ПОЧВОВЕДЕНИЕ, 2019, № 2, с. 246–256

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 581.524.342:630*114.2(1-924.82)

ДОЛГОВРЕМЕННЫЕ ПОСЛЕПОЖАРНЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ ХАРАКТЕРИСТИК ПОЧВ В ТЕМНОХВОЙНЫХ ЛЕСАХ ЕВРОПЕЙСКОГО СЕВЕРА

© 2019 г. Н. И. Ставрова[1, *], И. Б. Калимова[1], В. В. Горшков[1], И. В. Дроздова[1], Н. В. Алексеева-Попова[1], И. Ю. Баккал[1]

[1]*Ботанический институт им. В.Л. Комарова РАН, Россия, 197376, Санкт-Петербург, ул. профессора Попова, 2*

**e-mail: nstavrova@gmail.com*

Поступила в редакцию 27.12.2017 г.
После доработки 21.03.2018 г.
Принята к публикации 26.09.2018 г.

Оценены изменения характеристик верхних горизонтов лесных почв в процессе послепожарного восстановления темнохвойных лесов. Исследования проведены в северотаежных лесах с давностью пожара от 8 до 400 лет на территории Кольского полуострова и в среднетаежных лесах с давностью пожара 70 и >500 лет на территории северного Предуралья (Печоро-Илычский государственный биосферный заповедник). Проанализированы образцы из 23 почвенных разрезов, заложенных на 18 пробных площадях. Определены актуальная кислотность, потери при прокаливании, содержание обменных форм K, Ca, Mg и подвижных форм Mn, Fe, Zn. Выявлены два рубежа (~80 и 160–200 лет после пожара) и три основных периода послепожарной динамики характеристик верхних горизонтов почв. Установлено, что на рубеже около 80 лет после пожара уменьшается зольность лесной подстилки и концентрация Fe. Через 160–200 лет после пожара мощность лесной подстилки восстанавливается в среднем до 9.7 см (8.3–10.4 см); снижается величина pH, концентрации Ca, K и Mn. Сделан вывод о существенном изменении характеристик почв в процессе послепожарных сукцессий темнохвойных лесов европейского Севера.

Ключевые слова: подзолы (Albic Podzols) подзолистые почвы (Albic Retisols), кислотность, элементный состав, послепожарная сукцессия, темнохвойные леса, северная тайга, средняя тайга

DOI: 10.1134/S0032180X19020138

ВВЕДЕНИЕ

Роль пожаров в современной динамике лесных экосистем значительна и хорошо известна [2, 5, 8, 9, 32, 38, 46, 48, 55, 56]. Пожары средней и высокой интенсивности, наиболее характерные для темнохвойных лесов, приводят к полному уничтожению нижних ярусов лесных сообществ, выгоранию грубогумусной подстилки и древесного детрита на поверхности почвы. Древесный ярус темнохвойных сообществ, особенно в условиях северной тайги, при наличии низко опущенных крон, погибает практически полностью, в светлохвойных лесах полностью или частично в зависимости от возраста деревьев и толщины грубой корки ствола [3, 21, 41, 51]. Часть деревьев, переживших пожар, из-за полученных повреждений погибает в течение последующих 10–20 лет. В составе возобновления древесных растений на гарях темнохвойных лесов Севера лидирует береза пушистая, для которой характерно быстрое и широкое распространение семян, способность к активному порослевому разрастанию, высокая скорость роста. Формирующиеся березовые леса (иногда с участием в древостое небольшого числа хвойных допожарного происхождения) с подростом хвойных в дальнейшем сменяются темнохвойно-березовыми, а затем темнохвойными.

Пожары могут существенно изменять физические, химические и биологические характеристики верхних горизонтов почв как непосредственно во время горения, так и в течение продолжительного периода после него, в том числе опосредованно, через изменение растительного покрова [29, 32, 33, 39, 43, 45, 46, 55]. Степень выраженности пирогенных изменений существенно зависит от температуры и продолжительности горения, состава и влажности органического вещества [30, 47, 53].

Характерной особенностью лесных почв, пройденных пожарами, является увеличение значений pH (на 1–2 ед.) и снижение гидролитической кислотности органогенных горизонтов [7, 17, 33, 43, 57, 58].

В результате пожаров происходит потеря от 20 до 65–80% почвенного углерода и азота, в том числе за счет образования летучих и подвижных

водорастворимых форм соединений [1, 7, 12, 30, 44, 47, 57].

В первые годы после пожара в органогенном горизонте почв во многих случаях регистрировалось 1.5–2-кратное увеличение, как валового содержания, так и содержания подвижных форм элементов минерального питания растений: кальция, калия, магния, фосфора [7, 12, 43, 47, 52, 54]. Это способствовало в дальнейшем их активному поглощению восстанавливающейся растительностью и выносу в нижележащие горизонты.

Сведения о послепожарном изменении концентраций микроэлементов более ограничены и часто противоречивы [45, 57]. Согласно большинству источников, содержание в верхних горизонтах лесных почв Mn, Zn и Fe, так же как многих макроэлементов, возрастает после пожаров в 1.5–2 раза [12, 34].

Все указанные изменения, обусловленные воздействием пирогенного фактора, характерны для верхних горизонтов почв (обычно до глубины 20–30 см) и, как правило, нивелируются уже через 3–10 лет после пожара. Однако послепожарная динамика свойств почв, прежде всего, верхнего органогенного горизонта, не может завершиться на этом этапе, поскольку в дальнейшем на протяжении десятков и сотен лет происходят значительные сукцессионные преобразования состава и структуры лесных сообществ [4, 6, 8] в результате чего изменяется количество растительного опада и содержание в нем химических элементов, а следовательно скорость и конечные продукты его разложения.

Следует отметить, что подавляющее большинство исследований, касающихся оценки послепожарных изменений лесных почв, выполнено в светлохвойных лесах, отличающихся большей подверженностью пожарам. Влияние пожаров на состояние почв в темнохвойных сообществах рассматривается гораздо реже [11, 45], а в долговременном сукцессионном ряду остается совершенно не изученным.

Цель работы – оценка изменения характеристик верхних горизонтов лесных почв в процессе послепожарного восстановления северо- и среднетаежных темнохвойных лесов.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования выполнены на территории Кольского полуострова в двух районах: в среднем течении р. Ливы (67°49′–67°51′ N, 31°17′–31°22′ E) и в окрестностях оз. Лебяжьего (68°08′–68°09′ N, 33°55′–33°57′ E) и в северном Предуралье на территории Печоро-Илычского биосферного заповедника (61°50′ N, 57°43′ E).

На территории Кольского полуострова было заложено 12 постоянных пробных площадей (**ПП**) в сообществах, сформировавшихся после пожаров давностью 8 (1ПП), 52–54 (3 ПП), 78–85 (2 ПП), 146–155 (2 ПП), 200–220 (3 ПП) и 400 (2 ПП) лет в местообитаниях еловых и елово-сосновых кустарничково-зеленомошных лесов. Сходство генезиса, гранулометрического и элементного составов почвообразующих пород и однотипность почв позволяют объединить сообщества северотаежных еловых и елово-сосновых лесов в один пространственно-временной ряд при рассмотрении вопросов их послепожарной динамики.

Исследованные лесные сообщества занимают ровные участки и пологие склоны, сложенные песчаными и супесчаными завалуненными моренными отложениями. Уровень грунтовых вод в еловых лесах находится на глубине ~1.5 м, в елово-сосновых более 2 м. В этих условиях под северотаежными темнохвойными лесами формируются подзолы иллювиально-гумусовые, имеющие профиль O–E–BH–(BF)–C, ненасыщенные, мелкоподзолистые, иллювиально-многогумусовые, песчано-супесчаные, среднескелетные [10, 22]; по классификации WRB диагностируются как Albic Carbic Podzols (Arenic) [20]. Их морфологические и общие химические свойства подробно охарактеризованы [19, 27, 28]. Иллювиально-гумусовые подзолы отличаются небольшой мощностью (до 60–70 см) и четкими морфологическими и химическими различиями генетических горизонтов. Профильная дифференциация обусловлена перераспределением химических элементов с образованием иллювиального горизонта, для которого характерно накопление оксалаторастворимых соединений Al и Fe, а также фульватного гумуса, содержание которого составляет не менее 4–5%.

На территории Печоро-Илычского биосферного заповедника исследования проводили на семи постоянных ПП в среднетаежных пихтово-еловых и пихтово-кедрово-еловых кустарничково-зеленомошных и папоротниково-папоротничковых лесах с давностью пожара 70 (2 ПП) и >500 (5 ПП) лет. Под этими сообществами на средне- и тяжелосуглинистых отложениях формируются подзолистые почвы с вложенным микропрофилем подзола, имеющие профиль O–EL[e-hf]–BEL–BT–C, и подзолистые глееватые почвы с профилем O–EL–BEL(g)–BTg–Cg, ненасыщенные, мелкоэлювиальные, (профильно глееватые), тяжелосуглинистые [10, 22]. По классификации WRB диагностируются как Albic Retisols (Cutanic, Loamic) и Stagnic Albic Retisols (Cutanic, Loamic) [20]. Они характеризуются наличием грубогумусной подстилки; несколько менее резкой, чем в подзолах, но достаточно выраженной элювиально-иллювиальной дифференциацией R_2O_3, кислой реакцией, низкой насыщенностью основаниями (15–30%).

Таблица 1. Таксационные характеристики древостоев в северо- и среднетаежных мелколиственных, хвойно-мелколиственных и хвойных лесах с разной давностью пожара

Давность пожара, лет	Состав	Вид	Средние			S, м^2/га	Число особей, экз./га
			возраст, лет	$D_{1,3}$, см	высота, м		
Северная тайга							
8	94С4Е3Б	С*	102	23.5	13.7	3.4	79
		Е*	120	17.0	10.5	0.15	6
		Б*	82	7.7	5.0	0.1	22
52	100Б	Б	50	6.2	6.7	10.4	3410
85	42Б36С22Е	Б	80	8.0	7.9	5.6	1120
		С	76	22.1	13.9	4.9	128
		Е	62	7.7	6.8	3.0	640
146	66Е32Б2С	Е	117	13.8	12.5	10.8	720
		Б	125	10.1	8.7	5.3	667
		С	141	24.0	18.2	0.3	7
220	89Е11Б	Е	194	13.4	10.7	19.2	1350
		Б	148	10.1	7.6	2.4	300
400	72Е23Б5С	Е	208	20.9	17.0	9.1	267
		Б	145	9.8	9.6	1.1	180
		С	242	43.0	16.5	0.65	4
Средняя тайга							
70	72Б19Е9П	Б	Не опр.	11.6	14.8	24.4	2100
		Е	»	8.2	8.8	6.5	1050
		П	»	10.4	11.4	3.2	350
500	52Е32К14П2Б	Е	»	23.9	21.4	17.6	370
		К	»	54.7	22.9	10.6	45
		П	»	12.9	16.0	4.7	330
		Б	»	25.3	20.3	0.7	15

* Особи допожарного происхождения.
Примечание. $D_{1.3}$ – диаметр на высоте 1.3 м; S – сумма площадей сечений. Е – ель сибирская, С – сосна обыкновенная, К – сосна сибирская, П – пихта сибирская, Б – береза пушистая.

Давность пожара в исследованных сообществах устанавливали по кернам, которые отбирали у живых деревьев, имеющих пожарные повреждения стволов (не менее 5 особей) в радиусе 50–100 м от ПП. В сообществах с давностью пожара более 300 лет продолжительность беспожарного периода была оценена на основе протяженности непрерывного возрастного ряда (с шагом 10 лет), составленного из особей всех видов древесного яруса. Непрерывность возрастного ряда свидетельствует об отсутствии промежуточных (в том числе низовых) пожаров, поскольку мелкий подрост хвойных при пожарах полностью погибает. Кроме того, суммировали возраст деревьев, выросших на разложившемся валеже, не имеющем следов пожара, примерный возраст выпавшего дерева и время разложения, которое оценивали по [35].

Древесный ярус в северотаежных еловых и елово-сосновых лесах сформирован *Picea obovata* Ledeb. *Pinus sylvestris* L. и *Betula pubescens* Ehrh.; в среднетаежных лесах – *Picea obovata* и *Abies sibirica* L. с участием *Pinus sibirica* Du Tour, *Betula pubescens и Populus tremula* L. Характеристики древостоев некоторых изученных сообществ представлены в табл. 1.

Основными доминантами травяно-кустарничкового яруса в северотаежных сообществах являются *Vaccinium myrtillus* L., *V. vitis-idaea* L., *Empetrum hermaphroditum* Hagerup; в среднетаежных – *V. myrtillus* L., *V. vitis*-idaea L., *Gymnocarpium dryopteris* (L.) Newman, *Dryopteris expansa* (C. Presl) Fraser-Jenkins et Jermy и *Phegopteris connectilis* (Michx.) Watt. В мохово-лишайниковом ярусе доминируют *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt., *Hylocomium splendens* (Hedw.) B.S.G., участвуют виды рода *Dicranum* Hedw., *Ptilium crista-castrensis* (Hedw.) De Not.

В каждом из сообществ закладывали по 1–2 почвенных разреза глубиной до 1–1.5 м и отбирали образцы генетических горизонтов. Образцы подстилки отбирали из подгор. F и H, растительный опад не анализировали. Измерение толщины и регистрацию пирогенных признаков лесной подстилки проводили в 40–60 прикопках, глуби-

ной 20 см, расположенных регулярно в краевой части пробных площадей.

В образцах определяли актуальную кислотность, потери при прокаливании, содержание обменных форм K, Ca, Mg, экстрагируемых 1 М ацетатно-аммонийным буфером (pH 6.6), и содержание подвижных форм Mn, Fe, Zn, экстрагируемых 1 М ацетатно-аммонийным буфером (pH 4.8) [42], методом атомной абсорбции на спектрометре "Квант-АФА" (Россия). При анализе использовали стандартные образцы металлов: ГСО 8065-94, ГСО 7272-96 и ГСО 7325-96. Потерю при прокаливании определяли после сжигания в муфельной печи при температуре 450°C в течение 8 ч. На основе величины потери при прокаливании органогенного горизонта рассчитывали его зольность.

Обработку данных проводили с использованием дискриминантного анализа с оценкой значимости различий характеристик почвенных горизонтов на основе критерия хи-квадрат (χ^2 – величина критерия; *d.f.* – число степеней свободы, *P* – уровень значимости). Попарное сравнение показателей осуществляли на основе критериев Фишера (*F*) и Краскела–Уоллеса (*K–W*).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

На ранней стадии восстановления, через 8 лет после пожара средней интенсивности следы пирогенного воздействия проявляются на всей площади сообщества. Мощность органогенного горизонта иллювиально-гумусовых подзолов (O_{pir}) резко снижена (0–2.5 см). Верхний подгоризонт (L_{pir}) образован свежим и обугленным растительным опадом с включением древесных углей. На отдельных участках с полностью выгоревшей подстилкой он располагается непосредственно на поверхности минеральной толщи. Полное выгорание органогенного горизонта характерно для участков наиболее продолжительного и высокотемпературного горения (приствольных кругов крупных деревьев и крупного древесного детрита). Недогоревшая часть подгор. F (F_{pir}) имеет в среднем мощность около 1 см, в верхней части обуглена, уплотнена, содержит значительную примесь углей разной степени дисперсности и нередко примесь минеральных частиц. Подгор. H_{pir} и верхние 1–3 см гор. E в большинстве случаев имеют темно-серую или черную окраску за счет вмывания тонкодисперсных угольных фракций. Нижний подгоризонт подстилки более плотный и значительно более сухой, чем на территориях с большой давностью пожара, часто включает минеральные частицы. Через 50–70 лет после пожара во вторичных мелколиственных и хвойно-мелколиственных сообществах визуально различимые пирогенные признаки регистрируются в 70–80% почвенных прикопок. Лесная подстилка темно-бурая, рыхлая, среднеразложившаяся, относительно слабодифференцирована на подгоризонты. В нижней части часто более темная, содержит древесные угли. Густо пронизана корнями. Местами четко выделяются скопления крупных и средних обугленных древесных остатков на границе органогенного горизонта и минеральной толщи. В верхней части гор. E обнаруживается темно-серая прокраска (сплошная или пятнами), обусловленная наличием мелких углей и угольной пыли. Через 200–400 лет после пожара пирогенные признаки можно наблюдать в 10–15% почвенных прикопок. Лесная подстилка бурая, четко разделяется на подгоризонты, пронизана корнями. В верхней части (подгор. F) слаборазложившаяся, в нижней части (подгор. H) – средне- и сильноразложившаяся, более темная, иногда почти черная, влажная, может включать отдельные очень мелкие угольки и в редких случаях – скопления средних и мелких углей. В верхней части гор. E встречаются участки темно-серой прокраски, включающие мелкие угли и представляющие собой, по-видимому, остатки бывших скоплений крупных обугленных древесных остатков. При давности пожара более 500 лет визуальные признаки пирогенного воздействия в верхних горизонтах почв отсутствуют. Однако из-за условности последней временной границы (давность пожара может быть гораздо большей) на основании имеющихся данных оценить максимальное время сохранения признаков пожаров в лесных почвах районов исследования сложно. Можно лишь заключить, что оно составляет не менее 400 лет. В литературных источниках имеются сведения, что мелкие частицы древесных углей могут сохраняться в почвах бореальных лесов до тысяч лет [49, 50].

Анализ изменения мощности лесной подстилки иллювиально-гумусовых подзолов в северотаежных темнохвойных лесах с давностью пожара от 8 до 500 лет (рис. 1) показал, что наиболее точно эмпирическая кривая может быть аппроксимирована уравнением затухающей экспоненты (частный случай уравнения Митчерлиха–Бауле), которое имеет вид:

$$y = 9.67(1 - e^{-0.0137x}), \quad R^2 = 0.86;$$

где *y* – мощность подстилки, см; *x* – давность пожара, лет.

Согласно величинам коэффициентов уравнения ($A = 9.67$; $c = 0.0137$), время полной стабилизации мощности лесной подстилки после пожара (3/0.0137) составляет 220 лет, при этом она достигает максимального значения (*A*), составляющего в среднем 9.7 (8.3–10.4) см.

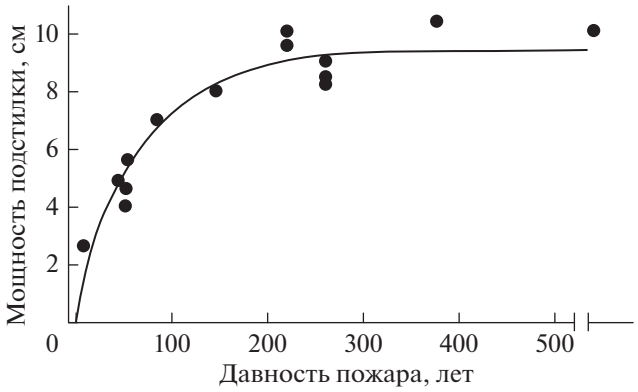

Рис. 1. Динамика мощности лесной подстилки в процессе послепожарного восстановления северотаежных кустарничково-зеленомошных еловых и еловососновых лесов.

Анализ характеристик верхних горизонтов почв в лесах, имеющих разную давность пожара, показал следующее.

Гор. О (лесная подстилка). В сообществах восстановительного ряда северотаежных ельников кустарничково-зеленомошных величина pH органогенного горизонта составила от 2.9 до 4.2 ед. (табл. 2). Зольность подстилок и концентрация макроэлементов варьировали от 3 до 6 крат: зольность – от 6 до 37%, концентрация Ca – от 2300 до 7000 мг/кг, K – от 660 до 1800 мг/кг, Mg – от 130 до 820 мг/кг. Вариабельность концентраций микроэлементов оказалась более значительной – от 3.5 для Zn (8–28 мг/кг) до 9 крат для Mn (30–270 мг/кг). Представленные величины в целом согласуются с данными, которые приводятся для органогенного горизонта почв ельников зеленомошных района исследований [13, 17, 27].

При сравнении уровня кислотности, зольности и содержания макро- и микроэлементов в органогенном горизонте почв сообществ, имеющих разную давность пожара, установлено, что ряд показателей значимо отличается на разных стадиях восстановительной сукцессии. Величина pH лесной подстилки достоверно уменьшается (на 0.5 ед.) во второй половине сукцессии при давности пожара более 200 лет ($F = 11.27$, $P < 0.01$; $K–W = 5.49$, $P < 0.05$). Зольность подстилок имеет трехкратные различия в сообществах с давностью пожара 8–80 и >80 лет ($F = 19.15$, $P < 0.001$; $K–W = 7.10$, $P < 0.01$). Концентрация K значимо различается в сообществах с давностью пожара менее 160 и >200 лет ($F = 12.73$, $P < 0.01$; $K–W = 7.74$, $P < 0.01$). Во второй половине сукцессии она на 40% меньше. Изменение концентрации Ca на рубеже 160–200 лет после пожара является менее выраженным и подтверждается только одним из статистических критериев ($K–W = 4.82$, $P < 0.05$). Концентрация Mg в интервале от 8 до 380 лет после пожара направленно не изменяется, составляя в среднем 286 мг/кг. Концентрация Mn отличается двукратными различиями в первой и второй половинах сукцессии ($F = 7.51$, $P < 0.05$; $K–W = 5.49$, $P < 0.05$). Концентрация Fe через ~80 лет после пожара снижается в среднем в 3 раза ($F = 27.61$, $P < 0.001$; $K–W = 8.60$, $P < 0.01$) и в дальнейшем существенно не меняется. Концентрация Zn в органогенном горизонте почв исследованных северотаежных сообществ в послепожарном временном ряду направленно не изменяется, составляя в среднем 19 мг/кг.

Таким образом, в северотаежных еловых лесах в рассмотренном интервале послепожарной сукцессии (8–400 лет) выявляется два важных рубежа (80 и 160–200 лет после пожара) и соответ-

Таблица 2. Характеристики органогенного горизонта почв (подгор. F и H) в северо- и среднетаежных мелколиственных, хвойно-мелколиственных и хвойных лесах с разной давностью пожара

Давность пожара, лет (число разрезов)	Зольность, %	pH H_2O	Содержание элементов, мг/кг сухой почвы					
			Ca	K	Mg	Mn	Fe	Zn
Северная тайга								
8 (1)	30	4.0	6110	1140	130	262	12	18
52–54 (4)	21 ± 11*	4.0 ± 0.2	5275 ± 1600	1140 ± 135	270 ± 173	155 ± 48	19 ± 7	17 ± 8
78–85 (2)	23 ± 21	4.0 ± 0.1	3717 ± 14	1150 ± 310	250 ± 130	243 ± 4	16 ± 18	23 ± 1
146–155 (3)	6 ± 0	3.9 ± 0.04	4795 ± 3280	1470 ± 465	490 ± 460	195 ± 110	5.5 ± 0.1	15 ± 9
200–220 (4)	12 ± 0.6	3.6 ± 0.3	2865 ± 940	686 ± 22	195 ± 47	95 ± 105	7 ± 2	17 ± 9
400 (2)	8 ± 2	3.4 ± 0.6	3485 ± 255	920 ± 260	323 ± 87	86 ± 12	5 ± 1	24 ± 3
Средняя тайга								
70 (2)	35 ± 18	4.6 ± 1.0	1512 ± 696	2421 ± 757	272 ± 287	455 ± 362	22 ± 3	58 ± 36
>500 (5)	12 ± 7	3.7 ± 0.4	1260 ± 492	974 ± 152	161 ± 128	94 ± 70	Нет данных	14 ± 4

* Среднее значение и стандартное отклонение.

Таблица 3. Характеристики лесной подстилки в северотаежных лесах в разные периоды послепожарной сукцессии

Период, лет после пожара	Зольность, %	pH H_2O	Содержание элементов, мг/кг сухой почвы			
			Ca	K	Fe	Mn
8–80	26 ± 11* (41%)	Не опр.	Не опр.	Не опр.	20 ± 8 (38%)	Не опр.
>80	9 ± 3 (33%)	»	»	»	6 ± 2 (27%)	»
8–160	Не опр.	4.0 ± 0.1 (4%)	4870 ± 1716 (35%)	1274 ± 270 (21%)	Не опр.	200 ± 66 (33%)
>200	»	3.5 ± 0.4 (11%)	3114 ± 756 (24%)	781 ± 185 (24%)	»	91 ± 75 (83%)

* Среднее значение и стандартное отклонение, в скобках – коэффициент вариации.

ственно три временных периода: <80 (начальный), 80–200 (промежуточный) и >200 лет (поздний) после пожара, для которых регистрируется различие характеристик лесной подстилки. Первые два периода дискриминирует (χ^2 = = 12.93; *d.f.* = 2; *P* = 0.0016) комплекс двух показателей: зольность и концентрация Fe; второй и третий периоды – комплекс четырех показателей: величина pH, концентрация Ca, K и Mn (χ^2 = = 17.59; *d.f.* = 4; *P* = 0.0015).

Согласно полученным данным, в начальный период восстановления (8–80 лет после пожара) лесные подстилки отличаются большей зольностью, более высокими концентрациями макро- и микроэлементов и более высоким значением pH (табл. 3). Для позднего периода (>200 лет после пожара) характерны наименьшие значения указанных параметров. В промежуточный период (80–160 лет после пожара) ряд показателей сохраняет значения, характерные для начального периода (pH, концентрации Ca, K и Mn), другие (зольность, концентрация Fe) соответствуют наблюдаемым в поздний период.

Каждый из установленных рубежей динамики характеристик органогенного горизонта связан с рядом существенных изменений состава и структуры лесных сообществ в процессе восстановительных послепожарных сукцессий. Многолетние исследования, проведенные в условиях северной тайги [4], показали, что через ~80 лет после пожара относительно восстанавливается (до 80% от максимальных значений) сумма площадей сечений древостоя, увеличивается до 50–60% доля хвойных в его составе; восстанавливается покрытие (на уровне 84%) и высота мохового яруса, до минимума уменьшается участие травянистых растений в травяно-кустарничковом ярусе. Указанные процессы сопровождаются существенным увеличением доли хвойного опада, а также опада кустарничков и зеленых мхов, то есть видов, имеющих более низкую зольность (2.3–3.2%) по сравнению с *B. pubescens* и видами травянистых растений (*Avenella flexuosa* (L.) Drej., *Chamaenerion angustifolium* (L.) Scop., *Solidago lapponica* With.), зольность опада которых составляет от 4 до 12% [31, 37]. Кроме того, существенное увеличение покрытия и высоты (следовательно, и биомассы) мохового яруса является наиболее вероятной причиной обеднения органогенного горизонта железом, поскольку зеленые мхи являются выраженными аккумуляторами этого элемента, накапливая его на единицу массы в 20–100 раз больше, чем древесные растения и кустарнички [13, 14]. Согласно имеющимся данным [19, 23], из всего количества Fe, заключенного в биомассе ельников воронично-черничных на площади 1 га, 72% приходится на зеленые мхи. Способность мхов активно поглощать элементы не только из атмосферных выпадений, но и из верхнего органогенного горизонта почв подтверждается различиями их элементного состава на разных по содержанию химических элементов субстратах [18]. Все это объясняет снижение зольности подстилки и концентрации в ней железа на рубеже около 80 лет после пожара.

Второй временной рубеж (160–200 лет после пожара), на котором регистрируется значительное изменение параметров органогенного горизонта, характеризуется восстановлением суммы площадей сечений, среднего диаметра и высоты древесного яруса и переходом к господству хвойных (70–97%) в его составе [4]. Кроме того, стабилизируется покрытие и видовая структура кустарничкового яруса, в частности, доля участия основного доминанта – *V. myrtillus*. В этот же период, как было показано выше, полностью восстанавливается мощность лесной подстилки, то есть относительная замкнутость круговорота элементов между биоценозом и органогенным горизонтом почв.

Ель сибирская, согласно имеющимся данным, выносит из почвы примерно в 2 раза большее количество зольных элементов на единицу фитомассы, чем береза, при этом скорость оборота элементов-биогенов в еловых парцеллах в 2–6 раз медленнее, чем в березовых [37]. В соответствии с этим еловый фитоценоз в значительно большей степени обедняет почву основными элементами питания. В условиях района исследований ель сибирская является основным накопителем Ca [13, 14, 17]: многолетняя хвоя, кора, ветви и корни ели

выносят из почвы и удерживают в тканях от 4 до 13 г/кг этого элемента. Кроме того, в многолетних фракциях фитомассы ели и сосны аккумулируется от 2 до 10 г/кг калия. Согласно данным указанных авторов, большое количество Ca и K способны накапливать в надземных органах кустарнички (особенно черника) – от 5 до 10 г/кг. От 3 до 4 г/кг Ca и от 5 до 10 г/кг K аккумулируется в фитомассе зеленых мхов. Для сравнения отметим, что накопление Mg в многолетних органах ели, сосны и кустарничков в 4–13 раз меньше, чем Ca и K. По накоплению Mn лидируют кустарнички, прежде всего, черника: в ее листьях и ветвях накапливается от 1 до 3 г/кг Mn. В ветвях и многолетних листьях брусники и вороники содержится от 1 до 2 г/кг Mn, в многолетней хвое ели и сосны – от 0.3 до 3 г/кг [13, 14, 17].

Следует отметить, что в экспериментальных условиях было показано, что при снижении величины pH от 3.8 до 3.0 наблюдается существенное – трехкратное увеличение растворимости Mn [40], из чего следует повышение его доступности для растений. В свою очередь полученные нами данные свидетельствуют, что в естественных условиях (при наличии растений) именно концентрация Mn имеет достоверную положительную корреляцию с величиной pH (r = 0.70, P = 0.007). При более высоких значениях pH, характерных для периода менее 160 лет после пожара, концентрация Mn в подстилке больше, по-видимому, в том числе в связи с более низкой доступностью этого элемента для растений.

В целом, согласно имеющимся данным, северотаежные еловые сообщества накапливают в фитомассе от 280 до 325 кг/га Ca, от 139 до 146 кг/га K, 30–35 кг/га Mn, 7–15 кг/га Fe, при этом потребление этих элементов на формирование годичной продукции больше, чем ежегодный возврат с опадом [23, 36], причем доля биологической миграции зольных элементов составляет от 65 до 90%. Согласно нашим расчетам, выполненным на основе данных, представленных Никоновым [23] в 50-летних березовых лесах ежегодное потребление древостоем из почвы Ca и K на 30–40%, а Fe – на 90% меньше, чем в ельнике зеленомошном, в то время как возврат Ca и Fe с опадом березового древостоя лишь на 3% меньше, а K даже на 20% больше, чем с опадом елового древостоя.

Все сказанное объясняет меньшую зольность органогенного горизонта и его обеднение важными элементами-биогенами: Ca, K, Mn, Fe – поскольку в результате замещения мелколиственных древостоев хвойными, восстановления зеленомошного покрова и трансформации травяно-кустарничкового яруса в преимущественно кустарничковый, значительно возрастает масса многолетних органов растений, задерживающих возврат этих элементов в почву.

Сравнение характеристик лесной подстилки в среднетаежных пихтово-еловых и пихтово-кедрово-еловых лесах с давностью пожара, соответствующей выделенным начальному и позднему периодам сукцессии (70 и более 500 лет), показало наличие достоверных различий (F = 6.65–22.44, P < 0.05) в величинах зольности (в 4 раза), кислотности (на 1 ед. pH), концентрации K (до 2-крат) и Zn (до 4-крат). Заметное различие концентрации Mn (до 4-крат) не удалось подтвердить простыми статистическими критериями из-за существенного варьирования значений и небольшого объема выборки. Концентрация Ca и Mg в среднетаежных лесах с давностью пожара 70 и более 500 лет достоверно не различается и составляет в среднем соответственно 1332 и 193 мг/кг.

Согласно результатам дискриминантного анализа, с наиболее высокой степенью точности (χ^2 = = 22.65; $d.f.$ = 5; P = 0.0004) параметры лесных подстилок в рассматриваемых группах среднетаежных сообществ дискриминирует комплекс следующих пяти показателей: величина зольности, pH, концентрация K, Mn и Zn.

Таким образом, данные, полученные в лесах средней тайги, в главных чертах подтверждают выявленные на примере восстановительного ряда северотаежных сообществ закономерности изменения характеристик органогенного горизонта в процессе послепожарной сукцессии: снижение зольности и концентрации ряда макро- и микроэлементов, повышение актуальной кислотности.

Результаты исследования локальных различий кислотности и концентраций элементов в верхних горизонтах почв, в том числе в динамике в процессе микросукцессий и в зависимости от возраста древесных растений [15, 16, 24–26] свидетельствуют о том, что на подкроновых участках деревьев (особенно в приствольной части) концентрации элементов-биогенов значимо больше по сравнению с окружающими пространствами. Таким образом, формирующийся древостой не только выносит из почвы и депонирует в фитомассе большой объем элементов питания, но и территориально перераспределяет возвращение элементов в почву с опадом и осадками. По-видимому, совокупность всех этих процессов и приводит к тому, что на большей части территории сообществ – в межкроновых пространствах и на участках с невысоким (менее 30%) покрытием крон, составляющей по нашим оценкам от 70 до 85% площади северотаежных сообществ – в процессе сукцессии наблюдается значимое уменьшение концентрации элементов-биогенов в органогенном горизонте почв.

Минеральные горизонты. В сообществах восстановительного послепожарного ряда северотаежных еловых лесов величина актуальной кислотности гор. E на разных этапах сукцессии со-

Таблица 4. Характеристики минеральных горизонтов почв в северотаежных мелколиственных, хвойно-мелколиственных и хвойных лесах с разной давностью пожара

Давность пожара, лет (число разрезов)	$C_{орг}$, %	pH H_2O	Содержание элементов, мг/кг сухой почвы					
			Ca	K	Mg	Mn	Fe	Zn
Гор. E								
8 (1)	1.3	4.3	2665	121	17	1.2	13	0.4
52–54 (4)	2.0 ± 0.4	4.1 ± 0.1	915 ± 230	127 ± 34	71 ± 36	1.2 ± 0.9	63 ± 61	0.7 ± 0.5
78–85 (2)	0.7 ± 0.01	4.3 ± 0.1	825 ± 190	143 ± 19	77 ± 6	0.5 ± 0.03	15 ± 9	0.2 ± 0.03
146–155 (3)	1.4 ± 0.08	4.2 ± 0.1	1650 ± 1750	90 ± 38	186 ± 143	0.6 ± 0.04	7 ± 1	0.2 ± 0.01
200–220 (4)	2.3 ± 0.4	4.0 ± 0.2	680 ± 100	102 ± 25	31 ± 26	0.6 ± 0.3	101 ± 62	0.8 ± 0.5
400 (2)	1.3 ± 0.4	3.2 ± 0.2	730 ± 69	202 ± 8	94 ± 11	0.3 ± 0.1	4 ± 0.4	0.4 ± 0.3
Гор. BH								
8 (1)	11	4.5	2745	121	10	0.9	129	0.4
52–54 (4)	7 ± 3	4.6 ± 0.09	1060 ± 150	123 ± 51	96 ± 22	0.8 ± 0.5	240 ± 240	0.5 ± 0.4
78–85 (2)	8 ± 1	5.3 ± 0.2	855 ± 295	168 ± 78	106 ± 30	3 ± 4	111 ± 121	0.5 ± 0.4
146–155 (3)	8 ± 5	5.0 ± 0.4	1640 ± 1700	98 ± 49	190 ± 165	3 ± 3	63 ± 60	0.2 ± 0.0
200–220 (4)	9 ± 4	4.5 ± 0.2	855 ± 181	111 ± 14	60 ± 28	5 ± 7	200 ± 87	0.7 ± 0.5
400 (2)	6 ± 2	3.8 ± 0.08	742 ± 57	215 ± 1	107 ± 9	1.4 ± 0.6	32 ± 7	0.4 ± 0.01

ставляет от 3.2 до 4.3 ед. pH (табл. 4). Во второй половине сукцессии при давности пожара более 200 лет значение этого показателя (3.6 ± 0.5) значимо меньше ($F = 10.68$; $P < 0.01$; $K–W = 6.94$; $P < 0.01$), чем сообществах с давностью пожара менее 160 лет (4.2 ± 0.1). Содержание органического вещества в элювиальном горизонте в процессе сукцессии направленно не изменяется. Его средняя величина на отдельных этапах сукцессии имеет примерно 3–5-кратные различия (0.7–2.3%) и в среднем составляет 1.6%.

Концентрация изученных макро- и микроэлементов в гор. E отличается значительным варьированием, не обнаруживая при этом зависимости от давности пожара. Средние концентрации Ca и K в разные периоды сукцессии имеют 2–2.5-кратные различия при этом общий диапазон концентраций этих элементов в конкретных сообществах является более значительным: соответственно от 360 до 2900 мг/кг и от 75 до 210 мг/кг. Концентрация Mg отличается еще большей степенью варьирования – до 10 крат в разные периоды сукцессии и до 15–20 крат в отдельных сообществах (от 13–17 до 255 мг/кг).

Средние концентрации микроэлементов Mn и Zn в гор. E в разные периоды сукцессии имеют 4-кратные различия, а между отдельными сообществами разница составляет 6–10 крат (соответственно 0.2–2.0 и 0.2–1.3 мг/кг). Очень высокой вариабельностью характеризуется концентрация Fe: средние значения в отдельные периоды сукцессии имеют 25-кратные различия, концентрация в отдельных сообществах (4–140 мг/кг) – 35-кратная.

Величина актуальной кислотности иллювиального гор. BH на отдельных этапах сукцессии составляет от 3.8 до 5.3 ед. pH и, так же как кислотность гор. E, значимо различается ($F = 8.51$; $P = 0.014$; $K–W = 4.83$; $P = 0.028$) при давности пожара менее 160 (4.9 ± 0.4) и более 200 лет (4.2 ± ± 0.4). Все остальные изученные параметры иллювиального горизонта не имеют значимой связи с давностью пожара. Содержание органического вещества характеризуется примерно 2-кратными различиями на отдельных этапах сукцессии и 2.5-кратными локальными различиями (5.2–13.5%) и в среднем составляет 8%. Среди макроэлементов в иллювиальном горизонте наименее вариабельной является концентрация K – она варьирует до двух крат на разных этапах сукцессии и до 2.5 крат (85–220 мг/кг) в отдельных сообществах. Концентрация Ca имеет 3.5–4-кратные различия по периодам сукцессии и 8-кратные (370–2850 мг/кг) локальные различия. Так же как в гор. E, высокой сукцессионной и локальной (10–260 мг/кг) изменчивостью – до 20–26 крат отличается концентрация Mg.

Концентрация микроэлементов в гор. BH на разных этапах сукцессии различается от 3.5 (Zn) до 6–7.5 (Fe и Mn) крат, а локальные различия составляют от 6 (Zn) до 100 (Mn) крат.

Анализ характеристик гор. E и BH иллювиально-гумусовых подзолов, показывает, что на минеральной части профиля в отличие от органогенного горизонта процессы послепожарного восстановления отражаются очень слабо. При этом концентрации изученных макро- и микроэлементов в минеральных горизонтах отдельных сообществ различаются в десятки и даже сотни

раз. В районе исследований эта особенность отмечалась и другими исследователями [13, 14, 17] и очевидно связана с локальным варьированием химического состава почвообразующих песчаных и супесчаных отложений.

Сравнение представленных результатов сукцессионной динамики характеристик почв с результатами других авторов, проводивших многолетние исследования на территории Кольского полуострова, к сожалению, провести сложно из-за различий в оценке направленности сукцессионных изменений. В почвах сукцессионного ряда сообществ, построенного от сосняков лишайниковых к ельникам зеленомошным [15, 17] регистрируется увеличение концентрации всех основных элементов-биогенов. Наше исследование выявило обратную закономерность на примере сукцессионного ряда сообществ (от свежих гарей с березой и березняков травяно-кустарничковых к березово-еловым лесам и далее ельникам кустарничково-зеленомошным), формирующихся в идентичных условиях экотопа и имеющих конкретную давность последнего пожара (от 8 до 400 лет). В то же время при сравнении однотипных сообществ можно констатировать высокую степень соответствия величин концентраций элементов, полученных в настоящем исследовании, оценкам, полученным другими авторами [15–17, 24, 25]. В частности, в органогенных гор. F и H иллювиально-гумусовых подзолов под ельниками кустарничково-зеленомошными (межкроновые пространства) средние концентрации Ca находятся в пределах от 2.5 до 3.5 тыс. мг/кг, Mg – от 250 до 600 мг/кг, K – от 750 до 1000 мг/кг, Mn – от 100 до 400 мг/кг, Fe – от 6 до 20 мг/кг. Литературных данных, касающихся элементного состава почв на начальных стадиях послепожарных сукцессий еловых лесов для района исследований нет. Однако есть возможность сопоставить кислотность и элементный состав подстилки на однолетней гари сосняка кустарничково-зеленомошного [17] и в сообществе того же типа, для которого авторы указывают давность пожара ~300 лет [15, 17]. В межкроновых пространствах двух указанных сообществ величина pH составляла соответственно 4.93 и 4.08, концентрация Ca – 5072 и 1540 мг/кг, Mg – 80 и 296 мг/кг, K – 1436 и 560 мг/кг, Mn – 647 и 119 мг/кг, Fe – 20 и 10 мг/кг. По результатам нашего исследования на 8-летней гари и в 400-летних сообществах ельника кустарничково-зеленомошного величина pH составила 4.01 и 3.36, концентрации Ca – 6110 и 3485 мг/кг, Mg – 130 и 323 мг/кг, K – 1140 и 920 мг/кг, Mn – 262 и 86 мг/кг, Fe – 12 и 5 мг/кг. Сравнение показывает, что тенденции сукцессионных изменений верхнего почвенного горизонта в двух типах сообществ абсолютно идентичны, что подтверждает обоснованность основных заключений, сделанных по результатам настоящего исследования.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Сопоставление характеристик иллювиально-гумусовых подзолов в точно датированном на основе дендрохронологических методов пространственно-временном ряду лесных сообществ, имеющих давность последнего пожара от 8 до 400 лет, позволило выявить наличие длительных сукцессионных изменений, отражающих особенности взаимосвязи между почвами и растительными сообществами. В процессе восстановительной послепожарной сукцессии северотаежных темнохвойных лесов выявляется два существенных рубежа: 80 и 160–200 лет после пожара, на которых регистрируется восстановление мощности лесной подстилки, изменение актуальной кислотности, зольности и концентрации ряда важных элементов-биогенов в органогенном горизонте, а также кислотности элювиального и иллювиального горизонтов. На рубеже ~80 лет после пожара зольность подстилки уменьшается на 65%, концентрация Fe – на 70%. На рубеже 160–200 лет после пожара восстанавливается и стабилизируется на среднем уровне 9.7 см мощность лесной подстилки; величина pH подстилки и минеральных горизонтов снижается на 13–14%, концентрация Ca и K в органогенном горизонте уменьшается на 35–40%, Mn – на 55%. В минеральной части профиля значимого изменения содержания органического вещества и концентрации изученных макро- и микроэлементов в интервале давности пожара 8–400 лет не выявлено.

Сравнение характеристик лесной подстилки в среднетаежных темнохвойных лесах с давностью пожара 70 и более 500 лет подтвердило основные закономерности послепожарной динамики характеристик органогенного горизонта лесных почв, выявленные на примере сукцессионного ряда северотаежных сообществ: снижение актуальной кислотности и зольности, обеднение рядом важных элементов-биогенов, в наибольшей степени накапливающихся в фитомассе восстанавливающихся темнохвойных сообществ.

Благодарность. Исследование выполнено в рамках Госзадания (плановая тема № 01201458800) при финансовой поддержке программы РФФИ (проект № 14-04-01394-а). Экспедиционные исследования осуществляли при финансовой поддержке РФФИ (проект № 14-04-10112-к).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Безкоровайная И.Н., Тарасов А.П., Иванова Г.А., Богородская А.В., Краснощекова Е.Н.* Азотный фонд песчаных подзолов после контролируемых выжиганий сосняков Средней Сибири // Почвоведение. 2007. № 6. С. 775–783.
2. Глобальная оценка лесных ресурсов 2010 года. Основной отчет. Документ ФАО по лесному хозяйству № 163. Рим, 2011. 340 с.

3. *Горшков В.В.* Принципы и методы анализа давности и периодичности пожаров // Методы изучения лесных сообществ. СПб.: НИИ химии СПБГУ, 2002. С. 201–213.
4. *Горшков В.В., Ставрова Н.И., Баккал И.Ю.* Основные этапы восстановительной динамики северотаежных лесов // Динамика лесных сообществ Северо-запада России. СПб.: ВВМ, 2009. С. 228–236.
5. *Громцев А.И.* Ландшафтная экология таежных лесов: теоретические и прикладные аспекты. Петрозаводск: Изд-во КНЦ РАН, 2000. 144 с.
6. *Дегтева С.В., Дубровский Ю.А.* Динамика растительного покрова при восстановительных сукцессиях на гарях темнохвойных лесов Печоро-Илычского заповедника // Тр. Печоро-Илычского заповедника. 2010. Вып. 16. С. 35–41.
7. *Дымов А.А., Дубровский Ю.А., Габов Д.Н.* Пирогенные изменения подзолов иллювиально-железистых (средняя тайга, Республика Коми) // Почвоведение. 2014. №2. С. 144–154. doi 10.1134/S1995425511060075
8. *Евдокименко М.Д.* Роль пирогенного фактора в продуктивности и динамике сосновых лесов Забайкалья // Сибирский экологический журнал. 2011. Т. 18. № 6. С. 823–834. doi 10.1134/S1064229314020045
9. *Евдокименко М.Д.* Пирогенная дигрессия лиственничников Забайкалья и Северной Монголии // Лесной журнал. 2009. № 4. С. 12–18.
10. Классификация и диагностика почв. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
11. *Краснощеков Ю.Н., Безкоровайная И.Н., Кузьмиченко В.В.* Трансформация свойств лесной подстилки при контролируемом выжигании шелкопрядников в Нижнем Приангарье // Почвоведение. 2007. № 2. С. 170–178.
12. *Краснощеков Ю.Н., Чередникова Ю.С.* Постпирогенная трансформация почв кедровых лесов в южном Прибайкалье // Почвоведение. 2012. № 10. С. 1057–1067.
13. *Лукина Н.В., Никонов В.В.* Биогеохимические циклы в лесах севера в условиях аэротехногенного загрязнения. Апатиты: Изд-во Кольского НЦ РАН, 1996. Ч. 1. 213 с. Ч. 2. 192 с.
14. *Лукина Н.И., Никонов В.В.* Питательный режим почв северной тайги (природные и техногенные аспекты). Апатиты: Изд-во Кольского НЦ РАН, 1998. 316 с.
15. *Лукина Н.В., Орлова М.А.* Питательный режим почв старовозрастных лесов Кольского полуострова // Лесоведение. 2008. № 1. С. 11–22.
16. *Лукина Н.В., Орлова М.А., Исаева Л.Г.* Плодородие лесных почв как основа взаимосвязи почва–растительность // Лесоведение. 2010. № 5. С. 45–56.
17. *Лукина Н.В., Полянская Л.М., Орлова М.А.* Питательный режим почв северотаежных лесов. М.: Наука, 2008. 342 с.
18. *Лянгузова И.В., Горшков В.В., Баккал И.Ю., Бондаренко М.С.* Воздействие полиметаллической пыли на напочвенный покров сосняка лишайниково-зеленомошного // Вестник Поволжского ГТУ. Сер. лес. экология. Природопользование. 2015. № 3. С. 74–86.
19. *Манаков К.Н., Никонов В.В.* Биологический круговорот минеральных элементов и почвообразование в ельниках Крайнего Севера. Л.: Наука, 1981. 196 с.
20. Мировая реферативная база почвенных ресурсов 2014. Международная система почвенной классификации для диагностики почв и создания легенд почвенных карт. Исправленная и дополненная версия 2015. Доклады о мировых почвенных ресурсах 106. ФАО, МГУ им. М.В. Ломоносова, 2017. 203 с.
21. *Молчанов А.А.* Влияние пожаров на древостой // Тр. Ин-та леса АН СССР. 1954. Т. 16. С. 314–335.
22. Национальный атлас почв Российской Федерации. М.: Астрель АСТ, 2011. 632 с.
23. *Никонов В.В.* Биогеохимические особенности минерального обмена между почвой и растительностью в ельнике воронично-черничном // Биологическая продуктивность и обмен в лесных биогеоценозах Кольского полуострова. Апатиты: Изд-во Кольского филиала АН СССР, 1978. С. 18–36.
24. *Орлова М.А., Лукина Н.В., Камаев И.О., Смирнов В.Э., Кравченко Т.В.* Мозаичность лесных биогеоценозов и продуктивность почв // Лесоведение. 2011. № 6. С. 39–48.
25. *Орлова М.А., Лукина Н.В., Смирнов В.Э., Артемкина Н.А.* Влияние ели на кислотность и содержание элементов питания в почвах северотаежных ельников кустарничково-зеленомошных // Почвоведение. 2016. № 11. С. 1355–1367.
26. *Орлова М.А., Лукина Н.В., Смирнов В.Э., Исаева Л.Г.* Плодородие почв березовых лесов на северном пределе их распространения // Почвоведение. 2014. № 3. 327–339. doi 10.7868/S0032180X14030083
27. *Переверзев В.Н.* Лесные почвы Кольского полуострова. М.: Наука, 2004. 232 с.
28. *Переверзев В.Н., Свейструп Т.Е., Стрелкова М.С.* Генетические особенности альфегумусовых подзолов лесной зоны Северной Фенноскандии // Почвоведение. 2000. № 7. С. 789–799.
29. *Попова Э.П.* Особенности почвообразования в лесных биогеоценозах Приангарья в зависимости от давности пожаров // Генезис и география лесных почв. М.: Наука,1980. С. 40–52.
30. *Прокушкин А.С., Токарева И.В.* Влияние нагревания на органическое вещество лесных подстилок в условиях эксперимента // Почвоведение. 2007. № 6. С. 698–706.
31. *Раменская М.Л.* Микроэлементы в растения Крайнего Севера. М.–Л.: Наука ЛО, 1974. 159 с.
32. *Сапожников А.П.* Роль огня в формировании лесных почв // Экология. 1976. № 1. С. 42–46.
33. *Сапожников А.П., Карпачевский Л.О., Ильина Л.С.* Послепожарное почвообразование в широколиственно-кедровых лесах // Вестник Моск. гос. ун-та леса – Лесной вестник. 2001. № 1. С. 132–164.
34. *Сосорова С.Б., Меркушева М.Г., Убугунов Л.Л.* Пирогенное изменение содержания микроэлементов в почвах и растениях сосновых лесов Западного Забайкалья // Сибирский экологический журн. 2013. № 5. С. 661–674.
35. *Стороженко В.Г.* Датировка разложения валежа ели // Экология. 1990. № 6. С. 66–69.
36. *Ушакова Г.И.* Особенности формирования подстилки в двух типах еловых лесов // Дендрологические исследования в Заполярье. Апатиты: Изд-во Кольского филиала АН СССР. 1987. С. 47–62.

37. *Ушакова Г.И.* Биогеоценотические особенности елей и берез в редкостойных ельниках Крайнего севера и их роль в миграции элементов // Плодородие почв и продуктивность фитоценозов. Апатиты: Изд-во КНЦ АН СССР, 1991. С. 55–72.
38. *Фуряев В.В.* Роль пожаров в процессе лесообразования. Новосибирск: Наука, 1996. 252 с.
39. *Цыбарт А.С., Геннадиев А.П.* Влияние пожаров на свойства лесных почв Приамурья (Норский заповедник) // Почвоведение. 2008. № 7. С. 783–792.
40. *Чертов О.Г., Лянгузова И.В., Кордюкова Е.В.* Подвижность тяжелых металлов в загрязненных гумусово-иллювиальных подзолистых почвах // Почвоведение. 1985. № 5. С. 50–56.
41. *Шешуков М.А., Соловьев В.И., Найкруг И.Б.* Влияние различных факторов на повреждаемость древостоев и древесных пород пожарами // Тр. ДальНИИЛХ. 1978. Вып. 20. С. 145–150.
42. *Allen S., Grimshaw H.M., Parkinson J.A., Quarmby C.* Chemical analysis of ecological materials, 4th ed. Blackwell Scientific Publications. London, 1989. 565 p.
43. *Arocena J.M., Opio C.* Prescribed fire-induced changes in properties of sub-boreal forest soils // Geoderma. 2003. V. 113. P. 1–16. doi 10.1016/S0016-7061(02)00312-9
44. *Bormann B.T., Homann P.S., Darbyshire R.L., Morrissette B.A.* Intense forest wildfire sharply reduces mineral soil C and N: the first direct evidence // Can. J. For. Res. 2008. V. 38(11). P. 2771–2783. doi 10.1139/X08-136
45. *Certini G.* Effects of fire on properties of forest soil: a review // Oecologia. 2005. V. 143. P. 1–10. doi 10.1007/s00442-004-1788-8
46. *Certini G.* Fire as a soil-forming factor // Ambio. 2011. V. 43. P. 191–195. doi 10.1007/s13280-013-0418-2
47. *Dyrness C.T., Van Cleve K., Levison J.D.* The effect of wildfire on soil chemistry in four forest types in interior Alaska // Can. J. For. Res. 1989. V. 19. P. 1389–1396.
48. Fire in ecosystems of boreal Eurasia / Eds. J.G. Goldammer, V.V. Furyaev. Dordrecht: Kluwer Academic Publ., 1997. 528 p.
49. *Hart S., Luckai N.* Charcoal function and management in boreal ecosystems // J. Appl. Ecol. 2013. V. 50. P. 1197–1206. doi 10.1111/1365-2664.12136
50. *Kasin I., Ellingsen V.M., Asplund J., Ohlson M.* Spatial and temporal dynamics of the soil charcoal pool in relation to fire history in a boreal forest landscape // Can. J. of For. Res. 2017. V. 47(1). P. 28–35. doi 10.1139/sjfr-2016-0233
51. *Koolströom T., Kellomäki S.* Tree survival in wildfires // Silva Fennica. 1993. V. 27. P. 277–281.
52. *Murphy J.D., Johnson D.W., Walker W.W.* Wildfire effect on soil nutrients and leaching in a Tahoe Basin Watershed // J. Env. Qual. 2006. V. 35. P. 479–489. doi 10.2134/jeq2005.0144
53. *Neary D.G., Klopatek C.C., DeBano L.F., Ffolliott P.F.* Fire effect on belowground sustainability // For. Ecol. Manag. 1999. V. 122. P. 51–71. doi 10.1016/S0378-1127(99)00032-8
54. *Neff J., Harden J., Gleixner G.* Fire effect on soil organic matter content, composition and nutrients in boreal interior Alaska // Can J. For. Res. 2005. V. 35. P.2178–2187. doi 10.1139/X05-154
55. *Santin C., Doerr C.H.* Fire effect on soil: the human dimention // Phil. Trans. R. Soc. 2016. B 371. P. s20150171. doi 10.1098/rstb.2015.0171
56. The role of fire in northern circumpolar ecosystems / Eds. R.W. Wcin, D.A. MacLean. N.Y.: Wiley & Sons, 1983. 460 p.
57. *Verma S., Jayakumar S.* Impact of forest fire on physical, chemical and biological properties of soil: a revew // Proc. of the International Academy of Ecology and Environmental Science. 2012. V. 2(3). P. 168–176.
58. *Viro P.J.* Effects of forest fire on soil // Fire and ecosystems / Eds. T.T. Kozlowski and C.E. Ahlgren. N.Y.: Academic Press, 1974. P. 7–45.

Long-Term Post-Fire Changes in Soil Characteristics in Dark Coniferous Forests of the European North

N. I. Stavrova[a, *], I. B. Kalimova[a], V. V. Gorshkov[a], I. V. Drozdova[a], N. V. Alekseeva-Popova[a], and I. Yu. Bakkal[a]

[a] *Komarov Botanical Institute Russian Academy of Sciences, Professora Popova str., 2б Saint-Petersburg 197376, Russia*

**e-mail: nstavrova@gmail.com*

The purpose of the study was to assess changes in the characteristics of the upper horizons of soils during post-fire restoration of dark coniferous forests. Investigations were carried out in the northern taiga forests with the age of fire from 8 to 400 years in the Kola Peninsula and middle taiga forests with the age of fire of 70 and >500 years in the northern Cis-Ural region (the Pechoro-Ilychsky State Biospheric Reserve). Samples from 23 soil profiles on 18 test plots were analyzed. The actual acidity; loss on ignition; contents of exchangeable forms of K, Ca, and Mg and mobile forms of Mn, Fe, and Zn were determined. Two boundaries (~80 and 160–200 years after the fire) and three main periods in post-fire dynamics of the upper soil horizons s were established. In about 80 years after fire, the ash content and Fe concentration in the litter horizon are reduced. At the turn of 160–200 years after fire, the thickness of the forest litter is restored and stabilized at the level of about 9.7 (8.3–10.4) cm; the pH value and concentrations of Ca, K, and Mn in the litter horizon become lower. A conclusion is made about a significant change in soil characteristics in the post-fire succession of dark coniferous forests of the European North.

Keywords: Albic Podzols, Albic Retisols, acidity, elemental composition, post-fire succession, dark coniferous forests, northern taiga, middle taiga