

SPATIAL VARIABILITY OF METHANE EMISSIONS FROM SOILS OF WET FORESTS: A BRIEF REVIEW

Runkov R.A.^{1*}, *Ilyasov D.V.*²

¹⁾ *Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, Москва, Россия*

²⁾ *Югорский государственный университет, Ханты-Мансийск, Россия*

*rus_runkov@mail.ru

Citation: Runkov R.A., Ilyasov D.V. 2023. Spatial variability of methane emissions from soils of wet forests: a brief review. *Environmental Dynamics and Global Climate Change*. 14(3): 167-180.

DOI: 10.18822/edgcc375293

Из-за отсутствия данных о пространственной изменчивости удельных потоков CH₄ в почвах под избыточно увлажненными лесами, их роль в глобальной эмиссии метана до сих пор не выяснена. В национальных отчетах стран эти леса относят к "zero-emited ecosystems" (то есть им приписывается нулевая эмиссия CH₄), что неверно отражает их фактические выбросы. В работе дан обзор литературы, содержащей результаты конкретных измерений, а также суммированы методы измерения эмиссии метана из почв лесов. Независимо от географического местоположения переувлажненного леса, удельные потоки метана могут достигать 10 мгCH₄·ч⁻¹·м⁻². И хотя отдельные измерения в тропиках дали десятки мгCH₄·ч⁻¹·м⁻², но совокупность проанализированных экспериментальных результатов показывает, что величина потока определяется не столько температурой, сколько условиями увлажнения. В статье представлен обзор накопленных в настоящее время исследований, посвященных эмиссии метана из избыточно увлажненных лесов.

Ключевые слова: потоки метана, изменение климата, избыточно увлажненные леса, заболоченные леса, переувлажненные леса.

Methane is one of the most important greenhouse gases that cause climate change [Karol and Kiselev, 2003]. An increase in the atmospheric concentration of methane contributes to an increase in the temperature on the Earth, because this gas absorbs outgoing thermal radiation from the Earth's surface [Berdin, 2004]. Methane has a much shorter atmospheric lifetime than carbon dioxide (CO₂), but CH₄ absorbs certain wavelengths of energy more efficiently than CO₂. The global warming potential of CH₄ is 28 times greater than that of CO₂ over a 100-year period [IPCC, 2013]. Its contribution to the formation of the greenhouse effect is 30% of the value assumed for carbon dioxide (Bazhin, 2006). Methane is removed from the atmosphere by photochemical oxidation in the troposphere and, to a lesser extent, by microbial oxidation in soils (Kirschke et al., 2013).

Methane sources can be both natural and anthropogenic. The latter includes, firstly, industrial processes:

- fuel use [Omara et al., 2018; Johnson et al., 2023] (if the fuel is not completely burned, then methane gas is emitted into the air, besides it can also be released during the extraction and transportation of natural gas [Hawken et al., 2017]);

- food production (eg CH₄ can be generated from the fermentation of food residues that were not used in the production process [Stephan et al., 2006]);

- as a result of microbial activity during the processing of waste in landfills and compost heaps (for example, in the process of biological waste treatment, methane can be produced in large quantities if the process is not properly controlled [Singh et al., 2017]).

Secondly, two types of agricultural production are anthropogenic sources:

- rice cultivation [Seiler et al., 1984; Dannenberg and Conrad, 1999; Wang et al. 1997; Wang et al., 1999];

- cattle breeding [Gerber et al., 2013; Johnson et al., 2023; Ellis et al., 2007].

CH₄ is formed as a result of the biological decomposition of organic matter in the absence of oxygen [Dlugokencky and Houweling, 2003]. The most significant natural sources of methane are wetlands. Besides, methane can be emitted from aquatic ecosystems such as lakes and rivers. The decomposition of organic wastes in the soil, such as plant residues and animal manure, is also a natural source of methane (Smith et al., 2014) if this decomposition occurs under anaerobic conditions.

Of great interest is the study of wet forests [Glukhova et al., 2021], since their contribution to methane emission can be quite significant. It is generally recognized that forests are CH₄ sinks [Lemer and Roger, 2001; Megonigal and Guenther, 2008; Smith et al., 2000]. Nevertheless, very high CH₄ fluxes were detected during spot measurements in some wet forests [Lohila et al., 2016; Tathy et al., 1992], that were comparable to the fluxes observed in wetlands [Harriss et al., 1982; Sabrekov et al., 2011; Glagolev et al., 2012; Davydov et al., 2021] (Fig. 1). However, single measurements of fluxes at individual spatial sites are clearly not enough to assess the role of wet forests in the overall

methane balance. This role can be assessed only by knowing the dynamics of emission in time and its distribution in space.

A comprehensive study of the variability of methane emission (from soils in general) began at the end of the 20th century in countries with significant areas of waterlogged soils: Brazil, Canada, the USA, and Russia [Bartlett et al., 1988; Moore et al., 1990; Disse, 1993; Glagolev et al., 1999]. At present, the emission spatial variability is studied in almost all regions of the world, including Finland, Mexico, and China [Zhang et al., 2020; Gonzalez-Valencia et al., 2021; Que et al., 2023]. However, there is very little data on the spatial variability of methane emissions in wet forests. Therefore, it is evident that current research should be focused on assessing the spatial variability of emissions in different types of wet forests.

Emission of methane in wet forests. The main works devoted to measurements of the specific flux of methane in wet forests are summarized in Table 1. 1-3. It can be seen from the tables (and Fig. 2) that there is no clear relationship between the specific flux and the geographic location of the wet forest: in the “north” (in the boreal zone - about 57-67°N), values of $\sim 4\div 9 \text{ mg}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ can be measured [Lohila et al., 2016; Mochenov et al., 2018], that are similar to those typical for the tropics ($\sim 3\div 8 \text{ mg}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ [Devol et al., 1990; Tathy et al., 1992]). On the contrary, in the south, values < 1 or even $< 0.1 \text{ mg}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ can be measured that are more typical for northern territories.

There is no doubt, everything is determined by environmental factors. The results of [Ulah and Moor, 2011] show that changes in soil temperature and moisture can have a significant impact on CH_4 fluxes from forest soils. This often leads to so-called “hotspots” such as peak emissions from poorly drained soils when the pore space is filled with water and to a lower $\text{CO}_2:\text{CH}_4$ emission ratio. However, these factors are likely to be unequal.

In fact, the flow rate is determined rather by the degree of anaerobiosis, depending on the conditions of humidity, than the temperature (the formation of CH_4 should be very active at both 40° and 20°C assuming that temperatures around 20°C are quite common for the summer period in the boreal zone). It is certain, under the same humidity conditions, based on the well-known van't Hoff law, one can expect that the rate of methane production in the tropics at 40°C should be approximately 4-9 times higher than that at 20°C under boreal conditions. Yet, if there is a very deep anaerobiosis in the boreal zone (due to the complete watering of the soil) but wet soil in the tropics, then the above mentioned ratio can be reversed.

The extremely strong dependence of methane production on the degree of anaerobiosis (and, hence, on humidity conditions) provides a very wide spatial variability of the emission. It can be seen from the data in Table 1 that, for example, in three seasonally flooded forests in Western Siberia, located at a distance of only about 5-10 km from each other, the entire spectrum of possible specific CH_4 fluxes was observed at the same time, from absorption at a level of $\sim 0.1 \text{ mg h}^{-1} \text{ m}^{-2}$ to a very active emission of $\sim 10 \text{ mg h}^{-1} \text{ m}^{-2}$ [Mochenov et al., 2018]. An even more contrasting picture is observed, for example, in the mountain forest in Brazil and in the tropical forest of the Congo: within the same forest, the specific flux varies from 0 to $54 \text{ mg}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ [Bartlett et al., 1988] and from -0.31 to $150 \text{ mg}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$, respectively (see Table 3). However, it is not always possible to find out the dependence of the flow on certain factors. For example, the measurements reported in Tang et al. [2018] showed that CH_4 flux from tropical peat forest was similar to that from other managed and natural wetland ecosystems, including those located in different climate zones. However, meteorological variability in the rainforest does not correlate well with CH_4 flux. Such apparent lack of correlation can be explained by the small range of micrometeorological variables in the tropical peat ecosystem.

Ambus and Christensen [1995] studied several ecosystems where temporary waterlogging was possible. They made the following important assumption: the calculation of the total flux for periodically waterlogged ecosystems should be performed taking into account the topography of the landscape. Indeed, a more accurate estimate of methane consumption and emission can be obtained in this way, but the correct estimations of the gas flow by the chamber method requires taking into account the relative water levels during flooding. Knowing the topography and hydrology of each site in the area makes it possible to determine how long and how often this site remains relatively wet or dry [Glagolev et al., 2018].

From the above data, it is clear that there is a need to improve the quantitative assessment of the global methane emission from the soils of wet forests. Despite the establishment of a complex infrastructure for monitoring greenhouse gases on a global scale (eg ICOS, GMB, etc.), ground-based observations in wet forests on various continents are still underrepresented. Therefore, the contribution of forests to the global atmospheric exchange of CH_4 remains uncertain.

Key words: methane flux, climate change, flooded forests, extensive moisture forests, waterlogged forests, forest ecosystems, carbon sinks, greenhouse effect, soil gases, biogeochemical processes, global methane budget.

СОКРАЩЕНИЯ

ИзУЛ - избыточно увлажненные леса;
КРС - крупный рогатый скот;
ПЛ - прибрежные леса;
УГВ - уровень грунтовых вод;
УП – удельный поток.

ВВЕДЕНИЕ

Метан является одним из наиболее важных парниковых газов, которые вызывают изменения климата [Кароль и Киселев, 2003]: его вклад в формирование парникового эффекта составляет 30% от величины, принятой для двуокиси углерода [Бажин, 2006]. Долгое время, до середины XVII века, концентрация метана в атмосфере была практически постоянной, однако после промышленной революции она начала постепенно расти. К середине XX века скорость роста концентрации метана в атмосфере достигла около 1% в год, и в настоящий момент она продолжает увеличиваться. Рост концентрации метана в атмосфере способствует увеличению среднегодовой температуры, так как этот газ поглощает исходящее тепловое излучение от поверхности Земли [Бердин, 2004]. Срок жизни метана в атмосфере намного короче, чем у двуокиси углерода (CO_2), но CH_4 поглощает определенные длины волн энергии более эффективно, чем углекислый газ. Потенциал глобального потепления у CH_4 в 28 раз больше, чем CO_2 за 100-летний период [IPCC, 2013]. Метан удаляется из атмосферы путем фотохимического окисления в тропосфере и в меньшей степени за счет микробного окисления в почвах [Kirschke et al., 2013]. Таким образом, контроль содержания метана в атмосфере является одной из актуальных задач современной науки в процессе поиска путей приспособления к глобальному потеплению.

Источники метана могут быть антропогенными и естественными. Основные антропогенные источники метана формируются в результате деятельности человека в следующих областях: сельское хозяйство (рисовые плантации и разведение КРС), добыча и переработка полезных ископаемых (залповые выбросы при нефтедобыче), сточные воды, свалки не переработанных бытовых отходов.¹

Наиболее значимыми естественными источниками метана являются болота. Метан образуется в результате биологического разложения органических веществ в условиях отсутствия кислорода [Dlugokencky and Houweling, 2003]. Также метан может выделяться из водных экосистем, таких как озера и реки, где он образуется в результате биологического разложения органических веществ. Разложение органических отходов в почве, таких как растительные остатки и навоз, также является естественным источником метана [Smith et al., 2014], если это разложение происходит в анаэробных условиях.

Долгое время считалось, что почвенный покров способствует поглощению метана и последующему его окислению. Однако многие исследования подтверждают, что в зависимости от конкретных экологических условий почвенный покров может так поглощать метан, так и напротив, является его источником.

Большой интерес представляет изучение избыточно увлажненных лесов (ИзУЛ) [Glukhova et al., 2021], поскольку их вклад в эмиссию метана может оказаться весьма значительным (в данной работе под избыточно увлажненными лесами мы будем понимать такой тип лесных экосистем, где уровень почвенно-грунтовых вод большую часть года находится близко к поверхности почвы (от 30-40 см ниже поверхности почвы и выше)). Леса, как правило, рассматриваются в качестве только поглотителей CH_4 [Lemer and Roger, 2001; Megonigal and Guenther, 2008; Smith et al., 2000], но точечные измерения в отдельных ИзУЛ обнаружили весьма высокие значения удельных потоков CH_4 [Lohila et al., 2016; Tathy et al., 1992], сравнимые с теми, что наблюдаются в болотах [Harriss et al., 1982; Sabrekov et al., 2011; Glagolev et al., 2012; Davydov et al., 2021] (Рис.1). Однако разовых измерений потоков в отдельных экосистемах недостаточно для оценки роли избыточно увлажненных

¹ Обзор мировых выбросов парниковых газов от крупного рогатого скота (КРС) и других животных, а также различные методы снижения таких выбросов метана можно найти в отчете FAO [Gerber et al., 2013]. Johnson et al. [2023] обсуждают методы измерения выбросов CH_4 от КРС, используя технику трассировки гексафторидом серы. Они также предоставляют оценки выбросов метана для разных видов скота и различных условий кормления. Ellis et al. [2007] провели эксперименты с использованием множества животных, включая коров и быков, и измерили их выбросы CH_4 в течение определенного периода времени. Они также собрали данные о различных факторах, таких как возраст животных, вес, тип кормления и другие параметры, которые могут влиять на выбросы метана.

лесов в общем балансе метана. Эту роль можно будет оценить, только зная динамику эмиссии во времени и распределение ее в пространстве.

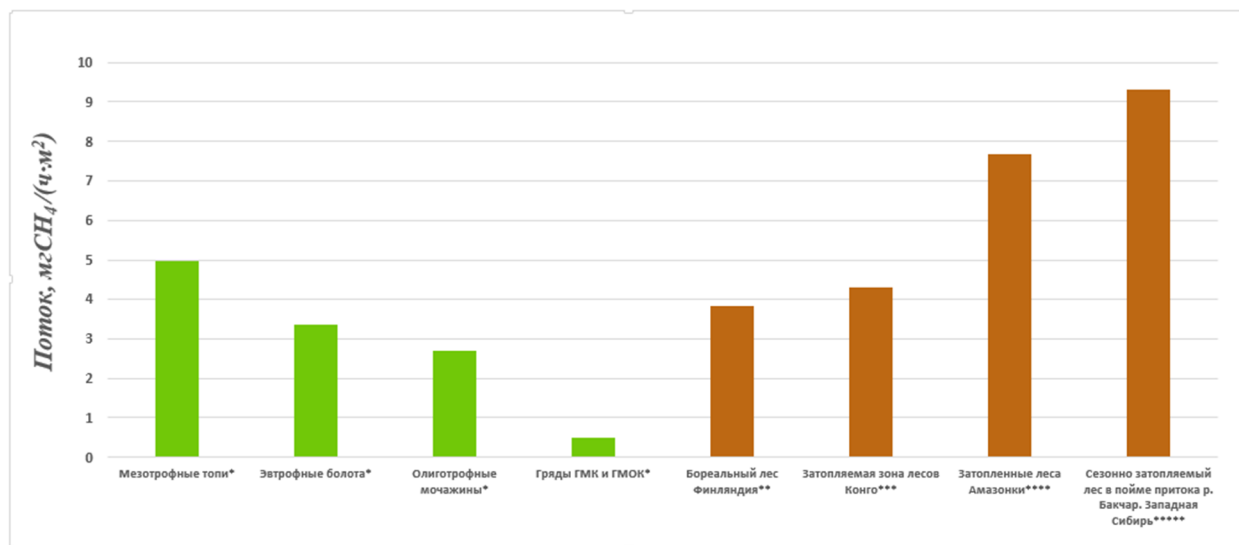


Рисунок 1. Усредненные значения удельных потоков метана из болот и заболоченных лесов.

Примечание:*[Glagolev et al., 2012]; **[Lohila et al., 2016]; ***[Tathy et al., 1992]; ****[Devol et al., 1990]; *****[Mochenov et al., 2018].

Полноценное изучение изменчивости эмиссии метана (из почв вообще) началось в конце XX века в странах, обладающих значительными площадями переувлажненных почв: Бразилии, Канаде, США и России [Bartlett et al., 1988; Moore et al., 1990; Dise, 1993; Глаголев и др., 1999]. В настоящее время пространственная изменчивость эмиссии изучается практически во всех регионах мира, в том числе в Финляндии, Мексике, Китае [Zhang et al., 2020; Gonzalez-Valencia et al., 2021; Que et al., 2023]. Но данных о пространственной вариабельности эмиссии метана в ИзУЛ очень мало. Поэтому очевидно, что в настоящее время исследования должны быть сосредоточены на оценке пространственной вариабельности эмиссии в разных типах ИзУЛ.

Таким образом, целью настоящего исследования является рассмотрение избыточно увлажненных лесов, как потенциальных источников метана с учетом пространственной изменчивости величины наблюдаемых потоков. Предполагается, что избыточно увлажненные леса не могут считаться экосистемами с нулевой эмиссией, что подтверждает анализ рассмотренных ниже результатов исследований.

МЕТОДЫ, ПРИМЕНЯВШИЕСЯ ПРИ ИЗМЕРЕНИЯХ В ЛЕСАХ

Существует множество методов для измерения суммарной эмиссии метана из почв [Burba, 2005; Глаголев, 2010; Foken, 2008; Kim and Kim, 2013]. Каждый метод имеет свои преимущества и ограничения. Выбор того или иного метода зависит от конкретных условий и целей исследования, в частности он определяется исследуемым газом, необходимой точностью измерения, доступностью оборудования и т.д. При измерениях в лесных экосистемах применялся, главным образом, статический камерный метод (как в варианте ручных, так и автоматических камер) и изредка метод микровихревых пульсаций (eddy covariance) [Devol et al., 1990; Евграфова и др., 2010; Ullah and Moore, 2011; Lohila et al., 2016].

Метод статических камер

Данный метод предельно прост:

- 1) Основание (обычно из нержавеющей стали) заранее устанавливается на изучаемый участок; различные авторы делают это предварительно (от 15 мин до 24 часов до начала измерений). Такая предварительная установка необходима, чтобы нивелировать возмущения, созданные при врезании основания в почву [Sabrekov et al., 2015; 2022].
- 2) На основание устанавливается камера, чаще всего имеющая форму параллелепипеда или цилиндра [Kim and Kim, 2013] без нижней грани. Объемы варьируют от 3.5 л [Jacinthe, 2015]

до 36 л [Sabrekov et al., 2015]. Камеры могут быть изготовлены из разных газонепроницаемых материалов таких, как ПВХ, оргстекло [Mochenov et al., 2018] алюминий и др. Для того, чтобы свести к минимуму перепады внутренней температуры, камеру обклеивают солнцезащитной пленкой, либо накрывают майларовым одеялом с высокой отражающей способностью [Crill et al., 1988].

- 3) Отбор проб газа осуществляется через равные интервалы времени (от 20 мин [Devol et al., 1990] до 120 мин [Christiansen et al., 2011]). Поскольку газ выделяется (поглощается) почвой, то в камере его концентрация будет изменяться. По скорости этого изменения можно рассчитать удельный поток газа на границе почва/атмосфера [Smagin et al., 2003; Сирин и др., 2012; Glukhova et al., 2021; Davydov et al., 2021].

Несмотря на доступность этого метода, он имеет ряд недостатков, связанных с ограниченной точностью, нарушением естественного потока газа при врезании основания в почву, нарушением температурного и светового режимов, что приводит к негативному влиянию на растения, которые в некоторых случаях могут способствовать выделению или поглощению метана.

С другой стороны, используемое оборудование постоянно совершенствуется, разрабатываются новые газоанализаторы, многие из них лишены части перечисленных выше недостатков (к примеру, портативный газоанализатор типа LiCor 7810), что говорит в пользу того, что метод статических камер имеет перспективы в дальнейшем использовании для определения эмиссии метана из экосистем.

Метод микровихревых пульсаций

Метод микровихревых пульсаций, известный в англоязычной литературе как “eddy covariance”, представляет собой микрометеорологический метод, используемый для измерения и расчета вертикальных турбулентных потоков в приземном слое атмосферы (в частности, над водно-болотными экосистемами). Он позволяет измерить потоки газов, таких как CO₂, H₂O, CH₄, NO_x, SO_x и других, а также потоки энергии (приходящей и уходящей радиации). Для этого используется специальное высокочастотное оборудование, включающее в себя закрепляемые на метеорологических мачтах датчики для измерения скорости ветра, температуры, влажности и других параметров окружающей среды, а также газоанализаторы для измерения концентрации газов. Конечно, этот метод имеет некоторые ограничения, связанные с качеством данных и непредсказуемой природой турбулентных потоков, но его ключевым преимуществом является возможность измерения потока в режиме реального времени [Бурба и др., 2013] сразу с относительно большой территории (~10³÷10⁴ м² - ср. с ~0.1÷1 м² для камерного метода) без нарушения характеристик почвенно-растительного покрова.

Измерение профиля концентрации газа в почве

Megonigal and Guenther [2008] отмечали, что те почвы, которые рассматриваются главным образом в качестве поглотителей метана, могут также и продуцировать его тогда, когда их влажность существенно возрастает. Но поскольку необходимое для образования метана возрастание влажности обычно достигается лишь локально в пространстве (например, в понижениях рельефа) и/или времени, то возникает вопрос: какая часть леса в оптимальных (для эмиссии) гидрометеорологических условиях станет источником CH₄. На этот вопрос невозможно ответить, если использовать только измерения потока в какой-то произвольный момент времени. Действительно, в это время условия для эмиссии могли быть неподходящими (например, измерениям предшествовала длительная засуха). Тогда вместо выделения CH₄ исследователь обнаружит его поглощение [Mochenov et al., 2018]. Как же установить, что данный заболоченный лес, который в настоящий момент (в неоптимальных условиях) является поглотителем метана, через некоторое время может оказаться его источником?

Измерения концентрационного профиля в почве как раз и позволяют ответить на этот вопрос. В простейшем случае возможны три варианта профиля концентрации метана в почве: возрастающий, падающий и не меняющийся с глубиной (а также их комбинации в зависимости от глубины рассмотрения в почве). Возрастающий профиль концентрации метана (положительный концентрационный градиент) свидетельствует о наличии метаногенных организмов и отсутствии (или слабой активности) метанотрофных. В этом случае почва просто является источником метана. Падающий или нулевой профиль концентрации метана (отрицательный или нулевой градиент) говорит об отсутствии (либо крайне низкой активности) метаногенных организмов и высокой активности метанотрофных. В этом случае поток метана будет отсутствовать, или же, при крайне

высокой активности метанотрофных организмов может быть отрицательным (то есть будет наблюдаться поглощение метана почвой из атмосферы).

Таким образом, если в верхней части профиля отмечен нулевой или отрицательный градиент концентрации метана, а ниже – положительный, это говорит о том, что при отключении «метанотрофного фильтра» (в случае формирования определенных гидротермических условий и достаточной диффузионной проницаемости) почва может стать источником метана [Mochenov et al., 2018].

Метод измерения пузырькового потока

На настоящий момент для болотных экосистем принято выделять следующие механизмы транспорта газов: диффузия газа через воду или воздух, заполняющие поры в грунте, пузырьковый перенос и транспорт посредством растений [Walter et al., 1996]. Следует ожидать, что в заболоченных лесах будут функционировать те же механизмы. Поскольку в различных условиях на передний план может выходить то один из них, то другой, представляет интерес измерить вклад каждого механизма в общий поток.

Для измерения «пузырьковой» составляющей общего потока метана Weyhenmeyer [1999] использовал следующий метод: большие воронки (диаметром 30 см) устанавливались широким концом вниз, а узкий их конец закупоривался резиновой пробкой, через которую была пропущена стеклянная трубка, также закрытая пробкой. Через эту трубку можно было отбирать пробы газа, накапливавшегося в воронке у верхнего ее края.

Воронки размещают в радиусе 10 см от основной измерительной камеры (при помощи которой определяют суммарный поток). Каждую воронку полностью погружают под воду и доверху заполняют водой. Воронки устанавливают на весь период измерений, но в начале того дня, когда проводятся измерения, весь накопившийся в них газ извлекают, учитывают его объем и анализируют химический состав [Weyhenmeyer, 1999]. Может показаться, что в воронке будет измеряться сумма «диффузионного» и «пузырькового» метана. Но диффузия идет по градиенту концентрации, и как только в воронку поступит хотя бы 1 пузырек, этот градиент «перевернется» относительно того, который имеет место в естественных условиях. Поскольку обычно пузырьки содержат метан в высокой концентрации, то получится, что в воронке над поверхностью воды концентрация метана (принесенного пузырьком) будет весьма большой, следовательно, по закону Генри, высокой она станет и в поверхностном слое воды (тогда как в свободной атмосфере она мала и, соответственно, невелика в воде, граничащей с этой атмосферой). Очевидно, что теперь в воронке диффузия метана будет направлена не снизу вверх – из почвы в атмосферу (как в естественных условиях), а в противоположном направлении. Кстати, точные измерения должны это учитывать – следует вычислить обратный диффузионный поток в воронке и прибавить его к измеренному пузырьковому (впрочем, диффузионный поток обычно так мал, что им часто можно пренебречь).

Независимо от Е. Weyhenmeyer, аналогичный метод предложили Glagolev et al. [1999] (для краткости эти методы далее будут обозначаться как «W-метод» и «G-метод», соответственно). Хотя методы отличаются друг от друга очень незначительно, но эти различия представляются весьма важными.

- 1) Очевидно, что «W-метод» может применяться лишь при наличии довольно высокого слоя воды над почвой - ведь воронка должна быть полностью погружена в воду (в [Weyhenmeyer, 1999] этот метод использовался только при измерениях в прудах, устроенных в лесу бобрами). В «G-методе» воронка может устанавливаться в любом месте, где есть хотя бы небольшой слой открытой воды (если нижний край воронки погружен в воду, то вода все равно не будет выливаться из воронки, пока накапливающийся газ не выдавит ее).
- 2) В «G-методе» используются воронки примерно в 2 раза меньшего диаметра, а это увеличивает вероятность установки их в такие места на почве, где практически нет растений (если растения попадают в воронку, то газ в нее будет поступать не только за счет пузырьков, но и за счет механизма транспорта, связанного с растениями).
- 3) Наконец, в «G-методе» воронки покрываются светоотражающим материалом. Было замечено, что без этого в них могут активно развиваться водоросли (и цианобактерии). Выделяемый ими кислород используется метанотрофами для окисления метана, а т.к. отбор газа из воронки осуществляется 1 раз за десятки часов, то существенная доля метана может быть за это время поглощена метанотрофами, в связи с чем получится сильно заниженное значение пузырькового потока.

Метод измерения диффузионного потока

Диффузионный поток на границе вода/атмосфера рассчитывают с использованием модели массообмена, учитывающей концентрацию растворенного метана в поверхностном слое, температуру воды и скорость ветра. Для измерения концентрации метана в шприц, объем которого 60 мл, отбирают около 30 мл воды и добавляют 30 мл атмосферного воздуха, после чего шприц энергично встряхивают около 2 мин. Из газовой фазы каждого шприца берут две пробы по 10 мл и определяют в них концентрацию метана [Weyhenmeyer, 1999], по которой затем вычисляют концентрацию в воде, используя закон Генри.

Принципиально другой метод, для оценки эмиссии из почв, предложили Glagolev et al. [2001]. Опираясь на определение диффузионного потока, они предложили вычислять его непосредственно по закону Фика ($F = -D \cdot dC/dz$, где D - эффективный коэффициент диффузии, C - концентрация CH_4 , z - глубина). Для возможности отбора проб по глубине с небольшим шагом (1-2 см) авторы использовали систему тонких (1-2 мм) трубок, что позволило им определять диффузионные потоки на разных глубинах в профиле почвы. Но если нас интересует диффузионный поток только на границе почва/атмосфера, то достаточно отобрать пробы лишь на 2 глубинах вблизи поверхности почвы, после чего (приблизительно аппроксимировав производную конечными разностями) диффузионный поток можно вычислить по формуле:

$$F \approx -D \cdot (C_2 - C_1) / (z_2 - z_1) \quad (1)$$

где C_2 и C_1 - концентрации метана, соответственно, на глубинах z_2 и z_1 .

Метод инкубирования образцов

Amaral and Knowles [1994] и Keller et al. [1999] изучали способность почв поглощать метан методом инкубирования почвенных образцов. Метод инкубации почвенных образцов – это лабораторный метод, основанный на измерении концентрации какого-либо газа в герметичных емкостях при определенной температуре в течение определенного времени. В процессе отбора образцы почвы разделяются по интервалам различной глубины, а при дальнейшей пробоподготовке просеиваются для удаления камней и фрагментов корней.

Затем образцы почвы помещают в герметичные емкости и инкубируют при определенной (что достигается посредством термостатирования) температуре в течение некоторого времени (обычно порядка часов или суток). Во время инкубации концентрации метана измеряются через регулярные промежутки времени с помощью газовой хроматографии. Затем скорость потребления метана рассчитывается путем подгонки данных о зависимости концентрации от времени к уравнению экспоненциального затухания².

Этот метод основан на принципе, согласно которому микроорганизмы, окисляющие метан в почве, потребляют метан в качестве источника энергии и производят углекислый газ в качестве побочного продукта. Измеряя скорость потребления метана, исследователи могут оценить активность этих микроорганизмов и их потенциальное влияние на концентрацию метана в атмосфере.

ЭМИССИЯ МЕТАНА В ЗАБОЛОЧЕННЫХ ЛЕСАХ

Основные работы, посвященные измерениям удельных потоков метана в избыточно увлажненных лесах, суммированы в табл. 1–3.

Таблица 1. Измерения УП CH_4 * в заболоченных лесах бореального пояса.

<i>Регион</i>	<i>Экосистема</i>	<i>Удельный поток, мг·ч⁻¹·м⁻²</i>	<i>Комментарий</i>	<i>Источник</i>
Россия. Дельта р. Лена	Гомогенный лиственничник	0.4 ÷ 1.4	Измерения камерным методом. Величина удельного потока CH_4	[Евграфова и др., 2010]

² Здесь необходимо отметить некоторые особенности расчета скорости потребления метана (что, безусловно, может быть применимо и к другим субстратам). Очевидно, что так как концентрация метана снижается экспоненциально, скорость его потребления бактериями непостоянна и, более того, описывается некоторой убывающей функцией. Найти ее можно как производную от функции концентрации метана по времени. Также очевидно, что важнейшим критерием скорости убывания производной (которая косвенно отражает биомассу жизнеспособных микроорганизмов в момент времени t) будет сама концентрация метана, который в каждый последующий момент времени t доступен как субстрат для бактерий во все меньшем и меньшем количестве.

(72°N, 126°E)			зависела от количества осадков	
Северная Финляндия. Kenttäröva (67°59.237'N, 24°14.579'E)	Бореальные почвы высокогорных лесов	от -0.01±0.03 до 3.83±1.13	Измерения проводились камерным методом. Обильные осадки создают условия, при которых лесная почва превращается из поглотителя, в мощный источник метана	[Lohila et al., 2016]
Россия. Южная Тайга Западной Сибири (160 км к западу города Томск) (56°55'N, 82°42'E)	Сезонно затопляемый лес в пойме притока р. Бакчар (56.96189 82.51528)	от -0.08±0.07 до 20±0.8	Измерения камерным методом. Величина эмиссии зависела от уровня грунтовых вод	[Mochenov et al., 2018]
	Сезонно затопляемый лес на границе Бакчарского болота (56.83169 82.85122)	от 0.05±0.04 до 0.14±0.13		
	Сезонно затопляемый лес в пределах осушенного болота (56.87217 82.84978)	от -0.03±0.02 до 5.5±0.2		
Россия. Южная Тайга Западной Сибири (56°54.6'N, 82°41.8'E)	Затопленный сгоревший березовый лес Погибшие и отдельно живые деревья <i>Betula péndula</i>	1.6 ÷ 10.9	Измерения проводились камерным методом. УСВ = -20 см	[Glagolev et al., 2018]
Дания. Вестсковен (55°57'25"N, 12°16'12"E)	Дубовый лес	0.065 ÷ 1.6	Измерения проводились камерным методом. Выбросы наблюдались только при содержании воды в почве выше 45%.	[Christiansen et al., 2012]
Канада. Манитоба (55°40'N, 97°52'W)	Бореальный лес. Доминантный вид – <i>Picea mariana</i> , <i>Betula papyrifera</i> , <i>Populus tremuloide</i> , <i>Pinus banksian</i> .	0.8 ÷ 2.5	Измерения потоков проводились камерным методом. Также измерялись рН почвенного раствора, температура (атмосферы и почвы на глубине 20 см)	[Savage et al., 1997]
Дания. Копенгаген (55°33'N, 12°32'E).	Еловые и буковые леса на супесчаной почве.	-0.01 ÷ 2.9	Измерения камерным методом. Представлена годовая динамика, участки измерений были затоплены с декабря по апрель	[Ambus and Christensen, 1995]

*Примечание: положительные значения УП указывают на эмиссию, а отрицательные - на потребление метана.

Таблица 2. Измерения УП CH₄ * в заболоченных лесах умеренного пояса.

Регион	Экосистема	Поток, мг·ч ⁻¹ ·м ⁻²	Комментарий	Источник
Швейцария. Эрматинген (47°40'N, 9°4'E)	В лесах преобладали <i>Fagus sylvatica</i> и <i>Picea abies</i> , почвы среднесуглинистые, но в Эрматингене –глинистые. (550 м над уровнем моря)	0.08	Измерения потоков камерным методом. Также были измерены: температура атмосферы и на глубине 3 см, а также атмосферное давление и влажность почвы	[Frey et al., 2011]
Франция. Хайтерен (47°58'N, 7°32.5'E)		0.04		
Восточная Канада. Южный Квебек (45°28.7'N, 73°2.4'W)	Старовозрастный лес. Участки с выделением метана - плохо дренированные илистые суглинки. Доминантный вид - <i>Fagus grandifolia</i>	0.07±0.02	Измерения проводились камерным методом. **Примечание: в сезон весенних оттепелей - март и апрель - в 2007 и 2008 годах максимальное значение составило 0.125	[Ullah and Moore, 2011]
	То же самое, но доминантный вид - <i>Tsuga Canadensis</i>	0.18±0.11		
	Полууправляемый лес. Участки с выделением метана - плохо дренированный илистый суглинок. Доминантные виды - <i>Acer saccharum</i>	0.90±0.28		
	То же самое, но доминантный вид <i>Fraxinus Americana, Carya cordiformis</i>	0.15±0.05		
США. Нью Джерси (39°55'N, 74°35'W)	Сосновый лес на песчаной почве Доминантные виды: <i>Pinus echinata</i> , <i>P.rigida</i> , <i>Quercus ilicifolia</i> , <i>Q. prinus</i> , <i>Q.velutina</i>	-0.06 ÷ 0.04	Измерения проводились камерным методом. Основной переменной, коррелирующей с потоком CH ₄ , была влажность почвы	[Aronson et al.,2012]
США. Индиана Уайт-Ривер в Юго-Центральной части штата (39°46'N, 86°11'W)	Прибрежные леса (ПЛ), защищенные от наводнений	-0.13	Измерения камерным методом	[Jacinthe, 2015]
	Периодически затопляемые ПЛ	-0.07		
	ПЛ (часто затопленные)	0.03 max = 1.88		
Южная Корея. Кванджу, гора Тэва (37°17.49'N, 127°17.31'E)	Естественный лес из сосен и лиственно-каштановых деревьев	-0.12 ÷ 0.12	Измерения проводились камерным методом. Отмечалось влияние влажности на эмиссию метана. Другие параметры почвы, такие как pH почвы и химический состав, также обсуждались в отношении выбросов парниковых газов	[Kim and Kim, 2013]

*Примечание: положительные значения УП указывают на эмиссию, а отрицательные - на потребление метана.

Таблица 3. Измерения УП CH₄ * в заболоченных лесах тропического пояса.

Регион	Экосистема	Поток, мг·ч ⁻¹ ·м ⁻²	Комментарий	Источник
Флорида. Эверглейдс (25°51'N, 81°23'W)	Лиственный лес	1.17 ÷ 13.6	Измерялся диффузионный поток (по концентрации CH ₄ в поверхностном слое воды). Наличие растительного покрова уменьшало диффузионный поток. Средний УСВ 31 см	[Barber et al., 1988]
Малазия. Бетонг (1°27'N, 111°80'E)	Заболоченный лес на торфяной почве	0.75 ÷ 1.73	Измерения методом микровихревых пульсаций в течение декабря - ноября	[Tang et al., 2018]
Центральная Африка. Конго (1°0'N, 31°27'E)	Тропические леса на супесчаной почве. Доминантные виды: <i>Hevea brasiliensis</i> , <i>Ouratea arnoldiana</i> , <i>Pentaclethra eetveldeana</i> , <i>Strombosia tetandra</i> и <i>Daniella pynaertii</i> .	-0.31 ÷ 150	Использовался камерный метод. Увлажнённые леса могут компенсировать преобладающий на территории Конго сток CH ₄ , несмотря на то, что они покрывают лишь 7% всей поверхности лесов, а затопленные районы занимают лишь 10% от общей площади бассейна	[Barthel et al., 2022]
Центральная Африка. Конго. (1°38'N, 18°4'E)	Постоянно затопляемая зона лесов, расположенная вдоль бассейна рек Убанги и Конго. Глубина воды составляла от 10 до 40 см	4.33	Измерения камерным методом. Величина эмиссии зависела от уровня стояния воды. Несмотря на довольно хорошую однородность среды в региональном масштабе, местные потоки характеризуются высокой изменчивостью	[Tathy et al., 1992]
	То же самое, но УСВ находился примерно на 10-20 см ниже поверхности влажных почв	0.20		
Бразилия. Манауса. (3°15'S, 60°34'W)	Амазонский горный лес <i>Paspalum repen</i> , <i>Echinochloa polystachya</i> , <i>Salvinia auriculat</i> , <i>Eichornia crassipe</i>	0 ÷ 54 avg = 4.5	Использовался камерный метод. Измерения были проведены в течение одной части гидрографического цикла, когда уровни воды были относительно высокими	[Bartlett et al., 1988]
Бразилия. между г. Обидуш (55°29'W) и г. Сибекто (67°13'W)	Затопленные леса в бассейне р. Амазонка при маловодье. (основные виды <i>Echinochloa polystachya</i> , <i>Paspalum fasciculatum</i> и <i>Paspalum repens</i>)	2.8±0.8	Измерения проводились камерным методом. Динамика выбросов метана связана с колебаниями уровня воды, температурой и разложением органического вещества	[Devol et al., 1990]
	То же самое, но при полноводье	7.67±1.7		

*Примечание: положительные значения УП указывают на эмиссию, а отрицательные - на потребление метана.

Из таблиц (и рис. 2) видно, что какой-либо четкой связи величины удельных потоков CH₄ с географическим местоположением переувлажненных лесов не имеется. Например, в бореальном поясе (около 57-67° с.ш.) могут наблюдаться величины удельных потоков до ~4÷9 мг·ч⁻¹·м⁻² [Lohila et al., 2016; Mochenov et al., 2018], аналогичные тем, что характерны для тропического пояса (~3÷8 мг·ч⁻¹·м⁻² [Devol et al., 1990; Tathy et al., 1992]); напротив, в тропических широтах вполне можно встретить величины <1 или даже <0.1 мг·ч⁻¹·м⁻², которые, казалось бы, должны быть более характерны для северных территорий.

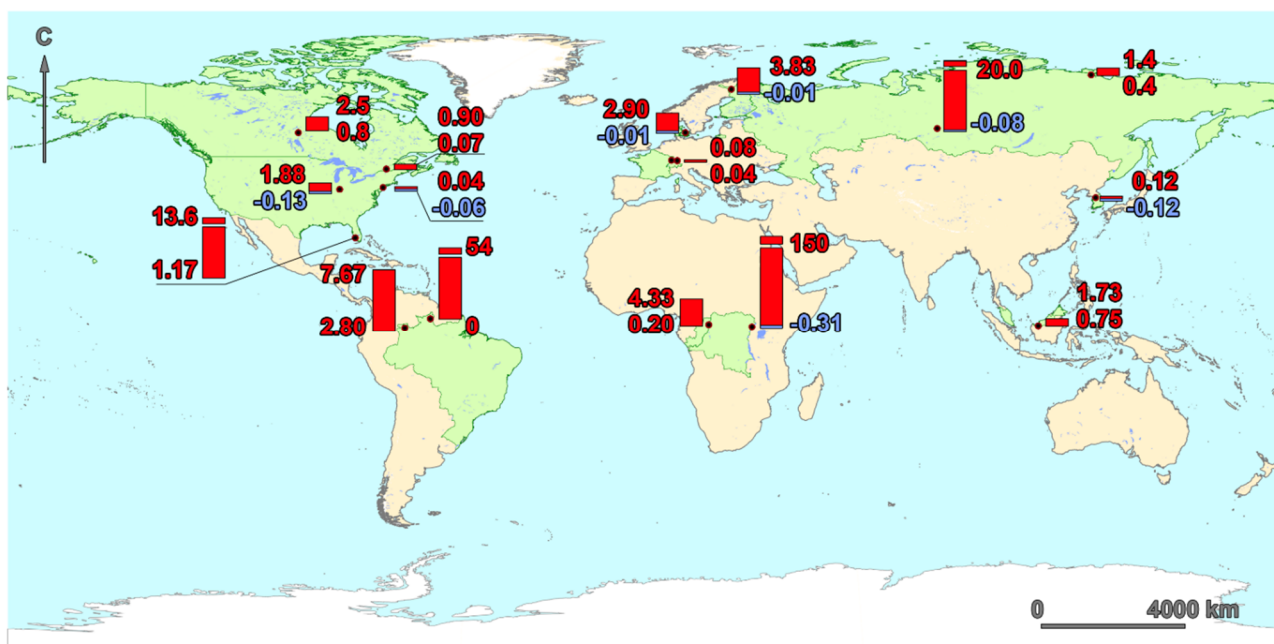


Рисунок 2. География исследований эмиссии метана* в избыточно увлажненных лесах, представленных в обзоре.

*Примечание: Значения УП метана указано в $\text{мг}\cdot\text{ч}^{-1}\cdot\text{м}^{-2}$, положительные значения (красный цвет) указывают на эмиссию, а отрицательные (синий цвет) - на потребление.

Безусловно, величины потоков определяются в первую очередь экологическими условиями конкретных местообитаний. Например, результаты [Ulah and Moor, 2011] показывают, что изменения температуры и влажности почвы могут оказывать столь существенное влияние на потоки CH_4 из лесных почв, что это приводит к формированию так называемых “хотспотов” эмиссии метана. Примером таких источников являются плохо дренированные почвы, в которых поровое пространство заполнено водой, что приводит к формированию устойчивых восстановительных условий и снижению отношения выбросов CO_2 к CH_4 .

В то же время, в различных природных зонах определяющие высокую эмиссию экологические факторы могут быть разными: при одинаковых условиях влажности, исходя из известного правила Вант-Гоффа, можно ожидать, что, все-таки, скорость продукции метана в тропиках при 40°C будет примерно в 4–9 раз больше, чем при 20°C в бореальных условиях. Но если в последнем случае мы будем иметь очень глубокий анаэробноз (за счет полного обводнения почвы), а в тропиках – просто влажноватый грунт, то указанное соотношение вполне может перевернуться в обратную сторону.

Чрезвычайно сильная зависимость продукции метана от степени анаэробноза (как следствие условий увлажнения) определяет очень широкую пространственную вариабельность эмиссии. Из данных табл. 1 видим, что, например, в трех сезонно затопляемых лесах в Западной Сибири, расположенных друг от друга на расстоянии всего около 5–10 км, в одно и то же время наблюдался весь спектр возможных удельных потоков CH_4 от поглощения на уровне $\sim 0.1 \text{ мг}\cdot\text{ч}^{-1}\cdot\text{м}^{-2}$ до весьма активной эмиссии $\sim 10 \text{ мг}\cdot\text{ч}^{-1}\cdot\text{м}^{-2}$ [Mochenov et al., 2018]. Еще более контрастную картину видим на примере горного леса в Бразилии: в пределах одного и того же леса удельный поток меняется от 0 до $54 \text{ мг}\cdot\text{ч}^{-1}\cdot\text{м}^{-2}$ [Bartlett et al., 1988], а в тропическом лесу Конго – от -0.31 до $150 \text{ мг}\cdot\text{ч}^{-1}\cdot\text{м}^{-2}$ (см. таблицу 3).

Однако зависимость потока от тех или иных факторов в полевых условиях удастся выяснить не всегда. Например, измерения Tang et al. [2018] показали, что поток CH_4 из тропического торфяного леса был сходен с величиной выбросов в других управляемых и естественных экосистемах водно-болотных угодий, в том числе при их рассмотрении в различных климатических зонах. При этом изменчивость метеорологических условий в тропическом лесу плохо коррелировала с потоком CH_4 : впрочем, кажущееся отсутствие корреляции в данном случае может быть объяснено небольшим диапазоном изменения микрометеорологических переменных.

Ambus and Christensen [1995] изучили несколько экосистем, где было отмечено временное заболачивание. Они выдвинули следующее важное предположение: расчет общего потока для периодически переувлажненных экосистем следует выполнять с учетом топографии ландшафта. Таким образом можно получить более точную оценку потребления и эмиссии метана, но в этом

случае, для правильной оценки потока CH_4 камерным методом, необходимо точно оценивать относительные уровни воды в почве во время измерений. Зная топографию и гидрологический режим каждой точки местности, можно определить, как долго и как часто эта точка является относительно влажной или сухой, что может существенно улучшить прогнозирование изменчивости величины потоков метана здесь [Glagolev et al., 2018].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Из вышеприведенных данных видна необходимость улучшения количественной оценки глобальной эмиссии метана из почв переувлажненных лесов с использованием комплекса различных методов. Несмотря на создание плотной инфраструктуры наблюдения за парниковыми газами в глобальном масштабе (например, ICOS, GMB и др.), наземные наблюдения в ИзУЛ на различных континентах все еще недостаточно представлены. УП CH_4 может значительно варьироваться в зависимости от климатических условий и других факторов. Например, в тропических лесах УП CH_4 меняются от -0.31 до $150 \text{ мг} \cdot \text{ч}^{-1} \cdot \text{м}^{-2}$ (табл.3), а в некоторых лесных экосистемах умеренного пояса лишь около нуля (табл.2). Измерения УП CH_4 в заболоченных лесах бореального пояса на примере Южной Тайги Западной Сибири (табл.1) демонстрируют вариабельность в диапазоне от -0.08 до $20 \text{ мг} \cdot \text{ч}^{-1} \cdot \text{м}^{-2}$.

Для более точной оценки глобальной эмиссии метана из почв переувлажненных лесов необходимо проводить дополнительные исследования, сосредоточенные на оценке пространственной вариабельности эмиссии в разных типах избыточно увлажненных лесов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Bazhin N.M. 2006. The role of methane in the process of global warming of the Earth's atmosphere. *Elektronnyi zhurnal energoservisnoi kompanii "Ekologicheskie sistemy"*, 1: 49 (in Russian). [Бажин Н. М. 2006. Роль метана в процессе глобального потепления атмосферы Земли // Экологические системы. № 1. С. 49.] (date of the application 4.03.2023)
URL: http://downloads.igce.ru/publications/Semenov_S_M_etc_2018/Methane_and_climate_Sep_24_2018.pdf.
- Berdin V.Kh. 2004. *Reference Guide. Greenhouse gases are a global environmental resource*. WWF Russia, Moscow, 12 pp. (in Russian). [Бердин В. Х. 2004. Парниковые газы—глобальный экологический ресурс: Справочное пособие. Москва. 12 с.]
- Burba G.G., Kurbatova Yu.A., Kuricheva O.A., Avilov V.K., Mamkin V.V. 2016. *Turbulent pulsation method. A quick how-to guide*. LI-COR Biosciences. A.N. Severtsov Institute of Ecology and Evolution RAS, Moscow, (in Russian). [Бурба Г.Г., Курбатова Ю.А., Куричева О.А., Авиллов В.К., Мамкин В.В. 2016. Метод турбулентных пульсаций. Краткое практическое руководство // LI-COR Biosciences. М.: Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН.]
- Glagolev M.V. 2010. Inverse modelling method for the determination of the gas flux from the soil. *Environmental Dynamics and Global Climate Change*, 1(1): 17-36 (in Russian). [Глаголев М.В. 2010. К методу "обратной задачи" для определения поверхностной плотности потока газа из почвы // Динамика окружающей среды и глобальные изменения климата. Т. 1. № 1. С. 17-36.]
- Glagolev M.V., Golyshev S.A., Firsov S.Yu. 1999. Assessment of methane transfer from soil to atmosphere by wetland plants. *Bolota i zabolochennyye lesa v svete zadach ustoychivogo prirodopol'zovaniya. Meeting materials*, 177-180 pp. (in Russian). [Глаголев М.В., Голышев С.А., Фирсов С.Ю. 1999. Оценка переноса метана из почвы в атмосферу болотными растениями // Болота и заболоченные леса в свете задач устойчивого природопользования. Материалы совещания. С. 177-180.]
- Evgrafova S.Yu., Grodnitskaya I.D., Krinitsyn Yu.O., Syrtsov S.N., Masyagina O.V. 2010. Emission of methane from the soil surface in tundra and forest ecosystems of Siberia. *The Bulletin of KrasGAU*. 12: 80-86 (in Russian). [Евграфова С.Ю., Гродницкая И.Д., Криницын Ю.О., Сырцов С.Н., Масыгина О.В. 2010. Эмиссия метана с поверхности почвы в тундровых и лесных экосистемах Сибири // Вестник КрасГАУ. № 12. С. 80-86.]
- Karol' I.L., Kiselev A.A. 2003. Assessment of damage to the "health" of the atmosphere. *Priroda*, 6: 25-30 (in Russian). [Кароль И.Л., Киселев А.А. 2003. Оценка ущерба "здоровью" атмосферы // Природа. № 6. С. 25-30.]
- Sirin A.A., Suvorov G.G., Chistotin M.V., Glagolev M.V. 2012. Values of methane emission from drainage ditches. *Environmental Dynamics and Global Climate Change*, 3(2): 1-10. (in Russian). [Сирин А.А., Суворов Г.Г., Чистотин М.В., Глаголев М.В. 2012. О значениях эмиссии метана из осушительных каналов // Динамика окружающей среды и глобальные изменения климата. Т. 3. №2. С. 1-10.]
- Amaral J. A., Knowles R. 1994. Methane Metabolism in a Temperate Swamp. *Applied and Environmental Microbiology*, 60(11): 3945-3951.
- Ambus P., Christensen S. 1995. Spatial and Seasonal Nitrous Oxide and Methane Fluxes in Danish Forest-, Grassland-, and Agroecosystems. *Journal of Environmental Quality*, 24: 993-1001.
- Barber T.R., Burke Jr.R.A., Sackerr W.M. 1988. Diffusive flux of methane from warm wetlands. *Global Biogeochemical Cycles*, 2(4): 411-425.
- Barthel M., Bauters M, Baumgartner S., Drake T.W., Bey N.M., Bush G., Boeckx P., Botefa C.I., Dériaz N., Ekamba G.L., Gallarotti N., Mbayu F.M, Mugula J.K., Makelele I.A., Mbongo C.E., Mohn J., Manda J.Z., Mpambi D.M., Ntaboba L.C., Rukeza

- M.B., Spencer R.G.M., Summerauer L., Vanlauwe B., Oost K.V., Wolf B., Six J. 2022. Low N₂O and variable CH₄ fluxes from tropical forest soils of the Congo Basin. *Nat Commun.*, 13: Article 330.
- Bartlett K.B., Crill P.M., Seebacher D.I., Harriss R.C., Wilson J.O., Melack J.M. 1988. Methane flux from the Central Amazonian floodplain. *J. Geophys Res.*, 93: 1571-1582.
- Burba G. 2005. *Eddy Covariance Method for Scientific, Industrial, Agricultural and Regulatory Applications*. Lincoln: LI-COR® Biosciences.
- Crill P.M., Bartlett K.B., Harriss R.C., Gorham E., Verry E.S., Sebacher D.I., Madzar L., Sanner W. 1988. Methane flux from Minnesota peatlands. *Global Biogeochemical Cycles*, 2(4): 371-384.
- Christiansen J.R., Vesterdal L., Gundersen P. 2012. Nitrous oxide and methane exchange in two small temperate forest catchments—effects of hydrological gradients and implications for global warming potentials of forest soils. *Biogeochemistry*, 107: 437-454
- Dannenberg S., Conrad R. 1999. Effect of rice plants on methane production and rhizospheric metabolism in paddy soil. *Biogeochemistry*, 45: 53-71.
- Davydov D.K., Dyachkova A.V., Krasnov O.A., Simonenkov D.V., Fofonov A.V., Maksyutov S.S. 2021. Application of the automated chamber method for longterm measurements CO₂ and CH₄ fluxes from wetland ecosystems of the West Siberia. *Environmental Dynamics and Global Climate Change*, 12(1): 5-14.
- Devol A.H., Richey J.E., Forsberg B.R., Martinelli L.A. 1990. Seasonal Dynamics in Methane Emissions from the Amazon River Floodplain to the Troposphere. *J Geophys Res.*, 95: 16417-16426.
- Dise N. 1993. Methane emission from Minnesota peatlands: Spatial and seasonal variability. *Global Biogeochem Cy.*, 7: 123-142.
- Dlugokencky E., Houweling S. 2003. Methane. *Encyclopedia of Atmospheric Sciences*. Academic Press, pp. 1286-1294.
- Ellis J.L., Kebreab E., Odongo N.E., McBride B.W., Okine E.K., France J. 2007. Prediction of Methane Production from Dairy and Beef Cattle. *Am Dairy Science Association*, 90: 3456-3467.
- Foken T. 2008. *Micrometeorology*. Springer, 320 pp.
- Frey B., Niklaus P.A., Kremer J., Lüscher P., Zimmermann S. 2011. Heavy machinery traffic impacts methane emissions as well as methanogen abundance and community structure in oxic forest soils. *Applied and Environmental Microbiology*, 77: 6060-6068.
- Gerber P.J., Steinfeld H., Henderson B., Mottet A., Opio C., Dijkman J., Faluccci A., Tempio G. 2013. Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities. *Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)*.
- Glagolev M.V., Belova S.E., Smagin A.V., Golyshv S.A., Tarasov A.L. 1999. Bubble's mechanism of gas transfer in the wetland soil. (M. Shibuya, K. Takahashi, G. Inoue, eds.) *Proceedings of the Seventh Symposium on the Joint Siberian Permafrost Studies between Japan and Russia in 1998*, pp. 132-142.
- Glagolev M.V., Ilyasov D.V., Terentjeva I.E., Sabrekov A.F., Mochenov S.Yu., Maksutov S.S. 2018. Methane and carbon dioxide fluxes in the waterlogged forests of south and middle taiga of Western Siberia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 138: Article 012005.
- Glagolev M.V., Sabrekov A.F., Kleptsova I.E., Filippov I.V., Lapshina E.D., Machida T., Maksyutov S.S. 2012. Methane Emission from Bogs in the Subtaiga of Western Siberia: The Development of Standard Model. *Eurasian Soil Science*, 45(10): 947-957.
- Glagolev M.V., Smagin A.V., Lebedev V.S., Shnyrev N.A. 2001. Generation, mass-transfer and transformation of methane in peatland (on example of Bakcharskoe wetland). (S.V. Vasiliev, A.A. Titlyanova, A.A. Velichko, eds.) *West Siberian Peatlands and Carbon Cycle: Past and Present. Proceedings of the International Field Symposium*, pp. 79-81.
- Glukhova T.V., Ilyasov D.V., Vompersky S.E., Golovchenko A.V., Manucharova N.A., Stepanov A.L. 2021. Soil Respiration in Alder Swamp (*Alnus glutinosa*) in Southern Taiga of European Russia Depending on Microrelief. *Forests*, 12(4): Article 496.
- Gonzalez-Valencia R., Magana-Rodriguez F., Martinez-Cruz K., Fochesatto G.J., Thalasso F. 2021. Spatial and temporal distribution of methane emissions from a covered landfill equipped with a gas recollection system. *Waste Management*, 121: 373-382.
- Harriss R.C., Sebacher D.I., Day F.P. 1982. Methane flux in the great dismal swamp. *Nature*, 297: 673-674.
- Hawken P., Frischmann C., Bayuk K., Mehra M., Gouveia J.P., Zame K., Mukkavilli S.K. 2017. Drawdown: The Most Comprehensive Plan Ever Proposed to Reverse Global Warming.
- IPCC. 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. URL: <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>
- Jacinthe P.A. 2015. Carbon dioxide and methane fluxes in variably-flooded riparian forests. *Geoderma*, 241: 41-50.
- Johnson M.R., Tyner D.R., Conrad B.M. 2023. Origins of Oil and Gas Sector Methane Emissions: On-Site Investigations of Aerial Measured Sources. *Environ. Sci. Technol*, 57(6): 2484-2494.
- Keller M., Mitre M.E., Stallard R.F. 1990. Consumption of Atmospheric Methane in Soils of Central Panama: Effects of Agricultural Development. *Global Biogeochemical Cycles*, 4: 21-27.
- Kim D., Kim S. 2013. N₂O and CH₄ Emission from Upland Forest Soils using Chamber Methods. *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 29(6): 789-800.
- Kirschke S., Bousquet P., Ciais P., Saunois M., Canadell J.G., Dlugokencky E.J., Bergamaschi P., Bergmann D., Blake D.R., Bruhwiler L., Cameron-Smith P., Castaldi S., Chevallier F., Feng L., Fraser A., Heimann M., Hodson E.L., Houweling S., Josse B., Fraser P.J., Krummel P.B., Lamarque J.-F., Langenfelds R.L., Quéré C.L., Naik V., O'Doherty S., Palmer P.I., Pison I., Plummer D., Poulter B., Prinn R.G., Rigby M., Ringeval B., Santini M., Schmidt M., Shindell D.T., Simpson I.J., Spahn R., Steele L.P., Strode S.A., Sudo K., Szopa S., van der Werf G.R., Voulgarakis A., van Weele M., Weiss R.F., Williams J.E., Zeng G. 2013. Three decades of global methane sources and sinks. *Nat. Geosci.*, 6: 813-823.
- Lemer J., Roger P. 2001. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. *Eur. J. Soil Biol.*, 37: 25-50.
- Lohila A., Aalto T., Aurela M., Hatakka J., Tuovinen J.P., Kilkki J., Laurila T. 2016. Large contribution of boreal upland forest soils to a catchment-scale CH₄ balance in a wet year. *Geophys. Res.*, 43: 2946-2953.

- Megonigal J.P., Guenther A.B. 2008. Methane emissions from upland forest soils and vegetation. *Tree Physiology*, 28: 491-498.
- Mochenov S.Yu., Churkina A.I., Sabrekov S.F., Glagolev M.V., Il'yasov D.V., Terentjeva I.E., Maksyutov S.S. 2018. Soils in seasonally flooded forests as methane sources: A case study of West Siberian South taiga. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 138: Article 012012.
- Moore T. R., Roulet N., Knowles R. 1990. Spatial and temporal variations of methane flux from subarctic/northern boreal fens. *Global Biogeochemical Cycles*, 4: 29-46.
- Omara M., Zimmerman N., Sullivan M.R., Li X., Ellis A., Cesa R., Subramanian R. Presto A.A., Robinson A. L. 2018. Methane Emissions from Natural Gas Production Sites in the United States: Data Synthesis and National Estimate. *Environ. Sci. Technol.*, 52(21): 12915–12925.
- Que Z., Wang X., Liu T., Wu S., He Y., Zhou T., Yu L., Qing Z., Chen H., Yuan X. 2023. Watershed land use change indirectly dominated the spatial variations of CH₄ and N₂O emissions from two small suburban rivers. *Journal of Hydrology*, 619: Art. 129357.
- Sabrekov A.F., Filippov I.V., Dyukarev E.A., Zarov E.A., Kaverin A.A., Glagolev M.V., Terentjeva I.E., Lapshina E.D. 2022. Hot spots of methane emission in West Siberian middle taiga wetlands disturbed by petroleum extraction activities. *Environmental Dynamics and Global Climate Change*, 13(3): 142-155.
- Sabrekov A.F., Glagolev M.V., Fastovets I.A., Smolentsev B.A., Il'yasov D.V., Maksyutov Sh.Sh. 2015. Relationship of Methane Consumption with the Respiration of Soil and Grass–Moss Layers in Forest Ecosystems of the Southern Taiga in Western Siberia. *Eurasian Soil Science*, 48(8): 841–851.
- Sabrekov A.F., Kleptsova I.E., Glagolev M.V., Maksyutov Sh.Sh., Machida T. 2011. Methane emission from middle taiga oligotrophic hollows of western Siberia. *Tomsk State Pedagogical University Bulletin*, 5(107): 135-143.
- Savage K., Moore T.R., Crill P.M. 1997. Methane and carbon dioxide exchanges between the atmosphere and northern boreal forest soils. *Journal of Geophysical Research*, 102(D24): 29279-29288.
- Seiler W., Holzappel-Pschorn A., Conrad R., Scharffe D. 1984. Methane emission from rice paddies. *J. Atmos. Chem.*, 1: 241–268.
- Singh C., Kumar A., Roy S. 2017. Estimating Potential Methane Emission from Municipal Solid Waste and a Site Suitability Analysis of Existing Landfills in Delhi, India. *Technologies*, 5(4): 62. <https://doi.org/10.3390/technologies5040062>
- Smagin A.V., Glagolev M.V., Suvorov G.G., Shnyrev N.A. 2003. Methods for studying gas fluxes and the composition of soil air in field conditions using a portable PGA-7 gas analyzer. *Moscow University Soil Science Bulletin*, 58(3): 26-35.
- Smith P., Clark H., Dong H., Elsiddig E.A., Haberl H., Harper R., House J., Jafari M., et al. 2014. Agriculture, forestry and other land use (AFOLU). *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. IPCC Working Group III Contribution to Ar5*. University Press, Cambridge, 11: 811-922.
- Smith K.A., Dobbie K.E., Ball B.C., Bakken L.R., Sitaula B.K., Hansen S., Brumme R., Borken W., Christensen S., Prieme A., Fowler D., Macdonald J.A., Skiba U., Klemmedtsson L., Kasimir-Klemmedtsson A., Degorska A. and Orlanski P. 2000. Oxidation of atmospheric methane in Northern European soils, comparison with other ecosystems, and uncertainties of global terrestrial sink. *Global Change Biol.*, 8: 885-894.
- Stephan, I., Askew, P., Gorbushina, A., Grinda, M., Hertel, H., Krumbein, W., Schwibbert, K. 2006. Biogenic Impact on Materials. *Springer Handbook of Materials Measurement Methods*, pp. 711–787.
- Tang A.C.I., Stoy P.C., Hirata R., Musin K.K., Aeries E.B., Wenceslaus J., Melling L. 2018. Eddy Covariance Measurements of Methane Flux at a Tropical Peat Forest in Sarawak, Malaysian Borneo. *Geophysical Research Letters*, 45: 4390–4399.
- Tathy J. P., B. Cros B., Delmas R.A., Marengo A., Servant J., Labat M. 1992. Methane emission from flooded forest in central Africa. *J. Geophys. Res: Atmospheres.*, 97(D6): 6159-6168.
- Ullah S., Moore T.R 2011. Biogeochemical controls on methane, nitrous oxide, and carbon dioxide fluxes from deciduous forest soils in eastern Canada. *J. Geophys. Res.*, 116: G03010.
- Walter B.P., Heimann M., Shannon R.D., White J.R. 1996. A process-based model to derive methane emissions from natural wetlands. *Geophysical Research Letters*, 23: 3731-3734.
- Wang B., Neue H.U., Samonte H.P. 1997. Effects of cultivars difference (IR72, IR65598 and Dular) on methane emission. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 62: 31–40.
- Wang B., Neue H.U., Samonte H.P. 1999. Factors controlling diel patterns of methane emission pattern via rice plants. *Nutr. Cycling Agroecosyst.*, 53: 229–235.
- Weyhenmeyer E. 1999. Methane emissions from beaver ponds: Rates, patterns, and transport mechanisms. *Global Biogeochemical Cycles*, 13(4): 1079-1090.
- Zhang H., Tuittila E., Korrensalo A., Räsänen A., Virtanen T., Aurela M., Penttilä T., Laurila T., Gerin S., Lindholm V., Lohila A. 2020. Water flow controls the spatial variability of methane emissions in a northern valley fen ecosystem. *Biogeosciences*, 17(23): 6247-6270.

Поступила в редакцию: 02.05.23
 Переработанный вариант: 20.12.2023