

УДК 631.4

ИЗМЕНЕНИЕ ДЕНСИТОМЕТРИЧЕСКОГО ФРАКЦИОННОГО СОСТАВА ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА ПОЧВ ЛЕСОСТЕПНОЙ ЗОНЫ В ПРОЦЕССЕ ПОСТАГРОГЕННОЙ ЭВОЛЮЦИИ

© 2020 г. Л. А. Овсепян^{a, *}, И. Н. Курганова^a, В. О. Лопес де Гереню^a,
А. В. Русаков^b, Я. В. Кузяков^{a, c}

^aИнститут физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН,
ул. Институтская, 2, Московская область, Пушкино, 142290 Россия

^bСанкт-Петербургский государственный университет, Университетская наб., 7–9,
Санкт-Петербург, 199034 Россия

^cУниверситет Георга Августа, Бузгенвег, 2, Геттинген, 37077 Германия

*e-mail: lill.ovsepyan@gmail.com

Поступила в редакцию 16.04.2019 г.

После доработки 15.05.2019 г.

Принята к публикации 22.05.2019 г.

Изучена постагрогенная динамика органического углерода ($C_{\text{орг}}$), общего азота ($N_{\text{общ}}$) и денситометрических фракций органического вещества темно-серой почвы (Haplic Phaeozem, Белгородская область, заказник “Лес на Ворскле”) и чернозема миграционно-мицелярного (Haplic Chernozem, Курская область, заповедник “Стрелецкая степь”). Наиболее значительные постагрогенные изменения всех изученных свойств почв были выявлены в слое 0–5 см. Содержание $C_{\text{орг}}$ и $N_{\text{общ}}$ в верхнем 0–5 см слое темно-серой почвы за 45 лет залежного режима увеличилось в 1.2–1.3 раза. Содержание $C_{\text{орг}}$ и $N_{\text{общ}}$ в верхнем 0–5 см слое чернозема за 60 лет постагрогенного развития возросло в 1.9–2.0 раза. Накопление $C_{\text{орг}}$ происходило во всех денситометрических фракциях. В ходе залежной сукцессии в почвах обоих хронорядов возросла доля свободной фракции органического вещества (плотность $<1.6 \text{ г см}^{-3}$), в то время как доля окклюзированной фракции (плотность $<2.0 \text{ г см}^{-3}$) практически не изменялась. На черноземе под 60-летней залежью все изучаемые параметры были близки к уровню, характерному для некосимой степи. Восстановление изученных свойств пахотной темно-серой почвы за 45 лет залежного режима произошло не более, чем на 60% от уровня естественной почвы. Таким образом, в зоне лесостепи постагрогенное восстановление содержания органического вещества и всех его фракций происходило значительно быстрее в черноземе, чем на темно-серой почве.

Ключевые слова: постагрогенная сукцессия, демутация, самовосстановление почв, Haplic Phaeozem, Haplic Chernozem, денситометрическое фракционирование, органическое вещество почв

DOI: 10.31857/S0032180X20010128

ВВЕДЕНИЕ

Вывод пахотных угодий из сельскохозяйственного использования запускает процесс постагрогенной эволюции, в ходе которого почвенный и растительный покровы претерпевают существенные изменения в направлении формирования зональных типов экосистем на бывшей пашне [7, 13, 19, 20, 37]. Отсутствие отчуждения растительного материала в виде урожая и последующее восстановление многолетней растительности на бывших пахотных угодьях инициируют процессы накопления органического углерода ($C_{\text{орг}}$) как в почвах, так и в растениях, которые на них развиваются [10, 16, 39–41]. Интенсивность накопления $C_{\text{орг}}$ зависит от периода восстановительной сукцессии [37, 42, 44], а вновь образованное орга-

ническое вещество (**ОВ**) будет характеризоваться иным соотношением функциональных пулов в своем составе [10, 16, 33–35], определяя его стабильность, которая является ключевым фактором секвестрирования $C_{\text{орг}}$ в почвах [17, 18].

Большинство активно используемых сегодня методов фракционирования ОВ почв основано на физических подходах, таких как разделение частиц по плотности (и/или размеру), с предварительным разрушением агрегатов или без него [48]. Так, метод денситометрического фракционирования, получивший широкое применение из-за своей простоты и информативности, позволяет выделить химически и биологически разнородные фракции ОВ, имеющие различную локализацию в почвенной матрице [53]. С его помощью

удается выделить функционально различные пулы ОВ, соотношение которых в составе ОВ зависит от почвенно-экологических условий [1, 23]. Суть денситометрического фракционирования сводится к разделению ОВ почвы на три основные группы: свободную, окклюдированную и органо-минеральную, различающиеся по составу и биодоступности [12, 31, 33].

Свободное ОВ (free Light Fraction, fLF) не связано с минеральной матрицей и имеет плотность (ρ) ниже 1.6 г см^{-3} . Эта фракция включает растительные остатки разных стадий разложения [3, 51]. Вторая фракция – это окклюдированное ОВ (occluded Light Fraction, oLF), с $\rho = 1.6\text{--}2.0 \text{ г см}^{-3}$, которое представлено в почве собственно органическими остатками и частично продуктами их неполного разложения, заключенными в агрегатах [31]. Эта фракция иногда подразделяется на две части: легкую с $\rho = 1.6\text{--}1.8 \text{ г см}^{-3}$ и более тяжелую $\rho = 1.8\text{--}2.0 \text{ г см}^{-3}$ [3]. Визуально фракция oLF с более низкой плотностью представляет собой гомогенную однородную порошкообразную массу черного цвета. ОВ данной фракции имеет большую степень разложения, чем ОВ свободной фракции. Более тяжелая часть oLF представляет собой гомогенный, тонкодисперсный порошок бурого цвета с большим количеством минерального компонента [3]. Несмотря на различия в качественном составе описанных выше частей oLF, их объединение в единый пул окклюдированного ОВ представляется в достаточной степени обоснованным в силу сходства их размера и физического состояния [3], а также скоростей оборота в почве [48]. Третья фракция ОВ, имеющая $\rho > 2.0 \text{ г см}^{-3}$, является наиболее однородной полиминеральной полидисперсной системой устойчивых адсорбционных комплексов глинистых минералов, оксидов-гидроксидов с гуминовыми веществами и полисахаридами [21]. Эта фракция концентрирует до 50% от массы ОВ почвы и в значительной мере определяет физико-химические свойства почвы, представляя собой стабильное почвенное органическое вещество с низкой скоростью минерализации и значительным по длительности периодом оборачиваемости [17, 54].

В пределах одной биоклиматической зоны, хроноряды залежей различного возраста, на которых идет постепенное восстановление естественной растительности, представляют собой уникальную природную модель для изучения влияния количества и качества поступающих растительных остатков на фракционный состав ОВ почв и механизмы его стабилизации. Наиболее детально в литературе отражены изменения денситометрических фракций ОВ в сукцессионных хронорядах постагрогенных дерново-подзолистых почв, расположенных в зоне южной тайги [2, 10, 32, 33]. Прекращение их сельскохозяйственного использования привело к

повышению содержания углерода и в легких (fLF и oLF, $\rho < 2.0 \text{ г см}^{-3}$), и в органо-минеральной фракциях ОВ почв. В ходе залежного развития почв степной зоны (чернозем, светло-каштановая почва) также наблюдали увеличение содержания всех фракций ОВ [34, 36]. Исключение составили солонцы, в которых после прекращения сельскохозяйственного использования происходило восстановление естественной пластинчатой структуры и уменьшение водостойких агрегатов [36, 37]. Это привело к более медленному увеличению содержания С в агрегатах по сравнению с общим количеством ОВ и относительному уменьшению фракции oLF [36, 37].

В зоне лесостепи естественный ход растительных демутиаций после прекращения сельскохозяйственного использования может идти по пути восстановления как лесной растительности (на темно-серых почвах), так и степной (на черноземах). Ранее постагрогенная динамика денситометрических фракций ОВ почв лесостепи изучалась, главным образом, на почвах одного типа [32–35]. Оценка влияния состава растительных остатков, поступающих в почву при разной направленности залежных сукцессий в сходных климатических условиях, на соотношение фракций ОВ генетически близких типов почв ранее не проводилась. Не меньший интерес представляет определение длительности восстановления органо-профиля темно-серой почвы и чернозема в условиях лесостепной зоны.

Цель работы – изучение постагрогенной динамики фракционного состава ОВ темно-серой почвы и чернозема миграционно-мицелярного, расположенных в условиях одной биоклиматической зоны (лесостепи). Поскольку динамика видового состава растительного покрова в ходе постагрогенной сукцессии на этих почвах заметно различается, предполагаем, что именно эти отличия в сочетании с генетическими особенностями изучаемых почв будут определять постагрогенную динамику фракционного состава ОВ и скорость восстановления органо-профиля изучаемых почв после прекращения сельскохозяйственного использования.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Общая характеристика регионов исследования

Исследование проводили в Белгородской и Курской областях (лесостепная почвенно-биоклиматическая зона) в двух хронорядах, включающих современную пашню, залежи разного возраста и естественный ценоз (табл. 1). Согласно классификации почв России [11], почвы хроноряда в Белгородской области были отнесены к темно-серым (Haplic Phaeozem), а хроноряда в

Таблица 1. Местоположение и общая характеристика объектов исследования

Область, координаты	Почва*	Преобладающая растительность/доминирующие виды
Белгородская, заказник “Лес на Ворскле”, 51°34' N, 36°06' E	Агротемно-серая	Пашня: люцерна (<i>Medicago</i> L.)
	Агротемно-серая реградированная	10 лет: тонколучник однолетний (<i>Phalacrolooma annuum</i> L.) и пырей ползучий (<i>Elytrigia repens</i> L.)
	Агротемно-серая реградированная	30 лет: мятлик луговой (<i>Poa pratensis</i> L.), вероника дубравная (<i>Veronica chamaedrys</i> L.), пырей ползучий (<i>Elytrigia repens</i> (L.) Nevski)
	Агротемно-серая реградированная	45 лет: райграс высокий (<i>Arrhenatherum elatius</i> L.), гравилат городской (<i>Geum urbanum</i> L.). Подрост груши (<i>Pyrus communis</i> L.), ясеня (<i>Fraxinus excelsior</i> L.), клена (<i>Acer platanoides</i> L.), дуба (<i>Quercus robur</i> L.)
	Темно-серая	Коренной лес (>150 лет): дуб (<i>Quercus robur</i> L.), сныть обыкновенная (<i>Aegopodium podagraria</i> L.), медуница неясная (<i>Pulmonaria obscura</i> Dumort.), ясменник душистый (<i>Galium odoratum</i> (L.) Scop.)
Курская, заповедник “Стрелецкая степь”, 50°36' N, 36°01' E	Агрочернозем миграционно-мицелярный	Пашня: после уборки зерновых
	Агрочернозем миграционно-мицелярный реградированный	10 лет: кострец береговой (<i>Bromus riparius</i> Rehm.), райграс высокий (<i>Arrhenatherum elatius</i> L.), мятлик узколистный (<i>Poa angustifolia</i> L.)
	Агрочернозем миграционно-мицелярный реградированный	60 лет: ковыль перистый (<i>Stipa pennata</i> L.), кострец береговой (<i>Bromus riparius</i> Rehm.), мятлик узколистный (<i>Poa angustifolia</i> L.)
	Чернозем миграционно-мицелярный	Некосимая степь: райграс высокий (<i>Arrhenatherum elatius</i> L.), ковыль перистый (<i>Stipa pennata</i> L.), мятлик узколистный (<i>Poa angustifolia</i> L.), земляника зеленая (<i>Fragaria viridis</i> L.)

Курской области — к черноземам миграционно-мицелярным (Haplic Chernozem).

В Белгородской области исследования проводили на территории заказника “Лес на Ворскле”. Климат района умеренно-континентальный с жарким и относительно сухим летом и холодной зимой. Среднегодовая температура воздуха составляет +6.0°C [8]. Сумма атмосферных осадков в среднем составляет 565 мм/год, причем более половины годовой нормы выпадает в теплое время года — с апреля по сентябрь. Хроноряд включал: пашню, засеянную люцерной; залежи 10 и 30 лет, поросшие сорной растительностью. На залежи 45 лет помимо луговых видов получил развитие и древесный ярус (табл. 1). Естественный ценоз представлял собой коренной дубовый лес [20]. Все объекты этого хроноряда находились друг от друга в пределах 5–7 км.

В Курской области исследования проводили в заповеднике “Стрелецкая степь”. Климат региона умеренно-континентальный. Среднегодовая температура воздуха составляет +5.7°C. Годовое количество осадков сильно варьирует (от 334 до 744 мм), составляя в среднем 570 мм [13]. Хроноряд

включал пашню (после уборки зерновых), молодую залежь 10 лет с преобладанием луговых видов. Растительность 60-летней залежи была представлена разнотравно-ковыльной ассоциацией. На этом участке произошло также внедрение древесно-кустарниковой растительности, проективное покрытие которой не превышало 6% [13]. Некосимая степь была представлена преимущественно видами, характерными для климаксного лугового сообщества. Изучаемые объекты этого хроноряда находились друг от друга в пределах 5–10 км.

Отбор почвенных проб и пробоподготовка

Отбор проб проводили на участках площадью около 100 м² с наиболее типичной растительностью методом “конверта”. Для этого в пяти пространственно-удаленных точках закладывали прикопки глубиной 0.5 м. Образцы почв отбирали из слоев 0–5, 5–10, 10–20 и 20–30 см, затем удаляли крупные корни и другие растительные остатки, высушивали почву до воздушно-сухого состояния и просеивали через сито с диаметром ячеек 2 мм.

Содержание общего углерода ($C_{\text{общ}}$) и азота ($N_{\text{общ}}$) в почвенных образцах, растертых до состояния пудры, определяли на автоматическом элементном анализаторе CHNS фирмы Leco (Leco Corporation, США). Поскольку карбонаты в почвенных образцах отсутствовали, то содержание органического углерода ($C_{\text{орг}}$) принимали равным содержанию $C_{\text{общ}}$.

Фракционирование органического вещества (ОВ) почв по плотности проводили в почвенных образцах, отобранных с глубин 0–5 и 5–10 см, в которых содержание $C_{\text{орг}}$ было выше 20 г С кг⁻¹ почвы. Для этой цели использовали растворы в поливольфрамата натрия разной плотности — 1.6 и 2.0 г см⁻³ [31]. Выбранная модификация метода денситометрического разделения ОВ позволила выделить следующие фракции: 1) свободную (fLF) — с плотностью $\rho < 1.6$ г см⁻³; 2) окклюдированную (oLF) — с плотностью $\rho < 1.6$ г см⁻³ и $\rho = 1.6–2.0$ г см⁻³ и 3) минеральную (mineral-associated-SOM) — с $\rho > 2.0$ г см⁻³ (далее mineral-SOM).

Для выполнения фракционирования навеску воздушно-сухой почвы (4 г) помещали в мерную пробирку объемом 50 мл, вносили раствор поливольфрамата натрия плотностью 1.6 г см⁻³ (до метки 20–22 мл), аккуратно перемешивали содержимое до равномерного увлажнения пробы и центрифугировали в течение 1 ч (5000 об./мин). Сконцентрированное на поверхности надосадочной жидкости ОВ свободной фракции (fLF, $\rho < 1.6$ г см⁻³) отбирали и отмывали от остатков тяжелой жидкости. Затем в пробирку добавляли стеклянные шарики (диаметр ≈ 5 мм) для лучшего разрушения агрегатов и высвобождения окклюдированной фракции и оставляли на шейкере на 16 ч (60 об./мин). Образец повторно центрифугировали, отбирали ОВ окклюдированной фракции $\rho < 1.6$ г см⁻³ (oLF) и отмывали его от остатков поливольфрамата натрия. Затем в пробирку вносили раствор поливольфрамата натрия $\rho = 2.0$ г см⁻³ и встряхивали на шейкере (100 об./мин) в течение 10 мин. Образец повторно центрифугировали, отбирали ОВ окклюдированной фракции с $\rho = 1.6–2.0$ г см⁻³ (oLF) и отмывали от остатков поливольфрамата натрия. Остатки образца в пробирке отмывали от тяжелой жидкости и высушивали, получая таким образом массу органо-минеральной фракции (mineral-SOM) в виде осадка. Содержание $C_{\text{орг}}$ во всех выделенных фракциях определяли на автоматическом CHNS-анализаторе фирмы Leco (Leco Corporation, США). Поскольку навески oLF с $\rho < 1.6$ г см⁻³ оказалось недостаточно для проведения необходимых анализов было принято решение объединить ее с фракцией oLF с $\rho = 1.6–2.0$ г см⁻³. Полученная комбинированная фракция с $\rho < 2.0$ г см⁻³ далее будет обозначаться oLF.

Статистическая обработка данных

Большинство анализов выполняли в 3-кратной повторности. На графиках и в таблицах представлены средние значения \pm стандартная ошибка (SE). По результатам фракционирования ОВ был проведен однофакторный дисперсионный анализ (ANOVA, Краскелла–Уоллиса) с последующей процедурой попарных множественных сравнений (критерий Тьюки), выполненный для трех и более выборок. На графиках латинскими буквами показана значимость различий при $p = 0.05$ для слоев 0–5 и 5–10 см. Линейные регрессионные зависимости оценивали методом наименьших квадратов и принимались значимыми при $p = 0.05$. Для статистической обработки экспериментальных данных и их визуализации использовали Microsoft Excel (Office 2016) с программным пакетом Анализ данных, Statistica 10 [52] и R 3.2.4 [47].

РЕЗУЛЬТАТЫ

Динамика содержания $C_{\text{орг}}$ и $N_{\text{общ}}$ в постагрогенных почвах

Содержание $C_{\text{орг}}$. Залежная сукцессия как на темно-серой почве, так и на черноземе миграционно-мицелярном сопровождалась наиболее заметным накоплением $C_{\text{орг}}$ в слое 0–5 см (рис. 1). В более глубоких слоях почвы увеличение содержания $C_{\text{орг}}$ в ходе постагрогенного развития было выражено гораздо слабее или не проявлялось вовсе. В хроноряду на темно-серой почве содержание $C_{\text{орг}}$ в почве 10-летней залежи на всех глубинах было немного ниже, чем в почве агроценоза (рис. 1А). Это, на наш взгляд, связано не с потерями $C_{\text{орг}}$ в первые годы постагрогенного развития, а обусловлено достаточно высокой окультуренностью пахотной почвы. В литературе неоднократно отмечалось, что исходное состояние пашни, выступающей в качестве контроля постагрогенных изменений, оказывает заметное влияние на динамику содержания $C_{\text{орг}}$ после прекращения сельскохозяйственного использования [14, 20]. Когда мы исключили пахотный участок из сравнительного анализа в хроноряду на темно-серой почве, то постепенный рост содержания $C_{\text{орг}}$ стал очевидным: от 21.7 г С кг⁻¹ почвы под 10-летней залежью до 29.7 г С кг⁻¹ почвы под залежью 45 лет, заросшей древесной растительностью. В почве коренного леса содержание $C_{\text{орг}}$ в самом верхнем слое составляло 62.3 г С кг⁻¹, что может рассматриваться как предельная величина накопления $C_{\text{орг}}$ в изучаемом регионе при отсутствии антропогенного воздействия на почвы.

В черноземе миграционно-мицелярном содержание $C_{\text{орг}}$ в слое 0–5 см при постагрогенном восстановлении выросло в 2 раза: с 33.6 на пашне до 67.1 г С кг⁻¹ почвы под 60-летней залежью, где

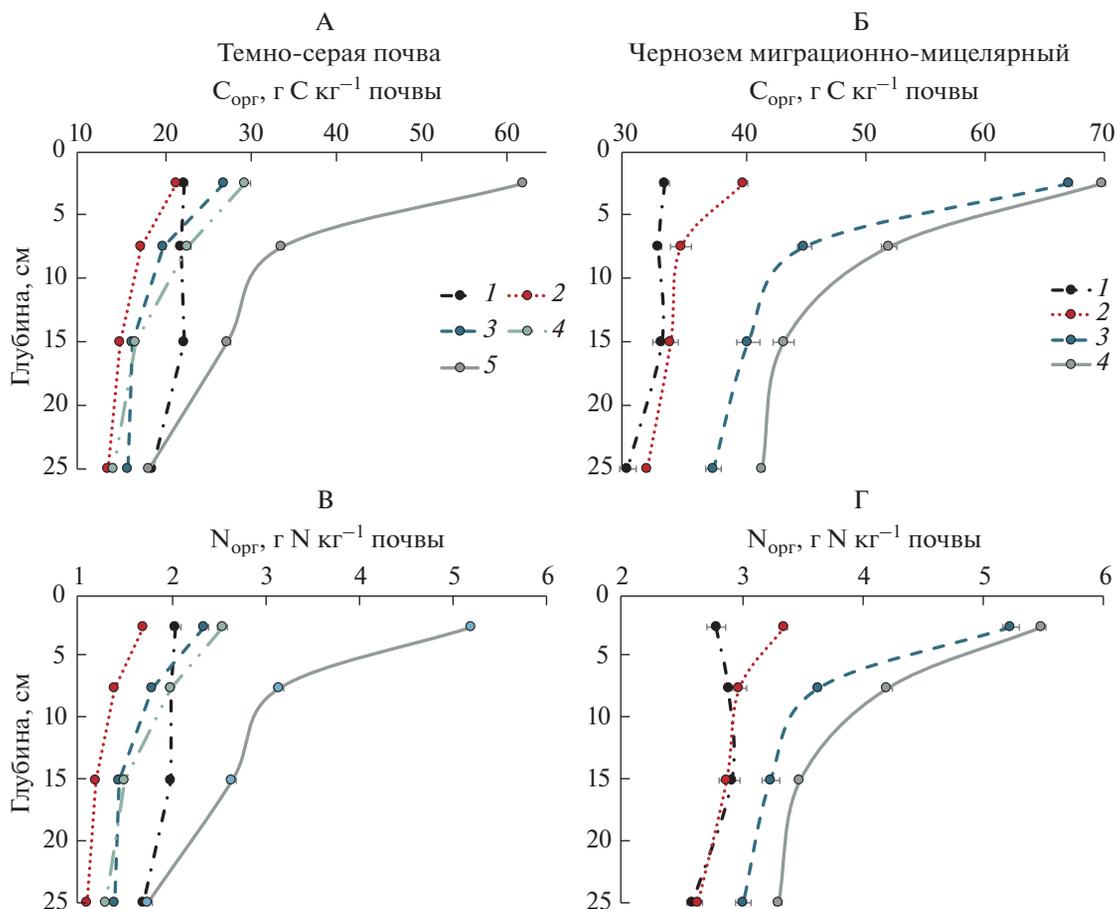


Рис. 1. Динамика содержания $C_{\text{орг}}$ (А, Б) и $N_{\text{общ}}$ (В, Г) в слое 0–30 см в процессе постагрогенной эволюции темно-серой почвы и чернозема миграционно-мицелярного. На А и В: 1 – пахня, 2 – залежь 10 лет, 3 – залежь 30 лет, 4 – залежь 45 лет, 5 – зрелый дубовый лес. На Б и Г: 1 – пахня, 2 – залежь 10 лет, 3 – залежь 60 лет, 4 – степь.

оно практически достигло уровня $C_{\text{орг}}$ в почве под некосимой степью — 69.8 г С кг^{-1} почвы (рис. 1Б).

Регулярное перемешивание пахотного слоя в результате распашки приводило к выравниванию содержания $C_{\text{орг}}$ в пахотном слое. Постагрогенное восстановление почв, как правило, сопровождалось усилением дифференциации бывшего пахотного слоя по содержанию $C_{\text{орг}}$ (рис. 1А). Так, в хроноряду на темно-серой почве разница по этому показателю между слоями 0–5 и 20–30 см с возрастом залежей постепенно увеличивалась, достигая максимума в почве естественного ценоза — 44.0 г С кг^{-1} почвы. Дифференциация гумусового горизонта чернозема по содержанию $C_{\text{орг}}$ в ходе постагрогенного развития была менее выражена, чем в темно-серой почве (рис. 1Б). Это связано с более равномерным поступлением в слой 0–30 см почвы ежегодно отмирающих корней степных видов растений, характеризующихся глубоко проникающей корневой системой по сравнению с травянистой растительностью под пологом леса. Разница по содержанию $C_{\text{орг}}$ между слоями

0–5 и 20–30 см в целинной степи была существенно ниже и составляла 28.2 г С кг^{-1} почвы.

Содержание $N_{\text{общ}}$. Постагрогенная динамика содержания общего азота ($N_{\text{общ}}$) в почвах практически полностью повторяла динамику $C_{\text{орг}}$ (рис. 1В, 1Г). Так, содержание $N_{\text{общ}}$ в слое 0–5 см в хроноряду на темно-серой почве за 45 лет залежного развития возрастало с 2.1 до 2.6 г N кг^{-1} (рис. 1В), существенно не дотягивая до уровня почвы, сформированной под коренным лесом (5.2 г N кг^{-1}). Постепенное увеличение содержания $N_{\text{общ}}$ в ходе демультиплексивной сукцессии отмечалось, как и в случае с $C_{\text{орг}}$, только в сравнении с залежью 10-летнего возраста. В хроноряду на черноземе миграционно-мицелярном содержание $N_{\text{общ}}$ в слое 0–5 см демонстрировало более отчетливый рост, чем на темно-серой почве. В течение 60 лет залежного режима оно увеличилось почти в 2 раза и совсем незначительно отличалось от уровня, характерного для почвы под некосимой степью (5.2 против 5.5 г N кг^{-1}). В более глубоких слоях увеличение содержания $N_{\text{общ}}$ в хо-

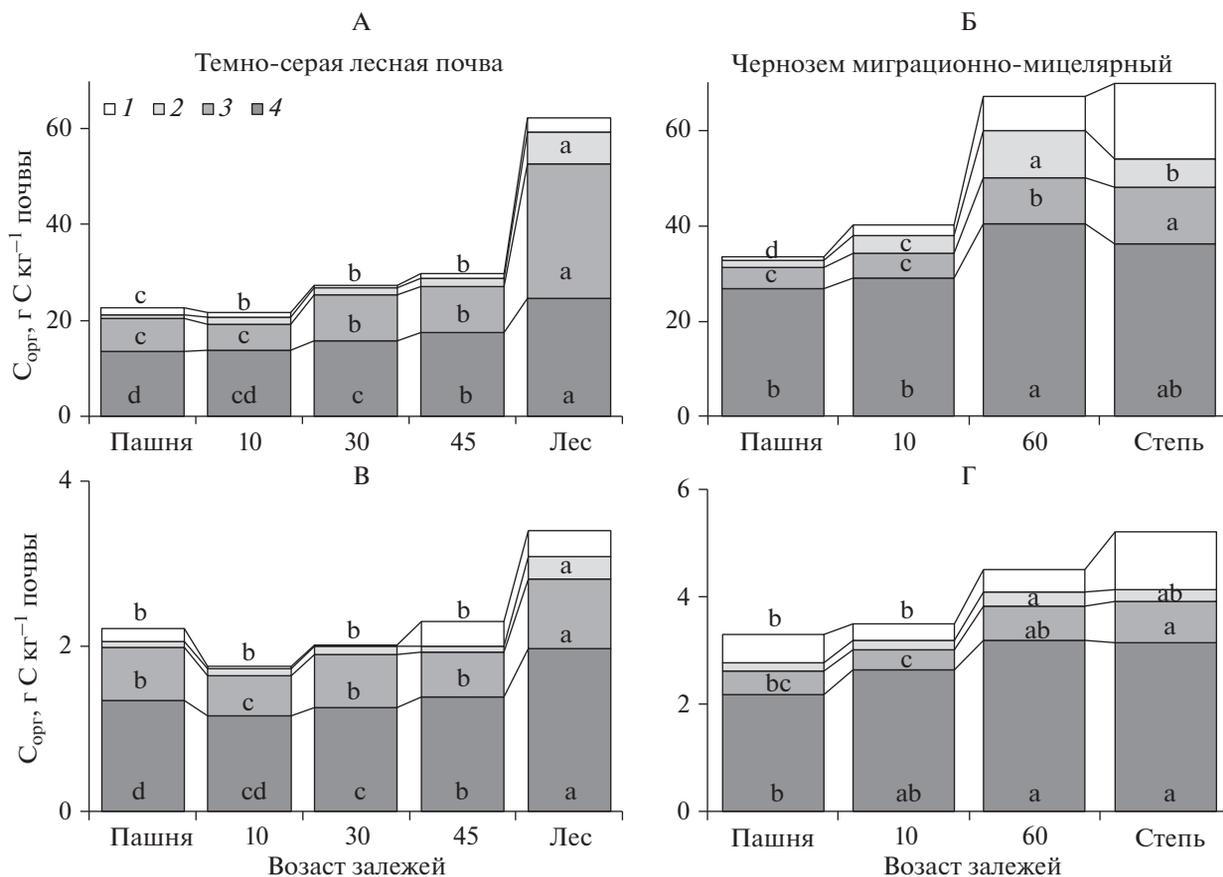


Рис. 2. Изменение $C_{орг}$ фракций в слоях 0–5 см (А, Б) и 5–10 см (В, Г) в ходе постагрогенной эволюции темно-серой почвы и чернозема миграционно-мицелярного: 2 – свободное ОВ почв ($\rho < 1.6 \text{ г см}^{-3}$), 3 – окклюдированное ОВ почв ($\rho < 2.0 \text{ г см}^{-3}$), 4 – органо-минеральная фракция почв ($\rho > 2.0 \text{ г см}^{-3}$), 1 – разница между суммой фракций и общим содержанием $C_{орг}$ (показано белым цветом) включает растворенное органическое вещество (DOC) и вероятные потери при отборе и промывании фракций (латинскими буквами показана значимость различий при $p = 0.05$).

де демулационной сукцессии было не столь значительным (рис. 1Г).

В почвах обоих хронорядов также выявлено усиление дифференциации бывшего пахотного горизонта по содержанию $N_{общ}$. Разница по этому показателю между слоями 0–5 и 20–30 см, как и в случае с $C_{орг}$, увеличивалась с возрастом залежей, достигая максимума в почвах под естественной растительностью.

Значительное накопление общего азота в почвах в ходе их постагрогенного развития вызвано теми же причинами, что и увеличение $C_{орг}$, поскольку поступающие в почву растительные остатки являются источником всех биогенных элементов, включая N. И так как в постагрогенных почвах практически в равных пропорциях накапливались C и N, то их отношение в ходе восстановительной сукцессии в почвах обоих хронорядов менялось незначительно, варьируя между 10.5 и 12.5 (данные не представлены). В слое 0–30 см постагрогенных почв не наблюдали отчетливой диффе-

ренциации величины C/N ни в темно-серой почве, ни в черноземе миграционно-мицелярном. Наибольшая дифференциация гумусового горизонта по отношению C/N ожидаемо выявлялась в почвах под коренным дубовым лесом и некосимой степью.

Динамика денситометрических фракций ОВ

Содержание углерода фракции fLF в слое 0–5 см в хроноряду на темно-серой почве за 45 лет постагрогенного развития возросло более чем в 2 раза: с 0.7 на пашне до 1.8 г C кг⁻¹ под молодым лесом (рис. 2А). Содержание углерода фракции oLF было существенно больше, чем во фракции fLF (7.1–9.7 г C кг⁻¹), но увеличивалось в ходе восстановительной сукцессии менее заметно (в 1.4 раза). Органо-минеральная фракция была преобладающей в составе ОВ изучаемой темно-серой почвы, и содержание $C_{орг}$ в ней за 45 лет залежного режима увеличилось в 1.3 раза (с 13.4 до 17.5 г C кг⁻¹). Ни в одной из фракций содержание углерода в слое 0–

Таблица 2. Взаимосвязь (R^2) между общим содержанием органического углерода ($C_{\text{орг}}$) в постагрогенных почвах лесостепной зоны и содержанием углерода в различных денситометрических фракциях ОБ: свободной (fLF), окклюзированной (oLF) и органо-минеральной (mineral-SOM)

Слой почвы, см	fLF, $\rho < 1.6 \text{ г см}^{-3}$	oLF, $\rho < 2.0 \text{ г см}^{-3}$	Mineral-SOM, $\rho > 2.0 \text{ г см}^{-3}$
Темно-серая почва			
0–5	0.97*	0.99*	0.97*
5–10	0.80**	0.79**	0.99*
Чернозем миграционно-мицелярный			
0–5	0.73 ^{ns}	0.95**	0.90**
5–10	0.54 ^{ns}	0.97**	0.79 ^{ns}

* $p < 0.01$; ** $p = 0.01-0.05$; ^{ns} – связь не значима.

5 см за 45 лет постагрогенного развития не достигало уровня, характерного для почвы под коренным дубовым лесом (рис. 2А).

В слое 5–10 см постагрогенная динамика содержания углерода во всех выделенных фракциях повторяла закономерности, выявленные для слоя 0–5 см. Но содержание углерода в них было существенно ниже и составляло 0.07–0.10, 0.5–0.6 и 1.2–1.4 г С кг⁻¹ для фракций fLF, oLF и mineral-SOM соответственно, не достигая уровня естественного ценоза (рис. 2В).

В хроноряду, расположенном на черноземе миграционно-мицелярном, в слое 0–5 см за 60 лет постагрогенного развития произошло 6-кратное увеличение содержания углерода фракции fLF (от 1.4 до 10.0 г С кг⁻¹) и 2-кратное – содержания углерода во фракции oLF (рис. 2Б). Содержание углерода фракции mineral-SOM увеличилось менее существенно (в 1.5 раза): с 26.7 до 40.5 г С кг⁻¹. В этом хроноряду в почве под 60-летней залежью содержание углерода во фракциях fLF и mineral-SOM превысило таковое в почве под целинной степью (рис. 2Б).

В слое 5–10 см содержание углерода во всех выделенных фракциях было существенно ниже, чем в слое 0–5 см. Однако их постагрогенная динамика показывала сходные закономерности. Так, содержание углерода фракции fLF последовательно возрастало от 0.15 г С кг⁻¹ на пашне до 0.26 г С кг⁻¹ в 60-летней залежи и затем незначительно снижалось (до 0.21 г С кг⁻¹) в почве под некосимой степью (рис. 2Г). Содержание углерода фракции oLF и mineral-SOM увеличилось за 60 лет залежного развития в 1.5 раза (рис. 2Б, 2Г), достигая уровня естественного ценоза для фракции mineral-SOM.

Таким образом, показано, что в зоне лесостепи в ходе демулационных сукцессий, идущих по пути восстановления и лесного ценоза, и степной растительности, в слое 0–10 см наблюдалось увеличение содержания углерода во всех денситометрических фракциях. Регрессионный анализ пока-

зал наличие тесной взаимосвязи ($R^2 = 0.87-0.99$) между общим содержанием $C_{\text{орг}}$ в почвах обоих хронорядов и содержанием углерода во всех денситометрических фракциях в слое 0–5 см, за исключением fLF в черноземе миграционно-мицелярном (табл. 2). В слое 5–10 см аналогичный тип связи был слабее ($R^2 = 0.79-0.99$).

Анализ изменения доли углерода различных фракций в общем пуле $C_{\text{орг}}$ в ходе самовосстановления пахотных почв представляет самостоятельный интерес, поскольку дает нам представление о соотношении функциональных групп в составе ОБ и позволяет судить о процессах его стабилизации в почвах. Доля углерода фракции fLF в слое 0–5 см закономерно возрастала в соответствии с возрастом залежей в обоих хронорядах (рис. 3). При этом, если в пахотных почвах доля углерода свободной фракции имела близкие значения (0.03–0.04), то за 45 лет восстановительной сукцессии на темно-серой почве доля fLF в составе ОБ увеличилась в 2 раза, а на черноземах за 60 лет залежного развития аналогичный прирост произошел почти в 4 раза.

Обращает на себя внимание, что доля oLF в составе ОБ темно-серой почвы была в 1.5–2.5 раза больше, чем в черноземе миграционно-мицелярном. В обоих хронорядах доля углерода фракции oLF в ходе постагрогенного развития практически не изменялась (рис. 3). Доля углерода органо-минеральной фракции в хроноряду на темно-серой почве за 45 лет постагрогенного развития была постоянной (снижение составило всего 0.02 ед.), в то время как в хроноряду на черноземе миграционно-мицелярном за 60 лет залежного развития снижение доли mineral-SOM было существенным: с 0.8 до 0.6. С одной стороны, это связано с ростом доли углерода фракции fLF в составе ОБ почв, а с другой может быть вызвано существенным увеличением доли потерь ОБ при проведении фракционирования, причину которого мы пока не можем объяснить.

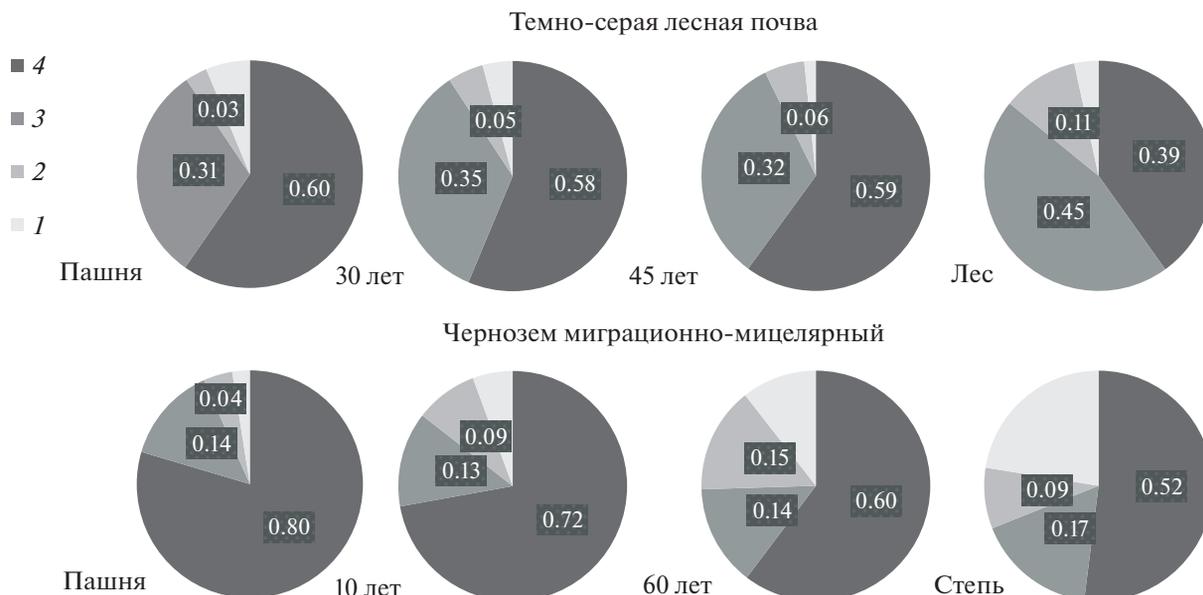


Рис. 3. Относительная доля различных фракций ОВ в общем пуле C_{орг} (слой 0–5 см) в хронориядах на темно-серой почве и черноземе миграционно-мицелярном: 2 – свободное ОВ почв (fLF, $\rho < 1.6 \text{ г см}^{-3}$), 3 – окклюдированное ОВ почв (oLF, $\rho < 2.0 \text{ г см}^{-3}$), 4 – органо-минеральная фракция почв ($\rho > 2.0 \text{ г см}^{-3}$), 1 – разница между суммой фракций и общим содержанием C_{орг} (показана белым цветом) включает растворенное органическое вещество (DOC) и вероятные потери при отборе и промывании фракций.

Сравнительная оценка периода постагрогенного восстановления пахотных почв в зоне лесостепи. Чтобы количественно оценить степень восстановления залежных почв, исследуемые свойства почв были нормализованы по отношению к средним значениям соответствующих свойств для почв под естественными ценозами (рис. 4). Показано, что на темно-серой почве уровень большинства исследуемых параметров в верхнем 0–5 см слое постагрогенных почв за 45 лет залежного режима составлял около 60% от уровня естественного ценоза (рис. 4). В то же время на черноземах за 60 лет демулационной сукцессии уровень большинства исследуемых параметров в верхнем 0–5 см слое приближался к уровню естественного ценоза, а по некоторым свойствам (содержание углерода фракций fLF и mineral-SOM) достигал или превышал его (рис. 4).

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Заметное увеличение содержания C_{орг} в изученных почвах после прекращения распашки является следствием восстановления травянистой или древесной растительности и отсутствием изъятия растительной биомассы. В почве под лесной растительностью увеличение содержания C_{орг} в значительной степени обусловлено биологической аккумуляцией ОВ за счет образования подстилки и непрерывного поступления органических веществ преимущественно в верхние слои

почвы [7, 10, 32]. В степном и луговом ценозах накопление C_{орг} происходит благодаря высокому количеству постоянно отмирающей подземной фитомассы [9]. Постагрогенная динамика содержания C_{орг} зависит также от свойств и особенностей самой почвы, в том числе от степени окультуренности бывшего пахотного участка и гранулометрического состава [14, 15, 20]. Немаловажную роль в процессах образования и стабилизации ОВ в почвах играет количество и качество поступающего растительного опада [17, 28, 46, 49]. Например, лесная подстилка содержит больше лигнина и липидов (стабильных компонентов) и меньше легкодоступных соединений по сравнению со степным войлоком. Сравнение изотопного состава корневого и наземного опада показало преобладание молекулярных структур корней в почвенном ОВ [45] и в почвенных микроорганизмах [38]. Это означает, что C_{орг}, полученный из корневого опада в черноземах, будет храниться более продолжительный период, чем наземный растительный материал, преимущественно поступающий в темно-серые почвы.

Именно незначительное количество поступающих на поверхность пашни растительных остатков, особенно по сравнению с почвами лесных ценозов, где хорошо развита подстилка [3, 31], объясняет низкое содержание углерода фракции fLF в поверхностном слое пахотных почв (0.71–1.39 г С кг⁻¹). Почвы естественных ценозов в обоих хронориядах содержали значительные и доволь-

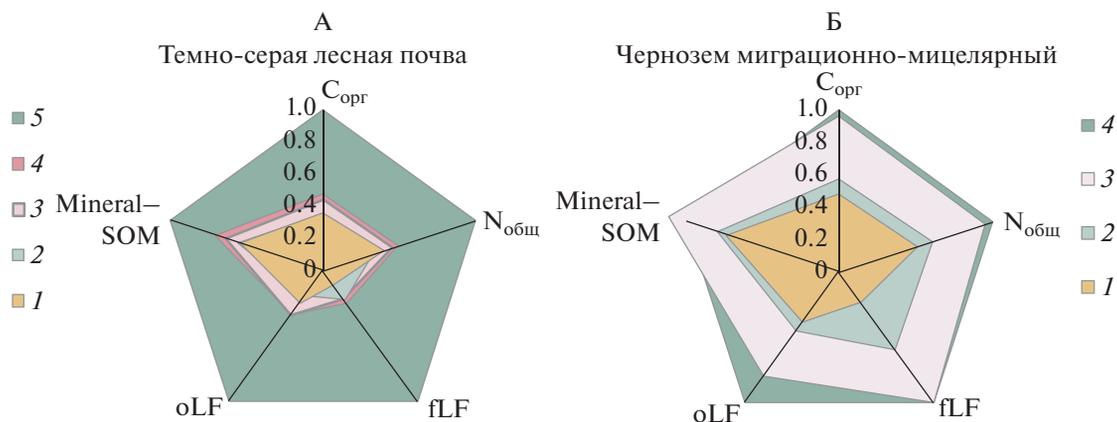


Рис. 4. Относительные изменения почвенных свойств (слое 0–5 см) в процессе постагрогенного восстановления темно-серой почвы и чернозема миграционно-мицелярного: $C_{орг}$ – содержание органического углерода, $N_{общ}$ – содержание общего азота, fLF – содержание углерода свободной фракции, и oLF – содержание углерода окклюзированной фракции. На А: 1 – пашня, 2 – залежь 10 лет, 3 – залежь 30 лет, 4 – залежь 45 лет, 5 – зрелый дубовый лес. На Б: 1 – пашня, 2 – залежь 10 лет, 3 – залежь 60 лет, 4 – степь. Все свойства нормализованы по отношению к средним значениям соответствующих свойств для почв под естественными ценозами, которые на диаграмме соответствуют величине 1.0.

но близкие количества углерода во фракции fLF ($6.0\text{--}6.6\text{ г С кг}^{-1}$). По-видимому, это можно объяснить близкими величинами поступающих в почвы растительных остатков, которые в значительной мере будут определяться практически одинаковым биоклиматическим потенциалом регионов исследования. Так, согласно данным Базилевич [6], масса подстилки в дубравах лесостепи составляет $10\text{--}15\text{ т га}^{-1}$ при незначительных количествах корневого опада, в то время как в разнотравно-злаковых степных ассоциациях масса подстилки существенно ниже ($3.4\text{--}6.0\text{ т га}^{-1}$), но высока масса отмерших подземных органов ($5.0\text{--}11.6\text{ т га}^{-1}$). Доля фракции fLF в почвах изучаемых естественных ценозов лесостепной зоны также близка и составляет 11 и 9% для лесного и степного ценозов соответственно. Считается, что в лесных почвах содержание углерода фракции с плотностью ниже 1.6 г см^{-3} может составлять существенную часть – от 18 до 40% от общего содержания органического углерода [3, 26–28, 31] и др. Это обусловлено: 1) высоким содержанием подстилки в лесных почвах [22] и непрерывностью поступления свежего ОВ [5]; 2) обогащенностью растительных остатков ароматическими, алкил–С и фенольными соединениями (в составе хвойной лесной подстилки) и, следовательно, их низкой подверженностью микробному разложению [29, 55]; 3) защитой в агрегатах – стабильных и нестабильных [22].

Выявленные более низкие темпы накопления углерода свободной фракции в хроноряду на темно-серой почве по сравнению постагрогенными черноземами (рис. 2) могут объективно быть обусловлены меньшей длительностью постагрогенного периода: 45 лет на темно-серой почве против

60 лет — на черноземе миграционно-мицелярном. Ранее показано [13], что восстановление почвенных свойств в зоне широколиственных лесов требует более длительного периода (>100 лет) по сравнению с почвами степей (40–60 лет). Кроме того, в почвах лесных ценозов отмечается меньшая степень и скорость минерализации растительных остатков по сравнению с черноземами, где преобладают травянистые виды [3]. Наличие труднорастворимых компонентов в составе лесных подстилок в совокупности с более низкими температурами под покровом леса по сравнению с открытыми степными участками также будет способствовать более медленному разложению растительных остатков в лесных ценозах по сравнению со степными. Более существенное увеличение доли fLF в составе ОВ постагрогенных почв в зоне степи объясняется включением в эту фракцию растительных остатков, представленных легкоразлагаемым травяным и корневым опадом [34, 36].

Обнаруженное значительное преобладание фракции oLF в почве коренного дубового леса по сравнению со степным ценозом также в значительной степени обусловлено различиями в исходном качестве растительных остатков. В исследованиях Гуниной с соавт. [28] на основе данных о биоразлагаемости подстилки хвойных и широколиственных лесов и лугов был сделан вывод о зависимости доли окклюзированной фракции в составе почвенного ОВ от исходного качества растительных остатков. Наши данные хорошо подтверждают исследованиями, проведенными в других климатических зонах. Относительное увеличение oLF в почвах таежной зоны (подзолы и дерново-подзолистые почвы), по мнению Калининой с соавт. [32, 33, 37], может быть обусловлено включением в состав этой

фракции ОВ, образующегося в верхнем слое почв под лесной растительностью в результате разложения подстилки. Увеличение доли оLF в составе ОВ постагрогенных почв во всех природных зонах в значительной степени связано с быстрым образованием макроагрегатов в процессе постагрогенной эволюции [37].

Увеличение содержания фракции mineral–SOM в ходе постагрогенного развития в почвах лесостепной зоны (рис. 2) подтверждается результатами исследований других авторов [10, 34, 37]. Эта фракция, имеющая самую высокую плотность и состоящая преимущественно из органо-глинистых комплексов, в значительной степени обеспечивает стабилизацию ОВ почв и играет существенную роль в процессах длительной секвестрации атмосферного углерода [4, 17]. Ранее нами показано, что почвы постагрогенных экосистем представляют собой существенный резервуар стока атмосферного углерода, особенно на первых этапах залежной сукцессии [33, 36].

Накопление углерода во всех денситометрических фракциях ОВ почв в ходе демутиационных сукцессий ранее показано для разных типов почв [10, 34, 35]. Корреляция между содержанием углерода в различных фракциях ОВ и общим пулом органического углерода выявлена в хронорядках залежных почв различных климатических зон России [33–35], на северо-западе Италии [25], при лесовозобновлении на залежах в США [24, 50], эвкалиптовых плантациях Бразилии [43] и на залежах Новой Зеландии [30].

Как уже указывалось ранее, по оценкам Люри [13] для восстановления залежных почв в зоне широколиственных лесов требуется 100 и более лет, а под степной растительностью существенно меньше — 40–60 лет. Оценки периодов восстановления ОВ темно-серых почв и черноземов, полученные в нашем исследовании, хорошо укладываются в эти сроки. Скорость и время полного восстановления залежных земель зависит от степени их деградации вследствие сельскохозяйственной обработки, глубины пахотного горизонта, биоклиматического потенциала региона, материнской породы и скорости восстановления растительности [13]. В пределах одной биоклиматической зоны (лесостепь) с близкими климатическими характеристиками, но разным типом демутиационной сукцессии, ключевыми факторами, ускоряющими постагрогенное восстановление почв, является восстановление степной растительности и уникальные генетические особенности черноземов, которые более устойчивы к проявлению процессов деградации, вызванных интенсивным сельскохозяйственным использованием почв [13].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В ходе постагрогенного восстановления почв разных типов, но относящихся к одной биоклиматической зоне, выявлены сходные закономерности изменения содержания $C_{\text{орг}}$ и денситометрических фракций ОВ, обусловленные более интенсивным поступлением растительных остатков на поверхность залежных почв по сравнению с пахотными. Они заключались в: 1) наиболее выраженном накоплении органического углерода и общего азота в слое 0–5 см, 2) дифференциации бывшего пахотного слоя с гомогенным распределением $C_{\text{орг}}$ и $N_{\text{общ}}$ и формировании поверхностно-аккумулятивного типа распределения, характерного для почв естественных экосистем; 3) увеличении содержания углерода во всех денситометрических фракциях и изменении их доли в общем пуле $C_{\text{орг}}$. Эти изменения затрагивали всю верхнюю часть гумусового горизонта, но особенно рельефно были выражены в слое 0–5 см. Постагрогенное восстановление почв сопровождалось также изменением соотношения различных функциональных пулов в составе ОВ, что свидетельствует об изменении качественного состава органического вещества.

Наиболее значимое различие при постагрогенном развитии почв разных типов в пределах одной биоклиматической зоны заключалось в длительности периода, необходимого для полного восстановления как общего пула органического углерода, так и его отдельных фракций. На темно-серой почве уровень большинства исследуемых свойств в верхнем 0–5 см слое постагрогенных почв за 45 лет залежного режима составлял не более 60% от уровня естественного ценоза. На черноземах за 60 лет демутиационной сукцессии уровень большинства исследуемых параметров в верхнем 0–5 см слое приближался к уровню, характерному для почв целинной степи, а по некоторым свойствам (содержание углерода фракций fLF и mineral–SOM) достигал или превышал его. Несмотря на приуроченность к одной биоклиматической зоне, исходные генетические различия почв и возобновление контрастных типов растительности на залежных землях были теми факторами, которые оказали определяющее влияние на скорость восстановления почв после прекращения сельскохозяйственного использования.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнялась в рамках государственного задания “Исследование почвенных предшественников, источников и стоков парниковых газов в связи с климатическими изменениями” (рег. № 0191-2019-0045) при поддержке гранта РФФИ 18-04-00773а.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Артемяева З.С.* Органическое вещество и гранулометрическая система почвы. Москва: ГЕОС, 2010. 240 с.
2. *Артемяева З.С., Рыжова И.М., Силева Т.М., Ерохова А.А.* Стабилизация органического углерода в микроагрегатах дерново-подзолистых почв в зависимости от характера землепользования // Вестник Московского университета. Сер. 17, почвоведение. 2013. № 3. С. 19–26.
3. *Артемяева З.С., Федотов Г.Н.* Состав функциональных пулов легкоразлагаемого органического вещества автоморфных зонального ряда почв центра Русской равнины // Вестник Московского университета. Сер. 17, почвоведение. 2013. № 4. С. 3–10.
4. *Артемяева З.С., Кириллова Н.П.* Роль продуктов органо-минерального взаимодействия в структурообразовании и гумусообразовании основных типов почв центра Русской равнины // Бюллетень Почвенного института им. В.В. Докучаева. 2017. № 90. С. 73–95.
<https://doi.org/10.19047/0136-1694-2017-90-73-95>
5. *Артемяева З.С.* Некоторые особенности динамики качественного состава органического вещества дерново-подзолистых почв в период зарастания пашни лесом // Проблемы региональной экологии. 2017. № 2. С. 54–59.
6. *Базилевич Н.И.* Биологическая продуктивность экосистем Северной Евразии. Москва: Наука, 1993. 293 с.
7. *Владыченский А.С., Телеснина В.М., Чалая Т.А.* Влияние поступления растительного опада на биологическую активность постагрогенных почв южной тайги // Вестник Московского университета. Сер. 17, почвоведение. 2012. № 1. С. 3–10.
8. *Гагарина Э.И., Растворова О.Г., Счастливая Л.С., Касаткина Г.А., Федорова Н.Н., Чуков С.Н., Русаков А.В. и др.* Почвы природных зон Русской равнины. СПб.: Изд-во Санкт-Петербургского ун-та, 2007. 197 с.
9. *Ермолаев А.М., Шишова Л.Т.* Влияние погодных условий и режима использования сеяного луга на продуктивность травостоя и свойства серых лесных почв // Почвоведение. 2000. № 2. С. 1501–1508.
10. *Ерохова А.А., Макаров М.И., Моргун Е.Г., Рыжова И.М.* Изменение состава органического вещества дерново-подзолистых почв в результате естественного восстановления леса на пашне // Почвоведение. 2014. № 11. С. 1308–1314.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X14110045>
11. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
12. *Ларионова А.А., Золотарева А.Н., Евдокимов И.В., Быховец С.С., Кузьяков Я., Бюггер Ф.* Идентификация лабильного и устойчивого пулов органического вещества в агросерой почве // Почвоведение. 2011. № 6. С. 685–698.
13. *Люри Д.И., Горячкин С.В. и др.* Динамика сельскохозяйственных земель России в XX веке и постагрогенное восстановление растительности и почв. Москва: ГЕОС, 2010. 246 с.
14. *Романовская А.А.* Аккумуляция азота и углерода почвами залежных земель России // *Lžiu Mokslo Darbai*. 2008. № 80(33). С. 82–91.
15. *Рыжова И.М., Ерохова А.А., Подвезенная М.А.* Динамика и структура запасов углерода в постагрогенных экосистемах южной тайги // Почвоведение. 2014. № 12. С. 1426–1435.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X14090111>
16. *Рыжова И.М., Ерохова А.А., Подвезенная М.А.* Изменение запасов углерода в постагрогенных экосистемах в результате естественного восстановления лесов Костромской области // Лесоведение. 2015. № 4. С. 307–317.
17. *Семенов В.М., Иванникова Л.А., Тулина А.С.* Стабилизация органического вещества в почве // Агротехника. 2009. № 10. С. 77–96.
18. *Семенов В.М., Когут Б.М.* Почвенное органическое вещество. Москва: ГЕОС, 2015. 233 с.
19. *Телеснина В.М., Ваганов И.Е., Карлсен А.А., Иванова А.Е., Жуков М.А., Лебедев С.М.* Особенности морфологии и химических свойств постагрогенных почв южной тайги на легких отложениях (Костромская область) // Почвоведение. 2016. № 1. С. 115–129.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X16010111>
20. *Телеснина В.М., Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Овсепян Л.А., Личко В.И., Ермолаев А.М., Мишин Д.М.* Динамика свойств почв и состава растительности в ходе постагрогенного развития в разных биоклиматических зонах // Почвоведение. 2017. № 12. С. 1514–1534.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X17120115>
21. *Федотов Г.Н., Артемяева З.С.* Коллоидная составляющая грануло-денсиметрических фракций почв // Почвоведение. 2015. № 1. С. 61–70.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X15010049>
22. *Besnard E., Chenu C., Balesdent J., Puget P., Arrouays D.* Fate of particulate organic matter in soil aggregates during cultivation // *Eur. J. Soil Sci.* 1996. 47. P. 495–503.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01849.x>
23. *Crow S.E., Swanson C.W., Lajtha K., Brooks J.R., Keirstead H.* Density fractionation of forest soils: methodological questions and interpretation of incubation results and turnover time in an ecosystem context // *Biogeochemistry*. 2007. V. 85. P. 69–90.
<https://doi.org/10.1007/s10533-007-9100-8>
24. *Degryze S., Six J., Paustian K., Morris S.J., Paul E.A., Merckx R.* Soil organic carbon pool changes following land-use conversions // *Global Change Biology*. 2004. V. 10. P. 1120–1132.
<https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00786.x>
25. *Del Galdo I., Six J., Peressotti A., Francesca M.C. (assessing).* The impact of land-use change on soil C sequestration in agricultural soils by means of organic matter fractionation and stable C isotopes // *Global Change Biology*. 2003. V. 9. P. 1204–1213.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00657.x>

26. Gruenewald G., Kaiser K., Jahn R., Guggenberger G. Organic matter stabilization in young calcareous soils as revealed by density fractionation and analysis of lignin-derived constituents // *Organic Geochemistry*. 2006. V. 37(11). P. 1573–1589. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2006.05.002>
27. Grueteneberg E., Schoening I., Hessenmoeller D., Schulze E.D., Weisser W.W. Organic layer and clay content control soil organic carbon stocks in density fractions of differently managed German beech forests // *Ecol Manag*. 2013. V. 303. P. 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.03.014>
28. Gunina A., Ryzhova I., Dorodnikov M., Kuzyakov Ya. Effect of plant communities on aggregate composition and organic matter stabilization in young soils // *Plant and Soil*. 2015. V. 387(1–2). P. 265–275. <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2299-y>
29. Helfrich M., Ludwig B., Buurman P., Flessa H. Effect of land use on the composition of soil organic matter in density and aggregate fractions as revealed by solid-state ¹³C NMR spectroscopy // *Geoderma*. 2006. V. 136. P. 331–341. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.03.048>
30. Huang Z., Murray D.R., Condon L.M., Clinton P.W. Soil carbon pools, plant biomarkers and mean carbon residence time after afforestation of grassland with three tree species // *Soil Biol. Biochem*. 2011. V. 43. P. 1341–1349. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.03.008>
31. John B., Yamashita T., Ludwig B., Flessa H. Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty soils under different types of land use // *Geoderma*. 2005. № 128(1–2). P. 63–79. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.12.013>
32. Kalinina O., Goryachkin S.V., Karavaeva N.A. Self-restoration of post-agrogenic sandy soils in the southern Taiga of Russia. Soil development, nutrient status, and carbon dynamics // *Geoderma*. 2009. 152. P. 35–42. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.05.014>
33. Kalinina O., Goryachkin S.V., Karavaeva N.A. et al. Dynamics of carbon pools in post-agrogenic sandy soils of southern taiga of Russia // *Carbon Balance and Management*. 2010. V. 5. P. 1. <https://doi.org/10.1186/1750-0680-5-1>
34. Kalinina O., Krause S.-E., Goryachkin S.V., Karavaeva N.A., Lyuri D.I., Giani L. Self-restoration of post-agrogenic Chernozems of Russia: soil development, carbon stocks, and dynamics of carbon pools // *Geoderma*. 2011. V. 162. P. 196–206. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.02.005>
35. Kalinina O., Chertov O., Dolgikh A.V., Goryachkin S.V., Lyuri D.I., Vormstein S., Giani Luise. Self-restoration of post-agrogenic Stagnic Albeluvisols: Soil development, carbon stocks and dynamics of carbon pools // *Geoderma*. 2013. V. 207–208. P. 221–233. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.05.019>
36. Kalinina O., Barmin A.N., Chertov O., Dolgikh A.V., Goryachkin S.V., Lyuri D.I., Giani L. Self-restoration of post-agrogenic soils of Calcisol–Solonetz complex: soil development, carbon stock dynamics of carbon pools // *Geoderma*. 2014. V. 237–238. P. 117–128. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.08.013>
37. Kalinina O., Goryachkin S.V., Lyuri D.I., Giani L. Post-agrogenic development of vegetation, soils, and carbon stocks under self-restoration in different climatic zones of European Russia // *Catena*. 2015. V. 129. P. 18–29. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.02.016>
38. Kramer C., Trumbore S., Fröberg M., Cisneros Dozal L.M., Zhang D., Xu X., Santos G.M., Hanson P.J. Recent (<4 year old) leaf litter is not a major source of microbial carbon in a temperate forest mineral soil // *Soil Biol. Biochem*. 2010. 42. P. 1028–1037. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.02.021>
39. Kurganova I., Teepe R., Lofffield N. Influence of freeze-thaw events on carbon dioxide emission from soil at different moisture and land use // *Carbon Balance and Management*. 2007. V. 2. P. 1–9. <https://doi.org/10.1186/1750-0680-2-2>
40. Kurganova I.N., Lopes De Gerenyu V.O., Shvidenko A.Z., Sapozhnikov P.M. Changes in the organic carbon pool of abandoned soils in Russia (1990–2004) // *Eurasian Soil Science*. 2010. V. 43. № 3. P. 333–340. <https://doi.org/10.1134/S1064229310030129>
41. Kurganova I., Lopes de Gerenyu V., Kuzyakov Y. Large-scale carbon sequestration in post-agrogenic ecosystems in Russia and Kazakhstan // *Catena*. 2015. V. 133. P. 461–466. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.06.002>
42. Kurganova I.N., Lopes de Gerenyu V.O., Mostovaya A.S., Ovsepyan L.A., Telesnina V.M., Lichko V.I., Baeva Yu.I. The Effect of Reforestation on Microbial Activity in Post-Agrogenic Soils in European Part of Russia // *Contemporary Problems of Ecology*. 2018. V. 7. P. 748–760. <https://doi.org/10.1134/S1995425518070089>
43. Lima A.M.N., Silva I.R., Neves J.C.L., Novais R.F., Barros N.F., Mendonca E.S., Smyth T.J., Moreira M.S., Leite F.P. Soil organic carbon dynamics following afforestation of degraded pastures with eucalyptus in south-eastern Brazil // *Forest Ecology and Management*. 2006. V. 235(1–3). P. 219–231. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.08.331>
44. Lopes de Gerenyu V.O., Kurganova I.N., Kuzyakov Ya. Carbon pool and sequestration in former arable Chernozems depending on restoration period // *Ekologija*. 2008. V. 54(4). P. 232–238. <https://doi.org/10.2478/v10055-008-0034-9>
45. Mendez-Millan M., Dignac M.-F., Rumpel C., Rasse D.P., Derenne S. Molecular dynamics of shoot vs. root biomarkers in an agricultural soil estimated by natural abundance ¹³C labelling // *Soil Biol. Biochem*. 2010. 42. P. 169–177. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.10.010>
46. Pérez-Cruzado C., Mansilla-Salineró P., Rodríguez-Soalleiro R., Merino A. Influence of tree species on carbon sequestration in afforested pastures in a humid temperate region // *Plant and Soil*. 2011. V. 353. № 1–2. P. 333–353. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-1035-0>
47. R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
48. Poeplau C., Don A., Six J., Kaiser M., Benbi D., Chenu C., Cotrufo M.F., Derrien D., Gioacchini P., Grand S., Gregorich E., Griepentrog M., Gunina A., Haddix M., Kuzyakov Y., Kühnel A., Macdonald L.M., Soong J., Tri-

- galet S., Vermeire M.-L., Rovira P., van Wesemael B., Wiesmeier M., Yeasmin S., Yevdokimov I., Nieder R.* Isolating organic carbon fractions with varying turnover rates in temperate agricultural soils – A comprehensive method comparison // *Soil Biol. Biochem.* 2018. V. 125. P. 10–26.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.06.025>
49. *Schmidt M.W.I., Torn M.S., Abiven S., Dittmar T., Guggenberger G., Janssens I.A., Kleber M., Kögel-Knabner I., Lehmann J., Manning D.A.C., Nannipieri P., Rasse D.P., Weine, S., Trumbore S.E.* Persistence of soil organic matter as an ecosystem property // *Nature.* 2011. V. 478. P. 49–56.
<https://doi.org/10.1038/nature10386>
50. *Six J., Conant R.T., Paul E.A., Paustian K.* Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. Review // *Plant and Soil.* 2002. V. 241. P. 155–176.
<https://doi.org/10.1023/A:1016125726789>
51. *Sollings P., Glassman C.A.* Net nitrogen mineralization from light- and heavy fraction forest soil organic matter // *Soil Biol. Biochem.* 1984. V. 16. P. 31–37.
[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(84\)90122-6](https://doi.org/10.1016/0038-0717(84)90122-6)
52. StatSoft Inc, Tulsa, OK, USA. (Version 10). Tulsa, OK, USA.
53. *von Lützw M., Kögel-Knabner I., Ekschmitt K., Flessa H., Guggenberger G., Matzner E., Marschner B.* SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. // *Soil Biol. Biochem.* 2007. V. 39. P. 2183–2207.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.03.007>
54. *von Lützw M., Kögel-Knabner I., Ludwig B., Matzner E., Flessa H., Ekschmitt K., Guggenberger G., Marschner B., Kalbitz K.* Stabilization mechanisms of organic matter in four temperate soils: development and application of a conceptual model // *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 2008. V. 171. P. 111–124.
<https://doi.org/10.1002/jpln.200700047>
55. *Yamashita T., Flessa H., John B., Helfrich M., Ludwig B.* Organic matter in density fractions of water-stable aggregates in silty soils: effect of land use // *Soil Biol Biochem.* 2006. V. 38. P. 3222–3234.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.04.013>

Changes in the Density Fractions of Organic Matter in the Soils of the Forest-Steppe Zone During Their Postagrogenic Evolution

L. A. Ovsepyan^{1,*}, I. N. Kurganova¹, V. O. Lopes de Gerenyu¹, A. V. Rusakov², and Ya. V. Kuzyakov^{1,3}

¹*Institute of Physicochemical and Biological Problems of Soil Science, Russian Academy of Sciences, Pushchino, 142290 Russia*

²*St. Petersburg State University, St. Petersburg, 199034 Russia*

³*Georg August University, Göttingen, 37077 Germany*

*e-mail: lill.ovsepyan@gmail.com

The postagrogenic dynamics of organic carbon (C_{org}), total nitrogen (N_{tot}), and density fractions of organic matter (OM) of dark gray soil (Haplic Phaeozem, Belgorod region, the Les na Vorskle (Forest on Vorskla) Reserve and migration-micellar Chernozem (Haplic Chernozem, Kursk region, the Streletskaya steppe Reserve) were investigated. The most significant postagrogenic changes in all the studied soil properties were revealed in the topsoil (0–5 cm layer). The contents of C_{org} and N_{tot} in this layer of the dark gray soil increased by 1.2–1.3 times over 45 years after cessation of agriculture. The contents of C_{org} and N_{tot} in this layer of the Chernozem increased by 1.9–2.0 times over 60 years of the postagrogenic development. The accumulation of C_{org} took place in all density fractions. In both chronosequences, the portion of the free fraction of organic matter (density $<1.6 \text{ g cm}^{-3}$) increased, while the portion of the occluded fraction (density $<2.0 \text{ g cm}^{-3}$) practically did not change. In 60 years after the cessation of agricultural use of Chernozems, all the studied parameters were close to the level of the Chernozem under natural steppe. Dark gray soil in 45 years after cessation of agriculture recovered no more than 60% of the level of natural soil. Thus, in the forest-steppe zone, the postagrogenic restoration of organic matter and all density fractions were much faster on Chernozems than on the dark gray soil.

Keywords: postagrogenic succession, plant demutation, self-restoration of soil, Haplic Phaeozem, Haplic Chernozem, density fractionation, soil organic matter