

УДК 631.417

## ДИНАМИКА ОБЩЕГО И ЛАБИЛЬНОГО ПУЛОВ ОРГАНИЧЕСКОГО УГЛЕРОДА ПОЧВ ПРИ ПОСТПИРОГЕННОЙ СУКЦЕССИИ ЭКОСИСТЕМ ГОРНОЙ ТУНДРЫ ХИБИН

© 2020 г. М. Н. Маслов<sup>a</sup>, \*, О. А. Маслова<sup>a</sup>, Е. И. Копейна<sup>b</sup><sup>a</sup>МГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия<sup>b</sup>Полярно-альпийский сад-институт им. Н.А. Аврорина Кольского научного центра РАН, мкр. Академгородок, 18, Апатиты, 184209 Россия

\*e-mail: maslov.m.n@yandex.ru

Поступила в редакцию 29.03.2019 г.

После доработки 10.07.2019 г.

Принята к публикации 20.10.2019 г.

Обсуждена динамика общих запасов углерода и содержания лабильного и потенциально минерализуемого органического вещества сухоторфяно-подбуров (Entic Follic Podzols) Хибин (Мурманская область) при пожаре высокой и средней интенсивности, а также при постпирогенной сукцессии. Несмотря на то, что пожар средней интенсивности не оказывает статистически значимого воздействия на общий пул углерода в почве, он запускает активные процессы эрозии, приводящие к сравнимому с прямыми пирогенными потерями при пожаре высокой интенсивности снижению запасов углерода. При послепожарном восстановлении почв меняется тип накопления органического углерода: для контрольного участка накопление происходит на поверхности в виде торфа, в то время как на поздних стадиях постпирогенного развития до 50% углерода сосредоточено в минеральном горизонте. Пожар высокой интенсивности приводит к практически полному уничтожению лабильного, микробного и потенциально минерализуемого пулов углерода как в органогенном пирогенном, так и минеральном горизонтах. Пожар средней интенсивности не приводит к статистически значимому изменению этих пулов по сравнению с контролем. Динамика восстановления лабильного и потенциально минерализуемого пулов органического вещества в пирогенных горизонтах почвы различается: начиная с трехлетнего возраста гари наблюдается устойчивый рост содержания лабильного и микробного углерода, тогда как для потенциально минерализуемого пула максимум приходится на гать трехлетнего возраста с последующей стабилизацией значений.

**Ключевые слова:** запасы углерода, лабильное органическое вещество, микробная биомасса, потенциально минерализуемое органическое вещество, сухоторфяно-подбур, Entic Follic Podzols

DOI: 10.31857/S0032180X20030041

### ВВЕДЕНИЕ

В наземных экосистемах почвы являются основным резервуаром долговременного хранения углерода (С), секвестированного из атмосферы. Природные пожары оказывают непосредственное влияние на почвенное органическое вещество (ПОВ) и растительный покров, способствуя потере накопленного экосистемой С в виде газообразных продуктов горения, а также за счет потери углерода в растворенной форме как в момент самого пожара, так и во время постпирогенного восстановления экосистемы. Оценка влияния пожаров на ПОВ является актуальной и быстро развивающейся областью современного почвоведения, поскольку изменения в содержании и качестве органического вещества почвы, которые происходят во время пожаров, оказывают прямое и косвенное воздействие не только на круговорот

углерода, но и на многие свойства почвы [4, 19, 23, 25, 28]. Традиционно большинство данных получено для почв лесных экосистем [4, 5, 17]. Лесная подстилка и верхний гумусовый горизонт испытывают максимальное воздействие огня при пожаре в результате чего происходит потеря органического вещества и формирование “пирогенного гумуса”, устойчивого к биодеструкции и окислению [28, 35]. Существенный интерес представляет исследование поведения органического вещества почв после пирогенного воздействия и оценка необходимого для восстановления исходных параметров времени. Однако единое мнение о процессах, протекающих при воздействии пожаров на систему ПОВ, в настоящее время отсутствует. Поэтому, одной из важных задач современной экологии и почвоведения является накопление с последующей интерпретацией данных о постпироген-

**Таблица 1.** Характеристика экосистем постпирогенного хроноряда

Обозначение	Год пожара (время после пожара, лет)	Интенсивность пожара	Фитоценоз
0+ (ВИ)	2018 (0)	Высокая	Отсутствует
0+ (СИ)	2017 (0)	»	»
1+	2017 (1)	»	»
2+	2014 (2)	»	<i>Arctoo-Empetretum hermaphroditi</i> , <i>Polytrichum juniperinum</i> -phase
3+	2013 (3)	Средняя	<i>Arctoo-Empetretum hermaphroditi</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i> -phase
12+	2004 (12)	»	<i>Arctoo-Empetretum hermaphroditi</i> , <i>Vaccinium uliginosum</i> -phase
60+	1954 (60)	»	<i>Arctoo-Empetretum hermaphroditi</i> , <i>Vaccinium vitis-idaea</i> -phase
EP	Не зафиксировано	—	<i>Arctoo-Empetretum hermaphroditi</i>

ных изменениях в системе органического вещества почв в различных комбинациях времени и типа пожаров.

Пожары в тундровых экосистемах долгое время оставались относительно редким и слабоизученным явлением. В то же время увеличение частоты возникновения [34] и необыкновенно большие площади [31, 33] пожаров, наблюдающиеся в последние десятилетия в арктической тундре, указывают на то, что огонь становится все более важным фактором, регулирующим углеродный цикл в этих экосистемах. По существующим прогнозам, частота возникновения тундровых пожаров на протяжении XXI в. будет постоянно увеличиваться [29]. В связи с низкими запасами надземной фитомассы в тундровых экосистемах основное воздействие пожара приходится на подстилку и органогенные почвенные горизонты. При этом большинство пожаров в тундре можно отнести к средней интенсивности, при которых сгорает надземная фитомасса, слой подстилки, а также частично органо-генный горизонт почвы. Пожары высокой интенсивности с практически полным уничтожением органогенного горизонта почвы в тундрах происходят достаточно редко.

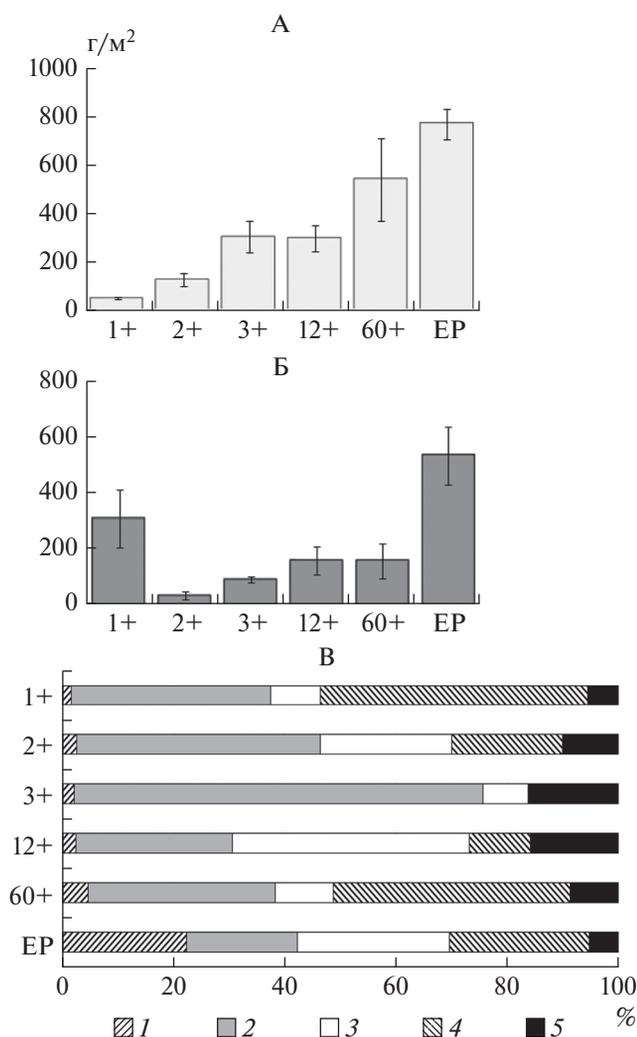
Цель работы — оценка влияния пожаров высокой и средней интенсивности на общий и лабильный пул углерода почвы, а также установление основных закономерностей изменения этих параметров при восстановлении почв после пожаров средней интенсивности.

## ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследовали почвы горно-тундровых экосистем постпирогенного хроноряда, расположенных в Хибинском горном массиве (Мурманская область) на склонах гор Вудьяврчорр, Айкуайвенчорр, Куки-

свумчорр и Юкспорр. Горно-тундровый пояс Хибин характеризуется коротким вегетационным периодом (90–110 дней) с суммой активных температур воздуха 500–700°C [20]. Объектами исследования служили участки горной тундры непосредственно после пожара средней и высокой интенсивности, а также экосистемы с разными сроками постпирогенного самовосстановления фитоценозов и почв: 1, 2, 3, 12 и 60 лет (табл. 1). Для исследования выбирали участки северной или северо-восточной экспозиции, расположенные на высоте 600–650 м над ур. м. Датирование возраста пожаров проводили по архивным данным Полярного ботанического сада-института имени Н.А. Аврорина и личным наблюдениям. В качестве контрольных были выбраны кустарничковые (ерниковые) экосистемы, часто подверженные возникновению пожаров, что связано с их расположением в наиболее сухих участках на гребнях склонов и медленной минерализацией органического вещества в сочетании с обилием кустарничков и лишайников. Подробное описание постпирогенных экосистем приведено ранее [8].

Постпирогенные растительные сообщества наследуют флористический состав предшествующих фитоценозов и относятся к ассоциации *Arctoo-Empetretum hermaphroditi*, последовательно проходя фазы от доминирования мхов до восстановления доминирования кустарничков. Возобновление растительного покрова происходит как за счет заселения адвентивными видами, так и за счет сохранившихся подземных побегов кустарничков. Постпирогенные фитоценозы существенно различаются по общим запасам надземной биомассы растений и ее структуре (рис. 1). В первые годы после пожара восстановление надземной биомассы происходит интенсивно за счет сохранившихся подземных побегов кустарничков и заселения



**Рис. 1.** Запасы надземной биомассы (А), мортмассы (Б) и структура надземной биомассы растений (В) в горно-тундровых экосистемах при постпирогенной сукцессии: 1+, 2+, 3+, 12+ и 60+ – биогеоценозы через 1, 2, 3, 12 и 60 лет после пожара средней интенсивности; ЕР – ерниковая экосистема (контроль): 1 – лишайники, 2 – мхи, 3 – кустарнички вечнозеленые, 4 – кустарнички листопадные, 5 – травянистые растения.

гарей мхами и травянистыми растениями. В дальнейшем, при увеличении доминирования кустарничков, скорость восстановления общих запасов надземной биомассы снижается, и гари 3- и 12-летней давности по этому показателю не различаются. Восстановление запасов надземной биомассы до значений, статистически не отличающихся от контрольного участка, происходит только на гари 60-летнего возраста. Несмотря на выгорание значительной части надземной мортмассы при пожаре, ее запасы на участках гари 1+ не отличаются от контрольных сообществ, что связано с отмиранием поврежденных огнем растений. При дальнейшей сукцессии наблюдается резкое снижение запасов мортмассы, обусловленное процессами эрозии

почвы и малым количеством ежегодно поступающего опада. Восстановление запасов надземной мортмассы происходит медленно, и даже через 60 лет после пожара этот показатель остается ниже, чем на негоревших участках.

Почва контрольного участка представлена сухоторфяно-подбуром иллювиально-гумусовым [7] (Folic Entic Podzols [30]) с типичным строением профиля ТЖ–ВН–С. Следует отметить, что постпирогенные почвы слабо укладываются в рамки существующих почвенных классификаций. При выборе участков гарей на негоревших участках окружения закладывалось несколько разрезов для диагностики принадлежности почвы до пожара к сухоторфяно-подбурю иллювиально-гумусовому с мощностью профиля не менее 40 см. На всех стадиях постпирогенной сукцессии почвы представлены поверхностными органогенными горизонтами, сохраняющими следы пирогенного воздействия. Наличие углистых частиц визуальнo диагностируется на границе органогенного и иллювиально-гумусового горизонтов даже через 60 лет после пожара. В нижней части профиля почвы имеют типичное для подбуров строение. Отбор почвенных образцов для исследования проводили из органогенного, либо пирогенного, а также нижележащего иллювиально-гумусового горизонтов почвы с учетом их плотности. Плотность почвы оценивали при помощи измерения массы известного объема образца ненарушенного сложения.

Общее содержание С и N ( $C_{\text{общ}}$  и  $N_{\text{общ}}$ ) в почве определяли на элементном анализаторе Elementar Vario EL III. Запасы содержания общего углерода рассчитывали с учетом плотности почвы. Для экстракции лабильного органического вещества использовали вытяжки из свежих почвенных образцов бидистиллированной водой и 0.1 М раствором NaOH. Экстракцию проводили при соотношении почва : раствор 1 : 50 для минеральных горизонтов и 1 : 100 для органогенных (пирогенных) горизонтов. Перед определением концентрации водорастворимого органического вещества растворы фильтровали через мембранный фильтр с размером пор 0.45 мкм. Углерод и азот микробной биомассы ( $C_{\text{микр}}$  и  $N_{\text{микр}}$ ) определяли методом фумигации-экстракции [24, 37] как разницу между концентрацией экстрагируемого углерода и азота в фумигированных и нефумигированных навесках исследуемого образца. Определение содержания  $C_{\text{микр}}$  и  $N_{\text{микр}}$  проводили в свежих образцах почвы не позднее, чем через 2 сут после отбора согласно рекомендациям [9]. Определение экстрагируемого органического углерода и общего экстрагируемого азота проводили на автоматическом анализаторе liquiTOC Elementar.

Для оценки потенциально минерализуемого пула органического вещества использовали метод

биокинетического фракционирования. Теоретическое обоснование этого метода дано в работах [14, 16]. Суть метода состоит в учете продуцирования  $C-CO_2$  почвами при длительном (140–150 сут) инкубировании образцов почвы при температуре  $+22^\circ C$ . Кумулятивную величину продуцирования  $C-CO_2$  (мг  $C/100$  г) устанавливали путем прибавления количества выделившегося углерода в каждый срок измерения к сумме за предыдущие сроки. Для расчета содержания потенциально минерализуемого пула органического вещества и определения константы его минерализации кривую кумулятивной динамики  $C-CO_2$  аппроксимировали однокомпонентным уравнением экспоненциальной регрессии:

$$C_t = C_0(1 - \exp^{-kt}),$$

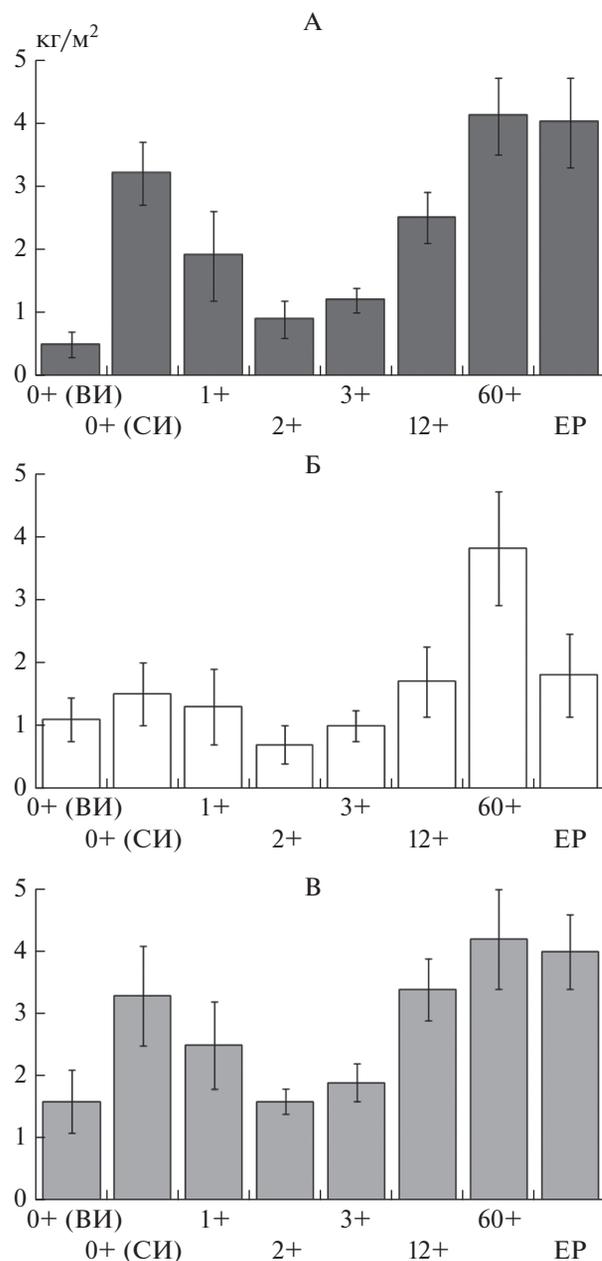
где  $C_t$  – кумулятивное количество  $C-CO_2$  (мг  $C/100$  г) за время  $t$  (сут);  $C_0$  – содержание потенциально минерализуемого углерода ПОВ (мг  $C/100$  г);  $k$  – константа скорости минерализации ПОВ ( $сут^{-1}$ ). Активность минерализации органического вещества (мг  $C/(100$  г сут)) оценивали по индексу, полученному умножением содержания  $C_0$  на константу скорости минерализации  $k$ .

Все эксперименты проводили в трех-пятикратной повторности. В таблицах и на графиках данные приведены как средние величины  $\pm$  ошибка среднего, расчет выполнен на вес абсолютно сухой почвы ( $105^\circ C$ , 12 ч). При обработке данных использовали статистический пакет программы Statistica 10.0. Значимость различий между выборками оценивали по  $t$ -критерию, корреляцию между значениями показателей оценивали по критерию Спирмена. Влияние фактора времени послепожарного восстановления на общие запасы и содержание фракций оценивали с помощью однофакторного дисперсионного анализа ANOVA. Для всех видов статистического анализа достоверной считали различия при уровне значимости  $p < 0.05$ .

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

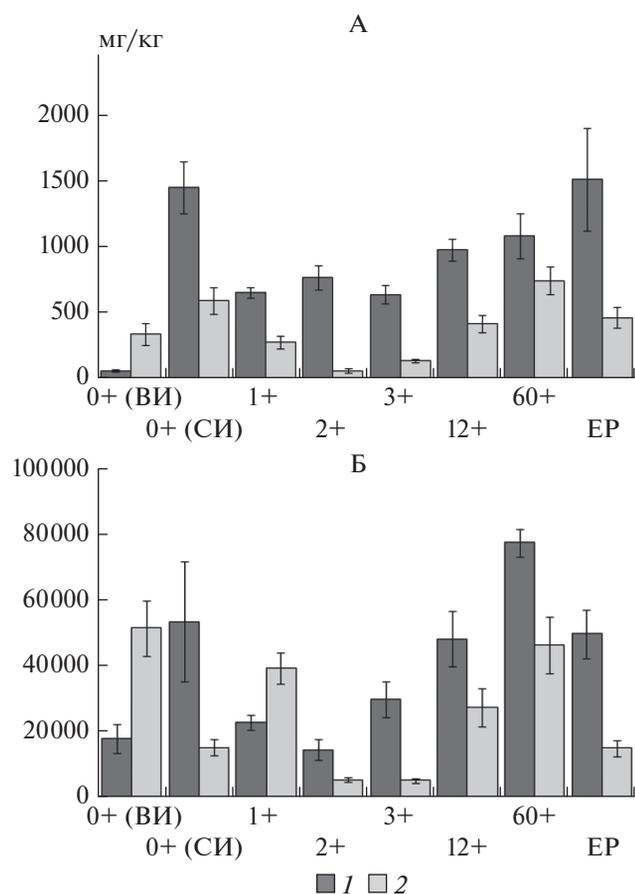
### *Влияние пожара и постпирогенного восстановления на запасы общего углерода в почвах*

Пожар в первую очередь оказывает влияние на запасы углерода в поверхностных органогенных (пирогенных) горизонтах. Прямые пирогенные потери углерода при пожаре высокой интенсивности составляют до 75% от первоначального запаса ( $\Delta = -3.5$  кг  $C/m^2$ ) (рис. 2А). Пожар средней интенсивности не приводит к статистически значимому по сравнению с контролем снижению запаса углерода в пирогенном горизонте ( $p > 0.05$ ). В течение последующих двух лет постпирогенного развития почв на участках, пройденных пожаром средней интенсивности, происходит снижение общих запасов углерода в пирогенном гори-



**Рис. 2.** Динамика запасов органического углерода в органогенном (пирогенном) горизонте (А), минеральном иллювиально-гумусовом горизонте мощностью 20 см (Б) и верхних 20 см профиля почвы от дневной поверхности (В): 0+ (ВИ) – почва после пожара высокой интенсивности; 0+ (СИ) – почва после пожара средней интенсивности.

зонте, преимущественно связанное с развитием эрозионных процессов. По мере восстановления растительного покрова, в частности появления травянистых растений и кустарничков, эрозия прекращается, а запасы почвенного углерода в поверхностных пирогенных горизонтах начинают восстанавливаться, однако этот процесс происходит медленно, и от контрольных участков не



**Рис. 3.** Динамика содержания углерода водорастворимой (А) и щелочнорастворимой (Б) фракций органического вещества при постпирогенном восстановлении почв: 1 – органогенный (пирогенный) горизонт, 2 – минеральный горизонт.

отличается ( $p < 0.05$ ) только гарь 60 лет. Активному накоплению углерода способствует увеличение доли травянистых растений и мхов в напочвенном растительном покрове.

Запасы органического углерода в минеральном иллювиально-гумусовом горизонте слабо подвержены влиянию пожара вне зависимости от его интенсивности (рис. 2Б). Статистически значимое снижение запасов  $C_{\text{общ}}$  в толще минерального горизонта 20 см зафиксировано только на второй год после пожара средней интенсивности, а на более поздних сроках постпирогенного восстановления проявляется тенденция к увеличению запасов углерода в минеральном горизонте. На поздних сроках послепожарного восстановления зафиксировано существенное увеличение запасов углерода по сравнению с контрольным участком ( $\Delta = +2.1$  кг С/м<sup>2</sup>). Увеличение запасов органического углерода в минеральных горизонтах связано с двумя основными факторами: 1) миграцией водорастворимого органического вещества и мелкогазовых продуктов горения по профилю

почвы и 2) увеличением количества корней в минеральных горизонтах при развитии травянистых растений (за счет прижизненных выделений и ежегодного отпада корней). Таким образом, при послепожарном восстановлении почв меняется тип накопления органического углерода: для контрольного участка накопление происходит на поверхности в виде торфа или грубого гумуса, в то время как для почв на поздних стадиях постпирогенного развития до 50% углерода сосредоточено в минеральном горизонте. Обогащение минеральных горизонтов постпирогенных почв углеродом ранее было описано для лесных почв [6, 12, 18]. В то же время имеются данные и об отсутствии такого эффекта и преимущественной аккумуляции углерода в пирогенных горизонтах [19].

В целях более корректного сравнения почв постпирогенной сукцессии, существенно различающихся по мощности почвенного профиля, проведен расчет запасов органического углерода в верхнем 20 см слое, мощность которого соответствует минимальной мощности почвы непосредственно после пожара высокой интенсивности (рис. 2В). Прямые пирогенные потери углерода при пожаре высокой интенсивности составляют 2.5 кг С/м<sup>2</sup>. Несмотря на относительно низкие прямые пирогенные потери ПОВ при пожаре средней интенсивности, ко второму году после пожара снижение запасов С в почве ( $\Delta = -2.4$  кг С/м<sup>2</sup>) сравнимо с прямыми потерями при пожаре высокой интенсивности. По мере восстановления растительного покрова, в частности появления травянистых растений и кустарничков, запасы почвенного углерода начинают восстанавливаться, и через 12 лет после пожара статистически не отличаются от значений, характерных для контрольного участка.

#### *Влияние пожара средней и высокой интенсивности на содержание лабильного органического вещества и углерода микробной биомассы*

Пожар высокой интенсивности приводит к практически полному уничтожению водорастворимого пула углерода в поверхностном горизонте и статистически значимому ( $p < 0.05$ ) снижению концентрации углерода, экстрагируемого 0.1 М раствором NaOH (рис. 3). Пожар средней интенсивности не приводит к статистически значимому уменьшению содержания лабильного углерода в почве по сравнению с контролем. Прямое пирогенное влияние на содержание водо- и щелочнорастворимого органического углерода в минеральных горизонтах почвы не выявлено. Ранее существенное снижение концентрации углерода водорастворимых соединений при нагревании до 300–400°C было продемонстрировано в лабораторном эксперименте на примере подстилок листовенничников Сибири [11]. При этом нагревание до 200°C, моделирующее воздействие пожара сред-

ней интенсивности, не приводило к изменению концентрации водорастворимого органического вещества только в одной серии эксперимента с подстилками из экосистемы на склоне северной экспозиции. Для подстилки лиственничника со склона южной экспозиции нагревание до 200°C привело к повышению содержания лабильного углерода, что, вероятно, связано с образованием водорастворимых продуктов разрушения лигнина и дегидратации углеводов [11], а также частичным лизисом микробных клеток [26]. Увеличение содержания водорастворимого углерода в подстилках после нагревания при температуре 200°C показано в работах [13, 21]. В то же время в естественных условиях для подстилки лиственничника Сибири показано двукратное снижение концентрации водорастворимого С после пожара средней интенсивности [1]. Лабораторное моделирование термического воздействия пожара на органогенные горизонты почв двух экосистем горной тундры Хибин также показало сокращение содержания лабильного углерода при пожаре средней интенсивности и практически полное его сгорание при пожаре высокой интенсивности [10].

Пожар высокой интенсивности способствует практически полной гибели микроорганизмов в поверхностном и существенному снижению содержания  $C_{\text{микро}}$  и  $N_{\text{микро}}$  в минеральном горизонте почвы (табл. 2). Уменьшение содержания  $C_{\text{микро}}$  на 50–85% после прохождения пожара было отмечено для подстилки лиственничников [2] и на 50–70% для подстилки сосняков Приангарья [3]. Для минеральных горизонтов почв этих же участков установлено уменьшение в 1.5–3 раза численности всех эколого-трофических групп микроорганизмов. При этом в наибольшей степени пожар воздействует на почвенные грибы [22, 27, 36]. Пожар средней интенсивности не приводит к статистически достоверному уменьшению содержания углерода и азота микробной биомассы в органогенном (пирогенном) и минеральном горизонте почвы. Ранее в условиях лабораторного эксперимента нами был описан краткосрочный эффект увеличения содержания  $C_{\text{микро}}$  и базального дыхания после нагревания образцов сухоторфяного горизонта почвы до 200°C, моделирующего термическое воздействие пожара средней интенсивности [10]. Прирост микробной биомассы в почве после пожара был возможен благодаря комбинации следующих факторов: 1) увеличение доступности источников углерода и энергии за счет термодеструкции биополимеров; 2) увеличение концентрации минеральных солей; 3) относительно слабое воздействие краткосрочного пожара на микробный пул. Дальнейшая долгосрочная динамика углерода и азота микробной биомассы в поверхностных горизонтах почв при постпирогенной сукцессии в естественных условиях рассмотрена ранее [8]. Опубликованные ранее данные необходимо допол-

**Таблица 2.** Влияние пожара разной интенсивности на содержание углерода и азота микробной биомассы (над чертой – данные для органогенного (пирогенного), под чертой – для минерального горизонтов)

Экосистема	$C_{\text{микро}}$ , мг/кг	$N_{\text{микро}}$ , мг/кг	C : N
0+ (ВИ)	$31 \pm 4$	$5 \pm 1$	$6.9 \pm 0.4$
	$45 \pm 7$	$7 \pm 1$	$6.5 \pm 0.9$
0+ (СИ)	$1333 \pm 165$	$148 \pm 20$	$9.0 \pm 0.7$
	$143 \pm 10$	$16 \pm 2$	$8.7 \pm 0.9$
EP	$1453 \pm 230$	$151 \pm 7$	$9.6 \pm 0.5$
	$160 \pm 15$	$21 \pm 4$	$7.6 \pm 0.3$

нить тем, что снижение содержания  $C_{\text{микро}}$  и  $N_{\text{микро}}$  на ранних стадиях восстановления связано не с прямым пирогенным воздействием, а с послепожарной эрозией и общей потерей органического вещества почвой. В отличие от  $C_{\text{микро}}$ , содержание которого уже на стадии трехлетней гари не отличается статистически от контроля, азот микробной биомассы восстанавливается медленнее: значимо меньшее его содержание характерно для почв 2, 3 и 12-летнего периода постпирогенного развития [8].

Органическое вещество горизонта Т1 сухоторфяно-подбуря ерниковой экосистемы характеризуется максимальным содержанием потенциально минерализуемых соединений углерода ( $C_0 = 5139 \pm 76$  мг С/100) с константой скорости минерализации  $k = 0.012 \pm 0.001$  сут<sup>-1</sup> (табл. 3). Пожар средней интенсивности приводит к снижению размеров пула потенциально минерализуемого углерода в поверхностном пирогенном горизонте ( $3895 \pm 1036$  мг С/100 г), но константа скорости его минерализации не изменяется. Пожар высокой интенсивности приводит практически к полному уничтожению пула потенциально минерализуемого органического вещества в пирогенном горизонте ( $18 \pm 2$  мг С/100 г). Несмотря на высокую константу скорости минерализации этот горизонт характеризуется минимальной активностью минерализации ПОВ. Потенциально минерализуемый пул органического вещества почвы включает в себя совокупность доступных для потребления микроорганизмами соединений независимо от их структуры, состава и свойств [15]. На размер пула  $C_0$  в первую очередь оказывают влияние количество и качество поступающего органического материала, активность микроорганизмов и степень защищенности органического вещества, поэтому высокое содержание  $C_0$  в сухоторфяном горизонте, представленном в основном слаборазложившимися растительными остатками, вполне объяснимо [14]. Пирогенное воздействие приводит к обугливание части органического вещества почвы с формированием углистых частиц, слабо подверженных микробиологической атаке. В случае пожара высокой интенсивности большая

**Таблица 3.** Потенциально минерализуемый пул органического вещества почв (над чертой – для органогенного (пирогенного), под чертой – для минерального горизонта)

Экосистема	Потенциально минерализуемое органическое вещество ( $C_0$ )		Константа скорости минерализации $k$ , сут <sup>-1</sup>	Активность минерализации органического вещества, мг С/(100 г сут)
	мг С/100 г	% от $C_{\text{общ}}$		
0+ (ВИ)	<u>18 ± 2</u>	<u>0.2</u>	<u>0.153 ± 0.019</u>	<u>2.8 ± 0.3</u>
	52 ± 2	0.4	0.025 ± 0.002	1.3 ± 0.1
0+ (СИ)	<u>3895 ± 1036</u>	<u>11.0</u>	<u>0.012 ± 0.001</u>	<u>46.7 ± 1.5</u>
	811 ± 25	5.2	0.016 ± 0.001	13.0 ± 0.9
1+	<u>2548 ± 167</u>	<u>10.0</u>	<u>0.014 ± 0.001</u>	<u>35.7 ± 2.2</u>
	371 ± 20	3.3	0.020 ± 0.002	7.4 ± 0.8
2+	<u>1564 ± 97</u>	<u>16.9</u>	<u>0.010 ± 0.001</u>	<u>15.6 ± 1.0</u>
	95 ± 3	2.7	0.026 ± 0.002	2.5 ± 0.2
3+	<u>7946 ± 561</u>	<u>65.2</u>	<u>0.003 ± 0.001</u>	<u>23.8 ± 1.6</u>
	300 ± 10	18.0	0.035 ± 0.002	10.5 ± 0.8
12+	<u>4766 ± 397</u>	<u>19.4</u>	<u>0.006 ± 0.001</u>	<u>28.6 ± 1.4</u>
	174 ± 6	1.3	0.034 ± 0.003	5.9 ± 0.3
60+	<u>4950 ± 136</u>	<u>13.5</u>	<u>0.011 ± 0.001</u>	<u>54.4 ± 2.1</u>
	480 ± 21	2.2	0.039 ± 0.003	18.7 ± 1.1
EP	<u>5139 ± 76</u>	<u>16.1</u>	<u>0.012 ± 0.001</u>	<u>61.7 ± 2.5</u>
	200 ± 9	1.1	0.021 ± 0.002	4.2 ± 0.8

часть органогенного горизонта полностью сгорает, а оставшаяся часть представляет собой углистый материал. Резкое сокращение пула потенциально минерализуемого органического вещества в почве после пожара высокой интенсивности связано также и с гибелью микроорганизмов.

Воздействие пожара на потенциально минерализуемый пул органического вещества иллювиально-гумусового горизонта не так однозначно, как для пирогенного горизонта. После пожара средней интенсивности происходит увеличение содержания потенциально минерализуемого органического вещества в 4 раза по сравнению с контролем. Это связано с включением в состав органического вещества почвы отмирающих корней и лизированных клеток микроорганизмов, а также частичной миграцией продуктов термического разложения подстилки и сухоторфяного горизонта. При пожаре высокой интенсивности количество потенциально минерализуемого органического вещества в минеральном горизонте снижается в 4 раза по сравнению с контролем.

*Динамика лабильного и потенциально минерализуемого пулов органического вещества при постпирогенном восстановлении почв*

Долгосрочное восстановление лабильного пула органического вещества почвы после пожара средней интенсивности в целом повторяет динамику общего пула со снижением в первые годы после пожара (за счет эрозии и отсутствия стабильного

растительного покрова) и последующего увеличения по мере восстановления растительности. Восстановление пула водорастворимого органического вещества происходит быстрее, чем в постпирогенных лесных экосистемах Сибири [1] и севера европейской части России [6]. Однако необходимо отметить, что в отличие от указанных работ в нашем исследовании более подробно рассмотрены первые стадии восстановления почвы после пожара. Содержание водорастворимого и подвижного углерода в почвах постпирогенной сукцессии слабо коррелирует друг с другом ( $r = 0.45$ ,  $p < 0.05$ ), но имеет тесную связь с общим содержанием углерода в почве. Для пирогенных горизонтов наиболее тесная корреляционная связь установлена между содержанием общего углерода и углерода щелочнорастворимой фракции ( $r = 0.75$ ,  $p < 0.05$ ), а для минерального горизонта наиболее тесная связь выявлена между содержанием общего и водорастворимого углерода ( $r = 0.92$ ,  $p < 0.05$ ).

При постпирогенной сукцессии в почвах происходит изменение размеров потенциально минерализуемого пула органического вещества и константы скорости его минерализации. В первые 2 года после пожара наблюдается уменьшение содержания потенциально минерализуемого органического вещества в пирогенных горизонтах, преимущественно связанное с эрозией почвы. В дальнейшем происходит резкое увеличение размеров этого пула в пирогенном горизонте трехлетней гари (до  $7946 \pm 561$  мг С/100 г) и следующее за ним снижение до значений, характер-

ных для почвы негоревшего участка. Для гари 12-летнего возраста не выявлено различий с контролем по содержанию потенциально минерализуемого органического вещества, однако константа скорости минерализации в этой почве в 2 раза ниже, чем в контроле. Органогенный горизонт гари 60-летнего возраста не отличается от контроля ни по содержанию, ни по константе скорости минерализации. Таким образом, для органогенного (пирогенного) горизонта послепожарная динамика лабильного и потенциально минерализуемого органического вещества различается: начиная с гари трехлетнего возраста наблюдается устойчивый рост содержания водо- и щелочно-растворимого углерода, тогда как для потенциально минерализуемого пула пик приходится на гари 3+ с последующей стабилизацией значений. Такая картина связана с изменением в структуре растительной биомассы, так как трехлетний гарь активно заселяется травянистыми растениями, прежде всего, *Festuca ovina* и *Chamaenerion angustifolium*. Активность минерализации ПОВ в первые годы постпирогенной сукцессии постепенно снижается, но после трехлетнего периода восстановления начинается увеличение этого показателя. В то же время даже через 60 лет после пожара активность минерализации ПОВ в органогенном горизонте меньше, чем в контроле, что свидетельствует об уменьшении потерь С, связанных с дыханием почвенных микроорганизмов при постпирогенной сукцессии.

Временная динамика потенциально минерализуемого пула органического вещества в минеральном горизонте в целом совпадает с описанным выше изменением содержания лабильного пула. Необходимо отметить, что в минеральном горизонте почвы 60-летней гари пул потенциально минерализуемого органического вещества и константа скорости его минерализации в 2 раза выше, чем в контрольной почве. Увеличение этих показателей происходит на фоне повышения содержания лабильного органического вещества в иллювиально-гумусовом горизонте почвы. Активность минерализации ПОВ в иллювиально-гумусовом горизонте постпирогенной почвы на поздней стадии восстановления (60 лет после пожара) в 4 раза выше, чем в контроле. В то же время в реальных условиях почвенного профиля респираторная активность микроорганизмов в минеральных горизонтах почв горной тундры невысока и лимитирована низкой температурой и высокой влажностью. Таким образом, при постпирогенной сукцессии имеет место консервация части ПОВ в минеральном горизонте.

Несмотря на различия в послепожарной динамике, содержание пула потенциально минерализуемого органического вещества хорошо коррелирует с содержанием водорастворимого углерода ( $r = 0.70$ ,  $p < 0.05$ ). Статистически достоверная

корреляционная связь между содержанием щелочнорастворимого и потенциально минерализуемого органического вещества не выявлена. Отсутствие тесной связи между этими показателями свидетельствует о том, что не все извлекаемое 0.1 М раствором NaOH органическое вещество является биологически активным, поскольку кроме лабильных в эту вытяжку может переходить какое-то количество консервативного органического вещества. В то же время потенциально минерализуемое вещество и водорастворимое органическое вещество, несмотря на наличие корреляционной связи, также не являются аналогами, поскольку в растворенном состоянии находится лишь часть органического вещества, доступного для потребления микроорганизмами. Пул водорастворимого ПОВ неоднороден по своему составу и биодоступности [32] и включает в себя трудно-разлагаемые соединения ароматической природы. Таким образом, химическое и биокинетическое методы фракционирования позволяют определить разные параметры качества и состояния органического вещества.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Воздействие огня на общий пул почвенного углерода неоднозначно и зависит от интенсивности пожара. Несмотря на то, что пожар средней интенсивности не оказывает статистически значимого воздействия на общие запасы углерода в почве, он запускает активные процессы эрозии, и в конечном итоге потери углерода почвами сравнимы с прямыми пирогенными потерями при пожаре высокой интенсивности. Стабилизации почвенного пула углерода способствует восстановление растительности, в первую очередь травянистой. На поздних стадиях послепожарного самовосстановления проявляется постпирогенный эффект избыточного накопления углерода в почве.

Пожар высокой интенсивности приводит к практически полному уничтожению водорастворимого и потенциально минерализуемого ПОВ, а также существенному уменьшению количества углерода микробной биомассы. Пожар средней интенсивности приводит к уменьшению содержания только потенциально минерализуемого ПОВ, что, вероятно, связано с формированием углистых частиц, слабо подверженных микробиологической атаке.

Лабильный пул углерода почвы (водо- и щелочнорастворимый) при постпирогенном самовосстановлении почв в целом повторяет динамику общего углерода с падением содержания в первые 2–3 года и последующим ростом до значений, характерных для почвы контрольного негоревшего участка. Пул потенциально минерализуемого органического вещества в пирогенных горизонтах имеет иную динамику с максимумом в почве

трехлетней гари, что связано с активным заселением этого участка травянистыми растениями. Для почв постпирогенного хроноряда в долгосрочной перспективе характерно снижение активности минерализации ПОВ в органогенных (пирогенных) горизонтах и увеличение этого показателя в минеральном горизонте. В то же время, учитывая низкую микробиологическую активность в минеральных горизонтах почвы в реальных условиях горной тундры, можно говорить о том, что при постпирогенной сукцессии имеет место консервация части ПОВ в минеральном горизонте.

#### ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при поддержке РФФИ (грант № 18-34-00292 мол\_а).

#### КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Богданов В.В., Прокушкин А.С., Прокушкин С.Г. Влияние низовых пожаров на подвижность органического вещества в листовничниках криолитозоны Средней Сибири // Вестник КрасГАУ. 2009. № 2. С. 88–93.
2. Богородская А.В., Иванова Г.А., Тарасов П.А. Послепожарная трансформация микробных комплексов почв листовничников нижнего Приангарья // Почвоведение. 2011. № 1. С. 56–63.
3. Богородская А.В., Кукавская Е.А., Иванова Г.А. Трансформация микробоценозов почв светлыхвойных лесов нижнего Приангарья под воздействием рубок и пожаров // Почвоведение. 2014. № 3. С. 317–326. <https://doi.org/10.7868/S0032180X14030022>
4. Габбасова И.М., Гарипов Т.Т., Сулеманов Р.Р., Комиссаров М.А., Хабиров И.К., Сидорова Л.В., Назырова Ф.И., Простякова З.Г., Котдугалямова Э.Ю. Влияние низовых пожаров на свойства и эрозию лесных почв Южного Урала (Башкирский Государственный Природный Заповедник) // Почвоведение. 2019. № 4. С. 412–421. <https://doi.org/10.1134/S0032180X19040075>
5. Гынинова А.Б., Дыржинов Ж.Д., Куликов А.И., Гынинова Б.Д., Гончиков Б.Н. Послепожарная эволюция песчаных почв под сосновыми лесами в Прибайкалье // Почвоведение. 2019. № 4. С. 451–463. <https://doi.org/10.1134/S0032180X19040087>
6. Дымов А.А., Старцев В.В., Зуева О.М. Углерод водорастворимых соединений в лесных почвах и его постпирогенная динамика (на примере Республики Коми) // Лесоведение. 2018. № 5. С. 359–371. <https://doi.org/10.1134/S0024114818040058>
7. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
8. Маслов М.Н., Маслова О.А., Поздняков Л.А., Копецна Е.И. Биологическая активность почв горно-тундровых экосистем при постпирогенном восстановлении // Почвоведение. 2018. № 6. С. 728–737. <https://doi.org/10.1134/S1064229318060108>
9. Маслов М.Н., Маслова О.А., Токарева О.А. Изменение лабильного и микробного пулов углерода и азота в лесной подстилке при разных способах хранения образцов // Почвоведение. 2019. № 7. С. 793–802. <https://doi.org/10.1134/S0032180X19070104>
10. Маслов М.Н., Поздняков Л.А., Маслова О.А. Постпирогенная трансформация тундровых почв (лабораторное моделирование) // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2017. № 3. С. 11–17.
11. Масыгина О.В., Токарева И.В., Прокушкин А.С. Моделирование термического воздействия пожаров на физико-химические свойства и микробную активность подстилки криогенных почв // Почвоведение. 2014. № 8. С. 971–981. <https://doi.org/10.7868/S0032180X14080097>
12. Мергелов Н.С. Постпирогенная трансформация почв и запасов почвенного углерода в предтундровых редколесьях Колымской низменности: каскадный эффект и обратные связи // Известия РАН. Сер. Географическая. 2015. № 3. С. 129–140. <https://doi.org/10.15356/0373-2444-2015-3-129-140>
13. Прокушкин А.С., Токарева И.В. Влияние нагревания на органическое вещество лесных подстилок и почв в условиях эксперимента // Почвоведение. 2007. № 6. С. 698–706.
14. Семенов В.М., Иванникова Л.А., Кузнецова Т.В., Семенова Н.А., Тулина А.С. Минерализуемость органического вещества и углеродсеквестрирующая емкость почв зонального ряда // Почвоведение. 2008. № 7. С. 819–832.
15. Семенов В.М., Козут Б.М. Почвенное органическое вещество. М.: ГЕОС, 2015. 223 с.
16. Семенов В.М., Тулина А.С. Сравнительная характеристика минерализуемого пула органического вещества в почвах природных и сельскохозяйственных экосистем // Агробиохимия. 2011. № 12. С. 53–63.
17. Ставрова Н.И., Калимова И.Б., Горшков В.В., Дроздова И.В., Алексеева-Попова Н.В., Баккал И.Ю. Долговременные послепожарные изменения характеристик почв в темнохвойных лесах Европейского Севера // Почвоведение. 2019. № 2. С. 246–256. <https://doi.org/10.1134/S0032180X19020138>
18. Старцев В.В., Дымов А.А., Прокушкин А.С. Почвы постпирогенных листовничников средней Сибири: морфология, физико-химические свойства и особенности почвенного органического вещества // Почвоведение. 2017. № 8. С. 912–925. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17080111>
19. Цибарт А.С., Геннадиев А.Н. Влияние пожаров на свойства лесных почв Приамурья (Норский заповедник) // Почвоведение. 2008. № 7. С. 783–792.
20. Шмакова Н.Ю., Ушакова Г.И., Костюк В.И. Горно-тундровые сообщества Колыской субарктики (эколого-физиологический аспект). Апатиты, 2008. 167 с.
21. Barcenas-Moreno G., Baath E. Bacterial and fungal growth in soil heated at different temperatures to simulate a range of fire intensities // Soil Biol. Biochem. 2009. V. 41. P. 2517–2526. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.09.010>
22. Bastias B.A., Huang Z.Q., Blumfield T., Xu Z., Cairney J.W.G. Influence of repeated prescribed burning on the soil fungal community in an eastern Australian wet sclerophyll forest // Soil Biol. Biochem. 2006. V. 38.

- P. 3492–3501.  
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.06.007>
23. *Bento-Goncalves A., Vieira A., Ubeda X., Martin D.* Fire and soils: Key concepts and recent advances // *Geoderma*. 2012. V. 191. P. 3–13.  
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.01.004>
  24. *Brookes P.C., Landman A., Pruden G., Jenkinson D.S.* Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil // *Soil Biol. Biochem.* 1985. V. 17. P. 837–842.  
[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(85\)90144-0](https://doi.org/10.1016/0038-0717(85)90144-0)
  25. *Certini G.* Effects of fire on properties of forest soils: a review // *Ecology*. 2005. V. 143. P. 1–10.  
<https://doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8>
  26. *Choromanska U., DeLuca T.H.* Microbial activity and nitrogen mineralization in forest mineral soils following heating: evaluation of post-fire effects // *Soil Biol. Biochem.* 2002. V. 34. P. 263–271.  
[https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00180-8](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00180-8)
  27. *Diaz-Ravina M., Prieto A., Baath E.* Bacterial activity in a forest soil heating and organic amendments measured by the thymidine and leucine incorporation techniques // *Soil Biol. Biochem.* 1996. V. 28. P. 419–426.  
[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00156-5](https://doi.org/10.1016/0038-0717(95)00156-5)
  28. *Gonzalez-Perez J.A., Gonzalez-Vila F.J., Almendros G., Knicker H.* The effect of fire on soil organic matter – a review // *Environ. Int.* 2004. V. 30. P. 855–870.  
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.02.003>
  29. *Higuera P.E., Brubaker L.B., Anderson P.M., Brown T.A., Kennedy A.T., Hu F.S.* Frequent fires in ancient shrub tundra: Implications of paleorecords for Arctic environmental change // *PLoS ONE*. 2008. V. 3. № 3. e0001744.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0001744>
  30. IUSS Working Group WRB. World reference base for soil resources. World Soil Resources Reports № 103. FAO, Rome. 2006.
  31. *Jones B.M., Breen A.L., Gaglioti B.V., Mann D.H., Rocha A.V., Grosse G., Arp C.D., Kunz M.L., Walker D.A.* Identification of unrecognized tundra fire events on the north slope of Alaska // *J. Geophys. Res.: Biogeosciences*. 2013. V. 118. P. 1334–1344.  
<https://doi.org/10.1002/jgrg.20113>
  32. *Kalbitz K., Schmerwitz J., Schwesig D., Matzner E.* Bio-degradation of soil-derived dissolved organic matter as related to its properties // *Geoderma*. 2003. V. 113. P. 273–291.  
[https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00365-8](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00365-8)
  33. *Mack M.C., Bret-Harte M.S., Hollingsworth T.N., Jandt R.R., Schuur E.A.G., Shaver G.R., Verbyla D.L.* Carbon loss from an unprecedented Arctic tundra wildfire // *Nature*. 2011. V. 475. P. 489–492.  
<https://doi.org/10.1038/nature10283>
  34. *Rocha A.V., Loranty M.M., Higuera P.E., Mack M.C., Hu F.S., Jones B.M., Breen A.L., Rastetter E.B., Goetz S.J., Shaver G.R.* The footprint of Alaskan tundra fires during the past half-century: implications for surface properties and radiative forcing // *Environ. Res. Lett.* 2012. V. 7. P. 044039.  
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/044039>
  35. *Schulze E.D., Wirth C., Heimann M.* Managing forests after Kyoto // *Science*. 2000. V. 289. P. 2058–2059.
  36. *Thiffault E., Hannam K.D., Guideau S.A., Pare D., Belanger N., Oh S.W., Munson A.D.* Chemical composition of forest floor and consequences for nutrient availability after wildfire and harvesting in the boreal forest // *Plant Soil*. 2008. V. 308. P. 37–53.  
<https://doi.org/10.1007/s11104-008-9604-6>
  37. *Vance E.D., Brookes P.C., Jenkinson D.S.* An extraction method for measuring soil microbial biomass C // *Soil Biol. Biochem.* 1987. V. 19. P. 703–707.  
[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90052-6](https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90052-6)

## Changes in the Pools of Total and Labile Soil Organic Carbon during the Post-Fire Succession in Tundra Ecosystems of the Khibiny Mountains

M. N. Maslov<sup>1,\*</sup>, O. A. Maslova<sup>1</sup>, and E. I. Kopeina<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

<sup>2</sup>*Polar Alpine Botanical Garden-Institute, Apatity, 184209 Russia*

\*e-mail: maslov.m.n@yandex.ru

The dynamics of the total soil carbon pool and the pools of labile and potentially mineralizable organic matter in dry-peat podburs (Entic Folic Podzols) under the impact of strong and medium-intensity fires and during the postpyrogenic succession are discussed. Although a medium-intensity fire does not have a statistically significant impact on the total carbon pool in the soil, it triggers active erosional processes, so that carbon losses are comparable with direct pyrogenic carbon losses during the high-intensity fire. In the post-fire soil restoration, the type of organic carbon accumulation changes: at the control site, the accumulation occurs on the surface in the form of peat, while at the late stages of the postpyrogenic succession, up to 50% of carbon is concentrated in the mineral horizon. A high-intensity fire leads to the almost complete destruction of labile, microbial, and potentially mineralizable carbon pools in both the organic and mineral horizons. A fire of medium intensity does not lead to statistically significant changes in these pools in comparison with the control. The dynamics of recovery of the labile and potentially mineralizable pools of organic matter in the pyrogenic horizons of the soil differ: three years after the fire, a tendency for a steady increase in the contents of labile and microbial carbon is established, whereas the pool of potentially mineralizable carbon gains its maximum three years after the fire and then becomes stabilized.

**Keywords:** carbon stocks, labile organic matter, microbial biomass, potentially mineralizable organic matter, Entic Folic Podzols