

## ГЕНЕЗИС И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

УДК 631.41.

### ПОСЛЕПОЖАРНОЕ СОСТОЯНИЕ ТАЕЖНЫХ ПОЧВ ХРЕБТА ХАМАР-ДАБАН (ПРИБАЙКАЛЬЕ)<sup>1</sup>

© 2022 г. Т. С. Кошовский<sup>a, \*</sup>, А. Н. Геннадиев<sup>a</sup>, Н. С. Гамова<sup>a, b</sup>, Е. А. Фаронова<sup>a</sup>, Т. Е. Язрикова<sup>a</sup>

<sup>a</sup>МГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

<sup>b</sup>Байкальский государственный природный биосферный заповедник,  
ул. Красногвардейская, 34, п. Танхой, Республика Бурятия, 671220 Россия

\*e-mail: tkzv@ya.ru

Поступила в редакцию 02.03.2022 г.

После доработки 30.03.2022 г.

Принята к публикации 30.03.2022 г.

Изучена гарь природного происхождения на территории Байкальского государственного природного биосферного заповедника, находящаяся в пределах бассейна р. Мишиха в поясе темновольной пихтовой с кедром тайги на буроземах ожелезненных (Skeletal Cambisols (Humic, Protosodic)) и литоземах метаморфизованных ожелезненных (Cambic Leptosols (Humic, Protosodic)), в местообитании, типичном для среднегорья северного макросклона хребта Хамар-Дабан. Выявлены изменения почвенного и растительного покрова на участке гари по сравнению с фоновым ненарушенным лесным ландшафтом. Отмечено значительное изменение и упрощение структуры послепожарного фитоценоза. Показано уменьшение мощностей подстильно-торфяных горизонтов и появление новых пирогенных горизонтов, выявлено уменьшение концентрации лабильного углерода, аммонийного и лабильного азота, возрастание содержания лабильного фосфора. Общее содержание полициклических ароматических углеводов после пожара уменьшилось из-за выгорания органического вещества, сорбирующего полиарены. Концентрация группы высокомолекулярных ПАУ в почвах в результате воздействия огня значительно возрастает.

*Ключевые слова:* лесные пожары, лабильные формы углерода, азота и фосфора, элементы микробной биомассы, полиарены, постпирогенная эрозия почв, пирогенные сукцессии лесной растительности, Skeletal Cambisols (Humic, Protosodic), Cambic Leptosols (Humic, Protosodic)

DOI: 10.31857/S0032180X22090118

#### ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время лесные пожары становятся все более и более значимым негативным фактором трансформации природной среды. Они оказывают влияние на все компоненты ландшафта, но наиболее существенно – на почвенный и растительный покров. Для противодействия этому опасному явлению, разработки программ борьбы с лесными пожарами и их последствиями необходима научная основа, в том числе данные о состоянии почв и растительности после прохождения огня.

Возникновение лесного пожара может быть вызвано природными причинами, не связанными с деятельностью человека [50]. Но дополнительное антропогенное воздействие приводит к увеличению как частоты, так и распространенности лесных пожаров [37, 42]. Для оценки роли человека необходимо изучение в качестве фона результатов

естественных лесных пожаров, происхождение которых не обусловлено антропогенным фактором. Примером таких пожаров могут, в частности, служить пожары на склонах хребта Хамар-Дабан, покрытых лесом, в пределах территории Байкальского заповедника, где возгорание деревьев часто происходит из-за молниевых разрядов [2, 7].

Растительность и почвы в зависимости от силы и характера пожара получают различную степень повреждений. Верховой пожар приводит к гибели древостоя, низовой огонь повреждает кустарники и ослабляет древесные породы; при комбинированном пожаре происходит гибель всего фитоценоза [40]. По завершении пожара запускается пирогенная сукцессия [36], направленность, темпы и стадии которой различны и зависят от таких факторов, как климатические и микроклиматические условия, исходный тип растительного сообщества, степень повреждения древостоя и др. [6].

В условиях Прибайкалья выделены следующие наиболее общие стадии пирогенной сукцессии: до 1 года – “черная гарь” без травянистого покрова; от 1 до 3–5 лет – травяная стадия; до 20–

<sup>1</sup> К статье имеются дополнительные материалы, доступные для авторизованных пользователей по doi: 10.31857/S0032180X22090118.

25 лет – древесный подрост; до 40 лет – хвойный жердняк или вторичный мелколиственный лес, до 60 лет – средневозрастной хвойный или мелколиственный с подростом хвойных пород лес [7]. В ходе послепожарного возобновления леса значительно меняется флористический состав и структура фитоценозов.

Почвенный покров при пожаре также подвергается существенной и многоаспектной трансформации [36]. Характеру пирогенных изменений почвенных параметров посвящено большое число работ [27, 32, 35, 39]. Наиболее часто оцениваются такие последствия пожаров, как мощность и свойства поверхностных горизонтов почв и лесной подстилки [11, 13, 19]. Значимым последствием оказывается ускоренная эрозия почв, спровоцированная лесным пожаром [15, 16, 40, 53].

В почвах после пожара трансформируется состав почвенного органического вещества [33, 42], изменяются содержание и формы соединений биогенных элементов азота, углерода и фосфора, которые являются важными показателями экологического состояния почв [38, 49, 51]. Следует отметить, что по ряду вопросов существует определенная разница в представлениях различных исследователей. Так, согласно одним работам, органический азот частично улетучивается в момент пожара, а частично минерализуется и переходит в аммоний, то есть в доступную для растений форму [35]. В то же время ряд авторов указывает на отсутствие аммонийных форм азота на выгоревших площадках [3].

Содержание биогенных элементов в почвах во многом обусловлено характером послепожарной сукцессии. Так, в канадских бореальных лесах концентрация С и N в лесной подстилке быстро выросла в первые 3 декады развития древостоя после пожара и оставалась достаточно высокой в дальнейшем [44]. В то же время в дерново-глубокоподзолистых тяжелосуглинистых почвах Нижнего Приангарья после пожара наблюдалась потеря углерода и азота из лесной подстилки [3, 18].

Противоречивые данные приводятся по содержанию подвижного фосфора в почвах после прохождения огня. Есть указания на потерю подвижных форм этого элемента [3]. Вместе с тем некоторые авторы обнаруживали увеличение валовых и подвижных форм фосфора в поверхностных горизонтах [18]. Хуме с соавт. предполагают, что влияние лесного пожара на концентрацию фосфора будет меньшим по сравнению с его воздействием на углерода и азота в связи с меньшей летучестью фосфора во время горения [44].

При пожарах происходит формирование и трансформация конденсированных органических соединений, в том числе полициклических ароматических углеводородов [31, 43, 54, 55]. Обнаруживаемые тенденции противоречивы. Так, по данным [55] лесные пожары на севере Фран-

ции приводят к возрастанию содержания низкомолекулярных полиаренов: нафталина (в 20 раз), фенантрена (в 5 раз), антрацена, флуорена, пирена. Содержание высокомолекулярных соединений, напротив, на участках гари не увеличивалось. Согласно другим исследованиям, природные пожары приводят к возрастанию количества высокомолекулярных полиаренов в почвах [21, 31] – от 5–15 до 90 нг/г. При этом показано [5], что средние суммы ПАУ в фоновых почвах северо-таежных территорий могут достигать 120 нг/г.

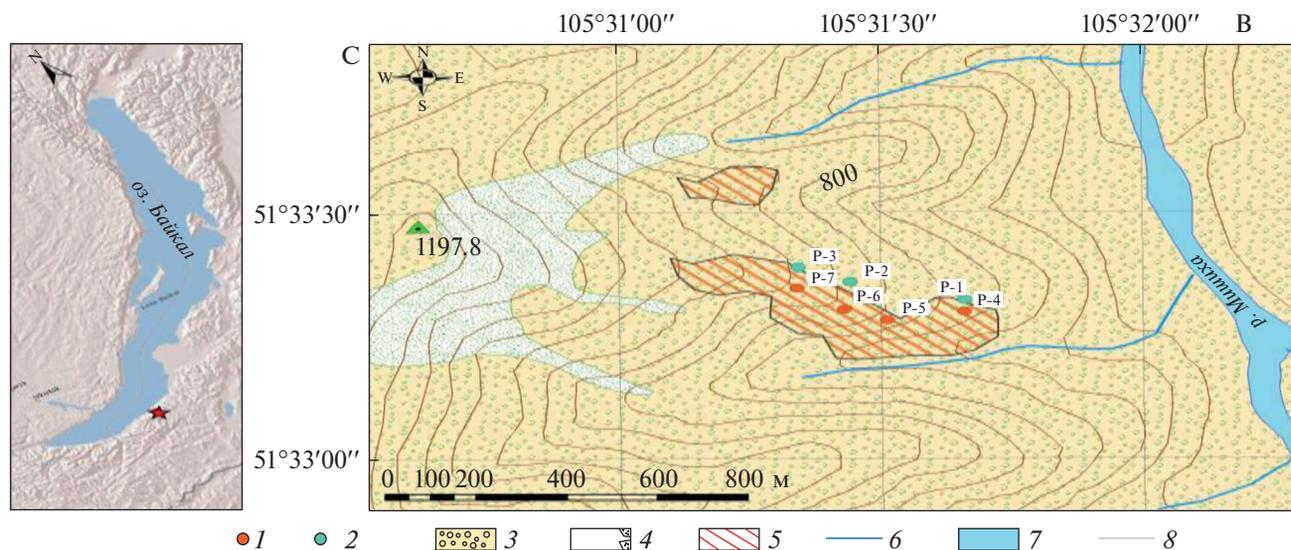
Цель работы – анализ и оценка влияния лесного пожара естественного происхождения на свойства почв в пределах репрезентативного участка хребта Хамар-Дабан на территории Байкальского биосферного заповедника. Для этого поставлены следующие задачи: а) дать характеристику пирогенных изменений морфологических свойств почв, их магнитной восприимчивости, содержания органического углерода; б) выявить динамику содержания биогенных элементов в почвах в послепожарный период; в) установить состав и концентрации пирогенных полициклических ароматических углеводородов в почвах; г) охарактеризовать уровень постпирогенной эрозии почв.

## ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

**Участок исследования.** Территория исследования расположена в Байкальском государственном природном биосферном заповеднике (Республика Бурятия), в низовьях бассейна р. Мишиха, на северо-западных отрогах хребта Хамар-Дабан (51°–52° с. ш., 105°–106° в. д.). Участок занимает среднюю часть покрытого лесом горного склона гребневидной в плане формы восточной и юго-восточной экспозиций (рис. 1). Общая длина склона составляет 2 км, перепад высот 700 м, уклоны меняются в пределах от 10° до 30°. Исследованные склоны являются типичными для северного макросклона хребта Хамар-Дабан [26].

Климат исследуемой территории относится к умеренному континентальному. Среднегодовое количество осадков на исследуемых высотах составляет 1100 мм/год, что близко к максимальным значениям для наветренных склонов гор Прибайкалья, а максимум их выпадения приходится на летние месяцы. Средняя высота снежного покрова достигает 1.5–2 м [14]. Относительно сухая весна при меньшей, чем обычно, высоте снежного покрова в предшествующую зиму способствуют увеличению пожарной опасности за счет высыхания лесной подстилки и опада [4].

Растительность до пожара на данном участке была представлена темнохвойным кедрово-пихтовым (*Pinus sibirica*–*Abies sibirica*) лесом с разреженным кустарниковым ярусом (*Lonicera pallasii*, *Spiraea flexuosa*) ветреницево- (*Arsenjevia baicalen-*



**Рис. 1.** Участок исследования. Условные обозначения: 1 – точки отбора проб на гари (P-4...P-7), 2 – точки отбора проб на фоновых участках (P1...P3), 3 – залесенные территории, 4 – гольцы, 5 – участки гарей 2011 г., 6 – ручьи, 7 – реки, 8 – горизонталы, проведены через 50 м.

sis) злаково-разнотравным (*Galium triflorum*, *Thalictrum minus*, *Melica nutans*, *Milium effusum*, *Calamagrostia langsdorffii*) с папоротниками (*Dryopteris expansa*) и таежным мелкотравьем (*Maianthemum bifolium*, *Trientalis europaea*, *Gymnocarpium dryopteris*, *Phegopteris connectilis* и др.). На участках опушек и более разреженных древостоев к кустарникам добавляется малина (*Rubus idaeus*), а в травяном ярусе орляк (*Pteridium pinetorum*); на каменистых участках обилеи бадан (*Bergenia crassifolia*). Подобные фитоценозы характерны для среднегорных склонов речных долин северного макросклона Хамар-Дабана [23, 26, 28].

Почвы участка исследования представлены буроземами ожелезненными (Skeletal Cambisols (Humic, Protosodic)); при малой мощности мелкоземистой части профиля литоземами серогумусовыми метаморфизованными ожелезненными (Cambic Leptosols (Humic, Protosodic)) [25, 46]. В почвенном профиле выделяются серогумусовый и структурно-метаморфический генетические горизонты, а также органогенные опадо-подстилочные и переходные горизонты, в последних наблюдаются признаки ожелезнения. Каменистость почв быстро нарастает к нижней части профиля: в среднем для участка массовая доля камней в слое 0–5 см составляет 10, в слое 5–10 см 11, в слое 10–20 см 17%. Почвы верхних позиций катены обладают большей скелетностью, по сравнению с почвами геохимически подчиненных позиций.

Пожар на исследуемом участке возник вечером 02 июля 2011 г. и длился в течение четырех дней. Причиной пожара стал молниевый разряд при сухой грозе. Вытянутая снизу вверх по склону полоса гари верхового пожара имеет длину 700 м и ширину 250 м в пределах высот 660–950 м над ур. м.

и занимает среднюю половину горного склона. Расположение гари типично для пожаров, возникающих от молний, удары которых чаще приходится на выступающие гребневидные формы рельефа [12].

Общая площадь возгорания составила 12,8 га, из них 10 га пройдено низовым пожаром, а площадь 2,8 га пройдена верховым пожаром в сопровождении низового. Интенсивность горения на участке исследования была средней и высокой. Подстилочно-торфяные горизонты повреждены на всей площади гари, но в различной степени: в ряде локаций они обуглены, в других случаях – полностью выжжены.

**Отбор образцов.** Описание растительности на участке проводили ежегодно с 2011 по 2016 гг. на размеченных постоянных пробных площадях. Кроме того, были заложены “фоновые” площадки в прилегающем ненарушенном лесном фитоценозе. Выбор площадей сделан согласно общепринятой методике для геоботанических исследований динамики растительного покрова [22].

Полевое исследование почв с отбором проб выполнено в августе 2016 г. На исследованной территории были заложены две параллельные трансекты: одна на участке гари (4 точки), другая на фоновом участке, не затронутом пожаром (3 точки). Точки располагались вдоль линий тока воды на верхней, средней и нижней частях склона. В каждой точке опробования почвы изучали в трех разрезах. Почвенные пробы отбирали с глубин 0–5, 5–10, 10–20 см объемно-весовым способом для определения плотности почв ненарушенного сложения и их каменистости.

**Пробоподготовка.** Образцы почв, отобранные на анализ подвижных форм углерода, азота и фосфора, были подвергнуты заморозке для прекращения микробиологической деятельности. Образцы, предназначенные для анализа полициклических ароматических углеводородов (ПАУ), были высушены до воздушно-сухого состояния. Их обработка включала просеивание с определением степени каменистости почв (включения более 1 мм). Плотность почвы определяли путем взвешивания образца, отобранного из измеренной формы параллелепипеда в почвенной толще, и учета влажности почв. Для анализа на концентрацию ПАУ и органического углерода, магнитной восприимчивости и трассеров эрозии почв почвенные образцы измельчали до размерности 0.25 мм.

**Определение биогенных элементов.** Общее содержание органического углерода в почвах определяли по методу И.В. Тюрина в модификации Д.С. Орлова и Н.М. Гриндель (мокрое озоление хромовой смесью со спектрофотометрическим окончанием) в лаборатории углеродистых веществ биосферы кафедры геохимии ландшафтов и географии почв географического факультета МГУ им. М.В. Ломоносова.

Анализ лабильных форм элементов выполняли в лаборатории общего почвоведения факультета почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова в почвенных образцах поверхностного слоя 0–10 см, в трехкратной повторности для каждой точки описаний. Образцы почвы перед анализом размораживали при +4°C в течение нескольких дней. В привезенных в замороженном виде образцах всего было проведено 6 видов анализов: лабильные формы углерод, азот и фосфор, аммонийный азот, содержание углерода и азота микробной биомассы.

Содержание лабильных форм углерода и азота и аммонийный азот определяли в экстракте 0.05 М  $K_2SO_4$  в соотношении раствор : почва 1 : 5 [34, 52, 57]. Концентрации экстрагируемых углерода и азота измеряли на автоматическом анализаторе TOC/CPN. Обменный аммонийный азот в почвах выявляли коллометрически на спектрофотометре Genesys 10uv, для анализа использовался салицилат-нитропусидный метод [47].

Лабильные формы фосфора исследовали в вытяжке Кирсанова фотометрическим методом в спектрофотометре Genesys 10uv при использовании в качестве восстановителя аскорбиновой кислоты в присутствии антимонония тартрата калия.

Содержание углерода и азота микробной биомассы в почвах выявляли методом экстракции и фумигации: образцы анализировали после фумигации в парах хлороформа, стабилизированного амиленом, при этом экстрагирование и измерение было аналогичным с лабильными формами углерода и азота [20].

**Определение магнитных свойств почв и содержания сферических магнитных частиц.** Магнитную восприимчивость почв анализировали на приборе Magnetic Susceptibility Balance. Содержание магнитной фракции вычисляли путем ее извлечения из суспензии с предварительно диспергированной в ультразвуковой ванне почвенной массы при помощи постоянных неодимовых магнитов. Подсчет количества сферических магнитных частиц (СМЧ) в выделенной магнитной фракции проводили при помощи микроскопа Carl Zeiss Axio-scope 40 и встроенной видеокамеры “Спецтехника”. Эродированность почв после пожара оценивали на основе метода магнитного трассера, использующего в качестве маркеров почвенной эрозии СМЧ [8, 41, 45].

**Определение содержания и состава полициклических ароматических углеводородов** проводили методом спектроскопии Шпольского, который включал 2 этапа: этап экстракции ПАУ из почвенных образцов в органических растворителях и этап спектрофлуориметрического анализа при температуре жидкого азота (–196°C). Экстракция битумоида с полиаренами в его составе проходила при комнатной температуре в течение суток в нормальном гексане. Контроль полноты экстракции осуществляли с использованием ультрафиолетовых ламп: при выявлении флуоресценции под ультрафиолетовым светом делали следующую экстракцию, и так вплоть до отсутствия свечения. Непосредственно анализ ПАУ осуществляли на спектрофлуориметрическом комплексе, состоящем из прибора “Флюорат Панорама”, криогенной приставки “КРИО-1” и монохроматора “ЛМ-3” (производство “Люмэкс”, Россия). Подробнее методика изложена в источниках [1, 9].

Для количественного анализа ПАУ проведена градуировка приборов на растворах с заранее известными в них концентрациями индивидуальных углеводородов, подготовленных из сертифицированного стандарта SRM 2260a. По результатам градуировки составлены уравнения, далее применяемые при количественном расчете, и вычислены пределы обнаружения. Была выявлена концентрация следующих соединений: дифенила, гомологов нафталина, флуорена, фенантрена, антрацена, хризена, пирена, тетрафена, перилена, бенз(а)пирена, бенз(ghi)перилена. Содержание ПАУ в каждом образце определяли в трехкратной аналитической повторности.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

**Послепожарное состояние растительности.** После прохождения огня лесное сообщество претерпело существенные изменения. Древостой, образованный малоустойчивыми к воздействию пожара кедром и пихтой, погиб на обследуемом участке полностью (рис. S1). С 2013 г. отмечено начало выпадения стволов горельника, и к 2016 г.

**Таблица 1.** Средние значения глубин нижних границ генетических горизонтов (см) в послепожарных и фоновых почвах

Индекс горизонта	Генетический горизонт	Фоновые почвы (9 разрезов)		Послепожарные почвы (12 разрезов)	
		глубина, см	мощность, см	глубина, см	мощность, см
Op	Лесной опад	+1.1–0	1.1	+0.1–0	0.1
O	Оторфованная лесная подстилка	0–1.8	1.8	–	0
O <sub>rig</sub>	Обугленная оторфованная лесная подстилка	–	0	0–0.7	0.7
A <sub>rig</sub>	Пирогенный гумусовый	–	0	0.7–1.9	1.2
A <sub>У</sub>	Серогумусовый	1.8–8.1	7.7	1.9–6.1	4.2
ay/bm,f	Переходный серогумусово-структурно-метаморфический железненный	8.1–10.7	2.6	6.1–7.9	1.8
bm,f/ay	Переходный структурно-метаморфическо-серогумусовый железненный	10.7–11.7	1.0	7.9–11.5	3.6
BMf	Структурно-метаморфический железненный	11.7–27.9	>15	11.5–29.3	>15

на гари выпали почти все крупные стволы кедров; среди погибшего пихтового древостоя на корню оставалось некоторая часть стволов. Древесный подрост на гари отмечен, начиная с 2012 г. (первые всходы кедра), в 2013 г. отмечено 5 пород (кедр (*Pinus sibirica*), пихта (*Abies sibirica*), береза пушистая (*Betula pubescens*), а также породы подлеска ива козья (*Salix caprea*) и рябина сибирская (*Sorbus sibirica*)), в 2014–2015 гг. добавляется второй вид березы – *Betula platyphylla*, а в 2016 г. отмечены единичное присутствие ели сибирской (*Picea obovate*).

Кустарниковый ярус на гари представлен в основном малиной (*Rubus idaeus*), которая заселила этот участок с 2012 г. и сохранилась в дальнейшем. В 2016 г. на гари также присутствовали бузина (*Sambucus sibirica*), реже – спирея извилистая (*Spiraea flexuosa*) и смородина черная (*Ribes nigrum*). Общее проективное покрытие кустарникового яруса в пределах гари непостоянно. В нижней части склона с гарью в 2016 г. сохранялся обширный участок обильно плодоносящего малинника, тогда как по мере продвижения к верхней части склона кустарники были редки.

**Пирогенные изменения морфологических свойств почв** затронули верхнюю часть почвенного профиля в виде вкрапления углей и обугленных фрагментов почвенного органического вещества, в средней и нижней частях профиля изменению подверглись глубины и мощности генетических горизонтов (табл. 1). Неравномерное воздействие огня привело к увеличению неоднородности в мощностях горизонтов (рис. 2) – в точках нижней части гари потери подстилки более существенны, в сравнении с нижней частью.

В органической части профиля после пожара сформировались специфические пирогенные горизонты [17]: *rig* – угли и обугленные веточки, лежащие фрагментарно на 20% поверхности почвы;

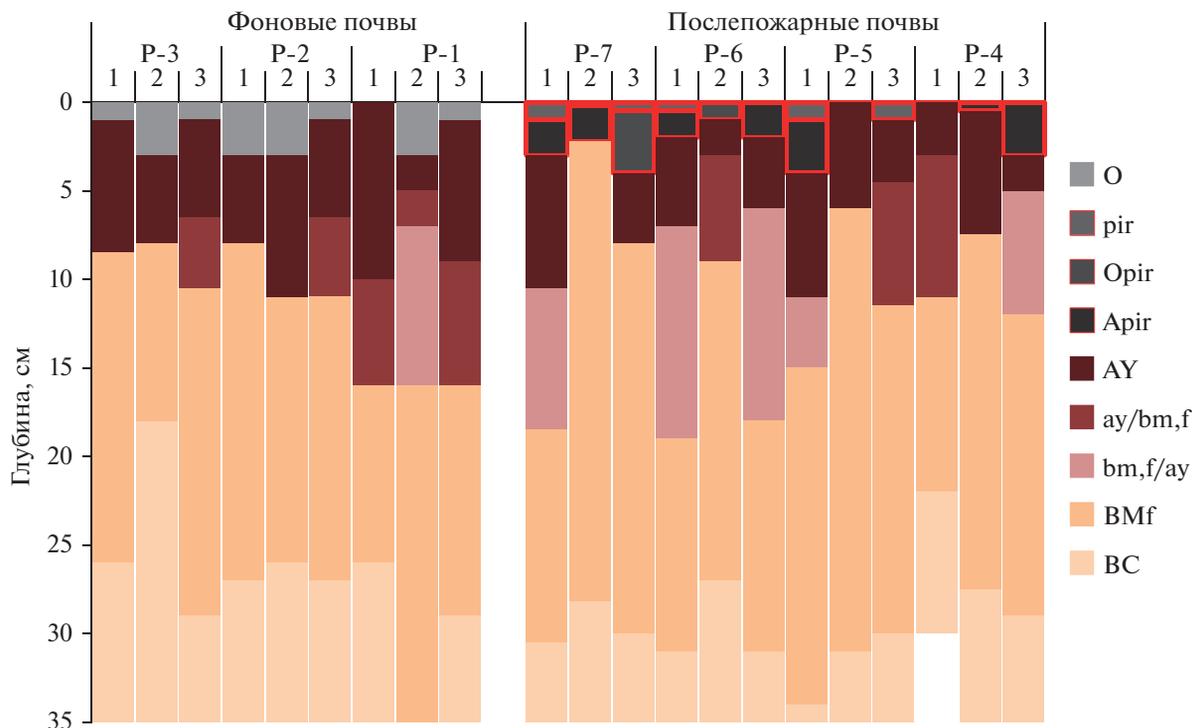
*O<sub>rig</sub>* – обугленная лесная подстилка, черно-бурого цвета, с горизонтальной делимостью; *A<sub>rig</sub>* – темно-серый органико-минеральный горизонт, легкосуглинистый, мелкокомковатый до порошистого, с соотношением мелкозема, корней и обугленных растительных остатков около 40/30/30%.

Мощность слоя лесного опада осталась резко сниженной на территории гари, несмотря на пятилетнюю давность пожара, что связано с невозможностью восстановления древесного яруса. Средняя мощность обугленной оторфованной подстилки *O<sub>rig</sub>* составила 0.7 см, что в 2.5 раза меньше исходной лесной подстилки. Плотность обугленной подстилки больше, в ней заметнее выражена слоистость и меньше доля живой фазы.

Система минеральных горизонтов также претерпевает изменения. Общая мощность гумусового горизонта уменьшается на 3.5 см, из которых часть преобразуются в интенсивно обугленный горизонт *A<sub>rig</sub>*, а остальные потери, вероятно, связаны с уплотнением из-за выгорания органических остатков и с локальным смывом. В почвах гари переходные горизонты между гумусовым и метаморфическим характеризуются менее выраженными признаками гумусонакопления.

Каменность послепожарных почв возросла в верхнем пятисантиметровом слое в сравнении с фоновыми почвами, с 7.7 до 12.2%, что связано с выгоранием органического материала и локальным латеральным выносом мелкозема. На большей глубине расхождения по каменности между фоновыми почвами и почвами гари незначительны (рис. S2). Несмотря на возрастание каменности, плотность верхнего слоя почв ненарушенного сложения на гари снижена в сравнении с фоном (0.39 против 0.42 г/см<sup>3</sup>).

**Пирогенные изменения магнитных свойств почв и оценка послепожарной эрозии.** Воздействие высоких температур приводит к изменению ряда свойств



**Рис. 2.** Глубины генетических горизонтов в почвах фоновой и послепожарной катен. Обозначения: P-1...P-7 – номера точек описания; 1, 2, 3 – номера повторностей закопшек в точках описания; генетические горизонты: O – лесная подстилка, pir – слой углей на поверхности почвы, Opir – обугленная лесная подстилка, Apir – серогумусовый пирогенный, AY – серогумусовый, ay/bm,f – переходный серогумусово-структурно-метаморфический ожелезненный, bm,f/ay – переходный структурно-метаморфическо-серогумусовый ожелезненный, BMf – структурно-метаморфический ожелезненный, BC – переходный к почвообразующей породе.

почвенных минералов. Так, измеренная магнитная восприимчивость постпирогенных почвенных горизонтов оказалась существенно больше фоновых: в слое 0–5 см почв гари среднее значение с доверительным интервалом составляет  $153 \pm 57$  ( $N = 7$ ), а в фоновых почвах –  $31 \pm 5$  ( $N = 8$ ). Для более глубоких слоев почвы разница составляет 1.5–2 раза; при этом в пирогенных почвах наблюдается поверхностный максимум значений, а в фоновых – их равномерное профилное распределение. Соответственно образом меняется и количество извлекаемой из почвенной суспензии магнитной фракции почв: среднее значение в фоновых почвах 0.8, в почвах гари – 2.5 г/кг.

Для оценки послепожарной эрозии почв использован метод магнитного трассера, основанный на количественном учете латерального перераспределения в почвах СМЧ. В изучаемом регионе они могли поступать на поверхность почвы из атмосферы после выбросов угольного пепла из топков паровых локомотивов, действовавших на Транссибирской магистрали до 1960-х гг. Метод магнитного трассера разрабатывался и многократно применялся некоторыми авторами данной статьи для определения темпов эрозии почв и аккумуляции наносов на распахиваемых склонах [8, 41, 45], но для оценки пирогенной эрозии он применен впервые.

Согласно ряду исследований [32, 35, 40], эрозия почв, спровоцированная прохождением огня, является существенным фактором изменения почвенного покрова и ландшафтов в целом. Особенно заметно пирогенные эрозионно-аккумулятивные процессы проявляют себя на залесенных горных склонах, где в результате смыва происходит удаление верхних органико-аккумулятивных горизонтов и формирование из нанесенного материала в пределах подножий склонов стратифицированных почв.

Среднее содержание трассеров миграции твердофазного вещества почв СМЧ в почвах гари не уменьшилось, а, напротив, возросло в 2 раза (рис. 3). Причинами возрастания количества выявленных СМЧ может быть как остаточное их концентрирование при уменьшении объемов верхних горизонтов из-за сгорания материала, так и увеличение извлекаемости магнитами СМЧ из почвы за счет дегидратации минералов при воздействии высоких температур.

Отсутствие существенных потерь СМЧ в почвах гари указывает и на незначительность послепожарной эрозии почв для исследуемого участка, несмотря на высокую крутизну склонов. Вероятно, это связано с такими свойствами почв, как высокая каменистость и легкий гранулометрический состав. Выпадающие осадки в таких почвах

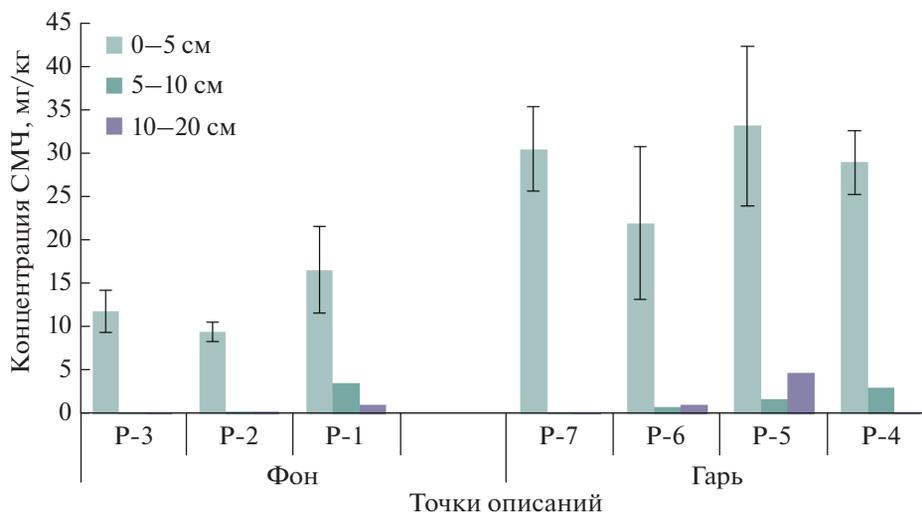


Рис. 3. Концентрация сферических магнитных частиц в трех слоях почв в фоновой и послепожарной катенах. Для слоя 0–5 см показан разброс значений из двух повторностей.

вовлекаются в провальную фильтрацию и не образуют поверхностных водных потоков.

Вместе с тем полученные данные показывают увеличение внутрикатенарной разнонаправленной вариабельности концентрации СМЧ в почвах гарей в сравнении с фоновыми участками. Это свидетельствует о локальном перемещении твердофазного вещества почв после пожара, вызванном, кроме слабо проявляющегося поверхностного водного стока, вывалами горелых деревьев, пирогенными просадками почв, сгоранием вещества органогенных горизонтов.

**Биогенные элементы в послепожарных почвах.** Общее содержание органического углерода в почвах фоновой участка и участка гарей 2011 г. существенно не различается, сниженные значения в почвах гарей наблюдаются только для слоя 10–20 см (рис. S3).

Однако содержание углерода и азота микробной биомассы и их лабильных форм меньше на всех точках гарей по сравнению с фоновыми почвами (табл. 2, рис. 4).

Наибольшее изменение на выгоревшей территории по сравнению с фоном проявляется в уменьшении концентрации лабильного углерода для точек в нижней части катены (значения лабильного углерода на фоне составляют  $379 \pm 147.9$  мг/кг, на гарей до  $253.1 \pm 32.5$  мг/кг). В верхних частях катены уменьшение содержания лабильных форм углерода менее значительно (рис. 4а).

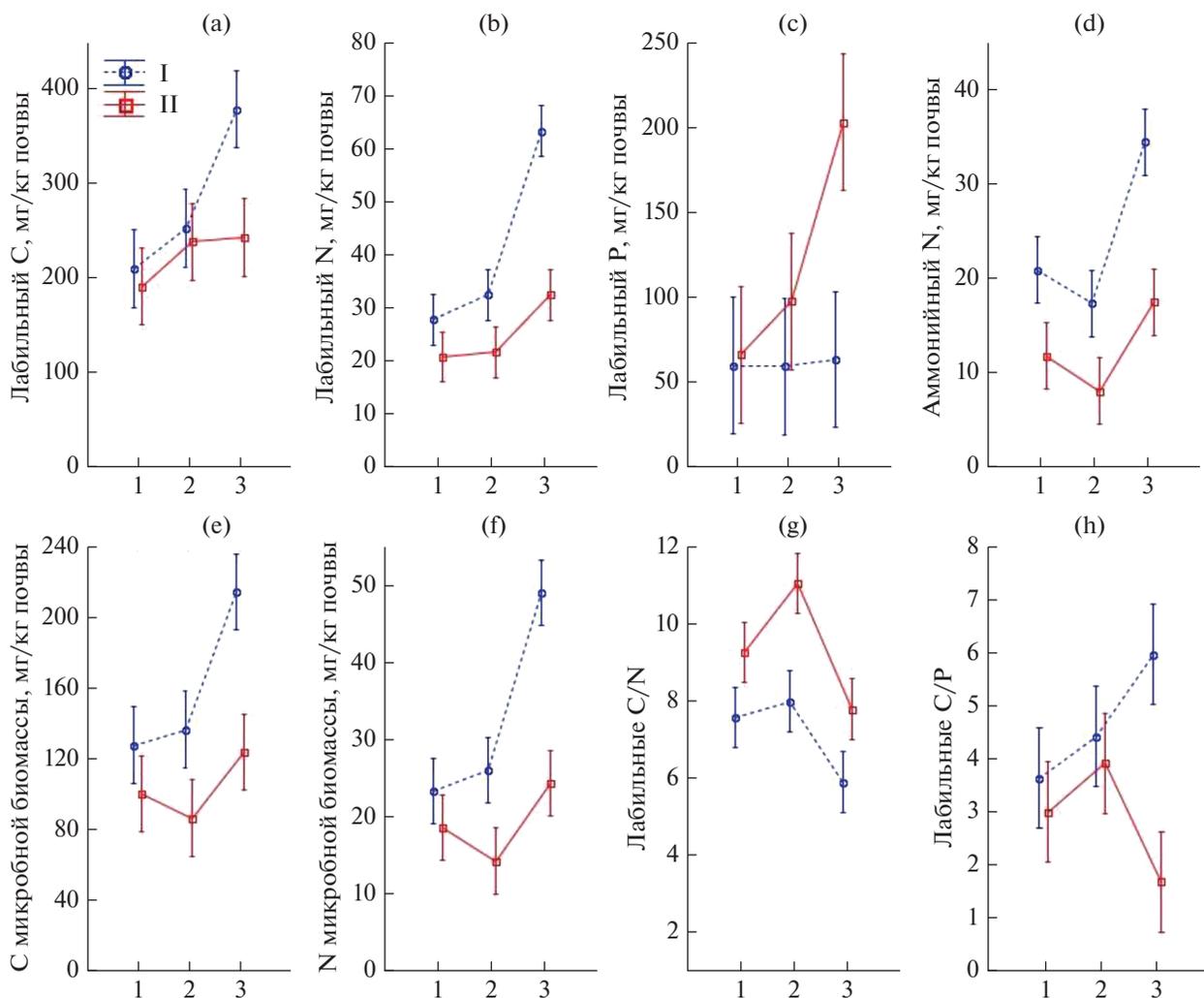
Отношение лабильных форм углерода и азота в почвах гарей больше по сравнению с теми же позициями фоновой катены. Так, соотношение С/Н на фоновом участке составляет по катене сверху вниз  $7.6 \pm 0.3$ ,  $8 \pm 1.7$  и  $5.9 \pm 1.3$ , а на пройденной пожаром территории составляет соответственно  $9.2 \pm 0.5$ ,  $11 \pm 1.5$  и  $7.8 \pm 1.9$  (рис. 4г).

Данные показывают, что через 5 лет после пожара происходит уменьшение содержания лабильного азота в верхнем почвенном горизонте. Для лабильных форм азота (рис. 4б) разница гарей–фон выражена не только в аккумулятивной позиции ( $63.2 \pm 15.3$  мг/кг для фона против  $32.5 \pm 10.1$  мг/кг для гарей), но и в транзитной ( $32.4 \pm 6.2$  для фона против  $21.7 \pm 2$  мг/кг для гарей). Концентрация аммонийного азота на гарей уменьшается с  $20.8 \pm 2.6$  до  $11.7 \pm 2.1$  мг/кг для верхней, с  $17.3 \pm 7.8$  до  $8 \pm 3.8$  мг/кг для средней, и с  $34.3 \pm 6.2$  до  $17.4 \pm 9.8$  мг/кг для нижней частей катены (рис. 4д).

Концентрация лабильного фосфора на протяжении всей катены фоновой, незатронутой пожаром участка почти не меняется ( $59.2 \pm 7.9$ – $62.7 \pm 3.3$  мг/кг почвы). На гарей, напротив, существенная внутрикатенарная дифференциация: в верхней части склона содержание фосфора больше фоновой в 1.1 раза, а в нижней части – уже в 3 раза (рис. 4с). Это, вероятно, свидетельствует о его переносе вниз по склону.

Содержание микробной биомассы в почвах гарей пятилетнего возраста уменьшается на всех катенарных позициях (рис. 4е, 4ф). Таким образом, на гарей пятилетнего возраста в изучаемой катене выявлена потеря доступных форм углерода и азота и увеличена доля доступного фосфора, с возрастанием его содержания вниз по склону.

**Состав и содержание ПАУ в фоновых и пирогенных почвах.** Для выявления происхождения ПАУ в исследованных почвах проанализировано содержание полиаренов в каменистых включениях, являющихся составной частью материнской породы (табл. 3). Общая сумма ПАУ в каменистых включениях оказалась очень низкой: средняя по медиане  $3.8$  нг/г, при разбросе от  $2.3$  до  $6.6$  нг/г. В почвенных образцах медиана суммарного содержания составляет  $43.6$  нг/г, значения варьируют от



**Рис. 4.** Распределение биогенных элементов в поверхностных горизонтах почв исследованных катен. Обозначения: а – лабильный углерод, б – лабильный азот, с – лабильный фосфор, d – аммонийный азот, е – углерод микробной биомассы, f – азот микробной биомассы; g – отношение содержания лабильного углерода к лабильному азоту, h – отношение содержания лабильного углерода к лабильному фосфору; I – почвы фоновых участков, II – почвы гари. Подписи горизонтальной оси: 1 – верхняя часть склона, 2 – средняя часть, 3 – нижняя часть.

**Таблица 2.** Содержание лабильных форм углерода и азота в верхних минеральных горизонтах буроземов железистых (Skeletal Cambisols (Humic, Protosodic)) и литоземов серогумусовых железистых (Cambic Leptosols (Humic, Protosodic))

Горизонт	Положение в рельефе	Участок	Лабильные формы			Микробные формы		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	
			C	N	C/N	C	N	мг/кг	%
			мг/кг			мг/кг			
AY	Склон, верхняя часть	Фон	379.0	63.2	5.9	214.2	48.9	34.3	54.3
AY	Склон, средняя часть	Фон	340.2	47.7	7.5	170.3	35.5	24.3	51.0
AY	Склон, нижняя часть	Фон	236.7	34.8	7.2	132.4	27.8	19.3	55.5
rig/AY	Склон, верхняя часть	Гарь	191.7	20.8	9.2	100.5	18.6	11.7	56.4
Arig/AY	Склон, средняя часть	Гарь	205.8	21.7	9.5	92.6	16.2	10.0	45.8
AY	Склон, нижняя часть	Гарь	211.3	21.8	9.7	96.6	17.3	9.5	43.3

8.4 до 353 нг/г. Таким образом, источником большей части ароматических углеводородов в почвах исследуемого участка являлось их поступление из атмосферы или формирование в результате биохимических процессов, а не наследование от почвообразующих пород при выветривании. Приведенные количества в целом являются характерными для фоновых территорий, не загрязненных техногенными веществами [10, 24].

В среднем по всем пробам в составе ассоциаций полиаренов в почвах преобладают легкие ПАУ: нафталин (34% от среднего значения по всем пробам), дифенил (29%), фенантрен (20%). Высокомолекулярные ПАУ содержатся в меньших количествах: пирен (6.3%), бенз(ghi)перилен (3.4%), хризен (2.3%), тетрафен (2.2%). Наименьшие весовые доли в ассоциации у антрацена (0.7%), бенз(а)пирена (0.3%), перилена (0.5%). Для поверхностных горизонтов характерна нафталин-дифенил-фенантреновая ассоциация, для глубоких горизонтов – фенантрен-нафталин-дифениловая.

В радиальном распределении суммы ПАУ выделяется максимум в поверхностном пятисантиметровом слое (среднее по всем разрезам 80 нг/г), глубже значения уменьшаются до 34 нг/г и между слоями 5–10 и 10–20 см статистически значимых отличий не наблюдается. Одной из причин поверхностно-аккумулятивного типа распределения полиаренов в почвах может быть их атмосферное поступление на поверхность почвенного покрова и прочная сорбция органическим веществом [56]. Действительно, коэффициенты корреляции содержания ПАУ и органического углерода являются положительными при  $p < 0.05$  для всех ПАУ, за исключением дифенила и фенатрена. Поверхностно-аккумулятивное распределение полиаренов характерно для всех индивидуальных ПАУ, за исключением фенатрена, содержание которого, напротив, с глубиной возрастает.

В отличие от представленных в ряде исследований положений [48, 55], пирогенное воздействие на исследуемой территории привело к уменьшению концентрации суммы ПАУ в почвах. В слое 0–5 см содержание полиаренов в фоновых и гаревых почвах близко друг к другу при некотором сокращении концентрации в почвах гари. В слоях 5–10 и 10–20 см различие между гарью и фоном статистически достоверно и достигает уменьшения в 1.5 раза в почвах гари по сравнению с фоновыми. Причинами такого снижения концентрации, по-видимому, является выгорание органического материала вместе с сорбированными в нем полиаренами. В то же время есть указания на то, что расположенные рядом с очагами пожаров почвы, непосредственно не затронутые огнем, получают дополнительные порции полиаренов, приносимые с частицами дыма и пепла [30].

Фоновые и послепожарные почвы значительно отличаются по составу ПАУ, причиной чего

является разная реакция почвенных индивидуальных полиаренов на воздействие огня: их количество изменено в различных пропорциях в почвах гари относительно фоновых почв. Для количественной оценки этих трансформаций был использован коэффициент пирогенности  $K_{\text{пир}}$ , рассчитанный как отношение содержания индивидуального полиарена в фоновых почвах к его содержанию в пирогенных почвах:

$$K_{\text{пир}} = C_{\text{гарь}}/C_{\text{фон}} \text{ при } C_{\text{гарь}} > C_{\text{фон}}$$

$$\text{и } K_{\text{пир}} = -C_{\text{фон}}/C_{\text{гарь}} \text{ при } C_{\text{гарь}} < C_{\text{фон}},$$

где  $C_{\text{гарь}}$  – среднее содержание индивидуального полиарена в изученных пирогенных почвах,  $C_{\text{фон}}$  – среднее содержание индивидуального полиарена в изученных фоновых почвах.

Соответственно, изученные ПАУ были разделены на 4 группы по изменению их содержания в почвах в результате пожара (табл. 4):

1. Полиарены, содержание которых значительно снижено после прохождения пожара во всех частях почвенного профиля (флуорен);
2. Содержание в среднем снижено в результате пожара, но не во всех частях почвенного профиля (дифенил, нафталин, фенантрен);
3. Содержание в среднем возросло после пожара, но не во всех частях почвенного профиля (хризен, пирен, антрацен);
4. Содержание возросло в результате пожара во всех частях почвенного профиля (тетрафен, бенз(а)пирен, бенз(ghi)перилен, перилен).

В группу 1 и 2 вошли легкие полиарены, составляющие большую часть ассоциаций ПАУ. Именно уменьшение их концентрации привело к потере общей суммы ПАУ в пирогенных почвах относительно фоновых (табл. 4). Данные полиарены, вероятно, накапливаются длительное время в гумусовых и подстильно-торфяных горизонтах таежных почв за счет атмосферных выпадений и биохимического синтеза, например, формирования фенатрена из компонентов смолы хвойных растений [5]. В горизонтах, не затронутых выгоранием, содержание ПАУ в почвах гари также уменьшено при сравнении с фоновыми почвами. Вероятно, потери ПАУ в горизонтах на глубине обусловлены сокращением приходной части баланса поступлением с радиальными миграционными токами с верхних горизонтов, при протекающей биохимической деструкции полиаренов.

В группы 3 и 4 входят тяжелые полиарены собственно пирогенного происхождения, количество которых возросло в почвах после пожара. Их продуцирование связывают с воздействием высоких температур на органическое вещество почвы [56].

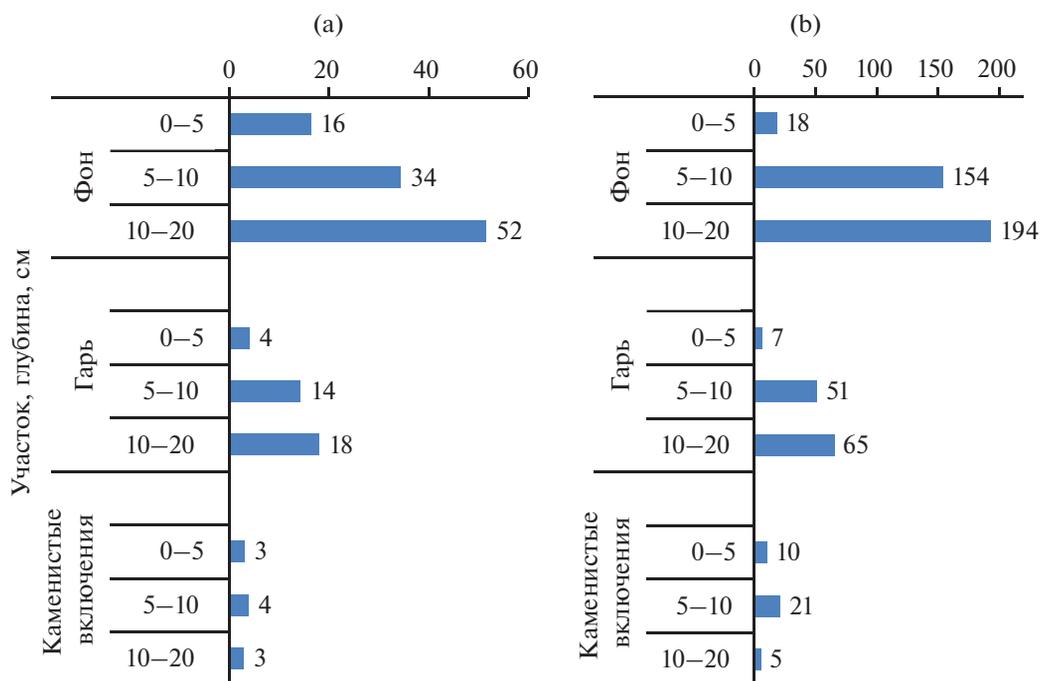
Кроме трансформации состава углеводородного комплекса и его параметров, лесной пожар приводит к изменению типа радиального распре-

Таблица 3. Средние значения и ошибка среднего для концентраций ПАУ в постпирогенных, фоновых почвах и в каменистых включениях почв, нг/г

Глубина, см	N*	Флуорен	Дифенил	Гомологи нафталина	Фенантрен	Хризен	Пирен	Антрацен	Тетрафен	Бенз(a)-пирен	Бенз(ghi)-перилен	Перилен	Сумма ПАУ
Послепожарные почвы, средние значения и доверительный интервал среднего при $\alpha = 0.95$													
0–5	25	2.2 ± 0.6	10.9 ± 6.7	33.6 ± 4	7.6 ± 2.9	1.8 ± 0.4	7.6 ± 1.5	1.1 ± 0.4	2.9 ± 0.8	0.7 ± 0.1	4.6 ± 0.9	0.6 ± 0.2	73.6 ± 10.5
5–10	12	0.2 ± 0.1	9.1 ± 3	9.2 ± 1.3	2.8 ± 0.8	0.9 ± 0.4	0.8 ± 0.2	0.1 ± 0.02	0.3 ± 0.1	0.1 ± 0	1 ± 0.6	0.05 ± 0.03	24.6 ± 2.7
10–20	12	<ПО**	3.3 ± 1.3	7.8 ± 0.8	15.2 ± 5.2	0.5 ± 0.2	0.9 ± 0.2	0.2 ± 0.2	0.1 ± 0.1	<ПО	0.5 ± 0.2	0.02 ± 0.01	28.8 ± 5.5
Фоновые почвы, средние значения и доверительный интервал среднего при $\alpha = 0.95$													
0–5	19	2.9 ± 1.1	48.7 ± 18	17.3 ± 2.4	7.3 ± 2.8	2.6 ± 0.5	4.8 ± 0.6	0.4 ± 0.2	1 ± 0.2	0.7 ± 0.1	2.2 ± 0.4	0.5 ± 0.1	88.3 ± 19.8
5–10	12	0.3 ± 0.2	5.5 ± 4.4	16.5 ± 2	18.5 ± 5.9	0.4 ± 0.1	1.1 ± 0.1	0.1 ± 0.05	0.1 ± 0.02	0.02 ± 0.01	0.2 ± 0.1	<ПО	42.9 ± 9.1
10–20	12	0.1 ± 0.1	5.2 ± 2.2	13.9 ± 1.3	19.7 ± 3.7	0.1 ± 0.1	0.6 ± 0.04	0.1 ± 0.1	0.1 ± 0.01	0.01 ± 0.002	0.3 ± 0.1	<ПО	40.1 ± 4.2
Каменистые включения в фоновых почвах, средние значения и доверительный интервал среднего при $\alpha = 0.95$													
0–5	6	0.2 ± 0.1	<ПО	2 ± 0.3	1.7 ± 0.2	0.8 ± 0.2	0.3 ± 0.1	0.2 ± 0.1	0.2 ± 0.1	<ПО	<ПО	<ПО	5.5 ± 0.5
5–10	6	0.3 ± 0.1	0.3 ± 0.1	1.2 ± 0.1	0.9 ± 0.1	0.4 ± 0.1	0.2 ± 0.2	0.04 ± 0.04	0.1 ± 0.04	<ПО	0.2 ± 0.1	0.04 ± 0.04	3.7 ± 0.3
10–20	6	0.3 ± 0.1	0.1 ± 0.1	0.8 ± 0.1	1.2 ± 0.1	0.2 ± 0.1	0.1 ± 0.02	0.2 ± 0.1	0.2 ± 0.1	0.1 ± 0	<ПО	<ПО	3.2 ± 0.2

\* N – количество аналитических определений для вычисления среднего арифметического.

\*\* ПО – предел обнаружения.



**Рис. 5.** Отношения концентраций ПАУ в почвах фоновых, гари и в каменистых включениях. Обозначения: а – отношение концентраций высокомолекулярных ПАУ к низкомолекулярным; б – отношение концентраций фенантрена к антрацену.

деления полиаренов. Например, менее контрастным на гари, в сравнении с фоном, становится профильное распределение дифенила, хризена, бенз(а)пирена и перилена, что является следствием суммарного эффекта протекания процессов биодegradации, вымывания, фотодеструкции и др., интенсивность которых зависит как от внешних факторов, так и от свойства самих ПАУ.

Особенности трансформации состава полиаренов в почвах после пожара могут быть охарактеризованы путем использования отношений между концентрациями различных индивидуальных ПАУ. Такие отношения могут указывать на тип источника ПАУ (пирогенный или петрогенный), расстояние от источника поступления в почву, интенсивность и длительность процессов деструкции ПАУ. В данной работе использованы два коэффициента: а) отношение концентрации

низкомолекулярных полиаренов (двух-трехкольчатых) к концентрации высокомолекулярных (четырёх-шестикольчатых) полиаренов пирогенного происхождения; низкие значения этого коэффициента свидетельствуют о повышенной пирогенности; б) отношение концентрации фенантрена к антрацену – полиаренов с одинаковой атомной массой, но различной устойчивостью к деструкции из-за особенностей молекулярного строения [29]; повышенные значения коэффициента характерны для почв, в которых деструкция идет более интенсивно (рис. 5).

Анализ указанных коэффициентов для почв исследуемой гари и фоновых почв показал существенную разницу между ними. Наибольшие различия оказались характерны для отношений низкомолекулярных ПАУ к высокомолекулярным ПАУ (рис. 5а). Для почв гари выявлены заметно

**Таблица 4.** Коэффициенты пирогенности ( $K_{\text{pir}}$ ) индивидуальных ПАУ

Глубина, см	Флуорен	Дифенил	Нафталин	Фенантрен	Хризен	Пирен	Антрацен	Тетрафен	Бенз(а)-пирен	Бенз-(ghi)перилен	Перилен	Сумма ПАУ
0–5	–1.3	–4.5	1.9	1.0	–1.5	1.6	2.8	2.9	1.1	2.1	1.3	–1.2
5–10	–1.2	1.7	–1.8	–6.5	2.1	–1.4	–2.2	1.8	6.4	4.2	–	–1.7
10–20	–4.8	–1.5	–1.8	–1.3	3.7	1.5	2.3	2.6	4.8	1.7	5.0	–1.4

Примечание. Отрицательное значение – уменьшение после пожара (в количество раз), положительное значение – увеличение после пожара (в количество раз).

более низкие значения (особенно в приповерхностном слое 0–5 см), чем для фоновых почв.

Максимальные значения второго коэффициента обнаружены в фоновых почвах, что свидетельствует об их повышенной деструктивной активности по отношению к полиаренам. Отмечающееся возрастание величины этого коэффициента сверху вниз по профилю почв может быть связано с более благоприятными условиями для разложения ПАУ на некоторой глубине, а также с большей миграционной способностью низкомолекулярных полиаренов.

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Лесные пожары в пределах исследованной территории хребта Хамар-Дабан приводят к существенной трансформации поверхностных и подповерхностных горизонтов почв и растительного покрова.

Структура растительного сообщества гари упрощается: уменьшается число ярусов и их сомкнутость. В течение пяти лет после прохождения пожара в травяно-кустарничковом ярусе общее проективное покрытие достигает уровня, характерного для фонового ненарушенного леса; кустарники резко увеличивают сомкнутость за счет малины, а древесный ярус в виде подроста и моховой лишай начинают свое восстановление.

На большей части территории исследованной гари опад и оторфованная лесная подстилка со средней суммарной мощностью порядка 3 см уничтожены, и в течение пяти лет после пожара их мощность остается сниженной. В почвах гари появились обугленная оторфованная лесная подстилка (0.7 см) и пирогенный органо-минеральный горизонт (1.2 см). Общие запасы углерода в послепожарных почвах относительно фоновых почв снижены на 20%.

Общее содержание почвенного углерода после пожара направленно не изменилось, но при этом уменьшилась концентрация лабильных форм углерода и его запасы в микробной биомассе, снизилось содержание лабильного и аммонийного азота. Характер пирогенной трансформации зависит от катенарного положения: в нижних частях катен послепожарные потери биогенных элементов более значимые, возможно из-за более интенсивного латерального выноса. Концентрация лабильного фосфора, напротив, возрастает после пожара; в нижних частях катены более интенсивно.

Общее содержание изученных полициклических ароматических углеводородов уменьшилось в результате пожара, вероятно, за счет выгорания органического материала, сорбирующего полиарены. Концентрация тяжелых 4–6-ядерных полиаренов, напротив, значимо увеличилась, а их доля в общей сумме ПАУ возросла в 3–4 раза.

### БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы выражают благодарность ведущему инженеру Н.И. Хлыниной за помощь в аналитических работах.

### ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Анализ полученных данных проведен в рамках госбюджетной темы “Антропогенная геохимическая трансформация компонентов ландшафта”. Работа Н.С. Гамовой поддержана грантом РНФ (21-77-20042).

### КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

### ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

Рис. S1. Растительность в средней части гари, участок с доминированием орляка (*Pteridium pinetorum*) в 2016 г.

Рис. S2. Каменистость слоев почв в фоновой и послепожарной катенах.

Рис. S3. Распределение органического углерода в профилях почв гари 2011 г. и фоновых почв.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алексеева Т.А., Теплицкая Т.А. Спектрофлуориметрические методы анализа полициклических ароматических углеводородов в природных и техногенных средах. Л.: Гидрометеоиздат, 1981. 215 с.
2. Алексеенко И.В., Гамова Н.С. Влияние лесных пожаров на свойства почв таежных ландшафтов хребта Хамар-Дабан // Биогеохимия техногенеза и современные проблемы геохимической экологии. Барнаул, 2015. Т. 1. С. 171–174.
3. Безкорвайная И.Н., Иванова Г.А., Тарасов П.А., Сорочкин Н.Д., Богородская А.В., Иванов В.А., Кошард С.Г., Макрае Д.Дж. Пирогенная трансформация почв сосняков средней тайги Красноярского края // Сибирский экологический журн. 2005. № 1. С. 143–152.
4. Валендик Э.Н., Иванова Г.А. Пожарные режимы в лесах Сибири и Дальнего Востока // Лесоведение. 2001. № 4. С. 69–79.
5. Габов Д.Н., Безносиков В.А., Кондратенко Б.М. Полициклические ароматические углеводороды в подзолистых и торфянисто-подзолисто-глееватых почвах фоновых ландшафтов // Почвоведение. 2007. № 3. С. 282–291.
6. Гамова Н.С. Изменение флористического состава гарей Байкальского заповедника на ранних стадиях пирогенных сукцессий // Природа Байкальской Сибири: труды заповедников и национальных парков Байкальской Сибири. Улан-Удэ: Изд-во БНЦ СО РАН, 2017. Т. 2. С. 93–101.
7. Гамова Н.С. Пирогенные смены лесной растительности центральной части Хамар-Дабана (Южное Прибайкалье) // Проблемы ботаники Южной Сибири и Монголии. Барнаул, 2014. С. 55–59.
8. Геннадиев А.Н., Жидкин А.П., Олсон К.Р., Качинский В.Л. Эрозия почв в различных условиях зем-

- лепользования: оценка методом магнитного трасера // Почвоведение. 2010. № 9. С. 1126–1134.
9. *Геннадиев А.Н., Пиковский Ю.И., Жидкин А.П., Ковач Р.Г., Кошовский Т.С., Смирнова М.А., Цибарт А.С.* Факторы и модификации углеводородного состояния почв // Почвоведение. 2015. № 11. С. 1314–1329.
  10. *Дымов А.А., Дубровский Ю.А., Габов Д.Н.* Пирогенные изменения подзолов иллювиально-железистых (средняя тайга, республика Коми) // Почвоведение. 2014. № 2. С. 144–154.
  11. *Евдокименко М.Д.* Лесоэкологические последствия пожаров в светлохвойных лесах Забайкалья // Экология. 2011. № 3. С. 191–196.
  12. *Иванов В.А., Иванова Г.А.* Пожары от гроз в лесах Сибири. Новосибирск: Наука, 2010. 164 с.
  13. *Карпачевский М.Л.* Изменение свойств почв в связи с сукцессионной динамикой таежных экосистем после пожаров и рубок. Автореф. дис. ... канд. биол. н. 1996.
  14. *Картушин В.М.* Агроклиматические ресурсы юга Восточной Сибири (пояснительный текст к серии агроклиматических карт Иркутской, Читинской областей и Бурятской АССР). Иркутск, ВСКНИ, 1969. 100 с.
  15. *Краснощечков Ю.Н.* Высотно-поясные особенности эрозионных процессов в лесных экосистемах бассейна Байкала // География и природные ресурсы. 2007. № 4. С. 42–48.
  16. *Краснощечков Ю.Н.* Почвозащитная роль горных лесов бассейна озера Байкал. Новосибирск: Изд. СО РАН, 2004. 224 с.
  17. *Краснощечков Ю.Н.* Почвы горных лесов Прибайкалья их трансформация под влиянием пожаров // Почвоведение. 2018. № 4. С. 387–401.
  18. *Краснощечков Ю.Н., Валендик Э.Н., Безкоровая И.Н., Верховец С.В., Кисляхов Е.К., Кузмиченко В.В.* Влияние контролируемого выжигания шелкопрядников на свойства дерново-подзолистых почв в Нижнем Приангарье // Лесоведение. 2005. № 2. С. 16–24.
  19. *Краснощечков Ю.Н., Евдокименко М.Д., Чередникова Ю.С., Болонева М.В.* Послепожарное функционирование лесных экосистем в Восточном Прибайкалье // Сибирский экологический журн. 2010. Т. 17. № 2. С. 221–230.
  20. *Макаров М.И., Малышева Т.И., Маслов М.Н., Кузнецова Е.Ю., Меньяло О.В.* Углерод и азот микробной биомассы в почвах южной тайги при определении разными методами // Почвоведение. 2016. № 6. С. 733–744.
  21. *Максимова Е.Ю., Цибарт А.С., Абакумов Е.В.* Полициклические ароматические углеводороды в почвах, пройденных верховым и низовым пожаром // Известия Самарского научного центра РАН. 2013. Т. 15. № 3. С. 63–68.
  22. Методы изучения лесных обществ / Под ред. В.Т. Ярмишко, И.Н. Лянгузовой. С.-Пб.: НИИ-Химии СПбГУ, 2002. 240 с.
  23. *Молозжников В.Н.* Растительность Прибайкалья. Saarbrücken, Germany. LAP Lambert Academic Publishing, 2014. 612 с.
  24. *Пиковский Ю.И., Смирнова М.А., Геннадиев А.Н., Завгородняя Ю.А., Жидкин А.П., Ковач Р.Г., Кошовский Т.С.* Параметры нативного углеводородного состояния почв различных биоклиматических зон // Почвоведение. 2019. № 11. С. 1307–1321.
  25. Полевой определитель почв России. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2008. 182 с.
  26. Предбайкалье и Забайкалье. М.: Наука, 1965. 492 с.
  27. *Тарасов П.А., Иванов В.А., Иванов Г.А., Краснощечкова Е.Н.* Постпирогенные изменения гидротермических параметров почв среднетаежных сосняков // Почвоведение. 2011. № 7. С. 795–803.
  28. Типы лесов гор Южной Сибири / Под ред. В.Н. Смагина. Новосибирск: Наука, СО, 1980. 336 с.
  29. *Хаустов А.П., Редина М.М.* Геохимические маркеры на основе соотношений концентраций полициклических ароматических углеводородов в компонентах окружающей среды // Вода: химия и экология. 2014. № 12. С. 98–107.
  30. *Цибарт А.С., Геннадиев А.Н.* Влияние пожаров на свойства лесных почв Приамурья (Норский заповедник) // Почвоведение. 2008. № 7. С. 783–792.
  31. *Цибарт А.С., Геннадиев А.Н., Кошовский Т.С., Гамова Н.С.* Полициклические ароматические углеводороды в пирогенных почвах заболоченных территорий Мещеры // Почвоведение. 2016. № 3. С. 312–320.
  32. *Bento-Gonçalves A., Vieira A., Úbeda 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>
  33. *Alcañiz M., Outeiro L., Francos M., Úbeda X.* Effects of prescribed fires on soil properties: A review // Science of the Total Environment. 2018. V. 613. P. 944–957. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.144>
  34. *Brookes P.C., Landman A., Pruden G., Jenkinson D.S.* Chloroform fumigation and release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen // 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)
  35. *Certini G.* Effects of fire on properties of forest soils: a review // Oecologia. 2005. V. 143. № 1. P. 1–10. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8>
  36. *Certini G.* Fire as a soil-forming factor // Ambio. 2014. V. 43. № 2. P. 191–195. <https://doi.org/10.1007/s13280-013-0418-2>
  37. *Chuvieco E., Giglio L., Justice C.* Global characterization of fire activity: Toward defining fire regimes from Earth observation data // Global change biology. 2008. V. 14. № 7. P. 1488–1502. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01585.x>
  38. *Covington W.W., Sackett S.S.* Soil mineral nitrogen changes following prescribed burning in ponderosa pine // Forest Ecology and Management. 1992. V. 54. № 1–4. P. 175–191. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(92\)90011-W](https://doi.org/10.1016/0378-1127(92)90011-W)
  39. *DeBano L.F.* The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: a review // J. Hydrology. 2000. V. 231. P. 195–206. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00194-3](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00194-3)
  40. Effects of Fire on Soil and Water // Wildland Fire in Ecosystems. Ogden, UT: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 2005. V. 42. 250 p. <https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-42-V4>
  41. *Gennadiev A.N., Chernyanskii S.S., Kovach R.G.* Magnetic spherules as soil microcomponents and tracers of

- mass-transfer process // *Eurasian Soil Science*. 2004. V. 37. № 5. P. 4866–4999.
42. *González-Pérez J.A., González-Vila F.J., Almendros G., Knicker H.* The effect of fire on soil organic matter—a review // *Environment international*. 2004. V. 30. № 6. P. 855–870. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.02.003>
43. *González-Vila F.J., Lopez J.L., Martin F., Del Rio J.C.* Determination in soils of PAH produced by combustion of biomass under different conditions // *Fresenius' J. analytical chemistry*. 1991. V. 339. № 10. P. 750–753. <https://doi.org/10.1007/BF00321738>
44. *Hume A., Chen H.Y., Taylor A.R., Kayahara G.J., Man R.* Soil C: N: P dynamics during secondary succession following fire in the boreal forest of central Canada // *Forest Ecology and Management*. 2016. V. 369. P. 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.03.033>
45. *Hussain I., Olson K.R., Jones R.L.* Erosion patterns on cultivated and uncultivated hillslopes determined by soil fly ash contents // *Soil Science*. 1998. V. 163. № 9. P. 726–738.
46. IUSS Working Group WRB World Reference Base for Soil Resources 2014. International Soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps World Soil Resources Reports. № 106. FAO. Rome, 2014. 181 p.
47. *Kandeler E.* Ammonium // *Methods in soil biology*. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag, 1996. P. 406–408.
48. *Kim E.J., Oh J.E., Chang Y.S.* Effects of forest fire on the level and distribution of PCDD/Fs and PAHs in soil // *Science of the Total Environment*. 2003. V. 311. № 1–3. P. 177–189. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00095-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00095-0)
49. *Knicker H.* How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review // *Biogeochemistry*. 2007. V. 85. № 1. P. 91–118. <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9104-4>
50. *Pausas J.G., Keeley J.E.* A Burning Story: The Role of Fire in the History of Life // *BioScience*. 2009. V. 59. № 7. P. 593–601. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.7.10>
51. *Prieto-Fernández A., Acea M.J., Carballas T.* Soil microbial and extractable C and N after wildfire // *Biology and Fertility of Soils*. 1998. V. 27. № 2. P. 132–142. <https://doi.org/10.1007/s003740050411>
52. *Solaiman Z.* Measurement of microbial biomass and activity in soil // *Advanced techniques in soil microbiology*. Springer, Berlin, Heidelberg, 2007. P. 201–211. [https://doi.org/10.1007/978-3-540-70865-0\\_13](https://doi.org/10.1007/978-3-540-70865-0_13)
53. *Thomaz E.L., Antoneli V., Doerr S.H.* Effects of fire on the physicochemical properties of soil in a slash-and-burn agriculture // *Catena*. 2014. V. 122. P. 209–215. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.06.016>
54. *Vane C.H., Rawlins B.G., Kim A.W., Moss-Hayes V., Kendrick C.P., Leng M.J.* Sedimentary transport and fate of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) from managed burning of moorland vegetation on a blanket peat, South Yorkshire, UK // *Science of the Total Environment*. 2013. V. 449. P. 81–94. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.043>
55. *Vergnoux A., Malleret L., Asia L., Doumenq P., Theriault F.* Impact of forest fires on PAH level and distribution in soils // *Environmental research*. 2011. V. 111. № 2. P. 193–198. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2010.01.008>
56. *Wilcke W.* Synopsis polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil a review // *J. plant nutrition and soil science*. 2000. V. 163. № 3. P. 229–248. [https://doi.org/10.1002/1522-2624\(200006\)163:3](https://doi.org/10.1002/1522-2624(200006)163:3)
57. *Wu J., Joergensen R.G., Pommerening B., Chaussod R., Brookes P.C.* Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction—an automated procedure // *Soil biology & biochemistry*. 1990. V. 22. № 8. P. 1167–1169. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(90\)90046-3](https://doi.org/10.1016/0038-0717(90)90046-3)

## Post-Fire State of Taiga Soils and Vegetation of the Khamar-Daban Range (the Baikal Region)

T. S. Koshovskii<sup>1</sup>, \*, A. N. Gennadiev<sup>1</sup>, N. S. Gamova<sup>1,2</sup>, E. A. Faronova<sup>1</sup>, and T. E. Yazrikova<sup>1</sup>

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

<sup>2</sup> *Baikalsky State Natural Biosphere Reserve, Tankhoi, 671220 Russia*

\*e-mail: tkzv@ya.ru

**Abstract**—We have studied the forest burnt area of natural origin on the territory of the Baikalsky State Natural Biosphere Reserve, located within the basin of the Mishikha River in the belt of dark-coniferous fir (*Abies sibirica*) with Siberian cedar pine (*Pinus sibirica*) taiga forest on burozems iron-rich (Skeletal Cambisols (Humic, Protospodic)) and lithozems of metamorphosed iron-rich (Cambic Leptosols (Humic, Protospodic)), in a habitat typical of the middle highlands of the northern macroslope of the Khamar-Daban Range. Changes in the soil and vegetation cover on the burnt area were revealed in comparison with the background undisturbed forest landscape. A significant change and simplification of the structure of the post-fire plant community. A decrease in the capacity of litter-peat horizons, a decrease in the concentrations of labile carbon, ammonium and labile nitrogen, and an increase in the content of labile phosphorus are shown. The total content of polycyclic aromatic hydrocarbons decreased after the fire due to the burnout of organic matter sorbing polyarenes. The concentration of a group of high molecular weight PAHs significantly increases in soils as a result of fire exposure.

**Keywords:** forest fires, total and microbial carbon, nitrogen, phosphorus, polyarenes, post-pyrogenic soil erosion, pyrogenic successions of forest vegetation, Skeletal Cambisols (Humic, Protospodic), Cambic Leptosols (Humic, Protospodic)