был практически одинаков и последующие 8 нед до окончания эксперимента находился в пределах 13–16 мкг С/г/сут. Высокая эмиссия CO_2 в самом начале инкубационного эксперимента была отмечена в работах многих авторов [39–43], которые объясняют это явление уси-

лением дыхательной активности почв сразу же после их увлажнения, а также большим количеством легкодоступного углерода сразу после начала инкубации.

Общие потери углерода при минерализации ОВ за 70 сут инкубации были максимальны в пахотной почве (1.19 ± 0.02 мг С/г почвы), что составило 5.7% от общего пула органического углерода. Почвы молодой залежи за тот же период потеряли углерода в форме CO_2 в 1.2 раза меньше, чем пахотные, а почвы более зрелых залежей – еще меньше: от 0.69 ± 0.02 до 0.77 ± 0.03 мг С/г почвы (или 2.6–2.9% от $C_{\text{орг}}$). При этом доля потерь углерода в результате минерализации в общем пуле органического углерода уменьшалась пропорционально длительности восстановления бывших пахотных черноземов (табл. 1). Полученные в ходе инкубационного эксперимента результаты неплохо согласуются с данными, представленными в работе Сармиенто и Ботнера [44], согласно которым за 12 нед инкубации из пашни и 15-летней залежи было потеряно 1.3–1.5% общего органического углерода. В процессе почти 10-недельной инкубации ряда австралийских почв из-за минерализации было потеряно 3–12% от общего пула ПОВ [45].

Более высокие скорости минерализации ОМ в почвах пашни и 5-летней залежи по сравнению с залежами более длительных сроков восстановления свидетельствуют о том, что ежегодная распашка

Таблица 2. Содержание лабильных ($C_{\text{лаб}}$) и стабильных ($C_{\text{ст}}$) форм органического углерода ($C_{\text{орг}}$) в почвах различного землепользования

Вид землепользования, возраст угодья	Содержание $C_{\text{орг}}$, мг С/г почвы		Средний срок оборачиваемости $C_{\text{орг}}$	
	$C_{\text{лаб}}$	$C_{\text{ст}}$	$C_{\text{лаб}}$, сут	$C_{\text{ст}}$, гг.
Пашня	0.24	20.6	3.0	4.1
Залежь 5 лет	0.25	22.9	6.8	5.9
Залежь 11 лет	0.12	22.6	4.0	7.8
Залежь 21 лет	0.16	26.4	3.6	8.5
Залежь 77 лет	0.13	28.6	3.5	8.9

почв оказывала деструктивное влияние не только на качественный состав гумусовых компонентов почвы, но и на состояние микробного сообщества.

Лабильный и стабильный пулы почвенного углерода. По результатам инкубационного эксперимента были построены кумулятивные кривые потерь $C\text{-CO}_2$ из почв (рисунок, б). Двухкомпонентная экспоненциальная модель выделения CO_2 позволила разделить общий пул $C_{\text{орг}}$ на лабильную ($C_{\text{лаб}}$, быстро разлагаемую) и стабильную ($C_{\text{ст}}$, медленно разлагаемую) фракции. Подобные модели широко используются для описания и прогнозирования минерализации ОВ почв [40, 46, 47]. Известно, что большая дыхательная активность почв в первые сутки инкубационного эксперимента является результатом интенсивной минерализации микроорганизмами лабильного пула органического углерода. После нескольких суток лабильный пул заканчивается, и дыхательная активность почв стабилизируется на более низком уровне, характерном для стадии разложения веществ, сравнительно устойчивых к биодegradации [47]. Активная минерализация легко разлагаемых веществ в первые сутки инкубации подтверждается исследованиями [43, 44], в которых также наблюдали значительное уменьшение лабильной фракции углерода в первые сутки инкубации.

Согласно нашим расчетам, максимальное количество $C_{\text{лаб}}$ (0.25 мг С/г почвы) было в пахотной почве и в почве самой молодой 5-летней залежи. В процессе самовосстановления почв содержание $C_{\text{лаб}}$ постепенно уменьшалось, и в почвах 11–77-летних залежей оно не превышало 0.12–0.16 мг С/г почвы (табл. 2). Доля лабильного углерода в общем пуле $C_{\text{орг}}$ была невелика и уменьшалась в процессе восстановления почв от 1.14% на пахотном участке до 0.45% на степном. Среднее время оборачиваемости $C_{\text{лаб}}$ в составе общего углерода составляло от 3 до 7 сут и практически не зависело от длительности самовосстановления почв.

Основная доля в общем пуле органического углерода приходилась на стабильную фракцию, которая в зависимости от стадии восстановления почв составляла от 98.9% до 99.6%. При этом наблюдали отчетливую тенденцию увеличения содержания стабильных форм в общем пуле почвенного углерода по мере восстановления почв после их выведения из

сельскохозяйственного оборота. Так, в пахотной почве $C_{\text{ст}}$ содержалось 20.6 мг С/г почвы, а в почве под 77-летней залежью – 28.6 мг С/г почвы. Время оборачиваемости стабильного пула в составе ПОВ в процессе самовосстановления пахотных черноземов также увеличивалось: от 4 на пашне до 8–9 лет в залежах более зрелого возраста (11–77 лет).

Необходимо отметить, что время оборачиваемости пулов углерода в почвах было рассчитано для условий проведения инкубационного эксперимента, а именно: при влажности почвы 60% ППВ и температуре 20°C. В естественных условиях в Ростовской обл. подобное сочетание гидротермических показателей встречается не так часто, поэтому реальные величины периода оборачиваемости различных пулов углерода будут, по-видимому, более длительными. Тем не менее, проведенные исследования позволяют заключить, что при самовосстановлении пахотных черноземов увеличение содержания общего углерода в бывшем пахотном горизонте происходило, главным образом, за счет накопления его стабильных форм.

ВЫВОДЫ

1. Самовосстановление бывших пахотных черноземов ведет к достоверному увеличению содержания и запасов органического углерода в бывшем пахотном горизонте. Средние скорости аккумуляции углерода составляли 117–279 г С/м² в год на первых этапах восстановления почв (5–11 лет) и 30 г С/м² в год – за 77-летний период.

2. Вследствие изменения системы землепользования, дополнительное накопление углерода в бывшем пахотном горизонте черноземов Ростовской обл. составило около 9 Мт в течение 1990–2004 гг.

3. Общие потери углерода в форме CO_2 в результате процессов минерализации органического вещества за 70 сут инкубации были максимальны для почвы пашни и достигали 1.19 ± 0.02 мг С/г почвы, что составило 5.7% от общего пула почвенного органического вещества. Почвы зрелых залежей (11–77 лет) за тот же период потеряли в 1.5–1.7 раза меньше углерода или 2.6–2.9% от органического углерода.

4. В процессе восстановления черноземов происходило увеличение количества углерода микробной

биомассы: от 251 ± 0.1 мкг С/г почвы в пахотной почве до $335 \pm 11.4 - 445 \pm 6.8$ мкг С/г почвы в залежах 21–77-летнего возраста. Доля микробного углерода в общем пуле $C_{орг}$ также увеличивалась пропорционально возрасту залежей: от 1.2% в пашне и молодой 5-летней залежи до 1.55% в залежи 77-летнего возраста.

5. Наблюдалась тенденция уменьшения доли лабильного углерода в общем пуле $C_{орг}$ с увеличением возраста залежей: от 1.14% в почве пахотного участка до 0.45% – в почве зрелой 77-летней залежи. Среднее время оборачиваемости лабильной фракции в составе органического углерода составляло от 3 до 7 сут и практически не зависело от длительности самовосстановления почв.

6. Основная доля (98.9 – 99.6%) в общем пуле органического углерода черноземов приходилась на стабильную фракцию, время оборачиваемости которой в процессе самовосстановления почв увеличивалось от 4 лет в почве пашни до 8–9 лет в почвах 11–77-летних залежей. Таким образом, при самовосстановлении пахотных черноземов увеличение содержания общего углерода в бывшем пахотном горизонте происходило, главным образом, за счет накопления стабильных форм.

Авторы выражают признательность директору Агробиостанции Южного федерального университета (г. Ростов-на-Дону), к.б.н. В.А. Пономаренко за предоставленную возможность работы на участках залежей различного возраста и старшему научному сотруднику, к.б.н. Е.В. Благодатской (ИФХиБПП РАН) за помощь в планировании инкубационного эксперимента.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Jenkinson D.S.* Studies on the decomposition of plant materials in soil // *J. Soil Sci.* 1977. V. 28. P. 424–434.
2. *Орлов Д.С.* Химия почв. М.: Изд-во МГУ, 1985. 376 с.
3. *Brady N.S., Weil R.R.* The nature and properties of soil. Prentice Hall. Upper Saddle River, 1996.
4. *Powlton P.R.* The importance of long-term trials in understanding sustainable farming systems: the Rothamsted experience // *Austral. J. Experiment. Agricult.* 1995. V. 35. P. 825–834.
5. *Орлов Д.С., Бирюкова О.Н., Суханова Н.И.* Органическое вещество почв России. М. Наука, 1996. 254 с.
6. *Six J., Callewaert P., Lenders S., Degryze S., Morris S.J., Gregorich E.G., Paul E.A., and Paustian K.* Measurement and understanding carbon storage in afforested soils by physical fractionation // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2002. V. 66. P. 1981–1987.
7. *West T.O., Post W.M.* Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: a global data analysis // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2002. V. 66. P. 1930–1946.
8. *Post W.M., Kwon K.C.* Soil carbon sequestration and land use change: processes and potential // *Global Change Biol.* 2000. V. 6. P. 317–327.
9. *Guo L.B., Gifford R.M.* Soil carbon stock and land use change: a meta analysis // *Global Change Biol.* 2002. V. 8. P. 345–360.
10. *Larionova A.A., Rozonova L.N., Yevdokimov I.V., Yermolayev A.M., Kurganova I.N., Blagodatsky S.A.* Land-use change and management effects on carbon sequestration in soils of Russia's South Taiga zone // *Tellus B.* 2003. V. 55. P. 331–337.
11. *Paul E.A.* Dynamics of organic matter in soils // *Plant Soil.* 1984. V. 76. P. 275–285.
12. *Six J., Jastrow J.D.* Encyclopedia of soil science // Marcel Dekker, 2002. P. 936–942.
13. *Paul E.A., Follett R.F., Leavitt S.W., Halvorson A., Peterson G.A., Lyon D.J.* Radiocarbon Dating for determination of soil organic matter pool sizes and dynamics // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1997. V. 61. P. 1058–1066.
14. *Parton W.J., Schimel D.S., Cole C.V., Ojima D.S.* Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains Grasslands // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1987. V. 51. P. 1173–1179.
15. *Sorensen L.* The influence of clay on the rate of decay of amino acid metabolites synthesized in soil during decomposition of cellulose // *Soil Biol. Biochem.* 1974. V. 7. P. 171–177.
16. *Dadal R.S., Bridge B.J.* Aggregation and organic matter storage in sub-humid and semi-arid soils. Structure and organic matter storage in agricultural soil / Eds. Carter M.R., Stewart B.A. CRC Press: Boca Raton, FL, 1996. P. 263–307.
17. *Six J., Elliott E.T., Paustian K.* Aggregate and soil organic matter dynamic under conventional and no-tillage systems // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1999. V. 63. P. 1350–1358.
18. *Six J., Conant R.T., Paul E.A., Paustian K.* Stabilization mechanisms of soil organic matter: implication for C-saturation of soils // *Plant and Soil.* 2002. V. 241. P. 155–176.
19. *Mikhailova E.A., Post C.J.* Organic carbon stocks in the Russian Chernozems // *Europ. Soil Sci.* 2006. V. 57. P. 330–336.
20. *Хмелев В.А.* Лёссовидные черноземы Западной Сибири. Новосибирск: Наука, СО, 1989. 201 с.
21. *Титлянова А.А., Наумов А.В.* Потери углерода из почв Западной Сибири при их сельскохозяйственном использовании // *Почвоведение.* 1995. № 11. С. 1357–1362.
22. *Титлянова А.А., Булавко Г.И., Кудряшова С.Я., Наумов А.В., Смирнов В.В., Танасиенко А.А.* Запасы и потери органического углерода в почвах Сибири // *Почвоведение.* 1998. № 1. С. 51–59.
23. *Артемяева З.С.* Органические и органно-глинистые комплексы агрогенно-деградированных почв: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М., 2008. 48 с.
24. *Мукина Л.Р., Шнедт А.А., Золотухин Г.Е.* Гумусное состояние черноземов Красноярского края в условиях залежи // *Мат-лы II Международ. научн.-практ. конф., посвящ. 75-летию каф. почвовед. Иркутского гос. ун-та "Почва как связующее звено функционирования природных и антропогенно-преобразованных экосистем".* Иркутск, 2006. С. 217–219.
25. *Коробова Л.Н.* Особенности сукцессии микробных сообществ в черноземах Западной Сибири: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Новосибирск, 2007. 48 с.
26. *Суханова Н.И., Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Керимзаде В.В.* Изменение содержания органического углерода и дыхательной активности чернозема обыкновенного под влиянием зарастания естественной растительностью // *Тр. IV Всероссийск. конф. "Гуминовые вещества в биосфере".* Москва, 19–21 декабря 2007 г. СПб., 2007. С. 310–314.

27. Belleli Marchezini L. Analyses of the carbon cycle of steppe and old field ecosystems of Central Asia. PhD thesis, 2007. 227 p. (available <http://www.unitus.it>).
28. Kurganova I., Lopes de Gerenyu V., Sukhanova N., and Kerimzade V. Carbon pools and respiratory activity of the former arable lands in Russian Federation // Proceeding of International Symposium "Organic matter dynamics in agro-ecosystems" Poitiers, France. 16–19 July, 2007. P. 245–246.
29. Kuzyakov Y., Rühlmann J., Geyer B. Kinetik und Parameter des Abbaus von Gemuserückständen bei deren Inkubation im Boden // Gartenbauwissenschaft. 1997. V. 62. P. 151–157.
30. Kätterer T., Reichstein M., Andren O., Lomander A. Temperature dependence of organic matter decomposition: a critical review using literature data analyzed with different model // Biol. Fert. Soils. 1998. V. 27. P. 258–262.
31. Vance E.D., Brookes P.C., Jenkinson D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C // Soil Biol. Biochem. 1987. V. 19. P. 703–707.
32. Jorgensen R.G. The fumigation-extraction method to estimate soil microbial biomass: Calibration of the k_{EC} value // Soil Biol. Biochem. 1996. V. 28. P. 25–31.
33. Сельское хозяйство, охота и лесоводство в России, 2004 год // Статистический сборник. М.: Росстат, 2004. 478 с.
34. Silver W.L., Osterlag R., and Lugo A.E. The potential for carbon sequestration through reforestation of abandoned tropical agricultural and pasture lands // Restor. Ecology. 2000. V. 8. P. 394–407.
35. Insam H., Domsch K.H. Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequences of reclamation sites // Microbial Ecology. 1988. V. 15. P. 177–188.
36. Anderson T.H. Physiological analysis of microbial communities in soil: Applications and limitations // Beyond the Biomass. London: Wiley-Sayce Publication, 1994. P. 67–76.
37. Anderson J., Domsch K.H. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils // Soil Biol. Biochem. 1978. V. 10. P. 215–221.
38. Insam H. Are the soil microbial biomass and basal respiration governed by the climatic regime? // Soil Biol. Biochem. 1990. V. 22. P. 525–532.
39. Powlson D.S., Jenkinson D.S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. Gamma irradiation, autoclaving, air-drying and fumigation // Soil Biol. Biochem. 1976. V. 8. P. 179–188.
40. Bottner P., Austrui F., Cortez J., Billes G., Couteaux M.M. Decomposition of ^{14}C - and ^{15}N -labelled plant material, under controlled conditions, in coniferous forest soils from a north-south climatic sequence in Western Europe // Soil Biol. Biochem. 1998. V. 30. P. 597–610.
41. Van Gestel M., Merckx R., Vlassak K. Microbial biomass response to soil drying and rewetting. The fate of fast- and slow-growing microorganisms in soils from different climates // Soil Biol. Biochem. 1993. V. 25. P. 109–123.
42. Wardle D.A., Parkinson D. Interactions between microclimate variables and the soil microbial biomass // Biol. Fert. Soils. 1990. V. 9. P. 273–280.
43. Bol R., Moering J., Kuzyakov Y., Amelung W. Quantification of priming and CO_2 respiration sources following slurry-C incorporation into two grassland soils with different C content // Rapid Commun. in Mass Spectrometry. 2003. V. 17. P. 2585–2590.
44. Sarmiento L., Bottner P. Carbon and nitrogen dynamics in two soils with different fallow times in the high tropical Andes: indications for fertility restoration // Appl. Soil Ecol. 2002. V. 19. P. 79–89.
45. Mendham D.S., O'Connell A.M., Grove T.S. Organic matter characteristics under native forest, long-term pasture, and recent conversion to Eucalyptus plantations in Western Australia: microbial biomass, soil respiration, and permanganate oxidation // Aust. J. Soil Res. 2002. V. 40. P. 859–872.
46. Alvarez R., Diaz R.A., Barbero N., Santanoglia O.J., Blotta L. Soil organic carbon, microbial biomass and CO_2 -C production from three tillage systems // Soil Till. Res. 1995. V. 33. P. 17–28.
47. Wang W.J., Baldock J.A., Dalal R.C., Moody P.W. Decomposition dynamics of plant materials in relation to nitrogen availability and biochemistry determined by NMR and wet-chemical analysis // Soil Biol. Biochem. 2004. V. 36. P. 2045–2058.
48. Тутлянова А.А., Кудряшова С.Я., Якутин М.В., Булавко Г.И., Мироньчева-Токарева Н.П. Запасы лабильного углерода в экосистемах Западной Сибири // Почвоведение. 1999. № 3. С. 332–341.

Changes in Soil Organic Carbon Pools during the Restoration of Arable Soils

V. O. Lopes de Gerenyu¹, I. N. Kurganova¹, A. M. Ermolaev¹, and Ya. V. Kuzyakov²

¹Institute of Physicochemical and Biological Problems of Soil Science, Russian Academy of Sciences,
ul. Institutskaya 2, Pushchino, Moscow oblast, 142290 Russia
E-mail: ikurg@itaec.ru

²University of Bayreuth, 95440, Bayreuth, Germany,
E-mail: kuzyakov@uni-bayreuth.de

Different organic carbon pools (total, recalcitrant, labile, and microbial) were quantitatively estimated in ordinary chernozems under plowland and fallows of different ages (5, 11, 21, and 77 years) in Rostov oblast, Russia (47°27' N, 39°35' E). It was shown that total organic carbon and microbial carbon in the soils under study increased proportionally to the duration of fallowing. The average rate of carbon accumulation was 279–117 g C/(m²/year) during the first 5–11 years and 30 g C/(m²/year) for the 77-year-long period. The exclusion of chernozemic soils from agricultural use resulted in an increase in the recalcitrant carbon fraction in the organic carbon pool from 20.6 mg C/g in the arable soil to 28.6 mg C/g in the 77-year-old fallow. The residence time of recalcitrant carbon increased by 1.9–2.2 times. The labile carbon decreased from 0.25 to 0.12 g C/g soil. Thus, the accumulation of total organic carbon in the former plow horizon of fallow soils was mainly due to the sequestration of the recalcitrant carbon pool.