

УДК 631.81:631.58:631.417.1

ВЛИЯНИЕ УДОБРЕНИЙ И СИСТЕМЫ ЗЕМЛЕДЕЛИЯ НА СЕКВЕСТРАЦИЮ УГЛЕРОДА В ПОЧВАХ¹

© 2022 г. В. Н. Кудеяров^{1,2,*}¹Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН
142290 Пушкино, Московская обл., Институтская ул., 2, Россия²Всероссийский научно-исследовательский институт фитопатологии РАН
143050 Московская обл., Одинцовский р-н, п.п. Большие Вяземы, ул. Институт, 5, Россия

*E-mail: vnikolaevich2001@mail.ru

Поступила в редакцию 31.08.2022 г.

После доработки 05.09.2022 г.

Принята к публикации 15.09.2022 г.

С позиций оценки круговорота и баланса углерода принципиальное значение имеет соотношение стоков и эмиссии CO_2 , поскольку именно соотношение этих двух главных составляющих баланса определяет уровень секвестрации углерода почвами. Накопление остаточного органического углерода в почве в результате приемов, связанных с внесением различных органических (навоза, компостов) и минеральных удобрений, мелиоративных материалов (известки, биоугля и др.), а также выращивания покровных культур, сидератов и минимальной обработки почв имеют свои особенности и при строгом рассмотрении не всегда подходят под определение “секвестрация”. Для оценки уровня секвестрации углерода в почвах необходимо определение баланса между гетеротрофным дыханием (R_H) и величиной нового почвенного стока органического углерода ($C_{\text{орг}}$) в устойчивой к минерализации форме. Сток углерода в чистую экосистемную продукцию (NEP) определяет краткосрочную неустойчивую секвестрацию углерода, а переход органического углерода из NEP в пул чистой биомной продукции (NBP) сопровождается потерей углерода в результате R_H и эмиссии CO_2 в атмосферу.

Ключевые слова: круговорот и баланс углерода, почвенный органический углерод, “секвестрация”, гетеротрофное дыхание, чистая экосистемная и биомная продукция.

DOI: 10.31857/S0002188122120092

ВВЕДЕНИЕ

С позиций оценки круговорота и баланса углерода принципиальное значение имеет соотношение стоков и эмиссии CO_2 , поскольку именно соотношение этих двух главных составляющих баланса определяет изменение атмосферной концентрации CO_2 , которая неуклонно возрастает и усиливает парниковый эффект, приводящий к изменению глобального климата. Международное сообщество стремится ограничить темпы роста эмиссии парниковых газов, чтобы не допустить потепление климата к концу 21-го века не более чем на 2°C (Парижское соглашение). Сельскохозяйственное производство так же, как и промышленность, вносит свой вклад в повышение концентрации парниковых газов в атмосфере. Вид землепользования может как увеличивать эмиссию CO_2 в атмосферу, так и дополнительно абсорби-

ровать из нее углерод (секвестрация) и переводить его в почвенный гумус с длительными временами пребывания углерода.

Для разрешения проблемы секвестрации CO_2 взоры обращаются прежде всего на возможность увеличения абсорбции углекислоты почвенно-растительными экосистемами, поскольку почва является основным хранилищем углерода, и ей принадлежит главная роль в секвестрации CO_2 атмосферы.

Уровень секвестрации углерода в почвах может быть оценен по отношению гетеротрофного дыхания почв к общему количеству чистой продукции фотосинтеза. Другими словами, секвестрация углерода определяется минерализационным потенциалом почв, который в свою очередь зависит от уровня чистой первичной продукции (NPP), чистой экосистемной продукции (NEP) и определяет краткосрочную неустойчивую секвестрацию углерода, а переход органического угле-

¹ Работа выполнена в соответствии с госзаданием 122040500037-6.

рода из NEP в пул чистой биомной продукции (NBP) зависит от почвенно-экологических, климатических, временных и других факторов. Пополнение пула органического углерода в почве происходит за счет NPP и NEP , которые представляют собой наземные растительные остатки и корни, а также органические удобрения.

Уровень секвестрации углерода в почвах может быть оценен по отношению гетеротрофного дыхания почв к общему количеству чистой продукции фотосинтеза. Другими словами, секвестрация углерода определяется минерализационным потенциалом почв, который в свою очередь зависит от уровня NPP , NEP , почвенно-экологических, климатических, временных и других факторов. В работе Ханкина с соавторами [1] проанализировано 10 моделей, описывающих вековое изменение (1901–2010 гг.) соотношений запасов почвенного органического вещества, NPP и величины гетеротрофного дыхания (R_h). За 100-летний период среднее отношение величин $R_h : NPP$ составило ≈ 0.9 . Тесную связь между NPP и R_h отмечали и другие исследователи [2, 3].

Несмотря на рост концентрации CO_2 в атмосфере и выпадений азотосодержащих соединений, способствующих улучшению азотного питания растений, все модели согласованно показали, что изменение климата и землепользования оказывали отрицательное влияние на запасы C_{org} в почвах. Этот факт свидетельствует в целом о возросшем минерализационном потенциале почв в мировом масштабе. Весь ансамбль моделей показал, что среднее время пребывания углерода (MRT) в пулах почвенного органического вещества за прошлое столетие уменьшилось на 4.4 года.

Приведенные выше данные свидетельствуют, что современная ситуация в мире, очевидно, не способствует перелому тренда изменения накопления C_{org} в почвах, поскольку с потеплением климата усиливаются азото- и углеродо-минерализационные процессы в почвах, дефляция, обезлесивание и опустынивание, что приводит к потерям гумуса и повышению эмиссии парниковых газов.

Взаимосвязь процессов превращения азот- и углеродсодержащих веществ в почвах неразрывно связаны между собой, но судьба конечных продуктов минерализации (CO_2 и минерального азота в виде NH_4^+ и NO_3^-) различается: CO_2 в основном улетучивается в атмосферу, а минеральный азот рециклирует, включается в новые процессы ассимиляции растениями и микроорганизмами.

Значительная часть азотосодержащего органического вещества подвергается гумификации. Для органического вещества подавляющего числа почв отношение $C : N$ довольно стабильно и находится в пределах 10.0–11.0 и мало изменяется в зависимости от основных физико-химических свойств (рис. 1) [4–11]. Эти показатели действительны для гумусовых горизонтов почв (0–25, 0–40 см). В более нижних горизонтах соотношение $C : N$ сужается за счет увеличения пропорции минерального азота в его общем пуле (в основном NH_4^+ , фиксированного глинистыми трехслойными минералами) [12–17]. Стабильная величина $C : N$ в почвах лишь подтверждает принципиально идентичные условия формирования природных гумусовых веществ (гуминовых и фульвокислот). В работах М.М. Кононовой [18] и Л.Н. Александровой [19] показано, что содержание азота в гуминовых и фульвокислотах мало различается между типами почв, но состав гумуса, в первую очередь, отношение гуминовых кислот к фульвокислотам зависит от типа почв и условий почвообразования. Устойчивость показателя $C : N$ гумуса для различных почв свидетельствует о механизме стехиометрии в почвенном органическом веществе, что подтверждается синхронностью высвобождения CO_2 и NH_4^+ при минерализации гумусовых веществ почв. Соотношение $C : N$ в гумусе можно рассматривать как матрицу устойчивости органического вещества в почве.

Органические материалы, поступающие в почвы, например растительные остатки, органические удобрения (навоз, компосты, сидераты) всегда имеют более широкое соотношение $C : N$, чем почвенный гумус. При разложении в почве вновь поступившего органического материала активизируется дыхательный процесс и возрастает эмиссия CO_2 в атмосферу, а образующиеся минеральные азотные соединения под воздействием микроорганизмов вступают в новый цикл с органическим углеродом, образуя соединения с более узким $C : N$, обычно свойственного данной почве. Насыщение почвы органическими материалами в целом ведет к повышению содержания органического вещества в почвах, но и его минерализация также ускоряется, а $C : N$ в гумусе почвы стремится к уровню, близкому до внесения удобрений. Об этом свидетельствуют данные многолетних полевых опытов с применением органических и минеральных удобрений [20–27].

Специфика биогеохимического круговорота углерода такова, что поступающее в почву органическое вещество растительного и животного происхождения быстро подвергается атаке поч-

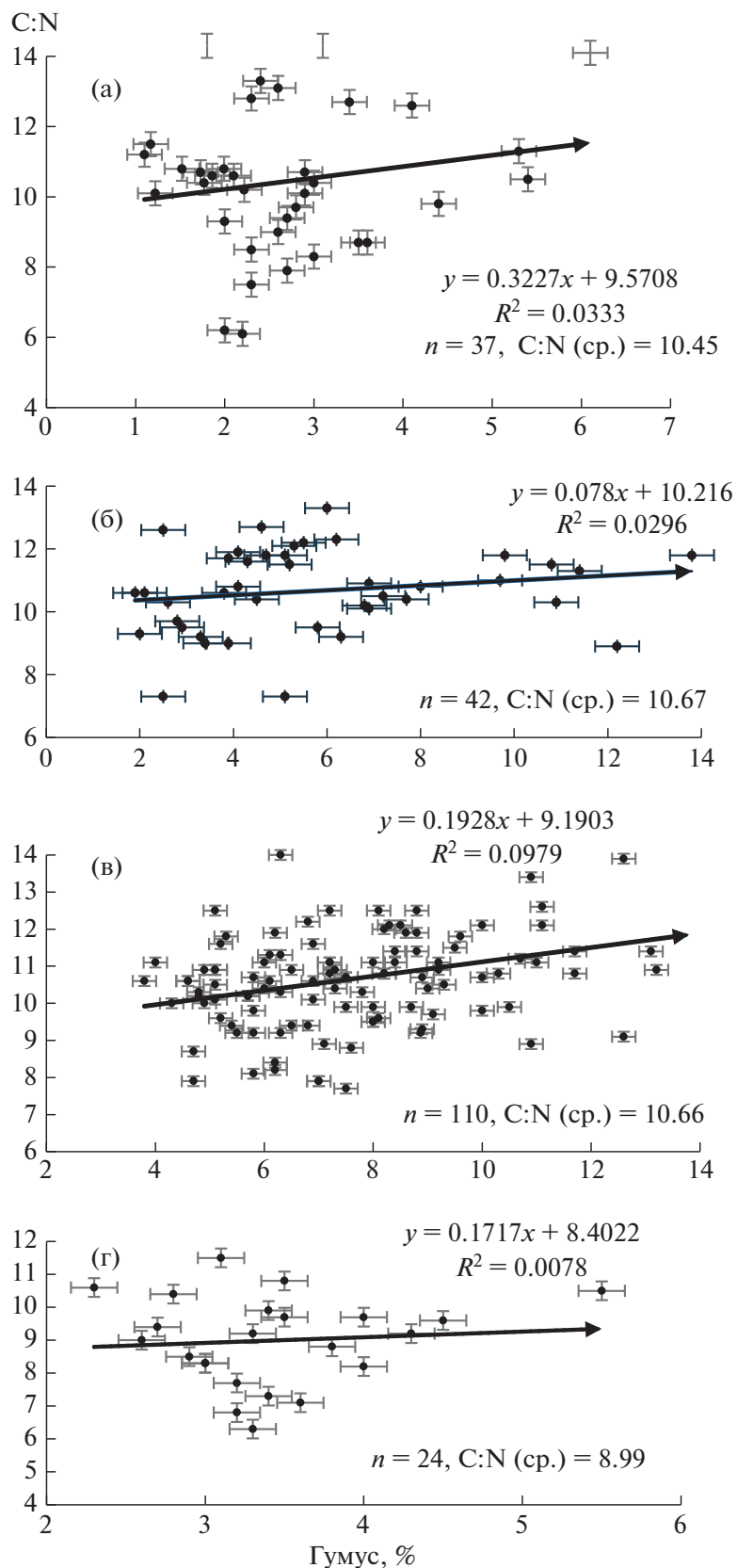


Рис. 1. Содержание в почвах гумуса и величина соотношения С : N в нем: (а) – дерново-подзолистые почвы, (б) – серые лесные почвы, (в) – черноземы, (г) – каштановые почвы. Выборка данных из монографии “Агрохимическая характеристика почв СССР”, тт. 1–4, 6, 9. Статистическая обработка автора.

венной биоты и включается в новые минерализационно-иммобилизационные циклы, которые могут повторяться в почве до 8–9 раз за сезон [28]. Процесс гумификации органических остатков в почве происходит с участием биоты, и потери CO_2 в результате дыхательного процесса продолжают непрерывно, даже в том случае, когда в почву не поступают свежие порции растительного материала. Например, в погребенных под курганами почвах микробиологическая активность продолжается, хотя и очень медленно [29, 30].

Устойчивый к разложению органический углерод является суммой гумусовых веществ или другими словами *NBP*, который с позиций секвестрации атмосферной CO_2 обладает наибольшей значимостью. Углерод *NBP*-пула отчуждается из биогеохимического цикла на сотни и даже тысячи лет. Поэтому сохранение и накопление в почвах углерода именно этого пула способствует секвестрации CO_2 и, как следствие, снижению потенциала глобального потепления (*ППП*) [31].

По массе пулы углерода в экосистемах распределяются в отношении *NPP* : *NEP* : *NBP* \approx 100 : 10 : 1. В результате в почве на длительное время (>100 лет) могут закрепиться устойчивые к разложению гумусовые вещества (примерно \approx 1%) от количества *NPP*-углерода, поступившего в почву с наземной и внутрипочвенной биомассой. Об этом свидетельствуют скорости роста мощности гумусового горизонта в процессе почвообразовательного процесса. Например, Иванов и Табанакова [30], используя метод археологического почвоведения, показали, что в черноземах Восточной Европы прирост гумусового горизонта за последние 4–5 тысяч лет оценивается в 1.0–3.5 см в столетие. Это эквивалентно образованию в почве устойчивого к разложению *NBP*, порядка 60–180 кг $\text{C}_{\text{орг}}$ /га/год. А текущее гетеротрофное дыхание (R_h) пахотных черноземных почв в среднем составляет 2–3 т $\text{C}-\text{CO}_2$ /га/год [32–35]. Для образования биомной продукции в размере 60–180 кг C /га/год требуется поступление в почву углерода биомассы (*NPP*) порядка 6–8 т/га/год. Анализ биопродуктивности современных степных экосистем показал, что *NBP* черноземов может составлять \approx 80 кг C /га/год [36].

Основная цель усиления секвестрации CO_2 состоит в том, чтобы максимально увеличить накопление в почвах устойчивого к минерализации пула органического углерода. В литературе широко освещаются приемы секвестрации CO_2 , заключающиеся в обогащении почв $\text{C}_{\text{орг}}$ при использовании различных удобрений и материалов (навоза, компостов, биоуголя и др.) и приемов

земледелия, способствующих большему поступлению в почвы растительных остатков и созданию условий замедления их минерализации [37–47]. Выращивание покровных культур, сидератов или смена вида землепользования (залесение, залужение и др.) также способствуют секвестрации CO_2 . Перечисленные мероприятия имеют свои особенности и не всегда при строгом рассмотрении подходят под определение “секвестрация”.

Как было отмечено выше, оценка секвестрации углерода в почвах может быть установлена по соотношению гетеротрофного дыхания почв к *NPP* [48]. Показатели увеличения содержания органического углерода в почве без учета затрат углерода *NPP*-пула на это повышение и потерь углерода за счет эмиссии CO_2 нельзя считать секвестрацией. В большинстве случаев баланс углерода в земледелии складывается отрицательно, поскольку основная часть получаемой *NPP* утилизируется и эмитирует в виде CO_2 в атмосферу (рис. 2).

ВИДЫ СЕКВЕСТРАЦИИ УГЛЕРОДА В ПОЧВАХ

В данном разделе приведены примеры различных путей секвестрации углерода в почвах.

Применение навоза. Применение навоза в земледелии известно издревле, как способ пополнения в почвах запасов питательных веществ. Преимущество навоза перед другими видами удобрений состоит в том, что он является медленно действующим и не создает в почве единовременно высоких концентраций легкоподвижных соединений, прежде всего нитрат- и аммоний-содержащих солей. Отсюда положительное последствие навоза растягивается на годы.

На первый взгляд внесение в почву навоза должно приводить к секвестрации органического углерода. Действительно, систематическое применение навоза приводит к накоплению в почвах органического углерода, о чем свидетельствуют данные многолетних полевых опытов на различных почвах [20–27].

В настоящее время, когда остро ставится вопрос о “низкоуглеродном” развитии мирового сельскохозяйственного производства, накопленные в прошлом многолетние данные по изучению эффективности применения органических и минеральных удобрений приобретают новую актуальность. Изначальной целью этих опытов было сравнение эффективности органических и минеральных удобрений, а также воздействие этих удобрений на агрохимические свойства почв,



Рис. 2. Судьба углерода первичной продукции фотосинтеза в земледелии.

включая содержание гумуса, азота, фосфора, калия, кальция и др. Данные многолетних опытов также позволяют оценить конечные результаты с точки зрения секвестрации CO_2 атмосферы и ее размеры при удобрении навозом.

В книге А.Д. Хлыстовского [26] представлены материалы полевых опытов Долгопрудной агрохимической опытной станции (ДАОС НИУИФ) по сравнительному действию навоза и эквивалентной смеси минеральных удобрений. Опыты были заложены по инициативе академика Д.Н. Прянишникова на дерново-подзолистой тяжелосуглинистой почве в нескольких севооборотах с набором культур: озимая рожь (пшеница), картофель, овес, пар клеверный на фоне известкования и без него. Ротация севооборота состояла из 4-х полей. В течение 44 лет было проведено 11 ротаций. За каждую ротацию вносили навоз 36 т/га или в среднем 9 т навоза/га/год.

Прежде всего необходимо отметить, что в опытах происходило достоверное снижение содержания органического углерода и азота в почве в продолжении всего времени опыта не только в контроле, но и при внесении удобрений. Содержание органического вещества в почве в вариантах с внесением навоза тоже уменьшилось, но в меньшей степени, чем в контроле и при внесении минеральных удобрений. Отношение $\text{C} : \text{N}$ в гумусе почвы оставалось практически неизменным, и длительное внесение удобрений не сказалось на этом показателе (рис. 3). Это свидетельствовало о синхронном высвобождении CO_2 и минерального азота при минерализации гумуса. В табл. 1 приведен примерный баланс органического углерода за 44 года, составленный нами на основе данных

4-х полевых опытов [26], позволивший судить о возможной секвестрации углерода среднесрочного типа. Потери органического углерода из почвы — ничто иное как гетеротрофное дыхание и эмиссия CO_2 в атмосферу (рис. 4а). При внесении навоза по сравнению с контролем через 44 года потери $\text{C}_{\text{орг}}$ оказались равными 63.2 т/га (табл. 1), что значительно превышало количество $\text{C}_{\text{орг}}$, внесенного с навозом. Содержание $\text{C}_{\text{орг}}$ в почве навозного варианта за все годы эксперимента оставалось примерно на одном уровне. Данные показывают, что со временем при внесении каждой новой порции навоза минерализация и суммарные потери $\text{C}_{\text{орг}}$ увеличивались. Этот факт свидетельствует о продолжавшемся процессе гумификации, минерализации и потерях ранее внесенного с навозом $\text{C}_{\text{орг}}$ (рис. 4б). Кроме того, вновь поступающий в почву легко минерализуемый $\text{C}_{\text{орг}}$ мог вызвать затравочный эффект и усилить минерализацию $\text{C}_{\text{орг}}$ [45, 48]. Таким образом, за весь период проведения опыта внесение навоза не только не способствовало секвестрации углерода, но, возможно усиливало мобилизацию почвенного $\text{C}_{\text{орг}}$ и его потери.

Присутствующие в работе Хлыстовского данные продуктивности всех сельскохозяйственных культур в опытах за все годы, выраженные в зерновых единицах (з.е.), позволили рассчитать “углеродный след” полученной земледельческой продукции. Продуктивность в з.е. за 44-летний период составила в среднем (ц/га/год): контроль (без удобрений) — 14.2, применение навоза — 24.5. Деление потерь органического углерода почвы (т С/га) на зерновые единицы, выраженные также в т/га, дает величину затрат $\text{C}_{\text{орг}}$ на единицу

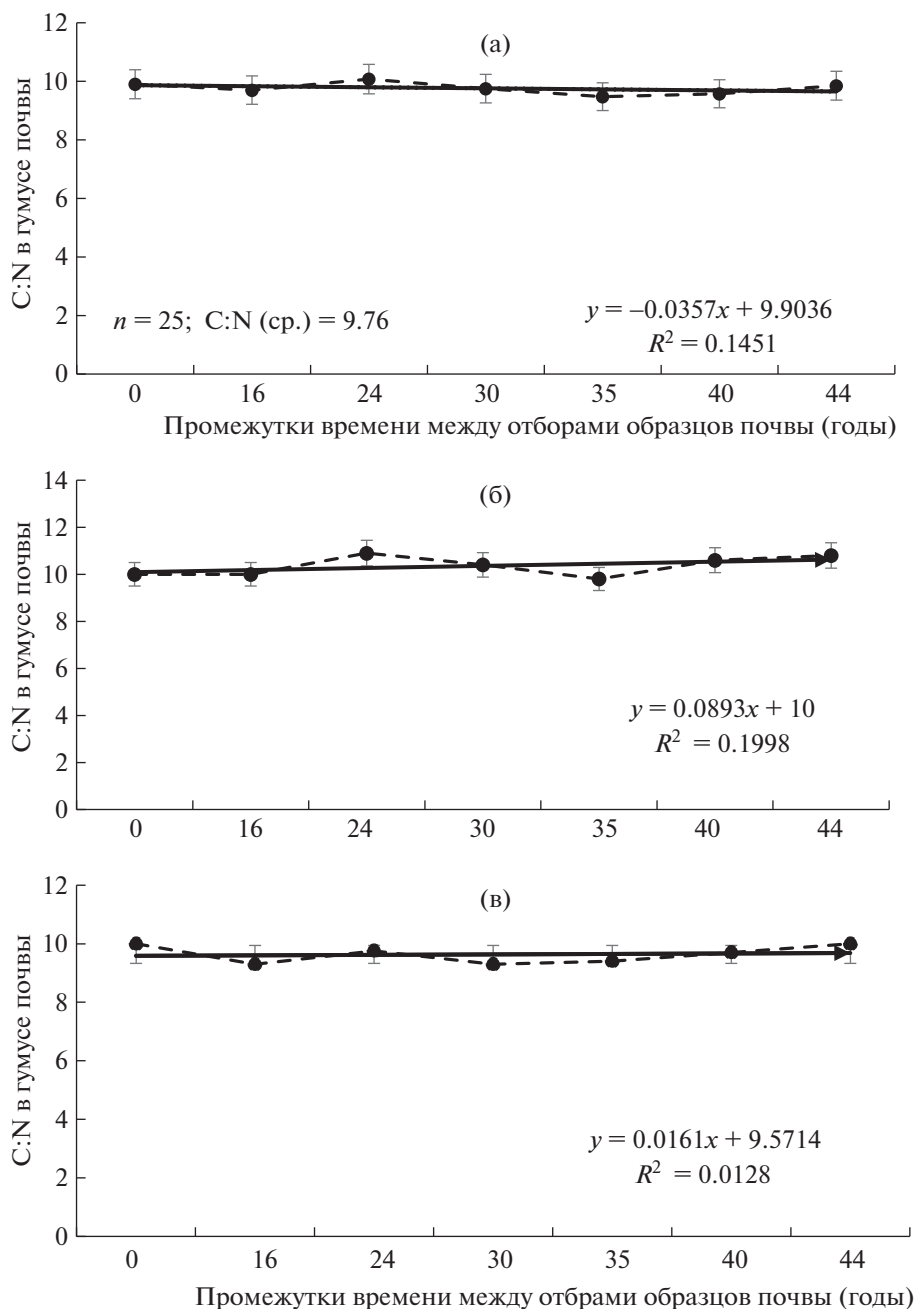


Рис. 3. Влияние органических (навоз) и минеральных удобрений на величину соотношения C : N в гумусе дерново-подзолистой почвы многолетних опытов ДАОС: (а) – контроль без удобрений, (б) – внесение навоза, (в) – смесь минеральных удобрений (NPK + Ca).

полученной продукции. С позиций современного языка это можно назвать “углеродным следом”, который оказался в контроле равен 0.9, в варианте применения навоза – 1.1 т $C_{орг}$ /т зерна.

Однако показанные выше затраты углерода на полученные урожаи далеко не полные. Не учтены энергетические затраты в углеродных единицах на обработку почвы, посев и уборку урожая. Должны быть учтены и затраты углерода кормов

(NPP и NEP), участвующих в формировании экскрементов животных и связанную с этим процессом эмиссию парниковых газов (CO_2 , CH_4 , N_2O), а также углерод использованной подстилки. Следует полагать, что затраты углерода на получение зерновой единицы основной продукции при удобрении навозом с учетом всех составляющих баланса будут значительно выше, чем те, что приведены выше.

Таблица 1. Примерный баланс* $C_{орг}$ в почве в слое 0–20 см за 44 года в опытах ДАОС

Вариант	Исходное содержание в почве	Внесено с удобрениями	Поступление*** с наземными и корневыми остатками	Всего: исходное + поступление	Содержание в почве через 44 года	Потери $C_{орг}$ за 44 года	
						всего	т/га/год
$C_{орг}$, т/га							
Контроль	31.8	0	46.2	78.0	21.3	56.7	1.29
Навоз	31.8	40.5**	74.6	146.9	27.0	119.9	2.73
Разность	0	40.5	28.4	68.9	5.7	63.2	1.44

*Представленные данные в таблице рассчитаны по данным 6-ти полевых опытов из монографии А.Д. Хлыстовского [26]. В баланс не были включены данные по утилизируемой продукции (зерно, клубни, корнеплоды свеклы, зеленая масса клевера, а также солома, которые вывозили с поля). Утилизируемая продукция представляла собой лишь часть *NPP*.

**Навоз содержал 20% сухого органического вещества. При переводе в $C_{орг}$ использовали коэффициент 0.45.

***О судьбе части *NPP*, представляющей собой наземные растительные остатки и корни, сведений в монографии нет. Восполнили этот пробел расчетными данными, выполненными на основе соответствующих коэффициентов продукции (методика Почвенного института, цит. из работы [49]).

В работе Л.К. Шевцовой и др. [37], в которой оценили структуры баланса углерода в длительных полевых опытах (27–35 лет) на тяжелосуглинистой дерново-подзолистой почве, было показано, что суммарный приход в почву $C_{орг}$ (навоз, растительные наземные и корневые остатки) в вариантах навоз + *NPK* на фоне известки и без нее составлял в среднем 73.9 т С/га, а прирост $C_{орг}$ в почве составил 3.2 т/га. Расчетная эмиссия CO_2 из почвы оказалась равна 70.4 т С/га. Следовательно, на каждую тонну депонированного $C_{орг}$ из органических удобрений и растительных остатков эмитировало в атмосферу 23.1 т С- CO_2 /га.

Результаты опыта на темно-серой слабоподзоленной легкосуглинистой почве в Сумской обл., проводившемся в 1931–1957 гг. Н.Г. Городним [20], позволили рассчитать депонирование углерода навоза при его внесении в количествах 380, 640 и 1280 т/га за 27 лет. Потери углерода навоза на аккумуляцию 1 т $C_{орг}$ /га в почве в зависимости от доз удобрения оказались в пределах 3.36–7.27 т С/га. Чем больше была доза внесенной в почву органики, тем “дороже” становилась единица депонированного $C_{орг}$. Как и в Прянишниковском опыте повышение количества вносимого навоза увеличивало и относительный уровень потерь углерода за счет эмиссии CO_2 .

На слабовыщелоченном черноземе данные многолетнего опыта [23] позволили рассчитать величину депонированного углерода навоза, вносимого в 4-польном севообороте. По прошествии 12 лет в почву было внесено навоза 120 т/га в 4 приема, что соответствовало 11.9 т $C_{орг}$ /га/год. В почве (гор. 0–20 см) прирост содержания гумуса за 12 лет оказался равным 3.3 т $C_{орг}$ /га. Потери составили 8.6 т $C_{орг}$ /га или 72% от количества, внесенного с навозом.

Потери $C_{орг}$ на 1 т/га прироста содержания в почве углерода составили 3.6 т С/га.

В другом опыте, проведенном тоже на слабовыщелоченном легкосуглинистом черноземе [21], по результатам 20-летнего внесения органики (37.1 т $C_{орг}$ /га) потери органического углерода из почвы оцениваются в 28.8 т/га. Затраты углерода навоза на 1 т прироста $C_{орг}$ в почве оказались почти такими же (3.5 т/га), как и в опыте, упомянутом выше.

В опыте на высокогумусном черноземе бывшей Шатиловской опытной станции [22] за 45-летний период потери углерода навоза на 1 т $C_{орг}$ в почве менялись в пределах 17.8–1.6 т/га. Максимальная величина соответствовала внесению дозы навоза 36.0 т/га за 9 лет, минимальная – 36 т/га за 3 года. Этот факт свидетельствует о постоянно продолжавшейся и увеличивавшейся суммарной минерализации $C_{орг}$ навоза во времени.

Весьма интересны результаты полевого опыта с самым длительным применением навоза. Это классический опыт, проводимый в Англии на Ротамстедтской опытной станции “Broadbalk winter wheat experiment”. Опыт заложен в 1843 г. на тяжелосуглинистой карбонатной почве. Смесь минеральных удобрений (N, P, K, Na, Mg) сравнивали с навозом, который вносили в дозе 35 т/га/год. В цитируемой работе [27] приведены данные опыта до 2000 г. Все годы урожаи зерна озимой пшеницы в навозном варианте и в варианте применения смеси N, P, K, Na, Mg, включавшей дозу азота 144 кг/га, были практически одинаковыми и синхронно повышались при нововведениях в качестве общего фона новых сортов, парования, применения гербицидов, известкования, использования фунгицидов. В первые

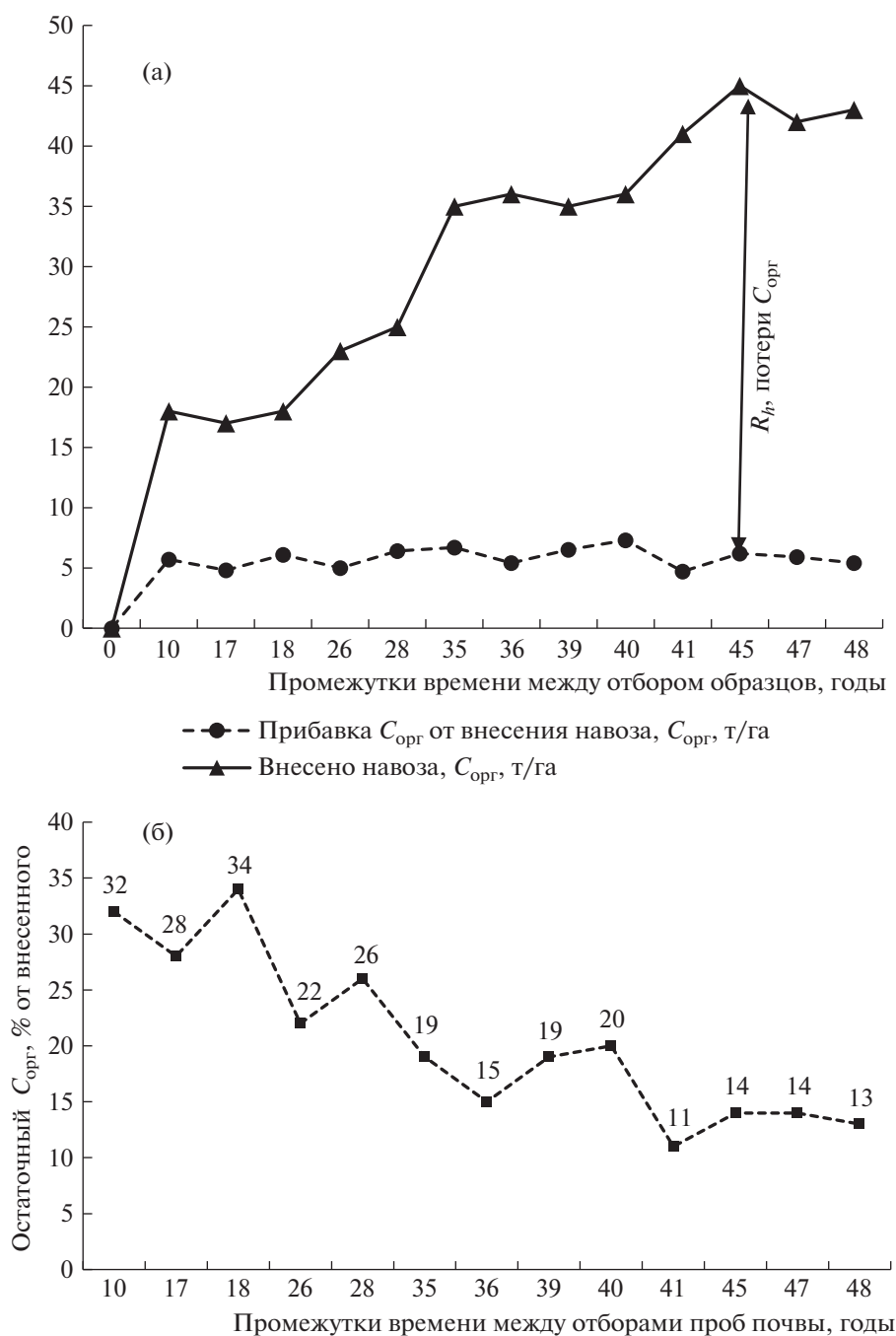


Рис. 4. Влияние длительного внесения навоза на содержание остаточного $C_{орг}$ в почве в полевых опытах ДАОС: (а) – внесенное количество навоза нарастающим итогом и прибавка $C_{орг}$ в почве, т/га (R_h – потери $C_{орг}$ или гетеротрофное дыхание), (б) – динамика содержания остаточного $C_{орг}$ в почве, % от внесенного (гумификация).

80 лет урожаи зерна в навозном и минеральном вариантах оставались в пределах 2.5–3.0 т/га, а в контроле (без удобрений) были ≈ 1 т/га. Заметный рост урожаев начался с момента известкования и применения гербицидов (1960-е гг. прошлого века), а с середины 1960-х гг. при внедрении интенсивных сортов пшеницы и фунгицидов рост урожаев приобрел экспоненциальный характер и до-

стиг 10 т/га. В контроле без удобрений при тех же нововведениях урожай оставался на уровне 1.0–1.5 т/га.

На основе данных, содержащихся в работе [27], был составлен приблизительный баланс органического углерода за время проведения эксперимента до 2000 г. (табл. 2). Почти полтора века-

Таблица 2. Примерный* баланс органического углерода в почве классического опыта с бессменной озимой пшеницей за 156** лет (Ротамстед, Бродболк)

Вариант	Исходное содержание в почве (1)	Внесено с навозом*** (2)	$C_{\text{орг}}$, всего: (1) + (2) или (3)	Содержание в почве $C_{\text{орг}}$ в 2000 г. (4)	Прибавка $C_{\text{орг}}$ в почве от внесения навоза (секвестрация) (4) (Нав – К)	Потери $C_{\text{орг}}$ всего (3)–(4)	Секвестрация от внесенного в почву $C_{\text{орг}}$, %
$C_{\text{орг}}$, т/га							
Контроль (К)	35	0	35	34.5	нет	н/опр.	н/опр.
Навоз (Нав)	35	470	505	96.6	62.1	408	13.2

*В расчеты баланса углерода не вошли данные количества углерода в наземных и подземных (корнях) растительных остатках. $C_{\text{орг}}$ вычисляли косвенно по содержанию общего азота и отношению C : N = 10 [27].

**В 1920–1930 гг. прошлого века навоз не вносили (≈ 20 лет).

***Принято, что сухое вещество навоза составляло 20%. Для пересчета в $C_{\text{орг}}$ использовали коэффициент 0.45. В 35 т/га навоза $C_{\text{орг}}$ составлял 3.15 т/га.

вое внесение навоза способствовало накоплению $C_{\text{орг}}$ в почве по сравнению с контролем в 2.8 раза. Однако потери органического углерода из почвы в варианте с навозом составляли почти 90% от количества $C_{\text{орг}}$, внесенного с навозом. Потери $C_{\text{орг}}$ – это ничто иное как гетеротрофное дыхание с последующей эмиссией CO_2 в атмосферу.

Доля прироста $C_{\text{орг}}$ в почве от внесенного количества навоза, вычисленная по результатам опыта за 156 лет, составила 13.2%. Эта величина характерна и для других почвенно-климатических условий и органических удобрительных материалов и, по-видимому, представляет собой ничто иное как коэффициент гумификации.

По данным других европейских многолетних опытов с навозом (опыт в Гале, Германия), описанных Любарской [24], за 72-летний период внесения навоза на депонирование в почве 1 т $C_{\text{орг}}$ /га потери $C_{\text{орг}}$ навоза составили 13.4 т/га, то есть почти столько же, сколько в опыте Ротамстеда.

В приведенных опытах показаны неполные затраты углерода. Не учтены величины углерода в *NPP* (в виде кормов для животных), затраченных при формировании экскрементов животных, и количество углерода, эмитированного при этом в виде CO_2 и CH_4 , N_2O .

Таким образом, результаты экспериментов с многолетним применением навоза свидетельствуют о значительных потерях $C_{\text{орг}}$ навоза из почвы во всех без исключения опытах. При этом потери углерода делают баланс углерода в системе “растение–навоз–почва–атмосфера” отрицательным, что означает значительное превышение эмиссии CO_2 над накоплением в почве углерода *NBP*-пула.

Однако приведенные выше данные об отрицательном влиянии навоза на уровень секвестрации углерода в почве не должны восприниматься как факты, обосновывающие ограничение применения органических удобрений. Почва, образно выражаясь, является “живым организмом” и ей свойственен дыхательный процесс, а дыхательным субстратом для почвенной микрофлоры являются легкоминерализуемые органические вещества. Внесение в почву органических удобрений значительно повышают ее энергетический статус, который способствует усилению соокисления и детоксикации множества загрязняющих почву веществ. Очень важно, что внесение навоза способствует возврату в почвы питательных веществ, отчуждаемых с урожаями сельскохозяйственных культур.

Минеральные удобрения. Проанализированный нами выше материал многолетних полевых опытов по эффективности внесения навоза содержит также данные о сравнительном воздействии минеральных удобрений (*NPK* + Ca) на урожай сельскохозяйственных культур и агрохимические свойства почв, включая содержание гумуса [20–27]. Это дало возможность оценить действие внесения минеральных удобрений в сравнении с навозом на секвестрацию CO_2 атмосферы. Во всех многолетних опытах отмечено положительное действие удобрений на урожай сельскохозяйственных культур, что естественно отражается и на более высоком поступлении в почвы углерода наземных поуборочных остатков и корневой массы.

В Прянишниковских опытах на ДАОС на дерново-подзолистой почве [26] длительное внесение *NPK* и *NPK* + Ca (известь), так же, как и в контроле, баланс углерода оказался отрицатель-

ным, т.е. с течением времени произошло снижение содержания $C_{\text{орг}}$ в почве. Потери $C_{\text{орг}}$ из почвы в варианте без удобрений (контроль) за 40 лет составляли (среднее из 7 опытов) 8.3 т С/га, а при внесении $\text{NPK} + \text{Ca} - 6.3$ т С/га.

В стационарных опытах ВНИИА на дерново-подзолистой почве после многолетнего (27–34 года) применения NPK и $\text{NPK} + \text{известь}$ содержание $C_{\text{орг}}$ в почве выросло в среднем на 0.5 т С/га, в то время как дополнительная эмиссия CO_2 составила 17.1 т С/га [37]. Экстра-поступление углерода растительных остатков (наземная масса + корни) за счет NPK и извести составило в среднем во всех опытах 21.3 т С/га. Эмиссия CO_2 при депонировании 1 т $C_{\text{орг}}$ в почве была равна 34.2 т С/га.

В упоминавшихся опытах на темно-серой лесной и черноземных почвах при многолетнем (17–30 лет) применении минеральных удобрений прирост содержания $C_{\text{орг}}$ в почвах по сравнению с контрольными вариантами составлял 0.0–1.6 т С/га. Это свидетельствует о положительном влиянии минеральных удобрений на депонирование $C_{\text{орг}}$ за счет более высоких величин NPP пожнивных остатков и корневых систем растений.

В отличие от органических удобрений, на получение которых расходуется значительное количество углерода NPP - и NEP -продукции, промышленные минеральные удобрения включают в себя затраты техногенной энергии и, следовательно, связаны с эквивалентным количеством эмиссии CO_2 , которое необходимо учитывать при расчетах баланса углерода в системе растение–удобрение–почва–атмосфера. Априори можно сказать, что дополнительный источник энергии, доставляемый в почву с растительными остатками, в какой-то степени компенсирует энергетические затраты на применение минеральных удобрений.

Компосты. Применение компостов широко используется в качестве органических удобрений, а с другой стороны – это способ утилизации различных бытовых, сельскохозяйственных и промышленных отходов. При этом компосты часто рассматриваются и в качестве секвестра органического углерода. В большинстве работ показано, что под секвестрацией понимается лишь накопление в почвах $C_{\text{орг}}$, независимо от продолжительности его пребывания в почве, а главное без учета складывающегося баланса между поступившим в почву $C_{\text{орг}}$ и эмиссией в атмосферу парниковых газов. В работе [42] показано, что 18-летнее применение компоста не только увеличило содержание органического углерода в почве, но и повышало эмиссию N_2O на 106%. Принимая во внимание, что

ППП закиси азота в 298 раз больше CO_2 , оказывается, что эффект от секвестрации углерода с целью снижения ППП почти полностью нивелируется дополнительными выбросами из почвы N_2O . Таким образом, обогащение почвы компостами не всегда благоприятствует целям сокращения выбросов парниковых газов в земледелии.

Солома и корневые остатки. Повышающиеся урожаи сельскохозяйственных культур при внедрении современных технологий способствуют увеличению поступления в почву пожнивных остатков и корневой массы, что приводит к увеличению секвестрации органического углерода в почвах [50]. Размеры секвестрации $C_{\text{орг}}$ в почве при многократном возврате соломы зависят от ряда сопутствующих факторов и, прежде всего, одновременного внесения в почву минеральных удобрений, непременно включающих в себя азотные [43]. Это связано с тем, что внесение в почву органических материалов с широким отношением $\text{C} : \text{N}$ вызывает активизацию гетеротрофной микрофлоры с острой потребностью в усвояемом азоте. Дефицит усвояемого азота в почве вызывает интенсивное разложение соломы с потерей CO_2 . В работе [43] было показано, что применение NPK , $\text{NPK} + \text{солома}$ и NP и $\text{NP} + \text{солома}$ оказались неравнозначными в накоплении в почве $C_{\text{орг}}$. Запасы $C_{\text{орг}}$ в почве при внесении NPK и $\text{NPK} + \text{солома}$ увеличивались в продолжении более чем 20-летнего периода, в то время как для достижения максимальных запасов $C_{\text{орг}}$ в вариантах NP и $\text{NP} + \text{солома}$ было ограничено периодом от 11 до 20 лет. В работе показано, что в опытах, проведенных с многократным возвратом в почву соломы, накопление органического углерода было больше в почвах в том случае, когда к соломе добавляли минеральные удобрения с участием азота и фосфора. Добавление калия не имело преимуществ, поскольку солома сама значительно обогащена калием.

Покровные культуры. Включение покровных культур в сельскохозяйственные севообороты может значительно увеличить содержание почвенного $C_{\text{орг}}$. Однако получаемые результаты часто бывают противоречивыми. В исследовании [51] были собраны данные, в которых сравнивалась система земледелия с покровными культурами и без них. Было проведено сравнение 1195 пар (покровная культура и безпокровная) в 131 эксперименте. Покровными культурами были рожь (*Secale cereale*) и однолетний райграсс (*Lolium multiflorum*). Использовали также и бобовые культуры. Больше половины (60%) данных было представлено из США. Результаты были сгруппирова-

ны по почвам с разным гранулометрическим составом. Например, на легких почвах включение покровных культур в севообороты значительно повышало содержание $C_{\text{орг}}$, с общим средним увеличением по сравнению с вариантами без покровной культуры на 15.5% (13.8–17.3%).

Наибольшее депонирование $C_{\text{орг}}$ было отмечено для покровных культур в севообороте кукуруза–пшеница–соя. На среднесуглинистой почве накопление $C_{\text{орг}}$ в “покровном” варианте был на 2 т С/га больше, чем в контроле. Тяжелые почвы показали наибольший прирост $C_{\text{орг}}$ после включения покровных культур в севооборот.

Смеси покровных культур приводили к большему увеличению $C_{\text{орг}}$ в почве по сравнению с моновидовыми покровными культурами, а использование бобовых вызвало большее увеличение $C_{\text{орг}}$, чем небобовых.

Покровное земледелие значительно увеличивает содержание $C_{\text{орг}}$ в неглубоких почвах (≤ 30 см) по сравнению с подповерхностными горизонтами (> 30 см). Регрессионный анализ показал, что изменения $C_{\text{орг}}$ в результате покровного земледелия коррелируют с улучшением качества почвы, в частности с уменьшением эрозии и увеличением содержания минерализуемого органического вещества. На изменение запасов органического углерода в почве также влияли годовая температура, количество лет после начала введения в севооборот покровных культур, географическая широта и первоначальное содержание $C_{\text{орг}}$. Наконец, полученная средняя величина секвестрации углерода покровными культурами во всех исследованиях составила 0.56 т С/га/год. Авторы работы [51] делают вывод, если бы на 15% нынешних мировых пахотных землях внедрили покровные культуры, это привело бы к увеличению $C_{\text{орг}}$ на 0.16 ± 0.06 млрд т С/год, что аналогично 1–2% текущих выбросов от сжигания ископаемого топлива.

Луга и пастбища. Почвы под лугами обладают значительным потенциалом поглощения атмосферной CO_2 , поскольку луговая растительность формирует значительную корневую биомассу. Однако этот потенциал в не малой степени зависит от управления лугово-пастбищными угодьями. Улучшение практики использования лугов и пастбищ может способствовать увеличению секвестрации углерода. По оценке [52], мировой потенциал секвестрации углерода за счет улучшения использования лугов и пастбищ составляет 0.3–1.6 млрд т CO_2 /год.

Круговорот и баланс углерода на лугах и пастбищах имеют свои особенности. Травоядные жи-

вотные влияют на секвестрацию углерода в почвах посредством 2-х разных процессов, но взаимосвязанных между собой. Во-первых, вкусовые предпочтения животных воздействуют на состав растительных сообществ, а также на количество и качество растительной биомассы [46]. Умеренное стравливание луговой растительности может стимулировать рост корней и таким образом увеличивать корневую биомассу. Во-вторых, вытапывание, экскременты и моча пасущихся животных воздействуют на свойства почвы, которые в свою очередь меняют микробное разнообразие, их дыхательную активность и эмиссию парниковых газов.

Практика пастбы скота отражается на секвестировании углерода почвами. В работе [53] показаны результаты крупномасштабного исследования на пастбищных угодьях, в которых сравнивали адаптивный выпас в загонах, представляющий собой кратковременный ротационный выпас при высокой плотности поголовья (*AB*) и традиционное использование пастбищных угодий (*TP*) на юго-востоке США. Были отобраны 5 пар со сравнительными характеристиками пастбищ, по количеству голов скота на 1 га угодья, времени существования пастбища (годы). В исследовании проводили количественные определения запасов в почве углерода и азота, их изотопный состав, а также их распределение во фракциях органического вещества почвы. Результаты показали, что на пастбищах *AB* содержание $C_{\text{орг}}$ в 1-метровом горизонте почвы в среднем оказалось 74, в варианте *TP* – 65 т С/га. Кроме того, разница в запасах $C_{\text{орг}}$ заключалась в основном во фракции органо-минеральных соединений, что свидетельствует о формировании более устойчивого к минерализации пула почвенного углерода на пастбищах с загонным содержанием скота по сравнению с традиционным выпасом. Сделано заключение, что загонный выпас скота способствовал большей секвестрации $C_{\text{орг}}$ в почвах под пастбищами. Перевыпас же скота однозначно приводит к деградации земель и обеднению почв органическим углеродом.

Биоуголь (биочар). Биоуголь, полученный из различных материалов, включая сельскохозяйственные отходы, используется в качестве мелиоративной добавки в почву. Рядом исследователей показано, что внесение в почву биоугля улучшает питательный и физический режимы почв, а также снижает эмиссию парниковых газов (CO_2 , N_2O) [38–40, 54].

Некоторые авторы рекомендуют применение биоугля в целях секвестрации углерода в почвах [55–59]. В работе Кларка и др. [60] рассматрива-

ются результаты экспериментов с биоуглем, приготовленным из птичьего помета. Нетто-минерализация N в почве при краткосрочной инкубации была небольшая или даже отрицательная (1.8 и –24.7 мг N/кг почвы) для песчаной и суглинистой почв соответственно, что указывает на незначительную или нулевую новую минерализацию азота и углерода. Эти результаты свидетельствуют о возможном сохранении в почве углерода и азота биоугля в течение длительного времени.

В работе Янга [55] исследовали нетто экосистемный обмен CO₂ (*NEE*) при добавлении биоугля (20 т и 40 т/га) в условиях рисового поля. Было обнаружено, что средний *NEE* рисового поля при внесении биоугля был соответственно на 2.4 и 30.6% больше, чем в контроле. Добавление биоугля также увеличило C_{орг} за счет того, что растворенный органический углерод из отмершей микробной биомассы сорбировался биоуглем.

Али и др. [57] провели 2-летний эксперимент с жемчужным просом на содово-засоленной почве. В этих исследованиях биоуголь добавляли в почву в 5-ти дозах: 0, 5, 10, 15 и 20 т/га. Биоуголь повысил содержание органического углерода в почве и улучшил доступность и поглощение N, P и K по сравнению с контрольной почвой.

Однако в некоторых случаях внесение биоугля в почву может вызвать негативные последствия для почвы и окружающей среды в целом. Например, биоуголь может подавлять доступность питательных веществ в почве и снижать продуктивность сельскохозяйственных культур из-за сокращения поглощения питательных веществ растениями или уменьшения минерализации почвенного C_{орг}. Применение биоугля может также негативно повлиять на качество окружающей среды и здоровье человека из-за вредных соединений, таких как полициклические ароматические углеводороды (ПАУ), полихлорированные дибензодиоксины и дибензофураны (ПХДД) (59). Большие затраты энергии на получение биоугля также являются отрицательным фактором с позиции *ППП*. В то же время приготовление биоугля из зараженных патогенами различных органических удобрений (птичий помет, свиной жидкий навоз, навоз КРС и др.) может служить альтернативой мероприятиям, связанным с обеззараживанием животноводческих отходов.

Минимальная обработка почв. В литературе широко обсуждаются результаты внедрения минимальной обработки (*NT*) в земледелие, в частности, данные относительно секвестрации углерода в почвах [61–67]. *NT* часто рекомендуется для уменьшения минерализации органического

вещества как поверхностных растительных остатков, так и почвенного C_{орг}. Считается, что такая обработка почвы способствует секвестрации атмосферной углекислоты.

Эксперименты с использованием естественного обогащения ¹³C показывают почти двукратное увеличение *MRT* органического углерода почвы при *NT* по сравнению с интенсивной пашенной системой обработки почв [68].

Темпы накопления и минерализации C_{орг} в почве значительно зависят от времени, прошедшего с момента введения *NT* [61]. Авторы попытались установить основные ведущие факторы накопления стабильных фракций C_{орг} (*СФС_{орг}*) в почве в 11-летнем полевом опыте. Полевой эксперимент показал, что по сравнению с плужной обработкой почвы (*ПО*), в *NT* почве доля более стабильных фракций почвенного C_{орг} оказалась более высокой. Увеличение концентрации *СФС_{орг}* повысилось на 12.6% на 5-й год полевого эксперимента, а на 11-й год – уже на 52.2%. Авторы объясняют такие результаты изменением агрегатного состава почв тем, что увеличивается фракция макроагрегатов размером 2 мм, в которых органическое вещество физически защищено и способствует меньшей его минерализации.

В работе [62] механизмы стабилизации почвенного органического углерода изучены в связи с их актуальностью в глобальном углеродном цикле. Однако высказываются сомнения [61], будет ли секвестрированное C_{орг} стабилизировано в долгосрочной перспективе. Авторы рассмотрели механизмы, влияющие на стабильность C_{орг} в системах *NT*, включая “прайминг эффект” (*PE*) [45, 48], молекулярную структуру C_{орг}, защиту агрегатов, связь с почвенными минералами, микробные свойства и воздействие на окружающую среду. Хотя в *NT* наблюдается более устойчивая молекулярная структура C_{орг} по сравнению с традиционной обработкой почвы (*ТО*), стабильность C_{орг} может в более продолжительном времени зависеть от физической и химической защиты. В среднем *NT* улучшает макроагрегацию на 32.7% и снижает минерализацию C_{орг} в макроагрегатах по сравнению с *ТО*. Более высокая микробная активность в *NT* может также производить связывающие агенты, способствующие агрегации и образованию металлоорганических комплексов. Сделан вывод о том, что C_{орг}, изолированное в системах *NT*, вероятно будет стабилизировано в долгосрочной перспективе.

Джия с соавторами [63] показали также преимущество *NT* в секвестрации углерода в почвах,

которое связано с более благоприятным водно-температурным режимом по сравнению с пашенной почвой. *NT* способствует изменению почвенного профиля в результате накопления в верхних горизонтах большого количества растительных остатков и формирования горизонта *A0*. Это в свою очередь уменьшает поверхностное испарение и увеличивает запасы влаги в почвенном профиле, а также снижает температуру почвы.

Показано, что минимальная обработка почвы вызывает увеличение численности денитрифицирующих микроорганизмов [69]. Комбинация минимальной обработки почвы и применения азотных удобрений приводит к усилению потерь газообразного азота. Пальма с соавт. [70] обнаружили в 2 раза большие потери азота удобрений за счет денитрификации при минимальной обработке почвы по сравнению с нормальной пахотой за 90-суточный период. При этом была установлена весьма тесная положительная связь между количеством денитрифицирующих микроорганизмов и газообразными потерями азота.

И наконец, в статье Купера и др. [65] “Пахать или не пахать” (*To till or not to till in a temperate ecosystem?*) в условиях умеренного климата Великобритании оценено влияние нулевой обработки почвы в течение 15 лет на секвестрацию углерода и выбросы парниковых газов. Было показано, что рассчитанный *ППП* оказался на 30% меньше в системах с нулевой обработкой почвы за счет более низкой эмиссии CO_2 и соответствующей секвестрацией углерода в почве. Было сделано заключение, что *NT* играет важнейшую роль, с одной стороны, как способ снижения эмиссии *ПГ*, а с другой, увеличивает секвестрацию углерода и тем самым способствует сохранению климата.

Однако в определенных условиях *NT* почвы может увеличить потоки закиси азота из почвы, что может свести на нет любые климатические выгоды потенциального хранения *C* в почве [71]. Чтобы исследовать, как долгосрочное внесение различных органических удобрений взаимодействует с обработкой почвы на потоки N_2O в севообороте, были проведены долгосрочные испытания с 2009 г. в Восточной Канаде. Применяли 2 обработки почвы – инверсионную (*IT*) и минимальную и 3 типа удобрения (свиной и коровий жидкий навоз и контроль без удобрений). Эксперимент был заложен на 2-х контрастных по текстуре почвах (тяжелый и песчаный суглинки). Оценивали потоки N_2O с каждого участка посевов (апрель–ноябрь): в течение 2016 г. – под пшеницей, в 2017 г. – под кукурузой и в 2018 г. – под соей. При *NT*-обработке средние кумулятивные

потоки за вегетационный период варьировали для тяжело-суглинистой почвы от 0.8 кг $\text{N}-\text{N}_2\text{O}/\text{га}$ в контроле (кукуруза) до 7.6 кг $\text{N}-\text{N}_2\text{O}/\text{га}$ для пшеницы (коровья навозная жижа), для песчаного суглинка – от 0.4 кг $\text{N}-\text{N}_2\text{O}/\text{га}$ для кукурузы (контроль, *IT*) до 3.0 кг $\text{N}-\text{N}_2\text{O}/\text{га}$ для кукурузы при внесении свиного навоза после *NT*-обработки. В целом данные показали, что величина эмиссии N_2O при *NT* совместно с жидким навозом значительно превосходила эмиссию N_2O при обычной пахоте. При этом следует иметь в виду, что *ППП* закиси азота в 298 раз больше углекислого газа. При пересчете на CO_2 максимальная эмиссия при *NT*-обработке составляла 2265 кг/га. В данном случае на тяжелосуглинистой почве *NT*-обработку с применением органических удобрений нельзя рекомендовать как способ борьбы с повышенной эмиссией парниковых газов.

Смена вида землепользования. Пахотные угодья России за период 1992–2016 гг. представляли собой чистый источник $\text{C}-\text{CO}_2$ в размере 21–27 (в среднем 24.5) млн т $\text{C}-\text{CO}_2/\text{год}$ [72], что подтверждено отрицательным балансом органического углерода и снижением содержания гумуса в пахотных почвах. Примером могут служить данные агрохимического обследования почв Белгородской обл. за последние несколько десятилетий, черноземы которой составляют $\approx 80\%$ [73–75].

Перестройка производственных отношений в сельскохозяйственном секторе России привела к серьезным структурным изменениям аграрного землепользования. Из состава пахотных угодий за 25-летний период в залежное состояние перешло до 40 млн га. Выведенные из сельскохозяйственного оборота десятки миллионов гектаров пахотных угодий перешли в разряд залежных земель, подвергшихся зарастанию луговой и древесной растительностью. Это в свою очередь изменило характер формирования биологической продуктивности и баланс углерода на сельскохозяйственных угодьях в целом. Исследование углеродного баланса залежей показало, что этот вид земель превратился из источника CO_2 в его абсолютный сток, т.е. происходила секвестрация атмосферной CO_2 . Например, средняя скорость депонирования углерода в бывших пахотных почвах РФ оценивается ≈ 45 млн т *C* в год, в целом за 1995–2016 гг. аккумулировалось ≈ 1 млрд т углерода в органическом веществе почв и растительной биомассе выросшей за это время древесной и кустарниковой растительности [35, 76, 77].

Оценивая в целом изменение баланса углерода на землях сельскохозяйственного назначения за период 1992–2016 гг. можно констатировать, что

в земледелии России за счет сокращения пахотных угодий и перевод их в залежное состояние существенно изменился баланс углерода. Земледелие в целом из чистого источника C-CO₂ в начале девяностых годов превратилось в чистый накопитель (секвестор) C-CO₂. С позиций “низкоуглеродного” развития Российской Федерации можно рекомендовать сохранение залежи в составе сельскохозяйственных угодий РФ, как мощного накопителя углерода в сформировавшихся экосистемах.

В случае распашки лугов и залежей накопленный в почвах органический углерод быстро может быть потерян. Накопление C_{орг} в почвах при залужении и облесении гораздо медленнее, чем его минерализация при распашке [78].

Инициатива “4-промилле”. Увеличение запасов почвенного органического углерода в сельскохозяйственных почвах не только оказывает положительное влияние на качество почвы и ее устойчивость, но также может способствовать смягчению последствий изменения климата. Инициатива “4 на 1000” (4р1000), запущенная на конференции ООН по изменению климата 2015 г. в Париже, направлена на увеличение глобальных запасов C_{орг} в почве на глубине 0–40 см ежегодно на 4 части на тысячу, чтобы компенсировать увеличение антропогенных выбросов CO₂. Проанализирована осуществимость этой цели для сельскохозяйственных почв в Баварии (Юго-Восточная Германия) [78]. Предполагая, что общее количество органического углерода составляет 276 Тг, которое в настоящее время хранится в верхних 40 см сельскохозяйственных почв в Баварии (пахотные и лугопастбищные угодья), 4-промилле соответствует ежегодному связыванию углерода в размере 1.1 Тг. Основываясь на анализе текущего управления почвой для конкретных участков, были разработаны пространственные сценарии связывания C, включая 5 перспективных методов управления (покровное земледелие, улучшение севооборота, органическое земледелие, агролесоводство и преобразование пахотных земель в луга). Результаты показали, что цель 4р/1000 не выполняется для Баварии. Общий потенциал 5-ти методов секвестра C привел к увеличению на 0.3–0.4 Тг C_{орг}/год, что соответствует примерно 1 части на тысячу частей нынешних запасов C_{орг}. Расширение площади покровных культур и агролесоводства было определено в качестве наиболее перспективных вариантов увеличения C_{орг} в сельскохозяйственных почвах. В этой ситуации в Баварии будут компенсированы только ≈1.5% ежегодных выбросов парниковых газов. Но и этот результат

можно считать важным вкладом в смягчение последствий изменения климата.

ОБСУЖДЕНИЕ И ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В большинстве процитированных работ под термином “секвестрация углерода” в почве понимается накопление остаточного органического углерода в почве в результате приемов, связанных с внесением различных органических (навоз, компосты) и минеральных удобрений, мелиоративных материалов (известь, биоуголь и др.), а также выращивания покровных культур, сидератов и минимальной обработки почв. Все перечисленные приемы имеют свои особенности и при строгом рассмотрении не всегда подходят под определение “секвестрация”.

Для оценки уровня секвестрации углерода в почвах необходимо определение баланса между эмиссией CO₂ из почвы (гетеротрофное дыхание) и величиной нового почвенного стока органического углерода в форме *NBP* продукции, т.е. устойчивого к минерализации органического углерода. Сток углерода в *NEP*-продукцию (легко минерализуемые формы углерода) определяет краткосрочную неустойчивую секвестрацию углерода. Переход органического углерода из *NEP*-пула в *NBP*-пул (иными словами процесс гумификации) – длительный процесс и сопровождается потерей углерода в результате гетеротрофного дыхания и эмиссии CO₂ в атмосферу.

Применение органических удобрений (прежде всего навоза) и различных компостов, являющихся чистой экосистемной продукцией, можно отнести к приемам, способствующим увеличению содержания в почвах C_{орг}. Затраты углерода *NPP* на депонирование 1 т C/га в *NBP*-пуле могут меняться от нескольких до десятков т C/га в зависимости от продолжительности и доз внесения органического удобрения в почву. Затраты *NPP* и *NEP* на образование *NBP* представляют собой потери углерода в результате дыхания почвенной биоты и эмиссию CO₂ в атмосферу. Следовательно, применение органических удобрений не обеспечивает секвестрацию CO₂ атмосферы и не служит снижению *ППП*.

Однако применение навоза и компостов являются важнейшими и необходимыми агроприемами, поскольку они выполняют биогеохимическую функцию возврата в почвы питательных элементов, отчуждаемых урожаями сельскохозяйственных культур. Кроме того, внесение органических материалов пополняет в почве запасы дыхательного субстрата для огромного разнообра-

разия микроорганизмов, выполняющих очистительную функцию.

Весьма перспективным приемом секвестрации атмосферной CO_2 является введение севооборотов с посевом покровных культур. По результатам мета-исследований [51], на большом количестве экспериментов сравнения (≈ 2000) показано, что, если бы на 15% нынешних мировых пахотных земель внедрили покровные культуры, это привело бы к увеличению $C_{\text{орг}}$ в почвах на 0.16 ± 0.06 млрд т С/год, что аналогично 1–2% текущих выбросов от сжигания ископаемого топлива.

Перспективным приемом секвестрации органического углерода в почвах может служить минимальная обработка почвы. *NT* способствует изменению почвенного профиля в результате накопления в верхних горизонтах большего количества растительных остатков и формирования горизонта A_0 . Это в свою очередь уменьшает поверхностное испарение и увеличивает запасы влаги в почвенном профиле, а также снижает температуру почвы. Однако в определенных условиях *NT* увеличивает потоки закиси азота из почвы, что может свести на нет любые климатические выгоды потенциального хранения $C_{\text{орг}}$ в почве [71]. Комбинация минимальной обработки почвы и применения азотных удобрений может приводить к усилению эмиссии N_2O , поскольку в гумусовом горизонте из-за слабой аэрации создаются благоприятные условия для процесса денитрификации [70].

Биоуголь, полученный из различных материалов, включая сельскохозяйственные отходы, можно использовать в качестве мелиоративной добавки в почву, улучшающей питательный и физический режимы почв. Однако, пока не сложилось однозначное мнение относительно использования биоугля в качестве секвестра углерода, поскольку значительные энергетические затраты на получение биоугля делают его применение проблематичным в целях секвестрации CO_2 .

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Hanqin T., Lu C., Yang J., Banger K. et al. Global patterns and controls of soil organic carbon dynamics as simulated by multiple terrestrial biosphere models: current status and future directions // *Global Biogeochem. Cycles*. 2015. V. 29. № 6. P. 775–792. <https://doi.org/10.1002/2014GB005021>
2. Bond-Lamberty B., Wang C., Gower S.T. A global relationship between the heterotrophic and autotrophic components of soil respiration? // *Global Change Biol.* 2004. V. 10. P. 1756–1766. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486>
3. Mukhortova L., Schepaschenko D., Shvidenko A., McCallum I., Kraxner F. Soil contribution to carbon budget of Russian forests // *Agricult. Forest Meteorol.* 2015. V. 200. P. 97–108.
4. Агрохимическая характеристика почв СССР. Северные районы европейской части РСФСР. М.: Изд-во АН СССР, 1962. Т. 1. 280 с.
5. Агрохимическая характеристика почв СССР. М. Районы Центрально-Черноземной полосы. М.: Изд-во АН СССР, 1963. Т. 2. 262 с.
6. Агрохимическая характеристика почв СССР. Районы Северного Кавказа. М.: Наука, 1964. Т. 3. 365 с.
7. Агрохимическая характеристика почв СССР. Районы Урала. М.: Наука, 1964. Т. 4. 328 с.
8. Агрохимическая характеристика почв СССР. Районы Поволжья. М.: Наука, 1966. Т. 6. 360 с.
9. Агрохимическая характеристика почв СССР. Районы Западной Сибири. М.: Наука, 1968. Т. 9. 384 с.
10. Агрохимическая характеристика почв СССР (центральные области Нечерноземной зоны РСФСР). М.: Наука, 1972. 360 с.
11. Единый государственный реестр почвенных ресурсов России. Верс. 1.0: Коллективная монография. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева РАСХН, 2014. 768 с.
12. Могилевкина И.А. Изучение доступности растениям природного фиксированного аммония почвы // *Агрохимия*. 1970. № 5. С. 34–41.
13. Kowalenko G.G., Cameron D.R. Nitrogen transformation in soil plant system in three years of field experiments using tracer and nontracer methods on an ammonium fixing soil // *Canad. J. Soil. Sci.* V. 58. № 2. P. 195–208.
14. Kudryarov V.N. Mobility of fixed ammonium in soils // *Terrestrial Nitrogen Cycles. Ecol. Bul.* 1981. № 33. P. 281–290.
15. Soon Y.K. Nitrogen cycling involving non-exchangeable ammonium in gray luvisol // *Biol. Fertil. Soils*. 1998. V. 27. P. 425–429.
16. Morford S.L., Houlton B.Z., Dahlgren R.A. Direct quantification of long-term rock nitrogen inputs to temperate forest ecosystems // *Ecology*. 2016. V. 97 (1). P. 54–64.
17. Houlton B.Z., Morford S.L., Dahlgren R.A. Convergent evidence for widespread rock nitrogen sources in earth's surface environment // *Science*. 2018. V. 360. P. 58–62.
18. Кононова М.М. Органическое вещество почвы его природа, свойства и методы изучения. М.: Изд-во АН СССР, 1963. 315 с.
19. Александрова Л.Н. Органическое вещество почв и процессы его трансформации. Л.: Наука, 1980. 288 с.
20. Городний Н.Г. Действие различных доз и сочетаний навоза и минеральных удобрений в свекловичном севообороте // Влияние длительного применения удобрений на плодородие почвы и продуктивность севооборотов. М.: Изд-во МСХ СССР, 1960. С. 86–125.
21. Соболев Ф.С., Чернецкий А.И. Действие различных доз и сочетаний навоза и минеральных удобрений в свекловичном севообороте // Влияние длительного применения удобрений на плодородие почвы

- и продуктивность севооборотов. М.: Изд-во МСХ СССР, 1960. С. 126–143.
22. *Шевелев М.П.* Обогащение почвы навозом и фосфатами в зерновом севообороте на выщелоченном черноземе. // Там же. С. 144–168.
 23. *Гориков П.А.* Результаты опытов по изучению системы удобрения свекловичного севооборота на слабо выщелоченном черноземе // Влияние длительного применения удобрений на плодородие почвы и продуктивность севооборотов. М.: Изд-во МСХ СССР, 1960. С. 262–321.
 24. *Любарская Л.С.* Влияние навоза и минеральных удобрений при длительном систематическом применении на урожай культур и плодородие почвы // Там же. С. 430–470.
 25. *Шевцова Л.К.* Гумусное состояние и азотный фонд основных типов почв при длительном применении удобрений: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М.: МГУ им. М.В. Ломоносова, 1988. 50 с.
 26. *Хлыстовский А.Д.* Плодородие почвы при длительном применении удобрений и известии. М.: Наука, 1992. 192 с.
 27. Rothamsted. Long-terms experiments. Guide to the classical long-term experiments: Datasets and sample archive. Harpenden Herts, UK, 2006 (reprinted 2012). 52 p.
 28. *Yevdokimov I.V., Blagodatsky S.A.* Nitrogen immobilization and remineralization by microorganisms and nitrogen uptake by plants: Interactions and rate calculations // *Geomicrobiol. J.* 1993. V. 11. № 3–4. P. 185–193.
<https://doi.org/10.1080/01490459309377950>
 29. *Демкин В.А.* Палеопочвоведение и археология: Интеграция в изучении истории природы и общества. Пушино: ОНТИ ПНЦ РАН, 1997. 213 с.
 30. *Иванов И.В., Табанакова Е.Г.* Изменение мощности гумусового горизонта и эволюция черноземов Восточной Европы в голоцене (механизмы, причины, закономерности) // *Почвоведение.* 2003. № 9. С. 1029–1042.
 31. WMO Greenhouse Gas Bulletin: The state of greenhouse gases in the atmosphere based on global observations through 2018 (№. 15–25 November 2019). WMO Greenhouse Gas Bulletin. № 15–25.
 32. *Курганова И.Н., Кудеяров В.Н.* Оценка потоков диоксида углерода из почв таежной зоны России // *Почвоведение.* 1998. № 9. С. 1058–1071.
 33. *Kudeyarov V.N., Kurganova I.N.* Carbon dioxide emission and net primary production of Russian terrestrial ecosystems // *Biol. Fertil. Soils.* 1998. V. 27. P. 246–250.
 34. *Kurganova I.N.* Carbon dioxide emission from soils of Russian terrestrial ecosystems: Interim Report, IR-02–070. Laxenburg, Austria: IIASA, 2003. P. 02–070.
 35. *Kurganova I.N., Kudeyarov V.N., Lopes de Gerenyu V.O.* Updated estimate of carbon balance on Russian territory // *Tellus B: Chem. Physic. Meteorol.* 2010. V. 62. № 5. P. 497–505.
<https://doi.org/10.1111/j.1600-0889.2010.00467.x>
 36. *Кудеяров В.Н., Заварзин Г.А., Благодатский С.А.* Пулы и потоки углерода в наземных экосистемах России. М.: Наука, 2007. 315 с.
 37. *Шевцова Л.К., Романенков В.А., Блоговецкий Г.В., Хайдуков Г.В., Канзываа С.О.* Структура баланса углерода и биоэнергетическая оценка его компонентов в агроценозах длительных полевых опытов // *Агрохимия.* 2015. № 12. С. 67–75.
 38. *Кирюшин В.И., Кирюшин С.В.* Агротехнологии. СПб.: Изд-во Лань, 2015. 480 с.
 39. *Рижия Е.Я., Бучкина Н.П., Мухина И.М.* Влияние биоугля на свойства образцов дерново-подзолистой супесчаной почвы с разной степенью окультуренности (лабораторный эксперимент) // *Почвоведение.* 2015. № 2. С. 211–220.
 40. *Дубровина И.А.* Влияние биоугля на агрохимические показатели и ферментативную активность почв средней тайги Карелии // *Почвоведение.* 2021. № 12. С. 1523–1534.
 41. *Buchkina N.P., Rizhiya E.Y., Pavlik S.V., Balashov E.V.* Soil physical properties and nitrous oxide emission from agricultural soils // *Advances in Agrophysical Research.* London: IntechOpen, 2013. P. 193–220.
 42. *Ding W., Luo J., Li J., Yu H. et al.* Effect of long-term compost and inorganic fertilizer application on background N₂O and fertilizer-induced N₂O emissions from an intensively cultivated soil // *Sci. Total Environ.* 2013. V. 465. P. 115–124.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.020>
 43. *Berhane M., Xu M., Liang Z.Y., Shi J.* Effects of long-term straw return on soil organic carbon storage and sequestration rate in North China upland crops: A meta-analysis // *Glob Change Biol.* 2020. V. 26. № 4. P. 2686–2701.
<https://doi.org/10.1111/gcb.15018>
 44. *Xu M., Wan Y., Qin, X.B.* When does nutrient management sequester more carbon in soils and produce high and stable grain yields in China? // *Land Degrad.* 2020. V. 31. P. 1926–1941.
<https://doi.org/10.1002/ldr.3567>
 45. *Wang Y.M., Li M., Jiang C.Y., Liu M.* Soil microbiome-induced changes in the priming effects of ¹³C-labelled substrates from rice residues // *Sci. Total Environ.* 2020. V. 726. Art. № 138562.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138562>
 46. *Li J., Chai H., Ding S., Wang J., Li X.* Species-specific herbivore grazing of type-specific grassland can assist with promotion of shallow layer of soil carbon sequestration // *Environ. Res. Lett.* 2021. V. 16. № 11. Art. № 114033.
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac302f>
 47. *Mustafa A., Hu X., Shah S.A.* Long-term fertilization alters chemical composition and stability of aggregate-associated organic carbon in a Chinese red soil: evidence from aggregate fractionation, C mineralization, C-13 NMR analyses // *J. Soils Sediments.* 2021. V. 21. № 7. P. 2483–2496.
<https://doi.org/10.1007/s11368-021-02944-9>
 48. *Tian J., Pausch J., Yu G., Blagodatskaya E., Gao Y., Kuzyakov Y.* Aggregate size and their disruption affect ¹⁴C-labeled glucose mineralization and priming effect // *Appl. Soil Ecol.* 2015. V. 90. P. 1–10.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.01.014>
 49. *Семенов В.М., Козут Б.М.* Почвенное органическое вещество. М.: ГЕОС, 2015. 233 с.

50. *Fan J.L., McConkey B.G., Liang B.C.* Increasing crop yields and root input make Canadian farmland a large carbon sink // *Geoderma*. 2019. V. 336. P. 49–58. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.08.004>
51. *Jian J.S., Du X., Reiter M.S.* A meta-analysis of global cropland soil carbon changes due to cover cropping // *Soil Biol. Biochem.* 2020. V. 143. Art. № 107735. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107735>
52. *Paustian K., Lehmann J., Ogle S.* Climate – smart soils // *Nature*. 2016. V. 532. <https://doi.org/10.1038/nature17174>
53. *Mosier S., Apfelbaum S., Byck P.* Adaptive multi-paddock grazing enhances soil carbon and nitrogen stocks and stabilization through mineral association in south-eastern U.S. grazing lands // *J. Environ. Manag.* 2021. V. 288. Art. № 112409. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112409>
54. *Мухина И.М., Ружая Е.Я., Бучкина Н.П.* Влияние биоугля на индикаторы качества дерново-подзолистой супесчаной почвы // *Перспективы и технологии развития естественных и математических наук*. Н. Новгород, 2019. Вып. IV. С. 24–25.
55. *Yang S., Sun X., Ding J.* Effects of biochar addition on the NEE and soil organic carbon content of paddy fields under water-saving irrigation // *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2019. V. 26. № 8. P. 8303–8311. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04326-8>
56. *Majumder S., Neogi S., Dutta T.* The impact of biochar on soil carbon sequestration: The impact of biochar on soil carbon sequestration: Meta-analytical approach to evaluating environmental and economic advantages // *J. Environ. Manag.* 2019. V. 250. Art. № 109466. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109466>
57. *Ali E.F., Al-Yasi H.M., Kheir A.M.S., Eissa M.A.* Effect of biochar on CO₂ sequestration and productivity of pearl millet plants grown in saline sodic soils // *J. Soil Sci. Plant Nutr.* 2021. V. 21. № 2. P. 897–907. <https://doi.org/10.1007/s42729-021-00409-z>
58. *Oladele S.O., Adetunji A.T.* Agro-residue biochar and N fertilizer addition mitigates C–CO₂ emission and stabilized soil organic carbon pools in a rain-fed agricultural cropland // *Inter. Soil Water Conserv. Res.* 2021. V. 9. № 1. P. 76–86. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2020.09.002>
59. *El-Naggar A., El-Naggar A.H., Shah S.M.* Biochar composition-dependent impacts on soil nutrient release, carbon mineralization, potential environmental risk: A review // *J. Environ. Manag.* 2019. V. 241. P. 458–467. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.044>
60. *Clark M., Hastings M.G., Ryals R.* Soil carbon and nitrogen dynamics in two agricultural soils amended with manure-derived biochar // *J. Environ. Qual.* 2019. V. 48. № 3. P. 727–734. <https://doi.org/10.2134/jeq2018.10.0384>
61. *Kan Z.R., Liu Q.Y., Virk A.L.* Effects of experiment duration on carbon mineralization and accumulation under no-till // *Soil Till. Res.* 2021. V. 209. Art. № 104939. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.104939>
62. *Kan Z.R., Liu W.X., Liu W.S.* Mechanisms of soil organic carbon stability and its response to no-till: A global synthesis and perspective // *Glob. Change Biol.* 2022. V. 28. № 3. P. 693–710. <https://doi.org/10.1111/gcb.15968>
63. *Jia S.X., Liang A.Z., Zhang S.X.* Effect of tillage system on soil CO₂ flux, soil microbial community and maize (*Zea mays* yield) // *Geoderma*. 2021. V. 384. Art. 114813. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114813>
64. *Sperow M.* Marginal cost to increase soil organic carbon using no-till on U.S. cropland // *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Change*. 2019. V. 24. № 1. P. 93–112. <https://doi.org/10.1007/s11027-018-9799-7>
65. *Cooper H.V., Sjogersten S., Lark R.M.* To till or not to till in a temperate ecosystem? Implications for climate change mitigation // *Environ. Res. Lett.* 2021. V. 16. № 5. Art. № 054022. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abe74e>
66. *Dewi R.K., Fukuda M., Takashima N.* Soil carbon sequestration and soil quality change between no-tillage and conventional till soil management after 3 and 11 years of organic farming // *Soil Sci. Plant Nutr.* 2022. V. 68. № 1. P. 133–148. <https://doi.org/10.1080/00380768.2021.1997552>
67. *Reinsch T., Struck I.J.A., Loges R., Kluss C.* Soil carbon dynamics of no-till silage maize in ley systems // *Soil Till. Res.* 2021. V. 209. Art. № 104957. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.104957>
68. *Paustian K., Six J., Elliot E.T., Hunt H.W.* Management options for reducing CO₂ // *Biogeochemistry*. 2000. V. 48. P. 147–163.
69. *Doran J.W.* Soil microbial and biochemical changes associated with reduced tillage // *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 1980. V. 44. P. 765–771. <https://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400040022x>
70. *Palma R.M., Rímolo M., Saubidet M.I., Conti M.E.* Influence of tillage system on denitrification in maize-cropped soils // *Biol. Fertil. Soils*. 1997. V. 25. № 2. P. 142–146. <https://doi.org/10.1007/s003740050294>
71. *Pelster D.E., Chantigny M.H., Royer I., Angers D.A.* Reduced tillage increased growing season N₂O emissions from a fine but not a coarse textured soil under the cool, humid climate of eastern Canada // *Soil Till. Res.* 2021. V. 206. Art. № 104833. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104833>
72. *Кудяров В.Н.* Почвенно-биогеохимические аспекты состояния земледелия в Российской Федерации // *Почвоведение*. 2019. № 1. С. 109–121.
73. *Чендев Ю.Г., Авраменко П.М., Лищуков С.Д.* Изменение гумусного состояния пахотных почв Белгородской области // *Агрохимия*. 1998. № 6. С. 12–20.
74. *Агрохимическая характеристика почв сельскохозяйственных угодий Российской Федерации*. М.: ВНИИА, 2013. 208 с.
75. *Лукин С.В.* Агроэкологическое состояние и продуктивность почв Белгородской области. Белгород: КОНСТАНТА, 2016. 344 с.
76. *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.

77. *Баева Ю.И., Курганова И.Н., Лонес де Гереню В.О.* Содержание углерода в залежных почвах различных природно-климатических зон европейской части России // Ноосфера. 2017. № 1. С. 128–142.
78. *Wiesmeier M., Mayer S., Burmeister J., Hubner R.* Feasibility of the 4 per 1000 initiative in Bavaria: A reality check of agricultural soil management and carbon sequestration scenarios // *Geoderma*. 2020. V. 369. Art. № 114333. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114333>
79. *Soussana J.F., Loiseau P., Vuichard N.* Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands // *Soil Use Manag.* 2004. V. 20. P. 219–230.

Influence of Fertilizers and Farming Systems on Carbon Sequestration in Soils

V. N. Kudeyarov^{a,b,#}

^a*Institute of Physic-Chemical and Biological Problems of Soil Science of the RAS
Institutskaya ul. 2, Moscow region, Pushchino 142290, Russia*

^b*The All-Russian Research Institute of Phytopathology of the RAS
ul. Institut 5, Moscow region, Odintsovo district, p. Bolshye Vyazemy 143050, Russia*

[#]*E-mail: vnikolaevich2001@mail.ru*

From the standpoint of assessing the carbon cycle and balance, the ratio of effluents and CO₂ emissions is of fundamental importance, since it is the ratio of these two main components of the balance that determines the level of carbon sequestration by soils. The accumulation of residual organic carbon in the soil as a result of techniques associated with the introduction of various organic (manure, compost) and mineral fertilizers, reclamation materials (lime, bio-coal, etc.), as well as the cultivation of cover crops, siderates and no till soil treatment have their own characteristics and, when strictly considered, do not always fit the definition of “sequestration”. To assess the level of carbon sequestration in soils, it is necessary to determine the balance between heterotrophic respiration (R_h) and the amount of new soil stock of organic carbon (C_{org}) in a form resistant to mineralization. Carbon deposition into net ecosystem products (NEP) determines short-term unstable carbon sequestration, and the transition of organic carbon from NEP to the pool of net biome products (NBP) is accompanied by carbon loss as a result of R_h and CO₂ emissions into the atmosphere.

Key words: carbon cycle and balance, soil organic carbon, “sequestration”, heterotrophic respiration, net ecosystem and biome production.