

DOI: 10.31862/2500-2961-2019-9-2-240-262

А.Г. Шепелев

Институт мерзлотоведения им. П.И. Мельникова
Сибирского отделения РАН,
677010 г. Якутск, Российская Федерация

Эмиссия углекислого газа и азотминерализующая составляющая чернозема выщелоченного в лесостепи Приобья, Западная Сибирь

В модельном инкубационном опыте исследовано влияние различных агроценозов на продуцирование CO_2 и азотминерализующую способность почвы накапливать нитратный азот (N—NO_3). Показано, что скорости минерализации почвенного органического вещества (ПОВ) снижались от первого снятого учета к последнему в следующем порядке (в процентах): $57 \rightarrow 63 \rightarrow 68$, дальнейшее наблюдение за выделением CO_2 привело к стабилизации. Применение минеральных удобрений в сравнении с агроценозами без удобрений увеличивало выделение CO_2 на 15–24% в зависимости от изучаемого варианта. Отмечено, что агроценоз с отчуждением надземной биомассы соломы оказывал наименьшую нагрузку на суммарную минерализацию почвенного органического вещества – в среднем по двум уровням удобрённости она составила 489 мг С/г. Использование дисперсионного анализа в опыте не выявило достоверных отличий во взаимодействии признаков на накопление N—NO_3 , однако решение корреляционных и регрессионных зависимостей способствовало нахождению тесной связи. Возможно, это связано с еще не утраченным природным потенциалом чернозема выщелоченного возобновлять и генерировать из доступного материала (растительных остатков, минеральных компонентов) необходимый углерод и азот для поддержания иммобилизационно-минерализационных процессов. Подобное следствие усиливалось в агроценозе с минеральными удобрениями и при большем поступлении надземных и подземных растительных остатков в почву, в варианте зарегистрировано максимальное выделение CO_2 – 634 мг С/г, а также установлены высокие статистические показатели изученных признаков.

Ключевые слова: выделение углекислого газа, почвенное органическое вещество, минерализация, нитратный азот, растительные остатки.

ССЫЛКА НА СТАТЬЮ: Шепелев А.Г. Эмиссия углекислого газа и азотминерализующая составляющая чернозема выщелоченного в лесостепи Приобья, Западная Сибирь // Социально-экологические технологии. 2019. Т. 9. № 2. С. 240–262. DOI: 10.31862/2500-2961-2019-9-2-240-262.

Original research

DOI: 10.31862/2500-2961-2019-9-2-240-262

A.G. Shepelev

Melnikov Permafrost Institute,
Siberian Branch of the Russian Academy of Science,
Yakutsk, 677010, Russian Federation

Carbon dioxide emission and nitrogen mineralizing component of chernozem leached in the forest-steppe of Priobye, Western Siberia

In model incubation experiment the effect of various agrocenoses on CO₂ production and nitrogen-mineralizing ability of the soil to accumulate nitrate nitrogen (N—NO₃) was investigated. It was shown that the rates of mineralization of soil organic matter decreased from the first record taken to the last in the following order (in percent): 57 → 63 → 68, further observation of CO₂ emissions led to a smoothing of redox reactions. The use of mineral fertilizers in comparison with agrocenoses without fertilizers increased CO₂ emissions by 15–24%, depending on the studied variant. It was noted that the agrocenosis with the alienation of aboveground biomass of straw exerted the least load on the total mineralization of soil organic matter – on average, in two levels of fertility, it was 489 mg C/kg. The use of analysis of variance in the experiment did not reveal significant differences in the interaction of signs on the accumulation of N—NO₃, however, the solution of correlation and regression dependences contributed to finding a close relationship. It was determined by the capabilities of leached chernozem to compensate losses and restore the carbon-nitrogen potential of the soil. A similar

consequence increased in the agrocenosis with mineral fertilizers and with a greater flow of aboveground and underground plant residues into the soil, the maximum CO₂ emission was registered in the variant 634 mg C/kg, and high statistical indicators of the studied signs were established.

Key words: carbon dioxide emissions, soil organic matter, mineralization, nitrate nitrogen, plant residues.

CITATION: Shepelev A.G. Carbon dioxide emission and nitrogen mineralizing component of chernozem leached in the forest-steppe of Priobie, Western Siberia. *Environment and Human: Ecological Studies*. 2019. Vol. 9. № 2. Pp. 240–262. DOI: 10.31862/2500-2961-2019-9-2-240-262.

Агроэкосистемы планеты являются не только стоком углекислого газа (CO₂), но и выступают в роли его источника, выбросы измеряются величиной от 1,0 до 12,0% от всего антропогенного парникового газа [Metz et al., 2007; Smith et al., 2009; Loubet et al., 2011]. По оценкам [Кудеяров, 2005; Заварзин, Кудеяров, 2006; Курганова, Кудеяров, 2012] для территории России сток углерода в них составляет 4 Мт в год от общего пула, заключенного в Северном полушарии (47 Мт углерода в год), при этом масштабы потока углерода изменяются в зависимости от характера [Templer et al., 2005] использования агроценоза в определенной биоклиматической зоне. Низкая продуктивность агроценозов по сравнению с луговыми фитоценозами проявляется в количестве поступающих растительных остатков, которые определяют интенсивность эмиссионного процесса CO₂ и уровень углерода в почве.

Рядом авторов [Bremer et al., 2002; Soegaard et al., 2003; Van den Bogaart et al., 2008; Kutsch et al., 2010; Peters et al., 2013] показано, что ежегодное использование агроэкосистем для получения растениеводческой продукции повышают чистые потери углерода и снижают его запасы. Для уменьшения утраты исходного содержания органического углерода из агроэкосистемы необходимы вспомогательные компоненты, которые компенсировали бы эти потери за счет большего поступления растительных остатков. Одним из вариантов могут выступать азотные удобрения, увеличивающие неликвидную биомассу растений, которая остается в почве для поддержания баланса углерода на уровне, близком к исходному значению. Азот, находящийся в доступной для растений форме, стимулирует их вегетативную продуктивность и повышает поглощение CO₂ из атмосферы, но это не означает, что почва будет обогащена органическим углеродом. Связано это с поступлением растительного вещества в почву агроценоза, увеличивающим потери органического

вещества, и невозможностью накопить избыточное количество углерода, а добавление азота в почву не приносит достоверного вклада в связывание CO_2 [Schimel et al., 2001; Hungate et al., 2009]. Однако азотное влияние прослеживается, и можно ожидать, что эффект от внесения минеральных удобрений будет проявляться в будущем. Во множестве взаимосвязанных причин, инициирующих потери и сток углерода, нельзя исключать основного фактора – интенсивности разложения органического вещества гетеротрофными микроорганизмами, активность которых во многом зависит от состава и качества поступающего растительного субстрата [Zak et al., 2000; Koch et al., 2007; Wang et al., 2014; Liu et al., 2016], что, в конечном счете, приводит к минерализации углерод- и азотсодержащих соединений, тесно коррелирующих между собой.

Вмешательство человека в функционирование естественных ценозов провоцирует неизбежные нарушения взаимодействия в системе почва–углерод–азот. Вследствие этого ускоряются эмиссионные потоки CO_2 , преумножающие вклад в планетарный цикл углерода, азот при этом играет контролирующую роль в ключевых функциях этого цикла. По мнению [Moors et al., 2010], в агроценозах сложно измерить чистый обмен между углеродом и атмосферой, поскольку поступление углерода в виде органических остатков и минерализация находятся в равновесном положении. Также к определению методической сложности относится то, что соединения углерода в наземных экосистемах состоят из отдельных индивидуальных пулов: микробной биомассы и растительной фитомассы, корневых выделений и разнообразных фракций углерода [Manzoni, Porporato, 2009]. В совокупности пулы формируют почвенное органическое вещество, которое является генеральным носителем всего континуума [Семенов, Когут, 2015] органических соединений. В результате микробному разложению подвергается та часть почвенного органического вещества, которая наиболее минерализуется до CO_2 и других газов. При физико-химических и биологических внешних воздействиях возможна вероятность снижения скорости разложения [Schmidt et al., 2011], что позволит почвенному органическому веществу находиться в консервативном состоянии. Именно поэтому окружающая среда оказывает доминирующее влияние на устойчивость или изменчивость углерода в любых его формах, находящегося в почве и это, прежде всего, связано со свойствами самого ценоза.

Основной целью статьи является анализ антропогенного влияния на продуцирование CO_2 из чернозема выщелоченного и протекающих изменений в азотном фоне (по накоплению N—NO_3) при различных эксплуатационных вариантах агроценоза.

Материалы, методы и район проведения исследования

Мониторинговый многофакторный стационарный опыт находился в центральной лесостепи Новосибирского Приобья на левом берегу р. Обь. Географические координаты расположения стационара: 54°55'26"N, 82°57'11"E.

Обсуждаемые данные получены в ходе выполнения модельного лабораторного эксперимента. Для его реализации смешанные почвенные образцы отбирали в вышеуказанном стационаре из чернозема выщелоченного (Haplic Chernozems, по [IUSS Working., 2014]) среднемощного среднегумусного среднесуглинистого из слоя почвы 0–25 см в 5-кратной повторности. Элементный состав объекта изучения представлен слоем почвы 0–28 см: С общий – 3,66%, N общий – 0,30%, P₂O₅ и K₂O (по Чирикову) – 23 и 18 мг / 100 г почвы соответственно, pH водной вытяжки составлял 7,2, солевой – 6,6.

В почвенно-географическом районировании исследуемая территория относится к суббореальному (умеренному) поясу Центральной лесостепной и степной областей, к Предалтайской лесостепной провинции черноземов оподзоленных, выщелоченных и серых лесных почв [Почвенно-географическое., 1962]. Длительное время чернозем выщелоченный эксплуатировался под зерновой агроценоз (12 лет), который различался характером использования и количеством поступающей в почву растительной биомассы. В первом агроценозе надземная биомасса соломы отчуждалась с поля – первый вариант. Второй отличался от первого тем, что солома оставлялась на поле и заделывалась в почву – второй вариант. Третий был представлен биомассой смеси вико-овса, в котором стерня и корни оставались в почве, а надземная часть отчуждалась из оборота – третий вариант. Четвертый агроценоз характеризовался наибольшим поступлением растительного вещества в почву, надземная и подземная части вико-овса заделывались в почву – четвертый вариант.

В агроценозе (в полевых условиях) применялись два уровня удобрённости (минеральный компонент): Y0 – без применения удобрений и Y2 – в паровом поле вносили P₄₀ в виде двойного суперфосфата, под первую пшеницу – N₄₀, вторую пшеницу – N₈₀ в виде аммиачной селитры.

Азотминерализующую способность почвы определяли по накоплению нитратного азота в лабораторном опыте в электрических термостатах при температуре 25 °С и влажности 60% полной влагоемкости. Одновременно в процессе изучения азотминерализующей способности в инкубированных почвенных образцах определяли минерализационные

потери CO_2 . Просеянную почву через сито с диаметром ячейки 2 мм по 300 г (в расчете на воздушно-сухую навеску) помещали в полиэтиленовые широкогорлые сосуды емкостью 500–600 мл с завинчивающимися герметично крышками. Сосуды с почвой инкубировали в течение 60 дней, разделив сроки эксперимента на 4 этапа по 15 дней; в табличном материале сроки эксперимента указаны римскими цифрами I, II, III и IV во избежание перегруженности таблиц. В каждом варианте модельного опыта была 15-кратная повторность. В этапы отбора образцов из сосудов изымалось по 15 г влажной почвы, пробу подсушивали и в ней определяли содержание нитратного азота. Для этого брали навеску воздушно-сухой почвы (10 г), помещали в колбу на 250–300 мл и приливали 50 мл 0,03 н. раствора K_2SO_4 . После 3 минут встряхивания суспензию фильтровали через бумажный складчатый фильтр, дальнейшие исследования проводили по [Иодко, Шарков, 1994]. Погрешность измерения при аналитической работе составляла 5%.

При определении продуцирования CO_2 почвой в лабораторных условиях использовали раствор щелочи – 5 мл 1 н. NaOH . Его заливали в чашечки диаметром 4,5 см и высотой 6,8 см. Экспозиция зависела от интенсивности продуцирования CO_2 почвой. Известно, что в начале активизации почвы минерализационный процесс имеет динамичный и интенсивный период продуцирования CO_2 , поэтому в первый этап опыта учет выделения проводили 5 раз с разными интервалами экспозиции щелочи: 24, 24, 48, 96 и 168 часов соответственно. Последующие три этапа каждые 360 часов. Расчет продуцирования углекислого газа в лабораторных условиях проводили абсорбционным методом [Шарков, 2005], погрешность определения составляла 5%.

Ранее в экспериментах [Шарков, 1984] показано, что величина образца не влияет на продуцирование CO_2 . Следовательно, доказывает применение абсорбционного метода для оценки истинной скорости продуцирования CO_2 почвой вне зависимости от массы образца в эксперименте, единственное правило, которое должно соблюдаться: навеска почвы не должна быть ниже 100 г.

Статистическая обработка полученных данных проводилась в программе StatSoft STATISTICA for Windows 6.1. Для исключения искаженных показателей в опыте использовалась типическая выборка из генеральной совокупности наблюдений. Выявление связей детерминантов проводилось с применением дисперсионного, корреляционного и пошагового регрессионного анализов. Данные представлены в виде средних арифметических со стандартными отклонениями.

Результаты исследования и обсуждение

Возделываемые культуры в агроценозе являются результатом чистой первичной продукции фотосинтеза, которая затем становится источником CO_2 [Кудеяров, 2015]. В образованную биомассу трансформируется органический углерод, остающийся после микробного разложения чистой первичной продукции. Это связано с производством растениеводческой продукции, которое имеет узкую органическую природу круговорота веществ в агроэкосистеме. Доля углерода, возвращаемая обратно в пашню, ограничена и не компенсирует затрат углерода органического вещества почв на микробное дыхание в процессе культивирования почв, в том числе на минерализацию. В результате аграрное хозяйство представляет собой чистый источник CO_2 [Кудеяров, 2018].

В опыте продуцирование CO_2 инкубированной почвой повышалось по мере увеличения поступления в почву растительных остатков, заметно это прослеживалось на вариантах с оставлением растительных остатков (табл. 1).

Внесение минеральных удобрений инициировало увеличение минерализации на всех вариантах, чего нельзя сказать о способности почвы накапливать нитратный азот (табл. 2). Влияние минерального компонента на выделение CO_2 регистрировалось в общих масштабах образованного углерода за весь период опыта, и существенные достоверные отличия ($p < 0,05$) заключались в количественных показателях выделившегося газа между различными агроценозами. Меньше всего минерализовалось почвенное органическое вещество в агроценозе, где надземная биомасса соломы отчуждалась с поля. Увеличение продукции углекислого газа в этом варианте по сравнению с неудобрявшимся фоном составило 9%. В варианте, где солома оставлялась на поле и заделывалась в почву, повышение составило 5%, в третьем варианте – на 8%, а в четвертом агроценозе с максимальным поступлением растительного вещества – всего лишь на 9%. Минеральные удобрения создавали условия, способные изменить интенсивность минерализации органической биомассы, поступающей в почву. Отчетливо это проявлялось в первом случае, несмотря на то, что солома удалялась с поля, и приход углерода в почву минимален. Оставление растительной биомассы вико-овсяной смеси в сочетании с минеральным компонентом является импульсом для более интенсивного процесса минерализации.

Таблица 1

Изменения выделения CO₂ под действием поступления растительной биомассы
и минерального компонента
[Changes in CO₂ emissions due to the influx of plant biomass and mineral component]

Вариант [Variant]	Срок [Time]				Сумма [Sum]
	I	II	III	IV	
Выделение CO ₂ , мг C/кг [CO ₂ emissions, mg C/kg]					
Y0					
1	211 ± 10	103 ± 2	82 ± 4	71 ± 4	467 ± 15
2	245* ± 12	113 ± 3	97* ± 5	82 ± 5	537* ± 21
3	268* ± 11	120* ± 5	101* ± 5	89* ± 5	578* ± 23
4	272* ± 12	119* ± 5	101* ± 5	89* ± 4	581* ± 19
LSD ₀₅	32	11	13	13	55
Y2					
1	233 ± 14	107 ± 3	90 ± 3	80 ± 4	510 ± 20
2	258 ± 7	117 ± 4	104 ± 5	88 ± 4	567 ± 16
3	305* ± 15	124* ± 3	108* ± 5	93* ± 5	630* ± 24
4	304* ± 11	126* ± 5	107* ± 6	97* ± 5	634* ± 21
LSD ₀₅	34	11	14	13	57

Окончание табл. 1

Вариант [Variant]	Срок [Time]				Сумма [Sum]
	I	II	III	IV	
Выделение CO₂, мг C/kg [CO₂ emissions, mg C/kg] Влияние минерального компонента и растительных остатков на выделение CO₂ из почвы инкубационного эксперимента [The influence of the mineral component and plant residues on the release of CO₂ from the soil of the incubation experiment]					
1	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)
2	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)
3	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)
4	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)

Пр и м е ч а н и е. * – различия с контрольным вариантом достоверны; (+) – влияние удобрённости на выделение CO₂ имеет положительную значимость. Здесь и далее: ± – стандартное отклонение; LSD₀₅ – наименьшая существенная разность при уровне достоверности 95%.
 [Note. * – differences with the control variant are reliable, (+) – the effect of fertilization on CO₂ emissions is positive. Here and hereinafter: ± – standard deviation, LSD₀₅ – least significant difference at confidence level 95%.]

Таблица 2

Азотминерализующая способность почвы при различном количестве поступления растительной биомассы и минерального компонента
 [Nitrogen mineralizing ability of the soil with different amounts of vegetation biomass and mineral component]

Вариант [Variant]	Срок [Time]				Сумма [Sum]
	I	II	III	IV	
	Накопление N—NO ₃ , мг N / кг [Accumulation of N—NO ₃ , mg N / kg]				
Y0					
1	31 ± 2	38 ± 3	49 ± 2	63 ± 5	181 ± 10
2	34 ± 3	40 ± 3	52 ± 2	65 ± 5	191 ± 12
3	36 ± 3	43 ± 3	56 ± 3	73 ± 7	208 ± 16
4	36 ± 4	43 ± 3	57 ± 4	74 ± 7	210 ± 18
LSD ₀₅	8	8	8	17	40
Y2					
1	36 ± 4	41 ± 3	54 ± 3	65 ± 4	196 ± 14
2	36 ± 4	46 ± 5	59 ± 5	71 ± 7	212 ± 20
3	38 ± 4	46 ± 4	59 ± 4	77 ± 7	220 ± 20
4	43 ± 5	50 ± 4	60 ± 5	76 ± 6	229 ± 19
LSD ₀₅	12	12	12	18	52

Окончание табл. 2

Вариант [Variant]	Срок [Time]				Сумма [Sum]
	I	II	III	IV	
	Накопление N—NO ₃ , мг N / кг [Accumulation of N—NO ₃ , mg N / kg]				
Влияние минерального компонента и растительных остатков на азотминерализующую способность почвы [The influence of the mineral component and plant residues on nitrogen mineralizing ability of the soil]					
1	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)
2	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)
3	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)
4	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)

Примечание. (-) – удобрение не влияет на накопление нитратного азота.
[Note. (-) – fertilizer does not affect the accumulation of nitrate nitrogen.]

В результате деструкции растительного материала и израсходования легкоминерализуемых фракций углерода [Шепелев, Самохвалова, 2017] наибольшие потери CO_2 зафиксированы в первый срок отбора, подобная тенденция характерна для всех без исключения вариантов эксперимента. В последующие наблюдения за минерализацией органического вещества и с окончанием сроков проведения опыта активность продуцирования CO_2 снизилась до наименьших значений по сравнению с начальными пиками выбросов. Для наглядности продемонстрируем первый и четвертый варианты агроценоза с минеральным фоном Y2, которые наиболее контрастно отличаются как по поступлению органических остатков, так и по продуцированию CO_2 . Во второй срок опыта уменьшение минерализационного потенциала агроценоза с отчуждением надземной биомассы соломы составило 54% от первоначального срока, в третий срок – 61%, четвертый – 66%. В четвертом агроценозе с заделкой в почву надземной и подземной частей вико-овса снижение составило 59, 65 и 68% соответственно. Из этого примера следует, что после утраты основной части органического материала окислительно-восстановительные процессы в почве замедляются, а со временем и вовсе затухают, если не пополнять почву новой органической биомассой.

Суммарные потери углерода изменялись в зависимости от природы использования агроценоза. Для урвней удобрённости Y0 и Y2 оставление соломы повышало суммарное выделение CO_2 на 11–15%, а при сохранении в агроценозе только стерни и корней, а также всей биомассы – на 24% соответственно. По мнению [Квиткина и др., 2014], почвенная микрофлора по-разному реагирует на внесение минеральных удобрений. Действие удобрений может оказывать положительный эффект на активность микроорганизмов, если они применены в малых дозах. В этом случае происходит быстрая минерализация легкодоступных органических соединений за короткий промежуток времени. И наоборот, длительное использование удобрений в высоких дозах приводит к угнетению деятельности микроорганизмов.

Возможно, в этом и есть причина отсутствия влияния фактора удобрённости и поступления растительных остатков на накопление нитратного азота, несмотря на то, что в агроценозе применялись оптимальные дозы минеральных удобрений, а ежегодное применение растительных остатков способствовало иммобилизации почвенного азота. Вследствие длительного прихода в агроценоз органической биомассы с азотно-фосфорными удобрениями, интенсивность иммобилизации уступала минерализационному процессу. Микроорганизмами запускался механизм разложения непосредственно растительных остатков, вовлеченных

в цикл почвенного органического вещества, а минерализация азота происходила в результате гидролиза и биоразложения из органического вещества, конечные продукты переработки этого процесса поглощались и использовались растениями на формирование урожая. Как следствие в почву переходила консервативная часть азота, которая оставалась недоступной для питания растений и определить ее долю участия среди лабильной части (нитратной формы) не представлялось возможным.

В исследованиях [Гамзиков, 2014] установлено, что сибирским почвам свойственна высокая кинетика иммобилизации азота удобрений и меньшее его потребление растениями, поскольку в почвах закрепляется всего лишь 77–86% азота. К тому же под растениями иммобилизация азота на 1/3 ниже, чем в почвах без растений. Внесение минеральных удобрений ускоряет активность микрофлоры, которая оказывает влияние на скорость и величину почвенного азота. При этом минерализации подвергается около 10% азота легкой фракции, оставшаяся часть удерживается в органической форме. В многообразии реакций, происходящих в почве, определенное значение играет и денитрификация, вызывающая газообразные потери в виде молекулярного N_2 и N_2O .

Дисперсионный анализ не выявил отличий и роли признаков (удобрение и растительные остатки) на накопление нитратного азота (см. табл. 2), другой статистический метод – корреляционный анализ Пирсона – подтвердил влияние изучаемых параметров как на выделение CO_2 и суммарные его потери, так и на азотминерализующую способность почвы накапливать нитратный азот (табл. 3). Причем положительные корреляционные связи варьировали на всем протяжении эксперимента в интервале от 0,7 до 1,0, т.е. степень взаимосвязанных признаков соответствовала высокой и тесной зависимости, имея вид прямой линии.

Коэффициенты вариации полученных значений изменялись в широких пределах от незначительных до неоднородных, что является свидетельством гетерогенности агроценозов, при том, что образцы для эксперимента отбирались тщательным образом. Длительная антропогенная нагрузка проявляется в комплексе мероприятий, направленных на безопасное окультуривание почв, с одной стороны, и истощение естественного уровня биофильных элементов – с другой. Чтобы восполнить часть утраченного, необходимо ежегодно возвращать в агроэкосистему свежие растительные остатки для переработки микроорганизмами с последующим преобразованием в почвенное органическое вещество. Использование минеральных удобрений в первую очередь связывают с питанием для растений и получением высоких урожаев, что можно

Таблица 3

**Коэффициенты корреляции выделения CO₂ и накопления N—NO₃
между различными вариантами эксперимента
[Correlation coefficients of CO₂ release and N—NO₃ accumulation
between different experimental variants]**

Вариант [Variant]	Срок [Time]							Сумма [Sum]						
	I	II	III	IV	I	II	III		IV					
	Выделение CO ₂ [CO ₂ emissions]								Накопление N—NO ₃ [Accumulation of N—NO ₃]					
Y0														
1	$\frac{0,8}{18}$	$\frac{0,9}{9}$	$\frac{0,9}{17}$	$\frac{0,8}{19}$	$\frac{0,9}{12}$	$\frac{0,8}{20}$	$\frac{0,9}{26}$	$\frac{0,9}{15}$	$\frac{0,8}{29}$	$\frac{0,9}{22}$				
2	$\frac{0,9}{19}$	$\frac{0,7}{9}$	$\frac{0,8}{19}$	$\frac{0,9}{25}$	$\frac{0,9}{15}$	$\frac{0,8}{29}$	$\frac{0,9}{25}$	$\frac{0,8}{19}$	$\frac{1,0}{29}$	$\frac{1,0}{24}$				
3	$\frac{0,9}{16}$	$\frac{0,9}{15}$	$\frac{0,9}{20}$	$\frac{0,8}{22}$	$\frac{0,8}{15}$	$\frac{0,9}{36}$	$\frac{0,9}{25}$	$\frac{0,8}{23}$	$\frac{1,0}{38}$	$\frac{1,0}{30}$				
4	$\frac{0,8}{18}$	$\frac{0,7}{15}$	$\frac{0,9}{18}$	$\frac{0,8}{17}$	$\frac{0,8}{12}$	$\frac{0,9}{39}$	$\frac{1,0}{31}$	$\frac{0,9}{25}$	$\frac{1,0}{39}$	$\frac{1,0}{33}$				
Y2														
1	$\frac{0,9}{23}$	$\frac{1,0}{10}$	$\frac{0,8}{15}$	$\frac{1,0}{20}$	$\frac{1,0}{15}$	$\frac{0,9}{38}$	$\frac{1,0}{31}$	$\frac{0,8}{23}$	$\frac{1,0}{26}$	$\frac{1,0}{27}$				
2	$\frac{0,8}{11}$	$\frac{0,9}{14}$	$\frac{0,8}{19}$	$\frac{0,9}{18}$	$\frac{0,8}{11}$	$\frac{0,9}{46}$	$\frac{0,9}{39}$	$\frac{1,0}{30}$	$\frac{1,0}{38}$	$\frac{1,0}{37}$				

Окончание табл. 3

Вариант [Variant]	Срок [Time]							Сумма [Sum]	IV	Сумма [Sum]	
	I	II	III	IV	I	II	III				
	Выделение CO ₂ [CO ₂ emissions]							Накопление N—NO ₃ [Accumulation of N—NO ₃]			
3	$\frac{0,8}{19}$	$\frac{0,8}{10}$	$\frac{0,9}{18}$	$\frac{0,9}{22}$	$\frac{0,9}{42}$	$\frac{0,8}{15}$	$\frac{0,9}{36}$	$\frac{0,9}{28}$	$\frac{1,0}{37}$	$\frac{0,9}{35}$	
4	$\frac{0,8}{14}$	$\frac{0,9}{15}$	$\frac{0,8}{20}$	$\frac{0,8}{19}$	$\frac{0,8}{41}$	$\frac{0,8}{13}$	$\frac{0,9}{36}$	$\frac{1,0}{29}$	$\frac{1,0}{31}$	$\frac{1,0}{32}$	
	Корреляционные связи между Y0 и Y2 [Correlations between Y0 and Y2]										
1	$\frac{0,8}{20}$	$\frac{0,8}{9}$	$\frac{0,8}{16}$	$\frac{0,7}{24}$	$\frac{0,9}{29}$	$\frac{0,7}{14}$	$\frac{0,9}{28}$	$\frac{0,7}{19}$	$\frac{0,9}{27}$	$\frac{0,9}{24}$	
2	$\frac{0,7}{15}$	$\frac{0,7}{11}$	$\frac{0,7}{19}$	$\frac{0,8}{27}$	$\frac{0,8}{38}$	$\frac{0,7}{13}$	$\frac{0,9}{32}$	$\frac{0,8}{24}$	$\frac{1,0}{34}$	$\frac{0,9}{30}$	
3	$\frac{0,8}{17}$	$\frac{0,6}{12}$	$\frac{0,8}{19}$	$\frac{0,8}{30}$	$\frac{0,9}{39}$	$\frac{0,7}{15}$	$\frac{0,8}{31}$	$\frac{0,7}{26}$	$\frac{1,0}{38}$	$\frac{0,9}{32}$	
4	$\frac{0,7}{15}$	$\frac{0,7}{11}$	$\frac{0,7}{19}$	$\frac{0,7}{28}$	$\frac{0,9}{40}$	$\frac{0,8}{12}$	$\frac{0,8}{33}$	$\frac{0,9}{27}$	$\frac{1,0}{35}$	$\frac{0,9}{32}$	

Примечание. В числителе – коэффициент корреляции, в знаменателе – коэффициент вариации измеряемых значений, %.
[Note. In the numerator – the correlation coefficient, in the denominator – the coefficient of variation of the measured values, %.]

рассматривать как необходимый положительный эффект. Отрицательной стороной применения азотных удобрений является истощение гумуса вследствие их катализирующего действия на микробное сообщество [Moran et. al., 2005; Квиткина, 2014]. Тем не менее, фундаментальное значение минерального азота заключается в ускоренной трансформации углерода растительных остатков в устойчивое почвенное органическое вещество, приводящее к образованию гумуса.

Учитывая сложную иерархическую структуру почвенной системы, регулирующей направление развития почвенного органического вещества с протекающими во времени процессами и реакции бывших цензов, преобразовавшихся в агроценозы, можно продуцировать из имеющегося органического материала элементы, необходимые для экосистемы. В частности, координировать выделение CO_2 из почвы, а также выполнять функцию обеспечения растений азотом и иметь при этом обратную связь с целью восполнить ущерб, причиненный почвенному органическому веществу после вовлечения его в сельскохозяйственный оборот.

Основной резерв доступного растениям азота сосредоточен в почвенном органическом веществе со временем существования в почве 3–10 лет. Поддержание определенного уровня обеспеченности почвы минерализуемым углеродом является важным условием включения содержащегося в почве минерального азота во внутрпочвенное иммобилизационно-реминерализационное циркулирование, т.е. подверженности к быстрой минерализации или иммобилизации азота в зависимости от его содержания в разлагаемом веществе. После отмирания биомассы часть азота минерализуется, а основная подвергается устойчивой иммобилизации, включаясь в состав трудноминерализуемого почвенного органического вещества. Интенсивность двух противоположных процессов зависит от появления в почве легкодоступных микроорганизмам субстратов, источниками которых могут быть растительные остатки и доступные легкоусвояемые фракции почвенного органического вещества. Как следствие, нитратный азот в этом случае может быть легко вымыт из почвы, а вклад микробной биомассы в качестве резерва минерализованного азота существенно уменьшится [Семенов, Лебедева, 2015].

Согласно полученным итоговым результатам, различное использование агроценозов достоверно влияет на суммарное продуцирование CO_2 и накопление N—NO_3 (табл. 4). Установлено, что изъятие из почвы агроценоза растительных остатков и без применения минерального компонента приводит к прямопропорциональной зависимости ($r = 0,73$ при $p = 0,00$), видимо, это связано с почвенным органическим веществом,

которое выступает основным лимитирующим фактором минерального питания растений и поддержания оптимальных свойств почвы [Семенов, Когут, 2015]. Природный потенциал чернозема способен стабилизировать и существенно воздействовать на минерализацию органического вещества без дополнительных стимулирующих вложений в виде органических и технических удобрений, тем самым обеспечивая почву углеродом и нитратным азотом.

Таблица 4

Статистические характеристики выделения CO_2 и азотминерализующего потенциала чернозема выщелоченного в зависимости от степени влияния агроценоза
[Statistical characteristics of the release of CO_2 and nitrogen mineralizing potential of chernozem leached depending on the degree of influence of agroecosystem]

Детерминированность суммарного выделения CO_2 с аккумуляцией $\text{N}-\text{NO}_3$ в почве [Determinism of total CO_2 emissions with accumulation of $\text{N}-\text{NO}_3$ in the soil]	Уравнение регрессии [Regression equations]	<i>n</i>	<i>r</i>	<i>V</i> , %	r^2	<i>p</i>
Y0						
1	$y = 275,9 + 1,055801x$	15	0,73	20	0,53	0,00
2	$y = 327,5 + 1,094510x$	15	0,63	20	0,40	0,01
3	$y = 650,5 - 0,354720x$	15	0,25	23	0,06	0,04
4	$y = 509,7 + 0,341078x$	15	0,82	22	0,40	0,02
Y2						
1	$y = 270,5 + 1,220095x$	15	0,83	21	0,68	0,00
2	$y = 536,8 + 0,135016x$	15	0,67	24	0,43	0,01
3	$y = 502,6 + 0,579077x$	15	0,68	24	0,48	0,04
4	$y = 694,1 + 0,257996x$	15	0,93	22	0,45	0,00

Примечание. *n* – число наблюдений; *r* – коэффициенты корреляции; *V*, % – коэффициенты вариации; r^2 – коэффициент детерминации; *p* – уровень статистической значимости. [Note. *n* – number of observations, *r* – correlation coefficients, *V*, % – coefficients of variation, r^2 – coefficient of determination, *p* – the level of statistical significance.]

Эксплуатация агроценоза под оптимальные дозы удобрений и возвращение в почву свежей зеленой растительной биомассы (4 вариант с Y2) положительно сказывается на связях с изучаемыми условиями функционирования системы: $r = 0,93$ при $p = 0,00$. Следовательно, после включения растительной биомассы в почвенную среду и ее обработки микроорганизмами определенная доля азота реминерализуется, а другая подвергается устойчивой иммобилизации, включаясь в состав трудно-минерализуемого почвенного органического вещества [Лебедева и др., 2018]. Польза такого подхода для агроценоза заключается в увеличении запасов доступного микроорганизмам углерода, который может быть эффективным путем оптимизации азотного режима почвы благодаря поддержанию сбалансированных углеродно-азотных взаимодействий [Семенов, Лебедева, 2015].

Таким образом, полученные уравнения регрессии свидетельствуют, что определяющим признаком является ресурс чернозема минерализовать почвенное органическое вещество и вырабатывать из него достаточное количество азота. Подобный эффект удваивается с большей силой, если применять свежие растительные остатки (вико-овес) в комплексе с оптимальными дозами минеральных удобрений. Использование варианта с оставлением стерни и корней вико-овса с минеральным фоном Y2 также проявляет возможность потенциально обеспечивать почву ведущими биофильными элементами. В единственном варианте выявлена отрицательная связь с низкими статистическими показателями, когда характер использования агроценоза зависел только от стерни и корней без внесения минеральных форм удобрений (вариант 3 при Y0). В целом, анализ уравнений регрессии показал высокие статистические коэффициенты суммарной эмитированности CO_2 и аккумуляции N—NO_3 практически во всех проработанных вариантах.

Выводы

1. В среднем за 60 дней эксперимента минерализационные потери углерода возрастали в следующем ряду по интенсивности выделившегося CO_2 : агроценоз с отчуждением надземной биомассы соломы – агроценоз с оставлением биомассы соломы – агроценоз с оставлением стерни и корней вико-овса – агроценоз с оставлением надземной и подземной части вико-овса. Отчетливых количественных изменений продуцирования CO_2 в зависимости от применения минерального фона в виде N—NO_3 не обнаружено, этот показатель не превышал предела 15% для варианта с внесением соломы и 24% в агроценозе с поступлением надземной и подземной биомассы. Пиковые значения минерализации

углерода зарегистрированы в первые 360 часов опыта. Во второй срок отбора образцов газа активность процесса в среднем уменьшилась на 57%, в третий – на 63% и четвертый – на 68%.

2. При проведении статистического исследования, в частности, для азотминерализующей способности почвы накапливать нитратный азот, возможности дисперсионного анализа оказались ограниченными для оценки значимости изучаемых факторов. Применение корреляционного анализа методом Пирсона решило эту задачу, накопление азота зависело не только от величины органических остатков, но и от уровня удобрения агроценозов. Причем не выражалась подчиненность вариантов к определенному влияющему признаку, во всех исследованных случаях корреляционные коэффициенты варьировали от 0,7 до 1,0, указывая на высокую и тесную связь.

3. Отсутствие точности в дисперсионном анализе заключается в способности чернозема минерализовать углеродистые соединения независимо от характера использования агроценоза, сколько бы в него не поступала растительного материала и доз минеральных удобрений, а также гетерогенностью внутри вариантов. Внесенные минеральные удобрения в большей степени использовались растениями на формирование вегетативной биомассы и урожая, которые частично или полностью возвращались в почву. Более того, потенциальная минерализация органического вещества доминировала над иммобилизацией лабильной формы азота.

4. Обнаруженные связи путем расчета регрессионных уравнений выявили статистически достоверные сведения о роли каждого агроценоза на поведение минерализационной активности почвенного органического вещества при различном приходе свежего растительного материала и применении минеральных удобрений. При внедрении в агроценоз варианта с максимальным поступлением биомассы в комплексе с оптимизированными дозами азотнофосфорных удобрений проявляется положительный результат на сбалансированности процессов минерализации почвенного органического вещества и аккумуляции азота.

Библиографический список / References

Гамзиков Г.П. Системный комплексный подход в агрохимических исследованиях биогенных элементов в агроценозах (на примере азота) // Агрохимия. 2014. № 8. С. 3–16. [Gamzikov G.P. Systemic integrated approach in agrochemical studies of biogenic elements in agrocenoses (for example, nitrogen). *Agrokhiimiya*. 2014. № 8. Pp. 3–16.]

Действие биологических способов оптимизации плодородия типичного чернозема на качество почвенного органического вещества / Лебедева Т.Н., Масютенко Н.П., Семенов В.М. и др. // *Агрохимия*. 2018. № 7. С. 12–21. [Lebedeva T.N., Masyutenko N.P., Semenov V.M., Kogut B.M., Zinyakova N.B., Akimenko A.S. Effect of biological methods for optimization the fertility of typical chernozem on the quality of soil organic matter. *Agrokhimiya*. 2018. № 7. Pp. 12–21.]

Заварзин Г.А., Кудеяров В.Н. Почва как главный источник углекислоты и резервуар органического углерода на территории России // *Вестник Российской академии наук*. 2006. Т. 76. № 1. С. 14–29. [Zavarzin G.A., Kuddeyarov V.N. Soil as the key source of carbonic acid and reservoir of organic carbon on the territory of Russia. *Vestnik Rossiyskoy akademii nauk = Herald of the Russian Academy of Sciences*. 2006. № 1 (76). Pp. 14–29.]

Иодко С.Л., Шарков И.Н. Новая модификация дисульфопенолового метода определения нитратов в почве // *Агрохимия*. 1994. № 4. С. 95–97. [Iodko S.L., Sharkov I.N. New modification of the disulfophenol method for the determination of nitrates in the soil. *Agrokhimiya*. 1994. № 4. Pp. 95–97.]

Квиткина А.К., Ларионова А.А., Быховец С.С. Влияние экзогенного и эндогенного азота на скорость минерализации растительных остатков кукурузы // *Агрохимия*. 2014. № 9. С. 48–57. [Kvitkina A.K., Larionova A.A., Bykhovets S.S. The effect of exogenous and endogenous nitrogen on the rate of mineralization of plant residues of maize. *Agrokhimiya*. 2014. № 9. Pp. 48–57.]

Кудеяров В.Н. Роль почв в круговороте углерода // *Почвоведение*. 2005. № 8. С. 915–923. [Kuddeyarov V.N. The role of soils in the carbon cycle. *Pochvovedenie = Eurasian Soil Science*. 2005. № 8. Pp. 915–923.]

Кудеяров В.Н. Современное состояние углеродного баланса и предельная способность почв к поглощению углерода на территории России // *Почвоведение*. 2015. № 9. С. 1049–1060. [Kuddeyarov V.N. Current state of the carbon budget and the capacity of Russian soils for carbon sequestration. *Pochvovedenie = Eurasian Soil Science*. 2015. № 9. Pp. 1049–1060.]

Кудеяров В.Н. Дыхание почв и биогенный сток углекислого газа на территории России (аналитический обзор) // *Почвоведение*. 2018. № 6. С. 643–658. [Kuddeyarov V.N. Soil respiration and biogenic carbon dioxide sink in the territory of Russia: An analytical review. *Pochvovedenie = Eurasian Soil Science*. 2018. № 6. Pp. 643–658.]

Курганова И.Н., Кудеяров В.Н. Экосистемы России и глобальный бюджет углерода // *Наука в России*. 2012. № 5 (191). С. 25–32. [Kurganova I.N., Kuddeyarov V.N. Ecosystems of Russia and the global carbon budget. *Nauka v Rossii*. 2012. № 5 (191). Pp. 25–32.]

Почвенно-географическое районирование СССР (в связи с сельскохозяйственным использованием земель) / Отв. ред. П.А. Летунов. М., 1962. [Pochvenno-geograficheskoe rayonirovanie SSSR (v svyazi s selskokozyaystvennym ispolzovaniem zemel) [Soil-geographical regionalization of the USSR (in connection with the use of agricultural land)]. Letunov P.A. (ed.). Moscow, 1962.]

Семенов В.М., Когут Б.М. Почвенное органическое вещество. М., 2015. [Semenov V.M., Kogut B.M. Pochvennoye organicheskoye veshchestvo [Soil organic matter]. Moscow, 2015.]

Семенов В.М., Лебедева Т.Н. Проблема углерода в устойчивом земледелии: агрохимические аспекты // *Агрохимия*. 2015. № 11. С. 3–12. [Semenov V.M.,

Lebedeva T.N. The carbon problem in sustainable agriculture: agrochemical aspects. *Agrokhimiya*. 2015. № 11. Pp. 3–12.]

Шарков И.Н. Определение интенсивности продуцирования CO₂ почвой абсорбционным методом // Почвоведение. 1984. № 7. С. 136–143. [Sharkov I.N. Intensity determination of CO₂ soil production by the method of absorption. *Pochvovedenie = Eurasian Soil Science*. 1984. № 7. Pp. 136–143.]

Шарков И.Н. Абсорбционный метод определения эмиссии CO₂ из почв // Методы исследований органического вещества почв. М., 2005. [Sharkov I.N. Absorbtsionnyy metod opredeleniya emissii SO₂ iz pochv [Absorption method for determining CO₂ emissions from soils]. *Metody issledovaniy organicheskogo veshchestva pochvy*. Moscow, 2005.]

Шепелев А.Г., Самохвалова Л.М. Взаимосвязи дыхания чернозема с составом органического вещества почвы в условиях центральной лесостепи Западной Сибири // Вестник Томского государственного университета. Биология. 2017. № 37. С. 6–16. [Shepelev A.G., Samokhvalova L.M. Relationship between chernozem respiration and soil organic matter composition in the central forest-steppe of Western Siberia. *Vestnik Tomskogo gosudarstvennogo universiteta. Biologiya = Tomsk State University Journal of Biology*. 2017. № 37. Pp. 6–16.]

Bremer E., Janzen H.H., McKenzie R.H. Short-term impact of fallow frequency and perennial grass on soil organic carbon in a Brown Chernozem in southern Alberta. *Canadian Journal of Soil Science*. 2002. Vol. 82. № 4. Pp. 481–488.

Hungate B.A., van Groenigen K.-J., Six J., Jastrow J.D., Luo Y., de Graaff M.-A., van Kessel C., Osenberg C.W. Assessing the effect of elevated carbon dioxide on soil carbon: A comparison of four meta-analyses. *Global Change Biology*. 2009. Vol. 15. Is. 8. Pp. 2020–2034.

IUSS Working Group WRB World Reference Base for Soil Resources International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. Rome, 2014.

Koch O., Tschерko D., Kandeler E. Temperature sensitivity of microbial respiration, nitrogen mineralization, and potential soil enzyme activities in organic alpine soils. *Global Biogeochemical Cycles*. 2007. Vol. 21. Is. 4. Pp. 1–11.

Kutsch W.L., Aubinet M., Buchmann N., Smith P., Osborne B., Eugster W., Wattenbach M., Schrupf M., Schulze E.D., Tomelleri E., Ceschia E., Bernhofer C., Beziat P., Carrara A., Tommasi Di P., Grunwald T., Jones M., Magliulo V., Marloie O., Moureaux C., Olioso A., Sanz M.J., Saunders M., Sogaard H., Ziegler W. The net biome production of full crop rotations in Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 2010. Vol. 139. Is. 3. Pp. 336–345.

Liu Y., He N., Wen X., Yu G., Gao Y., Jia Y. Patterns and regulating mechanisms of soil nitrogen mineralization and temperature sensitivity in Chinese terrestrial ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 2016. Vol. 215. Pp. 40–46.

Loubet B., Laville P., Lehuger S., Larmanou E., Flechard C., Mascher N., Genermont S., Roche R., Ferrara R.M., Stella P., Personne E., Durand B., Decuq C., Flura D., Masson S., Fanucci O., Rampon J.-N., Siemens J., Kindler R., Gabrielle B., Schrupf M., Cellier P. Carbon, nitrogen and Greenhouse gases budgets over a four years crop rotation in northern France. *Plant Soil*. 2011. Vol. 343. Pp. 109–137.

Manzoni S., Porporato A. Soil carbon and nitrogen mineralization: Theory and models across scales. *Soil Biology and Biochemistry*. 2009. Vol. 41. Is. 7. Pp. 1355–1379.

Metz B., Davidson O.R., Bosch P.R., Dave R., Meyer L.A. Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, 2007.

Moors E.J., Jacobs C., Jans W., Supit I., Kutsch W.L., Bernhofer C., Beziat P., Buchmann N., Carrara A., Ceschia E., Elbers J., Eugster W., Kruijt B., Loubet B., Magliulo E., Moureaux C., Oliosio A., Saunders M., Soegaard H. Variability in carbon exchange of European croplands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 2010. Vol. 139. Is. 3. Pp. 325–335.

Moran K.K., Six J., Horwath W.R., van Kessel C. Role of mineral-nitrogen in residue decomposition and stable soil organic matter formation. *Soil Science Society of America Journal*. 2005. Vol. 69. Pp. 1730–1736.

Peters M., Herrero M., Fisher M., Erb K.H., Rao I., Subbarao G.V., Castro A., Arango J., Chara J., Murgueitio E., van der Hoek R., Laderach P., Hyman G., Tapasco J., Strassburg B., Paul B., Rincon A., Schultze-Kraft R., Fonte S., Searchinger T. Challenges and opportunities for improving eco-efficiency of tropical forage-based systems to mitigate greenhouse gas emissions. *Tropical Grasslands – Forrajes Tropicales*. 2013. Vol. 1. № 2. Pp. 156–167.

Schimel D.S., House J.I., Hibbard K.A., Bousquet P., Ciais P., Peylin P., Braswell B.H., Apps M.J., Baker D., Bondeau A., Canadell J., Churkina G., Cramer W., Denning A.S., Field C.B., Friedlingstein P., Goodale C., Heimann M., Houghton R.A., Melillo J.M., Moore III B., Murdiyasar D., Noble I., Pacala S.W., Prentice I.C., Raupach M.R., Rayner P.J., Scholes R.J., Steffen W.L., Wirth C. Recent patterns and mechanisms of carbon exchange by terrestrial ecosystems. *Nature*. 2001. Vol. 414. Pp. 169–172.

Schmidt M.W.I., Torn M.S., Aviven S., Dittmar T., Guggenberger G., Janssens I.A., Kleber M., Kögel-Knabner I., Lehmann J., Manning D.A.C., Nannipieri P., Rasse D.P., Weiner S., Trumbore S.E. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*. 2011. Vol. 478. Pp. 49–56.

Smith W.N., Grant B.B., Desjardins R.L., Qian B., Hutchinson J., Gameda S. Potential impact of climate change on carbon in agricultural soils in Canada 2000–2099. *Climatic Change*. 2009. Vol. 93. Pp. 319–333.

Soegaard H., Jensen N.O., Boegh E., Hasager C.B., Schelde K., Thomsen A. Carbon dioxide exchange over agricultural landscape using eddy correlation and footprint modelling. *Agricultural and Forest Meteorology*. 2003. Vol. 114. Is. 3–4. Pp. 153–173.

Templer P.H., Groffman P.M., Flecker A.S., Power A.G. Land use change and soil nutrient transformations in the Los Haitises region of the Dominican Republic. *Soil Biology and Biochemistry*. 2005. Vol. 37. Is. 2. Pp. 215–225.

Van den Bygaart A.J., McConkey B.G., Angers D.A., Smith W., de Gooijer H., Benthall M., Martin T. Soil carbon change factors for the Canadian agriculture national greenhouse gas inventory. *Canadian Journal of Soil Science*. 2008. Vol. 88. № 5. Pp. 671–680.

Wang Q., Wang D., Wen X.F., Yu G.R., He N.P., Wang R.F. Differences in SOM decomposition and temperature sensitivity among soil aggregate size classes in temperate grasslands. *PLoS ONE*. 2014. Vol. 10. Is. 2. e0117033.

Zak D.R., Pregitzer K.S., King J.S., Holmes W.E. Elevated atmospheric CO₂, fine roots and the response of soil microorganisms: A review and hypothesis. *New Phytologist*. 2000. Vol. 147. Is. 1. Pp. 201–222.

Статья поступила в редакцию 26.04.2019, принята к публикации 14.05.2019
The article was received on 26.04.2019, accepted for publication 14.05.2019

Сведения об авторе / About the author

Шепелев Андрей Геннадиевич – кандидат биологических наук; старший научный сотрудник лаборатории криогенных ландшафтов, Институт мерзлотоведения им. П.И. Мельникова Сибирского отделения РАН, г. Якутск

Shepelev Andrey G. – PhD in Biology; Senior Researcher at the Laboratory of Permafrost Landscapes, Melnikov Permafrost Institute, Siberian Branch of the Russian Academy of Science, Yakutsk

ORCID: 0000-0002-8836-2123

E-mail: carbon-shag@yandex.ru