

MATHEMATICAL MODELS OF METHANE CONSUMPTION BY SOILS: A REVIEW

Glagolev M.V.^{1,2,3}, Terentieva I.E.⁴, Sabrekov A.F.³, Il'yasov D.V.³, Zamolodchikov D.G.⁶, Karelin D.V.^{5,6}

¹)Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова

²)Институт лесоведения РАН, пос. Успенское (Московская область)

³)Югорский государственный университет, г. Ханты-Мансийск

⁴)University of Calgary, Calgary, Canada

⁵)Институт географии РАН, г. Москва

⁶)Центр по проблемам экологии и продуктивности лесов РАН, г. Москва

m_glagolev@mail.ru

Цитирование: Glagolev M.V., Terentieva I.E., Sabrekov A.F., Il'yasov D.V., Zamolodchikov D.G., Karelin D.V. 2023. Mathematical models of methane consumption by soils: A review. *Environmental Dynamics and Global Climate Change*, 14(3): 145-166.

DOI: 10.18822/edgcc622937

Проведен подробный аналитический обзор наиболее известных математических моделей, оценивающих поглощение метана автоморфными почвами в наземных экосистемах. Рассмотрены простейшие варианты предлагаемых в научной литературе инвентаризаций окисления метана почвами, аналитические модели, численные модели, а также применение ансамблей моделей для решения проблемы математического описания поглощения (окисления) метана разными типами почв. Рассмотрены основные проблемы моделирования рассматриваемого природного процесса, перечислены преимущества, недостатки и ограничения конкретных моделей и подходов, а также критически оценена их практическая применимость. Для аналитических моделей приведены списки входных переменных. Рекомендован ансамблевый подход, который ранее не применялся для решения проблемы поглощения метана почвами.

Ключевые слова: окисление CH₄, модели земной системы, экологические факторы, метанотрофы

This review explores mathematical models that assess methane (CH₄) uptake in aerated soils within terrestrial ecosystems. Methane, a potent greenhouse gas, is produced under anaerobic conditions. While substantial research has been dedicated to methane emissions from water-saturated soils over the past four decades, the absorption of CH₄ by non-saturated soils, despite their expansive coverage, has received less focus. In tropical and subtropical soils, methane consumption constitutes less than 5% of the global uptake. However, there's limited data concerning methane consumption in temperate non-saturated soils, which are prevalent in forests, grasslands, steppes, and croplands. This data scarcity has resulted in estimate uncertainty: methane consumption ranges between 1% to 15% of the global methane sink attributed to photochemical degradation.

The mechanism of methane uptake by soils primarily stems from the dominance of methanotrophy over methanogenesis. In aerated soils, methane production by methanogens is absent (or minimal), with the primary source being the atmosphere. Methanotrophs, active in the upper soil layer, uptake this atmospheric methane. This absorption rate is influenced by both microbial oxidation and the diffusion of methane into the soil. The diffusion rate is notably determined by the atmospheric concentration of CH₄ and the porosity of the soil's aeration – the fewer the pores filled with water, the more rapid the diffusion. The rate of oxidation, on the other hand, is influenced by the soil's temperature and moisture levels. Just as neither extremely dry soil (where microbial activity is limited due to water scarcity) nor overly wet soil (where microorganisms are deprived of oxygen) offer optimal conditions; temperature extremes – whether too cold or too hot – can also negatively impact the methane oxidation process.

Nowadays, direct measurements of both methane consumption and emission processes are routinely conducted using high-precision field gas analyzers. However, while CH₄ emissions have garnered significant attention, data collection on methane consumption is still limited, particularly in remote locations. When in situ data are limited, mathematical models offer a reliable approach for extrapolating site-specific data to regional or global scales, enhancing our understanding of soil methane oxidation processes and how they respond to climatic shifts. In this study, we critically evaluate various mathematical models related to the topic, examining their strengths, limitations, and suitability for estimating large-scale methane consumption in aerated soils.

The field of CH₄ cycle modeling currently employed a diverse range of mathematical models. These can be broadly classified into two main categories: (1) empirical models, and (2) physics-based models. The choice between these models often depends on the research objectives. On the other hand, models of regional ecology can be grouped into interpolation-extrapolation, analytical, and numerical categories. The interpolation-extrapolation models relate specific ecosystem properties (e.g. emissions) with their spatial or temporal coordinates. Analytical models capture the

underlying physics, though achieving analytical solutions often requires simplifications to address the complexity of the equations. In contrast, numerical models are intricate and rely on numerical methods for their solutions.

The "simple inventory" is interpolation-extrapolation method that estimates methane uptake from soil-atmosphere interactions using basic formulations. Originally based on biome types, the accuracy of this method is relatively low but has been used in several global and regional methane studies. Recent approaches further classify soils into structural classes, linking methane absorption rates to these classifications. Dutaur and Verchot (2007) aimed to refine this method, investigating correlations with latitude, temperature, and precipitation. Their use of discrete categorization variables, like climate zones and ecosystem types, improved predictive accuracy of the model. However, extrapolating localized measurements to broader scales remains a challenge due to the limited data and ecosystem heterogeneity.

Analytical models leverage an understanding of the underlying physical processes to create equation-based representations. Early research indicated that the rate of soil methane absorption from the atmosphere was predominantly constrained by atmospheric diffusion (e.g. [Born et al., 1990; Potter et al., 1996]). This is because the ability of methanotrophs to consume methane often surpasses the diffusion transport mechanism's capacity. As a result, the peak rate of soil methane absorption from the atmosphere is capped by diffusion.

As research deepened into the factors affecting CH₄ absorption in non-saturated soils, models grew in complexity. It became evident that microbial oxidation, alongside methane diffusion, played a pivotal role in determining methane consumption rates. For optimal methane oxidation, conditions must be warm and the soil should be neither too dry nor too wet. The relationship between nitrogen and methane absorption remains a topic of debate. Nitrogen fertilizers suppress methane oxidation, but these fertilizers also promote plant growth, affecting soil moisture and potentially influencing methane dynamics.

The MeMo model [Murguía-Flores et al., 2018] stands out as one of the most comprehensive adaptations, building upon the models of Ridgwell et al. [1999] ("R99") and Curry [2007] ("C07"). The MeMo model incorporates factors, such as biome type, atmospheric methane concentration, soil temperature, nitrogen input, soil density, clay content, and soil moisture. Crucial enhancements were made to the original designs: a holistic analytical solution in a porous medium, refined nitrogen inhibition of methanotrophy, biome-specific influences on methane oxidation rate, and consideration of indigenous soil CH₄ sources on methane uptake from the atmosphere. These modifications have notably improved the model's alignment with observational data.

Regarding numerical models, few are specifically designed for assessing methane consumption, with more models being general ones that describe the methane dynamics in soil (incorporating oxidation, methane production, and transport). Intricate numerical models potentially offer more versatility than empirical or semi-empirical analytical ones: e.g. some analytical models often inherently assuming swamp methane oxidation as zero, not reflecting reality. However, numerical models usually require numerous site-specific parameters, such as soil usage, root zone depth, or even particular metabolic data. Because they're so tailored to specific sites, their use on a larger scale can be limited. Thus, using these models for regional methane uptake estimations doesn't guarantee high-quality results today.

A recent trend in modeling natural processes focus on the ensemble approach. This strategy involves averaging results from multiple independent models focused on a shared metric. Comparative analysis shows that the highest quality is usually demonstrated by the "ensemble average" model. This is due to the fact that systematic errors of different models do not depend on each other and can be mutually compensated when averaging over the ensemble. The success of this approach has been confirmed in regularly published IPCC reports. The use of ensembles of models is also used in the study of methane fluxes from soil, both in solving direct and inverse problems [Glagolev et al., 2014; Poulter et al., 2017; Bergamaschi et al., 2018], but this approach has apparently not yet been used directly to estimate methane uptake by soils.

Mathematical models don't always align with experimental data for specific research sites, as noted by authors such as Ridgwell et al. [1999] and Murguía-Flores et al. [2018]. These models can sometimes overestimate or underestimate certain metrics. This inconsistency is further evident when different researchers identify similar parameters in their models but, based on various datasets, arrive at different values. For instance, while R99 utilized a value based on 13 measurements from diverse locations, C07's value was derived from a five-year observation in Colorado. Meanwhile, the MeMo model introduced values for four distinct biome types. Nevertheless, when these models are applied on a global scale, they provide reasonably accurate estimates of the planet's total methane uptake by soils. These estimates are in line with both basic inventories, like those from [Born et al., 1990], and more advanced methods, such as the inverse modeling by Hein et al. [1997]. This suggests that for larger regions, the models can still yield sensible CH₄ absorption assessments, with overestimations in certain geographical areas being balanced out by underestimations in others.

Key words: CH₄ oxidation, Earth system models, environmental controls, methanotrophs.

Принятые сокращения

ОДУ – обыкновенные дифференциальные уравнения;
ППП – поверхностная плотность потока (удельный поток);
УЧП – уравнение (или уравнения) в частных производных;
C07 – модель Curry [2007];
P96 – модель Potter et al. [1996];
R99 – модель Ridgwell et al. [1999];
W96 – модель Walter et al. [1996].

«Все должно делаться настолько простым, насколько это возможно, но не проще».

А. Эйнштейн¹

ВВЕДЕНИЕ

Проблема оценки окисления метана почвами

Метан – важный парниковый газ, образующийся в бескислородных условиях. Такие условия возникают в обводненных почвах [Arah, Stephen, 1998]. Эмиссия метана из этих почв весьма интенсивно исследуется уже в течение, как минимум, четырех десятилетий [Cicerone et al., 1983; Le Mer, Roger, 2001; Davydov et al., 2021; Sabrekov et al., 2022]. Напротив, в не насыщенных водой почвах происходит поглощение CH_4 [Aroga et al., 2018]. Углеводороды, как и другие органические вещества, подвержены разрушению. Первые предположения о биологической природе этого разрушения содержатся в работах Миоши (Miyoschi, 1895 г.). Но прямые указания на потребление метана микроорганизмами появились только в 1906 г. в работах Казерера (Kaserer) и Зенгена (Söhngen) [Mavrina, 1966], причем благодаря Зенгену стало понятно, что метан может быть окислен в почве с образованием органических соединений и CO_2 . Кроме Зенгена и Казерера еще несколько исследователей в первой половине XX-го века (Stormer, 1907 г.; Muntz, 1915 г.; Aiyer, 1920 г.; Kapralek, 1954 г.) описали целый ряд видов бактерий, обладающих способностью окислять CH_4 [Pochon, de Barjac, 1958, p. 213, 227]. Благодаря этим и другим многочисленным исследованиям представление о микробиологической природе почвенного поглощения метана прочно утвердилось в науке.

Скорость окисления метана микроорганизмами зависит от температуры и влажности почвы. При этом оптимальные условия не обеспечит ни слишком сухая почва (в ней микробная активность мала из-за недостатка воды), ни слишком влажная (в которой микроорганизмы лишаются кислорода). Аналогичное можно сказать и о температуре: оптимальными для окисления CH_4 будут теплые условия, а не слишком холодные или жаркие (при возрастании температуры от 0 до 27.5 °C потребление метана возрастает примерно в 4 раза). Однако интенсивность поглощения определяется не только биологическим окислением, но и физическим процессом диффузии метана в почву. Последняя зависит, в частности, от концентрации CH_4 в атмосфере и от порозности аэрации (чем меньший объем пор занят водой и льдом, тем быстрее идет диффузия) [Aroga et al., 2018].

Суммарный сток метана в тропических и субтропических почвах составляет менее 5% от глобального стока, определяемого, главным образом, фотохимическим разрушением молекулы CH_4 при ее взаимодействии с радикалом OH . Измерений поверхностной плотности потока (ППП) метана, потребляемого различными типами почв умеренного пояса, выполнено относительно мало, в результате чего разброс оценок суммарного поглощения CH_4 почвами всего мира составляет 1÷15% (от фотохимического разрушения) [Born et al., 1990]. Дать обоснованные оценки регионального и глобального поглощения метана почвами способны математические модели [Murguia-Flores et al., 2018], разработанные для экстраполяции (результатов измерений ППП) от масштаба небольшого исследовательского полигона на региональный или даже глобальный уровень [Li, 2000]. Вообще в «метановой» тематике модели применяются уже около полувека (хотя конкретно для описания почвенной метанотрофии, вероятно, немного менее, но, в любом случае – несколько десятилетий) [Xu et al., 2016]. За это время они продемонстрировали свою высокую эффективность при работе с пространственно-временной неоднородностью. Кроме того, многие из них позволяют улучшить наше понимание физических и биологических процессов, определяющих интенсивность почвенной метанотрофии, вследствие чего оказывается возможным предсказать отклик поглощения CH_4 почвой на глобальные изменения климата [Murguia-Flores et al., 2018].

¹ Цитируется по [Bloch, 2003, p. 594].

Математические модели в экологии

Согласно известному определению Игоря Андреевича Полетаева, «модель² есть аккуратно собранная система гипотез, изложенная математически с целью построения *теории* объекта» [Titlyanova, 2011, p. 23]. Сила математики заключается в ее способности выражать идеи и особенно сложные связи с помощью символической логики, сохраняя в то же время простоту и рациональность выражения, из которого можно формальным способом получить некие предсказания [Jeffers, 1978, p. 29-30]. Наука всегда стремилась выйти за пределы описания и прорваться к объяснению. Классическая гносеология описывает движение научно-познавательного процесса как ход мышления от вопроса к проблеме, затем к гипотезе, которая после достаточного обоснования превращается в модель [Kokhanovskiy et al., 2007, p. 269, 277]. Очевидно, что в своем развитии экология также проходит этот путь, поэтому с течением времени в ней все шире и шире используется математическое моделирование.

В настоящее время в экологии применяются самые разные модели (см. например, [Jeffers, 1978; Leffelaar, 1993; Glagolev, 2008, 2021; Suhoveeva, Karelin, 2022], в том числе и основанные на вероятностных распределениях (в частности, [Bailey, 1967, Chapter 8; Durinx et al., 2008; Glagolev, Kleptsova, 2009; Sabrekov et al., 2011]). Обычно модели потока CH₄ делят на две большие категории: (1) эмпирические модели и (2) физически обоснованные модели [Xu et al., 2016]. Иногда выделяют и третью – промежуточную – группу: в нее входят модели, в которых часть уравнений представляет собой чисто эмпирические формулы, а другая часть – физически обоснованные законы [Glagolev, 2010, p. 33, 36]. Но поскольку любая классификация условна и просто должна отвечать тем или иным целям (разным в разных исследованиях), то здесь мы будем использовать иную классификацию, учитывающую вычислительный аппарат, необходимый для реализации конкретной модели.

Таблица. Классификация математических моделей региональной экологии.

<i>Группа</i>	<i>Описание</i>	<i>Комментарий</i>
Интерполяционно-экстраполяционные	Какое-либо свойство экосистемы (для определенности будем подразумевать удельный поток метана) связывается лишь с координатами точки (в пространстве и/или времени), в которой это свойство измеряется.	Интерполяцию и экстраполяцию можно проводить при помощи различных математических функций. В экологии чаще всего, пожалуй, используется простейшая – кусочно-постоянная – аппроксимация. В этом случае некоторой окрестности географической точки (окрестность обычно охватывает ландшафт определенного типа) приписывается постоянное значение параметра. Иногда подобный подход называют «простейшей инвентаризацией» – см., например, [Glagolev, Filippov, 2011; Terent'eva et al., 2017].
Аналитические	Аналитические методы обычно дают решение в виде математических функций, которые могут быть вычислены для заданных значений аргументов [Gerald, Wheatley, 1994]. Аналитические методы основаны на точных решениях уравнений. Построение математических моделей позволяет учесть физику процессов, однако часто приводит к слишком сложным уравнениям, которые невозможно решить аналитически. Чтобы получить аналитические решения, необходимо вводить допущения, упрощающие исходную теоретическую модель. Следовательно, аналитические методы представляют собой точные решения упрощенных задач [Ertekin et al., 2001].	Например, формула (1) дает значение удельного потока в виде простейшей – линейной – функции коэффициента диффузии. Если бы поток был выражен через какие-то более сложные функции (так называемые элементарные, типа sin, cos и др., или даже через специальные функции – Бесселя, Струве и др.), то это все равно была бы аналитическая формула.
Численные	Относительно сложные модели, решения которых не выражаются в аналитическом виде и могут быть найдены только численными методами.	Численные модели обычно представляют собой дифференциальные уравнения – обыкновенные (ОДУ) или в частных производных (УЧП).

² Следует думать, что речь идет о *математической* модели, иначе (для иных моделей) определение становится неправильным.

В настоящей работе будет дан краткий обзор математических моделей поглощения метана почвой³, причем основное внимание мы уделим описанию входных данных, необходимых для проведения региональных расчетов по этим моделям. Для удобства дальнейшего изложения эти модели будут разделены на три условные группы: интерполяционно-экстраполяционные, аналитические и численные (табл.).

ПРОСТЕЙШИЕ ИНВЕНТАРИЗАЦИИ ПОГЛОЩЕНИЯ МЕТАНА ПОЧВАМИ

Основы метода «простейшей инвентаризации»

В методе «простейшей инвентаризации» поток метана на границе почва/атмосфера (E , мг/час) для некоторого региона вычисляется приближенно по весьма простой формуле [Zelenev, 1996]:

$$E = \sum_{i,j} (A_{ij} \cdot f_i \cdot T_j)$$

где A_{ij} – площадь (m^2), занимаемая i -м типом почв (или экосистем) в j -ой области, представляющей собой часть интересующего региона; f_i – поверхностная плотность потока газа ($mg \cdot m^{-2} \cdot ч^{-1}$), характерная для i -го типа почв (или экосистем) [Glagolev, Filippov, 2011]; T_j – характерная для j -ой области продолжительность периода (час) выделения или поглощения газа⁴.

Основные подходы к оценке метаноокисления в методе «простейшей инвентаризации»

Относительно подробно основные подходы к оценке поглощения метана почвами этим методом описаны ранее в [Glagolev, Filippov, 2011], поэтому здесь мы лишь перечислим их. По-видимому, одной из первых работ (если не самой первой), посвященных возможности глобальной инвентаризации окисления метана, была публикация [Born et al., 1990]. **Входной информацией в подходе этих авторов является только «тип биома».** Точность получаемой оценки – весьма низкая, но такую инвентаризацию, в частности, использовали Fung et al. [1991] в своем исследовании глобальных источников и стоков, а также Glagolev, Filippov [2011] для оценки регионального поглощения метана почвами России. Аналогичное исследование позднее провели Dutaur, Verchot [2007]. Они проанализировали более 120 публикаций, содержащих результаты полевых измерений поглощения CH_4 в экосистемах различных типов и дали свою типизацию поглощения метана, несколько отличающуюся от приведенной в [Born et al., 1990]. Входной информацией здесь также является только «тип биома».

Для региональной и глобальной оценки Dörr et al. [1993] разбили почвы на три основных структурных класса (“Coarse”, “Medium”, “Fine”), которым соответствовали определенные значения скорости поглощения CH_4 . При этом по структурным классам определялось как бы **потенциальное** поглощение метана, а для перехода от потенциального поглощения (Π) к актуальному (A) использовалось простое правило: $A = 0$ для пустынь и болот, а для всех остальных типов экосистем $A = \Pi$. Таким образом, **входной информацией в подходе этих авторов являются: класс структуры почвы** и тип ландшафта (причем возможны только 2 типа: «пустыни или болота», «иной»). Аналогичное исследование позднее провели Dutaur, Verchot [2007]. Полученные авторами значения скорости поглощения метана характеризовались весьма большими разбросами и (с учетом этого) статистически значимо не отличались от приведенных в [Dörr et al., 1993].

Но Dutaur, Verchot [2007] не остановились на этом, а поставили себе целью найти более точный способ оценки поглощения CH_4 . Проведенный ими регрессионный анализ (по широте, температуре и количеству осадков) не выявил значимых взаимосвязей (соответственно, $R^2 = 0.01, 0.02$ и 0.03) со скоростью поглощения CH_4 почвой. Лучшее качество предсказаний ($R^2 = 0.29, P < 0.0001$) обеспечило разбиение данных на классы в соответствии со значениями дискретных переменных («климатическая зона», «тип экосистемы» и «структура почвы»). В результате авторами каждому

³ Поскольку **аэробное** окисление CH_4 , образуемого в почве или поступающего из атмосферы, играет существенно большую роль в почвенном поглощении метана, нежели окисление анаэробное, то пока не было разработано моделей, которые учитывали бы последнее в явном виде [Xu et al., 2016], за исключением, разве что, [Xu et al., 2015]. Таким образом, **наш обзор посвящен почти одним лишь моделям поглощения CH_4 в аэробных условиях.**

⁴ Однако региональные и глобальные оценки часто делаются в расчете на год. При этом удобно выражать f_i также в расчете на год (и, формально, как бы принимать $T_j = 1$ год).

такому классу было приписано некоторое характерное поглощение метана. **Входной информацией в данном подходе являются: класс структуры почвы, климатическая зона, облесенность.**

К сожалению, простая экстраполяция (на региональный масштаб) «точечных» измерений потоков плохо обоснована из-за того, что обычно количество измерений не слишком велико, а пытаются распространить их, напротив, на весьма обширные гетерогенные территории – покрытые существенно разными экосистемами [Watts et al., 2014]. С чисто логической точки зрения, математические модели, учитывающие связи потоков с факторами среды, могут дать лучший результат экстраполяции. На первый взгляд это может показаться странным, поскольку при том же количестве измерений потоков, казалось бы, количество информации остается прежним. Но если количество информации не увеличилось, то за счет чего же тогда может улучшиться качество экстраполяции? На самом деле использование указанных моделей увеличивает количество используемой информации. Действительно, в их структуре учтена связь потоков с факторами внешней среды, а для этих факторов относительно легко получить информацию, которая может включать в себя как результаты непосредственных измерений на метеостанциях, так и данные дистанционного зондирования не только в местах реальных измерений потоков, но, фактически, в любой географической точке. Вот эта-то информация – по факторам внешней среды и их связи с потоками – и будет дополнительной (по сравнению с обычными экстраполяционными моделями).

АНАЛИТИЧЕСКИЕ МОДЕЛИ ДЛЯ ОЦЕНКИ ОКИСЛЕНИЯ МЕТАНА ПОЧВАМИ

Эмпирическая связь поглощения CH_4 с коэффициентом диффузии в почве

Кроме сказанного выше, Vorn et al. [1990] высказали следующую идею: в природе потребление метана в аэрируемых почвах определяется главным образом диффузией (и это они попытались обосновать экспериментально). А, например, потенциальная скорость процессов разложения, вызываемых микробами, имеет второстепенное значение (не была обнаружена корреляция поглощения CH_4 с содержанием органического вещества в почве). Отсюда следует, что простейшей функциональной зависимостью, позволяющей рассчитать поглощение метана, является, вероятно, однопараметрическая связь ППП с коэффициентом диффузии газа в почве.

Теоретическое объяснение данному подходу дал Striegl [1993]. Согласно ему, транспорт газов из атмосферы в почву и из почвы в атмосферу определяется главным образом диффузией. Причиной поглощения метана поверхностью автоморфных почв является его потребление бактериями-метанотрофами в верхнем слое почвы, имеющем толщину в несколько сантиметров. При этом способность метанотрофов к потреблению метана обычно превышает пропускную способность диффузионного механизма транспорта. Таким образом, максимальная скорость поглощения почвой метана из атмосферы лимитируется именно диффузией. Позднее Potter et al. [1996] подтвердили, что главным фактором, ограничивающим окисление метана в большинстве почв, является именно диффузия атмосферного CH_4 в них (впрочем, эта точка зрения обоснованно критикуется, например, в [Ridgwell et al., 1999; Del Grosso et al. 2000; Curry, 2007; Murguía-Flores et al., 2018]).

Конкретную формулу для расчета предложили⁵ Dörr et al. [1993]. Эти исследователи обнаружили, что ППП метана линейно зависит от коэффициента диффузии в почве (D , $\text{см}^2 \cdot \text{с}^{-1}$). Немного позднее, анализируя суммарный массив, составленный из данных [Vorn et al., 1990; Dörr et al., 1993], Glagolev, Filippov [2011] показали, что в предложенной формуле один из коэффициентов имеет весьма низкий уровень значимости⁶, на основании чего они упростили⁷ ее до следующей:

$$f_i = a \cdot c \cdot D, \quad (1)$$

⁵ Ранее Vorn et al. [1990] говорили о нелинейной зависимости $f_i(D)$, хотя и не дали ее формулу. Однако в работе [Vorn et al., 1990] охвачен только интервал D от 0.001 до 0.031 $\text{см}^2/\text{с}$, тогда как в [Dörr et al., 1993] – от 0.013 до 0.053 $\text{см}^2/\text{с}$.

⁶ А если ограничиться только данными, которые использовали непосредственно Dörr et al. [1993], то этот коэффициент оказывается вообще статистически не значимым.

⁷ Как оказалось, обнуление незначимого коэффициента соответствовало и физическому смыслу. Речь идет о коэффициенте, равным удельному потоку газа при нулевой диффузии. Но если $D = 0$, то в почву вообще не будет поступать кислород и окисление метана прекратится. На первый взгляд, тут можно было бы возразить, что возможно анаэробное окисление CH_4 . Но при нулевой диффузии в почву не сможет поступать и метан, следовательно, измерения, выполняемые на поверхности почвы все равно дадут нулевой поток.

где пересчетный коэффициент $c = 0.36 \text{ с} \cdot \text{м}^2 \cdot \text{см}^2 \cdot \text{час}^{-1}$, а наилучшее (в смысле наименьших квадратов) значение $a = -379 \text{ мкмоль} \cdot \text{м}^{-4}$ (при этом $R^2 = 0.8069$).

Таким образом, входные данные, необходимые для использования описанной формулы, представляют собой те, которые позволят вычислить коэффициент диффузии верхнего слоя почвы. Для расчета коэффициента диффузии в литературе (см., например, [Millington, Shearer, 1971; Shein, 2005, p. 307-308; Curry, 2007; Moldrup et al., 2013] и ссылки там) предложено множество методик, требующих больше или меньше входных данных.

Как видим, зависимости $f(D)$ в [Dögg et al., 1993; Glagolev, Filippov, 2011] – чисто эмпирические. Striegl [1993] дал более сложную, но зато теоретически обоснованную зависимость. Впрочем, несмотря на утверждение этого автора о том, что потребление метана лимитируется только диффузией, его формула содержит константу окисления CH_4 метанотрофами и, таким образом, этот результат идейно весьма близок излагаемой далее работе [Ridgwell et al., 1999]. А физически обоснованную «чисто диффузионную» модель предложили Potter et al. [1996].

Модель Potter et al. [1996]

Модель Potter et al. [1996] (которую, следуя предложению Murguia-Flores et al. [2018], далее мы будем обозначать «P96») предполагает, что (i) поглощение метана не происходит в почвах пустынь и болот; (ii) окисление CH_4 пренебрежимо мало при температурах, меньших температуры замедления воды; (iii) при температурах выше этого порога окисление лимитируется только диффузией газа в почве, поэтому чем ниже влажность, тем больше должна быть скорость поглощения метана. Поскольку окисление лимитируется только диффузией, то вычисление интенсивности поглощения метана осуществляется (с месячным шагом) просто на основе определения того, что такое диффузионный поток, т.е. на основе 1-го закона Фика, записанного для переноса в пористой среде [Potter et al., 1996].

Входными параметрами данной модели являются:

- информация о заболачивании или опустынивании;
- среднемесячные температуры поверхности почвы;
- месячные суммы осадков;
- почвенная текстура (“coarse”, “coarse/medium”,⁸ “medium”, “medium/fine”, “fine”);
- информация о применении азотных удобрений.

Впрочем, почвенная текстура может быть определена по процентному соотношению глины, пыли и песка в почве [Potter et al., 1996]. Влажность почвы рассчитывается при помощи подмодели водного баланса, используемой в исходной версии известной модели CASA и описанной в [Potter et al., 1993].

Однако экспериментальные данные⁹ показывают, что, во-первых, существенное поглощение метана возможно и при температурах, меньших 0°C , и, во-вторых, зависимость скорости поглощения от влажности не монотонна – она имеет максимум при объемном содержании воды 7-20%, что противоречит предположениям (ii) и (iii), положенным в основу рассматриваемой модели [Del Grosso et al., 2000]. Поскольку на самом деле CH_4 потребляется в результате активности почвенных микроорганизмов, упрощенная (чисто диффузионная) модель может недооценивать интенсивность поглощения метана [Murguia-Flores et al., 2018]. Наконец, поскольку при расчетах градиент концентрации CH_4 в верхнем слое почвы принимается одним и тем же для всех почв, хотя он может отличаться, по крайней мере, на 75% [Potter et al., 1996], в отдельных случаях возможны большие погрешности. Поскольку P96 с формальной точки зрения представляет собой просто ур. (1), то интересно сравнить коэффициент пропорциональности (перед D ; $[D] = \text{см}^2/\text{с}$) с тем, который получили Glagolev, Filippov [2011]. В последнем случае, очевидно, имеем:¹⁰

⁸ К этому классу относят и все органогенные почвы (независимо от их реальной текстуры).

⁹ Конечно, Potter et al. [1996] обосновывают свою гипотезу ссылкой на опыт полевых исследований, но у них это данные, которые якобы показывают, что окисление лимитируется только диффузией. Как же так? Полную ясность в этот темный вопрос внесли российские философы Kokhanovskiy et al. [2007, p. 185], сформулировавшие своеобразный методологический принцип: «...если какой-либо факт не объясняется данной гипотезой, последнюю не следует сразу отбрасывать, а нужно более внимательно... искать новые – более лучшие... факты». Осталось только выяснить: чьи факты «более лучшие» – Potter’a et al. [1996] или Del Grosso et al. [2000].

¹⁰ Знак опускаем, поскольку Potter et al. [1996] считали положительным поток метана *в почву*, а Glagolev, Filippov [2011] – *из почвы*.

$$a \cdot c = (379 \cdot 10^{-6} \text{ моль} \cdot \text{м}^{-4}) \cdot (0.36 \text{ с} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{см}^{-2} \cdot \text{час}^{-1}) \cdot (16 \cdot 10^3 \text{ мг/моль}) \approx 2.18 \text{ м}^{-2} \cdot \text{с} \cdot \text{см}^{-2} \cdot \text{час}^{-1} \cdot \text{мг},$$

а в Р96 коэффициент пропорциональности составляет

$$(0.04 \text{ ppmv/см}) \cdot (24 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{час}^{-1} \cdot \text{см}^{-1} \cdot \text{ppmv}^{-1} \text{с}) = 0.96 \text{ м}^{-2} \cdot \text{с} \cdot \text{см}^{-2} \cdot \text{час}^{-1} \cdot \text{мг},$$

т.е. примерно в 2 раза меньше. Впрочем, Potter et al. [1996, p. 2225] намекают, что принятое ими значение градиента концентрации метана в верхнем слое почвы (0.04 ppmv/см) – «вилами по воде писано» и ясно указывают, что оно вполне может достигать величины 0.07 ppmv/см. Тогда коэффициент пропорциональности возрастает до $1.68 \text{ м}^{-2} \cdot \text{с} \cdot \text{см}^{-2} \cdot \text{час}^{-1} \cdot \text{мг}$ и противоречие с [Glagolev, Filippov, 2011], фактически, снимается.

Модель Р96 использовали Ito and Inatomi [2012, p. 762] в своей биогеохимической модели VISIT, но они внесли небольшое изменение, которое требует **дополнительные входные параметры**:

- концентрацию метана;
- плотности почвы и ее твердой фазы (поскольку для расчета влажности почвы эти авторы использовали гидрологическую схему VISIT, а не CASA).

Модель Ridgwell et al. [1999]

Ridgwell et al. [1999] пытались построить модель (которую, следуя предложению Murguía-Flores et al. [2018], далее мы будем обозначать «R99»), исходя из закона Фика, дополненного членом, выражающим скорость окисления метана по кинетике 1-го порядка на некоторой глубине (т.е. их модель должна была представлять собой прямое развитие Р96). Поэтому принято считать эту модель физически обоснованной, а не эмпирической. Однако при выводе основного уравнения модели (выражающего удельный поток поглощения CH_4 через коэффициент диффузии, константу скорости окисления и глубину, на которой происходит это окисление), авторы допустили вопиющую ошибку¹¹, в результате которой модель лишилась физического смысла и ее следует рассматривать лишь как эмпирическую. Тем не менее, поскольку предсказываемые моделью величины потока оказываются разумными, использовать ее вполне возможно. В русскоязычной литературе данная модель описана, например, в [Glagolev et al., 2014] (но при этом использовалась подмодель влажности почвы, основанная на [Mezentsev, Karnatsevich, 1969, p. 20; Shein, 2005, p. 92]¹²). Поскольку в РФ модель была успешно реализована в такой модификации, то опишем **входные параметры** именно для нее:

- тип ландшафта («болото», «пустыня», «лед», «вода», «иное»);
- доля площади земель, вовлеченных в сельскохозяйственное использование;
- плотность почвы (г/см^3);
- порозность почвы;
- среднемесячные температуры¹³ ($^{\circ}\text{C}$);
- месячные суммы осадков (мм);
- наименьшая влагоемкость метрового почвенного слоя (мм).

Наименьшая влагоемкость зависит от текстуры почвы, но при отсутствии информации, в первом приближении она может быть принята равной 300 мм [Glagolev et al., 2014]. Свойства почвы могут быть вычислены при наличии информации о процентном содержании песка и глины [Ridgwell et al., 1999]. Однако проводя сравнение результатов расчетов по MeMo и R99, Murguía-Flores et al. [2018] смогли использовать для последней тот же набор входных данных, что и для MeMo (см. ниже), за одним исключением: для R99 не требовалась информация о поступлении азота, а

¹¹ Эта ошибка привела к тому, что в основном уравнении складываются величины разной размерности: коэффициент диффузии ($\text{см}^2/\text{с}$) и произведение константы 1-го порядка ($1/\text{с}$) скорости окисления на глубину (см). Таким образом, **при работе с данной моделью нельзя переходить к другим размерностям, а следует использовать только те, которые использовались авторами** (при этом удельный поток будет получен в $\text{мг} \cdot \text{сут.}^{-1} \cdot \text{м}^{-2}$ и его, при необходимости, уже можно переводить в другие единицы). Некоторые элементы описываемой модели изложены еще и в [Ito and Inatomi, 2012, p. 762], но там основное уравнение (!!!) благоразумно вообще не упоминается.

¹² Ridgwell et al. [1999] использовали подмодель влажности из [Potter et al., 1993], слегка видоизменив ее.

¹³ К сожалению, ни Ridgwell et al. [1999], ни [Glagolev et al., 2014] не указывают в явном виде – это температура почвы или воздуха.

вместо нее нужна была информация о доле обрабатываемых почв в пространственной ячейке, для которой производился расчет.

Рассматриваемая модель предполагает возможность поступления метана только из атмосферы и, таким образом, может использоваться лишь для автоморфных почв, в которых нет источников CH_4 (и эти источники не возникают при изменении условий среды) [Ridgwell et al., 1999].

Модель Del Grosso et al. [2000]

Данная модель состоит из двух подмоделей: (i) для расчета поглощения почвами лугов, а также хвойных и тропических лесов; (ii) почвами лиственных лесов. Для вычисления потенциальной скорости окисления CH_4 в первой подмодели используются уравнения Potter et al. [1996], а во второй задается ее линейная зависимость от порозности минеральной почвы. **Входными параметрами являются:**

- плотность почвы (г/см^3);
- содержания песка и глины (%);
- температура почвы или воздуха ($^{\circ}\text{C}$);
- наличие/отсутствие сельскохозяйственной обработки почвы;
- объемная влажность почвы ($\text{см}^3\text{Воды/см}^3$);
- наименьшая полевая влагоемкость ($\text{см}^3\text{Воды/см}^3$).

Последний параметр не всегда измеряется в полевых условиях, поэтому он может задаваться на основании некоторых теоретических представлений [Del Grosso et al., 2000]. Данную модель использовали Ito and Inatomi [2012, p. 762] в биогеохимической модели наземных экосистем, но при этом они рассчитывали влажность почвы по гидрологической схеме VISIT, в связи с чем в списке **входных параметров** вместо влажности требовалось задавать плотность твердой фазы почвы.

В модели Del Grosso et al. [2000] предполагается, что максимальная скорость окисления метана определяется структурными свойствами почвы, а изменение реальной скорости во времени коррелирует с температурой и влажностью почвы. При высокой влажности поглощение CH_4 лимитируется, главным образом, диффузией газа в почве, а при низкой – снижением биологической активности. Это аналогично подходу, использованному в модели Ridgwell et al. [1999], однако последняя считается физически обоснованной (поскольку ее авторы пытались учитывать влияние факторов внешней среды на конкретные физические и биологические процессы), тогда как модель Del Grosso et al. [2000] – эмпирическая. С другой стороны, последняя валидирована на большом массиве данных, полученных в Central Plains Experimental Range (Colorado); High Plains Experimental Research Laboratory (Nebraska); Harvard Forest (Massachusetts); Scotland; New Hampshire. Кроме того, для построения и тестирования модели использовались данные, полученные в Бразилии, Германии (Höeglwald, Solling, Darmstadt), Коста Рике, Нью-Йорке и Пуэрто Рико [Del Grosso et al., 2000].

Блок окисления CH_4 в модели CLASS-STEM

«Canadian LAnd Surface Scheme and Canadian Terrestrial Ecosystem Modelling framework» (CLASS-STEM) предназначена для моделирования как эмиссии метана из болот, так и его поглощения почвами [Arora et al., 2018]. Для решения последней задачи используется блок, детально описанный в [Curry, 2007; 2009] (который, следуя предложению Murguia-Flores et al. [2018], далее мы будем обозначать «C07»). Этот блок также применялся и в глобальных биогеохимических моделях, например, в Lund-Potsdam-Jena model [Murguia-Flores et al., 2018]. Интенсивность поглощения метана вычисляется на основе решения одномерного по пространству (пространственная координата – глубина) уравнения неразрывности, учитывающего диффузию метана и его потребление по кинетике 1-го порядка. Для коэффициента диффузии и константы окисления CH_4 вводятся зависимости от параметров среды.

Для расчета поглощения CH_4 требуются следующие входные параметры:

- C_0 (ppmv)¹⁴ – концентрация метана на границе почва/атмосфера (принимается равной его концентрации в атмосфере);
- f_{clay} и f_{sand} – доли, соответственно, глины и песка в почве;

¹⁴ Сначала Curry [2007, p. 2] дает размерность в виде см^{-3} , но из приводимой им формулы для расчета удельного потока метана становится очевидно, что правильная размерность потока получится, если концентрация, как это обычно и принято, выражена в единицах массы, деленных на единицы объема, например, мг/см^3 . В дальнейшем автор исправляет эту вопиющую ошибку, приводя для концентрации размерность ppmv и вводя коэффициент пересчета, позволяющий получить удельный поток в $\text{мг/м}^2\cdot\text{сут.}$.

- T_{soil} (°C) – температура почвы;
- θ_i (см³Льда/см³) – льдистость почвы;
- θ_w (см³Воды/см³) – влажность почвы;
- Φ (см³Пор/см³) – общая порозность.

Все вышеперечисленные параметры (кроме C_0) должны быть заданы в виде средних значений для слоя почвы 0-10 см [Curry, 2007; 2009]. Кроме них, поскольку два параметра модели зависят от того, *относятся ли почвы к «обрабатываемым» или к «болотам»*, необходима еще и такая информация. Но соответствующие карты есть в Дополнительных материалах к [Curry, 2007], следовательно, с формальной точки зрения, информацию об обработке почвы и ее заболоченности можно считать не входной, а внутренним параметром модели. Однако проводя сравнение результатов расчетов по MeMo и C07, Murguia-Flores et al. [2018] смогли использовать для C07 тот же набор входных данных, что и для MeMo (см. ниже), за одним исключением: для C07 не требовалась информация о поступлении азота, а вместо нее нужна была информация о доле обрабатываемых почв в пространственной ячейке, для которой производился расчет.

C07 использовалась для расчета глобального поглощения метана почвами (при этом необходимые входные параметры брались из базы данных, описанной в [Zobler, 1986]) [Curry, 2007]. В Global Carbon Project эта модель принималась в качестве «reference model» [Murguia-Flores et al., 2018].

Модель MeMo

Модель MeMo была разработана на основе описанных выше моделей C07 и R99. При этом были произведены следующие улучшения исходных моделей: (1) получено общее аналитическое решение одномерного стационарного уравнения «диффузия+кинетика» в пористой среде¹⁵; (2) улучшено описание ингибирования метанотрофии азотом; (3) введено влияние типа биома на скорость окисления метана, кроме того, модернизировано описание ее зависимости от температуры и влажности почвы; (4) предусмотрена возможность оценить влияние автохтонных почвенных источников CH₄ на поглощение метана из атмосферы. Произведенные усовершенствования позволили данной модели лучше описывать данные наблюдений [Murguia-Flores et al., 2018].

Входными параметрами модели являются:

- тип биома («леса умеренного пояса», «тропические леса», «степь», «другие экосистемы»);
- среднемесячная концентрация метана в атмосферном воздухе;
- среднемесячная температура почвы (°C);
- месячное поступление азота в почву (гN·м⁻²·мес.⁻¹) – как из атмосферы, так и с удобрениями;
- плотности почвы (г/см³);¹⁶
- содержание глины в почве (%);
- среднемесячная объемная влажность почвы (см³Воды/см³).¹⁷

Подробная информация об источниках этих данных, включая карты, имеется в конце статьи [Murguia-Flores et al., 2018] и в Supplement к ней.

Модель Yu et al. [2017]

Данная модель стоит несколько особняком от приведенных выше (и поэтому мы упоминаем ее последней, нарушая историческую последовательность, в которой рассматривались остальные модели). Для предыдущих моделей понятие минимального временного шага либо вообще не существовало (т.е. можно было вычислить интенсивность поглощения метана почвой в произвольный момент времени), либо этот шаг был не более месяца. В последнем случае он определялся, фактически, не столько «метановым» блоком, сколько используемой гидрологической

¹⁵ Ridgwell et al. [1999] тоже приводили «решение» этого уравнения, но из-за вопиющих ошибок решением оно не является. Впрочем, Murguia-Flores et al. [2018] тоже не смогли обойтись без ошибки, хотя и легко исправляемой. Так, они заявляют, что ППП, вычисляемые по их формулам, должны получаться в мг·м⁻²·мес.⁻¹, но поскольку в формулы входят только концентрация атмосферного метана в ppb, коэффициент диффузии в см²·с⁻¹ и константа скорости окисления в с⁻¹ (нет никакого пересчетного коэффициента), то заявленная размерность получиться никак не может.

¹⁶ Murguia-Flores et al. [2018, Tab. 1] указывают, что размерность плотности почвы должна быть 1/(г·см³). Но очевидно, что это – вопиющая ошибка.

¹⁷ Murguia-Flores et al. [2018, Tab. 1] считают, что объемную влажность следует выразить в %, но очевидно, что это – ошибка. Действительно, в их модель входит разность общей пористости и влажности, а первая выражена не в %, а в долях единицы.

моделью. Таким образом, при помощи вышеприведенных моделей можно было проследить более или менее подробную динамику ППП CH_4 в течение года. Yu et al. [2017] построили модель, которая рассчитывает поглощение за год, но не дает внутригодовую динамику, в связи с чем не представляет для нас какого-либо интереса.

ЧИСЛЕННЫЕ МОДЕЛИ ДЛЯ ОЦЕНКИ ОКИСЛЕНИЯ МЕТАНА ПОЧВАМИ

Особенности численных моделей

К настоящему времени существует не так много численных моделей, предназначенных специально для оценки поглощения метана. Гораздо больше было разработано общих моделей (включающих как окисление, так образование и транспорт CH_4 – рис.) для описания динамики концентрации метана в почве, но поскольку многие из них содержат блок его окисления, то, теоретически, они могут быть применены для расчета поглощения CH_4 почвой. Казалось бы, если в почве не идет образование метана (а только окисление), то достаточно положить интенсивность продукции CH_4 равной нулю, и общая модель динамики концентрации метана предскажет интенсивность его поглощения. В частности, на возможность такого «чисто окислительного» использования (по крайней мере, их модели) указывали Zhuang et al. [2004].

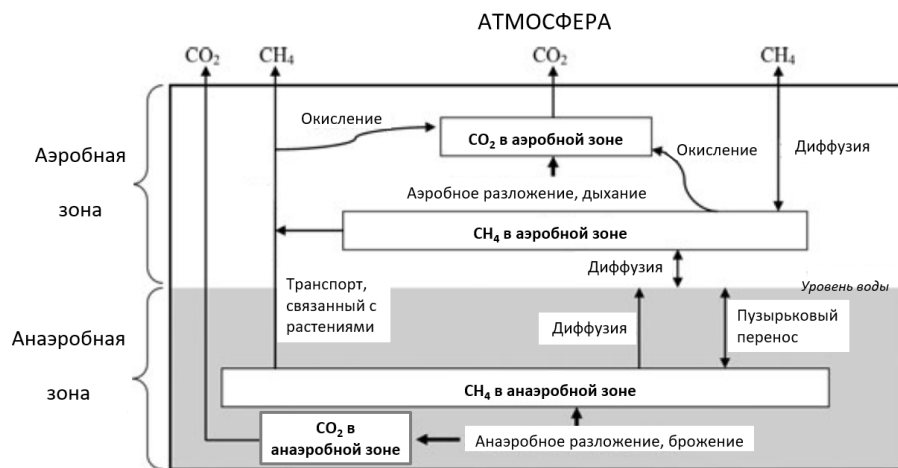


Рис. Резервуары и процессы, учитываемые в современных численных моделях цикла метана (по [Fan et al., 2013]).

Однако здесь есть одна сложность. Модели, предусматривающие возможность образования метана, разрабатывались для специфических местообитаний, где такое образование возможно (болота, рисовники, полигоны захоронения отходов). В этих местообитаниях преобладают специфические метанотрофы, привыкшие жить в условиях весьма высоких концентраций CH_4 (на несколько порядков превышающих атмосферную концентрацию). И именно их кинетические характеристики заложены в указанные модели. Но если в почве нет образования метана, то там функционируют метанотрофы с совершенно иными кинетическими характеристиками – «болотно-рисово-свалочные» бактерии просто не выжили бы в лесу или в поле, где в почвах концентрация метана ниже атмосферной¹⁸ (подробнее о кинетических характеристиках тех и других групп метаноокисляющих микроорганизмов и дальнейшие ссылки по этому вопросу см., например, в [Segers, 1998, p. 35; Riley et al., 2011, p. 1931-1932; Oh et al., 2020, p. 317; Glagolev et al., 2022, p. 131-135]).

С одной стороны, сложные численные модели потенциально обладают большей общностью, нежели эмпирические и полуэмпирические аналитические модели. Например, выше мы видели, что в аналитических моделях часто априори ставится ограничение: окисление метана в болотах равно нулю. Однако в реальности такие широко распространенные болотные ландшафты, как, например, гряды (в грядово-мочажинных комплексах) или рямы часть года могут быть источниками метана, а

¹⁸ Впрочем, Riley et al. [2011, p. 1931-1932] утверждают, что они провели расчеты для автоморфных почв как с типичными для них кинетическими коэффициентами (т.е. такими, которые обеспечивают высокое сродство метанотрофов к CH_4), так и с «болотными» (обеспечивающими низкое сродство). И результаты (глобально – суммарно для почв всего Земного шара) якобы отличались лишь на ~0.3%. Нам это представляется совершенно необъяснимым! К сожалению, авторы приводят значение коэффициентов только для болот, так что проверить их вычисления мы не можем.

при падении уровня воды – его стоком. Поскольку сложность численной модели не ограничена необходимостью получить простое – аналитическое – решение, то, как правило, такие модели учитывают все основные физические и биохимические процессы (в частности, и образование, и окисление метана, и его транспорт). Поэтому они автоматически дадут выделение CH_4 при высоком уровне стояния воды и его потребление – при низком, что позволит не просто приписать болоту нулевой (или какой-то иной) поток, а даст его динамику для заданного отрезка времени.

Однако эти модели, как правило, требуют задания большого числа параметров, причем значительная часть необходимой информации является «сайт-специфичной» (т.е. уникальной для данной географической точки). Например, может оказаться необходимым задать глубину корнеобитаемого слоя, характер использования почвы и даже специфические данные о метаболизме вплоть до концентраций некоторых ферментов [Murguía-Flores et al., 2018]. Эти уникальные параметры либо определяются авторами моделей в полевых и лабораторных экспериментах (но тогда модель может успешно применяться только для тех местообитаний, для которых были определены параметры, а говорить о региональном или глобальном ее применении не приходится), либо связываются с какими-то иными параметрами, для которых существуют региональные или глобальные базы данных. Но поскольку набор таких баз ограничен, то часто приходится задавать весьма опосредованную связь, обеспечивающую довольно низкую точность вычисления необходимых параметров.

По численным моделям существует прекрасный обзор Xu et al. [2016]¹⁹. Поэтому (и в связи с вышесказанным) мы лишь кратко перечислим некоторые из них, но не будем подробно описывать входные параметры, т.к. считаем, что на сегодняшний день *применение этих моделей для региональных оценок поглощения метана не гарантирует высокого качества получаемого результата*.²⁰ Кроме того, мы не упоминаем частные модели (разработанные, например, только для моделирования рисовников или полигонов захоронения отходов) и модели, в которых задается *доля* окисляющегося метана (от количества метана, образующегося в почвах) – последние не дадут вообще никакого окисления в автоморфных почвах, покрывающих территорию во много раз большую, чем гидроморфные почвы, в которых метан образуется.

Основные численные модели

Модель Walter et al. [1996] (которую далее мы будем обозначать «W96») была одной из первых математических моделей динамики концентрации CH_4 . Она породила в дальнейшем целое семейство моделей «типа Walter», представлявших собой, с математической точки зрения, начально-краевую задачу для одномерных (по пространству) УЧП параболического типа с нелинейным источниковым членом. W96 учитывает как продукцию и транспорт CH_4 (диффузионный, пузырьковый и через растения), так и метанотрофию. В исходной версии модели скорость окисления метана зависела только от его концентрации (по типу кинетики Михаэлису-Ментен), а максимальная скорость окисления принималась постоянной. Но в [Walter, Heimann, 2000] была введена еще и зависимость от температуры (по закону Вант-Гоффа) и, кроме того, V_{\max} для разных экосистем могла различаться в 15 раз. Улучшенная версия W96 была встроена в некоторые модели семейства LPJ²¹, а также в модель ORCHIDEE [Xu et al., 2016], PEATLAND-VU [Van Huissteden et al., 2006] и в модифицированную модель VIC [Bohn, 2013], поэтому на этих моделях мы отдельно останавливаться не будем.

¹⁹ Обратим внимание читателя на то, что в указанном обзоре перечислено 40 моделей, но не все из них содержат описание почвенного окисления метана. Более того, в некоторых из тех, которые это окисление учитывают, используются одни и те же модули расчета окисления.

²⁰ Сказанное не означает, конечно, что так будет всегда. Более того, такая наша оценка, верная в отношении положения дел в численном моделировании, скажем, 15-20-летней давности, сегодня уже может оказаться слишком пессимистичной. Было бы интересно провести конкретный анализ для современных моделей (и баз данных, поставляющих параметры для них) и выяснить: во-первых, насколько реалистичны даваемые ими региональные оценки почвенного поглощения CH_4 , и, во-вторых, даже если эти оценки не всегда хороши, то нельзя ли существенно улучшить их, применяя интенсивно развивающийся в последнее время «ансамблевый» подход – см. соответствующий разд. ниже.

²¹ Xu et al. [2016] называют в качестве таковых LPJ-Bern и LPJ-WhuMe. Но Spahni et al. [2011], использовавшие LPJ-WhuMe для моделирования глобальных потоков CH_4 в экосистемах, складывающихся на болотах, рисовниках и влажных минеральных почвах, однозначно заявляют, что для оценки окисления использовалась C07. Иначе говоря, модель LPJ-WhuMe может использоваться (и использовалась) с разными «метановыми» модулями, которые, таким образом, в состав самой этой модели не входят, а просто получают от нее необходимые для расчета входные данные.

Arah, Stephen [1998] построили модель, представляющую собой дальнейшее развитие W96. С математической точки зрения она представляет собой систему уже из двух – для концентраций CH_4 и O_2 – уравнений в частных производных (с двумя независимыми переменными: время, глубина). Скорость окисления метана принята по типу двусубстратной кинетики, причем зависимость и от концентрации O_2 , и от CH_4 – по Михаэлису-Ментен. Данная модель предназначалась для описания краткосрочной (не более 10 сут.) динамики концентрации и удельного потока метана. Glagolev [2006] на ее основе (внеся небольшие изменения и исправления), разработал модель *pde_CH4_1* и опубликовал не только полную систему всех уравнений и параметров модели, но и реализующую ее очень простую компьютерную программу с подробнейшими комментариями. В связи с этим более останавливаться здесь на этих моделях мы не будем.

Подмодель метанотрофии в модели, которую разработал R.F. Grant [1999], можно считать «биологически обоснованной», поскольку кинетика окисления метана в ней определяется не только температурой почвы и поступлением газов (CH_4 , O_2), но и количеством биомассы аэробных облигатных метанотрофов, а также их активностью (факультативными и анаэробными метанотрофами пренебрегают). С математической точки зрения описываемая подмодель представляет собой задачу Коши для системы нелинейных ОДУ. Эта подмодель входит составной частью в модель *ecosys*²² (см., например, [Grant, 1998; Grant, Roulet, 2002] и ссылки там), в которой она соединена с другими подмоделями, рассчитывающими процессы трансформации органического вещества, переноса газа в почве и роста различных групп микроорганизмов (облигатно-аэробных бактерий, факультативно-аэробных денитрификаторов, грибов, ацетогенных продуцентов H_2 , ацетотрофных и гидрогенотрофных метаногенов, а также бактерий, окисляющих NH_4^+ и NO_2^-). Для работы модели *ecosys* необходимо задать начальную биомассу метанотрофов [Grant, 1999] и, хотя автор об этом ничего не говорит, необходимо задать начальные условия для всех ОДУ, в частности, начальные биомассы всех групп микроорганизмов, перечисленных выше. Уже это делает данную модель практически неприменимой в произвольном местообитании. Кроме того, следует помнить, что модель включает в себя огромное число параметров (константа Михаэлиса по метану, Q_{10} для метанотрофии, энергии активации для всех групп микроорганизмов и многие, многие другие). Нет никакой гарантии, что заданные в модели значения подойдут для любых местообитаний (напротив, из их биологического смысла представляется, что они могут сильно варьировать от сайта к сайту).

Li [2000] усовершенствовал свою же модель DNDC²³, чтобы она могла рассчитывать удельные потоки нескольких парниковых газов (а не только N_2O и CO_2 , как это было реализовано в исходной версии). Скорость окисления метана (в каждом слое почвы) предполагается зависящей от Eh и концентрации CH_4 в почве. Но последняя, в свою очередь, определяется скоростью переноса метана, и, в частности, скорость диффузии зависит от градиента концентрации CH_4 , температуры и порозности почвы. Следовательно, эти три фактора также влияют на поглощение метана. В дальнейшем Saggat et al. [2007] адаптировали данную модель для описания пастбищ Новой Зеландии (версия модели: NZ-DNDC). В частности, было введено снижение интенсивности диффузии и окисления CH_4 при возрастании влажности почвы. Существует также версия DNDC для почв под лесами [Li et al., 2000]. И хотя она, к сожалению, не содержит расчета поглощения CH_4 , но на основании довольно подробного описания уравнений в Li [2000], это вполне возможно сделать.

Zhang et al. [2002] представили модель Wetland-DNDC, состоящую из четырех компонентов: “Hydrologic conditions”, “Plant growth”, “Soil thermal conditions” и “Soil carbon dynamics”. Последний содержит «метановый блок», описывающий образование, окисление, перенос CH_4 в почве. Скорость окисления (в каждом слое почвы) задается аналогично тому, как это сделано в [Zhu et al., 2014] (см. ниже) – с той же ошибкой при попытке записать уравнение Михаэлиса-Ментен.

Khvorostyanov et al. [2008] создали модель (для изучения чувствительности запасов углерода в вечной мерзлоте к потеплению климата), которая, среди прочего, содержала и расчет поглощения метана почвами. К сожалению, модель описана местами весьма невнятно, поэтому о конкретных зависимостях мы можем говорить только предположительно. Из утверждения авторов о том, что «использовали постоянную времени для метанотрофии, равную 5 сут.», по-видимому, следует, что процесс окисления метана описывался в модели кинетикой первого порядка. Кроме этого, авторы

²² Сам автор модели иногда пишет ее название так, а иногда – Ecosys.

²³ “DeNitrification-DeComposition model”.

определенно утверждают лишь только то, что указанная постоянная не зависела от температуры, но если температура была не более 0 °C, то скорость метанотрофии становилась нулевой.

Zhuang et al. [2004] дополнили широко известную модель TEM модулем MDM (Methane Dynamics Module), описывающим образование, окисление, перенос CH₄ в почве и на основании этого рассчитывающим профиль концентраций метана и его удельный поток. С математической точки зрения расчет представляет собой решение УЧП для концентрации CH₄ на равномерной сетке (шаг по времени – 1 час, а по глубине – 1 см). Скорость окисления (в каждом слое почвы) задается аналогично тому, как это сделано в [Zhu et al., 2014] (см. ниже), но, во-первых, зависит еще и от влажности почвы (причем параметры этой зависимости, как и параметры температурной зависимости, определяются типом экосистемы), и, во-вторых, не содержит ошибки при задании максимальной *скорости* окисления метана. В [Zhuang et al., 2004, Appendix A, B, C, D] дано достаточно полное описание MDM. Дальнейшие модификации формулы для интенсивности окисления в MDM описаны в [Zhuang et al., 2013]: во-первых, введена ее зависимость от поступления минерального азота в почву²⁴ и, во-вторых, изменена зависимость от влажности почвы²⁵. При этом решение ищется только для стационарного состояния, т.е., с математической точки зрения, решается краевая задача для ОДУ. Для адекватного описания осредненных за сутки ППП CH₄ (с погрешностью 1%) в разных экосистемах оказалось необходимым подбирать значения двух параметров (в законе Вант-Гоффа), и выбирать максимальную скорость окисления из двух возможных, а также константу Михаэлиса (также из двух возможных значений). Найденные параметры (см. [Zhuang et al., 2004, p. 653]) рекомендованы авторами для применения в тех или иных экосистемах при проведении региональных расчетов. Наконец, Oh et al. [2020] провели еще ряд модификаций, создав модели TEM-НАМ и ХРТЕМ-ХНАМ. Впрочем, если говорить только об интенсивности окисления, то в первой из них модификация выразилась лишь в том, что константа Михаэлиса была уменьшена с 5 до 0.11 мкМ (НАМ – это High-Affinity Methanotroph model; ХНАМ – eXplicit High-Affinity Methanotroph model). Но в ХРТЕМ-ХНАМ учтена еще и динамика биомассы микробов.

Tian et al. [2010] создали модель DLEM (Dynamic Land Ecosystem Model), состоящую из 5 компонентов: «биофизика», «физиология растений», «почвенная биогеохимия», «динамика растительности», «землепользование». В «почвенную биогеохимию» входят модули разложения, минерализации и иммобилизации питательных веществ, нитрификации и денитрификации, а также «метановый» модуль (образование, окисление и перенос CH₄ в почвенной толще). Скорость поглощения метана складывается из трех составляющих: (i) окисление метана, растворенного в почвенных водах; (ii) переносимого через растения из почвы в атмосферу и (iii) атмосферного метана, диффундирующего в почву. В последнем случае удельный поток зависит от концентрации CH₄ (по Михаэлису-Ментен), температуры почвы, ее влажности, pH и содержания органического вещества. Таким образом, *если метан поступает только из атмосферы, то, фактически, блок окисления*

²⁴ Описанная, к сожалению, не слишком понятно; приводящая к неоднозначности и, таким образом, вероятно содержащая фатальную ошибку.

²⁵ Авторы пояснили, что в изначальном варианте было учтено лишь влияние влажности на биологическую активность, а теперь – еще и на скорость диффузии метана. После такого нелепого нововведения модель, фактически, из физически обоснованной становится в значительной мере эмпирической. Действительно, с физической точки зрения, влияние влажности на скорость диффузии должно выражаться через изменение коэффициента диффузии, а он входит в совершенно иное слагаемое дифференциального уравнения, характеризующего закон сохранения массы (и не входит в слагаемое, описывающее убыль концентрации CH₄ из-за потребления микробами!). Более того, получается парадоксальная ситуация. Zhuang et al. [2013] решают уравнение $d(D \cdot dC/dz) = M \cdot f_N \cdot f_D$, где D – коэффициент диффузии, определяемый структурой почвы; C – концентрация CH₄; z – глубина; M – скорость окисления метана в том виде, как она задавалась в Zhuang et al. [2004]; f_N и f_D – безразмерные множители, введенные в новой версии модели (нас интересует только f_D – множитель для учета влияния влажности на скорость диффузии). Согласно [Zhuang et al., 2013, eq. 6], f_D зависит от влажности почвы (θ_w), а также от двух постоянных влажностей: минимально возможной и в состоянии насыщения. Предположим для простоты, что все эти три влажности постоянные по профилю почвы, тогда $f_D = const$, и мы можем переписать уравнение в виде: $d(D_1 \cdot dC/dz) = M \cdot f_N$, где $D_1 = D/f_D$ и представляет собой коэффициент диффузии при заданной влажности θ_w . Из [Zhuang et al., 2013, eq. 6] очевидно, что f_D уменьшается при увеличении θ_w , но тогда $D_1 \dots$ возрастает! Полный абсурд!!! Хорошо известно (см., например, [Potter et al., 1996; Shein, 2005, p. 307; Zhu et al., 2014; Murguia-Flores et al., 2018]), что с увеличением влажности D_1 должен уменьшаться, ибо коэффициент диффузии в воде на несколько порядков меньше, чем в воздухе.

становится совершенно независимым и, формально, ничем не отличается от рассмотренных выше аналитических моделей.²⁶

Riley et al. [2011] разработали и протестировали модель CLM4Me (входящую в наземный компонент – CLM4 – интегрированный в моделях CCSM4 и CESM1²⁷), которая, среди прочего, содержит и расчет интенсивности окисления CH₄ в почве. В данной модели ППП метана определяется весьма динамичными (характерные времена ~ 1 часа) нелинейными взаимодействиями между физико-химическими и биологическими процессами, включая окисление метана, его образование, перенос в жидкой и газовой фазах, а также через аэренхиму растений и др. С математической точки зрения CLM4Me представляет собой систему из двух – для концентраций CH₄ и O₂ – уравнений в частных производных (с двумя независимыми переменными: время, глубина). Скорость окисления метана принята по типу двусубстратной кинетики, причем зависимость и от концентрации O₂, и от CH₄ – по Михаэлису-Ментен.

Fan et al. [2013, Supporting Information] описали (среди прочих) «peatland module» модели DOS-TEM, в котором, в частности, рассчитывается динамика концентрации и удельного потока метана: решается уравнение в частных производных (с двумя независимыми переменными: время, глубина) для концентрации CH₄. Скорость окисления метана принята по типу кинетики Михаэлису-Ментен (при этом максимальная скорость зависит от температуры).

Watts et al. [2014] модифицировали модель TCF²⁸, предназначенную для использования спутниковых данных дистанционного зондирования при вычислении потоков CO₂ и CH₄ из болот Арктики. Они разработали новый алгоритм вычисления эмиссии метана, учитывающий как продукцию и транспорт CH₄ (диффузионный, пузырьковый и через растения), так и метанотрофию. К сожалению, по крайней мере, при описании последнего процесса авторы допустили ряд фатальных ошибок²⁹, что не позволяет всерьез говорить об их модели.

Zhu et al. [2014] дополнили модель TRIPLEX-GHG (в основу которой положен биосферный симулятор IBIS³⁰) модулем расчета уровня стояния воды для возможности моделирования болот, а также новым «метановым» биогеохимическим модулем, включающим описание продукции, транспорта и окисления CH₄. Скорость окисления (в каждом слое почвы) задается по типу кинетики

²⁶ К сожалению, авторы допустили ошибку, весьма усложняющую воспроизведение их результатов. Формула удельного потока окисления метана атмосферного воздуха ($F_{\text{air, oxid}}$, гС·м⁻²·сут.⁻¹) у них представляет собой произведение максимальной скорости окисления CH₄ ($V_{\text{air, oxid, max}}$, гС·м⁻²·сут.⁻¹) на ряд безразмерных множителей, отражающих неоптимальность реальных условий среды. Но когда Tian et al. [2010, Tables 1, 4] решили привести численные значения, то размерность указали уже иную: гС·м⁻³·сут.⁻¹ (правда, и обозначение дали слегка измененное: $V_{\text{CH}_4\text{OxidairMax}}$). И вот тут возникает неоднозначность. $V_{\text{air, oxid, max}}$ и $V_{\text{CH}_4\text{OxidairMax}}$ – это разные параметры (каким-то образом связанные друг с другом, например, через толщину метанпоглощающего слоя H : $V_{\text{CH}_4\text{OxidairMax}} \cdot H = V_{\text{air, oxid, max}}$)? Или это – одно и то же (а в размерности просто допущена ошибка)? К сожалению, это – далеко не единственный пример небрежности данных авторов. И хотя у них «ошибка сидит на ошибке», чтобы не утомлять читателя укажем еще только одну небрежность (имеющую непосредственное отношение к расчету $F_{\text{air, oxid}}$). Константа полунасыщения по атмосферному метану (константа Михаэлиса) в формуле обозначена через K_{mair} , в описании к формуле – через km_{air} (с указанием размерности: гС·м⁻³), а в Tables 1, 4 – это уже $K_{\text{mCH}_4\text{Oxidair}}$ (ppm).

²⁷ “Community Climate System Model” и “Community Earth System Model”.

²⁸ Terrestrial Carbon Flux model.

²⁹ Согласно [Watts et al., 2014, p. 1964-1965, Supplementary material], часть диффундирующего в почве метана потребляется в результате окисления, и соответствующий удельный поток предлагается вычислять по нелепой формуле

$$R_{\text{OX}} = \frac{V_m \cdot \phi_a \cdot P_{\text{diff}} \cdot f_T}{(K_m + \phi_a) \cdot P_{\text{diff}}}$$

где f_T – безразмерный параметр, отражающий влияние (по закону Вант-Гоффа) температуры на метаноокисление; K_m (мкмоль/л) – константа полунасыщения (Михаэлиса); P_{diff} (мгС·м⁻²·сут.⁻¹) – удельный поток потенциально возможного диффузионного переноса CH₄; V_m (мкмоль·л⁻¹·сут.⁻¹) – максимальная скорость реакции. Очевидно, что P_{diff} в числителе и знаменателе сокращается. Описание параметра ϕ_a в статье отсутствует, но, вероятно, это то же самое, что и введенная в статье ранее ϕ_a – пористость аэрации. Горе-авторы утверждают, что $[R_{\text{OX}}] = \text{мгС} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут.}^{-1}$ (и это было бы правильным, ибо им потом приходится находить разность $P_{\text{diff}} - R_{\text{OX}}$), но очевидно, что это – не так. Прежде всего: а какова размерность ϕ_a ? В основной части статьи $[\phi_a] = \text{м}^3$, а в Supplementary material – $[\phi_a] = \text{м}^3 \cdot \text{сут.}^{-1}$. Ни та, ни другая размерность не совпадает с $[K_m]$, а складывать величины с разными размерностями нельзя! Но даже если допустить, что ϕ_a – это вовсе не ϕ_a , и $[\phi_a] = [K_m] = \text{мкмоль/л}$, то все равно получаем ерунду: $[R_{\text{OX}}] = [V_m] = \text{мкмоль} \cdot \text{л}^{-1} \cdot \text{сут.}^{-1}$, а вовсе не $\text{мгС} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут.}^{-1}$.

³⁰ Integrated Biosphere Simulator.

Михаэлиса-Ментен³¹, причем максимальная скорость зависит от температуры почвы (по закону Вант-Гоффа) и от Eh (используется относительно простая кусочно-линейная аппроксимация).

Xu et al. [2015], основываясь на подпрограмме разложения органического вещества из CLM4.5 (Community Land Model 4.5), разработали модуль, описывающий деятельность различных групп микробов, участвующих в цикле метана. Авторы предположили, что критичным для успешного описания продукции и потребления CH_4 является учет механизмов соответствующих микробиологических процессов. Более того, по их мнению, для лучшего предсказания динамики малых газовых составляющих атмосферы и климатической системы Земли настоятельной необходимостью является включение этих микробных механизмов в глобальные биогеохимические модели. Разработанный ими модуль включает в себя четыре основных механизма (по два для метаногенеза и метаноокисления): метаногенез, осуществляемый как ацетокластическими, так и гидрогенотрофными метаногенами; и метаноокисление, осуществляемое как аэробными (за счет молекулярного кислорода), так и анаэробными метанотрофами (за счет других неорганических акцепторов электронов). Соответственно, в модель входят эти четыре группы микроорганизмов. С математической точки зрения модуль осуществляет решение задачи Коши для системы ОДУ. Скорость окисления метана принята по типу микробиологической двусубстратной кинетики, причем зависимость и от концентрации O_2 , и от CH_4 – по Моно, а метаболический коэффициент зависит от температуры (по закону Вант-Гоффа) и от pH (все уравнения достаточно подробно описаны в Xu et al. [2015, Appendix A]). Данная модель применялась для описания лабораторных инкубационных экспериментов (максимальной продолжительности 160 сут., временной шаг – 1 час).

Модель А.Ф. Сабрекова [Sabrekov et al., 2016] рассматривает потребление метана и кислорода в почвенном профиле от 0 до 1 м. Цель создания модели заключалась в проверке гипотезы о значимости ризосферной метанотрофии для общего потребления метана в автоморфных (непереувлажнённых) почвах, в которых продукцией метана можно пренебречь. Скорость потребления метана как ризосферными, так и свободноживущими метанотрофами зависела от концентрации метана и кислорода (в обоих случаях в соответствии с уравнением Михаэлиса-Ментен), а также от температуры и влажности в соответствии с варьирующими в интервале от 0 до 1 эмпирическими колоколообразными функциями, подобранными по литературным данным. Потребление метана ризосферными метанотрофами также линейно зависело от корневой биомассы, рассчитываемой по разности между измеренным суммарным дыханием экосистемы и рассчитанным гетеротрофным почвенным дыханием. Итоговая удельная скорость потребления метана обеими группами метанотрофов задавалась как произведение максимальной удельной скорости потребления (отдельно для каждой группы) на описанные выше зависимости от факторов и субстратов. Максимальная скорость потребления метана свободноживущими метанотрофами задавалась отдельно для подстилки и минеральной почвы на основе литературных данных. Потребление кислорода почвой зависело от концентрации кислорода по уравнению Михаэлиса-Ментен, а также от температуры в соответствии с уравнением Вант-Гоффа. Удельная скорость потребления кислорода корнями и микроорганизмами рассчитывалась как произведение максимальной удельной скорости (отдельно для каждой группы) на функции зависимости от температуры и концентрации кислорода и на корневую биомассу и плотность почвы соответственно. Максимальная скорость потребления кислорода микроорганизмами задавалась отдельно для подстилки и минеральной почвы на основе литературных данных, в минеральной почве она линейно зависела от содержания органики в почве. Единственным механизмом транспорта газов была молекулярная диффузия в поровом пространстве почвы, рассчитанная как функция влажности почвы, доли глинистой фракции и общего порового пространства. С математической точки зрения модель представляет собой краевую задачу для системы, содержащей два ОДУ 2-го порядка (одно для концентрации O_2 , другое – CH_4 ; независимая

³¹ Однако Zhu et al. [2014] используют довольно странную формулу, а именно: $\text{Oxi} = A_{\text{CH}_4} \cdot f_T \cdot f_{\text{Eh}} \cdot C / (K + C)$, где C (мкмоль/л) – концентрация CH_4 ; $K = 5$ мкмоль/л – константа полунасыщения; f_T и f_{Eh} – безразмерные параметры, отражающие влияние, соответственно, температуры и Eh на интенсивность метаноокисления. Как видим, если положить $A_{\text{CH}_4} \cdot f_T \cdot f_{\text{Eh}} = V_m$, то по форме, действительно имеем уравнение Михаэлиса-Ментен. Но авторы указывают, что A_{CH_4} ($\text{гС} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{слой}^{-1}$) – количество метана, а не скорость его потребления и, следовательно, $[\text{Oxi}] = \text{гС} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{слой}^{-1}$. Относительно Oxi авторы говорят, что это – “change in CH_4 for each time step in each soil layer... determined by the CH_4 ... oxidation”. Но тогда “time step” (шаг по времени; мы обозначим его Δt) должен быть подобран так, чтобы $A_{\text{CH}_4} \cdot f_T \cdot f_{\text{Eh}} / \Delta t$ соответствовало максимальной скорости поглощения метана почвой. Учитывая, что в подобных моделях Δt обычно выбирается равным какой-либо простой единице времени (час, сутки или месяц), представляется совершенно невероятным такое соподание, что (при $f_T = f_{\text{Eh}} = 1$ и $K \ll C$) весь метан, содержащийся в слое, будет потреблен ровно за час, например. Скорее всего, здесь имеет место вопиющая ошибка и вместо A_{CH_4} как **количества метана** в слое, следует подставить значение максимальной **скорости** потребления CH_4 (как это и делается в серьезных моделях – см., например, [Segers, 1998; Zhuang et al., 2004; Glagolev, 2006; Sabrekov et al., 2015]).

переменная: глубина). Входными данными были профили плотности почвы и ее твёрдой фазы, содержания органического вещества, влажности (по массе), температуры и доли глинистой фракции. Однако многочисленные микробиологические константы тоже можно отнести к входным данным, поскольку они были подобраны по литературным данным для соответствующих экосистем. Модель применялась для описания потребления метана в автоморфных почвах лесных и луговых экосистем по собственным и литературным данным, во всех случаях показав значимость ризосферной метанотрофии в автоморфных почвах.

Модуль почвенных газов и углерода, разработанный Morel et al. [2019] для использования в модели ISBA (Interaction Soil-Biosphere-Atmosphere)³², описывает динамику распределенных по глубине пулов углерода и концентраций CH₄, CO₂, O₂. Образование и потребление CH₄ в модели определяется непосредственно концентрацией кислорода, а не через уровень воды, как это делалось в ряде классических моделей (например, [Walter et al., 1996; Fan et al., 2013; Zhu et al. 2014]). Скорость окисления метана принята по типу двусубстратной кинетики, причем зависимость от концентрации O₂ – по Михаэлису-Ментен, а от CH₄ – по кинетике 1-го порядка, температурная зависимость – по закону Вант-Гоффа. С математической точки зрения модуль представляет собой систему уравнений в частных производных (с двумя независимыми переменными: время, глубина), которые решаются численно конечно-разностным методом с использованием схемы Кранка-Никольсон. Входными параметрами модели были 6 динамических (с часовым шагом) параметров: температура и влажность воздуха, осадки, скорость ветра, коротковолновая и длинноволновая солнечная радиация, а также распределение содержания органического вещества по глубине [Morel et al., 2019]. На первый взгляд кажется, что набор входных параметров не слишком велик и вполне может быть обеспечен для многих местообитаний. Однако не следует забывать, что модель включает в себя огромное число параметров (константа Михаэлиса по кислороду, Q₁₀ для разложения органического вещества и для метанотрофии, два пороговых значения температуры для метаногенеза и многие, многие другие). В частности, авторы сообщают, что для своих сайтов они уменьшили удельную листовую поверхность с 14 м²/кг (как это было «зашито» в модели) до 8 м²/кг, а также уменьшили минимальное значение LAI (с 0.3 до 0.1). Т.е. получается, что, по крайней, мере эти два параметра также необходимо задавать для конкретного местообитания.

АНСАМБЛИ МОДЕЛЕЙ

В современной литературе (см., например, [Hagedorn et al., 2005; Filippov et al., 2015; Exbrayat et al., 2018; Galmarini et al., 2018]) настойчиво обсуждается и разрабатывается идея о совместном использовании разнотипных моделей в коллективе – как средства наиболее полного учета априорной информации. Коллектив моделей, например, с позиций средневзвешенного преобразования либо оценивания областей их компетенции аккумулирует преимущества решающих правил, составляющих коллектив [Lapko, 2002]. Различные варианты работы с ансамблем моделей подробно описаны, например, в [Claeskens, Hjort, 2008].

Если результаты отдельно взятой модели не вызывают доверия, можно рассмотреть комплекс результатов, полученных с помощью всех моделей. Поскольку все они созданы на одних принципах, но независимо друг от друга, то эти результаты могут представлять собой статистический ансамбль, и, проведя их обработку по правилам математической статистики, мы получим наиболее вероятное значение, а также границы его вероятных изменений. Обычно каждая модель хорошо воспроизводит лишь часть искомых величин, в то время как остальные воспроизводятся значительно хуже. Сравнительный анализ показывает, что наиболее высокую успешность, как правило, демонстрирует «средняя» по ансамблю модель. Это связано с тем, что систематические ошибки разных моделей (а они присущи каждой) не зависят друг от друга и при осреднении по ансамблю могут взаимно компенсироваться. Успешность такого подхода уже нашла свое подтверждение: в регулярно издаваемых отчетах МГЭИК приводятся модельные оценки вероятных изменений основных климатических изменений в обозримом будущем, полученные с использованием вышеописанного подхода. При подготовке вышедшего в 2007 г. отчета, МГЭИК использовала около 20 моделей и на

³² ISBA встроена в платформу SURFEX и используется во всех мезо-масштабных, региональных и глобальных атмосферных моделях Meteo-France, а также в региональных системах гидрологического прогноза и в глобальных гидрологических моделях. В ISBA решаются уравнения энергетического и водного баланса для «почвы» (глубиной 12 м) и снега. При этом «почва» разбивается на 14 слоев, толщина которых возрастает сверху вниз [Morel et al., 2019].

их основе предсказала увеличение среднеглобальной температуры воздуха в 1990-2007 гг. на 0.2 °С. Именно такая величина и была реально зафиксирована в наблюдениях [Karol, Kiselev, 2013].

Использование коллективов (ансамблей) моделей находит применение и в «метановой» тематике, причем как при решении прямых, так и обратных задач [Glagolev et al., 2014; Poulter et al., 2017; Bergamaschi et al., 2018]. Но нам не известны публикации, в которых такой подход применялся бы для оценки **поглощения** метана почвой. Тем не менее, положительные результаты, достигнутые во многих других приложениях, позволяют надеяться на его успешное применение и здесь.

ЗАКЛЮЧИТЕЛЬНЫЕ ЗАМЕЧАНИЯ

Keller et al. [1990] продемонстрировали, что поглощение метана почвами в центральной Панаме резко снижается при преобразовании леса в сельскохозяйственные земли (в них скорость окисления CH_4 падала в четыре раза по сравнению с исходным естественным лесом). При сельскохозяйственном использовании почвы подвергаются многочисленным антропогенным воздействиям, в частности, ирригации, мелиорации, вспашке, обработке гербицидами, инсектицидами и фунгицидами, а также внесению органических и минеральных удобрений [Li, 2000; Kumaraswamy et al., 1998; Kinney et al., 2004a, b]. Именно с применением азотных удобрений при выращивании сельскохозяйственных культур и с поступлением азота в почву при выпасе скота принято связывать снижение метанообразования в сельскохозяйственных почвах.

Существуют экспериментальные исследования, в которых показано, что внесение азотных удобрений снижает поглощение CH_4 почвами лесов, лугов и болот на 33-41%, а почвами сельскохозяйственных полей – до 50% (теоретическое объяснение возможных механизмов этого см., например, в [Murguia-Flores et al., 2018, p. 2018]). Поэтому в моделях иногда вводят уменьшение поглощения (например, на 35%), если почва подвергается воздействию азотных удобрений. Но, с другой стороны, эти удобрения приводят к лучшему росту растений, в результате чего усиливается транспирация и, следовательно, влажность почвы уменьшается, а это ведет к увеличению коэффициента диффузии и, соответственно, поглощения метана. Кроме того, хотя в большинстве исследований (см., например, [King, Schnell, 1994; Klemetsson, Klemetsson, 1997; Le Mer, Roger, 2001; Kravchenko, 2002]) обнаружено азотное ингибирование метанотрофии, существует ряд работ, в которых показано, что увеличение внесения минерального азота в почву может и не уменьшать поглощение CH_4 [Potter et al., 1996]. Впрочем, положительный эффект от добавления азота наблюдался, главным образом, в экспериментальных условиях и коррелировал со структурой микробного сообщества [Murguia-Flores et al., 2018, p. 2018]. Поэтому в отношении использования в моделях информации о применении азотных удобрений существует значительная неопределенность.

Кроме того, Keller et al. [1990] показали, что при близкой влажности (50 и 60% от массы почвы) и практически одинаковой температуре (26.3 и 26.4 °С) потребление метана на оксисоли и альфисоли различалось более чем в два раза (0.78 и 0.35 $\text{мг}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{сут.}^{-1}$, соответственно). Насколько нам известно, в *математических моделях непосредственно тип почвы не учитывается*. Неявно такой учет есть – через физические и биокинетические свойства почвы. Но может ли таким образом быть объяснена вышеописанная двукратная разница ППП?

Из сказанного очевидно, что предсказания математических моделей далеко не всегда будут соответствовать экспериментальным данным для конкретного исследовательского полигона (иногда на это указывали и сами авторы – см., например, [Ridgwell et al., 1999; Murguia-Flores et al., 2018]: где-то и когда-то модели завышают поток, а где-то и когда-то – занижают). В любом случае, это напрямую следует и из того, что разные авторы в своих моделях идентифицировали одинаковые параметры по различным наборам данных и приходили к отличающимся значениям (например, в R99 используется значение 3.132 час^{-1} «базовой» константы скорости окисления метана, полученное по данным 13 измерений в различных географических точках, в C07 та же константа имеет значение 0.18 час^{-1} , и получена она по данным 5-летних наблюдений лишь на одном сайте в Колорадо, а в MeMo введено 4 константы – для 4 разных типов биомов – величины которых находятся в интервале от 0.06 до 0.18 час^{-1} [Murguia-Flores et al., 2018]). Однако применение моделей в глобальном масштабе (например, [Potter et al., 1996; Ridgwell et al., 1999; Curry, 2007; Murguia-Flores et al., 2018]) продемонстрировало разумные оценки суммарного потребления метана почвами планеты, вполне соответствующие как полученным при помощи простейших инвентаризаций (см. [Born et al., 1990; Dörr et al., 1993; Dutaur and Verchot, 2007]), так и с использованием принципиально другого подхода,

основанного на решении так называемой «обратной задачи» [Hein et al., 1997]. По-видимому, это позволяет надеяться на то, что и для регионов (хотя бы относительно крупных) мы будем получать достаточно разумные оценки поглощения CH_4 [Murguía-Flores et al., 2018]; при этом завышение потока в одних географических точках компенсируется его занижением в других.

БЛАГОДАРНОСТИ

Работа выполнена в рамках

- государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (тема № 121040800146-3 «Физические основы экологических функций почв: технологии мониторинга, прогноза и управления»);
- гранта Правительства Тюменской области в соответствии с программой Западно-Сибирского межрегионального научно-образовательного центра мирового уровня в рамках национального проекта «Наука»;
- при финансовой поддержке и в рамках реализации Важнейшего Инновационного Проекта Государственного Значения (ВИПЗ, «Углерод в экосистемах: мониторинг»), направленного на создание единой национальной системы мониторинга климатически активных веществ (Распоряжение Правительства Российской Федерации от 2 сентября 2022 г. № 25-15р).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Arah J.R.M., Stephen K.D. 1998. A model of the processes leading to methane emission from peatland. *Atmospheric Environment*, 32: 3257-3264. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(98\)00052-1](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(98)00052-1)
- Arora V.K., Melton J.R., Plummer D. 2018. An assessment of natural methane fluxes simulated by the CLASS-CTEM model. *Biogeosciences*, 15: 4683-4709. <https://doi.org/10.5194/bg-15-4683-2018>
- Bailey N.T.J. 1967. *The mathematical approach to biology and medicine*. John Wiley and Sons, London etc.
- Bergamaschi P., Karstens U., Manning A.J., Saunio M., Tsuruta A., Berchet A., Vermeulen A.T., Arnold T., Janssens-Maenhout G., Hammer S., Levin I., Schmidt M., Ramonet M., Lopez M., Lavric J., Aalto T., Chen H., Feist D.G., Gerbig C., Haszpra L., Hermansen O., Manca G., Moncrieff J., Meinhardt F., Necki J., Galkowski M., O'Doherty S., Paramonova N., Scheeren H.A., Steinbacher M., Dlugokencky E. 2018. Inverse modelling of European CH_4 emissions during 2006–2012 using different inverse models and reassessed atmospheric observations. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 18: 901-920. <https://doi.org/10.5194/acp-18-901-2018>
- Bloch A. 2003. *Murphy's law*. Perigee, New York.
- Bohn T.J. 2013. The effect of small-scale heterogeneity on the large-scale dynamics of west siberian wetland carbon fluxes. University of Washington. PhD thesis.
- Born M., Dörr H., Levin I. 1990. Methane consumption in aerated soils of the temperate zone. *Tellus*, 42B: 2-8. <https://doi.org/10.3402/tellusb.v42i1.15186>
- Cicerone R.J., Shetter J.D., Delwiche C.C. 1983. Seasonal variation of methane flux from a California rice paddy. *Journal of Geophysical Research*, 88: 11022-11024.
- Claeskens G., Hjort N.L. 2008. *Model selection and model averaging*. Cambridge University Press, Cambridge etc. 312 pp.
- Curry C.L. 2007. Modeling the soil consumption of atmospheric methane at the global scale. *Global Biogeochemical Cycles*, 21: GB4012. <https://doi.org/10.1029/2006GB002818>
- Curry C.L. 2009. The consumption of atmospheric methane by soil in a simulated future climate. *Biogeosciences*, 6(11): 2355-2367. <https://doi.org/10.5194/bg-6-2355-2009>
- Davydov D.K., Dyachkova A.V., Simonenkov D.V., Fofonov A.V., Maksutov S.S. 2021. Application of the automated chamber method for longterm measurements CO_2 and CH_4 fluxes from wetland ecosystems of the West Siberia. *Environmental Dynamics and Global Climate Change*, 12(1): 5-14.
- Del Grosso S.J., Parton W.J., Mosier A.R., Ojima D.S., Potter C.S., Boroken W., Brumme R., Butterbach-Bahl K., Crill P.M., Dobbie K., Smith K.A. 2000. General CH_4 oxidation model and comparisons of CH_4 oxidation in natural and managed systems. *Global Biogeochemical Cycles*, 14(4): 999-1019.
- Dörr H., Katruff L., Levin I. 1993. Soil texture parameterization of the methane uptake in aerated soils. *Chemosphere*, 26: 697-713. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(93\)90454-D](https://doi.org/10.1016/0045-6535(93)90454-D)
- Durinx M., Metz J.A.J., Meszéna G. 2008. Adaptive dynamics for physiologically structured population models. *Journal of Mathematical Biology*, 56(5): 673-742. <https://doi.org/10.1007/s00285-007-0134-2>
- Dutaur L., Verchot L.V. 2007. A global inventory of the soil CH_4 sink. *Global Biogeochemical Cycles*, 21: GB4013. <https://doi.org/10.1029/2006GB002734>
- Ertekin T., Abou-Kassem J.H., King G.R. 2001. *Basic applied reservoir simulation*. Society of Petroleum Engineers, Richardson.
- Exbrayat J.-F., Bloom A.A., Falloon P., Ito A., Smallman T.L., Williams M. 2018. Reliability ensemble averaging of 21st century projections of terrestrial net primary productivity reduces global and regional uncertainties. *Earth System Dynamics*, 9: 153-165. <https://doi.org/10.5194/esd-9-153-2018>

Fan Z., McGuire A.D., Turetsky M.R., Harden J.W., Waddington J.M., Kane E.S. 2013. The response of soil organic carbon of a rich fen peatland in interior Alaska to projected climate change. *Global Change Biology*, 19: 604-620. <https://doi.org/10.1111/gcb.12041>

Filippov I.V., Glagolev M.V., Sabrekov A.F. 2015. An attempt to use an ensemble of simple mathematical models in one problem of microbiological kinetics. In: *Matematicheskoe modelirovanie v ekologii. Materialy Chetvertoi Natsional'noi nauchnoi konferentsii s mezhduнародnym uchastiem*. IFKhIBPP RAN, Pushchino, pp. 187-188. (In Russian). [Филиппов И.В., Глаголев М.В., Сабреков А.Ф. 2015. Попытка использования ансамбля простейших математических моделей в одной задаче микробиологической кинетики // Математическое моделирование в экологии. Материалы Четвертой Национальной научной конференции с международным участием, 18-22 мая 2015 г. Пушино: ИФХиБПП РАН. С. 187-188.]

Fung I., John J., Lerner J., Matthews E., Prather M., Steele L.P., Fraser P.J. 1991. Three-dimensional model synthesis of the global methane cycle. *Journal of Geophysical Research*, 96(D7): 13033-13065. <https://doi.org/10.1029/91JD01247>

Galmarini S., Kioutsioukis I., Solazzo E., Alyuz U., Balzarini A., Bellasio R., Benedictow A.M.K., Bianconi R., Bieser J., Brandt J., Christensen J.H., Colette A., Curci G., Davila Y., Dong X., Flemming J., Francis X., Fraser A., Fu J., Henze D.K., Hogrefe C., Im U., Vivanco M.G., Jiménez-Guerrero P., Jonson J.E., Kitwiroon N., Manders A., Mathur R., Palacios-Peña L., Pirovano G., Pozzoli L., Prank M., Schultz M., Sokhi R.S., Sudo K., Tuccella P., Takemura T., Sekiya T., Unal A. 2018. Two-scale multi-model ensemble: is a hybrid ensemble of opportunity telling us more? *Atmospheric Chemistry and Physics*, 18: 1-18. <https://doi.org/10.5194/acp-18-1-2018>.

Gerald C.F., Wheatley P.O. 1994. *Applied numerical analysis*. ADDISON-WESLEY PUBLISHING, Reading etc. P. 2.

Glagolev M.V. 2006. Mathematical modelling of the methane-oxidation in soil. In: *Transactions of Vinogradsky Institute of Microbiology RAS*. Nauka, Moscow, pp. 315-341. (In Russian). [Глаголев М.В. 2006. Математическое моделирование метанокисления в почве // Труды института микробиологии им. С.Н. Виноградского. М.: Наука. С. 315-341.]

Glagolev M.V. 2008. The emission of methane: ideology and methodology of «standard model» for Western Siberia. *Environmental Dynamics and Global Climate Change*, S1: 176-190. (In Russian). [Глаголев М.В. 2008. Эмиссия метана: идеология и методология «стандартной модели» для Западной Сибири // Динамика окружающей среды и глобальные изменения климата. № S1. С. 176-190] <https://doi.org/10.17816/edgcc11S176-190>

Glagolev M.V. 2010. CH₄ emission from bog soils in Western Siberia: from soil profile to region: dis. cand. biol. sciences. Moscow. 211 pp. (In Russian). [Глаголев М.В. 2010. Эмиссия CH₄ болотными почвами Западной Сибири: от почвенного профиля до региона: дисс. ... канд. биол. наук. Москва. 211 с.]

Glagolev M.V. 2021. Mathematical modeling in soil biokinetics. *Environmental Dynamics and Global Climate Change*, 12(2): 123-144. <https://doi.org/10.17816/edgcc90123> (In Russian).

Glagolev M.V., Filippov I.V. 2011. Inventory of soil methane consumption. *Environmental Dynamics and Global Climate Change*, 2(2): 3-22. <https://doi.org/10.17816/edgcc221> (In Russian).

Glagolev M.V., Filippov I.V., Krivenok L.A., Maksyutov S.S. 2014. CH₄ flux estimation from Russian soils based on a set of simple models. In: *Proceedings of the Fourth International Field Symposium*, (A.A. Titlyanova, M.I. Dergacheva, eds.) Publishing house of Tomsk University, Tomsk, pp. 163-165. (In Russian). [Глаголев М.В., Филиппов И.В., Кривенко Л.А., Максютков Ш.Ш. 2014. Оценка потока CH₄ из почв России набором простейших моделей // Торфяники Западной Сибири и цикл углерода: прошлое и настоящее Материалы Четвёртого Международного полевого симпозиума / Под ред. А.А. Титляновой и М.И. Дергачевой. С. 163-165.]

Glagolev M.V., Kleptsova I.E. 2009. Methane emission in the forest-tundra: towards the “standard model” (Aa2) for West Siberia. *Tomsk State Pedagogical University Bulletin*, 3(81): 77-81. (In Russian). [Глаголев М.В., Клепцова И.Е. 2009. Эмиссия метана в лесотундре: к созданию «стандартной модели» (Aa2) для Западной Сибири // Вестник Томского государственного педагогического университета. № 3(81). С. 77-81.]

Glagolev M.V., Suvorov G.G., Il'yasov D.V., Sabrekov A.F., Terentieva I.E. 2022. What is the maximal possible soil methane uptake? *Environmental Dynamics and Global Climate Change*, 13(3): 123-141. <https://doi.org/10.18822/edgcc133609> (In Russian).

Grant R.F. 1998. Simulation of methanogenesis in the mathematical model Ecosys. *Soil Biology and Biochemistry*, 30: 883-896. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00218-6](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00218-6)

Grant R.F. 1999. Simulation of methanotrophy in the mathematical model Ecosys. *Soil Biology and Biochemistry*, 31: 287-297. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(98\)00119-9](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(98)00119-9)

Grant R.F., Roulet N.T. 2002. Methane efflux from boreal wetlands: Theory and testing of the ecosystem model Ecosys with chamber and tower flux measurements. *Global Biogeochemical Cycles*, 16(4): 1054. <https://doi.org/10.1029/2001GB001702>.

Hagedorn R., Doblas-Reyes F.J., Palmer T.N. 2005. The rationale behind the success of multi-model ensembles in seasonal forecasting – I. Basic concept. *Tellus*, 57A: 219-233. <https://doi.org/10.3402/tellusa.v57i3.14657>

Hein R., Crutzen P.J., Heimann M. 1997. An inverse modeling approach to investigate the global atmospheric methane cycle. *Global Biogeochemical Cycles*, 11(1): 43-76.

Ito A., Inatomi M. 2012. Use of a process-based model for assessing the methane budgets of global terrestrial ecosystems and evaluation of uncertainty. *Biogeosciences*, 9: 759-773. <https://doi.org/10.5194/bg-9-759-2012>

Jeffers J.N.R. 1978. *An introduction to systems analysis: with ecological applications*. Edward Arnold, London.

Karol I.L., Kiselev A.A. 2013. *Climate paradoxes. Ice age or scorching heat?* AST-PRESS KNIGA, Moscow, 288 pp. (In Russian). [Кароль И.Л., Киселев А.А. 2013. Парадоксы климата. Ледниковый период или обжигающий зной? М.: АСТ-ПРЕСС КНИГА. 288 с.]

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. <https://doi.org/10.1029/GB004i001p00021>

Khvorostyanov D.V., Krinner G., Ciais P., Heimann M., Zimov S.A. 2008. Vulnerability of permafrost carbon to global warming. Part I: Model description and role of heat generated by organic matter decomposition. *Tellus Series B: Chemical and Physical Meteorology*, 60(B2): 250-264. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0889.2007.00333.x>

King G.M., Schnell S. 1994. Ammonium and nitrite inhibition of methane oxidation by *Methylobacter albus* BG8 and *Methylosinus trichosporium* OB3b at low methane concentrations. *Applied and Environmental Microbiology*, 60: 3508-3513. <https://doi.org/10.1128/aem.60.10.3508-3513.1994>

- Kinney C.A., Mosier A.R., Ferrer I., Furlong E.T., Mandernack K.W. 2004a. Effects of the fungicides mancozeb and chlorothalonil on fluxes of CO₂, N₂O, and CH₄ in a fertilized Colorado grassland soil. *Journal of Geophysical Research*, 109: D05303. <https://doi.org/10.1029/2003JD003655>
- Kinney C.A., Mosier A.R., Ferrer I., Furlong E.T., Mandernack K.W. 2004b. Effects of the herbicides prosulfuron and metolachlor on fluxes of CO₂, N₂O, and CH₄ in a fertilized Colorado grassland soil. *Journal of Geophysical Research*, 109: D05304. <https://doi.org/10.1029/2003JD003656>
- Klemedtsson Å.K., Klemedtsson L. 1997. Methane uptake in Swedish forest soil in relation to liming and extra N-deposition. *Biology and Fertility of Soils*, 25: 296-301. <https://doi.org/10.1007/s003740050318>
- Kokhanovskiy V.P., Leshkevich T.G., Matyash T.P., Fatkhi T.B. 2007. *Fundamentals of the philosophy of science*. Feniks, Rostov-on-Don, 608 pp. (In Russian). [Кохановский В.П., Лешкевич Т.Г., Матяш Т.П., Фатхи Т.Б. 2007. Основы философии науки. Ростов н/Д.: Феникс. 608 с.]
- Kravchenko I.K. 2002. Methane oxidation in boreal peat soils treated with various nitrogen compounds. *Plant and Soil*, 242: 157-162. <https://doi.org/10.1023/A:1019614613381>
- Kumaraswamy S., Rath A.K., Satpathy S.N., Ramakrishnan B., Adhya T.K., Sethunathan N. 1998. Influence of the insecticide carbofuran on the production and oxidation of methane in a flooded rice soil. *Biology and Fertility of Soils*, 26: 362-366. <https://doi.org/10.1007/s003740050389>
- Lapko V.A. 2002. Nonparametric collectives of resolving rules. Nauka, Novosibirsk, 168 pp. (In Russian). [Лапко В.А. 2002. Непараметрические коллективы решающих правил. Новосибирск: Наука. 168 с.]
- Leffelaar P.A. (ed.) 1993. *On systems analysis and simulation of ecological processes: with examples in CSMP and Fortran*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht etc.
- Le Mer J., Roger P. 2001. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. *European Journal of Soil Biology*, 37: 25-50. [https://doi.org/10.1016/S1164-5563\(01\)01067-6](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(01)01067-6)
- Li C. 2000. Modeling trace gas emissions from agricultural ecosystems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 58: 259-276. <https://doi.org/10.1023/A:1009859006242>
- Li C., Aber J., Stange F., Butterbach-Bahl K., Papen H. 2000. A process-oriented model of N₂O and NO emissions from forest soils: 1. Model development. *Journal of Geophysical Research*, 105(D4): 4369-4384. <https://doi.org/10.1029/1999JD900949>
- Mavrina L.A. 1966. The oxidation of hydrocarbons by microorganisms. In: *The Biology of the Autotrophic Microorganisms*, (E.N. Kondratjeva, M.M. Telitchenko, eds). Publishing house of the Moscow University, Moscow, pp. 192-202. (In Russian). [Маврина Л.А. 1966. Окисление углеводородов микроорганизмами // Биология автотрофных микроорганизмов / Под ред. Е.Н. Кондратьевой и М.М. Телитченко. М.: Изд-во МГУ. С. 192-202]
- Mezentsev V.S., Karnatsevich I.V. 1969. *Humidity of the West Siberian Plain*. Gidrometeoizdat, Leningrad. (In Russian). [Мезенцев В.С., Карнацевич И.В. 1969. Увлажненность Западно-Сибирской равнины. Л.: Гидрометеоздат.]
- Millington R.J., Shearer R.C. 1971. Diffusion in aggregated porous media. *Soil Science*, 111(6): 372-378. [https://doi.org/10.1016/0169-7722\(93\)90040-Y](https://doi.org/10.1016/0169-7722(93)90040-Y)
- Moldrup P., Chamindu Deepagoda T.K.K., Hamamoto S., Komatsu T., Kawamoto K., Rolston D.E., de Jonge L.W. 2013. Structure-dependent water-induced linear reduction model for predicting gas diffusivity and tortuosity in repacked and intact soil. *Vadose Zone Journal*, 12(3): 1-11. <https://doi.org/10.2136/vzj2013.01.0026>
- Morel X., Decharme B., Delire C., Krinner G., Lund M., Hansen B.U., Mastepanov M. 2019. A new process-based soil methane scheme for land surface modeling: Evaluation over arctic field sites with the ISBA land surface model. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 11: 293-326. <https://doi.org/10.1029/2018MS001329>
- Murguia-Flores F., Arndt S., Ganesan A.L., Murray-Tortarolo G.N., Hornibrook E.R.C. 2018. Soil methanotrophy model (MeMo v1.0): a process-based model to quantify global uptake of atmospheric methane by soil. *Geoscientific Model Development*, 11: 2009-2032. <https://doi.org/10.5194/gmd-11-2009-2018>
- Oh Y., Zhuang Q., Liu L., Welp L.R., Lau M.C.Y., Onstott T.C., Medvigy D., Bruhwiler L., Dlugokencky E.J., Hugelius G., D'Imperio L., Elberling B. 2020. Reduced net methane emissions due to microbial methane oxidation in a warmer Arctic. *Nature Climate Change*, 10: 317-321. doi: <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0734-z>
- Pochon J., de Barjac H. 1958. *Traité de Microbiologie des Soils*. Dunod, Paris.
- Potter C.S., Davidson E.A., Verchot L.V. 1996. Estimation of global biogeochemical controls and seasonality in soil methane consumption. *Chemosphere*, 32: 2219-2246. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(96\)00119-1](https://doi.org/10.1016/0045-6535(96)00119-1)
- Potter C.S., Randerson J.T., Field C.B., Matson P.A., Vitousek P.M., Mooney H.A., Klooster S.A. 1993. Terrestrial ecosystem production: a process model based on global satellite and surface data. *Global Biogeochemical Cycles*, 7: 811-841. <https://doi.org/10.1029/93GB02725>
- Poulter B., Bousquet P., Canadell J.G., Ciais P., Peregon A., Saunois M., Arora V.K., Beerling D.J., Brovkin V., Jones C.D., Joos F., Gedney N., Ito A., Kleinen T., Koven C.D., McDonald K., Melton J.R., Peng C., Peng S., Prigent C., Schroeder R., Riley W.J., Saito M., Spahni R., Tian H., Taylor L., Viovy N., Wilton D., Wiltshire A., Xu X., Zhang B., Zhang Z., Zhu Q. 2017. Global wetland contribution to 2000–2012 atmospheric methane growth rate dynamics. *Environmental Research Letters*, 12: 094013. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa8391>
- Ridgwell A.J., Marshall S.J., Gregson K. 1999. Consumption of atmospheric methane by soils: A process-based model. *Global Biogeochemical Cycles*, 13(1): 59-70. <https://doi.org/10.1029/1998GB900004>
- Riley W.J., Subin Z.M., Lawrence D.M., Swenson S.C., Torn M.S., Meng L., Mahowald N.M., Hess P. 2011. Barriers to predicting changes in global terrestrial methane fluxes: analyses using CLM4Me, a methane biogeochemistry model integrated in CESM. *Biogeosciences*, 8: 1925-1953. <https://doi.org/10.5194/bg-8-1925-2011>
- Sabrekov A.F., Filippov I.V., Dyukarev E.A., Zarov E.A., Kaverin A.A., Glagolev M.V., Terentieva 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., Alekseychik P.K., Smolentsev B.A., Terentieva I.E., Krivenok L.A., Maksyutov S.S. 2016. A process-based model of methane consumption by upland soils. *Environmental Research Letters*, 11: 075001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/7/075001>

- 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. <https://doi.org/10.1134/S1064229315080062>
- 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.
- Saggar S., Hedley C.B., Giltrap D.L., Lambie S.M. 2007. Measured and modelled estimates of nitrous oxide emission and methane consumption from a sheepgrazed pasture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 122: 357-365. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.02.006>
- Segers R. 1998. Methane production and methane consumption: a review of processes underlying wetland methane fluxes. *Biogeochemistry*, 41: 23-51. <https://doi.org/10.1023/a:1005929032764>
- Shein E.V. 2005. *Soil Physics Course*. Publishing house of Moscow State University, Moscow, 432 pp. (In Russian). [Шейн Е.В. 2005. Курс физики почв. М.: Изд-во МГУ. 432 с.]
- Spahni R., Wania R., Neef L., van Weele M., Pison I., Bousquet P., Frankenberg C., Foster P.N., Joos F., Prentice I. C., van Velthoven P. 2011. Constraining global methane emissions and uptake by ecosystems. *Biogeosciences*, 8: 1643-1665. <https://doi.org/10.5194/bg-8-1643-2011>
- Striegl R.G. 1993. Diffusional limits to the consumption of atmospheric methane by soils. *Chemosphere*, 26: 715-720.
- Suhoveeva O.E., Karelin D.V. 2022. Estimation of carbon fluxes in agrolandscapes of Central Chernozem zone by simulation modelling. *Environmental Dynamics and Global Climate Change*, 13(3): 156-170.
- Terent'eva I.E., Sabrekov A.F., Glagolev M.V., Lapshina E.D., Smolentsev B.A., Maksyutov Sh.Sh. 2017. A new map of wetlands in the southern taiga of the West Siberia for assessing the emission of methane and carbon dioxide. *Water Resources*, 44(2): 297-307. doi: 10.1134/S0097807817020154
- Tian H., Xu X., Liu M., Ren W., Zhang C., Chen G., Lu C. 2010. Spatial and temporal patterns of CH₄ and N₂O fluxes in terrestrial ecosystems of North America during 1979-2008: application of a global biogeochemistry model. *Biogeosciences*, 7(9): 2673-2694. <https://doi.org/10.5194/bg-7-2673-2010>
- Titlyanova A.A. 2011. *The first school of mathematical biology in 1973*. IFKhIBPP RAN, Pushchino. 32 pp. (In Russian). [Титлянова А.А. 2011. Первая школа по математической биологии в 1973 г. Пушино: ИФХиБПП РАН. 32 с.]
- Van Huissteden J., van den Bos R., Alvarez I.M. 2006. Modelling the effect of water-table management on CO₂ and CH₄ fluxes from peat soils. *Netherlands Journal of Geosciences*, 85(1), 3-18. <https://doi.org/10.1017/S0016774600021399>
- Walter B.P., Heimann M. 2000. A process-based, climate-sensitive model to derive methane emissions from natural wetlands: Application to five wetland sites, sensitivity to model parameters, and climate. *Global Biogeochemical Cycles*, 14(3): 745-765. <https://doi.org/10.1029/1999GB001204>
- 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(25): 3731-3734. <https://doi.org/10.1029/96GL03577>
- Watts J.D., Kimball J.S., Parmentier F.J.W., Sachs T., Rinne J., Zona D., Oechel W., Tagesson T., Jackowicz-Korczyński M., Aurela M. 2014. A satellite data driven biophysical modeling approach for estimating northern peatland and tundra CO₂ and CH₄ fluxes. *Biogeosciences*, 11: 1961-1980. <https://doi.org/10.5194/bg-11-1961-2014>
- Xu X., Elias D.A., Graham D.E., Phelps T.J., Carrol S.L., Wullschlegel S.D., Thornton P.E. 2015. A microbial functional group based module for simulating methane production and consumption: application to an incubation permafrost soil. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 120: 1315-1333. <https://doi.org/10.1002/2015JG002935>
- Xu X., Yuan F., Hanson P.J., Wullschlegel S.D., Thornton P.E., Riley W.J., Song X., Graham D.E., Song C., Tian H. 2016. Reviews and syntheses: Four decades of modeling methane cycling in terrestrial ecosystems. *Biogeosciences*, 13: 3735-3755. <https://doi.org/10.5194/bg-13-3735-2016>
- Yu L., Huang Y., Zhang W., Li T., Sun W. 2017. Methane uptake in global forest and grassland soils from 1981 to 2010. *Science of the Total Environment*, 607-608: 1163-1172. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.082>
- Zelenev V.V. 1996. *Assessment of the Average Annual Methane Flux from the Soils of Russia. WP-96-51*. International Institute for Applied Systems Analysis: Laxenburg, Austria.
- Zhang Y., Li C., Tretin C.C., Li H., Sun G. 2002. An integrated model of soil, hydrology, and vegetation for carbon dynamics in wetland ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles*, 16(4): 1061. <https://doi.org/10.1029/2001GB001838>
- Zhuang Q., Chen M., Xu K., Tang J., Saikawa E., Lu Y., Melillo J. M., Prinn R.G., McGuire A.D. 2013. Response of global soil consumption of atmospheric methane to changes in atmospheric climate and nitrogen deposition. *Global Biogeochemical Cycles*, 27: 650-663. <https://doi.org/10.1002/gbc.20057>
- Zhuang Q., Melillo J.M., Kicklighter D.W., Prinn R.G., McGuire A.D., Steudler P.A., Felzer B.S., Hu S. 2004. Methane fluxes between terrestrial ecosystems and the atmosphere at northern high latitudes during the past century: A retrospective analysis with a process-based biogeochemistry model. *Global Biogeochemical Cycles*, 18: GB3010. <https://doi.org/10.1029/2004GB002239>
- Zhu Q., Liu J., Peng C., Chen H., Fang X., Jiang H., Yang G., Zhu D., Wang W., Zhou X. 2014. Modelling methane emissions from natural wetlands by development and application of the TRIPLEX-GHG model. *Geoscientific Model Development*, 7: 981-999. <https://doi.org/10.5194/gmd-7-981-2014>
- Zobler L. 1986. *A world soil file for global climate modeling. NASA TM-87802*. National Aeronautics and Space Administration, Washington, D.C. Данные доступны по URL: <http://data.giss.nasa.gov/landuse/soilunit.html> (дата обращения: 19.05.2011).

Поступила в редакцию: 19.08.2023
Переработанный вариант: 02.11.2023