

УДК 631.445.12:622.331:581.55

ПОТОКИ ДИОКСИДА УГЛЕРОДА ПРИ РАЗНОМ РЕЖИМЕ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ СЕНОКОСА НА ОСУШЕННОЙ ТОРФЯНОЙ ПОЧВЕ¹

© 2020 г. А. Г. Молчанов¹, Г. Г. Суворов¹, Д. В. Ильясов¹, А. А. Сири^{1,*}¹ Институт лесоведения РАН

143030 Московская обл., Одинцовский р-н, с. Успенское, ул. Советская, 21, Россия

*E-mail: sirin@ilan.ras.ru

Поступила в редакцию 30.12.2019 г.

После доработки 10.06.2020 г.

Принята к публикации 10.06.2020 г.

Проведено сравнение потоков CO_2 , измеренных в 2018 и 2019 гг., на сенокосе в разное время после кошения и залежи на осушенной торфяной почве в Московской обл. Сразу после кошения в 2019 г. дыхание экосистемы (R_{eco}) и валовый обмен CO_2 экосистемы (GEE) на сенокосе снизились в 2 раза и составили 26 и $-18 \text{ г CO}_2/\text{м}^2/\text{сут}$ соответственно, а удельный GEE (на надземную фитомассу) вырос в 2 раза до $0.56 \text{ г CO}_2/\text{м}^2/\text{сут}/\text{г}_{\text{раст}}$. На залежи величины R_{eco} и GEE в 2019 г. составили 50 и $-45 \text{ г CO}_2/\text{м}^2/\text{сут}$. В 2018 г., через месяц после кошения показатели R_{eco} и GEE на сенокосе (69 и $-32 \text{ г CO}_2/\text{м}^2/\text{сут}$) и залежи (66 и -34) практически не отличались, хотя фитомасса была различной: надземная — 138 и 368, подземная — 1223 и $600 \text{ г}/\text{м}^2$. Через месяц после кошения в 2018 г. нетто-экосистемный обмен CO_2 (NEE) на сенокосе и залежи не отличался и составил 38 и $39 \text{ г CO}_2/\text{м}^2/\text{сут}$. С учетом изымаемой при кошении фитомассы общий за сезон NEE на сенокосе смешался в сторону ассимиляции CO_2 в сравнении с залежью.

Ключевые слова: осушенный торфяник, дыхание почвы, суточная динамика CO_2 , динамический камерный метод, целлюлозолитическая активность почв.

DOI: 10.31857/S0002188120090094

ВВЕДЕНИЕ

Известно, что из 5 млн га земель, осушенных для сельского хозяйства в Российской Федерации, большая часть исходно имела торфяные почвы [1], а значительную долю торфяников, частично выработанных при добыче торфа, также рекультивировали для этих целей [1–3]. В результате под нужды сельского хозяйства в стране была осушена значительная площадь торфяных болот [4], которые использовали под пропашные культуры, сенокосы и пастбища [1, 2, 5]. В последние десятилетия многие из них, вне зависимости от категории пользователей, были заброшены, стали объектами торфяных пожаров [6], подвергаются

ветровой и водной эрозии. Они являются источником парниковых газов и теряют запасы углерода [7–9], не принося экономической пользы.

В настоящее время происходит возвращение части осушенных земель в сельскохозяйственный оборот, что особенно актуально в связи с обеспечением кормовой базы животноводства. Это поднимает вопрос об эмиссии парниковых газов этой категории земель. Осушенные торфяники — значительный источник диоксида углерода в атмосферу [10, 11] и объект учета, согласно Рамочной конвенции ООН об изменении климата [12].

С точки зрения сохранения физико-химических свойств торфяной залежи наиболее щадящим ее использованием является луговое хозяйство [11, 13, 14]. Наименьшие потери углерода таких почв характерны при лугово-полевом севообороте и многолетней травяной растительности [15], а при регулировании водного режима возможна их высокая продуктивность для производства кормов [14]. Залужение может препятствовать деградации осушенных торфяных почв [16], а их паст-

¹ Работа выполнена при финансовой поддержке проекта “Восстановление торфяных болот в России в целях предотвращения пожаров и смягчения изменений климата”, финансируемого в рамках “Международной климатической инициативы” Федеральным министерством окружающей среды, охраны природы и безопасности ядерных реакторов Федеративной Республики Германия и управляемого через немецкий банк развития KfW (проект № 11 III 040 RUS K “Восстановление торфяных болот”) и проекта РНФ 19-74-20185.

бишное и сенокосное использование в сравнении с распахкой – снижать потери углерода в 3–4 раза, азота – в 2 раза [11].

Отечественными исследованиями проблеме эмиссии парниковых газов из осушенных торфяных почв уделяется существенно меньше внимания, как по сравнению с естественными болотами, так и минеральными сельскохозяйственными почвами [17–22]. Осушенные торфяные почвы в России и странах ближнего зарубежья изучены меньше и в контексте углеродного баланса [7–9, 14, 15, 23–27], чем минеральные или неосушенные торфяные, хотя содержат значительный запас углерода, более уязвимый, чем в естественных болотах. Цель работы – сравнение потоков CO₂ сенокоса на осушенной торфяной почве в Московской обл. в условиях залежи и в разное время после сенокоса.

МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ

Исследование проводили на Дубненском болотном массиве в Талдомском р-не Московской обл. (56°39.4′–56°43.6′ с.ш., 37°42.8′–37°54.6′ в.д., протяженность 8 км с севера на юг и 12 км с запада на восток). Из общей площади торфяника ≈8200 га частично осушено ≈2850 га для разных видов использования: добычи торфа, сельского и лесного хозяйства. Сохранились разнообразные естественные болотные биогеоценозы – от верховых кустарничково-сфагновых сосняков до низинных черноольшаников. Осушение проводили в конце 1970-х годов для добычи торфа фрезерным способом. Расстояние между картовыми каналами было преимущественно 40 м, а после выработки залежи на глубину 1–2 м многие площади были рекультивированы под пропашные культуры, однако в большей части залужены для создания сенокосов [7, 8]. Торфяные пожары 2010 г., которые охватили торфяники области [28], мало коснулись массива, но часть его была включена в программу обводнения пожароопасных торфяников Московской области 2010–2013 гг. с созданием переливных и водорегулирующих плотин, противопожарного водоема и др. [6, 29].

Объекты исследования расположены в южной части массива (56°40.6′ с.ш., 37°48.8′ в.д.), где вторичное обводнение не проводили, а осушенные площади все активнее используют как сенокосы. По имеющимся данным, торфяная залежь была выработана здесь на глубину, вероятно, 0.5–1.0 м; современная глубина осушительных каналов составляет 0.8–1.5 м, а края каналов заросли древесно-кустарниковой растительностью высотой 2–12 м.

Работы проводили на двух соседних картах шириной 50 и 110 м, из которых южную косили каждый год, а северная с 2015 г. и до конца лета 2019 г. была залежной и зарастала рудеральной растительностью, преимущественно крапивой (*Urtica dioica* L.), вытесняющей основную луговую культуру – мялик (*Poa pratensis* L.). Для анализа распределения растительности использовали актуальные спектрзональные спутниковые данные и съемку с БПЛА в видимом диапазоне.

Через оба участка был проведен нивелировочный профиль. Для измерения уровней почвенно-грунтовых вод (УПГВ) в центре участков были установлены перфорированные на всю глубину (100 см) трубки из ПВХ Ø50 мм [30], на залежи – дополнительно автоматический датчик Mini Diver (Eijkelkamp, Нидерланды) с записью УПГВ и температуры воды с частотой 4 ч с охватом вегетационных сезонов 2018 и 2019 гг. Для характеристики метеоусловий периодов измерений были использованы данные сайта www.rp5.ru (ООО “Расписание Погоды”, Санкт-Петербург, Россия) для метеостанции г. Дмитров.

На обоих участках были заложены разрезы до глубины 50 см, из которых с шагом 5 см взяты образцы торфа на влажность, зольность, объемный вес, ботанический состав и элементный состав (CNS-анализ). Влажность почвы определяли термовесовым методом, плотность сложения – в абсолютно сухих образцах 5 × 5 × 5 см, зольность – озолением при температуре 850°C, ботанический состав и степень разложения торфа – микроскопическим методом и центрифугированием, содержание C, N и S – на элементном анализаторе Vario MICRO cube (Elementar, Германия) при сгорании образца при $t = 1140^{\circ}\text{C}$, разделении газов с помощью метода программируемой ступенчатой десорбции (TPD – Temperature Programmed Desorption) в двукратной повторности.

Интенсивность разложения органического вещества в почве оценивали весовым методом по убыли массы хлопчатобумажной ткани [31], экспонированной в почве с 27.07.2019 по 01.09.2019. Для этого к стенке прикопок (по 2 на участке сенокоса и залежи) были прижаты стеклянные пластины, с закрепленными при помощи полимерной сетки тремя отрезками хлопчатобумажной ткани высотой 10 и шириной 15 см так, что они были экспонированы на глубинах 0–10, 10–20 и 20–30 см. Ткань предварительно прокипятили, высушили до воздушно-сухого состояния и взвесили на аналитических весах. По завершении эксперимента образцы ткани повторно промыли, высушили и взвесили.

Фитомассу растений (с пересчетом на сухое вещество после сушки при температуре 105°C) определяли в двукратной повторности: надземную (**НФМ**) методом “укосных квадратов” (площадь рамки 0.49 м²), подземную (**ПФМ**) промыванием корней почвенных образцов (10 × 10 × 20 см) на сите с размером ячейки 2 мм для верхнего почвенного горизонта 0–10 см [32]. Индекс листовой поверхности (Leaf area index – **LAI**) рассчитывали как отношение площади листьев к площади их произрастания. Площадь листьев определяли по палетке в выбранной навеске, после чего пересчитывали на общую массу укоса.

Потоки диоксида углерода измеряли в близкие даты 2018 и 2019 гг. – 27–28.08 и 28–29.08 соответственно. В эти же дни 1 раз в час автоматически датчиками Thermochron iButton DS1921 (Dallas Semiconductor, США) на глубине 5, 10 и 20 см измеряли температуру почвы. Температуру и влажность воздуха, а также фотосинтетически активную радиацию (плотность фотосинтетического фотонного потока) измеряли 1 раз в минуту сенсором Minikin QTH (EMS Vrno, Чехия). В 2018 г. измерения потоков на сенокосе выполнены спустя 1 мес. после кошения, в 2019 г. – на следующий день. Измерения проводили на участках с доминированием мятлика; в 2018 г. с разделением на высокий (~50 см) и низкий (~25 см) травостой. Потоки CO₂ измеряли одновременно на залежи и сенокосе методом динамических камер [33] разного размера и круглого сечения, из прозрачного пластика толщиной 0.5 мм с использованием инфракрасных газоанализаторов LI-820/840 (Li-Cor, США).

Регистрацию концентраций CO₂ проводили непрерывно с помощью оригинального автоматического устройства на основе трехходовых переключателей, благодаря которым воздух через камеры проходил непрерывно. Показания регистрировали логгером круглосуточно (EMS, Чехия) каждые 5 с автоматическим сохранением каждые 20–30 с. Переключение между камерами было автоматическим, время “опроса” – 20–30 мин. Для расчетов концентрации CO₂ использовали разность средней (за 2 мин) величины в поступающем и выходящем из камеры воздухе. Поток CO₂ (мг С/м²/ч) рассчитывали по формуле (подробнее методика и схема измерений представлена в [34]):

$$F = (106 \times 273 \times V([\text{CO}_2\text{к}] - [\text{CO}_2\text{а}])) / (22.4 \times 100(273 + T)S \times 60), \quad (1)$$

где V – скорость потока воздуха через экспозиционную камеру, л/мин, T – температура воздуха, °C, S – площадь поверхности почвы под камерой,

см². Нетто-экосистемный обмен (Net ecosystem exchange – **NEE**) или чистый обмен CO₂ между экосистемой и атмосферой (отрицательные величины **NEE** соответствуют стоку CO₂ из атмосферы, положительные – источнику) измеряли прозрачными камерами Ø25 см и высотой 50 и 30 см для высокого и низкого травостоя мятлика (в 2018 г.) соответственно. В 2019 г. измерения были проведены только на участках высокого травостоя на залежи и сформировавшегося непосредственно после кошения травостоя на сенокосе. Дыхание почвы (R_{soil}) – совокупное гетеротрофное дыхание почвы и подземных частей растений – измеряли прозрачными камерами высотой 15 см и Ø20 см после срезания растений. Через отверстия в камерах (5 шт. Ø1 см на высоте 5 см от поверхности почвы) поддерживали постоянный приток атмосферного воздуха (без создания пониженного давления внутри камеры), скорость которого составила: 4.2, 3.5 (**NEE**, 50 и 30 см камеры, соответственно) и 2.1 (R_{soil}) л/мин. Воздух отбирали спаренным микрокомпрессором (Sonic-388, Китай) в верхней части камеры при помощи гермоввода через полимерный шланг. На каждом участке была установлена камера для контрольного определения атмосферной концентрации CO₂ в течение 1 сут. Все камеры располагались на сенокосе и залежи не далее 1 м друг от друга.

По данным измерений **NEE** и R_{soil} было рассчитано дыхание экосистемы (R_{eco}) – совокупное гетеротрофное дыхание почвы, подземных и надземных частей растений по формуле:

$$R_{\text{eco}} = R_{\text{soil}} + R_{\text{plant}}^*, \quad (2)$$

где R_{soil} – измеренное дыхание почвы, R_{plant}^* – среднее дыхание надземных частей растений, рассчитанное на основе ночных измерений **NEE** и R_{soil} . Дыхание надземных частей растений R_{plant} , используемое в формуле (2), было рассчитано как разность между средним (за одинаковые промежутки времени) дыханием экосистемы (R_{eco}) и дыханием почвы (R_{soil}) по формуле:

$$R_{\text{plant}} = \text{NEE}^* - R_{\text{soil}}^*, \quad (3)$$

где **NEE*** – нетто-экосистемный обмен ночью (измерения ночью – в отсутствии фотосинтетической активности растений, де-факто характеризующего R_{eco}), R_{soil}^* – дыхание почвы ночью. Расчет валового газообмена экосистемы (Gross ecosystem-atmosphere exchange of carbon dioxide – **GEE**) – общей фотосинтетической ассимиляции экосистемы или количества CO₂, которое погло-

тила экосистема за единицу времени, проводили по формуле:

$$GEE = NEE - R_{\text{cco}}, \quad (4)$$

где NEE – измеренный дневной нетто-экосистемный обмен, R_{cco} – расчетное дыхание экосистемы. Обработку данных полевых и лабораторных измерений (корреляционный анализ, расчет средних и стандартных отклонений, множественная линейная регрессия) проводили в программе Excel. По данным измерений были также рассчитаны суммарные за 1 сут потоки CO_2 с использованием метода бутстрапа [35] в программе MATLAB R2010b (количество бутстрап-повторений 5000). В каждом бутстрап-повторении для потоков CO_2 с учетом погрешности измерений была получена случайная реализация их величин. При допущении об их нормальном распределении рассчитывали подинтегральную площадь, среднее арифметическое и стандартное отклонение реализаций суточной оценки, полученных в отдельных бутстрап-повторениях. При аппроксимации динамики потока за 1 сут использовали линейную интерполяцию.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Характеристика участков. На залежи преобладала крапива двудомная и мятлик луговой, проективное покрытие которых менялось в течение вегетационного сезона: в начале лета преобладал мятлик, к концу – крапива. На сенокосе представлен исключительно мятлик. Оба участка имеют ровную поверхность с перепадом высот до 20–30 см; среднее относительное превышение залежи над сенокосом равно 10 см. На обоих участках УПГВ весной и осенью равен 50–60 см, летом в периоды без дождей – 80–90 см.

Метеоусловия. Лето 2018 г. (01.06–01.09) было теплым и сухим: средняя, минимальная и максимальная температуры ($^{\circ}\text{C}$) воздуха ($T_{\text{возд}}$) составили 18.2, 3.5 (09.06), 29.5 (29.08), количество осадков – 130 мм, дней с осадками – 39. Лето 2019 г. было холодным и влажным: средняя, минимальная и максимальная $T_{\text{возд}}$ составили 16.3, 6.0 (05.08 и 29.08) и 30.0 (07.06), осадки – 294 мм, дней с осадками – 66. Сумма активных температур ($>10^{\circ}\text{C}$) за лето в 2018 г. – 1641, в 2019 г. – 1483 $^{\circ}\text{C}$.

Почвенные условия. На залежи и сенокосе представлены осушенные низинные торфяные почвы. Ботанический состав торфа верхних 10 см отражает современную растительность: преобладают остатки корней злаков и крапивы (на залежи). Глубже – низинные древесно-травяные и древесные торфа: преобладают остатки ольхи, встреча-

ются остатки березы, ивы, сосны и ели, отмечен эпидермис осок и камыша. Степень разложения на залежи и сенокосе менялась слабо: в среднем 35 и 50% в слое 0–30 см; 55 и 75% в слое 30–50 см соответственно. Влажность торфа (%) варьировала от (150 ± 84) – (178 ± 43) в верхнем (0–20 см) до (280 ± 134) – (340 ± 20) в нижнем (30–50 см) слое и плавно росла с глубиной на обоих участках (рис. 1). Плотность сложения существенно не менялась по профилю и варьировала от 0.19 ± 0.06 до 0.27 ± 0.04 г/см³ на обоих участках. Зольность в слое 0–20 см была немного меньше на сенокосе, чем на залежи (24 ± 8 и $39 \pm 1\%$), а в слое 30–50 см наоборот – 21 ± 2 и $8 \pm 1\%$. Незначительное повышение зольности на глубинах 30–50 см на сенокосе в сравнении с залежью слабо отражалось на содержании С и N в этом горизонте: 42–47 и 2.6–2.5% соответственно. В слое 40–50 см отмечено незначительное повышение содержания серы на сенокосе в сравнении с залежью – 0.8 и 0.5% соответственно. Отношение С : N не отличалось на сенокосе и залежи и слабо росло с глубиной: от 13.6 (0–10 см) до 19.3 (40–50 см) в среднем на обоих участках.

Подземная и надземная фитомасса. На рис. 2 показаны изменения НФМ на залежи и сенокосе в 2019 г. в пересчете на сухое вещество. Вертикальной сплошной линией отмечена дата кошения на сенокосе – 24.08.19. На залежи 27.09.19 (пунктирная линия) впервые за несколько лет было проведено кошение для улучшения состояния травостоя. НФМ до кошения в 2019 г. слабо отличалась на обоих участках: возрастала с 24 в апреле до 267 г/м² в июне на залежи и с 39 в апреле до 199 г/м² в июле на сенокосе. После кошения 24 августа НФМ на сенокосе составила 32, спустя месяц, 27 сентября – 72 г/м². В 2018 г. при более раннем кошении (28 июля) НФМ спустя 1 мес. (28 августа) на сенокосе составила 138 г/м², т.е. в значительной степени восстановилась (например, в мае и июле 2019 г. она была лишь незначительно больше – 177 и 199 г/м² соответственно). В августе 2018 г. НФМ на залежи составляла 368 г/м².

ПФМ в верхних 10 см почвы в среднем за период с июня по сентябрь была в 2 раза больше (1220 г/м²) на сенокосе, чем на залежи (600 г/м²). Отмечено ее снижение на обоих участках от июня к сентябрю. Определение ПФМ проводили без разделения на мертвые и живые корни, поэтому, возможно, снижение величины ПФМ связано с преобладанием разложения мертвых корней над ростом живых.

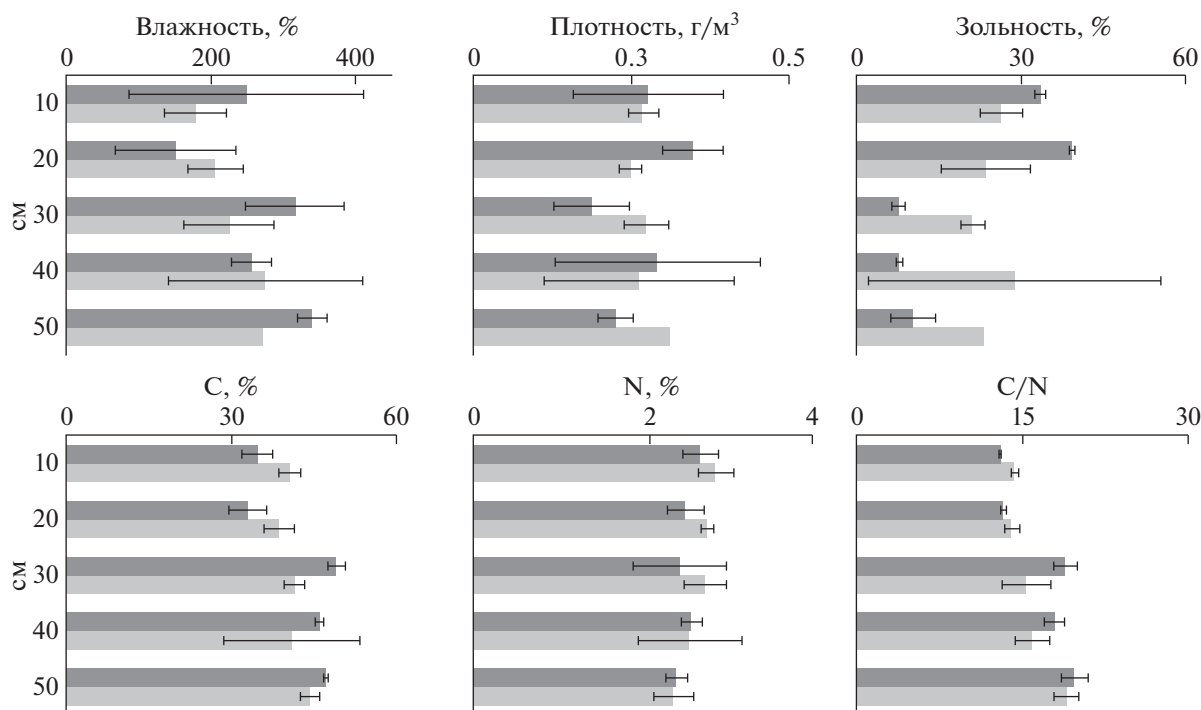


Рис. 1. Влажность, плотность сложения и зольность почвы, содержание углерода, азота в почве, соотношение C : N: залежь – темный тон, сенокос – светлый. То же на рис. 2–10.

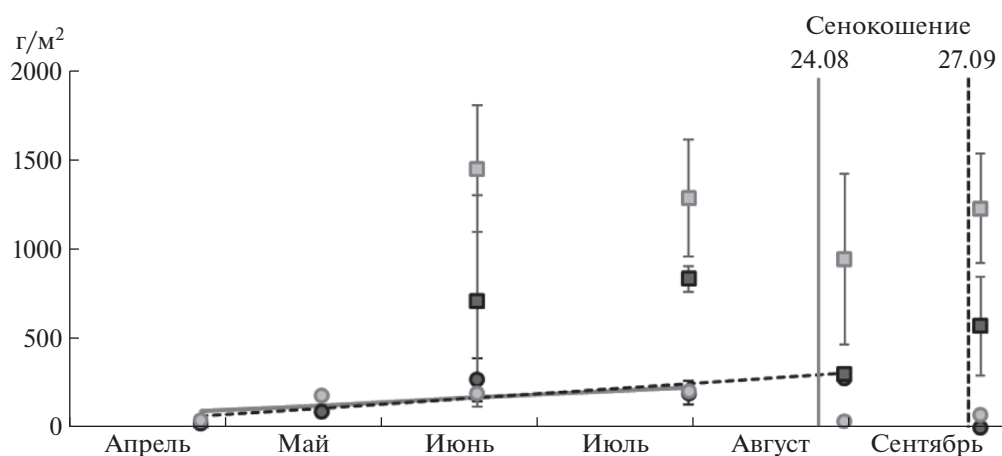


Рис. 2. Накопление надземной (круг) и подземной (квадрат) фитомассы растений на залежи и сенокосе (2019 г.).

Ранее (05.09.2008 г.) на неиспользуемом сенокосе в другой части этого массива НФМ составила 490, ПФМ (в слое 0–10 см) – 914 г/м². Там же 25.09.2015 г. НФМ была равна 358 г/м² [8], что близко полученным данным. Для сравнения, на сенокосных лугах в Костромской обл. НФМ составляла 147–324, а ПФМ – 647–1750 г/м² [36]; на сенокосе выработанного низинного торфяника в Кировской обл. – 185 и 1580 г/м² (слой 0–20 см) соответственно [37].

Показатель LAI на залежи в 2018 г. составил 2.5 для низкого и 3.9 для высокого травостоя, а на сенокосе – 1.5 и 1.8 соответственно. В 2019 г. этот показатель составил для залежи и сенокоса (после кошения) 1.3 и 0.5 соответственно. Полученные оценки LAI хорошо соотносятся с НФМ этих лет.

Целлюлозолитическая активность почвы. Потери органического вещества (%) в верхних 10 см были сопоставимы на сенокосе (19.6 ± 3.8) и залежи (12.9 ± 4.7), однако в среднем для слоя 0–30 см

Таблица 1. Целлюлозолитическая активность в профиле торфяной почвы на залежи и сенокосе, % потери массы целлюлозного полотна за 30 сут экспозиции

Слой, см	Залежь	Сенокос
0–10	12.9 ± 4.7	19.6 ± 3.8
10–20	21.2 ± 4.0	2.8 ± 2.1
20–30	9.2 ± 5.0	2.1 ± 1.2
Среднее	14.4 ± 1.2	8.2 ± 2.4

оказались меньше на сенокосе (8.2 ± 2.4), чем на залежи (14.4 ± 1.2) (табл. 1). Эти величины согласуются с данными для осушенных торфяников в конце периода вегетации [31]. Возможно, бóльшая скорость разложения на сенокосе в слое 0–10 см могла быть обусловлена в 2 раза большей массой корней: обитающие в прикорневой зоне микроорганизмы, лучшая аэрация и прогрев почвенного профиля способствовали интенсификации процессов разложения органического вещества. Это предположение подтверждено более интенсивным дыханием почвы на сенокосе в 2018 г.: после кошения почва прогревалась лучше, чем на

залежи, что могло стимулировать корневое дыхание и разложение мертвых корней.

Нетто-экосистемный обмен (NEE). Показатель NEE в 2018 г. на залежи с высоким травостоем составлял ночью в среднем 4.0 и днем до -1.5 г $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{ч}$. Для низкого травостоя наблюдали эмиссию CO_2 как ночью, так и днем (в среднем за 1 сут -1.5 г $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{ч}$) (рис. 3). Изменения $T_{\text{возд}}$ в течение суток достигали 20°C . Величина NEE была обратно пропорциональна $T_{\text{возд}}$ и ФАР, что было особенно характерно для высокого травостоя. В 2018 г., через 1 мес. после кошения, на сенокосе с высоким травостоем наблюдали эмиссию CO_2 ночью (≈ 2.0 г $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{ч}$) и поглощение днем (до -1.0), с низким травостоем – эмиссию CO_2 в течение суток (≈ 2.5 г $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{ч}$).

В 2019 г. на залежи происходила эмиссия CO_2 и ночью (≈ 4.0 г $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{ч}$) и днем (≈ 0.5 г $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{ч}$), только в утренние часы (7:00–9:00) было отмечено поглощение до -0.6 г $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{ч}$. В среднем за 1 сут залежь характеризовалась потерями углерода (≈ 1.0 г $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{ч}$). Суточные изменения $T_{\text{возд}}$ на

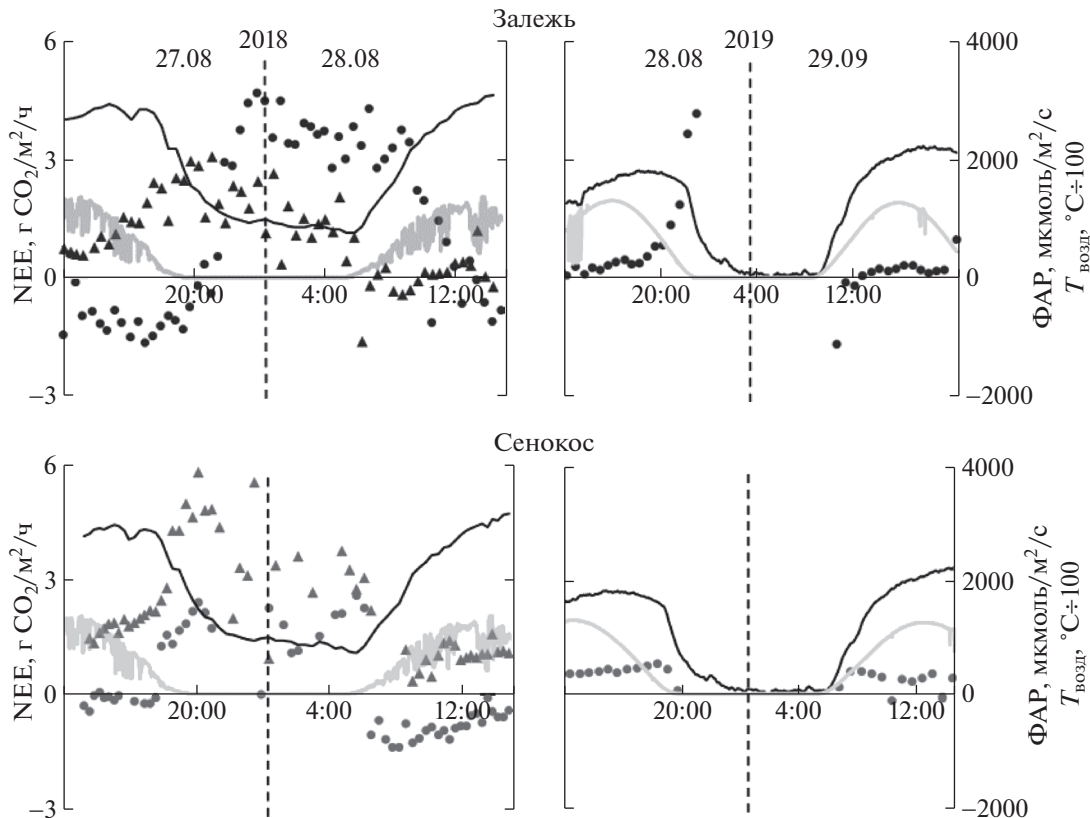


Рис. 3. Нетто-экосистемный обмен (NEE) на залежи и сенокосе спустя 1 мес. (27–28.08.2018) и сразу после кошения (28–29.08.2019); треугольники – низкий травостой, точки – высокий. Черная линия – температура почвы, серая – ФАР, пунктир – граница суток (00:00). То же на рис. 4.

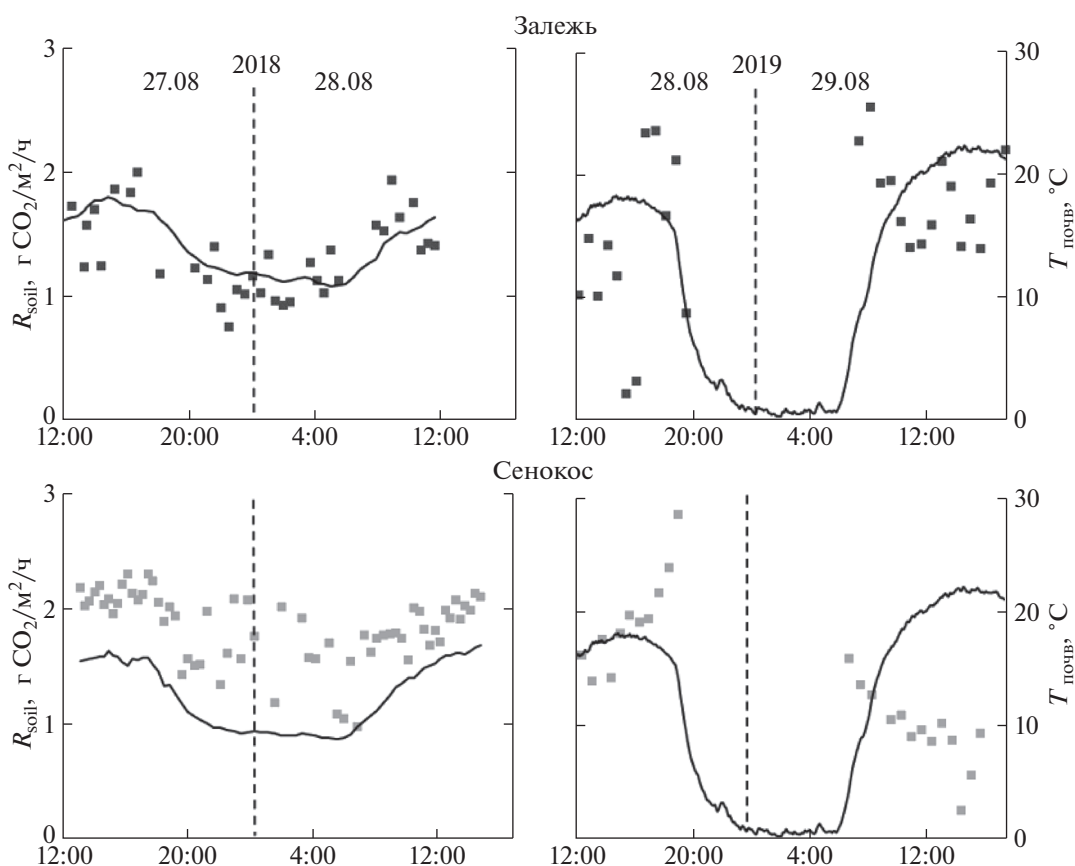


Рис. 4. Дыхание почвы на залежи и сенокосе через 1 мес. (27–28.08.2018) и сразу после кошения (28–29.08.2019).

залежи также составили 20°C , хотя средняя температура была на 10°C меньше, чем в 2018 г. На сенокосе сразу после кошения отмечена эмиссия CO_2 как ночью ($\approx 0.6 \text{ г CO}_2/\text{м}^2/\text{ч}$), так и днем ($\approx 0.5 \text{ г}$), суточная динамика была выражена слабо. Суточные изменения $T_{\text{возд}}$ и ФАР не оказывали значительного влияния на величину NEE.

Дыхание почвы (R_{soil}). Показатель R_{soil} в 2018 г. менялся в течение 1 сут в пределах $0.7\text{--}2.0$ и $1.0\text{--}2.3 \text{ г CO}_2/\text{м}^2/\text{ч}$ на залежи и сенокосе соответственно, в 2019 г. – в пределах $0.2\text{--}2.5$ и $0.3\text{--}2.9 \text{ г CO}_2/\text{м}^2/\text{ч}$. В 2018 г. суточная динамика R_{soil} и $T_{\text{почв}}$ на глубине 5 см были идентичными (рис. 4). На сенокосе R_{soil} было больше примерно на 25%, что, возможно, связано с более интенсивным дневным прогревом почвы или большей корневой биомассой. В 2019 г. суточная динамика R_{soil} в меньшей степени совпадала с $T_{\text{почв}}$.

Среднее за 1 сут R_{soil} в 2019 г. было больше на сенокосе ($1.8 \text{ г CO}_2/\text{м}^2/\text{ч}$), чем на залежи ($1.3 \text{ г CO}_2/\text{м}^2/\text{ч}$), что может объяснить различиями в ПФМ (1223 и 604 г/м^2 в среднем в течение сезона). Большая почти в 2 раза ПФМ на сенокосе

могла быть обусловлена увеличением ассимиляции углерода растениями при регулярном кошении. Растения накапливают не только дополнительную НФМ, изымаемую при сенокосе, но и ПФМ. Корни растений, отмирая и разлагаясь, увеличивали показатель R_{soil} .

Валовый обмен CO_2 экосистемы (GEE), дыхание экосистемы (R_{eco}) и растений (R_{plant}). В 2018 г. средний GEE составил -0.8 для низкого и $-1.7 \text{ г CO}_2/\text{м}^2/\text{ч}$ для высокого травостоя на залежи ($n = 34$); -1.8 и -1.9 для низкого и высокого травостоя на сенокосе ($n = 52$). При осреднении величин использованы одинаковые промежутки времени: 28.08.2018, 13:00–29.08.2018, 14:00 (за исключением ночи – до и после заката солнца) и 28.08.2019, 8:00–29.08.2019, 17:00. Несмотря на превышение НФМ на залежи в 2.7 раза над сенокосом (368 и 138 г/м^2 соответственно), величины GEE на площадь произрастания были близкими. Средняя величина R_{eco} (или ночной NEE) в 2018 г. на низком и высоком травостое залежи ($n = 34$) составила 1.9 и $3.6 \text{ г CO}_2/\text{м}^2/\text{ч}$, а на сенокосе ($n = 62$) – 1.9 и $4.0 \text{ г CO}_2/\text{м}^2/\text{ч}$. R_{eco} не отличалось по величине

Таблица 2. Коэффициенты уравнений зависимости потоков CO₂ от факторов среды

Коэффициент	Залежь		Сенокос	
	травостой			
	низкий	высокий	низкий	высокий
GEE от температуры воздуха и ФАР				
<i>a</i>	$-2 \times 10^{-3} \pm 1 \times 10^{-3}$	$1 \times 10^{-3} \pm 1 \times 10^{-3}$	$-2 \times 10^{-3} \pm 0 \times 10^{-3}$	$-1 \times 10^{-3} \pm 0 \times 10^{-3}$
<i>b</i>	$6 \times 10^{-2} \pm 4 \times 10^{-2}$	-1.0 ± 0.1	$7 \times 10^{-2} \pm 2 \times 10^{-2}$	$-1 \times 10^{-2} \pm 2 \times 10^{-2}$
<i>c</i>	-1.6 ± 1.4	11.8 ± 1.5	-3.0 ± 0.4	-1.4 ± 0.4
<i>R</i> ²	0.24	0.88	0.38	0.41
NEE от температуры почвы, воздуха и ФАР (день)				
<i>a</i>	$-1 \times 10^{-3} \pm 0 \times 10^{-3}$	$-1 \times 10^{-3} \pm 0 \times 10^{-3}$	$-1 \times 10^{-3} \pm 0 \times 10^{-3}$	$-1 \times 10^{-3} \pm 0 \times 10^{-3}$
<i>b</i>	1.0 ± 0.2	-0.3 ± 0.3	1.0 ± 0.6	0.7 ± 0.6
<i>c</i>	-0.3 ± 0.1	-0.2 ± 0.1	-0.3 ± 0.2	-0.3 ± 0.2
<i>d</i>	-7.8 ± 1.9	7.8 ± 2.4	-2.9 ± 3.5	-1.2 ± 3.4
<i>R</i> ²	0.63	0.84	0.50	0.69
<i>R</i> _{eco} от температуры почвы и воздуха (ночь)				
<i>a</i>	0.5 ± 0.4	1.9 ± 0.8	-0.1 ± 2.2	0.8 ± 1.2
<i>b</i>	-0.3 ± 0.1	-1.0 ± 0.3	0.1 ± 0.8	-0.3 ± 0.4
<i>c</i>	-2.1 ± 3.4	-9.3 ± 6.1	3.8 ± 13.2	-2.7 ± 7.1
<i>R</i> ²	0.22	0.53	0.07	0.05
<i>R</i> _{soil} от температуры почвы				
<i>a</i>	0.1 ± 0.1		0.1 ± 0.1	
<i>b</i>	0.2 ± 0.1		0.6 ± 0.1	
<i>R</i> ²	0.56		0.69	

не на залежи и сенокосе, однако менялся вклад составляющих его компонентов: в первом случае преобладало дыхание растений, во втором – дыхание почвы, особенно на сенокосе с низким травостоем, где R_{soil} практически равнялось R_{eco} . Среднее дыхание растений (R_{plant}) в 2018 г. для залежи с низким травостоем составило 0.5, с высоким – 2.3 г CO₂/м²/ч, на сенокосе – 0.1 и 2.2 г CO₂/м²/ч соответственно.

Непосредственно после кошения на сенокосе в 2019 г. GEE для высокого травостоя отличался на залежи и сенокосе: –2.7 и –1.1 г CO₂/м²/ч, соответственно. В сравнении с 2018 г. GEE на сенокосе был меньше в 1.6 раза, хотя НФМ сократилась после кошения практически в 6 раз. В 2019 г. R_{eco} на залежи составило 3.2 г CO₂/м²/ч (сопоставимо с высоким травостоем на залежи в 2018 г.), а на сенокосе после кошения – 1.7 г CO₂/м²/ч, что сопоставимо с низким травостоем на сенокосе в 2018 г. (рис. 3). Величина R_{plant} в 2019 г. составила 1.7 г CO₂/м²/ч для залежи, что сравнимо с резуль-

татами 2018 г. при высоком травостое, и 0.3 г CO₂/м²/ч для сенокоса, что сравнимо с результатами 2018 г. при низком травостое.

Зависимость GEE, NEE, R_{eco} и R_{soil} от температуры воздуха, почвы и ФАР. По данным 2018 г. для сенокоса (через месяц после кошения) и залежи были получены коэффициенты регрессионного уравнения (табл. 2):

$$GEE = a \times \text{ФАР} + b \times T_{\text{возд}} + c, \quad (5)$$

где GEE – валовый обмен CO₂ экосистемы, г CO₂/м²/ч; *a*, *b*, *c* – безразмерные коэффициенты для ФАР, температуры воздуха и пересечения с осью ординат соответственно; $T_{\text{возд}}$ – температура воздуха, °С; ФАР – фотосинтетически активная радиация, мкмоль/м²/с.

Установлена обратная связь (R^2) GEE с ФАР – при росте ФАР GEE принимает “более” отрицательные величины, что свидетельствовало об увеличении фотосинтетической активности растений, и убывает в ряду: сенокос–высокий травостой

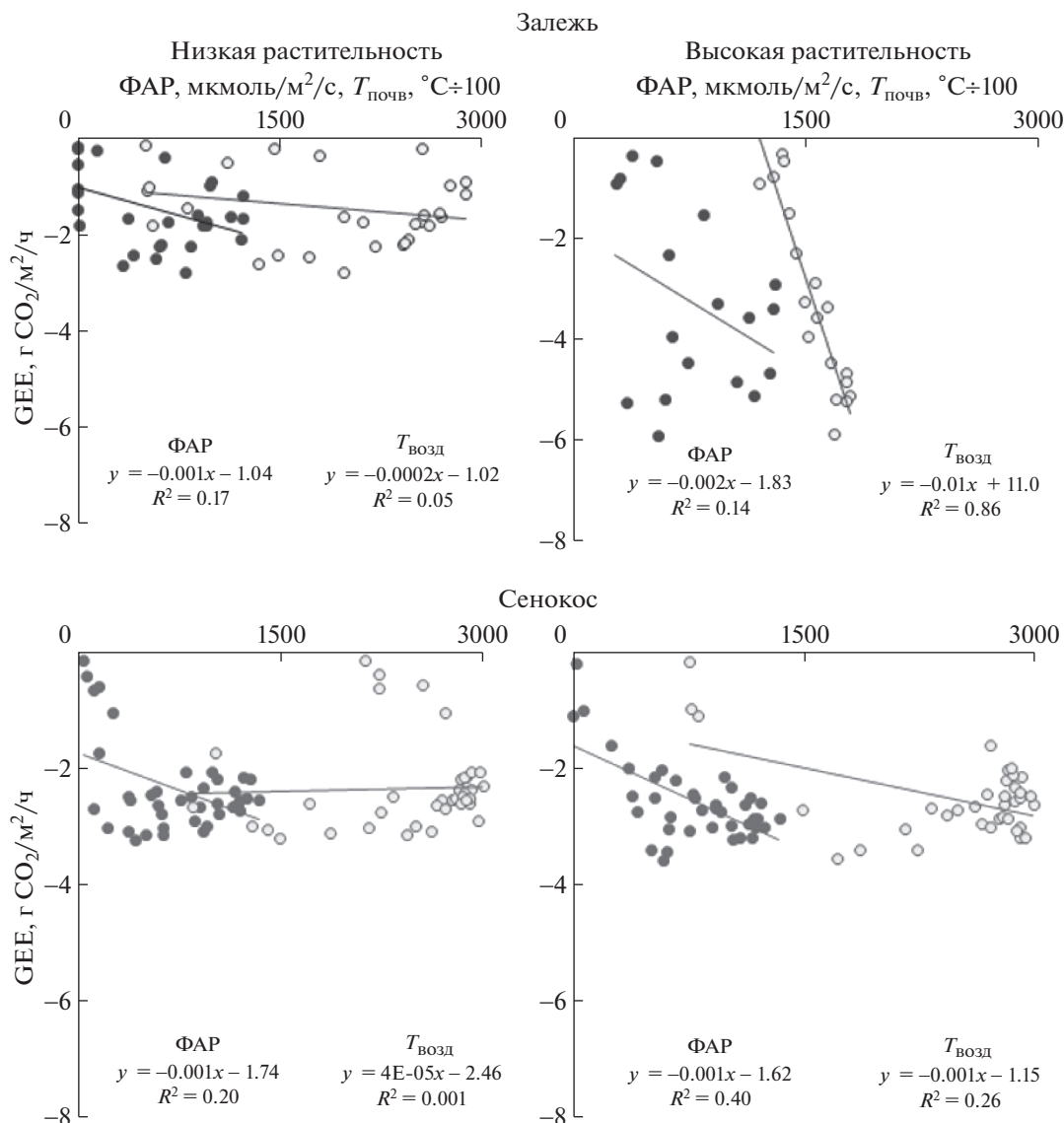


Рис. 5. Связь GEE с ФАР (точки) и температурой воздуха (светлые точки) на залежи и на сенокосе с низким и высоким травостоем.

стой (0.40), сенокос—низкий травостоем (0.20), залежь—низкий травостоем (0.17), залежь—высокий травостоем (0.14) (рис. 5). Значимая корреляция была характерна только для высокого травостоя на сенокосе. Возможно, меньшее самозатенение растений определяло в этом случае более явный отклик на изменение поступающей радиации, тогда как на залежи только часть незатененных растений была способна отреагировать на изменение ФАР. Связь GEE с $T_{\text{возд}}$ была прямой для высокого травостоя и отсутствовала для низкого. R^2 убывал в ряду: залежь—высокий травостоем (0.86), сенокос—высокий травостоем (0.26), залежь—низкий травостоем (0.05), сенокос—низкий травостоем (0.001). На залежи и сенокосе с высо-

ким травостоем температура воздуха влияла сильнее, чем ФАР. Таким образом, более точно могут быть предсказаны GEE на сенокосе и залежи с высоким травостоем.

Согласно результатам регрессионного анализа, в дневное время (с 5:00 до 19:00) величина NEE зависела от ФАР, температуры почвы и воздуха. Коэффициенты уравнения (6) даны в табл. 2:

$$NEE = a \times \text{ФАР} + b \times T_{\text{почв}} + c \times T_{\text{возд}} + d, \quad (6)$$

где NEE — нетто—экосистемный обмен, г CO₂/м²/ч, $a-d$ — безразмерные коэффициенты для ФАР, температуры почвы, воздуха и пересечения с осью ординат, ФАР — фотосинтетически актив-

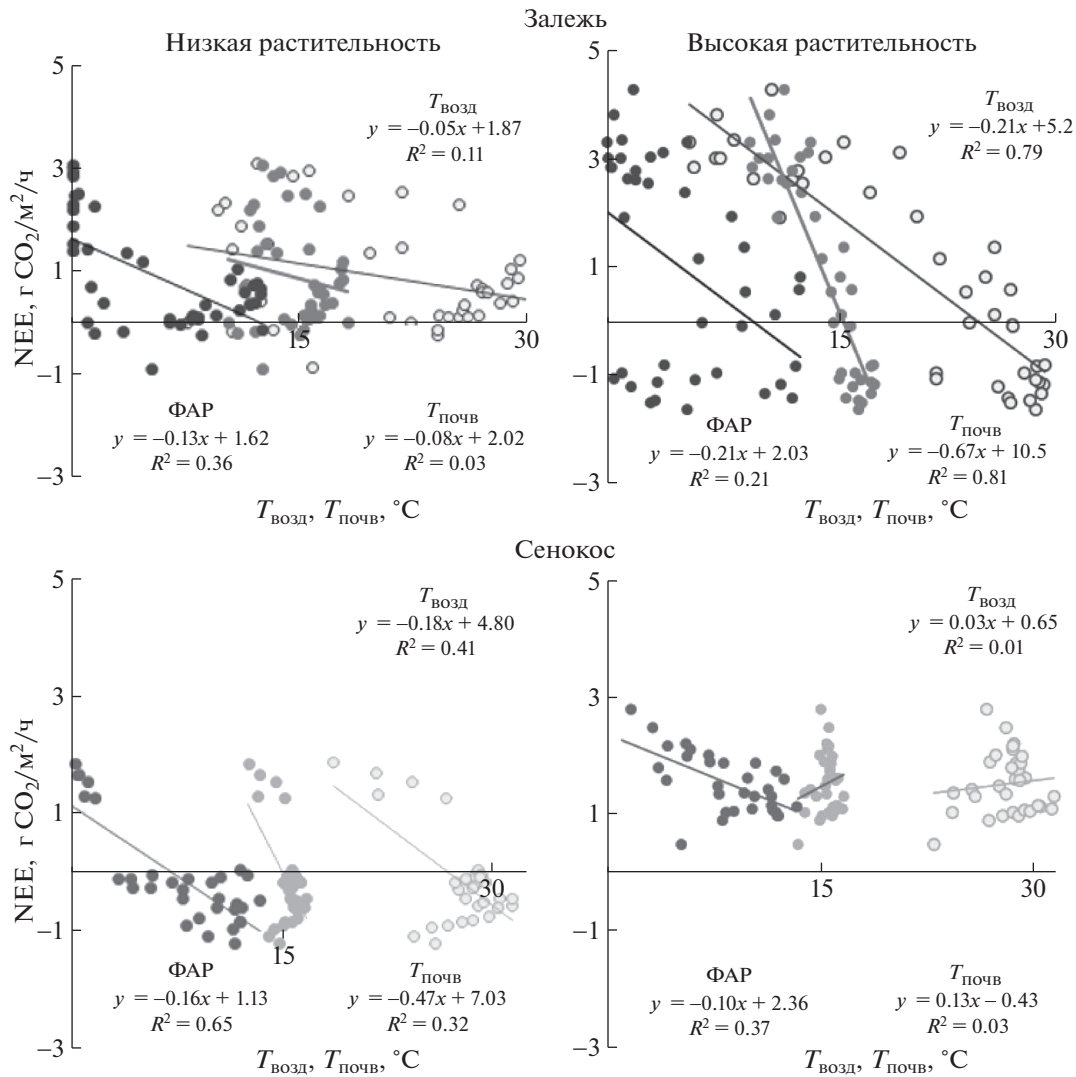


Рис. 6. Корреляция дневного NEE с температурой почвы на глубине 5 см (светлые точки), воздуха (выколотые точки) и ФАР (точки) на залежи (сверху) и на сенокосе (снизу) на участках с низким (слева) и высоким (справа) травостоем.

ная радиация, $\text{мкмоль}/\text{м}^2/\text{с}$, $T_{\text{почв}}$ — температура почвы, $^{\circ}\text{C}$, $T_{\text{возд}}$ — температура воздуха, $^{\circ}\text{C}$.

Связь NEE с ФАР, как и для GEE, была обратной: при росте ФАР NEE принимает “более” отрицательные величины, что говорит о существенном вкладе GEE в нетто-экосистемный обмен. NEE демонстрирует аналогичную с GEE зависимость от $T_{\text{почв}}$ и $T_{\text{возд}}$. Связь (R^2) NEE с ФАР убывает в ряду: сенокос—высокий травостой (0.65), сенокос—низкий травостой (0.37), залежь—низкий травостой (0.36), залежь—высокий травостой (0.21) (рис. 6). Значимая корреляция характерна для сенокоса с высоким травостоем, а для сенокоса и залежи с низким травостоем находится на границе значимости. Зависимость NEE от ФАР подтверждена показанной ранее связью GEE и ФАР, однако требует дальнейшей проверки для

низкого травостоя на сенокосе. Для высокого травостоя на сенокосе это также касается связи NEE с температурой почвы и воздуха.

Связь (R^2) NEE с температурой почвы убывала в ряду: залежь—высокий травостой (0.81), сенокос—высокий травостой (0.32), на залежи и сенокосе с низким травостоем связь отсутствовала (0.03). Связь NEE с температурой воздуха была наибольшей на участках с высоким травостоем: 0.79 и 0.41 и отсутствовала на участках с низким травостоем (0.11 и 0.01 — залежь и сенокос соответственно). Во всех случаях, кроме низкого травостоя на сенокосе, характерно смещение NEE в сторону ассимиляции при повышении ФАР и температуры. Это связано со значительным вкладом GEE в NEE (в сравнении с R_{eco}), что обусло-

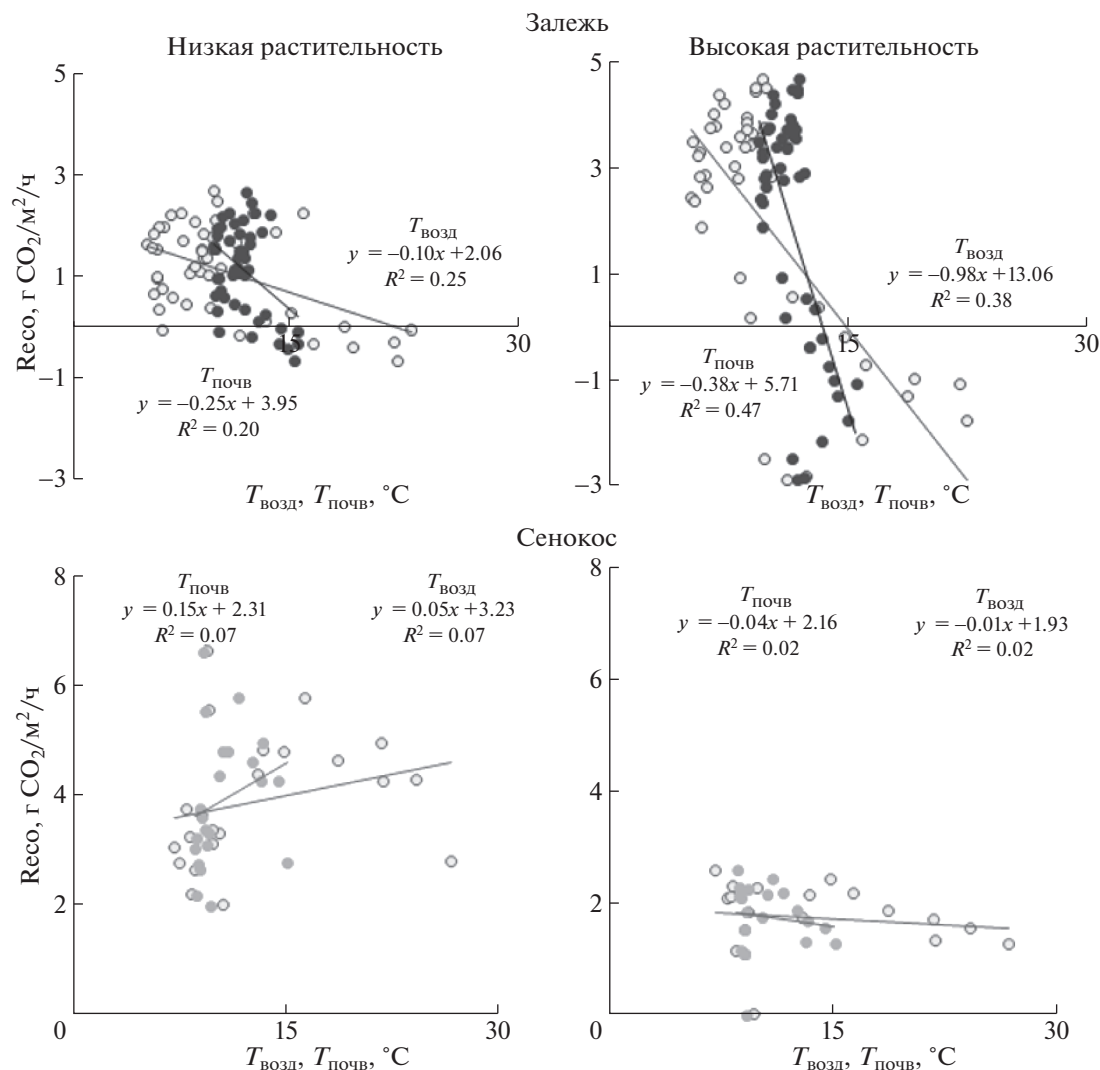


Рис. 7. Связь ночного NEE (R_{eco}) с температурой почвы (точки) и воздуха (выколотые точки) на залежи (сверху) и на сенокосе (снизу) на участках с низким (слева) и высоким (справа) травостоем.

вило варьирование газообмена сенокоса и залежи при изменениях ФАР.

Для ночных потоков NEE, характеризующих R_{eco} (дыхание экосистемы) в отсутствии фотосинтеза, было использовано уравнение (7), коэффициенты которого даны в табл. 2:

$$R_{eco} = a \times T_{почв} + b \times T_{возд} + c, \quad (7)$$

где R_{eco} — экосистемное дыхание ночью (или ночной NEE), г $CO_2/м^2/ч$, a , b , c — безразмерные коэффициенты для температуры почвы, воздуха и пересечения с осью ординат соответственно, $T_{почв}$ — температура почвы, °C, $T_{возд}$ — температура воздуха, °C. Связь (R^2) R_{eco} с температурой почвы и воздуха была выявлена только для залежи с высоким травостоем (0.34 и 0.47 соответственно); при низком травостое связь отсутствовала (0.20 и 0.25 со-

ответственно). На сенокосе связь R_{eco} с температурой почвы и воздуха не выявлена (рис. 7).

Дыхание экосистемы является многокомпонентным параметром, и его составляющие могут иметь различную связь с факторами среды, что при совместном рассмотрении может привести к маскировке закономерностей. Также возможно, что расчетное дыхание растений (R_{plant}), используемое при расчете R_{eco} , может вносить определенную погрешность в его оценку.

Показано, что R_{soil} значимо зависело от $T_{почв}$, R^2 составил 0.60 и 0.70 на залежи и сенокосе соответственно (рис. 8). Коэффициенты уравнения (8) даны в табл. 2:

$$R_{soil} = a \times T_{почв} + b, \quad (8)$$

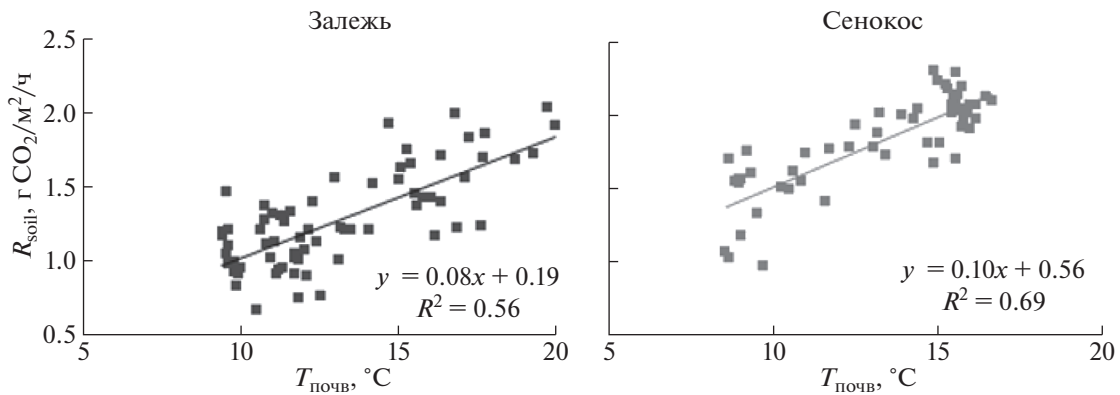


Рис. 8. Связь дыхания почвы (R_{soil}) с температурой почвы на залежи и на сенокосе в 2018 г.

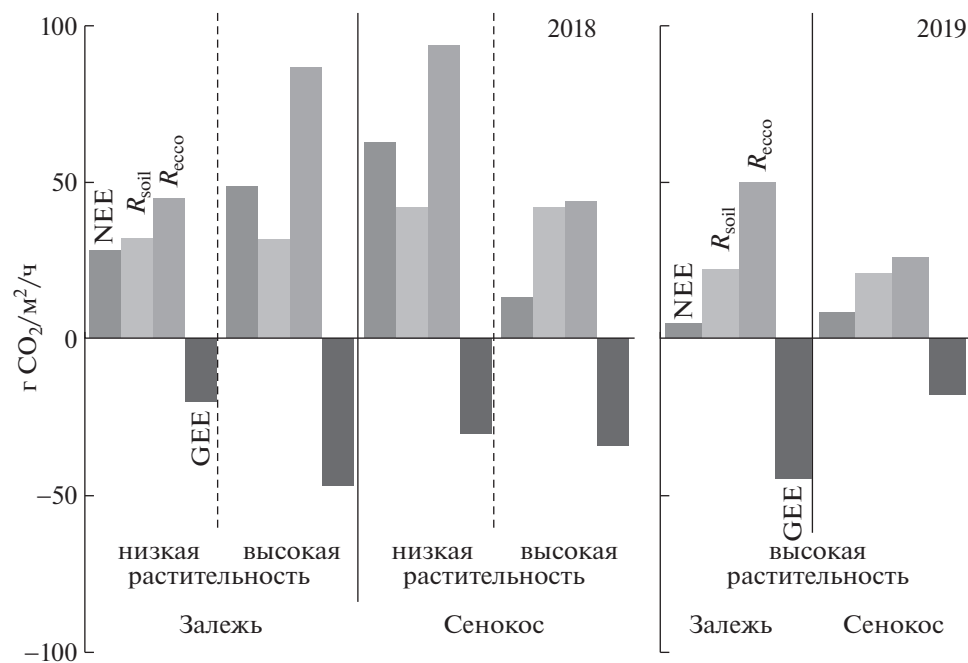


Рис. 9. Суточные показатели NEE, R_{soil} , R_{ecco} и GEE для сенокоса и залежи (2018 и 2019 гг.).

где R_{soil} — дыхание почвы, $г\ CO_2/м^2/ч$, a , b — безразмерные коэффициенты регрессионного уравнения для температуры почвы и пересечения с осью ординат, $T_{почв}$ — температура почвы, $^{\circ}C$.

Интегральная (за 1 сут) оценка NEE, GEE, R_{ecco} , R_{soil} . Средние (для высокого и низкого травостоя) NEE на залежи и сенокосе через 1 мес. после кошения в 2018 г. не отличались — 39 и 38 $г\ CO_2/м^2/сут$ соответственно (рис. 9). Однако на сенокосе наблюдали бóльшую пространственную неоднородность NEE, основной вклад в которую вносил, вероятно, газообмен надземных частей растений. Непосредственно после кошения в

2019 г. NEE на сенокосе была больше, чем на залежи: 9 и 5 $г\ CO_2/м^2/сут$ соответственно.

При расчете для летнего периода продолжительностью 90 сут показатель NEE на залежи в 2019 и 2018 гг. составил 1.4 и 11.0 т С/га/год; на сенокосе — 2.6 и 10.9 соответственно. Это сопоставимо с оценками потерь углерода сенокосами на осушенных верховых и низинных торфяниках: от 2.5–3.5 [38, 39] до 4.6–6.0 [11] и на низинных торфяниках — 3.7–4.2 т С/га/год. Более широкий, относительно литературных данных, диапазон наших оценок можно объяснить тем, что летний сезон 2019 г. был влажным и аномально холодным, а 2018 г. — оптимально влажным и теплым. УПГВ

(80–90 см), который наблюдали в 2018 г. на исследованных объектах, в сочетании с оптимальными термическими условиями мог способствовать максимальным потерям почвенного углерода [10]. Используемые камеры имеют небольшую площадь основания, и для корректного пересчета потоков диоксида углерода (в т С/га/год) необходимо учитывать неоднородность растительного покрова, дополняя это измерениями площади листьев и фитомассы растений, находящихся в камере. Съемка с БПЛА показала значительную неоднородность растительного покрова, что требует дальнейшего более пристального изучения. Средняя за 2 года величина NEE составляла 6.2 для залежи и 6.8 т С/га/год для сенокоса, что свидетельствовало о незначительных различиях между участками.

Величины R_{soil} в 2018 г. (г $CO_2/m^2/сут$) были несколько выше на сенокосе, чем на залежи (42 и 32 г $CO_2/m^2/сут$), а в 2019 г. они были равны 21 и 22 г $CO_2/m^2/сут$ соответственно. При этом ПФМ составила в среднем 1220 и 600 г/м² в слое 0–10 см на сенокосе и залежи. Можно предположить, что вклад корневого дыхания и разложения мертвых корней был больше на сенокосе. Дыхание почвы на осушенных торфяниках характеризуется значительным варьированием: 0.1–2.5 г $CO_2/m^2/сут$ в Московской и Ярославской обл. [24, 25], 1.7, 2.1 г $CO_2/m^2/сут$ – в Карелии и Центральной России соответственно [40], 1.2–5.3 г $CO_2/m^2/сут$ – в Швейцарии [41], 3.1–7.8 г $CO_2/m^2/сут$ – в Беларуси [41, 42]. Но даже на минеральных почвах отмечают значительно большие величины R_{soil} : до 35–65 г $CO_2/m^2/сут$ на залежных участках в Тверской обл. [43]. Потенциальная величина дыхания торфяной почвы, определенная в лабораторных условиях, также меняется широко и может достигать 53.3 г $CO_2/m^2/сут$ [41]. Ранее на другом участке неиспользуемого сенокоса Дубненского болотного массива среднее за бесснежный период дыхание почвы варьировало от 10.7 ± 0.3 до 16.0 ± 2.5 г $CO_2/m^2/сут$ [44], что согласуется с данными представленной работы, которые были получены летом и, вероятно, характеризуют близкие к максимальным величины R_{soil} для осушенных органогенных почв.

Величины R_{eco} в 2018 г. были близкими на сенокосе и залежи (в среднем 69 и 66 г $CO_2/m^2/сут$ соответственно), но значительно зависели от высоты травостоя: на сенокосе с низкой растительностью – 94, с высокой – 44, на залежи – 45 и 87 г $CO_2/m^2/сут$ соответственно. В 2018 г. R_{eco} в сред-

нем, как на залежи, так и на сенокосе в 2 раза больше GEE, и оба участка характеризовались потерями диоксида углерода. В 2019 г. (непосредственно после кошения на сенокосе) R_{eco} на сенокосе составило 26, на залежи – 50 г $CO_2/m^2/сут$. Предположительно, более половины R_{eco} обусловлено дыханием НФМ, кошение которой в 2019 г. на сенокосе снизило экосистемное дыхание более чем в 2 раза.

Суточные GEE на сенокосе и на залежи в 2018 г. были близкими: –32 и –34 г $CO_2/m^2/сут$ при том, что НФМ отличалась почти в 3 раза: 138 и 368 г/м² соответственно. Вероятно, прореживание растений в результате кошения приводит к уменьшению самозатенения растений и росту удельной (на величину НФМ – $GEE_{уд}$ г $CO_2/m^2/сут/г_{раст}$) ассимиляции, что обеспечивало сопоставимые величины GEE на сенокосе и залежи. Это подтверждено результатами 2019 г.: непосредственно после кошения на сенокосе GEE (–18 г $CO_2/m^2/сут$) в сравнении с залежью (–45 г $CO_2/m^2/сут$) отличался значительно меньше, чем НФМ – 32 и 293 г/м².

НФМ в значительной степени определяла различия между компонентами углеродного баланса залежи и сенокоса: ее увеличение сопровождалось ростом R_{plant} и GEE с постепенным выходом на плато при НФМ ≥ 300 г/м² (рис. 10) – черные и серые маркеры соответственно; знаки потоков даны с точки зрения накопления или потери органического вещества растениями, а не изменения концентрации в атмосфере, как это было ранее. $GEE_{уд}$ при этом достаточно быстро уменьшался, достигая минимума при наибольшей фитомассе.

Оценка GEE, R_{plant} , R_{root} , R_{mort} по динамике фитомассы растений. Была предпринята попытка сопоставить GEE с приростом НФМ до кошения, дыхания живой корневой массы и разложения мертвой на залежи и сенокосе, а также сравнить последнее со скоростью разложения, оцененной в полевом опыте по величине целлюлозолитической активности почвы. Прирост НФМ за вегетационный период 2019 г. был определен как разница между НФМ в августе и апреле для залежи и в июле и апреле для сенокоса. Так как прирост ПФМ неизвестен, было принято допущение о том, что он был равен относительному приросту НФМ. Величина прироста общей фитомассы (ПФМ + НФМ) была переведена в поток (г $CO_2/m^2/сут$, с учетом содержания углерода в сухой биомассе растений 45% [45, 46]) и, по существу, характеризовала NPP (Net primary production – чистую первичную продукцию) (табл. 3).

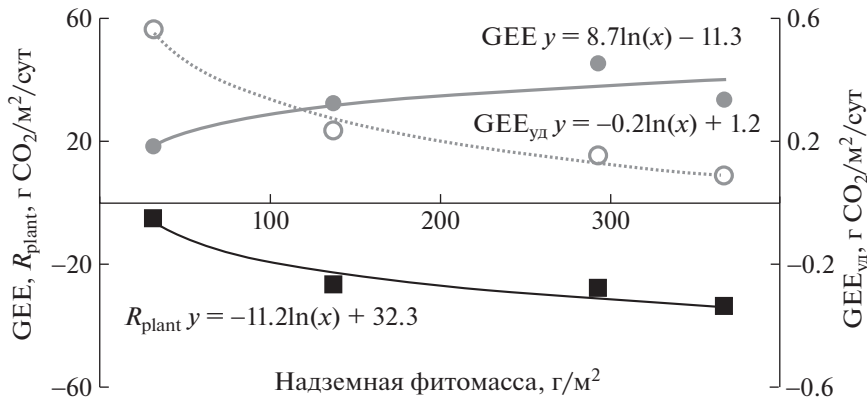


Рис. 10. Зависимость дыхания надземных частей растений R_{plant} (черные квадраты), удельного GEE ($GEE_{\text{уд}}$ – на единицу надземной фитомассы выколотые точки) и GEE на площадь произрастания (серые точки) от надземной фитомассы растений ($\Gamma_{\text{надзем. фитомасса}}$).

На основе выявленных зависимостей GEE и R_{plant} с НФМ (рис. 10) были рассчитаны их величины с апреля по август для залежи и с апреля по июль для сенокоса, и усреднены за рассмотренный период. Разница между NPP и суммой средних величин $GEE + R_{\text{plant}}$ характеризовала величину дыхания живых корней растений (R_{root}), выраженную в $\text{г CO}_2/\text{м}^2/\text{сут}$. Разность между величинами среднего дыхания почвы (R_{soil}) и R_{root} являлась показателем гетеротрофного дыхания почвы, или потока диоксида углерода, сопровождающего разложение органики, в том числе корней растений (R_{mort}). Отношение скорости разложения целлюлозы на сенокосе к залежи составило 1 : 1.52 и оказалось близким к отношению расчетной скорости разложения мортмассы – 1 : 1.26.

ПФМ, отличающаяся в 2 раза на сенокосе и залежи, обусловила двукратное различие скорости

дыхания живых корней (-4 и $-2 \text{ г CO}_2/\text{м}^2/\text{сут}$) и 25%-ное различие скорости разложения мертвых корней. Возможно, что эти отличия определялись не только разницей в количестве ПФМ, но и температурой почвы, зольностью и др. Расчеты предварительные, однако могут отражать незначительные различия между компонентами баланса диоксида углерода на залежи и сенокосе, зависящие от динамики величины их НФМ и ПФМ в течение сезона.

Потери углерода на сенокосе слабо отличались от залежи, однако эта оценка не учитывала изъятие фитомассы при кошении (рис. 9). Использование осушенных торфяников под сенокос способно уменьшить потери углерода в сравнении с пашней примерно на 20% [11], а при оптимальном сочетании частоты и времени скашивания даже способствовать накоплению углерода и азота в почве [19]. При этом слишком частое коше-

Таблица 3. Расчетные (по приросту фитомассы) показатели GEE, R_{plant} , R_{root} и R_{mort} для залежи (с апреля по август 2019 г.) и сенокоса (с апреля по июль 2019 г.)

Дата	Залежь						Сенокос					
	Надземная фитомасса		R_{plant}	GEE	$R_{\text{plant}} + GEE$	$R_{\text{root}} : R_{\text{mort}}$	Надземная фитомасса		R_{plant}	GEE	$R_{\text{plant}} + GEE$	$R_{\text{root}} : R_{\text{mort}}$
	$\text{г}/\text{м}^2$	$\Delta \text{г}/\text{м}^2 : \Delta \text{г CO}_2/\text{м}^2/\text{сут}$	$\text{г CO}_2/\text{м}^2/\text{сут}$				$\text{г}/\text{м}^2$	$\Delta \text{г}/\text{м}^2 : \Delta \text{г CO}_2/\text{м}^2/\text{сут}$	$\text{г CO}_2/\text{м}^2/\text{сут}$			
25.04	24	270 : 7	-3	16	13	-2 : -30	39	160 : 5	-9	21	12	-4 : -38
19.05	88		-18	28	10		177		-26	34	8	
19.06	267		-30	37	7		188		-26	34	8	
31.07	192		-27	34	8		199		-27	35	8	
31.08	293		-31	38	7		-		-	-	-	

Примечание. Для расчетов прироста фитомассы потери углерода приняты отрицательными, а накопление – положительным.

ние без внесения удобрений может привести к истощению углеродного запаса почв и ухудшению их физико-химических и агротехнических характеристик.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Сравнение почвенно-гидрологических условий сенокосного и залежного участков осушенного торфяника не выявило заметных различий между ними, что позволило отнестись различия в потоках CO_2 к влиянию характера их использования.

Установлена зависимость валового обмена CO_2 экосистемы (GEE) от температуры воздуха ($R^2 = 0.86$ на залежи) и ФАР ($R^2 = 0.40$ на сенокосе); нетто-экосистемного обмена CO_2 с атмосферой (NEE) – от температуры воздуха, почвы ($R^2 = 0.79$ и 0.81 на залежи соответственно) и ФАР ($R^2 = 0.65$ на сенокосе и 0.37 – на залежи). Для дыхания почвы (R_{soil}) выявлена зависимость от ее температуры: $R^2 = 0.69$ на сенокосе и 0.56 – на залежи. Полученные коэффициенты регрессионных уравнений могут быть использованы для интерпретации динамики NEE за вегетационный период.

На сенокосе непосредственно после кошения в 2019 г. экосистемное дыхание (R_{eco}) было в 2 раза меньше, чем через 1 мес. после кошения на высоком травостое в 2018 г. (26 и 44 г $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{сут}$), аналогично менялся и показатель GEE (-18 и -34 г $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{сут}$). При этом на залежи в 2019 г. показатели R_{eco} и GEE составили 50 и -45 г $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{сут}$ соответственно. Показатель $\text{GEE}_{\text{уд}}$ (GEE на единицу надземной фитомассы растений) на сенокосе сразу после кошения был в 2.4 раза больше, чем через 1 мес. после кошения (0.56 и 0.23 г $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{сут}/\text{г}_{\text{раст}}$), что возможно было связано с уменьшением самозатенения растений. Показатели NEE и R_{soil} в 2019 г. составили 9 и 21 г $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{сут}$ на сенокосе и 5 и 22 г $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{сут}$ на залежи соответственно.

На сенокосе через 1 мес. после кошения в 2018 г. параметры R_{eco} , R_{soil} , GEE и NEE в среднем для высокого и низкого травостоя (69 , 42 , -32 и 38 г $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{сут}$ соответственно) практически не отличались от залежи (66 , 32 , -34 и 39 г $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{сут}$), хотя надземная фитомасса (НФМ) на сенокосе была в 2.7 раза меньше (138 г/м²), чем на залежи (368 г/м²), а подземная (ПФМ) – на оборот (1223 и 600 г/м²).

Большая величина ПФМ на сенокосе была связана, вероятно, с активным ростом растений,

в том числе корневой системы, как приспособительной реакцией в ответ на кошение, о чем свидетельствовало увеличение показателя $\text{GEE}_{\text{уд}}$.

Согласно расчетам, на основе прироста НФМ сенокосение незначительно влияло на величину NEE. Суммарно за вегетационный сезон 2019 г. он был близким для сенокоса и залежи и составил 5 и 7 г $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{сут}$. Однако в этом случае менялось соотношение входящих в NEE компонентов: увеличивался вклад дыхания живых и разложения мертвых корней, а непосредственно после уборки уменьшалось дыхание надземных частей растений и увеличивался $\text{GEE}_{\text{уд}}$.

Использование осушенного торфяника под сенокос позволяет получить сельскохозяйственную продукцию и за счет контроля пользователем снизить опасность пожаров. При этом такое использование не оказывает существенного влияния на величину нетто-экосистемного обмена CO_2 за вегетационный период, а с учетом изъятых фитомассы, вероятно, даже смещает его в сторону ассимиляции CO_2 в сравнении с залежью.

Авторы признательны М.В. Смагиной за советы по изучению процесса разложения в почве, М.М. Метелевой – за анализ ботанического состава торфа, А.А. Маслову (ИЛАН РАН) – за подбор спутниковых снимков и Д.Г. Суворову – за съемку объектов исследования с БПЛА, А.В. Маркиной, М.В. Левчуку (ИЛАН РАН), М.В. Чистотину (ВНИИ агрохимии) – за помощь в проведении полевых работ.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Торфяные болота России: к анализу отраслевой информации // Под ред. Сирина А.А., Минаевой Т.Ю. М.: Геос, 2001. 190 с.
2. A Quick scan of peatlands in central and Eastern Europe / Eds. Minayeva T., Sirin A., Bragg O. Wageningen, The Netherlands: Wetlands International, 2009. 132 p.
3. Sirin A., Minayeva, T., Yurkovskaya T., Kuznetsov O., Smagin V., Fedotov Yu. Russian Federation (European Part) // Mires and peatlands of Europe: Status, distribution and conservation / Eds. Joosten H., Tanneberger F. Moen A. Stuttgart: Schweizerbart Science Publishers, 2017. P. 589–616.
4. Tanneberger F., Tegetmeyer C., Busse S., Barthelmes A. The peatland map of Europe // Mires and Peat. 2017. V. 19 (22). P. 1–17. (Online: <http://www.mires-and-peat.net/pages/volumes/map19/map1922.php>); <https://doi.org/10.19189/Map.2016.OMB.264>
5. Лукин С.М., Анисимова Т.Ю. К вопросу о сельскохозяйственном торфопользовании в России // Мелиорация. 2016. № 1 (75). С. 48–54.

6. *Сирин А.А., Минаева Т.Ю., Возбранная А.Е., Барталев С.А.* Как избежать торфяных пожаров? // Наука в России. 2011. № 2. С. 13–21.
7. *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.
8. *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.
9. *Ильясов Д.В., Сирин А.А., Суворов Г.Г., Мартыненко В.Б.* Летние потоки диоксида углерода и метана на осушенном торфянике в условиях лесостепи республики Башкортостан // *Агрохимия*. 2017. № 1. С. 50–62.
10. Assessment on peatlands, biodiversity and climate change. Main report / Eds. Parish F., Sirin A., Charman D., Joosten H., Minayeva T., Silvius M., Stringer L. Kuala Lumpur and Wetlands Int., Wageningen: Global Environment Centre, 2008. 179 p.
11. Peatlands and climate change / Ed. Strack. S. Saarijarven Offset Oy, 2008. 223 p.
12. IPCC: 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands / Eds. Hiraiishi T., Krug T., Tanabe K., Srivastava N., Baasansuren J., Fukuda M., Troxler T.G. Switzerland: IPCC, 2014.
13. *Зайдельман Ф.Р., Шваров А.П.* Пирогенная и гидротермическая деградация торфяных почв, их агроэкология, песчаные культуры земледелия, рекультивация. М.: Изд-во МГУ, 2002. 168 с.
14. *Уланов А.Н., Журавлева Е.Л.* Экологические аспекты освоения и сельскохозяйственного использования торфяных почв и выработанных торфяников // *Теор. и прикл. экол.* 2009. № 3. С. 94–96.
15. *Трускавецкий Р.С.* Баланс углерода в осушенных торфяниках украинского полесья // *Почвоведение*. 2014. № 7. С. 829–836.
16. *Рабинович Г.Ю., Широкова Е.В., Поздняков Л.А., Позднякова А.Д., Анциферова О.Н., Пантелеева Т.Н.* Деградационные процессы в мелиорированных низинных торфяных почвах ландшафтов Яхромской долины // *Новые методы и результаты исследований ландшафтов в Европе, Центральной Азии и Сибири* / Под ред. Сычева В.Г., Мюллера Л.М., 2018. С. 306–310.
17. *Курганова И.Н., Ермолаев А.М., Лопес де Гереню В.О., Ларионова А.А., Келлер Т., Ланге Ш., Кузяков Я.В.* Баланс углерода в залежных землях Подмосковья // *Почвоведение*. 2007. № 1. С. 60–68.
18. *Лопес де Гереню В.О., Курганова И.Н., Ермолаев А.М., Кузяков Я.В.* Изменение пулов органического углерода при самовосстановлении пахотных черноземов // *Агрохимия*. 2009. № 5. С. 5–12.
19. *Ларионова А.А., Ермолаев А.М., Никитишен В.И., Лопес де Гереню В.О., Евдокимов И.В.* Баланс углерода в пахотных серых лесных почвах при разных способах сельскохозяйственного использования // *Почвоведение*. 2009. № 12. С. 1464–1474.
20. *Шевцова Л.К., Романенков В.А., Благовещенский Г.В., Хайдуков К.П., Канзыва С.О.* Структура баланса углерода и биоэнергетическая оценка его компонентов в агроценозах длительных полевых опытов // *Агрохимия*. 2015. № 12. С. 67–75.
21. *Малханова Е.В., Егорова Р.А., Чимитдоржиева Г.Д.* Баланс углерода в лугово-черноземных мерзлотных почвах юга Витимского плоскогорья // *Агрохимия*. 2011. № 1. С. 3–7.
22. *Помазкина Л.В., Семенова Ю.В., Симакова А.А., Кириллова Н.Н., Башалханов И.А.* Оценка баланса углерода почв в агроэкосистемах Иркутской области // *Агрохимия*. 2016. № 5. С. 65–71.
23. *Зайдельман Ф.Р., Шваров А.П.* Потоки диоксида углерода в осушенных торфяных почвах // *Вестн. МГУ. Сер. 17. Почвоведение*. 2001. № 3. С. 867–874.
24. *Новиков В.В., Степанов А.Л., Поздняков А.И., Лебедева Е.В.* Сезонная динамика эмиссии CO₂, CH₄, N₂O и NO из торфяных почв поймы р. Яхромы // *Почвоведение*. 2004. № 7. С. 867–874.
25. *Новиков В.В., Русаков А.В.* Выделение и поглощение парниковых газов в мелиорированных торфяных почвах Ростовской низины // *Почвоведение*. 2005. № 7. С. 844–850.
26. *Аладко С.В., Трибис В.П., Шкутов Э.Н.* Минерализация органического вещества осушенных торфяников при длительном сельскохозяйственном использовании // *Мелиорация переувлажненных земель*. 2005. № 2 (54). С. 94–99.
27. *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.
28. *Сирин А.А., Маслов А.А., Валяева Н.А., Цыганова О.П., Глухова Т.В.* Картографирование торфяных болот Московской области по данным космической съемки высокого разрешения // *Лесоведение*. 2014. № 5. С. 65–71.
29. Информационный выпуск “О состоянии природных ресурсов и окружающей среды Московской области в 2015 году”. М.: ИП “Алексашин А.А.”, 2016. 206 с.
30. *Вомперский С.Э., Сирин А.А., Глухов А.И.* Формирование и режим стока при гидроресомелиорации. М.: Наука, 1988. 168 с.
31. *Смагина М.В.* Активность целлюлозоразрушающих микроорганизмов торфяно-болотных почв // *Лесоведение*. 1984. № 1. С. 52–58.
32. *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. 40–49.
33. *Edwards N.N., Sollins P.* Continuous measurement of carbon dioxide evolution from partitioned forest floor components // *Ecology*. 1973. V. 54. № 2. P. 406–412.
34. *Молчанов А.Г.* Газообмен диоксида углерода с поверхности сфагнома в заболоченном сосняке южной тайги // *Динамика окруж. среды и глобал. изменения климата*. 2017. Т. 8. № 1. С. 43–54.

35. Davison A.C., Hinkley D.V. Bootstrap methods and their application. Cambridge: Cambridge University Press, 1997. 582 p.
36. Владыченский А.С., Телеснина В.М., Румянцева К.А., Чалая Т.А. Органическое вещество и биологическая активность постагрогенных почв южной тайги (на примере Костромской области) // Почвоведение. 2013. № 5. С. 518–529.
37. Ковшова В.Н. Средообразующая роль создания и использования сеяных долгодетных сенокосов на низинных выработанных торфяных почвах в условиях Волго-Вятского региона // Висвітлено матеріали IV Міжнародної наукової конференції “Корми і кормовий блок” (26–27 червня 2006 року), які відбулися у м. Вінниці на базі Інституту кормів. 2006. С. 45.
38. Joosten H., Clarke D. Wise use of mires and peatlands. Jyväskylä, Finland: International Mire Conservation Group & International Peat Society, 2002. 304 p.
39. 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 Manag. 2002. V. 18. № 2. С. 91–93.
40. Уланов А.Н., Смирнова А.В. Опыт использования 115 торфяных месторождений на Кировской лугоболотной опытной станции // Мелиорация. 2009. Т. 61. С. 191–201.
41. Bader C., Müller M., Schulin R., Leifeld J. Peat decomposability in managed organic soils in relation to land use, organic matter composition and temperature // Biogeosciences. 2018. V. 15. № 3. P. 703–719.
42. Белковский В.И., Решетник А.П. Динамика эмиссии CO₂ из торфяной почвы при различном ее использовании // Почвоведение. 1981. № 6. С. 57–61.
43. Комарова Т.В. Экологическая оценка почвенной эмиссии CO₂ в сукцессионном ряду зарастания залежи на территории Центрально-лесного заповедника: Дис. ... канд. биол. наук. М., 2019. 159 с.
44. Суворов Г.Г. Изменение потоков CO₂, CH₄ и запасов углерода лесоболотной экосистемой в результате добычи торфа и сельскохозяйственного использования (на примере Дубненского массива Московской обл.): Дис. ... канд. биол. наук. М., 2018. 128 с.
45. Poorter H., Bergkotte M. Chemical Composition of 24 Wild Species Differing in Relative Growth Rate // Plant Cell Environ. 1992. V. 15. P. 221–229.
46. Niinemets U., Kull O., Tenhunen J.D. Variability in leaf and chemical composition as a function of canopy light environment in coexisting deciduous trees // Inter. J. Plant Sci. 1999. V. 160. P. 837–848.

Carbon Dioxide Fluxes under Different Haymaking Regime on Drained Peat Soil

A. G. Molchanov^a, G. G. Suvorov^a, D. V. Ilyasov^a, and A. A. Sirin^{a, #}

^a Institute of Forest Science RAS

ul. Sovetskaya 21, Moscow region, Odintsovo district, d. Uspenskoe 143030, Russia

[#]E-mail: sirin@ilan.ras.ru

It was compared CO₂ fluxes measured in 2018 and 2019 on the hayfield at different times after mowing and on the fallow on drained peat soils in the Moscow Oblast. Immediately after mowing in 2019, the ecosystem respiration (R_{eco}) and gross exchange ecosystem of CO₂ (GEE) on hayfield decreased 2-fold to 26 and –18 g CO₂/m²/day, respectively, and specific GEE (per aboveground biomass) increased 2-fold to 0.56 g CO₂/m²/day/g_{grass}. The R_{eco} and GEE on the fallow in 2019 were 50 and –45 g CO₂/m²/day. In 2018, a month after mowing, R_{eco} and GEE on the hayfield (69 and –32 g CO₂/m²/day) and on the fallow (66 and –34 g CO₂/m²/day) practically did not differ, although the phytomass was different: aboveground – 138 and 368 g CO₂/m², and belowground – 1223 and 600 g CO₂/m². A month after mowing in 2018, the net ecosystem exchange of CO₂ (NEE) on the hayfield and on the fallow did not differ and amounted to 38 and 39 g CO₂/m²/day. Taking into account the phytomass removed by mowing, the total for the season NEE on the hayfield is shifted towards the assimilation of CO₂ in comparison with the fallow.

Key words: drained peatland, soil respiration, daily dynamics of CO₂, dynamic chambers, soil celluloseolytic activity.