

УДК 556.02.637

DOI: 10.17072/2410-8553-2021-1-6-34

Федоров Юрий Александрович

Южный федеральный университет
344006, г. Ростов-на-Дону, ул. Большая Садовая, 105/42
e-mail: fedorov@sfedu.ru, fed29@mail.ru
ORCID: 0000-0001-7411-3030

Сухоруков Виктор Владимирович

Институт наук о Земле
ФГАОУ ВО «Южный федеральный университет»
344065, г. Ростов-на-Дону, ул. Зорге, 40
e-mail: suhorukov@sfedu.ru
ORCID: 0000-0001-6827-7725

Трубник Роман Геннадьевич

Институт наук о Земле
ФГАОУ ВО «Южный федеральный университет»
344065, г. Ростов-на-Дону, ул. Зорге, 40
e-mail: truroman@sfedu.ru
ORCID: 0000-0002-5529-2907

Yuri A. Fedorov

South Federal University
105/42, Bolshaya Sadovaya, Rostov-on-Don,
344006, Russia

Viktor V. Sukhorukov

Institute of Earth Sciences of the Southern
Federal University
40, Zorge st. Rostov-on-Don, 344090, Russia

Roman G. Trubnik

Institute of Earth Sciences of the Southern
Federal University
40, Zorge st. Rostov-on-Don, 344090, Russia

АНАЛИТИЧЕСКИЙ ОБЗОР: ЭМИССИЯ И ПОГЛОЩЕНИЕ ПАРНИКОВЫХ ГАЗОВ ПОЧВАМИ. ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ

Аннотация: Почвы являются источником и поглотителем парниковых газов (ПГ), таких как углекислый газ (CO_2), метан (CH_4) и закись азота (N_2O). Поскольку объемы концентрации и потоков могут быть большими, необходимы точные количественные оценки для получения данных по глобальным потокам ПГ, необходимых для прогнозирования глобальных изменений и исследований климата. В данном обзоре показана роль почв как одного из важных источников и регуляторов содержания CH_4 , CO_2 , N_2O в тропосфере, а также описаны основные методы мониторинга парниковых газов. Проанализировано влияние природных и антропогенных факторов на эмиссию и поглощение CH_4 , CO_2 , N_2O почвенным покровом. Представлены оригинальные диаграммы, демонстрирующие глобальные потоки CH_4 , CO_2 , N_2O различными экосистемами, включая педосферу. Выполнена оценка эмиссии метана и распределения его содержания в основных типах почв Ростовской области. Рассмотрены механизмы генерации CH_4 , CO_2 , N_2O в почвах и их возможное влияние на карбонатно-кальциевое равновесие, которое играет большую роль в регулировании биогеохимических процессов в педосфере. Анализ и обобщение данных исследований по различным типам почв позволяет пролить свет не только на их вклад в глобальную эмиссию метана, но и подойти к пониманию важных с точки зрения агрохимии процессов и параметров, таких как, собственно, карбонатно-кальциевое равновесие и окислительно-восстановительный потенциал в современных почвах. Инвентаризация источников и оценка межрезервуарного массопереноса газа в системе «педосфера – атмосфера» позволяет приступить к разработке стратегии по снижению эмиссии парниковых газов, способствующей сдерживанию темпов глобального изменения климата.

Ключевые слова: Парниковые газы, диоксид углерода, метан, закись азота, потоки, эмиссия, почвы.

REVIEW: EMISSION AND ABSORPTION OF GREENHOUSE GASES BY SOILS. ECOLOGICAL PROBLEMS

Abstract: Soils are a source and sink of greenhouse gases (GHG) such as carbon dioxide (CO_2), methane (CH_4) and nitrous oxide (N_2O). Since the volumes of concentration and flux can be large, accurate quantitative estimates are needed to obtain the data on global GHG fluxes required for forecasting global changes and climate studies. This review shows the role of soils as one of the important sources and regulators of the content of CH_4 , CO_2 , N_2O in the troposphere, and also presents the main methods for monitoring greenhouse gases. The influence of natural and anthropogenic factors on the emission and absorption of CH_4 , CO_2 , N_2O by the soil cover has been analyzed. Original diagrams are presented showing the global fluxes of CH_4 , CO_2 , N_2O by various ecosystems, including the pedosphere. The estimation of methane emission and distribution of its content in the main types of soils of the Rostov region is carried out. The mechanisms of CH_4 , CO_2 , N_2O generation in soils and their possible influence on the calcium-carbonate balance, which plays an important role in the regulation of biogeochemical processes in the pedosphere, are considered. The performed analysis and generalization of research data on various types of soils makes it possible to shed light not only on their

contribution to the global methane emission, but also to approach the understanding of processes and parameters that are important from the point of view of agrochemistry, such as, in fact, carbonate-calcium equilibrium and redox potential in modern soils. An inventory of sources and an assessment of the inter-reservoir gas mass transfer in the pedosphere - atmosphere system allows one to start developing a strategy to reduce greenhouse gas emissions that will help curb the rate of global climate change.

Key words: Greenhouse gases, carbon dioxide, methane, nitrous oxide, fluxes, emissions, soils.

Введение

Глобальное изменение климата на протяжении последних десятилетий является центральной темой многих научных исследований. Согласно современным представлениям, увеличение концентрации парниковых газов в атмосфере, обусловленное в том числе антропогенной деятельностью, приводит к усилению парникового эффекта, вследствие чего постепенно повышается ее средняя глобальная температура. Климат Земли никогда не был постоянным. Даже при отсутствии антропогенного воздействия он заметно менялся. Наличие в атмосфере Земли парниковых газов естественного происхождения таких как H_2O , CO_2 , CH_4 , N_2O и O_3 обеспечивало существование парникового эффекта в доиндустриальный период [9]. Под парниковым эффектом понимается поглощение атмосферой теплового излучения поверхности земли и переизлучение части этого поглощения обратно к земной поверхности, препятствуя тем самым потере потока этого излучения в мировое пространство. С увеличением содержания парниковых газов в атмосфере количество поглощенной ими тепловой радиации и, следовательно, переизлучаемой в направлении земной поверхности увеличивается, что в свою очередь, приводит к повышению температуры воздуха у поверхности земли [9, 12]. Повышение температуры приземного слоя атмосферы – наиболее заметное из всех изменений климатических переменных, далеко не единственное. К прочим изменениям относятся повышение температурных амплитуд (рост континентальности климата); изменение количества осадков (уровень выпадения осадков возрастает в среднем по планете, однако снижается в сухих регионах), а также увеличение неравномерности их выпадения; общее сокращение площади горных и поверхностных ледников, а также таяние вечной мерзлоты; повышение уровня мирового океана; увеличение частоты и интенсивности гидрометеорологических стихийных бедствий [18].

По мнению ряда авторов [3, 7, 33], большая часть атмосферного метана и других парниковых газов имеет биогенное бактериальное происхождение, поэтому его эмиссия в атмосферу полностью контролируется потоками с земной поверхности. На сегодняшний день педосфера является одним из наименее исследованных источников эмиссии биогенного метана и других парниковых газов в атмосферу. Как в зарубежной, так и в отечественной научной литературе имеет место фрагментарный характер данных, оценивающих эмиссию и потребление парниковых газов различными типами почв и отсутствует единая методика измерений потоков парниковых газов, что негативно отражается на качестве сопоставления данных, полученных экспериментальным путем. Между тем на современном этапе развития цивилизации крайне

важно надлежащим образом изучить почвы как возможный источник парниковых газов, с точки зрения вклада педосферы в процесс глобального потепления климата. Эмиссию парниковых газов почвами необходимо изучить и для подсчета глобальных бюджетов, поскольку 35% CO_2 , 47% CH_4 , 53% N_2O и 21% оксида азота (NO) соответствующие глобальными годовым выделениям относятся к дегазации почвы [50].

Роль почв в круговороте метана и других «greenhouse gases» не ограничивается только лишь их образованием вследствие минерализации органического вещества в анаэробных микроразнообразиях почв и его эмиссией в атмосферу. Она также включает в себя сток парниковых газов из атмосферы, окисление метана метанокисляющими бактериями (метанотрофами), которые обитают в основном в автоморфных образованиях [5, 10]. Между тем, механизмы образования метана в различных типах почв и их роль в эмиссии в тропосферу Земли на глобальном и региональном уровнях, особенно таких, как черноземы и почвы рисовых полей, изучены недостаточно детально. Эти почвы весьма распространены на юге России: в Ростовской области и Краснодарском крае [5].

Следует подчеркнуть, что одним из важнейших свойств почв, определяющих течение многих элементарных процессов, является карбонатная система почвенных растворов, которая влияет на формирование и развитие определенного типа почв и их агрохимические свойства, включая состояние и подвижность тяжелых металлов и целого спектра природных и антропогенных веществ [19]. Карбонатно-кальциевое равновесие (ККР) в почвах является одним из важных физико-химических параметров почвенного покрова, на который способно оказывать влияние как образование и деструкция парниковых газов *in situ*, так и их обмен с тропосферой [9, 12]. Отметим, что газовый состав является отражением физико-химической обстановки, существующей в различных типах почв. Если процессы обмена кислородом, диоксидом углерода и азотом между этими экосистемами исследованы более или менее хорошо, то межрезервуарный обмен метана изучен крайне слабо.

Исходя из изложенного выше, учитывая необходимость объединения знаний и сведений о масштабах образования и эмиссии парниковых газов почвами, была выполнена подготовка аналитического обзора и обобщение исследований о роли почвенного покрова в эмиссии и поглощении парниковых газов (CH_4 , CO_2 , и N_2O).

Основные парниковые газы атмосферного и почвенного воздуха. К парниковым газам (ПГ) относятся такие химические соединения атмосферы естественного и антропогенного происхождения, которые поглощают и излучают радиацию в том же инфра-

красном диапазоне, что и поверхность земли, атмосфера и облака. Двуокись углерода (CO_2), метан (CH_4) и закись азота (N_2O) относят к главным «антропогенным» парниковым газами, повышение концентрации в атмосфере которых, по мнению ряда ученых, является одной из основных причин глобального изменения климата [9, 44]. В настоящее время вклад диоксида углерода в усиление парникового эффекта составляет около 80 %, метана – 18–19 %, оставшиеся 1–2 % приходится на закись азота, некоторые другие газы и озон [42]. Парниковый эффект от разных газов можно суммировать, сопоставив их воздействие с влиянием CO_2 . Для метана переводной коэффициент равен 21, для закиси азота – 310, а для некоторых фторсодержащих газов – даже несколько тысяч [42].

Парниковые газы сохраняются в атмосфере довольно длительное время, период их жизни исчисляется многими десятилетиями. Однажды попав в атмосферу, парниковый газ может оставаться в ней очень длительное время, способствуя тем самым, дальнейшему изменению климата. Время жизни газов в атмосфере определяется рядом факторов, таких как скорость их усвоения океаном, растительным покровом, почвой, химическим взаимодействием с другими газовыми составляющими атмосферы или диссоциацией под действием солнечного излучения [15]. Аномальное увеличение концентрации парниковых газов в атмосфере, наблюдаемое в последние десятилетия, происходит за счет превышения эмиссии над стоком этих газов и вызвано ростом антропогенных, т.е. связанных с хозяйственной деятельностью человека эмиссию парниковых газов. Важно отметить, что изменения структуры почвы могут влиять на показатели эмиссии и стока углерода и азота, поскольку при очень неравномерном распределении (3–4 порядков величины для C) около 1500 миллиардов тонн общего углерода и 136 (92–140) миллионов тонн общего азота хранятся в самом верхнем метре глобального слоя почвы, что представляет собой крупнейшие запасы углерода и азота [30, 57].

Диоксид углерода является одним из главных парниковых газов. Он составляет наибольшую долю эмиссии всех парниковых газов. Почва является важным природным резервуаром и основным источником потоков CO_2 в наземных экосистемах. В почве содержится примерно в два раза больше углерода, чем в атмосфере. Ученые [42] полагают, что около 90% атмосферного CO_2 имеет почвенное происхождение. Эмиссия CO_2 из почвы определяется дыханием почвенных микроорганизмов и корней растений, при этом деятельность гетеротрофных микроорганизмов, минерализующих почвенное органическое вещество, составляет приблизительно 70% эмиссии CO_2 почвы. Общий поток CO_2 из почвы включает в себя несколько составляющих: микробное разложение корневых выделений и остатков корней, корневое дыхание растений, микробное разложение гумусовых веществ, дополнительное микробное разложение гумуса за счет повышенной активности микроорганизмов в ризосфере.

Эмиссия CO_2 может являться индикатором интенсивности разложения органических веществ почвы и

позволяет охарактеризовать одну из важнейших сторон биологического круговорота углерода. Интенсификация потоков CO_2 из почвы приводит к глобальному дисбалансу CO_2 в атмосфере [42]. Время распада CO_2 в атмосфере определяется скоростью обмена с поверхностью океана и примерно оценивается в 10 лет, но с учетом скорости перемешивания океанических вод и поглощения диоксида углерода осадочными породами, реальное время стабилизации его концентрационных изменений может достигать многих десятков и даже сотен лет [2]. До начала индустриализации (1750) средняя глобальная концентрация двуокиси углерода в атмосфере составляла примерно 280 ± 10 ppm, и к 2005 году составила около 380 ppm [56]. При этом годовой темп роста концентрации CO_2 за период с 1995 по 2005 год составил 1,9 ppm/год. Если учесть, что по разным оценкам, сжигание топлива приводит к ежегодному поступлению в атмосферу 5–7 млрд/т углекислого газа, концентрация CO_2 в 2100 году, предположительно, будет находиться в пределах от 540 до 970 ppm [56]. В докладе [49] IPCC отмечается беспрецедентный по скорости рост концентрации углекислого газа в атмосфере за последние 250 лет. После 1750 г. концентрация CO_2 выросла на 35% и в 2014 году превысила отметку в 400 ppm [56].

Почвенный воздух существенно отличается по составу и количественному соотношению от компонентов атмосферного воздуха (рис. 1 / fig. 1). Почвенный воздух обеспечивает растения CO_2 при условии его постоянного обмена с атмосферным. За сутки обновляется 10–15 % состава почвенного воздуха [23].

Содержание диоксида углерода в почвенном воздухе в сотни раз больше, чем в атмосферном, кислорода – на 10–20 % ниже. В пахотных почвах концентрация CO_2 составляет только 1–2 %. При внесении свежих органических удобрений содержание углекислого газа повышается до 2, а иногда до 9–12 %. Эмиссия диоксида углерода в атмосферу зависит от типа почвы, содержания органического вещества, влажности и имеет свои закономерности: в годовом цикле динамики O_2 и CO_2 в почвенном воздухе максимальное содержание O_2 и минимальное CO_2 приходится на летний период, а осенью и зимой почвенно-грунтовая толща освобождается от ранее накопленного углекислого газа [23]. Диоксид углерода является основным регулятором карбонатного равновесия в биосфере [23]. Поступление диоксида углерода в атмосферу с сельскохозяйственных угодий планеты составляет около 20 % от его доли, образующейся при сжигании ископаемого топлива. Наибольшая эмиссия углекислого газа характерна для влажных тропических лесов, при этом значительная часть углекислого газа в большей степени обусловлена корневыми выделениями, меньшая – содержанием органического вещества [4, 14].

Метан является вторым после углекислого газа наиболее активным парниковым газом Земли [42, 51]. Это легкий газ, который быстро попадает с земной поверхности на границу тропосферы и стратосферы и на высоте 15–20 км под действием солнечных лучей разлагается на водород и углерод. Последний соединяется с кислородом и образует углекислый газ,

что приводит к разрушению молекул озона в верхних слоях атмосферы [9, 15]. Вклад CH_4 в общий

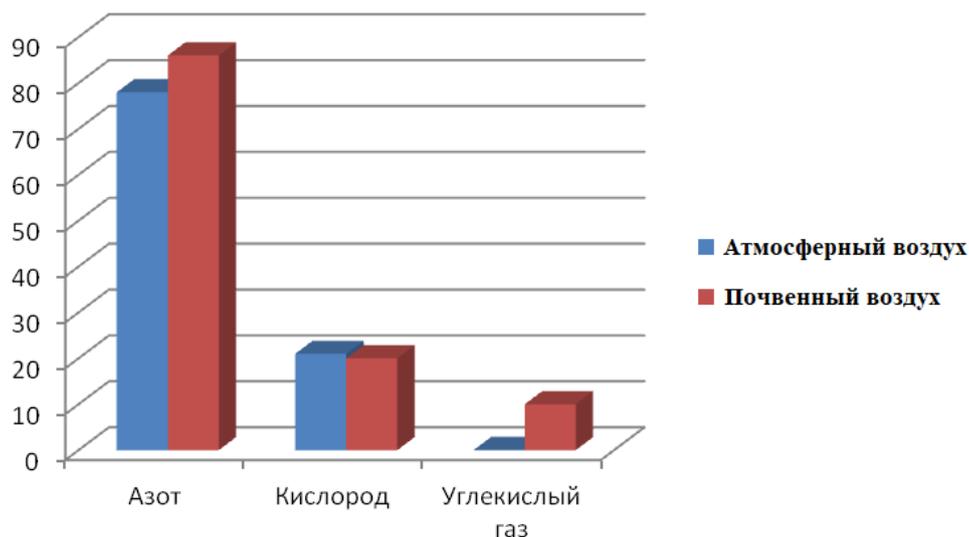


Рис. 1. Основные компоненты атмосферного и почвенного воздуха, (%) (построен по данным [23])

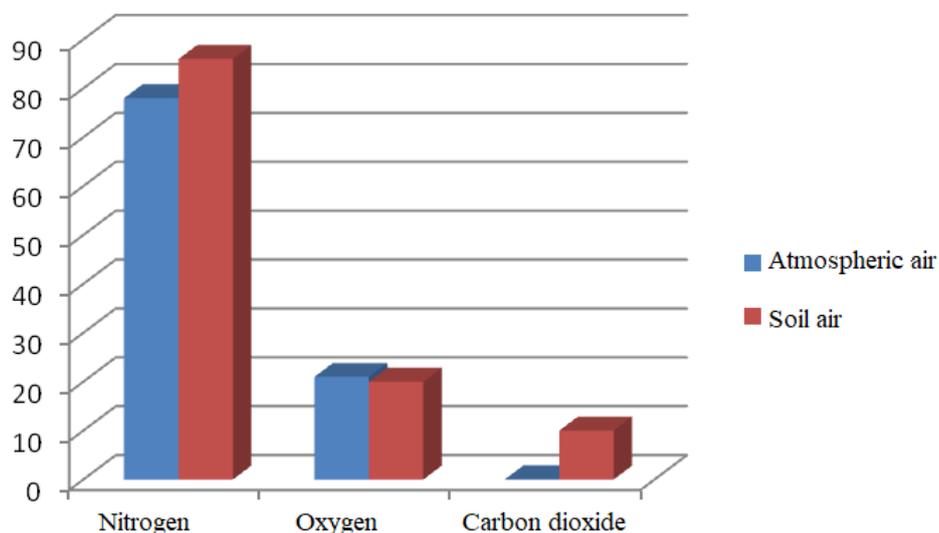


Fig. 1 Main components of atmospheric and soil air, (%) (constructed according to data from [23])

парниковый эффект оценивается в 18-19% [24, 35], однако, темпы увеличения концентрации CH_4 в атмосфере примерно в 2-4 раза выше, чем у CO_2 [42]. В тоже время способность CH_4 к экранированию теплового излучения в 20-40 раз выше, чем аналогичная характеристика у CO_2 [10, 11, 12]. Судя по анализу пузырьков воздуха, запечатанных во льдах Антарктиды, содержание метана за последние 400 тысяч лет демонстрировало колебания, практически совпадающие с колебаниями содержания углекислого газа (CO_2) и изменениями температуры, хотя механизмы образования этих газов, так же как механизмы изъятия их из атмосферы, совершенно разные. Метан образуется прежде всего в результате деятельности бактерий-метаногенов, в ходе реакций, необходимых им для получения энергии. Метаногены, представители древней группы археобактерий, почти всегда участвуют в разложении органического вещества,

если оно происходит в анаэробных условиях (то есть в отсутствие кислорода). Поэтому основные места образования метана — это болота, мусорные свалки, рисовые поля, кишечник жвачных животных и кишечник термитов [9, 15, 33]. Кроме того, метан высачивается на дне океана через трещины земной коры, выделяется в немалом количестве при горных разработках и при горении лесов. Основной механизм изъятия метана из атмосферы — окисление его в верхних слоях атмосферы гидроксильным радикалом OH , который образуется под действием солнечного света из озона и паров воды. В свободном состоянии гидроксильный радикал пребывает очень недолго — около секунды, поскольку вступает в реакцию с другими веществами [9, 15, 33].

Закись азота в настоящее время является третьим по значимости долгоживущим парниковым газом. Его воздействие на климат, интегрированное за 100

лет, в 310 раз превышает воздействие равного объема эмиссии углекислого газа [49]. Основными источниками N_2O служат разнообразные процессы микробной трансформации азота в почвах - денитрификация, автотрофная и гетеротрофная нитрификация, диссимиляционное восстановление нитратов в аммоний, хемоденитрификация и некоторые другие [19]. N_2O образуется в процессах нитрификации и денитрификации в ходе микробного разложения сложных органических соединений $NO_3 \rightarrow NO_2 \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$. N_2O поступает в атмосферу, тем самым, усиливая парниковый эффект, или же используется дальше микроорганизмами, превращаясь в молекулярный азот и тем самым оказывая меньшее воздействие на атмосферу. Следовательно, при одних условиях процесс выделения закиси азота усиливается, а при других — ослабляется. Максимальное увеличение потока N_2O происходит в процессе изменения климатических условий (оттаивания почвы зимой и увлажнения летом). Резкое увеличение выделения закиси азота после выпадения дождя во время летней засухи, обусловленное неполной (незавершенной) денитрификацией, может продолжаться от нескольких часов до нескольких суток [19].

Помимо образования N_2O постоянно протекает ее поглощение – восстановление до N_2 . В отличие от разнообразия источников N_2O , пути ее биологического поглощения весьма ограничены, поскольку она не может быть ассимилирована растениями, грибами и почвенными животными [20]. Содержание азота в почвенном воздухе выше, чем в атмосферном, что также объясняется внесением органических удобрений (рис.1 / fig. 1).

Материалы и методы исследования парниковых газов (CO_2 , CH_4 и N_2O) в системе почва - приземный воздух. Рассмотрим наиболее известные методы определения выделения газов из почв и проанализируем их сильные и слабые стороны. В целом эмиссия парниковых газов из почв измеряется непосредственно в полевых и в лабораторных условиях (камерная техника и микрометеорологические методы), с помощью космических и бортовых измерений, а также рассчитываются с использованием эмпирических и ориентированных на процесс моделей. Учитывая актуальность и достоверность данных о почвенном дыхании, метод камер является наиболее предпочтительным, поскольку его результаты позволяют получить более предметную фактическую информацию.

Метод камер. Мониторинг эмиссий CO_2 , CH_4 и N_2O проводят, зачастую, с помощью известного метода камер (экспозиционных камер) [37, 42] (рис. 2а / fig. 2а). Принцип камерного метода очень прост. На поверхность почвы устанавливается герметичная камера, нижнее основание которой отсутствует. Открытой частью камера устанавливается в почву, и выделяющиеся из нее газы поступают в камеру, накапливаясь в свободном пространстве. По кривой изменения концентрации данного газа в камере можно рассчитать величину потока. Этот метод является наиболее распространенным методом количественной оценки прямых эмиссий парниковых газов из почв в полевых условиях и позволяет исследователям

самостоятельно регулировать местоположение камер и время экспозиции. Первые измерения эмиссии CO_2 из почв проводились в лабораториях 19-го века [5], в рамках изучения плодородия почв. Полевые измерения с использованием камер ловушек были введены в практику исследований в начале 20-го века [5]. В настоящее время изменение состава газовой смеси выполняют с помощью газового хроматографа (CO_2 , N_2O , CH_4), ИК-спектрометрии (CO_2 , CO , CH_4), хемилюминесценции (NO_x), Спектроскопия с понижением по кольцу резонатора (CO_2 , CO , CH_4 , N_2O , H_2S) или фотоакустического анализа (CO_2 , CO , CH_4 , NO и N_2O).

Камерные системы можно разделить на закрытые и открытые, при этом закрытые камеры подразделяются на закрытые статические и закрытые динамические [44]. Закрытые динамические камеры могут также упоминаться как нестационарные проточные камеры. До сих пор нет стандартизированной камерной системы, которая может способствовать прямому сравнению наборов данных разных исследовательских групп. Обратим внимание, что все камерные системы рекомендуется оснащать вспомогательными датчиками для регистрации основных параметров, влияющих на эмиссию почвы. Датчики температуры, давления и относительной влажности устанавливают внутри и снаружи камеры, чтобы регистрировать условия окружающей среды и регистрировать различия внутри камеры. Датчик фотосинтетически-активного излучения должен быть дополнительно установлен вне камеры [44]. Все камеры должны быть установлены на основании (из стали или ПВХ) для предотвращения утечки газовой смеси из камеры в атмосферу. Чтобы свести к минимуму влияние основания на структуру почвы и корни растений, оно должно, если это возможно, врезаться на глубину нескольких сантиметров [42]. Так как основание влияет на профиль почвы, оно также влияет на измерения потока и должно быть установлено как минимум за 24 часа до первого измерения [27]. Некоторые камеры могут работать лучше без основания, но только не для измерений, проводимых на лесных почвах [32]. Для измерения фотосинтетически-активного излучения необходимо использовать прозрачные камеры [38]. Непрозрачный материал также защищает от повышения температуры внутри камеры, что может привести к изменениям давления и повлиять на эмиссию в почву. Быстрое изменение (несколько минут) между прозрачным и непрозрачным режимом возможно в некоторых камерных системах [33].

Если содержание газа на разных глубинах почвы представляет интерес, можно оценить вертикальное распределение парниковых газов. Образцы, взятые с помощью шприцов с разной глубины почвенного профиля, могут быть проанализированы в лаборатории методом газовой хроматографии. Газовые датчики также могут быть установлены непосредственно на определенной глубине почвы для автоматических и непрерывных измерений [34]. В работе [8] для определения содержания метана в почвенном профиле закладывались шурфы, в стенках которых с различных горизонтов почв устройством – мерником отбирали 3 мл почв и вносили в стандартный стек-

лянный флакон полной вместимостью 42 мл, запол-

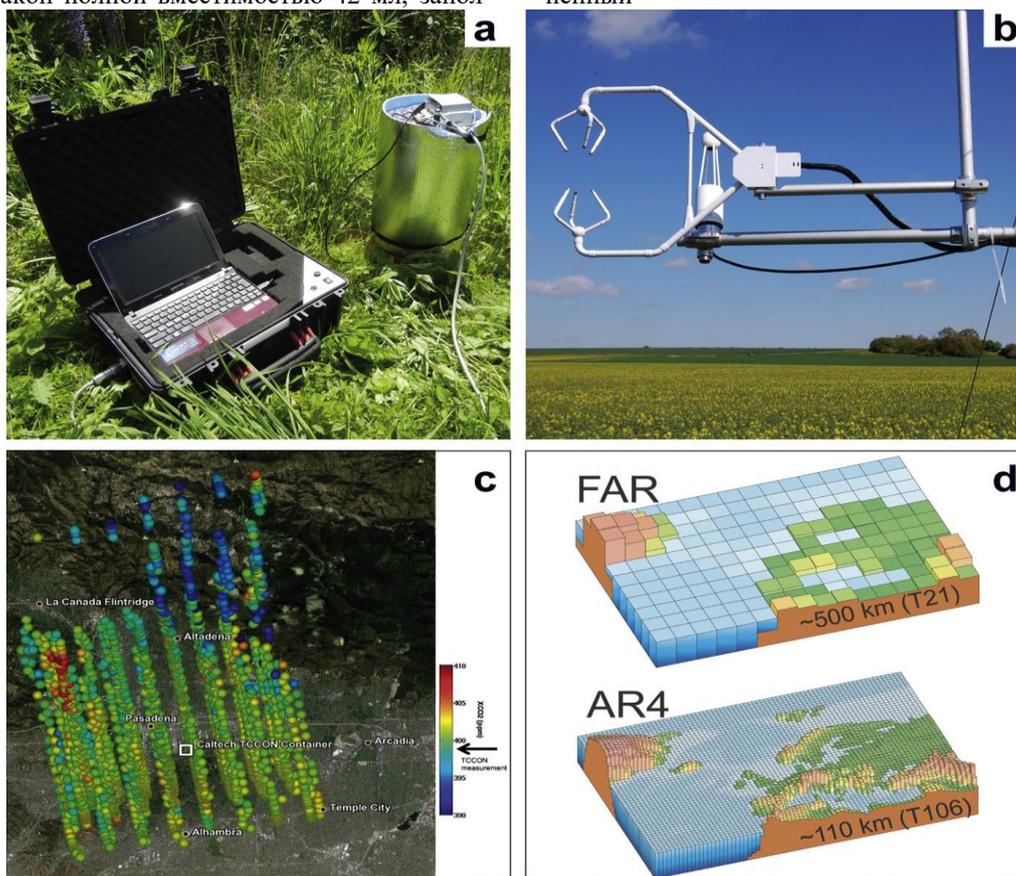


Рис. 2. Методы исследования парниковых газов: а) закрытая камерная система; (b) вихревая ковариация; (c) дистанционное зондирование; (d) моделирование [54, 59, 62]
Fig. 2. Greenhouse gas research methods: a) closed chamber system; (b) vortex covariance; (c) remote sensing; (d) modeling [54, 59, 62]

до риски дистиллированной водой с консервантом (фиксированный воздушный объем 5 мл). После герметизации пробу энергично встряхивали, доводя отобранные почвы до гомогенного состояния, во избежание процессов образования и окисления метана внутри них. Параллельно отбирали такой же объем почв для определения их влажного веса и последующего пересчета содержания метана в мкг/г почвы. Определение эмиссии метана с поверхности почвенного покрова в работе [8] заключалось в непосредственном измерении его потоков камерным методом с помощью накопительных камер – ловушек. Камеры изготовили из пластиковых цилиндрических сосудов внутренним диаметром 160 мм. Горлышко завинчивали пластиковой крышкой с вырезанным отверстием для отбора пробы. В крышку для герметизации предварительно вставляли плотную и эластичную резиновую прокладку. На боковую поверхность емкости нанесена кольцевая метка, соответствующая накопительной емкости камеры в 300 см³. Перед измерением камеру устанавливали на поверхность почвы, погружая ее в почву (с помощью ножа) до заданной метки, при этом крышку камеры оставляли открытой на 20-30 минут для удаления метана, который «выдавливается» из почвы при врезании камеры. Затем, отверстие камеры закрывали крышкой, через которую шприцем через 24 часа отбирали пробы воздуха объ-

емом 2 мл. Отобранные пробы газа вводили в стандартные стеклянные флаконы для парового анализа, заполненные водой с консервантом. Поток метана рассчитывали по скорости изменения концентрации метана в камере:

$$F = M \cdot 10000 / S \cdot T, \quad (1)$$

где F – величина потока (мг/м² час); M – масса метана в объеме воздуха ловушки (мг); S – площадь входного отверстия ловушки (см²); T – длительность экспонирования ловушки (час); 10000 – коэффициент для пересчета в м².

В качестве консерванта использовали насыщенный раствор сулемы (HgCl₂). Хранение и транспортировку флаконов с пробами осуществляется в соответствии с методикой [33], затем было выполнено газохроматографическое определение метана в лаборатории Гидрохимического института методом фазово-равновесной дегазации на хроматографе «Цвет-100» с пламенно-ионизационным детектором и устройством для парового анализа с пневматическим способом дозирования. Нижний предел обнаружения метана в почвах составляет 0.01 мкг/г влажной почвы, суммарная погрешность – 5-10%. Влажность, плотность и вес почв определяли с помощью анализатора влажности MA 30 (Sartorius), оснащенного взвешивающей системой с ценой деления 1 мг и погрешностью измерения 0.05.

Проблемы слишком большого пространства и неоднородными концентрациями газа внутри камеры могут быть решены путем уменьшения высоты камеры [62] и более низких пределов обнаружения газов датчиками [43]. Для репрезентативного охвата измерений площадок камерные системы возможно легко и быстро перемещать для измерения множества заранее определенных станций наблюдений. Камерные системы также могут быть использованы для анализа изотопных соотношений С и О в сочетании с квантовым каскадным спектрометром. Такие методы могут применяться для количественного определения окисления CH_4 , поскольку CH_4 -окисляющие бактерии используют ^{12}C метана. Сведения по радиоуглероду (^{14}C) испускаемого CO_2 служат для определения возраста источника углерода [42].

Метод космического зондирования. Дистанционное зондирование со спутников может представлять информацию об эмиссии парниковых газов двумя различными способами. Один из подходов заключается в оценке тропосферных концентраций CO_2 и CH_4 у поверхности, основанных на измерении интенсивности отраженных солнечных лучей в небольших диапазонах длин волн в видимой и коротковолновой частях спектра IR. Более ранние наблюдения Земли Европейского космического агентства (ЕКА), такие как ERS-1 и ENVISAT, осуществляли с помощью сканирующих спектрометров с низким разрешением и сканирующей визуализации для атмосферной картографии с точностью 1–2%. Одновременно Японское агентство аэрокосмических исследований (JAXA) эксплуатировало систему GOSAT с тепловым и ближним инфракрасным датчиком для наблюдений за углеродом (TANSO), который работает до настоящего времени. Все предыдущие инструменты ограничены в их применимости для оценки потоков парниковых газов. CarbonSat является программой по измерению парниковых газов на спутнике ESA Earth Explorer 8 (EE8), который будет запущен в конце этого десятилетия. В отличие от предыдущих миссий, он предназначен для картирования естественных и антропогенных источников и стоков парниковых газов с высоким пространственным разрешением и пространственным охватом с целью локализации сильных источников эмиссии. Отображение пространственного распределения и изменений типов растительного покрова, которые представляют собой источники или поглотители CO_2 и CH_4 , является альтернативой прямым оценкам концентраций парниковых газов по средствам дистанционного зондирования (рис. 2с / fig. 2с) [54, 62].

Метод моделирования эмиссии парниковых газов почвами. Поскольку измерения дают только точечные данные, моделирование эмиссии парниковых газов из почв позволяет производить расчеты на более глобальном уровне. Помимо эмпирических моделей для обработки полученных полевых данных используются модели, основанные на процессах, которые включают общие физические и химические процессы. Такие подходы могут охватывать как локальные, так и глобальные масштабы (рис. 2д / fig. 2д). Широко используемой ориентированной на процессы имитационной моделью является модель декомпенсации-

декомпозиции (DNDC), состоящая из четырех суб-моделей. Она может моделировать ежедневное разложение, нитрификацию, улетучивание аммиака, выработку CO_2 (почвенное микробное и корневое дыхание), поглощение N растениями и рост растений. Эта модель часто используется за рубежом для расчета эмиссии парниковых газов из почв, особенно в сельском хозяйстве [35].

Микрометеорологический метод. Метод вихревых ковариаций использует вертикальные турбулентные перемещения газов для анализа тепло- и газообмена между поверхностью почвы и атмосферой [54]. Для этого метода необходимы трехмерный ультразвуковой анемометр и газоанализатор, прикрепленный к башне или мачте высотой не менее 2 м [59] (рис. 2б / fig. 2б). Наиболее часто анализируемыми газами являются CO_2 , CH_4 и N_2O [58,9], но также можно определять такие вещества, как карбонилсульфиды [59] или летучие органические соединения. Измерения могут проводиться непрерывно и включать участки площадью до нескольких квадратных километров. Вихревая ковариация объединяет растения и деревья и, таким образом, полностью захватывает почву, биосферу и атмосферу, чтобы определить потоки парниковых газов. Метод не работает должным образом, если происходит очень низкое приземное турбулентное перемешивание. Это приводит к недооценке потоков [62]. Это также применимо, если система установлена в лесу [62]. Рекомендуется проводить измерения на выровненной поверхности, выше или в пределах растительности с низкой плотностью.

Подводя итог, отметим, что камерный метод, несмотря на некоторые недостатки, является наиболее объективным и предпочтительным методом исследования парниковых газов. Приведенные методы существенно различаются между собой по сути проведения измерения, между тем их совместное применение может способствовать получению более точных данных, сводя к минимуму недостатки каждого из методов.

Содержание парниковых газов в педосфере и их потоки на региональном и глобальном уровнях. Согласно [40] глобальная поверхность суши 149 939 063 км² покрыта на 31,5% пастбищами (луга, включая почвы, поросшие кустарниками, травянистой растительностью, около 47 470 500 км²), второе место занимают 27,7% лесные почвы (включая лесные угодья – около 40 794 000 км²), 15,2% бесплодные земли (включая засушливые районы – около 22 713 000 км²), 12,6% пахотные земли (с однолетними и многолетними культурами – около 18 828 000 км²), 9,7% снега и ледники, 2,7% водоемов, водноболотных угодий и мангровых лесов (около 4035 км²) и 0,6% искусственных поверхностей (включая городскую среду). На рис. 3 / fig. 3 представлена картосхема проведения исследований парниковых газов с указанием детализации типов земного покрова, которая предполагает определенный уклон относительно репрезентативного географического охвата скомпилированных данных. Наибольшее количество исследований проведено в европейских странах, а также США и Китае. В то время как в Южной Америке, России, Центральной и Северной Африке,

Юго-восточной Азии они проводились реже и были менее масштабными. Картограмма была дополнена исследованиями, которые были проведены под руко-

водством проф. Федоровым Ю.А. с соавторами на водно-болотных угодьях Псковской области и степных почвах Ростовской области [8, 47].

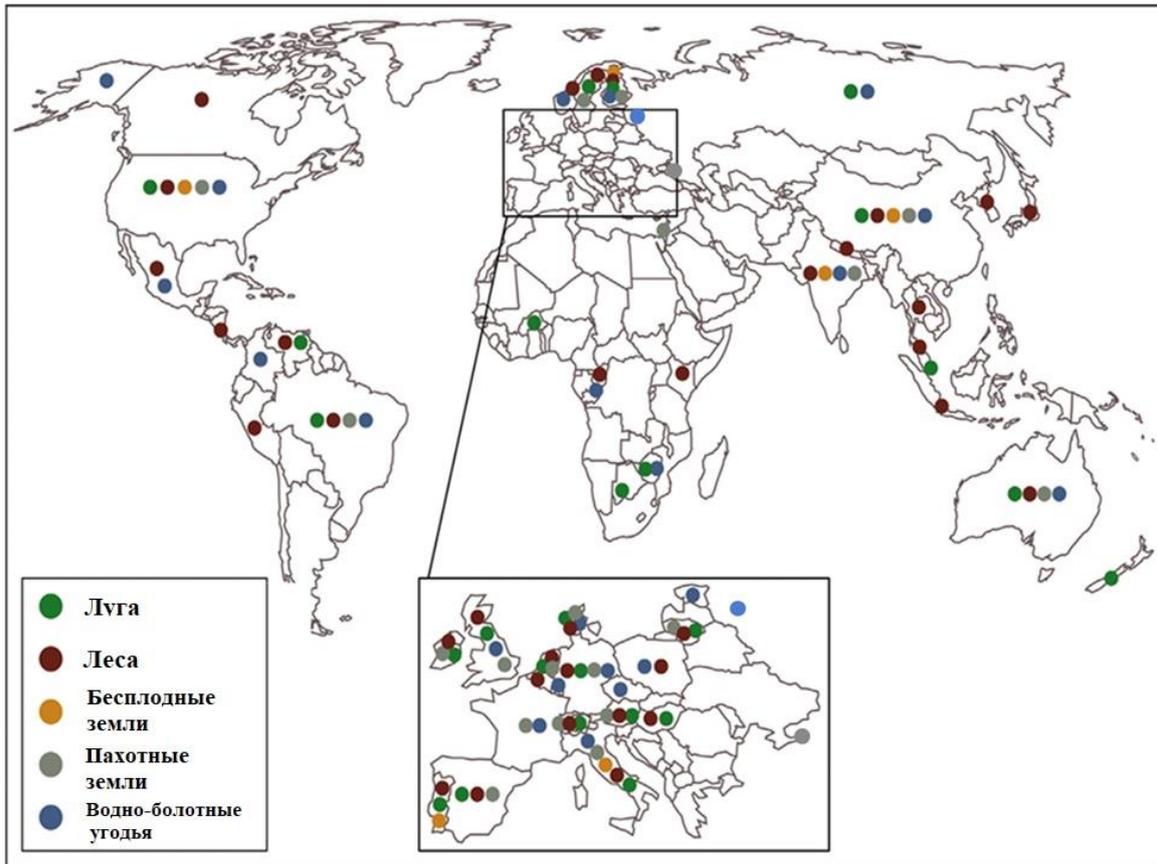


Рис. 3. Картограмма мест проведения исследований с указанием типов земного покрова (построено по данным [8, 46, 47, 49]).

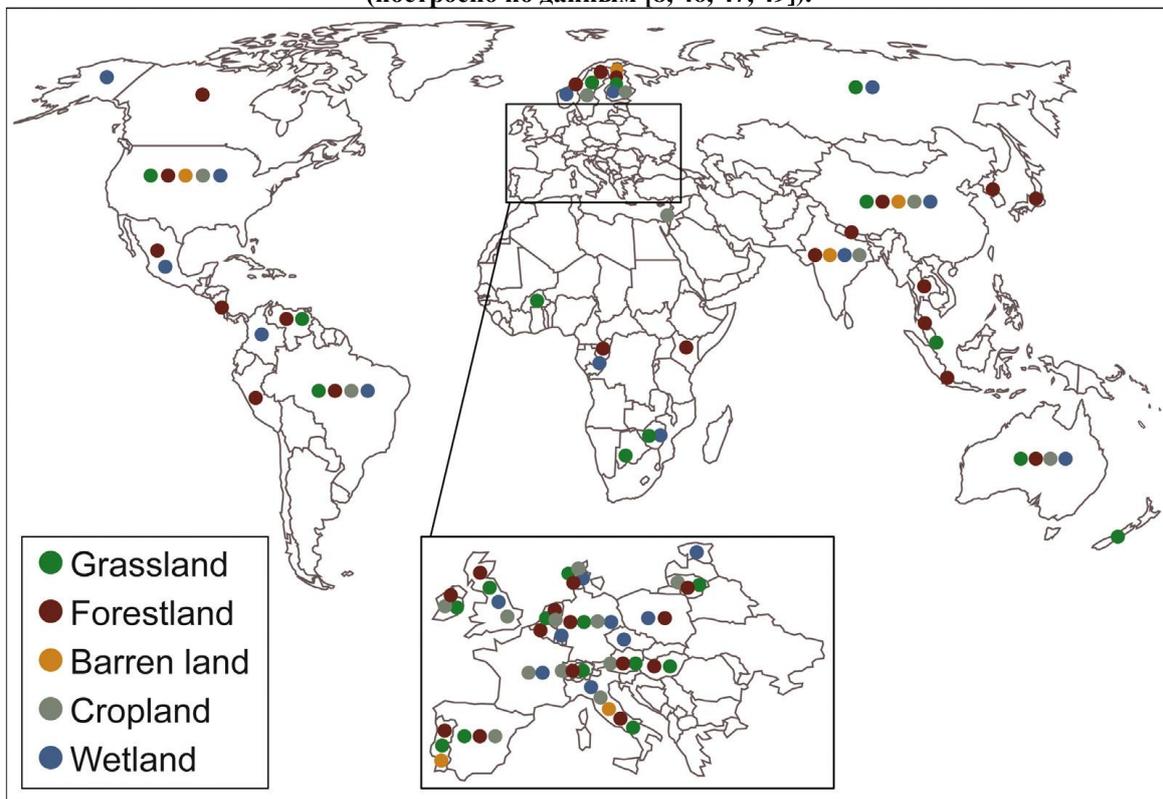


Fig. 3. Schematic map of the research sites, indicating the types of land cover (built according to the data [8, 46, 47, 49])

Пастбища. Постоянные пастбища покрывают около 31,5% от общей площади земель мира и около 70% от общего объема сельскохозяйственных угодий [36]. Этот высокий процент пастбищ и вышеупомянутые средние эмиссии парниковых газов подчеркивают потенциал пастбищ и пастбищных угодий в смягчении последствий глобального потепления. Уровни эмиссии CO_2 от многолетних пастбищ и почв тундр были оценены в 1,54–1,61 и 0,48–0,57 моль $\text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$ соответственно [61]. В условиях полузасушливого умеренного климата (пастбища во Внутренней части Монголии) показали самая высокая эмиссия CO_2 в течение лета ($3,09 \pm 0,23$ моль $\text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$), а самые низкие показатели в течение заснеженного зимнего периода зафиксированы в торфяных почвах и в песчаных и глинистых почвах. Влияние выпаса скота на пастбище показало, что тип выпаса скота влияет на эмиссию N_2O в почве. На пастбищах, где паслись овцы, выделения N_2O меньше, чем на пастбищах крупного рогатого скота, а наименьшие эмиссии были зафиксированы на пастбищах без выпаса скота (1,63–2,44, 4,07–4,89 и 0,41–0,82 моль $\text{N}_2\text{O} \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$ [61]).

По мнению [73] создание пастбищ на осушенных органических почвах увеличивает эмиссию парниковых газов. Коэффициенты эмиссии от этого типа землепользования в Финляндии составляют 7,98 моль $\text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ с}^{-1}$ и 1,52 моль $\text{N}_2\text{O} \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$. Использование площадей для создания управляемых пастбищных угодий (удобренных и заготовленных сенокосных полей) в юго-восточной части штата Огайо (США) с выделением 3,18–5,30 моль $\text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$, 1,35–1,60 моль $\text{CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$ и 0,63 моль $\text{N}_2\text{O} \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$. Также были определены аналогичные значения для дыхания почвы на поле озимой ржи (измерения проводились после посева между рядами растений при высоте растения 5 см) на месте бывшего лигнита в Лусатии, Германия, с $4,41 \pm 1,15$ моль $\text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$ [77]. Учитывая широкий диапазон результатов, которые частично охватывают несколько порядков величины, и явное отсутствие данных по средиземноморской и субтропической зонам, представляется преждевременным делать какие-либо глобальные выводы.

Лесные почвы с одной стороны, известны как поглотители парниковых газов [14, 29], с другой как источники эмиссии [29]. Лесные почвы умеренного пояса поглощают в среднем $-3,42 \pm 0,44$ моль $\text{CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$, причем почвы лиственного леса демонстрируют более высокие показатели поглощения CH_4 , чем почвы хвойного леса. Отметим, что нетронутые лесные почвы, демонстрируют более высокие показатели поглощения CH_4 , чем нарушенные лесные почвы [44, 50]. Исследования показали, что по сравнению с другими типами растительного покрова лесные почвы умеренного пояса показали самые высокие показатели поглощения CH_4 до $-12,50$ моль $\text{CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$, среднее поглощение CH_4 почвами тропических лесов оценивается $-2,75 \pm 0,42$ моль $\text{CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$ [26, 46]. Почвы тропических лесов, относительно других лесных почв, являются лидером по эмиссии диоксида углеро-

да в атмосферу [22]. (рис 4 / fig. 4), затем идут черноземы степной зоны и бурые лесные почвы широколиственных лесов. Отметим, что для сухих почв, как правило, характерен сток CH_4 из атмосферы. Эмиссия из сухих почв CH_4 может являться показателем его подтока из микросипов в таком количестве, что он не успевает окисляться метанотрофами при прохождении через почвы. По этой причине, микросипы, как правило, наблюдаются над осадочными бассейнами в сухом климате, где глубоко в недрах земли в результате термического преобразования древнего органического вещества образовались подземные нефтяные и газовые залежи [30].

Эмиссию углекислого газа изучали на территории национального парка Кат Тьен (CatTien), расположенного на юге Вьетнама [21]. В почвах различных древостоев долинного муссонного высокоствольного тропического леса (национальный парк Кат Тьен, южный Вьетнам) потенциальная скорость минерализации органического вещества максимальна в слое 0–2 см, где, в зависимости от типа почвы, она составляла от 6,9 до 21,6 мг С / кг почвы / сутки. Вниз по профилю почвы потенциальная скорость минерализации, как правило, довольно резко снижалась и на глубине 40–50 см редко превышала 3,0 мг С / кг почвы / сутки. Годовые потоки углекислого газа из почв различных древостоев муссонного тропического леса в условиях южного Вьетнама зависят от типа почв и растительности составляет от 900 до 2000 г С/м² /год [21]. В полевых условиях в конце влажного сезона был определен вклад дыхания корней, расположенных в верхнем слое почвы (0–20 см), в общий поток углекислого газа из почвы. Этот вклад составил около 35% и 24% на бурой ферралитной и аллювиальной почвах, соответственно [46].

Эмиссия N_2O лесными почвами была исследована в работе [38]. Оказалось, что средняя скорость эмиссии N_2O из почв тропических лесов ($1,23 \pm 2,09$ моль $\text{N}_2\text{O} \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$) была, по крайней мере, в 2–3 раза выше, чем у почв умеренного пояса ($0,41 \pm 0,15$ моль $\text{N}_2\text{O} \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$). Эти результаты были основаны на 22 исследованиях, проведенных в тропических лесах и 15 в лесах умеренного пояса. Среднегодовой поток эмиссии N_2O из бореальных лесных почв был небольшим $-0,10 \pm 0,08$ моль $\text{N}_2\text{O} \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$. Эмиссия парниковых газов лесными почвами может быть результатом увеличения усвоения углерода растениями. Значения почвенной эмиссии CO_2 на примере лесных почв умеренного пояса участка Хегевальд являются самыми высокими в годы с низкой среднегодовой температурой почвы и высокой эмиссии N_2O [57]. Достаточно высокие эмиссии NO ($2,44$ – $4,34$ моль $\text{NO} \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$) и N_2O ($0,08$ – $1,22$ моль $\text{N}_2\text{O} \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$) были обнаружены для лесной почвы леса Хегевальд [57]. Эти высокие потоки связаны с повышенным осаждением азота в лесу Хегевальд, лежащим в диапазоне 25 – 30 кг $\text{N} \text{ га}^{-1} \text{ год}^{-1}$ в течение более трех десятилетий [57]. Аналогичные результаты были получены для потоков NO на участке почвы пихтового леса в Нидерландах, также полу-

чающих высокие концентрации азота из атмосферы, тогда как участки с низким поступлением азота из атмосферы ($<10 \text{ kg N га}^{-1} \text{ год}^{-1}$) показали значительно более низкие средние значения N_2O . Таким образом, результаты исследований показывают, что наблюдается тесная корреляция между содержанием атмосферного N и его эмиссией почвами. Потоки N тесно коррелируют с NO и не имеют существенной корреляции с таковыми N_2O . Тем не менее, была обнаружена сильная отрицательная корреляция между эмис-

сией N_2O и отношением C / N. Результаты, полученные на участке Хегльвальд, показывают, что случайные эмиссии от замерзания-оттаивания преобладают в ежегодных потоках N_2O в определенные годы [57]. В годы с самыми высокими годовыми потоками N_2O , составляющими приблизительно $1,22 \text{ моль N}_2\text{O м}^{-2}\text{ч}^{-1}$, т. е. в 1996 и 2006 годах, эмиссия в периоды замерзания-оттаивания составляет 88% в 1996 году и 87% в 2006 году к общему годовому объему эмиссии [57].

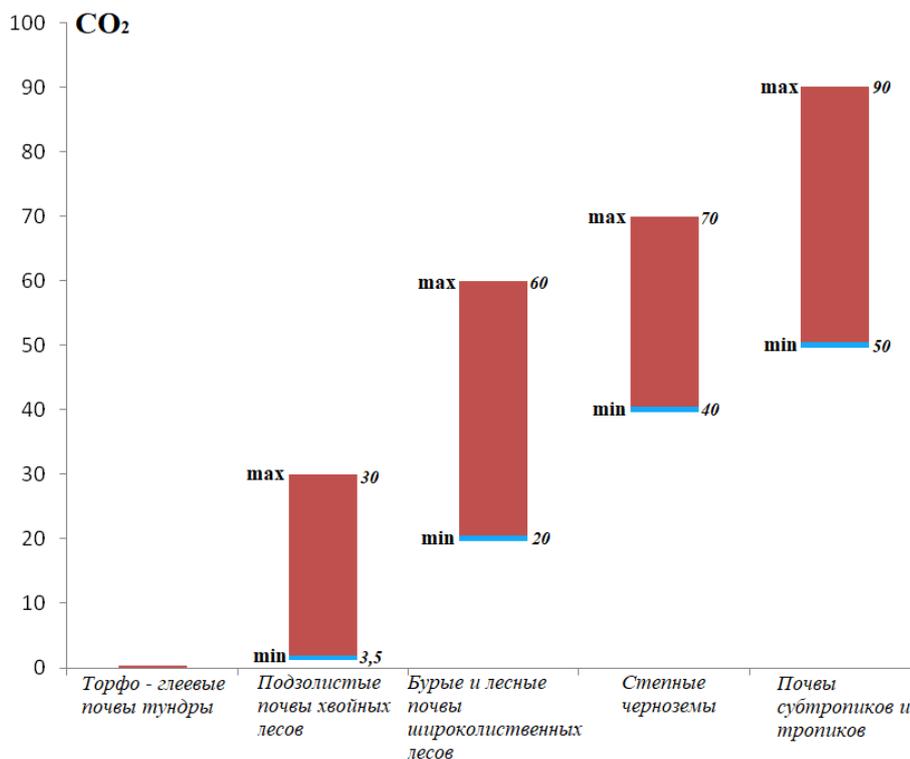


Рис. 4. Интенсивность дыхания различных типов почв, т/год (построено по данным [23])

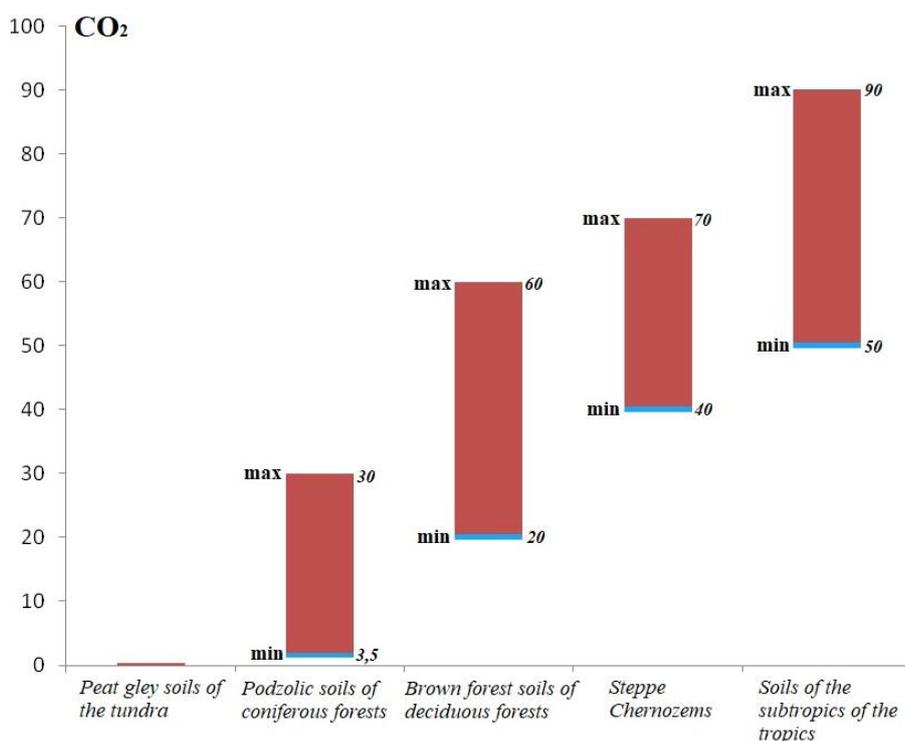


Fig. 4. Respiration rate of different types of soils, t / year (based on data from [23])

Бесплодные почвы. К «бесплодным» отнесем почвы всех климатических зон, включая почвы тундр, пустынь и полупустынь. Глобальный вклад эмиссии CO_2 из тундровых и аридных экосистем составляет около 10% [61]. По данным [80] скорость дыхания почвы в засушливых районах континентального климата колебалась между $-0,24$ и $1,82$ моль $\text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ с}^{-1}$. На пустынных почвах территории Монголии, покрытых кустарниками, в условиях полусушливого континентального климата уровни эмиссии CO_2 были ниже и составляли примерно $0,26 \pm 0,04$ и $0,58 \pm 0,07$ моль $\text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ с}^{-1}$ [80]. На северо-западе Китая скорость дыхания почвы составляла от $0,57$ до $0,86$ моль $\text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ с}^{-1}$ в местах с естественной растительностью и $1,08$ моль $\text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ с}^{-1}$ на участках с азональной растительностью [79]. В пустынных экосистемах во Внутренней части Монголии и на территории северного Китая средний уровень поглощения CH_4 в течение двух лет составлял 3 моль $\text{CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ ч}^{-1}$ [78]. Показатели дыхания почвы на участках с различным почвенным покровом на засушливых территориях Ботсваны колебались между $0,035$ – $0,14$ моль $\text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ с}^{-1}$. Более высокая скорость дыхания почвы была зафиксирована в засушливой зоне в Индии: $1,60 \pm 0,36$ зимой и $9,89 \pm 0,78$ моль $\text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ с}^{-1}$ летом [36]. Как мы видим, приведенные данные указывают на то, что так называемые бесплодные почвы вносят весьма скромный вклад глобальные потоки парниковых газов.

Пахотные почвы. Особый интерес вызывают носительские объемы эмиссии метана почвами степной зоны, поскольку они занимают на юге России доминирующее положение. Согласно данным [8] содержание метана в почвах степной зоны Ростовской области изменялось в пределах от $<0,01$ до $15,1$ мкг $\text{CH}_4/\text{г}$ влажной массы (в.м.) (рис.5 / fig. 5).

Максимальные концентрации метана установлены в аллювиальных лугово-черноземных почвах, для которых характерна высокая влажность. Минимальные концентрации метана зафиксированы в темно-каштановых и каштановых почвах, а также в солончаках. В задернованных почвах, по сравнению с распашанными, установлен более высокий уровень содержания метана. Распределение метана по почвенному профилю (рис. 6 / fig. 6), как правило, характеризовалось снижением его концентраций до значений ниже предела обнаружения от поверхности к нижним горизонтам, что обусловлено, главным образом, уменьшением количества и лабильности органических веществ, содержащихся в почвах.

Величины эмиссии метана почвами в атмосферу изменялись в пределах от $<0,1$ до $1,5$ мг $\text{CH}_4/\text{м}^2 \text{ сут.}$, что существенно ниже интенсивности его эмиссии почвами болот и заболоченных участков и сопоставимо с минимальными потоками от сухих почв тундры [6-8, 11, 40]. Максимальная скорость эмиссии ($1,5$ мг/ $\text{м}^2 \text{ сут.}$) зафиксирована в задернованных черноземах. Минимальные величины характерны для распашанных черноземных почв. Суммарная эмиссия метана исследованными почвами степной зоны Ростовской области составляет ~ 16 т в сутки или 3360 тонн в

год (или $4,8$ млн. м^3). Эта величина составляет всего 1% от общей эмиссии метана (458 млн. $\text{м}^3/\text{год}$) природными и антропогенными источниками Ростовской области. Наибольший вклад в суммарный поток метана вносят черноземы (66.8%), на луговые и аллювиальные почвы, каштановые почвы, солонцы и солончаки приходится 16.8, 11.7 и 4.7% соответственно (рис. 7 / fig. 7).

В работах [8, 33] предложена формула расчета эмиссии метана в атмосферу водными и наземными экосистемами. Она позволяет достаточно точно рассчитать эмиссию метана в атмосферу почвами. Эта формула применима для различных природных сред, и она аппроксимирует зависимость между концентрацией метана в поверхностном слое почвы и его потоком в атмосферу. В целом отмечается тесная связь ($r=0.69$, $P<0.01$) между количеством метана в горизонте почв 0-2 см и его потоками в атмосферу.

$$\lg F_{\text{CH}_4} = 0.8763 \times \lg C_{\text{CH}_4} + 3.7384 \quad [8]$$

где $\lg F_{\text{CH}_4}$ – логарифм потока метана из почвы в атмосферу, нл/ $\text{м}^2 \text{ сутки}$; $\lg C_{\text{CH}_4}$ – логарифм концентрации метана в почве, нл/ дм^3 .

С большой долей вероятности вклад прочих, не исследованных авторами почв (песчаные почвы, почвы балок, обнажения плотных и рыхлых пород), занимающих 6.6% площади области, незначителен. Вклад почв степной зоны Ростовской области в суммарный поток метана, в сравнении с данными Н.М. Бажина [3] для территории бывшего СССР, составляет в среднем 0.8% [30]. Однако следует отметить, что это – ориентировочная величина, и для более точных оценок суточной и годовой эмиссии метана почвенным покровом Ростовской области необходимо значительно большее количество точек наблюдений и проведение сезонных измерений.

Водно-болотные угодья, безусловно, вносят большой вклад в эмиссию метана. Водно-болотные угодья (занимающие всего 2,7% земного покрова) демонстрируют самые высокие средние уровни эмиссии, что значительно выше, чем все остальные типы почвенного покрова [7, 8]. Меньшая обводненность ландшафтов способствует большей аэрации их поверхности, увеличению мощности метанотрофного барьера в поверхностном слое болотных почв, и как следствие снижению содержания и эмиссии метана. На лугово-болотных почвах Селенгинского среднегорья суммарное выделение CO_2 составило в 2005 г. – 506 кг/га, в 2006 – 633 , на лугово-каштановых – 533 и 623 . Среднесуточная эмиссия в лугово-болотных почвах колебалась в диапазоне $3,41$, достигая максимума в конце июля – начале августа, до $30,35$ кг/га [15]. Динамика накопления диоксида углерода в газовой фазе носит экспоненциальный характер. С ростом удельной поверхности агрегатов его концентрация возрастает в газовой фазе. Накопление CO_2 для агрегатов размером 2 мм составило $17,7$ мг/г почвы, а размером 6 и 10 мм соответственно $14,72$ и $9,8$ [22]. По данным В. А. Ковды [16] дыхание почвы, богатой органическими веществами, производит в сутки до $1,5$ т/га

углекислого газа. Его большая часть выделяется при разложении свежей органики гумуса из области ризосферы беспозвоночными, простейшими и микроорганизмами, что за год составляет 200-300 т/га. По мнению [35, 40, 49] лесные почвы все же обладают большим потенциалом эмиссии метана, чем водно-болотные угодья, поскольку в лесных почвах наблюдается вторая по величине скорость потока метана после водно-болотных угодий с их небольшим охватом, это говорит о том, что лесные почвы, наряду со степными и полупустынными, вносят значительный вклад в глобальную эмиссию метана.

Глобальные потоки парниковых газов. В работе [31] приведены сведения по глобальным потокам метана из работ [32, 49] различными экосистемами Земного шара. Оказалось, что различными экосистемами выделяется от 0,0 до 317 млн.т./год метана, из них полупустынями и болотными экосистемами выделяется 12,9% (8,6% и 4,3% соответственно) (рис. 8 / fig. 8) от глобальной эмиссии метана различными экосистемами Земли. Данные свидетельствуют о том, что главную роль в эмиссии метана играют экосистемы

тропических влажных лесов, чей вклад оценивается в 34,8% (рис. 9 / fig. 9).

Любопытно, что данные авторов [65, 66, 69] свидетельствуют, о том, что наибольшие значения эмиссии углекислого газа, метана, оксида азота и, как следствие, эквивалента CO_2 приурочены к водно-болотным угодьям (рис. 10 / fig. 10). Пахотные земли характеризуются ярко выраженным преобладанием эмиссии углекислого газа, а лесные угодья поставляют в атмосферу наибольшее количество оксида азота, чем остальные. Ожидаемо, луга и бесплодные земли имеют наименьшие значения по эквиваленту CO_2 .

Таким образом, данные по глобальным потокам парниковых газов от различных экосистем порой весьма противоречивы, а роль почвенного покрова и вовсе представляется недостаточно изученной. Для того, чтобы лучше понимать закономерности распределения парниковых газов в различных типах почв необходимо более пристальное внимание уделить факторам, которые оказывают наибольшее влияние на содержания парниковых газов.

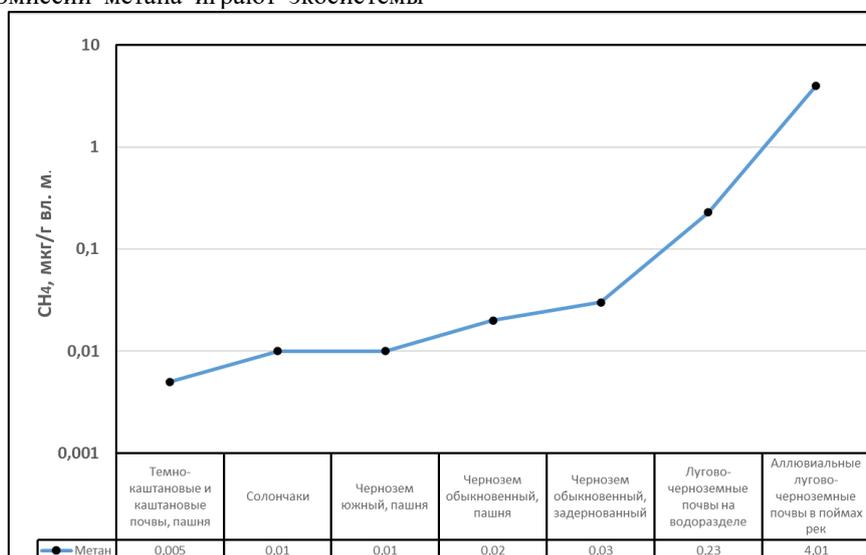


Рис. 5. Среднее содержание метана в верхнем 0-2 см слое различных типов почв Ростовской области (по данным [8])

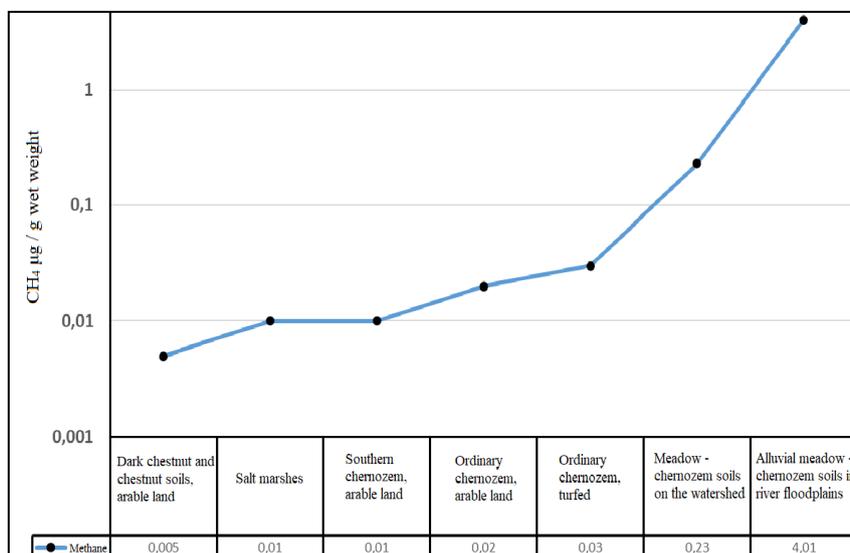


Fig. 5. Average methane content in the upper 0–2 cm layer of different types of soils in the Rostov region (according to [8])

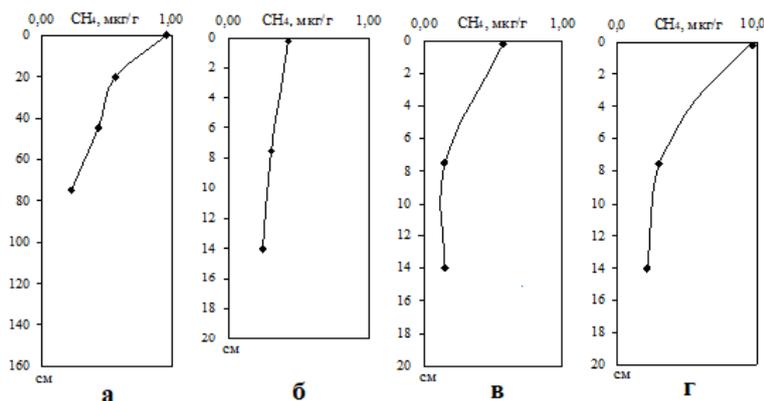


Рис. 6. Распределение содержания метана в почвах Ростовской области различного типа по вертикальному разрезу (а – лугово-черноземные почвы; б – чернозем обыкновенный (задернованная пашня); в – лугово-черноземные почвы на водоразделе; г – аллювиальные лугово-черноземные почвы в пойме) (построено по данным [8]).

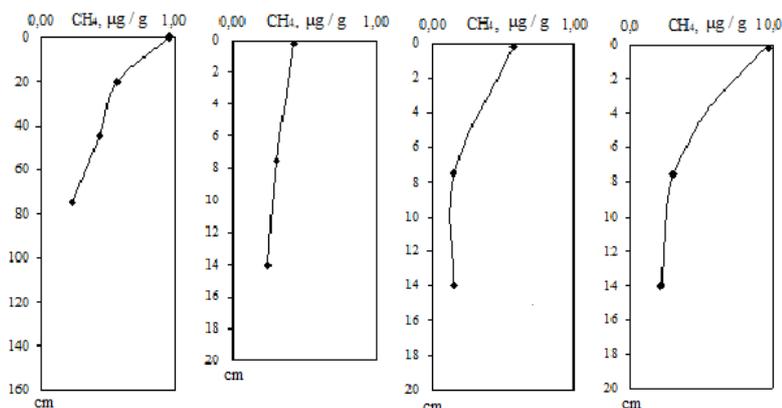


Fig. 6. Distribution of methane content in soils of the Rostov region of various types along the vertical section (a - meadow chernozem soils; b - ordinary chernozem (turfed arable land); c - meadow chernozem soils on the watershed; d - alluvial meadow chernozem soils in the floodplain) (based on data from [8])

Влияние различных факторов на потоки CO_2 , CH_4 , N_2O почвами. Эмиссия почвой парниковых газов является динамичным показателем, сильно варьирующим в пространстве, и во времени. Микробная активность, корневое дыхание, процессы биохимического распада, а также гетеротрофное дыхание почвенной фауны и грибов приводят к образованию парниковых газов в почвах. Величина эмиссии определяется множеством факторов, такими как влажность и температура почвы, растительный покров, pH почв, внесение удобрений, режим землепользования и др. [25, 59, 64]. Далее по тексту остановимся более подробно на каждом из них.

Влажность почвы является наиболее важным условием для эмиссии газов из почвы, поскольку она контролирует микробную активность и все связанные процессы (рис. 11 / fig. 11). Нитрифицирующие бактерии нуждаются в кислороде, находящемся в поч-

венных порах. Почвы с меньшим количеством заполненного водой порового пространства (WFPS) показывают высокую эмиссию при нитрификации, с максимумом при 20% WFPS. Уменьшение эмиссии оксида азота (NO) в почвах, имеющих WFPS ниже 10%, из-за меньшей подачи питательных веществ. Нитрификация дает более высокий потенциал для производства NO , чем для производства N_2O [74]. Напротив, CH_4 - и N_2O -продуцирующие бактерии требуют анаэробных условий. Выделение N_2O оптимально при 60% влажности и выделение самое низкое при влажности ниже 30%. Даже увеличение WFPS выше 80% все еще ведет к экспоненциальному увеличению эмиссии N_2O . Выделение CH_4 требует строго анаэробных условий и положительно коррелирует с влажностью почвы. В аэробных условиях почвы являются эмитентами CH_4 . Водно-болотные угодья и рисовые поля являются сильными источниками CH_4 [31, 36,

37]. Продолжительные периоды засухи могут значительно сократить эмиссию газов почвами. Почва может затем превратиться в чистый сток для N_2O . Почвы с высокой долей крупных пор способствуют эмиссии газов, образующихся в аэробных условиях [74]. Эмиссия NO самые высокие в почвах с грубой текстурой почвы. Почвы с доминирующими мелкими порами поддерживают образование CH_4 и N_2O , образующихся в анаэробных условиях [41]. Более интенсивная эмиссия CO_2 встречалась на тонко текстурированных почвах, особенно по сравнению с песчаными почвами во время теплых засушливых периодов. Стабильные агрегации (конкременты, корки) приво-

дят к снижению количества органических веществ в почве, поскольку C и N становятся менее доступны для почвенных микробов. Осадки после продолжительных периодов засухи вызывают пульсирующий эффект, эмиссия увеличивается в течение нескольких минут или часов после начала выпадения осадков и возвращается к фоновым уровням в течение нескольких дней [74].

Это обусловлено возобновленной минерализацией и доступностью легко разлагаемого материала для метаболизма реактивированных микробов. Эффект Берча уменьшается с увеличением частоты влажно-сухих циклов.

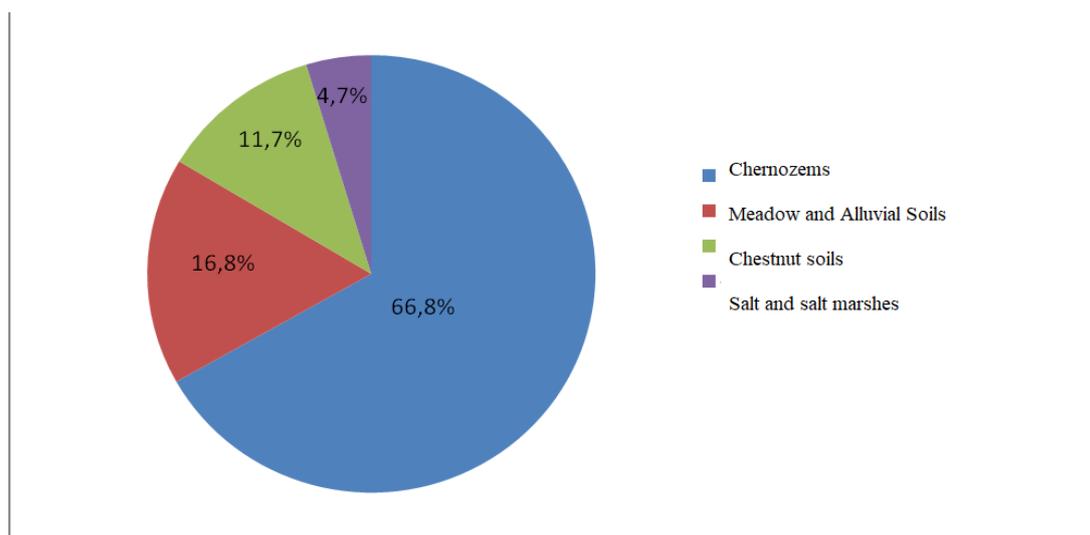


Рис. 7. Вклад различных типов почв в суммарную эмиссию CH_4 Ростовской области (построен по данным [31])

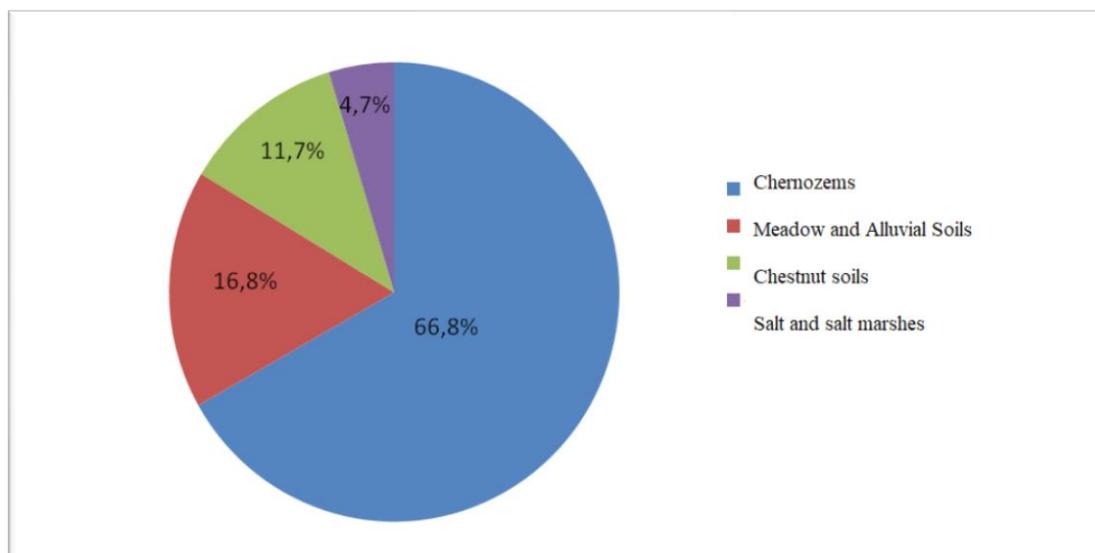


Fig. 7. Contribution of different types of soils to the total CH_4 emission of the Rostov region (constructed according to the data of [31])

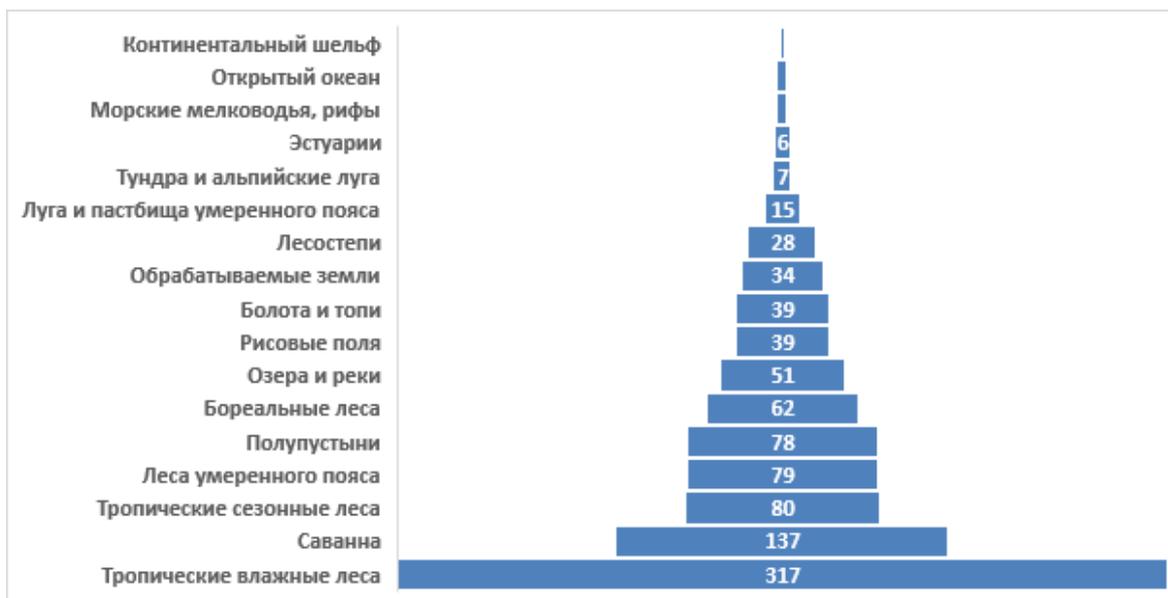


Рис. 8. Глобальная эмиссия метана различными экосистемами Земли (млн т/год)
(построено по данным [72])

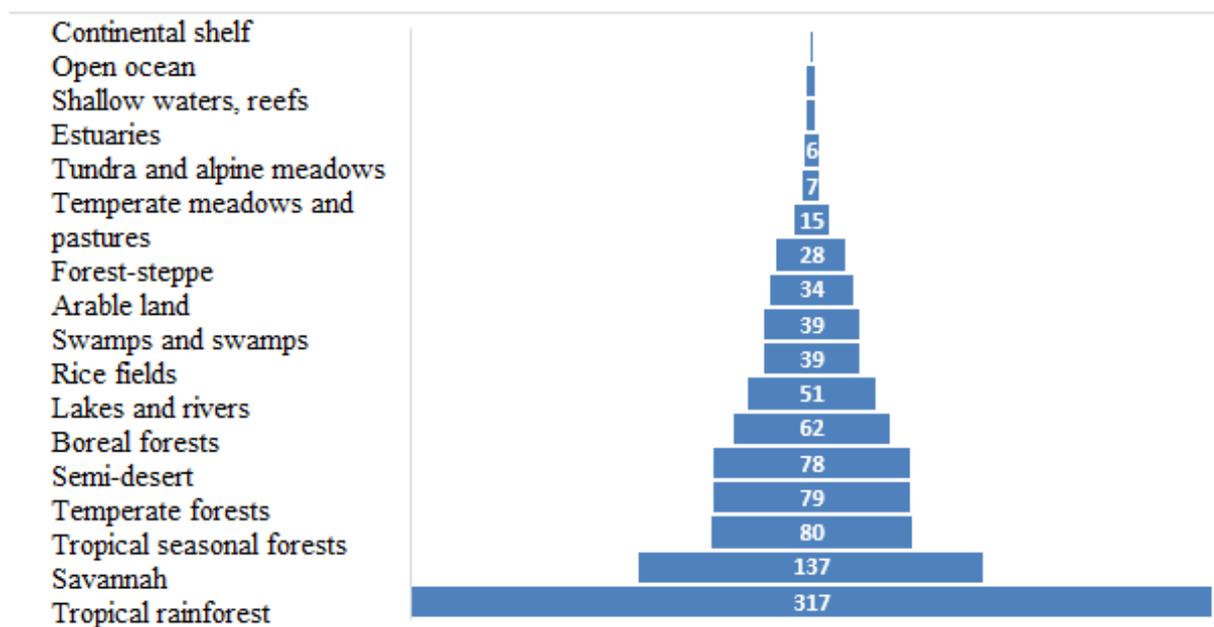


Fig. 8. Global methane emission by various ecosystems of the Earth (million tons / year)
(based on data from [72])

Температура почвы также играет важнейшую роль в вариации выделения парниковых газов из почв [70] (рис. 11 / fig. 11). Повышение температуры почвы до определенных значений приводит к интенсификации эмиссии парниковых газов, далее способствует их поглощению, что является положительной реакцией обратной связи на усиление микробного метаболизма. Эмиссия метана и N_2O дополнительно стимулируются увеличением скорости дыхания почвы при повышении температуры почвы, что приводит к снижению концентрации O_2 в почве. Положитель-

ный температурный эффект может быть связан с нехваткой воды в почве, поскольку вода необходима в качестве транспортной среды для питательных веществ, необходимых микробам. Эмиссия оксида азота и CO_2 экспоненциально увеличиваются с температурой [72]. Дыхание почвенных бактерий наблюдалось вплоть до температуры почвы $-7^\circ C$. Температурную зависимость эмиссии газа из почв можно описать фактором температурной чувствительности, он выражает скорость изменения в химической или биологической системе с изменением температуры $10^\circ C$ и

увеличивается с глубиной почвы. Здесь следует подчеркнуть, что содержание метана в почвах может уменьшаться ввиду резкого снижения температуры воздуха поверхностного горизонта почв, что приводит к дефорсированию метаногенеза (рис. 11 / fig. 11). Обнаружена отчетливая тенденция уменьшения эмиссии метана в атмосферу по мере снижения температу-

ры воздуха, что характерно и для динамики его содержания в почвах Ростовской области, где отмечается тесная связь ($r = 0.69$, $P < 0.01$) между количеством метана в 0-2 см горизонте почв и его потоками в атмосферу [30]. Эмиссия N_2O увеличивается с ростом температуры примерно до $37^\circ C$; после этого денитрификация и эмиссия N_2O уменьшаются.



Рис. 9. Процентное соотношение вклада глобальной эмиссии метана в атмосферу различными экосистемами Земли (построено по данным [72])

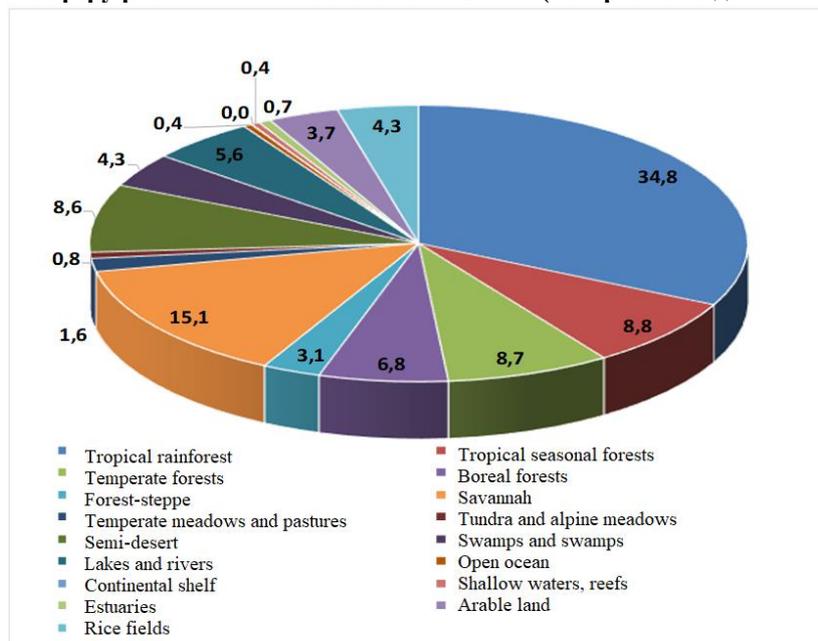


Fig. 9. Percentage ratio of the contribution of global methane emissions to the atmosphere by various ecosystems of the Earth (based on data from [72])

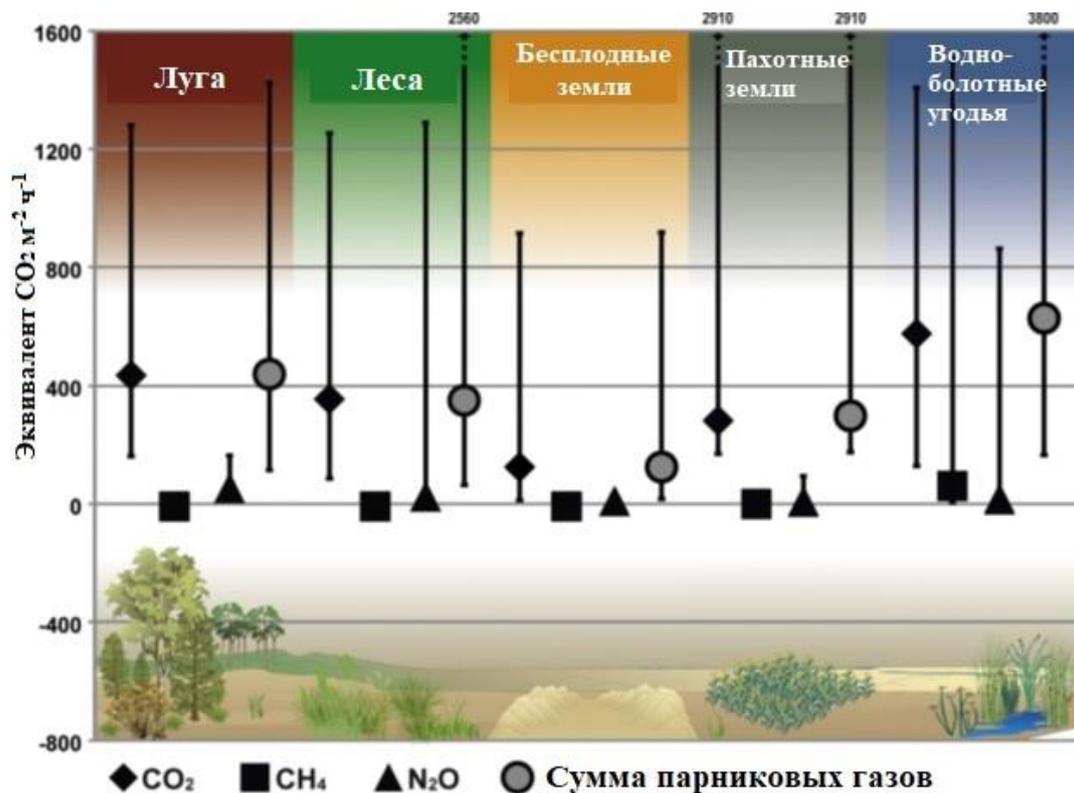


Рис. 10. Средние значения эмиссии парниковых газов различными типами земель в зависимости от растительного покрова (средние значения показаны символами, вариация значений – сплошными линиями (построено по данным [42, 44, 56]))

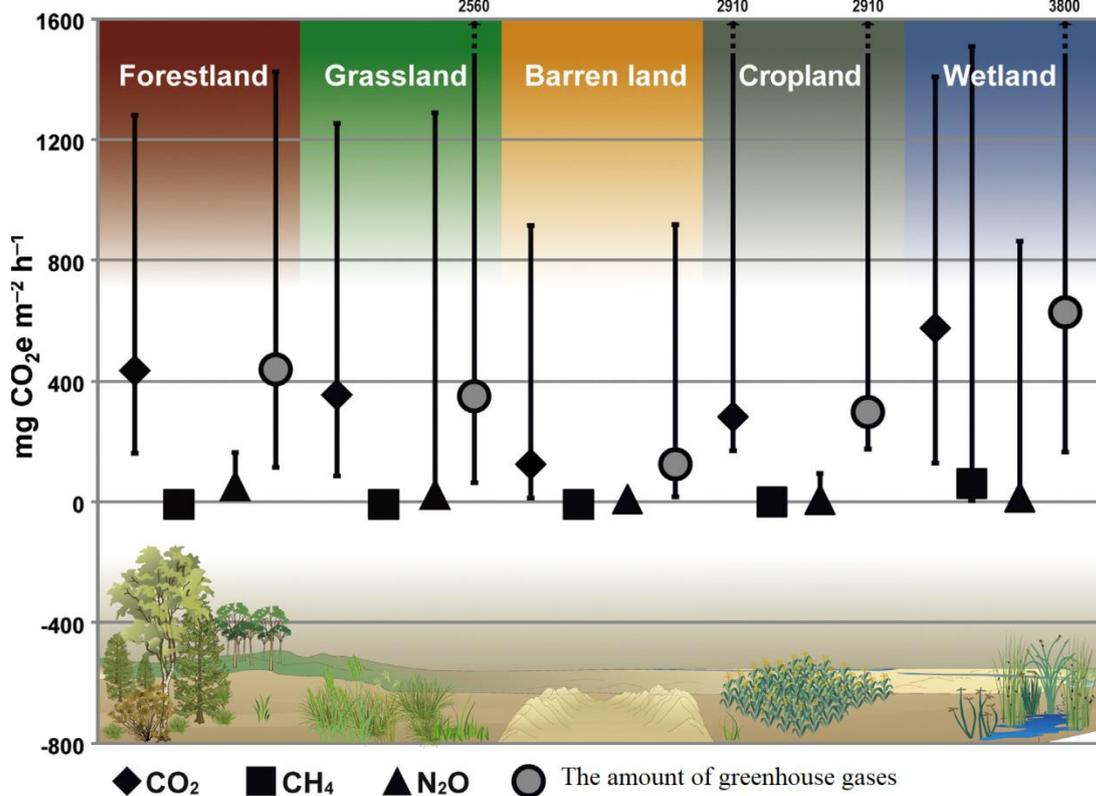


Fig. 10. Average values of greenhouse gas emissions by different types of land depending on vegetation cover (average values are shown by symbols, variation of values - by solid lines (based on data [42, 44, 56]))

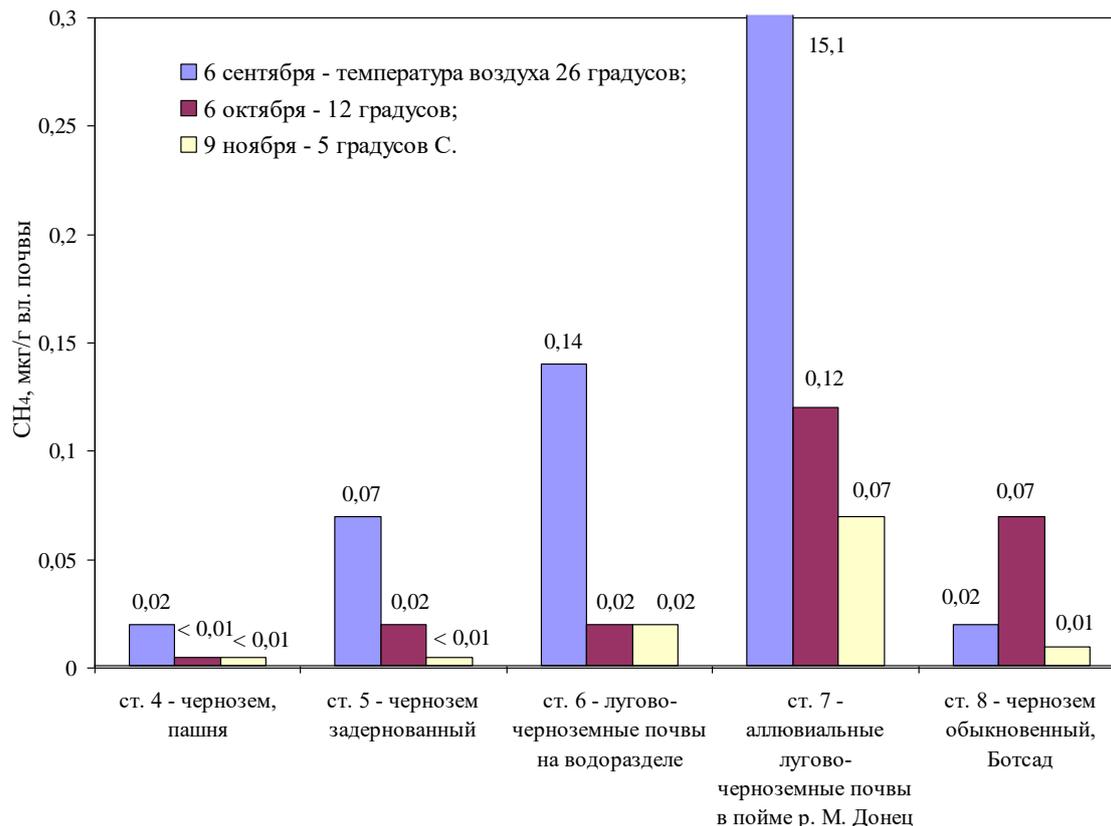


Рис. 11. Сезонные изменения содержания метана в почвах окрестностей г. Ростова-на-Дону (построен по данным [8])

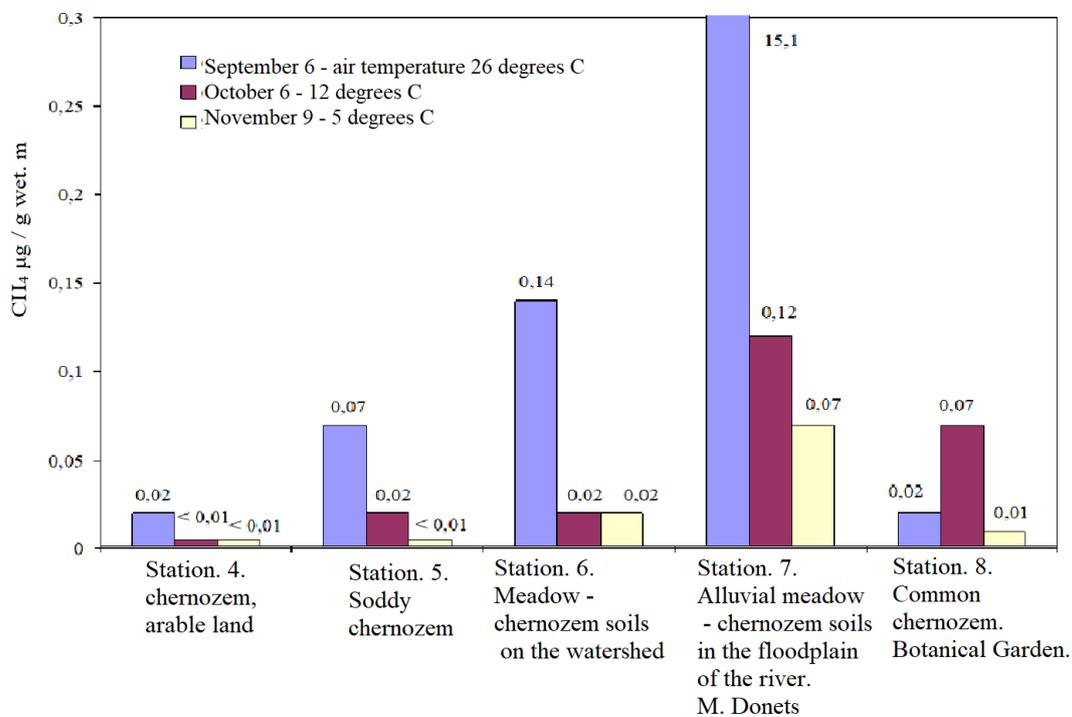


Fig. 11. Seasonal changes in the content of methane in the soils of the environs of Rostov-on-Don (constructed according to data from [8])

В полевых условиях влажность и температура влияют друг на друга, что может затруднить наблюдение четких корреляций [67]. Температура важна для регулирования случаев замерзания-оттаивания, вызывающих эмиссию газа из почв [46] и может быть причиной до 50% общих годовых эмиссий N_2O . Напротив, эмиссии CO_2 в зимнее время считаются менее значимой в разрезе годовой глобальной эмиссии, так как корневое дыхание низкое в умеренном или в полярном климате [28]. Поэтому содержание воды в почве должно быть близко к насыщению, чтобы снизить содержание кислорода. Во время циклов замерзания-оттаивания дополнительные микроэлементы высвобождаются для метаболизма микроорганизмов посредством дезагрегации частиц почвы [50]. После оттаивания мертвый органический материал (например, корни растений) усиливает дыхание микроорганизмов и эмиссию N_2O . Авторы утверждают, что зимняя эмиссия актуальна для зоны умеренного климата.

Температура также является одним из важнейших факторов, определяющих скорость биохимических реакций, в том числе и процесс денитрификации. Максимальная эмиссия закиси азота из почв наблюдается в интервале температур 25 - 32°C [8]. Максимальное увеличение эмиссии N_2O происходит в процессе оттаивания почвы зимой и увлажнения летом [29].

По сведениям [25, 26, 30] температура оказывает положительное влияние на генерацию метана в почвах и донных отложениях водных экосистем, что обусловлено активизацией деятельности метаногенного сообщества бактерий. Экспериментально замеренные потоки метана тесно коррелировали с его концентрациями в болотных водах и поверхностном слое болотных почв, изученных микроландшафтов. Показано, что полученные уравнения регрессии с адекватной точностью отражают связь содержания метана с его потоками в атмосферу и могут быть использованы для прогнозных оценок эмиссии газа не только водными объектами, но и такими наземными источниками, как торфяные залежи болот и почвы.

Периоды пиковых скоростей дыхания в течение вегетационного периода меняются от марта-апреля для луговых биоценозов до июля-сентября для других биоценозов. Величина годовых потоков CO_2 зависит от типа почвы, ценоза и погодных условий. При этом определяющее влияние на величину эмиссии CO_2 оказывает температура почв, а также почвенная влажность. Для сообществ умеренного климата характерны дневные и вечерние максимумы выделения CO_2 почвой при минимуме в утренние часы, объясняемые суточным ходом температур и биологической активности (эвапотранспирации, корневого дыхания, ритмики микробоценоза и т.д.). При этом биогенный фактор, например наличие корневых систем, может иметь доминирующее значение. Увеличение влажно-

сти приводит к усилению пространственного варьирования дыхания, и по мере насыщения почвы – к падению интенсивности процесса в связи с сокращением воздухоносной пористости и ухудшением газообмена с атмосферой. Максимальные значения дыхания наблюдаются, если во влажную и теплую почву попадает свежий органический субстрат, податливый к разложению – опад, корневые выделения, органические удобрения [30].

Для почвенных потоков CH_4 также свойственна сезонная и суточная динамика, обусловленная влиянием гидротермических факторов как на активность метаногенных и метанотрофных микроорганизмов, так и на скорость диффузии газа в системе почва-тропосфера. На основании весьма спорной интерпретации экспериментальных результатов [22], сделан вывод о том, что скорость поглощения атмосферного метана отрицательно коррелирует с влажностью почвы и положительно с температурой. При высокой влажности и низкой температуре почвы весной и осенью выделение метана из почвы преобладало над его поглощением из атмосферы, а максимальная метанокислительная активность в почве развивалась в летние месяцы. Характер и скорость потока метана между 9 и 10 часами утра наиболее точно соответствует его среднесуточным показателям. По мере прогревания верхнего 10-см слоя почвы с увеличением температуры воздуха к 15 часам происходит значительное усиление метаноокисления, которое постепенно ослабевает в вечерние часы, а в 3 часа имеет место выделение метана из почвы.

В течение периода вегетации нитрогеназная активность в почвах значительно варьируется: увеличивается к середине лета и постепенно снижается осенью. Погодные условия комплексно влияют на величину процесса азотфиксации. В начале сезона вследствие низкой температуры азотфиксирующая активность невелика. С повышением температуры в июне – июле увеличиваются и значения азотфиксации. В октябре при низких температурах воздуха и почвы и избыточном количестве осадков активность азотфиксации снижается [27].

В биогеоценозах важную роль в процессе азотфиксации играет опад листовых древесных пород, богатый легкоподвижным органическим веществом. В хвойных насаждениях структура микробоценоза подстилки в значительной степени обусловлена особенностями химического состава и строения хвои: наличия толстой восковой кутикулы, антибиотических веществ и обогащенностью полифенолами, что ограничивает возможность атакуемости ее микроорганизмами [19].

Растительный покров. Вегетационный возраст и тип дерева (лиственный, хвойный) влияют на дыхание почвы. Самые высокие показатели почвенного дыха-

ния были обнаружены у молодых еловых древостоев при сравнении 10-, 15-, 31- и 47-летних древостоев [59]. Почвенное дыхание снижается с возрастом насаждения, что обусловлено снижением тонкой биомассы корня. Уменьшение выравнивалось с возрастом насаждения, так как нижнее дыхание корней в старом лесу было частично компенсировано более высоким микробным дыханием из-за более высоких органических входов [63]. Аналогичные результаты были получены для сосновых древостоев в возрасте 45 и 250 лет, сосновых деревьев в возрасте 20 и 40 лет [47] и для 5 и 15-летних деревьев. Высокое биоразнообразие со сбалансированным соотношением растений Leguminosae и C3 и C4 метабиоза на пастбищных угодьях привело к увеличению потенциала C-секвестрации [32]. На сельскохозяйственных участках эмиссия N₂O из бобовых была значительно ниже, чем эмиссия N₂O, полученные из удобрений. Растительность влияет на эмиссию CH₄ [32]. Повышенные концентрации CO₂ в почвах также могут быть вызваны большей корневой массой из-за повышенных концентраций CO₂ в атмосфере. Следовательно, условия для эмиссии N₂O и CH₄ улучшаются и приводят к денитрификации.

pH почв. Микробная активность зависит от pH почвы. Следовательно, методы управления почвами, влияют на эмиссию газов почвами, дополнительный углерод может выделяться в виде CO₂ [74]. Кислотные условия почвы приводят к снижению эмиссии почвами. Оптимальное значение pH для метаногенеза находится между pH 4 и 7. Наблюдалось, что эмиссия CO₂ являются самыми высокими при нейтральных значениях pH. Эмиссии N₂O уменьшаются только в кислых почвенных условиях. Нитрификация увеличивается при более высоких значениях pH, так как равновесие между NH₃⁻ и NO₃⁻ смещается в сторону аммония [33]. Тем не менее, никаких существенных корреляций между эмиссией NO и N₂O и значением pH обнаружено не было [38]. Эмиссия NO вызвана денитрификацией в кислых почвенных условиях, в то время как щелочные условия способствуют эмиссии NO, образующимся при нитрификации [46].

Внесение удобрений - важный агрохимический прием, направленный на улучшение физико-химических свойств почвы, целью которого является повышение плодородия почв. При удобрении почв происходит пополнения запаса питательных веществ, среди которых главное место занимает азот. Из-за высокой мобильности соединений азота его низкое содержание в почве часто лимитирует развитие культурных растений, поэтому внесение азотных удобрений вызывает большой положительный эффект. Из всех типов удобрений азотные наиболее подвержены воздействию со стороны почвенных микроорганизмов. В первую неделю после внесения до 70% массы

удобрения потребляется бактериями и грибами (иммобилизуется) и лишь после их гибели азот, входящий в их состав, может использоваться растениями. Большие потери азота удобрений происходят из-за выноса легкорастворимых нитратов и солей аммония из почвенного профиля, а также в ходе денитрификации (газообразные потери в виде закиси азота) и из-за нитрификации (образование нитратов и их вынос). Результаты многих полевых экспериментов подтверждают увеличение эмиссии закиси азота из почв сразу после внесения удобрений [44]. В агроземах, богатых органическим веществом, высокие скорости минерализации азота обеспечивают достаточное количество аммония для нитрификации и дальше, по цепочке химических реакций, до процесса денитрификации. Поэтому, как уже говорилось, на пахотных почвах эмиссия закиси азота сильно зависит от количества вносимых удобрений. Во многих экспериментах обнаружено увеличение эмиссии закиси азота из почв при увеличении количества вносимого в почву азотсодержащего удобрения [19].

После изучения данных, приведенных в работах [27, 32], межправительственная группа по изменению климата (The Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC) провела оценку глобальных эмиссий закиси азота, вызванных внесением удобрений, и предложила считать критическим значение эмиссионного фактора (процентная доля азота, выделившегося из почвы в виде закиси от количества азота, внесенного в почву с удобрениями) 1.25% ± 1% для всех культур, на любых сельскохозяйственных почвах с использованием любых агротехнологий [43]. Современные исследования показывают, что различия в эмиссиях N₂O между выращиваемыми культурами могут быть значительными. В работах [44] описываются довольно высокие потери азота в виде закиси при выращивании сахарной свеклы по сравнению с озимой пшеницей, хотя количество внесенного с удобрениями азота было выше под зерновой культурой. В другой работе Смит [55] сравнивает эмиссии закиси азота с полей, где выращивали рожь (180 кг N га⁻¹), ячмень (120 кг N га⁻¹) и картофель (140 кг N га⁻¹). В этих исследованиях эмиссионный фактор был существенно выше для участков, занятых картофелем, чем для участков, занятых зерновыми культурами.

Изменение режима землепользования может существенно повлиять на процессы эмиссии и поглощения CO₂ и других парниковых газов [49]. Когда леса, луга и торфяники превращают в сельскохозяйственные угодья изменяется характер накопления органического углерода в почве, который в свою очередь во многом зависит от растительного покрова. В течение первых 30 лет после превращения леса в сельскохозяйственные угодья теряется 30–35% углерода почвы, хранящегося в верхнем 7 см слое, в то время как ниже глубины плуга существенные из-

менения не происходят. Глобальный потенциал C-секвестрации сельскохозяйственных почв составляет 0,73–0,87 тонн C в год. Хозяйственная деятельность также приводит к сокращению площади лесов, нарушению естественной поверхности почвы, что способствует ослаблению роли естественных стоков парниковых газов, которые ранее частично нейтрализовали дополнительную эмиссию парниковых газов в атмосферу. Добавим, Растительные пожары в экосистемах могут влиять на баланс парниковых газов в почвах, в зависимости от температуры и продолжительности пожара, при этом в сожженных районах наблюдаются более низкие потоки CO₂ и N₂O, чем в местах без сгорания, в течение примерно одного месяца после сжигания [48]. Это вызвано снижением корневого дыхания при отсутствии растительного покрова и связанным с этим изменением рН. Менее интенсивная эмиссия N₂O вызваны сгоранием древесного угля [38]. После сжигания температура почвы повышается из-за отсутствия покрова, в то время как влажность почвы не меняется, поскольку пониженная транспирация растений компенсирует потерю или уменьшение растительного покрова [26]. Никаких значительных изменений поглощения CH₄ почвами не наблюдалось при пожаре и после [48]. Термическое аммонификация вызывает увеличение содержания аммония после первого пожара. Содержание нитратов со временем уменьшается из-за подавленной нитрификации [53].

Генерация и поглощение метана почвами как возможный фактор влияния на карбонатно-кальциевое равновесие. Выше по тексту высказано предположение о возможном влиянии роста концентрации метана и диоксида углерода на карбонатно-кальциевое равновесие в поровых растворах в приземном слое атмосферы. Обращаясь вновь к проблеме ККР, отметим, что в большинстве из проанализированных работ [6, 8, 11], [31, 7, 30], не было обращено внимание на влияние образования и окисления метана соответствующими микроорганизмами на такие важные факторы как значения рН и содержание диоксида углерода в почвенных растворах. Исходя из реакций образования метана в почвах с восстановительным режимом, по одной из двух реакций – путем ферментации ацетата и /или редукции диоксида углерода можно ожидать изменения как масштабов генерации этих газов и их потоков, так и карбонатно-кальциевого равновесия. Нет ясности и в том, какое обратное воздействие может оказывать на ККР в почвах наблюдаемый рост в тропосфере Земли таких парниковых газов как диоксид углерода и метан.

Исходя из теоретических соображений, можно высказать предположение, что межрезервуарный перенос метана и диоксида углерода в системе «тропосфера – педосфера», их генерация и окисление *in situ* бу-

дут оказывать влияние на ККР. Генерация метана в почвах из ограниченного набора субстратов, включающего H₂ + CO₂, формиат, ацетат, метанол и метилированные амины (моно-, ди-, триметиламин), должно приводить к повышению значений водородного показателя и усилению карбонатообразования, в то время как окисление метана и сток диоксида углерода в почве будет вызывать обратный эффект [31].

Не менее важным является изучение влияния рисосеяния и возделывания риса на газовый состав и окислительно-восстановительный потенциал (ОВП) почв. Так при анализе результатов работы [25] было показано, что при повторных посевах риса почва обедняется запасами обменного кислорода, связанного в форме окисных соединений железа и других элементов. Почва под рисом, изолированная слоем воды, быстро теряет также запасы кислорода. Наблюдения за влиянием режима орошения рисовых полей на величину ОВП почв показали (рис. 12 / fig. 12), что до затопления рисовых полей значение Eh составляло +382 мВ, в почве преобладали окислительные процессы.

С момента затопления поступление кислорода фактически прекратилось (окислительные процессы локализовались лишь в прикорневой зоне), что привело к резкому и значительному снижению величины ОВП уже в первые дни после затопления, с минимальными значениями в фазе выметывания. В результате в составе почвенных газов накопилось от 1 до 20 % диоксида углерода, от 1 до 10 % водорода и от 15 до 75 % метана. Постоянное затопление способствовало более сильному снижению ОВП в сравнении с укороченным. При этом восстановительные процессы наиболее интенсивно протекали в верхнем 10 см слое почвы; в более глубоких слоях (10-20 см) интенсивность этих процессов снижалась. Из анализа работы [18] следует, что многолетнее возделывание риса способствует накоплению в почве продуктов деятельности анаэробных микроорганизмов, многие из которых (сероводород, масляная кислота и др.) ядовиты для риса. При этом почва рисовых чеков обедняется легкогидролизуемыми соединениями органического вещества и тем больше, чем длительнее возделывание риса. Это отрицательно сказывается на плодородии почвы. Комплекс всех отрицательных явлений приводит к значительному изреживанию всходов, а, следовательно, и к снижению урожая.

Таким образом, среди основных факторов, воздействующих на ККР, выделяются следующие [10]: изменение температуры, испарение, общая минерализация почвенного раствора, фотосинтез, физиологическая деятельность организмов, водорослей и растений, смешение раствора разного химического состава и минерализации.

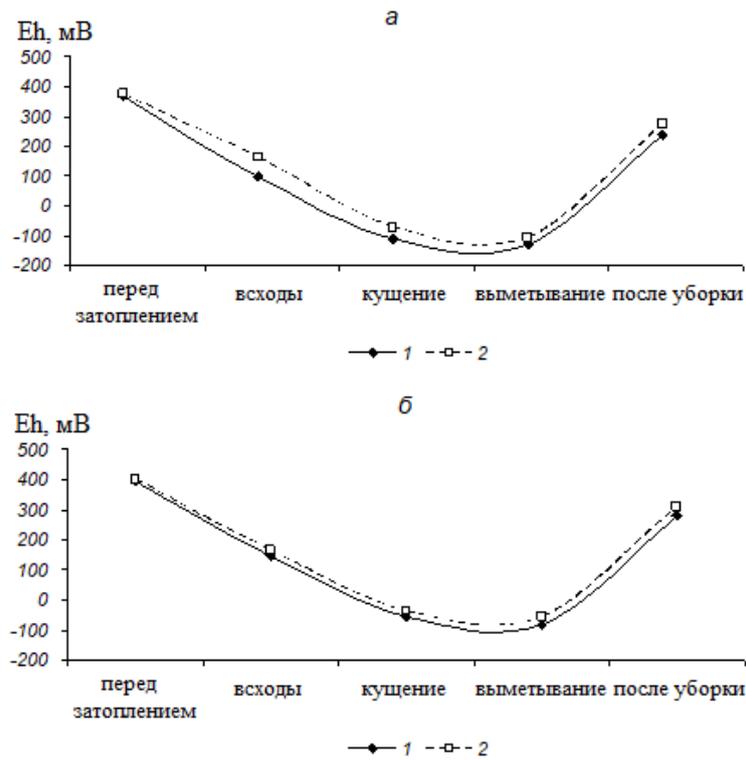


Рис. 12. Влияние режима орошения на динамику окислительно-восстановительного потенциала почвы:
 а – режим постоянного затопления; б – режим укороченного затопления;
 1 – 0–10 см; 2 – 10–20 см (построен по данным [28]).

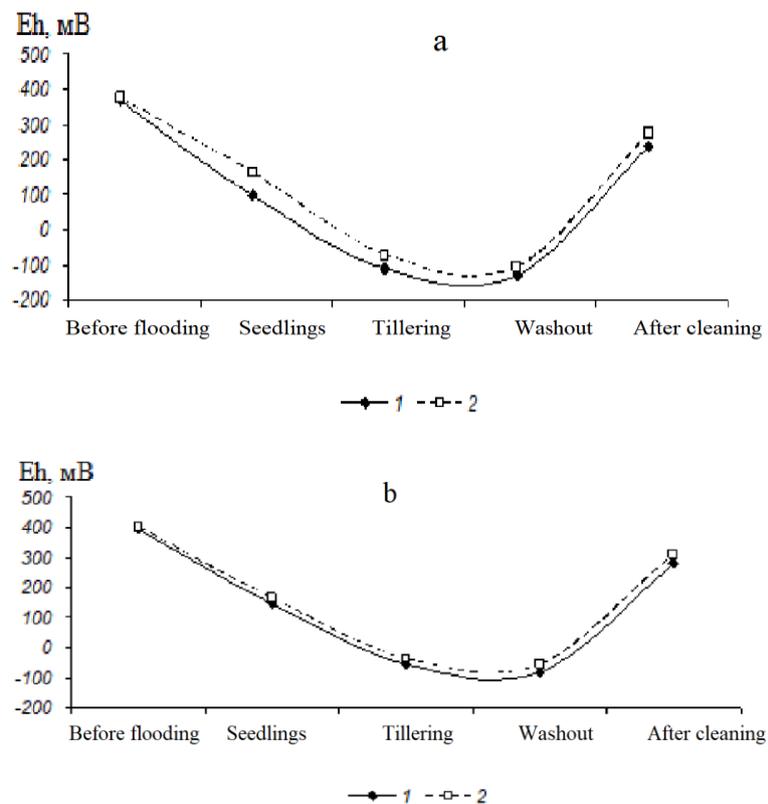


Fig. 12. Influence of the irrigation regime on the dynamics of the redox potential of the soil:
 a - the regime of constant flooding; b - mode of shortened flooding;
 1 – 0–10 cm; 2 – 10–20 cm (built according to [28])

Заключение

1. Несмотря на существенные сдвиги и возросшее количество исследований по тематике, аналитического обзора все еще есть множество нерешенных проблем, встающих перед исследователями при подсчете эмиссии CO_2 , CH_4 и N_2O почвами. До конца не исследованы все факторы, влияющие на процессы эмиссии и потребления CO_2 , CH_4 и N_2O почвенным покровом.

2. Аналитический обзор литературы показал незначительное число данных, особенно в отношении эмиссии парниковых газов почвами и их замеры в полевых условиях с использованием камерных систем. Кроме того, очевиден недостаток информации об эмиссии метана почвами, занятыми разнообразными сельскохозяйственными культурами. Необходимость изучения эмиссии парниковых газов с полей, занятых под другие культуры, представляется необходимой. В большинстве экспериментов, посвященных изучению водно-болотных угодий, были проведены замеры эмиссии только CH_4 . Результатов замеров других парниковых газов крайне мало.

3. Проанализированы основные методы определения эмиссии парниковых газов почвами: метод камер, космического зондирования, моделирования и микрометеорологический. Все они имеют некоторые методические недостатки. На сегодняшний день отсутствует общепринятая методическая база для определения эмиссии газов почвами. В то же время, по мнению авторов, камерный метод является наиболее предпочтительным для проведения процедуры измерения эмиссии газов почвами.

4. Эмиссия почвами и сток в них CO_2 , CH_4 и N_2O является результатом различных микробиологических процессов, которые, в свою очередь, зависят от факторов, определяющих рост и условия развития микроорганизмов. Поведение CO_2 , CH_4 и N_2O может меняться в зависимости от типа почвы, ее физико-химических показателей, температуры и влажности почвы, плотности, содержания органического вещества и т.д. К основным факторам, оказывающим влияние на интенсивность эмиссии CO_2 , CH_4 и N_2O почвами или их поглощения, можно отнести температуру и влажность почвенного покрова.

5. Установлено, что содержание метана в основных типах почв Ростовской области, как региональном компоненте, уменьшается в ряду «аллювиальные лугово-черноземные почвы → темно-каштановые и каштановые почвы → солончаки». Величина эмиссии метана почвами Ростовской области составляет ~1% от общей эмиссии метана природными и антропогенными источниками Ростовской области. При этом, следует отметить, что основной природный источник метана – водно-болотные угодья, включая поймы рек, которые нами не были учтены. Определенное значение в генерацию метана должны иметь рисовые чеки,

чей вклад в суммарную эмиссию почвами Ростовской области еще предстоит оценить.

6. Показана тесная связь изменения физико-химических характеристик почв рисовых чеков (значений Eh) в зависимости от режима возделывания риса. Вместе с тем автоморфные почвы за счет широкого распространения на Земле, с одной стороны, вносят значительный вклад в эмиссию метана, с другой, при определенных условиях, обладают уникальной способностью его поглощения (с образованием CO_2). Следует отметить, что представленные выше значения эмиссии метана являются ориентировочными, для более точных оценок суточной и годовой эмиссии метана почвенным покровом Ростовской области необходим значительно больший объем данных наблюдений и проведение более масштабных сезонных измерений. Повышенное содержание метана в почвах городов, поселков и сельскохозяйственных угодий, наряду с высокой численностью сульфатредуцирующих клостридий, может указывать на их загрязненность отходами животных и человека.

7. Несмотря на имеющуюся критику и недостатки, нельзя пренебрегать успехами и прогрессом, достигнутым в исследовании эмиссии парниковых газов почвами. Растет понимание очень большой роли почв как поглотителя и эмитента парниковых газов. Это понимание растет параллельно с признанием огромной силы антропогенного вмешательства в естественные процессы экосистем при нерациональном землепользовании. Несмотря на то, что существуют отдельные исследования, их результаты еще не совсем достаточны для использования в моделировании и выработки политических рекомендаций.

8. Анализ и обобщение данных исследований по различным типам почв позволяет пролить свет не только на их вклад в глобальную эмиссию метана, но и подойти к пониманию важных с точки зрения агрохимии процессов и параметров, таких как, собственно, карбонатно-кальциевое равновесие и окислительно-восстановительный потенциал в современных почвах. Инвентаризация источников и оценка межрезервуарного массопереноса газа в системе «педосфера – атмосфера» позволяет приступить к разработке стратегии по снижению эмиссии парниковых газов, способствующей сдерживанию темпов глобального изменения климата. При этом, особое внимание следует обратить на глобальные изменения климата, происходящие в арктических и субарктических областях нашей планеты, «бесплодные» земли которых могут стать дополнительным и весьма обильным источником парниковых газов.

Работа выполнена при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования РФ в рамках гос. задания в сфере научной деятельности № 0852-2020-0029.

Список использованной литературы

1. Аничкин А.Е. Структура и функциональная роль животного населения почв муссонного тропического леса Вьетнама: автореф. дис. ... канд. биол. наук, М., ИПЭЭ РАН. 2008. 24 с.

2. Бабиков Б.В. Воздушный режим гидроморфных почв и факторы его определяющие // Матер. междунар. научн. конф. «Пространственно-временная организация почвенного покрова: теоретические и прикладные аспекты. СПб. 2007. С. 411–413.

3. *Бажин Н.М.* Метан в атмосфере // Соровский образовательный журнал. 2000. Вып. 6(3). С.52–57.
4. *Бобрик А.А.* Продукция углекислого газа почвами северных экосистем западной Сибири // Матер. XIV междунар. конфер. Докучаевские чтения. Почвы в условиях природных и антропогенных стрессов. СПб. 2011. С. 293–294.
5. *Вальков В.Ф.* Почвоведение. М-Ростов-на-Дону. 2004. 494 с.
6. *Гальченко В.Ф., Дулов Л.Е., Крамер Б., Конова Н.И., Барышева С.В.* Биогеохимические процессы цикла метана в почвах, болотах и озерах Западной Сибири // Микробиология. 2008. № 2. С. 215–225.
7. *Гарькуша Д.Н., Фёдоров Ю.А.* Глобальная эмиссия метана геологическими источниками. Международный научно - исследовательский журнал. С. 37–51 Выпуск: № 3 (81).
8. *Гарькуша Д.Н., Фёдоров Ю.А., Тамбиева Н.С.* Эмиссия метана из почв Ростовской области. Аридные экосистемы. 2011. № 4. С. 44–52. DOI: 10.1134/s2079096111040056.
9. *Глаголев М.В., Сабреков А.Ф.* Ответ А.В. Смагину: II. Углеродный баланс России // Динамика окружающей среды и глобальные изменения климата. 2014. Т. 5. № 2. С. 50–70.
10. *Глаголев М.В., Сабреков А.Ф., Казанцев В.С.* Физикохимия и биология торфа. Методы измерения газообмена на границе почва-атмосфера. Томск: Изд-во ТГПУ. 2010. 104 с.
11. *Глаголев М.В., Чистотин М.В., Шнырев Н.А., Сирин А.А.* Летне-осенняя эмиссия диоксида углерода, метана осушенными торфяниками, измененными при хозяйственном использовании и естественными болотами (на примере участка Томской области) // Агрехимия. 2008. № 5. С. 46–58.
12. *Глаголев М.В., Шнырев Н.А.* Динамика летне-осенней эмиссии CH_4 естественными болотами (на примере юга Томской области) // Вестник МГУ. 2007. №1. С. 8–14.
13. *Десятков Б.М., Бородулин А.И., Махов Г.А., Котлярова С.С., Сарманаев С.Р.* Оценка эмиссии болотного метана по его концентрации в приземном слое атмосферы // Метеорология и гидрология. 1998. № 8. С. 67–73.
14. *Добровольский Г.В.* Почвы в биосфере и жизни человека / М.: ВПО МГУЛ. 2012. 584 с.
15. *Картюк Т.В.* Агробиология // учеб. пособие. гос. аграр. ун-т. Красноярск, 2020. 256 с.
16. *Ковда В.А.* Биогеохимия почвенного покрова. Наука. 1985. 263 с.
17. *Лубсанова Т.М.* Дыхание почв Селенгинского Среднегорья // Матер. междунар. научн. конф. «Пространственно-временная организация почвенного покрова: теоретические и прикладные аспекты. СПб. 2007. С. 270–272.
18. *Макаров В.В., Серeda М.В.* Особенности агротехники возделывания риса в Ростовской области // Научный журнал КубГАУ. 2012. № 79. URL: <https://cyberleninka.ru/article/n/osobennosti-agrotehniki-vozdelyvaniya-risa-v-rostovskoy-oblasti> (дата обращения: 01.04.2021).
19. *Минкина Т.М., Ендовицкий А.П., Калинин К.В., Федоров Ю.А.* Карбонатно-кальциевое равновесие в системе вода-почва / Ростов-на-Дону: Изд-во Южного федерального университета, 2012. 376 с.
20. *Минько О.И.* Генерация углеводородного газа почвенным покровом планеты // Геохимия. 1996. № 1. С. 3–14.
21. *Нгуен Т.В.* Национальный парк Кат Тьен – общие сведения // Структура и функции почв тропического муссонного леса (Национальный парк Кат Тьен, Южный Вьетнам). М.: Товарищество научн. изданий. 2011. С. 13–15.
22. *Новиков Н.Н., Степанов А.Л., Поздняков А.И., Лебедева Е.В.* Сезонная динамика эмиссии CO_2 , CH_4 , N_2O и NO из торфяных почв поймы р. Яхромы // Почвоведение. 2007. № 7. С. 867–874.
23. *Околелова А.А.* Экологические принципы сохранения почвенного покрова. Волгоград, РПК «Политехник». 2006. 96 с.
24. *Околелова А.А., Нгуен Тхинь Ван* (2013) Особенности эмиссии диоксида углерода в зависимости от природно-климатических условий // Вестник Академии знаний. №1. С.182–185.
25. *Пучков Л.А., Сластинов С.В., Коликов К.С.* Извлечение метана из угольных пластов. Москва: Московский государственный горный университет, 2002. 384 с.
26. *Садовникова Л.К.* Экология и охрана окружающей среды при химическом загрязнении. М.: Высшая школа. 2006. 334 с.
27. *Сергеева М.А., Задорожная С.В.* Образование и эмиссия метана в торфяных залежах олиготрофного болота // Болота и биосфера: Сборник материалов Пятой научной школы. 2006. Томск: Издательство ЦНТИ. С. 238–244.
28. *Сонде Теман Абу.* Особенности режима орошения и азотного питания сортов риса, возделываемых на лугово-черноземных почвах Северного Кавказа: автореф. дисс. ... канд. с.-х. наук. Краснодар, КубГАУ, 2006. 27 с.
29. *Степанов А.Л., Манучарова Н.А.* Образование и поглощение парниковых газов в почвенных агрегатах. М.: Изд-во МГУ, 2006. 82 с.
30. *Степанова А.Л.* Образование и поглощение парниковых газов в почвах // Почвы в биосфере и жизни человека. М.: ВПО МГУЛ. 2012. С. 118–134.
31. *Сухоруков В.В., Трубник Р.Е., Федоров Ю.А.* Аналитический обзор: эмиссия и поглощение метана почвами // Экологические проблемы. Взгляд в будущее. 2020. С. 610 - 619.
32. *Федоров Ю.А., Гарькуша Д.Н., Крукиер М.Л.* Влияние температуры на эмиссию метана из водных объектов (по результатам экспериментального и математического моделирования) // Известия вузов. Сев.-Кав. регион. Естеств. науки. 2012 №6. С. 98–100.
33. *Федоров Ю.А., Тамбиева Н.С., Гарькуша Д.Н., Хорошевская В.О.* Метан в водных экосистемах: 2-е изд., перераб. и доп. Ростов-н/Д. М.: ЗАО «Ростиздат». 2005. 330 с.
34. *Ambus P., Christensen D.* Spatial and seasonal nitrous oxide and methane fluxes in Danish forest,

- grassland and agro ecosystems // *J. Environ.* 1995. Qual. N 25. P. 993–1001.
35. *Bahn M., Kutsch W.L., Heinemeyer A., Janssens I.A.* Appendix: Towards Standardized Protocol for the Measurement of Soil CO₂ Efflux Soil Carbon Dynamics. An Integrated Methodology // Cambridge Univ. Press. 2012. Pp. 272–281.
36. *Bahn M., Reichstein M., Davidson E.A., Grünzweig J., Jung M., Carbone M.S., Epron D., Misson L., Nouvellon Y., Rouspard O., Savage K., Trumbore S.E., Gimeno C., Curiel Y.J., Tang J., Vargas R., Janssens I.A.* Soil respiration at mean annual temperature predicts annual total across vegetation types and biomes // *Biogeo science*. 2010. N 7. Pp. 2147–2157.
37. *Bartlett K.B., Crill P.M., Sass R.L., Harriss R.C., Dise N.B.* Methane emissions from tundra environments in the Yukon-Kuskokwim Delta Alaska // *Journal of Geophysical Research D*. 1992. Vol. 97. № 15. Pp. 16645–16660.
38. *Batjes N.H.* Total carbon and nitrogen in the soils of the world // *Eur. J. SoilSci.* 1996. N 47. Pp. 151–163.
39. *Boussingault, J.B., Levy, B.* Mémoire sur la composition de l'aire confine dans la terre vegetal // *Ann. Chem. Phys.* 1853. Pp. 5–50.
40. *Bowden R.D., Melillo J.M., Steudler, P.A., Aber J.D.* Effects of nitrogen additions on annual nitrous oxide fluxes from temperate forest soils in the northeastern // *United States. J. Geophys. Res.* 1991. N 97. Pp. 9321–9328.
41. *Conrad R.* Contribution of hydrogen to methane production and control of hydrogen concentrations in methanogenic soils and sediments // *FEMS Microbiology Ecology*. 1999. Vol. 28. № 3. Pp. 193–202. DOI: 10.1111/j.1574-6941.1999.tb00575.x.
42. *Dalal R.C., Allen D.E.* Greenhouse gas fluxes from natural ecosystems. Turner review // *Australian. J.* 2008. N 18. Pp. 369–407.
43. *Davidson E.A., Savage K., Verchot L.V., Navarro, R.* Minimizing artifacts and biases in chamber-based measurements of soil respiration // *Agric. For. Meteorol.* V. 113. P. 21–37. DOI: 10.1016/s0168-1923(02)00100-4.
44. *Ehhalt D.H.* The atmospheric cycle of methane // *Tellus*. 1974. Vol. 1. Pp. 58–70
45. *Fan S.M., Wofsy S.C., Bakwin P.S., Jacob D.J., Anderson S.M., Kebabian P.L., McManus J.B., Kolb C.E.* Micrometeorological measurements of CH₄ and CO₂ exchange between the atmosphere and subarctic tundra // *Journal of Geophysical Research D*. 1992. Vol. 97. № 15. P. 16627–16643. DOI: 10.1029/91jd02531.
46. *FAO.* 1998. Wetland characterization and classification for sustainable agricultural development. Food and Agriculture Organization of the United Nations. На-режим доступа: <http://www.fao.org/docrep/003/x6611e/x6611e00.htm> (дата обращения 01.04.2020).
47. *Fedorov Yu. A., Gar'kusha D.N., Shipkova G.V.* Methane emission from peat deposits of raised bogs in Pskov oblast // *Geography and Natural Resources*. 2015. Vol. 36. Pp. 70–78 .
48. *Garkusha D.N., Sukhorukov V.V.* Methane Emissions by Reed Formations on the Azov Sea Coast. *OnLine Journal of Biological Sciences*. 2019. N 4. Pp. 286–295. DOI: 10.3844/ojbsci.2019.286.295.
49. *Hanson R.S., Hanson T.E.* Methanotrophic bacteria // *Microbiological reviews* Vol. 60. 1996. № 2. Pp. 439–471.
50. *Heinemeyer A., McNamara N.P.* Comparing the closed static versus the closed dynamic chamber flux methodology: implications for soil respiration studies // *Plant Soil*. 2011. Pp. 145–151.
51. *IPCC Climate Change* The Physical Science Basis. Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change // Cambridge. United Kingdom and New York. 2013. USA: Press C.U.1535 p.
52. *IPCC Climate Change* The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change // Cambridge. University Press. 2007. United Kingdom and New York. USA. 1535 p.
53. *IPCC Climate Change.* Scientific and technical analysis of impacts, adaptations and mitigation // Contribution of working group II to the second assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. London: Cambridge University Press. 1996. 1535 p.
54. *Kutzbach L., Schneider J., Sachs T., Giebels M., Nykänen H., Shurpali N.J., Martikainen P.J., Alm J., Wilking M.* CO₂ flux determination by closed-chamber methods can be seriously biased by inappropriate application of linear regression // *Biogeoscience*. 2007. N 4. Pp. 1005–1025. DOI: 10.5194/bg-4-1005-2007.
55. *Leifeld J., Nemo R., Schumacher J., Senapati N., Wiesmeier M.* Reproducibility of a soil organic carbon fractionation method to derive Roth C carbon pools // *The European Journal of Soil Science (EJSS)*. 2013. Vol. 32. № 4. Pp. 1673–1676. DOI: 10.1111/ejss.12088.
56. *Lindsey R.* Climate Change: Atmospheric Carbon Dioxide 2019. URL: <https://www.climate.gov/news-features/understanding-climate/climate-change-atmospheric-carbon-dioxide> (дата обращения 01.04.2021).
57. *Luo G.J., Brüggemann N., Wolf B., Gasche R., Grote R., Butterbach-Bahl K.* Decadal variability of soil CO₂, NO, N₂O, and CH₄ fluxes at the Höglwald forest. Germany // *Biogeoscience*. 2012. N 9. Pp. 1741–1763. DOI: 10.5194/bgd-8-12197-2011.
58. *Nguyen Kh.V.* Bioclimatic diagrams of Vietnam // Hanoi, Vietnam National University 2000.
59. *Pattey E., Edwards G.C., Desjardins R.L., Pennock D.J., Smith W., Grant B., MacPherson J.I.* Tools for quantifying N₂O emissions from agro ecosystems // *Agric For Meteorol.* 2007. N 4. Pp. 103– 119. DOI: 10.1016/j.agrformet.2006.05.013.
60. *Peters V., Conrad R.* Methanogenic and other strictly anaerobic bacteria in desert soil and other oxic soils // *Applied and environmental microbiology* // 1995. Vol. 4. Pp. 1673–1676.
61. *Raich, J.W., Potter, C.S.* Global patterns of carbon dioxide emissions from soils // *Glob. Biogeochem. Cycles*. 1995. Vol. 9. Pp. 23–36.
62. *Rochette P.* Towards a standard non-steady-state chamber methodology for measuring soil N₂O emissions // *Anim. Feed Sci. Tech.* 2011. Pp. 141–146. DOI: 10.1016/j.anifeedsci.2011.04.063.
63. *Roulet N.T., Ash R., Moor T.R.* (1992) Low Boreal Wetlands as a Source of Atmospheric Methane //

Journal of Geophysical Research D. Vol. 97. № 4. Pp. 3739–3749.

64. Saggarr S., Tate K.R., Giltrap D.L., Singh J. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide and methane in New Zealand terrestrial ecosystems and their mitigation options: a review. *Plant Soil*. 2008. Vol. 309. Pp. 25–42. DOI: 10.1007/s11104-007-9421-3.

65. Sahrawat K.L. Terminal electron acceptors for controlling methane emissions from submerged rice soils // *Commun. Soil Sci. Plant*. 2004. Vol. 35. Pp. 1401–1413. DOI: 10.1081/css-120037554.

66. Sainju U.M., Jabro J.D., Stevens W.B. Soil carbon dioxide emission and carbon content as affected by irrigation, tillage, cropping system, and nitrogen fertilization // *J. Environ. Qual.* 2008. Vol. 37. Pp. 98–106. DOI: 10.2134/jeq2006.0392.

67. Saiz G., Byrne K.A., Butterbach-Bahl K., Kiese R., Blujdea V., Farrell E.P. Stand age-related effects on soil respiration in a first rotation Sitka spruce chronosequence in central Ireland // *Glob. Change Biol.* 2006. Vol. 12. Pp. 1007–1020. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2006.01145.x.

68. Sanhueza E., Hao W.M., Scharffe D., Donoso L., Crutzen P.J. N₂O and NO emissions from soils of the northern part of the Guayana Shield, Venezuela // *Geophys. Res.: Atmos.* 1990. Vol. 95. Pp. 22481–22488. DOI: 10.1029/jd095id13p22481.

69. Sanz-Cobena A., Abalos D., Meijide A., Sanchez-Martin L., Vallejo A. Soil moisture determines the effectiveness of two urease inhibitors to decrease N₂O emission // *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Change*. 2014. DOI: 10.1007/s11027-014-9548-5.

70. Schaufler G., Kitzler B., Schindlbacher A., Skiba U., Sutton M.A., Zechmeister-Boltenstern S., Greenhouse gas emissions from European soils under different land use: effects of soil moisture and temperature // *Eur. J. Soil Sci.* 2010. Vol. 61. Pp. 683–696. DOI: 10.1111/j.1365-2389.2010.01277.x.

71. Sheila Wachiye, Lutz Merbold, Timo Vesala, Janne Rinne, Matti Räsänen, Sonja Leitner and Petri Pellikka. Soil greenhouse gas emissions under different land-use types in savanna ecosystems of Kenya // *Biogeosciences*. 2019. P. 17. DOI: 10.5194/bg-17-2149-2020.

72. Sheppard J.C., Westbergh H.H., Hopper J.F., Ganeson K., Zimmerman P. Inventory of global methane sources and their producing rates // *J. Geophys. Res.* Vol. 87. Pp. 1305–1312.

73. Smith K.A., Ball T., Conen F., Dobbie K.E., Massheder J., Rey A. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes // *European journal of soil science*. 2003. Vol. 54. Pp. 779–791. DOI: 10.1046/j.1351-0754.2003.0567.x.

74. Smith K.A., Dobbie K.E., Ball B.C., Bakken L.R., Situala B.K., Hansen S., Brumme R., Borken W., Christensen S., Prieme A., Fowler D., Macdonald J.A., Skiba U., Klemetsson L., Kasimir-Klemetsson A., Degorska A., Orlanski P. Oxidation of atmospheric methane in Northern European soils, comparison with other ecosystems, and uncertainties in the global terrestrial sink // *Glob. Change Biol.* 2000. Vol. 6. Pp. 793–803. DOI: 10.1046/j.1365-2486.2000.00356.x.

75. Smith K.A., McTaggart P., Tsuruta H. Emissions of N₂O and NO associated with nitrogen fertilization in intensive agriculture, and the potential for mitigation // *Soil Use Manage.* 1997. Vol. 13. Pp. 296–304.

76. Smith K.A., Thomson P.E., Clayton H., McTaggart P., Conen F. Effects of temperature, water content and nitrogen fertilisation on emissions of nitrous oxide by soils // *Atmosph. Environ.* 1998. Vol. 32. Pp. 3301–3309.

77. Wolf B., Zheng X., Brüggemann N., Chen W., Dannenmann M., Han X., Sutton M.A., Wu H., Yao Z., Butterbach-Bahl K. Grazing-induced reduction of natural nitrous oxide release from continental steppe. *Nature* Vol. 464. 2010. Pp. 881–884. DOI: 10.1038/nature08931.

78. Wu H., Lu X., Wu D., Song L., Yan X., Liu J. Ant mounds alter spatial and temporal patterns of CO₂, CH₄ and N₂O emissions from a marsh soil // *Soil Biol. Biochem.* 2013. Vol. 57. Pp. 884–891. DOI: 10.1016/j.soilbio.2012.10.034.

79. Xu L., Furtaw M.D., Madsen R.A., Garcia R.L., Anderson D.J., McDermitt D.K. On maintaining pressure equilibrium between a soil CO₂ flux chamber and the ambient air // *J. Geophys. Res.* 111 (D08), Pp. 10. DOI: 10.1029/2005jd006435.

80. Yan C., Zhang H., Li B., Wang D., Zhao Y., Zheng, Z. Effects of influent C/N ratios on CO₂ and CH₄ emissions from vertical subsurface flow constructed wetlands treating synthetic municipal wastewater // *J. Hazard. Mater.* 2012. Pp. 188–194. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2011.12.002.

References

1. Anichkin, A. E. (2008) The structure and functional role of the animal population of the soils of the monsoon rainforest of Vietnam: *Abstract of the dissertation of the candidate of biological sciences*. 24 p. (in Russian).

2. Babikov, B. V. (2007) The air regime of hydromorphic soils and its determining factors. *Proceedings of the International Scientific Conference "Spatial-temporal organization of the soil cover: theoretical and applied aspects"*. SPB. Pp. 411–413. (in Russian).

3. Bazhin, N. M. (2000) Methane in the atmosphere. *Sorovsk educational journal*. Vol. 3. Pp. 52–57. (in Russian).

4. Bobrik, A. A. (2011) Carbon dioxide production by soils of northern ecosystems of western Siberia. *Materials of the XIV international conference. Dokuchaev's readings. Soils under natural and anthropogenic stresses*. Pp. 293–294. (in Russian).

5. Valkov, V. F. (2004) *Soil Science*. M-Rostov-on-Don. (in Russian)

6. Galchenko, V. F., & Dulov, L. E., & Kramer, B., & Konova, & N. I., & Barysheva, S. V. (2008) Biogeochemical processes of the methane cycle in soils, bogs and lakes of Western Siberia. *Microbiology*. Vol. 2. Pp. 215–225. (in Russian).

7. Garkusha, D. N., & Fedorov, Yu. A. Global methane emissions from geological sources. *International Scientific Research Journal*. Pp. 37–51. (in Russian).

8. Garkusha, D. N., & Fedorov, Yu. A., & Tambieva, N. S. (2011) Emission of methane from soils of the Ros-

- tov region. *Arid ecosystems*. Vol. 4, Pp. 44-52. (in Russian). DOI: 10.1134/s2079096111040056.
9. Glagolev, M. V., & Sabrekov, A. F., & Smagin, A. V. (2014) II. Carbon balance of Russia. *Environmental dynamics and global climate change*. Vol. 5. (2). Pp. 50-70. (in Russian).
10. Glagolev, M. V., & Sabrekov, A. F., & Kazantsev, V. S. (2010) *Physicochemistry and biology of peat. Methods for measuring gas exchange at the soil-atmosphere interface*. Tomsk: Publishing house of TSPU. (in Russian).
11. Glagolev, M. V., & Chistotin, M. V., Shnyrev, & N. A., & Sirin, A. A. (2008) Summer-autumn emission of carbon dioxide, methane by drained peatlands, changed during economic use and natural bogs (on the example of a site in the Tomsk region). *Agrochemistry*. Vol. 5. Pp. 46-58. (in Russian).
12. Glagolev M. V., & Shnyrev, N. A. (2007) Dynamics of summer-autumn emission of CH₄ by natural bogs (on the example of the south of the Tomsk region). *Vestnik MGU*. Pp. 8-14. (in Russian).
13. Desyatkov, B. M., & Borodulin, A. I., & Makhov, G. A., & Kotlyarova, S. S., & Sarmanov, S. R. (1998) Estimation of the emission of bog methane by its concentration in the surface layer of the atmosphere. *Meteorology and Hydrology*. Vol. 8. Pp. 67-73. (in Russian).
14. Dobrovolsky, G. V. (2012) *Soils in the biosphere and human life*. Moscow: VPO MGUL. (in Russian).
15. Karpyuk, T. V. *Agrobiology (2020) Textbook. allowance. State Agrarian Un-t. Krasnoyarsk*. (in Russian)
16. Kovda, V. A. (1985) *Biogeochemistry of the soil cover*. The science.
17. Lubsanova, T. M. (2007) Respiration of soils of the Selenga Middle Mountains. *Materials of the Scientific Conference "Spatio-temporal organization of the soil cover: theoretical and applied aspects*. SPB. Pp. 270-272. (in Russian).
18. Makarov, V. V., & Sereda, M. V. (2012) Features of agricultural technology of rice cultivation in the Rostov region URL: <https://cyberleninka.ru/article/n/osobennosti-agrotehniki-vozdelyvaniya-risa-v-rostovskoy-oblasti> (date of access: 01.04.2021). (in Russian).
19. Minkina, T. M., & Endovitsky, A. P., & Kalinichenko, V. P., & Fedorov, Yu. A. (2012) *Carbonate-calcium equilibrium in the water-soil system*. Rostov-on-Don: Publishing house of the Southern Federal University. (in Russian).
20. Minko, O. I. (1996) Generation of hydrocarbon gas by the soil cover of the planet. *Geokhimiya*. No. 3 P. 14. (in Russian)
21. Nguyen, T. V. (2011) Cat Tien National Park general information. Soil structure and function of the tropical monsoon forest (Cat Tien National Park, South Vietnam). *Scientific partnership. editions*. Pp. 3-15. (in Russian).
22. Novikov, N. N., & Stepanov, A. L., & Pozdnyakov, A. I., & Lebedeva, E. V. (2007) Seasonal dynamics of CO₂, CH₄, N₂O, and NO emissions from peat soils of the river. Yakhroma. *Soil Science*. Vol. 7. Pp. 867-874. (in Russian).
23. Okolelova, A. A. (2006) *Ecological principles of soil conservation*. Volgograd: RPK «Polytechnic». (in Russian).
24. Okolelova, A. A., & Nguyen, Thinh Van (2013) Features of carbon dioxide emission depending on natural and climatic conditions. *Bulletin of the Academy of Knowledge*. Pp. 182-185. (in Russian).
25. Puchkov, L. A., & Slastunov, S. V., & Kolikov, K. S. (2002) *Extraction of methane from coal seams*. Moscow State Mining University. (in Russian).
26. Sadovnikova, L. K. (2006) Ecology and environmental protection in chemical pollution. *Higher school*. (in Russian).
27. Sergeeva M. A., & Zadorozhnaya, S. V. (2006) Formation and emission of methane in peat deposits of an oligotrophic bog. *Swamps and biosphere: Collection of materials of the Fifth scientific school. Tomsk: TsSTI Publishing House*. P. 238-244. (in Russian).
28. Sonde Teman Abu. (2006) Features of the irrigation regime and nitrogen nutrition of rice varieties cultivated on meadow-chernozem soils of the North Caucasus: *Author's abstract. Krasnodar, KubGAU*. 27 p. (in Russian).
29. Stepanov, A. L., & Manucharova, N. A. (2006) *Formation and absorption of greenhouse gases in soil aggregates*. Moscow State University Publishing House. (in Russian).
30. Stepanova, A. L. (2012) Formation and absorption of greenhouse gases in soils. *Soils in the biosphere and human life*. Pp. 118-134. (in Russian).
31. Sukhorukov, V. V., & Trubnik, R. E., & Fedorov, Yu. A. (2020) Analytical review: emission and absorption of methane by soils. *Ecological problems. A look into the future*. P. 610-619. (in Russian).
32. Fedorov, Yu. A., & Garkusha, D. N., & Krukier, M. L. (2012) Influence of temperature on methane emission from water bodies (according to the results of experimental and mathematical modeling). *Izvestiya vuzov. Natural science*. Vol. 6. Pp. 98-100. (in Russian).
33. Fedorov, Yu. A., & Tambiev, N. S., & Garkusha, D. N., & Horoshevskaya, V. O. (2012) *Methane in aquatic ecosystems: 2nd edition, revised and enlarged*. Rostov-on-Don: Rostizdat CJSC. (in Russian).
35. Ambus, P. & Christensen, D. (1995) Spatial and seasonal nitrous oxide and methane fluxes in Danish forest, grassland and agro ecosystems. *J. Environ.* Vol. 25. Pp. 993-1001.
35. Bahn, M., & Kutsch, W. L., & Heinemeyer, A., & Janssens, I. A. (2012) Appendix: Towards Standardized Protocol for the Measurement of Soil CO₂ Efflux Soil Carbon Dynamics. An Integrated Methodology. *Cambridge Univ. Press*. Pp. 272-281.
36. Bahn, M., & Reichstein, M., & Davidson, E. A., & Grünzweig, J., & Jung, M., & Carbone M. S., & Epron, D., & Misson, L., & Nouvellon, Y., & Rouspard, O., & Savage, K., Trumbore & S. E., & Gimeno, C., & Curiel, Y. J., & Tang, J., & Vargas, R., & Janssens, I. A. (2010) Soil respiration at mean annual temperature predicts annual total across vegetation types and biomes. *Biogeo science*. Vol. 7. Pp. 2147-2157.
37. Bartlett, K. B., & Crill, & P. M., & Sass, R.L., & Harriss, R. C., & Dise, N. B. (1992) Methane emissions from tundra environments in the Yukon-Kuskokwim Delta Alaska. *Journal of Geophysical Research D*. Vol. 97 (15). Pp. 16645-16660.

38. Batjes, N. H. (1996) Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Eur. J. SoilSci.* Vol. 47. Pp. 151–163.
39. Boussingault, J. B., & Levy, B. (1853) Mémoire sur la composition de l'aire confine dans la terre vegetal. *Ann. Chem. Phys.* Pp. 5–50.
40. Bowden, R. D., & Melillo, J. M., & Steudler, P. A., & Aber, J. D. (1991) Effects of nitrogen additions on annual nitrous oxide fluxes from temperate forest soils in the northeastern . *United States. J. Geophys. Res.* Vol. 97. Pp. 9321–9328.
41. Conrad, R. (1999) Contribution of hydrogen to methane production and control of hydrogen concentrations in methanogenic soils and sediments. *FEMS Microbiology Ecology.* Vol. 28(3). Pp. 193–202. DOI: 10.1111/j.1574-6941.1999.tb00575.x.
42. Dalal, R. C., & Allen, D. E. (2008) Greenhouse gas fluxes from natural ecosystems. Turner review. *Australian. J. N.* Vol. 18. Pp. 369–407.
43. Davidson, E. A., & Savage, K., & Verchot, L. V., & Navarro, R. (2002) Minimizing artifacts and biases in chamber-based measurements of soil respiration. *Agric. For. Meteorol.* Vol. 113. Pp. 21–37. DOI: 10.1016/s0168-1923(02)00100-4.
44. Ehhalt, D. H. (1974) The atmospheric cycle of methane. *Tellus.* Vol. 1 (1). Pp. 58-70.
45. Fan, S. M., & Wofsy, S. C., & Bakwin, P. S., & Jacob, D. J., & Anderson, S. M., Keibabain, P. L., & McManus, J. B., & Kolb, C. E. (1992). Micrometeorological measurements of CH₄ and CO₂ exchange between the atmosphere and subarctic tundra. *Journal of Geophysical Research D.* Vol. 97 (15). Pp. 16627–16643. DOI: 10.1029/91jd02531.
46. FAO (1998). Wetland characterization and classification for sustainable agricultural development. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Harare. URL: <http://www.fao.org/docrep/003/x6611e/x6611e00.HTM> (01.04.2020).
47. Fedorov, Yu. A., & Gar'kusha, D. N., & Shipkova G. V. (2015) Methane emission from peat deposits of raised bogs in Pskov oblast. *Geography and Natural Resources.* (36), 70–78. DOI: 10.1134/s1875372815010102.
48. Garkusha, D. N., & Sukhorukov, V. V. (2019). Methane Emissions by Reed Formations on the Azov Sea Coast. *OnLine Journal of Biological Sciences.* (4), 286–295. DOI: 10.3844/ojbsci.2019.286.295
49. Hanson, R. S., & Hanson, T. E. (1996) Methanotrophic bacteria. *Microbiological reviews.* Vol. 60(20) Pp. 439–471.
50. Heinemeyer, A., & McNamara, N. P. (2011) Comparing the closed static versus the closed dynamic chamber flux methodology: implications for soil respiration studies. *Plant Soil.* Pp. 145–151. DOI: 10.1007/s11104-011-0804-0.
51. IPCC Climate Change (2013) *The Physical Science Basis. Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge. United Kingdom and New York. USA: Press C.U.1535 p.
52. IPCC Climate Change (2007) *The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge. University Press. United Kingdom and New York. USA. 1535 p.
53. IPCC Climate Change (1996) *Scientific and technical analysis of impacts, adaptations and mitigation.* Contribution of working group II to the second assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. London: Cambridge University Press. 1535 p.
54. Kutzbach, L., & Schneider, J., & Sachs, T., & Giebels, M., & Nykänen, H., Shurpali, N. J., & Martikainen, P. J., & Alm, J., & Wilmking, M. (2007) CO₂ flux determination by closed-chamber methods can be seriously biased by inappropriate application of linear regression. *Biogeoscience.* Vol. 4. Pp. 1005–1025. DOI: 10.5194/bg-4-1005-2007.
55. Luo, G. J., & Brüggemann, N., & Wolf, B., & Gasche, R., & Grote, R., Butterbach-Bahl K. (2012) Decadal variability of soil CO₂, NO, N₂O, and CH₄ fluxes at the Höglwald forest. Germany. *Biogeoscience.* Vol. 9. Pp. 1741–1763. DOI: 10.5194/bgd-8-12197-2011.
56. Lindsey, R. (2019) Climate Change: Atmospheric Carbon Dioxide. URL: <https://www.climate.gov/news-features/understanding-climate/climate-change-atmospheric-carbon-dioxide> (01.04.2021).
57. Nguyen, Kh. V. (2000) Bioclimatic diagrams of Vietnam. Hanoi, Vietnam National University.
58. Leifeld, J., & Nemo, R., & Schumacher, J., & Senapati, N., & Wiesmeier, M. (2013) Reproducibility of a soil organic carbon fractionation method to derive Roth C carbon pools. *The European Journal of Soil Science (EJSS).* Vol. 32(4). Pp. 1673–1676. DOI: 10.1111/ejss.12088.
59. Pattey, E., & Edwards, G. C., & Desjardins, R. L., & Pennock, D. J., & Smith, W., Grant, B., & MacPherson, J. I. (2007) Tools for quantifying N₂O emissions from agro ecosystems. *Agric For Meteorol.* Vol. 4. Pp. 103–119. DOI: 10.1016/j.agrformet.2006.05.013.
60. Peters, V., & Conrad, R. (1995) Methanogenic and other strictly anaerobic bacteria in desert soil and other oxic soils. *Applied and environmental microbiology.* 1 (4), 1673–1676.
61. Roulet, N. T., & Ash, R., & Moor, T. R. (1992) Low Boreal Wetlands as a Source of Atmospheric Methane. *Journal of Geophysical Research D.* Vol. 97 (4), Pp. 3739-3749.
62. Smith, K. A., & Dobbie, K. E., & Ball, B. C., & Bakken, L. R., & Situala, B. K., & Hansen, S., & Brumme, R., & Borken, W., & Christensen, S., & Prieme, A., & Fowler, D., & Macdonald, J. A., & Skiba, U., & Klemetsson, L., & Kasimir-Klemetsson, A., & Degorska, A., Orlanski, P. (2000) Oxidation of atmospheric methane in Northern European soils, comparison with other ecosystems, and uncertainties in the global terrestrial sink. *Glob. Change Biol.* Vol. 6. Pp. 793–803. DOI: 10.1046/j.1365-2486.2000.00356.x.
63. Raich, J. W., & Potter, C. S. (1995) Global patterns of carbon dioxide emissions from soils. *Glob. Biogeochem. Cycles.* (9), 23–36.
64. Rochette, P. (2011) Towards a standard non-steady-state chamber methodology for measuring soil N₂O emissions. *Anim. Feed Sci. Tech.* Pp. 141–146. DOI: 10.1016/j.anifeedsci.2011.04.063.

65. Sahrawat, K. L. (2004) Terminal electron acceptors for controlling methane emissions from submerged rice soils. *Commun. Soil Sci. Plant.* Vol. 35. Pp. 1401–1413. DOI: 10.1081/css-120037554.
66. Sainju, U. M., & Jabro, J. D., & Stevens, W. B. (2008) Soil carbon dioxide emission and carbon content as affected by irrigation, tillage, cropping system, and nitrogen fertilization. *J. Environ. Qual.* Vol. 37. Pp. 98–106. DOI: 10.2134/jeq2006.0392.
67. Saiz, G., & Byrne, K. A., & Butterbach-Bahl, K., & Kiese, R., & Blujdea, V., & Farrell, E. P. (2006) Stand age-related effects on soil respiration in a first rotation Sitka spruce chronosequence in central Ireland. *Glob. Change Biol.* Vol. 12. Pp. 1007–1020. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2006.01145.x.
68. Sanhueza E., Hao W.M., Scharffe D., Donoso L., Crutzen P.J. (1990) N₂O and NO, Venezuela. *Geophys. Res.: Atmos.* Vol. 95. Pp. 22481–22488. DOI: 10.1029/jd095id13p22481.
69. Sanz-Cobena A., Abalos D., Meijide A., Sanchez-Martin L., Vallejo A. (2014) Soil moisture determines the effectiveness of two urease inhibitors to decrease N₂O emission. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Change.* DOI: 10.1007/s11027-014-9548-5.
70. Sheila, W., & Lutz M., & Timo, V., & Janne, R., & Matti, R., & Sonja, L., & Petri P. (2019) Soil greenhouse gas emissions under different land-use types in savanna ecosystems of Kenya. *Biogeosciences.* P. 17. DOI: 10.5194/bg-17-2149-2020.
71. Sagar, S., & Tate, K. R., & Giltrap, D. L., & Singh, J. (2008). Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide and methane in New Zealand terrestrial ecosystems and their mitigation options: a review. *Plant Soil.* Vol. 3. Pp. 25–42. DOI: 10.1007/s11104-007-9421-3.
72. Wolf, B., & Zheng, X., & Brüggemann, N., & Chen, W., & Dannenmann, M., & Han, X., & Sutton, M. A., & Wu, H., & Yao, Z., & Butterbach-Bahl, K. (2010) Grazing-induced reduction of natural nitrous oxide release from continental steppe. *Nature.* Vol. 464. Pp. 881–884. DOI: 10.1038/nature08931.
73. Schaefler, G., & Kitzler, B., & Schindlbacher, A., & Skiba, U., & Sutton, M. A., & Zechmeister-Boltenstern, S. (2010) Greenhouse gas emissions from European soils under different land use: effects of soil moisture and temperature. *Eur. J. Soil Sci.* Vol. 61. Pp. 683–696. DOI: 10.1111/j.1365-2389.2010.01277.x.
74. Sheppard, J. C., & Westbergh, H. H., & Hopper, J. F., & Ganeson, K., & Zimmerman, P. (1982) Inventory of global methane sources and their producing rates. *J. Geophys. Res.* Vol. 87. Pp. 1305–1312.
75. Smith, K. A., & McTaggart, P., & Tsuruta, H. (1997) Emissions of N₂O and NO associated with nitrogen fertilization in intensive agriculture, and the potential for mitigation. *Soil Use Manage.* Vol. 13. Pp. 296–304.
76. Smith, K. A., & Thomson, P. E., & Clayton, H., & McTaggart, P., & Conen, F. (1998) Effects of temperature, water content and nitrogen fertilisation on emissions of nitrous oxide by soils. *Atmosph. Environ.* Vol. 32. Pp. 3301–3309.
77. Smith, K. A., & Ball, T., & Conen, F., & Dobbie, K. E., & Massheder, J., & Rey, A. (2003) Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. *European journal of soil science.* Vol. 54. Pp. 779–791. DOI: 10.1046/j.1351-0754.2003.0567.x
78. Wu, H., & Lu, X., & Wu, D., & Song, L., & Yan, X., & Liu, J. (2013) Ant mounds alter spatial and temporal patterns of CO₂, CH₄ and N₂O emissions from a marsh soil. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 57. Pp. 884–891. DOI: 10.1016/j.soilbio.2012.10.034.
79. Xu, L., & Furtaw, M. D., & Madsen, R. A., & Garcia, R. L., & Anderson, D. J., & McDermitt, D. K. (2006) On maintaining pressure equilibrium between a soil CO₂ flux chamber and the ambient air. *J. Geophys. Res.* Vol. 111. P. 10. DOI: 10.1029/2005jd006435.
80. Yan, C., & Zhang, H., & Li, B., & Wang, D., & Zhao, Y., & Zheng, Z. (2012). Effects of influent C/N ratios on CO₂ and CH₄ emissions from vertical subsurface flow constructed wetlands treating synthetic municipal wastewater. *J. Hazard. Mater.* Pp. 188–194. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2011.12.002.

Дата поступления в редакцию: 05.04.2021

Дата рецензирования: 15.04.2021

Дата принятия к публикации: 20.04.2021

Просьба ссылаться на эту статью в русскоязычных источниках:

Федоров Ю.А., Сухоруков В.В., Трубник Р.Г. Аналитический обзор: эмиссия и поглощение парниковых газов почвами. Экологические проблемы // Антропогенная трансформация природной среды. 2021. Т. 7. № 1. С. 6–34. DOI: 10.17072/2410-8553-2021-1-6-34.

Please cite this article in English as:

Fedorov Y.A., Sukhorukov V.V., Trubnik R.G. Review: emission and absorption of greenhouse gases by soils. Ecological problems. *Anthropogenic Transformation of Nature.* 2021. Vol. 7. No. 1. P. 6–34. DOI: 10.17072/2410-8553-2021-1-6-34.