КОМПЬЮТЕРНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ И МОДЕЛИРОВАНИЕ 2020 Т. 12 № 6 С. 1427–1449
DOI: 10.20537/2076-7633-2020-12-6-1427-1449

АНАЛИЗ И МОДЕЛИРОВАНИЕ СЛОЖНЫХ ЖИВЫХ СИСТЕМ

УДК: 631.1:631.5

Моделирование нетто-экосистемного обмена диоксида углерода сенокоса на осушенной торфяной почве: анализ сценариев использования

Д. В. Ильясов[1,a], А. Г. Молчанов[1], М. В. Глаголев[1,2,3,4], Г. Г. Суворов[1], А. А. Сирин[1]

[1] Институт лесоведения РАН, Россия, 143030, Московская обл., Успенское, ул. Советская, д. 21

[2] Югорский государственный университет, Россия, 628012, г. Ханты-Мансийск, ул. Чехова, д. 16

[3] Институт проблем экологии и эволюции им. А. Н. Северцова Российской академии наук, Россия, 119071, г. Москва, Ленинский проспект, д. 33

[4] Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова, Факультет почвоведения, Россия, 119992, г. Москва, Ленинские горы, д. 1, стр. 12

E-mail: [a] ilyasov@ilan.ras.ru

Получено 16.06.2020, после доработки — 21.09.2020.
Принято к публикации 25.09.2020.

Нетто-экосистемный обмен (NEE) — ключевой компонент углеродного баланса, характеризующий экосистему как источник или сток углерода. В работе интерпретируются данные натурных измерений NEE и составляющих его компонентов (дыхания почвы — R_{soil}, экосистемы — R_{eco} и валового газообмена — GEE) сенокоса и залежи методами математического моделирования. Измерения проводились в ходе пяти полевых кампаний 2018 и 2019 гг. на осушенной части Дубненского болотного массива в Талдомском районе Московской области. После осушения для добычи торфа остаточная торфяная залежь (1–1.5 м) была распахана и впоследствии залужена под сенокосы. Измерение потоков CO_2 проводили с помощью динамических камер: при ненарушенной растительности измеряли NEE и R_{eco}, а при ее удалении — R_{soil}. Для моделирования потоков CO_2 была использована их связь с температурой почвы и воздуха, уровнем почвенно-грунтовых вод, фотосинтетически активной радиацией, подземной и надземной фитомассой растений. Параметризация моделей проведена с учетом устойчивости коэффициентов, оцененной методом статистического моделирования (бутстрэпа). Проведены численные эксперименты по оценке влияния различных режимов использования сенокоса на NEE. Установлено, что общий за сезон (с 15 мая по 30 сентября) NEE значимо не отличался на сенокосе без кошения (К0) и залежи, составив соответственно 4.5±1.0 и 6.2±1.4 тС·га$^{-1}$·сезон$^{-1}$. Таким образом, оба объекта являются источником диоксида углерода в атмосферу. Однократное в сезон кошение сенокоса (К1) приводит к росту NEE до 6.5±0.9, а двукратное (К2) — до 7.5±1.4 тС·га$^{-1}$·сезон$^{-1}$. Как при К1, так и при К2 потери углерода незначительно увеличиваются в сравнении с К0 и оказываются близкими в сравнении с залежью. При этом накопленный растениями углерод частично переводится при кошении в сельскохозяйственную продукцию (величина скошенной фитомассы для К1 и К2 составляет 0.8±0.1 и 1.4±0.1 тС·га$^{-1}$·сезон$^{-1}$), в то время как на залежи его значительная часть возвращается в атмосферу при отмирании и последующем разложении растений.

Ключевые слова: моделирование баланса CO_2, устойчивость модели, динамический камерный метод, осушенный торфяник, торфяные почвы, сенокос, залежь, дыхание почвы, дыхание экосистемы

Работа выполнена при финансовой поддержке российско-германского проекта № 11 III 040 RUS K «Восстановление торфяников» и проекта Российского научного фонда 19-74-20185.

© 2020 Данил Викторович Ильясов, Александр Георгиевич Молчанов, Михаил Владимирович Глаголев, Геннадий Геннадиевич Суворов, Андрей Артурович Сирин
Статья доступна по лицензии Creative Commons Attribution-NoDerivs 3.0 Unported License.
Чтобы получить текст лицензии, посетите веб-сайт http://creativecommons.org/licenses/by-nd/3.0/
или отправьте письмо в Creative Commons, PO Box 1866, Mountain View, CA 94042, USA.

COMPUTER RESEARCH AND MODELING
2020 VOL. 12 NO. 6 P. 1427–1449
DOI: 10.20537/2076-7633-2020-12-6-1427-1449

ANALYSIS AND MODELING OF COMPLEX LIVING SYSTEMS

UDC: 631.1:631.5

Modelling of carbon dioxide net ecosystem exchange of hayfield on drained peat soil: land use scenario analysis

D. V. Ilyasov[1,a], A. G. Molchanov[1], M. V. Glagolev[1,2,3,4], G. G. Suvorov[1], A. A. Sirin[1]

[1] Institute of Forest Science Russian Academy of Sciences,
21 Sovetskaya st., Uspenskoye, Moscow region, 143030, Russia
[2] Yugra State University, 16 Chekhova st., Khanty-Mansiysk, 628012, Russia
[3] A. N. Severtsov Institute of Ecology and Evolution Russian Academy of Sciences,
33 Leninskiy prospect, Moscow, 119071, Russia
[4] Lomonosov Moscow State University, 1/12 Leninskie Gory, Moscow, 119991, Russia

E-mail: [a] ilyasov@ilan.ras.ru

Received 16.06.2020, after completion — 21.09.2020.
Accepted for publication 25.09.2020.

The data of episodic field measurements of carbon dioxide balance components (soil respiration — R_{soil}, ecosystem respiration — R_{eco}, net ecosystem exchange — NEE) of hayfields under use and abandoned one are interpreted by modelling. The field measurements were carried within five field campaigns in 2018 and 2019 on the drained part of the Dubna Peatland in Taldom District, Moscow Oblast, Russia. The territory is within humid continental climate zone. Peatland drainage was done out for milled peat extraction. After extraction was stopped, the residual peat deposit (1–1.5 m) was ploughed and grassed (*Poa pratensis* L.) for hay production. The current ground water level (GWL) varies from 0.3–0.5 m below the surface during wet and up to 1.0 m during dry periods. Daily dynamics of CO_2 fluxes was measured using dynamic chamber method in 2018 (August) and 2019 (May, June, August) for abandoned ditch spacing only with sanitary mowing once in 5 years and the ditch spacing with annual mowing. NEE and R_{eco} were measured on the sites with original vegetation, and R_{soil} — after vegetation removal. To model a seasonal dynamics of NEE, the dependence of its components (R_{eco}, R_{soil}, and Gross ecosystem-atmosphere exchange of carbon dioxide — GEE) from soil and air temperature, GWL, photosynthetically active radiation, underground and aboveground plant biomass were used. The parametrization of the models has been carried out considering the stability of coefficients estimated by the bootstrap method. R^2 ($\alpha = 0.05$) between simulated and measured R_{eco} was 0.44 ($p < 0.0003$) on abandoned and 0.59 ($p < 0.04$) on under use hayfield, and GEE was 0.57 ($p < 0.0002$) and 0.77 ($p < 0.00001$), respectively. Numerical experiments were carried out to assess the influence of different haymaking regime on NEE. It was found that NEE for the season (May 15 – September 30) did not differ much between the hayfield without mowing (4.5±1.0 $tC \cdot ha^{-1} \cdot season^{-1}$) and the abandoned one (6.2±1.4). Single mowing during the season leads to increase of NEE up to 6.5±0.9, and double mowing — up to 7.5±1.4 $tC \cdot ha^{-1} \cdot season^{-1}$. This means increase of carbon losses and CO_2 emission into the atmosphere. Carbon loss on hayfield for both single and double mowing scenario was comparable with abandoned hayfield. The value of removed phytomass for single and double mowing was 0.8±0.1 $tC \cdot ha^{-1} \cdot season^{-1}$ and 1.4±0.1 (45% carbon content in dry phytomass) or 3.0 and 4.4 $t \cdot ha^{-1} \cdot season^{-1}$ of hay (17% moisture content).

In comparison with the fallow, the removal of biomass of 0.8±0.1 at single and 1.4±0.1 $tC \cdot ha^{-1} \cdot season^{-1}$ double mowing is accompanied by an increase in carbon loss due to CO_2 emissions, i.e., the growth of NEE by 0.3±0.1 and 1.3±0.6 $tC \cdot ha^{-1} \cdot season^{-1}$, respectively. This corresponds to the growth of NEE for each ton of withdrawn phytomass per hectare of 0.4±0.2 $tC \cdot ha^{-1} \cdot season^{-1}$ at single mowing, and 0.9±0.7 $tC \cdot ha^{-1} \cdot season^{-1}$ at double mowing. Therefore, single mowing is more justified in terms of carbon loss than double mowing. Extensive mowing does not increase CO_2 emissions into the atmosphere and allows, in addition, to "replace" part of the carbon loss by agricultural production.

Keywords: modelling CO_2 balance, model stability, dynamic chamber, drained peat, peat soils, hayfields, soil respiration, ecosystem respiration, photosynthesis

The work was supported by the project "Restoration of peatlands in Russia for fire prevention and climate change mitigation", funded by the International Climate Initiative of the German Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety and managed through the German development bank KfW (project no. 11 III 040 RUS K Restoration of peatlands) as well as the Russian Science Foundation project 19-74-20185.

Citation: *Computer Research and Modeling*, 2020, vol. 12, no. 6, pp. 1427–1449 (Russian).

© 2020 Danil V. Ilyasov, Alexander G. Molchanov, Mikhail V. Glagolev, Gennady G. Suvorov, Andrey A. Sirin
This work is licensed under the Creative Commons Attribution-NoDerivs 3.0 Unported License.
To view a copy of this license, visit http://creativecommons.org/licenses/by-nd/3.0/
or send a letter to Creative Commons, PO Box 1866, Mountain View, CA 94042, USA.

Список сокращений

УПГВ — уровень почвенно-грунтовых вод (в метрах ниже поверхности почвы).
НФМ — сухая масса надземных частей растений (на единицу площади почвы, г·м$^{-2}$).
ПФМ — сухая масса подземных частей растений (на единицу площади почвы (г·м$^{-2}$).
ФАР — фотосинтетически активная радиация (нмоль·м$^{-2}$·с$^{-1}$).
R_{root} (Root respiration) — поток CO_2 из почвы в атмосферу, определяемый дыханием корней растений (на единицу площади их произрастания, гCO_2·м$^{-2}$·ч$^{-1}$).
R_h (Heterotrophic respiration) — поток CO_2 из почвы в атмосферу, определяемый дыханием почвенных гетеротрофов (на единицу площади почвы, гCO_2·м$^{-2}$·ч$^{-1}$).
R_{soil} (Soil respiration) — поток CO_2 из почвы в атмосферу, определяемый дыханием корней растений и почвенных гетеротрофов (на единицу площади почвы, гCO_2·м$^{-2}$·ч$^{-1}$).
R_{plant} (Plant respiration) — поток CO_2 из экосистемы в атмосферу, определяемый дыханием надземных частей растений (на единицу площади их произрастания, гCO_2·м$^{-2}$·ч$^{-1}$).
R_{eco} (Ecosystem respiration) — поток CO_2 из экосистемы в атмосферу, определяемый дыханием корней и надземных частей растений, а также почвенных гетеротрофов (на единицу площади почвы, гCO_2·м$^{-2}$·ч$^{-1}$).
GEE (Gross ecosystem exchange) — поток CO_2 из атмосферы в экосистему, определяемый валовым фотосинтезом растений (на единицу площади их произрастания, гCO_2·м$^{-2}$·ч$^{-1}$).
NEE (Net ecosystem exchange) — поток CO_2 между экосистемой и атмосферой, являющийся суммой GEE и R_{eco} (на единицу площади почвы, гCO_2·м$^{-2}$·ч$^{-1}$).
$T_{возд}$ — температура воздуха (°C).
$T_{почв}$ — температура почвы (°C).
Cv — коэффициент вариации (%).

1. Введение

Природные условия определяют высокую заболоченность России. Торфяные болота занимают более 8 %, а вместе с заболоченными мелкооторфованными землями (мощность торфа менее 30 см) более 1/5 территории страны [Vompersky et al., 1994, 2011; Вомперский и др., 2005; Касимов и др., 2017]; в Европейской части — 6 и 17 %, соответственно [Sirin et al., 2017; Tanneberger et al., 2017]. Много болот в ряде регионов страны были осушены для сельского и лесного хозяйства, для добычи торфа [Minayeva et al., 2009; Sirin et al., 2017]. В некоторых субъектах центра и северо-запада Европейской России была освоена значительная, нередко и большая часть таких земель [Minayeva et al., 2009]. Наиболее масштабное по площади воздействие оказало сельское хозяйство: было осушено более 5 млн гектаров болот и заболоченных земель, однако многие из них перестали эффективно использоваться или были полностью заброшены в 1990-е годы [Сирин и др., 2001; Minayeva et al., 2009; Sirin et al., 2017].

Осушенные болота — один из наиболее значимых источников поступления парниковых газов в атмосферу, связанных с землепользованием [Drösler et al., 2014; Joosten et al., 2016 и др.]. Потери углерода торфяных почв происходят вне зависимости от режима использования. Даже в заброшенном состоянии продолжаются деструкция торфа и интенсивная эмиссия диоксида углерода [Чистотин и др., 2006; Суворов и др., 2015 и др.], метана из осушительных каналов [Сирин и др., 2012; Drösler et al., 2014], а при определенных условиях — и непосредственно с осушенных площадей [Суворов и др., 2010; Чистотин и др., 2016]. Теряется почвенный углерод при водной и ветровой эрозии. Неиспользуемые, нерекультивированные и неконтролируемые человеком осушенные торфяники представляют наибольшую пожарную опасность [Минаева, Сирин, 2002; Parish et al., 2008; Сирин и др., 2011; Sirin et al., 2014].

Торфяные пожары — один из наиболее значительных источников поступления в атмосферу диоксида углерода [Glukhova, Sirin, 2018; Сирин и др., 2019], сажи, или так называемого

черного углерода [Jia et al., 2019], и других опасных для здоровья человека выбросов [Сирин и др., 2020]. Снизить пожарную опасность неиспользуемых осушенных торфяников можно путем вторичного обводнения таких земель для искусственного заболачивания [Parish et al., 2008; Сирин и др., 2020] либо, при наличии экономического интереса, возвращения в хозяйственный оборот, под контроль пользователя [Сирин и др., 2011].

Обводнение пожароопасных торфяников не всегда возможно и целесообразно, поэтому использование ранее заброшенных осушенных земель для нужд сельского хозяйства является обоснованной мерой для предотвращения торфяных пожаров при одновременном получении необходимой продукции. Наиболее приемлемым является использование осушенных торфяных почв как сенокосных угодий, в том числе путем возвращения в хозяйственный оборот ранее заброшенных площадей, а также залужением участков, использовавшихся ранее для пропашных культур или фрезерной добычи торфа.

Сенокосы на осушенных торфяных почвах не уступают, а в некоторых случаях могут превосходить аналогичные угодья на минеральных почвах [Скоблин, 1977]. Урожайность сена на них при различных агрохимических мероприятиях может варьировать от 16 до 100 и более ц/га. В Кировской области [Зотов и др., 2012] на низинном осушенном торфянике без внесения удобрений укос сена многолетних трав составил 30 ц/га, а при внесении — 133 ц/га (здесь и далее для пересчета сухого вещества, представленного в исходных данных, на сено 17%-ной влажности использован коэффициент 1.4). Там же на осушенном торфянике укос сена без дождевания и внесения удобрений составил 23 ц/га, а при поливе и внесении удобрений — 53 ц/га [Уланов, 2015]. Однако даже при экстенсивном использовании (без дополнительных агротехнических мероприятий) возможно получение значительного урожая, который для влажных лугов лесной зоны может быть увеличен за счет кратности кошения, например, до 1.5 раз в сезон [Ларин, 1969].

Формирующийся на сенокосах слой дернины защищает торфяные почвы от водной и ветровой эрозии, что *a priori* снижает потери углерода, однако остается вопрос об эмиссии диоксида углерода в атмосферу в результате разложения растительных остатков, дыхания растений и почвы. Сенокосы, как и другие осушенные сельскохозяйственные земли, — объекты учета как источники/поглотители парниковых газов в разделе «Землепользование» и «Лесное хозяйство» РКИК ООН, и для выполнения национальных обязательств РФ требуются оценки баланса диоксида углерода и других парниковых газов этих объектов [Drösler et al., 2014]. Однако натурные измерения потоков CO_2 на осушенных торфяных почвах и тем более на сенокосах в нашей стране немногочисленны [Зайдельман, Шваров, 2001; Аладко и др., 2005; Novikov et al., 2005; Чистотин и др., 2006; Глаголев и др., 2008; Суворов и др., 2015; Молчанов и др., 2020]. Мало затронут такой важный аспект, как режим хозяйственного использования объектов [Novikov et al., 2004; Молчанов и др., 2020], например сроки и интенсивность кошения.

Натурное изучение потоков диоксида углерода часто ограничено отдельными компонентами баланса CO_2 (например, дыханием почвы R_{soil} или экосистемным дыханием R_{eco}) и/или временными рамками (разовые или непродолжительные измерения из-за организационных и технических сложностей, а также удаленности объектов исследований). Измерения приходятся на конкретную гидрометеорологическую обстановку, тогда как потоки диоксида углерода сильно меняются под действием факторов среды: температуры воздуха и почвы, уровня почвенно-грунтовых вод, поступления солнечной радиации, динамики подземной и надземной фитомассы и т. д. [Parish et al., 2008; Strack, 2008 и др.]. Провести длительные непрерывные измерения потоков диоксида углерода и сопутствующих факторов среды не просто, а получаемые данные неизбежно имеют временные и пространственные ограничения. Даже при стационарных исследованиях вероятны пропуски в рядах наблюдений измерений (особенности функционирования оборудования, требования применяемых методов к условиям среды и пр.), требующие заполнения [Alekseychik et al., 2017; Соколов и др., 2019]. Необходимы интерполяция и экстраполяция данных [Суворов и др., 2015; Ильясов и др., 2017 и др.]. Существующие модельные подходы (см. [Lloyd, Taylor, 1994; Kirschbaum, 1995; Falge et al., 2001; Aubinet et al., 2012; Olchev et al., 2013; Соколов и др., 2019] и др.) позволяют с определенной точностью вос-

становить или дополнить данные измерений, а также расширить их приложение путем проведения численных экспериментов. При этом задача оценки баланса диоксида углерода различных экосистем путем моделирования всех его компонентов (дыхания почвы, растений, валового газообмена и др.) остается крайне актуальной в силу комплексности и необходимости одновременного рассмотрения разнонаправленных (ассимиляция и эмиссия CO_2) процессов.

Целью работы было создание модели баланса диоксида углерода сенокосных угодий на осушенных торфяных почвах для последующего анализа его возможных изменений при разных сценариях хозяйственного использования. Для достижения цели были поставлены следующие задачи: описание зависимостей, связывающих компоненты баланса диоксида углерода экосистемы (дыхание почвы и экосистемы, валовый газообмен экосистемы) с факторами среды (температура воздуха и почвы, уровень почвенно-грунтовых вод, солнечная радиация, подземная и надземная фитомасса); идентификация параметров модели на основе данных натурных измерений; проверка устойчивости модели; проведение численных экспериментов по влиянию разного режима кошения.

2. Объекты и методы

Полевые работы проводили на Дубненском болотном массиве в Талдомском районе Московской области (56°39.4'–56°43.6' с. ш., 37°42.8'–37°54.6' в. д.). Общая площадь торфяника ≈ 8200 га, из которых ≈ 2850 га было осушено для добычи торфа, сельского и лесного хозяйства. Расстояние между картовыми каналами составляло преимущественно 40–80 м, добыча торфа велась преимущественно фрезерным способом. Залежь была сработана на глубину 1–2 м. После прекращения добычи многие площади были рекультивированы для сельского хозяйства, часть сразу или после использования под пашню была залужена под сенокосы [Чистотин, 2006; Суворов, 2015]. Торфяные пожары 2010 г. в Московской области существенно не затронули массив, но его часть была позднее обводнена с созданием переливных и водорегулирующих плотин, противопожарного водоема и др. [Аверкин и др., 2016; Сирин и др., 2020].

Участки измерений были расположены в южной части массива (56°40.6' с. ш., 37°48.8' в. д.), где вторичное обводнение не проводилось, а осушенные площади используются преимущественно как сенокосы (рис. 1). Торфяная залежь здесь была выработана на ≈ 0.5–1.0 м. Современная глубина осушительных каналов составляет 0.8–1.5 м, а их края заросли древесно-кустарниковой растительностью высотой 2–12 м. Полевые работы проводились в августе 2018 г., а также в мае, июне, августе и сентябре 2019 г. на двух соседних картах (карта — межканавное пространство). Северная с 2015 г. и до конца лета 2019 г. была залежной (рис. 1), а на южной каждый год проводилось однократное кошение. На залежи кошение было сделано впервые за 5 лет 27.09.2019 для предотвращения развития сорной растительности. На сенокосе в 2018 году кошение было проведено 28 июля, а в 2019 году — 24 августа. В растительном покрове доминирует мятлик (*Poa pratensis L.*), однако в отсутствие кошения на залежном участке он активно вытесняется крапивой (*Urtica dioica L.*).

Через оба участка был проведен нивелировочный профиль. В центрах межканавий были установлены перфорированные трубки из ПВХ (ø 50 мм) для измерения уровней почвенно-грунтовых вод (УПГВ) [Вомперский и др., 1988]. Дополнительно на залежном участке был установлен автоматический датчик Mini Diver (Eijkelkamp, Нидерланды) с записью УПГВ и температуры воды раз в 4 ч.

Фитомассу растений (в пересчете на сухое вещество ($г·м^{-2}$) после сушки при температуре 105 °C) определяли при каждом полевом выезде на сенокосе и залежи в двойной повторности. Надземную фитомассу (НФМ) отбирали методом «укосных квадратов» (площадь рамки 0.49 $м^2$), подземную (ПФМ) для горизонта 0–10 см — промыванием корней почвенных образцов (10×10×20 см) на сите с размером ячеи 2 мм. Для анализа метеоусловий были использованы данные с сайта www.rp5.ru (ООО «Расписание Погоды», Санкт-Петербург, Россия) по метеостанциям г. Дмитрова и г. Переславль-Залесский.

Рис. 1. Общий вид выработанного торфяника рекультивированного под сельскохозяйственные угодья, южная часть Дубненского болотного массива: 1 — пятилетняя залежь, 2 — действующий сенокос. Снимок сделан 27.09.2019 г. беспилотным летательным аппаратом Phantom 4 Pro, высота съемки — 200 м

Суточную динамику удельных потоков CO_2 (масса диоксида углерода, переносимая через единицу площади в единицу времени) измеряли 27–28 августа 2018 г., 18–20 мая, 17–20 июня, 27–29 августа 2019 г. методом прозрачных динамических камер [Edwards et al., 1973] с измерением концентрации CO_2 газоанализатором LI-820/840 (Li-Cor, США). Подробнее методику измерений потоков CO_2 см. в [Молчанов, 2016, 2017; Молчанов и др., 2020].

Составляющие газообмена CO_2 между атмосферой и экосистемой, измеренные на сенокосе и залежи, показаны рис. 2 (формулировки терминов даны в списке сокращений). Дыхание почвы (Soil respiration — R_{soil}), обусловленное совокупным дыханием корней растений (Root respiration — R_{root}) и почвенных микроорганизмов (Heterotrophic respiration — R_h), измеряли на площадках с удаленными надземными частями растений. Дыхание экосистемы (Ecosystem respiration — R_{eco}), которое является суммой R_{soil} и дыхания надземных частей растений (Plant respiration — R_{plant}), измеряли на площадках с ненарушенной растительностью в ночное время, когда фотосинтетическая активность растений отсутствует.

Нетто-экосистемный обмен (Net ecosystem exchange — NEE), или чистый обмен диоксида углерода между экосистемой и атмосферой, измеряли на тех же площадках, что и R_{eco} (ненарушенная растительность), но в дневное время суток, при фотосинтетической активности растений. NEE является суммой двух противоположно направленных процессов: эмиссии диоксида углерода экосистемой в атмосферу (дыхание экосистемы — R_{eco}) и поглощения диоксида углерода экосистемой из атмосферы (валовый фотосинтез растений). Валовый фотосинтез, он же валовый газообмен CO_2 экосистемы (Gross ecosystem CO_2 exchange — GEE), — это общее количество CO_2, поглощаемое экосистемой в результате фотосинтеза растений, включая ту часть, которая тратится на их дыхание. GEE рассчитывался как разность между NEE и R_{eco}.

В ночное время, при отсутствии фотосинтеза, экосистема является источником диоксида углерода в атмосферу: NEE = R_{eco}. Днем, при превышении R_{eco} над GEE, экосистема также является источником CO_2 в атмосферу (NEE со знаком «+» — этот сценарий изображен на рис. 2), а в обратной ситуации — поглотителем CO_2 из атмосферы (NEE со знаком «−»).

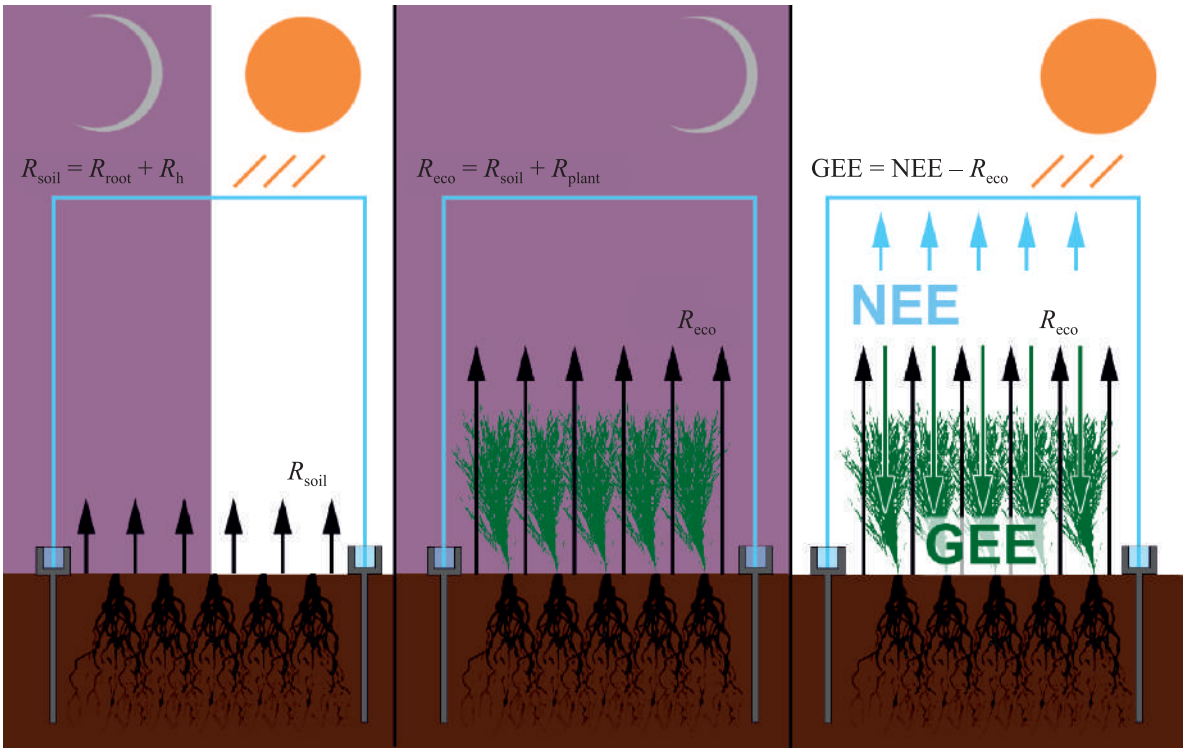

Рис. 2. Составляющие газообмена CO_2 между атмосферой и экосистемой на сенокосе и залежи, измеренные в ходе полевых работ: R_{soil} — поток диоксида углерода, определяемый дыханием подземных частей растений (R_{root}) и почвенных гетеротрофных организмов (R_h); R_{eco} — поток углекислого газа, определяемый дыханием почвы (R_{soil}) и надземных частей растений (R_{plant}); GEE — поток углекислого газа из атмосферы в экосистему, определяемый валовым фотосинтезом растений; NEE — поток углекислого газа между экосистемой и атмосферой, являющийся суммой R_{eco} и GEE

Параллельно с потоками диоксида углерода измеряли температуру почвы ($T_{почв}$) раз в 20 минут на глубинах 5, 10 и 20 см датчиками Thermochron iButton DS1921 (Dallas Semiconductor, США), а фотосинтетически активную радиацию (ФАР) и температуру воздуха ($T_{возд}$) — раз в минуту сенсором Minikin QTH (EMS Brno, Чехия).

Моделирование дыхания почвы (R_{soil}), экосистемы (R_{eco}) и валового газообмена экосистемы (GEE) в течение сезона было выполнено для 3-часовых интервалов на основе всех имеющихся данных полевых измерений потоков и характеристик окружающей среды — НФМ, ПФМ, $T_{почв}$, $T_{возд}$, ФАР, УПГВ (табл. 1). Модели дыхания почвы и экосистемы основаны на: экспоненциальной зависимости удельного потока CO_2 от температуры почвы и воздуха соответственно [Lloyd, Taylor, 1994]; зависимости вида кривой оптимума от УПГВ (в виде экспоненты параболической функции) [Chimner, Cooper, 2003; Yurova et al., 2007]; пропорциональной зависимости от величины фитомассы подземных частей растений и общей фитомассы растений соответственно. Модель валового газообмена экосистемы основана на: зависимости вида кривой насыщения между GEE и фотосинтетически активной радиацией (константа полунасыщения k определена экспериментально) [Byrne et al., 2005; Renou-Wilson et al., 2016]; пропорциональной зависимости от величины общей (суммы подземной и надземной) фитомассы растений. Для параметризации моделей по температуре были использованы данные, полученные в августе 2018 года; по НФМ, ПФМ, УПГВ и ФАР — данные, полученные за все периоды измерений [Молчанов и др., 2020].

Для моделирования дыхания почвы и экосистемы (R_{soil} и R_{eco}) использовано уравнение

$$R = c \times \exp\left(a \times W^2 + b \times W\right) \times F \times R_{ref} \times Q_{10}^{\frac{T - T_{ref}}{10}}, \quad (1)$$

Таблица 1. Основные статистические характеристики полевых измерений потоков и параметров окружающей среды. Средние, минимальные, максимальные значения, коэффициент вариации, общее количество измерений (n_1) и количество измерений, использованное для параметризации модели (n_2)

Параметр	Залежь						Сенокос					
	ср.	**min**	**max**	***Cv*,%**	n_1	n_2	**ср.**	**min**	**max**	***Cv*,%**	n_1	n_2
R_{eco}, $гCO_2 \cdot м^{-2} \cdot ч^{-1}$	2.5	0.3	4.7	46	95	79	1.3	0.1	6.6	117	72	27
R_{soil}, $гCO_2 \cdot м^{-2} \cdot ч^{-1}$	1.4	0.1	3.5	43	149	68	1.7	0.1	3.5	30	268	63
NEE, $гCO_2 \cdot м^{-2} \cdot ч^{-1}$	1.1	–3.8	4.7	145	264	–	0.4	–1.9	6.6	364	307	–
НФМ, $г/м^2$	173	24	320	63	13	13	130	32	199	56	13	13
ПФМ, $г/м^2$	552	299	830	38	10	10	1173	941	1447	17	10	10
$T_{почв}$, °C	14.3	1.4	31.0	43	265	68	14.6	7.1	24.5	25	307	63
$T_{возд}$, °C	14.6	2.3	29.2	41	2×10^4	79	17.5	–2.2	31.5	51	2×10^4	27
ФАР, $мкмоль \cdot м^{-2} \cdot с^{-1}$	470	0	2045	115		130	470	0	2045	115		130
УПГВ, м	83.0	52.5	97.3	12	776	5	83.0	52.5	97.3	12	776	5

где R — дыхание экосистемы (R_{eco}) или дыхание почвы (R_{soil}), $гCO_2 \cdot м^{-2} \cdot ч^{-1}$; a, b и c (для R_{eco}; для R_{soil} — a_{soil}, b_{soil} и c_{soil}) — параметры модели для параметризации зависимости величины потоков от УПГВ; W — УПГВ, м (отрицательные значения ниже поверхности почвы); F — величина фитомассы (суммарной — для R_{eco}, подземной — для R_{soil}), $г \cdot м^{-2}$; R_{ref} — дыхание ($гCO_2 \cdot м^{-2} \cdot ч^{-1}$) экосистемы или почвы при T_{ref}, W и F, измеренных 27–28 августа 2018 г.; Q_{10} — температурный коэффициент Вант-Гоффа; T — температура воздуха (для R_{eco}) или почвы (для R_{soil}), °C; T_{ref} — средняя температура воздуха или почвы, измеренная 27–28 августа 2018, °C. Модель включает два блока: нелинейной зависимости R от температуры (экспоненциальная функция, основанная на уравнении Вант-Гоффа) и от УПГВ (типа кривой оптимума) [Byrne, 2005; Aurela, 2007].

Параметризация модели проводилась в несколько этапов. Сначала были рассчитаны коэффициенты Q_{10} и R_{ref} с использованием данных измерений в августе 2018 года (n = 106 для R_{eco}, из них 79 — на залежи, 27 — на сенокосе; n = 131 для R_{soil}, из них 68 — на залежи, 63 — на сенокосе). Для расчета коэффициентов Q_{10} и R_{ref} экспоненциальную функцию (при стационарных W и F) линеаризовали:

$$\ln\left(R_{eco/soil}\right) = \text{const} + \ln\left(R_{ref}\right) + \left[\ln\left(Q_{10}\right)\right] \times \frac{\left(T - T_{ref}\right)}{10}, \quad (2)$$

где const = $\ln(c \times \exp(a \times W^2 + b \times W) \times F)$ — параметр в блоке зависимости потоков от фитомассы и УПГВ при их значениях, принятых стационарными (в течение периода измерений). Затем при помощи функции линейной регрессии (fit(x,y, 'poly1'), Matlab 2016b, The MathWorks, США) были найдены $\ln(R_{ref})$ и $\ln(Q_{10})$ и вычислены их экспоненты — R_{ref} и Q_{10}. Далее выполнили параметризацию зависимости от УПГВ (коэффициенты a, b и c) на основе всех имеющихся данных за 2018 и 2019 гг. — для охвата максимально различных по условиям увлажнения периодов (n = 95 — на залежи, n = 72 — на сенокосе для R_{eco} и n = 268 и n = 149 для R_{soil}). Для расчета коэффициентов a, b и c были использованы полученные ранее значения R_{ref} и Q_{10} и функция нелинейной регрессии (fit, Matlab 2016b) с начальным приближением (a = –6, b = –6 и c = 0). Независимой переменной при этом являлась W, а в качестве зависимой переменной использовалась $Y = R/(F \times R_{ref} \times Q_{10}^{(T - T_{ref})/10})$. Таким образом, параметры a, b и c были определены путем минимизации отклонения функции от соответствующих экспериментальных данных.

$$Y = c \times \exp\left(a \times W^2 + b \times W\right). \quad (3)$$

Моделирование GEE выполнено на основе выражения

$$\mathrm{GEE} = \left(d \times F^2 + e \times F + f\right) \times F \times \frac{P}{P+k}, \quad (4)$$

где GEE — валовый фотосинтез растений, гCO_2·м$^{-2}$·ч$^{-1}$; d, e и f — параметры модели, описывающие зависимость максимального GEE (GEE_{max}) от фитомассы, параметризация выполнена при помощи функции нелинейной регрессии (fit(x,y, 'poly2'), Matlab 2016b); P — фотосинтетически активная радиация, мкмоль·м$^{-2}$·с$^{-1}$; k — константа полунасыщения (такое значение ФАР, при котором GEE достигает величины, равной половине от максимальной), была рассчитана на основе кривых фотосинтеза отдельно для каждого периода измерений; F — фитомасса надземной части растений, г·м$^{-2}$. Значения измеренного GEE, используемые для параметризации модели, были получены как разность между измеренным NEE и R_{eco} (n = 253 — для залежи, 298 — для сенокоса).

Для расчета на основе полученных моделей сезонного баланса (с 15 мая по 30 сентября) в качестве входных были использованы данные за 2019 год:

1) $T_{возд.}$ — средняя по метеостанциям г. Дмитров и г. Переславль-Залесский температура воздуха;

2) $T_{почв}$ — расчетная по связи $T_{почв}$ с $T_{возд}$ температура, полученная в ходе полевых работ:

$$T_{почв} = (-0.15 \times t + 0.95) \times T_{возд} + (1.71 \times t + 0.13), \quad (5)$$

где t = 1, 1.0036, …, 5 (время, выраженное в условных единицах с трехчасовым шагом 0.0036);

3) W — УПГВ;

4) P — расчетная ФАР (на основе полевых измерений с учетом суточной и сезонной динамики):

$$P_1 = 1443 \times \sin(t' \times 0.0013 - 5) \times \sin(t' \times 0.78 - 2.66),$$

$$P = \begin{cases} P_1, \text{ если } P_1 > 0, \\ 0, \text{ если } P_1 < 0, \end{cases} \quad (6)$$

где t' = 1, 2, …, 1111 (время, выраженное в условных единицах с трехчасовым шагом 1);

5) F — расчетная на основе полевых данных надземная (i, j, k на залежи -6.1×10^{-5}, 0.20 и 1.2×10^{2}; на сенокосе -4.5×10^{-5}, 0.12 и 1.3×10^{2}) и подземная (i', j', k' на залежи -9.7×10^{-5}, 0.27 и 4.1×10^{2}; на сенокосе -6.5×10^{-5}, 0.21 и 1.1×10^{3}) фитомасса растений (t'' = 1, 3, …, 3333):

$$F = i \times t''^2 + j \times t'' + k. \quad (7)$$

Расчетная величина надземной фитомассы (F') после кошения определена по приросту за месяц после кошения в конце июля (2018 год) (i'' = 4.4×10^{-2} и j'' = –79) и в конце августа (2019 год) (i'' = 0.14 и j'' = -2.3×10^{2}) и описана при помощи линейной зависимости (рис. 3):

$$F' = i'' \times t'' - j''. \quad (8)$$

Пересчет входных данных УПГВ на 3-часовые интервалы (рис. 4) для периода с 15 мая по 30 сентября был проведен при помощи функции interp1 (Matlab 2016b, The MathWorks, США).

При проведении модельных экспериментов с различной частотой уборки фитомассы на сенокосе были приняты следующие допущения: даты кошения — 4 июля (в случае однократного), 21 июня и 21 августа (в случае двукратного); для первого кошения скорость восстановления фитомассы принята равной наблюдаемой при кошении в июле, для второго — в августе. Выбор дат кошения был сделан на основании динамики НФМ, определенной в 2019 г., с учетом получения максимального урожая и скорости восстановления фитомассы после кошения, а также фенологических особенностей мятлика [Скоблин, 1977; Работнов, 1984].

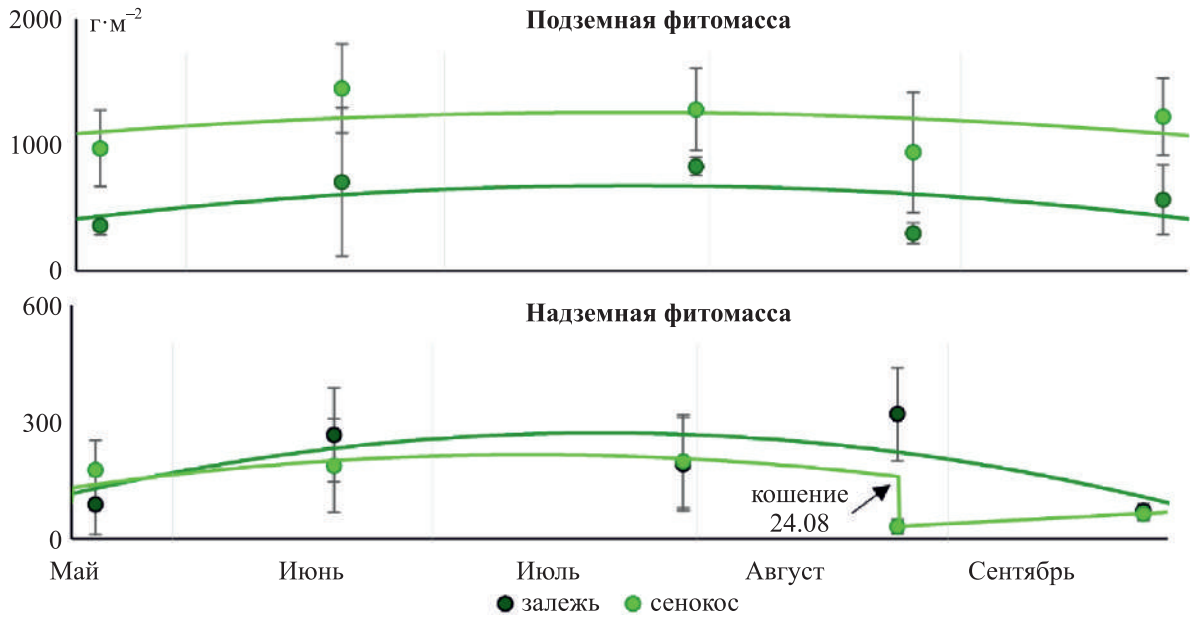

Рис. 3. Измеренная (точки) и расчетная (линии) величина подземной и надземной фитомассы на залежи (темный) и сенокосе (светлый) в 2019 году

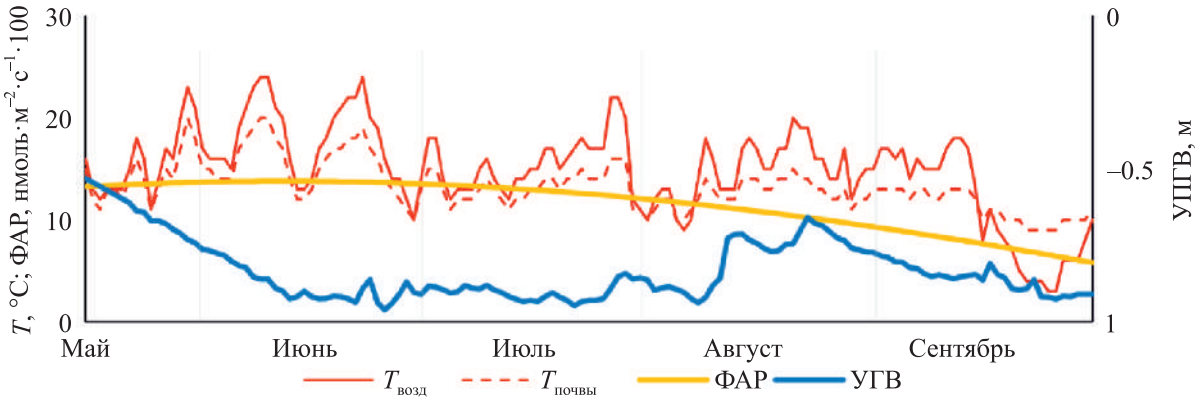

Рис. 4. Входные данные для модели: $T_{возд}$ (тонкая линия), $T_{почв}$ (пунктир), УПГВ (темная жирная) — на оси указаны значения ниже поверхности почвы, максимальный ФАР (светлая жирная)

При параметризации моделей была выполнена их проверка на устойчивость [Panikov et al., 1992; Glagolev, Sabrekov, 2019]. Для этого четыре последовательности нормально распределенных случайных погрешностей (с коэффициентами вариации 30, 15, 15 и 15 %) были добавлены к входным данным (удельные потоки R_{eco}, R_{soil}, R_{plant} и GEE, соответственно). После рассчитывали параметры моделей при 1000 повторностях и коэффициенты вариации для них (Cv_2).

3. Результаты и обсуждение

Режим кошения. Согласно полученной оценке динамики фитомассы в течение сезона, максимальная продуктивность сенокоса при однократном кошении может составлять 26–30 ц·га$^{-1}$ сена (при 17%-ной влажности), или 0.8±0.1 тС·га$^{-1}$ (при доле углерода сухой фитомассы 45 %). Эта величина сопоставима с литературными данными [Ларин, 1969; Скоблин, 1977; Зотов и др., 2012; Уланов, 2015]. При двукратном кошении продуктивность может достигать 44 ц·га$^{-1}$ (в первом кошении — 24 ц·га$^{-1}$, во втором — 20; рис. 5).

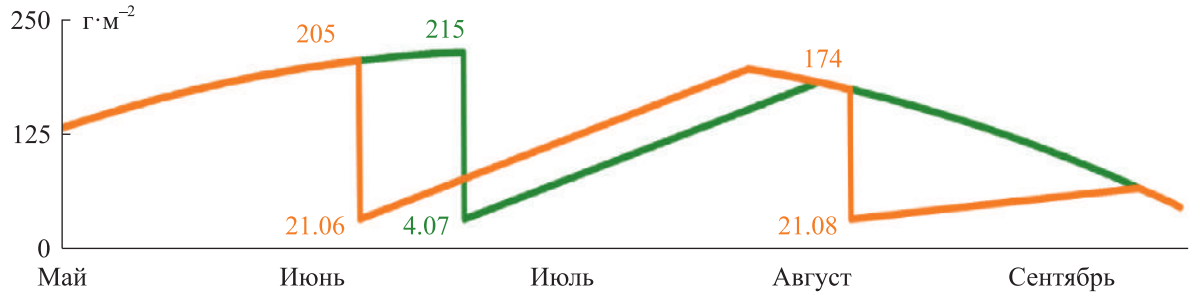

Рис. 5. Расчет динамики надземной фитомассы сенокоса при однократном (темный) и двукратном (светлый) кошении. Приведены даты уборки и величина скашиваемой фитомассы (г сух. в-ва м$^{-2}$)

Если принять величину убранной фитомассы при однократном кошении за 100 %, при двукратном она составит 169 %. В этом случае изымаемая фитомасса значительно превосходит ее естественный максимальный прирост, и такая интенсивность использования может, вероятно, привести к постепенному обеднению почвы питательными минеральными веществами при отчуждении с биомассой, снижению продуктивности и потребует внесения удобрений [Ларин, 1969; Зотов и др., 2012; Уланов…, 2015]. Расчетная скорость восстановления надземной фитомассы после уборки изменяется при разном времени кошения: при однократной уборке (4.07) — за 44 дня (к 17.08), при двукратной уборке (21.06 и 21.08) — за 48 и 35 дней (к 08.08 и 25.09) соответственно. При этом скорость восстановления надземной фитомассы после кошения может быть занижена для однократного (в июле) и первого (в случае двукратной уборки) кошения (в июне), так как основана на полевых измерениях, проведенных после кошения в августе. В реальных условиях надземная фитомасса может, вероятно, восстанавливаться несколько быстрее, так как в июне и июле $T_{почв}$, $T_{возд}$, длина светового дня и зачастую ФАР выше, чем в августе–сентябре. Занижение скорости восстановления надземной фитомассы растений после кошения предполагает и завышение воздействия на сенокос, которое в реальных условиях может быть ниже.

Моделирование R_{eco}, R_{soil} и GEE. Зависимости, полученные в моделях R_{eco}, R_{soil} и GEE, от температуры, УПГВ и ФАР даны на рис. 6. R_{soil} и R_{eco} по-разному зависят от температуры (см. табл. 2, коэффициент Q_{10}). Вероятно, это объясняется различным влиянием температуры на компоненты дыхания, входящие в R_{soil} и R_{eco}. В первом случае это касается гетеротрофного дыхания почвы и дыхания корней растений, а во втором — гетеротрофного дыхания почвы, дыхания корней и надземных частей растений (R_{plant}). R_{plant} вносит значительный вклад в R_{eco} (в особенности на залежи — см. табл. 2, $R_{ref\ plant}$, $R_{ref\ eco}$), и, согласно полученным Q_{10}, быстро растет (в особенности на сенокосе — см. табл. 2, $Q_{10\ plant}$') при повышении температуры воздуха. Зависимость gee (GEE, нормированного по фитомассе) от ФАР имеет характер кривой с насыщением (рис. 6, *б*), характеризуется весьма низкой константой полунасыщения (78.9 мкмоль·м$^{-2}$·с$^{-1}$) и не отличается существенно на залежи и сенокосе [Молчанов и др., 2016].

Влияние УПГВ на R_{eco} и R_{soil} на залежи и на сенокосе имеет одинаковый характер: рост при повышении УПГВ до примерно –0.5 м (восходящая часть кривой на рис. 6, *в*). Величина удельных (т. е. отнесенных к фитомассе $r_{soil} = R_{soil}/F$ и $r_{eco} = R_{eco}/F$) потоков существенно различается как между R_{eco} и R_{soil}, так и между участками (рис. 6, *в*). На залежи r_{eco} в 2 раза больше, чем на сенокосе, а r_{soil} — почти в 4. При этом r_{soil} превышает r_{eco} на залежи почти в 4 раза, а на сенокосе — в 2. Низкое r_{soil} на сенокосе в сравнении с залежью может быть связано с большим количеством мертвых корней, образующихся после кошения. Зависимость удельной (нормированной по фитомассе) величины потоков (r_{soil}, r_{eco}) от УПГВ в диапазоне от –0.5 до 0 м ниже уровня почвы не была использована в наших расчетах, так как УПГВ в 2019 году не поднимался выше –0.5 м. Кривая зависимости потоков от УПГВ требует дальнейшего уточнения для значений выше –0.5 м и проведения дополнительных измерений.

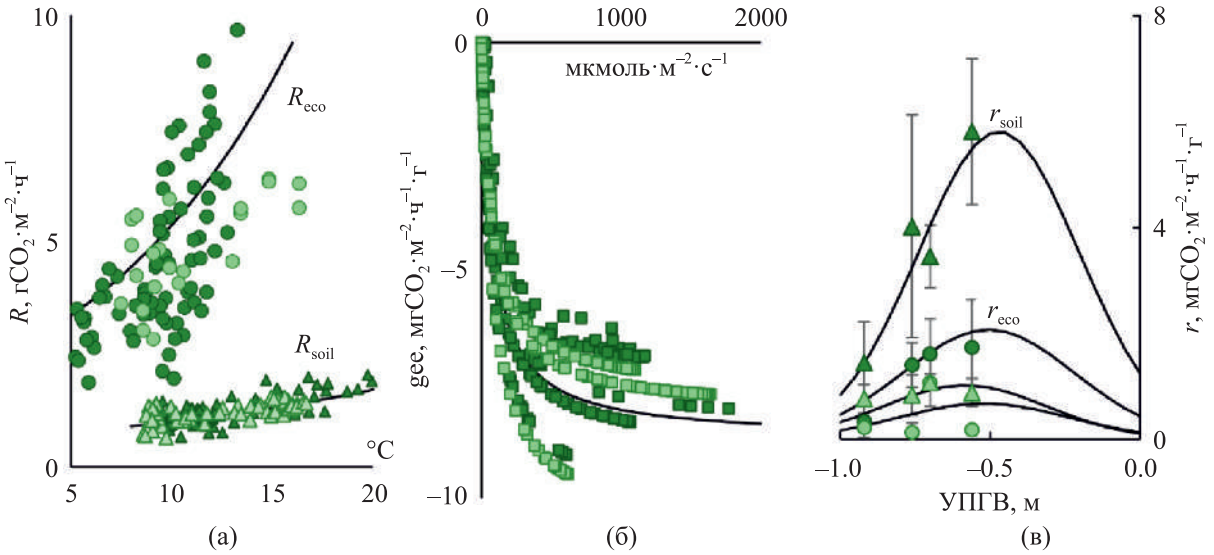

Рис. 6. Зависимость удельных потоков CO_2 от факторов внешней среды: а) R_{soil} (треугольники) и R_{eco} (точки) — от температуры; б) gee (квадраты) — от ФАР; в) r_{soil} (треугольники) и r_{eco} (точки) — от УПГВ на залежи (темный) и сенокосе (светлый)

С учетом всех использованных зависимостей наилучшим образом при моделировании были отражены величины R_{eco} (R^2 между измеренными и рассчитанными значениями составил 0.44, $p < 0.0003$ на залежи (здесь и далее пороговое значение уровня значимости — 0.05) и 0.59, $p < 0.04$ на сенокосе) и GEE ($R^2 = 0.57$, $p < 0.0002$ и 0.77, $p < 0.00001$ соответственно), значительно хуже (значимая корреляция не обнаружена) — R_{soil} (рис. 7). Зависимости R_{soil} от $T_{почв}$ и УПГВ требуют дополнительных исследований.

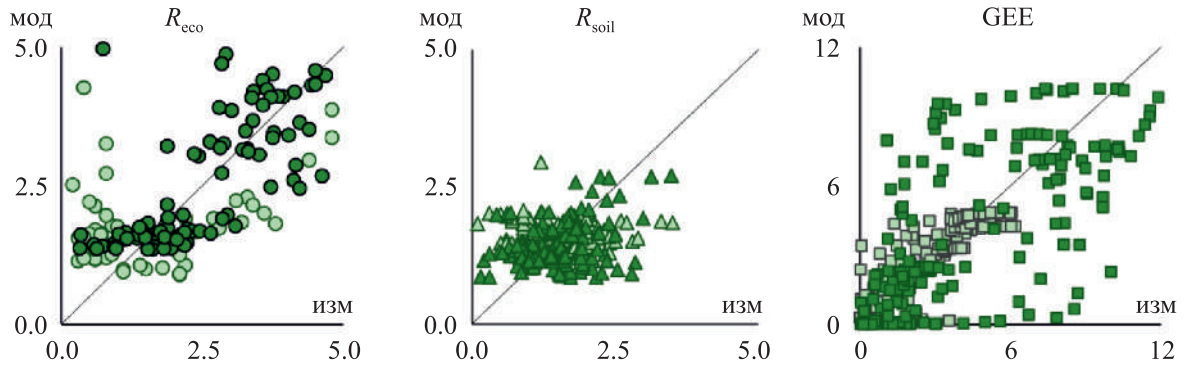

Рис. 7. Зависимость между рассчитанными и наблюденными R_{eco}, R_{soil} и GEE (гCO$_2$·м$^{-2}$·ч$^{-1}$) на залежи (темный) и сенокосе (светлый)

Величина чистого обмена диоксида углерода между экосистемой и атмосферой (*NEE*) была получена как сумма рассчитанных R_{eco} и GEE. На рис. 8 представлено сравнение рассчитанных (линии) и измеренных (точки) значений NEE. Для некоторых периодов измерений (август 2018, август и июнь 2019 года на залежи, май–август 2019 на сенокосе) отмечено лучшее соответствие между рассчитанными и измеренными NEE, чем для других (май на залежи, август 2018 года на сенокосе).

Например, на залежи минимальный NEE (гCO$_2$·м$^{-2}$·ч$^{-1}$), измеренный в мае 2019 года, составил 0.5, в то время как рассчитанный достигал –4. Для этого же периода максимальные рассчитанные и измеренные NEE практически совпадают, составляя 2.8–3.7 гCO$_2$·м$^{-2}$·ч$^{-1}$. Сущест-

венно различающиеся значения характерны для дневной части суток. Предположительно определенный вклад в это могла внести методика измерений. При экспонировании камер из прозрачного пластика под лучами солнца в безоблачную погоду иногда наблюдается конденсация воды на внутренней поверхности (например, в наиболее жаркие периоды суток или при высокой влажности воздуха). При этом происходит снижение прозрачности стенок, что уменьшает количество проникающей сквозь них солнечной радиации. Интенсивность фотосинтеза растений снижается и может не соответствовать ФАР, измерение которого происходит при помощи датчика, расположенного вне измерительной камеры. Таким образом, фотосинтез внутри камеры может оказаться ниже, чем был бы вне нее, а связь между GEE и ФАР — несколько иной. NEE, измеренный в таких условиях, может быть незначительно завышен.

На сенокосе одна часть измеренных значений в августе 2018 года была выше рассчитанных (28.08), а другая (29.08) — существенно ниже. При измерениях динамическим камерным методом ведется контрольное измерение концентрации диоксида углерода в атмосфере вне камеры, близко к поверхности почвы. При низкой скорости ветра, характерной для вечера и ночи, наблюдается крайне слабое перемешивание слоев воздуха с высокой (у поверхности почвы) и с более низкой (в верхних слоях) концентрацией CO_2. Редкие незначительные порывы ветра приводят к перемешиванию этих слоев и периодическим колебаниям концентрации в атмосферном воздухе, не связанным напрямую с изменением интенсивности выделения CO_2 из почвы или растений. В то же время внутри измерительной камеры формируется иная стратификация CO_2 по высоте, а концентрация диоксида углерода более равномерна и не способна меняться под действием ветра. Таким образом, учет изменения концентрации CO_2 проникающего внутрь динамической камеры воздуха, основанный на измерении концентрации CO_2 вне ее, может вносить определенные погрешности.

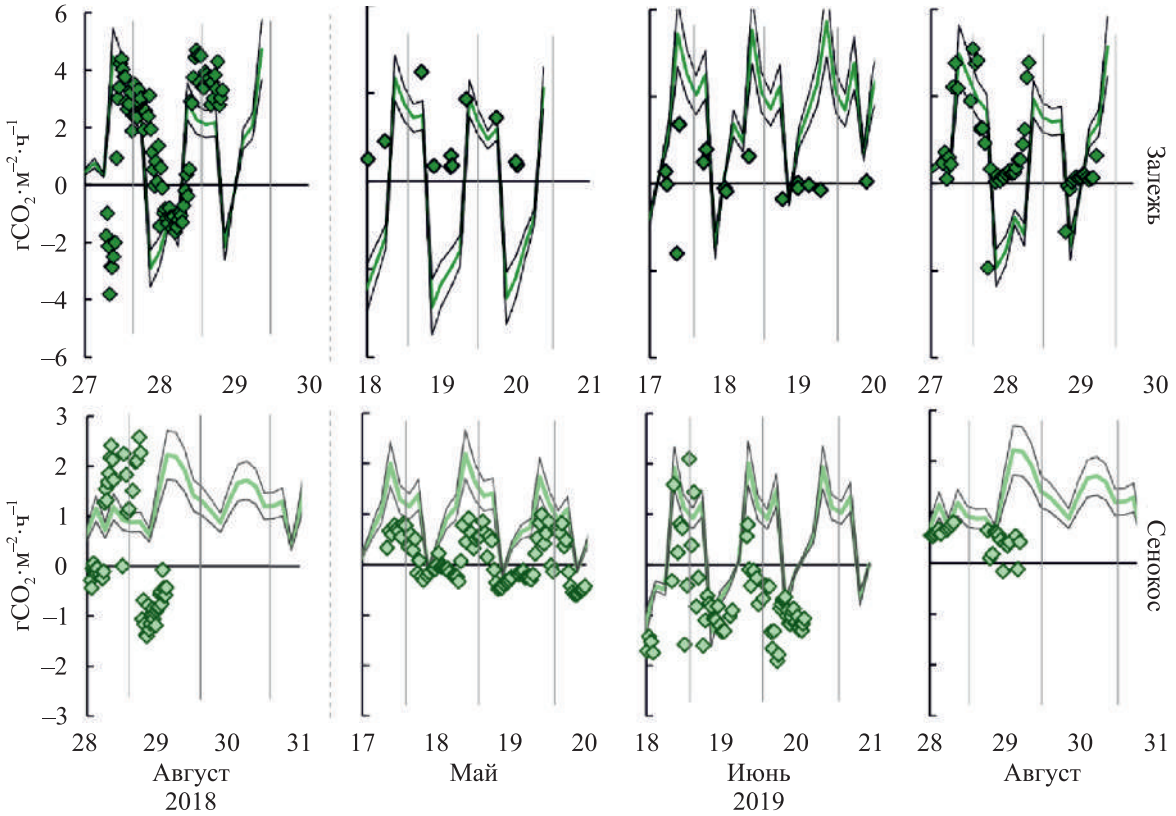

Рис. 8. Измеренный и рассчитанный нетто-экосистемный обмен CO_2 на залежи (темный, сверху) и сенокосе (светлый, снизу). Серыми линиями показана погрешность модели NEE (коэффициент вариации). Вертикальные линии — время (00:00) смены дат

Измерения «в природе» всегда имеют определенную неточность (в сравнении с фактически «идеальными» условиями моделирования), что объясняется влиянием случайных и/или неучтенных факторов. «Шумы» и явно недостоверные данные измерений отсеваются на этапе выбраковки, однако несовершенство критериев отсева предполагает определенные погрешности, которые закладываются в модели. Поэтому важным является дальнейшее накопление рядов полевых измерений при различных условиях внешней среды или проведение экспериментов в контролируемых условиях с последующей повторной параметризацией моделей. Естественно, необходимо и совершенствование методик измерений.

Устойчивость определения параметров моделей. Для модели R_{eco} (как для залежи, так и для сенокоса) коэффициенты вариации параметров (Cv_2) оказались не менее чем в два раза ниже либо сопоставимы с коэффициентами вариации потоков (Cv_1). Это свидетельствует о хорошей обусловленности задачи идентификации параметров [Glagolev, Sabrekov, 2019a]: погрешность найденных параметров не больше погрешности входных данных (табл. 2). Аналогично: для модели R_{soil} Cv_2 на сенокосе был существенно ниже либо сопоставим с Cv_1 на залежи. Исключение составляют параметры c' на сенокосе и a, b и c на залежи. Сравнительно высокая погрешность модели R_{soil} связана с параметрами в блоке зависимости от УПГВ. Сложность их идентификации связана с недостатком данных о потоках R_{soil} при УПГВ от 0 до 0.5 м ниже поверхности почвы, что обусловлено почвенно-гидрологическими условиями периодов измерений. Получение данных о потоках при более высоком УПГВ позволит провести дополнительную параметризацию модели и повысить ее точность. Параметры $Q_{10\ plant}$ и $R_{ref\ plant}$, найденные для R_{plant} на залежи и сенокосе, согласуются с полученными для моделей R_{eco} и R_{soil}. $R_{ref\ plant}$ на залежи составляет значительную долю от $R_{ref\ eco}$, что закономерно в отсутствие кошения. На сенокосе $R_{ref\ plant}$ сопоставим с $R_{ref\ soil}$. Коэффициенты вариации параметров $Q_{10\ plant}$ и $Q_{10\ plant}'$ незначительно больше, чем Cv_1 для входных данных, а для $R_{ref\ plant}$ и $R_{ref\ plant}'$ — существенно ниже. Cv_2 модели GEE практически не отличаются на залежи и сенокосе и в целом демонстрируют удовлетворительный результат. Дополнительные данные о фитомассе в течение вегетационного периода могут улучшить получаемые результаты параметризации связи GEE с ФАР и фитомассой. Полученные Cv_2 всех параметров характеризуют погрешность их определения в удовлетворительном для биологических исследований диапазоне.

Таблица 2. Параметры моделей и их устойчивость для моделей потоков залежи и сенокоса

Параметр	R_{eco}	Cv_2, %	Параметр	R_{soil}	Cv_2, %	Параметр	R_{plant}	Cv_2, %	Параметр	GEE	Cv_2, %
Залежь											
a	–6.1	22	a_{soil}	–6.9	28	–	–	–	d	-1.9×10^{-6}	36
b	–6.2	32	b_{soil}	–6.5	35	–	–	–	e	1.0×10^{-3}	29
c	4.4×10^{-4}	11	c_{soil}	1.5×10^{-3}	77	–	–	–	f	-1.7×10^{-2}	20
$R_{ref\ eco}$	4.1	4	$R_{ref\ soil}$	1.2	1	$R_{ref\ plant}$	2.9	9	–	–	–
$Q_{10\ eco}$	2.6	15	$Q_{10\ soil}$	1.7	5	$Q_{10\ plant}$	3.1	20	–	–	–
Сенокос											
a'	–6.1	2	a_{soil}'	–6.7	3	–	–	–	d'	-9.2×10^{-7}	27
b'	–6.4	5	b_{soil}'	–7.8	5	–	–	–	e'	3.2×10^{-4}	27
c'	1.3×10^{-4}	6	c_{soil}'	1.0×10^{-4}	23	–	–	–	f'	-4.5×10^{-2}	17
$R_{ref\ eco}'$	3.1	4	$R_{ref\ soil}'$	1.8	1	$R_{ref\ plant}'$	1.2	11	–	–	–
$Q_{10\ eco}'$	2.6	15	$Q_{10\ soil}'$	1.7	5	$Q_{10\ plant}'$	4.3	25	–	–	–

Сезонная динамика рассчитанных R_{eco}, GEE и NEE (определен как сумма R_{eco} и GEE) на залежи и сенокосе при различных режимах кошения показана на рис. 9. Для залежи характерно наибольшее среди прочих участков и режимов кошения суммарное суточное R_{eco}: от 15–35 гС·м$^{-2}$·сут$^{-1}$ в середине вегетационного периода до 35–70 гС·м$^{-2}$·сут$^{-1}$ в его начале и конце. Для сенокоса R_{eco} несколько ниже, чем на залежи, что, вероятно, обусловлено меньшим вкладом дыхания надземных частей растений, которые подвергались кошению. В середи-

не лета R_{eco} (гС·м$^{-2}$·сут$^{-1}$) достигает 7–15 как при отсутствии, так и при однократном кошении, и 5–14 — при двукратном. Во всех случаях сразу после кошения R_{eco} снижается на сенокосе на 12 %. Далее, в период восстановления надземной фитомассы R_{eco} постепенно достигает характерных для данного периода значений. В начале и конце лета на сенокосе, как и на залежи, были отмечены бóльшие (в сравнении с его серединой) значения R_{eco}. В июне они не отличались между участками с различным режимом кошения и достигали 28–36 гС·м$^{-2}$·сут$^{-1}$. В августе, как при отсутствии, так и при однократном кошении, R_{eco} составило 6–28 гС·м$^{-2}$·сут$^{-1}$, а при двукратном — 6–26. Как суточные, так и сезонные колебания рассчитанного R_{eco} на залежи ($R^2 = 0.8$, $p < 0.0001$ и $R^2 = 0.8$, $p < 0.0001$ соответственно) и на сенокосе ($R^2 = 0.7$, $p < 0.0001$ и $R^2 = 0.5$, $p < 0.0001$) совпадают с динамикой $T_{возд}$ (рис. 9). Середина лета была холоднее и суше, чем его начало и конец: возможно, поэтому пики R_{eco} характерны для периодов повышения УПГВ в мае и во второй половине августа. В летние бездождные месяцы УПГВ падал до –90…–95 см, в более влажные — поднимался до –56 см.

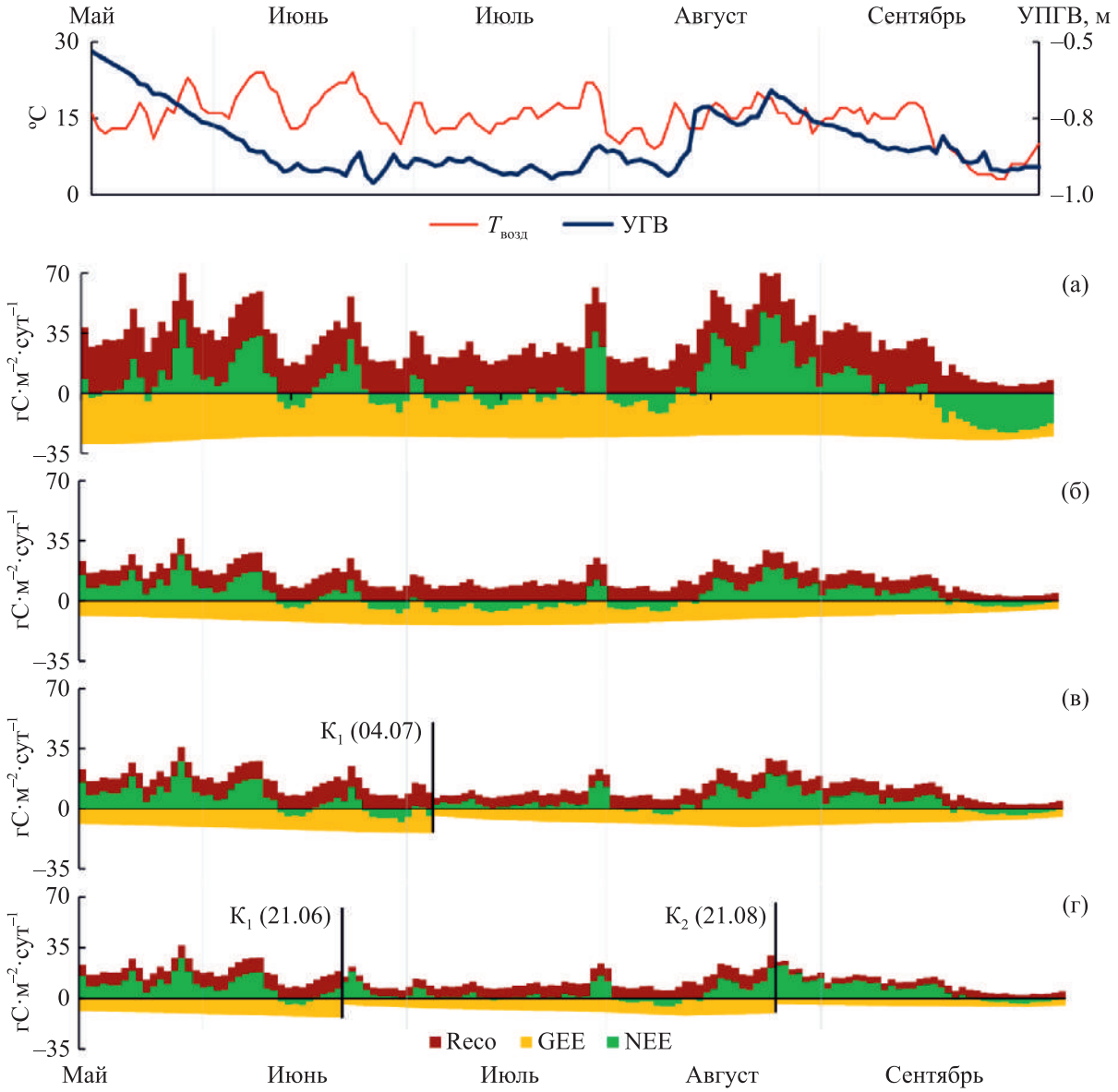

Рис. 9. Смоделированная динамика R_{eco}, GEE и NEE в течение сезона при различном режиме использования осушенного торфяника: а) залежь; б) сенокос в отсутствие кошения; в) сенокос при 1-кратном кошении (дата кошения — K_1); г) сенокос при 2-кратном (даты кошения — K_1 и K_2) кошении

GEE слабо менялся на залежи в течение сезона (–26…–29 гС·м$^{-2}$·сут$^{-1}$) и характеризовался незначительным повышением в начале и конце сезона — в периоды с относительно небольшой надземной фитомассой растений, способной эффективно фотосинтезировать. По мере ее роста GEE и, соответственно, скорость прироста растений снижались, что, вероятно, обусловлено самозатенением растений. На сенокосе в отсутствие кошения максимальный GEE характерен для середины лета (–15 гС·м$^{-2}$·сут$^{-1}$) — периода пика надземной фитомассы, которая тем не менее была на 26 % ниже, чем на залежи. Режим кошения показал существенное влияние на GEE (гС·м$^{-2}$·сут$^{-1}$): при 1-кратном кошении GEE сокращался в 3.5 раза (с –14 до –5), хотя надземная фитомасса — в 6.5 раз, а при 2-кратном — в 3.5 (с –14 до –4.5) и 3 (с –11 до –4) раза, хотя фитомасса — в 6.5 и 5.5 раз соответственно.

Значения NEE свидетельствуют о потерях углерода в более теплые и влажные летние месяцы и о небольшом накоплении — в более засушливые и прохладные. Зависимость R_{eco} и NEE от влажности характеризуется кривой оптимума, поэтому, вероятно, при УПГВ от –0.5 м и выше R_{eco} и, как следствие, NEE (при сохранении неизменного GEE) начнут снижаться. В целом источником выброса CO_2 в атмосферу являются как залежь, так и сенокос. На сенокосе сразу после первого кошения NEE кратковременно менялся с ассимиляции на эмиссию CO_2 — однако лишь на период восстановления надземной фитомассы. При этом сокращалось и R_{plant}, что в совокупности приводило к незначительному смещению NEE в сторону потерь углерода в течение сезона.

Баланс углерода. По результатам моделирования, суммарный R_{eco} (тС га$^{-1}$ сезон$^{-1}$) составил при отсутствии кошения 42.3±2.7 (здесь и далее: погрешность — Cv_3) для залежи и 19.1±2.6 для сенокоса (табл. 3). При однократном кошении в июне экосистемное дыхание на сенокосе снижается до 18.8±2.6 тС·га$^{-1}$·сезон$^{-1}$, при двукратном — до 18.5±2.6 тС·га$^{-1}$·сезон$^{-1}$. Различия в величине R_{eco} на залежи и сенокосе, вероятно, обусловлены различным вкладом дыхания надземных частей растений. Интегральное R_{plant} (тС·га$^{-1}$·сезон$^{-1}$) на залежи составило 24.0±3.7, а на сенокосе — значительно меньше: 4.1±0.7 — при отсутствии кошения, 3.8±0.6 — при однократном кошении, 3.5±0.6 — при двукратном кошении. Значительная разница R_{plant} на залежи и сенокосе, вероятно, обусловлена кошением в течение длительного времени (не менее 10 лет). R_{soil} (тС·га$^{-1}$·сезон$^{-1}$) составило 18.3±1.6 на залежи и 15.0±0.5 на сенокосе как при однократном, так и при двукратном кошении. Одинаковые рассчитанные значения R_{soil} при разных режимах кошения на сенокосе обусловлены принятым допущением о равенстве величины подземной фитомассы до и после кошения.

GEE (тС·га$^{-1}$·сезон$^{-1}$) значительно отличался на исследуемых участках: –36.1±5.7 — на залежи, –14.6±1.4 — на сенокосе без кошения. При однократном кошении GEE сокращался на сенокосе до –12.3±1.1, при двукратном — до –11.0±1.0 (тС·га$^{-1}$·сезон$^{-1}$).

Таблица 3. Баланс компонентов NEE на залежи и сенокосе в течение сезона и величина изымаемой фитомассы (тС·га$^{-1}$·сезон$^{-1}$)

Параметр	Залежь		Сенокос (количество кошений)					
			0*		1		2	
	ср. зн.	Cv_3, %	ср. зн.	Cv_3^{**}, %	ср. зн.	Cv_3, %	ср. зн.	Cv_3, %
R_{eco}	42.3	6.3	19.1	13.6	18.8	13.8	18.5	14.1
R_{plant}	24.0	15.1	4.1	16.9	3.8	17.1	3.5	17.4
R_{soil}	18.3	8.8	15.0	3.3	15.0	3.3	15.0	3.3
GEE	–36.1	15.8	–14.6	9.6	–12.3	8.9	–11.0	9.1
NEE	6.2	22.1	4.5	23.2	6.5	22.7	7.5	23.2
F	–		–	–	0.8	0.1	1.4	0.1

* Предположительно полученный в отсутствие кошения баланс углерода на сенокосе характеризует 1-й год в отсутствие уборки, его составляющие начнут меняться по мере зарастания растительностью, приближаясь к величинам, характерным для залежи.

** Коэффициент вариации результатов моделирования, обусловленный Cv_2 параметров моделей.

NEE на залежи и сенокосе отличается незначительно. Несмотря на практически 2.2-кратное превышение R_{eco} на залежи по сравнению с сенокосом, GEE здесь также оказался выше в 2.5 раза. В результате NEE составил 6.2±1.4 тС·га$^{-1}$·сезон$^{-1}$ на залежи и 4.5±1.0 на сенокосе: с учетом погрешностей моделирования значения близки. Полученные значения NEE согласуются с данными других исследователей, хотя на осушенных и используемых под сенокосы торфяниках в близких экологических условиях потоки CO_2 сильно варьируют (тС·га$^{-1}$·год$^{-1}$): 0.6–2.4 [Суворов и др., 2015; Karki et al., 2019], 2.5–3.5 [Joosten et al., 2002; Schipper et al., 2002], 2.9–8.6 [Drösler et al., 2014], 4.6–6.0 [Strack, 2008], 6–12 [Elsgaard et al., 2012; Kandel et al., 2013]. При однократном кошении изъятие фитомассы на сенокосе составило 0.8±0.1 тС·га$^{-1}$·сезон$^{-1}$, а NEE меняется в сторону увеличения потери углерода на 2.0±0.9 в сравнении с отсутствием кошения. При двукратном кошении изъятие фитомассы возрастает до 1.4±0.1, а NEE — на 3.0±1.4 тС·га$^{-1}$·сезон$^{-1}$. В сравнении с залежью, то есть продолжительным отсутствием использования, изъятие 0.8±0.1 и 1.4±0.1 тС·га$^{-1}$·сезон$^{-1}$ при кошении на сенокосе сопровождается увеличением потери углерода за счет эмиссии CO_2, т. е. ростом NEE на 0.3±0.1 и 1.3±0.6 тС·га$^{-1}$·сезон$^{-1}$ соответственно (табл. 3). Это означает, что рост NEE на каждую тонну изъятой фитомассы на гектар составляет 0.4±0.2 тС·га$^{-1}$·сезон$^{-1}$ при однократном кошении и 0.9±0.7 тС·га$^{-1}$·сезон$^{-1}$ при двукратном. Поэтому однократное кошение более оправдано с точки зрения потерь углерода, чем двукратное.

4. Заключение

На основе данных полевых измерений R_{eco}, R_{soil} и NEE проведены параметризация моделей R_{eco}, R_{soil} и GEE и расчет нетто-экосистемного баланса CO_2 (NEE) на залежи и сенокосе осушенного торфяника. R^2 (α = 0.05) между рассчитанным и измеренным R_{eco} составил 0.44 ($p < 0.0003$) на залежи и 0.59 ($p < 0.04$) на сенокосе, а GEE — 0.57 ($p < 0.0002$) и 0.77 ($p < 0.00001$) соответственно. Моделирование R_{soil} было ограничено зависимостью потоков от УПГВ, полученных при низких значениях последнего, и может быть улучшено при дополнении измерений в других гидроклиматических условиях.

Залежь и сенокос характеризуются близкими значениями NEE: 6.2±1.4 и 4.5±1.0 тС·га$^{-1}$·сезон$^{-1}$ соответственно. При этом отмечено существенное отличие составляющих его компонентов на исследуемых участках даже при отсутствии кошения: R_{eco} составило 42.3±2.7 на залежи и 19.1±2.6 на сенокосе, R_{plant} — 24.0±3.7 и 4.1±0.7, R_{soil} — 18.3±1.6 и 15.0±0.5, GEE — –36.1±5.7 и –14.6±1.4 соответственно.

Максимальная продуктивность сенокоса, при отсутствии внесения удобрений и однократном кошении, может достигать 26–30 ц·га$^{-1}$·сена (17 % влажности), или 0.8±0.1 тС·га$^{-1}$ (при доле углерода сухой фитомассы 45 %). При двукратном кошении продуктивность может достигать 44 ц·га$^{-1}$ (первое кошение — 24 ц·га$^{-1}$, второе — 20), однако это может привести к постепенному обеднению почвы питательными минеральными веществами (за счет отчуждения с биомассой), снижению продуктивности и потребует внесения удобрений.

Численные эксперименты по влиянию различного режима кошения на баланс CO_2 показали, что в сравнимых почвенно-экологических условиях NEE при однократном кошении увеличивает потерю углерода на 0.3±0.1 тС·га$^{-1}$, а при двукратном — на 1.3±0.6 тС·га$^{-1}$ в сравнении с залежью. При этом изъятие фитомассы (сена) не превышает 0.8±0.1 и 1.4±0.1 тС·га$^{-1}$ для однократного и двукратного кошения соответственно.

Однократная уборка более предпочтительна с точки зрения потерь углерода, которые на тонну изымаемой фитомассы составляют 0.4±0.2 тС·га$^{-1}$·сезон$^{-1}$ при однократном кошении и 0.9±0.7 тС·га$^{-1}$·сезон$^{-1}$ при двукратном кошении.

Основанные на данных натурных измерений потоков CO_2 результаты моделирования показали, что при экстенсивном использовании (без удобрения, полива, подсева трав и т. д.) баланс CO_2 сенокосов будет незначительно отличаться от залежных торфяников, особенно с учетом изымаемой при сенокошении растительной фитомассы. Неиспользуемые сенокосы

на осушенных торфяниках являются источником CO_2 в атмосферу, и возвращение их в сельскохозяйственный оборот может перевести часть «бесполезных» выбросов CO_2 в сельскохозяйственную продукцию.

Список литературы (References)

Аверкин В. В. и др. Информационный выпуск «О состоянии природных ресурсов и окружающей среды Московской области в 2015 году». — М.: ИП Алексашин А. А., 2016. — 206 с.

Averkin V. V. et al. Informatsionnyy vypusk “O sostoyanii prirodnykh resursov i okruzhayushchey sredy Moskovskoy oblasti v 2015 godu” [Information issue “On the State of Natural Resources and the Environment of the Moscow Region in 2015”]. — Moscow: Aleksashin A. A., 2016. — 206 p. (in Russian).

Аладко С. В., Трибис В. П., Шкутов Э. Н. Минерализация органического вещества осушенных торфяников при длительном сельскохозяйственном использовании // Мелиорация переувлажненных земель. — 2005. — Т. 54, № 2. — С. 94–99.

Aladko S. V., Tribis V. P., Shkutov E. N. Mineralizatsiya organicheskogo veshchestva osushennykh torfyanikov pri dlitel'nom sel'skokhozyaystvennom ispol'zovanii. [Organic matter mineralization of drained peat bogs at a long-term agricultural use] // Melioration. — 2005. — Vol. 54, No. 7. — P. 94–99 (in Russian).

Вомперский С. Э., Сирин А. А., Глухов А. И. Формирование и режим стока при гидролесомелиорации. — М.: Наука, 1988. — 168 с.

Vomperskiy S. E., Sirin A. A., Glukhov A. I. Formirovaniye i rezhim stoka pri gidrolesomelioratsii [Formation and regime of runoff during forest hydromelioration]. — Moscow: Nauka, 1988. — 168 p. (in Russian).

Вомперский С. Э., Сирин А. А., Цыганова О. П., Валяева Н. А., Майков Д. А. Болота и заболоченные земли России: попытка анализа пространственного распределения и разнообразия // Известия РАН. Серия географическая. — 2005. — № 5. — С. 21–33.

Vompersky S. E., Sirin A. A., Tsyganova O. P., Valyaeva N. A., Maykov D. A. Bolota i zabolochennyye zemli Rossii: popytka analiza prostranstvennogo raspredeleniya i raznoobraziya [Peatlands and paludified lands of Russia: attempt of analyses of spatial distribution and diversity] // Izvesfiya Rossiyskoj Akademii Nauk, Seriya geograficheskaya. — 2005. — No. 5. — P. 21–33 (in Russian).

Глаголев М. В., Чистотин М. В., Шнырев Н. А., Сирин А. А. Летне-осенняя эмиссия диоксида углерода и метана осушенными торфяниками, измененными при хозяйственном использовании, и естественными болотами (на примере участка Томской области) // Агрохимия. — 2008. — № 5. — С. 46–58.

Glagolev M. V., Chistotin M. V., Shnyrev N. A., Sirin A. A. Letne-osennyaya emissiya dioksida ugleroda i metana osushennymi torfyanikami, izmenennymi pri khozyaystvennom ispol'zovanii, i yestestvennymi bolotami (na primere uchastka Tomskoy oblasti) [The Emission of Carbon Dioxide and Methane from Drained Peatlands Changed by Economic Use and from Natural Mires during the Summer-Fall Period (on Example of a Region of Tomsk Oblast)] // Agrochemistry. — 2008. — No. 5. — P. 46–58 (in Russian).

Зайдельман Ф. Р., Шваров А. П. Потоки диоксида углерода в осушенных торфяных почвах // Вестник МГУ Сер. 17. Почвоведение. — 2001. — № 3. — С. 867–874.

Zaydel'man F. R., Shvarov A. P. Potoki dioksida ugleroda v osushennykh torfyanykh pochvakh [Carbon dioxide fluxes in drained peat soils] // Vestnik Moskovskogo universiteta. Ser. 17. Pochvovedeniye. — 2001. — No. 3. — P. 16–20 (in Russian).

Зотов А. А., Косолапов В. М., Кобзин А. Г., Трофимов И. А., Уланов А. Н., Шевцов А. В., Шельменкина Х. Х., Щукин Н. Н. Сенокосы и пастбища на осушаемых землях Нечерноземья / под общ. ред. докторов сельскохозяйственных наук А. А. Зотова и В. М. Косолапова. — М., 2012. — 1198 с.

Zotov A. A., Kosolapov V. M., Kobzin A. G., Trofimov I. A., Ulanov A. N., Shevtsov A. V., Shel'menkina Kh. Kh., Shchukin N. N. Senokosy i pastbishcha na osushayemykh zemlyakh Nechernozem'ya [Hayfields and pastures in the drained lands of the Non-Black Earth Region]. — Moscow, 2012. — 1198 p. (in Russian).

Ильясов Д. В., Сирин А. А., Суворов Г. Г., Мартыненко В. Б. Летние потоки диоксида углерода и метана на осушенном торфянике в условиях лесостепи, республика Башкортостан // Агрохимия. — 2017. — № 1. — С. 50–62.

Ilyasov D. V., Sirin A. A., Suvorov G. G., Martynenko V. B. Letniye potoki dioksida ugleroda i metana na osushennom torfyanike v usloviyakh lesostepi, respublika Bashkortostan [The Summer Carbon Dioxide and Methane Fluxes on Drained Peatland in Forest-Steppe of Bashkortostan] // Agrochemistry. — 2017. — No. 1. — P. 50–62 (in Russian).

Касимов Н. С., Тикунов В. С. (ред.) Экологический атлас России. — М.: Феория, 2017. — С. 118–121.
Kasimov N. S., Tikunov V. S. (ed.) Ekologicheskiy atlas Rossii [Ecological Atlas of Russia]. — Moscow: Feoriya, 2017. — P. 118–121 (in Russian).

Ларин И. В. Луговодство и пастбищное хозяйство. — Л.: Колос, 1969. — 570 с.
Larin I. V. Lugovodstvo i pastbishchnoye khozyaystvo [Meadow farming and pasture farming]. — Leningrad: Kolos, 1969. — 570 p. (in Russian).

Минаева Т. Ю., Сирин А. А. Торфяные пожары – причины и пути предотвращения // Наука и промышленность России. — 2002. — № 9. — С. 3–8.
Minayeva T. Yu., Sirin A. A. Torfyanyye pozhary — prichiny i puti predotvrashcheniya [Peat fires — causes and ways of prevention] // Nauka i promyshlennost' Rossii. — 2002. — No. 9. — P. 3–8 (in Russian).

Молчанов А. Г., Ольчев А. В. Модель газообмена CO_2 сфагнового верхового болота // Компьютерные исследования и моделирование. — 2016. — Т. 8, № 2. — С. 369–377.
Molchanov A. G., Ol'chev A. V. Model' gazoobmena CO_2 sfagnovogo verkhovogo bolota [Model of CO_2 exchange in a sphagnum peat bog] // Komp'yuternyye issledovaniya i modelirovaniye. — 2016. — Vol. 8, No. 2. — P. 369–377 (in Russian).

Молчанов А. Г. Газообмен диоксида углерода с поверхности сфагнума в заболоченном сосняке южной тайги // Динамика окружающей среды и глобальные изменения климата. — 2017. — Т. 8, № 1. — С. 43–54.
Molchanov A. G. Gazoobmen dioksida ugleroda s poverkhnosti sfagnuma v zabolochennom sosnyake yuzhnoy taygi [Gas exchange of carbon dioxide from the surface of sphagnum in boggy pine forests in southern taiga] // Dinamika okruzhayushchey sredy i global'nyye izmeneniya klimata. — 2017. — Vol. 8, No. 1. — P. 43–54 (in Russian).

Молчанов А. Г., Суворов Г. Г., Ильясов Д. В., Сирин А. А. Потоки диоксида углерода при разном режиме использования сенокоса на осушенной торфяной почве // Агрохимия. — 2020. — № 9 (в печати).
Molchanov A. G., Suvorov G. G., Il'yasov D. V., Sirin A. A. Potoki dioksida ugleroda pri raznom rezhime ispol'zovaniya senokosa na osushennoy torfyanoy pochve [Carbon dioxide fluxes under different haymaking regime on drained peat soil] // Agrochemistry. — 2020. — No. 9 (in press) (in Russian).

Работнов Т. А. Луговедение. — М.: Изд-во МГУ, 1984. — 320 с.
Rabotnov T. A. Lugovedenye [Meadow science]. — Moscow: Izd-vo “MSU”, 1984. — 320 p. (in Russian).

Сирин А. А., Минаева Т. Ю. Торфяные болота России: к анализу отраслевой информации. — М.: ГЕОС, 2001.
Sirin A. A., Minayeva T. Yu. Torfyanyye bolota Rossii: k analizu otraslevoy informatsii [Peat bogs in Russia: the analysis of sectorial information]. — Moscow: GEOS, 2001 (in Russian).

Сирин А. А., Минаева Т. Ю., Возбранная А. Е., Барталев С. А. Как избежать торфяных пожаров? // Наука в России. — 2011. — № 2. — С. 13–21.
Sirin A. A., Minayeva T. Yu., Vozbrannaya A. E., Bartalev S. A. How to avoid peat fires? // Science in Russia. — 2011. — No. 2. — P. 13–21 (in Russian).

Сирин А. А., Суворов Г. Г., Чистотин М. В., Глаголев М. В. О значениях эмиссии метана из осушительных каналов // Динамика окружающей среды и глобальные изменения климата. — 2012. — Т. 3, №. 2. — С. 1–10.
Sirin A. A., Suvorov G. G., Chistotin M. V., Glagolev M. V. O znacheniyakh emissii metana iz osushitel'nykh kanalov [Values of methane emission from drainage ditches] // Environmental Dynamics and Global Climate Change. — 2012. — Vol. 3, No. 2. — P. 1–10 (in Russian).

Сирин А. А., Макаров Д. А., Гуммерт И., Маслов А. А., Гульбе Я. И. Глубина прогорания торфа и потери углерода при лесном подземном пожаре // Лесоведение. — 2019. — № 5. — С. 410–422.
Sirin A. A., Makarov D. A., Gummert I., Maslov A. A., Gul'be Ya. I. Glubina progoraniya torfa i poteri ugleroda pri lesnom podzemnom pozhare [Depth of Peat Burning and Carbon Losses from an Underground Forest Fire] // Contemporary Problems of Ecology. — 2019. — No. 5. — P. 410–422 (in Russian).

Сирин А. А., Медведева М. А., Макаров Д. А., Маслов А. А., Юстен Х. Мониторинг растительного покрова вторично обводненных торфяников Московской области // Вестник Санкт-

Петербургского университета, Науки о Земле. — 2020. — Т. 65, № 2. — С. 1–31. — https://doi.org/10.21638/spbu07.2020.206

Sirin A. A., Medvedeva M. A., Makarov D. A., Maslov A. A., Joosten H. Monitoring rastitel'nogo pokrova vtorichno obvodnennykh torfyanikov Moskovskoy oblasti [Monitoring of the vegetation cover of rewetted peatlands of the Moscow Region] // Bulletin of St. Petersburg University, Earth Sciences. — 2020. — Vol. 65, No. 2. — P. 1–31 (in Russian).

Скоблин Г. С. Луговое и полевое кормопроизводство. — М.: Колос, 1977. — 256 с.

Skoblin G. S. Lugovoye i polevoye kormoproizvodstvo [Meadow and field feed production]. — Moscow: Kolos, 1977. — 256 p. (in Russian).

Соколов А. В., Мамкин В. В., Авилов В. К., Тарасов Д. Л., Курбатова Ю. А., Ольчев А. В. Применение метода сбалансированной идентификации для заполнения пропусков в рядах наблюдений за потоками CO_2 на сфагновом верховом болоте // Компьютерные исследования и моделирование. — 2019. — Т. 11, № 1. — С. 153–171. — DOI: 10.20537/2076-7633-2019-11-1-153-171

Sokolov A. V., Mamkin V. V., Avilov V. K., Tarasov D. L., Kurbatova Yu. A., Olchev A. V. Primeneniye metoda sbalansirovannoy identifikatsii dlya zapolneniya propuskov v ryadakh nablyudeniy za potokami CO_2 na sfagnovom verkhovom bolote [Application of a balanced identification method for gap-filling in CO_2 flux data in a sphagnum peat bog] // Computer Research and Modeling. — 2019. — Vol. 11, No. 1. — P. 153–171 (in Russian). — DOI: 10.20537 / 2076-7633-2019-11-1-153-171

Суворов Г. Г., Чистотин М. В., Сирин А. А. Влияние растительности и режима увлажнения на эмиссию метана из осушенной торфяной почвы // Агрохимия. — 2010. — № 12. — С. 37–45.

Suvorov G. G., Chistotin M. V., Sirin A. A. Vliyaniye rastitel'nosti i rezhima uvlazhneniya na emissiyu metana iz osushennoy torfyanoy pochvy [Effect of Vegetation and Moisture Conditions on the Emission of Methane from Drained Peat Soil] // Agrochemistry. — 2010. — No. 12. — P. 37–45 (in Russian).

Суворов Г. Г., Чистотин М. В., Сирин А. А. Потери углерода при добыче торфа и сельскохозяйственном использовании осушенного торфяника в Московской области // Агрохимия. — 2015. — № 11. — С. 51–62.

Suvorov G. G., Chistotin M. V., Sirin A. A. Poteri ugleroda pri dobyche torfa i sel'skokhozyaystvennom ispol'zovanii osushennogo torfyanika v Moskovskoy oblasti [The Carbon losses from a drained peatland in Moscow Oblast used for peat extraction and agriculture] // Agrochemistry. — 2015. — No. 11. — P. 51–62 (in Russian).

Уланов А. Н. (ред.) Долголетнее культурное пастбище на осушенной торфяной почве. — Киров: ООО «Веси», 2015. — 124 с.

Ulanov A. N. (ed.) Dolgoletneye kul'turnoye pastbishche na osushennoy torfyanoy pochve [Long-term cultural pasture on drained peat soil]. — Kirov: OOO “Vesy ltd.”, 2015. — 124 p. (in Russian).

Чистотин М. В., Сирин А. А., Дулов Л. Е. Сезонная динамика эмиссии углекислого газа и метана при осушении болота в Московской области для добычи торфа и сельскохозяйственного использования // Агрохимия. — 2006. — № 6. — С. 54–62.

Chistotin M. V., Sirin A. A., Dulov L. Ye. Sezonnaya dinamika emissii uglekislogo gaza i metana pri osushenii bolota v Moskovskoy oblasti dlya dobychi torfa i sel'skokhozyaystvennogo ispol'zovaniya [Seasonal dynamics of carbon dioxide and methane emission from a peatland in Moscow region drained for peat extraction and agricultural use] // Agrochemistry. — 2006. — No. 6. — P. 54–62 (in Russian).

Чистотин М. В., Суворов Г. Г., Сирин А. А. Динамика эмиссии метана из осушенной торфяной почвы в зависимости от растительности и режима увлажнения: результаты вегетационного эксперимента // Агрохимия. — 2016. — № 12. — С. 20–33.

Chistotin M. V., Suvorov G. G., Sirin A. A. Dinamika emissii metana iz osushennoy torfyanoy pochvy v zavisimosti ot rastitel'nosti i rezhima uvlazhneniya: rezul'taty vegetatsionnogo eksperimenta [The Temporal pattern of methane emission from drained peat soil at pot experiment as depended on vegetation and soil moisture] // Agrochemistry. — 2016. — No. 12. — P. 20–33 (in Russian).

Alekseychik P., Mammarella I., Karpov D., Dengel S., Terentieva I., Sabrekov A., Glagolev M., Lapshina E. Net ecosystem exchange and energy fluxes measured with the eddy covariance technique in a western Siberian bog // Atmospheric Chemistry and Physics. — 2017. — Vol. 17, No. 15. — P. 9333–9345. — DOI: 10.5194/acp-17-9333-2017

Aubinet M., Vesala T., Papale D. (ed.) Eddy covariance: a practical guide to measurement and data analysis. — Springer Science & Business Media, 2012.

Aurela M., Riutta T., Laurila T., Tuovinen J.-P., Vesala T., Tuittila E.-S., Rinne J., Haapanala S., Laine J. CO_2 exchange of a sedge fen in southern Finland-The impact of a drought period // Tellus B: Chemical and Physical Meteorology. — 2007. — Vol. 59, No. 5. — P. 826–837.

Byrne K. A., Kiely G., Leahy P. CO_2 fluxes in adjacent new and permanent temperate grasslands // Agricultural and Forest Meteorology. — 2005. — Vol. 135, No. 1–4. — P. 82–92.

Edwards N. N., Sollins P. Continuous measurement of carbon dioxide evolution from partitioned forest floor components // Ecology. — 1973. — Vol. 54, No. 3. — P. 406–412.

Elsgaard L., Görres C.-M., Hoffmann C. C., Blicher-Mathiesen G., Schelde K., Petersen S. O. Net ecosystem exchange of CO_2 and carbon balance for eight temperate organic soils under agricultural management // Agriculture, Ecosystems & Environment. — 2012. — Vol. 162. — P. 52–67.

Falge E., Baldocchi D. D., Olson R., Anthoni P., Aubinet M., Bernhofer C., Burba G., Ceulemans R., Clement R., Dolman H., Grainer A., Grunwald T., Hollinger D., Jensen N.-O., Katul G., Keronen P., Kowalski A., Ta Lai C., Law B. E., Meyers T., Moncrieff J., Moors E., Munger J. W., Pilegaard K., Rannik U., Rebmann C., Suyker A. E., Tenhunen J., Tu K., Verma S., Vesala T., Wilson K., Wofsy S. Gap filling strategies for defensible annual sums of net ecosystem exchange // Agricultural and forest meteorology. — 2001. — Vol. 107, No. 1. — P. 43–69.

Glagolev M. V., Sabrekov A. F. On a problems related to a concept of soil thermal diffusivity and estimation of its dependence on soil moisture // Environmental Dynamics and Global Climate Change. — 2019. — Vol. 10, No. 2. — P. 68–85.

Glagolev M. V., Sabrekov A. F. On several ill-posed and ill-conditioned mathematical problems of soil physics // IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. — 2019a. — Vol. 368, No. 1. — P. 012011.

Glukhova T. V., Sirin A. A. Losses of Soil Carbon upon a Fire on a Drained Forested Raised Bog // Eurasian Soil Science. — 2018. — Vol. 51, No. 5. — P. 542–549. — DOI: 10.1134/S1064229318050034

Chimner R. A., Cooper D. J. Influence of water table levels on CO_2 emissions in a Colorado subalpine fen: an in situ microcosm study // Soil Biology and Biochemistry. — 2003. — Vol. 35, No. 3. — P. 345–351.

Drösler M., Verchot L., Freibauer A., Pan G., Evans C. D., Bourbonniere R. A., Alm J. P., Page S., Agus F., Hergoualc'h K., Couwenberg J., Jauhiainen J., Sabiham S., Wang C., Srivastava N., Bourgeau-Chavez L. L., Hooijer A., Minkkinen K., French N., Strand T., Sirin A., Mickler R., Tansey K., Larkin N. Chapter 2: Drained inland organic soils. Hiraishi T., Krug T., Tanabe K., Srivastava N., Baasansuren J., Fukuda M., Troxler T. G. (eds.) // 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands, Intergovernmental Panel on Climate Change, Switzerland, 2014.

Jia G., Shevliakova E., Artaxo P., de Noblet-Ducoudré N., Houghton R., House J., Kitajima K., Lennard C., Popp A., Sirin A., Sukumar R., Verchot L. Land–climate interactions. In: Shukla P. R., Skea J., Calvo Buendia E., Masson-Delmotte V., Pörtner H.-O., Roberts D. C., Zhai P., Slade R., Connors S., Diemen R., Ferrat M., Haughey E., Luz S., Neogi S., Pathak M., Petzold J., Portugal Pereira J., Vyas P., Huntley E., Kissick K., Belkacemi M., Malley J. (eds.) Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems // 2019 (in press).

Joosten H., Clarke D. Wise use of mires and peatlands // Jyväskylä, Finland: International Mire Conservation Group & International Peat Society. — 2002. — 304 p.

Joosten H., Sirin A., Couwenberg J., Laine J., Smith P. The role of peatlands in climate regulation. In: A. Bonn, T. Allott, M. Evans, H. Joosten, R. Stoneman, ed., Peatland restoration and ecosystem services: science, policy and practice. — Cambridge: Cambridge University Press, 2016. — P. 66–79. — https://doi.org/10.1017/CBO9781139177788.005

Kirschbaum M. U. F. The temperature dependence of soil organic matter decomposition and the effect of global warming on soil organic C storage // Soil Biology and Biochemistry. — 1995. — Vol. 27. — P. 753–760.

Kandel T. P., Elsgaard L., Lærke P. E. Measurement and modelling of CO_2 flux from a drained fen peatland cultivated with reed canary grass and spring barley // GCB Bioenergy. — 2013. — No. 5. — P. 548–561.

Karki S., Kandel T. P., Elsgaard L., Labouriau R., Lærke P. E. Annual CO_2 fluxes from a cultivated fen with perennial grasses during two initial years of rewetting // Mires & Peat. — 2019. — Vol. 25. — P. 1–22.

Lloyd J., Taylor J. A. On the temperature dependence of soil respiration // Functional Ecology. — 1994. — Vol. 8. — P. 315–323.

Minayeva T., Sirin A., Bragg O. (eds.) A Quick Scan of Peatlands in Central and Eastern Europe. — Wageningen, The Netherlands: Wetlands International, 2009. — 132 p.

Novikov V. V., Stepanov A. L., Pozdnyakov A. I., Lebedeva E. V. Seasonal dynamics of CO_2, CH_4, N_2O, and NO emmissions from peat soils of the Yakhroma river floodplain // Eurasian Soil Science. — 2004. — Vol. 37, No. 7. — P. 755–761.

Novikov V. V., Rusakov A. V. Release and absorption of greenhouse gases in ameliorated peat soils of the Rostov Lowland // Eurasian Soil Science. — 2005. — Vol. 38, No. 7. — P. 755–761.

Olchev A., Volkova E., Karataeva T., Novenko E. Growing season variability of net ecosystem CO_2 exchange and evapotranspiration of a sphagnum mire in the broad-leaved forest zone of European Russia // Environmental Research Letters. — 2013. — Vol. 8, No. 3. — P. 35–51.

Panikov N. S., Blagodatsky S. A., Blagodatskaya J. V., Glagolev M. V. Determination of microbial mineralization activity in soil by modified Wright and Hobbie method // Biology and Fertility of Soils. — 1992. — Vol. 14, No. 4. — P. 280–287.

Parish F., Sirin A., Charman D., Joosten H., Minayeva T., Silvius M., Stringer L. (eds.) Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change. — Wageningen: Global Environment Centre and Wetlands International, 2008.

Renou-Wilson F., Müller C., Moser G., Wilson D. To graze or not to graze? Four years greenhouse gas balances and vegetation composition from a drained and a rewetted organic soil under grassland // Agriculture, Ecosystems & Environment. — 2016. — Vol. 222. — P. 156–170.

Strack M. Peatlands and Climate Change. — International Peat Society and Saarijärven Offset Oy, 2008.

Sirin A. A., Maslov A. A., Valyaeva N. A., Tsyganova O. P., Glukhova T. V. Mapping of peatlands in the Moscow oblast based on high-resolution remote sensing data // Contemporary Problems of Ecology. — 2014. — Vol. 7, Iss. 7. — P. 808–814.

Sirin A., Minayeva T., Yurkovskaya T., Kuznetsov O., Smagin V., Fedotov Yu. Russian Federation (European Part). In: Mires and peatlands of Europe: Status, distribution and conservation (ed. by Joosten H., Tanneberger F., Moen, A.). — Stuttgart: Schweizerbart Science Publishers, 2017. — P. 589–616. — DOI: 10.1127/mireseurope/2017/0001-0049

Schipper L. A., McLeod M. Subsidence rates and carbon loss in peat soils following conversion to pasture in the Waikato Region, New Zealand // Soil Use and Management. — 2002. — Vol. 18, No. 2. — P. 91–93.

Tanneberger F., Tegetmeyer C., Busse S., Barthelmes A., Shumka S., Marine A. M., Jenderedjian K., Steiner G. M., Essl F., Etzold J., Mendes C., Kozulin A., Frankard P., Milanovic D., Ganeva A., Apostolova I., Alegro A., Delipetrou P., Navratilová J., Risager M., Leivits A., Fosaa A. M., Tuominen S., Muller F., Bakuradze T., Sommer M., Christanis K., Szurdoki E., Oskarsson H., Brink S. H., Connolly J., Bragazza L., Martinelli G., Aleksans O., Priede A., Sungaila D., Melovski L., Belous T., Saveljic D., de Vries F., Moen A., Dembek W., Mateus J., Hanganu J.,

Sirin A., Markina A., Napreenko M., Lazarevič P., Stanová V. S., Skoberne P., Perez P. H., Pontevedra-Pombal X., Lonnstad J., Kuchler M., Wust-Galley C., Kirca S., Mykytiuk O., Lindsay R., Joosten H. The peatland map of Europe // Mires and Peat. — 2017. — Vol. 19, Article 22. — P. 1–17. — https://doi.org/10.19189/MaP.2016.OMB.264

Yurova A., Wolf A., Sagerfors J., Nilsson M. Variations in net ecosystem exchange of carbon dioxide in a boreal mire: Modeling mechanisms linked to water table position // Journal of Geophysical Research: Biogeosciences. — 2007. — Vol. 112. — No. G02025.

Vompersky S. E., Tsyganova O. P., Valyaeva N. A., Glukhova T. V., Dubinin A. I., Glukhov A. I., Markelova L. G. Bog organic soils and bogs of Russia and carbon pool of their peats // Eurasian Soil science. — 1996. — No. 2. — P. 91–105.

Vompersky S. E., Sirin A. A., Salnikov A. A., Tsyganova O. P., Valyaeva N. A. Estimation of Forest Cover Extent over Peatland and Paludified Shallow Peatlands in Russia // Contemporary Problems of Ecology. — 2011. — Vol. 4, No. 7. — P. 734–741.