

УДК 631.421.2; 631.417.1; 631.427.4

ПИРОГЕННАЯ ТРАНСФОРМАЦИЯ ТУНДРОВЫХ ПОЧВ (ЛАБОРАТОРНОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ)*

М.Н. Маслов, Л.А. Поздняков, О.А. Маслова

В условиях лабораторного опыта оценены пирогенные потери углерода и азота поверхностными органогенными горизонтами почв кустарничковых экосистем горной тундры, которые наиболее подвержены пожарам в естественных условиях. Выявлены особенности пирогенной трансформации физико-химических свойств и микробиологических процессов после воздействия высоких температур, моделирующих действие пожаров разной интенсивности. Установлено, что характер пирогенного воздействия зависит не только от интенсивности огня, но и от типа почвы. Влияние его на органогенные горизонты тундровых почв приводит лишь к краткосрочному повышению эмиссии CO_2 за счет деструкции органических соединений. Высокий уровень пирогенного воздействия приводит к значительному снижению микробиологических процессов в почвах, и тенденция к их восстановлению не проявляется в долгосрочной перспективе даже в оптимальных условиях.

Ключевые слова: пирогенез, органическое вещество почв, углерод, азот, биологическая активность, круговорот элементов, тундра, Хибины.

Введение

Огонь как экологический фактор, оказывающий влияние на все блоки экосистемы, относительно хорошо изучен для бореальных лесов. Увеличение частоты возникновения [27] и большие площади пожаров [21], наблюдающиеся в последнее десятилетие в тундровой зоне, указывают на то, что огонь становится все более важным фактором, влияющим на эти экосистемы. Однако последствия тундровых пожаров до сих пор остаются малооцененными.

В связи с низкими запасами надземной фитомассы в тундровых экосистемах основное воздействие пожара приходится на подстилку и органогенные горизонты почвы, депонирующие углерод в течение долгого времени, что в первую очередь затрагивает круговорот этого элемента. Так, эмиссия C—CO_2 , вызванная одним из пожаров в тундре Аляски, была эквивалентна величине его годового стока во всей тундровой зоне Земли [23]. По оценкам [16], пожар 2007 г., затронувший более 1000 га тундры на Аляске, спровоцировал выброс в атмосферу C—CO_2 , эквивалентный количеству углерода, аккумулированному этой территорией за последние 50 лет. Пожар в кустарничковой экосистеме южной тундры под Воркутой привел к потере почти 30% ее запасов углерода [3]. Помимо уничтожения запасов углерода пожар приводит к изменению потоков элемента. Так, в кочкарничковых пушицевых тундрах Аляски (п-ов Сьюард) сразу после пожара сильно увеличилась эмиссия углеродосодержащих газов (особенно CO_2), которая со временем убывала, а экосистема постепен-

но переходила к состоянию С-стока, компенсируя потери [25]. Продолжительность восстановления сильно варьирует, и процесс в течение длительного времени может колебаться вокруг положения равновесия С-баланса. В условиях южной тундры (Воркута) в кустарничковой экосистеме изменение потоков углерода носит несколько иной характер и зависит от сезона: весной ненарушенные участки тундры, а также гари 8-летней давности функционируют как источник, а участок гари 2-летней давности — как сток C—CO_2 [3]. Летом ненарушенные участки тундры демонстрируют разнонаправленный баланс C—CO_2 , зависящий от температуры воздуха и почвы, а гари разного возраста функционируют как зона стока C—CO_2 . В целом баланс углерода в кустарничковой экосистеме постпирогенной сукцессии неустойчив до тех пор, пока продуктивность участков не достигнет максимума.

Нарушение круговорота углерода и азота под воздействием пожара во многом связано с изменением в структуре микробных комплексов почв. Большая часть информации по этому вопросу относится к экосистемам лесов, для которых показано негативное влияние пожара на почвенные микробиоценозы (снижение численности и биомассы микроорганизмов углеродно-азотного цикла, интенсивности дыхания, обеднение качественного состава). Также имеются данные по трансформации микробного комплекса болотных почв, наиболее функционально близких к тундровым [2, 15]. В частности, выявлены закономерности заселения гарей новыми бактериальными группами, не типичными для природных торфяников, что может

* Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ (проект № 16-34-00060_мол а)

вызвать нарушение некоторых функций экосистем. Вопросы микробных сукцессий гарей в тундрах и степени нарушения их естественных микробиологических процессов, а также процессы послепожарной адаптации во многом остаются вне внимания исследователей.

В данной работе сделана попытка в условиях лабораторного эксперимента оценить влияние пирогенного фактора различной интенсивности на физико-химические свойства и процессы круговорота углерода и азота в тундровых почвах Хибин, в том числе с целью поиска наиболее информативных показателей для оценки воздействия пожара на почву.

Объекты и методы исследования

Образцы органогенных горизонтов (верхние 5 см) тундровых почв отбирались в двух экосистемах — кустарничково-лишайниковой (КЛ) и ерниковой (ЕР), расположенных на северо-западном склоне горы Вудъяврчорр (Хибинский горный массив) на высоте 525 м над ур.м. В биогеоценозе КЛ формируется сухоторфяно-подбур иллювиально-гумусовый [4] (Folic Leptosol [20]), в ЕР — литозем перегнойно-грубогумусовый (Folic Leptosol). Образцы отбирали в пяти повторностях с участков площадью 25 × 25 см, удаляли растительные остатки, не утратившие свою анатомическую целостность, после чего доводили до воздушно-сухого состояния. Высушенные образцы просеивали через сито 2 мм и разделяли на три части. Первая часть служила в качестве контроля, вторую часть почвы нагревали в муфеле в течение 1 ч при температуре 200°, третью — в течение 1 ч при температуре 400°, моделируя воздействие пожара разной интенсивности. Температуры 200 и 400° выбраны как крайние отметки их диапазона, наблюдаемого на поверхности почвы во время пожаров в лесных экосистемах [24], а также зафиксированные нами при контрольном выжигании участков тундры Хибин в сентябре 2016 г.

Навески исходной и подвергшейся нагреванию почвы помещали в пластиковые контейнеры, увлажняли дистиллированной водой до 60% ППВ и инокулировали свежей, не подвергавшейся высушиванию и нагреванию почвой из расчета 1 г инокулята на 50 г почвы. Инкубирование проводили в климатической камере SANYO MIR-153 в темноте в течение 60 сут с ежедневным контролем влажности весовым методом.

Пробы почвы для анализа отбирали непосредственно после увлажнения (0 сут), а также после инокуляции свежей почвой на 1, 3, 7, 15, 30, 45 и 60-е сут эксперимента. В почве определяли окислительно-восстановительный потенциал, рН и удельную электропроводность водной вытяжки (соотношение почва:раствор = 1:50).

Общее содержание углерода и азота ($C_{\text{общ}}$ и $N_{\text{общ}}$) определяли на элементном анализаторе Elementar Vario EL III. Лабильные соединения элементов экстрагировали 0,05 М K_2SO_4 [6]. Определение экстрагируемого органического углерода ($C_{\text{экстр}}$) и общего экстрагируемого азота проводили на автоматическом анализаторе TOC-V_{CPN} («Shimadzu»), $N-NH_4^+$ — индофенольным методом, $N-NO_3^-$ — после восстановления на кадмиевой колонке до нитритов и получения окрашенного азосоединения по Гриссу. Колориметрические определения выполнены на спектрофотометре GENESYS™ 10 UV (США). Азот экстрагируемых органических соединений ($N_{\text{орг}}$) рассчитывали по разности между экстрагируемым азотом и суммой неорганических соединений элемента. Углерод и азот микробной биомассы ($C_{\text{микр}}$ и $N_{\text{микр}}$) определяли методом фумигации—экстракции [17, 31].

Базальное дыхание почвы определяли после инкубации образцов массой 0,5 г при температуре +22° в течение 24 ч на хроматографе Agilent 6890N («Hewlett-Packard», США), снабженном пламенно-ионизационным детектором и метанатором (колонка Supelco 10182004 с внутренним диаметром 3,175 мм и длиной 1828,8 мм; адсорбент — 80/100 Porapak Q, температура термостата колонки — 60°, поток газа-носителя (гелий) — 20 мл/мин, температура детектора — 300°, температура заднего порта — 375°, поток водорода — 30 мл/мин, поток воздуха — 400 мл/мин, объем вводимой газовой пробы — 1 мл).

Интенсивность метаногенеза определяли после инкубации образцов массой 0,5 г при температуре +28° в течение 7 сут на хроматографе Кристалл 5000 с пламенно-ионизационным детектором. В связи с низкой активностью метаногенеза помимо актуальной (без добавления глюкозы) измеряли потенциальную (с добавлением 1%-го раствора глюкозы) скорость продукции метана.

Актуальную скорость азотфиксации определяли по восстановлению ацетилена до этилена при инкубировании образцов массой 0,5 г при температуре +28° в течение 7 сут без добавления глюкозы. Концентрацию ацетилена и этилена определяли газовой-хроматографическим методом на хроматографе Кристалл-2000 (ЗАО СКБ «Хроматэк») с пламенно-ионизационным детектором (длина колонки — 1 м, диаметр — 3 мм, наполнитель — Porapak N 80/100, температура колонки — 60°, температура детектора — 160°, температура испарителя — 100°, расход газа-носителя (N_2) — 50 мл/мин, воздуха — 280 мл/мин, водорода — 28 мл/мин). Активность азотфиксации рассчитывали с пересчетом количества образовавшегося этилена в количестве фиксированного азота в соотношении 1:3. Аналогично рассчитывали потенциальную скорость азотфиксации при добавлении в флаконы 1%-го раствора глюкозы.

Т а б л и ц а 1

Основные химические показатели почв (среднее ± ошибка среднего)

БГЦ, горизонт	pH _{вод}	Eh, мВ	Удельная электропроводность, $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$	C _{общ} , %	N _{общ} , %	C _{экстр} , мг · кг ⁻¹	N _{орг} , мг · кг ⁻¹	N—NH ₄ ⁺ , мг · кг ⁻¹	C _{микр} , мг · кг ⁻¹	N _{микр} , мг · кг ⁻¹
КЛ, Т1	5,5 ± 0,3	508 ± 75	29 ± 5	29,4 ± 1,5	1,1 ± 0,2	1021 ± 110	41 ± 5	8,8 ± 0,7	1081 ± 121	70 ± 7
ЕР, АН	5,7 ± 0,2	646 ± 92	33 ± 5	25,4 ± 0,8	1,1 ± 0,3	866 ± 99	31 ± 4	6,4 ± 0,5	682 ± 91	63 ± 7

Определение всех параметров биологической активности почвы проводили в 3—5-кратной аналитической повторности для каждого срока отбора и варианта опыта.

Результаты и их обсуждение

Общая характеристика исследуемых тундровых почв (табл. 1). Поверхностные горизонты имеют слабокислую реакцию (pH 5,5—5,7), низкое содержание солей в водной вытяжке и высокие значения окислительно-восстановительного потенциала (ОВП), характерные для автоморфных почв. Так как отбирали только верхние 5 см, включая нижние подгоризонты подстилки, почвы характеризуются высоким содержанием углерода (25—30%), но относительно бедны азотом (1,1%, соотношение C/N = 23—27), что связано с консервацией в этом слое слабогумифицированного органического вещества, близкого по химическому составу к мортмассе тундровых растений [8, 9].

Наиболее выраженные различия характерны для лабильных и микробных компонентов. При этом почва кустарничково-лишайникового биогеоценоза содержит значимо большие концентрации лабильного (C_{экстр}) и микробного (C_{микр}) углерода, а также органического и аммонийного азота (табл. 1). Азот нитратов обнаруживается в следовых количествах, что является характерным для тундровых почв [5, 18, 28]. В целом, концентрация углерода и азота лабильных и микробных компонентов исследуемых почв близка к ранее опубликованным значениям для тундровых почв Фенноскандии [7, 10].

Потенциальная скорость процессов трансформации соединений углерода и азота почвами представлена в табл. 2. Ведущий процесс трансформации соединений углерода — их аэробное окисление с образованием C—CO₂. Метанообразование, даже в оптимальных гидротермических и анаэробных условиях лабораторного эксперимента, прак-

тически не характерно для исследуемых почв, что связано с изначальным составом комплекса почвенных микроорганизмов хорошо аэрируемых верхних горизонтов. Функционирование экосистем КЛ и ЕР в условиях периодического иссушения также не способствует развитию метаногенеза.

Процесс азотфиксации в тундровых почвах проявляется достаточно слабо. Как правило, в тундрах и высокогорьях азотфиксирующие микроорганизмы связаны с мхами на переувлажненных территориях и с лишайниками — в относительно сухих местообитаниях [29], свободноживущие азотфиксирующие бактерии для экосистем холодного климата не типичны [26]. Необходимо отметить, что в почве экосистемы КЛ процесс азотфиксации проходит в два раза интенсивнее, чем в почве биогеоценоза ЕР. Одной из причин этого, на наш взгляд, является большая доступность для микроорганизмов C_{экстр}, способствующая развитию и поддержанию в почве популяции азотфиксаторов.

Процесс денитрификации не выражен, что, очевидно, связано с низкой численностью денитрификаторов в исходной почве из-за практически полного отсутствия нитратов. В экосистемах холодного климата эти процессы протекают только в насыщенных водой почвах [29].

Пирогенная трансформация почв. Потеря при прокаливании при разной температуре показала существенное различие в поведении органогенных горизонтов почв экосистем КЛ и ЕР при пирогенном воздействии. При температуре 200° почва кустарничково-лишайниковой экосистемы теряла в два раза больше массы, чем почва ерникового биогеоценоза. При этом разница в потере массы при прокаливании почвы КЛ при 200 и 400° была минимальна и не превышала 5%, что говорит о преобладании термолабильных соединений (например, целлюлозы и гемицеллюлозы [11, 12]) в составе ее органического вещества. Это

Т а б л и ц а 2

Скорость процессов трансформации соединений углерода и азота в почвах (среднее ± ошибка среднего)

БГЦ, горизонт	Базальное дыхание, мг C—CO ₂ · кг ⁻¹ · сут ⁻¹	Метаногенез, мг CH ₄ · кг ⁻¹ · сут ⁻¹	Азотфиксация, мг N ₂ · кг ⁻¹ · сут ⁻¹	Денитрификация, мг N ₂ O · кг ⁻¹ · сут ⁻¹
КЛ, Т1	595,0 ± 38,9	4,7 ± 0,3	2,9 ± 0,6	0,3 ± 0,07
ЕР, АН	433,6 ± 27,1	2,6 ± 0,4	1,7 ± 0,5	0,2 ± 0,05

согласуется с ботаническим составом мортмассы сообщества, в котором преобладают отмершие части лишайников и травянистых растений пустоши. Опад вечнозеленых кустарничков является минорной фракцией мортмассы. Потеря при прокаливании почвы ЕР при 200 и 400°, напротив, увеличилась в два раза (с 20 до 39%), что свидетельствует о преобладании терморезистентных соединений (например, лигнина) в органическом веществе почвы, формирующемся за счет поступления опада листопадных кустарничков.

Потери массы почвы в результате термического воздействия ведут к повышению процентного содержания углерода и азота, но значительному снижению (на 30—50%) их запасов.

Пирогенное воздействие приводит к повышению рН почвы по сравнению с контролем. Существенный рост этого показателя в верхних горизонтах после пожаров связан с образованием карбонатов и (гидр)оксидов калия и кальция при пиролизе органического вещества [30]. Для постпирогенных лесных почв Сибири показана возможность увеличения рН за счет денатурации органических кислот при нагревании [1, 22]. В нашем эксперименте его увеличение при пирогенном воздействии, вероятно, связано с разрушением части органических кислот, так как ранее опубликованные данные [13] говорят о том, что органогенные горизонты тундровых почв Вудъяврчорра содержат незначительные количества обменного кальция (3,9—12,1 ммоль/100 г) и магния (6,6—9,3 ммоль/100 г).

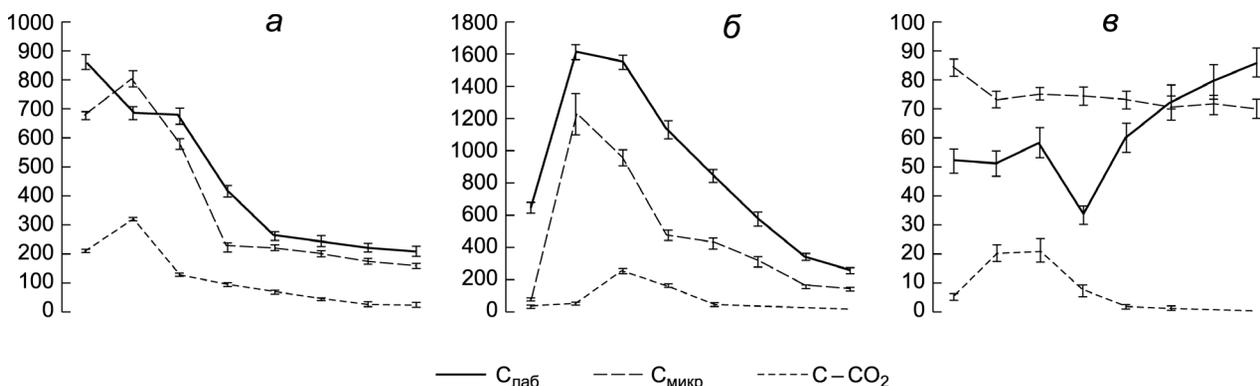
Термическое воздействие заметно повышает концентрацию минеральных солей, что выражается в увеличении удельной электропроводности водной вытяжки в 5—10 раз для почвы экосистемы КЛ и в 2—3 раза — для почвы ЕР. Рост удельной электропроводности связан с высвобождением части минеральных элементов из состава слабогумифицированного органического вещества почвы при горении. Не менее показательным является изменение ОВП: после горения он снижается в 2—4 раза и приближается к значениям, со-

ответствующим сильновосстановительным условиям, что связано с повышением гидрофобности почвенных частиц после прохождения огня и образованием дополнительного количества анаэробных зон внутри почвы.

Пирогенное воздействие приводит к снижению в поверхностных горизонтах тундровых почв концентрации $C_{\text{экстр}}$ и $N_{\text{орг}}$, при этом оно пропорционально интенсивности термического воздействия, что особенно проявляется в почве ерниковой экосистемы. Аналогично воздействие огня и на микробную биомассу: он приводит к гибели микроорганизмов и потере почвой соединений углерода и азота с газообразными продуктами горения. Гибель микроорганизмов резко снижает биологическую активность почвы. Прежде всего, это отражается на их базальном дыхании: при 200° оно уменьшается в 6—10 раз и падает до нуля при 400° по сравнению с интактными образцами. Это вызвано не только гибелью популяции микроорганизмов или ее части, но и снижением доступности субстратов.

Постпирогенная динамика микробной активности и потоков углерода и азота в почвах. Пирогенное воздействие изменяет в почвах баланс лабильного углерода. При этом важен не только сам факт воздействия, но и интенсивность огня. На рисунке представлена динамика лабильного углерода, углерода микробной биомассы и $C-CO_2$ в почве ерниковой экосистемы.

В контроле в течение 60 сут инкубации происходило постепенное снижение концентрации $C_{\text{экстр}}$. Кривая динамики углерода микробной биомассы имеет классический вид с лаг-периодом до двух суток, последующим максимумом и постепенным затуханием. Подобная динамика $C_{\text{микр}}$ связана с высвобождением части углерода микробной биомассы при высушивании почвы, его переходом в состав пула лабильного, последующим использованием микроорганизмами пула лабильного углерода в качестве источника питания и его постепенного истощения за счет дыхания микроорганизмов. Пирогенное воздействие низкой интенсивности



Динамика углерода ($\text{мг С} \cdot \text{кг}^{-1}$, $\text{мг С}-\text{CO}_2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot \text{сут}^{-1}$) в почве ерниковой экосистемы: а — контроль; б — нагрев при 200°; в — нагрев при 400°

(200°) приводит, во-первых, к росту концентрации лабильного углерода в почве, очевидно, за счет деполимеризации ее органических компонентов с образованием пирогенных продуктов («черного» углерода) [19], продуктов дегидратации сложных углеводов и разрушения лигнина [14], а во-вторых, — к существенному росту концентрации $C_{\text{микр}}$ и эмиссии CO_2 . Рост микробной биомассы в почве в этом случае возможен благодаря комбинации следующих факторов: 1) увеличения доступности источников углерода и энергии за счет термодеструкции биополимеров; 2) увеличения концентрации минеральных солей; 3) относительно слабого воздействия краткосрочного пожара на микробный пул. Более интенсивное пирогенное воздействие на почву (400°) приводит к существенным потерям лабильного углерода и практически полной гибели микроорганизмов. Недостаток доступного углерода, даже на фоне значительного увеличения доступности минеральных солей, не способствует росту микробной биомассы в пирогенной почве после инокуляции.

Основные тренды изменения пулов углерода в почвах при пирогенном воздействии характерны и для пула азота. Однако следует отметить существенное повышение концентрации минерального, прежде всего, аммонийного азота с ростом интенсивности горения. Увеличение скорости нетто-минерализации связано с высвобождением дополнительных количеств азота из ранее недоступных форм и происходит за счет снижения скорости нетто-иммобилизации микроорганизмами из-за потери почвами части доступного углерода. Повышение скорости нитрификации связано как с увеличением концентрации аммонийного азота, так и со снижением потребления азота растениями и микроорганизмами.

Исследуемые почвы показали крайне низкую актуальную скорость продукции метана, азотфиксации и денитрификации, что, на наш взгляд, объясняется недостатком доступного углерода для развития микробиоты и, очевидно, низкой численностью целевых групп микроорганизмов.

Потенциальные скорости процессов метаногенеза, азотфиксации и денитрификации дают более наглядные показатели изменения этих процессов при пирогенном воздействии. Так, при внесении в почву дополнительного количества глюкозы продукция метана увеличивается, хотя и остается на низком уровне (в пределах $3\text{--}8 \text{ нг } \text{CH}_4 \cdot \text{г}^{-1} \cdot \text{сут}^{-1}$ для контрольных почв). Пирогенное воздействие увеличивает продукцию метана в $1,5\text{--}2$ раза, что связано с образованием дополнительного количества анаэробных зон и созданием микроаэрофильных условий в почве.

Потенциальная скорость азотфиксации в контрольных почвах составляет $2,6\text{--}5,0 \text{ нг } \text{N}_2 \cdot \text{г}^{-1} \cdot \text{сут}^{-1}$. При этом в почвах, подвергшихся пирогенному воздействию, потенциальная скорость связывания мо-

лекулярного азота снижается в $2\text{--}4$ раза, что вызвано высвобождением дополнительного количества свободного, в том числе минерального азота за счет термодеструкции азотсодержащих биополимеров. Относительное повышение доступности минерального азота при условии отсутствия конкуренции со стороны растений подавляет процесс азотфиксации в почвах тундры. С повышением доступности азота возрастает и потенциальная скорость денитрификации. При этом в пирогенных почвах процесс потери азота в $5\text{--}6$ раз выше, чем в контроле. Однако это справедливо только на ранних стадиях инкубации, примерно к середине срока инкубирования скорость денитрификации в контрольных образцах сравнивается с значениями, характерными для почв, подвергавшихся пирогенному воздействию.

Заключение

Пожар существенным образом изменяет физико-химические показатели тундровых почв и параметры круговорота углерода и азота в них. Причем результат воздействия пирогенного фактора зависит как от исходных свойств почвы, так и от интенсивности огня. При низкой интенсивности горения наблюдается положительный отклик роста микробной биомассы (увеличение концентрации углерода и азота микробной биомассы), а также высвобождение дополнительных количеств лабильного углерода, органических и минеральных форм азота. Пожар высокой интенсивности приводит к практически полной потере почвой лабильного углерода, что определяет низкую скорость роста ее микробной биомассы и низкую биологическую активность почвы. Однако при этом существенно возрастает концентрация минеральных форм азота, прежде всего, аммонийного. Наиболее чувствительный к пирогенному воздействию параметр биологической активности тундровых почв — почвенное дыхание. Процессы продукции метана, связывания молекулярного азота и денитрификации выражены слабо за счет нехватки доступного углерода. Потенциальные скорости этих процессов также невелики. Отмечается увеличение продукции метана пирогенными почвами за счет создания в них микроаэрофильных условий. Повышение доступности минерального азота в почвах тундры подавляет процесс азотфиксации, но стимулирует денитрификацию.

Очевидно, что пирогенное воздействие на микроорганизмы проявляется не столько в прямом температурном воздействии, сколько в изменении доступности и физико-химических свойств потребляемого ими субстрата. Именно этим обусловлен краткосрочный стимулирующий эффект термического воздействия низкой интенсивности (200°) на дыхательную активность почвенного микробоценоза.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Богданов В.В., Прокушкин А.С., Прокушкин С.Г. Влияние низовых пожаров на подвижность органического вещества в листовничниках криолитозоны Средней Сибири // Вестн. КрасГАУ. 2009. № 2.
2. Зенова Г.М., Глушкова Н.А., Банников М.В. и др. Комплексы актиномицетов в осушенных торфяных типичных почвах таежной зоны при пирогенной сукцессии // Почвоведение. 2008. № 4.
3. Карелин Д.В., Замолодчиков Д.Г. Углеродный обмен в криогенных экосистемах. М., 2008.
4. Классификация и диагностика почв России. Смоленск, 2004.
5. Макаров М.И., Леошкина Н.А., Ермак А.А., Малышева Т.И. Сезонная динамика минеральных форм азота в горно-луговых альпийских почвах // Почвоведение. 2010. № 8.
6. Макаров М.И., Шулева М.С., Малышева Т.И., Меняйло О.В. Растворимость лабильных форм азота и углерода почв в K_2SO_4 разной концентрации // Почвоведение. 2013. № 4.
7. Маслов М.Н. Углерод, азот и фосфор микробной биомассы в тундровых почвах Северной Фенноскандии // Вестн. Моск. гос. обл. ун-та. Сер. Естеств. науки. 2014. № 2.
8. Маслов М.Н., Копейна Е.И., Зудкин А.Г. и др. Запасы фитомассы и органического углерода в тундровых экосистемах Северной Фенноскандии // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение. 2016. № 3.
9. Маслов М.Н., Макаров М.И. Органическое вещество почв горной тундры Северной Фенноскандии // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение. 2013. № 3.
10. Маслов М.Н., Макаров М.И. Трансформация соединений азота в тундровых почвах Северной Фенноскандии // Почвоведение. 2016. № 7.
11. Мясягина 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.
12. Шапченкова О.А., Краснощеклов Ю.Н., Лоскутов С.Р. Использование методов термического анализа для оценки органического вещества почв, пройденных пожаром // Почвоведение. 2011. № 6.
13. Шмакова Н.Ю., Ушакова Г.И., Костюк В.И. Горно-тундровые сообщества Кольской Субарктики (эколого-физиологический аспект). Апатиты, 2008.
14. 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. Vol. 41.
15. Belova S.E., Kulichevskaya I.S., Akhmet'eva N.P., Dedysheva S.N. Shifts in a bacterial community composition of a mesotrophic peatland after wildfire // Microbiology. 2014. Vol. 83. N 6.
16. Bret-Harte M.S., Mack M.C., Shaver G.R. et al. The response of Arctic vegetation and soils following an unusually severe tundra fire // Phil. Trans. R. Soc. 2013. Vol. 368.
17. 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. Vol. 17.
18. Edwards K.A., McCulloch J., Kershaw G.P., Jeffries R.L. Soil microbial and nutrient dynamics in a wet Arctic sedge meadow in late winter and early spring // Soil Biol. Biochem. 2006. Vol. 38.
19. Gleixner G., Czimczik C.J., Kramer C. et al. Plant compounds and their turnover and stabilization as soil organic matter // Global biogeochemical cycles in the climate system. San Diego, 2001.
20. IUSS Working Group WRB. 2006. World reference base for soil resources. World Soil Resources Reports N 103. FAO, Rome, 2006.
21. Jones B.M., Breen A.L., Gaglioti B.V. et al. Identification of unrecognized tundra fire events on the north slope of Alaska // J. Geophys. Res.: Biogeosci. 2013. Vol. 118.
22. Kawahigashi M., Prokushkin A., Sumida H. Effect of fire on solute release from organic horizons under larch forest in Central Siberian permafrost terrain // Geoderma. 2011. Vol. 166.
23. Mack M.C., Bret-Harte M.S., Hollingsworth T.N. et al. Carbon loss from an unprecedented Arctic tundra // Nature. 2011. Vol. 475.
24. Neary D.G., Klopatek C.C., DeBano L.F., Efolliott P.F. Fire effects on belowground sustainability: A review and synthesis // For. Ecol. Manage. 1999. Vol. 122.
25. Oechel W.C. Net ecosystem carbon flux of age-specific subarctic tussock tundra stands following fire: implications for Alaska Interagency Fire Management. Final Report to National Park Service. Boise, ID. 1999.
26. Robinson C.H., Wookey P.A. Microbial ecology, decomposition and nutrient cycling // Ecology of Arctic Environments. Blackwell Science. Oxford, UK, 1997.
27. Rocha A.V., Loranty M.M., Higuera P.E. et al. The footprint of Alaskan tundra fires during the past half-century: implications for surface properties and radiative forcing // Environ. Res. Lett. 2012. N 7.
28. Schmidt I.K., Jonasson S., Shaver G.R. et al. Mineralization and distribution of nutrients in plants and microbes in four arctic ecosystems: responses to warming // Plant and Soil. 2002. Vol. 242.
29. Stark S. Nutrient cycling in the tundra // Nutrient cycling in terrestrial ecosystems. Soil Biol. Vol. 10. Berlin; Heidelberg, 2007.
30. Ulery A.L., Graham R.C., Amrhein C. Wood-ash composition and soil pH following intense burning // Soil Sci. 1993. Vol. 156.
31. Vance E.D., Brookes P.C., Jenkinson D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C // Soil Biol. Biochem. 1987. Vol. 19.

**PYROGENIC TRANSFORMATION OF TUNDRA SOILS
(LABORATORY SIMULATION)****M.N. Maslov, L.A. Pozdnyakov, O.A. Maslova**

The article content information about pyrogenic carbon and nitrogen losses of the surface horizons of soils in shrub ecosystems of mountain tundra, the most affected by fires in the natural environment. Were identified features of the pyrogenic transformation of the physico-chemical properties and microbiological processes after exposure to high temperatures, simulating the effect of fires of different intensity. It is established that the pyrogenic nature of the impact depends not only on the intensity of the fire, but also by soil type. It is shown that the pyrogenic impact on the tundra soils leads only to short-term increases in CO₂ emissions due to the destruction of the pyrogenic organic compounds. A high level of fire impact leads to a significant reduction of microbiological processes in soils and shows no trend of recovery in the long term, even under optimal conditions.

Key words: pyrogenesis, soil organic matter, carbon, nitrogen, microbiological processes, tundra, Khibiny.

Сведения об авторах

Маслов Михаил Николаевич, канд. биол. наук, инженер каф. общего почвоведения ф-та почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова. *E-mail:* maslov.m.n@yandex.ru. **Поздняков Лев Анатольевич**, канд. биол. наук, мл. науч. сотр. каф. биологии почв ф-та почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова. *E-mail:* APL-223@mail.ru. **Маслова Ольга Андреевна**, аспирант каф. биологии почв ф-та почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова. *E-mail:* elvi.23@mail.ru.