

**HOT SPOTS OF METHANE EMISSION IN WEST SIBERIAN MIDDLE TAIGA WETLANDS  
PHYSICALLY DISTURBED BY PETROLEUM EXTRACTION ACTIVITIES**

*Sabrekov A.F.<sup>1</sup>, Filippov I.V.<sup>1</sup>, Dyukarev E.A.<sup>1,2</sup>, Zarov E.A.<sup>1</sup>, Kaverin A.A.<sup>1</sup>, Glagolev M.V.<sup>1,3</sup>,  
Terentieva I.E.<sup>4</sup>, Lapshina E.D.<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> *Yugra State University, Khanty-Mansiysk*

<sup>2</sup> *Institute of Monitoring of Climatic and Ecological Systems of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Tomsk*

<sup>3</sup> *Faculty of Soil Science, Lomonosov Moscow State University*

<sup>4</sup> *Department of Geography, University of Calgary, Canada*

sabrekovaf@gmail.com

**Citation:** Sabrekov A.F., Filippov I.V., Dyukarev E.A., Zarov E.A., Kaverin A.A., Glagolev M.V., Terentieva I.E., Lapshina E.D. 2022. Hot spots of methane emission in West Siberian middle taiga wetlands disturbed by petroleum extraction activities // *Environmental dynamics and global climate change*. V. 13. N. 3. P. 142-155.

**DOI:** [10.18822/edgcc121107](https://doi.org/10.18822/edgcc121107)

С помощью статического камерного метода оценена эмиссия метана из болот, нарушенных при добыче нефти на Южноприобском месторождении, расположенном в подзоне средней тайги Западной Сибири. Болотные экосистемы на территории месторождения в наибольшей степени подвержены влиянию строительства дорог (блокирующих естественное направление движения болотных вод), а также прокладки просек для ЛЭП и трубопроводов, в разной степени нарушающих растительный покров болота. Влияние этих типов нарушений исследовалось как на пойменных низинных болотах, так и на террасных и водораздельных верховых болотах. Измеренные значения эмиссии метана варьировали от 0.005 до 41.7 мг·м<sup>-2</sup>·час<sup>-1</sup> (медиана: 2.1 мг·м<sup>-2</sup>·час<sup>-1</sup>). Одним из возможных индикаторов «горячих точек» эмиссии метана оказались растения – пушица влагалищная и пухонос. Другим важным фактором, обуславливающим высокие значения эмиссии метана, является уровень болотных вод. Однако оптимальное (для эмиссии CH<sub>4</sub>) значение этого фактора зависит от типа болотной экосистемы. Реакция эмиссии из яров на проход тяжёлой техники также обуславливается изменением уровня болотных вод относительно его оптимума для эмиссии из верховых болот.

**Ключевые слова:** гидрологический режим болот, парниковые газы, цикл углерода, бореальные болота, антропогенно нарушенные болота.

**Ключевые слова:** peatland hydrology, greenhouse gasses, carbon cycle, boreal wetlands, disturbed wetlands

Introduction. The concentration of methane in the Earth's atmosphere, the second most potent greenhouse gas, continues to rise since 2007 [Canadell et al., 2021]. The need to significantly reduce the anthropogenic emission of methane into the atmosphere in order to limit the increase in global temperature by 2100 within 2°C relative to the period from 1850 to 1900 is recognized by both the scientific community [IPCC, 2021] and the leadership of most countries of the world, including Russia, who signed and ratified the Paris Agreement, adopted following the results of the 21st Conference of the UN Framework Convention on Climate Change [Climate Agenda of Russia, 2021]. Reduction of methane emissions and control over it throughout the territory of managed ecosystems will require huge resources and investments, development of new climate-smart technologies. A reasonable compromise may be to identify the most important sources of methane within managed ecosystems (also called “hot spots”) and to introduce changes in their land-use in accordance with the principles of sustainable development and science-based environmental management.

The major type of economic activity in the taiga natural zone of West Siberia is oil production [Koleva, 2007; Volkova, 2010]. Since 35-40% of the West Siberian middle taiga area is covered with waterlogged ecosystems - wetlands and floodplains [Peregon et al., 2009; Terentieva et al., 2016], a significant part of this infrastructure is located in wetland ecosystems and has a strong impact on them. In this paper, we made the first attempt to understand, how the most common types of disturbances by oil production (road, pipeline and electric power transmission line construction) can affect methane emissions from the most common disturbed waterlogged ecosystems in the region (oligotrophic raised bogs on a terrace or watershed) and eutrophic lowland swamps in the floodplain). We measured methane emission from the surface of disturbed wetland ecosystems, physicochemical and biological factors influencing it, to identify which ecosystems are hot spots of methane emission.

**Objects.** The study area was located 50 km southeast of the city of Khanty-Mansiysk, on the right bank of the Irtysh River, in the natural zone of the middle taiga. The climate of this region is subarctic (Dfc according to Köppen). In the floodplain of the Irtysh the most common types of wetlands are sedge-grass open swamps and sogras (treed sedge-grass wetlands), on terraces and the watershed - pine-shrub-sphagnum ecosystems (ryams) and ridge-hollow complexes [Liss et al., 2001]. The thickness of the peat layer in raised bogs on the terrace and watershed varied from 2 to 3 m; in sogra – from 3.5 to 4 m; in open floodplain swamps thickness of organic-rich horizon never exceeded 0.4 m. For floodplain ecosystems we investigated influence of a four-lane access road on changing the hydrological functioning of open swamps (points OO and OK), as well as the effect of cross-cut in a sogra (SP) compared to an undisturbed sogra (SE). For raised bogs on the terrace and watershed, we study the influence of asphalt two-lane roads which act as dams, preventing the flow of water from one side of the road to the other resulting in flooding to upstream areas (GMKO1 and GMKO2) and drying in downstream areas (GMKS) in ridge-hollow complexes. The effect of cross-cutting on methane emission in ryams (RP1 and RP2) as well as pipeline installation in ryam (RTO1) and ridge-hollow complex (RTO2) were also studied. During a cross-cut tree layer was destroyed, the vegetation and moss cover was compacted (RP1) or mostly destroyed (RP2 and SP). Access roads were constructed 3 (four-lane) and 10-15 (asphalt two-lane) years ago. Pipelines were installed 2-3 years ago.

**Methods.** Methane flux was measured using the static chamber method [Hutchinson and Mosier, 1981]. In the course of one flux measurement four syringes were taken from the chamber on the interval of 10 min. Total duration of one flux measurement was 30 minutes. Three consecutive replicates of the flux measurements were carried out on each of the three collars per each investigated ecosystem. Interval between two consecutive flux measurements was 10 min. Water were sampled from the depth of 20 cm below water table level (WTL) in two replicates to determine dissolved organic carbon (DOC) content at the points GMKO2, GMKS, RTO1, RTO2, RP2, as well as in an undisturbed ryam ecosystem 50 m away from the points RTO1 and RP2. The concentration of DOC was measured by a Flash 2000 elemental analyzer using an AS1310 automatic liquid sampler (both Thermo Fisher Scientific, USA). In each studied ecosystem for each collar the values of WTL (cm, positive water is below the level of the moss surface), pH and electrical conductivity ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) of water were measured. All calculations were carried out in the MATLAB software environment R2022a (MathWorks, USA).

**Results and discussion.** Methane emission varied from 0.005 to 41.7  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$  with a median of 2.1  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ . Fluxes were not distributed normally ( $p < 0.0001$ ,  $N = 33$ ), but could be described by the lognormal distribution ( $p = 0.15$ ) and the Weibull distribution ( $p = 0.22$ ). Such a significant distribution asymmetry indicates that changes of land-use practice in several ecosystems with the highest methane emission could help to reduce methane emission significantly without substantial modifications of the whole landscape. The dependence of the methane flux on WTL differs depending on both disturbance and ecosystem types. Within one ecosystem, the maximum emission values can be observed both in most flooded sites (RP2, GMKS), in sites with intermediate WTL values (GMKO1, RTO2, OK), and in sites with the highest WTL (RTO1). One of the markers of methane emission hot spots is the appearance of ruderal plants *Eriophorum vaginatum* and *Trichophorum cespitosum* in different ecosystems and on disturbances of different types. *Eriophorum vaginatum* is one of the first species to settle on bare peat in cross-cuts (RTO1 and RTO2) and footprints after heavy equipment (RP2) in raised bogs, as well as on seismic survey lines in sogra (SP). *Trichophorum cespitosum* was found in the upstream area of the road, where a zone of excessive moisture has formed resulting in degradation of the moss and vegetation cover and peat decomposition (GMKO1). In all these five ecosystems, methane flux from sites covered with *Eriophorum vaginatum* and *Trichophorum cespitosum* was 2 or more times higher compared to the surrounding sites where these species were absent.

The maximum values of methane emission among all studied ecosystems are in the WTL range from -2 to 8 cm (see Fig. 1). In studied raised bogs, the emission from the flooded upstream areas (GMKO1 and GMKO2) was significantly lower ( $p = 0.0082$ ,  $N = 8$ ) than from the dried downstream areas (GMKS), if we exclude the point with *Trichophorum cespitosum*, where high methane emission is attributed, presumably, to the influence of the plant community and not with to the different WTL, as described in the section above. In contrast, for floodplain wetlands, emission from the open sedge bog in the drying area (OO) was significantly lower ( $p = 0.02$ ,  $N = 6$ ) than from the flooded open swamp with *Phalaris arundinacea* (OC). This difference could be explained by changes in local ecohydrology and hydrochemistry after the road construction. Methane emission from ridges in GMKO1 and GMKO2 ecosystems (median 1.5  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ) exceeds by an order of magnitude the median of methane emission from middle taiga ridges Western Siberia (0.13  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$  according to [Kleptsova et al., 2010]). Due to flooding in the upstream area of the roads, WTL in ridges decreased compared to values typical for these ecosystems (mean  $\pm$  standard deviation is  $35 \pm 14$  cm according to [Kleptsova et al., 2010]). However, the grass-moss layer of the ridges did not degrade, and the methane emission from them turned out to be comparable with the emission from undisturbed ridges with the same WTL values (Fig. 2).

Methane emission from temperate and subarctic swamps is typically characterized by a lower optimal WTL value (ranging from -20 cm to -5 cm) compared to bogs [Bao et al., 2021]. Therefore, flooding of the *Phalaris arundinacea* swamp (OK) resulted in optimal conditions for methanogenesis in all three studied sites of this ecosystem with WTL ranging from -12 to 3 cm. The methane emission in each site of the *Phalaris arundinacea* swamp was higher than the third quartile for the entire sample obtained in this study. The open sedge bog (OO) separated from the rest of the floodplain by the road was characterized by a higher WTL (from -5 to 12 cm), far from optimal. In addition, the soil temperature in these ecosystems, located at a distance of 600 meters from each other, differed by 9-11°C in a peat layer from 0 to 20 cm. The same pattern was observed in sogra wetland, where temperature of the upper 20 cm in cross-cut

bare peat was 6-8°C higher than in undisturbed site, separated from floodplain by access road. Thus, both the temperature and hydrological regimes contribute to the fact that the methane emission from the flooded floodplain open swamp (OK) is significantly higher than from the floodplain bog in the drying area (OO point). A similar pattern was observed for the treed floodplain swamp (SP and SE points, respectively).

The concentration of DOC in the water of natural and disturbed ecosystems of the low ryam was significantly higher than in the hollow of the ridge-hollow complex ( $p < 0.01$ ,  $N = 5$ ). The same pattern was observed for Canadian wetlands and was explained by the fact that DOC production occurs mainly in the aeration zone above the WTL. Since in ryams and ridges WTL it is higher than in hollows, the rate of plant litter decomposition is twice as high as in hollows (Moore, 2009). The higher rate of decomposition can explain both the higher EC (faster mineralization) and the lower pH (higher acidogenesis) in the low ryam. It is noteworthy that during the disturbance and subsequent recovery of the vegetation in the ryam, the concentration of DOC in the peat pore water increased by almost one and a half times, while in the hollow of the ridge-hollow complex it did not change considerably compared to the value in undisturbed wetland ecosystem.

Conclusion. Measurements of methane emission from wetlands of the West Siberian middle taiga disturbed during oil production and its physicochemical and biological factors showed that several of these ecosystems are intensive sources of this greenhouse gas. Although this is only a snapshot taken at the end of June 2021, and it is necessary to study the seasonal dynamics of the methane flux for more reliable conclusions, several indicators of methane emission hot spots could be suggested. Presence of ruderal plants such as *Eriophorum vaginatum* and *Trichophorum cespitosum* marks such a hot spots throughout different ecosystems. Ecosystem-specific range of WTL optimal for methane emission could also be a reliable indicator of these hot spots. Response of methane emission to the construction of roads depends on type of wetland ecosystems. In raised bogs, hollows in the upstream area emit less methane than undisturbed ecosystems, while in the downstream area emission is higher. Emission from ridges in flooded ridge-hollow complexes increases with the decrease of the WTL in them, similarly to natural undisturbed ridges. Nutrient-rich floodplain swamps response differently to changes in the hydrological regime. The emission of methane from open and forested swamps in the drying area is lower than from flooding area. This is explained not only by different WTL optimums for methane emission between bogs and swamps but also differences in temperature (6-11°C) of the surface organic-rich layers of floodplain wetlands in the flooding area compared to drying area. The methane emission from heavy vehicle tracks in low ryam is driven by the change in WTL relative to its optimum for methane emission from raised bogs.

## ВВЕДЕНИЕ

Среди парниковых газов, повышение атмосферной концентрации которых непосредственно связано с деятельностью человека, метан уступает лишь углекислому газу по величине потенциала глобального потепления [Canadell et al., 2021]. Напрямую рост концентрации метана фиксировался с момента начала её непрерывного высокочастотного мониторинга в тропосфере Земли в 1983 году до 1999 года, затем в течение 8 лет она оставалась примерно постоянной, после чего снова возрастает по настоящее время [Ganesan et al., 2019]. Восстановленные с 1000 г н.э. на основе изучения состава воздуха, окклюдированного во льдах и фирне полярных регионов планеты, значения концентрации метана в атмосфере были стабильными до 1800 г н.э., составляя  $0.695 \pm 0.04$  ppm (частей на миллион по объёму), после чего начали расти, особенно интенсивно в период с 1940 по 1980 гг. [Etheridge et al., 1998]. Необходимость в разы сокращать антропогенную эмиссию метана в атмосферу, чтобы удержать рост глобальной температуры к 2100 году в пределах 2°C относительно периода с 1850 по 1900 годы, осознаётся как научным сообществом [IPCC, 2021], так и руководствами большинства стран мира, включая Россию, подписавшими и ратифицировавшими Парижское соглашение, принятое по итогам 21-й конференции Рамочной конвенции ООН об изменении климата<sup>1</sup>. Для этого предлагается целый ряд экономических механизмов, вводящих пошлины и штрафы за производство продукции, сопровождающееся высокой эмиссией метана в атмосферу. При этом учитывается метан, не только продуцируемый непосредственно при участии человека, но и выделяющийся из управляемых экосистем, то есть антропогенно нарушенных экосистем на той территории, где проводится хозяйственная деятельность<sup>2</sup>. Снижение эмиссии метана и контроль за ней на всей

<sup>1</sup>Климатическая повестка России: реагируя на международные вызовы / Аналитический центр ТЭК Российского энергетического агентства Министерства энергетики РФ. Январь 2021. URL: [http://www.dipacademy.ru/documents/2267/2021\\_1\\_%D0%94%D0%BE%D0%BA%D0%BB%D0%B0%D0%B4\\_%D0%9A%D0%BB%D0%B8%D0%BC%D0%B0%D1%82\\_%D0%A6%D0%A1%D0%A0\\_%D0%90%D0%A6\\_%D0%A0%D0%AD%D0%90\\_%D0%A1%D0%A6.pdf](http://www.dipacademy.ru/documents/2267/2021_1_%D0%94%D0%BE%D0%BA%D0%BB%D0%B0%D0%B4_%D0%9A%D0%BB%D0%B8%D0%BC%D0%B0%D1%82_%D0%A6%D0%A1%D0%A0_%D0%90%D0%A6_%D0%A0%D0%AD%D0%90_%D0%A1%D0%A6.pdf) (дата обращения: 1.08.2022).

<sup>2</sup> ЕС. 2013. Decision No 529/2013/EU of the European Parliament and of the Council of 21 May 2013 on accounting rules on greenhouse gas emissions and removals resulting from activities relating to land use, land-use change and forestry and on information concerning actions relating to those activities, Brussels, Belgium.

территории управляемых экосистем потребует огромных ресурсов и инвестиций, а также разработки новых экологически обоснованных технологий. Разумным компромиссом может быть выделение наиболее мощных источников метана в рамках управляемых экосистем (англ. «hot spots»: «горячих точек») и их последующая ликвидация в соответствии с принципами рационального природопользования.

Основным видом хозяйственной деятельности в таёжной природной зоне Западной Сибири является добыча нефти. Промышленное освоение месторождений началось в конце 1950-ых гг. [Колева, 2007; Волкова, 2010]. Во второй декаде XXI в. в регионе добывалось 46% от всей извлечённой на поверхность нефти России [Филимонова и др., 2019]. Это потребовало создания развитой инфраструктуры, в том числе прокладки грунтовых и асфальтовых дорог для проезда большегрузного транспорта и укладки трубопроводов для транспортировки нефти. Поскольку 35-40% территории средней тайги Западной Сибири покрыто переувлажнёнными экосистемами – болотами и поймами [Peregon et al., 2009; Terentieva et al., 2016], значительная часть этой инфраструктуры сосредоточена именно в болотных экосистемах и оказывает на них существенное воздействие. Это воздействие приводит к изменению цикла углерода в этих экосистемах, в том числе – цикла метана, который является конечным продуктом разложения органического вещества в анаэробных условиях [Lai, 2009; Conrad, 2020; Kotsyurbenko et al., 2020]. Проложенные через болота дороги существенно изменяют гидрологический режим болотной экосистемы рядом с ней, когда пересекают направление движения вод (т.н. барражный эффект, [Орлов, 2012]). В пределах нескольких сотен метров от дороги болотная экосистема выше по направлению течения воды, в верхнем бьефе, испытывает дополнительное увлажнение, а ниже по течению, в нижнем бьефе, – недостаток увлажнения по сравнению с ненарушенной болотной экосистемой [Saraswati et al., 2020; Williams-Mounsey et al., 2021]. Поскольку уровень болотных вод значимо влияет на эмиссию метана из переувлажнённых экосистем субарктического (по классификации Кёппена) пояса [Kettunen et al., 1999; Глаголев, 2010; Turetsky et al., 2014; Bao et al., 2021], строительство дорог в них приводит к изменению её величины. Прокладка трубопроводов сопровождается уничтожением растительного покрова и перемешиванием торфяной толщи. Это сказывается на величине эмиссии метана, поскольку растения и мхи являются источниками органического вещества для метаногенов, кислорода для метанотрофов, а также обеспечивают транспорт метана из толщи торфа в атмосферу [Laanbroek, 2010]. Эмиссия метана из разных типов болотных экосистем по-разному реагирует на изменение физико-химических условий среды (главным образом, УБВ и температуры [Turetsky et al., 2014; Bao et al., 2021]), поэтому при изучении влияния антропогенных воздействий на неё необходимо учитывать не только характер нарушения, но и специфику экосистемы, которая была нарушена.

В настоящей работе мы ставили цель в первом приближении оценить, каким образом самые распространённые типы нарушений при добыче нефти (строительство дорог и прокладка трубопроводов и просек) могут повлиять на эмиссию метана из наиболее распространённых в регионе болотных экосистем. На террасе и водоразделе такими экосистемами были рямы – олиготрофными сосново-кустарничково-сфагновые сообщества с УБВ в интервале 40-80 см и грядово-мочажинные комплексы – олиготрофные сообщества, состоящие из перемежающихся открытых плоских травяно-сфагновых мочажин с УБВ в интервале 0-20 см и облесённых сосной высотой не более 10 м кустарничково-сфагновых выпуклых гряд с УБВ в интервале от 20 до 50 см. В пойме такими экосистемами были открытые осоковые и злаковые заболоченные луга и согры – притеррасные березово-ольховниково-кочкарноосоковые сообщества с сильно выраженным микрорельефом. Для достижения этой цели были проведены измерения эмиссии метана с поверхности нарушенных болотных экосистем, физико-химических и биологических факторов, на неё влияющих, и анализ того, какие именно экосистемы являются «горячими точками» эмиссии метана.

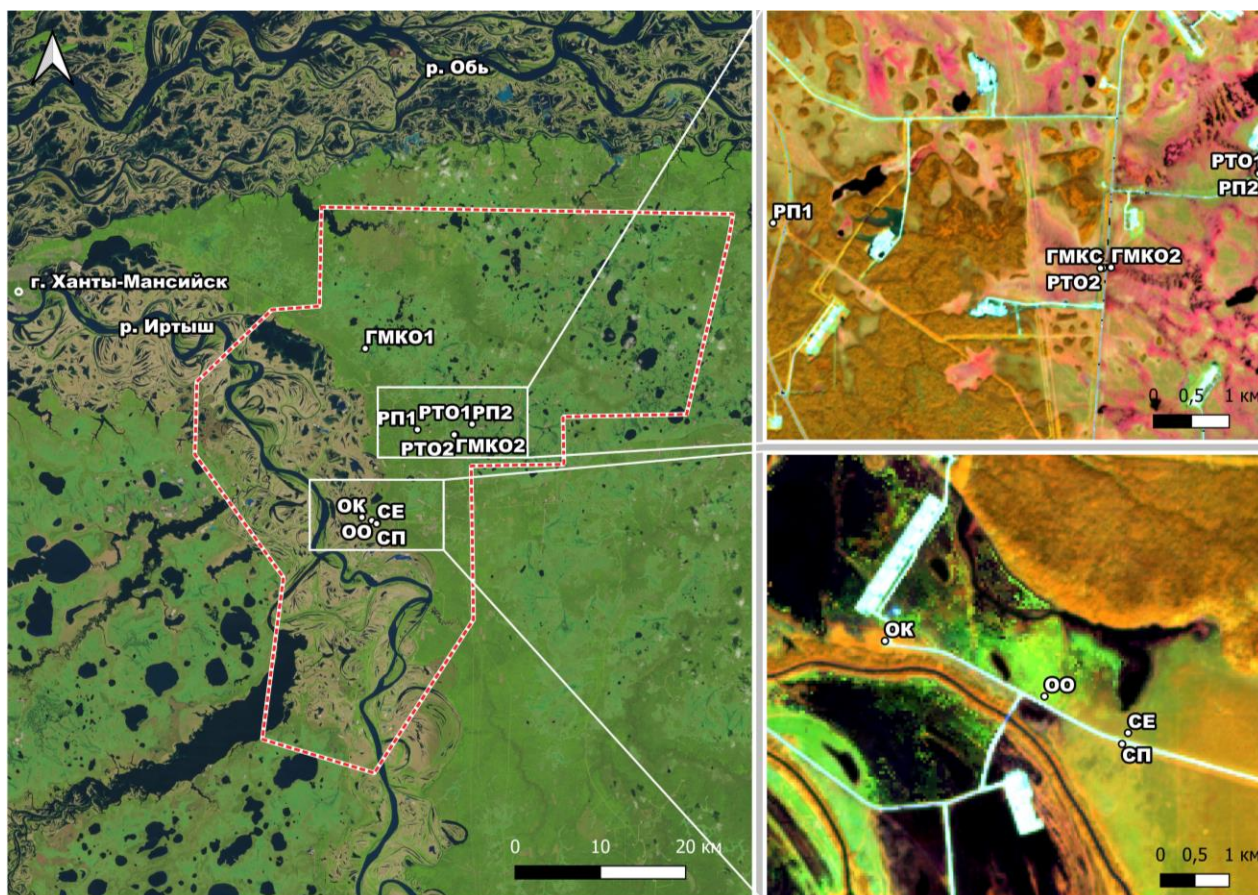
## ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

### Объекты

Район исследования (рис. 1) располагался в 50 км к юго-востоку от г. Ханты-Мансийск, на правом берегу р. Иртыш, в природной зоне средней тайги [Лисс и др., 2001, с. 345]. Климат этого регио-

на – субарктический (Dfc по Кёппену). За период с 1981 по 2010 год среднегодовая температура воздуха в Ханты-Мансийске составила  $-0.8\text{ }^{\circ}\text{C}$ , средняя температура воздуха самого холодного месяца была равна  $-18.9\text{ }^{\circ}\text{C}$ , самого тёплого –  $18.3\text{ }^{\circ}\text{C}$ . За этот же период среднегодовая сумма осадков составила  $532\text{ мм}$ , максимум приходился на летнее время, когда выпадало в среднем 37% годовой суммы осадков<sup>3</sup>.

Краткие описания исследованных экосистем даны в табл. 1. В пойме этой части региона наиболее распространёнными типами переувлажнённых экосистем являются осоково-злаковые открытые болота и согры, на террасах и водоразделе – рямы и грядово-мочажинные комплексы [Лисс и др., 2001]. Толщина слоя торфа в верховых болотах на террасе и водоразделе варьировала от 2 до 3 м, в согре – от 3.5 до 4 м, в открытых пойменных болотах толщина слоя, богатого органическим веществом, не превышала 40 см. Для пойменных переувлажнённых экосистем было исследовано влияние грунтовой четырёхполосной дороги на изменение гидрологического режима болот (точки ОО и ОК), а также влияние прокладки просеки в согре (СП) по сравнению с ненарушенной согрой (СЕ). Для верховых болот на террасе и водоразделе исследовалось влияние как переувлажнения (ГМКО1 и ГМКО2), так и снижения увлажнения (ГМКС) в грядово-мочажинных комплексах из-за блокировки внутриболотного водотока асфальтовыми двухполосными дорогами на насыпях. Кроме того, изучалось влияние прокладки трубопроводов в ряме (РТО1) и грядово-мочажинном комплексе (РТО2), а также просек в рямах (РП1 и РП2). При прокладке просек древесная растительность уничтожалась, растительный покров уплотнялся (РП1) и частично уничтожался (РП2 и СП). При укладке трубопроводов растительный покров над ними полностью уничтожался, торф в верхних 2-3 метрах перемешивался, и на поверхности оказывался обнажённый слой торфа, почти лишённый растительности. Строительство дорог было произведено 10-15 лет назад, укладка трубопроводов – 2-3 года назад.



**Рисунок 1.** Расположение объектов исследования на снимках Sentinel-2.

Красной штриховой линией выделен лицензионный участок Южноприобского месторождения. На верхней правой панели отображены объекты на террасе и водоразделе, на нижней правой панели – объекты в пойме.

<sup>3</sup> ВНИИГМИ-МЦД, 2022. Всероссийский научно-исследовательский институт гидрометеорологической информации – Мировой центр данных. <http://meteo.ru/data> (дата обращения: 20.07.2022).



**Таблица 1.** Свойства исследованных естественных и нарушенных болотных экосистем

Точка	Координаты, с.ш., в.д., °	Тип болотной экосистемы: доминанты растительного покрова	Причина нарушения	Температура на 20 см, °С	pH	ЕС	Мощность торфа, м
<i>Пойменные низинные болота</i>							
ОО	60.744331, 69.783273	Открытое осоковое болото в зоне осушения: <i>Carex aquatilis</i> , <i>C. vesicaria</i>	Нет	1.5	6.7 ± 0.3	190 ± 9	0.2 ± 0.1
ОК	60.748068, 69.762073	Открытое увлажнённое канареечниковое болото: <i>Phalaris arundinaceae</i>	Дорога	12.4	5.9 ± 0.1	277 ± 110	0.2 ± 0.1
СЕ	60.741883, 69.794365	Согра берёзово-ольховая: <i>Alnus incana</i> , <i>Betula pubescens</i> , <i>C. juncella</i> , <i>C. caespitosa</i> , <i>Thomendipnum nitens</i>	Нет	4.5	7.1 ± 0.1	174 ± 8	3.8 ± 0.3
СП	60.741161, 69.793549	Согра берёзово-ольховая на просеке: <i>Alnus incana</i> , <i>Betula pubescens</i> , <i>Eriophorum vaginatum</i> , <i>Carex juncella</i> , <i>C. caespitosa</i>	Просека	12.0	6.9 ± 0.1	428 ± 5	3.5 ± 0.3
<i>Террасные и водораздельные верховые болота</i>							
ГМКО1	60.925505, 69.773491	Грядово-мочажинный комплекс подтопленный: <i>Carex limosa</i> , <i>Trichophorum cespitosum</i> , <i>S. compactum</i> ,	Дорога	14.7	4.7 ± 0.1	20 ± 6	2.2 ± 0.3
ГМКО2	60.833666, 69.965862	Грядово-мочажинный комплекс подтопленный: <i>Andromeda polifolia</i> , <i>S. Fallax</i>	Дорога	15.5	4.3 ± 0.1	25 ± 2	2.5 ± 0.3
ГМКС	60.833622, 69.963928	Грядово-мочажинный комплекс в зоне осушения: <i>Carex limosa</i>	Дорога	10.4	4.6 ± 0.3	31 ± 1	2.5 ± 0.3
РТО1	60.844647, 70.001943	Обнажённый торф в низком рьяе: <i>Pinus sylvestris</i> , <i>Ledum palustris</i> , <i>Eriophorum vaginatum</i> , <i>S. fuscum</i> , <i>S. angustifolium</i>	Трубопровод	11.6	3.7 ± 0.1	100 ± 15	2.2 ± 0.2
РТО2	60.833585, 69.963284	Обнажённый торф в грядово-мочажинном комплексе: <i>Eriophorum vaginatum</i> , <i>S. fuscum</i> , <i>S. magellanicum</i>	Трубопровод	12.9	4.4 ± 0.1	40 ± 1	2.2 ± 0.2
РП1	60.839489, 69.883965	Типичный рям на просеке: <i>Pinus sylvestris</i> , <i>Ledum palustris</i> , <i>Chamedaphne calyculata</i> , <i>S. fuscum</i> , <i>S. angustifolium</i>	Просека	9.6	4.0 ± 0.1	57 ± 7	3.1 ± 0.2
РП2	60.844500, 70.002093	Низкий рям на просеке: <i>Pinus sylvestris</i> , <i>Polytrichum strictum</i> , <i>Andromeda polifolia</i> , <i>Ledum palustre</i> , <i>Eriophorum vaginatum</i> , <i>S. angustifolium</i>	Просека	10.7	3.8 ± 0.1	76 ± 3	2.2 ± 0.2

### Измерение удельного потока метана

Измерения удельного потока метана проводились методом статических камер [Hutchinson and Mosier, 1981]. Нержавеющее металлическое основание (37×37 или 40×40 см<sup>2</sup> и высотой 15 см) врезалось в почву на глубину 10-15 см вечером за день до проведения измерений для того, чтобы почвенная газовая система вернулась в естественное состояние после возможной частичной дегазации при установке камеры. Для обеспечения герметичности внутреннего пространства камеры в жёлоб на основании заливалась вода, так чтобы при установке камеры в жёлоб минимальная глубина воды в жёлобе была бы не менее 1 см. Внутри камеры для перемешивания воздуха был закреплён вентилятор. Чтобы уменьшить давление измерителя на торф при перемещении от камеры к камере использовались временные дощатые мостки. В начале процедуры измерения камера из оргстекла (40×40×30 см<sup>3</sup>) с небольшим круглым отверстием диаметром 1.5 см в верхней грани устанавливалась на основание. В отверстие плотно вставлялась каучуковая пробка с медной трубкой, на которую надевался шланг из ПВХ внешним диаметром 5 мм. Через этот шланг раз в десять минут в течение получаса, начиная с нулевого момента времени, при помощи трёхкомпонентных шприцев KD-Ject III (KDM, Германия) отбирались пробы газа объёмом 20 мл. Время одного измерения, таким образом, составляло 30 минут, за это время из внутреннего пространства камеры отбиралось четыре шприца. На каждом установленном основании проводились три последовательных измерения удельного потока с паузой 10 минут между измерениями. Для дальнейших расчётов использовалась медиана удельного потока по этим трём измерениям, воспринимаемым как аналитические повторности. Всего было проведено 99 измерений удельного потока. В рамках поставленной цели мы фокусировались на оценке межэкосистемной вариабельности эмиссии метана, ограничиваясь небольшим числом экологических повторностей внутри каждой экосистемы (три элемента внутри экосистемы со сравнительно высоким, низким и типичным УБВ).

Концентрация метана в шприцах измерялась с помощью хроматографа «Кристалл-5000» (Хроматэк, Россия) с двумя пламенно-ионизационными детекторами. Для отделения метана от других газов использовались набивные стальные колонки длиной 1 м и внутренним диаметром 2 мм, наполненные сорбентом Hayesep Q (80-100 mesh), термостатированные при 80°C. В качестве газа носителя использовался чистый азот, производимый генератором азота и нулевого воздуха ГЧА 9Д-60В (Химлектронника, Россия), со скоростью потока 35 мл·мин<sup>-1</sup>. Калибровка хроматографа

производилась тремя внешними стандартными смесями (Югра-ПГС, Россия), содержащими  $2.28 \pm 0.01$ ,  $14.6 \pm 0.1$  и  $93 \pm 1$  ppm метана в синтетическом воздухе. Измерение концентрации  $\text{CH}_4$  было проведено в течение двух недель после отбора проб газа. Газ из каждой пробы анализировался в двух повторностях, для дальнейших расчётов использовалось среднее значение. Стандартное отклонение для десяти последовательных измерений концентрации метана в стандартной смеси с его содержанием  $2.28 \pm 0.01$  ppm составило  $\pm 0.016$  ppm.

### Измерение концентрации растворённого органического углерода

Пробы воды отбирались в бутылки из тёмного стекла объёмом 100 мл в двукратной повторности в точках ГМКО2, ГМКС, РТО1, РТО2, РП2, а также в ненарушенном ряме в 50 м от точек РТО1, РП2. Для отбора воды на глубину 20 см ниже УБВ в торф вставлялась металлическая трубка с силиконовым шлангом на верхнем конце. К шлангу присоединялся полипропиленовый шприц KD-Ject III (KDM, Германия) объёмом 50 мл, при оттягивании поршня заполнявшийся болотной водой. После двукратного отбора 10 мл воды для промывки шприца, бутылку также ополаскивалась 10 мл болотной воды два раза, после чего заполнялась и закрывалась полиэтиленовой крышкой так, чтобы пузыри воздуха внутри отсутствовали. Пробы фильтровались непосредственно в день отбора через одноразовые мембранные шприцевые фильтры из полиэфирсульфона с диаметром пор 0.45 мкм (Whatman, Великобритания) в стеклянные пробирки объёмом 2 мл. Измерение концентрации растворённого органического углерода производилось в этих пробирках на элементном анализаторе «Flash 2000» с помощью автоматического устройства ввода жидких проб AS1310 (оба – Thermo Fisher Scientific, США).

### Измерение физико-химических параметров среды

Во всех исследованных болотных экосистемах для каждого установленного основания измерялись:

- УБВ (см; положительные значения соответствовали уровню воды ниже поверхности мха);
- удельная электропроводность ( $\text{мкСм} \cdot \text{см}^{-1}$ ) и pH воды на глубине 20 см ниже УБВ – с помощью портативного сенсора «HI-98129» (HANNA Instruments, США);
- температуры торфа на глубине 0, 10 и 20 см от поверхности мха – с помощью датчиков «DS1921Z-F5 Thermochron iButton» (Maxim Integrated, США).

Глубина торфяной залежи определялась с помощью торфяного бура (Royal Eijkelkamp, Голландия).

### Статистическая обработка данных

Все расчёты проводились в программной среде MATLAB R2022a (The MathWorks, США). Удельный поток метана ( $\text{мг CH}_4 \text{ с м}^2 \text{ за час}$ )<sup>4</sup> рассчитывался на основе линейной регрессии с весами [Ebert and Ederer, 1985, §13.2] для зависимости концентрации метана в камере  $C$  (ppm) от времени  $t$  (ч):

$$C(t) = a \cdot t + b$$

где  $a$  ( $\text{ppm} \cdot \text{ч}^{-1}$ ) и  $b$  (ppm) – регрессионные коэффициенты. В качестве весов брались стандартные отклонения концентрации метана в шприцах. Для пересчёта концентрации метана из ppm в  $\text{мг} \cdot \text{м}^{-3}$  использовался закон идеального газа. Погрешность индивидуального измерения удельного потока не превышала 20% от его величины.

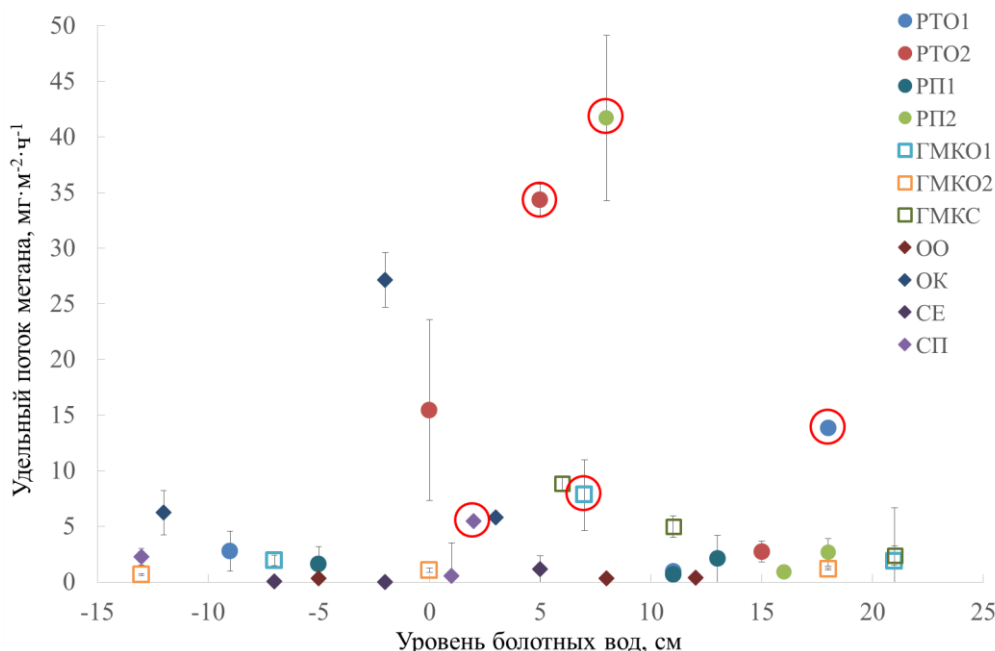
Для проверки соответствия разным типам распределения использовался критерий Андерсона-Дарлинга (*adtest*). При сравнении эмиссии из разных экосистем использовался t-критерий Стьюдента (*ttest2*) для ранжированной выборки, поскольку для сверхмалых выборок этот критерий имеет наиболее высокую мощность [De Winter, 2013]. Пороговый уровень доверительной вероятности для всех тестов выбирался равным 0.05.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Результаты измерения удельных потоков метана приведены на рис. 2. Эмиссия метана варьировала от 0.005 до  $41.7 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{час}^{-1}$  при медиане, равной  $2.1 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{час}^{-1}$ . Величины удельных потоков не подчинялись нормальному распределению ( $p < 0.0001$ ,  $N = 33$ ), но могли быть описаны

<sup>4</sup> Положительные значения удельного потока означают, что метан из почвы выделялся в атмосферу.

логнормальным распределением ( $p = 0.15$ ) и распределением Вейбулла ( $p = 0.22$ ). Выявленная существенная асимметрия распределения позволяет предположить, что для значительного снижения эмиссии метана из болот можно сконцентрировать усилия на нескольких экосистемах, эмиссия из которых наиболее велика. Такие экосистемы принято называть «горячими точками», поскольку интенсивность протекания одного или нескольких биогеохимических процессов в них выше по сравнению с окружающими экосистемами [Kuzyakov and Blagodatskaya, 2015].



**Рисунок 2.** Эмиссия  $\text{CH}_4$  из естественных и нарушенных при нефтедобыче болот средней тайги Западной Сибири.

Форма значков обозначает тип болотной экосистемы: кружками обозначены ямы, квадратами – грядово-мочажинные комплексы, ромбами – низинные пойменные болота. Длина «усов» равна величине стандартного отклонения удельного потока метана для трёх последовательных измерений в одном элементе экосистемы. Красными окружностями выделены элементы экосистем, в растительном покрове которых присутствовала пушица влагалищная или пухонос (эмиссия метана из них выше, чем из других элементов этих экосистем).

Зависимость удельного потока от УБВ отличается для разных типов нарушений и экосистем. В рамках одной экосистемы максимальные значения эмиссии могут наблюдаться и в самых обводнённых её элементах (RP2, GMKC), и в элементах с промежуточными значениями УБВ (GMKO1, PTO2, OK), и в элементах с самым высоким УБВ (PTO1). Хотя трёх точек в каждой экосистеме недостаточно для идентификации параметров этой зависимости со статистической точки зрения, такое разнообразие вместе с «тяжёлыми хвостами» распределения может свидетельствовать о том, что существование горячих точек эмиссии метана прямо или косвенно связано с несколькими факторами. Логнормальное распределение случайной величины может формироваться в результате умножения нескольких независимых величин [Боровиков, 2001, с. 149]: когда изучаемый процесс является результатом совокупного действия нескольких других процессов, интенсивность каждого из которых распределена по нормальному закону, наблюдаемое распределение случайной величины, характеризующей этот процесс, будет логнормальным.

### Растения-индикаторы «горячих точек» эмиссии метана

Одним из маркеров «горячих точек» эмиссии может быть появление в нарушенных экосистемах растений с мощной дерновиной – пушицы влагалищной (*Eriophorum vaginatum*) и пухоноса (*Trichophorum cespitosum*) – в разных экосистемах и на нарушениях разного типа. Экологические стратегии этих двух видов различаются. Пушица одной из первых селится на обнажённом торфе на просеках, образовавшихся после укладки трубопроводов (PTO1 и PTO2) и проезда тяжёлой техники (RP2) в верховых болотах, а также после проведения трёхмерной сейсморазведки в согре (СП). Пухонос был обнаружен в верхнем бьефе в зоне избыточного увлажнения, где растительный покров деградирует и начинается разложение торфа (GMKO1). Такие антропогенно изменённые экосистемы сходны с естественными экосистемами, в которых расположена экологическая ниша пухоноса – с центральными частями крупных верховых болотных



массивов, где слабый дренаж и недостаток питательных элементов приводят к деградации растительного покрова [Богдановская-Гиеневф, 1956]. Во всех упомянутых пяти экосистемах удельный поток метана из элементов экосистемы, покрытых пушицей и пухоносом, был в 2 и более раза выше по сравнению с окружающими элементами экосистем, где такие виды отсутствовали. В других исследованных экосистемах эти растения-индикаторы найдены не были. Такое увеличение эмиссии метана для парцелл, покрытых растениями с мощной корневой системой, можно связать с тем, что под влиянием легко разлагаемой органики корневых экссудатов увеличивается продукция метана [Valentine et al., 1994; Chasar et al., 2000; Chanton et al., 2008] и/или снижается удельная скорость метанотрофии [Turner et al., 2020], а также с ускорением транспорта метана из анаэробных слоёв через эти растения и их корневую экосистему [Laanbroek, 2010]. Если условно считать «горячими» величины эмиссии выше третьего квартиля для всей полученной выборки (что соответствует удельному потоку  $5.9 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{час}^{-1}$ ), то четыре из восьми таких значений эмиссии метана были получены именно в тех элементах экосистем, в растительном покрове которых присутствовали пушица влажлищная и пухонос.

### **Влияние строительства дорог на эмиссию метана**

Максимальные значения эмиссии метана среди всех исследованных экосистем находятся в интервале УБВ от -2 до 8 см (см. рис. 2). Это в целом совпадает с картиной, типичной для болот субарктических и умеренных широт [Bao et al., 2021]. Однако отклик эмиссии метана при изменении водного режима, связанном с блокировкой естественного стока воды (как поверхностного, так и стока грунтовых вод) при строительстве дорог внутри болота, может отличаться в зависимости от типа экосистемы. В исследованных экосистемах верховых болот эмиссия из обводнённых участков в верхнем бьефе (ГМКО1 и ГМКО2) была значимо ниже ( $p = 0.0082$ ,  $N = 8$ ), чем из участков в зоне осушения в нижнем бьефе (ГМКС), если исключить точку с пухоносом, высокая эмиссия из которой связана, предположительно, именно с влиянием растения, а не УБВ, как это описано в разделе выше. В исследованных экосистемах пойменных болот, наоборот, эмиссия из открытого осоковника в зоне осушения (ОО) была значимо ниже ( $p = 0.02$ ,  $N = 6$ ), чем из обводнённого канареечникового болота (ОК).

Такой контраст может быть связан с особенностями водного баланса исследованных экосистем. В верховых болотах дождевая или талая вода в течение вегетационного сезона мигрирует от центра к периферии болота, в то время как низинные болота пополняют запас воды во время весенне-летнего половодья, после чего питаются за счёт грунтовых вод или поверхностного стока. Мочажины в верховых болотах в верхнем бьефе (ГМКО1 и ГМКО2) оказываются затоплены (УБВ от -40 см до 0 см) стекающими с болота дождевыми водами, что ещё более усугубляет дефицит минерального питания этих олиготрофных экосистем. Удельная электропроводность болотной воды в точках ГМКО1 и ГМКО2 ( $22.5 \pm 4.5 \text{ мкСм} \cdot \text{см}^{-1}$ ) значимо ниже ( $p = 0.007$ ,  $N = 9$ ), чем для болотной экосистемы в зоне осушения (ГМКС), и в два раза ниже, чем удельная электропроводность ненарушенных олиготрофных болотных экосистем средней тайги Западной Сибири [Sabrekov et al., 2011]. Недостаток элементов минерального питания и обводнение приводят, по-видимому, к деградации растительного покрова мочажин в верхнем бьефе дорог. Поскольку значительная доля выделяющегося в атмосферу в течение вегетационного сезона метана образуется из сравнительно легко разлагаемой органики экссудатов корней и отмерших побегов растений [Chanton et al., 2008], медиана эмиссии метана из мочажин с деградировавшим растительным покровом составляет лишь  $1.5 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{час}^{-1}$ , что ниже первого квартиля ( $1.8 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{час}^{-1}$ ) для массива данных по эмиссии метана из ненарушенных болот средней тайги [Glagolev et al., 2011]. Значимая разница ( $p = 0.013$ ,  $N = 6$ ) в концентрации растворённого органического углерода в болотных водах, как показателя количества доступного субстрата для метаногенов, подтверждает эту гипотезу: в обводнённых мочажинах экосистемы ГМКО1 она составляет (среднее  $\pm$  стандартное отклонение)  $33.4 \pm 4.5 \text{ мгС} \cdot \text{л}^{-1}$ , а в мочажинах экосистемы в зоне осушения ГМКС (находящейся в 50-ти метрах от неё через дорогу) –  $47.6 \pm 1.2 \text{ мгС} \cdot \text{л}^{-1}$ . Органическое вещество может иметь разную устойчивость к разложению, поэтому разница в концентрации доступных субстратов метаногенеза между этими двумя болотами может быть и меньше, и ещё больше.

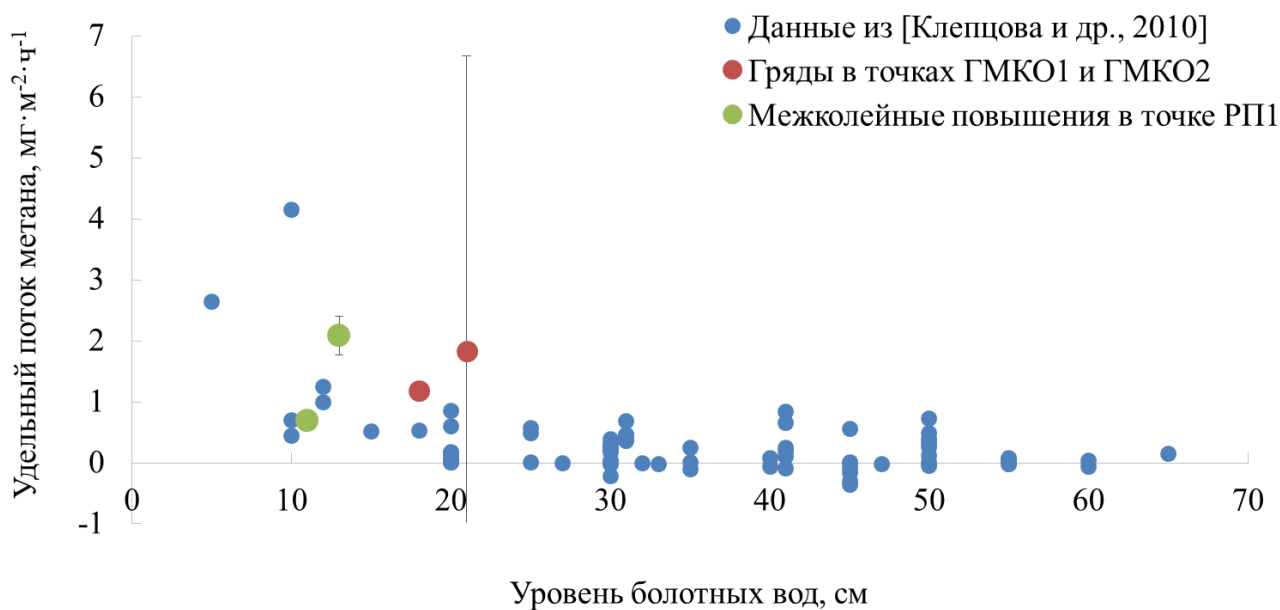
Напротив, эмиссия метана из гряд в экосистемах ГМКО1 и ГМКО2 (медиана  $1.5 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{час}^{-1}$ ) на порядок превышает медиану эмиссии метана из гряд средней тайги Западной Сибири, равную  $0.13 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{час}^{-1}$  согласно [Клепцова и др., 2010]. В связи с переувлажнением в верхнем бьефе дорог УБВ в грядах снизился относительно типичных для этих экосистем значений (среднее  $\pm$  стандартное отклонение:  $35 \pm 14 \text{ см}$  [Клепцова и др., 2010]). Однако травяно-моховый покров гряд не

деградировал, и эмиссия метана из них оказалась сопоставима с эмиссией из ненарушенных гряд при тех же величинах УБВ (рис. 3). Можно предположить, что при переувлажнении ГМК в грядах фотосинтез не снижается настолько сильно, как в мочажинах, фитоценоз сохраняет свою структуру и живую биомассу, которая является источником субстратов метаногенеза.

В эвтрофных болотах в условиях достаточных для микроорганизмов, растений и мхов концентраций элементов минерального питания в воде, именно физические факторы, такие как УБВ и температура, оказывают наибольшее влияние на эмиссию метана [Valentine et al., 1994; Turetsky et al., 2014; Bao et al., 2021]. Эмиссия метана из эвтрофных болот умеренных и субарктических широт, как правило, характеризуется более низким оптимальным значением УБВ по сравнению с олиготрофными – в интервале от -20 см до -5 см [Bao et al., 2021]. Обводнение канареечничкового болота (ОК), таким образом, создало благоприятные условия для метаногенеза во всех трёх элементах этой экосистемы, имеющих УБВ от -12 до 3 см. Эмиссия метана в каждом из них оказалась выше третьего квартиля для всей полученной в рамках настоящего исследования выборки. Открытое осоковое болото (ОО), отрезанное дорогой от остальной части затапливаемой поймы, характеризовалось более высоким УБВ (от -5 до 12 см), далёким от оптимального. Кроме того, температура почвы в этих экосистемах, расположенных на расстоянии 600 метров друг от друга, отличалась на 9-11°C в слое от 0 до 20 см ( $p < 0.0001$ ,  $N = 40$  для каждой из глубин измерения температуры). Аналогичная картина наблюдалась и для ненарушенной согры, отрезанной от затапливаемой части поймы, и обводнённой просеки в согре, в которых разница температуры поверхностных 20 см почвы составляла 6-8 °C ( $p < 0.0001$ ,  $N = 40$  для каждой из глубин измерения температуры). Кроме того, удельная электропроводность в обводнённых болотных экосистемах поймы (ОК и СП) была примерно в два раза выше, чем в отрезанных от поймы (ОО и СЕ соответственно). Это можно объяснить тем, что приходящие в половодье с юга воды р. Иртыш способствуют повышению температуры поверхностного слоя почвы затапливаемых частей поймы и приносят с собой растворённые минеральные элементы. Именно в интервале УБВ от -5 до 10 см, характерном для точки ОО, эмиссия метана из болот умеренного и субарктического пояса характеризуется наибольшей температурной чувствительностью с коэффициентом Вант-Гоффа от 5 до 25 [Bao et al., 2021]. Таким образом, и температурный, и гидрологический режим способствуют тому, что эмиссия метана из обводнённого пойменного открытого болота (точка ОК) оказалась существенно выше, чем из пойменного открытого болота в зоне осушения (точка ОО). Аналогичная картина наблюдалась и для облесённого пойменного болота (точек СП и СЕ соответственно).

### **Влияние прохода тяжёлой техники по рямам**

Развитие и поддержание масштабной инфраструктуры добычи и транспортировки нефти в регионе потребовало прокладки многочисленных ЛЭП, в том числе через рямы. Возведение, обслуживание и ремонт ЛЭП разного номинального напряжения подразумевает проход тяжёлой техники по просекам под ЛЭП и проведение вырубок в охранной зоне под ними. Однократный проход техники не ведёт к деградации растительного покрова, однако уплотняет его, способствуя понижению УБВ [Lovitt et al., 2018]. Вырубка древесной растительности в охранной зоне под ЛЭП снижает эвапотранспирацию, что также может повышать УБВ на просеках под ЛЭП. Наиболее сильное изменение УБВ происходит в колеях, изменяя его до значений (-5 см в пониженном элементе экосистемы в точке РП1), не характерных для ненарушенных рямов средней тайги Западной Сибири (среднее  $\pm$  стандартное отклонение:  $43 \pm 16$  см согласно [Клепцова и др., 2010]). Однако к высоким значениям эмиссии метана это не привело: удельный поток в данном элементе экосистемы составил  $1.6 \pm 0.1$  мг·м<sup>-2</sup>·час<sup>-1</sup>, что можно связать с неоптимальным для эмиссии метана из верховых болот значением УБВ здесь, как уже обсуждалось выше. Удельный поток межколеяных повышений ( $0.13$  мг·м<sup>-2</sup>·час<sup>-1</sup>) также оказался выше медианы для ненарушенных рямов средней тайги Западной Сибири при более низком значении УБВ (см. рис. 3). Поскольку рямы и гряды верховых болот этого региона близки по видовому составу и структуре растительных сообществ [Лисс и др., 2001, с. 236-245], а в межколеяных повышениях сохранился вполне типичный для гряд мохово-растительный покров, эффект от изменения УБВ можно оценить так же, как и для гряд обводнённых грядово-мочажинных комплексов в верхнем бьефе дорог. Произошедший в межколеяных повышениях отклик эмиссии в ответ на снижение УБВ в них, соответствует закономерностям, полученным для ненарушенных гряд (см. рис. 3). Традиционно это объясняется снижением доли окисленного метана из-за уменьшения мощности аэрируемого слоя торфа [Valentine et al., 1994; Turetsky et al., 2014; Bao et al., 2021]. Отметим, что к полученным результатам стоит отнестись осторожно, так как исследована всего одна экосистема с данным типом нарушения.



**Рисунок 2.** Эмиссия метана из ненарушенных гряд верховых болот средней тайги Западной Сибири, гряд в переувлажнённых грядово-мочажинных комплексах в верхнем бьефе дорог и межколейных повышений в просеке под ЛЭП в ряме.

### Растворённый органический углерод как компонент углеродного баланса

Нарушение естественного растительного покрова и изменение гидрологического режима болот неизбежно ведёт к изменению концентрации растворённого органического углерода (РОУ) в их поровых водах [Zhong et al., 2020]. Растворённый органический углерод рассматривается как один из факторов продукции метана и в явном виде входит в модели эмиссии метана [Tian et al., 2010]. Как отмечалось выше, концентрация РОУ в грядово-мочажинном комплексе в верхнем бьефе дороги была значимо ниже, чем в нижнем бьефе. Для эмиссии метана была характерна такая же закономерность. Изменение содержания РОУ при уничтожении растительного покрова и его восстановлении в олиготрофных болотах разного типа показано в табл. 2. Концентрация РОУ в воде естественных и нарушенных экосистем низкого рьяма была значимо выше, чем в мочажине грядово-мочажинного комплекса ( $p < 0.01$ ,  $N = 5$ ). Такая же картина отмечалась для канадских болот и объяснялась тем, что продукция РОУ происходит главным образом в аэрируемой зоне над УБВ, а в грядах и рямах эта зона больше, чем в мочажинах, поэтому скорость разложения растительного опада в грядах в два раза выше [Moore, 2009]. Более высокой скоростью разложения можно объяснить и более высокое ЕС (быстрее происходит минерализация) и более низкий рН (активнее идёт кислотогенез) в низком ряме. При уничтожении и последующем восстановлении растительного покрова в ряме концентрация РОУ в поровых водах выросла почти в полтора раза, а в мочажине грядово-мочажинного комплекса практически не изменилась относительно фонового значения. Объяснять отличия в эмиссии метана между нарушенными болотами разных типов будет не корректно из-за малого объёма выборок и влияния других факторов (растений-индикаторов и УБВ). Однако при проведении исследований баланса парниковых газов в низких рямах необходимо учитывать, что уничтожение их естественного растительного покрова может значительно увеличивать вынос РОУ из этих экосистем с горизонтальным стоком, в отличие от мочажин.

**Таблица 2.** Концентрация РОУ в нарушенных и расположенных рядом (не более 50 м) фоновых верховых болотных экосистемах на глубине 30 см от поверхности мха

Описание	pH	Удельная электропроводность, мкСм·см <sup>-1</sup>	Концентрация РОУ (среднее ± std), мгС·л <sup>-1</sup>
<i>Низкий рям</i>			
Фоновое, ненарушенное сообщество	3.9	63	70 ± 3.4
Обнажённый торф над трубопроводом (РТО1)	3.7	109	100.1 ± 1.2
Восстанавливающееся сообщество на просеке (РП2)	3.8	76	103.2 ± 0.6
<i>Мочажина в грядово-мочажинном комплексе</i>			
Фоновое ненарушенное сообщество	4.4	31	47.6 ± 1.2
Обнажённый торф над трубопроводом (РТО2)	4.3	40	49.8 ± 1.8

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведённые измерения эмиссии метана, а также биологических и физико-химических факторов среды в нарушенных при добыче нефти экосистемах болот средней тайги Западной Сибири показали, что ряд элементов этих экосистем являются интенсивными источниками данного парникового газа. Несмотря на то, что это лишь мгновенный «снимок», сделанный в конце июня 2021 года, и для более надёжных выводов необходимо изучать сезонную динамику удельного потока СН<sub>4</sub>, можно выделить ряд признаков, маркирующих горячие точки эмиссии метана. Эти горячие точки можно идентифицировать по наличию таких растений как пушица влагилищная и пухонос. Другим важным фактором, обуславливающим высокие значения эмиссии СН<sub>4</sub>, является оптимальный интервал значений УБВ, специфичный для каждого типа болотных экосистем. Отклик разных типов экосистем на изменения гидрологического режима в связи со строительством дорог и блокировкой внутриболотных водотоков отличается из-за разных оптимумов УБВ для эмиссии метана. В верховых болотах мочажины в верхнем бьефе выделяют меньше метана, чем фоновые экосистемы, а в нижнем бьефе, наоборот, больше. Эмиссия из гряд в обводнённых грядово-мочажинных комплексах возрастает в соответствии с падением УБВ в них аналогично естественным ненарушенным грядам. Эвтрофные пойменные болота реагируют на изменение гидрологического режима иначе. Эмиссия метана из открытых и облесённых болот в зоне осушения ниже, чем из обводнённых. Связано это не только с разными оптимумами УБВ для эмиссии метана из верховых и низинных болот, но и с тем, что температура поверхностных богатых органикой слоёв пойменных болот в нижнем бьефе (зоне обводнения) на 6-11°C выше, чем в верхнем бьефе (зоне осушения). Реакция эмиссии метана из рямов на проход тяжёлой техники также обуславливается, по-видимому, изменением УБВ относительно его оптимума эмиссии для верховых болот.

Одной из самых простых мер по контролю эмиссии метана с поверхности лишённого растительности торфа может быть её засевание смесью растительного покрова, собранного на близлежащем ненарушенном болоте [Dabros et al., 2018]. Это позволит ограничить заселение такой поверхности пушицей влагилищной, а значит избежать роста эмиссии метана, связанного с этим. Одним из наиболее эффективных видов восстановления естественного растительного покрова на обнажённом торфе является его засевание семенами мхов рода *Polytrichum* [Williams-Mounsey et al., 2021]. При прокладке водопропускных труб под дорожным полотном для регуляции гидрологического режима болот рекомендуется учитывать тип болотных экосистем и опираться на то, какой диапазон УБВ является оптимальным для эмиссии метана из болота данного типа. При этом нужно помнить о том, что метан – это лишь второй по значимости парниковый газ после углекислого, повышение атмосферной концентрации которого напрямую связано с деятельностью человека [Canadell et al., 2021]. В связи с этим необходимо параллельно исследовать, как изменение гидрологического режима повлияет на цикл обоих газов.

## БЛАГОДАРНОСТИ

Работа была выполнена в рамках договора №05.5/21-ЮГУ-071 от 14 мая 2021 года на выполнение НИР Югорским государственным университетом для ООО «Газпромнефть-Хантос». Анализ содержания растворённого органического углерода в болотной воде осуществлялся при

поддержке гранта Правительства Тюменской области в соответствии с программой Западно-Сибирского межрегионального научно-образовательного центра мирового уровня в рамках национального проекта «Наука».

Авторы выражают благодарность Татьяне Юрьевне Минаевой за полезное обсуждение биогеохимических процессов, происходящих в нарушенных болотах и помощь при полевом описании объектов исследования.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Богдановская-Гиенэф И.Д. 1956. О некоторых регрессивных явлениях на верховых болотах // Академику В.Н. Сукачеву к 75-летию со дня рождения / В.Б. Сочава (ред.). М. Л.: Изд-во Академии Наук СССР. С. 90-108. [Bogdanovskaya-Gienef I.D. 1956. O nekotorykh regressivnykh yavleniyakh na verkhovykh bolotakh // Akademiku V.N. Sukachevu k 75-letiyu so dnya rozhdeniya / V.B. Sochava (ed.). M. L.: Publishing House of the Academy of Sciences of the USSR. P. 90-108.]
- Боровиков В.П. 2001. STATISTICA: искусство анализа данных на компьютере. Для профессионалов. СПб: Питер. 656 с. [Borovikov V.P. 2001. STATISTICA: iskusstvo analiza dannykh na komp'yutere. Dlya professionalov. SPb: Piter. P.656]
- Волкова Е.С. 2010. Трансформация региональной системы природопользования в Западной Сибири: историческая ретроспектива // Вестник Томского государственного педагогического университета. № 9. С. 183-188. [Volkova E.S. 2010. Transformatsiya regional'noi sistemy prirodopol'zovaniya v Zapadnoi Sibiri: istoricheskaya retrospektiva // Vestnik Tomskogo gosudarstvennogo pedagogicheskogo universiteta. N 9. P. 183-188.]
- Глаголев М.В. 2010. Эмиссия CH<sub>4</sub> болотными почвами Западной Сибири: от почвенного профиля до региона: диссертация на соискание ученой степени кандидата биологических наук. М.: Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова (МГУ). [Glagolev M.V. 2010. Emissiya CH<sub>4</sub> bolotnymi pochvami Zapadnoi Sibiri: ot pochvennogo profilya do regiona: dissertation for the degree of candidate of biological sciences. M.: Moscow State University M.V. Lomonosov (Moscow State University).]
- Клепцова И.Е., Глаголев М.В., Филиппов И.В., Максютов Ш.Ш. 2010. Эмиссия метана из рямов и гряд средней тайги Западной Сибири // Динамика окружающей среды и глобальные изменения климата. Т. 1. № 1. С. 66-76. [Kleptsova I.E., Glagolev M.V., Filippov I.V., Maksyutov S.S. 2010. Methane emission from middle taiga ridges and ryams of Western Siberia // Environmental Dynamics and Global Climate Change. V. 1. N. 1. P. 66-76. – In Russian with English Abstract]
- Колева Г.Ю. 2007. Создание Западно-Сибирского нефтегазового комплекса в практике хозяйственного освоения Западной Сибири (1964-1989 гг.). Автореферат докторской диссертации. Тюмень. [Koleva G.Yu. 2007. Sozдание Zapadno-Sibirskogo neftegazovogo kompleksa v praktike khozyaistvennogo osvoeniya Zapadnoi Sibiri (1964-1989 gg.). Doctoral dissertation abstract. Tyumen'.]
- Лисс О.Л., Абрамова Л.И., Аветов Н.А., Березина Н.А., Инишева Л.И., Курнишкова Т.В., Слукa З.А., Толпышева Т.Ю., Шведчикова Н.К. 2001. Болотные системы Западной Сибири и их природоохранное значение. Тула: Гриф и Ко. 584 с. [Liss O.L., Abramova L.I., Avetov N.A., Berezina N.A., Inisheva L.I., Kurnishkova T.V., Sluka Z.A., Tolpysheva T.Yu., Shvedchikova N.K. 2001. Bolotnye sistemy Zapadnoi Sibiri i ikh prirodookhrannoe znachenie. Tula: Grif i Ko. 584 p.]
- Орлов М.С. 2012. Геоэкологическое обоснование разделов ОВОС проектов освоения месторождений нефти и газа // Георесурсы, геоэнергетика, геополитика. № 1(5). С. 64-73. [Orlov M.S. 2012. Geoekologicheskoe obosnovanie razdelov OVOS proektov osvoeniya mestorozhdenii nefiti i gaza // Georesursy, geoenergetika, geopolitika. N 1(5). P. 64-73.]
- Филимонова И.В., Проворная И.В., Комарова А.В., Земнухова Е.А. 2019. Устойчивые тенденции изменения региональной структуры добычи нефти в России // Нефтегазовая геология. Теория и практика. Т. 14. № 3. С. 33-37. [Filimonova I.V., Provornaya I.V., Komarova A.V., Zemnukhova E.A. 2019. Ustoichivye tendentsii izmeneniya regional'noi struktury dobychi nefiti v Rossii // Neftegazovaya geologiya. Teoriya i praktika. V. 14. N 3. P. 33-37.]
- Бао Т., Jia G., Xu X. 2021. Wetland Heterogeneity Determines Methane Emissions: A Pan-Arctic Synthesis // Environmental Science & Technology. V. 55(14). P. 10152-10163.
- Canadell J.G., Monteiro P.M.S., Costa M.H., Cotrim da Cunha L., Cox P.M., Eliseev A.V., Henson S., Ishii M., Jaccard S., Koven C., Lohila A., Patra P.K., Piao S., Rogelj J., Syampungani S., Zaehle S., Zickfeld K. 2021. Global Carbon and other Biogeochemical Cycles and Feedbacks. In Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change / Masson-Delmotte V., Zhai P., Pirani A., Connors S.L., Péan C., Berger S., Caud N., Chen Y., Goldfarb L., Gomis M.I., Huang M., Leitzell K., Lonnoy E., Matthews J.B.R., Maycock T.K., Waterfield T., Yelekçi O., Yu R., Zhou B. (eds.). Cambridge, New York: Cambridge University Press. P. 673-816. doi:10.1017/9781009157896.007.
- Chanton J.P., Glaser P.H., Chasar L.S., Burdige D.J., Hines M.E., Siegel D.I., Tremblay L.B., Cooper W.T. 2008. Radiocarbon evidence for the importance of surface vegetation on fermentation and methanogenesis in contrasting types of boreal peatlands // Global Biogeochem. Cycles. V. 22. GB4022. doi:10.1029/2008GB003274.
- Chasar L.S., Chanton J.P., Glaser P.H., Siegel D.I. 2000. Methane concentration and stable isotope distribution as evidence of rhizospheric processes: Comparison of a fen and bog in the Glacial Lake Agassiz Peatland Complex // Ann. Bot. V. 86. P. 655-663.
- Conrad R. 2020. Importance of hydrogenotrophic, acetoclastic and methylotrophic methanogenesis for methane production in terrestrial, aquatic and other anoxic environments: a mini review // Pedosphere. V. 30(1). P. 25-39.
- De Winter J.C. 2013. Using the Student's t-test with extremely small sample sizes // Practical Assessment, Research, and Evaluation. V. 18. № 1. 10.
- Ebert K., Ederer H. 1985. Computeranwendungen in der Chemie. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft mbH.
- Glagolev M., Kleptsova I., Filippov I., Maksyutov S., Machida T. 2011. Regional methane emission from West Siberia mire landscapes // Environmental Research Letters. V. 6(4). 045214.
- Hutchinson G.L., Mosier A.R. 1981. Improved soil cover method for field measurement of nitrous-oxide fluxes // Soil Sci. Soc. Am. J. V. 45. P. 311-316.



- IPCC. 2021. Summary for Policymakers // *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change / Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.). Cambridge, New York: Cambridge University Press. P. 3–32. doi:10.1017/9781009157896.001.*
- Kettunen A., Kaitala V., Lehtinen A., Lohila A., Alm J., Silvola J., Martikainen P.J. 1999. Methane production and oxidation potentials in relation to water table fluctuations in two boreal mires // *Soil Biol. Biochem.* V. 31. P. 1741-1749.
- Kotsyurbenko O.R., Glagolev M.V., Sabrekov A.F., Terentieva I.E. 2020. Systems approach to the study of microbial methanogenesis in West-Siberian wetlands // *Environmental Dynamics and Global Climate Change.* V. 11. No. 1. P. 54-68.
- Kuzyakov Y., Blagodatskaya E. 2015. Microbial hotspots and hot moments in soil: concept & review // *Soil Biology and Biochemistry.* V. 83. P. 184-199.
- Laanbroek H.J. 2010. Methane emission from natural wetlands: interplay between emergent macrophytes and soil microbial processes. A mini-review // *Annals of botany.* V. 105. № 1. P. 141-153.
- Lai D. 2009. Methane dynamics in northern peatlands: a review // *Pedosphere.* V. 19. P. 409-421.
- Lovitt J., Rahman M.M., Saraswati S., McDermid G.J., Strack M., Xu B. 2018. UAV remote sensing can reveal the effects of low-impact seismic lines on surface morphology, hydrology, and methane (CH<sub>4</sub>) release in a boreal treed bog // *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences.* V. 123(3). P. 1117-1129.
- Moore T.R. 2009. Dissolved Organic Carbon Production and Transport in Canadian Peatlands // *Carbon Cycling in Northern Peatlands Geophys. Monogr. Ser. Vol. 184 / Baird A.J., Belyea L.R., Comas X., Reeve A., Slater L.D. (eds.). Washington: AGU. P. 229-236.*
- Pregon A., Maksyutov S., Yamagata Y. 2009. An image-based inventory of the spatial structure of West Siberian wetlands // *Environmental Research Letters.* V. 4(4). Article 045014.
- Sabrekov A.F., Kleptsova I.E., Glagolev M.V., Maksyutov S.S., Machida T. 2011. Methane emission from middle taiga oligotrophic hollows of Western Siberia // *Вестник Томского государственного педагогического университета.* № 5. С. 135-143. [Sabrekov A.F., Kleptsova I.E., Glagolev M.V., Maksyutov Sh.Sh., Machida T. 2011. Methane emission from middle taiga oligotrophic hollows of Western Siberia // *Tomsk State Pedagogical University Bulletin.* No. 5 (107). P. 135-143.]
- Saraswati S., Petrone R.M., Rahman M.M., McDermid G.J., Xu B., Strack M. 2020. Hydrological effects of resource-access road crossings on boreal forested peatlands // *Journal of Hydrology.* V. 584. Article 124748.
- Terentieva I.E., Glagolev M.V., Lapshina E.D., Sabrekov A.F., Maksyutov S. 2016. Mapping of West Siberian taiga wetland complexes using Landsat imagery: implications for methane emissions // *Biogeosciences.* V. 13. P. 4615-4626.
- Tian H., Xu X., Liu M., Ren W., Zhang C., Chen G., Lu C. 2010. Spatial and temporal patterns of CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes in terrestrial ecosystems of North America during 1979–2008: application of a global biogeochemistry model // *Biogeosciences.* V. 7(9). P. 2673-2694.
- Turetsky M.R., Kotowska A., Bubier J., Dise N.B., Crill P., Hornibrook E.R.C., Minkinen K., Moore T.R., Myers-Smith I.H., Nykänen H., Olefeldt D., Rinne J., Saarnio S., Shurpali N., Tuittila E.-S., Waddington J.M., White J.R., Wickland K.P., Wilmsking M. 2014. A synthesis of methane emissions from 71 northern, temperate, and subtropical wetlands // *Global Change Biology.* V. 20(7). P. 2183-2197.
- Turner J.C., Moorberg C.J., Wong A., Shea K., Waldrop M.P., Turetsky M.R., Neumann R.B. 2020. Getting to the root of plant-mediated methane emissions and oxidation in a thermokarst bog // *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences.* V. 125(11). e2020JG005825.
- Valentine D.W., Holland E.A., Schimel D.S. 1994. Ecosystem and physiological controls over methane production in northern wetlands // *J. Geophys. Res.* V. 99(D1). P. 1563-1571. doi:10.1029/93JD00391.
- Williams-Mounsey J., Grayson R., Crowle A., Holden J. 2021. A review of the effects of vehicular access roads on peatland ecohydrological processes // *Earth-Science Reviews.* V. 214. P. 103528.
- Zhong Y., Jiang M., Middleton B.A. 2020. Effects of water level alteration on carbon cycling in peatlands // *Ecosystem Health and Sustainability.* V. 6(1). P. 1806113.

*Поступила в редакцию: 15.11.2022  
Переработанный вариант: 21.12.2022  
Опубликовано: 31.12.2022*