

АГРОХИМИЯ И ПОЧВОВЕДЕНИЕ

Научная статья

УДК 631.8 (571.63)

doi: 10.17223/19988591/62/1

Влияние внесения биоугля на минеральный азот почвы, поток N_2O и NH_3 из агрономно-мусовых подбелов

Мария Александровна Бовсун¹, Ольга Владимировна Нестерова²,
Виктория Андреевна Семаль³, Анастасия Владимировна Брикманс⁴,
Владимир Вячеславович Нестеров⁵, Андрей Вадимович Яцук⁶,
Елена Александровна Тюрина⁷

^{1, 2, 3, 4, 7} Дальневосточный федеральный университет, Владивосток, Россия

^{1, 6} Тихоокеанский океанологический институт имени В. И. Ильичёва ДВО РАН,
Владивосток, Россия

^{1, 2, 3, 4, 6, 7} Far Eastern Climate Smart Lab, Владивосток, Россия

³ Федеральный научный центр биоразнообразия наземной биоты Восточной Азии
ДВО РАН, Владивосток, Россия

⁵ Национальный исследовательский ядерный университет «МИФИ», Москва, Россия

¹ bovsun.mal@dvfu.ru

² nesterova.ov@dvfu.ru

³ semal.va@dvfu.ru

⁴ brikmans.av@dvfu.ru

⁵ n.v.20005@mail.ru

⁶ yatsuk@poi.dvo.ru

⁷ tyurina.ea@dvfu.ru

Аннотация. Оценено влияние использования древесного биоугля на агрономно-мусовые подбелы, уделяется особое внимание потокам парниковых газов: оксиду азота (N_2O) и химически активному газообразному аммиаку (NH_3), минеральным формам азота почвы. Оценена возможность использования данных о потоках газов с низкими значениями коэффициента детерминации R^2 , измеренных с помощью высокочувствительного лазерного газоанализатора Picarro G2508 (система CRDS). Измерение потоков N_2O и NH_3 проведено в вегетационный период 2019 г. через 11–16 месяцев после внесения биоугля в почву. Опытные участки расположены в Приморском крае на Приморской овощной опытной станции. Биоуголь, полученный из березы *Betula alba*, внесен в почву в июне 2018 г. в дозе 0, 1 и 3 кг/м². Площадь каждого опытного участка составляла 21,6 м². Для измерения потоков каждый участок был поделен на три делянки площадью 7,2 м², чтобы получить трехкратную повторность. В период измерения потоков на участках культивировалась соя. Данные показали, что через год после внесения биоугля не повлиял на потоки N_2O . Потоки N_2O зависели от времени измерения. Потоки NH_3 были увеличены на 40 и 69% в мае и октябре соответственно при добавлении 3 кг/м² биоугля по сравнению с контролем. Не было выявлено существенного влияния биоугля на влажность и температуру почвы, содержание минеральных форм азота в почве.

Ключевые слова: закись азота, аммиак, минеральный азот почвы, биоуголь, сельское хозяйство, почвы, Дальний Восток России, подбелы

Благодарность: Авторы благодарят коллектив Приморской овощной опытной станции-филиала Федерального государственного научного учреждения «Федеральный научный центр овощеводства» (филиал ФГБНУ ФНЦО) за предоставление опытных участков и помощь в проведении исследования. Особую благодарность выражаем Тарасовой Татьяне Сергеевне научному сотруднику филиала ФГБНУ ФНЦО и Сакаре Николаю Андреевичу канд. с-х. наук, директору по науке филиала ФГБНУ ФНЦО.

Источник финансирования: работа выполнена при поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации по проекту № FZNS-2023-0019.

Для цитирования: Бовсун М.А., Нестерова О.В., Семаль В.А., Брикманс А.В., Нестеров В.В., Яцук А.В., Тюрина Е.А. Влияние внесения биоугля на минеральный азот почвы, потоки N_2O и NH_3 из агроотемногумусовых подбелов // Вестник Томского государственного университета. Биология. 2023. № 62. С. 6–28. doi: 10.17223/19988591/62/1

Original article

doi: 10.17223/19988591/62/1

The Impact of Biochar Application on Soil Mineral Nitrogen and Greenhouse Gas Fluxes (N_2O and NH_3) in Luvic Anthrosols

**Mariia A. Bovsun¹, Olga V. Nesterova², Viktoriia A. Semal³,
Anastasia V. Brikmans⁴, Vladimir V. Nesterov⁵, Andrey V. Yatsuk⁶,
Elena A. Tyurina⁷**

^{1, 2, 3, 4, 7} *Far Eastern Federal University, Vladivostok, Russia*

^{1, 6} *Il'ichev Pacific Oceanological Institute, Far Eastern Branch
of the Russian Academy of Sciences, Vladivostok, Russia*

^{1, 2, 3, 4, 6, 7} *Far Eastern Climate Smart Lab, Vladivostok, Russia*

³ *Federal Scientific Center of the East Asia Terrestrial Biodiversity, Far Eastern Branch
of the Russian Academy of Sciences, Vladivostok, Russia*

⁵ *National Research Nuclear University MEPhI, Moscow, Russia*

¹ *bovsun.mal@dyfu.ru*

² *nesterova.ov@dyfu.ru*

³ *semal.va@dyfu.ru*

⁴ *brikmans.av@dyfu.ru*

⁵ *n.v.20005@mail.ru*

⁶ *yatsuk@poi.dvo.ru*

⁷ *tyurina.ea@dyfu.ru*

Summary. Biochar application in agriculture has gained increasing attention due to its potential to positively impact crop productivity and climate change mitigation. Biochar can directly and indirectly influence carbon (C) and nitrogen (N) processes in soil. This study investigated the impact of biochar use on agricultural soils in the Russian Far East focusing on the greenhouse gas fluxes of nitrogen oxide (N_2O), reactive ammonia (NH_3), and mineral forms of soil nitrogen. The feasibility of gas flow rate data with low R^2 values measured by a highly sensitive gas analyzer was assessed. The experimental field plots were part of the Primorskaya Vegetable Experimental Station of the All-Russian Scientific Research Institute of Vegetables, located near Surazhevka village in the Primorsky District of the Russian Far East (43°25'22.4"N 132°18'50.6"E).

The study was conducted in spring and summer of 2019, between 11 and 16 months after biochar had been applied to the soil. Three plots were treated with biochar at doses of 0 kg/m² (BC0kg), 1 kg/m² (BC1kg), and 3 kg/m² (BC3kg) (See Fig. 2). The biochar were applied to the topsoil (0–10 cm) on June 15, 2018. No mineral or organic fertilizers were added to the experimental plots. Biochar was produced from birch (*Betula alba*) by slow pyrolysis at temperatures ranging from 360°C to 380°C. The biochar contained 78% carbon (C), the H/C and O/C ratios were 0.0518 and 0.1452, respectively, and pH 8.09 (See Table 1). In 2019, soybeans were grown in the experimental plots. Soybeans were sown on June 28, 2019 and harvested for yield and dry biomass assessment from October 10 to October 12, 2019. Afterwards, soybean biomass was used by the farmer as green fertilizer to enrich the soil with nitrogen. The soil in the experimental areas is classified as Luvic Anthrosols and has silt loam texture according to the FAO classification. N₂O and NH₃ fluxes and concentrations of N-NH⁴⁺ and N-NO₃ were monitored from May to October 2019. The area of each plot was 21.6 m². The plots were divided into three subplots. Three intact soil cores (three aluminum cores with a volume of 78.5 cm³) were collected from each subplot, resulting in 27 soil cores selected for each measurement (135 soil cores for the measuring period). When soil cores were taken to determine N₂O and NH₃, field soil moisture was measured with a Delta-T SM150 sensor (Devices Ltd, England) and soil temperature was measured at a depth of 10 cm. Four additional soil cores were collected from each subplot to estimate mineral nitrogen concentrations and to determine N₂O and NH₃. The N₂O and NH₃ fluxes from the intact cores were measured in the laboratory using a Picarro G2508 laser gas analyzer (Picarro Inc., Santa Clara, CA, USA). Three soil cores were placed in a 1-liter glass chamber equipped with a gas lid and inlet and outlet ports with a gasket ring connecting the internal volume of the glass chamber to a gas analyzer with Teflon tubes. The integration time for Picarro analysis was 5 minutes. Temperature and air pressure in the laboratory were also measured using a Vaisala WXT520 weather sensor (Vaisala, Helsinki, Finland). Concentrations of N-NH⁴⁺ and N-NO₃⁻ in the soil were determined by the colourimetric method using a UV-1280 single-beam spectrophotometer (Shimadzu, Japan).

The study revealed no effect of biochar on soil moisture and temperature in the field (See Fig. 2, 3). When comparing soil moisture with biochar application rates, a statistically significant effect ($P = 0.001$) of soil moisture reduction was observed in the BC1kg treatment compared to the BC0kg plot. Although a similar trend was observed for the BC3kg treatment ($P = 0.03$), the latter was not significantly different from the plots BC0kg and BC1kg. Soil temperatures during the experiment did not vary significantly between treatments ($P = 0.99$). Soil temperature correlated with air temperature throughout the experimental period ($P = 8.6 \times 10^{-6}$). No correlation was found between biochar application rates and values of N-NH⁴⁺ ($P = 0.98$) and N-NO₃⁻ ($P = 0.88$). The N-NH⁴⁺ and N-NO₃⁻ values correlated with the month of measuring ($P = 0.007$). The results of N₂O flux measurements showed no statistical relationship with the biochar application rates ($P = 0.87$) (See Fig. 5).

When calculating N₂O fluxes, it was found that all fluxes have very low R² values (from 5.7×10^{-7} to 0.38). It is generally assumed that the data with similar R² values are statistically insignificant, but this is not entirely correct. N₂O formation is a very complex process, and a large number of factors contribute to its high variability and, thus, high fluctuation of indicators. The complex nature of the N₂O production makes it sensitive to real-time measurements, especially in disturbed soils. In some soils, emissions of N₂O or other gases may be low and unstable. In this case, high-precision real-time measurement techniques may result in a concentration profile with high fluctuations. Conventionally, a linear regression equation is used to estimate N₂O fluxes. However, high fluctuations lead to frequent deviations of values from the trend line, resulting in low R² values. This study employed an optical method to measure gases using a Picarro G2508 laser gas analyzer based on the cavity ring-down spectroscopy (CRDS) system. This gas analyzer is designed to measure at a rate of 53 readings per minute and offers

high sensitivity in measuring gas concentrations (ppb). The measurements yielded data with high variations in N_2O concentration (See Fig. 6). High fluctuations in N_2O concentration resulted in low R^2 values when using a linear flux regression. The Picarro G2508 can simultaneously measure CO_2 , CH_4 , N_2O , NH_3 , and H_2O . If measured correctly, CO_2 always exhibits a good linear relationship. The previous research showed that CO_2 fluxes had statistically significant R^2 values greater than 0.9. Since N_2O and CO_2 were measured simultaneously, the high R^2 index for CO_2 implies that the N_2O measurement is correct.

The results for NH_3 fluxes were quite variable (See Fig. 7). The lowest flux values were recorded in the warmer months (June and July) when crops were increasing. In May and October, the NH_3 emissions were similar. The BC0kg and BC1kg plots showed almost identical results, but the flux was higher in the BC3kg plot. Thus, in May, the flux at the BC3kg plot was 40% higher than that at the BC0kg plot. In October, there was a 69% increase in flux at the BC3kg plot compared to BC0kg. May and October are not sufficiently conducive to microbiological activity, as shown in Figure 4. However, the similarity in the distribution of NH_3 fluxes suggests that biochar can significantly change the temperature around the particles on the soil surface, i.e., it can create warm zones favourable for living microorganisms. This might be explained by the black colour of biochar (high in carbon), which absorbs solar radiation. Therefore, higher NH_3 rates at the BC3kg plot may be related to greater microbial activity around the warm zones near biochar particles.

The article contains 7 Figures, 2 Tables and 40 References.

Keywords: nitrous oxide, ammonia, soil mineral nitrogen, biochar, agriculture, soils, Russian Far East, Luvic Anthrosols

Funding: This work was supported by the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation under Project № FZNS-2023-0019.

Acknowledgement: The authors thank the staff of the Primorsky Vegetable Experimental Station—a branch of the Federal State Scientific Institution "Federal Scientific Center of Vegetable Growing" (a branch of the FSSI FSCVG) for providing experimental plots and assistance in conducting research. We express special gratitude to Tarasova Tatiana Sergeevna, Researcher of the branch of the FSSI FSCVG and Sakara Nikolai Andreevich, PhD, Director of Science of the branch of the FSSI FSCVG.

For citation: Bovsun MA, Nesterova OV, Semal VA, Brikmans AV, Nesterov VV, Yatsuk AV, Tyurina EA. The Impact of Biochar Application on Soil Mineral Nitrogen and Greenhouse Gas Fluxes (N_2O and NH_3) in Luvic Anthrosols. *Vestnik Tomskogo gosudarstvennogo universiteta. Biologiya* = *Tomsk State University Journal of Biology*. 2023;62:6-28. doi: 10.17223/19988591/62/1

Введение

Азот (N) является ключевым питательным веществом для роста растений, первичной продуктивности и баланса экосистем. Круговорот азота в наземных экосистемах характеризуется многими физико-химическими и микробиологическими процессами, которые приводят к потерям азота из экосистемы с соответствующим воздействием на окружающую среду. К таким процессам относятся: улетучивание аммиака (NH_3), оксидов азота (NO_x), закиси азота (N_2O) и молекулярного азота (N_2) из почвы; потери при выщелачивании почвы в виде нитратов (N-NO_3^-) и в виде растворенного органического азота и аммония (N-NH_4^+) [1]. Основной причиной таких потерь

является количество азота, которое проходит через экосистему, получаемое как из естественного цикла азота, так и из внешних источников, причем последнее особенно актуально для агроэкосистем, которые представляют собой наиболее важный глобальный источник выбросов N_2O и NH_3 , а также потерь $N-NO_3^-$ в водные объекты [2, 3]. Ключевые процессы цикла азота, такие как минерализация, нитрификация и денитрификация, напрямую контролируются абиотическими факторами, такими как влажность почвы, температура, pH, катионообменная способность [4], а также генетическим и функциональным разнообразием микроорганизмов [5].

На сегодняшний день больше внимания уделяется методам, которые могут: повысить устойчивость агроэкосистем; улучшить способность экосистем поглощать углерод; увеличить производительность экосистем без увеличения нагрузки на окружающую среду; снизить выбросы парниковых газов (ПГ) и реакционноспособных соединений N, таких как NH_3 . Закись азота образуется в сельскохозяйственных почвах, в основном путем денитрификации и в незначительной степени путем нитрификации и является сильным парниковым газом [3] с потенциалом глобального потепления примерно на 298 раз выше, чем у углекислого газа (CO_2) [3, 6]. Концентрация N_2O в атмосфере составляет около 324 ppb, а на его долю приходится около 7% антропогенного глобального потепления [3]. Аммиак является реакционноспособным газом, способствующим подкислению и эвтрофикации, а сельское хозяйство представляет собой его крупнейший источник выбросов [7].

Среди вариантов управления качеством почвы и сокращением выбросов парниковых газов биоуголь вызывает большой интерес. Отмечается, что биоуголь оказывает положительное влияние на широкий спектр физических, химических и микробиологических свойств почв [8, 9], урожайность сельскохозяйственных культур [10, 11] и сокращение выбросов парниковых газов [2, 5]. Почвы, обработанные биоуглем, как правило, имеют более низкие выбросы N_2O [2, 12–16]. Однако конкретные условия почвы, выращиваемые сельскохозяйственные культуры, тип биоугля, а также используемая доза могут существенно повлиять на результат, обеспечивая в некоторых случаях нейтральные или отрицательные эффекты (увеличение потоков N_2O) [17]. Сокращение выбросов N_2O может произойти за счет улучшения аэрации почв при применении биоугля [18], повышения pH почвы [19] или улучшения микробиологической эффективности использования N в почве [17, 20]. Информации о влиянии биоугля на потоки NH_3 представлено меньше [21]. Немногие доступные исследования показывают противоположные результаты, сообщая о снижении [22, 23] или увеличении [21, 24, 25] выбросов NH_3 в обработанных биоуглем почвах.

Одной из проблем изучения потоков N_2O являются нестабильность процессов его образования в почве и его небольшие значения концентрации [1, 26, 27]. Эти проблемы могут привести к значительным колебаниям концентраций при непрерывном динамическом измерении потоков N_2O в режиме реального времени (например, измерение с помощью газоанализаторов). Общеизвестно, что для расчета потока N_2O используется линейная

регрессия [28]. Однако высокие колебания концентраций в большинстве случаев не дают статистически корректной линейной регрессии потоков. Таким образом, полученные данные считаются неверными, что является ошибочным.

В этой работе было оценено влияние внесенного древесного биоугля на минеральные формы азота почвы, потоки N_2O и NH_3 через 11–16 месяцев после его применения на агротемногумусовых подбелах Приморского края. Также рассмотрена проблема оценки потоков N_2O с большим колебанием концентрации при динамическом непрерывном измерении с помощью лазерного газоанализатора.

Материалы и методы

Оценки влияния биоугля на исследуемые параметры проведены на опытных участках Приморской овощной опытной станции-филиала Федерального государственного научного учреждения «Федеральный научный центр овощеводства» (43°25'22.4"N 132°18'50.6"E, с. Суражевка, Приморский край, Российская Федерация).

Территория Приморского края характеризуется умеренным муссонным климатом с чертами континентального. Согласно долгосрочным климатическим данным, за период с апреля по октябрь средняя температура воздуха составляет +14,5 °С, а общее количество осадков – 584 мм. За период с апрель по октябрь 2019 г. приведены значения температуры воздуха и количества осадков (рис. 1), наблюдалось существенное превышение суммы среднемесячных многолетних осадков на 448 мм (1 032 мм), вызванное большим количеством осадков в августе (521 мм). Среднемесячная температура воздуха за период с апреля по октябрь 2019 г. несущественно отличалась от среднемесячных многолетних значений.

Исследование проводилось в вегетационный период 2019 г., через 11–16 месяцев после внесения биоугля в почву. В эксперименте использовались три участка, на которые вносили биоуголь в дозе 0 кг/м² (BC0kg), 1 кг/м² (BC1kg) и 3 кг/м² (BC3kg) (рис. 2). Биоуголь внесли в верхний слой почвы 0–10 см 15 июня 2018 г.

Минеральные или органические удобрения на опытные участки не вносились. Площадь каждого участка составляла 21,6 м², каждый участок делили на три делянки. Использовался биоуголь, полученный из остатков березы (*Betula alba*) методом медленного пиролиза при температуре от 360 до 380 °С. Биоуголь содержал 78% углерода (C); имел соотношение Н/С и О/С 0,0518 и 0,1452 соответственно; рН 8,09 (табл. 1) [29]. Биоуголь имел площадь поверхности 73,2 м²/г; объем пор 0,048 см³/г. В 2019 г. на опытных участках росла соя (посев 28 июня 2019 г., уборка урожая для оценки биомассы проводилась с 10 по 12 октября 2019 г.). После оценки урожайности биомасса сои использовалась в качестве сидерата для обогащения почвы азотом.

Почва на опытных участках классифицируется как агротемногумусовый подбел по классификации почв России [30] (Luvic Anthrosols по международной классификации WRB) и имела среднесуглинистый гранулометрический состав. До эксперимента верхний слой почвы содержал K_2O 200 мг $кг^{-1}$, P_2O_5 140 мг $кг^{-1}$, легкогидролизуемого азота 133 мг $кг^{-1}$. Значение pH (в 1 моль/ $дм^3$ и KCl) в верхнем слое почвы (0–10 см) в июне 2019 г. для BC0kg составляло 6,1, для BC1kg – 5,9 и для BC3kg – 5,5. В октябре 2019 г. pH для BC0kg составлял 5,6, для BC1kg – 5,5 и для BC3kg – 6.

Мониторинг потоков N_2O , NH_3 и концентраций почвенных $N-NH_4^{4+}$, $N-NO_3^{-}$ проводился с мая по октябрь 2019 г. (7 мая, 22 июня, 19 июля, 21 сентября и 25 октября). Каждый участок (21,6 $м^2$) разделили на три делянки (7,2 $м^2$). С каждой делянки отбирали по три бюкса с почвенными образцами неповрежденной структуры (три алюминиевых бюкса объемом 78,5 $см^3$). Таким образом, для каждого измерения, например 7 мая, отбирали по 27 бюксов с почвенными образцами (135 бюксов с почвой за период измерения). Бюксы доставляли в лабораторию через час после отбора проб для измерения потоков газа N_2O и NH_3 . Одновременно с отбором бюксов с почвенными образцами для определения N_2O и NH_3 замерялись полевая влажность почвы датчиком Delta-T SM150 (Devices Ltd, Англия) и температура почвы на глубине 10 см. Для оценки концентрации минерального N на каждом участке дополнительно отбирали образцы почвы в четырехкратной повторности.

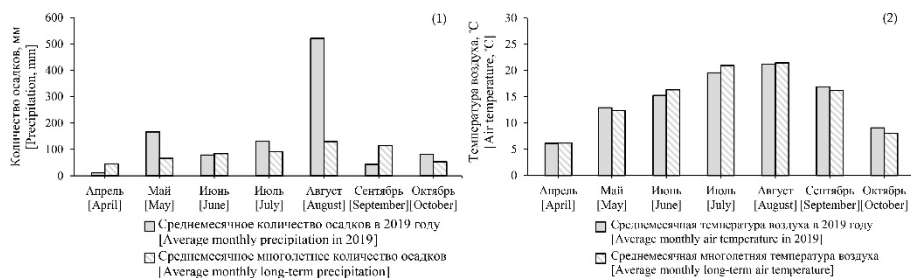


Рис. 1. Температура воздуха и количество осадков в течение вегетационного периода 2019 г. на территории опытной станции (по данным м/с «Садгород», аэропорта «Владивосток» им. В.К. Арсеньева, <http://rp5.ru>, дата доступа: 03.08.2022). По оси ординат – количество осадков, мм; по оси абсцисс – месяцы измерения [Fig. 1. Air temperature and precipitation during the growing season of 2019 on the territory of the experimental station of Primorsky Krai (according to the m/s "Sadgorod", Vladivostok airport named after V. K. Arsenyev, <http://rp5.ru>, access date: 03.08.2022). On the Y-axis - Amount of precipitation, mm; on the X-axis - Months of measurement]

BC0kg			BC1kg			BC3kg		
1	2	3	1	2	3	1	2	3
делянка	делянка	делянка	делянка	делянка	делянка	делянка	делянка	делянка
[subplot]	[subplot]	[subplot]	[subplot]	[subplot]	[subplot]	[subplot]	[subplot]	[subplot]

Рис. 2. Схема вегетационного опыта [Fig. 2. Scheme of vegetation experience]

Таблица 1 [Table 1]

Параметры биоугля из *Betula alba* до применения в почве
[Parameters of biochar from *Betula alba* before addition to the soil]

Параметры [Parameter]	Значения [Value]
C, %	78,13
N, %	0,08
Ca, %	1,77
Mg, %	0,42
K, %	0,41
P, %	0,04
H/C	0,05
O/C	0,14
pH	8,09
EC, $\mu\text{S}/\text{cm}$	186,30
Летучие вещества, % от сухой массы [Volatiles, % from is dry. masses]	31,20
Зольность, % от сухой массы [Ash-content, % from is dry. masses]	5,40
Площадь поверхности, $\text{m}^2/\text{г}$ [Surface area, m^2/g]	73,25
Объем пор, $\text{cm}^3/\text{г}$ [Pore volume, cm^3/g]	0,05

Потоки N_2O и NH_3 измеряли в лаборатории из бюксов с неповрежденными почвенными образцами с помощью лазерного газоанализатора Picarro G2508 (Picarro Inc., Санта-Клара, Калифорния, США). Три бюкса помещали в стеклянную камеру газоанализатора объемом один литр, оборудованную крышкой с уплотнительным кольцом и входным и выходным отверстиями для перемещения газа, соединенных с газоанализатором тефлоновыми трубками. Время измерения потока составляло 5 мин (53 измерения в минуту/265 измерений за 5 мин). Таким образом, для каждого участка было получено три пятиминутных измерения (9 измерений для всех участков). За весь вегетационный период (5 месяцев) получено 45 измерений.

Температура и давление воздуха в лаборатории измерялись с помощью погодного датчика Vaisala WXT520 (Vaisala, Хельсинки, Финляндия).

Потоки N_2O и NH_3 рассчитывали по формуле (1):

$$F_{gas} = \frac{\frac{\Delta[Gas]}{\Delta t} \cdot V \cdot \rho}{A}, \quad (1)$$

где F_{gas} – поток газа, выраженный в $\mu\text{моль } \text{N}_2\text{O}$ или $\text{NH}_3 \text{ м}^{-2} \text{ с}^{-1}$; $\Delta[Gas]/\Delta t$ – изменение концентрации газа во времени, выраженное в $\mu\text{моль моль}^{-1} \text{ с}^{-1}$; V – общий объем камеры в м^3 ; A – площадь камеры в м^2 ; ρ – молярная плотность воздуха в моль м^{-3} .

Коэффициент детерминации R^2 использовался при расчете $\Delta[Gas]/\Delta t$ для оценки достоверности измеренных данных о потоке.

Концентрацию N-NH_4^{4+} и N-NO_3^{3-} в почве определяли колориметрическим методом с использованием однолучевого спектрофотометра UV-1280 (Shimadzu, Япония).

Для количественного определения концентрации N-NH_4^{4+} [31] 5 г свежей почвы смешивали в колбе объемом 250 мл с 50 мл 2% KCl в течение 1 ч на шейкере. Раствор фильтровали с помощью бумажного фильтра Whatman 42. Отфильтрованный раствор (5 мл) помещали в мерную колбу объемом 50 мл и смешивали с 2 мл сегнетовой соли и 2 мл реактива Несслера, доводили до 50 мл дистиллированной водой. Раствор выдерживали в течение 10 мин. Концентрацию N-NH_4^{4+} определяли спектрофотометром при длине волны 425 нм.

Для определения N-NO_3^{3-} 5 г свежей почвы смешивали в колбе объемом 250 мл с 25 мл 0,05% K_2SO_4 и встряхивали в течение 3 мин на вращающемся шейкере. Пробы фильтровали, 5 мл фильтрата помещали в фарфоровую чашку и выпаривали до сухого остатка на водяной бане. Сухой остаток обрабатывали 1 мл дисульфифеноловой кислоты и тщательно перемешивали в течение 10 мин. Добавляли 15 мл дистиллированной воды и 20% NaOH капля за каплей до получения желтой жидкости. Раствор переносили в мерную колбу объемом 50 мл и доводили до метки. Измеряли концентрацию N-NO_3^{3-} при длине волны 425 нм.

Содержание N-NH_4^{4+} и N-NO_3^{3-} (мг/100 г почвы) рассчитывали с использованием уравнений (2) и (3):

$$\text{NH}_4 = \frac{C \cdot V \cdot 100}{m \cdot V_1}, \quad (2)$$

$$\text{NO}_3 = \frac{C \cdot V \cdot 100}{m \cdot V_1}, \quad (3)$$

где C – концентрация раствора; V – общий объем раствора; V_1 – объем аликвоты; m – сухая масса образца почвы; 100 – коэффициент пересчета на 100 г почвы.

Для сравнения анализируемых параметров использовался двусторонний дисперсионный анализ, учитывающий как влияние обработок, так и время (дни с момента добавления биоугля) на анализируемые переменные (Sigma Stat, Jandel Scientific). Данные были логарифмически преобразованы, когда не проходили тест на нормальность (Колмогоров–Смирнов, с поправкой Лиллифорса). Когда была подтверждена значительная разница между вариантами опыта ($p < 0,05$), проверялось «все попарное» сравнение с использованием «ритерия Стьюдента–Ньюмана–Кеулса».

Результаты исследования и обсуждение

Согласно исследованиям, влияние биоугля на концентрацию N-NH_4^{4+} и N-NO_3^{3-} в почве весьма изменчиво. Castaldi et al. [2] не обнаружили разницы в содержании минерального азота через три месяца после внесения биоугля в средиземноморскую сельскохозяйственную почву. Также они не обнаружили никакой разницы в концентрации N-NO_3^{3-} через 14 месяцев, в то время как обнаружили значительное снижение содержания N-NH_4^{4+} .

Концентрации аммония (N-NH_4^{4+}) и нитрата (N-NO_3^{3-}) в почве, измеренные при отборе проб, приведены в табл. 2.

Перед посевом соевых бобов (май) содержание N-NH_4^{4+} и N-NO_3^{3-} на участке BC0kg составляло 5,80 и 11,50 мг на 100 г^{-1} почвы соответственно. Содержание минерального N оказалось сопоставимым с участком BC1kg и немного выше на участке BC3kg. В конце июня поле вспахали и посеяли соевые бобы. Пробы почвы отбирали перед ее обработкой. После посева в почве обнаружили более высокое содержание N-NH_4^{4+} , которое увеличивалось до октября на всех участках, причем самые низкие значения получены на участке BC3kg, а самые высокие – на участке BC1kg. Содержание N-NO_3^{3-} в почве было одинаковым на всех участках и не показало четкой тенденции к увеличению или уменьшению с течением времени.

Т а б л и ц а 2 [Table 2]

Среднее значение почвенного N-NH_4^{4+} и N-NO_3^{3-} на исследуемых участках
[The average content of soil N-NH_4^{4+} and N-NO_3^{3-} in the studied treatments]

мг 100 г^{-1} почвы [mg 100 г^{-1} soil d.w.]	Май [May]		Июнь [June]		Июль [July]		Сентябрь [September]		Октябрь [October]	
	N-NH_4^{4+}	N-NO_3^{3-}	N-NH_4^{4+}	N-NO_3^{3-}	N-NH_4^{4+}	N-NO_3^{3-}	N-NH_4^{4+}	N-NO_3^{3-}	N-NH_4^{4+}	N-NO_3^{3-}
BC0kg	5,80 $\pm 0,001$	11,50 $\pm 0,001$	2,94 $\pm 0,002$	23,22 $\pm 0,001$	4,70 $\pm 0,002$	8,28 $\pm 0,002$	4,41 $\pm 0,001$	11,17 $\pm 0,002$	29,56 $\pm 0,001$	9,45 $\pm 0,002$
BC1kg	5,80 $\pm 0,001$	11,50 $\pm 0,001$	1,49 $\pm 0,002$	16,96 $\pm 0,001$	5,46 $\pm 0,002$	8,44 $\pm 0,002$	5,15 $\pm 0,002$	13,50 $\pm 0,001$	33,30 $\pm 0,002$	9,46 $\pm 0,002$
BC3kg	6,75 $\pm 0,002$	12,30 $\pm 0,001$	1,99 $\pm 0,001$	13,45 $\pm 0,001$	7,37 $\pm 0,001$	8,11 $\pm 0,003$	5,93 $\pm 0,001$	13,44 $\pm 0,002$	23,46 $\pm 0,001$	10,48 $\pm 0,001$

В октябре (13.10.2019) соевую биомассу оставили на участках в качестве сидерата. Пробы почвы отбирали 25 октября 2019 г. Вследствие первичной минерализации соевых остатков, богатых N, могло произойти увеличение содержания N-NH_4^{4+} в октябре, как показано в табл. 2.

Не было обнаружено корреляции между дозой применения биоугля и значениями N-NH_4^{4+} ($p = 0,98$) и N-NO_3^{3-} ($p = 0,88$). Значения N-NH_4^{4+} и N-NO_3^{3-} коррелировали с месяцем измерения ($p = 0,007$).

Изученный нами биоуголь не может повлиять на содержание минерального N в почве, так как в его составе содержится небольшое количество азота (см. табл. 1). Очевидно, что другие биоугли также не смогут стать частью почвенной экосистемы за такое короткое время (11 месяцев в нашем эксперименте) и существенно повлиять на содержание минерального азота в почве как его источника. Однако биоуголь может повлиять на активность микроорганизмов, в результате чего изменяется содержание аммонийной и нитратной форм N в почве.

Поскольку биоуголь обладает пористой структурой и высокой сорбционной способностью, он влияет на содержание влаги в поверхностном горизонте, т.е. регулирует водный режим в зоне обитания корней. Полевая влажность почвы имела различия, связанные со временем измерения (рис. 3). При сравнении влажности почвы с дозами внесения биоугля статистически

значимый эффект ($p = 0,001$) снижения влажности почвы наблюдался на участке BC1kg по сравнению с BC0kg. Хотя аналогичная тенденция наблюдалась и на участке BC3kg ($p = 0,03$), последнее существенно не отличалось от BC0kg и BC1kg.

Все участки независимо от применения биоугля показали однородность по температурным условиям в поверхностном горизонте. Температура почвы (рис. 4) в течение периода исследования достоверно не различалась между вариантами опыта ($p = 0,99$). Температура почвы за весь период исследования коррелировала с температурой воздуха ($p = 8,6 \times 10^{-6}$). Несмотря на то, что температура почвы не зависит от применения биоугля, можно предположить, что в местах, где присутствуют частицы биоугля, почва прогревается быстрее (т.е. создаются более теплые участки), что должно повлиять на микробиологическую активность.

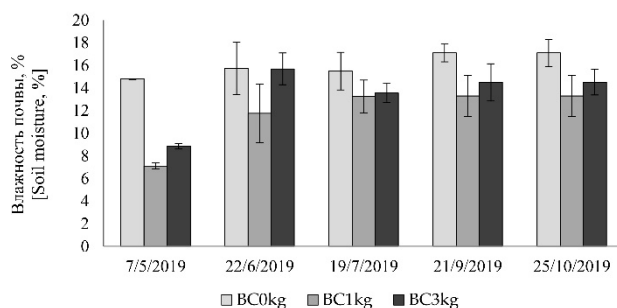


Рис. 3. Объемная влажность почвы в % на участках BC0kg, BC1kg и BC3kg за вегетационный период 2019 г. Столбцы представлены как среднее арифметическое со стандартной ошибкой ($n = 4$). По оси ординат – влажность почвы, %; по оси абсцисс – дата измерения

[Fig. 3. Volumetric soil moisture % in the plots BC0kg, BC1kg, BC3kg for the season of 2019. The columns are represented as an arithmetic mean with a standard error ($n = 4$). On the Y-axis - Soil moisture, %; on the X-axis - Date of measurement]

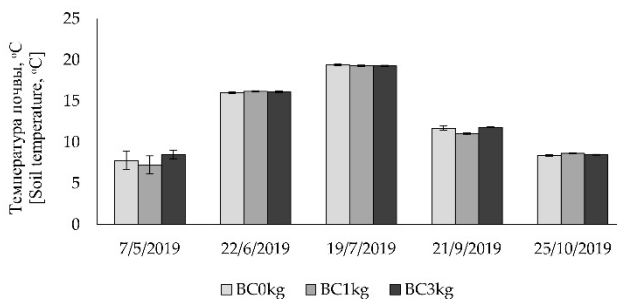


Рис. 4. Температура почвы на участках BC0kg, BC1kg и BC3kg за вегетационный период 2019 г. Столбцы представлены как среднее арифметическое со стандартной ошибкой ($n = 4$). По оси ординат – температура почвы, °C; по оси абсцисс – дата измерения

[Fig. 4. Soil temperature in the plots BC0kg, BC1kg, BC3kg for the season of 2019. The columns are represented as an arithmetic mean with a standard error ($n = 4$). On the Y-axis - Soil temperature, °C; on the X-axis - Date of measurement]

Измеренные значения потоков N_2O варьировались от $-0,03$ до $+0,04$ $\text{мг N}_2\text{O м}^{-2}\text{ч}^{-1}$ (рис. 5). Результаты измерения потоков N_2O не показали статистической связи с дозами применения биоугля ($p = 0,87$). Резкие изменения температуры и влажности почвы повлияли на значения потоков N_2O . Температура и влажность почвы считаются важными движущими факторами газообмена между почвой и атмосферой, поскольку они контролируют микробиологические процессы, участвующие в производстве азота [32, 33]. Однако поскольку биоуголь не влиял на температуру и влажность почвы, не было никакой связи между дозой биоугля и потоком N_2O .

При расчете потоков N_2O было обнаружено, что все потоки имеют очень низкие значения R^2 (от $5,7 \times 10^{-7}$ до $0,38$). Обычно предполагается, что данные с аналогичными значениями R^2 статистически незначимы.

На значения R^2 при расчете потоков N_2O (и других газов) может влиять несколько причин: процесс образования N_2O в почве, метод измерения и метод расчета потока.

Образование N_2O является довольно сложным процессом, включающим несколько факторов, которые необходимо учитывать одновременно: субстраты с пониженным содержанием углерода, акцепторы NO_3^- электронов, достаточное количество воды для предотвращения диффузии субстратов и снижения газопроводности, что способствует созданию анаэробных горячих точек в аэробных почвах [1]. Большое количество факторов приводит к высокой вариабельности процесса в пространстве и времени (высокая флуктуация показателей). Таким образом, низкие флуктуации и высокие значения потоков N_2O могут быть получены только при оптимальных сочетаниях указанных факторов [1, 26, 32].

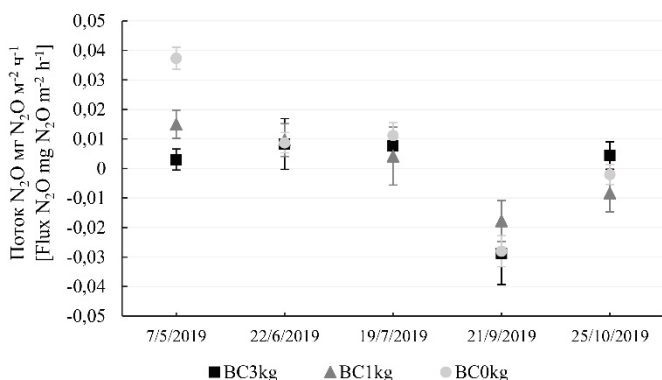


Рис. 5. Потоки N_2O на участках BC0kg, BC1kg, BC3kg за вегетационный период 2019 г. Данные представлены как среднее арифметическое со стандартной ошибкой ($n = 3$).

По оси ординат – поток $\text{N}_2\text{O м}^{-2}\text{ч}^{-1}$; по оси абсцисс – дата измерения
 [Fig. 5. N_2O flux in the plots BC0kg, BC1kg, BC3kg for the season of 2019. The data is presented as an arithmetic mean with a standard error ($n = 3$). On the Y-axis – Flux $\text{N}_2\text{O м}^{-2}\text{ч}^{-1}$; on the X-axis - Date of measurement]

Для фиксирования высоких колебаний концентрации N_2O необходимо использовать высокоточные методы с высокой дискретностью данных

(метод непрерывных измерений в реальном времени). Широко используемыми методами измерения N_2O (и других газов) являются газовая хроматография и оптические газоанализаторы. Метод газовой хроматографии очень надежен [28], однако при измерении потоков основным недостатком газовой хроматографии является измерение отдельных образцов с длительным временем отбора проб [34].

Оптические газоанализаторы способны выполнять непрерывные измерения с дискретностью в доли секунды. Так, оптические методы имеют большое преимущество перед газовой хроматографией, что делает их идеальными для измерения газовых потоков [34].

Высокая дискретность измерений оптическими методами может вызвать проблемы с корректной оценкой данных при вычислениях. Это особенно верно для газов, которые имеют высокие колебания выбросов во времени и, следовательно, высокие колебания концентраций в конкретном измерении, особенно когда его концентрация в почве низкая.

Общепринято использовать уравнение линейной регрессии для расчета потоков N_2O [28, 35]. Однако в случаях, когда измеряются низкие значения концентраций, высокая частота измерений приводит к их частым отклонениям от линии тренда, что приводит к низким значениям R^2 .

Поскольку колебания концентрации N_2O являются естественным процессом, особенно для антропогенно преобразованных почв, низкое значение R^2 для высокодискретных данных с высокими колебаниями не может считаться недостоверным. В этом случае R^2 подтверждает высокую флуктуацию значений. Необходимо понимать, что выбросы N_2O (или другого газа) не являются постоянными и могут быть заданы в виде диапазона значений или среднего значения с разбросом (например, стандартное отклонение или стандартная ошибка).

Следует отметить, что в таких случаях необходимо контролировать процедуру измерения, чтобы быть уверенным, что колебания значений вызваны естественными процессами в измеряемой системе.

В этом исследовании потоки газов измерялись оптическим методом с использованием лазерного газоанализатора Picarro G2508, основанного на системе CRDS (cavity ring-down spectroscopy). Газоанализатор Picarro G2508 позволяет проводить измерения с частотой 53 измерения в минуту и обладает высокой чувствительностью измерения концентрации (ppb). В результате измерений были получены данные с высокой флуктуацией концентрации N_2O (рис. 6). Высокие колебания концентраций N_2O приводили к низким значениям R^2 при использовании линейной регрессии расчета потока.

Picarro G2508 может одновременно измерять CO_2 , CH_4 , N_2O , NH_3 , H_2O . Из всех представленных газов CO_2 всегда имеет хорошую линейную зависимость (при правильном измерении). Предыдущее исследование показало, что потоки CO_2 имели статистически значимые значения R^2 , превышающие 0,9 [29]. Поскольку N_2O и CO_2 измерялись одновременно, высокий R^2 для CO_2 указывает на то, что измерение N_2O является правильным (см. рис. 6).

Таким образом, в этом исследовании низкий R^2 может не приниматься во внимание при оценке потоков N_2O . Представленные потоки N_2O (см. рис. 5) можно считать достоверными, поскольку они отражают реальный процесс выброса газа из почвы в атмосферу.

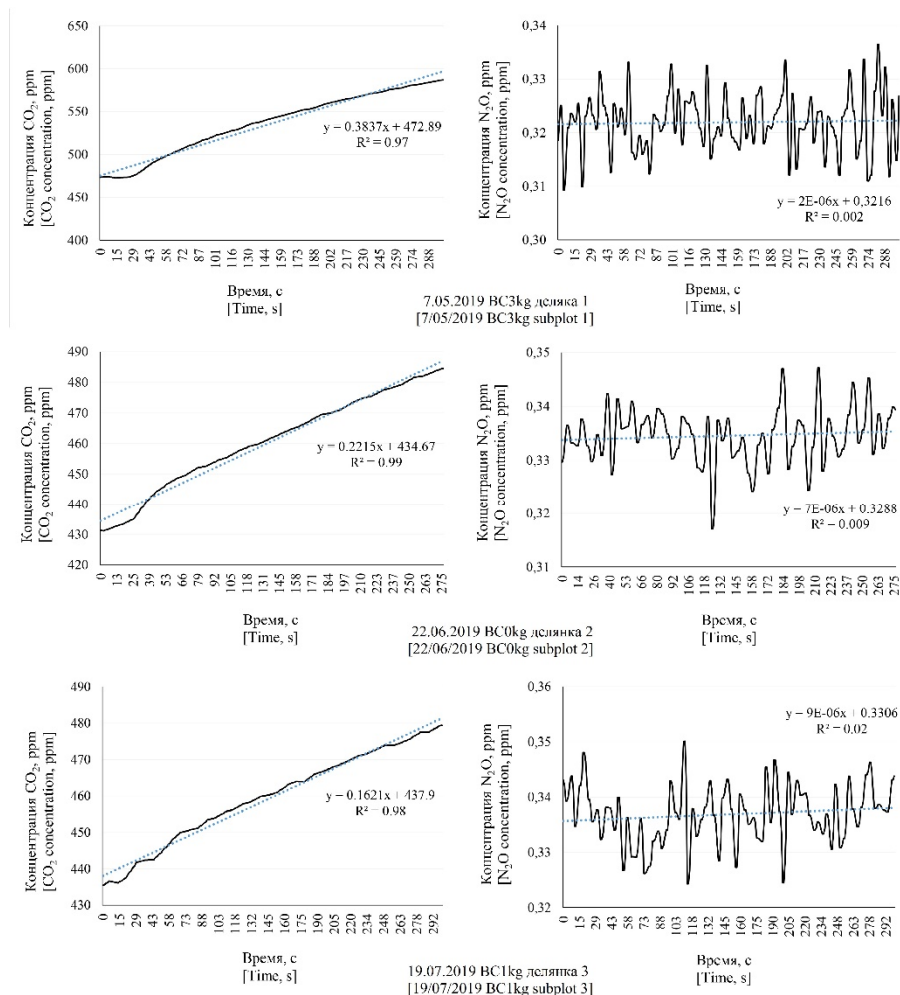


Рис. 6. Измерения концентраций CO_2 и N_2O в ppm из почвенных образцов.

По оси ординат – концентрация CO_2 , ppm; по оси абсцисс – время измерения, с
 [Fig. 6. Measurement of CO_2 concentration, ppm and N_2O concentration, ppm from soil samples.

On the Y-axis – CO_2 concentration, ppm; on the X-axis - Time of measurement, s]

Влияние биоугля на потоки NH_3 недостаточно изучено в научной литературе. Аммиак является реакционноспособным газом, участвующим во многих соответствующих процессах на атмосферном уровне, и значительным источником эвтрофикации, а также косвенным источником выбросов N_2O из-за явлений осаждения азота [27]. После осаждения в почву NH_3 быстро

реагирует с протонами водорода, присутствующими в почвенном растворе, и вступает в виде NH_4^+ в реакции азотного цикла путем нитрификации, а затем денитрификации [36].

В нескольких доступных исследованиях [24, 37, 38] отмечается, что причинами изменения потоков NH_3 могут служить следующие: изменение скорости превращения NH_3 в NH_4^+ при применении биоугля [24], адсорбция органических соединений азота биоуглем [27], изменение условий аэрации и содержания влаги в почве, адсорбция NH_3 кислотными функциональными группами биоугля [38].

Наибольшее влияние на потоки NH_3 может оказывать pH почвы [25, 39]. Щелочной биоуголь может повышать pH почвы [40], однако через год эффект подщелачивания биоугля имеет тенденцию исчезать, что делает его менее актуальным для потоков NH_3 по сравнению с периодом сразу после внесения биоугля.

Наблюдаемые потоки NH_3 показали изменчивые результаты (рис. 7): в основном при внесении биоугля была отмечена тенденция увеличения потоков NH_3 . Самые низкие значения потока NH_3 зафиксированы в июне и июле (в теплые месяцы – в активные фазы роста сельскохозяйственной культуры). В других трех случаях отбора проб потоки NH_3 варьировались от 5 до 15 $\text{мг NH}_3 \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$.

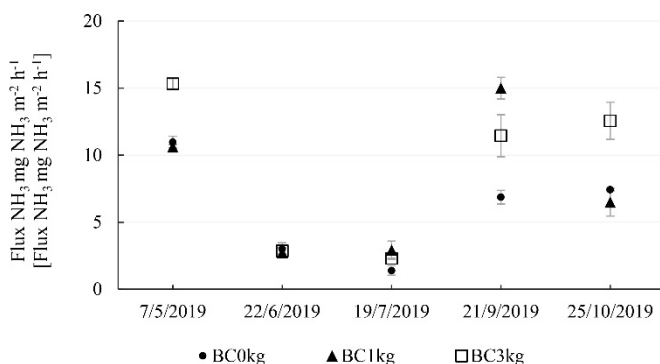


Рис. 7. Потоки NH_3 на участках BC0kg, BC1kg, BC3kg за вегетационный период 2019 г. Данные представлены как среднее арифметическое со стандартной ошибкой ($n = 3$).

По оси ординат – поток NH_3 , $\text{мг м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$; по оси абсцисс – дата измерения
 [Fig. 7. NH_3 flux in the plots BC0kg, BC1kg, BC3kg for the season of 2019. The data is presented as an arithmetic mean with a standard error ($n = 3$). On the Y-axis – Flux NH_3 , $\text{мг м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$; on the X-axis - Date of measurement]

Наибольшее отличие в распределении потоков NH_3 от распределения в другие месяцы измерений между вариантами опыта отмечено в сентябре, также отмечен резкий рост значений потоков NH_3 в сентябре по сравнению с июлем. Возможно, причиной роста значений стало изменение водно-воздушных условий в почве с августа по сентябрь. Как показано на рис. 1, в августе выпало аномальное количество осадков, сопоставимое с нормой для вегетационного периода, что привело к переувлажнению почвы. Так, на исследуемых участках в конце августа и начале сентября почва имела высокую

влажность и частичное покрытие водой. По этой причине в августе провести измерения не было возможности. К концу сентября, когда были проведены измерения, влажность почвы нормализовалась (см. рис. 3), также к этому моменту соя имела хорошую надземную и подземную биомассу. Быстрое улучшение водно-воздушных условий с начала к концу сентября в сочетании с достаточным количеством питательных веществ в ризосфере сои могло ускорить процесс аммонификации. Ускорение аммонификации привело к увеличению значений потоков NH_3 , однако большее количество биоугля поглощает больше воды и высыхает медленнее. Таким образом, на участке BC3kg водно-воздушные условия и, соответственно, аммонификация были хуже, чем в BC1kg, что повлияло на поток NH_3 .

В мае и октябре потоки NH_3 имели аналогичные значения. Так, и в мае, и в октябре на участках BC0kg и BC1kg потоки NH_3 имели примерно одинаковые значения, а на участке BC3kg значения потоков NH_3 были выше. В мае на участке BC3kg поток был увеличен на 40% по сравнению с BC0kg. В октябре на участке BC3kg поток был увеличен на 69% по сравнению с BC0kg. Май и октябрь, как видно из рис. 4, недостаточно благоприятны для микробиологической активности по причине низких температур. Так как оба месяца имели недостаточно высокие температуры почвы, увеличение значений на участке BC3kg можно объяснить тем, что биоуголь может значительно изменять температуру вокруг своих частиц на поверхности почвы. Другими словами, биоуголь может создавать благоприятные теплые зоны для жизнедеятельности микроорганизмов: возможно, это связано с черным цветом биоугля (с высоким содержанием углерода), поглощающим солнечную радиацию. Таким образом, более высокие потоки NH_3 на участке BC3kg могут быть связаны с большей активностью микроорганизмов вокруг теплых зон вблизи частиц биоугля.

Заключение

Газообмен азота между почвой и атмосферой является сложным и легко изменчивым процессом, контролируемым абиотическими факторами и физико-химическими и микробиологическими процессами, протекающими в почве. В нашем исследовании выявлен стабильный процесс газообмена N_2O на протяжении всего исследования при прямом измерении камерным методом с помощью газоанализатора. Однако полученные данные соответствуют низким значениям концентраций с высокой степенью их варьирования. Традиционно для подтверждения достоверности рассчитанного потока используют коэффициент детерминации R^2 , но для данных с высокой дискретностью и флуктуацией, как для полученных нами концентраций N_2O , он может оказаться низким, поэтому исследователи, получив такой результат, предпочитают его не публиковать. С нашей точки зрения, наоборот, необходимо публиковать как можно больше подобных исследований, отражающих естественные стабильные процессы газообмена между почвой и атмосферой в режиме реального времени, чтобы выбрать альтернативный вариант

проверки достоверности результата. Данное утверждение верно только в том случае, если измерения проводятся прямым методом, используется высокочувствительный прибор и методика измерений не нарушена.

На основании полученных результатов выявлено, что биоуголь из *Betula alba* в период от 11 до 16 месяцев нахождения в агротемногумусовых подбелах не влиял на потоки N_2O и в большей степени влиял на потоки NH_3 . Потоки NH_3 в мае и октябре увеличились на 40 и 69% соответственно по сравнению с контролем при внесении 3 кг/м^2 биоугля. Более высокие потоки NH_3 при внесении 3 кг/м^2 биоугля могут быть связаны с большей активностью микроорганизмов в теплых зонах вблизи частиц биоугля на поверхности почвы.

В результате исследования не выявлено корреляции между дозой внесения биоугля и содержанием $N-NH_4^{4+}$ и $N-NO_3^{-}$, но наблюдалась корреляция с месяцем измерения.

Влияние биоугля на общую температуру почвы в поверхностном слое на всех участках не обнаружено. Влажность почвы достоверно уменьшалась на участке с дозой внесения биоугля 1 кг/м^2 по сравнению с контролем.

Список источников

1. Butterbach-Bahl K., Bagg E.M., Dannenmann M., Kiese R., Zechmeister-Boltenstern S. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? // Philosophical Transactions of the Royal Society B. 2013. Vol. 368. PP. 20130122. doi: [10.1098/rstb.2013.0122](https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0122)
2. Castaldi S., Riondino M., Baronti S., Esposito F.R., Marzaioli R., Rutigliano F.A., Vaccari F.P., Miglietta F. Impact of biochar application to a Mediterranean wheat crop on soil microbial activity and greenhouse gas fluxes // Chemosphere. 2011. Vol. 85. PP. 1464–1471. doi: [10.1016/j.chemosphere.2011.08.031](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.08.031)
3. IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). Climate change 2013: The physical science basis. In Working Group I contribution to the IPCC Fifth Assessment Report. (Cambridge Univ. Press, 2014). doi: [10.1017/cbo9781107415324.023](https://doi.org/10.1017/cbo9781107415324.023)
4. Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О. Влияние температуры и влажности на эмиссию N_2O из некоторых пахотных почв // Агрохимия и плодородие почв. 2010. № 8. С. 984–994.
5. Liao J., Hu A., Zhao Z., Liu X., Jiang C., Zhang Z. Biochar with large specific surface area recruits N_2O -reducing microbes and mitigate N_2O emission // Soil Biology and Biochemistry. 2021. Vol. 156. PP. 108212. doi: [10.1016/j.soilbio.2021.108212](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108212)
6. Harter J., El-Hadidi M., Huson D.H., Kappler A., Behrens S. Soil biochar amendment affects the diversity of nosZ transcripts: Implications for N_2O formation // Scientific Reports. 2017. Vol. 7. P. 3338. doi: [10.1038/s41598-017-03282-y](https://doi.org/10.1038/s41598-017-03282-y)
7. Xu R., Tian R., Pan S., Prior S.A., Feng Y., Batchelor W.D., Chen J., Yang J. Global ammonia emissions from synthetic nitrogen fertilizer applications in agricultural systems: Empirical and process-based estimates and uncertainty // Global Change Biology. 2019. Vol. 25. PP. 314–326. doi: [10.1111/gcb.14499](https://doi.org/10.1111/gcb.14499)
8. Ding Y., Liu L., Liu S., Li Z., Tan X., Huang X., Zeng G., Zhou L., Zheng B. Biochar to improve soil fertility. A review // Agronomy for Sustainable Development. 2016. 18 p. doi: [10.1007/s13593-016-0372-z](https://doi.org/10.1007/s13593-016-0372-z)
9. Рижия Е.Я., Бучкина Н.П., Балашов Е.В. Влияние биоугля на содержание минеральных форм азота в дерново-подзолистой супесчаной почве с разной степенью окультуренности // Агрохимия. 2020. № 8. С. 22–29.

10. Farhangi-Abriz S., Torabian S., Qin R., Noulas C., Lu Y., Gao S. Biochar effects on yield of cereal and legume crops using meta-analysis // *Science of the Total Environment*. 2021. Vol. 77. PP. 145869. doi: [10.1016/j.scitotenv.2021.145869](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145869)
11. Nguyen B.T., Le L.B., Pham L.P., Nguyen H.T., Tran T.D., Thai N.V. The effects of biochar on the biomass yield of elephant grass (*Pennisetum Purpureum* Schumach) and properties of acidic soil // *Industrial Crops and Product*. 2021. Vol. 161. PP. 1–11. doi: [10.1016/j.indcrop.2020.113224](https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2020.113224)
12. Jia J., Li B., Chen Z., Xie Z., Xiong Z. Effects of biochar application on vegetable production and emissions of N_2O and CH_4 // *Soil Science and Plant Nutrition*. 2012. Vol. 58. PP. 503–509. doi: [10.1080/00380768.2012.686436](https://doi.org/10.1080/00380768.2012.686436)
13. Yuan H., Zhang Z., Lia M., Cloughb T., Wrage-Mönnige N., Qina S., Ged T., Liao H., Zhoua S. Biochar's role as an electron shuttle for mediating soil N_2O emissions // *Soil Biology and Biochemistry*. 2019. Vol. 133. PP. 94–96. doi: [10.1016/j.soilbio.2019.03.002](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.03.002)
14. Song Y., Lia Y., Caia Y., Fud S., Luo Y., Wang H., Liang C., Lin Z., Hu S., Li Y., Chang S.X. Biochar decreases soil N_2O emissions in Moso bamboo plantations through decreasing labile N concentrations, N-cycling enzyme activities and nitrification/denitrification rates. // *Geoderma*. 2019. Vol. 348. PP. 135–145. doi: [10.1016/j.geoderma.2019.04.025](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.04.025)
15. Мухина И.М., Рижия Е.Я., Бучкина Н.П. Влияние биоугля на эмиссию азота из дерново-подзолистой почвы разной степени окультуренности // *Системы интенсификации земледелия как основа инновационной модернизации аграрного производства*. 2016. С. 78–81.
16. Кольцова Т.Г., Кулагина В.И., Грачева А.Н., Сунгатуллин Л.М. Влияние внесения древесного биоугля в серую лесную почву на продуктивность гороха посевного // *Почвы в биосфере : сборник материалов Всероссийской научной конференции с международным участием, посвященной 50-летию Института почвоведения и агрохимии СО РАН*. Ч. 2 / отв. ред. А.И. Сысо. Томск, 2018. С. 81–84.
17. Сингатулина Л.М., Кулагина В.И., Грачев А.Н., Рязанов С.С., Шагидуллин Р.Р., Рупова Э.Х. Коэффициент иммобилизации азота как критерий эколого-биологической оценки воздействия биоугля на почву // *Российский журнал прикладной экологии*. 2019. № 2 (18). С. 49–53.
18. Yanai Y., Toyota K., Okazaki M. Effects of charcoal addition on N_2O emissions from soil resulting from rewetting air-dried soil in short-term laboratory experiments // *Soil Science and Plant Nutrition*. 2007. Vol. 53. PP. 181–188. doi: [10.1111/j.1747-0765.2007.00123.x](https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2007.00123.x)
19. Liu B., Morkved P.T., Frostegard A., Bakken L.R. Denitrification gene pools, transcription and kinetics of NO , N_2O and N_2 production as affected by soil pH // *FEMS Microbiology Ecology*. 2010. Vol. 72 (3). PP. 407–417. doi: [10.1111/j.1574-6941.2010.00856.x](https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2010.00856.x)
20. Ameloot N., De Neve S., Jegajeevagan K., Yildiz G., Buchan D., Funkuin Y.N., Prins W., Bouckaert L., Sleutel S. Short-term CO_2 and N_2O emissions and microbial properties of biochar amended sandy loam soils // *Soil Biology and Biochemistry*. 2013. Vol. 57. PP. 401–410. doi: [10.3390/su12083436](https://doi.org/10.3390/su12083436)
21. Feng Y., Sunb H., Xue L., Liu Y., Gao Q., Lu K., Yang L. Biochar applied at an appropriate rate can avoid increasing NH_3 volatilization dramatically in rice paddy soil // *Chemosphere*. 2017. Vol. 168. PP. 1277–1284. doi: [10.1016/j.chemosphere.2016.11.151](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.151)
22. Yang Y., Awasthi M.K., Wu L., Yan Y., Lv J. Microbial driving mechanism of biochar and bean dregs on NH_3 and N_2O emissions during composting // *Bioresource Technology*. 2020. Vol. 315. PP. 123829. doi: [10.1016/j.biortech.2020.123829](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123829)
23. Agyarko-Mintah E., Cowie A., Zwieten L.V., Singh B.P., Smillie R., Harden S., Fornasier F. Biochar lowers ammonia emission and improves nitrogen retention in poultry litter composting // *Waste Management*. 2017. Vol. 61. PP. 129–137. doi: [10.1016/j.wasman.2016.12.009](https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.12.009)
24. Guo H., Gu J., Wang X., Yu J., Nasir M., Zhang K., Sun W. Microbial driven reduction of N_2O and NH_3 emissions during composting: Effects of bamboo charcoal and bamboo vinegar // *Journal of Hazardous Materials*. 2020. Vol. 390. PP. 121292. doi: [10.1016/j.jhazmat.2019.121292](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121292)

25. Borchard N., Schirrmann M., Cayuela M.L., Kammann C., Wrage-Mönnig N., Estavillo J.M., Fuertes-Mendizábal T., Sigua G., Spokas K., Ippolito J.A., Novak J. Biochar, soil and land-use interactions that reduce nitrate leaching and N₂O emissions: A meta-analysis // *Science of The Total Environment*. 2019. Vol. 651. PP. 2354–2364. doi: [10.1016/j.scitotenv.2018.10.060](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.060)
26. Imer D., Merbold L., Eugster W., Buchmann N. Temporal and spatial variations of soil CO₂, CH₄ and N₂O fluxes at three differently managed grassland // *Biogeosciences*. 2013. Vol. 10. PP. 5931–5945. doi: [10.5194/bg-10-5931-2013](https://doi.org/10.5194/bg-10-5931-2013)
27. Dawar K., Fahad S., Jahangir M.M.R., Munir I., Alam S.S., Khan S.A., Mian I.A., Datta R., Saud S., Banout J., Adnan M., Ahmad M.N., Khan A., Dewil R., Habib-ur-Rahman M., Ansari M. J., Danish S. Biochar and urease inhibitor mitigate NH₃ and N₂O emissions and improve wheat yield in a urea fertilized alkaline soil // *Scientific Reports*. 2021. Vol. 11. PP. 17413. doi: [10.1038/s41598-021-96771-0](https://doi.org/10.1038/s41598-021-96771-0)
28. Zaman M., Heng L., Muller C. Measuring Emission of Agricultural Greenhouse Gases and Developing Mitigation Options using Nuclear and Related Techniques. Springer. 2021. 337 p. doi: [10.1007/978-3-030-55396-8](https://doi.org/10.1007/978-3-030-55396-8)
29. Bovsun M.A., Castaldi S., Nesterova O.V., Semal V.A., Sakara N.A., Brikman A.V., Khokhlova A.I., Karpenko T.Y. Effect of Biochar on Soil CO₂ Fluxes from Agricultural Field Experiments in Russian Far East // *Agronomy*. 2021. Vol. 11. PP. 1559. doi: [10.3390/agronomy11081559](https://doi.org/10.3390/agronomy11081559)
30. Шишов Л.Л., Тонконогов В.Д., Лебедева И.И., Герасимова М.И. Классификация и диагностика почв России. Смоленск : Ойкумена, 2004. 342 с.
31. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. М. : Изд-во МГУБ, 1979. 244 с.
32. Cosentino V.R.N., Fernandez P.L., Aureggi S.A.F., Taboada M.A. N₂O emissions from a cultivated mollisol: optimal time of day for sampling and the role of soil temperature // *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 2012. Vol. 36. PP. 1814–1819. doi: [10.1590/S0100-06832012000600015](https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000600015)
33. Huang J., Chen Y., Sui P., Nie S., Gao W. Soil Nitrous Oxide Emissions Under Maize-Legume Intercropping System in the North China Plain // *Journal of Integrative Agriculture*. 2014. Vol. 13 (6). PP. 1363–1372. doi: [10.1016/S2095-3119\(13\)60509-2](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(13)60509-2)
34. Rapson T.D., Dacres H. Analytical techniques for measuring nitrous oxide // *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. 2014. Vol. 54. PP. 65–74. doi: [10.1016/j.trac.2013.11.004](https://doi.org/10.1016/j.trac.2013.11.004)
35. Hawthorne L., Johnson, M.S., Jassal R.S., Black T.A., Grant N.J., Smukler S.M. Application of biochar and nitrogen influences fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O in a forest soil // *Journal of Environmental Management*. 2017. Vol. 192. PP. 208–214. doi: [10.1016/j.jenvman.2016.12.066](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.066)
36. Wrage-Mönnig, N., Horn M.A., Well R., Müller Ch., Velthof G., Oenema O. The role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide revisited // *Soil Biology and Biochemistry*. 2018. Vol. 123. PP. A3–A16. doi: [10.1016/j.soilbio.2018.03.020](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.03.020)
37. Ding Z., Zhou Z., Lin X., Zhao F., Wang B., Lin F., Ge Y., Eissa M.A. Biochar impacts on NH₃-volatilization kinetics and growth of sweet basil (*Ocimum basilicum* L.) under saline conditions // *Industrial Crops and Products*. 2020. Vol. 157. PP. 112903. doi: [10.1016/j.indcrop.2020.112903](https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2020.112903)
38. Rong R., Zheng Y., Zhang F., Yang L., Li Z. The Effects of Different Types of Biochar on Ammonia Emissions during Co-composting Poultry Manure with a Corn Leaf // *Polish Journal of Environmental Studies*. 2019. Vol. 5. PP. 3837–3843. doi: [10.15244/pjoes/95179](https://doi.org/10.15244/pjoes/95179)
39. Kim M., Min H., Koo N., Kim J. Response to Ammonia Emission Flux to Different pH Conditions under Biochar and Liquid Fertilizer Application // *Agriculture*. 2021. Vol. 11, № 136. doi: [10.3390/agriculture11020136](https://doi.org/10.3390/agriculture11020136)
40. Al-Wabel M.I., Al-Omran A., El-Naggar A.H., Nadeem M., Usman A.R.A. Pyrolysis temperature induced changes in characteristics and chemical composition of biochar produced from conocarpus wastes // *Bioresuors Technology*. 2013. Vol. 131. PP. 374–379. doi: [10.1016/j.biortech.2012.12.165](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.12.165)

References

1. Butterbach-Bahl K, Bagg EM, Dannenmann M, Kiese R, Zechmeister-Boltenstern S. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 2013;368:20130122. doi: [10.1098/rstb.2013.0122](https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0122)
2. Castaldi S, Riondino M, Baronti S, Esposito FR, Marzaioli R, Rutigliano FA, Vaccari FP, Miglietta F. Impact of biochar application to a Mediterranean wheat crop on soil microbial activity and greenhouse gas fluxes. *Chemosphere*. 2011;85:1464-1471. doi: [10.1016/j.chemosphere.2011.08.031](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.08.031)
3. IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). Climate change 2013: The physical science basis. In Working Group I contribution to the IPCC Fifth Assessment Report. (Cambridge Univ. Press, 2014). doi: [10.1017/cbo9781107415324.023](https://doi.org/10.1017/cbo9781107415324.023)
4. Kurganova IN, Lopes le Gerenyu VO. Vliyanie temperatury i voadnosti na emissiyu N₂O iz nekotorykh pakhotnykh pochv [Influence of temperature and humidity on the emission of N₂O from some arable soils]. *Agrokhimiya i plodorodie pochv*. 2010;8:984-994. In Russian
5. Liao J, Hu A, Zhao Z, Liu X, Jiang C, Zhang Z. Biochar with large specific surface area recruits N₂O-reducing microbes and mitigate N₂O emission. *Soil Biology and Biochemistry*. 2021;156:108212. doi: [10.1016/j.soilbio.2021.108212](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108212)
6. Harter J, El-Hadidi M, Huson DH, Kappler A, Behrens S. Soil biochar amendment affects the diversity of nosZ transcripts: Implications for N₂O formation. *Scientific Reports*. 2017;7:3338. doi: [10.1038/s41598-017-03282-y](https://doi.org/10.1038/s41598-017-03282-y)
7. Xu R, Tian H, Pan S, Prior SA, Feng Y, Batchelor WD, Chen J, Yang J. Global ammonia emissions from synthetic nitrogen fertilizer applications in agricultural systems: Empirical and process-based estimates and uncertainty. *Global Change Biology*. 2019;25:314-326. doi: [10.1111/gcb.14499](https://doi.org/10.1111/gcb.14499)
8. Ding Y, Liu L, Liu S, Li Z, Tan X, Huang X, Zeng G, Zhou L, Zheng B. Biochar to improve soil fertility. A review // *Agronomy for Sustainable Development*. 2016;18. doi: [10.1007/s13593-016-0372-z](https://doi.org/10.1007/s13593-016-0372-z)
9. Rizhiya EY, Buchkina NP, Balashov EV. Vliyanie biouglya na sodержanie mineral'nykh form azota v dernovo-podzolistoy supeschanoj pochve s raznoj stepen'yu okul'turennosti [The effect of bio-coal on the content of mineral forms of nitrogen in sod-podzolic sandy loam soil with varying degrees of cultivation]. *Agrochemistry*. 2020;8:22-29. In Russian
10. Farhangi-Abriz S, Torabian S, Qin R, Noulas C, Lu Y, Gao S. Biochar effects on yield of cereal and legume crops using meta-analysis. *Science of the Total Environment*. 2021;77:145869. doi: [10.1016/j.scitotenv.2021.145869](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145869)
11. Nguyen BT., Le LB, Pham LP, Nguyen HT, Tran TD, Thai NV. The effects of biochar on the biomass yield of elephant grass (*Pennisetum Purpureum* Schumach) and properties of acidic soil. *Industrial Crops and Product*. 2021;161:1-11. doi: [10.1016/j.indcrop.2020.113224](https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2020.113224)
12. Jia J, Li B, Chen Z, Xie Z, Xiong Z. Effects of biochar application on vegetable production and emissions of N₂O and CH₄. *Soil Science and Plant Nutrition*. 2012;58:503-509. doi: [10.1080/00380768.2012.686436](https://doi.org/10.1080/00380768.2012.686436)
13. Yuan H, Zhanga Z, Lia M, Cloughb T, Wrage-Mönnigc N, Qina S, Ged T, Liao H, Zhoua S. Biochar's role as an electron shuttle for mediating soil N₂O emissions. *Soil Biology and Biochemistry*. 2019;133:94-96. doi: [10.1016/j.soilbio.2019.03.002](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.03.002)
14. Song Y., Lia Y. Caia Y, Fud S, Luo Y, Wang H, Liang C, Lin Z, Hu S, Li Y, Chang SX. Biochar decreases soil N₂O emissions in Moso bamboo plantations through decreasing labile N concentrations, N-cycling enzyme activities and nitrification/denitrification rates. *Geoderma*. 2019;348:135-145. doi: [10.1016/j.geoderma.2019.04.025](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.04.025)
15. Muhina IM, Rizhiya EY, Buchkina NP. Vliyanie biouglya na emissiyu zakisi azota iz dernovo-podzolistoy pochvy raznoj stepeni okul'turennosti [The effect of biochar on the emission of nitrous oxide from sod-podzolic soil of varying degrees of cultivation].

- Agricultural intensification systems as a basis for innovative modernization of agricultural production.* 2016;78-81. In Russian.
16. Koltsova TG, Kulagina VI, Gracheva AN, Sungatullin LM. Vliyanie vneseniya drevsnogo biouglya v seruyu lesnuyu pochvu na produktivnost' goroha posevnogo [The effect of introducing wood biochar into gray forest soil on the productivity of seed peas]. *Pochvy v biosfere. Sbornik materialov Vserossijskoj nauchnoj konferencii s mezhdunarodnym uchastiem, posvyashchennoj 50-letiyu Instituta pochvovedeniya i agrohimii SO RAN. Tom CHast' 2. Otvetstvennyj redaktor A.I. Syso. Nacional'nyj issledovatel'skij [Soils in the biosphere. Collection of materials of the All-Russian scientific conference with international participation dedicated to the 50th anniversary of the Institute of Soil Science and Agrochemistry SB RAS. Volume Part 2. Responsible editor A.I. Syso. (Tomskij gosudarstvennyj universitet. 2018)] National Research Tomsk State University Publ.* 2018;81-84. In Russian
 17. Singatullina LM, Kulagina VI, Grachev AN, Ryazanov SS, Shagidullin RR, Rupova EH. Koefficient immobilizacii azota kak kriterij ekologo-btologicheskoy ocenki vozdeystviya biouglya na pochvu [Nitrogen immobilization coefficient as a criterion for ecological and biological assessment of the impact of biochar on the soil]. *Russian Journal of Applied Ecology.* 2019;18:49-53. In Russian
 18. Yanai Y, Toyota K, Okazaki M. Effects of charcoal addition on N₂O emissions from soil resulting from rewetting air-dried soil in short-term laboratory experiments. *Soil Science and Plant Nutrition.* 2007;53:181-188. doi: [10.1111/j.1747-0765.2007.00123.x](https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2007.00123.x)
 19. Liu B, Morkved PT, Frostegard A, Bakken LR. Denitrification gene pools, transcription and kinetics of NO, N₂O and N₂ production as affected by soil pH. *FEMS Microbiology Ecology.* 2010;72(3):407-417. doi: [10.1111/j.1574-6941.2010.00856.x](https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2010.00856.x)
 20. Ameloot N, De Neve S, Jegajeevagan K, Yildiz G, Buchan D, Funkuin YN, Prins W, Bouckaert L, Sleutel S. Short-term CO₂ and N₂O emissions and microbial properties of biochar amended sandy loam soils. *Soil Biology and Biochemistry.* 2013;57:401-410. doi: [10.3390/su12083436](https://doi.org/10.3390/su12083436)
 21. Feng Y, Sunb H, Xue L, Liu Y, Gao Q, Lu K, Yang L. Biochar applied at an appropriate rate can avoid increasing NH₃ volatilization dramatically in rice paddy soil. *Chemosphere.* 2017;168:1277-1284. doi: [10.1016/j.chemosphere.2016.11.151](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.151)
 22. Yang Y, Awasthi MK, Wu L, Yan Y, Lv J. Microbial driving mechanism of biochar and bean dregs on NH₃ and N₂O emissions during composting. *Bioresource Technology.* 2020;315:123829. doi: [10.1016/j.biortech.2020.123829](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123829)
 23. Agvarko-Mintah E, Cowie A, Zwielen LV, Singh BP, Smillie R, Harden S, Fornasier F. Biochar lowers ammonia emission and improves nitrogen retention in poultry litter composting. *Waste Management.* 2017;61:129-137. doi: [10.1016/j.wasman.2016.12.009](https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.12.009)
 24. Guo H, Gu J, Wang X, Yu J, Nasir M, Zhang K, Sun W. Microbial driven reduction of N₂O and NH₃ emissions during composting: Effects of bamboo charcoal and bamboo vinegar. *Journal of Hazardous Materials.* 2020;390:121292. doi: [10.1016/j.jhazmat.2019.121292](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121292)
 25. Borchard N, Schirrmann M, Cayuela ML, Kammann C, Wrage-Mönnig N, Estavillo JM, Fuertes-Mendizábal T, Sigua G, Spokas K, Ippolito JA, Novak J. Biochar, soil and land-use interactions that reduce nitrate leaching and N₂O emissions: A meta-analysis. *Science of The Total Environment.* 2019;651:2354-2364. doi: [10.1016/j.scitotenv.2018.10.060](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.060)
 26. Imer D, Merbold L, Eugster W, Buchmann N. Temporal and spatial variations of soil CO₂, CH₄ and N₂O fluxes at three differently managed grassland. *Biogeosciences.* 2013;10:5931-5945. doi: [10.5194/bg-10-5931-2013](https://doi.org/10.5194/bg-10-5931-2013)
 27. Dawar K, Fahad S, Jahangir MMR, Munir I, Alam SS, Khan SA, Mian IA, Datta R, Saud S, Banout J, Adnan M, Ahmad MN, Khan A, Dewil R, Habib-ur-Rahman M, Ansari MJ, Danish S. Biochar and urease inhibitor mitigate NH₃ and N₂O emissions and improve wheat yield in a urea fertilized alkaline soil. *Scientific Reports.* 2021;11:17413. doi: [10.1038/s41598-021-96771-0](https://doi.org/10.1038/s41598-021-96771-0)
 28. Zaman M, Heng L, Muller C. Measuring Emission of Agricultural Greenhouse Gases and Developing Mitigation Options using Nuclear and Related Techniques. Springer. 2021. 337 p. doi: [10.1007/978-3-030-55396-8](https://doi.org/10.1007/978-3-030-55396-8)

29. Bovsun MA, Castaldi S, Nesterova OV, Semal VA, Sakara NA, Brikman AV, Khokhlova AI, Karpenko TY. Effect of biochar on soil CO₂ fluxes from agricultural field experiments in Russian Far East. *Agronomy*. 2021;11:1559. doi: [10.3390/agronomy11081559](https://doi.org/10.3390/agronomy11081559)
30. Shishov LL, Tonkonogov VD, Lebedeva II, Gerasimova MI. Klassifikatsiya i diagnostika pochv Rossii [Classification and diagnostics of soils in Russia]. Smolensk : Oykumena Publ. 2004. 342 p.
31. Arinushkina EV. Rukovodstvo po khimicheskomu analizu pochv [Manual of chemical analysis of soils]. Moscow : Moscow University Publ. 1979. 244 p.
32. Cosentino VRN, Fernandez PL, Aureggi SAF, Taboada MA. N₂O emissions from a cultivated mollisol: optimal time of day for sampling and the role of soil temperature. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 2012;36:1814-1819. doi: [10.1590/S0100-06832012000600015](https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000600015)
33. Huang J, Chen Y, Sui P, Nie S, Gao W. Soil Nitrous Oxide Emissions Under Maize-Legume Intercropping System in the North China Plain. *Journal of Integrative Agriculture*. 2014;13(6):1363-1372. doi: [10.1016/S2095-3119\(13\)60509-2](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(13)60509-2)
34. Rapson TD, Dacres H. Analytical techniques for measuring nitrous oxide. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. 2014;54:65-74. doi: [10.1016/j.trac.2013.11.004](https://doi.org/10.1016/j.trac.2013.11.004)
35. Hawthorne L, Johnson MS, Jassal RS, Black TA, Grant NJ, Smukler SM. Application of biochar and nitrogen influences fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O in a forest soil. *Journal of Environmental Management*. 2017;192:208-214. doi: [10.1016/j.jenvman.2016.12.066](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.066)
36. Wrage-Mönnig N, Horn MA, Well R, Müller Ch, Velthof G, Oenema O. The role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide revisited. *Soil Biology and Biochemistry*. 2018;123:A3-A16. doi: [10.1016/j.soilbio.2018.03.020](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.03.020)
37. Ding Z, Zhou Z, Lin X, Zhao F, Wang B, Lin F, Ge Y, Eissa MA. Biochar impacts on NH₃-volatilization kinetics and growth of sweet basil (*Ocimum basilicum* L.) under saline conditions. *Industrial Crops and Products*. 2020;157:112903. doi: [10.1016/j.indcrop.2020.112903](https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2020.112903)
38. Rong R, Zheng Y, Zhang F, Yang L, Li Z. The Effects of Different Types of Biochar on Ammonia Emissions during Co-composting Poultry Manure with a Corn Leaf. *Polish Journal of Environmental Studies*. 2019;5:3837-3843. doi: [10.15244/pjoes/95179](https://doi.org/10.15244/pjoes/95179)
39. Kim M, Min H, Koo N, Kim J. Response to Ammonia Emission Flux to Different pH Conditions under Biochar and Liquid Fertilizer Application. *Agriculture*. 2021;11:136. doi: [10.3390/agriculture11020136](https://doi.org/10.3390/agriculture11020136)
40. Al-Wabel MI, Al-Omran A, El-Naggar AH, Nadeem M, Usman ARA. Pyrolysis temperature induced changes in characteristics and chemical composition of biochar produced from conocarpus wastes. *Bioresuors Technology*. 2013;131:374-379. doi: [10.1016/j.biortech.2012.12.165](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.12.165)

Информация об авторах:

Бовсун Мария Александровна – м.н.с., Дальневосточная лаборатория системного контроля за глобальными изменениями климата (Владивосток, Россия); аспирант кафедры почвоведения Дальневосточного федерального университета (Владивосток, Россия); старший инженер, лаборатория экспериментальной климатологии Тихоокеанского океанологического института имени В.И. Ильичёва ДВО РАН (Владивосток, Россия).
E-mail: bovsun.mal@dvfu.ru

Нестерова Ольга Владимировна – доцент, канд. биол. наук, кафедра почвоведения Дальневосточного федерального университета (Владивосток, Россия); зав. Дальневосточной лаборатории системного контроля за глобальными изменениями климата (Владивосток, Россия).
E-mail: nesterova.ov@dvfu.ru

Семаль Виктория Андреевна – доцент, канд. биол. наук, кафедра почвоведения Дальневосточного федерального университета (Владивосток, Россия); с.н.с., лаборатория почвоведения и экологии почв ФНЦ Биоразнообразия наземной биоты Восточной Азии ДВО РАН (Владивосток, Россия).
E-mail: semal.va@dvfu.ru

Брикманс Анастасия Владимировна – доцент, канд. биол. наук, кафедра почвоведения Дальневосточного федерального университета (Владивосток, Россия); н.с., Дальневосточная лаборатория системного контроля за глобальными изменениями климата (Владивосток, Россия).

E-mail: brikmans.av@dvfu.ru

Нестеров Владимир Вячеславович – бакалавр, Национальный исследовательский ядерный университет «МИФИ» (Москва, Россия).

E-mail: n.v.20005@mail.ru

Яцук Андрей Вадимович – в.н.с., канд. геол.-мин. наук, лаборатория газогеохимии Тихоокеанского океанологического института имени В.И. Ильичёва ДВО РАН (Владивосток, Россия); н.с., Дальневосточная лаборатория системного контроля за глобальными изменениями климата (Владивосток, Россия).

E-mail: yatsuk@poi.dvo.ru

Тюрина Елена Александровна – доцент, канд. экон. наук, кафедра менеджмента Дальневосточного федерального университета, зам. директора по науке и инновациям (Владивосток, Россия).

E-mail: tyurina.ea@dvfu.ru

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Information about the authors:

Mariia A. Bovsun, Senior Researcher Far Eastern Climate Smart Lab (Vladivostok, Russia); Post-graduate student of the Department of Soil Science, Far Eastern Federal University (Vladivostok, Russia); Senior Researcher of the Laboratory of Experimental Climatology, V.I. Il'yichev Pacific Oceanological Institute, FEB RAS (Vladivostok, Russia).

E-mail: bovsun.mal@dvfu.ru

Olga V. Nesterova, Cand.Sci. (Biol.), Assoc. Prof., Department of Soil Science, Far Eastern Federal University (Vladivostok, Russia); Head of the Far Eastern Climate Smart Lab (Vladivostok, Russia).

E-mail: nesterova.ov@dvfu.ru

Viktoriia A. Semal, Cand.Sci. (Biol.), Assoc. Prof., Department of Soil Science, Far Eastern Federal University (Vladivostok, Russia); Senior Researcher of the Laboratory of Soil Science and Soil Ecology, Federal Research Center for the Biodiversity of Terrestrial Biota of East Asia, FEB RAS (Vladivostok, Russia).

E-mail: semal.va@dvfu.ru

Anastasia V. Brikmans, Cand.Sci. (Biol.), Assoc. Prof., Department of Soil Science, Far Eastern Federal University (Vladivostok, Russian Federation); Senior Researcher Far Eastern Climate Smart Lab (Vladivostok, Russian Federation).

E-mail: brikmans.av@dvfu.ru

Vladimir V. Nesterov, bachelor, National Research Nuclear University MEPhI (Moscow, Russia).

E-mail: n.v.20005@mail.ru

Andrey V. Yatsuk, Cand.Sci. (Geol.), Senior Researcher, Laboratory of Gas Geochemistry, V.I. Il'yichev Pacific Oceanological Institute, FEB RAS (Vladivostok, Russia); Senior Researcher Far Eastern Climate Smart Lab (Vladivostok, Russia).

E-mail: yatsuk@poi.dvo.ru

Elena A. Tyurina, Cand.Sci. (Econ), Assoc. Prof., Department of Management, Far Eastern Federal University, Deputy Director for Science and Innovation (Vladivostok, Russia).

E-mail: tyurina.ea@dvfu.ru

The Authors declare no conflict of interest.

*Статья поступила в редакцию 20.09.2022;
одобрена после рецензирования 01.04.2023; принята к публикации 03.10.2023.*

*The article was submitted 20.09.2022;
approved after reviewing 01.04.2023; accepted for publication 03.10.2023.*