

<https://doi.org/10.47612/2079-3928-2023-2-39-54>
УДК 553.97

Поступила в редакцию 23.09.2023
Received 23.09.2023

ЭМИССИЯ ПАРНИКОВЫХ ГАЗОВ С ТОРФЯНОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ ВЫГОНОЩАНСКОЕ НА УЧАСТКЕ С ПРЕОБЛАДАНИЕМ КРАПИВЫ ДВУДОМНОЙ

Т. Д. Ярмошук

Институт природопользования НАН Беларуси, Минск, Беларусь

Аннотация. Изучены годовые балансы диоксида углерода, метана, закиси азота на торфяном месторождении Выгонощанское камерно-статическим и камерно-динамическим методами в условиях преобладания рудеральных синантропных растительных ассоциаций, преимущественно крапивы двудомной (*Urtica dioica*). Суммарный нетто-экосистемный обмен на изучаемой мониторинговой площадке составил $951,89 \text{ г С м}^{-2}\cdot\text{год}^{-1}$, абсорбция метана составила $-0,16 \text{ г С м}^{-2}\cdot\text{год}^{-1}$, а эмиссии закиси азота равнялись $0,55 \text{ г N м}^{-2}\cdot\text{год}^{-1}$. Таким образом, в пересчете на CO_2 -эквивалент и с учетом молярной массы, суммарный годовой баланс парниковых газов составил $40,17 \text{ т CO}_2\text{-экв. га}^{-1}\cdot\text{год}^{-1}$. Сравнительная характеристика полученных результатов с аналогичными измерениями на мониторинговых площадках с преобладанием лугового разнотравья, канареечника (*Phalaris arudinacea*) и ситника (*Juncus effuses*) показала существенную зависимость потоков парниковых газов от уровня залегания грунтовых вод, мощности и состава торфяной залежи, сезонности и температурных факторов, а также от видового состава произрастающей растительности.

Ключевые слова: парниковые газы; диоксид углерода; метан; закись азота; торфяное месторождение; крапива; камерные методы.

Для цитирования. Ярмошук Т. Д. Эмиссия парниковых газов с торфяного месторождения Выгонощанское на участке с преобладанием крапивы двудомной // Природопользование. – 2023. – № 2. – С. 39–54.

GREENHOUSE GAS EMISSION FROM THE VYGONOSHCHANSKOE PEAT DEPOSIT AT THE SITE WITH A PREDOMINANCE OF DIOECIOUS NETTLE

T. D. Yarmoshuk

Institute of Nature Management of the National Academy of Sciences of Belarus, Minsk, Belarus

Abstract. The annual balances of carbon dioxide, methane, and nitrous oxide at the Vygonoshchanskoye peat deposit were studied using chamber-static and chamber-dynamic methods under the predominance of ruderal synanthropic plant associations, mainly dioecious nettle (*Urtica dioica*). The total net ecosystem exchange at the studied monitoring site amounted to $951.89 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, methane absorption amounted to $-0.16 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, and nitrous oxide emissions were $0.55 \text{ g N m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$. Thus, in terms of CO_2 -equivalent and taking into account the molar mass, the total annual greenhouse gas balance was $40.17 \text{ tons of CO}_2\text{-eq. ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. A comparative characterization of the results obtained with similar measurements at monitoring sites with a predominance of meadow grasses, canary (*Phalaris arudinacea*) and sitnik (*Juncus effuses*) showed a significant dependence of greenhouse gas fluxes on the groundwater level, the thickness and composition of peat deposits, seasonality and temperature factors, as well as on the species composition of the growing vegetation.

Keywords: greenhouse gases; carbon dioxide; methane; nitrous oxide; peat deposit; nettle; chamber methods.

For citation. Yarmoshuk T. D. Greenhouse gas emission from the Vygonoshchanskoe peat deposit at the site with a predominance of dioecious nettle. *Nature Management*, 2023, no. 2, pp. 39–54.

Введение. Балансовые потоки парниковых газов в настоящее время являются одной из наиболее остро стоящих глобальных проблем как с точки зрения вопросов глобального потепления и изменения климата, так и с позиции выполнения обязательств Республики Беларусь по сокращению выбросов парниковых газов к 2030 г. Большое количество зарубежных научных исследований выполнено с целью определения вклада в глобальный круговорот углерода и азота торфяных месторождений различного хозяйственного освоения и использования, однако все исследования различаются между собой по климатическим условиям отбора проб, уровню залегания грунтовых вод (УГВ), произрастающей растительности, физико-химическим и техническим свойствам торфа. Для нашего региона таких данных недостаточно, поэтому получение новых данных по эмиссии парниковых газов с торфяных месторождений Беларуси в естественном и осушенном состоянии весьма актуально.

Цель работы – определить эмиссии и абсорбции парниковых газов с территории, расположенной в зоне регулируемого хозяйственного пользования Республиканского ландшафтного заказника «Выгонощанское», а также выявление определяющих эти потоки факторов.

Для достижения поставленной цели в течение года в полевых условиях с применением камерных методов были выполнены измерения потоков диоксида углерода, метана и закиси азота. В качестве объекта исследования выбрано торфяное месторождение низинного типа Выгонощанское (к. н. 144).

Исследуемый участок (условное наименование мониторинговой площадки – V5) расположен в юго-восточной части Республиканского ландшафтного заказника «Выгонощанское» между озером Выгонощанское и деревней Выгонощи (координаты NE 52°38.419', 25°54.531'; 3,2 км на юг до деревни Выгонощи, 2,2 км на север до озера Выгонощанское, 0,9 км на восток до канала Огинского и примерно километр до выработанного участка торфяного месторождения) (рис. 1, а).

Методы исследований. Определение потоков парниковых газов в полевых условиях производилось в трехкратной последовательности в период с 5 апреля 2012 г. по 23 апреля 2013 г. Баланс диоксида углерода определяли с применением прозрачных и затененных камер (камерно-динамический метод) [1, 2], определяемые концентрации CO₂ по замкнутой системе поступали на инфракрасный газоанализатор LI-COR LI-820, фиксировались на устройстве ввода и хранения данных (CR Datalogger), после чего возвращались обратно в камеру; таким образом фиксировали динамику изменения концентрации CO₂ внутри пространства камеры.

Образцы CH₄ и N₂O получали в трехкратной последовательности с применением камерно-статического метода [3, 4], после чего следовал анализ полученных образцов на газовом хроматографе «Хроматек Кристалл 5000.2» с электронно-захватным и пламенно-ионизационным детекторами и азотом в качестве газа-носителя. Пробы газов отбирали через каждые 10 мин, в целом на одно измерение потока парниковых газов брали 4–5 колб. Таким образом получали поток газов за определенный промежуток времени.

На каждом участке были выполнены геоботанические описания растительности в соответствии со шкалами покрытия по Peet et al. [5]. Эта методика международно признанная, на основании ее создаются базы данных покрытия территории растительными сообществами [2, 6]. Глубину торфа месторождения определяли торфоотборочным буром ТБГ-66, описание торфа по глубине проводили по шкале von Post и Grosse-Brauckmann. Для элементарного анализа торфа использовали анализатор CHNOS марки Vario ELIII. Значения кислотности измеряли рН-метром HannaCombo HI 98130 в 1%-ном растворе KCl, калибровку рН-метра осуществляли буферными растворами 7,01 и 4,01. Зольность торфа определяли по СТБ 2042-2010 при озолении навесок с торфом в муфельной печи и прокаливании зольного остатка при температуре 800 °С.

Рядом с каждой площадкой установлены колодцы для определения УГВ с автоматическими датчиками Mini-Driver [7], которые непрерывно каждый час фиксировали значения УГВ и их температуру. В общей сложности за период измерений зафиксировано 10 735 значений. Помимо этого, рядом с мониторинговой площадкой располагался измерительный колодец, и УГВ измеряли вручную ультразвуковым лотом.

Температуры воды и воздуха измерялись с применением электронных термометров Volcraft Der1R (Германия). Также, для более точного определения газообмена от климатических показателей и моделирования годового баланса диоксида углерода, на территории деревни Выгонощи установлена метеорологическая станция, которая непрерывно фиксировала данные температуры окружающей среды, температуры почвы на глубине 2 и 5 см, значения атмосферного давления, фотосинтетически активной солнечной радиации (PAR) и уровня осадков, каждые 30 мин данные записывались на устройстве ввода и хранения данных метеостанции.

Для того чтобы обеспечить герметичность на границе почва/атмосфера, в почву на 18 см заглублены три рамки из ПВХ размером 70 см x 70 см. Расстояние между рамками – около 0,5 м. Таким образом УГВ, температура почвы и окружающей среды на исследуемых площадках были схожими (рис. 1, б).



а (a)



б (b)



в (c)

**Рис. 1. Мониторинговая площадка V5 (крапива):
а – расположение относительно других участков;
б – внешний вид; в – рамки в направлении «слева направо»**

**Fig. 1. The monitoring platform V5:
a – location relative to other sites; b – appearance;
c – the frame in the direction "from left to right"**

Для отбора проб метана и закиси азота использовали стеклянные колбы объемом 60 мл, которые предварительно провакуумировали (давление внутри вакуумированной колбы составляло около 4 mBar). За счет отрицательного давления внутри колбы газ из воздушного пространства в камере поступал в колбу, которую затем закрывали вентилем. Для последовательного анализа 64 образцов использовали автосемплер со встроенным компьютером, оснащенный программной системой Probe 65.

Для определения потоков метана и закиси азота использовали пакет 'flux 0.3-0' [8] для открытого программного обеспечения R . Для расчета уровня газообмена в зависимости от линейных изменений концентраций парниковых газов в воздушном пространстве камеры в течение времени экспозиции, в пакете flux используется уравнение (1) [2–4, 8]:

$$F = \frac{M p V}{R T A} \frac{dc}{dt}, \quad (1)$$

где F – уровень потока исследуемого газа, $\text{мкг} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{ч}^{-1}$; M – молярная масса газа, $\text{г} \cdot \text{моль}^{-1}$; R – универсальная газовая постоянная – $8,3143 \text{ м}^3 \cdot \text{Па} \cdot \text{К}^{-1} \cdot \text{моль}^{-1}$; p – давление, Па; V – объем воздушного пространства, откуда отбирается проба газа, м^3 ; T – температура, К; A – площадь рамки, м^2 ; $dc \cdot dt^{-1}$ – изменение концентрации газа во времени, $\text{ppm} \cdot \text{ч}^{-1}$.

Для моделирования годового баланса диоксида углерода использовали следующие общепринятые понятия: валовая первичная продуктивность (GPP), представляющая собой весь углерод, который аккумулировали растения в процессе фотосинтеза; сумма автотрофного и гетеротрофного дыхания – экосистемное дыхание (R_{eco}); нетто-экосистемный обмен (NEE) – суммарное значение валовой первичной продуктивности и дыхания экосистемы.

Для моделирования дыхания нарушенных болотных экосистем использовали уравнение Ллойда – Тейлора [2–4, 9]:

$$R_{eco} = R_{ref} e^{E_0 \left(\frac{1}{T_{ref} - T_0} - \frac{1}{T - T_0} \right)}, \quad (2)$$

где R_{eco} – уровень дыхания экосистемы, $\text{CO}_2\text{-C}$ $\text{мг}/\text{м}^2 \cdot \text{ч}$; R_{ref} – дыхание с учетом заданной температуры, $\text{CO}_2\text{-C}$ $\text{мг}/\text{м}^2 \cdot \text{ч}$; E_0 – энергия активации, К; T_{ref} – заданная температура, 283,15 К; T_0 – постоянная температура для начала биологических процессов, 227,13 К; T – температура почвы или воздуха во время измерения, К.

Значения R_{ref} и E_0 рассчитывали путем постановки уравнения (2) в регрессию измеренных в полевых условиях экосистемного дыхания и температуры. R_{eco} моделировали с шагом в 0,5 ч от предыдущего дня измерения к последующему на основании уравнения (1), расчетных параметров и температурных данных высокой частоты измерений, которые были получены с расположенной вблизи места измерения диоксида углерода метеостанции.

Следующим шагом являлось вычисление значения GPP путем вычитания смоделированного R_{eco} из значения NEE . Затем рассматривали регрессию GPP и PAR , используя уравнение равносторонней гиперболы Михаэлиса – Ментен [10]:

$$GPP = \frac{\alpha \cdot PAR \cdot GP_{max}}{\alpha \cdot PAR + GP_{max}}, \quad (3)$$

где GPP – валовая первичная продуктивность, $\text{CO}_2\text{-C}$, $\text{мг}/\text{м}^2 \cdot \text{ч}$; α – начальный уклон кривой эффективности использования освещенности, $\text{мг CO}_2\text{-C м}^{-2} \cdot \text{ч}^{-1} / \mu\text{моль м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$; PAR – плотность потока фотонов фотосинтетически активной радиации, $\mu\text{моль}/\text{м}^2 \cdot \text{с}$; GP_{max} – максимальная скорость фиксации углерода при бесконечном PAR , $\text{CO}_2\text{-C}$, $\text{мг}/\text{м}^2 \cdot \text{ч}$.

Моделирование GPP согласно уравнению (3) выполняли на основании расчетных параметров и измеренных на метеорологической станции значениях PAR . Годовой NEE рассчитывали как разницу между моделируемым GPP и моделируемым R_{eco} .

Результаты и их обсуждение. В табл. 1 представлены результаты определения степени разложения торфяной залежи по профилю по шкале вон Поста.

Торфяная залежь глубиной 2 м представлена в основном тростниковым торфом. Проанализировав табл. 1, можно сказать, что верхние 30 см торфа представлены сильноразложившимся торфом, средняя зольность – 45,40 % ($n = 9$), однако начиная с глубины 60 см и ниже торф представлен средне-разложившимся торфом (Н6 и Н5 по шкале вон Поста) с включением остатков тростника и гитии,

ниже 170 см – слаборазложившимся торфом (Н3, К1–2 по шкале вон Поста) с остатками тростника, древесины и гипновых мхов.

Из растительных сообществ на мониторинговой площадке преобладает крапива двудомная (*Urtica dioica*) (индекс покрытия по шкале Пита – 10 [5]), в незначительной степени присутствуют пырей ползучий (*Elytrigia repens*), дрема белая (*Silene latifolia ssp. alba*), череда олиственная (*Bidens frondosa*) (индекс покрытия по шкале Пита 1–2), на исследуемом участке очевидна сукцессия в сторону рудеральных синантропов. По каталогу GEST [6, 7] исследуемая территория относится к вегатипу *Urtica dioica-Silene latifolia-weed*, и согласно [11] ее исследовали для заполнения пробелов GEST. Среднее значение рН составило 6,00 ($n = 9$) – слабокислая среда, соотношение С : N составило 12,61 ($n = 3$).

Таблица 1. Степень разложения торфяной залежи мониторинговой площадки V5 по шкале вон Поста

Table 1. The degree of decomposition of the peat deposit of the monitoring site V5 on the von Post scale

Толщина торфяного слоя	0–30	–60	–100	–140	–170	–180	–200
Степень разложения	Н8	Н6	Н5	Н4	Н3	К1	К2
Краткое описание торфа	Сильноразложившийся торф, живые корни	Мелкозернистый торф: хитин, корни ⁺	Мелкозернистый торф: тростник ⁺⁺	Мелкозернистый торф: тростник ⁺⁺ , гипновые мхи ⁺	Гипновый торф: семена	Органическая гития: сероватый, тростник ⁺ , корни ⁺	Глеевая гития

Примечание: ⁺ – редко и ⁺⁺ – часто встречается.

Наземные экосистемы являются мощнейшим источником поглощения углерода из атмосферы. Постоянно приблизительно 120 Pg углерода в год аккумулируется растениями в процессе фотосинтеза [12]. Из этого валового первичного продукта (*GPP*) приблизительно 60 Pg углерода в год возвращается в атмосферу вследствие автотрофного дыхания и приблизительно 60 Pg углерода в год расходуется на рост и поддержание гомеостаза растительных тканей [12].

Другими словами, нетто-экосистемный обмен (*NEE*) связан с двумя противоположно направленными процессами: валовым первичным продуктом (*GPP*) и дыханием экосистемы (*R_{eco}*). После отмирания растительного материала органический углерод становится продуктом гетеротрофного дыхания благодаря микробному окислению органического углерода. Процесс разложения органического вещества протекает в аэробных условиях и сопровождается выделением CO₂. Помимо этого в аэробных условиях аммоний подвергается процессу нитрификации – преобразованию аммиака в нитритный ион, а затем в нитратный.

Первый этап осуществляется бактериями *Nitrosomonas* и другими и заключается в окислении аммиака до HNO₂ через гидроксилламин NH₂OH и гипонитриты (которые представляют собой соли азотноватистой кислоты HO — N = N — OH) как промежуточные продукты. Второй этап осуществляется бактериями *Nitrobacter* и другими, при этом трехвалентный азот окисляется до пятивалентного [13]. В анаэробных условиях развиваются процессы денитрификации, в результате которых нитраты и нитриты с помощью бактерий-денитрификаторов (*Pseudomonas*, *Micrococcus* и др.) восстанавливаются до N₂O или до газообразного молекулярного азота (восстановление закиси азота до молекулярного азота катализируется ферментом редуктазой закиси азота – рустицианином [14]). В итоге молекулярный азот после разнообразных биохимических преобразований вновь поступает в атмосферу. Помимо этого часть органического углерода, покрытого водой и находящегося в анаэробных условиях, подвергается метаногенезу [14]. Субстратом для метаногенных бактерий являются, в основном, водород и углекислый газ, ацетат [13].

Существует два основных пути образования метана: восстановление углекислого газа или ферментация ацетата. При этом, если ферментация – основной канал образования метана при преобразовании глюкозы, то на одну молекулу метана образуется две молекулы CO₂. Если же метан образуется в ходе восстановления CO₂, то на одну молекулу метана образуется одна молекула углекислого газа.

На рис. 2 представлены результаты полевых измерений диоксида углерода (рис. 2, а), метана и закиси азота (рис. 2, б) за период измерений, а также изменений наиболее коррелирующих метеопоказателей (рис. 2, в).

Уровень залегания грунтовых вод на исследуемом участке всегда находился ниже поверхности (от –40 см в весенний, наиболее паводковый период, до –134 см в засушливый период).

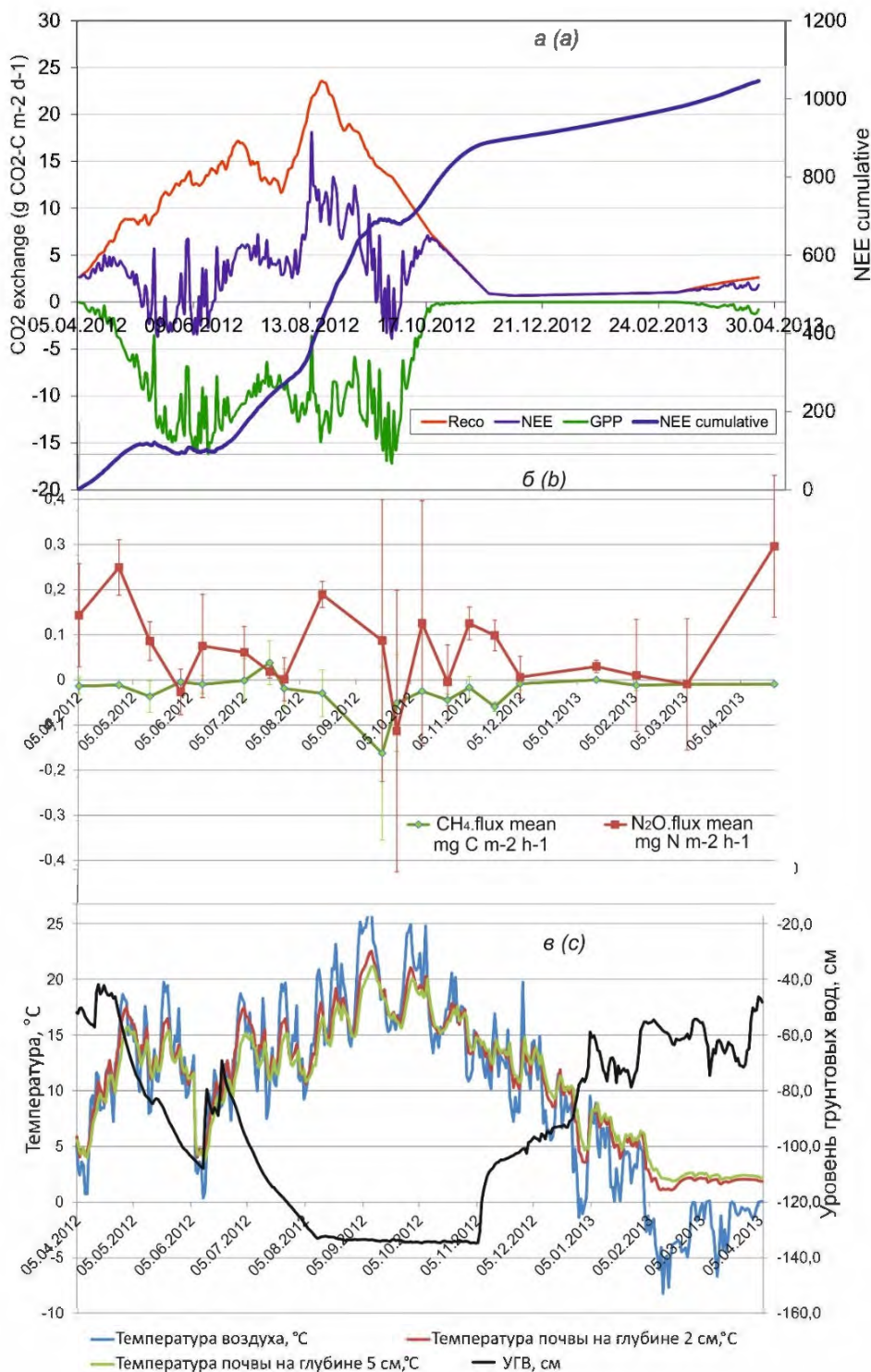


Рис. 2. Динамика потоков диоксида углерода, метана и закиси азота в течение года, метеорологических данных, уровня грунтовых вод: а – годовая модель потоков CO₂; б – эмиссии метана и закиси азота за период измерений; в – динамика температуры окружающей среды, температуры почвы на глубинах 2 и 5 см, а также уровня грунтовых вод

Fig. 2. Dynamics of carbon dioxide, methane and nitrous oxide fluxes during the year, meteorological data, groundwater level data: а – annual model of CO₂ fluxes; б – methane and nitrous oxide emissions during the measurement period; в – dynamics of ambient temperature, soil temperature at depths of 2 and 5 cm, and ground water level

На рис. 2, в схематически показана зависимость УГВ от температуры почвы и окружающей среды, прослеживается очевидная зависимость: чем выше температура окружающей среды и почвы, тем ниже уровень стояния грунтовых вод. Выделяется период с середины августа до середины ноября, когда УГВ относительно продолжительный период времени находился примерно на одном уровне (около 130 см ниже поверхности почвы). На этот факт оказала влияние, прежде всего, близость магистрального канала (около 230 м), а также в некоторой степени свойства торфа по профилю: на глубине ниже 140 см торф представлен гипновыми мхами с невысокой степенью разложения (см. табл. 1), а согласно [15] гипновый торф характеризуется невысокой плотностью сложения и высокой влагоемкостью, тем самым задерживая влагу на определенном уровне. Также можно предположить, что был достигнут предел измерения автоматического датчика УГВ, однако ручные измерения УГВ, проводимые непосредственно в период измерительных кампаний, показали разброс значений УГВ в указанный период от 127 до 139 см ниже поверхности почвы.

Анализ рис. 2, а показал, что наиболее высокий нетто-экосистемный обмен был отмечен на мониторинговой площадке V5 в сентябре и составил $18,10 \text{ г CO}_2\text{-C} / \text{м}^2\cdot\text{день}$; суммарный же кумулятивный нетто-экосистемный обмен на мониторинговой площадке с преобладанием крапивы двудомной составил $1042,14 \text{ г CO}_2\text{-C} / \text{м}^2\cdot\text{год}$, что является достаточно высоким показателем. Дыхание экосистемы было максимальным в конце августа и составило $22,98 \text{ г CO}_2\text{-C} / \text{м}^2\cdot\text{день}$. График на рис. 2, а отражает четкую зависимость между температурами почвы или окружающей среды, экосистемным дыханием и валовой первичной продуктивностью. Также в период роста растительности (с апреля по август) возрастали экосистемное дыхание и аккумуляция углерода растениями, а в период увядания растений сокращалось экосистемное дыхание и снижалось потребление углерода растительным покровом для метаболизма. В зимнее время отмечалось минимальное дыхание, чему способствовали низкие температуры и плохая проницаемость промерзшей почвы для газообразных веществ.

Потоки метана за год измерений были близкими к нулю с несущественными отклонениями от $-0,163 \text{ мг CH}_4\text{-C} \text{ м}^{-2}\cdot\text{ч}^{-1}$ в конце сентября до $0,018 \text{ мг CH}_4\text{-C} \text{ м}^{-2}\cdot\text{ч}^{-1}$ в середине июля (см. рис. 2, б). В целом же исследуемый участок являлся источником незначительного стока метана, и суммарные годовые потоки метана составили $-0,16 \text{ г CH}_4\text{-C} \text{ м}^{-2}\cdot\text{год}^{-1}$, что равноценно $-0,116 \text{ кг CH}_4$ с гектара в год, или $-0,003 \text{ т CO}_2\text{-экв}$. Потоки закиси азота в исследуемый период аналогично были близкими к нулю, чаще наблюдались несущественные положительные выбросы, однако наблюдались некоторые отклонения от $-0,113 \text{ мг N}_2\text{O-N} \text{ м}^{-2}\cdot\text{ч}^{-1}$ в конце сентября до $0,249 \text{ мг N}_2\text{O-N} \text{ м}^{-2}\cdot\text{ч}^{-1}$ в конце апреля. Суммарно же выбросы закиси азота с исследуемой территории составили $0,55 \text{ г N}_2\text{O-N} \text{ м}^{-2}\cdot\text{год}^{-1}$, что равноценно $0,891 \text{ кг N}_2\text{O}$ с гектара в год, или $0,276 \text{ т CO}_2\text{-экв}$.

В более ранних публикациях уже приводились данные измерений диоксида углерода [1], метана [3] и закиси азота [4] на торфяном месторождении Выгонощанское, указанные исследования проводили в аналогичный период и также в рамках белорусско-немецко-британского проекта «Восстановление торфяников Беларуси и применение концепции их устойчивого развития – снижение воздействия на климат с эффектом для экономики и биоразнообразия», однако исследуемые территории существенно различались по геоботаническому составу и физико-химическим характеристикам залежи. В то же время из-за идентичности климатических условий целесообразно выполнить сравнительный анализ потоков исследуемых газов, что и было сделано.

Так, на описываемых ранее мониторинговых площадках доминирующими видами были канареечник тростниковидный (*Phalaris Arudinacea*) (площадки V1 и V2), ситник развесистый (*Juncus Effusus*) (площадка V3) и луговое разнотравье с преобладанием тимopheевки *Phleum praence* (площадка V4). Реакция среды торфа на всех мониторинговых площадках слабокислая (pH от 4,90 до 5,45), средняя зольность от 3,06 % на площадках V1 и V2 до 4,00 % на площадках V3 и V4, что гораздо ниже зольности на описываемой мониторинговой площадке с крапивой двудомной – 45,40 %. Соотношение C : N на всех пяти мониторинговых площадках находилось в пределах 12. Однако исследуемые территории существенно различались по глубине торфяной залежи и УГВ. Так, если на изучаемой мониторинговой площадке V5 с преобладанием крапивы двудомной глубина торфяной залежи составила 200 см и УГВ варьировал от -43 до -137 см ниже поверхности почвы, то на площадках V1 и V2 глубина торфяной залежи составила 150 см, УГВ находился в диапазоне от -40 см ниже поверхности до $+3$ см выше поверхности почвы, а на площадках V3 и V4 глубина торфяной залежи составила всего лишь 100 см, а УГВ находился в пределах от -65 см в летний период до $+10$ см в период весеннего снеготаяния.

В табл. 2 представлена сравнительная характеристика потоков CO_2 , метана и закиси азота на описываемой мониторинговой площадке V5 с доминирующим видом крапива (*Urtica dioica*) и описываемыми ранее мониторинговыми площадками V1–V4. Для получения результирующих процессов учитывали газы, как образующиеся в верхнем слое почвы, так и диффундирующие из нижележащих слоев [11].

Таблица 2. Суммарные потоки диоксида углерода, метана и закиси азота с мониторинговых площадок за год исследований

Table 2. Total fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide from monitoring sites for the year of research

Пло- щадка	Эмиссии диоксида углерода			Эмиссии метана			Эмиссии закиси азота			С [г м ⁻² год ⁻¹]	Баланс ПГ [т га ⁻¹ год ⁻¹]	
	CO ₂ -С, г/м ² ·год			CO ₂ , т/га·год [CO ₂ -экв.]	rCH ₄ [г С м ⁻² год ⁻¹]	CH ₄ [кг CH ₄ га ⁻¹ год ⁻¹]	CH ₄ , т/га·год [CO ₂ -экв.]	rN ₂ O [г N м ⁻² год ⁻¹]	N ₂ O [кг N ₂ O га ⁻¹ год ⁻¹]			N ₂ O т/га·год [CO ₂ -экв.]
	NEE	R _{eco}	GPP									
V1	358,33 ± 36,02	1716,01	-1357,68	13,14	7,15 ± 3,55	95,38	2,670	-0,03 ± 1,61	-1,17	-0,31	365,48	15,50
V2	220,20 ± 221,71	1837,30	-1617,09	8,07	10,65 ± 5,32	142,03	3,977	0,14 ± 1,65	5,18	1,37	230,85	13,42
V3	405,21 ± 66,77	2226,53	-1821,32	14,86	1,30 ± 0,62	17,40	0,487	0,53 ± 1,48	19,44	5,15	406,51	20,50
V4	1179,66 ± 297,54	2476,48	-1296,82	43,25	-0,02 ± 0,23	-0,33	-0,009	0,54 ± 0,67	19,79	5,24	1179,64	48,48
V5	951,89 ± 149,25	2774,36	-1822,47	34,90	-0,16 ± 0,26	-2,13	-0,053	0,55 ± 0,83	20,06	5,32	951,22	40,17

Примечания.

- ± – стандартное отклонение.
- Величина относительного потенциала глобального потепления, используемая для перевода CH₄ и N₂O в CO₂-экв, использована по данным Пятого оценочного доклада Межправительственной группы экспертов по изменению климата, 2013 (табл. 8.A.1, гл. 8) [16].
- Серым фоном выделены результирующие потоки диоксида углерода, метана, закиси азота с мониторинговой площадки с преобладанием крапивы двудомной.

Анализ табл. 2 показал, что наибольшие эмиссии диоксида углерода наблюдались на мониторинговой площадке с преобладанием лугового разнотравья и на мониторинговой площадке с крапивой двудомной. При этом максимальное поглощение диоксида углерода (GPP) соответствовало мониторинговым площадкам с высокорослой растительной биомассой (крапива и ситник) с высоким процентом покрытия по шкале Peet [5]. Если же сравнивать соотношение GPP/R_{eco} (в виде CO_2-C) по всем мониторинговым площадкам, то более низкими значения были на площадках V1–V3 (около $-0,8$), на площадках V4 и V5 данное отношение составило $-0,52$ и $-0,65$ соответственно. Таким образом, в общем балансе диоксида углерода гетеротрофное дыхание оказало большую роль на мониторинговых площадках V4 и V5, нежели на мониторинговых площадках V1–V3. Другим признаком того, что дыхание экосистемы на мониторинговой площадке V4 в значительной степени было гетеротрофным, является совпадение больших потоков R_{eco} с невысоким объемом растительной биомассы. Соответственно, на V4 и V5 потери чистого углерода также были самыми высокими, в незначительной степени нивелируемые лишь жизнедеятельностью метанотрофных микроорганизмов, и составили $1179,64$ [г CO_2-C м⁻²·год⁻¹] для площадки V4 и $951,22$ [г CO_2-C м⁻²·год⁻¹] для V5 соответственно.

Наибольшие эмиссии метана наблюдались на мониторинговых площадках V1 и V2, на площадке V3 они были незначительными, на площадках V4 и V5 наблюдалось незначительное поглощение метана. Эмиссии N_2O на мониторинговых площадках V3, V4 и V5 находились на достаточно высоком уровне и имели значения около 5 т/га·год N_2O [CO_2 -экв.], наименьшие эмиссии закиси азота наблюдались на площадке V2, мониторинговая площадка V1 была стоком закиси азота.

Согласно [11], для глубоко осушенных (участки 2+ по системе GESTs), используемых в сельском хозяйстве торфяных месторождений характерны высокие эмиссии диоксида углерода – более 20 т CO_2 с га в год. При измерениях закиси азота [17] на осушенных торфяных месторождениях умеренной климатической зоны были получены следующие результаты: эмиссии N_2O с осушенных торфяников, на которых произрастают многолетние травы, при недостатке питательных веществ в среднем составили $4,3$ кг N_2O-N га⁻¹·год⁻¹ [7, 17], при глубоком осушении и избытке питательных веществ эмиссии закиси азота в среднем составили $8,2$ кг N_2O-N га⁻¹·год⁻¹ [17], при неглубоком осушении эмиссии N_2O в среднем составили $1,6$ кг N_2O-N га⁻¹·год⁻¹ [17]. В то же время эмиссии закиси азота с повторно заболоченных торфяных месторождений близки к нулю [18]. Значения для бореальных и умеренных климатических зон схожи ($0,06$ – $0,07$ кг N га⁻¹·год⁻¹) [19]. По данным литературного обзора [19], самые низкие эмиссии метана наблюдались с бедных питательными веществами бореальных и тропических районов (41 кг C га⁻¹·год⁻¹), а самые высокие выбросы CH_4-C были отмечены с богатых питательными веществами участков умеренного пояса (216 кг C га⁻¹·год⁻¹). Эмиссии метана на осушенных торфяниках, используемых как пахотные земли, составили $1,98$ кг C га⁻¹·год⁻¹ для бореальной и умеренной климатических зон; с осушенных торфяников, на которых произрастают многолетние травы, – $2,03$ кг C га⁻¹·год⁻¹ для бореальной зоны; на территориях под многолетними травами при недостатке питательных веществ эмиссии метана – $2,04$ кг C га⁻¹·год⁻¹ для умеренной климатической зоны. В условиях избытка питательных веществ на участках многолетних трав эмиссии CH_4 составили $2,50$ кг C га⁻¹·год⁻¹ – при глубоком осушении и $2,16$ кг C га⁻¹·год⁻¹ – при неглубоком залегании грунтовых вод. На участках торфодобычи эмиссии метана бореальной и климатической зоны составили $1,12$ кг C га⁻¹·год⁻¹.

Полученные в рамках данной работы результаты полевых измерений диоксида углерода, закиси азота и метана достаточно точно коррелируют с мировым опытом в этой области исследований, разница в этих результатах связана с различиями в общетехнических и физико-химических характеристиках торфа, в сроках осушения и окультуривания и т. п.

Согласно многим исследованиям (например: [1, 2, 6, 7, 11–14, 16–19]) количество эмиссий диоксида углерода находится в тесной зависимости от уровня залегания грунтовых вод. Понижение УГВ способствует проникновению кислорода в торфяную залежь и вызывает ускоренную минерализацию органического вещества торфа [11]. В описываемых в рамках данной работы исследованиях также наблюдается четкая зависимость эмиссий диоксида углерода от УГВ. Так, на площадках V1 и V2, среднегодовой УГВ которых находился в пределах $-9,45$ см, суммарные эмиссии CO_2 составили $13,1$ и $8,1$ т CO_2 с га в год соответственно. Наиболее высокие эмиссии диоксида углерода наблюдались на мониторинговой площадке под многолетними травами (мониторинговая площадка V4), среднегодовой УГВ на которой составил $-33,2$ м.

Одной из основных причин увеличения эмиссии CO_2 из нарушенных болотных экосистем считается увеличение интенсивности разложения органического вещества торфа, связанное с повышением ее аэрации [1, 13, 14, 20]. Это утверждение подтверждает полученные результаты полевых измерений потоков диоксида углерода (см. табл. 1 и 2, а также [1]): при средней степени

разложения торфа эмиссии диоксида углерода низкие, с увеличением степени разложения эмиссии CO_2 возрастают.

Сезонная динамика интенсивности экосистемного дыхания зависит от температуры и влажности почвы [13, 14, 21], уровня залегания грунтовых вод, роста надземной и корневой биомассы растений [14]. Как отмечает Макаров [21], общий сезонный максимум выделения CO_2 из почвы для многих типов растительных ассоциаций, как правило, приходится на период максимального роста растений либо совпадает с моментом интенсивного разложения вновь поступившего растительного опада. Другими авторами [22] выявлены зависимости валовой первичной продуктивности (*GPP*) от температуры, количества осадков, потенциальной эвапотранспирации и продолжительности периода вегетации.

Наибольшие суммарные эмиссии метана наблюдались с торфяника с повышенным УГВ на участках с преобладанием канареечника тростниковидного (*Phalaris arundinacea*), на котором не осуществлялось кошение биомассы, и составили $142,03 \text{ кг CH}_4\text{-C га}^{-1}\cdot\text{год}^{-1}$; при кошении биомассы эмиссии метана уменьшились примерно на 30 %, в связи с этим кошение растительной биомассы можно рекомендовать как способ снижения эмиссий метана, а также диоксида углерода, с торфяников, поскольку количественно уменьшается присутствие растительной биомассы и, как следствие, снижаются эмиссии метана вследствие распада лабильных веществ биоматериала [23]. Также разница в эмиссиях метана на площадках V1 и V2 связана с различием растительных сообществ, в некоторой степени с микротопографией поверхности почвы (площадка V1 отличается большим количеством неровностей почвы). На территориях с глубоким залеганием грунтовых вод определяющим фактором на эмиссии метана служит наличие шунтирующих видов. На площадках V1 и V2 доминирующим видом является канареечник тростниковидный (*Phalaris arundinacea*), а на площадке V3 доминирует ситник развесистый (*Juncus effusus*). Эти растения относятся к шунтирующим макрофитам, т. е. к видам с так называемой аэренхимной (воздухоносной) тканью. Макрофиты поставляют важные субстраты для метаногенов в виде корневых выделений и растительных остатков, тем самым увеличивая их продуктивность. Они действуют как газопровод, посредством чего происходит перенос кислорода в ризосферу, а восстановленный метан может обходить бескислородный слой торфа без окисления до CO_2 . Следовательно, наличие таких видов растений повышает скорость эмиссии CH_4 [3, 6, 7, 24]. Растения с глубокими корнями могут рассматриваться как «удлинители» из атмосферы в бескислородный торф, где образуется CH_4 . Следовательно, поступление CH_4 в аэренхиму корней шунтирующих видов облегчается благодаря диффузионному градиенту между торфом и атмосферой в противоположном кислороду направлении [7]. Количество выделенного метана с естественных болот может быть в 2 раза выше, чем у похожих типов растительности без растений с аэренхимой. В нашем случае, даже если сравнивать площадку V3 с шунтирующим видом *Juncus effusus* и расположенную рядом площадку V4 без шунтирующих видов, количественно суммарные эмиссии метана за год гораздо выше на площадке с шунтирующим видом (см. табл. 2). Так, на площадке с доминирующим видом *Juncus effusus* суммарные эмиссии метана составили $17,40 \text{ кг CH}_4\text{-C га}^{-1}\cdot\text{год}^{-1}$, а на площадке без шунтирующих видов наблюдалось суммарное поглощение метана ($-0,33 \text{ кг CH}_4\text{-C га}^{-1}\cdot\text{год}^{-1}$).

Снижение УГВ на мониторинговой площадке V5 в середине лета, продолжающееся до конца ноября, способствовало росту интенсивности минерализации торфяных почв и увеличению метанооксиляющей активности в верхних слоях торфяной залежи [14]. Максимальная интенсивность поглощения метана отмечена осенью. В период низкого УГВ осушенный слой торфяной почвы работал как метанопоглощающий фильтр, который окислял метан, образующийся в анаэробной зоне, что приводило к снижению общего потока метана из почв в атмосферу. В отличие от метана, поток закиси азота в этих условиях возрастал, что обусловлено облегченной диффузией N_2O в окислительных условиях, в силу преимущественно анаэробного характера процесса микробного восстановления N_2O в почвах. Таким образом, понижение УГВ сопровождалось ростом потока N_2O из почв в атмосферу при одновременном снижении эмиссии CH_4 .

При колебании УГВ залежи резко меняется гидротермический и воздушный режим среды обитания микроорганизмов и происходит существенная перестройка количественного состава нитрификаторов [25]. Также по мере снижения концентрации кислорода в почвенном воздухе денитрифицирующая активность возрастает, приближаясь к максимальному уровню при содержании кислорода около 0,5 % [25]. На незаболоченных территориях процесс денитрификации объясняется наличием анаэробных микрозон или возникновением локального анаэробнозиса вследствие быстрого уменьшения кислорода при интенсивном разложении органического вещества [26]. Исходя из данных среднегодового залегания УГВ по всем мониторинговым площадкам, на всех исследуемых территориях нитрифицирующие микроорганизмы должны быть представлены бедно.

Однако, проанализировав рис. 2, б и графики годовых потоков метана и закиси азота в исследованиях [3, 4], заметно существенное понижение УГВ в летний период, а на площадке V5 – в летне-осенний период. Так, на мониторинговых площадках V3 и V4 в летний период грунтовые воды находились на уровне –60...–70 см, на площадках V1 и V2 наблюдались перепады УГВ от 0 до –50 см, на площадке V5 УГВ начал опускаться в июле с –80 см, а в период с сентября по ноябрь УГВ составил –137 см. Таким образом, из всех изучаемых территорий, мониторинговая площадка V5, согласно данным [25], должна быть наиболее богата нитрифицирующими бактериями. Площадки V3 и V4 по наличию нитрификаторов беднее, на площадках V1 и V2 содержание нитрифицирующих микроорганизмов лимитируется резкими перепадами УГВ на фоне общей гидрологической переувлажненности. Однако в летний период существенных эмиссий N_2O с торфяных месторождений с пониженным уровнем залегания грунтовых вод не наблюдалось. Более высокие эмиссии отмечены на площадках V1 и V2, на которых наблюдались перепады УГВ. При этом изучение соотношения окиси и закиси азота в продуктах денитрификации показало, что при большей влажности увеличивается эмиссия N_2O , а при меньшей – NO [27]. Переменное высушивание/переувлажнение почвы, как и наблюдалось на площадках V1 и V2, стимулирует эмиссию как NO , так и N_2O [27]. Помимо этого, авторами [28] отмечены наиболее высокие эмиссии N_2O на осушенных участках торфяного месторождения в ноябре и декабре – в период наиболее существенных перепадов УГВ (от –10 до –40 см).

На производство и выбросы метана большое влияние оказывают физические, химические и биологические факторы и свойства почв, такие как содержание органических питательных веществ, окислительно-восстановительный потенциал, кислотность и соленость. Такие факторы, как региональная гидрология, температура, сезонность, доступность субстрата и засоленность, влияют не только на производство этого следового газа, но и на его потребление метанотрофами или его выброс из почвы в атмосферу [29], таким образом эмиссии метана снижаются вплоть до его полного поглощения. Гидрология играет ключевую роль в этих явлениях: заболоченные и бескислородные почвы способствуют производству метана. И наоборот, торфяные почвы, которые в некоторой степени аэрированы, могут служить стоком для аэробных метанотрофов, потребляющих метан.

В исследовании [3] отмечалась прямая зависимость эмиссий метана от температуры окружающей среды, а соответственно, и температуры почвы. Температура почвы влияет на метаболическую активность микроорганизмов, продуцирующих субстраты для ингибиторов метаногенеза, а также на сами метаногены. На мониторинговой площадке с преобладанием крапивы двудомной такой зависимости не было, можно отметить лишь некоторое увеличение поглощения метана в осенний период, когда повышается влажность торфа, его температура достаточно высокая, а растения уже находятся в стадии увядания; это связано с тем, что большинство метаногенных микроорганизмов являются мезофилами [28] с температурным оптимумом 30–40 °С [29].

Торфяные месторождения могут содержать значительное количество органического азота в неактивной форме. Осушение позволяет бактериям преобразовывать азот в нитраты, которые затем вымываются и попадают на поверхность, где они восстанавливаются до N_2O . На осушенных торфяниках потенциальное количество выделяемого N_2O зависит от содержания азота в торфе [30]. При соотношениях $C : N$, превышающих 25, выделяемые количества N_2O могут считаться незначительными [30]. При соотношении $C : N$ от 10 до 18 эмиссии N_2O увеличиваются и могут достигать более $10 \text{ кг N га}^{-1} \cdot \text{год}^{-1}$. Реакция N_2O на повышенное отношение $C : N$ представляет собой кривую Гаусса с порогом 18–19 [30]. На всех исследуемых мониторинговых площадках торфяного месторождения Выгонощанское соотношение $C : N$ находилось в пределах 11,5–12,5, и только значение эмиссий N_2O на площадках V3 и V4 подтверждают результаты исследования [30]. Следовательно, при соотношениях $C : N$ ниже 15–20 другие параметры, такие как климат, кислотность и УГВ, приобретают все большее значение как регулирующие факторы, влияющие на выбросы N_2O [30].

Согласно [25], уровень ферментативной активности торфяных почв с преобладанием осоки в ботаническом составе по ряду показателей выше, чем в тростниковом торфе. Так, в осоковом торфе более высоко процентное содержание общей биомассы грибов и бактерий, а также представителей различных трофических групп микрофлоры в расчете на органическое вещество, что обеспечивает их более высокую доступность микроорганизмам [25], и поэтому эмиссии закиси азота с площадок с преобладанием осокового торфа должны быть выше, чем площадок с преобладанием тростникового торфа. О существенных различиях активности микробиологических процессов торфяников разного ботанического состава можно судить по данным об интенсивности разрушения целлюлозы, дыхании почвы, ее способности к нитрификации и т. п. По ботаническому составу торф на мониторинговых площадках V1 и V2 осоковый, а на площадках V3, V4 и V5 – тростниковый, поэтому с этой позиции на мониторинговых площадках V1 и V2 эмиссии закиси

азота могли быть гораздо выше, однако в более значительной степени на обратный результат повлияла степень переувлажненности торфяной залежи.

Скорость окисления метана в почве частично контролируется небиологическими факторами, в первую очередь окислительно-восстановительными условиями среды и пористостью почвы. Окисление метана не может происходить в отсутствие кислорода [31], следовательно, в заболоченных почвах этот процесс важен только на поверхностной кислородно-бескислородной границе или в ризосфере корней растений. Однако в диссертационном исследовании [32] отмечено, что метаногены способны выдерживать присутствие кислорода в течение нескольких часов и даже дней без снижения численности и жизнеспособности. Автор [32] отмечает, что выживание образующих метан бактерий в аэрируемых почвах может быть связано: 1) с наличием не выделенных еще метаногенов, мало чувствительных к присутствию кислорода; 2) с наличием анаэробных микростроек (как правило, внутри почвенных агрегатов), образующихся при вытеснении почвенного воздуха водой и (или) в областях скопления больших количеств органических веществ, активное разложение которых аэробными микроорганизмами приводит к истощению кислорода.

Окультуривание торфяных месторождений низинного типа вызывает существенное увеличение количества нитрифицирующих микроорганизмов, которое зависит как от срока окультуренности, так и от мощности торфяной залежи. Окультуривание маломощных торфяных месторождений, по сравнению со средне- и высокомоощными, приводит к значительному увеличению численности и активности микроорганизмов [25]. В маломощных торфяных залежах значительно выше общая численность микроорганизмов, использующих минеральный азот, актиномицетов, нитрифицирующих бактерий, т. е. той части микрофлоры, которая активно осуществляет биологическую минерализацию азотсодержащих органических соединений торфа [25]. С этой точки зрения из всех мониторинговых площадок самыми маломощными являются площадки V3 и V4, а самой мощной – площадка V5. Следовательно, наиболее активно процессы аммонификации и нитрификации должны протекать на площадках V3 и V4. На площадке V5 эти процессы скорее всего замедляются, в то же время происходят дополнительные потери азота вследствие его поступления в грунтовые воды.

По данным [25], нитрификация в сильно разложившемся торфе проходит несколько медленнее, чем в среднеразложившемся. Это связано с тем, что с ростом степени разложения возрастает выход фенолосодержащих гуминовых веществ и водорастворимых фульвокислот, которые тормозят деятельность микроорганизмов [28]. С учетом этого на мониторинговых площадках нитрификация должна увеличиваться в направлении V5 > V3 и V4 > V1 и V2, что подтверждает полученные нами данные по увеличению выделения N₂O в том же направлении.

В весенний период значительных колебаний потоков закиси азота не наблюдалось, на мониторинговой площадке V1 отмечено существенное поглощение N₂O в конце мая, на площадке V5 отмечаются в некоторой степени повышенные эмиссии закиси азота в первой половине мая. Существует мнение, что объяснением сезонных колебаний закиси азота является смешивание весной N₂O-бедного стратосферного воздуха и N₂O-насыщенного тропосферного воздуха [33]. Полученные в результате описываемого исследования данные подтверждают это явление, однако камерные методы позволяют измерять потоки газов прежде всего в приземном слое, в то время как гораздо более дорогие методики, к примеру, такие как башни Эдди коварьанс [34] или авиационные исследования в смешанном слое [35], могли бы зафиксировать переход закиси азота в стратосферу.

Помимо стратосферного переноса N₂O в мировой практике имеется много экспериментальных данных, подтверждающих поглощение микроорганизмами почвы, продуцирующими N₂O-редуктазу, атмосферной закиси азота [36, 37]. Исследования [37] показывают, что из профиля почвы глубже 10 и 20 см выделялось соответственно в 1,4–3,6 и 3,5–4,4 раза больше N₂O–N, чем с поверхности почвы. Следовательно, значительное количество закиси азота не доходит до границы раздела почвы и атмосферы, подвергаясь биотической или абиотической реутилизации на глубине [37]. При этом следует отметить, что при увеличении значения кислотности существенно снижается активность N₂O-редуктазы, а это, в свою очередь, сопровождается ростом доли закиси азота в продуктах денитрификации [14], что можно наблюдать после оценки годовых эмиссий закиси азота с торфяных месторождений.

Заключение. Проанализировав результаты табл. 2 и рис. 2, а также аналогичные исследования эмиссий диоксида углерода [1], метана [3] и закиси азота [4] с других мониторинговых площадок торфяного месторождения Выгонощанское, можно утверждать следующее.

Величина потоков диоксида углерода, метана и закиси азота с торфяных месторождений зависит от уровня залегания грунтовых вод, влажности торфяной залежи, температуры окружающей среды и торфа, наличия питательных веществ в залежи, степени разложения торфа, сезонности, видового состава и уровня развития вегетативных сообществ. Эмиссии метана выше на

участках с повышенным уровнем залегания грунтовых вод, также отмечено существенное влияние температурных факторов и наличие шунтирующих видов растений. Суммарные средние эмиссии N_2O с осушенных торфяных месторождений, находящихся под многолетними травами, выше, чем с выбывшего из эксплуатации и находящегося под естественным заболачиванием торфяного месторождения и заброшенным участком торфяного месторождения с рудеральными растительными ассоциациями. Отмечено увеличение эмиссий закиси азота в ноябре в условиях частых колебаний влажности торфяной почвы и умеренно высоких температурах почвы и окружающей среды (около 10 °C).

Результаты исследования с торфяных месторождений с различными физико-химическими и геоморфологическими характеристиками позволяют оценить вклад этих газов в общий круговорот парниковых газов от природных источников в условиях Беларуси. Полученные результаты не противоречат результатам мировых исследователей и пополняют научную базу в этой области исследований. Для большего понимания процессов баланса углерода и азота в атмосфере необходимо дальнейшее, более детальное и длительное измерение потоков диоксида углерода, метана и закиси азота, так же, как и других парниковых газов.

Список использованных источников

1. Эмиссии диоксида углерода с нарушенных и восстанавливаемых болотных экосистем / Т. Д. Ярмошук [и др.] // Природопользование. – 2014. – № 25. – С. 70–81.
2. Drösler, M. Trace gas exchange and climatic relevance of bog ecosystems, southern Germany. PhD thesis / M. Drösler. – München : Technischen Universität München, 2005. – 182 p.
3. Определение эмиссий метана на торфяном месторождении низинного типа «Выгонощанское» с различным уровнем залегания грунтовых вод / Т. Д. Ярмошук [и др.] // Природопользование. – 2013. – № 24. – С. 43–50.
4. Эмиссии закиси азота на нарушенных торфяных месторождениях низинного типа / Т. Д. Ярмошук [и др.] // Мелиорация. – 2014. – № 2 (72). – С. 122–137.
5. A flexible, multipurpose method for recording vegetation composition and structure / R. K. Peet, T. R. Wentworth, P. S. White // *Castanea*. – 1998. – № 63. – P. 262–274.
6. Towards a field guide for the assessment of greenhouse gas emissions from Central European peatlands / J. Couwenberg [et al.] // *Emission reductions from rewetting of peatlands*. – Greifswald University, 2008. – 27 p.
7. Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy / J. Couwenberg [et al.] // *Hydrobiologia*. – 2011. – № 674. – P. 67–89. doi:10.1007/s10750-011-0729-x
8. Jurasinski, G. Flux 0.3-0. Flux rate calculation from dynamic closed chamber measurements. R package version 0.3-0 / G. Jurasinski [et al.] // *Package 'flux'*. – 25 April 2014. – 60 p.
9. Lloyd, J. On the temperature dependence of soil respiration / J. Lloyd, J. A. Taylor // *Funct. Ecol.* – 1994. – Vol. 8. – P. 315–323.
10. Michaelis, L Die Kinetik der Invertinwirkung / L. Michaelis, M. L. Menten // *Biochemische Zeitschrift*. – 1913. – № 49. – P. 333–369.
11. Tanneberger, F. Carbon credits from peatland rewetting / F. Tanneberger, W. Wichtman // *Schweizerbart Science Publishers*. – Stuttgart, 2011. – 224 p.
12. Hendriks, D. M. D. Integrated observations of greenhouse gas budgets at the ecosystem level / D. M. D. Hendriks. – Amsterdam : Vrije Universiteit, 2009. – 203 p.
13. Орлов, Д. С. Химия почв : учебник / Д. С. Орлов, Л. К. Садовникова, Н. И. Суханова. – М. : Высшая школа, 2005. – 558 с.
14. Степанов, А. Л. Микробная трансформация парниковых газов в почвах / А. Л. Степанов. – М. : ГЕОС, 2011. – 192с.
15. Гидрофизические свойства высокозольных низинных торфяных почв / Е. В. Шеин [и др.] // *Почвоведение*. – 2018. – № 10. – С. 1259–1264.
16. IPCC, 2013. Climate change: the Physical science basis. Contribution of working group I to the Fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change / Eds. T. F. Stocker [et al.]. – New York : Cambridge University Press, 2013. – 1535 p.
17. IPCC 2014, 2013 – Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands / T. Hiraishi [et al.] (eds). – Switzerland, 2014. – 354 p.
18. Flooding of an abandoned fen by beaver led to highly variable greenhouse gas emissions / M. Minke [et al.] // *Mires and Peat*. – 2020. – Vol. 26. – Article 23. – P. 1–24.
19. Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils / D. Wilson [et al.] // *Mires and Peat*. – 2016. – Vol. 17. – Article 04. – P. 1–28.
20. Пулы и потоки углерода в наземных экосистемах России / В. Н. Кудеяров [и др.]; отв. ред. Г. А. Заварзин // *Ин-т физ.-хим. и биол. проблем почвоведения РАН*. – М. : Наука, 2007. – 315 с.
21. Макаров, Б. Н. Газовый режим почвы / Б. Н. Макаров. – М. : Агропромиздат, 1988. – 103 с.
22. Углекислый газ в атмосфере / К.-Х. Валлен [и др.]; под ред. В. Баха [и др.]. – М. : Мир, 1987. – 534 с.

23. Кудеяров, В. Н. Азотный цикл и продуцирование закиси азота / В. Н. Кудеяров // Почвоведение. – 1999. – № 8. – С. 988–998.
24. Зименко, Т. Г. Деятельность микроорганизмов и минерализации органического вещества в торфяных почвах с разным уровнем грунтовых вод / Т. Г. Зименко // Изв. АН СССР. Сер. биол. – 1972. – № 6. – С. 846–854.
25. Микробные ценозы торфяных почв и их функционирование / Т. Г. Зименко [и др.] ; под ред. Е. Н. Мишустина. – Минск : Наука и техника, 1983. – 181 с.
26. Степанов, А. Л. Продуцирование закиси азота бактериями в почвенных агрегатах / А. Л. Степанов, Н. А. Манучарова, Л. М. Полянская // Почвоведение. – 1997. – № 8. – С. 973–976.
27. Davidson, E. A. Soil responses to climate change / E. A. Davidson // NATO ASI ser. – 1994. – Vol. I, № 23. – P. 155–168.
28. High soil solution carbon and nitrogen concentrations in a drained Atlantic bog are reduced to natural levels by 10 years of rewetting / S. Frank [et al.] // Biogeochemistry. – 2014. – Vol. 11. – P. 2309–2324.
29. Reddy, R. Biogeochemistry of wetlands: science and applications / R. Reddy, R. D. DeLaune ; CRC Press, Taylor&Francis Group, 2008. – 805 p.
30. Soil CN ratio as a scalar parameter to predict nitrous oxide emissions / L. Klemetsson [et al.] // Global Change Biology. – 2005. – Vol. 11, iss. 7. – P. 1142–1147.
31. Рябчиков, А. М. Круговорот вещества в природе и его изменение хозяйственной деятельностью человека / А. М. Рябчиков. – М. : Изд-во Моск. ун-та, 1980. – 272 с.
32. Лебедь-Шарлевич, Я. И. Оценка и прогноз газогеохимического состояния и экологических функций почв на техногенных грунтах (на примере г. Москвы) : дис. ... канд. биол. наук : 03.02.08 / Я. И. Лебедь-Шарлевич. – М., 2017. – 208 с.
33. Liao, T. The seasonal cycle of N₂O / T. Liao, C. D. Camp, Y. L. Yung // Geophysical Research Letters. – 2004. – Vol. 31. – L17108.
34. Оценка вертикальной адвекции при измерении потоков CO₂ над лесом с помощью метода вихревой ковариации / А. В. Ольчев [и др.] // Эмиссия и сток парниковых газов на территории северной Евразии : тез. докл. Третьей Междунар. конф., Пушино, 4–8 июня 2007 г. – Пушино, 2007. – С. 56–57.
35. A multi-year record of airborne CO₂ observations in the US Southern Great Plains / S. C. Biraud [et al.] // Atmospheric Measurement Techniques. – 2013. – № 6. – P. 751–763.
36. Soils, a sink for N₂O? A review / L. Chapuis-Lardy [et al.] // Global Change Biology. – 2007. – Vol. 13, № 1. – P. 1–17.
37. Потоки диоксида углерода, метана и закиси азота в почвах катены правобережья р. Ока (Московская область) / М. В. Семенов [и др.] // Почвоведение. – 2010. – № 5. – С. 582–590.

References

1. Yarmoshuk T. D., Rakovich V. A., Minke M., Tile A., Hofman M. *Emissii dioksida ugljeroda s narushennih i vosstanavlivaemih bolotnih ekosistem* [Carbon dioxide emissions from disturbed and regenerated swamp ecosystems]. *Prirodopolzovanie = Nature Management*, 2014, no. 25, pp. 70–81. (in Russian)
2. Drösler M. Trace gas exchange and climatic relevance of bog ecosystems, southern Germany. PhD thesis. München, Technischen Universität München Publ., 2005, 182 p.
3. Yarmoshuk T. D., Rakovich V. A., Minke M., Tile A. *Opredelenie emissii metana na torfyanom mestorojdenii nizinnogo tipa «Vigonoschanskoe» s razlichnim urovнем zaleganiya gruntovih vod* [Determination of methane emissions at the fen peat deposit "Vygonoschanskoe" with different levels of groundwater occurrence]. *Prirodopolzovanie = Nature Management*, 2013, no. 24, pp. 43–50. (in Russian)
4. Yarmoshuk T. D., Rakovich V. A., Minke M., Tile A. *Emissii zakisi azota na narushennih torfyanih mestorojdeniyah nizinnogo tipa* [Nitrous oxide emissions from disturbed fen peat deposits]. *Melioraciya = Land Reclamation*, 2014, no. 2 (72), pp. 122–137. (in Russian)
5. Peet R. K., Wentworth T. R., White P. S. A flexible, multipurpose method for recording vegetation composition and structure. *Castanea*, 1998, no. 63, pp. 262–274.
6. Couwenberg J., Augustin J., Michaelis D., Joosten H. Towards a field guide for the assessment of greenhouse gas emissions from Central European peatlands. *Emission reductions from rewetting of peatlands*. Greifswald University, 2008, 27 p.
7. Couwenberg J., Thiele A., Tanneberger F., e. a. Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia*, 2011, no. 674, pp. 67–89. doi:10.1007/s10750-011-0729-x
8. Jurasinski G., Koebsch F., Guenther A., Beetz S. Flux 0.3-0. Flux rate calculation from dynamic closed chamber measurements. R package version 0.3-0. Package 'flux', 25 April 2014, 60 p. Available at https://www.researchgate.net/publication/262248077_flux_03-0_Flux_rate_calculation_from_dynamic_closed_chamber_measurements (accessed 20 June 2023)
9. Lloyd J., Taylor J. A. On the temperature dependence of soil respiration. *Funct. Ecol.*, 1994, vol. 8, pp. 315–323.
10. Michaelis L., Menten M. L. Die Kinetik der Invertinwirkung. *Biochemische Zeitschrift*, 1913, no. 49, pp. 315–323.
11. Tanneberger F., Wichtman W. Carbon credits from peatland rewetting. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart, 2011, 224 p.
12. Hendriks D. M. D. Integrated observations of greenhouse gas budgets at the ecosystem level. Amsterdam, Vrije Universitet Publ., 2009, 203 p.

13. Orlov D. S., Sadovnikova L. K., Suhanova N. I. *Himiya pochv* [Soil Chemistry]. Moscow, 2005, 558 p. (in Russian)
14. Stepanov A. L. *Mikrobnaya transformaciya parnikovih gazov v pochvah* [Microbial transformation of greenhouse gases in soils]. Moscow, GEOS Publ., 2011, 192 p. (in Russian)
15. Shein E. V., Pozdnyakova A. D., Shvarov A. P., Ilin L. I., Sorokina N. V. *Gidrofizicheskie svoistva visokozolnih nizinnih torfyanih pochv* [Hydrophysical properties of high-ash fen peat soils]. *Pochvovedenie = Soil Science*, 2018, no. 10, pp. 1259–1264. (in Russian)
16. IPCC, 2013. Climate change: The Physical science basis. contribution of working group to the Fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Eds. T. F. Stocker et al. New York, Cambridge University Press Publ., 2013, 1535 p.
17. Hiraishi T., et al. (eds). IPCC 2014, 2013 – Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands. IPCC, Switzerland, 2014, 354 p.
18. Minke M., Freibauer A., Yarmoshuk T., Burlo A. Flooding of an abandoned fen by beaver led to highly variable greenhouse gas emissions. *Mires and Peat*, 2020, vol. 26, article 23, pp. 1–24. doi:10.19189/MaP.2019.SNPG.StA.1808
19. Wilson D., Blain D., Couwenberg J., Evans C. D., Murdiyars D., Page S. E., Renou-Wilson F., Rieley J. O., Sirin A., Strack M. and Tuittila E.-S. Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils. *Mires and Peat*, 2016, vol. 17, article 04, pp. 1–28. doi:10.19189/MaP.2016.OMB.222
20. Kudayarov V. N., et al. *Puli i potoki ugleroda v nazemnih ekosistemah Rossii* [Carbon pools and fluxes in terrestrial ecosystems of Russia]. *Institut fiz.-him. i biol. problem pochvovedeniya RAN = Institute of Physico-Chemical and Biological Problems of Soil Science RAS*. Moscow, Nauka Publ., 2007, 315 p. (in Russian)
21. Makarov B. N. *Gazovii rejim pochvi* [Gas regime of the soil]. Moscow, Agropromizdat Publ., 1988, 103 p. (in Russian)
22. Vallen K. H., Bas Ch., Berkestrem A., Kolmaier G. *Uglekislii gaz v atmosfere* [Carbon dioxide in the atmosphere]. Ed. V. Baha, A. Kreina, A. Berje, A. Longetto. Moscow, Mir Publ., 1987, 534 p. (in Russian)
23. Kudayarov V. N. *Azotnii cikl i produkcirovanie zakisi azota* [Nitrogen cycle and production of nitrous oxide]. *Pochvovedenie = Soil Science*, 1999, no. 8, pp. 988–998. (in Russian)
24. Zimenko T. G. *Deyatelnost mikroorganizmov i mineralizacii organicheskogo veschestva v torfyanih pochvah s raznim urovнем gruntovih vod* [Activity of microorganisms and mineralization of organic matter in peat soils with different groundwater levels]. *Izvestiya AN SSSR, Seriya biol. = Izvestia of the USSR Academy of Sciences, Biological series*, 1972, no. 6, pp. 846–854. (in Russian)
25. Zimenko T. G., Samsonova A. S., Misnik A. G., Gavrilkina N. V., Filipshanova L. I. *Mikrobnie cenozi torfyanih pochv i ih funkcionirovanie* [Microbial cenoses of peat soils and their functioning]. Minsk, 1983, 181 p. (in Russian)
26. Stepanov A. L., Manucharova N. A., Polyanskaya L. M. *Producirovanie zakisi azota bakteriyami v pochvennih agregatah* [Production of nitrous oxide by bacteria in soil aggregates]. *Pochvovedenie = Soil Science*, 1997, no. 8, pp. 973–976. (in Russian)
27. Davidson E. A. Soil responses to climate change. *NATO ASI ser.*, 1994, vol. I, no. 23, pp. 155–168.
28. Frank S., Tiemeyer B., Gelbrecht J., Freibauer A. High soil solution carbon and nitrogen concentrations in a drained Atlantic bog are reduced to natural levels by 10 years of rewetting. *Biogeochemistry*, 2014, vol. 11, pp. 2309–2324. doi:10.5194/bg-11-2309-2014
29. Reddy R., DeLaune R. D. *Biogeochemistry of Wetlands: science and applications*. CRC Press, Taylor&Francis Group, 2008, 805 p.
30. Klemedtsson L., Arnold K. V., Weslien P., Gundersen P. Soil CN ratio as a scalar parameter to predict nitrous oxide emissions. *Global Change Biology*, 2005, vol. 11, iss. 7, pp. 1142–1147.
31. Ryabchikov A. M. *Krugovorot veschestva v prirode i ego izmenenie hozyaistvennoi deyatel'nostyu cheloveka* [The circulation of matter in nature and its change by human economic activity]. Moscow, Moscow University Publ., 1980, 272 p. (in Russian)
32. Lebed-Sharlevich Ya. I. *Ocenka i prognoz gazogehimicheskogo sostoyaniya i ekologicheskikh funktsii pochv na tehnogennih gruntah (na primere g. Moskvi)*. Dis. ... kand. biol. nauk [Assessment and forecast of the gas-geochemical state and ecological functions of soils on technogenic soils (on the example of Moscow). Dr. biol. sci. diss.]. Moscow, 2017, 208 p. (in Russian)
33. Liao T., Camp C. D., Yung Y. L. The seasonal cycle of N₂O. *Geophysical Research Letters*, 2004, vol. 31, L17108.
34. Olchev A. V., Kurbatova Yu. A., Varlagin A. V., Vigodskaya N. N. *Ocenka vertikalnoi advekcii pri izmerenii potokov CO₂ nad lesom s pomoschyu metoda vihrevoi kovariatsii* [Estimation of vertical advection when measuring CO₂ fluxes over a forest using the vortex covariance method]. *Emissiya i stok parnikovih gazov na territorii severnoi Evrazii. Tez. dokl. Tret'ei Mejdunar. konf.* [Proc. of Third Int. Conf. 'Greenhouse Gas Emissions and Runoff in Northern Eurasia']. Puschino, 2007, pp. 56–57. (in Russian)
35. Biraud S. C., Torn M. S., Smith J. R., Sweeney C., Riley W. J., Tans P. P. A multi-year record of airborne CO₂ observations in the US Southern Great Plains. *Atmospheric Measurement Techniques*, 2013, 6, pp. 751–763.
36. Chapuis-Lardy L., Wrage N., Metay A., Chotte J.-L., Bernoux M. Soils, a sink for N₂O? A review. *Global Change Biology*, 2007, vol. 13, no. 1, pp. 1–17.
37. Semenov M. V., Kravchenko I. K., Semenov V. M., Kuznecova T. V., Dulov L. E., Udalcov S. N., Stepanov A. L. *Potoki dioksida ugleroda, metana i zakisi azota v pochvah kateni pravoberejya r. Oka (Moskovskaya oblast)*

[Fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide in the soils of the catena of the right bank of the river. Ока (Moscow region)]. *Pochvovedenie = Soil Science*, 2010, no. 5, pp. 582–590. (in Russian)

Информация об авторе

Ярмошук Татьяна Донатовна – научный сотрудник, Институт природопользования НАН Беларуси (ул. Ф. Скорины, 10, 220076, г. Минск, Беларусь). E-mail: t.yarmoshuk@rambler.ru

Information about the author

Tatsiana D. Yarmoshuk – Researcher, Institute of Nature Management of the National Academy of Sciences of Belarus (10, F. Skoriny Str., 220076, Minsk, Belarus). E-mail: t.yarmoshuk@rambler.ru