

**ПОСЛЕДЕЙСТВИЕ НАВОЗА И ВЛИЯНИЕ ПОЛНОГО МИНЕРАЛЬНОГО УДОБРЕНИЯ НА
ИНДИКАТОРЫ КАЧЕСТВА НИЖНЕЙ ЧАСТИ ПАХОТНОГО
СЛОЯ ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТОЙ ПОЧВЫ**

А. В. Бурова, Е. В. Балашов

*ФГБНУ «Агрофизический научно-исследовательский институт»
195220, Санкт-Петербург, Гражданский проспект, д. 14
E-mail: Eugene_Balashov@yahoo.co.uk*

Поступила в редакцию 22 августа 2018 г., принята к печати 27 мая 2019 г.

В полевом опыте Меньковского филиала АФИ (Ленинградская обл.) проведена оценка достоверности изменений биохимических, микробиологических и структурных индикаторов качества почвы в слое 10–20 см после трёхлетнего применения навоза в совокупных дозах 220 т га⁻¹ и 540 т га⁻¹ и последующего внесения полного минерального удобрения. По сравнению с контрольным вариантом последствие навоза вызвало достоверное увеличение: содержания органического углерода в смешанных образцах почвы в варианте с дозой 220 т га⁻¹; содержания углерода биомассы микроорганизмов в смешанных образцах почвы в варианте с дозой 540 т га⁻¹ и в водопрочных агрегатах в варианте с дозой 220 т га⁻¹; эмиссии N₂O из смешанных образцов почвы и водопрочных агрегатов в обоих вариантах. Внесение полного минерального удобрения в вариантах с навозом привело к достоверному повышению: содержания органического углерода в водопрочных агрегатах в вариантах с дозами 220 т га⁻¹ и 540 т га⁻¹; содержания «лёгкой» фракции органического вещества в смешанных образцах почвы и водопрочных агрегатах в вариантах с дозами 540 т га⁻¹ и 220 т га⁻¹ соответственно; эмиссии N₂O из смешанных образцов почвы и водопрочных агрегатов в вариантах с дозами 540 т га⁻¹ и 220 т га⁻¹ соответственно. Полное минеральное удобрение стимулировало секвестрацию органического вещества в водопрочных агрегатах. Однако последствие навоза в обеих дозах и внесение полного минерального удобрения не привели к возникновению достоверных отличий содержания водопрочных агрегатов от контрольных значений.

Ключевые слова: навоз, полное минеральное удобрение, индикаторы качества, дерново-подзолистая песчаная почва.

**AFTEREFFECT OF FARMYARD MANURE AND INFLUENCE OF FULL MINERAL FERTILIZER ON
QUALITY INDICATORS OF BOTTOM PART OF SPodosol PLOUGH LAYER**

A. V. Burova, E. V. Balashov

The significance of changes in biochemical, microbiological and structural indicators of soil quality in a 10–20-cm layer after a three-year application of farmyard manure (FYM) in total rates of 220 t ha⁻¹, 540 t ha⁻¹ and after a subsequent application of full mineral fertilizer has been evaluated in the field experiment at the Menkovo branch of the Agrophysical Research Institute (Leningrad region). Compared with the control treatment, the aftereffect of farmyard manure resulted in a significant increase of: the organic carbon content in bulk soil samples in the treatment of 220 t ha⁻¹ FYM; the microbial biomass carbon content in bulk soil samples in the treatment of 540 t ha⁻¹ FYM and the water-stable aggregates content in the treatment of 220 t ha⁻¹ FYM; N₂O emission from bulk soil samples and from water-stable aggregates of both treatments. The application of full mineral fertilizer in the FYM treatments led to a significant increase in: the organic carbon content in water-stable aggregates in the treatments of 220 t ha⁻¹ FYM and 540 t ha⁻¹ FYM; particulate organic matter content in the bulk soil samples and in the water-stable aggregates in the treatments of 540 t ha⁻¹ FYM and 220 t ha⁻¹ FYM, respectively; N₂O emission from bulk soil samples and from water-stable aggregates in the treatments of 540 t ha⁻¹ FYM and 220 t ha⁻¹ FYM, respectively. The full mineral fertilizer stimulated the sequestration of organic matter in water-stable aggregates. However, the aftereffect of FYM in both rates and the application of full mineral fertilizer did not lead to any significant differences in the content of water-stable aggregates compared to control treatment.

Keywords: farmyard manure, full mineral fertilizer, indicators of soil quality, sandy Spodosol.

ВВЕДЕНИЕ

Среди индикаторов качества почв особое внимание уделяется таким свойствам и процессам, как содержание органического углерода (Сорг), «лёгкой» фракции органического вещества (ЛФ), углерода биомассы микроорганизмов (Сбм), водопрочных агрегатов (Ваг); биологическая активность (БА), формирование и эмиссия закиси азота N_2O (Anderson, 2003; Cambardella, Elliott, 1992; Dobbie, Smith, 2001; Six et al., 2004). Указанные индикаторы используются для технологической оценки качества и устойчивости почв во время и после антропогенных воздействий.

Органические и минеральные системы удобрений различаются по времени высвобождения из них доступных питательных элементов в почву. Поэтому использование обеих систем удобрений может привести как к благоприятным, так и неблагоприятным изменениям баланса питательных элементов для растений, размера, группового и функционального разнообразия микробного сообщества и, как следствие, содержания Сорг и эмиссии N_2O (Домбек-Шрениавска, Балашов, 2015; Vöhme et al., 2005; Buchkina et al., 2010). Смена органической системы удобрений на минеральную способствует как улучшению питательного режима и повышению эмиссии N_2O из почв в связи с увеличением активности и численности бактерий, так и снижению качества органического вещества и содержания ВАг из-за уменьшения численности почвенных грибов и активности ферментов, вовлечённых в его трансформацию (Geisseler, Scow, 2014; Oehl et al., 2004; Rousk et al., 2011). Смена систем удобрений в большей или меньшей степени способствует усилению дифференциации индикаторов качества почв между 0–10-см и 10–20-см слоями. Данная дифференциация, как правило, проявляется в более высоком содержании Сорг, Сбм и растительных остатков или в большей БА и порозности аэрации в 0–10-см слое по сравнению со слоем 10–20 см (Бурова, Балашов, 2018; Коржов и др., 2009). Разная теснота взаимосвязей между указанными индикаторами в двух слоях почвы обуславливает различную эффективность управления качеством почв.

Цель исследований заключалась в оценке достоверности изменений биохимических, микробиологических и структурных индикаторов качества почвы в нижней части пахотного слоя под влиянием последствия навоза и последующего применения полного минерального удобрения.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования были выполнены в 2006 г. в полевом опыте, заложенном в 2003 г. на базе Меньковской опытной станции Агрофизического НИИ (Buchkina et al., 2010). В течение периода наблюдений (май–сентябрь) среднемесячные температуры воздуха колебались от $+10,2^{\circ}C$ (май) до $+17,4^{\circ}C$ (июль), среднесуточная температура воздуха и общее количество осадков составляли $+14,8^{\circ}C$ и 456,5 мм. Содержание фракций механических элементов (%) в 10–20-см слое дерново-подзолистой почвы составляло (Моисеев и др., 2007): 4,9 ($<0,005$ мм), 4,8 (0,01–0,005 мм), 13,0 (0,05–0,01 мм), 33,6 (0,1–0,05 мм), 18,7 (0,25–0,1 мм), 16,0 (0,5–0,25 мм), 2,9 (1,0–0,5 мм), 2,5 (3,0–1,0 мм), 1,3 (5,0–3,0 мм), 1,1 (10,0–5,0 мм), 1,1 ($>10,0$ мм). Согласно показателю содержания физической глины (9,7%), почва в слое 10–20 см является

песчаной (по единой шкале Почвенного института им. В. В. Докучаева) (Растворова, 1983).

Площадь экспериментального участка составляла 1,5 га. Участок был разделен на три парцеллы площадью 0,5 га (50×100 м) каждая. В 2003, 2004 и 2005 гг. в почву первой парцеллы был внесен навоз (Нз) крупного рогатого скота в дозах 80, 80 и 60 т га^{-1} (в совокупности – 220 т га^{-1}), в почву второй парцеллы – 160, 320 и 60 т га^{-1} (в совокупности – 540 т га^{-1}) с целью повышения степени окультуренности почвы до хорошей и высокой. Нз был равномерно распределен на поверхности почвы, затем заделан в верхний 0–10-см слой почвы с помощью дискования и далее запахан в 0–20-см слой. Почва третьей парцеллы была оставлена в исходном состоянии. В 2003, 2004 и 2005 гг. на трёх парцеллах выращивались озимая рожь (*Secale cereale* L.), вика мохнатая (*Vicia sativa* L.) и овёс (*Avena sativa* L.). Весной 2006 г. на каждой из трёх парцелл было заложено по шесть рандомизированных делянок: три без внесения минеральных удобрений и три с внесением полного минерального удобрения (аммиачная селитра, суперфосфат двойной гранулированный, хлористый калий). Дозы минеральных удобрений (кг д.в. га^{-1}) составляли: N60 P20 K30 для делянок без Нз; N100 P60 K70 для делянок с Нз в дозе 220 т га^{-1} и N100 P80 K100 для делянок с Нз в дозе 540 т га^{-1} . В 2006 г. все парцеллы были заняты яровым ячменём (*Hordeum vulgare* L.) с подсевом многолетних трав (*Phleum pratense* L., *Trifolium pratense* L.).

Для исследования индикаторов качества почвы отбиралось по одной смешанной пробе, состоящих из пяти точечных проб, взятых по «методу конверта» из слоя 10–20 см в мае, июне и сентябре 2006 г. Смешанные пробы хранились несколько дней в герметичных пакетах при температуре $4^{\circ}C$, затем высушивались до воздушно-сухого состояния при комнатной температуре и разделялись на две части. Первая часть проб использовалась для измерения содержания ВАг и их фракций. Пробы почвы из второй части просеивались через сито с диаметром отверстий 1 мм и использовались для определения биохимических, агрохимических и микробиологических индикаторов качества почв. В тексте статьи данные пробы обозначены как «смешанные образцы почвы».

Общее содержание ВАг (водопрочных макроагрегатов) и распределение их фракций (0,25–0,5 мм – 5,0–7,0 мм) устанавливались по методу «мокрого» просеивания (Растворова, 1983). В смешанных образцах почвы и ВАг (средневзвешенная сумма фракций – 0,25–7,0 мм) определялось содержание: Сорг по методу Тюриня (Растворова и др., 1995); ЛФ с

помощью 15-час. диспергирования образцов почвы в 0,5% растворе гексаметафосфата натрия с последующим просеиванием их через сито с диаметром отверстий 53 мкм (Cambardella, Elliot, 1992); Сбм по методу субстрат-индуцированного дыхания (Ананьева и др., 2006); минеральных форм азота (NO_3^- , NH_4^+) с использованием ионоселективных электродов (Банкин и др., 2005). Газохроматографические определения эмиссии N_2O из почв проводились одновременно с измерениями БА (по продуцированию CO_2) с использованием детектора электронного захвата после 1-сут. инкубирования смешанных образцов почвы и ВАг при температуре 30°C и влажности почвы, соответствующей её наименьшей влагёмкости. Все измерения выполнены в трёхкратной повторности. Статистическая обработка результатов включала вычисления значений средних и стандартных отклонений, а также коэффициентов корреляции Пирсона. Достоверность различий средних значений оценивалась с помощью однофакторного дисперсионного анализа (ANOVA) при $p \leq 0,05$.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Согласно результатам проведенных исследований, содержание Сорг (г С кг^{-1}) в смешанных образцах почвы составляло: $15,1 \pm 3,3$ (контроль), $19,9 \pm 4,9$ ($\text{Нз } 220 \text{ т га}^{-1}$), $17,4 \pm 0,4$ ($\text{Нз } 540 \text{ т га}^{-1}$). В варианте только с дозой $\text{Нз } 220 \text{ т га}^{-1}$ установлено достоверно ($p < 0,05$) более высокое (на $2,5 \text{ г С кг}^{-1}$) содержание Сорг в смешанных образцах почвы по сравнению с контрольным вариантом. Данная почва характеризовалась невысоким содержанием илистой фракции (9,7%), представленной преимущественно кварцем со слабыми водородными связями с низкомолекулярными быстроминерализуемыми органическими соединениями – углеводы и лигнин (Voitsova et al., 2015; Kiem et al., 2000). Поэтому почва отличалась небольшой степенью насыщения органическим веществом (Hassink et al., 1997). Избыточное органическое вещество в варианте с дозой $\text{Нз } 540 \text{ т га}^{-1}$, в отличие от варианта с дозой $\text{Нз } 220 \text{ т га}^{-1}$, не закреплялось устойчиво на минеральной твёрдой фазе почвы и подвергалось быстрой минерализации.

По той причине ВАг песчаной почвы также характеризовались непродолжительной временной стабилизацией (Six et al., 2004). Поэтому содержание Сорг в ВАг достоверно не различалось между тремя вариантами эксперимента: $20,1 \pm 4,0$ (контроль), $21,5 \pm 2,9$ ($\text{Нз } 220 \text{ т га}^{-1}$) и $21,3 \pm 2,2$ ($\text{Нз } 540 \text{ т га}^{-1}$). Однако установлено достоверно ($p < 0,05$ и $p < 0,001$) большее содержание Сорг в ВАг в вариантах контроль (на $3,9 \text{ г С кг}^{-1}$) и $\text{Нз } 540 \text{ т га}^{-1}$ (на $5,0 \text{ г С кг}^{-1}$), чем в смешанных образцах почвы.

Результаты оценки распределения Сорг в 0–10-см и 10–20-см слоях показали, что в смешанных образцах почвы только в варианте $\text{Нз } 540 \text{ т га}^{-1}$ содержание Сорг было достоверно ($p < 0,05$) больше (на $2,4 \text{ г С кг}^{-1}$) в 0–10-см слое почвы, чем в 10–20-см слое. В то же время содержание Сорг в ВАг оказалось меньше в 0–10-см слое по сравнению со слоем 10–20 см во всех вариантах опыта, однако различия были достоверными ($p < 0,05$, на $3,2 \text{ г С кг}^{-1}$) только в варианте с дозой $\text{Нз } 220 \text{ т га}^{-1}$ (Бурова, Балашов, 2018).

Азотные удобрения в большей степени способствуют усилению активности микроорганизмов и повышению

содержания Сорг в почвах по сравнению с фосфорными и калийными удобрениями (Geisseler, Scow, 2014). Тем не менее внесение аммиачной селитры в составе полного минерального удобрения (далее – NPK) в вариантах с Нз способствовало лишь сохранению ранее достигнутого уровня содержания Сорг в смешанных образцах почвы.

Смена органической системы удобрений на минеральную привела к улучшению состояния органического вещества в ВАг. Содержание Сорг (г С кг^{-1}) в ВАг составляло $25,1 \pm 3,5$ и $26,8 \pm 0,9$ в вариантах $\text{Нз } 220 \text{ т га}^{-1} + \text{NPK}$ и $\text{Нз } 540 \text{ т га}^{-1} + \text{NPK}$. Достоверно большее содержание Сорг в ВАг отмечено в вариантах $\text{Нз } 220 \text{ т га}^{-1} + \text{NPK}$ ($p < 0,05$, на $3,6 \text{ г С кг}^{-1}$) и $\text{Нз } 540 \text{ т га}^{-1} + \text{NPK}$ ($p < 0,001$, на $5,5 \text{ г С кг}^{-1}$) по сравнению с вариантами $\text{Нз } 220 \text{ т га}^{-1}$ и $\text{Нз } 540 \text{ т га}^{-1}$ соответственно. Достоверные различия в содержании Сорг в ВАг установлены между вариантами контроль + NPK ($18,9 \pm 5,0 \text{ г С кг}^{-1}$) по сравнению с $\text{Нз } 220 \text{ т га}^{-1} + \text{NPK}$ ($p < 0,05$, на $6,2 \text{ г С кг}^{-1}$) и $\text{Нз } 540 \text{ т га}^{-1} + \text{NPK}$ ($p < 0,001$, на $7,9 \text{ г С кг}^{-1}$). Различия в содержании Сорг в ВАг между вариантами $\text{Нз } 220 \text{ т га}^{-1} + \text{NPK}$ и $\text{Нз } 540 \text{ т га}^{-1} + \text{NPK}$ оказались недостоверными, что, вероятно, связано с достижением предельной степени насыщения минеральной твёрдой фазы почвы и пор ВАг органическим веществом Нз (Hassink et al., 1997; Six et al., 2004).

Во всех вариантах с NPK содержание Сорг в смешанных образцах почвы было выше в 0–10-см слое, чем в слое 10–20 см, тогда как содержание Сорг в ВАг было выше в 10–20-см слое. Достоверные различия в содержании Сорг в смешанных образцах почвы из указанных слоёв установлены только в варианте $\text{Нз } 540 \text{ т га}^{-1} + \text{NPK}$ ($p < 0,05$, на $1,3 \text{ г С кг}^{-1}$), в ВАг – только в варианте $\text{Нз } 220 \text{ т га}^{-1} + \text{NPK}$ ($p < 0,05$, на $7,8 \text{ г С кг}^{-1}$).

ЛФ представляет собой слаборазложившиеся растительные остатки, которые ассоциированы с частицами песка диаметром $> 53 \text{ мкм}$. Количественное определение содержания ЛФ, как отмечено выше, выполняется с помощью диспергирования почвы в водном растворе гексаметафосфата натрия (Cambardella, Elliot, 1992). Изучение ЛФ в почвах способствует углублению понимания того, насколько значимым является влияние систем удобрений на вклад растительных остатков в формирование гумуса, трансформацию азота и образование ВАг (Gartzia-Bengoetxea et al., 2009).

Влияние последствия Нз в дозах 220 т га^{-1} и 540 т га^{-1} на содержание ЛФ (г ЛФ кг^{-1}) в смешанных образцах почвы

($15,8 \pm 5,2$ и $18,1 \pm 2,1$) и ВАг ($19,2 \pm 7,2$ и $26,3 \pm 8,0$) выразилось в его недостоверных изменениях по сравнению с контрольными значениями ($16,4 \pm 5,8$ и $20,7 \pm 2,7$), поскольку в песчаной почве ЛФ подвержена интенсивной микробиологической минерализации. Корреляционные связи между содержанием Сорг и ЛФ в смешанных образцах почвы, однако были достоверными ($r = 0,92$, $p < 0,001$) в контрольном варианте, в котором степень гумификации ЛФ и её защиты от микробиологической минерализации могла быть выше, чем в вариантах с Нз (Kiem et al., 2000). ЛФ принимает активное участие в механизмах формирования ВАг (Six et al., 2004). Согласно результатам проведенных исследований, только в варианте с дозой Нз 540 т га^{-1} содержание ЛФ в ВАг было достоверно ($p < 0,05$) выше (на $8,2 \text{ г ЛФ кг}^{-1}$), чем в смешанных образцах почвы.

Результаты исследований распределения ЛФ в пахотном слое почвы показали, что её содержание было достоверно выше в смешанных образцах почвы ($p < 0,001$, на $7,2 \text{ г ЛФ кг}^{-1}$) и в ВАг ($p < 0,01$, на $6,5 \text{ г ЛФ кг}^{-1}$) из его верхней части 0–10 см, чем из нижней части 10–20 см, только в варианте с наибольшей дозой Нз (Бурова, Балашов, 2018).

Внесение NPK в вариантах с Нз привело к улучшению питательного режима и увеличению биомассы корней растений. Поэтому в указанных вариантах содержание ЛФ в смешанных образцах почвы и в Ваг увеличилось. Однако достоверно более высокое содержание ЛФ в смешанных образцах почвы выявлено только в варианте Нз $540 \text{ т га}^{-1} + \text{NPK}$ ($p < 0,001$, на $15,3 \text{ г ЛФ кг}^{-1}$), в Ваг – только в варианте Нз $220 \text{ т га}^{-1} + \text{NPK}$ ($p < 0,05$, на $10,9 \text{ г ЛФ кг}^{-1}$) по сравнению с аналогичными вариантами без NPK. Внесение NPK способствовало также достоверному ($p < 0,05$) усилению секвестрации ЛФ в ВАг как в контрольном варианте (на $6,8 \text{ г С кг}^{-1}$), так и в вариантах Нз $220 \text{ т га}^{-1} + \text{NPK}$ (на $9,5 \text{ г С кг}^{-1}$) и Нз $540 \text{ т га}^{-1} + \text{NPK}$ (на $13,0 \text{ г С кг}^{-1}$). Тем не менее достоверное повышение содержания ЛФ в ВАг не вызвало последующего достоверного увеличения содержания в них Сорг. Это объясняется тем, что ВАг песчаной почвы имеют непродолжительное время жизни (несколько недель) и поэтому не являются надёжной защитой ЛФ от микробиологической минерализации (Six et al., 2004).

В почве БА характеризует доступность органического углерода для микроорганизмов. Последствие Нз в двух дозах и последующее внесение NPK не вызвали достоверных изменений БА как в смешанных образцах почвы, так и в ВАг по сравнению с контрольными значениями. Отсутствие достоверных межвариантных изменений БА обусловлено, возможно, одинаковой доступностью органического углерода или неблагоприятным для микроорганизмов биохимическим составом почвенного органического вещества и ЛФ (Rousk et al., 2011).

Содержание Сбм является более чувствительным (по сравнению с Сорг) индикатором изменений микробиологического и биохимического состояния почв после применения сельскохозяйственных мероприятий и систем землепользования (Ананьева и др., 2006; Anderson, 2003; Geisseler, Scow, 2014). Последствие Нз вызвало достоверное повышение содержания Сбм в смешанных

образцах почвы лишь в варианте Нз 540 т га^{-1} ($p < 0,05$, на $186,8 \text{ г Сбм кг}^{-1}$), в Ваг – в варианте Нз 220 т га^{-1} ($p < 0,01$, на $177,4 \text{ г Сбм кг}^{-1}$) по сравнению с контрольными значениями: $632,0 \pm 129,1 \text{ г Сбм кг}^{-1}$ и $292,4 \pm 133,9 \text{ г Сбм кг}^{-1}$ соответственно. Содержание Сбм в ВАг было достоверно (от $p < 0,05$ до $p < 0,001$) меньше (на $237,6–379,0 \text{ г Сбм кг}^{-1}$), чем в смешанных образцах почвы во всех вариантах эксперимента без NPK. Отсутствие накопления Сбм в ВАг обусловлено, вероятно, неблагоприятным для микроорганизмов биохимическим составом доступного почвенного органического вещества и ЛФ (Geisseler, Scow, 2014).

Содержание Сбм в слое почвы 10–20 см было больше, чем в слое 0–10 см, в вариантах без NPK. В смешанных образцах почвы достоверные ($p < 0,05$) межслойные различия в содержании Сбм выявлены в двух вариантах — контроль (на $170,9 \text{ г Сбм кг}^{-1}$) и Нз 540 т га^{-1} (на $347,6 \text{ г Сбм кг}^{-1}$), тогда как в ВАг достоверные ($p < 0,001$) межслойные различия установлены только в одном варианте – Нз 220 т га^{-1} (на $185,3 \text{ г Сбм кг}^{-1}$).

Смена органической системы удобрений на минеральную приводит, как правило, к увеличению активности бактерий и к снижению активности арбускулярных микоризных грибов, которые оказывают более значимое влияние на формирование и устойчивость ВАг (Oehl et al., 2004; Rousk et al., 2011; Six et al., 2004). Внесение NPK в вариантах с Нз не привело к достоверным изменениям содержания Сбм как в смешанных образцах почвы, так и в ВАг по сравнению с его содержанием в вариантах с без NPK: содержание Сбм в вариантах с Нз и NPK изменялось от $879,0$ до $980,0 \text{ г Сбм кг}^{-1}$ в смешанных образцах почвы и от $390,6$ до $535,3 \text{ г Сбм кг}^{-1}$ в ВАг. Однако полученные результаты свидетельствуют о достоверно меньшем содержании Сбм в Ваг по сравнению со смешанными образцами почвы в вариантах Нз $220 \text{ т га}^{-1} + \text{NPK}$ ($p < 0,01$, на $488,4 \text{ г Сбм кг}^{-1}$), Нз $540 \text{ т га}^{-1} + \text{NPK}$ ($p < 0,05$, на $444,7 \text{ г Сбм кг}^{-1}$) и контроль + NPK ($p < 0,001$, на $322,6 \text{ г Сбм кг}^{-1}$).

В вариантах с обеими дозами Нз и NPK содержание Сбм как в смешанных образцах, так и в ВАг было больше в слое почвы 10–20 см, чем в слое 0–10 см. Достоверные ($p < 0,05$, на $372,0 \text{ г Сбм кг}^{-1}$) различия в содержании Сбм в указанных слоях выявлены только в смешанных образцах почвы в варианте Нз $220 \text{ т га}^{-1} + \text{NPK}$.

Влияние последствия Нз в обеих дозах на содержание ВАг (%) не проявилось в его достоверных отличиях от контрольных значений: $38,7 \pm 6,3$ (контроль), $34,2 \pm 15,9$

(Нз 220 т га⁻¹), 33,6 ± 5,7 (Нз 540 т га⁻¹). Быстроминерализуемое низкомолекулярное органическое вещество, илистая фракция в небольшом количестве, макропоры и гифы микоризных грибов оказались неспособными поддерживать длительную устойчивость ВАг песчаной почвы в обоих вариантах с Нз. Внесение NPK в вариантах с Нз способствовало лишь сохранению ранее достигнутого уровня содержания ВАг (%), несмотря на возможное неблагоприятное изменение состава микробного сообщества: 27,5 ± 5,8 (контроль + NPK), 40,9 ± 2,2 (Нз 220 т га⁻¹ + NPK), 33,1 ± 5,1 (Нз 540 т га⁻¹ + NPK).

Последствие Нз в обеих дозах (220 т га⁻¹ и 540 т га⁻¹) проявилось в недостоверно меньшем суммарном содержании (мг NO₃⁻-N + NH₄⁺-N кг⁻¹) минеральных форм азота (17,9 ± 8,7 и 28,4 ± 17,7) в смешанных образцах почвы по сравнению с контрольными значениями (59,5 ± 36,2). Внесение азотного удобрения в вариантах Нз 220 т га⁻¹ + NPK и Нз 540 т га⁻¹ + NPK вызвало недостоверное увеличение содержания (мг NO₃⁻-N + NH₄⁺-N кг⁻¹) минеральных форм азота (43,9 ± 19,4 и 78,3 ± 50,8) в смешанных образцах почвы по сравнению с их содержанием в тех же вариантах без NPK и в варианте контроль + NPK (37,3 ± 17,3).

Эмиссия N₂O из почв возникает в результате микробиологических процессов нитрификации и денитрификации и является важным показателем микробиологического состояния почвы (Wrage et al., 2001). На интенсивность данных процессов оказывают влияние содержание влаги, кислорода, минеральных форм азота, доступного органического вещества, температура и pH (Dobbie, Smith, 2001).

Нитрификация являлась доминантным микробиологическим процессом формирования N₂O при аэробных условиях в исследуемой почве. Эмиссия N₂O из смешанных образцов почвы была достоверно ниже в контрольном варианте (3,5 ± 1,0 мкг N₂O-N кг⁻¹ час⁻¹), чем в вариантах Нз 220 т га⁻¹ (p < 0,001, 14,6 ± 6,5 мкг N₂O-N кг⁻¹ час⁻¹) и Нз 540 т га⁻¹ (p = 0,05, 6,8 ± 4,7 мкг N₂O-N кг⁻¹ час⁻¹). Различия в эмиссии N₂O из смешанных образцов между вариантами с Нз также были достоверными (p < 0,05). Эмиссия N₂O из ВАг была достоверно выше в вариантах Нз 220 т га⁻¹ (p < 0,001, 5,4 ± 2,0 мкг N₂O-N кг⁻¹ час⁻¹) и Нз 540 т га⁻¹ (p < 0,05, 8,4 ± 6,1 мкг N₂O-N кг⁻¹ час⁻¹) по сравнению с контрольным вариантом (2,2 ± 0,6 мкг N₂O-N кг⁻¹ час⁻¹).

Достоверные корреляционные связи между эмиссией N₂O и БА как меры доступности органического вещества микроорганизмам выявлены в смешанных образцах почвы во всех вариантах без NPK: контроль (r = 0,79, p < 0,001), Нз 220 т га⁻¹ (r = 0,71, p < 0,01), Нз 540 т га⁻¹ (r = 0,61, p < 0,05). Между содержанием Сбм и ЛФ в смешанных образцах почвы и эмиссией N₂O достоверные корреляционные связи установлены только в варианте Нз 220 т га⁻¹ (r = 0,93, p < 0,001 и r = 0,82, p < 0,01).

Эмиссия N₂O из ВАг была достоверно ниже, чем из смешанных образцов почвы, только в вариантах контроль (p < 0,05) и Нз 220 т га⁻¹ (p < 0,01). В указанных вариантах эмиссия N₂O из ВАг была не более высокой, чем эмиссия из почвы. В отличие от эмиссии из смешанных образцов почвы, достоверные корреляционные связи эмиссии N₂O из ВАг были установлены только с содержанием Сорг во всех

вариантах без NPK: контроль (r = 0,82, p < 0,01), Нз 220 т га⁻¹ (r = 0,91, p < 0,001), Нз 540 т га⁻¹ (r = 0,94, p < 0,001). Различия в тесноте корреляционных связей эмиссии N₂O с микробиологическими и биохимическими индикаторами качества почвы в смешанных образцах и в ВАг обусловлены, возможно, разной доступностью и неодинаковым биохимическим составом органического вещества для нитрифицирующих микроорганизмов.

Эмиссия N₂O из смешанных образцов почвы в 10–20-см слое была выше, чем в 0–10-см слое, во всех вариантах без NPK. В смешанных образцах почвы достоверные различия между указанными слоями в эмиссии N₂O выявлены только в двух вариантах – контроль (p < 0,05, на 1,5 мкг N₂O-N кг⁻¹ час⁻¹) и Нз 220 т га⁻¹ (p < 0,001, на 12,4 мкг N₂O-N кг⁻¹ час⁻¹), тогда как эмиссия N₂O из ВАг была достоверно выше в слое 0–10 см, чем в слое 10–20 см, в тех же вариантах без NPK – контроль (p < 0,001, на 7,3 мкг N₂O-N кг⁻¹ час⁻¹) и Нз 220 т га⁻¹ (p < 0,01, на 6,6 мкг N₂O-N кг⁻¹ час⁻¹).

Внесение NPK привело как к достоверному (p < 0,05) уменьшению эмиссии N₂O из смешанных образцов почвы в варианте Нз 220 т га⁻¹ + NPK до значений 6,8 ± 3,4 мкг N₂O-N кг⁻¹ час⁻¹, так и к её достоверному (p < 0,001) увеличению в варианте Нз 540 т га⁻¹ + NPK до значений 15,2 ± 3,6 мкг N₂O-N кг⁻¹ час⁻¹. Внесение NPK в варианте с Нз в наибольшей дозе оказало неблагоприятное влияние на пул азота и вызвало наиболее высокую эмиссию N₂O из смешанных образцов почвы.

После внесения NPK эмиссия N₂O из ВАг увеличилась во всех вариантах эксперимента. Однако достоверное (p < 0,05) повышение эмиссии N₂O из ВАг до значений 11,0 ± 6,6 мкг N₂O-N кг⁻¹ час⁻¹ установлено только в варианте Нз 220 т га⁻¹ + NPK. Различия в эмиссии N₂O из смешанных образцов почвы и ВАг были недостоверными во всех вариантах с NPK.

Эмиссия N₂O в слое почвы 10–20 см была выше, чем в слое 0–10 см, в обоих вариантах эксперимента с Нз и NPK. Различия между указанными слоями в эмиссии N₂O из смешанных образцов почвы были достоверно (p < 0,001) больше в вариантах Нз 220 т га⁻¹ + NPK (на 5,1 мкг N₂O-N кг⁻¹ час⁻¹) и Нз 540 т га⁻¹ + NPK (на 11,3 мкг N₂O-N кг⁻¹ час⁻¹), тогда как эмиссия N₂O из ВАг в слое 10–20 м была достоверно (p < 0,05) выше, чем в слое 0–10 см, только в варианте Нз 220 т га⁻¹ + NPK (на 7,0 мкг N₂O-N кг⁻¹ час⁻¹). Однако более высокое суммарное содержание минеральных форм азота (Бурова, Балашов, 2018) в слое 0–10 см

(43,9–78,3 мг $\text{NO}_3^- \text{-N} + \text{NH}_4^+ \text{-N}$ кг⁻¹) по сравнению со слоем 0–20 см (31,9–68,0 мг $\text{NO}_3^- \text{-N} + \text{NH}_4^+ \text{-N}$ кг⁻¹) в обоих вариантах с Нз и НРК свидетельствует о наличии других значимых факторов, вызвавших различия в эмиссии N_2O из смешанных образцов почвы в указанных слоях.

ВЫВОДЫ

Последствие трёхлетнего применения Нз в суммарных дозах 220 т га⁻¹ и 540 т га⁻¹ проявилось преимущественно в достоверном улучшении (по сравнению с контрольными значениями) биохимических и микробиологических и в сохранении структурных индикаторов качества нижней части пахотного слоя почвы.

Внесение полного минерального удобрения в вариантах с Нз в обеих дозах вызвало достоверные благоприятные изменения биохимических и сохранение

ранее достигнутых структурных индикаторов качества почвы. Применение полного минерального удобрения в варианте с наибольшей дозой Нз оказало неблагоприятное влияние на пул азота и вызвало наиболее высокую эмиссию N_2O из смешанных образцов почвы.

Низкая эффективность последствия Нз в обеих дозах и различное влияние полного минерального удобрения на индикаторы качества почвы обусловлены невысокой степенью защиты органического вещества от микробиологической минерализации и насыщения органическим веществом твёрдой фазы почвы и пор ВАг.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Ананьева Н. Д., Сусьян Е. А., Чернова О. В., Чернов И. Ю., Макарова О. Л. Соотношение грибов и бактерий в биомассе разных типов почв, определяемое селективным ингибированием // *Микробиология*. 2006. Т. 75. № 6. С. 807–813.
- Банкин М. П., Банкина Т. А., Коробейникова Л. П. Физико-химические методы в агрохимии и биологии почв. СПб.: Изд. С.-Петерб. ун-та, 2005. 177 с.
- Бурова А. В., Балашов Е. В. Последствие навоза и влияние последующего внесения азотных удобрений на индикаторы качества дерново-подзолистой супесчаной почвы // *Проблемы агрохимии и экологии*. 2018. № 3. С. 26–31.
- Домбек-Шрениавска М., Балашов Е. Агрегатный состав, микробиологические свойства и эмиссия закиси азота супесчаной ортик лювосоли в органической и минеральной системе выращивания культур // *Агрофизика*. 2015. № 1. С. 1–8.
- Коржов С. С., Маслов В. А., Орехова Е. С. Изменение микробиологической активности почвы при различных способах её обработки // *АГРО XXI*. 2009. № 1–3. С. 22–23.
- Моисеев К. Г., Гришко Ю. В., Романов О. В. Некоторые физические свойства дерново-подзолистых почв Северо-Запада России // *Физические, химические и климатические факторы продуктивности полей*. 2007. С. 181–191.
- Растворова О. Г. Физика почв: Практическое руководство. Л.: Изд-во ЛГУ, 1983. 196 с.
- Растворова О. Г., Андреев Д. П., Гагарина Э. И., Касаткина Г. А., Федорова Н. Н. Химический анализ почв. СПб.: Изд-во С.-Петерб. ун-та, 1995. 254 с.
- Anderson T. H. Microbial eco-physiological indicators to asses soil quality // *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2003, v. 98, pp. 285–293.
- Boitsova L., Zinczuk E., Neprimerova S., Balashov E. Distribution of total and clay-associated organic matter in profiles of arable loamy sand Spodosol // *Folia Oecologica*, 2015, v. 42, pp. 1–9.
- Böhme L., Langer U., Böhme F. Microbial biomass, enzyme activities and microbial community structure in two European long-term field experiments // *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2005, v. 109, pp. 141–152.
- Buchkina N. P., Balashov E. V., Rizhiya E. Ya., Smith K. A. Nitrous oxide emissions from a light-textured arable soil of North-Western Russia: effects of crops, fertilizers, manures and climate parameters // *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2010, v. 87, pp. 429–442.
- Cambardella C. A., Elliott E. T. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence // *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1992, v. 56, pp. 777–783.
- Dobbie K. E., Smith K. A. The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N_2O emissions from an imperfectly drained gleysol // *European J. Soil Sci.*, 2001, v. 52, pp. 667–673.
- Gartzia-Bengoetxea N., González-Arias A., Merino A., Martínez de Arano I. Soil organic matter in soil physical fractions in adjacent semi-natural and cultivated stands in temperate Atlantic forests // *Soil Biol. Biochem.*, 2009, v. 41, pp. 1674–1683.
- Geisseler D., Scow Kate M. Long-term effects of mineral fertilizers on soil microorganisms – A review // *Soil Biol. Biochem.*, 2004, v. 75, pp. 54–63.
- Hassink J., Whitmore A. P., Kubát J. Size and density fractionation of soil organic matter and the physical capacity of soils to protect organic matter // *European Journal of Agronomy*, 1997, v. 7, pp. 189–199.
- Kiem R., Knicker H., Körschens M., Kögel-Knabner I. Refractory organic carbon in C-depleted arable soils, as studied by ¹³C NMR spectroscopy and carbohydrate analysis // *Organic Geochemistry*, 2000, v. 31, pp. 655–668.
- Oehl F., Sieverding E., Mäder P., Dubois D., Ineichen K., Boller T., Wiemken A. Impact of long-term conventional and organic farming on the diversity of arbuscular mycorrhizal fungi // *Oecologia*, 2004, v. 138, pp. 574–583.
- Rousk J., Brookes P. C., Bååth E. Fungal and bacterial growth responses to N fertilization and pH in the 150-year «Park Grass» UK grassland experiment // *FEMS Microbiology Ecology*, 2011, v. 76, pp. 89–99.

- Six J., Bossuyt H., Degryze S., Denef K. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics // *Soil Till. Res.*, 2004, v. 79, pp. 7–31.
- Wrage N., Velthof G. L., Van Beusichem M. L., Oenema O. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide // *Soil Biol. Biochem.*, 2001, v. 33, pp. 1723–1732.

REFERENCES

- Anan'eva N. D., Sus'jan E. A., Chernova O. V., Chernov I. Ju., Makarova O. L. Sootnoshenie gribov i bakterij v biomasse raznyh tipov pochv, opredeljaemoe selektivnym ingibirovaniem [Ratio of fungi and bacteria in biomass of different soil types by using selective inhibition] // *Mikrobiologija*, 2006, v. 75, no. 6, pp. 807–813.
- Bankin M. P., Bankina T.A., Korobejnikova L.P. *Fiziko-himicheskie metody v agrohimii i biologii pochv* [Physico-chemical methods in agrochemistry and soil biology]. Saint-Peterburg: St. Petersburg University Publishing House, 2005. 177 p.
- Burova A. V., Balashov E. V. Posledeystvie navoza i vlijanie posledujushhego vnesenija azotnyh udobrenij na indikatory kachestva dernovo-podzolistoj supeschanoj pochvy [Aftereffect of farmyard manure and influence of subsequent application of mineral fertilizers on quality indicators of loamy sand Spodosol] // *Problemy agrohimii i ekologii*, 2018, no. 3, pp. 26–31.
- Korzhov S. S., Maslov V. A., Orekhova E. S. Izmenenie mikrobiologicheskoy aktivnosti pochvy pri razlichnyh sposobah ejo obrabotki [Changes of microbiological soil activity depends on soil cultivation methods] // *AGRO XXI*, 2009, no. 1–3, pp. 22–23.
- Rastvorova O. G. *Fizika pochv: Prakticheskoe rukovodstvo* [Physics of soils (Practical guidance)]. Leningrad: Leningrad University Publishing House, 1983. 196 p.
- Rastvorova O. G., Andreev D. P., Gagarina E. I., Kasatkina G. A., Fedorova N. N. *Khimicheskij analiz pochv* [Chemical analysis of soils]. Saint-Petersburg: St. Petersburg University Publishing House, 1995. 254 p.
- Anderson T. H. Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality // *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2003, v. 98, pp. 285–293.
- Boitsova L., Zinzuk E., Neprimerova S., Balashov E. Distribution of total and clay-associated organic matter in profiles of arable loamy sand Spodosol // *Folia Oecologica*, 2015, v. 42, pp. 1–9.
- Böhme L., Langer U., Böhme F. Microbial biomass, enzyme activities and microbial community structure in two European long-term field experiments // *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2005, v. 109, pp. 141–152.
- Buchkina N. P., Balashov E. V., Rizhiya E. Ya., Smith K. A. Nitrous oxide emissions from a light-textured arable soil of North-Western Russia: effects of crops, fertilizers, manures and climate parameters // *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2010, v. 87, pp. 429–442.
- Cambardella C. A., Elliott E.T. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence // *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1992, v. 56, pp. 777–783.
- Dobbie K. E., Smith K. A. The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N₂O emissions from an imperfectly drained gleysol // *European J. Soil Sci.*, 2001, v. 52, pp. 667–673.
- Gartzia-Bengoetxea N., González-Arias A., Merino A., Martínez de Arano I. Soil organic matter in soil physical fractions in adjacent semi-natural and cultivated stands in temperate Atlantic forests // *Soil Biol. Biochem.*, 2009, v. 41, pp. 1674–1683.
- Geisseler D., Scow Kate M. Long-term effects of mineral fertilizers on soil microorganisms – A review // *Soil Biol. Biochem.*, 2004, v. 75, pp. 54–63.
- Hassink J., Whitmore A. P., Kubát J. Size and density fractionation of soil organic matter and the physical capacity of soils to protect organic matter // *European Journal of Agronomy*, 1997, v. 7, pp. 189–199.
- Kiem R., Knicker H., Körschens M., Kögel-Knabner I. Refractory organic carbon in C-depleted arable soils, as studied by ¹³C NMR spectroscopy and carbohydrate analysis // *Organic Geochemistry*, 2000, v. 31, pp. 655–668.
- Oehl F., Sieverding E., Mäder P., Dubois D., Ineichen K., Boller T., Wiemken A. Impact of long-term conventional and organic farming on the diversity of arbuscular mycorrhizal fungi // *Oecologia*, 2004, v. 138, pp. 574–583.
- Rousk J., Brookes P. C., Bååth E. Fungal and bacterial growth responses to N fertilization and pH in the 150-year «Park Grass» UK grassland experiment // *FEMS Microbiology Ecology*, 2011, v. 76, pp. 89–99.
- Six J., Bossuyt H., Degryze S., Denef K. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics // *Soil Till. Res.*, 2004, v. 79, pp. 7–31.
- Wrage N., Velthof G. L., Van Beusichem M. L., Oenema O. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide // *Soil Biol. Biochem.*, 2001, v. 33, pp. 1723–1732.